

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第6期

Vol.39 No.6

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

北京市二次有机气溶胶生成潜势的日变化规律 刘俊, 楚碧武, 贺泓 (2505)

太原冬季 PM_{2.5} 影响霾污染的关键尺度谱特征 杨素英, 余欣洋, 赵秀勇, 李义宇, 孙洪娉, 田芷洁, 李岩, 吴尚, 王梓航 (2512)

盘锦市冬季 PM_{2.5} 水溶性离子特征及来源分析 张蕾, 姬亚芹, 王士宝, 赵静琦, 张军, 李越洋, 张伟 (2521)

广州市天河区 2016 年雨季挥发性有机物污染特征及来源解析 古颖纲, 虞小芳, 杨闻达, 田智林, 李梅, 程鹏 (2528)

热带树木燃烧颗粒物中脱水糖和醋非烯的排放特征 金诚妙, 崔敏, 韩勇, 陈颖军, 唐娇, 李军, 张干 (2538)

天津地区污染天气分析中垂直扩散指标构建及运用 蔡子颖, 韩素芹, 张敏, 姚青, 刘敬勇 (2548)

亚热带农田和林地大气氨湿沉降与混合沉降比较 朱潇, 王杰飞, 沈健林, 肖润林, 王娟, 吴金水, 李勇 (2557)

京津冀地区黄标车政策的总量减排效益评估 卢亚灵, 周佳, 程曦, 张伟, 蒋洪强 (2566)

北京北运河河流生态系统健康评价 顾晓昀, 徐宗学, 刘麟菲, 殷旭旺, 王汨 (2576)

长江武汉段丰水期水体和沉积物中多环芳烃及邻苯二甲酸酯类有机污染物污染特征及来源分析 董磊, 汤显强, 林莉, 邴超, 黎睿, 吴敏 (2588)

福建省敖江下游抗生素抗性基因分布特征 张丹丹, 郭亚平, 任红云, 周昕原, 黄福义, 张娴 (2600)

三峡库区支流河口沉积物重金属分布特征及风险评价 方志青, 陈秋禹, 尹德良, 王志康, 孙涛, 王永敏, 谢德体, 王定勇 (2607)

三峡水库蓄水至 175 m 后干流沉积物理化性质与磷形态分布特征 潘婵娟, 黎睿, 汤显强, 夏振尧, 李青云, 杨文俊, 许文年 (2615)

基于水化学和稳定同位素的白洋淀流域地表水和地下水硝酸盐来源 孔晓乐, 王仕琴, 丁飞, 梁慧雅 (2624)

天目湖沙河水库热分层变化及其对水质的影响 孙祥, 朱广伟, 笄文怡, 余茂蕾, 杨文斌, 朱梦圆, 许海, 国超旋, 余丽, 李恒鹏, 李慧贇 (2632)

重庆雪玉洞洞穴滴水水地球化学时空变化特征及其环境意义 曾泽, 蒋勇军, 吕现福, 曾思博, 胡刘焯, 雷佳琪 (2641)

岩溶地表河旱季有色溶解有机质组成及来源: 以金佛山碧潭河为例 刘跃, 贺秋芳, 刘宁坤, 刘九程, 王正雄, 段世辉 (2651)

托来河流域不同海拔降水稳定同位素的环境意义 李永格, 李宗省, 冯起, 肖莲柱, 吕越敏, 桂娟, 袁瑞丰, 张百娟 (2661)

五里峡水库初级生产力对水气界面二氧化碳和甲烷排放速率时空变化的影响 彭文杰, 李强, 宋昂, 靳振江 (2673)

西南山区典型河道型水库藻类功能群时空演替特征及其影响因素: 以紫坪铺水库为例 张耀文, 李洪, 李嘉, 宋洋, 张陵蕾, 李永, 蒲迅赤, 黄文典 (2680)

四明湖水库浮游植物功能类群的季节演替及其影响因子 郑诚, 陆开宏, 徐镇, 郑志明, 朱津永 (2688)

营养盐添加对水华蓝藻——卵孢金胞藻生长和竞争影响的原位实验 王梦梦, 张玮, 张军毅, 尚光霞, 杜彩丽, 王丽卿 (2698)

植物配置与进水碳氮比对沉水植物塘水质净化效果的影响 刘森, 陈开宁 (2706)

江汉平原水稻季灌排单元沟渠中氮磷变化特征及其环境风险 华玲玲, 张富林, 翟丽梅, 刘宏斌, 范先鹏, 王洪霞 (2715)

冀西北典型北方小城镇污水处理厂中抗生素的分布和去除 柴玉峰, 张玉秀, 陈梅雪, 王瑞, 柳蒙蒙, 郑嘉熹, 魏源送 (2724)

臭氧-粉末炭联用作为预处理缓解膜污染的效果与机制 董秉直, 高昊旸, 胡孟柳 (2732)

中试 SAD-ASBR 系统处理含盐废水的启动与工艺特性 于德爽, 唐佳佳, 张军, 王晓霞, 赵红, 韩长民, 孙捷 (2740)

海藻酸钙/聚 N-异丙基丙烯酰胺半互穿网络凝胶球的除磷性能 曾学阳, 骆华勇, 张耀坤, 荣宏伟, 曾子君, 钟广汇 (2748)

玉米淀粉废水短程硝化快速启动及其稳定性 龙北生, 刘迅雷, 刘红波, 杨靖新, 袁树森 (2756)

硝化细菌的培养及包埋固定化中试 杨宏, 胡银龙 (2763)

不同运行策略下厌氧氨氧化的脱氮性能 安芳娇, 彭永臻, 董志龙, 邵兆伟, 赵智超, 黄剑明, 陈永志 (2770)

高含固污泥厌氧消化中蛋白质转化规律 詹瑜, 施万胜, 赵明星, 许之扬, 阮文权, 宋联, 朱葛 (2778)

污泥富磷堆肥前后重金属赋存形态及释放能力变化 李玉, 方文, 祁光霞, 魏勇红, 刘建国, 李润东 (2786)

丝状菌污泥膨胀对脱氮除磷功能菌群的影响 高晨晨, 游佳, 陈轶, 郑兴灿, 尚巍, 张文安 (2794)

同步去除并富集磷酸盐生物膜驯化过程中微生物种群分析 孟璇, 潘杨, 章豪, 廖恒弘, 徐林建, 冯鑫, 单捷 (2802)

四环素对人粪便好氧堆肥过程及微生物群落演替的影响 时红蕾, 王晓昌, 李倩, 刘源 (2810)

长期定位有机物料还田对关中平原夏玉米-冬小麦轮作土壤 NO 排放的影响 袁梦轩, 王晋峰, 谭跃慧, 魏静, 杨学云, 顾江新 (2819)

菌渣还田量对紫色水稻土净温室气体排放的影响 祁乐, 高明, 周鹏, 王富华, 高泳钦, 陈仕奇, 吴思琪, 邓静霖, 文婷 (2827)

¹³C 脉冲标记法定量冬小麦光合碳分配及其向地下的输入 孙昭安, 陈清, 韩笑, 吴文良, 孟凡乔 (2837)

西南喀斯特区植被恢复对土壤氮素转化通路的影响 杨怡, 欧阳运东, 陈浩, 肖孔操, 李德军 (2845)

江苏海岸带土壤重金属来源解析及空间分布 吕建树, 何华春 (2853)

黄河下游典型区域土壤重金属来源解析及空间分布 于元赫, 吕建树, 王亚梦 (2865)

典型小城市土壤重金属空间异质性及其风险评价: 以临安市为例 郑晴之, 王楚栋, 王诗涵, 林子也, 赵科理, 吴东涛, 傅伟军 (2875)

西南某铅锌矿区农田土壤重金属空间主成分分析及生态风险评价 周艳, 陈楠, 邓绍坡, 王金忠, 张胜田, 龙涛, 李群, 林玉锁, 吴运金 (2884)

典型山核桃产区土壤重金属空间异质性及其风险评价 张红桔, 赵科理, 叶正钱, 许斌, 赵伟明, 顾晓波, 张华锋 (2893)

生物炭添加对湿地植物生长及氧化应激响应的影响 黄磊, 陈玉成, 赵亚琦, 肖广全, 杨志敏 (2904)

厌氧条件水稻土铁对砷释放的影响 王欣, 钟松雄, 陈志良, 何宏飞, 董家华, 陈晓丽 (2911)

矿业活动影响区稻田土壤和稻米中重金属含量及健康风险 田美玲, 钟雪梅, 张云霞, 余元元, 庞瑞, 周浪, 宋波 (2919)

硅酸钙和生物腐殖肥复配对葱生长和镉吸收的影响 刘德玲, 尹光彩, 陈志良, 林亲铁, 刘千钧, 钟松雄, 黄玲, 张建强 (2927)

吉林四平设施土壤和蔬菜中重金属的累积特征 李莲芳, 朱昌雄, 曾希柏, 李红娜, 叶婧, 李峰, 吴翠霞 (2936)

喷施锌肥对油菜镉生物可给性的影响 王林, 谷朋磊, 李然, 徐应明, 孙约兵, 梁学峰, 代晶晶 (2944)

贵州草海底栖动物汞分布及其对沉积物汞的响应特征 许议元, 曾玲霞, 何天容, 陈梦瑜, 钱晓莉, 李振吉 (2953)

废旧轮胎翻新过程中多环芳烃排放及健康风险 付建平, 赵波, 黎玉清, 刘沙沙, 尹文华, 黄锦琼, 周长风, 张素坤, 贺德春, 韩静磊 (2963)

县级尺度的重庆市碳排放时空格局动态 孙秀峰, 施开放, 吴健平 (2971)

