



(86) Date de dépôt PCT/PCT Filing Date: 2000/07/27

(87) Date publication PCT/PCT Publication Date: 2001/02/08

(85) Entrée phase nationale/National Entry: 2002/01/18

(86) N° demande PCT/PCT Application No.: CA 2000/000884

(87) N° publication PCT/PCT Publication No.: 2001/009045

(30) Priorité/Priority: 1999/08/03 (2,279,525) CA

(51) Cl.Int.⁷/Int.Cl.⁷ C02F 1/72, C02F 11/00, C02F 9/00

(71) Demandeur/Applicant:
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE, CA

(72) Inventeurs/Inventors:
BLAIS, JEAN-FRANÇOIS, CA;
MEUNIER, NATHALIE, CA;
SASSEVILLE, JEAN-LOUIS, CA;
TYAGI, RAHESHWAR D., CA;
MERCIER, GUY, CA;
HAMMY, FATIMA, MA

(74) Agent: OGILVY RENAULT

(54) Titre : PROCEDE HYBRIDE CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE DECONTAMINATION DE BOUES D'EPURATION
MUNICIPALES

(54) Title: HYBRID CHEMICAL AND BIOLOGICAL PROCESS FOR DECONTAMINATING SLUDGE FROM MUNICIPAL
SEWAGE

(57) **Abrégé/Abstract:**

La présente invention concerne un procédé hybride chimique et biologique de décontamination des boues d'épuration contenant des métaux lourds et des micro-organismes pathogènes, comprenant les étapes suivantes: mélange des boues avec une solution lixivante acide pour acidifier les boues à un pH suffisamment bas pour solubiliser la majorité des métaux lourds et détruire la majorité des micro-organismes pathogènes, mais suffisamment haut pour minimiser la solubilisation des éléments fertilisants; maintien d'un potentiel d'oxydoréduction supérieur à +400 mV; séparation liquide-solide pour donner une fraction solide comprenant des boues acides décontaminées, et une fraction liquide comprenant les métaux lourds dissous dans la solution lixivante; neutralisation des boues; et récupération des boues décontaminées neutralisées dont le contenu en éléments fertilisants, tels que le carbone, l'azote et le phosphore, est demeuré substantiellement inchangé par rapport aux boues initialement contaminées.



(12) DEMANDE INTERNATIONALE PUBLIÉE EN VERTU DU TRAITÉ DE COOPÉRATION
EN MATIÈRE DE BREVETS (PCT)(19) Organisation Mondiale de la Propriété
Intellectuelle
Bureau international(43) Date de la publication internationale
8 février 2001 (08.02.2001)

PCT

(10) Numéro de publication internationale
WO 01/09045 A1(51) Classification internationale des brevets⁷: C02F 1/72,
9/00, 11/00(21) Numéro de la demande internationale:
PCT/CA00/00884

(22) Date de dépôt international: 27 juillet 2000 (27.07.2000)

(25) Langue de dépôt: français

(26) Langue de publication: français

(30) Données relatives à la priorité:
2,279,525 3 août 1999 (03.08.1999) CA(71) Déposant (pour tous les États désignés sauf US):
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE [CA/CA]; Tour de la Cité, 2600 boulevard
Laurier, Bureau 840, C.P. 7500, Sainte-Foy, Québec G1V
4C7 (CA).

(72) Inventeurs; et

(75) Inventeurs/Déposants (pour US seulement): **BLAIS,**
Jean-François [CA/CA]; 176 rue Baudrier, Beauport,
Québec G1B 3M5 (CA). **MEUNIER, Nathalie** [CA/CA];
187 rue Baudrier, Beauport, Québec G1B 3M5 (CA). **SAS-**
SEVILLE, Jean-Louis [CA/CA]; 1304 rue Jean-Charles
Cantin, Cap-Rouge, Québec G1Y 2X3 (CA). **TYAGI,****Rajeshwar, D.** [CA/CA]; 1154 rue Charles Albanel,
Sainte-Foy, Québec G1X 4T9 (CA). **MERCIER, Guy**
[CA/CA]; 3640 rue Lacoste, Québec, Québec G2E 4P8
(CA).(74) Mandataires: **NADEAU, François** etc.; Swabey Ogilvy
Renault, Suite 1600, 1981 McGill College Avenue, Mon-
tréal, Québec H3A 2Y3 (CA).(81) États désignés (national): AE, AG, AL, AM, AT, AU, AZ,
BA, BB, BG, BR, BY, BZ, CA, CH, CN, CR, CU, CZ, DE,
DK, DM, DZ, EE, ES, FI, GB, GD, GE, GH, GM, HR, HU,
ID, IL, IN, IS, JP, KE, KG, KP, KR, KZ, LC, LK, LR, LS,
LT, LU, LV, MA, MD, MG, MK, MN, MW, MX, MZ, NO,
NZ, PL, PT, RO, RU, SD, SE, SG, SI, SK, SL, TJ, TM, TR,
TT, TZ, UA, UG, US, UZ, VN, YU, ZA, ZW.(84) États désignés (régional): brevet ARIPO (GH, GM, KE,
LS, MW, MZ, SD, SL, SZ, TZ, UG, ZW), brevet eurasien
(AM, AZ, BY, KG, KZ, MD, RU, TJ, TM), brevet européen
(AT, BE, CH, CY, DE, DK, ES, FI, FR, GB, GR, IE, IT, LU,
MC, NL, PT, SE), brevet OAPI (BF, BJ, CF, CG, CI, CM,
GA, GN, GW, ML, MR, NE, SN, TD, TG).

Publiée:

- Avec rapport de recherche internationale.
- Avant l'expiration du délai prévu pour la modification des revendications, sera republiée si des modifications sont reçues.

[Suite sur la page suivante]

(54) Title: HYBRID CHEMICAL AND BIOLOGICAL PROCESS FOR DECONTAMINATING SLUDGE FROM MUNICIPAL SEWAGE

(54) Titre: PROCEDE HYBRIDE CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE DECONTAMINATION DE BOUES D'EPURATION MUNICIPALES

(57) Abstract: The invention relates to a hybrid biological and chemical method for decontaminating sludge containing heavy metals and pathogenic microorganisms, consisting of the following steps: the sludge is mixed with an acidic leaching solution in order to acidify the sludge with a pH which is low enough to solubilize the majority of the heavy metals and to destroy most of the pathogenic microorganisms but which is also high enough to minimize the solubilization of fertilizing elements; oxidation-reduction of more than +400 mv is maintained, liquid-solid separation occurs in order to obtain a solid fraction comprising decontaminated acidic sludge and a liquid fraction comprising heavy metals which are dissolved in a leaching solution; the sludge is neutralized; and neutralized decontaminated sludge is recovered, whereby the fertilizing elements contained therein, i.e. carbon, nitrogen and phosphorus, remain substantially unchanged in relation to the initially contaminated sludge.

(57) Abrégé: La présente invention concerne un procédé hybride chimique et biologique de décontamination des boues d'épuration contenant des métaux lourds et des micro-organismes pathogènes, comprenant les étapes suivantes: mélange des boues avec une solution lixiviante acide pour acidifier les boues à un pH suffisamment bas pour solubiliser la majorité des métaux lourds et détruire la majorité des micro-organismes pathogènes, mais suffisamment haut pour minimiser la solubilisation des éléments fertilisants; maintien d'un potentiel d'oxydoréduction supérieur à +400 mV; séparation liquide-solide pour donner une fraction solide comprenant des boues acides décontaminées, et une fraction liquide comprenant les métaux lourds dissous dans la solution lixiviante; neutralisation des boues; et récupération des boues décontaminées neutralisées dont le contenu en éléments fertilisants, tels que le carbone, l'azote et le phosphore, est demeuré substantiellement inchangé par rapport aux boues initialement contaminées.



WO 01/09045 A1

TITRE

Procédé hybride chimique et biologique de décontamination de boues d'épuration municipales

5 **DOMAINE DE L'INVENTION**

La présente invention concerne un procédé de décontamination des boues d'épuration telles que les boues d'épuration municipales. La technologie permet de réduire considérablement les teneurs en métaux toxiques dans les boues et, ce faisant, d'en conserver les propriétés fertilisantes, de détruire les germes pathogènes qu'elles renferment et de réduire significativement la production d'odeurs lors de leur manipulation durant ou après le traitement. Les boues provenant des eaux usées pouvant être traitées par le procédé de la présente invention incluent les boues de type primaire, secondaire, digérées aérobies ou anaérobies, les lagunes ou les fosses septiques.

