

纳米 TiO₂ 对土壤 Hg²⁺ 吸附解吸性能的影响

张金洋^{1,2}, 王定勇^{2,3}, 张成^{2,3}, 王永敏^{2,3}, 梁丽²

(1. 内江师范学院化学化工学院, 四川 内江 641112; 2. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 3. 重庆市农业资源与环境研究重点实验室, 重庆 400716)

摘要: 为了研究纳米 TiO₂ 对土壤吸附解吸汞性能的影响, 以三峡水库消落区土壤为代表, 选择 2 种晶型 (锐钛矿和金红石) 的纳米 TiO₂ 颗粒, 设置 3 个浓度梯度 (2, 4, 8 g/kg), 制成含有不同浓度纳米 TiO₂ 颗粒的土样, 配制不同浓度的 Hg²⁺ 溶液, 进行吸附解吸试验。结果表明: 纳米 TiO₂ 颗粒可提高土壤对 Hg²⁺ 的吸附量, 但受颗粒的晶型和浓度的影响; 锐钛矿颗粒对土壤吸附解吸 Hg²⁺ 的影响更大, 其吸附作用力更强, 不易解吸, 其中 4 g/kg 处理组吸附作用最强, 与对照相比, 最大吸附量可提高 32.65%, 且其解吸率低于对照组; 金红石颗粒处理组对 Hg²⁺ 的吸附量随颗粒浓度的升高而增大, 但吸附作用力较弱, 容易被解吸, 8 g/kg 处理组影响最大, 与对照相比, 最大吸附量提高 18.18%, 但其解吸率也最大。因此, 纳米 TiO₂ 颗粒增强土壤对汞的吸附作用, 从而可能影响汞在环境中的迁移转化过程, 特别是锐钛矿型颗粒。

关键词: 纳米 TiO₂; 汞; 土壤; 吸附; 解吸

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)05-0345-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2017.05.054

Effect of Nano-TiO₂ on the Adsorption and Desorption of Hg²⁺ in Soil

ZHANG Jinyang^{1,2}, WANG Dingyong^{2,3}, ZHANG Cheng^{2,3}, WANG Yongmin^{2,3}, LIANG Li²

(1. College of Chemistry and Chemical Engineering, Neijiang Normal University, Neijiang, Sichuan 641112;

2. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716;

3. Chongqing Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Chongqing 400716)

Abstract: To investigate the effects of nano-TiO₂ on the adsorption and desorption of Hg²⁺ in soil of the drawdown area of the Three Gorges Reservoir, nano-TiO₂ particles of different crystal structures (anatase and rutile) were selected, and were added to soil to prepare four concentrations (0, 2, 4, and 8 g/kg) samples. Meanwhile, Hg²⁺ solutions with different Hg²⁺ concentrations were prepared to conduct the Hg²⁺ adsorption and desorption experiments. The results showed that nano-TiO₂ particles increased Hg²⁺ adsorption capacity of soil, but it was affected by the crystal form and concentration of nano-TiO₂ particles. The adsorption capacity of anatase particles was stronger than that of rutile particles, and adsorbed Hg²⁺ was difficult to be desorbed. In anatase particles treatments, when the concentration of nano-TiO₂ particles was 4 g/kg, its Hg²⁺ adsorption capacity was the largest, which was 32.65% higher than that of the control group, and its desorption rate was lower than that of the control group. In the treatments with rutile particles, the amount of adsorbed Hg²⁺ increased with increasing of particle concentration, however Hg²⁺ was easily desorbed. When the particles concentration was 8 g/kg, its adsorption capacity was the maximum and was 18.18% higher than that of the control group, but its desorption rate was the largest. Nano-TiO₂ particles, especially anatase particles, enhance the Hg²⁺ adsorption capacity of soil, and this may impact the migration and transformation of Hg²⁺ in the environment.

