

石灰与生物炭配施对不同浓度镉污染土壤修复

王刚¹, 孙育强², 杜立宇¹, 吴岩¹, 梁成华¹, 王沛文¹, 郭炜辰¹

(1. 沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110866; 2. 河北省土壤肥料总站, 石家庄 050021)

摘要: 通过室内培养试验, 研究生物炭与石灰不同用量配施对镉污染土壤 pH 和镉赋存形态的影响。结果表明, 生物炭与石灰配施能够明显提高污染土壤 pH, 且随着施入量的增加 pH 提升效果显著。随着石灰和生物炭配施用量的增加, 土壤交换态镉降低比例逐渐增大。培养 60 天后, 镉污染浓度为 5 mg/kg 的土壤交换态镉含量同对照处理相比依次减少 36.80%, 49.12% 和 57.38%; 而土壤镉污染浓度为 20 mg/kg 的土壤交换态镉含量较对照相比分别降低 29.27%, 31.68% 和 39.03%。2 个浓度中土壤碳酸盐结合态镉、铁锰氧化物结合态镉和有机结合态镉均有所增加, 残渣态镉虽有所增加, 但在不同浓度之间存在差异。总体来看, 本试验用量条件下, 石灰和生物炭配施对污染浓度为 5 mg/kg 的土壤镉钝化效果优于污染浓度为 20 mg/kg 的土壤。

关键词: 生物炭; 石灰; 镉形态; 污染土壤; pH

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)06-0379-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.06.055

Study on Remediation of Cd-Contaminated Soils with Different Concentrations of Lime and Biochar

WANG Gang¹, SUN Yuqiang², DU Liyu¹, WU Yan¹,

LIANG Chenghua¹, WANG Peiwen¹, GUO Weichen¹

(1. College of Soil and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866;

2. Hebei Soil and Fertilizer Station, Shijiazhuang 050021)

Abstract: Through indoor incubation experiments, the effects of different application rates of biochar and lime on soil pH and cadmium (Cd) form in Cd-contaminated soil were studied. The results showed that the combination of biochar and lime could significantly increase soil pH, and these effects increased significantly with the increasing application amounts. With the increasing application amounts of lime and biochar, the exchangeable Cd decreased gradually. After 60 days of incubation, the exchangeable Cd contents in soil with a Cd concentration of 5 mg/kg was reduced by 36.80%, 49.12%, and 57.38%, respectively, compared with the control. The soil exchangeable Cd contents in the soil containing 20 mg/kg Cd was reduced by 29.27%, 31.68%, and 39.03%, respectively, compared with the control. The carbonate-bound Cd, iron-manganese oxide-bound Cd, and organic-bound Cd were increased in two soils. Although the residual Cd was increased, there were differences among different concentrations. Overall, under the conditions of this experiment, combined application of lime and biochar had better effect on the Cd inactivation in soil with a concentration of 5 mg/kg than that of a soil with a concentration of 20 mg/kg.

Keywords: biochar; lime; cadmium; contaminated soil; pH

近年来,随着我国工农业的发展,土壤镉污染状况越发严重,2014 年《全国土壤污染状况调查公报》^[1]表明,全国土壤总的超标率为 16.1%,其中主要污染物是重金属镉,点位超标率达 7.0%。镉生物毒性极强,具有高移动性和较强的化学活性,在环境中易积累且积累时间长,极易聚集在农作物中,进而对人类身体健康造成

