

生物质炭添加对重金属污染稻田土壤理化性状及微生物量的影响

郭碧林, 陈效民, 景峰, 杨之江, 刘巍, 刘文心, 黄蓉慧

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 分析了生物质炭添加对红壤性水稻土壤理化性状、重金属含量及微生物生物量的影响。通过田间小区长期定位试验, 一次性施入不同量生物质炭(0, 10, 20, 30, 40 t/hm²), 于 2017 年 9 月采集各处理表层土样(0—15 cm), 研究土壤理化性状、重金属含量及微生物生物量的变化。结果表明: 生物质炭添加对土壤理化性状、重金属含量及微生物生物量均有显著影响。与对照相比, 供试土壤的 pH、EC 和有机质含量随生物质炭添加量的增加而增大, 增幅分别为 5.11%~18.43%, 37.62%~104.31% 和 1.72%~22.41%, 而有效磷和铵态氮含量随生物质炭添加量的增加呈先增大后减小趋势, 分别在生物质炭添加量为 10 t/hm² 和 30 t/hm² 时达到最大值。随生物质炭添加量的增加, 土壤有效态 Cd 和有效态 Pb 含量均呈降低趋势, 而土壤有效态 As 含量呈先增加后减少的趋势, 三者均在生物质炭添加量为 40 t/hm² 时达到最小值。土壤微生物生物量碳、氮和微生物商随生物质炭添加量的增加均呈先升高后降低的趋势, 均在生物质炭添加量为 20 t/hm² 时达到最大值。相关分析表明, 生物质炭添加量分别与土壤有效态 Cd 和 Pb 含量之间呈极显著负相关($P < 0.01$); 通径分析表明, 生物质炭主要是通过直接作用影响土壤有效态 Cd 含量, 而土壤 pH、EC、有机质、微生物生物量碳、氮和有效磷主要是通过间接作用影响土壤有效态 Cd 含量。因此, 添加适量生物质炭不仅可以改善土壤重金属污染现状和土壤理化性状, 提高土壤养分含量, 还可以改良土壤生物学性质, 增加土壤微生物量。研究结果可为提高稻田土壤肥力和改善土壤重金属污染状况提供科学依据。

关键词: 生物质炭; 红壤性水稻土; 重金属; 微生物量

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)04-0279-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2018.04.044

Effects of Biochar Addition on Physicochemical Properties and Microbial Biomass of the Red Paddy Soil Polluted by Heavy Metals

GUO Bilin, CHEN Xiaomin, JING Feng, YANG Zhijiang, LIU Wei, LIU Wenxin, HUANG Ronghui

(College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095)

Abstract: The objective of this long-term positioning experiment was to study the effects of biochar addition on soil physicochemical properties, heavy metal concentrations and microbial biomass in the red paddy soil polluted by heavy metals. Biochar was added once at rates of 0, 10, 20, 30, and 40 t/hm², and the topsoil samples (0—15 cm) were collected in September 2017. The results showed that biochar addition had significant effects on soil physicochemical properties, heavy metal concentrations and microbial biomass. Soil pH, electrical conductivity (EC) and soil organic matter (SOM) were observed significantly increased under biochar addition as compared to the control, ranging from 5.11% to 18.43%, 37.62% to 104.31%, and 1.72% to 22.41%, respectively. However, the available phosphorus and ammonium nitrogen content were firstly increased and then decreased with the biochar addition rate increment, and the highest available phosphorus and ammonium nitrogen content were in the 10 t/hm² and 30 t/hm² treatments, respectively. As for the changes of heavy metals, the available content of Cd and Pb decreased with the biochar addition rate increment, whereas the available content of As increased firstly, and then decreased with biochar amendment rate increased, and the highest content of As was in the 40 t/hm² treatment. Soil microbial biomass carbon, nitrogen and microbial quotient firstly increased and then decreased with the addition rate of biochar increment, they maximum value of them were all in the 20 t/hm² treatments. Correlation analysis showed

收稿日期: 2018-01-30

资助项目: 国家重点研发计划项目“农田和农产品重金属源解析与污染特征研究”(2016YFD0800306); 江苏省大学生实践创新计划项目(201710307008X)

第一作者: 郭碧林(1993—), 女, 硕士研究生, 主要从事重金属污染修复研究。E-mail: 1296728168@qq.com

通信作者: 陈效民(1957—), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事水土资源与环境物理过程研究。E-mail: xmchen@njau.edu.cn

that the biochar addition was significant negative correlated with the available content of Cd and Pb ($P < 0.01$). The path analysis indicated that the available content of Cd in soil was mainly affected by biochar addition through the direct impact, whereas the soil pH, EC, SOM, microbial biomass carbon, nitrogen, and available phosphorus content could mainly affected the available Cd content by indirect impact. In conclusion, biochar addition can not only improve status of soil heavy metal pollution and soil physicochemical properties, but also improve the soil biological properties. This study can provide a scientific basis and support for improving the soil fertility and remediating the heavy metal contamination.