颗粒尺寸对纳米氧化物环境行为的影响 严玉鹏, 唐亚东, 万彪, 王小明, 刘凡, 冯雄汉 (2982)

防晒剂的海洋环境行为与生物毒性 朱小山, 黄静颖, 吕小慧, 杜永芬, 蔡中华 (2991)

《环境科学》征订启事 (2527) 《环境科学》征稿简则 (2723) 信息 (2826, 2852, 2910)

菌渣还田量对紫色水稻土净温室气体排放的影响

祁乐¹, 高明^{1,2*}, 周鹏¹, 王富华¹, 高泳钦¹, 陈仕奇¹, 吴思琪¹, 邓静霖¹, 文婷¹

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400715)

摘要: 中国是食用菌生产大国, 每年食用菌菌渣产出量较大, 为探明菌渣还田量对紫色水稻土净温室气体排放的影响, 于 2017 年 3~9 月, 通过盆栽试验, 采用静态暗箱/气相色谱法, 研究了不施肥(CK)、常规施肥(NPK)、9 t·hm⁻² 菌渣 + NPK(LM)、18 t·hm⁻² 菌渣 + NPK(MM)、36 t·hm⁻² 菌渣 + NPK(HM) 这 5 种处理稻田土壤温室气体的排放规律, 并采用土壤碳库法对农田系统净温室气体排放(NGHGE)进行评价。结果表明:① 土壤温室气体(包括 CH₄、CO₂、N₂O)排放随着菌渣还田量的增加而增加, CH₄ 排放量顺序为:HM > MM > LM ≈ NPK > CK; HM 处理显著增加了 CH₄ 的排放通量($P < 0.01$), 其他处理差异并不显著($P > 0.05$), CH₄ 排放通量 LM 处理呈双峰型曲线, MM 处理呈多峰型, HM 处理呈现非常明显的单峰型曲线; CO₂ 累积排放量大小依次为:MM > NPK ≈ LM > HM > CK, CO₂ 排放通量曲线 LM 处理呈单峰型、MM 处理呈双峰型、HM 处理呈多峰型; NPK 处理 N₂O 累积排放量显著高于其他处理, N₂O 排放通量曲线 NPK 处理呈双峰型、LM 和 MM 处理呈多峰型, HM 呈单峰型变化;② LM 处理土壤固碳能力较低, NPK、MM 与 HM 处理土壤固碳能力均较高; MM 处理土壤固碳能力显著高于其他处理($P < 0.01$), 比纯施化肥处理提高了 59.2%, 比 LM 和 HM 处理提高了 87.79% 和 65.65%; 与土壤固碳能力相反, LM 处理植物固碳能力最高, 比 NPK 和 MM 处理提高了 16.1%~22.2%, 约为 CK 处理和 HM 处理的 2.1 倍;③ MM 处理整个水稻生产期 NGHGE 值最小, 为 -490.29 kg·hm⁻², 表现为温室气体的“汇”, 18 t·hm⁻² 菌渣还田是紫色水稻土净温室气体排放最优的还田方式。

关键词: 菌渣; 紫色水稻土; 土壤呼吸; 净温室气体排放; 综合增温潜势

中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)06-2827-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.201711029

Effects of Mushroom Residue Application Rates on Net Greenhouse Gas Emissions in the Purple Paddy Soil

QI Le¹, GAO Ming^{1,2*}, ZHOU Peng¹, WANG Fu-hua¹, GAO Yong-qin¹, CHEN Shi-qi¹, WU Si-qi¹, DENG Jing-lin¹, WEN Ting¹

(1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2. Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, Chongqing 400715, China)

Abstract: China is the leading country for production of edible mushrooms and also outputs numerous mushroom residues. The recycling of mushroom residue can solve environmental pollution problems, provide nutrients for the farmland, and play an important role in reducing greenhouse gas emissions and increasing soil carbon sequestration capacity. In order to investigate the effects of mushroom residue amounts on net greenhouse gas emissions in purple paddy soil, potted experiments using static opaque chamber and gas chromatography methods were used to study the changes of greenhouse gases, soil carbon sequestration, and net greenhouse gas emissions (NGHGE) in the paddy soil with five treatments: no fertilizer (CK), conventional fertilization (NPK), 9 t·hm⁻² mushroom residue + NPK (LM), 18 t·hm⁻² mushroom residue + NPK (MM), and 36 t·hm⁻² mushroom residue + NPK (HM) from March 2017 to September 2017. The results showed that: ① The greenhouse gas emissions (including CH₄, CO₂, and N₂O) increased with increasing additions of mushroom residue. The emissions of CH₄ from highest to lowest followed: HM > MM > LM ≈ NPK > CK. The HM treatment significantly increased the CH₄ emission flux ($P < 0.01$) more than the other treatments and showed an obvious single peak curve, while the CH₄ emission flux with the LM treatment showed a bimodal curve, and the MM treatment showed a multiple peak curve. The CO₂ emission flux followed: MM > NPK ≈ LM > HM > CK; and the curves for the LM, MM, and HM treatments were a single peak curve, bimodal curve, and multiple peak curve, respectively. The N₂O cumulative emission from the NPK treatment was significantly higher than with the other treatments. The N₂O emission flux of the NPK treatment was a bimodal curve and that of the HM treatment was a single peak curve, while the N₂O emission flux of treatments LM and MM showed multiple peak curves. ② The carbon sequestration capacity with the LM treatment was lower than that of the other treatments and that from the MM treatment was the highest. The carbon sequestration capacity of the MM treatment increased by 59.2% compared to that of the NPK treatment and increased by 87.79% and 65.65% compared to that of the LM and HM treatments. The LM treatment has the highest carbon sequestration capacity, which was higher than that of the NPK and MM treatments and about 2.1 times greater than the CK treatment

收稿日期: 2017-11-02; 修订日期: 2017-12-11

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0800101)

作者简介: 祁乐(1992~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为农田生态系统碳氮循环, E-mail: ql281142@email.swu.edu.cn

* 通信作者, E-mail: gaoming@swu.edu.cn

and HM treatment. ③ The minimum NGHGE value was $-490.29 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ for the whole rice production period, and $18 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ mushroom residue applied to the soil was the best way to reduce net greenhouse gas emissions in purple paddy soil.

Key words: mushroom residue; purple paddy soil; soil respiration; NGHGE; GWP

全球气候正经历一场以变暖为主要特征的显著变化,其中人为温室气体排放很可能是促使这一转变的主要原因^[1]. IPCC 评估报告指出,农业温室气体占全球总温室气体排放的 13.5%,与交通(13.1%)所导致的温室气体排放相当^[2]. CO_2 、 CH_4 和 N_2O 是农业活动产生的主要 3 种温室气体,也是《京都议定书》规定主要减排的气体^[3]. 水稻是我国种植面积最大的粮食作物^[4],来源于稻田排放的 CH_4 量为 6.15 Mt,是仅次于畜牧业的重要来源,约占中国排放总量的 17.93%^[5],稻田生态系统在全球气候变暖中起到重要的作用^[6].

据联合国粮农组织统计,中国食用菌出口量高达 160.8 万 t,占全球食用菌进出口总量的 70% 以上^[7],我国作为食用菌生产量最大的国家,大规模食用菌种植同时也伴随产生了近 $8.36 \times 10^7 \text{ t}$ 的菌渣^[8],食用菌收获后产生的大量菌渣的堆放和进一步处理逐渐成为困扰菇农的一大难题. 每年大量的菌渣被当做农业垃圾随意丢弃或者焚烧,造成环境污染. 因此,科学地处理食用菌菌渣,促进农业经济循环刻不容缓. 我国稻田的化肥施用量高于世界施肥的平均水平,投入稻田的化肥约占世界稻田化肥的 37%^[9]. 围绕资源节约、环保、可持续发展的目标,在化肥减量的条件下配施菌渣,既可以提高化肥利用率,又可以实现农业废弃物的有效利用. 菌渣直接还田因其简便实用而易于被农民所接受^[10],但是多数研究集中在菌渣作为堆肥原材料的碳素物质转化^[11]、菌渣还田后对农田土壤养分的影响^[12]以及菌渣对水稻生长性状、产量的影响^[13],菌渣还田后对农田生态系统温室气体排放的研究结果存在较大的差异和分歧^[7,14]. 李柘锦等^[14]认为与单施化肥相比,菌渣还田会增加农田生态系统温室气体排放;而黄小林^[7]设置了 6 个不同梯度菌渣处理,认为菌渣投入量低于 $55 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$

时,菌渣还田会降低农田温室气体排放,且温室气体排放量随着菌渣投入的增加而降低. 菌渣还田量对温室气体排放的影响程度如何还尚不清楚.

本文以西南地区典型紫色水稻土为研究对象,对菌渣不同还田量下稻田温室气体排放特点进行对比分析,探索菌渣最佳还田量,对菌渣循环利用和推广具有重要的理论和现实意义,也对西南丘陵区紫色水稻土农业废弃物还田应用提供科学支撑.

1 材料与方法

1.1 试验设计

本试验在西南大学温室大棚内以盆栽方式进行,试验地点海拔 242 m,年平均气温 18.3°C . 供试土壤取自西南大学试验农场 ($\text{E}106^\circ 24' 41''$, $\text{N}29^\circ 48' 47''$),为侏罗纪沙溪庙组紫色泥页岩发育形成的灰棕紫泥土. 其基本理化性质为:有机碳含量 (13.95 ± 1.47) $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 碱解氮 (121.52 ± 1.00) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 有效磷 (164.25 ± 5.60) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 速效钾 (208.62 ± 9.30) $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH 为 7.86 ± 0.02 . 土壤装盆前先过 2 mm 筛,再加以充分混合后装盆. 试验盆钵为 PVC 密闭圆桶,上口直径 24.4 cm,下口直径 21 cm,高度 23 cm,每盆装入 6 kg 干土. 试验共设 5 个处理:①不施肥(CK)、②施化肥(NPK)、③施用菌渣 $9 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + NPK(LM)、④施用菌渣 $18 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + NPK(MM)、⑤施用菌渣 $36 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + NPK(HM),每个处理 6 次重复,试验采取随机区组设计.

