

# 环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第2期

Vol.37 No.2

**2016**

中国科学院生态环境研究中心 主办  
科学出版社 出版



目次

编者按 ..... (403)

我国化学品的风险评价及风险管理 ..... 王铁宇,周云桥,李奇锋,吕永龙 (404)

土地利用回归模型在大气污染时空分异研究中的应用 ..... 吴健生,谢舞丹,李嘉诚 (413)

中国2000~2010年生态足迹变化特征及影响因素 ..... 黄宝荣,崔书红,李颖明 (420)

关中地区冬季PM<sub>2.5</sub>中碳气溶胶的污染特征及来源解析 ..... 田鹏山,曹军骥,韩永明,张宁宁,张蓉,刘随心 (427)

利用SPAMS研究南宁市冬季单颗粒气溶胶化学成分 ..... 刘慧琳,宋红军,陈志明,黄炯丽,杨俊超,毛敬英,李宏姣,梁桂云,莫招育 (434)

南京夏季市区VOCs特征及O<sub>3</sub>生成潜势的相关性分析 ..... 杨笑笑,汤莉莉,张运江,母应峰,王鸣,陈文泰,周宏仓,花艳,江蓉馨 (443)

北京城区气传花粉季节特征及与气象条件关系 ..... 孟龄,王效科,欧阳志云,任玉芬,王巧环 (452)

重庆垃圾焚烧厂汞的分布特征与大气汞排放因子研究 ..... 段振亚,苏海涛,王凤阳,张磊,王书肖,余斌 (459)

三峡库区腹地大气微量金属干湿沉降特征 ..... 张六一,刘源,乔保清,付川,王欢博,黄怡民,杨复沫 (466)

长沙近地面水汽中稳定同位素的监测与分析 ..... 谢宇龙,章新平,姚天次,黄煌 (475)

青藏高原内陆典型冰川区“冰川-径流”汞传输过程 ..... 孙学军,王康,郭军明,康世昌,张国帅,黄杰,丛志远,张强弓 (482)

西藏湖泊沉积物重金属元素特征及生态风险评估 ..... 郭泌汐,刘勇勤,张凡,侯居峙,张宏波 (490)

坦噶尼喀湖东北部入湖河流沉积物重金属分布特征与生态风险评价 ..... 余成,陈爽,张路 (499)

近百年来新疆博斯腾湖多环芳烃的组成及变化特征 ..... 沈贝贝,吴敬禄,赵中华,曾海鳌,金苗 (507)

舟山青浜岛不同环境介质中PAHs的分布特征 ..... 郑煌,邢新丽,顾延生,桂福坤,祁士华,黄焕芳 (513)

模拟排水沟渠非点源溶质氮迁移实验研究 ..... 李强坤,宋常吉,胡亚伟,彭聪,马强,姜正曦,琚艺萌 (520)

中田河流域景观异质性对水体总氮浓度影响研究 ..... 王晶萍,李兆富,刘红玉,王刚,辛强 (527)

江西香溪流域干湿季交替下底泥氮释放机制及其对流域氮输出的贡献 ..... 韩宁,郝卓,徐亚娟,高扬,于贵瑞 (534)

巢湖水体氮磷营养盐时空分布特征 ..... 奚姗姗,周春财,刘桂建,吴蕾,王培华 (542)

合肥城郊典型农田溪流系统沉积物磷形态及释放风险分析 ..... 裴婷婷,李如忠,高苏蒂,罗月颖 (548)

桑沟湾表层沉积物性质及对磷的吸附特征 ..... 朱佳美,曹晓燕,刘素美,王丽莎,杨桂朋,葛成凤,路敏 (558)

苏州市古城区降雨径流颗粒物粒径分布及污染物赋存形态 ..... 李淮,吴玮,田永静,黄天寅 (565)

洪泽湖有毒和无毒微囊藻丰度及其与环境因子之间的相关分析 ..... 李大命,张彤晴,唐晟凯,段翠兰,杨俊虎,穆欢,刘小维 (573)

三峡库区消落带水体CDOM中电荷转移配合物对其紫外-可见吸收光谱的影响 ..... 江韬,梁俭,张慕雪,王定勇,魏世强,卢松 (580)

pH对高锰酸钾氧化降解苯胺类化合物动力学的影响 ..... 王辉,孙波,关小红 (588)

EDTA对Pd/Fe体系还原脱氯2,4-D的影响 ..... 周红艺,聂亚中,陈勇,雷双健 (595)

镍铝层状氧化物薄膜电极的制备及其除盐性能 ..... 王婷,朱春山,胡承志 (602)

微生物对砷的氧化还原竞争 ..... 杨婷婷,柏耀辉,梁金松,霍旻,王明星,袁林江 (609)

处理水产养殖污水潜流湿地中的厌氧氨氧化菌群特征 ..... 曾宪磊,刘兴国,吴宗凡,时旭,陆诗敏 (615)

污水回用中主要病原菌解析及其紫外消毒效应 ..... 景明,王磊 (622)

异养硝化-好氧反硝化菌 *Burkholderia* sp. YX02 强化连续流反应器中微生物群落结构解析 ..... 邵基伦,曹刚,李紫惠,黄郑郑,罗恺,莫渊辉 (630)

基于新一代测序技术的A<sup>2</sup>O与BIOLAK活性污泥宏基因组比较分析 ..... 田美,刘汉湖,申欣 (638)

1株海洋异养硝化-好氧反硝化菌的分离鉴定及其脱氮特性 ..... 孙庆花,于德爽,张培玉,林学政,李津 (647)

纳米Ni/Fe用于去除染料生产废水二级生物处理出水中AOX和色度的研究 ..... 舒小铭,徐灿灿,刘锐,赵远,陈吕军 (655)

3BER-S工艺用于再生水深度脱氮同步去除PAEs的可行性 ..... 徐鹏程,郝瑞霞,张娅,王冬月,钟丽燕,徐浩丹 (662)

合成时间对钛酸盐纳米材料的影响及其吸附水中铅的性能研究 ..... 范功端,陈丽茹,林茹晶,林茜,苏昭越,林修咏 (668)

芦苇秸秆生物炭对水中菲和1,1-二氯乙烯的吸附特性 ..... 吴晴雯,孟梁,张志豪,罗启仕,杨洁 (680)

芦苇基和污泥基生物炭对水体中诺氟沙星的吸附性能 ..... 张涵瑜,王兆炜,高俊红,朱俊民,谢超然,谢晓芸 (689)

季节性温度升高对落干期消落带土壤氮矿化影响 ..... 林俊杰,张帅,刘丹,周斌,肖晓君,马慧燕,于志国 (697)

增温及秸秆施用对冬小麦田土壤呼吸和酶活性的影响 ..... 陈书涛,桑琳,张旭,胡正华 (703)

基于GIS的银川市不同功能区土壤重金属污染评价及分布特征 ..... 王幼奇,白一茹,王建宇 (710)

不同产地硅藻土原位控制土壤镉污染差异效应与机制 ..... 朱健,王平,林艳,雷明婧,陈仰 (717)

紫色土对邻苯二甲酸二甲酯的淋溶吸持特征及影响因素 ..... 王强,宋娇艳,曾微,王法 (726)

几种修复措施对Cd淋失及土壤剖面运移影响 ..... 刘孝利,曾昭霞,铁柏清,陈求稳,魏祥东 (734)

河北邯郸钢铁冶炼区周边麦田土和小麦籽粒的多环芳烃含量及其组分谱特征 ..... 吴迪,汪宜龙,刘伟健,陈源琛,付晓芳,陶澍,刘文新 (740)

湿生环境中丛枝菌根(AM)对香蒲耐Cd胁迫的影响 ..... 罗鹏程,李航,王曙光 (750)

溴酸盐对水生生物的急性毒性效应 ..... 王执伟,刘冬梅,张文娟,崔福义 (756)

自组装哑铃状Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>微/纳米材料对十溴联苯的热催化降解 ..... 黄鑫辰,宗刚,刘焯焯,芦会杰,李倩倩,李宾克,赵彦辉,苏贵金 (765)

盐度对准好氧矿化垃圾生物反应器渗滤液处理及N<sub>2</sub>O产生的影响 ..... 李卫华,孙英杰,刘子梁,马强,杨强 (775)

