

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ADSORPTION ET DÉSORPTION DU PLOMB DANS UN SOL SABLONNEUX  
TRAITÉ PAR DIVERS AMENDEMENTS

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

ILDEPHONSE NDUWAYEZU

SEPTEMBRE 2010

## UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

Service des bibliothèques

### *Avertissement*

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522-Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement n° 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

*À mes parents pour leur force et leur passion qu'ils m'ont transmises.*

*À mon épouse Lydie Mukangabo et mon fils Brice Uwayezu-Rumuri pour leur courage et leur persévérance à mon absence.*

*À Élise Hategekimana et Félix Ndatsinze pour leur assistance inconditionnelle.*

## REMERCIEMENTS

Ce travail est le fruit de multiples efforts. Je tiens à remercier mon Directeur Alfred Jaouich pour m'avoir accueilli dans son équipe de recherche et offert l'occasion de mener mes recherches dans ses laboratoires. Sans lui, ce mémoire n'aurait pas vu le jour.

Je voudrais exprimer également ma profonde gratitude à mon co-directeur Antoine Karam pour son encadrement, ses conseils, ses encouragements sans égal. Certes, il aura investi son énergie et du temps substantiel pour ses engagements et m'aura permis de produire un travail de rigueur scientifique.

Mes remerciements reviennent également à Denise Fontaine qui, a fait tout pour la réussite de mes travaux de laboratoire; à Pierre Cayer, Raynald Lapointe et Michel Preda pour leurs assistances respectives aux analyses. Je n'oublierai pas aussi Serge Paquet pour des ébauches fournies en analyse de données.

Enfin, ma reconnaissance revient à ma femme Lydie Mukangabo pour ses multiples interventions indéfectibles à distance. Ses encouragements ont été le reflet de ma persévérance et la réussite de mes recherches.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xii
LISTE DES SYMBOLES	xiii
RÉSUMÉ	xvi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
PROBLÉMATIQUE DU PLOMB, ADSORPTION DES MÉTAUX LOURDS DANS LE SOL ET HYPOTHÈSES	3
1.1 Éléments de chimie du plomb	3
1.2 Le plomb dans l'environnement	4
1.2.1 Origines de la pollution au plomb	5
1.2.2 Plomb d'origine naturelle	6
1.2.3 Plomb d'origine anthropique	6
1.2.4 Effets du plomb sur la santé	8
1.3 Contamination des sols par des métaux lourds	11
1.4 Adsorption des métaux	12
1.4.1 Adsorption de sphère externe ou adsorption non spécifique	12
1.4.2 Adsorption de sphère interne ou adsorption spécifique	13
1.4.3 Adsorption des métaux dans les sols	14
1.4.4 Désorption des métaux dans les sols	17
1.4.5 Modèles mathématiques décrivant l'adsorption des métaux	19
1.5 Stabilisation des sols contaminés aux métaux lourds	24
1.5.1 Bentonite	26
1.5.2 Farine de crabes	27

1.5.3	Coquilles d'œufs de poule	28
1.6	Objectifs et hypothèses	29
1.6.1	Objectif principal	29
1.6.2	Objectif spécifique	29
1.7	Hypothèses	29
1.7.1	Objectif principal	29
1.7.2	Objectif spécifique	29
CHAPITRE II MATÉRIEL ET MÉTHODES		32
2.1	Sol sablonneux marginal	32
2.2	Amendements	33
2.3	Matériel et méthodes analytiques	36
2.4	Adsorption et désorption du plomb	36
2.4.1	Cinétique d'adsorption	37
2.4.2	Adsorption en fonction du rapport volume/masse (V/m)	38
2.4.3	Adsorption en fonction de la température	39
2.4.4	Adsorption en fonction des doses croissantes de plomb	40
2.4.5	Adsorption et désorption du plomb en fonction du type d'amendement	41
2.5	Méthodes d'analyses statistiques	45
CHAPITRE III RÉSULTATS		46
3.1	Cinétique d'adsorption du plomb (essai 1)	46
3.2	Adsorption en fonction du rapport volume de solution/masse d'adorbant (V/m) (essai 2)	49
3.3	Adsorption du plomb en fonction de la température de la solution	52
3.4	Adsorption du plomb en fonction des doses croissantes de plomb	52
3.5	Adsorption et désorption du plomb en fonction de la nature des amendements ajoutés au sol	58
3.5.1	Adsorption du plomb au niveau de 3000 mg de plomb/kg ajouté	58
3.5.2	Désorption de plomb fraîchement adsorbé	60

CHAPITRE IV	
DISCUSSION	62
4.1 Cinétique d'adsorption du plomb	62
4.2 Adsorption en fonction du rapport volume de solution/masse (V/m)	65
4.3 Adsorption du plomb en fonction de la température de la solution	65
4.4 Adsorption du plomb en fonction des doses croissantes de plomb	66
4.5 Adsorption et désorption du plomb adsorbé en fonction de la nature des amendements ajoutés au sol	69
4.5.1 Adsorption du plomb au niveau de 3000 mg de plomb/kg ajouté	69
4.5.2 Désorption du plomb fraîchement adsorbé	72
CONCLUSION	74
RÉFÉRENCES	76
PAGES ANNEXES	100
ANNEXE A	
QUANTITÉS DE CATIONS BASIQUES ÉCHANGEABLES (ACÉTATE D'AMMONIUM, 1N, PH 7) DES SOLIDES ADSORBANTS	101
ANNEXE B	
MÉCANISMES DE TRANSPORT ET DE TRANSFORMATION DE PLOMB	102
ANNEXE C	
CRITÈRES GÉNÉRIQUES RELATIFS AUX MÉTAUX LOURDS POUR LE SOL	103
ANNEXE D	
MOTIF DE LA CHITINE	104
ANNEXE E	
QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES PAR LES SOLIDES ADSORBANTS EN FONCTION DU TEMPS	105
ANNEXE F	
QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES ET pH EN FONCTION DU RAPPORT V/m	106

ANNEXE G QUANTITÉS ET POURCENTAGES EN PLOMB ADSORBÉS EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE DE LA SOLUTION	107
ANNEXE H QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DES DOSES CROISSANTES DE PLOMB	108
ANNEXE I RÉSULTATS DÉTAILLÉS D'ANALYSES DE PLOMB ADSORBÉ/DÉSORBÉ (ESSAI 5)	109
ANNEXE I.1 QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTIO DE LA DOSE DE BENTONITE	1119
ANNEXE I.2 QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE FARINE DE CRABES	111
ANNEXE I.3 QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE	112
ANNEXE I.4 QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + BENTONITE	114
ANNEXE I.5 QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + FARINE DE CRABES	116
ANNEXE I.6 QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE BENTONITE	118
ANNEXE I.7 QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE FARINE DE CRABES	120
ANNEXE I.8 QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE	122



ANNEXE I.9	
QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + BENTONITE	122
ANNEXE I.10	
QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + FARINE DE CRABES	1225
ANNEXE J	
ACIDE DIÉTHYLÈNETRIAMINEPENTAACÉTIQUE	129

## LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Les utilisations du plomb dans l'industrie	8
1.2	Exposition multimédia et multivoie du plomb chez l'humain	9
2.1	Terrain du site de prélèvement du sol marginal	35
2.2	Évolution des granulométries des solides adsorbants en fonction de la taille des grains	35
3.1	Quantités de plomb adsorbées par le sol sablonneux (S), la bentonite (B), la farine de crabes (FC) et les coquilles d'œufs de poule (Q) en fonction du temps	48
3.2	Cinétique d'adsorption du plomb d'ordre 1 pour le sol sablonneux	48
3.3	Cinétique d'ordre 2 concernant l'adsorption du plomb par les amendements suivants : bentonite (B), farine de crabes (FC) et coquilles d'œufs de poule (Q)	49
3.4	Quantités de plomb adsorbées par les SA non contaminés au plomb en fonction du rapport V/m	51
3.5	Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par un seul amendement en fonction du rapport V/m	51
3.6	Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par deux amendements en fonction du rapport V/m	52
3.7	Quantités de plomb adsorbées par les solides adsorbants non contaminés au plomb en fonction de la température	54
3.8	Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par un seul amendement en fonction de la température	55
3.9	Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par deux amendements en fonction de la température	56
3.10	Quantités de plomb adsorbées par les solides adsorbants non contaminés en fonction des doses croissantes de plomb	57

- 3.11 Quantités de plomb adsorbées en fonction des doses d'amendements ajoutées au sol 59
- 3.12 Quantités de plomb adsorbées par le sol amendé par la bentonite (B) et les coquilles d'œufs de poule (Q) 59
- 3.13 Quantités de plomb adsorbées par le sol amendé par les coquilles d'œufs de poule (Q) et la farine de crabe (FC) 60

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Situation du plomb dans le monde en 2004	3
Tableau 2.1	Composition élémentaire du sol sablonneux obtenue par fluorescence-X	33
Tableau 2.2	Pourcentages de poids obtenus par tamisage à sec des solides adsorbants	34
Tableau 2.3	Valeurs cumulatives de poids par tamisage à sec	34
Tableau 2.4	Autres caractéristiques des amendements utilisés	35
Tableau 2.5	Composition des mélanges sol + bentonite (SB)	43
Tableau 2.6	Composition des mélanges adsorbants sol + farine de crabes (SFC)	43
Tableau 2.7	Composition des mélanges adsorbants sol + coquilles d'œufs de poule (SQ)	44
Tableau 2.8	Composition des mélanges adsorbants sol + coquilles d'œufs de poule + bentonite (SQB)	44
Tableau 2.9	Composition des mélanges adsorbants sol + coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (SQFC)	45
Tableau 4.1	Modèles et cinétique d'adsorption de plomb par le sol et amendements	64
Tableau 4.2	Modèles et équilibre d'adsorption de plomb par sol et amendements	68

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ANOVA :	Analyse de la variance
CEAEQ :	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CEC :	Capacité d'échange cationique
CUQ :	Communauté Urbaine du Québec
DTPA :	Diéthylènetriaminepentaacétique
EDTA :	Éthylènediaminetétraacétique
GABA :	Acide gamma-aminobutyrique
ILZSG :	International Lead and Zink Study Group
INSERM :	Institut national de santé et de la recherche médicale
LQE :	Loi sur la Qualité de l'Environnement
MDDEP :	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
MRC :	Municipalité Régionale de Comté
MSSS :	Ministère de la Santé et des Services Sociaux
MTBE :	Méthyltertiobutyléther
RX :	Rayons X
TEA :	Triéthanolamine
QI :	Quotient intellectuel

## LISTE DES SYMBOLES

$\alpha$ :	Seuil de signification
% :	Pourcentage
$\mu$ :	Micro
Al :	Aluminium
al. :	Alii
amdt :	Amendement
aq :	aqueux
As :	Arsenic
At :	Atoms
Au :	Or
B :	Bentonite
b :	Énergie d'adsorption
Ba :	Baryum
Br :	Brome
C :	Carbone
FC :	Farine de crabes
Ca :	Calcium
Cd :	Cadmium
$C_e$ :	Concentration à l'équilibre en solution
Cl :	Chlore
Co :	Cobalt
$C_o$ :	Concentration initiale (ppm)
COOH :	Carboxylique
Cps :	Counts per second
Cr :	Chrome
Cu :	Cuivre
d :	Différentiel total
Fe :	Fer
FC :	Farine de crabes
G :	Gaz
$g/cm^3$ :	Gramme par centimètre cube

h :	Heure
H :	Hydrogène
Hg :	Mercure
I :	Iode
k :	Constante de vitesse
K :	Potassium
K <sub>F</sub> :	Coefficient de Freundlich
kg :	Kilogramme
K <sub>S</sub> :	Constante de solubilité
kt :	Kilotonne
kV :	Kilovolt
L' :	Ligand
L :	Litre
log :	Logarithme décimal
Log :	Logarithme naturel
m :	Masse
M :	Molaire
Me :	Métal lourd
Me' :	Métal autre que celui lourd
Mg :	Magnésium
mg :	Milligramme
min :	Minute
mm :	Millimètre
Mn :	Manganèse
mol :	Mole
N :	Azote
n :	Intensité d'adsorption
Na :	Sodium
Nd :	Néodyme
Ni :	Nickel
O :	Oxygène
°C :	Degré Celsius
OAC :	Acétate
OH :	Hydroxyle
P :	Phosphore
p :	Probabilité

Pb :	Plomb
Pg :	Picogramme ( $10^{-12}$ g)
pH :	Potentiel d'hydrogène
pK :	Potentiel de la constante de réaction
pK <sub>s</sub> :	Potentiel de la constante de solubilité
pm :	Picomètre ( $10^{-12}$ m)
ppm :	Partie par million
Q :	Coquilles d'œufs de poule
Q <sub>e</sub> :	Quantité de Pb adsorbée (ou désorbée)
Q <sub>m</sub> :	Quantité maximale de Pb adsorbée
Q <sub>t</sub> :	Quantité de Pb adsorbée à l'instant t
R <sup>2</sup> :	Coefficient de corrélation
Rb :	Rubidium
Rep :	Réplica
S :	Sol sablonneux
SA :	Solide(s) adsorbant(s)
Sb :	Antimoine
(S) :	Partie de l'espèce chimique réactive à la surface du sol
sd :	Sans date
Se :	Sélénium
Si :	Silicium
Sn :	Étain
Sr :	Strontium
T :	Température
t :	Temps
Te :	Tellure
Ti :	Titane
u :	Unité de masse atomique
V :	Volume
Vit :	Vitamine
W :	Tungstène
Wt :	Weight (Poids)
Zn :	Zinc
Zr :	Zirconium



## RÉSUMÉ

La capacité du sol sablonneux à adsorber le plomb (Pb) pour limiter sa dispersion dans les compartiments de l'environnement et ses effets nocifs aux humains et aux récepteurs écologiques dépend de certains paramètres de réaction. Le sol sablonneux a une faible capacité de rétention du Pb. Toutefois, le traitement de ce sol par des amendements, tels la bentonite, la farine de crabes (FC) et les coquilles d'œufs de poule, pourrait améliorer considérablement sa capacité à adsorber le Pb. À cet effet, différents essais de sorption de Pb par le sol sablonneux, les amendements et les mélanges sol + amendements ont été effectués en mode statique au laboratoire. Les paramètres d'adsorption mis à l'essai sont : le temps de réaction, le rapport volume/masse, la température, les concentrations croissantes de Pb (II), la nature et le type d'amendement. La tendance de ce sol à relâcher le plomb fraîchement adsorbé a également été étudiée en présence des solutions d'acétate d'ammonium (1 N, pH = 7,0) et de DTPA-TEA-CaCl<sub>2</sub> (pH = 7,3). L'adsorption de plomb (II) en fonction du temps a montré que la FC et les coquilles d'œufs de poule adsorbaient la majorité du Pb ajoutée (100%) après 8 semaines alors que le sol n'en adsorbait que 17,2%. En outre, la cinétique d'adsorption de Pb était de pseudo-ordre 1 ( $R^2 = 0,902$ ) pour le sol sablonneux alors qu'elle était de pseudo-ordre 2 pour la bentonite ( $R^2 = 0,749$ ), la FC ( $R^2 = 0,985$ ) et les coquilles d'œufs de poule ( $R^2 = 0,915$ ). L'adsorption de plomb avec le rapport volume/masse et la température montrait que le taux de Pb adsorbé augmentait pour certains solides adsorbants alors qu'il diminuait pour d'autres. En outre, elle était sous contrôle thermodynamique et était endothermique dans le cas de l'augmentation des taux de Pb adsorbés et exothermique lors de leur baisse. Par ailleurs, l'adsorption de Pb obéit au modèle de Langmuir pour le sol ( $R^2 = 0,986$ ), la bentonite ( $R^2 = 0,915$ ) et la FC ( $R^2 = 0,790$ ) et à celui de Freundlich pour les coquilles d'œufs de poule ( $R^2 = 0,936$ ). L'adsorption de Pb en fonction des types et des doses d'amendement a montré que l'effet de rétention de Pb était très significatif ( $p < 0,0001$ ) et que 2,5% de FC, comparés aux apports minimums de 10% de bentonite et de 20% de coquilles d'œufs de poule, étaient suffisantes pour adsorber le maximum de Pb pour le sol traité avec un seul amendement. L'application de deux amendements au sol a montré que le sol amendé adsorbait plus de Pb avec la teneur minimale en FC par rapport à d'autres amendements. Ces résultats montrent que la FC est un excellent biosolide pour la rétention de Pb anthropique. L'essai de désorption démontre que le DTPA a extrait des quantités de Pb fraîchement adsorbées largement plus élevées à celles extraites à l'acétate d'ammonium. Les quantités de Pb adsorbées étaient significativement corrélées avec les quantités de Pb désorbées. L'adsorption et la désorption sont donc des phénomènes importants contrôlant la biodisponibilité de Pb dans le sol sablonneux.

MOTS CLÉS : sol sablonneux, amendement, plomb, adsorption, désorption

## INTRODUCTION

L'homme, dans sa tentative d'améliorer son bien-être, a accru sa pression sur les sols notamment en les polluant par des rejets de métaux lourds tels le plomb (Pb). Du coup, l'environnement immédiat des villes sans oublier les régions éloignées s'est transformé radicalement en se traduisant par diverses incidences écologiques vives, reflet de la rupture des cycles biogéochimiques qui jouent le rôle de régulateurs de l'équilibre naturel (De Rosnay, 1995; Pédro, 2007).

Plusieurs faits historiques montrent que les populations humaines ont été exposées au Pb sans toutefois s'en rendre compte. En effet, le Pb est un métal utilisé par l'homme depuis des millénaires (plus de 5000 ans). Les pigments au Pb ont été utilisés anciennement par les Égyptiens pour recouvrir les tombes. Les Égyptiens, les Romains, les Hébreux et les Grecs sont finalement parvenus à extraire le Pb destiné à produire des céramiques. Les Romains utilisaient l'acétate de plomb pour conserver leurs vins, ce qui contribuait davantage à leur intoxication (Järup, 2003).

Durant la Révolution Industrielle, la production et l'utilisation du Pb se sont considérablement accentuées par sa libération et son accumulation notables dans l'environnement et en particulier dans les sols. En effet, les pigments plus améliorés ont encore été utilisés dans les peintures depuis la fin du XIXe siècle jusqu'à une époque récente et constituent le tremplin de la dispersion importante, encore très remarquable dans plusieurs revêtements de l'habitat ancien non réhabilité (INSERM, 1999 ; Järup, 2003). En outre, les canalisations du réseau de distribution d'eau ont été une source non négligeable de Pb par ingestion d'eau contaminée. L'avènement des composés organométalliques de Pb dont le tétraéthylplomb ( $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$ ) dans l'essence au cours de la première moitié du XXe siècle, est venu exacerber la diffusion de ce métal dans l'atmosphère affectant et persistant ainsi dans

différents compartiments de l'environnement dont les sols (Bliefert et Perraud, 2009 ; INSERM, 1999) bien qu'il soit remplacé par le MTBE<sup>1</sup> dans l'essence.

Dans la dynamique de recherche visant à asseoir un mode de gestion acceptable et «écoresponsable» des sols sablonneux contaminés par le Pb afin de les rendre réutilisables, plus productifs et restreindre la vulnérabilité des humains et des récepteurs écologiques qui encourent des risques (éco)toxicologiques, il est important d'étudier comment stabiliser le sol sablonneux de la MRC La Jacques-Cartier (Québec). À cette fin, des essais de sorption de Pb ont été réalisés en mode statique («batch») afin d'estimer la capacité de sorption de Pb par le sol évoqué ci-haut. En effet, une bonne compréhension de la plus ou moins grande rétention (adsorption-désorption) de Pb sur différents sites offerts par les particules constituant le sol sablonneux est impérative pour minimiser les conséquences environnementales dues au plomb (Prost, 1995).

Cette étude comprend quatre chapitres. Le premier chapitre se penche sur les problématiques respectives du Pb en matière de santé et d'environnement. En outre, il retrace quelques éléments de chimie du Pb, présente différents types d'adsorption et des modèles adéquats pour la description des équilibres de sorption ainsi que les méthodes courantes pour la stabilisation de sols contaminés aux métaux lourds. Ce chapitre se termine par la définition des objectifs et des hypothèses du présent mémoire. Le deuxième chapitre aborde des questions méthodologiques et sert de tremplin pour le troisième chapitre qui présente les résultats. Le dernier chapitre est consacré aux discussions. Ce travail se termine par une conclusion.

---

<sup>1</sup> Méthyltertiobutyléther

## CHAPITRE I

### PROBLÉMATIQUE DU PLOMB, ADSORPTION DES MÉTAUX LOURDS DANS LE SOL ET HYPOTHÈSES

#### 1.1 Éléments de chimie du plomb

Le plomb est un métal gris bleuâtre et malléable repartie entre différents compartiments de l'environnement d'où il constitue un enjeu de taille étant donné qu'il y a un échange permanent entre eux. En effet, sa densité est élevée et son point de fusion est bas. Il est ductile et peut être travaillé avec des techniques peu coûteuses. L'essentiel de ses caractéristiques est mentionné ci-dessous (Bliefert et Perraud, 2009) :

Masse atomique relative = 207,2 u.

Nombre atomique ( $Z$ ) = 82.

Rayon de covalence = 147 pm.

Rayon ionique = 120 pm.

Étages d'oxydations : +2 et +4.

Densité = 11,34 g.cm<sup>-3</sup>.

Température de fusion = 327°C.

La demande mondiale du Pb grimpe de 2 % par an jusqu'en 2004 (à 80 % pour fabriquer des batteries) (ILZSG, 2009).

**Tableau 1.1** Situation du plomb dans le monde en 2004

Continent	Production (kt)	Consommation (kt)
Asie	2880	2870
Amériques	2009	2030
Europe	1551	2011
Afrique	101	131
Océanie	281	40

Selon les données de l'ILZSG<sup>2</sup>, les États Unis produisent à eux seuls 435,2 tonnes de plomb soit 15,3% de la production mondiale. Sur 3,8 millions de tonnes produits, 3 millions proviennent du recyclage des batteries. La consommation de Pb augmente donc depuis le Moyen-âge. Alors que sa production stagne dans les pays développés, celle des pays en développement continue d'augmenter.

## 1.2 Le plomb dans l'environnement

Le plomb a été et reste encore utilisé par les technologies innovantes depuis quelques décennies. La dispersion de Pb résultant des activités industrielles (Fabrication de peinture, d'accumulateurs au Pb, de piles, des plastiques,...), agricoles et minières affecte les matrices environnementales telles le sol, l'eau et l'air et à partir desquelles il migre dans différents maillons de la chaîne alimentaire.

La pollution du sol, de l'air et de l'eau, a fait apparaître de nouveaux problèmes de santé. En particulier, la qualité de vie des humains et des récepteurs écologiques à proximité, voire loin des centres industriels (Beaulne, 2008), a été affectée par la recrudescence de nouvelles maladies ou de nouveaux risques environnementaux. La teneur en Pb est notable dans des lieux où étaient concentrés des centres industriels susdits utilisant le Pb comme matière première ou des solides à base de ce métal, à proximité des routes et décroît exponentiellement quand on s'en éloigne comme l'ont montré différentes études (Li, 2006; Albasel et Cottenie, 1985).

L'accumulation massive dans les sols du Pb indestructible et peu mobile, demeurant en particulier dans les horizons supérieurs des sols où il reste très accessible, par contact, à l'homme et surtout aux enfants, représente donc une menace permanente pour la santé des populations (Bliefert et Perraud, 2009 ; INSERM, 1999). La mobilité et la biodisponibilité du Pb dans les sols dépend de leurs propriétés physico-chimiques (conditions redox, CEC, pH).

---

<sup>2</sup> International Lead and Zink Study Group (Groupe d'Étude International du Plomb et du Zinc), 2009.

Ainsi, dans certains sols, le Pb pourrait se présenter sous formes de composés insolubles alors que dans d'autres, il se trouverait en grande proportion sous forme soluble. Cette mobilité et sa biodisponibilité se concluent en particulier par sa concentration par les plantes, par sa diffusion dans l'atmosphère sous forme particulaire et par percolation vers les aquifères (CEAEQ, 1998) (Voir d'autres mécanismes de transport et de transformation à l'annexe B).

Peu d'études ont été menées sur l'adsorption et la désorption du Pb dans les sols sablonneux contaminés au Pb et amendés par des solides biologiques et minéralogiques. En effet, l'adsorption et la désorption prouveraient, en premier lieu, la capacité d'un sol sablonneux de retenir le Pb et, en deuxième lieu, l'efficacité des amendements apportés à ce type de sol en tenant compte de la variabilité des facteurs tels la concentration en Pb, le pH, la température, le rapport solution/solide (Gupta *et al.*, 2001) c.à.d. la surface de contact disponible (quantité d'adsorbant ou de mélange d'adsorbants par rapport à celle de la solution), la nature et le type d'amendement pour l'optimisation de la capacité d'adsorption.

### **1.2.1 Origines de la pollution au plomb**

La pollution au Pb a des origines naturelles mais relève aussi et surtout d'émissions variées de produits hétérogènes occasionnées par les activités de l'homme. Ces émissions sont des poussières atmosphériques ramenées par les pluies ou des rejets directs dans les matrices environnementales.

En particulier, les impératifs économiques de productivité et de rentabilité soumis aux industries d'extraction et de transformation des minerais en produits à plus haute valeur ajoutée sont le reflet de pollutions importantes par les métaux lourds (Sirven, 2006). Parmi la variété de polluants en métaux lourds qui affectent en particulier le sol figure le Pb en ce sens qu'il n'est pas biodégradable et s'accumule dans le sol tant que la source de contamination perdure (Sirven, 2006).

### 1.2.2 Plomb d'origine naturelle

Le Pb d'origine naturelle résulte de l'altération et de l'effritement de la roche-mère puis transfert des débris sous forme d'alluvions, de colluvions, etc. qui contribueront à former le sol.

En particulier, le Pb se trouve dans la nature sous différentes formes inorganiques dans la croûte terrestre telles les carbonates, les sulfures, les chlorures, etc. Ainsi, on distingue divers minerais de plomb tels la galène  $PbS$  (86,6%) la plus exploitée dans la métallurgie du Pb, la cérusite  $PbCO_3$ , l'anglésite  $PbSO_4$ , etc. (Bliefert et Perraud, 2009). D'autres sources de Pb méritent d'être signalées (Sirven, 2006) :

- Les plantes absorbent des métaux dans le sol via le cycle biogéochimique<sup>3</sup> ou bien par voie atmosphérique, puis les redéposent à la surface (feuilles mortes, décomposition des végétaux)
- Lessivage du sol et érosion en surface
- Apports lointains d'origine atmosphérique : poussières et aérosols transportés par les vents.

### 1.2.3 Plomb d'origine anthropique

Les activités de l'homme contribuent pour une grande part à la pollution des matrices environnementales par le Pb. L'évaluation quantitative de l'impact de l'activité humaine sur les émissions globales en métaux lourds se fait en se référant au facteur d'interférence atmosphérique qui n'est autre que le rapport entre les émissions d'origine anthropique totales et les émissions naturelles totales. Selon Bolger (2000) cité par Sirven (2006), ce rapport qui reste, par ailleurs, difficile à déterminer est estimé à 28.

---

<sup>3</sup> Cycle biogéochimique : Succession de transferts d'un élément ou d'une substance chimique au sein d'un écosystème, impliquant particulièrement les différents horizons des sols et les plantes (racines et parties aériennes).

Différentes sources anthropiques de Pb ont été documentées : secteur agroalimentaire (épandages de lisiers, engrais, foies et rognons de bœuf et de veau, légumes verts, fruits à baies et concentrés de tomates), contamination ponctuelle (peintures des habitations anciennes, accumulateurs au Pb, plastiques, sidérurgie-métallurgie-fonderie, traitements de déchets notamment par incinération de déchets ménagers et municipaux, textiles, antirouille, mastics, munitions, jouets, poteries, émaux, les poids utilisés pour la pêche et dans la soudure, des pigments de Pb ajoutés au verre pour empêcher l'exposition aux rayonnements des écrans de télévision et d'ordinateur, aux conteneurs de stockage des déchets nucléaires et aux tabliers de protection contre les rayons X, etc.) (Blais *et al.*, 2002 ; Bliefert et Perraud, 2009 ; Santé Canada, 2009), contaminations diffuses (précipitations,...) (Sirven, 2006). En particulier, l'incinération de déchets ménagers et municipaux revêt une grande importance dans la pollution des matrices environnementales en Amérique du Nord. En effet, les résidus de contrôle de la pollution de l'air ainsi que les chaux usées résultant des incinérations des déchets ménagers et municipaux représentent 1,5 millions de tonnes et constituent des déchets dangereux car riches en métaux lourds dont le Pb (Levasseur *et al.*, 2006).

En guise d'exemple, les chaux usées de l'incinérateur de la CUQ<sup>4</sup> peuvent comporter des teneurs allant de 2010 à 2380 mg/kg en Pb (Blais *et al.*, 2002) et dépassent donc le critère C (Voir Annexe C). Ces chaux usées peuvent être une source potentielle de pollution en Pb, entre autres, si des mesures imposantes ne sont pas prises. Elles ne subissent que des traitements aux acides tels l'acide chlorhydrique et l'acide sulfurique eux-mêmes nocifs à l'environnement (Levasseur *et al.*, 2006).

