

氧气浓度对小麦-玉米轮作农田土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生的影响

高永欣, 潘占磊, 王睿, 王琳, 姚志生, 郑循华, 梅宝玲, 张翀, 巨晓棠

引用本文:

高永欣, 潘占磊, 王睿, 王琳, 姚志生, 郑循华, 梅宝玲, 张翀, 巨晓棠. 氧气浓度对小麦-玉米轮作农田土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2023, 42(1): 227-236.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0408>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

双氰胺减少铵态氮肥施用后潮土 N_2O 排放的机制

马兰, 李晓波, 马舒坦

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2801-2808 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0459>

水氮耦合对设施土壤 N_2O 和 NO 排放的影响

吕金东, 张丽媛, 虞娜, 邹洪涛, 张玉玲, 张玉龙

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1366-1376 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1217>

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354-2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响

李平, 魏玮, 郎漫

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1124-1132 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1377>

不同施氮措施对枸杞园土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

卢九斤, 聂易丰, 魏娇娇, 盛海彦, 华明秀, 许米聪, 王永亮

农业环境科学学报. 2022, 41(1): 210-220 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0702>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

高永欣, 潘占磊, 王睿, 等. 氧气浓度对小麦-玉米轮作农田土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(1): 227-236.

GAO Y X, PAN Z L, WANG R, et al. Effects of soil oxygen concentrations on the N_2 and N_2O production in soil profiles of a maize-wheat rotation cropland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(1): 227-236.



开放科学 OSID

氧气浓度对小麦-玉米轮作农田土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生的影响

高永欣^{1,2}, 潘占磊^{2,3}, 王睿^{2*}, 王琳², 姚志生², 郑循华^{2,3}, 梅宝玲¹, 张翀⁴, 巨晓棠⁴

(1. 内蒙古大学生态与环境学院, 呼和浩特 010021; 2. 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029; 3. 中国科学院大学地球与行星科学学院, 北京 100049; 4. 海南大学热带作物学院, 海口 570228)

摘要:反硝化过程是集约化农田土壤剖面硝态氮(NO_3^- -N)去除的重要途径。但对土壤剖面反硝化氮气(N_2)产生速率的准确定量很难, 尤其不同深度的土壤氧气(O_2)浓度状况如何影响土壤 N_2 的产生仍不清楚。本研究依托集约化管理的冬小麦-夏玉米轮作田间长期定位试验(始于2006年), 采集传统施肥处理0~2.5 m剖面的原状土柱, 并基于在玉米生长季田间原位观测的不同深度土壤 O_2 浓度和温度状况, 设置不同 O_2 浓度水平(15.0%、12.0%、2.5% 和 0)和培养温度(26 °C和20 °C), 采用氮培养-直接测定 N_2 法测定3个不同深度(0~0.2、0.5~0.7 m和2.0~2.2 m)土壤 N_2O 和 N_2 产生速率。结果显示: 无论是有氧还是无氧条件, 土壤剖面 N_2 和 N_2O 的产生均表现为表层高于深层; 有氧条件下(2.5%~15.0% O_2)土壤 N_2 产生速率(以 N 计)为 5.3~7.1 $\mu g \cdot h^{-1} \cdot kg^{-1}$ (0.2 m)和 0.5~2.3 $\mu g \cdot h^{-1} \cdot kg^{-1}$ (0.5 m和2.0 m), 显著低于无氧下速率的 93.0%~93.7%。同样地, 有氧条件下 N_2O 产生速率(以 N 计)为 1.1 $\mu g \cdot h^{-1} \cdot kg^{-1}$ (0.2 m)和 <0.2 $\mu g \cdot h^{-1} \cdot kg^{-1}$ (0.5 m和2.0 m), 显著低于无氧条件下速率的 84.0%~99.1%。原位观测的土壤 O_2 浓度 >2.5%(0.2 m和0.5 m)和 >14.0%(2 m), 表明在无氧条件下的观测会高估土壤真实条件下的 N_2 和 N_2O 产生速率。无氧显著增加深层土壤的 $N_2O/(N_2O+N_2)$ 值, 这可能是由于深层土壤的碳更加缺乏, 不利于 N_2O 被进一步还原。基于有氧条件下观测的 N_2 和 N_2O 产生速率, 估算得到玉米生长季(按 120 d 计)剖面 0~2.0 m 土体的反硝化(N_2+N_2O)损失量可达 219 $kg \cdot hm^{-2}$, 表明土壤对其剖面累积的 NO_3^- -N 具有很强的脱氮能力, 从而极大地减少了包气带累积 NO_3^- -N 进一步向地下水迁移的风险。

