

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

长江经济带PM_{2.5}空间异质性和驱动因素的地理探测

王丽丽, 刘笑杰, 李丁, 孙颖琦



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2022年3月

第43卷 第3期
Vol.43 No.3

目次

2000~2020年天津PM _{2.5} 质量浓度演变及驱动因子分析	蔡子颖,郝国,韩素芹,唐颖潇,杨旭,樊文雁,姚青,邱晓滨(1129)
天津市PM _{2.5} -O ₃ 复合污染特征及来源分析	肖致美,徐虹,高璟,蔡子颖,毕温凯,李鹏,杨宁,邓小文,戴运峰(1140)
基于随机森林模型的武汉市城区大气PM _{2.5} 来源解析	张志豪,陈楠,祝波,陶卉婷,成海容(1151)
华北南部重污染城市周边区域二次气溶胶的化学特征及来源解析	任秀龙,胡伟,吴春苗,胡偲豪,高娜娜,张崇崇,岳亮,王金喜,樊景森,牛红亚(1159)
“大气十条”实施结束川南城市群秋季霾污染过程中水溶性离子特征	吴安南,黄小娟,何仁江,李金建,叶林麟,吴涛,肖智丹,刘子锐,王跃思,张小玲,张军科(1170)
郑州市典型污染过程PM ₁₀ 中重金属浓度、来源及健康风险评估	翟诗婷,王申博,张栋,赵孝因,杨洁茹,刘洋,陈红阳,张瑞芹(1180)
长江经济带PM _{2.5} 空间异质性和驱动因素的地理探测	王丽丽,刘笑杰,李丁,孙颖琦(1190)
长三角地区PM _{2.5} 浓度对土地利用/覆盖转换的空间异质性响应	周丽霞,吴涛,蒋国俊,张建珍,濮励杰,徐飞,解雪峰(1201)
“2+26”城市春节和元宵节期间污染特征、气象影响和预报回顾分析	朱媛媛,王晓斐,汪巍,刀语,王帅,陈善荣(1212)
基于小波变换的山西省PM _{2.5} 污染特征及影响因素	张可可,胡冬梅,闫雨龙,彭林,段小琳,尹浩,王凯,邓萌杰(1226)
中国地表臭氧浓度估算及健康影响评估	赵楠,卢毅敏(1235)
湖南省臭氧污染基本特征分析及长期趋势变化主控因素识别	刘妍妍,杨雷峰,谢丹平,泽仁央宗,黄志烟,杨俊,赵鹏,韩静磊,贾文超,袁自冰(1246)
山东半岛近地面O ₃ 浓度时空变化及潜在源区解析	李乐,刘旻霞,肖仕锐,王思远,米佳乐(1256)
COVID-19疫情期间雄安新区VOCs的变化特征、臭氧生成潜势及来源解析	刘新军,王淑娟,刘程,范莉茹,付翠轻,齐堃,宿文康(1268)
淄博市城区臭氧超标期间的VOCs污染特征与来源解析	王帅,王秀艳,杨文,王雨燕,白瑾丰,程颖(1277)
淄博市夏季城区与背景点VOCs污染特征比较	秦涛,徐勃,王信梧,李丽明,杨文,王晓丽,耿春梅(1286)
四川省餐饮源挥发性有机物组分特征和清单	钱骏,韩丽,陈军辉,王斌,姜涛,徐晨曦,李英杰,王成辉,王波(1296)
餐饮源气相与颗粒相多环芳烃排放特征	李源速,吴爱华,童梦雪,栾胜基,李骞(1307)
堆肥厂不同工作区空气真菌的多样性与群落结构	于奥园,邢礼军,孙兴滨,仇天雷,王旭明,高敏(1315)
城市扬尘污染主要成因与精准治尘思路	李廷昆,冯银厂,毕晓辉,张裕芬,吴建会(1323)
黄河干流水质评价与时空变化分析	刘彦龙,郑易安(1332)
典型山地城市河流营养元素空间分布特征及影响因素分析:以重庆市清水溪为例	王超,叶秋,贾伯阳,何文战,党超军,黄焱,杜浪(1346)
三峡库区支流的河-湖两态及其对沉积物不同形态磷含量的影响	黄伟,张研,罗晓佼,张磊(1356)
派河及其支流溶解性有机质分子组成特征	詹亚,尹浩,冯景伟,冯艾荣,胡艳云,张刘,郑刘根(1365)
粤港澳大湾区典型潮间带环境多介质中Cd形态空间分布特征及其影响因素	崔新月,莫武秋,廖建波(1375)
骆马湖及主要入湖河流表层水体中抗生素的赋存特征及风险评价	龚润强,赵华璋,高占啟,胡冠九,卜元卿,张圣虎,邱慧(1384)
宁夏第三排水沟中抗生素的污染特征与生态风险评估	李富娟,高礼,李凌云,郑兰香,陶红,杨桂钦(1394)
百年以来北方湖泊沉积物PAHs的变化特征及其对人类活动的响应	龚雄虎,赵中华,丁琪琪,张路,姚书春,薛滨(1404)
长江流域河流和湖库的浮游细菌群落差异	胡愈忻,张静,黄杰,段春建,李天翠,刘威,王英才,胡圣(1414)
河套平原灌溉间隙期乌梁素海水体细菌群落结构特征	史玉娇,李文宝,张博尧,姚国旺,史小红(1424)
不同空间尺度的景观结构对袁河浮游细菌群落的影响	舒旺,王鹏,丁明军,张华,黄高翔,聂明华(1434)
鄱阳湖白鹤保护区微塑料表面微生物群落结构特征	刘淑丽,简敏菲,邹龙,胡启武(1447)
微塑料对变形杆菌生物膜生长发育的影响	陶辉,戚怡婷,于多,杨兰,顾颖,厉彦辉(1455)
乌梁素海低密度微塑料聚合物沉降规律	刘禹,史小红,张生,郝若男,孙标,赵胜男(1463)
老化前后微塑料对富里酸的吸附	宋亚丽,俞娅,郝磊,汪华,朱文芳(1472)
天津市滨海河流N、O ₃ 扩散通量及控制因子	汤梦瑶,胡晓康,王洪伟,王云仓,常素云,王松庆,钟继承(1481)
铁矿石和生物炭添加对潜流人工湿地污水处理效果和温室气体排放及微生物群落的影响	陈鑫童,郝庆菊,熊艳芳,胡剑,江长胜(1492)
降雨径流污染风险等级识别与优化方法	齐小天,张质明,赵鑫,胡文翰,刘迪(1500)
基于贝叶斯网络的给水管网消毒副产物生成因素分析	江杉杉,王臻宇,高权,杨愿愿,高方舟,胡佩,应光国(1512)
聚硫代酰胺修饰活性炭对Au(Ⅲ)的选择性吸附效果与机制	赵文金,张顺,安晓强,兰华春,刘会娟,曲久辉(1521)
F/M对活性污泥微生物生态网络的影响	张冰,孙展翔,文湘华(1529)
城乡融合区土壤元素地球化学特征与源解析:以天府新区青龙片区为例	刘书准,王德伟,施泽明,唐亮,章凤英,廖程,李晓雨,徐文斌(1535)
基于总量与形态的矿区周边土壤重金属生态风险与健康风险评估	王蕊,陈楠,张二喜(1546)
湖南锡矿山周边土壤-农作物系统镉迁移转化特征及污染评价	张龙,宋波,黄凤艳,肖乃川,顿梦杰(1558)
生物炭负载氧化石墨烯对离子型稀土土壤中重金属的阻控效应	杨士,刘祖文,龙培,毕永顺,林苑,左华伟(1567)
溶解性有机质强化棉花修复镉污染土壤	闵涛,罗彤,陈丽丽,茹思博,李俊华(1577)
铁锰氧化物-微生物负载生物炭材料对镉和砷的吸附机制	连斌,吴骥子,赵科理,叶正钱,袁峰(1584)
不同冬小麦品种镉富集转运及离子组特征差异	刘畅,徐应明,黄青青,陶雪莹,王林,孙约兵,赵立杰(1596)
镉胁迫下不同小麦品种对镉的积累特性	任超,任成仲,王浩,朱利文,李竞天,杜倩倩,李萍(1606)
嘉陵江滨岸带不同土地利用类型对土壤细菌群落多样性的影响	刘坤和,薛玉琴,竹兰萍,徐飞,朱志豪,张拓,张富斌(1620)
蚯蚓/钾锰改性生物炭对As污染红壤中细菌多样性和群落结构的影响	苏倩倩,李莲芳,朱昌雄,叶婧,刘雪,耿兵,田云龙,黄晓雅(1630)
DA-6和EDDS施用对龙葵生长、Cd吸收和土壤细菌群落结构的影响	罗洋,孙丽,刘方,任军,郭金梅,闫修民(1641)
地膜覆盖对农田土壤养分和生态酶计量学特征的影响	胡志娥,肖谋良,王双,童瑶瑶,鲁顺保,陈剑平,葛体达(1649)
增温和增雨对黄土丘陵区撂荒地土壤呼吸的影响	王兴,钟泽坤,朱玉帆,王佳懿,杨改河,任成杰,韩新辉(1657)
秸秆还田、地膜覆盖及施氮对冬小麦田N ₂ O和N ₂ 排放的影响	彭毅,李惠通,张少维,阳婷,王筱斐,周春菊,王林权(1668)
基于Meta分析的不同生产条件下秸秆还田对土壤氮挥发的影响	赵政鑫,王晓云,田雅洁,王锐,赵青,蔡焕杰(1678)
施肥对农田土壤抗生素抗性基因影响的整合分析	冉继伟,肖琼,黄敏,蔡岸冬,张文菊(1688)

秸秆还田、地膜覆盖及施氮对冬小麦田 N_2O 和 N_2 排放的影响

彭毅¹, 李惠通¹, 张少维¹, 阳婷¹, 王筱斐¹, 周春菊^{2*}, 王林权^{1*}

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100; 2. 西北农林科技大学生命科学院, 杨凌 712100)

