

王伟,隋秀玉,李晓晖,等. 农林废弃物生物炭制备及其在土壤中的应用研究进展[J]. 江苏农业科学,2025,53(1):1-9.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2025.01.001

农林废弃物生物炭制备及其在土壤中的应用研究进展

王伟¹, 隋秀玉^{1,2}, 李晓晖², 辛在军², 李亮², 王玺洋², 何石福², 孙小艳²

(1. 江西农业大学林学院, 江西南昌 330045; 2. 江西省科学院微生物研究所, 江西南昌 330096)

摘要:土壤作为大气和水体污染的最终受体,在我国工矿业不断发展及废弃物排放量持续增加的背景下,农田土壤质量呈现逐步减退态势,土壤污染问题日趋严峻。当前,我国农田土壤重金属污染现象较为普遍,给生态环境和人体健康带来了严重危害。农林废弃物生物质作为一种经济实惠且可持续的资源,将其转换为生物炭成为一种新型功能材料而备受瞩目。生物炭具备丰富的微孔结构、较大的比表面积和强大的吸附能力等独特的理化性质,已在土壤改良、土壤修复、土壤固碳和缓解气候变化等领域取得广泛应用。着重探讨了以农林废弃物为基体的生物炭生产方法(包括慢速热解、快速热解、气化、烘焙)、制备条件(如炭化温度、时间、方法、原材料等)对生物炭理化性质(如比表面积、孔隙结构、阳离子交换量、产量等)的影响,并阐述了农林废弃物生物炭在土壤修复、土壤改良和固碳等实际应用中的效果,最后对农林废弃物生物炭的应用优势与潜在风险进行分析总结。

关键词:生物炭;重金属;农林废弃物;土壤污染;理化性质

中图分类号:X53;X71;X72 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2025)01-0001-08

土壤是人类生存的物质基础,是承载整个生物循环的重要基石。但近几十年来,采矿业、冶炼工业的无序发展、农用化学品的过度使用等人类活动导致土壤重金属污染问题日趋严重,成为威胁生态环境、食品安全和公众健康的严重问题之一^[1]。根据2014年国土资源部和环境保护部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》,82.8%的污染土壤受到重金属元素(砷、镉、铜、铅、汞等)污染^[2]。因此,研究人员立足农产品种植安全,针对重金属污染耕地开展了大量农产品安全生产和重金属污染防控技术等方面的研究和应用推广示范。目前,我国常用农田安全利用修复技术主要有土壤钝化稳定化技术、土壤调酸技术、水肥管理技术、低积累农作物品种等^[3]。其中,土壤钝化稳定化技术因其对土壤重金属活性高效的钝化效果已成为重金属污染土壤修复的重要技术之一。土壤钝化稳定化技

术是通过土壤钝化产品吸附、络合、螯合和沉淀等作用,改变土壤重金属赋存形态从而降低土壤重金属生物可利用态的含量,保障农产品的安全^[4-6]。可供选择的钝化剂修复材料种类繁多,有黏土矿物类(海泡石、沸石)、含磷酸盐类(石灰、磷矿粉)等无机钝化剂,或畜禽粪便、堆肥、农林废弃物等有机钝化剂^[7-10]。钝化效果与土壤中重金属种类、污染程度以及所选择的钝化剂种类密切相关^[11]。

在全球范围内,农林业每年产生大量秸秆废弃物,这些废弃物富含丰富的氮、磷、钾和微量元素,可作为重要的可再生资源。在“低碳、减排、可持续”等绿色发展理念和土壤污染生态改良修复的环境要求下,越来越多学者利用农林废弃物在限氧条件下热解,使纤维素、半纤维素和木质素中的含碳物质逐步脱氨脱氧而产生的一类具有表面官能团丰富、孔隙结构发达、比表面积大且吸附能力强的优异材料^[12]。农林废弃物制备的生物炭具有疏松多孔的结构,含有羧基、羟基等活性基团,使其能够改变土壤性质,如pH值、阳离子交换容量(CEC)和土壤含水量等。此外,生物炭还能影响土壤微生物群落结构、功能,以及吸附和钝化土壤活性重金属的强大潜力^[13]。因此,通过利用农林废弃物制备生物炭,不仅有助于实现资源的可持续利用,而且对改善土壤质量和生态环境具有积极意义。本文针对不同农林废弃物生物质类型转化为生物炭

收稿日期:2024-02-19

基金项目:江西省杰出青年人才资助计划(编号:20192BCB23026);
江西省科学院包干制试点示范项目重大产业技术攻关专项(编号:
2022YSBG10005);江西省科学院省级财政科研项目包干制项目—
杰出青年人才培养计划(编号:2022YSBG50002)。

作者简介:王伟(1999—),女,江苏南通人,硕士研究生,主要从事
土壤污染修复研究。E-mail:Jsntwangw@163.com。

通信作者:孙小艳,博士,研究员,主要从事土壤污染修复研究。
E-mail:xiaoyan_sun05@163.com。

的潜在来源,分析不同生产方式和制备条件对生物炭理化性质的影响,并阐述了农林废弃物生物炭在土壤修复、土壤改良、土壤固碳和缓解气候变化方面的实际应用研究,最后对农林生物炭的应用优势与潜在风险进行分析总结。

1 生物炭原料(农林废弃物生物质)

农林废弃物是指在农业和林业生产过程中产生的不再具有原使用价值的废弃物,包括农作物残余部分、畜禽粪便及林地枝叶和树皮等。基于价格低廉、环境友好作为生物炭原料被广泛使用。全球三大谷物小麦、水稻和玉米,因其产生大量农业废弃物,包括小麦壳、稻壳和秸秆等。这些农业废弃物成为制备相应生物炭的主要原料^[14]。孟维山等将玉米秸秆在 450 ~ 550 ℃ 热解 3 h 制备获得的生物炭产率为 35%^[15]。Cui 等在 450 ℃ 热解下制成小麦秸秆生物炭降低了环境中镉的生物利用度^[16]。秸秆约有 40% 含碳量,因此被视为制备生物炭的理想原料^[17]。另一方面,林业废弃物也是生物炭制备的关键原料。我国森林资源丰富,林业废弃物资源化利用潜力巨大。Chen 等的研究表明,利用竹子废弃物制备生物炭具有优异的性能^[18]。竹炭具备较高的热值、孔隙结构和抗压强度,具有广泛的应用前景。作为一种环保型炭材,可替代煤炭、木炭等传统炭材,降低碳排放,从而减缓全球气候变化的进程。农林业废弃物作为一种天然材料,具有很少的环境负面效应,因此将其作为制备生物炭的理想原料具有重要的意义,对生态可持续发展、环境保护、资源利用等方面产生积极影响。制备农林废弃物生物炭的原料和方法见表 1。

