

Université du Québec
INRS-Eau

**TRAITEMENT DES LIXIVIATS CONCENTRÉS EN MÉTAUX LOURDS SUITE À LA
DÉCONTAMINATION D'UN SOL PAR UN PROCÉDÉ BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE**

Par
Steeve Dufresne

CONFIDENTIEL

A été déconfidentialisé en 2014

Mémoire
présenté pour l'obtention
du grade de Maître ès science (M.Sc.)

Avril 1998

Remerciements

J'aimerais remercier mon directeur de recherche, monsieur Denis Couillard, pour avoir permis la présente recherche ainsi que pour son soutien financier durant mes études graduées. Malheureusement, monsieur Couillard est décédé du cancer durant la période de rédaction.

Je remercie monsieur Guy Mercier pour la supervision des travaux de recherche et pour sa collaboration dans la correction du présent mémoire suite au départ de monsieur Couillard.

Egalement, mes parents pour leur soutien financier et moral tout au cours de mes études, particulièrement au baccalauréat.

De plus, la collaboration des techniciens de l'INRS-EAU au cours des travaux de laboratoire a été grandement appréciée. Je remercie aussi le Centre de Recherche Minérale (CRM) pour avoir permis l'utilisation de leurs équipements.

La présente recherche fut financée en partie par le Fonds pour la Formation de Chercheurs et l'Aide à la Recherche (FCAR).

RÉSUMÉ

La présente recherche vise à la mise en place d'un procédé de traitement de lixiviats acides et riches en métaux. Ces derniers proviennent d'une unité de solubilisation biologique et chimique d'un sol contaminé en métaux lourds visant à respecter le critère C de la politique du Ministère de l'environnement et de la Faune du Québec; notamment pour le plomb, le cuivre et le zinc.

Le traitement à la chaux (hydroxyde de calcium) s'avère une approche simple et efficace pour la récupération des métaux en solution des lixiviats. Le procédé retenu utilise deux précipitations afin de récupérer, dans un premier temps, le fer en solution du bioréacteur à un pH de 3.5-3.6 sans que ce dernier soit un déchet dangereux. La deuxième précipitation se réalise à un pH 7.4-7.5 et elle permet la récupération complète des principaux métaux en solution : Fe^{3+} , Al^{3+} , Pb^{2+} , Fe^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} . L'effluent respecte alors les normes de rejet au réseau unitaire de la Ville de Québec tant pour la concentration en métaux que pour le pH. Le rejet zéro demeure une voie importante pour assurer la qualité de l'eau potable puisque les législations tendent de plus en plus à restreindre les rejets aux milieux récepteurs à cause des pressions exercées par la population.

La masse de précipité produite est directement proportionnelle à la quantité de chaux ajoutée. Le procédé génère 0.077 t résidus/t sol sec traité et nécessite 0.114 t chaux/t sol sec. De plus, il existe peu de différence qui justifie l'utilisation d'un lait de chaux ayant une concentration de 1% plutôt qu'un de 2% lors du traitement des lixiviats.

Les équilibres chimiques reliés aux carbonates semblent contrôler la solubilité des principaux contaminants examinés, à l'exception du plomb et du calcium. Le sulfate de plomb et le sulfate de calcium contrôlent la solubilité respective de ces derniers. Le niveau de carbone dissous de 10.0 mg/L avec un écart type de 5.0 mg/L est suffisant pour permettre la précipitation complète du cuivre, du zinc, du nickel et du fer ferreux. Les carbonates de nickel, de zinc et de fer ferreux (NiCO_3 , ZnCO_3 , FeCO_3) demeurent les formes les plus probables de se former. La malachite $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$, de couleur verte, contrôle la concentration résiduelle du cuivre. Les autres éléments, en l'occurrence le fer ferrique et l'aluminium se retrouvent sous forme d'hydroxydes.

A l'égard de l'analyse économique effectuée, le coût de traitement se chiffre à 71.43 \$ la tonne, dont 12.48 \$/t pour l'immobilisation et 58.95 \$/t pour les produits chimiques et les frais d'opération. Le site de Pointe-aux-Lièvres contient 30% de particules fines ($\phi < 2$ mm). Ceci implique alors un coût de 21.43 \$ la tonne de sol sec provenant directement du site. Ces coûts s'ajoutent bien sûr à ceux nécessaires pour le prétraitement et la solubilisation des métaux par la lixiviation biologique et chimique. L'usine doit servir à plus d'un projet, sinon les coûts d'immobilisation élevés rendent le traitement trop onéreux.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	iii
RÉSUMÉ	v
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	ix
1 INTRODUCTION	1
1.1 Décontamination des sols	2
2 REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1 Historique du site de la Pointe-aux-Lièvres	3
2.2 Effets sur l'environnement des métaux	8
2.3 Description des technologies disponibles	12
2.3.1 Précipitation et coprécipitation	12
2.3.2 Adsorption et absorption	15
2.3.3 Electrodéposition	16
2.3.4 Séparation par membranes	17
2.3.5 Extraction par solvant	18
2.3.6 Échange d'ions	19
2.4 Technologies en service au sein de l'industrie	20
2.5 Le choix d'une technologie	28
2.6 Équilibres chimiques	31
2.6.1 Produit de solubilité	31
2.6.2 Coprécipitation	34
2.7 Cinétique chimique	38
2.8 Diagrammes d'équilibre	43
3 MATÉRIEL ET MÉTHODE	47

4	RÉSULTATS	53
	4.1 Dynamique des métaux	55
	4.1.1 Le fer, l'aluminium et le plomb	59
	4.1.2 Le cuivre et le zinc	60
	4.1.3 Le nickel, le chrome et le calcium	61
	4.2 Paramètres de procédé	61
	4.2.1 Chaîne de traitement	62
	4.2.2 Récupération et valorisation du zinc	66
	4.2.3 Quantité de chaux	70
	4.2.4 Conditions opératoires	75
5	ÉQUILIBRE CHIMIQUE	77
	5.1 Diagrammes d'équilibre	79
	5.1.1 Le fer	79
	5.1.2 L'aluminium	79
	5.1.3 Le calcium	81
	5.1.4 Le zinc, le plomb et le cuivre	83
	5.1.7 Le nickel	88
	5.2 Forme solide contrôlant la solubilité	89
6	ANALYSE ÉCONOMIQUE	91
7	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	97
	BIBLIOGRAPHIE	101
	ANNEXES	111
	Annexe A : Diagrammes de procédé et résultats des essais, série 1	113
	Annexe B : Diagrammes de procédé et résultats des essais, série 2	143
	Annexe C : Test de lixiviation (TTC)	171
	Annexe D : Analyse économique	177

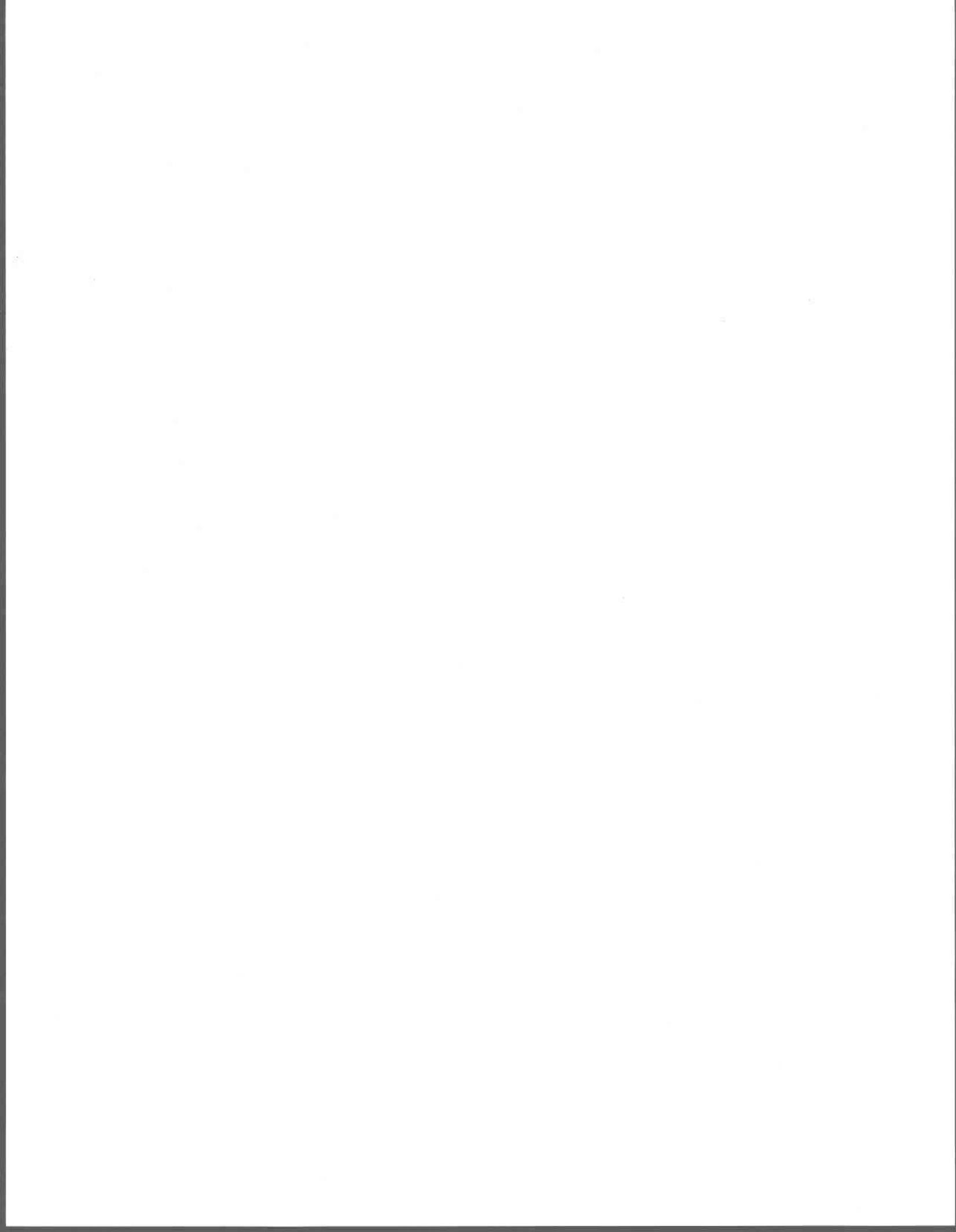
LISTE DES TABLEAUX

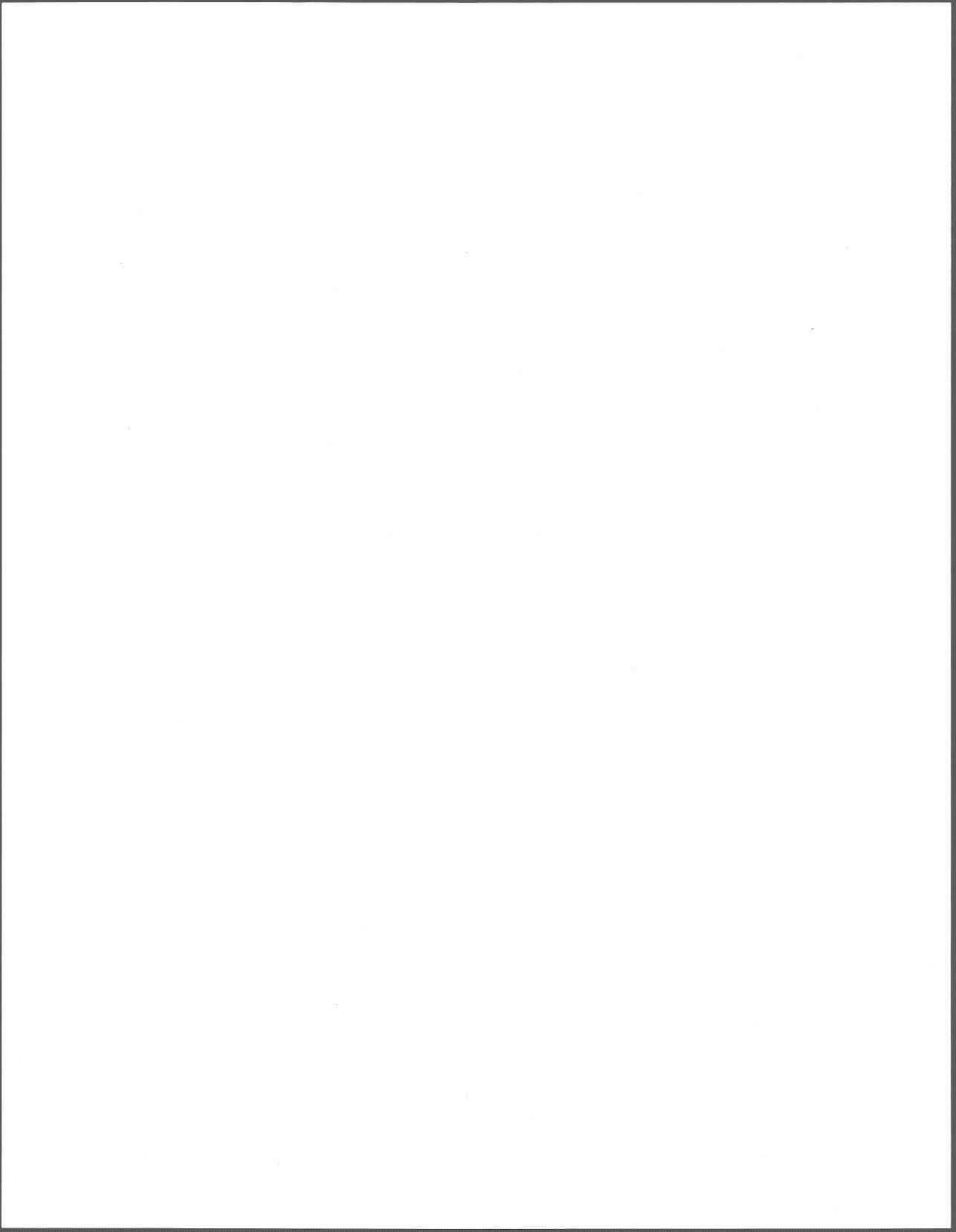
Tableau 2.1 Fonctions des anciens bâtiments de Pointe-aux-Lièvres	6
Tableau 2.2 Utilisation des espaces extérieurs de l'ancien site de la Pointe-aux-Lièvres	7
Tableau 2.3 Limites recommandées pour les substances chimiques constituant un risque pour la santé	9
Tableau 2.4 Normes en vigueur pour les rejets à l'égout de la Ville de Québec	11
Tableau 2.5 Revue de l'application des différentes technologies	21
Tableau 2.6 Sommaire des technologies utilisées	27
Tableau 2.7 Sommaire des produits chimiques utilisés	27
Tableau 2.8 Logarithme des constantes d'équilibre des sulfures et hydroxydes de certains métaux	32
Tableau 2.9 Effet de l'âge du complexe solution-précipité sur les constantes du produit de solubilité	33
Tableau 2.10 Influence de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sur les produits de solubilité (Fe^{3+} 50 mg/L)	37
Tableau 3.1 Granulométrie de la fraction inférieure à 2 mm du sol de Pointe-aux-Lièvres	47
Tableau 4.1 Teneur en plomb des lixiviats du Test de lixiviation de Transport Canada pour les précipitations de fer du bioréacteur	64
Tableau 4.2 Résidu de zinc produit	67
Tableau 4.3 Sommaire des consommations de chaux et de la quantité de boues produites	73
Tableau 5.1 Force ionique moyenne et coefficient d'activité des cations	77
Tableau 5.2 Principales espèces solides à considérer pour les diagrammes d'équilibre	83
Tableau 5.3 Solubilité prédite pour différentes concentrations en carbone dissous pour le zinc	85
Tableau 5.4 Forme du précipité contrôlant la solubilité des principaux métaux en solution	89
Tableau 6.1 Coût associé au procédé en dollars canadiens	92
Tableau 6.2 Coûts d'opération et de produits chimiques	94

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Chaîne de traitement conventionnelle de précipitation	13
Figure 2.2 Courbe typique pH-adsorption contre la concentration d'adsorbant	35
Figure 2.3 Diagramme des concentrations logarithmiques des différents complexes Fe-OH en équilibre avec Fe(OH) ₃ solide	36
Figure 2.4a Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de zinc	39
Figure 2.4b Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de nickel	40
Figure 2.4c Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de cadmium	40
Figure 2.5 Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de plomb	41
Figure 2.6a Effet du temps de coprécipitation du zinc et du cuivre avec l'hydroxyde ferrique	42
Figure 2.6b Effet du temps de coprécipitation du mercure et du cadmium avec l'hydroxyde ferrique	42
Figure 3.1 Schéma de traitement des lixiviats (montage expérimental)	50
Figure 4.1 Exemple de précipitations sélectives effectuées lors de la série 1	54
Figure 4.2 Activité du fer contre le pH	55
Figure 4.3 Activité de l'aluminium contre le pH	56
Figure 4.4 Activité du calcium contre le pH	56
Figure 4.5 Activité du plomb contre le pH	57
Figure 4.6 Activité du cuivre contre le pH	57
Figure 4.7 Activité du zinc contre le pH	58
Figure 4.8 Activité du nickel contre le pH	58
Figure 4.9 Activité du chrome contre le pH	59
Figure 4.10 Concentration en plomb dans les lixiviats contre le pH de précipitation : lixiviation du Ministère des Transports du Canada (TTC)	65
Figure 4.11 Concentration résiduelle de zinc contre le pH de précipitation	68
Figure 4.12 Poids du précipité recueilli contre la quantité de chaux ajoutée (série 1, 1%)	70
Figure 4.13 Poids du précipité recueilli contre la quantité de chaux ajoutée (série 2, 1%)	71
Figure 4.14 Poids du précipité recueilli contre la quantité de chaux ajoutée (comparaison des séries 1 et 2)	72
Figure 4.15 Procédé de traitement des lixiviats choisi	76
Figure 5.1 Diagramme d'équilibre du fer ferrique et du fer ferreux	80
Figure 5.2 Diagramme d'équilibre de l'hydroxyde d'aluminium	81
Figure 5.3 Diagramme d'équilibre du carbonate, de l'hydroxyde et du sulfate de calcium (Ct=10.0 mg/L de C et Cs = 670 mg/L)	82

Figure 5.4 Diagramme d'équilibre du carbonate et de l'oxyde de zinc ($C_t=10.0$ mg/L C)	85
Figure 5.5 Diagramme d'équilibre de la malachite et de l'hydroxyde de cuivre ($C_t=10.0$ mg/L C)	86
Figure 5.6 Diagramme d'équilibre du carbonate, du carbonate hydroxyde et du sulfate de plomb ($C_t=10.0$ mg/L C et $C_s=670$ mg/L S)	87
Figure 5.7 Diagramme d'équilibre du carbonate de nickel ($C_t=10.0$ mg/L de C)	88
Figure 6.1 Coûts d'opération et d'immobilisation reliés au procédé	93





1 INTRODUCTION

La réhabilitation des sols contaminés constitue un défi de taille pour les propriétaires de sites désirant utiliser ces sols. En fonction du type de contamination (organique ou inorganique), du degré de contamination et de l'effet de ce site sur l'environnement (contamination des eaux souterraines et cours d'eau), les propriétaires doivent apporter, selon la complexité du site, des correctifs importants. Des méthodes de correction sont disponibles mais les coûts engendrés sont prohibitifs et la validité environnementale de celles-ci est discutable. Par exemple, l'excavation et le confinement dans des sites spécialisés ne fait que transférer le problème. L'imperméabilisation (par ajout d'une couche de matériau à faible perméabilité) du sol contaminé diminue le potentiel de contamination sans l'éliminer et provoque des restrictions quant aux utilisations possibles du site. Pour le cas des très petits sites, certaines technologies onéreuses peuvent être appliquées mais lorsque les quantités deviennent plus grandes, les coûts limitent les interventions. En plus d'être onéreuses, les technologies sont souvent spécifiques à une contamination précise et les procédés permettant une décontamination globale à des coûts compétitifs sont quasi inexistantes, surtout dans les cas de contamination mixte (métaux et organiques). Pour les propriétaires de terrains, les moyens économiques disponibles pour déclasser les sites contaminés en vue d'exploitations futures sont, à l'heure actuelle, à peu près absents.

Le projet de recherche mis de l'avant par l'équipe du docteur Denis Couillard de L'INRS-EAU s'inscrit dans un contexte de mise à l'essai d'un procédé global permettant un traitement économique et efficace des contaminants organiques et inorganiques. La démarche de recherche est effectuée avec un souci constant des implications financières de la filière de traitement proposée. L'originalité de ce projet repose sur l'utilisation de nouvelles technologies en pleine période de développement, les biotechnologies. La biotechnologie de décontamination des métaux a été développée à l'INRS-EAU au cours des dernières années et sera appliquée, en démonstration, sur un site contaminé de la Ville de Québec.

1.1 Décontamination des sols

La décontamination d'un sol dépassant les normes pour les métaux comporte trois étapes principales : le prétraitement, la mise en solution des métaux et le traitement des lixiviats. Le présent projet de maîtrise vise à développer la troisième étape, le traitement des lixiviats provenant de la solubilisation des métaux. Les travaux de laboratoire vont permettre de déterminer les paramètres optimaux du procédé choisi. Pour vérifier la viabilité du traitement proposé, une étude économique sera effectuée avec les résultats obtenus lors des essais au laboratoire pour estimer le coût global du traitement des lixiviats pour le site de la Pointe-aux-Lièvres.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

La mise en place d'un système de traitement des lixiviats riches en métaux, produits lors de la mise en solution, exige une bonne compréhension des technologies disponibles et des équilibres chimiques. Ces équilibres chimiques prédisent la concentration résiduelle en métaux des solutions traitées et dépendent de la chaîne de traitement utilisée. Le choix de cette chaîne de traitement demande de bien connaître les caractéristiques physiques et chimiques des lixiviats à épurer. Ces caractéristiques dépendent bien sûr du sol à décontaminer, d'où la nécessité d'aborder l'historique du site à restaurer.

De plus, le procédé choisi doit répondre à plusieurs critères tels que la fiabilité mécanique et d'épuration, la simplicité d'opération et le contrôle facile des conditions opératoires par un automate de contrôle.

2.1 Historique du site de la Pointe-aux-Lièvres

Le site de Pointe-aux-Lièvres a connu au cours des années des utilisations diversifiées associées particulièrement à des usages commerciaux et industriels. Le développement de ce secteur de la Ville de Québec s'est situé historiquement dans la foulée de l'essor économique d'après-guerre. Il fut utilisé jusqu'au début des années 80, moment où l'occupation du site a été optimale. En effet, ce n'est qu'à cette période, peu avant les événements de Québec 84, que le démantèlement des nombreux bâtiments présents sur le site fut complété sous la responsabilité de la Ville de Québec. Dès lors, les orientations de développement du secteur étaient clairement définies au niveau des autorités municipales; qui voulaient ainsi consolider ce milieu au niveau de la trame urbaine et l'affecter à des fins récréatives (parcs et espaces verts) dans sa partie nord et à des fins résidentielles (moyenne et haute densités) pour une très grande proportion du site. (Ville de Québec, 1992)

Les mêmes auteurs du document intitulé : «Caractérisation préliminaire Pointe-aux-Lièvres», rédigé par Laboratoire de génie sanitaire du Québec et Option Aménagement pour la Ville de Québec, mentionnent que l'historique du site se limite à la période d'après-guerre, moment où le site a d'avantage été utilisé à des fins industrielles. Un moulin à scie a déjà été en opération dans la portion sud du site à l'époque des grands chantiers navals de la région (1867).

Dans la période considérée (1945-1980), les utilisations ont été diverses, comme en témoignent les éléments présentés ci-après. La première installation à s'établir sur le site de Pointe-aux-Lièvres fut celle de l'incinérateur municipal vers les années 1940. Elle répondait à des besoins importants au niveau de la salubrité publique, en raison de l'essor de l'urbanisation dans la région de Québec à cette époque. Ce n'est qu'à partir de la seconde moitié des années quarante que vinrent s'établir trois autres entreprises industrielles, le long de la rue Dorchester-Sud (actuellement rue de la Pointe-aux-Lièvres; il s'agissait des entreprises Tuyaux Vibrés (1945), fabricant de produits de béton; Cobra Industries (1946), spécialisé dans l'usinage des métaux et de galvanisation; et de Fine Children's Wear (1948), manufacturier de vêtements pour enfants.

Entre 1950 et 1957, diverses implantations industrielles et commerciales sont venues s'ajouter à celles déjà présentes. Un important concessionnaire automobile de la région de Québec à cette époque (Laurentides Automobiles), concessionnaire des produits Ford, s'est implanté entre 1952 et 1957; des travaux de remblai le long de la rivière Saint-Charles ont dû être effectués pour permettre son implantation.

La compagnie Cobra Industries, déjà implantée sur le site, prend de l'expansion et agrandit ses installations en 1957, pour y greffer un atelier d'usinage de l'acier. En 1953, s'implante une usine similaire; il s'agit de Metal Treatments Inc. Durant la même période, l'incinérateur municipal agrandit de manière importante ses installations (1954). Selon les données recueillies auprès de la Ville par les auteurs, les cendres étaient disposées à l'extérieur du site de la Pointe-aux-Lièvres.

Au cours de la période 1957 à 1973, le site a été totalement occupé. Toutefois, les dernières installations à y être implantées, à l'exception de la station-service Texaco et d'une annexe industrielle, se veulent de moindre importance, en raison de leur fonction liée principalement à l'entreposage et à l'administration.

Au cours des années 60-70, les compagnies Cobra Industries et Metal Treatment Inc. changent de propriétaire et se fusionnent sous le nom de Dynamic Industries (Pylonex). Une annexe industrielle est alors construite, adjacente à l'usine principale (atelier de construction métallique) et l'usine secondaire est agrandie et convertie en entrepôt (1957). Durant cette même période, le bâtiment abritant la compagnie Fine Children's Wear change de vocation et est occupé par un détaillant de meuble (J.O.Fiset). Adjacente à cet immeuble, s'installe une station service de la compagnie pétrolière Texaco.

Au début des années 1970, d'importants travaux furent entrepris le long de la rivière Saint-Charles. Ces travaux visaient particulièrement la mise en place de murs de part et d'autre de la rivière, d'un ouvrage de contrôle de même que d'intercepteurs d'eaux usées, lesquelles auparavant se jetaient directement dans la rivière. Ces interventions visaient à récupérer les espaces riverains à des fins récréatives, tout en assurant une meilleure gestion des eaux de la rivière.

Tableau 2.1 Fonctions des anciens bâtiments de Pointe-aux-Lièvres (Ville de Québec, 1992)

Etablissements	Fonctions des bâtiments
Laurentides Automobiles	-Entreposage de voitures -Salle de montre -Atelier de réparation mécanique* -Atelier de carrosserie* -Bureau administratif
Pylonex	-Usinage des métaux* -Atelier de construction métallique* -Entrepôt -Bureau administratif
J.O. Fiset	-Salle de montre
Station-Service Texaco	-Atelier de réparation mécanique* -Pompe à essence*
Propriétés municipales	-Premier incinérateur* -Deuxième incinérateur* -Bureau et hangar -Pesée publique
Tuyaux Vibrés	-Bureau administratif -Atelier de malaxage du ciment* -Atelier de fabrication des tuyaux de ciment* -Entrepôt

*emplacement potentiellement contaminé

Tableau 2.2 Utilisation des espaces extérieurs de l'ancien site de la Pointe-aux-Lièvres
(Ville de Québec, 1992)

Etablissements	Fonctions des bâtiments
Laurentides Automobiles	-Aire d'entreposage de voitures - Aire de stationnement (clientèle)
Pylonex	-Aire de service -Aire d'entreposage de piliers d'acier -Aire d'entreposage de structures métalliques -Aire de stationnement des employés -Aire d'entreposage
J.O. Fiset	-Aire de stationnement (clientèle)
Station-Service Texaco	-Aire de service (clientèle)
Propriétés municipales	-Aires de stationnement -Aire de circulation des bennes à ordures
Tuyaux Vibrés	-Aires d'entreposage de matières premières -Aire de stationnement des employés -Aires d'entreposage des produits finis

Jusqu'au début des années 1980, l'ensemble du site à l'étude était occupé par les différentes entreprises ou installations décrites précédemment. Laboratoire de génie sanitaire du Québec Inc. et Option Aménagement Inc. ont localisé et défini lors de leur recherche les différentes fonctions à l'intérieur des bâtiments, de même que celles présentes à l'extérieur de ceux-ci. Les tableaux 2.1 et 2.2 présentent respectivement les fonctions intérieures des bâtiments et l'utilisation des espaces extérieurs.

2.2 Effets sur l'environnement des métaux

La population tolère de moins en moins l'émission et le rejet de métaux dans l'environnement. Cette prise de conscience des risques sur la santé pousse les autorités gouvernementales à resserrer les normes. Au niveau de l'eau potable, les normes pour la santé humaine sont de plus en plus sévères. Le tableau 2.3 montre les concentrations maximales des substances chimiques constituant un risque pour la santé au Québec ainsi que les recommandations du ministère canadien de la Santé nationale et du Bien-Être social.

Comme les usines de traitement d'eau potable n'enlèvent pas efficacement les métaux dissous lors du traitement, le contrôle des rejets devient un moyen pour assurer un niveau acceptable des métaux lourds au sein de l'eau potable. La problématique du plomb, qui attaque le système hématopoïétique et les processus enzymatiques participant à la biosynthèse de l'hème, est un bon exemple de l'importance d'éviter le déversement de métaux toxiques dans les cours d'eau (Desjardins et al., 1989). L'aluminium, bien que non réglementé, soulève bien des questions face à la maladie de l'Alzheimer.

Certains métaux jouent un rôle essentiel au sein du métabolisme des organismes vivants tel que le manganèse, le fer, le cobalt, le cuivre, le zinc et le molybdène. D'autres, par contre, comme le plomb et le mercure sont des poisons potentiellement accumulables dans les chaînes alimentaires. L'homme se retrouve normalement à un niveau trophique élevé dans les chaînes alimentaires, ce qui le rend plus propice à l'ingestion et à la bioaccumulation du plomb ou du mercure.

Tableau 2.3 Limites recommandées pour les substances chimiques constituant un risque pour la santé (Desjardins, 1988)

Substance chimique	Règlement*	Recommandations **	
	Concentration maximale acceptable (mg/L)	Concentration maximale acceptable (mg/L)	Objectif (mg/L)
Antimoine	-----	-----	≤0,0002
Argent	0,05	0,05	≤0,005
Arsenic	0,05	0,05	≤0,005
Baryum	1	1	≤0,1
Bore	5	5	≤0,01
Cadmium	0,005	0,005	≤0,001
Chrome	0,05	0,05	≤0,0002
Cyanure (libre)	0,2	0,2	≤0,002
Fluorures	1,5	-----	-----
Mercure	0,001	0,001	≤0,0002
Nitrates et nitrites	10	10	≤0,001
Plomb	0,05	0,05	≤0,001
Sélénium	0,01	0,01	≤0,002
Sulfate	500	500	< 150
Uranium	-----	0,02	≤0,001

* Règlement sur l'eau potable (Québec)

** Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

La provenance des métaux n'est pas qu'industrielle. Les métaux lourds se retrouvent largement sous forme minérale et naturelle en tant que sulfures, oxydes, carbonates et silicates (Dean et al., 1972). Ces composés habituellement insolubles se dissolvent lentement dans l'eau de pluie (ruissellement et percolation) et l'eau souterraine. Par contre, le rejet à l'environnement d'ions solubles détruit cet équilibre et forme, même après précipitation au niveau du milieu récepteur, un risque pour l'environnement et la santé humaine.

Le traitement des eaux usées municipales nécessite certaines conditions afin de permettre au traitement secondaire, parfois biologique, de se réaliser. L'activité bactérienne peut être sérieusement inhibée par un choc toxique ou des concentrations élevées de métaux lourds au sein des biofiltres. Les municipalités fixent elles-mêmes les normes pour le rejet à l'égout d'effluents domestiques ou industrielles. La Ville de Québec, par un règlement municipal, a bien établi des normes pour les rejets industriels telles que décrites dans le tableau 2.4. Les eaux traitées par le procédé retenu dans le cadre du présent projet doivent respecter ces dernières, tant pour la concentration en métaux que pour le pH, afin d'éviter d'endommager le réseau d'égout de la municipalité. Il n'existe actuellement aucune norme en vigueur provenant de la Communauté Urbaine de Québec, même si cette dernière a adopté un règlement en 1995. Ce dernier n'est pas en vigueur.

Tableau 2.4 Normes en vigueur pour les rejets à l'égout de la Ville de Québec

(Ville de Québec, 1987)

Composés	Concentration maximale permise (mg/L)
Composés phénoliques	1,0
Cyanures	5,0
Sulfures	5,0
Cadmium	2,0
Chrome	5,0
Cuivre	5,0
Nickel	5,0
Zinc	10
Plomb	5,0
Mercure	0,05
Arsenic	10

Les lixiviats acides provenant de la lixiviation des métaux dépassent de 2 à 4 fois les valeurs maximales permises pour le rejet dans le réseau d'égout sanitaire (tableau 2.4). Cette réalité oblige évidemment une séparation des métaux de l'effluent par une technologie éprouvée et peu coûteuse, en recherchant dans la mesure du possible, un rejet zéro des métaux lourds dangereux pour la santé. La valorisation des résidus métalliques reste évidemment importante pour éviter leur enfouissement. Après les métaux précieux, le plus grand intérêt pour le recyclage se porte vers les métaux non-ferreux (Spendlove, 1976; U.S. Department of Commerce, 1975).

2.3 Description des technologies disponibles

De nombreuses technologies existent actuellement sur le marché pour décontaminer des effluents. La présente section vise à faire une revue des technologies possibles et des conditions particulières dans lesquelles chacune d'entre-elles s'applique.

2.3.1 Précipitation et coprécipitation

La procédure généralement utilisée est de doser continuellement l'effluent avec de la chaux hydratée, du carbonate neutre ou acide de calcium, de la soude caustique ou de l'hydroxyde de magnésium. Les métaux solubles se séparent et se concentrent comme hydroxydes métalliques insolubles. La plupart des métaux intéressants (cobalt, cuivre, cadmium, nickel, manganèse, ...) précipitent à un pH supérieur à six ou sept, permettant une certaine possibilité d'une séparation du fer ferrique qui précipite à un pH inférieur à cinq (Brooks, 1986).

La séparation liquide-solide, après un temps de réaction donné, se réalise par décantation et filtration avec un filtre à vide, un filtre rotatif ou un filtre-presse comme le montre la figure 2.1.

Certaines limitations existent pour la précipitation par hydroxydes (Peters and Ku, 1984) : les précipités d'hydroxydes tendent à se rompre si le pH de la solution change; l'enlèvement des métaux par précipitation en tant qu'hydroxydes d'un mélange de métaux peut ne pas être efficace, puisque la solubilité minimale des différents métaux se trouve à des valeurs différentes de pH; la présence d'agents complexant inhibe l'enlèvement des métaux; les cyanures interfèrent la récupération des métaux; le chrome de valence six n'est pas récupérable.

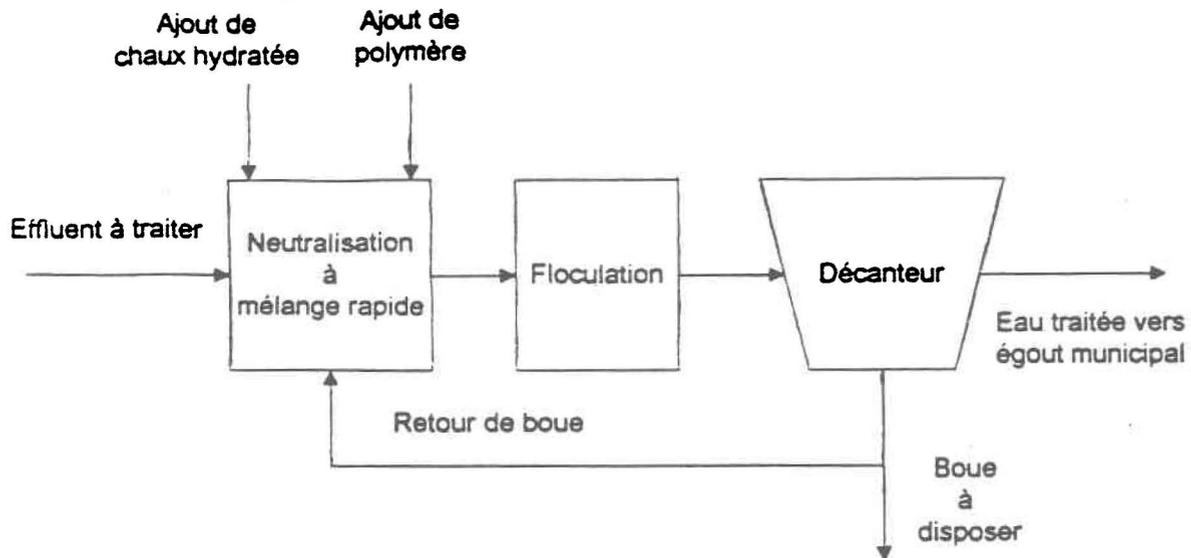


Figure 2.1 Chaîne de traitement conventionnelle de précipitation

La précipitation par carbonates ou par sulfures des métaux lourds sont deux alternatives efficaces au traitement par hydroxydes. McFadden et al. (1985) mentionnent que plusieurs raisons suggèrent l'utilisation de la précipitation en tant que carbonates : 1) la précipitation a lieu à un pH inférieur que celle avec des hydroxydes; 2) les précipités ainsi formés sont plus denses et ils décantent mieux; 3) les boues produites ont de meilleures caractéristiques.

