

文章编号:0253-9950(2009)01-0010-06

Am(Ⅲ)在铁氧化物上的吸附行为

章英杰¹,冯孝贵¹,梁俊福¹,陈靖^{1,*},苏锐²,王驹²

1. 清华大学核能和新能源技术研究院,北京 102201;

2. 核工业北京地质研究院,北京 100029

摘要:为了解放射性核素在可能作为高放废物固化体包装容器材料腐蚀产物上的吸附行为,以我国高放废物处置库预选场址——甘肃北山地区深部地下水为介质,研究了包装容器材料的主要组分铁的腐蚀产物 Fe_2O_3 、 Fe_3O_4 对 Am(Ⅲ)的吸附,讨论了 pH 值、总 CO_3^{2-} 、 SO_4^{2-} 、腐殖酸、Am(Ⅲ)浓度等对吸附的影响,并就可能的吸附机理进行了探讨。实验结果表明,Am(Ⅲ)在铁氧化物上的吸附分配比随水相 pH 值增大而增大;地下水的化学组分是影响 Am(Ⅲ)存在形态和吸附的关键,Am(Ⅲ)在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上的吸附机理为界面配合,可用 Freundlich 吸附等温式描述。

关键词: Am; 吸附; Fe_2O_3 ; Fe_3O_4

中图分类号: TL942.1 **文献标志码:** A

Adsorption Behavior of Am(Ⅲ) on Fe_2O_3 and Fe_3O_4

ZHANG Ying-jie¹, FENG Xiao-gui¹, LIANG Jun-fu¹, CHEN Jing^{1,*},
SU Rui², WANG Ju²

1. Institute of Nuclear and New Energy Technology, Tsinghua University, Beijing 102201, China;

2. Beijing Research Institute of Uranium Geology, Beijing 100029, China

Abstract: The adsorption behavior of Am(Ⅲ) on Fe_2O_3 and Fe_3O_4 were studied in BS03 well groundwater (sampled from drilling well BS03 at Beishan (BS) area—a potential site for China's high level radioactive waste repository) by a batch technique at $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$. The influences of pH, sulphate ion, total carbonate ion, humic acid, and concentration of the Am(Ⅲ) on the adsorption behavior were also studied, and the possible adsorption mechanisms were discussed. Experimental results show that the adsorption distribution ratio of Am(Ⅲ) on Fe_2O_3 and Fe_3O_4 are increased with increasing pH value of the aqueous phase. The chemical composition of the groundwater is the main factor which influence the species of Am(Ⅲ) and adsorption. The adsorption mechanism of Am(Ⅲ) on Fe_2O_3 and Fe_3O_4 is surface complexation. The adsorption isotherm of Am(Ⅲ) on Fe_2O_3 and Fe_3O_4 can be described by the Freundlich's equation.

Key words: Am(Ⅲ); adsorption; Fe_2O_3 ; Fe_3O_4

高放废物处置库采用的是“多重屏障系统”设计,即把废物贮存在废物容器中、外面包裹缓冲材

收稿日期:2007-11-26;修订日期:2008-03-04

作者简介:章英杰(1966—),男,陕西洋县人,博士,环境化学专业

* 通讯联系人:jingxia@tsinghua.edu.cn

料,再向外为围岩(花岗岩、粘土岩、凝灰岩、岩盐等)^[1-2]。一般把废物容器和缓冲材料称为工程屏障,把周围的地质体称为天然屏障,随着时间的推移,一旦处置库遭到天然的或人为的作用,工程屏障层可能被破坏,使废物容器及废物固化体受到地下水的浸蚀,最终导致废物体中的放射性核素进入地下水中。进入地下水中的放射性核素可能与废物容器材料及其腐蚀产物作用,然后向远处迁移。因此,研究放射性核素在可能作为高放废物固化体容器腐蚀产物上的吸附是处置库安全及环境评价中不可缺少的内容。Am 为高放废物中的关键元素之一,在地下水中以三价存在^[3-4],关于 Am(III)在铁氧化物上吸附的文献未见报道。本工作以北山 3 号井(BS03)深部地下水为水相,主要研究可能作为高放废物固化体容器材料的主要组分铁的腐蚀产物 Fe₂O₃, Fe₃O₄ 对 Am(III)的吸附行为,探讨水相 pH, CO₃²⁻, SO₄²⁻, 腐殖酸等因素变化对吸附的影响。

