

铁锰结核对 As(III)的吸附和氧化特性研究

张国晶, 梁成华, 杜立宇, 李月遥

沈阳农业大学土地与环境学院, 辽宁 沈阳 110866

摘要: 研究 As(III)在土壤中的铁锰结核上的吸附和氧化特征, 对理解土壤中 As(III)的含量变化和制定有效的治理措施有至关重要的作用。以东北地区代表性土壤-棕壤中提取的铁锰结核作为试验材料, 采用一次平衡法, 对 As(III)在铁锰结核上的吸附和氧化特性, 及其动力学特征进行了研究。研究表明, 反应是包括吸附和氧化反应的复杂过程。初始质量浓度在 1~15 mg·L⁻¹ 的范围内时, 随着初始质量浓度的提高, 吸附量随之增大, Mn 的释放量增加, 初始质量浓度在 15~30 mg·L⁻¹ 的范围内时, 吸附量的增加缓慢, Mn 的释放量也接近平衡, 吸附曲线可用 Langmuir 方程及 Freundlich 方程拟合($r > 0.97$), 铁锰结核对 As(III)具有较强的吸附性能, 最大吸附量达到了 3 000 mg·kg⁻¹。动力学实验中, 反应在 24 h 内趋于饱和, 可用 Freundlich 模型描述。氧化反应后释放到溶液中的 As(V)质量浓度随时间变化先升高后降低, 大多数的 As(V)都被吸附在了铁锰结核表面, 说明铁锰结核对砷具有很好的吸附和解毒作用。Mn 的释放量在 6 h 时基本达到平衡。释放到溶液中的 Mn 质量浓度与时间符合 Elovich 动力学方程。

关键词: As(III); 铁锰结核; 吸附; 氧化

中图分类号: X132

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2009) 06-2141-05

砷是变价元素, 水体中的砷形态主要以无机砷酸盐 As(V)和亚砷酸盐 As(III)的形态存在, 其中 As(III)的毒性比 As(V)大 60 倍以上, 且不易被吸附, 移动性强^[1,2]。在还原环境下, As(III)是砷的主要形态。因此, 对砷的环境效应进行评价时, 应该更重视三价砷在水体和土壤中的迁移转化规律, 尤其是在典型土壤上的吸附规律, 这是决定 As(III)运移能力并对环境产生影响的重要过程^[2]。土壤中重金属的浓度、形态、化学行为和毒性很大程度上取决于其在颗粒与水交界面的反应。自然环境的颗粒中, 土壤中的铁锰氧化物在控制土壤中营养元素和微量元素循环方面起到重要的作用。有研究表明, 土壤与沉积物中的粘土矿物、氧化铁、氧化铝和氧化锰等组分中, 只有氧化锰才是氧化 As(III)的主体^[3]。锰氧化物有很高的表面活性, 很低的 PZC, 很大的比表面积, 很高的氧化能力。铁氧化物是影响砷吸附的最重要的矿物组分^[4]。

土壤铁锰结核是土壤重要的新生体, 是由于土壤氧化还原周期性的变化而催生的铁锰矿物团聚体^[5]。铁锰结核上不仅富集了铁、锰元素, 其它微量元素含量也要远远高于土壤本体值^[6]。它可反映土壤成土过程和环境条件的特点, 调节土壤中元素化学反应的平衡, 在控制土壤中某些营养元素和污染元素的有效性和毒性方面起着重要作用^[7]。因此有必要研究土壤中的铁锰结核对砷的吸附和氧化行为^[8]。用纯的或者是从土壤中提取的铁锰氧化物

对砷的吸附已经有了很多的研究^[9-11], 然而, 针对砷在土壤中的氧化作用的报道并不多见。土壤是包含了有机质、金属氧化物、粘土矿物和土壤微生物的复杂混合物, 结构千差万别, 单一的土壤组分并不能真实地模拟土壤。所以, 选择辽宁省典型的棕壤中提取出来的铁锰结核作为吸附剂和氧化剂来研究它对砷的吸附和氧化行为, 以期揭示铁锰结核对砷(III)在棕壤中吸附的重要地位。

