

罗玉博,吕鑫航,刘文彬,等. 镁改性生物炭对酸化茶园土壤的改良效果[J]. 江苏农业科学,2025,53(6):231-239.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2025.06.030

镁改性生物炭对酸化茶园土壤的改良效果

罗玉博¹, 吕鑫航¹, 刘文彬¹, 杨 盼¹, 胡星磊¹, 马嘉伟², 柳 丹¹

(1. 浙江农林大学/省部共建亚热带森林培育国家重点实验室,浙江杭州 311300; 2. 浙江农林大学茶学与茶文化学院,浙江杭州 311300)

摘要:以酸化茶园土壤为研究对象,探究镁改性生物炭对酸化茶园土壤的改良效果,分析其对茶园土壤酸性、交换性镁及其动态变化的影响,为镁改性生物炭在茶园中的应用提供理论依据。采用室内土壤培养试验,设置不添加生物炭对照(CK)、普通生物炭(BC)和低、中、高浓度乙酸镁改性生物炭(Y1、Y2、Y3)5个处理,测定土壤pH值、有机质含量、交换性镁含量等相关指标。结果表明,酸化茶园土壤施用镁改性生物炭可以明显改善土壤酸化,与对照相比,土壤pH值平均提高0.12~2.41个单位,且效果明显好于未改性生物炭。施用生物炭后各处理土壤有机质含量较CK提高26.69~71.97 g/kg,镁改性生物炭显著降低酸化茶园土壤交换性酸总量和交换性 H^+ 、 Al^{3+} 含量,并显著提高土壤阳离子交换量(CEC)。施用镁改性生物炭提高了酸化茶园土壤盐基离子含量,土壤交换性镁含量增加12.29~23.57 cmol/kg,相较于普通生物炭,高浓度盐溶液浸渍改性生物炭对土壤交换性镁含量具有更好的调控效果。综上,1.5 mol/L乙酸镁溶液浸渍镁改性生物炭能够有效提高土壤有机质与镁素含量,缓解茶园土壤酸化,可作为新型茶园土壤改良材料。

关键词:茶园;改性生物炭;土壤改良;土壤酸化;土壤交换性镁

中图分类号:S156.6 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2025)06-0231-08

茶树是我国的主要经济作物之一,其种植面积在全球范围内位居第一^[1]。据国家统计局数据显示,2020年我国茶园种植面积321.67万hm²,占世界茶园总面积的62.1%,茶叶产量达293.18万t,占世界茶园产量的46.77%^[2]。镁是植物叶绿素的中心原子,也是作物生长必需的营养元素,直接参与茶树茶氨酸合成等酶促反应,影响茶树生长和茶叶品质形成^[3-4]。近些年,由于大量高强度的人为活动,导致茶园土壤酸化问题不断加剧,茶园土壤中 H^+ 含量不断增加,造成土壤盐基离子淋溶,土壤趋向酸化,镁淋失加剧,使得茶园土壤中镁贫乏,对茶树生长产生不利影响,从而限制了茶叶产量和品质的提高^[5-7]。一般认为,茶树生长适宜的土壤pH值为4.5~6.0,在土壤pH值下降到4.0时,会抑制茶树的正常生长^[5]。据统计,全国有52%的茶园土壤pH值低于4.5,且茶园土壤有效镁含量普遍较低,

其中73%左右的茶园有效镁含量在50 mg/kg^[4,8]。朱永兴等的研究表明,我国南部红壤丘陵地带由于气候潮湿且降雨频繁,以及氮肥的大量施用,土壤可溶性镁含量大量流失,使得茶园的有效镁含量和镁储量都有所减少,从而造成土壤酸化^[9]。因此,迫切需要探索出合适的改良方式以缓解和修复酸化茶园土壤,并提高土壤镁含量以满足茶树镁营养需求。

近年来,生物炭在酸化土壤改良方面得到了广泛应用。王义祥等的研究表明,生物炭比常用的石灰更能增强茶园土壤对酸的缓冲性能,并且长期施用能提高茶园土壤pH值^[10]。郑慧芬等研究发现,酸性红壤茶园中施用生物炭,可以有效改善土壤的酸碱环境和微生物活性,促进土壤养分转化^[11]。但传统生物炭由于其自身性质以及热解过程中产生的副产品,存在一定局限性,包括比表面积较小和表面官能团种类数量较有限等缺点^[12]。为了解决这些问题,国内外研究者通过物理、化学和生物学方法对传统生物炭进行改性,从而使生物炭的性质得到显著改善。此外,通过金属盐溶液浸渍改性后的生物炭,其表面还附着了一定量的金属氧化物,施用后能有效增加土壤盐基离子的含量,并进一步增加土壤保肥和供肥能力^[13]。茶树修剪是茶叶丰产的重要措施,修剪枝叶直接还园还会进一步加剧

收稿日期:2024-03-25

基金项目:国家自然科学基金(编号:32371543);浙江省高层次人才特殊支持计划(编号:2020R52026);浙江省“领雁”研发攻关计划(编号:2023C02020)。

作者简介:罗玉博(1997—),男,宁夏固原人,硕士研究生,研究方向为茶园土壤酸化改良。E-mail:1285733136@qq.com。

通信作者:马嘉伟,博士,讲师,主要从事茶园土壤健康培育、茶树废弃物资源化处理研究。E-mail:jiaowma@zafu.edu.cn。

茶园土壤的酸化程度,将修剪的茶树枝炭化后还园可缓解土壤酸化,常用盐溶液浸渍改性能将镁离子负载于生物炭,达到修复酸化茶园土壤,并提高土壤镁含量的目的^[6]。

施用生物炭可以有效改良茶园土壤酸化,但鲜有关于施用镁改性生物炭改良酸化茶园土壤的研究。因此,本研究通过测定镁改性生物炭试验后土壤酸性指标变化状况,探究镁改性生物炭对茶园土壤的改良效果,以期为酸化土壤改良材料制备提供实践基础,也为茶园废弃物资源化利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤于 2022 年 6 月采自浙江省杭州市临安区某茶园基地,该茶园茶树种植 10 年。该地区属于亚热带季风气候,全年平均气温 15.9 ℃,年均降水量 1 420 mm,土壤类型为红壤。按照“S”形多点混合采集 0~20 cm 表层土样,将土壤带回实验室自然风干,剔除土壤中石块与枯枝落叶等地表凋零物,并研磨过 2 mm 筛,充分混合后备用。供试土壤基本理化性质:土壤 pH 值 4.51,有机质含量为 12.30 g/kg,碱解氮含量为 32.93 mg/kg,有效磷含量为 27.67 mg/kg,速效钾含量为 67.33 mg/kg,交换性镁含量为 0.78 cmol/kg。

