

不同吸附特性的稻草生物炭对稻田氨挥发和水稻产量的影响

张 丰¹, 刘 畅¹, 王 喆¹, 孟 军^{2,3}, 迟道才¹, 陈涛涛^{1,2,3*}

(1. 沈阳农业大学水利学院, 沈阳 110866; 2. 沈阳农业大学农学院, 沈阳 110866;
3. 沈阳农业大学国家生物炭研究院, 沈阳 110866)

摘 要: 秸秆生物炭具有改善土壤生态环境、土壤蓄水保肥和减少温室气体排放等正效应, 但其石灰效应会加大稻田氨挥发损失。为充分发挥生物炭吸铵特性, 降低其石灰效应的不利影响, 对不同热解温度 (300、500、700 °C) 和酸化水平 (pH 值=5、7、9) 稻草生物炭处理下的田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、氨挥发和水稻产量进行了研究。结果表明: 偏酸性 (pH 值=5)、中性 (pH 值=7) 生物炭处理在基肥期和分蘖肥期均能显著降低田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 峰值浓度 ($P<0.05$), 降幅达 16.90%~35.60%。全生育期稻田氨挥发损失占施氮量的 15.14%~26.05% (2019 年)、15.10%~19.00% (2020 年)。稻田增施热解温度为 700 °C、酸化水平为 5 (pH 值=5) 的生物炭 (C700P5) 降氨效果最好, 两年氨挥发分别显著降低 22.93%、12.61% ($P<0.05$)。高温热解配合偏酸性、中性生物炭 (C700P5、C700P7) 增产效果显著, 增产率达 9.92%~13.50%, 结构方程模型表明, 其增产原因是生物炭酸化处理降低了稻草生物炭的石灰效应, 而热解温度调整提高了生物炭阳离子交换量 (Cation Exchange Capacity, CEC), 进而降低了田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和氨挥发损失, 最终提高了水稻地上部氮素积累和水稻产量。研究可揭示不同热解温度和酸化水平制备的生物炭在稻田中的应用潜力, 并为稻田合理施用生物炭和减少化肥施用量提供理论依据。

关键词: 土壤; 氮肥; 生物炭; 热解温度; 酸化水平; 氨挥发; 水稻产量

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2021.09.012

中图分类号: S511; S154.1

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2021)-09-0100-10

张丰, 刘畅, 王喆, 等. 不同吸附特性的稻草生物炭对稻田氨挥发和水稻产量的影响[J]. 农业工程学报, 2021, 37(9): 100-109. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2021.09.012 <http://www.tcsae.org>

Zhang Feng, Liu Chang, Wang Zhe, et al. Effects of rice straw biochar with different adsorption characteristics on ammonia volatilization from paddy field and rice yield[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2021, 37(9): 100-109. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2021.09.012 <http://www.tcsae.org>

0 引 言

中国的氮肥施用量已经超过全球的 30%^[1], 但氮肥利用率仅为 30%~35%^[2]。过量和不合理施肥是导致氮肥利用率低下、面源污染严重、温室效应等问题的主要原因^[3]。氨挥发是稻田土壤系统中氮肥损失的主要途径之一, 占施氮量的 10%~60%^[4]。大量的氨挥发损失不仅造成了资源浪费, 还会引起水体营养化、土壤酸化、温室效应等一系列环境问题, 严重制约着农业、生态的可持续发展, 对环境产生严重影响^[5]。因此, 开展科学试验研究, 减少稻田氨挥发损失, 对降低稻田生产系统氮肥资源消耗和面源污染、提高中国稻田氮肥利用效率具有重要的意义。另一方面, 中国作为农业生产大国, 稻草秸秆资源年产

近 2.2 亿 t, 但利用率却不足 50%, 其中, 直接焚烧处理所占比例最高, 达 33%^[6-7]。这不但造成了大量的资源浪费, 还带来了极其严重的空气污染和火灾隐患。因此, 加强秸秆综合利用途径, 提高秸秆利用的深度和广度, 是实现中国农业绿色可持续发展的迫切需要。

近年来, 将稻草秸秆制备成生物炭还田被认为是土壤固氮、增产、减排的一种关键途径^[8]。生物炭因其内部较大的比表面积和高阳离子交换位点, 具有强吸附性及高阳离子交换量等优点^[9]。大量研究表明, 秸秆生物炭具有改善土壤生态环境、土壤蓄水保肥和减少温室气体排放等诸多正效应, 但也因其石灰效应加大了稻田的氨挥发损失^[10-12]。目前关于生物炭对稻田生态系统氨挥发的影响主要有 3 种不同的观点, 一种观点认为大部分生物炭 (特别是秸秆类生物炭) 本身含有丰富的 Ca^{2+} 、 K^+ 和 Mg^{2+} 等盐基离子, 生物炭进入土壤后, 这些离子部分同土壤中的 H^+ 和 Al^{3+} 发生交换, 通常会提高土壤 pH 值, 因此, 往往会导致负面效应, 促进氨挥发增大^[13-14]。另一种观点认为生物炭表面和内部孔隙含有丰富的官能团或阳离子交换位点, 其阳离子交换量 (Cation Exchange Capacity, CEC) 一般介于 71.0~451.5 cmol/kg 范围之内, 远大于稻田土壤 (7~30 cmol/kg), 进而有利于降低氨

收稿日期: 2021-02-28 修订日期: 2021-04-10

基金项目: 国家自然科学基金 (51709173); 中国博士后科学基金 (2019M661129); 辽宁省自然科学基金 (2019-MS-27); 辽宁省青年科技人才“育苗”项目 (LSNQN201909); 沈阳市中青年科技创新人才支持计划项目 (RC190472)

作者简介: 张丰, 研究方向为北方寒区作物绿色高效用水。

Email: 2018220040@stu.syau.edu.cn

*通信作者: 陈涛涛, 博士, 副教授, 研究方向为水肥调控与高效利用。

Email: taotao-chen@syau.edu.cn

挥发^[15-16]。也有人认为生物炭对土壤氨挥发无影响^[17]。由此可见,生物炭 pH 值和 CEC 的双重调控作用对稻田生态系统氨挥发影响较大,如何发挥其正面调控作用、降低负面调控影响有必要进行深入系统研究。

研究发现生物炭的 CEC 受热解温度影响较大^[18]。随着热解温度的升高,生物炭比表面积和孔隙结构增大,吸附能力增强,高温制备的秸秆生物炭更有利于对 NH_4^+ 的吸附^[19]。而对生物炭进行酸化处理可直接抑制其石灰效应,生物炭经酸改性后比表面积和表面酸性官能团的数量增加,含氧量提高,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附效果得到进一步增强^[20-22]。因此,本研究将稻草生物炭应用到稻田生态系统当中,并通过调整其制备过程中的热解温度和制备后的酸化水平(pH 值),探讨生物炭对稻田氨挥发过程的调控作用和减排效应,以期对稻田合理应用生物炭和减少化肥施用量提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况和试验材料

试验于 2019—2020 年在沈阳农业大学卡力玛水稻试验站(122°67'E, 41°52'N)进行。盆栽用土为当地水稻土,有机质 11.46 g/kg,铵态氮 5.02 mg/kg,硝态氮 21.63 mg/kg,全氮 0.90 g/kg,全磷 4.58 g/kg,全钾 21.03 g/kg,速效钾 80.90 mg/kg,土壤 pH 值为 7.04。水稻生育期内的逐日降水和平均温度如图 1 所示。

