

氮负载生物炭对干湿交替稻田水土生态环境的调控效应

杨依¹, 焦艳婷¹, 王延智¹, 夏桂敏¹, 陈涛涛¹, 吴奇¹, 迟道才¹, 史鸿儒²

(1.沈阳农业大学水利学院, 沈阳 110866; 2.辽宁省农业发展服务中心, 沈阳 110034)

摘要: 农田面源污染已成为引起水体富营养化的主要原因之一。为了减少稻田氮素流失、改善稻田局部水体养分负载过重的问题, 采用盆栽试验, 通过生物炭吸附富营养水中的养分后再利用于盆栽水稻, 设置主区为持续淹水灌溉(I_F)与干湿交替灌溉(I_A), 副区为1个对照(常规施氮, N1C0)与4种不同用量的氮肥与氮负载生物炭处理(N3/4C1、N3/4C2、N1/2C1、N1/2C2), 其中 N3/4、N1/2 表示氮肥施入量为当地传统施氮量(N1)的 3/4、1/2 倍; C1、C2 分别为 10 t/hm² 和 20 t/hm² 氮负载生物炭。结果表明: (1) 减少氮肥施入配施氮负载生物炭显著提高了常规施氮处理田面水的 pH; (2) 常规施氮肥处理下, 干湿交替灌溉(I_A)田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度较持续淹水灌溉(I_F)高 8.0%, 但是添加 20 t/hm² 氮负载生物炭后, 干湿交替灌溉田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度低于持续淹水灌溉处理; (3) 水稻生育后期, 氮负载生物炭对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 具有明显的缓释作用, 而在干湿交替灌溉中, 减施氮肥配合添加氮负载生物炭处理较 N1C0 处理降低了田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度; (4) 减施氮肥配合添加氮负载生物炭可提高水稻分蘖率, 而添加 20 t/hm² 氮负载生物炭在氮肥施用量较少时, 有利于提高水稻的有效分蘖率。综上, 氮负载生物炭不仅可以降低富营养水中 30.8% 含氮量, 还能显著降低施肥初期水稻田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, 降低流失风险, 延长 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的释放时间而减少 1/4 的施氮量和保证水稻生育末期的氮素需求, 从而有利于水稻生长。

关键词: 农业面源污染; 稻田; 减氮; 氮负载生物炭

中图分类号: S278

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)06-0226-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2020.06.032

Effects of Nitrogen-loaded Biochar on Ecological Environment of Water and Soil in an Alternate Wet-dry Irrigated Paddy Field

YANG Yi¹, JIAO Yanting¹, WANG Yanzhi¹, XIA Guimin¹,

CHEN Taotao¹, WU Qi¹, CHI Daocai¹, SHI Hongru²

(1.College of Water Resource, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866;

2.Liaoning Agricultural Development Service Center, Shenyang 110034)

Abstract: Farmland non-point source pollution has become one of the main causes of water eutrophication. In order to reduce nitrogen loss and relieve the over loading of nutrients in the local water body of rice field, a pot experiment was carried out. The main plots were continuous flooding irrigation (I_F) and alternate wet and dry irrigation (I_A), and the subplots were a control (conventional nitrogen application, N1C0) and four different nitrogen and nitrogen-loaded biochar treatments (N3/4C1, N3/4C2, N1/2C1, N1/2C2), in which N3/4 and N1/2 represented that the nitrogen application amount was 3/4 times and 1/2 times of the local traditional nitrogen application amount (N1); C1 and C2 were respectively 10 t/hm² and 20 t/hm² nitrogen-loaded biochar. Results showed that: (1) The pH value of the surface water with the conventional nitrogen treatment was significantly increased by reducing the application of nitrogen fertilizer and nitrogen-loaded biochar; (2) The average concentration of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ in the surface water of I_A was 8.0% higher than that of I_F , but the average concentration of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ in the surface water of I_A was lower than that of I_F after adding 20 t/hm² nitrogen-loaded biochar; (3) In the later growth stage of rice, the nitrogen-loaded biochar had a significant slow-release effect on $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, while in I_A , the reduction of nitrogen fertilizer combined with nitrogen-loaded biochar reduced the concentration of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in the surface water compared with the treatment of N1C0. (4) The tillering rate of rice could be increased by reducing nitrogen application and adding

收稿日期: 2020-05-26

资助项目: 辽宁省教育厅科研项目(LSNJC201918); 国家自然科学基金项目(52009078); 国家重点研发计划项目(2018YFD0300300)

第一作者: 杨依(1997—), 女, 在读硕士研究生, 主要从事节水灌溉技术研究。E-mail: 2316583652@qq.com

通信作者: 吴奇(1988—), 男, 博士, 主要从事节水灌溉与生态环境研究。E-mail: qiwu0701@syau.edu.cn

nitrogen-loaded biochar, while the effective tillering rate of rice could be improved by adding 20 t/hm² nitrogen-loaded biochar when the amount of nitrogen application was less. In summary, reducing nitrogen application combined with adding nitrogen-loaded biochar could not only reduce the nitrogen content by about 30.8% in eutrophic water, but also significantly reduced the NH₄⁺—N concentration in surface water at the early stage of fertilization, reduced the risk of loss, prolonged the release time of NH₄⁺—N, reduced the nitrogen application amount by 25% and ensured the nitrogen demand at the end of rice growth, which was conducive to rice growth.

Keywords: agricultural non-point source pollution; paddy field; nitrogen reduction; nitrogen-loaded biochar

水污染包括点源污染与面源污染两大类^[1]。点源污染指有固定排放点的污染源,例如工业废水及城市生活污水,通过排放口集中汇入江河湖泊。面源污染则没有固定的污染排放点,来源广泛,其中以粗放的水肥管理模式导致的农业面源污染问题最为突出^[2]。21 世纪以来,在点源污染得到有效控制之后,农业面源污染问题逐渐成为我国最重要的水环境问题^[3]。在农田系统中,氮肥对提高作物产量、改善农产品品质有重要作用。为了获得高产,农民在田间生产实践中往往大量投入氮肥^[4],但是水稻对氮肥的利用率很低,尤其在传统淹灌模式下。据相关报道^[5],持续淹灌模式较节水灌溉模式增加铵态氮径流损失 38.1%~86.6%,而氮肥面施的吸收率大约只有 7.0%~38.0%。大量氮素通过雨水随径流流失,进入水体导致水体富营养化。

为了解决因农业面源污染导致的水体富营养化问题,前人通常从 2 个方面进行试验研究:一方面,基于生物炭的吸附能力,直接去除水体中的铵态氮。有学者^[6]认为,物理吸附法是一种高效快速、工艺简单、无二次污染、可回收利用且成本低廉的方法。生物炭因其微观孔隙结构的多孔性和均匀分布特性、独特的表面化学活性以及巨大的比表面积,对环境介质中的营养物质具有很强的吸附特性^[7];并且我国秸秆等农业废弃物资源十分丰富,可以由此制备大量新型吸附材料——生物炭,同时还可改变秸秆等农业废弃物被焚烧、丢弃的现状^[8]。Zhu 等^[9]使用稻壳生物炭对氨氮进行吸附发现,pH 在 2~10 内变化时,吸附量随 pH 的升高而增加。高菲^[10]分别使用花生壳、玉米芯、棉花杆制备的生物炭对不同浓度的氨氮溶液进行吸附试验,从吸附等温线试验结果中得到:生物炭对水中氨氮的吸附过程更符合 Freundlich 等温吸附模型,说明生物炭对水中氨氮的吸附为多分子层吸附过程,主要以物理吸附为主,离子交换作用不明显;另一方面,在各地进行减氮施肥大田原位试验,研究减施氮肥对作物产量品质与氮肥利用率的影响。以水稻为例,钱忠龙^[11]在杭嘉湖平原进行了 6 年水稻氮肥用量定位试验发现,当地水稻常规氮肥用量具有较大的减量空间,减氮 1/4 可与常规施肥产量持平,减氮