15 **ART ANTÉRIEUR**

La production annuelle mondiale de boues d'épuration provenant du traitement des eaux usées domestiques peut être estimée sur une base sèche à près de 50 millions de tonnes. Les modes d'élimination les plus utilisés pour la disposition de ces boues sont l'incinération, l'enfouissement sanitaire et l'épandage agricole. Le coût de traitement et de disposition des boues par ces méthodes conventionnelles d'élimination varie entre 250 et 725 \$ Can/tonne. Sur cette base, on peut estimer le marché mondial de la gestion des boues d'épuration à environ 15 milliards de dollars annuellement.

L'incinération et l'enfouissement sont des méthodes conventionnelles d'élimination des boues. Cependant, l'augmentation des volumes de boues à éliminer et la raréfaction des lieux de disposition, ainsi qu'une opposition sociale croissante à ces méthodes d'élimination, ont tendance à favoriser les méthodes de valorisation, notamment comme fertilisants agricoles ou sylvicoles. La valorisation agricole des boues, l'option privilégiée par les autorités gouvernementales, est de plus en plus pratiquée à travers le monde. Aux États-Unis, en 1976, cette pratique était utilisée pour la disposition de 26 % des boues d'épuration produites par les municipalités. En 1990, elle est passée à 33 % du volume total des boues produites. En Europe en général, environ 37 % des boues sont utilisées en agriculture. Au Royaume-Uni, plus de 51 % des boues produites sont

employées à cette fin, alors que près de 40 % sont disposées de la façon au Japon. Au Canada, 29 % du volume total estimé de boues municipales est déposé sur des terres agricoles.

5 La présence de micro-organismes pathogènes et de concentrations élevées en métaux toxiques dans les boues constitue toutefois un obstacle restreignant de manière importante cette pratique. Il est bien connu que les procédés conventionnels de traitement des boues comme la stabilisation aérobie ou anaérobie, sont inopérants pour l'enlèvement des métaux toxiques et peu efficaces pour la destruction des micro-organismes
10 pathogènes. En Amérique du Nord et en Europe, plus de 50 % des boues produites par les usines d'épuration municipales selon un procédé de digestion conventionnel contiennent des concentrations en métaux lourds qui excèdent les normes recommandées pour l'épandage agricole, ce qui les rend donc potentiellement toxiques. Il est bien connu que le cuivre, le nickel et le zinc sont phytotoxiques et leurs concentrations élevées dans
15 le sol peuvent affecter fortement le rendement des récoltes. L'accumulation des métaux dans les plantes à la suite de l'épandage de boues d'épuration a été démontrée pour l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le mercure, le molybdène, le nickel, le plomb et le sélénium et le zinc. Les métaux peuvent également se retrouver dans la chaîne alimentaire par une adhésion à la surface des végétaux résultant de l'application de
20 boues d'épuration sur les terres.

La présence des métaux lourds dans la partie comestible des végétaux peut donc s'avérer un risque pour la santé humaine et animale. Par exemple, le cadmium est un élément particulièrement redouté puisque les symptômes de sa phytotoxicité
25 apparaissent à des concentrations près de 10 fois supérieures à celles où apparaissent les symptômes de sa zootoxicité. Chez l'homme et les animaux, l'absorption excessive de cadmium cause son accumulation dans les reins et le foie, engendrant ainsi des dommages histologiques et fonctionnels. Les effets biologiques du cadmium incluent aussi des interférences avec des systèmes enzymatiques fondamentaux, tel la phosphorylase
30 oxydative, par blocage des groupements thiols, ainsi que des interférences avec la synthèse des acides nucléiques. Le cadmium présenterait aussi certaines propriétés cardiotoxiques. Le plomb est aussi un élément qui présente un potentiel de zootoxicité plus élevé que celui de phytotoxicité. Bien que le potentiel d'accumulation de cet élément

dans la chaîne alimentaire soit faible, des effets toxiques ont été rapportés chez des bovins ayant mangé de la terre amendée avec des boues fortement polluées par le plomb. L'exposition environnementale à de faibles teneurs en plomb est associée à divers désordres métaboliques et déficiences neuropsychologiques chez l'humain, tels que des effets nuisibles au niveau du métabolisme des cellules rouges du sang; des perturbations de l'homéostasie du calcium dans les hépatocytes, les cellules osseuses et les cellules du cerveau; et des dommages neurologiques. Diverses études ont également mis en évidence l'effet nuisible du plomb dans l'hypertension artérielle humaine.

De manière générale, les métaux toxiques tels que Al, As, Sb, Be, Bi, Cd, Hg, Cr, Co, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Se et Zn pourraient nuire à la reproduction humaine ou être initiateur ou promoteur de certains cancers, en agissant comme inhibiteur dans la biosynthèse de l'ADN ou de l'ARN, ou encore comme agent mutagène. Les résultats de nombreux travaux sur les risques associés à l'application de boues chargées en métaux lourds sur les terres agricoles ont été publiés ces dernières années.

L'intérêt de réduire les concentrations en métaux toxiques des boues d'épuration est aujourd'hui un fait bien reconnu. Pour ce faire, deux types d'intervention sont envisagés, soit l'enlèvement des métaux lors de l'épuration des eaux usées et/ou le contrôle à la source des rejets industriels. Depuis plusieurs années, diverses techniques d'extraction des métaux ont été examinées, mais jusqu'à maintenant, aucun procédé n'a été jugé compétitif au plan économique avec les techniques conventionnelles de disposition des boues d'épuration. Quant à la réduction à la source, bien que souhaitable, cette approche est non seulement coûteuse, mais porteuse de résultats incertains, car elle peut difficilement circonscrire les sources diffuses de pollution qui contribuent à l'enrichissement des boues en métaux toxiques. Plusieurs études démontrent en effet qu'une grande partie des métaux retrouvés dans les boues provient des résidences et du ruissellement urbain.

Depuis 1975, plusieurs techniques d'enlèvement des métaux lourds des boues d'épuration ont été examinées, mais jusqu'à présent, aucun procédé économique et efficace ne semble avoir été implanté sur une base commerciale. De nombreuses tentatives de solubilisation chimique des métaux ont été étudiées, telles que la chloration,

l'échange d'ion, l'utilisation d'agents chélateurs tels l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) et l'acide nitrilotriacétique (NTA), et la digestion aérobie thermophile autochauffée (AATD) couplée à une acidification par l'acide chlorhydrique. Les coûts élevés d'opération, certaines difficultés opératoires, et quelques fois des rendements
5 insatisfaisants de lixiviation des métaux ont compromis l'émergence de ces techniques.

L'ajout de différents acides organiques (CH_3COOH) et inorganiques (H_2SO_4 , HCl , HNO_3) aux boues est la technique qui a été la plus considérée par différents chercheurs. L'utilisation d'acides organiques ne permet toutefois que de faibles
10 rendements de solubilisation des métaux, tout en engendrant des coûts prohibitifs.

L'emploi d'acides inorganiques seuls ne permet pas une solubilisation efficace du cuivre et du plomb, malgré une acidification considérable des boues, i.e., à un pH de l'ordre de pH 1,5. La solubilité des métaux dans les boues est affectée principalement par
15 le pH, mais aussi par d'autres facteurs tout aussi importants qui doivent être pris en considération, tels que le potentiel d'oxydoréduction du milieu, la concentration des métaux et des ligands, e.g. les anions et les molécules non-chargées, et l'équilibre chimique entre les constituants. La solubilisation du cuivre et du plomb dans les boues requiert une augmentation importante du potentiel d'oxydoréduction, ce qui ne peut être
20 obtenue rapidement par oxydation chimique lors de l'aération des boues. Les quantités importantes d'acide nécessaires pour solubiliser les métaux rendent ces techniques peu attrayantes économiquement.

L'utilisation combinée d'un acide et d'un agent oxydant fort a également été
25 examinée. Plusieurs chercheurs ont suggéré l'utilisation d'acide chlorhydrique et de peroxyde d'hydrogène à un pH variant entre 1,0 et 1,5, ce qui permet l'obtention de meilleurs rendements de solubilisation des métaux que l'ajout de seulement un acide. Toutefois, les coûts d'opération de cette technique sont élevés puisque la quantité d'acide requise pour abaisser le pH à une telle valeur est très grande, sans compter que les
30 éléments fertilisants et nutritifs des boues sont alors dégradés ou solubilisés.

Le procédé décrit dans US 5,051,191 comprend une acidification très importante des boues (pH 1,0 à 2,0) par un ajout d'acide sulfurique ou chlorhydrique,

couplée à un apport d'agent oxydant sous forme de sels ferriques (sulfate ou chlorure) à une concentration variant entre 0,5 et 3,0 g Fe^{3+} /L (sulfate ou chlorure) et l'addition d'un régénérant de l'agent oxydant tel que le peroxyde d'hydrogène, l'hypochlorite de sodium ou de calcium, l'air comprimé, l'oxygène, l'ozone, le dioxyde de soufre, le chlore ou des composés chlorés. Une période de traitement de 10 à 30 minutes est suffisante avec cette technologie pour une solubilisation adéquate des métaux lourds. La chaîne de décontamination comprend également une étape de conditionnement des boues par floculation avec un polymère cationique ou anionique, suivie de la déshydratation des boues sur un filtre à tambour sous vide avec lavage des boues décontaminées.