摘要: 为探究不同耕作方式及施氮水平下黄土高原地区旱地冬小麦田 N_2O 排放规律, 运用静态箱-气相色谱法研究了冬小麦田 N_2O 排放动态. 以冬小麦‘小偃22’为材料, 采取双因素裂区试验设计, 主区为3种耕作模式: 常规耕作(CT)、秸秆还田(SM)和平膜覆盖(FM); 副区为3种氮水平处理: 不施氮、减氮20% ($144 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 和常规施氮 ($180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$). 以常规耕作(CT)为对照, 探讨不同施氮水平下FM和SM对土壤 N_2O 排放产生的影响, 同时分析环境因子与 N_2O 排放通量的相关性, 并根据经验公式估算 N_2 排放量. 结果表明, 各施氮处理的土壤 N_2O 的排放主要集中在施肥后20 d内, 且 N_2O 排放通量峰值出现在施肥后两周之内. 冬小麦田的平均 N_2O 通量为 $1.92 \sim 22.75 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 累积排放量为 $0.10 \sim 0.46 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 肥料氮的 N_2O 排放系数为 $0.05\% \sim 0.28\%$, N_2O 全球增温潜势为 $26.72 \sim 122.15 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, N_2 年排放总量为 $0.70 \sim 1.82 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. 施肥和覆膜可以显著提高土壤 N_2O 排放通量 ($P < 0.05$); SM有降低 N_2O 排放总量的趋势. FM下的肥料氮的 N_2O 排放系数和全球增温潜势均显著高于CT和SM ($P < 0.05$). 不施氮处理的 N_2O 排放只与土壤充水孔隙度(WFPS)显著正相关 ($P < 0.05$); 施氮处理的 N_2O 排放与WFPS、 $\omega(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 、 $\omega(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 和5 cm地温均呈显著正相关 ($P < 0.05$). 因此, 不施肥条件下水分是控制旱地冬小麦田土壤氮素转化和 N_2O 排放的主要因素; 施肥条件下硝化作用和反硝化作用均对 N_2O 排放有贡献. 地膜覆盖和施氮显著增加了旱地 N_2O 排放、肥料氮排放系数和全球增温潜势, 秸秆还田有降低 N_2O 排放的趋势.

关键词: 冬小麦田; 秸秆还田; 覆膜栽培; 氮肥; 土壤 N_2O 和 N_2 排放

中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2022)03-1668-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.202105100

Effect of Film Mulching, Straw Retention, and Nitrogen Fertilization on the N_2O and N_2 Emission in a Winter Wheat Field

PENG Yi¹, LI Hui-tong¹, ZHANG Shao-wei¹, YANG Ting¹, WANG Xiao-fei¹, ZHOU Chun-ju^{2*}, WANG Lin-quan^{1*}

(1. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. College of Life Sciences, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: In order to explore the characteristics of N_2O emissions from winter wheat fields in the Loess Plateau under different farming methods and nitrogen levels, the dynamic changes in N_2O emissions from rain-fed winter wheat fields were quantified using static box-gas chromatography. Winter wheat ‘Xiaoyan22’ was used as the material, and a two-factor split area design was adopted. The conventional tillage (CT), straw incorporated into soil (SM), and flat film mulching (FM) were assigned as the main plot, and three nitrogen fertilizer rates (no nitrogen fertilization, 20% nitrogen reduction ($144 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$), and conventional nitrogen application ($180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)) were assigned as a split plot. Taking CT as a control, the effects of FM and SM on soil N_2O emissions under different nitrogen rates were assessed. Furthermore, the correlation between relevant environmental factors and N_2O emission flux were analyzed, and N_2 emissions were estimated using empirical formulas. The results showed the following: the N_2O emissions from the soil of each nitrogen treatment occurred within 20 days, and N_2O emission flux peaked within two weeks post-fertilization. The average N_2O flux, the total N_2O emissions, and the global warming potential of N_2O were $1.92 \sim 22.75 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, $0.10 \sim 0.46 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, and $26.72 \sim 122.15 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively. The N_2O emission coefficient of fertilizer nitrogen was $0.05\% \sim 0.28\%$. The total N_2 emissions ranged from $0.70 \sim 1.82 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. The N fertilization and film mulching significantly increased the N_2O emission flux ($P < 0.05$) and the cumulative N_2O emissions ($P < 0.05$); however, SM marginally reduced the total N_2O emissions. The N_2O emission coefficient and global warming potential of fertilizer nitrogen under FM were significantly higher than those under CT and SM ($P < 0.05$). The N_2O emissions without nitrogen treatment were only significantly positively correlated with soil water-filled pore spaces (WFPS) ($P < 0.05$); the N_2O emissions in the N fertilization condition were significantly positively correlated with WFPS, $\omega(\text{NO}_3^- - \text{N})$, $\omega(\text{NH}_4^+ - \text{N})$, and 0-5 cm soil layer temperature ($P < 0.05$). Overall, under the condition of no fertilization, water was the main factor to control the nitrogen transformation and soil N_2O emission; nevertheless, under the N fertilization condition, both nitrification and denitrification contributed to the N_2O emissions in the rain-fed winter wheat fields. Film mulching practice and nitrogen application markedly increased the N_2O emissions, fertilizer nitrogen emission coefficient, and global warming potential in the rain-fed winter wheat fields. Nonetheless, straw incorporated into the soil resulted in a marginal reduction in N_2O emissions.

Key words: winter wheat; straw retention; film mulching; nitrogen fertilizer; soil N_2O and N_2 emissions

N_2O 作为三大温室气体之一,被认为是臭氧层破坏的最主要因子^[1]. N_2O 对全球变暖的贡献约为6.2%,据政府间气候变化专门委员会(IPCC)第5次报告显示,大气中的 N_2O 浓度比工业化前高出20%^[2]. 小麦是我国主要粮食作物之一,也是黄土

收稿日期: 2021-05-11; 修订日期: 2021-08-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(32072682); 国家重点研发计划项目(2017YFD0200100)

作者简介: 彭毅(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为温室气体排放与植物营养, E-mail: pengyi805@163.com

* 通信作者, E-mail: zhchju@nwsuaf.edu.cn; linquanw@nwsuaf.edu.cn

高原旱地的主要粮食作物. 为了高产稳产, 小麦生产中经常施用大量化学氮肥, 因此带来了一系列环境问题^[3,4].

土壤 N_2O 的主要途径是硝化过程和反硝化过程. 施氮对土壤 N_2O 排放有重要影响^[5,6]. 研究表明黄土高原的渭北旱塬小麦生长期 N_2O 总排放量高达 $3.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[7]. 秸秆还田作为一种培肥土壤和减少雾、霾的措施近年来受到各方关注, 得到了大力提倡^[8]. 秸秆还田增加了微生物反应底物, 因而促进了土壤 N_2O 的排放^[9]; 但秸秆中较高的碳氮比也可能促进土壤氮素固定, 抑制微生物的硝化反硝化作用, 因而减少土壤 N_2O 排放^[10]. 地膜覆盖作为一种保墒增温的栽培措施, 在干旱寒冷地区具有显著的增产效应, 得到了大面积推广^[11]. 地膜覆盖也间接影响农田氮素转化和 N_2O 的排放. N_2 是反硝化过程的产物, 也是厌氧氨氧化的产物^[12], 在水田或厌氧环境中产生^[13], 近年来越来越受到人们的关注, 但在旱地土壤中的研究较少.

冬小麦田生育期 N_2O 排放的研究大多是在灌溉及单一耕作条件下进行的, 而关于常规栽培、秸秆还田和地膜覆盖这3种耕作模式下黄土高原旱地冬小麦田 N_2O 排放特征报道较少. 本试验选取黄土高原地区旱地冬小麦为研究对象, 采用静态箱法-气相色谱法进行了为期两年的原位测定, 探索不同耕作方式及施氮水平下的旱地冬小麦田 N_2O 季节排放特征及影响因子, 以期全面准确评估秸秆还田和地膜覆盖的生态环境效应, 及温室气体减排提供

依据.

1 材料与方法

1.1 试验地概况

本试验于陕西省杨凌区西北农林科技大学曹新庄试验农场($\text{E}108^{\circ}06'$, $\text{N}34^{\circ}18'$)进行. 试验地海拔513 m, 年平均降水量为563 mm, 主要集中在7~9月, 小麦生育期内降雨量约占年降雨量的40%, 年平均气温 12.9°C . 试验地土壤为旱耕土垫人为土, 基本理化性质为: pH 8.03, ω (有机质) $13.28 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (全氮) $0.91 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (无机氮) $14.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (速效磷) $6.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (速效钾) $124.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

降水量和气温如图1所示, 2018~2019年和2019~2020年小麦生长季内平均气温分别为 8.69°C 和 9.49°C . 生育季内降水量分别为187.2 mm和155.3 mm.

1.2 供试材料与试验设计

供试作物品种为‘小偃22’, 供试肥料为尿素(含氮量46%)和过磷酸钙(含磷量16%).

本试验采取双因素裂区设计, 主区为3种耕作模式: 常规耕作(CT)、平膜覆盖(FM)和秸秆还田(SM); 副区为3种氮素处理: 不施氮、减氮20% ($144 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和常规施氮($180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$). 共计9个处理(CT-N0、CT-N144、CT-N180、FM-N0、FM-N144、FM-N180、SM-N0、SM-N144和SM-N180), 每个处理3次重复, 共计27个小区, 各小区面积为 $5 \text{ m} \times 8 \text{ m}$.