污泥直接干化尾气中恶臭污染物重要性评价:以指标权重评分法为例 ..... 丁文杰,陈文和,邓明佳,罗辉,李琳,刘俊新 (782)

《环境科学》征订启事(557) 《环境科学》征稿简则(594) 信息(419,442,781)

# 不同产地硅藻土原位控制土壤镉污染差异效应与机制

朱健, 王平\*, 林艳, 雷明婧, 陈仰

(中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004)

**摘要:** 为了了解不同产地硅藻土对土壤 Cd 污染固定效应及机制的差异, 选择了云南腾冲、吉林临江、浙江嵊州和河南信阳这 4 地的硅藻土作为改良剂, 对人工模拟 Cd 污染土壤进行原位固定修复试验。结果表明, 不同产地硅藻土均能有效固定土壤中的 Cd, 当添加浓度为  $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  时, 上述 4 地硅藻土分别使土壤有效态 Cd 含量下降了 27.7%、28.5%、30.1%、57.2%; 不同产地硅藻土对土壤 Cd 污染固定能力排序为: 河南信阳 > 浙江嵊州 > 吉林临江 > 云南腾冲; 不同产地硅藻土自身理化特征对土壤 Cd 的固定起主要作用, 硅藻土堆密度越小, 比表面积越大, 微孔数量越多, 孔径分布范围越广, 越有利于土壤有效态 Cd 的固定; 不同产地硅藻土可以通过调节土壤理化性质来控制土壤 Cd 污染, 土壤 pH 值和有机质是关键调控因素, 提高 pH 值和增加有机质能有效促进有效态 Cd 的固定, 调控土壤含水率对 Cd 的固定效果影响不大, 而通过调控土壤 CEC 来控制土壤 Cd 污染存在一定时效性; 河南信阳、浙江嵊州、云南腾冲硅藻土均使土壤 pH 值上升, 有机质增多, 有利于土壤 Cd 的固定, 而吉林临江硅藻土则反之。

**关键词:** 硅藻土; 产地; 土壤 Cd 污染; 原位固定; 有效态

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)02-0717-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.2016.02.042

## Differential Effect and Mechanism of *in situ* Immobilization of Cadmium Contamination in Soil Using Diatomite Produced from Different Areas

ZHU Jian, WANG Ping\*, LIN Yan, LEI Ming-jing, CHEN Yang

(College of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China)

**Abstract:** In order to understand the difference of *in situ* immobilization effect and mechanism of Cd contamination in soil using diatomite produced from different areas, the test was conducted using diatomite produced from Yunnan Tengchong, Jilin Linjiang, Zhejiang Shengzhou and Henan Xinyang of China as modifiers to immobilize cadmium contamination in simulated soil. The results indicated that the diatomite from all the four producing areas could effectively immobilize available Cd in soil, decreasing the available Cd content in soil by 27.7%, 28.5%, 30.1% and 57.2%, respectively when the adding concentration was  $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Their ability for immobilizing available Cd in soil followed the sequence of Henan Xinyang > Zhejiang Shengzhou > Jilin Linjiang > Yunnan Tengchong. It was also found that the physical and chemical properties of diatomite played a main role in soil cadmium immobilization, lower bulk density, larger specific surface area, more micro pores and wider distribution range of aperture were more favorable for available Cd immobilization. The results also showed that, the diatomite could control Cd contamination by changing soil physical and chemical properties, among these properties, pH and organic matter content were the key factors, increasing soil pH value and organic matter content was favorable for available cadmium immobilization, while the soil water content had little effect on available cadmium immobilization. The control of soil cadmium contamination by using diatomite to change cation exchange capacity was limited by time in some degree. The diatomite produced from Henan Xinyang, Zhejiang Shengzhou and Yunnan Tengchong increased the soil pH value and organic matter content, and was favorable for available Cd immobilization, while the diatomite from Jilin Linjiang showed converse effect.

**Key words:** diatomite; producing area; soil cadmium contamination; *in situ* immobilization; available form

对于生态系统来说,土壤是陆地生态系统存在的基础,土壤-植物系统则是地圈和生物圈的基本要素。对于人类来说,土壤是从事农业生产活动的物质基础,是人居环境的基本要素,是人类赖以生存和发展的必需自然资源。鉴于土壤对人类及生态系统的重要意义,土壤污染状况备受关注。近年来,随着对土地开发利用程度地加深,我国土壤环境状况总体不容乐观,部分地区土壤污染较重,工矿业废弃地土壤环境问题突出,耕地土壤环境质量堪忧。尤其是近年来频发的“镉大米”事件,更是让粮食的安全

生产问题成为了舆论关注的热点。因此,对镉污染土壤进行修复治理在当下具有十分重要的现实意义。

对于土壤重金属污染,修复方法可归纳为 3 种:

收稿日期: 2015-07-24; 修订日期: 2015-09-15

基金项目: 湖南省重点研发计划项目(2015SK20043); 湖南省高校创新平台开放基金项目(15K147, 13K070); 湖南省环境保护科技计划项目(湘财建指[2014]287号); 湖南省环境科学重点学科建设项目(2310006)

作者简介: 朱健(1983~),男,博士,主要研究方向为水土重金属污染控制与修复, E-mail: zhujian198312@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: csfuwp@163.com

①将重金属从土壤中去掉;②改变重金属的存在形态,降低其迁移性和生物可利用性,以至于能长期稳定地存在于土壤中;③对重金属污染进行隔离<sup>[1-3]</sup>.显然,第2种方法是比较经济、有效的方法,也是当前土壤重金属污染普遍采用的方法,主要机制是通过添加外源物质降低土壤中有效态重金属的含量,使其稳定、钝化或是固定化.这种方法的关键在于外源物质的选择,选用外源物质基本要求为修复效率高、不破坏土壤结构、无二次污染、费用成本低.大量的研究表明黏土矿物能很好地满足上述要求,研究人员分别分析了沸石、海泡石、膨润土、蒙脱石、凹凸棒石固定修复土壤重金属污染的效果及机制<sup>[4-8]</sup>,但却很少有人研究硅藻土.硅藻土作为一种多孔性黏土矿物材料,具有良好的吸附性能,能够有效去除水体中的重金属元素<sup>[9-13]</sup>.那么,硅藻土是否也可以有效地修复土壤重金属污染,修复机制如何,这些问题值得研究.为此,本研究选用了不同产地的硅藻土对Cd污染土壤进行了原位固定修复,并对其修复机制进行了初步的探讨,旨在为硅藻土在土壤重金属污染修复上的应用提供依据.

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验材料

供试土壤采自中南林业科技大学长沙校区生态站附近试验样地,为清洁土壤,土壤类型为红壤.采用系统(网格)等距布点法进行多点采样.土样采回后,压碎,剔除石块、植物根茎、凋落物、新生体等杂物,于室内阴凉、通风、无污染处风干.土壤基本理化性质见表1.

表2 不同产地硅藻土主要化学成分

Table 2 Main chemical components of diatomite from different producing areas

产地	质量分数/%				SiO <sub>2</sub> /R <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 值	有机质/%
	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO		
云南腾冲	82.51	2.95	3.95	2.00	9.27	6.92
吉林临江	85.60	9.69	1.50	0.50	7.32	1.66
浙江嵊州	64.86	16.40	2.91	1.20	3.16	3.10
河南信阳	60.43	7.05	2.66	1.37	5.45	23.00

### 1.2.2 有效态Cd提取与测定

采集适量土样,风干,过0.149 mm筛,然后称取0.5 g于50 mL聚乙烯离心管中,加入20 mL 0.1 mol·L<sup>-1</sup> HAc,室温下振荡16 h,4 000 r·min<sup>-1</sup>离心20 min,上层清液经0.45 μm微膜过滤,保存于50 mL聚乙烯瓶中,滤液中加入0.2 mL浓硝酸,而后采用火焰原子吸收分光光度法测定溶液Cd的含量,

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the soil used in the test

含水率/%	pH	有机质/g·kg <sup>-1</sup>	CEC/cmole·kg <sup>-1</sup>
3.20	4.73	1.652 0	5.26

模拟镉污染土壤,依据近5年湖南省矿区土壤重金属污染现状评价相关数据和土壤环境质量标准(GB 15618-1995),向供试土壤中加入一定量的硝酸镉(分析纯)溶液,使土壤中的Cd的含量达到15 mg·kg<sup>-1</sup>,待混合均匀后置于阴凉通风处稳定平衡3个月,制得人工模拟镉污染土壤.