10

La nécessité d'ajouter des quantités considérables d'acide et d'agent oxydant, de même que l'utilisation d'un régénérant résulte en des coûts opératoires restreignant fortement la mise en marché de cette technologie, même si elle offre par ailleurs de bons rendements de décontamination des boues. À titre d'exemple, l'acidification des boues à un pH de 1,5 requiert environ 90 % plus d'acide sulfurique que l'acidification des boues à un pH de 2,5. Une telle hausse de la consommation d'acide double presque le coût requis pour l'acide et diminue d'autant l'attrait du procédé. Le lavage des boues lors de l'étape de déshydratation sur un filtre à tambour sous vide est également un besoin supplémentaire entraînant une hausse des coûts de traitement des boues.

20

Il faut également considérer que l'acidification prononcée des boues entraîne une solubilisation excessive des éléments nutritifs présents dans ces dernières (azote et phosphore), lesquels se retrouvent inévitablement dans l'effluent final après déshydratation des boues lixiviées. Ce phénomène contribue également à réduire significativement la valeur agronomique des boues ainsi décontaminées. Par exemple, des essais comparatifs sur des boues physico-chimiques d'épuration des eaux usées ont montré que l'acidification des boues à un pH 1,5 a résulté en une perte du phosphore total de 44 %, alors que dans les mêmes conditions expérimentales mais avec un pH de 2,5, pour les mêmes boues, la perte de cet élément est seulement de 6 %.

30

Un autre désavantage du procédé de US 5,051,191 est la difficulté importante de floculer adéquatement les boues lixiviées à un pH inférieur à 2,0. Dans de telles conditions d'acidité, les floccs obtenus par conditionnement avec des polymères

organiques sont de faibles dimensions et sont fragiles. La déshydratation de ces boues ainsi floculées est très difficile avec les équipements standards employés pour la déshydratation des boues (filtres à bandes presseuses, filtres-presses à plateaux, centrifugeuses). De fait, le brevet suggère l'emploi d'un filtre à tambour sous vide pour la déshydratation des boues traitées par leur procédé. Or, ce type d'équipements n'est pas employé pour la déshydratation de boues d'épuration d'eaux usées municipales. Le lavage des boues lors de l'étape de déshydratation sur un filtre à tambour sous vide, technique qui semble mal adaptée à la déshydratation des boues d'épuration, constitue également un besoin supplémentaire qui entraîne une hausse additionnelle des coûts de traitement des boues.

Des essais de séparation des métaux par centrifugation ont également été effectués. Deux étapes successives de centrifugation permettent de concentrer les métaux dans un culot. Les concentrations de métaux retrouvées dans le culot se situent entre 60 et 73 % pour le cadmium, le nickel, le chrome, le cuivre et le zinc, alors que ce procédé ne permet pas d'extraire le plomb. Cette technique présente des problèmes au niveau de la récupération et de la valorisation des solides, puisque les boues réduites en métaux ne constituent que 23 % du volume des boues totales.

L'extraction des métaux au moyen d'un procédé magnétique et de résine échangeuse d'ions a aussi été étudiée. Les métaux dans les boues sont captés par la résine échangeuse d'ions qui est régénérée par la suite en milieu acide. Les rendements d'enlèvement des métaux par cette approche technologique dans des boues artificiellement contaminées, sont de 57 % pour le cuivre, de 66 % pour le zinc et de 86 % pour le cadmium. La faisabilité économique de cette approche ne semble toutefois pas avoir été démontrée pour une application à l'échelle industrielle.

Un nouveau procédé chimique incluant une solubilisation des métaux suivie d'une chélation sur un support solide a été mis au point pour la décontamination des sols (voir Mourato D. et D.D. Lang (1994) *The Toronto harbour commissioners soil recycling demonstration project, summary of operations and test results*. Final report. The Toronto harbour commissioners et Zenon Environmental inc., 46 pages.) Les auteurs de ce rapport de développement de ce procédé prétendent être capables de décontaminer les boues

d'épuration préalablement digérées. Les détails donnés dans le rapport ne permettent pas de juger de la faisabilité technico-économique de l'application de cette technologie pour la décontamination des boues d'épuration. D'autre part, l'obligation de traiter des boues digérées en diminue l'applicabilité et augmente certainement le coût du traitement global des
5 boues, rendant le procédé économiquement moins intéressant.

L'utilisation dans les procédés de traitement acide des boues d'acides organiques ou de fortes quantités d'acides inorganiques nécessaires pour abaisser le pH fait en sorte de hausser de manière importante les coûts opératoires associés aux produits chimiques. Ainsi,
10 les coûts élevés de ces procédés, l'inadéquation des équipements requis à la réalité des stations d'épuration, les rendements insuffisants d'enlèvement des métaux toxiques et les pertes de valeurs fertilisantes sont les principaux obstacles à la mise en marché des technologies de décontamination des boues qui ont été proposées jusqu'à présent.

15 Suite aux différentes contraintes techniques et économiques rencontrées avec les procédés chimiques d'enlèvement des métaux associés aux boues municipales, l'intérêt de mettre au point un procédé biologique d'extraction est apparu. Au cours des dernières années, quelques études de biolixiviation ont été réalisées.

20 Une technologie développée par l'INRS consiste en un procédé de biolixiviation des métaux lourds utilisant le sulfate ferreux. Le procédé est utilisé pour la décontamination des boues d'épuration ayant subi préalablement une étape de stabilisation microbiologique par digestion aérobie ou anaérobie. Le temps de réaction dans le bioréacteur varie entre 1 et 2 jours selon le mode de fonctionnement et la boue spécifique
25 à traiter. Un ajout de sulfate ferreux est nécessaire comme source de substrat énergétique. Les conditions d'acidité ainsi créées et la hausse des conditions oxydantes du milieu lors de l'oxydation de l'ion ferreux en ion ferrique, permettent une solubilisation importante des métaux toxiques retrouvés dans les boues.

30 Les procédés biologiques susmentionnés permettent de contourner en bonne partie les problèmes inhérents aux procédés chimiques, en réduisant appréciablement les coûts attribuables aux produits chimiques. Toutefois, les temps de traitement demeurent longs (1,5 à 12 jours) par rapport aux procédés chimiques (0,02 à 0,25 jour) et font en

sorte d'augmenter les investissements initiaux, comme le coût d'achat des bioréacteurs, et les frais d'opération, particulièrement au niveau de l'électricité.

Il serait donc avantageux de développer un procédé regroupant les avantages
5 des procédés de lixiviation chimique et biologique, ce qui permettrait d'obtenir un procédé peu coûteux comprenant un temps de traitement relativement court et ne nécessitant pas l'achat d'équipement dispendieux afin de le mettre en oeuvre.

SOMMAIRE DE L'INVENTION

10 La présente invention concerne un procédé hybride chimique et biologique de décontamination des boues d'épuration contenant des métaux lourds et des micro-organismes pathogènes, comprenant les étapes suivantes :

a) traitement des boues avec une solution lixiviante acide pour acidifier les boues à un pH compris entre 2.0 et 3.0 de façon à solubiliser la majorité des métaux lourds et détruire
15 la majorité des micro-organismes pathogènes sans que des quantités significatives de carbone et d'éléments fertilisants soient solubilisées, la solution lixiviante contenant un agent oxydant en une quantité suffisante pour maintenir un potentiel d'oxydoréduction supérieur à +400 mV, sans pré-aération ou aération et sans pré-chauffage ou chauffage des boues;

20 b) floculation des boues traitées à l'étape (a);

c) séparation liquide-solide pour donner une fraction solide comprenant des boues acides, déshydratées et décontaminées, et une fraction liquide comprenant les métaux lourds;

d) neutralisation des boues acides décontaminées; et

25 e) récupération des boues décontaminées et neutralisées dont le contenu en carbone et en éléments fertilisants, tels que l'azote et le phosphore, est demeuré substantialement inchangé par rapport aux boues initialement contaminées.

Le procédé peut être mis en oeuvre en mode cuvée, semi-continu ou continu.

