

王吉元, 夏浩, 李宇轩, 等. 不同原料生物炭对酸性红壤氮素转化及理化性质的影响[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(2): 61-70.
DOI: 10.13300/j.cnki.hnlkxb.2022.02.008

不同原料生物炭对酸性红壤氮素转化及理化性质的影响

王吉元¹, 夏浩¹, 李宇轩¹, 王响玲^{1,2}, 姜存仓^{1,2}

1. 华中农业大学资源与环境学院/微量元素研究中心, 武汉 430070;

2. 石河子大学农学院/新疆生产建设兵团绿洲生态农业重点实验室, 石河子 832000

摘要 为探究施用不同原料生物炭对酸性土壤改良及氮素矿化作用和硝化作用的影响, 以酸性红壤为供试土壤, 添加水稻秸秆、稻壳及木屑3种原料制备的生物炭, 开展为期50 d的室内培养试验。设置空白对照(CK)、单施化学肥料(F)、水稻秸秆生物炭+化学肥料(B₁)、稻壳生物炭+化学肥料(B₂)、木屑生物炭+化学肥料(B₃)共5个处理, 测定土壤基础理化性质、酶活性及铵态氮与硝态氮含量, 分析土壤性质与氮素转化之间的关系。结果表明: 水稻秸秆生物炭对土壤pH提高效果高于木屑生物炭和稻壳生物炭, 与CK和F处理相比, B₁处理使土壤pH提高了0.10和0.64个单位, 且B₁处理土壤有机质、总氮、速效磷及速效钾含量也均显著高于其他处理。施用肥料(F)和生物炭(B₁、B₂、B₃)显著提高了土壤氮素矿化速率和硝化速率, 且不同原料生物炭处理之间存在显著差异。培养50 d后, B₁、B₂、B₃处理平均氮素矿化速率相对于F处理分别降低了81.5%、87.6%和28.1%。与F处理相比, B₁、B₃处理能固持土壤硝态氮, 并分别使硝化速率提高了12.0%和16.0%, 而B₂处理使硝化速率降低了18.5%。此外, 不同生物炭处理的土壤碳氮转化相关酶活性也存在显著差异。不同原料生物炭对酸性红壤理化性质的影响不同, 土壤性质的差异可对氮素转化产生影响, 合理施用生物炭可固持土壤氮素, 减少氮素损失。

关键词 生物炭; 酸性红壤; 土壤理化性质; 氮素矿化; 硝化作用; 土壤酶活性

中图分类号 S158 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2022)02-0061-10

氮素是植物生长所必需的营养元素, 而土壤中95%以上的氮是有机态氮, 需要通过矿化过程转化为无机态氮才能被植物吸收利用^[1]。硝化作用是土壤氮素转化的另一重要途径, 与土壤中铵态氮的进一步转化以及氮素的损失息息相关^[2]。我国的酸性土壤广泛分布于长江以南地区, 由于酸性土壤的养分贫瘠, 需要大量施用氮肥来满足作物的生长, 这不仅会导致土壤酸化严重, 还会造成土壤中氮素的损失^[3-4]。因此, 如何在改善酸性土壤肥力的同时提高氮肥利用率、减少氮素损失, 是亟需解决的问题。

生物炭是以农业废弃物(秸秆、木材、牲畜粪便等)为原料在缺氧条件下高温热解的产物^[5], 不同原料所制备的生物炭在其表面结构、元素组成等性质上表现出较大的差异^[6]。由于生物炭具有高度稳定性、高C/N比等特点, 关于生物炭对氮素循环影响的研究越来越多^[7-8]。土壤氮素的矿化作用与土壤pH、

C/N比等性质有关^[9], 因此, 生物炭的加入能够通过改变土壤理化性质来影响土壤氮素的转化。在陈玉真等^[10]的研究中, 短期内施加生物炭能够刺激微生物的活性, 增加无机态氮的固定, 从而抑制土壤氮素的矿化作用和硝化作用。与之相反, 在潘凤娥等^[11]的研究中, 生物炭的添加促进了土壤硝化作用, 这可能是所用的生物炭种类和土壤类型不同导致的。此外, 土壤中的酶是参与生物化学反应的催化剂, 其活性与土壤养分循环状况和养分含量息息相关^[12]。乙酰氨基葡萄糖胺酶(NAG)、氨单加氧酶(AMO)、羟胺氧化还原酶(HAO)及亚硝酸氧化还原酶(NXR)是土壤氮素矿化过程和自养硝化过程的关键酶^[13], 其活性在一定程度上能够反映土壤氮素转化状况。

生物炭在改变土壤理化性质的同时能够影响氮素的转化。前期研究多集中于单一类型生物炭改良土壤及对氮素循环的影响, 而同一条件下施用不同

收稿日期: 2021-11-22

基金项目: 国家自然科学基金项目(42167042); 国家重点研发计划项目(2017YFD0200803)

王吉元, E-mail: wangjy11@webmail.hzau.edu.cn

通信作者: 姜存仓, E-mail: jcc2000@mail.hzau.edu.cn

原料生物炭对土壤氮素转化及理化性质的影响是否存在显著差异,土壤氮素转化过程与理化性质和酶活性的变化是否存在联系,相应研究报道较少。因此,本研究通过室内培养试验,测定土壤矿态氮含量、理化性质及C、N循环相关酶活性,探究不同原料生物炭对土壤氮素转化的影响及改良酸性红壤的效应,以为生物炭选择利用及酸性土壤改良提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试酸性红壤采自湖北省咸宁市贺胜桥镇(114°42'E, 29°99'N),选取0~20 cm耕层土壤。土壤经自然风干,除去石块及植物残体后过孔径2 cm筛,混匀备用。其基本理化性质:pH 5.29,有机质5.49 g/kg,铵态氮3.60 mg/kg,硝态氮5.93 mg/kg,速效磷4.40 mg/kg,速效钾116.20 mg/kg。供试生物炭是河南立泽环保科技有限公司分别以水稻秸秆、稻壳以及园林杂木为原料在500℃下制备的,基本性质见表1。

表1 生物炭的基本性质

Table 1 Basic properties of biochar

材料 Materials	pH	C/%	N/%	K/%	Na/%	Ca/%	Mg/%
稻秆炭 Rice straw biochar	11.08	36.5	0.5	3.3	0.9	2.9	0.2
稻壳炭 Rice husk biochar	10.34	34.8	0.3	0.6	0.1	0.2	0.1
木屑炭 Wood biochar	9.23	20.4	0.1	0.2	0.1	2.2	0.1