供试硅藻土分别购自云南腾冲县助滤剂厂、吉林临江天元催化剂有限公司、浙江嵊州市华力硅藻土制品有限公司、河南信狮矿业发展公司,分别代表我国西南、北方、东部、中部地区的硅藻土.根据供货商所提供的产品质量检测报告,列出了4个产地硅藻土主要化学成分,见表2.

## 1.2 试验方法

### 1.2.1 原位固定修复试验

人工模拟镉污染土壤置于室内自然风干后,磨碎,过5 mm土壤筛,准确称取50.0 g放入450 mL带盖聚乙烯塑料盒中,分别加入云南、吉林、浙江、河南这4个产地的硅藻土(过0.149 mm筛),同时,每个产地硅藻土均设置10、15、20、30 g·kg<sup>-1</sup>这4个添加浓度梯度,每个处理重复3次,均以未添加硅藻土样品为对照.加入硅藻土后,每个塑料盒加入20 mL去离子水,以保证土壤含水量在田间持水量的70%~80%,用玻璃棒搅拌均匀后,加盖置于阴凉通风处稳定平衡,14 d后测定土壤水分、pH、有机质、阳离子交换量(CEC)、有效态镉含量.

即为土样中有效态Cd的含量.

### 1.2.3 硅藻土样品表征

用JSM-6380LV型扫描电镜(scanning electron microscope, SEM)观察硅藻土微观形貌;用美国康塔公司的Pore Master GT60测定硅藻土孔径分布和比表面积;用阿基米德悬水重法(Archimedes法)测定硅藻土堆密度;采用玻璃电极法测定硅藻土pH值.

### 1.2.4 土壤理化性质测定

采用重量法测定土壤含水率;采用玻璃电极法测定土壤 pH 值;采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定土壤有机质<sup>[14]</sup>;采用 BaCl<sub>2</sub>-MgSO<sub>4</sub> 强迫交换法测土壤阳离子交换量 (cation exchange capacity, CEC)<sup>[14]</sup>.

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同产地硅藻土对土壤 Cd 污染的固定修复效果

重金属在土壤中的赋存形态根据是否能够被植物吸收利用可分为有效态和无效态,而有效态通常被用于衡量重金属对土壤污染程度的高低和对生物

毒性效应的大小,在进行土壤重金属污染原位固定修复研究时,研究人员也普遍将有效态重金属的含量作为修复效果的判断依据<sup>[15-18]</sup>.向 Cd 污染土壤添加不同浓度的不同产地硅藻土,经过一定时间的原位固定修复之后,土壤中有效态 Cd 的含量及硅藻土对有效态 Cd 的固定效率见图 1.

由图 1 可知,当添加浓度由 0 g·kg<sup>-1</sup>增加至 30 g·kg<sup>-1</sup>时,云南腾冲、吉林临江、浙江嵊州、河南信阳硅藻土分别使土壤有效态 Cd 含量由 13.805 8 mg·kg<sup>-1</sup>下降至 9.985 6、9.874 3、9.645 9、5.911 7 mg·kg<sup>-1</sup>,分别下降了 27.7%、28.5%、30.1%、57.2%.与之相应,不同产地硅藻土对有效态 Cd 的固定效率与随着添加浓度的增加而不断上升.当添

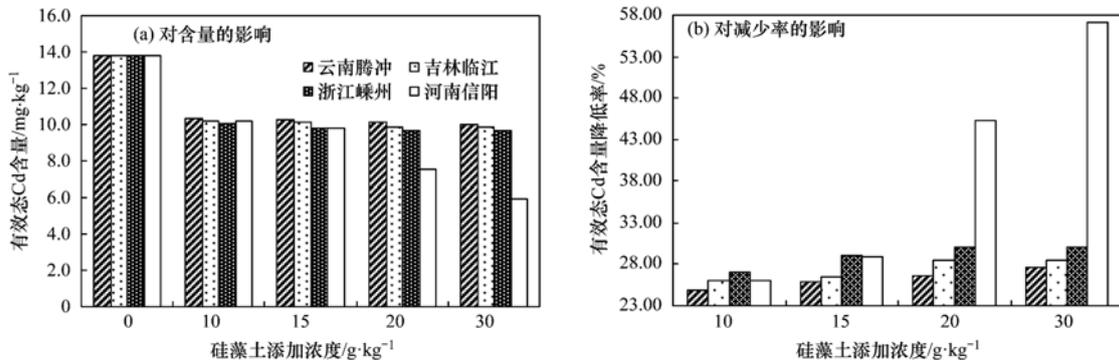


图 1 不同产地硅藻土对土壤有效态 Cd 的影响

Fig. 1 Effect of diatomite from different producing areas on available Cd in soil

加浓度为 10 g·kg<sup>-1</sup>时,云南腾冲、吉林临江、浙江嵊州、河南信阳硅藻土对土壤有效态 Cd 的固定效率分别为 24.92%、26.10%、27.02%、26.08%;当添加浓度为 15 g·kg<sup>-1</sup>时,固定效率分别为 25.87%、26.42%、29.12%、28.94%;当添加浓度为 20 g·kg<sup>-1</sup>时,固定效率分别为 26.57%、28.43%、30.08%、45.31%;当添加浓度为 30 g·kg<sup>-1</sup>时,固定效率分别为 27.67%、28.48%、30.13%、57.18%.由此可见,不同产地硅藻土对土壤 Cd 污染固定修复效果排序为:河南信阳 > 浙江嵊州 > 吉林临江 > 云南腾冲.不同产地硅藻土对土壤 Cd 污染固定修复效果所表现出的差异与硅藻土自身对 Cd 吸附能力及硅藻土对土壤理化性质的影响有关.

在应用硅藻土去除水体重金属离子时,硅藻土的添加量与水体中重金属离子的去除率(或水溶液中重金属离子的含量)呈现较为明显的线性相关<sup>[19-21]</sup>,这主要是因为,在水相中重金属离子的去除效率主要受到硅藻土自身吸附作用的影响.而将

硅藻土应用于土壤重金属污染修复时,硅藻土自身的吸附作用势必会对固定修复效果产生重要影响,但同时硅藻土也可能会对土壤结构及理化性质产生影响,进而影响最终整体的固定修复效果.因此,应用硅藻土固定修复土壤 Cd 污染时,其添加浓度与有效态 Cd 含量之间的线性关系就会受到硅藻土自身吸附能力和土壤理化性质改变程度两个方面的影响, $R^2$ 值和  $k$  绝对值均比较高,在很大程度上可以说明硅藻土自身的吸附作用趋势和土壤理化性质改变趋势均朝着有利于降低有效态 Cd 含量的方向发展,反之则说明硅藻土自身的吸附作用与其对土壤理化性质的改变作用是相悖的.硅藻土添加浓度与土壤有效态 Cd 含量之间线性相关关系分析结果见表 3.

从表 3 中可以看出,针对河南信阳硅藻土,其添加浓度与土壤有效态 Cd 含量线性拟合结果中, $R^2$ 值和  $k$  绝对值均比较高,添加浓度与有效态 Cd 含量之间呈显著线性负相关,这说明,一方面,硅藻土自身的吸附作用的发挥并没有受到较大的影响;另一

方面,硅藻土对土壤理化性质的改变有利于有效态 Cd 的固定. 云南腾冲硅藻土也存在相似的现象,但  $k$  绝对值低于河南信阳硅藻土,说明其自身的吸附作用和其对土壤理化性质的改变对于土壤有效态 Cd 固定效果的有利程度较河南信阳硅藻土弱. 而吉林临江和浙江嵊州硅藻土  $R^2$  值均比较低,说明这两个产地的硅藻土自身吸附作用与其对土壤理化性质改变对最终固定修复效果的影响方向不一致.