30

Dans une mise en oeuvre particulièrement préférentielle, la solution lixiviante comprend un acide inorganique tels que l'acide sulfurique, l'acide chlorhydrique ou leur mélanges, et un agent oxydant. À titre d'exemple d'agent oxydant, on peut citer le

- 9 -

chlorure ferrique, le sulfate ferrique, le peroxyde d'hydrogène, l'ozone, le permanganate de potassium et leurs mélanges. Un second agent oxydant, identique ou différent de l'agent oxydant initialement présent dans la solution oxydante, peut être ajouté de façon à maintenir le potentiel d'oxydoréduction précitée. La solution lixivante peut également
5 comprendre un précurseur d'un agent oxydant, de sorte que l'agent oxydant puisse être généré *in situ*. Par exemple, le sulfate ferreux ou le chlorure ferreux en présence de flore bactérienne indigène des boues est convertie en sulfate ferrique ou chlorure ferrique qui agit comme agent oxydant. Cette oxydation biologique est réalisée par une culture de
10 *Thiobacillus ferrooxidans* présente dans la biomasse indigène des boues ou par l'ajout dans le mélange de souches de collection.

DANS LES DESSINS

La Figure 1 illustre une chaîne de décontamination selon un mode de réalisation de l'invention dans lequel la solution lixivante est ajoutée directement dans les boues;

15 La Figure 2 illustre une chaîne de décontamination selon un second mode de réalisation de l'invention dans lequel la solution lixivante de sulfate ferrique est produite de façon externe, suivi de l'ajout d'acide sulfurique et d'un agent oxydant; et

La Figure 3 illustre une chaîne de décontamination selon un troisième mode de réalisation de l'invention dans lequel la production de sulfate ferrique se fait directement
20 dans les boues, suivi de l'ajout de l'agent oxydant.

DESCRIPTION DÉTAILLÉE DE L'INVENTION

Le procédé de la présente invention représente une évolution importante par rapport aux procédés actuels, puisqu'il permet de tirer profit des avantages des procédés
25 biologiques comme le faible coût en produits chimiques, et des procédés chimiques comme l'investissement moindre attribuable à un court temps de traitement, la stabilité des réactions, un meilleur contrôle des intrants, une résistance aux variations des conditions d'exploitation du procédé comme la température, la présence de réactifs chimiques agressants, la force ionique etc. De plus, le présent procédé peut
30 compétitionner avantageusement les chaînes actuelles de traitement des boues, qui ne permettent qu'une stabilisation microbiologique relative des boues, et ce, sans permettre l'extraction des métaux toxiques. Encore plus important et avantageux est le fait que le procédé permet de conserver les propriétés fertilisantes des boues de façon presque

- 9. A -

intactes grâce à la présence de carbone, d'azote et de phosphore, tout en détruisant les germes pathogènes et en réduisant substantiellement les odeurs gênantes générées lors du traitement et de la manutention des boues. Finalement, en égard à la méthode de production de floccs à l'étape de la séparation solide/liquide, permettant l'utilisation des équipements conventionnels de déshydratation et du faible temps de résidence dans un réacteur, le procédé peut être mis en oeuvre avec des modifications légères et peu

coûteuses sur pratiquement toute chaîne de traitement de boues actuellement en opération dans les stations d'épuration, rendant donc son implantation et son exploitation simple, peu coûteuse et rapide. Le procédé est également applicable à tout type de boues d'origine urbaine ou industrielle.

5

Décontamination et stabilisation des boues

La lixiviation des métaux peut être accomplie selon 3 variantes distinctes l'une de l'autre.

10

Dans une première variante telle qu'illustrée à la Figure 1, la lixiviation est accomplie par l'ajout direct dans les boues d'une solution lixiviante composée d'un acide inorganique, préférentiellement l'acide sulfurique ou l'acide chlorhydrique, avec au moins un agent oxydant, préférentiellement le chlorure ferrique, le sulfate ferrique, le peroxyde d'hydrogène, l'ozone, le permanganate de potassium etc. Les boues doivent être
15 maintenues à un pH compris préférentiellement entre 2,0 et 3,0 par l'ajout de l'acide, mais ne doit pas descendre sous une valeur de 2, puisque cela entraînerait une dissolution ou une dégradation indésirable des éléments fertilisants contenus dans les boues. L'agent oxydant est ajouté au besoin de manière à conserver les boues à un potentiel d'oxydo-réduction (POR) supérieur à 400 mV. L'agent oxydant permet d'une part d'accélérer la
20 solubilisation des métaux par une hausse des conditions oxydantes et, d'autre part, de diminuer de façon significative la mise en solution des éléments nutritifs ou fertilisant comme le phosphore et l'azote. L'ajout simultané de l'acide et de l'agent oxydant permet également de diminuer substantiellement les odeurs émanant des boues d'épuration, tout en causant la destruction des germes pathogènes (indicateurs bactériens). Un temps de
25 rétention hydraulique compris entre 0,5 et 6 heures est préférable pour la mise en solution des métaux et la stabilisation de la biomasse.

Dans une seconde variante telle qu'illustrée à la Figure 2, lorsque l'agent oxydant est le sulfate ferrique, la mise en solution des métaux présents dans les boues est
30 réalisée par l'ajout d'une solution lixiviante contenant l'agent oxydant et l'acide, la solution lixiviante étant produite en bioréacteur par l'oxydation biologique du fer ferreux en fer ferrique. Cette solution lixiviante permet ainsi d'abaisser le pH et d'augmenter le potentiel d'oxydoréduction des boues dans des conditions propices à la mise en solution des métaux

toxiques. De l'acide sulfurique et un autre agent oxydant comme le peroxyde d'hydrogène peuvent être ajoutés directement dans les boues avec la solution lixivante produite par le bioréacteur pour ajuster les conditions de solubilisation des métaux et aider à réduire les dégagements d'odeurs. À nouveau, le pH des boues est préférentiellement maintenu entre 2,0 et 3,0 mais ne doit en aucun temps descendre sous une valeur de 2,0, alors que le potentiel d'oxydoréduction demeure préférentiellement supérieur à 400 mV. Un temps de rétention hydraulique compris entre 0,5 et 6 heures est préférable pour l'opération de cette étape.

10 Finalement, dans une troisième variante telle qu'illustrée à la Figure 3, l'étape de mise en solution des métaux peut aussi être effectuée produisant l'agent oxydant, en l'occurrence le sulfate ferrique, directement dans les boues. Dans ce cas, l'oxydation du fer ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ajouté dans les boues s'effectue par la flore bactérienne indigène qui comprend par exemple *Thiobacillus ferrooxidans*, capable d'oxyder l'ion ferreux en ion
15 ferrique. Les mêmes conditions de pH que dans les deux autres alternatives susmentionnés doivent prévaloir. Le temps de réaction dans le bioréacteur se situe entre 1 et 2 jours selon le mode de fonctionnement et la boue spécifique à traiter. L'oxydation du fer peut également être accélérée par l'ajout d'une culture de *Thiobacillus ferrooxidans*, ou d'autres microorganismes oxydant l'ion ferreux, ajoutée directement aux boues afin de
20 réduire le temps de résidence des boues dans le bioréacteur et de favoriser la stabilité du système. Le temps de rétention hydraulique des boues doit être ajusté de manière à maintenir dans les boues un POR supérieur à 400 mV. Pour une opération en mode semi-continu ou continu, un agent oxydant comme le peroxyde d'hydrogène, ou encore un sel de nitrate peut être ajouté à une étape subséquente à une concentration suffisante pour
25 réduire les odeurs résiduelles dans un réacteur adjacent. En mode cuvée, l'ajout de peroxyde peut être effectué au terme de la période de traitement dans le bioréacteur.

Les diverses variantes de l'étape de mise en solution des métaux décrites précédemment peuvent être exécutées en mode d'opération cuvée, semi-continu ou
30 continu. Le type préférentiel de réacteur utilisé pour cette étape est une cuve agitée mécaniquement ou aérée, bien que d'autres configurations de réacteur puissent tout aussi bien être employées. Un contenu en solides des boues se situant entre 30 et 40 g/L représente la gamme optimale d'opération pour cette technologie. Toutefois, toute

personne du métier sera en mesure d'adapter ledit contenu selon la capacité de traitement des équipements de la station.

Production d'une solution lixivante

5 La solution lixivante mentionnée précédemment consiste préféablement en une solution très concentrée de sulfate ferrique en milieu fortement acide, i.e., pH préféablement entre 1,0 et 2,5. Cette solution est générée par l'oxydation biologique de sulfate ferreux, et peut être réalisée en mode cuvée, semi-continu et continu, dans un réacteur de type cuve agitée et aérée. D'autres types de réacteurs pourraient être employés
10 afin d'accroître la cinétique d'oxydation du sulfate ferreux, notamment l'emploi de bioréacteurs à cellules immobilisées, tels que des disques biologiques rotatifs avec support de PVC, ou encore des colonnes de percolation avec support en mousse de polyuréthane, résines échangeuses d'ions, billes de verre ou particules de charbon activé.