关键词:土壤剖面; 反硝化; N_2 ; N_2O ; O_2 浓度; NO_3^- -N 含量

中图分类号: S512.11; S513 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2023)01-0227-10 doi:10.11654/jaes.2022-0408

Effects of soil oxygen concentrations on the N_2 and N_2O production in soil profiles of a maize-wheat rotation cropland

GAO Yongxin^{1,2}, PAN Zhanlei^{2,3}, WANG Rui^{2*}, WANG Lin², YAO Zhisheng², ZHENG Xunhua^{2,3}, MEI Baoling¹, ZHANG Chong⁴, JU Xiaotang⁴

(1. School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Huhhot 010021, China; 2. State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China; 3. College of Earth and Planetary Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China)

收稿日期: 2022-04-20 录用日期: 2022-08-15

作者简介: 高永欣(1995—), 男, 河北保定人, 硕士研究生, 从事土壤反硝化过程研究。E-mail: 7847270@qq.com

*通信作者: 王睿 E-mail: wangrui@mail.iap.ac.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41877333, 41830751); 国家重点研发专项(2017YFD0200100)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41877333, 41830751); The National Key Research and Development Program of China(2017YFD0200100)

Abstract: Denitrification is a vital process for excess nitrate removal from soil profile of intensive croplands. However, the quantification of dinitrogen (N_2) production via denitrification in soil profiles is very difficult, especially how changes in soil oxygen (O_2) concentrations at different depths affect soil N_2 production remains unclear. Here, we used the gas-flow-soil-core technique to quantify N_2 and N_2O production from intact soil cores collected at three different depths within 0–2 m soil profiles of a maize-wheat rotation cropland in the North China Plain. Based on the field observations of soil O_2 concentration and temperature in soil profiles during the maize growing season, different O_2 levels (15.0%, 12.0%, 2.5%, and 0) and incubation temperatures (26 °C and 20 °C) were set. Our results showed that the production of N_2 and N_2O decreased with soil depth, regardless of soil O_2 concentration. The soil N_2 production under aerobic conditions (2.5%–15.0% O_2) ranged from 5.3–7.1 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.2 m) and 0.5–2.3 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.5 m and 2.0 m), which were 93.0%–93.7% lower than that under anaerobiosis. Similarly, the aerobic N_2O production were 1.1 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.2 m) and <0.2 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.5 m and 2.0 m), approximately 84.0%–99.1% lower than that under anaerobiosis. The field-measured O_2 concentrations in soil profiles were >2.5% (0.2 m and 0.5 m) and >14.0% (2.0 m), indicating that the anaerobic observation would lead to overestimation of N_2 and N_2O production in the field soil conditions. Moreover, anaerobiosis significantly increased the $N_2O/(N_2O+N_2)$ ratio in the deep soil, probably because of the limited reduction of N_2O to N_2 under lower carbon availability. Based on observations under aerobic conditions, the denitrification (N_2O+N_2) production in the 0–2.0 m soil profile was estimated to be 219 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ for the maize growing season (120 days). Our results showed that the studied soil had a strong ability to remove the NO_3^- -N accumulated in the profile, which greatly reduced the risk of NO_3^- -N leaching from the vadose zone to groundwater.

Keywords: soil profile; denitrification; N_2 ; N_2O ; O_2 concentration; NO_3^- -N concentration

华北集约化管理农田因氮肥施用量高,导致土壤剖面累积了大量的硝态氮(NO_3^- -N)。据报道,华北玉米轮作农田0~1 m土体 NO_3^- -N累积量高达900 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[1]; Meta分析结果也表明,华北夏玉米收获后0~4 m土体 NO_3^- -N累积量达749 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[2–3]。累积的 NO_3^- -N可通过淋溶进入地下水,导致华北平原浅层地下水 NO_3^- -N超标率高达14% (世界卫生组织饮用水标准为10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[4],而山东设施蔬菜种植区的地下水 NO_3^- -N超标率高达100%^[5],严重危胁到饮用水安全。