表 3 硅藻土添加浓度与土壤有效态 Cd 含量之间线性相关关系分析<sup>1)</sup>

Table 3 Linear correlation analysis between diatomite adding concentration and available Cd content in soil

产地	线性方程	$k$	$R^2$
云南腾冲	$y = -0.0186x + 10.529$	-0.0186	0.9822*
吉林临江	$y = -0.0180x + 10.366$	-0.0180	0.7620
浙江嵊州	$y = -0.0196x + 10.157$	-0.0196	0.6893
河南信阳	$y = -0.2292x + 12.667$	-0.2292	0.9453*

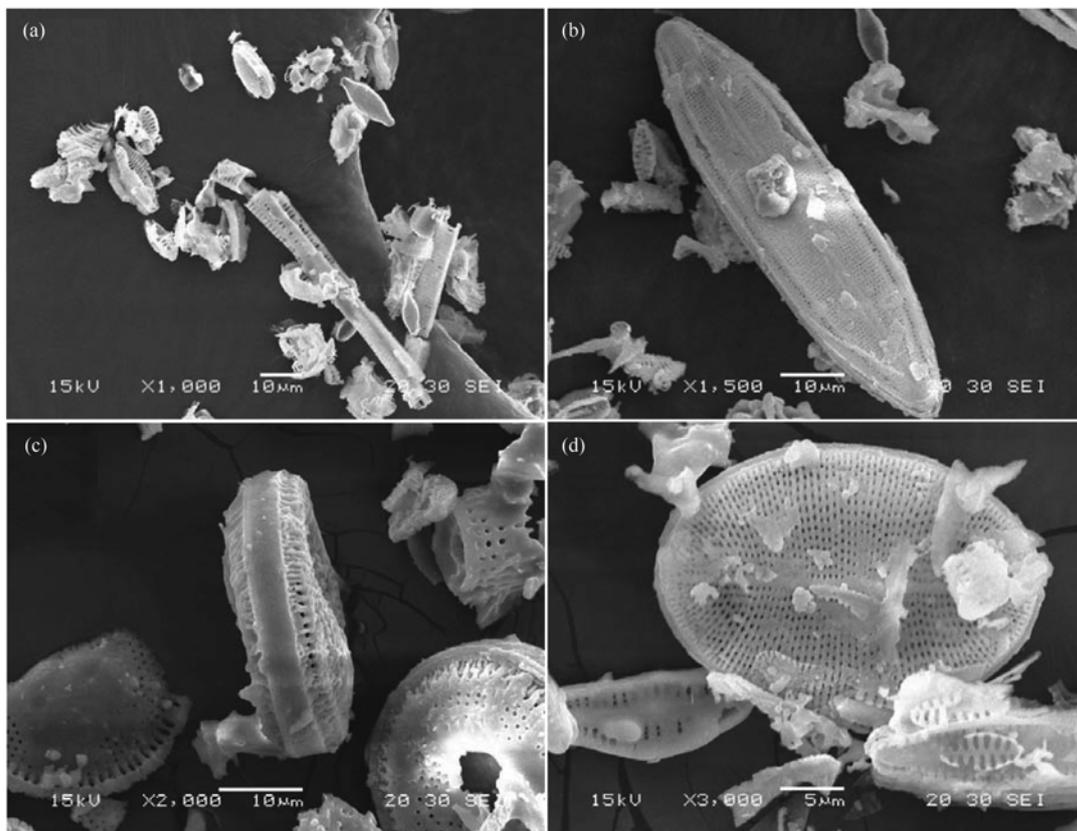
1) \* 表示显著性水平 ( $P < 0.05$ )

## 2.2 不同产地硅藻土自身理化特征对土壤 Cd 污染固定效果的影响

硅藻土是古代单细胞低等植物硅藻遗体堆积

后,经初步成岩而形成的一种生物硅质岩. 具有多孔结构、比表面积大,堆密度小,具有很强的吸附能力,是一种很好的吸附材料. 在应用硅藻土进行水体重金属污染处理时,主要是利用其对重金属离子强大的吸附能力,当然将其应用于土壤重金属污染治理时,其对重金属离子强大的吸附能力也必然会发挥十分重要的作用. 硅藻土吸附能力的大小首先与其成因硅藻的种类密切相关,不同产地硅藻土成因硅藻的微观形貌见图 2.

国产硅藻土成因硅藻一般有:直链藻 (*Melosira*)、圆筛藻 (*Coscinodiscus*)、冠盘藻 (*Stephanodiscus*)、舟形藻 (*Navicula*)、棒杆藻 (*Ropalodia*) 等<sup>[22, 23]</sup>. 由图 2 可知,本研究所用硅藻土中,云南腾冲硅藻土成因硅藻 [图 2 (a)] 为棒杆藻 (*Ropalodia*),硅藻体积小,微孔少,含有杂质多;吉林临江硅藻土成因硅藻 [图 2 (b)] 为舟形藻 (*Navicula*),微孔较云南腾冲硅藻土多,但孔隙结构不明显,杂质也较多;浙江嵊州硅藻土成因硅藻 [图 2 (c)] 为冠盘藻 (*Stephanodiscus*),微孔数量较前 2 个产地要多,孔隙结构也较明显,但硅藻表面仍然被



(a) 云南腾冲; (b) 吉林临江; (c) 浙江嵊州; (d) 河南信阳

图 2 不同产地硅藻土成因硅藻微观形貌

Fig. 2 Micro morphology of diatoms in diatomite from different producing areas

较多杂质覆盖; 河南信阳硅藻土成因硅藻主要为圆筛藻 (*Coscindiseus*), 同时含有部分舟形藻 (*Navicula*), 从图 2(d) 可以看出, 微孔数量较多, 孔隙结构十分明朗, 孔径大小不一, 圆筛藻所呈现的孔径较小, 而旁边的舟形藻所呈现的孔径较大, 除微孔结构相对比较理想外, 杂质相对也较少。

成因硅藻的不同导致不同产地硅藻土的理化性质表现出较大的差异。不同产地硅藻土理化性质见表 4。从中可以看出, 在 4 个产地的硅藻土中, 河南信阳硅藻土的堆密度最小, 为  $0.46 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , 比表面积最大, 为  $64.9 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ , 酸性较低, pH 值为 5.6, CEC 较高, 为  $35.981 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 孔径分布范围较广, 分布范围为 10 ~ 20、150 ~ 300、500 ~ 1 000 nm, 这样的微孔结构特征使得河南信阳硅藻土具有较强的吸附能力, 而这也十分有利于硅藻土固定土壤中的有效态 Cd, 达到较好的固定修复效果。与之相反, 云南腾冲硅藻土堆密度、比表面积、CEC 均相对较小, 分别为  $0.64 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 、 $33.0 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$  和

$26.433 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 酸性较高, pH 值为 4.3, 孔径分布范围也较窄, 分布范围为 10 ~ 20 nm 和 50 ~ 100 nm, 这些导致其吸附能力一般, 最终的修复效果也不好。而吉林临江和浙江嵊州两地的硅藻土堆密度、比表面积、孔径分布范围介于云南腾冲和河南信阳之间, 其最终对土壤 Cd 污染的固定修复效果较云南腾冲硅藻土好, 较河南信阳硅藻土差。有研究表明<sup>[24, 25]</sup>, 堆密度越小, 硅藻土颗粒所具有的微孔数量越多, 比表面积就越大, 吸附点位也越多, 最终表现为吸附能力强, 这些十分有利于土壤有效态 Cd 的固定。由此可见, 硅藻土自身的理化特征对最终的固定修复效果有着重要影响, 堆密度越小, 比表面积越大, 微孔数量越多, 孔径分布范围越广, 越有利于土壤有效态 Cd 的固定。不同产地硅藻土自身理化特征优越程度排序为: 河南信阳 > 浙江嵊州 > 吉林临江 > 云南腾冲, 与其对土壤 Cd 污染固定能力排序一致, 说明硅藻土自身理化特征的影响对于土壤 Cd 污染的控制起主要作用。

表 4 不同产地硅藻土理化性质

Table 4 Physical and chemical properties of diatomite from different producing areas

产地	堆密度 / $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$	比表面积 / $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$	pH	CEC / $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	孔径分布/nm		
					I 级	II 级	III 级
云南腾冲	0.64	33.0	4.3	26.433	/	50 ~ 100	/
吉林临江	0.54	58.0	4.5	32.278	5 ~ 20	50 ~ 700	/
浙江嵊州	0.57	58.0	5.4	30.564	/	115 ~ 147	1 340 ~ 2 810
河南信阳	0.46	64.9	5.6	35.981	10 ~ 20	150 ~ 300	500 ~ 1 000

