

生物炭对灌淤土氮素流失及水稻产量的影响

张爱平¹, 刘汝亮², 高 霁¹, 张晴雯¹, 肖建南¹, 陈 哲¹, 杨世琦¹, 惠锦卓¹, 杨正礼^{1*}

(1. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所农业部农业环境重点实验室, 农业清洁流域创新团队, 北京 100081; 2. 宁夏农林科学院, 银川 750000)

摘要: 针对宁夏引黄灌区氮素流失严重的现状, 通过大田试验研究生物炭施于灌淤土对水稻产量、水稻生育期内氮素运移特征及氮素流失量的影响。在常规施肥条件下设置高量炭(C3N300; 9000 kg·hm⁻²); 中量炭(C2N300; 6750 kg·hm⁻²); 低量炭(C1N300; 4500 kg·hm⁻²)和不施炭(CON300; 0 kg·hm⁻²)4个处理。研究表明, 生物炭和氮肥配合施用, 对稻田田面水和渗漏水中氮素动态有一定影响, 表现为总氮(TN)和硝态氮(NO₃-N)浓度随生物炭用量增加而降低, 铵态氮(NH₄⁺-N)浓度升高; 在对各层土壤氮素动态的影响上, 表现为20 cm处渗漏水中氮素浓度受生物炭用量影响明显, 但100 cm处氮素浓度受影响较小。对水稻生育期内氮素径流损失的影响表现为随生物炭施用量增加, 田面水TN和NO₃-N径流流失风险下降, 但NH₄⁺-N径流流失风险增加; 本研究条件下添加生物炭对NO₃-N和NH₄⁺-N淋失没有表现出影响, TN淋失表现为随生物炭用量增加而降低, 其中TN淋失量最小的是C3N300处理, 整个生育期内淋失量为26.28 kg·hm⁻², 与常规施肥处理CON300相比, 减少9.45%。另外, 添加生物炭增加水稻穗粒数和穗数, 使水稻理论产量显著增加15.3%~44.9%, 其中C3N300产量显著高于其他处理($P < 0.05$)。生物炭用于灌淤土对水稻产量有促进作用, 对降低稻田氮素淋失也表现出积极效果。

关键词: 生物炭; 灌淤土; 氮淋失; 水稻产量; 宁夏引黄灌区

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2014)12-2395-09 doi:10.11654/jaes.2014.12.017

Effects of Biochar on Nitrogen Losses and Rice Yield in Anthropogenic-alluvial Soil Irrigated with Yellow River Water

ZHANG Ai-ping¹, LIU Ru-liang², GAO Ji¹, ZHANG Qing-wen¹, XIAO Jian-nan¹, CHEN Zhe¹, YANG Shi-qi¹, HUI Jin-zhuo¹, YANG Zheng-li^{1*}

(1. Institute of Agro-Environment and Sustainable Development, CAAS/Key Laboratory of Agro-Environment and Climate Change, China Ministry of Agriculture, Beijing 10081, China; 2. Ningxia Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Yinchuan 750000, China)

Abstract: Application of high rates of nitrogen (N) fertilizer and flooded irrigation in rice production often result in N leaching and low N use efficiency of fertilizers in Ningxia Irrigation Region in the upper reaches of the Yellow River. Reducing N leaching and improving N fertilizer use efficiency are important for sustainable and high yield rice production and water quality. In this study, a field experiment was conducted to evaluate the effects of different rates of biochar on rice yield and nitrogen leaching in an anthropogenic-alluvial soil at the upper reaches of the Yellow River basin in Northwest China. Three biochar rates with routine N rate (300 kg·hm⁻²) including C3N300 (high rate of biochar, 9000 kg·hm⁻²); C2N300 (Middle rate of biochar, 6750 kg·hm⁻²) and C1N300 (low rate of biochar, 4500 kg·hm⁻²) and a null treatment (CON300, no application of biochar) were set. Field lysimeters were used to quantify drainage amount during the rice growing season by an undisturbed sampling technique. The results showed that biochar amendment decreased the concentrations of both TN and NO₃-N but increased ammonium N concentrations in the water layer and leaching water in anthropogenic-alluvial soil. Effects of biochar amendments on N leaching in soil profiles were greatest at 20 cm depth, but little at 100 cm. During rice growing season, the run-off loss of TN and NO₃-N decreased while that of NH₄⁺-N increased with increasing biochar rates. Amendment of biochar decreased TN leaching by 9.45% at C3N300, compared with CON300 treatment. Biochar amendments significantly increased rice yield by 15.3%~44.9% over the control through increased spikelets per panicle and panicle number per hectare. The rate of biochar was positively correlated with rice yield ($r = 0.962^*$, $P < 0.05$). Our study reveals that biochar can positively increase rice yield while reducing nitrogen leaching in the rice fields.

Keywords: biochar; anthropogenic-alluvial soil; nitrogen leaching; rice yield; Ningxia irrigation region

收稿日期: 2014-06-16

基金项目: 中央公益型科研院所基本科研业务费专项资金(BSRF201306); 农业清洁流域创新基金; 宁夏科技支撑计划项目

作者简介: 张爱平(1980—), 女, 山西朔州人, 博士, 主要从事农田氮磷循环调控技术及机理研究。E-mail: apzhang0601@126.com

我国是世界上最大的氮肥消费国,氮肥用量占世界氮肥总用量的32%,其中7%的氮肥用于灌溉水稻^[1],我国生产了世界30%的大米,95%来源于灌溉水稻^[2-3]。化肥是保障粮食产量的重要手段,为了满足人口日益增长对粮食的需求,化肥用量必将不断加大^[4]。但水稻氮肥利用率较低,尤其是灌溉水稻氮肥利用率只有20%~40%^[5],表明施入的氮肥以各种渠道损失。其中随水流失是灌溉水稻氮素损失的重要途径之一,尤其是在大水漫灌的沙质土壤中,大量氮素随灌溉水排出,进入地表或浅层地下水,导致周边水体质量恶化^[6]。宁夏引黄灌区位于黄河上游,是我国西北地区最大最古老的灌区之一,灌溉面积9697 km²,其以全区34%的耕地生产70%的粮食,养活60%的人口。水稻是该地区主要种植作物之一,也是主要的水肥消耗大户。水稻种植中,氮肥用量高达300 kg·hm⁻²。由于宁夏年均降雨量只有180~220 mm,水稻生产主要靠引黄灌溉,在水稻整个生育期灌溉量高达1400~1600 m³·hm⁻²,同时习惯于施肥后大水漫灌,导致大量氮素随水流失。围绕如何降低该地区氮素流失,国内相关学者做了大量工作^[7-9],这些措施都起到了积极作用,但目前宁夏灌区施肥量仍以每年6%的速度增长,过量施肥导致的土壤板结等问题也逐渐呈现^[10]。因此,探索在“用地”同时可以“养地”的调控途径以提高氮素利用率是满足日益增长的粮食需求和保护环境的关键所在。

