

Review of Biochar Application on Soil Environmental Quality

Ming Li^{1,2*}, Zhongyi An^{1,2}, Hao Wang^{1,2}, Weimin Gao¹, Xiaosan Lv³

¹MCC Huatian Nanjing Engineering & Technology Corporation, Nanjing Jiangsu

²Zhongye Huatian (Anhui) Energy Saving and Environmental Institute Co., Ltd., Ma'anshan Anhui

³Wuhu County Environmental Protection Agency, Wuhu Anhui

Email: liming@mcc-ht.com

Received: Jun. 19th, 2018; accepted: Jul. 4th, 2018; published: Jul. 11th, 2018

Abstract

Biochar refers to the solid carbon materials produced from slow pyrolysis of biomass under limited oxygen condition which is highly aromatic, recalcitrant to the physical, chemical and biological decomposition processes. Along with the development of carbonization technology and the stable carbon sequestration of biochar, it is realizable to transfer the agricultural waste into biochars for soil amelioration and environment protection, which has attracted more and more concerns. This paper summarized the properties and stability of biochar and its effects on soil physical and chemical properties, carbon and nitrogen nutrient cycling and microbial properties, and analyzed the effects of biochar on soil environmental quality and its application potentiality.

Keywords

Biochar, Soil Quality, Carbon Cycle, Nitrogen Cycle, Soil Microbe

生物质炭对土壤环境质量的影响概述

李明^{1,2*}, 安忠义^{1,2}, 王浩^{1,2}, 高卫民¹, 吕小三³

¹中冶华天南京工程技术有限公司, 江苏 南京

²中冶华天(安徽)节能环保研究院有限公司, 安徽 马鞍山

³芜湖县环境保护局, 安徽 芜湖

Email: liming@mcc-ht.com

收稿日期: 2018年6月19日; 录用日期: 2018年7月4日; 发布日期: 2018年7月11日

摘要

生物质炭是各种生物质在完全或部分缺氧的情况下经热解炭化后的固态物质, 具有高度的芳香性, 物理、
*通讯作者。

化学和生物抗分解性。随着炭化工艺的日趋成熟和生物质炭稳定的碳封存效果,大规模转化农业废弃物为生物质炭以应用于土壤改良和生态环境保护成为现实可能,正受到越来越多的研究关注。本文概述了生物质炭的性质特点、稳定性,以及对土壤理化性质、碳氮养分循环和微生物学特性的影响,总结分析了生物质炭对土壤环境质量的影响及应用前景。

关键词

生物质炭, 土壤质量, 碳循环, 氮循环, 微生物

Copyright © 2018 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

我国是农业大国,同时也是世界上农业废弃物产出量最大的国家之一;但目前我国农业废弃物的利用率仍然较低,不仅浪费资源而且严重污染环境。据统计,中国农业每年可产生各类作物秸秆生物量 7 亿多吨[1];且随着作物单产的提高,秸秆总产量也将随之增加。因此,随着人们环境保护意识的增强和对再生资源利用的重视,尽快找到合理处置大规模农业废弃物的途径和技术显得十分重要。

近年来,农业废弃物生物质热裂解炭化工艺技术日益成熟,产生的生物质炭具有比表面积大,孔隙结构发达,高度稳定性和较强吸附性能,以及富含多种有机官能团等特性。随着研究工作的深入,发现生物质炭对全球碳的生物地球化学循环和缓解全球气候变化具有重要的影响[2]。潘根兴等[3]提出生物废弃物炭化还田的减废增汇方式应该列入优先发展的农业减排途径,其可能成为人类应对全球气候变化的一条重要途径。研究表明,这种转化技术获得的产物不仅可以保留多于 50%能量的生物质碳,而且得到的生物质炭产品可以作为土壤改良剂施用到田间[4][5]。因此,全面了解生物质炭施用对土壤的环境效应,对农业废弃物的资源化利用、土壤有机碳库提升和肥力改良、以及作物生产力的提高,具有重要意义。