表 1 制备农林废弃物生物炭的原料和方法

| 生物质类型 | 原料 | 制备技术 | 参考文献 |
|-------|------|---------------------------|------|
| 农产品 | 玉米秸秆 | 热解,450 ~ 550 ℃,3 h | [15] |
| | 小麦秸秆 | 热解,450 ℃ | [16] |
| | 稻壳 | 热解,500 ℃,2 h | [19] |
| | 花生壳 | 热解,300,400,500,600 ℃,2 h | [20] |
| | 棉籽壳 | 热解,200,350,500,650,800 ℃ | [21] |
| | 甘蔗渣 | 热解,550 ℃,4 h | [22] |
| 林产品 | 竹子 | 热解,400 ~ 700 ℃,5 ~ 30 min | [18] |
| | 松树皮 | 热解,300,400,500,600 ℃,4 h | [23] |
| | 青竹枝条 | 热解,350 ℃,1 h | [24] |

2 生物炭生产技术

生物炭的生产方式主要为热化学方法,如慢速

热解、快速热解、气化和烘焙等。不同的制备方法、炭化温度、炭化时间和原材料种类均会对其比表面积、孔隙结构、阳离子交换量、产量等理化性质产生一定影响^[25]。

2.1 慢速热解

慢速热解是生物质在缓慢加热速率(300 ~ 500 ℃)和较长停留时间(超过 1 h)下进行的热解过程,该温度范围被认为是生物炭形成的“最佳区域”^[26]。生物炭的质量和产量取决于其含碳量、比表面积、pH 值和孔隙率。另外,基于热解参数(温度、时间、加热速率)可以获得更高含碳量的生物炭。含碳量作为生物炭质量的关键指标,指的是生物炭中固定碳的百分比或质量比例。高含碳量意味着生物炭具备更高的热值和更好的燃烧特性,可用作土壤改良剂,改善土壤质量^[27]。如在温度(400 ℃)和加热速率(10 ℃/min)条件下,通过慢速热解制备的香蕉假茎生物炭具有较高的含碳量、热值和比表面积,含碳量可达到 43.23%,从而表明生物炭的质量就越高^[28]。Mahdi 等从在不同温度(350 ~ 550 ℃)和加热时间(1 ~ 3 h)下热解得到的枣核生物炭中发现,生物炭的含碳量、灰分含量和 pH 值随热解温度及加热时间的增加而增加^[29]。在 200 ~ 800 ℃ 温度范围内,生成的棉籽壳生物炭对酸性污染土壤(Pb、Cd、Cu、Ni)中的重金属具有显著的固定效果^[21]。在慢速热解过程中,较高的热解温度能促使生物炭中的挥发性物质大量释放,对于优化生物炭质量具有重要作用,从而提升其含碳量。由此看出,含碳量与生物炭之间的关系更为密切。

除上述热解参数外,生物质热解的其他操作参数,包括生物质原料、颗粒大小及热解气氛,对生物炭质量和产量也有一定关联。Tan 等在有限氧气裂解条件(CO₂ 和 N₂)及不同热解温度(300、400、600、800 ℃)下,发现相较于传统惰性气氛(N₂)和相同热解温度下制备的稻草生物炭,其形态结构、比表面积和孔径方面表现更为优异^[30]。此外,生物质原料是影响生物炭产量的另一重要因素。在热解温度 500 ℃、停留时间 60 min 及加热速率 10 ℃/min 条件下制备的樟子松生物炭产量约为 30%^[31]。Colantoni 等在热解温度 400 ℃、停留时间 60 min 下,向日葵壳生物炭的产率约为 40%^[32]。提摩西草在热解温度 450 ℃ 下的产量约为 43%^[33]。因此,生物质原料在慢速热解过程中作为关键因素之一,对生物炭产量产生显著影响。

2.2 快速热解

快速热解是在升温速率 $>1\,000\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 、蒸汽停留时间 $0.5\sim 2.0\text{ s}$ 和热解温度 $400\sim 600\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下进行的生物质热解过程。在这个过程中,生物质中的可挥发性物质迅速加热分解,产生气体和液体产物,如生物油和合成气,而生物炭作为该过程的副产物生成。鉴于生物质在该过程中停留时间较短,热解蒸汽在高温区的接触时间减少,进而降低了积碳量。如在热解温度 $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下,当颗粒停留时间从 0.45 s 增至 1.40 s 时,木材生物炭的产率从 77% 降至 75% ^[34]。Chen 等通过试验观察到,当热解温度 $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下,加热速率从 $10\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 提高到 $50\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$,杨木生物炭的产率从 34.83% 降低到 31.95% (重量百分比)^[35]。虽然较高的热解温度和较短的停留时间导致了生物炭产率下降,但生物炭中的含碳量有所增加^[36]。随着热解温度从 $550\text{ }^{\circ}\text{C}$ 升高至 $750\text{ }^{\circ}\text{C}$,松木屑热解生物炭的含碳量从 70.68% 增加到 78.75% ^[37]。

在快速热解过程中,热解温度和加热速率对生物炭的含碳量及比表面积存在一定影响。Chen 等随着热解温度从 $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ 升高至 $600\text{ }^{\circ}\text{C}$,杨木生物炭的含碳量从 $82.16\%\sim 82.35\%$ 增加到 $88.56\%\sim 88.89\%$ (重量百分比)^[35]。当热解温度从 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ 升高至 $700\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,油菜秆生物炭的比表面积从 $1\text{ m}^2/\text{g}$ 增加到 $45\text{ m}^2/\text{g}$ ^[38]。然而,Hassan 等发现,通过高温热解会降低生物炭的比表面积和孔隙度,这可能是由于在高温条件下,生物炭的多孔结构受到破坏或堵塞,生物炭表面快速解聚,从而导致比表面积减小^[39]。研究结果表明,在高升温速率下制备的生物炭具有更高的碳含量和比表面积,这是因为随着热解温度的升高导致了生物炭中颗粒融化程度的差异,从而提高了生物炭的多孔特性,增加表面粗糙度、孔隙度以及比表面积。