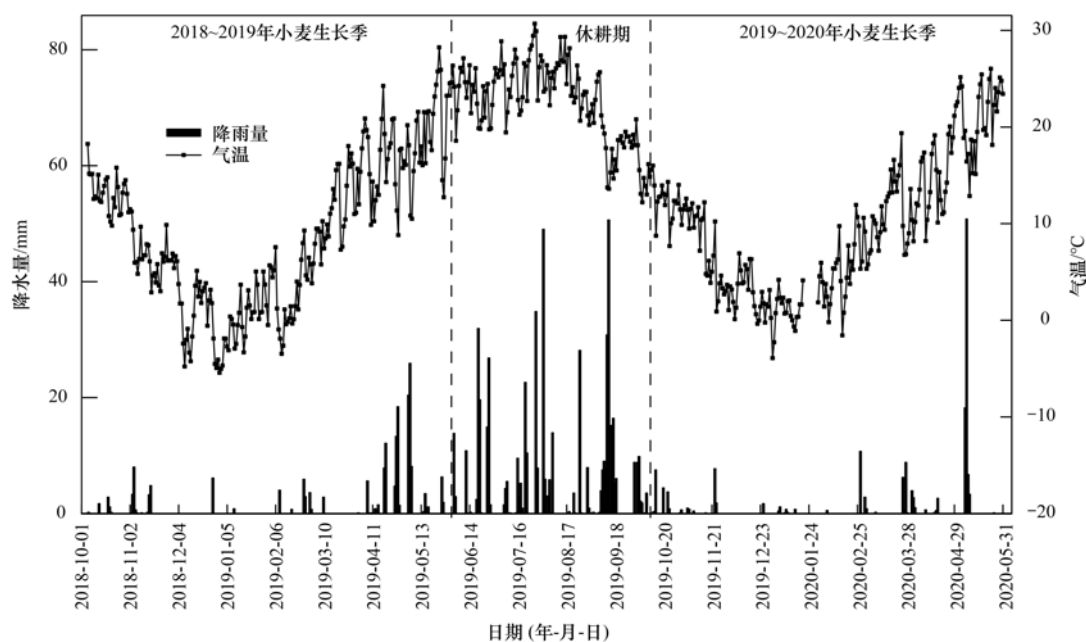


图1 2018~2020年小麦生育期内日平均气温和降水量

Fig. 1 Daily average air temperature and precipitation in wheat growth periods during 2018-2020

小麦播种量为 $120 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 小麦行间距为 30 cm, 播种深度 5 cm. 在 CT 中, 氮、磷肥均匀翻耕到 0 ~ 15 cm 土层; 在 SM 中, 每年 8 月中旬用旋耕机将 $7\,000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 小麦秸秆翻耕到 0 ~ 15 cm 土层, 施肥和种植与 CT 相同; 在 FM 中, 地膜为半膜覆盖, 即地面一半覆膜、一半裸露 (种植带), 地膜覆盖宽度为 30 cm, 与种植行交替. 在地膜覆盖处理中将肥料集中施于 15 cm 沟中, 然后覆土覆膜, 小麦播种在地膜覆盖线两侧. 所有处理均施用 P_2O_5 $120 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 做底肥.

冬小麦分别于 2018-10-05 和 2019-10-11 施肥播种, 2019-06-01 和 2020-06-01 收获. N_2O 排放通量及各相关环境因子的观测周期分别为 2018-10-06 ~ 2019-06-01 和 2019-10-12 ~ 2020-06-01 (受疫情影响, 2020-01-12 ~ 2020-05-09 未测). 试验田人工除草, 农场统一防治病虫害.

1.3 测定项目与方法

1.3.1 N_2O 气体样品采集与测定

N_2O 气体采集与测定使用密闭式静态暗箱-气相色谱法进行. 密闭箱 (规格为 $20 \text{ cm} \times 20 \text{ cm} \times 20 \text{ cm}$) 箱体材料为 PVC 材质, 由上下两部分组成, 形成一个密闭环境. 箱体侧面中部设有取样口, 由三通阀连接控制开关, 箱体顶部插入温度计, 便于采样时记录温度. 播种施肥后将下部底座插入所测区域, 测样时将箱体置于底座, 并用水密封, 结束后取下. 采集气体时间固定于 08:00 ~ 11:00, 分别在密封后 0、15 和 30 min 时用注射器抽取箱内气体 20 mL. 监测频率为播种后两周内每 2 ~ 3 d 采集 1 次, 之后每 7 ~ 10 d 采一次, 降雨后 2 d 之内加测一次. 采样箱放置于行间, 箱内无作物, 所测得的 N_2O 为土壤中的 N_2O 排放量. 气体样品于采样 2 d 内用气相色谱仪 (Agilent Technologies 7890B) 分析气体样品中的 N_2O 含量, 载气为高纯氮 (99.999%), 流速为 $21 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, 检测器与柱箱温度分别为 300°C 和 60°C .

1.3.2 土壤环境因子的采集与测定

本试验期间土壤相关环境因子的测定与气体采集同步进行. 在小区内固定位置埋置 5 cm 直角地温计. 每次收集气体后, 在各处理多点采集耕层 (0 ~ 10 cm) 土样后混匀.

土壤含水量: 烘干法测定.

土壤充水孔隙度 (water-filled pore space, WFPS) 计算公式:

$$\text{WFPS} = \text{VSWC} / [1 - (\text{BD}/\text{PD})] \quad (1)$$

式中, VSWC 为土壤体积含水率 (VSWC = 土壤质量含水量 $\times$ BD); BD 为土壤体积质量取平均值 $1.51 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$; PD 为土壤密度, 取值 $2.65 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$.

土壤 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 含量: $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KCl 溶液作为浸提液, 土: 浸提液 = 1: 10, AA3 连续流动分析仪测定.

土壤 pH 值: 酸度计测定, 土: 水为 1: 2.5.

1.4 数据处理与分析

N_2O 排放通量计算公式^[14]:

$$F = \frac{P}{1\,013} \times \frac{28}{22.4} \times \frac{273}{273 + T} \times H \times \frac{dc}{dt} \times 60 \quad (2)$$

式中, F 为 N_2O 排放通量 [$\mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$], P 为采气时大气压力 (hPa), T 为采气时箱内平均温度 ($^\circ\text{C}$), H 为采样箱高度 (m), dc/dt 为 N_2O 浓度变化速率 [$\mu\text{L} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$], 即 0、15 和 30 min 测得气体含量与对应时间的斜率.

N_2O 季节排放总量计算公式^[15]:

$$T = \sum [(F_{i+1} + F_i)/2] \times (D_{i+1} - D_i) \times 24/1\,000 \quad (3)$$

式中, T 为 N_2O 季节排放总量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); F_i 和 F_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时 N_2O 平均排放通量 [$\mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]; D_i 和 D_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时间 (d).

N_2O 排放系数 (EF) 指单位面积施用氮肥引起的 N_2O 排放量, 计算公式^[5]:

$$\text{EF} = \left[\left(\sum \text{N}_2\text{O}_{\text{NT}} - \sum \text{N}_2\text{O}_{\text{N}_0} \right) / N \right] \times 100\% \quad (4)$$

式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{NT}}$ 为小麦生长季施肥处理 N_2O 排放总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; $\text{N}_2\text{O}_{\text{N}_0}$ 为小麦生长季对照处理 (N_0) N_2O 排放总量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; N 为小麦生长季氮肥施用量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$.

N_2 排放总量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 计算公式为 (适合西北地区)^[16]:

$$y = A \cdot \frac{[\text{NH}_4^+]}{k_1 + [\text{NH}_4^+]} \cdot \frac{[\text{NO}_3^-]}{k_2 + [\text{NO}_3^-]} \cdot e^{BW} \cdot e^{CT_c} \quad (5)$$

式中, A 、 k_1 、 k_2 、 B 和 C 为常数项, $A = 0.0304 \pm 0.41$; $k_1 = 3.109 \pm 1.139$; $k_2 = 2.485 \pm 1.601$; $B = 0.48 \pm 0.009$; $C = 0.002 \pm 0.039$; $[\text{NH}_4^+]$ 和 $[\text{NO}_3^-]$ 表示 0 ~ 10 cm 耕层土壤 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 的含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); W 为土壤充水孔隙度 (%); T_c 为 5 cm 土壤温度 ($^\circ\text{C}$).

N_2O 全球增温潜势 (GWP) 计算公式^[17]:

$$\text{GWP}(\text{N}_2\text{O}) = \text{N}_2\text{O}_{\text{NT}} \times 265 \quad (6)$$

式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{NT}}$ 为 N_2O 累计排放总量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); 265 为 N_2O 全球增温潜势系数.

利用 Microsoft Excel 2016 进行相关数据计算,

Origin 2018 制图,对土壤N₂O排放通量与土壤环境因素采用皮尔森相关分析,并用 IBM SPSS Statistics 19 进行 ANOVA 方差分析及 LSD 多重比较(各指标中,相同耕作不同施氮和不同耕作相同施氮使用单因素方差分析,LSD 多重比较检验差异是否显著)。