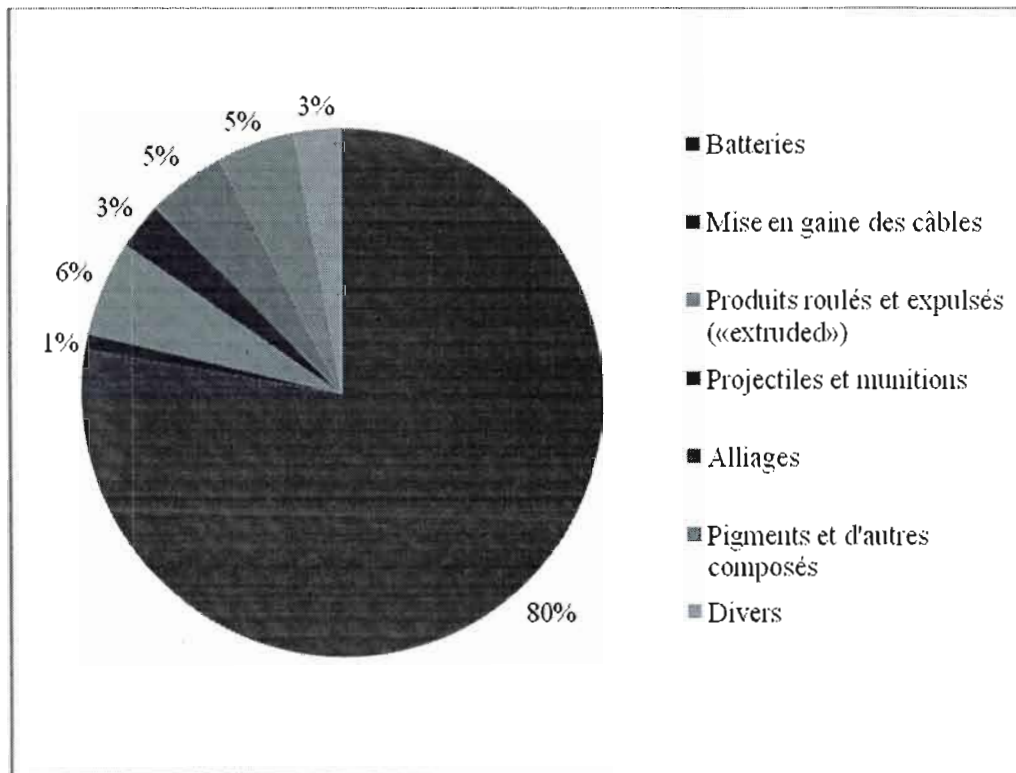
Par ailleurs, les statistiques de l'ILZSG<sup>5</sup> montrent que le Pb provient en grande partie de son utilisation dans les batteries (figure 1.1) (ILZSG, 2009).

---

<sup>4</sup> Communauté Urbaine de Québec

<sup>5</sup> International Lead and Zink Study Group (Groupe international d'étude du plomb et du zinc en français), 2009.



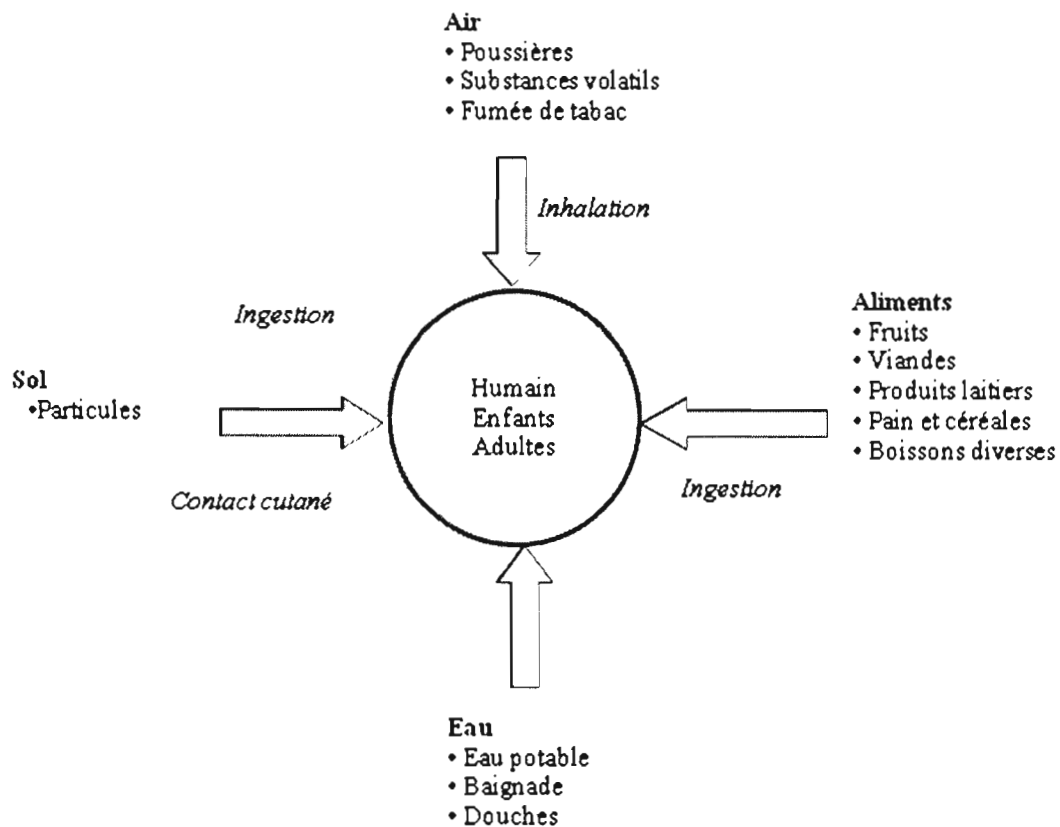


**Figure 1.1** Les utilisations du plomb dans l'industrie

#### 1.2.4 Effets du plomb sur la santé

Les métaux lourds sont omniprésents dans notre société moderne. Leur développement a contribué à rendre la vie plus facile par le biais de différentes technologies, mais les dangers afférents et encourus par l'humain et les récepteurs écologiques sont importants.

Il existe différentes voies et médias d'exposition au Pb chez les humains et les récepteurs écologiques. Les voies principales d'exposition chez l'homme sont l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané. La santé et l'exposition au Pb sont liées selon la figure 1.2.



**Figure 1.2** Exposition multimédia et multivoie du plomb chez l'humain  
(Adapté de Loranger, 2009<sup>6</sup>)

Les effets du Pb sont de taille pour la santé humaine et l'environnement. Chez l'homme, le Pb est d'abord transporté par le sang et se fixe ensuite dans différents tissus et en particulier au niveau de l'os, son organe cible, où il est stocké (80 à 90 % du Pb total présent dans l'organisme) (INSERM, 1999) perturbant ainsi le métabolisme en dérégulant le rapport calcium/phosphore. En effet, le Pb a un comportement géochimique semblable à celui du

<sup>6</sup> Sylvain Loranger : Cours d'Analyse de risque toxicologique et établissement de normes, DESS-Toxicologie de l'Environnement, Sciences Biologiques, Université du Québec à Montréal, année 2008-2009.

calcium. Pour l'individu exposé, le Pb stocké dans l'os est une source rémanente de contamination endogène, dont les effets nocifs touchent différents organes ci-haut cités.

Les effets du Pb documentés en milieu professionnel sont divers (Bliefert et Perraud, 2009 ; INSERM, 1999 ; Järup, 2003 ; Sirven, 2006) : Action sur le tissu hématopoïétique, altération morphologique des précurseurs des globules rouges, inhibition de la production d'ostéocalcine par les ostéoblastes, néphrotoxicité, neurotoxicité périphérique et centrale, encéphalopathie (troubles du comportement, moteurs, anémie,...), «liseré de Burton», inhibition de la reproduction et de la croissance en particulier chez les crustacés, le saturnisme dans le cas chronique. Il est à l'origine de l'interférence sur la synthèse de l'hème par inhibition de l'acide  $\delta$ -aminolévulinique et de la ferrochelatase. Il diminue la glutamine synthétase et l'acide glutamique déshydrogénase de même que les niveaux de glutathion. Il augmente le stress oxydant et la peroxydation lipidique. Il freine le récepteur GABA<sup>7</sup> et augmente les niveaux de glutamate et d'ammoniaque.

Usuman (2006) montre que des carences en protéines associées aux éléments Ca, Zn, Se, Fe ou à la vitamine Vit E ainsi que le fluor favorisent l'absorption du Pb, lequel est plus facilement assimilé par les enfants que par les adultes d'où le passage du seuil de sécurité de 0,8 ppm à 0,1ppm. De plus, le QI des enfants dont les teneurs sanguines en Pb sont de 0,1ppm est de 7,5 inférieur à celui des enfants dont les niveaux sanguins sont de 0-0,01ppm. Les symptômes perceptibles suite à une intoxication au Pb sont aussi divers : allergies, déficit d'attention, constipation, mauvaise coordination, délinquance, dyslexie, maux de tête, hyperactivité, hypothyroïdie, insomnie, irritabilité, humeur instable, faiblesse musculaire, dyspraxie, faible tonus musculaire, anomalies de la perception visuelle et auditive, pica,... (Usuman, 2006). Selon le même auteur, l'intoxication au Pb augmente de manière exponentielle avec l'effet synergique du mercure.

---

<sup>7</sup> Acide gamma-aminobutyrique : neurotransmetteur inhibiteur très répandu dans les neurones du cortex ([http://lecerveau.mcgill.ca/flash/i/i\\_01/i\\_01\\_m/i\\_01\\_m\\_ana/i\\_01\\_m\\_ana.html](http://lecerveau.mcgill.ca/flash/i/i_01/i_01_m/i_01_m_ana/i_01_m_ana.html)).

Les métaux lourds sont éliminés très lentement comme en témoigne leur demi-vie biologique correspondant au temps après lequel la moitié du métal présent dans l'organisme est évacuée. En ce qui regarde le Pb, la demi-vie biologique varie selon les auteurs mais présente une analogie pour certains organes. Elle va de 20 à 30 jours dans le sang, de 40 à 60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau et de 2 à 10 ans dans les os selon Sirven (2006); de 15 à 30 jours dans le sang et de 2 ans dans le squelette selon Bliefert et Perraud (2009).

Normalement, l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques est l'étape ultime d'estimation du stress capable d'être provoqué par le Pb dans l'organisme humain et les récepteurs écologiques (MSSS, 2002). Une fois le risque connu et significatif, les mesures de remédiation des matrices environnementales contaminées s'avèrent donc un impératif pour limiter l'exposition et le risque (éco)toxicologique encouru par les humains et les récepteurs écologiques (Vyas *et al.*, 2000). Notre étude se limitera donc à simuler une méthode d'atténuation des expositions au Pb par la stabilisation de la matrice qui en comporte tels les sols sablonneux.

### **1.3 Contamination des sols par des métaux lourds**

Le sol se définit selon le domaine d'intérêt. Selon Sirven (2006), le sol est une entité bien définie et caractérisée aux plans morphologique, hydrique, minéralogique et biologique alors que le géologue le prend comme tout ce qui recouvre la roche-mère (Bliefert et Perraud, 2009). L'approche environnementale décrira le sol à partir des interactions entre ses différents constituants, qu'ils soient inertes (eau, air, minéraux, etc.) ou qu'il s'agisse d'êtres vivants, végétaux ou animaux.

L'étude des sites et sols vulnérables ou pollués par des métaux lourds est un des domaines d'intervention prioritaires de la MDDEP (2007). Aujourd'hui, la qualité des sols est soumise d'année en année à des règles plus strictes. Toute mesure qui vise à prévenir la

pollution des sols ou à réhabiliter puis à valoriser ceux pollués est impérative et est, en particulier, saluée par le MDDEP (MDDEP, 2002a, b). La politique de décontamination des terrains contaminés au Québec a été instaurée en 1988 et n'a été effective qu'en 1998 (MDDEP, 2002a). L'élaboration des politiques en cette matière et des règlements relatifs à l'enfouissement a abouti à la mise en place de la LQE en 2002. Les méthodes utilisées pour stabiliser les métaux lourds dans le sol se traduisent par plusieurs phénomènes dont celui se déroulant à l'interface matrice adsorbante-espèce chimique susceptible d'être adsorbée. Ce phénomène en jeu à la dite interface est connu sous le nom d'adsorption.

#### **1.4 Adsorption des métaux**

L'adsorption est un processus de concentration spontanée d'une substance à la surface d'un corps marqué par la variation de sa concentration de la substance dans la couche superficielle par rapport à celle interne. Il y a donc augmentation de molécules constituant cette substance ou des ions aux interfaces en particulier dans la phase hétérogène. Les interfaces peuvent être liquides-gaz, liquides-liquides, liquides-solides, gaz-solides et solides-solides. En outre, elles peuvent être mobiles en cas d'énergie cinétique élevée des molécules ou des ions (interface liquide-gaz) ou immobiles (interfaces liquide-solide et solide-solide) (Marcos, 2001).

L'adsorption des cations à l'interface liquide-solide s'effectue en particulier avec la compétition de diverses forces attractives entre les sites du SA et les cations en solution (liquide adsorbant). Selon la nature et la prédominance d'une force attractive, on distingue deux types d'adsorption :

##### **1.4.1 Adsorption de sphère externe ou adsorption non spécifique**

Selon Yong *et al.* (1992) cité par Delmas-Gadras (2000), l'adsorption spécifique appelé également adsorption physique ou physisorption se caractérise par un cation adsorbé

comportant les molécules d'eau d'hydratation. Dans ce cas, l'interaction entre les complexes qui en découlent et les sites de sorption est de type ion-dipôle (Bernard, 1994). C'est donc une interaction de faible énergie et réversible. Cette faculté d'un SA à retenir les cations par adsorption spécifique est sa CEC (Deschamps *et al.*, 2006).

La propension de la surface adsorbante à former les complexes externes varie en fonction de la valence et du rayon du cation hydraté. Si le rayon en question est élevé, l'affinité de la SA est forte et favorise la formation des complexes ci-haut cités. Si par ailleurs, les valences des deux métaux qui s'adsorbent sont identiques, celui à rayon hydraté élevé formera de tels complexes en proportions considérables. Ainsi l'ion plomb ( $Pb^{2+}$ ) dont le rayon hydraté est de 120 pm formera plus de complexes d'hydratation à la SA dans la sphère externe que l'ion cuivre  $Cu^{2+}$  (72 pm) (Marcos, 2001).

#### 1.4.2 Adsorption de sphère interne ou adsorption spécifique

L'adsorption de sphère interne se manifeste par la perte de molécules d'eau par un cation auquel elles sont liées par coordinence et établissement de véritables liaisons chimiques (covalence, coordinence avec des sites de sorption) d'énergie plus élevée que dans le cas de physisorption par échange de ligands entre la surface du SA et les complexes hydratés (Evans, 1989 ; Marcos, 2001 ; Meleshyn, 2009). Dans ce cas, on parle aussi d'adsorption chimique ou de chimisorption. Cette dernière est généralement irréversible et aboutit à la formation d'une couche monomoléculaire sur la surface adsorbante. Au cours de ce processus, il se forme des complexes de surface dont la stabilité dépend du type de ligand mais aussi du cation en question et de sa charge. Les ligands inorganiques intervenant à cette fin sont  $OH^-$ ,  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $SO_4^{2-}$ , etc. alors que ceux organiques sont les acides fulviques et humiques doués d'une grande sélectivité vis-à-vis des cations (Deschamps *et al.*, 2006). La chimisorption est fonction du pH et est reliée à l'hydrolyse des cations.

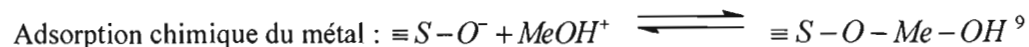
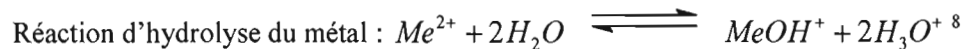
Selon Marcos (2001), la prédominance d'une adsorption donnée sur une SA en considérant différents cations en solution dépend de la force ionique c.à.d. de la concentration de la solution en cation donné et de la charge de ce dernier.

### 1.4.3 Adsorption des métaux dans les sols

Les composés minéraux et organiques, plus particulièrement les substances humiques contribuent à la rétention de métaux lourds dans les sols (Evans, 1989). Ayant une capacité d'échange cationique (CEC) élevée et d'importantes surfaces spécifiques, les phyllosilicates du sol contribuent à adsorber de fortes quantités de métaux lourds (Kabata-Pendias, 2001). Ainsi, les sols argileux qui contiennent un pourcentage de phyllosilicates plus élevé que les sols sablonneux, adsorbent une quantité élevée de métaux lourds. En général, les sols sablonneux contiennent peu de phyllosilicates et sont acides. Ils possèdent donc une faible capacité d'échange cationique (CEC) et par conséquent, une faible capacité de rétention des métaux lourds cationiques (Kabata-Pendias, 2001). Toutefois, l'application de chaux aux sols sablonneux acides augmente leur pH, conduisant ainsi à l'augmentation de l'adsorption des métaux anthropiques dans le sol, ce qui a pour conséquence de réduire la teneur de la fraction facilement soluble du métal toxique (Singh et Oste, 2001).

Les différents types d'interactions entre les ions et les sites de sorption présents sur la surface varient selon les mécanismes de rétention des ions sur ces sites. L'importance de l'adsorption est régie par les charges de ces sites de sorption, des cations devant être adsorbés mais aussi de la spontanéité de cette adsorption (Deschamps *et al.*, 2006).

D'après les études de Evans (1989) cité par Delmas-Gadras (2000); Mouvet et Bourg (1983), Basta et Tabatabai (1992) cités par Serpaud *et al.* (1994), la réaction d'adsorption des métaux sur les sols peut être décrite selon un mécanisme en deux étapes :



Les oxyhydroxydes métalliques (FeOOH, MnOOH) et les phyllosilicates ont la propension à former plus de complexes internes (chimisorption) avec le Pb (pK = 7) qu'avec d'autres métaux tels le cuivre (pK = 7) et le zinc (pK = 9) (Marcos, 2001).

Par ailleurs, la proportion d'ions adsorbés dépend du pH du sol en question (Rengel, 2003), de sa composition minéralogique et de sa teneur en matières organiques (Basta et Tabatabai, 1992 ; Evans, 1989). L'échange de cations prédomine en milieu acide (adsorption de sphère externe) par l'entremise des oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse (McBride et Blasiak, 1979) alors que l'adsorption de sphère interne prédomine en milieu neutre ou alcalin (Marcos, 2001).

L'adsorption des espèces chimiques dans le sol est aussi influencée par les conditions redox de ce dernier. En effet, plusieurs éléments tels le chrome, le fer et le manganèse changent facilement d'état quand les conditions redox du sol le sont aussi contrairement aux éléments tels le Pb, le zinc et le cadmium. Néanmoins, le changement de composition du sol par les réactions redox rend moins disponibles les espèces propices à la rétention de ces derniers métaux : agents complexants, les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, etc. (Marcos, 2001).

L'adsorption de métal correspond en réalité à celle du complexe qu'il forme en solution. Cependant, l'adsorption des métaux va dépendre de la nature du complexe ligand-métal formé. Si le complexe est chargé négativement, l'adsorption du métal va être inhibée considérablement.

---

<sup>8</sup> Me représente un métal

<sup>9</sup>  $\equiv S$  : Substrat de la surface du sol



Il est commode d'ajuster le pH pour promouvoir l'adsorption des métaux. Selon les études de Kurdi et Donner (1999) et celles de Serpaud *et al.* (1994), l'adsorption d'un métal cationique sur la surface du sol en présence de ligands organiques dépend également du pH, du métal et de la nature de ces ligands, des concentrations individuelles et relatives respectives du métal et des ligands et de la concentration de l'électrolyte support. Le rôle du pH est aussi marqué par la capacité d'adsorption des cations métalliques plus accrue quand il s'agit d'acides humiques sous forme déprotonée c.à.d. dont les fonctions carboxyliques et phénol, sans oublier la forme amine, sont en grande proportion. Cette dernière ne saurait être grande que si le pH est élevé ou atteint un certain optimum. En outre, au cours de cette complexation, la compétition du Pb avec les cations calcium, sodium et aluminium est réelle et gouvernée par ce pH mais le mécanisme de compétition pour les sites de sorption n'est pas élucidé (Gossart, 2001).

Evans (1989) a montré que le complexe  $\text{MOH}^+$  du métal s'adsorbait mieux quand le pH est proche de son pK. L'augmentation de pH favorise la désorption des complexes chargés négativement. Il en est de même pour les complexes chargés positivement en solution dont le pH diminue. Par ailleurs, il a été montré par Zhu et Alva (1993) et Tessier *et al.* (1989) cités par Serpaud *et al.* (1994) que le pH influençait largement l'adsorption. En effet, une augmentation de pH favorise l'adsorption des métaux sur la fraction réductible après échange de cations avec les protons  $\text{H}^+$ . Ayala *et al.* (2008) ont montré que la concentration de métal adsorbé dans la bentonite augmentait quand le pH passait de 1 à 5 : cuivre (42,3% à 93,8%), zinc (33,2 à 68,4%), cobalt (28,1 à 65,1%) et nickel (18,3 à 62,6%). Karam *et al.* (1983) ont trouvé des corrélations très significatives entre les paramètres d'adsorption du zinc et le pH de la solution d'équilibre, le pH du sol, le contenu en particules argileuses du sol (argile) et le rapport % argile / CEC du sol. Bar-Yossef (1979) et Assaad et Nielsen (1985) ont observé que l'adsorption du zinc par les sols augmentait avec le pH. À des valeurs élevées de pH, les mécanismes de précipitation sous forme d'hydroxydes et (ou) de carbonates dominant. Yong et Phadungchewit (1993) ont trouvé qu'à des valeurs de pH de la solution du sol au-dessus de 4-5, lorsque la précipitation domine, l'ordre de sélectivité est obtenu comme suit:

$Pb > Cu > Zn \geq Cd$ , tel que démontré pour l'illite, la montmorillonite, et les sols argileux utilisés dans l'étude.

#### 1.4.4 Désorption des métaux dans les sols

La désorption est un phénomène de surface et s'accompagne de la formation de complexes avec le métal adsorbé. Les études de Nowack *et al.* (1997) cités par Marcos (2001) montrent que la dissolution de ce complexe de surface qu'est la désorption varie en fonction du pH, de la nature des substances telles les oxydes de fer, les acides humiques et fulviques qui jouent un grand rôle dans la séquestration du métal qui s'adsorbe.

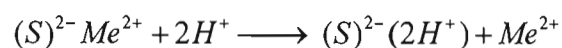
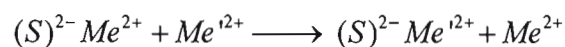
En effet, la formation du complexe Fe(III)-EDTA, dans le cas de l'adsorption du fer, est dominante à des valeurs plus basses (entre 4 et 5,5) alors qu'à des valeurs de pH supérieures le complexe peut être détruit, rendant ainsi libre le métal (Nowack *et al.*, 2001). Par ailleurs, Li *et al.* (2001) ont trouvé qu'il y avait une relation directe entre l'intensité de désorption du cérium (III) et la CEC. Cette dernière est liée à l'échange spontané d'ions (cations ou anions) à la surface d'adsorption (en cas de liaison ionique) (Kurdi et Donner, 1999). En effet, quand la CEC est faible, l'intensité de désorption du cérium (III) est élevée.

Dans l'étude de l'effet de l'acidification et des agents chélatants sur la désorption des métaux, Rengel (2003) a trouvé que la désorption de l'uranium des sols contaminés atteignait son maximum au pH de 4-5. La désorption d'uranium se fait donc mieux aux basses valeurs de pH et en présence de l'acide citrique comme agent chélatant. Cet acide est important car il permet d'acidifier le sol et ensuite de complexer l'uranium. En revanche, la désorption de l'anion d'arsenic des sols contaminés croît avec l'apport de chaux aux sols contaminés à ce métal donc avec l'augmentation de pH (Rengel, 2003). Cependant, cela n'est pas sans nuire à l'environnement car l'arsenic ainsi désorbé peut polluer les eaux de surfaces et celles souterraines par lixiviation.

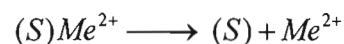
Les expériences menées sur les sols ont prouvé que le cuivre s'adsorbait à des teneurs de 34,7-37%. Une désorption effectuée sur les culots y relatifs montraient par la suite une moindre désorption du cuivre (0,6-11%) contre 12,9-21,6% pour le zinc pour une solution de concentration initiale de 3148  $\mu\text{mol}$  de Pb/L (Arias *et al.*, 2005).

Les réactions prévalant à la surface des solides adsorbants utilisés ci-haut sous l'entremise du pH et des ligands sont responsables de la désorption de métaux tels le Pb comme l'ont constaté d'autres chercheurs (Bliefert et Perraud, 2009 ; Schindler *et al.* , 1976).

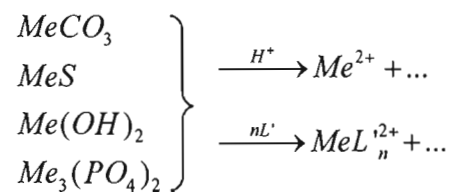
### 1°) Réactions d'échange d'ions



### 2°) Destruction de complexes de métaux formés à la surface par adsorption



### 3°) Solubilisation de composés inorganiques peu solubles



(S) : Partie réactive du solide adsorbant; Me : métal lourd,  $Me'$ : Métal autre que celui lourd,  $L'$ : Ligand.

Peu d'études ont été menées sur la désorption des métaux des solides adsorbants. En effet, la re-mobilisation des métaux est d'une grande importance pour mettre à l'épreuve la capacité de rétention des sols et des amendements vis-à-vis des métaux qui s'adsorbent sachant que la mobilité et la biodisponibilité des métaux sont des enjeux importants dans l'intégrité des matrices environnementales dont les eaux souterraines (Li and Li, 2001 ; Nowack *et al.*, 2001).

#### 1.4.5 Modèles mathématiques décrivant l'adsorption des métaux

Plusieurs modèles ont été utilisés pour décrire l'adsorption-désorption des métaux sur le sol : cinétique et les isothermes d'adsorption. Carski et Sparks (1987) ont étudié la désorption des ions ammonium en utilisant le modèle de cinétique de pseudo-ordre 1. Evans et Jurinak (1976) et Havlin *et al.* (1985) cités par Li *et al.* (2001) ont également fait la désorption des ions dans les sols et les minéraux des sols en recourant aux mêmes modèles que ci-haut.

Les modèles de sorption ci-haut se complètent et apportent des informations suffisantes sur le processus d'adsorption-désorption. L'équilibre et la vitesse d'adsorption-désorption sont fonction de la capacité d'échange cationique compte tenu de la surface de contact du substrat (Zheng *et al.*, 2007), des concentrations des métaux mis en jeu, du pH de la solution en contact avec le sol, du temps de contact solution aqueuse de métal-SA et de la température.

### *1°) Cinétique de d'adsorption*

L'adsorption d'un métal sur les sites d'un adsorbant est un phénomène qui évolue dans le temps. Plusieurs études ont été concluantes à ce sujet pour certains métaux lourds dont le zinc, le cadmium, etc. Les études de Ma et Liu (1997) cités par Marcos (2001) sur l'adsorption du zinc sur un sol calcaire ont prouvé que la proportion de zinc adsorbé augmentait même au-delà de 10 heures. Christensen (1984) cité par Marcos (2001) a constaté que l'adsorption atteignait 95% de cadmium adsorbé dans un réacteur dans les 10 premières minutes et qu'à un certain moment, elle est devenue constante d'où l'établissement d'équilibre.

Les observations de Benjamin et Leckie (1981) et celles de Coughlin et Stone (1995) cités par Marcos (2001) respectivement sur l'adsorption du zinc et du Pb sur les oxyhydroxydes et sur la fixation des cations métalliques sur la goethite montrent l'existence même de deux phases d'adsorption, une première phase rapide et une deuxième lente. Il en est également ainsi des observations de Bhattacharyya et Gupta (2006) sur l'adsorption de fer (III) sur la kaolinite. En effet, pour le premier groupe d'auteurs, la première phase s'accomplit dans les 20 premières minutes aux pH de 6,6-7,1 alors que pour le dernier groupe d'auteurs, l'adsorption de fer (III) sur la kaolinite se fait mieux avec le pH 1-4 et est rapide durant les premières 40 minutes avant que l'équilibre ne soit atteint.

Tous les auteurs ci-haut ont trouvé que la première phase correspond à la fixation de métaux sur la surface du SA alors que la seconde va avec la diffusion du métal dans le solide en question. Ce phénomène de diffusion est irréversible dans certains solides adsorbants comme les feuillets d'argile. En effet, il correspond à l'incorporation de métaux dans la matrice adsorbante. Le zinc diffuse facilement dans les oxydes alors que le Pb y résiste. Selon Flores-Rodriguez (1992) et Alloway (1995) cités par Marcos (2001) et selon Kaoser *et al.* (2005), ce comportement serait expliqué par le rayon ionique plus grand pour le Pb (121 pm) que pour le zinc (64 pm).

Pour jeter les bases d'une analyse du processus d'adsorption qui se passe à l'interface solide-solution du métal, des modèles de cinétique d'adsorption ont été proposés pour expliquer le mécanisme de transport de métal ou toute autre substance adsorbé dans les particules adsorbantes (Özacar et Sengil, 2005; Raven *et al.*, 1998). Les interactions entre le métal et les sites de sorption sont de divers types du fait de la présence de différents groupes à la surface du SA. De ce fait, la cinétique et le transfert de masse auxquels on recourt pour l'étude des mécanismes ci-haut sont de modèles approximatifs.

D'après les recherches de Özacar et Sengil (2005), la cinétique d'adsorption peut être caractérisée par les mécanismes simplifiés de pseudo-ordre 1 ou de pseudo-ordre 2. Dans le cas de pseudo-ordre 1, l'activité du SA est égale à l'unité alors que celle de l'espèce chimique à être adsorbée peut être confondue à sa concentration. Dès lors, la loi de vitesse peut être écrite par l'équation de Lagergren (Cappuyns et Swennen, 2008).

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_1(Q_e - Q_t) \text{ où } k_1 \text{ est la constante de vitesse exprimée en unités choisies.}$$

La différenciation de l'équation précédente aboutit à la relation ci-après :

$$\text{Log} \frac{Q_e}{Q_e - Q_t} = k_1 t$$

avec

$Q_e$  et  $Q_t$  : Quantités (mg/kg) de métal adsorbées à l'équilibre et au temps  $t$  respectivement.

$k_1$  : Constante de vitesse de pseudo- ordre 1 ( $\text{h}^{-1}$ ).

En construisant  $\text{Log} \frac{Q_e}{Q_e - Q_t}$  en fonction du temps ( $t$ ), on a la pente qui n'est que la constante de vitesse. En portant également  $Q_t$  en fonction du temps, on trouve une courbe exponentielle caractéristique du pseudo-ordre 1.