1.2 供试材料

供试生物炭采用浙江省杭州市临安区某茶园基地废弃茶树枝为制备原料,80 ℃烘干后,粉碎过 0.15 mm 筛,在 500 ℃厌氧条件下热解 2 h 制备而成。镁改性生物炭浸渍盐溶液购自国药集团化学试剂有限公司,其溶质为乙酸镁(分析纯,≥99.0%)。

1.2.1 普通生物炭的制备 收集茶树修剪后废弃的树枝,用蒸馏水冲洗 2~3 次,80 ℃烘干后,粉碎过 0.15 mm 筛,置于马弗炉中在 500 ℃厌氧条件下热解 2 h 制备而成,普通生物炭编号为 BC。

1.2.2 镁改性生物炭的制备 将茶树枝粉与乙酸镁溶液按料液比 1 g:10 mL 均匀混合,盐溶液浓度为低浓度 0.5 mol/L(Y1)、中浓度 1.0 mol/L(Y2)、高浓度 1.5 mol/L(Y3),混合物在振荡频率为 220 r/min、温度 30 ℃条件下振荡 1 h,密封浸渍 23 h,过滤,105 ℃下烘干,置于马弗炉(SGM·M6/10,西格马高温电炉有限公司,上海)中,在 500 ℃

厌氧条件下热解 2 h,炉冷至室温。将获得的产物使用研钵研磨,过 0.15 mm 筛,即制得镁改性生物炭。

1.3 试验设计

试验共设置 5 个处理,分别是对照(CK,不添加生物炭)、普通生物炭处理(BC)、乙酸镁改性生物炭处理[低浓度 0.5 mol/L(Y1)、中浓度 1.0 mol/L(Y2)、高浓度 1.5 mol/L(Y3)],所有生物炭均以 2% 质量比(*m/m*)添加,每个处理 3 次重复。风干后的土壤过 2 mm 筛,取 1 kg 土壤样品放入直径为 25 cm 的塑料盒(1 500 mL)中进行培养。将不同浓度改性制备的茶树枝生物炭施入土壤中,调节水分至田间持水量的 60%,在土壤表面覆盖多孔塑料薄膜,在 25 ℃培养箱中进行密闭培养,每 3~5 d 添加 1 次去离子水以保持初始含水量。在培养 1、7、15、30、60、90 d,随机选择每个处理的 3 个样本进行土壤收集,风干后过筛,测定土壤样品理化性质。

1.4 测定指标与方法

生物炭的理化性质及表征:用 pH 计(PHS-3E,雷磁,中国)测定生物炭的 pH 值;采用元素分析仪(Vario MICRO cube,杭州鼎良科技有限公司,中国)分析生物炭的 C、H、N 和 S 含量;利用 X 射线衍射仪(XRD)(D2 PHASER,布鲁克 AXS 公司,德国)表征生物炭的晶相结构;利用傅立叶变换红外光谱仪(FTIR)分析生物炭的表面官能团,扫描波长为 400~4 000 cm^{-1} (Nicolet 6700, Thermo, 美国);采用冷场发射扫描电子显微镜(CFESEM)(SU8010,株式会社日立高新技术,日本)和能谱仪(EDS)(EDAX,美国伊达克斯有限公司,美国)观察生物炭的形貌特征^[14]。

土壤样品分析方法参考《土壤农化分析》(第 3 版):土壤 pH 值的测定采用电位法,土水质量比为 1:2.5;土壤有机质含量用外加热重铬酸钾容量法测定;土壤阳离子交换量(CEC)用 1 mol/L 乙酸铵交换法测定;土壤交换性盐基离子用 1 mol/L 乙酸铵溶液浸提,提取液中的 Mg 含量用原子吸收分光光度法测定;土壤交换性酸含量采用 1 mol/L KCl 提取、NaOH 滴定法测定;交换性酸和交换性氢(H^+)含量的差值即为交换性铝(Al^{3+})含量^[15]。

1.5 数据处理

采用 Microsoft Excel 2019 及 SPSS 26.0 统计分析软件进行数据处理,使用 SPSS 26.0 的 Duncan's 检验法在 0.05 水平上进行显著性检验,并用 Origin 2018 软件进行作图。

2 结果与分析

2.1 生物炭的性质及表征

由生物炭改性前后的性质测定结果(表 1)可知,BC 和镁改性生物炭均显碱性,且 BC 的 pH 值最大,镁改性生物炭与 BC 相比 pH 值均降低。从元素组成分析来看,BC 的 C、N 和 S 含量最高,镁改性生物炭由于添加了改性盐溶液导致 C、N 和 S 含量降低。

表 1 生物炭的基本理化性质

| 处理 | pH 值 | C 含量 (%) | H 含量 (%) | N 含量 (%) | S 含量 (%) | H/C |
|----|--------------|----------|----------|----------|----------|------|
| BC | 10.72 ± 0.04 | 69.99 | 3.40 | 1.89 | 0.63 | 0.05 |
| Y1 | 10.71 ± 0.06 | 61.10 | 4.27 | 1.57 | 0.13 | 0.07 |
| Y2 | 10.59 ± 0.02 | 52.74 | 4.26 | 1.41 | 0.12 | 0.08 |
| Y3 | 10.60 ± 0.04 | 46.93 | 4.27 | 1.20 | 0.10 | 0.09 |

由生物炭 XRD 图谱(图 1)可知,在 $2\theta = 15^\circ \sim 25^\circ$ 之间形成了宽缓弥散峰及鼓包,这是由生物炭中脂肪链及许多无定型碳引起的; $2\theta = 26.5^\circ$ 为 SiO_2 的衍射峰位置,在 2θ 约为 29.5° 时出现明显的钾盐衍射峰。利用 XRD 对镁改性生物炭和未改性生物炭进行比较,结果显示,镁改性生物炭均在 2θ 约为 42.3° 、 42.5° 、 61.5° 和 61.9° 时有明显衍射峰,该峰为 MgO 的特征峰,这证明了镁离子已经成功负载于生物炭上。