近年来,有关生物炭与土壤质地改善的研究成为热点。生物炭是生物有机材料(生物质)在缺氧或低氧环境中经热裂解后的固体产物,通过将生物炭和氮肥配施可以改变氮元素在土壤中的循环^[11-12]。国内外围绕生物炭对氮素流失的影响已开展不少研究,但这些研究更多是实验室土柱淋洗或是盆栽试验的短期研究结果,关于生物炭应用于集约化农田对氮素迁移转化及流失影响的试验研究很少,同时大多数研究表明生物炭对氮素流失的影响与土壤类型有很大关系^[13-14]。灌淤土是我国一种特殊的土壤类型,它是在人为引用含泥沙的水灌溉落淤与耕种施肥交替作用下形成,有着特殊的成土过程,目前尚未有生物炭对灌淤土氮素迁移特征及流失情况影响的相关报道。宁夏灌区是灌淤土主要分布地区之一,水稻是该地区主要作物,本文选择宁夏引黄灌区具有代表性的集约化水稻田为对象,研究在当地常规施肥条件下添加不同用量生物炭对灌淤土水稻产量、水稻生育季内氮素迁移特征及流失情况的影响,旨在为控制灌区氮素流失提

供参考途径。

1 材料与方法

1.1 试验区介绍

试验于2013年在宁夏引黄灌区叶升镇正鑫源现代农业公司试验田(106°11'35" E, 38°07'26" N)进行,该区属温带大陆性半干旱气候,年均降水量192.9 mm,年蒸发量1762.9 mm,年无霜期163 d,年均积温3866.3 °C。土壤类型为灌淤土,耕层厚度约为20 cm,土壤肥力中等偏上,表层土壤盐分含量和土壤pH值均较高。水稻是该区域主要种植作物之一,化肥投入水平为300 kg·hm⁻²。主要的种植模式为稻麦轮作,作物种植为一年一季。0~20 cm土壤有机质含量16.1 g·kg⁻¹,全量氮0.9 g·kg⁻¹,全磷0.9 g·kg⁻¹,速效氮含量62 mg·kg⁻¹,速效磷含量11.87 mg·kg⁻¹,速效钾含量112 g·kg⁻¹,pH值8.49,容重1.41 g·kg⁻¹。

试验所用生物炭以稻壳为原料,经高温(240 °C~360 °C)缺氧裂解而成,含碳量65.7%。

1.2 试验设计

试验采用随机区组设计,在当地常规施氮水平(300 kg·hm⁻²)下设置高量炭(C3N300:9000 kg·hm⁻²);中量炭(C2N300:6750 kg·hm⁻²);低量炭(C1N300:4500 kg·hm⁻²),不施炭(C0N300:0 kg·hm⁻²)4个生物炭用量,每个处理重复3次,共12个试验小区,各小区面积为65 m²。为防止试验小区之间水分侧渗和串流,各试验小区在水稻插秧前用长寿塑料膜隔离,地下埋深120 cm,田埂包高30 cm。小区设立单独的灌水口和排水口,试验灌溉水引自黄河,水稻生长期间,不人为排水,让其自然渗漏和蒸发。

选用水稻品种为宁粳43号,于5月1日育秧,5月29日插秧,9月29日收获。所用氮肥为尿素(N,46%),磷肥为重过磷酸钙(P₂O₅,46%),钾肥为氯化钾(K₂O,60%)。氮肥分为3次施入土壤,50%插秧前同生物炭和磷钾肥作为基肥一同施入、6月8日(秧苗期肥,30%)和6月23日(拔节期肥,20%)各追肥1次,追肥方法为先灌水,等田面水稳定后,撒施在地表面,属根外追肥。水稻生长季(从泡田至收获)共灌水18次,灌溉量为1450 mm。基肥和生物炭粉均匀撒施后旋耕,旋耕深度15~20 cm。试验地的其余农作管理措施与当地常规管理措施同步。

1.3 样品采集及测定

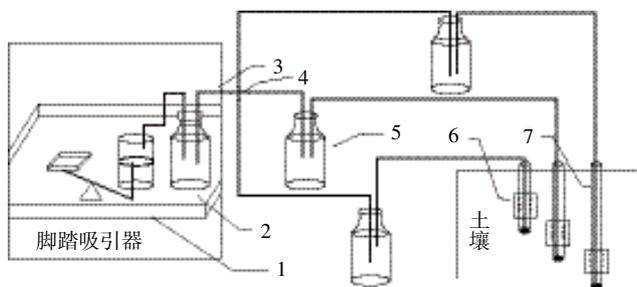
1.3.1 水样采集

采样频率:在施肥后的1、3、5、7 d后以间隔10 d

的频次采集水样,整个生育期取水样共计15次。

田面水采集方法:用注射器(不扰动土层),随机小心抽取小区内5处中上层田面水,注入塑料瓶。

淋溶水采集方法:采用已经获得专利的土壤溶液提取仪(图1)采集,小区内打入长度为70、110、150 cm的PVC管,其地上部分均为30 cm。以70 cm的管子为例,在40~50 cm处打孔,用尼龙纱网将开孔处包紧,用铁丝扎好,防止土壤将孔堵塞,底部20 cm(底部用塞子密封)用来收集土壤渗滤液,作为20 cm土层处的土壤渗滤液。每次取样时利用脚踏吸引器抽取20、60、100 cm处的渗滤液,具体方法是将PE气动管提前插入PVC管底部,与脚踏吸引器相连接,人为连续脚踏踏板产生负压,收集PVC管里储存的淋溶液。水样采集后尽量于24 h之内测定,若不能及时测定,则暂时置于-20℃冰箱中保存。



1.脚踏吸引器;2.缓冲瓶(5 L);3.四通PE气动阀;
4.口径6 mm PE气动管;5.缓冲瓶(0.5 L);6.无纺布;
7.口径50 mm PVC塑料管