1 实验部分

1.1 试剂及仪器

甘肃北山 3 号井(BS03)深部地下水(208.51~238.46 m)由核工业北京地质研究院提供,化学组成由中国地质科学研究所测试中心提供,列于表 1,地下水在使用前经孔径为 0.4 μm 的核孔膜过滤;Fe₂O₃,分析纯,北京房山益华化工厂产品,经 0.1 mol/L HCl 预处理 30 min,离心分离,弃去水相,用二次蒸馏水洗涤 10 min,离心分离,测 pH 值,弃去水相,再加入二次蒸馏水洗涤 10 min,离心分离,测 pH 值,弃去水相,经反复多次进行洗涤,直至水相 pH 值不变为止,弃去水相,收集固体,在 120 ℃下烘干,备用,比表面积 3.87 m²/g,粒径 2.7 μm;Fe₃O₄,化学纯,上海场南化工厂产品,预处理方法同 Fe₂O₃,比表面积 3.85 m²/g,粒径 3.4 μm;腐殖酸,瑞典进口 Fluka Chemic AG 产品,相对分子质量为 600~1 000;²⁴¹Am(III)标准溶液,由北京原子高科核技术应用股份有限公司提供,证书编号 06-6-21。其他试剂均为市售分析纯。

QUANTULUS1220 液闪谱仪及专用闪烁液,美国 PE 公司产品;PHS-3C 型 pH 计,上海精密科学仪器公司产品;CR21G II 型高速离心机,日本日立公司产品;AHA-B 水浴恒温振荡器,江苏常州国华电器有限公司产品。

表 1 BS03 井地下水的化学组分

Table 1 Chemical composition of BS03 well groundwater

离子(Ions)	$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	离子(Ions)	$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
Na ⁺	771	HCO ₃ ⁻	146
K ⁺	14.4	CO ₃ ²⁻	0.00
Ca ²⁺	165	Cl ⁻	1 259
Mg ²⁺	45.6	SO ₄ ²⁻	305
NH ₄ ⁺	<0.04	F ⁻	1.94
Fe ²⁺ /Fe ³⁺	<0.01	NO ₃ ⁻	36.4
	(996)		(1 748)

注(Note):括号中为总计(The data in parentheses are the total)

1.2 实验方法

称取 0.2 g 铁氧化物,于 10 mL 聚丙烯离心管中,加入 6.0 mL BS03 地下水,加盖放入振荡器中振荡 24 h,取出离心管,并向管中加入 10 μL 已知浓度²⁴¹Am(III)溶液(离心管中²⁴¹Am(III)浓度为 6.0×10⁻¹⁰ mol/L),用 0.1 mol/L NaOH 或 0.1 mol/L HCl 调 pH 至指定值,密封离心管管口,再次放入振荡器中振荡一定时间后取出,经 18 000 r/min 离心 1 h,取上层清液 3.0 mL 于液闪谱仪专用测量瓶中,加入闪烁液 5 mL,避光保存 24 h 后放入液闪谱仪中测量 α 放射性,然后计算其吸附分配比^[5]。剩余溶液供测量 pH 值。

2 结果与讨论

2.1 吸附时间对 Am(III)在铁氧化物上吸附的影响

以 BS03 地下水为水相,Fe₂O₃, Fe₃O₄ 为固相,测得不同吸附时间对 Am(III)的吸附分配比并示于图 1。从图 1 中曲线变化趋势可看出,在 24 h 左右,吸附达到了平衡。为使吸附充分,本实验选择吸附时间为 48 h。