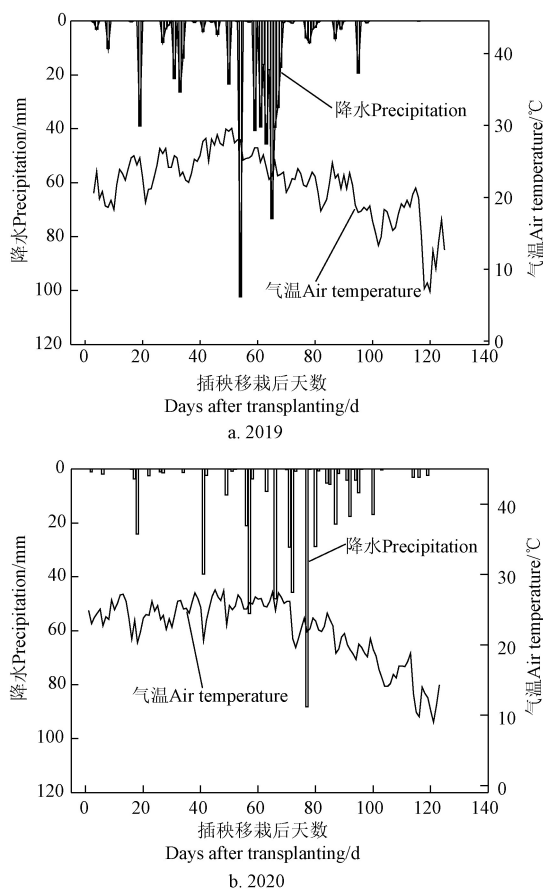


图1 水稻生长季日平均降雨与气温

Fig.1 Daily mean precipitation and air temperature during rice growing stages

水稻供试品种为沈农大粒糯,生物炭供试原料为稻草秸秆。

1.2 试验设计和过程

1.2.1 生物炭制备

参考生物炭的定义、制备过程及适宜作物生长的酸碱环境^[23-24],生物炭热解温度分别选用 300、500 和 700 °C,酸化水洗 pH 值选择 5、7 和 9 三个水平。生物炭制备:将备用稻秆置于密闭性良好的钢盒当中,在马弗炉(SX-12-10,北京中兴伟业仪器有限公司)内进行热解炭化,稳定热解温度分别为 300、500、700 °C,升温速率为 15 °C/min,保温时间为 2 h,冷却至室温后,研磨,过 100 目(0.15 mm)筛后分别密封保存,做好标记备用。

1.2.2 试验过程

采用完全随机区组试验设计,设置生物炭 10 个处理(表 1),分别为 3 个热解温度(300、500、700 °C),3 个 pH 值(5、7、9)的 9 个组合处理和 1 个空白对照(不施加生物炭),共 30 个盆栽。盆直径 0.40 m,高 0.39 m,每盆种植 3 穴水稻。在试验开始之前,取稻田表层土壤,经晾晒、去杂、过筛等处理后,按照每盆 30 kg 标准装盆(干土质量),再将烧制好的 300、500 和 700 °C 热解温度稻草生物炭用硫酸(1 mol/L)酸化 48 h,用清水冲洗,再酸化再冲洗,直到生物炭 pH 值洗到 5、7、9 三个水平,在插秧前 1 d 施生物炭和基肥,按照 20 t/hm² 的用量标准折算生物炭,期间保持水层不超过 3 cm,并进行手工翻地,保证生物炭与 0~10 cm 之间土混合均匀;氮磷钾肥分别选用包括尿素(以纯 N 计)5.48 g/盆,过磷酸钙(以 P₂O₅ 计)7.54 g/盆和氯化钾(以 K₂O 计)3.14 g/盆,基肥(2019 年 6 月 10 日、2020 年 6 月 9 日)、分蘖肥(2019 年 6 月 23 日、2020 年 6 月 24 日)和穗肥(2019 年 7 月 22 日、2020 年 7 月 26 日)3 次施肥比例分别为 4:4:2、1:0:0 和 5:0:5。其他病、虫、杂草等管理按照当地管理方式。2020 年重复 2019 年试验,且不换土。

表 1 试验处理设置

Table 1 Experimental treatment settings

试验编号 Test number	生物炭热解温度 Pyrolysis temperature of biochar/°C	生物炭 pH 值 pH value of biochar	生物炭用量 Application amount of biochar/(t·hm ⁻²)
C300P5	300	5	20
C300P7	300	7	20
C300P9	300	9	20
C500P5	500	5	20
C500P7	500	7	20
C500P9	500	9	20
C700P5	700	5	20
C700P7	700	7	20
C700P9	700	9	20
CK	-	-	0

1.3 测定指标

1.3.1 生物炭 CEC 的测定

生物炭阳离子交换量的测定采用乙酸铵法^[25]。称取过 100 目(0.15 mm)筛的生物炭 0.20 g,先用 pH 值为

7.0 的 1 mol/L 乙酸铵溶液离心 (3 500 r/min)、淋洗生物炭 3 次, 每次 60 mL; 再用无水乙醇离心 (3 500 r/min)、淋洗生物炭 3 次, 每次 60 mL; 最后用蒸馏水将生物炭淋洗过滤, 收集滤液并用 AA3 连续流动分析仪 (德国 SEAL 公司) 测定溶液中 NH_4^+ 浓度, 计算生物炭的 CEC

$$\text{CEC} = C / (m \cdot 18) \times 10^2 \quad (1)$$

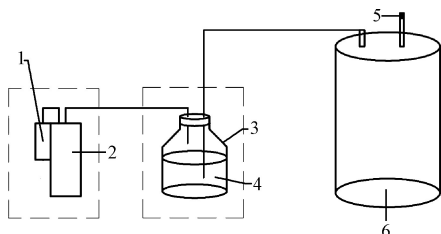
式中 CEC 为阳离子交换量, cmol/kg ; C 为测定样品中的 NH_4^+ -N 浓度, mg/L ; m 为称取的生物炭质量, g 。

1.3.2 氨挥发样品采集

使用密闭气室间歇式抽气法^[26]测定稻田土壤氨气挥发量, 装置如图 2 所示。在尿素施加后第 1 周, 每隔 24 h 采样 1 次, 每次采气时间为 2 h, 以这 2 h 的通气值作为当天氨挥发的平均通量计算全天的氨挥发量; 施肥后 2~3 周, 每隔 2~3 d 采集 1 次气体; 当氨气排放量明显下降后, 取样间隔延长至 5~7 d, 直至水稻收获。将洗气瓶中的硼酸带回实验室, 使用全自动凯氏定氮仪 (BUCHIK-360, 瑞士步琪公司) 测定收集氨挥发的硼酸溶液的耗酸量, 然后按照如下公式计算:

$$V_{\text{NH}_3\text{-N}} = \frac{14(V - V_0) \cdot c}{A \cdot D} \times 10^{-2} \quad (2)$$

式中 $V_{\text{NH}_3\text{-N}}$ 为单位时间单位面积上氨挥发通量 (以纯氮计), $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$; V 为滴定样品时所用标准酸溶液的体积, mL ; V_0 为滴定空白时所用标准酸的体积, mL ; c 为标准酸溶液的浓度, mol/L ; A 为采气装置的横截面积, m^2 ; D 为每次采集氨挥发的时间, d 。对时段内的氨挥发通量进行内插积分求和即为本时段内稻田氨挥发损失量。



1. 流量计 2. 真空泵 3. 洗气瓶 4. 硼酸溶液 5. 磷酸甘油海绵塞 6. 密闭气室
1. Flow meter 2. Vacuum pump 3. Gas bottle 4. Boric acid solution 5. Phosphoric glycerine sponge plug 6. Airtight chamber

图 2 氨挥发采集装置

Fig. 2 Ammonia volatilization collection device

1.3.3 田面水水样采集

在施肥后第 1、2、3、5、7 天采集田面水水样, 第 2~3 周每隔 3 d 取一次样, 之后每隔 5~7 d 取 1 次样, 每次使用注射器抽取 50 mL。用 AA3 连续流动分析仪对田面水铵态氮含量进行测定。