1/3 在短期内同样不影响水稻产量,但是长期减氮 1/3 会因氮素产投不平衡而减产。也有研究^[12]表明,稻田氮肥利用率随施氮量的增加而降低,而氮流失量与施氮量的高低变化同步。以上说明减施氮肥可以从源头上降低氮素流失风险,但是在稻田实际生产中存在减产风险。所以有学者采用减施氮肥配合添加缓控释肥等方式。黄巧义等^[13]利用释放期为 60~90 天的控释尿素配施化肥开展水稻大田试验发现,在等氮条件下,配施 25%控释尿素与配施 50%控释尿素处理的氮肥农学效率、氮肥生理利用率均显著高于常规施肥处理($P<0.05$)。除缓控释肥外,高效缓释材料在农业生产实践中的应用也越发被人们重视。Markou 等^[14]利用高离子交换量的斜发沸石对废水中的氨氮进行吸附,进而将吸附后的斜发沸石用于培养基中培养藻类或微藻类发现,斜发沸石对氨氮的吸附率达到了 35.0%,在培养藻类试验中促进藻类的生长速率。谢淘^[15]将固定了黄水中营养元素的饱和生物炭作为土壤改良缓释肥,研究其对作物生长的影响发现,其对豆类作物根部和果实的增重较为明显。但是,基于生物炭的载体功能,其对富营养水体负载氮素的削减程度和农田应用效果的调控作用还有待进一步的阐述。

因此,本试验首先在实验室内进行生物炭吸附试验,探明氮浓度与生物炭用量的定性关系,然后在丹东东港市灌溉试验站,通过水稻盆栽试验,研究不同灌溉条件下,减施氮肥配施不同量氮负载生物炭对水稻生长发育及田面水中氮素含量的影响,以期对滨海稻田节水减氮以及降低富营养水体中氮素的负载程度提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验于 2019 年 5 月 12 日至 2019 年 9 月 22 日在辽宁省丹东市东港市灌溉试验站(113°04′43″E, 39°52′38″N)内进行。东港市属北温带湿润地区大陆性季风气候,受黄海影响,具有海洋性气候特点,四季分明,雨热同期。正常年平均气温 8.4℃,日照时间 2 484.3 h,多年平均降水量 967 mm,多年平均蒸发量 1 208 mm。站内土壤肥力偏下,速效钾 56.50 mg/kg,速效磷 32.33 mg/kg,土壤碱解氮 36.55 mg/kg,全氮 0.68

g/kg,有机质 9.02 g/kg,土壤 pH 为 6.76。

1.2 试验材料

供试粉状生物炭由辽宁省沈阳市隆泰生物工程有限公司生产。供试水稻品种为“东研 18 号”,属晚熟品种,生育期 162 天左右。一般情况下,育苗日期为 4 月 20 日前后,5 月末插秧,8 月 10 日左右抽穗,10 月初成熟。自 2012 年预试以来,“东研 18 号”表现出丰产、优质、适应性广、综合抗性强等优良特性。2014 年在黄海稻区推广面积达 10 多万亩,适宜在丹东、大连沿海稻区种植^[16]。

1.3 试验设计

1.3.1 室内试验 室内试验采用双因子试验,使用去离子水与 NH₄Cl 试剂分别配置 NH₄⁺—N 浓度为 1.6,2.4,3.2 mg/L 的 NH₄Cl 溶液,生物炭添加质量分别为 0.3,0.9,1.5,3,6 g。具体试验操作为:取 15 支 100 mL 离心管,5 支离心管中加入 50 mL NH₄⁺—N 浓度为 1.6 mg/L 的 NH₄Cl 溶液,并分别加入 0.3,0.9,1.5,3,6 g 生物炭;5 支离心管中加入 50 mL NH₄⁺—N 浓度为 2.4 mg/L 的 NH₄Cl 溶液,并分别加入 0.3,0.9,1.5,3,6 g 生物炭;5 支离心管中加入 50 mL NH₄⁺—N 浓度为 3.2 mg/L 的 NH₄Cl 溶液,并分别加入 0.3,0.9,1.5,3,6 g 生物炭。将吸附溶液置于恒温振荡器内(200 r/min,25 ℃)振荡吸附,在振荡开始后的第 0,5,10,30,60,90 min 时取出,然后用 0.45 μm 滤膜过滤,收集滤液,使用 AA3 流动分析仪(Seal Analytical, Autoanalyzer 3, 德国)测定滤液中 NH₄⁺—N 浓度。每个处理重复 3 次试验,最终数据取 3 次试验平均值。在固定氮浓度和生物炭浓度的溶液中吸附平衡后的生物炭称为氮负载生物炭。本试验对氮负载生物炭进行大量制备时,在 50 L 容器和氮浓度为 1 mg/L 条件下,通过人工搅拌,用生物炭多次吸附溶液中的铵根离子,待氮负载生物炭吸附饱和(2 h)并经过自然风干与测定含水率后,即制备出可用于农田试验的氮负载生物炭。重复上述制备过程,直至制备出足够用量。

1.3.2 试验设计 盆栽试验采用裂区试验设计,主区为持续淹水灌溉(以字母“I_F”表示)与干湿交替灌溉(以字母“I_A”表示)。分蘖期前,将水银负压计末端埋于干湿交替灌溉处理土壤中,于每日早 8:00 读取负压值,当土水势达到控制下限及时灌水。持续淹水灌溉与干湿交替灌溉控水标准见表 1。副区为 1 个对照与 4 种不同量氮肥与氮负载生物炭配施处理,分别为 N1C0:按当地传统施肥方式正常施入氮肥(氮肥以字母“N”表示)+不添加氮负载生物炭(氮负载生物炭以字母“C”表示);N3/4C1:氮肥施入量为当地传统施肥方式中氮肥施入量的 3/4 倍+10 t/hm²

氮负载生物炭;N3/4C2:氮肥施入量为当地传统施肥方式中氮肥施入量的 3/4 倍+20 t/hm²氮负载生物炭;N1/2C1:氮肥施入量为当地传统施肥方式中氮肥施入量的 1/2 倍+10 t/hm²氮负载生物炭;N1/2C2:氮肥施入量为当地传统施肥方式中氮肥施入量的 1/2 倍+20 t/hm²氮负载生物炭。施肥前将定量氮负载生物炭与盆栽 0—15 cm 土层混合均匀,后期不再追加氮负载生物炭。尿素按基肥:分蘖肥:穗肥为 6:3:1 施入,过磷酸钙(P₂O₅)作为基肥一次性施入,硫酸钾(K₂O)按基肥:穗肥为 1:1 施入。盆栽直径 30 cm,由面积换算后盆栽施肥量及氮负载生物炭添加量见表 2。每盆种植 1 穴水稻,每穴 3 颗基本苗。

表 1 持续淹水灌溉与干湿交替灌溉控水标准

生育期	持续淹水灌溉(I _F)	干湿交替灌溉(I _A)	
	水层/cm	水层/cm	控水下限/—kPa
返青期	1~5	5~3	0
分蘖前期	1~5	3~0	0~5
分蘖后期	1~5	0	25~35
拔节孕穗期	1~5	5~0	0~5
抽穗开花期	1~5	5~0	0~5
乳熟期	1~5	3~0	10~20

