



目次

北京市 2014~2020 年 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 时空分布与健康效应评估 ..... 陈菁, 彭金龙, 徐彦森 (4071)

京津冀地区高分辨率 PM<sub>2.5</sub> 浓度时空变化模拟与分析 ..... 杨晓辉, 宋春杰, 范丽行, 张凌云, 魏强, 李夫星, 王丽艳, 王卫 (4083)

京津冀典型城市冬季人为源减排与气象条件对 PM<sub>2.5</sub> 污染影响 ..... 邵玄逸, 王晓琦, 钟焜盛, 王瑞鹏 (4095)

太行山两侧污染物传输对横谷城市气溶胶的影响分析 ..... 王雁, 郭伟, 闫世明, 裴坤宁, 李明明, 陈二萍 (4104)

嘉善冬季碳质气溶胶变化特征及其来源解析 ..... 张颖龙, 李莉, 吴伟超, 吕升, 秦阳, 祝新明, 高晋徽, 唐倩, 夏崢 (4116)

基于机器学习算法的新冠疫情管控对河南省空气质量影响的模拟分析 ..... 魏煜, 徐起翔, 赵金帅, 张瑞芹 (4126)

新乡市大气 PM<sub>2.5</sub> 载带金属元素季节分布、来源特征与健康风险 ..... 刘桓嘉, 贾梦珂, 刘永丽, 赵艺洁, 郑爱华, 刘恒志, 徐肃阳, 肖晴晴, 苏晓燕, 任言 (4140)

黄渤海气溶胶中砷的分布特征和季节变化 ..... 袁帅, 王艳, 刘汝海, 种习习, 刘晓雨, 邵龙 (4151)

天津市 2020 年冬季重污染过程气溶胶消光特性及其来源 ..... 李立伟, 肖致美, 杨宁, 蔡子颖, 闫斌峰, 元洁, 白宇, 郑乃源, 唐逸 (4158)

中国暖季近地面臭氧浓度空间格局演变及主要气象驱动因素 ..... 何超, 慕航, 杨璐, 王丹璐, 邸彦峰, 叶志祥, 易嘉慧, 柯碧钦, 田雅, 洪松 (4168)

乌海市夏季臭氧污染特征及基于过程分析的成因探究 ..... 张瑞欣, 陈强, 夏佳琦, 刘晓, 郭文凯, 李光耀, 陈梅 (4180)

珠江三角洲海岸背景区大气 VOCs 污染特征与来源 ..... 云龙, 李成柳, 张明棣, 何龙, 郭键锋 (4191)

永定河上游地表水-地下水水化学特征及其成因分析 ..... 孔晓乐, 杨永辉, 曹博, 王艺璇, 裴宏伟, 沈彦军 (4202)

汉江中下游水质时空变异与驱动因素识别 ..... 程兵芬, 张远, 夏瑞, 张楠, 张新飞 (4211)

环境持久性药物在江苏省地表水中的污染水平、分布特征及生态风险评估 ..... 赵美美, 范德玲, 古文, 汪贞, 梁梦园, 刘济宁, 张志 (4222)

柳江流域河流溶解态重金属时空分布及污染评价 ..... 张婉军, 辛存林, 于爽, 刘齐, 曾鹏 (4234)

雷州半岛地下水重金属来源解析及健康风险评价 ..... 师环环, 潘羽杰, 曾敏, 黄长生, 侯清芹, 皮鹏程, 彭红霞 (4246)

龙子祠泉域地下水金属元素分布特征及健康风险评价 ..... 谢浩, 梁永平, 李军, 邹胜章, 申豪勇, 赵春红, 王志恒 (4257)

硫氧同位素解析典型岩溶地下河流域硫酸盐季节变化特征和来源 ..... 任坤, 潘晓东, 兰干江, 彭聪, 梁嘉鹏, 曾洁 (4267)

包头南海湿地磷形态及污染源定量识别 ..... 拜亚红, 钱晨歌, 袁思静, 谢子嫣, 来凌子, 张敏, 刘颖, 苗春林 (4275)

城市新城区公园沟塘沉积物磷释放风险及影响因素分析 ..... 李如忠, 宋敏, 杨继伟 (4287)

水力停留时间对潜流湿地净化效果影响及脱氮途径解析 ..... 齐冉, 张灵, 杨帆, 颜昌宙 (4296)

锰砂人工湿地对污染物的强化去除 ..... 马权, 王东麟, 林慧, 柏耀辉 (4304)

4 种典型沉水植物对去除磷污染底泥的应用效果 ..... 陶理, 王沛芳, 袁秋生, 王洵, 胡斌 (4311)

输水情景下白洋淀好氧反硝化菌群落对溶解性有机物的响应 ..... 周石磊, 张甜娜, 陈召莹, 张紫薇, 于明会, 姚波, 崔建升, 罗晓 (4319)

木屑生物炭在雨水径流中的氮磷淋出和吸附特性 ..... 孟依柯, 王媛, 汪传跃 (4332)

海州湾潮间带沙蚕对沉积物微塑料的指示作用 ..... 王嘉旋, 宋可心, 孙一鑫, 方涛, 李瑾祯, 张涛, 冯志华 (4341)

纳米二氧化钛与镉对斜生栅藻 (*Scenedesmus obliquus*) 生长的拮抗效应及其作用机制 ..... 王璞, 赵丽红, 朱小山 (4350)

螺旋霉素废水处理过程中菌群结构、水质特征及抗性基因之间关系分析 ..... 武彩云, 李慧莉, 覃彩霞, 佟娟, 魏源送 (4358)

螯合铁对厌氧铁氨氧化脱氮效能及微生物群落的影响 ..... 廖宏燕, 宋诚, 万柳杨, 时绍鹏, 王兴祖 (4366)

溶解氧对低碳源城市污水处理系统脱氮性能与微生物群落的影响 ..... 池玉蕾, 石炬, 任童, 王晓昌, 金鹏康 (4374)

间歇梯度曝气下缩短 SRT 强化短程 SNEDPR 系统脱氮除磷 ..... 张玉君, 李冬, 王歆鑫, 张杰 (4383)

生物膜系统中部分反硝化实现特性 ..... 于莉芳, 张兴秀, 张琼, 王晓玉, 彭党聪, 张日霞 (4390)

厌氧推流进水对反硝化除磷好氧颗粒污泥系统的影响 ..... 李冬, 曹思雨, 王琪, 张杰 (4399)

不同好氧/缺氧时长联合分区排泥优化生活污水短程硝化反硝化除磷颗粒系统运行 ..... 王文琪, 李冬, 高鑫, 张杰 (4406)

中国西南地区金属矿开采对矿区土壤重金属影响的 Meta 分析 ..... 张健琳, 瞿明凯, 陈剑, 杨兰芳, 赵永存, 黄标 (4414)

青藏高原典型流域土壤重金属分布特征及其生态风险评价 ..... 杜昊霖, 王莺, 王劲松, 姚玉璧, 周悦, 刘晓云, 芦亚玲 (4422)

电子垃圾拆解区土壤-农作物系统中镉元素的空间分布特征及其风险评价 ..... 张璐瑶, 赵科理, 傅伟军 (4432)

改性生物炭特性表征及对冶炼厂周边农田土壤铜镉形态的影响 ..... 王鑫宇, 孟海波, 沈玉君, 王佳锐, 张曦, 丁京涛, 周海宾, 李春燕, 程琼仪 (4441)

组配改良剂联合锌肥对土壤-水稻系统镉迁移转运的影响 ..... 周坤华, 周航, 王子钰, 刘雅, 刘佳伟, 辜娇峰, 曾鹏, 廖柏寒 (4452)

不同结构改良剂对铜镉污染土壤水稻生长和重金属吸收的影响 ..... 魏玮, 李平, 郎漫 (4462)

1 株草螺属植物内生菌 R-13 的分离鉴定及对龙葵吸收土壤镉的影响 ..... 鹿杰, 刘月敏, 黄永春, 王常荣, 刘斌, 刘仲齐, 黄益宗, 黄雁飞, 张长波 (4471)

不同地区土壤古菌群落对重金属污染响应 ..... 李雨桐, 杨杉, 张艺, 范例, 刘坤, 张晟 (4481)

高通量测序分析黄土高原退耕还林区土壤细菌群落特征 ..... 刘晓华, 魏天兴 (4489)

餐厨垃圾生物发酵液对黄土丘陵区土壤质量的影响试验 ..... 邵立明, 任俊达, 吕凡, 章骅, 何品晶 (4500)

秦岭不同海拔土壤团聚体稳定性及其与土壤酶活性的耦合关系 ..... 马震菲, 胡汗, 李益, 郭鑫鑫, 任成杰, 赵发珠 (4510)

电活性微生物激活生物质炭/零价铁协同钝化 Cr(VI) 及机制 ..... 廖聪坚, 赵晓蕾, 刘凯, 钟松雄, 李芳柏, 方利平, 叶挺进, 石虎砚 (4520)

降水变化对荒漠草原土壤呼吸的影响 ..... 蒿廉伊, 张丽华, 谢忠奎, 赵锐锋, 王军锋, 郭亚飞, 高江平 (4527)

氮肥分施次数及硝化抑制剂对盆栽玉米 N<sub>2</sub>O 排放的影响 ..... 符佩娇, 吉恒宽, 何秋香, 汤水荣, 王鸿浩, 伍延正, 孟磊 (4538)

负载 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 生物炭对土壤 N<sub>2</sub>O-N 排放和 NH<sub>3</sub>-N 挥发的影响 ..... 马晓刚, 何建桥, 陈玉蓝, 李德天, 刘川, 董建新, 郑学博 (4548)

微塑料添加对橘园土壤有机碳矿化的影响 ..... 张秀玲, 鄢紫薇, 王峰, 王玺, 徐晗, 胡荣桂, 严昶, 林杉 (4558)

1985~2019 年中国全氟辛酸磺酰基化合物的动态物质流分析 ..... 王佳钰, 陈景文, 唐伟豪, 崔蕴晗, 王中钰, 宋国宝, 陈伟强 (4566)

《环境科学》征订启事(4201) 《环境科学》征稿简则(4340) 信息(4382, 4537, 4565)

# 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭对土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放和 $\text{NH}_3$ -N挥发的影响

马晓刚<sup>1,2</sup>, 何建桥<sup>3</sup>, 陈玉蓝<sup>4</sup>, 李德天<sup>5</sup>, 刘刘<sup>6</sup>, 董建新<sup>1</sup>, 郑学博<sup>1\*</sup>

