

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

南京工业区分冬季二次有机气溶胶浓度估算及来源解析 刘静达,安俊琳,张玉欣,师远哲,林旭 (1733)

南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性 梁静舒,安俊琳,王红磊,张玉欣,王俊秀,施双双,王潇 (1743)

广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素 高元官,张凯,王体健,陈志明,耿红,孟凡 (1753)

神农架大九湖大气中的多环芳烃 金梦云,邢新丽,柯艳萍,郑煌,胡天鹏,孙焰,丁洋,李绘,张泽洲,祁士华 (1760)

沧州市春季 NMHCs 空间分布特征 段菁春,周雪明,张鹤丰,谭吉华,胡京南,柴发合 (1769)

北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征 梁云平,张大伟,林安国,马召辉,邹晓东 (1775)

生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析 邵珠泽,郑国砥,王元刚,高定,朱彦莉,陈同斌,聂二旗 (1783)

低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性 姜理英,张迪,郭海倩,缪晶晶,陈怡伶,李慧 (1792)

运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析 武媛媛,李如梅,彭林,端允,王海京,李颖慧,白慧玲,牟玲 (1799)

高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险:以常州市为例 姚静波,王明新,齐今笛,孙向武,张文艺 (1807)

上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系 董小芳,邓黄月,张杰,朱志鹏,王琳,郑祥民,周立旻 (1817)

DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响 张允华,楼狄明,谭丕强,胡志远 (1828)

我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价 张秋秋,潘申龄,刘伟,张昱,安伟 (1835)

基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估 王阳,徐明芳,耿梦梦,黎明,陈耕南 (1842)

北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险 张盼伟,周怀东,赵高峰,李昆,赵晓辉,刘巧娜,任敏,赵丹丹,李东佼 (1852)

长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素 孙语嫣,白莹,苏荣国,石晓勇 (1863)

垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制 肖骁,何小松,高如泰,席北斗,张慧,黄彩红,李丹,袁志业 (1873)

3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用 李立青,胡楠,刘雨情,涂声亮,陈华超 (1881)

三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响 陈成龙,高明,倪九派,谢德体,邓华 (1889)

NO₃⁻-N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响 姜应和,李瑶,张莹,张翔凌 (1898)

湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响 李薛晓,程思超,方舟,李先宁 (1904)

阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响 丁为俊,于立亮,陈杰,成少安 (1911)

臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响 刘海龙,付晶森,郭雪峰,柴建恬,张忠民 (1918)

紫外线和次氯酸钠对 *Escherichia coli* 和 Poliovirus 的消毒作用 徐丽梅,张崇森,王晓昌,吉铮,周进宏 (1928)

不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用 王星星,林建伟,詹艳慧,张志斌,邢云青,姜博汇,储鸣 (1936)

树脂基纳米钛铝氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟 陈家凯,聂广泽,刘志英,姚远,徐炎华 (1947)

灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响 朱培颖,李大鹏,于胜楠 (1957)

城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律 桑浪涛,石烜,张彤,付博文,金鹏康 (1965)

11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋 周林军,古文,刘济宁,石利利,徐炎华 (1972)

反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性 金鹏康,杨珍瑞,李蓉,李岩,周立辉 (1982)

Fe⁽⁰⁾-活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素 吕永涛,刘婷,曾玉莲,孙婷,张瑶,王磊 (1991)

两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较 李惠娟,彭党聪,陈国燕,王博,姚倩,卓杨 (1997)

基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响 闰刚,徐乐中,沈耀良,吴鹏,张婷, Samwine Thomas (2006)

温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响 范军辉,郝瑞霞,朱晓霞,万京京,刘思远,王丽沙 (2012)

SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析 杨波,徐辉,冯修平,李方,田晴,马春燕 (2021)

喹啉降解菌 *Ochrobactrum* sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用 徐伟超,吴翠平,张玉秀,张琪,张怡鸣 (2030)

锰氧化菌 *Arthrobacter* sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制 万文结,薛芷筠,张泽文,何冬兰 (2036)

温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响 周同,于德爽,李津,吴国栋,王晓静 (2044)

包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析 许晓毅,尤晓露,吕晨培,王斌,胡碧波 (2052)

强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落 曹知平,吴静,左剑恶,王晓璐,王翀,王广启,王凯军,钱易 (2059)

三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征 秦红,任庆水,杨文航,李昌晓 (2065)

川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素 田琳琳,朱波,汪涛,赵原,董宏伟,任光前,胡磊 (2074)

双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N₂O 排放的影响 伍延正,张苗苗,秦红灵,陈春兰,王娟,魏文学,李勇 (2084)

生物炭介导的不同地表条件下土壤 N₂O 的排放特征 邹娟,胡学玉,张阳阳,张迪,陈威,王向前,陈窈君,刘扬 (2093)

垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征 熊瑛,王龙昌,杜娟,赵琳璐,周泉,张赛 (2102)

广东省土壤 Cd 含量空间分布预测 孙慧,郭治兴,郭颖,袁宇志,柴敏,毕如田,杨静 (2111)

宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价 张鹏岩,康国华,庞博,郭依,何坚坚,秦明周 (2125)

腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响 王青清,蒋珍茂,王俊,魏世强 (2136)

紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征 李秋言,赵秀兰 (2146)

生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用 吴志娟,毕二平 (2154)

两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制 王彤彤,马江波,曲东,张晓媛,郑纪勇,张兴昌 (2161)

牛粪源粪炭及其生物炭对 Pb²⁺、Cd²⁺ 的吸附特性 杜文慧,朱维琴,潘晓慧,沈旭阳,陈思远,陈可乐,坎吉汗·木沙拉,张杭君,丁颖 (2172)

C₃N₄/BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制 鲍玥,周旻昀,邹骏华,史宇滨,万先凯,史惠祥 (2182)

《环境科学》征稿简则(2020) 《环境科学》征订启事(2035) 信息(1782, 1798, 1827)

生物炭介导的不同地表条件下土壤 N₂O 的排放特征

邹娟, 胡学玉*, 张阳阳, 张迪, 陈威, 王向前, 陈窈君, 刘扬

(中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉 430074)