Keywords: biochar; red paddy soil; heavy metals; microbial biomass

生物质炭即一类富碳、高度芳香化和高稳定性的固体产物,是黑碳的一种存在形式^[1]。它含有大量的碳和植物营养物质,具有丰富的孔隙结构、较大的比表面积,且表面含有较多的含氧活性基团,是一种多功能材料。它不仅可以改良土壤,提高土壤肥力,而且还可以吸附土壤或污水中的重金属及有机污染物。因此,生物质炭被视为改善土壤肥力的有效改良材料^[2-3]。研究^[4]发现,长期施用生物质炭能够提高土壤孔隙度和饱和导水率,降低土壤容重,提高土壤 pH,增加土壤有机碳、有效磷和 CEC 等其他土壤基本理化指标,其中生物质炭的多孔结构可为微生物生命活动提供充足的场所,有利于土壤微生物的生长繁殖,增强土壤中微生物丰度。张小凯等^[5]研究结果表明,施用生物质炭可吸附土壤中的重金属,有效地降低这些污染物的生物有效性和在环境中的迁移能力;周建斌等^[6]研究也表明,施用生物质炭能够降低土壤中交换态 Al、Cu、Fe 等重金属含量,同时增强作物对 Ca 和 Mg 等植物必需元素的可利用性,起到修复土壤与促进作物生长的双重效果。因此,生物质炭以其特殊的物理结构、丰富的表面性能和优良的生态环境效应等特点,越来越广泛的被用于土壤的污染修复。

土壤微生物是土壤生态系统中重要组成部分,在生态系统物质循环和能量流动过程中扮演着重要的角色^[7]。土壤微生物不仅可以促进土壤养分和土壤有机质的循环与转化,而且还参与土壤有机质的矿化和土壤腐殖质的形成,调节土壤中能量流动和物质循环等各个生命活动过程,储备植物所需养分,其中土壤微生物生物量是重金属污染土壤微生物变化的敏感指标,也是评价土壤质量的指标之一^[8]。重金属污染对土壤微生物活性影响研究已有众多报道^[9-11],大部分研究结果表明低浓度重金属污染对水稻土微生物生物量有一定刺激作用,可以增加土壤微生物生物量,而高浓度重金属污染则抑制土壤微生物活性,减少土壤微生物生物量。

红壤是我国亚热带地区的主要土壤类型,而水稻土又是我国农业生产中最重要的土壤种类之一,由于人类的生产、过量施用化肥以及其他不当的田间管理

措施导致了土壤中重金属含量超标,从而降低了土壤质量、作物品质及产量,严重影响了整个红壤地区农业及经济的可持续发展。因此,修复红壤地区重金属污染和提高红壤质量是一项非常重要的生态环境保护工作。近年来,针对土壤重金属污染修复这项研究有过大量报道,大部分的研究主要集中在利用不同改良剂降低土壤重金属生物有效性及重金属形态转化,而关于生物质炭添加在种植水稻的红壤性水稻土上及对种植土壤的理化性状、微生物生物量的研究还鲜有报道。因此,本文以红壤性水稻土为对象,研究了不同生物质炭添加量对 Cd—As—Pb 污染下红壤性水稻土土壤理化性状及微生物生物量的影响,探讨生物质炭修复重金属污染程度的最佳添加量,研究结果可为修复红壤性水稻土的重金属污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验区位于湖南省长沙县北山镇荣合桥社区长沙春雷农业科技开发有限公司试验基地(28°26′12″N, 113°03′33″E),气候条件优越,年降水量 1 422.4 mm,年蒸发量 1 382.2 mm,无霜期 275 d,年积温 6 480 °C,年平均气温 16.8~17.2 °C,最冷月(1月)气温可达 5 °C 左右,一般越冬作物可以安全越冬;最热月(7—9月)最高温达 39~40 °C,年日照时间 1 677.1 h。

试验材料采用的生物质炭由河南三利新能源有限公司提供,小麦秸秆于 500 °C 厌氧环境下碳化而成,其中 35% 的小麦秸秆转化为生物质炭,而后磨碎过 2 mm 筛,施入土壤中并与土壤混匀。生物质炭的 pH 10.35,阳离子交换量 217 cmol/kg,有效磷含量 4.7 g/kg,有机碳含量 467.1 g/kg,全氮含量 5.9 g/kg,容重 0.45 g/cm³,比表面积 8.9 m²/g,全量 Cd 含量 0.34 mg/kg,有效态 Cd 含量 0.058 mg/kg,全量 As 含量 2.57 mg/kg,有效态 As 含量 0.137 mg/kg,全量 Pb 含量 5.30 mg/kg,有效态 Pb 含量 0.706 mg/kg。施用生物质炭前,土壤 pH 4.71,有机质含量 25.07 g/kg,容重 1.27 g/cm³,饱和导水率 4.89 × 10⁻⁴ cm/s,土壤全量 Cd 含量 0.66 mg/kg,有效态 Cd 含量 0.21 mg/kg,土壤全量 As 含量 11.87 mg/