(1. 中国农业科学院烟草研究所, 农业农村部烟草生物学与加工重点实验室, 青岛 266101; 2. 中国农业科学院研究生院, 北京 100081; 3. 南京市耕地质量保护站, 南京 210036; 4. 四川省烟草公司凉山州公司, 西昌 615000; 5. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 农业农村部长江下游平原农业环境重点实验室, 南京 210014; 6. 农业农村部沼气科学研究所, 成都 610041)

**摘要:** 利用生物炭吸附面源污染水体 $\text{NH}_4^+$ -N并将其进行还田可实现此氮资源由水体到农田的安全有效迁移, 而探索负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭对 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放和 $\text{NH}_3$ -N挥发的影响则对于减施化肥和降低土壤氮素损失意义重大. 本研究采用土柱试验, 设置4个处理: 对照(不施氮肥, CK)、单施化肥(NPK)、负载氮+化学磷钾肥(N-BC+PK)和生物炭+化肥(BC+NPK). 结果表明, 相较NPK和BC+NPK处理, N-BC+PK处理 $\text{N}_2\text{O}$ -N累积排放量、 $\text{NH}_3$ -N累积挥发量、气态氮素累积损失量(以N计)分别显著降低了33.62%和24.64%、70.64%和79.29%、64.97%和73.75% ( $P < 0.05$ ). 特别需要说明的是, BC+NPK处理相比NPK处理显著增加了 $\text{NH}_3$ -N累积挥发量( $P < 0.05$ ). 综上所述, 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭可显著减少 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放和 $\text{NH}_3$ -N挥发, 且其减排效果显著优于传统的生物炭化肥配施. 本研究结果将为富营养化水体 $\text{NH}_4^+$ -N农田回用和土壤气态氮素减排提供理论依据和数据支持.

**关键词:** 沼渣; 生物炭; 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭;  $\text{N}_2\text{O}$ -N排放;  $\text{NH}_3$ -N挥发

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)09-4548-10 DOI: 10.13227/j.hjkk.202102116

## Gaseous Nitrogen Emission from Soil After Application of $\text{NH}_4^+$ -N Loaded Biochar

MA Xiao-gang<sup>1,2</sup>, HE Jian-qiao<sup>3</sup>, CHEN Yu-lan<sup>4</sup>, LI De-tian<sup>5</sup>, LIU Yi<sup>6</sup>, DONG Jian-xin<sup>1</sup>, ZHENG Xue-bo<sup>1\*</sup>

(1. Key Laboratory of Tobacco Biology and Processing, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tobacco Research Institute of Chinese Academy of Agricultural Sciences, Qingdao 266101, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3. Nanjing Farmland Quality Protection Station, Nanjing 210036, China; 4. Tobacco Company of Liangshan, Xichang 615000, China; 5. Key Laboratory of Agro-Environment in Downstream and Yangtze Plain, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 6. Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chengdu 610041, China)

**Abstract:** To safely and effectively transfer  $\text{NH}_4^+$ -N from eutrophic water to soil, biochar was applied to adsorb  $\text{NH}_4^+$ -N from wastewater, and this  $\text{NH}_4^+$ -N loaded biochar (N-BC) was subsequently used as a soil amendment. Understanding the influence of N-BC on  $\text{N}_2\text{O}$ -N emission and  $\text{NH}_3$ -N volatilization is important for both decreasing the application of chemical fertilizers and reducing gaseous nitrogen loss from soil. In this study, experiments were conducted in soil columns with four treatments, namely CK (no fertilizer), NPK (chemical fertilizer), N-BC+PK ( $\text{NH}_4^+$ -N loaded biochar + chemical fertilizer), and BC+NPK (biochar + chemical fertilizer). Compared to both the NPK and BC+NPK treatments, N-BC+PK significantly reduced the cumulative  $\text{N}_2\text{O}$ -N emissions and  $\text{NH}_3$ -N volatilization, as well as the total gaseous nitrogen loss from the soil ( $P < 0.05$ ). Relative to NPK and BC+NPK, cumulative  $\text{N}_2\text{O}$ -N emissions decreased by 33.62% and 24.64%, cumulative  $\text{NH}_3$ -N volatilization decreased 70.64% and 79.29%, and the cumulative total gaseous nitrogen loss decreased by 64.97% and 73.75%. In particular, BC+NPK significantly enhanced the cumulative  $\text{NH}_3$ -N volatilization. Furthermore, the  $\text{N}_2\text{O}$ -N emission flux and  $\text{NH}_3$ -N volatilization rate were significantly positively correlated with the  $\text{NH}_4^+$ -N concentration,  $\text{NO}_3^-$ -N concentration, and pH of soil ( $P < 0.01$ ). Overall, using  $\text{NH}_4^+$ -N loaded biochar can significantly decrease  $\text{N}_2\text{O}$ -N emissions and  $\text{NH}_3$ -N volatilization, relative to the traditional application combining biochar and chemical fertilizer. This research provides solid theoretical support and data for the application of  $\text{NH}_4^+$ -N loaded biochar in soil, to reduce gaseous nitrogen loss.

**Key words:** biogas residue; biochar;  $\text{NH}_4^+$ -N loaded biochar;  $\text{N}_2\text{O}$ -N emissions;  $\text{NH}_3$ -N volatilization

收稿日期: 2021-02-18; 修订日期: 2021-03-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(31901195); 山东省自然科学基金项目(ZR2019BD062); 中国农业科学院科技创新工程项目(ASTIP-TRIC-ZD01); 中国烟草总公司云南省公司科技项目(2019530000241017); 中国烟草总公司四川省公司科技项目(SCYC201708)

作者简介: 马晓刚(1997~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤气态氮素减排, E-mail: 18864805717@163.com

\* 通信作者, E-mail: zhengxuebo@caas.cn

我国农业面源污染的深度和广度已远超发达国家,严重威胁水体环境安全、国民经济发展和现代农业社会可持续发展<sup>[1,2]</sup>. 农田养分的过量投入是水体富营养化的主要“元凶”<sup>[3,4]</sup>,其中氮最主要且最难以防治,是我国农业面源污染的主要贡献因子,贡献率>50%<sup>[5]</sup>. 全球用于粮食生产的化学氮肥高达1.2亿 $\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[6]</sup>,但当季利用率却普遍<30%<sup>[7]</sup>. 化肥氮主要以铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)形式通过地表径流和土壤淋溶等进入水体<sup>[8]</sup>. 据统计,2015年,644万t总氮通过化肥施用进入淮河流域,相当于1394万t尿素<sup>[9]</sup>,资源浪费严重. $\text{NH}_4^+$ -N是作物生长所必需的氮素形态,若能通过适宜载体农田回用,实现 $\text{NH}_4^+$ -N由水体到农田的安全有效迁移,既可减少农田化学氮肥投入,又能减少环境治理成本. 基于此,薛利红等<sup>[10]</sup>提出了基于养分回用-替代化肥的农业面源污水氮吸附净化-回收还田技术,而载体高 $\text{NH}_4^+$ -N吸附量及所吸附 $\text{NH}_4^+$ -N高生物有效性是关键.

生物炭因其巨大比表面积、发达孔隙结构和富含氧官能团而能高效吸附 $\text{NH}_4^+$ -N<sup>[11]</sup>,吸附量可达到0.85~44.24 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ <sup>[12-14]</sup>,且生物炭具备环境友好性和易得性. 但前人研究主要集中在不同热解原料<sup>[15-17]</sup>和改性方式<sup>[18-20]</sup>如何影响生物炭的 $\text{NH}_4^+$ -N吸附能力,而关于将固持 $\text{NH}_4^+$ -N的生物炭进行还田的研究却仅处在起步阶段. Taghizadeh-Toosi等<sup>[21]</sup>和俞映惊等<sup>[22]</sup>分别证明了生物炭所固持氮在黑麦草和水稻上的生物有效性,后者的研究还发现水稻对生物炭负载氮和化肥氮的利用无明显偏好,同时生物炭负载氮能有效提高土壤矿质态氮固持量. 但是,关于负载氮生物炭对土壤气态氮素( $\text{N}_2\text{O}$ -N +  $\text{NH}_3$ -N)排放的影响却未见报道.

农业源 $\text{N}_2\text{O}$ -N挥发和 $\text{NH}_3$ -N排放是氮肥损失的重要途径,其损失量可达施氮量的1%~47%<sup>[23]</sup>,是大气中 $\text{N}_2\text{O}$ -N(占比65%<sup>[24]</sup>) and  $\text{NH}_3$ -N(占比33%<sup>[25]</sup>)的最重要来源. $\text{N}_2\text{O}$ -N增温潜势(100年)分别是 $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 的298倍和23倍<sup>[26]</sup>,同时 $\text{N}_2\text{O}$ -N易增强地面紫外线辐射和破坏臭氧层<sup>[27]</sup>.  $\text{NH}_3$ -N易与大气中的酸性物质(例如 $\text{SO}_2$ 和 $\text{NO}_x$ )形成次生含氮溶胶<sup>[28]</sup>,是 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要组分(占比22.5%<sup>[29]</sup>);氨沉降是造成水体富营养化、土壤酸

化和生物多样性下降的“元凶”之一<sup>[30,31]</sup>,而且 $\text{NH}_3$ -N通过氨氧化反应和羟基反应可间接贡献温室效应<sup>[32]</sup>. 因此,为了降低环境污染和提高作物氮肥利用效率, $\text{N}_2\text{O}$ -N和 $\text{NH}_3$ -N减排意义重大. 但负载氮生物炭是否会影响农田 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放和 $\text{NH}_3$ -N挥发? 影响规律是什么? 除此之外,相关研究已经证明了生物炭与无机氮配施显著降低了土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放<sup>[33]</sup>和 $\text{NH}_3$ -N挥发<sup>[34]</sup>. 但与传统的生物炭氮肥配施相比,负载氮生物炭能否表现出更好的 $\text{N}_2\text{O}$ -N/ $\text{NH}_3$ -N减排效果,该疑问有待试验数据来进行支撑.

基于此,本研究利用沼渣生物炭吸附水体 $\text{NH}_4^+$ -N,探究负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭对土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放和 $\text{NH}_3$ -N挥发的影响,以期水体 $\text{NH}_4^+$ -N农田回用和土壤气态氮素减排提供理论依据.