反硝化作用是微生物在无氧或微氧条件下,利用可溶性有机碳(DOC)底物氧化提供的电子和能量,以硝酸盐作为呼吸的电子受体,将其逐步还原成亚硝酸盐、一氧化氮(NO)、氧化亚氮(N_2O)和氮气(N_2)的过程^[6]。该过程是土壤剖面 NO_3^- -N去除的重要途径,亦是维持生态系统氮平衡的重要过程^[7–8];其中间产物 N_2O 是重要的温室气体,也是破坏平流层臭氧的主要组分^[9]。深入理解土壤 N_2O 还原为 N_2 的过程,对制定合理的 N_2O 减排措施至关重要^[10]。但由于大气背景 N_2 浓度高和反硝化速率时空变异性较大^[11],导致对大部分农田土壤的反硝化 N_2 损失研究不足,尤其缺乏对土壤剖面 N_2 损失速率的定量^[12–14]。

关于土壤剖面反硝化 N_2 损失速率的定量,大多是基于完全厌氧条件下的测定^[12,14]。如Chen等^[15]观测到华北玉米-小麦轮作农田剖面土壤 N_2 的反硝化潜势(无氧, NO_3^- -N添加量为50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,以N计)约为208 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0~0.2 m)和42 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0.5~1.0 m),

该 N_2 排放速率显著高于Wang等^[16]在有氧条件下观测的玉米季土壤 N_2 排放峰值(约10 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$)。 N_2O 还原酶促进 N_2O 还原为 N_2 ,其活性比反硝化级联反应中的其他酶更容易被 O_2 抑制,因此, O_2 会导致高的 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值^[17]。而与有氧条件相比,完全厌氧下的观测可能会导致对土壤 N_2 排放的高估和对 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值的低估,进而影响对 N_2 排放速率的准确定量。土壤 O_2 浓度在田间原位观测中很少被测定^[18],对剖面不同深度土壤 O_2 浓度的变化特征认知较缺乏。因此,本研究以华北集约化小麦-玉米轮作农田土壤为研究对象,基于田间原位观测的土壤 O_2 浓度变化,设置不同的 O_2 浓度,采用氦环境培养-直接测定 N_2 法(GFSC法),对剖面不同深度的土壤 N_2O 和 N_2 产生速率进行定量,以期了解土壤剖面 N_2O 和 N_2 产生速率和 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值的变化特征,明确土壤剖面 O_2 浓度变化规律,及其对不同深度土壤 N_2 产生和 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值变化的影响,为估算土壤剖面反硝化 N_2 损失量提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验点概况

本研究依托不同碳氮管理的冬小麦-夏玉米轮作田间长期定位试验(始于2006年)^[18]。试验点位于中国农业大学上庄试验站(39°48'N, 116°28'E)。该地区气候类型为典型的大陆性季风气候,年均气温为12.5 °C,年均降水量为500~700 mm,其中60%~70%

的降雨集中在夏季(7—9月)。土壤类型为石灰性潮土,质地为粉砂质黏壤土(美国制),其中黏粒含量为28%、粉粒含量为32%、砂粒含量为40%;SOC含量为 $7.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;TN含量为 $0.8\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;土壤容重为 $1.40\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$;pH为8.1^[19]。

选择农民传统施肥处理(N_{com})为研究对象,其管理方式:整个玉米-小麦轮作季N素(尿素)施用量为 $560\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。其中夏玉米季于玉米四叶期和十叶期分别施用 $130\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,施用方式为开沟条施,施用深度为5 cm;冬小麦季施用基肥和返青-拔节肥,均为 $150\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,施用方式均为撒施,基肥随翻耕(0~20 cm)施入农田,追肥随灌溉施入农田。磷、钾肥只施用一次,在每季作物第一次施肥时,随氮肥一起施用,施用量为 $P_2O_5\ 100\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $K_2O\ 100\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。锌肥只在玉米季的四叶期随氮肥一起施用,为 $30\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ($ZnSO_4$)。作物秸秆收获后不还田。冬小麦于每年10月初播种,次年6月中旬收获后播种夏玉米,夏玉米于10月初收获。