La précipitation par sulfures se réalise normalement avec des bases tel que : Na_2S , NaHS , H_2S ou FeS (Bhattacherya et al., 1979; Robinson and Sum, 1980; Yeligar et al., 1981; Higgins and Termaath, 1981; Godd and Sund-Hagelberg, 1985; McAnally and Benefield, 1984).

Des procédés de précipitation par sulfures sont commercialement disponibles pour épurer des effluents industriels (Yeligar et al., 1981; Higgins and Termaath, 1982; Godd and Sund-Hagelberg, 1985). En milieu acide avec un pH inférieur à sept, la solubilité plus faible des sulfures de cadmium, cobalt, cuivre, chromium, nickel, manganèse, zinc, etc., permet d'atteindre des concentrations plus faibles que celles obtenues par précipitation selon les sels d'hydroxydes.

D'autres produits chimiques sont utilisés dans l'industrie. Les sels solubles de baryum servent pour récupérer le baryum sous forme de chromate dans les usines de finition de métal (Fadgen, 1952 et 1955). Plusieurs recherches traitent également de l'utilisation de réactifs organiques (Mallory, 1968; Riley and Topping, 1969; Zievers, 1975). Cependant, des coûts initiaux élevés ainsi qu'une régénération du solvant rendent presque impossible ce type d'application (Brooks, 1986).

La coprécipitation est souvent un moyen efficace pour la réduction des métaux lourds des effluents (Mukai et al., 1979; Benefield et al., 1982; Snoeyink et al., 1980; Huang et al., 1982). Un métal souvent utilisé lors d'une coprécipitation est le fer, ajouté sous forme de FeCl_3 ou de FeSO_4 (McFadden et al., 1985). La formation d'hydroxydes de fer entraîne par coprécipitation, selon le pH utilisé, la réduction des autres métaux comme l'ont démontrée les études de Mukai et al. (1979), McFadden et al. (1985), Patterson (1988), etc. D'autres substances peuvent aussi servir à la coprécipitation des ions métalliques tel que le sable (Edwards and Benjamin, 1989), les particules de fer (Mayenkar and Lagvankar, 1984), les sels d'aluminium (Aulenbach, 1985), le gravier ou la brique broyée (Aziz et Smith, 1992).

La séparation des floccs de précipités formés lors de la coagulation, généralement de faible granulométrie, se réalise par floculation, décantation et filtration. Il faut avoir généralement

recours à un polymère lors de la floculation pour favoriser l'agglomération des floes. Des particules de plus grosses tailles et de masse supérieure favorisent la décantation. La séparation des particules est alors plus facile.

2.3.2 Adsorption et absorption

Différentes études abordent le principe de l'adsorption ou de l'absorption comme technique d'enlèvement des métaux en solution. L'adsorption du plomb est possible sur un gel d'oxyde de fer ou d'oxyde d'aluminium servant pour la récupération du plomb et du cadmium (Srivastava et al., 1988). Slapik et al. (1982) utilise une colonne à bulles avec du chlorure ferrique et de la soude pour récupérer le plomb. L'utilisation de pneus déchiquetés jumelée à un système d'ajustement du pH à la chaux permet l'enlèvement des métaux traces comme le plomb, le cuivre, le zinc, le chrome et le cadmium sous une concentration de 0.1 ppm (Netzer et al., 1974).

D'autres produits ou méthodes ont été utilisés et mentionnés dans la littérature : le sable (Edwards and Benjamin, 1989), l'utilisation de sels d'ammonium et d'agents complexant (à base de cellulose) (Licsko and Takacs, 1986), l'adsorption sur des floes d'hydroxydes de fer ferrique (McIntyre et al., 1983), l'adsorption sur charbon activé (Wang et al., 1990).

Cependant, la neutralisation des lixiviats doit avoir lieu pour permettre leur rejet au réseau d'égout sanitaire; ces derniers ayant un pH autour de deux. L'immobilisation d'un système de neutralisation et d'adsorption ou d'absorption seulement pour l'enlèvement des métaux n'est pas souhaité. Un seul système serait suffisant pour atteindre les normes de rejet. L'agent adsorbant

ou absorbant doit être alimenté dans le même réacteur que celui utilisé pour la neutralisation. Mais la manutention de plusieurs produits nécessitent des coûts supplémentaires non désirés dans la cas présent.

2.3.3 Electrodeposition

Plusieurs métaux présents dans les effluents peuvent être récupérés par électrodeposition, utilisant des anodes insolubles. Ce procédé fonctionne bien pour la récupération du cuivre (Dean et al., 1972). Par contre, la présence d'autres métaux en solution réduirait l'efficacité du procédé (Dean et al., 1972).

En règle générale, l'électrodeposition s'applique pour un effluent ayant une contamination simple (un seul métal) avec une concentration d'environ un pourcent massique (Brooks, 1986). Lorsque l'effluent à épurer contient moins d'un pourcent, certaines modifications doivent avoir lieu au procédé afin de permettre un enlèvement efficace sans nécessiter une consommation excessive d'énergie. Ces modifications consistent à la mise en place d'électrodes à grande surface (Williams and Keating, 1983; cité par Brooks, 1986), d'électrodes rotatives (Cook, 1983; cité par Brooks, 1986), d'électrodes à lit fluidisé (Kelsall, 1983; cité par Brooks, 1986) et d'autres améliorations dans la géométrie des électrodes pour améliorer la cinétique de déposition.

Les métaux comme le cuivre, le plomb, se récupèrent aisément par un procédé électrolytique. Par contre, d'autres métaux tel que le nickel ne peuvent pas se déposer avec succès aux électrodes (Boyd and Fulk, 1989), ce qui limite l'électrodeposition en tant que moyen technique

applicable aux lixiviats actuels. Ces lixiviats contiennent une gamme de métaux qui risque d'engendrer une compétition entre les cations métalliques. Par exemple, la présence de plomb ou de cadmium empêche la récupération du zinc.

2.3.4 Séparation par membranes

L'osmose inverse et l'électrodialyse sont deux procédés utilisant des membranes semi-perméables applicables à la récupération des ions métalliques (Michaels, 1968; Lacey, 1972; Lonsdale and Podall, 1972; Golomb, 1970 et 1973; Channabasappa, 1970; Spatz, 1979; Applegate, 1984). Dans le cas de l'osmose inverse, le taux d'enlèvement se situe de 95 à 98 % avec une membrane à base d'acétate de cellulose (Brooks, 1986). La pression exercée pour forcer l'écoulement à travers la membrane varie de 345 à 4134 kPa pour une capacité d'environ 2 m³/m² pour une journée d'opération.

En électrodialyse, des membranes cationiques et sélectives s'insèrent entre les électrodes dans des cellules électrolytiques. Un courant électrique continu fait migrer les ions pour permettre la récupération des métaux. Le polystyrène sulfoné constitue généralement les membranes sélectives aux cations.

La séparation par membrane se prête bien aux solutions diluées comme les eaux de rinçage. Les membranes sont par contre fragiles mécaniquement et vulnérables à la dégradation par corrosion ainsi qu'à l'oxydation. Une séparation efficace nécessite également l'élimination de particules insolubles ou en suspension, lesquelles bloquent la surface de la membrane. Étant donné le caractère acide et turbide des lixiviats à épurer, la séparation par membrane ne présente pas une solution mécaniquement envisageable.

2.3.5 Extraction par solvant

L'industrie métallurgique utilise l'extraction par solvant depuis de nombreuses années pour un large inventaire de séparations. Cette technique se retrouve maintenant, mais plus récemment, dans l'enlèvement des métaux solubles des eaux usées, applicable à une solution mixte contenant notamment : cobalt, cadmium, cuivre, nickel, molybdène, chrome, vanadium, zinc, uranium, etc. La séparation se réalise en contact avec une phase organique immiscible pour former des sels ou des composés complexés (liés), lesquels donnent une distribution de solubilité favorable entre la phase aqueuse et organique. Différents types de composés sont applicables pour l'extraction tel que : les acides dicarboxyliques, les amines aliphatiques ou aromatiques, les acides aminés, les composés phénoliques, les phosphates alkyl, etc. Certaines études ont portées sur les mécanismes de réaction des interactions entre le métal et l'agent organique et sur les conditions d'extraction (Bailar, 1956; Morrison and Freiser, 1967; Stary, 1964; Katzin, 1966; Marcus and Kertes, 1969).

L'extraction par solvant, avec une variété de réactifs organiques, permet la récupération non sélective des métaux de solutions mixtes. Comme le projet actuel de recherche vise la valorisation des métaux présents dans les lixiviats à traiter, l'extraction par solvant ne s'avère pas une solution envisageable pour la récupération des ions métalliques. De plus, l'utilisation d'un solvant organique oblige une gestion et une régénération de ce dernier pour éviter des déversements sur le site de traitement. Elle risque aussi d'engendrer des coûts élevés en produit chimique, ce qui n'est nullement souhaité dans ce projet.

2.3.6 Échange d'ions

L'échange d'ions a récemment reçu une attention considérable pour la séparation et la concentration d'une variété de métaux des eaux usées. Les développements touchent surtout l'industrie du placage et de transformation des métaux pour l'enlèvement du chromium, du cobalt, du cuivre, du cadmium, du nickel, du fer et du zinc. Le transfert de cations de la solution se fait habituellement avec l'acide sulfonique de la résine en polystyrène. La régénération de la résine s'effectue avec un traitement à l'acide.(Brooks, 1986)

Il existe des systèmes d'échange ionique moins conventionnels. L'un d'eux implique un échange de métaux avec un polyélectrolyte tel que l'acide polygalacturonique ou l'acide polyméthacrylique, avec une régénération acide pour récupérer le métal (Jellinek and Luh, 1972; Jellinek and Sangal, 1972). Un autre type consiste à l'utilisation de fibres comme des polyamines, du polystyrène, du polyméthacrylate et bien d'autres, pour faire l'échange avec les sites introduits par sulfonation et les ions métalliques de la solution (Fuest and Smith, 1970).

L'échange ionique s'applique pour des effluents relativement faibles en particules colloïdales insolubles, ayant une concentration totale inférieure à mille parties par million en métaux totaux et qui présentent une faible compétitivité des cations (Brooks, 1986). Le coût élevé d'opération et la capacité de charge possible limitent le recours à cette technique d'épuration selon Dean et al. (1972). Cette technique sert plutôt à polir un traitement déjà effectué, et rarement pour la récupération (Patterson, 1988).

Comme les lixiviats contiennent de nombreux métaux, les risques de compétition des cations risque d'être forts et pourraient s'avérer un obstacle pour permettre l'épuration complète et l'atteinte des normes en vigueur pour le rejet à l'égout. De plus, le procédé mis en place doit être peu onéreux afin de concurrencer les technologies actuelles de décontamination des sols. Le coût associé au traitement des lixiviats vient s'ajouter à ceux inhérents à la lixiviation des métaux, qui constitue l'amont du présent projet de recherche.

2.4 Technologies en service au sein de l'industrie

Différentes technologies peuvent être mises en oeuvre pour traiter les effluents industriels riches en métaux lourds. Le procédé retenu doit assurer l'atteinte des normes dès sa mise en service. Des modifications majeures ne sont pas envisageables afin d'éviter des coûts additionnels d'immobilisation. Une revue des études réalisées par différents chercheurs sur les technologies en service au sein de l'industrie va permettre de connaître quel type de traitement s'avère le plus adéquat pour les lixiviats actuels. Les types de technologies et des produits chimiques utilisés se retrouvent sommairement dans les tableaux 2.6 et 2.7.

Tableau 2.5 Revue de l'application des différentes technologies

Type d'effluent à traiter	Technologie utilisée	Référence
Eau usée de traitement de gaz acide	Coprécipitation avec NaOH, Ca(OH) ₂ , Na ₂ S, FeCl ₃	Lefers et al. 1987
Lixiviat d'un site d'enfouissement sanitaire	Coagulation et précipitation avec Ca(OH) ₂	Keenan et al. 1984
Eau contaminée en métaux (synthétique à 100 ppm)	Précipitation, absorption avec pneu déchiqueté et Ca(OH) ₂	Netzer et al. 1974
Eau de lixiviation de boue d'épuration municipale.	Précipitation avec Ca(OH) ₂	Jenkins et al. 1981
Eau usée industrielle contaminée en métaux lourds	EXXFLOW® Microfiltration avec hydroxydes, sulfites et diéthylthiocarbamate	Squires 1992
Eau de nettoyage de centrale électrique	Absorption avec EDTA et grenaille de fer	Mayenkar and Lagvankar 1984
Eau usée industrielle, fabrication de nickel	Précipitation et coprécipitation avec carbonate de fer	Fadden et al. 1985

(suite)

Lixiviat de traitement chimique, boues d'usine de traitement des eaux usées municipales	Précipitation et absorption Ca(OH)_2 , AlSO_4 , anitrilotriacetate de sodium (NTA)	Nilsson and Wilkenson 1971
Eau usée industrielle, placage et finition de métaux	Revue de différents systèmes	Davis and Sandy 1990
Eau usée industrielle, circuit imprimé	Précipitation 1. NaOH et FeSO_4 2. NaOH , NaBH_4 , et NaHSO_3	Lindsay et al. 1985
Solution aqueuse de métaux	Précipitation NaOH $\text{Cu(NO}_3)_2$	Patterson 1988
Eau mixte pluie et industrielle arsenic (5+) soluble	Séparation huile-eau avec flotation, filtration et adsorption (utilisation de NaOH)	Wang et al. 1990
Eau usée synthétique industrielle	Adsorption sur hydroxydes de fer et sable avec $\text{Fe(NO}_3)_3$	Edwards and Benjamin 1989
Eau industrielle, placage du chrome	Précipitation avec NaOH , FeSO_4 , NaHSO_3	Rabosky 1984

(suite)

Eau usée municipale et industrielle	Précipitation avec $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH et $\text{Mg}(\text{OH})_2$	Kane 1989
Effluents industriels	Revue des différentes technologies	Brooks 1986
Effluents industriels, faible teneur en métaux	Adsorption avec alun, FeCl_3	McIntyre et al 1983
Eau usée résidentielle	Précipitation avec $\text{Ca}(\text{OH})_2$, Fe SO_4 , FeCl_3 , charbon activé	Maruyama et al. 1975
Effluent industriel du placage, Cr, Cu, Zn, Ni	Précipitation ou absorption Na_2S , FeS , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH et filing de fer	Eisenberg et al. 1985
Eau usée municipale	Coprécipitation $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCO_3 , et sable	Huang et al. 1982
Eau usée industrielle, placage du zinc	Précipitation avec Na_2CO_3	Wei and Basu 1990

(suite)

Eau usée industrielle, électroplacage du zinc	Précipitation avec Ca(OH)_2 , FeSO_4	Mehta 1981
Eau usée industrielle, usine de pâte et papier	Procédé électrolytique	Neale 1990
Eau usée industrielle, cadmium et plomb	Adsorption avec gel d'oxyde de fer et oxyde d'aluminium	Srivastava et al. 1988
Eau usée municipale contenant eau usée industrielle	Enlèvement avec sels d'aluminium (absorption) alun ou aluminat de sodium	Aulenbach 1985
Eau usée industrielle, condensateur céramique multicouches	Précipitation avec Ca(OH)_2 , FeCl_3 , H_2SO_4	Yato et al. 1989
Eau usée industrielle militaire, électroplacage de métaux	Précipitation aux sulfures de sodium	Carpenter et al. 1990
Eau usée industrielle, électroplacage de métaux	Précipitation avec bases tel que Ca(OH)_2 et Na_2S	Peters and Ku 1984

(suite)

Eau usée industrielle synthétique contenant du plomb	Adsorption par flottation sur particules colloïdales avec sulfate lauryl de sodium (NLS) FeCl_3 et NaNO_3	Thackston et al. 1980
Eau usée industrielle, électroplacage de métaux	Précipitation avec Ca(OH)_2 , Na_2S et FeSO_4	Sheffield 1982
Enlèvement du manganèse	Précipitation et absorption CaCO_3 , gravier et brique broyée	Aziz and Smith 1992
Eau usée industrielle militaire, du placage de métaux	1. Précipitation NaOH 2. Extraction liquide-liquide avec agent liant	Knocke et al. 1979
Eau usée industrielle	Description de différentes technologies	Dean et al. 1972
Eau usée industrielle industrie du plomb	Colonne à bulles avec FeCl_3 , NaOH et NLS	Slapik et al. 1982

(suite)

Eau usée centrale thermique au charbon	Adsorption et coprécipitation Al ₂ O ₃ , NaOH, Fe(NO ₃) ₃ ou NaNO ₃ , EDTA	Benjamin et al. 1982
Considérations théoriques	Précipitation comme hydroxydes et carbonates	Patterson 1982
Solution aqueuse 10 ppm par métal	Précipitation coagulation avec NH ₄ Cl et NaOH	Licsko and Takacs 1986
Eau usée industrielle circuit imprimé	Procédé électrolytique	Boyd and Fulk 1989
Considérations théoriques	Précipitations comme hydroxydes et carbonates	Patterson et al. 1977
Solution aqueuse (thèse)	Précipitation comme sulfures	Holman 1984

Les technologies énumérées dans le tableau 2.5, qui présente plus de quarante recherches effectuées, se regroupent en trois principales catégories. Ces dernières font référence à la récurrence à laquelle ces technologies se retrouvent dans ce tableau. Le tableau 2.6 présente ces catégories ainsi que le nombre de fois qu'une technologie donnée fut étudiée. Avec la même approche, il devient possible de déterminer les produits chimiques qui sont les plus utilisés (tableau 2.7).

Tableau 2.6 Sommaire des technologies utilisées

Technologie	Années	Années	Années	Nombre total recensé
	1970-1979	1980-1989	1990-	
Précipitation et coprécipitation	5	19	3	27
Adsorption et absorption	3	10	2	15
Autres	2	2	4	8

Tableau 2.7 Sommaire des produits chimiques utilisés

Produit chimique	Nombre recensé
Ca(OH) ₂	13
NaOH	10
Na ₂ S et sulfures	5
FeCl ₃ et alun	5
FeSO ₄ et sulfates	7
Nitrates	3
Autres (sable, gravier, ...)	8

A l'égard des tableaux précédents, la précipitation et la coprecipitation avec comme base de la chaux ou de la soude semblent fortement répandues dans l'industrie. Il y a beaucoup moins d'intérêt pour l'utilisation de sulfures (tableau 2.7).

2.5 Le choix d'une technologie

La précipitation est de loin la méthode la plus commune pour la récupération des métaux lourds (Wei and Basu, 1990). Soixante-quinze pourcents des usines d'électroplacage emploient la précipitation en tant qu'hydroxydes, carbonates ou sulfures (Peters and Ku, 1984). Le traitement le plus utilisé, particulièrement lorsque des composés chimiques complexes ne sont pas impliqués et qu'une récupération économique n'est pas souhaitée, est le traitement typique à la chaux (Dean, 1972), pour sa relative simplicité et son faible coût en produits. L'enlèvement de nombreux métaux comme le cuivre, le zinc, le fer, le manganèse, le nickel et le cobalt requiert une complète précipitation en tant qu'hydroxydes sans de modifications spéciales (*ibid*). Pour le cadmium, le plomb et le mercure, la précipitation peut être incomplète. L'utilisation du carbonate de calcium pour le plomb et du sulfure de sodium pour le mercure pourrait devenir nécessaire. Cependant, Jenkins et al. (1981) ont obtenu des enlèvements dépassant 93% avec simplement un ajout de chaux hydratée, ce qui ne justifie pas l'utilisation de sulfite de sodium pour le Cd ni de carbonate de calcium pour le plomb. Pour produire un effluent, dont le pH se situe à 7 ou plus, Dean et al. (1972) recommandent l'utilisation de la chaux hydratée et de la chaux vive.

En outre, la précipitation figure comme un des moyens les plus efficaces pour l'enlèvement des métaux des eaux industrielles (Cherry, 1982; Patterson et al., 1977; Patterson, 1975). La précipitation par hydroxydes, notamment en présence de concentrations faibles d'agents liant

comme l'EDTA ("ethylene diamine tetra acetic acid"), s'avère une technique facile, potentiellement économique, pour concentrer et récupérer des métaux comme le nickel avec des contaminants comme le fer et l'aluminium (Brooks, 1991).

L'étude de Patterson (1975) sur la précipitation sous forme de carbonates montre que pour le cas du nickel et du zinc, qu'il n'y a aucun avantage à utiliser cette dernière au lieu de celle par hydroxydes. Par contre, il existe un avantage de la précipitation sous forme de carbonates pour le cas du cadmium et du plomb. Mais, comme le cadmium est faiblement présent dans les lixiviats à traiter, cette dernière n'est justifiée que pour le plomb.

L'utilisation de sulfures pourrait s'avérer une alternative intéressante étant donné la faible solubilité des sulfures de métaux (Robinson, 1978). Cependant, ce dernier ne la recommande pas lorsque le précipité doit subir une resolubilisation comme par exemple, pour une extraction liquide-liquide. Puisqu'il serait intéressant de pouvoir valoriser les hydroxydes ferriques et qu'une resolubilisation est souhaitable, l'utilisation de la précipitation par hydroxydes demeure le meilleur choix. Une étude de Eisenberg et al. (1985) portant sur l'évaluation de la vermiculite, des particules de fer, de la chaux hydratée et de la chaux hydratée jumelée aux sulfures, comme potentiel d'enlèvement des métaux, arrive à la même conclusion; la précipitation à la chaux doit être retenue pour sa simplicité et son coût.

La précipitation représente la technique la plus utilisée et étudiée pour la récupération des métaux en solution. La chaux hydratée et la soude sont les deux bases les plus couramment utilisées pour augmenter et contrôler le pH lors du traitement. Dans certains cas, le recours aux sulfures comme le Na_2S permet d'atteindre des concentrations résiduelles beaucoup plus faibles qu'avec les hydroxydes. Cependant, l'utilisation de plusieurs produits chimiques représente des coûts additionnels d'immobilisation et de systèmes de contrôle. Le coût en produits chimiques

est un paramètre important du choix de la technologie retenue. La fiabilité, le contrôle facile à l'aide d'un automate et la simplicité, figurent également comme des éléments importants afin de mettre en oeuvre un procédé de traitement. La chaux hydratée reste la base la plus économique à utiliser pour le traitement des lixiviats. La concentration résiduelle à atteindre ne justifie pas l'utilisation des sulfures, surtout en considérant les normes de rejet au niveau du pH pour la Ville de Québec. L'effluent déversé à l'égout doit avoir un pH compris de 6.0 à 9.5. Au delà de ces valeurs, ce dernier doit subir un ajustement de pH afin d'éviter d'endommager les canalisations de béton.

En ce qui attrait aux complexes chlorés, leur importance est significative seulement dans le cas du mercure (Mukai et al., 1979). Lefers et al. (1987) arrivent à la même conclusion, le contenu en chlorures dans les eaux non traitées n'influence pas la concentration de l'effluent pour As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn. Comme le sol traité dans le présent projet ne présente pas de contamination au mercure, les équilibres chimiques et l'influence des complexes avec le chlore ne seront pas abordés.

Un autre point à considérer est la valorisation des résidus métalliques produits lors du traitement des lixiviats. Certaines technologies existent pour valoriser les métaux récupérés. Cependant, les compagnies exploitant ces dernières exigent une concentration minimale et une quantité suffisante, sinon le recyclage ne devient pas une avenue rentable. Il s'avère possible qu'une précipitation totale des métaux ne puisse pas rencontrer ces deux critères. Le fer, l'aluminium, le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, le chrome et le cadmium précipitent à un pH différent. Une précipitation sélective pourrait alors produire une fraction de précipité ayant une teneur en zinc ou en cuivre suffisante pour la valorisation. Le plomb ne représente pas un métal intéressant pour le recyclage.

2.6 Équilibres chimiques

2.6.1 Produit de solubilité

Les équilibres chimiques, basés sur la thermodynamique, prédisent la concentration résiduelle d'un métal en solution selon le pH de précipitation utilisé. L'utilisation de la chaux hydratée, moins chère que la soude, comme base pour contrôler le pH amène la formation de précipités d'hydroxydes. Le logarithme de la somme de la concentration d'un ion métallique libre et de la concentration des complexes hydroxydes en fonction du pH, peut être calculé à partir des valeurs des produits de solubilité et des constantes des complexes hydroxydes prises dans la littérature (Sillen and Martell, 1964).

D'autres composés peuvent aussi être formés dépendant des anions en présence comme les sulfures, les chlorures et les carbonates. Les concentrations solubles varient selon l'anion qui contrôle la solubilité. Les sulfures sont très insolubles comparés aux hydroxydes comme le montre le tableau 2.8 suivant, de sorte qu'ils ne devraient pas prendre une importance de premier plan dans les équilibres chimiques, à moins d'un apport d'ions sulfures lors du traitement des lixiviats.

Tableau 2.8 Logarithme des constantes d'équilibre des sulfures et hydroxydes de certains métaux (Segal, 1989)

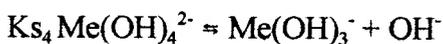
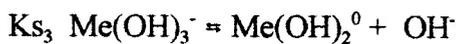
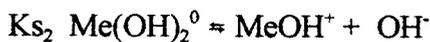
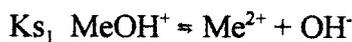
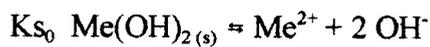
Métal	Log produit de solubilité hydroxyde de métaux	Log produit de solubilité sulfure de métaux
Al	-32,7	
Fe (3+)	-37,2	-88
Pb	-15,6	-15,6
Cd	-13,9	-28,4
Ni	-14,7	-20,5
Cu	-18,7	-47,8
Zn	-16,3	-21

La source principale des carbonates, outre l'apport provenant du traitement de lixiviation du sol, est le CO₂ atmosphérique. Les unités de traitement à la chaux sont généralement des systèmes ouverts à l'atmosphère. Une solution contenant une concentration supérieure en carbone total donne des concentrations résiduelles à l'équilibre plus faibles en métaux. Les constantes d'équilibre des précipités, dans un système carbonaté, dépendent du niveau de carbone dissous (Ct) en solution souvent donné en milligrammes de carbone inorganique total (mg/L de C).

Tableau 2.9 Effet de l'âge du complexe solution-précipité sur les constantes du produit de solubilité (Patterson, 1977)

Métal		Logarithme du produit de solubilité des complexes hydroxydes				
		Ks0	Ks1	Ks2	Ks3	Ks4
Zinc	(âgé)	-17	-12,9	-6,9	-2,8	-1,5
	(frais)	-16	-11,9	-5,9	-1,8	-0,5
Nickel	(âgé)	-17,2	-13,8	-7	-4,2	
	(frais)	-14,7	-11,3	-4,5	-1,7	
Cadmium	(âgé)	-14,4	-10,2	-6	-5,3	-5,6
	(frais)	-13,7	-9,5	-5,3	-4,6	-4,9
Plomb	(âgé)	-15,3	-9,1	-4,5	-1,4	
	(frais)	-14,9	-9,1	-4,1	-1	

Chacune des valeurs mentionnées pour les produits de solubilité des complexes hydroxydes réfère à une forme soluble, qui régit l'équilibre chimique avec la forme solide.



Plusieurs facteurs influencent la teneur finale en métaux d'une solution. La formation d'un précipité est un mécanisme complexe qui ne dépend pas uniquement que du pH, mais également de la concentration d'agents liant, de la vitesse de précipitation, de la température, de la formation de complexes polynucléides et de l'âge du précipité (Feitknecht and Schindler, 1963). La combinaison de ces conditions, ou d'une seule, peut produire une forme active (jeune) du précipité lequel est amorphe ou cristallin, ou une forme inactive (âgée) beaucoup plus cristalline. Dans leur étude sur la précipitation aux carbonates, Patterson et al. (1977) font état (tableau 2.9) de l'effet de l'âge de la solution-précipité sur les constantes du produit de solubilité. La solubilité d'un métal est supérieure pour un système solution-précipité jeune.

Les interactions entre les espèces en solution peuvent être non négligeables. La présence d'hydroxydes de fer entraînera de la coprécipitation et par conséquent, une déviation face aux équilibres prédits par les constantes de solubilité. La diminution de la concentration dans les solutions se produit alors à un pH inférieur, puisque la coprécipitation contrôle d'une certaine façon la concentration résiduelle du métal (cuivre, zinc, plomb, etc.).

2.6.2 Coprécipitation

De nombreuses recherches ont porté sur la coprécipitation comme moyen d'épurer les effluents industriels en utilisant un adsorbant. C'est largement accepté dans la littérature que la surface des oxydes peuvent de la même façon qu'un acide ou une base faible en solution, amorcer un processus de protonation ou de déprotonation en réponse d'une modification de pH. De sorte qu'une augmentation d'adsorbant ou du pH entraîne une hausse de l'adsorption des cations comme le montre la figure 2.2 suivante. (Benjamin et al., 1982)

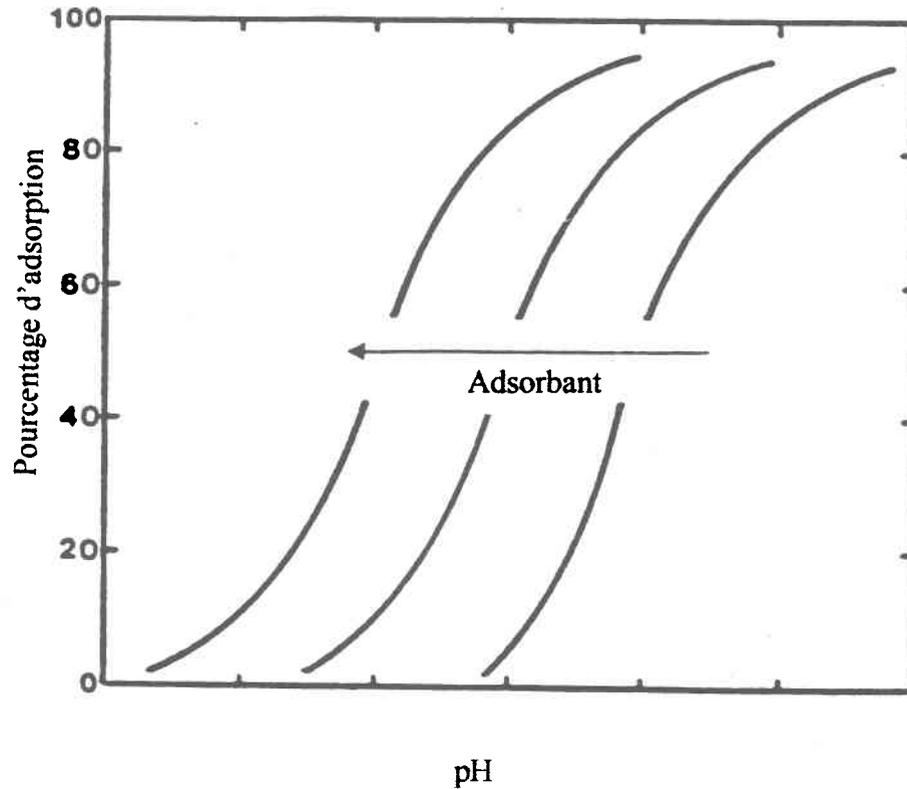


Figure 2.2 Courbe typique pH-adsorption contre la concentration d'adsorbant
(Benjamin et al. , 1982)

Le cuivre et le zinc peuvent coprécipiter très facilement avec les hydroxydes de fer ferrique contrairement au mercure et au cadmium (Mukai et al., 1979). La courbe de la figure 2.3 montre que les hydroxydes de fer (Fe^{3+}) sont très insolubles et stables sur un large intervalle de pH. Cette propriété leur confère la possibilité d'agir comme coprécipitant (Mukai et al., 1979).

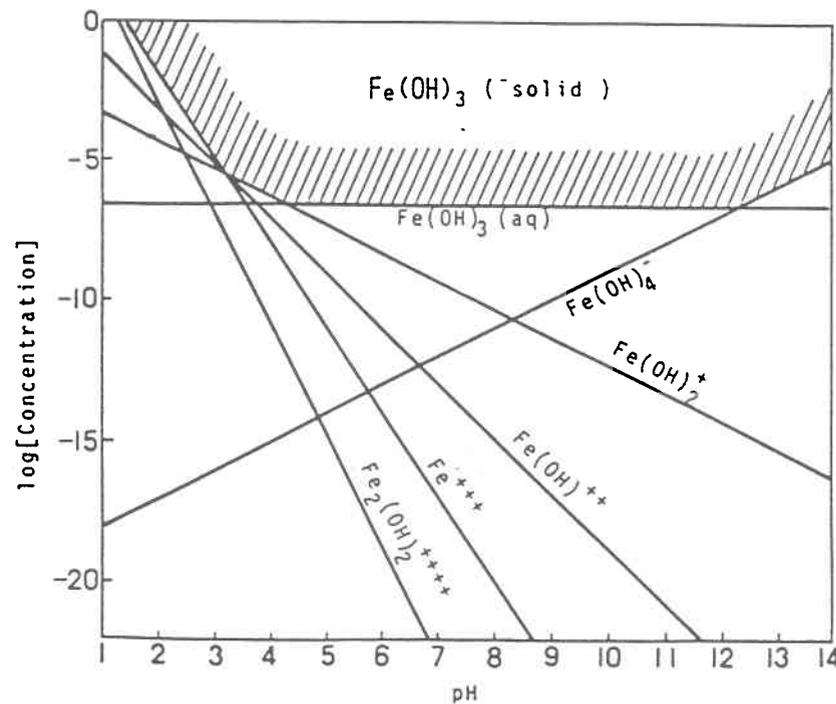


Figure 2.3 Diagramme des concentrations logarithmiques des différents complexes Fe-OH en équilibre avec $\text{Fe}(\text{OH})_3$ solide. (Mukai et al. 1979)

Dans cette même étude, les auteurs démontrent que pour Cd^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} , le pH de coprécipitation de chaque ion métallique est plus faible lors d'un ajout de Fe^{3+} . Par conséquent, les intervalles de pH où il y a une forte coprécipitation sont élargis. Ce phénomène est probablement dû à la prise en charge des ions métalliques par les floccs d'hydroxydes ferriques par l'adsorption, l'inclusion et la cristallisation mixte. Il faut également considérer la possibilité que la concentration de l'ion hydroxyle, aussi bien que celle de l'ion métallique elle-même, soit très élevée à la surface des particules de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, comparée à celle de la solution. De sorte que,

le produit ionique des ions considérés à cette surface puisse excéder le produit de solubilité des hydroxydes métalliques. Les hydroxydes ainsi formés contribuent à cette prise en charge par les floccs de fer ferrique. Ceci signifie que le produit de solubilité peut être plus faible en présence d'hydroxydes ferrique $\text{Fe}(\text{OH})_3$, comme le montre le tableau 2.10 tiré de Mukai et al. (1979).

Tableau 2.10 Influence de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sur les produits de solubilité (Fe^{3+} 50 mg/L)

(Mukai et al. 1979)

Hydroxydes métalliques	Produit de solubilité (K_{so})	Produit apparent de solubilité (K_{so}')	K_{so}'/K_{so}
$\text{Cd}(\text{OH})_2$	$2,0 \cdot 10^{-14}$	$2,0 \cdot 10^{-21}$	10^{-7}
$\text{Cu}(\text{OH})_2$	$1,6 \cdot 10^{-19}$	$4,0 \cdot 10^{-25}$	$10^{-5,6}$
$\text{Zn}(\text{OH})_2$	$4,5 \cdot 10^{-17}$	$4,5 \cdot 10^{-23}$	10^{-6}

Ces derniers mentionnent également qu'actuellement, les mécanismes de coadsorption ne sont pas encore bien connus. Malgré tout, des concentrations résiduelles beaucoup plus faibles que le prédisent les constantes d'équilibre pourraient être observées et être liées à ce phénomène de coprécipitation.

2.7 Cinétique chimique

Jusqu'à présent, les équilibres chimiques ont servi à prédire la concentration finale des eaux de lixiviation traitées. Cependant, la cinétique chimique joue un rôle important lors de mise au point d'un procédé. Les équilibres chimiques permettent simplement de prédire la concentration résiduelle potentielle, mais elles fournissent aucune information sur la dynamique des réactions. La formation du floc nécessite un certain temps de réaction afin de permettre l'agglomération des fines particules de précipité formées. La précipitation est un phénomène complexe résultant de l'induction des conditions de sursaturation. Plus simplement, ce phénomène regroupe trois étapes : la nucléation, la croissance du précipité et la floculation (Patterson, 1988). Il faut noter que la nucléation contrôle dans un premier temps le nombre, la dimension, la structure et la morphologie des particules de précipité (Luo et al., 1992).