## 1 材料与方 法

### 1.1 供试沼渣

供试沼渣取自山东省青岛市平度中试与产业化示范基地(36°28'N, 119°35'E),厌氧发酵底物酱香型白酒酒糟取自贵州仁怀市某酒厂,反应器体积为500 $\text{m}^3$ ,具体运行参数为:运行温度35~37℃,停留时间40d. 然后将酒糟沼渣进行去离子水洗涤、烘干(105℃, 24h)、粉碎后(0.5~1.0cm)备用.

### 1.2 生物炭制备

酒糟沼渣生物炭制备方法为马弗炉(KSL-1200,合肥科晶材料技术有限公司)热解,热解温度700℃,升温速率5℃·min<sup>-1</sup>,停留时间60min,惰性保护气体为 $\text{N}_2$ (99.999%,气体流速0.5 $\text{dm}^3\cdot\text{min}^{-1}$ ). 热解完成,待马弗炉降至室温后( $\text{N}_2$ 保护)取出生物炭,研磨后过0.25mm筛,干燥器中储存备用,标记为BC,其理化性质如表1.

### 1.3 负载氮生物炭制备

负载溶液为 $\text{NH}_4\text{Cl}$ (1000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),调节溶液pH为7.0. 生物炭用量为40 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,恒温振荡箱(25℃, 140 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ )避光振荡48h,离心(4000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ , 10min)、过滤后风干48h. 生物炭负载N量(通过计算吸附前后溶液 $\text{NH}_4^+$ -N浓度差获得)为10.6 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,标记为N-BC,其理化性质如表1.

表1 生物炭和负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭的主要理化性质

Table 1 Main physicochemical properties of BC and N-BC

供试材料	pH	C/%	N/%	C/N	S/%	比表面积 / $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$	总孔隙体积 / $\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$	平均孔径 /nm
生物炭	9.63	58.57	0.87	67.32	0.10	245.85	0.080	20.19
负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭	7.54	57.65	2.32	24.85	0.17	20.83	0.014	15.92

#### 1.4 烤烟土柱试验

供试土壤为壤质黏土,采自四川省凉山彝族自治州会理县益门镇(0~20 cm).自然风干,过2 mm筛备用.土壤理化性质(0~20 cm)为:pH 7.09,有机质 20.71 g·kg<sup>-1</sup>,总氮 1.14 g·kg<sup>-1</sup>,有效磷 41.54 mg·g<sup>-1</sup>,速效钾 241.45 mg·g<sup>-1</sup>.每土柱(直径 30 cm,高度 50 cm)装填土壤 10 kg.供试烤烟品种为云烟 87.

各处理烤烟全生育期折合总施 N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O 为 90 kg·hm<sup>-2</sup> + 135 kg·hm<sup>-2</sup> + 270 kg·hm<sup>-2</sup> (不施肥除外,未考虑生物炭自身的氮含量).试验共设置 4

个处理,随机区组设计,每处理重复 3 次,具体为: I 对照(不施肥,CK)、II 单施化肥(NPK)、III 负载氮 + 化学磷钾肥(N-BC + PK)和 IV 生物炭 + 化肥(BC + NPK).试验 III 和 IV 生物炭用量一致.具体肥料和生物炭施用情况见表 2.

本试验开始前将肥料和生物炭按照约定添加量与土柱内 0~20 cm 土壤充分混合.所有肥料全部基施.烤烟移栽时间为 2019 年 8 月 7 日,每个土柱 1 株,收获时间为 2019 年 11 月 15 日.按照烤烟种植习惯进行病虫害及常规水分管理.

表 2 各试验处理施肥量及生物炭用量<sup>1)</sup>

Table 2 Application rate of fertilizer and biochar for different treatments

处理	N/kg·hm <sup>-2</sup>		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /kg·hm <sup>-2</sup>		K <sub>2</sub> O/kg·hm <sup>-2</sup>		生物炭 /t·hm <sup>-2</sup>
	负载氮	NH <sub>4</sub> Cl(分析纯)	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (分析纯)	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (分析纯)	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> /K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (分析纯)		
CK	0	0	0	0	0	0	0
NPK	0	90	135		270		0
N-BC + PK	90	0	135		270		8.5
BC + NPK	0	90	135		270		8.5

1) N 以 NH<sub>4</sub>Cl(分析纯)形式施入土壤; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 以 KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>(分析纯)形式施入土壤; K<sub>2</sub>O 以 KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>(分析纯)和 K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>(分析纯)形式施入土壤

#### 1.5 测定指标及方法

##### 1.5.1 生物炭表征方法

生物炭 pH 采用去离子水提取(生物炭:水 = 1:10),电位法测定; C、N、S 分析采用元素分析仪(Elementar Vario EL cube, Germany)进行测定;比表面积及孔径大小采用多孔物理吸附仪(ASAP 2020 M + C, Micromeritics, USA)测定;表面形貌与表面元素组成采用扫描电子显微镜(SEM, JSM-7800F Prime, JEOL, Japan)结合 X-射线能谱仪(EDX, NORANTM System 7, Thermo Fisher Scientific, USA)进行测定;表面官能团采用 X-射线光电子能谱仪(XPS, Escalab 250Xi, Thermo Fisher Scientific, USA)测定并进行定性分析.

##### 1.5.2 N<sub>2</sub>O-N 样品采集与测定

采用静态暗箱与气相色谱联用法测定 N<sub>2</sub>O-N 样品<sup>[35]</sup>.静态暗箱设置气密性气体采样口、测温口和小风扇,采用气密性注射器自采样口抽取样品至真空气袋. N<sub>2</sub>O-N 样品采集时间为施肥后第 2、4、6 和 8 d,之后每隔 2 周采集一次.采样时间为采集日当天 07:00,采气间隔为 15 min,每个重复共采集 4 次. N<sub>2</sub>O-N 浓度使用 Agilent 7890(USA)气相色谱仪测定. N<sub>2</sub>O-N 排放通量根据气体浓度随时间的变化速率进行计算,公式如下:

$$F = \rho \times (V/A) \times (dc/dt) \times 273/T$$

式中,  $F$  为 N<sub>2</sub>O-N 排放通量, mg·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>;  $\rho$  为 N<sub>2</sub>O-N 在标态下的密度, 1.25 kg·m<sup>-3</sup>;  $V$  为静态箱有效体积, m<sup>3</sup>;  $A$  为土柱表面面积, m<sup>2</sup>;  $dc/dt$  代表

单位时间内 N<sub>2</sub>O-N 在静态箱浓度,  $\mu\text{L} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ ;  $T$  为静态箱内的温度, K.

N<sub>2</sub>O-N 的累积排放量为相邻两次 N<sub>2</sub>O-N 排放通量的平均值与两次采样间隔时间的乘积之和<sup>[35]</sup>.

##### 1.5.3 NH<sub>3</sub>-N 样品采集与测定

采用密闭式连续气流封闭-硼酸吸收法进行收集测定<sup>[36]</sup>.硼酸吸收液(已吸收 NH<sub>3</sub>-N)采用 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0.01 mol·L<sup>-1</sup>)进行滴定. NH<sub>3</sub>-N 累积挥发量为观测期间日排放量之和.土壤 NH<sub>3</sub>-N 挥发自施肥当天开始测定,连续每天监测至 NH<sub>3</sub>-N 量低于检测限.每天监测时间为 08:00~10:00 和 13:00~15:00.

##### 1.5.4 土壤样品采集与测定

与 NH<sub>3</sub>-N 挥发采集同步,每天 16:00 后采集 0~20 cm 土柱土壤测定 pH(土:水 = 1:2.5,电位法)、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量(SKALARSAN<sup>++</sup> SYSTEM 流动分析仪,荷兰).

##### 1.5.5 植株生物量测定

烤烟收获期,将烤烟植株整株收回,洗净风干后分为根、茎和叶这 3 个部分,105℃杀青 30 min,70℃烘干至恒重,然后分别称重,即为根、茎和叶的生物量.

#### 1.6 数据分析

所得数据采用 Microsoft Excel 2010 进行处理,使用 SPSS 23.0 统计分析软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA)和 Pearson 相关性分析,采用 Duncan 新复极差方法进行差异显著性分析( $P < 0.05$ ),使用 OriginPro 2018 软件进行绘图.

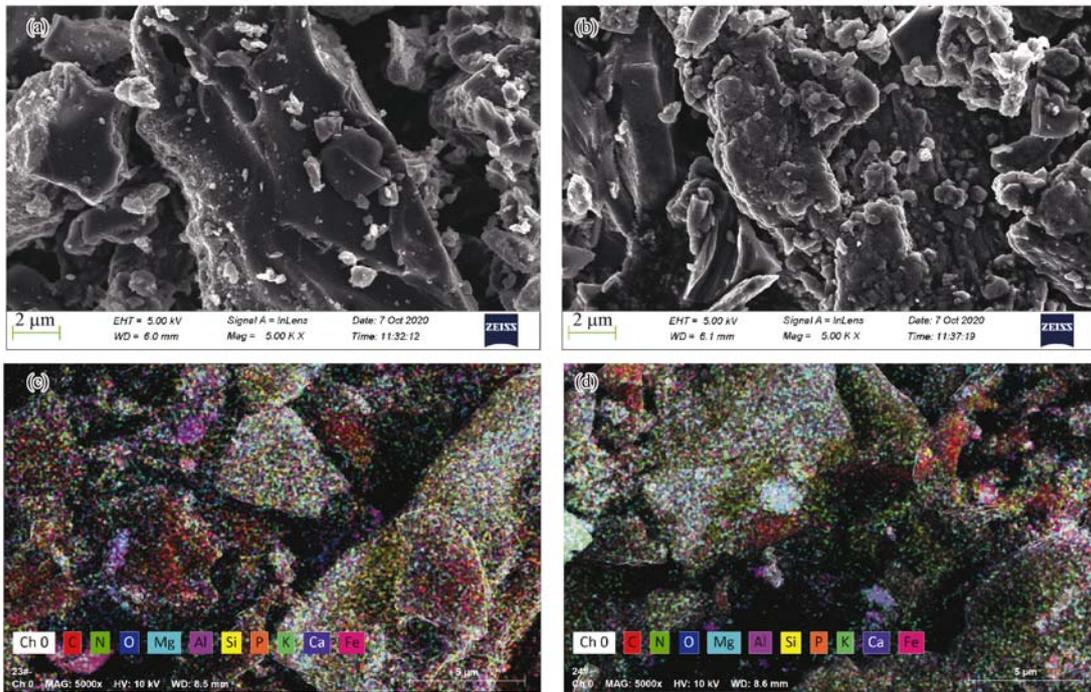
## 2 结果与分析

### 2.1 沼渣生物炭负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N前后的表征分析

表 1 显示, 沼渣生物炭吸附NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N后, pH 由 9.63 降至 7.54. C 元素和 S 元素含量变化不大, 但 N 元素含量由 0.87% 提高到 2.32%, 说明NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N已在生物炭上进行了固持. 同时, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N吸附导致沼渣生物炭 BET 比表面积、总孔孔容和平均孔径分别降低了 91.53%、82.50% 和 21.15%, 进一步证明了部分NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N被固持后进入了生物炭内部.