威胁。通过施用土壤改良剂来原位钝化修复重金属污染土壤,可降低土壤镉生物有效性,保障农产品安全,被认为是一种成本较低且行之有效的方法^[2]。

施用石灰是一项古老而传统的酸性土壤改良措施,大约 2 000 年前就已经在农业上使用了^[3]。石灰对作物镉毒害作用具有显著的缓解效果。石灰通过

提高土壤 pH,降低土壤交换性酸和交换性铝含量,从而有效缓解 Al 和其他重金属毒害,增加阳离子交换量,并补充 Ca、Mg 等营养元素以实现对土壤的改良^[4-5]。Uchimiya 等^[6]的研究表明,施用石灰后,土壤中可交换态镉含量显著降低,铁锰氧化物结合态和有机物结合态镉含量显著增加。但是石灰的改良效果并不是很稳定,一经投入到土壤中,便十分迅速的提升了土壤的 pH,引发了主要官能团羟基和羧基与氢氧根离子的反应,在反应过程中产生并促其带上了大量的负电荷,负电荷的增多导致了土壤中的可变电荷总量的增加,这种反应随培养时间的增加而逐渐弱化至结束,从而使土壤 pH 稳定呈现下降趋势,严重影响到其对重金属离子的固定能力,容易解吸下来,修复作用的持久性相对较弱,且石灰呈强碱性,过高的施入量会对植物造成伤害,不利于作物生长^[7]。而生物炭(biochar)是由生物残体在缺氧的情况下,经高温慢热解(通常<700℃)产生的一类难溶的、稳定的、高度芳香化的、富含碳素的固态物质^[8],具有疏松多孔的结构,比表面积巨大,表面带有大量负电荷和较高的电荷密度^[9],并且富含一系列含氧、含氮、含硫官能团,具有很大的阳离子交换量,是一种良好的吸附材料,能够吸附大量可交换态阳离子^[10]。本文拟针对外源镉污染土壤进行研究,旨在了解并掌握生物炭和石灰配施对土壤中重金属形态转化的影响,希望改善石灰在土壤改良修复应用中的不足,为重金属镉污染修复的钝化剂在实际应用及优化提供建议和参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自辽宁省沈阳市于洪区彰驿站镇的耕作层草甸土(0—20 cm),采样时间为 2015 年 6 月。土壤理化性质为:pH 5.03,有机质含量 16.69 g/kg,碱解氮含量 25.4 mg/kg,速效磷含量 7.18 mg/kg,速效钾含量 84.1 mg/kg,全磷含量 0.33 g/kg,全钾含量 5.51 g/kg,全镉含量 0.249 mg/kg。供试石灰为国药集团的分析纯 $\text{Ca}(\text{OH})_2$,pH 12.38,全氮含量 0.02 g/kg,全磷含量 0.004 g/kg,全镉含量 0.16 mg/kg,全铅含量 0.52 mg/kg。供试生物炭来自辽宁省生物炭工程技术研究中心,基本理化性质为:pH 8.49,有机碳含量 437 g/kg,全氮含量 5.50 g/kg,全磷含量 3.90 g/kg,全镉含量 0.03 mg/kg,全铅含量 3.7 mg/kg。

1.2 试验处理

将土壤风干后过 20 目筛,选用由 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5 \text{H}_2\text{O}$ 配制的镉溶液进行污染处理。污染土壤需要稳定平衡 2 周后装入培养盘,在保持田间持水量的 80%和 $(25 \pm 2)^\circ\text{C}$ 条件下培养 2 周。采用室内培养的方法,将磨

碎过 100 目的生物炭和石灰混合(1:1)后按 0.6%,1.2%,2.4%(W/W)的投入量加入已经过污染培养的 2 种不同污染程度的土壤中,镉污染浓度为 5 mg/kg 土壤中的不同处理用 AM1(0.6%)、AM2(1.2%)、AM3(2.4%)表示,镉污染浓度为 20 mg/kg 土壤中的不同处理用 BM1(0.6%)、BM2(1.2%)、BM3(2.4%)表示。设置未添加生物炭和石灰的污染土壤为对照,分别用 ACK、BCK 表示,每个试验处理设置 3 个重复。称取 100 g 经上述处理的土壤样品准确移至 500 mL 培养器皿中,每隔 1 天加去离子水补充土壤水分,在保持田间持水量的 65%左右、 $(25 \pm 2)^\circ\text{C}$ 恒温箱中室温下培养,分别在 7,15,30,60 天取样,测定土壤 pH 和镉形态含量。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 土壤基本理化性质的测定 采用《土壤农化分析》^[11]所提供的方法测定土壤基本理化性质;采用 $\text{HCl}-\text{HNO}_3-\text{HClO}_4$ 消解,火焰原子吸收法测定土壤全镉含量;采用 Tessier 五步连续提取,石墨炉原子吸收法进行土壤镉形态提取。