15 Le pH de réaction doit être ajusté de manière à permettre une cinétique adéquate de l'oxydation du fer ferreux et éviter la précipitation du fer ferrique produit. Bien qu'un pH compris entre 1,0 et 2,5 permette la production de fer ferrique, il est préférable de maintenir le pH sous une valeur de 1,8 afin de réduire au minimum, voir éliminer la précipitation importante de fer dans le bioréacteur. Le pH maintenu dans le
20 réacteur peut également être ajusté pour que la solution lixivante produite soit suffisante à elle seule pour réduire le pH des boues au niveau souhaitable, i.e., supérieur à 2,0, et préféablement entre 2,0 et 3,0, sans avoir à y ajouter de l'acide sulfurique additionnel ou tout autre acide susmentionné.

25 La concentration de substrat, i.e. le sulfate ferreux, doit être la plus élevée possible afin de réduire au minimum la quantité de solution lixivante à ajouter aux boues et ainsi, de réduire au minimum la dimension du bioréacteur requis pour l'oxydation du fer. Des teneurs en substrat comprises entre 10 et 30 g Fe^{2+} /L sont préférables pour l'étape de production de la solution lixivante.

30

Il est également suggéré d'opérer le bioréacteur d'oxydation du fer avec un temps de rétention hydraulique préféablement compris entre 12 et 36 heures. En utilisant un bioréacteur à cellules immobilisées, un temps de rétention plus court, soit de l'ordre de

6 à 18 heures, est généralement suffisant. Le temps de rétention hydraulique (TRH) et la concentration de substrat employée sont les deux paramètres importants pour le dimensionnement du bioréacteur. Par exemple, en considérant un bassin de lixiviation des métaux des boues de 25 m³ pouvant traiter 10 tbs/jr (teneur en solides de 30 Kg/m³,
5 TRH de 1,5 heures et un facteur de sécurité de 20 %), le bioréacteur d'oxydation du fer serait de dimension égale à 24 m³ pour un temps de rétention hydraulique de 24 heures (rendement d'oxydation du fer de 90 %, concentration de substrat de 15 g Fe²⁺/L, teneurs finales de fer ferrique de 0,8 g/L dans le bassin de traitement des boues, facteur de sécurité de 20 %).

10

Le bioréacteur d'oxydation du fer peut être maintenu à la température ambiante. Le taux d'aération du bioréacteur est préférablement ajusté de façon à maintenir une concentration en oxygène dissous supérieure à 1 mg/L. Les cultures de bactéries oxydant l'ion ferreux peuvent être préparées à partir de la biomasse indigène des
15 boues ou à partir de souches de collection qui sont préalablement ajoutées au mélange.

Aucun apport d'éléments nutritifs pour la prolifération de *Thiobacillus ferrooxidans* n'est requis, puisque les boues contiennent tous les éléments nutritifs nécessaires à cette fin. La proportion du filtrat final de déshydratation employée pour
20 l'opération du bioréacteur d'oxydation du fer devrait être de l'ordre de 5 à 10 %.

Conditionnement et déshydratation des boues

Après traitement des boues en réacteur, ces dernières sont conditionnées par ajout d'un flocculant commercial tel qu'un polymère organique cationique ou anionique.
25 Ces flocculants sont bien connus de la personne du métier. Toutefois, l'ajout d'un aide-coagulant permet dans certains cas d'améliorer grandement la qualité de floculation des boues. Des exemples de coagulants préférentiels qui ont été testés avec succès dans ces conditions sont les argiles, tel que la bentonite, ou encore les sels de ferrocyanure tels que le ferrocyanure de potassium ou de sodium.

30

Les boues sont par la suite déshydratées sur une unité de filtres-presses à plateaux. D'autres méthodes de déshydratation mécanique, tels que les filtres à bandes presseuses, les centrifugeuses ou les presseurs rotatifs, peuvent aussi être employés.

Les boues déshydratées sont finalement neutralisées près du point de neutralité ($\text{pH} \cong 7$) ou, pour certaines applications particulières, à un pH plus élevé, par ajout d'une base, telles que la chaux vive (CaO), la chaux inactive (Ca(OH)_2), la chaux agricole (CaCO_3) ou la chaux dolomitique (mélange $\text{CaO} - \text{MgO}$), et acheminées par camion au lieu d'épandage. Des procédés complémentaires de séchage et de granulation des boues, de compostage ou de formulation et d'agglomération comprenant l'ajout de produits chimiques ou d'engrais organiques aux boues avec agglomération pour des applications de fertilisation spécifiques peuvent aussi être appliqués sur les boues décontaminées avant leur valorisation soit en agriculture, sylviculture, horticulture, cultures en serres ou hors serres de légumes ou de fruits, la réhabilitation des sols, ou la constitution et l'entretien des pelouses. Les boues décontaminées peuvent aussi être mélangées à d'autres matériaux d'origine organique comme la tourbe, le compost, les fumiers, etc., avant d'être valorisées.

15

Neutralisation du lixiviat et récupération des métaux

Le lixiviat acide contenant les métaux est neutralisé à un pH basique, préférentiellement compris entre 7 et 10, par ajout d'une solution d'un composé basique tel que la chaux saturée, l'hydroxyde de sodium, le carbonate de calcium, le bicarbonate de sodium, l'hydroxyde d'ammonium et l'hydroxyde de magnésium. Des mélanges de bases peuvent aussi être employés, de même que certains agents précipitants, comme le trimercapto-s-triazine. Le lixiviat est subséquentement laissé décanté jusqu'à obtention d'une boue métallique. Un ajout facultatif de polyélectrolyte permet, dans certains cas, de hausser les rendements de précipitation des métaux. Ce dernier résidu est initialement déshydraté sur une unité de filtres-presses, puis séché à l'air ou dans un séchoir avant d'être acheminé à un site de disposition de déchets dangereux. D'autres méthodes de déshydratation mécanique peuvent aussi être utilisées dont les filtres à bandes presseuses, les centrifugeuses et les presseurs rotatifs.

30

Il est également possible de réaliser la précipitation des métaux en plusieurs étapes de manière à produire un ou des résidus caractérisés de non-dangereux et un ou des résidus classés comme déchets dangereux. Cette précipitation sélective s'effectue par une neutralisation du lixiviat en plusieurs étapes selon des procédés bien connus de la

personne du métier, chacune des étapes de précipitation étant entrecoupée d'une séparation liquide-solide.

De plus, dans certains cas, il peut s'avérer plus intéressant de ne pas récupérer
5 les métaux par neutralisation et précipitation, mais plutôt de recycler le lixiviat acide ou partiellement neutralisé dans la chaîne de production ou de traitement de l'usine.

Une autre possibilité consiste à récupérer les métaux solubilisés par adsorption sur des résines échangeuses d'ions. Diverses techniques bien connues de la personne du
10 métier sont utilisées à cette fin.

Le procédé de la présente invention permet un enlèvement efficace des métaux lourds. En effet, des rendements d'enlèvement du cuivre et du zinc se situant entre 70 et 90 % sont observés, alors que pour le manganèse, un pourcentage d'extraction compris
15 entre 75 et 95 % est aisément atteint. Les autres métaux lourds tels que le cadmium et le nickel sont également solubilisés lorsqu'ils sont présents dans les boues. Le procédé peut aussi être opéré de façon adéquate dans les diverses conditions climatiques rencontrées en Amérique du Nord ou en Europe.

20 Les performances de destruction des indicateurs bactériens et viraux du procédé sont nettement supérieures à celles atteintes avec les procédés conventionnels de digestion aérobie et anaérobie. De plus, le présent procédé entraîne une réduction importante de la production d'odeurs désagréables dans les boues produites en comparaison aux boues brutes.

25

La caractérisation chimique des boues traitées par le présent procédé de décontamination indique que les boues décontaminées possèdent une valeur fertilisante comparable à celles de boues digérées par voie aérobie conventionnelle. De plus, la décontamination selon le procédé de l'invention mène à un enrichissement appréciable
30 des boues en fer et en soufre. Des études en serre sur de l'orge avec les boues décontaminées par le procédé de l'invention utilisant le sulfate ferreux comme agent oxydant ont démontré que les boues conservaient une bonne valeur fertilisante et qu'elles ne causaient pas de problèmes environnementaux ou agronomiques. En fait, ces essais

ont indiqué que le potentiel de valorisation des boues ainsi décontaminées s'avère plus élevé que celui de la plupart des boues conventionnelles. De même, l'épandage agricole des boues décontaminées pourrait être particulièrement intéressant, en ce qui concerne les besoins nutritifs en soufre des cultures végétales. Il faut d'ailleurs noter à ce sujet qu'une
5 portion appréciable des terres agricoles retrouvées à travers le monde, ont des carences en soufre.