2. 生物质炭的元素组成及性质特点

2.1. 生物质炭的概念

生物质炭(biochar)是植物生物质在完全或部分厌氧情况下,经热裂解炭化产生的一类高度芳香化难熔性固态物质[6],属于广义概念上黑碳的一种类型(black carbon)。常见的生物质炭包括木炭、竹炭、秸秆炭、稻壳炭等,用于转化生物质炭的物料来源十分广泛,容易获取且价格低廉[7],包括木屑、树皮、多种作物秸秆(作物茎叶、果壳、米糠),能源作物柳枝稷,加工工业如制糖工业中甘蔗渣、制油工业中油菜饼和橄榄油的残渣等有机废弃物,造纸工业中的纸浆,畜禽养殖业废弃物以及城市污泥、生活垃圾等废弃物。生物质炭的生产工艺相对简单,可操作性强且易实现规模化,其一般生产过程如图 1 所示。

2.2. 生物质炭的元素组成

生物质炭主要组成元素为碳、氢、氧、氮,并且碳的含量较为丰富,可以视为少量纤维素、羧酸及其衍生物、呋喃、脱水糖、苯酚、烷基烃及烯基烃类的衍生物等成分复杂各异的含碳物质构成的连续统一体,其中芳香化结构和烷基是其最主要成分[4]。除 C 含量较高外,由于热解过程中养分的被浓缩和富集效应,生物质炭中的 N、P、K、Ca 和 Mg 等元素的含量也比来源物料要高。制备物料元素组成对生物

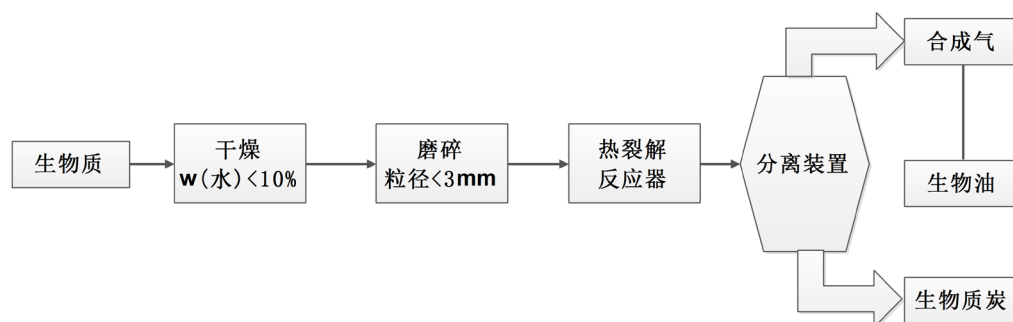


Figure 1. Flowchart and products of biochar production through biomass pyrolysis

图 1. 生物质热裂解转化生物黑炭的基本流程与产物[3]

质炭的元素组成和含量具有决定影响。研究也表明，生物质炭中营养元素的含量和制备前体物料中元素的含量呈直线相关关系[7]。如以畜禽粪便和堆肥为原料制备的生物质炭的营养元素含量一般都很高；而木质来源生物质炭组分中总 C 含量往往较高，但灰分、养分元素以及阳离子交换量都较低[7]。此外，热裂解温度很大程度决定炭化的产率和生物质炭的元素组成。以核桃壳为裂解原料，发现从 200℃ 升至 700℃ 过程中，生物质炭的 C 含量随裂解温度升高而富集增加，H 和 O 的含量则逐渐降低。

2.3. 生物质炭的结构特性

生物质炭具有丰富的孔隙结构，按照生物质炭孔径的大小可将其孔隙分为小孔隙(<2 nm)、微孔隙(2~50 nm)和大孔隙(>50 nm)。随着裂解温度升高和保留时间延长，芒草生物质炭的表面变得更加扁平，孔隙结构变差，小孔隙增多，比孔容减小[5]。大孔隙可以增强土壤的透气性和保水能力，也为土壤中微生物提供生存和繁殖的空间[8]；小孔隙则可以影响生物质炭对土壤中养分的吸附和转移[9]。林晓芬等[10]在研究裂解温度对稻壳和树叶生物质炭影响时发现，提高裂解温度会导致生物质炭的塑性变形，抑制微孔的形成。生物质炭的孔隙结构能够减小水分的渗滤速度，增强土壤对溶液中移动性很强和容易淋失养分元素的吸附能力，如盐基阳离子和 NO_3^- 等[4]。