2.3 气化

气化是利用氧气、空气、蒸汽等气化剂,在高温条件 ($700\sim 1\,000\text{ }^{\circ}\text{C}$) 下将碳质材料分解为气态产品,生物炭则是该过程中产量较少的副产品。在气化过程中,生物炭的质量和含碳量是相互关联的,而这些特性主要受到气化参数的影响,如当量比 (ER)、气化温度和升温速率等^[40]。在生物质加热过程中,其内部的挥发分逐渐释放,从而形成剩余炭和灰渣,生物炭的产率相对较低。如付兵等通过气化工艺制备的烟梗生物炭,挥发分的含量超过了

60% ,然而固定碳的含量仅约 20% ^[41]。Hu 等的研究表明,随升温速率从 $2\text{ g}/\text{min}$ 提高至 $25\text{ g}/\text{min}$,生物炭产率从 26.09% 下降到 23.54% (重量百分比),这是由于在较高加热速率下促进了挥发物的快速释放^[42]。ER 值被视为是影响气化过程重要的参数。一般来说,ER 的增加会导致气化温度的升高,从而影响生物炭的质量。Yao 等报道,随着 ER 值从 0.1 增加至 0.6 ,生物炭的含碳量从 88.17% 降至 71.16% ^[43]。Muvhiwa 等也证实了当氧气流速从 $0.15\text{ kg}/\text{h}$ 增加至 $0.6\text{ kg}/\text{h}$ 时,生物炭的含碳量在 $700\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时从 89% 降至 80% ,在 $900\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时从 93% 降至 86% ^[44]。由此看出,在气化过程中,ER 值与生物炭的产量和含碳量呈负相关。

2.4 烘焙

烘焙是生物质在无氧或缺氧条件下,在加热温度 $200\sim 300\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、升温速率 $<50\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 和停留时间 $20\sim 120\text{ min}$ 下使用各种分解过程去除生物质中水分、 O_2 和 CO_2 的一种有效的热化学处理方法^[45]。当挥发性成分从生物质中排出,有助于固体产物 (生物炭) 的合成。生物质主要由纤维素、半纤维素和木质素组成,因此,研究人员针对这 3 个主要组分的烘焙进行了研究,以探影响烘焙生物炭产率的关键因素。如 Wang 等在玉米秸秆经烘焙技术转化为生物炭的过程中,随着温度的升高和停留时间的延长,半纤维素和纤维素的含量呈现下降趋势^[46]。Chen 等的试验结果证实,在三大组分中,半纤维素烘焙所得的生物炭产率最低^[47]。

烘焙温度和停留时间对于生物炭质量影响更为显著^[48]。如林业废弃物在 $280\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下停留 30 min ,相较于在 $260\text{ }^{\circ}\text{C}$ 或更低温度停留 120 min 下,能够获得含碳量更高的生物炭^[49]。Simonic 等在烘焙温度 $220\sim 400\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围下持续加温,经 30 min 的预热后,将混合废木材置于恒定温度下烘烤 2 h ,随着温度的升高,废木材中的含碳量相应增加,由于烘焙过程导致碳的富集,氢含量因而降低^[50]。Kai 等研究表明,在温度 $200,225,250,275,300\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和持续时间 $10,30,50,70\text{ min}$ 的条件下,稻草秸秆经过处理后,生物炭的固体收率从 94.35% 下降至 70.49% ,同时,含碳量逐步增加,氢氧含量相应减少,特别是在温度超过 $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,温度对固体产率的影响更为显著^[51]。由此可见,随着烘焙温度的升高,烘焙过程使得生物炭产品具有较高的含碳量,而氢含量相对较低。这一现象的原因在于,烘焙工艺能够有效

地去除生物质中的水分及含有大量氢和氧元素的轻质挥发分,从而提高剩余碳化残渣中的含碳量^[52]。

3 农林废弃物生物炭在土壤中的应用

3.1 土壤修复

生物炭对重金属的修复主要体现在 2 个方面:首先,生物炭因其多孔隙结构和大比表面积的特点,能够有效地吸附土壤中的重金属离子。其次,生物炭中的有效成分(如羟基、羧基等)通过与重金属离子发生离子交换、络合、沉淀和静电吸引等作用,进一步吸收或结合土壤中的重金属,或将重金属从无机态转化为有机态^[53-55]。这些作用可以改变重金属的迁移率和生物利用率,进而降低其在土壤中的毒性^[56]。刘丽媛等的研究表明,在添加 1% 和 2% 玉米秸秆生物炭的情况下,镉铅复合污染土壤中二乙烯三胺五乙酸(DTPA)提取态的 Cd 和 Pb 明显低于对照组,同时,生物炭显著降低了小白菜各部位对 Cd 和 Pb 的积累,相较于对照组分别降低 27.53% ~ 71.46% 和 31.00% ~ 55.43%^[57]。Wang 等利用稻草生物炭和核桃壳生物炭分别使毛竹根部的 Cu 吸收降低 15%、35%、26%^[58]。Hamzenejad 等通过添加不同比例的葡萄枝生物炭对重金属污染土壤中 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的固定和修复研究发现,在生物炭添加量为 10% 的情况下,土壤中可交换态含量减少 23% ~ 72%,碳酸盐结合态含量减少 51% ~ 67%^[59]。在土壤遭受多种重金属污染的环境下,生物炭的吸附效果因重金属种类而

有所不同。这是因为不同重金属之间存在竞争吸附作用。Park 等发现,胡椒茎生物炭在单种金属中最大吸附容量顺序为 Pb > Cr > Cd > Cu > Zn,在多种重金属吸附试验中为 Pb > Cu > Cr > Zn > Cd,其中,Cd 吸附能力显著降低^[60]。