Les agents adsorbant ou complexant affectent bien sûr la solubilité des métaux. La trace d'un adsorbant est souvent suffisante pour complètement inhiber la croissance des germes de cristaux (Luo et al., 1992). Les résultats de leur étude sur la précipitation du cadmium indiquent que le mécanisme d'inhibition de la croissance ressemble beaucoup plus à un phénomène de surface de réaction que de diffusion. Il reste que les calculs thermodynamiques ne prédisent pas le degré de sursaturation nécessaire pour induire la nucléation. Il devient alors difficile de prévoir le pH auquel la précipitation débutera.

Le temps de réaction a donc une influence sur le niveau d'épuration réalisé. Par exemple, le carbonate de zinc s'approche de l'équilibre très lentement. Ce processus peut prendre jusqu'à dix jours selon le Metal Finishing Guidebook and Directory. Le système hydroxyde contrôle donc la solubilité du zinc, puisque l'hydroxyde de zinc précipite plus rapidement que le carbonate de zinc (Patterson et al., 1977).

Le cadmium et le nickel possèdent le même comportement que le zinc comme le montrent les figures 2.4a, 2.4b et 2.4c. Il n'y a aucun bénéfice à utiliser le système carbonaté pour la précipitation du zinc ou du nickel (*ibid*), du moins avec les courts temps de séjour au sein du procédé, de l'ordre de quelques heures. Seul le plomb est influencé par la concentration en carbone total selon Patterson (1977) (figure 2.5).

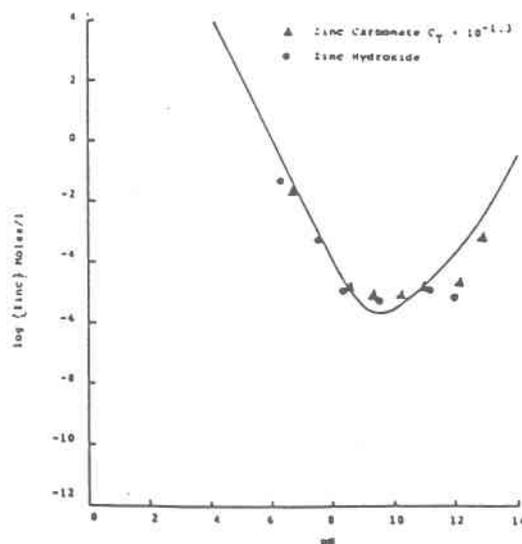


Figure 2.4a Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de zinc (Patterson et al, 1977)

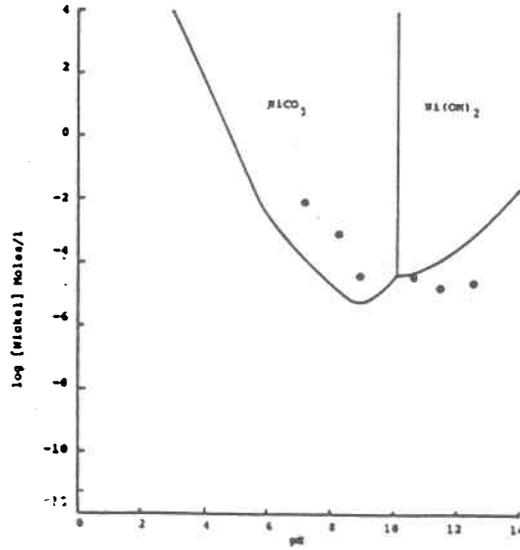


Figure 2.4b Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de nickel (Patterson et al., 1977)

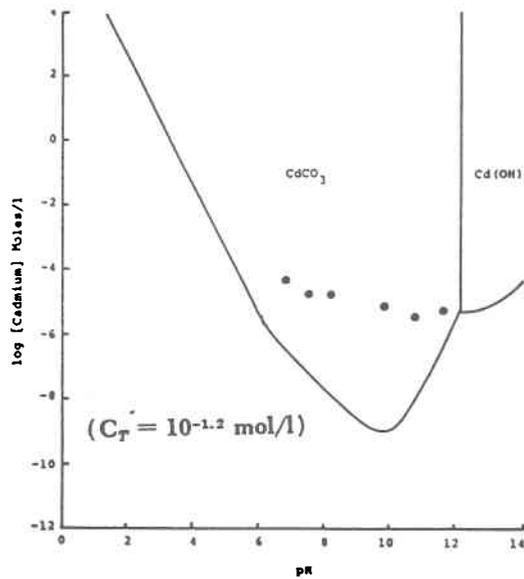


Figure 2.4c Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de cadmium (Patterson et al., 1977)

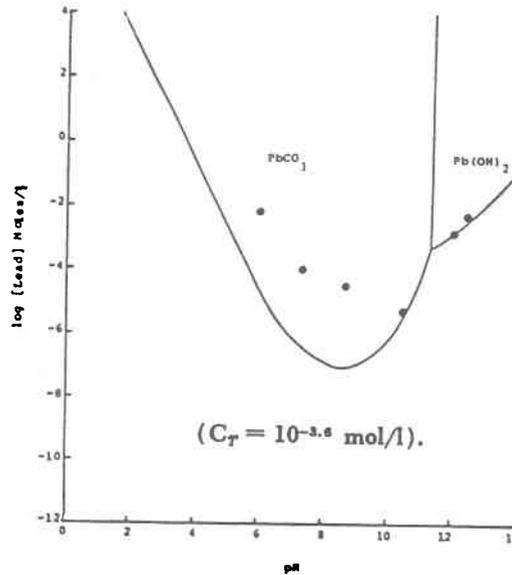
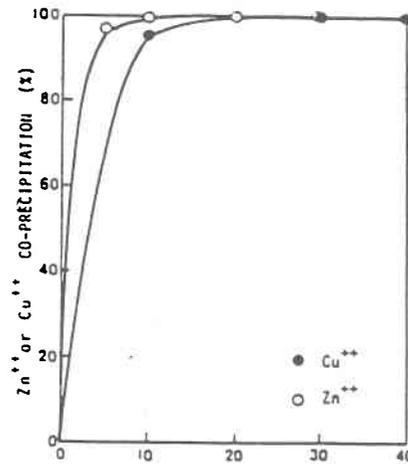


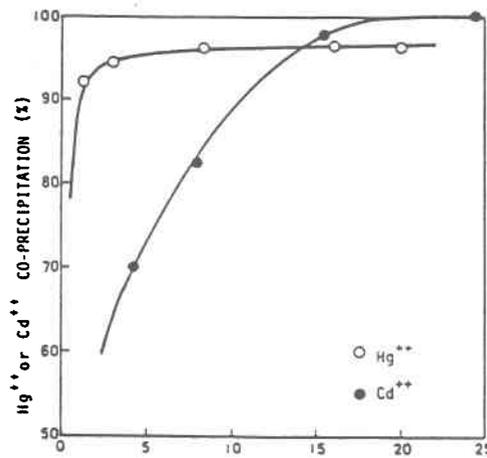
Figure 2.5 Comparaison des valeurs expérimentales avec les courbes de solubilité d'hydroxydes et de carbonates de plomb (Patterson et al., 1977)

Un autre exemple de l'impact du temps de réaction vient de l'étude de Mukai et al. (1979) dans le cas de la coprécipitation du cuivre, du zinc, du cadmium et du mercure avec le fer ferrique (figures 2.6a et 2.6b), où le temps de contact influence l'enlèvement des métaux et le rendement.



Temps de co-précipitation (en minutes)

Figure 2.6a Effet du temps de coprécipitation du zinc et du cuivre avec l'hydroxyde ferrique (Mukai et al., 1979)



Temps de co-précipitation (en heures)

Figure 2.6b Effet du temps de coprécipitation du mercure et du cadmium avec l'hydroxyde ferrique (Mukai et al., 1979)

2.8 Diagrammes d'équilibre

Les diagrammes d'équilibre, même s'ils ne fournissent aucun renseignement sur la cinétique, forment une base importante pour déterminer au départ les pH de précipitation selon la concentration résiduelle désirée. La construction de ces diagrammes est bien documentée dans la littérature (Patterson, 1982 et 1988; Patterson et al., 1977; Peters and Ku, 1984; Wei and Basu, 1990; Couillard et Mercier, 1992). Chacune des droites formant ces diagrammes provient simplement de la linéarisation logarithmique du produit de solubilité des précipités étudiés. Elles dépendent du solide contrôlant la solubilité de chacun des métaux étudiés : fer, aluminium, plomb, cuivre, nickel, zinc et chrome. Par exemple, pour l'hydroxyde de plomb, un métal divalent, les équations d'équilibre des complexes s'écrivent :

Dans le cas du $\text{Pb}(\text{OH})_{2(s)} = \text{Pb}^{2+} + 2 \text{OH}^-$

$$K_{s0} = (\text{Pb}^{2+})(\text{OH}^-)^2$$

$$\log(K_{s0}) = \log(\text{Pb}^{2+}) + 2 * \log(\text{OH}^-)$$

comme $\log(\text{OH}^-) = \text{pH} - 14$ et $\log(K_{s0}) = -15.1$, on obtient après substitution :

$$\log(\text{Pb}^{2+}) = 12.9 - 2 * \text{pH}$$

Dans le cas de $\text{Pb(OH)}_2 \rightleftharpoons \text{PbOH}^+ + \text{OH}^-$

$$K_{s1} = (\text{Pb(OH)}^+)(\text{OH}^-)$$

$$\log(K_{s1}) = \log(\text{Pb(OH)}^+) + \log(\text{OH}^-)$$

comme $\log(\text{OH}^-) = \text{pH} - 14$, on obtient après substitution

$$\log(\text{Pb(OH)}^+) = \log(K_{s1}) - \text{pH} + 14$$

En appliquant la même procédure pour les autres équations d'équilibre, on trouve pour les complexes hydroxydes :

$$\log(\text{Pb}^{2+}) = \log K_{s0} - 2 \text{pH} + 28$$

$$\log(\text{Pb(OH)}^+) = \log K_{s1} - \text{pH} + 14$$

$$\log(\text{Pb(OH)}_2^0) = \log K_{s2}$$

$$\log(\text{Pb(OH)}_3^-) = \log K_{s3} + \text{pH} - 14$$

$$\log(\text{Pb(OH)}_4^{2-}) = \log K_{s4} + 2 \text{pH} - 28$$

Il suffit alors simplement de substituer les valeurs des constantes d'équilibre. Ces constantes, K_{s0} , K_{s1} , K_{s2} , K_{s3} , K_{s4} , pour chacun des complexes d'hydroxydes métalliques étudiés se trouvent dans différents ouvrages de référence (Smith and Martell, 1974; Baes and Mesner, 1976; Sillen and Martell, 1964; Snoeyink and Jenkins, 1980).

Dans le cas où les carbonates contrôlent la solubilité des éléments (métaux en solution), les équations précédentes ne sont plus valides. Cependant, le processus pour établir les courbes des complexes carbonatés reste le même que celui pour les hydroxydes. Il suffit par contre de porter une attention particulière à l'expression du logarithme de la concentration en carbonate qui change en fonction du pH. Ces équations se retrouvent aisément dans la littérature comme dans Patterson (1988).

$$\text{Log Me}^{2+} = \text{log K} - \text{log CO}_3^{2-}$$

avec $\text{pH} < \text{pK}_1 = 6.3$ et K_1 première dissociation de l'acide carbonique

$$\text{log CO}_3^{2-} = \text{log Ct} - 16.6 + 2\text{pH}$$

$\text{pK}_1 < \text{pH} < \text{pK}_2$ ou $6.3 < \text{pH} < 10.3$ et K_2 deuxième dissociation de H_2CO_3^*

$$\text{log CO}_3^{2-} = \text{log Ct} - 10.3 + \text{pH}$$

$\text{pH} > \text{pK}_2$ ou $\text{pH} > 10.3$

$$\text{Log CO}_3^{2-} = \text{log Ct}$$

Dans les équations précédentes, C_t représente la concentration en carbone inorganique dissous total. Patterson (1988) rapporte également que dépendant des constantes utilisées pour établir le profil d'équilibre et la solubilité d'un métal en fonction du pH, l'allure des courbes d'équilibre peut varier de façon significative. Une attention particulière devra être portée sur le choix des valeurs des constantes des produits de solubilité lors de la présentation des résultats.

3 MATÉRIEL ET MÉTHODE

Les lixiviats à traiter proviennent d'un procédé biologique et/ou chimique de décontamination des sites A et B provenant du site de la Pointe-aux-Lièvres à Québec. Ces sols contiennent 6% d'argile, 21% de limon et 73% de sable. La granulométrie de la fraction à traiter de ces derniers, soit celle inférieure à 2 mm, se trouve au tableau 3.1.

Tableau 3.1 Granulométrie de la fraction inférieure à 2 mm du sol de Pointe-aux-Lièvres

Dimension des mailles de chaque tamis (en mm)	Pourcentage qui traverse chaque tamis
2.000	99.7
0.425	57.1
0.250	43.3
0.180	36.0
0.125	28.7
0.053	18.9

Ces sols dépassent le critère C de la politique de réhabilitation des sols contaminés pour le plomb, le cuivre et le zinc comme le montre le tableau 3.2.

Tableau 3.2 Concentration moyenne des contaminants dans le sol

Élément	Moyenne (en mg/kg)	Écart-type (mg/kg)
Fe	12.8 %	1.8%
Pb	4378	892
Cu	1394	250
Zn	3175	753
Ni	157	19
Cr	118	9

La solubilisation des métaux s'effectue avec quatre lavages chimiques et un biologique. Ce procédé biotechnologique utilise la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* pour oxyder le milieu et le rendre acide (Couillard et al., 1994). Les lavages chimiques nécessitent l'utilisation d'acides commerciaux : sulfurique, nitrique ou chlorhydrique. Le chlorure ferrique ajouté agit dans ce procédé comme agent oxydant. Le lixiviat produit à chacun des lavages est séparé du sol par décantation avec l'ajout d'un polymère. Les lixiviats récupérés sont alors envoyés à l'unité de traitement avant leur rejet à l'égout, puisque leur pH varie de 2.1 à 2.6 avec une dureté de 560 mg/L exprimée en CaCO₃.

Conformément au choix de la technologie choisie, le traitement de ces lixiviats acides se réalise par neutralisation avec un lait de chaux de pourcentage donné. Pour éviter de générer trop de précipité, une concentration massique de 2% (20g/L) sera initialement utilisée. Ce qui permettra par la suite, d'évaluer l'impact de la concentration du lait de chaux sur le procédé en modifiant cette dernière.

Les essais en laboratoire se feront en deux étapes. La première série vise à déterminer la répartition des éléments dans les précipités, surtout des métaux lourds, selon le pH de précipitation. L'objectif est de connaître les teneurs et les quantités de résidus produits à différents pH dans le but de les valoriser s'il y a lieu. Les hydroxydes de fer forment une fraction importante du précipité total (Couillard et Mercier, 1992).

De plus, la compréhension du comportement des métaux lors de la précipitation sélective va orienter les essais de la deuxième série visant à déterminer les paramètres du procédé. L'utilisation d'un maximum de trois précipitations devrait être suffisante pour éviter des coûts énormes d'immobilisation. Un lait de chaux de deux pourcent poid/volume sera utilisé au départ.

Les essais de la deuxième étape ont pour objectif de déterminer les paramètres finaux du procédé de neutralisation et de précipitation des lixiviats. Le nombre de précipitation (2 ou 3) dépendra des résultats obtenus lors de la première série, à savoir le pourcentage des résidus pour leur valorisation ainsi que les concentrations résiduelles des surnageants pour l'atteinte des normes de la Ville de Québec. A cette étape, la recherche de corrélations sera importante pour permettre ultérieurement le choix définitif de la chaîne de traitement. Un lait de chaux de 1% massique sera normalement utilisé pour connaître l'influence de la concentration (1% et 2%) face à la production totale de résidus métalliques.

La méthode employée lors des essais consiste à ajouter graduellement un lait de chaux jusqu'au pH désiré en laissant la réaction de formation des floccs se réaliser et se stabiliser. Un ajout trop important de chaux d'un seul coup va faire converger, après la réaction complète de la chaux, vers un pH non désiré et trop élevé. Le dosage adéquat de la solution à traiter avec l'hydroxyde de calcium va bien sûr se raffiner avec l'expérience acquise au cours des essais. Certains auteurs mentionnent que le temps requis peut être jusqu'à deux heures pour la neutralisation.

Les eaux de lavage provenant de la mise en solution des métaux doivent être utilisées rapidement afin d'éviter l'influence de l'âge de la solution ou de modifier la teneur en carbone dissous.

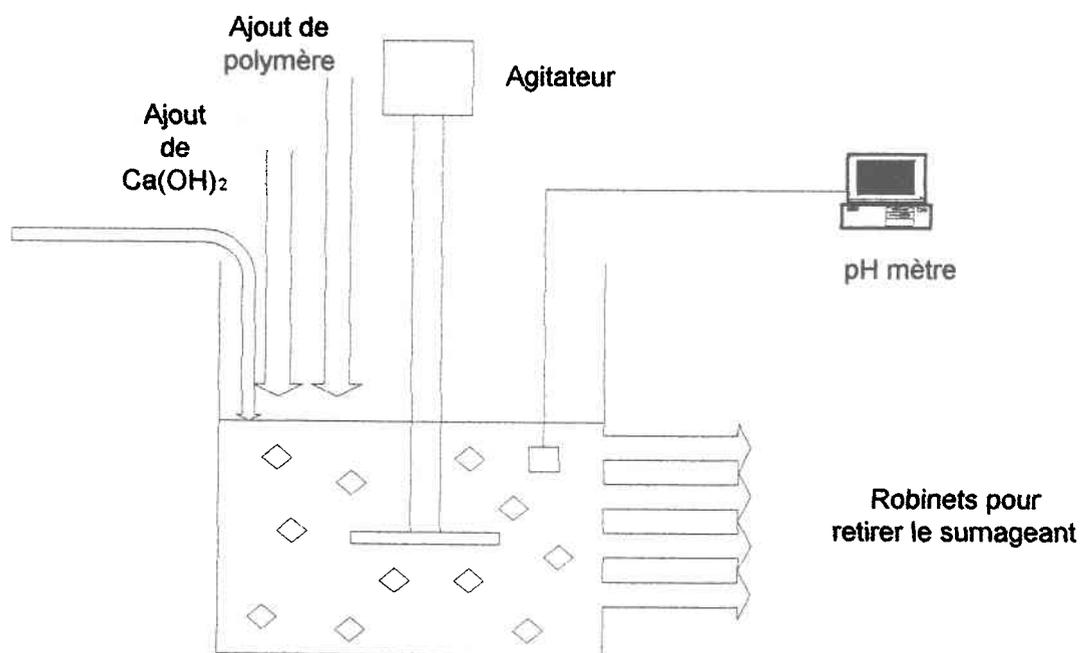


Figure 3.1 Schéma de traitement des lixiviats (montage expérimental)

Les floccs nécessitent généralement après la neutralisation une floculation pour assurer une bonne décantabilité. Cette floculation s'effectue avec l'ajout d'un polymère et une vitesse de mélange plus faible que lors de la neutralisation, laquelle nécessite un mélange rapide. Toutes ces étapes se réalisent pour chacune des précipitations dans le même réacteur (figure 3.1).

Il s'agit simplement d'une cuve de polymère inerte de cinquante litres avec des robinets sur le côté permettant la récupération du surnageant sans entraîner des particules de floccs. Un agitateur muni d'une hélice marine assure le mélange de la solution.

Un échantillon du surnageant de chacune des précipitations est pris pour l'analyse des métaux (acidifié) et du carbone dissous (non acidifié) pour la deuxième série seulement. Les floccs recueillis sont filtrés avec un filtre à pression sur un filtre à papier Whatman 3. Le gâteau est alors séché dans un four à 105 degrés Centigrade, pour ensuite subir une digestion totale. La digestion des précipités se réalise conformément à la méthode standard prise dans le Standard method (APHA AWWA WPCF, 1989); laquelle utilise de l'acide nitrique, perchlorique et fluorhydrique concentrés de grade ACS. Le surnageant recueilli est conservé pour les précipitations ultérieures de la chaîne des précipitations sélectives.

La caractérisation des résidus, pour une disposition future, s'effectue conformément au règlement sur les déchets dangereux, à l'exception de la méthode de lixiviation. Monsieur Serge St-Laurent du Ministère de l'Environnement et de la Faune de Québec suggère d'utiliser la méthode de Transport Canada, puisque la politique du ministère tend à l'utilisation de cette méthode dans les années futures. De toute manière, le pH de lixiviation de cette méthode est inférieur à celui du test actuellement utilisé par le Ministère de l'Environnement et de la Faune, et par conséquent, entraîne certainement une résolubilisation accrue des métaux.

L'effluent du procédé de traitement doit évidemment rencontrer les normes en vigueur de la Ville de Québec. Aucun règlement de la Communauté urbaine de Québec existe actuellement pour les rejets à l'égout. Chacune des municipalités de la CUQ demeure seule responsable de ces rejets sur son territoire.

Les ions métalliques soumis à la présente législation ainsi que le fer, l'aluminium et le calcium, qui jouent des rôles importants étant donné leur importance dans un traitement à la chaux de résidus liquides, seront mesurés pour chaque essai. Les éléments Fe, Al, Cu, Zn, Ni, Cr, Ca, S sont analysés sur un spectrophotomètre au plasma Thermo Jarrell Ash Atom. Scan 25; alors que Pb et Cd ont été mesurés avec un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme Spectr AA20. Les valeurs de pH sont mesurées avec un pH mètre Fisher Accumet 805 MP, calibré avec un tampon à pH 4 et 7. Le niveau de carbone dissous total se mesure avec un appareil à photo-oxydation aux ultraviolets Technicon, utilisant du persulfate de potassium comme réactif.

4 RÉSULTATS

Les précipitations effectuées tendent de déterminer dans un premier temps le comportement des métaux en solution à différents pH. Les pH théoriques de précipitation acceptables des métaux ont été identifiés comme étant : Fe³⁺ à pH 3.2, Al³⁺ à pH 4.7, Cu²⁺ à pH 6.9, Zn²⁺ à pH 8.15 et Ni²⁺ à pH 8.4 (Couillard et Mercier, 1992). Ces derniers servent de base de départ pour les précipitations sélectives. L'utilisation de deux ou trois précipitations vise à évaluer les possibilités de valoriser le résidu riche en cuivre ou en zinc. Dans certains des essais, la précipitation préalable des lavages riche en fer contenant de 300-500 mg/L Fe (figure 4.1) cherche à récupérer le fer en solution sans qu'il soit contaminé par des métaux lourds tel que le plomb, le cuivre ou le zinc. Les résultats détaillés des précipitations sélectives se retrouvent à l'annexe A.

Pour comparer et analyser les résultats obtenus, il s'avère nécessaire de corriger les concentrations en activité. La force ionique des solutions n'étant pas nulle, cette dernière ainsi que les coefficients d'activité doivent être calculés. Cette force ionique s'évalue selon l'équation suivante (Robinson and Stokes, 1965).

$$I = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$$

Le coefficient d'activité de l'ion (γ_i) se calcule par la suite selon l'équation de Davis pour une force ionique inférieure ou égale à 0.5 mol/L (Robinson and Stokes, 1965).

$$\log \gamma_i = AZ_i^2 \left(\frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0.2I \right)$$

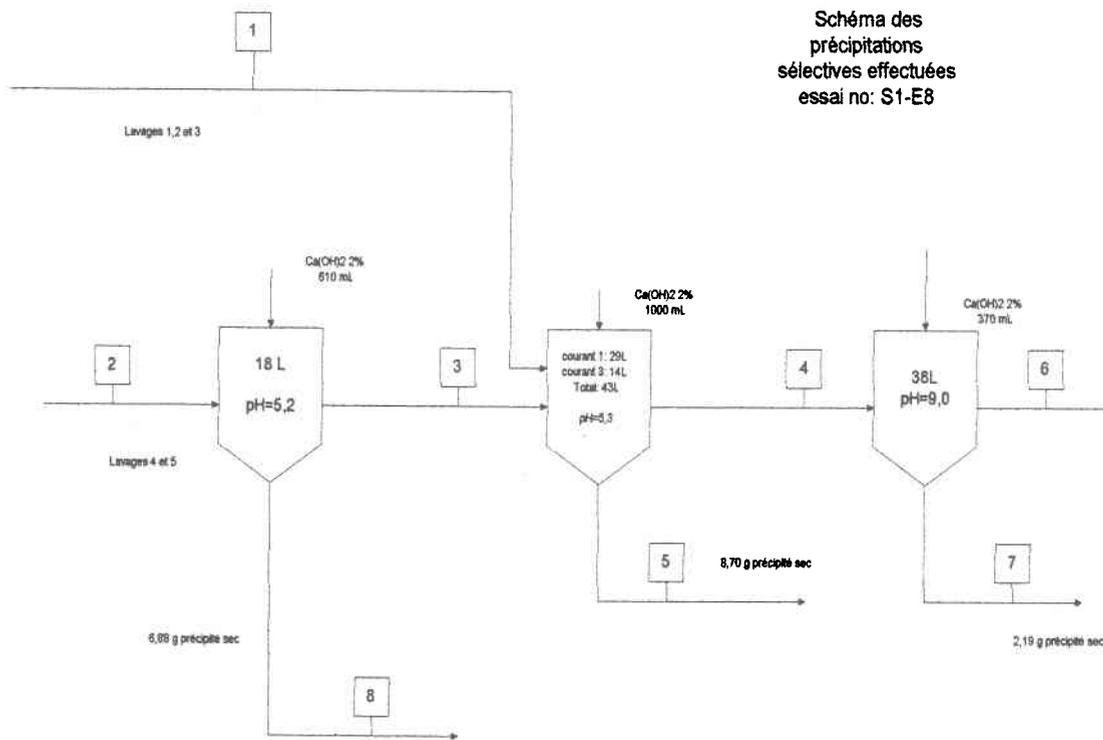


Figure 4.1 Exemple de précipitations sélectives effectuées lors de la série 1

Finalement, la concentration mesurée pour chaque ion est alors corrigée avec le coefficient d'activité calculé (Robinson and Stokes, 1965). Cette concentration corrigée, en fonction de la charge ionique de la solution, s'appelle l'activité réelle.

$$a_i = \gamma_i C_i$$

4.1 Dynamique des métaux

La première série d'essais vise à connaître le comportement des différents métaux en solution afin de mieux cibler les conditions de pH optimales pour le procédé final à l'aide d'une deuxième série d'essais. Dans cette série, seulement S1-E12 et S1-E13 traitent des lixiviats provenant de la solubilisation des métaux par le procédé biologique et chimique. Dans les autres essais, les lixiviats viennent du procédé chimique seulement. Les figures 4.1 à 4.8 présentent l'activité mesurée des différents cations importants en solution Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , et Cr^{2+} en fonction du pH. Les lixiviats contiennent peu de cadmium, moins de 0.3 mg/L. Ceci représente six fois moins de cadmium que le permet la norme de 2.0 mg/L de la Ville de Québec. Il nécessite donc aucun enlèvement. Pour cette raison, ce dernier ne figure pas dans les graphiques suivants.