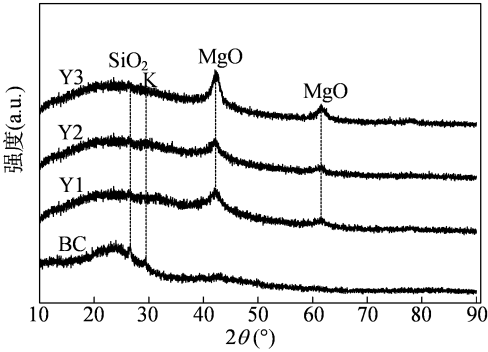


图 1 生物炭的 XRD 图谱

由红外光谱图(图 2)可知,生物炭表面含有大量的官能团,在 $3\,200 \sim 3\,700\text{ cm}^{-1}$ 处峰型较宽,是由于 $-\text{OH}$ 的收缩振动,且 $-\text{OH}$ 的收缩振动吸收峰在 $3\,127\text{ cm}^{-1}$ 处。生物炭在 $1\,620\text{ cm}^{-1}$ 处出现的吸收峰是由于 $-\text{COOH}$ 中的 $\text{C}=\text{O}$ 的收缩振动, $1\,400\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收峰是由于 $-\text{CH}_2$ 的收缩振动。通过镁改性后生物炭红外光谱图可知,镁改性生物炭的特征吸收峰并未消失,说明镁改性生物炭制备

过程中并不会改变生物炭的成分。并且在镁改性生物炭吸收曲线的 $3\,853\text{ cm}^{-1}$ 处出现了 $\text{Mg}-\text{OH}$ 的吸收峰,这说明有 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 出现在生物炭材料中。芳香炭 $\text{C}-\text{H}$ 面外弯曲振动在 $680 \sim 880\text{ cm}^{-1}$ 之间,镁改性生物炭在 845 cm^{-1} 处出现芳香炭 $\text{C}-\text{H}$ 的振动吸收峰,说明镁改性后生物炭结构可能发生部分变化,但是其中仍存在芳香炭结构。乙酸镁改性在 621 cm^{-1} 处增加了 $\text{Mg}-\text{O}$ 的吸收峰,通过生物炭的 FTIR 图谱证明了 MgO 已经成功负载在生物炭的表面。

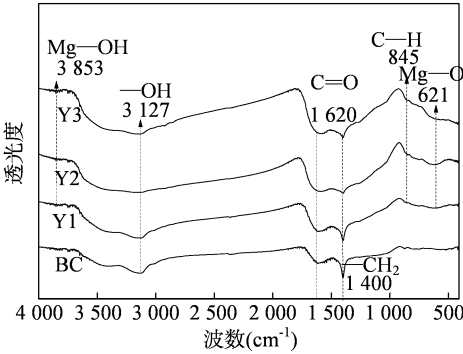


图 2 生物炭的 FTIR 图谱

从乙酸镁改性生物炭 SEM 图(图 3)可以看出,未改性生物炭(BC)呈不规则形状,表面布满孔隙,且面积大小不一。镁改性生物炭表面褶皱更加明显,孔隙增大,且均被 MgO 颗粒覆盖填满,生物炭表面附着了大量絮状 MgO 。从生物炭 EDS 能谱图(图 4)可以看出,改性后生物炭增加了 Mg 元素,这主要来源于生物炭改性的 $\text{Mg}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ 溶液,且随着镁盐溶液浓度增加 Mg 含量增加。通过镁改性使生物炭出现了更多功能性基团,与 FTIR 结果相吻合,SEM-EDS 结果证明了 MgO 已经成功负载在生物炭表面。

2.2 镁改性生物炭对茶园土壤 pH 值和有机质含量的影响

土壤 pH 值是土壤酸性强度的重要指标。不同处理下茶园土壤 pH 值的变化如图 5 所示,加入生物炭后,所有供试土壤的 pH 值均有所提高,土壤 pH 值平均提高 $0.12 \sim 2.41$ 个单位,其中添加镁改性生物炭效果明显好于未改性生物炭。土壤培养期间不同生物炭处理土壤 pH 值变化规律大体一致,总体呈现先升高后下降的变化趋势,且显著高于对照土壤的 pH 值,但是不同采样期各处理土壤 pH 值有所差异。Y3 处理土壤 pH 值在培养 7 d 时达到最大,与 CK 相比,提升了 2.41 个单位;BC、Y1