扫描电镜观察结果表明[图 1(a) 和 1(b)],

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N吸附导致生物炭表面粗糙, 颗粒增多, 孔径变小, 这与 BET 比表面积结果(表 1)一致. 利用 EDX 对生物炭表面元素相对含量进行分析[图 1(c) 和 1(d), 表 3], 发现NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N吸附前后, 生物炭表面元素均主要是 C、O 和 Si, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N吸附导致表面 C 元素相对含量由 71.04% 降至 56.71%, 表面 O 元素相对含量由 20.89% 增至 29.48%, Si 元素相对含量由 7.50% 增至 12.94%, 但未检测到 N 元素的相对含量. 这说明, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N吸附后主要进入了生物炭内部, 进而导致了 BET 比表面积和总孔孔容的降低.



(a) 和 (b) 分别是生物炭和负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭表面结构扫描电镜图像;  
(c) 和 (d) 分别是生物炭和负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭表面元素分布 SEM-mapping 图像

图 1 生物炭负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N前后的表面结构特征和表面元素组成

Fig. 1 Surface structure and surface elements of biochar before and after loading of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N

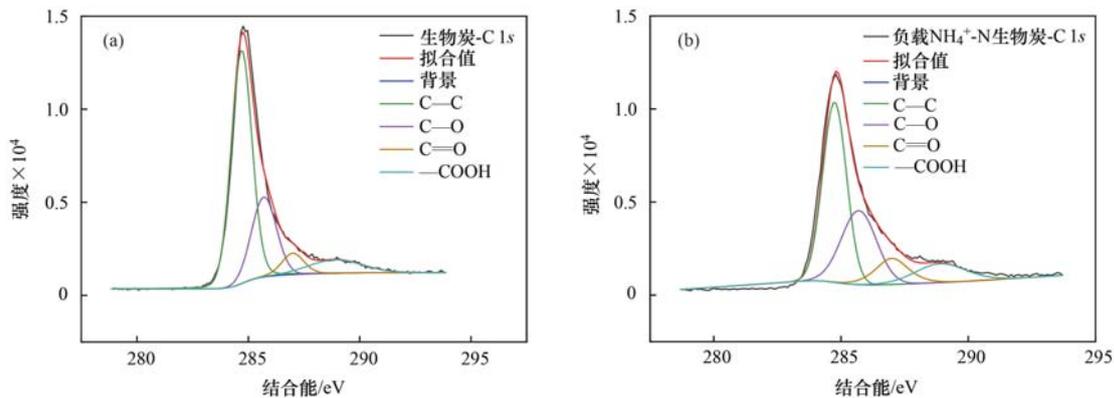


图 2 生物炭和负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭的 XPS 图谱

Fig. 2 XPS spectra of biochar and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loaded biochar

表3 生物炭和负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭表面元素的相对含量/%Table 3 Relative contents of surface elements of biochar and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loaded biochar/%

供试材料	C	O	Si	Ca	Al	Mg	K	P	Fe	N	总计
生物炭(BC)	71.04	20.89	7.50	0.23	0.10	0.12	0.05	0.03	0.03	0.00	100
负载NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N生物炭(N-BC)	56.71	29.48	12.94	0.23	0.13	0.08	0.16	0.19	0.08	0.00	100

生物炭负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N前后的 XPS 图谱见图 2, 分峰拟合结果见表 4. 生物炭吸附NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N后, C—C、C—O、C=O和—COOH 的结合能位置均发生了变化, 分别为 284.69 eV → 284.70 eV、285.69 eV → 285.70 eV、286.99 eV → 287.00 eV 和 288.89 eV → 288.90 eV(图 2). 同时各官能团的相对含量也发生了变化(表 4), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 吸附导致 C—C 和 —COOH 官能团含量分别增加了 2.86% 和 28.55%, 而 C—O 和 C=O 官能团则分别降低了 11.94% 和 7.83%, 说明沼渣生物炭中的 C—C 和含氧官能团参与了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 吸附.

表4 生物炭和负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭的 XPS 分峰拟合结果<sup>1)</sup>Table 4 XPS fitting results of biochar and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N loaded biochar

官能团	BC	N-BC
C—C	284.69 (59.74)	284.70 (61.45)
C—O	285.69 (22.86)	285.70 (20.13)
C=O	286.99 (10.85)	287.00 (10.00)
—COOH	288.89 (6.55)	288.90 (8.42)

1) 括号外为结合能(eV), 括号内为官能团相对含量(%)

## 2.2 土壤气态氮素损失

### 2.2.1 N<sub>2</sub>O-N 排放通量及累积损失量

由图 3 可知, 在烤烟整个生育期内, 各处理土壤 N<sub>2</sub>O-N 排放主要集中在前 38 d, 施肥处理 N<sub>2</sub>O-N 排放通量明显大于 CK 处理, 之后 N<sub>2</sub>O-N 排放通量一直维持在较低水平. 施肥处理在施肥第 2 d 时 N<sub>2</sub>O-N 排放通量出现峰值 [0.18 ~ 1.49 mg·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>], 大小为: N-BC + PK > NPK > BC + NPK. 说明施肥会在较短的时间内迅速增大 N<sub>2</sub>O-N 排放通量, 特别

是添加负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N处理. 烤烟全生育期 N<sub>2</sub>O-N 累积排放量为 1.03 ~ 2.35 kg·hm<sup>-2</sup>(表 5). 施肥处理中: 较 NPK 处理, N-BC + PK 处理土壤 N<sub>2</sub>O-N 累积排放量显著降低了 33.62% (P < 0.05), BC + NPK 处理降低了 11.91%; N-BC + PK 处理土壤 N<sub>2</sub>O-N 累积排放量较 BC + NPK 处理显著降低了 24.64% (P < 0.05). 同时, N-BC + PK 处理土壤 N<sub>2</sub>O-N 累积排放率较 NPK 和 BC + NPK 处理分别显著降低了 0.88 和 0.57 个百分点 (P < 0.05). 由此说明, 负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭和生物炭化肥配施均能有效降低土壤 N<sub>2</sub>O-N 排放, 其中负载NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N生物炭较常规施肥和当前普遍流行的生物炭化肥配施均表现出显著的土壤 N<sub>2</sub>O-N 减排效果.

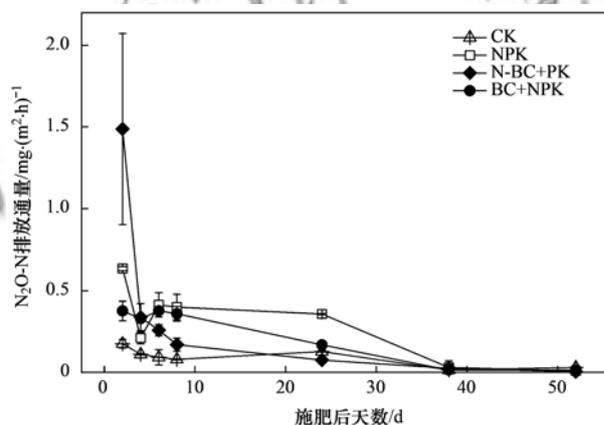
图3 烤烟全生育期的土壤 N<sub>2</sub>O-N 排放通量Fig. 3 Soil N<sub>2</sub>O-N emission fluxes over the whole growth period of flue-cured tobacco表5 不同处理的土壤氮素气态损失<sup>1)</sup>

Table 5 Soil gaseous nitrogen loss under different treatments

处理	N <sub>2</sub> O-N		NH <sub>3</sub> -N		气态氮素	
	累积排放量 /kg·hm <sup>-2</sup>	累积排放率 /%	累积挥发量 /kg·hm <sup>-2</sup>	累积挥发率 /%	累积排放量 /kg·hm <sup>-2</sup>	损失率 /%
CK	1.03 ± 0.07c	ND	3.38 ± 0.34c	ND	4.31 ± 0.35c	ND
NPK	2.35 ± 0.08a	2.61 ± 0.08a	12.84 ± 1.07b	14.26 ± 1.19b	15.19 ± 1.06b	16.87 ± 1.18b
N-BC + PK	1.56 ± 0.20b	1.73 ± 0.22b	3.77 ± 0.33c	4.19 ± 0.36c	5.32 ± 0.52c	5.92 ± 0.58c
BC + NPK	2.07 ± 0.36a	2.30 ± 0.40a	18.20 ± 1.23a	20.23 ± 1.37a	20.27 ± 0.94a	22.52 ± 1.04a

1) 同列不同小写字母表示处理间差异显著 (P < 0.05), 下同

### 2.2.2 NH<sub>3</sub>-N 挥发通量及累积损失量

烤烟 NH<sub>3</sub>-N 挥发主要发生在施肥后的前 10 d (图 4), NPK [0.25 ~ 2.06 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, 平均 1.28 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>] 和 BC + NPK 处理 [0.28 ~

4.12 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, 平均 1.82 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>] 平均 NH<sub>3</sub>-N 挥发速率明显大于 CK [0.21 ~ 1.24 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, 平均 0.34 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>] 和 N-BC + PK 处理 [0.21 ~ 0.71 kg·(hm<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, 平均 0.38

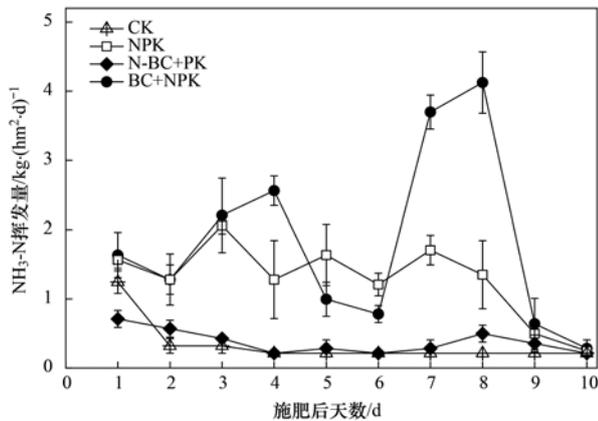
图4 烤烟全生育期的土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发速率