Le procédé de la présente invention peut être mis en oeuvre et intégré de manière permanente dans les chaînes de traitement des eaux usées ou des boues, ou
10 encore installé sur des plates-formes mobiles pour le traitement occasionnel des boues d'épuration. Des procédés de valorisation supplémentaires, tels qu'une déshydratation avancée, un séchage thermique à froid ou à l'air libre, une bonification par addition de potasse, de dolomie, ou d'autres fertilisants organique ou inorganique, un mélange avec d'autres biomasses, etc., peuvent être ajoutés en aval de l'étape de déshydratation des
15 boues dans la chaîne complète de décontamination.

Les exemples suivants sont fournis afin d'illustrer certains modes de réalisation préférentiels de la présente invention, et ne doivent pas être considérés comme en limitant la portée.

20

Exemple 1

Le procédé de la présente invention a été testé pour le traitement de boues physico-chimiques générées lors du traitement d'eaux usées municipales à l'aide de chlorure ferrique. Un total de 47 essais ont été réalisés en mode d'opération cuinée. Un
25 volume de 143 m³ de boues ayant un contenu en solides totaux moyen de 29,3 g/L a été traité en utilisant une étape de lixiviation par ajout direct dans les boues d'acide sulfurique et de peroxyde d'hydrogène comme agent oxydant. Des conditions de pH variant entre 2,0 et 2,6 ont été employées, alors que le potentiel d'oxydo-réduction a été ajusté entre 400 et 500 mV lors de ces essais, avec des temps de lixiviation variant entre 1 et 4 heures.

30

Les résultats montrent qu'il est possible de réduire les teneurs en métaux toxiques dans les boues de manière à se conformer aux critères pour la valorisation de

cette biomasse. Le contenu moyen des éléments suivants par kg de boues déshydratées et décontaminées a été obtenu pour l'ensemble des boues générées lors des tests:

5	Cd	$5,83 \pm 2,93$ mg/kg	Cr	127 ± 36 mg/kg
	Cu	273 ± 56 mg/kg	Ni	$29,5 \pm 9,7$ mg/kg
	Pb	$98,6 \pm 20,4$ mg/kg	Zn	285 ± 115 mg/kg.

Il est important de souligner que de telles boues physico-chimiques sont généralement difficiles à décontaminer puisque les rendements d'extraction ou encore de solubilisation des métaux, sont en général plus faibles que ceux obtenus sur des boues biologiques de stations d'épuration municipales. Les rendements suivants de solubilisation des métaux ont été atteints en se basant sur les concentrations de métaux en solution mesurées dans les filtrats de déshydratation des boues décontaminées

15	Al	45.9 ± 7.8 %	Cd	57.1 ± 12.8 %
	Cr	35.7 ± 23.9 %	Cu	50.0 ± 10.9 %
	Fe	19.1 ± 12.1 %	Ni	58.7 ± 32.0 %
	Zn	70.4 ± 16.1 %		

Les mesures d'ammonium (NH_4) montrent que l'application de conditions selon le procédé de la présente invention affectent peu les concentrations d'azote ammoniacal en solution lors du traitement. En fait, la concentration moyenne de NH_4 soluble mesurée dans les boues lixiviées est inférieure (147 ± 74 mg/L) à celle obtenue pour les boues initiales (268 ± 125 mg/L). D'autre part, les mesures du contenu en azote total dans les boues démontrent que les boues lixiviées et déshydratées contiennent autant d'azote total (2.97 ± 0.54 % p/p) que les boues non-traitées (2.26 ± 0.78 % p/p).

Les mesures de phosphore total dans les boues décontaminées et déshydratées selon le procédé de l'invention témoignent que cet élément demeure en presque totalité dans les boues. Ainsi, des valeurs moyennes respectives de 1.63 ± 0.27 % (p/p) et de 1.72 ± 0.27 % (p/p) ont été déterminées dans les boues initiales et les boues décontaminées respectivement pour l'ensemble des essais pilotes. Les mesures de phosphore soluble montrent également que le traitement des boues selon le procédé de

l'invention ne perd pas de soluble. En fait, la concentration moyenne de phosphore soluble mesurée dans les boues lixiviées est de 15.1 ± 7.2 mg/L, alors qu'elle n'est seulement que de 1.44 ± 2.63 mg/L pour les boues initiales.

5 Les mesures de carbone organique dissous (COD) montrent de plus que très peu de matière organique est mise en solution lors du traitement: la concentration moyenne de COD mesurée dans les boues lixiviées est de 981 ± 336 mg/L, alors qu'elle est de 1310 ± 399 mg/L pour les boues non-traitées. De même, l'application du procédé ne contribue pas à modifier de manière significative la teneur en carbone total des boues.

10 Ainsi, une teneur moyenne en carbone total de 27.5 ± 8.5 % (p/p) a été déterminée pour les boues non-traitées, alors qu'une teneur moyenne de 33.3 ± 4.3 % (p/p) a été établie pour les boues décontaminées et déshydratées.

La technique utilisée pour quantifier la diminution des odeurs suite à

15 l'application du procédé consiste à mesurer le flux d'odeur émis par les boues. Le flux d'odeur se définit comme le débit d'odeur par unité de surface. Des échantillons de flux d'odeurs ont été prélevés à l'aide d'une chambre de flux Odoflux™. Cette chambre de flux permet de quantifier le flux d'odeur émis à la surface des boues. Il devient ainsi possible de comparer avec précision et de façon répétitive l'émission surfacique des différents

20 types de boues sur une même base. Un volume d'environ 70 litres de boues a été utilisé pour les échantillonnages. Les boues étaient déposées dans un réservoir de plastique de 76 cm de diamètre, avec une épaisseur de boues de 10 cm. Par la suite, la chambre de flux était déposée sur les boues puis insérée à une profondeur de 5 cm. Les échantillons d'odeurs ont été conservés dans des sacs de Tedlar™ pour être transportés au laboratoire.

25 Les échantillons prélevés ont été analysés pour obtenir les mesures olfactométriques par dilution dynamique au seuil de perception olfactif selon la norme ASTM E679-91. Le seuil de perception se définit comme étant le taux de dilution avec de l'air pur pour lequel 50 % d'un jury chargé de flairer perçoivent ou ne perçoivent pas l'odeur. Par définition, le seuil de perception olfactif est équivalent à 1 u.o./m³. Le nombre de dilutions du mélange

30 odorant nécessaires afin d'obtenir 1 u.o./m³ indique la concentration "d'odeur" en unité odeur par mètre cube d'air (u.o./m³). Les résultats démontrent une suppression appréciable des odeurs pour les boues déshydratées et décontaminées par rapport aux boues non-décontaminées (> 97 %). De même, un rendement élevé d'élimination des

odeurs a été obtenu pour les boues lixiviées liquides (> 93 %), par rapport aux boues liquides non-traitées prélevées dans un bassin de mélange.

Trois méthodes de déshydratation mécanique des boues lixiviées ont été testées, soit l'utilisation d'un filtre-presse à plateaux, d'un presseur rotatif et d'une centrifugeuse. Selon les essais, le conditionnement des boues a été réalisé par l'ajout (1 à 5 kg/tbs) d'un polymère cationique ou d'un polymère anionique. Lors des essais de déshydratation sur filtre-presse, des siccités du gâteau se situant entre 18 et 31 % de solides totaux ont été atteintes, alors qu'un taux de capture moyen des MES de 97 ± 2 % a été mesuré. Avec le presseur rotatif, des siccités fluctuant entre 15 et 53 % ont été obtenues, avec un taux de capture moyen des MES de 93 ± 2 %. Finalement, l'emploi de la centrifugeuse a permis d'atteindre des siccités se situant entre 20 et 31 %, avec un taux de capture moyen des MES de 92 ± 2 %.

Exemple 2

Le procédé de décontamination et stabilisation a été testé pour le traitement de boues biologiques issues du traitement d'eaux usées municipales. Au cours de ces travaux, un total de 4 essais ont été complétés en mode d'opération cuvée. Un volume de 16 m^3 de boues ayant un contenu en solides totaux moyen de 20.5 g/L a été traité en utilisant une étape de lixiviation par ajout direct dans les boues d'acide sulfurique et de chlorure ferrique comme agent oxydant. Des conditions de pH variant entre 2.0 et 2.5 ont été employées, alors que le potentiel d'oxydo-réduction a été ajusté entre 400 et 490 mV aux cours des essais, avec des temps de lixiviation se situant entre 1 et 4 heures.