供试水稻品种为宜香优 2115,2017 年 3 月 1 日播种,2017 年 5 月 1 日插秧,定苗 2 穴,每穴 2 株,8 月 15 日喷施农药,9 月 1 日收割(图 1). 施肥措施:NPK 施肥处理按照当地农民习惯,氮肥按 $\text{N} 0.2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,磷肥按 $\text{P}_2\text{O}_5 0.12 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,钾肥按 $\text{K}_2\text{O} 0.16 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 施入. 供试肥料为尿素(N 质量分



图 1 水稻生长期及农作处理状况

Fig. 1 Growth of rice and the management of crops

数 46%), 钾肥 (KCl 质量分数 60%), 过磷酸钙 (P_2O_5 质量分数 12%). 氮肥施肥比例为基肥: 分蘖肥 = 60%: 40%. 基肥于 5 月 6 日施入; 在 6 月 1 日施入追肥. 钾肥、磷肥作为底肥一次施入. 基肥和菌渣与土样一起充分混匀后, 装入盆中, 追肥溶于水施于土壤表面.

供试菌渣取自重庆梨木食用菌专业合作社, 为

收获金针菇后的废弃菌棒, 其含氮量 $11.21 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 含磷量为 $1.93 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 含钾量为 $0.43 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH 为 7.7. 除 CK 处理外, 各处理保持等氮磷钾的输入处理. 所施化肥量 = (NPK 处理氮、磷、钾含量 - 该处理菌渣氮、磷、钾含量) / 化肥所含氮、磷、钾的质量分数来计算尿素、过磷酸钙、氯化钾的施用比例(表 1).

表 1 不同处理化肥及菌渣施用量/ $\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$

Table 1 Amount of fertilizer applied in different treatments/ $\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$

处理	编号	尿素		过磷酸钙	氯化钾	菌渣
		基肥	追肥			
对照	CK	—	—	—	—	—
纯施化肥	NPK	1.56	1.04	6	1.6	—
9 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 菌渣配施化肥	LM	1.21	0.81	5.61	1.58	24
18 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 菌渣配施化肥	MM	0.86	0.58	5.23	1.57	48
36 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 菌渣配施化肥	HM	0.16	0.11	4.46	1.53	96

1.2 分析方法

1.2.1 温室气体排放测定方法

本试验采用静态暗箱法采集 CH_4 、 CO_2 和 N_2O 这 3 种气体. 用于气体采集的箱体为分节组合式标准箱, 由顶箱、延长箱和底盘组成. 顶箱和延长箱均由不锈钢制成, 箱体尺寸均为 $30 \text{ cm}\times 30 \text{ cm}\times 50 \text{ cm}$, 箱体外覆白色棉被, 防止在太阳辐射下箱内温度升高, 每盆水稻底部固定一个高度 3 cm、直径 50 cm 的 PVC 底座. 顶箱上部装有 2 个轴流扇, 用于混合箱内气体, 顶部安装有电源插头和 JM624 型便携式测温计采集口, 侧面安装有气体样品采集口. 采样时视作物生长情况适时增加延长箱, 将顶箱或延长箱罩在底座上, 用水密封. 采样频率为每 7 ~ 10 d 一次, 每次采样时间控制在上午 08:30 ~ 11:30 进行, 遇到施肥情况, 采样频率增加, 为每 1 ~ 3 d 一次, 持续一周. 扣箱后立刻用 60 mL 的三通阀注射器采集第一次样品, 之后每隔 10 min 采集一次, 共采集 4 次样品, 采样后立即将样品带回实验室分析. 气体样品采用 Agilent GC-7890A 气相色谱仪进行分析, CH_4 用 FID 检测器(火焰离子化检测器), N_2O 用 ECD 检测器(电子俘获检测器), 具体分析方法及工作条件详见文献[15]. 标准气体由中国计量科学研究院提供(摩尔分数分别为 CH_4 10.3×10^{-6} 和 N_2O 407×10^{-9}), 根据 4 个气样浓度随采样时间的变化率, 参照文献[16]的方法, 计算排放通量. 通过内插累加法^[5]求得整个水稻季 CH_4 、 CO_2 和 N_2O 的排放通量. 100 年尺度下, 综合增温潜势 (GWP) 的计算方法参照文献[17], 计算公式为:

$$GWP_{\text{soil}} = 25 \times CH_4 + 298 \times N_2O \quad (1)$$

1.2.2 土壤指标的测定

自然风干后的原始土壤过 1 mm 筛用于测定土壤 pH、碱解氮、速效钾、有效磷, 土壤 pH 采用 pH 计(美国 Sartorius 公司 PT-10 pH 测定仪)测定(土水比 1:2.5); 土壤碱解氮采用碱解扩散法测定; 土壤速效钾采用 NH_4Ac 浸提-火焰光度法测定; 土壤有效磷采用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} NaHCO_3$ 浸提-钼蓝比色法测定. 具体测定步骤参见文献[18,19]. 土壤碳储量^[14]计算公式为:

$$SOC = 100 \times h \cdot y \cdot C \quad (2)$$

式中, h 代表土层深度 (cm), y 代表土壤容重 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), C 为土壤有机碳 (SOC) 含量 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). 土壤 SOC 于土壤水稻插秧前和水稻收获后按照 5 点取样法分 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 土层采集, 每盆混合为一个土样装入自封袋带回实验室, 土样带回实验室后剔除植物残根和石砾等杂质, 风干后过 0.25 mm 筛测定 SOC, 土壤有机碳采用重铬酸钾外加热法测定. 土壤容重于水稻插秧前和水稻收获后, 采用环刀法进行测定.

1.2.3 植物有机碳的测定

植物有机碳的测定采用重铬酸钾容量法, 称取磨碎烘干过 0.25 mm 筛的植物样品 0.01 ~ 0.02 g (含 C 约 50% 以内) 倒入干的 150 mL 三角瓶中, 用移液管缓缓准确加入 $0.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 重铬酸钾溶液 10 mL, 用定量加液器加浓硫酸 10 mL, 然后参照土壤有机碳测定步骤消煮滴定, 滴定时最终溶液的体积不得小于 120 mL. 植株碳储量^[20]计算公式为:

$$\text{SOC}_{\text{plant}} = B_1 \times C_1 + B_2 \times C_2 + B_3 \times C_3 + B_4 \times C_4 \quad (3)$$

式中, $\text{SOC}_{\text{plant}}$ 代表单株植物固碳量 ($\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$), B_1 、 B_2 、 B_3 、 B_4 为水稻植株、根系、穗及籽粒生物量 ($\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$), C_1 、 C_2 、 C_3 、 C_4 为水稻植株、根系、穗及籽粒 SOC 含量 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$).

1.2.4 间接排放

试验期间记录物资投入种类及用量, 用于计算间接排放, 计算公式^[14]如下:

$$\text{GWP}_{\text{indirect}} = \sum I_n \cdot \text{EF} \quad (4)$$

式中, I_n 和 EF 分别代表第 n 种物资的用量和 GHG 排放系数(表 2).

表 2 水稻生产各物资用量与排放系数

Table 2 Material consumption and emission coefficients of rice production

项目	物资用量	排放系数	文献
N	200 kg	4.96	[14]
P ₂ O ₅	90 kg	1.5	[1]
K ₂ O	90 kg	0.66	[21]
农药	0.05 kg	18	[1]
种子	500 kg	1.84	[22]
劳力	15 人	0.86	[21]
电	10.2 kW·h	0.997	[1]

1.2.5 温室气体净排放

采用土壤碳库的方法对水稻生育期温室气体净排放进行计算^[14,23], 公式内容如下:

$$\text{NGHGE} = \text{GWP}_{\text{soil}} + \text{GWP}_{\text{indirect}} - \text{GWP}_{\text{SOC}} - \text{GWP}_{\text{plant}} \quad (5)$$

式中, NGHGE (net greenhouse gas emissions) 代表整个观测期温室气体净排放量, 当其为正值时, 代表系统排放温室气体到大气, 为温室气体的源, 当其为负值时则相反, 为温室气体的汇. GWP_{soil} 为土壤排放的 CH₄ 和 N₂O (CO₂ 在土壤碳库法中不

予计算^[23]). $\text{GWP}_{\text{indirect}}$ 为电力、化肥和农药等投入到农田的生产和使用过程带来的间接排放. GWP_{SOC} 代表由土壤碳库的变化量引起的增温潜势, 公式如下:

$$\text{GWP}_{\text{SOC}} = \text{SOC}_{\text{后}} - \text{SOC}_{\text{前}} \quad (6)$$

$\text{SOC}_{\text{前}}$ 和 $\text{SOC}_{\text{后}}$ 为水稻插秧前和收获后土壤碳储量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$), 计算方法见公式 (2). $\text{GWP}_{\text{plant}}$ ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 代表由植株固碳减少的增温潜势, 公式如下:

$$\text{GWP}_{\text{plant}} = \text{SOC}_{\text{plant}} \times \text{每公顷作物的数量} / 1000 \quad (7)$$

2 结果与分析

2.1 菌渣还田量对紫色水稻土温室气体排放通量的影响

2.1.1 菌渣还田量对 CH₄ 排放通量的影响

图 2 分别是 LM 处理、MM 处理、HM 处理与 CK 和 NPK 对比的 CH₄ 排放通量曲线. LM 处理[图 2(a)]和 MM 处理[图 2(b)] CH₄ 排放通量曲线是双峰型, NPK 处理 CH₄ 排放通量曲线为单峰型, 峰值为 $(47.34 \pm 8.52) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 出现时间在抽穗期. 如图 2(c) 所示, HM 处理是很明显的单峰型曲线, 峰值为 $(167.6 \pm 22.36) \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 出现时间在分蘖期, 施追肥后, HM 处理 CH₄ 排放通量出现显著高值.

