生物炭协同耐盐作物提高滨海滩涂盐土有效磷含量

夏晓雪, 潘姗, 余畅, 李明艳, 窦祺翔, 刘新

引用本文:
夏晓雪, 潘姗, 余畅, 等. 生物炭协同耐盐作物提高滨海滩涂盐土有效磷含量[J]. 农业环境科学学报, 2025, 44(12): 3190-3199.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2024-1112

夏晓雪, 潘姗, 余畅, 等. 生物炭协同耐盐作物提高滨海滩涂盐土有效磷含量[J]. 农业环境科学学报, 2025, 44(12): 3190-3199.
XIA X X, PAN S, YU C, et al. Biochar synergizes with salt tolerant crops to increase available phosphorus content in coastal mudflat saline soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2025, 44(12): 3190-3199.

开放科学 OSID

生物炭协同耐盐作物提高滨海滩涂盐土有效磷含量

夏晓雪, 潘姗, 余畅, 李明艳, 窦祺翔, 刘新*

(南京林业大学生态与环境学院, 南京 210037)

摘　要: 本研究旨在探讨生物炭与耐盐作物对滨海滩涂盐土中有效磷含量及土壤理化性质、微生物多样性的协同调控作用,明确盐土磷素活化的关键机制,以提升滩涂资源的利用效率。试验选取江苏盐城滨海滩涂区域,设置6个处理组,包括不施生物炭不种植耐盐作物的对照(CK)、施生物炭(BC)、种植耐盐作物[燕麦(ZW1)和高粱(ZW2)]以及生物炭与耐盐作物[燕麦(V1)和高粱(V2)]联合处理。通过田间试验,测定土壤的理化性质、微生物多样性、碱性磷酸酶(ALP)活性及有效磷含量,并采用冗余分析与偏最小二乘结构方程模型(PLS-SEM)解析各因素间的相互作用。结果表明:生物炭与耐盐作物联合处理(V1和V2)显著降低了土壤pH和EC,提升了含水率、孔隙度和阳离子交换量,分别使土壤有机质、全磷和有效磷含量提升了603.5%、447.5%和491.0%;微生物群落中,变形菌门丰度显著增加,与ALP活性(提高184%)呈正相关,是促进磷活化的关键菌群。PLS-SEM模型表明,土壤理化性质通过直接路径(路径系数0.693 1)和间接路径(微生物群落0.867 7和ALP活性0.082 9)共同调控有效磷含量。研究表明,生物炭与耐盐作物协同作用可显著改善土壤理化性质、激活微生物功能并提高磷素有效性。

关键词: 滨海滩涂盐土;生物炭施用;耐盐作物;碱性磷酸酶;微生物多样性;有效磷

中图分类号: S156.4;X144　　**文献标志码:** A　　**文章编号:** 1672-2043(2025)12-3190-10　　doi:10.11654/jaes.2024-1112

Biochar synergizes with salt tolerant crops to increase available phosphorus content in coastal mudflat saline soil

XIA Xiaoxue, PAN Shan, YU Chang, LI Mingyan, DOU Qixiang, LIU Xin*

(College of Ecology and Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China)

Abstract: The purpose of this study was to explore the synergistic regulation of biochar and salt tolerant crops on the available phosphorus content, soil physical and chemical properties, and microbial community in coastal mudflat saline soil, and to clarify the key mechanism of phosphorus activation in saline soil, so as to improve the utilization efficiency of mudflat resources. Six treatment groups were set up in the coastal mudflat area of Yancheng, Jiangsu Province, including CK without biochar and milk salt crops, BC with biochar, salt tolerant crops (oats ZW1 and sorghum ZW2), and the combined treatment of biochar and salt tolerant crops (oats V1 and sorghum V2). Through field experiments, the physical and chemical properties, microbial diversity, alkaline phosphatase (ALP) activity, and available phosphorus content of the soil were determined. Redundancy analysis and partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM) were used to analyze the interactions between various factors. The results showed that the combined treatment of biochar and salt tolerant crops (V1 and V2) significantly reduced soil pH and EC, increased water content, porosity, and cation exchange capacity, and increased soil organic matter, total phosphorus, and available phosphorus content by 603.5%, 447.5%, and 491.0%, respectively. In the microbial community, the abundance of Proteobacteria significantly increased, which was positively correlated with alkaline phosphatase activity (increased by

收稿日期: 2024-11-12　　**录用日期:** 2025-04-28

作者简介: 夏晓雪(1999—),女,新疆石河子人,硕士研究生,研究方向为滨海滩涂改良。E-mail:1304798778@qq.com

***通信作者:** 刘新　E-mail:xin163mail@163.com

基金项目: 江苏省"碳达峰碳中和"科技创新专项资金项目(BE2022305);江苏省林业科技创新项目(LYKJ〔2022〕02)

Project supported: Research and Development Foundation of Jiangsu Province, China (BE2022305); Project by Jiangsu Forestry Science and Technology Innovation (LYKJ〔2022〕02)

184%) and was a key microbial group promoting phosphorus activation. The PLS-SEM model indicates that soil physicochemical properties jointly regulate the available phosphorus content through direct pathways (path coefficient 0.693 1) and indirect pathways (microbial community 0.867 7 and alkaline phosphatase activity 0.082 9). The synergistic effect of biochar and salt tolerant plants can significantly improve the physical and chemical properties of soil, activate microbial functions and improve phosphorus availability, providing scientific basis and technical.

Keywords: coastal mudflat saline soil; biochar applications; salt tolerant crops; alkaline phosphatase; microbial diversity; available phosphorus

江苏盐城滨海滩涂面积占我国滩涂总面积的25%[1],其作为江苏省重要的后备耕地资源有着极大的开发利用潜力。然而,当前滨海滩涂土壤存在诸多问题[2]:第一,土壤盐分含量高导致普通农作物难以适应生长,限制了其农业利用价值;第二,土壤通气性与透水性不佳,不利于作物根系的伸展与养分吸收;第三,肥力不足以为作物生长提供充足的养分支持。尤其值得注意的是,磷作为作物生长的重要养分,是农业发展的关键元素[3]。但是,滨海滩涂土壤的高盐、结构差和肥力低等状况对作物及微生物造成盐胁迫,使微生物功能退化,限制了微生物对磷素的转化,导致土壤中有效磷含量低且难以被作物有效利用[4]。此外,由于滩涂土壤pH值较高,有效磷会通过吸附固定、沉淀等方式迅速转化为无效磷[5]。高pH值还会促使磷酸钙、磷酸铝、磷酸铁等不溶性磷酸盐的形成,进而导致磷的固定,限制作物对磷的吸收。这些问题的存在,使得滨海滩涂的开发利用面临重重阻碍。