### 2.3 不同产地硅藻土对土壤理化性质的改变及对最终固定效果的影响

硅藻土除了通过自身理化特征及其吸附能力直接影响土壤 Cd 污染固定修复效果, 还会通过改变土壤理化性质间接影响最终固定修复效果。表 5 给出了添加不同浓度的硅藻土之后土壤理化性质的变化情况。从中可以看出, 添加硅藻土对土壤理化性质产生了明显的影响。随着硅藻土添加浓度的增加, 土壤含水率与土壤阳离子交换量均明显增加, 而土壤 pH 值和土壤有机质却因硅藻土产地不同而表现出不一样的规律。

#### 2.3.1 不同产地硅藻土对土壤含水率的改变及对最终固定效果的影响

添加硅藻土能使土壤含水率增加, 但不同产地硅藻土使土壤含水率增加的幅度不一致。由表 5 可知, 当添加浓度由  $0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  增加至  $30 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 云南腾冲、吉林临江、浙江嵊州、河南信阳硅藻土分别使土壤含水率由 3.20% 增加至 3.56%、3.42%、3.46%、3.31%, 分别增加了 11.3%、6.9%、

8.1%、3.1%。不同产地硅藻土按照增加土壤含水率能力的大小排序为: 云南腾冲 > 浙江嵊州 > 吉林临江 > 河南信阳。不同产地硅藻土对土壤含水率影响程度的差异可能与其孔径分布均一性有关, 均一性的孔径分布可能更有利于硅藻土提升土壤的持水能力。就孔径的分布均一性而言, 云南腾冲硅藻土的孔径都集中于中等孔径 (50 ~ 100 nm), 有利于提高土壤的持水能力, 河南信阳硅藻土的孔径分布范围涉及到微孔 (10 ~ 20 nm)、介孔 (150 ~ 300 nm) 和大孔 (500 ~ 1 000 nm), 孔径分布分散, 不利于土壤保持水分, 而吉林临江和浙江嵊州硅藻土孔径分布的均一性介于云南腾冲与河南信阳之间, 所以对土壤持水提升能力也介于两者之间。

虽然不同产地硅藻土均能使土壤含水率有不同程度的增加, 但增加的幅度都不大, 均没有超过 10%, 不同产地硅藻土对土壤含水率的影响不明显。同时, 从表 6 中可以发现, 土壤有效态 Cd 含量与土壤含水率虽然呈现负相关, 但相关性不显著。由此可见, 硅藻土通过增加土壤含水率来提高最终土壤

表 5 不同产地硅藻土对土壤理化性质的影响

Table 5 Effect of diatomite from different producing areas on soil physical and chemical properties

硅藻土产地	分析项目	硅藻土添加浓度/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$					变化率/%
		0 (CK)	10	15	20	30	
云南腾冲	含水率/%	3.20	3.31	3.38	3.47	3.56	11.3
	pH	4.61	4.89	4.95	5.02	5.15	11.7
	有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1.854 4	1.860 3	1.866 1	2.065 1	2.613 0	40.9
	CEC/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	5.26	5.32	6.02	6.57	6.60	25.5
吉林临江	含水率/%	3.20	3.24	3.28	3.31	3.42	6.9
	pH	4.61	4.43	4.40	4.38	4.31	-6.5
	有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1.854 4	1.842 3	1.692 6	1.397 5	1.315 2	-29.1
	CEC/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	5.26	5.85	6.00	6.01	6.05	15.0
浙江嵊州	含水率/%	3.20	3.23	3.25	3.28	3.46	8.1
	pH	4.61	4.61	4.65	4.66	4.68	1.5
	有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1.854 4	1.873 1	1.914 9	1.988 5	2.024 7	9.2
	CEC/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	5.26	6.00	6.10	6.11	6.37	21.1
河南信阳	含水率/%	3.20	3.21	3.29	3.30	3.31	3.4
	pH	4.61	4.68	4.69	4.71	4.74	2.8
	有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	1.854 4	2.236 1	2.380 5	2.747 2	3.247 0	75.1
	CEC/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	5.26	6.36	6.41	6.45	6.54	24.3

表 6 不同产地硅藻土添加浓度、土壤有效态 Cd 含量、土壤理化性质之间相关性分析<sup>1)</sup>

Table 6 Correlation analysis among diatomite adding concentration, available Cd content in soil and soil physical and chemical properties

产地	相关系数	添加浓度	有效 Cd 含量	含水率	pH	有机质	CEC
云南腾冲	添加浓度	1.000 0					
	有效 Cd 含量	-0.991 1 **	1.000 0				
	含水率	0.988 2 *	-0.795 1	1.000 0			
	pH	0.999 8 **	-0.989 3 **	0.988 4 *	1.000 0		
	有机质	0.958 8 *	-0.912 5 *	0.916 0 *	0.962 2 *	1.000 0	
	CEC	0.866 1 *	-0.919 9 *	0.891 2 *	0.857 1 *	0.696 3	1.000 0
	吉林临江	添加浓度	1.000 0				
有效 Cd 含量		-0.872 9	1.000 0				
含水率		0.992 5 **	-0.812 3	1.000 0			
pH		-0.995 2 **	0.822 1 *	-0.999 3 **	1.000 0		
有机质		-0.990 1 **	0.839 0 *	-0.995 2 **	0.992 9 **	1.000 0	
CEC		0.840 1 *	-0.762 8	0.798 9	-0.819 9	-0.758 5	1.000 0
浙江嵊州		添加浓度	1.000 0				
	有效 Cd 含量	-0.830 4	1.000 0				
	含水率	0.954 1 *	-0.631 1	1.000 0			
	pH	0.928 2 *	-0.964 4 *	0.795 3	1.000 0		
	有机质	0.914 7 *	-0.965 5 *	0.753 1	0.955 7 *	1.000 0	
	CEC	0.969 7 *	-0.722 5	0.983 1 **	0.874 2 *	0.800 3	1.000 0
	河南信阳	添加浓度	1.000 0				
有效 Cd 含量		-0.972 3 *	1.000 0				
含水率		0.800 2	-0.739 3	1.000 0			
pH		0.995 9 **	-0.986 5 **	0.757 6	1.000 0		
有机质		0.983 6 **	-0.960 9 *	0.680 3	0.989 3 **	1.000 0	
CEC		0.960 5 *	-0.907 7 *	0.640 5	0.959 6 *	0.988 2 **	1.000 0

1) \* 表示显著性水平 ( $P < 0.05$ ), \*\* 表示极显著性水平 ( $P < 0.01$ )

Cd 固定效果的可能性不大。

### 2.3.2 不同产地硅藻土对土壤 pH 值的改变及对最终固定效果的影响

如表 5 所示,云南腾冲、浙江嵊州和河南信阳

硅藻土均使土壤 pH 值上升,当添加浓度由  $0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  增加至  $30 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,云南腾冲、浙江嵊州和河南信阳硅藻土分别使土壤 pH 值由 4.61 上升至 5.15、4.68、4.74,分别上升了 11.7%、1.5% 和 2.8%,而

吉林临江硅藻土却使土壤 pH 值不断下降,较对照下降了 6.5%。不同产地硅藻土对土壤 pH 值所产生的影响不同,这与硅藻土颗粒表面所携带的羟基(可代换性  $H^+$ )和盐基饱和度有关<sup>[26, 27]</sup>。硅藻土使土壤 pH 值上升的原因在于,硅藻土表面携带的可代换性  $H^+$  较少,而携带的  $Na^+$ 、 $K^+$  等交换性阳离子较多,进入土壤后,交换性阳离子的水解作用强于  $H^+$  的交换作用,在土壤溶液中产生较多的 NaOH,致使土壤 pH 值升高,不同产地硅藻土所携带交换性阳离子数量不同,导致土壤 pH 值上升空间不一致。硅藻土使土壤 pH 值下降的原因为,硅藻土携带有较多的可代换性  $H^+$ ,进入土壤后,这些  $H^+$  离子与土壤中的阳离子发生交换吸附,使土壤溶液中的  $H^+$  离子增多,土壤酸性增强。