摘要: 为探究不同地表条件下农田土壤 N₂O 产生与释放对生物炭输入响应, 于 2014 ~ 2015 年小麦-玉米生长季, 采用田间小区试验的方法, 在不同生物炭用量 [0 t·(hm²·a)⁻¹ (CK)、5 t·(hm²·a)⁻¹ (BC5)、45 t·(hm²·a)⁻¹ (BC45)] 及不同地表条件下 [种植作物(以 + 表示)、裸地(以 - 表示)], 对土壤 N₂O 释放、土壤铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)的动态变化进行了观测分析。结果表明: ① 在小麦生长季, CK+、BC5+、BC45+ 这 3 个处理的土壤 N₂O 排放通量分别在 21.70 ~ 88.91、21.42 ~ 130.09、64.44 ~ 179.58 μg·(m²·h)⁻¹ 之间变动, BC45+ 处理显著高于其它 2 个处理 (P < 0.05)。其中在小麦生长盛期(返青拔节期-孕穗抽穗期), 3 个处理的土壤 N₂O 排放通量均较小麦越冬期显著下降 (P < 0.05), 而且 BC45+ 处理基于 CK+、BC5+ 的土壤 N₂O 排放通量增幅在小麦孕穗抽穗期已较其越冬期时分别降低了 18.43%、14.62%。在玉米生长季前期, BC45+ 处理的土壤 N₂O 排放通量也显著高于 BC5+ 和 CK+ 处理 (P < 0.05), 但至玉米的抽穗期及成熟期, BC45+ 处理的土壤 N₂O 排放通量已与 BC5+ 和 CK+ 无显著差异。这说明随作物生长盛期的到来及地表覆盖度的增加, 生物炭介导的土壤 N₂O 排放的增加效应得以有效抑制。同期裸地条件下相同生物炭处理的土壤 N₂O 排放通量结果也证实了这一点。② 在小麦生长季及其同期的裸地条件下, 与 CK 相比, 两种生物炭处理均可增加土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量, 但在作物生育盛期, BC5+、BC45+ 处理的两种氮素形态较 CK+ 处理均有下降, 尤以 BC45+ 最为突出, 其土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量分别下降了 96.44%、69.40%。玉米生长季与小麦季有着相近的趋势。较高生物炭施用量土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量在作物生育盛期的明显下降与同期土壤 N₂O 的排放显著减少相呼应。因作物生长发育对氮元素吸收增加致呼吸底物减少可能是生物炭介导下 N₂O 排放减少的原因之一。③ 在小麦生长季, 生物炭施用提高土壤 pH 从 4.62 至最高 5.18。至玉米季时, 土壤的 pH 值在 4.42 ~ 5.02 之间波动, 土壤 pH 值相对低时土壤 N₂O 的释放量相对高, 反之亦然。土壤 pH 可在一定程度上影响土壤 N₂O 释放。

关键词: 生物炭; N₂O; 硝态氮; 铵态氮; 地表覆盖

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-2093-09 DOI: 10.13227/j.hjks.201606152

Characteristics of Biochar-mediated N₂O Emissions from Soils of Different Surface Conditions

ZOU Juan, HU Xue-yu*, ZHANG Yang-yang, ZHANG Di, CHEN Wei, WANG Xiang-qian, CHEN Yao-jun, LIU Yang

(School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China)

Abstract: It was aimed to investigate the response to biochar addition on N₂O gas production and emission in different surface conditions. To study the dynamic changes of soil N₂O release, soil nitrate (NO₃⁻-N) and ammonium (NH₄⁺-N), a field trials experiment was conducted from 2014 to 2015 in wheat and corn season, which contained three treatments [the blank control group (CK), biochar applied at 5 t·(hm²·a)⁻¹ (BC5) and 45 t·(hm²·a)⁻¹ (BC45), respectively] under crop cultivation (+) and non-cultivation (-) condition. The results indicated that: ① During the season of wheat growth, the soil N₂O emissions of CK+, BC5+, BC45+ were 21.70-88.91, 21.42-130.09, 64.44-179.58 μg·(m²·h)⁻¹ respectively, and that of BC45+ possessed a higher value than those of the other treatments (P < 0.05). Compared with wheat winter period, the soil N₂O emissions of the three treatments decreased evidently in wheat peak stage (returning green and jointing stage, booting and heading stage) (P < 0.05), and the amplification of BC45+ reduced by 18.43% and 14.62% in comparison with CK+ and BC5+ in wheat booting and heading stages. In the early stage of maize growth, the soil N₂O emissions of BC45+ were significantly increased compared with CK+ and BC5+ (P < 0.05). However, there were no significant differences among treatments of maize heading stage and mature stage. It showed that the biochar-mediated promotion effect of soil N₂O emissions was effectively inhibited by crop growth and the increase of surface mulch. Besides, the result of soil N₂O release in the same treatment had also confirmed this conclusion in bare land. ② Under the conditions of wheat cultivation and homochronous non-cultivation, the soil NO₃⁻-N and NH₄⁺-N contents of BC5+ and BC45+ treatments were raised with respect to CK+, but the values dropped significantly in wheat peak stage, especially for BC45+ treatment, with 96.44% and 69.40% decrease respectively. The soil inorganic nitrogen content of maize growth season had a similar trend in wheat season.

收稿日期: 2016-06-21; 修订日期: 2016-11-29

基金项目: 国家自然科学基金项目(41371485, 41071159); 湖北省自然科学基金项目(2014CFA116)

作者简介: 邹娟(1990~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤环境化学, E-mail: zoujuancy@126.com

* 通信作者, E-mail: huxueyu@cug.edu.cn

Parallel to this result of the apparently falling soil NO_3^- -N and NH_4^+ -N concentrations, the soil N_2O emissions of BC45+ also declined remarkably in peak stage. The decline in respiratory substrate caused by the increase of nitrogen uptake by crop growth, may be one of the reasons for the decrease of N_2O emission. ③ In wheat growth season, the soil pH values of the biochar treatments were improved from 4.62 to 5.18. In maize season, the soil pH values ranged from 4.42 to 5.02. When the soil pH value was relatively low, the soil N_2O emission was high, and vice versa. The soil N_2O emission was partly influenced by the soil pH value.

Key words: biochar; nitrous oxide; nitrate nitrogen; ammonium nitrogen; land cover

N_2O 是仅次于 CO_2 和 CH_4 之后的第三大温室气体,且具有较强的增温潜势,其潜在增温作用约为 CO_2 的 296 倍^[1]. 农业活动是 N_2O 排放的主要来源之一,硝化反硝化作用等土壤过程均能导致 N_2O 的产生,且被认为是农田土壤释放 N_2O 的主要途径^[2,3]. 经反硝化过程逸散到大气中的氮氧化物的量受土壤中多种因素的影响,如土壤氮素含量、易分解有机质含量、土壤通气状况、土壤酸碱反应、植物根系活动、土壤微生物区系等. 有研究表明,生物炭与土壤混合后,能有效提高土壤有机质含量,增强土壤持水性能^[4],改变土壤 pH 值^[5],对土壤温度也有一定的影响^[6]. 这些环境条件的改变势必会影响土壤的生物活性乃至植物的生长,进而影响其氮素循环. 生物炭表面基团与土壤环境中的铵态氮 (NH_4^+ -N) 和硝态氮 (NO_3^- -N) 所产生的相互作用也会影响土壤 N_2O 的释放^[5,7].

