崔 虎, 王莉霞, 欧 洋, 等. 生物炭-化肥配施对稻田土壤氮磷迁移转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 412-421.

CUI Hu, WANG Li-xia, OU Yang, et al. Effect of the combined application of biochar and chemical fertilizer on the migration and transformation of nitrogen and phosphorus in paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(2): 412–421.

生物炭-化肥配施对稻田土壤氮磷迁移转化的影响

崔虎1,2,王莉霞1*,欧洋1,阎百兴1,韩露3,李迎新1,2,姜珊4

(1.中国科学院湿地生态与环境重点实验室,中国科学院东北地理与农业生态研究所,长春 130102; 2.中国科学院大学,北京 101408; 3.吉林大学地球科学学院,长春 130061; 4.齐齐哈尔大学理学院,黑龙江 齐齐哈尔 161006)

摘 要:在控制外源氮输入量相同的前提下,通过设置不同梯度生物炭配施量[N₁+B₀(磷酸氢二铵750 kg·hm²); N₂+B₅(磷酸氢二铵583 kg·hm²+生物炭5000 kg·hm²); N₃+B₁₀(磷酸氢二铵416 kg·hm²+生物炭10000 kg·hm²); N₀+B₂₀(生物炭20000 kg·hm²)], 探讨无机肥减量配施生物炭对土壤氮、磷动态变化的影响。结果表明:4种处理土壤NH;N和TP浓度均呈单峰变化趋势,分别于施肥后第9d(NH;N)、25d(TP; N₀+B₂₀、N₁+B₀)和55d(TP; N₂+B₅、N₃+B₁₀)达到峰值; N₂+B₅和 N₃+B₁₀处理土壤NO₃-N浓度呈双峰变化趋势,于施肥后第10d和55d达到峰值,而 N₀+B₂₀和 N₁+B₀处理土壤 NO₃-N浓度施肥初期(1~10d)基本保持稳定状态,之后缓慢下降至稳定水平;N₁+B₀处理土壤TN浓度在施肥后1~55d内缓慢下降,此后呈单峰变化趋势,于施肥后第85d达到峰值;N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理土壤TN浓度呈双峰变化趋势,分别于施肥后的第9d和85d达到峰值。与单施无机肥 N₁+B₀处理比较,配施生物炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理土壤 TN和TP浓度分别提高了11.1%、33.3%、11.1%和40.0%、40.0%、40.0%,40.0%,40.0%,40.0%,在11.1%和磷酸酶活性分别提高了25.0%、30.0%、10.0%和9.76%、18.3%、15.9%,表明生物炭较化肥具有更持久肥效。施肥初期,配施生物炭可提高土壤氮磷比;水稻成熟期,配施生物炭处理田面水氮磷比显著高于单施无机肥处理,能够持续地给水稻提供营养。N₃+B₁₀处理下水田面源污染物 NO₃-N、NH₄+-N、TN和TP的输出负荷分别降低了29.6%、48.1%、49.7%和50.0%,是较适合东北黑土区水田的施肥方式。

关键词:生物炭;氮;磷;脲酶;磷酸酶;输出负荷

中图分类号 S153.6 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)02-0412-10 doi:10.11654/jaes.2018-0515

Effect of the combined application of biochar and chemical fertilizer on the migration and transformation of nitrogen and phosphorus in paddy soil

CUI Hu^{1,2}, WANG Li-xia^{1*}, OU Yang¹, YAN Bai-xing¹, HAN Lu³, LI Ying-xin^{1,2}, JIANG Shan⁴

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China; 3. College of Earth Sciences, Jilin University, Changchun 130061, China; 4. College of Science, Qiqihar University, Qiqihar 161006, China)

Abstract: The aim of this study is to investigate the effect of the application of a combination of biochar and diammonium phosphate $[(NH_4)_2HPO_4]$ on the migration and transformation of nitrogen and phosphorus in paddy soil when the same amount of nitrogen was added. The treatments conducted for this study were $N_1+B_0[(NH_4)_2HPO_4$ 750 kg·hm⁻²], $N_2+B_5[(NH_4)_2HPO_4$ 583 kg·hm⁻² + biochar 5000 kg·hm⁻²], $N_3+B_{10}[(NH_4)_2HPO_4$ 416 kg·hm⁻² + biochar 10 000 kg·hm⁻²], and N_0+B_{20} (biochar 20 000 kg·hm⁻²). The results showed that the concentration of NH_4^*-N in soil for all four treatments peaked on day 9, and the total phosphorus (TP) concentration peaked on day 25 for the N_0+B_{20} and N_1+B_0 treatments and on day 55 for the N_2+B_5 and N_3+B_{10} treatments after fertilization. The concentration of NO_3^*-N in soil with the N_2+B_5 and N_3+B_{10} treatments presented a bimodal variation, peaking on days 10 and 55, whereas that with the N_0+B_{20} and N_1+B_0 treatments

收稿日期:2018-04-19 录用日期:2018-07-03

作者简介:崔 虎(1991—),男,河南永城人,硕士研究生,主要从事面源污染与防治研究。E-mail;cuihu@iga.ac.cn

^{*}通信作者:王莉霞 E-mail:lxwang@iga.ac.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41771505,41571480); 吉林省科技发展计划项目(20150204046SF)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41771505,41571480); The Science and Technology Project of Jilin Province Development Plan(20150204046SF)

ments remained steady during the early stages, days 1~10, and then gradually decreased to a stable level. The concentration of total nitrogen (TN) with the N₁+B₀ treatment slowly decreased during days 1~55 after fertilization, and then showed a unimodal trend with a peak value on day 85, whereas that with the N₂+B₅, N₃+B₁₀, and N₀+B₂₀ treatments showed a double-peak trend, peaking on days 9 and 85. Compared with the N₁+B₀ treatment, the concentration of TN and TP, urease and phosphatase activity in soil treated with biochar application treatments of N₂+B₅, N₃+B₁₀, and N₀+B₂₀ increased by 11.1%, 33.3%, 11.1% and 40.0%, 40.0%, 40.0%; 25.0%, 30.0%, 10.0% and 9.76%, 18.3%, 15.9%, respectively, indicating that biochar had a more sustained fertilizer effect than chemical fertilizer alone. At the beginning of fertilization, application of biochar could increase the ratio of nitrogen to phosphorus (N/P) in soil and reduce the outputs of N and P from paddy fields. At the rice maturation stage, biochar application increased the ratio of N/P in the field surface water. The output loads of NO₃-N, NH₄-N, TN, and TP in surface water with the N₃+B₁₀ treatment decreased by 29.6%, 48.1%, 49.7%, and 50.0%, respectively, in comparison with the N₁+B₀ treatment, indicating that it is a suitable fertilization strategy for paddy fields in the black soil region of Northeast China.