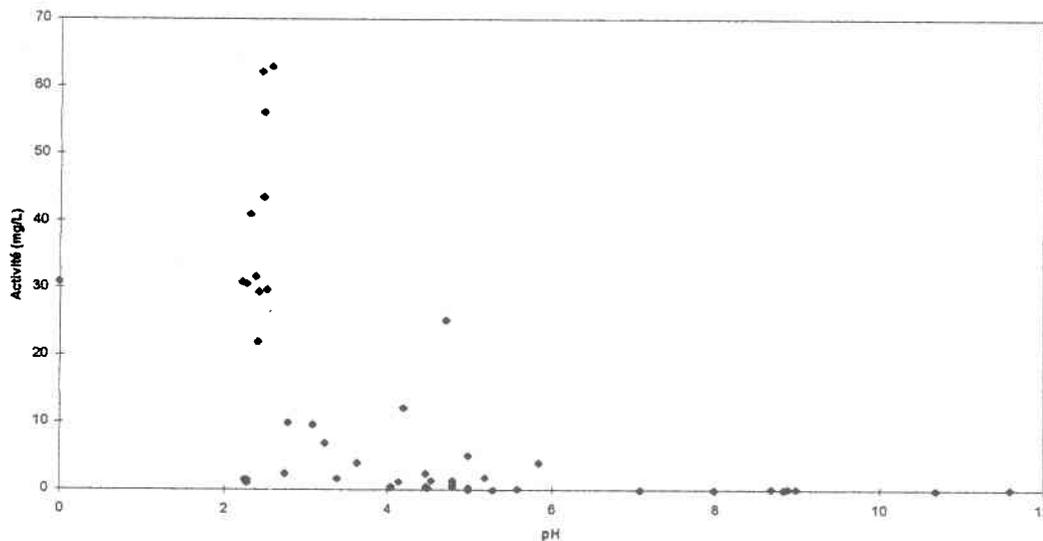


Figure 4.2 Activité du fer contre le pH

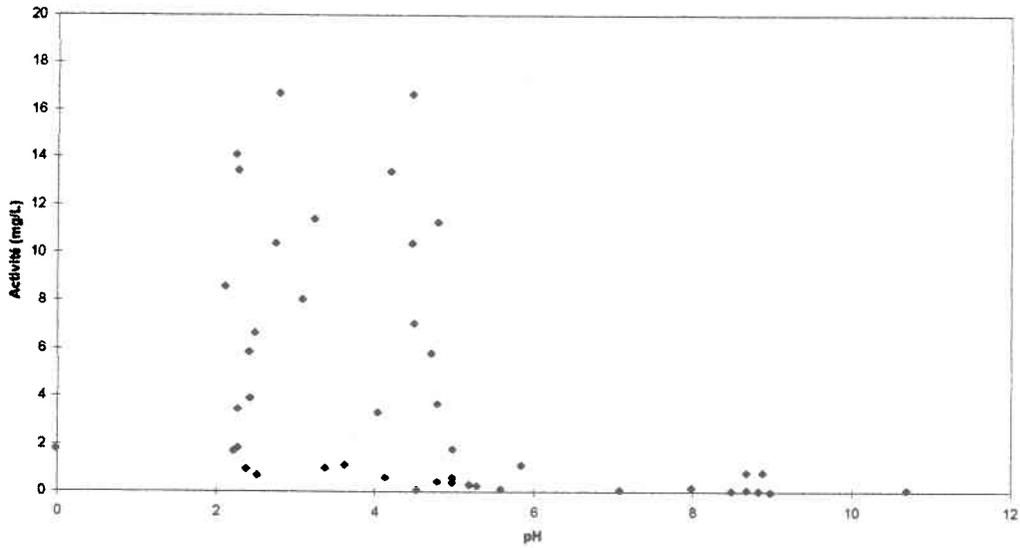


Figure 4.3 Activité de l'aluminium contre le pH

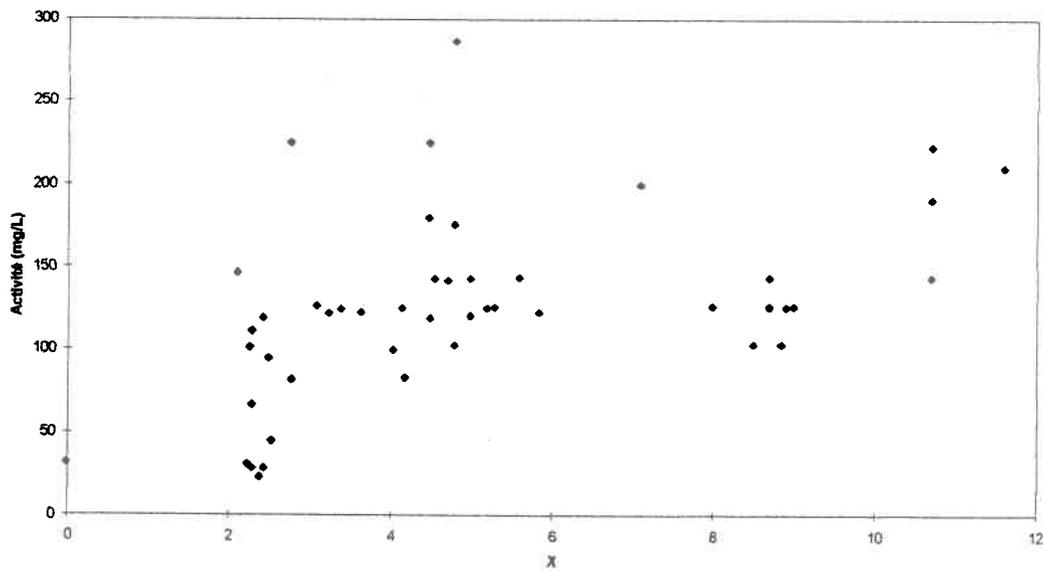


Figure 4.4 Activité du calcium contre le pH

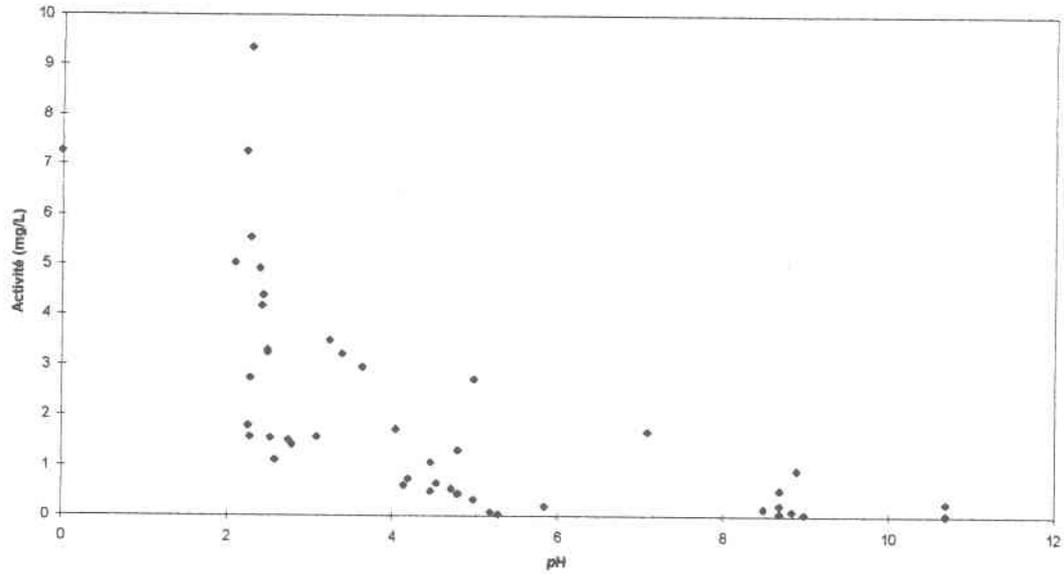


Figure 4.5 Activité du plomb contre le pH

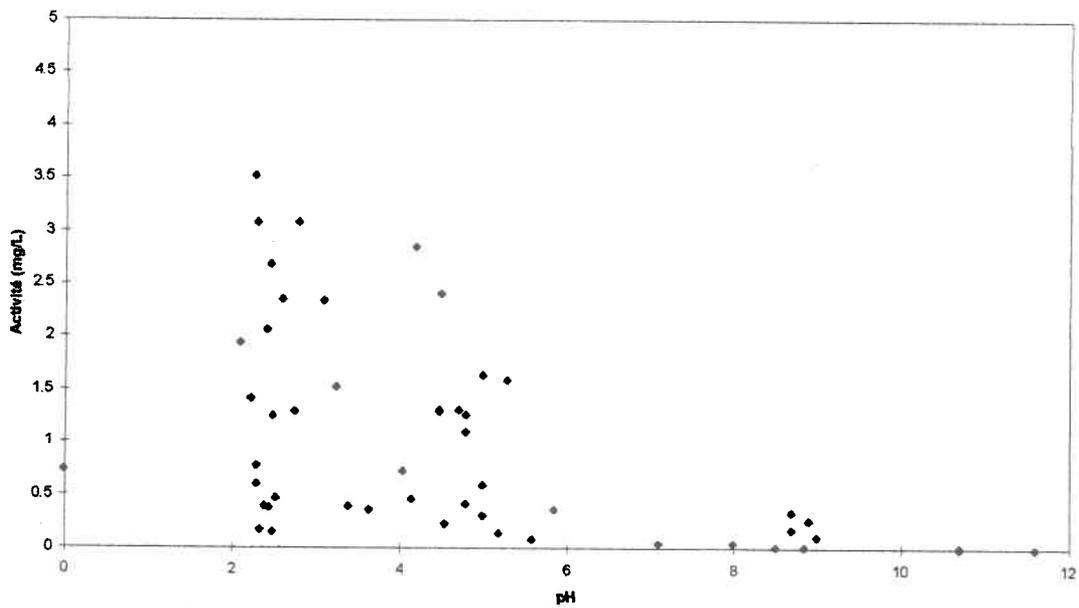


Figure 4.6 Activité du cuivre contre le pH

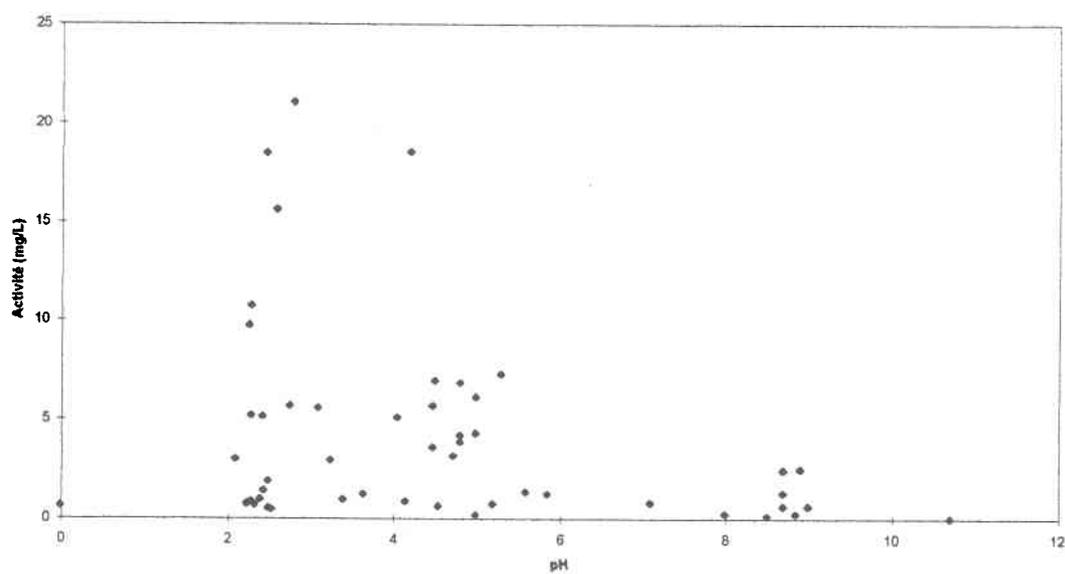


Figure 4.7 Activité du zinc contre le pH

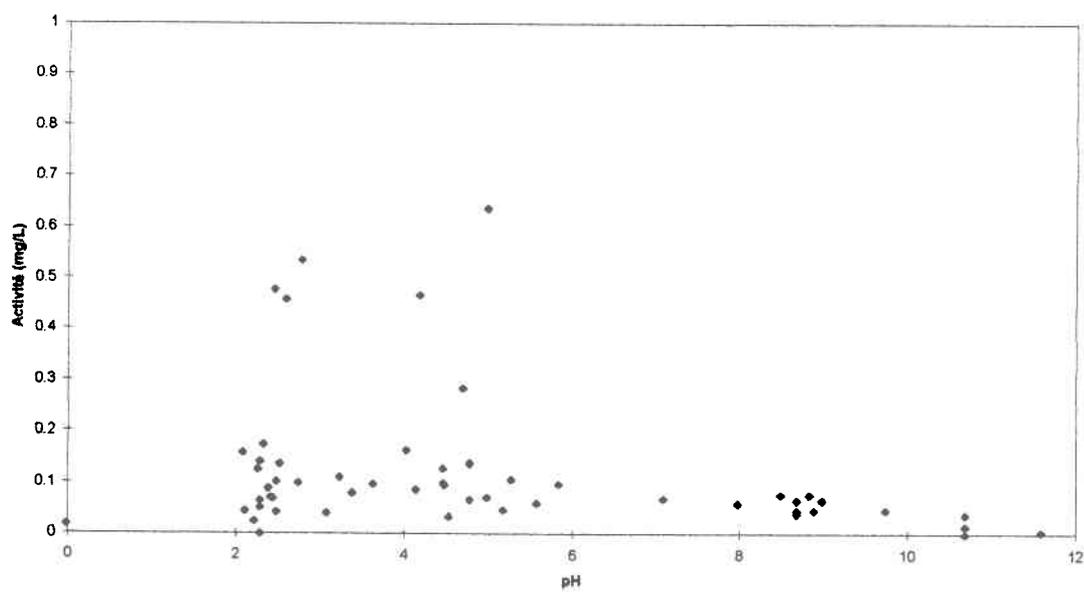


Figure 4.8 Activité du nickel contre le pH

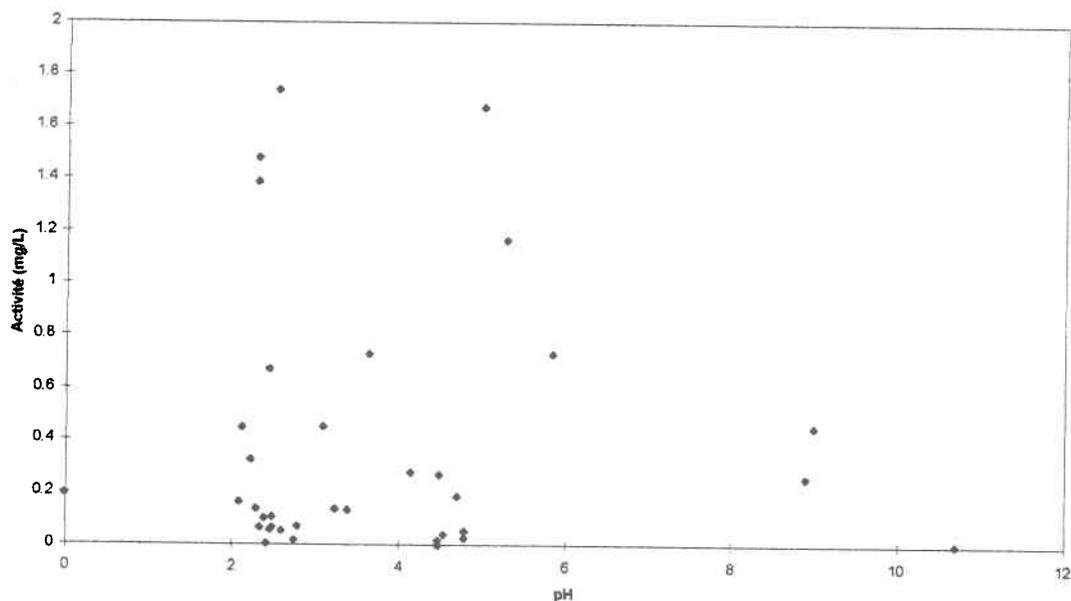


Figure 4.9 Activité du chrome contre le pH

4.1.1 Le fer, l'aluminium et le plomb

Le fer et le plomb précipitent en premier (figure 4.2 et 4.5). Il reste moins de 10.0 mg/L de fer à un pH de 3.5-4.0 et environ 2.5 mg/L pour le plomb. L'aluminium (figure 4.3) suit immédiatement le fer puisque qu'à un pH supérieur à 5.0, les lixiviats n'en contiennent pratiquement plus. A ce niveau de pH, il y a moins de 1.0 mg/L de plomb. Le ratio de coprécipitation plomb/fer et plomb/aluminium, basé sur la différence de concentration (mg/L) observée dans les lixiviats pour le plomb, lorsque le fer et l'aluminium précipite complètement, sont respectivement de 0.07 et de 0.06. De sorte que proportionnellement, il y a autant de plomb qui précipite avec le fer que l'aluminium.

Le plomb représente le métal pouvant contaminer les boues métalliques de fer récupérées, avec une utilisation d'un pH trop élevé lors de la récupération de ce dernier. Les tests de caractérisation des essais S1-E12 et S1-E13 (annexe C), conformes à la procédure de lixiviation du Ministère du Transport du Canada, montrent que le précipité de fer à un pH de 4.5 est un déchet dangereux, mais non celui à un pH de 2.8. Le fer, même divalent, a complètement précipité lorsque le pH devient supérieur à six.

4.1.2 Le cuivre et le zinc

L'activité du cuivre (figure 4.6) diminue fortement à partir d'un pH de 4.4-4.5. Au dessus d'un pH de 6.0, celui-ci devient pratiquement inexistant en solution. La teneur maximale dans les précipités recueillis est de 4% massique. Ceci ne justifie pas une valorisation selon des informations obtenues auprès du Groupe Noranda.

La précipitation du zinc s'amorce tôt (figure 4.7). La concentration résiduelle des surnageants diminue de moitié, passant de 20.0 mg/L à 10.0 mg/L d'activité réelle, lorsque le pH augmente de 4.0 à 5.0. Cette coprecipitation avec l'aluminium du zinc diminue les probabilités de la valorisation de ce dernier. Le zinc représente le métal le plus susceptible d'être recyclé, ayant les teneurs les plus élevées dans les lixiviats à traiter. Par contre, peu de zinc ou de cuivre coprecipitent avec le fer (pH=3.0-4.0).

4.1.3 Le nickel, le chrome et le calcium

La courbe du nickel (figure 4.8) a la même forme que celle du cuivre et du zinc. Le nickel se retrouve d'avantage dans les deuxième et troisième précipités que dans celui du fer. Ceci devrait permettre de récupérer le précipité de fer sans que ce dernier soit classé déchet dangereux.

De plus, les analyses des surnageants, avant toute précipitation, montrent qu'il y a moins de 1.0 mg/L (0.7 mg/L d'activité) de nickel et moins de 3.0 mg/L (1.8 mg/L d'activité) de chrome (figure 4.9). Ces valeurs se situent sous les normes de rejet au réseau unitaire de la Ville de Québec. L'activité du calcium reste supérieure à 150 mg/L sur l'intervalle de pH étudié (figure 4.4). Ce qui signifie qu'il n'a pas de précipitation marquée du calcium dissous en tant que carbonate.

4.2 Paramètres de procédé

La première série démontre que la récupération du fer ferrique doit avoir lieu à un pH inférieur à 4.0 afin d'éviter de contaminer les boues métalliques par le plomb. Les métaux dissous cuivre, nickel et le zinc ont presque complètement précipités à un pH supérieur à 6.0. Cependant, le comportement de ces éléments dans un intervalle de pH de 6.0 à 8.0 reste à déterminer avec d'autres essais.

La deuxième série vise donc à déterminer : le pH limite de précipitation du fer pour respecter les normes du règlement sur les déchets dangereux du Québec; le pH minimum nécessaire pour respecter les normes de rejet à l'égout de la Ville de Québec pour la dernière précipitation.

4.2.1 Chaîne de traitement

Le traitement des lixiviats est possible selon deux chaînes. La première consiste à traiter tous les lixiviats en même temps, sans faire de distinction tant qu'à leur provenance ou aux concentrations en métaux. La seconde chaîne comprend deux étapes. La première cherche à récupérer le fer du lixiviat du bioréacteur seulement, moins riche en plomb que les lavages chimiques. Le traitement se termine avec la deuxième étape en épurant tous les lixiviats du procédé chimique ainsi que le surnageant de la première étape (lixiviat du bioréacteur sans le fer).

La première des deux chaînes misent à l'étude, traite tel que mentionné ci-dessus, tous les lixiviats produits lors de la solubilisation. La germination des cristaux de fer, pour les essais S2-E4 et S2-E5 avec le sol A débute à un pH de 2.8. La teneur en plomb, dans les lixiviats de ces précipités générés selon le test de classification sur les déchets dangereux du Ministère du Transport du Canada (TTC), dépasse la norme du règlement du Ministère de l'Environnement et de la Faune avec une concentration de 6.0-7.0 mg/L. Ceci signifie que toute récupération de métaux des surnageants provenant de la lixiviation chimique donne un résidu classé déchet dangereux.

Par contre, les boues métalliques récupérées à l'essai S2-E9, comprenant un lixiviat du bioréacteur, respectent les normes du règlement sur les déchets dangereux. La teneur en plomb, à des pH aussi bas que 2.6-3.1, reste malgré tout élevée, avec une concentration de 3.6-4.0 mg/L pour le sol B, le moins contaminé en plomb des deux échantillons de sol étudiés. Une variabilité importante du taux de solubilisation du plomb n'assure pas alors le respect des normes environnementales. L'hétérogénéité du site de la Pointe-aux-Lièvres implique que le procédé

ne garantirait pas l'obtention d'un précipité de fer classé non déchet dangereux. Ce qui suggère l'étude de la deuxième chaîne de traitement.

Cette deuxième chaîne cherche à récupérer le maximum du fer en solution sans entraîner le plomb, avec une précipitation du surnageant du bioréacteur seulement qui contient moins de plomb que les lavages chimiques en raison de la présence importante des sulfates. La démarche utilisée ici est la même que pour le cas des essais S1-E12 et S1-E13 de la première série.

Le long temps de séjour et les conditions opératoires du bioréacteur assure une bonne stabilité dans la teneur en plomb, et par conséquent, le respect des normes avec un système d'opération automatisé. Ce qui n'était pas nécessairement le cas pour la première chaîne de traitement. Le résidu métallique riche en fer récupéré dans cette deuxième chaîne de traitement est alors classé dans la catégorie des déchets spéciaux. Les concentrations obtenues, lors du test de lixiviation de Transport Canada (TTC) pour la série 2 sont : 1.6-3.2 mg/L Cu, 3.3-3.5 mg/L Zn et 1.8-3.3 mg/L Pb. Le plomb représente le métal cible lors de la classification du résidu de fer, puisqu'il représente le métal qui précipite le plus avec le fer et l'aluminium. Les résultats détaillés se retrouvent à l'annexe C. Le résidu de fer s'enfouie donc à moindre coût, 75\$ la tonne au lieu de 300\$-350\$ la tonne, dans un site spécialisé de déchets dangereux inorganiques tel que Stablex Canada, situé à Blainville en banlieue de Montréal.

Le tableau 4.1 présente les résultats obtenus pour le plomb, également disponibles à l'annexe C, des tests de caractérisation des résidus métalliques provenant de la précipitation du fer du surnageant résultant de la bioloxydation. Les valeurs, pour la classification en tant que déchet dangereux ou non du précipité, sont comparées avec le règlement sur les déchets dangereux du Ministère de l'Environnement et de la Faune. A noter que les sols proviennent de deux endroits distincts du site de la Pointe-aux-Lièvres et ils contiennent des niveaux de contamination

contamination différents. La concentration en plomb diffère donc des deux échantillons de sol excavés.

Tableau 4.1 Teneur en plomb des lixiviats du Test de lixiviation de Transport Canada pour les précipitations de fer du bioréacteur

Site du sol (échantillon)	Essai	pH précipitation	Concentration (mg/L)
A	S1-E12	4.20	6.60
A	S1-E13	2.80	2.00
A	S2-E7	3.85	1.93
A	S2-E12	2.75	2.80
B	S2-E8	3.60	1.13
B	S2-E11 (courant 3)	3.36	1.19
B	S2-E11 (courant 6)	3.56	1.27

La concentration du test de caractérisation du Ministère des Transports du Canada (TTC) dépend strictement du pH de précipitation, pour les deux échantillons de sol. Les coefficients de détermination respectifs des échantillons A et B, pour les droites non fondamentales (figure 4.10), sont respectivement de 0.99 (n=3) et 0.82 (n=4). Ce qui confirme la forte dépendance de la teneur en plomb obtenue face au pH utilisé pour récupérer le fer.

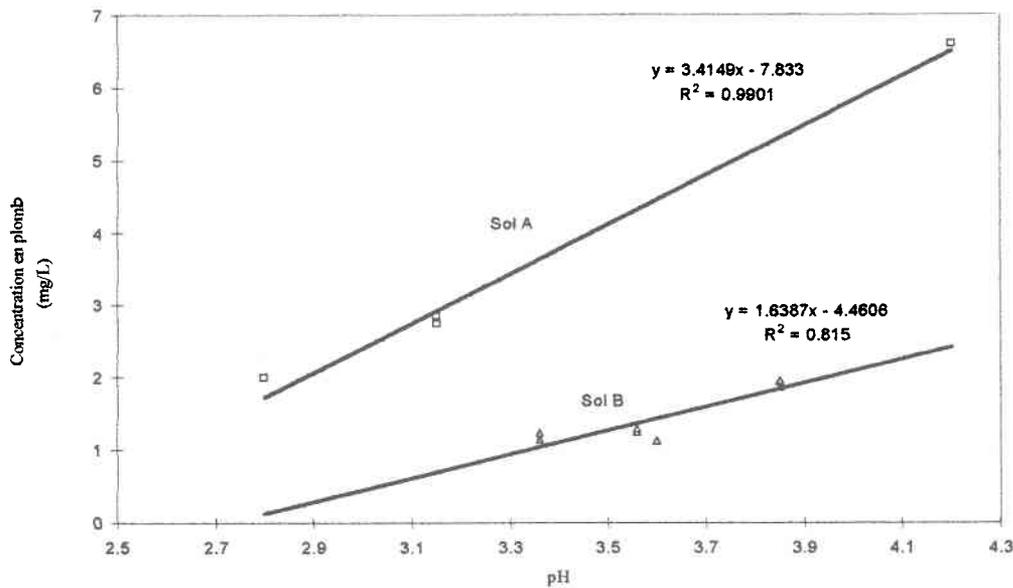


Figure 4.10 Concentration en plomb dans les lixiviats contre le pH de précipitation : lixiviation du Ministère des Transports du Canada (TTC)

Cependant, il faut émettre une certaine réserve à ces résultats à cause du nombre restreint de points disponibles pour l'obtention des corrélations par la méthode des moindres carrés (Villeneuve, 1995). Malgré tout, cette dépendance semble bien réaliste toujours selon la figure 4.10.

Le sol provenant du point d'échantillonnage A, plus contaminé en plomb, fixe la valeur maximale du pH possible pour la récupération du fer du bioréacteur (figure 4.10). Cette valeur limite ne peut excéder 3.7 pour respecter la concentration maximale en plomb de 5.0 mg/L permise par la Ville de Québec.

Cependant, en imposant au système une certaine marge de sécurité, un pH de 3.5-3.6 devient alors souhaitable.

4.2.2 Récupération et valorisation du zinc

Le zinc représente le seul métal, potentiellement en concentration suffisante, pouvant être valorisé. Le fer ne possède aucune valeur marchande et les autres éléments tel que le plomb et le cuivre, n'ont pas une teneur suffisamment élevée dans les surnageants, à comparer au zinc, pour permettre leur valorisation.

Le recyclage des métaux intéresse les compagnies, à condition de respecter une certaine teneur du métal recherché et de fournir une quantité suffisante. Avec l'hypothèse que seulement 30% des 210 000 tonnes estimées de sol du site de la Pointe-aux-Lièvres nécessite une décontamination, soit la fraction qui représente les particules inférieures à 2 mm, la quantité de sol à traiter se chiffrerait à 63 000 tonnes. Il faut noter que la quantité réelle de sol à traiter fait l'objet de réserve par les autorités de la Ville de Québec. La quantité mentionnée est donc à titre hypothétique en attendant une caractérisation détaillée du site de la part de la Ville de Québec.

Le zinc se retrouve surtout dans le dernier précipité des précipitations sélectives effectuées. La moyenne des valeurs de la quantité de résidu produit (tableau 4.2), pour une décontamination par un procédé biologique et chimique, n'est que de 600-700 tonnes pour une teneur autour de 8% massique en zinc. Avec une charge de 57.5 tonnes de sol sec/jour avec neuf moins d'opération par année, le traitement du site de la Pointe-aux-Lièvres durerait 4 ans. Sur une longue période comme présentement, l'intérêt des recycleurs envers le résidu de zinc risque de disparaître complètement (150-175 tonnes/année).

Aucune technologie permet la récupération du cuivre ou du zinc du résidu produit à un coût intéressant. Cependant si un marché se développe pour ce type de résidu, des travaux de recherche et de développement fourniraient alors la possibilité de rentabiliser le recyclage de ces métaux.

Tableau 4.2 Résidu de zinc produit

Essai	Quantité produite	% p/p du résidu
	(t/t sol sec)	en zinc
S1-E12	0.010	8.65
S1-E13	0.015	7.27
S2-E6	0.040	1.94
S2-E7	0.020	3.70

De plus, l'hétérogénéité potentiel du sol en métaux lève un doute sur la possibilité d'assurer la teneur voulue pour le résidu (8-10% et plus) avec des conditions opératoires données. L'essai S2-E7 ne permet pas d'obtenir les 8-10% massiques souhaités au niveau du résidu (3.70% p/p pour le courant 12), même si les deux premières précipitations ne contiennent que très peu de

zinc avec moins de 250 mg/kg. La troisième précipitation à un pH de 7.4 récupère 97% du zinc en solution à l'entrée du procédé. Il s'avère par conséquent difficile de garantir la proportion de zinc demandée par les compagnies de recyclage comme Thermonic de Boucherville.

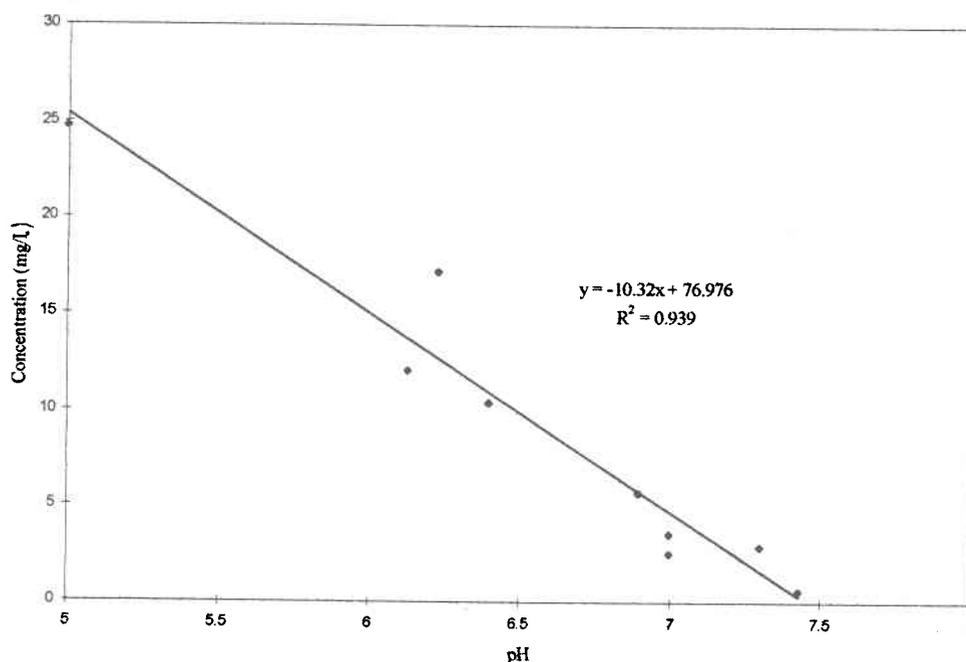


Figure 4.11 Concentration résiduelle de zinc contre le pH de précipitation

L'enfouissement sécuritaire dans un site spécialisé pour les déchets dangereux inorganiques reste la seule avenue possible. À moins de trouver d'autres résidus de zinc et de les traiter en même temps dans le procédé.

L'utilisation de trois précipitations, dont la deuxième visait à concentrer le résidu de zinc avec l'enlèvement de l'aluminium, n'atteint donc pas l'objectif souhaité. Cependant, les résultats obtenus montre clairement que tous les métaux en solution se récupère totalement avec un pH inférieur à 7.5. Le zinc fixe donc le pH d'opération de la deuxième et dernière précipitation, puisqu'il précipite le dernier. Le tableau 4.3 et la figure 4.11 présentent la concentration résiduelle de zinc en fonction du pH.

La relation linéaire décrit bien le comportement du zinc en solution avec un coefficient de détermination de 0.94 ($n=9$). Un pH minimum de 6.5 est requis pour respecter les normes de rejet au réseau unitaire de la Ville de Québec. Cependant, l'enlèvement complet des métaux en solution, assujettis au règlement, requiert une valeur de pH de 7.4-7.5.

4.2.3 Quantité de chaux

La neutralisation des lixiviats acides s'effectue avec l'addition d'un lait de chaux. L'utilisation de deux concentrations, 2% pour la série 1 et 1% pour la série 2, vise à mesurer l'impact de la concentration du lait de chaux sur la quantité de boues métalliques produites par le procédé et sur la consommation de chaux hydratée. Les figures 4.12 et 4.13 suivantes donnent la relation entre la quantité de chaux ajoutée et la masse de floccs recueillis.

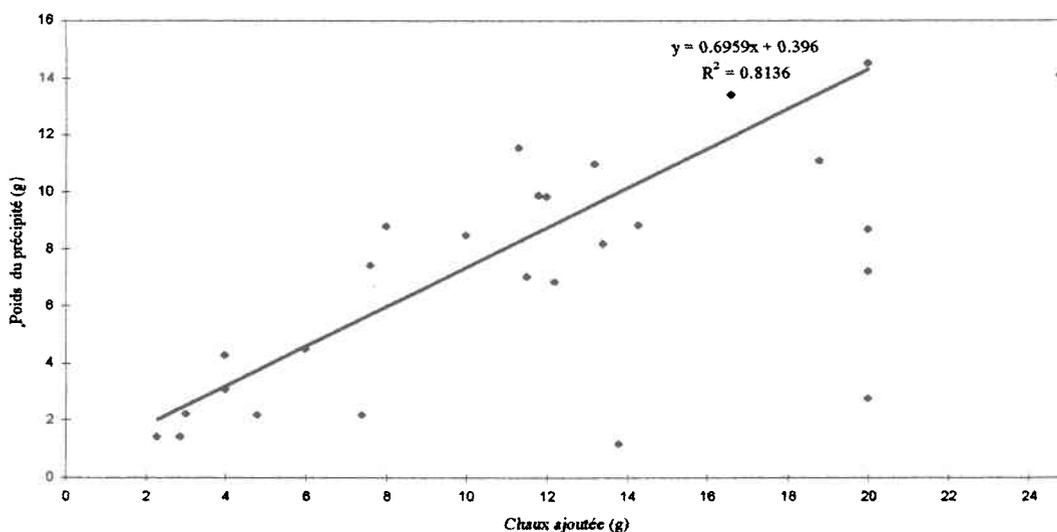


Figure 4.12 Poids du précipité recueilli contre la quantité de chaux ajoutée (série 1, 1%)

Il existe un lien évident entre la quantité massique de chaux ajoutée et le poids des boues produites lors de chaque précipitation. Les coefficients de détermination sont respectivement pour la première et la deuxième série d'essais de 0.81 (n=22) et 0.94 (n=15).

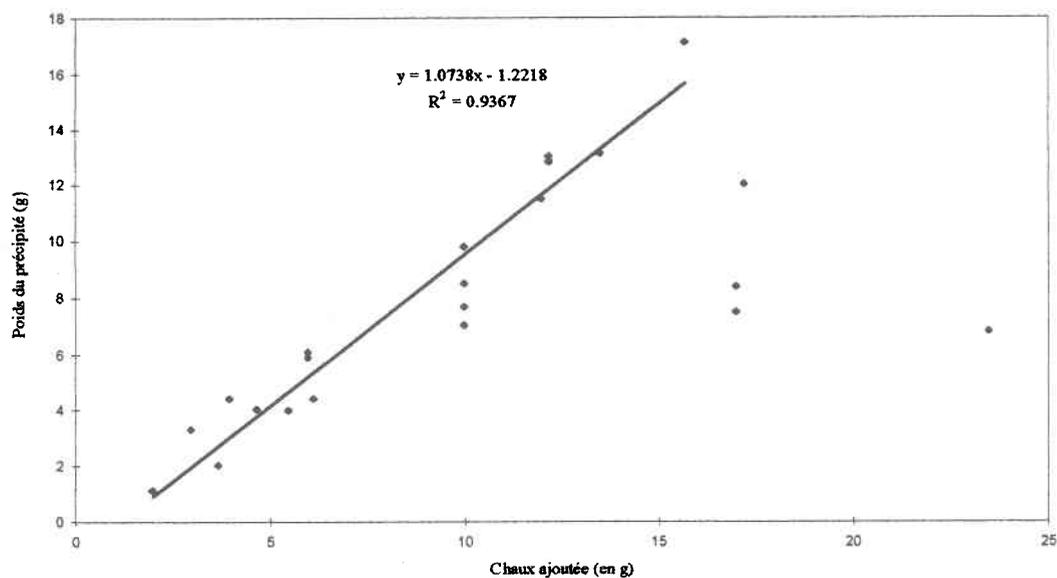


Figure 4.13 Poids du précipité recueilli contre la quantité de chaux ajoutée (série 2, 1%)

Les données obtenues, lors de la première et de la deuxième série (figures 4.12 à 4.14), indique un rapport poids précipité/chaux ajoutée plus faible pour la première série avec un lait de chaux de 2% p/v, comparé à la deuxième série avec un lait de chaux de 1% p/v. Les rapports sont alors pour la série 1 et 2 respectivement de 0.7 avec un écart-type 0.2 (27%) et de 1.0 avec un écart-type de 0.2 (21%), basés sur l'addition de 10.0 g de chaux et en utilisant les corrélations obtenues.

La deuxième série purifie d'avantage de lixiviats mixtes (chimiques et biologiques) que la première. Ceci entraîne la formation d'une quantité accrue de floccs qui explique la différence observée entre les deux séries pour le rapport poids précipité/chaux ajoutée.

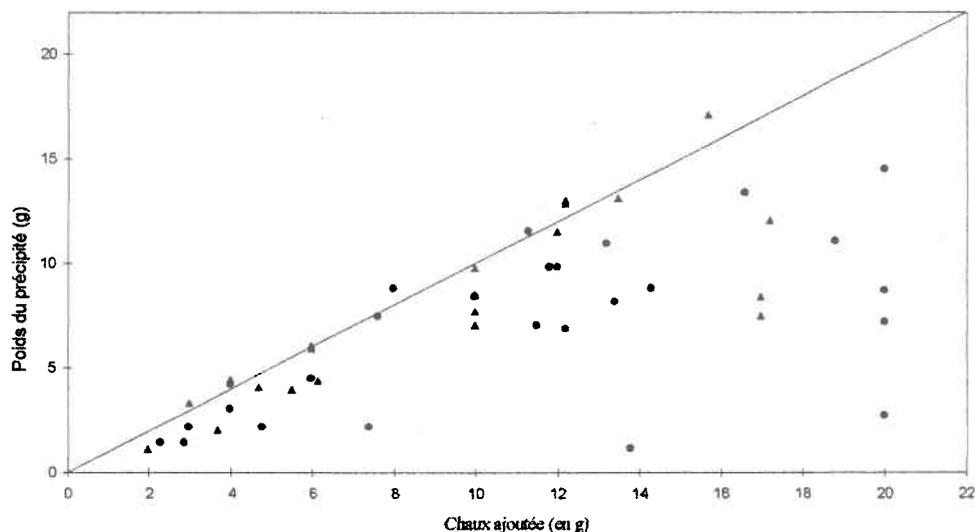


Figure 4.14 Poids du précipité recueilli contre la quantité de chaux ajoutée (comparaison des séries 1 et 2)

Par contre, les essais S1-E12 et S1-E13 avec le sol A, traitant des lixiviats mixtes (biologique et chimiques), génèrent 27.6% de plus de précipité que ceux de la série 2 avec le sol B (tableau 4.3). La précipitation du fer du lixiviat provenant du bioréacteur génère 2.4 fois plus de précipité dans le cas du sol A que du sol B. Ainsi, le sol A produit 0.042 t résidu de fer/t sol sec comparé à 0.017 t résidu/t sol sec pour le sol B. Ce phénomène s'explique par la concentration différente de fer observée dans le bioréacteur qui est respectivement pour les deux sols de 400 mg/L et 100 mg/L.

Tableau 4.3 Sommaire des consommations de chaux et de la quantité de boues produites

Essai	Site du sol	Chaux ajoutée (t/t sol sec)	Masse sèche de boues (t/t sol sec)
S1-E13	A	0.115	0.093
S2-E6	B	0.123	0.049
S2-E7 (3)	B	0.118	0.063
S2-E8+ S2-E10	A	0.099	0.082

Après analyse, il subsiste aucune différence marquée qui entraînerait l'utilisation d'une ou l'autre des concentrations de lait de chaux. La quantité totale de précipité n'est pas la même pour les deux sites de sol échantillonnés (tableau 4.3). Cependant, la consommation de chaux reste identique pour ces deux sites (A et B). Le rapport poids précipité/chaux ajoutée est plus faible pour la série 1 avec un lait de chaux de 2%. Sauf que dans cette série, le traitement a touché plus les lixiviats du procédé chimique. L'utilisation d'un lait de chaux de 2% semble donc préférable à celui de 1%. La production d'un lait de chaux plus concentré nécessite des coûts d'immobilisation et de gestion plus faibles.

La quantité estimée de résidu produit par le procédé se chiffre à 0.077 t/t sol sec avec un écart-type de 21 % (0.016 t/t dol sec) dont 38.5% provenant de la première précipitation (0.030 t/t sol sec). La consommation de chaux se situe à 0.114 t/t sol sec avec un écart-type de 0.010 t/t sol sec (8.8%). La variabilité pour la chaux demeure faible comparée à celle observée pour la production des résidus.

En résumé, le plomb représente le métal pouvant contaminer le plus les résidus de fer. La récupération du fer des lavages chimiques et du bioréacteur, première chaîne de traitement, ne garantit pas la production de boues métalliques classées comme déchets spéciaux. Le risque d'obtenir un déchet dangereux justifie l'utilisation de la deuxième chaîne de traitement. La stabilité du bioréacteur et la faible teneur en plomb de son lixiviat permet de récupérer le fer sans le contaminer avec des métaux lourds comme le plomb, le cuivre ou le zinc. Malgré tout, cette précipitation doit se faire à un pH inférieur à 3.5-3.6 à cause justement du plomb qui représente le facteur limitant.

La faible quantité de résidus riche en zinc ou en cuivre pouvant être produits, avec le traitement du sol de la Pointe-aux-Lièvres, limite les possibilités d'une valorisation. De plus, il demeure difficile de garantir la teneur demandée par les recycleurs tant pour le zinc que pour le cuivre. L'enfouissement dans un site de déchets dangereux autorisé par le Ministère de l'Environnement du Québec (MEF) reste la seule avenue possible.

L'utilisation de deux précipitations est alors suffisante. La deuxième précipitation s'effectue alors à un pH de 7.4-7.5. Le surnageant obtenu contient moins de 1.0 mg/L de chacun des métaux réglementés Pb, Cu, Zn, Ni, Cr et Cd. Il respecte toutes les normes de rejet à l'égout de la Ville de Québec.

En outre, aucun avantage justifie l'utilisation d'un lait de chaux de 1% plutôt que de 2%. La quantité produite de boues métalliques est estimée à 0.077 t résidus sec/t sol sec pour une consommation de chaux de 0.114 t chaux /t sol sec.

4.2.4 Conditions opératoires

Le procédé choisi, deuxième chaîne de traitement étudiée, récupère au départ le fer du bioréacteur à un pH de 3.5-3.6 (figure 4.15). Ce qui réduit les coûts d'enfouissement puisque le résidu formé ne représente pas un déchet dangereux, mais un déchet spécial. Par la suite, le traitement neutralise les lavages chimiques ainsi que le surnageant du bioréacteur. Ce mode de fonctionnement évite de contaminer le résidu de fer par les autres métaux, principalement le plomb.

Le procédé devient aussi plus souple. Une variation de la teneur en métaux lourds dans les lixiviats à traiter, surtout ceux de la section chimique, aura une répercussion notable que sur le résidu de zinc et de cuivre seulement. Le zinc ou le cuivre précipitent peu avec le résidu de fer. Une augmentation de leur teneur dans le lixiviat du bioréacteur va avoir une influence que sur la deuxième précipitation où il y a la formation du résidu de zinc et de cuivre. Ce résidu étant enfoui dans un centre spécialisé pour les déchets dangereux, une variabilité accrue dans les teneurs en métaux n'affectera pas le procédé.

La neutralisation s'effectue avec un lait de chaux de 2% p/v (20 g $\text{Ca(OH)}_2/\text{L}$). Ce qui diminue, comparé à l'utilisation d'un lait à 1% p/v, les frais d'immobilisation et la quantité de lait de chaux à produire en cours de production.

La figure 4.15 montre schématiquement les conditions opératoires fixées de la chaîne de traitement choisie pour le traitement des lixiviats acides riches en métaux.