1 材料与方法

1.1 供试材料和仪器

供试铁锰结核: 从采自沈阳农业大学后山的黄土状母质发育的棕壤中筛选铁锰结核, 用去离子水清洗, 选取粒径大于 40 目的结核, 经磨细过 0.25 mm 筛避光干燥保存备用。

主要仪器: D/max-RB 12 kW 转靶 X 射线衍射仪; pH S-3 型酸度计, 上海雷磁仪器厂; AFS-230a 双道原子荧光光度计, 北京万拓仪器有限公司; 磁力搅拌器; LG10-24A 高速离心机; HZS-H 型水浴振荡器; FA1104 型分析天平。

主要材料: As(III)标准溶液(国家标准物质所); 抗坏血酸、氢氧化钠、氢氧化钾、硫脲、硼氢化钾、盐酸等均为优级纯。

1.2 试验方法

土壤的总砷、总铁、总锰、pH 值、有机质等项目均按常规方法测定^[12]。

砷价态分析: 717 型强碱性阴离子交换树脂用

基金项目: 辽宁省教育厅科技基金项目 (2004CB418504)

作者简介: 张国晶 (1984 年生), 女, 硕士研究生, 环境工程。E-mail: mibayou@163.com

收稿日期: 2009-10-09

于将As(III)从As(V)中分离出来^[13]。反应后的样品经原子荧光测定总砷和As(III)浓度,用测定的总砷浓度减去As(III)浓度即为溶液中的As(V)浓度。

铁锰结核 X 射线衍射(XRD)分析:经分析表明,从棕壤中筛选的铁锰结核的主要矿物成分为石英,其中铁锰含量分别为 162.92 g·kg⁻¹ 及 43.20 g·kg⁻¹,为所属棕壤中铁锰含量的 6 倍和 68 倍。

1.2.1 浓度对砷在铁锰结核上吸附及氧化的影响

称取一系列 0.100 0 g 供试样品于 50 mL 塑料离心管中,分别加入含 1、5、10、15、20、30 mg·L⁻¹ 的系列浓度的含 As(III)溶液 10 mL,用 NaCl(支持电解质)溶液将离子强度控制在 0.01 mg·L⁻¹,用稀 NaOH、HCl 溶液调节悬液 pH=6.0。在 25 °C 条件下,恒温振荡 24 h,静置 2 h,在 4 000 r·min⁻¹ 转速下离心 15 min,过滤后保留上清液。用原子荧光光谱法测定上清液中总砷浓度及 As(III)浓度,两者差值即为溶液中 As(V)的浓度。溶液中的 Fe、Mn 浓度用 ICP 测定。

1.2.2 反应时间对砷在铁锰结核上吸附及氧化的影响

选取初始质量浓度为 10 和 20 mg·L⁻¹ 的 As(III)进行吸附动力学实验。取 0.100 0 g 供试样品于 50 mL 离心管中,分别加入含 10、20 mg·L⁻¹ 的含 As(III)溶液 10 mL,用 NaCl(支持电解质)溶液将离子强度控制在 0.01 mg·L⁻¹,用稀 NaOH、HCl 溶液调节悬液 pH=6.0。在 25 °C 条件下,恒温震荡 24 h,在吸附阶段分别于 5、10、20 和 40 min,及 1、2、4、8、16 和 24 h 取出,在 4 000 r·min 转速下离心 15 min,过滤后保留上清液。用原子荧光光谱法测定上清液中总砷质量浓度及 As(III)质量浓度。溶液中的 Fe、Mn 质量浓度用 ICP 测定。

1.2.3 数据分析

试验重复 3 次取平均值。吸附等温线的拟合,方程参数的计算使用 Excel, SPSS 软件。方程的拟合效果通过预测值与吸附值之间的回归分析来比较。

2 结果与讨论

2.1 As(III)在铁锰结核上的等温吸附特性

铁锰结核对 As(III)的吸附是一个动态平衡的过程。在 25 °C 条件下,当吸附达到平衡时,以 $w_{(As \text{ 吸附})}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$ 对平衡时水溶液中 As 的质量浓度 $\rho_{(As \text{ 平衡})}(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$ 作图,得到等温吸附曲线,见图 1。