Keywords: biochar; nitrogen; phosphorus; urease; phosphatase; output load

生物炭(Biochar)是指生物质在低氧或缺氧的环 境条件下,通过控制性高温裂解(400~700 ℃)而产生 的一类高度芳香化的难熔性固态高聚产物[1-2]。生物 炭具有巨大的比表面积、发达的孔隙结构、较强的吸 附能力和丰富的碳含量[3]。同时,也为土壤微生物的 栖息和生长提供了良好的环境条件[4]。自然条件下, 生物炭呈碱性而被认为是酸性土壤的改良剂的。生 物炭在高温裂解过程中形成大量羧基官能团,使其表 面具有较强的氧化能力和有机质吸附作用,从而使土 壤阳离子交换量(CEC)提高53%~538%[6-7]。目前,生 物炭在治理农业面源污染、提高耕地质量、应对全球 气候变化、维持和稳定农业生态系统功能及保障农业 环境安全等方面具有重要意义[8]。

国际生物炭协会(International Biochar Initiative) 指出,无机肥减量配施生物炭具有农业经济价值和环 境生态效益双重功能[9]。目前,对于生物炭的研究多 集中于其制备工艺和理化性质四、对污染物环境行为 和效应[11]、土壤改良和产量及对某些元素的生物地球 化学循环机制的影响[12]等领域。相关研究表明,无机 肥减量配施生物炭可降低土壤容重、改善土壤孔隙结 构,提高土壤持水能力[13],进而影响土壤氮、磷营养元 素的转化过程[14]。有机物包含的氨基酸和氨基糖等 含氮物质在高温裂解过程中易凝聚形成杂环氮结构, 从而提高土壤有机氮含量,且可通过改变氮素的持留 和转化提高土壤氮素有效性[15]。而生物质磷素在热 解过程中基本被保留下来,且以可溶态存在,导致土 壤有效磷含量显著增加[16]。Brodowski等[17]研究发现, 生物炭可富集于土壤微团聚体(<53 μm)中。因而, 受益于土壤团聚体的物理保护作用,生物炭中的氮、 磷元素有利于长期固持。同时,生物炭因具有较高吸

附性能、阳离子交换量和化学反应特性,而常被视为 肥料的缓释载体[18],可降低氮、磷养分在土壤中的释 放速率,从而降低其淋滤和固定损失量[13]。Ding等[19] 和 Laird 等[20]研究发现,生物炭-无机肥配施使土壤 NH[‡]-N、NO[‡]-N和PO[‡]-P的淋滤量分别降低了15%、 11%和69%,从而能够维持农作物生长期土壤的肥 力。Mizuta等[21]和Zeng等[22]实验证明,无机肥减量配 施生物炭(竹木)土壤对上覆水中NHi-N、NOi-N和 PO³-P的最大吸附量高达17.60、1.25 mg·kg⁻¹和4.96 mg·kg-1,因此,能够降低其随农田退水的流失量。

东北地区作为我国重要的水稻生产基地,对国家 粮食安全和保持黑土地生态平衡起着重要作用[23]。 目前,对于生物炭配施无机肥在黑土中的应用多集中 在不同施用量的对比,而缺乏同等外源添加氮的对 比[6,9],因此,较难定量地区分生物炭对于土壤氮磷迁 移转化的影响。本研究选取东北黑土区为研究对象, 通过田间小区实验,采用生物炭部分替代无机肥的底 肥处理方案,在保证外源氮输入量相同的前提下,探 讨生物炭-无机肥配施对稻田土壤氮、磷迁移转化的 影响,评估生物炭的应用对于土壤和水体氮、磷流失 的风险,旨在为生物炭还田管理和农业可持续发展提 供科学依据和实践指导。

材料与方法

1.1 研究区概况

试验田设置在中国科学院东北地理与农业生态 研究所吉林省长春农业综合试验站(125°23′56.30″ E,43°59′51.46″N)。该试验站气候类型为北温带大 陆性季风气候,土壤类型为黑土,自然条件和供试土 壤基本理化性质如表1所示。

表 1 试验区自然条件与供试土壤理化性质

Table 1 Natural condition of test area and soil physical and chemical properties

自然条件	数值	土壤理化性质	数值
最高温度/℃	39.5	有机质/g·kg ⁻¹	21.4
最低温度/℃	-39.8	$TN/g \cdot kg^{-1}$	1.5
年均气温/℃	4.8	NO ₃ -N/mg·kg ⁻¹	7.3
年日照时间/h	2688	NH ₄ ⁺ -N/mg·kg ⁻¹	7.9
年均降水量/mm	522~615	TP/g⋅kg ⁻¹	1.1

1.2 实验设计

以长期耕作的水田为研究对象,在保证各处理外 源氮和钾肥输入量相同的前提下,根据生物炭和氮肥 不同配施比例,设计4种底肥处理方案(表2),每个处 理3次重复,共计12个实验小区(4 m×3 m)。各小区 均用挡板隔开,以防养分侧渗、窜流。以当地施肥常 用类型及用量为依据,底肥选用市售的磷酸氢二铵 [(NH₄)₂HPO₄](N 18%; P₂O₅ 46%; 购自吉林福源化肥 农药有限公司)和生物炭(原材料:花生壳;pH 8.7;N 0.59%; P₂O₅ 0.28%; 购自河南三利能源有限公司)。 水稻种子选用吉粳88,购自长春福田种子有限公司。

表 2 生物炭配施化肥量

Table 2 The application amount of fertilizer and biochar

处理 -	施肥量/kg·hm ⁻²	小区施肥实物量/kg		小区施肥折纯量/kg		
	(NH ₄) ₂ HPO ₄ +生物炭	$(NH_4)_2HPO_4$	生物炭	钾肥	氮	磷
N_1+B_0	750+0	0.9	0	0.5	0.16	0.41
N_2+B_5	583+5000	0.7	6	0.5	0.16	0.34
$N_3 + B_{10}$	416+10 000	0.5	12	0.5	0.16	0.26
$N_0 + B_{20}$	0+20 000	0	24	0.5	0.16	0.07

实验起始于2014年5月31日,至2014年9月25 日结束。稻田各项管理均与本地农户采用的模式相 同[24]。具体实施时间如下:5月31日,施肥泡田,水位 控制在田面以上10 cm;6月5日,初次排水(排水深约 8 cm),打浆插秧;6月15日,田间除草(丁草胺);7月 20日,追施钾肥(150 kg·hm⁻²);9月3日,二次排水(排 水深约5cm);9月25日,收割水稻。