1.3.4 水稻产量

水稻成熟后单打单收、单独脱粒, 按照 14% 标准含水率折算计产。

1.3.5 水稻氮素累积和土壤氮素残余量

秋收后, 水稻茎、叶和穗, 经冲洗、分解、分装和杀青 (105 °C, 0.5 h) 等过程后 70 °C 烘干至恒质量, 称质量计量。粉碎、过 80 目筛 (0.20 mm)、充分混合后, 分别称取茎、叶和穗样品 0.20 g, 采用浓 H_2SO_4 - H_2O_2 法

进行消煮; 水稻收割后, 在每个盆栽中按 0~10 和 >10~20 cm 两个土层取样, 将采集的土样风干后粉碎至粉末状, 称取 2.0 g 进行消煮。采用全自动凯氏定氮仪 (BUCHIK-360, 瑞士步琪公司) 测定消煮液中的氮浓度。各部分干物质量与氮素含量乘积之和为水稻地上部氮素积累量。

1.4 数据分析

2 年试验数据分别采用单因素完全随机试验设计模型单独进行方差分析, 使用 R 软件实现。不同处理事后均值差异检测采用 Tukey's HSD 方法, 显著性水平为 $P < 0.05$ 。采用 Origin 2019 进行作图。生物炭处理与稻田氨挥发影响因子关联分析使用结构方程模型, 采用 R 语言 lavaan 软件包实现^[27]。

2 结果与分析

2.1 不同热解温度和酸化水平处理对稻草生物炭 CEC 的影响

不同热解温度和酸化水平下生物炭的 CEC 如表 2 所示。由表可知, 热解温度和酸化水平对稻草生物炭 CEC 影响显著 ($P < 0.05$)。未经过酸化处理的稻草生物炭 CEC 分别为 $46.30 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ (300 °C)、 $36.07 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ (500 °C) 和 $31.38 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ (700 °C), 经过酸化处理后, 相同酸化水平下, CEC 随热解温度升高显著上升 ($P < 0.05$)。较之 300 °C, 500 °C 和 700 °C 稻草生物炭的 CEC 分别提高 75.57% 和 14.43% (pH 值=5)、83.72% 和 25.81% (pH 值=7)、42.49% 和 16.41% (pH 值=9)。较之热解温度, 酸化水平高低对稻草生物炭 CEC 的影响更为明显。相对于 P5, P9 水平稻草生物炭的 CEC 显著提高 81.15% (300 °C)、47.02% (500 °C)、49.56% (700 °C), P7 水平生物炭的 CEC 显著提高 34.62% (700 °C)。

表 2 不同热解温度和酸化水平制备的生物炭 CEC
Table 2 Biochar CEC prepared at different pyrolysis temperatures and acidification levels

处理 Treatment	CEC /($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)
C300	46.30±1.17f
C300P5	48.97±2.01f
C300P7	57.31±4.26ef
C300P9	88.71±7.82de
C500	36.07±0.81f
C500P5	85.98±9.45de
C500P7	105.28±2.68bcd
C500P9	126.41±9.56abc
C700	31.38±0.64f
C700P5	98.39±3.82cd
C700P7	132.46±3.90ab
C700P9	147.15±2.22a

注: CEC 为阳离子交换量。C300、C500、C700 表示未经过酸化的生物炭处理。同一列不同字母表示在 0.05 水平下差异显著。下同。

Note: CEC is the cation exchange capacity. C300, C500, and C700 are biochar treatments without acidification. Different letters in the same column indicate significant differences at the level of 0.05. The same as below.

2.2 不同热解温度和酸化水平稻草生物炭对田面水 NH_4^+ -N 浓度的影响

不同热解温度和酸化水平生物炭处理下田面水 NH_4^+ -N 浓度变化如图 3 所示。

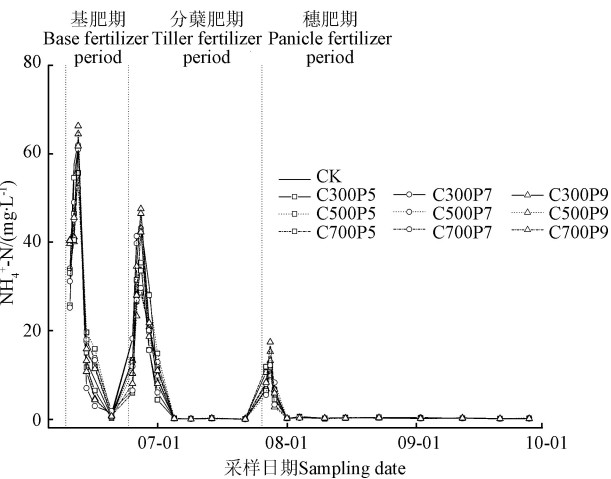


图 3 全生育期不同处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度动态
Fig.3 Dynamic of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in surface water during the whole growth period

稻田全生育期内田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在 0.01 ~

66.28 mg/L 之间变化，峰值均出现在施肥后的 1~3 d 内。不同生物炭处理对基肥期、分蘖肥期和穗肥期田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 峰值和均值浓度的影响见表 3。由表可知，除穗肥期外，不同施肥期的田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度峰值受稻草生物炭的热解温度和酸化水平影响显著 ($P<0.05$)，与对照组相比，呈现出随二者水平的提高而降低的趋势。酸化水平为 5 时，700 °C 生物炭显著降低 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度峰值 16.90% (基肥期)、35.60% (分蘖肥期)，500 和 300 °C 生物炭分别降低 23.85% 和 18.19% (分蘖肥期)；酸化水平为 7 时，700 °C 生物炭显著降低 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度峰值 32.23% (分蘖肥期)；酸化水平为 9 时，300 °C 和 500 °C 生物炭分别显著提高田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 16.85%、12.81% (基肥期) 和 24.55%、22.16% (分蘖肥期)，700 °C 生物炭只在分蘖肥期显著提高了田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 14.15%。就平均值而言，只有 700 °C 生物炭在分蘖肥期显著降低田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 24.08% (pH 值=5) 和 25.04% (pH 值=7)。

表 3 不同生物炭处理下的肥期田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度峰值和均值

Table 3 Peak and mean values of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in surface water during fertilization periods

处理 Treatment	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度峰值 Peak concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$			$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度平均值 Mean concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$		
	基肥期 Base fertilizer period	分蘖肥期 Tiller fertilizer period	穗肥期 Panicle fertilizer period	基肥期 Base fertilizer period	分蘖肥期 Tiller fertilizer period	穗肥期 Panicle fertilizer period
	Base fertilizer period	Tiller fertilizer period	Panicle fertilizer period	Base fertilizer period	Tiller fertilizer period	Panicle fertilizer period
C300P5	61.13±9.74c	35.61±2.32c	10.62±3.16b	28.59±1.98b	12.32±0.99ab	2.20±0.13a
C300P7	62.68±4.49bc	42.94±2.04c	12.21±0.41ab	28.84±2.56ab	13.41±1.89ab	2.29±0.13a
C300P9	73.51±2.03a	54.22±1.97a	13.22±1.09ab	36.28±2.54a	14.86±1.17a	2.41±0.10a
C500P5	60.25±2.67c	33.15±2.57cd	10.57±3.20b	28.24±3.02ab	12.02±0.55ab	2.06±0.59a
C500P7	61.92±1.58c	42.45±2.94b	12.44±2.54ab	28.98±4.09ab	12.73±0.89ab	2.38±0.58a
C500P9	70.98±3.10a	53.18±3.67a	15.74±2.50a	34.11±2.37ab	14.85±0.74a	2.43±0.28a
C700P5	52.28±4.37d	28.04±1.74d	10.77±0.64b	26.04±1.65b	10.46±0.91b	1.98±0.13a
C700P7	55.98±1.93cd	29.50±5.42d	10.13±1.31b	27.31±2.05b	10.32±0.42b	2.07±2.25a
C700P9	69.71±4.43ab	49.69±2.17a	15.06±2.94a	32.85±3.21ab	13.81±0.90a	2.28±0.47a
CK	62.91±2.93bc	43.53±3.68b	12.56±0.46ab	31.53±4.13ab	13.77±1.89a	2.20±0.08a