2.2 溶液 pH 值变化对 Am(III)在 Fe₂O₃, Fe₃O₄ 上吸附的影响

由表 1 中地下水的化学成分比较,在实验所用 BS03 井地下水中,与 Am(III)具有较强配位能力的 HCO₃⁻ 和 SO₄²⁻ 浓度较高,可能对 Am(III)在 Fe₂O₃, Fe₃O₄ 上的吸附有一定的影响。因此,在实验中选择 0.01 mol/L NaCl 溶液为参比,考察了水相 pH 值变化对 Am(III)在 Fe₂O₃, Fe₃O₄ 上吸附的影响,结果示于图 2。由图 2 看出,随着水相 pH 增大,Am(III)在 Fe₂O₃, Fe₃O₄ 上的吸

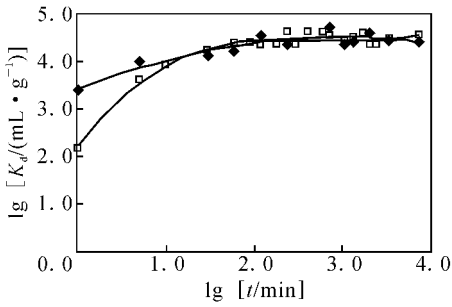


图 1 吸附时间对 Am(III) 在 Fe_2O_3 , Fe_3O_4 上吸附的影响

Fig. 1 Effect of time on the adsorption of Am(III) on Fe_2O_3 , Fe_3O_4

◆— Fe_2O_3 , pH=6.58; □— Fe_3O_4 , pH=7.08

附分配比增大,且水相的化学组分不同,对 Am(III) 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上的吸附有不同程度的影响,可能与 Am(III) 在两种水相中的存在形态以及 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 的表面性质有关。同时在实验中发现,吸附平衡后,部分 Fe_3O_4 转化为 Fe_2O_3 ,这种现象在地下水中尤为明显。 Fe_2O_3 , Fe_3O_4 在吸附平衡后,水相 pH 值比吸附前有不同程度的降低,这与文献[5]报道的 Pu 在铁及铁氧化物上吸附前后 pH 值的变化相似。

2.3 吸附机理探讨

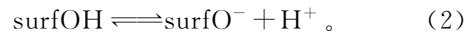
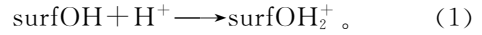
1) 水相中 Am(III) 的可能存在形态

图 3 为实验条件下,应用地球化学模式 MINTEQA6[6] 计算的 Am(III) 在 2 种不同水相中可能存在的形态(species)分布。由图 3 看出,地下水中存在的 CO_3^{2-} 或 SO_4^{2-} 对 Am(III) 的存在形态有一定的影响;Am(III) 在 BS03 井地下水中可能存在的形态主要有: AmSO_4^+ , Am^{3+} , $\text{Am}(\text{SO}_4)_2^-$, AmCO_3^+ , AmOH^{2+} , $\text{Am}(\text{OH})_2^+$ 和 $\text{Am}(\text{OH})_3^0(\text{aq})$, 而 Am(III) 的其他形态,如 AmCl^{2+} , AmCl_2^+ , AmF^{2+} , AmF_2^+ , $\text{AmSiO}(\text{OH})_3^{2+}$, $\text{Am}(\text{CO}_3)_2^-$ 等,由于其质量分数小于 2% 未标出;Am(III) 在 0.01 mol/L NaCl 中主要存在形态有: Am^{3+} , AmOH^{2+} , $\text{Am}(\text{OH})_2^+$, $\text{Am}(\text{OH})_3^0(\text{aq})$ 。结合图 2 中 Am(III) 的吸附数据和对应图 3 中 Am(III) 的形态分布,可比较出 Am(III) 在两水相中的存在形态可能是影响 Am(III) 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上吸附的因素之一。

