

**EVALUATION DE L'UTILISATION DES SABLES RECOUVERTS  
D'OXYDES METALLIQUES POUR LE TRAITEMENT DES EAUX  
DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE ET DES EAUX  
MINERALES NATURELLES**

**LES MATERIAUX DE FILTRATION RECOUVERTS D'OXYDES  
METALLIQUES**

**Etude bibliographique**

**17 mars 2005**

## I. INTRODUCTION

Les limites de qualité concernant les teneurs en micropolluants minéraux dans l'eau potable sont de plus en plus basses et leur respect conduit à mettre en place des traitements d'élimination par des procédés de plus en plus efficaces.

Certains traitements sont plus agressifs que d'autres et présentent l'inconvénient de provoquer la formation de sous-produits parfois cancérigènes ; c'est le cas, par exemple, de l'ozone qui, en présence de bromures, peut induire la formation de bromates.

Parmi les procédés les moins agressifs mis en œuvre figurent la précipitation-coprécipitation, et l'adsorption sur des supports filtrants.

Pour le procédé de précipitation-coprécipitation, des études récentes ont montré que les sables recouverts d'oxyde, d'hydroxyde ou d'oxyhydroxyde de fer, d'aluminium ou de manganèse, étaient de très bons adsorbants, peu coûteux et, dans certains cas, plus efficaces que les techniques habituellement utilisées telles que précipitation-coprécipitation ou adsorption sur charbon actif en grain (25, 26, 27, 70, 73, 74, 117, 129, 243, 244, 286)<sup>1</sup>.

L'adsorption sélective peut aussi retenir des éléments que les traitements conventionnels ne permettent pas d'éliminer (28, 29, 34, 62, 65, 76, 183, 267, 297).

Ces traitements ne sont pas de simples filtrations mais des traitements d'adsorptions.

Ce phénomène a été mis en évidence après avoir constaté que, notamment le fer et le manganèse, étaient mieux éliminés par des filtres anciens que par des filtres contenant du sable nouveau (7, 25, 27, 57, 92, 207, 253, 254) et s'explique dans la plupart des cas par une action catalytique des dépôts d'oxyde à la surface des grains de sable.

Le présent rapport présente une synthèse des études qui ont été réalisées sur ces supports.

Dans cette revue bibliographique, seront examinés dans une première partie les modes de préparation et de dépôt de ces oxydes métalliques et, dans une seconde partie, l'adsorption sélective des éléments minéraux, des matières organiques, des micropolluants organiques et des microorganismes.

## II. MODE DE PREPARATION ET DE DEPOT DES OXYDES, HYDROXYDES OU OXYHYDROXYDES METALLIQUES SUR LES MATERIAUX FILTRANTS

Dans bien des cas, ces dépôts se font tout naturellement. Ainsi lorsque les eaux sont riches en manganèse, une couche noire de  $MnO_2$  se dépose à la surface des grains de sable. Ce phénomène était bien connu des traiteurs d'eau qui avaient constaté que l'élimination du manganèse était bien plus efficace lorsque le sable était recouvert par ce dépôt noir (95).

Des dépôts analogues se forment lorsque les eaux sont riches en fer ou coagulées à l'aide de sel de fer ou d'aluminium.

En raison de l'intérêt de ces dépôts, des méthodes spécifiques permettant leur obtention ont été proposées car les conditions dans lesquelles ils se réalisent ont une très grande importance sur leurs capacités d'adsorption (58, 78, 293).

*Pour le dépôt d'oxyde de fer :*

---

<sup>1</sup> les numéros renvoient aux références bibliographiques

- le pH de l'eau et la concentration en fer sont des paramètres très importants (17, 25, 73, 160).

- la formation d'oxyde de fer à partir de  $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$  conduit à former plus d'hydroxyde ferrique amorphe que de ferrihydrite cristallisée (73, 161). La répartition de ces deux espèces dépend également des conditions de préparation et notamment de la température (à température élevée, l'hématite est prépondérante) et des concentrations en fer.

- les oxydes de fer formés dans des conditions différentes ont des propriétés d'adsorption différentes.

- les oxydes de fer évoluent en fonction de l'âge du dépôt :

lépidocrocite  $\gamma$   $\text{Fe OOH}$   $\rightarrow$   $\text{Fe OOH}$  amorphe  $\rightarrow$  goethite  $\alpha$   $\text{Fe OOH}$  (271, 273)

- des essais ont été définis d'une part pour connaître la densité de la couche d'oxyde de fer en mesurant les quantités de fer déposées, après attaque acide et, d'autre part, la résistance à l'abrasion du dépôt ainsi que la surface spécifique (160).

- dans le protocole de dépôt proposé par LO et *al.* (27, 101, 141, 160, 263), la température de séchage joue un rôle très important sur les propriétés adsorbantes de l'oxyde de fer déposé.

- si, en général, le dépôt est de l'oxyde de fer (1 à 2 mg Fe par gramme de sable), certains auteurs proposent d'utiliser du  $\text{FeCl}_3$  (25).

- certains auteurs ont signalé que le dépôt d'oxyde pouvait augmenter légèrement le diamètre des grains de sable (43, 88, 160) et diminuer sa densité (223), ce qui pouvait augmenter les pertes de sable si les vitesses d'eau au moment des lavages à contre courant n'étaient pas contrôlées.

#### ***Pour le dépôt d'oxyde d'aluminium :***

- l'adsorption est d'autant plus importante que le pH auquel s'effectue le dépôt est bas (pH 6 environ) (138).

- la préparation se fait, comme pour le fer, en partant d'une solution d'aluminium 1N et en ajoutant peu à peu une solution de NaOH 4N, le séchage étant réalisé à 70 °C.

#### ***Pour le dépôt d'oxyde de manganèse:***

Merkle et *al.* (187), Bajpai et Chaudhuri (18) ont développé une méthode pour déposer le  $\text{MnO}_2$  sur du sable en faisant agir du  $\text{KMnO}_4$  en milieu basique à chaud pendant 48 heures sur une solution de  $\text{MnCl}_2$ .

#### ***Dépôts mixtes :***

Certains auteurs proposent des dépôts mixtes Al, Fe (164) et Fe, Mn (287).

### III. ADSORPTION SELECTIVE DES ELEMENTS MINERAUX

Le sable est chargé négativement, la coagulation préalable de l'eau diminue mais ne neutralise pas toutes les charges négatives des colloïdes qu'elle contient et ne permet donc pas d'apporter une amélioration à la clarification de l'eau.

Par contre, en partant d'un matériau neutre ou chargé positivement, la rétention des particules chargées négativement est meilleure, ce qui a pour effet soit de réduire la quantité de coagulant nécessaire soit d'améliorer de façon très importante la clarification de l'eau.

D'où la proposition d'utiliser les dépôts d'oxydes métalliques sur du sable (73, 91),

Pour l'élimination des métaux lourds, les méthodes conventionnelles sont la précipitation de carbonate ou d'hydroxycarbonates suivie d'une séparation par filtration, dans une fourchette très étroite de pH.

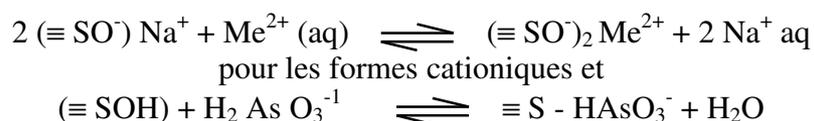
La précipitation est inefficace pour  $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{SeO}_4^{2-}$ ,  $\text{AsO}_4^{3-}$ .

L'adsorption est, par contre, une meilleure méthode car elle permet une fourchette de pH plus large et une efficacité plus grande (27, 70, 117, 129, 243).

Le pH de l'eau à traiter joue un rôle important car à  $\text{pH} < 5$ , les ions  $\text{H}^+$  entrent en compétition avec les éléments cationiques (56).

On peut aussi retenir des formes complexées soit à des ligands minéraux, soit à des ligands organiques qui ne sont pas éliminés par les traitements classiques (28, 34, 62, 65, 76). Il en est de même pour certains oxyanions (29, 183, 267, 297).

Les oxydes de fer sont utilisés pour éliminer des éléments métalliques (25, 26, 27, 61, 71, 81, 89, 220) :



$\equiv \text{SO}^-$  et  $\equiv \text{SOH}$  indiquent la déprotonation possible à la surface des oxydes métalliques (209).

L'atome d'oxygène joue le rôle de base de Lewis vis-à-vis d'un métal de transition (acide de Lewis).

L'oxyhydroxyde de fer donne donc d'aussi bons résultats pour les métaux lourds équivalents à des échangeurs chélatants ou à du charbon actif (52).

$\text{MnO}_2$  et  $\text{FeOOH}$  ont aussi des propriétés d'oxydo-réduction surtout avec l'arsenic (193) ce qui explique les bons résultats d'adsorption obtenus même avec As (III).

Comme les oxydes de fer et de manganèse ne peuvent être utilisés tels quels pour la filtration de l'eau (278) sans une préparation spéciale (GEH), on a préféré recouvrir le sable de ces oxydes pour obtenir de meilleures performances mécaniques (17, 25, 73, 143, 144, 160, 242).

A l'origine, ces oxydes ont été utilisés pour la récupération de métaux lourds dans l'industrie (galvanoplastie, ...) (17, 26, 73, 226, 242).

Ces nouveaux matériaux sont peu coûteux et disponibles dans le monde entier.

Le fer est un très bon élément pour la décontamination de l'environnement (27, 81, 89) car il est aussi bon réducteur qu'oxydant, non toxique et peu onéreux. De plus il est, comme les autres oxydes et hydroxydes, un échangeur soit de cations, soit d'anions et, dans certains cas, il peut même jouer les deux rôles à la fois (25, 26, 62, 122, 286).

Des sables naturels auxquels est associée de la glauconite ("sables verts" de l'Albien ou de l'Eocène), minéral argileux de formule:  $K, Na (Fe Al Mg)_2 (Si Al)_4 O_{10} (OH)_2$  sont utilisés pour le traitement de l'eau.

Avec la glauconite (phyllosilicate) recouverte d'oxyde de manganèse, il est possible d'éliminer l'arsenic et le manganèse.

L'adsorption a ses limites car il est indispensable de régénérer les matériaux soit par un traitement acide-basique, soit par oxydoréduction (73, 122, 138, 164). Cependant Les matériaux peuvent être régénérés jusqu'à 50 fois sans perte de leur propriété (73).

On a même suggéré la filtration de l'eau sur des particules de magnétites granulaires (67).

Les sables recouverts d'oxydes métalliques peuvent retenir soit des formes cationiques, soit des formes anioniques (17, 25, 26, 74, 123, 160, 169, 221, 244).

L'adsorption et les rendements d'adsorption dépendent beaucoup du pH de l'eau et de la concentration de l'élément à éliminer ainsi que de la présence d'interfèrent (ions compétitifs) et de la taille des particules de sable (50, 141).

Le tableau n° 1 donne une idée des adsorptions obtenues, mais il est nécessaire de se reporter aux publications originales pour obtenir plus de détails.

Tableau n° 1  
*Adsorption sélective de différents métaux par des oxydes ou oxyhydroxydes  
déposés sur du sable*

Sable	Elément adsorbé	Quantité adsorbée (mg/l)	Référence	Remarque
MnO <sub>2</sub>	As (III)	0.068	Bajpai & Chaudhuri [1999] (18)	à pH = 7,5
	As (V)	0.078	Bajpai & Chaudhuri [1999] (18)	à pH = 7,5
FeOOH	As (III)	0.076	Joshi & Chaudhuri [1996] (122)	à pH = 7,5
	As (V)	0.083	Joshi & Chaudhuri [1996] (122)	à pH = 7,5
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Se (IV)	0.84	Kuan et al. [1998] (138)	à pH = 7,5
	Se (VI)	0.44	Kuan et al. [1998] (138)	
FeOOH	Cu (II)	1.271	Lai et al. [2000] (141)	à pH = 6,0
	Pb	4.14	Lai et al. [2000] (141)	
FeOOH	Cu (II)	0.032	Khaodhiar et al. [2000] (126)	à pH = 7,5
	As (V)	0.506	Khaodhiar et al. [2000] (126)	à pH = 7,5
FeOOH	Pb	0.083	Theis et al. [1992] (278)	à pH = 7,0

L'adsorption est très rapide (99) mais certains auteurs signalent aussi des adsorptions lentes (26, 180, 281). Ces dernières sont obtenues par des rapports adsorbat/adsorbant élevé et s'explique par des multiadsorptions (26, 54, 234).

Dans certains cas, l'adsorption de métaux divalents peut conduire à la transformation des oxydes de fer amorphes en spinelle de formule Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> (54, 259) en raison de phénomènes de dissolution-coprécipitation (284).

L'ajout de fer II à de la goethite augmente par exemple l'adsorption de Co, Ni, Cu (55).

Les adsorptions se font pour des mélanges dans l'ordre suivant :



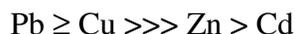
Le déplacement de Fe par un métal Me (II) se fait dans l'ordre : Ni ~ Zn > Cd

Le déplacement de Me (II) par Fe se fait dans l'ordre : Cd > Zn ~ Ni > Cd

La présence d'oxydes métalliques et notamment d'oxydes de fer explique la mobilité de métaux lourds dans les sols : Cd, Cu, Pb, Zn (177). L'âge de ces oxydes métalliques et la présence de matières organiques jouent un rôle très important dans ces migrations.

Les phénomènes mis en jeu sont des phénomènes de surface associés aux groupements fonctionnels des oxydes (245).