2.3 不同热解温度和酸化水平稻草生物炭对稻田氨挥发的影响

2.3.1 不同酸化水平生物炭对稻田氨挥发的影响

3 个热解温度条件下，不同生物炭酸化水平的稻田生态系统 2019 和 2020 年全生育期氨挥发通量动态曲线如图 4 所示。3 个热解温度不同生物炭酸化水平下，稻田生

态系统氨挥发通量均出现 3 个明显的峰值，分别发生在施肥后的 1~3 d 左右。平均而言，3 次施肥后 5、10 和 20 d 内氨挥发总量分别占全生育期氨挥发总量的 63.2%、77.0% 和 92.9% (2019)，55.9%、72.9% 和 92.2% (2020)。整个水稻生长季，不同热解温度下氨挥发通量随生物炭酸化水平的提高而降低，在施肥后的 5 d 内效果尤为明显。

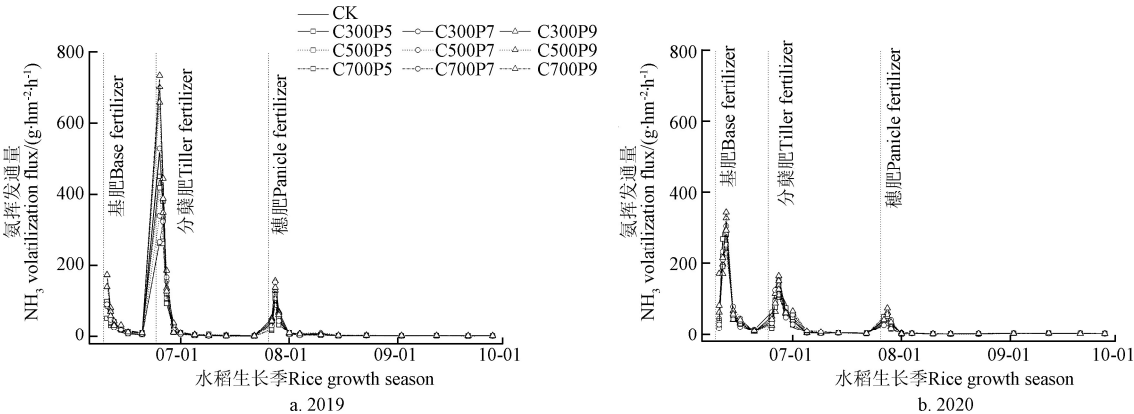


图 4 2019 和 2020 年稻田生态系统氨挥发通量动态

Fig.4 Dynamic of ammonia volatilization flux in paddy ecosystem under different biochar acidification levels in 2019 and 2020

不同酸化水平的稻草生物炭对肥期氨挥发损失的影响见表 4, 不同施肥期(2019 年 3 个施肥期、2020 年基肥期)稻田氨挥发损失量差异明显($P<0.05$)。2019 年表现为分蘖肥期氨挥发量较大, 而 2020 年为基肥期氨挥发量较大。从 3 个施肥期的氨挥发总量来看(2019), 偏酸性生物炭对氨挥发的抑制效果要明显好于中性, 700 °C 水平下, 酸化水平为 5 的处理氨挥发显著减少了 31.76%(分蘖肥期); 同时不管热解温度如何改变, 酸化水平为 9 的处

理显著增加了氨挥发损失 19.54%~68.60%(基肥期和分蘖肥期)。2020 年中, 在 700 °C 水平下, 酸化水平为 5 和 7 的处理显著减少了氨挥发 14.27%和 12.97%(基肥期)。本试验中供试土壤的 pH 值在 7 左右, 不同酸化水平的生物炭改变了土壤 pH 值, 酸碱反应带来的石灰效应导致氨挥发随生物炭 pH 值的升高而增大。由此可见, 稻草生物炭的酸化水平对氨挥发的排放具有显著影响, 施加酸性改良的生物炭更能抑制稻田系统中氨挥发的排放。

表 4 不同生物炭处理下稻田生态系统 3 个施肥期的氨挥发损失量

Table 4 Ammonia volatilization loss in paddy ecosystem during three fertilization periods under different biochar treatments

处理 Treatment	2019 年肥期氨挥发损失量 NH ₃ volatilization during fertilization period in 2019/(kg·hm ⁻²)			2020 年肥期氨挥发损失量 NH ₃ volatilization during fertilization period in 2020/(kg·hm ⁻²)		
	基肥期 Base fertilizer period	分蘖肥期 Tiller fertilizer period	穗肥期 Panicle fertilizer period	基肥期 Base fertilizer period	分蘖肥期 Tiller fertilizer period	穗肥期 Panicle fertilizer period
C300P5	6.78±1.03c	21.59±1.88b	6.89±0.50d	16.39±1.28bcd	11.76±0.44ab	4.58±0.09ab
C300P7	9.26±1.55bc	23.06±1.27b	7.09±0.12d	16.33±0.43bcd	12.07±0.64ab	4.79±0.44ab
C300P9	12.62±0.17a	29.84±0.40a	9.64±0.70ab	19.59±1.07a	12.71±0.62a	5.70±0.51a
C500P5	8.24±0.83c	19.71±0.68b	7.06±0.49d	15.78±0.68cd	10.50±0.07b	4.12±0.31b
C500P7	8.37±1.02bc	20.52±0.57b	7.60±0.29cd	15.79±0.53cd	11.39±0.52ab	4.76±0.55ab
C500P9	11.00±0.91ab	27.24±0.19a	10.03±0.33a	18.26±1.20ab	12.17±0.57ab	5.22±0.31ab
C700P5	7.82±1.08c	15.33±0.80c	7.13±0.95d	15.19±0.10d	10.58±0.99b	4.49±0.21b
C700P7	7.97±0.82c	19.53±0.18b	7.74±0.94cd	15.42±0.29d	11.33±0.27ab	4.81±0.42ab
C700P9	12.78±0.89a	26.86±2.76a	9.24±0.95abc	18.15±0.50ab	13.04±1.16a	5.68±0.40a
CK	7.58±0.26c	22.47±1.10b	8.30±0.19bcd	17.71±0.81abc	11.77±0.95ab	5.13±0.56ab

2.3.2 不同热解温度生物炭对稻田氨挥发的影响

3 种酸化水平下, 不同热解温度生物炭处理稻田生态系统 2019 和 2020 年全生育期氨挥发通量动态变化曲线如图 4 所示。由图 4 可知, 在酸化水平为 5 和 7 的条件下, 2 a 氨挥发最大值均表现出 300 °C>500 °C>700 °C; 但在酸化水平为 9 的条件下, 不同年份间的趋势存在差异。

不同热解温度的稻草生物炭处理对不同施肥期氨挥发损失量的影响见表 4。由表 4 可知, 与空白处理相比, 当酸化水平为 5 时, 700 °C 生物炭处理显著降低氨挥发损失 31.76%(2019, 分蘖肥期)、14.27%(2020, 基肥期); 酸化水平为 7 时, 700 °C 处理显著降低氨挥发损失 12.97%(2020, 基肥期); 酸化水平为 9 的条件下, 3 个热解温度处理均显著增加了基肥期和分蘖肥期的氨挥发损失(2019), 这是因为此时的氨挥发主要受生物炭酸化水平的影响, 热解温度对其贡献相对较小。