1.2 试验处理

试验在塑料盒中进行,每盒装200 g风干土(过孔径1 cm筛)。先将土壤加水至饱和持水量,静置熟化7 d后,将土壤、肥料和生物炭按处理混匀开始培养。试验设5个处理:CK(不施生物炭,不施肥)、F(单施化学肥料)、B₁(3%水稻秸秆生物炭+化学肥料)、B₂(3%水稻壳生物炭+化学肥料)、B₃(3%木屑生物炭+化学肥料),每个处理重复3次。化学肥料施用量为:每盒尿素0.086 g、磷酸氢二钠0.233 g、氯化钾0.076 g,即N、P、K含量分别为0.200、0.100、0.200 g/kg。试验于2021年4月9日至6月5日在华中农业大学盆栽场进行。分别在培养的第1、5、10、20、35、50天进行取样,取样时先取一部分土壤鲜样,放于-20℃冰箱保存,用于土壤铵态氮、硝态氮和酶

活性的测定;剩余土样进行风干,将风干土样分别研磨后过0.850 mm和0.150 mm孔径筛,放入自封袋保存,用于土壤pH、有机质等理化性质的测定。

1.3 测定方法

生物炭pH采用pH计法测量(水土质量比5:1);用元素分析仪测定生物炭中C、N含量。生物炭中矿物质元素测定参考林庆毅等^[14]的方法:取0.2 g生物炭于坩埚中,先用马弗炉500℃加热4 h后再用25 mL 1 mol/L HCl浸提。用火焰光度法测定Na⁺和K⁺含量,用原子吸收光谱仪测定Ca²⁺、Mg²⁺含量。

土壤基本理化性质参照《土壤农化分析》^[15]的方法测定:土壤pH值采用pH计法测量(水土质量比2.5:1);土壤有机质用重铬酸钾容量法-外加热法测定;土壤全氮使用酸消煮后流动分析仪测定;土壤铵态氮与硝态氮用1 mol/L KCl浸提,流动分析仪测定;采用0.5 mol/L NaHCO₃浸提,钼锑抗比色法测定土壤速效磷;采用NH₄OAc浸提,火焰光度法测定土壤速效钾。氮素矿化积累量、氮素净矿化速率(R_m)和净硝化速率(R_n)的计算参考李平等^[16]的研究。

采用荧光微孔板酶检测技术^[17]测定土壤β-D-葡萄糖苷酶(β-G)、β-纤维二糖苷酶(CBH)、N-乙酰氨基葡萄糖胺酶(NAG)活性,均以荧光物质4-羟甲基-7-香豆素(MUB)作为标准物。每个处理在96孔板上设置样品孔、空白对照、阴性对照、淬灭对照和参考对照,25℃黑暗条件下培养4 h后用酶标仪测定荧光值,激发波长和检测波长分别为365和450 nm。采用江苏酶标生物有限公司的Elisa试剂盒测定土壤氨单加氧酶(AMO)、羟胺氧化还原酶(HAO)、亚硝酸氧化还原酶(NXR)活性。

1.4 数据处理

所有数据采用Excel软件进行整理统计,SPSS 20.0软件进行数据的统计分析,运用单因素方差和Duncan's检验进行处理间的差异显著性检验(α=0.05),并用Origin 2021和Adobe Illustrator软件制图,数据表示为“平均值±标准差”(n=3)。

2 结果与分析

2.1 不同原料生物炭对土壤基本性质的影响

由表2可知,培养50 d后,与CK处理相比,F处理土壤pH降低了0.54个单位。施加生物炭后土壤pH显著提高(P<0.05),与F处理相比,B₁、B₃处理土壤pH分别提高了0.64和0.20个单位,而B₂处理无显

著差异。结果表明,施加化学肥料导致酸性土壤进一步酸化,水稻秸秆生物炭和木屑生物炭能够缓解施肥导致的土壤酸化,而稻壳生物炭改善土壤pH的效果较弱。

CK 处理培养 50 d 后土壤有机质含量为 18.78 g/kg,F 处理使土壤有机质含量提高了 32.4%。与 F 处理相比,B₁、B₂、B₃ 处理有机质含量分别提高了 123.8%、70.0%、86.4%,施加生物炭显著提高了土壤有机质含量($P<0.05$),且不同生物炭提高土壤有机质的效果具有显著性差异,水稻秸秆生物炭的效果高于木屑生物炭和稻壳生物炭,这可能与水稻秸秆生物炭的本身含碳量较高有关。

施加化学肥料后土壤总氮含量从 0.36 g/kg 提升至 0.51 g/kg,B₂ 和 B₃ 处理的总氮含量与 F 处理无显著差异,B₁ 处理土壤总氮含量显著提高。与 CK 处理相比,F 处理使土壤 C/N 比降低了 7.4%,但二者之间无明显差异。生物炭与肥料配施可以显著提高土壤 C/N 比($P<0.05$),与 F 处理相比,B₁、B₂、B₃ 处理使土壤 C/N 比提高了 75.0%、70.1%、88.2%。与 CK 相比,F 处理使土壤速效磷和速效钾含量分别提高了 25.0% 和 176.6%,B₁、B₂、B₃ 处理进一步增加了施肥土壤中速效磷和速效钾含量,且不同生物炭处理之间存在显著差异($P<0.05$),水稻秸秆生物炭(B₁)处理效果最佳。

表 2 不同处理的土壤基本性质
Table 2 Basic soil properties in different treatments

处理 Treatments	pH	土壤有机质/(g/kg) Soil organic matter	土壤总氮/(g/kg) Total nitrogen	C/N 比 C/N ratio	速效磷/(mg/kg) Available phosphorus	速效钾/(mg/kg) Available potassium
CK	5.21±0.02b	18.78±0.54e	0.36±0.04c	30.80±3.50c	4.40±0.14c	136.51±0.01e
F	4.67±0.01d	24.86±0.98d	0.51±0.01b	28.52±0.76c	5.50±0.89c	377.59±12.07d
B ₁	5.31±0.03a	55.64±2.01a	0.65±0.05a	49.90±2.37b	11.71±1.82a	659.01±2.73a
B ₂	4.68±0.03d	42.25±1.51c	0.51±0.03b	48.15±1.67b	8.87±0.96b	566.42±10.18b
B ₃	4.87±0.02c	46.35±0.84b	0.48±0.08b	53.67±3.12a	10.34±1.16ab	405.53±3.62c

注 Note:CK:空白对照 Control; F:单施化学肥料 Single application of chemical fertilizer; B₁:水稻秸秆生物炭+化学肥料 Rice straw bio-
char with chemical fertilizer; B₂:稻壳生物炭+化学肥料 Rice husk biochar with chemical fertilizer; B₃:木屑生物炭+化学肥料 Wood biochar
with chemical fertilizer. 同列不同小写字母表示差异显著($P<0.05$) Different letters in the same column mean significant differences ($P<0.05$).