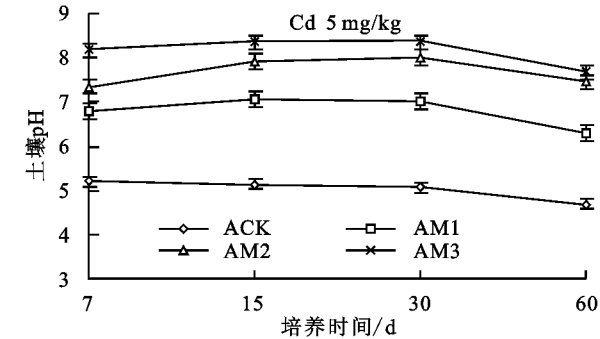
1.3.2 数据分析 试验数据的分析与制图采用 Microsoft Excel 2010 软件,采用 SPSS 22.0 统计软件完成数据显著性检验和相关性分析。

2 结果与分析

2.1 石灰与生物炭配施处理对土壤 pH 的影响

从图 1 可以看出,向土壤中加入重金属离子会导致土壤 pH 降低。这是因为向土壤中加入重金属离子后,其中一部分外源重金属离子可与 CO_3^{2-} 、 SiO_3^{2-} 、 OH^- 等离子结合生成沉淀而使 H^+ 被置换并释放出来,随着培养时间的延长,土壤中可与重金属离子结合生成沉淀的阴离子越来越少,使土壤 pH 稳定下来,最终引起土壤 pH 的降低,这与图 1 中对照处理(ACK、BCK)在整个培养过程中 pH 呈现平稳降低的变化趋势相一致。在镉污染浓度为 5 mg/kg 的污染土壤中,生物炭和石灰配施加入土壤后,培养初期已经明显提高土壤 pH,且随着配施量的增加呈现明显的升高趋势。培养至 60 天,各处理土壤 pH 与培养初期相比有所降低,但同对照处理相比仍明显提高,相应提高的百分比依次为 34.22%,59.47%和 64.06%。在镉污染浓度为 20 mg/kg 的污染土壤中,生物炭和石灰配施处理加入土壤后,在培养初期明显提高土壤的 pH,且随着配施量的增加呈现明显的升高趋势。但与 5 mg/kg 污染浓度土壤存在不同之处,即 BM2 和 BM3 处理在培养初期在生物炭和石灰的共同作用下土壤 pH 均达到 7 以上,随着培养时间的增加,BM1、BM2 处理呈现先增高后降低的趋势,而 BM3 处理呈现平稳降低的趋势。由于土壤污染浓

度较大,重金属镉混入土壤后会增加土壤氢离子含量,而施入生物炭和石灰的量较少,不能很快与土壤中的氢离子完全结合,所以 BM1 处理会呈现一个明显升高又降低的趋势。培养 60 天后,各处理同对照处理相比较,相应提高污染土壤 pH 的百分比依次为 36.75%,49.55%和 67.48%。培养后期,2 个不同镉污染浓度土壤中添加石灰和生物炭的各处理组



pH 均有所降低,但不显著,这主要是因为生物炭的灰分中含 Na、K、Ca、Mg 等的氧化物或碳酸盐,其在水溶液中呈碱性,施入土壤后可提高土壤 pH^[12],且生物炭表面也含有大量盐基离子能与土壤中 Al³⁺、H⁺ 等阳离子发生离子交换作用,使盐基饱和度增加,也能使土壤的 pH 增加^[13],减缓了因石灰引起的土壤 pH 升高后又急剧下降的趋势。

