

烟秆炭修复重金属污染土壤的效应及对烟草生长的影响

张建云¹, 吴胜春^{1,2}, 王敏艳³, 单胜道⁴, 曹志洪⁵, 张进^{1,2,4}

(1. 浙江农林大学 环境与资源学院, 浙江 杭州 311300; 2. 浙江农林大学 浙江省土壤污染生物修复重点实验室, 浙江 杭州 311300; 3. 浙江农林大学 暨阳学院, 浙江 诸暨 311800; 4. 浙江科技学院 生态环境研究院, 浙江 杭州 310023; 5. 中国科学院 南京土壤研究所, 江苏 南京 210008)

摘要: 为了评估烟秆炭修复重金属污染土壤上种植烟草 *Nicotiana tabacum* 的可行性, 以烟秆炭作为土壤修复剂, 以重金属污染土壤为研究对象, 利用盆栽实验研究了不同烟秆炭施加量(0, 20, 40, 80 g·kg⁻¹)对重金属污染土壤肥力、重金属生物有效性、土壤酶活性指数及烟草产量、烟叶重金属质量分数的影响。结果表明: 施用烟秆炭可以显著提高重金属污染土壤 pH 值、土壤肥力和土壤酶综合活性指数, 显著降低污染土壤重金属生物有效性。与对照相比, 添加 80 g·kg⁻¹ 的烟秆炭对土壤肥力的改善、酶活性指数的提升和对土壤中镉的钝化效果最好, 土壤有机质和有效磷质量分数分别显著 ($P<0.05$) 提高了 2.0 倍和 3.4 倍, 土壤酶指数显著提升了 24.8%; 但施用施加 40 g·kg⁻¹ 的烟秆炭已能使铜、铅的钝化效果达到最佳, 与对照相比分别显著 ($P<0.05$) 下降了 33.7% 和 29.5%。另一方面, 施用烟秆炭能显著 ($P<0.05$) 增加烟草有效叶数和叶片的宽度, 烟叶鲜质量在炭施加量为 40 g·kg⁻¹ 时达到最高, 比对照显著 ($P<0.05$) 提高了近 50.0%, 同时烟叶中铜、镉质量分数降至最低。综合分析当烟秆炭施加量为土壤总质量的 4% 时, 其对重金属污染土壤的修复效果最好。因此, 利用烟秆制成的生物质炭修复重金属污染土壤种植烟草是可行的。图 3 表 4 参 40

关键词: 土壤学; 生物质炭; 烟秆炭; 土壤修复; 重金属生物有效性; 氧化还原酶活性; 烟草产量

中图分类号: S153.6 **文献标志码:** A **文章编号:** 2095-0756(2018)04-0674-10

Tobacco stalk biochar in heavy metal contaminated soil amendments with tobacco production

ZHANG Jianyun¹, WU Shengchun^{1,2}, WANG Minyan³, SHAN Shengdao⁴, CAO Zhihong⁵, ZHANG Jin^{1,2,4}

(1. School of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China; 2. Key Laboratory of Soil Contamination Bioremediation of Zhejiang Province, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, Zhejiang, China; 3. Jiyang College, Zhejiang A&F University, Zhuji 311800, Zhejiang, China; 4. Institute of Eco-Environmental Research, Zhejiang University of Science and Technology, Hangzhou 310023, Zhejiang, China; 5. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, Jiangsu, China)

Abstract: To assess the impacts of tobacco stalk biochar on tobacco (*Nicotiana tabacum*) growth and leaf yield, soil properties and metal immobilization in soil, and non-bioavailability to plants in a soil contaminated with Cu, Pb, and Cd, a pot experiment with biochar application rates of 0, 20, 40, and 80 g·kg⁻¹ was conducted in Pingshan Experimental Ground in Zhejiang A&F University in 2016. And the biochar was mixed with 4 kg soil filled into plastic pots in a randomized design with 4 replications per treatment. Results compared to the control with no biochar additions, showed increases in soil pH, soil fertility, and soil enzyme activity indices as

收稿日期: 2017-07-06; 修回日期: 2017-08-09

基金项目: 浙江省重大科技专项重点农业项目(2015C02037); 浙江省自然科学基金资助项目(LQ17B070001); 浙江省科技厅公益技术研究项目(2015C33050); 浙江省高等学校国内访问学者教师专业发展项目(FX2015045)

作者简介: 张建云, 从事农业废弃物资源化利用研究。E-mail: 397017925@qq.com。通信作者: 张进, 副教授, 博士, 从事生物质废弃物资源化及其环境行为和环境效应研究。E-mail: jzhang@zafu.edu.cn

well as a decrease in soil heavy metal bioavailability with increasing application of biochar from $20 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ to $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. With a biochar application rate to the soil of $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, content of soil organic matter and soil available P increased significantly ($P < 0.05$) (2.0 and 3.4 times, respectively), and the geometric mean of enzyme activities (GMea) also significantly increased ($P < 0.05$) (24.8%). Additionally, $40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ of biochar added to the soil led to the highest immobilization effect with decreases on Cu (33.7%) and Pb (29.5%) in the soil. Furthermore, with addition of biochar to the soil both number of tobacco leaves and foliar biomass increased significantly ($P < 0.05$). With a biochar application rate of $40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ to the soil, foliar fresh biomass was highest at nearly 50% higher than the control. At the same application rate of biochar to soil ($40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), Cu and Cd concentrations in tobacco leaves significantly decreased ($P < 0.05$) to the lowest level. Thus, it may be feasible to use biochar derived from tobacco stalk waste to remediate metal-contaminated soils which can then be re-used for tobacco cultivation, and based on this study, 4% would be a suitable application rate for the biochar. [Ch, 3 fig. 4 tab. 40 ref.]