对不同处理土壤基础理化性质进行主成分分析(图 1),PC1 和 PC2 的贡献率分别为 17.9% 和 72.4%。CK 处理与 F 处理在 PC1 上有明显分离,说明施加化肥对土壤的理化性质有显著影响。F 处理与 B₁、B₂、B₃ 处理在 PC1 上均存在一定距离,同时,B₁ 与 B₂、B₃ 在 PC1 上也存在明显分离,表明生物炭能够改变施肥土壤的理化性质,且不同生物炭处理之间

的土壤性质存在显著差异。

2.2 不同原料生物炭对土壤氮素矿化作用和硝化作用的影响

整个培养期,CK 处理中 NH₄⁺-N 与 NO₃⁻-N 含量无明显变化,其他处理土壤 NH₄⁺-N 均呈现出先上升后降低的趋势(图 2A),而 NO₃⁻-N 含量在培养时间上的变化与 NH₄⁺-N 相反(图 2B)。尿素施入土壤后,前期(0~10 d)以 NH₄⁺-N 的形式释放出来,随后释放出的 NH₄⁺-N 通过硝化作用转变为 NO₃⁻-N 的形式。培养结束时,F 处理 NH₄⁺-N 含量显著提高($P<0.05$),而施加生物炭后显著降低。与 F 处理相比,B₁、B₂、B₃ 处理中 NH₄⁺-N 含量分别降低了 95.6%、74.5%、46.9%。与 CK 相比,F、B₁、B₂、B₃ 处理土壤 NO₃⁻-N 含量显著提高($P<0.05$),分别达到 106.30、117.96、86.38、122.08 mg/kg。与 F 处理相比,B₁、B₂ 处理中 NO₃⁻-N 含量分别提高了 11.0% 和 15.2%,而 B₃ 处理降低了 18.7%,表明水稻秸秆生物炭和木屑生物炭施用后能固持土壤硝态氮。

由图 2C 可知,除 CK 外的其他处理土壤矿质氮积累量均随时间先升高后降低,培养结束时,与 F 处

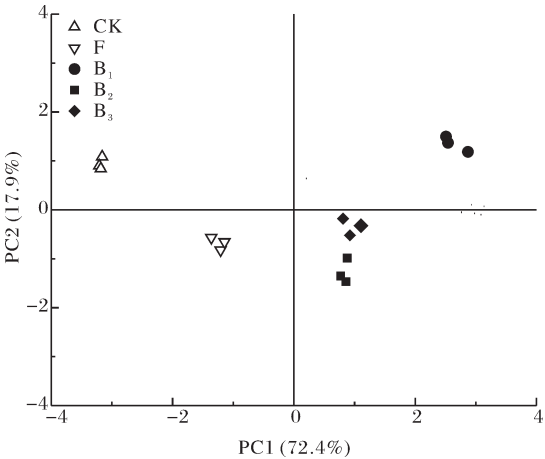
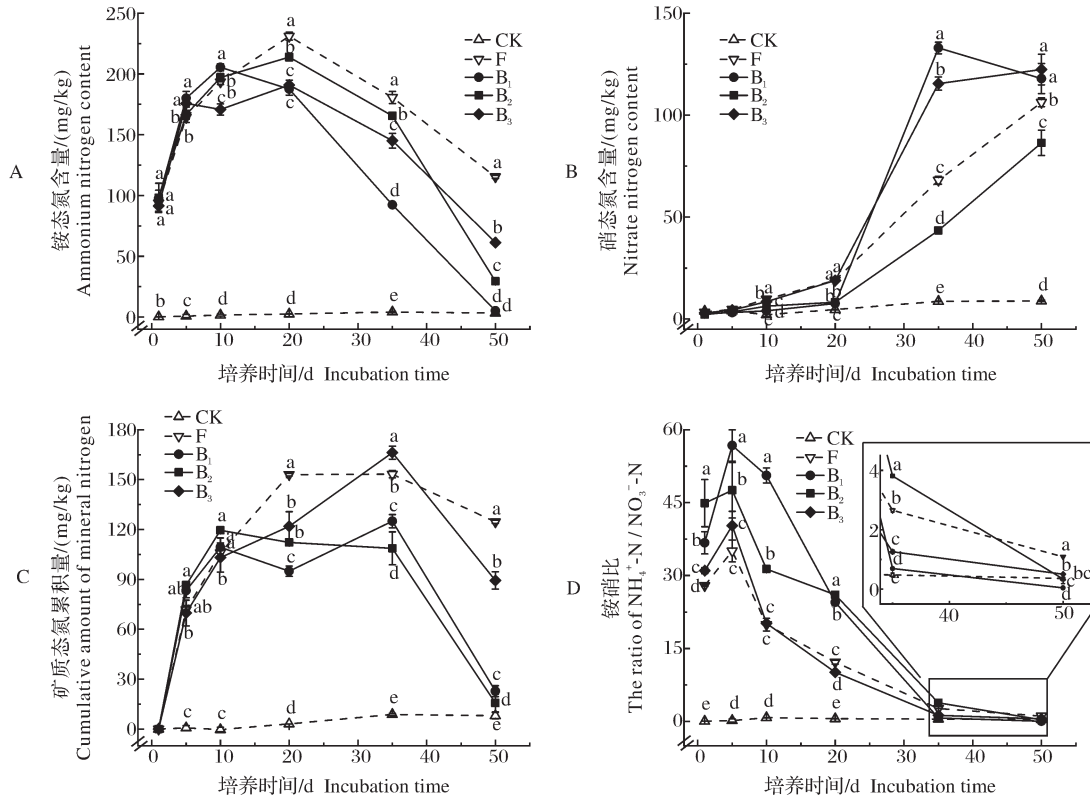


图 1 不同处理土壤基础理化性质的主成分分析
Fig.1 Principal component analysis of physico-chemical properties of soil in different treatments

理相比, B_1 、 B_2 、 B_3 处理矿化氮积累量显著降低($P < 0.05$), 分别为 30.81、21.15、120.69 mg/kg, 表明生物炭的添加能够抑制土壤矿态氮的积累。培养期间, 土壤 NH_4^+-N/NO_3^--N 在 5 d 后迅速下降并在 35 d 后

趋于稳定(图 2D), 说明土壤硝化作用主要发生在培养前中期(5~35 d), 同时生物炭与肥料配施使土壤 NH_4^+-N/NO_3^--N 显著降低($P < 0.05$), 促进了铵态氮向硝态氮的转化。



不同小写字母表示同一时间下不同处理间的显著性差异($P < 0.05$), 下同。Different letters meant significant differences($P < 0.05$) in incubation time within different treatments. The same as below.