引入有效磷并合理调控其在滨海滩涂土壤中的转化与利用,是改善土壤性质、提高滨海滩涂土地生产力的关键举措之一。然而,直接施用的磷肥在盐碱环境中的利用率较低,易受高pH和盐分的影响而发生固定,同时存在磷流失及潜在的环境污染风险。生物炭作为一种优质的土壤改良剂,不仅能够直接提高土壤肥力[6],短期内增加盐土全磷含量[7],其多孔结构还可优化土壤通气性和透水性,增强养分吸附能力,减少流失。朱晓芸等[8]的研究表明,生物炭是一种有效缓解盐土有效磷供应不足的策略。然而,在滨海滩涂特殊环境下,生物炭由于湿度、盐分、以及水利条件等多种因素影响,可能发生降解和迁移,导致其稳定性和土壤改良效果的不确定性。如何实现生物炭在滨海滩涂土壤中的长期固存,是当前亟待攻克的关键难题。

黄雨轩等[9]指出,根系分泌物能够直接活化土壤无效磷,并通过提升根系微生物活性间接提高土壤磷的生物有效性。生物炭协同耐盐作物能充分利用这一特性,展现出诸多优势。一方面,在盐碱化土壤中,磷的有效性常受到抑制,生物炭能够通过改善土壤结构和pH,增加磷的溶解度,从而提升其可吸收性[10-12]。另一方面,耐盐作物在盐碱土壤中具有特殊的适应性,它们通过调整根际环境,分泌有机酸或其他化学物质促进磷的溶解,为作物提供更多的营养源,有助于作物在盐碱环境中的生长与存活[13-14]。二者共同作用,可以促进土壤微生物群落数量的增加和功能的优化,进而促进磷酸酶的分泌,将有机磷和难溶的矿物磷转化为磷酸根离子形式的可溶性无机磷,提高有效磷含量[15],多途径提升土壤磷素有效性与肥力[16],助力滨海滩涂开发利用与生态修复。

基于以上问题,本研究聚焦滨海滩涂盐土区域,选取盐城大丰开展田间试验。试验选取燕麦(浅根系海燕1号)与高粱(深根系苏高8号)两种耐盐作物,深入探讨生物炭和耐盐作物对作物根系土壤理化性质、微生物群落变化和对滨海滩涂盐土有效磷含量的协同影响,明确生物炭和耐盐作物协同作用的机制,揭示影响有效磷含量的关键因素,以期为提高滨海滩涂盐土有效磷含量提供参考和科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

本研究于盐城大丰滨海滩涂盐土区域(33°04′0.48″~33°09′59.724″N,120°46′33.492″~120°46′10.020″E)进行田间试验,试验田为未开垦的滨海滩涂盐土,曾零星种植过作物。试验区地处江海交汇区,常年受海水浸泡和长江黄河交汇淤泥沉积影响,土质较为复杂,年平均气温14.1 ℃,常年降水量1 042.2 mm,日照2 238.9 h。本试验所用生物炭为南京林业大学提供的生物质混合炭,其基本性质为:pH值7.50,全碳含量395.00 g·kg^{-1},全氮含量5.90 g·kg^{-1},全磷含量4.43 g·kg^{-1}。供试土样基本性质为:盐度2.90 g·kg^{-1},pH值8.50,电导率1.70 dS·m^{-1},孔隙度39.84%,含水率19.80%,阳离子交换量7.39 cmol·kg^{-1},有机质6.25 g·kg^{-1},全碳16.00 g·kg^{-1},全氮44.17 mg·kg^{-1},全磷8.57 mg·kg^{-1},有效磷1.33 mg·kg^{-1}。测量数据均来自3次独立重复试验所取平均值。

1.2 试验设计

本试验共设6个处理。分别为不施生物炭且不种植耐盐作物的对照(CK)、施加生物炭(BC)、不施生物炭种植燕麦浅根系海燕1号(ZW1)和深根系高粱苏高8号(ZW2)以及施加生物炭并种植海燕1号(V1)和苏高8号(V2)。为了确保试验的严谨性与可重复性,所有试验组的处理条件一致。试验周期为12个月,从2023年7月1日开始至2024年6月30日结束。在整个试验过程中,所有试验组的环境条件保持一致,包括温度、湿度、光照强度等。BC、V1及V2组于2023年7月施入生物炭,参考《生物炭直接还田技术规程》(DB21/T 3314—2020),本研究生物炭用量为5 t·hm^{-2}(所有田块一次性施用完全相同的生物炭),旋耕改良地表15 cm土层,ZW1、V1组3个月后种植海燕1号,同时ZW2、V2组种植苏高8号。每组各3个重复,共18个试验区,各小区面积为8 m×10 m,小区间设3 m缓冲带。于2024年6月采用五点取样法采集作物根际土壤(0~20 cm土层)为土壤样品,一部分风干研磨过100目筛用于测定盐土基本理化性质,另一部分微生物样品用无菌袋标记封存,置于-80 ℃冰箱保存待测。

1.3 指标测定方法

1.3.1 盐土基本理化性质测定

将取回土样剔除作物根系、土块等杂物,取适量土样于烘箱中105 ℃烘干8 h,测定土样含水率。孔隙度用环刀法进行测定,全碳采用元素分析仪进行测定[17],全磷用钼锑抗比色法(NY/T 88—1988)进行测定,全氮用半微量凯氏法(NY/T 53—1987)进行测定,pH值用电位法进行测定(HJ 962—2018),阳离子交换量用乙酸铵法进行测定,电导率用电导法进行测定,有机质用重铬酸钾容量法-外加热法(NY/T 85—1988)进行测定,有效磷采用$NaHCO_3$浸提-钼锑抗比色法(HJ 704—2014)进行测定,盐土碱性磷酸酶(ALP)用对硝基苯磷酸盐法进行测定[18]。

1.3.2 盐土微生物数据测定

基于PacBio测序平台,利用单分子实时测序的方法对marker基因进行测序,之后通过对CCS序列进行过滤、聚类或去噪,并进行物种注释及丰度分析;进一步进行α多样性分析、β多样性分析和显著物种差异分析、相关性分析。

1.4 数据处理与分析

使用Excel 2022软件计算盐土基本理化性质数据,测定数值的均值和标准差;采用SPSS 24.0软件分析数据差异的显著性(P<0.05)。磷活化系数(PAC)的值为土壤有效磷含量$P_{available}$与土壤中全磷含量P_{total}之比。