2 结果与分析

2.1 土壤N₂O排放通量动态变化

小麦生长季的土壤N₂O排放通量动态变化见图 2。两年土壤N₂O排放通量变化趋势大致相同,均为

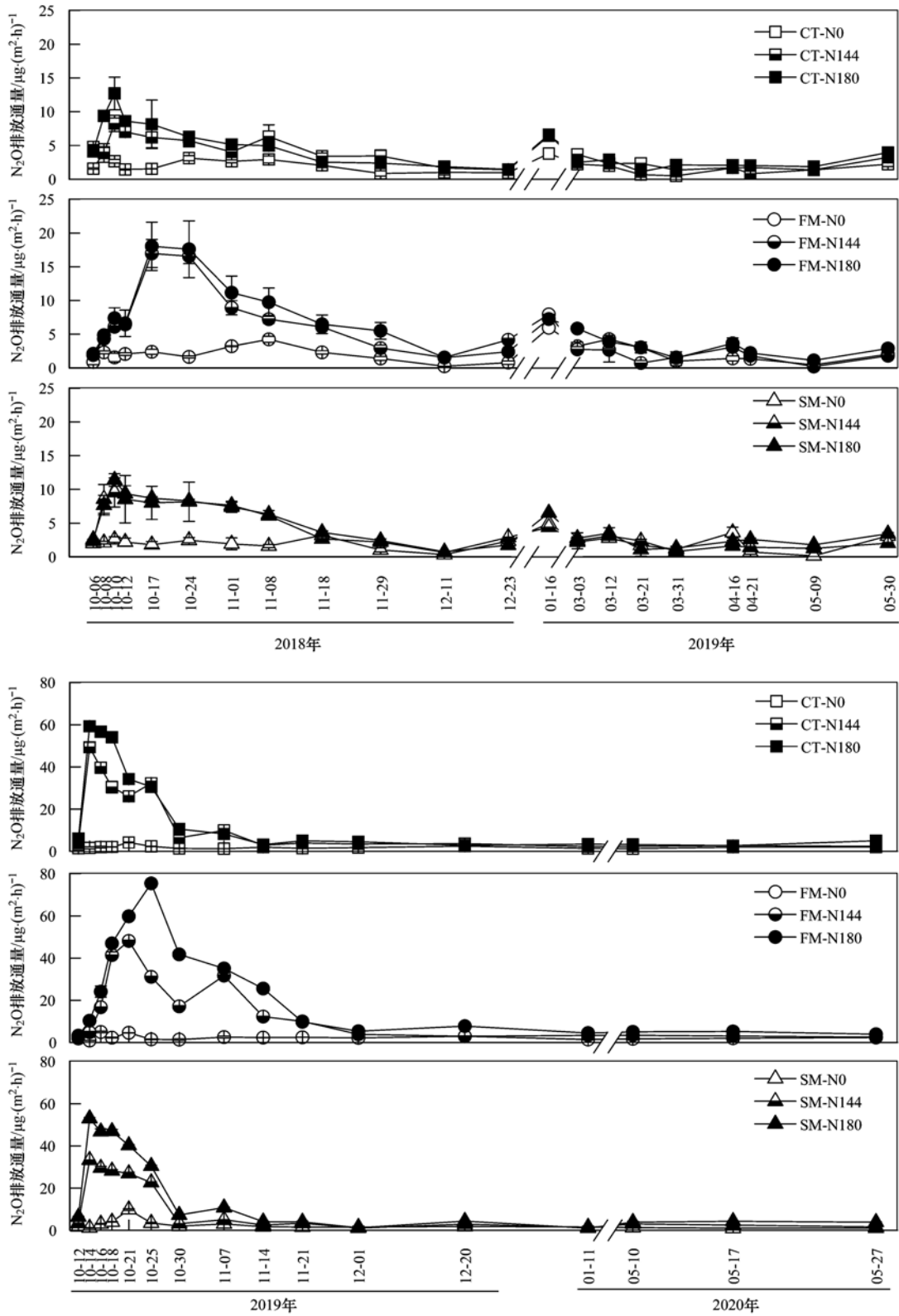


图 2 冬小麦生长季不同耕作方式及施氮量下土壤N₂O排放通量周年动态变化

Fig. 2 Annual dynamic changes in soil N₂O emission flux under different tillage and N rates during the winter wheat growing season

先升高后降低,然后趋于平稳.土壤 N_2O 的排放主要发生在施肥后的20 d以内.2019~2020年的生育前期 N_2O 排放通量明显高于2018~2019年.

2018~2019年小麦生长季,各施氮处理的平均 N_2O 排放通量在 $3.78 \sim 5.94 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 范围内,变幅较大;不施氮处理平均 N_2O 排放通量在 $1.95 \sim 2.18 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 范围内,全年都处于较低水平,变幅小.氮肥施用明显增加了 N_2O 的排放.相同耕作下,土壤 N_2O 排放通量均表现为: $\text{N180} > \text{N144} > \text{N0}$;相同施氮量下,各耕作平均排放通量为: $\text{FM} > \text{CT} > \text{SM}$.CT和SM处理均于施肥后第5 d出现 N_2O 排放通量峰值 [$12.70 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $11.38 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$],CT-N144和CT-N180处理峰值分别为对照(不施氮肥,下同)的3.10倍和4.78倍,SM-N144和SM-N180处理峰值分别为对照的3.69倍和4.40倍;FM处理土壤 N_2O 排放通量峰值 [$18.03 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]出现在施肥后第12 d,其中FM-N144和FM-N180处理峰值分别为对照的7.07倍和11.30倍.2019~2020年小麦生长季的平均 N_2O 排放通量趋势与上一季相同.在施肥后一周内,出现了降雨,土壤含水量高,有利于土壤硝化作用和反硝化作用,增加了 N_2O 的排放.各施氮处理的平均 N_2O 排放通量在 $10.67 \sim 22.75 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 范围内,不施氮处理平均 N_2O 排放通量在 $1.92 \sim 2.50 \mu\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 范围内.

2.2 土壤水热状况及pH和矿质氮的动态变化

图3为两年小麦生长季的5 cm地温、土壤水孔隙度(WFPS)和土壤pH值的年动态变化图.两年小麦生长季的WFPS变化呈现锯齿形波动,变化幅度为19.34%~95.88%;3种耕作下的WFPS平

均值均为: $\text{SM} \approx \text{FM} > \text{CT}$.各耕作下的5 cm土壤温度变化趋势大致相同,变化幅度为 $-3.1 \sim 25.7^\circ\text{C}$.2018~2019年5 cm处CT、FM和SM处理间的平均地温分别为 12.80 、 13.17 和 12.84°C (其中FM膜内和膜外的平均温度分别为 13.59°C 和 13.03°C).2019~2020年5 cm处CT、FM和SM处理间的平均地温分别为 12.24 、 13.23 和 13.17°C (其中FM膜内和膜外的平均温度分别为 14.30°C 和 12.88°C).随着施肥量的增加,土壤pH呈现下降趋势,小麦生育前期下降趋势明显.

图4为两年小麦生育期内0~10 cm土层 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N含量的动态变化.两年小麦季,各耕作下表层土壤 $\omega(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 变化范围为: $2.24 \sim 377.45$ (CT)、 $2.77 \sim 517.92$ (FM)和 $2.80 \sim 372.40$ (SM) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.各施氮处理土壤 $\omega(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 随季节变化幅度较大.

两年小麦季,各耕作下表层土壤 $\omega(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 变化范围为: $0.29 \sim 181.25$ (CT)、 $0.20 \sim 212.94$ (FM)和 $0.32 \sim 146.62$ (SM) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.与对照(N0)相比,施氮处理表层土壤 $\omega(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 随施氮量增加而增加,呈现先升高后降低的趋势,在施肥后10 d内出现峰值(图4).

2.3 土壤 N_2O 排放通量与土壤环境因素的相关分析

为探讨旱地冬小麦田 N_2O 的主要来源与主控因素,通过逐步回归方法研究了土壤 N_2O 排放通量与土壤WFPS、 $\omega(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 、 $\omega(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 、5 cm地温和土壤pH值的关系,结果见表1.不施氮条件下,土壤 N_2O 排放通量仅与土壤WFPS相关,施氮条件下, N_2O 排放受土壤WFPS、5 cm地温及土壤 $\omega(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 和 $\omega(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 多种因素的综合影响.

表1 耕层土壤理化性质与 N_2O 排放的逐步回归分析¹⁾

Table 1 Stepwise regression analysis of the physical and chemical properties of tillage and N_2O emission

处理	逐步回归方程	R^2	F	P	标准系数
不施氮	$y = 1.210 + 0.054x_1$	0.034	4.816	0.030	$x_1 = 0.206$
施氮	$y = -23.482 + 1.178x_1 + 0.037x_2 + 0.056x_3 + 0.409x_4$	0.302	24.879	0.000	$x_1 = 0.447$, $x_2 = 0.226$, $x_3 = 0.205$, $x_4 = 0.217$

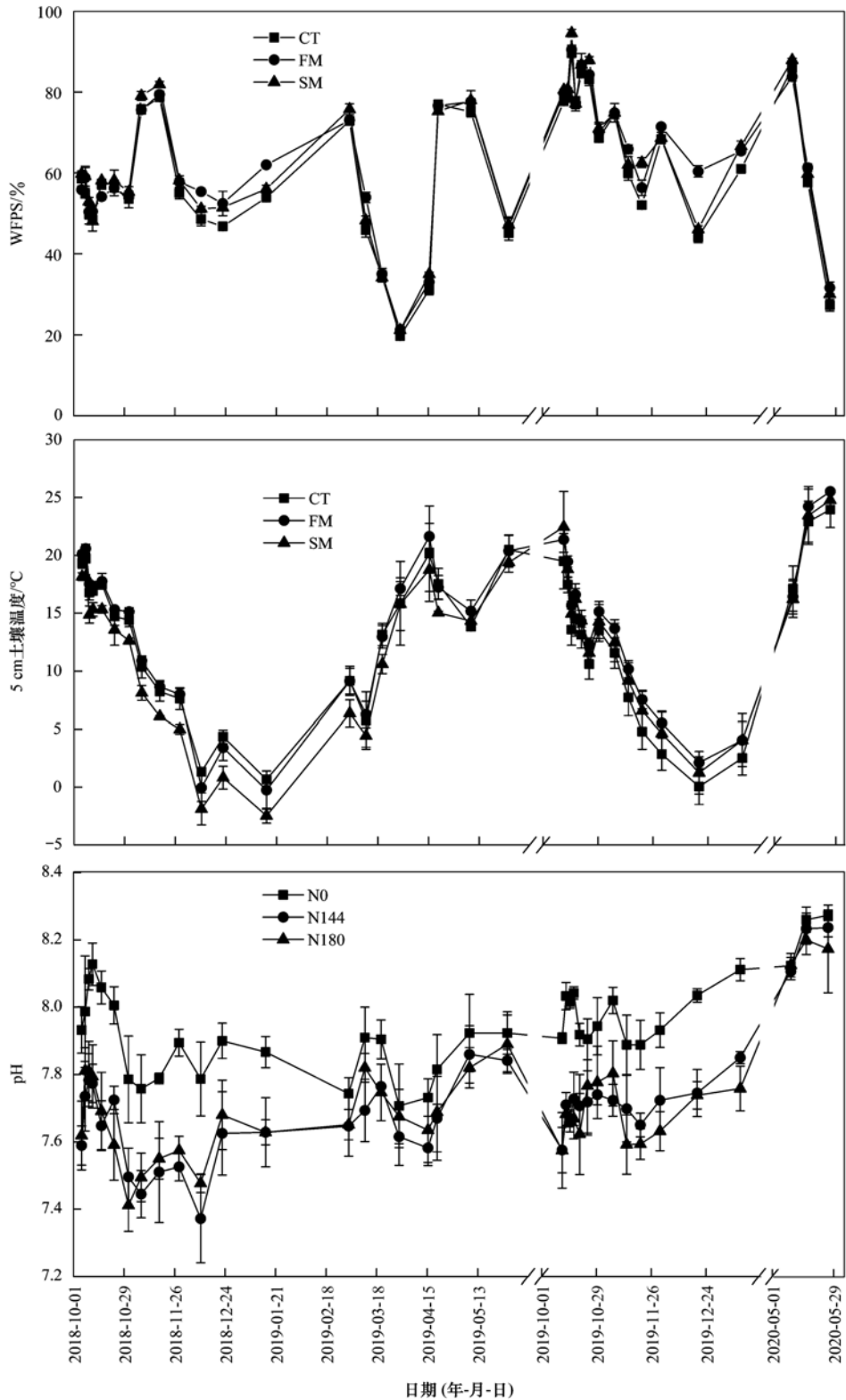
1) y 表示 N_2O 排放通量; x_1 表示WFPS; x_2 表示硝态氮含量; x_3 表示铵态氮含量; x_4 表示5 cm土壤温度

2.4 土壤 N_2O 和 N_2 年排放总量

表2为两年小麦生长季土壤 N_2O 和 N_2 年排放总量.两年 N_2O 排放总量变化趋势一致,均随施氮量的增加而增加;相同施氮下,各耕作均表现为: $\text{FM} > \text{SM} > \text{CT}$.两年小麦生长季的平均土壤 N_2O 排放总量中,各施氮处理范围为 $(0.20 \pm 0.02) \sim (0.46 \pm 0.16) \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,不施氮处理为 $(0.10 \pm 0.01) \sim (0.12 \pm 0.02) \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$.在相同施氮条件下,FM显著高于SM和CT($P < 0.05$).同一耕作模式下,施氮

与不施氮的 N_2O 排放总量差异显著($P < 0.05$).