Keywords: Nano-TiO₂; Hg²⁺; soil; adsorption; desorption

纳米 TiO₂ 是商业化最早的纳米材料之一, 已经被广泛应用到工业生产和日常生活中。在生产、使用和废物处理过程中, 纳米 TiO₂ 可以通过多种途径进入环境, 如纳米 TiO₂ 应用于牙膏、医药、油漆、纸、纤维、防晒霜等产品中, 可以随着这些消费品的使用和处理进入环

境; 其次, 纳米 TiO₂ 是最有发展前景的光催化剂之一, 被广泛应用到环境净化中, 可作为环境净化剂主动添加到水或土壤中^[1-2]; 此外, 纳米 TiO₂ 还应用于太阳能电池、抗菌、传感器等领域, 均可排放到环境中^[3-4]。土壤作为环境污染物的主要聚集场所, 也是纳米 TiO₂ 在环

境中的主要汇聚地。有研究预测在污泥处理土壤中纳米 TiO_2 的含量以每年 $42 \sim 89 \mu\text{g}/\text{kg}$ 的速度增加^[5], 预计到 2025 年, 全球高风险区域土壤中纳米 TiO_2 的浓度可达 $20 \text{ g}/\text{kg}$ ^[6]。

纳米 TiO_2 具有纳米材料的小尺寸效应、表面界面效应等基本特性, 并且相对于其他金属氧化物, TiO_2 中 Ti-O 键的极性较大, 表面吸附的水因极化发生离解, 容易形成羟基, 这种表面羟基可提高 TiO_2 的吸附性能, 因而作为吸附剂被广泛应用到各领域。纳米 TiO_2 用作除汞材料, 既可吸附烟气中的 $\text{Hg}^{0[7-9]}$, 也可吸附水中的 $\text{Hg}(\text{II})$ ^[10-11]。因此, 纳米 TiO_2 可与不同形态的汞发生密切的反应, 进入环境后可能会影响汞在环境中的迁移转化, 先前的研究也显示, 在淹水条件下, 纳米 TiO_2 影响底泥中汞的释放和转化^[12-13]。然而, 纳米 TiO_2 进入土壤后, 是否会影响土壤对汞的吸附特性目前尚不清楚。因此, 本研究以三峡水库消落区土壤为对象, 添加不同浓度的纳米 TiO_2 颗粒, 通过批量吸附试验探讨纳米 TiO_2 对土壤汞吸附解吸的影响, 为进一步研究纳米 TiO_2 对土壤汞迁移转化的影响提供基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

100 nm 锐钛矿颗粒和 25 nm 金红石颗粒 2 种纳米 TiO_2 颗粒, 均购自阿拉丁试剂公司 (Aladdin), 纯度均为 99.8%。X-射线衍射 (XRD) 分析结果见图 1。

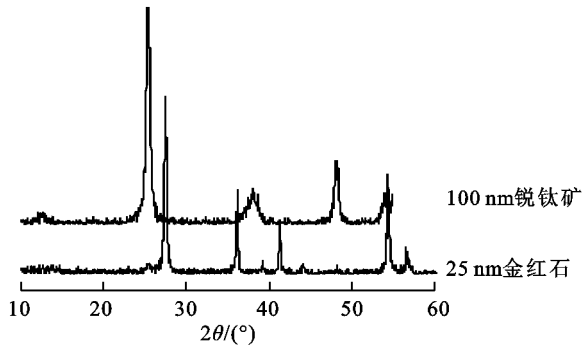


图 1 纳米 TiO_2 颗粒的 X-射线衍射图谱

BET 比表面积测定显示, 100 nm 锐钛矿颗粒的比表面积为 $110.87 \text{ m}^2/\text{g}$, 25 nm 金红石颗粒的比表面积为 $16.95 \text{ m}^2/\text{g}$ 。供试土样采自三峡库区腹心地带重庆市忠县石宝寨 ($30^\circ 25' 5.5''\text{N}$, $108^\circ 10' 5.5''\text{E}$) 消落区, 于 2013 年 6 月退水落干期采集, 样品风干后粉碎, 分别过 2 mm 和 0.149 mm 筛, 混匀装袋冷冻保存备用。土壤基本性质测定显示, pH 8.04, 有机质含量 $15.76 \text{ g}/\text{kg}$, 阳离子交换量 (CEC) $7.12 \text{ cmol}/\text{kg}$, 汞含量 $108.97 \mu\text{g}/\text{kg}$, 机械组成分别为: $>0.25 \text{ mm}$ 颗粒占 3.12% , $0.02 \sim 0.25 \text{ mm}$ 颗粒占 51.00% , $<0.02 \text{ mm}$ 颗粒占 45.88% 。