微生物数据导出为CCS文件后,使用lima v1.7.0软件,通过barcode识别获取Raw-CCS序列数据。使用Cutadapt 1.9.1进行引物序列的识别与去除并且进行长度过滤,获取不包含引物序列的Clean-CCS序列。使用UCHIME v4.2软件,鉴定并去除嵌合体序列,获取Effective-CCS序列后划分Feature(OTUs、ASVs),进行多样性分析、差异分析及相关性分析。

采用Pearson相关性分析盐土理化性质和微生物群落之间的相关性。采用Origin软件制图并进行冗余分析(RDA)。采用R Studio软件对生物炭协同耐盐作物对滨海滩涂盐土指标的影响建立偏最小二乘结构方程模型(PLS-SEM)。

2 结果与分析

2.1 滨海盐土理化性质

生物炭施用和耐盐作物的添加对土壤理化性质的影响如表1所示。与CK处理相比,BC、ZW1、ZW2、V1和V2处理显著降低了土壤pH,分别降低了0.52、0.21、0.30、1.02和1.23。同样,EC也显著降低,分别降低了10.0%、7.6%、9.4%、45.9%和50.6%。此外,含水率、孔隙度和阳离子交换量显著增加,含水率分别增加了15.0%、1.0%、10.0%、75.6%和80.6%;孔隙度分别增加了12.5%、0.01%、5.0%、47.0%和50.1%,ZW1处理对土壤孔隙度无显著影响;阳离子交换量增加了47.1%、6.6%、10.0%、170.1%和183.9%。

在土壤养分含量方面,与CK处理相比,BC、ZW1、ZW2、V1和V2显著增加了土壤有机质、全碳、全氮和全磷。有机质分别增加了298.9%、152.3%、159.8%、486.4%和603.5%,全碳增加了50.0%、43.7%、60.7%、130.3%和145.5%,全氮增加了102.3%、63.6%、84.1%、313.6%和327.3%,全磷增加了193.6%、68.1%、116.6%、367.7%和447.5%。

2.2 滨海盐土微生物群落多样性和组成

2.2.1 土壤微生物群落多样性

Alpha多样性分析可反映细菌群落的丰富度和多样性,本研究中使用Chao1指数和Shannon指数进行细菌群落分析。如图1所示,与CK相比,BC、ZW1、ZW2、V1和V2处理使样品Chao1指数和Shannon指数增加。Chao1指数分别增加了11.7%、3.6%、11.8%、19.6%和22.0%,V1和V2达到显著。Shannon指数分

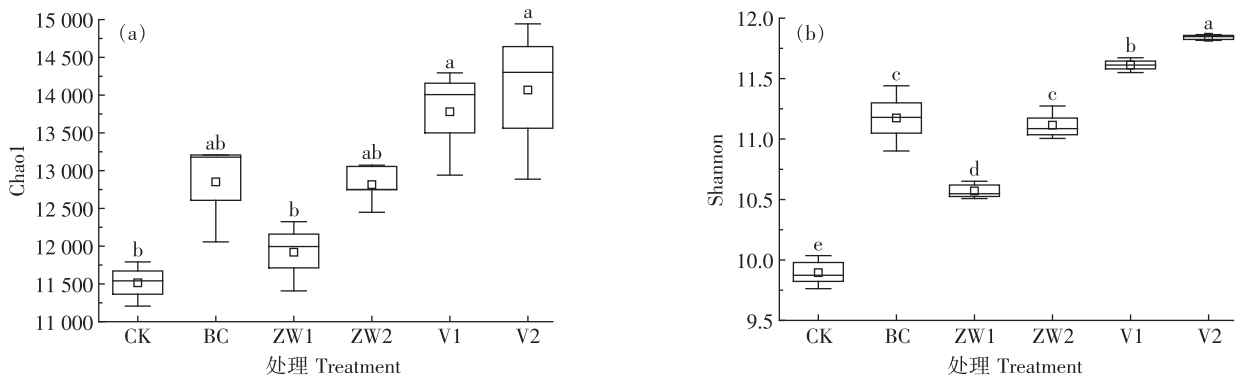
表1 添加生物炭和种植燕麦、高粱对根际土壤理化性质的影响

Table 1 Effects of biochar and oat/sorghum additives on the physicochemical properties of rhizosphere soil

指标 Index	CK	BC	ZW1	ZW2	V1	V2
盐度 Salinity/(g·kg^{-1})	2.90±0.01a	2.88±0.01a	2.89±0.01b	2.89±0.03b	2.83±0.02bc	2.81±0.04a
pH(H_2O)	8.54±0.03a	8.02±0.04c	8.33±0.05ab	8.24±0.08b	7.52±0.03d	7.31±0.04d
电导率 EC/(dS·m^{-1})	1.70±0.05a	1.53±0.03b	1.57±0.04b	1.54±0.04b	0.92±0.06c	0.84±0.03c
含水率 Moisture/%	19.80±0.24c	22.77±1.36b	20.00±1.20c	21.78±1.15bc	34.76±1.26a	35.76±1.30a
孔隙度 Porosity/%	39.84±1.23c	44.80±1.21b	39.88±1.99c	41.83±1.84bc	58.57±0.95a	59.80±1.26a
阳离子交换量 CEC/(cmol·kg^{-1})	7.39±0.39c	10.87±0.53b	7.88±0.34c	8.13±0.63c	19.96±1.28a	20.98±1.06a
土壤有机质 SOM/(g·kg^{-1})	6.25±0.06e	24.93±1.11c	15.77±0.67d	16.24±0.85d	36.65±1.85b	43.97±1.88a
全碳 Total C/(g·kg^{-1})	16.00±0.80e	24.00±1.13cd	22.99±0.19d	25.71±0.69c	36.85±0.98b	39.28±1.83a
全氮 Total N/(mg·kg^{-1})	44.17±2.16e	89.35±2.44b	72.26±3.64d	81.32±2.44c	182.69±4.54a	188.74±4.32a
全磷 Total P/(mg·kg^{-1})	8.57±0.70f	25.16±0.72c	14.41±0.88e	18.56±1.48d	40.08±1.70b	46.92±2.07a

注:不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

Note: Different small letters indicate significant differences among treatments at 0.05 level.



不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同。

Different small letters above the bars mean significant differences among treatments at 0.05 level. The same below.