为了进一步提升修复效果,学者们对生物炭进行了改性研究,从而优化修复效果。常用的改性方法主要是通过利用酸、碱、氧化剂等试剂来增加生物炭的比表面积和表面官能团,从而增强生物炭对污染物的固定能力。如 HCl、HNO₃、H₂O₂ 和 H₃PO₄ 等已广泛用于生物炭的改性。经 H₃PO₄ 改性的生物炭表面积和孔隙体积增加,且磷酸盐沉淀作用增加了生物炭对 Pb 的吸附能力^[61]。Cheng 等发现与原始纳米黑炭相比,HNO₃ 改性后的纳米黑炭对 Ni 有更大的吸附量,因此将改性后的纳米黑炭应用到 Ni 污染土壤中增加了黑麦草的生物量,而且显著降低了土壤中 Ni 的 DTPA 提取态含量^[62]。李晓晖等将磷酸化改性和钙盐复合制备的稻壳生物炭用于 Cd 污染土壤,增强了土壤中 Cd 的稳定性,并降低了小白菜叶片中的 Cd 含量^[63]。Bashir 等用 2 mol/L KOH 改性水稻秸秆生物炭,发现改性后生物炭对 Cd 的吸附量(41.9 mg/g)是原生物炭的 3 倍多^[64]。农林废弃物制备的生物炭在重金属污染土壤中的修复应用研究详见表 2。

3.2 土壤改良

农田管理制度的疏漏使得 CO₂ 排放量上升,同时加剧了土壤中有机化合物的分解。在土壤中加入

表 2 农林废弃物制备的生物炭在重金属污染土壤中的修复应用研究

| 制备生物炭的原材料 | 改性 | 土壤污染因子 | 钝化效果 | 参考文献 |
|-----------|--------------|-------------|--|------|
| 玉米秸秆 | | Cd、Pb | 在添加 1% 和 2% 生物炭的情况下,生物炭显著降低了小白菜地上部分对 Cd 和 Pb 的积累,分别降低了 27.53% ~ 71.46% 和 31.00% ~ 55.43% | [57] |
| 竹子、稻草、核桃壳 | | Cu | 显著降低 Cu 和 Pb 在土壤中重金属的溶解度;稻草生物炭和核桃壳生物炭分别使根部的 Cu 吸收降低了 15%、35%、26% | [58] |
| 葡萄枝 | | Cd、Pb、Cu、Zn | 在生物炭添加量为 10% 的情况下,土壤中可交换态含量减少 23% ~ 72%,碳酸盐态含量减少 51% ~ 67% | [59] |
| 墨西哥丁香 | | Pb、Cu | 土壤中添加生物炭使 Pb 和 Cu 的溶出率分别降低了 10.0% ~ 99.5% 和 15.6% ~ 99.5%,并能固定土壤中质子和配体释放的 Pb 和 Cu | [65] |
| 玉米秸秆 | Fe - Mn | As | 改性生物炭降低了有效态 As 含量,增加了残渣态、无定形水合氧化物结合态和结晶水合氧化物结合态 As 形态 | [66] |
| 稻壳 | 硫改性 | Hg | 改性生物炭对 Hg ²⁺ 的吸附量提高了 73%,达到 67.11 mg/g。与未处理土壤相比,TCLP(浸出过程的毒性表征)渗滤液中自由有效态 Hg 分别增加了 95.4%、97.4%、99.3% | [67] |
| 稻壳 | 磷酸化 - 钙盐复合改性 | Cd | 增强了土壤中 Cd 的稳定性,与 CK 比较,复合改性的稻壳生物炭对降低小白菜叶片镉效果最显著,镉质量分数分别降低到 1.45、1.24、0.71 mg/kg | [63] |

入生物炭不仅可调节 pH 值、保持土壤水分和养分,还可增强生物群功能及减少污染等方面来改善土壤。生物炭中的羧基、羟基和酚基等功能基团与土壤中的氢离子发生相互作用,使得氢离子浓度降低,进而提升土壤的 pH 值。此外,由于许多生物炭呈碱性,因此在改善酸性土壤方面具有显著优势^[68]。Wei 等研究发现,在酸性土壤中施加生物炭后,土壤中 pH 值提高了 7.0%,进而降低了可利用 Cd 的含量(37.3%)^[69]。韩晓日等在玉米秸秆生物炭施炭量为 3.0 t/hm² 和 6.0 t/hm² 处理下,土壤容重分别降低 5.60% 和 9.87%,总孔隙度提高约 10.70%,pH 值提升 0.32^[70]。Xiao 等添加 1% 的生物炭显著促进了地上生物量的积累,同时三叶草处理后地上部分的 Mg 吸收量分别为 39.32%、39.88%、88.27%、69.68%、51.96%^[71]。

生物炭生产过程结束后,生物质中的阳离子被固定在生物炭中,对土壤的 CEC 产生显著影响^[72]。生物炭所含的负电荷官能团能够将土壤的 CEC 从 88.4 mmol/kg 提高至 211.3 mmol/kg^[73]。此外,作为土壤改良剂,生物炭能够有效提高土壤有机碳含量,增幅可达 16.5%~32.4%^[74]。生物炭在改善不肥沃土壤方面具有显著效果,能够促进作物生长并提高产量^[75]。Rodríguez 等使用林业废弃物(花楸)制备的生物炭,在施用量为 25 t/hm² 和 50 t/hm² 的情况下改善了土壤条件并促进臭椿树苗的生长^[76]。Anto 等在沙质黏土中施用稻壳生物炭使玉米产量增加了 59%,进一步验证了生物炭在土壤改良和农业生产中的积极作用^[77]。农林业废弃物制备的生物炭在土壤改良中的应用研究详见表 3。

表 3 农林业废弃物制备的生物炭在土壤改良中的应用研究

| 制备生物炭的原材料 | 土壤类型 | 改良效果 | 参考文献 |
|-----------|------|---|------|
| 农作物秸秆 | 酸性土壤 | 土壤中 pH 值提高 7.0%,进而降低了可利用镉的含量(37.3%) | [69] |
| 玉米秸秆 | 酸性土壤 | 施炭量为 3.0 t/hm ² 和 6.0 t/hm ² 处理下,土壤容重分别降低 5.60% 和 9.87%,总孔隙度提高约 10.7%,pH 值提升 0.32 | [70] |
| 修剪残留物 | 酸性土壤 | 生物炭所含的负电荷官能团能够将土壤的 CEC 从 88.4 mmol/kg 提高到 211.3 mmol/kg | [73] |
| 玉米秸秆 | 中性土壤 | 生物炭能够有效提高土壤有机碳含量,增幅可达 16.5%~32.4% | [74] |
| 稻壳 | 沙质黏土 | 玉米产量增加了 59% | [77] |