1.2 吸附试验

于 2016 年 5 月开展试验, 将纳米 TiO_2 颗粒用超

纯水配制成 $0.2, 0.4, 0.8 \text{ g}/\text{L}$ 的颗粒悬液, 超声波 30 min 混匀。分别称取 40 g 经过 0.149 mm 筛网的土壤样品, 将其加到 400 mL $0.2, 0.4, 0.8 \text{ g}/\text{L}$ 的纳米 TiO_2 颗粒悬液中, 混匀, 自然风干, 研磨, 过 0.149 mm 筛子备用, 同时以不加纳米 TiO_2 颗粒的土样经过同样的处理作为对照, 得到含纳米 TiO_2 颗粒的浓度分别为 $0.2, 0.4, 0.8 \text{ g}/\text{kg}$ 的土样备用。准确称取 1.35 g HgCl_2 溶于 0.01 mol/L 的硝酸钠溶液中, 定容至 1 000 mL 的容量瓶中, 配制成 $1 000 \text{ mg}/\text{L}$ 的 Hg^{2+} 溶液, 再用 0.01 mol/L 的硝酸钠溶液分别稀释至 1, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100 mg/L。

分别称取 1.00 g 添加不同浓度纳米 TiO_2 的土样置于离心管中, 并对装有土样的离心管进行称重, 加入 10 mL 不同浓度的 Hg^{2+} 溶液, 恒温 (25°C) 振荡 4 h, 离心后取上清液, 采用冷原子吸收测汞仪 (F732-V) 测定吸附前后溶液中 Hg^{2+} 的浓度, 计算吸附量。称取分离后残渣和离心管重量, 计算土样中残留液体积, 然后加入 0.01 mol/L 的硝酸钠溶液, 继续恒温 (25°C) 振荡 4 h, 离心后取上清液测定 Hg^{2+} 的浓度, 减去解吸前残留在土壤溶液中的 Hg^{2+} 量, 计算出土壤汞的解吸量。

1.3 数据处理

吸附量计算公式为:

$$Q = (C_0 - C_e)V_a / m \quad (1)$$

式中: Q 为吸附量 (mg/kg); C_0 为初始 Hg^{2+} 溶液浓度 (mg/L); C_e 为 Hg^{2+} 吸附平衡浓度 (mg/L); V_a 为 Hg^{2+} 溶液体积 (mL); m 为土样质量 (g)。

解吸量计算公式为:

$$q = (C_d V_d - C_e V_r) / m \quad (2)$$

式中: q 为解吸量 (mg/kg); C_d 为解吸平衡时溶液中 Hg^{2+} 浓度 (mg/L); V_d 为解吸液体积 (mL); C_e 为 Hg^{2+} 吸附平衡浓度 (mg/L); V_r 为吸附后土样中残留液体积 (mL); m 为土样质量 (g)。

分别采用 Langmuir、Freundlich 和 Temkin 方程拟合土壤对汞的等温吸附和解吸特征, 如符合 Langmuir 方程, 可根据拟合方程的参数计算得到理论上的最大吸附量。

2 结果与分析

2.1 纳米 TiO_2 颗粒对土壤汞吸附性能的影响

从图 2 可以看出, $2 \text{ g}/\text{kg}$ 处理组与对照组有类似的规律, 吸附量与平衡浓度的变化呈较明显的倒“L”形, 低浓度时吸附量急剧增加, 且斜率基本保持不变, 说明低浓度时土壤与 Hg^{2+} 有较高的亲和力, 随 Hg^{2+} 浓度的升高, 土壤表面吸附位点减少, 吸附量的增加趋于平缓。4, 8 g/kg 锐钛矿颗粒处理组汞吸附量明显高于对照和 $2 \text{ g}/\text{kg}$ 处理组, 吸附量随初始 Hg^{2+} 的升高而升高, 尚未出现明显的平衡