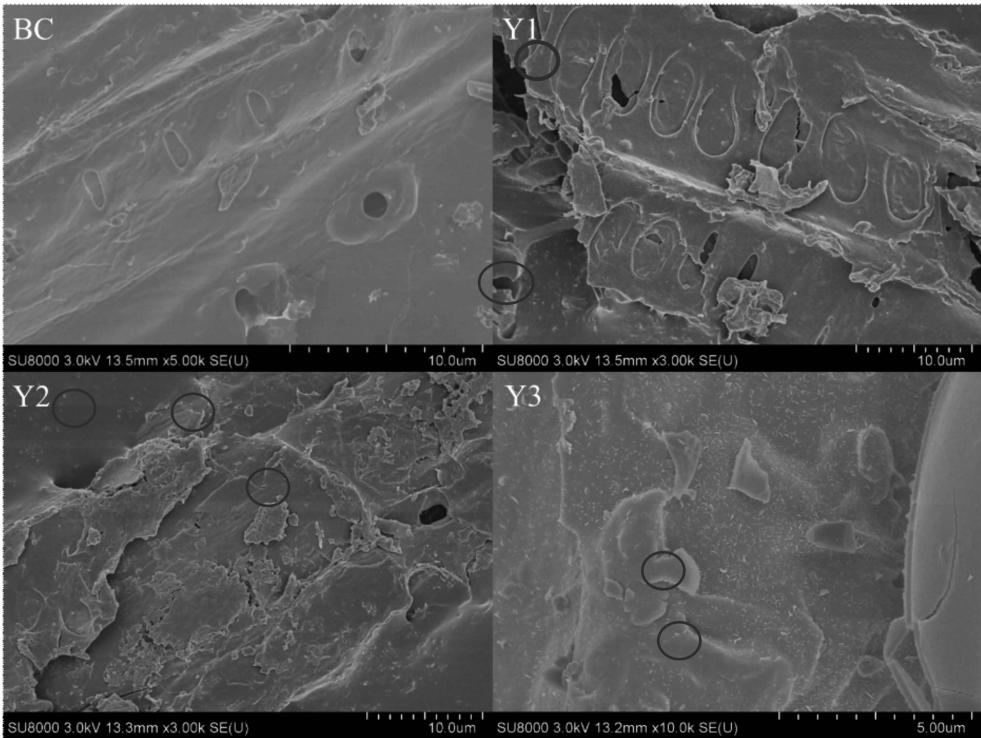


图3 生物炭的 SEM 图谱

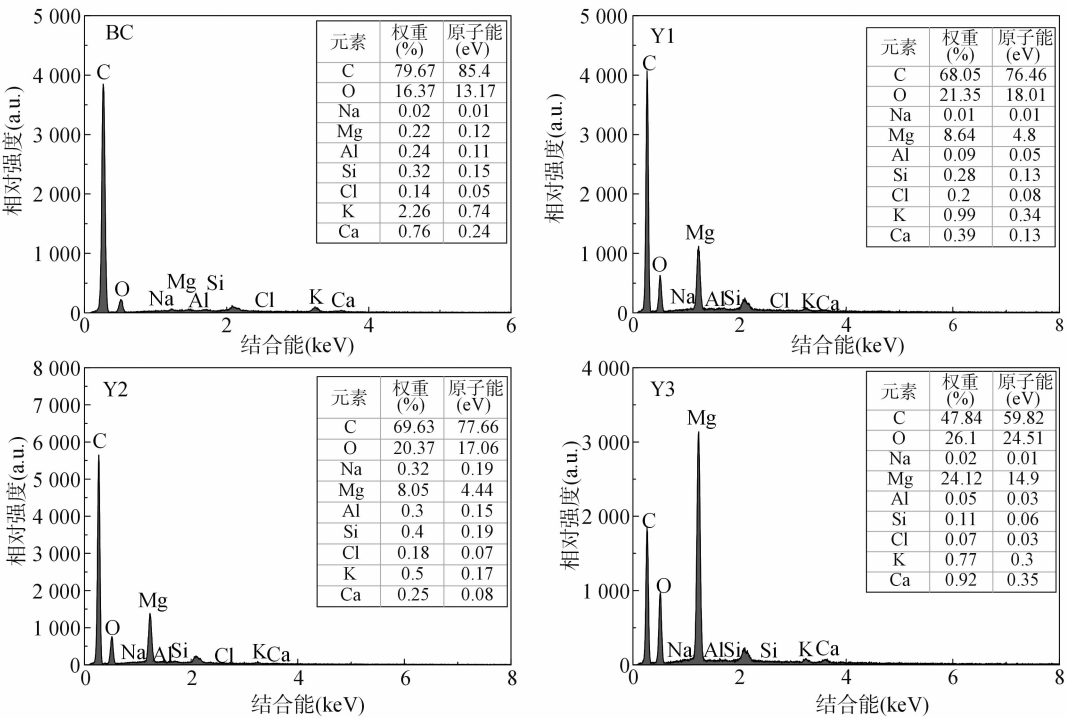
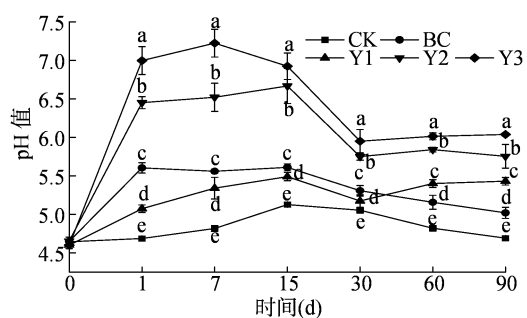


图4 生物炭的 EDS 能谱图

处理土壤 pH 值也在培养 15 d 时达到最大,与 CK 相比,分别提升 0.48、0.36 个单位;Y2 处理土壤 pH 值也在培养 15 d 时达到最大,与 CK 相比,提升 1.54 个单位。

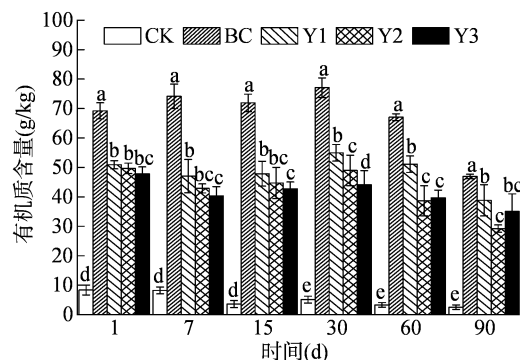
如图 6 所示,生物炭施用对酸化茶园土壤有机

质含量有着不同的影响,施用生物炭后土壤有机质含量较 CK 处理提高 26.69 ~ 71.97 g/kg,同时处理间土壤有机质含量有所差异。BC 处理土壤有机质含量在培养 30 d 时最高,与 CK 处理相比,显著提高 15.08 倍。在土壤培养 1、7、15、30 d 时乙酸镁改性



不同小写字母表示相同采样时间不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。图 8 同

图5 不同处理对酸化茶园土壤 pH 值的影响



柱上不同小写字母代表相同采样时期不同处理间具有显著性差异 ($P < 0.05$)。图 7、图 9 同

图6 不同处理对酸化茶园有机质含量的影响

生物炭处理土壤有机质含量均表现为低浓度 > 中浓度 > 高浓度。

2.3 镁改性生物炭对酸化茶园土壤交换性酸总量的影响

不同处理对酸化茶园土壤交换性酸含量的影响如图 7 所示,各生物炭处理较 CK 处理均能显著降低酸化茶园土壤交换性酸总量。土壤培养期间不同生物炭处理土壤交换性酸总量变化规律大体相似,总体呈现先下降后上升的变化趋势。CK 和 Y1 处理土壤交换性酸总量在土壤培养试验 1 d 时,下降到最低点。在土壤培养试验 15 d 时,BC、Y2 和 Y3 处理土壤交换性酸总量下降到最低点,生物炭处理(BC、Y1、Y2、Y3 处理,下同)较 CK 下降 0.99 ~ 5.42 cmol/kg,其中 BC 处理土壤交换性酸总量较 CK 处理显著降低 17.68%;镁改性生物炭处理土壤交换性酸总量较 BC 处理下降 4.02 ~ 4.42 cmol/kg。施用生物炭后 30 d 开始,土壤交换性酸总量开始上升;土壤培养试验 90 d 时,所有处理土壤交换性酸总量均达到最高,生物炭处理土壤交换性酸总量较 CK 下降了 1.20 ~ 5.86 cmol/kg,镁改性生物炭处理土壤交换性酸总量降低效果均表现为 Y3 > Y2 > Y1。由此说明,利用盐溶液制备改性生物炭的试验条件