2.3.3 不同热解温度和酸化水平生物炭对稻田全生育期氨挥发损失的影响

生物炭的热解温度和酸化水平对稻田全生育期氨挥发的影响见表 5。不同生物炭处理稻田氨挥发总量在 30.27~52.10 kg/hm²(2019)、30.25~38.00 kg/hm²(2020)之间, 占总施氮量(200 kg/hm²)的 15.14%~26.05%、15.10%~19.00%。2 a 试验结果表明, 生物炭的热解温度和酸化水平对氨挥发有显著影响($P<0.05$)。分析表明(表 5), 酸化水平为 9 的处理氨挥发损失总量在 48.27~52.10 kg/hm²(2019)、35.65~38.00 kg/hm²(2020)之间, 较之无生物炭处理(CK), 显著增加 28.15%~38.01%

(2019, C300P9、C500P9、C700P9), 9.79%(2020, C300P9); C700P5 处理显著减少了 22.93%(2019), 12.61%(2020)的氨挥发损失; C500P5、C500P7 和 C700P7 处理显著减少了 12.21%、7.74%和 8.83%的氨挥发损失(2020)。由此可见, 适当提高稻草生物炭的热解温度和酸化水平, 能够有效降低稻田氨挥发损失。

表 5 2019 和 2020 年不同处理下稻田全生育期总氨挥发损失量
Table 5 Total ammonia volatilization loss in the whole growth period of paddy field under different treatments in 2019 and 2020

处理 Treatment	氨挥发总损失量 Total ammonia volatilization loss/(kg·hm ⁻²)	
	2019	2020
C300P5	35.26±2.92b	32.73±1.40def
C300P7	39.41±2.64b	33.20±0.63cde
C300P9	52.10±0.49a	38.00±0.47a
C500P5	35.00±0.62bc	30.39±0.72f
C500P7	36.49±0.70b	31.94±0.77ef
C500P9	48.27±0.70a	35.65±1.16abc
C700P5	30.27±0.36c	30.25±0.83f
C700P7	35.24±1.54b	31.56±0.75ef
C700P9	48.89±2.76a	36.87±1.18ab
CK	38.35±1.46b	34.62±0.35bcd

2.4 不同热解温度和酸化水平稻草生物炭对水稻地上部氮素累积量和产量的影响

不同生物炭处理对水稻地上部氮素累积和土壤氮素残余量的影响见表 6。2 a 试验结果表明, 生物炭的热解

温度及酸化水平对水稻地上部氮素积累量有显著影响 ($P<0.05$)。由表可知, 与 CK 处理相比, 酸化为 5 水平下, 700 °C 生物炭处理提高水稻地上部氮素积累量 16.80% (2019) 和 24.84% (2020), 500 °C 生物炭处理提高 9.10% (2019); 酸化 7 的水平下, 700 °C 处理提高地上部氮素积累量 15.63% (2019)、15.41% (2020); 酸化为 9 水平下, 不管如何改变热解温度, 其地上部氮素积累量均无显著性差异。土壤氮素残余含量受生物炭的热解温度影响显著 ($P<0.05$)。与 CK 处理相比, 两年间 300 °C 生物炭在 3 种酸化水平下显著提高土壤氮素残余量 14.55%~28.64%; 500 °C 生物炭在 P5 和 P7

水平下分别提高 19.85% 和 17.85% (2020), 700 °C 生物炭在 P5 和 P9 水平下分别提高 15.80% 和 13.19% (2020)。

2 a 试验结果一致表明, 不同热解温度和酸化水平制备的生物炭对水稻产量有显著影响 (表 6)。偏酸性搭配高温热解的生物炭增产效果显著 ($P<0.05$)。与不施加生物炭处理相比, 酸化水平为 5 的生物炭处理在两年间增产 12.31%~13.50% (700 °C); 酸化水平为 7 的生物炭处理两年间增产 9.92%~12.72% (700 °C); 酸化水平为 9 的 (300 °C、500 °C、700 °C) 处理两年间对产量均无显著性影响。

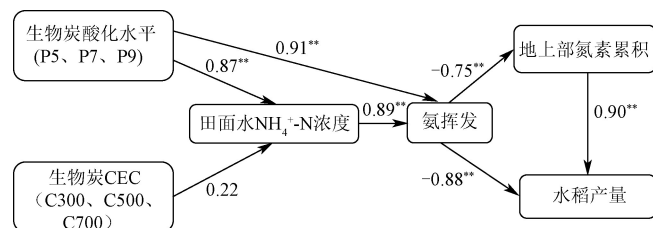
表 6 水稻地上部氮素积累及土壤氮素残余量

Table 6 Aboveground nitrogen accumulation and soil nitrogen residual amount of rice

处理 Treatment	2019			2020		
	水稻产量 Grain yield/ (10 ³ kg·hm ⁻²)	地上部氮素积累量 Above-ground N accumulation/(kg·hm ⁻²)	土壤氮素残余量 Soil N residue/ (g·kg ⁻¹)	水稻产量 Grain yield/ (10 ³ kg·hm ⁻²)	地上部氮素积累量 Above-ground N accumulation/(kg·hm ⁻²)	土壤氮素残余量 Soil N residue/ (g·kg ⁻¹)
C300P5	14.18±0.38abc	147.70±6.71bc	0.91±0.05abc	10.36±0.60abcd	96.66±1.45bc	0.87±0.02a
C300P7	13.80±0.42abcd	144.38±3.34bc	0.92±0.04ab	10.10±0.71abcd	96.61±2.98bc	0.82±0.01a
C300P9	13.33±0.34bcd	137.07±1.68c	0.94±0.03a	9.48±0.34d	94.24±3.57c	0.86±0.03a
C500P5	14.31±0.70abc	151.22±4.19ab	0.77±0.04bcd	10.65±0.30abc	98.25±6.08bc	0.86±0.05a
C500P7	13.81±0.32abcd	146.44±2.58bc	0.78±0.05bcd	10.26±0.19abcd	96.29±5.52bc	0.85±0.02a
C500P9	13.29±0.27bcd	139.81±4.58c	0.82±0.08abcd	9.62±0.24cd	95.19±2.59c	0.80±0.04ab
C700P5	14.75±0.38a	161.90±1.75a	0.74±0.09d	10.92±0.12a	116.94±5.08a	0.83±0.03a
C700P7	14.43±0.47ab	160.27±2.43a	0.73±0.03d	10.85±0.52ab	108.10±2.14ab	0.78±0.05ab
C700P9	12.69±0.21d	138.13±5.43c	0.77±0.03d	9.73±0.19bcd	97.16±1.26bc	0.81±0.01a
CK	13.13±0.20cd	138.61±2.37c	0.73±0.01d	9.62±0.30cd	93.67±6.53c	0.72±0.03b

2.5 生物炭处理与稻田氨挥发影响因子关联分析

为了明晰不同生物炭处理对氨挥发的影响机制, 采用结构方程模型来剖析生物炭热解温度和酸化水平与氨挥发多个响应因子的因果关系 (图 5, 路径系数 B 表示两变量间因果关系的强弱)。



注: **表示 2 个变量间有显著的直接影响 ($P<0.05$)。值为路径系数。
Note: ** indicates a significant direct effect between two variables ($P<0.05$). Values are path coefficients.