趋势,其中 4 g/kg 处理组吸附量最高,在本试验浓度范围内,最大吸附量达到 1 838.94 mg/kg。因此,并非锐钛矿纳米 TiO₂ 含量越高,土壤对 Hg²⁺ 的吸附量越大。

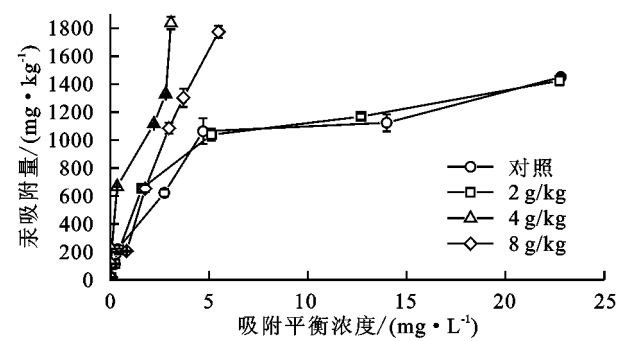


图 2 锐钛矿颗粒处理组等温吸附曲线

从图 3 可以看出,与对照相比,添加金红石颗粒处理的土壤汞吸附量均增加,且随金红石颗粒含量的升高而增加,8 g/kg 金红石处理组吸附量最高,在试验浓度范围内,最大吸附量为 1 699.64 mg/kg。因此,两种晶型的纳米 TiO₂ 颗粒对土壤吸附 Hg²⁺ 性能的影响存在较大的差异,整体来看,添加锐钛矿颗粒的土壤对 Hg²⁺ 的吸附量更大,并且颗粒含量对两种晶型颗粒处理土壤的吸附作用影响较大。

根据不同处理土壤对汞的吸附量与吸附平衡浓度的关系,采用 Langmuir、Freundlich 和 Temkin 方程对吸附特征进行拟合(表 1),结果显示,3 个方程均能拟合 4 个处理的等温吸附特征,其中 Langumir 方程拟合效果最好,其次是 Freundlich 方程,Temkin 方程拟合效果相对较差,说明土壤表面对 Hg²⁺ 的吸附为单层吸附。根据Langumir方程可得理论上的最大吸附量(Q_m)值,与

试验值的变化规律类似,锐钛矿颗粒处理 4 g/kg 组 Q_m 最大,为 2 040.82 mg/kg,金红石颗粒处理组 Q_m 值随颗粒浓度的升高而升高。根据 Q_m 值,计算添加不同含量纳米 TiO₂ 颗粒处理土壤汞吸附量增加的比例分别为 3.17%(2 g/kg 锐钛矿),32.65%(4 g/kg 锐钛矿),22.64%(8 g/kg 锐钛矿),8.33%(2 g/kg 金红石),16.07%(4 g/kg 金红石),18.18%(8 g/kg 金红石)。当颗粒含量为 4,和 8 g/kg 时,锐钛矿对土壤吸附汞的促进作用均高于金红石颗粒,特别是 4 g/kg 处理组;但颗粒含量较低时(2 g/kg),虽然两种颗粒对汞吸附量的影响均较小,但锐钛矿的作用略低于金红石,说明低浓度时锐钛矿颗粒提供的有效吸附位点低于金红石颗粒,这可能是由于颗粒含量低时,其表面主要被土壤中有有机质包裹^[14],占据了吸附位点,且锐钛矿颗粒的分散性比金红石更差,有效吸附面积更小。Freundlich 方程中 k_2 为吸附常数,其大小可表征吸附剂的吸附能力^[15]。从 k_2 值也可以看出,4 g/kg 锐钛矿颗粒组吸附能力最强,其次是 8 g/kg 锐钛矿和金红石颗粒处理组。