下,随着盐溶液浓度的增高,制备的镁改性生物炭对土壤交换性酸总量的降低效果越为明显。

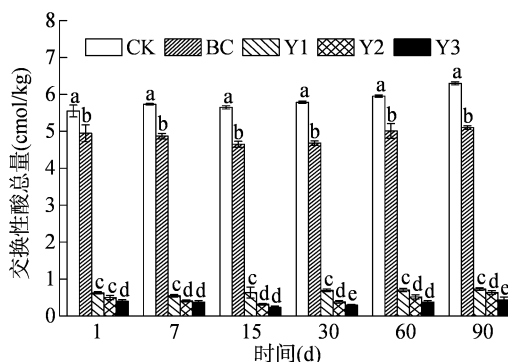


图7 不同处理对酸化茶园土壤交换性酸总量的影响

2.4 镁改性生物炭对酸化茶园土壤交换性氢和交换性铝含量的影响

由图 8 - A 可知,镁改性生物炭处理较 BC 处理土壤交换性 H^+ 含量下降 0.44 ~ 0.81 cmol/kg, Y1 处理在土壤培养 15 d 时下降至最低点, Y1 处理土壤交换性 H^+ 含量较 BC 处理显著降低 81.78%, Y3 处理在土壤培养 1 d 时下降至最低点,较 BC 处理显著降低 91.26%。由图 8 - B 可知,在土壤培养 30 d 时,BC、Y2 处理土壤交换性 Al^{3+} 含量下降至最低点,生物炭处理较 CK 土壤交换性 Al^{3+} 含量下降了 0.76 ~ 4.56 cmol/kg;镁改性生物炭处理较 BC 处理土壤交换性 Al^{3+} 含量下降 3.54 ~ 3.81 cmol/kg,分别显著降低 89.83%、96.61% 和 95.02%。由此可见,酸化茶园土壤中施用生物炭均能显著降低土壤交换性 H^+ 和 Al^{3+} 含量,且相较于普通生物炭,高浓度盐溶液浸渍改性生物炭对土壤交换性 H^+ 和 Al^{3+} 含量具有更好的调控效果。

2.5 镁改性生物炭对酸化茶园土壤阳离子交换量(CEC)的影响

不同处理对土壤 CEC 的影响如图 9 所示。各处理在土壤培养期内均呈现波浪式变化,但不同采样期各处理 CEC 具有一定差异。除 Y1 处理外,各处理土壤 CEC 均在培养 7 d 时上升至最高点,生物炭处理的土壤 CEC 较 CK 处理提高 0.42 ~ 8.38 cmol/kg,镁改性生物炭处理的土壤 CEC 较 BC 处理提高 3.89 ~ 7.96 cmol/kg, Y2 和 Y3 处理的土壤 CEC 较 BC 处理显著提高 122.17% 和 131.91%; Y1 处理在培养 90 d 时上升至最高点, Y1 处理土壤 CEC 较 BC 处理显著提高 71.07%。由此可见,酸化茶园土壤中施用生物炭均能显著提高土壤 CEC,且相较于普通生物炭,高浓度盐溶液浸渍改性生物炭对土壤 CEC 具

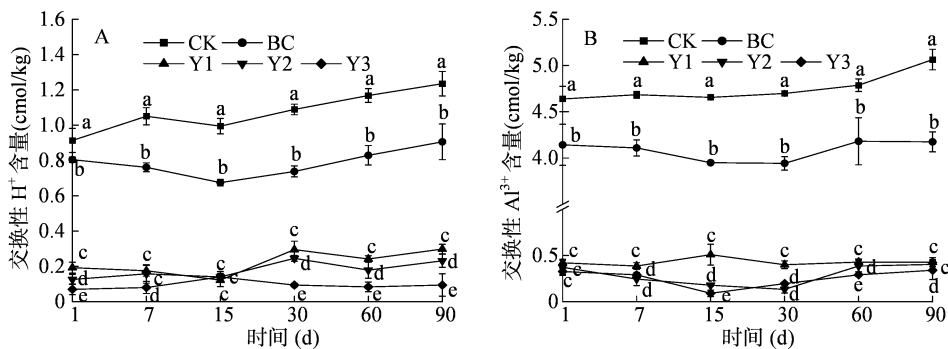


图8 不同处理对酸化茶园土壤交换性氢量和交换性铝量的影响

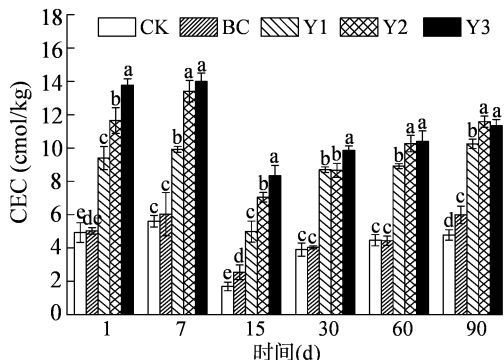


图9 不同处理对酸化茶园土壤阳离子交换量(CEC)的影响

有更好的调控效果。

2.6 镁改性生物炭对酸化茶园土壤交换性镁含量的影响

镁改生物炭能够显著提高酸化茶园土壤交换

性镁的含量。由表 2 可知,与 CK 处理相比,镁改性生物炭处理土壤交换性镁含量增加 12.29 ~ 23.57 cmol/kg。不同采样期各处理土壤交换性镁含量具有一定差异,Y1 处理土壤交换性镁含量在培养 90 d 时达到最大,较 CK 处理显著提高 13.85 cmol/kg,较 BC 处理显著提高 13.70 cmol/kg; Y2 和 Y3 处理在培养 1 d 时最大,较 CK 处理分别显著提高 19.72、23.57 cmol/kg,较 BC 处理分别显著提高 19.69、23.54 cmol/kg。总体而言,镁改性生物炭处理较 CK 和 BC 处理均能显著提高土壤交换性镁含量,且相较于普通生物炭,高浓度盐溶液浸渍改性生物炭(Y3)对土壤交换性镁含量具有更好的调控效果。

表 2 不同处理对茶园土壤交换性镁含量的影响

| 处理 | 交换性镁含量 (cmol/kg) | | | | | |
|----|------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | 1 d | 7 d | 15 d | 30 d | 60 d | 90 d |
| CK | 0.78 ± 0.014d | 0.81 ± 0.247d | 0.82 ± 0.236d | 0.81 ± 0.178d | 0.61 ± 0.006d | 1.02 ± 0.069d |
| BC | 0.81 ± 0.034d | 1.09 ± 0.391d | 0.80 ± 0.062d | 0.96 ± 0.126d | 0.70 ± 0.007d | 1.17 ± 0.063d |
| Y1 | 13.08 ± 0.226c | 13.48 ± 0.451c | 13.43 ± 0.363c | 13.10 ± 0.376c | 13.37 ± 0.094c | 14.87 ± 0.391c |
| Y2 | 20.50 ± 0.267b | 18.58 ± 0.661b | 18.46 ± 0.380b | 17.15 ± 0.231b | 17.21 ± 0.089b | 18.22 ± 0.324b |
| Y3 | 24.35 ± 0.548a | 23.27 ± 0.654a | 22.59 ± 0.767a | 19.49 ± 0.595a | 19.30 ± 0.378a | 20.08 ± 0.150a |