Key words: soil science; biochar; tobacco stalk biochar; soil remediation; heavy metals bioavailability; soil enzymes activities; tobacco production

烟草 *Nicotiana tabacum* 是中国重要的经济作物之一。中国烟草种植面积高达 100 万 hm^2 ，烟叶产量达 450~500 万 $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$ ，其中烟秆产量约为 150 万 $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$ [1]，由于管理比较粗犷，烟叶收获后大量烟秆被堆砌焚烧，不仅造成农林秸秆资源的巨大浪费，且焚烧产生的烟气对大气环境造成了严重影响。另一方面，有研究发现，中国部分烟草种植区土壤受到了不同程度的重金属污染，如贵阳和安顺镉的单项污染指数分别为 1.581 和 1.103 [2]，当烟叶中含有过量重金属时，抽吸过程中，重金属会以气溶胶或金属氧化物的形式通过主流烟气进入人体，造成潜在危害 [3]；此外，连作会使重茬种植后的烟草生长迟缓、植株矮小、产量品质降低、土传病虫害加重等现象 [4-5]，严重影响当地烟农的经济收益。因此，寻找一种既能解决烟秆有效利用，同时又能降低土壤重金属生物有效性，并能提高重金属污染烟田经济价值的方法尤为重要。生物质炭是富含碳的生物质在缺氧或者无氧的条件下通过高温裂解或者不完全燃烧，生成的一种含碳量大、孔隙结构复杂的固体物质 [6-7]。近年来，有研究表明：生物质炭可以提高土壤肥力 [8]，降低二氧化碳排放量 [9]；其含有的高比表面积、孔隙结构、碱性阳离子和官能团，对重金属有良好的修复作用 [10]；还可以改善土壤团聚体、降低土壤容重 [11]，促进土壤微生物活性 [12]，提高土壤酶活性 [13]。因此，生物质炭资源化利用不仅是低端农林废物如烟秆高值化利用的新技术途径，也是土壤学、环境科学、生态学等专业领域研究的一个重大热点。本研究利用贵州省毕节地区烟叶收获后的废弃烟秆制备成的烟秆炭改良重金属污染土壤，进行烟草种植试验，主要考察①烟秆炭对重金属污染土壤理化性质的影响；②烟秆炭对重金属污染土壤金属有效性的影响；③烟秆炭对烟叶生产及重金属质量分数的影响。希望通过本试验研究，为烟秆废弃物的炭化资源化再生使用及重金属污染土壤的修复利用提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

供试土壤采自浙江富阳朱家坞一块重金属复合污染水稻田。该采样点受到周边铜冶炼小作坊废水直排和大气沉降污染，因长期施用石灰，呈弱碱性。采样时取 0~20 cm 的表层土，带回实验室后剔除植物根系等杂物，风干后混匀、磨碎、过 2 mm 尼龙筛备用。实验用生物质炭是以贵州毕节地区烟叶收获后的废弃烟秆为原料在 $600 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 下热裂解 1 h 制成，炭化后的产物过 2 mm 筛储备待用。土壤样品碱解氮、有效磷、有机质分别为 132.67 ， 13.31 ， $63 \text{ } 600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，pH 值为 pH 7.68，铜、铅、镉分别为 296.66 ， 5.91 ， $291.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。烟秆炭的总氮、炭、氢、硫分别为 20.1 ， 597.5 ， 32.6 ， $3.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，pH 10.51，铜、镉、铅分别为 38.16 ， 1.33 ， $6.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，比表面积为 $368.92 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ，孔隙度为 $0.30 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ ，孔径大小为 3.71 nm^{-1} 。

1.2 试验设计

盆栽试验在浙江农林大学温室大棚进行。用土 $4.0 \text{ kg} \cdot \text{盆}^{-1}$ ，烟秆炭用量按 0(对照 TB_0)，20, 40, 80 g

$\text{kg}^{-1}[m(\text{炭}):m(\text{土})]$ 计算施入(分别以 TB_{20} , TB_{40} , TB_{80} 计), 重复 4 次·处理⁻¹。随机区组排列, 并且隔 15 d 调换 1 次以保证每盆烟草苗生长受外界环境条件的影响基本一致。基肥选择硝酸铵、过磷酸钙和硫酸钾, 用量分别为 0.30, 0.80 和 0.30 $\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$, 将基肥与土壤、烟秆炭充分混匀后装入塑料桶中(高 32 cm, 直径 21 cm)。烟草种植采用直播方式, 于 2016 年 3 月 27 日播种, 苗高至 10 cm 时间苗, 留长势一致的烟苗 1 株·盆⁻¹。试验期间每天为每盆植物补充蒸馏水, 使土壤含水量保持在田间最大持水量的 65% 左右。盆栽试验于 8 月 6 日结束。

1.3 样品采集

植物样的采集: 先采收烟叶, 然后将植株连根拔起, 带回实验室区分根系和地上部, 充分漂洗干净, 待水珠自然风干后称量各部位鲜质量, 然后装入牛皮纸袋 105 $^{\circ}\text{C}$ 杀青 30 min, 60 $^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒量, 用植物粉碎机(CS-700, 中国)粉碎后过 0.125 mm 筛, 装入塑料封口袋中保存待测。

土壤样的采集: 用环刀(长 40 cm, 直径 1 cm)按梅花采样法采集盆栽土壤, 采样约 500 $\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$, 充分混匀后带回实验室阴干, 用行星式球磨机(QM-3SP04-1, 中国)磨碎后过 0.125 mm 筛, 转入塑料封口袋中保存待测。

1.4 样品分析

土壤 pH 值采用酸度计(FE20, 中国)测定 [$m(\text{土}):m(\text{水})=1.0:2.5$]; 有效磷测定采用 Olsen 法, 经过 0.5 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 碳酸氢钠(NaHCO_3)浸提 [$m(\text{土}):m(\text{水})=1:20$], 比色法测定; 有机碳采用低温外热重铬酸钾氧化-比色法^[14]。

土壤重金属有效态提取采用二乙三胺五乙酸(DTPA)浸提法 [$m(\text{土}):m(\text{水})=1:20$], 重金属质量分数用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, Prodigy 7, 美国)测定^[15]。烟叶中重金属质量分数采用硝酸(HNO_3)消解, ICP-OES 测定^[15]。测定过程分别采用土壤(GBW07447)和植物标准物质(GBW10012)进行质量控制。

土壤脲酶的测定采用苯酚钠-次氯酸钠比色法; 碱性磷酸酶采用磷酸苯二钠比色法, 缓冲液选柠檬酸缓冲液(pH 7.0); 脱氢酶采用 TTC 分光光度法。为衡量土壤酶综合活性值, 对土壤氧化还原酶活性求取集合平均数, 计算公式为: $G_{\text{Mea}} = \sqrt[3]{\text{脲酶活性} \times \text{脱氢酶活性} \times \text{碱性磷酸酶活性}}$ ^[16]。