目前,因研究者所采用生物炭种类的不同,以及土壤类型、环境条件等的差异,有关生物炭影响下土壤 N_2O 释放是增加还是降低,结果不尽一致^[8]. 一项田间试验结果显示,当添加小麦秸秆生物炭的量为 $10 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $40 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,轮作制中水稻生长季的 N_2O 的排放被抑制^[9]. Wang 等^[10] 也发现 $50 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 生物炭(原材料为水稻壳)施入水稻田后,其土壤 N_2O 排放量减少. 生物炭抑制土壤 N_2O 排放的现象在大豆种植与牧草地的试验研究中也有发现^[11,12]. 但也有研究结果显示生物炭添加到土壤后对其中 N_2O 排放有促进作用. 例如,一项土柱室内模拟试验结果表明,当玉米秸秆生物炭用量为 $5 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,模拟土柱中土壤 N_2O 的排放增加^[13]; Clough 等^[14] 报道木质生物炭施入土壤后,在其试验的前 30 d,有生物炭处理土壤的 N_2O 排放量明显高于未添加生物炭的土壤,但 50 d 后两个处理间没有差异.

另外,植物种植与裸地条件下的土壤氮素循环也有显著差异,这种差异在湿润半湿润地区可能尤为明显. 降雨丰沛时裸地土壤硝态氮淋洗作用强烈,其迁移途径之一就是至达土壤还原层经反硝化作用转变为氮氧化物进入大气. 而当地表有植物覆

盖时,由于密集的植物根系的吸氮作用可能会使上述途径得以遏制. 有研究显示,滨海湿地 N_2O 排放的多寡主要是通过植物来实现的,而且温度在这一过程中起主导作用^[15]. 同时,本课题组研究发现,生物炭施用会降低农田地表反照率^[6]. 通常认为地表反照率降低可能会改变土壤表面能量平衡,引起土壤温度上升. 但同时笔者也发现作物覆盖会减弱或掩盖生物炭介导的农田地表反照率的降低效应,期间生物炭施用对土壤温度变化的影响也不显著^[6]. 由此可见,生物炭与植被生长交叉作用下,土壤环境条件的变化以及土壤氮素的转化及至对其中氮氧化物产生的影响是一个复杂的过程,还需要不断多视角地研究工作去丰富对这一过程的认识.

本研究设置于属北亚热带季风性湿润气候区的湖北省武汉市城郊农业区,以田间小区试验的方法探究生物炭输入对不同地表条件下(作物生长和裸地)土壤 N_2O 排放的影响,一方面可为我国目前高度集约化的城郊农业土壤的保护性利用提供数据支撑,另一方面也可为多角度认识生物炭在减缓气候变化过程中的作用提供参考.

1 材料与方法

1.1 试验地点与材料

1.1.1 试验地基本情况

试验地位于湖北省武汉市洪山区某蔬菜种植基地(坐标: $30^\circ 31' 54'' \text{N}$, $114^\circ 24' 09'' \text{E}$),当地属于亚热带季风气候,年均气温 $15.80 \sim 17.50^\circ \text{C}$,雨量充沛,年降雨量 1269 mm . 试验地土壤类型为黄棕壤,质地为砂壤土. 耕层 ($0 \sim 20 \text{ cm}$),土壤容重为 $1.13 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$; ω (粉粒)、 ω (黏粒)和 ω (砂粒)分别为 28.40% 、 1.90% 和 69.70% ;有机质含量 $18.30 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;全氮含量 $1.60 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;pH 值为 4.62;田间含水率 17.10% (体积分数).

1.1.2 供试材料

供试冬小麦品种为郑麦 9023,夏玉米品种为华糯五号甜糯玉米.

供试生物炭为 500°C 木质颗粒生物炭,其基本理化性质为总有机碳: $566.00 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全氮: 6.20

g·kg⁻¹, 全钾: 13.80 g·kg⁻¹, 全磷: 0.96 g·kg⁻¹, pH 值: 8.60.

1.2 试验设计

试验共设置 3 个生物炭用量, 分别为: 不施生物炭 (CK)、生物炭 5 t·(hm²·a)⁻¹ (BC5)、45 t·(hm²·a)⁻¹ (BC45); 每个生物炭用量下再设置 2 个副处理, 分别为: 种植作物 (+)、不种植作物 (-). 不施生物炭的种植作物与不种植作物处理分别记为 CK+、CK-, 其它处理代号类推. 每个处理重复 3 次, 总计 18 个小区, 小区面积 2.25 m² (1.80 m × 1.25 m), 随机区组排列. 于每季作物播种前, 对试验地土壤进行翻耕, 再分别将不同用量的生物炭均匀撒施至相应处理小区中, 并将其与 0~20 cm 土层土壤混合均匀, 平整土壤后施用复合肥 (N:P₂O₅:K₂O 比例为 15:15:15) 750 kg·hm⁻², 饼肥 [ω(N)、ω(P₂O₅)、ω(K₂O) 分别为 8.20%、2.00%、1.80%] 1350 kg·hm⁻². 于 2014 年 11 月 6 日播种小麦, 种植行距为 20 cm, 播种深度 5 cm, 生长期按照旱作管理方式, 期间不进行追肥, 2015 年 5 月 25 日收获; 于 2015 年 7 月 17 日播种玉米, 种植行距为 40 cm, 株距为 30 cm, 生长初期对幼苗进行定期灌溉, 期间不进行追肥, 2015 年 9 月 28 日收获.

1.3 样品采集与测定方法

1.3.1 土壤 N₂O 的采集测定

土壤 N₂O 采用静态箱-气相色谱法测定. 静态箱由顶箱和底座两部分组成, 均由聚丙烯材料制作. 顶箱长、宽、高分别为 30、30、40 cm, 箱内安装风扇将气体混匀. 底座长、宽、高分别为 30、30、5 cm, 底座安置在小区中央, 整个生长季不再移动. 气体于上午 10:00~12:00 之间进行采集, 采集时将顶箱放置在底座上部的凹槽中, 用水密封, 打开箱内风扇开关混匀气体, 分别在盖箱后 20、40、60 min 采集气体 100 mL. 采集的气体保存在铝箔采样袋内. 采气频率: 小麦生长季自作物播种后约 30 d 一次, 玉米生长季因其生育期相对较短, 采气频率约 10~15 d 一次. 使用安捷伦气相色谱仪 (Agilent 6820, USA) 分析 N₂O 浓度. 本研究用色谱条件见表 1.

N₂O 排放通量计算公式^[16,17]为:

$$F = \frac{273}{273 + T} \times \frac{28}{22.4} \times 60 \times H \times \frac{dc}{dt}$$

式中, F 为 N₂O 排放通量 [μg·(m²·h)⁻¹]; T 为箱内温度 (°C); 28 为每摩尔 N₂O 分子中 N 的质量数; 22.4 为温度为 273K 时的 N₂O 摩尔体积; H 为采样

箱高度 (cm); c 为 N₂O 气体浓度 (μg·L⁻¹); t 为关箱时间 (min); dc/dt 为采样箱内 N₂O 气体浓度的变化率 [μg·(L·min)⁻¹].