图1 渗漏水取样装置

Figure 1 Device for sampling soil leachate water

渗滤量测定:渗滤量的测定采用蒸渗仪(图2)。蒸渗仪的安装参考我国水利行业标准灌溉试验规范^[15]。蒸渗仪面积1 m²,水稻插秧前埋入试验小区,埋深100 cm,地上部分30 cm,蒸渗仪里按照原状土层回填,土壤高度和大田保持相同,插秧时蒸渗仪里按照大田水稻种植密度种植水稻,所有农事操作同大田。

通过监测探头获取渗滤桶内外壁不同的水位,然后经单片机做减法得到水位差,计算渗滤量,相关监测数据会保存到存储器中。初次田间观测时记录渗滤桶内壁水位值为a1,渗滤桶外壁水位为A1,下一次观测时记录渗滤桶内壁水位值为a2,渗滤桶外壁水位为A2,则(A1-A2)-(a1-a2)差值即为稻田单位时间内水分渗滤量。

1.3.2 植株样采集

在水稻成熟时,每小区采用5点取样法按照对角

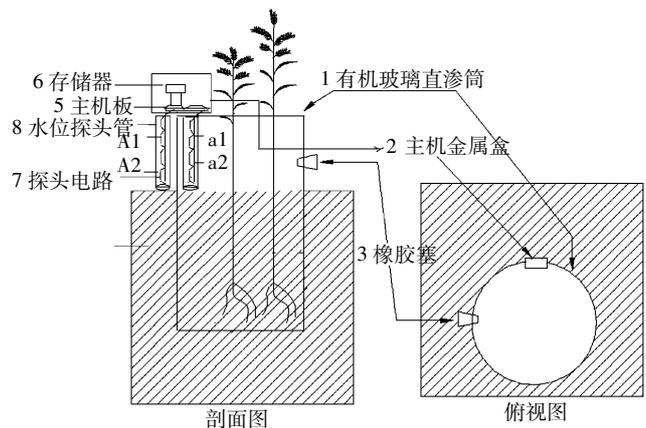


图2 渗滤量测定装置

Figure 2 Device for measuring leachate water

线采集5个1 m²的样方,之后将籽粒和秸秆部位分开,于烘箱内70℃杀青20 min,105℃烘干至恒重,计算水稻籽粒产量和秸秆生物量,并进一步考种,测定株高、穗长、穗数、穗粒数及千粒重等指标。

1.3.3 测定方法

土壤有机质采用重铬酸钾容量法-外加热法测定;土壤全磷采用硝酸、高氯酸、氢氟酸消解,钼锑抗比色法;土壤速效磷采用0.5 mol·L⁻¹碳酸氢钠提取,钼锑抗比色法;土壤速效钾采用火焰光度法;土壤全氮采用硫酸催化消解,然后硼酸吸收滴定测定;水样总氮用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法,硝态氮和铵态氮用国产FUTURA流动分析仪测定。

1.4 数据分析

$$\text{氮素渗滤量: } Q_n = C_n Q_w$$

其中: Q_n 为氮素渗滤量,kg·hm⁻²; C_n 为氮素平均浓度,kg·m⁻³; Q_w 为淋溶液体积,m³·hm⁻²[16]。

所得到的数据用Sigmaplot 12.5作图,并采用SAS软件进行统计分析,多重比较采用最小显著差异法(LSD),方差分析在 $\alpha=0.05$ 水平上进行。

2 结果分析

2.1 生物炭对稻田氮素迁移特征的影响

2.1.1 田面水

图3-a给出了4种处理下水稻生育期内田面水中NH₄⁺-N浓度的变化情况,结果显示田面水中NH₄⁺-N浓度随生物炭用量增加呈升高趋势。第1次追肥(6月8日,插秧后11 d)2 d后面面水中NH₄⁺-N出现峰值,C3N300处理田面水中NH₄⁺-N浓度最高值为8.81 mg·L⁻¹,较常规处理CON300高30.72%;第2次追肥(6月23号,插秧后26 d)后NH₄⁺-N浓度变化情况和第1

次追肥相似,亦是追肥后2 d出现最大值,C3N300处理下 NH_4^+-N 浓度最大值为 $8.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其次为C2N300,浓度最低的是C0N300,为 $5.65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。4个处理田面水中 NH_4^+-N 浓度统一表现为追肥一周内维持较高水平,以后迅速下降,插秧后40 d到收获,4个处理的田面水 NH_4^+-N 浓度均保持在 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。

田面水中 NO_3^--N 浓度在水稻整个生育期呈现多峰变化(图3-b)。不同生物炭用量对田面水中 NO_3^--N 浓度影响不同,结果显示随生物炭用量增加 NO_3^--N 浓度降低。每次施肥后3~5 d田面水中 NO_3^--N 浓度出现峰值。第1次追肥后C3N300、C2N300、C1N300和C0N300处理田面水中 NO_3^--N 浓度最大值分别为2.77、2.93、3.07和 $3.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;第2次追肥表现出和第1次追肥相同的趋势,浓度最高的为C0N300处

理,为 $1.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,比施炭量最高的C3N300处理增加43.7%。之后随水稻生育期的延长田面水中 NO_3^--N 浓度逐渐下降,在插秧后50 d左右和70 d左右出现小幅回升,前者可能是由于进行田间除草和打药等农事操作,对试验小区表层土壤产生扰动,造成田面水中 NO_3^--N 浓度反弹,后者可能是由于8月上旬大约一周时间的晒田所致,晒田过程硝化作用加强, NO_3^--N 含量增加,之后重新灌水引起 NO_3^--N 浓度上升。

田面水中TN的动态变化趋势跟 NH_4^+-N 相似(图3-c)。4个生物炭处理下,C3N300处理田面水TN浓度在水稻生育期内最低,其次为C2N300,最高的是C0N300处理。这表明施用生物炭可以降低田面水中TN浓度,并且随生物炭用量的增加降低趋势愈加明显。在水稻整个生育期,TN浓度共出现2次大的峰值,范围在 $41.29\sim 103.43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,都是施肥后第1 d达到峰值,之后随着水稻吸收和各种途径的损失逐渐下降,一周之后基本回到施肥前水平。