表 2 盆栽施肥及氮负载生物炭添加标准 单位:g

处理	基肥(5.28)			分蘖肥(6.15)	穗肥(7.21)		添加氮负载 生物炭量
	尿素	P ₂ O ₅	K ₂ O	尿素	尿素	K ₂ O	
N1C0	1.56	4.37	0.52	0.78	0.26	0.52	0
N3/4C1	1.17	4.37	0.52	0.59	0.20	0.52	70
N3/4C2	1.17	4.37	0.52	0.59	0.20	0.52	140
N1/2C1	0.78	4.37	0.52	0.39	0.13	0.52	70
N1/2C2	0.78	4.37	0.52	0.39	0.13	0.52	140

1.4 水样采集与分析

在施入基肥、分蘖肥、穗肥后每隔 1 天采集 1 次盆栽田面水,连续 3 次,之后至少每周采集 1 次。采集盆栽田面水时使用 50 mL 针管注射器抽取盆栽田面水大约 30 mL,注射到塑料样品瓶中,抽取过程保持盆栽田面水不被扰动。

使用 pH 计测定样品瓶中水样 pH 并记录。每测定 2 瓶水样中间需使用蒸馏水对 pH 计进行冲洗,防止 pH 计表面附着前 1 瓶水样的残留液对接下来测定的 pH 产生影响,保证数据准确性。

使用 0.45 μm 滤膜对采集的水样进行过滤,过滤至已用蒸馏水清洗并晾干的 30 mL 塑料样品瓶中并加入 1 滴浓硫酸,放入冷冻室中保存,并在盆栽试验结束后,于 2019 年 10 月 9 日在沈阳农业大学农业水土工程实验室中使用 AA3 流动分析仪进行稻田田面水 NH₄⁺—N 与 NO₃⁻—N 浓度的测定。

1.5 数据处理

采用 Excel 2019 对收集的数据进行整理,采用

SPSS 23 统计分析软件对水稻分蘖动态变化、水稻田面水 pH、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度动态变化进行方差分析,采用 Origin 2019b 科学绘图及数据分析软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 氮负载生物炭吸附率的确定

根据室内试验各处理的氮浓度、生物炭投加量的数据,利用公式: $W = 100\% \times (C_0 - C_1) / C_0$ 计算生物炭对氮素的吸附率。式中: W 为生物炭对氮素的吸附率(%); C_0 为溶液中氮浓度初始值(mg/L); C_1 为吸附后溶液中氮浓度(mg/L)。非线性曲面拟合过程见图 1。

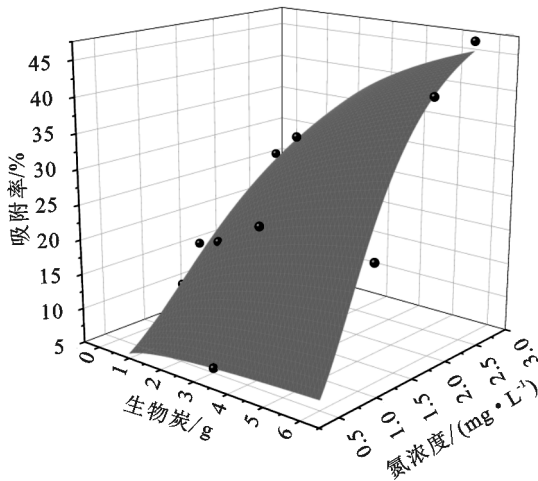


图 1 低浓度农业面源污染类型下生物炭—氮浓度—吸附率非线性曲面拟合

拟合方程为: $Z = 0.01583 + 0.87628 \times (1 / (1 + (X / 3.43138)^{-(-0.55391)})) \times (1 / (1 + (Y / 1.9992)^{-(-2.56268)}))$ 。式中: X 为生物炭投加量(g); Y 为溶液初始氮浓度(mg/L); Z 为生物炭吸附率。本试验对氮负载生物炭进行制备时,在 50 L 容器和氮浓度为 1 mg/L 条件下,投加 100 g 生物炭吸附溶液中铵根离子,制备的氮负载生物炭对水溶液中氮素的吸附率为 30.8%。

2.2 田面水 pH 动态变化

在施入基肥、分蘖肥、穗肥后,图 2 中田面水 pH 出现一个快速上升的阶段,说明氮肥的施入会提高水稻田面水 pH。在 2 种不同灌溉模式下,氮肥与氮负载生物炭施入量相同时,田面水 pH 差异并不显著($P > 0.05$)。无论在持续淹水灌溉还是干湿交替灌溉下,N1C0 处理田面水 pH 分别与其他 4 组处理(N3/4C1、N3/4C2、N1/2C1、N1/2C2)之间差异显著($P < 0.05$),所以减少氮肥施入配合添加氮负载生物炭与常规施肥相比,田面水 pH 显著升高,这可能与添加的生物炭呈碱性有关。在水稻全生育期内,田面水 pH 始终高于当地土壤原本 pH(6.76),这不仅与施入氮负载生物炭有关,还与施入较高的氮肥量直接相关。

在水稻全生育期内,干湿交替灌溉条件下,N3/4C1、N3/4C2、N1/2C1、N1/2C2 较 N1C0 相比,田面水 pH 分别增加 0.53、0.58、0.49、0.55;持续淹水灌溉条件下,N3/4C1、N3/4C2、N1/2C1、N1/2C2 较 N1C0 相比,田面水 pH 分别增加 0.47、0.45、0.48、0.45。在氮肥施入量与生物炭添加量相同的条件下, $I_F N3/4C1$ 与 $I_F N1/2C1$ 处理分别较 $I_A N3/4C1$ 与 $I_A N1/2C1$ 相比,田面水 pH 较高;除此之外,N3/4C2 与 N1/2C2 处理下,持续淹水灌溉处理的田面水 pH 较干湿交替灌溉处理略低。

2.3 田面水氮素动态变化

2.3.1 田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度动态变化 基肥施入后,田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 2.63~44.41 mg/L,施入后第 4 天达到峰值(图 3)。分蘖肥施入后,田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 0.12~16.35 mg/L,穗肥施入后,田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 0.04~5.57 mg/L,分蘖肥与穗肥施入后田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度即刻达到峰值;并且由于基肥尿素施用量>分蘖肥尿素施用量>穗肥尿素施用量,所以基肥施入后田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度最高,分蘖肥次之,穗肥最低。基肥施入后,尿素经土壤脲酶水解产生的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 首先补充土壤氮库,且基肥中尿素施用量最高,尿素在稻田中转化为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 需要一定的时间,因此基肥施入后 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度峰值到来时间较分蘖肥与穗肥稍晚,基肥与分蘖肥施入时间间隔仅 15 天,基肥末期残余的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 直接补充于分蘖肥中,因此分蘖肥施入即达到峰值。

在水稻全生育期内, $I_A N1C0$ 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度较 $I_F N1C0$ 处理高 8.0%; $I_A N3/4C1$ 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度较 $I_F N3/4C1$ 处理高 1.7%; $I_A N1/2C1$ 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度较 $I_F N1/2C1$ 处理高 2.4%;但是 $I_A N3/4C2$ 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度较 $I_F N3/4C2$ 处理低 9.8%; $I_A N1/2C2$ 处理的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度较 $I_F N1/2C2$ 处理低 4.5%,且无论在何种灌溉条件下,N3/4C1、N3/4C2、N1/2C1、N1/2C2 处理田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度都低于 N1C0 处理田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度。说明节水灌溉模式下 20 t/hm² 生物炭对铵态氮的吸附效应更为明显,导致其对应的田面水浓度低于淹灌处理。