从图 1 中可以看出,铁锰结核对砷有很好的吸附能力,图中的吸附量是表观吸附量,包括 As(III)的吸附量,还包括 As(III)氧化产物 As(V)的吸附量。随着砷离子初始质量浓度的增加,吸附量增加,吸附属于急剧上升型。在初始质量浓度低于 15 mg·L⁻¹ 时,曲线的斜率较大,即曲线较陡的部分,此时为

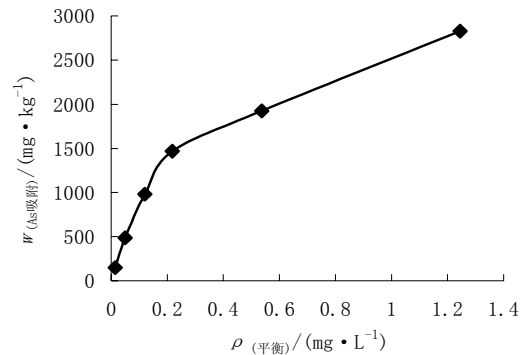


图 1 铁锰结核对 As(III)的等温吸附曲线

Fig.1 As(III) adsorption isotherm in Iron-manganese nodules

铁锰结核对砷的快速吸附阶段,其原因可能是铁锰结核对砷的化学吸附;而后随着质量浓度的升高,曲线趋于平缓,吸附量增加较慢,逐渐趋于饱和,这一阶段为铁锰结核对砷的慢速吸附阶段,可能是砷的物理吸附所引起。随着砷离子质量浓度的增加,吸附率也逐渐减小,这是因为随着吸附的不断进行,吸附电位的不断减小,尽管吸附量会随着吸附质质量浓度的增加而增加,但是由于吸附质浓度增幅更大,导致吸附率减小。

用 Langmuir 方程及 Freundlich 方程对吸附曲线进行拟合,两者都可用于描述铁锰结核对砷的吸附特征,相关系数均达到极显著水平($r_L=0.993$, $r_F=0.977$)。以 Langmuir 方程的拟合性最好,通过计算求得铁锰结核对 As(III)的最大吸附量为 3 000 mg·kg⁻¹,为棕壤表层土壤最大吸附量(250 mg·kg⁻¹)的 10 几倍。

铁锰氧化物是土壤吸附砷的主要载体,其含量越高,对砷的吸附量就越大,虽然粘土矿物对砷的吸附也有贡献,但是与铁锰氧化物相比要小得多。铁锰结核的生长首先是渍水下的土壤还原条件,使铁、锰氧化物还原成 Fe²⁺、Mn²⁺,并在 MnO₂ 的催化下 Fe²⁺ 快速氧化,沉积在 MnO₂ 表面;土壤变干,周围的活性 Fe²⁺、Mn²⁺ 又被氧化沉积在铁、锰氧化物表面;干湿交替、氧化还原的反复进行,形成了铁、锰聚合物—铁锰结核^[14]。这样的形成过程决定了它具有高含量的铁锰氧化物。图 1 的结果证明了铁锰结核对砷的吸附性能很高,由此可见铁锰结核是深层棕壤中砷吸附的主要参与者与贡献者,在控制棕壤中污染元素砷的向地下水移动和解毒方面起着重要作用。

对反应后溶液中的 Fe、Mn 质量浓度进行测定,没有发现释放到溶液中的 Fe,说明铁氧化物几乎没有起到氧化 As(III)的作用。Mn 的质量浓度则呈现出了规律性的变化,说明锰氧化物在氧化 As(III)过