烟秆炭碳、氮、氢和硫质量分数用元素自动分析仪(Vario EL III, 德国)测定。炭比表面积由比表面积及孔隙度分析仪(SI-MP-10, 美国)测定。烟秆炭官能团由傅里叶变换近红外光谱仪(FT-IR, IR Prestige 21, 日本)测定。

1.5 数据分析

应用 SPSS 17.0 进行数据统计分析, 采用单因素方差分析和 Duncan's 多重比较评价不同处理对土壤 pH 值、有效磷、碱解氮质量分数和有效态重金属质量分数等指标影响的显著性。采用 Person 法分析重金属有效性与土壤理化性质之间的相关性。应用 Origin 8.5 和 Excel 软件作图。

2 结果与分析

2.1 烟秆炭的基本性状

烟秆炭主要成分是碳($\approx 60\%$), 含有少量的氮、氢、硫, pH 10.51, 呈碱性, 比供试土壤高 2.83 个单位。烟秆炭比表面积(BET)高达 368.92 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, 与稻草炭(500 $^{\circ}\text{C}$ 裂解 30 min, 比表面积为 29.97 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)^[17] 和死猪炭(800 $^{\circ}\text{C}$ 裂解 1 h, 比表面积为 29.15 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)^[18] 相比有较高的比表面积, 能为金属离子提供更多的吸附点位。由图 1 可知: 生物质炭表面含有丰富的芳香族和脂肪族官能团^[19], 这些含氧官能团决定了生物质炭具有亲水、疏水性, 并增强其对酸碱的缓冲能力, 也是土壤 pH 升高的关键因素。

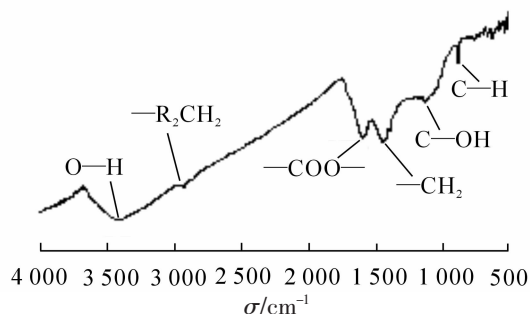


图 1 烟秆炭 FT-IR 表征

Figure 1 FT-IR characterization of the tobacco stalk biochar

2.2 不同烟秆炭施用量对土壤 pH 值及养分质量分数的影响

表 1 显示：施用烟秆炭可以显著提高土壤 pH 值，且随着炭施加量的增加，土壤 pH 值显著提高。其中处理 TB₈₀ 效果最为显著，与对照相比土壤 pH 显著提高了 0.38 个单位。土壤有机质的变化趋势与 pH 值一致(表 1)，但土壤溶解性有机碳质量分数只有在烟秆炭施加量增加到 80 g·kg⁻¹ 时，才呈现显著性提高(23.4%)。

另外，施用一定数量的烟秆炭也能显著增加土壤碱解氮和有效磷质量分数(表 1)。与对照相比，施加 20 g·kg⁻¹ 烟秆炭对土壤碱解氮和有效磷质量分数提高不明显；当施加量增加到 40 g·kg⁻¹ 时，土壤有效磷质量分数显著提高，当增加到 80 g·kg⁻¹ 时，土壤有效磷比 40 g·kg⁻¹ 时又增加了约 60.0%；但只有将烟秆炭施加量提高到 80 g·kg⁻¹ 时，与对照相比土壤碱解氮质量分数才显著增加(20.0%)。

表 1 不同处理下土壤 pH 值和养分质量分数

Table 1 Soil pH and nutrient contents under different treatments					
处理	pH 值	$w_{\text{有机质}}/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w_{\text{水溶性碳}}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w_{\text{有效磷}}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w_{\text{碱解氮}}/(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$
TB ₀	7.76 ± 0.06 d	29.73 ± 2.74 d	222.76 ± 16.58 b	19.71 ± 3.38 c	0.10 ± 0.003 bc
TB ₂₀	7.85 ± 0.03 c	39.38 ± 2.46 c	228.51 ± 22.21 b	27.10 ± 7.66 c	0.11 ± 0.006 c
TB ₄₀	7.97 ± 0.04 b	47.43 ± 7.11 b	231.26 ± 24.88 b	42.80 ± 6.76 b	0.12 ± 0.005 ab
TB ₈₀	8.14 ± 0.05 a	60.08 ± 4.97 a	274.96 ± 15.49 a	67.50 ± 8.74 a	0.12 ± 0.008 a

说明：TB₀ 为对照，英文小写字母代表同列不同处理间的显著性差异水平($P<0.05$)

2.3 不同烟秆炭施用量对土壤重金属有效态质量分数的影响

土壤重金属有效态主要指植物有效态，它与重金属形态关系密切^[20]。中国现行土壤重金属有效态的提取采用二乙三胺五乙酸(DTPA)浸提法[NY/T 890-2004]。从图 2 可见：施加烟秆炭能显著降低土壤中铜、镉和铅的有效态质量分数，但不同施用量对 3 种重金属的钝化效果表现不同。以土壤施加 40 g·kg⁻¹ 的烟秆炭为分界点，施用 20 g·kg⁻¹ 烟秆炭就能显著降低土壤有效态铜、铅和镉质量分数，与对照相比分别下降了 16.6%，18.7%和 19.6%；增加炭的施用量至 40 g·kg⁻¹，土壤中有效态镉质量分数并没有持续降低，而铜和铅又显著降低了 20.5%和 13.2%；再提高烟秆炭的施用量至 80 g·kg⁻¹，并不能继续降低土壤 DTPA 可提取态铜和铅的质量分数，但是镉质量分数却显著降低了 26.7%。