1.3 样品采集与分析方法

1.3.1 土样采集

根据水稻不同生长期的养分需求和稻田施肥后 土壤氮、磷动态变化特征。于施肥后的第1、10、25、 55、85、115 d, 采用5点采样法随机采集稻田表层(0~ 10 cm)土。自然风干,过100目筛用于测定土样NHI-N、 NO3-N、TN和TP含量:滴加2滴甲苯于冷藏(恒温

4 ℃) 土样中, 防止微生物生长, 恒温水浴(37 ℃) 培养 2 h.测定十样脲酶和磷酸酶含量。

1.3.2 水样采集

根据稻田排水时间和施肥后田面水氮、磷动态变 化特征,在田面水无扰动的条件下,于施肥后的第2、 4、6、10、25、40、55、75、85 d,用医用注射器(100 mL) 随机采取田面水(3次重复),注入聚乙烯塑料瓶,带 回实验室。经定量滤纸过滤后,测定水样中TN和TP 含量。

1.3.3 测试方法

土样 NHI-N和 NOI-N分别采用靛酚蓝比色法[25] 和镀铜镉还原-重氮化偶合比色法测定[26]: 土样和水 样TN分别采用半微量凯氏定氮法和硫酸肼还原法测 定[27]; TP分别采用硫酸-高氯酸氧化和硫酸-过硫酸 钾氧化钼锑抗比色法测定[28];土样脲酶和磷酸酶分别 采用苯酚钠比色法[29]和磷酸苯二钠比色法测定[30]。

1.3.4 数据分析

实验数据采用 Excel 2007 进行相关计算;采用 SPSS 18.0 进行单指数衰减方程(ExpDec1)拟合和单 因素方差分析(One-way NAOVA);采用Origin 9.0进 行绘图。

单指数衰减方程(ExpDec1)是用于模拟指标非 稳定变化的数学模型,方程衰减系数 (A_i) 常被视为监 测指标浓度衰减速率的表征量。可用于分析稻田土 壤中NHI-N、NO3-N、TN和TP浓度动态变化趋势,为 研究氮、磷素在土壤中的迁移转化规律及土-水界面 交换机制提供科学方法。单指数衰减方程:

 $y=A_1\exp(-x/t)+y_0$

式中:x表示施肥后时间,d;y表示分析指标浓度;A1表 示衰减系数(分析指标浓度衰减速率表征量); yo、t表 示单指数衰减方程常数。

2 结果与分析

2.1 生物炭-化肥配施对土壤氮、磷迁移转化的影响

生物炭、无机肥单施和混合配施稻田土壤NHI-N 浓度均呈单峰变化趋势(图 1a), 且土壤 NH = N浓度 升高趋势随着生物炭配施量的增加而减缓。各处理 底肥施入水田后,稻田土壤NH-N浓度迅速升高,以 N_1+B_0 处理增加最快, N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 处理次之, N_0+B_{20} 处理最慢。4种处理土壤NH4-N浓度均在施肥后第 10 d达到峰值,以 N₁+B₀处理最高,为 240.1 mg·kg⁻¹; N₂+B₅、N₃+B₁₀处理次之,分别为178.2、168.6 mg·kg⁻¹; N_0+B_{20} 处理最低,为119.4 $mg \cdot kg^{-1}$,且 N_0+B_{20} 和 N_1+B_0 处理之间存在显著差异(P<0.05)。水稻成熟期,N₁+ B₀处理土壤 NH₄-N浓度分别是 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀ 处理的1.57、1.61倍和1.14倍。

土壤 NO、-N浓度变化趋势和 NHL-N不同、呈双 峰波动(图 1b)。N2+B5和N3+B10处理土壤NO3-N浓度 于施肥后第10d首次达到峰值,分别为11.2 mg·kg⁻¹ 和 12.4 mg·kg⁻¹; 而 N₀+B₂₀ 和 N₁+B₀处理在施肥后 10 d 内土壤 NO3-N浓度基本保持稳定状态。施肥后第55 d.4种处理土壤NO3-N浓度第二次达到峰值,其中 N₁+B₀、N₂+B₅和 N₃+B₁₀处理土壤 NO₃-N浓度无显著差 异,但均高于N₀+B₂₀处理,分别是N₀+B₂₀处理的1.41、 1.57倍和1.50倍。因此,无机肥减量配施生物炭可提 高土壤对NO3-N的滞留能力。

土壤TN浓度变化趋势和NO3-N相同,呈双峰波 动,但第二次峰值出现时间较NO3-N晚30d(图1c)。 N_1+B_0 处理土壤TN浓度施肥后即呈下降趋势; N_0+B_{20} 、 N_2+B_5 和 N_3+B_{10} 处理土壤 TN 浓度于施肥后第 10 d 首 次达到峰值,但浓度差异不明显,分别为2.5、2.4g· kg-1和2.3g·kg-1。由于土壤反硝化能力的增强和生 物炭中氮素的释放,施肥后第55d,各处理土壤TN浓 度开始升高,至施肥后第85 d第二次达到峰值。水稻 成熟期,单施无机肥 N₁+B₀处理土壤 TN 浓度水平均低 于配施生物炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理。表明生物 炭较无机肥具有更持久肥效。

施用不同配比的底肥后,土壤TP浓度变化差异 较为明显(图1d)。N₁+B₀和N₀+B₂₀处理土壤TP浓度 基本呈先略有升高后缓慢下降趋势,分别在0.5~1.5 g·kg⁻¹和0.7~2.2 g·kg⁻¹范围之间变化。N₂+B₅和N₃+ B10处理土壤TP浓度于施肥后第55 d达到峰值,依次 为 5.7 g·kg⁻¹ 和 7.1 g·kg⁻¹, 之后迅速下降。待土壤 TP 浓度趋于稳定时,配施生物炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀ 处理土壤TP浓度处于同一水平,均为0.7g·kg-1,且与 单施无机肥 N₁+B₀处理无明显差异。综合而言,生物 炭、无机肥单施对土壤TP的影响程度较混合配施低。

各处理土壤 NHI-N和TP单指数衰减方程拟合结 果均达极显著水平 $(0.8 \le R^2 \le 1)$; TN 拟合结果处于显 著水平(0.5≤R²≤0.8);除N₁+B₀处理NO₃-N拟合结果 达极显著水平外,其余各处理拟合结果均处于显著水 平(表3)。N₀+B₂₀、N₂+B₅和N₃+B₁₀处理土壤NH⁺-N浓 度衰减系数无明显差异,但显著低于N₁+B₀处理(P< 0.05)。表明生物炭对土壤 NH = N 的吸附固持作用明 显优于无机肥。各处理土壤NOi-N浓度衰减系数虽