kg,有效态 As 含量 0.18 mg/kg,土壤全量 Pb 含量 28.96 mg/kg,有效态 Pb 含量 0.90 mg/kg。

1.2 试验设计

试验采用完全随机设计,共设置 5 个不同添加量的生物质炭处理,3 次重复,分别为:CK(0 t/hm²)、A10(10 t/hm²)、A20(20 t/hm²)、A30(30 t/hm²)和 A40(40 t/hm²)。试验小区面积为 4 m×3 m,四周设 1 m 保护行,小区间设有 0.5 m 宽的排水沟,添加的基肥为 BB 肥 375 kg/hm²,于水稻移栽前(2017 年 4 月)将生物质炭和 BB 肥一次性施入各个小区中,通过人工翻耕的方式,将生物质炭与表层土壤混匀,后期不再添加生物质炭,进行长期的定位试验。水稻品种为深优 9519,种植方式为一年一季单作,其余栽培管理措施与当地大田生产管理措施保持一致。

1.3 土壤采集与测定方法

于 2017 年 9 月 27 日采集 0—15 cm 土层的新鲜土样,采用 5 点混合采样,每个小区取土样 1 kg 充分混匀后带回实验室,一部分过 2 mm 筛用于土壤微生物生物量碳、氮的测定;另一部分自然风干后测定其基本理化性质。土壤微生物生物量碳、氮采用氯仿熏蒸—K₂SO₄ 浸提;土壤有效态 Cd、As 和 Pb 采用 DTPA 浸提,ICP—MS 测定;土壤其他基本理化性质的测定参考《土壤农化分析》^[12]。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2007 软件对数据进行处理及绘图;采用 SPSS 22.0 统计分析软件对土壤理化性质、土壤微生物生物量碳、氮和重金属有效态含量进行相关分

析和通径分析;使用 Duncan 法进行各处理间的多重比较($P<0.05$)。

2 结果与分析

2.1 生物质炭添加量对土壤理化性质的影响

由表 1 可知,添加生物质炭可以显著改善土壤的理化性质,提高土壤的养分含量。随着生物质炭添加量的增加,与 CK 相比,各处理 EC 值均呈显著上升趋势($P<0.05$),A10、A20、A30、和 A40 处理的 EC 分别提高了 44.96%,37.62%,76.76%和 104.31%;随着生物质炭添加量的增加,土壤 pH 逐渐升高,CK 与 A10 处理之间虽差异却不显著,但与其他处理之间差异显著,其中 A30 和 A40 处理增加幅度较大,较 CK 分别增加了 12.71%和 18.43%;在生物质炭添加量较低的情况下(<30 t/hm²),与 CK 相比,土壤有机质并无显著变化,当添加量增至 30 t/hm² 时,土壤有机质含量显著增加,其中 A30、A40 处理较 CK 分别增加了 11.43%和 22.41%;土壤有效磷含量在生物质炭添加量小于 20 t/hm² 时,各处理中有效磷含量均大于 CK 中有效磷含量,而当生物质炭添加量大于 20 t/hm² 时,各处理中有效磷含量均小于 CK 处理,其中在生物质炭添加量为 10 t/hm² 时,有效磷含量达到最大值,较 CK 增加了 27.70%;土壤铵态氮随着生物质炭施加量的增加呈先上升后下降的趋势,在生物质炭添加量为 20 t/hm² 时,土壤铵态氮达到最大值,较 CK 增加了 30.77%。综合分析 5 个处理中土壤的各项理化指标,生物质炭对红壤性水稻土 EC、pH、有机质、有效磷及铵态氮含量影响显著。

表 1 生物质炭添加量对土壤理化性质的影响

处理	EC/ ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH	有机质/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有效磷/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	铵态氮/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
CK	14.77±0.71d	4.96±0.06d	26.91±1.82c	24.95±0.61c	4.88±0.78c
A10	21.42±1.09c	4.96±0.02d	27.38±1.29c	31.86±0.91a	5.76±0.1ab
A20	20.33±0.60c	5.21±0.07c	28.31±2.02bc	29.00±0.50b	6.38±0.30a
A30	26.11±0.96b	5.59±0.06b	29.99±0.58b	24.18±0.70cd	5.45±0.47bc
A40	30.18±0.43a	5.87±0.04a	32.95±0.70a	22.29±1.59d	4.87±0.45c