从表 6 中可以看出,土壤有效态 Cd 的含量与土壤 pH 值呈显著性或极显著性相关,相关系数最小值为 0.822 1,最大值为 0.989 3,说明土壤 pH 值对有效态 Cd 的固定产生重要影响。土壤 pH 值对有效态 Cd 固定的影响表现在两个方面<sup>[28]</sup>:一方面是土壤 pH 值对有效态 Cd 的直接影响,土壤 pH 值上升,土壤碱性增强,土壤中  $Cd^{2+}$  能与  $OH^-$  形成  $Cd(OH)_2$  沉淀,有利于 Cd 的固定,而当 pH 值下降时,土壤中的  $H^+$  增多,酸性增强,使土壤对 Cd 的解吸作用增强,不利于 Cd 的固定;另一方面土壤酸碱性会对土壤有机质的存在形态产生影响,碱性环境有利于土壤固定有机质,而土壤有机质含量的增加能促进有效态 Cd 的固定,酸性环境会导致有机质流失,不利于有效态 Cd 的固定。同时,从表 6 可以发现,硅藻土添加浓度与土壤 pH 值之间也呈现显著性相关,由此可认为硅藻土对土壤 pH 值的调节是其固定土壤有效态 Cd 的重要途径之一,除吉林临江硅藻土外,其他三地的硅藻土均能使土壤 pH 值朝着有利于有效态 Cd 固定的方向改变。

### 2.3.3 不同产地硅藻土对土壤有机质的改变及对最终固定效果的影响

由表 5 可知,云南腾冲、浙江嵊州、河南信阳三地硅藻土能使土壤有机质的含量增加,当添加浓度从  $0\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  增加至  $30\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,云南腾冲、浙江嵊州、河南信阳硅藻土分别使土壤有机质由  $1.854\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  增加至  $2.613\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $2.024\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $3.247\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,分别增加了 40.5%、9.2%、75.1%。与之相反,随着添加浓度的增加,吉林临江硅藻土却使土壤有机质不断下降,由  $1.854\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  下降至  $1.3152\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,下降了 29.1%。从表 6 可以看出,云南腾冲、浙江

嵊州、河南信阳三地硅藻土添加浓度与土壤有机质之间存在显著或极显著正相关,而吉林临江硅藻土添加浓度与土壤有机质之间存在极显著负相关。由此可见,添加硅藻土对土壤有机质的含量影响明显。土壤有效态含量与土壤有机质含量之间的显著相关性则说明,硅藻土固定土壤有效态 Cd 的另一重要途径就是调控土壤有机质。

土壤有机质含量与土壤中 Cd 的存在形态及土壤对 Cd 的固定能力密切相关,原因在于土壤有机质直接参与土壤 Cd 的络合、螯合作用与迁移转化过程<sup>[29]</sup>。有研究表明<sup>[30]</sup>,土壤有机质可以通过络合吸附和螯合等作用固定土壤中的 Cd,同时有机质分解形成的还原性条件能有效促进 CdS 沉淀的形成,从而降低土壤 Cd 的有效性。添加云南腾冲、浙江嵊州和河南信阳硅藻土能增加土壤有机质的含量,原因在于:一方面,本研究采用的硅藻土均未经纯化,硅藻土本身含有一定的有机质,使土壤有机质含量增加;另一方面,硅藻土使土壤 pH 值升高,碱性环境有利于土壤原有有机质的固定。不同产地硅藻土本身有机质含量的差异(见表 2)是土壤有机质呈现不同增长规律的主要原因。而添加吉林临江硅藻土使土壤有机质降低的原因在于:一方面临江硅藻土本身有机质的含量极少(见表 2),其本身有机质的含量对土壤有机质基本没有影响;另一方面临江硅藻土使土壤 pH 值增加,酸性增强,不利于土壤原有有机质的保留。

### 2.3.4 不同产地硅藻土对土壤 CEC 的改变及对最终固定效果的影响

从表 5 可以看出,不同产地硅藻土对土壤 CEC 都有着积极的影响,但影响程度不一致。当添加浓度从  $0\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  增加至  $30\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,云南腾冲、吉林临江、浙江嵊州、河南信阳硅藻土分别使土壤 CEC 从  $5.26\text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$  提高至 6.60、6.05、6.37、6.54  $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,分别提高了 25.5%、15.0%、21.1%、24.3%。相关研究表明<sup>[28]</sup>,土壤阳离子交换总量(CEC)受到土壤胶体的种类、土壤质地、土壤胶体中  $SiO_2/R_2O_3$  值、土壤 pH 值 4 个方面的影响。硅藻土具有土壤胶体类似性质,所以不同产地硅藻土对土壤 CEC 的影响主要体现在自身  $SiO_2/R_2O_3$  值和对土壤 pH 值的调节 2 个方面。云南腾冲硅藻土对土壤 CEC 提高的程度最大,这是因为,其自身  $SiO_2/R_2O_3$  值最大,达到 9.27(见表 2),同时其使土壤的 pH 值不断上升,碱性环境有利于土壤胶体表面阳离子的解离。吉林临江硅藻土也具有较高的

SiO<sub>2</sub>/R<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 值,但对土壤 CEC 提升的程度却较小,这是因为,吉林临江硅藻土使土壤 pH 值不断下降,导致土壤胶体表面阳离子解离困难,不利于阳离子交换.而浙江嵊州和河南信阳硅藻土 SiO<sub>2</sub>/R<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 值均较小,但却能较大程度提高土壤 CEC,原因可能是其本身 CEC 较大,同时又能使土壤的 pH 值升高,综合导致土壤 CEC 得到较大提升.

从表 6 中可以看出,硅藻土添加浓度与土壤 CEC 之间呈现显著正相关,而土壤 CEC 与土壤有效态 Cd 含量之间呈现一定明显负相关,说明硅藻土能通过调节土壤 CEC 来调控土壤有效态 Cd 的含量,然而通过离子交换吸附而固定住的有效态 Cd,当土壤理化性质发生改变时很容易重新回到土壤,这使得硅藻土通过调节土壤 CEC 去控制土壤 Cd 污染存在一定的时效性.

### 3 结论

(1)不同产地硅藻土均能有效固定土壤中的有效态 Cd,当添加浓度为 30 g·kg<sup>-1</sup>时,云南腾冲、吉林临江、浙江嵊州、河南信阳硅藻土分别使土壤有效态 Cd 含量下降了 27.7%、28.5%、30.1%、57.2%.不同产地硅藻土对土壤 Cd 污染固定能力排序为:河南信阳 > 浙江嵊州 > 吉林临江 > 云南腾冲.

(2)不同产地硅藻土自身理化特征对土壤有效态 Cd 的固定起主要作用,硅藻土堆密度越小,比表面积越大,微孔数量越多,孔径分布范围越广,其吸附能力越强,越有利于土壤有效态 Cd 的固定.

(3)不同产地硅藻土可以通过调节土壤理化性质来控制土壤有效态 Cd,其中土壤 pH 值和土壤有机质是关键因素,土壤 pH 值和有机质的增加能有效促进有效态 Cd 的固定,土壤含水率影响很小,而通过调控土壤 CEC 来控制土壤 Cd 污染存在一定时效性.

(4)不同产地硅藻土均使土壤含水率、pH 值、有机质、阳离子交换容量发生改变,不同的是,河南信阳、浙江嵊州、云南腾冲硅藻土使土壤含水率增加、pH 值上升,有机质增多,阳离子交换容量增大,有利于土壤 Cd 的固定,而吉林临江硅藻土使土壤含水率增加、pH 值下降,有机质减少,阳离子交换容量增大,不利于土壤 Cd 的固定.

#### 参考文献:

[1] 吴烈善,曾东梅,莫小荣,等.不同钝化剂对重金属污染土壤稳定化效应的研究[J].环境科学,2015,36(1):309-

313.