Si nous décrivons le processus d'adsorption selon le pseudo-ordre 2 alors l'équation s'écrit alors de la façon suivante (Ho, 2004):

$$\frac{dQ_t}{dt} = k_2(Q_e - Q_t)^2 \quad \text{avec } k_2 : \text{constante de vitesse exprimée en unités choisies.}$$

La relation qui en résulte après l'intégration et en posant les conditions initiales ( $t = 0, Q_t = 0, Q = Q_i$  à l'instant «t» donné) est la suivante :

$$\frac{1}{Q_e - Q_t} = \frac{1}{Q_e} + k_2 t \quad \text{avec } Q_e \text{ et } Q_t \text{ (mg/kg) exprimant la même idée qu'au cas de}$$

pseudo-ordre 1;  $k_2$  ( $\text{mg}^{-1} \cdot \text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$ ) étant la constante de vitesse.

L'équation (2) peut être réarrangée en celle de forme linéaire comme suit :

$$\frac{1}{Q_t} = \frac{1}{Q_e} + \frac{1}{k_2 Q_e^2 t}$$

La cinétique d'adsorption obéissant au pseudo-ordre 2 dépend de différentes variables telles que la concentration du métal adsorbé, du pH, de la température et des caractéristiques du SA telles que la surface spécifique, l'homogénéité ou l'hétérogénéité des sites adsorbants (Deschamps *et al.*, 2006 ; Haghsheno *et al.*, 2009 ; Mezenner et Bensmaili, 2009 ; Nowack *et al.*, 2000 ; Srivastava *et al.*, 1996 ; Yeddou *et al.*, 2007). Même s'il en va également ainsi pour l'adsorption selon le pseudo-ordre 1, ce dernier ne dépend pas de la concentration de métal adsorbé. L'un ou l'autre modèle doit être choisi pour cerner le mécanisme propre à chaque solide adsorbant.

## 2°) Équilibres d'adsorption

Les équilibres de sorption permettent de comprendre le processus d'adsorption ou de désorption (Yeddou et Bensmaili, 2007). La capacité et l'intensité de sorption peuvent être fournies par des isothermes de sorption dont les constantes donnent les informations sur les propriétés de la surface sur laquelle les métaux s'adsorbent ainsi que l'affinité du SA avec les espèces ioniques ou non en solution (Sen Gupta et Bhattacharyya, 2008). Serpaud *et al.* (1994) ont observé que les isothermes de sorption usuels étaient ceux de Langmuir et Freundlich initialement consacrés à l'étude d'adsorption de gaz à la surface des solides. Selon le même auteur, les isothermes de Langmuir et Freundlich conviennent pour décrire les phénomènes d'adsorption-désorption. L'isotherme d'adsorption traduit l'équilibre d'adsorption et donc l'évolution de la concentration en métal adsorbé ( $Q_e$ ) à la surface du SA en fonction de la concentration des ions de ce même métal restant en solution ( $C_e$ ).

Les formes de l'isotherme de Langmuir plus communes pour la description de la sorption de Pb, sont présentées ci-dessous (Bhattacharyya *et al.*, 2009 ; Haghsheno *et al.*, 2009).

$$\frac{1}{Q_e} = \frac{1}{Q_m} + \frac{1}{bQ_m C_e} \quad \text{et} \quad \frac{C_e}{Q_e} = \frac{C_e}{Q_m} + \frac{1}{bQ_m}$$

Quant à l'isotherme de Freundlich, il est caractérisé par la relation  $Q_e = K_F \times C_e^n$  qui peut être transformée en équation linéaire:

$$\text{Log}Q_e = \text{Log}K_F + n\text{Log}C_e$$

Pour ces deux isothermes, les paramètres qui les constituent sont spécifiés ci-après:

$Q_e$  (mg.kg<sup>-1</sup>) : Concentration de la substance adsorbée dans la phase solide



$Q_m$  : Capacité maximum d'adsorption

$b$  ( $L \cdot mg^{-1}$ ) : Énergie d'adsorption

$C_e$  : Concentration du métal en solution à l'équilibre ( $mg \cdot L^{-1}$  ou ppm).

$K_f$  et  $n$ : coefficients de Freundlich ( $K_f$ ) liés respectivement à la capacité et à l'intensité d'adsorption du solide adsorbant.

En portant en graphique  $\frac{1}{Q_e}$  en fonction de  $\frac{1}{C_e}$  et  $LogQ_e$  en fonction de  $LogC_e$ , on en déduit la conformité de données aux modèles de sorption respectifs.

L'application du modèle thermodynamique de Langmuir requiert des sites de sorption localisés, homogènes et d'égaux énergies sans interactions latérales entre les particules adsorbées. Ceci ne reflète pas la réalité car les sites sont hétérogènes et moins localisés et sont en constantes interactions (Serpaud *et al.*, 1994).

Le modèle de Freundlich est le plus souvent utilisé pour l'adsorption sur des surfaces hétérogènes et donne des résultats plus reproductibles que ceux fournis par le modèle de Langmuir quand il s'agit des cations adsorbés sur les sols (Arias *et al.*, 2005).

### 1.5 Stabilisation des sols contaminés aux métaux lourds

Dans le sol, le comportement chimique des métaux est surtout influencé par leurs réactions de rétention et de relâchement. Un métal lourd tel le Pb ne se dégrade pas dans le sol mais subit une spéciation chimique. Pour limiter sa dispersion dans l'environnement, plusieurs méthodes sont appliquées pour traiter les sols contaminés dont quelques-unes sont: l'extraction chimique, excavation-traitement, excavation-enfouissement, lavage physique, mise en tombeau, la stabilisation, mobilisation-extraction, réduction, électro-réhabilitation, incinération, vitrification, biolixiviation, lagunage, la phytoextraction, la phytostabilisation, la rhizofiltration (Sirven, 2006), la translocation de métaux par les végétaux en présence de

mycorhizes tels *Glomus intraradices* (Giasson *et al.*, 2006), la stabilisation des sols par les liants hydrauliques c.à.d. par injection de ciment (Sirven, 2006), ou par des amendements biologiques ou minéralogiques tels les coquilles d'œufs de poule, la bagasse, la kaolinite, la bentonite, etc. (Ayala *et al.*, 2008 ; Miranda-Cruz *et al.*, 2002 ; Park *et al.*, 2007). Certes, l'utilisation des matériaux comme le charbon et l'alumine activés, les résines échangeuses d'ions, le gel de silice pour extraire le Pb du sol aboutirait à un bon rendement mais n'est pas courante et exige des coûts importants (Gupta, 1998 ; Park *et al.*, 2007).

La stabilisation de sols pollués au Pb consiste donc à augmenter leur capacité à retenir ce métal en réduisant sa «lixiviabilité» et son potentiel dangereux pour les humains et les récepteurs écologiques. Elle prône donc la conversion de ces métaux en d'autres formes insolubles, plus stables, moins toxiques (Deschamps *et al.*, 2006) et permet la mise en végétation et la restauration de l'écosystème sur des sites très pollués. Les techniques de stabilisation par immobilisation de métaux lourds, en l'occurrence le Pb, sont les plus enclines à être appliquées ces dernières décennies car moins onéreuses et moins coûteuses que celles d'extractions physico-chimiques qui modifient notablement la texture du sol (Ruttens *et al.*, 2006).

La restauration des sols contaminés aux polluants et aux métaux lourds en particulier exige une étude systématique telle que la problématique articulée sur l'historique du site élaborée au cours de la phase I, la caractérisation à la phase II préliminaire et celle exhaustive ainsi que la phase III pour une caractérisation complète de la contamination d'un sol donné. Les méthodes de traitements de sols contaminés aux métaux lourds et appliquées enfin de compte ne sont pas des solutions définitives car elles ont pour objectifs d'atténuer cette pollution et de réduire le risque de contamination. En effet, la plupart de ces méthodes se limitent à la fixation des métaux, d'autres telles que les techniques chimiques ou la biolixiviation sont plutôt des techniques de transfert de polluants exacerbées par la récupération et le traitement des produits des réactions (Sirven, 2006).

Les techniques de décontamination présentent des avantages et des inconvénients liés au temps, au coût, à la préparation de sol, au transport et aux effets secondaires. Certes, la connaissance approfondie du type de sol pollué à stabiliser sur divers plans tels les propriétés physico-chimiques, biologiques et hydrogéologiques (Sirven, 2006) est une clé à cerner la méthode ou la combinaison à mettre en œuvre pour aboutir à de meilleurs résultats. Autrement, la problématique spécifique au site pollué doit être étudiée pour procéder à la décontamination selon le critère désiré en relation directe avec son utilisation future et sa valorisation tout en évitant de sombrer dans les scénarios polluants du passé (MDDEP, 2007).

La loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains, modifiant la section IV.2.1 de la LQE (MDDEP, 2002b) reconnaissent comme mode de réhabilitation possible le maintien en place des contaminants présents dans un terrain à condition d'asseoir des mesures de mitigation propres à protéger l'environnement et les utilisateurs du terrain. En particulier, une stabilisation de sol qui conserve ses propriétés telle la texture, etc. est indubitablement profitable pour la réutilisation des terrains à des fins industrielles, résidentielles et même agricoles. Cette texture du sol ne peut être sauvegardée qu'en lui ajoutant des amendements naturels.

La capacité d'adsorption des amendements est le reflet de leurs propriétés physico-chimiques. En effet, la plus ou moins grande rétention des matières polluantes par certains types d'argiles les a fait utiliser dans le confinement de déchets radioactifs en France<sup>10</sup>.

### **1.5.1 Bentonite**

La bentonite est le nom commercial d'un phyllosilicate gonflant renfermant principalement de la montmorillonite (Maujean, 1993). En plus de la montmorillonite, la bentonite peut contenir une combinaison de plusieurs des minéraux suivants comme

---

<sup>10</sup> <http://fr.wikipedia.org/wiki/Montmorillonite>.

minéraux accessoires (Inglethorpe *et al.*, 1993 ; Catarino *et al.*, 2008 ; EUBA, 2010): autres phyllosilicates du groupe des smectites (beidelite, hectorite, stevensite et saponite), attapulgite, kaolin, mica, illite, quartz, cristobalite, calcédoine, opale, feldspaths, plagioclases, zéolites, calcite, dolomite, analcime, gypse et pyrite. Samson *et al.* (1988) ont trouvé de l'apatite, du zircon, de l'hornblende, et de la biotite dans quelques échantillons de bentonites prélevés de plusieurs régions aux États-Unis. Par ailleurs, Ayala *et al.* (2008) ont identifié de concentrations traces de goethite et d'hématite dans 2 échantillons de bentonite provenant du Pérou.

La bentonite est très utilisée en génie civil comme plastifiant dans les mortiers grâce à ses propriétés colloïdales. Dans sa couche interfoliaire peuvent se loger des cations et des molécules dont la taille correspond à la dimension de l'espace disponible. La bentonite peut être sodique ou calcique (Foucault et Raoult, 1995 ; Lagaly, 1995 ; Murray, 2000). La faible perméabilité à l'eau et la forte sorption des métaux et des radionucléides à la surface des minéraux argileux font de la bentonite un matériel de choix pour le confinement des divers types de déchets (Murray, 2000). Actuellement, le génie environnemental recourt à ce type d'argile gonflante pour stabiliser les polluants, entre autres, les déchets radioactifs, les métaux lourds à tel point que les sols, les aquifères, l'air et les eaux de surfaces sont préservés. En effet, selon Kabata-Pendias (2001) et Bliefert et Perraud (2009), les argiles de type montmorillonite sont dotées d'une grande surface spécifique et d'une capacité d'échange de cations élevée. Elles ont ainsi un pouvoir de sorption élevé en fixant des cations faiblement liés à la surface ou dans les couches interfoliaires.

### **1.5.2 Farine de crabes**

La farine de crabes est un engrais marin riche en matière organique (environ 51,9%) telle la chitine qui est une chaîne macromoléculaire de polysaccharides (Crini *et al.*, 2009) (annexe D). Ce composé polymère possède plusieurs dents dont l'amino, l'oxo, les hydroxy capables de séquestrer les métaux lourds tels le Pb qui forment des complexes très stables (Crini *et al.*,

2009). Cette farine est aussi composée de calcium, de phosphore et d'autres éléments. Par ailleurs, la farine de crabes est très utilisée en agriculture pour développer les jardins, les potagers et les plates-bandes<sup>11</sup>.

### 1.5.3 Coquilles d'œufs de poule

Les coquilles d'œufs de poule sont des résidus rejetés dans l'environnement par les usines agroalimentaires au Québec et dans le monde entier. Cependant, leur valorisation dans la perspective environnementale serait un excellent outil pour limiter leur dispersion.

Constituée pour 95% de composés inorganiques, essentiellement du carbonate de calcium sous forme de cristaux de calcite, la coquille d'œuf est un biosolide composite (Nys, 2001). Selon le même auteur, la formation de la calcite est un phénomène de précipitation impliquant les ions carbonates et ceux de calcium sur la membrane de la coquille durant le passage de l'œuf à travers différents endroits de l'oviducte.

La solidité de la coquille d'œuf de poule lui permet de résister à 3 kg en pression statique pour une épaisseur de coquille de 0,33 mm. C'est une structure minérale parfaitement ordonnée déposée dans un milieu acellulaire, le fluide utérin sécrété par l'oviducte distal (Nys *et al.*, 2004).

La coquille d'œuf de poule a des propriétés mécaniques intéressantes et une texture résultant d'une fabrication contrôlée par les constituants de la matrice organique. Ces constituants comprennent notamment des composés de protéines utérines spécifiques à la coquille tels les ovocalyxines et les ovocléidines (Nys *et al.*, 2004).

---

<sup>11</sup> Pour les utilisations de la farine de crabes, consulter la coopérative Unitek, Montréal, Canada.

## **1.6 Objectifs et hypothèses**

### **1.6.1 Objectif principal**

Cette étude vise principalement à valoriser une terre marginale traitée avec trois types d'amendements à des fins d'adsorption de plomb. L'objectif de l'utilisation d'un amas de terre marginale est double : d'une part, valoriser la terre marginale comme adsorbante de plomb lors de la décontamination des eaux usées polluées par le plomb et, d'autre part, évaluer l'efficacité d'amendements biologiques et de l'argile à augmenter la capacité d'adsorption du plomb par la terre marginale.

### **1.6.2 Objectif spécifique**

Évaluer l'effet de trois amendements (bentonite commerciale, farine de crabes, coquilles d'œufs de poule) sur l'adsorption et la désorption du plomb dans un sol marginal contaminé artificiellement au plomb.

## **1.7 Hypothèses**

### **1.7.1 Hypothèse générale**

Dans le sol, la mobilité du Pb est généralement influencée par les réactions de rétention et de désorption.

### **1.7.2 Hypothèses spécifiques**

Les hypothèses qui guident notre étude se fondent sur les traits suivants :

- La bentonite commerciale, la farine de crabes et les coquilles d'œufs de poule

possèdent des sites d'adsorption de métaux lourds. Par conséquent, l'ajout de ces amendements à un sol ayant une faible capacité de rétention de métaux permet d'augmenter la capacité d'adsorption du Pb.

- La désorption du Pb retenu par le sol sablonneux dépend de plusieurs facteurs dont la quantité de Pb initialement adsorbée dans le sol.

## CHAPITRE II

### MATÉRIEL ET MÉTHODES

#### 2.1 Sol sablonneux marginal

Le sol utilisé dans la présente étude a été prélevé d'un amas de terre remaniée provenant d'une couche minérale de sol tamisée par une firme d'exploitation de sablière en vue d'en exploiter la fraction grossière. Cet amas de terre sans vocation (appelé ici terre marginale ou sol marginal) était déposé dans une zone de confinement de sol remanié sur un terrain forestier abandonné situé dans la MRC de La Jacques-Cartier (Québec). Ce terrain est utilisé occasionnellement comme champ d'exercice de tir au fusil par des individus comme on le voit sur la figure 2.1. Il ne s'agit donc pas d'un horizon de sol forestier spécifique. Ce sol a été utilisé dans plusieurs études d'adsorption de métaux (Karam *et al.*, 2008; Pion et Karam, 2008; Robichaud *et al.*, 2008). L'objectif général de cette étude était de valoriser cet amas de terre traité avec divers amendements comme adsorbant de métaux. Le sol avait un pHeau de 5,3 et un contenu en matière organique de 0,2%, et renfermait 94% de sable, 5,3% de limon et 0,7% d'argile. Sa composition élémentaire est donnée dans le tableau 2.1.





**Figure 2.1** Terrain du site de prélèvement du sol marginal

**Tableau 2.1** Composition élémentaire du sol sablonneux obtenue par fluorescence-X

S		B		FC		Q	
Pastille 28mm		Pastille 28mm		Pastille 28mm		Pastille 28mm	
Éléments	%	Éléments	%	Éléments	%	Éléments	%
O	48	O	52,2	O	47,4	O	49,7
Si	30,6	Si	28,9	Ca	26,8	Ca	42,1
Al	8,1	Al	11,3	C	14,9	C	6,09
K	3,32	Fe	2,49	P	3,7	S	0,48
Fe	2,99	Na	1,74	Mg	1,67	Mg	0,44
Na	2,9	Mg	1,52	Cl	1,55	Na	0,32
Ca	2,27	Ca	0,99	Na	1,46	K	0,2
Ti	0,6	K	0,38	S	0,65	Cl	0,17
Mg	0,42	S	0,23	K	0,61	P	0,14
W	0,22	C	0,11	Sr	0,55	Te	0,08
P	0,19	Ti	0,09	Si	0,25	Sb	0,07
Ba	0,09	Sr	0,03	Br	0,23	Al	0,06
Zr	0,09	P	0,02	Al	0,1	Sr	0,05
Mn	0,05	Ba	0,02	Fe	0,07	Si	0,05
Sr	0,04	Zr	0,02	Te	0,04	Fe	0,01
Cr	0,02	Cl	0,01	Sb	0,03		
Cl	0,02	Mn	0,01	Cu	0,01		
Rb	0,01	Zn	0,01	Ti	0,01		
S	0,01			Mn	0,01		
Zn	0,01			Zn	0,01		
<i>Total</i>	<i>99,93</i>		<i>100,06</i>		<i>100,04</i>		<i>99,95</i>

**Légende :** S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule.

## 2.2 Amendements

Les résidus de coquilles d'œufs de poule ont été obtenus du marché et fournis par le professeur Antoine Karam dans le cadre d'un projet en 2008. Ces coquilles d'œufs de poule ont fait l'objet de certaines études d'adsorption de métaux (Karam *et al.*, 2008; Karam et Jaouich, 2009). La farine de crabes a été achetée de la coopérative Unitek (Québec) rebroyée

finement au moyen du broyeur modèle FRITSCH pulverisette 6. Quant à la bentonite commerciale utilisée comme amendement géologique dans une étude d'adsorption du cuivre par des résidus miniers (Karam *et al.*, 2009), elle a été fournie par le professeur Antoine Karam. Cette bentonite provenait du Wyoming. Pour alléger le texte, les résidus de coquilles d'œufs de poule, la bentonite et la farine de crabes sont identifiés respectivement par les symboles Q, B et FC. La composition élémentaire de ces amendements est présentée dans le tableau 2.1.

Les quelques caractéristiques telles la granulométrie, la surface spécifique et le pHeau des solides adsorbants utilisés ont été déterminées et sont présentées dans les tableaux 2.2, 2.3 et 2.4 ainsi que par la figure 2.2. La taille des grains de bentonite est inférieure à 2 $\mu$ m.

**Tableau 2.2** Pourcentages de poids obtenus par tamisage à sec des solides adsorbants

Tamis ouverture de mailles ( $\mu$ m)	Sol (%)	Farine de crabes (%)	Coquilles d'œufs de poule (%)
> 500	2,6%	28,8%	62,6%
<500	7,8%	29,1%	24,4%
< 250	55,9%	20,3%	5,4%
< 125	26,6%	12,6%	5,5%
< 63	7,1%	9,1%	2,1%

**Tableau 2.3** Valeurs cumulatives de poids par tamisage à sec

Tamis ouverture de mailles ( $\mu$ m)	Sol (%)	Farine de crabes (%)	Coquilles d'œufs de poule (%)
< 63	7,1	9,1	2,1
<125	33,7	21,7	7,6
<250	89,6	42	13
<500	97,4	71,1	37,4
> 500	100	100	100

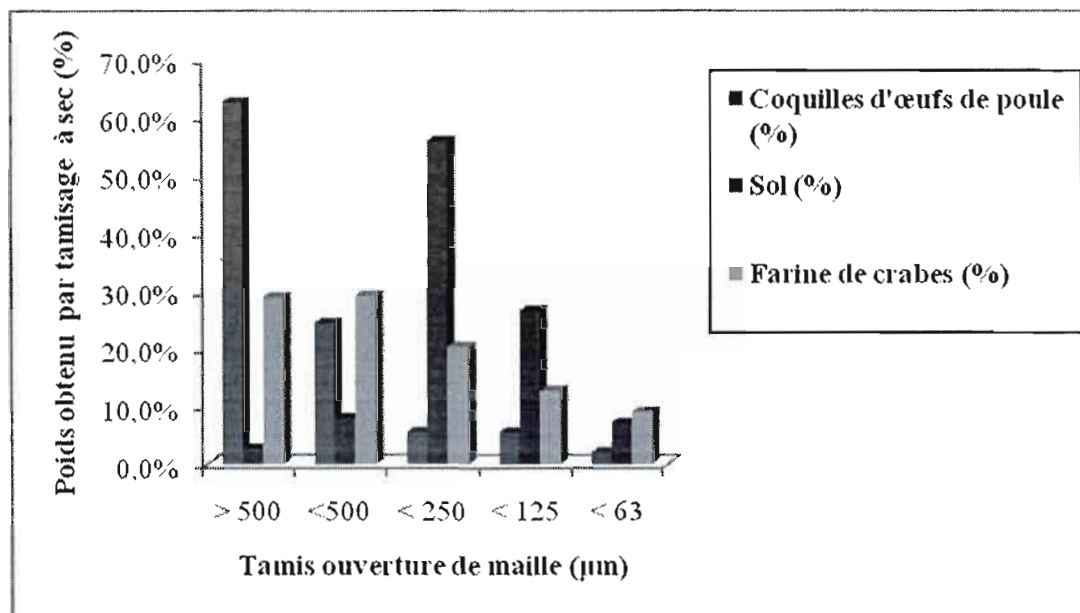


Figure 2.2 Évolution des granulométries des solides adsorbants en fonction de leurs tailles

Tableau 2.4 Autres caractéristiques des amendements utilisés

Solide adsorbant	Surface spécifique $m^2/g$	pHeau
Bentonite	1,97E+01	8,28
Farine de crabes	-	9,36
Coquilles d'œufs	3,21E-01	7,47

### 2.3 Matériel et méthodes analytiques

Une gamme de matériel a été utilisée pour la conduite de différents essais : la centrifugeuse CU – 500 Centrifuge pour permettre une décantation plus prononcée des mélanges en équilibre, le spectromètre de fluorescence à rayons X S-4 Pioneer par Bruker ax pour déterminer la composition chimique des solides adsorbants utilisés, la balance semi-analytique type Mettler AE 160 (dont la précision s'étend au dix-millième) pour les pesées, et le pH-mètre WTW Multiline P4 pour la mesure de pH des solutions à l'équilibre. En outre, les analyses de Pb adsorbé et désorbé ont été faites sur le spectrophotomètre d'absorption atomique (type GBC 906 AA, flamme oxydante air-acétylène).

Le matériel courant tel le papier Whatman N° 42, les béchers, les entonnoirs, les tubes à centrifuger, l'agitateur magnétique, la pipette ajustable de capacité maximale 5 mL, la burette automatique (Dispensette) pouvant contenir 30 mL ainsi que les produits chimiques adéquats pour les analyses ont également été utilisés.

### 2.4 Adsorption et désorption du plomb

En général, une solution de chlorure ou de nitrate de Pb de concentration donnée en Pb est ajoutée à un sol sablonneux amendé ou non (1 gramme) et le mélange est laissé au repos pendant un temps donné correspondant au temps d'équilibre. À l'équilibre, le mélange qui en résulte est filtré sur du papier filtre type Whatman n° 42 dans un pilulier. La détection de Pb s'est fait sur le filtrat par le spectrophotomètre d'absorption atomique alors que le pH de filtrat a été mesuré au pH-mètre.

Dans l'essai n° 5, le culot séparé du filtrat a été lavé et centrifugé à la centrifugeuse puis soumis aux solutions respectives d'acétate d'ammonium et d'acide Diéthylénetri-

aminepentaacétique (DTPA) pour la désorption de Pb. La filtration s'est faite comme ci-haut et les concentrations en Pb ont été mesurées par la même méthode.

Divers scénarios donc ont été proposés pour étudier la relation entre les concentrations de Pb adsorbés et le temps d'équilibre, le rapport des substances réactionnelles mises en œuvre, la température, la concentration de la solution de Pb et le type d'amendement. Le choix des concentrations de Pb était fonction de la nature de l'expérimentation. En général, deux répliques (Fontes et Gomes, 2003 ; Ma *et al.*, 2010) sont faits pour chaque échantillon.

#### **2.4.1 Cinétique d'adsorption**

Pour déterminer les mécanismes avec lesquels s'adsorbe le Pb, les solides adsorbants étudiés sont le sol sablonneux, la farine de crabes, la bentonite et les coquilles d'œufs de poule. En effet, la nature de la surface et le nombre de sites actifs pour la sorption varient selon le type de solide adsorbant. Il en va de la proportion de Pb adsorbé correspondante.

Une masse de 2,5 g de sol sablonneux ou d'amendement a été soumise respectivement à 1500 mL de solution aqueuse de nitrate de Pb de concentration de 100 ppm (en Pb) pendant divers temps d'équilibre choisis. La filtration au papier-filtre a conduit à l'obtention d'un filtrat qui sert à détecter le Pb non adsorbé par spectrophotométrie d'absorption atomique.

##### Conditions expérimentales

Variable : Temps d'équilibre = 30 min, 1 h, 2 h, 3 h, 4 h, 12 h, 24 h (1 jour), 48h (2 jours), 72 h (3 jours), 1 semaine, 2 semaines, 3 semaines, 4 semaines et 8 semaines.

Température d'adsorption = 21-22°C (laboratoire).

Rapport solution/solide = 600.

Concentration de Pb de  $Pb(NO_3)_2$  = 100 ppm.

### Solides adsorbants

- 1°) Sol (S)
- 2°) Bentonite commerciale (B)
- 3°) Coquilles d'œufs de poule (Q)
- 4°) Farine de crabes (FC)

#### **2.4.2 Adsorption en fonction du rapport volume/masse (V/m)**

L'évolution des concentrations de Pb adsorbés en fonction du type de SA renseigne sur le rapport optimal solution/substance adsorbante à mettre en œuvre pour obtenir un bon rendement d'adsorption. En gardant donc la masse du solide ci-dessus (sol, mélange sol+ amendements ou mélange constitué d'amendements) constante et en variant le rapport volume de la solution de chlorure de Pb [150 ppm en Pb ]/masse de SA (soit  $V/m = 20, 30$  et  $40$ ), on mesure la concentration de Pb adsorbé ainsi que le pH sur les filtrats après le temps d'équilibre d'une semaine.

#### Conditions expérimentales

Concentration de Pb = 150 ppm (dans 0,01 M  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ).

Temps d'équilibre = 1 semaine.

Température de l'adsorption = 21-22°C (laboratoire).

Nombre d'échantillons (adsorbants) = 11.

Variable : Rapport solution/solide = 20; 30; 40 équivalents respectivement à 20 mL solution/1 g solide; 30 mL solution/1 g de solide et 40 mL solution/1 g de solide.

#### Adsorbants (11 solides)

##### *Adsorbants seuls*

- 1°) Sol
- 2°) Bentonite commerciale
- 3°) Coquilles d'œufs de poule
- 4°) Farine de crabes

*Mélange d'amendements*

1°) Mélange de coquilles d'œufs de poule + bentonite (QB) (rapport 1:1)

2°) Mélange de coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (QFC) (rapport 1:1)

*Mélange de sol + amendements*

1°) Sol + 10% de coquilles d'œufs de poule (SQ)

2°) Sol + 10% de bentonite (SB)

3°) Sol + 10% de farine de crabes (SFC)

4°) Sol + 10% d'un mélange de coquilles d'œufs de poule + bentonite (SQB)  
(rapport 1:1)

5°) Sol + 10% d'un mélange de coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (SQFC)  
(rapport 1:1)

La préparation de 3 séries de tubes à centrifuger se fait comme suit :

Série 1 : 22 tubes pour le rapport solution/solide = 20

Série 2 : 22 tubes pour le rapport solution/solide = 30

Série 3 : 22 tubes pour le rapport solution/solide = 40

N.B. Les combinaisons bentonite + farine de crabes, sol + bentonite + farine de crabes n'ont pas été réalisées compte tenu des coûts et du temps requis pour l'exécution du présent projet.

**2.4.3 Adsorption en fonction de la température**

La température peut avoir une influence sur l'adsorption de Pb pour un adsorbant donné. Ainsi, 1 g de SA auquel on ajoute une solution de  $PbCl_2$  200 ppm de Pb de façon à réaliser un rapport V/m de 30 est laissé au repos pour un temps d'équilibre d'une semaine en les plaçant respectivement à 4°C au réfrigérateur, à température ambiante (22°C), et à 40°C à l'étuve. La filtration de différents mélanges à l'équilibre permet de mesurer les concentrations de Pb ainsi que le pH dans les filtrats respectifs.



Conditions expérimentales

Concentration de Pb : 213,7 ppm (dans 0,01 M  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ).

Rapport solution/solide : 30.

Nombre d'adsorbants: 11.

Temps d'équilibre : 1 semaine.

Variable = températures de l'adsorption : 4°C (réfrigérateur); 22°C (laboratoire); 40°C (étuve).

Adsorbants (11 solides)*Adsorbants seuls*

1°) Sol

2°) Bentonite commerciale

3°) Coquilles d'œufs de poule

4°) Farine de crabes

*Mélange d'amendements*

5°) Mélange de coquilles d'œufs de poule + bentonite (rapport 1 :1)

6°) Mélange de coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (rapport 1 :1)

*Mélange de sol + amendements*

7°) Sol + 10% de coquilles d'œufs de poule

8°) Sol + 10% de bentonite

9°) Sol + 10% de farine de crabes

10°) Sol + 10% d'un mélange de coquilles d'œufs de poule + bentonite (rapport 1 :1)

11°) Sol + 10% d'un mélange de coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (rapport 1 :1)

**2.4.4 Adsorption en fonction des doses croissantes de plomb**

Cet essai a son fondement dans la détermination de la conformité de données d'adsorption aux isothermes respectifs de Langmuir et de Freundlich en considérant le sol et les différents amendements comme substances adsorbantes. À cet effet, 1 g de sol, 0,25 ou

0,5 g d'amendement sont soumis à des concentrations croissantes de solution de nitrate de Pb : 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80 et 100 ppm en Pb. Il s'ensuit une filtration qui donne une solution qui servira à détecter les concentrations de Pb non adsorbé et à mesurer le pH comme fait ci-haut. La traduction des pourcentages de Pb adsorbé en fonction des concentrations initiales de Pb dans la substance adsorbante donnée devrait obéir au modèle de Langmuir et/ou de Freundlich.