图1 不同处理下的盐土细菌群落 Chao1 指数和 Shannon 指数

Figure 1 Chao1 index and Shannon index of bacterial community in saline soil under different treatments

别显著提高了12.4%、6.8%、12.4%、17.4%和19.7%,其中V1和V2处理与其他处理相比增长幅度更大。

2.2.2 盐土微生物群落组成

滨海滩涂盐土微生物门水平群落组成(丰度前20种)如图2所示。可以看出,变形菌门、厚壁菌门和放线菌门均是优势菌门,且生物炭复合耐盐作物使这3种菌门的相对丰度均有增加。变形菌门在所有处理中相对丰度均最高,V1和V2处理下分别为34.5%和33.6%,显著高于其他处理。此外,酸杆菌门和拟杆菌门等其他类群也有一定比例分布。不同样本之间的细菌组成存在一些差异,但总体趋势相似。

为了研究盐土环境因子与微生物群落之间的相互关系,对盐土中优势菌门与土壤环境因子进行冗余分析(RDA),如图3所示。土壤因子共解释了群落物种变化的65.70%(RDA1为49.86%,RDA2为15.84%)。BC、CK、ZW1、ZW2、V1和V2样本组的分布反映了不同处理条件下土壤环境因子的差异对微生物群落结构的影响。从样本点分布来看,V1和V2样本群体的分布较为接近,而BC和CK样本的分布则较为分散。微生物群落的组成与土壤理化性质紧密相关,特别是变形菌门与土壤孔隙度、阳离子交换量、全氮、全磷和有效磷显著相关,与电导率和pH值呈负相关。此外,全磷和有机质的向量较长,且与拟杆菌门等菌群呈显著正相关。

2.3 盐土 ALP 活性变化

添加生物炭和耐盐作物显著影响土壤ALP活性(图4)。与CK处理相比,添加生物炭和种植燕麦、高粱均显著增加了土壤的ALP活性。V1、V2处理的ALP活性较对照分别增加了148.0%和184.0%,其中V2处理的ALP活性最高,为35.5 mg·g^{-1}·d^{-1}。ALP活

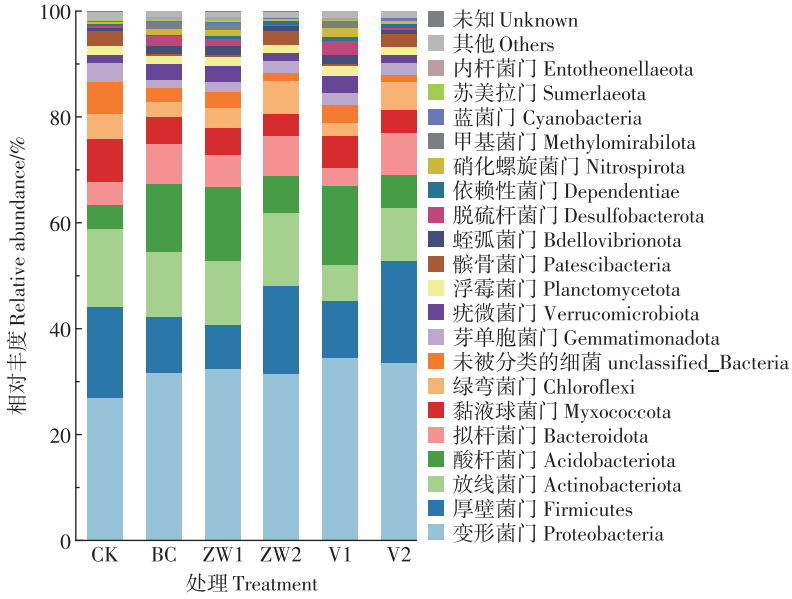
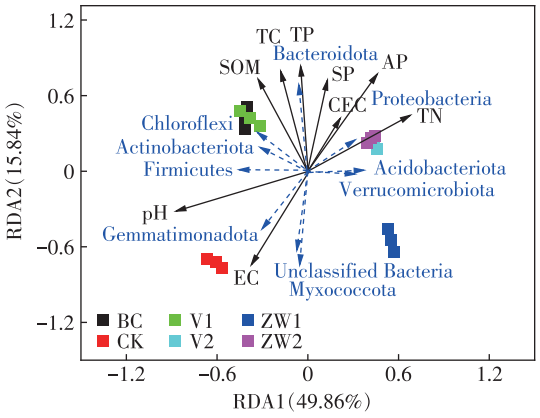


图2 门水平物种分布柱状图

Figure 2 Horizontal species distribution bar chart on phylum level



EC:电导率;SOM:有机质;SP:孔隙度;TC:全碳;TN:全氮;TP:全磷;CEC:阳离子交换量;AP:有效磷。下同。

EC: Electrical conductivity; SOM: Soil organic matter; SP: Soil porosity; TC: Total C; TN: Total N; TP: Total P; CEC: Cation exchange capacity; AP: Available P. The same below.

图3 土壤因子与土壤优势菌门的冗余分析

Figure 3 Redundancy analysis of soil factors and soil dominant bacterial phyla

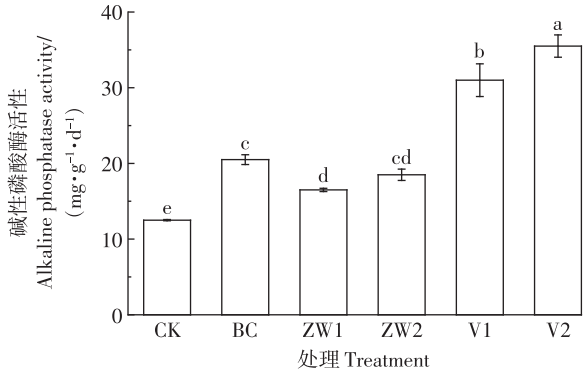


图4 添加生物炭和种植燕麦、高粱对ALP活性的影响

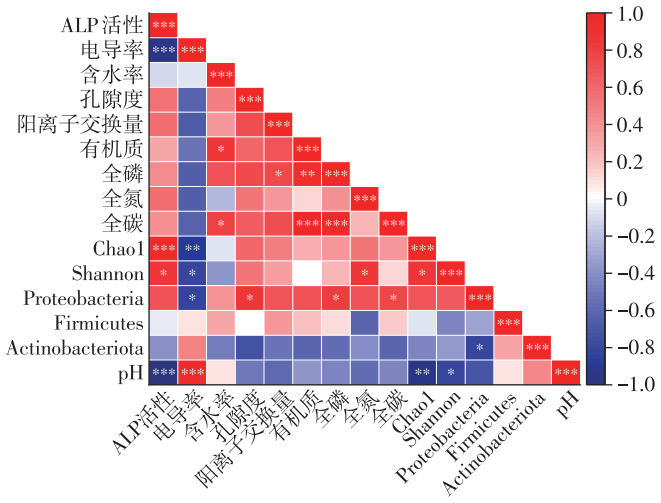
Figure 4 Effects of adding biochar, oats, and sorghum on alkaline phosphatase