1.2 土壤样品采集

供试土壤取自传统施肥处理,采集时间为2021年3月底,即小麦季返青拔节前。该处理设3个重复小区,每个小区面积 $64\text{ m}^2(8\text{ m}\times 8\text{ m})$ 。在每个小区内随机选择3个采样点(3个重复小区共9个采样点),进行0~2.5 m剖面原状土柱的采集。在每一个采样点采用原位取土钻(美国犀牛,S1单人手持土壤取样机),对土壤剖面进行连续、分层(0~1.0、1.0~2.0 m和2.0~2.5 m)采集。该土钻为双层采样管设计,外层为带刀口的不锈钢管,可连续打入土壤3 m深,以保证在一个点位对样品的连续采集,不会因分层取样时,上次洞壁脱落的土壤样品污染下层样品。内层为PVC管(内径3.8 cm,即采集的原状土柱直径),实现对剖面3层土柱依次采集,以减少对土壤的压实。采样后用保护区的土壤回填孔穴并压实。

将采集后的剖面土柱样品两端密封,以减少 O_2 接触和水分散失,土样当天带回实验室, $4\text{ }^\circ\text{C}$ 低温保存直到试验开始。

1.3 试验方案

样品前处理:从采集的土柱剖面样品中选择3个目标深度的土层,分别为0~0.2、0.5~0.7 m和2.0~2.2 m(图1中大括号所示),每次对同一个土层深度的样品进行气体产生速率(N_2 和 N_2O ,1.4节)和碳氮底物含量(NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和DOC,1.5节)的测定,共测3次。具体操作:每次选择一个目标深度的土层进行切

割,切割长度为20 cm,每次样品切割完,其余样品仍放回冷藏箱低温保存。对切割后的每一个土层深度样品做二次切割,即将一个20 cm高的样品分割为3个4 cm高的小土柱(图1灰色部分)和4个2 cm高的小土柱(图1白色部分)。因为每个重复小区内设有3个采样点,在每个采样点采集的土柱做同样切割处理,所以3个采样点的样品共切割出9个4 cm高的小土柱,将其置于氨培养-气体直接测定系统(GFSC系统)的一个培养罐(GFSC系统共有3个培养罐,每一个罐子对应装入一个重复小区的样品),用于 N_2 和 N_2O 产生速率的测定。与此同时,每重复小区的3个采样点的样品共切割出12个2 cm高的小土柱,将其混合均匀后,用于土壤初始碳氮底物含量的测定。

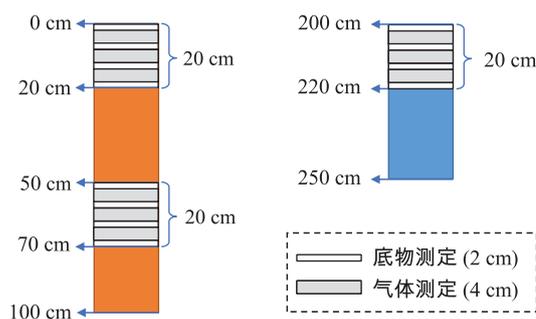


图1 土壤剖面样品(0~1.0 m和2.0~2.5 m)的分割示意图

Figure 1 Segmentation diagram of collected intact soil samples in profile(0~1.0 m and 2.0~2.5 m)

气体排放速率测定的培养条件设置(表1, P_3 测定阶段):培养土壤 O_2 浓度和温度的设定依据为玉米生长季(2017年6月15日—10月1日)田间原位观测的不同深度(0.1、1.0 m和2.0 m)土壤剖面 O_2 浓度和温度数据(2.1节)。本试验设置3个不同土壤 O_2 浓度水平:0(反映反硝化气体产生速率潜势^[13])、15.0%(依据原位不同深度观测的平均值)和2.5%(0.2 m和0.5 m深土层原位观测的极小值)或12.0%(比2.0 m深土层原位观测的极小值低14%,为了与15.0% O_2 水平区分,而假设12.0%是原位可能出现的最低浓度)。培养温度设定接近土壤不同深度原位观测的平均值:0.2 m和0.5 m为 $26\text{ }^\circ\text{C}$,2.0 m为 $20\text{ }^\circ\text{C}$ 。土壤湿度的设定依据利于反硝化发生的湿度条件,浅层土壤(0.2 m和0.5 m)补充水分后湿度为68%~72% WFPS(土壤充水孔隙度),深层土壤(2.0 m)不调节湿度,为83% WFPS。每次试验针对同一个土层深度的样品,分别在上述3个 O_2 浓度水平下进行气体产生速率的测定。