生物质炭具有丰富的孔隙结构，因而具有较大的比表面积和表面能。物料类型和裂解方式对生物质炭的比表面积影响很大，有的只有 $0.7\sim 15\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ ，有的可高达几百个 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 。一般来说，随裂解温度升高，比表面积增加，如作物秸秆炭从 300℃ 的 $116\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 700℃ 的 $363\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ ，北美黄松枝炭从 200℃ 的 $2.3\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 700℃ 的 $247\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 。罗煜等[5]对芒草生物质炭的研究也表明，高温生物质炭的颗粒更小一些，比表面积比低温生物质炭的显著高 24%。但也有研究发现，有些材料如稻壳炭在裂解温度达到 600℃~700℃ 时，其比表面积反而下降。生物质炭具有大量的表面负电荷以及较高的表面电荷密度，能够吸附固定土壤溶液中的无机离子和小分子有机化合物，从而影响土壤肥力状况。

2.4. 生物质炭的化学性质

碱度(pH)和阳离子交换量(CEC)是生物质炭重要的化学性质。一般较高碱度的生物质炭均具有较高的 CEC 含量[4]。生物质炭的 CEC 含量很大程度上受前体物料组成的影响。生物质炭中的 K、Na、Mg 和 P 可以构成生物质炭表面的含氧基团，进而增加 CEC 含量；随着裂解温度的升高，往往 CEC 和 pH 值都会增高，但是合适的温度范围为 450℃~550℃ [2]。在裂解过程中，物料中绝大部分的矿质化合物会保留下来，而生物质炭的灰分含量取决于制备物料的类型。生物质炭较高的碱度特性主要是由于其灰分元素、碱性官能团、碳酸盐或者其表面负电荷的存在。生物质炭的碱度特性，使其可以被用作酸性土壤的改良剂来中和土壤酸度，提高土壤的 pH 值[11]。

生物质裂解反应不仅形成多孔结构,而且由于化学键断裂,赋予生物质炭表面大量的官能团。傅里叶变换红外光声光谱(FTIR-PAS)分析显示这些官能团主要是羟基、羧基、内酯基、醌基和羰基等,这些官能团被认为是生物质炭具有良好吸附特性的化学基础[12]。生物质炭表面呈现出亲水、疏水和对酸碱的缓冲能力;既具有较高的阳离子吸附交换能力,也有阴离子吸附交换能力[9]。生物质炭结构上的这种双重吸附特性,使得其施入土壤后可以提高土壤的CEC能力[5];其表面具有的疏水特性,使其对农药、多环芳烃等脂溶性物质也具有强烈吸附,可用于修复污染的土壤环境[5]。一般随着裂解温度的升高,生物质炭表面的-COOH和-OH等酸性基团含量减少,进而使得生物质炭表面所带的负电荷减少;而碱性基团数量往往会增加,官能团密度减少。

3. 生物质炭在土壤中的稳定性

3.1. 生物质炭的稳定性和短期降解过程

由于生物质炭具有多环芳香结构,使其表现出高度的化学和微生物惰性,施入土壤后难以被土壤微生物利用,能在环境中存在千百年甚至上万年[13]。亚马逊 Terra Preta 土壤中含有大量的碳,通过 ^{14}C 测龄结果显示,其寿命甚至比该土壤中最老的有机质还长[14]。这主要取决于生物质炭复杂的多芳香环和非芳香环结构特性,其具有更高的化学和生物学惰性,从而某些条件下可以在土壤中稳定的存在上千年。利用红外光谱(FTIR)和核磁共振(NMR)等手段发现 500°C 热解产生的水稻秸秆炭含有C=C、C=H等芳香化官能团,芳香化比例大于80%。Cheng等[15]的研究发现,培养过程中生物和非生物氧化作用对生物质炭的芳香基碳和氧-芳香基碳结构没有显著性的影响。生物质炭在土壤中可以与有机、无机等物质结合形成团聚体,或存在于包被态颗粒有机物和土壤微团聚体中,通过物理的空间位阻作用减小被氧化的概率。另外,生物质炭表面与土壤矿物质的结合也可以减缓其降解过程,如静电作用、氢键、阳离子桥接、配位交换、非共价键的电子供体-受体相互作用等。