3.3 生物炭固碳

气候变化已成为全球的关注焦点,对于如何降低大气中 CO₂ 排放的关注度不断提升。土壤有机碳的积累对增强土壤的碳汇能力具有举足轻重的地位,而生物炭已被广泛认为是一种高效稳定的固碳方式^[78]。生物炭因其独特的芳香结构,展现出高稳定性及不易被微生物降解等特性,可在土壤中实现长期稳定存储^[79]。Kuzakov 等的研究表明,生物炭的平均滞留期约为 2 000 年,半衰期约为 1 400 年,在培养过程中,生物炭矿化降解产生的 CO₂ 量较低,在固碳减排方面产生积极作用^[80]。Yang 等在 2 年田间试验中,将玉米秸秆生物炭对沙壤土中的温室气体进行研究,发现第 1 个生长季生物炭的应用将 CO₂ 总排放量减少了 18%~25%,第 2 个生长季降低了 19%~41%^[81]。Yu 等将枸杞枝条在热解温度 530 ℃ 和保温时间 2 h 下制成枸杞枝条生物炭,所得产率和固定碳含量分别为 28.1% 和 77.8%,据评估青海省所修剪的枸杞枝条都用于制备生物炭,将能减少每年因燃烧产生的碳排放量 6.856 万 t^[82]。Spokas 等研究发现,使用木屑生物炭改良土壤可以

抑制微生物的分解活性,进而降低 CO₂ 排放量在 2%~60% 之间,N₂O 排放减少 60%^[83]。总体而言,在 N₂O 持续减少的情况下,向土壤中施加生物炭是一种有效的碳隔离策略,也是减少全球变暖气体排放的有效途径。农林业废弃物制备的生物炭在固碳中的应用研究详见表 4。

4 农林业生物炭应用优势与潜在风险

农林废弃物生物炭作为一种具有广泛应用潜力的天然材料,在环境保护和农林业领域展现出显著优势。(1)污染物吸附:生物炭的多孔结构提供了大量的吸附表面,能有效吸附和去除土壤中的有害物质。(2)土壤改良:生物炭的施用能够改善土壤的物理和化学性质,增强土壤的保水能力、通气性,并提高土壤肥力。此外,生物炭能促进植物生长,从而提升农林业的经济效益。(3)碳封存:农林业生物质转化为生物炭能将空气中的碳固定在土壤中,实现碳封存。(4)减少温室气体排放:生物炭作为一种稳定的材料,能在根际区域保持数年,进而降低生物质气化过程中产生的温室气体排放。然

表 4 农林业废弃物制备的生物炭在固碳中的应用研究

| 制备生物炭的原材料 | 土壤类型 | 改良效果 | 参考文献 |
|-----------|------|---|------|
| 松木木屑 | 酸性土壤 | 施用松木木屑生物炭可使森林土壤中的累计 CO ₂ 排放量降低 16.4% | [78] |
| 玉米秸秆 | 沙壤土 | 第一个生长季生物炭的应用将 CO ₂ 总排放量减少了 18% ~ 25%, 第二个生长季降低了 19% ~ 41%, 同时还显著提高了玉米的产量 | [81] |
| 枸杞枝条 | — | 该生物炭产率和固定碳含量为 28.1% 和 77.8%, 若将每年所修剪的枸杞枝条均用于生物炭, 每年碳排放量可减少 6.856 万 t | [82] |
| 木屑 | 酸性土壤 | 降低 CO ₂ 排放量在 2% ~ 60% 之间, N ₂ O 排放减少 60% | [83] |

而,生物炭的使用也存在一些潜在的风险和限制。(1)潜在环境影响:生物炭原料(农林废弃物)本身可能含有重金属,一旦进入土壤,这些污染物可能会被释放出来,对土壤和地下水等环境造成不同程度的污染和损害。(2)土壤降解:生物炭的使用可能导致土壤退化,增加土壤对极端气候的敏感性。(3)缺乏标准和规范:当前生物炭的应用尚未建立完善的标准和规范,导致其质量和效果存在不确定性。因此,为确保生物炭使用的可持续性和环境友好性,必须对其潜在风险和限制进行全面考量,并采取有效的管理和监控措施。同时,还应进一步深化对生物炭与土壤、微生物转化以及地球化学循环之间内在机制的研究,以更全面地了解生物炭的影响和应用。

5 结论与展望

将农林业废弃生物质资源转化为生物炭,不仅是一种创新的资源回收方式,更是对环境污染的长远治理策略。这种转化方式不仅环保,且成本低廉,具有很高的实用性和潜力,有望成为治理污染的可靠替代品。生物炭在改善土壤质量、提高农作物产量、降低土壤中的污染物以及固碳和减少温室气体排放等方面表现出了显著的效果,为推动可持续发展提供了有力的支持。此外,将农林废弃物进行资源化利用,不仅为我国的“双碳”目标提供了理论和模型支持,同时也为生物质转型发展在各种约束条件下的实施提供了广阔的前景。

参考文献:

[1] Zeb A, Liu W T, Lian Y H, et al. Selection and breeding of pollution – safe cultivars (PSCs): an eco – friendly technology for safe utilization of heavy metal (loid) contaminated soils [J]. Environmental Technology & Innovation, 2022, 25: 102142.

[2] 王玉军, 刘 存, 周东美, 等. 客观地看待我国耕地土壤环境质量的现状: 关于《全国土壤污染状况调查公报》中有关问题的讨论和建议[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1465 – 1473.

[3] 陈世宝, 王 萌, 李杉杉, 等. 中国农田土壤重金属污染防治现状与问题思考[J]. 地学前缘, 2019, 26(6): 35 – 41.

[4] Noorbakhsh R, Koochi M K, Hassan J, et al. Magnetic beads of zero valent iron doped polyethersulfon developed for removal of arsenic from apatite – soil treated water [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(19): 12697.

[5] 吴 川, 罗雨轩, 薛生国, 等. 铁/锰氧化菌诱导土壤重金属生物成矿研究进展[J]. 土壤学报, 2023, 60(4): 953 – 968.

[6] Xu D M, Fu R B, Wang J X, et al. Chemical stabilization remediation for heavy metals in contaminated soils on the latest decade: available stabilizing materials and associated evaluation methods: a critical review[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 321: 128730.