表1 土壤剖面样品培养条件的设置
Table 1 Setup of soil incubation conditions

土壤深度 Soil depth/m	置换 Gas purging(P ₁)		平衡 Equilibrium(P ₂)		测定 Measurement(P ₃)		
	O ₂ 浓度 O ₂ concentration/%	温度 Temperature/ ℃	O ₂ 浓度 O ₂ concentration/%	温度 Temperature/ ℃	O ₂ 浓度 O ₂ concentration/%		
					测定 1 Measurement 1	测定 2 Measurement 2	测定 3 Measurement 3
0~0.2	20	4	15	26	15	2.5	0
0.5~0.7	20	4	15	26	15	2.5	0
2.0~2.2	20	4	15	20	15	12.0	0
培养时间 Incubation time/h	24		2		24		
流速 Flow rate/(mL·min ⁻¹)	200		20		20		

注:P₁、P₂和P₃为低温有氧置换阶段、调整培养温度和氧气浓度的平衡阶段和气体产生速率测定阶段。

Note:P₁, P₂, and P₃ denote gas purging at low temperature and aerobic conditions, equilibrium of incubation temperature and oxygen concentration, and measurement of soil nitrogenous gas production, respectively.

1.4 土壤N₂和N₂O产生速率的测定

气体产生速率的测定采用GFSC系统^[20-21],其原理是用高纯氦气(He)和20%的氧气(O₂)置换土柱内的气体,使土壤空气全部被He和O₂所取代,然后以一定时间间隔测定培养容器内N₂和N₂O浓度的变化来确定其排放速率。GFSC系统可实现对气体置换、平衡和气体样品的自动在线采集和分析(表1);可将培养罐内的气体样品自动注入两台气相色谱仪,一台配有微池热导检测器(micro GC 3000,安捷伦,美国加州)用于分析N₂浓度,另一台配有电子捕获检测器(GC 6820,安捷伦,中国上海)用于分析N₂O浓度。系统详细介绍参见Wang等^[20]和曹娜等^[21]的研究。

试验采用三阶段培养法,即在测定气体产生速率(P₃)之前,需进行低温有氧置换(P₁)及调整温度和O₂浓度的平衡(P₂)。P₁阶段:采用氦氧混合气(80% He和20% O₂)在低温(4℃)条件下进行气体置换21~24 h,置换气流速200 mL·min⁻¹,低温利于保存底物NH₄⁺-N,有氧利于保存底物NO₃⁻-N。P₂阶段:切换培养O₂浓度为15%,采用氦氧混合气(15% O₂)以20 mL·min⁻¹流速吹扫培养罐的顶部空间约2 h后,将培养温度升高至设定温度,保持约2 h。P₃阶段:开始气体产生速率的测定,测定时间为24 h(测定1);改变两次培养O₂浓度(测定2和测定3),每个O₂浓度条件下均测定24 h。每次速率测定时间为3 h或6 h,即24 h共测定8或4次气体产生速率。每次气体产生速率的测定均基于自动采集5次培养罐气室内的N₂和N₂O的浓度,计算公式如下:

$$F = \frac{V_h \times M \times (\Delta C_i / \Delta t - \Delta C_i / \Delta t)}{M_{ds} \times V_c}$$

式中:F为N₂和N₂O的产生速率(以N计),μg·h⁻¹·kg⁻¹;V_h为培养罐气室体积,mL;M为每摩尔被测气体的N质量,g·mol⁻¹;ΔC_i/Δt为经过稀释矫正后的培养罐气室内被测气体浓度的变化率,μmol·mol⁻¹·h⁻¹;ΔC_i/Δt为培养罐的气体渗漏率,μmol·mol⁻¹·h⁻¹;M_{ds}为培养土壤样品的干质量,g;V_c为在培养的温度和压力下气体的摩尔体积,L·mol⁻¹。

该系统测定N₂和N₂O气体排放速率的检测限(95%置信区间)分别为0.5 μg·h⁻¹·kg⁻¹和0.006 μg·h⁻¹·kg⁻¹。

1.5 土壤环境因子测定

土壤采用1 mol·L⁻¹ KCl浸提(水土比5:1,振荡1 h)后,使用流动分析仪(SEAL AA3,德国)测定NO₃⁻和NH₄⁺-N含量;土壤采用去离子水浸提(水土比5:1,振荡1 h)、离心(8 000 r·min⁻¹)并过滤(0.45 μm无碳滤膜)后,使用流动分析仪(SEAL AA3,德国)测定DOC含量。