土壤 N_2 排放也是氮肥损失的重要形态,与土壤 N_2O 排放密切相关,是环境中活性氮一个永久的汇^[15].两年小麦生长季土壤 N_2 排放总量总体趋势相同,3种耕作方式均表现为: $\text{N180} > \text{N144} > \text{N0}$;各施氮处理总体表现为: $\text{FM} > \text{CT} > \text{SM}$.2019~2020年的 N_2 总排放量显著高于2018~2019($P < 0.05$).两年各施氮处理的平均土壤 N_2 排放总量范围为 $(0.72 \pm 0.11) \sim (1.82 \pm 0.09) \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,不施氮处



土壤 WFPS($n=9$)和 5 cm 地温($n=3$)是不同耕作模式下, 3 个施氮水平的平均值;
土壤 pH($n=9$)是不同施氮水平下, 3 种耕作模式的平均值

图 3 不同耕作模式下土壤水热状况及不同施氮水平下土壤 pH 动态变化

Fig. 3 Dynamic changes in soil water and heat conditions under different tillage modes and soil pH under different nitrogen levels

理为 $(0.70 \pm 0.08) \sim (0.99 \pm 0.07) \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. 相同施氮水平下,各耕作表现为 $\text{FM} > \text{CT} > \text{SM}$,且差异显著($P < 0.05$),覆膜显著增加了土壤 N_2 排放. CT和FM施氮处理的 N_2 排放总量显著高于不施氮($P <$

0.05),但SM在3种施氮水平下的 N_2 排放总量差异均不显著.

2.5 肥料氮的 N_2O 排放系数及 N_2O 全球增温潜势
表3为肥料氮的 N_2O 排放系数及 N_2O 全球增温

表 2 土壤N₂O和 N₂ 排放总量¹⁾/kg·hm⁻²

Table 2 Total amount of soil N₂O and N₂ emissions/kg·hm⁻²

处理	N ₂ O排放总量			N ₂ 排放总量		
	2018 ~2019 年	2019 ~2020 年	两年平均	2018 ~2019 年	2019 ~2020 年	两年平均
CT-N0	0.11 ± 0.04Bb	0.09 ± 0.09Bc	0.10 ± 0.01Bb	0.54 ± 0.06Bb	0.86 ± 0.10Bb	0.70 ± 0.08Bb
CT-N144	0.20 ± 0.07Ba	0.27 ± 0.15Bb	0.23 ± 0.04Ba	0.68 ± 0.06Bab	1.64 ± 0.22Ba	1.16 ± 0.14Ba
CT-N180	0.22 ± 0.06Ba	0.34 ± 0.17Ba	0.27 ± 0.07Ba	0.72 ± 0.02Ba	1.88 ± 0.33ABa	1.30 ± 0.17Ba
FM-N0	0.14 ± 0.05Ac	0.11 ± 0.11Ac	0.12 ± 0.02Ac	0.77 ± 0.07Ab	1.22 ± 0.08Ab	0.99 ± 0.07Ac
FM-N144	0.26 ± 0.06Ab	0.38 ± 0.10Ab	0.32 ± 0.07Ab	0.89 ± 0.00Ab	2.30 ± 0.10Aa	1.59 ± 0.05Ab
FM-N180	0.33 ± 0.13Aa	0.60 ± 0.08Aa	0.46 ± 0.16Aa	1.05 ± 0.03Aa	2.60 ± 0.22Aa	1.82 ± 0.09Aa
SM-N0	0.14 ± 0.06Ab	0.09 ± 0.03ABc	0.11 ± 0.02Ab	0.79 ± 0.01Aa	0.76 ± 0.09Ba	0.78 ± 0.05ABa
SM-N144	0.21 ± 0.09Ba	0.21 ± 0.13Cb	0.20 ± 0.02Ba	0.65 ± 0.06Ba	0.80 ± 0.16Ca	0.72 ± 0.11Ca
SM-N180	0.23 ± 0.11Ba	0.30 ± 0.11Ca	0.26 ± 0.04Ba	0.65 ± 0.07Ba	1.19 ± 0.19Ba	0.92 ± 0.13Ca

1) 不同大写字母表示不同耕作相同施氮量之间的差异性,不同小写字母表示相同耕作不同施氮量之间的差异性 ($P < 0.05$)

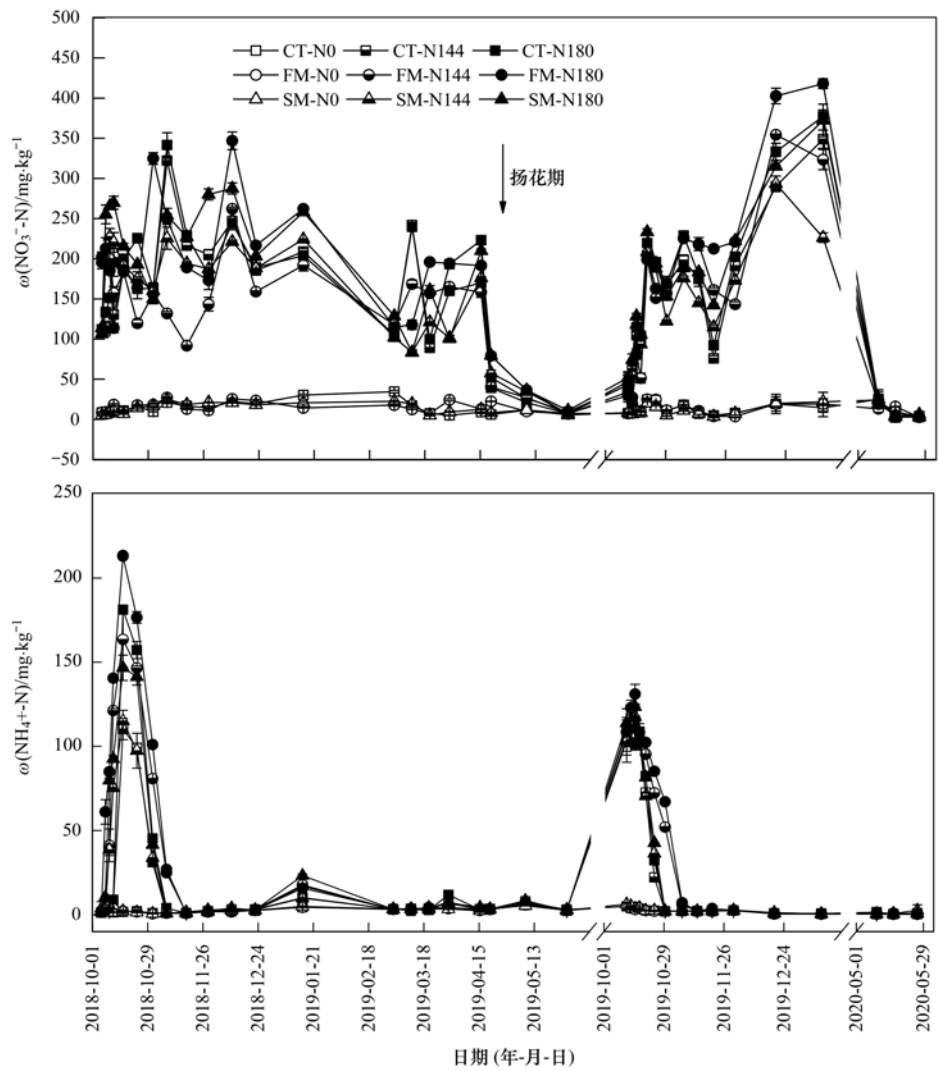


图 4 2018 ~2020 年冬小麦生长季不同耕作及施氮量下土壤 $\omega(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 和 $\omega(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ 动态变化

Fig. 4 Dynamic changes in soil $\omega(\text{NO}_3^- \text{-N})$ and $\omega(\text{NH}_4^+ \text{-N})$ under different tillage methods and nitrogen application rates in the winter wheat growing season during 2018-2020

潜势. 2019 ~2020 年小麦生长季的N₂O排放系数和全球增温潜势高于2018 ~2019 年. 两年平均肥料氮 N₂O排放系数介于 (0.09 ± 0.01)% ~ (0.18 ± 0.02)% 之间. 相同施氮水平下,FM 显著高于 CT 和 SM,覆膜可以显著提高土壤N₂O的排放 ($P < 0.05$);

同一耕作下,N₂O排放系数随施氮量增加而增大 ($P < 0.05$). 两年N₂O产生的平均全球增温潜势范围为 (26.72 ± 3.87) ~ (122.15 ± 43.46) kg·hm⁻². 全球增温潜势随施氮量的增加而显著增加 ($P < 0.05$); 相同施氮水平下,FM 处理的N₂O全球增温潜势显著

表 3 肥料氮N₂O排放系数及N₂O全球增温潜势¹⁾

Table 3 Fertilizer nitrogen N₂O emission coefficients and N₂O global warming potential

