

生物炭用量对东北黑土理化性质和溶解有机质特性的影响

张海晶^{1,2}, 王少杰^{1*}, 田春杰², 罗莎莎^{2*}

(1. 吉林农业大学资源与环境学院, 吉林省商品粮基地土壤资源可持续利用重点实验室, 吉林 长春 130118;
2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 黑土区农业生态重点实验室, 吉林 长春 130102)

摘要:以典型东北黑土为研究对象, 连续 3 年 (2016—2018) 开展田间定点试验, 研究生物炭施用量 0、10、30 和 50 t hm⁻² (分别简称为 B0、B10、B30 和 B50) 对黑土理化性质和溶解有机质 (DOM) 含量及其光谱特性的影响。结果表明: 与 B0 处理相比, 施用生物炭显著提高玉米产量、土壤饱和导水率和 DOM 的生物利用度, 显著降低土壤 DOM 的腐殖化指数; B10 处理显著降低激发波长为 355 nm 时, 发射波长为 440~470 nm 范围内最大荧光强度 (Fn (355)) 和有色溶解有机质, 降幅分别达 18.7% 和 33.1%; 而 B30 处理显著增加活性有机碳含量、碳库管理指数以及速效磷含量, 增幅分别达 35.6%、36.5% 和 39.9%。此外, B50 处理显著提高土壤电导率、亮氨酸氨基肽酶 (LAP) 活性以及 (LAP + N-1, 4-乙酰葡萄糖胺糖苷酶)/碱性磷酸酶比值, 增幅分别为 21.7%、22.7% 和 27.3%。总之, 适当施用生物炭 (即在本研究区域施用 10~30 t hm⁻²) 可以通过改善土壤透水性和碳有效性, 提高作物产量和土壤质量, 并且降低 DOM 芳香度和腐殖化程度, 提高 DOM 活性; 而过量施用生物炭 (即在本研究区域施用 50 t hm⁻²) 则可能增加土壤盐分含量, 促进氮素转化和限制土壤磷矿化。

关键词: 生物炭; 土壤性质; 生态化学计量学; 腐殖化指数; 碳库管理指数

中图分类号: S153 **文献标识码:** A **文章编号:** 0564-3945(2021)06-1384-09

DOI: 10.19336/j.cnki.trtb.2020112601

张海晶, 王少杰, 田春杰, 罗莎莎. 生物炭用量对东北黑土理化性质和溶解有机质特性的影响 [J]. 土壤通报, 2021, 52(6): 1384-1392

ZHANG Hai-jing, WANG Shao-jie, TIAN Chun-jie, LUO Sha-sha. Biochar Amounts Effect on Soil Physicochemical Properties and Dissolved Organic Matter Characteristics of Black Soil in Northeastern China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2021, 52(6): 1384-1392

黑土由于其具备良好的理化特性和较高的有机质含量, 被认为是最肥沃、最珍贵的土壤资源^[1], 东北黑土地是我国重要的粮仓, 由于长期高强度的开发利用和不适当的农艺措施导致黑土严重退化^[2], 进而影响东北地区粮食生产与农业绿色发展。生物炭是作物秸秆等有机物料热降解的产物^[3], 其具有高比表面积、高孔隙率、高 pH 值和高 C/N^[4] 等理化性质, 可以调节土壤 pH 值, 增加土壤养分含量, 因此被认为是提高土壤质量的有效调理剂^[3]。大量研究表明, 生物炭能改善土壤理化性质, 对作物生产具有重要意义^[5]。施用生物炭会降低土壤容重, 增加孔隙度, 减少水分蒸腾, 从而提高土壤通气性和保水能力^[6-7]。并且, 施用生物炭还可以增加土壤中大团聚体含量,

增加团聚体的平均重量直径和几何平均直径^[8], 从而提高土壤团聚体稳定性。此外, 由于生物炭含有大量的矿质元素, 如 N、P、K、Ca 和 Mg, 并且具有特殊的微孔结构和强大的吸附能力, 因此能吸收和固定土壤中植物生长所必需的矿质元素, 有效调节土壤养分元素的循环^[9]。此外, 有研究表明随着生物炭施用量的增加, 土壤 pH 值、土壤有机碳 (SOC) 和全氮 (TN) 含量均有所增加^[10-11]。

施用生物炭不仅影响土壤理化性质, 而且会改变土壤酶活性。生物炭施用对磷酸酶、脲酶、脱氢酶和 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性均有显著影响^[12-13]。研究表明, 施用生物炭可以提高与 C 和 N 循环相关的土壤酶活性^[14-15]。到目前为止, 大田试验中施用生

收稿日期: 2020-11-26; 修订日期: 2021-01-04

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2017YFD0200100)、吉林省自然科学基金 (20200201017JC, 20200201209JC) 和国家自然科学基金 (41907081, 41701332) 资助