2.1.2 直渗水

不同土层渗漏水中 NH_4^+-N 浓度变化规律如图4。结果表明4种处理下土壤各层渗漏水中 NH_4^+-N 浓度变化规律相似,都表现为20 cm处 NH_4^+-N 浓度受施肥影响较为剧烈,与田面水中 NH_4^+-N 浓度变化趋势基本一致,在施肥后第2~4 d时达到峰值,且不同处理出现峰值的时间一致;60 cm处 NH_4^+-N 浓度伴随两次施肥也出现了峰值,但峰值远小于20 cm处,只有20 cm处的10%。这可能是因为 NH_4^+-N 本身不易向下迁移,且随水流运动需要一段时间才能达到较深层次土壤,同时土壤对铵根离子还具有吸附作用。100 cm处 NH_4^+-N 浓度已经非常小,大体上呈现逐渐升高的趋势,主要由于上层 NH_4^+-N 需要一定时间才能被淋洗到较深土层,且深层土体一般处于饱和和厌氧条件,硝化作用较弱,导致 NH_4^+-N 持续累积,同时 NH_4^+-N 浓度没有随两次追肥出现明显峰值,基本不受施肥影响。

不同处理各土层渗漏水中 NO_3^--N 浓度变化趋势基本一致(图5),整体表现为随水稻生育期逐渐下降,最大浓度都出现在第1次采样中。20 cm处 NO_3^--N 浓度受施肥影响明显,在水稻移栽后10 d内急剧下降,之后一直维持在较低水平,伴随两次施肥,都有较小的峰值出现。60 cm处 NO_3^--N 浓度变化趋势与20 cm处 NO_3^--N 浓度变化规律基本相似,但是前期的下降速度有所减缓,淋洗到较为稳定的低浓度所用时间长于20 cm处,大约在水稻移栽后第20 d。100 cm处

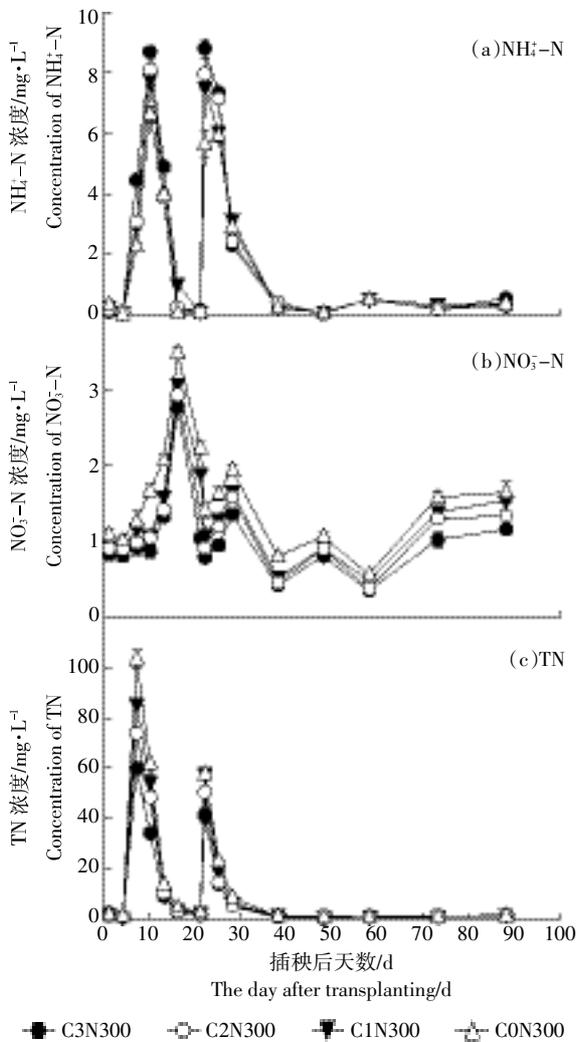


图3 4种处理下稻田田面水 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 及TN浓度在水稻生长季内的变化

Figure 3 Variations of NH_4^+-N , NO_3^--N and TN concentrations in surface water during rice growing stage under four treatments

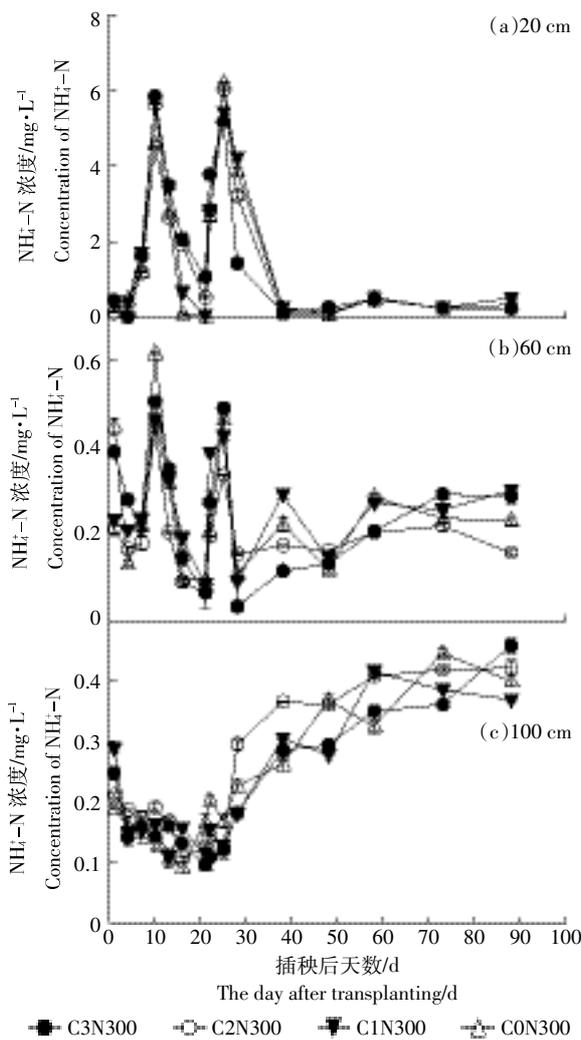


图4 4种处理下水稻田20 cm、60 cm和100 cm深度直渗水NH₄⁺-N浓度变化

Figure 4 Variations of NH₄⁺-N concentrations in leachate water at 20 cm, 60 cm and 100 cm depth under four treatments