La rétention des métaux par les oxydes de fer se fait dans l'ordre suivant :



### III.1 Adsorption sélective des formes cationiques

De nombreux métaux sont retenus par adsorption sélective mais certains d'entre eux ont été beaucoup plus étudiés, notamment le fer et le manganèse divalents.

L'oxyde de manganèse MnO<sub>2</sub> a, en général, des capacités d'adsorption supérieures à celles des oxydes ou oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium (181, 218, 276, 281, 282).

### III.1-1 Elimination du fer divalent par adsorption sélective

L'élimination du fer II des eaux souterraines se fait généralement par oxydation-floculation-filtration.

Les résidus de fer dans l'eau traitée peuvent être importants en raison du passage de fer colloïdal ou de fer lié à de la silice (194, 207, 254) ou encore de fer pas totalement oxydé (200), d'où un colmatage très rapide des filtres.

L'adsorption-oxydation-rétention conduit à une meilleure élimination du fer (35, 50, 92, 120, 236, 254), élimination est d'autant plus grande que la couche d'oxyde déposée sur le sable est importante (7, 92, 207, 254).

L'adsorption du fer est 20 à 25 fois plus importante sur du sable recouvert d'oxyhydroxyde de fer que sur du sable sans aucun recouvrement et il y a là une très bonne alternative pour éliminer le fer divalent.

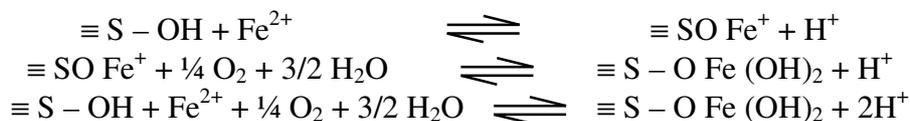
Après adsorption du fer II, celui-ci est oxydé en formant à son tour un oxyde (254). Cela explique les très bons résultats obtenus dans les usines qui mettent en œuvre ces filtrations adsorbantes (253, 254, 256).

L'adsorption du fer divalent est fonction du pH (103, 200) et l'oxydation qui suit de la concentration en oxydant.

L'avantage de ce système est que la quantité de boues produites est beaucoup plus faible (17, 25, 73, 256).

Ce phénomène est maintenant bien connu (57, 116, 207, 254, 275).

L'adsorption du fer divalent a pu être modélisée en utilisant les équations de Freundlich (255) ou de Langmuir :



L'adsorption du fer est accompagnée de libération d'ions  $\text{H}^+$  (22, 274) Mais si le pH de l'eau s'abaisse, la quantité de fer adsorbé diminue.

L'alcalinité de l'eau jouera donc un rôle toujours très important :  $\text{H}^+ + \text{HCO}_3^- \rightleftharpoons \text{H}_2\text{CO}_3$

Les quantités d'oxygène nécessaires pour ce mode de déferrisation sont de l'ordre de 2 mg/L, valeurs comparables aux teneurs nécessaires pour la déferrisation biologique. Bien souvent, ces deux phénomènes se produisent du reste en même temps.

### III.1-2 Elimination du manganèse divalent par adsorption sélective

L'élimination du manganèse par adsorption sur du sable recouvert de manganèse a été constatée depuis très longtemps.

A l'origine, cette rétention était attribuée à une action catalytique du dépôt de  $\text{MnO}_2$ .

C'est Knocke et *al.* qui ont expliqué cette adsorption sélective (131, 134).

La cinétique d'adsorption du manganèse divalent sur  $\text{MnO}_2$  est très dépendante du pH de l'eau et de la quantité de  $\text{MnO}_2$  déposée sur le support (sable, anthracite, ...) (187).

L'auto-oxydation de  $\text{Mn}^{2+}$  par  $\text{MnO}_2$  n'a pas été mise en évidence en dehors des essais à pH basique.

L'oxydation du  $\text{Mn}^{2+}$  nécessite soit une oxydation chimique, soit une oxydation biologique.

L'élimination du manganèse se fait donc en deux temps. Tout d'abord, par une adsorption sélective comparable à celle que nous avons pour les autres cations, puis dans certaines conditions, par une oxydation.

Hargette et Knocke [2001] (102) ont étudié l'oxydation par le chlore. En effet, le manganèse divalent adsorbé sur  $MnO_2$  est très rapidement oxydé par le chlore, ce qui permet d'avoir en permanence du dioxyde de manganèse avec des sites d'adsorption libres pour fixer le Mn divalent dans l'eau.

L'élimination du manganèse divalent par filtration a été faite à l'origine sur les "sables verts" sables naturels auxquels est associée de la glauconite. Ce phénomène est spontané dès que le sable est recouvert de  $MnO_2$ . Il a été montré que cette adsorption ralentissait dès que tous les sites d'adsorption étaient saturés (132).

On a montré que cet effet ce processus pouvait durer plus d'un mois (131) et que cette durée était fonction de la concentration en manganèse divalent présent dans l'eau et de la vitesse de filtration. L'adsorption se fait dans les premiers 15 centimètres du filtre y compris pour des vitesses rapides (131, 133).

La rétention du manganèse divalent ne dépend pas directement de la quantité de  $MnO_2$  déposée sur le matériau mais surtout du nombre de sites d'échange, ce qui explique le rôle primordial du pH. A pH 6, l'adsorption est de 80% inférieure à ce qu'elle est à pH 8. La baisse de pH pour la coagulation optimisée des eaux (pH 5,5-6) utilisée pour une meilleure élimination des matières organiques nuit à la rétention du manganèse, sauf si entre la décantation et la filtration, le pH est relevé à 7,5 par exemple lors de la reminéralisation de l'eau.

Les études ont montré que le chlore permettait de maintenir dans le temps cette adsorption (53) par régénération du  $MnO_2$  en oxydant  $Mn^{2+}$  adsorbé en  $MnO_2$ .

Le chlore donne de bons résultats même à pH 6,1 alors qu'à ce pH, il ne peut pas oxyder  $Mn^{2+}$  en  $MnO_2$  (132, 133).

Les études nouvelles ont surtout porté sur l'influence des lavages à contre courant : effet de l'air, d'une eau chlorée pour le lavage, accumulation ou élimination du  $MnO_2$  déposé.

L'ajout d'air dans le lavage à contre courant conduit à une meilleure "régénération" du dépôt (5) et il en est de même si on utilise une eau chlorée (102).

Le lavage à contre courant élimine une partie du dépôt mais comme il y a également formation de  $MnO_2$ , un équilibre s'instaure et le dépôt de  $MnO_2$  reste constant (102).

### ***III.1-3 Elimination du plomb par adsorption sélective***

- De nombreux travaux ont montré que l'adsorption de plomb pouvait se faire sur des oxydes métalliques en particulier sur la goéthite (81, 104), sable ou autres matériaux recouverts de dioxyde de manganèse (36, 64, 196, 203, 204, 240)
- et sur les oxyhydroxyde de fer ou d'aluminium déposés sur du sable (51, 141, 261, 276).
- sur oxyhydroxyde de fer granuleux (278), sur alumine activée (265)

Bhattacharjee et al. [2003] (30) ont montré que les nodules polymétalliques étaient de très bons adsorbants du plomb. Comme pour les autres cations, le pH de l'eau joue un rôle important. Dans le cas des nodules polymétalliques, le pH optimum est de 6.

L'adsorption a pu être modélisée par les modèles de Freundlich ou de Langmuir (440 nanogrammes de Pb/gramme de nodule).

Les oxydes de fer donnent de meilleurs résultats que ceux d'aluminium (261). Le pH joue un rôle très important sur ces adsorptions sélectives (265).

D'autres auteurs ont proposé pour l'élimination du plomb l'adsorption sélective sur :

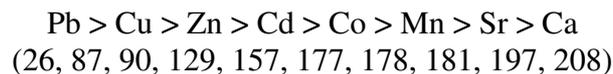
- charbon actif (4, 153, 199)
- tourbe (109)
- argile anionique de synthèse (251)
- biopolymère (252)
- boues rouges (97)
- cendre d'incinération (66)
- zéolithe naturelle (59)
- sable de coraux (272)

### ***III. 1-4 Élimination du cuivre, du cadmium, du zinc, du nickel, du cobalt et du mercure par adsorption sélective***

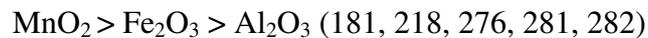
Les oxydes ou oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse sont de très bons adsorbants des métaux. Ils expliquent la migration des métaux lourds dans les sols (281).

En usine, déposés sur du sable, ils jouent le même rôle. La rétention se fait en deux temps : adsorption rapide à la surface de l'oxyde puis diffusion lente dans les particules d'oxyde (14, 15, 17, 25, 38, 73, 85, 126, 145, 163, 189, 216, 253, 262, 265, 282).

L'affinité des oxydes métalliques pour les métaux est la suivante :



Les oxydes peuvent être classés dans l'ordre suivant :



Ces adsorptions sélectives ont souvent été modélisées en utilisant les équations de Freundlich ou Langmuir (55, 137, 197, 214).

Oray a montré que l'adsorption sur  $\text{MnO}_2$  était inversement proportionnelle au rayon ionique des éléments adsorbés (93).

Les oxydes ou oxyhydroxydes peuvent aussi adsorbés des métaux lourds complexés (17, 25, 43, 122, 135, 273).

Des études d'adsorption spécifiques ont été rapportées dans la littérature :

- nickel (28, 283)
- cadmium (26, 38, 61, 162, 222, 242, 261)
- cuivre (38, 73, 126, 141, 142)
- zinc (258, 283)
- cobalt (171, 180, 273)
- mercure (229)

### ***III. 1-5 Éléments cationiques radioactifs***

Cela concerne essentiellement l'uranium, le plutonium et le strontium radioactif (3).

#### **III. 1-5.1 Uranium**

L'uranium a été introduit dans l'environnement par l'extraction de minerais pour les centrales nucléaires ou pour des applications militaires On le retrouve dans les eaux de surface et dans

certaines eaux souterraines. Il peut aussi avoir une origine et, dans ce cas, il est très souvent accompagné d'arsenic.

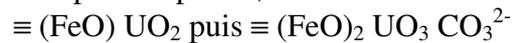
C'est un radioélément à très longue demi-vie radioactive, qui est toujours accompagné de ses isotopes (20).

L'uranium U (VI) est la valence stable dans les eaux.  $\text{UO}_2^{2+}$  est donc le cation le plus souvent retrouvé pour cet élément.

Ce sont les oxydes de fer (ferrihydrite, goethite, hématite) qui sont les plus utilisés pour la rétention de cet élément (19, 20, 112, 170, 198, 230, 289, 291).

Le pH joue un rôle très important (20, 21) : pour des pH inférieur à 4 et supérieur à 10, l'adsorption ne se fait pas.

A pH acide, c'est la forme  $\text{UO}_2^{2+}$  qui est présente et les ions  $\text{H}^+$  entrant en compétition, l'adsorption ne se fait pas. Entre pH 4 et pH 10, on rencontre les formes :



liées aux oxydes de fer fixés sur le sable. A pH supérieur à 10, la forme  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$  n'est plus retenue et repasse en solution.

### III. 1-5.2 Plutonium

L'adsorption du plutonium VI se fait soit sur dioxyde de manganèse (257), soit sur oxyhydroxyde de fer (124, 185).

### III. 1-5.3 Strontium

Le strontium radioactif est rejeté dans l'environnement par les centrales nucléaires.

Ce sont les oxyhydroxydes de fer qui sont utilisés pour l'éliminer (12, 41, 47, 101, 190, 191).

Ahmad signale que la présence de calcium et de magnésium réduirait de façon importante l'adsorption du strontium (25).

## III.2 Adsorption sélective des formes anioniques

Ce sont les oxyanions qui sont concernés.

Les éléments pris en compte sont l'arsenic, le sélénium, l'antimoine, le chrome, les phosphates et la silice.

### *III. 2-1 Elimination de l'arsenic par adsorption sélective*

La limite de qualité pour l'arsenic dans les eaux de consommation humaine étant passée de 50 à 10  $\mu\text{g/l}$ , de nombreuses études ont été réalisées en vue de l'élimination de ce composé.

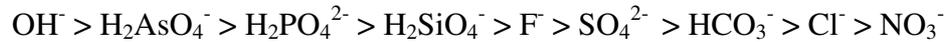
L'élimination de l'arsenic par précipitation-coprécipitation n'est efficace que si l'arsenic est à la valence V.

De plus, les concentrations d'équilibre sont proches de 10  $\mu\text{g/l}$ , ce qui signifie que la norme n'est pas toujours respectée.

De nombreuses eaux minérales naturelles sont riches en arsenic et comme toute modification de minéralisation de l'eau est prohibée, les traitements de précipitation-coprécipitation par des sels de fer sont, de ce fait, impossibles à mettre en œuvre l'adsorption sélective a été une des voies proposée pour ces eaux. Pour les eaux potables, l'utilisation de ces traitements est

surtout due au fait que certains adsorbants utilisés peuvent garantir la rétention des formes tri et pentavalentes (119).

Plusieurs supports ont été proposés notamment les oxydes et oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse (40, 84, 85, 174, 175, 219, 270) et l'alumine activée (235, 237). Pour cet adsorbant nous pouvons classer les éléments par affinité décroissante :



Le pH joue, là aussi, un rôle très important.

Les ions fluorures et phosphates entrent en compétition avec l'arsenic, l'arsenic trivalent n'est pas éliminé.