作者简介: 张海晶 (1996-), 女, 吉林省吉林市人, 在读硕士, 主要从事土壤养分循环研究。E-mail: zhj19960717@163.com

*通讯作者: E-mail: wsj_jlau@163.com; luoshasha@iga.ac.cn

物炭对土壤碳、氮、磷循环酶活性影响的研究较少^[13,16]。此外, 溶解有机质 (DOM) 是土壤溶液经过 0.45 μm 滤膜过滤后的部分有机质, 一般认为其流动性和生物有效性更强^[17]。黄土高原地区的研究表明, 生物炭添加量越高, 溶解有机碳 (DOC) 浓度和 DOM 生物指数 (BIX) 越高^[18]。Smebye 等^[19] 也指出, 施用生物炭可以增加中性棕壤土中 DOM 总量和生物利用度。但不同生物炭施用量对东北黑土 DOM 特性的影响尚不十分清楚。本研究通过 3 年田间定点试验, 研究生物炭施用对东北黑土理化性质、酶活性和 DOM 特性的影响, 为确定适宜的生物炭施用量以及探讨改良、培肥土壤的机理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究于 2016 年 4 月至 2018 年 10 月在吉林省中部的中国科学院东北地理与农业生态研究所长春综合农业实验站 (43°59'N, 125°41'E) 进行。研究区域为温带大陆性季风气候, 属于半湿润地区, 年平均降水量 582 mm, 年平均气温 5.5 $^{\circ}\text{C}$ 。本研究地点土壤为典型黑土, 根据美国农业部土壤分类系统划分为薄层软土 (Mollisol)。2016 年 4 月试验开始前, 耕层土壤基本理化性质为: pH 6.92, 电导率 (EC) 23.6 $\mu\text{S cm}^{-1}$, SOC 7.36 g kg^{-1} , 全氮 (TN) 1.07 g kg^{-1} , 全磷 (TP) 0.5 g kg^{-1} , 速效磷 (AP) 16.58 mg kg^{-1} 和速效钾 (AK) 113 mg kg^{-1} 。试验所用玉米秸秆生物炭购于辽宁金和福农业科技有限公司, 为玉米秸秆在缺氧条件下高温 (450 $^{\circ}\text{C}$) 热解所得。生物炭的基本理化性质为: > 2 mm 的颗粒大小占 60% 以上, 密度大约为 0.596 g cm^{-3} , pH 8.78, EC 1240 $\mu\text{S cm}^{-1}$, 总碳 72.21%, 总氮 1.08%, 总磷 0.72% 和总钾 1.64%。

1.2 试验设计

试验共设四个处理, 分别为施用生物炭 0、10、30 和 50 t hm^{-2} (B0、B10、B30 和 B50), 三次重复, 采用随机区组设计, 小区面积为 25 m^2 。生物炭在试验开始前一次性施入, 均匀撒施于小区地表, 随后人工翻耕于 0~20 cm 土层。各小区肥料用量一致, 氮肥 (尿素)、磷肥 (过磷酸钙)、钾肥 (硫酸钾) 用量分别为 N 225 kg hm^{-2} , P_2O_5 100 kg hm^{-2} 和 K_2O 100 kg hm^{-2} 。氮肥按照基追比 2:3 的比例在播种前和拔节期分两次施用, 磷、钾肥作为基肥一次性施入。玉米品种为“良玉 99”, 播种密度 65000 株 hm^{-2} , 分别于 2016 年、2017 年和 2018 年 5 月初播种, 10

月初收获, 田间杂草人工清除。

1.3 样品采集与分析方法

2016—2018 年, 在玉米成熟期取每个小区 10 m^2 内的所有植株, 测定玉米产量和生物量。2018 年玉米收获后, 使用 4 cm 直径的“T”形采样器在每个小区内随机采集 0~20 cm 土壤样品, 5 个样品混合为 1 个土样。在深度 10 cm 处垂直土壤剖面, 用直径 5 cm、高度 5 cm 的环刀挖取土壤, 每个小区挖取 2 个。土样放置在冰上运到实验室, 从土壤样品中去除所有可见的石块和根系。将土样分为 3 部分: 一部分在 -20 $^{\circ}\text{C}$ 保存用于碳、氮、磷循环酶分析以及测定矿质氮 (MN, 铵态氮和硝态氮) 含量; 一部分在 4 $^{\circ}\text{C}$ 保存用于 DOM 特性分析; 其余部分风干后通过 2 mm 筛测定 EC、pH 和 AP 含量, 部分 < 2 mm 的土壤样品通过 0.15 mm 筛后测定活性有机碳 ($\text{KMnO}_4\text{-C}$)、SOC、TN 和 TP 含量。

用环刀法测定土壤饱和导水率 (SHC)^[20]。按水土比 5:1 分别用电导率仪和 pH 计测定土壤 EC 和 pH^[21]。SOC 用重铬酸钾—外加热法^[21]测定。土壤铵态氮和硝态氮使用 KCl 浸提^[21], 流动分析仪测定。土壤 TN 用硫酸—催化剂消煮^[21], 流动分析仪测定。土壤 TP 用硫酸—高氯酸消煮, 钼锑抗比色法^[21]测定。土壤 $\text{KMnO}_4\text{-C}$ 用高锰酸钾氧化法^[21]测定。土壤 AP 采用 NaHCO_3 浸提, 钼锑抗比色法^[21]测定。根据样品与对照土壤有机碳的含量, 计算出碳库指数 (CPI) = 样品 SOC/对照 SOC; 基于 C 不稳定性的变化 (L) = $\text{KMnO}_4\text{-C} / (\text{SOC} - \text{KMnO}_4\text{-C})$, 不稳定性指数 (LI) = 样品 L/对照土壤 L; 利用这两个指标计算碳库管理指数 (CMI) = CPI \times LI \times 100; 本研究以 B0 处理的土壤为对照土壤^[22]。根据酶联免疫吸附测定法 (ELISA), 选用对应的试剂盒 (江苏酶免实业有限公司) 测定 β -1, 4-葡萄糖苷酶 (βG)、N-1, 4-乙酰葡萄糖胺糖苷酶 (NAG)、亮氨酸氨基肽酶 (LAP) 和碱性磷酸酶 (ALP) 这 4 种酶的活性。

离心管中放入 4 g 土壤与 40 mL 水混合, 在 25 $^{\circ}\text{C}$ 下, 以 250 r min^{-1} 的转速振荡 30 min, 随后在 4 $^{\circ}\text{C}$ 下, 以 8000 r min^{-1} 的转速离心 10 min, 然后通过 0.45 μm 孔径的微孔过滤器, 提取得到 DOM 滤液在冰箱 (4 $^{\circ}\text{C}$ 黑暗中) 保存, 以便进行后续分析。用总有机碳分析仪 (TOC-VCPH, 日本岛津公司)^[23] 测定 DOM 滤液中溶解性总氮 (DTN) 和 DOC 含量。DOM 滤液的三维荧光光谱由酶标仪 (Synergy H1, BioTek, America) 测定, 以纯水为空白, 激发波长