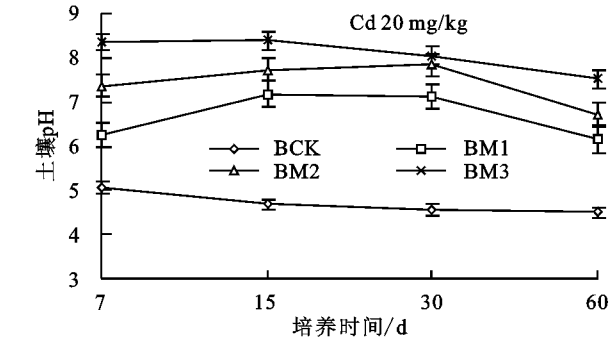


图 1 配施处理对土壤 pH 的影响

2.2 石灰与生物炭配施处理对土壤镉生物有效性的影响

从图 2 可以看出,在污染浓度为 5 mg/kg 的污染土壤中,生物炭和石灰配施加入土壤有效减少了土壤中交换态镉含量,这种效果在培养初期最为明显,且随着施入量的增加,各试验组土壤中交换态镉含量依次减少。整个培养周期对照处理土壤交换态镉含量呈现先升高后降低的趋势,而其余各配施处理均呈现平稳降低的趋势,培养 60 天后各试验组土壤交换态镉含量同对照处理相比,随着施入量的增加依次减少了 36.80%,49.12%和 57.38%。在污染浓度为 20 mg/kg 的污染土壤中,由于污染浓度的增加,配施各处理变化趋势与 5 mg/kg 污染浓度土壤的变化趋势完全不同。对照处理中,土壤交换态镉含量在培养周期内,呈现先升高后降低的趋势,这与 5 mg/kg 污染浓度土壤的变化趋势相一致。而添加生物炭和石灰后,培养初期各处理土壤交换态镉含量同对照处理相比明显减少,且随着施入量的增

加依次减少,随着培养时间的延长各配施处理组均呈现先降低再升高的趋势,这可能与土壤中重金属镉离子较多及吸附—解吸反应的发生有关。培养 60 天后,配施各处理同对照处理相比,随着添加量的增加依次降低土壤交换态镉含量的百分比为 29.27%,31.68%和 39.03%。

生物炭施入土壤中会改善土壤质地,增加土壤 CEC,减少土壤镉交换态向其他形态转化,自身的多孔性、芳香性以及其超大比表面积均有助于其表面对重金属镉的表面吸附;而石灰施入土壤中大幅度改善了污染土壤的 pH,可加强土壤黏粒及土壤有机/无机胶体对重金属离子的吸附能力^[14]。土壤溶液中的 OH⁻ 的增加会使重金属形成氢氧化物沉淀,其中有机质、铁锰氧化物等作为土壤吸附重金属的重要载体,使重金属更加牢固的与之结合,降低土壤中重金属镉的生物可利用性^[15]。可见,土壤在配施改良剂的共同作用下,可以提供更多吸附点位,增强土壤自身离子交换能力,从而影响土壤镉生物有效性。

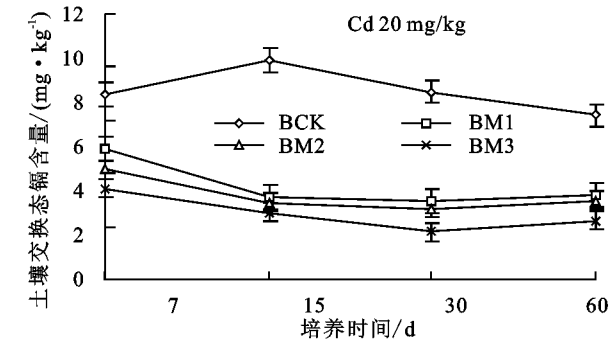
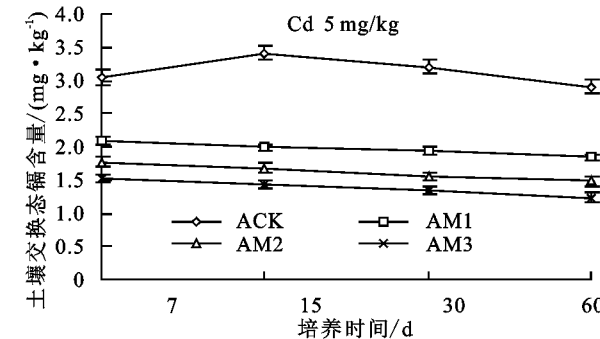