图 5 不同热解温度和酸化水平制备的生物炭与各指标的关联分析

Fig.5 Correlation analysis of biochar prepared at pyrolysis temperatures and acidification levels with different indexes

由图 5 可以看出, 与不同热解温度的生物炭 CEC 相比, 酸化水平对田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度影响更为显著, B 达到了 0.87, 说明在稻田生态系统中, 稻草生物炭的酸碱性对氨挥发的影响要远大于其热解温度 (CEC)。虽然碱性生物炭 (pH 值=9) 具有更高的 CEC, 但将其施入土壤后, 强烈的酸碱反应带来的石灰效应导致稻田土壤中

的氨大量挥发, 其 CEC 对氨挥发的贡献较小; 氨挥发受生物炭酸化水平 ($B=0.91$) 和田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 ($B=0.89$) 影响显著, 表现出强烈的正相关性; 氨挥发损失同水稻地上部氮素积累量 ($B=-0.75$) 和产量 ($B=-0.88$) 呈显著负相关, 说明过多的氨挥发损失必然导致水稻地上部分氮素含量的下降, 最终影响水稻产量 ($B=0.90$)。由此可知, 中、酸性改良搭配高温热解生物炭 (C700P5、C700P7) 主要由于酸化后显著降低稻草生物炭 pH 值, 抑制其石灰效应, 降低了田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度, 进而抑制氨挥发、减少了氮素损失, 最终提高了水稻地上部的氮素积累量, 实现水稻增产。

3 讨 论

3.1 热解温度和酸化水平控制对生物炭 CEC、田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和稻田氨挥发的影响

CEC 是衡量生物炭化学吸附能力的重要指标。相关研究表明, 随着热解温度的升高, 生物炭表面酸性官能团减少, CEC 下降^[28]; 也有研究表明, 稻草生物炭对水溶液中 NH_4^+ 的吸附作用随热解温度的增加而持续增高^[29]。本研究支持前者观点, 但本研究进一步发现, 用 1 mol/L 硫酸进行酸化处理后, 稻草生物炭 CEC 随热解温度提升而显著增加。这可能是由于在酸化的过程中表面引入了更多的酸性官能团^[30-31], 此时高温热解使酸化后的生物炭具有更大的比表面积和更丰富的孔隙结构, 物理结构吸附性能更强^[32-33], 对 NH_4^+ 的吸附作用更强。但稻草生物

炭酸化后, 其 CEC 随着 pH 值降低 (酸化程度越高) 而逐渐降低。因为在酸性条件下, H^+ 同 NH_4^+ 又存在竞争关系, pH 值越小, H^+ 浓度越大, NH_4^+ 吸附量越小。

在稻田众多氮素损失途径中, 氨挥发是土壤系统中氮肥损失的主要途径之一。本研究中氨挥发损失占施氮量的 15.14%~26.05%, 在正常稻田氨挥发损失范围内^[34-36], 但结果偏高, 主要因为在本试验中没有渗漏, 因而没有氮素淋失。氨挥发损失发生在施肥后的 10 d 左右, 3 次施肥后 5、10 和 20 d 内氨挥发总量分别占全生育期氨挥发总量的 63.2%、77.0% 和 92.9% (2019 年), 55.9%、72.9% 和 92.2% (2020 年)。这同 Sun 等^[37]研究氨挥发损失发生在 3 次施肥后的 10 d 内, 并且占氨挥发总损失 80% 以上基本一致。目前生物炭的直接应用对稻田生态系统氨挥发的影响有促进、降低和无影响等 3 种不同的观点^[10-14]。本研究结果表明, 生物炭对稻田氨挥发影响主要受到其 pH 值和 CEC 的正负双重作用所调控, 石灰效应明显, 则表现为促进氨挥发; CEC 吸附作用明显则表现为抑制氨挥发。本研究通过对稻草生物炭进行酸化水平和热解温度的调整, 并进行大田试验发现, 碱性稻草生物炭 (pH 值=9) 直接应用于稻田 (土壤 pH 值为 7.04), 不管热解温度如何, 均体现出较强烈的石灰效应, 会加大氨挥发损失; 而将偏酸性或中性的稻草生物炭配合提高热解温度, 可降低石灰效应, 同时提高稻草生物炭 CEC, 能够进一步激发其正面调控作用, 降低氨挥发损失 (表 5)。

另一方面, 将稻草生物炭应用在中性稻田土壤中, 强大的石灰效应必会加剧当年稻田氨挥发。2019 年达总施氮量的 24%, 较不施生物炭处理高 25%。2020 年尽管氨挥发占比仍达到 18%, 但较不施生物炭处理仅仅高 1%。由此可见, 氨挥发随着生物炭应用年限的增长, 其石灰效应有明显减弱的趋势。同时本研究中的结构方程模型也表明, 氨挥发不仅同生物炭的 pH 值和 CEC 有关, 还同田面水 NH_4^+-N 浓度有关。本研究表明, 田面水中氮素主要以 NH_4^+-N 形态存在, NH_4^+-N 浓度影响稻田氨挥发, 其 NH_4^+-N 浓度同氨挥发动态变化曲线完全一致 (图 3)。生物炭对氨挥发的影响, 还体现在其对田面水 NH_4^+-N 浓度的调控作用 (表 3)。生物炭显著降低了稻田基肥期和分蘖肥期的田面水 NH_4^+-N 峰值浓度, 对施肥 10 d 后均无显著影响。生物炭 pH 值对氨挥发的影响要远大于其 CEC, 当前市场稻草生物炭热解温度多采用 500 °C, 其 pH 值大多在 9.0~10.5 之间, 若能对其进行一定的酸化处理, 再配合提高热解温度, 以此来降低稻草生物炭强大的石灰效应, 可充分激发其降氮潜能, 加大生物炭对稻田生态系统氨挥发调控的正效应。

3.2 不同热解温度和酸化水平的稻草生物炭对水稻产量的影响

相关研究表明, 生物炭的施入能促进水稻根系生长, 增加水稻根系的活跃吸收面积, 进而提高水稻吸收养分的能力, 增加水稻产量^[38]。本研究表明, 生物炭显著提高了收获期水稻地上部氮素积累量, 与其结论一致。过多的氨挥发损失必然导致稻田生态系统中可供水稻吸收

利用的氮素减少, 进而影响水稻的生长发育和产量的形成, 偏酸性或中性的稻草生物炭施入到中性稻田土壤中, 因其降低了石灰效应, 能明显减弱施用生物炭带来的负面效应; 同时高温热解的稻草生物炭具有较大的孔隙结构和比表面积, 物理结构吸附和阳离子交换能力更强, 不仅能吸附稻田水土系统中的 NH_4^+-N , 减少氨挥发损失, 还能提高水稻对氮素的吸收利用, 为水稻生长发育提供了良好的养分条件。相关研究表明, 生物炭能够显著提高作物的氮素利用效率^[39], 使作物平均增产 10% 左右^[40]。本研究表明, 中性稻田增施稻草生物炭可以提高产量, 提高水稻地上部的氮素积累量, 酸化水平为 5、热解温度为 700 °C 的生物炭增产效果最好。也有研究表明, 稻草生物炭 (pH 值=9~12) 不经酸化处理直接施入稻田土壤 (pH 值=5~6), 提高其热解温度也可以显著增加水稻产量^[41], 但在本试验中, 碱性水平下不管如何改变生物炭的热解温度, 均没有达到显著增产的结果, 这可能与土壤酸碱性、本底值和气候条件等密切相关, 因此有关生物炭的热解温度和酸化水平对水稻产量的影响研究, 应围绕不同土壤条件, 水分调控机制和多种养分运移同步进行, 进而确定生物炭对产量构成因子的影响。

4 结 论

本文以不施生物炭为对照, 研究不同热解温度和酸化水平制备的生物炭对田面水 NH_4^+-N 浓度、氨挥发和产量的影响。主要结论如下:

1) 水稻全生育期内田面水 NH_4^+-N 浓度在 0.01~66.28 mg/L 之间变化, C700P5 (酸化水洗 pH 值=5, 热解温度为 700 °C) 处理对中性稻田的田面水 NH_4^+-N 峰值浓度控制效果最为明显, 分别降低基肥期和分蘖肥期 NH_4^+-N 峰值浓度 16.90% 和 35.60%。

2) 2 a 稻田全生育期氨挥发损失量为 30.27~52.10 kg/hm², 占施氮量的 15.14%~26.05%。C700P5 处理显著降低氨挥发 12.61%~22.93%。稻田氨挥发损失 55.9%~92.9% 都发生在施肥后的 5~20 d 内, 这段时间是采取有效措施控制氨挥发损失的关键时期。

3) 稻田增施生物炭能够显著提高水稻产量, 两年间均为 C700P5 处理产量最高, 其增产原因是减少了稻季氨挥发损失, 降低了氮素损失, 提高了水稻的氮素利用效率。

4) 生物炭对稻田氨挥发的影响具有多面性。其降氮原因不能完全归结于对 NH_4^+ 的交换作用和土壤酸碱环境的调节, 还与生物炭提高土壤持水保肥特性和促进硝化、反硝化作用有关, 因此仍需进一步研究生物炭的热解温度和酸化改性在大田中的应用。

[参 考 文 献]

- [1] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, 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: 469-475.

- [2] 李虎, 邱建军, 高春雨, 等. 基于 DNDC 模型的环渤海典型小流域农田氮素淋失潜力估算[J]. 农业工程学报, 2012, 28(13): 127-134.
- Li Hu, Qiu Jianjun, Gao Chunyu, et al. Simulation of potential nitrate leaching in croplands of typical watershed around Bohai bay using DNDC model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(13): 127-134. (in Chinese with English abstract)
- [3] Arndt C, Misselbrook T H, Vega A, et al. Measured ammonia emissions from tropical and subtropical pastures: A comparison with 2006 IPCC, 2019 Refinement to the 2006 IPCC, and EMEP/EEA (European Monitoring and Evaluation Programme and European Environmental Agency) inventory estimates[J]. Journal of Dairy Science, 2020, 103(7): 6706-6715.
- [4] Tan X Z, Shao D G, Gu W Q, et al. Field analysis of water and nitrogen fate in lowland paddy fields under different water managements using HYDRUS-1D[J]. Agricultural Water Management, 2015, 150: 67-80.
- [5] 刘青丽, 李志宏, 陈顺辉, 等. 稻草还田对烟田追肥气态氮损失及相关微生物的影响[J]. 农业工程学报, 2020, 36(22): 246-253.
- Liu Qingli, Li Zhihong, Chen Shunhui, et al. Ammonia volatilization from winter wheat cropland in northern China based on a literature analysis[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(22): 246-253. (in Chinese with English abstract)
- [6] 钟婷. 秸秆炭化还田对稻田土壤氨挥发的影响及其机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2017.
- Zhong Ting. Influence Biochar Application on NH_3 Volatilization from Paddy Soil[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2017. (in Chinese with English abstract)
- [7] 潘逸凡. 生物质炭对稻田土壤氨氧化微生物的影响研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- Pan Yifan. Influence Biochar Application on Ammonia Oxidation Microbial Community in Paddy Soil[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014. (in Chinese with English abstract)
- [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.
- Zhang Weiming, Chen Wenfu, Meng Jun, et al. Study of straw-biochar on utilization potential, industry model and developing strategy in Northeast China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2019, 52(14): 2406-2424. (in Chinese with English abstract)
- [9] 计海洋, 汪玉瑛, 刘玉学, 等. 生物炭及改性生物炭的制备与应用研究进展[J]. 核农学报, 2018, 32(11): 2281-2287.
- Ji Haiyang, Wang Yuying, Liu Yuxue, et al. Advance in preparation and application of biochar and modified biochar research[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2018, 32(11): 2281-2287. (in Chinese with English abstract)
- [10] Meng J, He T Y, Edmond S, et al. Development of the straw biochar returning concept in China[J]. Biochar, 2019, 1(2): 139 - 149.
- [11] Shaukat M, Samoy-Pascual K, Maas E, et al. Simultaneous effects of biochar and nitrogen fertilization on nitrous oxide and methane emissions from paddy rice[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 248: 109242.
- [12] 董玉兵, 吴震, 李博, 等. 追施生物炭对稻麦轮作中麦季氨挥发和氮肥利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1258-1267.
- Dong Yubing, Wu Zhen, Li Bo, et al. Effects of biochar reapplication on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency during wheat season in a rice-wheat annual rotation system[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2017, 23(5): 1258-1267. (in Chinese with English abstract)
- [13] 何飞飞, 梁云姗, 荣湘民. 培养条件下生物炭对红壤菜地土氨挥发和土壤性质的影响[J]. 云南大学学报: 自然科学版, 2014, 36(2): 299-304.
- He Feifei, Liang Yunshan, Rong Xiangmin. Effects of biochar on ammonia volatilization and soil properties of vegetable-planting red soil in a laboratory[J]. Journal of Yunnan University, 2014, 36(2): 299-304. (in Chinese with English abstract)
- [14] 段婧婧, 薛利红, 尹爱经, 等. 添加生物炭的水芹湿地对农村低污染水的净化研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2): 299-304.
- Duan Jingjing, Xue Lihong, Yin Aijing, et al. Rural low-pollution wastewater purification in oenanthe javanica wetland with biochar addition[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(2): 299-304. (in Chinese with English abstract)
- [15] 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): 324-3333.
- Chen Wenfu, Zhang Weiming, Meng Jun. Advances and prospects in research of biochar utilization in agriculture[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2013, 46(16): 3324-3333. (in Chinese with English abstract)
- [16] Hale S, Alling V, Martinsen V, et al. The sorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars[J]. Chemosphere, 2013, 91(11): 1612-1619.
- [17] 曹逸凡. 几种改良剂对滨海盐土的改良效果及机理研究[D]. 扬州: 扬州大学, 2019.
- Cao Yifan. Study on the Effect and Mechanism of Several Ameliorants on Coastal Saline Soil[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2019. (in Chinese with English abstract)
- [18] 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, Lyu Yingchun, 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)