(Ex) 范围为 200 ~ 500 nm, 增量 5 nm, 发射波长 (Em) 范围为 250 ~ 550 nm, 增量 1 nm。Fn (355) 是 Ex = 355 nm 时, Em 范围为 440 ~ 470 nm 的最大荧光强度^[24]。荧光指数 (FI) 是 Ex=370 nm 时, Em 在 470 nm 与 520 nm 处荧光强度比值^[25]; 腐殖化指数 (HIX) 是 Ex=254 nm 下, Em 在 435 ~ 480 nm 区域荧光强度积分值除以 300 ~ 345 nm 区域荧光强度积分值^[25]; BIX 是 Ex=310 nm 时, Em 在 380 nm 与 430 nm 处荧光强度比值^[25]。同样使用酶标仪 (Synergy H1, BioTek, America) 在 250 ~ 400 nm 波长范围进行 DOM 滤液的紫外吸收光谱扫描。特征紫外吸光度值 (SUVA₂₅₄) 为 254 nm 处的吸光度值与 DOC 浓度的比值^[26]。有色溶解有机质 (CDOM) 为 DOM 在 355 nm 处的吸光度值^[27]。

1.4 数据处理

玉米产量和生物量为 2016—2018 年 3 年平均值,

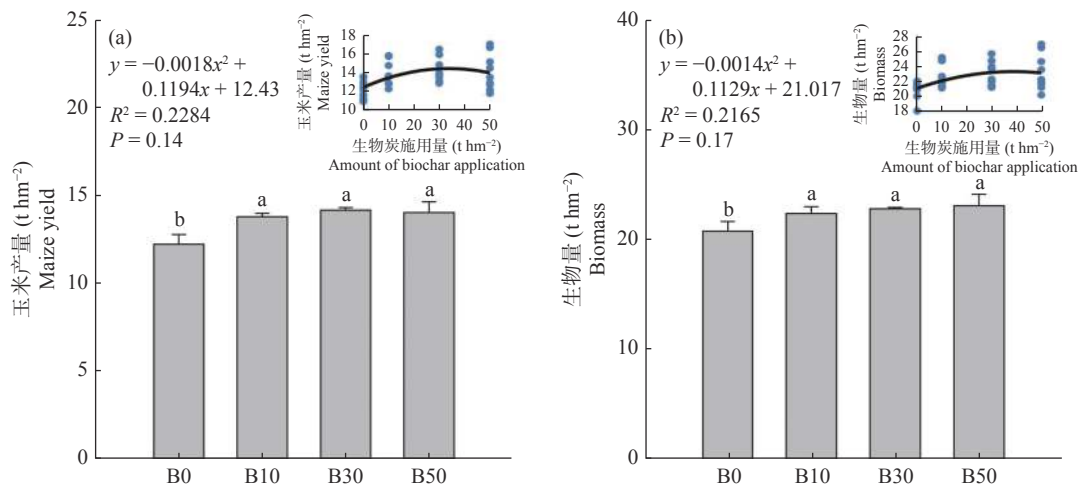


图 1 不同生物炭用量对玉米产量(a)和生物量(b)的影响

Fig.1 Effects of different biochar application amounts on maize yield (a) and biomass (b)

2.2 施用生物炭对土壤理化性质的影响

不同生物炭施用量下的土壤理化性质如图 2 所示。其中, 与 B0 处理相比, B10、B30 和 B50 处理分别提高 SHC 139%、182% 和 134%, 差异均到达显著水平 (图 2a)。在本研究中, 与其他处理相比, B50 处理显著增加 EC (图 2b)。与 B0 处理相比, B30 和 B50 处理显著提高 SOC 含量, 增幅分别为 34.2% 和 45.8% (图 2d); 并且显著提高 SOC/TN, 增幅分别为 19.3% 和 16.7% (图 2j)。此外, 与 B0 处理相比, B30 处理显著提高 KMnO₄-C 含量、CMI 以及 AP 含量, 增幅分别为 35.6%、36.5% 和 39.9% (图 2e, f, i)。与 B0 处理相比, B50 处理显著增加 TN、MN 含量以及 SOC/TP 和 TN/TP, 增幅分别

其余土壤性质数据为 2018 年收获后测定值。用 SPSS 20.0 对数据进行单因素方差分析, 以 $P < 0.05$ 为差异显著; 并用 Sigma Plot 12.5 制作图。

2 结果与分析

2.1 施用生物炭对玉米产量与生物量的影响

不同生物炭施用量下的玉米产量和生物量 (2016—2018 年 3 年平均值) 如图 1 大图所示, 2016—2018 年 3 年各处理三次重复值趋势线拟合如图 1 小图所示。与 B0 处理相比, B10、B30 和 B50 处理分别提高玉米产量 12.8%、15.8% 和 14.7%, 分别提高地上生物量 7.7%、9.8% 和 11.1% (图 1a、b), 差异均到达显著水平。可见, 施用生物炭能显著提高玉米产量和生物量。此外, 由趋势线拟合图可以看出, 在各处理中, B30 处理的产量趋于最大值。

为 24.9%、45.1%、44.4% 和 23.6% (图 2g, h, k, l)。不同生物炭施用量下的土壤 C、N 和 P 循环转化酶活性及比值如图 3 所示。其中, LAP 和 NAG 为氮循环转化酶, β G 和 ALP 分别为碳循环和磷循环转化酶。与其他处理相比, B50 处理显著提高了 LAP 活性和 (LAP+NAG)/ALP (图 3b, g)。

2.3 施用生物炭对土壤 DOM 含量及其光谱特性的影响

各生物炭处理下土壤 DOM 含量及其光谱特性如图 4 所示, 与 B0 处理相比, B10、B30 和 B50 处理对 DOC 和 DTN 含量无显著影响 (图 4a, b), 而 B10 和 B50 处理显著降低 DOC/DTN, 降幅分别为 28.6% 和 23.2% (图 4c)。与 B0 处理相比, B10 处