表 1 色谱配置与分析条件

Table 1 Chromatographic configuration and analysis conditions	
目标化合物	N ₂ O
色谱柱	前置柱: SS-1 m × 2 mm × Porapak Q (80/100 目)
	分析柱: SS-3 m × 2 mm × Porapak Q (80/100 目)
载气流量/mL·min ⁻¹	高纯 N ₂ /25
柱箱温度/°C	55
检测器及温度/°C	ECD, 330
出峰保留时间/min	3.5

1.3.2 土样的采集与测定

采用“S”形取样法, 采集 0~20 cm 土层土样. 每个小区采集 5 个样品并充分混合, 采集的土壤样品带回放入实验室冰箱 (4°C) 中, 用于测定土壤中的硝态氮、铵态氮. 土壤硝态氮采用酚二磺酸比色法测定, 铵态氮采用 2 mol·L⁻¹ KCl 浸提-靛酚蓝比色法测定^[18].

用风干土样测定土壤 pH 值, 按土水比 1:2.5, 采用 PHS-3D 型 pH 计 (上海精科仪器) 测定.

1.4 数据处理与分析

本研究采用 Excel 2003 和 Origin Pro 9.2 制作数据图表, SPSS 22.0 进行方差分析与多重比较, 显著性水平设定为 0.05.

2 结果与分析

2.1 生物炭对土壤 N₂O 排放的影响

图 1 反映了在作物种植及裸地条件下, 不同生物炭处理的土壤 N₂O 排放通量. 作物种植条件下的观测结果显示, 在小麦生长期, 从小麦分蘖越冬期至小麦成熟收获时 (2014 年 12 月 30 日~2015 年 5 月 13 日), CK+、BC5+、BC45+ 这 3 个生物炭处理的土壤 N₂O 排放通量分别在 21.70~88.91、21.42~130.09、64.44~179.58 μg·(m²·h)⁻¹ 之间变动, BC45+ 处理显著高于其它 2 个处理 ($P < 0.05$), 而 BC5+ 与 CK+ 处理间除小麦成熟期外的其它观测期差异均不显著. 可见较高量的生物炭施用增加了土壤 N₂O 的排放, 但是这一促进效应随小麦生育盛期的到来而减弱. 图 1 数据显示, 与 2015 年 2 月 6 日 (越冬期) 观测数据相比, CK+、BC5+、BC45+ 这 3 个处理的土壤 N₂O 排放通量在 2015 年 3 月 9 日 (返青拔节期) 至 4 月 15 日 (孕穗抽穗期) 期间显著

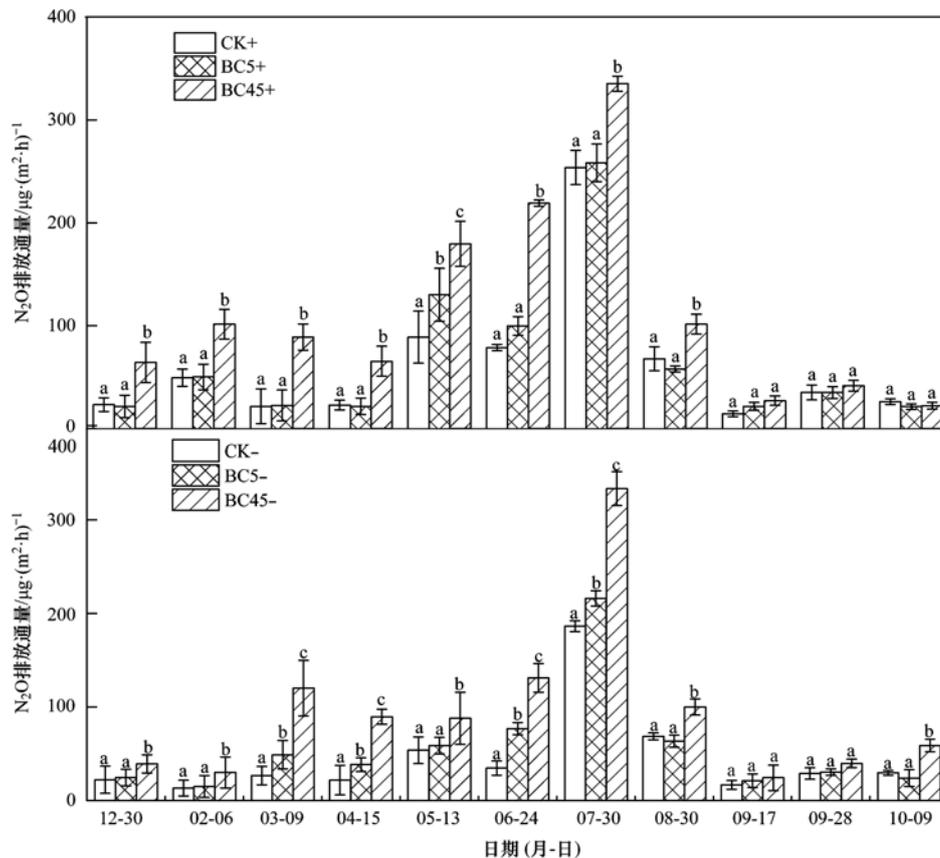
下降 ($P < 0.05$), 最大降幅分别达 56.07%、56.97%、35.57%, 而且相对于CK+、BC5+、BC45+处理土壤 N_2O 排放通量的增幅在小麦孕穗抽穗期较其越冬期下降, 分别降低了 18.43%、14.62%。作物生育盛期对土壤 N_2O 排放的降低效应在 2015 年 5 月 13 日(成熟收获期)和 6 月 24 日(小麦收获后地表复为裸地)的观测数据中得到了进一步反证, 这一时期的土壤 N_2O 排放量复又上升。

在玉米生长季, 从 2015 年 7 月 30 日(苗期)到 8 月 30 日(拔节期)间, BC45+ 处理的土壤 N_2O 排放通量也显著高于 BC5+ 和 CK+ 处理 ($P < 0.05$), 但与苗期相比, 拔节期 BC45+ 较另两个处理排放通量的增幅已减少近 33.06%、42.97%; 至玉米的抽穗期及成熟期(2015 年 9 月 17~28 日), BC45+ 处理的土壤 N_2O 排放通量已与 BC5+ 和 CK+ 无显著差异, 说明随作物生育盛期的到来及地表覆盖度的增加, 生物炭介导的土壤 N_2O 排放的增加效应得以有效抑制。