Pour ces essais, les rendements suivants de solubilisation des métaux ont été atteints et ce, en se basant sur les concentrations de métaux en solution mesurées dans les filtrats de déshydratation des boues décontaminées

Cd	$90,8 \pm 11,4$ %	Cr	$63,0 \pm 23,2$ %
Cu	$75,5 \pm 12,7$ %	Mn	$99,3 \pm 2,4$ %
Ni	$84,0 \pm 11,7$ %	Pb	$30,5 \pm 7,6$ %
Zn	$91,8 \pm 4,5$ %		

Des mesures de réduction des concentrations de coliformes totaux, de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux ont été effectuées dans les boues après 1 h de traitement dans les conditions de lixiviation décrites précédemment. Les résultats ont montré une diminution moyenne des coliformes totaux de $4,90 \pm 0,93$ unités logarithmiques, ou 99,9987 %. En ce qui concerne les coliformes fécaux, une réduction
5 moyenne de $4,80 \pm 0,88$ unités logarithmiques a été obtenue, ou 99,9984 %. Pour ce qui est des streptocoques fécaux, une moyenne d'enlèvement de $2,14 \pm 0,24$ unités logarithmiques a été déterminée, ou 99,28 %. Dans la plupart des cas, les concentrations des indicateurs bactériens ont été abaissées sous le seuil de détection de 10 UFC/mL.

10

Bien que la présente invention ait été décrite à l'aide de mises en oeuvre spécifiques, il est entendu que plusieurs variations et modifications peuvent se greffer aux dites mises en oeuvre, et la présente demande vise à couvrir de telles modifications, usages ou adaptations de la présente invention suivant, en général, les principes de
15 l'invention et incluant toute variation de la présente description qui deviendra connue ou conventionnelle dans le champ d'activité dans lequel se retrouve la présente invention, et qui peut s'appliquer aux éléments essentiels mentionnés ci-haut, en accord avec la portée des revendications suivantes.

REVENDEICATIONS

1. Procédé hybride chimique et biologique de décontamination des boues d'épuration contenant des métaux lourds et des micro-organismes pathogènes, comprenant les étapes suivantes :

- 5 a) traitement des boues avec une solution lixiviante acide pour acidifier les boues à un pH compris entre 2.0 et 3.0 de façon à solubiliser la majorité des métaux lourds et détruire la majorité des micro-organismes pathogènes sans que des quantités significatives de carbone et d'éléments fertilisants soient solubilisées, la solution lixiviante contenant un agent oxydant en une quantité suffisante pour maintenir un potentiel d'oxydoréduction
- 10 supérieur à +400 mV, sans pré-aération ou aération et sans pré-chauffage ou chauffage des boues;
- b) floculation des boues traitées à l'étape (a);
- c) séparation liquide-solide pour donner une fraction solide comprenant des boues acides, déshydratées et décontaminées, et une fraction liquide comprenant les métaux
- 15 lourds;
- d) neutralisation des boues acides décontaminées; et
- e) récupération des boues décontaminées et neutralisées dont le contenu en carbone et en éléments fertilisants est demeuré substantialement inchangé par rapport aux boues initialement contaminées.

20

2. Procédé selon la revendication 1, dans lequel la solution lixiviante contient un acide inorganique choisi dans le groupe constitué par l'acide sulfurique, l'acide chlorhydrique et leurs mélanges.

25 3. Procédé selon la revendication 1, dans lequel l'agent oxydant est choisi dans le groupe constitué par le chlorure ferrique, le sulfate ferrique, le peroxyde d'hydrogène, l'ozone, le permanganate de potassium et leurs mélanges.

30 4. Procédé selon la revendication 1, dans lequel un second agent oxydant est ajouté dans la solution lixiviante à l'étape (a).

- 22 -

5. Procédé selon la revendication 4, dans lequel le second agent oxydant est choisi dans le groupe constitué par le chlorure ferrique, le sulfate ferrique, le peroxyde d'hydrogène, l'ozone, le permanganate de potassium et leurs mélanges.

5 6. Procédé selon la revendication 1, dans lequel un aide-coagulant est ajouté aux boues, à l'étape (b).

7. Procédé selon la revendication 6, dans lequel l'aide-coagulant est un sel de ferrocyanure ou un argile.

10

8. Procédé selon la revendication 1, dans lequel les étapes sont réalisées en mode cuvée, semi-continu ou continu.

9. Procédé selon la revendication 1, dans lequel l'étape (d) est effectuée avec une
15 solution contenant une base choisie dans le groupe constitué par l'hydroxyde de calcium, l'hydroxyde de sodium, le carbonate de calcium, l'hydroxyde d'ammonium, l'hydroxyde de magnésium et leurs mélanges, suivi d'une décantation.

10. Procédé selon la revendication 1, dans lequel la solution lixivante contient un
20 sel de fer ferrique, un sel de fer ferreux ou leur mélange, combiné à de l'acide sulfurique.

11. Procédé selon la revendication 10, dans lequel le sel de fer ferrique est un sulfate ou un chlorure produit par oxydation biologique du sulfate ou du chlorure ferreux.

12. Procédé selon la revendication 11, dans lequel l'oxydation biologique est
25 effectuée à l'aide d'une culture de *Thiobacillus ferrooxidans* obtenue à partir de la biomasse indigène des boues ou de souches de collection.

13. Procédé selon la revendication 1, dans lequel la solution lixivante est
30 remplacée par l'ajout directement dans les boues d'un acide et d'une solution de sulfate ferreux, le sulfate ferreux étant oxydé par la flore bactérienne indigène pour donner le sulfate ferrique qui agit comme agent oxydant *in situ*.

- 23 -

14. Procédé selon la revendication 13, dans lequel l'acide est choisi dans le groupe constitué par l'acide sulfurique, l'acide chlorhydrique et leurs mélanges.

15. Procédé selon la revendication 1, dans lequel l'étape (a) est effectuée avec un
5 temps de rétention hydraulique compris entre 0.5 et 6 heures.