[7] Ibrahim E A, El – Sherbini M A A, Selim E M M. Effects of biochar, zeolite and mycorrhiza inoculation on soil properties, heavy metal availability and cowpea growth in a multi – contaminated soil [J]. Scientific Reports, 2023, 13(1): 6621.

[8] Oumani A, Mandi L, Berrekhis F, et al. Removal of Cr³⁺ from tanning effluents by adsorption onto phosphate mine waste: key parameters and mechanisms [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 378: 120718.

[9] Hashimoto Y, Matsufuru H, Sato T. Attenuation of lead leachability in shooting range soils using poultry waste amendments in combination with indigenous plant species [J]. Chemosphere, 2008, 73(5): 643 – 649.

[10] Li S, Sun X Y, Liu Y X, et al. Remediation of Cd – contaminated soils by GWC application, evaluated in terms of Cd immobilization, enzyme activities, and pakchoi cabbage uptake [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2020, 27(9): 9979 – 9986.

[11] 茹淑华, 赵欧亚, 侯利敏, 等. 8 种钝化剂产品对不同镉污染土壤理化性质和镉有效性的影响[J]. 生态环境学报, 2021, 30(10): 2085 – 2092.

[12] Safaei Khorram M, Zhang Q, Lin D L, et al. Biochar: a review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications [J]. Journal of Environmental Sciences, 2016, 44: 269 – 279.

[13] Liu H K, Xu F, Xie Y L, et al. Effect of modified coconut shell biochar on availability of heavy metals and biochemical characteristics of soil in multiple heavy metals contaminated soil [J]. Science of the Total Environment, 2018, 645: 702 – 709.

[14] Kumar P S, Gayathri R, Rath B S. A review on adsorptive separation of toxic metals from aquatic system using biochar

- produced from agro – waste[J]. *Chemosphere*,2021,285:131438.
- [15] 孟维山,朱芳妮,张博文,等. 玉米秸秆及其生物炭还田对黑土理化性质及玉米产量的影响[J]. *吉林农业大学学报*,2024,46(5):721 – 730.
- [16] Cui L Q, Noerpel M R, Scheckel K G, et al. Wheat straw biochar reduces environmental cadmium bioavailability [J]. *Environment International*,2019,126:69 – 75.
- [17] Wang Z R, Cai X W, Xie X Y, et al. Visible – LED – light – driven photocatalytic degradation of ofloxacin and ciprofloxacin by magnetic biochar modified flower – like Bi_2WO_6 : the synergistic effects, mechanism insights and degradation pathways [J]. *Science of the Total Environment*,2021,764:142879.
- [18] Chen D Y, Zhuang X Z, Gan Z Y, et al. Co – pyrolysis of light bio – oil leached bamboo and heavy bio – oil: effects of mass ratio, pyrolysis temperature, and residence time on the biochar [J]. *Chemical Engineering Journal*,2022,437:135253.
- [19] Zhu N Y, Li C Q, Bu L J, et al. Bismuth impregnated biochar for efficient estrone degradation: the synergistic effect between biochar and $\text{Bi}/\text{Bi}_2\text{O}_3$ for a high photocatalytic performance [J]. *Journal of Hazardous Materials*,2020,384:121258.
- [20] Kushwaha R, Singh R S, Mohan D. Comparative study for sorption of arsenic on peanut shell biochar and modified peanut shell biochar [J]. *Bioresource Technology*,2023,375:128831.
- [21] Uchimiya M, Wartelle L H, Klasson K T, et al. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*,2011,59(6):2501 – 2510.
- [22] Qiu S, Chen C X, Wan S Q, et al. Microwave catalytic co – pyrolysis of sugarcane bagasse and *Chlorella vulgaris* over metal modified bio – chars: characteristics and bio – oil analysis [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*,2023,11(5):110917.
- [23] Park J H, Wang J J, Kim S H, et al. Cadmium adsorption characteristics of biochars derived using various pine tree residues and pyrolysis temperatures [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*,2019,553:298 – 307.
- [24] 吴晓梅,叶美锋,吴飞龙,等. 农林废弃物生物炭的制备及其吸附性能[J]. *生物质化学工程*,2023,57(4):27 – 33.
- [25] Jing F Q, Sun Y Q, Liu Y Y, et al. Interactions between biochar and clay minerals in changing biochar carbon stability [J]. *Science of the Total Environment*,2022,809:151124.
- [26] Liu W J, Jiang H, Yu H Q. Development of biochar – based functional materials: toward a sustainable platform carbon material [J]. *Chemical Reviews*,2015,115(22):12251 – 12285.
- [27] Al Arni S. Comparison of slow and fast pyrolysis for converting biomass into fuel [J]. *Renewable Energy*,2018,124:197 – 201.
- [28] Abdullah N, Mohd Taib R, Mohamad Aziz N S, et al. Banana pseudo – stem biochar derived from slow and fast pyrolysis process [J]. *Heliyon*,2023,9(1):e12940.
- [29] Mahdi Z, El Hanandeh A, Yu Q M. Influence of pyrolysis conditions on surface characteristics and methylene blue adsorption of biochar derived from date seed biomass [J]. *Waste and Biomass Valorization*,2017,8(6):2061 – 2073.
- [30] Tan Z X, Zou J H, Zhang L M, et al. Morphology, pore size distribution, and nutrient characteristics in biochars under different pyrolysis temperatures and atmospheres [J]. *Journal of Material Cycles and Waste Management*,2018,20(2):1036 – 1049.
- [31] Solar J, de Marco I, Caballero B M, et al. Influence of temperature and residence time in the pyrolysis of woody biomass waste in a continuous screw reactor [J]. *Biomass and Bioenergy*,2016,95:416 – 423.
- [32] Colantoni A, Evic N, Lord R, et al. Characterization of biochars produced from pyrolysis of pelletized agricultural residues [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*,2016,64:187 – 194.
- [33] Mohanty P, Nanda S, Pant K K, et al. Evaluation of the physicochemical development of biochars obtained from pyrolysis of wheat straw, timothy grass and pinewood: effects of heating rate [J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*,2013,104:485 – 493.
- [34] Shen Q Q, Wu H W. Rapid pyrolysis of biochar prepared from slow and fast pyrolysis: the effects of particle residence time on char properties [J]. *Proceedings of the Combustion Institute*,2023,39(3):3371 – 3378.
- [35] Chen D Y, Li Y J, Cen K H, et al. Pyrolysis polygeneration of poplar wood: effect of heating rate and pyrolysis temperature [J]. *Bioresource Technology*,2016,218:780 – 788.
- [36] Leng L J, Huang H J. An overview of the effect of pyrolysis process parameters on biochar stability [J]. *Bioresource Technology*,2018,270:627 – 642.
- [37] Peng F, He P W, Luo Y, et al. Adsorption of phosphate by biomass char deriving from fast pyrolysis of biomass waste [J]. *CLEAN – Soil, Air, Water*,2012,40(5):493 – 498.
- [38] Zhao B, O'Connor D, Zhang J L, et al. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar [J]. *Journal of Cleaner Production*,2018,174:977 – 987.
- [39] Hassan M, Liu Y J, Naidu R, et al. Influences of feedstock sources and pyrolysis temperature on the properties of biochar and functionality as adsorbents: a meta – analysis [J]. *Science of the Total Environment*,2020,744:140714.
- [40] Shackley S, Esteinou R I, Hopkins D, et al. Biochar quality mandate (BQM) version 1.0 [R]. *Broth Biochar Foundation*,2014.
- [41] 付兵,杨兵,朱鹏飞,等. 烟梗热解气化制取生物炭方法探索[J]. *再生资源与循环经济*,2016,9(10):41 – 44.
- [42] Hu Q, Cheng W, Mao Q T, et al. Study on the physicochemical structure and gasification reactivity of chars from pyrolysis of biomass pellets under different heating rates [J]. *Fuel*,2022,314:122789.
- [43] Yao Z Y, You S M, Ge T S, et al. Biomass gasification for syngas and biochar co – production: energy application and economic evaluation [J]. *Applied Energy*,2018,209:43 – 55.
- [44] Muvhiwa R, Kuvarega A, Llana E M, et al. Study of biochar from pyrolysis and gasification of wood pellets in a nitrogen plasma reactor for design of biomass processes [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*,2019,7(5):103391.