### III. 2-1.1 Le charbon actif (98, 154)

Les durées d'adsorption sont courtes. Des auteurs ont proposé de prétraiter les charbons actifs pour les recouvrir d'oxyde ou d'oxyhydroxyde métallique (225, 229).

Dans ce cas, le matériau est beaucoup trop onéreux puisqu'on peut obtenir les mêmes résultats avec du sable recouvert de ces oxydes (25, 73, 121, 122, 138, 164).

### III. 2-1.2 Les oxyhydroxydes de fer (73, 114, 122, 126, 279, 288)

Ces oxydes peuvent être soit des oxydes de fer amorphes compressés et mis sous forme de granulés (GEH), soit du sable recouvert de ces oxydes (45, 183, 246).

En fonction du pH, il est possible d'adsorber l'arsenic à la valence III et à la valence V (174, 220) Et, à pH proche de la neutralité, les deux valences sont retenues (115).

Les sulfates interfèrent très faiblement (6).

Quant aux ions phosphates ils interfèrent très fortement sur l'adsorption mais leurs teneurs dans les eaux font que cet élément n'est pas trop à prendre en considération (111).

L'arsenic trivalent est moins bien adsorbé que l'arsenic pentavalent (105, 156, 260).

En ce qui concerne les oxyhydroxydes de fer, des incertitudes subsistent encore pour certains paramètres :

- durée de vie des filtres ainsi traités (46, 83, 125)
- phénomène expliquant les transformations Red-Ox qui se passent dans les filtres lorsque l'arsenic est adsorbé (As III et As V).

Il a été montré qu'en eau aérobie, on obtient une oxydation complète de As III (80, 239).

Cette oxydation a été mise en évidence expérimentalement (72, 127).

Certains auteurs font intervenir des oxydations dues à des phénomènes bactériens (100, 294, 295) ou à la présence d'algues (268).

L'action catalytique à pH alcalin de certaines argiles ou oxydes métalliques a également été mise en évidence (82).

Certains auteurs ont montré la coexistence de As III et As V (1, 139, 202).

Dans certains cas, des phénomènes de bioréduction de As V en As III ont aussi été signalés (31, 42, 130, 147, 206, 264).

Ces incertitudes font que bien souvent, l'arsenic est au préalable oxydé par de l'ozone, par exemple, avant d'être éliminé par adsorption sélective sur les oxydes de fer (17, 75, 105, 122, 127, 183, 184, 215, 285).

### III. 2-1.3 Les oxyhydroxydes d'aluminium déposés sur du sable

Ces matériaux ne permettent que la rétention de l'arsenic trivalent. Les fluorures et les phosphates interfèrent (172, 174).

### III. 2-1.4 Les oxydes de manganèse, MnO<sub>2</sub>

Ces oxydes jouent un double rôle : d'une part, leur capacité d'adsorption est supérieure à celles du fer et de l'aluminium, Mn > Fe > Al et, d'autre part, le dioxyde de manganèse adsorbe l'arsenic III et l'oxyde en arsenic V. L'adsorption est donc la même pour les deux valences de l'arsenic (18, 23, 68, 69, 106, 173, 193, 195, 205, 210, 211, 213, 247, 269, 285).

### ***III. 2-2 Elimination par adsorption sélective du sélénium***

Le sélénium dans les eaux peut aussi se retrouver sous deux valences différentes. La valence IV qui est éliminée par précipitation-coprécipitation et la valence VI qui ne l'est pas par cette voie.

La limite de qualité étant fixée à 10 µg/L, il n'est pas possible, dans tous les cas, d'abaisser par précipitation-coprécipitation par des sels de fer, les concentrations au-dessous de ce seuil.

L'adsorption sélective est ici encore un procédé de choix pour éliminer cet élément.

Les oxydes ou oxyhydroxydes déposés sur du sable donnent de bons résultats.

#### III. 2-2.1 Oxyde ou oxyhydroxyde de fer

Les oxydes ou oxyhydroxydes de fer éliminent Se IV et Se VI. Le pH joue un rôle important (138, 248).

#### III. 2-2.2 Oxyhydroxyde d'aluminium

Le sable recouvert d'oxyhydroxyde d'aluminium a été utilisé pour l'élimination du sélénium IV et VI de l'eau.

L'élimination de Se IV est meilleure que celle de Se VI (138).

### ***III. 2-3 Elimination de l'antimoine par adsorption sélective***

La rétention par adsorption sélective de l'antimoine se fait exactement dans les mêmes conditions que celle de l'arsenic. Comme pour l'arsenic, Sb III est moins bien adsorbé que Sb V.

Le dioxyde de manganèse oxyde Sb III en Sb VI.

### ***III. 2-4 Elimination du chrome par adsorption sélective***

Le chrome dans les eaux se trouve sous deux valences.

Le chrome III cationique s'élimine très facilement par précipitation-coprécipitation sous forme carbonate ou d'hydroxy-carbonate.

Le chrome hexavalent n'est pas éliminé par ce procédé et il faut au préalable le réduire en chrome trivalent.

Seule l'adsorption sélective permet la rétention du chrome hexavalent.

#### ***III. 2-4.1 oxyhydroxyde de fer***

Ces adsorbants ont été utilisés pour le chrome (44, 101, 126, 133, 242).

Les oxyhydroxydes de fer peuvent retenir à 99 % le chrome hexavalent. La régénération se fait à la soude (17).

Les études sur les compétitions d'adsorption ont montré que la présence d'arsenic V diminue l'adsorption des chromates (126).

#### ***III. 2-4.2 Dioxyde de manganèse***

Le dioxyde de manganèse est capable à pH compris entre 4 et 7 d'oxyder le chrome III en chrome VI (23, 24, 79, 128, 283) et de retenir sélectivement le chrome VI.

### ***III. 2-5 Elimination des phosphates par adsorption sélective***

Les phosphates se comportent de façon tout à fait analogue aux arsénates (As V). Les méthodes d'élimination sont tout à fait identiques : précipitation-coprécipitation avec des sels de fer ou d'aluminium ou adsorption sélective sur des oxydes ou oxyhydroxydes de fer, d'aluminium ou de manganèse.

Les oxydes ou oxyhydroxydes de fer et d'aluminium ont été très utilisés (16, 249).

Dans des solutions synthétiques, les éliminations sont supérieures à 90 %, pour des eaux en cours de potabilisation. Pour les eaux usées, les rendements sont de l'ordre de 80 % et 70 %.

Les études d'adsorption des phosphates sur les oxydes ou oxyhydroxydes de fer ont été effectuées à l'occasion de l'ajout d'orthophosphates dans les eaux distribuées afin de réduire le potentiel de corrosivité de l'eau vis-à-vis du plomb.

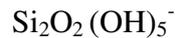
Il a été montré que dans les réseaux corrodés, l'ajout de phosphates se traduisait par une diminution de la quantité de bactéries libres dans l'eau (9).

L'explication avancée est que les phosphates s'adsorbent sur les dépôts d'oxyde de fer et font changer les charges de surface (150, 217), ce qui modifie l'adhérence des bactéries et réduit donc les biofilms (9, 10, 151, 188, 217, 241).

### ***III. 2-6 Elimination des silicates par adsorption sélective***

La silice est omniprésente dans les eaux ; dans les eaux de surface la teneur en silice varie entre 1 et 20 mg/L et dans les eaux souterraines entre 7 et 45 mg/l. Pendant longtemps, on

pensait que la silice se trouvait sous forme d'acide monosilicique mais des études récentes en RMN ont montré que l'on avait en équilibre le dimère (63).



Les proportions monomères, dimères, polymères sont fonction du pH de l'eau.

Aux pH des eaux naturelles, le dimère correspond à 99 % de la silice polymérisée.

Les dimères s'adsorbent très bien sur les oxydes ou oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium.

La silice polymérisée a une affinité très importante pour les oxydes de fer ou de manganèse.

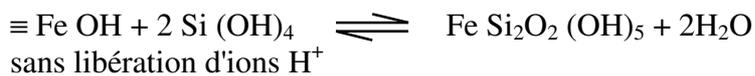
Le polymère à 35 atomes de silice s'adsorbe 1 000 000 de fois plus que le monomère (37, 232).

Avec les oxydes de fer, nous avons :

- pour les faibles teneurs en silice :



- pour les eaux riches en silice :



La silice est utilisée pour la protection anti-corrosion du fer.

Robinson et *al.* [1992] (232) ont montré que lors de l'ajout de silicate l'effet anti-corrosion n'était mis en évidence que si le chlore était ajouté avant la silice et que, dans le cas contraire, aucun effet n'était observé.

L'explication donnée est que le chlore oxyde le fer divalent et donne des oxydes trivalents qui adsorbent la silice, ce qui limite la corrosion.

En ajoutant la silice avant le chlore, le fer divalent réagit avec celle-ci pour donner un silicate ferreux soluble qui s'oxyde ensuite avec le chlore pour donner un silicate ferrique soluble.

### ***III. 2-7 Elimination des sulfates par adsorption sélective***

Meeussen et *al.* [1999] (186) utilisent le sable recouvert de goethite pour l'élimination des sulfates.

## **IV. ADSORPTION SELECTIVE DES MATIERES ORGANIQUES**

Les oxydes et oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse ont été utilisés pour la rétention des matières organiques. Parmi les matières organiques contenues dans les eaux, ce sont les acides humiques qui réagissent le mieux (43, 96, 182, 280).

Les oxydes de manganèse donnent de très bons résultats :



Les sables recouverts d'oxyde ou d'oxyhydroxyde donnent de meilleurs résultats que les sables nouveaux non recouverts (182, 286).

## V. ELIMINATION PAR ADSORPTION SELECTIVE DES MICROORGANISMES

Lors de l'étude de l'adsorption des phosphates sur les oxydes de fer, nous avons déjà cité leurs effets sur les biofilms.

Les microorganismes chargés négativement s'adsorbent sur les oxydes de fer positifs (9, 233). Après un ajout de phosphate, les sites positifs sont saturés et les dépôts ont des charges négatives qui ne permettent plus une adhésion des microorganismes et le développement du biofilm. Il en résulte ainsi une diminution du nombre de bactéries dans les eaux. (10, 151, 188, 241). Le Chevalier et *al.* [1993] (152) ont montré que les bactéries adsorbées sur les oxydes de fer étaient plus résistantes à l'action biocide du chlore ou des chloramines.

Les sables recouverts d'oxyhydroxyde de fer ou d'aluminium ont été utilisés pour la rétention de microorganismes (2, 48, 77, 164, 165, 292).

Lukasik et *al.* [1999] (164) donnent des taux d'abattement de 1 à 2 logs pour *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae* Poliovirus I et phage MS2.

Dans certaines études, les oxydes de fer donnent, pour les bactéries et les virus (2), de meilleurs résultats que ceux d'aluminium. Alors que Walker et Montemagno [1999] (290) montrent la supériorité des oxyhydroxydes d'aluminium pour la rétention des oocystes de *Cryptosporidium*.

Mansoor et Chaudhuri [1996] (176) ont utilisé les sables recouverts d'oxyhydroxyde de fer pour l'élimination des virus présents dans les eaux de consommation.

## VI. AUTRES SUPPORTS D'ADSORPTION SELECTIVE

### VI.1 Sable recouvert de carbonate de calcium et autres matériaux carbonatés

Aulenbach et Meisheng [1998] (13) utilisent du sable recouvert de  $\text{CaCO}_3$  pour l'élimination des phosphates de l'eau.

L'analyse par diffraction de rayons X a montré la présence de  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaHPO}_4$ ,  $\text{CaH}_2\text{P}_2\text{O}_7$ .

Le calcium contenu dans les ciments surtout  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  est apte à retenir un atome d'arsenic par atome de calcium avec formation de  $\text{CaAsO}_2\text{OH}$  (266).

Le ciment élimine également le calcium de l'eau par élévation du pH et précipitation de  $\text{CaCO}_3$ , surtout dans les premiers jours d'utilisation des ouvrages.

Il en est de même avec les phosphates où, à pH alcalin, il y a formation d'apatite  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ .

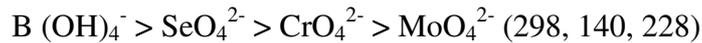
L'USEPA recommande le ciment pour bloquer certains toxiques avant rejet dans l'environnement (146).

Palfy et *al.* [1999] (213) recommande plus particulièrement d'utiliser le ciment pour éliminer l'arsenic.

### VI.2 Utilisation comme adsorbant sélectif de l'hydrocalumite et de l'ettringite

Ces produits sont obtenus par alcalinisation à la chaux des cendres volantes des centrales d'incinération.

L'hydrocalumite  $\text{Ca}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{OH})_2 - 6\text{H}_2\text{O}$  et l'ettringite  $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_3 - 26\text{H}_2\text{O}$  précipitent et forment des solides à pouvoir adsorbant élevé (298). L'ettringite peut se former dans les ciments fissurés traversés par de l'eau. Hydrocalumite et ettringite, qui sont aptes à la rétention en milieu alcalin de B, Se, Cr, Mo, peuvent aussi se former par hydratation des Ciments Portland (277).



Myneni *et al.* (1997) ont étudié aussi l'adsorption sélective de l'arsenic (201). Pour toutes ces adsorptions, les pH doivent être élevés et supérieurs à 10,5.

Ce type de traitement n'est donc utilisable que sur des effluents industriels.

### VI.3 L'apatite

L'apatite  $Ca_5(PO_4)_3 OH$  est un très bon matériau pour des adsorptions sélectives (32).