图 2 配施处理对土壤交换态镉含量的影响

2.3 土壤 pH 与可交换态镉相关性分析

土壤 pH 是重金属迁移转化的重要因素^[16-20]。土

壤表面胶体所带负电荷量随土壤 pH 的升高而增加,增强了 Cd²⁺ 的电性吸附。此外,因 pH 升高会释放

土壤溶液中 OH^- , 促使 Cd^{2+} 与 CO_3^{2-} 、 OH^- 等发生沉淀反应, 生成难溶的 CdCO_3 和 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 沉淀, 降低可交换态镉含量。经 SPSS 软件分析验证, 在污染浓度为 5 mg/kg 的污染土壤中, 各处理组土壤交换态镉含量与土壤 pH 的相关系数为 0.935。在污染浓度为 20 mg/kg 的污染土壤中, 土壤交换态镉含量与土壤 pH 的相关系数为 0.890, 二者在 0.01 水平(双侧)均为显著负相关。

2.4 石灰与生物炭配施处理对土壤镉形态转化的影响

Mao^[21] 根据各形态重金属生物利用性的大小将水溶态和可交换态定义为可利用态, 这 2 种形态的重金属元素容易被植物吸收, 碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和有机结合态定义为潜在可利用态, 是可利用态重金属的直接提供者, 残渣态定义为不可利用态。向土壤中添加生物炭和石灰, 对土壤理化性质起到了调节作用的同时也与镉发生了一系列沉淀、吸附和络合反应改变了镉形态, 大大降低了镉在土壤中的可移动性。图 3 为不同污染浓度土壤培养 60 天各处理对土壤中镉形态转化的影响。污染浓度为 5 mg/kg 的土壤培养 60 天后, 土壤镉的赋存形态以交换态为主, 占土壤镉总量的 55.34%, 其次是铁锰氧化物结合态占总量的 19.42%, 残渣态占总量的 14.04%, 碳酸盐结合态和有机结合态含量最少, 依次占总量的 6.75% 和 4.44%。培养 60 天后, 污染土壤中交换态镉含量明显减少向其他各形态转化, 且随着施入量的增加有明显的变化趋势, AM1、AM2 和 AM3 中土壤交换态镉含量占土壤镉总量的 33.75%, 27.17% 和 22.76%, 碳酸盐结合态随着施入量的增加依次升高, 占土壤镉总量的 9.59%, 15.16% 和 18.63%。残渣态镉含量均高于对照处理, 分别占土壤镉总量的 24.96%, 26.28% 和 28.84%。污染浓度为 20 mg/kg 的土壤培养 60 天后, 空白处理污染土壤中镉主要以交换态存在占总量的 50.38%, 其次是铁锰氧化物结合态占总量的 22.47%, 残渣态占总量的 12.31%, 碳酸盐结合态和有机结合态含量最少, 依次占总量的 10.38% 和 4.46%。污染土壤中配施各处理交换态镉含量明显减少, 随着施入量的增加土壤交换态镉含量依次占土壤镉总量的 35.3%, 34.1% 和 30.43%。碳酸盐结合态镉含量依次增加占土壤镉总量的 13.41%, 14.64% 和 15.22%。铁锰氧化物结合态镉含量依次增加占土壤镉总量的 31.82%, 32.68% 和 35.10%。有机结合态镉含量除了 BM1 处理高于对照处理占土壤镉总量的 5.64%, 其余各处理均低于对照处理, 分别占土壤镉总量的 3.68% 和 3.31%。残渣态镉含量均高于对照处理, 分别占土壤镉总量的 13.84%, 14.90% 和 15.95%。