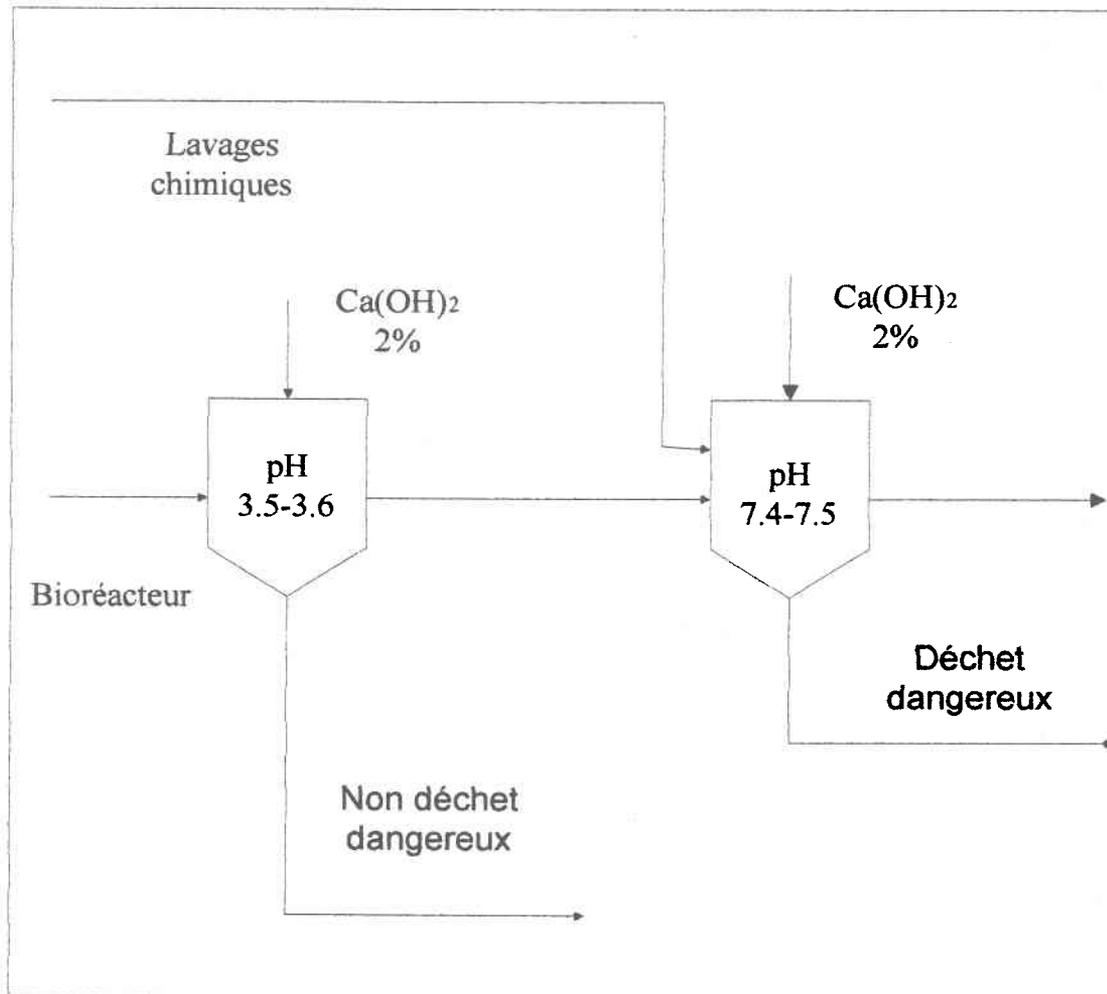


Figure 4.15 Procédé de traitement des lixiviats choisi

5 ÉQUILIBRE CHIMIQUE

Les figures 5.1 à 5.8 présentent la solubilité théorique, à température standard et avec une force ionique nulle, des divers éléments et leurs complexes contre le pH de précipitation ainsi que des valeurs expérimentales. L'activité corrigée en fonction de la force ionique des solutions se compare directement avec les diagrammes d'équilibre construits à partir des constantes de produit de solubilité.

Tableau 5.1 Force ionique moyenne et coefficient d'activité des cations

Element	Force ionique moyenne ($\mu \pm \sigma$ en mmol/L)	Intervalle du coefficient d'activité correspondant
Al	4.83 \pm 2.91	0.44-0.65
Ca	16.26 \pm 4.33	0.57-0.64
Cr	0.022 \pm 0.015	0.97-0.99
Cu	0.050 \pm 0.023	0.96-0.98
Fe	0.64 \pm 0.30	0.74-0.83
Ni	0.025 \pm 0.013	0.97-0.98
Zn	0.36 \pm 0.01	0.92
Pb	0.015 \pm 0.01	0.98-0.99

Le tableau 5.1 présente la force ionique moyenne ainsi que l'écart-type de chaque cation, avec comme intervalle $\mu \pm \sigma$ comprenant 68% des valeurs. L'intervalle du coefficient d'activité mentionné correspond aux valeurs de la force ionique $\mu - \sigma$ et $\mu + \sigma$ pour chaque métal étudié.

Les constantes proviennent de Smith and Martell (1974), Stumm and Morgan (1970) et sont valables à 25 °C, pour 1 atmosphère et une force ionique (I) de 0. Celles pour l'aluminium proviennent de Campbell et al. (1983). La méthode de construction des courbes d'équilibre est très bien expliquée dans les travaux de Patterson (1982). La construction de ces diagrammes utilise ici, pour le système carbonaté, la concentration moyenne mesurée en carbone dissous total de 10.0 mg/L C (écart-type de 5.0 mg/L C). La teneur moyenne en sulfates dans les lixiviats est estimée à 2000 mg/L (670 mg/L S).

Les expériences se réalisent à la température de la pièce (20 à 22°C), ce qui ne nécessite aucune correction en fonction de la température, car l'erreur associée à l'effet de la température est faible. Cependant, les forces ioniques n'étant pas nulles, ceci oblige le calcul de celles-ci pour obtenir l'activité réelle de chaque cation en solution selon les équations mentionnées au chapitre précédent.

5.1 Diagrammes d'équilibre

5.1.1 Le fer

La figure 5.1 prédit que pour obtenir moins de 1.0 mg/L Fe^{3+} (0.2-0.3 mg/L d'activité réelle), un pH de 3.1-3.2 est requis selon $\log (\text{FeOH}^{2+}) = 1.01-2 \text{ pH}$. Le fer ferreux serait, pour sa part, très soluble mais peu présent, avec un potentiel d'oxydo-réduction observé de 500 à 600 mV. C'est l'hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$, qui contrôle la solubilité du fer trivalent.

Il y a très peu de fer en solution après un pH de 4.0. Au deçà de cette valeur, le fer ferreux explique les faibles teneurs de fer observées. Le carbonate FeCO_3 , ligne courbe de la figure 5.1 inférieure, semble régir la solubilité du Fe^{2+} . La droite supérieure du $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ne justifie pas la précipitation du fer pour un pH de 4.0 à 8.0. Le Fe^{2+} serait alors beaucoup trop soluble. Les hydroxydes de fer formés par le procédé, avec un pH de 3.5-3.6, respectent les normes de déchets dangereux puisqu'ils contiennent peu de métaux lourds tel que le plomb ou le zinc.

5.1.2 L'aluminium

Lors d'une précipitation sélective, l'aluminium précipite immédiatement après le fer ferrique. Selon l'équation d'équilibre de l'hydroxyde $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\log \text{Al}^{3+} = 9-3\text{pH}$, une concentration de 1.0 mg/L (toujours 0.2-0.3 mg/L d'activité réelle) nécessite un pH minimum de 4.7.

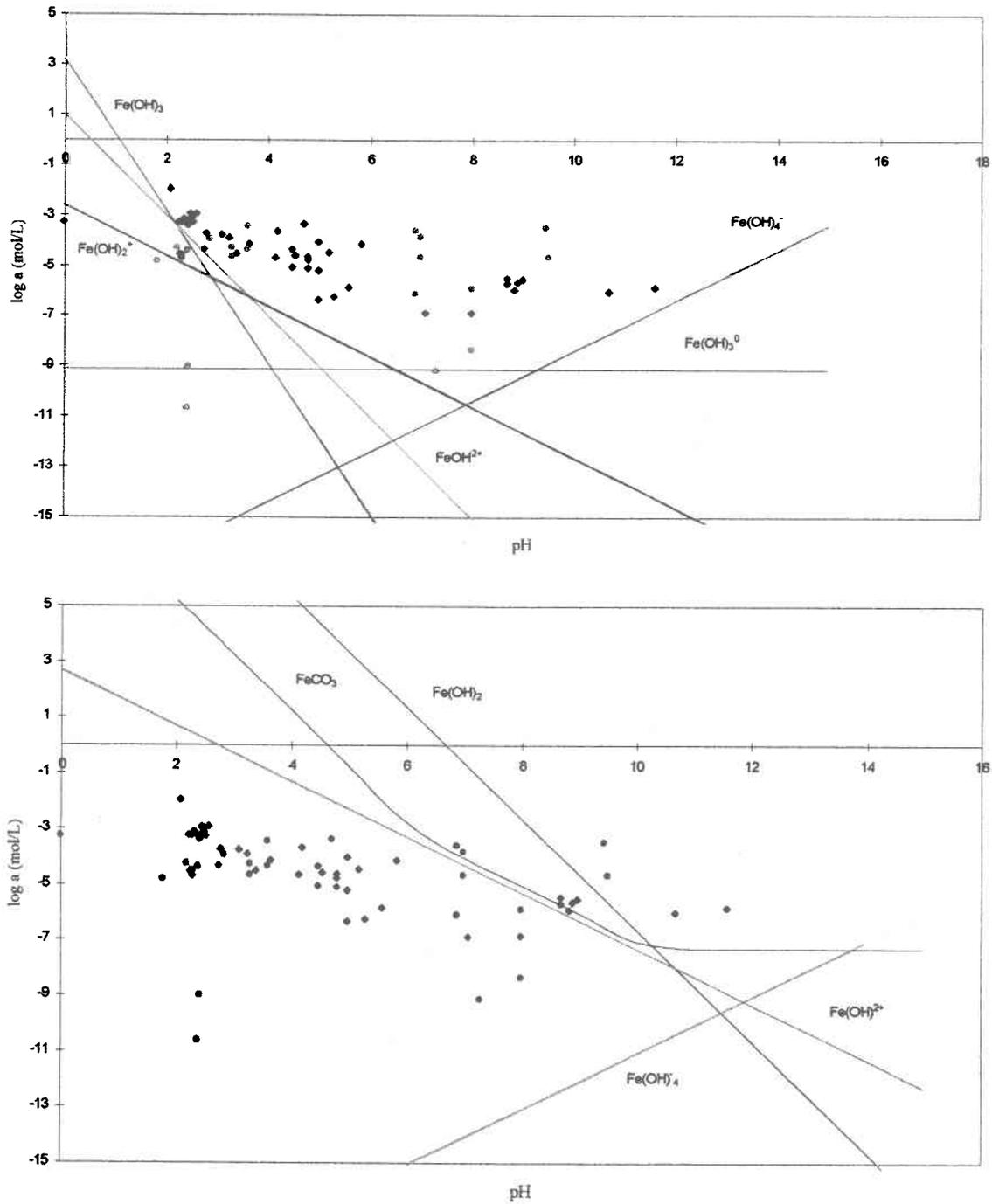


Figure 5.1 Diagramme d'équilibre du fer ferrique et du fer ferreux

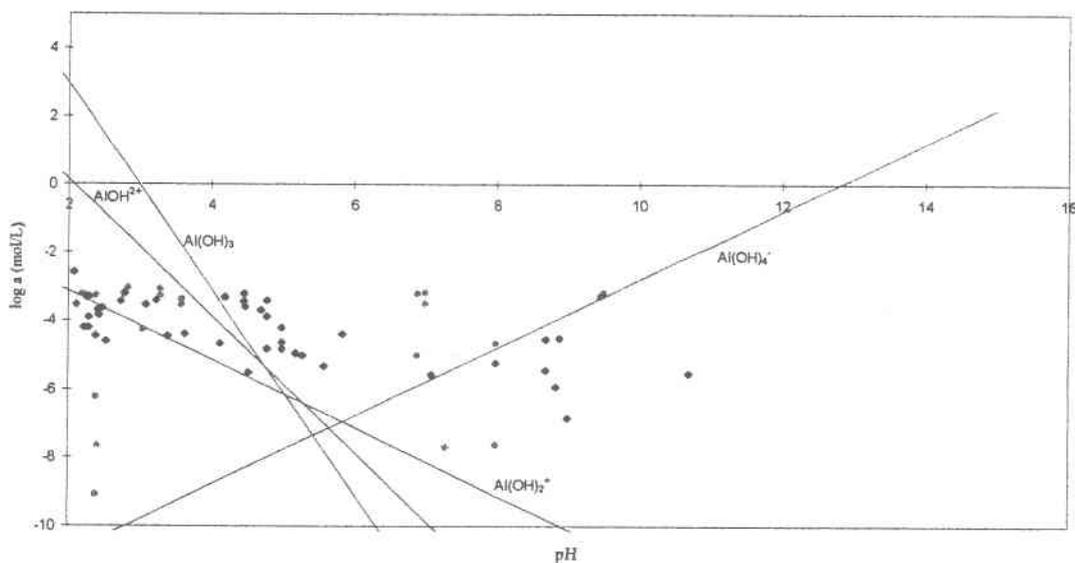


Figure 5.2 Diagramme d'équilibre de l'hydroxyde d'aluminium

Les valeurs expérimentales indiquent une valeur inférieure à 1.0 mg/L d'activité avec un pH supérieur à 5.2. Les résultats expérimentaux semblent concorder avec les valeurs théoriques.

5.1.3 Le calcium

L'activité presque constante du calcium (figure 5.3), telle que vue au cours du chapitre 4 (figure 4.4), démontre que ce dernier ne précipite pas en tant que carbonate. La dolomie $CaMg(CO_3)_2$, bien qu'il représente le solide ayant la plus faible solubilité, n'explique pas non plus le comportement du calcium. Le procédé choisi utilise un pH maximum de 7.5, ce qui ne favorise pas la précipitation du carbonate de calcium ou de la dolomie.

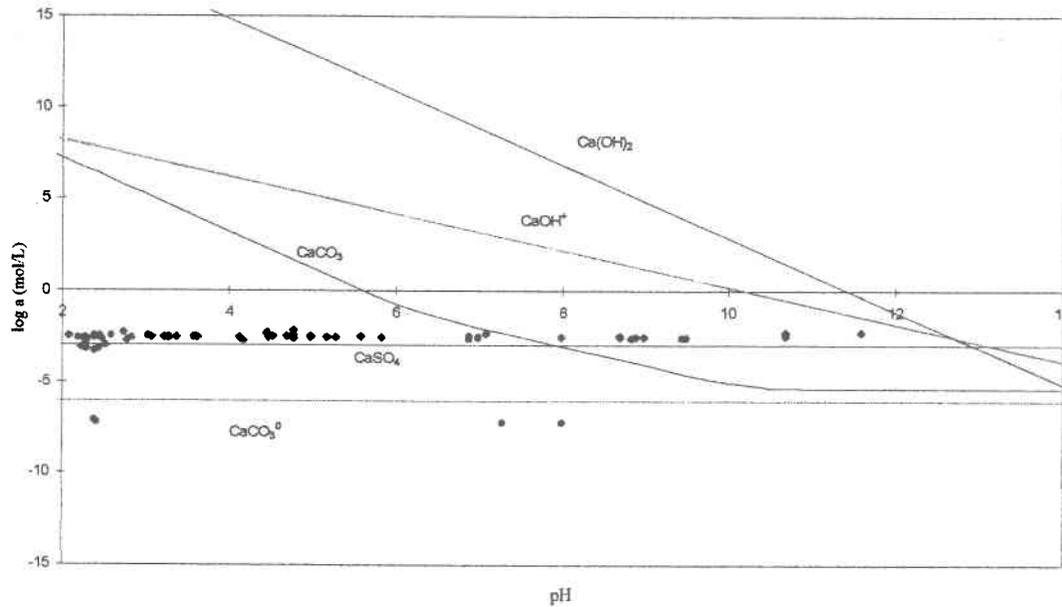


Figure 5.3 Diagramme d'équilibre du carbonate, de l'hydroxyde et du sulfate de calcium ($C_t=10.0$ mg/L de C et $C_s = 670$ mg/L)

Par contre, la teneur élevée en sulfates provenant de l'acide sulfurique ajouté lors de la solubilisation des métaux justifie la formation du sulfate de calcium. Les lixiviats traités deviennent rapidement saturés en calcium dès l'ajout de lait de chaux lors des premières précipitations. Ce qui explique que l'activité du calcium est constante sur l'intervalle de pH étudié.

5.1.4 Le zinc, le plomb et le cuivre

Le système carbonaté actuel contient suffisamment de carbone dissous avec en moyenne près de 10.0 mg/L. Les travaux de Patterson (1982) montre clairement qu'à ce niveau de carbone dissous, plusieurs complexes carbonatés sont susceptibles de se former pour le cuivre, le plomb et le zinc (tableau 5.2).

Tableau 5.2 Principales espèces solides à considérer pour les diagrammes d'équilibre (Patterson, 1982)

Métal	Nom du précipité	Formule chimique
Cuivre	Hydroxyde de cuivre	$\text{Cu}(\text{OH})_2$
	Malachite	$\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$
Plomb	Hydroxyde de plomb	$\text{Pb}(\text{OH})_2$
	Carbonate de plomb	PbCO_3
	Carbonate hydroxyde de plomb	$\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$
Zinc	Hydroxyde de zinc	$\text{Zn}(\text{OH})_2$
	Carbonate de zinc	ZnCO_3
	Hydrozincite	$\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2$

Le principe général de la thermodynamique veut que la forme la plus stable va régir la solubilité du cation concerné. Toujours selon Patterson (1982), pour des pH inférieurs à 7.5, les équilibres chimiques favorisent le carbonate de zinc. L'hydrozincite prévoit une concentration en zinc trop élevée pour que ce composé en régisse la solubilité. Le $Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$ apparaît autour d'un pH de 8.5-9.0 pour une concentration en carbone dissous de 7.5 à 120 mg/L (*ibid*). L'hydroxyde ou l'oxyde de zinc n'explique pas non plus les faibles concentrations obtenues de l'ordre de 0.4-16.0 mg/L, pour l'intervalle de pH de 5.0 à 7.5. Seul le carbonate de zinc justifie ces concentrations mesurées en zinc (tableau 5.3). Ce qui diffère des travaux de Patterson et al. (1977) qui utilise un temps complet de réaction (solubilisation, neutralisation) de quatre heures. Cependant, la contamination du site de la Pointe-aux-Lièvres remonte aux années cinquante à soixante-dix. Les métaux se retrouvent dans le sol depuis plus de vingt à quarante ans. Les équilibres chimiques régissant la solubilité des métaux ne sont pas forcément les mêmes que dans les travaux de Patterson et al. (1977). Par contre, la concentration résiduelle en zinc devient sensiblement la même au pH de solubilité minimum de 8.2 pour le carbonate et l'oxyde de zinc (figure 5.4), ce qui corrobore la théorie vue au chapitre deux.

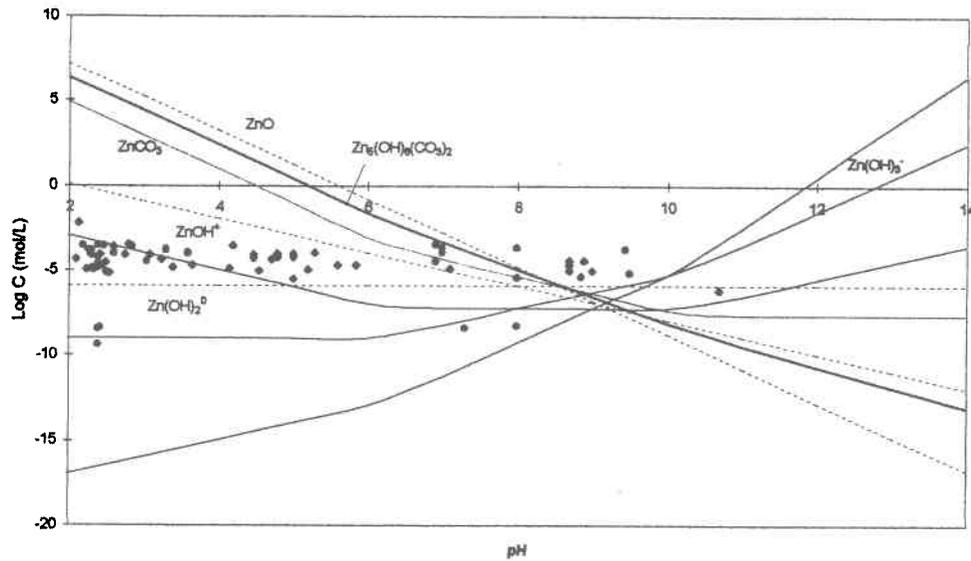


Figure 5.4 Diagramme d'équilibre du carbonate et de l'oxyde de zinc ($C_t=10.0$ mg/L C)

Tableau 5.3 Solubilité prédite pour différentes concentrations en carbone dissous pour le zinc
(Patterson, 1982)

C_t (moles/L)	pH=6.5	pH=7.5
0.0	654	65.4
$10^{-3.2}$	20.7	2.07
10^{-2}	1.64	0.164

L'oxyde de cuivre, de couleur noir, ne doit pas contrôler la solubilité du cuivre puisque les précipités recueillis sont d'une couleur verte. La malachite $Cu_2(OH)_2CO_3$, d'une couleur verte, contrôle donc la solubilité du cuivre (figure 5.5). Il y a suffisamment de carbonate en solution

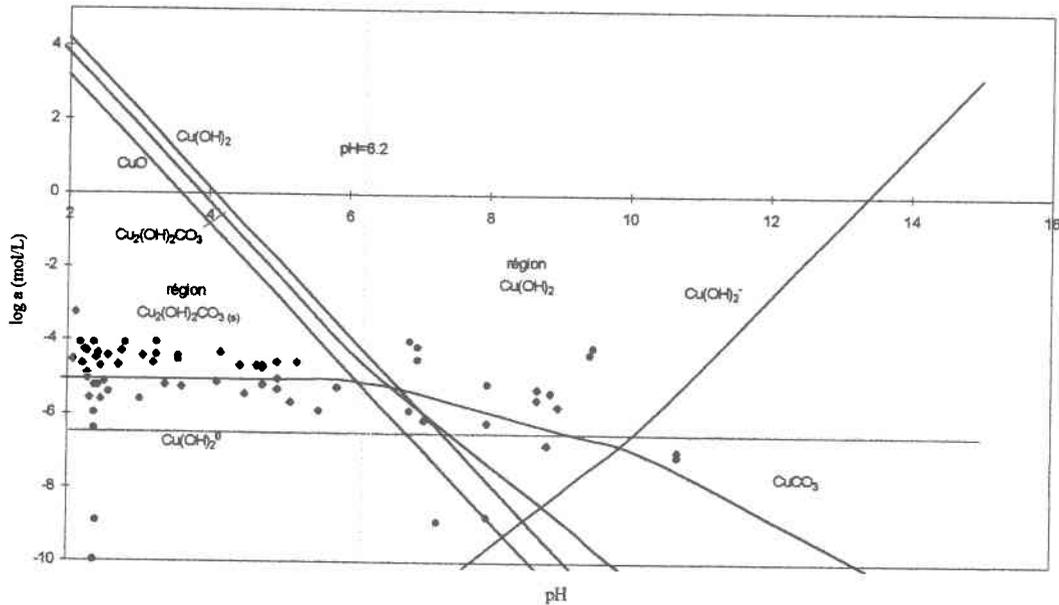


Figure 5.5 Diagramme d'équilibre de la malachite et de l'hydroxyde de cuivre ($C_t=10.0$ mg/L C)

pour permettre la récupération complète du cuivre sous cette forme. La consommation en carbone dissous est alors de 0.9 mg/L pour 10.0 mg/L de Cu^{2+} , la valeur la plus élevée rencontrée dans les lixiviats. De plus, en analysant le diagramme du cuivre, la malachite $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ donne des concentrations en solution plus faibles, pour un pH inférieur à 6.7 que les hydroxo-complexes. Il reste moins de 1.0 mg/L de cuivre (0.6 d'activité réelle) après un pH de 6.2. L'hydroxyde jouerait un rôle important si la précipitation aurait lieu à un pH plus élevé, c'est-à-dire supérieur à 6.7. Cependant, aux conditions d'opération actuelles et au niveau de carbone dissous disponible, la malachite semble contrôler la solubilité du cuivre.

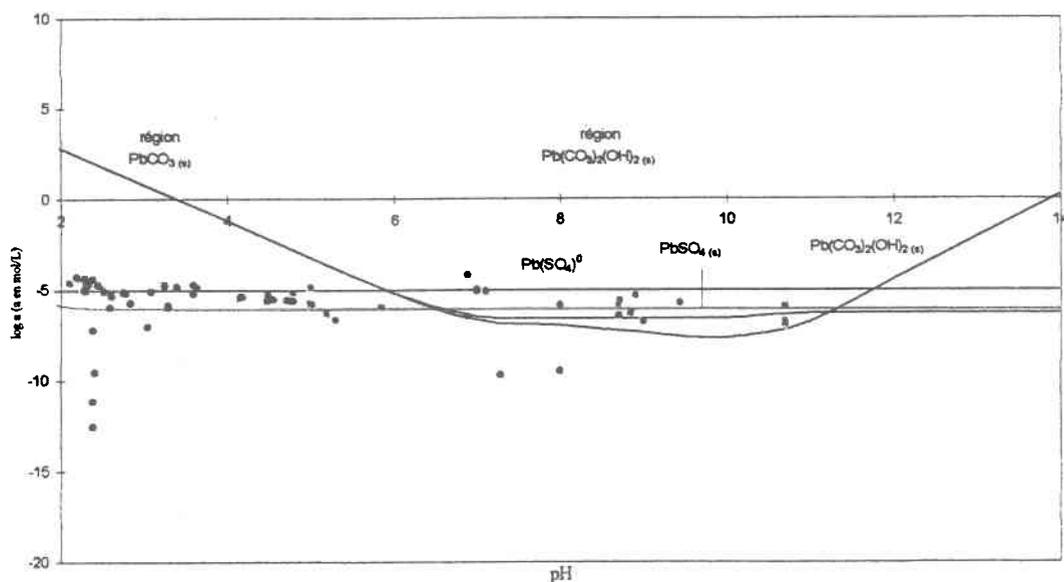


Figure 5.6 Diagramme d'équilibre du carbonate, du carbonate hydroxyde et du sulfate de plomb (Ct=10.0 mg/L C et Cs=670 mg/L S)

La teneur en carbone dissous influence fortement la dynamique du plomb. Le carbonate de plomb PbCO_3 et le carbonate hydroxyde de plomb $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ représentent les espèces les plus probables de se former pour le système carbonaté. Cependant, les valeurs mesurées montrent qu'il subsiste moins de 0.4 mg/L de plomb en solution pour un pH supérieur à 6.4. Presque la totalité du plomb a précipité.

Le carbonate hydroxyde de plomb commence à se former à un pH de 6.2-6.3 pour une concentration en carbone dissous de 7.6 mg/L et à un pH de 7.0 lorsque cette dernière se situe à 120 mg/L (Patterson, 1988). Ceci implique que l'apparition de ce composé $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ a peu de chance de se réaliser pour l'enlèvement complet du plomb en solution.

L'hydroxyde $Pb(OH)_2(s)$ prévoit une forte solubilité du plomb et par conséquent, il n'en régit pas la concentration résiduelle dans les lixiviats traités. Le carbonate de plomb $PbCO_3$ prévoit lui aussi des concentrations trop élevées pour un pH compris entre 2.0 et 6.0. Seul le sulfate de plomb $PbSO_4$, très insoluble, explique les concentrations observées. Ce composé contrôle donc la solubilité du plomb comme le montre la figure 5.6. La valeur moyenne en sulfates est estimée à 2000 mg/L. Les valeurs théoriques des sulfato-complexes concordent avec les résultats expérimentaux.

5.1.7 Le nickel

Le nickel demeure peu présent dans les lixiviats avec moins de 1.0 mg/L. Il devient alors difficile de déterminer sous quel forme ce dernier précipite. Néanmoins, la figure 5.7 démontre clairement que le carbonate de nickel semble contrôler la solubilité de ce dernier.

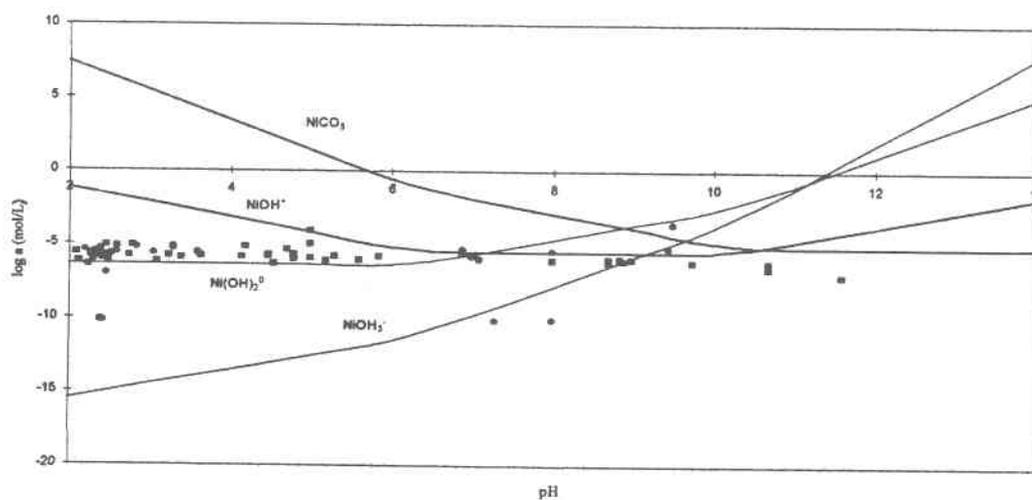


Figure 5.7 Diagramme d'équilibre du carbonate de nickel ($C_t=10.0$ mg/L de C)

5.2 Forme solide contrôlant la solubilité

La thermodynamique régit la forme solide la plus probable de se former. Elle dépend bien entendu des conditions auxquelles les cations se retrouvent en solution. Dans le cas présent, la teneur en carbone dissous suffisante dans les lixiviats entraîne pour certains métaux leur précipitation en tant que carbonate ou complexe carbonaté. Le tableau 5.4 résume les conclusions de la section précédente sur la forme solide contrôlant la solubilité de chaque métal.

Tableau 5.4 Forme du précipité contrôlant la solubilité des principaux métaux en solution

Métaux principaux	Forme contrôlant la solubilité
Aluminium	$\text{Al}(\text{OH})_3$
Calcium	CaSO_4
Cuivre	$\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$
Fer	$\text{Fe}(\text{OH})_3, \text{FeCO}_3$
Nickel	NiCO_3
Plomb	PbSO_4
Zinc	$\text{Zn}(\text{CO})_3$

6 ANALYSE ÉCONOMIQUE

L'analyse économique qui suit permettra de vérifier la viabilité du procédé dans l'application d'une biotechnologie (lixiviation chimique et biologique) comme traitement potentiel des sols contaminés aux métaux lourds. Elle comporte certaines hypothèses dans l'établissement du coût unitaire de traitement d'une tonne de sol, tel que : l'immobilisation subit un amortissement sur 10 ans avec un taux d'intérêt de 7%; les coûts annuels de production sont étalés sur 4 ans avec une opération de 9 mois/an; la valeur de revente des équipements est nulle et les coûts indiqués sont en dollars d'aujourd'hui. Le prix de revient compétitif est estimé, selon Couillard et al. (1994), à 150-200 \$/tonne de sol pour l'ensemble du traitement incluant le prétraitement, la lixiviation des métaux et l'épuration des lixiviats.

Une période de 4 ans (57.5 t/j pour 63000 t, $\phi < 2$ mm) semble une période satisfaisante pour la restauration complète du site. Au-delà de cette période, la réutilisation du site devient plus difficile dans un avenir proche. De plus, une courte période de traitement n'est pas souhaitable puisqu'elle entraînerait un investissement d'immobilisation onéreux.

Les calculs détaillés, sur une base de 20 t/j, se trouvent à l'annexe D. L'opération se déroule tel que mentionnée, durant neuf mois par année. Le temps de résidence du réacteur de neutralisation et du décanteur sont respectivement de 0.5 et 1.0 heure. Le traitement compte deux précipitations : celle du bioréacteur basée sur 3% en solides totaux (ST), ce qui donne 33.3 L/kg de sol sec; la deuxième traitant les quatre autres lavages et le surnageant du bioréacteur pour 166.5 L/kg de sol sec. Les coûts associés à la neutralisation, aux réservoirs de rétention, à la filtration et au système d'alimentation de chaux s'évaluent à l'aide d'un logiciel d'évaluation développé à l'INRS-EAU, pour le traitement des boues provenant des usines d'épuration des eaux usées municipales (Blais et Sasseville, 1997). Le traitement des sols étant similaire, les

coûts obtenus se rapprochent à ceux reliés à la solubilisation et à la neutralisation des boues municipales. L'investissement et les frais d'opération reliés au séchage proviennent de Ulrich (1984) en supposant un séchoir construit en acier.

Tableau 6.1 Coût associé au procédé en dollars canadiens

	Coût annuel en \$	\$/t sol	%
Première précipitation	8 045	1.47	2.06
Deuxième précipitation	16 933	3.09	4.32
Alimentation chaux	13 027	2.38	3.33
Filtration	15 500	2.83	3.96
Séchage	14 700	2.70	3.78
Coûts d'opération et produits chimiques	322 900	58.95	82.55
Coût total annuel	391 171	71.43	100
Coût global pour 4 ans	1 564 685		

L'évaporation de 70% de l'eau des boues métalliques produites qui en contiennent 85%, nécessite une quantité appréciable d'énergie. L'économie effectuée avec l'utilisation de deux précipitations, par la baisse des dépenses encourues pour l'enfouissement, est de 286 000 \$ canadiens pour l'ensemble du projet (annexe D). Ce qui représente 6.4% (4.54 \$/t) du coût de traitement total. Le coût unitaire est alors de 71.43 \$ la tonne de sol sec traité (tableau 6.1). Etant donné que seulement 30% du sol de Pointe-aux-Lièvres nécessitent un traitement (fraction $\phi < 2$ mm), le coût devient alors de 21.43 \$ la tonne de sol sec provenant directement du site.

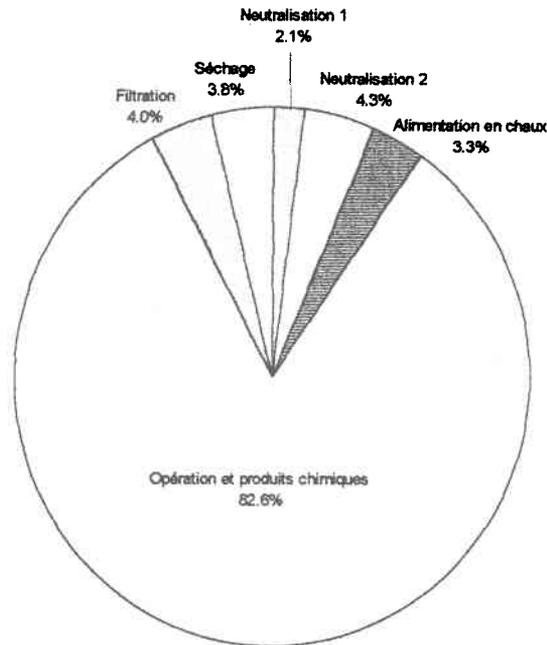


Figure 6.1 Coûts d'opération et d'immobilisation reliés au procédé

A noter que les coûts d'opération incluent la gestion des boues métalliques produites lors des précipitations. La quantité générée dépend des concentrations en métaux des lixiviats et elle peut donc varier d'un site à l'autre.

Les coûts d'opération sont responsables de 82.6% du prix de revient total (figure 6.1). La gestion des résidus incluant leur transport vers les sites appropriés coûte environ 19 \$/t sol sec traité, soit près de 26% du total. En considérant l'achat des produits chimiques (surtout de la chaux) et les frais de séchage, ce montant atteint 61.18 \$ pour 81.6% du coût de traitement, sans compter les coûts d'immobilisation. La réduction des frais d'opération, notamment en ce qui attrait à la

quantité de chaux requise, augmenterait significativement la viabilité économique du procédé en réduisant considérablement le coût global du traitement.

Il faut noter que la valeur de revente non nulle des installations, oblige la signature d'autres contrats pour assurer l'utilisation de l'usine après le traitement du site de la Pointe-aux-Lièvres. Il demeure impensable de bâtir une usine pour seulement un projet. Les coûts d'immobilisation empêcheraient alors la viabilité du projet.

Tableau 6.2 Coûts d'opération et de produits chimiques

	\$/t sol	% du total
Séchage	7.00	9.80
Produits chimiques (chaux+floculant)	17.42	24.37
Gestion des résidus (incluant transport)	18.80	26.32
Energie (autres que séchage)	6.77	9.48
Main-d'oeuvre	7.13	9.97
Pièces de remplacement	1.83	2.56
Coût global	58.95	82.50

De plus, des améliorations au design pourraient abaisser substantiellement le coût de traitement. Une diminution du nombre de lavages réduirait la consommation de chaux, et par conséquent, le coût de gestion des résidus (tableau 6.2). L'utilisation d'une base de qualité agricole (CaCO_3), moins onéreuse avec un coût incluant le transport de 54.50 \$/t au lieu 145 \$/t pour Ca(OH)_2 ,

pourrait réduire également le coût de traitement. Le carbonate de calcium est 2.7 fois moins dispendieux que l'hydroxyde de calcium. La valorisation du concentré de métaux serait très avantageuse, advenant un intérêt par les compagnies de recyclage. Elle aurait un impact direct sur les frais d'enfouissement puisque que ce résidu est classé déchet dangereux.

7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le traitement à la chaux (hydroxyde de calcium) s'avère une approche simple et efficace pour l'enlèvement des métaux en solution des lixiviats, provenant d'un procédé biologique et chimique de traitement de sols contaminés en métaux lourds. Les sols étudiés dépassent le critère C du Ministère de l'Environnement et de la Faune, notamment en plomb, en cuivre et en zinc.