处理	肥料氮N ₂ O排放系数/%			N ₂ O全球增温潜势/kg·hm ⁻²		
	2018 ~ 2019 年	2019 ~ 2020 年	两年平均	2018 ~ 2019 年	2019 ~ 2020 年	两年平均
CT-N0	—	—	—	30.05 ± 0.10Bb	23.39 ± 0.78Bc	26.72 ± 3.87Bc
CT-N144	0.05 ± 0.01Ba	0.12 ± 0.02Bb	0.09 ± 0.01Ba	51.26 ± 2.84Ba	70.39 ± 0.92Bb	60.82 ± 11.18Bb
CT-N180	0.05 ± 0.01Ba	0.14 ± 0.02Ba	0.10 ± 0.01Ba	54.80 ± 3.12Ba	88.65 ± 0.45Ba	71.73 ± 19.63Ba
FM-N0	—	—	—	37.39 ± 2.26Ac	28.06 ± 0.82Ac	32.72 ± 5.56Ac
FM-N144	0.07 ± 0.01Aa	0.20 ± 0.02Ab	0.15 ± 0.01Ab	68.79 ± 0.43Ab	102.45 ± 0.79Ab	85.62 ± 19.44Ab
FM-N180	0.09 ± 0.02Aa	0.28 ± 0.03Aa	0.18 ± 0.02Aa	84.53 ± 2.73Aa	159.76 ± 0.75ABa	122.15 ± 43.46Aa
SM-N0	—	—	—	35.21 ± 0.97Ab	25.50 ± 0.88Bb	30.35 ± 5.66ABc
SM-N144	0.05 ± 0.01Ba	0.14 ± 0.01Ca	0.10 ± 0.01Ba	51.55 ± 2.14Ba	54.91 ± 0.88Ba	53.23 ± 4.58Bb
SM-N180	0.05 ± 0.01Ba	0.14 ± 0.01Ca	0.10 ± 0.00Ba	60.19 ± 1.41Ba	79.46 ± 0.57Ba	69.82 ± 11.16Ba

1) 不同大写字母表示不同耕作相同施氮量之间的差异性,不同小写字母表示相同耕作不同施氮量之间的差异性($P < 0.05$)

高于 SM 和 CT($P < 0.05$).

3 讨论

3.1 氮肥、秸秆还田及覆膜耕作对土壤N₂O排放的影响

施氮量是影响土壤 N₂O 排放最直接的因素^[18,19],施氮量在 0 ~ 180 kg·hm⁻² 范围内时,不同耕作下的N₂O排放总量均随施氮量的增加而增加(表 2).

耕作方式通过改变土壤含水量、土壤温度和土壤通气状况等,影响微生物的活性,进而对土壤N₂O排放影响有所差异.关于秸秆还田影响土壤N₂O排放的研究结果因地区、秸秆种类及还田量不同而有所差异^[20,21].有研究表明秸秆还田引起土壤N₂O的增排^[22].也有报道,当还田量大时秸秆降低了土壤N₂O的排放^[23].本研究结果表明秸秆还田条件下,微生物硝化-反硝化底物减少,因此减少了土壤N₂O排放.

地膜覆盖可以增加农田N₂O的排放,一方面是由于地膜的覆盖明显提高了耕层土壤水分、温度以及硝态氮含量^[24],土壤微生物的活性和数量增加,硝化作用-反硝化作用增强^[25],从而引起土壤N₂O的增排;另一方面,地膜覆盖使得西北干旱半干旱地区土壤表层较为常见的干湿交替及冻融交替过程被有效地抑制,膜下的氮素得到一定程度地累积,在水热条件合适时,土壤微生物过程加强,该过程可能增加N₂O的排放^[26].本试验也得到类似结果,覆膜处理的耕层土壤水分和温度均高于常规耕作(图 3),土壤矿质氮含量也较高(图 4),土壤N₂O的排放也多(图 2 和表 2).

3.2 氮肥、秸秆还田及覆膜耕作下土壤N₂O及 N₂ 排放特征

在施氮量 0 ~ 180 kg·hm⁻² 时,施用氮肥显著提高了土壤N₂O排放通量峰值(图 2).秸秆还田与常规

耕作的N₂O排放峰值均出现在施肥后一周以内;覆膜耕作的N₂O排放峰值出现在施肥后第 2 周,与前人的研究结果一致^[26].肥料氮的N₂O排放系数和N₂O全球增温潜势也是衡量土壤N₂O排放量的重要指标^[27].在相同施氮处理下,覆膜耕作显著增加了肥料氮的N₂O排放系数($P < 0.05$),但均在 0.07% ~ 0.28% 范围内,与李保艳等^[4]的研究结果一致,远低于 IPCC 规定的 1.00% 水平^[28].而秸秆还田的N₂O排放系数及增温潜势均低于常规耕作,与杭玉浩^[30]等和 Liu 等^[31]的研究结果一致.2019 ~ 2020 年施肥后出现短暂降雨,土壤湿度增加(图 3),尿素的水解、硝化作用和反硝化过程加快,土壤N₂O大量释放,因此各施肥处理的土壤N₂O排放总量,肥料氮N₂O排放系数和N₂O全球增温潜势均显著高于 2018 ~ 2019 年.说明降雨显著刺激了旱地肥料氮素转化及N₂O排放,应该重视施肥前后降雨和温度等气候对农田N₂O释放的影响.

土壤 N₂ 排放是反硝化气态氮损失的途径之一,也是厌氧氨氧化的产物之一^[12,15,31,32].目前关于土壤 N₂ 排放研究较少,本试验根据经验公式和N₂O排放通量估算了不同耕作条件下的 N₂ 释放情况,虽然不同耕作下的土壤 N₂ 排放总量随施氮量的增加而增加,但是释放量较低,说明 N₂ 排放不是当地土壤氮素损失的主要途径.主要原因是西北旱地土壤水分少,缺乏产生 N₂ 的极端嫌气环境.

3.3 土壤环境因子对土壤N₂O排放的影响

农田土壤N₂O是在土壤微生物主导的硝化和反硝化过程中产生的^[12,33,34],凡是影响土壤充水孔隙度、温度和 pH 等环境条件和农业措施,如耕作、施肥和灌溉等,均会影响农田土壤N₂O的产生和排放.

施肥条件下,N₂O释放土壤充水孔隙度、温度、铵态氮和硝态氮具有显著的相关性(表 1),说明旱地冬小麦生育期的N₂O主要通过硝化作用-反硝化途径产生,这与前人的研究结果一致^[5,35~37].氮肥可

以增加土壤中矿质氮(NO_3^- -N和 NH_4^+ -N)的含量, N_2O 排放随施氮量的增加而增加(图2和表2).不施肥条件下, N_2O 排放仅与土壤WFPS相关(表1),说明控制土壤 N_2O 产生的主要过程不是硝化-反硝化过程本身,而是该过程的底物(NH_4^+ -N和 NO_3^- -N)产生过程.在不施肥的自然农田生态系统,土壤中 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N主要来源于有机氮的矿化作用,底物匮乏(图4)成为影响 N_2O 产生的主要因素,因此 N_2O 的产生与排放仅受土壤水分及其控制的矿化作用影响.

4 结论

(1) N_2O 的排放主要集中在施肥后20 d内,峰值出现在施肥后两周以内.施氮显著提高了 N_2O 排放通量和排放总量($P < 0.05$).覆膜耕作显著提高了土壤 N_2O 排放总量($P < 0.05$);秸秆还田有降低 N_2O 排放总量的趋势.

(2)肥料氮的 N_2O 排放系数和全球增温潜势均表现为覆膜栽培显著高于常规耕作和秸秆还田($P < 0.05$).

(3)覆膜栽培显著增加了 N_2 排放量,而秸秆还田显著降低了 N_2 排放量($P < 0.05$).

(4)不施肥的自然农田生态系统,土壤水分是控制旱地土壤氮素转化、矿质氮来源和土壤 N_2O 排放的主要因素;施肥条件下,矿质氮的主要来源是肥料氮,硝化作用和反硝化作用是 N_2O 排放的主要来源.

参考文献:

- [1] 武岩, 红梅, 林立龙, 等. 3种土壤改良剂对河套灌区玉米田温室气体排放的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(1): 310-320.
Wu Y, Hong M, Lin L L, *et al.* Effects of three soil amendments on greenhouse gas emissions from corn fields in the Hetao irrigation district[J]. Environmental Science, 2018, **39**(1): 310-320.
- [2] Stocker T F, Qin D, Plattner G K, *et al.* Climate change 2013: the physical science basis: contribution of working group I to the fifth assessment report of IPCC the intergovernmental panel on climate change[J]. Science, 2013, **129**(1): 83-103.
- [3] 潘晓东, 李品, 冯兆忠, 等. 2000~2015年中国地级市化肥使用量的时空变化特征[J]. 环境科学, 2019, **40**(10): 4733-4742.
Pan X D, Li P, Feng Z Z, *et al.* Spatial and temporal variations in fertilizer use across prefecture-level cities in China from 2000 to 2015[J]. Environmental Science, 2019, **40**(10): 4733-4742.
- [4] 李保艳, 邱炜红, 惠晓丽, 等. 长期施用化肥氮对黄土高原麦田 N_2O 排放的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2018, **46**(5): 50-58.
Li B Y, Qiu W H, Hui X L, *et al.* Effect of nitrogen fertilizer on N_2O emissions from winter wheat field in the Loess Plateau[J]. Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition), 2018, **46**(5): 50-58.
- [5] 王旭燕, 张仁陟, 蔡立群, 等. 不同施氮处理下旱作农田土壤 CH_4 、 N_2O 气体排放特征研究[J]. 环境科学学报, 2015, **35**(11): 3655-3661.
Wang X Y, Zhang R Z, Cai L Q, *et al.* Emission characteristics of CH_4 and N_2O fluxes from dryland field under different nitrogen treatments[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, **35**(11): 3655-3661.
- [6] 胡腾, 同延安, 高鹏程, 等. 黄土高原南部旱地冬小麦生长期 N_2O 排放特征与基于优化施氮的减排方法研究[J]. 中国生态农业学报, 2014, **22**(9): 1038-1046.
Hu T, Tong Y A, Gao P C, *et al.* N_2O emission characteristics and mitigation methods in South Loess Plateau under rain-fed winter wheat conditions[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, **22**(9): 1038-1046.
- [7] Wei X R, Hao M D, Xue X H, *et al.* Nitrous oxide emission from highland winter wheat field after long-term fertilization[J]. Biogeosciences, 2010, **7**(10): 3301-3310.
- [8] 黄方园. 覆盖模式对不同旱作区农田土壤主要性状和玉米生长的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2020.
Huang F Y. Effects of farmland mulching patterns on main soil properties and maize growth in different dryland areas[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2020.
- [9] 徐玉秀, 郭李萍, 谢立勇, 等. 中国主要旱地农田 N_2O 背景排放量及排放系数特点[J]. 中国农业科学, 2016, **49**(9): 1729-1743.
Xu Y X, Guo L P, Xie L Y, *et al.* Characteristics of background emissions and emission factors of N_2O from major upland fields in China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2016, **49**(9): 1729-1743.
- [10] Li S H, Guo L J, Cao C G, *et al.* Effects of straw returning levels on carbon footprint and net ecosystem economic benefits from rice-wheat rotation in central China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, **28**(5): 5742-5754.
- [11] 杨长刚, 柴守玺, 常磊, 等. 不同覆膜方式对旱作冬小麦耗水特性及籽粒产量的影响[J]. 中国农业科学, 2015, **48**(4): 661-671.
Yang C G, Chai S X, Chang L, *et al.* Effects of plastic mulching on water consumption characteristics and grain yield of winter wheat in arid region of northwest China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2015, **48**(4): 661-671.
- [12] Kuypers M M M, Marchant H K, Kartal B. The microbial nitrogen-cycling network[J]. Nature Reviews Microbiology, 2018, **16**(5): 263-276.
- [13] 马芸芸, 周伟, 何莉莉, 等. 秸秆生物质炭对稻田土壤剖面 N_2O 和 N_2 浓度的影响[J]. 土壤学报, 2021, **58**(6): 1540-1551.
Ma Y Y, Zhou W, He L L, *et al.* Effects of straw biomass charcoal on N_2O and N_2 concentrations in paddy soil profiles[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, **58**(6): 1540-1551.
- [14] 纪洋, 刘刚, 马静, 等. 控释肥施用对小麦生长期 N_2O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2012, **49**(3): 526-534.
Ji Y, Liu G, Ma J, *et al.* Effect of controlled-release fertilizer (CRF) on nitrous oxide emission during the wheat growing period[J]. Acta Pedologica Sinica, 2012, **49**(3): 526-534.
- [15] Mehmood F, Wang G S, Gao Y, *et al.* Nitrous oxide emission from winter wheat field as responded to irrigation scheduling and irrigation methods in the North China Plain[J]. Agricultural Water Management, 2019, **222**: 367-374.
- [16] Wang R, Pan Z L, Zheng X H, *et al.* Using field-measured soil N_2O fluxes and laboratory scale parameterization of $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} +$