注:表中数据为平均值±标准差;同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

2.2 生物质炭添加量对土壤有效态重金属含量的影响

由表 2 可知,添加生物质炭可以降低土壤中有效态重金属的含量。土壤有效态 Cd 含量随着生物质炭的添加呈降低趋势,与 CK 相比,A10、A20、A30 和 A40 处理中 Cd 含量减少了 12.28%,37.01%,43.41%和 49.56%,其中在生物质炭添加量大于 20 t/hm² 时,有效态 Cd 含量开始显著下降,当生物质炭添加量达到 40 t/hm² 时,有效态 Cd 含量最小;土壤有效态 As 含量随生物质炭施加量的增加呈先增加后减小的趋势,在生物质炭施加

量大于 20 t/hm² 时,有效态 As 含量开始降低,在生物质炭施用量为 40 t/hm² 时,与 CK 相比,有效态 As 含量降低了 7.79%;土壤有效态 Pb 含量随生物质炭添加量的增加而降低,与对照相比,分别降低了 6.23%,15.42%,15.90%和 16.97%,当生物质炭添加量大于 20 t/hm² 时,土壤有效态 Pb 含量开始显著下降,在生物质炭添加量为 40 t/hm² 时,有效态 Pb 含量达到最小值。综上所述,添加生物质炭可以显著降低土壤中有效态重金属含量。

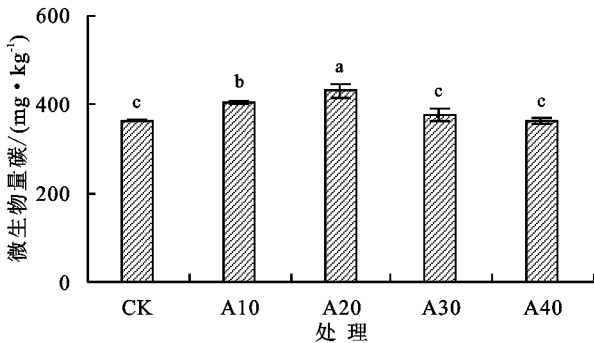
表 2 生物质炭添加量对土壤有效态重金属含量的影响 单位:mg/kg

处理	Cd	As	Pb
CK	0.34±0.02a	0.099±0.005ab	5.35±0.20a
A10	0.29±0.02a	0.108±0.005a	5.01±0.40a
A20	0.21±0.05b	0.099±0.010ab	4.52±0.16b
A30	0.19±0.02b	0.095±0.014ab	4.50±0.27b
A40	0.17±0.01b	0.091±0.007b	4.44±0.09b

2.3 生物质炭添加量对土壤微生物生物量碳、氮的影响

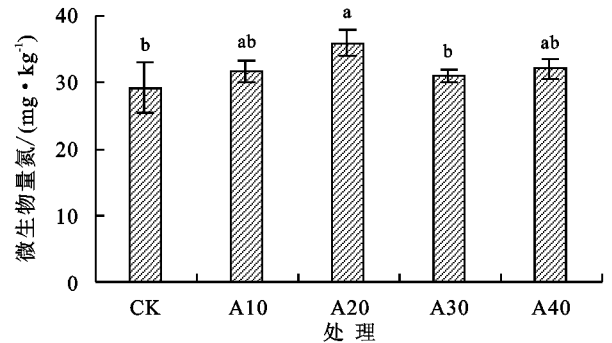
土壤微生物生物量碳是土壤活性有机质的重要组成部分,仅占土壤有机质的 1%~4%,但所发挥的作用至关重要;而土壤微生物生物量氮可以作为衡量土壤污染程度的重要指标。由图 1 可知,与 CK 相比,土壤微生物生物量碳表现为先增加后减少的趋

势,在生物质炭添加量为 10,20 t/hm² 时,与 CK 相比,微生物生物量碳均显著增加,分别增加了 10.89%和 18.46%;但随着生物质炭添加量的增加,微生物生物量碳出现下降趋势,在生物质炭添加量为 40 t/hm² 时,微生物生物量碳较对照下降了 0.46%。由图 1 可知,与 CK 相比,土壤微生物生物量氮总体呈增加的趋势,在生物质炭添加量为 20 t/hm² 时,微生物生物量氮达到最大值,较对照增加了 22.75%,增加率最高,而后随着生物质炭添加量的增加,微生物生物量氮逐渐减少,但总体仍高于对照,在生物质炭添加量为 30 t/hm² 时,与对照相比,微生物生物量氮增加了 5.66%,增加率最低。总体上,添加生物质炭可以提高土壤微生物活性,但过量的生物质炭也会抑制土壤微生物活性。



注:不同小写字母表示各处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

图 1 生物质炭添加量对土壤微生物生物量碳、氮的影响



2.4 生物质炭添加量对土壤微生物商的影响

微生物商是指土壤微生物生物量 C 与土壤总有机 C 的比值,即:微生物商= $C_{mic}/C_{org}=C$,比值一般介于 1%~4%,高于或低于该范围,土壤则受到毒害作用,是指示土壤生态系统受到干扰后变化的灵敏指标。与 CK 相比,添加生物质炭后的土壤微生物商呈先上升后下降的趋势,在生物质炭添加量为 10,20 t/hm² 时,微生物商呈上升趋势,其中在生物质炭添加量为 20 t/hm² 时,土壤微生物商上升到最大值,较对照显著增加了 12.71%;在生物质炭添加量为 30,40 t/hm² 时,微生物商呈下降趋势,在生物质炭添加量为 40 t/hm² 时,土壤微生物商下降到最小值,较对照显著减少了 18.90%(图 2)。