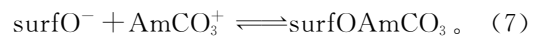
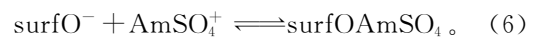
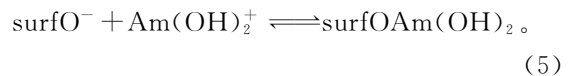
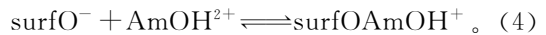
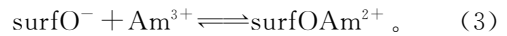
2) 关于 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 的表面性质

铁的氧化物,如 Fe_2O_3 , Fe_3O_4 等与水接触

后,最终的氧化产物为无定型的 Fe_2O_3 或其他三价铁的化合物,甚至以胶体形式存在。这些氧化产物有一个共同的特点,即具有大的比表面,其表面的 Fe^{3+} 在溶液中被水分子包围,并与水发生反应,造成水分子的离解,并进而形成界面羟基官能团(surfOH)[7-8]。在酸性溶液中,surfOH 可接受溶液中的 H^+ ,即质子化,如式(1);在碱性溶液中, H^+ 可从表面脱离,即去质子化,如式(2)。

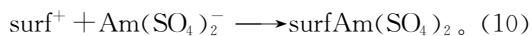
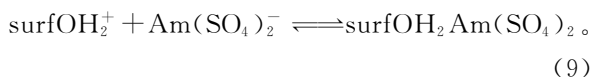


这种在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 界面质子化或去质子化后产生的官能团可与溶液中带相反电荷的离子发生表面配合,即产生了吸附。由于三价金属元素的性质相似,Marmier 等[9-10] 研究表明在 0.1 mol/L NaNO_3 溶液中 Yb^{3+} 及其水解产物 YbOH^{2+} , $\text{Yb}(\text{OH})_2^+$ 分别在赤铁矿(Fe_2O_3)和磁铁矿(Fe_3O_4)界面上以界面配合物被吸附,Stumpf 等[11] 应用 EXAFS 技术对 Am(III) 在三价铁矿物上吸附后的分析表明,Am(III) 以 Am-O-Fe 形态吸附在矿物界面。因此,可认为溶液中 Am(III) 的不同存在形态(包括水解产物)可与 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 界面质子化或去质子化后产生的官能团发生配合,生成界面配合物而被吸附。如在 BS03 井地下水中,Am(III) 可能存在的形态与 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 表面去质子化后产生的官能团发生的配合反应有:



当地下水 pH 值升高,去质子化程度增强, Fe_2O_3 或 Fe_3O_4 对 Am(III) 的吸附增大(图 2)。相反,当水相 pH 减小,surfOH 接受了 H^+ 即质子化,或质子化羟基可脱离铁的氧化物表面,从而导致铁的氧化物表面带正电,对溶液中存在的 Am(III) 正离子吸附减弱,或不吸附,但可吸附地下水中 Am(III) 的配阴离子。如图 2,当 $\text{pH} < 3$,以 0.01 mol/L NaCl 为水相,Am(III) 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上的吸附分配比明显小于以地下水为水相的,主要是地下水中 $\text{Am}(\text{SO}_4)_2^-$ 形态参与了界面配合的缘故。可能的反应过程为:





关于溶液中 Am(III) 的不同存在形态分别在 Fe₂O₃ 和 Fe₃O₄ 界面生成界面配合物的能力,即表征 Fe₂O₃ 和 Fe₃O₄ 界面对 Am(III) 吸附稳定性的配合常数有待于进一步的实验测定和探讨。