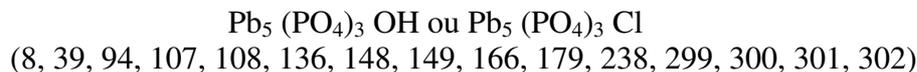
Elle est souvent obtenue à partir de poudre d'os calcinés (110, 173) ou de minéraux naturels.

Ce produit est dans bien des cas utilisés pour la décontamination des sols.

L'apatite peut jouer trois rôles principaux.

❶ Echangeur de cations à partir du calcium :

les principales publications portent sur le plomb avec la formation d'hydroxypyromorphite ou de chloropyromorphite.



Des études ont montré que l'apatite pouvait éliminer le plomb par adsorption sélective mais que certains métaux pouvaient interférer. Ces interférences étaient fonction de la teneur en plomb de la solution.

Pour des teneurs élevées en plomb, l'interférence est la suivante :



alors que pour de faibles concentrations en plomb, nous avons :



De nombreux travaux mentionnent l'adsorption sur l'apatite d'autres micropolluants minéraux:

Eu (136) - Cd (49, 60, 94) - Cu (49) - Zn (49, 94, 224) - U (11, 86) - Cr (296) - Ni (250).

❷ Echangeur d'oxyanion à partir du groupement phosphates

L'arsenic est l'élément le plus étudié.



Là aussi, l'adsorption d'autres oxyanions a été signalée :

- l'antimoine (155)
- le chrome (296)
- les phosphates eux-mêmes (118).

❸ Echangeur d'anion à partir du groupement hydroxyle

Le fluor est le composé le plus utilisé (fluorapatite) :



On peut avoir aussi adsorption d'autres halogénures : Br, Cl.

#### **VI.4 Charbon actif imprégné de sulfure**

Du charbon actif est imprégné d'acide sulfhydrique. Les sulfures fixés sur le charbon actif vont adsorber sélectivement les métaux toxiques par formation de sulfure.

Les applications ont été faites sur le nickel et le béryllium (158, 159).

Pour la régénération du charbon actif on utilise l'hydrogène sulfuré.

#### **CONCLUSION**

Les effets bénéfiques des sables recouverts d'oxyde ou d'oxyhydroxyde métalliques sont connus depuis assez longtemps. La formation de ces dépôts était spontanée.

Ce n'est qu'il y a une dizaine d'années que les mécanismes d'adsorption ont été mis en évidence et bien étudiés, ce qui a conduit à la préparation de ces nouveaux matériaux.

Cet engouement pour l'usage de ces supports filtrants s'est amplifié avec :

- la fixation de limites de qualité pour les toxiques minéraux dans les eaux minérales naturelles. En effet, dans ces eaux, la minéralisation ne doit pas varier après traitement et seuls les systèmes d'adsorption sélective sont donc utilisables.
- les limites de qualité pour les toxiques minéraux sont de plus en plus sévères et ne peuvent plus être atteintes par les traitements classiques de précipitation-coprécipitation chimique.
- le faible coût de ces matériaux dans le monde.
- les filtrations sont des étapes qui nécessitent, de la part du personnel, un niveau technique inférieur à celui requis pour les précipitations-coprécipitations chimiques puisqu'il s'agit de systèmes passifs pour lesquels les erreurs humaines ne sont pas à craindre.

---

## BIBLIOGRAPHIE

- 1 ABDULLAH M.I., SHIYU Z., MOSGREN K. (1995)  
Arsenic and selenium species in the oxic and anoxic waters of the Oslofjord, Norway.  
Mar. Pollut. Bull. 31(1-3 Special Issue), 116-126.
- 2 AHAMMED M.M., CHAUDHURI M. (1996)  
Sand-based filtration/adsorption media.  
J. Water SRT Aqua 45, n° 2, pp. 67-71.
- 3 AHMAD S.H. (1995)  
Appl. Radiat. Isot. 46 (5), 287.
- 4 AKHTAR S., QADEER R. (1997)  
Active carbon as an adsorbent for lead ions.  
Adsorption Sci. Technol. 15, pp. 815-824.
- 5 AMIRTHARAJAH A. (1988)  
Some theoretical and conceptual views of filtration.  
Res. and Technol., JAWWA 80 (12), 36.
- 6 AMY G., EDWARDS M., BENJAMIN M., CARLSON K., CHWIRKA J.,  
BRANDHUBER P., MC NEILL L., VAGLIASINDI F. (2000)  
Arsenic Treatability Options and Evaluation of Residuals Management Issues.  
AWWARF, Denver CO.
- 7 ANDERSON D.R., ROW D.D., SINDELAR G.E. (1973)  
Iron and manganese studies of Nebraska water supplies.  
JAWWA 65, pp. 637-641.
- 8 APALSAN B. and YUKSELEN M.A. (2002)  
Remediation of lead contaminated soils by stabilization/solidification.  
Water, Air and Soil Pollution 133, pp. 253-263.
- 9 APPENZELLER B.M.R., DUVAL Y.B., THOMAS F. and BLOCK J.C. (2002)  
Influence of phosphate on bacterial adhesion onto Iron oxyhydroxide in drinking  
water.  
Environ. Sci. Technol. 36, pp. 646-652
- 10 APPENZELLER B.M.R., BATTE M., MATHIEU L., BLOCK J.C., LAHOUSSINE  
V., CAVARD J., GATEL D. (2001)  
Effect of adding phosphate to drinking water on bacterial growth.  
Wat. Res. 35, n° 4, pp. 1100-1105.
- 11 AREY J.S., SEAMAN J.C., BERTSCH P.M. (1999)  
Immobilization of uranium in contaminated sediments by hydroxyapatite addition.  
Environ. Sci. Technol. 33, n° 2, pp. 337-342.

- 12 ATUN G., KAPLAN Z. (1996)  
J. Radioanal. Nucl. Chem. 211 (2), 425.
- 13 AULENBACH D.B., MEISHENG N. (1988)  
Studies on the mechanism of phosphorus removal from treated wastewater by sand.  
J. Water Pollut. Cont. Fed. 60, pp. 2089-2094.
- 14 AXE L., ANDERSON P. (1995)  
J. Colloid Interface Sci. 175, pp. 157-165.
- 15 AXE L., ANDERSON P. (1997)  
J. Colloid Interface Sci. 185, pp. 436-448.
- 16 AYOUB G.M., KOOPMAN B., PANDYA N. (2001)  
Iron and aluminium hydroxy (oxide) coated filter media for low-concentration phosphorus removal.  
Water Environ. Res. 73, n° 4, pp. 478-485.
- 17 BAILEY R.P., BENNETT T., BENJAMIN M.M. (1992)  
Sorption onto and recovery of Cr (VI) using iron oxide coated sand.  
Wat. Sci. Technol. 26(5-6), pp. 1239-1244.
- 18 BAJPAI S., CHAUDHURI M. (1999)  
Removal of arsenic from ground water by manganese dioxide coated sand.  
J. Environ. Engrg. ASCE 125, pp. 782-784.
- 19 BARGAR J.R., REITMEYER R., LENHART J.J., DAVIS J.A. (2000)  
Geochim. Cosmochim. Acta 64, pp. 2737-2749.
- 20 BARNETT M.O., JARDINE P.M., BROOKS S.C. (2002)  
U(VI) adsorption to heterogeneous subsurface media : application of a surface complexation model.  
Environ. Sci. Technol. 36, pp. 937-942.
- 21 BARNETT M.O., JARDINE P.M., BROOKS S.C., SELIM H.M. (2000)  
Soil Sci. Soc. Am. J. 64, pp. 908-917.
- 22 BARRY R.C., SCHNOOR J.L., SULZBERGER B., SIGG L., STUMM W. (1994)  
Iron oxidation kinetics in an acidic alpine lake.  
Wat. Res. 28 (2), pp. 323-333
- 23 BARTLETT R.J., JAMES B.R. (1988)  
Mobility and bioavailability of chromium in soils.  
Dans Chromium in nature and human environments, J.O. Nriagu and E. Nieboer (ed.)  
John Wiley and Sons, New York.
- 24 BARTLETT R.J., JAMES B.R. (1979)  
Behavior of chromium in soils : III Oxidation.  
J. Environ. Qual. 8, pp. 31-35.

- 25 BENJAMIN M.M., SLATTEN R.S., BAILEY R.P., BENNETT T. (1996)  
Sorption and filtration of metals using iron oxide coated sand.  
Wat. Res. 30, pp. 2609-2620.
- 26 BENJAMIN M.M., LECKIE J.O. (1981)  
Multiple site adsorption of Cd, Cu, Zn and Pb on iron oxyhydroxide.  
J. Colloid Interface Sci. 79 (1), pp. 209-221.
- 27 BENJAMIN M.M. (1983)  
Adsorption and surface precipitation of metals on amorphous iron oxyhydroxides.  
Environ Sci. Technol. 17 (11), pp. 686-691.
- 28 BENJAMIN M.M., LECKIE J.O. (1982)  
Effects of complexation by Cl, SO<sub>4</sub> and S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> on adsorption behavior of Cd on oxide surfaces.  
Environ. Sci. Technol. 16 (3), pp. 162-170.
- 29 BENJAMIN M.M., BLOOM N.S. (1981)  
Effects of strong binding of anionic adsorbates on adsorption of trace metals on amorphous iron oxyhydroxide.  
Adsorption from Aqueous Solution (Ed. Tewari P.), pp. 41-60, Plenum Press, New York.
- 30 BHATTACHARJEE S., CHAKRABARTY S., MAITY S., KAR S., THAKUR P., BHATTACHARYYA G. (2003)  
Removal of lead from contaminated water bodies using sea nodule as an adsorbent.  
Water Research 37, pp. 3954-3966.
- 31 BLUM J.S., BINDI A.B., BUZZELLI J., STOLZ J.F., OREMLAND R.S. (1998)  
*Bacillus arsenicoselenatis*, *sp. nov.*, and *Bacillus selenitireducens*, *sp. nov.* : two haloalkaliphiles from Mono Lake, California that respire oxyanions of selenium and arsenic.  
Arch. Microbiol. 171 (1), pp. 19-30.
- 32 BOLAN N.S., ADRIANO D.C., NAIDU R. (2003)  
Role of phosphorus in (im)mobilization and bioavailability of heavy metals in the soil plant system.  
Rev. Environ. Contam. Toxicol. 177, pp. 1-44.
- 33 BORHO M., WILDERER P. (1996)  
Optimized removal of arsenic(III) by adaptation of oxidation and precipitation processes to the filtration step.  
Water Sci. Technol. 34, pp. 25-31.
- 34 BOURG A., SCHINDLER P.W. (1978)  
Ternary surface complexes I. Complex formation in the system silica-Cu (II) ethylenediamine  
Chimia 32, pp. 166-168.

- 35 BRAESTER C., MARTINELL R. (1988)  
The Vyredox and Nitredox methods of in situ treatment of groundwater.  
Wat. Sci. Tehcnol. 20 (3), pp. 149-163.
- 36 BRANDAO M.S., GALEMBECK F.C. (1990)  
Lead and zinc adsorption on MnO<sub>2</sub> impregnated cellulose acetate.  
Colloids surf. 48, pp. 351-362.
- 37 BROWMAN M.G., ROBINSON R.B., REED G.D. (1989)  
Environ. Sci. Technol. 23, 566.
- 38 BUERGE-WEIRICH D., HARI R., XUE H., BEHRA P., SIGG L. (2002)  
Adsorption of Cu, Cd and Ni on goethite in the presence of natural groundwater ligands.  
Environ. Sci. Technol. 36, pp. 328-336.
- 39 CAO X., MA L.Q., CHEN M., SINGH S.P, HARRIS W.G. (2002)  
Impacts of phosphate amendments on lead biogeochemistry at a contaminated site.  
Environ. Sci. Technol. 36, n° 24, pp. 5296-5304.
- 40 CARRILLO A., DREVER J.I. (1998)  
Adsorption of arsenic by natural aquifer material in the San Antonio-El Triunfo mining area, Baja California, Mexico.  
Environ. Geol. 35, pp. 251-257.
- 41 CERNIK M., BORKOVEC M., WESTALL J.C. (1996)  
Langmuir 12, pp. 6127-6137.
- 42 CERVANTES C., JI G.Y., RAMIREZ J.L., SILVER S. (1994)  
Resistance to arsenic compounds in microorganisms.  
FEMS Microbiol. Rev. 15 (4), pp. 355-367.
- 43 CHANG Y., LI C.W., BENJAMIN M.M. (1997)  
Iron oxide coated media for NOM sorption and particulate filtration.  
AWWA 89 (5), pp. 100-113.
- 44 CHARLET L., MANCEAU A.A. (1992)  
J. Colloid Interface Sci. 148 (2), pp. 443-458.
- 45 CHENG R.C., LIANG S., WANG H.C., BEUHLER M.D. (1994)  
Enhanced coagulation for arsenic removal.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 86 (9), pp. 79-90.
- 46 CHEN H.W., FREY M.M., CLIFFORD D., MC NEILL L.S., EDWARDS M. (1999)  
Arsenic treatment considerations.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 91 (3), pp. 74-85.
- 47 CHEN C.C., HAYES K.F. (1999)  
Geochim. Cosmochim. Acta 63 (19-20), 3205.