裸地条件下, 在 2014 年 12 月 30 日到 2015 年 5 月 13 日(与小麦生长季同期)期间, BC45- 处理的

土壤 N_2O 排放通量显著高于其它 2 个处理 ($P < 0.05$)。与有小麦作物种植不同的是, BC5- 处理的土壤 N_2O 排放通量仅在 2015 年 3 月 9 日和 4 月 15 日显著高于 CK- 处理 ($P < 0.05$), 也显著高于同期的 BC5+ 处理的 $22.50 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 、 $21.60 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$, 其它时期与 CK- 差异不显著, 同时低于 BC5+ 处理的土壤 N_2O 排放通量。可见相同生物炭用量条件下, 裸地土壤 N_2O 排放通量仅在作物生育盛期高于地表有作物种植的土壤。与作物种植条件下的结果更为不同的是, 裸地条件下, 与 2015 年 2 月 6 日观测数据相比, CK-、BC5-、BC45- 这 3 个处理的土壤 N_2O 排放通量在 2015 年 3 月 9 日至 4 月 15 日期间上升显著, 最大增幅达 98.51%、223.02%、298.34%, 而作物种植条件下同期土壤 N_2O 排放通量显著降低, 这进一步说明了地表作物覆盖及其小麦生育盛期对由生物炭介导的土壤 N_2O 的排放产生了一定的抑制作用。

玉米生长季同期的裸地土壤 N_2O 排放通量结果显示, 其总的趋势表现与玉米作物种植条件下相似, CK-、BC5-、BC45- 这 3 个生物炭处理的土壤



日期中 12-30 为 2014 年, 其余均为 2015 年; 同时期不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)

图 1 作物种植及裸地条件下生物炭对土壤 N_2O 排放通量的影响

Fig. 1 Effect of biochar on the soil N_2O emission flux under the conditions of crop cultivation and bare land

N₂O 排放通量在玉米拔节期至成熟期(2015 年 8 月 30 日至 9 月 28 日)较苗期(2015 年 7 月 30 日)下降显著 ($P < 0.05$), 最大降幅分别为 90.93%、90.14%、92.64%, 土壤 N₂O 排放通量随时间显著下降的趋势似主要受制于此期大气温度的日渐下降. 与玉米种植条件下不同的一点是, 10 月 9 日的观测数据发现, BC45- 与另外两个生物炭处理的土壤 N₂O 排放通量又呈现出显著差异. 对于这一现象, 推测可能的原因有二: 一是与作物种植条件下作物及其根际对生物炭中易分解碳组分的利用程度要高于同期的裸地条件; 二是大气温度乃至土壤温度在秋季的降低使得土壤中温度敏感性微生物活性降低.

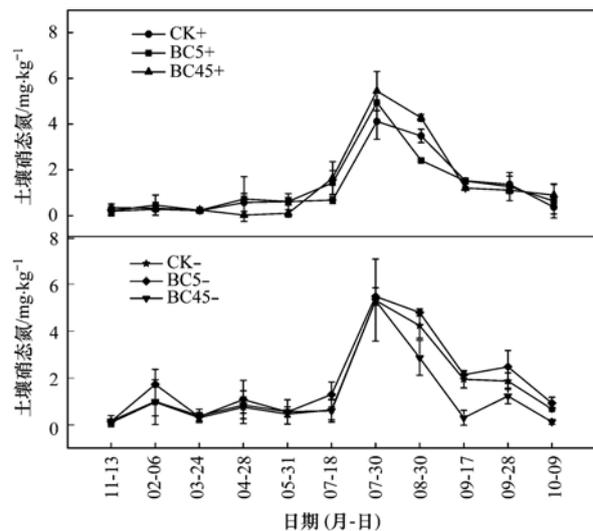
2.2 生物炭影响下土壤无机氮的变化

2.2.1 土壤硝态氮的变化

土壤 N₂O 的排放主要来自土壤矿质氮的硝化反硝化作用^[2,3], 土壤中氮素含量的变化在一定程度上能够解释土壤 N₂O 的排放. 如图 2 所示, 在种植作物条件下, 小麦生长期(2014 年 11 月 13 ~ 2015 年 5 月 31 日)内, 与 CK+ 处理相比, BC5+ 处理的土壤硝态氮含量增加, 最大增幅达 65.54%, 但在小麦拔节期至抽穗期间(2015 年 3 月 9 日至 4 月 28 日), 其增幅下降至 8.58%; BC45+ 处理的土壤硝态氮含量更是在小麦抽穗期和成熟期分别下降了 96.44%、83.15% ($P < 0.05$). 可见, 生物炭的输入虽然增加了土壤 NO₃⁻-N 含量, 但在小麦生育盛期因作物对氮素养分的需求增加使得土壤 NO₃⁻-N 含量在这一时期显著下降. 玉米生长季与小麦生长季相似, 从玉米出苗期到苗期(2015 年 7 月 18 ~ 30 日), BC5+ 和 BC45+ 处理的土壤硝态氮含量高于 CK+ 处理; 但玉米拔节期至成熟期(8 月 30 日 ~ 9 月 28 日)的观测发现, BC5+、BC45+ 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量较 CK+ 处理下降, 最大降幅分别为 30.77%、20.96%, 且 BC45+ 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量均在作物抽穗期下降幅度最大. 10 月 9 日(玉米收获后), BC5+、BC45+ 处理的土壤硝态氮含量较 CK+ 处理复又增加, 增幅分别为 70.36%、142.25%.

小麦生长季同期的裸地土壤 NO₃⁻-N 含量数据显示, BC5-、BC45- 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量较 CK- 处理分别高出 12.11% ~ 77.08%、2.60% ~ 59.48%. 与小麦生育盛期同期的裸地土壤 CK-、BC5-、BC45- 这 3 个处理的 NO₃⁻-N 含量上升趋势明显, 即 2015 年 4 月 28 日较 3 月 24 日的土壤 NO₃⁻-N 含量分

别增加了 62.37%、67.68%、35.02%, 此期裸地土壤 N₂O 的排放量也呈上升趋势. 玉米生长季同期的裸地土壤 NO₃⁻-N 含量数据与小麦同期的裸地土壤略有不同, 相对于 CK- 处理, BC5- 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量增加, 而 BC45- 处理的土壤 NO₃⁻-N 含量下降明显, 降幅为 0.21% ~ 84.15%. 推测较高生物炭施用量下的土壤硝态氮含量降低可能与当地 7、8 月降雨丰沛有关, 加快了 0 ~ 20 cm 土层 NO₃⁻-N 的向下迁移或淋失.