由以上 Am(III) 在 Fe₂O₃ 和 Fe₃O₄ 上的吸附机理分析可知,Am(III) 在 Fe₂O₃ 和 Fe₃O₄ 上的吸附为界面配合。

2.4 地下水中主要无机阴离子浓度对 Am(III) 吸附的影响

由图 3(a) 中 Am(III) 在地下水中可能存在的形态分析,影响 Am(III) 在地下水中存在形态的主要无机阴离子为 CO₃²⁻ 和 SO₄²⁻。因此通过改变水相中总 CO₃²⁻ 或 SO₄²⁻ 浓度(1.0 × 10⁻³ ~ 0.2 mol/L)、在其他实验条件不变的情况下,考察了 Am(III) 在铁氧化物上的吸附,结果示于图 4。从图 4 可看出,随着水相中总 CO₃²⁻ 或 SO₄²⁻ 浓度的增

大,Am(III) 在 Fe₂O₃ 上的吸附分配比逐渐减小;而 SO₄²⁻ 浓度的增大,对 Am(III) 在 Fe₃O₄ 上的吸附分配比无明显影响,总 CO₃²⁻ 浓度增大,Am(III) 在 Fe₃O₄ 上的吸附分配比逐渐减小。这可能是水相中 CO₃²⁻ 和 SO₄²⁻ 在 Fe₂O₃ 和 Fe₃O₄ 界面发生吸附^[12-13],产生了竞争反应的缘故。

2.5 地下水中腐殖酸浓度对吸附的影响

地下水中可溶性有机物(DOC)的存在,影响着核素在矿物和围岩上的吸附行为^[14]。在地下水可溶性有机物中,腐殖酸就是一个突出代表。腐殖酸(HA)为一强有机配合剂,能起配合作用的基团主要是分子侧链上的各种含氧官能团:—COOH, —OH, —C=O 和—NH₂ 等,这些官能团对 Am 具有很强的配合能力。文献报道^[15-17]Am(III) 与腐殖酸可生成 1:1 和 1:2 型的配合物,配合稳定常数(lg β₁, lg β₂)与腐殖酸的电离度(α)或水溶液 pH 值有关,α 或水溶液 pH 值增大,Am(III) 与腐殖酸的配合能力越强,同水解和碳酸根离子的作用相比,这种配合物在

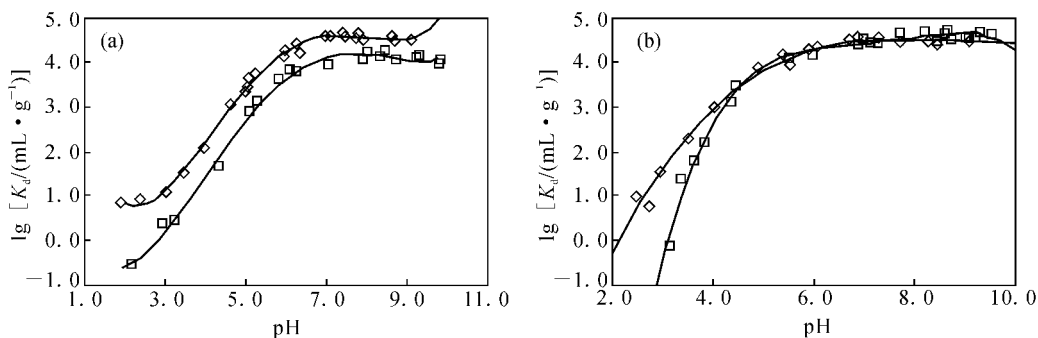


图 2 水相 pH 值对 Am(III) 在 Fe₂O₃ (a), Fe₃O₄ (b) 上吸附的影响

Fig. 2 Effect of pH value of the aqueous phase on the adsorption of Am(III) on Fe₂O₃ (a), Fe₃O₄ (b)