#### Conditions expérimentales

Rapport solution/solide : 75, 150 ou 300 (selon le type d'amendement).

Température d'adsorption : 21-22°C (température de laboratoire).

Temps d'équilibre : 48 h.

Variable = Concentrations de Pb: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80 et 100 mg/kg de Pb (c.à.d. de 10 à 100 µg de Pb/g de sol).

Nombre d'adsorbants (solides): 4.

Nombre total d'échantillons : 4 x 2 répétitions x 8 concentrations = 64.

Préparation préalable des solutions de Pb contenant des concentrations croissantes de Pb de sorte à fournir au sol des quantités allant de 10 à 100 µg de Pb/g de sol.

#### Adsorbants (4 solides)

1°) Sol

2°) Bentonite commerciale

3°) Coquilles d'œufs de poule

4°) Farine de crabes

### **2.4.5 Adsorption et désorption du plomb en fonction du type d'amendement**

La première étape consiste en adsorption de Pb sur 82 échantillons de sol seul, d'amendement, de mélange sol + amendements et de mélanges amendements entre eux pour un temps d'équilibre de 72 heures. La filtration qui s'ensuit va servir à séparer le filtrat du

culot. Ce dernier subit en premier lieu un rinçage (2 fois) avec de l'eau bi-distillée de façon à éliminer l'excès de nitrate de Pb puis il est centrifugé à haute vitesse. Le culot est mélangé avec des solutions extractives de DTPA-TEA-CaCl<sub>2</sub> (pH = 7,3). Pour une autre série de 82 échantillons, on extrait à l'acétate d'ammonium CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> 1 N (pH = 7,0). Les centrifugations et filtrations respectives après 72 heures d'équilibre permettent d'obtenir des filtrats servant à détecter les concentrations de Pb désorbé.

#### Conditions expérimentales

Rapport solution/solution : 30

Température de la pièce : (21-22°C).

Temps d'équilibre : 72 h.

Concentration : 100 ppm de Pb

Variable = type de combinaison d'adsorbants : 41

Nombre total d'adsorbants (solides): 41 adsorbants x 2 répétitions = 82.

Nombre d'échantillons à analyser : 82 pour l'expérience d'adsorption + 164 échantillons pour la désorption séquentielle (82 pour l'extraction du Pb au moyen de la solution d'acétate d'ammonium + 82 échantillons pour l'extraction au moyen de la solution DTPA).

À cette fin, il a été préparé 4L de solution d'acétate d'ammonium 1 N (pH = 7,0) et 4L de solution de DTPA-TEA-CaCl<sub>2</sub> (pH 7,3).

#### Adsorbants (41 solides)

##### *Adsorbants seuls*

1°) Sol (S)

2°) Bentonite commerciale (B)

3°) Coquilles d'œufs de poule (Q)

4°) Farine de crabes (FC)

*Mélange d'amendements*

1°) Mélange de coquilles d'œufs de poule + bentonite (rapport Q : B = 1 :1)

2°) Mélange de coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (rapport Q : FC = 1 :1)

*Mélange de sol + amendements*

1°) Mélange sol + bentonite (SB)

**Tableau 2.5** Composition des mélanges sol + bentonite (SB)

Composantes du mélange (1 g)	Proportions des composantes du mélange				
	Sol (g)	0,975	0,95	0,9	0,85
Bentonite (g)	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2
<i>Amendement (%)</i>	2,5	5	10	15	20

2°) Mélange sol + farine de crabes (SFC)

**Tableau 2.6** Composition des mélanges adsorbants sol + farine de crabes (SFC)

Composantes du mélange (1 g)	Proportions des composantes du mélange				
	Sol (g)	0,975	0,95	0,9	0,85
Farine de crabes (g)	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2
<i>% Amendement</i>	2,5	5	10	15	20

3°) Mélange sol + coquilles d'œufs de poule (SQ)

**Tableau 2.7** Composition des mélanges adsorbants sol + coquilles d'œufs de poule (SQ)

<b>Composantes du mélange (1 g)</b>	<b>Proportions des composantes du mélange</b>				
Sol (g)	0,975	0,95	0,9	0,85	0,8
Coquilles d'œufs de poule (g)	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2
<i>% Amendement</i>	2,5	5	10	15	20

4°) Mélange sol + coquilles d'œufs de poule + bentonite (SQB)

**Tableau 2.8** Composition des mélanges adsorbants sol + coquilles d'œufs de poule + bentonite (SQB)

<b>Composantes du mélange (1 g)</b>	<b>Proportions des composantes du mélange</b>				
Sol (g)	0,975	0,95	0,9	0,85	0,8
Coquilles d'œufs de poule (g)	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2
<i>% Amendement</i>	2,5	5	10	15	20

5°) Mélange sol + coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (SQFC)

**Tableau 2.9** Composition des mélanges adsorbants sol + coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (SQFC)

Composantes du mélange (1 g)	Proportions des composantes du mélange									
Sol (g)	0,925	0,9	0,85	0,75	0,875	0,85	0,8	0,75	0,7	
Coquilles d'œufs de poule (g)	0,025	0,05	0,1	0,2	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2	
Farine de crabes (g)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
% Amendement	7,5	10	15	25	12,5	15	20	25	30	

## 2.5 Méthodes d'analyses statistiques

L'analyse statistique de nos données s'est fait par l'entremise du logiciel Statistix 9.0 en considérant comme variables de catégorie (ou variables indépendantes) les types et les proportions d'amendements apportés alors que les variables dépendantes ou continues sont la concentration de Pb adsorbé ou désorbé.

Nos analyses ont comme pierre angulaire la comparaison des concentrations de Pb adsorbées par le témoin (sol) et celles des SA résultant de l'amendement de ce sol. Une analyse de variance (ANOVA) est donc appliquée et complétée par les comparaisons multiples de différentes concentrations de Pb adsorbées par les solides adsorbants tenant compte des taux d'amendement. La prise en compte de différents facteurs de classification

(type de SA et la proportion d'amendement ainsi que leur interaction) a présidé à l'utilisation de l'ANOVA à un seul critère de classification à un seuil de signification  $\alpha = 0,05$ .

La régression linéaire simple est également utilisée pour déceler l'influence des facteurs les uns sur les autres avec comme variables la concentration de Pb, le % d'amendement (Frontier *et al.*, 2001 ; Scherrer, 1984 ; Scherrer, 2007, 2009). Une analyse de corrélation dite de «Pearson» a permis de mettre en exergue l'interdépendance Pb adsorbé-Pb désorbé.

## CHAPITRE III

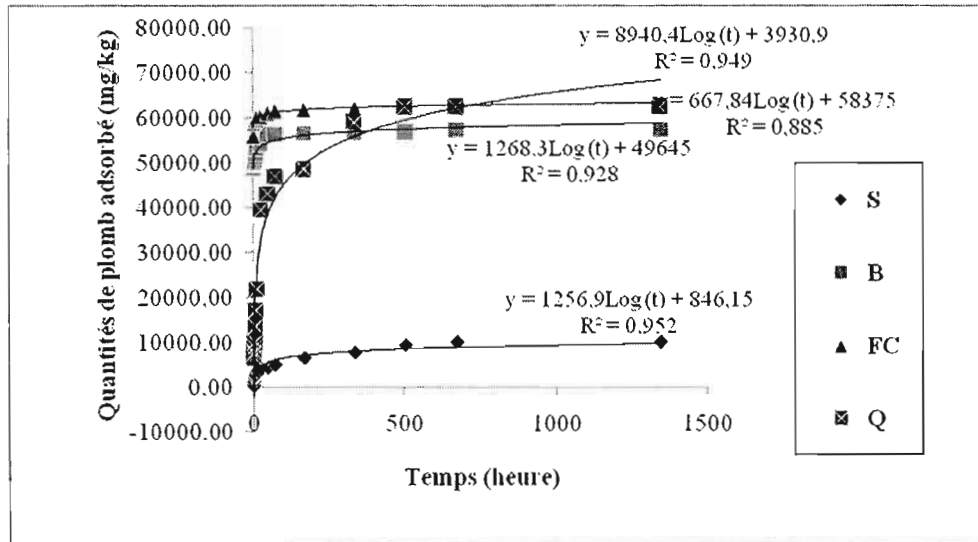
### RÉSULTATS

#### 3.1 Cinétique d'adsorption du plomb (essai 1)

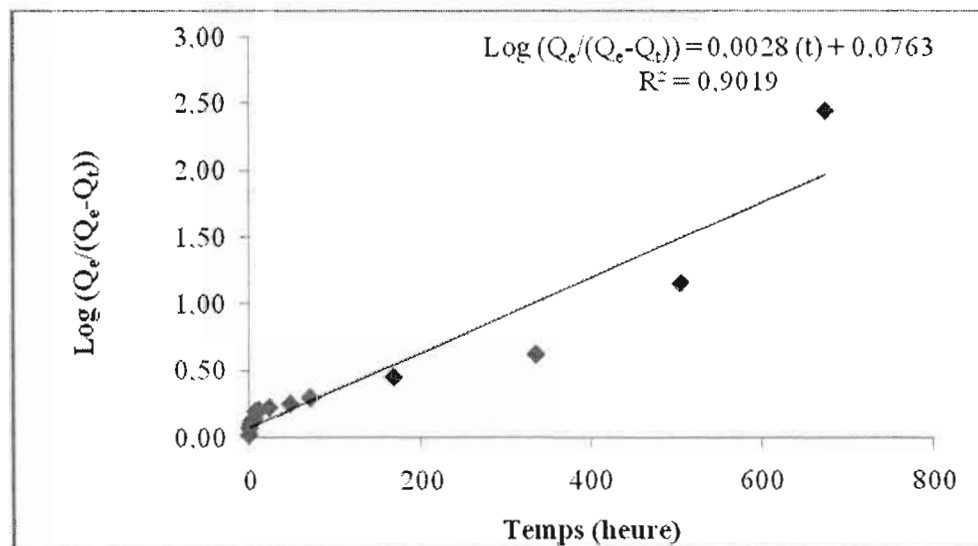
L'adsorption de Pb par les solides adsorbants avant contamination est influencée par le temps de contact. L'étude d'adsorption de Pb a été conduite en considérant les instants 0,5 à 1344 heures et en fixant d'autres paramètres tels la température. En outre, la connaissance des mécanismes gouvernant l'adsorption de Pb sur les solides adsorbants non contaminé. est nécessaire pour optimiser l'adsorption de Pb en tenant compte de différentes variabilités (temps de contact, composition chimique, etc). La figure 3.1 montre l'évolution des quantités de Pb en fonction du temps alors que les figures 3.2 et 3.3 traduisent les modèles cinétiques inhérents à l'adsorption de Pb par chaque type de solide adsorbant.

En 30 minutes, le sol adsorbe seulement 0,75% de Pb alors que la bentonite en adsorbe 83,3%; la farine de crabe 89,55% et les coquilles d'œufs de poule 10,68% (figure 3.1). À la 504<sup>ème</sup> heure (après 3 semaines), le sol a adsorbé 17,2%, la bentonite 97,85%, alors que la farine de crabes et les coquilles d'œufs de poule en ont adsorbé chacun 100%. C'est donc l'atteinte d'équilibre pour la plupart des solides adsorbants excepté le sol. À ce moment, on a le maximum de Pb adsorbé pour chaque solide (figure 3.1). Globalement, le sol adsorbe donc 0,75% à 17,2% de Pb; 83,3 à 97,85% pour la bentonite; 89,55 à 100% pour la farine de crabes et de 10,68 à 100% pour les coquilles d'œufs de poule.

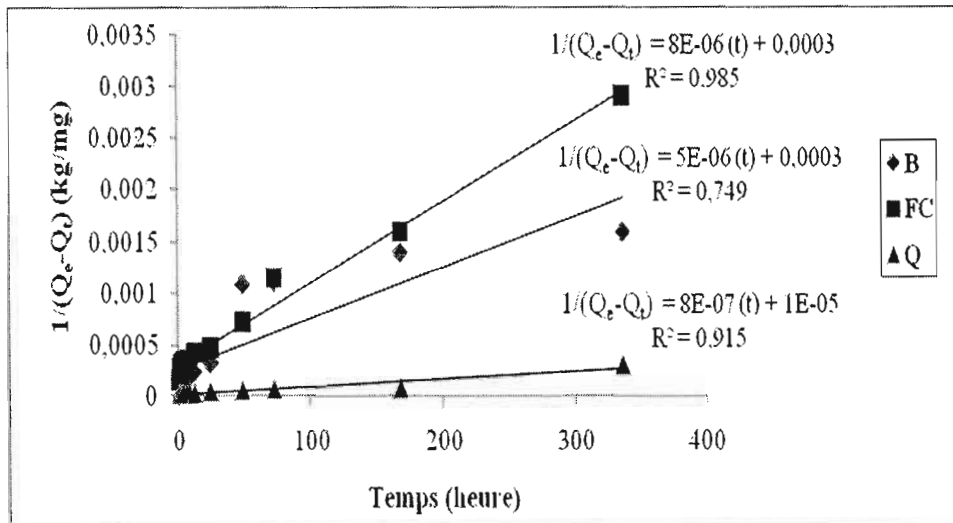




**Figure 3.1** Quantités de plomb adsorbées par le sol sablonneux (S), la bentonite (B), la farine de crabes (FC) et les coquilles d'œufs de poule (Q) en fonction du temps



**Figure 3.2** Cinétique d'adsorption du plomb d'ordre 1 pour le sol sablonneux



**Figure 3.3** Cinétique d'ordre 2 concernant l'adsorption du plomb par les amendements suivants : bentonite (B), farine de crabes; (FC) et coquilles d'œufs de poule (essai 2)

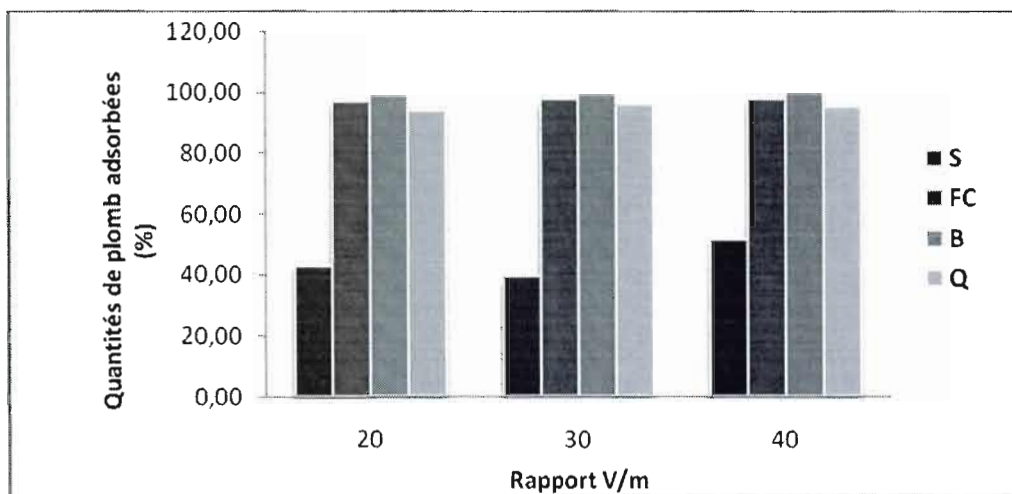
### 3.2 Adsorption en fonction du rapport volume de solution/masse d'adorbant (V/m) (essai 2)

Le rapport V/m permet de décélérer la variation des quantités de Pb adsorbées en fonction de l'augmentation du volume de solution de Pb, la masse de SA restant égale à l'unité. Pour cela, 1 gramme de chaque solide ci-dessus a été mis en contact avec respectivement 20, 30 et 40 mL de solution de Pb contenant 148 ppm de Pb pour avoir les rapports 20, 30 et 40 à température ambiante. C'est dans cet essai que les amendements commencent à être ajoutés au sol pour améliorer sa capacité d'adsorption. Un ou deux amendements sont ajoutés au sol dans des proportions précises à cette fin. Les mesures de pH sont aussi effectuées à l'équilibre. Selon les résultats d'adsorption en fonction du rapport V/m, il faut noter que les teneurs de Pb adsorbées varient légèrement. En particulier, le sol adsorbe 42,94 à 51,63% de Pb, 90,12 à 93,04% pour le SB et 91,27 à 93% pour le SQ (Annexe F). Il est à noter que le taux d'adsorption du Pb par le sol en fonction des rapports volume de solution / poids de sol

(20, 30 et 40) est largement supérieur au taux d'adsorption du Pb par le sol en fonction du temps de contact (essai 1). Ceci est probablement dû à l'effet marquant du rapport solution/sol sur l'adsorption du Pb par le sol possédant de sites d'adsorption de métaux peu nombreux (CEC faible). En effet, le rapport V/m était largement inférieur (20 à 40) dans l'essai 2 que dans celui de l'essai 1 (rapport V/m = 600). Toutefois, l'effet du rapport V/m sur l'adsorption du Pb (essai 2 versus essai 1) est peu marquant dans le cas des autres adsorbants qui possèdent de nombreux sites d'adsorption ayant une forte affinité pour le Pb.

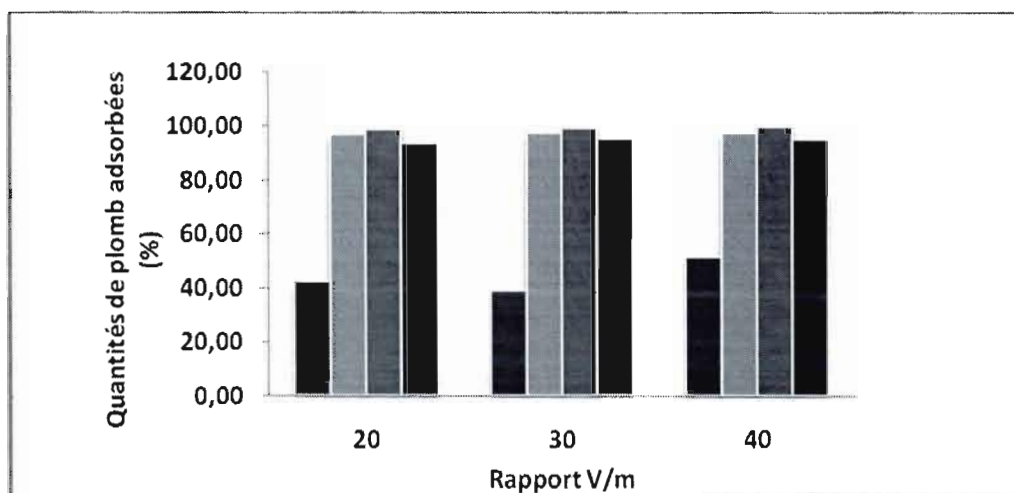
Le maximum d'adsorption se produit dans le cas du rapport V/m égal à 30 pour FC, Q, SB, SQ, SFC, SQB et SQFC. Le maximum s'observe également pour S et B dans le cas de V/m égal à 40 (figures 3.4 à 3.6).

Le pH à équilibre augmente légèrement avec le rapport V/m pour S (sol), SQ (sol + coquilles d'oeufs de poule) et QFC (coquilles d'oeufs de poule + farine de crabes) (figure 3.7).



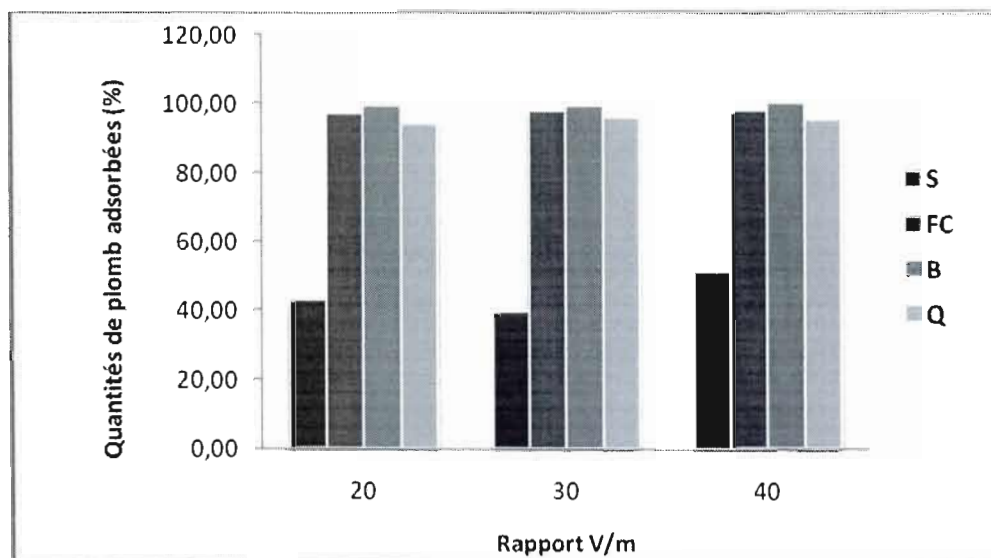
**Figure 3.4** Quantités de plomb adsorbées par les SA non contaminés au plomb en fonction du rapport V/m

**Légende :** S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule



**Figure 3.5** Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par un seul amendement en fonction du rapport V/m.

**Légende :** S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule



**Figure 3.6** Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par deux amendements en fonction du rapport V/m

#### Légende

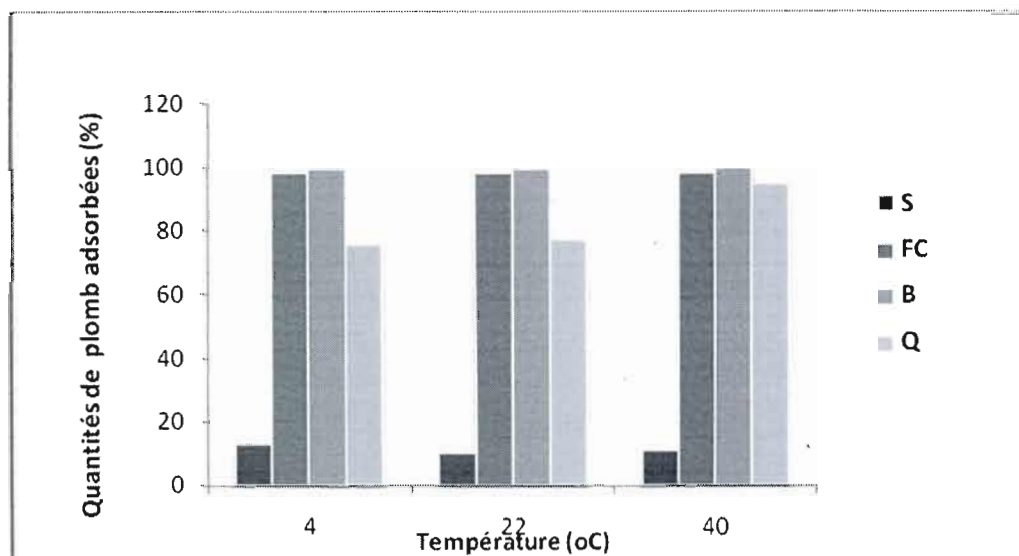
S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule

### 3.3 Adsorption du plomb en fonction de la température de la solution

La variation de la température permet d'étudier l'évolution d'un système vers un nouveau état d'équilibre (Atkins et De Paula, 2005). De la même façon qu'à la section 3.2, un mélange de solution de Pb 213,76 ppm + sol avec ou sans amendement dans un rapport V/m de 30 a été placé dans des conditions de températures différentes soit 4°C, 22 °C et 40 °C pour évaluer son influence sur l'adsorption de Pb. Les données des figures 3.7, 3.8 et 3.9 indiquent que les quantités de Pb varient de 11 à 13,51% pour le sol; 27,75 à 31,52% pour l'association sol + bentonite (SB); 98,71 à 99,2% pour le sol+farine de crabes (SFC); 20,35 à 37,06% pour le mélange sol + coquilles d'œufs de poule (SQ); 97,49 à 99,16% pour l'association sol+coquilles d'œufs de poule-bentonite (SQB) et 98,23 à 99,26% pour la combinaison sol + coquilles d'œufs de poule + farine de crabes (SQFC). En général, les quantités de Pb

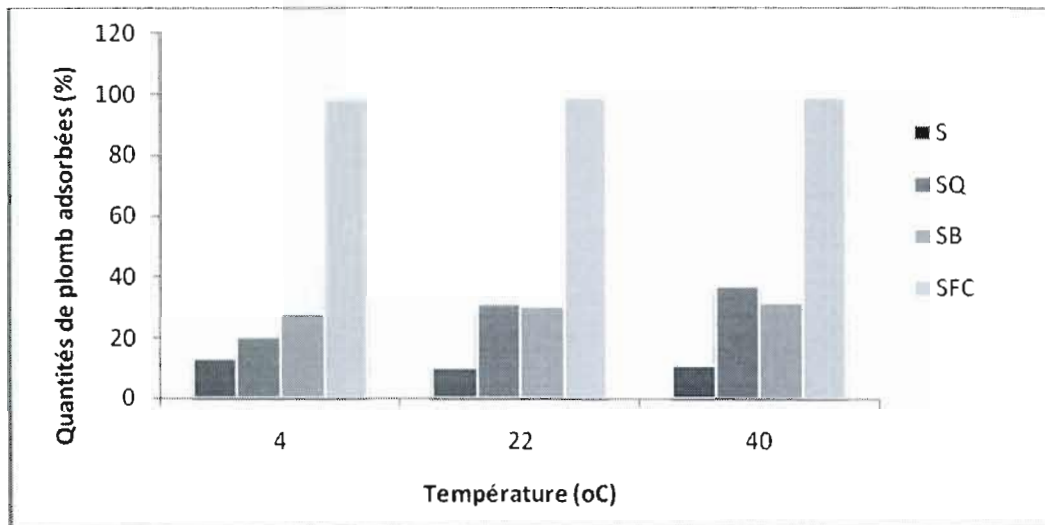
adsorbées par les solides adsorbants sont plus ou moins constantes quand la température augmente excepté pour les coquilles d'œufs de poule (75,74-94,99%) et les mélanges binaires coquilles d'œufs de poule + bentonite (86,22-99,6%) et sol + coquilles d'œufs de poule (20,35-37,06%).

Le maximum d'adsorption est à noter pour les solides B, FC, SFC, SQB et SQFC (figures 3.7 à 3.9). L'amendement du sol par les coquilles d'œufs de poule et par la bentonite améliore la capacité du sol à fixer le Pb par rapport à la farine de crabe qui lui donne une capacité plus grande comme si la FC agissait seule (figure 3.8). Le traitement de sol sablonneux par les combinaisons QB et QFC lui permet également d'en adsorber des concentrations importantes (figure 3.9). Par ailleurs, que la farine de crabes soit seule ou qu'elle soit ajoutée au sol, la capacité d'adsorption en jeu n'est pas affectée par l'élévation de la température (figures 3.7 et 3.8). Les quantités de Pb adsorbées par les combinaisons ternaires sont relativement élevées et sont maximales respectivement à température ambiante pour SQB et à 4°C pour SQFC (figure 3.9).



**Figure 3.7** Quantités de plomb adsorbées par les solides adsorbants non contaminés au plomb en fonction de la température.

**Légende** S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule.

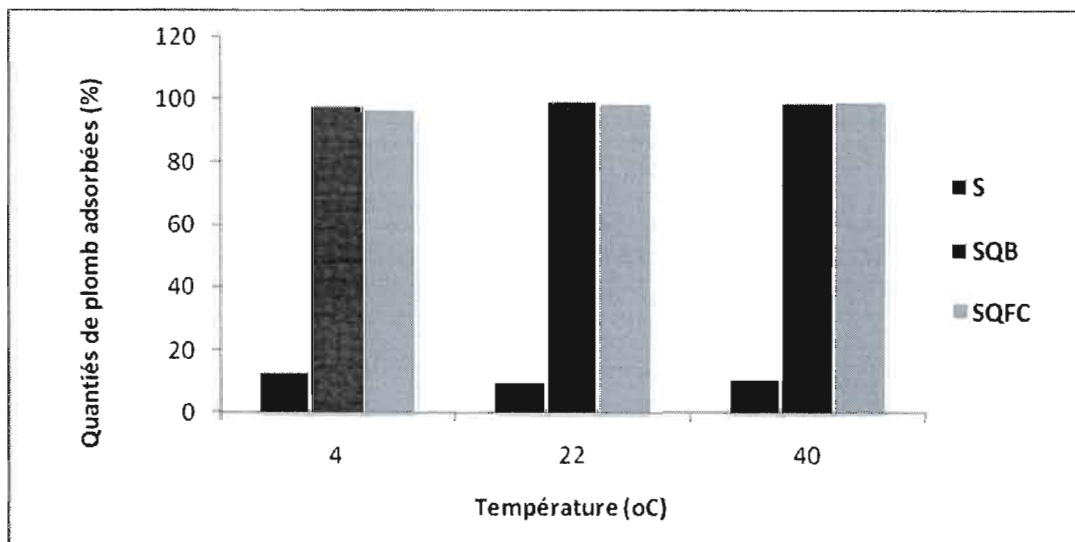


**Figure 3.8** Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par un seul amendement en fonction de la température.

#### Légende

S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule



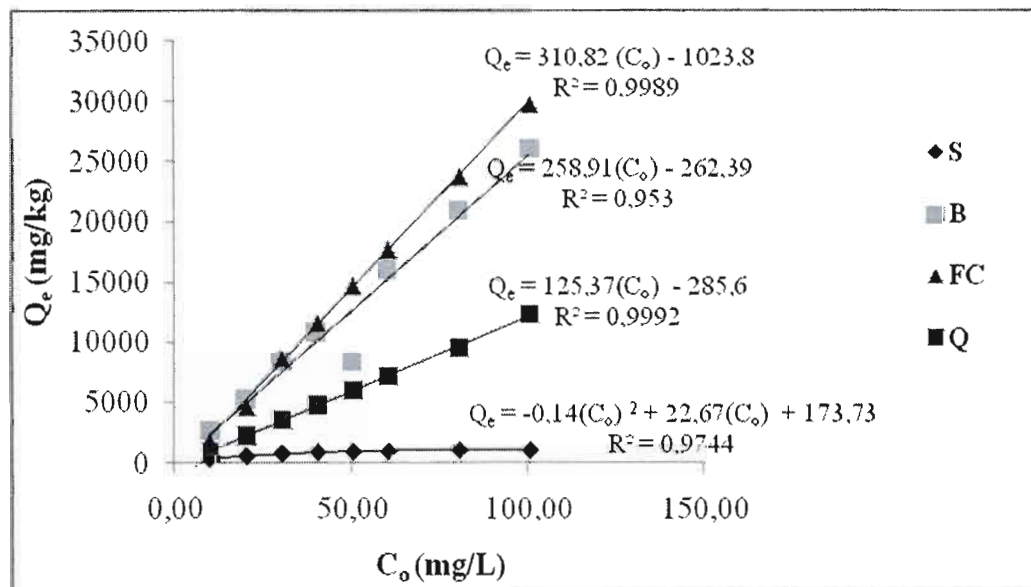


**Figure 3.9** Quantités de plomb adsorbées par le sol traité par deux amendements en fonction de la température

**Légende** S : sol sablonneux, B : bentonite, FC : farine de crabes et Q : coquilles d'œufs de poule

### 3.4 Adsorption du plomb en fonction des doses croissantes de plomb

L'adsorption de Pb est conditionnée par les doses croissantes de Pb en solution de contamination. La teneur en Pb adsorbé croît linéairement avec la concentration de Pb ajoutée pour tous les solides adsorbants à l'exception du sol comme le montrent la figure 3.10. Ces teneurs croissent de 348,83 mg/kg à 1069,5 mg/kg pour le sol, de 2685 à 26103 mg/kg pour la bentonite, de 1883,1 à 29799,9 mg/kg pour la farine de crabes et de 887,1 à 12388,88 mg/kg pour les coquilles d'œufs de poule quand la concentration de Pb augmente de 10 à 100 ppm. Ceci démontre que la bentonite et, en particulier, la farine de crabes adsorbent de fortes quantités de Pb (figure 3.10).