将施入分蘖肥与穗肥后田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度变化后期折线图放大发现,在干湿交替灌溉下, $I_A N1C0$ 、 $I_A N3/4C1$ 、 $I_A N3/4C2$ 、 $I_A N1/2C2$ 处理中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 可以保持较长时间的释放,而 $I_A N1/2C1$ 处理后期 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度过低,导致植株氮素供应不足,影响水稻后期生长发育。在淹水灌溉下, $I_F N1/2C1$ 处理 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 后期供给依旧不足,说明适量地减施氮肥配

合添加氮负载生物炭,可以取得较好的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 缓释效果,有利于满足水稻后期对氮素的需求。尤其在淹水

灌溉条件下,适量地减施氮肥配合添加氮负载生物炭氮素缓释效果更为明显,显著优于常规施肥处理。

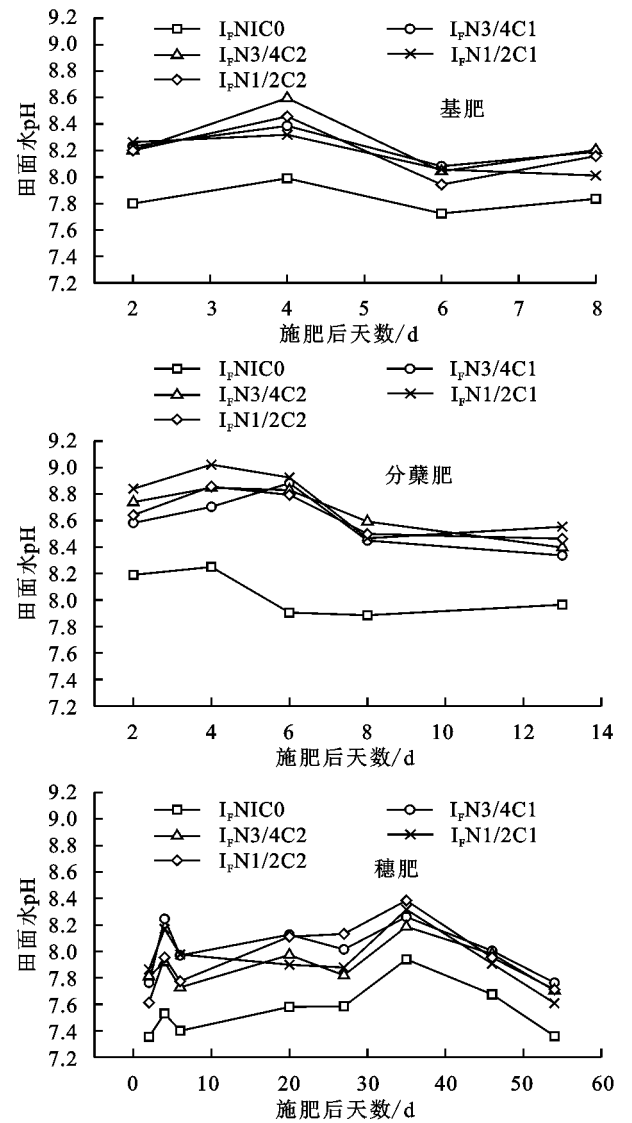
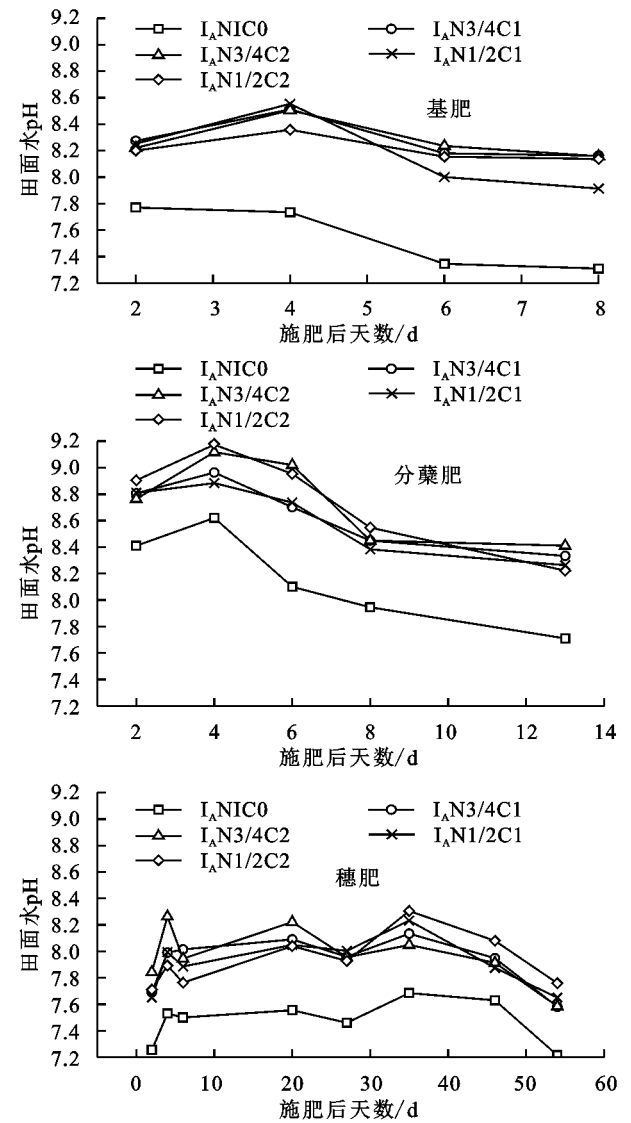


图 2 田面水 pH 动态变化

在施入穗肥后第 27~54 天田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度动态变化中发现,较高量氮负载生物炭在氮肥施加较少的处理中可以取得更好的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 缓释效果。即 N1/2C2 较 N1/2C1 处理在生育后期可以保持更高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度,但 N3/4C1 与 N3/4C2 处理无此规律。说明增加土壤中氮负载生物炭的添加量,可以弥补后期土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 供给不足。淹水灌溉条件下减施氮肥配合添加氮负载生物炭(I_F N1/2C2、 I_F N3/4C1、 I_F N3/4C2)在水稻生育后期田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度仍然高于正常施肥处理(I_F N1C0)。

2.3.2 田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度动态变化 基肥施入后,田面水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 0.09~0.98 mg/L,快速达到峰值,继而快速下降,第 4 天田面水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度仅为第 2 天的 23.2%~45.5%,然后稳定变化至施入分蘖肥;分蘖肥施入后,田面水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 0.02~2.24 mg/L,除 I_F N1C0 处理

在第 6 天达到峰值外,其余处理在第 4 天达到峰值,然后快速下降至稳定;穗肥施入后,田面水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 0~0.24 mg/L,没有明显峰值,呈现动态波动变化(图 4)。

总体上,田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度远低于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度,主要因为稻田田面水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 主要由 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 硝化而成,而源自尿素水解产生的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 经挥发与水稻植株吸收后可转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的数量已经很少,尤其在淹水灌溉条件下,硝化作用较弱以及反硝化作用的存在使得稻田田面水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度远低于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度。

在水稻全生育期内,干湿交替灌溉条件下各减施氮肥配合添加氮负载生物炭处理(I_A N3/4C1、 I_A N3/4C2、 I_A N1/2C1、 I_A N1/2C2)田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均浓度低于常规施肥处理(I_A N1C0)。而在传统淹水灌溉条件下, I_F N3/4C1 与 I_F N3/4C2 处理全生育期内田面水 $\text{NO}_3^- -$

N 平均浓度高于 $I_F N1C0$ 处理,而 $I_F N1/2C1$ 与 $I_F N1/2C2$ 处理全生育期内田面水 $NO_3^- - N$ 平均浓度低于