◇——地下水(Groundwater), □——0.01 mol/L NaCl

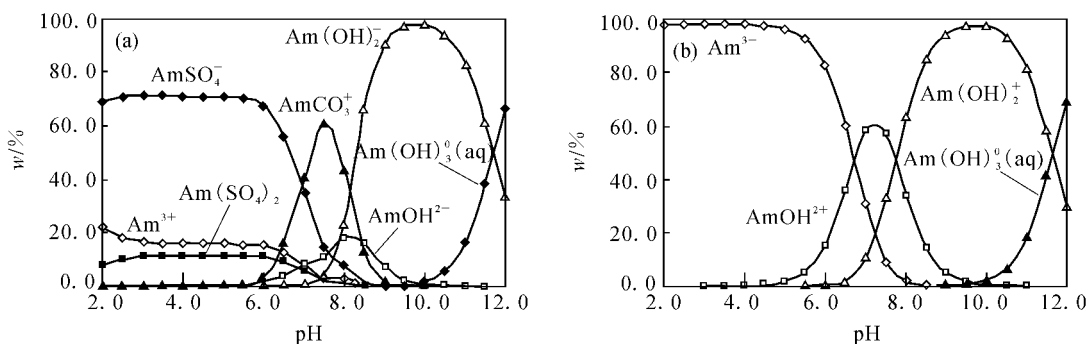


图 3 Am(III) 在两种不同水相中可能存在的形态

Fig. 3 Possible species distribution of Am(III) in two different aqueous phases

(a) ——BS03 井地下水(BS03 well groundwater), (b) ——0.01 mol/L NaCl

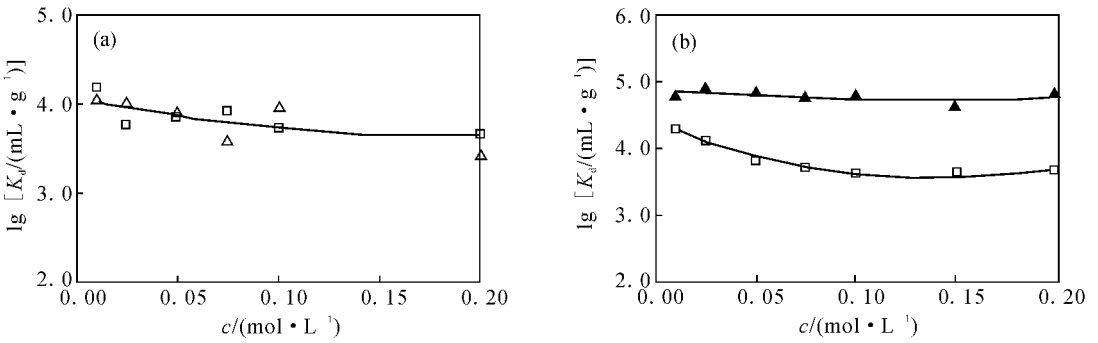


图 4 总 CO_3^{2-} , SO_4^{2-} 浓度对 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 (a), Fe_3O_4 (b) 上吸附的影响

Fig. 4 Effect of the SO_4^{2-} and total CO_3^{2-} concentration on the adsorption of $\text{Am}(\text{III})$ on Fe_2O_3 (a) and Fe_3O_4 (b)

\triangle — SO_4^{2-} , pH=6.02; \blacktriangle — SO_4^{2-} , pH=8.06; \square —总(Total) CO_3^{2-}

高 pH 值时非常重要。图 5 为水相中腐殖酸质量浓度变化对 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上吸附的影响情况。由图 5 可看出,随着水相中腐殖酸质量浓度的增大, $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_3O_4 上的吸附分配比减小,主要是 $\text{Am}(\text{III})$ 与腐殖酸的配合,影响了 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_3O_4 上的吸附; $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 上的吸附随着腐殖酸质量浓度的增大出现极大值,而后降低,可能是水相中存在的 Fe^{3+} 半径比 $\text{Am}(\text{III})$ 的半径小,优先与腐殖酸配合,当水相中腐殖酸质量浓度增大到一定程度后,这种配合达到平衡,然后腐殖酸再与 $\text{Am}(\text{III})$ 配合或将吸附到 Fe_2O_3 上的 $\text{Am}(\text{III})$ 解吸下来。