日期中 11-13 为 2014 年, 其余均为 2015 年, 下同

图 2 生物炭输入对土壤硝态氮含量的影响

Fig. 2 Effect of biochar application on NO₃⁻-N concentration in the soil

2.2.2 土壤铵态氮的变化

由图 3 可见, 在种植作物条件下, 小麦生长期, 相对于 CK+ 处理, BC5+ 处理的土壤铵态氮含量增加, BC45+ 处理的土壤铵态氮含量在小麦出苗期(2014 年 11 月 13 日)和越冬期(2015 年 2 月 6 日)分别增加了 95.68% 和 40.74%, 但在拔节期、抽穗期和成熟期, 土壤铵态氮含量表现为 BC45+ 比 CK+ 分别降低了 63.39%、69.40% 和 42.62%. 玉米生长季有相同的规律, BC5+ 处理较 CK+ 处理的土壤铵态氮含量的增幅为 5.53% ~ 72.73%, BC45+ 在玉米出苗期至拔节期(2015 年 7 月 18 日至 8 月 30 日)增加, 后期(抽穗期到成熟期)下降, 降幅为 7.35% ~ 45.45%. 可见, 较高生物炭施用量的土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量在作物生育盛期均下降明显, 同期土壤 N₂O 的排放也显著下降, 说明这一时期硝化反硝化过程的底物减少可能是土壤 N₂O 排放减弱的原因之一. 生物炭对 NH₄⁺ 的吸附作用对这一

诱因亦有一定贡献。

在裸地条件下,与小麦生长季同期的土壤铵态氮变化规律和小麦种植条件下的相同,BC5-处理的土壤 NH_4^+ -N较CK-增加了6.15%~109.57%,且较BC5+处理高出27.56%~66.32%;而相对于BC45+处理,BC45-的土壤 NH_4^+ -N含量也高出21.38%~80.25%。与玉米生长同期的裸地土壤铵态氮数据显示,施入生物炭初期(2015年7月18日测定结果),BC5-、BC45-的土壤 NH_4^+ -N较CK-处理分别增加35.49%、25.44%,但2015年7月30日至10月9日,BC5-、BC45-较CK-处理显著下降,降幅分别为49.65%~78.38%、31.29%~92.64%;与小麦生长季同期的裸地土壤 NH_4^+ -N含量变化相同的是,相同生物炭施用量条件下,有作物种植的土壤铵态氮含量低于裸地条件的土壤。这是因为 NH_4^+ -N是植物一种理想的氮源,作物在蛋白质合成中利用 NH_4^+ 供给自身生长^[19],故消耗了大量铵态氮。

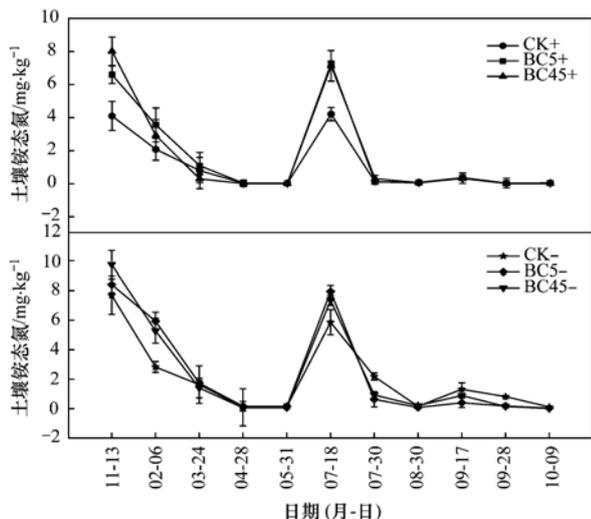


图3 生物炭输入对土壤铵态氮含量的影响

Fig. 3 Effect of biochar application on NH_4^+ -N concentration in the soil

2.3 生物炭介导的土壤pH值变化

图4显示,小麦生长期间,BC45+处理的土壤pH值范围为5.06~5.18,分别较CK+、BC5+处理的高出了0.37~0.50、0.32~0.49个pH单位($P < 0.05$),CK+与BC5+处理之间差异不显著。与小麦时期不同的是,玉米生长期间土壤pH值随时间波动明显。从2015年5月31日至7月30日(玉米苗期)的监测数据发现,CK+、BC5+、BC45+这3个处理的土壤pH值分别降至4.42、4.60、4.81,与5月31日相比,降幅依次为0.25、0.16、0.37,同期

土壤 N_2O 排放上升明显;至玉米拔节期(8月30日),土壤pH值上升,达到峰值,分别为4.53、4.65、5.02,较苗期依次增加了0.11、0.05、0.21,此时土壤 N_2O 释放下降;玉米抽穗期至收获结束后(9月17日~10月9日)的3次观测数据显示,3个处理的土壤pH值随时间变化趋于平衡,且土壤 N_2O 排放差异不显著。说明土壤pH值的变化可在一定程度上影响土壤 N_2O 的排放。裸地条件下,土壤pH值与作物条件下的变化趋势相同。

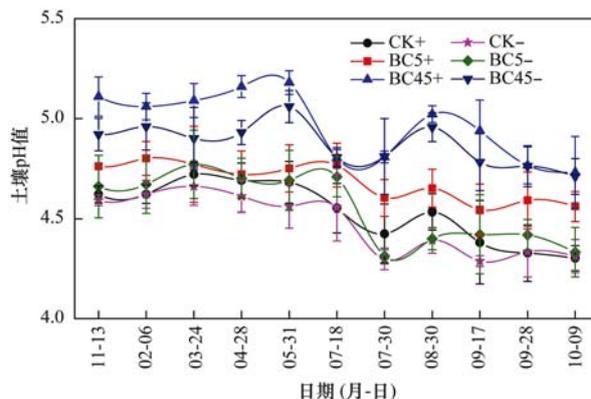


图4 生物炭输入对土壤pH值的影响

Fig. 4 Effect of biochar application on soil pH value

3 讨论

本试验结果显示,在地表有作物生长的条件下,较高量生物炭(BC45+)输入可以促进土壤 N_2O 的排放,而较低量生物炭(BC5+)处理的土壤 N_2O 排放通量多与对照(CK+)处理差异不显著。但在小麦生育盛期,CK+、BC5+、BC45+这3个处理的土壤 N_2O 排放通量较越冬期显著下降,尤以BC45+的降幅显著,BC45+处理基于CK+、BC5+的土壤 N_2O 排放通量增幅在小麦孕穗抽穗期已较其越冬期时分别降低了18.43%、14.62%。同期裸地土壤 N_2O 的排放通量则上升显著,且BC5-显著高于CK-。在玉米生长季前期,BC45+处理的土壤 N_2O 排放通量也显著高于BC5+和CK+处理,但至玉米的抽穗期及成熟期,BC45+处理的土壤 N_2O 排放通量已与BC5+和CK+无显著差异。随作物生长盛期的到来及地表覆盖度的增加,生物炭介导的土壤 N_2O 排放的增加效应得以有效抑制。这可能是因为作物在生长发育盛期所需养分较多,伴随着土壤中各种养分元素逐渐耗竭,作为硝化反硝化菌呼吸作用底物的无机氮素含量的减少可能是生物炭介导下 N_2O 排放减少的原因之一,生物炭对 NH_4^+ 的吸附作用对这一诱因也有贡献^[10]。在本

研究结果中, 较高生物炭施用量土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量在作物生育盛期的明显下降较好地呼应了同期土壤 N₂O 排放的显著减少. 在小麦作物生育盛期, BC5+、BC45+ 处理的两种氮素形态较 CK+ 处理均有下降, 尤以 BC45+ 最为突出, 其土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量分别下降了 96.44%、69.40%. 另外, 土壤中无机氮含量下降, 也影响与土壤氮代谢相关的其它微生物的反应过程与活性, 进而影响土壤微生物的硝化及反硝化作用^[20-22], 在本试验条件下, 作物生长发育盛期对较高生物炭介导的土壤 N₂O 的释放在一定程度上产生了抑制效应. 此外, 在本试验过程中的玉米生育盛期正处于当地降雨丰沛期, 0~20 cm 土层无机氮尤其是硝态氮的流失加快, 藉此产生 N₂O 的基质减少而至其释放下降.