性的变化趋势与Alpha多样性分析细菌群落的多样性和丰富度变化趋势相同。

图5展示了滨海滩涂盐土ALP活性与土壤环境因子、微生物多样性指数和优势菌门的相关性。结果表明,ALP活性与微生物多样性指数呈显著正相关,与pH和电导率呈显著负相关。全碳与含水率、有机质和全磷呈正相关。在微生物群落中,变形菌门与孔隙度、全磷、全碳呈显著正相关,反映其在促进磷释放和酶活性调控中的核心作用。相反,放线菌门与ALP活性呈负相关,表明其对磷转化的贡献较小。此外,厚壁菌门也与ALP活性和其他指标呈一定负相关,但相关性较弱。Shannon指数与全氮呈正相关。

2.4 生物炭协同耐盐作物对有效磷含量的影响

*PAC*是评估土壤中磷的有效性和可用性的关键指标,通常用于表征土壤磷的活性程度。图6a表明V1和V2处理的*PAC*明显高于其他处理,分别为16.6%和20.1%。而BC、ZW1、ZW2处理的*PAC*较低,分别为10.3%、9.1%、9.5%。BC处理的*PAC*稍高于CK,但依然低于V1和V2。此外,土壤中有效磷的转化与全磷含量有关。图6b显示全磷含量在各处理之间存在显著差异,V1和V2处理的全磷含量较高,分别为36.85 mg·kg^{-1}和39.28 mg·kg^{-1},显著高于其他处理。ZW1处理的全磷含量提升最少,与CK处理相比



*P<0.05,**P<0.01,***P<0.001.

图中蓝色表示负相关,红色表示正相关,颜色越深相关性越强。

Blue represents negative correlation, red represents positive correlation, and the darker the color, the stronger the correlation.

图5 土壤ALP活性与理化性质和优势菌门相关性分析

Figure 5 Correlation analysis between soil alkaline phosphatase activity, physicochemical properties, and dominant bacterial phyla

仅提升1.71 mg·kg^{-1}。同时,有效磷含量在各处理间的差异也较为明显。V1和V2处理的有效磷含量最高,分别为6.12 mg·kg^{-1}和7.86 mg·kg^{-1},较CK分别提升了360.2%和491.0%,而CK、BC、ZW1和ZW2的有效磷含量分别为1.33、2.47、2.09 mg·kg^{-1}和2.44 mg·kg^{-1}。CK组有效磷为全磷含量的8.3%,BC、ZW1、ZW2、V1和V2处理下有效磷在全磷含量中的占比分别提升至10.3%、9.1%、9.5%、16.6%和20.0%。

2.5 生物炭协同耐盐作物对有效磷含量的关键影响因素分析

PLS-SEM揭示了土壤理化性质、微生物群落(变形菌门、厚壁菌门、放线菌门)和ALP活性对有效磷含量的多维调控机制(图7)。全磷、有机质、阳离子交换量和含水量与有效磷含量呈正相关,而电导率和pH则与有效磷含量呈负相关。土壤理化性质不仅直接影响有效磷含量,还通过调节微生物群落间接发挥作用。其中,变形菌门是关键微生物类群,显著促进磷的矿化和释放,而放线菌门和厚壁菌门表现出负效应。微生物群落多样性与APL活性显著正相关,APL活性通过促进磷酸盐矿化释放,进一步提高有效磷含量。

3 讨论

3.1 生物炭与耐盐作物协同改善土壤理化性质及优化微生物群落

由表2可知,在滨海滩涂盐土施入生物炭和种植耐盐作物后改善了土壤理化性质,缓解了盐土对作物、微生物的盐胁迫。滩涂盐土pH对土壤养分的有效性、土壤微生物的活动以及作物的养分吸收都有重

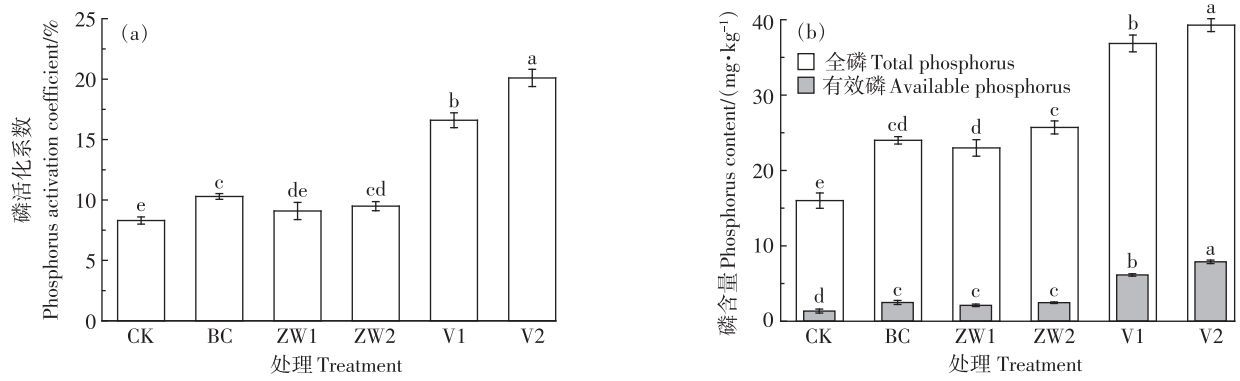
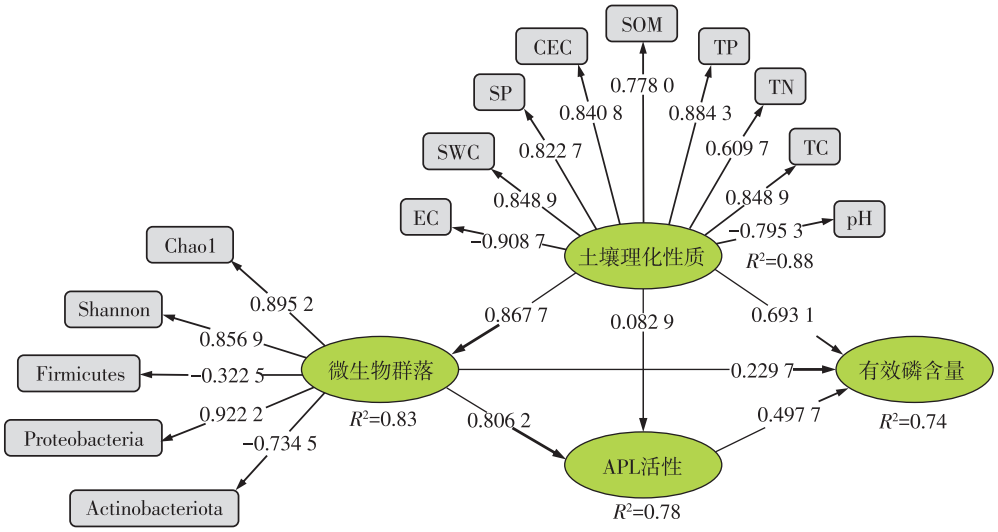