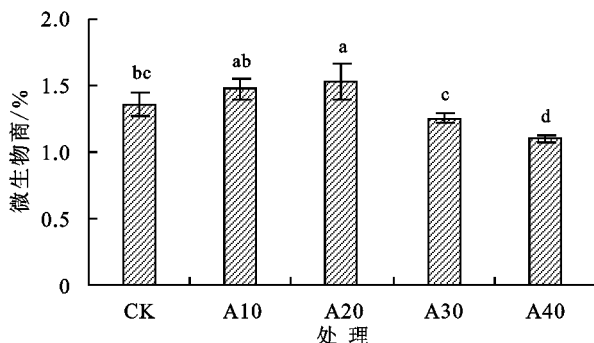


图 2 生物质炭添加量对土壤微生物商的影响

2.5 生物质炭添加量、土壤基本理化、土壤微生物量及重金属含量的交互作用

生物质炭添加量与土壤养分、土壤微生物生物量和重金属含量之间有密切的关系。由表 3 可知,生物质炭添加量分别与有效态 Cd 和有效态 Pb 含量呈极显著的负相关($P<0.01$),相关系数分别为 0.804 和 0.911,说明在红壤性水稻土上添加生物质炭,可以降低土壤重金属含量;生物质炭添加量分别与土壤 pH、EC 和有机质含量呈极显著的正相关($P<0.01$),与土壤有效磷呈显著的负相关($P<0.05$),说明在红壤性水稻土中添加生物质炭,可以改善红壤性水稻土土壤理化性质和土壤环境;土壤有效态 Cd 和有效态 Pb 含量分别与土壤 pH、EC 和有机质呈极显著的负相关($P<0.01$),土壤有效态 As 与土壤 pH 和有效磷含量显著相关($P<0.05$),说明土壤重金属的有效态与土壤肥力之间有显著的相关性,提高土壤肥力有利于改善土壤重金属污染。不同的生物质炭添加量与土壤理化性质和有效态 Cd 和 Pb 之间的相关性极显著。

为了进一步探究生物质炭与其他理化性状对有效态 Cd 含量的直接影响和间接影响,利用通径分析将各个影响指标与土壤重金属含量的相关系数分

为直接通径系数和间接通径系数。由表 4 可知,生物质炭对土壤重金属有效态 Cd 含量的直接作用最大(直接通径系数为-2.392),且为负效应,说明生物质炭对土壤有效态 Cd 含量的影响体现在直接作用上,随着生物质炭添加量的增加,土壤有效态 Cd 含量逐渐减少($r = -0.911^{**}$);土壤 pH、EC、有机质、有效

磷和微生物生物量氮这 5 个因子的间接通径系数总和大于直接通径系数,说明它们通过影响其他理化指标的性质间接影响土壤 Cd 的有效性;EC 对有效态 Cd 含量的间接通径系数最大(间接通径系数总和-1.827),说明 EC 主要是通过影响其他理化性质来间接影响土壤有效态 Cd 含量。

表 3 各指标之间的相关分析($df_T = 14$)

指标	Pb	As	Cd	pH	EC	有机质	有效磷	铵态氮	微生物碳	微生物氮	生物质炭
Pb	1										
As	0.471	1									
Cd	0.869**	0.326	1								
pH	-0.733**	-0.564*	-0.834**	1							
EC	-0.771**	-0.363	-0.832**	0.903**	1						
有机质	-0.677**	-0.491	-0.728**	0.883**	0.838**	1					
有效磷	0.194	0.538*	0.368	-0.705**	-0.408	-0.586*	1				
铵态氮	-0.271	0.296	-0.138	-0.245	-0.099	-0.129	0.609*	1			
微生物碳	-0.168	0.331	0.014	-0.370	-0.224	-0.351	0.746**	0.825**	1		
微生物氮	-0.279	-0.078	-0.207	0.061	0.084	0.033	0.223	0.349	0.628*	1	
生物质炭	-0.804**	-0.437	-0.911**	0.957**	0.946**	0.840**	-0.516*	-0.067	-0.157	0.237	1