图2 不同处理土壤铵态氮含量(A)、硝态氮含量(B)、矿质态氮积累量(C)和铵硝比(D)的动态变化

Fig.2 Dynamic changes of soil ammonium nitrogen(A), nitrate nitrogen(B), cumulative amount of mineral nitrogen (C) and the ratio of NH_4^+-N/NO_3^--N (D) in different treatments

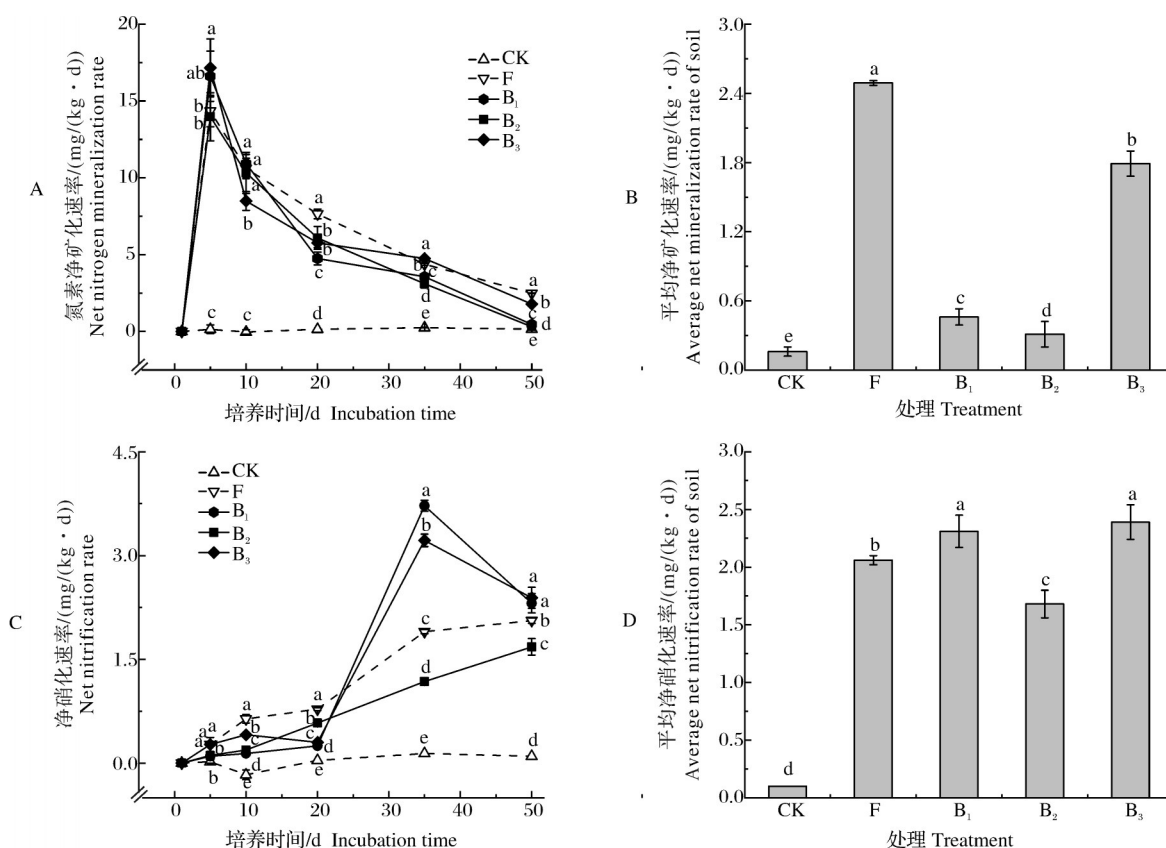
由图 3A 可知, CK 处理氮素净矿化速率在培养期间无明显变化, 其他处理均呈现出先陡增后降低的趋势。图 3B 显示, 培养结束时 F 处理平均净矿化速率为 2.49 mg/(kg·d), 与 CK 处理相比显著提高($P < 0.05$), B_1 、 B_2 、 B_3 处理平均净矿化速率为 0.46、0.31 和 1.79 mg/(kg·d), 与 F 处理相比分别降低了 81.5%、87.6% 和 28.1%。结果表明, 生物炭与肥料配施抑制了土壤氮素矿化作用, 且不同生物炭处理之间存在显著差异($P < 0.05$)。

由图 3C 可知, CK 处理氮素净矿化速率在培养期间无明显变化, 其他处理均呈现先稳步上升后迅速增加的趋势, 且 B_1 和 B_3 处理在 35~50 d 阶段呈下降趋势。图 3D 显示, 培养结束时, CK 处理平均净硝化速率仅为 0.10 mg/(kg·d), F 处理为 2.06 mg/(kg·d), 是 CK 处理的 20.6 倍, 与 F 处理相比, B_1 、 B_3 处理的平

均硝化速率显著提高($P < 0.05$), 分别为 2.31 和 2.39 mg/(kg·d), 而 B_2 处理平均硝化速率为 1.68 mg/(kg·d), 与 F 处理相比降低了 18.5%。结果表明, 生物炭与肥料配施可以显著影响土壤硝化作用, 水稻秸秆生物炭和木质生物炭能够提高土壤硝化速率, 而添加水稻壳生物炭对硝化作用具有抑制效果。

2.3 不同原料生物炭对土壤酶活性的影响

土壤氮素矿化途径(图 4)中, 施加化学肥料能够刺激 NAG 活性, F 处理 NAG 活性相对于 CK 处理提高了 34.3%, 施加生物炭后显著抑制了 NAG 活性, 与 F 处理相比, B_1 、 B_2 、 B_3 处理分别使 NAG 活性降低了 19.1%、27.7% 和 10.6%。土壤氮素硝化途径中, F 处理 AMO 和 NXR 活性与 CK 处理无明显差异, 但显著降低了 HAO 活性, 与 F 处理相比, B_1 使 AMO 活性



图A、C为不同处理氮素净矿化速率和净硝化速率在培养时间上的动态变化,图B、D为不同处理在培养50 d时的平均净矿化速率和平均净硝化速率。Figures A and C show the dynamic changes of nitrogen net mineralization rate and net nitrification rate in different treatments during 50-day incubation. Figures B and D show the average net mineralization rate and average net nitrification rate in different treatments after 50 days of incubation.