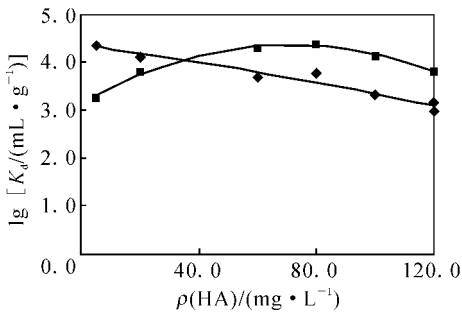


图 5 腐殖酸浓度对 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 , Fe_3O_4 上吸附的影响

Fig. 5 Effect of the humic acids concentration on the adsorption of $\text{Am}(\text{III})$ on Fe_2O_3 and Fe_3O_4

\blacksquare — Fe_2O_3 , pH=6.56; \blacklozenge — Fe_3O_4 , pH=6.83

2.6 $\text{Am}(\text{III})$ 初始浓度对吸附的影响

改变 $\text{Am}(\text{III})$ 的初始浓度 ($4.4 \times 10^{-8} \sim 5.9 \times 10^{-12}$ mol/L), 考察了 $\text{Am}(\text{III})$ 在铁氧化物

上的吸附, 结果示于图 6, 水相为 BS03 地下水。

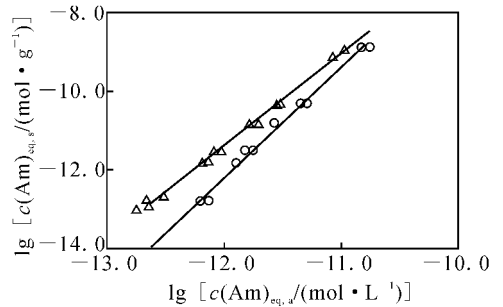


图 6 $\text{Am}(\text{III})$ 在吸附材料上的吸附等温线

Fig. 6 Adsorption isotherms of $\text{Am}(\text{III})$ on Fe_2O_3 and Fe_3O_4 powder

\triangle — Fe_2O_3 , pH=6.43; \circ — Fe_3O_4 , pH=6.55
 $t = (25 \pm 1)^\circ\text{C}$

从图 6 可看出, 吸附平衡后, 水相中 $\text{Am}(\text{III})$ 的浓度对数与对应固相中 $\text{Am}(\text{III})$ 的浓度对数呈线性关系, 即 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 , Fe_3O_4 上的吸附行为均可用 Freundlich 吸附等温式描述^[18], 符合 $\theta = kc_{\text{eq}}^n$ 或 $\lg \theta = \lg k + n \lg c_{\text{eq}}$, 所得直线拟合参数列入表 2。

表 2 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上吸附等温线的拟合结果

Table 2 Fitting results of adsorption of $\text{Am}(\text{III})$ on Fe_2O_3 and Fe_3O_4 powder

吸附材料 (Sorption materials)	$\lg k$	n	r^2
Fe_2O_3	16.81	2.35	0.994 2
Fe_3O_4	21.56	2.82	0.989 6

2.7 离心管管壁吸附对测定参数的影响

实验过程中,通过 Fe_2O_3 或 Fe_3O_4 和地下水的混合物,在加入 $^{241}\text{Am}(\text{III})$ 溶液前,首先振荡 24 h,一方面使其平衡,另一方面,在管壁上“镀”了一层 Fe_2O_3 或 Fe_3O_4 “薄膜”,避免了离心管管壁吸附对测定参数的影响。

3 结 论

$\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上的吸附分配比随水相 pH 值升高而增大,随水相中总 CO_3^{2-} 浓度 ($1.0 \times 10^{-3} \sim 0.2 \text{ mol/L}$) 增大而减小;水相中 SO_4^{2-} 浓度 ($1.0 \times 10^{-3} \sim 0.2 \text{ mol/L}$) 增大,不利于 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 上的吸附,而对 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_3O_4 上的吸附无明显影响;水相中腐殖酸浓度 ($0.0 \sim 120.0 \text{ mg/L}$) 增大,对 $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上的吸附有一定的影响; $\text{Am}(\text{III})$ 在 Fe_2O_3 和 Fe_3O_4 上的吸附机理为界面配合,且可用 Freundlich 吸附等温式来描述。