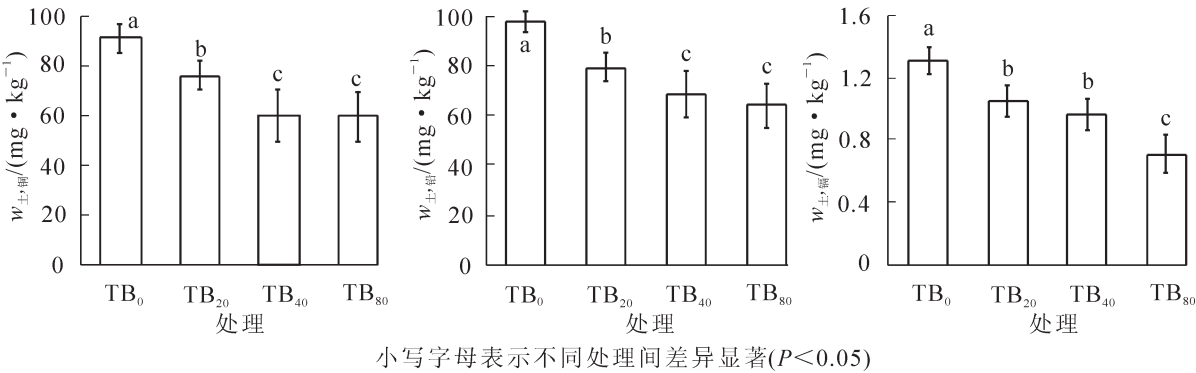


图 2 不同处理下 DTPA 有效态土壤重金属

Figure 2 Concentrations of the DTPA extractable heavy metals in soils under different treatments

2.4 不同烟秆炭施用量对土壤酶活性的影响

土壤酶参与碳、氮、磷、硫等各类物质的循环，是土壤新陈代谢的重要物质。土壤酶活性是反映土壤肥力和质量的重要指标。从表 2 可知：土壤中施加烟秆炭会显著降低脱氢酶的活性，而一定数量的烟秆炭能显著提高土壤脲酶和磷酸酶活性。

具体讲，土壤施加 20 g·kg⁻¹ 烟秆炭，脲酶活性显著提高了 19.6%，但将烟秆炭的施用量增加到 40 g·kg⁻¹，并没有继续提高土壤脲酶活性(表 2)，只有将施用量增加到 80 g·kg⁻¹ 时，土壤脲酶活性才显著又提高了 21.0%，与对照相比约显著提高了 50%。土壤施加 20 g·kg⁻¹ 或 40 g·kg⁻¹ 的烟秆炭，并不能显著提高土壤磷酸酶活性，但将炭的施用量提高到 80 g·kg⁻¹ 时，土壤磷酸酶活性与对照相比显著提高了 2

倍多。但是施加 80 g·kg⁻¹ 烟秆炭, 土壤磷酸酶活性与施加 20 和 40 g·kg⁻¹ 烟秆炭的土壤磷酸酶活性对比没有显著性差异。烟秆炭的施用会降低土壤脱氢酶的活性, 不同比例烟秆炭施用对土壤脱氢酶活性也没有显著性差异。

表 2 不同烟秆炭使用量对土壤酶活性的影响

Table 2 Effects of tobacco stalk biochar on soil enzymes activities under different application rates				
处理	脲酶/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	碱性磷酸酶/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	脱氢酶/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	土壤酶综合活性值
TB ₀	13.83 ± 0.41 c	0.67 ± 0.52 b	0.36 ± 0.08 a	1.49 c
TB ₂₀	16.54 ± 1.75 b	0.96 ± 0.72 ab	0.25 ± 0.12 b	1.58 b
TB ₄₀	16.93 ± 3.81 b	0.97 ± 0.74 ab	0.23 ± 0.04 b	1.56 b
TB ₈₀	20.49 ± 3.06 a	1.50 ± 1.12 a	0.21 ± 0.03 b	1.86 a

说明: 英文小写字母表示同列不同处理间的显著性差异水平($P<0.05$)

因此, 不同烟秆炭施用量处理对土壤酶活性综合性指标的影响效果为 TB₈₀>TB₄₀=TB₂₀>TB₀。综上所述, 处理 TB₈₀ 对土壤酶活性影响最为显著。

2.5 土壤理化性质对土壤重金属有效态的影响

由于重金属本身的化学性质各异且在土壤中存在的形态也不同, 土壤理化性质对重金属有效态质量分数影响各不相同。从表 3 中可知: 烟秆炭施用量与铜、铅有效态质量分数呈负相关关系, 其中与镉呈显著负相关关系, 说明烟秆炭施用量对降低有效态镉效果更好。土壤基本理化性质如 pH 值和有机质、水溶性碳、碱解氮和有效磷质量分数与土壤有效态重金属铜、镉、铅均呈负相关关系。土壤有机质质量分数与有效态镉呈极显著负相关关系, pH 值、有效磷质量分数与有效态镉呈显著负相关性, 表明土壤有机质对镉的钝化作用比土壤 pH 值、有效磷质量分数大。有效态铅与有效态铜呈显著正相关性, 表明土壤中铜与铅具有伴生性关系^[21]。

表 3 土壤重金属有效态与烟秆炭施用量及土壤理化性质的相关性分析

Table 3 Correlation between soil DTPA-extractable heavy metals and soil physical and chemical properties								
	炭施用量	有效磷	水溶性碳	有机质	pH 值	碱解氮	镉	铅
铜	-0.88	-0.86	-0.66	-0.92	-0.90	-0.74	0.91	0.99*
镉	-0.98*	-0.96*	-0.89	-0.99**	-0.98*	-0.81	1.00	0.95
铅	-0.90	-0.871	-0.71	-0.94	-0.92	-0.71	0.95	1.00

说明: * 表示 $P<0.05$ (双尾检测); ** 表示 $P<0.01$ (双尾检测)