2.1.2 菌渣还田量对 CO₂ 排放通量的影响

图 3 分别是 LM 处理、MM 处理、HM 处理与 CK 和 NPK 对比的 CO₂ 排放通量曲线. 各处理 CO₂ 的平均排放通量大小变化依次为: MM 处理 $670.95 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{LM 处理 } 605.49 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{NPK 处理 } 599.6 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{HM 处理 } 583.71 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{CK 处理 } 351.9 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 菌

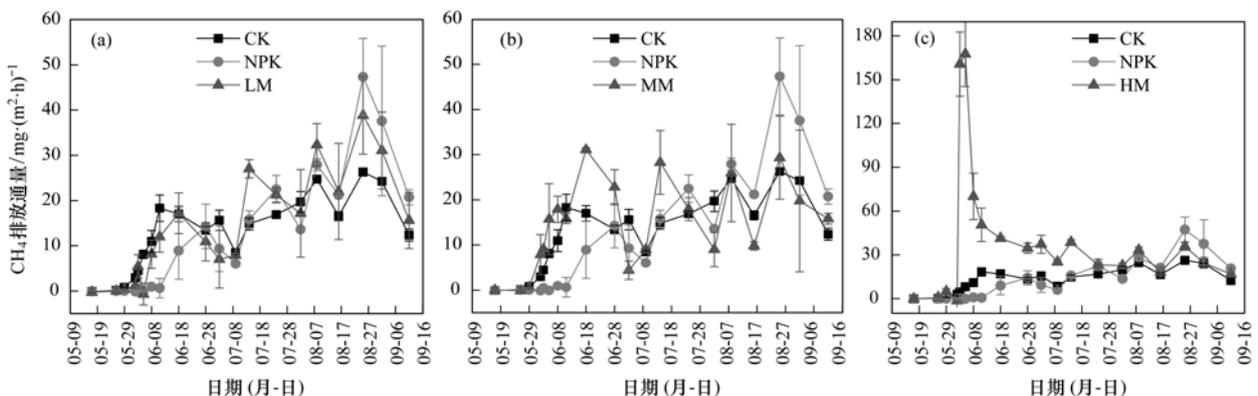


图 2 菌渣还田量对紫色水稻土 CH₄ 排放通量的影响

Fig. 2 Effects of different mushroom residue treatments on CH₄ flux emissions in purple paddy soil

渣投入量低于 $18 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 菌渣施用越多, CO_2 的平均排放通量越大; 菌渣投入量为 $36 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, CO_2 的平均排放通量低于 NPK 处理. LM 处理 CO_2 排放通量曲线是单峰型曲线, 峰值 ($1197.44 \pm 132.62 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$) 出现在分蘖期 [图 3(a)], CK 处理 CO_2 排放通量曲线峰值 ($560.5 \pm 167.4 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$) 也出现在分蘖期. NPK 处理 CO_2 排

放量曲线呈现双峰型, 峰值分别为 ($1050.87 \pm 99.66 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$) 和 ($1023.04 \pm 65.62 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$), 均出现在分蘖期. MM 处理 CO_2 排放通量曲线呈现双峰型, 峰值分别为 ($1243.37 \pm 99.68 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$) 和 ($1356.4 \pm 167.04 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$), 出现时间分别在分蘖期和拔节期 [图 3(b)].

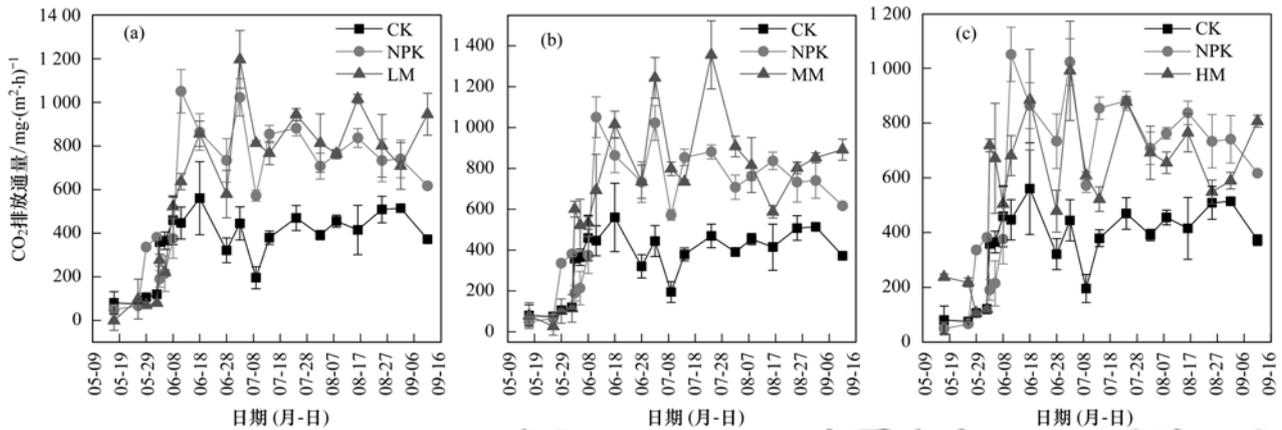


图 3 菌渣还田量对紫色水稻土 CO_2 排放通量的影响

Fig. 3 Effects of different mushroom residue treatments on CO_2 flux emissions in purple paddy soil

2.1.3 菌渣还田量对 N_2O 排放通量的影响

图 4 分别是 LM 处理、MM 处理、HM 处理与 CK 和 NPK 对比的 N_2O 排放通量曲线. 各处理 N_2O 的平均排放通量大小变化依次为: NPK 处理 $13.95 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{MM}$ 处理 $5.77 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{LM}$ 处理 $1.48 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{CK}$ 处理 $-0.029 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1} > \text{HM}$ 处理 $-3.62 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 菌渣投入量低于 $18 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 菌渣施用越多, N_2O 的平均排放通量越大; 菌渣投入量为 $36 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 以吸收 N_2O 气体为主. NPK 处理 N_2O 排放通量变化曲线受到化肥施用的显著影响, 插秧两周后和追肥施用一周后分别出现峰值 (81.74 ± 23.54)

$\mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 和 ($77.01 \pm 21.42 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$). LM 处理插秧后出现最高吸收峰值 ($-84.85 \pm 9.28 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$), 其他菌渣处理也在插秧后施追肥前这段时间出现较大的吸收峰值, 原因可能是菌渣施入土壤后有关微生物或酶活性被改变, 导致土壤 N_2O 排放量的减少.

2.2 菌渣还田量对紫色水稻土温室气体累积排放量的影响

HM 处理较其他处理显著增加了 CH_4 排放总量 ($P < 0.01$), 其值高达 ($121.78 \pm 5.31 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$), 分别是 CK、NPK、LM 和 MM 处理平均 CH_4 排放总量的 2.01、1.86、1.76 和 1.84 倍, 而其他处理 CH_4

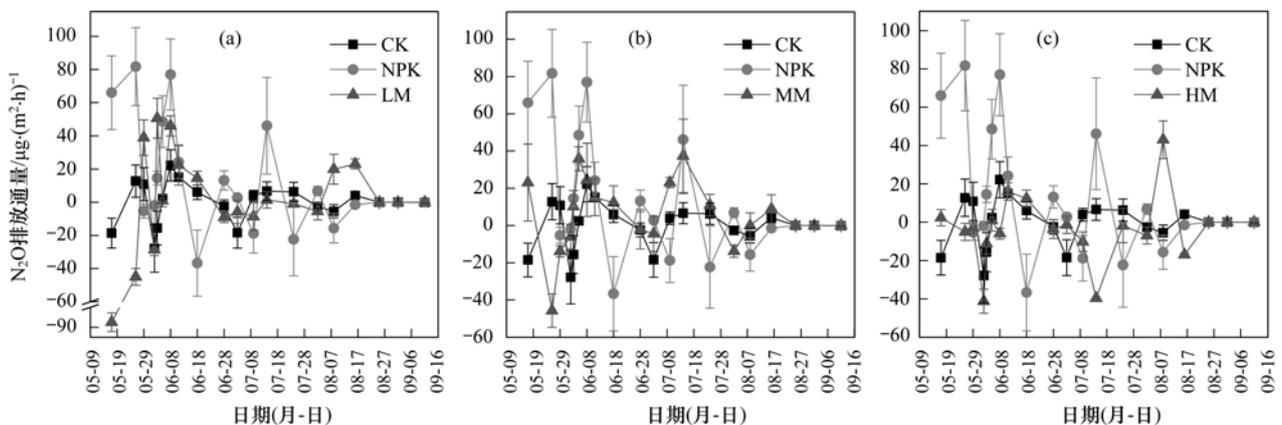
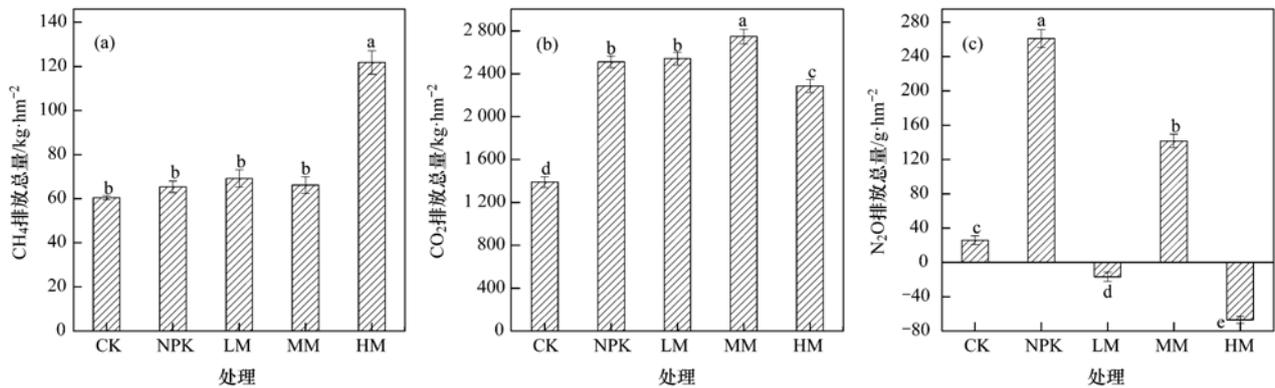