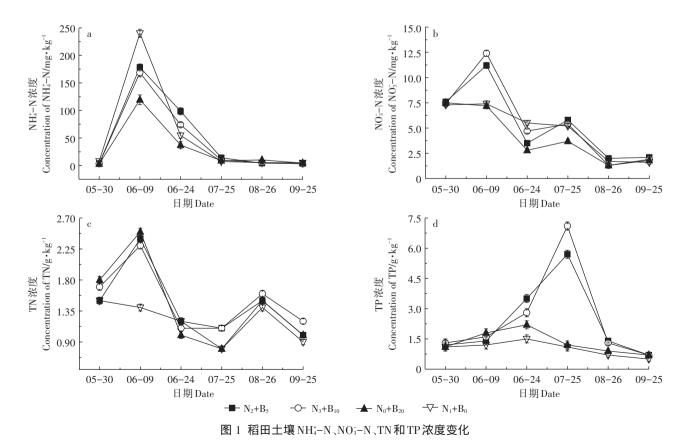


Figure 1 Changes in concentrations of NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, TN and TP in paddy soil

有差异,但不明显。由于单施无机肥处理土壤TN浓度下降起始水平低(图1c),导致N₁+B₀处理土壤TN浓度衰减系数较小,仅为0.94。因生物炭呈碱性,降低了NH₄-N稳定性,易形成NH₃挥发散失,从而导致N₂+B₅、N₃+B₁₀和N₀+B₂₀处理土壤TN浓度衰减系数较大,以N₃+B₁₀和N₀+B₂₀处理最为明显,分别为3370.05和2508.53。生物炭、无机肥单施N₀+B₂₀和N₁+B₀处理在水稻生长期内TP浓度水平低,降幅小(图1d),因而土壤TP浓度衰减系数显著低于生物炭-无机肥配施N₂+B₃和N₃+B₁₀处理。

2.2 生物炭-化肥配施对稻田土壤和田面水氮磷比的 影响

各处理中稻田土壤与田面水氮磷比随时间的变化情况如图 2 所示。施肥后第 1 d,单施无机肥 N₁+B₀处理和生物炭-无机肥混合配施 N₂+B₅、N₃+B₁₀处理土壤氮磷比显著 (P<0.05)高于单施生物炭 N₀+B₂₀处理,分别是 N₀+B₂₀处理的 8.50、7.81 倍和 8.19 倍。施肥后第 9 d,配施生物炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理土壤氮磷比显著 (P<0.05)高于单施无机肥 N₁+B₀处理土壤氮磷比显著 (P<0.05)高于单施无机肥 N₁+B₀处理,分别是 N₁+B₀处理的 1.46、1.23 倍和 1.19 倍。水稻生长中期和成熟期 (25~115 d),4 种处理土壤氮磷比基本呈升高趋势,且配施生物炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理土壤氮磷比均低于单施无机肥 N₁+B₀处理。综合而言,生物炭能够有效调节土壤氮磷比,施肥初期表现

为促进作用;而中后期表现为抑制作用。

施肥初期(1~3 d), N_2+B_5 处理田面水氮磷比升高了41.68%。而 N_3+B_{10} 、 N_0+B_{20} 和 N_1+B_0 处理田面水氮磷比分别降低了35.41%、32.31%和21.99%。水稻生长旺盛期(6~40 d),4种处理田面水氮磷比分别在3.20~8.61 (N_2+B_5)、1.42~8.85 (N_3+B_{10})、2.35~10.92 (N_0+B_{20})和2.14~10.16(N_1+B_0)范围之间波动。施肥后第55~70 d间(日期:07~25和08~11), N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理田面水氮磷比显著高于 N_1+B_0 处理,分别是 N_1+B_0 处理的5.70、3.54、2.73倍和2.37、2.35、8.13倍。水稻成熟期(85 d),4种处理田面水氮磷比介于8.71~11.10之间。

2.3 生物炭-化肥配施对田面水氮、磷输出负荷的影响

参考三江平原氮、磷输出负荷计算方法[31]。相对单施无机肥 N_1+B_0 处理而言,配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理水田面源污染物 NH_4 -N、 NO_3 -N、TN和TP的单位面积输出负荷分别降低了42.3%、48.13%、65.24%; 55.56%、29.63%、57.41%; 39.29%、49.68%、61.69%和38.24%、50.00%、5.88%。表明无机肥减量配施生物炭可有效降低水田面源污染物 NH_4 -N、 NO_3 -N、TN 和TP 的单位面积输出负荷。水田面源污染物 NH_4 -N、 NO_3 -N 和TN 的单位面积输出负荷随生物炭配施量的增加基本呈降低趋势(图3a、图3b、图3c),而TP的单位面积输出负荷随生物炭配施量的增

表 3 土壤氮、磷浓度单指数衰减方程拟合结果

Table 3 The result of N and P concentration change fitted by single exponential decay equation

指标	处理	拟合方程	y_0	A_1	R^2	P
NH ₄ -N	N ₂ +B ₅	$y=283.74e^{-x/22.73}-2.43$	-2.43	283.74	0.988 3**	0.005 0
	$N_3 + B_{10}$	$y=298.43e^{-x/17.35}+1.42$	1.42	298.43	0.997 6**	0.001 1
	$N_0 + B_{20}$	$y=269.93e^{-x/11.41}+7.02$	7.02	269.93	0.996 7**	0.001 5
	N_1+B_0	$y=664.37e^{-x/9.62}+5.06$	5.06	664.37	1.000 0**	7.453 3×10 ⁻⁷
NO_3^N	N_2+B_5	$y=89.62e^{-x/4.12}+3.30$	3.30	89.62	0.680 5*	0.076 3
	$N_3 + B_{10}$	$y=23.60e^{-x/11.18}+2.67$	2.67	23.60	0.762 3*	0.064 9
	$N_0 + B_{20}$	$y=19.67e^{-x/7.25}+2.24$	2.24	19.67	0.708 6*	0.059 8
	N_1+B_0	$y=13.01e^{-x/159.01}-5.02$	-5.02	13.01	0.819 6**	0.029 5
TN	N_2+B_5	$y=196.21e^{-x/1.96}+1.02$	1.02	196.21	0.783 3*	0.017 9
	$N_3 + B_{10}$	$y=3 370.05e^{-x/1.24}+1.25$	1.25	3 370.05	0.676 8*	0.021 6
	$N_0 + B_{20}$	$y=2508.53e^{-x/1.34}+1.08$	1.08	2 508.53	0.717 2*	0.035 6
	N_1+B_0	$y=0.94e^{-x/21.26}+0.84$	0.84	0.94	0.723 4*	0.080 5
TP	N_2+B_5	$y=143.21e^{-x/16.53}+0.56$	0.56	143.21	0.945 6**	0.008 5
	$N_3 + B_{10}$	$y=414.18e^{-x/13.22}+0.63$	0.63	414.18	0.832 8**	0.034 7
	$N_0 + B_{20}$	$y=3.54e^{-x/30.30}+0.64$	0.64	3.54	0.993 8**	0.002 7
	N_1+B_0	$y=2.28e^{-x/107.77}-0.30$	-0.30	2.28	0.986 8**	0.030 4