- 48 CHEN J., TRUESDALE S., LU F., ZHAN G., BELVIN C., KOOPMAN B., FARRAH S., SHAH D. (1998)  
Long-term evaluation of aluminium hydroxide-coated sand removal of bacteria from wastewater.  
Water Res. (G.B.), 32, 2171.
- 49 CHEUNG C.W., CHAN C.K., PORTER J.F., MC KAY G. (2001)  
Combined diffusion model for the sorption of cadmium, copper and zinc ions onto bone char.  
Environ. Sci. Technol. 35, n° 7, pp. 1511-1522.
- 50 CHRISTL I., KRETZSCHMAR R. (1999)  
Competitive sorption of copper and lead at the oxide-water interface : implications for surface site density .  
Geochim. Cosmochim. Acta 63, pp. 2929-2938.
- 51 CHUBIN R.G., STREET J.J. (1981)  
J. Environ. Qual. 10, pp. 225-231.
- 52 CLIFFORD D. (1990)  
Ion exchange and inorganic adsorption.  
Water Quality and Treatment (ed. F.W. Pontius), pp. 561-640. Mc Graw-Hill, New York
- 53 COFFEY B.M., KNOCKE W.R., GALLAGHER D.L. (1993)  
Modeling soluble manganese removal by oxide-coated media filter.  
J. Environ. Engrg. ASCE 119 (4), pp. 679-694.
- 54 CORNELL R.M., SCHWERTMANN U. (1996)  
The iron oxides : structure, properties, reactions, occurrence and uses.  
New York VCH.
- 55 COUGHLIN B.R., STONE A.T. (1995)  
Nonreversible adsorption of divalent metal ions ( $Mn^{II}$ ,  $Co^{II}$ ,  $Ni^{II}$ ,  $Cu^{II}$  and  $Pb^{II}$ ) onto goethite : effect of acidification  $Fe^{II}$  addition and picolinic acid addition.  
Environ. Sci. Technol. 29, pp. 2445-2455.
- 56 COWAN C.E., ZACHARA J.M., RESCH C.T. (1991)  
Cadmium adsorption on iron oxides in the presence of alkaline-earth elements.  
Environ. Sci. Technol. 25, 437.
- 57 COX C.R. (1964)  
Operation and Control of Water Treatment Processes. WHO, pp. 209-218.
- 58 CROSBY S.A. (1983)  
Surface areas and porosities of Fe (III) and Fe (II) derived oxyhydroxides.  
Environ. Sci. Technol. 17 (12), pp. 709-713.
- 59 CURKOVIC L., CERJAN-STEFANOVIC S., FILIPAN T. (1997)  
Metal ion exchange by natural and modified zeolites.

- Water Res. 31, pp. 1379-1382.
- 60 DA ROCHA N.C.C., DE CAMPOS R.C., ROSSI A.M., MOREIRA E.L., BARBOSA D.D., MOURE G.T. (2002)  
Cadmium uptake by hydroxyapatite synthesized in different conditions and submitted to thermal treatment.  
Environ. Sci. Technol. 36, n° 7, pp. 1630-1635.
- 61 DAVIS J.A., LECKIE J.O. (1978)  
Surface ionization and complexation at the oxide/water interface : surface properties of amorphous iron oxyhydroxide and adsorption of metal ions.  
J. Colloid Interface Sci. 67 (1), pp. 90-107.
- 62 DAVIS J.A., LECKIE J.O. (1978)  
Effect of adsorbed complexing ligands on trace metal uptake by hydrous oxides.  
Environ. Sci. Technol. 12, pp. 1309-1315.
- 63 DAVIS C.C., CHEN H.W., EDWARDS M. (2002)  
Modeling silica sorption to iron hydroxide.  
Environ. Sci. Technol. 36, pp. 582-587.
- 64 DEGS Y.A., KHRAISHEH M.A.M., TUTUNJI M.F. (2001)  
Sorption of lead ions on diatomite and manganese oxides modified diatomite.  
Wat. Res. 35, n° 15, pp. 3724-3728.
- 65 DILLARD J.G., SCHENCK C.V. (1986)  
Interaction of Co(II) and Co(III) complexes on synthetic birnessite : surface characterization. Geochemical Processes at Mineral Interfaces (Ed. Davis J.A. and Hayes K.F.),  
ACS Symposium Ser. n° 32, American Chemical Society, Washington D.C.
- 66 DIMITROVA S.V., MEHANDGIEV D.R. (1998)  
Lead removal from aqueous solutions by granulated blast-furnace slag.  
Water Res. 32, pp. 3289-3292.
- 67 DIXON D.R. (1984)  
Color and turbidity removal with reusable magnetic particles – VIII : A colloid chemical study of the effect of inorganic ions on the efficiency of clarification.  
Water Res. 18, pp. 529-534.
- 68 DRIEHAUS W., JEKEL M., HILDEBRANDT U. (1998)  
Granular ferric hydroxide : a new adsorbent for the removal of arsenic from natural water.  
J. Wat. Suppl. Res. and Technol. AQUA 47 (1), pp. 30-35.
- 69 DRIEHAUS W., SEITH R., JEKEL M. (1995)  
Oxidation of arsenic(III) with manganese oxides in water treatment.  
Water Res. 29, pp. 297-305.

- 70 DUGGER D.L., STANTON J.H., IRBY B.N., MC CONNELL B.L., CUMMINGS W.W., MAATMAN R.W. (1964)  
The exchange of twenty metal ions at the weakly acidic silanol group of silica gel.  
J. Phys. Chem. 68, 757.
- 71 DZOMBAK D.A., MOREL F.M.M. (1990)  
Surface complexation modelling hydrous ferric oxides.  
John Wiley and Sons, USA.
- 72 EARY L.E., SCHRAMKE J.A. (1990)  
Rates of inorganic oxidation reactions involving dissolved oxygen.  
Dans Chemical Modelling of Aqueous Systems II (ed. D.C. Melchior and R.L. Bassett), ACS Symposium Series, 416, pp. 379-396. American Chemical Society, Washington.
- 73 EDWARDS M.A., BENJAMIN M.M. (1989)  
Adsorptive filtration using coated sand : a new approach for treatment of metal-bearing wastes  
J. Water Pollution Cont. Fed. 61, pp. 1523-1533.
- 74 EDWARDS M., BENJAMIN M.M. (1989)  
Regeneration and reuse of iron hydroxide adsorbents in the treatment of metal-bearing wastes.  
J. Water Pollut. Control Fed. 61, pp. 481-490.
- 75 EDWARDS M. (1994)  
Chemistry of arsenic removal during coagulation and Fe-Mn oxidation.  
J. Am. Water Works Assoc., pp. 64-78.
- 76 ELLIOTT H.A., HUANG C.P. (1980)  
Adsorption of some copper (II) amino acid complexes at the solid-solution interface.  
Effect of ligand and surface hydrophobicity.  
Environ. Sci. Technol. 14, pp. 87-93.
- 77 FARRAH S.R., PRESTON D.R., TORANZOS G.A., GIRARD M., ERDOS G.A., VASUDHIVAN V. (1991)  
Use of modified diatomaceous earth for removal and recovery of viruses in water.  
Appl. Environ. Microbiol. 57, pp. 2502-2506.
- 78 FASISKA E.J. (1967)  
Structural aspects of the oxides and hydroxides of iron.  
Corr. Sci. 7, pp. 833-839.
- 79 FENDORF S.E., ZASOSKI R.J. (1992)  
Environ. Sci. Technol. 26, pp. 79-85.
- 80 FERGUSON J.F., GAVIS J. (1972)  
A review of the arsenic cycle in natural waters. Wat. Res. 6, pp. 1259-1274.
- 81 FORBES E.A., POSNER A.M., QUIRK J.P. (1976)

- The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on goethite.  
J. Soil Sci. 27, pp. 154-158.
- 82 FOSTER A.L., BROWN G.E., PARKS G.A. (1998)  
X-ray adsorption fine-structure spectroscopy study of photocatalyzed, heterogeneous As(III) oxidation on kaolin and anatase.  
Environ. Sci. Technol., 32 (10), pp. 1444-1452.
- 83 FREY M.M., OWEN D.M., CHOWDHURY Z.K., RAUCHER R.S., EDWARDS M.A. (1998)  
Cost to utilities of a lower MCL for arsenic.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 90 (3), pp. 89-102.
- 84 FULLER C.C., DAVIS J.A. (1989)  
Influence of coupling of sorption and photosynthetic processes on trace element cycles in natural waters.  
Nature 340, pp. 52-54.
- 85 FULLER C.C., DAVIS J.A., WAYCHUNAS G.A. (1993)  
Surface chemistry of ferrihydrite ; part. 2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation  
Geochim. Cosmochim. Acta 57, pp. 2271-2282.
- 86 FULLER C.C., BARGAR J.R., DAVIS J.A., PIANA M.J. (2002)  
Mechanisms of uranium interactions with hydroxyapatite : implications for groundwater remediation.  
Environ. Sci. Technol. 36, n° 2, pp. 158-165.
- 87 GADDE R.R., LAITINEN H.A. (1974)  
Anal. Chem. 46 (13), pp. 2022-2026.
- 88 GALVIN R.M. (1995)  
Ripening of silica sand used for filtration.  
Wat. Res. 26 (5), pp. 683-688.
- 89 GAO Y., SENGUPTA A.K., SIMPSON D. (1995)  
A new hybrid inorganic sorbent for heavy metals removal.  
Water Res. 29, pp. 2195-2205.
- 90 GARNIER J., BENYAHYA L. (1999)  
Environ. Sci. Technol. 33, pp. 1398-1407.
- 91 GERBA C.P., HOU K., SOBSEY M.D. (1988)  
Microbial removal and inactivation from water by filters containing magnesium peroxide.  
J. Environ. Sci. Health 23, pp. 41-58.
- 92 GHOSH M.M., O'CONNOR J.T., ENGELBRECHT R.S. (1967)  
Removal of iron from ground water by filtration.  
JAWWA 59(7), pp. 878-896.

- 93 GRAY M.J. (1981)  
Effluent Water Treat. J. 21, pp. 201-203.
- 94 GREMAN H., PERSOLJA J., LOBNIK F., LESTAN D. (2001)  
Modifying lead, zinc and cadmium bioavailability in soil by apatite and EDTA addition.  
Fres. Environ. Bull. by PSP 10, n° 9, pp. 727-735.
- 95 GRIFFIN A.E. (1960)  
Significance and removal of manganese in water supplies.  
JAWWA 52, 1326.
- 96 GU B., SCHMITT J., MC CARTHY J.F. (1992)  
Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide.  
Geochim. Cosmochim. Acta 59, pp. 219-225.
- 97 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 Res. 35, pp. 1125-1134.
- 98 GUPTA S.K., CHEN K.Y. (1978)  
Arsenic adsorption by adsorption .  
J. Wat. Pollut. Control Fed. 50, 493.
- 99 HACHIYA K., SASAKI M., IKEDA T., MIKAMI N., YASUNAGA T. (1984)  
Static and kinetic studies of adsorption-desorption of metal ions on a  $\gamma$ - $\text{Al}_2\text{O}_3$  surface.  
2. Kinetic study by means of pressure-jump technique.  
J. Phys. Chem. (US) 88, pp. 27-31.
- 100 HAMBSCH B., RAUE B., BRAUCH H.J. (1995)  
Determination of arsenic(III) for the investigation of the microbial oxidation of arsenic(III) to arsenic(V).  
Acta Hydrochim. Hydrobiol. 23 (4), pp. 166-172.
- 101 HANSEN B.Q., KWAN P., BENJAMIN M.M., LI C.W., KORSHIN G.V. (2001)  
Use of iron oxide coated sand to remove strontium from simulated Hanford tank waste.  
Environ. Sci. Technol. 35, pp. 4905-4909.
- 102 HARGETTE A.C., KNOCKE W.R. (2001)  
Assessment of fate of manganese in oxide-coated filtration systems.  
J. Environ. Engn. n° 12, pp. 1132-1138.
- 103 HATVA T. (1988)  
Treatment of groundwater with slow sand filtration.  
Wat. Sci. Technol. 20 (3), pp. 141-147.
- 104 HAYES K.F., LECKIE J.O. (1986)

Mechanism of lead ion adsorption at the goethite/water interface.

Davis J.A., Hayes K.F. editors. Geochemical process at mineral surface ACS Symposium Series 323. Washington DC : American Chemical Society.

- 105 HERING J.G., CHEN P.Y., WILKIE J.A., ELIMELECH M., LIANG S. (1996)  
Arsenic removal by ferric chloride.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 88 (4), pp. 155-167.
- 106 HERING J.G., CHIU V.Q. (2000)  
Arsenic occurrence and speciation in municipal ground-water based supply system.  
J. Environ. Engng-ASCE, 126 (5), pp. 471-474.
- 107 HETTIARACHCHI G.M., PIERZYNSKI G.M., RANSOM M.D. (2001)  
In situ stabilization of soil lead using phosphorus.  
J. Environ. Qual. 30, pp. 1214-1221.
- 108 HETTIARACHCHI G.M., PIERZYNSKI G.M. (2002)  
In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide : influence of plant growth.  
J. Environ. Qual. 31, pp. 564-572.
- 109 HO Y.S., MC KAY G. (1999)  
The sorption of lead(II) ions on peat  
Water Res. 33, pp. 578-584.
- 110 HODSON M.E., VALSAMI-JONES E., COTTER-HOWELLS J.D. (2000)  
Bonemeal additions as a remediation treatment for metal contaminated soil.  
Environ. Sci. Technol. 34, n° 16, pp. 3501-3507.
- 111 HONGSHAO Z., STANFORTH R. (2001)  
Competitive adsorption of phosphate and arsenate on goethite.  
Environ. Sci. Technol. 35, pp. 4753-4757.
- 112 HSI C.K.D., LANGMUIR D. (1985)  
Geochim. Cosmochim. Acta 49, pp. 1931-1941.
- 113 HSIA T.H., LO S.L., LIN C.F., LEE D.Y. (1993)  
Chemical and spectroscopic evidence for specific adsorption of chromate on hydrous iron oxide. Chemosphere 26, pp. 1897-1904.
- 114 HUANG J.G. and LIU J.C. (1997)  
Enhanced removal of As(V) from water with iron-coated spent catalyst.  
Sep. Sci. Technol., 32, 1557.
- 115 HUANG P.M. (1989)  
Rates of Soil Chemistry Processes, Sparks D.L., Suarez D.L. Eds. ; Soil Science Society of America : Madison WI, pp. 191-230.
- 116 HULT A. (1973)  
Filtration of iron during and after oxidation.