图 4 菌渣还田量对紫色水稻土 N_2O 排放通量的影响

Fig. 4 Effects of different mushroom residue treatments on N_2O flux emissions in purple paddy soil

排放总量差异并不明显[图 5(a)]. 不同菌渣处理较 CK 处理均显著增加了 CO_2 排放的总量 ($P < 0.01$) [图 5(b)]. CO_2 排放总量 LM 处理 $[(2\ 539.82 \pm 58.81) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}]$ 、MM 处理 $[(2\ 746.99 \pm 68.96) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}]$ 和 HM 处理 $[(2\ 284.81 \pm 61.09) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}]$ 较对照处理分别增加了 82.86%、97.78% 和 64.50%; LM 处理和 MM

处理比等氮磷钾条件下纯施化肥处理增加了 1.14% 和 9.39%, HM 处理比 NPK 处理减少了 9.01%. 各处理水稻生育期 N_2O 总排放量值极少, LM 和 HM 处理在整个观测期以吸收 N_2O 为主, CK、NPK 和 MM 处理 N_2O 累积排放量在 25.88 ~ 261.11 $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间, 大小依次为 $\text{NPK} > \text{MM} > \text{CK}$ 处理[图 5(c)].



相同字母表示该两者间的差异性不显著 ($P > 0.05$)

图 5 不同处理对紫色水稻温室气体累积排放量的影响

Fig. 5 Effects of different mushroom residue treatments on GHG cumulative emissions in purple paddy soil

2.3 菌渣还田量对水稻净温室气体排放的影响

菌渣还田处理均增加了温室气体的综合增温潜势, 各处理平均 GWP_{soil} 均高于 CK 处理, HM 处理 GWP_{soil} 显著高于其它处理 ($P < 0.01$), 见表 3, NPK、LM 和 MM 处理 GWP_{soil} 差异并不显著 ($P > 0.05$), 不同处理的 GWP_{soil} 大小依次为 $\text{HM} > \text{LM} > \text{NPK} > \text{MM} > \text{CK}$ 处理, 由于稻田排放 N_2O 的量非常少, 整个观测期 CH_4 对温室气体综合增温潜势影响明显. MM 处理平均 GWP_{CH_4} 高于 NPK 处理, 而 MM 处理平均 GWP_{soil} 却低于 NPK 处理, 说明 N_2O 对温室气体增温潜势的贡献仍不能忽视. 3 种温室气体以 100 a 尺度下 CO_2 排放当量计, 不同处理对水稻生育期温室气体排放的影响大小依次为: $\text{HM} > \text{MM} > \text{LM} > \text{NPK} > \text{CK}$ 处理, LM、MM 和 HM 处理整个观测期平均温室气体排放分别是 CK 处理的 1.47、1.53 和 1.82 倍, 比 NPK 处理分别提高了 0.97%、5.2% 和 25.7%. 菌渣还田处理间, 菌渣投入量越多, 对温室气体排放的影响就越大, HM 处理整个观测期对温室气体排放的贡献为 $5\ 309.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 比 LM 和 MM 处理分别提高了 24.53% 和 19.52%, MM 处理仅比 LM 处理提高了 4.19%.

GWP_{SOC} 反映了碳储量对增温潜势的影响, GWP_{SOC} 为正值表示土壤的固碳能力, GWP_{SOC} 为负

值表示土壤流失碳的能力. 如表 3 所示, 各处理在水稻生产期 GWP_{SOC} 均为负值, 菌渣还田处理碳固能力各不相同, 与 CK 处理相比, 除 LM 处理土壤固碳能力下降外, NPK、MM、HM 处理土壤固碳能力均有不同程度上升. LM 处理 GWP_{SOC} 比 CK 处理减少了 22.3%, 而 MM 处理比 NPK 处理增加了 59.3%, 说明菌渣投入量为 $18 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时, 增强了稻田的固碳能力.

就 $\text{GWP}_{\text{indirect}}$ 而言, 菌渣还田量越多, 间接排放越少, HM 处理间接排放最少, 分别比 LM 和 MM 减少了 36.6% 和 27.9%. 这与化肥的施用量有关, 菌渣还田越少, 化肥施用越高, 这也是 NPK 处理的间接排放最多的原因.

$\text{GWP}_{\text{plant}}$ 反映了植物固碳对增温潜势的影响, 与 GWP_{SOC} 类似, $\text{GWP}_{\text{plant}}$ 越高, 植株固碳能力越强. 菌渣还田量越多, 植株固碳能力反而下降 (表 3). LM 处理植株固碳能力最强 (表 3), 其次是 MM 处理和 NPK 处理, 最后是 HM 处理和 CK 处理, 这与植物生物量和各处理水稻植物的固碳量有关, 植物固碳量在 $411.5 \sim 459.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 各菌渣处理植物固碳量均低于 NPK 处理植物固碳量, 但是 LM 和 MM 处理植物生物量较高, 因此 LM 处理植株固碳能力最强.

表 3 水稻生育期不同处理净温室气体排放(以 CO₂ 计)/kg·hm⁻²Table 3 Net greenhouse gas emissions during different growth stages in paddy cropland(CO₂)/kg·hm⁻²

处理	GWP _{CH₄}	GWP _{N₂O}	GWP _{soil}	GWP _{SOC}	GWP _{indirect}	GWP _{plant}	NGHGE
CK	1 511.3	7.71	1 519.02	-8 147.36	943.97	2 818.83	7 791.52
NPK	1 633.95	77.81	1 711.76	-2 987.08	2 130.37	4 819.03	2 010.18
LM	1 728.99	-5.08	1 723.91	-9 960.99	1 899.56	5 889.08	7 695.38
MM	1 653.12	42.21	1 695.33	-1 216.2	1 669.35	5 071.17	-490.29
HM	3 044.6	-19.94	3 024.67	-3 540.42	1 204.14	2 740.75	5 028.48

除 MM 处理外,其他处理的 NGHGE 均为正值,表明 MM 处理为温室气体的汇,固碳减排能力较好,其他处理为温室气体的源,向大气排放了 GHG. 各处理对 NGHGE 的影响各不相同,CK 处理整个观测期净温室气体排放最多,其次是 LM 处理. LM 处理 NGHGE 比 CK 处理减少了 1.23%,是 NPK 处理的 3.8 倍. HM 处理 NGHGE 比 LM 处理减少了 34.6%,是 NPK 处理的 2.5 倍. MM 处理在水稻生育期净温室气体排放最少,为 -490.29 kg·hm⁻², NGHGE 比 CK 处理减少了 8 281.8 kg·hm⁻²,比 NPK 处理减少了 2 500.4 kg·hm⁻²,比 LM 和 MM 处理分别减少了 8 185.6 kg·hm⁻² 和 5 518.7 kg·hm⁻².

3 讨论

3.1 菌渣还田量对水稻温室气体排放的影响

已有关于农业废弃物还田的 GHG 排放研究主要集中在作物秸秆^[24,25]和畜禽粪便^[14,26,27],对来自于农业食用菌废弃物菌渣带来的 GHG 排放甚少涉及^[14]. 石生伟等^[28]认为采用腐熟后的菌渣代替新鲜的稻草和牛粪还田可以使稻田 CH₄ 排放量降低约 60%,CH₄ 和 N₂O 的整体温室效应降低约 50%,但是其研究并没有考虑菌渣不同还田量对稻田 CH₄ 排放量和增温效应的影响. 本研究认为,与 CK 和 NPK 处理相比,施用菌渣处理低于 18 t·hm⁻² 时对 CH₄ 排放量降低作用并不明显,菌渣投入量为 36 t·hm⁻² 时,显著增加了稻田 CH₄ 的排放(图 5). HM 处理高 CH₄ 排放的原因可能是高量菌渣还田增加了土壤中微生物对有机碳的矿化,长期淹水造成的严格厌氧条件促进了 CH₄ 的产生^[29]. HM 处理 CH₄ 排放通量 6 月出现显著高值可能是因为追肥施入带来了产甲烷菌生长繁殖所需的氮源,促进了 CH₄ 的排放. MM 处理比 NPK 处理平均降低了约 1% 的 CH₄ 和 N₂O 整体温室效应,HM 处理比 NPK 处理平均提高了 76.6% 的 GWP_{soil}. MM 处理比单施化肥处理 N₂O 累积排放量降低了 45.7%,在 45%

~80% 范围内^[28]. N₂O 累积通量 LM 及 HM 处理为负值,而 MM 处理累积通量却为正值的原因可能是 N₂O 排放通量与硝化和反硝化细菌的数量和活性密切相关,LM 处理菌渣还田量较少,可能没有提供足够的碳源来供硝化和反硝化细菌繁殖,相应的细菌数量也较少,硝化和反硝化作用较弱,中间产物 N₂O 产生也较少;MM 处理菌渣和化肥配施可能适宜硝化和反硝化细菌繁殖,硝化和反硝化作用较强,中间产物 N₂O 产生较多;HM 处理氮肥施用量较少,缺少 N 源,导致硝化和反硝化作用完全,中间产物 N₂O 产生也较少. 虽然 LM 与 HM 处理以吸收 N₂O 为主,但是吸收能力非常弱,整个观测期仅为 -17.06 ~ -66.90 g·hm⁻²,可忽略不计. CO₂ 释放量与植物呼吸强度有密切关系,由于菌渣含氮量较丰富,HM 处理菌渣含量最高,在等氮磷钾条件下化肥施用较少,而短时间内菌渣内的氮不能通过微生物的分解而被植物吸收利用,因此 HM 处理水稻生长状况劣于 LM 处理和 MM 处理,呼吸作用强度分别比 LM 处理和 MM 处理降低了 10.0% 和 16.8%.