注:**P<0.01(0.8<R²<1);*P<0.05(0.5<R²<0.8)

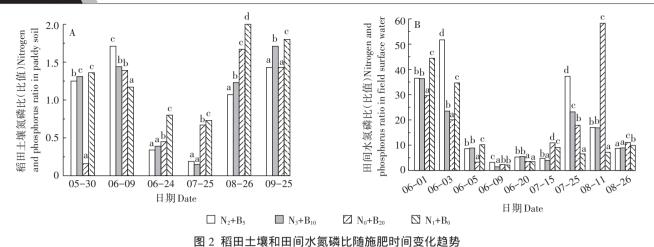


Figure 2 The changes in ratio of TN to TP in paddy soil and field surface water after fertilization

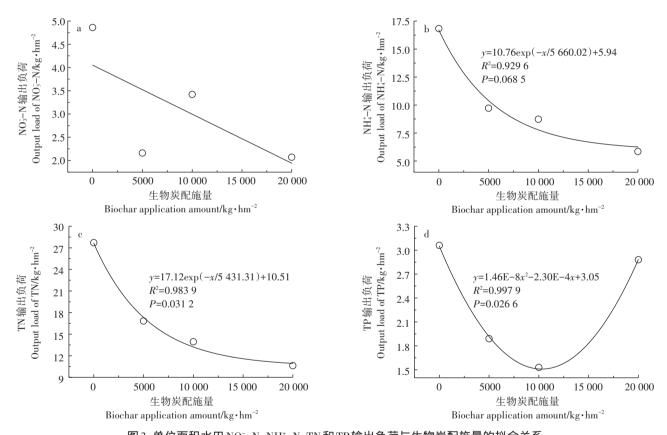


图 3 单位面积水田 NO3-N、NH4-N、TN 和 TP 输出负荷与生物炭配施量的拟合关系

Figure 3 The fitting relationships between NO_3^-N , NH_4^+-N , TN and TP output load in paddy field and biochar application amount

加呈先下降后上升趋势(图 3d)。考虑到肥效和污染物消减总体效果,N₃+B₁₀处理是较适合东北黑土区水田的施肥方式。

2.4 生物炭-化肥配施对土壤脲酶、磷酸酶活性的影响

磷酸酶是土壤磷素变化的主导者,可反映其代谢 旺盛程度^[32]。 N_0+B_{20} 和 N_3+B_{10} 处理土壤磷酸酶活性分 别在 $0.81\sim0.95~g\cdot kg^{-1}$ 和 $0.95\sim1.10~g\cdot kg^{-1}$ 范围之间波 动(图 4a); N_2+B_5 和 N_1+B_0 处理土壤磷酸酶浓度基本呈先下降后上升趋势。水稻生长周期内,配施生物炭 N_2+B_5 、 N_3+B_{10} 和 N_0+B_{20} 处理土壤磷酸酶浓度均高于单施无机肥 N_1+B_0 处理。表明生物炭施入农田后,可显著提高土壤磷酸酶活性,特别到后期更为明显。

脲酶是一种重要的土壤水解酶,其活性与土壤肥力指标显著相关[33]。施肥后25 d内,N₃+B₁₀处理土壤

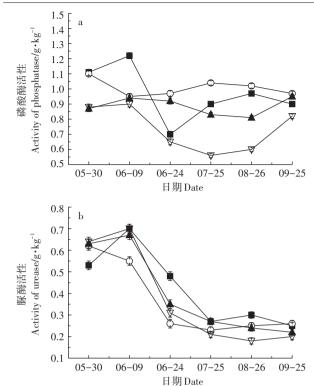


Figure 4 Changes of soil phosphatase and urease activity in paddy soil

图 4 稻田土壤磷酸酶和脲酶活性变化

¬¬¬ N₁+B₀

-O- N₃+B₁₀

脲酶活性即开始下降,之后基本处于稳定水平(图 4b); N₁+B₀、N₂+B₅和 N₀+B₂₀处理土壤脲酶浓度均呈单峰变化趋势,于施肥后第 10 d达到峰值,但浓度差异不明显。水稻成熟期,所有配施生物炭处理土壤脲酶活性均高于单施无机肥处理。因此,生物炭施入农田后可显著提高土壤脲酶活性。

3 讨论

生物炭对土壤中氮、磷元素具有较高的固持容量(表3),从而减弱 NH¼-N、NO3-N和 PO¾-P在土-水界面的迁移能力,提高肥效的同时,降低其随农田退水流失的风险(图4)。因为生物炭具有发达的孔隙结构[34]、巨大的比表面积[35]和丰富的含氧官能团[36],可通过范德华力与土壤中 NH¼-N、NO3-N和 PO¾-P发生等离子交换作用[37],甚至能够通过稳定的化学键对NH¼-N、NO3-N和 PO¾-P产生不可逆吸附[35,38]。同时,生物炭小孔隙结构(<0.9 nm)能够降低 NH¼-N、NO3-N和 PO¾-P的淋溶损失量、延缓水溶性离子的迁移转化时间。Chan等[39]研究发现,无机肥减量配施生物炭使土壤中 NH¼-N、NO3-N 浓度分别提高了

38.0% 和 4.3%。 陈心想等 写实验证明, 生物炭(5~20 t· hm⁻²)-无机肥配施,土壤TP含量提高了3.8%~38.5%。 冯轲等[24]通过田间小区实验,探讨生物炭-无机肥配 施对稻田田面水氮、磷流失风险的影响,结果表明, 相对单施无机肥而言,配施5000、10000 kg·hm⁻²和 20 000 kg·hm⁻²的生物炭田面水NH[‡]-N、NO³-N、TN和 TP的输出负荷分别降低了7.11、8.10、10.98 kg·hm⁻²; 2.70、1.44、2.79 kg·hm⁻²; 10.89、13.77、17.10 kg·hm⁻²和 1.17、1.53、0.18 kg·hm⁻²。然而,生物炭的施用量对磷 的迁移转化能力影响不一, Steiner 等[40]研究发现, 高 配比(1:5.52)混施生物炭能够促使土壤中有效性较 低的闭蓄态磷向有效磷转化,提高了PO³--P向田面 水迁移的风险。该结论与本研究 No+B20 处理结果一 致。因此,考虑到肥效和污染物消减的总体效果,N3+ B10处理是较适合东北黑土区水田的施肥方式,该施 肥方式下水田面源污染物 NO3-N、NH4-N、TN和TP随 农田退水的输出负荷分别降低了29.63%、48.13%、 49.68%和50.00%。