- [2] 曾炜铨,宋波,袁立竹,等.改良剂对广西环江强酸铅锌污染土壤的修复作用[J].环境科学,2015,36(6):2306-2313.
- [3] 卫泽斌,陈晓红,吴启堂,等.可生物降解螯合剂 GLDA 诱导东南景天修复重金属污染土壤的研究[J].环境科学,2015,36(5):1864-1869.
- [4] 曾卉,周航,邱琼瑶,等.施用组配固化剂对盆栽土壤重金属交换态含量及在水稻中累积分布的影响[J].环境科学,2014,35(2):727-732.
- [5] 孙约兵,王朋超,徐应明,等.海泡石对镉-铅复合污染钝化修复效应及其土壤环境质量影响研究[J].环境科学,2014,35(12):4720-4726.
- [6] 杜志敏,郝建设,周静,等.四种改良剂对铜和镉复合污染土壤的田间原位修复研究[J].土壤学报,2012,49(3):508-517.
- [7] 王意锟,郝秀珍,周东美,等.改良剂施用对重金属污染土壤溶液化学性质及豇豆生理特性的影响研究[J].土壤,2011,43(1):89-94.
- [8] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-A review[J]. Waste Management, 2008, 28(1): 215-225.
- [9] Zhu J, Wang P, Wu X F, et al. Adsorption of Pb<sup>2+</sup> ions on diatomite modified by polypropylene acetamide and barium chloride in aqueous solution[J]. African Journal of Agriculture Research, 2012, 7(24): 3614-3620.
- [10] Zhu J, Wang P, Lei M J, et al. Analysis of the adsorption behaviour of cadmium on aluminium-pillared diatomite in a solid/liquid system using classical adsorption theory[J]. Adsorption Science & Technology, 2013, 31(8): 659-670.
- [11] Zhu J, Wang P, Lei M J, et al. Polyhydroxyl-aluminum pillaring improved adsorption capacity of Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> onto diatomite [J]. Journal of Central South University, 2014, 21(6): 2359-2365.
- [12] 朱健,吴庆定,王平,等.经典等温吸附模型在重金属离子/硅藻土体系中的应用及存在问题[J].环境科学,2013,34(11):4341-4348.
- [13] 朱健,王平,雷明婧,等.液/固体系中硅藻土对 Pb<sup>2+</sup> 和 Cd<sup>2+</sup> 的吸附机制研究[J].环境工程学报,2012,6(11):4123-128.
- [14] 鲍士旦.土壤农化分析[M].(第三版).北京:中国农业出版社,2008.95-116.
- [15] 孙铁珩,李培军,周启星.土壤污染形成机理与修复技术[M].北京:科学出版社,2005.210-211.
- [16] Cornu J Y, Denaix L. Prediction of zinc and cadmium phytoavailability within a contaminated agricultural site using DGT[J]. Environmental Chemistry, 2006, 3(1): 61-64.
- [17] Sonmez O, Pierzynski G M. Assessment of zinc phytoavailability by diffusive gradients in thin films[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2005, 24(4): 934-941.
- [18] 雷鸣,廖柏寒,秦普丰.土壤重金属化学形态的生物可利用性评价[J].生态环境,2007,16(5):1551-1556.

- [19] 楚文海, 高乃云, 姚娟娟, 等. 重金属Pb(II)污染原水的应急处理工艺研究[J]. 环境科学, 2008, **29**(10): 2841-2845.
- [20] Al-Degs Y, Khraisheh M A M, Tutunji M F, *et al.* Sorption of lead ions on diatomite and manganese oxides modified diatomite [J]. Water Research, 2001, **35**(15): 3724-3728.
- [21] Murathan A, Benli S. Removal of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  and  $\text{Zn}^{2+}$  from aqueous solutions on diatomite via adsorption in fixed bed [J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2005, **14**(6): 468-472.
- [22] 杨宇翔, 陆荣三, 戴安邦. 国产硅藻土结构的研究[J]. 化学学报, 1996, **54**(1): 57-64.
- [23] 肖万生, 陈晋阳, 翁克难, 等. 长白山硅藻土热处理相变及方英石形成机制探讨[J]. 矿物学报, 2005, **25**(1): 20-26.
- [24] 杨宇翔, 吴介达, 王鹏, 等. 硅藻土表面酸性质的研究[J]. 无机化学学报, 1996, **12**(4): 356-361.
- [25] Tsai W T, Lai C W, Hsien K J. Characterization and adsorption properties of diatomaceous earth modified by hydrofluoric acid etching [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2006, **297**(2): 749-754.
- [26] 毛红安, 谢德体, 杨剑虹. 重庆市江津柑橘果园土壤 pH 与盐基饱和度的关系探讨[J]. 土壤通报, 2005, **36**(6): 877-879.
- [27] 朱健, 王平, 李科林, 等. 硅藻土对污染土壤中铅的固定效果及机制的研究[J]. 中国农学通报, 2012, **28**(14): 240-245.
- [28] 戴树桂. 环境化学[M]. (第二版). 北京: 高等教育出版社, 2006. 266-286.
- [29] 孙花, 谭长银, 黄道友, 等. 土壤有机质对土壤重金属积累有效性及形态的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2011, **34**(4): 82-87.
- [30] Covelo E F, Vega F A, Andrade M L. Competitive sorption and desorption of heavy metals by individual soil components [J]. Journal of Hazard Material, 2007, **140**(1-2): 308-315.