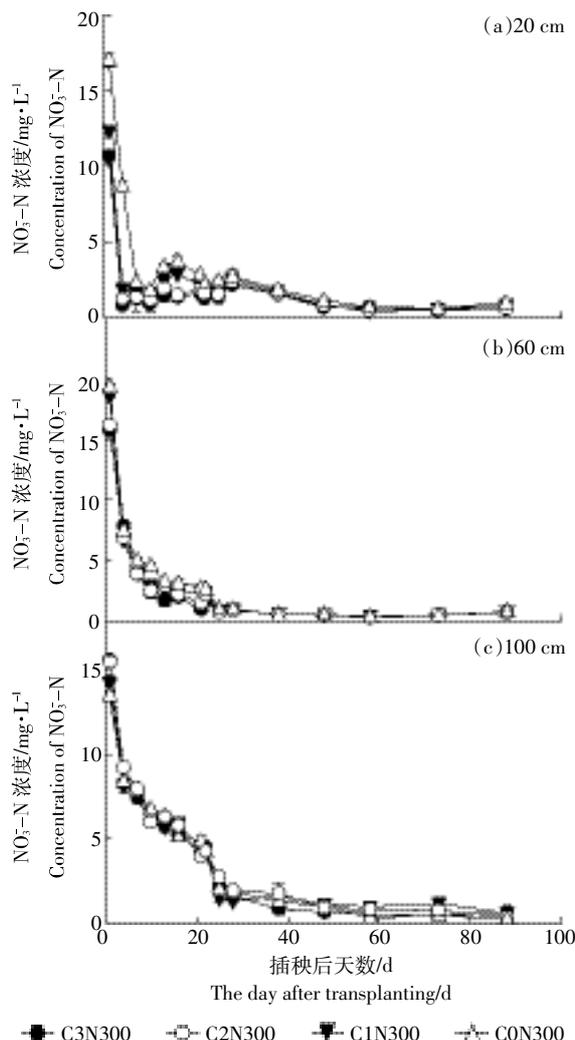


图5 4种处理下水稻田20 cm、60 cm和100 cm深度直渗水NO₃⁻-N浓度变化

Figure 5 Variations of NO₃⁻-N concentrations in leachate water at 20 cm, 60 cm and 100 cm depth under four treatments

NO₃⁻-N浓度变化非常平缓,这是由于上层土体NO₃⁻-N迁移到较深土层需要一定时间,一直到40 d后才达到较低浓度。在水稻整个生育期各处理100 cm处NO₃⁻-N最大浓度在13.55~15.64 mg·L⁻¹之间,已高于10 mg·L⁻¹的安全标准。

添加生物炭可以降低渗漏水中TN浓度,并随生物炭用量增加,降低趋势增加(图6)。4种处理下水稻田各土层渗漏水TN浓度变化趋势基本一致,20 cm处TN浓度在追肥后第2~4 d达到峰值,且4个处理出现峰值的时间一致,C0N300浓度最高,为39.86 mg·L⁻¹,其次是C1N300处理,为33.45 mg·L⁻¹,最低的是C3N300处理,为18.89 mg·L⁻¹。60 cm和100 cm处TN浓度大致呈现逐渐降低的趋势:60 cm处TN浓度伴

随两次施肥也出现了峰值,但是其峰值远小于20 cm处峰值,100 cm处TN浓度没有随两次追肥出现明显波峰,其浓度变化基本不受施肥影响。

2.2 生物炭对稻田总氮淋失量影响

迁移到100 cm以下的氮素基本难以被水稻利用,因此用100 cm处渗漏水中氮素浓度与该处的渗漏水体积相乘计算水稻生育期内氮素淋失量。各处理水稻生育期内TN淋失量如表1所示,淋失量最大的为C0N300处理,水稻整个生育季内淋失量为29.02 kg·hm⁻²,其次为C1N300处理,淋失量最小的是C3N300处理,水稻整个生育期TN淋失量较C0N300处理减少9.4%。

2.3 生物炭对水稻产量及构成因素的影响

生物炭和氮肥配施,对宁夏灌区水稻产量有促进

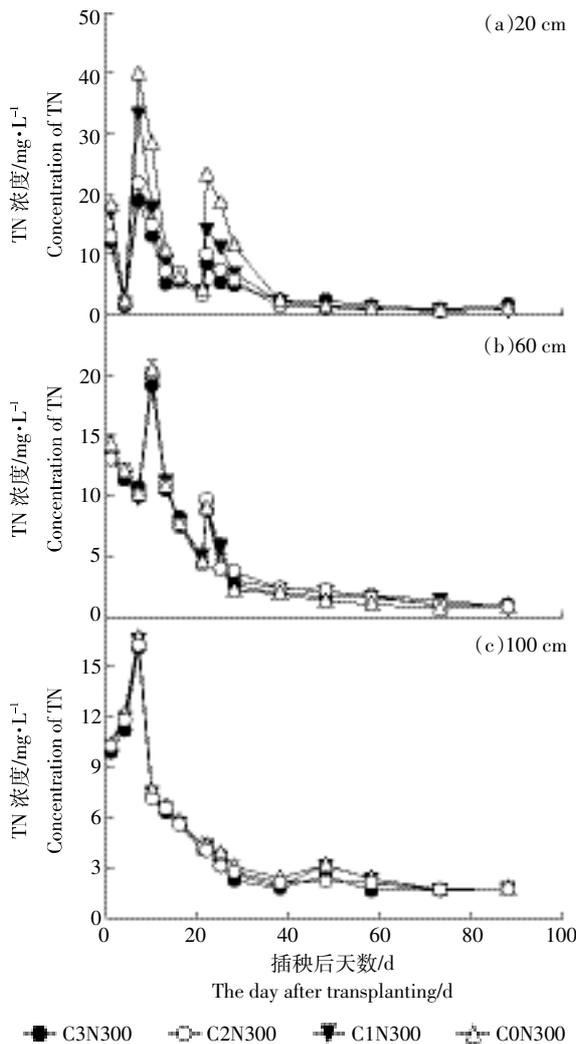


图6 4种处理下水稻田20 cm、60 cm和100 cm深度直渗水TN浓度变化

Figure 6 Variations of TN concentrations in leachate water at 20 cm, 60 cm and 100 cm depth under four treatments

作用。水稻收获后各处理产量及其构成因素如表2所示。水稻籽粒产量随生物炭用量增加而增高,产量最高的是C3N300处理,为 $10\,524.81\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,较

C0N300处理提高44.89%。其次是C2N300处理,较C0N300处理提高23.28%,C1N300处理和C0N300相比,增产率亦达到15.26%。对水稻产量和生物炭用量进一步分析表明,在施加氮肥条件下水稻产量的高低与生物炭添加量的多少有显著正相关关系($r=0.962$, $P=0.038$, $n=12$)。同时研究结果表明添加生物炭可以促进水稻生长,本试验条件下,水稻株高随生物炭用量增加而增高,穗数及穗粒数亦表现为随生物炭用量增多而增加的趋势,最高量生物炭处理C3N300与其他处理差异显著,但其余处理之间差异不显著($P<0.05$)。