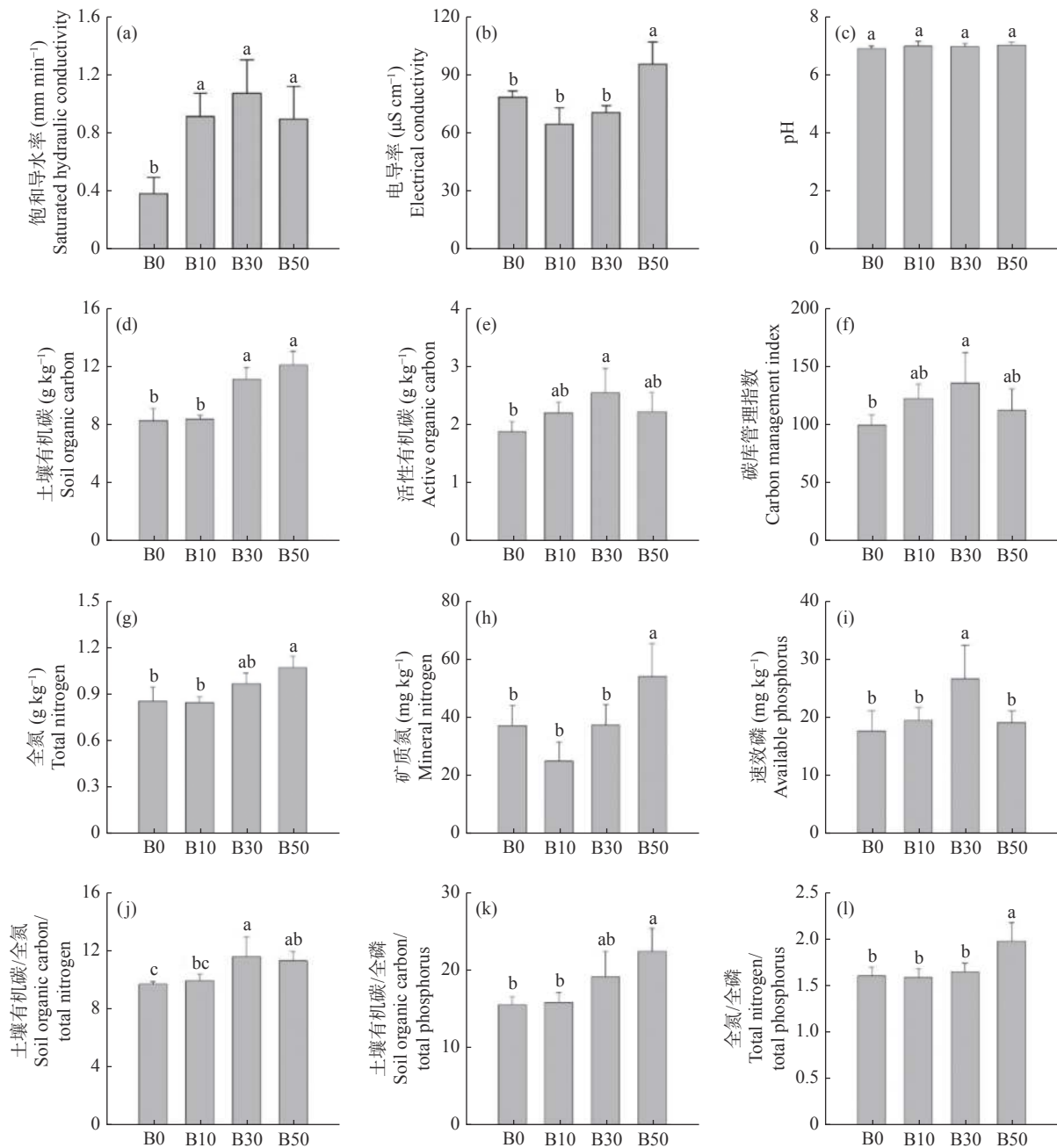


图2 不同生物炭用量对土壤理化性质的影响

Fig.2 Effects of different biochar application amounts on soil physicochemical properties

理显著降低 Fn (355) 和 CDOM, 降幅分别为 15.8% 和 33.2% (图 4d, h), B30 和 B50 处理显著提高 BIX, 增幅分别为 7.8% 和 13.7% (图 4f)。此外, 与 B0 处理相比, B10 和 B30 处理显著降低 HIX, 降幅分别为 8.7% 和 11.0% (图 4g); 并且显著降低 SUVA₂₅₄, 降幅分别为 36.4% 和 36.4% (图 4i)。

3 讨论

3.1 施用生物炭对玉米产量以及土壤理化性质的影响
已有研究表明, 施用生物炭对作物产量的影响

与施用时间和土壤类型有关^[28-29]。由于生物炭的优良特性, 在水田和旱地中添加生物炭通常可以促进作物生长, 提高作物产量^[30,31]。在本研究中, 施用 30 t hm⁻² 生物炭玉米产量最高。因此, 我们认为在本研究区域内, 玉米秸秆生物炭施用量不宜超过 30 t hm⁻²。由于施用 10 t hm⁻² 和 30 t hm⁻² 生物炭处理间的产量没有显著差异, 而施用 10 t hm⁻² 生物炭的成本投入更少, 从获得最大经济效益角度考虑, 推荐玉米秸秆生物炭施用量为 10 t hm⁻²。