注: * 表示达到 0.05 相关水平; ** 表示达到 0.01 相关水平。

表 4 农田土壤重金属 Cd 含量影响因子的通径分析

因子	相关系数	直接通径系数	间接通径系数总和	间接通径系数							
				生物质炭	pH	EC	有机质	有效磷	铵态氮	微生物碳	微生物氮
生物质炭	-0.911**	-2.392	1.481	0.347	0.940	-0.006	0.174	0.014	-0.043	0.055	
pH	-0.834**	0.362	-1.196	-2.289	0.898	-0.007	0.237	0.053	-0.102	0.014	
EC	-0.832**	0.994	-1.827	-2.263	0.327	-0.006	0.137	0.021	-0.062	0.019	
有机质	-0.728**	-0.007	-0.719	-2.008	0.320	0.833	0.197	0.028	-0.097	0.008	
有效磷	0.368	-0.337	0.704	1.233	-0.255	-0.405	0.004	-0.131	0.207	0.051	
铵态氮	-0.138	-0.215	0.078	0.160	-0.089	-0.098	0.001	-0.205	0.228	0.081	
微生物碳	0.014	0.277	-0.262	0.375	-0.134	-0.222	0.003	-0.251	-0.178	0.145	
微生物氮	-0.207	0.231	-0.439	-0.568	0.022	0.083	0	-0.075	-0.075	0.174	

3 讨论

3.1 生物质炭添加量对土壤理化性质的影响

在本研究中,添加生物质炭可以显著改善红壤性水稻土的理化性状,提高养分有效利用率,随着生物质炭添加量的增加,土壤 pH、EC、有机质显著增加,而土壤有效磷及铵态氮在适量的生物质炭添加量范围内显著增加,这与相关分析的结果一致(表 3)。生物质炭长期氧化形成带有负电荷的基团且表面含有大量的离子和碱性物质,如 Ca、Mg、K、Na 等氧化物或碳酸盐化合物,添加到红壤性水稻土中,可以显著降低红壤酸度,增加红壤中 EC 含量。索龙等^[13]研究发现,添加生物质炭和秸秆显著提高土壤 pH、CEC、交换性盐基总量和盐基饱和度,可有效降低红壤酸度,提高交换性能。此外,生物质炭具有多孔结构和稳定的芳香化结构、比表面积大、含碳量高,可以在短期内显著增加土壤中有机质含量,改善红壤酸、瘦、粘等不良性质。张斌等^[14]研究也表明,在施氮肥条件下,添加生物质炭可以改善土壤肥力状况,提高土壤有机碳、全氮含量和 pH。但在本试验中有效磷和铵态氮的变化趋势说明生物质炭添加量应控制在合适的范围

内才能够快速释放土壤有效养分,提高红壤性水稻土土壤肥力,改善水稻种植环境。

3.2 生物质炭添加量对土壤重金属含量的影响

本研究表明,添加生物质炭可以改善红壤性水稻土土壤重金属污染状况,降低红壤中有效态 Cd、As 和 Pb 的含量。红壤性水稻土中有效态 Cd 和有效态 Pb 随生物质炭添加量的增加而减小,主要是因为生物质炭表面含有羟基、羧基等官能团,一方面促使土壤中的重金属离子形成金属氢氧化物、碳酸盐等络合物产生沉淀,同时增加了土壤表面活性位点;另一方面,生物质炭表面带有大量的负电荷,具有较高的电荷密度,富含含氧、含氮、含硫官能团,具有较大的阳离子交换量,可以增加土壤对重金属的静电吸附,吸附大量可交换态阳离子^[15-16]。此外,在红壤性水稻土中添加生物质炭可以在短期内提高土壤 pH 和有机质含量,降低重金属 Cd 和 Pb 在土壤中的移动性和土壤中有效态 Cd 和有效态 Pb 含量。汪宜敏等^[17]在研究玉米秸秆炭对红壤镉吸附及养分含量、赋存形态的影响中表明,玉米秸秆炭的施用能有效降低重金属污染土壤的环境风险,提高土壤质量;左静等^[18]研究

结果也表明,小麦秸秆生物炭可以降低碱性旱地土壤 Pb、Cd 的生物有效性。土壤有效态 As 含量随生物炭添加量的增加呈先增加后减少的趋势,主要是因为土壤有效态 As 在土壤中以阴离子(砷酸离子、亚砷酸离子)的状态存在,所以因施入生物炭而导致土壤 pH 升高从而导致土壤有效态 As 增加^[19],此外,也可能是因为土壤有效态 As 含量与土壤有效磷相关性显著($P < 0.05$),相关系数为 53.8%,而在红壤性水稻土中添加生物炭,增加了土壤有效磷的含量,从而间接增加了土壤有效态 As 含量,随着生物炭添加量的增加,土壤有效磷含量逐渐降低,土壤有效态 As 从而有了降低的趋势。在本试验中,土壤中有有效态 Cd、As 和 Pb 的变化趋势说明生物炭的添加必须要注意量的控制。生物炭在合适的范围内,可以有效的降低土壤中重金属含量,同时增加土壤养分含量,提高土壤质量。