- N_2) ratios to quantify field-scale soil N_2 emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, **148**, doi: 10.1016/j.soilbio.2020.107904.
- [17] 曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 农田土壤 N_2O 排放的关键过程及影响因素[J]. *植物营养与肥科学报*, 2019, **25**(10): 1781-1798.
- Cao W C, Song H, Wang Y J, *et al.* Key production processes and influencing factors of nitrous oxide emissions from agricultural soils[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2019, **25**(10): 1781-1798.
- [18] Liu S, Wang J J, Tian Z, *et al.* Ammonia and greenhouse gas emissions from a subtropical wheat field under different nitrogen fertilization strategies[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, **57**: 196-210.
- [19] 高焕平, 刘世亮, 赵颖, 等. 秸秆与氮肥调节 C/N 比对潮土 CH_4 、 CO_2 和 N_2O 排放/吸收的影响[J]. *土壤通报*, 2019, **50**(1): 157-164.
- Gao H P, Liu S L, Zhao Y, *et al.* Effects of straw and nitrogen fertilizer on emission and absorption of CH_4 , CO_2 and N_2O in alluvial soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2019, **50**(1): 157-164.
- [20] Xu C, Han X, Ru S H, *et al.* Crop straw incorporation interacts with N fertilizer on N_2O emissions in an intensively cropped farmland[J]. *Geoderma*, 2019, **341**: 129-137.
- [21] 唐占明, 刘杏认, 张晴雯, 等. 对比研究生物炭和秸秆对麦玉轮作系统 N_2O 排放的影响[J]. *环境科学*, 2021, **42**(3): 1569-1580.
- Tang Z M, Liu X R, Zhang Q W, *et al.* Effects of Biochar and straw on soil N_2O emission from a wheat maize rotation system[J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(3): 1569-1580.
- [22] Cui Y F, Meng J, Wang Q X, *et al.* Effects of straw and biochar addition on soil nitrogen, carbon, and super rice yield in cold waterlogged paddy soils of North China[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, **16**(5): 1064-1074.
- [23] 白红英, 孙华, 李世清, 等. 地膜的水热效应与麦田土壤 N_2O 排放[J]. *农业环境科学学报*, 2009, **28**(10): 2111-2118.
- Bai H Y, Sun H, Li S Q, *et al.* Effects of film mulching on soil water and temperature and N_2O emissions in wheat fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, **28**(10): 2111-2118.
- [24] 蒋锐, 郭升, 马德帝. 旱地雨养农业覆膜体系及其土壤生态环境效应[J]. *中国生态农业学报*, 2018, **26**(3): 317-328.
- Jiang R, Guo S, Ma D D. Review of plastic film mulching system and its impact on soil ecological environment in China's rainfed drylands[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, **26**(3): 317-328.
- [25] Nan W G, Yue S C, Huang H Z, *et al.* Effects of plastic film mulching on soil greenhouse gases (CO_2 , CH_4 and N_2O) concentration within soil profiles in maize fields on the Loess Plateau, China[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016, **15**(2): 451-464.
- [26] 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 N_2O 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 N_2O emissions in wheat and maize rotation system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, **35**(1): 195-204.
- [27] Olivier J G J, Bouwman A F, Van Der Maas C W M, *et al.* Emission database for global atmospheric research (Edgar)[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1994, **31**: 92-106.
- [28] 邓立. 温室气体排放核算工具[M]. 成都: 西南交大出版社, 2017.
- [29] IPCC. Summary for policymakers. Climate Change 2013: the physical science basis. contribution of working group i to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. London: Cambridge University Press, 2013.
- [30] 杭玉浩, 王强盛, 许国春, 等. 水分管理和秸秆还田对稻麦轮作系统温室气体排放的综合效应[J]. *生态环境学报*, 2017, **26**(11): 1844-1855.
- Hang Y H, Wang Q S, Xu G C, *et al.* Effects of water regimes and straw incorporation on greenhouse gas emissions in a rice-wheat cropping system[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, **26**(11): 1844-1855.
- [31] Liu G, Ma J, Yang Y T, *et al.* Effects of straw incorporation methods on nitrous oxide and methane emissions from a wheat-rice rotation system[J]. *Pedosphere*, 2019, **29**(2): 204-215.
- [32] 陈诺, 廖婷婷, 王睿, 等. 碳底物含量对厌氧条件下水稻土 N_2 、 N_2O 、 NO 、 CO_2 和 CH_4 排放的影响[J]. *环境科学*, 2014, **35**(9): 3595-3604.
- Chen N, Liao T T, Wang R, *et al.* Effect of carbon substrate concentration on N_2 , N_2O , NO , CO_2 and CH_4 emissions from a paddy soil in anaerobic condition[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(9): 3595-3604.
- [33] Highton M P, Bakken L R, Dörsch P, *et al.* Soil N_2O emission potential falls along a denitrification phenotype gradient linked to differences in microbiome, rainfall and carbon availability[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, **150**, doi: 10.1101/2020.07.22.211268.
- [34] Daly E J, Hernandez-Ramirez G. Sources and priming of soil N_2O and CO_2 production: Nitrogen and simulated exudate additions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, **149**, doi: 10.1016/j.soilbio.2020.107942.
- [35] 郝耀旭, 刘继璇, 袁梦轩, 等. 长期定位有机物料还田对关中平原冬小麦-玉米轮作土壤 N_2O 排放的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(6): 2586-2593.
- Hao Y X, Liu J X, Yuan M X, *et al.* Effects of long-term organic amendments on soil N_2O emissions from winter wheat-maize cropping systems in the Guanzhong Plain [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(6): 2586-2593.
- [36] 段智源. 不同施肥处理对春玉米 N_2O 排放和综合温室效应的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2015.
- Duan Z Y. Effects of different fertilizer treatments on nitrous oxide emission and GHGIs from spring maize field[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2015.
- [37] 叶桂香, 史永晖, 王良, 等. 秸秆还田的小麦-玉米农田 N_2O 周年排放的量化分析[J]. *植物营养与肥科学报*, 2017, **23**(3): 589-596.
- Ye G X, Shi Y H, Wang L, *et al.* Quantitative analysis of straw returning on annual soil N_2O emission in the wheat-maize rotation system[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2017, **23**(3): 589-596.