图6 生物炭协同耐盐作物对盐土有效磷转化影响

Figure 6 Changes in phosphorus activation coefficient of saline soil by biochar synergistic salt tolerant plants



R^2值表示决定系数。整体拟合优质系数(*COF*)>0.600,表示模型具有较好的拟合度。
Numbers indicates path coefficient. *COF*>0.600, the model has a good fit.

图7 偏最小二乘结构方程模型

Figure 7 Partial least squares structural equation modeling

要影响。本研究结果表明,不同处理均显著降低了土壤pH。这可能是因为生物炭本身呈中性,添加后降低了土壤pH。同样,电导率也显著降低。电导率与盐土中可溶性Na^+、Cl^-呈正相关[8],表明生物炭复合耐盐作物可有效降低土壤盐度。此外,孔隙度与含水率的提升主要归因于生物炭的多孔结构及亲水性官能团增强了土壤的保水能力[19],同时作物根系的穿透作用和盐度降低进一步优化了土壤结构[20]。作物根系的伸展和分布直接增加了土壤的通气性和水分渗透性,尤其是高粱的深根系对土壤深层的物理结构改良效果更显著。阳离子交换能力的提升主要得益于生物炭的高比表面积和负电荷特性,其可吸附多价阳离子[21],以及作物根系分泌的有机酸促进阳离子交换和盐分淋洗作用[22]。此外,本研究表明,生物炭与燕麦和高粱协同处理显著提升了土壤有机质、全碳、全氮和全磷含量(表1),其中V1和V2处理效果最为显著。生物炭作为稳定的碳源,直接增加了土壤有机质和碳含量,同时其多孔结构有利于固持养分,改善土壤环境,缓解盐胁迫。Lehmann等[23]指出,生物炭可显著增加土壤有机碳储量,改善土壤肥力并提供长期碳汇功能。陈芳等[24]的盆栽试验结果表明,施加适量的生物质炭能增加速效氮、磷、钾和总养分含量。上述结果与本研究结果一致,生物炭协同耐盐作物能够显著提升盐土中的有机质和总养分含量,促进盐土中的养分循环。土壤理化性质的改善为作物根系提供了更适宜的生长条件,而作物根系活动进一步促进了土壤养分的转化与积累。根系分泌的小分子有机酸能够通过酸溶解和络合作用释放难溶性磷酸盐,增加土壤有效磷[25]。

生物炭与耐盐作物的协同处理不仅改善了土壤的理化性质,还显著优化了微生物群落结构,特别是优势菌群(如变形菌门、厚壁菌门和放线菌门)的分布与功能特性(图1、图2)。这一优化机制与微生物群落对磷素的转化与有效性提升密切相关。由微生物群落Chao1和Shannon指数可知(图1),生物炭和耐盐作物处理显著增加了微生物的丰富度和多样性,特别是V1和V2处理的增幅最大。这可能是由于生物炭的多孔结构为微生物提供了适宜的栖息空间和营养物质,而耐盐作物根系分泌的有机碳源进一步刺激了微生物的生长与繁殖。门水平分析(图2)显示,变形菌门是盐土环境中的主要优势菌群,且在生物炭与作物联合处理中显著富集。变形菌门含有多种功能菌群,如根瘤菌属和假单胞菌属,这些微生物不仅具有固氮作用,还能通过分泌ALP促进有机磷矿化,释放可供作物吸收的有效磷[26]。此外,厚壁菌门和放线菌门也有所增加,虽然其功能各异,但与磷素循环的协同作用不可忽视。这些细菌与其他微生物群体的相互作用,不仅提高了磷的转化效率,还增强了土壤的抗逆性和健康性。总之,这些微生物不仅改善了土壤的磷素循环,还通过维持微生物群落平衡,抑制病原菌的生长,提升土壤功能,进一步支持了作物在盐碱土壤中的生长与营养吸收。

RDA揭示了环境因子与微生物群落之间的驱动关系(图3)。pH和电导率对微生物群落的负向影响得到验证。高盐碱环境抑制了变形菌门和厚壁菌门等功能菌群的活性,而生物炭与耐盐作物通过降低pH和电导率,缓解了盐胁迫,使微生物群落趋向于更为稳定和多样化的结构。此外,土壤养分的增加有助于变形菌门的富集,而变形菌门通过分泌磷酸酶进一步加速了磷的转化和释放。生物炭与作物根系、微生物活动三者协同作用,共同推动了土壤养分的积累与循环,显著提升了盐土有效磷的积累和循环。

3.2 生物炭与耐盐作物协同提升ALP活性及有效磷含量机制研究

ALP活性直接影响土壤中有机磷的分解转化及其生物有效性。本研究表明(图4),生物炭与耐盐作物的协同处理能够促进土壤ALP活性,其中生物炭+高粱处理的效果最为显著,较CK处理增加了184%,达到最高值35.5 $mg \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$。一方面,可能是由于生物炭具有疏松多孔的结构和良好的吸附性能,为土壤中ALP提供更多的附着点位,进而增强酶的活性[27]。另一方面,生物炭中丰富的有机物质和微量元素可以直接作为土壤中微生物的养分来源,这促进了微生物的生长和繁殖,磷酸酶的活性也会相应提高[28]。此外,作物根系在调控ALP活性方面发挥着重要作用。研究表明,作物根系能够分泌磷酸酶,直接参与土壤有机磷的矿化过程[29]。生物炭的多孔结构为根系生长提供了良好的栖息环境,同时通过调节土壤解磷细菌的活性,间接促进了作物生长。相关性分析(图5)进一步表明,ALP活性的增强与微生物群落的Alpha多样性(Chao1和Shannon指数)呈显著正相关,微生物群落丰富度和多样性的增加是酶活性提升的重要驱动因素。进一步分析显示,土壤理化性质和养分含量的改善进一步促进了ALP活性的增强,其中变形菌门作为核心微生物类群,在磷素释放过程中发挥了关键作用。此外,土壤碱性磷酸酶活性的增加与有效磷含量的动态平衡密切相关。当土壤有效磷含量低于微生物代谢所需阈值时,微生物和植物会通过提高ALP活性来加速有机磷的矿化,以满足其对磷素的需求。这一机制体现了植物-微生物-土壤之间的协同作用。