Le procédé retenu utilise deux précipitations afin de récupérer dans un premier temps, le fer en solution du surnageant du bioréacteur. Ce dernier ne constitue pas un déchet dangereux avec un pH de précipitation de 3.5-3.6. Ce qui amène une économie de 6.4% du coût global en considérant l'investissement supplémentaire en immobilisation requis pour l'utilisation de deux précipitations. Ce qui signifie que des fluctuations dans les coûts d'investissement ou d'enfouissement, pourraient réduire significativement l'intérêt de cette récupération. L'économie réalisée pourrait même se transformer en perte. Une étude économique détaillée doit alors précéder la mise en place d'une double précipitation afin de s'assurer de la pertinence de cette dernière.

La deuxième précipitation se réalise à un pH 7.4-7.5 et elle permet la récupération complète des principaux métaux en solution Fe^{3+} , Al^{3+} , Pb^{2+} , Fe^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} . L'effluent respecte alors les normes de rejet au réseau unitaire de la Ville de Québec tant pour la concentration en métaux que pour le pH. Le rejet zéro demeure une voie importante pour assurer la qualité de l'eau potable et les législations tendent de plus en plus à restreindre les rejets aux milieux récepteurs. De plus, une charge supplémentaire en métaux à l'usine d'épuration des eaux usées risque de contaminer les boues générées par ces dernières. Ceci empêcherait l'utilisation de ces boues en tant que fertilisant agricole ou obligerait des correctifs aux usines mêmes.

La masse de précipité produite est directement proportionnelle à la quantité de chaux ajoutée. Le procédé génère 0.077 t résidus/t sol sec traité. Ce qui nécessite 0.114 t chaux/t sol sec traité. De plus, il existe peu de différence qui justifie l'utilisation d'un lait de chaux ayant une concentration de 1% plutôt qu'un de 2%.

Les équilibres chimiques reliés aux carbonates semblent contrôler la solubilité des principaux contaminants examinés, sauf pour le plomb et le calcium. Le sulfate de plomb $PbSO_4$ et le sulfate de calcium $CaSO_4$ régissent la solubilité de ces derniers. Le niveau de carbone dissous de 10.0 mg/L avec un écart-type de 5.0 mg/L est suffisant pour permettre la précipitation complète du cuivre, du zinc, du nickel et du fer ferreux. Les carbonates de zinc ($ZnCO_3$), de nickel ($NiCO_3$) et de fer ferreux ($FeCO_3$) demeurent les formes les plus probables de se former. La malachite $Cu_2(OH)_2CO_3$, de couleur verte, contrôle la concentration résiduelle du cuivre. Les autres éléments, en l'occurrence le fer ferrique et l'aluminium se retrouvent sous forme d'hydroxydes.

A l'égard de l'analyse économique effectuée, le coût de traitement se chiffre à 71.43 \$ la tonne de sol sec, dont 12.50 \$/t pour l'immobilisation et 58.95 \$/t pour les produits chimiques ainsi que pour l'opération. Le site de Pointe-aux-Lièvres contient 30% de particules fines ($\phi < 2$ mm). Ce qui implique alors un coût de revient de 21.43 \$ la tonne de sol sec provenant directement du site. Ces coûts s'ajoutent bien sûr à ceux nécessaires pour le prétraitement et la solubilisation des métaux par la lixiviation biologique et chimique. L'utilisation d'une base moins dispendieuse, en terme de coût d'achat et de gestion des résidus, réduirait le coût de traitement.

Une production de lixiviats moins importante, lors de l'étape de solubilisation des métaux, diminuerait la quantité de chaux nécessaire et par le fait même, le prix de revient du traitement. Ainsi, une optimisation du procédé de lixiviation des métaux du sol abaisserait le coût d'épuration des résidus liquides. Le procédé de traitement des lixiviats par l'hydroxyde de calcium semble viable, à condition d'utiliser l'usine durant les 10 années de sa vie utile et non pour un seul projet.

BIBLIOGRAPHIE

APHA, AWWA, WPCF. (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (16th edition)*. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Pollution Control Federation, Washington D.C., 1268 pages.

Applegate, L.E. (1984). Membrane Separation Processes. *Chem. Eng.* 64-89.

Aulenbach, D.B. et al. (1985). *Project Summary*. Cincinnati, EPA Water Engineering Research Laboratory, EPA/600/S2-85/003, 4 pages.

Aziz, H.A. et P.G. Smith. (1992). The Influence of pH and Coarse Media on Manganese Precipitation from Water. *Water Research* 26(6): 853-855.

Baes Jr., C.F. et R.E. Mesmer. (1976). *Hydrolysis of Cations*. New-York, John Wiley, 496 pages.

Bailar Jr., J.C. (1956). *The Chemistry of the Coordination Compounds*. New-York, Reinhold, 834 pages. (Monograph Series American Chemical Society: 131)

Benefield, L.D. et al. (1982). *Proc Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 510 pages.

Benjamin, M.M., K.F. Hayes, et J.O. Leckie. (1982). Removal of Toxic Metals from Power-Generation Waste Streams by Adsorption and Coprecipitation. *J. Water Pollut. Res. Fed.* 54(11): 1472-1481.

Bhattacharya, D. et al. (1979). Separation of Toxic Heavy Metal Sulfides by Precipitation. *Sep. Sci. Technol.* 14: 441.

Blais, J.F. et J.L. Sasseville. (1997). Analyse technico-économique des procédés de décontamination des boues d'épuration municipales. *Vecteur Environnement*:25-39.

Boyd, D.M. et R.J. Fulk. (1989). Treatment of Plating Wastewater without Sludge. Dans : *43rd Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 499-504. Boca Raton, FL : Lewis Publisher.

Brooks, C.S. (1986). Metal Recovery from Industrial Wastes. *Journal of Metals* 38 (7): 50-57.

Brooks, C.S. (1991). Selective Precipitations of Mixed Metal Hydroxides. Dans : *45th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 691-696. Boca Raton, FL : Lewis.

Campbell, P.G.C. et al. (1983). Speciation of Aluminium in Acidic Freshwaters. *Anal. Chem.* 55: 2246-2252.

Carpenter, C., D. Suciú et P. Wikoff. (1990). Sodium Sulfite/Ferrous Sulfate Metals Treatment for Hazardous Waste Minimization. Dans : *44th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 617-622. Boca Raton, FL : Lewis.

Channabasappa, K.C. (1970). Use of Reverse Osmosis for Valuable by-Products Recovery. *Chem. Eng. Prog. Symp. Ser.* 67(107): 250-259.

Cherry, K.F. (1982). *Plating Waste Treatment*. Michigan, Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science, 324 pages.

Cook, G.M. (1983). The Direct-Electrowinning Process. *Chem. Eng.*: 59.

Couillard, D., Mercier, G., Chartier, M et G. Roberge. (1994). *Restauration d'un sol contaminé par des produits organiques et des métaux*. Institut National de la Recherche Scientifique Eau, Sainte-Foy, s.p.

Couillard, D. et G. Mercier. (1992). Précipitations sélectives des métaux solubilisés biologiquement de boues aérobies d'épuration. *Can. J. Chem. Eng.* 70: 1021-1029.

Davis, M.W. et T. Sandy. (1990). Zero Sludge/Zero Discharge Pretreatment Systems for the Metal Finishing and Plating Industry. Dans : *44th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 649-654. Boca Raton, FL : Lewis.

Dean, J.G., F.L. Bosqui et K.H. Lanouette. (1972). Removing Heavy Metals from Waste Water. *Environ. Sci. Technol.* 6(6): 518-522.

Desjardins, R., P. Brisebois et L. Potvin. (1989). Le plomb dans l'eau potable. *Sci. Tech. Eau* 22(1): 21-28.

Desjardins, R. (1988). *Le traitement des eaux (2e édition)*. Montréal, Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 304 pages.

Edwards, M. et M.M. Benjamin. (1989). Adsorptive Filtration using Coated Sand: a New Approach for Treatment of Metal-Bearing Wastes. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 61(9): 1523-1533.

Eisenberg, T.N., N.S.R. Chuang et K.M. Guss. (1985). An Evaluation of Vermiculite, Iron Filings, Lime, Sulfide, and Lime Sulfide in the Treatment of Plating Rinsewaters. Dans : *40th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 443-445. Boca Raton, FL : Lewis.

Fadgen, T.J. (1952). Metal Recovery by Ion Exchange. *Sewage Ind. Wastes* 24: 1001-1007.

Fadgen, T.J. (1955). Operation of Ion-Exchange Units for Treatment of Electroplating Wastes. *Sewage Ind. Wastes* 27: 206-208.

Feitknecht, W. et P. Schindler. (1963). Solubility Constants of Metal Oxides, Metal Hydroxides and Metal Hydroxide Salts in Aqueous Solution. *Pure Applied Chemistry* 6: 130-199.

Fuest, R.W. et M.J. Smith. (1970). *Feasibility Study of Regenerative Fibers for Water Pollution Control*, U.S. EPA Water Pollution Control Research Series #17040 DFC, s.p.

Gadd, R.K. et A.C. Sund-Hagelberg. (1985). *Method of Purifying Waste Aqueous Solutions from Heavy Metals*. U.S. Patent 4 503 017, s.p.

Golomb, A. (1970). Application of Reverse Osmosis to Electroplating Waste Treatment, Part I : Recovery of Nickel. *Plating* 57(10): 1001-1005.

Golomb, A. (1973). Application of Reverse Osmosis to Electroplating Waste Treatment, Part III : Pilot Plant Study and Economic Evaluation of Nickel Recovery. *Plating* 60 (5): 482-486

Higgins, T.E. et S.G. Termaath. (1982). Treatment of Plating Waste Waters by Ferrous Reductions, Sulfide Precipitation, Coagulation and Upflow Filtration. Dans : *36th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 462-471. Boca Raton, FL : Lewis.

Holman, S.C. (1984). *Sulfide Precipitation of Metals in Aquous Systems : Selective Precipitation and Sludge Stability*. Thesis M.Sc., University of Kentucky, 137 pages.

Huang, J.C., P.M. McCole et R.K. Breuer. (1982). An Innovative Coprecipitation Technique for Removing Heavy Metals. Dans : *36th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue) Proceedings*, pp. 603-620. Boca Raton, FL : Lewis.

Jellinek, H.H.G. et S.P. Sangal, S.P. (1972). Complexation of Metal Ions with Natural Polyelectrolyte : Removal and Recovery of Metal Ions from Polluted Waters. *Water Research* 6 (3): 305-314.

Jellinek, H.H.G. et P.Y.A. Chen. (1972). Poly(galacturonic acid)-Bivalent Metal Complexes. *J. Polym. Sci. A-1* 10: 287-293.

Jenkins, R.L., B.J Schybeler, M.L. Smith, R.Baird, M.P. Lo et R.T. Haug. (1981). Metals Removal and Recovery from Municipal Sludge. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 53(1): 25-32.

Kane, J.E. (1989). The Use of Innovative Treatment Technologies to Upgrade Performance of an Existing Pretreatment System to Meet new Discharge Standards. Dans : *43rd Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 707-710. Boca Raton : Lewis.

Katzin, L.I. (1966). *The Chemistry of Nonaquous Solvents*. New-York, Academic Press, pp.173-205.

Keenan, J.D., R.L. Steiner et A.A. Fungaroli. (1984). Landfill Leachate Treatment. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 56(1): 27-33.

Kelsall, G.H. (1983). Fluidized-Bed Electrodes. *Chem. Eng.*: 63.

Knocke, W.R., T. Clevenger et M.M. Ghosh. (1979). Recovery of metals from electroplating wastes. Dans : *33th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 415-426. Boca Raton, FL : Lewis .

Lacey, R.E. (1979). Membrane Separation Processes. *Chem. Eng.* 79(19): 56-74.

Lefers, J.B., W.F van den Broeke and H.W. Venderbosch. (1987). Heavy Metal Removal from Waste Water from Wet Lime(Stone)-Gypsum Flue Gas Desulfurization Plants. *Water Research* 2(11): 1345-1354.

Licsko, I et I. Takacs. (1986). Heavy Metal Removal in the Presence of Colloid-Stabilizing Organic Agents. *Water Sci. Technol.* 18(1): 19-29.

Lindsay, M.J., M.E.Hackman et R.J. Tremblay. (1985). Sodium Borohydrate Reduces Hazardous Waste. Dans : *40th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 477-482. Boca Raton, FL : Lewis.

Lonsdale, H.K. et H.E. Podall. (1972). *Reverse Osmosis Membrane Research*. New-York, Plenum Press, 503 pages.

Luo, B., J.W. Patterson et P.R. Anderson, P.R. (1992). Kinetics of Cadmium Hydroxide Precipitation. *Water Research* 26(6): 745-751.

Mallory Jr., E.C. (1968). *Advances in Chemistry Series No. 73 : Trace Inorganics in Water*. New-York, American Chemical Society, pp. 281-295.

Marcus, Y. et A.S. Kertes. (1969). *Ion Exchange and Solvent Extraction of Metal Complexes*. Toronto, Wiley Interscience, 1037 pages.

Maruyama, T., S.H. Hannah et J.M. Cohen. (1975). Metal Removal by Physical and Chemical Treatment Processes. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 47(5): 962-975.

Mayenkar, K.V. et A.L. Lagvankar. (1984). Removal of Chelating Nickel from Wastewaters. Dans : *38th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 457-472. Boca Raton, FL : Lewis.

McAnally, S., L. Benefield et R.B. Reed. (1984). Nickel Removal from a Synthetic Nickel-Plating Waste Water using Sulfide and Carbonate for Precipitation and Coprecipitation. *Sep. Sci. Technol.* 19(2-3): 191-217.

McFadden, F., L. Benefield et R.B. Reed. (1985). Nickel Removal from Nickel Plating Wastewater using Iron, Carbonate, and Polymers for Precipitation and Coprecipitation. Dans : *40th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 417-429. Boca Raton : Lewis.

- McIntyre, G., J.J. Rodriguez, E.L. Tackston et D.J. Wilson. (1983). Inexpensive Heavy Metal Removal by Foam Flotation. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 5 (9): 1144-1149.
- Mehta, A. (1981). Routes to Metals Recovery from Metal Finishing Sludges. Dans : *3rd Conference on Advanced Pollution Control for the Metal Finishing Industry*, pp.76-79. Washington D.C. : Environmental Protection Agency 600/2-81-028.
- Michaels, A.S. (1968). Separation technique for the CPI. *Chem. Eng. Prog.* 64(12): 31-43.
- Morrison, G.H. et H. Freiser. (1967). *Solvent Extraction in Analytical Chemistry*, New-York, John Wiley, 269 pages.
- Mukai, S., T. Wakamatsu et Y. Nakahiro. (1979). Study on the Removal of Heavy Metal Ions in Waste Water by the Precipitation-Flotation Method. *Recent Developments in Separation Science* 5: 67-80.
- Neale, M.E. (1990). A Novel Electrolytic Process for Treating Toxic Wastewaters. *Environ. Sci. Eng.*: 44-46.
- Netzer, A., P. Wilkinson et S. Beszedits. (1974). Removal of Trace Metals from Wastewater by Treatment with Lime and Discarded Automotive Tires. *Water Pollut. Res. J. Can.* 9: 62-66.
- Nilsson, R., P. Wilkenson. (1971). Removal of Metals by Chemical Treatment of Municipal Waste Water. *Water Research* 5(5): 51-60.
- Okamoto, S. (1974). Iron Hydroxides as Magnetic Scavengers. *I.E.E.E. Trans. Magn.* 10: 923-930.
- Okuda, T., I. Sugano et T. Tsuji. (1975). Removal of Heavy Metals from Wastewater by Ferrite Co-Precipitation. *Filtr. Sep.* 12(5): 472, 475-476, 478.
- Patterson, J.W. (1975). *Wastewater Treatment Technology*. Ann Arbor, Ann Arbor Science, Michigan, 265 pages.

-
- Patterson, J.W., H.E. Allen et J.J. Scala. (1977). Carbonate Precipitation for Heavy Metals Pollutants, *J. Water Pollut. Control Fed.* 49(12): 2397-2410.
- Patterson, J.W. (1982). Effect of Carbonate Ion on Precipitation Treatment of Cadmium, Copper, Lead and Zinc. Dans : *36th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 579-601. Boca Raton, FL : Lewis..
- Patterson, J.W. (1988). *Effect of Metal Treatment and Recovery*. Boca Raton, FL, Lewis, pp. 333-34.
- Peters, R.W. et Y. KU. (1984). Removal of Heavy Metals from Industrial Plating Wastewaters by Sulfide Precipitation. Dans : *57th Industrial Waste Symposium, Water Pollution Control Federation Annual Conference*, pp. 279-553-568.
- Rabosky, J.G. (1984). Wastewater Treatment for a Small Chrome Plating Shop : A Case History. *38th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 449-455. Boca Raton, FL : Lewis..
- Riley, J.P. et G.Topping. (1969). Use of 5,7-Dibromo-8-Hydroxyquinoline for the Concentration of Certain Elements from Sea Water, *Anal. Chim. Acta.* 44 (1): 234-236.
- Robinson, A.K. (1978). Sulfide Versus Hydroxide Precipitation of Heavy Metals from Industrial Wastewater. Dans : *The EPA/AES First Annual Conference on Advanced Pollution Control for the Metal Finishing Industry*, s.l.n.p.
- Robinson, A.K. et J.C. Sum. (1980). *Sulfide Precipitation of Heavy Metals*. Washington D.C., EPA 600/2-80-139, s.p.
- Robinson, R.A. et R.H. Stokes. (1965). *Electrolyte solutions*. London, Butterworths, 559 pages.
- Segal, B.G. (1989). *Chemistry: Experiment and Theory*. Toronto, John Wiley, 1008 pages.
- Sheffield, C.W. (1982). Treatment of Heavy Metals at Small Electroplating Plants. *36th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 485-492. Boca Raton, FL : Lewis.

- Sillen, L.G. et A.E. Martell. (1964). *Stability Constants of Metal Ion Complexes*. London, The Chemical Society, 254 pages.
- Slapik, M.A., E.L. Tackston et D.J. Wilson. (1982). Improvements in Foam Flotation for Lead Removal. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 54(3): 238-243.
- Smith, R.M. et A.E. Martell. (1974). *Critical Stability Constants, Volume 4 : Inorganic Complexes*. New-York, Plenum Press, 257 pages.
- Snoeyink, V.L. et D. Jenkins. (1980). *Water Chemistry*. New-York, John Wiley, 463 pages.
- Spatz, D.D. (1979). A Case History of Reverse Osmosis used for Nickel Recovery in Bumper Recycling. *Plat. Surf. Finish.* 66(7): 28-31.
- Spendlove, M.J. (1976). *Recycling Trends in the United States: A Review*, BuMines Information Circular, U.S.A. Bureau of Mines, 8711, s.p.
- Squires, R.C. (1992). Removal of Heavy Metals from Industrial Effluent by Crossflow Microfiltration, *Water Sci. Technol.* 25(10): 55-67.
- Srivastava, S.K., G. Bhattacharjee, R. Tyagi, N. Pant et N. Pal. (1988). Studies on the Removal of Some Toxic Metal Ions from Aqueous Solutions and Industrial Waste. Part 1: Removal of Lead and Cadmium by Hydrous Iron and Aluminium Oxide. *Environ. Technol. Let.* 9(10): 1173-1185.
- Stary, J. (1964). *The solvent Extraction of Metal Chelates*. New-York, Pergamon, 240 pages.
- Stumm, W. et J.J. Morgan. (1970). *Aquatic chemistry*, New-York, Wiley Interscience, 583 pages.
- Thackston, E.L., D.J. Wilson, J.S. Hanson et D.L. Miller. (1980). Lead Removal with Adsorbing Colloid Flotation, *J. Water Pollut. Control. Fed.* 52(2): 317-328.
- Ulrich, G.D. (1984). *A Guide to Chemical Engineering Process Design and Economics*, New-York, John Wiley, 472 pages.

-
- U.S. Department of Commerce. (1975). *Base Line Forecasts Of Resource Recovery 1972 to 1990*, Springfield, VA : National Technical Information Service, NTIS PB 245924, s.p.
- Ville de Québec. (1987). *Règlement No. 2797 Concernant les branchements privés d'égout, la quantité et la qualité des eaux usées*. Québec, Ville de Québec : Service de l'Environnement, s.p.
- Ville de Québec. (1992). *Caractérisation préliminaire Pointe-aux-Lièvres*. Québec, Ville de Québec : Service de l'environnement et Division des laboratoires, 51 pages.
- Villeneuve, J.P. (1995). *Analyse de système de la ressource eau*. Québec, Institut National de la Recherche Scientifique Eau, s.p. [Note de cours]
- Wang, L. (1990). Treatment of Storm Runoff by Oil-Water Separation, Flotation, Filtration, and Adsorption, Part A: Wastewater Treatment. Dans : *44th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 655-665. Boca Raton, FL : Lewis..
- Wang, L.K., M.H.S. Wang et E.J. Mahoney. (1990). Treatment of Storm Runoff by Oil-Water Separation, Flotation, Filtration, and Adsorption. PartB: Waste Sludge Management. Dans : *44th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 667-673. Boca Raton, FL : Lewis..
- Wei, I.W. et S. Basu. (1990). Role of Solid-Liquid Separation in the Removal of Zinc by Chemical precipitation. Dans : *44th Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 631-636. Boca Raton, FL : Lewis..
- Williams, J.M. et K.B. Keating. (1983). Extended Surface Electrolysis Remove Heavy Metal from Waste Streams. *Chem. Eng.*: 61.
- Yato, A., D.M. Reeser et P.E. McPherson. (1989). A Unique Method for Precipitating Ceramic and Metal Complex Waste Produced in Manufacturing Multilayer Ceramic Capacitors. Dans : *43rd Proc. Ind. Waste Conf. (Purdue)*, pp. 505-512. Boca Raton, FL : Lewis..
- Yeligar, M.B. et al. (1981). *Treatment of metal finishing wastes by use of ferrous sulfide*, Washington D.C., EPA 600-S2-81-142, s.p.
- Zievers, J.F. (1975). Emerging Technologies for Waste Water Treatment. *Ind. Finish* 15: 22.

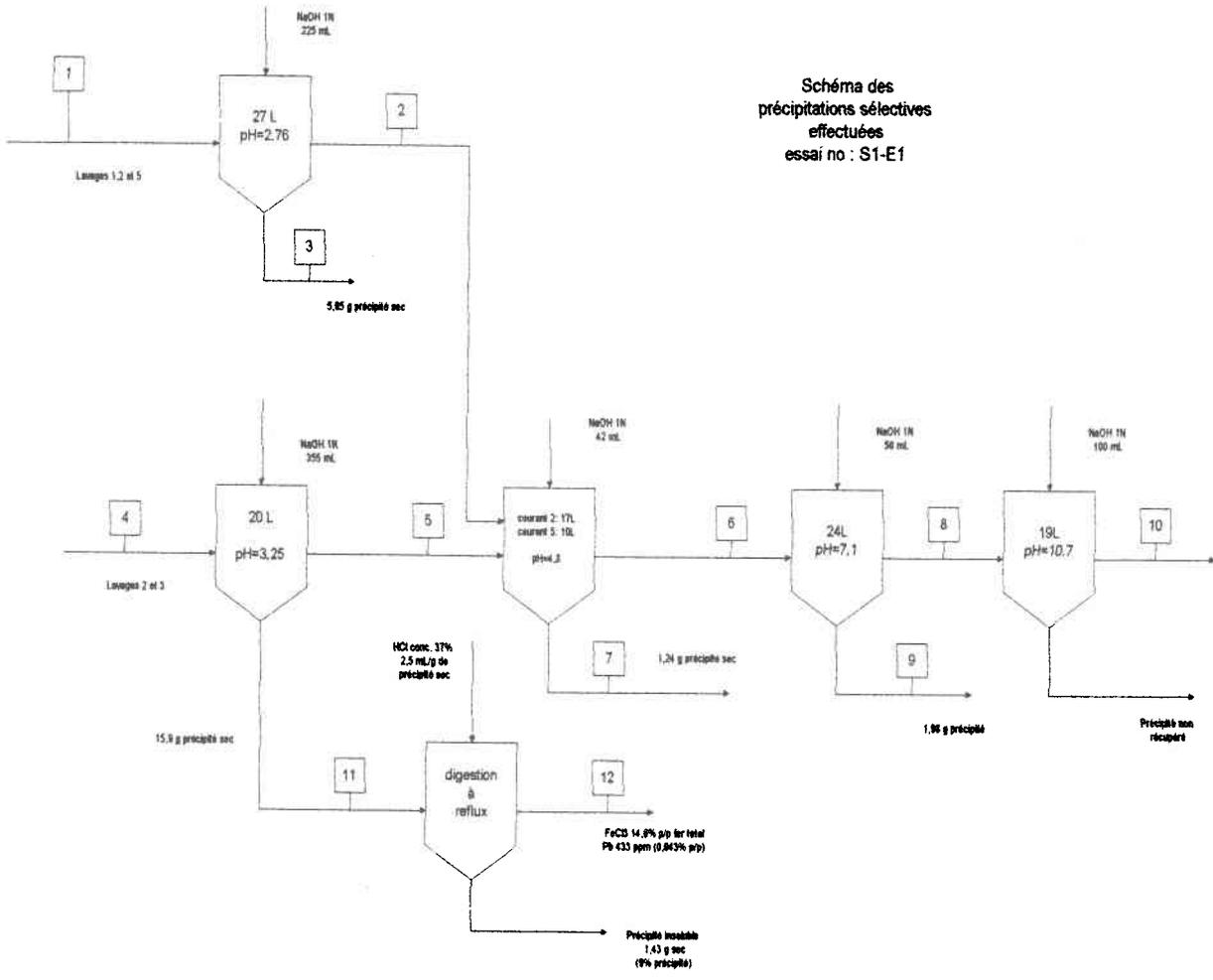
110 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

ANNEXES

112 **Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique**

**Annexe A : Diagrammes de procédé et résultats des essais,
série 1**

114 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

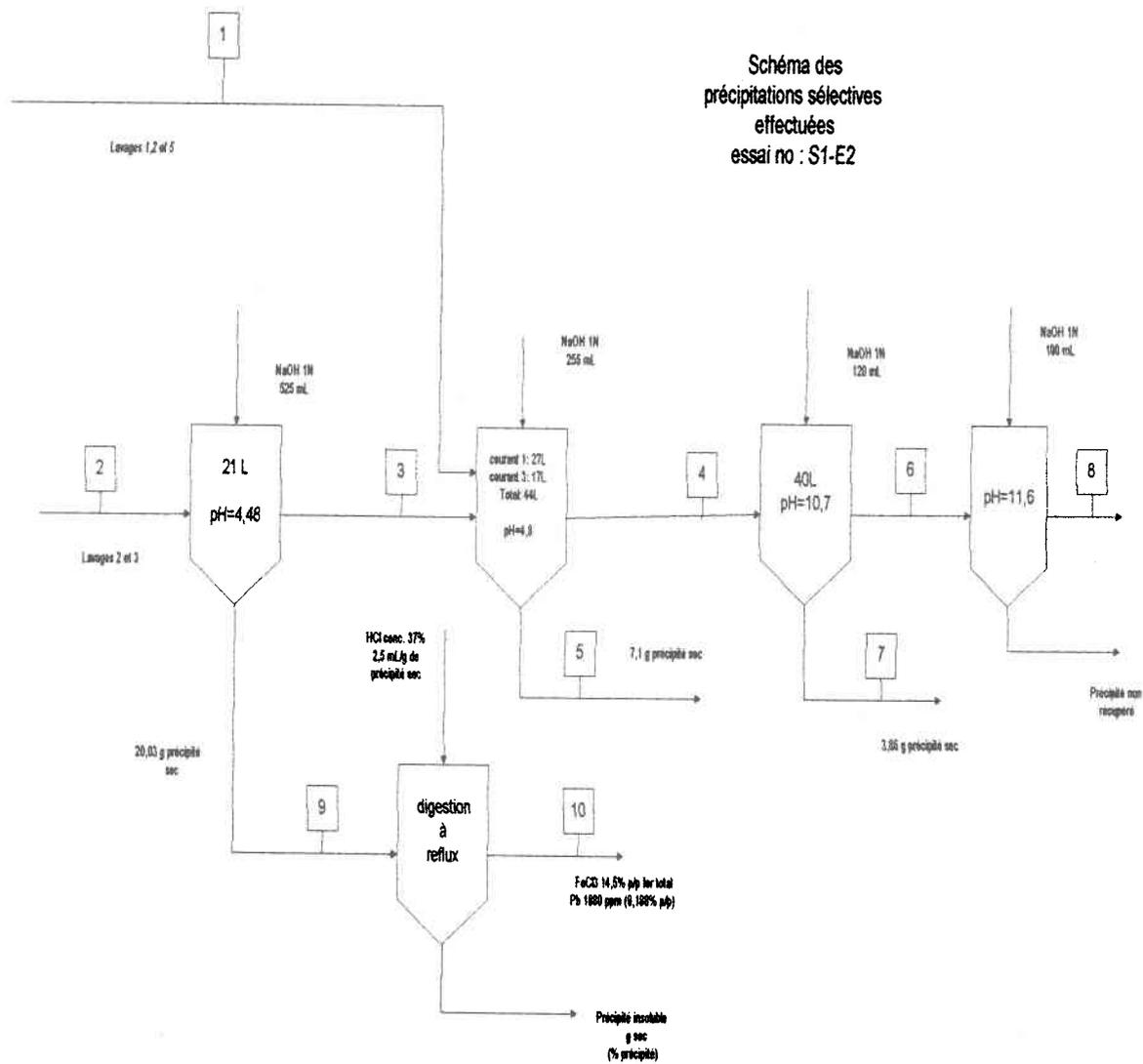


Essai no: S1-E1					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)
Element					
Al	53.68	26.63	115400	45.77	43.68
Ca	448.60	270.50	2092	210.90	216.80
Cr	0.03	0.35	116	0.23	0.24
Cu	2.59	2.50	314	2.80	2.71
Fe	13.08	115.90	70820	386.50	26.87
Mg	19.65	16.21	204	12.84	12.83
Mn	3.74	3.68	98	4.28	4.16
Ni	0.20	0.54	25	0.23	0.19
Zn	11.46	6.04	234	4.34	5.26
Pb	3.04	1.04	6805	7.24	6.19
Cd					
I	0.035	0.029		0.051	0.022

Courant no:	6	7	8	9	10
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)
Element					
Al	13.17	154130	0.26	113200	0.00
Ca	301.40	2493	342.40	30270	315.80
Cr	0.05	271	0.00	49	0.00
Cu	1.89	654	0.08	17840	0.01
Fe	1.53	101780	0.03	10300	0.00
Mg	14.73	774	18.19	1438	1.10
Mn	3.34	127	2.86	10110	0.11
Ni	0.11	139	0.12	531	0.03
Zn	6.68	566	1.41	51720	0.00
Pb	2.26		2.90	20903	0.06
Cd					

116 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

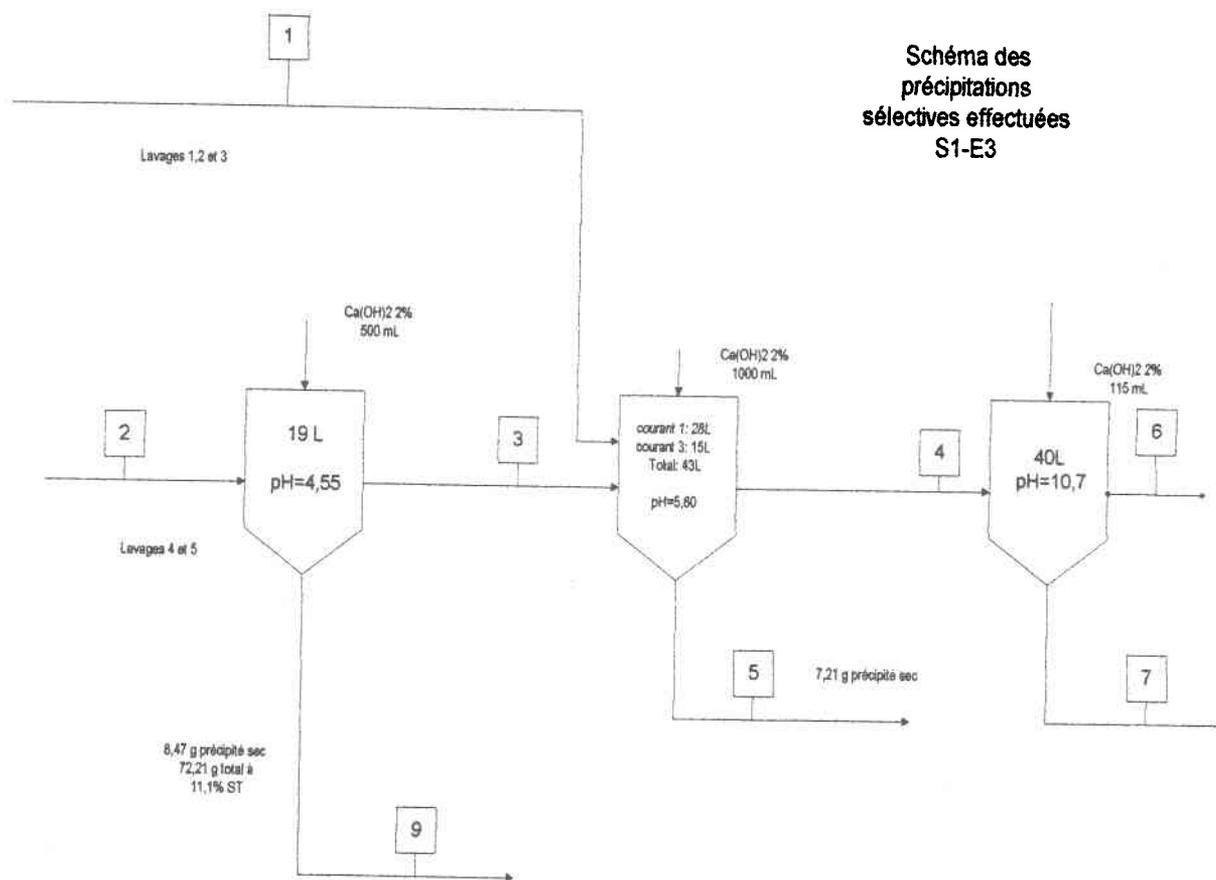
essai no : S1-E1 (suite)		
Courant no:	11	12
Unité	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)
Element		
Al	2836	1075.36
Ca	2711	278.88
Cr	169	475.52
Cu	99	27.86
Fe	379300	145760.00
Mg	114	84.72
Mn	106	78.90
Ni	12	243.20
Zn	71	97.60
Pb	1381	433.00
Cd		



Essai no: S1-E2					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	53.68	45.77	14.69	8.86	125600
Ca	448.60	210.90	356.80	507.10	4162
Cr	0.03	0.23	0.00	0.09	112
Cu	2.59	2.80	2.61	2.25	469
Fe	13.08	386.50	0.43	0.72	70970
Mg	19.65	12.84	19.63	27.59	479
Mn	3.74	4.28	6.14	5.39	260
Ni	0.20	0.23	0.25	0.24	27
Zn	11.46	4.34	7.21	12.22	339
Pb	2.16	7.24	1.00	0.81	4235
Cd					0
I	0.035	0.051	0.022	0.030	

Courant no:	6	7	8	9	10
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)
Element					
Al	0.07	110700	0.00	34520	10364.8
Ca	435.50	77580	426.90	1135	425.6
Cr	0.00	31	0.00	283	2832
Cu	0.01	20160	0.00	407	106.16
Fe	0.05	7121	0.07	346700	145120
Mg	19.77	32410	1.16	40	24.24
Mn	0.00	34500	0.00	123	209.28
Ni	0.07	1702	0.01	47	1908.8
Zn	0.00	76090	0.00	192	6.672
Pb	0.50	12748	0.00	5069	1878
Cd		3		0	

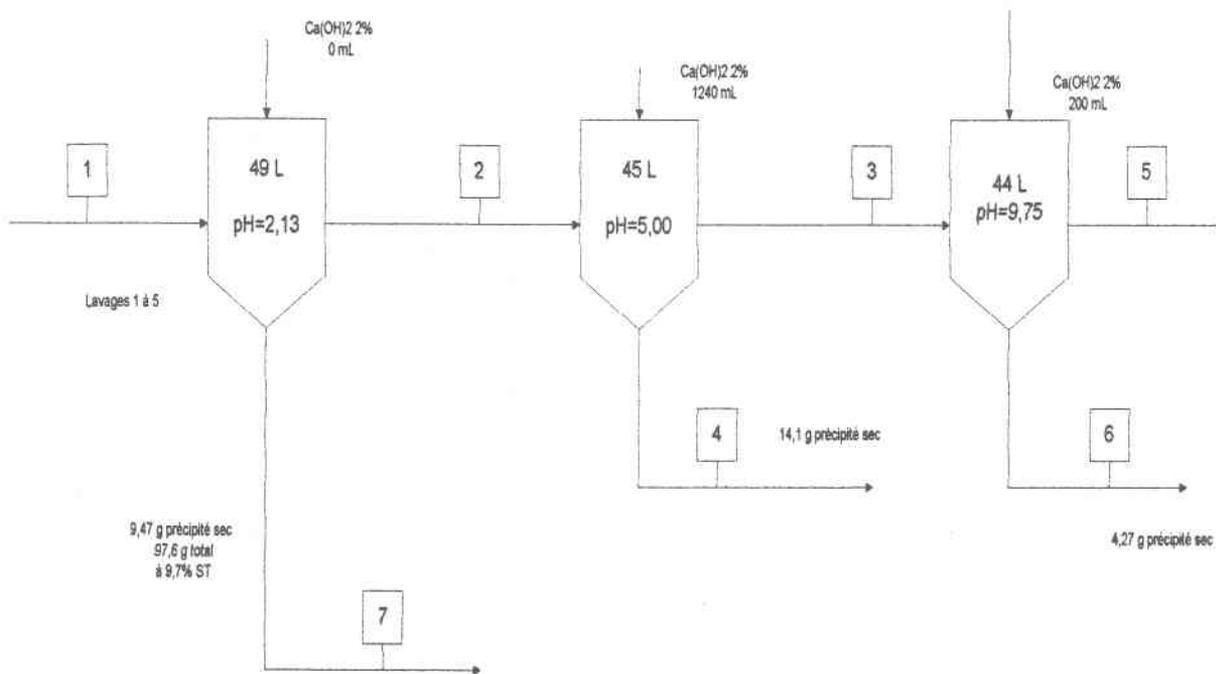
120 **Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique**