Fig. 4 Volatilization rate of soil  $\text{NH}_3$ -N over the whole growth period of flue-cured tobacco

$\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$ ], 同时 NPK 和 BC + NPK 处理  $\text{NH}_3$ -N 挥发速率变化幅度较大; CK 和 N-BC + PK 处理  $\text{NH}_3$ -N 挥发速率在整个生育期内一直保持在较低水平, 变化趋势不大且相似. 可见, 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭对土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发速率有消减作用, 特别是与传统的生物炭化肥配施和常施肥相比. 表5显示, 施肥处理  $\text{NH}_3$ -N 累积排放量在  $3.77 \sim 18.20 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  之间, 大小为:  $\text{BC} + \text{NPK} > \text{NPK} > \text{N-BC} + \text{PK}$ . 较 NPK 和 BC + NPK 处理, N-BC + PK 处理  $\text{NH}_3$ -N 挥发排放总量显著降低了 70.64% 和 79.29% ( $P < 0.05$ ),  $\text{NH}_3$ -N 累积排放率则分别显著降低了 10.07 和 16.04 个百分点 ( $P < 0.05$ ). 特别需要说明的是, 较 NPK 处理, BC + NPK 处理显著增加了  $\text{NH}_3$ -N 累积排放量和挥发率 ( $P < 0.05$ ), 分别增加了 41.74% 和 5.97 个百分点. 说明生物炭的添加增加了土壤的  $\text{NH}_3$ -N 挥发损失, 而负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭的添加则显著降低了这种损失趋势.

### 2.2.3 土壤氮素气态损失

由表5可知, 烤烟全生育期  $\text{N}_2\text{O}$ -N 累积排放率为 1.73% ~ 2.61%,  $\text{NH}_3$ -N 挥发累积损失率为 4.19% ~ 20.23%, 各处理  $\text{NH}_3$ -N 挥发累积损失率显著大于  $\text{N}_2\text{O}$ -N 累积排放率, 且各处理  $\text{N}_2\text{O}$ -N 累积排放率大小为  $\text{NPK} > \text{BC} + \text{NPK} > \text{N-BC} + \text{PK}$ , 而  $\text{NH}_3$ -N 挥发累积损失率为  $\text{BC} + \text{PK} > \text{NPK} > \text{N-BC} + \text{PK}$ . 施肥处理气态氮素累积排放量为  $5.32 \sim 20.27 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ , 气态氮素净损失率为 5.92% ~ 16.87%. 其中, 较 NPK 处理, N-BC + PK 处理气态氮素累积量和净损失率分别显著降低了 64.97% 和 10.95 个百分点 ( $P < 0.05$ ), 而 BC + NPK 处理则分别增加了 33.44% 和 5.65 个百分点; 较 BC + NPK 处理, N-BC + PK 处理则分别显著降低了 73.75% 和 16.6 个百分点. 上述结果说明, 传统的生物炭添加会通过

显著增加土壤的  $\text{NH}_3$ -N 挥发损失来显著增加氮肥的气态净损失, 而负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭则通过同时显著降低  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放和  $\text{NH}_3$ -N 挥发来显著降低土壤氮素气态损失.

### 2.3 土壤 $\text{NH}_4^+$ -N/ $\text{NO}_3^-$ -N含量与 $\text{N}_2\text{O}$ -N/ $\text{NH}_3$ -N损失的相关性

图5显示了烤烟施肥后前10d土壤(0~20cm)  $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N含量的动态变化. 由图5(a)可以看出, 施肥处理 $\text{NH}_4^+$ -N含量从施肥后第4d开始升高, 第4~9d一直保持较高含量, 第10d和前3d含量基本一致, NPK ( $26.54 \sim 74.97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 和 BC + NPK ( $29.72 \sim 78.47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 处理第4~9d  $\text{NH}_4^+$ -N含量显著高于 N-BC + PK 处理 ( $10.51 \sim 22.09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ( $P < 0.05$ ). 土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量与土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放通量间呈现极显著线性正相关关系[图6(a),  $P < 0.01$ ], 这与图3中 $\text{N}_2\text{O}$ 排放通量结果一致. 同时发现 $\text{NH}_4^+$ -N含量动态变化与图4中观察到的 $\text{NH}_3$ -N挥发速率动态变化趋势一致, 说明土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发与 $\text{NH}_4^+$ -N含量存在同步性, 进一步分析发现 $\text{NH}_3$ -N挥发速率与 $\text{NH}_4^+$ -N含量也呈极显著线性正相关关系[图6(c),  $P < 0.01$ ].

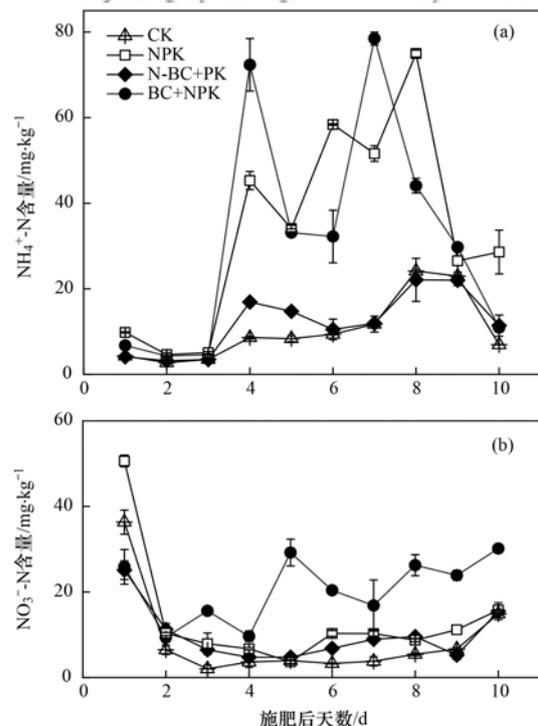
图5 移栽后第1~10d土壤 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N含量的动态变化

Fig. 5 Dynamic changes of soil  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N contents in 1-10 days after transplanting

图5(b)显示, 施肥后第1d  $\text{NO}_3^-$ -N含量达到峰值 ( $25.08 \sim 50.59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), 第3~10d, BC + NPK 处理 ( $9.65 \sim 30.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 显著高于 NPK ( $3.67 \sim 15.77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 和 N-BC + PK 处理 ( $4.74$

$\sim 15.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ). 模型拟合分析表明, 土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量与  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放通量和  $\text{NH}_3$ -N 挥发速率

之间均存在极显著线性正相关关系 [图 6(b) 和 6(d)],  $P < 0.01$ ].

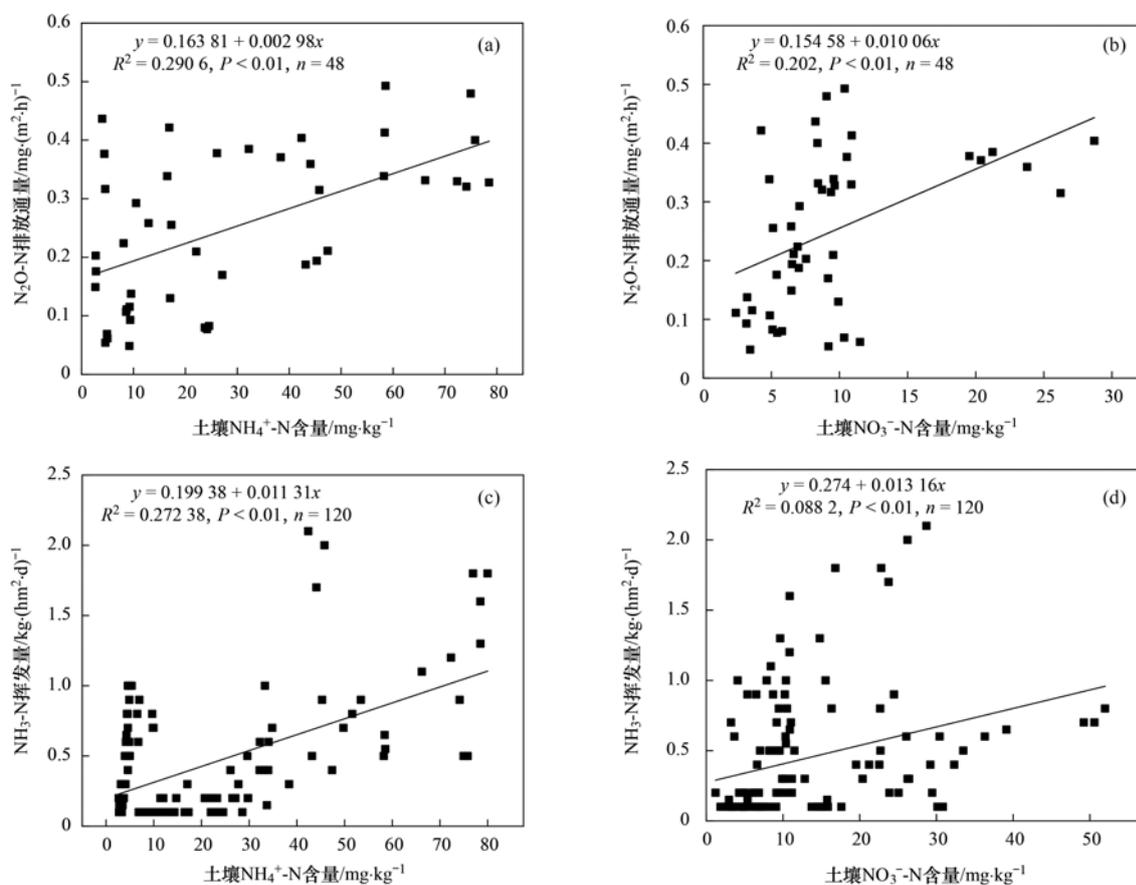


图 6 土壤  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放通量/ $\text{NH}_3$ -N 挥发速率与土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 含量之间的关系

Fig. 6 Relationship between soil  $\text{N}_2\text{O}$ -N emission flux/ $\text{NH}_3$ -N volatilization rate and soil  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N concentrations

## 2.4 烤烟生物量

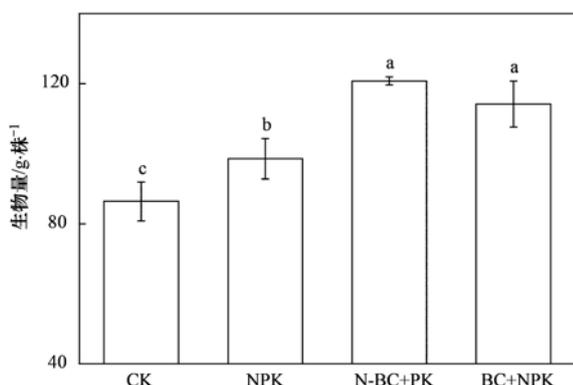
不同处理的烤烟生物量(根、茎和叶)结果表明(图 7): 与 CK 和 NPK 处理相比, N-BC + PK 和 BC + NPK 处理均显著增加了烤烟的生物量 ( $P < 0.05$ ), N-BC + PK 处理的增加效应高于 BC + NPK 处理. 较 CK、NPK 和 BC + NPK 处理, N-BC + PK 处

理的生物量增幅分别为 36.63%、22.63% 和 5.75%. 以上结果表明, 较传统的生物炭化肥配施处理, 负载  $\text{NH}_4^+$ -N 生物炭添加更有利于增加烤烟生物量.