ALP活性的提升显著促进了盐土中有机磷的矿化,从而提高了有效磷含量和磷活化系数(图6)。生物炭的添加直接输入了大量有效磷[30],而高粱根系分泌的有机酸和磷酸酶进一步促进了土壤中难溶性磷的溶解和有机磷的矿化[31]。有机酸通过与土壤中的铁、铝、钙等金属离子结合,释放被固定的磷,磷酸酶则分解有机磷化合物,将其转化为植物可吸收的无机磷形态[32]。因此,生物炭和高粱协同促进了土壤中各磷素形态的转化,增强了活性有机磷的矿化,最终提高了土壤磷的有效性,充分体现了生物炭与深根系作物协同改良盐土的潜力与优势。

生物炭协同耐盐作物显著提升了滨海滩涂盐土的有效磷含量,其机制主要通过改善土壤理化性质、优化微生物群落结构和增强ALP活性协同实现(图7)。生物炭的施入降低了土壤的pH和电导率,有效缓解了盐胁迫,并通过其独特的多孔结构和阳离子交换能力,提升了土壤的含水量、阳离子交换量及有机质含量,为有效磷的释放创造了更为有利的环境条件。同时,微生物群落的优化在磷素转化中起到了关键作用,尤其是变形菌门的增殖,它通过分泌ALP加速了有机磷的矿化,促进了全磷向有效磷的转化。ALP活性的显著提升进一步验证了这一过程,并与土壤养分指标(如全磷、全氮和有机质)密切相关。与此同时,放线菌门的负向作用表明其在磷转化过程中可能存在限制效应。此外,微生物多样性与土壤理化指标密切相关,强化了微生物群落对磷循环的调控作用。整体来看,土壤理化性质通过直接和间接途径驱动有效磷积累,微生物群落和ALP活性在这一过程中发挥重要中介作用,揭示了土壤-微生物-酶活性协同促进有效磷转化的机制。这一机制为滨海滩涂盐土改良与磷素有效性提升提供了科学依据与实践指导。

4 结论

(1)生物炭与耐盐作物通过理化-微生物耦合作用形成协同效应。生物炭多孔结构降低土壤pH与盐度,提升土壤保水性及阳离子交换能力;作物根系分泌有机酸并改善土壤结构,共同缓解盐胁迫,为磷素活化创造适宜环境。

(2)协同处理显著富集变形菌门,其通过分泌碱性磷酸酶加速有机磷矿化,并通过促进难溶性磷酸盐溶解提升有效磷含量。微生物多样性提升与ALP活性增强呈显著正相关,揭示功能菌群在磷转化中的核心作用。

(3)PLS-SEM模型表明有效磷积累受三重路径调控:一是土壤理化性质直接作用;二是变形菌门优势菌群富集间接促进;三是ALP活性介导的酶促矿化路径。三者的协同效应使有效磷含量最大,比CK提

升了491.0%。

(4)深根系高粱(苏高8号)与生物炭组合(V2)表现出最优改良效果,其根系扩展深度与生物炭特性形成互补,为滩涂盐土改良提供了可推广的技术模式。该协同策略兼具生态安全性与经济可行性,对滨海盐土农业利用具有重要实践价值。

参考文献:

[1] 于亚楠. 木霉菌生物有机肥对滨海盐土作物的生物效应研究[D]. 南京:南京农业大学, 2021. YU Y N. Biological effects of trichodermabio-organic fertilizer on plants incoastal saline soil[D]. Jiangsu:Nanjing Agricultural University, 2021.

[2] 高鑫, 李国文, 张列宇, 等. 生态修复对中国滨海滩涂土壤特性影响研究进展[J]. 林业科技通讯, 2023(4):39-46. GAO X, LI G W, ZHANG L Y, et al. Research progress on effects of ecological restoration on soil properties of coastal tidal flats in China[J]. *Forest Science and Technology*, 2023(4):39-46.

[3] HAYGARTH P M, HARRISON A F, TURNER B L. On the history and future of soil organic phosphorus research: a critique across three generations[J]. *European Journal of Soil Science*, 2018, 69(1):86-94.

[4] 戈应同, 王宇蕴, 徐翔, 等. 有机肥增强植物磷素吸收利用机制研究进展[J]. 中国土壤与肥料, 2024(7):228-235. GE Y T, WANG Y Y, XU X, et al. Research progress on the mechanism of phosphorus absorption and utilization enhanced by organic fertilizer[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2024(7):228-235.

[5] 张伟健, 冯景翊, 李悦, 等. 内-外源有机质对黑土磷素吸附及有效性的影响[J]. 中国农业科技导报, 2024, 26(11):180-190. ZHANG W J, FENG J Y, LI Y, et al. Effect of endogenous and exogenous organic matter on phosphorus adsorption and availability in black soil [J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2024, 26(11), 180-190.

[6] 刘金霞. 生物炭对土壤肥力提升影响的研究进展[J]. 农业与技术, 2022, 42(19):121-124. LIU J X. Research progress on the impact of biochar on soil fertility improvement[J]. *Agriculture and Technology*, 2022, 42(19):121-124.

[7] 鲁丽佳, 计丕霞, 陈全, 等. 生物炭提升土壤中解磷菌定殖及其解磷能力[J]. 材料导报, 2024, 38(21):154-162. LU L J, JI P X, CHEN Q, et al. Effects of biochar on improving the colonization and phosphate-solubilizing ability of phosphate-solubilizing microbes[J]. *Materials Reports*, 2024, 38(21):154-162.

[8] 朱晓芸, 谢文静, 包蔚, 等. 生物炭对土壤磷素有效性的影响研究进展[J]. 上海农业科技, 2024(2):29-31. ZHU X Y, XIE W J, BAO W, et al. Research progress on the effect of biochar on soil phosphorus availability[J]. *Shanghai Agricultural Science and Technology*, 2024(2):29-31.

[9] 黄雨轩, 游欣, 张林平, 等. 根系分泌物提高土壤磷有效性研究概述[J]. 林业科学研究, 2024, 37(4):193-203. HUANG Y X, YOU X, ZHANG L P, et al. Overview of root exudates enhancing soil phosphorus availability[J]. *Forest Research*, 2024, 37(4):193-203.