- [19] 陶梦佳. 秸秆生物炭的制备改性及对水体中氮磷的吸附效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
Tao Mengjia. Study on the Preparation of Straw Biochar and the Adsorption Efficiency of Nitrogen and Phosphorus in Whastewater[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2018. (in Chinese with English abstract)
- [20] 程效义. 生物炭还田对棕壤氮素利用及玉米生长的影响[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2016.
Cheng Xiaoyi. The Effects of Biochar on Nitrogen Utilization and Maize Growth on Brown Soil[D]. Shenyang: Shenyang Agriculture University, 2016. (in Chinese with English abstract)
- [21] 王申宛, 郑晓燕, 校导, 等. 生物炭的制备、改性及其在环境修复中应用的研究进展[J]. 化工进展, 2020, 39(S2): 352-361.
Wang Shenwan, Zheng Xiaoyan, Xiao Dao, et al. Research progress of production, modification and application in environment remediation of biochar[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2020, 39(S2): 352-361. (in Chinese with English abstract)
- [22] 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.
Wang Siyuan, Shen Jian, Li Mengjun, et al. Functional and structural characteristics of different modified biochar and its impacts on ammonium nitrogen adsorption[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(5): 1037-1045. (in Chinese with English abstract)
- [23] 赫伟红. 土壤酸碱性对土壤肥力和作物生长的影响[J]. 现代农村科技, 2012(24): 43.
- [24] 吕宏虹, 宫艳艳, 唐景春, 等. 生物炭及其复合材料的制备与应用研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(8): 1429-1440.
Lyu Honghong, Gong Yanyan, Tang Jingchun, et al. Advances in preparation and applications of biochar and its composites[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(8): 1429-1440. (in Chinese with English abstract)
- [25] 鲍士旦. 土壤农化分析(第3版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 156-158.
- [26] 孟军, 陈涛涛, 刘遵奇, 等. 一种田间小区氨挥发的采集装置及使用方法: 中国专利, CN111272502A[P]. 2020-04-02.
- [27] Rosseel Y. Lavaan: An R package for structural equation modeling[J]. Journal of Statistical Software, 2012, 48(2).
- [28] 杨选民, 王雅君, 邱凌, 等. 温度对生物质三组分热解制备生物炭理化特性的影响[J]. 农业机械学报, 2017, 48(4): 284-290.
Yang Xuanmin, Wang Yajun, Qiu Ling, et al. Effect of temperature on physicochemical properties of biochar prepared by pyrolysis of three components of biomass[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(4): 284-290. (in Chinese with English abstract)
- [29] 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.
Yao Xu. Study on Basic Properties and Nitrogen Adsorption Characteristics of Biochar[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2016. (in Chinese with English abstract)
- [30] 赵洁, 贺宇宏, 张晓明, 等. 酸碱改性对生物炭吸附 Cr(VI) 性能的影响[J]. 环境工程, 2020, 38(6): 28-34.
Zhao Jie, He Yuhong, Zhang Xiaoming, et al. Acid and alkali modification on the properties of biochar adsorption Cr(VI)[J]. Environmental Engineering, 2020, 38(6): 28-34. (in Chinese with English abstract)
- [31] 刘寒冰, 杨兵, 薛南冬. 酸碱改性活性炭及其对甲苯吸附的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(9): 3670-3678.
Liu Hanbing, Yang Bing, Xue Nandong. Effects of acidic and modification on activated carbon for adsorption of toluene[J]. Environmental Science, 2016, 37(9): 3670-3678. (in Chinese with English abstract)
- [32] Nguyen T T N, Xu C Y, Tahmasbian I, et al. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis[J]. Geoderma, 2017, 288: 79-96.
- [33] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2015, 206: 46-59.
- [34] Cao Y S, Yin B. Effects of integrated high-efficiency practice versus conventional practice on rice yield and N fate[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2015, 202: 1-7.
- [35] 杨国英, 郭智, 刘红江, 等. 稻田氨挥发影响因素及其减排措施研究进展[J]. 生态环境学报, 2020, 29(9): 1912-1919.
Yang Guoying, Guo Zhi, Liu Hongjiang, et al. Research progress on factors affecting ammonia volatilization and its mitigation measures in paddy fields[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2020, 29(9): 1912-1919. (in Chinese with English abstract)
- [36] Feng Y F, Sun H J, Xue L H, et al. Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH₃ volatilization dramatically in rice paddy soil[J]. Chemosphere, 2017, 168(2): 1277-1284.
- [37] Sun Y D, Xia G M, He Z L, et al. Zeolite amendment coupled with alternate wetting and drying to reduce nitrogen loss and enhance rice production[J]. Field Crops Research, 2019, 235: 95-103.
- [38] 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 Weiming, Meng Jun, Wang Jiayu, et al. Effect of biochar on root morphological and physiological characteristics and yield in rice[J]. Acta Agronomica Sinica, 2013, 39(8): 1445-1451. (in Chinese with English abstract)
- [39] 张爱平, 刘汝亮, 高霁, 等. 生物炭对宁夏引黄灌区水稻

- 产量及氮素利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(5): 1352-1360.
- Zhang Aiping, Liu Ruliang, Gao Ji, et al. Effects of biochar on rice yield and nitrogen use efficiency in the Ningxia Yellow River irrigation region[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2015, 21(5): 1352-1360. (in Chinese with English abstract)
- [40] Jeffery S, Verheijen F G A, van der Velde M, et al. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2011, 144(1): 175-187.
- [41] 张晟, 张徐洁, 赵远, 等. 不同温度制备的水稻秸秆生物炭对稻田土壤固碳减排及微生物群落结构的影响[J]. 江苏农业学报, 2019, 35(5): 1102-1111.
- Zhang Sheng, Zhang Xujie, Zhao Yun, et al. Effects of rice straw biochar prepared at different pyrolysis temperatures on carbon sequestration and mitigation and microbial community structure in paddy soil[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2019, 35(5): 1102-1111. (in Chinese with English abstract)

Effects of rice straw biochar with different adsorption characteristics on ammonia volatilization from paddy field and rice yield

Zhang Feng¹, Liu Chang¹, Wang Zhe¹, Meng Jun^{2,3}, Chi Daocai¹, Chen Taotao^{1,2,3*}

(1. College of Water Resources, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China; 2. College of Agronomy, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China; 3. National Institute of Biochar, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)

Abstract: Straw biochar has various positive effects on soil ecology and environment improvement, soil water and fertilizer conservation, and reduction of greenhouse gas emission. But the release of carbonate from some calcium carbonate (lime) can increase pH and hence ammonia (NH₃) volatilization in paddy fields. In this study, a two-year potted experiment with a completely randomized design was conducted using different biochar for better ammonium absorption while less impact of lime. The japonica rice (*Oryza sativa* L. cv. Da Li Nuo) and biochar deriving from rice straw were taken as the research objects. Three pyrolysis temperatures (300, 500, and 700 °C) and three levels of acidification (5, 7, and 9) were selected in the experiment. Prior to the test, the surface soil in the rice field was sampled and then air-dried. Biochar and basal fertilizer were applied one day before transplanting. The concentration of ammonium nitrogen in surface water, ammonia volatilization loss from a paddy field, and rice grain yield were measured under different biochar treatments during two rice growing seasons. The results showed that the ammonia volatilization loss ranged from 30.27 to 52.1 kg/hm² (2019), and 30.20 to 38.00 kg/hm² (2020) in the rice fields during rice growing stages, accounting for 15.14%-26.05% of N application rate (2019), and 15.1%-19.0% (2020). High temperature pyrolysis with acid and neutral straw biochar significantly reduced the volatilization loss. Biochar at pyrolysis temperature of 700 °C, acidification level 5 (C700P5) presented the best performance of ammonia reduction, where the ammonia volatilization was significantly reduced by 22.93% and 12.61% in 2019 and 2020, respectively. The variation trend of NH₄⁺-N concentration in field water was consistent with that of NH₄⁺-N volatilization flux. The peak NH₄⁺-N concentration in surface water decreased by 16.90%-35.60% in the basal and tillering stages with acidic and neutral straw biochar. The acidic and neutral rice straw biochar significantly increased the rice aboveground N accumulation by 9.10%-24.84% at three pyrolysis temperatures. High temperature pyrolysis combined with acid and neutral biochar (C700P5, C700P7) presented a significant yield increase, where the yield increase rate was 9.92%-13.50%. The structural equation showed that there were positive and negative effects of biochar pH value and Cation Exchange Capacity (CEC) on ammonia volatilization, whereas, together with an obvious lime effect. But the obvious adsorption was to inhibit ammonia volatilization. In addition, the ammonia volatilization in the paddy field was significantly correlated with NH₄⁺-N concentration in surface water. The effect of biochar on ammonia volatilization was also described in the regulation on NH₄⁺-N concentration in surface water. The combination of neutral and acid improvement with high temperature pyrolysis biochar (C700P5, C700P7) increased production, because both ammonia volatilization and nitrogen loss reduced significantly, particularly providing for more sufficient nutrients for the growth of rice. This finding can offer the potential application of biochar at different pyrolysis temperatures and acidification levels in rice fields.

Keywords: soils; nitrogen fertilizers; biochars; pyrolysis temperature; acidification level; ammonia volatilization; rice yield