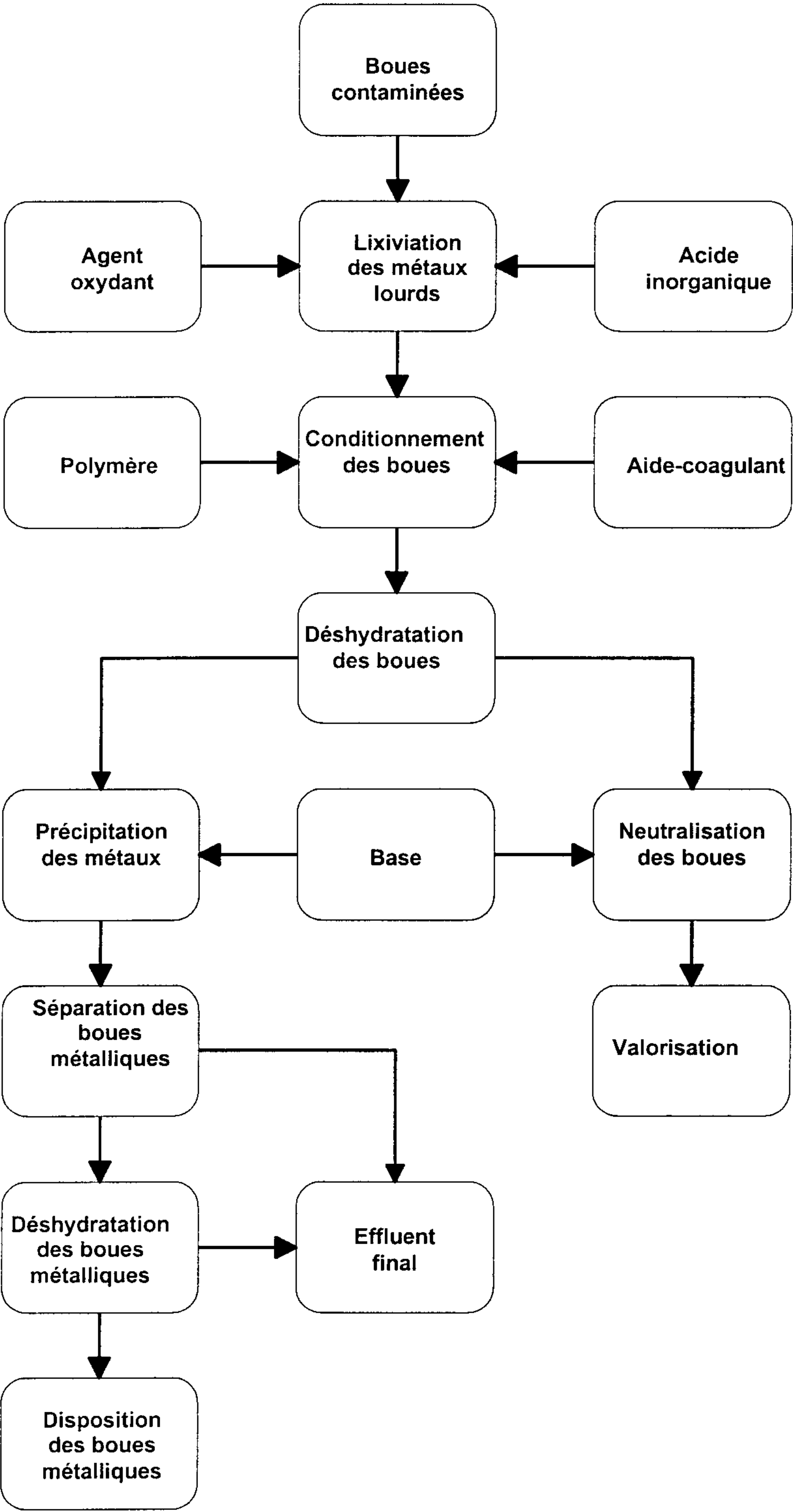


Figure 1

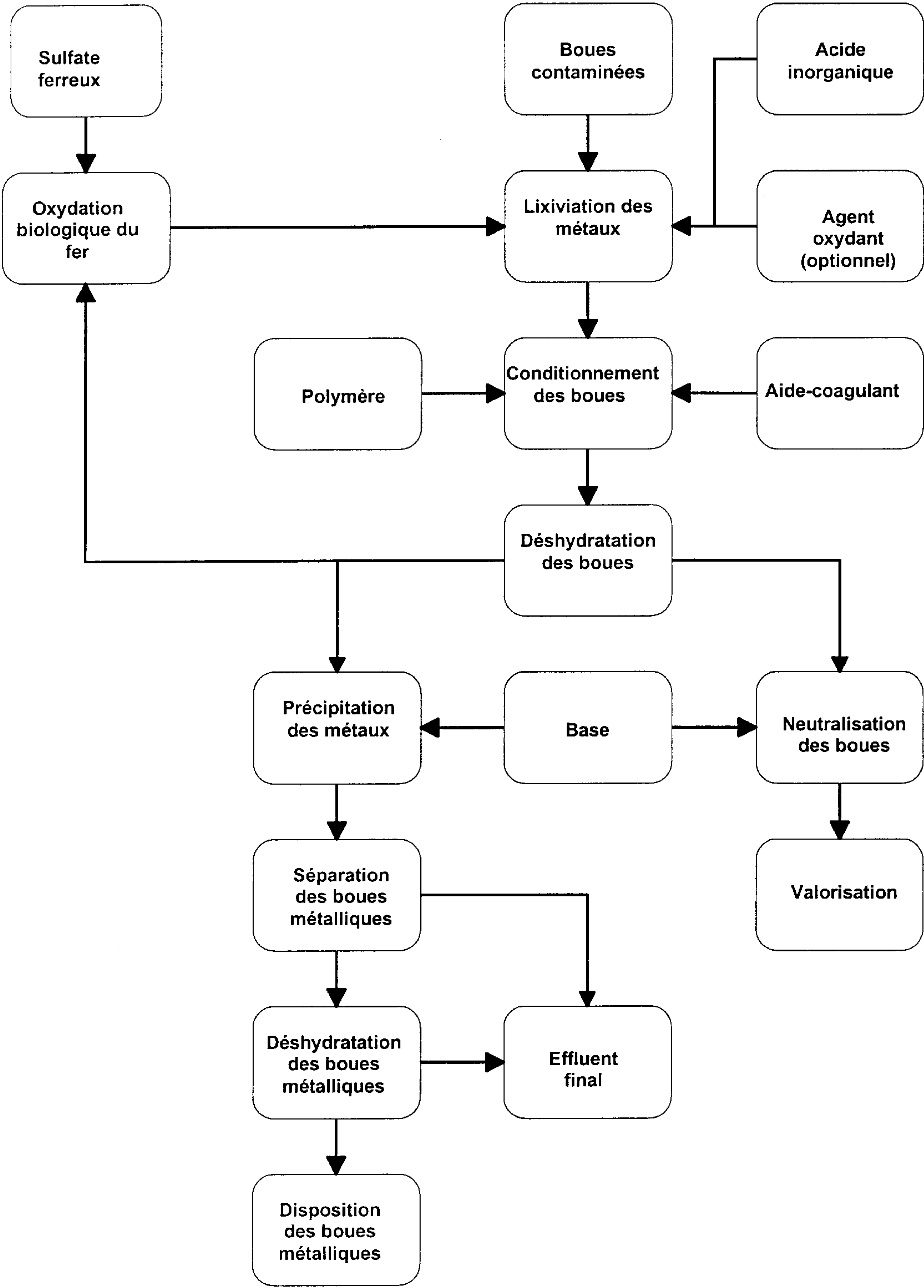


Figure 2

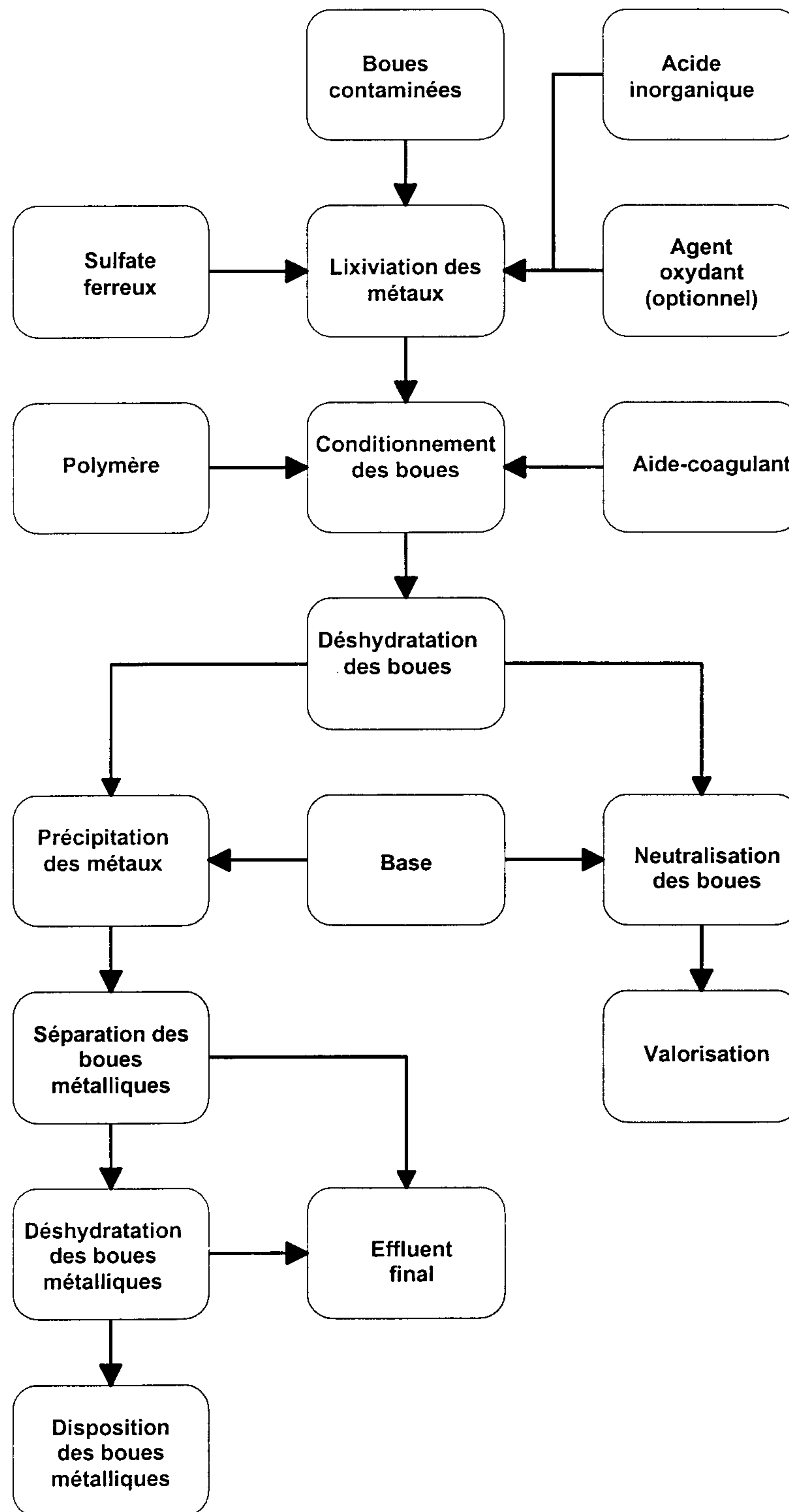


Figure 3