Essai no: S1-E3					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	47.71	5.28	0.23	0.36	130100
Ca	171.02	50.70	221.50	221.20	52340
Cr	0.00	0.53	0.06	0.00	136
Cu	5.93	2.29	0.36	0.13	10700
Fe	5.46	94.63	3.87	0.21	23140
Ni	0.21	0.04	0.05	0.09	0
Zn	16.48	1.21	1.03	2.12	8751
Pb	3.03	11.73	1.02	0.00	8426
Cd					0

Courant no:	6	7	9
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	0.00	11910	16490
Ca	221.30	229800	6499
Cr	0.00	199	46
Cu	0.00	26980	2355
Fe	0.00	6782	331400
Ni	0.00	0	1399
Zn	0.07	145900	1121
Pb	0.03	1558	18456
Cd		3	0

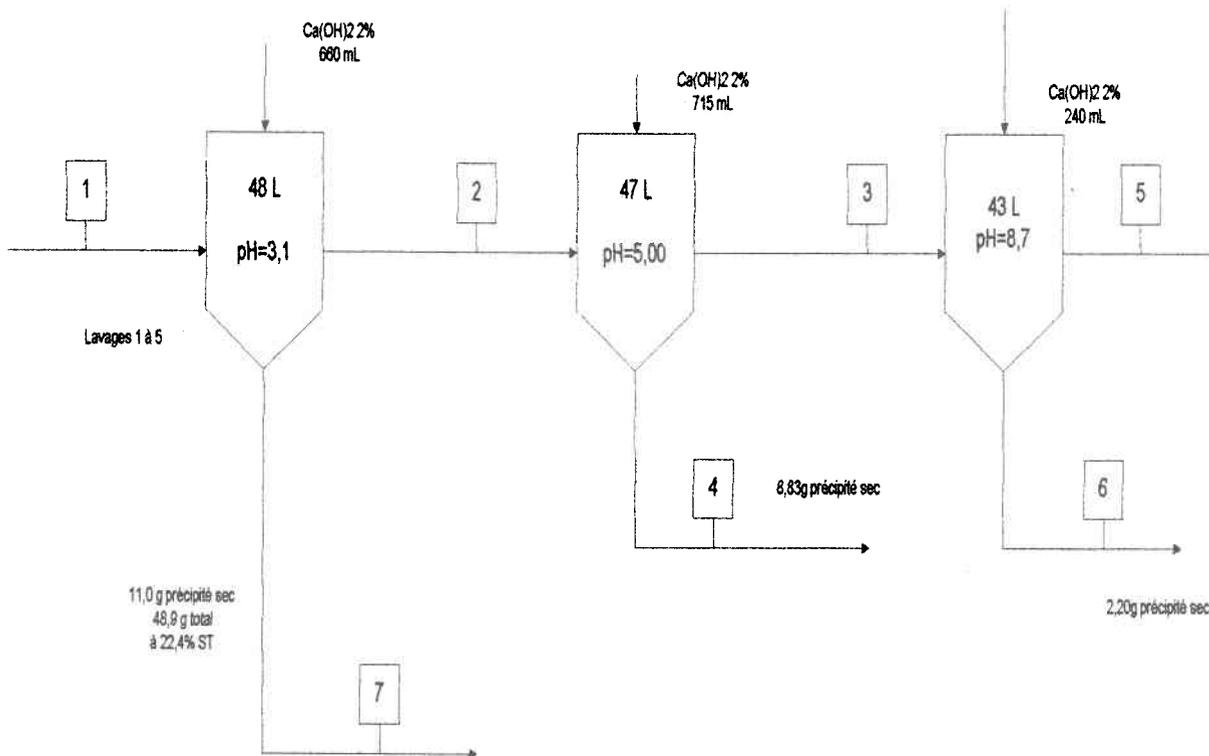
Schéma des précipitations
sélectives effectuées
essai no: S1-E4



Essai no: S1-E4					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)
Element					
Al	19.37	32.36	1.74	58030	0
Ca	158.4	221.4	221.4	6081	221.3
Cr	0.07	0.21	0	158	0
Cu	2.72	4.48	2.59	2067	0
Fe	41.14	39.72	0.48	96450	0
Ni	0.46	0.1	0.07	0	0
Zn	6.85	11.49	8.6	524	0.07
Pb	4.54	1.83	0.32	12103	0.00
Cd				0	

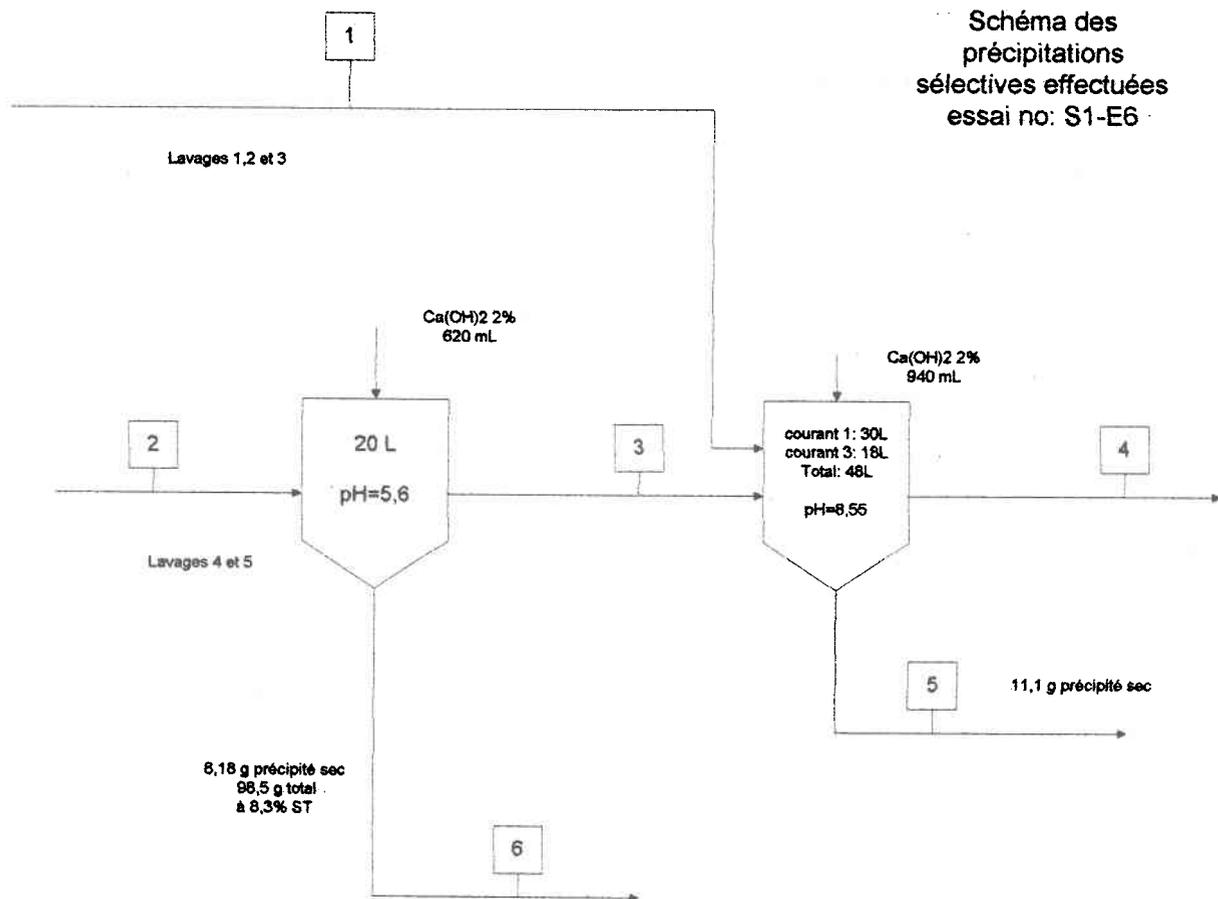
Courant no:	6	7
Unité	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element		
Al	10220	3042
Ca	159200	5007
Cr	12	63
Cu	16750	239
Fe	2321	172900
Ni	778	0
Zn	63060	800
Pb	5655	5791
Cd	3	0

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S1-E5



Essai : S1-E5					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)
Element					
Al	25.24	29.64	1.13	122100	0.27
Ca	221.60	221.50	222.00	13950	221.50
Cr	0.00	0.79	0.00	225	0.00
Cu	3.85	4.09	2.54	4035	0.27
Fe	94.70	35.70	0.96	138000	0.30
Ni	0.13	0.07	0.11	0	0.07
Zn	9.66	9.81	9.50	944	1.05
Pb	9.36	2.75	0.52	8634	0.11
Cd				0	

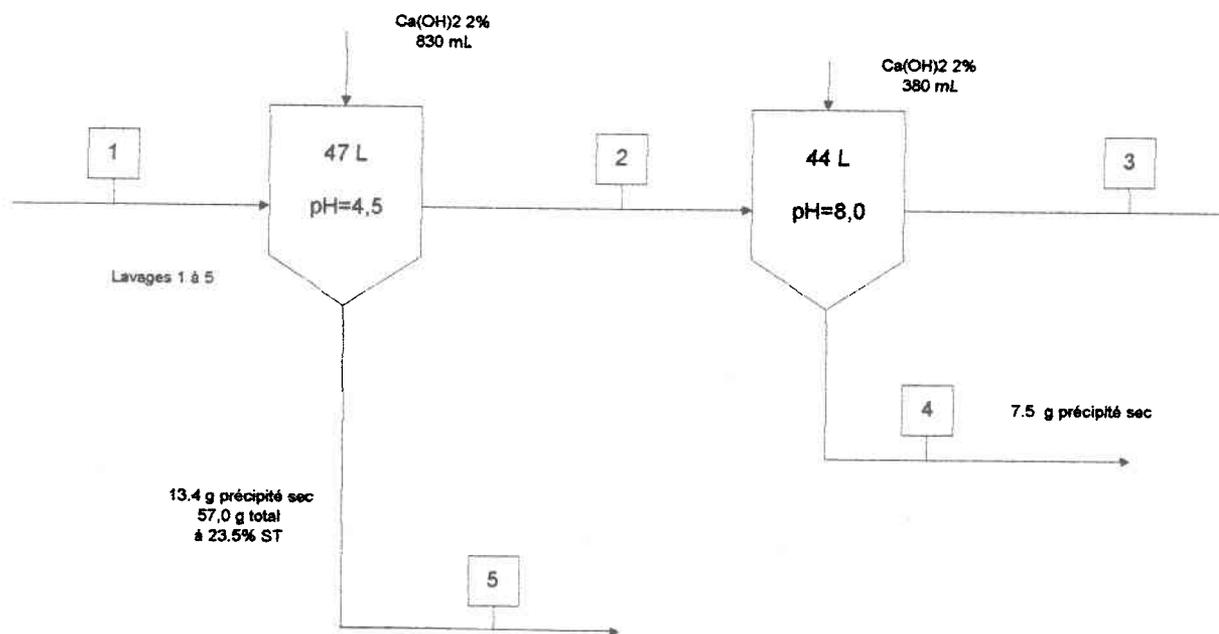
Courant no:	6	7
Unité	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element		
Al	19240	1270
Ca	117900	3993
Cr	38	64
Cu	39590	137
Fe	6893	214200
Ni	596	0
Zn	141400	413
Pb	17378	8148
Cd	4	0



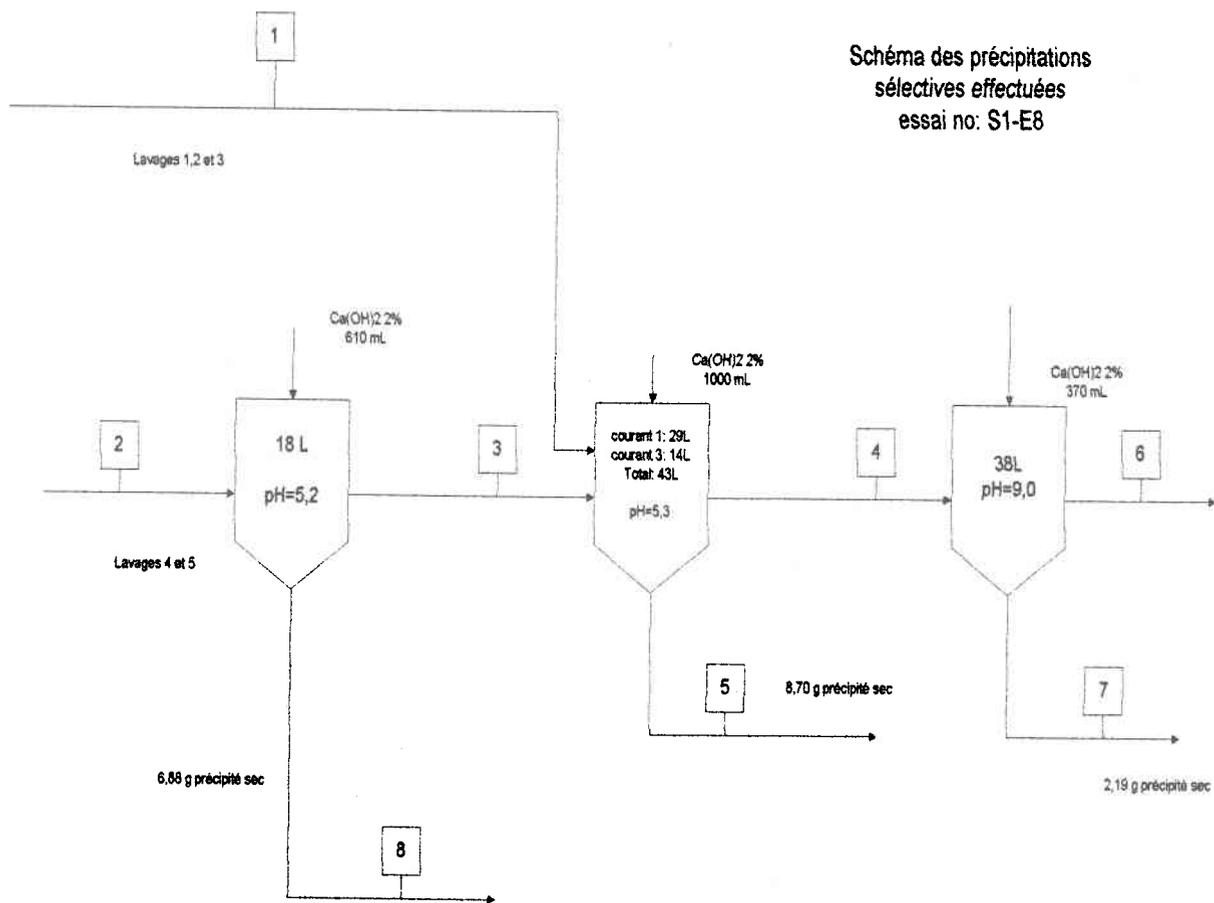
Essai no: S1-E6					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	25.24	5.46			111800
Ca	221.50	51.82			184100
Cr	0.01	0.31			198
Cu	3.85	1.20			14240
Fe	94.70	94.53			15100
Ni	0.13	0.03			0
Zn	9.66	1.09			43630
Pb	7.77	11.74			5942
Cd					0

128 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no:S1-E7



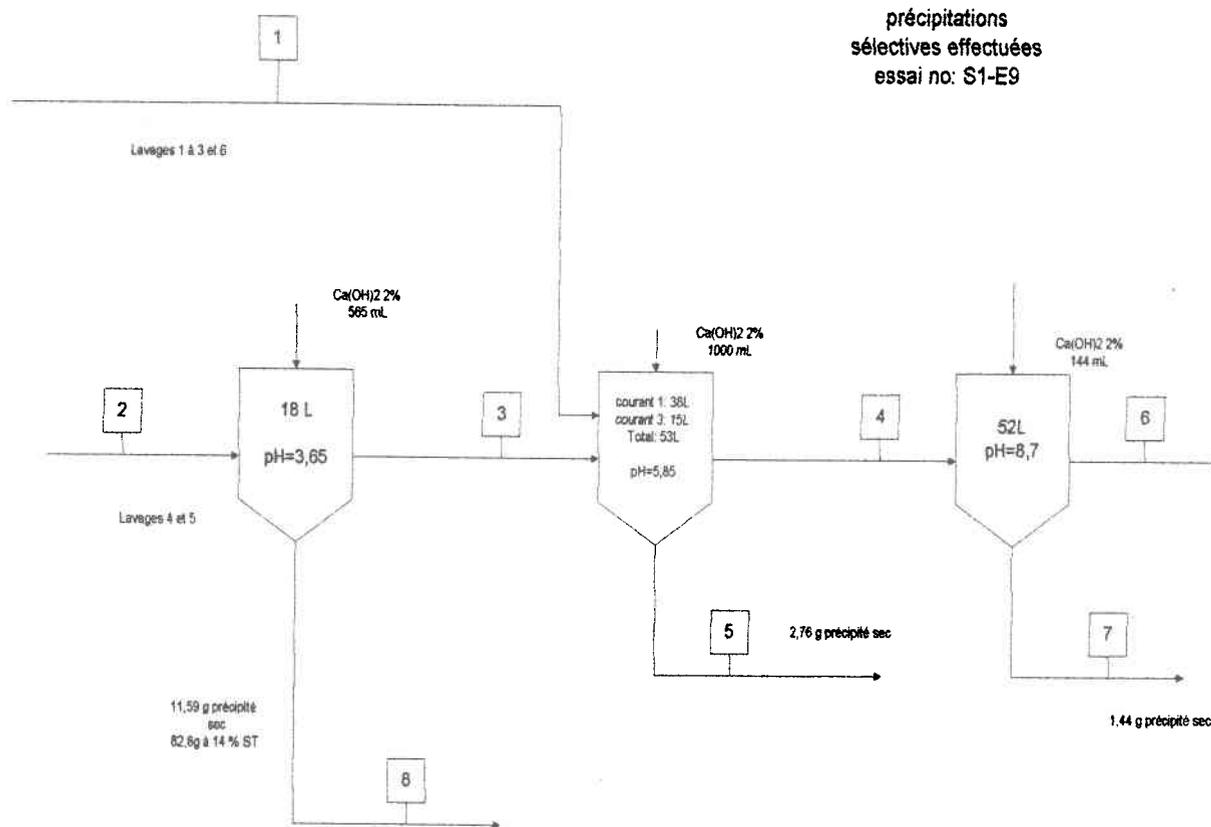
Essai no: S1-E7					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		20.70	0.41	77660	50850
Ca		189.90	189.30	81030	5042
Cr		0.43	0.00	61	252
Cu		3.84	0.06	15740	1408
Fe		0.96	0.02	4709	207800
Ni		0.15	0.09	738	1565
Zn		11.10	0.39	49600	865
Pb				6762	12028
Cd				0	2



Essai no: S1-E8					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	46.13	5.49	0.79	0.68	145700
Ca	189.60	45.86	189.30	189.70	26970
Cr	2.51	2.23	0.00	1.75	173
Cu	5.24	0.97	0.21	2.39	6811
Fe	3.79	92.17	4.80	0.08	22480
Ni	0.24	0.08	0.07	0.16	101
Zn	18.34	1.38	1.20	11.00	6775
Pb	2.70	8.91	0.14	0.07	10796
Cd					0

Courant no:	6	7	8
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	0.01	11560	13990
Ca	189.50	214500	7866
Cr	0.68	423	154
Cu	0.16	35090	2152
Fe	0.42	3261	234000
Ni	0.10	1110	325
Zn	0.98	167100	1325
Pb	0.05	1849	19558
Cd		5	0

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S1-E9

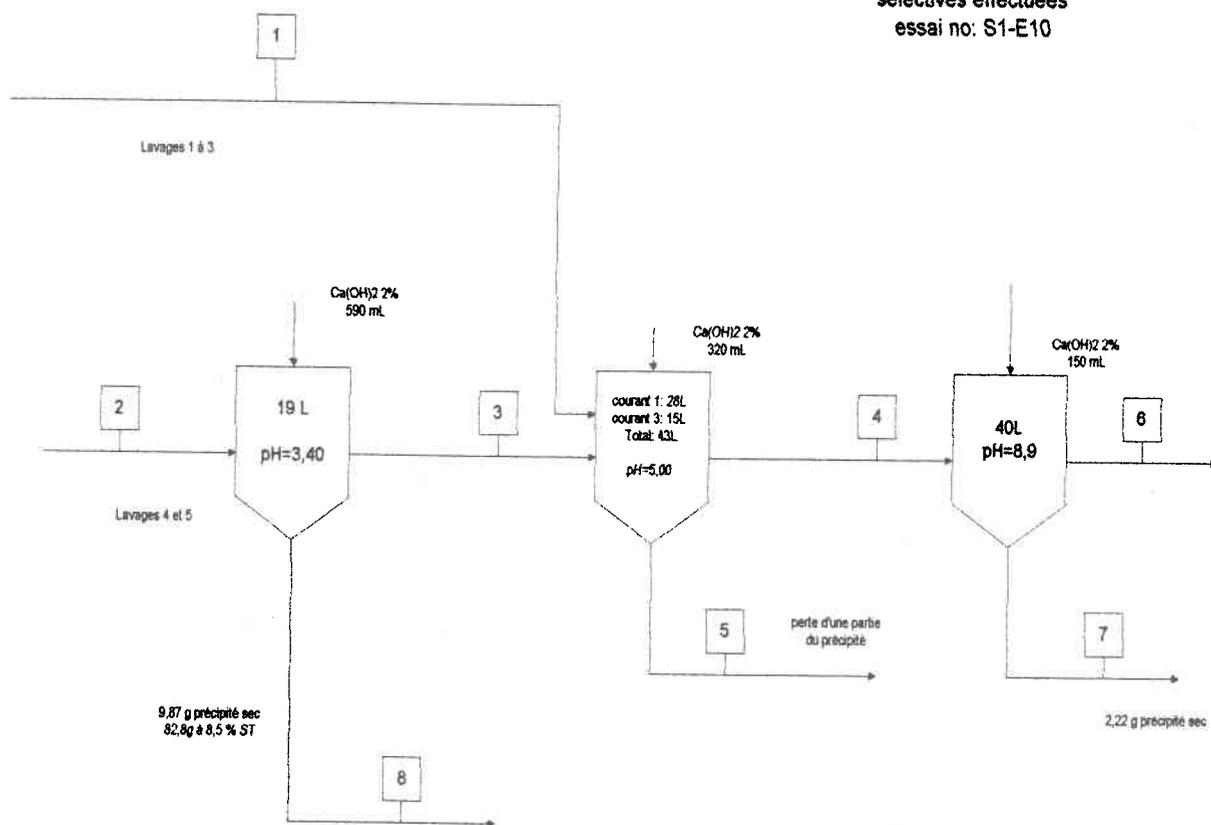


Essai no: S1-E9					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	7.55	12.16	3.15	3.15	71780
Ca	93.88	46.28	189.60	189.60	140700
Cr	0.19	1.10	1.13	1.13	299
Cu	1.09	0.63	0.56	0.56	8661
Fe	3.44	91.73	10.78	10.78	32530
Ni	0.09	0.11	0.15	0.15	143
Zn	7.30	2.36	1.97	1.97	19610
Pb	3.86	7.17	4.58	0.31	38695
Cd					2

	6	7	8
	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	0.00	46340	1375
Ca	189.50	207300	4372
Cr	0.00	117	252
Cu	0.00	7619	266
Fe	0.00	14600	135800
Ni	0.06	845	163
Zn	3.72	79050	1011
Pb	0.33	22615	2675
Cd		7	

134 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

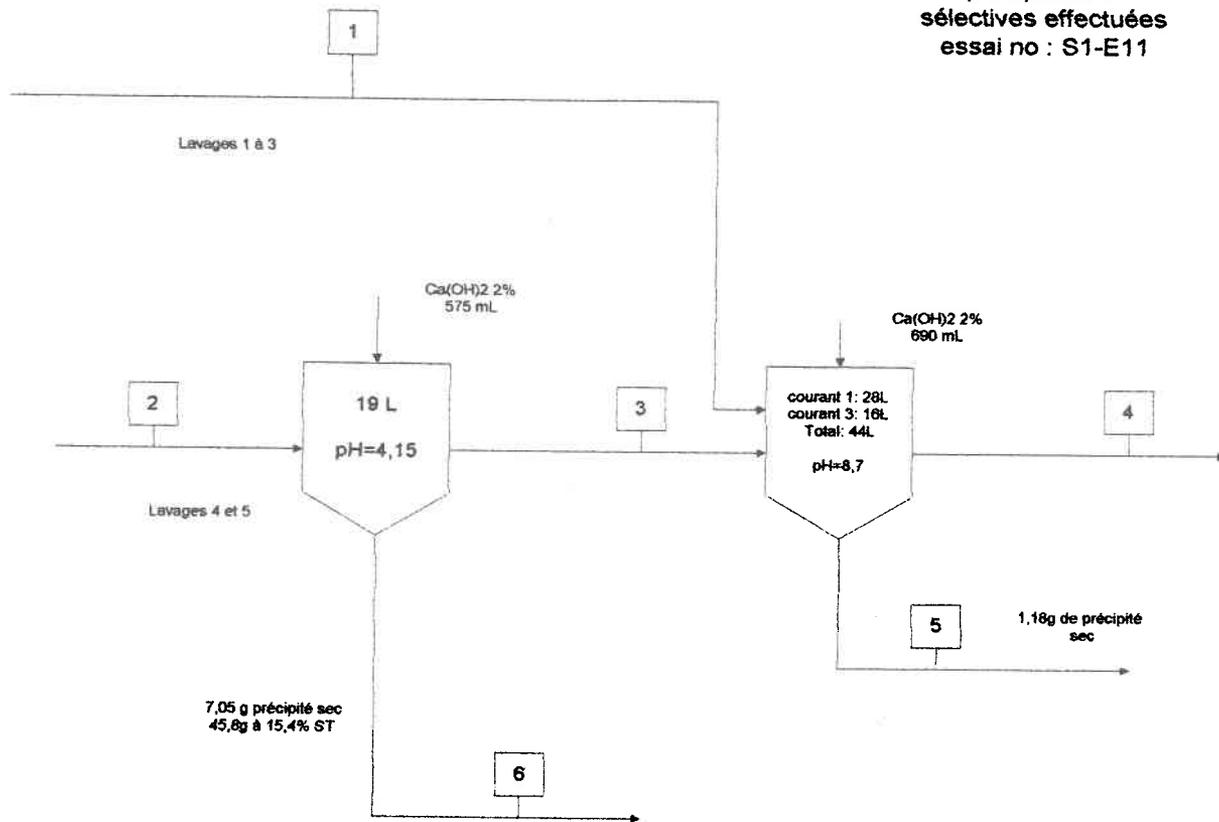
Schéma des précipitations
sélectives effectuées
essai no: S1-E10



Essai no: S1-E10					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	2.83	12.16	2.7	5.15	28260
Ca	36.75	46.28	189.6	189.40	52010
Cr	0.16	1.10	0.2	11.09	397
Cu	0.62	0.63	0.61	0.94	2823
Fe	91.81	91.73	4.42	14.36	128200
Ni	0.14	0.11	0.12	1.00	480
Zn	1.56	2.36	1.52	6.86	9981
Pb	7.78	7.17	4.92	4.29	22205
Cd					

Courant no:	6	7	8
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	2.17	54280	3703
Ca	189.30	182300	7778
Cr	0.39	165	96
Cu	0.39	9853	707
Fe	0.32	23520	155800
Ni	0.07	575	1239
Zn	3.83	61110	666
Pb	1.40	43548	3956
Cd		2	

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no : S1-E11



Essai no: S1-E11

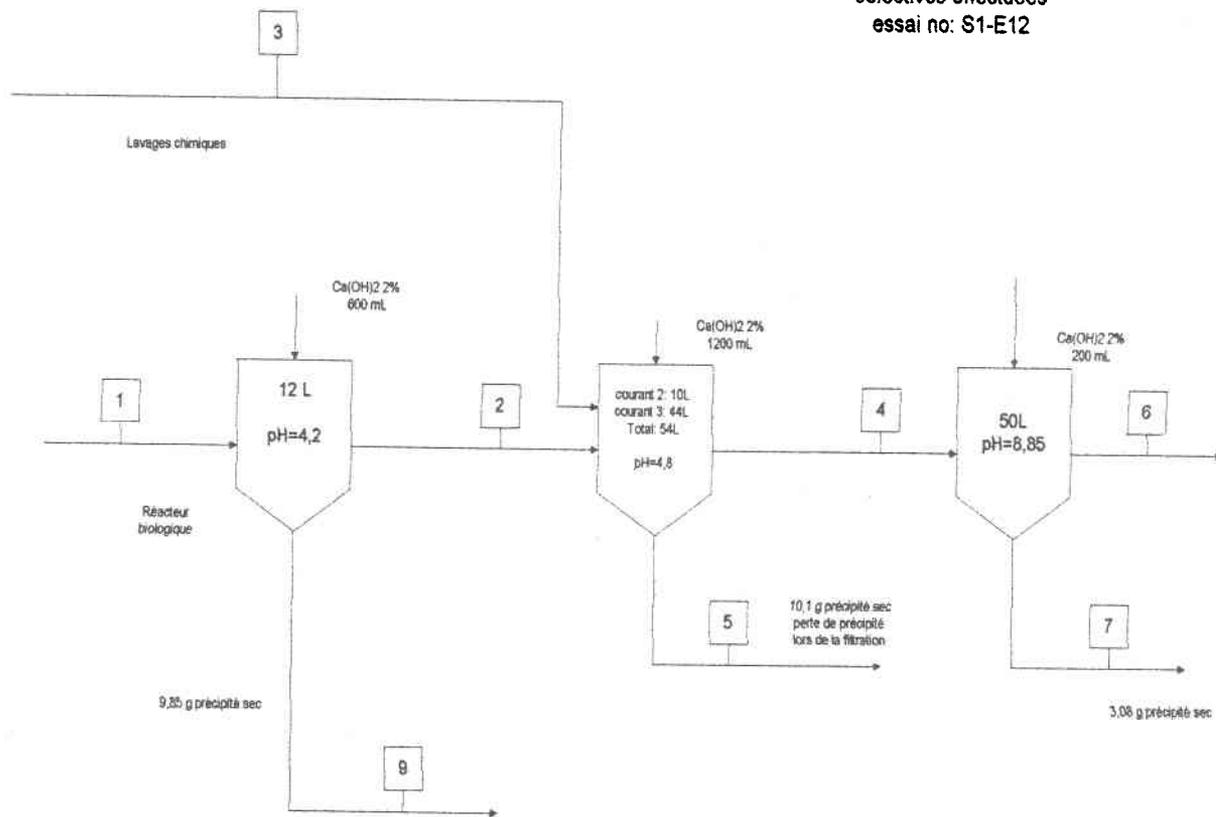
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		2.16	1.60	2.10	48750
Ca		72.91	189.40	189.30	193000
Cr		2.82	0.42	0.00	122
Cu		0.76	0.70	0.51	12900
Fe		91.43	3.05	0.49	21930
Ni		0.22	0.13	0.10	1123
Zn		0.76	1.35	2.00	37460
Pb		2.55	0.92	0.81	18037
Cd					1

Courant no: 6
Unité ppm
(mg/kg)

Element	
Al	3232
Ca	3604
Cr	86
Cu	172
Fe	165000
Ni	33
Zn	441
Pb	5321
Cd	

138 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S1-E12

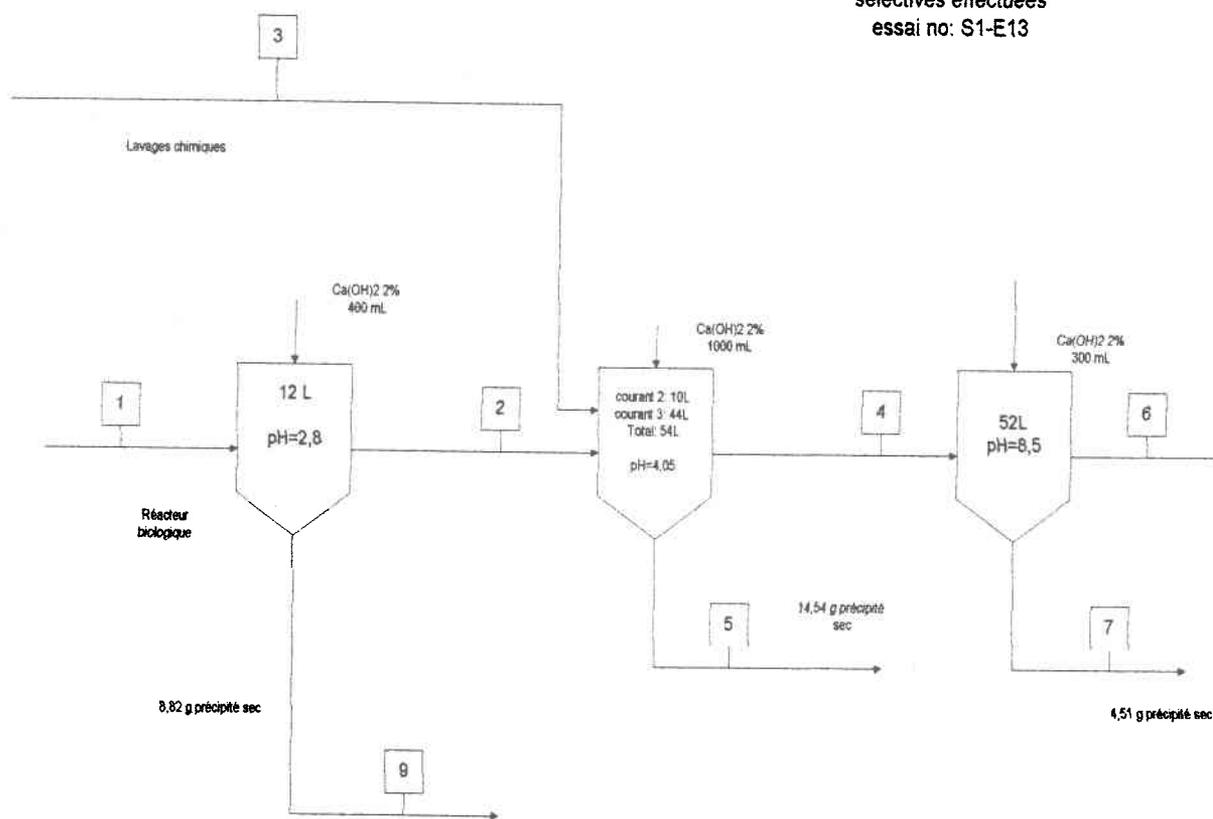


Essai no: S1-E12

Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		51.36		0.99	26410
Ca		148.70		149.00	12890
Cr	0.12	0.00	0.11	0.00	381
Cu	5.16	5.06	0.26	0.61	1264
Fe	412.20	46.63	141.03	3.11	183000
Ni	1.00	0.83	0.07	0.20	98
Zn	34.22	32.95	0.94	6.12	2472
Pb	2.47	1.31	5.46	0.65	11314
Cd					0

	6	7	9
	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	0.07	11710	13120
Ca	148.40	251300	3030
Cr	0.00	0	199
Cu	0.01	7822	363
Fe	0.15	41110	214600
Ni	0.11	1378	0
Zn	0.41	86510	442
Pb	0.17	7998	1433
Cd			0