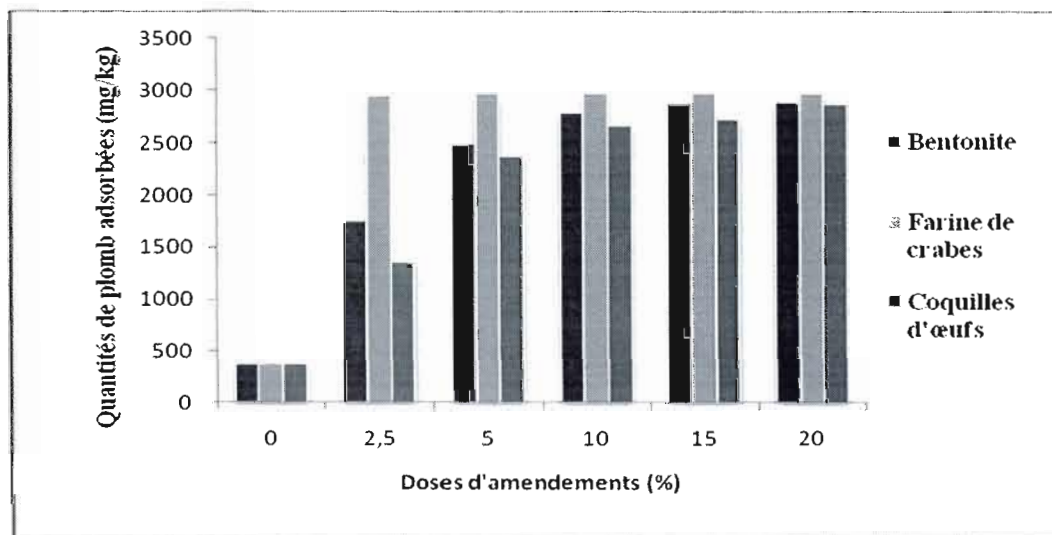
**Figure 3.10** Quantités de plomb adsorbées par les solides adsorbants non contaminés en fonction des doses croissantes de plomb

**Légende :** S : Sol, B : Bentonite, FC : Farine de crabes, Q : Coquilles d'œufs de poule

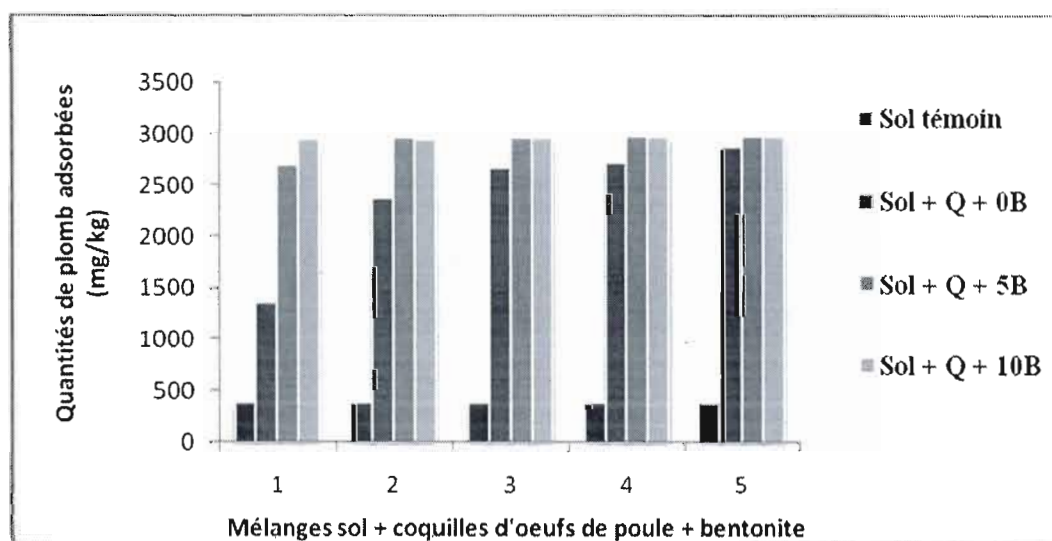
### **3.5 Adsorption et désorption du plomb en fonction de la nature des amendements ajoutés au sol**

#### **3.5.1 Adsorption du plomb au niveau de 3000 mg de plomb/kg ajouté**

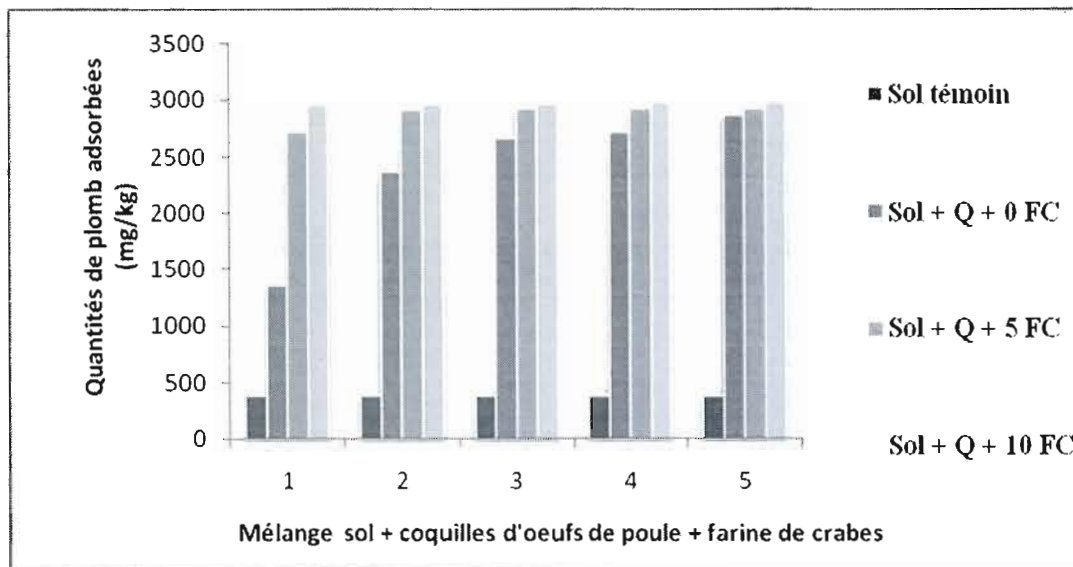
Les graphiques (3.11, 3.12 et 3.13) traduisant les quantités de Pb adsorbées en fonction des % d'amendements ajoutés seuls (bentonite, farine de crabes et coquilles d'œufs de poule) montrent que la quantité de Pb adsorbée par le sol est maximale à 15% de bentonite ajoutée c.à.d. 2871,5 mg/kg de Pb adsorbé, à 2,5% de farine de crabes avec la teneur de Pb adsorbée de 29548,4 mg/kg et à 20% de coquilles d'œufs de poule ajoutées avec une teneur de 2868 mg/kg de Pb adsorbé. Au-delà des quantités maximales respectives, l'adsorption est constante (figure 3.11). La farine de crabes est le meilleur solide adsorbant suivi par la bentonite et enfin les coquilles d'œufs de poule. En outre, l'apport de deux amendements dans des proportions variables améliore également les propriétés du sol (figures 3.12 et 3.13). L'apport de QB l'améliore plus par rapport à Q et B seuls (figures 3.11, 3.12). Dans le cas d'une application de QFC dans le sol, l'adsorption de plomb est maximale avec une teneur minimale de FC par rapport à celle des Q (figures 3.13). En outre, l'apport de coquilles d'œufs de poule et de farine de crabes améliore moins les propriétés de sol que l'application de farine de crabes seule bien qu'économiquement le premier présente un réel avantage sur la farine de crabes seule. Par ailleurs, les proportions de Pb adsorbées sont stables alors que les doses d'amendement continuent d'augmenter. En particulier, la farine de crabes permet l'augmentation plus prononcée de Pb adsorbées comparativement à la bentonite et les coquilles d'œufs de poule (figure 3.11).



**Figure 3.11** Quantités de plomb adsorbées en fonction des doses d'amendements ajoutées au sol



**Figure 3.12** Quantités de plomb adsorbées par le sol amendé par la bentonite (B) et les coquilles d'œufs de poule (Q); 0B, 5B et 10B correspondent à 0, 5 et 10% de B dans le mélange.



**Figure 3.13** Quantités de plomb adsorbées par le sol amendé par les coquilles d'œufs de poule (Q) et la farine de crabes (FC); 0FC, 5FC et 10FC correspondent respectivement à 0, 5 et 10% de FC dans le mélange.

### 3.5.2 Désorption de plomb fraîchement adsorbé

La désorption de Pb des culots des mélanges adsorbants montrent que l'acétate d'ammonium extrait en moyenne 30,5% de Pb du sol alors que le DTPA en extrait 59,9% (Annexes I.6 à I.10). L'acétate d'ammonium fait désorber 32,0% de Pb du mélange sol + 2,5% bentonite et 39,4% du mélange sol + 20% bentonite alors que le DTPA en extrait respectivement 62,8 à 94,3% de Pb (Annexe I.6). Quant au mélange sol + farine de crabes, l'acétate d'ammonium extrait de 30,0 à 16,5% de Pb quand la proportion de farine de crabes passe de 2,5 à 20% alors que le DTPA en retire 88,2 à 67,2% de Pb (Annexe I.7). Le mélange sol + coquilles d'œufs de poule laisse désorber 28,1 à 44,8% de Pb par l'acétate d'ammonium et 82,7 à 90,6% par le DTPA (Annexe I.8). Les différences entre les valeurs des répliques SBc1 et SBc2, SFCa1 et SCFa2, SFCb1 et SFCb2, FC1 et FC2 résultent du fait que certains répliques ont été lavés deux fois (SBc1, SFCa1, SFCb1 et FC1) à l'eau bi-distillée alors que

d'autres (SBc2, SFCa2, SFCb2 et FC2) ne l'ont été qu'une fois lors de la manipulation d'un nombre très élevé d'échantillons. La concentration de Pb détectée pour ces échantillons engloberait donc le Pb adsorbé et une partie du Pb ajouté, piégé dans les culots. Les moyennes de Pb désorbé de ces échantillons sont donc approximatives.

L'application de deux amendements coquilles d'œufs de poule et bentonite au sol permet une désorption de 22,9 à 21,4% de Pb par l'acétate d'ammonium et de 84,5 à 72,6% par le DTPA quand on met en jeu de 2,5% à 20% de coquilles d'œufs de poule avec une proportion constante de 5% de bentonite (Annexe I.9). En revanche, quand on fait varier les proportions de coquilles d'œufs de poule de la même façon que ci-haut, en maintenant constante la proportion de 5% pour la farine de crabes, on constate parallèlement que 30,9 à 16,8% de Pb sont désorbés par l'acétate d'ammonium alors que 84,3 à 75,9% de Pb le sont par le DTPA (Annexe I.10).

## CHAPITRE IV

### DISCUSSION

L'adsorption de Pb résulte du transfert de Pb (II) sur la surface de chaque SA en question jusqu'à ce que l'équilibre dynamique soit atteint entre le Pb en solution et ces SA (Atkins et De Paula, 2005).

En portant le regard sur tous les essais réalisés ci-haut on voit que les SA contribuent à réduire les quantités de Pb dans la solution aqueuse de Pb dans des proportions données dépendamment de leurs caractéristiques chimiques. Cette rétention de Pb par le sol est plus efficace sous l'apport d'amendements.

#### 4.1 Cinétique d'adsorption du plomb

Les quantités de Pb adsorbées évoluent en fonction du temps. Les différents SA ont été équilibrés dans une solution de Pb 100 ppm à température ambiante et les prélèvements ont été effectués à différents instants (30 min, 1 h, 2 h, 3 h, 4 h, 6 h, 8 h, 24 h, 72 h, 7 jours, 14 jours, 21 jours, 28 jours et 56 jours).

Les résultats de l'annexe E montrent que les taux de Pb adsorbés par le sol sont faibles dans les premières 30 minutes car la surface de contact alors offerte n'est pas encore grande suite au contact qui prend de l'importance avec le temps et des agitations intermittentes. Pour d'autres SA (bentonite, farine de crabes et coquilles d'œufs de poule), les taux de Pb adsorbés sont relativement élevés et l'adsorption se stabilise au-delà de 30 min.

Les taux de Pb immobilisés par le sol, la bentonite, la farine de crabes et les coquilles d'œufs de poule augmentent en fonction du temps selon le modèle logarithmique  $Q_e = a \times \text{Log}(t) + b$  ( $a$  et  $b > 0$ ) et s'expriment par différents mécanismes reconnus par différents auteurs (Cappuyens et Swennen, 2008 ; Ho, 2004, 2006) (tableau 4.1). Ces mécanismes sont de pseudo-ordre 1 ( $R^2 = 0,902$ ) pour le sol, de pseudo-ordre 2 pour la bentonite, la FC et les coquilles d'œufs de poule avec des coefficients de détermination respectifs ( $R^2 = 0,749$ ,  $R^2 = 0,985$  et  $R^2 = 0,915$ ). Ces résultats sont en accord avec les travaux de plusieurs chercheurs (Chaturvedi *et al.*, 2006 ; Dong *et al.*, 2009 ; Fonseca *et al.*, 2009 ; Inglezakis *et al.*, 2007 ; Marcos, 2001 ; Montinaro *et al.*, 2008 ; Sen Gupta et Bhattacharrya, 2008 ; Serpaud *et al.*, 1994 ; Wan *et al.*, 2010 ; Xu *et al.*, 2008). Le faible coefficient de détermination pour l'adsorption de Pb par la bentonite suggère d'autres mécanismes concurrents tels la diffusion (Sen Gupta et Bhattacharrya, 2008; Xu *et al.*, 2008).

D'une manière générale, le nombre de sites adsorbants disponibles est relativement grand au premier contact avec la solution de Pb pour la farine de crabes, relativement grand pour la bentonite et les coquilles d'œufs de poule, faible pour le sol d'où les taux de Pb adsorbés faibles pour ce dernier alors qu'ils sont relativement élevés pour la bentonite et les coquilles d'œufs de poule et très élevés pour la farine de crabes. Les mêmes résultats ont été rapportés par différents auteurs (Adebowale *et al.*, 2005 ; Fonseca *et al.*, 2009 ; Rana *et al.*, 2009 ; Serrano *et al.*, 2005).



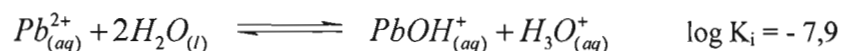
**Tableau 4.1** Modèles et cinétique d'adsorption de plomb par le sol et les amendements

Type de SA	Adsorption en fonction du temps		Cinétique d'adsorption	
	$Q_e$ (mg/kg)	$R^2$	Équation caractéristique (Lagergren)	Pseudo-ordre d'adsorption $R^2$
Sol	$Q_e = 1256,9 \text{ Log}(t) + 846,15$	0,952	$\text{Log } Q_e/(Q_e-Q_t) = 0,0028 (t) + 0,0763$	1 0,902
Bentonite	$Q_e = 1268,3 \text{ Log}(t) + 49645$	0,928	$1/(Q_e-Q_t) = 5E-6 (t) + 0,0003$	2 0,749
Farine de crabes	$Q_e = 667,841 \text{ Log}(t) + 58375$	0,885	$1/(Q_e-Q_t) = 8E-6 (t) + 0,0003$	2 0,985
Coquilles d'œufs				
de poule	$Q_e = 8940,4 \text{ Log}(t) + 3940,9$	0,949	$1/(Q_e-Q_t) = 8E-7 (t) + 1E-5$	2 0,915

#### 4.2 Adsorption en fonction du rapport volume de solution/masse (V/m)

L'équilibre de sorption peut évoluer en fonction du rapport V/m. Dans ce cadre, les rapports V/m utilisés sont 20, 30 et 40. L'augmentation du rapport V/m de 20 à 40 n'a que peu d'influence sur les concentrations de Pb adsorbées. En revanche, cette augmentation du rapport V/m semble déstabiliser les complexes de Pb formés après son adsorption dans les solides S, SB et SQ en rompant l'équilibre d'adsorption. Une telle augmentation solubilise donc une certaine proportion de ces complexes de Pb.

En général, le maximum d'adsorption de Pb est à noter pour les solides B, FC, QFC, SFC, SQB et SQFC. L'amendement de sol par les coquilles d'œufs de poule et par la bentonite améliore le sol dans sa capacité de fixer le Pb mais son amendement par la farine de crabe lui donne une capacité de loin plus grande comme si la farine de crabes agissait seule dans les rapports respectifs ci-haut (figures 3.4 et 3.6). Par ailleurs, la diminution des quantités de Pb par l'augmentation du rapport V/m pour le SB et le SQ découle des équilibres acid-bases au sein des échantillons respectifs. Le pH diminue avec l'augmentation du rapport V/m pour la majorité des solides adsorbants : B, FC, QB, SFC, SQB et SQFC suite à l'équilibre de dissociation auquel participe l'ion Pb (II) aboutissant à la formation des protons dont la concentration est relativement grande quand celle du Pb(II) croît, résultats similaires à ceux de Delmas-Gadras (2000):



#### 4.3 Adsorption du plomb en fonction de la température de la solution

L'adsorption de Pb en fonction de la température (4°C, 22°C et 40°C) a également été étudiée pour les SA non contaminés (S, B, FC, Q, SB, SFC, SQ, SQB et SQFC). L'effet de la température sur l'adsorption de Pb a également été le reflet des études antérieures effectuées

par Yadava *et al.* (1991), Babel et Kurniawan (2003), Serpaud *et al.* (1994), Cappuyns et Swennen (2008), Xiong (2009) et Zhou *et al.* (2004).

En général, le taux de Pb adsorbé augmente pour les SA tels FC, Q, QB, QFC, SB, SFC, SQ et SQB quand la température passe de 4 à 40°C (figures 3.8 à 3.10). En revanche, ce taux diminue dans le même cas pour les SA comme S et SQFC. En effet, l'adsorption dans le premier cas est plus prononcée quand la température augmente donc elle est endothermique alors qu'elle est exothermique pour le second cas, conclusions rapportées par différents auteurs (Atkins et De Paula., 2005 ; Cappuyns et Swennen, 2008 ; Sen Gupta et Bhattacharya, 2008 ; Singh *et al.*, 2006 ; Xiong, 2009 ; Yadava *et al.*, 1991).

#### **4.4 Adsorption du plomb en fonction des doses croissantes de plomb**

Les quantités de Pb adsorbées augmentent avec les concentrations initiales de Pb ajoutées comme l'ont montré les études antérieures : Harter et Naidu (2001), Karam *et al.* (2008), Serpaud *et al.* (1994), Kim (2003), Dong *et al.* (2009), Sen Gupta *et al.* (2006), Gupta (1998), Abate et Masini (2005) et Wan *et al.* (2010). Ces quantités de Pb augmentent et n'atteignent pas encore de palier excepté pour le sol.

Par ailleurs, l'adsorption de Pb en fonction de la concentration initiale suit différents modèles dont le modèle polynomial pour le sol et le modèle quadratique pour les autres SA non contaminés (figure 3.10). Ces modèles montrent que la capacité d'adsorption du sol est faible par rapport à celles des autres solides adsorbants respectifs car les formes des courbes traduisent que l'adsorption de Pb pour le sol atteint un équilibre au moment où les autres courbes d'adsorption restent linéaires. En effet, la bentonite, la farine de crabes et les coquilles d'œufs de poule peuvent adsorber davantage de plomb avec la concentration de Pb supérieure à 100 mg/L et suggérant que les sites présents à leurs surfaces respectives sont encore actifs car ils ne sont pas saturés comme l'ont constaté Christophi et Axe (1999).

Les isothermes d'adsorption varient selon le type de SA non contaminé (tableau 4.2). L'isotherme d'adsorption de Langmuir convient pour l'adsorption de Pb dans le cas de sol ( $R^2 = 0,986$ ), résultats semblables à ceux obtenus par Dong *et al.* (2009). L'équilibre d'adsorption de Pb par la farine de crabe est en même temps décrit par le modèle de Langmuir ( $R^2 = 0,709$ ) et par celui de Freundlich ( $R^2 = 0,790$ ). Il en va également pour la bentonite ( $R^2 = 0,915$  ;  $R^2 = 0,906$ ), d'où des interactions purement chimiques entre le Pb adsorbé et la surface adsorbante ; le manque d'uniformité, les écarts énergétiques et la non-spécificité des sites d'adsorption (Marcos, 2001 ; Sen Gupta et Bhattacharyya, 2008). Le modèle de Freundlich traduit mieux l'adsorption de Pb par les coquilles d'œufs de poule ( $R^2 = 0,936$ ) par rapport à celui de Langmuir ( $R^2 = 0,784$ ). Les mêmes résultats ont été rapportés par différentes recherches (Arunlertaree *et al.*, 2007 ; Park *et al.*, 2007).

**Tableau 4.2** Modèles et équilibre d'adsorption de plomb par le sol et les amendements

Type de SA	Adsorption en fonction de la concentration		Isotherme d'adsorption		
	Q <sub>e</sub> (mg/kg)	R <sup>2</sup>	Modèle d'adsorption	Équation caractéristique	R <sup>2</sup>
Sol	$Q_e = -0,14 (C_o)^2 + 22,67 (C_o) + 173,73$	0,974	Langmuir	$1/Q_e = 0,0113 (C_e) + 0,0008$	0,986
Bentonite	$Q_e = 258,91(C_o) - 262,39$	0,953	Langmuir	$1/Q_e = 0,0004 (C_e) + 9E-6$	0,915
Farine de crabes	$Q_e = 310,82 (C_o) - 1023,8$	0,99	Freundlich	$\text{Log } Q_e = 0,8516 \text{ Log } (C_e) + 3,4787$	0,906
			Freundlich	$\text{Log } Q_e = -1,1041 \text{ Log } (C_e) + 4,1308$	0,835
Coquilles d'œufs	$Q_e = 125,37 (C_o) - 285,6$	0,999	Freundlich	$\text{Log } Q_e = 1,5231 \text{ Log } (C_e) + 2,218$	0,919
de poule					

#### 4.5 Adsorption et désorption du plomb adsorbé en fonction de la nature des amendements ajoutés au sol

##### 4.5.1 Adsorption du plomb au niveau de 3000 mg de plomb/kg ajouté

Le traitement des données par Statistix 9.0 montre que l'élévation de la dose d'amendement permet au sol d'adsorber plus de Pb jusqu'à un optimum. Le traitement du sol par 2,5%, 5%, 10%, 15% et 20% de bentonite induit respectivement l'adsorption de 1751,7 mg/kg, 2486,7 mg/kg, 2781,5 mg/kg, 2871,7 mg/kg et 2882,4 mg/kg de Pb par rapport au témoin (381,56 mg/kg). Un apport des mêmes proportions de farine de crabes produit l'adsorption de 2948,4 mg/kg, 2964,1 mg/kg, 2964,7 mg/kg, 2963,9 mg/kg et 2964,8 mg/kg de Pb. Par ailleurs, l'amendement du sol par 2,5%, 5%, 10%, 15% et 20% de coquilles d'œufs de poule permet en moyenne l'adsorption de 1353,9 mg/kg, 2375,4 mg/kg, 2661,7 mg/kg, 2718,8 mg/kg et 2868 mg/kg de Pb respectivement par rapport au témoin (381,56 mg/kg) (Annexes I.1 à I.5). On remarque que ce taux de plomb adsorbé croît avec la nature du solide adsorbant: 12,72% (S) << 98,2% (Q) < 99,39% (B) = 99,39% (FC).

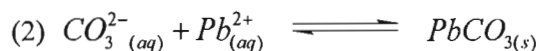
L'effet du type d'amendement et de sa dose est hautement significatif pour tous les traitements ( $p < 0,0001$ ). Ceci révèle que l'adsorption est fonction simultanée du type et de la dose d'un amendement donné. La comparaison des doses de coquilles d'œufs de poule nous montre que les apports de 2,5, 5 et 10% sont significativement différents alors que l'amélioration qu'apporte 10% n'est pas différente de 15%. Par ailleurs, l'apport de 20% de coquilles d'œufs de poule permet une plus grande adsorption de Pb. Il en va également ainsi pour la bentonite, bien que les pourcentages 10 et 15% d'une part et 15% et 20%, d'autre part, n'aient pas d'effets différents sur les capacités d'adsorption respectives du sol. Dans le cas de la farine de crabes, un apport de 2,5% est suffisant pour atteindre le maximum d'adsorption car à partir de 2,5%, les effets apportés ne sont pas significativement différents. L'apport de combinaison d'amendements telle QB et en particulier QFC dans des proportions variables améliore également la capacité d'adsorption de Pb par le sol ( $p < 0,0001$ ).

En considérant les proportions croissantes de coquilles d'œufs de poule dans les mélanges ternaires, l'adsorption de Pb est plus notable dans le cas de l'ajout d'une plus petite quantité de farine de crabes par rapport à celle de bentonite. Les combinaisons d'amendements ajoutés au sol adsorbent le Pb dans l'ordre décroissant suivant :

$$(S + 10\% Q + 10\% FC) \approx (S + 15\% Q + 10\% FC) \approx (S + 20\% Q + 10\% FC) > (S + 2,5\% Q + 10\% FC) \approx (S + 5\% Q + 10\% B) \approx (S + 15\% Q + 10\% B).$$

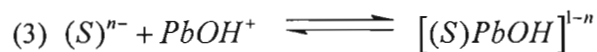
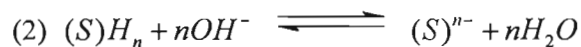
L'adsorption de plomb est plus prononcée dans le cas de la farine de crabes du fait que son constituant principal, la chitine, est un polysaccharide constitué de groupes carboxylates, phénolates et carbonyles (Crini *et al.*, 2009). Ces groupes chimiques permettent au sol de disposer de plus de sites adsorbants pour la rétention de Pb (II) que dans le cas des coquilles d'œufs de poule et de la bentonite comme rapporté par d'autres chercheurs (An *et al.* 2001 ; Aualiitia et Pickering, 1987 ; Ge *et al.*, 2002 ; Kim, 2003 ; Krishnan *et al.*, 2003 ; Rana *et al.*, 2009 ; Sposito et Weber, 1986 ; Tipping et Hurley, 1992 ; Zhou *et al.*, 2004). En outre, la présence de phosphore et de soufre dans la FC ferait penser à des réactions de précipitation de Pb. En effet, plusieurs auteurs ont rapporté que l'ajout de phosphates aux sols contaminés par le Pb contribuait à faire précipiter le Pb, notamment en formant du phosphate de plomb (Kabata-Pendias, 2001). Quant au mélange sol + coquilles d'œufs de poule, les quantités de Pb adsorbées sont assez élevées. De nombreuses études ont confirmé l'adsorption de métaux sur la surface des carbonates contenus dans les sols, particulièrement sur la calcite (Zachara *et al.*, 1991 ; Hong *et al.*, 2002). Sipos *et al.* (2005) ont conclu que les carbonates contenus dans un sol forestier influencent indirectement l'adsorption du Pb en créant des conditions alcalines menant à sa précipitation sous forme de carbonate de plomb. Ils ont postulé qu'un contenu en calcite élevé favorise la précipitation du Pb.

La réaction de précipitation du carbonate de Pb s'écrit comme suit :



De ce qui précède, nous pouvons conclure que le carbonate de calcium des coquilles d'œufs de poule peut se comporter comme les carbonates du sol et la calcite à l'égard du Pb, notamment en l'adsorbant et/ou en le précipitant. Cette conclusion est appuyée par les résultats de recherche de plusieurs auteurs (Arunlertaree *et al.*, 2007 ; Nys, 2001).

Il existe également un lien entre les quantités de Pb adsorbées et le pH des échantillons de sols amendés. Les valeurs de pH des amendements ajoutés sont plus élevées que le pH du sol. Il s'en suit que l'ajout des amendements contribue à augmenter le pH du sol, et par conséquent, le nombre de sites négatifs et l'adsorption du Pb. De nombreux auteurs (Aualiitia et Pickering, 1987 ; Delmas-Gadras, 2000 ; Deschamps *et al.*, 2006 ; Dong, 2009 ; Nowack *et al.*, 2000 ; Serpaud, 1994 ; Sirven, 2006) ont mentionné que le nombre de sites négatifs croît avec le pH d'où une adsorption de Pb plus prononcée. Les réactions du Pb en fonction du pH peuvent être décrites par les équations suivantes :



Les résultats obtenus dans la présente étude sont en accord avec ceux de plusieurs chercheurs (Aualiitia et Pickering, 1987 ; Delmas-Gadras, 2000 ; Deschamps *et al.*, 2006 ; Dong, 2009 ; Nowack *et al.*, 2000 ; Serpaud, 1994 ; Sirven, 2006), d'où l'importance du pH dans l'adsorption et la désorption de Pb dans le sol sablonneux (Ge *et al.*, 2000).