生物炭对不同质地土壤 SHC 的影响不一致。一

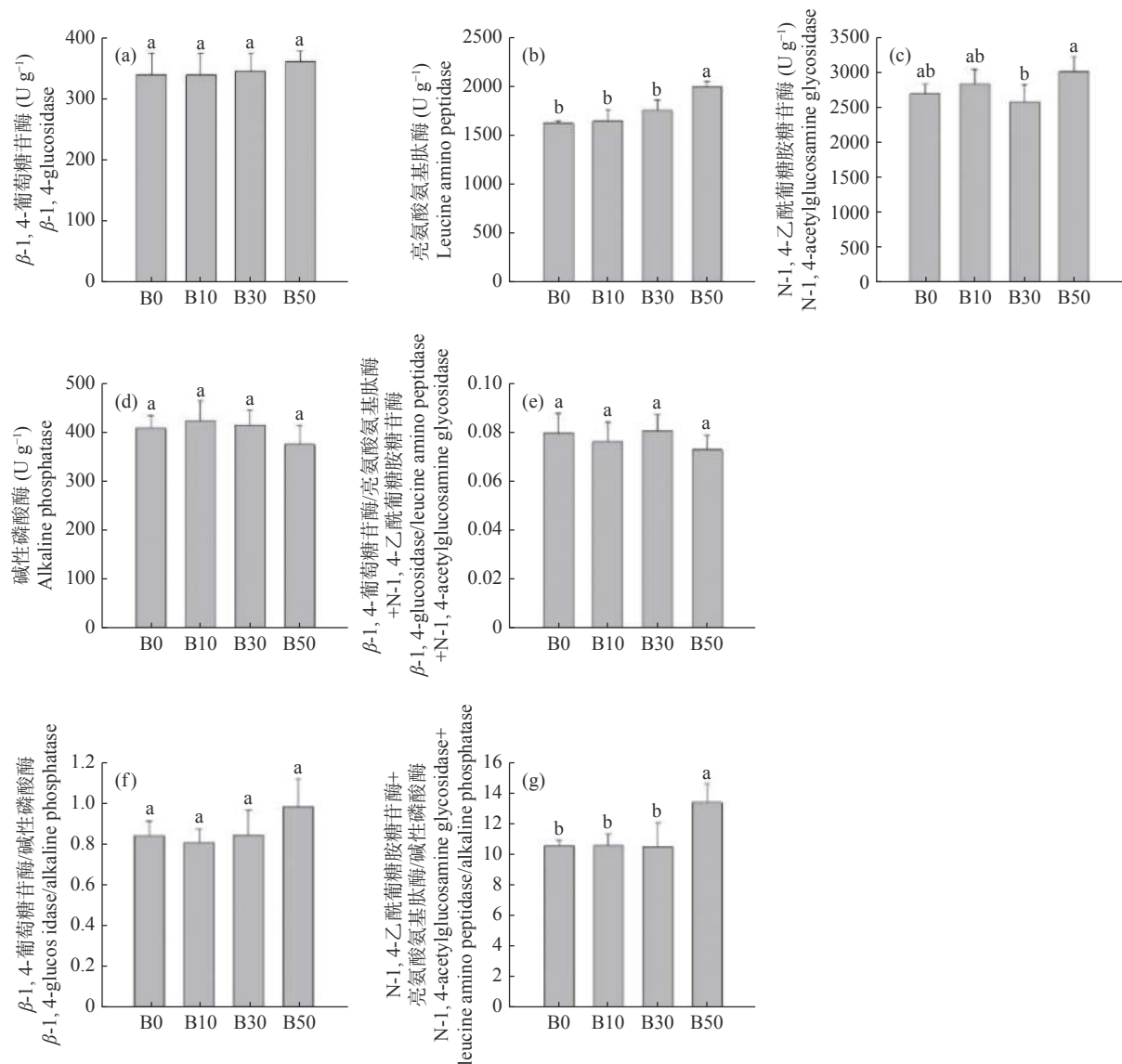


图 3 不同生物炭用量对土壤酶活性的影响

Fig.3 Effects of different biochar application amounts on soil enzyme activities

一般来说,生物炭会降低砂壤土的 SHC^[32],会增加黏性土壤的 SHC^[33]。在本研究中,土壤质地较黏,生物炭疏松多孔的性质能够导致黏性土壤变得相对疏松,因此施用生物炭显著提高土壤 SHC。此外,施用 50 t hm⁻² 生物炭显著提高土壤 EC,这可能是由于生物炭中的碱基阳离子(K、Ca、Mg等)被释放并溶解在土壤水分中,从而导致土壤盐分增加。Chintala等^[34]研究表明,玉米秸秆和柳枝稷生物炭可以显著增加酸性溶液中的 EC,这与我们的研究结果一致。在本研究中,施用 30 t hm⁻² 生物炭显著提高 SOC 和 KMnO₄-C 含量以及 CMI,这与 Luo 等^[22]在黄土高原地区的研究结果一致。并且,随着生物炭施用量的增加, KMnO₄-C 含量以及 CMI 呈现先增加后减少的

趋势,并且在 30 t hm⁻² 处达到最大值。CMI 可用于随土壤管理变化的土壤质量评价。因此,施用 30 t hm⁻² 生物炭能够更好地提高土壤质量。SOC/TN 常用于评价土壤中的 N 矿化或固定能力^[35]。在本研究中,施用生物炭显著提高 SOC/TN,这会减少土壤氮素反硝化,增加矿质氮素的保留^[36]。SOC/TP 常用于表征土壤 P 矿化能力,较高的 SOC/TP 说明土壤 P 有效性可能较低^[37]。在本研究中,施用 50 t hm⁻² 生物炭显著提高 SOC/TP,限制土壤 P 矿化,进而导致土壤 P 有效性低。然而,施用 30 t hm⁻² 生物炭显著提高土壤 AP 含量,这与其他施用生物炭提高土壤 P 有效性^[38]的研究结果一致。TN/TP 可作为预测土壤养分限制的指标之一^[35],可用来判断土壤养分是否会受到 N