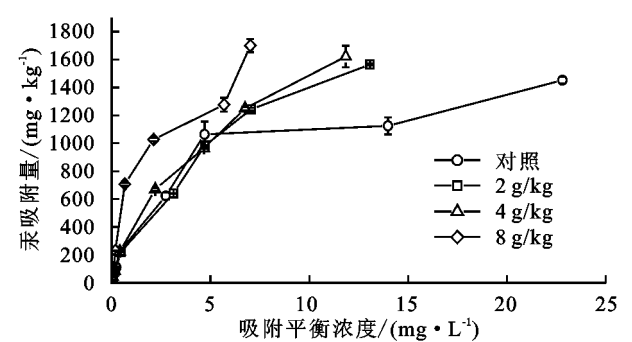


图 3 金红石颗粒处理组等温吸附曲线

表 1 土壤汞吸附等温线拟合的特征值

方程		对照	锐钛矿颗粒处理/(g·kg ⁻¹)			金红石颗粒处理/(g·kg ⁻¹)		
			2	4	8	2	4	8
Langmuir 方程	Q_m	1538.46	1587.30	2040.82	1886.79	1666.67	1785.71	1818.18
	k_1	0.3591	0.3247	1.361	0.2255	0.3108	0.3256	0.7746
	$1/Q=1/Q_mk_1C_e+1/Q_m$	R^2	0.9995**	0.9999**	0.9860**	0.9994**	0.9978**	0.9998**
Freundlich 方程	k_2	241.37	267.21	855.24	457.97	323.66	345.92	439.14
	n	1.412	1.467	1.762	1.262	1.520	1.378	1.341
	$Q=k_2C_e^{1/n}$	R^2	0.9414**	0.9382**	0.9537**	0.9223**	0.9903**	0.9920**
Temkin 方程	a	508.10	525.93	779.58	652.61	487.88	528.41	627.09
	b	586.73	594.49	1092.73	804.85	680.53	681.73	888.70
	$Q=algC_e+b$	R^2	0.9038**	0.9241**	0.9047**	0.7578*	0.8309**	0.8627**

注: Q_m 为最大吸附量(mg/kg); C_e 为吸附平衡浓度(mg/L);*表示 $p<0.05$ 显著水平;**表示 $p<0.01$ 极显著水平。下同。

根据上述试验结果,纳米 TiO₂ 添加到土壤后,锐钛矿颗粒促进土壤汞吸附的作用大于金红石颗粒,但锐钛矿颗粒并非浓度越高促进作用越强,这与其特性有关:一方面锐钛矿颗粒的比表面积(110.87 m²/g)远大于金红石颗粒(16.95 m²/g);另一方面,从结构特征来看,锐钛矿的带隙高于金红石,其稳定性较差,随颗粒浓度的升高,更容易发生团聚形成较大的团聚体,从而降低其表面积,导致其吸附性能下降,因此 8 g/kg 处理组汞吸

附量降低。此外,纳米 TiO₂ 颗粒极性较强,在溶液中容易形成表面羟基。在酸性条件颗粒表面以 TiOH₂⁺ 形态存在,中性条件下,颗粒表面主要以 Ti—OH 形态存在,而碱性条件下以 TiO⁻ 形态为主^[10]。本研究中所用土壤 pH 为 8.04,偏碱性,因而在土壤溶液中纳米颗粒表面主要以 Ti—OH 和 TiO⁻ 形态存在,可以与重金属离子发生络合或螯合作用的专性吸附或静电吸附作用^[16]。在中偏碱性条件下,HgCl₂ 溶液中,汞主要以 HgClOH 和

Hg(OH)₂ 形态存在^[17]。因此纳米 TiO₂ 颗粒可能主要以专性吸附作用吸附汞。当颗粒浓度为 4 g/kg 时,产生的表面羟基可能最多,因而其吸附作用最强。