图3 不同处理土壤氮素净矿化速率和硝化速率

Fig.3 Net mineralization rate and nitrification rate of soil nitrogen in different treatments

降低了11.6%,HAO活性提高了9.8%, B_2 使AMO活性降低了18.8%,HAO活性提高了19.7%, B_3 对3种酶均无显著影响。在土壤碳素循环途径中,与CK处理相比,F处理对 β -G活性无显著影响,但CBH活性相对于CK处理降低了55.6%,与F处理相比, B_1 处理使 β -G活性和CBH活性分别提高了33.3%和150.0%, B_2 处理对 β -G活性和CBH活性无显著影响, B_3 处理使 β -G活性和CBH活性分别提高了73.8%和250.0%。

结果表明,生物炭与肥料配施显著影响了土壤氮素转化过程中的酶活性,且不同原料生物炭处理之间存在显著性差异($P < 0.05$),同时施加生物炭还刺激了碳循环相关的酶活性,促进了土壤碳素循环。

对土壤氮素矿化速率和硝化速率与各指标进行相关性分析(图5),结果表明,土壤氮素矿化速率(R_m)不仅与土壤pH和矿态氮含量密切相关,而且受

到土壤NAG和HAO活性的影响,土壤有机质、总氮、速效磷及速效钾含量均与硝化速率(R_n)呈正相关关系, NH_4^+-N 是硝化作用的底物,与pH呈显著负相关,因此,土壤pH能够间接影响硝化作用。此外,AMO、HAO和NXR是硝化作用过程中3种关键酶,其活性与土壤有机质、总氮、速效钾含量有关。因此,施加生物炭能够通过影响土壤理化性质进而对土壤氮素转化产生影响。

3 讨论

3.1 不同生物炭影响土壤理化性质的差异性分析

已有研究表明,长期施用大量化学肥料能导致土壤酸化、pH值降低^[18]。本研究中,施加化学肥料后使土壤pH显著降低,这是由于施肥促进了土壤硝化作用的进行,从而向土壤释放更多的 H^+ ,加剧了土壤酸化。生物炭表面含有的碱性官能团决定了其本身较高的pH值,因此生物炭具有提高酸性土壤

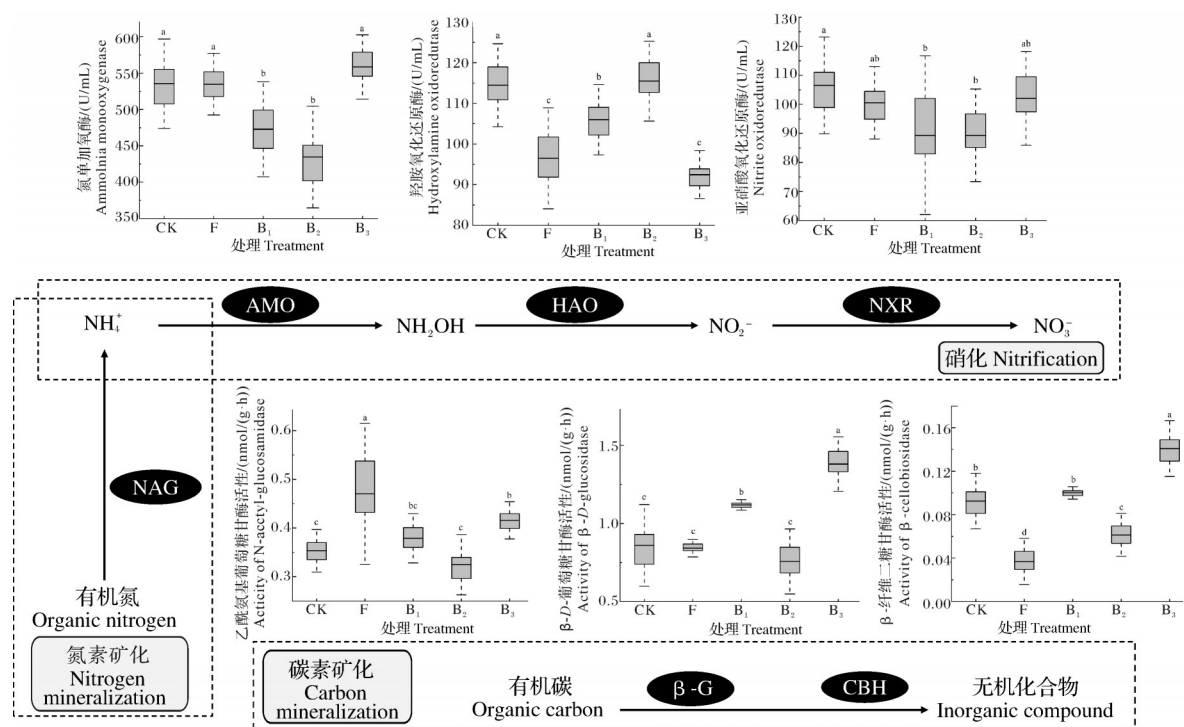
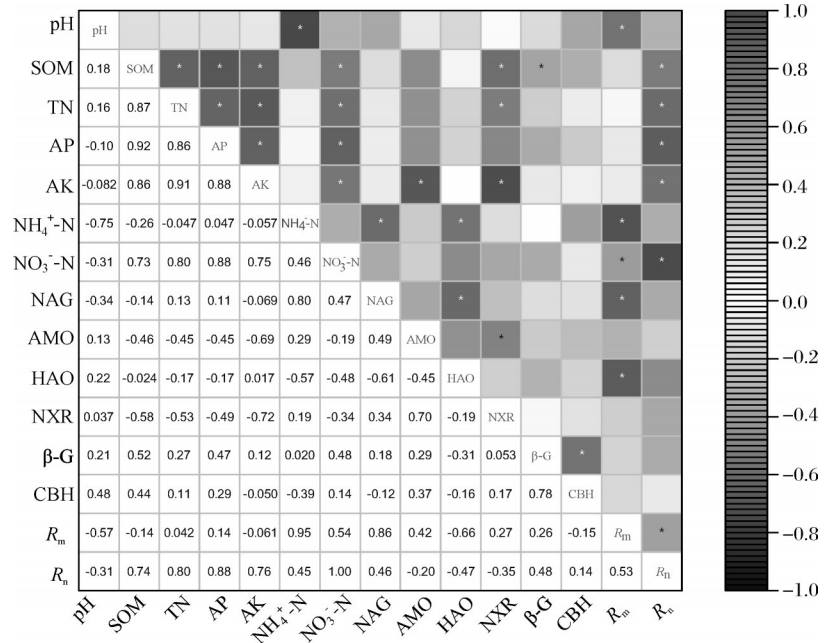


图 4 不同处理土壤中 C、N 循环相关酶活性

Fig.4 Activity of C and N cycle-related enzymes of soil in different treatments



数值代表土壤各项指标之间的皮尔斯相关系数,*代表具有显著相关性($P<0.05$)。Numbers represents the Pearson correlation coefficient between various soil indexes,* represents that there is a significant correlation($P<0.05$).