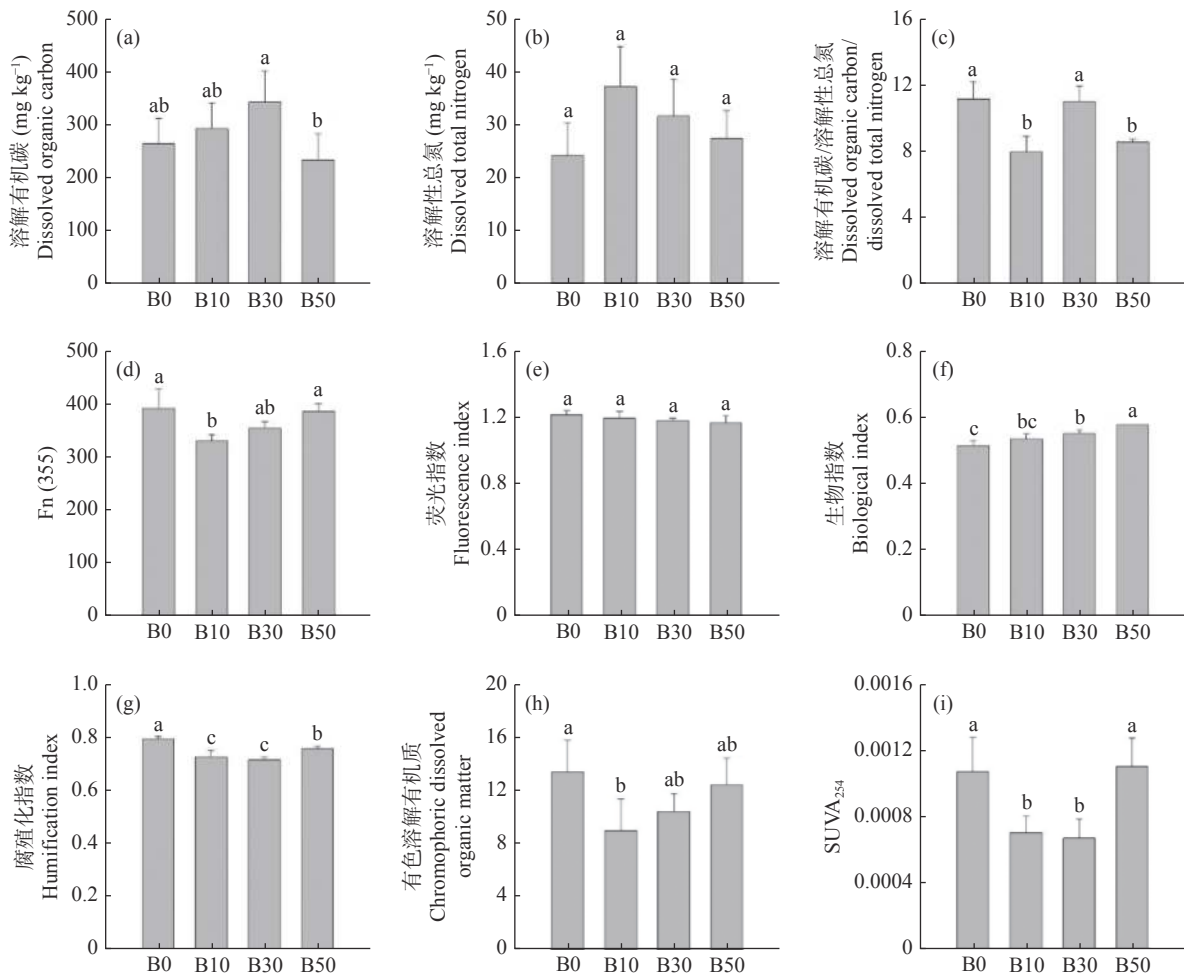


图4 不同生物炭用量对土壤 DOM 含量及其光谱特性的影响

Fig.4 Effects of different biochar application amounts on soil DOM content and spectral characteristics

或 P 素的限制。本研究中 TN/TP 值介于 1.50 ~ 2.11 之间, 低于我国土壤 TN/TP 均值^[39], 表明本研究区土壤处于 N 限制状态。此外, 施用 50 t hm⁻² 生物炭显著提高 TN/TP, 这可能由于本研究中施用 50 t hm⁻² 生物炭后土壤 TN 含量显著增加, 而土壤 TP 含量没有变化。

3.2 施用生物炭对土壤 C、N 和 P 循环酶活性的影响

土壤酶活性控制着土壤有机质矿化速率和养分循环过程^[40]。已有研究表明, 施用生物炭可以降低与土壤 C 矿化^[3] 等生态过程相关的土壤酶活性。而在本研究中, 施用生物炭对与 C 循环相关的土壤酶活性没有影响。此结果可能由于施用生物炭后土壤 KMnO₄-C 含量增加, 满足微生物对碳的充分需求, 使得 βG 活性不发生改变^[41]。研究表明, 土壤 pH 值升高会导致碱性磷酸酶活性增加, 而酸性磷酸酶活性降低^[42]。在本研究中, 施用生物炭对 ALP 活性没有影响, 这可能是由于土壤 pH 值近似中性并且较为

稳定 (图 2c)。此外, B50 处理显著提高 LAP 活性 (图 3b), 这与 Bailey 等^[12] 的研究结果相似, 即在土壤中添加生物炭可以提高与 N 循环相关的一系列酶的活性。酶的化学计量数可直接反映微生物利用营养物质的能力^[43]。研究表明, 土壤胞外酶活性和酶化学计量数常受土壤养分状况的影响, 土壤养分状况会改变土壤有效底物和 C、N、P 的化学计量数^[44]。在本研究中, 施用 50 t hm⁻² 生物炭显著增加 (LAP+NAG)/ALP, 表明土壤微生物具有更高的 N 转化能力。

3.3 施用生物炭对土壤 DOM 含量及其光谱特性的影响

为了定量评价土壤中 DOM 含量, 测定了 DOC 和 DTN 作为监测 DOM 含量的指标。在本研究中, 施用生物炭对 DOC 和 DTN 浓度没有显著影响。然而, 当施用 10 和 50 t hm⁻² 生物炭时, DOC/DTN 显著降低。这可能是由于 B10 处理中 DTN 含量增加, 而 B50 处理中 DOC 含量减少 (图 4a, b, c)。此

外,施用生物炭 0、10 和 30 t hm⁻² 时, DOC 浓度随生物炭施用量的增加呈现上升趋势,但施用 50 t hm⁻² 生物炭时 DOC 浓度显著低于 30 t hm⁻²。该结果表明,在一定浓度范围内,生物炭施用量越高,DOC 浓度越高,这与 Zhang 等^[18]的研究结果相似。研究表明,施用生物炭可增加土壤无机碳含量或碳稳定性,这将有助于提高土壤 DOC 含量^[45]。