- [45] Singh A, Sharma R, Pant D, et al. Engineered algal biochar for contaminant remediation and electrochemical applications [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 774: 145676.
- [46] Wang X H, Wu J, Chen Y Q, et al. Comparative study of wet and dry torrefaction of corn stalk and the effect on biomass pyrolysis polygeneration [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258: 88–97.
- [47] Chen W H, Wang C W, Ong H C, et al. Torrefaction, pyrolysis and two-stage thermodegradation of hemicellulose, cellulose and lignin [J]. *Fuel*, 2019, 258: 116168.
- [48] Bai X P, Wang G H, Zhu Z, et al. Investigation of improving the yields and qualities of pyrolysis products with combination rod-milled and torrefaction pretreatment [J]. *Renewable Energy*, 2020, 151: 446–453.
- [49] Bach Q V, Chen W H, Chu Y S, et al. Predictions of biochar yield and elemental composition during torrefaction of forest residues [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 215: 239–246.
- [50] Simonic M, Goricanec D, Urbancic D. Impact of torrefaction on biomass properties depending on temperature and operation time [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 740: 140086.
- [51] Kai X P, Meng Y X, Yang T H, et al. Effect of torrefaction on rice straw physicochemical characteristics and particulate matter emission behavior during combustion [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 278: 1–8.
- [52] Zhang C Y, Ho S H, Chen W H, et al. Torrefaction performance and energy usage of biomass wastes and their correlations with torrefaction severity index [J]. *Applied Energy*, 2018, 220: 598–604.
- [53] Gholizadeh M, Hu X. Removal of heavy metals from soil with biochar composite; a critical review of the mechanism [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021, 9(5): 105830.
- [54] Kavitha B, Reddy P V L, Kim B, et al. Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils; a review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 227: 146–154.
- [55] Cheng S, Chen T, Xu W B, et al. Application research of biochar for the remediation of soil heavy metals contamination; a review [J]. *Molecules*, 2020, 25(14): 3167.
- [56] Wang M M, Zhu Y, Cheng L R, et al. Review on utilization of biochar for metal-contaminated soil and sediment remediation [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 63: 156–173.
- [57] 刘丽媛, 李柯衡, 贾永霞, 等. 生物炭对小白菜镉铅积累及品质的影响 [J]. *四川农业大学学报*, 2024, 42(1): 111–117.
- [58] Wang Y, Zhong B, Shafi M, et al. Effects of biochar on growth, and heavy metals accumulation of moso bamboo (*Phyllostachy pubescens*), soil physical properties, and heavy metals solubility in soil [J]. *Chemosphere*, 2019, 219: 510–516.
- [59] Hamzenejad Taghliabad R, Sepehr E. Heavy metals immobilization in contaminated soil by grape-pruning-residue biochar [J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2018, 64(8): 1041–1052.
- [60] Park J H, Cho J S, Ok Y S, et al. Comparison of single and competitive metal adsorption by pepper stem biochar [J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2016, 62(5): 617–632.
- [61] Zhao L, Zheng W, Mašek O, et al. Roles of phosphoric acid in biochar formation: synchronously improving carbon retention and sorption capacity [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2017, 46(2): 393–401.
- [62] Cheng J M, Yu L, Li T, et al. Effects of nanoscale carbon black modified by HNO₃ on immobilization and phytoavailability of Ni in contaminated soil [J]. *Journal of Chemistry*, 2015, 2015: 839069.
- [63] 李晓晖, 艾仙斌, 李亮, 等. 新型改性稻壳生物炭材料对镉污染土壤钝化效果的研究 [J]. *生态环境学报*, 2022, 31(9): 1901–1908.
- [64] Bashir S, Zhu J, Fu Q L, et al. Comparing the adsorption mechanism of Cd by rice straw pristine and KOH-modified biochar [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(12): 11875–11883.
- [65] Kumarathilaka P, Ahmad M, Herath I, et al. Influence of bioenergy waste biochar on proton- and ligand-promoted release of Pb and Cu in a shooting range soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 625: 547–554.
- [66] Lin L N, Li Z Y, Liu X W, et al. Effects of Fe-Mn modified biochar composite treatment on the properties of As-polluted paddy soil [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 244: 600–607.
- [67] O'Connor D, Peng T Y, Li G H, et al. Sulfur-modified rice husk biochar; a green method for the remediation of mercury contaminated soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 621: 819–826.
- [68] Tusar H M, Uddin M K, Mia S, et al. Biochar-acid soil interactions; a review [J]. *Sustainability*, 2023, 15(18): 13366.
- [69] Wei B L, Peng Y C, Jeyakumar P, et al. Soil pH restricts the ability of biochar to passivate cadmium: a meta-analysis [J]. *Environmental Research*, 2023, 219: 115110.
- [70] 韩晓日, 葛银凤, 李娜, 等. 连续施用生物炭对土壤理化性质及氮肥利用率的影响 [J]. *沈阳农业大学学报*, 2017, 48(4): 392–398.
- [71] Xiao Y, Wang L Q, Zhao Z J, et al. Biochar shifts biomass and element allocation of legume-grass mixtures in Cd-contaminated soils [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(10): 10835–10845.
- [72] Klinghoffer N B, Castaldi M J, Nzihou A. Influence of char composition and inorganics on catalytic activity of char from biomass gasification [J]. *Fuel*, 2015, 157: 37–47.
- [73] Liang C F, Gascó G, Fu S L, et al. Biochar from pruning residues as a soil amendment; effects of pyrolysis temperature and particle size [J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 164: 3–10.
- [74] 高尚志, 刘日月, 窦森, 等. 不同施量生物炭对土壤团聚体及其有机碳含量的影响 [J]. *吉林农业大学学报*, 2022, 44(4): 421–430.
- [75] Griffin D E, Wang D Y, Parikh S J, et al. Short-lived effects of walnut shell biochar on soils and crop yields in a long-term field experiment [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 236: 21–29.
- [76] Rodríguez Solís A, Badilla Valverde Y, Moya R. Agronomic effects of *Tectona grandis* biochar from wood residues on the growth of young *Cedrela odorata* plants in a nursery [J]. *Agronomy*, 2021, 11