在玉米生长季(2017年6月15日—10月1日)田间原位传统施肥处理的每个小区内,在土壤剖面3个不同深度(0.1、0.5 m和2.0 m)处,埋设土壤温度和O₂含量的传感器(SO-100, Apogee, 美国),自动在线记录数据,频率为0.5 h一次。土壤质量含水量(W)采用铝盒称质量的方法计算^[22]。土壤容重(BD, g·cm⁻³)根据采集的原状土柱的体积(V, cm³)和质量(M_s, g),及W计算得到, BD=M_s/[V×(1+W)]。WFPS通过W、BD和比重(2.65 g·cm⁻³)计算得到, WFPS=BD×W/(1-BD/2.65)。

1.6 数据处理与统计分析

采用Excel 2010进行数据处理;采用Origin 8.0绘图;采用SPSS 16.0对土壤不同O₂浓度影响土壤

剖面N₂和N₂O排放及N₂O/(N₂O+N₂)值的差异进行单因素方差分析(ANOVA)及LSD多重比较($P<0.05$ 水平的显著性检验),对N₂和N₂O排放及N₂O/(N₂O+N₂)值与土壤环境因子(O₂浓度、温湿度及NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、DOC含量等)间的定量关系采用线性和非线性回归分析。

2 结果与分析

2.1 土壤环境因子

在玉米生长季(2017年6月15日—10月1日),不同深度土壤剖面O₂浓度和温度的变化规律不同(图2)。土壤O₂浓度的变化受降雨事件影响显著。土壤剖面0.1 m和0.5 m处的O₂浓度变化趋势较一致,表现为同升同降,变化范围分别为3.4%~21.0%(平均值为18.1%)和2.5%~18.8%(平均值为15.6%)。受降雨影响后的表层土壤O₂浓度可恢复到背景大气O₂浓度(21.1%),而0.5 m处的O₂浓度恢复较慢,观测季末(约18.6%)仍显著低于背景大气。2.0 m深土壤O₂浓度变化范围较窄,为13.8%~18.4%(平均值为15.0%)。土壤剖面0.1、0.5 m和2.0 m处的温度变化范围分别为14.2~32.9、18.2~28.4 °C和15.3~20.5 °C,

平均值为24.4、23.8 °C和19.1 °C。

由表2可知,土壤NO₃⁻-N含量表现为表层高于深层,即0.2 m土层(14.8 mg·kg⁻¹)>0.5 m土层(9.5 mg·kg⁻¹)>2 m土层(5.9 mg·kg⁻¹),但统计检验不显著;土壤DOC含量呈相同趋势,为0.2 m土层(10.6 mg·kg⁻¹)>0.5~2.0 m土层(1.7~4.0 mg·kg⁻¹)($P<0.05$);各层土壤NH₄⁺-N含量均很低,小于0.62 mg·kg⁻¹。土壤容重随土层深度的增加而增加,为2.0 m土层(1.66 g·cm⁻³)>0.2 m土层和0.5 m土层(1.32、1.47 g·cm⁻³)($P<0.05$)。

2.2 土壤剖面N₂和N₂O产生速率和N₂O/(N₂O+N₂)值

在同一土壤O₂浓度条件下,土壤N₂和N₂O产生速率随着土层深度的增加而降低(图3a和图3b)。有氧条件下(2.5%和15.0%),表层土壤(0.2 m)的N₂产生速率为5.3 μg·h⁻¹·kg⁻¹和7.1 μg·h⁻¹·kg⁻¹,显著高于深层土壤(0.5~2.3 μg·h⁻¹·kg⁻¹,0.5 m和2 m)。同样地,N₂O产生速率也是表层高于深层,分别为1.1 μg·h⁻¹·kg⁻¹和0.062 μg·h⁻¹·kg⁻¹($P<0.05$)。无氧条件下,气体产生速率亦是表层高于深层($P<0.05$),0.2、0.5 m和2.0 m土层N₂产生速率分别为88.1、25.9 μg·h⁻¹·kg⁻¹和10.4 μg·h⁻¹·kg⁻¹,N₂O产生速率分别为6.7、5.2 μg·h⁻¹·kg⁻¹和