3.3 生物炭添加量对土壤微生物生物量的影响

土壤有机质中的土壤微生物生物量所占比值小,但在生态系统中发挥着重要的作用,可用于评价土壤质量、衡量土壤重金属污染程度和指示土壤生态系统变化状况^[20-21]。本研究表明,添加生物炭可以有效增加土壤微生物生物量碳、氮,且随着生物炭添加量的增加表现为先增加后减少的趋势。这可能是因为生物炭巨大的比表面积及疏松多孔的结构,改善了土壤孔隙度,提高土壤团聚体稳定性,协调土壤水、肥、气、热的平衡,为微生物的生长繁殖提供了良好的生存条件,同时生物炭较高的含碳量及稳定的芳香结构可以提高土壤有机质含量,为微生物的生长提供长效养分。本试验中,添加生物炭降低了土壤中重金属含量,增加土壤有效磷和铵态氮含量,同时降低了一些对微生物有害的物质的含量,从而促进微生物的生长繁殖,提高微生物生物量。但随着生物炭添加量的增加,微生物生物量出现降低的情况,主要是因为随着生物炭添加量的增加,土壤中有有效磷、铵态氮也有所下降,而相关性分析表明,微生物生物量碳与有效磷和铵态氮呈显著正相关,因土壤有效磷与铵态氮含量的减少,导致微生物生物量碳也有所降低;而微生物生物量氮与微生物生物量碳存在显著的正相关,因而微生物生物量氮变化趋势与微生物生物量的变化趋势相似。章明奎等^[22]研究结果也证实了添加生物炭可在短时间内增加土壤微生物量生物量碳,但随着培养时间的增加,其微生物量碳逐渐下降,最终明显低于对照土壤(不施有机物料的处理)。综上所述,添加适量的生物炭可以改善土壤生态环境,增加土壤中微生物生物量。

4 结论

(1)添加适量的生物炭可以提高土壤肥力(如 pH、EC、有机质、有效磷及铵态氮),当生物炭添加量为 40 t/hm² 时,土壤 pH、EC 和有机质含量达到最大值,而有效磷和铵态氮含量分别在 10, 20 t/hm² 时达到最大值。

(2)随着生物炭添加量的增加,水稻土中微生物生物量碳、氮均表现出先增加后减少的趋势,在生物炭添加量为 20 t/hm² 时,微生物生物量碳、氮含量达到最大。

(3)添加适量的生物炭可以修复土壤重金属污染,土壤有效态 Cd 和 Pb 含量随着生物炭添加量的增加而减小,土壤有效态 As 含量随生物炭添加量的增加先增加后减小,均在生物炭添加量为 40 t/hm² 时达到最小值。

(4)相关分析表明,添加生物炭可以极显著的降低土壤 Cd 和 Pb 含量($P < 0.01$);途径分析表明生物炭主要是通过直接作用降低土壤有效态 Cd 含量,而土壤 pH、EC、有机质、微生物生物量碳、氮和有效磷主要是通过间接作用影响土壤中 Cd 的有效性。

参考文献:

- [1] 孔丝纺,姚兴成,张江勇,等. 生物炭的特性及其应用的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(4): 716-723.
- [2] 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.
- [3] Nelissen V, Saha B K, Ruyschaert G, et al. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 70(2): 244-255.
- [4] 李秋霞,陈效民,靳译文,等. 生物炭对旱地红壤理化性状和作物产量的持续效应[J]. 水土保持学报, 2015, 29(3): 208-213.
- [5] 张小凯,何丽芝,陆扣萍,等. 生物炭修复重金属及有机物污染土壤的研究进展[J]. 土壤, 2013, 45(6): 970-977.
- [6] 周建斌,邓丛静,陈金林,等. 棉秆炭对镉污染土壤的修复效果[J]. 生态环境学报, 2008, 17(5): 1857-1860.
- [7] 赵彤,蒋跃利,闫浩,等. 黄土丘陵区不同坡向对土壤微生物生物量和可溶性有机碳的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(8): 3223-3230.
- [8] 李想,吴耀国. 重金属污染对土壤微生物的影响[C]//中国地理学会 2006 年学术年会论文摘要集, 2006.
- [9] 段学军,闵航. Cd 胁迫下稻田土壤生物活性与酶活性综合研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3): 422-427.
- [10] 蒋艳梅. 重金属 Cu、Zn、Cd、Pb 复合污染对稻田土壤微生物群落结构与功能的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2007.