- Effl. Wat. Treat. J., pp. 209-215.
- 117 JAMES R.O., HEALY T.W. (1972)  
Adsorption of hydrolyzable metal ions at the oxide-water interface.II. Charge reversal of SiO<sub>2</sub> and TiO<sub>2</sub> colloids by adsorbed Co(II), La(III) and Th(IV) as model systems. J. Colloid Interface Sci. 40, pp. 53-64.
- 118 JANG H., KANG S.H. (2002)  
Phosphorus removal using cow bone in hydroxyapatite crystallization. Water Res. 36, pp. 1324-1330.
- 119 JEKEL M.R. (1994)  
Removal of arsenic in drinking water treatment.  
Dans Arsenic in the Environment. Part I : Cycling and Characterization (ed. J.O. Nriagu) John Wiley and Sons, New York.
- 120 JEON B.H., DEMPSEY B.A., BURGOS W.D., ROYER R.A. (2003)  
Sorption kinetics of Fe(II), Zn(II), Co(II), Ni(II), Cd(II) and Fe(II)/Me(II) onto hematite  
Water Research 37, pp. 4135-4142.
- 121 JIANG J.Q. (2001)  
Removing arsenic from groundwater for the developing world : a review.  
Wat. Sci. Tech. 44, n° 6, pp. 89-98.
- 122 JOSHI A., CHAUDHURI M. (1996)  
Removal of arsenic from ground water by iron oxide coated sand.  
J. Environ. Engrg. ASCE 122, pp. 769-771.
- 123 KAUFFMAN K., HAZEL F. (1975)  
J. Colloid Interface Sci. 51, pp. 422-426.
- 124 KEENEY-KENNICUTT W.L., MORSE J.W. (1985)  
Geochim. Cosmochim. Acta 49, pp. 2577-2588.
- 125 KEMPIC J.B. (1997)  
Arsenic Removal technologies : an evaluation of cost and performance.  
Dans Arsenic Exposure and Health Effects (ed. C.O. Abernathy, R.L. Calderon and W.R. Chappell) Chapman and Hall, London.
- 126 KHAODHIAR S., AZIZIAN M.F., OSATHAPAN K., NELSON P.O. (2000)  
Copper chromium and arsenic adsorption and equilibrium modelling in an iron-oxide-coated sand, background electrolyte system.  
Water Air Soil Pollution 119, pp. 105-120.
- 127 KIM M.J., NRIAGU J. (2000)  
Oxidation of arsenite in groundwater using ozone and oxygen.  
Sci. Total Environ. 247 (1), pp. 71-79.
- 128 KIM J.G., DIXON J.B., CHUSUEI C.C., DENG Y. (2002)  
Oxidation of Chromium (III) to (VI) by Manganese Oxides.

- Soil Sci. Soc. Amer. J. 66, n° 1, pp. 306-315.
- 129 KINNIBURGH D.G., JACKSON M.L., SYERS J.K. (1976)  
Adsorption of alkaline earth, transition and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminium.  
Soil Sci. Soc. Am. J. 40, pp. 796-799.
- 130 KNAUER K., HEMOND H. (2000)  
Accumulation and reduction of arsenate by the freshwater green alga *Chlorella* sp. (Chlorophyta)  
J. Phycol. 36 (3), pp. 506-509.
- 131 KNOCKE W.R., OCCIANO S.C., HUNGATE R. (1991)  
Removal of soluble manganese by oxide coated filter media : sorption rate and removal mechanism issues.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 83, pp. 64-69.
- 132 KNOCKE W.R., OCCIANO S., HUNGATE R. (1989)  
Removal of soluble manganese from water by oxide-coated filter media.  
AWWA Research Foundation and American Water Works Assoc. Rep. Denver.
- 133 KNOCKE W.R., HAMON J.R., THOMPSON C.P. (1988)  
Optimization of soluble manganese removal within mixed-media filtration systems.  
JAWWA 80 (12), 65.
- 134 KNOCKE W.R., HAMON J.R., THOMPSON C.P. (1988)  
Soluble manganese removal on oxide coated filter media.  
J. Am. Water Works Assoc. 80, 65
- 135 KORSHIN G.V., BENJAMIN M.M., SLETTEN R.S. (1997)  
Adsorption of natural organic matter on iron oxide : Effects of NOM composition and formation of organo-halide compounds during chlorination.  
Wat. Res. 31 (7), pp. 1643-1650.
- 136 KRAEMER S.M., XU J., RAYMOND K.N., SPOSITO G. (2002)  
Adsorption of Pb(II) and Eu(III) by oxide minerals in the presence of natural and synthetic hydroxamate siderophores.  
Environ. Sci. Technol. 36, n° 6, pp. 1287-1291.
- 137 KRAEPIEL A.M.L., KELLER K., MOREL F.M.M (1999)  
J. Colloid Interface Sci. 210 pp. 43-54.
- 138 KUAN W.H., LO S.H., WANG M.K., LIN C.F. (1998)  
Removal of Se (IV) and Se (VI) from water by aluminium-oxide coated sand.  
Water Res. 32, pp. 915-923.
- 139 KUHN A., SIGG L. (1993)  
Arsenic cycling in eutrophic Lake Greifen, Switzerland-Influence of seasonal redox processes.  
Limnol. Oceanogr. 38 (5), pp. 1052-1059.

- 140 KUMARATHASAN P., MC CARTHY G.J., HASSETT D.J., PFLUGHOEFT-HASSETT D.F. (1990)  
Mater. Res. Soc. Symp. Proc. 178, pp. 83-104.
- 141 LAI C.H., CHEN C.Y., SHIH P.H., HSIA T.H. (2000)  
Competitive adsorption of copper and lead ions on iron-coated sand from water .Wat. Sci. Technol. 42 (3-4), pp. 149-154.
- 142 LAI C.H. (1994)  
Evaluating an iron-coated sand for removing copper from water.  
Water Sci. Technol. 30 (9), pp. 175-180.
- 143 LAI C.H., LO S.L., LIN C.F. (1994)  
Evaluating an iron-coated sand for removing copper from water.  
Wat. Sci. Technol 30, pp. 175-182.
- 144 LAI C.H., LO S.L., LIN C.F. (1994)  
Mechanisms of iron oxide coating onto sand surface and its adsorption behavior for copper.  
Toxicol. Environ. Chem. 46, pp. 107-118.
- 145 LAI C.H., LO L.S., LIN C.F. (1994)  
Evaluating an iron-coated sand for removing copper from water.  
Water Sci. Technol. 30, 175.
- 146 LANDRETT R.E. (1986)  
Guide to the Disposal of Chemically Stabilized and Solidified Waste.  
ERA SW-872 US Environmental Protection Agency  
Cincinnati (OH), USA.
- 147 LANGNER H.W., INSKEEP W. (2000)  
Microbial reduction of arsenate in the presence of ferrihydrite.  
Environ. Sci. Technol. 34 (15), pp. 3131-3136.
- 148 LAPERCHE V., LOGAN T.J., GADDAM P., TRAINA S.J.(1997)  
Effect of apatite amendments on plant uptake of lead from contaminated soil.  
Environ. Sci. Technol. 31, n° 10, pp. 2745-2753.
- 149 LAPERCHE V., TRAINA S.J., GADDAM P., LOGAN T.J. (1996)  
Chemical and mineralogical characterizations of Pb in a contaminated soil : reactions with synthetic apatite.  
Environ. Sci. Technol. 30, n° 11, pp. 3321-3326.
- 150 LARSON T.E., SKOLD R.V. (1957)  
Corrosion and tuberculation of cast iron.  
JAWWA 49, 10, 1294.
- 151 LE CHEVALLIER M.W., LOWRY C.D., LEE R.G., GIBBON D.L. (1993)  
J. Am. Water Wks Assoc. 85, pp. 59-71.

- 152 LE CHEVALLIER M.W., LOWRY C.D., LEE R.G., GIBBON D.L. (1993)  
Examining the relation ship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria.  
JAWWA n° 7, pp. 111-123.
- 153 LEE M.Y., SHIN H.J. (1998)  
Removal of lead in a fixed bed column packed with activated carbon and crab shell.  
Sep. Sci. Technol. 33, pp. 1043-1056.
- 154 LEE J.Y., ROSEHART R.G. (1972)  
Effective methods of arsenic removals from gold mine wastes.  
4<sup>th</sup> Annual Meeting of the Canadian Mineral Processes. Ottawa, Canada, 107.
- 155 LEYVA A.G., MARRERO J., SMICHOWSKI P., CICERONE D. (2001)  
Sorption of antimony onto hydroxyapatite.  
Environ Sci. Technol. 35, n° 18, pp. 3669-3675.
- 156 LIN Z., PULS R.W. (2000)  
Adsorption, desorption and oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process.  
Environ. Geol. 39 (7), pp.753-759.
- 157 LION L.W., ALTMANN R.S., LECKIE J.O. (1982)  
Environ. Sci. Technol. 16, pp. 660-666.
- 158 LIU W., VIDIC R.D., BROWN T.D. (2000)  
Optimization of high temperature sulfur impregnation on activated carbon for permanent sequestration of elemental mercury vapors.  
Environ. Sci. Technol. 34, n° 3, pp. 483-488.
- 159 LIU W., VIDIC R.D., BROWN T.D. (1999)  
Optimization of sulfur impregnation protocol for fixed bed application of activated carbon based sorbents for gas-phase mercury removal.  
Environ. Sci. Technol. 32, n° 4, pp. 531-538.
- 160 LO S.L., JENG H.T., LAI C.H. (1997)  
Characteristics and adsorption properties of iron-coated sand.  
Wat. Sci. Tech., 35 (7), pp. 63-70.
- 161 LO S.L., SHIU S.H., LIN C.F., LEE D.Y. (1994)  
Adsorption of metals on oxides formed from Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>, FeCl<sub>3</sub> and Fe(ClO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> solutions.  
Environ. Geochem. and Health 16, pp. 89-99.
- 162 LO S.L., LECKIE J.O. (1993)  
Kinetic studies of adsorption-desorption of Cd and Zn onto Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> solution interfaces.  
Wat. Sci. Tech. 28 (7), pp. 39-45.
- 163 LO S.L., JENG H.T., LIN C.F., LEE D.Y. (1994)  
Adsorption of heavy metals by the iron-coated filter medium.

- J. Chinese Inst. Of Civil and Hydraulic Eng. 6, pp. 101-110.
- 164 LUKASIK J., CHENG Y.F., LU F., TAMPLIN M., FARRAH S.R. (1999)  
Removal of microorganisms from water by columns containing sand coated with ferric and aluminium hydroxides.  
Water Res. 33, pp. 769-777.
- 165 LUKASIK J., FARRAH S.R., TRUESDALE S., SHAH D.O. (1996)  
Adsorption of microorganisms to sand and diatomaceous earth particles coated with metallic hydroxides. KONA 14, 1.
- 166 MA Q.Y., LOGAN T.J., TRAINA S.J. (1995)  
Lead immobilization from aqueous solutions and contaminated soils using phosphate rocks.  
Environ Sci Technol. 29, n° 4, pp. 1118-1126.
- 167 MA Q.Y., LOGAN T.J., TRAINA S.J., RYAN J.A. (1994)  
Effects of  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{CO}_3^{2-}$  on  $\text{Pb}^{2+}$  immobilization by hydroxyapatite.  
Environ. Sci. Technol. 28, n° 3, pp. 408-418.
- 168 MA Q.Y., TRAINA S.J., LOGAN T.J., RYAN J.A. (1994)  
Effects of aqueous Al, Cd, Cu, Fe(II), Ni and Zn on Pb immobilization by hydroxyapatite.  
Environ Sci. Technol. 28, n° 7, pp. 1219-1228.
- 169 MALIK W.U., TYAGI J.S., GULATI R.K., ARORA S.P. (1979)  
J. Indian Chem. Soc. 56, pp. 688-691.
- 170 MANCEAU A., CHARLET L., BOISSET M.C., DIDIER B., SPADINI L. (1992)  
Appl. Clay Sci 7, 201.
- 171 MANCEAU A., DRITS V.A., SILVESTER E., BARTOLI C., LANSON B. (1997)  
Structural mechanism of  $\text{Co}^{2+}$  oxidation by the phyllomanganate buserite.  
Am. Mineral 82, pp. 1150-1175.
- 172 MANNING B.A., GOLDBERG S. (1997)  
Arsenic(III) and arsenic(V) adsorption on three California soils.  
Soil Sci. 162 (12), pp. 886-895.
- 173 MANNING B.A., FENDORF S.E., BOSTICK B., SUAREZ D.L. (2002)  
Arsenic(III) Oxidation and Arsenic(V) adsorption reactions on Synthetic Birnessite.  
Environ. Sci. Technol. 36, pp. 976-981.
- 174 MANNING B.A., GOLDBERG S. (1997)  
Adsorption and stability of arsenic(III) at the clay mineral-water interface  
Environ. Sci. Tech. 31, pp. 2005-2011.
- 175 MANNING B.A., FENDORF S.E., GOLDBERG S. (1998)  
Surface structures and stability of arsenic(III) on goethite : spectroscopic evidence for inner-sphere complexes.