[10] 刘泽鑫, 王钊, 张晶晶. 秸秆生物炭还田对盐碱地土壤特性影响的研究[J]. 南方农机, 2024, 55(20):35-38. LIU Z X, WANG Z, ZHANG J J. Study on the effect of straw biochar returning on soil characteristics of saline-alkali land[J]. *China Southern Agricultural Machinery*, 2024, 55(20):35-38.

[11] 文中华, 陈义轩, 史永佳, 等. 生物炭和丛枝菌根真菌协同促进稻田土壤有机磷向无机磷的转化和水稻磷素吸收[J]. 植物营养与肥料学报, 2024, 30(6):1064-1074. WEN Z H, CHEN Y X, SHI Y J, et al. Combined application of biochar and arbuscular mycorrhizal fungi promotesthe transformation of organic to inorganic phosphorus in paddy soil and the absorption of phosphorous by rice[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2024, 30(6):1064-1074.

[12] 刘淼, 王志春, 杨福, 等. 生物炭在盐碱地改良中的应用进展[J]. 水土保持学报, 2021, 35(3):1-8. LIU M, WANG Z C, YANG F, et al. Application progress of biochar in amelioration of saline-alkaline soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2021, 35(3):1-8.

[13] 王紫卉, 沈育伊, 毛馨月, 等. 施用生物炭5年对桂北桉树人工林土壤磷的影响[J]. 西南农业学报, 2024, 37(6):1159-1170. WANG Z H, SHEN Y Y, MAO X Y, et al. Effects of biochar application for five years on the soil phosphorus in Eucalyptus plantations in northern Guangxi[J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2024, 37(6):1159-1170.

[14] 师仁增, 邓霞, 田琳, 等. 植物根系分泌物对解磷微生物的影响研究进展[J]. 山东农业科学, 2023, 55(8):174-180. SHI R Z, DENG X, TIAN L, et al. Research progress of influences of plant root exudates on phosphorus solubilizing microorganisms[J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2023, 55(8):174-180.

[15] 张慧, 赵杰, 李梦琦, 等. 改性生物炭作用滨海盐碱地的土壤微生物机理[J]. 华北农学报, 2024, 39(3):159-165. ZHANG H, ZHAO J, LI M Q, et al. Soil microbial mechanism of modified biochar in coastal saline-alkali agroecosystem[J]. *North China Agricultural Journal*, 2024, 39(3):159-165.

[16] 陶冬雪, 高英志. 土壤解磷微生物促进植物磷素吸收策略研究进展[J]. 生态学报, 2023, 43(11):4390-4399. TAO D X, GAO Y Z. Advances on the strategies of soil phosphate solubilizing microorganisms to promote plant phosphorus uptake[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, 43(11):4390-4399.

[17] 张增可, 吴雅华, 黄柳菁, 等. 海岛森林不同演替阶段土壤和植物的碳、氮、磷化学计量特征[J]. 西北植物学报, 2019, 39(5):925-934. ZHANG Z K, WU Y H, HUANG L J, et al. C, N and P stoichiometry of soil and plant in different forest successional stages in island[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2019, 39(5):925-934.

[18] WEAVER R W, ANGLE S, BOTTOMLEY P, et al. Methods of soil analysis: part 2 microbiological and biochemical properties[M]. Madison:Soil Science Society of America, 1994.

[19] BLANCO-CANQUI H. Biochar and soil physical properties[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2017, 81(4):687-711.

[20] JIA Y Y, HUAN H, ZHANG W J, et al. Soil infiltration mechanisms under plant root disturbance in arid and semi-arid grasslands and the response of solute transport in rhizosphere soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 957:177633.

[21] DA SILVA LIMA P N, GHOSH A, NASCIMENTO A, et al. Advanced sustainable carbon material from babassu biomass and its adsorption performance[J]. *Journal of Physics and Chemistry of Solids*, 2023, 176:111188.

[22] HINSINGER P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes:a review[J]. *Plant and Soil*, 2001, 237(2):173-195.

[23] LEHMANN J, GAUNT J, RONDON M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems: a review[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11(2):403-427.

[24] 陈芳, 张康康, 谷思诚, 等. 不同种类生物质炭及施用量对水稻生长及土壤养分的影响[J]. 华中农业大学学报, 2019, 38(5):57-63. CHEN F, ZHANG K K, GU S C, et al. Effects of kinds and application rates of biochar on rice growth and soil nutrients[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2019, 38(5):57-63.

[25] JONES D L, DENNIS P G, OWEN A G, et al. Organic acid behavior in soils-misconceptions and knowledge gaps[J]. *Plant and Soil*, 2003, 248(1):31-41.

[26] ZHANG H, JIANG N, ZHANG S Y, et al. Soil bacterial community composition is altered more by soil nutrient availability than pH following long-term nutrient addition in a temperate steppe[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2024, 15:1455891.

[27] 王莹, 曹世伟, 朱义, 等. 2种生物炭施用对滨海盐渍土土壤及植物影响的对比分析[J]. 环境工程学报, 2024, 18(9):2556-2566. WANG Y, CAO S W, ZHU Y, et al. Comparative analysis of the effects of two types of biochar application on coastal saline soil and plants[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2024, 18(9):2556-2566.

[28] 袁访, 李开钰, 杨慧, 等. 生物炭施用对黄壤土壤养分及酶活性的影响[J]. 环境科学, 2022, 43(9):4655-4661. YUAN F, LI K Y, YANG H, et al. Effects of biochar application on yellow soil nutrients and enzyme activities[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(9):4655-4661.

[29] 张苗苗, 黄鑫星, 罗沛, 等. 低分子量有机酸对亚热带地区典型土壤磷吸附的影响[J]. 湖南农业科学, 2024(2):23-30. ZHANG M M, HUANG X X, LUO P, et al. Influence of organic acids with low molecular weight on phosphorus sorption by typical soils in subtropical regions[J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2024(2):23-30.

[30] 刘玉学, 唐旭, 杨生茂, 等. 生物炭对土壤磷素转化的影响及其机理研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(6):1690-1695. LIU Y X, TANG X, YANG S M, et al. Review on the effect of biochar on soil phosphorus transformation and mechanisms[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2016, 22(6):1690-1695.

[31] XU X L, MAO X L, VAN ZWIETEN L, et al. Wetting-drying cycles during a rice-wheat crop rotation rapidly (im) mobilize recalcitrant soil phosphorus[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2020, 20(11):3921-3930.

[32] WANG W J, BALDOCK J A, DALAL R C, et al. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(12):2045-2058.

(责任编辑:宋潇)