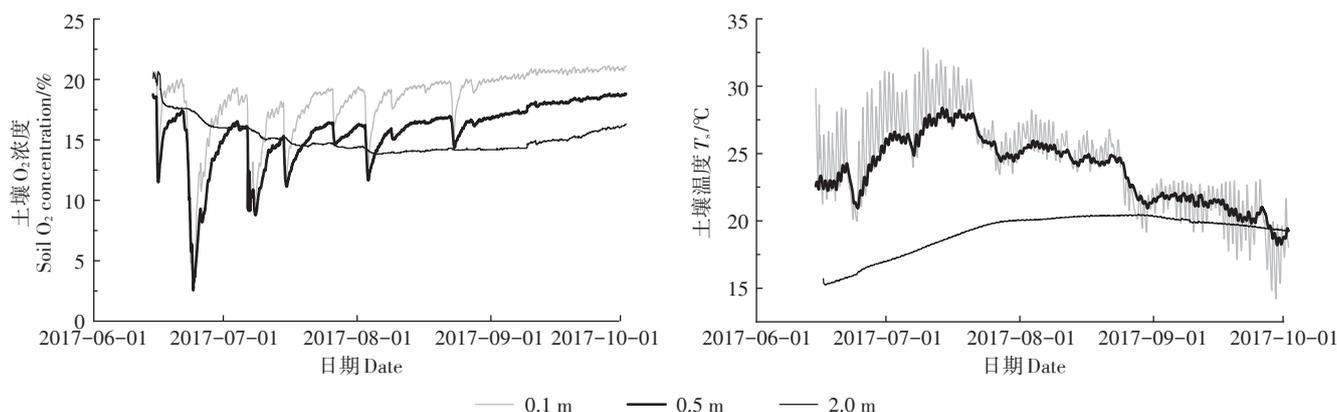


图2 不同深度土壤剖面的O₂浓度和温度(T_s)动态变化

Figure 2 Dynamics of soil O₂ concentration and temperature (T_s) at different depths of soil profile

表2 不同深度土壤剖面的初始碳氮底物含量和含水量

Table 2 Initial soil concentrations of carbon and nitrogen substrates and soil water content in different soil depths

土壤深度 Soil depth/m	NO ₃ ⁻ -N 含量 NO ₃ ⁻ -N concentration/ (mg·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N 含量 NH ₄ ⁺ -N concentration/ (mg·kg ⁻¹)	DOC 含量 DOC concentration/ (mg·kg ⁻¹)	质量含水量 Gravimetric water content/%	容重 Bulk density/ (g·cm ⁻³)	土壤充水孔隙度 WFPS/%
0~0.2	14.8±4.8a	0.62±0.2a	10.6±2.3a	27.4±0.6a	1.32±0.04c	72.4±2.8ab
0.5~0.7	9.5±2.7a	0.51±0.05a	4.0±0.4b	20.4±1.3b	1.47±0.04b	67.6±0.9b
2.0~2.2	5.9±2.3a	0.03±0.02b	1.7±0.1c	18.7±2.1b	1.66±0.01a	83.0±10.2a

注:不同小写字母表示不同深度土壤剖面间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P<0.05$) for soil profiles at different depths.

$0.33 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

对于同一深度的土壤,无氧条件下气体产生速率均显著高于有氧条件($P<0.05$)。无氧条件下的 N_2 和 N_2O 产生速率分别为 $10.4\sim 88.1$ 和 $0.3\sim 6.7 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$,是有氧条件下的 $11\sim 26$ 倍(平均17倍)和 $6\sim 257$ 倍(平均89倍)($P<0.05$)。同时,无氧较有氧条件下 N_2O 产生速率的增量随着土层深度的增加而增加,即

平均高约6倍(0.2 m)、44倍(0.5 m)和112倍(2.0 m),但 N_2 产生速率的增量随土层深度变化较窄(14~16倍)。 N_2O 和 N_2 产生速率随着 O_2 浓度的增加而降低,但有氧条件下不同 O_2 浓度对 N_2 产生速率影响差异不显著(图3a)。