- Environ. Sci. Technol. 32, pp. 2383-2388.
- 176 MANSOOR A.M., CHAUDHURI M. (1996)  
Sand-based filtration/adsorption media.  
J. Water Suppl. : Res. and Technol. AQUA 45, pp. 67-71.
- 177 MARTINEZ C.E., MC BRIDE M.B. (1999)  
Dissolved and labile concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in aged ferrihydrite - organic matter systems.  
Environ. Sci. Technol. 33, pp. 745-750.
- 178 MASON Y., AMMANN A.A., ULRICH A., SIGG L. (1999)  
Environ. Sci. Technol. 33, pp. 1588-1597.
- 179 MAVROPOULOS E., ROSSI A.M., COSTA A.M., PEREZ C.A.C., MOREIRA J.C., SALDANHA M. (2002)  
Studies on the mechanisms of lead immobilization by hydroxyapatite.  
Environ. Sci. Technol. 36, n° 7, pp. 1625-1629.
- 180 MC KENZIE R.M. (1970)  
The reaction of cobalt with manganese dioxide minerals.  
Aust. J. Soil. Res. 8, pp. 97-106.
- 181 MC KENZIE R.M. (1980)  
Aust. J. Soil. Res. 18, pp. 61-73.
- 182 MC MEEN C.R., BENJAMIN M.M. (1997)  
NOM removal by slow sand filtration through iron oxide coated olivine.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 89, 57-71
- 183 MC NEILL L., EDWARDS M.E. (1995)  
Soluble arsenic removal at water treatment plants  
J. Am. Water Works Assoc. 87(4), pp. 105-113.
- 184 MC NEIL L.S., EDWARDS M. (1997)  
Predicting As removal during metal hydroxide precipitation.  
J. Am. Water Works. Assoc., pp. 75-86.
- 185 MEANS J.L., CRERAR D.A., BORCSIK M.P., DUGUID J.O. (1978)  
Geochim. Cosmochim. Acta 42, pp. 1763-1773.
- 186 MEEUSSEN J.C.L., KLEIKEMPER J., BORKOVEC M., PATERSON E., RIEMSDIJK W.H., SPARKS D.L. (1999)  
Multicomponent transport of sulfate in a goethite-silica sand system at variable pH and ionic strength.  
Environ. Sci. Technol. 33, pp. 3443-3450.
- 187 MERKLE P.B., KNOCKE W.R., DANIEL G.L. (1997)  
Methods for coating filter-media with synthetic manganese oxide.  
J. Environ. Engrg. ASCE 123, pp. 650-658.

- 188 MIETTINEN I.T., VATIAINEN T., MARTIKAINEN P.J. (1997)  
Phosphorus and bacterial growth in drinking water.  
Appl. Environ Microbiol. 63 (8), pp. 3242-3245.
- 189 MISAK N.Z., GHONEMY G.H., MORCOS T.N. (1996)  
J. Colloid Interface Sci. 184, pp. 31-43.
- 190 MISHRA S.P., TIWARY D. (1995)  
J. Radioanal. Nucl. Chem. 196 (2), 353.
- 191 MISHRA S.P., TIWARY D. (1999)  
Appl. Radiat. Isot. 51, 359.
- 192 MISRA D.N. (1999)  
Adsorption from solutions on synthetic hydroxyapatite : nonaqueous vs. Aqueous solvents.  
J. Biomed Mater Res. 48, pp. 848-855.
- 193 MOK W.M., WAI C.M. (1994)  
Mobilization of arsenic in contaminated river waters.  
Arsenic in the Environment - part I : Cycling and Characterizations .  
(ed. J.O. Nriagu), pp. 99-117, Wiley, New York.
- 194 MONTGOMERY J.M. Consulting Engineers (1985)  
Water Treatment, Principles and Design.  
John Wiley and Sons Inc., USA.
- 195 MOORE J.N., WALKER J.R., HAYES T.H. (1990)  
Clays Clay Miner 38, pp. 549-555.
- 196 MOORE W.S., REID D.F. (1973)  
Extraction of radium from natural waters using manganese impregnated acrylic fibres.  
J. Geophys. Res. 78, pp. 8880-8886.
- 197 MORGAN J.J., STUMM W. (1964)  
J. Colloid Sci. 19, pp. 347-359.
- 198 MORRISON S.J., SPANGLER R.R., TRIPATHI V.S. (1995)  
J. Contam. Hydrol. 17, pp. 333-346.
- 199 MOSTAFA M.R. (1997)  
Adsorption of mercury, lead and cadmium ions on modified activated carbons.  
Adsorption Sci. Technol. 15, pp. 551-557.
- 200 MOUCHET P. (1992)  
From conventional to biological removal of iron and manganese in France.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 84 (4), pp. 158-167.
- 201 MYNENI S.C.B., TRAINA S.J., LOGAN T.J., WAYCHUNAS G.A. (1997)

- Environ. Sci. Technol. 31, pp. 1761-1768.
- 202 NAGORSKI S.A., MOORE J.N. (1999)  
Arsenic mobilization in the hyporheic zone of a contaminated stream.  
Wat. Resource Res. 35 (11), pp. 3441-3450.
- 203 NELSON Y.M., LION L.W., GHIORSE W.C., SHULER M.L. (1999)  
Appl. Environ. Microbiol. 65 (1), pp. 175-180.
- 204 NELSON Y.M., LION W.L., SHULER M.L., GHIORSE W.C. (1992)  
Effect of oxide formation mechanisms on lead adsorption by biogenic manganese (hydr)oxides, iron (hydr)oxides and their mixtures.  
Environ. Sci. Technol. 36, pp. 421-425.
- 205 NESBITT H.W., CANNING G.W., BANCROFT G.M. (1998)  
Geochim. Cosmochim. Acta 62, pp. 2097-2110.
- 206 NEWMAN D.K., AHMANN D., MOREL F.M.M. (1998)  
A brief review of microbial arsenate respiration.  
Geomicrobiol. J. 15 (4), pp. 255-268.
- 207 O'CONNOR J.T. (1971)  
Iron and Manganese.  
Dans Water Quality and Treatment – A Handbook of Public Water Supplies.  
Chapter 11, pp. 378-396. Mc Graw Hill Book Company, New York, USA.
- 208 OKAZAKI M., TAKAMIDOH K., YAMANE I. (1986)  
Soil. Sci. Plant Nutr. 32 (4), pp. 523-533.
- 209 ONODA G.Y., DE BRUYN P.L. (1966)  
Proton adsorption at the ferric oxide/aqueous solution interface. I. A kinetic study of adsorption. Surf. Sci. 4, pp. 48-63.
- 210 OSCARSON D.W., HUANG P.M., LIAW W.K., HAMMER U.T. (1983)  
Soil Sci. Soc. Am. J. 47, pp. 644-648.
- 211 OSCARSON D.W., HUANG P.M., LIAW W.K. (1981)  
Clays Clay Miner 29, pp. 219-225.
- 212 OSCARSON D.W., HUANG P.M., LIAW W.K. (1980)  
J. Environ. Qual. 9, pp. 700-703.
- 213 PALFY P., VIRCIKOVA E., MOLNAR L. (1999)  
Processing of arsenic waste by precipitation and solidification.  
Waste Mgmt. 19, pp. 55-59.
- 214 PAN G., LISS P.S. (1998)  
J. Colloid Interface Sci. 201, pp. 77-85.
- 215 PANDE S.P., DESHPANDE L.S., PATNI P.M., LUTADE S.L. (1997)

- Arsenic removal studies in some ground waters of west Bengal, India.  
*J. Environ. Sci. Health* 32, pp. 1981-1987.
- 216 PAPÉLIS C., ROBERTS P.V., LECKIE J.O. (1995)  
*Environ. Sci. Technol.* 29, pp. 1099-1108.
- 217 PARFITT R.L., ATKINSON R.J. (1976)  
*Nature* 264, pp. 740-741.
- 218 PEDERSEN-GREEN H., JENSEN B.T., PIND N. (1997)  
*Environ. Technol.* 18, pp. 807-815.
- 219 PICHLER T., VEIZER J., HALL G.E.M. (1999)  
 Natural input of arsenic into a coral-reef ecosystem by hydrothermal fluids and its removal by Fe (III) oxyhydroxides.  
*Environ. Sci. Tech.* 33, pp. 1373-1378.
- 220 PIERCE M.L., MOORE C.B. (1982)  
 Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide.  
*Water Res.* 16, pp. 1247-1253.
- 221 POSSETT H.S., WEBER W.I. (1973)  
 Dans *Water Supply Treatment and Distribution* A.J. RUBY ed.  
 Ann Arbor Sci. Mich. p. 89.
- 222 POSSELT H.S., WEBER W.J. Jr (1974)  
 Symposium on the Chemistry of Water Supply, Treatment and Distribution, Rubin A.J. Ed. Ann Arbor Science : Ann Arbor MI, pp. 89-108.
- 223 PRASAD D.Y., BELSARE D.K. (1984)  
 The physico-chemical characteristics of used filter sand and its role in the seven water systems in a tropical region.  
*Acta Hydrochim. et Hydrobiol.*, 12 (1), pp. 73-80.
- 224 PRASAD M., SAXENA S., AMRITPHALE S.S., CHANDRA N. (2001)  
 Detoxification of aqueous zinc using fluorapatite bearing lean grade rock phosphate.  
*Environ. Technol.* 22, pp. 367-371.
- 225 RAJAKOVIV L.V. (1992)  
 The sorption of arsenic onto activated carbon impregnated with metallic silver and copper.  
*Sep. Sci. Technol.* 27, 1423.
- 226 RAMBERG S. (1995)  
 Arsenic removal in a direct filtration plant.  
 Presente Congrès Annuel.  
 American Water Works Assoc. Anaheim CA June.
- 227 RAO G.R., LAITINEN H.A. (1974)  
*Anal. Chem.* 46, pp. 2022-2026.

- 228 REARDON E.J., DELLA-VALLE S. (1997)  
Environ Sci Technol. 31, pp. 1212-1223.
- 229 REED B.E., VAUGHAN R., JIANG L. (2000)  
As (III), As (V), Hg and Pb removal by Fe-oxide impregnated activated carbon.  
J. Environ. Engrg. ASCE 126, pp. 869-873.
- 230 REICH T., MOLL H., ARNOLD T., DENECKE M.A., HENNIG C., GEIPEL G.,  
BERNHARD G., NITSCH H., ALLEN P.G., BUCHER J.J., EDELSTEIN N.M.,  
SHUH D.K. (1998)  
J. Electron Spectrosc. Related Phenom. 96, 237.
- 231 REYNOLDS J.G., NAYLOR D.V., FENDORF S.E. (1999)  
Arsenic sorption in phosphate amended soils during flooding and subsequent aeration.  
Soil Sci. Soc. of Am. J. 63, n° 5, pp. 1149-1156.
- 232 ROBINSON R.B., REED G.D., FRAZIER B. (1992)  
Iron and manganese sequestration facilities using sodium silicate.  
JAWWA n° 2, pp. 77-82.
- 233 RODEN E., ZACHARA J.M. (1996)  
Environ. Sci. Technol. 30, pp. 1618-1628.
- 234 ROSE W., BIANCHI-MOSQUERA G.C. (1993)  
Adsorption of Cu, Pb, Zn, Co, Ni and Ag on goethite and hematite : a control on metal  
mobilization from red beds into stratiform copper deposits.  
Econom. Geol. 88, pp. 1226-1236.
- 235 ROSENBLUM E., CLIFFORD D. (1984)  
The equilibrium arsenic capacity of activated alumina.  
USEPA Report, EPA-600/S2-83-107.
- 236 ROTT U. (1985)  
Physical, chemical and biological aspects of the removal of iron and manganese  
underground. Wat. Suppl. 3 (2), pp. 143-150.
- 237 RUBEL F., HATHAWAY S.W. (1987)  
Pilot study for the removals of arsenic from drinking water at the Fallon, Nevada and  
Naval Air Station.  
J. AWWA 79, 61.
- 238 RUBY M.V., DAVIS A., NICHOLSON A. (1994)  
In situ formation of lead phosphates in soils as a method to immobilize lead.  
Environ. Sci. Technol. 28, n° 4, pp. 646-654.
- 239 SADIQ M. (1997)  
Arsenic chemistry in soils : an overview of thermodynamic predictions and field  
observations.  
Wat. Air and Soil Pollut. 93 (1-4), pp. 117-136.