图 5 土壤氮素矿化速率和硝化速率与各指标间的相关性分析

Fig.5 Correlation analysis between soil nitrogen mineralization rate ,nitrification rate and various indexes

pH的能力^[19],且生物炭改良土壤pH的能力与本身碳酸盐和有机酸含量有关^[20]。水稻秸秆生物炭和木屑生物炭与肥料配施缓解了施用化学肥料造成的土壤酸化,而施用水稻壳生物炭对土壤pH影响较小(表2)。这可能是因为水稻秸秆生物炭和木屑生物炭具有更多的碱性官能团和较大的孔隙度,从而吸附了更多的H⁺。前人研究表明原材料是影响生物炭性质的主要因素之一^[21],不同原料制备的生物炭

在理化性质、表面结构等方面的特性是导致土壤pH具有显著性差异的主要原因。

添加生物炭能够明显提高土壤有机质、总氮、速效磷及速效钾含量(表2),这是由于生物炭含有较高的碳含量、矿质元素和有机官能团^[22]。3种原料生物炭对于土壤理化性质的影响存在显著差异,这可能与供试生物炭的自身特性有关,水稻秸秆生物炭的pH和矿质元素含量远高于水稻壳生物炭和木质生物炭(表1),这能够更大刺激土壤养分循环相关的微生物和酶活性^[23]。土壤中的酶具有催化和驱动土壤养分循环的功能^[24],本试验发现,3种生物炭与肥料配施在一定程度上均刺激了土壤碳循环相关的 β -G和CBH活性,促进了土壤有机碳的分解,为微生物活动提供了底物,有利于提高土壤微生物活性^[25]。

3.2 不同生物炭影响土壤氮素转化的差异性分析

施用化学氮肥通常会因“激发效应”使土壤氮素矿化量增加^[26]。本试验中,单施化学肥料显著提高了土壤中的矿质态氮含量和氮素净矿化速率,这可能会导致土壤氮素损失的增加。Li等^[27]的研究表明,向土壤中添加有机物料能够对土壤氮素转化产生影响。本研究中,3种生物炭处理的矿质氮积累量

和净矿化速率相对于单施肥处理显著降低(图2,3)。这可能与生物炭能够显著提高土壤C/N比有关,当土壤C/N比大于25:1时,可能会造成微生物缺乏氮素,土壤矿质氮的生物固持作用大于矿化作用^[20]。在Luo等^[28]的研究中也发现了相似的结果,添加芦苇秸秆显著提高了土壤C/N比并抑制了土壤氮矿化。生物炭能够刺激土壤微生物的活性和数量,这可能会增加微生物对无机氮的生物固持^[29],从而减少矿质氮的积累。也有研究认为生物炭的添加为土壤微生物提供了不稳定碳源,进而在短期内出现土壤氮素固定的现象^[30]。此外,多孔性的生物炭能够吸附大量多酚化合物,土壤微生物可将其作为碳源,并增加对氮素的需求^[31]。相关性分析表明(图5),氮素矿化速率与无机氮含量和NAG活性呈显著正相关。NAG是与氮素矿化有关的酶,能够降解土壤中的几丁质释放氨基葡萄糖。添加不同生物炭后均显著降低了NAG活性,从而抑制了土壤氮素的矿化作用(图6)。另一方面,生物炭对 NH_4^+ 具有吸附能力,不同原料制成的生物炭所表现出的吸附作用存在差异^[32],从而导致不同生物炭处理矿质氮含量具有显著差异。

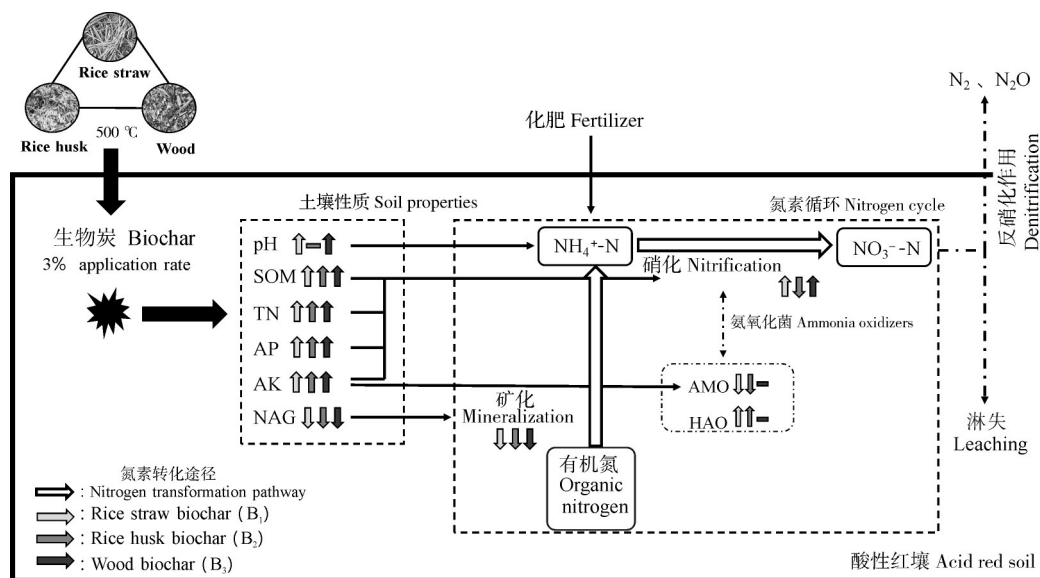


图6 不同原料生物炭对土壤理化性质和氮素转化的作用机制

Fig.6 Effects of biochar from different feedstocks on soil physico-chemical properties and nitrogen transformation

目前关于生物炭对土壤硝化作用影响的结论并不统一。在低pH的土壤中硝化作用较为敏感,土壤pH的升高有利于硝化作用的进行^[33]。本研究结果显示,土壤pH与铵态氮含量呈显著负相关关系(图5),因此,施用生物炭能够通过提高酸性土壤pH,促进土壤铵态氮向硝态氮的转化。施用生物炭也可以

通过提高土壤氨氧化菌(AOA、AOB)的丰度,来促进土壤硝化作用^[34]。 β -G和CBH是与土壤有机碳分解相关的酶, B_1 、 B_3 处理 β -G和CBH活性显著提高,这可能会为硝化微生物提供更多的不稳定碳源,从而促进了硝化作用。Dempster等^[35]发现,生物炭对土壤理化性质的改变能够影响硝化微生物的活性。

本研究中土壤的硝化速率与有机质、总氮、速效磷以及速效钾含量有关(图5),所以不同生物炭对土壤养分含量的影响导致了硝化速率具有显著性差异。同时,添加不同原料生物炭对氨氧化过程关键酶具有显著影响(图4),进而影响土壤硝化作用,但3种硝化酶均与平均净硝化速率无显著相关性。因此,本研究中土壤pH及养分含量是影响硝化作用进行的主要因素(图6)。此外,反硝化作用是氮素损失的重要途径,施加生物炭能够对反硝化作用产生影响^[36]。水稻秸秆生物炭和木屑生物炭也可能是通过抑制反硝化作用的进行来提高土壤硝态氮含量,从而提高了硝化速率。