生物质炭高度芳香化的结构特点决定了它的难降解性,也意味着微生物不能直接利用其作为能源物质,也很难利用包含在碳结构中的氮和其他营养物质[2]。尽管如此,生物质炭的有些组分仍具有一定的降解性,可以用于改善土壤化学性质和被微生物群体利用,如可提取态有机碳、挥发性物质和灰分组分等。Spokas[16]的研究结果表明,O/C值可以很好的预测生物质炭的稳定性,如果生物质炭的O/C值小于0.2,则其平均停留时间要大于1000年。通过对94种生物质炭组分含量的测定分析,Enders等[7]提出,结合挥发性物质和H/C值可以更好的预测生物质炭的稳定性。Kuzuyakov等[14]以 ^{14}C 标记的黑麦草炭,开展为期8.5年的室内实验测定其稳定性,发现由生物质炭自身降解而产生的 CO_2 非常少,估算得出其平均停留时间约为2000年。

3.2. 生物质炭的降解机理

虽然在一定的时间范围内,生物质炭具有生物和化学稳定性,但它终究会被矿化分解成二氧化碳。据已有的研究结果来看,生物质炭在土壤中的降解可能是生物过程与非生物过程综合作用的结果。Cheng等[15]的研究结果认为,非生物氧化作用对黑炭降解过程的影响要比生物作用重要的多。Zimmerman[17]的室内模拟试验也表明,不同木质炭在1年时间内的氧化率为0.4%~3%,其中非生物氧化作用占到50%~90%。常见的非生物降解过程主要有化学氧化、光化学氧化和无机降解等,如 H_2O_2 、 $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ 、 HNO_3 等化学氧化剂都可以氧化生物质炭,使其颗粒表面形成含氧官能团,增加表面O/C值[18]。非生物氧化过程中,生物质炭表面含氧基团以及多羧酸化合物的形成可能会削弱其生物惰性,增强高度芳香化和疏水性结构的微生物降解性[18]。

以往研究多认为非生物氧化对生物质炭降解影响更为显著,但生物氧化作用对生物质炭在土壤中的稳定性也起到重要影响[15]。Bruun 等[19]采用 ^{14}C 标记手段,室内研究大麦秸秆炭的降解过程发现,培养的前期非生物因素可能主导生物质炭的降解过程,但培养后期生物因素则发挥主要作用。土壤微生物群体对生物质炭的生物降解过程主要通过直接降解、共代谢或激发效应等方式实现[6]。研究表明,能够利用生物质炭可降解组分的微生物群体主要是细菌、真菌等[8]。虽然微生物直接降解生物质炭的机制机理还不清楚,但某些特殊类群的微生物确实偏爱生物质炭特殊的结构,如真菌被认为是最有可能具有降解生物质炭能力的微生物。生物质炭在土壤降解过程中,哪些类群的微生物起主导作用,研究结果并不一致,往往因生物质炭类型和土壤性质而具有差异[8]。

3.3. 生物质炭稳定性的影响因素

生物质炭在土壤中的稳定性主要取决于自身结构特性和外界环境条件。芳香化结构使得生物质炭具有不同于其他有机添加物的稳定性,而不同来源生物质炭的芳香化程度必然不同,也会引起它们在土壤中的稳定性的差异。以往研究表明,芳香化碳比例越高的生物质炭材料越难被降解。除芳香化碳的比例外,生物质炭中芳香化碳簇的大小及结构有序性也会影响其稳定性。芳香碳簇越小、芳香化结构有序性越差,生物质炭结构上的活性反应位点越多,从而更容易被氧化分解。同时,生物质炭的易降解组分如挥发性物质、可利用有机碳和灰分等也可以较好的预测生物质炭的稳定性[17],其含量高低可能也会影响生物质炭在土壤中的降解速率和残留时间[17]。研究还表明,小粒级的生物质炭颗粒具有较大的比表面积,会更容易受到微生物群体的矿化分解;与大粒级生物质炭相比,在土壤中的存留时间要短很多。