3.2 菌渣还田量对土壤碳储量的影响

农田土壤碳库是陆地生态系统中最活跃和最有影响力的碳库之一^[30],全球农业土壤碳库储量及其固碳能力被认为是评估近期温室气体减排潜力的重要依据^[31]. 菌渣还田处理均不同程度减少土壤碳储量(表 3),李柘锦等^[14]的研究中第二年菌渣处理也降低了土壤碳储量,原因首先与植物生长过程中固定了土壤中的碳源有关,其次可能与菌渣施用时间较短有关,本研究 SOC 采集时间间隔仅为 104 d,菌渣可能未腐解完全,另外,土壤中的微生物在厌氧条件下将 SOC 矿化生成 CH₄ 和 CO₂,造成所有处理土壤碳储量均有所减少. 本试验中菌渣投入量 9 t·hm⁻² 的土壤碳储量降低程度最大,分别比 NPK、MM 和 HM 处理降低了 2.33 倍、7.19 倍和 1.81 倍,原因一方面可能是 LM 处理菌渣和化肥配施的量造成 SOC 和铁铝氧化物结合受损进而影响

土壤 SOC 的稳定性^[32], 另一方面是 LM 处理土壤中的碳素受到激发被植物吸收利用造成的(表 3). 而 MM 处理土壤碳储量降低程度最小, 为 $-1\ 216.20\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 固碳能力分别比 CK、NPK、LM 和 HM 提高了 85.1%、59.3%、87.8% 和 65.6%. HM 处理固碳能力介于 LM 和 MM 处理之间, 为 $-3\ 540.42\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 比 CK 处理固碳能力提高 56.5%, 比 LM 处理提高了 64.5%. HM 处理土壤固碳能力低于 MM 处理的主要原因是菌渣内含有大量的活性有机碳, 可以固定到土壤中, 但是超过一定限度, 土壤固碳能力会减弱, HM 处理高量菌渣还田带来了大量碳源, 但是整个水稻生育期土壤固碳能力有限, 而多余的碳会在淹水条件下被矿化分解成 CH_4 . 由于化肥的施用对于 SOC 固定作用变异很大, Khan 等^[33]的研究发现化肥施用会降低土壤碳含量, Yang 等^[34]却认为化肥处理对 SOC 无明显影响. 本研究中除对照处理外, 各处理化肥施用量各不相同(表 1), 因此 GWP_{SOC} 也出现较大差异, LM 处理中化肥比例较高, 土壤固碳作用变异较大^[33].

3.3 菌渣还田量对 NGHGE 的影响

土壤固碳、作物固碳、土壤温室气体排放和人类物资投入带来的排放等多方面的因素最终共同决定着农田生态系统的净温室气体排放^[14,16,35,36]. 本研究中, 菌渣还田处理净温室气体排放放在 $-490.29 \sim 7\ 791.52\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间(表 3), 除 MM 处理外, 各处理结果均显示为温室气体的“源”. 李柘锦等^[14]的研究结果显示菌渣处理净温室气体排放放在 $-4\ 952.91 \sim 15\ 019.06\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间, 主要表现为温室气体的“源”^[14]. CK 与 NPK 处理也表现为温室气体的“源”, Baah-Acheamfour 等^[16]和 West 等^[37]也认为农田生态系统的净温室气体以排放为主. 与 CK 处理相比, NPK、LM 和 HM 处理的 NGHGE 分别减少了 74.2%、1.2% 和 35.5%, MM 处理的总 GWP 减少了 1.1 倍, 原因主要与土壤的固碳能力有关, 土壤碳库小幅度的变化就可能影响全球碳平衡, 导致全球气候变化^[38]. 作物的固碳能力也不容忽视, 土壤的固碳能力 CK 处理高于 LM 处理, 但是 LM 处理作物固碳能力是 CK 处理的 1.8 倍, 导致了 LM 处理对净温室气体排放的贡献优于 CK 处理. 菌渣投入量 $18\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 与化肥配施净温室气体排放最低, 是各处理中唯一能够实现“汇”功能的还田方式, 固碳减排的效果最好.

4 结 论

(1) 土壤温室气体排放随着菌渣还田量的增加而增加, 且菌渣还田处理之间差异显著. 与 CK 处理相比, 无机肥、菌渣与化肥处理土壤温室气体排放均显著增加. 与 NPK 处理相比, LM 处理土壤温室气体排放差异较小, MM 与 HM 处理温室气体累积排放量更高. 以 100 年尺度来看, HM 处理增温效应明显, 约为其他处理的两倍, NPK、LM 和 MM 处理增温效应差异不显著, 但均显著高于 CK 处理.

(2) 除 LM 处理土壤固碳能力低于 CK 处理外, NPK、MM 与 HM 处理固碳能力均较高. 在施肥处理中, MM 处理土壤固碳能力最高, 比纯施化肥处理提高了 59.2%; LM 处理植物固碳能力最高, 为 $5889.08\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 比 NPK 和 MM 处理提高了 16.1% ~ 22.2%, 约为 CK 处理和 HM 处理的 2.1 倍.

(3) 除 MM 处理外, 各处理 NGHGE 以排放为主, 表现为温室气体的“源”. 菌渣还田量对 NGHGE 的影响差异显著, MM 处理整个水稻生产期 NGHGE 值最小, 为 $-490.29\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 表现为温室气体的“汇”, $18\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 菌渣还田是紫色水稻土净温室气体排放最优还田量.

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007-the physical science basis: working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Parry M L, Canziani O F, Palutikof J P, *et al.* Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[J]. Encyclopedia of Language & Linguistics, 2007, **12**(1): 171-175.
- [3] 王斌, 李玉娥, 万运帆, 等. 控释肥和添加剂对双季稻温室气体排放影响和减排评价[J]. 中国农业科学, 2014, **47**(2): 314-323.
Wang B, Li Y E, Wan Y F, *et al.* Effect and assessment of controlled release fertilizer and additive treatments on greenhouse gases emission from a double rice field[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2014, **47**(2): 314-323.
- [4] 高菊生, 黄晶, 董春华, 等. 长期有机无机肥配施对水稻产量及土壤有效养分影响[J]. 土壤学报, 2014, **51**(2): 314-324.
Gao J S, Huang J, Dong C H, *et al.* Effects of long-term combined application of organic and chemical fertilizers on rice yield and soil available nutrients[J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, **51**(2): 314-324.
- [5] 石生伟, 李玉娥, 刘运通, 等. 中国稻田 CH_4 和 N_2O 排放及减排整合分析[J]. 中国农业科学, 2010, **43**(14): 2923-2936.
Shi S W, Li Y E, Liu Y T, *et al.* CH_4 and N_2O emission from rice field and mitigation options based on field measurements in