总之,生物炭与肥料配施改变了酸性红壤pH、养分含量、酶活性等理化性质,从而影响了土壤中氮素的矿化作用和硝化作用,并且不同生物炭处理之间存在显著差异。同一条件下,施用水稻秸秆生物炭对红壤的改良效果高于木屑生物炭和稻壳生物炭;3种生物炭均抑制了氮素的矿化作用,但对硝化作用的影响不一致,水稻秸秆炭和木屑炭能固持土壤硝态氮并提高硝化速率,而稻壳生物炭抑制了土壤硝化作用。土壤中氮素的转化与土壤理化性质息息相关,适合的生物炭与肥料配施有利于土壤氮素的固持,减少氮素的损失。

参考文献 References

- [1] 丘华昌,陈家宙.旱地土壤的供氮潜力[J].植物营养与肥料学报,1995,1(2):33-39.QIU H C, CHEN J Z.Nitrogen supply potential of upland soils[J].Journal of plant nutrition and fertilizers,1995,1(2):33-39 (in Chinese with English abstract).
- [2] VITOUSEK P M, ABER J D, HOWARTH R W, et al. Technical report: human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences [J]. Ecological applications, 1997, 7(3): 737-750.
- [3] ZHANG M Y, RIAZ M, ZHANG L, et al. Investigating the effect of biochar and fertilizer on the composition and function of bacteria in red soil [J]. Applied soil ecology, 2019, 139: 107-116.
- [4] XIA H, RIAZ M, ZHANG M Y, et al. Biochar-N fertilizer interaction increases N utilization efficiency by modifying soil C/N component under N fertilizer deep placement modes [J/OL]. Chemosphere, 2022, 286 (1): 131594 [2021-11-22]. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131594>.
- [5] 陈温福,张伟明,孟军.农用生物炭研究进展与前景[J].中国农业科学,2013,46(16):3324-3333.CHEN W F, ZHANG W M, MENG J. Advances and prospects in research of biochar utilization in agriculture [J]. Scientia agricultura sinica, 2013, 46(16): 3324-3333 (in Chinese with English abstract).
- [6] 王瑞峰,赵立欣,沈玉君,等.生物炭制备及其对土壤理化性质影响的研究进展[J].中国农业科技导报,2015,17(2):126-133.WANG R F, ZHAO L X, SHEN Y J, et al. Research progress on preparing biochar and its effect on soil physio-chemical properties [J]. Journal of agricultural science and technology, 2015, 17(2): 126-133 (in Chinese with English abstract).
- [7] YU M J, LIANG S J, DAI Z M, et al. Plant material and its biochar differ in their effects on nitrogen mineralization and nitrification in a subtropical forest soil [J/OL]. Science of the total environment, 2021, 763: 143048 [2021-11-22]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143048>.
- [8] 夏浩,张梦阳,刘波,等.生物炭对作物氮肥利用率影响的整合分析[J].华中农业大学学报,2021,40(3):177-186.XIA H, ZHANG M Y, LIU B, et al. Effect of biochar on nitrogen use efficiency of crops: a Meta-analysis [J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2021, 40(3): 177-186 (in Chinese with English abstract).
- [9] BENGTSSON G, BENGTSON P, MÅNSSON K F. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity [J]. Soil biology and biochemistry, 2003, 35(1): 143-154.
- [10] 陈玉真,王峰,吴志丹,等.添加生物质炭对酸性茶园土壤pH和氮素转化的影响[J].茶叶学报,2016,57(2):64-70.CHEN Y Z, WANG F, WU Z D, et al. Effect of biochar addition on pH and nitrogen transformation in acidic soil at tea plantations [J]. Acta sinica, 2016, 57(2): 64-70 (in Chinese with English abstract).
- [11] 潘凤娥,胡俊鹏,索龙,等.添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤N₂O排放的影响[J].农业环境科学学报,2016,35(2):396-402.PAN F E, HU J P, SUO L, et al. Effect of corn stalk and its biochar on N₂O emissions from latosol soil [J]. Journal of agricultural environmental science, 2016, 35(2): 396-402 (in Chinese with English abstract).
- [12] NANNIPIERI P, GIAGNONI L, RENELLA G, et al. Soil enzymology: classical and molecular approaches [J]. Biology and fertility of soils, 2012, 48(7): 743-762.
- [13] 屈田华,李永夫,张少博,等.生物质炭输入影响土壤氮素转化与氧化亚氮排放的研究进展[J].浙江农林大学学报,2021,38(5):926-936.QU T H, LI Y F, ZHANG S B, et al. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation and N₂O emissions: a review [J]. Journal of Zhejiang A&F University, 2021, 38(5): 926-936 (in Chinese with English abstract).
- [14] 林庆毅,姜存仓,张梦阳.生物炭老化后理化性质及微观结构的表征[J].环境化学,2017,36(10):2107-2114.LIN Q Y, JIANG C C, ZHANG M Y. Characterization of the physical and chemical structures of biochar under simulated aging condition [J]. Environmental chemistry, 2017, 36(10): 2107-2114 (in Chinese with English abstract).