#### 4.5.2 Désorption du plomb fraîchement adsorbé

Les extractions du Pb permettent de simuler sa mise en solution selon différentes conditions physico-chimiques prévalant dans le milieu naturel. Pour cela, des réactifs tels l'acétate d'ammonium et le DTPA ont été utilisés. En effet, la mise en œuvre de ces extractifs met à l'épreuve la capacité du sol à rendre les métaux biodisponibles. La concentration totale de Pb dans les SA, le nombre total de sites et la nature de ligands sont de conditions essentielles régissant la désorption comme l'ont montré Davranche et Bollinger (2001).

La désorption des culots provenant de la filtration des solutions en équilibre des solides adsorbants tels S, B, Q, FC, SB, SFC, SQ, SQB et SQFC a utilisé des solutions d'acétate d'ammonium (pH = 7,0) et de DTPA à pH = 7,3. Les solides adsorbants seuls : sol, bentonite, FC et coquilles d'œufs de poule laissent désorber le plomb par l'acétate d'ammonium dans l'ordre décroissant comme suit : 30,5% (S) > 28,5 (Q) > 15,8% (B) > 6,1% (FC). Quant à la désorption de Pb par le DTPA, les taux de Pb désorbés décroissent comme suit : 75,2% (Q) > 63,1% (B) > 59,9 (S) > 47,8% (FC) (Annexes I.6 à I.8).

Pour le mélange sol + coquilles d'œufs de poule + bentonite, quand les proportions des coquilles d'œufs de poule et de la bentonite augmentent, on constate que la désorption de Pb diminue et cela davantage pour le mélange QB non contaminé au plomb. Il en va également ainsi pour SFC et SQFC par rapport au mélange QFC non contaminé par le Pb (II) (Annexes I.9 et I.10).

L'analyse statistique de données relatives à la désorption de Pb montre qu'au fur et à mesure que le mélange sol + amendement fixe plus de Pb, il en laisse désorber plus aussi par les réactifs tels l'acétate d'ammonium et le DTPA comme l'ont observé d'autres chercheurs (Peld *et al.*, 2004). Une fois le sol amendé par la bentonite et les coquilles d'œufs de poule, les taux désorbés ne sont pas significativement différents et sont moins élevés que ceux désorbés en cas de sol amendé par la farine de crabes. En outre, il existe de grandes corrélations entre les quantités de Pb adsorbées et celles désorbées, constatations similaires à

celles d'autres chercheurs (An *et al.*, 2001 ; Delmas-Gadras, 2000):  $R^2 = 0,961$  (acétate d'ammonium) et 0,998 (DTPA) pour les coquilles d'œufs de poule;  $R^2 = 0,883$  (acétate d'ammonium) et 0,954 (DTPA) pour la bentonite et  $R^2 = 0,700$  (acétate d'ammonium) et 0,821 (DTPA) pour la farine de crabes.

Le DTPA est responsable de la désorption d'une plus grande proportion de Pb par rapport à l'acétate d'ammonium pour tous les SA contaminés au plomb. Les groupes fonctionnels carboxyliques, carbonyles et amines du DTPA servent de sites adsorbants pour le Pb déjà adsorbé sur les sites des solides adsorbants. En outre, comme présenté en annexe J, la formule semi-développée du DTPA montre que c'est un ligand polydentique comportant cinq groupes carboxyliques et trois dents amino capables de séquestrer deux moles d'ion Pb par mole de DTPA alors qu'une mole d'acétate d'ammonium ne fait précipiter qu'une mole de Pb d'où un important échange de cations Pb (II) entre les complexes formés dans le sol et les différents groupes chimiques du DTPA. En effet, les constantes de dissociation des complexes de DTPA avec le Pb sont plus grandes que celles des complexes de Pb présents dans le sol. Ces résultats ont également été trouvés par Cooper *et al.* (1999) et Yapici *et al.* (2009).

Par ailleurs, la stabilité des complexes dépend du pH. Aux pH basiques, des précipitations de composés de Pb sous formes d'oxydes, d'hydroxydes, de carbonates et de phosphates ou de leurs complexes peuvent entrer en compétition avec l'adsorption (Cappuyns et Swennen, 2008; Kabata-Pendias, 2001). En général, les teneurs désorbées montrent qu'à pH neutre, l'acétate d'ammonium fait désorber moins de Pb que le DTPA. Ceci dénote une plus grande stabilité des complexes DTPA-Pb (II) à ce pH que ceux formées dans les SA, ce qui rejoint les résultats d'autres auteurs (Atkins et De Paula, 2005 ; Delmas-Gadras, 2000).

## CONCLUSION

L'adsorption de Pb dans les échantillons de sol amendés est importante et dépend de plusieurs facteurs à savoir: le temps de contact entre le métal et le sol, la concentration initiale de Pb ajoutée, la quantité et le type d'amendement et le pH.

L'adsorption de Pb est complète après 8 semaines de contact pour la farine de crabes et les coquilles d'œufs de poule alors qu'elle est faible pour le sol. Cette étude aura montré que l'adsorption de Pb est un mécanisme d'ordre premier dans le cas du sol seul, de second ordre pour chacun des autres solides adsorbants tels la bentonite, la farine de crabes et les coquilles d'œufs de poule.

Le taux de Pb adsorbé augmente avec la concentration initiale de Pb. Cette évolution permet de savoir jusqu'à quelle concentration le Pb peut être adsorbé d'une façon maximale par les SA en particulier dans le sol sablonneux, matrice à l'étude.

En cas d'amendement du sol dans des proportions données, le taux d'adsorption de Pb devient plus élevé pour la bentonite et en particulier pour la farine de crabes. Les combinaisons QB et QFC apportent pratiquement des taux d'adsorption de Pb comparables à ceux apportés par les amendements B et FC. La farine de crabes est donc un excellent biosolide naturel pour l'immobilisation de Pb anthropique dans un sol sablonneux acide par rapport à la bentonite et aux coquilles d'œufs de poule.

Les taux de Pb adsorbé augmentent avec le pH dépendamment du type et des quantités d'amendement utilisées pour traiter le sol jusqu'à se stabiliser à un optimum. La désorption de Pb des SA par l'acétate d'ammonium et le DTPA montre que les taux adsorbés de Pb et ceux désorbés sont étroitement liés. Plus le Pb adsorbé est en quantité élevée, plus le Pb désorbé l'est aussi. Bien que l'adsorption de Pb soit accentuée par le traitement de sol sablonneux par incorporation de biosolides, la désorption de Pb adsorbé par les solutions

chimiques dont les agents chélatants à  $\text{pH} \leq 7$  est aussi importante. L'adsorption et la désorption contrôlent donc la biodisponibilité du Pb dans un sol sablonneux.

## RÉFÉRENCES

- Abate, G., Masini, J. C. 2005. «Influence of pH, ionic strength and humic acid on adsorption of Cd(II) and Pb(II) onto vermiculite». *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. vol. 262, no 1-3, p. 33-39.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFR-4G94HRB-9/2/0b71ca27f887dbcfdb9950268b6a2f41>>. Consulté le 18 février 2010.
- Adebowale, K. O., Unuabonah, I. E., Olu-Owolabi, B. I. 2005. «Adsorption of some heavy metal ions on sulfate- and phosphate-modified kaolin». *Applied Clay Science*. vol. 29, no 2, p. 145-148.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V8Y-4DTBVMP-2/2/c2e5edd0af4993f0b85b8d442ce3d936>>. Consulté le 15 mars 2010.
- Albasel, N., et A. Cottenie. 1985. «Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in belgian grassland». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 24, no 1, p. 103-109.  
En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1007/BF00229522>>. Consulté le 02 novembre 2009.
- Alloway, B. J. 1994. *Heavy metals in soils*. London: Blackie Academic & Professional.
- An, H. K., Park, B. Y. et Kim, D. S. 2001. «Crab shell for the removal of heavy metals from aqueous solution». *Water Research*. vol. 35, no 15, p. 3551-3556.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-43VS703-4/2/c3d20380129900342ba61f1b3c43a640>>. Consulté le 28 avril 2010.
- Arias, M., Pérez-Novo, C., Osorio, F., López, E. et Soto, B. 2005. «Adsorption and desorption of copper and zinc in the surface layer of acid soils». *Journal of Colloid and Interface Science*. vol. 288, no 1, p. 21-29. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6WHR-4FWT3WN-6/2/2b6a960f5a7be7a338762ef0e44a0471>>. Consulté le 20 septembre 2009.

- Arunlertaree, C., W. Kaewsomboon, A. Kumsopa, P. Pokethitiyook et P. Panyawathanakit. 2007. «Removal of lead from battery manufacturing wastewater by egg shell». *Songklanakarin Journal of Science and Technology*. vol. 29, no 3, p. 857-868.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-34547778481&partnerID=40&md5=fd51db7aefa65a741ea2f53a8619c488>>. Consulté le 27 avril 2010.
- Assaad, F. F. et Nielsen, J.D. 1985. «Adsorption of Zinc in Selected Soils from Denmark». *Acta Agriculturae Scandinavica*. vol. 35, no 1, p. 48 - 54.  
En ligne. <<http://www.informaworld.com/10.1080/00015128509435758>>. Consulté le 30 avril 2009.
- Atkins, P. et De Paula, J. 2005. *Elements of physical chemistry*, W.H.Freeman and Company. New York: Oxford University Press Inc., 1-449 p.
- Aualiitia, T. U., Pickering, W. F. 1987. «The specific sorption of trace amounts of Cu, Pb, and Cd by inorganic particulates». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 35, no 1, p. 171-185. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1007/BF00183852>>. Consulté le 05 mai 2010.
- Ayala, J., Vega, J., Alvarez, R., Lored, J. 2008. «Retention of heavy metal ions in bentonites from Grau Region (Northern Peru)». *Environmental Geology*. vol. 53, no 6, p. 1323-1330. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1007/s00254-007-0740-8>>. Consulté le 15 septembre 2009.
- Babel, S., Kurniawan, T.A. 2003. «Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 97, no 1-3, p. 219-243.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TGF-479KBYK-6/2/f0e73c5fbd637d961ed019cc57065c5>>. Consulté le 12 avril 2010.

Bar-Yosef, B. 1979. «pH-Dependent Zinc Adsorption by Soils». *Soil Sci Soc Am J.* vol. 43, no 6, p. 1095-1099. En ligne. <<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci;43/6/1095>>. Consulté le 06 avril 2009.

Basta, N. T., et M. A. Tabatabai. 1992. «Effect of Cropping Systems on Adsorption of Metals By Soils: I. Single-Metal Adsorption I». *Soil Science.* vol. 153, no 2, p. 108-114.  
En ligne.  
<[http://journals.lww.com/soilsci/Fulltext/1992/02000/Effect\\_of\\_Cropping\\_Systems\\_on\\_Adsorption\\_of\\_Metals.4.aspx](http://journals.lww.com/soilsci/Fulltext/1992/02000/Effect_of_Cropping_Systems_on_Adsorption_of_Metals.4.aspx)>. Consulté le 17 septembre 2009.

Beaulne, Jean-Sébastien. 2008. «Modélisation de la présence de mercure dans la chair des brochets et des dorés des lacs les plus pêchés de l'Abitibi-Témiscamingue: une approche par les systèmes d'information géographique». Mémoire, Montréal Université du Québec à Montréal, 138 p.  
En ligne  
<[http://gizmo.geotop.uqam.ca/Gestion\\_Documents/Memoires/Memoire\\_JS\\_Beaulne.pdf](http://gizmo.geotop.uqam.ca/Gestion_Documents/Memoires/Memoire_JS_Beaulne.pdf)>.  
Consulté le 12 octobre 2009.

Benjamin, M. M. et Leckie, J. O. 1981. «Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn, and Pb on amorphous iron oxyhydroxide». *Journal of Colloid and Interface Science.* vol. 79, no 1, p. 209-221. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6WHR-4CV936F-T7/2/dabd3f74e0606f82ed3fdb68461b986b>>. Consulté le 21 août 2010

Bernard, M. 1994. *Cours de chimie minérale*, 2. Paris: Dunod, 91-171 p.

Bhattacharyya, K. G., Gupta, S. S. 2006. «Adsorption of Fe(III) from water by natural and acid activated clays: Studies on equilibrium isotherm, kinetics and thermodynamics of interactions». *Adsorption.* vol. 12, no 3, p. 185-204.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33845333397&partnerID=40>>. Consulté le 06 février 2010.

- Bhattacharyya, K. G., Sarma, J., Sarma, A. 2009. «Azadirachta indica leaf powder as a biosorbent for Ni(II) in aqueous medium». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 165, no 1-3, p. 271-278.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-64549112147&partnerID=40>>. Consulté le 20 octobre 2009.
- Blais, J.F., Salvano, E., Hammy, F. et Mercier, G. . 2002. «Comparaison de divers adsorbants naturels pour la récupération du plomb lors de la décontamination de chaux usées d'incinérateur de déchets municipaux». *J. Environ. Eng. Sci.* vol. Vol. 1, p. 265-273. En ligne. <<http://pubs.nrc-cnrc.gc.ca/rp/rppdf/s02-017.pdf>>.
- Bliefert, C. et Perraud, R. 2009. *Chimie de l'environnement: Air, eau, sols, déchets*, 2. Bruxelles: De Boeck Université
- Bolger, J. A. 2000. «Semi-quantitative Laser-Induced Breakdown Spectroscopy for Analysis of Mineral Drill Core». *Appl. Spectrosc.* vol. 54, no 2, p. 181-189.  
En ligne. <<http://as.osa.org/abstract.cfm?URI=as-54-2-181>>. Consulté le 25 août 2010.
- Cappuyns, V. et Swennen, R. 2008. «The application of pHstat leaching tests to assess the pH-dependent release of trace metals from soils, sediments and waste materials». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 158, no 1, p. 185-195.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TGF-4RP0MT1-4/2/742268531ad0110b1a1b552d3cd519d8>>. Consulté le 20 mai 2010.
- Carski, T.H. et Sparks, D.L. 1987. «Differentiation of soil nitrogen fractions using a kinetic approach». *Soil Sci. Soc. Am. J.*, no 51, p. 314-317.  
En ligne. <<http://ag.udel.edu/SOILCHEM/Carski87SSSAJ.pdf>>. Consulté le 10 mai 2010.
- Catarino, S., Madeira, M., Monteiro, F., Rocha, F., Curvero-Garcia, S. et Bruno de Susa, R. 2008. Effect of Bentonite Characteristics on the Elemental Composition of Wine. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56 : 158–165



- CEAEQ. 1998. «Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés». Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec.  
En ligne. <<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/pere/pere.pdf>>. Consulté le 10 octobre 2009.
- Chaturvedi, Pranav Kumar, Chandra Shekhar Seth et Virendra Misra. 2006. «Sorption kinetics and leachability of heavy metal from the contaminated soil amended with immobilizing agent (humus soil and hydroxyapatite)». *Chemosphere*. vol. 64, no 7, p. 1109-1114.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V74-4J2TSDC-4/2/73a39b44d60989645d3fb4e2e6bb66a2>>. Consulté le 20 avril 2010.
- Christensen, T. H. 1984. «Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 21, no 1, p. 105-114. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1007/BF00163616>>. Consulté le 15 août 2010.
- Christophi, C. A. et Axe, L. 1999. «Competition of Cd, Cu, and Pb adsorption on goethite». *Journal of Environmental Engineering*. vol. 126, no 1, p. 66-74.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/scopus/inward/record.url?eid=2-s2.0-0343484251&partnerID=40>>. Consulté le 07 décembre 2009.
- Cooper, E. M., Sims, J. T., Cunningham, S. D., Huang, J. W. et Berti, W. R. 1999. «Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils». *Journal of environmental quality* ISSN 0047-2425 CODEN JEVQAA. vol. 28, no 6, p. 1709-1719.  
En ligne. <<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=1218809>>. Consulté le 19 avril 2010.
- Coughlin, B. R. et Stone, A. T. 1995. «Nonreversible Adsorption of Divalent Metal Ions (MnII, CoII, NiII, CuII, and PbII) onto Goethite: Effects of Acidification, FeII Addition, and Picolinic Acid Addition». *Environmental Science & Technology*. vol. 29, no 9, p. 2445-2455.  
En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1021/es00009a042>>. Consulté le 15 août 2010.

- Crini, G., Badot, P.-M., Guibal, É. 2009. *Chitine et chitosane. Du biopolymère à l'application*. Franche-Comté: Presses universitaires de Franche-Comté, 1-54 p.
- Davranche, M., Bollinger, J. -C. 2001. «A Desorption-Dissolution Model for Metal Release from Polluted Soil under Reductive Conditions». *J Environ Qual*. vol. 30, no 5, p. 1581-1586.  
En ligne. <<http://jeq.scijournals.org/cgi/content/abstract/joenq;30/5/1581>>. Consulté le 10 avril 2010.
- De Rosnay, J. 1995. *L'homme symbiotique. Regards sur le 3ème millénaire*. Paris: Éditions du Seuil 14-48 p. En ligne. <<http://www.scribd.com/doc/6544313/Joel-de-Rosnay-LHomme-Symbiotique-Chapitre-I>>. Consulté le 28 septembre 2009.
- Delmas-Gadras, C. 2000. «Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier». Thèse de doctorat Adour, Université du Pau et des Pays de l'Adour., 192 p.  
En ligne. <<http://media.lcpc.fr/ext/pdf/theses/rou/gadras.pdf>>. Consulté le 23 octobre 2009.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T. et Mbonimpa, M. 2006. «Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. vol. 7, no 2. En ligne. <<http://vertigo.revues.org/index2171.html>>. Consulté le 29 septembre 2009.
- Dong, D., Xingmin, Z., Hua, X., Liu, J., Gao, M. 2009. «Investigation of the potential mobility of Pb, Cd and Cr(VI) from moderately contaminated farmland soil to groundwater in Northeast, China». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 162, no 2-3, p. 1261-1268.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TGF-4SSY90J-1/2/abaaf37358fb5be41bc613e7413182be>>. Consulté le 22 avril 2010.
- European Bentonite Producers Association (EUBA). 2010.  
<http://www.ima-eu.org/fileadmin/euba/whatisbentonite.htm>

Evans, R. L. et Jurinak, J. J. 1976. «Kinetics of Phosphate Release From A Desert Soil». *Soil Science*. vol. 121, no 4, p. 205-211.

En

ligne. <[http://journals.lww.com/soilsci/Fulltext/1976/04000/Kinetics\\_of\\_Phosphate\\_Release\\_From\\_A\\_Desert\\_Soil.3.aspx](http://journals.lww.com/soilsci/Fulltext/1976/04000/Kinetics_of_Phosphate_Release_From_A_Desert_Soil.3.aspx)>. Consulté le 02 août 2010.

Evans, L. J. 1989. «Chemistry of metal retention by soils». *Environmental Science & Technology*. vol. 23, no 9, p. 1046-1056.

En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1021/es00067a001>>. Consulté le 06 octobre 2009.

Florez-Rodriguez, J. 1992. «Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: Caractéristiques physico-chimiques ». Thèse de Doctorat, Paris, Université de Paris 12, 329 p. En ligne. <<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsid=153808>>. Consulté le 19 juillet 2010.

Fonseca, B., Maio, H., Quintelas, C., Teixeira, A. et Tavares, T. 2009. «Retention of Cr(VI) and Pb(II) on a loamy sand soil: Kinetics, equilibria and breakthrough». *Chemical Engineering Journal*. vol. 152, no 1, p. 212-219.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFJ-4W4TY5G-4/2/68039cb00537097cbd4adc4ca1153e79>>. Consulté le 29 avril 2010.

Fontes, M.P.F., Gomes, P.C. 2003. «Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the mineral matrix of tropical soils». *Applied Geochemistry*. vol. 18, no 6, p. 795-804.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VDG-476TKYH-B/2/ede084fd67a82fb491fd29dc55936e6e>>. Consulté le 29 juillet 2010.

Foucault, A. et Raoult J.-F. 1995. *Dictionnaire de Géologie*, 4ème. Paris: Masson.

Frontier, S., Davoult, D. et Gentilhomme, V. 2001. *Statistique pour les sciences de la vie et de l'environnement. Cours et exercices corrigés*. Paris: Dunod, 1-377 p.

Ge, Y., P. Murray et W. H. Hendershot. 2000. «Trace metal speciation and bioavailability in urban soils». *Environmental Pollution*. vol. 107, p. 137-144.

En ligne.

<<http://www.ingentaconnect.com/content/els/02697491/2000/00000107/00000001/art00119>  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00119-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00119-0)>. Consulté le 22 avril 2010.

Giasson, P., Jaouich, A., Cayer, P., Gagné, S., Moutoglis, P. et Massicotte, L. 2006. «Enhanced phytoremediation: A study of mycorrhizoremediation of heavy metal-contaminated soil». *Remediation Journal*. vol. 17, no 1, p. 97-110.

En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1002/rem.20115>>. Consulté le 01 décembre 2009.

Gossart, P. 2001. «Chimie de l'environnement (Thème 4)». In *Complexation du plomb (II), zinc (II) et cadmium (II) par les substances humiques extraites des sols* (2003): Phys. Chem. News., 9, 101-108.

En ligne. [http://www-lasir.univ-lille1.fr/rapport\\_activite/Theme4.pdf](http://www-lasir.univ-lille1.fr/rapport_activite/Theme4.pdf). Consulté le 20 octobre 2009.

Gupta, V. K. 1998. «Equilibrium Uptake, Sorption Dynamics, Process Development, and Column Operations for the Removal of Copper and Nickel from Aqueous Solution and Wastewater Using Activated Slag, a Low-Cost Adsorbent». *Industrial & Engineering Chemistry Research*. vol. 37, no 1, p. 192-202.

En ligne. <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ie9703898>>. Consulté le 04 janvier 2010.

Gupta, V. K., Gupta, M., Sharma, S. 2001. «Process development for the removal of lead and chromium from aqueous solutions using red mud--an aluminium industry waste». *Water Research*. vol. 35, no 5, p. 1125-1134.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-4281318-2/2/F9ec335eabd0f76a3320d5c7d7d0c9d3>>. Consulté le 22 avril 2010.

- Haghsheno, R., Mohebbi, A., Hashemipour, H. et Sarrafi, A. 2009. «Study of kinetic and fixed bed operation of removal of sulfate anions from an industrial wastewater by an anion exchange resin». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 166, no 2-3, p. 961-966. En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-67349112693&partnerID=40>>. Consulté le 22 avril 2010.
- Harter, R. D. et Naidu, R. 2001. «An Assessment of Environmental and Solution Parameter Impact on Trace-Metal Sorption by Soils». *Soil Sci Soc Am J*. vol. 65, no 3, p. 597-612. En ligne. <<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci;65/3/597>>. Consulté le 07 septembre 2009.
- Havlin, S., Nossal, R., Trus, B. et Weiss, G. H. 1985. «Diffusion on treelike clusters». *Physical Review B*. vol. 31, no 11, p. 7497. En ligne. <<http://link.aps.org/doi/10.1103/PhysRevB.31.7497>>. Consulté le 31 juillet 2010.
- Ho, Y. -S. 2004. «Pseudo-Isotherms Using a Second Order Kinetic Expression Constant». *Adsorption*. vol. 10, no 2, p. 151-158. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1023/B:ADSO.0000039870.28835.09>>. Consulté le 21 janvier 2010.
- Ho, Y. -S. 2006. «Review of second-order models for adsorption systems». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 136, no 3, p. 681-689. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TGF-4J6WR0G-1/2/de9d89b6957ff9c8ac820cc0a52b9da3>>. Consulté le 30 mars 2010.
- ILZSG. 2009. «Lead Background Data». En ligne. <<http://www.ilzsg.org/static/backgroundinfo.aspx?from=16>>. Consulté le 07 octobre 2009.

Hong, S.C., Kim, M.S., et Chung, J.G. 2002. Adsorption characteristics of Pb(II) on calcite-type calcium carbonate by batch and continuous reactors. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 8: 305 -312.

ILZSG. 2009. «End uses of lead».

En ligne. <<http://www.ilzsg.org/static/enduses.aspx?from=2>>. Consulté le 07 octobre 2009.

Inglethorpe, S.D.J., Morgan, D.J., Highley, D.E. et Bloodworth, A.J. 1993. *Industrial Minerals Laboratory Manual. Bentonite. Technical Report WG/93/20. Mineralogy and Petrology Series. British Geological Survey, Keyworth, Nottingham, United Kingdom.*

Inglezakis, V. J., Stylianou, M. A., Gkantzou, D. et Loizidou, M. D. 2007. «Removal of Pb(II) from aqueous solutions by using clinoptilolite and bentonite as adsorbents». *Desalination*. vol. 210, no 1-3, p. 248-256.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFX-4NR12J0-Y/2/78bf5c75a9120ae4ec0f989a457674cc>>. Consulté le 27 avril 2010.

INSERM. 1999. «Plomb, données biologiques et cliniques».

En ligne. <[http://lara.inist.fr/bitstream/2332/1365/2/INSERM\\_plomb\\_2.pdf](http://lara.inist.fr/bitstream/2332/1365/2/INSERM_plomb_2.pdf)>. Consulté le 23 octobre 2009.

Järup, L. 2003. «Hazards of heavy metal contamination». *British Medical Bulletin*. vol. 68, p. 8-11.

En ligne. <<http://bmb.oxfordjournals.org/cgi/reprint/68/1/167>>. Consulté le 27 avril 2010.

Kabata-Pendias, A. 2001. *Trace elements in soils and plants*, Third Edition. NY: CRC Press, 415 p.

- Kaoser, S., Barrington, S., Elektorowicz, M. et Wang, L. 2005. «Effect of Pb and Cd on Cu adsorption by sand-bentonite liners». *Canadian Journal of Civil Engineering*. vol. 32, no 1, p. 241-249. En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-21244477058&partnerID=40&md5=7b0f9391b14fef590d76196734494a9>>. Consulté le 27 avril 2010.
- Karam, A., Cescas, M.P. et Ledoux, R. 1983. «Specific zinc sorption by some gleysolic C horizons in Quebec soils, Canada. Communications in Soil Science and Plant Analysis». *Communications in soil science and plant analysis*. vol. 14, no 9, p. 781-785. Consulté le 29 mars 2009.
- Karam, A., Jaouich, A. et De Coninck, A.S. 2008. «Effet de deux solides calcaires résiduels sur la sorption du plomb par un sol marginal acide». In *400 ans d'évolution de la conscience environnementale* (29 et 30 mai 2008): 12e colloque annuel du Chapitre St-Laurent SAR-SETAC.
- Karam, A., Jaouich, A. et De Coninck, S.A. 2009. «Effect of bentonite loading to limed sulfide mine tailing on copper sorption from aqueous solution». In *Micro et Nano: Scientae Mare Magnum: 14<sup>th</sup> International Clay Conference* The Associazione Italiana per lo Studio delle Argille (AISA) and the Association Internationale pour l'Étude des Argiles (AIPEA).
- Karam, A., Jaouich, A. 2009. «Effect of eggshell and cementitious waste material and lead sorption by an acid sandy soil». In *Soils, Sediments and Water* (March 09-12, 2009): 19<sup>th</sup> Annual Meeting and West Coast Conference Association for Environmental Health and Sciences (EHS).
- Kim, D. S. 2003. «The removal by crab shell of mixed heavy metal ions in aqueous solution». *Bioresource Technology*. vol. 87, no 3, p. 355-357. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V24-47GHRHD-6/2/e3b4a19def3940d1420c73c6ce5732d6>>. Consulté le 28 avril 2010.

- Krishnan, A. K., Sheela, A. et Anirudhan, T. S. 2003. «Kinetic and equilibrium modeling of liquid-phase adsorption of lead and lead chelates on activated carbons». *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. vol. 78, no 6, p. 642-653. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1002/jctb.832>>. Consulté le 26 avril 2010.
- Kurdi, F. et Donner, H.E. 1999. «Effect of Mineral-Organic-Microorganism Interaction on Soil and Fresh Water Environments». *Soil Sci. Am. Soc. J.* 47 (1983) 873, p. 55.  
En ligne.  
<<http://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=N78kVkBsLr4C&oi=fnd&pg=PA55&dq=F.+Kurdi,+H.E.+Donner,+Soil+Sci.+Soc.+Am.+J.+47+%281983%29+873&ots=J6odB8E9ro&sig=n8K77HzNAGCjYEWygXAkSiYWCms#v=onepage&q=F.%20Kurdi%2C%20H.E.%20Donner%2C%20Soil%20Sci.%20Soc.%20Am.%20J.%2047%20%281983%29%20873&f=false>>. Consulté le 23 octobre 2009.
- Lagaly, G. 1995. «Surface Interlayer Reactions: Bentonite as adsorbents». In *Clays. Controlling the Environment*: 10<sup>th</sup> International Clay conference 1995 CSIRO.
- Levasseur, B., Chartier, M., Blais, J.-F. et Mercier, G. 2006. «Metals Removal from Municipal Waste Incinerator Fly Ashes and Reuse of Treated Leachates». *Journal of Environmental Engineering*. vol. 132, no 5.  
En ligne. <<http://www.aseanenvironment.info/Abstract/41013330.pdf>>.
- Li, D., Shengbiao, H., Wenhua, W. et An, P. 2001. «Study on the kinetics of cerium(III) adsorption-desorption on different soils of China». *Chemosphere*. vol. 44, no 4, p. 663-669.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V74-43C5C63-M/2/36ec13813e9ecd3c8595d4d27df132d9>>. Consulté le 16 janvier 2010.
- Li, L. 2006. «Retention Capacity and Environmental Mobility of Pb in Soils along Highway Corridor». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 170, no 1, p. 211-227.  
En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-005-9002-0>>. Consulté le 12 février 2010.