3 讨论

氮肥施入农田后经各种途径损失,地表径流和渗漏是灌溉水稻氮素损失的重要途径,二者都会对周边水体造成不良影响。田面水氮素动态变化与氮素径流损失有直接关系,本研究结果显示,田面水中 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 及TN浓度在水稻整个生育期整体都呈现下降趋势,这与易军等^[17]的研究结果相似。插秧后40 d内,氮素浓度相对较高,每次追肥都伴有峰值出现,其中 NO_3^--N 浓度较 NH_4^+-N 浓度出现峰值的时间晚,主要是因为 NO_3^--N 大部分来自于 NH_4^+-N 的硝化作用,施氮后尿素迅速水解转化为 NH_4^+-N ,之后紧接着经硝化作用逐步转化成 NO_3^--N ^[18]。田面水中 NO_3^--N 浓度随水稻生育期逐步下降,一方面是因为前期所施氮肥随水分下渗和被水稻吸收利用,导致田面水中铵态氮和总氮含量下降,硝化作用形成硝态氮的速度小于硝态氮损失的速度;另一方面由于田面水中的 NO_3^--N 会发生反硝化作用,以 N_2 、 N_2O 或 NO 的形式进入大气^[19]。因此,插秧40 d后面水中 NO_3^--N 的浓度降到较低水平。本研究结果说明水稻生育前期(插秧后40 d内)是防控氮素径流损失的关键时期,与张爱平等^[20]得出的结论一致。添加生物炭在一定程

表1 水稻生育期TN淋失量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)

Table 1 Total N leaching at different rice growing stages($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)

处理 Treatment	苗期 Seedling stage	分蘖期 Tillering stage	拔节期 Jointing stage	孕穗期 Booting stage	抽穗扬花期 Flowering stage	灌浆成熟期 grain filling stage	总量 Sum
N300	C3	6.34	11.83	1.34	2.75	1.49	26.28c
	C2	6.64	11.82	1.63	2.80	1.69	27.02b
	C1	6.67	12.25	1.51	3.63	1.79	28.38ab
	C0	6.77	12.47	1.82	3.62	1.81	29.02a

注:同列内不同字母表示差异显著($P<0.05$),下同。

Note: Data followed by the same letter within a columns are not significantly different at the significance level $P<0.05$ based on one-way analysis of variance (ANOVA). The same as below.

表2 生物炭对水稻产量及构成因素的影响

Table 2 Effects of biochar on yield and yield components of rice

处理 Treatment	株高 Plant height/cm	穗数 Panicle number per hectare/ $\times 10^6$	穗粒数 Spikelets per panicle	千粒重 1000 grain weight/g	籽粒产量 Grain yield/kg \cdot hm $^{-2}$	增产率 Ratio/%	
N300	C3	103.11a	3.58a	148.6a	19.83b	10 524.81a	44.89
	C2	99.80ab	3.28a	124.8b	21.86a	8 954.56b	23.28
	C1	95.33b	3.11a	122.9b	21.98a	8 372.31c	15.26
	C0	89.74c	3.02a	112.7b	21.20a	7 263.84d	—

度上可以降低田面水 TN 径流流失风险,并随施炭量的增加这种趋势更加明显,但统计分析各处理间不存在显著差异。这与刘玉学^[21]研究得出的添加秸秆炭或竹炭均能使稻田田面水 TN 浓度呈降低趋势,但不存在显著性差异的结论一致。宁夏引黄灌区水稻种植中习惯于大水漫灌,大量氮素随灌溉退水进入灌区水体,对水体质量产生不良影响^[22],但近年来,受灌区用水统一分配影响,稻田实行定额灌溉,很少有明显排水,本试验过程中,没有产生地表径流,因此试验期间没有径流损失。但宁夏灌区 7 月常发生高强度突发降雨,单次降雨量可达全年降雨总量的一半,因此防止水稻生育期尤其是生育前期因突发降雨造成的氮素径流损失仍不容忽视。

浅层土壤氮素动态受生物炭影响较为明显,不同处理下渗漏液中各土层氮素浓度随时间推移都表现出下降趋势。前期浓度较高主要是由于土壤残留氮素及大量施用基肥使土壤氮素含量较高,同时水稻幼苗期对氮素利用率不高,加之大量灌溉(占灌溉总量的 70%)导致土壤氮素随灌溉水大量下渗^[23-24]。但是在水稻生育后期,不再施肥只进行灌溉,这期间渗漏水中的氮素主要来源于土壤前期残留氮素,因此浓度出现下降。苗期和分蘖期是不同处理 TN 渗漏发生最主要的时期,这段时间各处理氮素渗漏损失量达总渗漏量的 65%~70%,与 Zhang 等^[25]的研究结果相符。绝大多数研究表明施用生物炭可以显著降低氮素淋失^[26-31]。Knowles 等^[32]发现,在两种粉砂壤土中施用源自污泥和木质材料的生物炭可以减少 NO₃⁻-N 淋失;Novak 等^[33]在实验室条件下研究了沙壤土中氮素淋失对生物炭的响应,结果显示生物炭可以增加氮的固定,减少硝酸盐淋失,但其效果取决于生物炭种类、用量、土壤类型及充气孔隙度等,得出类似结论的还有国内学者李文娟等^[34]和张千丰等^[35]。但也有研究显示施用生物炭对土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋失没有影响,如 Singh 等^[36]基于土柱培养试验就四种生物炭对两种土壤中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋失作用进行监测,结果

显示短期内没有减少 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋失,与本研究结果一致。本研究条件下添加生物炭对 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的淋失亦没有影响,因此结果中未详列,可能和施用生物炭时间较短有关,有待于后续进一步研究。在对 TN 淋失量的影响上,随施炭量增加下降趋势增加,其中 C3N300 处理显著低于其他处理,表明生物炭对降低灌淤土 TN 淋失有一定效果。