- [7] 杨子仪,吴景贵,张修玉,等. 不同类型有机物料对黑土中 Cu、Zn 含量及有效性的影响[J]. 水土保持学报, 2015,29(5):314-319.
- [8] 王凤仙. 长期施肥对黑土锌形态转化及其生物有效性的影响[D]. 哈尔滨:东北农业大学,2010.
- [9] 陆欣春,田宵鸿,杨习文,等. 氮锌配施对石灰性土壤锌形态及肥效的影响[J]. 土壤学报,2010,47(6):1202-1213.
- [10] 赵晓东,谢英荷,李廷亮,等. 植物对污灌区土壤锌形态的影响[J]. 应用与环境生物学报,2015,21(3):477-482.
- [11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业出版社,1999.
- [12] 魏孝荣,郝明德,田梅霞,等. 长期定位施 Zn 土壤-作物系统 Zn 分布特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2005,13(2):96-98.
- [13] 刘娟花,国春慧,陈艳龙,等. 锌肥种类和施用方式对土壤锌形态及有效性的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2017,45(4):149-156.
- [14] 郝佳丽,卜玉山,贾峥嵘,等. 不同有机物料与外源锌对土壤锌形态及生物有效性的影响[J]. 农业环境学报, 2015,32(3):263-268.
- [15] 王金鑫,危常州,王肖娟,等. 新疆石灰性土壤锌有效性及其影响因素[J]. 水土保持学报,2012,26(6):297-300,304.
- [16] 刘合满,张兴昌,苏少华,等. 黄土高原主要土壤锌有效性及其影响因素[J]. 农业环境科学学报,2008,27(3): 898-902.
- [17] 林蕾,陈世宝. 土壤中锌的形态转化、影响因素及有效性研究进展[J]. 农业环境科学学报,2013,31(3):221-229.
- [18] 商和平,李洋,张涛,等. 畜禽粪便有机肥中 Cu、Zn 在不同农田土壤中的形态趋势和有效性动态变化[J]. 环境科学,2015,36(1):314-324.
- [19] 红万友,周生路,赵其国,等. 江苏省昆山市农田土壤锌的形态组成及其影响因素研究[J]. 土壤通报,2013,44(1):1233-1239.
- [20] 高美荣,朱波,蒋明富,等. 石灰性紫色土中锌的形态分布及其影响因素[J]. 应用生态学报,1999,10(4):415-418.
- [21] Curtin D. Soil solution composition as affected by liming and incubation[J]. Soil Science Society of America Journal,1983,47(4):701-707.
- [22] 谢忠雷,杨伯玲,包国章,等. 茶园土壤锌的形态分布及其影响因素[J]. 农业环境科学学报,2006,25(增刊1): 32-36.
- [23] 高文文,刘景双,王洋,等. 有机质对冻融黑土重金属 Zn 赋存形态的影响[J]. 中国生态农业学报,2010,18(1):147-151.
- [24] 王浩,章明奎,有机质积累和酸化对污染土壤重金属释放潜力的影响[J]. 土壤通报,2009,40(3):538-541.
- [25] 关天霞,何红波,张旭东,等. 土壤中重金属元素形态分析方法及形态分布的影响因素[J]. 土壤通报,2011,4(2):503-512.
- [26] Kirkham M B. Cadmium in plant on pollution soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments[J]. Geoderma,2006,137(1/2):19-32.
- [27] 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.
- [28] 蒋廷惠,胡霁堂,秦怀英. 土壤中锌的形态分布及其影响因素[J]. 土壤学报,1993,30(3):260-266.
- [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.

(上接第 284 页)

- [11] 阎姝,潘根兴,李恋卿. 重金属污染降低水稻土微生物商并改变 PLFA 群落结构:苏南某地污染稻田的案例研究[J]. 生态环境学报,2008,17(5):1828-1832.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京:中国农业出版社,2000.
- [13] 索龙,潘凤娥,胡俊鹏,等. 秸秆及生物质炭对砖红壤酸度及交换性能的影响[J]. 土壤,2015,6(2):1157-1162.
- [14] 张斌,刘晓雨,潘根兴,等. 施用生物质炭后稻田土壤性质、水稻产量和痕量温室气体排放的变化[J]. 中国农业科学,2012,45(23):4844-4853.
- [15] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soil[J]. Soil Science Society of America Journal,2015,70(5):1719-1730.
- [16] 唐行灿,张民. 生物炭修复污染土壤的研究进展[J]. 环境科学导刊,2014,33(1):17-26.
- [17] 汪宜敏,唐豆豆,张晓辉,等. 玉米秸秆炭对红壤镉吸附及养分含量、赋存形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017,36(12):2445-2452.
- [18] 左静,陈德,郭虎,等. 小麦秸秆生物质炭对旱地土壤铅镉有效性及小麦、玉米吸收的影响[J]. 农业环境科学学报,2017,36(6):1133-1140.
- [19] Hofer W. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils[J]. Environmental Pollution,2011,159(12): 3269-3282.
- [20] Wang Q Y, Zhou D M, Long C, et al. Indication of soil heavy metal pollution with earthworms and soil microbial biomass carbon in the vicinity of an abandoned copper mine in Eastern Nanjing, China[J]. European Journal of Soil Biology,2009,45(3):229-234.
- [21] 盛浩,周萍,袁红,等. 亚热带不同稻田土壤微生物量碳的剖面分布特征[J]. 环境科学,2013,34(4):1576-1582.
- [22] 章明奎, Waleign D B, 唐红娟. 生物质炭对土壤有机质活性的影响[J]. 水土保持学报,2012,26(2):127-131.