外界环境条件如土壤特性和气候条件对生物质炭的稳定性起着非常重要的作用。Schmidt 等[12]甚至认为土壤中有机质的稳定性主要是环境作用的结果,而非自身的分子结构特性。Steinbeiss 等[20]研究发现,酵母制备的生物质炭在耕地土中的矿化速率明显大于在森林土壤中的矿化速率。Knicker [21]总结指出,温度和水条件是影响生物质炭在土壤环境中稳定性的重要环境因素。同时,容易降解物料如氮素肥料、葡萄糖、作物秸秆等的加入,往往也会通过促进土壤微生物群体的生物量和酶类的活性,加速生物质炭的分解过程,这一过程被称之为共代谢反应。Keith 等[8]的结果表明,甘蔗渣的施用,明显促进了木质炭的降解过程,并且随着添加量的升高,生物质炭的矿化量显著增加。此外,土壤 pH、质地、利用类型、淋溶转运等因素也可能会影响生物质炭在土壤中的稳定性[22]。

4. 生物质炭对土壤环境质量的影响

4.1. 生物质炭对土壤碳循环的影响

农田土壤在陆地生态系统碳循环中具有重要的作用,生物质炭在土壤中的驻留和难以被降解特性对农田生态系统的碳源汇功能具有重要影响。将生物质经热裂解过程炭化为固态稳定物质,可以降低碳的排放和循环速率[2]。基于历史存留、室内和田间试验的分析结果表明,生物质炭的周转时间可达数百至千年不等[4]。Woolf 等研究认为,尽管人工裂解得到的生物质炭的存留时间无法与历史存留炭相比,但也超过一般有机物的降解时间,可达数百年。Lehmann 等[2]的研究指出,全球范围内可用于生产生物质炭的最大原料总量约为 $2.30 \times 10^9 \sim 5.10 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$;其中,农林废弃物的数量可以达到 $0.16 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ 。可见,生物质转化为生物质炭的碳封存潜力巨大,是实现土壤碳库增加和温室气体减排的重要措施。

生物质炭本身碳含量非常高,在土壤中加入生物质炭可以提高土壤有机碳的含量,其提高的幅度取决于生物质炭的用量及稳定性。研究表明,因生物质炭的原料、制备条件和土壤类型等的差异,添加生物质炭对土壤有机碳矿化的影响程度和方向可能会发生变化。Hilscher 等[22]发现在壤质土中添加松木生物质炭对土壤呼吸没有影响,而添加草本植物源的生物质炭则有机碳矿化过程显著增强。罗煜等[5]的研

究均发现, 黑麦草炭的添加可以促进土壤原有机碳的矿化; 而其他在水稻土上的试验则表明, 添加小麦秸秆炭可以降低土壤中有机碳的矿化速率。较低温度下制备的生物质炭对土壤活性较高的水溶性有机碳形成有促进作用, 能促进土壤有机碳的矿化; 而高温裂解的生物质炭, 因较高的孔隙率和吸附能力对土壤中活性碳有吸附固定作用, 从而抑制土壤有机碳的矿化[19]。

4.2. 生物质炭对土壤氮循环影响

氮素是作物生长必需的营养元素, 在土壤生态系统的诸多养分物质循环体系中, 氮循环也一直是人们研究关注的重点。近年来的研究表明, 生物质炭作为土壤改良剂施用, 因其高孔隙度和较大比表面积等特性, 对 NH_3 、 NH_4^+ 和 NO_3^- 都具有吸附能力和固持效果, 进而减少土壤中氮素的损失[16]。研究表明, 生物质炭配合无机氮肥的施用可以有效保持土壤养分状态, 提高氮素肥料利用率, 保障作物生长和产量。以往研究得出, 生物质炭添加可能会减弱、或增加或没有影响土壤有机氮素的矿化过程。虽然生物质炭含有一部分生物可利用的氮素组分, 但是生物质炭对土壤有机氮矿化影响的方向和程度主要取决于生物质炭的结构特性、土壤碳氮水平、混合环境中的 C/N 值以及土壤类型[13]。