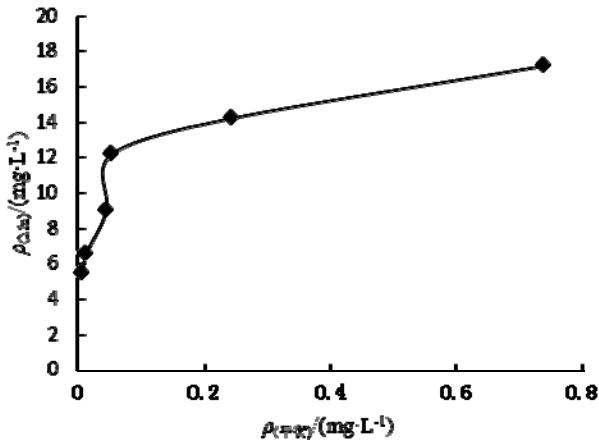


图2 反应后铁锰结核中释放出的 Mn 浓度变化曲线

Fig.2 Mn release from Iron-manganese nodule after As(III) treatment

程中释放 Mn^[15-18]。图 2 所示为不同初始质量浓度条件下，反应后释放到溶液中的 Mn 的质量浓度变化曲线。

从图 2 中我们可以了解到，在吸附反应过程中伴随着 Mn 的释放，铁锰结核对 As(III)的吸附量与 Mn 的释放量存在着极显著的正相关关系，相关系数 $r=0.993$ 。说明吸附过程中也同时发生了氧化反应。当初始质量浓度小于 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，溶液中 Mn 质量浓度逐渐增高，释放速率很大，说明这时的氧化反应比较剧烈，可能是质量浓度较低时，铁锰结核表面存在的大量的活性氧化锰与溶液中的 As(III)充分接触，有利于吸附和氧化反应进行；当初始质量浓度大于 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，溶液中 Mn 质量浓度逐渐趋于平衡，释放速率逐渐降低，氧化反应逐渐变慢，可能是因为初始质量浓度过高时，铁锰结核表面的有效电位被 As(III)和反应生成的 As(V)占据，不利于氧化反应的进行。

2.2 As(III)在铁锰结核上的动力学特性

砷在铁锰结核中的吸附动力学曲线如图 3 所

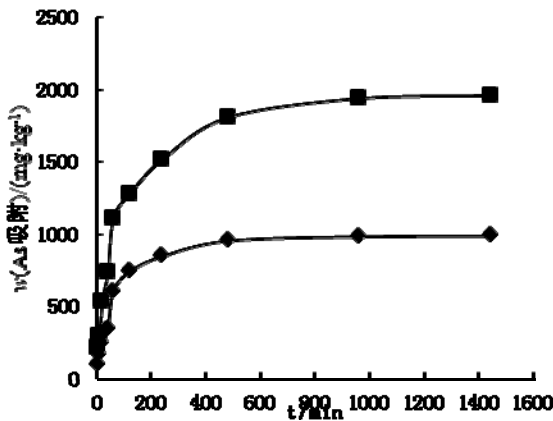


图3 As(III)在铁锰结核中的吸附动力学

Fig.3 As(III) adsorption kinetics in iron-manganese nodules

◆初始质量浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ■初始质量浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

示。反应的平衡时间为 1~24 h。两种质量浓度影响下砷的吸附量均随着振荡时间的延长而增加，两种质量浓度砷的吸附可以分为慢反应和快反应两个阶段，最初的 4 h，低浓度砷的吸附量达到总吸附量的 86%左右，8 h 后基本平衡，24 h 后吸附接近饱和；高质量浓度砷在反应的 4 h 吸附量达到了总吸附量的 90%，8 h 后基本达到平衡。反应伊始，吸附量随时间变化很大，属于快反应，之后反应慢慢趋于平衡。起初的快反应意味着此时高吸附能与矿物表面的低饱和状态，随后的慢反应可能是因为表面负电荷的增加及吸附能的降低。可见砷在铁锰结核中吸附的时间效应是非常显著的。