2.2 纳米 TiO₂ 颗粒对土壤汞解吸性能的影响

从图 4 可以看出,当吸附量较低时,不同处理汞解吸量无明显的变化,且解吸量均较小,这与吸附过程有关,当 Hg²⁺ 浓度较低时,汞首先与土壤的高结合能点位结合^[18],主要以专性吸附为主,专性吸附一般都是由于土壤胶体表面的配位基与金属离子发生络合反应,进入胶体的电位层从而较难被解吸^[19]。随着 Hg²⁺ 浓度升高,高结合能点位趋向饱和,汞吸附在低结合能位点上,如静电吸附,而在低位能点的汞较容易解吸,从而使土壤汞解吸量增加。一般来说,去离子水仅能解吸依靠静电吸引力以及分子间范德华力等物理作用而吸附的重金属离子,对于化学作用所吸附的重金属离子无能为力。无机盐只能解吸出通过离子交换而吸附的重金属离子,无法解吸通过络合作用吸附的部分重金属^[20]。本研究采用 0.01 mol/L NaNO₃ 溶液进行解吸,因而解吸下来的主要是静电吸附态汞。三峡水库消落区土壤经过反复淹水,土壤 CEC 含量较低,说明其中能够以静电引力吸附汞的组分含量较低,使其通过静电吸附汞的含量较低,因此解吸量均较低。

比较不同处理汞解吸量的变化显示,对照组解吸量最大,试验范围内最大解吸量为 59.29 mg/kg,其次是 4 g/kg 处理组,2 g/kg 和 8g/kg 处理组解吸量相当。根据各处理组吸附量和解吸量计算其平均解吸率分别为 2.33%(对照组),1.62%(2 g/kg 处理组),1.77%(4 g/kg 处理组)和 1.65%(8 g/kg 处理组),远低于很多类型土壤对汞的解吸率^[15,18-19,21],这也证明了各处理组土壤对汞的吸附以化学吸附为主,静电吸附的比例很低。Yin 等^[22]通过试验得出绝大多数 Hg(II)在土壤中都是化学吸附,仅有 4%是静电引力吸附即交换吸附。与对照相比,锐钛矿颗粒处理组汞的解吸更低,说明锐钛矿颗粒抑制汞的解吸,锐钛矿颗粒在土壤中主要以化学吸附的形式提高对汞的吸附。

从图 5 可以看出,与锐钛矿类似,当吸附量较小时,各处理组的解吸量均较低,且没有明显的差异,随

吸附量的升高,解吸量逐渐增大。与锐钛矿颗粒处理不同,金红石颗粒处理组 8 g/kg 处理组解吸量最高,为 77.51 mg/kg,但 2 g/kg 和 4 g/kg 处理组的解吸量均小于对照组,解吸量表现出随金红石颗粒浓度的升高而升高的趋势。同样计算其平均解吸率分别为 2.33%(对照组),2.12%(2 g/kg 处理组),2.36%(4 g/kg 处理组)和 3.07%(8 g/kg 处理组),2.4 g/kg 处理组与对照组相当,8 g/kg 处理组解吸率增大,说明金红石颗粒在土壤促进汞吸附的作用力较弱,更多的以静电吸附为主,容易被解吸下来,从而提高其解吸率。