生物质炭可以通过对土壤理化性质的改变以及在土壤中的降解过程, 直接或间接地影响氮素周转过程中硝化细菌、反硝化细菌和固氮菌的多样性和丰度, 进而影响土壤氮素物质循环[23]。生物质炭对农田土壤的净硝化速率影响可能并不明显[23], 但是添加生物质炭可显著促进土壤中的硝化过程[17]。以往研究表明, 生物质炭的施用可以降低 N_2O 的排放。其可能的原因为: 生物质炭施用降低了土壤容重, 增加土壤中氧气含量, 从而降低反硝化过程; 生物质炭中的碱性物质可以增加土壤 pH 值和 N_2O 还原酶的活性, 有利于反硝化过程中 N_2O 向 N_2 的转化, 从而减少了 N_2O 的排放; 生物质炭发达的孔隙结构和较大比表面积, 增加对土壤中 NH_4^+ 和 NO_3^- 的吸附, 从而减少反硝化作用的基质[16]。

4.3. 生物质炭对土壤理化性质的影响

生物质炭不仅是含碳量丰富的稳定物质, 而且具有多孔结构、容重小、比表面积大和吸附能力强等特性, 在自然条件下通常呈碱性。由于生物质炭的容重远低于矿质土壤, 其添加往往可以显著降低土壤的容重[24]。生物质炭的孔隙分布、颗粒大小以及在土壤中的移动都可以影响土壤孔隙结构, 其多孔结构使表层土壤孔隙度增加, 进而促进微生物的活动和植物根系的生长。生物质炭可以吸附和保持土壤水分, 增强水分的渗透性; 其对土壤孔径和分布的改变, 可以影响土壤水分的渗滤模式、停留时间和流动路径[6]。生物质炭的添加不仅有利于土壤团聚结构的改善和稳定, 其自身也因团聚体的物理保护作用而得以在土壤中长期存留。另外, 生物质炭的施用还可以加深土壤颜色, 增强土壤吸热能力, 从而提高土壤温度。大部分生物质炭含有大量的灰分元素而呈碱性, 作为土壤改良剂施用后, 可以降低土壤氢离子和交换性阳离子水平, 从而提高土壤 pH 值, 其效果因生物质炭本身的酸碱度和土壤 pH 缓冲能力而异[11]。生物质炭对土壤 CEC 的改变程度往往受到土壤类型、生物质炭性质及其在土壤中存在时间长短的影响[4]。

生物质炭的施用不仅能够影响土壤中碳氮的循环过程[13], 而且会对土壤中其他营养元素的状态产生作用。研究发现, 生物质炭本身即含有大量的磷素组分, 并且有效性较高, 输入土壤后可以显著增加有效磷的含量[7]。Liang 等[9]的研究还发现, 生物质炭对 Ca^{2+} 、 Al^{3+} 等离子的吸附作用, 可以减少这些阳离子与磷作用产生沉淀, 进而增加土壤中磷素的可利用性。以往研究还表明, 生物质炭的施用可以大大增加土壤中 K、Ca 和 Mg 等盐基离子的含量。Laird 等[24]开展的土柱淋洗实验也表明, 虽然生物质炭本身含有较为丰富的 N、P、Mg 等元素, 随着生物质炭添加量的提高, 淋洗液中这些元素的含量与不加生物质炭的处理相比, 都显著降低。

5. 生物质炭对土壤微生物学特性的影响

已有研究显示, 生物质炭的添加可以刺激土壤微生物活动[8], 从而影响微生物群落的特性及代谢酶活性。生物质炭良好的孔隙结构和较大比表面积, 可以为土壤微生物的栖息提供空间, 并为微生物逃避捕食者提供物理保护[9]。罗煜等[5]发现, 经过 90 天培养后, 在生物质炭与土壤作用微域, 可以观察到微生物群体的定殖。Steinbeiss 等[20]研究得出, 生物质炭的添加显著促进土壤微生物活性和生物量增加, 并且随添加量水平提高, 趋势更为明显; 而其他研究则表明, 添加生物质炭会引起土壤微生物生物量碳的含量显著降低。同时, 土壤中不同微生物群体对生物质炭输入的响应可能存在差异[25]。Steinbeiss 等[20]的研究就得出, 葡萄糖来源炭主要被革兰氏阴性菌利用, 而酵母炭则主要促进真菌群体的生长。Kuzakov 等[14]的研究表明, 生物质炭 0~40 t·ha⁻¹施用量下, 显著增加了稻田土壤细菌群落的丰度, 而真菌群落受到抑制。