## 3 讨论

### 3.1 负载 $\text{NH}_4^+$ -N 生物炭对 $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放的影响

本研究表明, 与常规施肥相比, 沼渣生物炭 ( $8.5 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) 导致  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放量降低了 11.91%. 程效义等<sup>[34]</sup>的研究发现在施氮基础上, 玉米秸秆生物炭 ( $20 \sim 40 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) 显著降低了棕壤  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放量 19.57% ~ 21.76%; 石玉龙等<sup>[37]</sup>的研究结果表明, 棉花秸秆生物炭 ( $5 \sim 10 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) 降低了华北农田盐碱土  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放量 31.6% ~ 45.3%, 而  $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  则增加  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放 17.3%. 以上结果说明, 生物炭前体及其用量和土壤类型均影响生物炭的农田  $\text{N}_2\text{O}$ -N 减排潜力. 由上可见, 当前关于生物炭的  $\text{N}_2\text{O}$ -N 减排效果主要集中在对生物炭化肥配施的研究, 而有关负载  $\text{NH}_4^+$ -N 生物炭对  $\text{N}_2\text{O}$ -N 排放影响的研究却未见相关报道. 本研究结果显示, 与传统生物



柱形图上方不同字母表示处理之间存在显著差异,  $P < 0.05$

图 7 生物炭和负载  $\text{NH}_4^+$ -N 生物炭对烤烟生物量的影响

Fig. 7 Effects of biochar and  $\text{NH}_4^+$ -N loaded biochar on the biomass of flue-cured tobacco

炭土壤应用相比, 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭造成土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N累积排放量和排放率分别显著降低了24.64%和24.78%。原因可能是, $\text{NH}_4^+$ -N通过含氧官能团络合(图2)、阳离子交换和静电吸引等机制<sup>[11]</sup>提前吸附后进入了生物炭内部(表1、表3和图1), 进而造成该 $\text{NH}_4^+$ -N固持强度要高于生物炭进入土壤后再对肥料中 $\text{NH}_4^+$ -N的吸附, 这与图5中负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭处理中土壤 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N动态含量显著低于生物炭化肥配施处理结果相一致。土壤中 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N含量的降低造成了硝化和反硝化作用的减弱; 同时, $\text{NO}_3^-$ -N向 $\text{N}_2\text{O}$ -N转化关键酶和 $\text{N}_2\text{O}$ -N还原酶( $\text{N}_2\text{O}$ -N $\rightarrow$  $\text{N}_2$ )均会受到负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭中萜类和乙烯等成分的抑制<sup>[38]</sup>, 最终造成负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭的土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N的减排效果优于传统的生物炭化肥配施。进一步相关分析也证明, $\text{N}_2\text{O}$ -N排放通量与土壤的 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N含量之间均呈极显著正相关关系, 拟合方程(图6)分别为:

$$y = 0.00298x + 0.16381$$

$$y = 0.01006x + 0.15458$$

### 3.2 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭对 $\text{NH}_3$ -N排放的影响

土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发是一个涉及土壤 $\text{NH}_4^+$ -N产生及其在土壤土-水界面迁移转化的复杂动力学过程, 而施肥方式可通过影响土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量及土壤对 $\text{NH}_4^+$ -N/ $\text{NH}_3$ -N的吸附能力来影响 $\text{NH}_3$ -N的挥发量<sup>[39, 40]</sup>。在施氮基础上, 生物炭对土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发的影响已成为土壤科学的研究热点, 但结论却差异很大。玉米秸秆生物炭通过改变土壤颗粒组成及其吸附特性显著降低 $\text{NH}_3$ -N挥发24.07%~37.62%<sup>[41]</sup>, 松木屑、畜禽粪便和坚果壳等生物炭则通过吸附土壤中的 $\text{NH}_4^+$ -N/ $\text{NH}_3$ -N导致 $\text{NH}_3$ -N挥发显著降低了50%~70%<sup>[21, 42]</sup>; 然而, 小麦秸秆生物炭通过提高稻田土壤0.26~0.45个pH单位而提高 $\text{NH}_3$ -N挥发40.8%~70.9%<sup>[40]</sup>, 稻壳生物炭则导致酸性稻田和旱地红壤 $\text{NH}_3$ -N挥发量分别增加7.8和1.7倍<sup>[43]</sup>。本试验在施用等量生物炭情况下, 较单施化肥处理, 生物炭化肥配施通过显著增加土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量[图5(a)]分别显著增加了 $\text{NH}_3$ -N累积排放量41.74%和排放率41.87%, 进而导致土壤氮素气态损失量和损失率显著增加了33.44%和33.49%(表5)。然而与单施化肥和生物炭化肥配施处理相比, 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭处理 $\text{NH}_3$ -N累积挥发量分别显著降低了70.64%和79.29%; 土壤氮素气态损失量分别显著降低了64.97%和73.75%(表5)。拟合模型证明 $\text{NH}_3$ -N挥发速率与土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含

量呈现极显著正相关关系[图6(c)], 且 $\text{NH}_3$ -N挥发速率对土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量变化的响应要大于 $\text{NO}_3^-$ -N含量[图6(c)和6(d)], 这与土壤 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N含量的动态变化相一致[图5(a)和5(b)]。上述结果说明土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量是影响土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发的主要因素, 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭则主要通过降低土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量来降低土壤 $\text{NH}_3$ -N挥发量, 进而降低土壤气态氮素损失量。同时, 本研究表明负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭显著增加了烤烟生物量(图7), 土壤氮素利用率得到了提高, 这可能是土壤气态氮素损失量降低的另一个原因。

## 4 结论

(1) 沼渣生物炭中的C—C和含氧官能团参与了 $\text{NH}_4^+$ -N的吸附,  $\text{NH}_4^+$ -N吸附后主要进入了生物炭内部, 导致了生物炭比表面积、孔隙体积和平均孔径的降低。

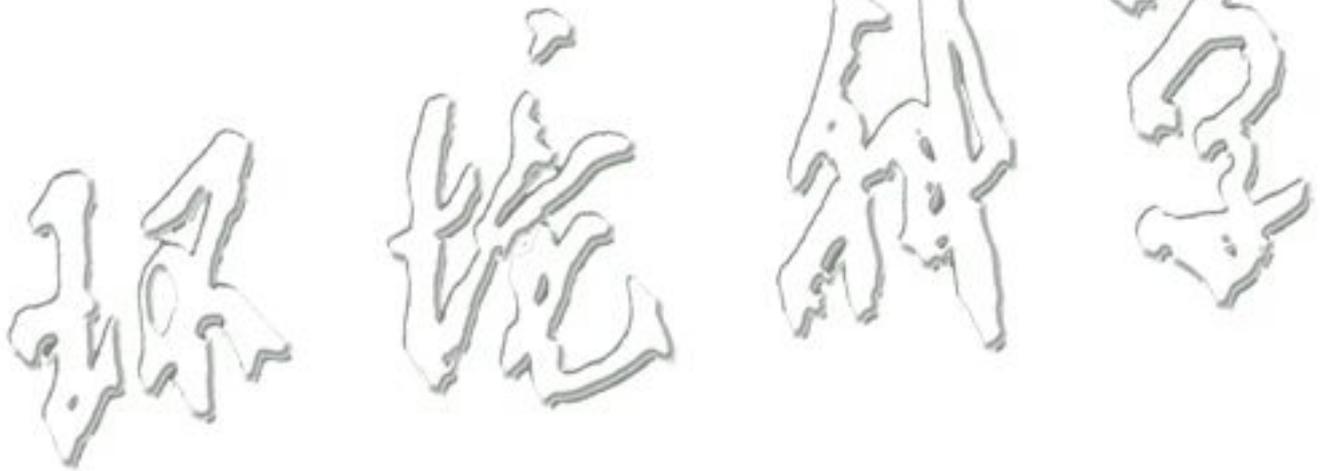
(2) 负载 $\text{NH}_4^+$ -N生物炭显著降低了土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放和 $\text{NH}_3$ -N挥发, 其减排效果显著优于生物炭化肥配施, 土壤 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放通量和 $\text{NH}_3$ -N挥发速率均与土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量和 $\text{NO}_3^-$ -N含量之间存在极显著正相关关系。 $\text{N}_2\text{O}$ -N排放通量和 $\text{NH}_3$ -N挥发速率对土壤 $\text{NH}_4^+$ -N含量变化的响应均大于 $\text{NO}_3^-$ -N含量。

### 参考文献:

- [1] 杨林章, 吴永红. 农业面源污染防治与水环境保护[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(2): 168-176.  
Yang L Z, Wu Y H. Prevention and control of agricultural non-point source pollution and aquatic environmental protection[J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 2018, 33(2): 168-176.
- [2] Wu Y H, Hu Z Y, Yang L Z, et al. The removal of nutrients from non-point source wastewater by a hybrid bioreactor[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 2419-2426.
- [3] 杨林章, 薛利红, 施卫明, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——案例分析[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(12): 2309-2315.  
Yang L Z, Xue L H, Shi W H, et al. Reduce-retain-reuse-restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: a case study[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(12): 2309-2315.
- [4] 朱兆良, 孙波. 中国农业面源污染控制对策研究[J]. 环境保护, 2008, (8): 4-6.
- [5] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部. 第一次全国污染源普查公报[R]. 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部, 2010.
- [6] Gutierrez R A. Systems biology for enhanced plant nitrogen nutrition[J]. Science, 2012, 336(6089): 1673-1675.
- [7] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 915-924.  
Zhang F S, Wang J Q, Zhang W F, et al. Nutrient use

- efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, **45**(5): 915-924.
- [ 8 ] Wang X Z, Zhu J G, Gao R, *et al.* Nitrogen cycling and losses under rice-wheat rotations with coated urea and urea in the Taihu Lake region[J]. *Pedosphere*, 2007, **17**(1): 62-69.
- [ 9 ] 宋大平, 左强, 刘本生, 等. 农业面源污染中氮排放时空变化及其健康风险评估研究——以淮河流域为例[J]. *农业环境科学学报*, 2018, **37**(6): 1219-1231.
- Song D P, Zuo Q, Liu B S, *et al.* Estimation of spatio-temporal variability and health risks of nitrogen emissions from agricultural non-point source pollution: a case study of the Huaihe river basin, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, **37**(6): 1219-1231.
- [ 10 ] 薛利红, 何世颖, 段婧婧, 等. 基于养分回用-化肥替代的农业面源污染氮负荷削减策略及技术[J]. *农业环境科学学报*, 2017, **36**(7): 1226-1231.
- Xue L H, He S Y, Duan J J, *et al.* Agricultural non-point source pollution nitrogen load reduction strategy and technology of nutrient reusing in agricultural fields to replace fertilizer [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, **36**(7): 1226-1231.
- [ 11 ] Zheng X B, Yang Z M, Xu X H, *et al.* Distillers' grains anaerobic digestion residue biochar used for ammonium sorption and its effect on ammonium leaching from an Ultisol [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, **25**(15): 14563-14574.
- [ 12 ] Zheng X B, Shi T, Song W J, *et al.* Biochar of distillers' grains anaerobic digestion residue: influence of pyrolysis conditions on its characteristics and ammonium adsorptive optimization [J]. *Waste Management & Research*, 2020, **38**(S1): 86-97.
- [ 13 ] Yao Y, Gao B, Zhang M, *et al.* Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil[J]. *Chemosphere*, 2012, **89**(11): 1467-1471.
- [ 14 ] Hale S E, 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.
- [ 15 ] Xue S, Zhang X B, Ngo H H, *et al.* Food waste based biochars for ammonia nitrogen removal from aqueous solutions [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **292**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.121927.
- [ 16 ] Yang H I, Lou K Y, Rajapaksha A U, *et al.* Adsorption of ammonium in aqueous solutions by pine sawdust and wheat straw biochars[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, **25**(26): 25638-25647.
- [ 17 ] Yu Q Q, Xia D, Li H, *et al.* Effectiveness and mechanisms of ammonium adsorption on biochars derived from biogas residues [J]. *RSC Advances*, 2016, **6**(91): 88373-88381.
- [ 18 ] 王芳君, 桑倩倩, 邓颖, 等. 磁性铁基改性生物炭去除水中氨氮[J]. *环境科学*, 2021, **42**(4): 1913-1922.
- Wang F J, Sang Q Q, Deng Y, *et al.* Synthesis of magnetic iron modifying biochar from ammonia nitrogen removal from water[J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(4): 1913-1922.
- [ 19 ] Vu T M, Trinh V T, Doan D P, *et al.* Removing ammonium from water using modified corncob-biochar[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **579**: 612-619.
- [ 20 ] Zhang T, Wu X S, Shaheen S M, *et al.* Ammonium nitrogen recovery from digestate by hydrothermal pretreatment followed by activated hydrochar sorption[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, **379**, doi: 10.1016/j.cej.2019.122254.
- [ 21 ] Taghizadeh-Toosi A, Clough T J, Sherlock R R, *et al.* Biochar adsorbed ammonia is bioavailable[J]. *Plant and Soil*, 2012, **350**(1-2): 57-69.
- [ 22 ] 俞映惊, 王悦满, 侯朋福, 等. 生物炭负载氮还田对水稻生长、根系形态及氮素利用的影响[J]. *环境科学*, 2018, **39**(11): 5170-5179.
- Yu Y L, Wang Y M, Hou P F, *et al.* Effects of returning nitrogen by biochar loading on paddy growth, root morphology, and nitrogen use efficiency [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(11): 5170-5179.
- [ 23 ] Erisman J W, Sutton M A, Galloway J, *et al.* How a century of ammonia synthesis changed the world [J]. *Nature Geoscience*, 2008, **1**(10): 636-639.
- [ 24 ] Nan W G, Yue S C, Li S Q, *et al.* Characteristics of N<sub>2</sub>O production and transport within soil profiles subjected to different nitrogen application rates in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **542**: 864-875.
- [ 25 ] Huang X, Song Y, Li M M, *et al.* A high-resolution ammonia emission inventory in China [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2012, **26**(1), DOI: 10.1029/2011GB004161.
- [ 26 ] Ameloot N, Maenhout P, De Neve S, *et al.* Biochar-induced N<sub>2</sub>O emission reductions after field incorporation in a loam soil [J]. *Geoderma*, 2016, **267**: 10-16.
- [ 27 ] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century [J]. *Science*, 2009, **326**(5949): 123-125.
- [ 28 ] Wang X Y, Jiang L L, Wang J Y, *et al.* Ag/bauxite catalysts: improved low-temperature activity and SO<sub>2</sub> tolerance for H<sub>2</sub>-promoted NH<sub>3</sub>-SCR of NO<sub>x</sub> [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2015, **165**: 700-705.
- [ 29 ] Wang G H, Wang H, Yu Y J, *et al.* Chemical characterization of water-soluble components of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> atmospheric aerosols in five locations of Nanjing, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2003, **37**(21): 2893-2902.
- [ 30 ] Beusen A H W, Bouwman A F, Heuberger P S C, *et al.* Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **42**(24): 6067-6077.
- [ 31 ] Liu X J, Zhang Y, Han W X, *et al.* Enhanced nitrogen deposition over China [J]. *Nature*, 2013, **494**(7438): 459-462.
- [ 32 ] Behera S N, Betha R, Balasubramanian R. Insights into chemical coupling among acidic gases, ammonia and secondary inorganic aerosols [J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2013, **13**(4): 1282-1296.
- [ 33 ] 向伟, 王雷, 刘天奇, 等. 生物炭与无机氮配施对稻田温室气体排放及氮肥利用率的影响 [J]. *中国农业科学*, 2020, **53**(22): 4634-4645.
- Xiang W, Wang L, Liu T Q, *et al.* Effects of biochar plus inorganic nitrogen on the greenhouse gas and nitrogen use efficiency from rice fields [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2020, **53**(22): 4634-4645.
- [ 34 ] 程效义, 刘晓琳, 孟军, 等. 生物炭对棕壤 NH<sub>3</sub> 挥发、N<sub>2</sub>O 排放及氮肥利用效率的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2016, **35**(4): 801-807.
- Cheng X Y, Liu X L, Meng J, *et al.* Effects of biochar on NH<sub>3</sub> volatilization, N<sub>2</sub>O emission and nitrogen fertilizer use efficiency in brown soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, **35**(4): 801-807.
- [ 35 ] 马玲, 王丹蕾, 韩昌东, 等. 秸秆还田方式对东北农田土壤 NH<sub>3</sub> 挥发和 N<sub>2</sub>O 排放的影响 [J]. *环境科学研究*, 2020, **33**

- (10): 2351-2360.  
Ma L, Wang D L, Han C D, *et al.* Effects of straw returning mode on  $\text{NH}_3$  volatilization and  $\text{N}_2\text{O}$  emission of farmland in northeast China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, **33**(10): 2351-2360.
- [36] 余姗, 薛利红, 花响, 等. 水热炭减少稻田氨挥发损失的效果与机制[J]. *环境科学*, 2020, **41**(2): 922-931.  
Yu S, Xue L H, Hua Y, *et al.* Effect of applying hydrochar for reduction of ammonia volatilization and mechanisms in paddy soil [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(2): 922-931.
- [37] 石玉龙, 刘杏认, 高佩玲, 等. 生物炭和有机肥对华北农田盐碱土 $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(12): 5333-5343.  
Shi Y L, Liu X R, Gao P L, *et al.* Effects of biochar and organic fertilizer on saline-alkali soil  $\text{N}_2\text{O}$  emission in the north China plain [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(12): 5333-5343.
- [38] Spokas K A, Reicosky D C. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production[J]. *Annals of Environmental Science*, 2009, **3**: 179-193.
- [39] Liu G D, Li Y C, Alva A K. Temperature quotients of ammonia emission of different nitrogen sources applied to four agricultural soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2007, **71**(5): 1482-1489.
- [40] Feng Y F, Sun H J, Xue L H, *et al.* Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing  $\text{NH}_3$  volatilization dramatically in rice paddy soil[J]. *Chemosphere*, 2017, **168**: 1277-1284.
- [41] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, *et al.* Biochar effects on soil biota-A review [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**(9): 1812-1836.
- [42] Mandal S, Thangarajan R, Bolan N S, *et al.* Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat[J]. *Chemosphere*, 2016, **142**: 120-127.
- [43] 杨帆, 李飞跃, 赵玲, 等. 生物炭对土壤氨氮转化的影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, **32**(5): 1016-1020.  
Yang F, Li F Y, Zhao L, *et al.* Influence of biochar on the transformation of ammonia nitrogen in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, **32**(5): 1016-1020.