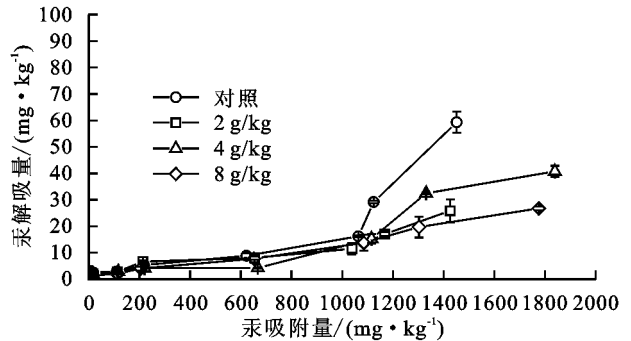


图 4 锐钛矿颗粒处理组汞吸附—解吸关系

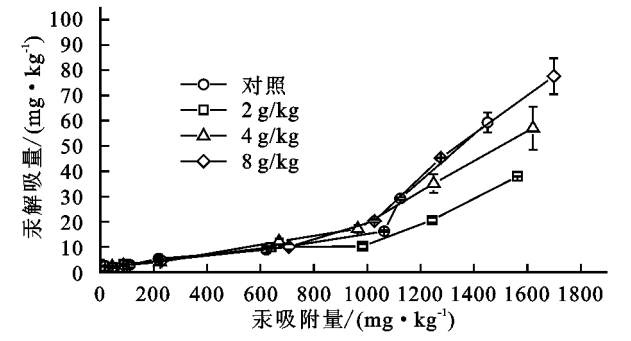


图 5 金红石颗粒处理组汞吸附—解吸关系

采用 Langmuir、Freundlich 和 Temkin 方程对各处理组汞解吸过程进行拟合(表 2),3 个方程的拟合效果均较好,其中 Langmuir 和 Freundlich 方程拟合效果相当,均优于 Temkin 方程。Langmuir 方程中 Q_m 显示,锐钛矿颗粒处理组最大解吸量均低于对照组,金红石颗粒处理组最大解吸量除 2 g/kg 处理组略低于对照外,其他处理组均高于对照组,且 Q_m 值随颗粒浓度升高而增加,8 g/kg 处理组 Q_m 值最大为 202.02 mg/kg。

表 2 土壤汞解吸等温线拟合的特征值

方程		对照	锐钛矿颗粒处理/(g·kg ⁻¹)			金红石颗粒处理/(g·kg ⁻¹)		
			2	4	8	2	4	8
Langmuir 方程	Q_m	104.06	76.161	96.899	76.628	87.184	138.50	202.02
	k_1	0.1908	0.2617	0.2066	0.2582	0.2301	0.1424	0.0990
	$1/Q = 1/Q_m k_1 C + 1/Q_m$	R^2	0.9983**	0.9985**	0.9979**	0.9989**	0.9973**	0.9994**
Freundlich 方程	k_2	16.857	14.719	18.722	16.906	17.049	17.981	18.908
	n	1.041	1.185	1.017	1.040	1.019	1.020	1.017
	$Q = k_2 C^{1/n}$	R^2	0.9986**	0.9900**	0.9996**	0.9992**	0.9983**	0.9997**
Temkin 方程	a	21.668	17.623	23.367	14.290	23.538	32.926	40.945
	b	19.416	16.642	21.822	15.491	20.419	25.494	33.365
	$Q = a \lg C + b$	R^2	0.9028**	0.8980**	0.8846**	0.8671**	0.8212**	0.7485*

3 结论

(1)在本试验条件下,锐钛矿颗粒对土壤汞吸附解吸的影响较大,增强土壤对汞的吸附,其中 4 g/kg 处理组吸附量最大,与对照相比,最大吸附量提高 32.65%;同时锐钛矿颗粒还降低汞的解吸率,因此其吸附作用力较强。

(2)金红石也可提高土壤对汞的吸附量,且吸附量随金红石颗粒浓度的升高而增大,8 g/kg 处理组最大吸附量提高 18.18%,但汞的解吸率也增大,因而金红石颗粒的吸附作用相对较弱。

(3)添加两种纳米 TiO₂ 颗粒的土壤对汞的吸附解吸特征均可用 Langmuir、Freundlich 和 Temkin 方程拟合,其中 Langmuir 和 Freundlich 方程拟合的效果优于 Temkin 方程。

参考文献:

- [1] Tzikalos N, Belessi V, Lambropoulou D. Photocatalytic degradation of Reactive Red 195 using anatase/brookite TiO₂ mesoporous nanoparticles: Optimization using response surface methodology (RSM) and kinetics studies [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(4): 2305-2320.
- [2] Liang R, Hu A, Li W, et al. Enhanced degradation of persistent pharmaceuticals found in wastewater treatment effluents using TiO₂ nanobelt photocatalysts [J]. Journal of Nanoparticle Research, 2013, 15(10): 1-13.
- [3] Macwan D P, Dave P N, Chaturvedi S. A review on nano-TiO₂ sol-gel type syntheses and its applications [J]. Journal of Materials Science, 2011, 46(11): 3669-3686.
- [4] Weir A, Westerhoff P, Fabricius L, et al. Titanium dioxide nanoparticles in food and personal care products [J]. Environmental Science and Technology, 2012, 46(4): 2242-2250.
- [5] Gottschalk F, Sonderer T, Scholz R W, et al. Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, fullerenes) for different regions [J]. Environmental Science and Technology, 2009, 43(24): 9216-9222.
- [6] Priester J H, Ge Y, Chang V, et al. Assessing interactions of hydrophilic nanoscale TiO₂ with soil water [J]. Journal of nanoparticle research, 2013, 15(9): 1-13.
- [7] Snider G, Ariya P. Kinetic and product studies of the reactions of NO₂, with HgO in the gas phase in the presence of titania micro-particle surfaces [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2012, 223(7): 4397-4406.
- [8] Cho J H, Lee T G, Eom Y. Gas-phase elemental mercury removal in a simulated combustion flue gas using TiO₂ with fluorescent light [J]. Journal of the Air and Waste Management Association, 2012, 62(10): 1208-1213.
- [9] Yuan Y, Zhao Y, Li H, et al. Electrospun metal oxide-TiO₂ nanofibers for elemental mercury removal from flue gas [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 227/228(5): 427-435.
- [10] López-Muñoz M, Aguado J, Arencibia A, et al. Mercury removal from aqueous solutions of HgCl₂ by heterogeneous photocatalysis with TiO₂ [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2011, 104(3): 220-228.
- [11] Ghasemi Z, Seif A, Ahmadi T S, et al. Thermodynamic and kinetic studies for the adsorption of Hg (II) by nano-TiO₂ from aqueous solution [J]. Advanced Powder Technology, 2012, 23(2): 148-156.
- [12] Zhang J Y, Li C X, Wang D Y, et al. The effect of different TiO₂ nanoparticles on the release and transformation of mercury in sediment [J]. Journal of Soils and Sediments, 2017, 17(2): 536-542.
- [13] 张金洋,李楚娴,王定勇,等. 纳米 TiO₂ 对底泥中汞释放及活化的影响 [J]. 环境科学, 2014, 35(12): 4567-4572.
- [14] 王阿楠,骆永明. 纳米二氧化钛光催化修复二苯砷酸污染土壤的研究① [J]. 土壤, 2015, 47(1): 107-112.
- [15] 王斐,王敏,唐景春,等. Hg 在玲珑金矿区典型农田土壤中的吸附特征研究 [J]. 环境科学, 2011, 32(9): 2669-2675.
- [16] 邵春燕. 长三角地区土壤对 Cu 的吸附—解吸特性研究 [D]. 南京: 南京工业大学, 2005.
- [17] 张金洋,何磊,张成. 纳米二氧化钛处理含汞废水技术研究进展 [J]. 内江师范学院学报, 2014, 29(10): 33-40.
- [18] 郑顺安,陈春,李晓华,等. 我国 22 种典型土壤对汞的吸附容量及影响因子研究 [J]. 土壤通报, 2013, 44(6): 1496-1500.
- [19] 缪鑫,李兆君,龙健,等. 不同类型土壤对汞和砷的吸附解吸特征研究 [J]. 核农学报, 2012, 26(3): 552-557.
- [20] 黄美荣,李舒. 重金属离子天然吸附剂的解吸与再生 [J]. 化工环保, 2009, 29(5): 385-393.
- [21] 张玉芬,刘景辉,杨彦明,等. 通辽地区 4 种典型土壤对铅、汞、镉和砷的吸附解吸特征 [J]. 中国农业大学学报, 2015, 20(5): 111-118.
- [22] Yin Y, Allen H E, Li Y, et al. Adsorption of mercury (II) by soil: Effects of pH, chloride, and organic matter [J]. Journal of Environmental Quality, 1996, 25(4): 837-844.