2.6 不同烟秆炭施用量对烟草生长及烟叶重金属质量分数的影响

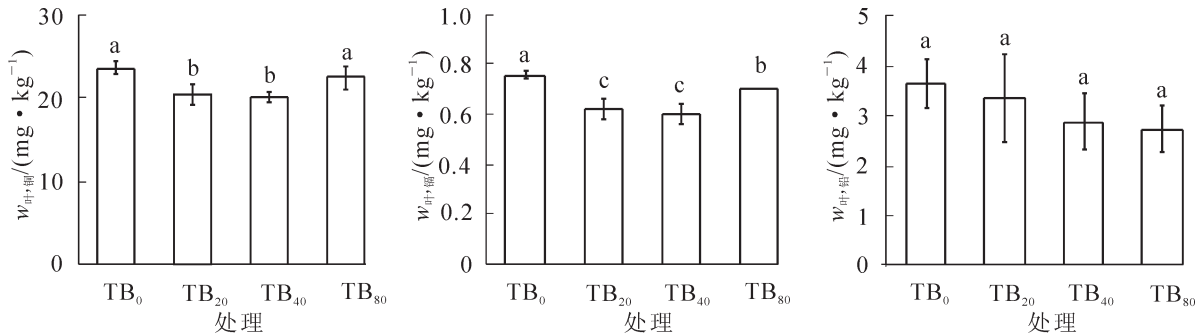
由表 4 可见: 施用烟秆炭对烟草生长各农艺指标影响各异。土壤施加烟秆炭能显著增加烟草有效叶数和叶片的宽度, 但不同比例炭施用量对烟草株高和叶片的长度并没有显著影响。不同的是, 烟叶鲜质量随生物炭施用量的增加而显著增加。20, 40 和 80 g·kg⁻¹ 的烟秆炭施用量收获的烟叶鲜质量分别比对照显著提高了 45.0%, 47.1% 和 61.2%。

烟叶是烟草的重要经济部位, 叶片中重金属质量分数是衡量烟叶品质的重要指标。从图 3 可见: 土壤添加一定量的烟秆炭可以显著降低烟叶中重金属质量分数, 其中铜和镉的变化趋势相似。在土壤施加 20 g·kg⁻¹ 的烟秆炭时, 叶片中铜和镉的质量分数比对照(无烟秆炭添加)显著降低了 13.6% 和 18.4%; 烟秆炭施用量增加到 40 g·kg⁻¹ 时, 与 20 g·kg⁻¹ 相比, 烟叶中铜、镉的质量分数没有显著变化; 但当烟秆

表 4 不同烟秆炭施用量对烟草农艺指标的影响

Table 4 Effects of different tobacco biochar application rates on agronomic indexes of tobacco stems					
处理	茎高/cm	有效叶数/片	叶宽/cm	叶长/cm	鲜叶质量/g
TB ₀	87.25 ± 3.20 a	15.00 ± 0.00 b	16.00 ± 1.41 b	36.25 ± 2.36 a	85.00 ± 10.98 c
TB ₂₀	95.75 ± 5.56 a	16.25 ± 0.96 a	19.75 ± 2.22 a	41.00 ± 4.08 a	119.00 ± 11.05 b
TB ₄₀	94.00 ± 8.37 a	16.25 ± 0.96 a	22.25 ± 3.77 a	40.00 ± 3.46 a	125.00 ± 10.07 ab
TB ₈₀	95.75 ± 4.35 a	16.25 ± 0.50 a	20.38 ± 1.10 a	41.13 ± 1.93 a	137.00 ± 5.72 a

说明: 同列数字后面英文小写字母表示不同处理间差异性水平($P<0.05$)



小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)

图 3 不同处理对烟叶中重金属的影响

Figure 3 Effects of different treatments on concentration of heavy metals in leaves on tobacco

炭的施用量继续增加到 $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 与烟秆炭低施用量(20 和 $40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)相比, 叶片中铜和镉质量分数反而显著上升了。与对照相比, 随着土壤施加烟秆炭的量的增加, 烟叶中铅质量分数有下降趋势, 但各处理间并没有显著差异。

3 讨论

3.1 烟秆炭对重金属污染土壤 pH 值及营养元素的影响

本研究中, 施用烟秆炭可显著提高土壤 pH 值。原因可能归结为烟秆炭在高温裂解过程中, 其灰分含有大量碱性盐基物质, 当施入土壤后, 盐基离子与氢离子(H^+)及铝离子(Al^{3+})进行离子交换, 生成中性盐, 从而提高土壤 pH 值^[21]。从表 1 可知: 使用烟秆炭可有效提高土壤养分质量分数。本研究结果表明: 添加烟秆炭对提高土壤有机质质量分数有显著效果, 且随着炭施用量的增加有机质显著增加。原因可能是烟秆炭本身炭质量分数高、氢/碳比小、芳香性强, 化学稳定性较高, 不易被微生物分解, 从而有利于有机质的积累。

本研究结果显示: 施入烟秆炭后, 土壤有效磷、碱解氮和水溶性有机碳均比对照高。虽然土壤碱解氮质量分数显著提高, 但是增幅不大。这可能是由于烟秆炭表面丰富的含氧官能团带有负电荷, 吸附土壤铵(NH_4^+), 从而减少了氮素的损失^[22]。有机质是作物所需氮、磷等必要营养元素的主要来源, 土壤有效磷质量分数增加可能与有机质质量分数有关。刘方等^[23]以生物质炭土壤改良剂为试材, 研究了生物质炭对连作蔬菜地土壤有效养分影响的实验中发现, 生物质炭能明显提高土壤有效氮和有效磷的质量分数。这与本研究结果相似。

3.2 烟秆炭对重金属污染土壤有效态重金属的影响

重金属的生物有效性大小决定着其在土壤中毒性的强弱, 因此, 降低重金属的生物有效性对于改善土壤质量至关重要^[19]。生物质炭具有较大的比表面积和多孔的结构特征, 具有良好的吸附特性, 施入土壤后可以降低重金属有效性^[24]。本研究结果表明: 重金属有效态质量分数随着烟秆炭施加量的增加而显著减少。且烟秆炭对不同重金属的修复效果也不尽相同, 处理 TB₄₀ 对铜、镉、铅的固定效果顺序为铜(33.7%)>铅(29.5%)>镉(26.4%)。JIANG 等^[25]采用水稻秸秆制成的生物质炭修复模拟铜、铅、镉污染老成土, 结果发现: 生物质炭使土壤 pH 值和阳离子交换量增大, 使酸可提取态重金属含量降低, 而氧化结合态和有机结合态含量增加, 且生物质炭对铜和铅的固化效果优于镉, 与本研究结果相似。这可能是生物质炭对铜离子(Cu^{2+})吸附机制不同于镉离子(Cd^{2+})和铅离子(Pb^{2+})的, 还有可能是生物质炭表面的孔隙结构有利于铜的固定, 具体机制还需进一步深入研究。YANG 等^[26]在使用烟秆炭修复镉、锌污染土壤的实验中发现, 与对照相比, 烟秆炭可以显著降低重金属镉、锌的有效态含量, 且其固定效果随着烟秆炭施用量的增加而增强。有研究表明, 有效磷在中性或碱性条件下易与土壤溶液中的重金属离子形成磷酸盐沉淀^[27]。其次, pH 值是影响土壤重金属有效性和迁移性的重要因素。土壤 pH 值随着炭施用量的增加可增加土壤及生物质炭表面的可变电荷, 增强阳离子吸附能力和交换作用, 降低重金属的解吸, 还可促进重金属生成碳酸盐和磷酸盐沉淀^[28]进而降低重金属的移动性。此外, 有机质对重金属也表现出强烈的吸附固定能力, 原因是有机质的主要成分是腐殖质, 腐殖质是土壤重要的整合或络合剂, 其中羧