FI 反映芳香族和非芳香族氨基酸对 CDOM 荧光强度的相对贡献。在 FI < 1.4 时,DOM 主要来源于外源输入,而在 FI > 1.9 时,DOM 主要由微生物过程产生^[25]。在本研究中,FI 范围为 1.16 ~ 1.21,说明 DOM 主要来源于陆地输入。BIX 反映 DOM 的生物利用度,BIX 值越高表示 DOM 的生物利用度越高^[46]。在本研究中,BIX 随生物炭施用量的增加而增加。说明施用生物炭可以提高 DOM 的生物利用度。HIX 代表 DOM 的腐殖化程度,HIX 值越高,腐殖化程度越高,DOM 的芳香度也越高^[26]。在本研究中,与对照相比,施用生物炭显著降低 HIX。随着生物炭施用量的增加,HIX 值先减小后增大,在施用 30 t hm⁻² 生物炭时为最小值。说明施用 30 t hm⁻² 生物炭后,DOM 的腐殖化程度最低,复杂度最低,芳香度最低,活性最高。Fn (355) 值反映土壤中类腐殖质物质的浓度^[23],SUVA₂₅₄ 代表 DOM 的腐殖化程度^[26],CDOM 代表 DOM 的芳香度^[47]。SUVA₂₅₄ 值越高,DOM 的腐殖化程度越高。CDOM 越高,DOM 的芳香度越高。在本研究中,SUVA₂₅₄ 随生物炭施用量的增加先下降后上升,这与 HIX 的总体趋势一致。此外,随着生物炭用量的增加,Fn (355) 和 CDOM 先下降后上升,在施用 10 t hm⁻² 生物炭时为最小值,并逐渐恢复到与对照相同的水平。上述结果表明,适宜的生物炭施用量(例如,在本研究区域施用 10 ~ 30 t hm⁻²)可以降低 DOM 芳香度和腐殖化程度,提高活性。

4 结论

施用生物炭显著提高玉米产量、地上生物量、土壤透水性和溶解有机质(DOM)的生物利用度,显著降低 DOM 的腐殖化程度。其中,施用生物炭通过改善土壤透水性和碳有效性进而提高作物产量,考虑经济效益,推荐施用 10 t hm⁻² 生物炭。同时,施用 10 t hm⁻² 生物炭可以降低 DOM 芳香度和腐殖化程度,提高 DOM 活性。此外,施用 30 t hm⁻² 生物炭可以改善土壤 C 库稳定性和 P 养分有效性,也可以降低 DOM 芳香度和腐殖化程度,提高 DOM 活

性。而施用过量化生物炭(例如,在本研究区域施用 50 t hm⁻²)可能会增加土壤盐分含量,并且限制 P 矿化。

参考文献:

- [1] Xu X Z, Xu Y, Chen S C, et al. Soil loss and conservation in the black soil region of Northeast China: A retrospective study[J]. *Environmental Science & Policy*, 2010, 13: 793 - 800.
- [2] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327: 1008 - 1010.
- [3] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota - A review[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43: 1812 - 1836.
- [4] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2015, 206: 46 - 59.
- [5] Liu Z, Chen X, Jing Y, et al. Effects of biochar amendment on rapeseed and sweet potato yields and water stable aggregate in upland red soil[J]. *Catena*, 2014, 123: 45 - 51.
- [6] Mukherjee A, Lal R. Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions[J]. *Agronomy*, 2013, 3: 313 - 339.
- [7] Githinji L. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2014, 60: 457 - 470.
- [8] Lu S G, Sun F F, Zong Y T. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (Vertisol)[J]. *Catena*, 2014, 114: 37 - 44.
- [9] Randolph P, Bansode R R, Hassan O A, et al. Effect of biochars produced from solid organic municipal waste on soil quality parameters[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 192: 271 - 280.
- [10] Wang X, Song D, Liang G, et al. Maize biochar addition rate influences soil enzyme activity and microbial community composition in a fluvo-aquic soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2015, 96: 265 - 272.
- [11] Yao Q, Liu J, Yu Z, et al. Three years of biochar amendment alters soil physicochemical properties and fungal community composition in a black soil of northeast China[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 110: 56 - 67.
- [12] Bailey V L, Fansler S J, Smith J L, et al. Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43: 296 - 301.
- [13] Zhu L X, Xiao Q, Cheng H Y, et al. Seasonal dynamics of soil microbial activity after biochar addition in a dryland maize field in North-Western China[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 104: 141 - 149.
- [14] Sinsabaugh R L, Follstad Shah J J. Ecoenzymatic stoichiometry and ecological theory[J]. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 2012, 43: 313 - 343.