- Li, L. Y. et Li, F. 2001. «Heavy Metal Sorption and Hydraulic Conductivity Studies Using Three Types of Bentonite Admixes». *Journal of Environmental Engineering*. vol. 127, no 5, p. 420-429. En ligne. <<http://link.aip.org/link/?QEE/127/420/1>>. Consulté le 12 février 2010.
- Ma, L., Xu, R. et Jiang, J. 2010. «Adsorption and desorption of Cu(II) and Pb(II) in paddy soils cultivated for various years in the subtropical China». *Journal of Environmental Sciences*. vol. 22, no 5, p. 689-695.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B8CX4-5028VMV-8/2/b8920b83c04b6ac38f329781eabe971b>>. Consulté le 29 juillet 2010.
- Ma, Y. B. et Liu, J. F. 1997. «Adsorption kinetics of zinc in a calcareous soil as affected by pH and temperature». *Communications in soil science and plant analysis*. vol. 28, no 13, p. 1117 - 1126.  
En ligne. <<http://www.informaworld.com/10.1080/00103629709369859>>. Consulté le 31 août 2010.
- Marcos, L. 2001. «Étude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles». Thèse de Doctorat, Nantes, Mécanique, Thermique et Génie Civil.
- Maujean, A. 1993. Propriétés physico-chimiques des bentonites: applications œnologiques. R. F. *Oenol.* 33 (143), 43 – 53.
- McBride, M. B. et Blasiak, J. J. 1979. «Zinc and Copper Solubility as a Function of pH in an Acid Soil». *Soil Sci Soc Am J.* vol. 43, no 5, p. 866-870.  
En ligne. <<http://soil.scijournals.org/cgi/content/abstract/soilsci;43/5/866>>. Consulté le 12 octobre 2009.

- MDDEP. 2002a. «Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés». *Gouvernement du Québec, Québec*.  
En ligne. <<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/chapitres1-2-3.htm>>.  
Consulté le 03 octobre 2009.
- MDDEP. 2002b. «Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés - Loi et règlements». *Gouvernement du Québec*.  
En ligne. <<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/loi-reg.htm#loi>>. Consulté le 03 octobre 2009.
- MDDEP. 2007. «Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés - Politique ministérielle. Annexe 2 : Les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines ». *Gouvernement du Québec*.  
En ligne. <<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/resume.htm>>. Consulté le 03 octobre 2009.
- Meleshyn, A. 2009. «Adsorption of  $\text{Sr}^{2+}$  and  $\text{Ba}^{2+}$  at the cleaved mica-water interface: Free energy profiles and interfacial structure». *Geochimica et Cosmochimica Acta*. vol. 74, no 5, p. 1485-1497. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V66-4Y0T967-B/2/cbc9458c19de36c5f08191b3ea1d1cab>>. Consulté le 05 décembre 2009.
- Mezenner, N. Y. et Bensmaili, A. 2009. «Kinetics and thermodynamic study of phosphate adsorption on iron hydroxide-eggshell waste». *Chemical Engineering Journal*. vol. 147, no 2-3, p. 87-96.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFJ-4SWWT9R-1/2/b2ebbd3da2623c2b626d054bf4742822>>. Consulté le 10 mars 2010.

- Miranda-Cruz, E., Aguirre-Gomez, A., Hidalgo-Moreno, C., Etchevers-Barra, J. D. et Elizalde-Gonzalez, M. D. L. P. 2002. «Effect of organic ligands and pH on the Cd and Pb adsorption by bentonite». *Efecto de la presencia de ligantes orgánicos y del pH en la adsorción de Cd y Pb en bentonita*. vol. 18, no 1, p. 39-49.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/scopus/inward/record.url?eid=2-s2.0-0036054260&partnerID=40>>. Consulté le 06 novembre 2010.
- Montinaro, S., Concas, A., Pisu, M. et Cao, G. 2008. «Immobilization of heavy metals in contaminated soils through ball milling with and without additives». *Chemical Engineering Journal*. vol. 142, no 3, p. 271-284.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFJ-4RC2NVN-1/2/4810392c721821efdd57e9e81c96931f>>. Consulté le 10 avril 2010.
- Mouvet, C. et Bourg, A.C.M. 1983. «Speciation (including adsorbed species) of copper, lead, nickel and zinc in the MEUSE river». *Water Res.* vol. 17, no 6, p. 641-649.
- MSSS. 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine. Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. Santé et services sociaux. Québec, Ministère de la Santé et des Services Sociaux, Gouvernement du Québec 1-104 p En ligne. <<http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2002/02-227-02.pdf> >. Consulté le 03 octobre 2009.
- Murray, H. H. 2000. «Traditional and new applications for kaolin, smectite, and palygorskite: A general overview». *Applied Clay Science*. vol. 17, no 5-6, p. 207-221.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0034325880&partnerID=40&md5=46e188486fe5f551820705c9cd2e6105>>. Consulté le 10 mars 2010.

- Nowack, B., Xue, H. et Sigg, L. 1997. «Influence of Natural and Anthropogenic Ligands on Metal Transport during Infiltration of River Water to Groundwater». *Environmental Science & Technology*. vol. 31, no 3, p. 866-872.  
En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1021/es960556f>>. Consulté le 09 août 2010.
- Nowack, B., Kari, F. G. et Krüger, H. G. 2001. «The Remobilization of Metals from Iron Oxides and Sediments by Metal-EDTA Complexes». *Water, Air, & Soil Pollution*. vol. 125, no 1, p. 243-257. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1023/A:1005296312509>>. Consulté le 10 octobre 2009.
- Nys, Y. 2001. «La coquille d'œuf: un biosolide composite». *Pour la Science*. vol. 289.
- Nys, Y., Gautron, J., Garcia-Ruiz, J. M. et Hincke, M. T. 2004. «Avian eggshell mineralization: biochemical and functional characterization of matrice proteins». *Comptes Rendus Palevol*. vol. 3, no 6-7, p. 549-562.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6X1G-4DGD8P8-2/2/808911f3ece5eb33b9850fe859fceb20>>. Consulté le 10 novembre 2009.
- Özacar, M. et Şengil, I. A. 2005. «Adsorption of metal complex dyes from aqueous solutions by pine sawdust». *Bioresource Technology*. vol. 96, no 7, p. 791-795.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-10944243806&partnerID=40&md5=c6688e0eeee72a4dc246738cee53db25>>. Consulté le 25 novembre 2009.
- Park, H. J., Jeong, S. W., Yang, J. K., Kim, B. G. et Lee, S. M. 2007. «Removal of heavy metals using waste eggshell». *Journal of Environmental Sciences*. vol. 19, no 12, p. 1436-1441.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/scopus/inward/record.url?eid=2-s2.0-37049035378&partnerID=40>>. Consulté le 10 octobre 2009.

- Pédro, G. 2007. «Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux». *Les Ulis : EDP sciences*, p. 1-123.  
En ligne. <<http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycles.biogeochemiques.html>>.  
Consulté le 15 septembre 2009.
- Peld, M., Tõnsuaadu, K. et Bender, V. 2004. «Sorption and desorption of Cd<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> ions in apatite-aqueous systems». *Environmental Science and Technology*. vol. 38, no 21, p. 5626-5631.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-7444239734&partnerID=40&md5=b90d8b875a3cdc2fad7961a09afe5ce7>>. Consulté le 10 décembre 2009.
- Pion, A.-P. et Karam, A. 2008. Effet de deux matériaux calcaires résiduels sur la sorption du cadmium par un sol marginal. p. A-13. 22<sup>ème</sup> congrès annuel de l'Association Québécoise de Spécialistes en Sciences du Sol : « Utilisation et productivité des sols négligés ». 3 - 5 juin 2008. Saint-Georges-de-Beauce, Québec, Canada.
- Prost, R. 1995. «Contaminated Soils». In International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (15/05/1995): INRA.
- Rana, M. S., Halim, M. A., Safiullah, S., Mamun Mollah, M., Azam, M. S., Goni, M. A., Kamal Hossain, M. et Rana, M. M. 2009. «Removal of heavy metal from contaminated water by biopolymer crab shell chitosan». *Journal of Applied Sciences*. vol. 9, no 15, p. 2762-2769.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-68949207807&partnerID=40&md5=4a154f188d2b83a70b50f4b39e487382>>. Consulté le 18 avril 2010.

Raven, K. P., Jain, A. et Loeppert, R. H. 1998. «Arsenite and Arsenate Adsorption on Ferrihydrite: Kinetics, Equilibrium, and Adsorption Envelopes». *Environmental Science & Technology*. vol. 32, no 3, p. 344-349.

En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1021/es970421p>>. Consulté le 03 décembre 2009.

Rengel, Z. 2003. *Handbook of soil acidity*. New York: Marcel Dekker, Inc., 449-451 p.

En ligne.

<[http://books.google.ca/books?id=txCB1LgaYPYC&pg=PA57&lpg=PA57&dq=rengel+zdenko&source=bl&ots=BEh-l2\\_DAm&sig=wQmupE7ITWPVkv3iiu-YkZIAM8&hl=fr&ei=pxnBSreMDNPHIAeCsamxBQ&sa=X&oi=book\\_result&ct=result&resnum=8#v=onepage&q=&f=false](http://books.google.ca/books?id=txCB1LgaYPYC&pg=PA57&lpg=PA57&dq=rengel+zdenko&source=bl&ots=BEh-l2_DAm&sig=wQmupE7ITWPVkv3iiu-YkZIAM8&hl=fr&ei=pxnBSreMDNPHIAeCsamxBQ&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=8#v=onepage&q=&f=false)>. Consulté le 25 septembre 2009.

Robichaud, A., Karam, A. et Ziadi, N. 2008. Sorption et désorption du cadmium par un sol sablonneux marginal amendé avec une boue de papetière mixte et une boue de chaux. P. A-10. 22<sup>ème</sup> congrès annuel de l'Association Québécoise de Spécialistes en Sciences du Sol : « Utilisation et productivité des sols négligés ». 3 - 5 juin 2008. Saint-Georges-de-Beauce, Québec, Canada.

Ruttens, A., Mench, M., Colpaert, J. V., Boisson, J., Carleer, R. et Vangronsveld, J. 2006. «Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. I: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on phytotoxicity and plant availability of metals». *Environmental Pollution*. vol. 144, no 2, p. 524-532.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VB5-4JHMS66-1/2/41f8ed0866f4dc4f1410be1b9368dd54>>. Consulté le 14 octobre 2009.

Samson, S.D., Kyle, P.K. et Alexander, Jr., E.C. 1988. Correlation of North American Ordovician bentonites by using apatite chemistry. *Geology*, 16: 444 – 447.

Santé Canada. 2009. «Santé de l'environnement et du milieu de travail. Trousse d'information sur le plomb - Questions couramment posées sur l'effet de l'exposition au plomb sur la santé humaine».

En ligne. <[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/lead-plomb/asked\\_questions-questions\\_posees-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/lead-plomb/asked_questions-questions_posees-fra.php)>. Consulté le 12 Novembre 2009.

Scherrer, B. 1984. *Biostatistique*. Chicoutimi, Québec: Gaetan Morin éditeur.

Scherrer, B. 2007. *Biostatistique*, 2 t., 2ème. Montréal: Gaëtan Morin éditeur, 515-581; 651-688; 691-735 p.

Scherrer, B. 2009. *Biostatistique*, 2 t., 2ème. Montréal: Gaëtan Morin éditeur, 2-90 p.

Schindler, P. W., Fürst, B., Dick, R. et Wolf, P. U. 1976. «Ligand properties of surface silanol groups. I. surface complex formation with  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ , and  $\text{Pb}^{2+}$ ». *Journal of Colloid and Interface Science*. vol. 55, no 2, p. 469-475.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6WHR-4CV80KF-HT/2/f4df87f82be9fbd8e79a1f87ca0ae0c8>>. Consulté le 10 avril 2010.

Sen Gupta, S., Bhattacharyya, K. G. 2008. «Immobilization of Pb(II), Cd(II) and Ni(II) ions on kaolinite and montmorillonite surfaces from aqueous medium». *Journal of Environmental Management*. vol. 87, no 1, p. 46-58.

En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6WJ7-4NPHMWH-4/2/5d576be1d9d57c1a2307b287a9ae329b>>. Consulté le 10 avril 2010.

Serpaud, B. Al-Shukryr, R., Casteignaux, M. et Matejka, G. . 1994. «Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment».

En ligne. <[http://www.rse.inrs.ca/art/volume7/v7n4\\_343.pdf](http://www.rse.inrs.ca/art/volume7/v7n4_343.pdf)>. Consulté le 25 septembre 2009.

- Serrano, S., Garrido, F., Campbell, C. G. et García-González, M. T. 2005. «Competitive sorption of cadmium and lead in acid soils of Central Spain». *Geoderma*. vol. 124, no 1-2, p. 91-104.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V67-4CFV6RN-1/2/27c8bab870288b69ea533d6943a2c1d3>>. Consulté le 15 avril 2010.
- Singh, B.R. et Oste, L. 2001. «In situ immobilization of metals in contaminated or naturally metal-rich soils». *Environ. Rev./Dossiers environ*. vol. 9, no 2, p. 81-97.  
En ligne. <[http://pubs.nrc-cnrc.gc.ca/cgi-bin/rp/rp2\\_abst\\_f?er\\_a01-002\\_9\\_ns\\_nf\\_er2-01](http://pubs.nrc-cnrc.gc.ca/cgi-bin/rp/rp2_abst_f?er_a01-002_9_ns_nf_er2-01)>. Consulté le 01 avril 2009.
- Singh, S. P., Ma, L. Q. et Hendry, M. J. 2006. «Characterization of aqueous lead removal by phosphatic clay: Equilibrium and kinetic studies». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 136, no 3, p. 654-662.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TGF-4J91NM5-3/2/a49dbd28e61597f04a0acc59cb0863b0>>. Consulté le 08 avril 2010.
- Sipos, P., Németh, T., Mohai, I. et Dodony, I. 2005. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. *Geoderma* 124: 363 – 374.
- Sirven, J. -B. 2006. «Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS)». Thèse de doctorat Bordeaux, Université de Bordeaux 1, 252p. En ligne. <<http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00122546/fr/>>. Consulté le 02 octobre 2009.
- Sposito, G. et Weber, J. H. 1986. «Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters». *Critical Reviews in Environmental Control*. vol. 16, no 2, p. 193 - 229.  
En ligne. <<http://www.informaworld.com/10.1080/10643388609381745>>. Consulté le 29 avril 2010.



- Srivastava, S., Gupta, V. et Mohan, D. 1996. «Kinetic parameters for the removal of lead and chromium from wastewater using activated carbon developed from fertilizer waste material». *Environmental Modeling and Assessment*. vol. 1, no 4, p. 281-290.  
En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1007/BF01872156>>. Consulté le 27 mars 2010.
- Tessier, A., Carignan, R., Dubreuil, B. et Rapin, F. 1989. «Partitioning of zinc between the water column and the oxic sediments in lakes». *Geochimica et Cosmochimica Acta*. vol. 53, no 7, p. 1511-1522.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V66-488Y1F0-41/2/bf391a0b5c714667a61b1b752c9bbf66>>. Consulté le 29 août 2010.
- Tipping, E. et Hurley, M. A. 1992. «A unifying model of cation binding by humic substances». *Geochimica et Cosmochimica Acta*. vol. 56, no 10, p. 3627-3641.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V66-48C8JW6-10W/2/1a399e74310fa67cc8b9a9a7da6f08c0>>. Consulté le 27 avril 2010.
- Usuman, A. 2006. «Métaux lourds et détoxification dans les troubles du spectre autistique». En ligne. <[www.filariane.org/congres-ariane-2006-dr-anju-usman-metaux-lourds.ppt](http://www.filariane.org/congres-ariane-2006-dr-anju-usman-metaux-lourds.ppt)>. Consulté le 20 octobre 2009.
- Vyas, N. B., Spann, J. W., Heinz, G. H., Beyer, W. N., Jaquette, J. A. et Mengelkoch, J. M. 2000. «Lead poisoning of passerines at a trap and skeet range». *Environmental Pollution*. vol. 107, p. 159-166.  
En ligne.  
<<http://www.ingentaconnect.com/content/els/02697491/2000/00000107/00000001/art00112>  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00112-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00112-8)>. Consulté le 25 octobre 2009.

- Wan, M. -W., Chi-Chuan, K., Buenda, B. D. et Maria Lourdes, P.D. 2010. «Adsorption of copper (II) and lead (II) ions from aqueous solution on chitosan-coated sand». *Carbohydrate Polymers*. vol. 80, no 3, p. 891-899. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFD-4Y3TX93-D/2/5cc9346582fd35f58bf18ef5f5199470>>. Consulté le 27 avril 2010.
- Xiong, C. 2009. «Sorption of lead(II) in aqueous solution on chitin». *Asian Journal of Chemistry*. vol. 21, no 8, p. 6005-6014. En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-69749112504&partnerID=40&md5=3491096690e00c9bb74e35770e951263>>. Consulté le 05 avril 2010.
- Xu, Hu. Y., Yang, L., Wang, P., Liu, Y. et Peng, M. 2008. «Kinetic research on the sorption of aqueous lead by synthetic carbonate hydroxyapatite». *Journal of Environmental Management*. vol. 86, no 1, p. 319-328.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6WJ7-4NB2SPK-1/2/da7ba7c2c3f4c6adb692b593dd15e2ee>>. Consulté le 27 mars 2010.
- Yadava, K. P., Tyagi, B. S. et Singh, V. N. 1991. «Effect of temperature on the removal of lead(II) by adsorption on China clay and wollastonite». *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. vol. 51, no 1, p. 47-60. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1002/jctb.280510105>>. Consulté le 21 avril 2010.
- Yapici, T., Fafous, I. I., Zhao, J. et Chakrabarti, C. L. 2009. «Effects of various competing ligands on the kinetics of trace metal complexes of Laurentian Fulvic Acid in model solutions and natural waters». *Analytica Chimica Acta*. vol. 636, no 1, p. 6-12.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TF4-4VF56XB-4/2/f6de67615275b5838d7f1ab1ea03ce5a>>. Consulté le 05 mai 2010.

- Yeddou, N. et Bensmaili, A. 2007. «Equilibrium and kinetic modelling of iron adsorption by eggshells in a batch system: effect of temperature». *Desalination*. vol. 206, no 1-3, p. 127-134. En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFX-4N136D4-J/2/6567c4630eb655d4129b060324e5785f>>. Consulté le 12 mars 2010.
- Yong, R.N., Mohamed A.M.O. et Warkentin, B.P. 1992. *Principles of contaminant transport in soils*. Edition Elsevier : 327p.
- Yong, R.N. et Phadungchewit, Y. 1993. «pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils». *Canadian Geotechnical Journal*. vol. 30, no 5, p. 821-833.  
En ligne.  
<<http://rparticle.webp.cisti.nrc.ca/rparticle/AbstractTemplateServlet?calyLang=eng&journal=cgj&volume=30&year=0&issue=5&msno=t93-073>>. Consulté le 10 avril 2009.
- Zachara, J.M., Cowain, C.E. et Resch, C.T. 1991. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55: 1549 – 1562.
- Zheng, W., Li, X.-m., Yang, Q., Zeng, G. -m., Shen, X.-x., Zhang, Y. et Liu, J. -j. 2007. «Adsorption of Cd(II) and Cu(II) from aqueous solution by carbonate hydroxylapatite derived from eggshell waste». *Journal of Hazardous Materials*. vol. 147, no 1-2, p. 534-539.  
En ligne. <<http://www.scopus.com/scopus/inward/record.url?eid=2-s2.0-34447639751&partnerID=40>>. Consulté le 30 novembre 2009.
- Zhou, D., Zhang, L., Zhou, J., et Guo, S. 2004. «Cellulose/chitin beads for adsorption of heavy metals in aqueous solution». *Water Research*. vol. 38, no 11, p. 2643-2650.  
En ligne. <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-4CGMXB3-5/2/7a51e6988bcb9abdd7e554fa820ce02c>>. Consulté le 14 avril 2010.

Zhu, B. et Alva, A. K. 1993. «Differential adsorption of trace metals by soils as influenced by exchangeable cations and ionic strength». *Soil Science*. vol. 155, no 1, p. 61-66.

En ligne. <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0->

[0027498686&partnerID=40&md5=e9eb805738a7ba54a0f3810d2dabb27f](http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0027498686&partnerID=40&md5=e9eb805738a7ba54a0f3810d2dabb27f)>. Consulté le 22

juillet 2010.

**PAGES ANNEXES**

**ANNEXE A****QUANTITÉS DE CATIONS BASIQUES ÉCHANGEABLES (ACÉTATE  
D'AMMONIUM, 1N, PH 7) DES SOLIDES ADSORBANTS**

<b>Solides adsorbants</b>	<b>Quantités de cations basiques échangeables (mg/kg)</b>			
	<b>Na</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Ca</b>
Sol	114,75	2,1	4,5	810
Bentonite	11508	514,8	990	6096
Farine de crabes	5802	2376	1332	10440
Coquilles d'œufs de poule	654,9	423	294	10500

## ANNEXE B

## MÉCANISMES DE TRANSPORT ET DE TRANSFORMATION DE PLOMB

(adapté de CEAEQ, 1998)

<b>Compartiment</b>	<b>Mécanismes de transport</b>	<b>Mécanismes de transformation</b>
<b>Atmosphère</b>	Adsorption/désorption	Oxydation/Réduction
	Diffusion	Photolyse
	Retombée humide/sèche	Réaction avec les radicaux libres
	Transport aérodynamique	
<b>Colonne d'eau</b>	Adsorption/désorption	Complexation
	Diffusion	Hydrolyse
	Sédimentation	Oxydation/Réduction
	Transport hydrodynamique	Photolyse
	Volatilisation	
<b>Sol</b>	Adsorption/désorption	Complexation
	Battement de la nappe	Hydrolyse
	Diffusion	Oxydation/Réduction
	Érosion	Photolyse
	Percolation	
	Ruissellement	
<b>Biote</b>	Bioaccumulation/Bioamplification	Biotransformation

## ANNEXE C

## CRITÈRES GÉNÉRIQUES RELATIFS AUX MÉTAUX LOURDS POUR LE SOL

(MDDEP, 2002)<sup>12</sup>

Nom du métal ou du métalloïde	Critères de sol (mg/kg de matière sèche)		
	A	B	C
Arsenic	6	30	50
Baryum	200	500	2 000
Cadmium	1,5	5	20
Cobalt	15	50	300
Chrome total	85	250	800
Cuivre	40	100	500
Étain	5	50	300
Manganèse	770	1000	2200
Mercur	0,2	2	10
Molybdène	2	10	40
Nickel	50	100	500
Pb	50	500	1 000
Sélénium	1	3	10
Zinc	110	500	1500

N.B : A : Teneurs de fond pour les paramètres inorganiques et limite de quantification pour les paramètres organiques.

B : Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle.

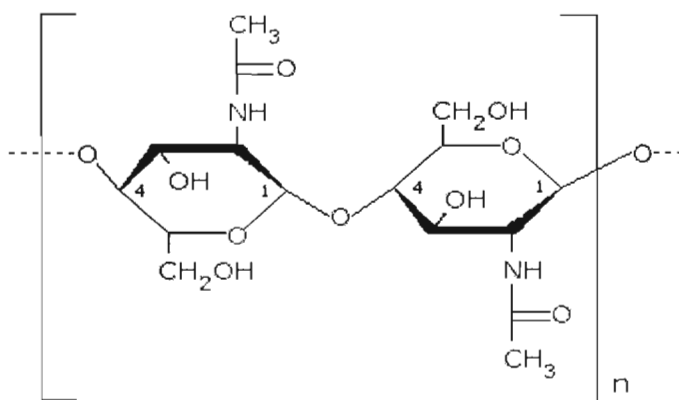
C : Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

<sup>12</sup> [http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe\\_2\\_tableau\\_1.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm)



**ANNEXE D****MOTIF DE LA CHITINE**

(Crini *et al.*, 2009)



**ANNEXE E****QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES PAR LES SOLIDES ADSORBANTS EN FONCTION DU TEMPS**

Quantité de Pb ajoutée = 100 ppm

Temps (heure)	Plomb adsorbé							
	Sol		Bentonite		Farine de crabes		Coquilles d'œufs	
	Quantité (mg/kg)	% Pb	Quantité (mg/kg)	% Pb	Quantité (mg/kg)	% Pb	Quantité (mg/kg)	% Pb
0,5	450,00	0,75	48891	83,3	56010	89,55	6681	10,68
1	1474,50	2,46	49962	84,64	58992	94,32	7432	11,88
2	2040,00	3,40	49974	85,17	59394	94,96	7939,5	12,69
3	2377,50	3,96	50064,0	85,33	59503,5	95,14	9111	14,57
4	2508,00	4,18	50572,5	86,19	59232,0	94,7	10126,5	16,19
6	2850,00	4,75	51472,5	87,73	59671,5	95,41	13671	21,86
8	3694,50	6,16	52210,5	88,99	59764,5	95,56	17233,5	27,55
12	3856,50	6,43	53271,0	90,79	60198	96,25	21960	35,11
24	4117,50	6,86	54364,5	92,66	60402	96,5	39453	63,08
48	4500	7,5	56517,5	96,33	61150,2	97,77	43111,5	68,93
72	5100	8,5	56543	96,37	61669,8	97,78	47064,6	75,25
168	6660	11,1	56722,5	96,68	61917	97,98	48618,6	77,74
336	7863	13,11	56812,5	96,83	62200,8	98,09	59215,2	94,68
504	9600	16	57097,5	97,32	62544	100	62544	100
672	10282,5	17,14	57442,5	97,90	62544	100	62544	100
1344	10320	17,2	57412,5	97,85	62544	100	62544	100

## ANNEXE F

### QUANTITÉS DE PLOMB ADSORBÉES ET pH EN FONCTION DU RAPPORT V/m

Quantité de Pb ajoutée = 148 ppm

Solide adsorbant	Amendement ajouté au sol (%)	20			30			40		
		Pb adsorbé (mg/kg)	Pb (%)	pH	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb (%)	pH	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb (%)	pH
S	0	1270,9	42,9	3,91	1759	39,6	4,1	3056,2	51,63	4,18
B	100	2874,2	99,2	8,2	4338,8	99,4	7,97	5780,5	99,88	7,75
FC	100	2935,1	97,1	8,44	4414,4	97,7	8,06	5912,6	97,64	7,81
Q	100	2785	94,1	7,76	4259,1	95,9	8,02	5640,4	95,28	7,62
QB	100	2936,7	99,2	8,37	4412,7	99,4	8,09	5909,6	99,82	7,81
QFC	100	2881,2	97,3	7,65	4317,6	97,2	7,64	5707,8	96,42	7,85
SB	10	2701,4	90,1	5,03	4252,2	95,77	4,77	5508,2	93,04	5,41
SFC	10	2667,6	99,2	8,12	3501,1	99,8	8,02	5847	97,45	7,42
SQ	10	2937,5	91,3	6,08	4224,3	95,14	6,29	5505,04	93	6,45
SQB	10	2946,3	99,5	7,93	4422	99,8	7,54	5886,1	99,43	7,42
SQFC	10	2931,6	99	8,35	4422	99,6	8,24	5862	99,02	8,03

## ANNEXE G

## QUANTITÉS ET POURCENTAGES EN PLOMB ADSORBÉS EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE DE LA SOLUTION

Quantité de plomb ajoutée = 100 ppm.