施用生物炭可以增加灌淤土水稻产量,这与大部分试验结果相似。张伟明等^[37]通过盆栽试验得出,添加生物炭后水稻产量增加,以每千克干土加 20 g 生物炭处理的产量增加最多,比对照提高 33.21%。刘玉学^[21]研究表明添加秸秆炭能使水稻产量显著增加,不施加尿素条件下,添加 1% 秸秆炭能使水稻产量提高 19.9%,而施加尿素条件下可提高 11.2%。Zhang 等^[38]研究认为小麦秸秆生物炭以 10 t \cdot hm $^{-2}$ 和 40 t \cdot hm $^{-2}$ 添加至稻田后,在不施加氮肥的情况下,水稻产量分别增加 12% 和 14%,而施加氮肥 300 kg \cdot hm $^{-2}$ 的情况下,水稻产量分别增加 8.8% 和 12.1%。在巴西亚马逊地区土壤中施加生物炭 11 t \cdot hm $^{-2}$,连续 2 年 4 个生长季高粱和水稻产量增加了约 75%^[39]。本研究中不同用量生物炭和氮肥配合施入灌淤土后,水稻理论产量的增幅为 10.9%~44.89%,显示生物炭添加于灌淤土对水稻产量有积极效果。但生物炭施用对作物产量的影响在不同试验条件下影响不同,张斌等^[40]在四川将生物炭连续两年施用于稻田,20 t \cdot hm $^{-2}$ 和 40 t \cdot hm $^{-2}$ 的用量均未对水稻产量产生影响。生物炭影响产量的原因可能是通过影响土壤理化性质来改善作物生长发育情况进而提高作物产量^[41-42]。生物炭施入农田后,土壤的理化性质以及微生物活动发生了变化^[43],这些变化与农田小气候共同作用影响作物产量^[44],但这些影响因素与作物产量之间的相互作用机制尚不清楚。可能是由于加入生物炭后,生物炭对氮肥的吸附固持作用较好,二者产生正协同作用,促进作物对氮素的吸收进而影响产量^[42]。另外,作物产量对生物炭施用的不同响应,还取决于生物炭种类、用量、土壤质地和作物

类型以及不同施肥管理方式^[45-46]。

4 结论

(1)施用生物炭影响灌淤土稻田田面水和渗漏水氮素动态。稻田田面水和渗漏水中 TN、NO₃-N 浓度随生物炭用量增加呈降低趋势,而 NH₄⁺-N 浓度呈升高趋势;生物炭对不同土层氮素浓度变化影响不同,不同施炭处理下 20 cm 处氮素浓度差异较为显著,60 cm 和 100 cm 处差异较小。

(2)施用生物炭可以降低稻田 TN 淋失量。本试验条件下添加生物炭对 NO₃-N 和 NH₄⁺-N 淋失没有表现出影响,但对 TN 淋失的影响表现出随生物炭用量增加而降低的趋势,TN 淋失量最少的为 C3N300 处理,整个生育期内 TN 淋失量为 26.28 kg·hm⁻²,与常规施肥处理 CON300 相比,TN 淋失量减少 9.45%。

(3)施用生物炭可以提高水稻理论产量。施用生物炭后水稻穗粒数和穗数随生物炭用量增多而增加,水稻理论产量增幅达 15.26%~44.89%。

参考文献:

- [1] Heffer P. Assessment of fertilizer use by crop at the global level;2006/07-2007/08[R]. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2009.
- [2] FAO. FAO Statistical databases[DB/OL]. Rome: Food and Agriculture Organization(FAO) of the United Nations, <http://www.fao.org>. 2004.
- [3] Maclean J L, Dawe D C, Hardy B, et al. Rice Almanac, third ed. IRRRI, Los Baños, Philippines, 2002:253.
- [4] Pingali P L, Hossain M, Gerpacio R V. Asian rice market: Demand and supply prospects, Asian RiceBowls: The returning crisis? CAB International, Wallingford, UK, and International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines, 1997:126-144.
- [5] Vlek P L G, Byrens B H. The efficacy and loss of fertilizer N in lowland rice[J]. *Fertilizer Research*, 1986, 9:131-147.
- [6] Burgos N R, Norman R J, Gealy D R, et al. Competitive N uptake between rice and weedy rice[J]. *Field Crops Research*, 2006, 99:96-105.
- [7] 刘汝亮,李友宏,张爱平,等.氮肥后移对引黄灌区水稻产量和氮素淋溶损失的影响[J].水土保持学报,2012,26(2):16-20.
LIU Ru-liang, LI You-hong, ZHANG Ai-ping, et al. Effect of postpoing N application on rice yield and N losses in yellow river irrigation area[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(2):16-20.
- [8] 张爱平,刘汝亮,杨世琦,等.基于缓释肥的侧条施肥技术对水稻产量和氮素流失的影响[J].农业环境科学学报,2012,31(3):555-562.
ZHANG Ai-ping, LIU Ru-liang, YANG Shi-qi, et al. Effect of side bar fertilization technology based on slow-release fertilizer on rice yield and nitrogen losses[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(3):555-562.
- [9] 王永生,黄剑,杨世琦.宁夏黄灌区稻秆还田对硝态氮流失量的影响[J].农业环境科学学报,2011,30(4):697-703.
WANG Yong-sheng, HUANG Jian, YANG Shi-qi. The influence of rice straw returning on the leaching losses of the nitrate nitrogen in Ningxia irrigation district, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(4):697-703.
- [10] 张晴雯,张惠,易军,等.青铜峡灌区水稻田化肥氮去向研究[J].环境科学学报,2010,30(8):1707-1714.
ZHANG Qing-wen, ZHANG Hui, YI Jun, et al. The fate of fertilizer derived nitrogen in a rice field in the Qingtongxia irrigation area[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(8):1707-1714.
- [11] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4):1218-1223.
- [12] Laird D, Fleming P, Wang B, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158(3):436-442.
- [13] 周志红,李心清,邢英,等.生物炭对土壤氮素淋失的抑制作用[J].地球与环境,2011,39(2):278-284.
ZHOU Zhi-hong, LI Xin-qing, XING Ying, et al. Inhibitory effects of biochar on soil nitrogen leaching[J]. *Earth and Environment*, 2011, 39(2):278-284.
- [14] 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.
- [15] 中华人民共和国水利行业标准 SL13—2004,灌溉试验规范[S].北京:2005.
The Peoples Republic of China. Water conservancy industry standard, SL13—2004 Irrigation test specification[S]. Beijing:2005.
- [16] Riley W J, Ortiz-Monasterio I, Matson P A. Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite, and ammonium levels under irrigated wheat in Northern Mexico[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, 61(3):222-236.
- [17] 易军,张晴雯,杨正礼.宁夏引黄灌区稻田氮素浓度变化与迁移特征[J].中国生态农业学报,2011,19(4):771-777.
YI Jun, ZHANG Qing-wen, YANG Zheng-li. Concentration change and migration characteristics of nitrogen in the paddy field of Ningxia Yellow River Irrigation Area[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(4):771-777.
- [18] Yu H, Xi B, Jiang J, et al. Environmental heterogeneity analysis, assessment of trophic state and source identification in Chaohu Lake, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(8):1331-1342.
- [19] 苏成国,尹斌,朱兆良,等.农田氮素的气态损失与大气氮湿沉降及其环境效应[J].土壤,2005,37(2):113-120.
SU Cheng-guo, YIN Bin, ZHU Zhao-liang, et al. Gaseous loss of nitrogen from fields and wet[J]. *Soils*, 2005, 37(2):113-120.
- [20] 张爱平.宁夏黄灌区稻田退水氮磷污染特征研究[D].北京:中国农业科学院,2009.
ZHANG Ai-ping. Study on the characteristics of nitrogen and phosphorus pollution in the return flow of rice paddy in Ningxia Irrigation Region [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Science, 2009.
- [21] 刘玉学.生物质炭输入对土壤氮素流失及温室气体排放特征的影响[D].杭州:浙江大学,2011.