- [15] Liao N, Li Q, Zhang W, et al. Effects of biochar on soil microbial community composition and activity in drip-irrigated desert soil[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2016, 72: 27 – 34.
- [16] Du Z, Wang Y, Huang J, et al. Consecutive biochar application alters soil enzyme activities in the winter wheat –growing season[J]. *Soil Science*, 2014, 179: 75 – 83.
- [17] Jamieson T, Sager E, Guéguen C. Characterization of biochar-derived dissolved organic matter using UV-visible absorption and excitation-emission fluorescence spectroscopies[J]. *Chemosphere*, 2014, 103: 197 – 204.
- [18] Zhang A, Zhou X, Li M, et al. Impacts of biochar addition on soil dissolved organic matter characteristics in a wheat-maize rotation system in Loess Plateau of China[J]. *Chemosphere*, 2017, 186: 986 – 993.
- [19] Smebye A, Alling V, Vogt R D, et al. Biochar amendment to soil changes dissolved organic matter content and composition[J]. *Chemosphere*, 2016, 142: 100 – 105.
- [20] 孟 晨, 牛健植, 骆紫藤, 等. 鹞峰地区不同植被群落土壤性质及饱和导水率特征[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(3): 156 – 160.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [22] Luo S S, Wang S J, Tian L, et al. Long-term biochar application influences soil microbial community and its potential roles in semiarid farmland[J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 117: 10 – 15.
- [23] 索慧慧, 林 颖, 赵苗苗, 等. 生物炭对淹水土壤中溶解性有机质含量及组成特征的影响[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(2): 155 – 161+271.
- [24] Qian C, Wang L F, Chen W, et al. Fluorescence approach for the determination of fluorescent dissolved organic matter[J]. *Analytical Chemistry*, 2017, 89(7): 4264 – 4271.
- [25] 苗 敏, 吴浩浩, 韩 琳, 等. 温带森林土壤渗滤液 DOM 含量与组分及光谱特性[J]. *环境科学与技术*, 2018, 41(12): 169 – 178.
- [26] 林 颖, 索慧慧, 王 坤, 等. 生物炭添加对旱作农田土壤溶解性有机质及其动态影响的定位研究[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(06): 149 – 155.
- [27] 郝 蓉, 徐召玉, 沈祠福, 等. 消落带夏冬季土壤溶解有机质的组成特征及来源[J]. *生态环境学报*, 2019, 28(6): 1127 – 1133.
- [28] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol[J]. *Plant and Soil*, 2010, 333: 117 – 128.
- [29] Liang F, Li G T, Lin Q M, et al. Crop yield and soil properties in the first 3 years after biochar application to a calcareous soil[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13: 525 – 532.
- [30] Zhang A, Bian R, Pan G, et al. Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: A field study of 2 consecutive rice growing cycles[J]. *Field Crops Research*, 2012, 127: 153 – 160.
- [31] Zhang L Y, Jing Y M, Xiang Y Z, et al. Responses of soil microbial community structure changes and activities to biochar addition: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 926 – 935.
- [32] Zhang J, Chen Q, You C F. Biochar effect on water evaporation and hydraulic conductivity in sandy soil[J]. *Pedosphere*, 2016, 26: 265 – 272.
- [33] Peake L R, Reid B J, Tang X. Quantifying the influence of biochar on the physical and hydrological properties of dissimilar soils[J]. *Geoderma*, 2014, 235: 182 – 190.
- [34] Chintala R, Mollinedo J, Schumacher T E, et al. Effect of biochar on chemical properties of acidic soil[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2014, 60: 393 – 404.
- [35] 袁 萍, 周嘉聪, 张秋芳, 等. 中亚热带不同森林更新方式生态酶化学计量特征[J]. *生态学报*, 2018, 38(18): 6741 – 6748.
- [36] Clough T J, Condron L M, Kammann C, et al. A review of biochar and soil nitrogen dynamics[J]. *Agronomy*, 2013, 3: 275 – 293.
- [37] 刘明辉, 谢婷婷, 李 瑞, 等. 三峡库区消落带池杉-土壤碳氮磷生态化学计量特征[J]. *生态学报*, 2020, 40(09): 3072 – 3084.
- [38] Frišták V, Soja G. Effect of wood-based biochar and sewage sludge amendments for soil phosphorus availability[J]. *Nova Biotechnologica Et Chimica*, 2015, 14: 104 – 115.
- [39] 饶丽仙, 沈 艳, 聂明鹤. 宁夏典型草原不同退耕年限草地植物-土壤生态化学计量特征[J]. *草业学报*, 2017, 26(4): 43 – 52.
- [40] Nannipieri P, Giagnoni L, Renella G, et al. Soil enzymology: Classical and molecular approaches[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48: 743 – 762.
- [41] Jindo K, Sánchez-Monedero M A, Hernández T, et al. Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 416: 476 – 481.
- [42] Chen J H, Liu X Y, Zheng J W, et al. Biochar soil amendment increased bacterial but decreased fungal gene abundance with shifts in community structure in a slightly acid rice paddy from Southwest China[J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 71: 33 – 44.
- [43] Xu Z, Yu G, Zhang X, et al. Soil enzyme activity and stoichiometry in forest ecosystems along the North-South Transect in eastern China (NSTEC)[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 104: 152 – 163.
- [44] Kivlin S N, Treseder K K. Soil extracellular enzyme activities correspond with abiotic factors more than fungal community composition[J]. *Biogeochemistry*, 2014, 117: 23 – 37.
- [45] Xiang J, Liu D, Ding W, et al. Effects of biochar on nitrous oxide and nitric oxide emissions from paddy field during the wheat growth season[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104: 52 – 58.
- [46] Wang Y, Yang C, Zou L, et al. Spatial distribution and fluorescence properties of soil dissolved organic carbon across a riparian buffer wetland in Chongming Island, China[J]. *Pedosphere*, 2015, 25: 220 – 229.
- [47] Sharpless C M, Blough N V. The importance of charge-transfer interactions in determining chromophoric dissolved organic matter (CDOM) optical and photochemical properties[J]. *Environmental Science Processes & Impacts*, 2014, 16: 654 – 671.

Biochar Amounts Effect on Soil Physicochemical Properties and Dissolved Organic Matter Characteristics of Black Soil in Northeastern China

ZHANG Hai-jing^{1,2}, WANG Shao-jie^{1*}, TIAN Chun-jie², LUO Sha-sha^{2*}

(1. College of Resources and Environment, Key Laboratory of Soil Resource Sustainable Utilization for Jilin Province Commodity Grain Bases, Jilin Agricultural University, Changchun 130118, China; 2. Key Laboratory of Mollisols Agroecology, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China)

Abstract: A three-year (2016—2018) field trial on black soil in northeast China was carried on to investigate the effects of biochar application of 0 (B0), 10 (B10), 30 (B30) and 50 (B50) t hm⁻² on physicochemical properties and dissolved organic matter (DOM) characteristics of black soil. The results showed that the biochar application significantly increased the maize yield, saturated hydraulic conductivity and bioavailability of DOM, whereas it significantly decreased the humification index compared with the control. Compared with the control, the B10 treatment significantly decreased the humic-like substance and chromophoric DOM by 18.7% and 33.1%, respectively. However, the B30 treatment significantly increased the KMnO₄-oxidizable C content, the C management index and the available P content by 35.6%, 36.5% and 39.9%, respectively. Moreover, the B50 treatment significantly increased the electrical conductivity, the leucine amino peptidase (LAP) activity and the ratio of LAP and N-1,4-acetylglucosamine glycosidase to alkaline phosphatase by 21.7%, 22.7% and 27.3%, respectively. In short, an appropriate biochar application (i.e. 30 t hm⁻² in this study area) could enhance both crop yield and soil quality by improving soil water permeability and nutrient availability. While excessive biochar application (i.e. 50 t hm⁻² in this study area) might increase the soil salt content and promote nitrogen transformation and microbial competition for P.

Key words: Biochar; Soil properties; Ecological stoichiometry; Humification index; C management index

[责任编辑: 张玉玲]