白 钰,高同国,陈 波,等. 植物促生微生物产生植物激素相关研究进展[J]. 江苏农业科学,2025,53(1):9-19.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2025.01.002

植物促生微生物产生植物激素相关研究进展

白 钰,高同国,陈 波,张冬冬,朱宝成

(河北农业大学生命科学学院,河北保定 071000)

摘要:化肥在保证粮食高产中起到重要作用,但长期、过量施用化肥造成土壤板结、环境污染等一系列问题。微生物肥料替代化肥是农业绿色、可持续发展的要求。植物促生微生物(PGPM)是微生物肥料中的功能微生物,其在植物生长中发挥着关键作用,其中产生多种植物激素是 PGPM 发挥直接促生作用的重要方式之一。本文综述了 PGPM 产生的植物激素的种类及相应的微生物类群,探讨了这些植物激素的化学结构和在微生物中的主要合成途径,并对 PGPM 产生的植物激素在农业实践中的发展趋势和研究潜力进行了展望。表明,目前报道的 PGPM 产生的植物激素主要以生长素类、细胞分裂素类、赤霉素类为主,其在微生物中的合成途径与植物中的途径有所不同,且不同微生物合成的激素种类、结构、产量、合成途径也有差别。该综述为后续进一步探究 PGPM 与植物互作机理,开发利用 PGPM 产品提供了思路 and 理论参考。

关键词:植物促生微生物;植物激素;生长素;赤霉素;细胞分裂素

中图分类号:S182;S184 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2025)01-0009-11

在农业生产过程中,施用化肥是提高农作物产量的普遍方式,但化肥利用率低,过量施用会引起土壤、环境等一系列问题,导致土壤板结、肥力下降,土壤微生物群落多样性降低,进而影响农作物

的品质,不符合中国农业绿色、可持续发展的要求。目前,使用微生物肥料替代化肥是解决上述问题的重要突破点。植物的生长发育与微生物活动密切相关,而植物促生微生物(plant growth promoting microorganisms,PGPM)是微生物肥料中重要的功能微生物,其在植物生长中发挥着多重作用,包括促进植物生长、抵抗植物病害、提高植物免疫力、改善土壤质量等,为替代化肥用于农业生产提供重要的实践依据。2013 年国务院发布的《生物产业发展规划》中将微生物肥料列为高新技术和战略性新兴产业,国家发展和改革委员会将其列为现代农业技术领域的重点发展项目。此外,2022 年国家发展和改

收稿日期:2024-07-09

基金项目:河北省重点研发计划(编号:20322907D);河北省自然科学基金(编号:C2021204053);河北省省属高等学校基本科研业务费研究项目(编号:KY2021047)。

作者简介:白 钰(1998—),男,河北张家口人,硕士研究生,研究方向为微生物-植物互作。E-mail:15830599582@163.com。

通信作者:朱宝成,博士,教授,博士生导师,主要研究方向为农牧微生物。E-mail:zhu2222@126.com。

(10):2079.

[77] Anto S, Karpagam R, Renukadevi P, et al. Biomass enhancement and bioconversion of brown marine microalgal lipid using heterogeneous catalysts mediated transesterification from biowaste derived biochar and bionanoparticle[J]. Fuel, 2019, 255:115789.

[78] Pokharel P, Kwak J H, Ok Y S, et al. Pine sawdust biochar reduces GHG emission by decreasing microbial and enzyme activities in forest and grassland soils in a laboratory experiment[J]. Science of the Total Environment, 2018, 625:1247-1256.

[79] Herath H M S K, Camps - Arbertain M, Hedley M J, et al. Experimental evidence for sequestering C with biochar by avoidance of CO₂ emissions from original feedstock and protection of native soil organic matter[J]. GCB Bioenergy, 2015, 7(3):512-526.

[80] Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H Q, et al. Black carbon

decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(2):210-219.

[81] Yang W, Feng G, Miles D, et al. Impact of biochar on greenhouse gas emissions and soil carbon sequestration in corn grown under drip irrigation with mulching[J]. Science of the Total Environment, 2020, 729:138752.

[82] Yu J W, Song M D, Li Z P. Optimization of biochar preparation process and carbon sequestration effect of pruned wolfberry branches[J]. Green Processing and Synthesis, 2022, 11(1):423-434.

[83] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, et al. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil[J]. Chemosphere, 2009, 77(4):574-581.