目前, 有关生物炭与土壤 N₂O 释放之间关系的研究结果不尽相同. 有研究表明, 添加木质生物炭降低了 NH₄⁺ 氧化速率, 硝化过程受到一定的抑制, 反硝化过程使得土壤 N₂O 排放量上升^[14]. 另有研究发现云杉木质生物炭通过直接影响土壤湿度和植物对 N 素利用率来促进 N₂O 的排放^[23]. 还有研究显示, 当其它条件相对一致时, 湿度为 80% 的土壤产生的 N₂O 比低湿度土壤多出几倍^[24]. 生物炭的添加降低土壤 N₂O 的释放的研究结果显示, 当向土壤环境中投加原材料为水稻壳的生物炭时, 因生物炭对土壤中 NH₄⁺ 的吸附而致其含量降低, 稻田土壤 N₂O 的排放减少^[10], 这一结果与本研究结果较为一致. 另外, 木质生物炭的添加, 使得土壤氮素矿化作用、硝化作用分别提高了 269.00%、34.00%, 反硝化作用受到抑制而致土壤 N₂O 的排放减少^[25]. 不同研究者之间结果的差异性也说明这是今后需要更进一步探索的课题.

本试验供试土壤 pH 值为 4.62, 生物炭施用提高土壤 pH 最高至 5.18. 较低的土壤 pH 值, 在一定程度上限制了硝化反应^[26], 使得 NH₄⁺ 氧化为 NO₂⁻ 进而氧化为 NO₃⁻ 的速度减慢, 造成土壤中 NO₂⁻ 累积^[27], 而且 NO₂⁻ 在严重酸化的土壤中可以直接通过化学反硝化作用生成 N₂O^[28]. 有研究表明, 酸性土壤中 Nos 酶(一氧化氮合成酶)的还原活性逐渐减小, 而反硝化作用酶的活性增强, 从而导致反硝化过程产生更多的 N₂O^[29]. 较低的 pH 值对土壤硝化反应限制速率步骤的抑制作用可能对土壤 N₂O 的释放有一定贡献.

土壤 N₂O 的释放受生物炭、作物生长、土壤无机氮及土壤 pH 值等因素的共同影响. 本研究中, 小麦季与玉米季土壤 N₂O 排放趋势在它们的生长发育后期有所不同, 这可能与这两种作物不同生长发育时期所处的气候条件比如温度和降雨差异^[30] 有关. 近地表大气环境的变化引起土壤性状比如土壤水热状况的变化, 作物对生物炭介导的土壤 N₂O 释放的变化亦会产生影响, 这些变化和影响需要一个更为长期的过程来观测和考察. 因此, 生物炭与植物生长交叉作用下对土壤过程及其氮氧化物形成产生的影响, 还需要有更长时间尺度的研究结果来诠释这一过程.

4 结论

(1) 在小麦生长季, 施用生物炭的 BC45+ 处理的土壤 N₂O 释放通量显著高于 CK+、BC5+ 处理 ($P < 0.05$). 其中在小麦生长盛期, 3 个处理的土壤 N₂O 排放通量均较小麦越冬期显著下降 ($P < 0.05$), 而且与越冬期相比, BC45+ 处理基于 CK+、BC5+ 的土壤 N₂O 排放通量增幅在小麦孕穗抽穗期分别降低了 18.43%、14.62%. 在玉米生长季前期, BC45+ 处理的土壤 N₂O 排放通量也显著高于其他 2 个处理; 至玉米抽穗期及成熟期, BC45+ 处理的土壤 N₂O 排放通量已与 BC5+ 和 CK+ 无显著差异. 较高量的生物炭施用对土壤 N₂O 的排放的促进效应随小麦生育盛期的到来而减弱. 裸地条件下不同生物炭施用量处理土壤的 N₂O 排放通量的结果也验证了这一点.

(2) 相对于 CK+、CK- 处理, 两种生物炭施用量均可增加土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量, 但在作物生育盛期, BC5+、BC45+ 处理的两种氮素形态较 CK+ 处理均有下降, 尤以小麦季 BC45+ 最为突出, 其土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量分别下降了 96.44%、69.40%. 较高量生物炭施用条件下, 土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量在作物生育盛期的明显下降与同期土壤 N₂O 的排放也显著下降相呼应.

(3) 在小麦生长季, 依处理不同, 生物炭施用将土壤 pH 值由 4.62 提高至 5.06~5.18. 在玉米生长季, 土壤 pH 值随时间波动显著, CK+、BC5+、BC45+ 这 3 个处理的土壤 pH 值在玉米苗期分别降至 4.42、4.60、4.81, 同期土壤 N₂O 排放上升明显. 至玉米拔节期, 土壤 pH 值复又上升, 此期土壤 N₂O 释放呈现下降. 裸地土壤 pH 值变化趋势与作物种植的土壤相同. 土壤 pH 值可在一定程度上影响土

壤 N₂O 释放.