生物炭的应用还通过改变土壤酶的活性进而提 高土壤肥力和作物产量。土壤酶可作为有机质分解 和养分物质循环等生物化学反应的催化剂[41-42],因而 被视为土壤生态系统中物质和能量转化联系的纽带。 生物炭可通过影响微生物结构变化进而影响土壤各 种酶的活性。生物炭丰富的孔隙结构和巨大的比表 面积可有效吸附土壤微生物和水溶性有机物,从而为 微生物的生长提供了良好的栖息环境[43];生物炭可为 微生物的生长提供碳源,且其中的 Na、Mo 等微量元 素也为微生物的繁殖提供了有利的养分条件[44-45];生 物炭可促进土壤团聚体的形成,改善土壤通透性,进 而加深土壤颜色,提高土壤温度,增强土壤微生物的 新陈代谢能力[46-47]。黄剑[48]研究发现,施用生物炭 (4500 kg·hm⁻²)对土壤酶影响显著(P<0.05)。其中土 壤脲酶和碱性磷酸酶活性分别提高了15.6%~248.2% 和 52.2%~296.0%。 周震峰等[49] 实验证明, 在配施 5.0% 和1.0% 生物炭的条件下,土壤脲酶含量分别是 对照的1.10倍和1.52倍。相关研究表明, 生物炭可通 过改变农田生态系统微生物的丰度和群落结构,进而 改善土壤持水性和孔隙度,从而促进植物根系的生 长[40]。张伟明等[50]研究发现,生物炭和土壤质量不同 配比梯度(生物炭:土壤=1:100、1:150和1:200)下, 配施生物炭能够增加水稻生育前期根系的主根长、根 体积和根鲜重,提高水稻根系总吸收面积和活跃吸收 面积,配施生物炭的处理水稻平均增产25.28%。冯

轲等[24]通过配施 5000 kg·hm⁻²和 10 000 kg·hm⁻²的生 物炭,水稻产量也平均增产了2.06%和1.23%。

土壤氮磷生态化学计量特征是陆地生态系统元 素生物地球化学循环偶联的关键指标之一[51]。同时, 农田退水营养盐输送也是影响周边水体富营养化的 重要原因[52]。因此,研究土壤和田间水的氮磷比可为 土壤肥力提供参考[53],也可为防治周边水体污染提供 理论指导。水稻生长期内,稻田土壤和田面水氮磷比 基本呈先下降后升高趋势。这主要是由于施肥初期 生物炭和无机肥中的磷素均以可溶态存在,施入水田 后,能够迅速溶解而迁移至田面水。但生物炭中的氮 素释放速率相对缓慢,且配施生物炭可提高土壤反硝 化细菌的活性,导致土壤NO3-N在反硝化作用下形 成 N2或 N2O 而挥发散失[54],从而导致土壤氮磷比逐渐 降低。生物炭施入稻田后,促使土壤闭蓄态磷向有效 态磷转化[40,43]。同时,生物炭能够提高土壤阳离子交 换量,增强对Fe3+、Al3+和Ca2+等离子的吸附作用,降低 了土壤中磷被固定的风险[55-56]。这可能是导致土壤 氮磷比升高的主要原因。Venterink等[57]研究发现,土 壤氮磷比小于14.5时是氮素受限位点。本研究水稻 生长期内,土壤氮磷比介于0.15~1.80之间,说明氮素 是该区域作物生长的主要限制性养分。李如忠等[58] 和秦伯强等[59]报道指出,当水体中氮磷比处于10:1~ 25:1之间时,藻类易呈"爆发性"增长。富氮型(TN/ TP>25)和富磷型(TN/TP<10)水体均不利于藻类繁 殖。生物炭的添加对于田间水氮磷比的影响不一,水 稻生长后期,配施生物炭的处理田间水中氮磷比略有 增加,有利于水稻对氮磷的吸收。重点关注的稻田排 水期(6月5日左右),此时,田面水中氮磷含量较高, 而田面水氮磷比介于3.27~10.16之间(富磷型水体), 说明农田退水氮磷比不利于周边水体中藻类繁殖。

4 结论

- (1)无机肥减量配施生物炭可提高土壤对NH=N、 NO3-N、TN和TP的滞留能力以及土壤脲酶和磷酸酶 的活性。相对单施无机肥 N₁+B₀处理而言, 配施生物 炭 N₂+B₅、N₃+B₁₀和 N₀+B₂₀处理土壤 TN 和 TP浓度分别 提高了11.1%、33.3%、11.1%和40.0%、40.0%、40.0%; 脲酶和磷酸酶活性分别提高了25.0%、30.0%、10.0% 和 9.7%、18.3%、15.9%。
- (2)施肥初期,配施生物炭处理可提高土壤氮磷 比,促进水稻生长:水稻成熟期,配施生物炭处理田面 水氮磷比显著高于单施无机肥处理,能够持续地给水

稻提供营养。

(3) 就生态效益而言,N₃+B₁₀处理是较适合东北 黑土区水田的施肥方式。相对常规施肥而言,该施肥 方式下(磷酸氢二铵416 kg·hm⁻²+生物炭10000 kg· hm⁻²),水田面源污染物NO3-N、NH4-N、TN和TP的输 出负荷分别降低了29.6%、48.1%、49.7%和50.0%。

参考文献:

- [1] 凌天孝, 于晓娜, 李志鹏, 等. 生物炭与化肥配施对土壤特性及烤 烟品质和经济性状的影响[J]. 土壤通报, 2016, 47(6):1425-1432. LING Tian-xiao, YU Xiao-na, LI Zhi-peng, et al. Effects of combined application of biochar and chemical fertilizers on soil properties, fluecured tobacco quality and economic traits[J]. Soil Bulletin, 2016, 47 (6):1425-1432.
- [2] 聂新星, 李志国, 张润花, 等. 生物炭及其与化肥配施对灰潮土土 壤理化性质、微生物数量和冬小麦产量的影响[J]. 中国农学通报, 2016, 32(9):27-32. NIE Xin-xing, LI Zhi-guo, ZHANG Run-hua, et al. Effects of biochar

and its combination with chemical fertilizers on soil physicochemical properties, microorganisms, and winter wheat yield in fluvo-aquic soil [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2016, 32(9):27-32.