参考文献:

- [1] 赵 欣. 地质环境中铜系元素水溶液化学研究进展[J]. 核科学与工程, 1997, 17(1): 65-74.
- [2] 王 驹, 张铁岭, 郑华铃, 等. 世界放射性废物地质处置[M]. 北京: 原子能出版社, 1999: 38.
- [3] Rees T F, Cleveland J M, Nash K L, et al. The Effect of Composition of Selected Groundwaters From the Basin and Range Province on Plutonium, Neptunium, and Americium Speciation[J]. Nucl Technol, 1984, 65: 131-137.
- [4] Cleveland J M, Rees T F, Nash K L. Plutonium, Americium, and Neptunium Speciation in Selected Groundwaters [J]. Nucl Technol, 1985, 69: 380-387.
- [5] 章英杰, 范显华, 苏锡光, 等. Pu 在铁及铁氧化物上的吸附行为研究[J]. 核化学与放射化学, 2005, 27(4): 193-197.
- [6] US Environmental Protection Agency. INTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems; User Manual[M]. USA: HydroGeoLogic Inc and Allison Geoscience Consultants Inc, 1999.
- [7] Silva R J, Nitsche H. Actinide Environmental Chemistry [J]. Radiochim Acta, 1995, 70/71: 377-396.
- [8] Lieser K H. Radionuclides in the Geosphere: Sources, Mobility, Reactions in Natural Waters and Interactions With Solids[J]. Radiochim Acta, 1995, 70/71: 355-375.
- [9] Marmier N, Dumonceau J, Fromage F. Surface Complexation Modeling of Yb(III) Sorption and Desorption on Hematite and Alumina[J]. J Contam Hydrol, 1997, 26: 159-167.
- [10] Marmier N, Delisée A, Fromage F. Surface Complexation Modeling of Yb(III), Ni(II), and Cs(I) Sorption on Magnetite[J]. J Colloid Interface Sci, 1999, 211: 54-60.
- [11] Stumpf S, Stumpf T, Dardenne K, et al. Sorption of Am(III) Onto 6-Line-Ferrihydrite and Its Alteration Products: Investigations by EXAFS[J]. Environ Sci Technol, 2006, 40: 3 522-3528.
- [12] Villalobos M, Leckie J O. Surface Complexation Modeling and FTIR Study of Carbonate Adsorption to Goethite[J]. J Colloid Interface Sci, 2001, 235: 15-32.
- [13] Appelo C A J, Van Der Weiden M J J, Tournassat C, et al. Surface Complexation of Ferrous Iron and Carbonate on Ferrihydrite and the Mobilization of Arsenic[J]. Environ Sci Technol, 2002, 36: 3 096-3 103.
- [14] Choppin G R. Humics and Radionuclide Migration [J]. Radiochim Acta, 1988, 44/45: 23-28.
- [15] Olofsson U, Allard B. Complexes of Actinides With Naturally Occurring Organic Substances, SKBF-KBS-TR-83-09[R]. Sweden; Chalmers University of Technology, 1983.
- [16] Choppin G, Allard B. Complexes of Actinides With Naturally Occurring Organic Compounds [A] // Freeman A J, Keller C. The Handbook on the Physics and Chemistry of the Actinides. New York: Elsevier Science Publishers, 1985: 407-428.
- [17] 章英杰, 赵 欣, 魏连生, 等. Am(III)与腐殖酸配位行为的研究[J]. 核化学与放射化学, 1998, 20(3): 103-110.
- [18] Stumm W, Morgan J J. Aquatic Chemistry[M]. 2nd. New York: John Wiley and Sons, 1981: 599-647.