参考文献:

- [1] IPCC. Climate Change 2007-mitigation of climate change: working group III contribution to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2007. 63-67.
- [2] 朱永官, 王晓辉, 杨小茹, 等. 农田土壤 N₂O 产生的关键微生物过程及减排措施 [J]. 环境科学, 2014, **35** (2): 792-800.
Zhu Y G, Wang X H, Yang X R, *et al.* Key microbial processes in nitrous oxide emissions of agricultural soil and mitigation strategies [J]. Environmental Science, 2014, **35** (2): 792-800.
- [3] Wragge N, Velthof G L, van Beusichem M L, *et al.* Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, **33** (12-13): 1723-1732.
- [4] 高海英, 何绪生, 耿增超, 等. 生物炭及炭基氮肥对土壤持水性能影响的研究 [J]. 中国农学通报, 2011, **27** (24): 207-213.
Gao H Y, He X S, Geng Z C, *et al.* Effects of biochar and biochar-based nitrogen fertilizer on soil water-holding capacity [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2011, **27** (24): 207-213.
- [5] 杨帆, 李飞跃, 赵玲, 等. 生物炭对土壤氮转化的影响研究 [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.
- [6] 张阳阳, 胡学玉, 张迪, 等. 生物炭对农田地表反照率及土壤温度与湿度的影响 [J]. 环境科学研究, 2015, **28** (8): 1234-1239.
Zhang Y Y, Hu X Y, Zhang D, *et al.* Effects of biochar on soil surface albedo, temperature and moisture in agricultural soil [J]. Research of Environmental Sciences, 2015, **28** (8): 1234-1239.
- [7] 郑浩. 芦竹生物炭对农业土壤环境的影响 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013. 64-67.
Zheng H. Effect of giant reed derived biochar on agricultural soil environment [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2013. 64-67.
- [8] 李飞跃, 汪建飞. 生物炭对土壤 N₂O 排放特征影响的研究进展 [J]. 土壤通报, 2013, **44** (4): 1005-1009.
Li F Y, Wang J F. Effect of biochar addition to soil on N₂O emission: a review [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, **44** (4): 1005-1009.
- [9] 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 & Environment, 2010, **139** (4): 469-475.
- [10] Wang J Y, Zhang M, Xiong Z Q, *et al.* Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from two paddy soils [J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, **47** (8): 887-896.
- [11] Rondon M, Ramirez J A, Lehmann J. Charcoal additions reduce net emissions of greenhouse gases to the atmosphere [A]. In: Proceedings of the 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry [C]. Baltimore, USA: University of Delaware, 2005. 208.
- [12] Rondon M A, Ramirez J A, Lehmann J. Greenhouse gas emissions decrease with charcoal additions to tropical soils [EB/OL]. <http://soilcarboncenter.k-state.edu/conference/USDA%20Abstracts%20html/Abstract%20Rondon.htm>.
- [13] 高德才, 张蕾, 刘强, 等. 生物黑炭对旱地土壤 CO₂、CH₄、N₂O 排放及其环境效益的影响 [J]. 生态学报, 2015, **35** (11): 3615-3624.
Gao D C, Zhang L, Liu Q, *et al.* Effects of biochar on CO₂, CH₄, N₂O emission and its environmental benefits in dryland soil [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, **35** (11): 3615-3624.
- [14] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, *et al.* Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a Bovine-Urine-Amended pasture soil [J]. Soil Science Society of America Journal, 2010, **74** (3): 852-860.
- [15] 汪青, 刘敏, 侯立军, 等. 崇明东滩湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放的时空差异 [J]. 地理研究, 2010, **29** (5): 935-946.
Wang Q, Liu M, Hou L J, *et al.* Characteristics and influencing factors of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from Chongming eastern tidal flat wetland [J]. Geographical Research, 2010, **29** (5): 935-946.
- [16] 黄海洲, 肖茜, 沈玉芳, 等. 生物质炭对旱作春玉米农田 N₂O 排放的效应 [J]. 农业环境科学学报, 2014, **33** (10): 2063-2070.
Huang H Z, Xiao Q, Shen Y F, *et al.* Effect of biochar on nitrous oxide emissions from dryland spring corn field on the loess plateau [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, **33** (10): 2063-2070.
- [17] 王蒙. 杭州湾滨海湿地 CH₄、N₂O、CO₂ 排放通量及其影响因素研究 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2014. 24-31.
Wang M. Study on methane, nitrous oxide and carbon dioxide fluxes and their influencing factors in Hangzhou Bay coastal wetland [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2014. 24-31.
- [18] 林辉, 汪建妹, 孙万春, 等. 磺胺抗性消长与堆肥进程的交互特征 [J]. 环境科学, 2016, **37** (5): 1993-2002.
Lin H, Wang J M, Sun W C, *et al.* Interaction between sulfonamide antibiotics fates and chicken manure composting [J]. Environmental Science, 2016, **37** (5): 1993-2002.
- [19] 陈怀满. 环境土壤学 [M]. 北京: 科学出版社, 2005. 141-146.
- [20] Guo G X, Deng H, Qiao M, *et al.* Effect of long-term wastewater irrigation on potential denitrification and denitrifying communities in soils at the watershed scale [J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47** (7): 3105-3113.
- [21] Patra A K, Abbadie L, Clays-Josserand A, *et al.* Effects of management regime and plant species on the enzyme activity and genetic structure of N-fixing, denitrifying and nitrifying bacterial communities in grassland soils [J]. Environmental Microbiology, 2006, **8** (6): 1005-1016.
- [22] Knops J M H, Bradley K L, Wedin D A. Mechanisms of plant species impacts on ecosystem nitrogen cycling [J]. Ecology Letters, 2002, **5** (3): 454-466.
- [23] Saarnio S, Heimonen K, Kettunen R. Biochar addition indirectly affects N₂O emissions via soil moisture and plant N uptake [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, **58**: 99-106.
- [24] Bruun E W, Müller-Stöver D, Ambus P, *et al.* Application of biochar to soil and N₂O emissions; potential effects of blending

- fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry [J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, **62**(4): 581-589.
- [25] Case S D C, McNamara N P, Reay D S, *et al.* Biochar suppresses N₂O emissions while maintaining N availability in a sandy loam soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, **81**: 178-185.
- [26] 何飞飞, 荣湘民, 梁运姗, 等. 生物炭对红壤菜田土壤理化性质和 N₂O、CO₂ 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2013, **32**(9): 1893-1900.
He F F, Rong X M, Liang Y S, *et al.* Effects of biochar on soil physicochemical properties and N₂O, CO₂ emissions from vegetable-planting red soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, **32**(9): 1893-1900.
- [27] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用[J]. *土壤通报*, 2002, **33**(5): 385-391.
Fan X H, Zhu Z L. Nitrification and denitrification in upland soils[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, **33**(5): 385-391.
- [28] 谢建治, 尹君, 王殿武, 等. 田间土壤反硝化作用动态初探[J]. *农业环境保护*, 1999, **18**(6): 272-274.
Xie J Z, Yin J, Wang D W, *et al.* Study on dynamic denitrification in field[J]. *Agro-environmental Protection*, 1999, **18**(6): 272-274.
- [29] Richardson D, Felgate H, Watmough N, *et al.* Mitigating release of the potent greenhouse gas N₂O from the nitrogen cycle-could enzymic regulation hold the key? [J]. *Trends in Biotechnology*, 2009, **27**(7): 388-397.
- [30] 张婧, 夏光利, 李虎, 等. 一次性施肥技术对冬小麦/夏玉米轮作系统土壤 N₂O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, **35**(1): 195-204.
Zhang J, Xia G L, Li H, *et al.* Effect of single basal fertilization on N₂O emissions in wheat and maize rotation system [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, **35**(1): 195-204.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuhe, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qiu, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper (II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitritation Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthened Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suya Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetrizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)