基($-\text{COOH}$), 羟基($-\text{OH}$)和羰基($-\text{C}=\text{O}$)等能与重金属发生络合或螯合作用, 使重金属在土壤溶液中失去活性^[29]。

3.3 烟秆炭对重金属污染土壤酶活性的影响

土壤酶活性可以反映土壤中生物化学反应的活跃程度以及养分物质循环状况, 是衡量土壤质量的重要指标^[30]。土壤有机质、pH 值、养分及微生物种类等因素均可影响土壤酶活性。

脲酶是参与土壤氮素循环的重要的水解酶, 主要功能是催化土壤中尿素的水解, 其活性强度常被用来表征土壤氮素供应状况^[30]。本研究中, 土壤脲酶活性与烟秆炭施用量密切相关。随着烟秆炭施用量的增加, 脲酶活性有升高的趋势, 其中处理 $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的脲酶活性最高 ($20.49 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)。碱性磷酸酶参与土壤中磷的矿化和利用, 主要功能是在碱性条件下将土壤中的有机磷水解成为磷酸盐, 为植物和土壤中的生物提供养分^[31]。本研究结果显示: 施加烟秆炭可增强重金属污染土壤中碱性磷酸酶的活性。原因可能是烟秆炭施入土壤可以改善土壤理化环境, 有利于土壤动物和微生物生长, 从而加快了有机物质的分解, 为土壤酶的产生提供了更多的底物^[32]; 还有可能是由于烟秆炭的施用增加了土壤活性有机碳质量分数(表 1), 从而为土壤微生物的生长提供了充足的碳源, 促进了微生物繁殖, 刺激了酶活性提高^[33]。

生物质炭的吸附性使得生物质炭对土壤酶的作用比较复杂, 一方面生物质炭对反应底物的吸附有助于酶促反应的进行而提高土壤酶活性, 另一方面生物质炭对酶分子的吸附对酶促反应结合位点形成保护, 而阻止酶促反应的进行^[32]。脱氢酶活性能反映土壤有机质含量和微生物活性^[34]。本研究结果显示: 土壤脱氢酶活性随着烟秆炭的增加而显著减少。冯爱青等^[35]研究表明: 施用控释肥及添加生物炭可提高土壤脲酶活性, 抑制土壤脱氢酶活性。原因可能是在强碱性条件下脱氢酶的蛋白构象遭到了破坏进而影响酶活性^[36]。具体原因还需进一步深入研究。

3.4 烟秆炭对烟叶产量和重金属质量分数的影响

生物质炭施入重金属污染土壤中可以有效增加作物的产量。原因是生物质炭施入土壤后可以增加土壤有效养分^[8], 促进微生物活性并改善土壤团聚体结构^[11], 降低重金属的生物有效性^[28], 从而为作物提供良好的生长环境。本研究结果表明, 烟秆炭的施用可以提高烟叶产量, 与众多研究结果相似^[37-38]。

植物中重金属含量由土壤中重金属有效态含量及植物生理性质决定。植物体蛋白质、有机酸、有机碱及植物络合素、酶可以与植物体内的重金属形成螯合物, 降低重金属的生物毒性^[39]。在本研究中, 适量添加烟秆炭可以降低叶片中重金属质量分数。原因可能是添加烟秆炭后降低了土壤中有效态重金属的质量分数。高瑞丽等^[24]研究发现, 在铅和镉复合污染土壤中添加生物质炭可显著减少有效态重金属的含量, 与本实验研究结果相似。而处理 TB_{80} 叶片中铜和镉质量分数却比处理 TB_{20} 和 TB_{40} 有所增加。原因可能是 TB_{80} 的叶片生物量高, 植物体中的蛋白质、有机物及植物络合素与重金属形成络合素, 减轻了重金属对细胞的毒害作用, 从而使烟草可以继续吸附重金属。此外, 植物蒸腾作用和势能高于处理 TB_{20} 和 TB_{40} , 导致重金属质量分数升高。另有研究指出, 不同重金属在植物不同器官的迁移能力不同^[40], 这可能是铅在各处理间没有显著差异的原因, 但具体的作用机制还需进一步研究。

4 结论

综上所述, 烟秆炭的施用可有效提高重金属污染土壤中 pH 值、有机质、碱解氮和有效磷质量分数; 还可以显著提高土壤脲酶和碱性磷酸酶的活性, 降低脱氢酶的活性, 其中添加 $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的烟秆炭对土壤肥力的改善及酶活性指数的提升最为显著。另外, 土壤施加烟秆炭能显著增加烟草有效叶数和叶片的宽度, 烟叶鲜质量随烟秆炭施用量的增加而显著增加。

烟秆炭的施用可以降低污染土壤中重金属的生物有效性, 施加 $40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 烟秆炭已使铜、铅的钝化效果达到最佳, 但 $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的烟秆炭使污染土壤中镉的有效性降至最低。但是, 施用 $20 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的烟秆炭即可显著降低烟叶中重金属铜和镉的质量分数。

本研究证明, 烟秆炭作为土壤改良剂对重金属污染土壤有着良好的修复效果, 且可提高重金属污染土壤中烟草的产量, 提高污染农用地的经济价值, 同时为因烟秆废弃而造成的环境污染等问题提供了一个合理的解决方案, 也为烟秆炭在重金属污染农田中的修复提供了实践理论参考价值。