选择由一级动力学方程修正导出的 Elovich 方程和 Freundlich 方程作为备选模型，对铁锰结核吸附 3 种不同质量浓度的含 As(III)溶液的动力学数据进行拟合，Elovich 方程的相关系数虽然比 Freundlich 方程高，但是线性方程的截距为负，即铁锰结核的初始吸附量为负值，与实际情况不符，不适用于铁锰结核吸附砷的动力学模型。而 Freundlich 模型拟合效果显著，模型数据与实测值接近， r 在 0.95 以上，达到显著水平。因此根据 Freundlich 方程 $w=kt^n$ ，可推出铁锰结核吸附 As(III)的量 $w_{(\text{As(III)吸附})}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ 和时间 $t(\text{min})$ 的关系，以 As(III)初始质量浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为例， $w=0.2491 t^{5.444}$ 。方程中的参数 k 、 n 间接反映了该质量浓度下 As(III)在铁锰结核表面反应速度的快慢，对了解体系的吸附特性具有重要的意义。

图 4 所示为反应体系中各形态砷随时间变化曲线，在反应过程中产生了 As(V)，这证明铁锰结核对 As(III)在吸附的同时还伴有氧化作用。锰氧化物将有毒的 As(III)转化为低毒的 As(V)。

如图 4 所示，铁锰结核与 As(III)的反应不是简

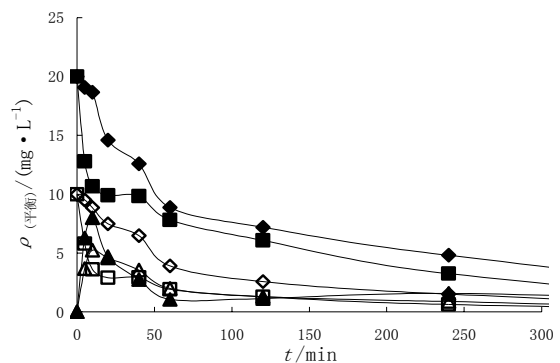


图4 不同形态的砷质量浓度随时间的变化曲线

Fig.4 Change in concentration of arsenic species with time

初始质量浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ◇总砷质量浓度

□As(III)质量浓度 △As(V)质量浓度

初始质量浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ◆总砷质量浓度

■As(III)质量浓度 ▲As(V)质量浓度

单的一步就能完成的。As(III)与铁锰结核的反应要经过一系列的过程,1、As(III)扩散到铁锰结核表面;2、As(III)吸附在表面的孔隙上;3、As(III)在表面与活性 Mn^{4+} 反应被氧化成 As(V);4、As(V)从铁锰氧化物表面释放;5、As(V)在生成的同时被吸附到铁锰结核表面的其它部位或扩散到溶液体系中^[19]。第1步和第4步都是物质运输过程,相当于还原性分子在铁锰氧化物表面的吸附解吸,还原性分子与铁锰氧化物的亲和能力越强,在氧化物表面的密度就越高,电子传递越容易,也易于发生氧化还原反应。第2步既包括物理吸附也包括化学吸附。图中有 As(V)的生成印证了第3步的反应。第4步的进行使溶液中的 As(V)质量浓度升高,随着时间的推移及第5步的进行,As(III)占据了大部分的吸附电位,反应生成的锰离子释放到溶液中,露出了很多新鲜的吸附电位,生成的 As(V)又重新被吸附到了铁锰结核的表面,于是溶液中的 As(V)质量浓度也随之降低。由于氧化反应过程中伴随着吸附反应,需要测定 Mn 的质量浓度来进一步了解铁锰结核对 As(III)的氧化特性。

图5所示为 Mn 的动力学释放过程。在 $t < 2$ h 时, Mn 的释放速度很快,氧化反应比较剧烈,随后趋于平缓。Mn 的释放 $\rho_{(Mn)}$ 与时间 t 的关系符合 Elovich 动力学方程,初始质量浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\rho_{(Mn)} = 0.3358 \ln(t) + 1.6473$ ($R=0.90$); 初始质量浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\rho_{(Mn)} = 1.2695 \ln(t) - 0.0849$ ($R =$