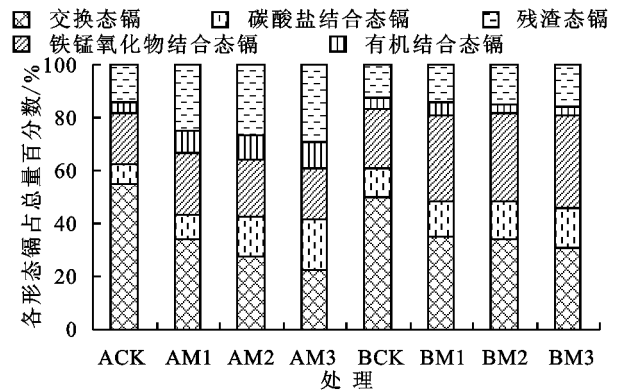


图 3 配施处理对土壤镉形态转化的影响

2 种污染土壤中施入配施改良剂后, 均有降低土壤交换态镉含量的作用, 并促使其向其他形态转化。这主要是因为石灰和生物炭的加入更显著地提高了土壤 pH, 使土壤溶液中的 H^+ 、 Fe^{3+} 、 Al^{3+} 、 Mn^{2+} 浓度减小, 与重金属镉竞争吸附能力减弱。生物炭表面积巨大, 本身含有大量含氧官能团, 具有很大的阳离子交换量, 能吸附大量可交换态阳离子, 增强了对镉的吸附, 从而降低了镉的有效性。但从总体上看, AM1、AM2、AM3 处理组与 BM1、BM2、BM3 相比, 改良效果显著, 交换态镉含量显著减少, 残渣态镉含量显著增加。这主要是因为改良剂用量不仅影响着土壤理化性质, 同时也影响改良剂对重金属污染土壤的改良效果^[22]。在未来的研究中, 对于改良剂性质及施入量对重金属污染土壤物理化学性质和重金属形态转化的影响需要更加深入的研究, 以便筛选出最为合适的土壤重金属修复材料。

3 结论

(1) 在不同污染浓度土壤中, 施用配施改良剂均可显著影响土壤 pH, 且随着配施量的增加呈现明显的升高趋势。而在整个培养过程中, BM1 和 BM2 的土壤 pH 变化呈现明显的先升高后降低趋势, BM3 处理呈现平稳降低的趋势。

(2) 施入配施改良剂能有效降低土壤中可交换态镉含量, 不同浓度各处理组中可交换态镉含量与土壤 pH 呈极显著负相关关系。

(3) 施入配施改良剂显著改变土壤中镉形态, 使可利用态镉向潜在可利用态和不可利用态转化。分析各组变化量可知, 针对不同程度镉污染土壤确定相对适宜添加量的改良剂, 土壤中残渣态镉含量显著升高, 说明两者结合使用能更好地固定土壤中的镉, 降低镉的生物有效性, 从而降低重金属镉对农作物和人体的危害。

参考文献:

- [1] 朱德强, 梁成华, 杜立宇, 等. 含方解石物质对土壤镉赋存形态的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1): 326-330.