5 参考文献

- [1] 苏贤坤, 张晓海, 廖德智. 烟草综合利用现状及其前景[J]. 贵州农业科学, 2006, **34**(5): 120 – 122.
SU Xiankun, ZHANG Xiaohai, LIAO Dezhi. Current situation and prospect of comprehensive utilization of tobacco [J]. *Guizhou Agric Sci*, 2006, **34**(5): 120 – 122.
- [2] 王晓敏. 贵州植烟区土壤重金属污染状况及其对烟叶安全的影响评价[D]. 贵阳: 贵州大学, 2009.
WANG Xiaomin. *The Heavy Metal Pollution in the Soil of Guizhou Tobacco-growing Areas and the Evaluation of its Impact on the Safety of Tobacco Leaves* [D]. Guiyang: Guizhou University, 2009.
- [3] 向鹏华, 单雪华, 黄银章. 衡阳市植烟土壤中重金属含量及其污染评价[J]. 作物研究, 2014, **28**(8): 915 – 918.
XIANG Penghua, SHAN Xuehua, HUANG Yinzhang. Heavy metal content and pollution assessment in tobacco growing soils in Hengyang [J]. *Crop Res*, 2014, **28**(8): 915 – 918.
- [4] 何振宇, 戴良英, 陈武. 烟草连作障碍及其防治技术研究进展[J]. 农学学报, 2015, **5**(10): 64–69.
HE Zhenyu, DAI Liangying, CHEN Wu. Research progress of tobacco continuous cropping obstacles and prevention technology [J]. *J Agric*, 2015, **5**(10): 64 – 69.
- [5] 武小净, 李德成, 石屹, 等. 我国主产烟区灌溉水中重金属含量调查及环境质量评价[J]. 土壤, 2015, **47**(4): 746 – 751
WU Xiaojing, LI Decheng, SHI Yi, *et al.* Study on heavy metal contents and environment quality of tobacco irrigation water in China [J]. *Soils*, 2015, **47**(4): 746 – 751.
- [6] AHMAD M, RAJAPAKSHA A U, LIM J E, *et al.* Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review [J]. *Chemosphere*, 2014, **99**(3): 19 – 33.
- [7] CAPORALE A G, PIGNA M, SOMMELLA A, *et al.* Effect of pruning-derived biochar on heavy metals removal and water dynamics [J]. *Biol Fertil Soil*, 2014, **50**(8): 1211 – 1222.
- [8] DING Yang, LIU Yunguo, LIU Shaobo, *et al.* Biochar to improve soil fertility: a review [J]. *Agron Sustain Dev*, 2016, **36**(2): 36 – 41.
- [9] GASCÓ G, PAZ-FERREIRO J, CELY P, *et al.* Influence of pig manure and its biochar on soil CO₂ emissions and soil enzymes [J]. *Ecol Eng*, 2016, **95**: 19 – 24.
- [10] HOUBEN D, EVRARD L, SONNET P. Beneficial effect of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.) [J]. *Biomass Bioenergy*, 2013, **57**(11): 196 – 204.
- [11] SOINNE H, HOVI J, TAMMEORG P, *et al.* Effect of biochar on phosphorus sorption and clay soil aggregate stability[J]. *Geoderma*, 2014, **219/220**: 162 – 167.
- [12] CHEN Junhui, SUN Xuan, LI Lianqing, *et al.* Change in active microbial community structure, abundance and carbon cycling in an acid rice paddy soil with the addition of biochar [J]. *Eur J Soil Sci*, 2016, **67**(6): 857 – 867.
- [13] ELZOBAIR K A, STROMBERGER M E, IPPOLITO J A, *et al.* Contrasting effects of biochar versus manure on soil microbial communities and enzyme activities in an Aridisols [J]. *Chemosphere*, 2016, **142**(1): 145 – 152.
- [14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [15] WAQASA M, KHANA S, QING Huang, *et al.* The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. [J]. *Chemosphere*, 2014, **105**(3): 53 – 61.
- [16] 尚艺婕, 张秀, 王海波, 等. 秸秆生物质炭对镉污染水稻土根际酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, **35**(8): 1532 – 1540.
SHANG Yijie, ZHANG Xiu, WANG Haibo, *et al.* Effects of straw biochar on rhizospheric enzyme activities in Cd contaminated paddy soil [J]. *J Agro-Environ Sci*, 2016, **35**(8): 1532 – 1540.
- [17] 刘莹莹, 秦海芝, 李恋卿, 等. 不同作物原料热裂解生物质炭对溶液中 Cd²⁺和 Pb²⁺的吸附特性[J]. 生态环境学报, 2012, **21**(1): 146 – 152.
LIU Yingying, QIN Haizhi, LI Lianqing, *et al.* Adsorption of Cd²⁺ and Pb²⁺ in aqueous solution by biochars produced from the pyrolysis of different crop feedstock [J]. *Ecol Environ Sci*, 2012, **21**(1): 146 – 152.
- [18] 杨兴. 生物质炭对土壤中重金属生物有效性及其形态分布的影响研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2015.
YANG Xing. *Effect of Biochar on the Bioavailability and Redistribution of Heavy Metals in Soil* [D]. Hangzhou:

- Zhejiang A&F University, 2015.
- [19] 张建云, 高才慧, 朱晖, 等. 生物质炭对土壤中重金属形态和迁移性的影响及作用机制[J]. 浙江农林大学学报, 2017, **34**(3): 543 – 551.
- ZHANG Jianyun, GAO Caihui, ZHU Hui, *et al.* Mechanism and effects of biochar application on morphology and migration of heavy metals in contaminated soil [J]. *J Zhejiang A&F Univ*, 2017, **34**(3): 543 – 551.
- [20] 利锋, 张学先, 戴睿志. 重金属有效态与土壤环境质量标准制订[J]. 广东微量元素科学, 2008, **15**(1): 7 – 10.
- LI Feng, ZHANG Xuexian, DAI Ruizhi. The bioavailability of heavy metal and environmental quality standard for soil [J]. *Guangdong Microelem Sci*, 2008, **15**(1): 7 – 10.
- [21] 张文锋, 周际海, 袁颖红, 等. 低剂量生物质炭对旱地红壤增肥增产效果[J]. 生态学杂志, 2016, **35**(3): 647 – 654.
- ZHANG Wenfeng, ZHOU Jihai, YUAN Yinghong, *et al.* Effects of low-dose biochar on the enhancement of fertility and yield in upland red soils [J]. *Chin J Ecol*, 2016, **35**(3): 647 – 654.
- [22] CLOUGH T J, CONDRON L M. Biochar and the nitrogen cycle: introduction [J]. *J Environ Qual*, 2010, **39**(4): 1218 – 1223.
- [23] 刘方, 冯仕江, 张雷一, 等. 生物质炭对喀斯特山区连作蔬菜地土壤有效养分及水分的影响[J]. 北方园艺, 2014 (7): 158 – 162.
- LIU Fang, FENG Shijiang, ZHANG Leiyi, *et al.* Influence of applying biochar on soil available nutrients and soil moisture at continuous vegetation plantations of karst hilly areas [J]. *Northern Hortic*, 2014(7): 158 – 162.
- [24] 高瑞丽, 朱俊, 汤帆, 等. 水稻秸秆生物炭对镉、铅复合污染土壤中重金属形态转化的短期影响[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(1): 251 – 256.
- GAO Ruili, ZHU Jun, TANG Fan, *et al.* Fractons transformation of Cd, Pb in contaminated soil after short-term application of rice straw biochar [J]. *Acta Sci Circumst*, 2016, **36**(1): 251 – 256.
- [25] JIANG Jun, XU Renkou, JIANG Tianyu, *et al.* Immobilization of Cu^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol [J]. *J Hazard Mater*, 2012, **229/230**: 145 – 150.
- [26] LINDSAY W L. *Chemical Equilibria in Soils* [M]. New York: John Wiley and Sons, 1979.
- [27] YANG Xing, LU Kouping, McGROUTHER K, *et al.* Bioavailability of Cd and Zn in soils treated with biochars derived from tobacco stalk and dead pigs [J]. *J Soil Sediment*, 2017, **17**(3): 751 – 762.
- [28] 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.
- SUN Yuebing, WANG Pengchao, XU Yingming, *et al.* Immobilization remediation of Cd and Pb contaminated soil: remediation potential and soil environmental quality [J]. *Environ Sci*, 2014, **35**(12): 4720 – 4726.
- [29] 钟晓兰, 周生路, 黄明丽, 等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2009, **18**(4): 1266 – 1273.
- ZHONG Xiaolan, ZHOU Shenglu, HUANG Mingli, *et al.* Chemical form distribution characteristic of soil heavy metals and its influencing factors [J]. *Ecol Environ Sci*, 2009, **18**(4): 1266 – 1273.
- [30] 黄剑. 生物炭对土壤微生物量及土壤酶的影响研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2012.
- HUANG Jian. *Effects of Biochar on Soil Microbial Biomass and Soil Enzyme* [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2012.
- [31] 赵军. 生物质炭基氮肥对土壤微生物量碳氮、土壤酶及作物产量的影响研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2016, 45.
- ZHAO Jun. *Effects of Biochar-based Slow-released Nitrogenous Fertilizer on Soil Microbial Biomass and Soil Enzymes and Crop Yield* [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2016.
- [32] LEHMANN J, RILLIG M C, THIES J, *et al.* Biochar effects on soil biota: a review [J]. *Soil Biol Biochem*, 2011, **43** (9): 1812 – 1836.
- [33] GLASER B, LEHMANN J, ZECH W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review [J]. *Biol Fert Soil*, 2002, **35**(4): 219 – 230.
- [34] 戴濡伊, 吴季荣, 徐剑宏, 等. 小麦根际土壤脱氢酶活性测定方法的改进[J]. 江苏农业学报, 2013, **29**(4): 772 – 776.

- DAI Ruyi, WU Jirong, XU Jianhong, *et al.* Improvement of determination dehydrogenase activity in wheat rhizospheric soil [J]. *Jiangsu J Agric Sci*, 2013, **29**(4): 772 – 776.
- [35] 冯爱青, 张民, 路艳艳, 等. 控释氮用量及生物炭对玉米产量及土壤生物化学性质的影响[J]. 水土保持学报, 2014, **28**(2): 159 – 164.
- FENG Aiqing, ZHANG Min, LU Yanyan, *et al.* Effects of controlled release nitrogen application rate and biochar on maize yield and soil biochemical properties [J]. *J Soil Water Conserv*, 2014, **28**(2): 159 – 164.
- [36] 郭嵩光. 基础生物化学[M]. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2011.
- [37] 叶协锋, 李志鹏, 于晓娜, 等. 生物炭用量对植烟土壤碳库及烤后烟叶质量的影响[J]. 中国烟草, 2015, **21**(5): 33 – 41.
- YE Xiefeng, LI Zhipeng, YU Xiaona, *et al.* Effect of biochar application rate on quality of flue-cured tobacco leaves and carbon pool in tobacco growing soil [J]. *Acta Tabac Sin*, 2015, **21**(5): 33 – 41.
- [38] 刘新源, 刘国顺, 刘宏恩, 等. 生物炭施用量对烟叶生长、产量和品质的影响[J]. 河南农业科学, 2014, **43**(2): 58 – 62.
- LIU Xinyuan, LIU Guoshun, LIU Hongen, *et al.* Effect of biochar application amount on growth, yield and quality of tobacco [J]. *J Henan Agric Sci*, 2014, **43**(2): 58 – 62.
- [39] 江行玉, 赵可夫. 植物重金属伤害及其抗性机理[J]. 应用与环境生物学报, 2001, **7**(1): 92 – 99.
- JIANG Xingyu, ZHAO Kefu. Mechanism of heavy metal injury and resistance of plants [J]. *China J Appl Environ Biol*, 2001, **7**(1): 92 – 99.
- [40] 谭万能, 李志安, 邹碧. 植物对重金属耐性的分子生态机理[J]. 植物生态学报, 2006, **30**(4): 703 – 712.
- TAN Wanneng, LI Zhian, ZOU Bi. Molecular mechanisms of plant tolerance to heavy metals [J]. *J Plant Ecol*, 2006, **30**(4): 703 – 712.