- China: an integration analysis[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, **43**(14): 2923-2936.
- [6] 汤洁, 方天儒, 侯克怡, 等. 盐碱区不同开发年限水田温室气体排放规律及影响因素[J]. *环境科学*, 2014, **35**(12): 4727-4734.
- Tang J, Fang T R, Hou K Y, *et al.* Rules and impact factors of greenhouse gases emission in the saline-alkali paddy fields in different years [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(12): 4727-4734.
- [7] 黄小林. 菌渣还田对农田温室气体排放的影响研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2012: 4-7.
- Huang X L. Effects of mushroom residues on GHS emissions from soils under rice-wheat rotation[D]. Yaan: Sichuan Agricultural University, 2012: 4-7.
- [8] 董雪梅, 王延锋, 孙靖轩, 等. 食用菌菌渣综合利用研究进展[J]. *中国食用菌*, 2013, **32**(6): 4-6.
- Dong X M, Wang Y F, Sun J X, *et al.* Research on utilization of edible fungi residue[J]. *Edible Fungi of China*, 2013, **32**(6): 4-6.
- [9] FAO. Statistical database [EB/OL]. <http://www.fao.org/statistics/databases/en/>, 2010-12-30.
- [10] 刘中良, 郑建利, 孙哲, 等. 麦秸、稻壳及菌渣还田对设施菜地的青椒品质及产量的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2017, (1): 98-102.
- Liu Z L, Zheng J L, Sun Z, *et al.* Effects of wheat straw, rice husk and mushroom dregs returning on quality and yield of protected green peppers [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2017, (1): 98-102.
- [11] 王义祥, 高凌飞, 叶菁, 等. 菌渣垫料堆肥过程碳素物质转化规律[J]. *农业工程学报*, 2016, **32**(S2): 292-296.
- Wang Y X, Gao L F, Ye J, *et al.* Change of carbon substance characteristics during composting of waste packing and fungus chaff[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, **32**(S2): 292-296.
- [12] 温广蝉, 叶正钱, 王旭东, 等. 菌渣还田对稻田土壤养分动态变化的影响[J]. *水土保持学报*, 2012, **26**(3): 82-86.
- Wen G C, Ye Z Q, Wang X D, *et al.* Effects of edible fungus residue on dynamic changes of soil nutrients in paddy field[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, **26**(3): 82-86.
- [13] 冯德庆, 黄勤楼, 黄秀声, 等. 菌渣对水稻生长性状、产量及土壤肥力的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2012, (1): 74-77.
- Feng D Q, Huang Q L, Huang X S, *et al.* Effects of mushroom dregs on the rice growth traits, yield and paddy soil fertility[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2012, (1): 74-77.
- [14] 李柘锦, 隋鹏, 龙攀, 等. 不同有机物料还田对农田系统净温室气体排放的影响[J]. *农业工程学报*, 2016, **32**(S2): 111-117.
- Li Z J, Sui P, Long P, *et al.* Effects of different organic wastes application on net greenhouse gas emission in farmland system [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, **32**(S2): 111-117.
- [15] 郭艳亮, 王丹丹, 郑纪勇, 等. 生物炭添加对半干旱地区土壤温室气体排放的影响[J]. *环境科学*, 2015, **36**(9): 3393-3400.
- Guo Y L, Wang D D, Zheng J Y, *et al.* Effect of biochar on soil greenhouse gas emissions in Semi-arid region[J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(9): 3393-3400.
- [16] Baah-Acheamfour M, Carlyle C N, Lim S S, *et al.* Forest and grassland cover types reduce net greenhouse gas emissions from agricultural soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **571**: 1115-1127.
- [17] 王月玲, 耿增超, 王强, 等. 生物炭对壤土土壤温室气体及土壤理化性质的影响[J]. *环境科学*, 2016, **37**(9): 3634-3641.
- Wang Y L, Geng Z C, Wang Q, *et al.* Influence of biochar on greenhouse gases emissions and physico-chemical properties of loess soil [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(9): 3634-3641.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [19] 杨剑虹, 王成林, 代亨林. 土壤农化分析与环境监测[M]. 北京: 中国大地出版社, 2008.
- [20] 陈窃君, 张迪, 胡学玉, 等. 生物炭对农田土壤-植物系统有机碳储量的影响[J]. *环境科学与技术*, 2017, **40**(11): 8-16.
- [21] 刘巽浩, 徐文修, 李增嘉, 等. 农田生态系统碳足迹法: 误区、改进与应用——兼析中国集约农作碳效率[J]. *中国农业资源与区划*, 2013, **34**(6): 1-11.
- Liu X H, Xu W X, Li Z J, *et al.* The missteps, improvement and application of carbon footprint methodology in farmland ecosystems with the case study of analyzing the carbon efficiency of China's intensive farming[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2013, **34**(6): 1-11.
- [22] 王兴, 赵鑫, 王钰乔, 等. 中国水稻生产的碳足迹分析[J]. *资源科学*, 2017, **39**(4): 713-722.
- Wang X, Zhao X, Wang Y Q, *et al.* Assessment of the carbon footprint of rice production in China [J]. *Resources Science*, 2017, **39**(4): 713-722.
- [23] Huang J X, Chen Y Q, Sui P, *et al.* Estimation of net greenhouse gas balance using crop- and soil-based approaches: two case studies [J]. *Science of the Total Environment*, 2013, **456-457**: 299-306.
- [24] 曹湛波, 王磊, 李凡, 等. 土壤呼吸与土壤有机碳对不同秸秆还田的响应及其机制[J]. *环境科学*, 2016, **37**(5): 1908-1914.
- Cao Z B, Wang L, Li F, *et al.* Response of soil respiration and organic carbon to returning of different agricultural straws and its mechanism[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(5): 1908-1914.
- [25] 张冉, 赵鑫, 濮超, 等. 中国农田秸秆还田土壤 N₂O 排放及其影响因素的 Meta 分析[J]. *农业工程学报*, 2015, **31**(22): 1-6.
- Zhang R, Zhao X, Pu C, *et al.* Meta-analysis on effects of residue retention on soil N₂O emissions and influence factors in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, **31**(22): 1-6.
- [26] 刘昊, 曹国军, 耿玉辉, 等. 不同农业废弃物还田对土壤碳排放及碳固定的影响[J]. *水土保持学报*, 2016, **30**(3): 239-243.
- Liu H, Cao G J, Geng Y H, *et al.* Effects of different agricultural residues on soil carbon emission and carbon fixation [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, **30**(3): 239-243.

- [27] 万合锋, 赵晨阳, 钟佳, 等. 施用畜禽粪便堆肥品的蔬菜地 CH_4 、 N_2O 和 NH_3 排放特征[J]. 环境科学, 2014, **35**(3): 892-900.
Wan H F, Zhao C Y, Zhong J, *et al.* Emission of CH_4 , N_2O and NH_3 from vegetable field applied with animal manure composts[J]. Environmental Science, 2014, **35**(3): 892-900.
- [28] 石生伟, 李玉娥, 李明德, 等. 不同施肥处理下双季稻田 CH_4 和 N_2O 排放的全年观测研究[J]. 大气科学, 2011, **35**(4): 707-720.
Shi S W, Li Y E, Li M D, *et al.* Annual CH_4 and N_2O emissions from double rice cropping systems under various fertilizer regimes in Hunan Province, China[J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences, 2011, **35**(4): 707-720.
- [29] Sass R L, Fisher F M, Turner F T, *et al.* Methane emission from rice fields as influenced by solar radiation, temperature, and straw incorporation[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1991, **5**(4): 335-350.
- [30] Schoeneberger M, Bentrup G, De Gooijer H, *et al.* Branching out: agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2012, **67**(5): 128A-136A.
- [31] Santos V B, Araújo A S F, Leite L F C, *et al.* Soil microbial biomass and organic matter fractions during transition from conventional to organic farming systems[J]. Geoderma, 2012, **170**: 227-231.
- [32] Van De Vreken P, Gobin A, Baken S, *et al.* Crop residue management and oxalate-extractable iron and aluminium explain long-term soil organic carbon sequestration and dynamics[J]. European Journal of Soil Science, 2016, **67**(3): 332-340.
- [33] Khan S A, Mulvaney R L, Ellsworth T R, *et al.* The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, **36**(6): 1821-1832.
- [34] Yang X Y, Ren W D, Sun B H, *et al.* Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China[J]. Geoderma, 2012, **177-178**: 49-56.
- [35] 张恒恒, 严昌荣, 张燕卿, 等. 北方旱区免耕对农田生态系统固碳与碳平衡的影响[J]. 农业工程学报, 2015, **31**(4): 240-247.
Zhang H H, Yan C R, Zhang Y Q, *et al.* Effect of no tillage on carbon sequestration and carbon balance in farming ecosystem in dryland area of northern China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015, **31**(4): 240-247.
- [36] 张赛, 王龙昌, 黄召存, 等. 保护性耕作下小麦田土壤呼吸及碳平衡研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(6): 2419-2425.
Zhang S, Wang L C, Huang Z C, *et al.* Soil respiration and carbon balance in wheat field under conservation tillage[J]. Environmental Science, 2014, **35**(6): 2419-2425.
- [37] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, **91**(1-3): 217-232.
- [38] 田娜, 王义祥, 翁伯琦. 土壤碳储量估算研究进展[J]. 亚热带农业研究, 2010, **6**(3): 193-198.
Tian N, Wang Y X, Weng B Q. Advances in estimating soil carbon storage[J]. Subtropical Agriculture Research, 2010, **6**(3): 193-198.