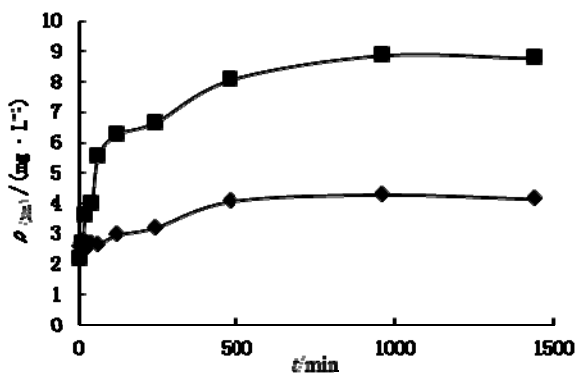


图5 锰质量浓度随时间的变化曲线

Fig.5 Change in concentration of Mn with time

◆ 初始质量浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ■ 初始质量浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

0.99)。由于反应生成的 As(V)大部分被吸附,难以对 As(V)和 Mn 的释放的关系进行量化比较,有待进一步研究。溶液中未检出 Fe 的释放,说明铁锰结核中对 As(III)起氧化作用的主要是锰氧化物。

3 结论

铁锰结核吸附砷的研究表明,在实验所采用的 As(III)质量浓度范围内,铁锰结核对 As(III)的吸附

量随着 As(III)初始质量浓度的增加先增加而后趋于平衡;Langmuir 吸附等温式对其有较好的拟合性;吸附容量大,最大吸附量可达到 $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;吸附速度快,在反应时间为 4 h 时已基本稳定。用动力学方程对铁锰结核吸附 As(III)的动力学情况进行研究表明 Freundlich 方程对 As(III)拟合效果好;反应生成的 As(V)大部分被吸附在铁锰结核表面;As(III)在铁锰结核表面的反应既包括吸附反应也包括氧化反应,吸附氧化反应中伴随着 Mn 的释放,而且释放量与吸附量呈显著正相关,与反应时间成对数相关;结核中的锰氧化物是氧化 As(III)的主体。

参考文献:

- [1] 冯树屏. 砷的分析化学[M]. 北京: 中国环境出版社, 1986: 9-12.
FENG Shuping. Chemical analysis of arsenic[M]. Beijing: China environmental press, 1986: 9-12.
- [2] 翟辉, 孙红霞. 微量 As(III)在粘土矿物上的吸附模拟实验研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2246-2250.
ZHAI Hui, SUN Hongxia. The study for sorption of trace arsenic on clay minerals[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(6): 2246-2250.
- [3] Oscarson D W, Huang P M, Defosse C, et al. The Oxidative power of Mn(IV) and Fe(III) oxides with respect to As(III) in terrestrial and aquatic environments[J]. Nature, 1981, 291: 50-51.
- [4] Manning B A, Goldberg S. Arsenic(III) and arsenic(V) adsorption on three California soils[J]. Soil Science, 1997, 162: 886-895.
- [5] Burns R G, Burns V M. Mechanism for nucleation and growth of manganese nodules[J]. Nature, 1975, 255: 130-131.
- [6] Palumbo B, Bellanca A, Neri R, et al. Trace metal partitioning in Fe-Mn nodules from Sicilian soils, Italy[J]. Chemical Geology, 2001, 173: 257-269.
- [7] 潘根兴. 淮北土壤铁锰结核中过渡金属元素的富集及其环境地球化学意义[J]. 科学通报, 1989, 19: 1505-1507.
PAN Genxing. Accumulation of transition metals in Fe-Mn concretions from selected soil in North Huai region, Jiangsu and its environmental-geochemical significance[J]. Chinese Science Bulletin, 1989, 34(19): 1505-1507.
- [8] Tan Wenfeng, Fan Liu. Adsorption and redox reactions of heavy metals on Fe-Mn nodules from Chinese soils[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2005, 284: 600-605.
- [9] Chang F F, Qu J H, Liu R P, et al. Preparation of Fe-Mn bimetal oxide adsorbent and its adsorption characteristics of arsenic[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(11): 1769-1774.
- [10] LI Na, FAN Maohong, Van Leeuwen Johannes, et al. Oxidation of As(III) by potassium permanganate[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19: 783-786.
- [11] Lee et al, Lee Y, Um I, et al. Arsenic(III) oxidation by iron(VI) (ferrate) and subsequent removal of arsenic (V) by iron (III) coagulation[J]. Environmental Science Technology, 2003, 37: 5750-5756.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2005.
Bao Shidan. Soil agrochemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: Chinese Agricultural Press, 2005.