- [2] 谢飞,梁成华,孟庆欢,等.添加天然沸石和石灰对土壤镉形态转化的影响[J].环境工程学报,2014,8(8):3505-3510.
- [3] 陈远其,张煜,陈国梁,等.石灰对土壤重金属污染修复研究进展[J],生态环境学报,2016,25(8):1419-1424.
- [4] 崔红标,范玉超,周静,等.改良剂对土壤铜镉有效性和微生物群落结构的影响[J].中国环境科学,2016,36(1):197-205.
- [5] Hong C O, Gutierrez J, Yun S W, et al. Heavy metal contamination of arable soil and corn plant in the vicinity of a zinc smelting factory and stabilization by liming[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, 56(2):190-200.
- [6] Uchimiya M, Lima I M, Klasson K T, et al. Immobilization of heavy metallons (Cu II, Cd II, Ni II, and Pb II) by broiler litter-derived biochars in water and soil[J]. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 2010, 58(9):5538-5544.
- [7] 杜彩艳,木霖,王红华,等.不同钝化剂及其组合对玉米 (*Zeamays*) 生长和吸收 Pb、Cd、As、Zn 影响研究[J]. 农业环境科学学报. 2016, 35(8):1515-1522.
- [8] 李力,刘娅,陆宇超,等.生物炭的环境效应及其应用的研究进展[J].环境化学,2011,30(8):411-421.
- [9] Laird D, Fleming P, Wang B, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil [J]. Geoderma, 2010, 158(3/4):436-442.
- [10] 张丽,侯萌瑶,安毅,等.生物炭对水稻根际微域土壤 Cd 生物有效性及水稻 Cd 含量的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(4):665-671.
- [11] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.
- [12] 吴岩,杜立宇,梁成华,等.生物炭与沸石混施对不同污染土壤镉形态转化的影响[J].水土保持学报,2018,32(1):286-290.
- [13] Zwieten V L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. Plant and Soil, 2010, 327(1/2):235-246.
- [14] 王期凯,郭文娟,孙国红,等.生物炭与肥料复配对土壤重金属镉污染钝化修复效应[J].农业环境科学学报,2015,32(6):583-589.
- [15] 李明瑶,张妍,杜立宇,等.生物炭与沸石混施对土壤镉形态转化的影响[J].水土保持学报,2014,28(3):248-252.
- [16] Lim A P, Ahmad Z A. A review on economically adsorbents on heavy metals removal in water and waste water[J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2014, 13(2):163-181.
- [17] Sayed Y K, Pouray B, Elham A. *Cerastoderma lamarki* shell as a natural, low cost and new adsorbent to removal of dye pollutant from aqueous solutions: Equilibrium and kinetic studies[J]. Ecological Engineering, 2016, 88:82-89.
- [18] Chowdhury S, Papita S. Sea shell powder as a new adsorbent to remove Basic Green 4 (Malachite Green) from aqueous solutions: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies[J]. Chemical Engineering Journal, 2010, 164(1):168-177.
- [19] Shi W Y, Shao H B, Li H, et al. Progress in the remediation of hazardous heavy metal polluted soils by natural zeolite [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 170(1):1-6.
- [20] 刘清,王子健,汤鸿霄.重金属形态与生物毒性及生物有效性关系的研究进展[J].环境科学,1996,17(1):89-92.
- [21] Mao M Z. Speciation of metals in sediments along the Le an river [R]. CEREP Final Report. France: Imprimerie Jouve Mayenne, 1996:55-57.
- [22] 高译丹,梁成华,裴中健,等.施用生物炭和石灰对土壤镉形态转化的影响[J].水土保持学报,2014,28(2):258-261.

(上接第 378 页)

- [18] Shu S, Yuan L Y, Guo S R, et al. Effects of xogenous spermine on chlorophyll fluorescence, antioxidant system and ultrastructure of chloroplasts in *Cucumis sativus* L. under salt stress[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2013, 63(7):209-216.
- [19] 张艳艳,刘俊,刘友良.一氧化氮缓解盐胁迫对玉米生长的抑制作用[J].植物生理与分子生物学学报,2004,30(4):455-459.
- [20] 周艳,刘慧英,王松,等.外源 GSH 对盐胁迫下番茄幼苗生长及抗逆生理指标的影响[J].西北植物学报,2016,36(3):515-520.
- [21] 阮海华,沈文彪,刘开力,等.外源一氧化氮供体对盐胁迫下小麦幼苗叶片谷胱甘肽抗氧化酶系统的影响[J].作物学报,2005,31(9):1144-1149.
- [22] Zhou Y, Wen Z L, Zhang J W, et al. Exogenous glutathione alleviates salt-induced oxidative stress in tomato seedlings by regulating glutathione metabolism, redox status, and the antioxidant system[J]. Science Hort, 2017, 220(4):90-101.
- [23] 李金亭,张元昊,郭晓双,等.吡啶丁酸对怀牛膝幼苗生长及谷胱甘肽抗氧化酶系统的影响[J].河南师范大学学报(自然科学版),2014,42(3):105-108.
- [24] 李晓云,王秀峰,吕乐福,等.外源 NO 对铜胁迫下番茄幼苗根系抗坏血酸-谷胱甘肽循环的影响[J].应用生态学报,2013,24(4):1023-1030.
- [25] 孙德智,杨恒山,彭靖,等.外源 SA 和 NO 对 NaCl 胁迫下番茄幼苗生长、光合及离子分布的影响[J].生态学报,2014,34(13):3519-3528.