- [3] 陈心想, 何绪生, 耿增超, 等. 生物炭对不同土壤化学性质、小麦和 糜子产量的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(20):6534-6542. CHEN Xin-xiang, HE Xu-sheng, GENG Zeng-chao, et al. Effects of biochar on soil chemical properties, wheat yield and seed production [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(20):6534-6542.
- [4] 袁晶晶, 同延安, 卢绍辉, 等. 生物炭与氮肥配施对枣园土壤培肥 效应的综合评价[J]. 农业工程学报, 2018, 34(1):134-140. YUAN Jing-jing, TONG Yan-an, LU Shao-hui, et al. Comprehensive evaluation of fertilizing effects of biochar and nitrogen fertilizer on soil in jujube orchard[J]. Transactions of the CSAE, 2018, 34(1):134-140.
- [5] Chintala R, Schumacher T E, McDonald L M, et al. Phosphorus sorption and availability from biochars and soil/ biochar mixtures[J]. Clean Soil Air Water, 2014, 42(5):626-634.
- [6] 王洪媛, 盖霞普, 翟丽梅, 等. 生物炭对土壤氮循环的影响研究进 展[J]. 生态学报, 2016, 36(19):5998-6011. WANG Hong-yuan, GAI Xia-pu, ZHAI Li-mei, et al. Research progress on the effect of biochar on soil nitrogen circulation[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(19):5998-6011.
- [7] Villagra-Mendoza K, Horn R. Effect of biochar addition on hydraulic functions of two textural soils[J]. Geoderma, 2018, 326:88-95.
- [8] 陈温福, 张伟明, 孟 军. 生物炭与农业环境研究回顾与展望[J]. 农 业环境科学学报, 2014, 33(5):821-828. CHEN Wen-fu, ZHANG Wei-ming, MENG Jun. Review and prospect of biochar and agricultural environment research[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(5):821-828.
- [9] 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 Yu, XU Gang, LÜ Ying-chun, et al. Research progress on the effect of biochar on soil physicochemical properties[J]. Earth Science

Progress, 2014, 29(1):68-79.

420

- [10] Sohi S P, Krull E, Lopez C E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. *Advances in Agronomy*, 2010, 105:47–82.
- [11] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation Adaptation Strategy for Global Change*, 2006, 11(2):395-419.
- [12] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4):1224–1235.
- [13] Steiner C, Teixeira W G, Lehmann J, et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central amazonian upland soil[J]. *Plant and Soil*, 2007, 291(1/2):275-290.
- [14] Rondon M A, Lehmann J, Ramirez J, et al. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with biochar additions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43(6):699–708.
- [15] Spokas K A, Novak J M, Venterea R T. Biochar's role as an alternative N-fertilizer: Ammonia capture[J]. Plant and Soil, 2012, 350; 35–42.
- [16] Angst T E, Sohi S P. Establishing release dynamics for plant nutrients from biochar[J]. *Geb Bioenergy*, 2012, 5(2):221–226.
- [17] Brodowski S, John B, Flessa H, et al. Aggregate-occluded black carbon in soil[J]. European Journal of Soil Science, 2006, 57 (4): 539– 546.
- [18] 黄 剑, 张庆忠, 杜章留, 等. 施用生物炭对农田生态系统影响的研究进展[J]. 中国农业气象, 2012, 33(2):232-239. HUANG Jian, ZHANG Qing-zhong, DU Zhang-liu, et al. Research progress of effects of applying biochar on farmland ecosystem[J]. China Agricultural Meteorology, 2012, 33(2):232-239.
- [19] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns[J]. Water, Air & Soil Pollut, 2010, 213(1/4):47-55
- [20] Laird D, Fleming P, Wang B Q, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil[J]. Geoderma, 2010, 58 (3/4):436-442.
- [21] Mizuta K, Matsumoto T, Hatate Y, et al. Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 5(3):255-257
- [22] Zeng Z, Zhang S D, Li T Q, et al. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants[J]. *Journal of Zhejiang University Science B*, 2013, 4(12): 1152–1161.
- [23] Solaiman Z M, Lackwell P, Bbott L K, et al. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal root colonisation, growth and nutrition of wheat[J]. Australian Journal of Soil Research, 2010, 48(6/ 7):546-554.
- [24] 冯 柯, 田晓燕, 王莉霞, 等. 化肥配施生物炭对稻田田面水氮磷流失风险影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):329-335. FENG Ke, TIAN Xiao-yan, WANG Li-xia, et al. Effects of chemical fertilizer and biochar on the loss of nitrogen and phosphorus in paddy field surface water[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35 (2):329-335.

- [25] 张晓霞, 吕书记. 土壤中全氮的测定—修正凯氏法[J]. 农业与技术, 2018, 38(9):13-14.
 - ZHANG Xiao-xia, LÜ Shu-ji. Determination of total nitrogen in soil-modified Kjeldahl method[J]. *Agriculture and Technology*, 2018, 38 (9):13-14.
- [26] 宋 歌,孙 波,教剑英. 测定土壤硝态氮的紫外分光光度法与其他方法的比较[J]. 土壤学报, 2007, 44(2):288-293. SONG Ge, SUN Bo, JIAO Jian-ying. Determination of nitrate nitrogen in soil by ultraviolet spectrophotometry and comparison with other methods[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(2):288-293.
- [27] 邓伟兴. 总氮总磷消解方法的改进: 烘箱消解法[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(3):9-11.

 DENG Wei-xing. Improvement of total nitrogen and total phosphorus digestion method: Oven digestion[J]. Comprehensive Utilization of Resources in China, 2018, 36(3):9-11.
- [28] 白秀玲, 马建华, 孙艳丽, 等. 开封城市土壤磷素组成特征及流失风险[J]. 环境科学, 2018, 39(2):909-915.

 BAI Xiu-ling, MA Jian-hua, SUN Yan-li, et al. Soil phosphorus composition and loss risk in Kaifeng city[J]. Environmental Science, 2018, 39(2):909-915.
- [29] 丰 骁, 段建平, 蒲小鹏, 等. 土壤脲酶活性两种测定方法的比较 [J]. 草原与草坪, 2008, 127(2):70-72.
 FENG Xiao, DUAN Jian-ping, PU Xiao-peng, et al. Comparison of two measurement methods for soil urease activity[J]. Grassland and Lawn, 2008, 127(2):70-72.
- [30] 石春芳, 王志勇, 冷小云, 等. 土壤磷酸酶活性测定方法的改进[J]. 实验技术与管理, 2016, 33(7):48-49, 54.
 SHI Chun-fang, WANG Zhi-yong, LENG Xiao-yun, et al. Improvement of determination method of soil phosphatase activity[J]. Experimental Technology and Management, 2016, 33(7):48-49, 54.
- [31] 祝 惠, 阎百兴. 三江平原水田氮的侧渗输出研究[J]. 环境科学, 2011, 32(1):108-112.