$I_F N1C0$ 处理。说明 $I_F N3/4C1$ 与 $I_F N3/4C2$ 处理氮损失少,硝化作用较强或者反硝化作用较弱。

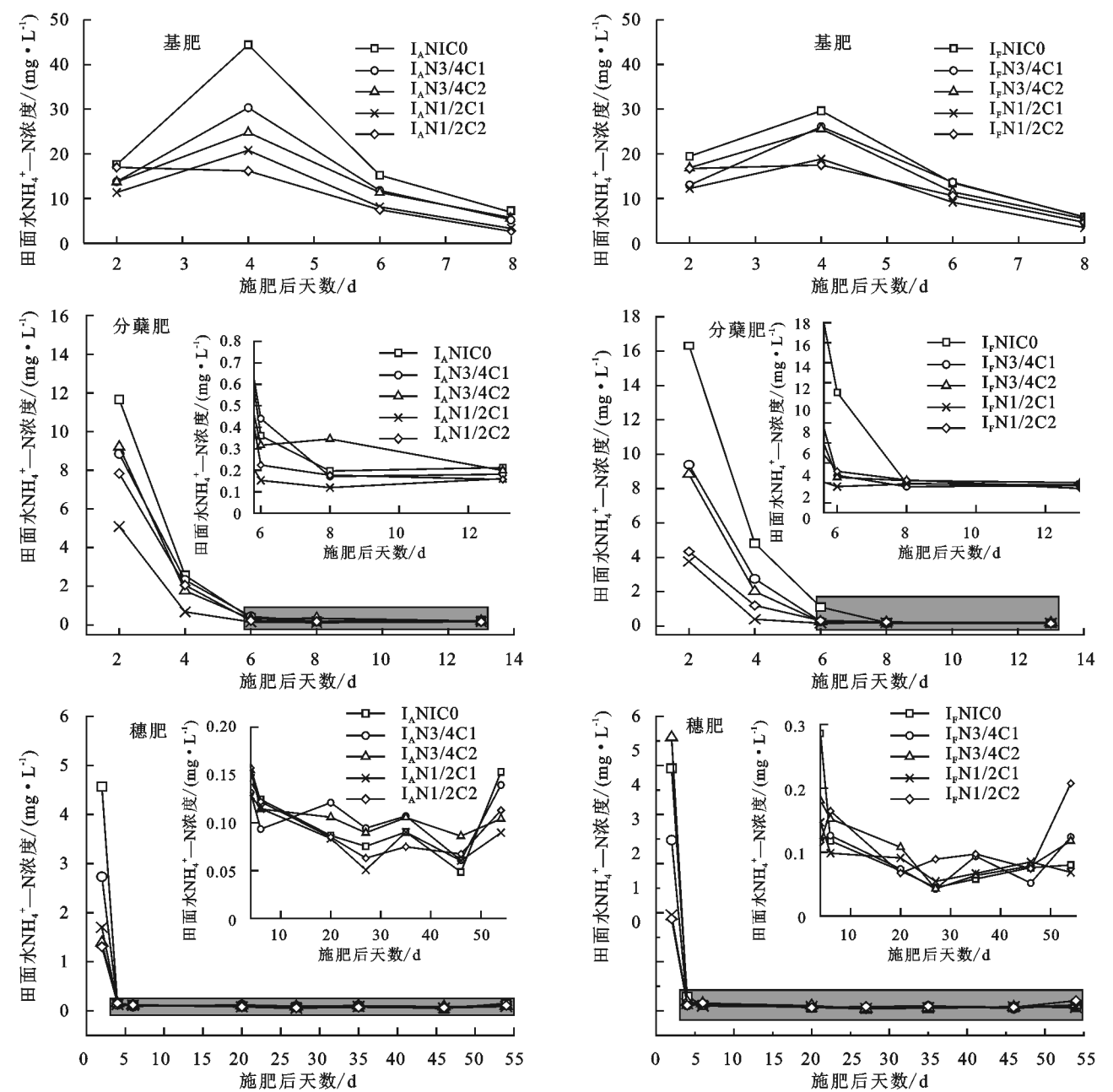


图3 田面水 $NH_4^+ - N$ 浓度动态变化

2.4 水稻分蘖动态变化

在水稻生育期内,分蘖数整体变化呈现出前期快速增加,继而增长速度减缓至最高点,然后逐渐下降至稳定的现象。由图 5(a)分析可知,在干湿交替灌溉中,正常施肥($N1$)虽然有效分蘖最多,但是在移栽后的第 52~67 天中,分蘖数发生了大幅度降低,所以此处理分蘖率(分蘖率=有效分蘖/最高分蘖数)仅为 66.7%。在施氮量相同时,C2 处理较 C1 处理产生的分蘖数更多。在氮负载生物炭量相同时,生育初期 $N3/4$ 处理与 $N1/2$ 处理几乎没有差异,但是随着生育进程的推进,与 $N3/4$ 处理相比, $N1/2$ 处理产生的分蘖数一直处于更低的水平。说明施入的氮肥过少,

后期土壤肥力过低,不利于作物生长。由图 5(b)分析可知,在传统淹灌模式下,正常施肥($N1$)在中后期产生的分蘖数较其他处理相比,一直保持最高值。在施氮量相同时,分蘖数与添加氮负载生物炭的量之间没有明显关系。在氮负载生物炭量相同而施氮量不同时,传统淹灌模式下分蘖数变化规律与上述干湿交替灌溉下的变化规律相同。

整体来看,相较于干湿交替灌溉,水稻在传统淹灌模式下的分蘖数平均增加 21.1%。说明干湿交替灌溉在一定程度上限制了水稻的分蘖。添加 20 t/hm² 氮负载生物炭在干湿交替灌溉下更能发挥作用,可以在一定程度上抵消部分节水灌溉对水稻分蘖的

限制作用。在传统淹灌条件下,与施加氮负载生物炭相比,施氮量对分蘖的影响作用更大。通过对水稻生育末期分蘖数动态变化进行方差分析,减施氮肥 25%配合氮负载生物炭处理并未对水稻分蘖产生显著影响。在干湿交替灌溉下, $I_A N1/2C1$ 与 $I_A N1C0$ 差异显著($P<0.05$);在持续淹水灌溉下, $I_F N1/2C1$ 、 $I_F N1/2C2$ 与 $I_F N1C0$ 差异显著($P<0.05$)。所以施

氮量减为常规施肥处理的 1/2 时,无法保证水稻后期有效分蘖数,易发生减产。在持续淹水灌溉处理中, $I_F N3/4C1$ 最终分蘖率最高,有效分蘖数较高;在干湿交替灌溉处理中, $I_A N3/4C2$ 分蘖数与分蘖率都处在较高水平。2 个处理下的水—碳—氮的耦合效果较好,不仅具有较高的最终分蘖数,而且降低了施氮量,在水稻生产实践中更有利。