- LIU Yu-xue, Effects of biochar on the characteristic of nitrogen loss and greenhouse gas emission from soil [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011.
- [22] 张爱平, 杨世琦, 易 军, 等. 宁夏引黄灌区水体污染现状及污染源解析[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(6): 1295-1301.
- ZHANG Ai-ping, YANG Shi-qi, YI Jun, et al. Analysis on current situation of water pollution and pollutant source in Ningxia Yellow River irrigation region[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, 18(6): 1295-1301.
- [23] Zheng X, Huang Y, Wang Y, et al. Seasonal characteristics of nitric oxide emission from a typical Chinese rice-wheat rotation during the nonwaterlogged period[J]. *Global Change Biol*, 2003, 9: 219-227.
- [24] Cao W, Hong H, Zhang Y, et al. Anthropogenic nitrogen sources and exports in a village-scale catchment in Southeast China[J]. *Environ Geochem Health*, 2006, 28: 45-51.
- [25] Zhang A P, Liu R L, Gao J, et al. Regulating N application for rice yield and sustainable eco-agro development in the upper reaches of Yellow River Basin, China[J]. *The Scientific World Journal*, 2014, [http://dx. doi. org/10. 1155/2014/239279](http://dx.doi.org/10.1155/2014/239279).
- [26] Laird D A, Fleming P, Davis D D, et al. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158(3): 443-449.
- [27] Kammann C, Ratering S, Eckhard C, et al. Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas(carbon dioxide, nitrous oxide, and methane) fluxes from soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4): 1052-1066.
- [28] Gajić A, Koch H J. *Sugar beet*(L.) growth reduction caused by hydrochar is related to nitrogen supply[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4): 1067-1075.
- [29] 花 莉, 张 成, 马宏瑞, 等. 秸秆生物质炭土地利用的环境效益研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(10): 2489-2492.
- HUA Li, ZHANG Cheng, MA Hong-rui, et al. Environmental benefits of biochar made by agricultural straw when applied to soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(10): 2489-2492.
- [30] 刘玮晶, 刘 焯, 高晓荔, 等. 外源生物质炭对土壤中铵态氮素滞留效应的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5): 962-968.
- LIU Wei-jing, LIU Ye, GAO Xiao-li, et al. Effects of biomass charcoals on retention of ammonium nitrogen in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(5): 962-968.
- [31] 邢 英, 李心清, 王 兵, 等. 生物炭对黄壤中氮淋溶影响: 室内土柱模拟[J]. 生态学报, 2011, 30(11): 2483-2488.
- XING Ying, LI Xin-qing, WANG Bing, et al. Effects of biochar on soil nitrogen leaching: A laboratory simulation test with yellow soil Column[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(11): 2483-2488.
- [32] Knowles O A, Robinson B H, Contangelo A, et al. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(17): 3206-3210.
- [33] Novak J M, Busscher W J, Watts D W, et al. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiuult[J]. *Geoderma*, 2010, 154: 281-288.
- [34] 李文娟, 颜永毫, 郑纪勇, 等. 生物炭对黄土高原不同质地土壤中NO₃-N 运移特征的影响[J]. 水土保持研究, 2013, 20(5): 60-63.
- LI Wen-juan, YAN Yong-hao, ZHENG Ji-yong, et al. Effect of biochar on the transfer of nitrate in three different soils on the loess plateau[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2013, 20(5): 60-63.
- [35] 张千丰, 元 野, 刘居东, 等. 室内模拟: 生物炭对白浆土和黑土中氮素淋溶的影响[J]. 土壤与作物, 2013, 2(2): 88-96.
- ZHANG Qian-feng, YUAN Ye, LIU Ju-dong, et al. Effects of a biochar on nitrogen leaching in an albic soil and black soil: A simulating lab experiment[J]. *Soil and Crop*, 2013, 2(2): 88-96.
- [36] 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.
- [37] 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 morphological and physiological characteristics and yield in rice[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2013, 39(8): 1445-1451.
- [38] Zhang A, Cui L, Pan G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139(4): 469-475.
- [39] 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.
- [40] 张 斌, 刘晓雨, 潘根兴, 等. 施用生物质炭后稻田土壤性质、水稻产量和痕量温室气体排放的变化[J]. 中国农业科学, 2012, 45(23): 4844-4853.
- ZHANG Bin, LIU Xiao-yu, PAN Gen-xing, et al. Changes in soil properties, yield and trace gas emission from a paddy after biochar amendment in two consecutive rice growing cycles[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(23): 4844-4853.
- [41] 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.
- [42] Asai H, Samson B K, Stephan H M, et al. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield[J]. *Field Crops Research*, 2009, 111(1): 81-84.
- [43] Sohi S P, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. *Advances in Agronomy*, 2010, 105: 47-82.
- [44] Lehmann J, Rondon M. Biochar soil management on highly weathered soils in the humid tropics[M]//Biological Approaches to Sustainable Soil Systems. CRC Press, Boca Raton, FL, 2006: 517-530.
- [45] Yamato M, Okimori Y, Wibowo I F, et al. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2006, 52(4): 489-495.
- [46] 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.