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 镁改性生物炭对茶园土壤 pH 值和有机质含量的影响

施加生物炭可以显著提升土壤 pH 值,袁金华等研究发现,制备的稻壳炭中含有碱性物质,施用

用生物炭均能提高茶园土壤 pH 值,其原因是生物炭本身呈碱性、含有碱性基团,施入土壤后可以中和土壤溶液中含有的 H^+ ,这与谢国熊等的研究结果^[18-19]一致。生物炭施用一段时间后,茶园土壤 pH 值开始下降,这可能与有机质中的氮被微生物转化为氨氮和氨根离子(NH_4^+)并进一步硝化释放出 H^+ 有关^[20]。本研究还发现,由于镁改性生物炭比未改性生物炭具有更高的比表面积,含有可溶解的碱性基物质^[21],能吸附土壤溶液中的 H^+ ,提高土壤盐基离子含量^[22],对茶园土壤 pH 值改善效果更

明显。蒋艳红等通过模型系数显著性检验发现,镁盐溶液浓度对所制备的生物炭影响显著,而本研究发现,镁盐溶液浓度越高,其改性生物炭对酸化茶园土壤 pH 值的提高效果越好,这是因为镁改性生物炭较未改性生物炭,增大了孔隙度和比表面积,还增加了生物炭碱性基团的数量,使其施入土壤后能更有效地中和土壤溶液中的 H^+ [23]。

有机质是土壤的重要组成部分,土壤有机碳是构成有机质的主要元素之一,提高有机碳库组分有利于土壤有机质和土壤肥力的提高[24-25]。有研究表明,向土壤中直接添加作物秸秆、有机肥等农林废弃有机物,以及其制备的生物炭可以提高土壤有机碳含量[26]。本试验中向茶园土壤中施用的生物炭,其本身属于高含碳量的生物质材料,直接施入茶园土壤中相当于向土壤中直接输入了大量有机碳,有利于增加土壤有机质的积累,这与许多研究结果相似。如,李明等的研究表明,水稻和玉米秸秆炭均可以改良红壤水稻土的酸度,提高土壤有机碳和土壤养分含量[27]; Xu 等通过在毛竹林进行长期田间试验发现,施用生物炭能够提高毛竹林土壤总碳储量,从而促进毛竹林生态系统固碳能力[28]。生物炭作为一种富碳的生物质材料,起到了显著的固碳增汇作用[29]。本试验还发现,未改性生物炭提升酸化茶园土壤有机质含量的效果比镁改性生物炭好,这是由于镁改性生物炭自身碳含量相对于未改性生物炭较低[30]。对于酸化程度高、有机质含量较少的茶园土壤,利用生物炭的特性进行改良,可以显著降低土壤酸度,同时增加茶园土壤有机质含量[31-32]。

3.2 镁改性生物炭对茶园土壤交换性酸含量的影响

土壤交换性酸是土壤潜性酸,是土壤酸度的容量指标之一[33]。本试验中,茶园土壤中添加生物炭,能够有效降低土壤交换性酸总量、交换性 H^+ 和 Al^{3+} 含量。Wang 等通过在强酸性茶园土壤中添加秸秆生物炭后,发现可以显著降低土壤交换性酸总量和交换性铝含量[34]。这是由于生物炭自身呈碱性,并且含有丰富的盐基离子,添加到土壤后,能够在提高土壤交换性盐基离子含量的同时,增强盐基离子与交换性 H^+ 和 Al^{3+} 的交换作用,从而降低了土壤交换性酸的含量[35]。有研究表明,生物炭不仅可以减轻土壤交换性酸度和铝的毒害,还因其具有较强的吸附作用和类石灰效应,使其在缓解铝毒方面也具有一定功效[36]。本试验中,在土壤培养后

期,土壤交换性 H^+ 和 Al^{3+} 含量开始上升,从而导致土壤交换性酸总量迅速上升。其原因是 NH_4^+ 硝化产生 H^+ [25],导致越来越多的 H^+ 被吸附在土壤胶体表面,当吸附的 H^+ 超过一定限度时,这些胶粒的晶体结构就会遭到破坏,释放出 Al^{3+} 变为交换性 Al^{3+} ,从而导致土壤中交换性 H^+ 和 Al^{3+} 含量的增加,这与段春燕等的研究结果[37]一致。本研究发现,镁改性生物炭较未改性生物炭对土壤交换性酸总量和交换性 H^+ 、 Al^{3+} 含量具有更好的调控效果,且随着乙酸镁浓度的增高,镁改性生物炭对土壤交换性酸总量和交换性 H^+ 、 Al^{3+} 含量的降低效果越为明显。这是由于镁改性生物炭较未改性生物炭具有更高的比表面积和孔隙度,富含大量盐基离子,使其具有更强的中和吸附能力,可以更有效地交换胶体上 H^+ 和 Al^{3+} (图 3)。这与孟庆瑞等镁改性生物炭较原生物炭具有更高的 pH 值、比表面积和孔隙度的研究结果[38]一致。

3.3 镁改性生物炭对茶园土壤阳离子交换量和交换性镁含量的影响

土壤阳离子交换量(CEC)是土壤所能吸附和交换的阳离子的容量,是土壤的一个很重要的化学性质[39]。土壤交换性镁是土壤盐基物质的重要组成部分,土壤阳离子交换量(CEC)直接反映了土壤的保肥、供肥性能和缓冲能力,同时也是进行土壤分类的重要指标[40]。本试验中,施用生物炭均能显著提高土壤 CEC,且相较于普通生物炭,高浓度乙酸镁(1.5 mol/L)改性生物炭对土壤 CEC 具有更好的调控效果,这与先前多数研究结果[41]一致。由于生物炭是高温厌氧裂解而成的碱性物质,其本身具有较高的灰分含量,施用在土壤中能够有效提高土壤 CEC。同时生物炭中含有大量的盐基离子,施入土壤后生物炭表面被氧化形成羰基和酚基等含氧的官能团,从而增加土壤 CEC 吸附位点[42]。本研究发现,土壤中添加镁改性生物炭,可以显著提高土壤交换性镁含量,说明负载在生物炭上的镁元素在土壤中转化成为交换性 Mg^{2+} ,与黄瑞添加改性生物炭改良土壤并提高土壤镁含量的结果[43]相似。戴中民研究发现,通过混合原料制备的改性生物炭,能够提高土壤的 pH 值、盐基离子和 pH 缓冲性能,并降低土壤的交换态铝浓度[44]。覃纤纤使用镁改性生物炭进行室内模拟土壤试验,发现不同热解温度制备的镁改性生物炭,与未改性生物炭相比,不仅孔隙度更大,还具有较多的一OH 和—COOH