## CONTENTS

Spatiotemporal Distribution and Health Impacts of PM <sub>2.5</sub> and O <sub>3</sub> in Beijing, from 2014 to 2020 .....	CHEN Jing, PENG Jin-long, XU Yan-sen (4071)
High-resolution Estimation of Spatio-temporal Variation in PM <sub>2.5</sub> Concentrations in the Beijing-Tianjin-Hebei Region .....	YANG Xiao-hui, SONG Chun-jie, FAN Li-hang, <i>et al.</i> (4083)
Impacts of Anthropogenic Emission Reduction and Meteorological Conditions on PM <sub>2.5</sub> Pollution in Typical Cities of Beijing-Tianjin-Hebei in Winter .....	SHAO Xuan-yi, WANG Xiao-qi, ZHONG Yi-sheng, <i>et al.</i> (4095)
Influence of Pollutant Transport from Both Sides of the Taihang Mountains on Cross-Valley Urban Aerosols .....	WANG Yan, GUO Wei, YAN Shi-ming, <i>et al.</i> (4104)
Variation Characteristics and Source Analysis of Carbonaceous Aerosols in Winter in Jiashan .....	ZHANG Ying-long, LI Li, WU Wei-chao, <i>et al.</i> (4116)
Simulation Analysis of the Impact of COVID-19 Pandemic Control on Air Quality in Henan Province based on Machine Learning Algorithm .....	WEI Yu, XU Qi-xiang, ZHAO Jin-shuai, <i>et al.</i> (4126)
Seasonal Variation, Source Identification, and Health Risk of PM <sub>2.5</sub> -bound Metals in Xinxiang .....	LIU Huan-jia, JIA Meng-ke, LIU Yong-li, <i>et al.</i> (4140)
Distribution Characteristics and Seasonal Variations of Arsenic in Atmospheric Aerosols over the Yellow Sea and Bohai Sea .....	YUAN Shuai, WANG Yan, LIU Ru-hai, <i>et al.</i> (4151)
Extinction Characteristics of Aerosols and the Contribution of Pollution Sources to Light Extinction During Three Heavy Pollution Episodes in the Winter of 2020 in Tianjin .....	LI Li-wei, XIAO Zhi-mei, YANG Ning, <i>et al.</i> (4158)
Spatial Variation of Surface Ozone Concentration During the Warm Season and Its Meteorological Driving Factors in China .....	HE Chao, MU Hang, YANG Lu, <i>et al.</i> (4168)
Exploring Characteristics and Causes of Summer Ozone Pollution Based on Process Analysis in Wuhai .....	ZHANG Rui-xin, CHEN Qiang, XIA Jia-qi, <i>et al.</i> (4180)
Pollution Characteristics and Source Analysis of Atmospheric VOCs in the Coastal Background of the Pearl River Delta .....	YUN Long, LI Cheng-liu, ZHANG Ming-di, <i>et al.</i> (4191)
Hydrochemical Characteristics and Factors of Surface Water and Groundwater in the Upper Yongding River Basin .....	KONG Xiao-le, YANG Yong-hui, CAO Bo, <i>et al.</i> (4202)
Temporal and Spatial Variations in Water Quality of Hanjiang River and Its Influencing Factors in Recent Years .....	CHENG Bing-fen, ZHANG Yuan, XIA Rui, <i>et al.</i> (4211)
Pollution Level, Distribution Characteristic, and Ecological Risk Assessment of Environmentally Persistent Pharmaceutical Pollutants in Surface Water of Jiangsu Province .....	ZHAO Mei-mei, FAN De-ling, GU Wen, <i>et al.</i> (4222)
Spatial and Temporal Distribution and Pollution Evaluation of Soluble Heavy Metals in Liujiang River Basin .....	ZHANG Wan-jun, XIN Cun-lin, YU Shi, <i>et al.</i> (4234)
Source Analysis and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Groundwater of Leizhou Peninsula .....	SHI Huan-huan, PAN Yu-jie, ZENG Min, <i>et al.</i> (4246)
Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Metal Elements in Groundwater of Longzici Spring Area .....	XIE Hao, LIANG Yong-ping, LI Jun, <i>et al.</i> (4257)
Seasonal Variation and Sources Identification of Dissolved Sulfate in a Typical Karst Subterranean Stream Basin Using Sulfur and Oxygen Isotopes .....	REN Kun, PAN Xiao-dong, LAN Gan-jiang, <i>et al.</i> (4267)
Phosphorus Fractions and Quantitative Identification of Pollution Sources in Nanhai Wetland, Baotou .....	BAI Ya-hong, QIAN Chen-ge, YUAN Si-jing, <i>et al.</i> (4275)
Release Risk of Phosphorus by Sediments and Its Influencing Factors in Ponds and Ditches of a New Urban District Park .....	LI Ru-zhong, SONG Min, YANG Ji-wei (4287)
Effect of Hydraulic Residence Time on Removal Efficiency of Pollutants in Subsurface Flow Constructed Wetlands and Analysis of Denitrification Mechanism .....	QI Ran, ZHANG Ling, YANG Fan, <i>et al.</i> (4296)
Enhanced Removal of Pollutants in Constructed Wetlands with Manganese Sands .....	MA Quan, WANG Dong-lin, LIN Hui, <i>et al.</i> (4304)
Application Effect of Four Typical Submerged Macrophytes on Removing Cadmium from Polluted Sediment .....	TAO Li, WANG Pei-fang, YUAN Qiu-sheng, <i>et al.</i> (4311)
Structure of Aerobic Denitrification Bacterial Community in Response to Dissolved Organic Matter in Baiyangdian Lake During the Water Delivery Period .....	ZHOU Shi-lei, ZHANG Tian-na, CHEN Zhao-ying, <i>et al.</i> (4319)
Nitrogen and Phosphorus Leaching Characteristics and Adsorption Properties of Hardwood Biochar in Stormwater Runoff .....	MENG Yi-ke, WANG Yuan, WANG Chuan-yue (4332)
Indicator Function of Ragworm (Nereididae) on Sediment Microplastic in Haizhou Bay Intertidal Zone .....	WANG Jia-xuan, SONG Ke-xin, SUN Yi-xin, <i>et al.</i> (4341)
Antagonistic Effect and Mechanism of Nano Titanium Dioxide and Cadmium on the Growth of <i>Scenedesmus obliquus</i> .....	WANG Pu, ZHAO Li-hong, ZHU Xiao-shan (4350)
Mutual Influence Between Microbial Community, Wastewater Characteristics, and Antibiotic Resistance Genes During Spiramycin Production Wastewater Treatment .....	WU Cai-yun, LI Hui-li, QIN Cai-xia, <i>et al.</i> (4358)
Effect of Chelated Iron on Nitrogen Removal Efficiency and Microbial Community Structure in the Anaerobic Ferric Ammonium Oxidation .....	LIAO Hong-yan, SONG Cheng, WAN Liu-yang, <i>et al.</i> (4366)
Effects of Dissolved Oxygen on Nutrient Removal Performance and Microbial Community in Low Carbon/Nitrogen Municipal Wastewater Treatment Process .....	CHI Yu-lei, SHI Xuan, REN Tong, <i>et al.</i> (4374)
Shortening SRT of Intermittent Gradient Aeration to Realize Nitrogen and Phosphorus Removal in Short-range SNEDPR System .....	ZHANG Yu-jun, LI Dong, WANG Xin-xin, <i>et al.</i> (4383)
Characteristics of Partial Denitrification in Biofilm System .....	YU Li-fang, ZHANG Xing-xiu, ZHANG Qiong, <i>et al.</i> (4390)
Effect of Anaerobic Plug-flow on Nitrification Denitrifying Phosphorus Removal Aerobic Granular Sludge with Intermittent Aeration .....	LI Dong, CAO Si-yu, WANG Qi, <i>et al.</i> (4399)
Combining Different Aerobic/Anoxic Durations with Zoned Sludge Discharge to Optimize Short-cut Nitrification Denitrifying Phosphorus Removal Granules in Domestic Sewage .....	WANG Wen-qi, LI Dong, GAO Xin, <i>et al.</i> (4406)
Meta-analysis of the Effects of Metal Mining on Soil Heavy Metal Concentrations in Southwest China .....	ZHANG Jian-lin, QU Ming-kai, CHEN Jian, <i>et al.</i> (4414)
Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in Typical Watersheds of the Qinghai-Tibet Plateau .....	DU Hao-lin, WANG Ying, WANG Jin-song, <i>et al.</i> (4422)
Spatial Distribution Characteristics and Risk Assessment of Cadmium Pollution in Soil-crops system of an E-waste Dismantling Area .....	ZHANG Lu-yao, ZHAO Ke-li, FU Wei-jun (4432)
Characteristics of Modified Biochars and Their Immobilization Effect on Cu and Cd in Polluted Farmland Soil Around Smelter .....	WANG Xin-yu, MENG Hai-bo, SHEN Yu-jun, <i>et al.</i> (4441)
Combined Effects of Soil Amendment and Zinc Fertilizer on Accumulation and Transportation of Cadmium in Soil-Rice System .....	ZHOU Kun-hua, ZHOU Hang, WANG Zi-yu, <i>et al.</i> (4452)
Effects of Different Soil Conditioners on Rice Growth and Heavy Metal Uptake in Soil Contaminated with Copper and Cadmium .....	WEI Wei, LI Ping, LANG Man (4462)
Isolation and Identification of the Plant Endophyte R-13 and Its Effect on Cadmium Accumulation in <i>Solanum nigrum</i> L. ....	PANG Jie, LIU Yue-min, HUANG Yong-chun, <i>et al.</i> (4471)
Response of Soil Archaeal Community to Heavy Metal Pollution in Different Typical Regions .....	LI Yu-tong, YANG Shan, ZHANG Yi, <i>et al.</i> (4481)
High-throughput Sequencing Analysis of Soil Bacterial Community in the Grain for Green Project Areas of the Loess Plateau .....	LIU Xiao-hua, WEI Tian-xing (4489)
Experimental Influence of Food Waste Fermentation Broth on the Soil Quality in a Loess Hilly Area .....	SHAO Li-ming, REN Jun-da, LÜ Fan, <i>et al.</i> (4500)
Stability of Soil Aggregates at Different Altitudes in Qinling Mountains and Its Coupling Relationship with Soil Enzyme Activities .....	MA Huan-fei, HU Han, LI Yi, <i>et al.</i> (4510)
Reactivation of Passivated Biochar/Nanoscale Zero-Valent Iron by an Electroactive Microorganism for Cooperative Hexavalent Chromium Removal and Mechanisms .....	LIAO Cong-jian, ZHAO Xiao-lei, LIU Kai, <i>et al.</i> (4520)
Influence of Precipitation Change on Soil Respiration in Desert Grassland .....	HAO Lian-yi, ZHANG Li-hua, XIE Zhong-kui, <i>et al.</i> (4527)
Effects of Nitrogen Fertilizer Application Times and Nitrification Inhibitor on N <sub>2</sub> O Emission from Potted Maize .....	FU Pei-jiao, JI Heng-kuan, HE Qiu-xiang, <i>et al.</i> (4538)
Gaseous Nitrogen Emission from Soil After Application of NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N Loaded Biochar .....	MA Xiao-gang, HE Jian-qiao, CHEN Yu-lan, <i>et al.</i> (4548)
Effects of Microplastics Addition on Soil Organic Carbon Mineralization in Citrus Orchard .....	ZHANG Xiu-ling, YAN Zi-wei, WANG Feng, <i>et al.</i> (4558)
Dynamic Material Flow Analysis of Perfluorooctane Sulfonate in China; 1985-2019 .....	WANG Jia-yu, CHEN Jing-wen, TANG Wei-hao, <i>et al.</i> (4566)