以往研究表明, 生物质炭的多孔结构和大比表面积可以为微生物提供适宜的生境, 微生物可以直接利用生物质炭含有的活性组分作为能源物质[25]。虽然生物质炭具有化学和生物学惰性, 但 Cheng 等[15]和 Knicker [21]的研究表明, 生物过程也是影响生物质炭在土壤环境中稳定性的重要因素。研究指出, 生物质炭可以通过提高土壤物理和化学性质, 如提高有机碳含量, Ca 含量, 降低可交换 Al 含量, 来改善微生物生存环境[21]。生物质炭对有毒化合物的吸附, 如酚类、农药等, 可以降低这些有害物质的移动性, 进而保障微生物的正常活动; 而生物质炭对土壤原有机物质的吸附可能导致其在炭表面的固定或者炭内部的物理保护, 降低了与微生物群体的接触机会, 进而对微生物活动产生抑制[18]。此外, 生物质炭添加对土壤持水能力和团聚结构等方面的提高, 也有利于土壤环境中微生物群体的生长和代谢。

6. 生物质炭在土壤环境中的应用前景

生物质炭制备原料来源广泛, 且具有绿色可持续发展的特点。在全球资源日益匮乏、环境污染问题日趋严重的今天, 利用含碳量高的生物质废弃物原料制备生物质炭不仅避免了环境污染并可生成新的能源, 也是一种废物资源化的良好途径。基于生物炭材料的优良吸附特性和丰富表面官能团, 其未来不仅再农业土壤改良和质量提升方面大有可为, 在水体环境改善和污染治理、烟气净化、环境功能材料等方面也有巨大的应用潜力。

虽然生物质炭的施用对土壤环境功能(改善土壤结构和理化性质、提高土壤利用效率并增加肥效、实现固碳减排)等有多方面的积极作用, 但大量和长期施用生物质炭可能存在的环境风险和长期效果、生物质炭的碳汇稳定性和生态效应还不完全清楚; 生物质炭对农田土壤生态系统环境功能影响的机理目前还缺乏系统全面的研究; 生物质炭基肥料的效果改善研究还处于起步阶段, 且目前的研究还停留在室内模拟与小规模的田间试验阶段, 后续生物质炭在土壤环境中的应用研究还需在以上方面予以加强。

7. 结语

当前农业生产活动下, 相当规模的农业废弃物资源利用率较低, 任意堆置或直接焚烧现象普遍, 造成资源浪费; 同时带来一系列环境污染问题, 威胁人们生活健康。秸秆转化为生物质炭还田成为有效的处置途径, 不仅可以解决农业废弃物的资源化利用问题, 实现生物质固碳封存效果, 减缓全球变化; 还可以对土壤环境产生多方面的有益影响, 如提高土壤有机碳库、增加养分固持和有效性、改善土壤肥力质量状况, 进而保障作物生长和粮食产量。因此, 利用农业废弃物热解制备生物质炭, 在未来土壤环境质量改善与提升方面具有较好应用前景。