官能团,在降低土壤酸度的同时,能有效提高土壤肥力、土壤交换性钙镁含量^[45]。

4 结论

茶园土壤中施用乙酸镁改性生物炭,能够显著提高土壤 pH 值、有机质含量,显著降低土壤交换性酸总量、交换性 H^+ 量并减缓铝毒危害。与普通生物炭相比,镁改性生物炭提高了土壤 CEC、盐基离子和交换性镁含量。综合考虑,酸化茶园土壤中施用高浓度乙酸镁溶液浸渍(1.5 mol/L)改性生物炭,不仅能够提高土壤 pH 值及有机质含量,有效降低土壤酸度,提供茶树生长所需要的镁元素,在酸化茶园土壤改良和促进茶树生长方面具有较好的应用前景。

参考文献:

- [1] 倪康,廖万有,伊晓云,等. 我国茶园施肥现状与减施潜力分析[J]. 植物营养与肥料学报,2019,25(3):421-432.
- [2] 国家统计局,生态环境部. 中国环境统计年鉴(2021)[M]. 北京:中国统计出版社,2021.
- [3] 齐志明,冯松毅. 2021 年全国茶叶内销总量突破 230 万吨[J]. 中国食品工业,2022(4):63-65.
- [4] 张群峰,倪康,伊晓云,等. 中国茶树镁营养研究进展与展望[J]. 茶叶科学,2021,41(1):19-27.
- [5] 贾宽宽,舒英格,张忠梁,等. 基于 CNKI 数据库的茶园土壤酸化文献计量分析[J]. 中国农学通报,2021,37(20):119-125.
- [6] 朱悦蕊,胡云飞,梁扬雪,等. 钾、镁肥处理下酸化茶园土壤钾镁的交互效应[J]. 江苏农业科学,2023,51(9):240-246.
- [7] Kunito T, Isomura I, Sumi H, et al. Aluminum and acidity suppress microbial activity and biomass in acidic forest soils[J]. Soil Biology and Biochemistry,2016,97:23-30.
- [8] 张翔宇,尹彤云,周少奇,等. 中国植茶省份茶园土壤酸化现状分析[J]. 贵州科学,2022,40(3):81-85.
- [9] 朱永兴,陈福兴. 南方丘陵红壤茶园的镁营养[J]. 茶叶科学,2000,20(2):95-100.
- [10] 王义祥,黄家庆,叶菁,等. 生物炭对酸化茶园土壤性状和真菌群落结构的影响[J]. 茶叶科学,2021,41(3):419-429.
- [11] 郑慧芬,吴红慧,翁伯琦,等. 施用生物炭提高酸性红壤茶园土壤的微生物特征及酶活性[J]. 中国土壤与肥料,2019(2):68-74.
- [12] Bardestani R, Kaliaguine S. Steam activation and mild air oxidation of vacuum pyrolysis biochar[J]. Biomass and Bioenergy,2018,108:101-112.
- [13] 胡龙龙,曹勇,胡友彪. 改性生物炭的制备及其环境应用进展[J]. 江苏农业科学,2020,48(21):46-52.
- [14] 杨育红,寇丽栋,范庆峰,等. 镁改性污泥基生物炭去除水中磷和抗生素[J]. 中国环境科学,2022,42(9):4137-4144.
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社,2000.
- [16] 袁金华,徐仁扣. 稻壳制备的生物炭对红壤和黄棕壤酸度的改良效果[J]. 生态与农村环境学报,2010,26(5):472-476.
- [17] 蒋梦蝶,何志龙,孙赞,等. 尿素和生物质炭对茶园土壤 pH 值及 CO_2 和 CH_4 排放的影响[J]. 农业环境科学学报,2018,37(1):196-204.
- [18] 谢国雄,王道泽,吴耀,等. 生物质炭对退化蔬菜地土壤的改良效果[J]. 南方农业学报,2014,45(1):67-71.
- [19] 吴敏,韦家少,孙海东,等. 生物质炭对橡胶园土壤酸度及交换性能的影响[J]. 中国农业科技导报,2017,19(3):98-107.
- [20] 王宁,李九玉,徐仁扣. 三种植物物料对两种茶园土壤酸度的改良效果[J]. 土壤,2009,41(5):764-771.
- [21] Yuan J H, Xu R K. Effects of biochars generated from crop residues on chemical properties of acid soils from tropical and subtropical China[J]. Soil Research,2012,50(7):570-578.
- [22] 李荣林,黄继超,黄欣卫,等. 生物炭对茶园土壤酸性和土壤元素有效性的调节作用[J]. 江苏农业科学,2012,40(12):345-347.
- [23] 蒋艳红,叶成慧,林慕雨丹,等. 负载镁香蕉茎秆基生物炭的制备与表征[J]. 环境科学与技术,2018,41(10):56-61.
- [24] 孙凯,崔玉涛,李顺晋,等. 不同有机物料施用对菜地磷累积和转化的影响[J]. 环境科学,2024,45(5):2871-2880.
- [25] Liang B Q, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil[J]. Organic Geochemistry,2010,41(2):206-213.
- [26] 孔健健,李梦,齐楠,等. 模拟冻融循环作用下添加秸秆对土壤氮动态的影响[J]. 沈阳师范大学学报(自然科学版),2022,40(6):527-534.
- [27] 李明,李忠佩,刘明,等. 不同秸秆生物炭对红壤性水稻土养分及微生物群落结构的影响[J]. 中国农业科学,2015,48(7):1361-1369.
- [28] Xu L, Fang H Y, Deng X, et al. Biochar application increased ecosystem carbon sequestration capacity in a Moso bamboo forest[J]. Forest Ecology and Management,2020,475:118447.
- [29] 江福英,吴志丹,尤志明,等. 生物黑炭对茶园土壤理化性状及茶叶产量的影响[J]. 茶叶学报,2015,56(1):16-22.
- [30] Liu L J, Sun C L, Liu X X, et al. Effect of calcium cyanamide, ammonium bicarbonate and lime mixture, and ammonia water on survival of *Ralstonia solanacearum* and microbial community[J]. Scientific Reports,2016,6:19037.
- [31] Wang J, Zhang B B, Tian Y, et al. A soil management strategy for ameliorating soil acidification and reducing nitrification in tea plantations[J]. European Journal of Soil Biology,2018,88:36-40.
- [32] Le V S, Herrmann L, Hudek L, et al. How application of agricultural waste can enhance soil health in soils acidified by tea cultivation: a review[J]. Environmental Chemistry Letters,2022,20(1):813-839.
- [33] 许中坚,刘广深,刘维屏. 人为因素诱导下的红壤酸化机制及其防治[J]. 农业环境保护,2002,21(2):175-178.
- [34] Wang L, Butterly C R, Wang Y, et al. Effect of crop residue biochar on soil acidity amelioration in strongly acidic tea garden soils[J]. Soil Use and Management,2014,30(1):119-128.
- [35] Zhang X M, Guo J H, Vogt R D, et al. Soil acidification as an additional driver to organic carbon accumulation in major Chinese croplands[J]. Geoderma,2020,366:114234.