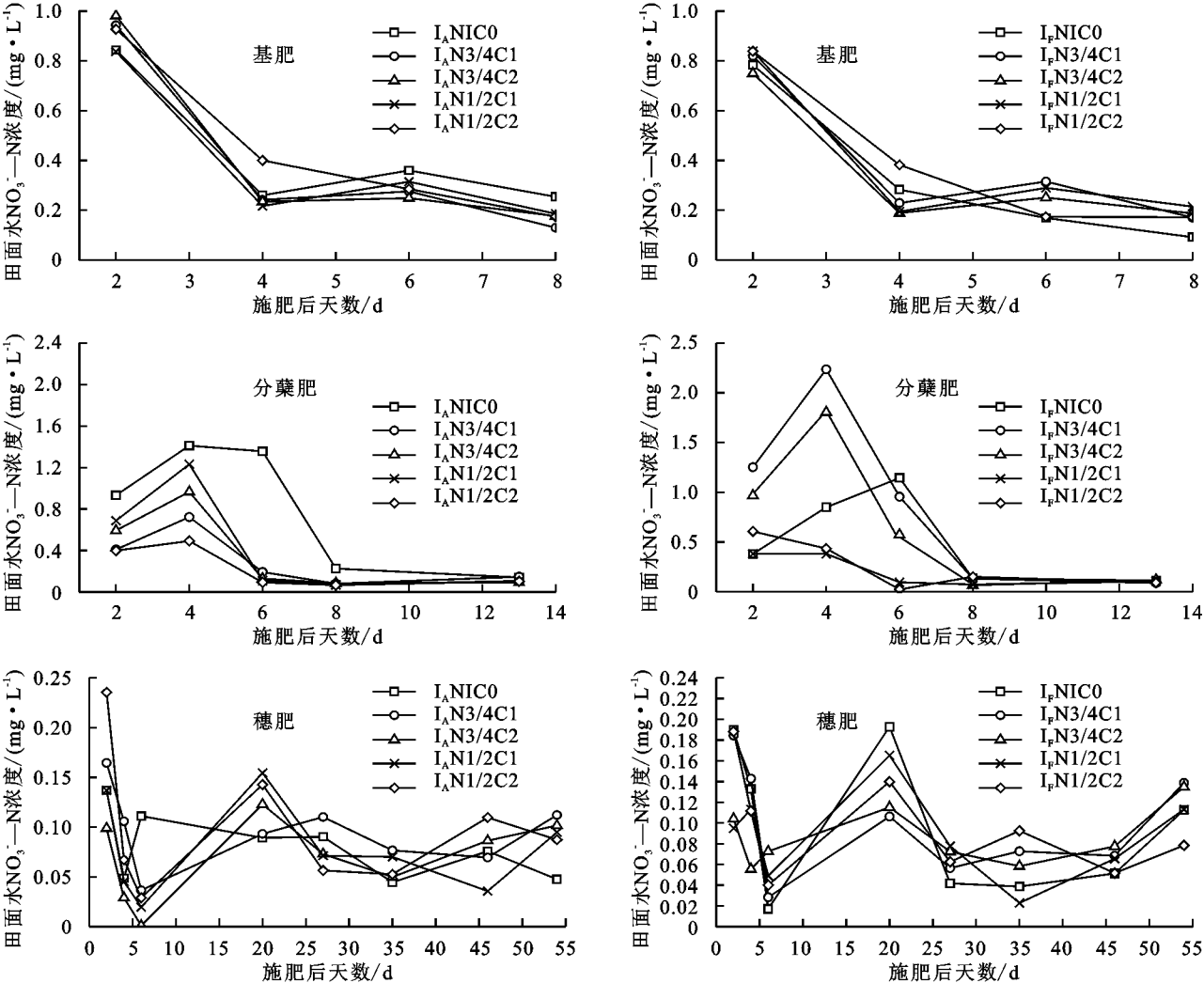


图 4 田面水 $NO_3^- - N$ 浓度动态变化

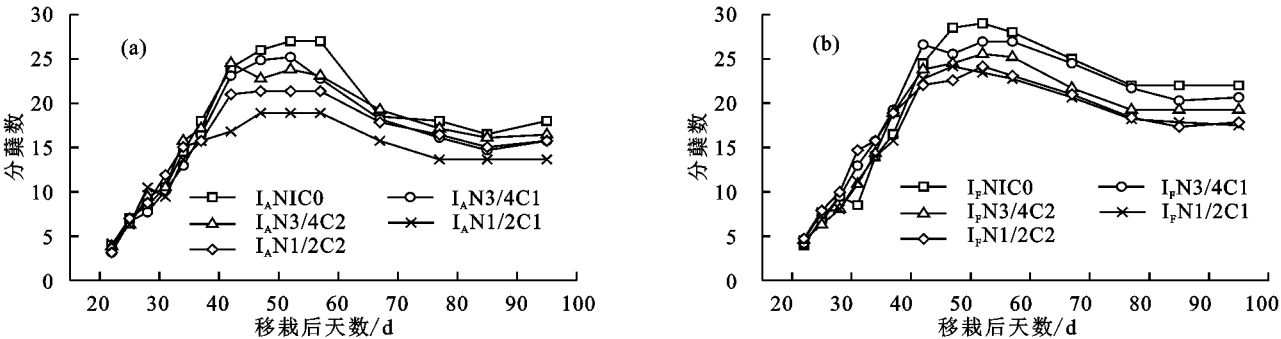


图 5 水稻分蘖动态变化

3 讨论

3.1 干湿交替灌溉对稻田水土环境的影响

自 20 世纪 80 年代以来,我国农业生产逐步从利

用有机肥料培肥土壤转化成施用速效化肥^[17],大量施用化肥成为我国粮食增产的主要手段。土壤肥力水平越高,其作物获得高产的潜力越大^[18],其中,土

壤氮素含量是决定土壤肥力的关键性因素^[19]。长期施用尿素等速效氮肥虽然能够提高土壤供氮能力,但由于其作用周期短、时效性差等原因,氮素容易通过氨挥发、淋溶和反硝化等过程大量损失,无法提供渐进性和持续性的氮素供应,而且还对大气、水环境等造成污染^[20-22]。上述结果也从反面映射出节水灌溉稻田氮素利用率低的关键所在。与传统淹灌相比,干湿交替节水灌溉分为胁迫和复水 2 个阶段。在水分胁迫阶段时,稻田矿化速率、硝化作用加快增强,使土壤有机氮含量降低,铵态氮有效性变差继而影响水稻的吸收利用,而复水后,稻田渗漏和径流机会大幅度提升,环境问题突出^[23]。本试验发现,干湿交替灌溉处理在施加分蘖肥与穗肥后 1 周内,田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度显著低于相应淹灌处理。过往研究认为:(1)降低的这部分 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 并没有用于水稻作物生长,而是因为干湿交替灌溉会造成稻田土壤频繁转换于有氧与厌氧环境下,在稻田土壤干早期由于土壤通气性增强、土壤颗粒孔隙中氧气充足的驱动下,土壤中经水解和矿化作用形成的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 被大量转化为不易被利用的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$; (2) $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为复水后土壤湿润期的反硝化作用提供大量反应基质,将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化为 N_2O_y 而流失; (3) 硝态氮在土壤系统中更容易产生静电排斥,面临径流与渗漏的双重风险。因此, Sah 等^[24] 认为,干湿循环引起的频繁硝化—反硝化过程可能导致稻田系统较大的氮素损失,从而减少水稻吸氮量^[25]。这也解释了本试验中干湿交替灌溉相较于传统淹水灌溉下,分蘖数整体上平均减少 21.1%。

因此,在水稻生产实践中应改变化肥单一施用速效氮肥的现状,不仅要增强土壤控氮能力,在此基础上,还需考虑土壤供氮能力的持续性、时效性。

3.2 氮负载生物炭对干湿交替稻田的调控作用

减施氮肥配合添加氮负载生物炭较常规施肥处理相比,降低了田面水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度,一方面由于尿素施入量的减少,从源头上降低了 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的输入;另一方面,由于生物炭在炭化以后,保留了原有生物质的孔隙结构,多孔性特征十分显著,具有较大的比表面积,且生物炭表面富含羟基、羧基、醛基等含氧官能团,这些含氧官能团使得生物炭表面带有负电荷,负电荷伴随着芳环结构形成多交换位点,使得生物炭具有较高的阳离子交换量,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有较好的吸附效果^[26]。但在传统淹水灌溉条件下,灌溉水量较多,田面水深较高,可能出现氮负载生物炭分离出少量 NH_4^+ 的情况,这主要是复水降低了生物炭外部田面水溶液中铵根离子的浓度,迫使生物炭吸附的氨氮大量释放。本试验结果表明,在添加 20 t/hm^2 氮负载生物炭处理下,全生育期内传统淹水灌溉处理田面水