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S1-E13

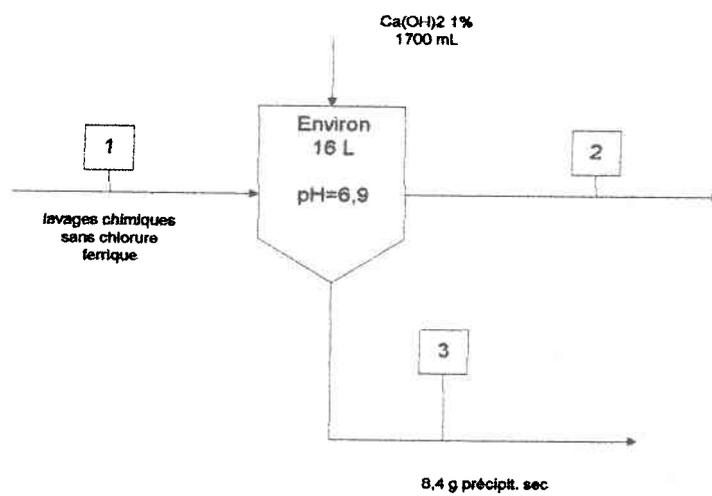


Essai no: S1-E13					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		67.70		8.23	15110
Ca		148.70		148.70	1133
Cr	0.13	0.13	0.11	0.00	416
Cu	5.79	5.59	0.28	1.08	188
Fe	393.50	40.54	124.86	1.09	178600
Ni	1.03	0.97	0.28	0.24	6
Zn	39.93	38.27	1.16	7.59	120
Pb		2.60		2.56	8346
Cd					10

Courant no:	6	7	9
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	0.09	80460	1161
Ca	148.50	112600	2819
Cr	0.00	89	48
Cu	0.01	9645	33
Fe	0.00	14330	188600
Ni	0.11	1167	0
Zn	0.23	72710	196
Pb	0.23	23138	181
Cd			

**Annexe B : Diagrammes de procédé et résultats des essais,
série 2**

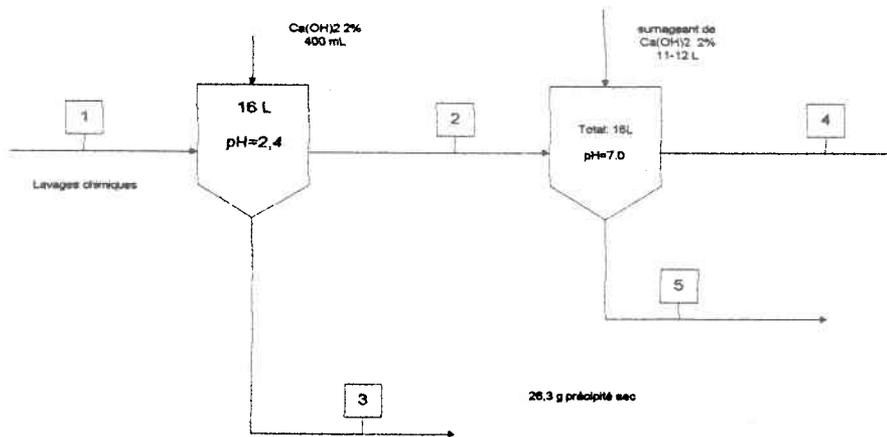
Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E1



Essai no: S2-E1			
Courant no:	1	2	3
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	53.66	1.53	115400
Ca	179.90	180.80	62290
Cr	0.13	0.05	186
Cu	9.20	0.64	16760
Fe	8.10	0.18	20780
Ni	0.46	0.37	35
Zn	32.08	20.93	27340
Pb	15.44	0.47	29
Cd	0.10	0.09	0

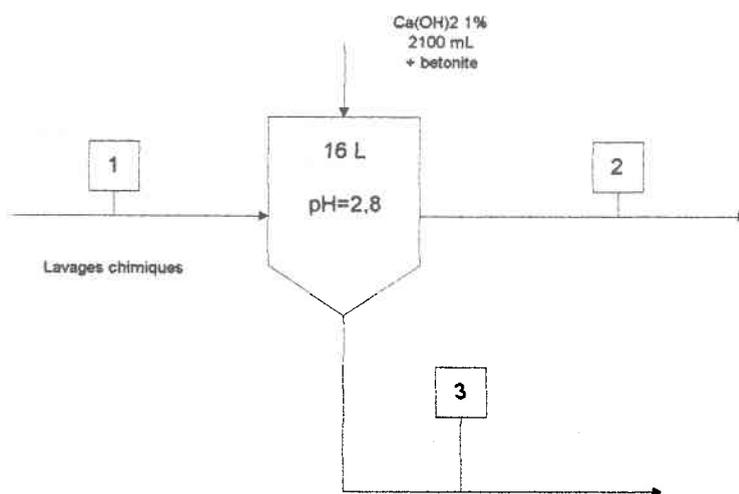
146 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E2



Essai no: S2-E2					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al				0.04	93560
Ca				202.6	49280
Cr				0	168
Cu				0.04	14410
Fe				0	17090
Ni				0.33	21
Zn				2.57	23700
Pb				0.02	1890
Cd	0.14	0.13		0.02	1

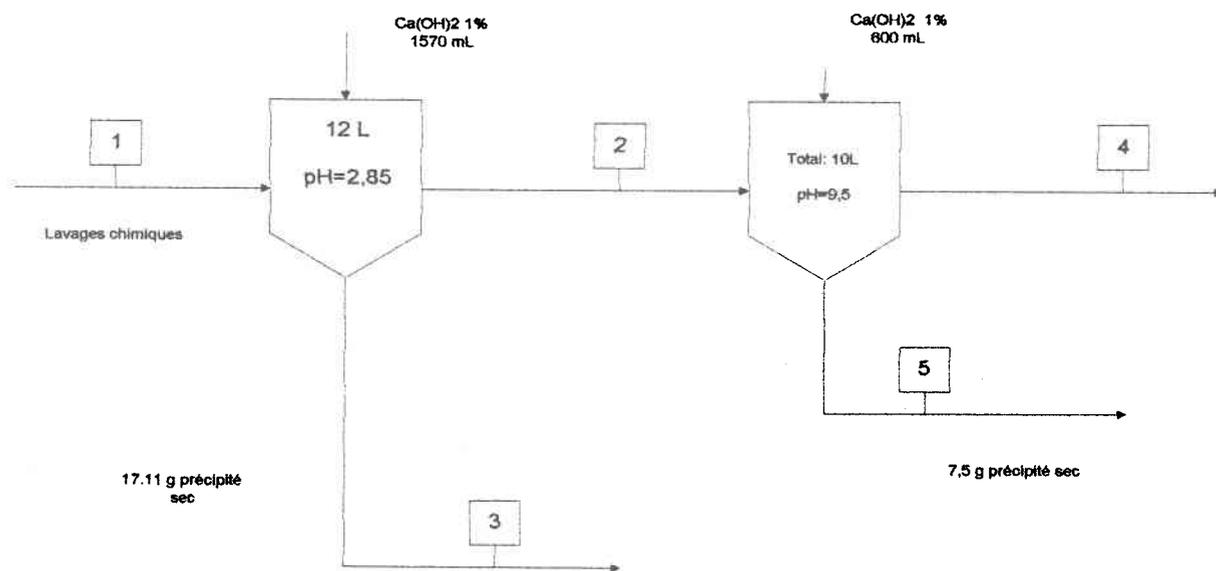
Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E3



Essai no: S2-E3			
Courant no:	1	2	3
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element			
Al			5140
Ca			17410
Cr			131
Cu			298
Fe			233400
Ni			0
Zn			277
Pb			2067
Cd			0

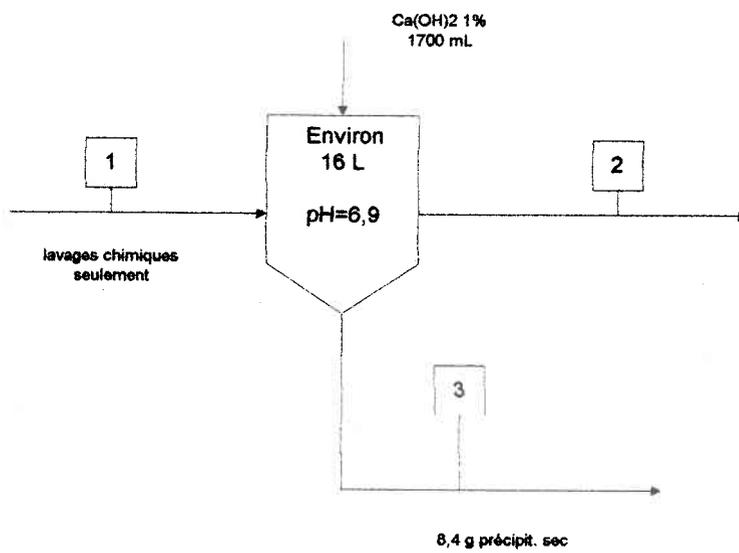
150 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E4



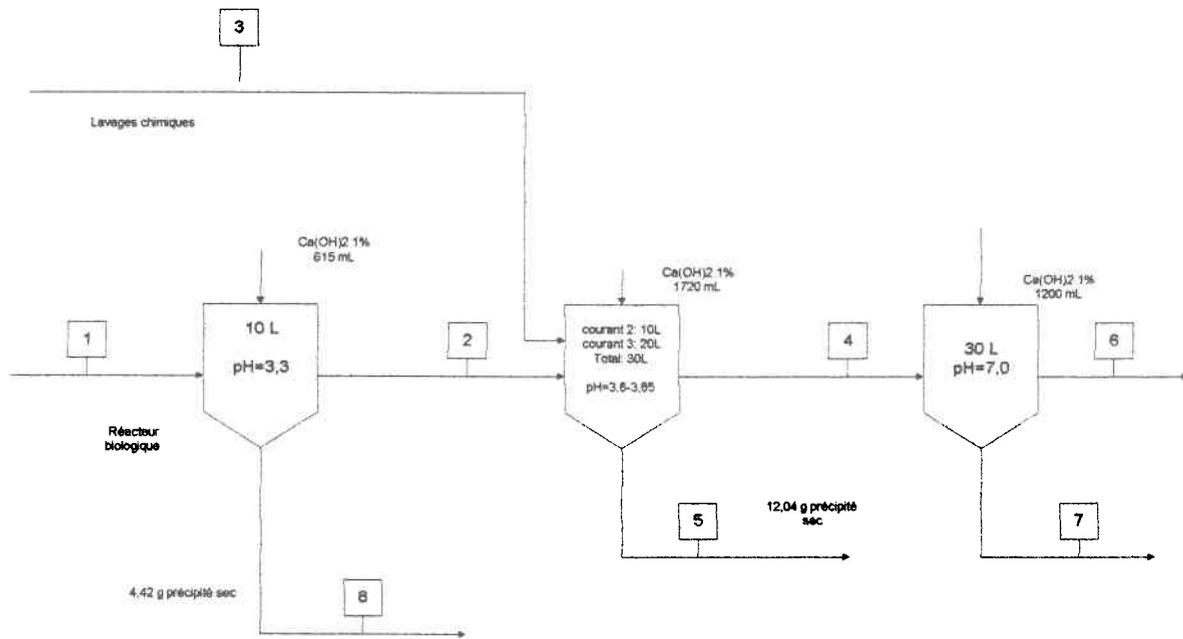
Essai no: S2-E4					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	86.24	62.25	2146	0.04	66780
Ca	180.5	181.8	4152	202.6	137700
Cr	0.73	0.43	263	0	64
Cu	13.11	9.23	167	0.04	9064
Fe	72.28	11.45	348300	0	11000
Ni	0.6	0.41	42	0.33	457
Zn	44.46	31.45	149	2.39	31510
Pb	25.26	19.77	789		23614
Cd		0.11	0	0.09	2

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E5



Essai no: S2-E5			
Courant no:	1	2	3
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	67.21	0	93640
Ca	180.7	202.7	79980
Cr	0.02	0	11800
Cu	8.1	0.1	9559
Fe	4.56	0	0
Ni	0.18	0.26	24640
Zn	24.02	5.74	24640
Pb	3.37	0.00	17877
Cd	0.06	0.03	1
C			
I	0.021	0.010	
log gamma 2	0.5676482	0.66185394	
log gamma 3	0.2650398	0.38504827	
pH	1.8	6.9	
Al	17.81	0.00	
Ca	102.57	134.16	
Cr	0.01	0.00	
Cu	4.60	0.07	
Fe	1.21	0.00	
Ni	0.10	0.17	
Zn	13.63	3.80	
Pb	1.91	0.00	

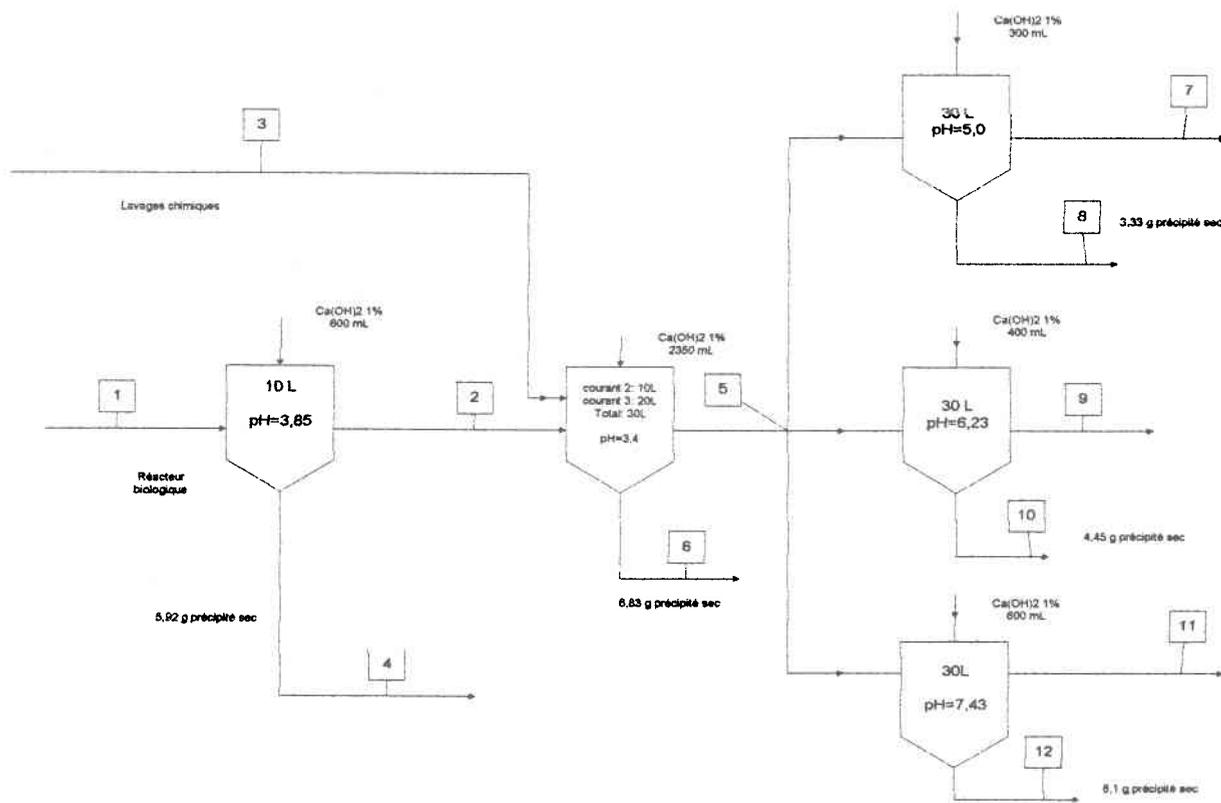
Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E6



Essai no: S2-E6					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		136.7	67.21	51.76	103300
Ca		219.7	180.7	218.80	26840
Cr		0	0.02	0.00	65
Cu		10.66	8.1	8.61	132
Fe		35.25	4.56	3.03	51300
Ni		0.8	0.18	0.33	0
Zn		32.43	24.02	23.98	0
Pb		0.91	3.37	0.72	5765
Cd		0.18	0.06	0.11	2

Courant no:	6	7	8
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/kg)
Element			
Al	0.75	51300	3386
Ca	219.30	55710	1353
Cr	0.00	12	26
Cu	0.13	6962	0
Fe	0.12	8251	280100
Ni	0.24	0	0
Zn	3.59	19400	34
Pb	0.11	20809	500
Cd	0.06	2	0

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E7

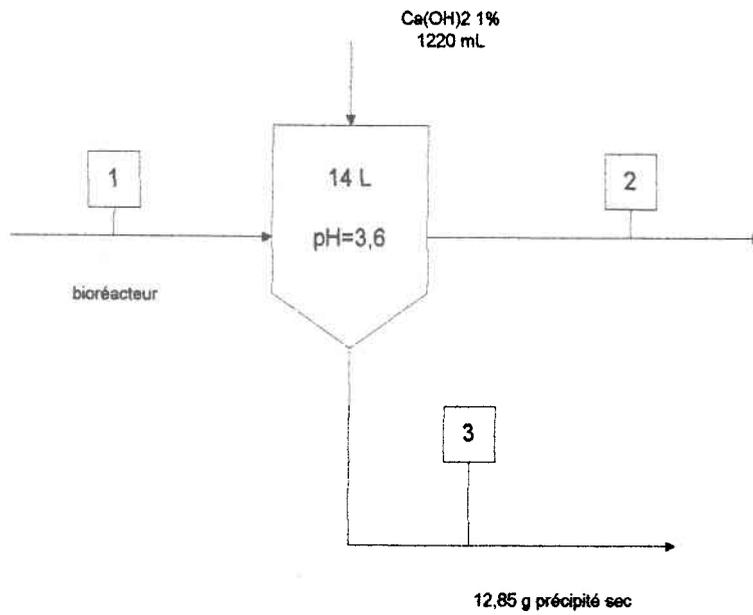


Essai no: S2-E7					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)
Element					
Al		142	34.21	1885	69.74
Ca		220	219.9	56520	219.90
Cr		0	0.05	60	0.00
Cu		11.09	3.41	0	9.10
Fe		16.3	94.26	347700	1.63
Ni		0.99	0.28	0	0.41
Zn		32.94	13.08	144	27.17
Pb		0.48	3.22	431	0.92
Cd		0.11	0.11	2	0.10

Courant no:	6	7	8	9	10
Unité	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	19370	1.53	53640	0.28	128800
Ca	9328	201.80	119800	218.9	45280
Cr	81	0.00	35	0	101
Cu	419	5.96	664	0.88	13860
Fe	231100	0.00	21290	0.04	15770
Ni	220	0.54	99	0.33	66
Zn	216	24.76	438	17.2	12920
Pb	519	0.16	6152	0	7443
Cd	0	0.09	1	0.08	0

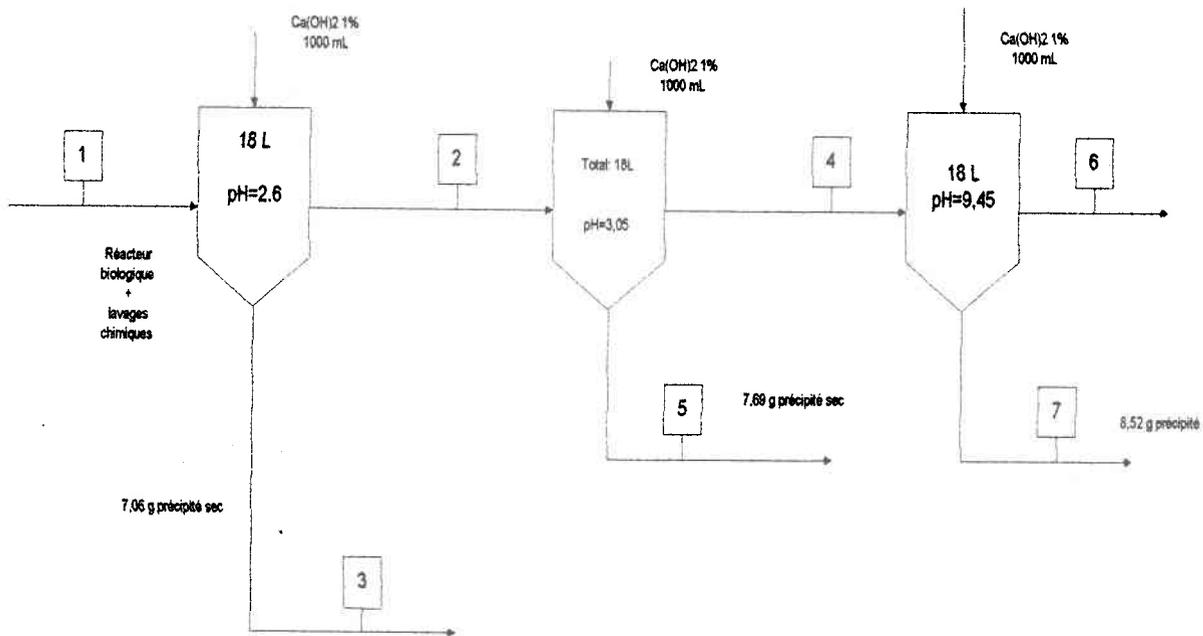
essai no : S2-E7 (suite)		
Courant no:	11	12
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element		
Al	0	104700
Ca	219.9	117200
Cr	0	60
Cu	0.03	12520
Fe	0.17	11290
Ni	0.03	102
Zn	0.59	37030
Pb	0	2458
Cd	0.01	0

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E8



Essai no: S2-E8			
Courant no:	1	2	3
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element			
Al		106.7	6031
Ca		219.1	12530
Cr		0	88
Cu		10.9	585
Fe		14.39	356500
Ni		0.81	542
Zn		22.35	388
Pb		0.46	581
Cd		0.09	0

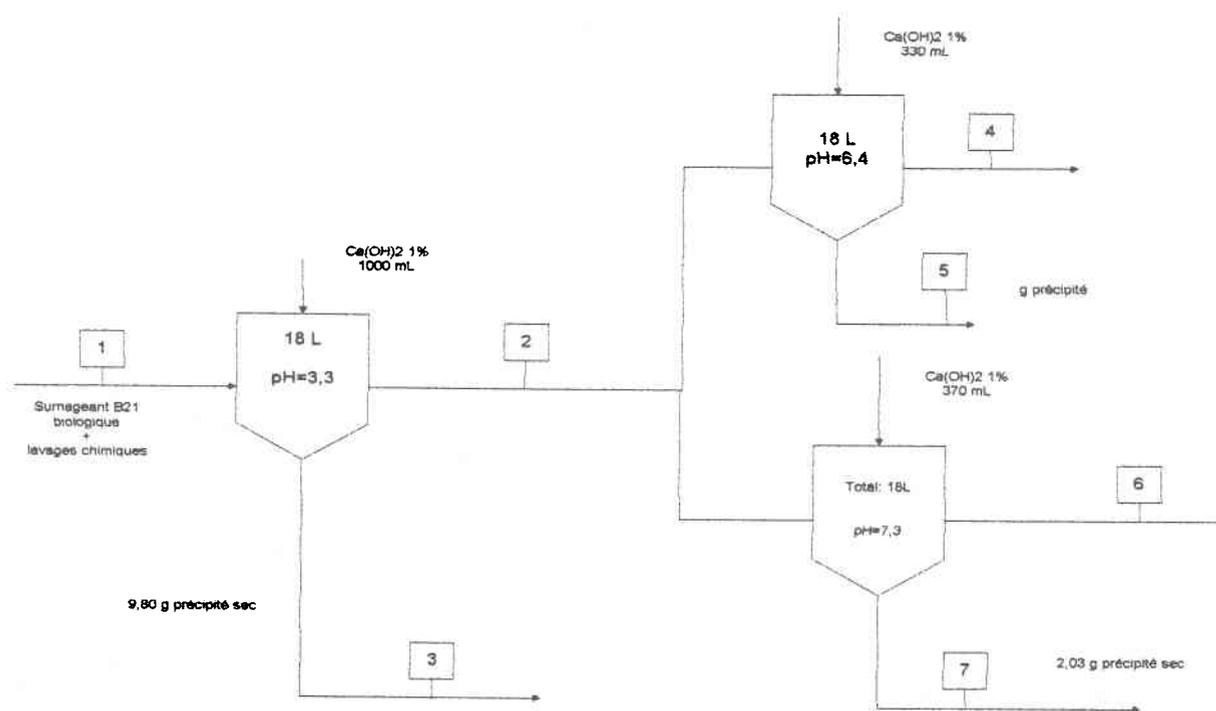
Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E9



Essai no: S2-E9					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		37.99	544	33.61	915
Ca		218.9	2637	219.00	6217
Cr		11.29	0	0.00	50
Cu		3.65	40	3.54	31
Fe		94.05	198400	30.18	304400
Ni		0.31	17	0.25	0
Zn		12.96	76	13.15	65
Pb		8.15	7350	4.34	1947
Cd		0.23	0	0.11	0

Courant no:	6	7
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element		
Al	0.00	49310
Ca	219.30	213900
Cr	0.00	59
Cu	0.00	4720
Fe	0.00	41730
Ni	0.01	1307
Zn	0.00	18050
Pb	0.00	13691
Cd	0.11	3

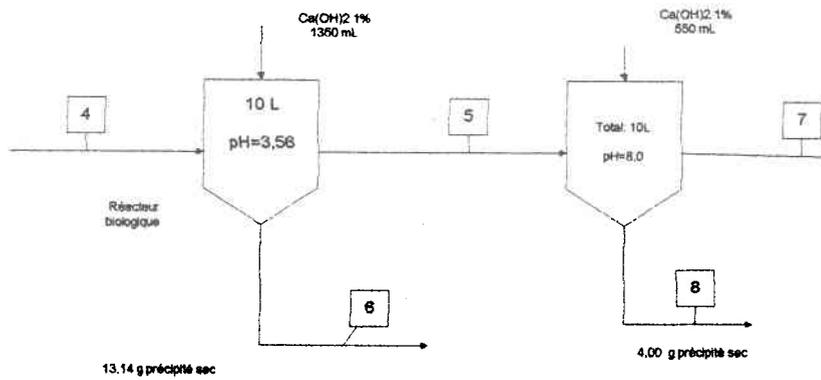
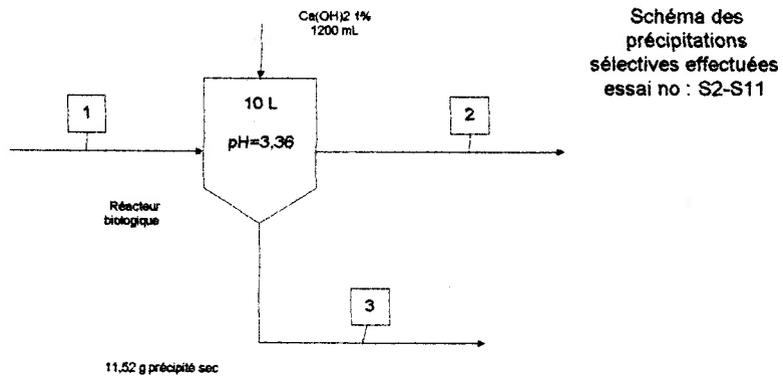
Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no: S2-E10



Essai no: S2-E10

Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		41.80	2425	0.00	95530
Ca		218.90	7359	218.90	101900
Cr		0.00	29	0.00	46
Cu		4.17	89	0.39	13360
Fe		8.52	220200	0.00	16580
Ni		0.30	24	0.30	0
Zn		12.15	130	10.40	36800
Pb		2.42	5260	0.36	22053
Cd		0.10	0	0.10	0

Courant no:	6	7
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element		
Al	4.18	143400
Ca	218.90	37380
Cr	0.00	172
Cu	0.24	12710
Fe	0.00	38280
Ni	0.25	82
Zn	2.95	10890
Pb	0.03	
Cd	0.07	5

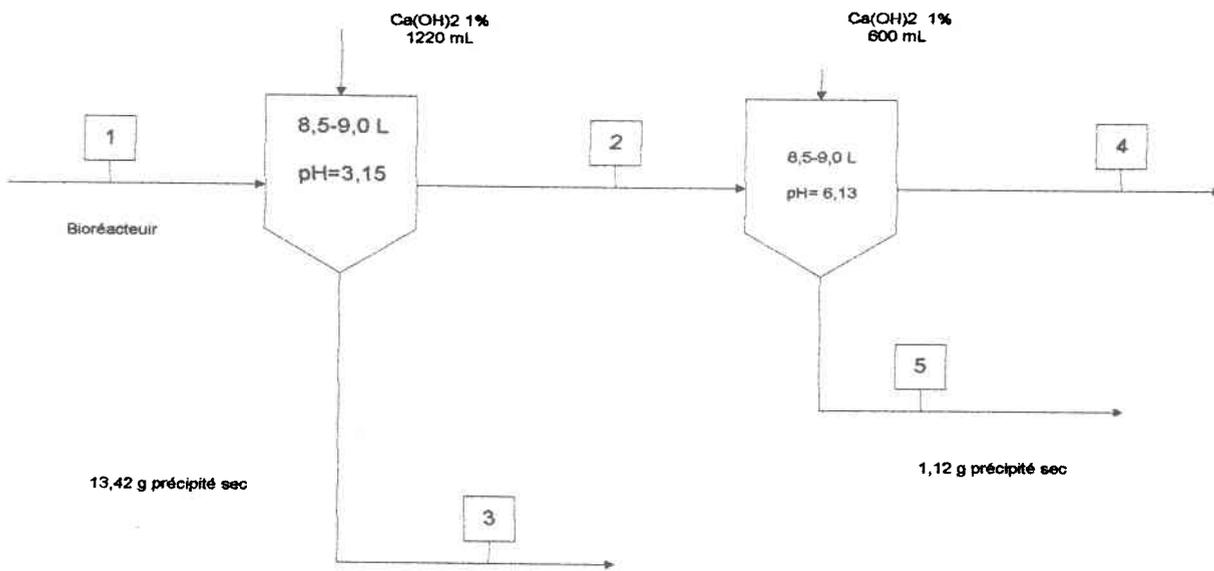


Essai no: S2-E11

Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al		41.80	2425	0.00	95530
Ca		218.90	7359	218.90	101900
Cr		0.00	29	0.00	46
Cu		4.17	89	0.39	13360
Fe		8.52	220200	0.00	16580
Ni		0.30	24	0.30	0
Zn		12.15	130	10.40	36800
Pb		2.42	5260	0.36	22053
Cd		0.10	0	0.10	0

Courant no:	4	5	6	7	8
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al	67.06	45.26	1941	0.00	117400
Ca	219.3	219.50	41020	201.90	125400
Cr	0	0.00	3	0.00	0
Cu	5.65	3.65	0	0.00	8956
Fe	93.9	1.48	330500	0.00	10300
Ni	0.75	0.49	0	0.40	476
Zn	22.79	16.29	61	0.65	40120
Pb	0.85	0.53	370	0.07	1542
Cd			0		6

Schéma des précipitations sélectives effectuées
essai no : S2-E12



Essai no: S2-E12					
Courant no:	1	2	3	4	5
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)	ppm (mg/L)	ppm (mg/kg)
Element					
Al			687	4.27	131500
Ca			28810	203.00	54310
Cr			25	1.10	59
Cu			43	0.57	8227
Fe			275100	2.70	68260
Ni			20	1.29	65
Zn			91	12.10	12720
Pb			501	0.08	12258
Cd			4	0.21	7

Annexe C : Test de lixiviation (TTC)

Caractérisation des résidus métalliques					
Identification: du précipité	S1-E12	S1-E12	S1-E13	S1-E13	S2-E1
Courant no:	9	5	9	5	3
pH final (test)	2.36	4.42	2.17	2.77	3.23
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)
Element					
Al				13.41	102.3
Ca				12.57	290
Cr				0	0
Cu	Autres métaux non analysés			1.07	48.52
Fe				3.78	2.28
Ni				0	4.36
Zn				0.56	110
Pb	6.60	0.81	2.00	11.52	>20.00
Cd	0.04	0.15	0.62	0.01	0.72
	DD	NDD	NDD	DD	DD
Identification: du précipité	S2-E3	S2-E4	S2-E4	S2-E6	S2-E6
Courant no:	3	3	5	8	5
pH final (test)	3.3	2.05	5.86	2.65	3.63
Unité		ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)
Element					
Al	9.40	6.03	19.82	22.25	77.06
Ca	290.70	144.60	288.10	42.44	291.00
Cr	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00
Cu	5.19	1.77	44.90	1.62	3.37
Fe	2.07	106.70	0.11	100.40	2.27
Ni	0.05	0.00	7.45	0.00	0.00
Zn	7.82	5.11	110.60	3.33	1.75
Pb	5.91	6.76	>20.00	1.82	1.98
Cd	0.03	0.01	2.51	0.01	
	DD	DD	DD	NDD	NDD

Identification: du précipité	S2-E7	S2-E7	S2-E8	S2-E8	S2-E8
Courant no:	4	6	3	3	5
pH final (test)	3.15	2.24	2.66	N/D	N/D
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)
Element					
Al	10.48	1.07	1.13		
Ca	278.00	289.70	152.60		
Cr	0.00	0.00	0.00	Autres métaux non analysés	
Cu	2.22	3.10	0.18		
Fe	8.92	0.00	1.21		
Ni	0.00	0.00	0.00		
Zn	2.03	3.52	0.39		
Pb	1.94	10.31	0.91	3.60	3.95
Cd	0.02	0.04	0.00	0.00	0.01
	NDD	DD	NDD	NDD	NDD

Identification: du précipité	S2-E11	S2-E11	S2-E11	S2-E12	S2-E12
Courant no:	3	6	8	3	5
pH final (test)				3.91	2.25
Unité	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)	ppm (mg/L)
Element					
Al				7.69	199.60
Ca				215.40	214.30
Cr	Autres métaux non analysés			0.00	5.90
Cu				0.85	40.38
Fe				20.40	90.83
Ni				0.02	2.40
Zn				2.24	83.81
Pb	1.23	1.29	2.15	2.80	
Cd	0.01	0.01	>5.00	0.00	
	NDD	NDD	DD	NDD	DD

Annexe D : Analyse économique

Immobilisation (basée sur 20 tonnes de sol sec par jour)Première précipitation : (30 kg/m³ = 33.33 L/kg)

Bassin de neutralisation (16.7 m ³)	10 100 \$
Bassin de décantation (26 m ³)	18 300 \$
Pompe, 2 unités (capacité de 84 m ³ /j)	7 800 \$
Réservoir de rétention des boues (m ³) (avant filtration, capacité 6 heures)	11 200 \$
Réservoir des boues déshydratées (capacité 12 heures)	3 300 \$
Frais contingents, afférents et autres (15% du coût)	7 600\$

 58 300 \$
Deuxième précipitation : (166.65 L/kg)

Bassin de neutralisation (65 m ³)	21 300 \$
Bassin de décantation (130 m ³)	42 400 \$
Pompe, 2 unités (capacité de 420 m ³ /j)	9 700 \$
Réservoir de rétention des boues (m ³) (avant filtration, capacité 6 heures)	29 700 \$
Réservoir des boues déshydratées (autonomie 12 heures)	3 600 \$
Frais contingents, afférents et autres	16 000 \$

 122 700 \$

180 Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique

Alimentation de la chaux :

Silo d'entreposage	20 900 \$	
Réservoir (10 m ³) (autonomie de 2 heures)	8 300 \$	
Système d'alimentation (114 m ³ /j) (pompe, contrôleur et convoyeur)	50 600 \$	
Frais contingents, afférents et autres (15% du coût d'immobilisation)	14 600 \$	
	<u><u> </u></u>	94 400 \$

Filtration :

Filtre-presse (0.94 m ³ de chambre) (10 cycles de 2 heures)	97 670 \$	
Frais contingents et afférents et autres (15% du coût d'immobilisation)	14 650 \$	
	<u><u> </u></u>	112 320 \$

Séchage :

Séchoir	57 000 \$	
Frais d'installation, contingents et autres (80% du coût d'investissement)	50 000 \$	
	<u><u> </u></u>	107 000 \$

494 720 \$

Coût total d'investissement :

Coût amortie sur 10 ans à 7% 683 530 \$

Coût par tonne de sol sec traitée 31.19 \$/t
(683 530 \$ ÷ (20/57.5*63000 t sol sec))

Coût d'opération annuel

Séchage des résidus	38 360 \$	
Chaux (0.114 t/t sol à 145\$/t sec)	90 500 \$	
Enfouissement résidu (0.03t/t sol à 75\$/t pour première précipitation)	12 300 \$	
(0.047t/t sol à 300\$/t pour deuxième précipitation)	77 300 \$	
Transport (0.077 t/t sol à 31.80\$/t résidu)	13 400 \$	
Floculant	4 900 \$	
Energie (0.0583\$/ kW*h)	37 100 \$	
Main-d'oeuvre	39 040 \$	
Remplacement de pièce (2% de 494 720 \$)	10 000 \$	
Coût annuel total pour l'opération		322 900 \$
Coût annuel total (immobilisation + opération : 68 352 \$ + 322 900 \$)		391 252 \$
Coût de traitement unitaire (Immobilisation + opération : 12.48 \$ + 58.95 \$)		71.43 \$/t
Pour 30% du site de Pointe-aux Lièvres (0.3 X 71.43 \$) (Fraction < 2 mm)		21.43 \$/t

Economie de l'utilisation de deux précipitations

Economie de coût d'exploitation annuel (0.03 t résidu/t sol à 300\$-75\$=225\$/t résidu)	32 900 \$
Coût d'immobilisation première précipitation (Amortie 10 ans à 7 %)	(8 045) \$
	<hr/> <hr/>
Economie totale pour 20t/j	24 855 \$
Economie par tonne de sol (5475 t/an pour 20 t/j)	4.54 \$/t
Economie globale pour les 63000 tonnes à traiter	286 000 \$

L'économie représente 6.4% du coût de traitement.