- 240 SAGARA F., NING W.B., YOSHIDA I., UENO K. (1989)  
Preparation and adsorption properties of  $\lambda$  MnO<sub>2</sub> cellulose hybrid type ion exchanger for lithium ion application to the enrichment of lithium ion from seawater.  
Sep. Sci. Technol. 24, pp. 1227-1243.
- 241 SATHASIVAN A., OHGAKI S. (1999)  
Application of new bacterial regrowth potential method for water distribution system-a clear evidence of phosphorus limitation.  
Wat. Res. 33 (1), pp. 137-144.
- 242 SATPATHY J., CHAUDHURI M. (1995)  
Treatment of cadmium plating and chromium plating wastes by iron oxide coated sand.  
Water Environ. Res. 67, pp. 788-790.
- 243 SCHINDLER P.W., FURST B., DICK B., WOLF P.U. (1976)  
Ligand properties of surface silanol groups. Surface complex formation with Fe<sup>3+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup>.  
J. Colloid Interface Sci. 55, pp. 469-475.
- 244 SCHULTZ M.F., BENJAMIN M.M., FERGUSON J.F. (1987)  
Adsorption and desorption of metals on ferrihydrite : reversibility of the reaction and sorption properties of the regenerated solid.  
Environ Sci. Technol. 21, pp. 863-869.
- 245 SCHWERTMANN U., KODAMA H., FISCHER W.R. (1986)  
Dans Interactions of soil minerals with natural organics and microbes.  
Huang P.M., Schnitzer M. Eds.  
Soil Science Society of America, Madison WI, p. 223.
- 246 SCOTT K.N., GREEN J.F., DO H.D., MC LEAN S.J. (1995)  
Arsenic removal by coagulation.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 87 (4), pp. 114-126.
- 247 SCOTT J.J., MORGAN J.M.M. (1995)  
Reactions at oxide surfaces.1. Oxidation of As (III) by synthetic birnessite.  
Environ. Sci. Technol. 29, pp. 1898-1905.
- 248 SCOTT M.J., MORGAN J.J. (1996)  
Environ. Sci. Technol. 30, pp. 1990-1996.
- 249 SCOTT T.M., FARRAH S.R. (2000)  
Congrès Ind. Advisory board meeting.  
Eng. Res. Cent. Particle Sci. Technol, Univ. Fla., Gainesville.
- 250 SEAMAN J.C., AREY J.S., BERTSCH P.M. (2001)  
Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition.  
J. Environ. Qual. 30, n° 2, pp. 460-469.

- 251 SEIDA Y., NAKANO Y., NAKAMURA Y. (2001)  
Rapid removal of dilute lead from water by pyroaurite-like compound.  
Water Res. 35, pp. 2341-2346.
- 252 SEKI H., SUZUKI A. (1996)  
Adsorption of lead ions on composite biopolymer adsorbent.  
Ind. Eng. Chem. Res. 35, pp. 1378-1382.
- 253 SHARMA S.K., PETRUSEVSKI B., SCHIPPERS J.C. (2002)  
Characterisation of coated sand from iron removal plants.  
J. Water Sci. Technol. Water Supply 2.2, pp. 247-257.
- 254 SHARMA S.K., GREETHAM M., SCHIPPERS J.C. (1999)  
Adsorption of iron (II) onto filter media.  
J. Water SRT Aqua 48 (3), pp. 84-91.
- 255 SHARMA S.K., PRETUSEVSKI B., HEIJMAN B., SCHIPPERS J.C. (2003)  
Prediction of iron(II) breakthrough in adsorptive filters under anoxic conditions.  
J. Water Supply Res. Technol. Aqua 52.8, pp. 529-544.
- 256 SHARMA S.K., KAPPELHOF J., GROENENDIJK M., SCHIPPERS J.C. (2001)  
Comparison of physicochemical iron removal mechanisms in filters .  
J. Water Supply Res. and Technol. AQUA 50.4, 187-198
- 257 SHAUGHNESSY D.A., NITSCHKE H., BOOTH C.H., SHUH D.K., WAYCHUNAS G.A., WILSON R.E., GILL H., CANTRELL K.J., SERNE R.J. (2003)  
Molecular interfacial reactions between Pu(VI) and manganese oxide minerals manganite and hausmannite.  
Environ. Sci. Technol. 37, pp. 3367-3374.
- 258 SHUMAN L.M. (1977)  
Soil. Sci. Soc. Am. J. 41, pp. 703-706.
- 259 SIDHU P.S., GILKES R.J., POSNER A.M. (1978)  
The synthesis and some properties of Co, Ni, Zn, Cu, Mn and Cd substituted magnetite.  
J. Inorg. Nucl. Chem. 40, pp. 429-435.
- 260 SORG T.J., LOGSDON G.S. (1978)  
Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics : part 2.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 70 (7), pp. 379-393.
- 261 SRIVASTAVA S.K., BHATTACHARJEE G., TYAGI R., PANT N., PAL N. (1988)  
Studies of the removal of some toxic metal ions from aqueous solutions and industrial waste. Part I. removal of lead and cadmium by hydrous iron and aluminium oxide.  
Environ. Technol. Lett. 9, pp. 1173-1185.
- 262 STAHL R.S., JAMES B.R. (1991)

- Zinc sorption by iron-oxide-coated sand as a function of pH.  
Soil Sci. Soc. Am. J. 55, pp. 1287-1290.
- 263 STENKAMP V.S., BENJAMIN M.M. (1994)  
Effect of iron oxide coating on sand filtration.  
J. Am. Wat. Wks. Assoc. 86, pp. 37-50.
- 264 STOLZ J.F., OREMLAND R.S. (1999)  
Bacterial respiration of arsenic and selenium.  
FEMS Microbiol. Rev. 23 (5), pp. 615-627.
- 265 STRAWN D.G., SCHEIDEGGER A.M., SPARKS D.L. (1998)  
Kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption at the aluminium oxide water interface.  
Environ. Sci. Technol. 32, pp. 2596-2601.
- 266 STRONACH S.A., WALKER N.A., MACPHEE D.E., GLASSER F.P. (1997)  
Reactions between cement and As (III) oxid : the system CaO-SiO<sub>2</sub>-As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O at 25°C.  
Waste Mgmt. 17, pp. 9-13.
- 267 STUMM W., KUMMERT R., SIGG L. (1980)  
A ligand exchange model for the adsorption of inorganic and organic ligands at hydrous oxid interfaces.  
Croat. Chim. Acta 52, pp. 291-312.
- 268 SUHENDRAYATNA OHKI A., KUROIWA T., MAEDA S. (1999)  
Arsenic compounds in the freshwater green microalga *Chlorella vulgaris* after exposure to arsenite.  
Appl. Organomet. Chem. 13 (2), pp. 127-133.
- 269 SUN X.H., DONER H.E., ZAVARIN M. (1999)  
Spectroscopy study of arsenite [As(III)] oxidation on Mn-substituted goethite.  
Clays and Clay Miner. 47 (4), pp. 474-480.
- 270 SUN X., DONER H. (1998)  
Adsorption and oxidation of arsenite on goethite.  
Soil Sci. 163, pp. 278-287.
- 271 SUNG W., MORGAN J.J. (1980)  
Kinetics and products of ferrous iron oxygenation in aquatic systems.  
Environ. Sci. Tech. 14 (5), pp. 561-568.
- 272 SUZUKI Y., TAKEUCHI Y. (1994)  
Uptake of a few divalent heavy-metal ion species from their aqueous solutions by coral sand heat-treated at various temperatures.  
J. Chem. Eng. Jpn. 27, pp. 165-170.
- 273 SZECSODY J.E., ZACHARA J.M., BRUCKHART P.L. (1994)

- Adsorption-dissolution reactions affecting the distribution and stability of Co EDTA in iron oxide coated sand.  
 Environ. Sci. Technol. 28, pp. 1706-1716.
- 274 TAKAI T. (1973)  
 Studies on the mechanisms of catalytic deferrization (III)- Clarification of the mechanics of self catalytic deferrization.  
 J. Japan Wat. Wks. Assoc. 467, pp. 16-23.
- 275 TAMURA H., GOTO K., NAGAYAMA M. (1976)  
 The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions.  
 Corros. Sci. 16, pp. 197-207.
- 276 TAMURA H., KATAYAMA N., FURUICHI R. (1996)  
 Environ. Sci. Technol. 30, pp. 1198-1204.
- 277 TAYLOR H.F.W. (1990)  
 Cement Chemistry Academic Press : London, p. 475.
- 278 THEIS T.L., IYER R., ELLIS S.K. (1992)  
 Evaluating a new granular iron oxide for removing lead from drinking water.  
 J. Am. Wat. Works Association 84, pp. 101-105.
- 279 THIRUNAVUKKARASU O.S., VIRARAGHAVAN T., SUBRAMANIAN K.S. (2001)  
 Removal of arsenic in drinking water by iron oxide coated sand and ferrihydrite-batch studies.  
 Water Qual. Res. J. Can. 36, pp. 55-70.
- 280 TIPPING E. (1981)  
 Adsorption of aquatic humic substances by iron oxide.  
 Geochim. Cosmochim. Acta 45, pp. 191-199.
- 281 TRIVEDI P., AXE L. (2000)  
 Modelling Cd and Zn sorption to hydrous metal oxides.  
 Environ. Sci. Technol. 34, pp. 2215-2223.
- 282 TRIVEDI P., AXE L. (1999)  
 J. Colloid Interface Sci. 218, pp. 554-563.
- 283 TRIVEDI P., AXE L., TYSON T.A. (2001)  
 XAS Studies of Ni and Zn sorbed to hydrous manganese oxide.  
 Environ. Sci. Technol. 35, pp. 4515-4521.
- 284 TRONC E., BELLEVILLE P., JOLIVET J.P., LIVAGE J. (1992)  
 Transformation of ferric hydroxide into spinel by Fe<sup>II</sup> adsorption.  
 Langmuir 8, pp. 313-319.
- 285 VAGLIASINDI F.G.A., BENJAMIN M.M. (2001)  
 Redox reactions of arsenic in As-spiked lake water and their effects on As adsorption.  
 J. Water Supply Res. Technol. Aqua 50.4, pp. 173-186.

- 286 VAISHYA R.C., GUPTA S.K. (2003)  
Coated sand filtrations an emerging technology for water treatment.  
J. Water Supply Research Technol. Aqua 52-4, pp. 299-305.
- 287 VAISHYA R.C., GUPTA S.K. (2001)  
Arsenic (III) removal by mixed oxide coated sand (MOCS) in fixed bed studies.  
Dans Managing Arsenic for Our Future, Proceedings of International Workshop on  
Arsenic in the Asia-Pacific Region, pp. 79-81, Adelaide, Australia.
- 288 VAISHYA R.C., GUPTA S.K. (2001)  
Arsenic (III) contaminated groundwater treatment by iron oxide coated sand (IOCS)  
media.  
Proceedings of International Conference on Civil Engineering, 23-25 July, vol. II, pp.  
764-770. Banglore, India.
- 289 WAITE T.D., DAVIS J.A., PAYNE T.E., WAYCHUNAS G.A., XU N. (1994)  
Geochim. Cosmochim. Acta 58, 5465.
- 290 WALKER M.J., MONTEMAGNO C.D. (1999)  
Sorption of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in aqueous solution to metal oxide and  
hydrophobic substrates.  
Environ. Sci. Technol. 33, pp. 3134-3139.
- 291 WALTER M., ARNOLD T., REICH T., BERNHARD G. (2003)  
Sorption of Uranium(VI) onto Ferric Oxides in Sulfate-Rich Acid Waters.  
Environ. Sci. Technol. 37, pp. 2898-2904.
- 292 WALTER R., DURKOP J., FRIEDMAN B., DOBBERKAN H.J. (1985)  
Interactions between biotic and abiotic factors and viruses in a water system.  
Water Sci. Technol. 17, pp. 139-142.
- 293 WANGEN L.E., STALLINGS E.A., WALKER R.D. (1982)  
The transport of contaminants from energy process waste leachates through surface  
solids and soil components ; laboratory experiments.  
Report LA-9406-MS, Las Alamos National Lab, Las Alamos, N.M., USA.
- 294 WEEGER W., LIEVREMONT D., PERRET M., LAGARDE F., HUBERT J.C.,  
LEROY M., LETT M.C. (1999)  
Oxidation of arsenite to arsenate by a bacterium isolated from an aquatic environment.  
Biometals 12 (2), pp. 141-149.
- 295 WILKIE J.A., HERING J.G. (1998)  
Rapid oxidation of geothermal arsenic(III) in streamwaters of the eastern Sierra  
Nevada.  
Environ. Sci. Technol. 32 (5), pp. 657-662.
- 296 WILSON J.A., DEMIS J., PULFORD I.D., THOMAS S. (2001)  
Sorption of Cr (III) and Cr (VI) by natural (bone) charcoal  
Environ. Geochem. and Health 23, pp. 291-295.

- 297 ZACHARA J.M., GIRVEN D.C., SCHMIDT R.L., RESCH C.T. (1987)  
Chromate adsorption on amorphous iron oxyhydroxide in the presence of major groundwater ions.  
Environ. Sci. Technol 21, pp. 589-594.
- 298 ZHANG M., REARDON E.J. (2003)  
Removal of B, Cr, Mo and Se from Wastewater by Incorporation into Hydrocalumite and Ettringite.  
Environ. Sci. Technol. 37, pp. 2947-2952.
- 299 ZHANG P., RYAN J.A. (1999)  
Formation of chloropyromorphite from galena (PbS) in the presence of hydroxyapatite.  
Environ. Sci. Technol. 33, n° 4, pp. 618-624.
- 300 ZHANG P., RYAN J.A., YANG J. (1998)  
In vitro soil Pb solubility in the presence of hydroxyapatite.  
Environ. Sci. Technol. 32, n° 8, pp. 2763-2768.
- 301 ZHANG P., RYAN J.A. (1999)  
Transformation of Pb (II) from cerrusite to chloropyromorphite in the presence of hydroxyapatite under varying conditions of pH.  
Environ. Sci. Technol. 33, n° 4, pp. 625-630.
- 302 ZHANG P., RYAN J.A. (1998)  
Formation of pyromorphite in anglesite-hydroxyapatite suspensions under varying pH conditions.  
Environ. Sci. Technol. 32, n° 21, pp. 3318-3324.