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度反而高于干湿交替灌溉处理,所以减施氮肥配合添加氮负载生物炭可以降低因干湿交替灌溉导致田面水中较高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度。

在田面水无机氮素动态变化过程中, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 二者之间存在相互转化的过程。由于硝化与反硝化作用是对 pH 高度敏感的生物学过程,土壤 pH 是影响氨氧化古菌或氨氧化细菌群落结构、丰度和多样性的主要因素,影响着土壤的硝化作用和反硝化作用^[27]。从本研究结果看,减施氮肥配合添加氮负载生物炭处理提高田面水 pH,促进 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的转化,减弱 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 向 N_2O_y 的转化,但干湿交替灌溉下减施氮肥配合添加氮负载生物炭处理 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度反而低于常规施肥处理,主要由于:本试验减施氮肥与添加氮负载生物炭处理首先降低了施入氮肥的强度,因而大幅降低了硝化作用的原始反应基质;高量的生物炭(20 t/hm^2)吸附了尿素水解后氨氮,削弱了铵转硝的转化过程。有试验^[28]表明,在一定控制条件下,施加生物炭越多,田面水硝态氮浓度越低。但是当减氮量较少($\text{N}3/4$)时, pH 调控 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的作用则增强。本试验发现,在淹水灌溉条件下,存在 $\text{I}_F\text{N}3/4\text{C}1$ 与 $\text{I}_F\text{N}3/4\text{C}2$ 处理生育期内田面水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均浓度高于 $\text{I}_F\text{N}1\text{C}0$ 处理的现象,这主要由于 25% 的减氮强度没有大幅降低硝化作用反应基质,而 pH 的提高削弱了反硝化作用,继而提高了淹水灌溉下田面水中的硝态氮浓度。同时,有研究^[29-31]认为,生物炭能够吸附土壤中可溶性自由态酚类化合物,而该化合物抑制了硝化细菌的生长,所以生物炭在一定程度上可以提高土壤中硝化细菌活性,促进氮素硝化过程。综上,硝化与反硝化作用过程是 pH、反应基质底物浓度、生成物浓度等综合调控的结果。在本文减氮和氮负载生物炭的影响下,稻田 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的转化由于水—碳—氮之间的耦合作用,其调控结果也存在一定的复杂性。

氮负载生物炭还因其丰富的孔隙结构、较大的比表面积和化学官能团使其可以延缓 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的释放时间,不仅消除生物炭养分不足的缺陷,还赋予氮肥缓释功能,提高肥效^[32]。Khan 等^[33]通过吸附法制备生物炭基复合肥,显著延缓肥料在静置水、土壤溶液淋洗中的释放期,说明了生物炭基复合肥可以作为一种缓释肥料,最大限度地吸收和利用养分。本试验中,水稻在移栽后的第 57 天起,分蘖数呈现逐渐下降的趋势,此时正值穗肥施入后第 4 天。本文发现,较高量氮负载生物炭在氮肥施加较少的处理中可以取得更好的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 缓释效果。此效果尤其体现在干湿交替灌溉处理的水稻分蘖率上, $\text{I}_A\text{N}1/2\text{C}2$ 处理的分蘖率为 73.8%,为干湿交替灌溉处理中分蘖率最高处理。说明虽然此处理较常规施肥处理降低

50%的施氮量,但是由于其添加 20 t/hm² 氮负载生物炭,不仅弥补了氮素过低的问题,还因其具有缓释功能,提高了生育后期水稻生长环境中的 NH₄⁺—N 含量,因此降低了水稻的无效分蘖,提高水稻分蘖率。但各减施氮肥配合添加氮负载生物炭处理有效分蘖数并未超过常规施肥处理,这主要是因为施氮量过低或者生物炭负载氮素量较少。综上,干湿交替灌溉下施用氮负载生物炭不仅可以降低富营养水中 30.8% 含氮量,产生可观的环境效益,还能显著降低施肥初期水稻田面水中 NH₄⁺—N 浓度,降低流失风险,延长 NH₄⁺—N 的释放时间,而减少 1/4 的施氮量和保证水稻生育末期的氮素需求,从而有利于水稻生长。

4 结论

(1)减少氮肥配施氮负载生物炭处理均显著高于同灌溉方式下常规施肥处理的田面水 pH,干湿交替灌溉处理下田面水 pH 升高 3.1%~12.9%;传统淹水灌溉处理下田面水 pH 升高 2.3%~12.9%。

(2)在水稻全生育期内,I_AN1C0 处理的田面水 NH₄⁺—N 平均浓度较 I_FN1C0 处理高 8.0%;I_AN3/4C1 处理的田面水 NH₄⁺—N 平均浓度较 I_FN3/4C1 处理高 1.7%;I_AN1/2C1 处理的田面水 NH₄⁺—N 平均浓度较 I_FN1/2C1 处理高 2.4%;但是 I_AN3/4C2 处理的田面水 NH₄⁺—N 平均浓度较 I_FN3/4C2 处理低 9.8%;I_AN1/2C2 处理的田面水 NH₄⁺—N 平均浓度较 I_FN1/2C2 处理低 4.5%。且 N1C0、N3/4C1、N3/4C2、N1/2C2 处理中 NH₄⁺—N 在水稻生育后期保持较长时间的释放。干湿交替灌溉中各减施氮肥配合添加氮负载生物炭处理(I_AN3/4C1、I_AN3/4C2、I_AN1/2C1、I_AN1/2C2)田面水 NO₃⁻—N 平均浓度低于常规施肥处理(I_AN1C0)。

(3)在干湿交替灌溉中,正常施肥(N1)虽然有效分蘖数最多,但是在移栽后的第 52~67 天中,分蘖数发生大幅度降低,所以此处理分蘖率仅为 66.7%,低于 I_AN3/4C2、I_AN1/2C1 和 I_AN1/2C2。

综上,适当减施氮肥配合添加氮负载生物炭 20 t/hm² 可以吸附富营养水中 30.8% 的含氮量,直接缓解水体富营养化问题。将氮负载生物炭施入水稻盆栽系统后,不仅可以显著降低施肥初期水稻田面水中 NH₄⁺—N 浓度,从源头上降低稻田氮素流失,还可以延长 NH₄⁺—N 的释放时间,为水稻末期生长持续提供氮素,保证水稻的正常生长。

参考文献:

- [1] 戴曹培.优化施肥对农业面源污染控制研究[D].合肥:安徽农业大学,2017.
- [2] 张蔚文,石敏俊,黄祖辉.控制非点源污染的政策情景模拟:以太湖流域的平湖市为例[J].中国农村经济,2006(3):40-47.
- [3] 李海鹏.中国农业面源污染的经济分析与政策研究[D].武汉:华中农业大学,2007.
- [4] 郑春风,任伟,车军,等.氮肥减量施用对冬小麦产量及经济效益的影响[J].山西农业科学,2019,47(1):56-60.
- [5] 曹涤环.稻田中氮肥损失的原因与对策[J].农业知识(乡村季风),2014(1):42-43.
- [6] 蒋旭涛.生物炭对水中氨氮和磷酸盐吸附性能研究[D].天津:天津大学,2013.
- [7] 姚旭.生物炭基本性质与氮素吸附特征研究[D].扬州:扬州大学,2016.
- [8] 张伟明,陈温福,孟军,等.东北地区秸秆生物炭利用潜力、产业模式及发展战略研究[J].中国农业科学,2019,52(14):2406-2424.
- [9] Zhu K R, Fu H, Zhang J H, et al. Studies on removal of NH₄⁺—N from aqueous solution by using the activated carbons derived from rice husk [J]. Biomass and Bioenergy, 2012, 43: 18-25.
- [10] 高菲.生物炭吸附去除氨氮试验研究[C].武汉大学党委研究生工作部.武汉大学第九届研究生学术科技节系列活动之“第八届湖北省给水排水工程与环境工程研究生学术论坛”论文集.武汉大学党委研究生工作部:武汉大学土木建筑工程学院,2014:14-48.
- [11] 钱忠龙.连年氮肥减量对水稻产量的影响[J].浙江农业科学,2007(4):428-429.
- [12] 周江明,余华波,毛建芬.水稻减氮施肥综合效益研究[J].中国农学通报,2006,22(9):260-263.
- [13] 黄巧义,唐拴虎,张发宝,等.减氮配施控释尿素对水稻产量和氮肥利用的影响[J].中国生态农业学报,2017,25(6):829-838.
- [14] Markou G, Vandamme D, Muylaert K. Using natural zeolite for ammonia sorption from wastewater and as nitrogen releaser for the cultivation of *Arthrospira platensis*[J].Biore-source Technology, 2014, 155: 373-378.
- [15] 谢淘.生物炭的特性分析及其在黄水资源化中的应用[D].北京:清华大学,2015.
- [16] 王镇.水稻新品种东研稻 18 选育及主要栽培技术[J].农业科技通讯,2016(5):175-176.
- [17] 龚伟,颜晓元,王景燕.长期施肥对土壤肥力的影响[J].土壤,2011,43(3):336-342.
- [18] 彭卫福.土壤肥力对水稻氮素利用效率和氮循环相关微生物的影响[D].南昌:江西农业大学,2017.
- [19] 张雅洁.小麦—水稻连续还田对土壤有机质化学结构及不同氮素形态含量的研究[D].合肥:安徽农业大学,2016.
- [20] Peng S, Buresh R J, Huang J, et al. Improving nitrogen fertilization in rice by site-specific N management [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2010, 30(3): 649-656.
- [21] Wu Q, Chi D, Xia G, et al. Effects of zeolite on drought resistance and water-nitrogen use efficiency in paddy rice[J].Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 2019, 145(11): 04019024.

[13] 王颖辉,汤鹏程,李曙光,等.内蒙古东部干旱年份玉米需水规律及灌溉制度优化[J].干旱地区农业研究,2018,36(1):108-114.

[14] 于芷婧,尚松浩.华北轮作农田灌溉制度多目标优化模型及应用[J].水利学报,2016,47(9):1188-1196.

[15] 张志宇,郗志红,吴鑫森.冬小麦—夏玉米轮作体系灌溉制度多目标优化模型[J].农业工程学报,2013,29(16):102-111.

[16] 周始威,胡笑涛,王文娥,等.基于 RZWQM 模型的石羊河流域春小麦灌溉制度优化[J].农业工程学报,2016,32(6):121-129.

[17] Bouman B A M, Kropff M J, Tuong T P, et al. ORYZA 2000: Modeling lowland rice[M].Los Baños, Philippines: International Rice Research Institute,2003.

[18] 薛昌颖,杨晓光,邓伟,等.应用 ORYZA2000 模型制定北京地区旱稻优化灌溉制度[J].农业工程学报,2008,24(4):76-82.

[19] 张水清,林杉,郭斗斗,等.长期施肥下潮土全氮、碱解氮含量与氮素投入水平关系[J].中国土壤与肥料,2017(6):23-29.

[20] 马忠明,王平,陈娟,等.适量有机肥与氮肥配施方可提高河西绿洲土壤肥力及作物生产效益[J].植物营养与肥料学报 2016,22(5):1298-1309.

[21] 王艳杰,付桦.雾灵山地区土壤有机质全氮及碱解氮的关系[J].农业环境科学学报,2005,24(增刊 1):85-90.

[22] 巨晓棠.氮肥有效率的概念及意义:兼论对传统氮肥利用率的理解误区[J].土壤学报,2014,51(5):921-933.

[23] 科斯特·梅纳德.应用 Logistic 回归分析[M].李俊秀译.上海:格致出版社,2012.

[24] 李锋,李银坤.基于 GIS 与地统计学宁夏枸杞主产区不同树龄土壤肥力特征研究[J].北方园艺,2017(24):134-143.

(上接第 225 页)

[26] 华青措.不同坡向高山嵩草草甸地上生物多样性及土壤因子变化[J].青海草业,2016,25(1):5-8.

[27] 吴艳芹,程积民,白于,等.坡向对云雾山典型草原枯落物分解特性的影响[J].草地学报,2013,21(3):460-466.

[28] 徐娟,余新晓,席彩云.北京十三陵不同林分枯落物层和土壤层水文效应研究[J].水土保持学报,2009,23(3):189-193.

[29] 潘刚,任毅华,边巴多吉,等.西藏色季拉山急尖长苞冷杉林枯枝落叶及苔藓层的生物量与持水性能[J].水土保持研究,2008,15(5):81-83,87.

[30] Sato Y, Kumagai T, Kume A, et al. Experimental analysis of moisture dynamics of litter layers: The effects of rainfall conditions and leaf shapes [J]. Hydrological Processes,2004,18(16):3007-3018.

[31] 金雅琴,李冬林,孙丽娟,等.南京近郊人工林地表枯落物的累积量及持水性[J].中国水土保持科学,2018,16(5):95-104.

[32] 喻阳华,李光容,皮发剑,等.赤水河上游主要森林类型水源涵养功能评价[J].水土保持学报,2015,29(2):150-156.

[33] 许文盛,王一峰,童晓霞,等.紫鹊界梯田区植被凋落物水资源调配特性[J].水土保持学报,2013,27(4):130-135.

(上接第 234 页)

[22] Wu Q, Wang Y Z, Chen T T, et al. Soil nitrogen regulation using clinoptilolite for grain filling and grain quality improvements in rice[J].Soil and Tillage Research, 2020,199:104547.

[23] 吴奇.斜发沸石对水稻节水增产及控氮机理研究[D].沈阳:沈阳农业大学,2017.

[24] Sah R N, Mikkelsen D S. Availability and utilization of fertilizer nitrogen by rice under alternate flooding[J]. Plant and Soil,1983,75(2):221-226.

[25] 彭少兵,黄见良,钟旭华,等.提高中国稻田氮肥利用率的研究策略[J].中国农业科学,2002(9):1095-1103.

[26] 张聪智.生物炭对设施菜地土壤氮素缓控效应研究[D].呼和浩特:内蒙古师范大学,2015.

[27] 张星,张晴雯,刘杏认,等.施用生物炭对农田土壤氮素转化关键过程的影响[J].中国农业气象,2015,36(6):709-716.

[28] Wang M M, Zhou Q X. Environmental effects and their mechanisms of biochar applied to soils[J].Environmental Chemistry,2013,32(5):768-780.

[29] Deluca T H, Mackenzie M D, Gundale M J, et al. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests[J].Soil Science Society of America Journal,2006,70(2):448-453.

[30] 王思源,申健,李盟军,等.不同改性生物炭功能结构特征及其对铵氮吸附的影响[J].生态环境学报,2019,28(5):1037-1045.

[31] Chu J, Xue J H, Jin M J, et al. Review of researches on effects of biochar in reducing nitrogen and phosphorus losses with agricultural non point source pollution[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014,30(4):409-415.

[32] 高海英.一种生物炭基氮肥的特征及其对土壤作物的效应研究[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2012.

[33] Khan M A, Kim K W, Mingzhi W, et al. Nutrient-impregnated charcoal: An environmentally friendly slow-release fertilizer [J]. The Environmentalist, 2008, 28(3):231-235.