- [15] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社, 2000. BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000 (in Chinese with English abstract).
- [16] 李平,郎漫,李煜姗,等.不同施肥处理对黑土硝化作用和矿化作用的影响[J].农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1326-1332. LI P, LANG M, LI Y S, et al. Effects of different fertilization on nitrification and mineralization in black soil [J]. Journal of agricultural environmental science, 2015, 34(7): 1326-1332 (in Chinese with English abstract).
- [17] 张丽莉,武志杰,陈利军,等.微孔板荧光法对土壤糖酶活性的测定研究[J].光谱学与光谱分析, 2009, 29(5): 1341-1344. ZHANG L L, WU Z J, CHEN L J, et al. A microplate fluorimetric assay for sacchariase activity measurement [J]. Spectroscopy and spectral analysis, 2009, 29(5): 1341-1344 (in Chinese with English abstract).
- [18] FAN M X, MACKENZIE A F. Urea and phosphate interactions in fertilizer microsites: ammonia volatilization and pH changes [J]. Soil science society of America journal, 1993, 57(3): 839-845.
- [19] VAN ZWIETEN L, KIMBER S, MORRIS S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility [J]. Plant and soil, 2010, 327(1/2): 235-246.
- [20] 武玉,徐刚,吕迎春,等.生物炭对土壤理化性质影响的研究进展[J].地球科学进展, 2014, 29(1): 68-79. WU Y, XU G, LÜ Y C, et al. Effects of biochar amendment on soil physical and chemical properties: current status and knowledge gaps [J]. Advances in earth science, 2014, 29(1): 68-79 (in Chinese with English abstract).
- [21] 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.
- [22] 丛铭,张梦阳,夏浩,等.施用生物炭对红壤中不同形态钾含量及小白菜生长的影响[J].华中农业大学学报, 2020, 39(4): 22-28. CONG M, ZHANG M Y, XIA H, et al. Effect of biochar application on potassium content of different forms in red soil and the growth of pakchoi [J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2020, 39(4): 22-28 (in Chinese with English abstract).
- [23] GAO S, DELUCA T H. Biochar alters nitrogen and phosphorus dynamics in a western rangeland ecosystem [J/OL]. Soil biology and biochemistry, 2020, 148: 107868 [2021-11-22]. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107868>.
- [24] 李锐,刘瑜,褚贵新.不同种植方式对绿洲农田土壤酶活性与微生物多样性的影响[J].应用生态学报, 2015, 26(2): 490-496. LI R, LIU Y, CHU G X. Effects of different cropping patterns on soil enzyme activities and soil microbial community diversity in oasis farmland [J]. Chinese journal of applied ecology, 2015, 26(2): 490-496 (in Chinese with English abstract).
- [25] 边雪廉,赵文磊,岳中辉,等.土壤酶在农业生态系统碳、氮循环中的作用研究进展[J].中国农学通报, 2016, 32(4): 171-178. BIAN X L, ZHAO W L, YUE Z H, et al. Research process of soil enzymes effect on carbon and nitrogen cycle in agricultural ecosystem [J]. Chinese agricultural science bulletin, 2016, 32(4): 171-178 (in Chinese with English abstract).
- [26] 甘建民,孟盈,郑征,等.施肥对热带雨林下种植砂仁土壤氮矿化和硝化作用的影响[J].农业环境科学学报, 2003, 22(2): 174-177. GAN J M, MENG Y, ZHENG Z, et al. Effects of fertilization on mineralization and nitrification of nitrogen in soil grown amomum under tropical rainforest [J]. Journal of agricultural environmental science, 2003, 22(2): 174-177 (in Chinese with English abstract).
- [27] LI X J, YANG H T, SHI W L, et al. Afforestation with xerophytic shrubs accelerates soil net nitrogen nitrification and mineralization in the Tengger Desert, Northern China [J]. CATENA, 2018, 169: 11-20.
- [28] LUO X X, CHEN L, ZHENG H, et al. Biochar addition reduced net N mineralization of a coastal wetland soil in the Yellow River Delta, China [J]. Geoderma, 2016, 282: 120-128.
- [29] NELISSEN V, RÜTTING T, HUYGENS D, et al. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil [J]. Soil biology and biochemistry, 2012, 55: 20-27.
- [30] BRUUN E W, AMBUS P, EGSGAARD H, et al. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics [J]. Soil biology and biochemistry, 2012, 46: 73-79.
- [31] ZACKRISSON O, NILSSON M C, WARDLE D A. Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest [J]. Oikos, 1996, 77(1): 10-19.
- [32] CHEN C R, PHILLIPS I R, CONDRON L M, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand [J]. Plant and soil, 2013, 367(1/2): 301-312.
- [33] 张苗苗,王伯仁,李冬初,等.长期施加氮肥及氧化钙调节对酸性土壤硝化作用及氨氧化微生物的影响[J].生态学报, 2015, 35(19): 6362-6370. ZHANG M M, WANG B R, LI D C, et al. Effects of long-term N fertilizer application and liming on nitrification and ammonia oxidizers in acidic soils [J]. Acta ecologica sinica, 2015, 35(19): 6362-6370 (in Chinese with English abstract).
- [34] SONG Y J, ZHANG X L, MA B, et al. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil [J]. Biology and fertility of soils, 2014, 50(2): 321-332.
- [35] DEMPSTER D N, GLEESON D B, SOLAIMAN Z M, et al. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with *Eucalyptus* biochar addition to a coarse textured soil [J]. Plant and soil, 2012, 354(1/2): 311-324.

[36] XU H J, WANG X H, LI H, et al. Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an

acidic soil planted with rape [J]. *Environmental science & technology*, 2014, 48(16): 9391-9399.

Effects of biochar from different feedstocks on soil nitrogen transformation and physicochemical properties in acid red soil

WANG Jiyuan¹, XIA Hao¹, LI Yuxuan¹, WANG Xiangling^{1,2}, JIANG Cuncang^{1,2}

1. *College of Resources and Environment/Microelement Research Center, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China;*

2. *College of Agriculture, Shihezi University/Key Laboratory of Oasis Eco-Agriculture, Xinjiang Production and Construction Corps, Shihezi 832000, China*

Abstract To investigate the effects of biochar from different feedstocks on acid soil improvement, nitrogen(N) mineralization and nitrification, acid red soil was selected as experiment material, and different biochar prepared from rice straw, rice husk and wood were added to carry out a 50-day indoor culture experiment. Five treatments had been set: CK (control), F (chemical fertilizer), B₁ (rice straw biochar with chemical fertilizer), B₂ (rice husk biochar with chemical fertilizer), B₃ (wood biochar with chemical fertilizer). The soil basic physico-chemical properties, enzyme activity and the contents of ammonium N and nitrate N were determined to analyze the relationship between soil properties and N transformation. The results showed that rice straw biochar improved soil pH better than wood biochar and rice husk biochar. Compared with CK and F treatment, the soil pH in B₁ treatment increased by 0.10 and 0.64 units, respectively. Besides, the contents of soil organic matter, total N, available phosphorus and available potassium in B₁ treatment were also significantly higher than that of other treatments. Furthermore, the application of fertilizer (F) and biochar (B₁, B₂, B₃) significantly increased the soil N mineralization rate and nitrification rate, and there were significant differences in different biochar treatments. Throughout the 50-day experiment, compared to F treatment, the average N mineralization rates in B₁, B₂ and B₃ treatments decreased by 81.5%, 87.6% and 28.1%, respectively. Meanwhile, treatment B₁ and B₃ could hold soil nitrate N and increase the nitrification rate by 12.0% and 16.0%, respectively, while B₂ treatment reduced the nitrification rate by 18.5%. In addition, the soil carbon and N cycle-related enzymes activity in different biochar treatments were significantly different. Totally, the results indicated that biochar from different feedstocks have different effects on the physico-chemical properties of acid red soil, and the differences of soil properties could affect the N transformation, and rational application of biochar can hold soil N and reduce N loss.

Keywords biochar; acid red soil; soil physicochemical properties; nitrogen mineralization; nitrification; soil enzyme activity

(责任编辑:赵琳琳)