## CONTENTS

Editor's comment .....	( 403 )
Risk Assessment and Risk Management of Chemicals in China .....	WANG Tie-yu, ZHOU Yun-qiao, LI Qi-feng, <i>et al.</i> ( 404 )
Application of Land-use Regression Models in Spatial-temporal Differentiation of Air Pollution .....	WU Jian-sheng, XIE Wu-dan, LI Jia-cheng ( 413 )
Ecological Footprint Evolution Characteristics and Its Influencing Factors in China from 2000 to 2010 .....	HUANG Bao-rong, CUI Shu-hong, LI Ying-ming ( 420 )
Pollution Characteristics and Sources of Carbonaceous Aerosol in PM <sub>2.5</sub> During Winter in Guanzhong Area .....	TIAN Peng-shan, CAO Jun-ji, HAN Yong-ming, <i>et al.</i> ( 427 )
Chemical Composition of the Single Particle Aerosol in Winter in Nanning Using SPAMS .....	LIU Hui-lin, SONG Hong-jun, CHEN Zhi-ming, <i>et al.</i> ( 434 )
Correlation Analysis Between Characteristics of VOCs and Ozone Formation Potential in Summer in Nanjing Urban District .....	YANG Xiao-xiao, TANG Li-li, ZHANG Yun-jiang, <i>et al.</i> ( 443 )
Seasonal Dynamics of Airborne Pollens and Its Relationship with Meteorological Factors in Beijing Urban Area .....	MENG Ling, WANG Xiao-ke, OUYANG Zhi-yun, <i>et al.</i> ( 452 )
Mercury Distribution Characteristics and Atmospheric Mercury Emission Factors of Typical Waste Incineration Plants in Chongqing .....	DUAN Zhen-ya, SU Hai-tao, WANG Feng-yang, <i>et al.</i> ( 459 )
Characteristics of Atmospheric Dry and Wet Deposition of Trace Metals in the Hinterland of the Three Gorges Reservoir, China .....	ZHANG Liu-yi, LIU Yuan, QIAO Bao-qing, <i>et al.</i> ( 466 )
Monitoring and Analysis of Stable Isotopes of the Near Surface Water Vapor in Changsha .....	XIE Yu-long, ZHANG Xin-ping, YAO Tian-ci, <i>et al.</i> ( 475 )
Mercury Transport from Glacier to Runoff in Typical Inland Glacial Area in the Tibetan Plateau .....	SUN Xue-jun, WANG Kang, GUO Jun-ming, <i>et al.</i> ( 482 )
Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals in Core Sediments from Lakes of Tibet .....	GUO Bi-xi, LIU Yong-qin, ZHANG Fan, <i>et al.</i> ( 490 )
Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Inflow Rivers to Northeastern Lake Tanganyika .....	YU Cheng, CHEN Shuang, ZHANG Lu ( 499 )
Over One Hundred Year Sediment Record of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Lake Bosten, Xinjiang .....	SHEN Bei-bei, WU Jing-lu, ZHAO Zhong-hua, <i>et al.</i> ( 507 )
Distribution Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Different Environmental Media from Qingbang Island, Zhoushan, China .....	ZHENG Huang, XING Xin-li, GU Yan-sheng, <i>et al.</i> ( 513 )
Transformation of Non-point Source Soluble Nitrogen in Simulated Drainage Ditch .....	LI Qiang-kun, SONG Chang-ji, HU Ya-wei, <i>et al.</i> ( 520 )
Influence of Landscape Heterogeneity on Total Nitrogen Concentration in Zhongtian River Watershed .....	WANG Jing-ping, LI Zhao-fu, LIU Hong-yu, <i>et al.</i> ( 527 )
Nitrogen Release from Sediment Under Dry and Rainy Season Alternation and Its Contribution to N Export from Xiangxi Watershed in Jiangxi Province .....	HAN Ning, HAO Zhuo, XU Ya-juan, <i>et al.</i> ( 534 )
Spatial and Temporal Distributions of Nitrogen and Phosphate in the Chaohu Lake .....	XI Shan-shan, ZHOU Chun-cai, LIU Gui-jian, <i>et al.</i> ( 542 )
Phosphorus Fractions and Release Risk in Surface Sediments of an Agricultural Headwater Stream System in Hefei Suburban, China .....	PEI Ting-ting, LI Ru-zhong, GAO Su-di, <i>et al.</i> ( 548 )
Surface Property and Sorption Characteristics of Phosphorus onto Surface Sediments in Sanggou Bay .....	ZHU Jia-mei, CAO Xiao-yan, LIU Su-mei, <i>et al.</i> ( 558 )
Particle Size Distribution and Pollutant Speciation Analyses of Stormwater Runoff in the Ancient Town of Suzhou .....	LI Huai, WU Wei, TIAN Yong-jing, <i>et al.</i> ( 565 )
Abundance of Toxic and Non-toxic <i>Microcystis</i> sp. in Lake Hongze and Its Correlation with Environmental Factors .....	LI Da-ming, ZHANG Tong-qing, TANG Sheng-kai, <i>et al.</i> ( 573 )
Effect of Charge-Transfer Complex on Ultraviolet-Visible (UV-Vis) Absorption Property of Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) in Waters of Typical Water-Level Fluctuation Zones of the Three Gorges Reservoir Areas .....	JIANG Tao, LIANG Jian, ZHANG Mu-xue, <i>et al.</i> ( 580 )
Influence of pH on Kinetics of Anilines Oxidation by Permanganate .....	WANG Hui, SUN Bo, GUAN Xiao-hong ( 588 )
Effects of EDTA on the Reductive Dechlorination of 2,4-D by Pd/Fe .....	ZHOU Hong-yi, NIE Ya-zhong, CHEN Yong, <i>et al.</i> ( 595 )
Preparation of NiAl-MMO Films Electrode and Its Capacitive Deionization Property .....	WANG Ting, ZHU Chun-shan, HU Cheng-zhi ( 602 )
Competitive Microbial Oxidation and Reduction of Arsenic .....	YANG Ting-ting, BAI Yao-hui, LIANG Jin-song, <i>et al.</i> ( 609 )
Community Characteristics of ANAMMOX Bacteria in Subsurface Flow Constructed Wetland(SSFCW) for Processing of Aquaculture Waster Water .....	ZENG Xian-lei, LIU Xing-guo, WU Zong-fan, <i>et al.</i> ( 615 )
Analysis of Pathogenic Bacteria in Reclaimed Water and Impact of UV Disinfection on the Removal of Pathogenic Bacteria .....	JING Ming, WANG Lei ( 622 )
Analysis of the Microbial Community Structure in Continuous Flow Reactor Enhanced by Heterotrophic Nitrification and Aerobic Denitrification Bacterium <i>Burkholderia</i> sp. YX02 .....	SHAO Ji-lun, CAO Gang, LI Zi-hui, <i>et al.</i> ( 630 )
Comparative Metagenomics of BIOLAK and A <sup>2</sup> O Activated Sludge Based on Next-generation Sequencing Technology .....	TIAN Mei, LIU Han-hu, SHEN Xin ( 638 )
Identification and Nitrogen Removal Characteristics of a Heterotrophic Nitrification-Aerobic Denitrification Strain Isolated from Marine Environment .....	SUN Qing-hua, YU De-shuang, ZHANG Pei-yu, <i>et al.</i> ( 647 )
Removal of AOX and Chroma in Biologically Treated Effluent of Chemical Dyestuff Wastewater with Nanoscale Ni/Fe .....	SHU Xiao-ming, XU Can-can, LIU Rui, <i>et al.</i> ( 655 )
Feasibility of 3BER-S Process for the Deep Denitrification in Synch with the Removal of PAEs from Reclaimed Water .....	XU Peng-cheng, HAO Rui-xia, ZHANG Ya, <i>et al.</i> ( 662 )
Influence of Reaction Time on Titanate Nanomaterials and Its Adsorption Capability for Lead in Aqueous Solutions .....	FAN Gong-duan, CHEN Li-ru, LIN Ru-jing, <i>et al.</i> ( 668 )
Sorption Characteristics of Phenanthrene and 1,1-Dichloroethene onto Reed Straw Biochar in Aquatic Solutions .....	WU Qing-wen, MENG Liang, ZHANG Zhi-hao, <i>et al.</i> ( 680 )
Adsorption Characteristics of Norfloxacin by Biochars Derived from Reed Straw and Municipal Sludge .....	ZHANG Han-yu, WANG Zhao-wei, GAO Jun-hong, <i>et al.</i> ( 689 )
Effect of Seasonal Temperature Increasing on Nitrogen Mineralization in Soil of the Water Level Fluctuating Zone of Three Gorge Tributary During the Dry Period .....	LIN Jun-jie, ZHANG Shuai, LIU Dan, <i>et al.</i> ( 697 )
Effects of Warming and Straw Application on Soil Respiration and Enzyme Activity in a Winter Wheat Cropland .....	CHEN Shu-tao, SANG Lin, ZHANG Xu, <i>et al.</i> ( 703 )
Distribution of Urban Soil Heavy Metal and Pollution Evaluation in Different Functional Zones of Yinchuan City .....	WANG You-qi, BAI Yi-ru, WANG Jian-yu ( 710 )
Differential Effect and Mechanism of <i>in situ</i> Immobilization of Cadmium Contamination in Soil Using Diatomite Produced from Different Areas .....	ZHU Jian, WANG Ping, LIN Yan, <i>et al.</i> ( 717 )
Characteristics of Adsorption Leaching and Influencing Factors of Dimethyl Phthalate in Purple Soil .....	WANG Qiang, SONG Jiao-yan, ZENG Wei, <i>et al.</i> ( 726 )
Cd Runoff Load and Soil Profile Movement After Implementation of Some Typical Contaminated Agricultural Soil Remediation Strategies .....	LIU Xiao-li, ZENG Zhao-xia, TIE Bai-qing, <i>et al.</i> ( 734 )
Concentrations and Component Profiles PAHs in Surface Soils and Wheat Grains from the Cornfields Close to the Steel Smelting Industry in Handan, Hebei Province .....	WU Di, WANG Yi-long, LIU Wei-jian, <i>et al.</i> ( 740 )
Effect of Arbuscular Mycorrhiza (AM) on Tolerance of Cattail to Cd Stress in Aquatic Environment .....	LUO Peng-cheng, LI Hang, WANG Shu-guang ( 750 )
Acute Toxic Effects of Bromate on Aquatic Organisms .....	WANG Zhi-wei, LIU Dong-mei, ZHANG Wen-juan, <i>et al.</i> ( 756 )
Development of Self-assembled Dumbbell-like Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> Micro/nanomaterial for Application in Thermocatalytic Degradation of Polybrominated Biphenyls .....	HUANG Xin-chen, ZONG Gang, LIU Ye-xuan, <i>et al.</i> ( 765 )
Impact of Salinity on Leachate Treatment and N <sub>2</sub> O Releases from Semi-aerobic Aged-refuse Bioreactor .....	LI Wei-hua, SUN Ying-jie, LIU Zi-liang, <i>et al.</i> ( 775 )
Evaluating the Significance of Odor Gas Released During the Directly Drying Process of Sludge: Based on the Multi-index Integrated Assessment Method .....	DING Wen-jie, CHEN Wen-he, DENG Ming-jia, <i>et al.</i> ( 782 )

# 《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军  
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明  
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞  
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2016年2月15日 第37卷 第2期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 2 Feb. 15, 2016

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science ( HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301  
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行