CONTENTS

Analysis of Change and Driving Factors of PM _{2.5} Mass Concentration in Tianjin from 2000 to 2020	CAI Zi-ying, HAO Jian, HAN Su-qin, <i>et al.</i> (1129)
Characteristics and Sources of PM _{2.5} -O ₃ Compound Pollution in Tianjin	XIAO Zhi-mei, XU Hong, GAO Jing-yun, <i>et al.</i> (1140)
Source Analysis of Ambient PM _{2.5} in Wuhan City Based on Random Forest Model	ZHANG Zhi-hao, CHEN Nan, ZHU Bo, <i>et al.</i> (1151)
Chemical Characteristics and Sources of Atmospheric Aerosols in the Surrounding District of a Heavily Polluted City in the Southern Part of North China	REN Xiu-long, HU Wei, WU Chun-miao, <i>et al.</i> (1159)
Characteristics of Water-soluble Ions in an Autumn Haze Process in the Southern Sichuan Urban Agglomeration After the Implementation of China's Air Pollution Prevention and Control Action Plan	WU An-nan, HUANG Xiao-juan, HE Ren-jiang, <i>et al.</i> (1170)
Concentration, Source, and Health Risk Assessment of PM ₁ Heavy Metals in Typical Pollution Processes in Zhengzhou	ZHAI Shi-ting, WANG Shen-bo, ZHANG Dong, <i>et al.</i> (1180)
Geographical Detection of Spatial Heterogeneity and Drivers of PM _{2.5} in the Yangtze River Economic Belt	WANG Li-li, LIU Xiao-jie, LI Ding, <i>et al.</i> (1190)
Spatial Heterogeneity of PM _{2.5} Concentration in Response to Land Use/Cover Conversion in the Yangtze River Delta Region	ZHOU Li-xia, WU Tao, JIANG Guo-jun, <i>et al.</i> (1201)
Analysis of Pollution Characteristics, Meteorological Impact, and Forecast Retrospective During the Spring Festival and the Lantern Festival in "2+26" Cities	ZHU Yuan-yuan, WANG Xiao-fei, WANG Wei, <i>et al.</i> (1212)
Pollution Characteristics and Influencing Factors of PM _{2.5} in Shanxi Province Based on Wavelet Transform	ZHANG Ke-ke, HU Dong-mei, YAN Yu-long, <i>et al.</i> (1226)
Estimation of Surface Ozone Concentration and Health Impact Assessment in China	ZHAO Nan, LU Yi-min (1235)
Analysis of Ozone Pollution Spatio-temporal Evolution Characteristics and Identification of Its Long-term Variation Driving Factor over Hunan Province	LIU Yan-yan, YANG Lei-feng, XIE Dan-ping, <i>et al.</i> (1246)
Temporal and Spatial Variation in O ₃ Concentration Near the Surface of Shandong Peninsula and Analysis of Potential Source Areas	LI Le, LIU Min-xia, XIAO Shi-ni, <i>et al.</i> (1256)
Characteristics, Ozone Formation Potential, and Source Apportionment of VOCs During the COVID-19 Epidemic in Xiong'an	LIU Xin-jun, WANG Shu-juan, LIU Cheng, <i>et al.</i> (1268)
Characteristics and Source Analysis of VOCs Pollution During the Period of Ozone Exceeding the Standard in Zibo City	WANG Shuai, WANG Xiu-yan, YANG Wen, <i>et al.</i> (1277)
Comparison of VOCs Pollution Characteristics Between an Urban Site and a Background Site in Summer in Zibo	QIN Tao, XU Bo, WANG Xin-wu, <i>et al.</i> (1286)
Emission Characteristics and Inventory of Volatile Organic Compounds from Cooking in Sichuan Province	QIAN Jun, HAN Li, CHEN Jun-hui, <i>et al.</i> (1296)
Emission Characteristics of Gas-and Particle-Phase Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Cooking	LI Yuan-ju, WU Ai-hua, TONG Meng-xue, <i>et al.</i> (1307)
Diversity and Community Structure of Airborne Fungi in Different Working Areas of Composting Plants	YU Ao-yuan, XING Li-jun, SUN Xing-bin, <i>et al.</i> (1315)
Main Problems and Refined Solutions of Urban Fugitive Dust Pollution in China	LI Ting-kun, FENG Yin-chang, BI Xiao-hui, <i>et al.</i> (1323)
Water Quality Assessment and Spatial-temporal Variation Analysis in Yellow River Basin	LIU Yan-long, ZHENG Yi-an (1332)
Spatial Distribution and Influential Factors of Nutrients in Rivers of a Typical Mountainous City: A Case Study of the Qingshuixi River in Chongqing	WANG Chao, YE Qiu, JIA Bo-yang, <i>et al.</i> (1346)
River-Lake States in the Tributary of the Three Gorges Reservoir Area and Their Effects on the Phosphorus Content of Different Forms in the Sediment	HUANG Wei, ZHANG Xing, LUO Xiao-jiao, <i>et al.</i> (1356)
Molecular Signatures of Dissolved Organic Matter in the Paihe River and Its Tributaries	ZHAN Ya, YIN Hao, FENG Jing-wei, <i>et al.</i> (1365)
Multiphase Spatial Distribution Characteristics of Cd Morphology in Typical Intertidal Zones in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area and Its Influencing Factors	CUI Xin-yue, MO Wu-qiu, LIAO Jian-bo (1375)
Occurrence Characteristics and Risk Assessment of Antibiotics in the Surface Water of Luoma Lake and Its Main Inflow Rivers	GONG Run-qiang, ZHAO Hua-jin, GAO Zhan-qi, <i>et al.</i> (1384)
Contamination Characteristics and Ecological Risk Assessment of Antibiotics in the Third Drain of Ningxia	LI Fu-juan, GAO Li, LI Ling-yun, <i>et al.</i> (1394)
Historical Changes and Responses to Human Activities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Lake Sediments from Northern China During the Past 100 Years	GONG Xiong-hu, ZHAO Zhong-hua, DING Qi-qi, <i>et al.</i> (1404)
Characteristics of Bacterioplankton Community Between River and Lake/Reservoir in the Yangtze River Basin	HU Yu-xin, ZHANG Jing, HUANG Jie, <i>et al.</i> (1414)
Characteristics of Bacterial Community Structure in Wuliangs Lake During an Irrigation Interval in Hetao Plain	SHI Yu-jiao, LI Wen-bao, ZHANG Bo-yao, <i>et al.</i> (1424)
Effects of Landscape Structures on Bacterioplankton Communities at Multi-spatial Scales in the Yuanhe River	SHU Wang, WANG Peng, DING Ming-jun, <i>et al.</i> (1434)
Microbial Community Structure on Microplastic Surface in the <i>Grus leucogeranus</i> Reserve of Poyang Lake	LIU Shu-li, JIAN Min-fei, ZOU Long, <i>et al.</i> (1447)
Influence of Microplastics on the Development of <i>Proteus</i> Biofilm	TAO Hui, QI Yi-ting, YU Duo, <i>et al.</i> (1455)
Deposition Law of Low-Density Microplastics Aggregation in Wuliangs Lake	LIU Yu, SHI Xiao-hong, ZHANG Sheng, <i>et al.</i> (1463)
Adsorption of Fulvic Acid on Virgin and Aging Microplastics	SONG Ya-li, YU Ya, ZHENG Lei, <i>et al.</i> (1472)
Diffusive Fluxes and Controls of N ₂ O from Coastal Rivers in Tianjin City	TANG Meng-yao, HU Xiao-kang, WANG Hong-wei, <i>et al.</i> (1481)
Effects of Hematite and Biochar Addition on Wastewater Treatment Efficiency, Greenhouse Gas Emission, and Microbial Community in Subsurface Flow Constructed Wetland	CHEN Xin-tong, HAO Qing-ju, XIONG Yan-fang, <i>et al.</i> (1492)
Identification and Optimization Method of Rainfall-Runoff Pollution Risk Level	QI Xiao-tian, ZHANG Zhi-ming, ZHAO Xin, <i>et al.</i> (1500)
Factor Analysis of Disinfection Byproduct Formation in Drinking Water Distribution Systems Through the Bayesian Network	JIANG Shan-shan, WANG Zhen-yu, GAO Quan, <i>et al.</i> (1512)
Selective Adsorption of Au(Ⅲ) by Activated Carbon Supported Polythioamides and Adsorption Mechanism	ZHAO Wen-jin, ZHANG Shun, AN Xiao-qi, <i>et al.</i> (1521)
Impacts of F/M Ratio on Microbial Networks in Activated Sludge	ZHANG Bing, SUN Chen-xiang, WEN Xiang-hua (1529)
Geochemical Characteristics and Source Apportionment of Soil Elements in an Urban-rural Integration Area: A Case Study in the Qinglong Area of Tianfu New District	LIU Shu-huai, WANG De-wei, SHI Ze-ming, <i>et al.</i> (1535)
Ecological and Health Risk Assessments Based on the Total Amount and Speciation of Heavy Metals in Soils Around Mining Areas	WANG Rui, CHEN Nan, ZHANG Er-xi (1546)
Characteristics of Antimony Migration and Transformation and Pollution Evaluation in a Soil-Crop System Around a Tin Mine in Hunan Province	ZHANG Long, SONG Bo, HUANG Feng-yan, <i>et al.</i> (1558)
Effect of Controlling Heavy Metals in Soil of Rare Earth Mining Area by Biochar Supported Graphene Oxide	YANG Shi, LIU Zu-wen, LONG Bei, <i>et al.</i> (1567)
Enhanced Remediation of Cd Contaminated Soil by Cotton with DOM	MIN Tao, LUO Tong, CHEN Li-li, <i>et al.</i> (1577)
Novel Insight into the Adsorption Mechanism of Fe-Mn Oxide-Microbe Combined Biochar for Cd(Ⅱ) and As(Ⅲ)	LIAN Bin, WU Ji-zi, ZHAO Ke-li, <i>et al.</i> (1584)
Variations in Cadmium Accumulation and Transport and Ionic Traits Among Different Winter Wheat Varieties	LIU Chang, XU Ying-ming, HUANG Qing-qing, <i>et al.</i> (1596)
Cadmium Accumulation Characteristics of Different Heat Varieties Under Cadmium Stress	REN Chao, REN Yu-zhong, WANG Hao, <i>et al.</i> (1606)
Effect of Different Land Use Types on the Diversity of Soil Bacterial Community in the Coastal Zone of Jialing River	LIU Kun-he, XUE Yu-qin, ZHU Lan-ping, <i>et al.</i> (1620)
Effects of Earthworms/Biochar on Bacterial Diversity and Community in As-contaminated Red Soil	SU Qian-qian, LI Lian-fang, ZHU Chang-xiong, <i>et al.</i> (1630)
Effects of DA-6 and EDDS on Growth and Cd Uptake by <i>Solanum nigrum</i> L. and on the Soil Bacterial Community Structure	LUO Yang, SUN Li, LIU Fang, <i>et al.</i> (1641)
Effects of Plastic Mulch Film on Soil Nutrients and Ecological Enzyme Stoichiometry in Farmland	HU Zhi-e, XIAO Mou-liang, WANG Shuang, <i>et al.</i> (1649)
Effects of Warming and Increased Precipitation on Soil Respiration of Abandoned Grassland in the Loess-Hilly Regions	WANG Xing, ZHONG Ze-kun, ZHU Yu-fan, <i>et al.</i> (1657)
Effect of Film Mulching, Straw Retention, and Nitrogen Fertilization on the N ₂ O and N ₂ Emission in a Winter Wheat Field	PENG Yi, LI Hui-tong, ZHANG Shao-wei, <i>et al.</i> (1668)
Effects of Straw Returning on Soil Ammonia Volatilization Under Different Production Conditions Based on Meta-analysis	ZHAO Zheng-xin, WANG Xiao-yun, TIAN Ya-jie, <i>et al.</i> (1678)
Impacts of Fertilization on Soil Antibiotic Resistance Genes Across Croplands: A Meta-Analysis	RAN Ji-wei, XIAO Qiong, HUANG Min, <i>et al.</i> (1688)