基金项目

江苏省自然科学基金(BK20160155); 南京市科技计划项目(201805015)。

参考文献

- [1] 马骥. 我国农户秸秆就地焚烧的原因: 成本收益比较与约束条件分析——以河南省开封县杜良乡为例[J]. 农业技术经济, 2009(2): 77-84.
- [2] Lehmann, J. (2007) A Handful of Carbon. *Nature*, **447**, 143-144. <https://doi.org/10.1038/447143a>
- [3] 潘根兴, 张阿凤, 邹建文, 等. 农业废弃物生物黑炭转化还田作为低碳农业途径的探讨[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(4): 394-400.
- [4] Glaser, B., Lehmann, J. and Zech, W. (2002) Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in the Tropics with Charcoal—A Review. *Biology and Fertility of Soils*, **35**, 219-230. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>
- [5] 罗煜, 赵立欣, 孟海波, 等. 不同温度下热裂解芒草生物质炭的理化特征分析[J]. 农业工程学报, 2013, 29(13): 208-217.
- [6] Lehmann, J. and Joseph, S. (2009) Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Lehmann, J. and Joseph, S., Eds. Earthscan, London, 1-12.
- [7] Enders, A., Hanley, K., Whitman, T., et al. (2012) Characterization of Biochars to Evaluate Recalcitrance And Agonomic Performance. *Bioresource Technology*, **114**, 644-653. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>
- [8] Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., et al. (2011) Biochar Effects on Soil Biota—A Review. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**, 1812-1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
- [9] Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., et al. (2006) Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, **70**, 1719-1730. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>
- [10] 林晓芬, 张军, 尹艳山, 等. 生物质炭孔隙分形特征研究[J]. 生物质化学工程, 2009, 41(3): 9-12.
- [11] 袁金华, 徐仁扣. 稻壳制备的生物质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.
- [12] Schmidt, M.W.I. and Noack, A.G. (2000) Black Carbon in Soils and Sediments: Analysis, Distribution, Implications, and Current Challenges. *Global Biogeochemical Cycles*, **14**, 777-793. <https://doi.org/10.1029/1999GB001208>
- [13] Lehmann, J., Gaunt, J. and Rondon, M. (2006) Bio-Char Sequestration in Terrestrial Ecosystems—A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **11**, 395-419. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>
- [14] Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., et al. (2009) Black Carbon Decomposition and Incorporation into Soil Microbial Biomass Estimated by ¹⁴C Labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**, 210-219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016>
- [15] Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., et al. (2006) Oxidation of Black Carbon by Biotic and Abiotic Processes. *Organic Geochemistry*, **37**, 1477-1488. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.06.022>
- [16] Spokas, K.A., Baker, J.M. and Reicosky, D.C. (2010) Ethylene: Potential Key for Biochar Amendment Impacts. *Plant and Soil*, **333**, 443-452. <https://doi.org/10.1007/s1104-010-0359-5>
- [17] Zimmerman, A.R. (2010) Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology*, **44**, 1295-1301. <https://doi.org/10.1021/es903140c>
- [18] Cross, A. and Sohi, S.P. (2013) A Method for Screening the Relative Long-Term Stability of Biochar. *GCB Bioenergy*, **5**, 215-220. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12035>
- [19] Bruun, S., Jensen, E.S. and Jensen, L.S. (2008) Microbial Mineralization and Assimilation of Black Carbon: Dependency on Degree of Thermal Alteration. *Organic Geochemistry*, **39**, 839-845. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2008.04.020>
- [20] Steinbeiss, S., Gleixner, G. and Antonietti, M. (2009) Effect of Biochar Amendment on Soil Carbon Balance and Soil Microbial Activity. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**, 1301-1310. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.016>
- [21] Knicker, H. (2011) Pyrogenic Organic Matter in Soil: Its Origin and Occurrence, Its Chemistry and Survival in Soil Environments. *Quaternary International*, **243**, 251-263. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.02.037>
- [22] Hilscher, A. and Knicker, H. (2011) Degradation of Grass-Derived Pyrogenic Organic Material, Transport of the Residues within a Soil Column and Distribution in Soil Organic Matter Fractions during a 28 Month Microcosm Experiment. *Organic Geochemistry*, **42**, 42-54. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.005>
- [23] Harter, J., Krause, H.M., Schuettler, S., et al. (2014) Linking N₂O Emissions from Biochar-Amended Soil to the Structure and Function of the N-Cycling Microbial Community. *The ISME Journal*, **8**, 660-674. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.160>
- [24] Laird, D., Fleming, P., Wang, B.Q., et al. (2010) Biochar Impact on Nutrient Leaching from a Midwestern Agricultural

Soil. *Geoderma*, **158**, 436-442. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.012>

- [25] Quilliam, R.S., Glanville, H.C., Wade, S.C., *et al.* (2013) Life in the “Charosphere”—Does Biochar in Agricultural Soil Provide a Significant Habitat for Microorganisms? *Soil Biology and Biochemistry*, **65**, 287-293. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.004>

知网检索的两种方式:

1. 打开知网页面 <http://kns.cnki.net/kns/brief/result.aspx?dbPrefix=WWJD>
下拉列表框选择: [ISSN], 输入期刊 ISSN: 2164-5485, 即可查询
2. 打开知网首页 <http://cnki.net/>
左侧“国际文献总库”进入, 输入文章标题, 即可查询

投稿请点击: <http://www.hanspub.org/Submission.aspx>

期刊邮箱: aep@hanspub.org