 ZHU Hui, YAN Bai-xing. Study on nitrogen lateral infiltration of paddy fields in Sanjiang plain[J]. Environmental Science, 2011, 32(1): 108-112.
- [32] Gao J. Dynamic effects of PAEs on soil urease and phosphatase[J]. *Agricultural Science & Technology*, 2010, 11(2):189–192.
- [33] 刘淑英. 不同施肥对西北半干旱区土壤脲酶和土壤氮素的影响及其相关性[J]. 水土保持学报, 2010, 24(1):219-223.

 LIU Shu-ying. Effects of different fertilization on soil urease and soil nitrogen in northwest semiarid region and their correlation[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2010, 24(1):219-223.
- [34] Keiluweit M, Nico P S, Johnson M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon(biochar)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4):1247-1253.
- [35] 褚 军, 薛建辉, 金梅娟, 等. 生物炭对农业面源污染氮、磷流失的影响研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(4):409-415. CHU Jun, XUE Jian-hui, JIN Mei-juan, et al. Research progress on the effect of biochar on nitrogen and phosphorus loss from agricultural non-point source pollution[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014, 30(4):409-415.
- [36] 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 Wen-fu, ZHANG Wei-ming, MENG Jun. Research progress and prospect of agricultural biochar[J]. *Chinese Agricultural Sciences*, 2013, 46(16):3324-3333.
- [37] Wen B, Li R, Zhang S, et al. Immobilization of pentachlorophenol in soil using carbonaceous material amendments[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(3):968–974.
- [38] 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.
- [39] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Using poultry litter biochars as soil amendments[J]. Australian Journal of Soil Research, 2008, 46(5):437-444.
- [40] Steiner C, Glaser B, Teixeira W G, et al. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central amazonian ferralsol amended with compost and charcoal[J]. Z Pflanzenernähr Bodenk, 2008, 171 (6):893-899.
- [41] Marx M C, Wood M, Jarvis S C. A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(12):1633-1640.
- [42] Andreoni V, Cavalca L, Rao M A, et al. Bacterial communities and enzyme activities of PAHs polluted soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 57 (5):401-412.
- [43] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment[J]. Soil Research, 2008, 45(8): 629–634.
- [44] Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, et al. Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350 °C or 700 °C, in a silty-clay loam soil of high and low pH[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2013, 57:513-523.
- [45] Farrell M, Kuhn T K, Macdonald L M, et al. Microbial utilisation of biochar-derived carbon[J]. Science of the Total Environment, 2013, 465:288-297.
- [46] Liu Y, Zhu Z Q, He X S, et al. Mechanisms of rice straw biochar effects on phosphorus sorption characteristics of acid upland red soils [J]. *Chemosphere*, 2018, 207;267–277.
- [47] Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(6):1301–1310.
- [48] 黄 剑. 生物炭对土壤微生物量及土壤酶的影响研究[D]. 北京:中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 2012. HUANG Jian. Study on effect of biochar on soil microbial biomass and soil enzymes[D]. Beijing: Institute of Agricultural Environment and Sustainable Development, Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2012.
- [49] 周震峰, 王建超, 饶潇潇. 添加生物炭对土壤酶活性的影响[J]. 江西农业学报, 2015, 27(6):110-112.

 ZHOU Zhen-feng, WANG Jian-chao, RAO Xiao-xiao. Effect of biochar addition on soil enzyme activities[J]. Jiangxi Journal of Agricultural Sciences, 2015, 27(6):110-112.

- [50] 张伟明, 孟 军, 王嘉宇, 等. 生物炭对水稻根系形态与生理特性 及产量的影响[J]. 作物学报, 2013, 39(8):1445-1451. ZHANG Wei-ming, MENG Jun, WANG Jia-yu, et al. Effect of biochar on root morphology, physiological characteristics and yield of rice[J]. Crops, 2013, 39(8):1445-1451.
- [51] 贾国梅, 牛俊涛, 何 立. 三峡库区不同植被对土壤碳氮磷生态 化学计量学特征的影响[J]. 湖北农业科学, 2016, 55(14): 3566-3568, 3573.
 - JIA Guo-mei, NIU Jun-tao, HE Li. Effects of different vegetation on soil eco-chemical chemometrics in the Three Gorges Reservoir area [J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2016, 55(14):3566–3568, 3573.
- [52] 李建平, 吴立波, 戴永康, 等. 不同氮磷比对淡水藻类生长的影响及水环境因子的变化[J]. 生态环境, 2007, 16(2):342-346.

 LI Jian-ping, WU Li-bo, DAI Yong-kang, et al. Effects of different ratio of nitrogen to phosphorus on growth of freshwater algae and changes of water environment factors[J]. *Ecosystem*, 2007, 16(2): 342-346.
- [53] 江叶枫, 叶英聪, 郭 熙, 等. 江西省耕地土壤氮磷生态化学计量空间变异特征及其影响因素[J]. 土壤学报, 2017, 54(6): 1527–1539.

 JIANG Ye-feng, YE Ying-cong, GUO Xi, et al. Spatial variability and its influencing factors of eco-measurement of nitrogen and phosphorus in arable land soil in Jiangxi Province[J]. Acta Pedologica Si-
- [54] 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 Rui-feng, ZHAO Li-xin, SHEN Yu-jun, et al. Bio-char preparation and its effect on physical and chemical properties of soil [J]. China Agricultural Technology Review, 2015, 17(2):126-133.

nica, 2017, 54(6):1527-1539.

- [55] Gundale M J, DeLuca T H. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of Koeleria macrantha in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem[J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 43 (3): 303–311.
- [56] Ezawa T, Yamamoto K, Yoshida S. Enhancement of the effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi by inorganic soil amendments[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2002, 48(6):897-900.
- [57] Venterink H O, van der Vliet R E, Wassen M J. Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows[J]. *Plant and Soil*, 2001, 234:171-179.
- [58]李如忠, 刘科峰, 钱 靖, 等. 合肥市区典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J]. 环境科学, 2014, 35(5):1718-1726. LI Ru-zhong, LIU Ke-feng, QIAN Jing, et al. Nitrogen and phosphorus pollution characteristics and eutrophication assessment of typical landscape waters in Hefei City[J]. Environmental Science, 2014, 35 (5):1718-1726.
- [59] 秦伯强, 杨柳燕, 陈非洲, 等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用[J]. 科学通报, 2006, 51(16):1857-1866.

 QIN Bo-qiang, YANG Liu-yan, CHEN Fei-zhou, et al. Lake eutrophication mechanism and control technology and its application[J].

 Chinese Science Bulletin, 2006, 51(16):1857-1866.