- [13] Ficklin W H. Separation of arsenic(III) and arsenic(V) in ground waters by ion-exchange[J]. *Talanta*, 1983, 30 (5): 371-373.
- [14] 谭文峰. 我国几种土壤中铁锰结核的物质组成与表面化学性质[D]. 湖北: 华中农业大学, 2000: 24.
Tan Wenfeng. The Composition and Surface Chemistry Characteristics of Fe-Mn nodules of Several soils in China[D]. Hubei: Hua zhong Agricultural University. 2000: 24.
- [15] Moore J N, Walker J R, Hayes T H. Reaction scheme for the oxidation of As(III) to As(V) by birnessite[J]. *Clay Clay Miner*, 1990, 38: 549-555.
- [16] Scott M J, Morgan J J. Reactions at oxide surfaces. 1. Oxidation of As(III) by synthetic birnessite[J]. *Environment Science Technology*, 1995, 29: 1898-1905.
- [17] Manning B A, Fendorf S E, Bostick B, et al. Arsenic(III) oxidation and arsenic(V) adsorption reactions on synthetic birnessite[J]. *Environment Science Technology*, 2002, 36: 976-981.
- [18] Toumassat C, Charlet L, Bosbach D, et al. Arsenic(III) oxidation by birnessite and precipitation of manganese(II) arsenate[J]. *Environment Science Technology*, 2002, 36: 493-500.
- [19] Aria Amirbahman, Douglas B Kent. Kinetics of sorption and abiotic oxidation of arsenic(III) by aquifer materials[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2006, 70: 533-547.

Adsorption and oxidation of arsenic(III) by Fe-Mn nodules

ZHANG Guojing, LIANG Chenghua, DU Liyu, LI Yueyao

College of Soil and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110161, China

Abstract: Determining the nature of As(III) adsorption and oxidation by iron and manganese oxides in soil is critical for understanding the fate of contaminant arsenic in soils and formulating effective remediation strategies. In batch experiments, Fe-Mn nodules were collected from brown soil which was a typical soil in the northeast region of China. Oxidation and adsorption characteristics of As(III) and its kinetic characteristics by Fe-Mn nodules was investigated at various As(III) concentrations ($1\sim 30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) and various times with the method of one way balancing. The results show that the reaction is complex process including adsorption and oxidation reactions. When the initial As(III) concentration was $1\sim 15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the adsorption capacity and Mn concentration increased with the increased of the initial As(III) concentration. When the initial As(III) concentration was $15\sim 30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the adsorption of Mn concentration increased slowly and close to balance, The isothermal experiment showed both Langmuir and Freundlich isothermal equations can describe the thermodynamic behaviors of adsorption very well ($r>0.97$). The results showed that the Fe-Mn nodules was effective for As(III) removal, and the maximal adsorption capacity of As(III) was $3\ 000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. The adsorption and oxidation equilibrium was reached after reacting 24 hours and Freundlich kinetics equations had a better simulation ($r>0.95$). The Mn concentration fitted the Elovich kinetic equation and closed to balance after 6 hours. The As(V) concentration increased and the decreased with time varying. Most of As(V) adsorption to the surface sites of Fe-Mn nodules following its production otherwise release into solution. That illuminated Fe-Mn nodules has significant effects on the removal of arsenic and detoxification.

Key words: As(III); Fe-Mn nodules; adsorption; oxidation