CONTENTS

Diurnal Variation of SOA Formation Potential from Ambient Air at an Urban Site in Beijing	LIU Jun, CHU Bi-wu, HE Hong (2505)
Characteristics of Key Size Spectrum of PM _{2.5} Affecting Winter Haze Pollution in Taiyuan	YANG Su-ying, YU Xin-yang, ZHAO Xiu-yong, <i>et al.</i> (2512)
Characteristics and Source Apportionment of Water-soluble Ions in PM _{2.5} During Winter in Panjin	ZHANG Lei, JI Ya-qin, WANG Shi-bao, <i>et al.</i> (2521)
Characteristics and Source Apportionment of Volatile Organic Compounds in the Rainy Season of Guangzhou City	GU Ying-gang, YU Xiao-fang, YANG Wen-da, <i>et al.</i> (2528)
Emission Characteristics of Dehydrated Sugar and Acephenanthrylene in Particles from Tropical Forest Burning	JIN Cheng-miao, CUI Min, HAN Yong, <i>et al.</i> (2538)
Construction and Application of Vertical Diffusion Index for Analyzing Weather During Pollution Events in Tianjin	CAI Zi-ying, HAN Su-jin, ZHANG Min, <i>et al.</i> (2548)
Comparison Between Atmospheric Wet-only and Bulk Nitrogen Depositions at Two Sites in Subtropical China	ZHU Xiao, WANG Jie-fei, SHEN Jian-lin, <i>et al.</i> (2557)
Emission Reduction Benefits When Eliminating Yellow-label Vehicles in the Jing-jin-ji Region	LU Ya-ling, ZHOU Jia, CHENG Xi, <i>et al.</i> (2566)
Health Assessment of the Stream Ecosystem in the North Canal River Basin, Beijing, China	GU Xiao-yun, XU Zong-xue, LIU Lin-fei, <i>et al.</i> (2576)
Pollution Characteristics and Source Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phthalic Acid Esters During High Water Level Periods in the Wuhan Section of the Yangtze River, China	DONG Lei, TANG Xian-qiang, LIN Li, <i>et al.</i> (2588)
Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in Downstream Areas of the Aojiang River, Fujian Province	ZHANG Dan-dan, GUO Ya-ping, REN Hong-yun, <i>et al.</i> (2600)
Distribution Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of the Estuary of the Tributaries in the Three Gorges Reservoir, SW China	FANG Zhi-qing, CHEN Qiu-yu, YIN De-liang, <i>et al.</i> (2607)
Assessment of Physico-chemical Properties and Phosphorus Fraction Distribution Characteristics in Sediments after Impounding of the Three Gorges Reservoir to 175 m	PAN Chan-juan, LI Rui, TANG Xian-qiang, <i>et al.</i> (2615)
Source of Nitrate in Surface Water and Shallow Groundwater Around Baiyangdian Lake Area Based on Hydrochemical and Stable Isotopes	KONG Xiao-le, WANG Shi-qin, DING fei, <i>et al.</i> (2624)
Thermal Stratification and Its Impacts on Water Quality in Shahe Reservoir, Liyang, China	SUN Xiang, ZHU Guang-wei, DA Wen-yi, <i>et al.</i> (2632)
Spatial and Temporal Variation Characteristics of Drip Water Hydrogeochemistry in the Xueyu Cave of Chongqing and Its Implications for Environmental Research	ZENG Ze, JIANG Yong-jun, LÜ Xian-fu, <i>et al.</i> (2641)
Distinguishing the Compositions and Sources of the Chromophoric Dissolved Organic Matter in a Typical Karst River During the Dry Season; A Case Study in Bitan River, Jinfo Mountain	LIU Yue, HE Qiu-fang, LIU Ning-kun, <i>et al.</i> (2651)
Environmental Significance of the Stable Isotopes in Precipitation at Different Altitudes in the Tuolai River Basin	LI Yong-ge, LI Zong-xing, FENG Qi, <i>et al.</i> (2661)
Spatial-Temporal Variations of CO ₂ and CH ₄ Flux Through a Water-air Interface Under the Effect of Primary Productivity in Wulixia Reservoir	PENG Wen-jie, LI Qiang, SONG Ang, <i>et al.</i> (2673)
Spatiotemporal Succession Characteristics of Algal Functional Groups and Its Impact Factors for a Typical Channel-Type Reservoir in a Southwest Mountainous Area	ZHANG Yao-wen, LI Hong, LI Jia, <i>et al.</i> (2680)
Seasonal Succession of Phytoplankton Functional Groups and Their Driving Factors in the Siminghu Reservoir	ZHENG Cheng, LU Kai-hong, XU Zhen, <i>et al.</i> (2688)
Effects of Nutrient Addition on the Growth and Competition of Bloom Forming Cyanobacterium <i>Chrysochloris ovalisporum</i> ; An In-situ Experiment	WANG Meng-meng, ZHANG Wei, ZHANG Jun-yi, <i>et al.</i> (2698)
Purification Effect of Submerged Macrophyte System with Different Plants Combinations and C/N Ratios	LIU Miao, CHEN Kai-ning (2706)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Concentration Dynamics in Natural Ditches Under an Irrigation-Drainage Unit in the Jiangnan Plain	HUA Ling-ling, ZHANG Fu-lin, ZHAI Li-mei, <i>et al.</i> (2715)
Distribution and Treatment of Antibiotics in Typical WWTPs in Small Towns in China	CHAI Yu-feng, ZHANG Yu-xiu, CHEN Mei-xue, <i>et al.</i> (2724)
Effects and Mechanism of the Combination of Ozone-PAC as a Pretreatment for the Reduction of Membrane Fouling	DONG Bing-zhi, GAO Hao-yang, HU Meng-liu (2732)
Start-up and Process Characteristics of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification (SAD) in a Pilot-scale Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR)	YU De-shuang, TANG Jia-jia, ZHANG Jun, <i>et al.</i> (2740)
Phosphate Removal on Zirconium Alginate/Poly(<i>N</i> -isopropyl acrylamide) Hydrogel Beads with a Semi-interpenetrating Network	ZENG Xue-yang, LUO Hua-yong, ZHANG Yao-kun, <i>et al.</i> (2748)
Shortcut Nitrification Rapid Start and Stability of Corn Starch Wastewater	LONG Bei-sheng, LIU Xun-lei, LIU Hong-bo, <i>et al.</i> (2756)
Nitrifying Bacteria Culture in Entrapment Immobilization	YANG Hong, HU Yin-long (2763)
Performance of the Removal of Nitrogen During Anaerobic Ammonia Oxidation Using Different Operational Strategies	AN Fang-jiao, PENG Yong-zhen, DONG Zhi-long, <i>et al.</i> (2770)
Transformation of Protein in Sludge During High Solids Anaerobic Digestion	ZHAN Yu, SHI Wan-sheng, ZHAO Ming-xing, <i>et al.</i> (2778)
Changes in Heavy Metal Speciation and Release Behavior Before and After Sludge Composting Under a Phosphate-rich Atmosphere	LI Yu, FANG Wen, QI Guang-xia, <i>et al.</i> (2786)
Effect of Denitrification and Phosphorus Removal Microorganisms in Activated Sludge Bulking Caused by Filamentous Bacteria	GAO Chen-chen, YOU Jia, CHEN Yi, <i>et al.</i> (2794)
Microbial Population Dynamics During Domestication and Cultivation of Biofilm to Remove and Enrich Phosphate	MENG Xuan, PAN Yang, ZHANG Hao, <i>et al.</i> (2802)
Effects of Elevated Tetracycline Concentrations on Aerobic Composting of Human Feces: Composting Behavior and Microbial Community Succession	SHI Hong-lei, WANG Xiao-chang, LI Qian, <i>et al.</i> (2810)
Effect of Long-term Organic Amendments on Nitric Oxide Emissions from the Summer Maize-Winter Wheat Cropping System in Guanzhong Plain	YUAN Meng-xuan, WANG Jin-feng, TAN Yue-hui, <i>et al.</i> (2819)
Effects of Mushroom Residue Application Rates on Net Greenhouse Gas Emissions in the Purple Paddy Soil	QI Le, GAO Ming, ZHOU Peng, <i>et al.</i> (2827)
Estimation of Winter Wheat Photosynthesized Carbon Distribution and Allocation Belowground via ¹³ C Pulse-labeling	SUN Zhao-an, CHEN Qing, HAN Xiao, <i>et al.</i> (2837)
Effects of Vegetation Restoration on Soil Nitrogen Pathways in a Karst Region of Southwest China	YANG Yi, OUYANG Yun-dong, CHEN Hao, <i>et al.</i> (2845)
Identifying the Origins and Spatial Distributions of Heavy Metals in the Soils of the Jiangsu Coast	LÜ Jian-shu, HE Hua-chun (2853)
Source Identification and Spatial Distribution of Heavy Metals in Soils in Typical Areas Around the Lower Yellow River	YU Yuan-he, LÜ Jian-shu, WANG Ya-meng (2865)
Spatial Variation of Soil Heavy Metals in Lin'an City and Its Potential Risk Evaluation	ZHENG Jing-zhi, WANG Chu-dong, WANG Shi-han, <i>et al.</i> (2875)
Principal Component Analysis and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Farmland Soils around a Pb-Zn Mine in Southwestern China	ZHOU Yan, CHEN Qiang, DENG Shao-po, <i>et al.</i> (2884)
Spatial Variation of Heavy Metals in Soils and Its Ecological Risk Evaluation in a Typical <i>Carya cathayensis</i> Production Area	ZHANG Hong-ju, ZHAO Ke-li, YE Zheng-qian, <i>et al.</i> (2893)
Influence of Biochar Application on Growth and Antioxidative Responses of Macrophytes in Subsurface Flow Constructed Wetlands	HUANG Lei, CHEN Yu-cheng, ZHAO Ya-qi, <i>et al.</i> (2904)
Effect of Iron on the Release of Arsenic in Flooded Paddy Soils	WANG Xin, ZHONG Song-xiong, CHEN Zhi-liang, <i>et al.</i> (2911)
Concentrations and Health Risk Assessments of Heavy Metal Contents in Soil and Rice of Mine Contaminated Areas	TIAN Mei-ling, ZHONG Xue-mei, ZHANG Yun-xia, <i>et al.</i> (2919)
Effect of Calcium Silicate-biological Humus Fertilizer Composite on Uptake of Cd by Shallots from Contaminated Agricultural Soil	LIU De-ling, YIN Guang-cai, CHEN Zhi-liang, <i>et al.</i> (2927)
Accumulation Characteristics of Heavy Metals in Greenhouse Soil and Vegetables in Siping City, Jilin Province	LI Lian-fang, ZHU Chang-xiong, ZENG Xi-hai, <i>et al.</i> (2936)
Effect of Foliar Zinc Application on Bioaccessibility of Cadmium and Zinc in Pakchoi	WANG Lin, GU Peng-lei, LI Ran, <i>et al.</i> (2944)
Mercury Distribution of Benthonic Animals and Response to Mercury in Sediments in Caohai Wetland, Guizhou Province	XU Yi-yuan, ZENG Ling-xia, HE Tian-rong, <i>et al.</i> (2953)
Discussion of Emissions and Health Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) from the Retreading Process of Waste Tires	FU Jian-ping, ZHAO Bo, LI Yu-qing, <i>et al.</i> (2963)
Spatiotemporal Dynamics of CO ₂ Emissions in Chongqing: An Empirical Analysis at the County Level	SUN Xiu-feng, SHI Kai-fang, WU Jian-ping (2971)
Impact of Size on Environmental Behavior of Metal Oxide Nanoparticles	YAN Yu-peng, TANG Ya-dong, WAN Biao, <i>et al.</i> (2982)
Fate and Toxicity of UV Filters in Marine Environments	ZHU Xiao-shan, HUANG Jing-ying, LÜ Xiao-hui, <i>et al.</i> (2991)