Solide adsorbant	Amdt	Température (°C)					
		4		22		40	
		Q <sub>e</sub> (mg/kg)	Pb (%)	Q <sub>e</sub> (mg/kg)	Pb (%)	Q <sub>e</sub> (mg/kg)	% Pb
S	0	866,43	13,51	657,93	10,26	705,56	11
B	100	6408,8	99,93	6392,25	99,68	6400,35	99,8
FC	100	6310,4	98,4	6308,86	98,38	6316,29	98,49
Q	100	4857,09	75,74	4972,8	77,54	6091,8	94,99
QB	100	5529,09	86,22	6340,24	98,87	6387,57	99,6
QFC	100	6317,09	98,5	6285,66	98,03	6357,42	99,13
SB	10	1779,54	27,75	1952,79	30,45	2021,25	31,52
SFC	10	6330,14	98,71	6355,95	99,11	6361,79	99,2
SQ	10	1305,36	20,35	2011,59	31,37	2376,57	37,06
SQB	10	6252,33	97,49	6359,2	99,16	6345,18	98,94
SQFC	10	6173	99,26	6299,38	98,23	6349,5	99,01

Avec Q<sub>e</sub> : Quantités de Pb adsorbé ; Amdt : Amendement

## ANNEXE H

## QUANTITÉS DE PB ADSORBÉES EN FONCTION DES DOSES CROISSANTES DE PLOMB

Sol					Bentonite				
$C_0$ (ppm)	$C_e$ (ppm)	$Q_e$ (mg/kg)	Pb (%) adsorbé	pH	$C_0$ (ppm)	$C_e$ (ppm)	$Q_e$ (mg/kg)	Pb (%) adsorbé	pH
10	5,35	348,83	46,51	4,01	10	1,05	2685	89,5	6,59
20	12,47	564,53	37,64	3,8	20	2,45	5263,95	87,73	6,8
30	19,5	787,5	35	3,99	30	2,56	8382,75	93,14	6,87
40	27,97	902,06	30,07	3,86	40	3,79	10863	90,53	6,78
50	37,33	950,63	25,35	3,84	50	4,75	8382,75	90,5	6,67
60	46,94	979,5	21,77	3,9	60	6,11	16166,25	89,81	6,11
80	65,9	1057,69	17,63	3,95	80	9,9	21029,25	87,62	6,12
100	85,74	1069,5	14,26	3,58	100	12,99	26103	87,01	5,95

## ANNEXE H (suite)

Farine de crabes					Coquilles d'œufs				
$C_0$ (ppm)	$C_e$ (ppm)	$Q_e$ (mg/kg)	Pb adsorbé	pH	$C_0$ (ppm)	$C_e$ (ppm)	$Q_e$ (mg/kg)	Pb adsorbé	pH
10	3,72	1883,1	62,77	8,94	10	4,09	887,1	59,14	8,03
20	4,41	4677,75	77,96	8,81	20	5	2250	75	8,01
30	0,98	8705,7	96,73	8,25	30	6,25	3562,5	79,17	7,45
40	1,08	11674,95	97,29	8,89	40	8	4800	80	6,23
50	0,87	14738,25	98,26	8,91	50	10	6000	80	6,44
60	0,87	17739,45	98,55	8,84	60	12,07	7189,5	79,88	6,39
80	0,64	23809,35	99,21	8,41	80	16,45	9533,25	79,44	6,41
100	0,67	29799,9	99,33	8,03	100	17,41	12388,88	82,59	6,47

N.B :  $C_0$  : Concentration initiale de Pb (ppm) ;  $C_e$  : Concentration de Pb en solution à l'équilibre (ppm) ;  $Q_e$  : Quantités de Pb adsorbées (mg/kg)

## ANNEXE I

## RÉSULTATS DÉTAILLÉS D'ANALYSES DE PLOMB ADSORBÉ/DÉSORBÉ (ESSAI 5)

## ANNEXE I.1

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE BENTONITE

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé	Pb adsorbé	Pb adsorbé
		ppm	mg/kg	(%)
S1	0	13,23	396,9	13,23
S2	0	12,645	379,35	12,65
S1	0	10	300	10
S2	0	15	450	15
		<b>Moyenne</b>	<b>381,56</b>	<b>12,72</b>
SBa1	2,5	61,975	1859,25	61,98
SBa2	2,5	56,51	1695,3	56,51
SBa1	2,5	57,295	1718,85	57,3
SBa2	2,5	57,785	1733,55	57,79
		<b>Moyenne</b>	<b>1751,74</b>	<b>58,39</b>
SBb1	5	81	2430	81
SBb2	5	87,5	2625	87,5
SBb1	5	81,137	2434,11	81,14
SBb2	5	81,926	2457,78	81,93
		<b>Moyenne</b>	<b>2486,72</b>	<b>82,89</b>
SBc1	10	93,07	2792,1	93,07
SBc2	10	90	2700	90
SBc1	10	94	2820	94
SBc2	10	93,8	2814	93,8
		<b>Moyenne</b>	<b>2781,53</b>	<b>92,72</b>
SBe1	15	96,87	2906,1	96,87
SBe2	15	96	2880	96
SBe1	15	95,182	2855,46	95,18
SBe2	15	94,841	2845,23	94,84
		<b>Moyenne</b>	<b>2871,7</b>	<b>95,72</b>
SBd1	20	96,4	2892	96,4
SBd2	20	96,5	2895	96,5
SBd1	20	95,78	2873,4	95,78
SBd2	20	95,645	2869,35	95,65
		<b>Moyenne</b>	<b>2882,44</b>	<b>96,08</b>
B1	100	98,095	2942,85	98,1
B2	100	98,715	2961,45	98,72
B1	100	96,53	2895,9	96,53
B2	100	99,4	2982	99,4
		<b>Moyenne</b>	<b>2981,63</b>	<b>99,39</b>

**Légende** S : Sol B : Bentonite SB : Sol + Bentonite

## ANNEXE I.2

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE FARINE DE CRABES

Quantité de plomb initialement ajoutée 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé ppm	Pb adsorbé mg/kg	Pb adsorbé (%)
S1	0	13,23	396,9	13,23
S2	0	12,645	379,35	12,65
S1	0	10	300	10
S2	0	15	450	15
		Moyenne	381,56	12,72
SFCa1	2,5	98,397	2951,91	98,4
SFCa2	2,5	97,448	2923,44	97,45
SFCa1	2,5	98,994	2969,82	98,99
SFCa2	2,5	98,283	2948,49	98,28
		Moyenne	2948,42	98,28
SFCb1	5	98,5	2955	98,5
SFCb2	5	98,692	2960,76	98,69
SFCb1	5	99	2970	99
SFCb2	5	99,02	2970,6	99,02
		Moyenne	2964,09	98,8
SFCc1	10	98,572	2957,16	98,57
SFCc2	10	98,649	2959,47	98,65
SFCc1	10	98,958	2968,74	98,96
SFCc2	10	99,119	2973,57	99,12
		Moyenne	2964,74	98,82
SFCd1	15	98,498	2954,94	98,5
SFCd2	15	98,756	2962,68	98,76
SFCd1	15	98,783	2963,49	98,78
SFCd2	15	99,143	2974,29	99,14
		Moyenne	2963,85	98,8
SFCe1	20	99	2970	99
SFCe2	20	98,6	2958	98,6
SFCe1	20	98,5	2955	98,5
SFCe2	20	99,2	2976	99,2
		Moyenne	2964,75	98,83
FC1	100	99,3	2979	99,3
FC2	100	99,4	2982	99,4
FC1	100	99,45	2983,5	99,45
FC2	100	99,4	2982	99,4
		Moyenne	2981,63	99,39

**Légende** S : Sol, FC : Farine de crabes, SFC : Sol + Farine de crabes



## ANNEXE I.3

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé ppm	Pb adsorbé mg/kg	% de Pb adsorbé
S1	0	13,23	396,9	13,23
S2	0	12,645	379,35	12,65
S1	0	10	300	10
S2	0	15	450	15
		Moyenne	381,56	12,2
SQa1	2,5	45,32	1359,6	45,2
SQa2	2,5	45,555	1366,65	45,6
SQa1	2,5	44,38	1331,4	44,8
SQa2	2,5	45,27	1358,1	45,7
		Moyenne	1353,94	45,3
SQb1	5	78,215	2346,45	78,2
SQb2	5	75	2250	75
SQb1	5	81,038	2431,14	81,4
SQb2	5	82,469	2474,07	82,7
		Moyenne	2375,42	79,8
SQc1	10	88,355	2650,65	88,6
SQc2	10	89,165	2674,95	89,7
SQc1	10	88,21	2646,3	88,1
SQc2	10	89,162	2674,86	89,6
		Moyenne	2661,69	88,2
SQd1	15	90,09	2702,7	90,9
SQd2	15	89,42	2682,6	89,2
SQd1	15	92	2760	92
SQd2	15	91	2730	91
		Moyenne	2718,83	90,3
SQe1	20	95	2850	95
SQe2	20	95,5	2865	95
SQe1	20	96	2880	96
SQe2	20	95,9	2877	95
		Moyenne	2868	95

**ANNEXE I.3 (suite)**

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé ppm	Pb adsorbé mg/kg	% de Pb adsorbé
Q1	100	99,505	2985,15	99,1
Q2	100	98,915	2967,45	98,2
Q1	100	97,234	2917,02	97,3
Q2	100	98,025	2940,75	98,3
		Moyenne	2952,59	98,2

**Légende**

S : Sol

Q : Coquilles d'œufs de poule

SFC : Sol + Coquilles d'œufs de poule

## ANNEXE I.4

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + BENTONITE

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Q (%)	B (%)	QB (%)		Pb adsorbé (mg/kg)	Pb adsorbé (%)
S1	0	0	0		396,9	13,23
S2	0	0	0		379,35	12,65
S1	0	0	0		300	10
S2	0	0	0		450	15
				Moyenne	381,56	12,72
SQBa1	2,5	5	7,5		2700	90
SQBa2	2,5	5	7,5		2694	89,8
SQBa1	2,5	5	7,5		2715	90,5
SQBa2	2,5	5	7,5		2685	89,5
				Moyenne	2698,5	89,95
SQBb1	5	5	10		2952,84	98,43
SQBb2	5	5	10		2964,06	98,8
SQBb1	5	5	10		2947,89	98,26
SQBb2	5	5	10		2946	98,2
				Moyenne	2952,7	98,42
SQBc1	10	5	15		2957,46	98,58
SQBc2	10	5	15		2946	98,2
SQBc1	10	5	15		2967,24	98,91
SQBc2	10	5	15		2949,72	98,32
				Moyenne	2955,11	98,5
SQBd1	15	5	20		2968,5	98,95
SQBd2	15	5	20		2959,32	98,64
SQBd1	15	5	20		2965,86	98,86
SQBd2	15	5	20		2955	98,5
				Moyenne	2962,17	98,74

## ANNEXE I.4 (Suite)

Solide adsorbant	Q (%)	B (%)	QB (%)		Pb adsorbé (mg/kg)	Pb adsorbé (%)
SQBe1	20	5	25		2973	99,1
SQBe2	20	5	25		2966,16	
SQBe1	20	5	25		2955,84	98,53
SQBe2	20	5	25		2955	98,5
				Moyenne	2962,5	98,75
SQBf1	2,5	10	12,5		2967	98,9
SQBf2	2,5	10	12,5		2970	99
SQBf1	2,5	10	12,5		2898,51	96,62
SQBf2	2,5	10	12,5		2909,76	96,99
				Moyenne	2936,32	97,88
SQBg1	5	10	15	98,295	2948,85	98,3
SQBg2	5	10	15	95,513	2865,39	95,51
SQBg1	5	10	15	98,9	2967	98,9
SQBg2	5	10	15	99,1	2973	99,1
				Moyenne	2938,56	97,95
SQBh1	10	10	20	98,177	2945,31	98,18
SQBh2	10	10	20	97,406	2922,18	97,41
SQBh1	10	10	20	99,263	2977,89	99,26
SQBh2	10	10	20	99,004	2970,12	99
				Moyenne	2953,88	98,46
SQBi1	15	10	25	98,9	2967	98,9
SQBi2	15	10	25	98,952	2968,56	98,95
SQBi1	15	10	25	98,9	2967	98,9
SQBi2	15	10	25	99	2970	99
				Moyenne	2968,14	98,94
SQBj1	20	10	30	98,9	2967	98,9
SQBj2	20	10	30	98,8	2964	98,8
SQBj1	20	10	30	99,204	2976,12	99,2
SQBj2	20	10	30	99	2970	99
				Moyenne	2969,28	98,98
QB1	0	0	100	98,9	2967	98,9
QB1	0	0	100	98,952	2968,56	98,95
QB2	0	0	100	99,204	2976,12	99,2
QB2	0	0	100	99	2970	99
				Moyenne	2970,42	99,01

**Légende S :** Sol QB : Coquilles d'œufs de poule+ Bentonite, SQB : Sol + Coquilles d'œufs de poule + Bentonite

## ANNEXE I.5

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB ADSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + FARINE DE CRABES

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solides adsorbants	Répliques	Q (%)	Farine de crabes (%)	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb adsorbé (%)
S1	1	0	0	396,9	13,23
S2	2	0	0	379,35	12,65
S1	1	0	0	300	10
S2	2	0	0	450	15
			Moyenne	381,56	12,72
SQFCa1	1	2,5	5	2690,25	89,7
SQFCa2	2	2,5	5	2698,29	89,9
SQFCa1	3	2,5	5	2771,25	92,4
SQFCa2	4	2,5	5	2730,21	91
			Moyenne	2722,5	90,75
SQFCb1	1	5	5	2907,27	96,9
SQFCb2	2	5	5	2889,6	96,3
SQFCb1	1	5	5	2938,59	98
SQFCb2	2	5	5	2933,19	97,8
			Moyenne	2917,16	97,24
SQFC1	1	10	5	2898,75	96,6
SQFC2	2	10	5	2879,94	96
SQFC1	1	10	5	2947,86	98,3
SQFC2	2	10	5	2952,72	98,4
			Moyenne	2919,82	97,33
SQFCd1	1	15	5	2910	97
SQFCd2	2	15	5	2904	96,8
SQFCd1	1	15	5	2940	98
SQFCd2	2	15	5	2927,85	97,6
			Moyenne	2920,46	97,35
SQFCe1	1	20	5	2940	98
SQFCe2	2	20	5	2910	97
SQFCe1	1	20	5	2940	98

## ANNEXE I.5 (Suite)

Solides adsorbants	Réplicas	Q (%)	Farine de crabes (%)	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb adsorbé (%)
SQFCe2	2	20	5	2910	97
			Moyenne	2925	97,5
SQFCf1	1	2,5	10	2957,31	98,6
SQFCf2	2	2,5	10	2962,47	98,7
SQFCf1	1	2,5	10	2962,5	98,8
SQFCf2	2	2,5	10	2970	99
			Moyenne	2963,07	98,77
SQFCg1	1	5	10	2968,98	99
SQFCg2	2	5	10	2967,6	98,9
SQFCg1	1	5	10	2968,2	98,9
SQFCg2	2	5	10	2968,5	99
			Moyenne	2968,32	98,94
SQFCh1	1	10	10	2982,33	99,4
SQFCh2	2	10	10	2973,57	99,1
SQFCh1	1	10	10	2961,06	98,7
SQFCh2	2	10	10	2969,07	99
			Moyenne	2971,51	99,05
SQFCi1	1	15	10	2980,02	99,3
SQFCi2	2	15	10	2980,41	99,3
SQFCi1	1	15	10	2983,08	99,4
SQFCi2	2	15	10	2977,65	99,3
			Moyenne	2980,29	99,34
SQFCj1	1	20	10	2982	99,4
SQFCj2	2	20	10	2983,5	99,5
SQFCj1	1	20	10	2979,12	99,3
SQFCj2	2	20	10	2980,44	99,3
			Moyenne	2981,27	99,38
QFC1	1	0	0	2982	99,4
QFC2	2	0	0	2983,5	99,5
QFC1	1	0	0	2985	99,5
QFC2	2	0	0	2983,2	99,4
			Moyenne	2983,43	99,45

**Légende** S : Sol, QFC : Coquilles d'œufs de poule + farine de crabes, SQFC : Sol + coquilles d'œufs de poule + farine de crabes

## ANNEXE I.6

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE BENTONITE

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb désorbéNH <sub>4</sub> OAc		Pb désorbé DTPA	
			(mg/kg)	(%)	(mg/kg)	(%)
S1	0	396,9	116,5	29,3		
S2	0	379,35	119,8	31,6		
S1	0	300			200	66,7
S2	0	450			239,5	53,2
		Moyenne	118,1	30,5	219,7	59,9
SBa1	2,5	1859,25	623,3	33,5		
SBa2	2,5	1695,3	516,6	30,5		
SBa1	2,5	1718,85			1073	62,4
SBa2	2,5	1733,55			1094	63,1
		Moyenne	570	32	1083,5	62,8
SBb1	5	2430	651,1	26,8		
SBb2	5	2625	564,9	21,5		
SBb1	5	2434,11			1550	63,7
SBb2	5	2457,78			1558,4	63,4
		Moyenne	608	24,2	1554,2	63,5
SBc1	10	2792,1	966,6	34,6		
SBc2	10	2700	559,9	20,7		
SBc1	10	2820			2430,3	86,2
SBc2	10	2814			2287,1	81,3
		Moyenne	763,2	27,7	2358,7	83,7
SBd1	15	2892	1135,1	39,2		
SBd2	15	2895	957,3	33,1		
SBd1	15	2873,4			2669,7	92,9
SBd2	15	2869,35			2595,8	90,5
		Moyenne	1046,2	36,2	2632,7	91,7
SBe1	20	2906,1	1107,3	38,1		
SBe2	20	2880	1172,7	40,7		
SBe1	20	2855,46			2687,6	94,1
SBe2	20	2845,23			2688	94,5
		Moyenne	1140	39,4	2687,8	94,3

## ANNEXE I.6 (suite)

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé	Pb désorbé		Pb désorbé	
		(mg/kg)	NH <sub>4</sub> OAc (mg/kg)	(%)	DTPA (mg/kg)	(%)
B1	100	2942,85	572,7	19,5		
B2	100	2961,45	361,8	12,2		
B1	100	2895,9			1725,8	59,6
B2	100	2925			1948,2	66,6
		Moyenne	467,3	15,8	1837	63,1

## Légende :

S : sol

B : bentonite

SB : sol + bentonite



## ANNEXE I.7

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE FARINE DE CRABES

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Dose %	Pb adsorbé mg/kg	Pb désorbé		Pb désorbé	
			NH <sub>4</sub> OAc mg/kg	%	DTPA mg/kg	%
S1	0	396,90	116,5	29,3		
S2	0	379,35	119,8	31,6		
S1	0	300			200,0	66,7
S2	0	450			239,5	53,2
		Moyenne	118,1	30,5	219,7	59,9
SFCa1	2,5	2951,91	1089,5	36,9		
SFCa2	2,5	2923,44	678,0	23,2		
SFCa1	2,5	2969,82			2617,7	88,1
SFCa2	2,5	2948,49			2600,0	88,2
		Moyenne	883,7	30,0	2608,8	88,2
SFCb1	5	2955,00	575,0	19,5		
SFCb2	5	2960,76	1195,2	40,4		
SFCb1	5	2970			2647,7	89,1
SFCb2	5	2970,6			2721,8	91,6
		Moyenne	885,1	29,9	2684,7	90,4
SFCc1	10	2957,16	975,8	33,0		
SFCc2	10	2959,47	663,6	22,4		
SFCc1	10	2968,74			2362,5	79,6
SFCc2	10	2973,57			2465,0	82,9
		Moyenne	819,7	27,7	2413,7	81,2
SFCd1	15	2954,94	428,7	14,5		
SFCd2	15	2962,68	718,5	24,3		
SFCd1	15	2963,49			2081,0	70,2
SFCd2	15	2974,29			2090,0	70,3
		Moyenne	573,6	19,4	2085,5	70,2

**ANNEXE I.7 (suite)**

SFCe1	20	2970,00	531,9	17,9		
SFCe2	20	2958,00	446,3	15,1		
SFCe1	20	2955			1974,2	66,8
SFCe2	20	2976			2009,0	67,5
		<b>Moyenne</b>	<b>489,1</b>	<b>16,5</b>	<b>1991,6</b>	<b>67,2</b>
FC1	100	2979,00	155,7	5,2		
FC2	100	2982,00	208,2	7,0		
FC1	100	2983,5			1163,4	39,0
FC2	100	2982			1687,2	56,6
		<b>Moyenne</b>	<b>181,9</b>	<b>6,1</b>	<b>1425,3</b>	<b>47,8</b>

**Légende :**

S : Sol

FC: Farine de crabes

SFC: Sol+ farine de crabes

## ANNEXE I.8

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide adsorbant	Dose	Pb adsorbé mg/kg	Pb désorbé NH <sub>4</sub> OAc		Pb désorbé DTPA	
			mg/kg	%	mg/kg	%
S1	0	396,90	116,5	29,3		
S2	0	379,35	119,8	31,6		
S1	0	300			200,0	66,7
S2	0	450			239,5	53,2
		Moyenne	118,1	30,5	219,7	59,9
SQa1	2,5	1360	386,0	28,4		
SQa2	2,5	1367	380,0	27,8		
SQa1	2,5	1331			1111,9	83,5
SQa2	2,5	1358			1111,7	81,9
		Moyenne	383,0	28,1	1111,8	82,7
SQb1	5	2346	695,9	29,7		
SQb2	5	2250	732,2	32,5		
SQb1	5	2431			2298,5	94,5
SQb2	5	2474			2195,0	88,7
		Moyenne	714,0	31,1	2246,8	91,6
SQc1	10	2651	935,0	35,3		
SQc2	10	2675	1059,0	39,6		
SQc1	10	2646			2480,0	93,7
SQc2	10	2675			2476,9	92,6
		Moyenne	997,0	37,4	2478,4	93,2
SQd1	15	2703	1159,1	42,9		
SQd2	15	2683	1124,6	41,9		
SQd1	15	2760			2570,0	93,1
SQd2	15	2730			2550,0	93,4
		Moyenne	1141,8	42,4	2560,0	93,3

**ANNEXE I.8 (suite)**

SQe1	20	2850	1300,0	45,6		
SQe2	20	2865	1261,1	44,0		
SQe1	20	2880			2617,6	90,9
SQe2	20	2877			2600,0	90,4
		Moyenne	1280,5	44,8	2608,8	90,6
Q1	100	2985	740,3	24,8		
Q2	100	2967	955,8	32,2		
Q1	100	2917			2134,6	73,2
Q2	100	2941			2272,4	77,3
		Moyenne	848,0	28,5	2203,5	75,2

**Légende** S : Sol, Q : Coquilles d'œufs de poule, SQ : Sol + coquilles d'œufs de poule

## ANNEXE I.9

## QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + BENTONITE

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solides adsorbants	Rep	% Q	% B	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb désorbé		Pb désorbé	
					NH <sub>4</sub> OAc (mg/kg)	(%)	DTPA (mg/kg)	(%)
S1	1	0	0	396,9	116,5	29,3		
S2	2	0	0	379,35	119,76	31,6		
S1	1	0	0	300			200	66,7
S2	2	0	0	450			239,45	53,2
				<b>Moyenne</b>	<b>118,1</b>	<b>30,5</b>	<b>219,7</b>	<b>59,9</b>
SQBa1	1	2,5	5	2700	600	22,2		
SQBa2	2	2,5	5	2694	633,9	23,5		
SQBa1	1	2,5	5	2715			2366,7	87,2
SQBa2	2	2,5	5	2685			2196,3	81,8
				<b>Moyenne</b>	<b>616,95</b>	<b>22,9</b>	<b>2281,5</b>	<b>84,5</b>
SQBb1	1	5	5	2952,84	719,7	24,4		
SQBb2	2	5	5	2964,06	864	29,1		
SQBb1	1	5	5	2947,89			2384,4	80,9
SQBb2	2	5	5	2946			2253,45	76,5
				<b>Moyenne</b>	<b>791,85</b>	<b>26,8</b>	<b>2318,925</b>	<b>78,7</b>
SQBc1	1	10	5	2957,46	873,6	29,5		
SQBc2	2	10	5	2946	715,35	24,3		
SQBc1	1	10	5	2967,24			2260,65	76,2
SQBc2	2	10	5	2949,72			2260,35	76,6
				<b>Moyenne</b>	<b>794,475</b>	<b>26,9</b>	<b>2260,5</b>	<b>76,4</b>
SQBd1	1	15	5	2968,5	817	27,5		
SQBd2	2	15	5	2959,32	817,8	27,6		
SQBd1	1	15	5	2965,86			2369	79,9
SQBd2	2	15	5	2955			2300	77,8
				<b>Moyenne</b>	<b>817,4</b>	<b>27,6</b>	<b>2334,5</b>	<b>78,9</b>

## ANNEXE I.9 (suite)

Solides adsorbants	Rep	Q (%)	% B	Pb adsorbé (mg/kg)	Pb désorbé		Pb désorbé	
					NH <sub>4</sub> OAc (mg/kg)	(%)	DTPA (mg/kg)	(%)
SQBe1	1	20	5	2955,84			2018,85	68,3
SQBe2	2	20	5	2955			2273,55	76,9
				<b>Moyenne</b>	<b>633,975</b>	<b>21,4</b>	<b>2146,2</b>	<b>72,6</b>
SQBe1	1	20	5	2973	587,4	19,8		
SQBe2	2	20	5	2966,16	680,55	22,9		
SQBe1	1	20	5	2955,84			2018,85	68,3
SQBe2	2	20	5	2955			2273,55	76,9
				<b>Moyenne</b>	<b>633,975</b>	<b>21,4</b>	<b>2146,2</b>	<b>72,6</b>
SQBf1	1	2,5	10	2967	1114,95	37,6		
SQBf2	2	2,5	10	2970	935,1	31,5		
SQBf1	1	2,5	10	2898,51			2317,2	79,9
SQBf2	2	2,5	10	2909,76			2209,2	75,9
				<b>Moyenne</b>	<b>1025,025</b>	<b>34,5</b>	<b>2263,2</b>	<b>77,9</b>
<b>SQBg1</b>	1	5	10	2948,85	821,25	27,8		
SQBg2	2	5	10	2865,39	816,6	28,5		
SQBg1	1	5	10	2967			1823,55	61,5
SQBg2	2	5	10	2973			2224,95	74,8
				<b>Moyenne</b>	<b>818,925</b>	<b>28,2</b>	<b>2024,25</b>	<b>68,1</b>
SQBh1	1	10	10	2945,31	582,6	19,8		
SQBh2	2	10	10	2922,18	647,7	22,2		
SQBh1	1	10	10	2977,89			2242	75,3
SQBh2	2	10	10	2970,12			2242,05	75,5
				<b>Moyenne</b>	<b>615,15</b>	<b>21</b>	<b>2242,025</b>	<b>75,4</b>
SQBh1	1	15	10	2967	574,2	19,4		
SQBh2	2	15	10	2968,56	541,35	18,2		
SQBh1	1	15	10	2967			2281,95	76,9
SQBh2	2	15	10	2970			2217,6	74,7
				<b>Moyenne</b>	<b>557,775</b>	<b>18,8</b>	<b>2249,775</b>	<b>75,8</b>
SQBj1	1	20	10	2967	642,33	21,6		
SQBj2	2	20	10	2964	538,05	18,2		
SQBj1	1	20	10	2976,12			2278,5	76,6
SQBj2	2	20	10	2970			2178	73,3
				<b>Moyenne</b>	<b>590,19</b>	<b>19,9</b>	<b>2228,25</b>	<b>74,9</b>
QB1	2	0	0	2968,56	361,8	12,2		
QB1	1	0	0	2976,12			1725,75	58
QB1	2	0	0	2970			1948,2	65,6
				<b>Moyenne</b>	<b>467,25</b>	<b>15,7</b>	<b>1836,975</b>	<b>61,8</b>

**Légende** Rep : Réplica, S : Sol, QB : Coquilles d'œufs de poule + bentonite, SQB : Sol + Coquilles d'œufs de poule + bentonite

## ANNEXE I.10

QUANTITÉS MOYENNES DE PLOMB DÉSORBÉES EN FONCTION DE LA DOSE DE COQUILLES D'ŒUFS DE POULE + FARINE DE CRABES

Quantité de plomb initialement ajoutée = 3000 mg de Pb/kg

Solide	Rep	% Q	% FC	Pb adsorbé	Pb désorbé			
					NH <sub>4</sub> OAc	DTPA		
Adsorbant				mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	%
S1	1	0	0	396,9	116,5	29,3		
S2	2	0	0	379,35	119,8	31,6		
S1	1	0	0	300			200,0	66,7
S2	2	0	0	450			239,5	53,2
				<b>Moyenne</b>	<b>118,1</b>	<b>30,5</b>	<b>219,7</b>	<b>59,9</b>
SQFCa1	1	2,5	5	2690,25	864,3	32,1		
SQFCa2	2	2,5	5	2698,29	800	29,6		
SQFCa1	1	2,5	5	2771,25			2355,6	85,0
SQFCa2	2	2,5	5	2730,21			2282,4	83,6
				<b>Moyenne</b>	<b>832,15</b>	<b>30,9</b>	<b>2319</b>	<b>84,3</b>
SQFCb1	1	5	5	2907,27	760,95	26,2		
SQFCb2	2	5	5	2889,6	590,61	20,4		
SQFCb1	1	5	5	2938,59			2429,1	82,7
SQFCb2	2	5	5	2933,19			2486,55	84,8
				<b>Moyenne</b>	<b>675,78</b>	<b>23,3</b>	<b>2457,825</b>	<b>83,7</b>
SQFCc1	1	10	5	2898,75	500,7	17,3		
SQFCc2	2	10	5	2879,94	789,9	27,4		
SQFCc1	1	10	5	2947,86			2488,8	84,4
SQFCc2	2	10	5	2952,72			2514,3	85,2
				<b>Moyenne</b>	<b>645,3</b>	<b>22,4</b>	<b>2501,55</b>	<b>84,8</b>

## ANNEXE I.10 (suite)

SQFCd1	1	15	5	2910	424,05	14,6		
SQFCd2	2	15	5	2904	567	19,5		
SQFCd1	1	15	5	2940			2546,4	86,6
SQFCd2	2	15	5	2927,85			2427	82,9
				<b>Moyenne</b>	<b>495,525</b>	<b>17,0</b>	<b>2486,7</b>	<b>84,8</b>
SQFCe1	1	20	5	2940	519,15	17,7		
SQFCe2	2	20	5	2910	530	18,2		
SQFCe1	1	20	5	2940			2310	78,6
SQFCe2	2	20	5	2910			2312,25	79,5
				<b>Moyenne</b>	<b>524,575</b>	<b>17,9</b>	<b>2311,125</b>	<b>79,0</b>
SQFCf1	1	2,5	10	2957,31	529,95	17,9		
SQFCf2	2	2,5	10	2962,47	479,25	16,2		
SQFCf1	1	2,5	10	2962,5			2164,5	73,1
SQFCf2	2	2,5	10	2970			2458,8	82,8
				<b>Moyenne</b>	<b>504,6</b>	<b>17,0</b>	<b>2311,65</b>	<b>77,9</b>
SQFCg1	1	5	10	2968,98	535,14	18,0		
SQFCg2	2	5	10	2967,6	447,84	15,1		
SQFCg1	1	5	10	2968,2			2243,55	75,6
SQFCg2	2	5	10	2968,5			2464,5	83,0
				<b>Moyenne</b>	<b>491,49</b>	<b>16,6</b>	<b>2354,025</b>	<b>79,3</b>
SQFC h1	1	10	10	2982,33	454,05	15,2		
SQFC h2	2	10	10	2973,57	340,44	11,4		
SQFC h1	1	10	10	2961,06			2473,05	83,5
SQFC h2	2	10	10	2969,07			2234,25	75,3
				<b>Moyenne</b>	<b>397,245</b>	<b>13,3</b>	<b>2353,65</b>	<b>79,4</b>
SQFCi1	1	15	10	2980,02	539,31	18,1		
SQFCi2	2	15	10	2980,41	469,77	15,8		
SQFCi1	1	15	10	2983,08			2456,85	82,4
SQFCi2	2	15	10	2977,65			2381,4	80,0
				<b>Moyenne</b>	<b>504,54</b>	<b>16,9</b>	<b>2419,125</b>	<b>81,2</b>



**ANNEXE I.10 (fin)**

SQFCj1	1	20	10	2982	579,42	19,4		
SQFCj2	2	20	10	2983,5	422,04	14,1		
SQFCj1	1	20	10	2979,12			2380,05	79,9
SQFCj2	2	20	10	2980,44			2146,05	72,0
				<b>Moyenne</b>	<b>500,73</b>	<b>16,8</b>	<b>2263,05</b>	<b>75,9</b>
QFC1	1	0	0	2982	291,78	9,8		
QFC2	2	0	0	2983,5	384	12,9		
QFC1	1	0	0	2985			2100	70,4
QFC2	2	0	0	2983,2			2034,9	68,2
				<b>Moyenne</b>	<b>337,89</b>	<b>11,3</b>	<b>2067,45</b>	<b>69,3</b>

**Légende :***Rep : Réplica*

S : Sol

QC : Coquilles d'œufs de poule + farine de crabes

SQC : Sol + coquilles d'œufs de poule + farine de crabes

## ANNEXE J

## ACIDE DIÉTHYLÈNETRIAMINEPENTAACÉTIQUE