李晓春,毕文龙,王仁飞. 丛枝菌根真菌和生物炭对亚麻根系发育、汞吸收及土壤理化性质的影响[J]. 江苏农业科学,2025,53(6):239-247.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2025.06.031

丛枝菌根真菌和生物炭对亚麻根系发育、汞吸收及土壤理化性质的影响

李晓春¹, 毕文龙², 王仁飞³

(1. 山西职业技术学院,山西太原 237016; 2. 山西农业大学资源环境学院,山西太原 030031; 3. 中国环境保护集团有限公司,北京 100006)

摘要:为探究重金属汞污染下 AM 真菌和生物炭联合促进植物根系发育、汞吸收及改善土壤环境的作用,在土壤汞浓度 0、20 mg/kg 下设置对照(CK)、接种 AM 真菌异形根胞囊霉(RI)处理、添加生物炭(BC)处理以及二者复合(RI+BC)处理,共 8 个处理。结果表明,重金属汞胁迫下,亚麻生长受到抑制,矿质元素吸收量减小,土壤微生物碳、氮含量减少,相关土壤酶活性降低,BC 处理能够帮助 AM 真菌侵染亚麻根系,显著提高 AM 真菌侵染率以及土壤孢子数量($P<0.05$)。20 mg/kg 汞浓度下,AM 真菌或生物炭处理均可以提高亚麻根系活力并改善根系形态结构,增加亚麻株高、茎粗和生物量;与 CK 相比,RI+BC 处理亚麻叶片氮、磷、钾、钙含量分别显著增加 50.6%、40.4%、111.6% 和 19.4%;土壤微生物量碳、氮含量分别显著增加 65.6% 和 85.0%;土壤过氧化氢酶、蔗糖酶、多酚氧化酶、酸性磷酸酶和脱氢酶的活性分别显著提高 15.4%、35.7%、33.3%、34.5% 和 10.3%;土壤 pH 值、速效氮含量、速效钾含量、速效磷含量和有机质含量分别较 CK 显著增加 7.1%、183.3%、30.6%、92.1% 和 54.5%。此外,AM 真菌或生物炭处理能够降低汞的转运系数,而增加亚麻根系对汞的富集系数。由此可知,AM 真菌或生物炭处理能够通过改善土壤理化性质以及土壤微生物碳、氮含量,增加土壤相关酶活性并改善植物根系结构,进而增强亚麻根系对汞的富集能力,而降低转运系数,减少地上部的汞积累,降低毒害作用,促进植物生长,且以 RI+BC 处理的效果最好,从而为 AM 真菌-生物炭在植物修复重金属汞污染土壤治理中的应用提供技术支持。

关键词:亚麻;丛枝菌根真菌;生物炭;汞胁迫;土壤酶;理化性质;根系

中图分类号:X53;S154 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2025)06-0239-09

重金属汞污染的严重性和复杂性远超常规污

染物,甚至在某些方面超过持久性有机污染物^[1]。与其他有机有毒化合物污染不同的是,汞能够在大气环境中长期存在,并进行远距离迁移,最终通过大气沉降和降水等方式进入生态系统中。有研究表明,全球人为汞排放总量在 2010—2015 年间增加了 202 t,平均以每年 1.8% 的速度增长,随着城镇化

收稿日期:2024-04-01

基金项目:国家自然科学基金(编号:31901478);山西省自然科学基金(编号:201901D211353)。

作者简介:李晓春(1989—),男,山西吕梁人,硕士,研究方向为环境工程技术。E-mail:Hangm231115@yeah.net。

[36] Wan Q, Mi Y H, Yang Y Y, et al. Aluminum-enhanced proton release associated with plasma membrane H^+ -adenosine triphosphatase activity and excess cation uptake in tea (*Camellia sinensis*) plant roots[J]. *Pedosphere*, 2018, 28(5): 804-813.

[37] 段春燕,沈育伊,徐广平,等. 桉树枝条生物炭输入对桂北桉树人工林酸化土壤的作用效果[J]. *环境科学*, 2020, 41(9): 4234-4245.

[38] 孟庆泓,崔心红,朱义,等. 载氧化镁水生植物生物炭的特性表征及对水中磷的吸附[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(8): 2960-2967.

[39] 于耀泓,刘悦,王艺颖,等. 鹅凰嶂山地雨林土壤阳离子交换量和交换性盐基离子分布特征[J]. *土壤通报*, 2022, 53(6): 1341-1349.

[40] 李艳春,李兆伟,王义祥. 4 种植物物料改良茶园土壤酸度的效果[J]. *江苏农业科学*, 2021, 49(3): 204-209.

[41] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5): 1719-1730.

[42] 卜晓莉,薛建辉. 生物炭对土壤环境及植物生长影响的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(3): 535-540.

[43] 黄瑞. 钙/镁改性生物炭对柑橘园土壤有机碳固持的影响及机理[D]. 桂林:广西师范大学,2023.

[44] 戴中民. 生物炭对酸化土壤的改良效应与生物化学机理研究[D]. 杭州:浙江大学,2017.

[45] 覃纤纤. 不同热解温度镁改性生物炭的制备及对土壤化学性质和酶活性的影响[D]. 南宁:广西大学,2021.