不同深度剖面土壤的 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值变化表现为表层高于深层(图3c)。0.2 m处土壤的 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值受 O_2 影响不显著,变化范围为 $0.07\sim 0.13$;而深层土壤 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值均随着 O_2 浓度降低而增加,表现为0.5 m深土层的该比值由 0.02 (15.0% O_2)增加至 0.17 (无氧);2.0 m土层由 0.003 (15.0% O_2)增加至 0.042 (无氧)。

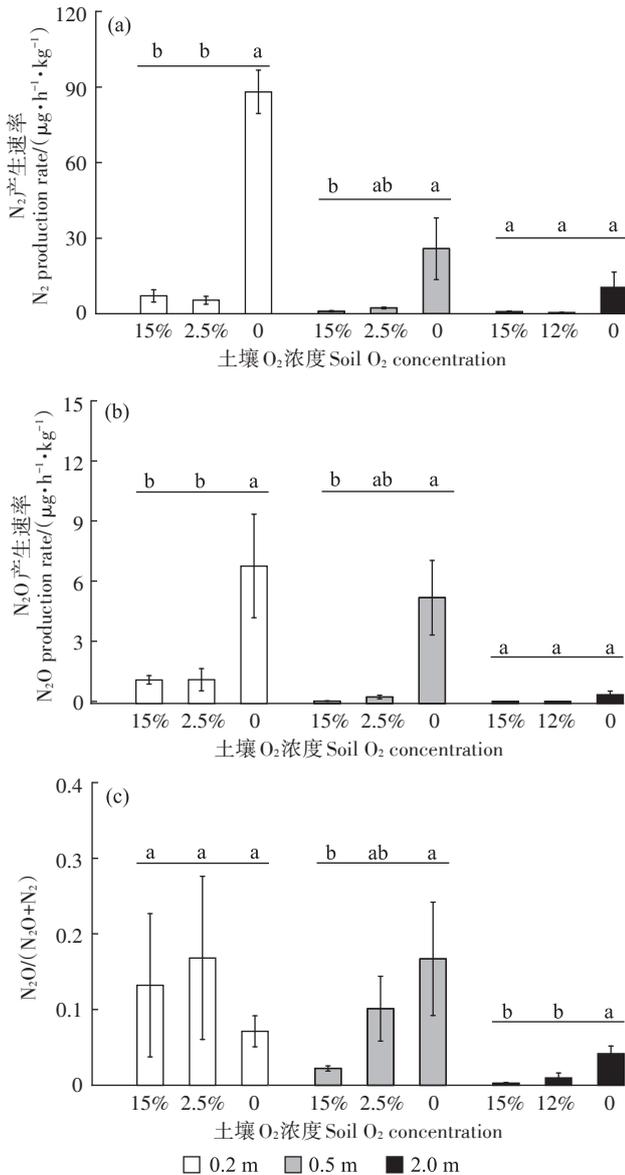
2.3 环境因子对不同深度土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生速率的影响

不同深度土壤剖面的 N_2 和 N_2O 产生速率受多因素(如土壤湿度、 O_2 浓度和DOC含量)的共同影响(表3)。土壤 N_2 和 N_2O 产生速率与土壤 O_2 浓度显著负相关($P<0.01$,表3、公式2和公式6),而与土壤质量含水量显著正相关($P<0.05$,表3、公式1和公式5)。除 O_2 浓度外,土壤DOC含量是影响 N_2 和 N_2O 产生的重要因子,DOC含量和 O_2 浓度变化可共同解释剖面土壤 N_2 产生速率的89%和 N_2O 产生速率的46%($P<0.01$,表3、公式8和公式4)。

$\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值变化受土壤DOC、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量的影响,其中DOC和 NO_3^--N 含量可共同解释该比值变化的41%(表3、公式13)。此外,土壤深度也是影响 N_2O 产生速率和 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 值变化的因子之一(表3、公式3和公式12)。

2.4 土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生量估算

本研究田间原位观测的0~2.0 m土壤剖面 O_2 浓度均大于2.5%,而没有观测到 O_2 浓度为0的情况,因此采用有氧条件下测定的 N_2 产生速率($F_{\text{N}_2-\text{有氧}}$)估算田间剖面土体 N_2 产生量。依据土壤容重和土层深度(H ,以0~0.2 m观测代表0~0.5 m土层,0.5~0.7 m代表0.5~1.0 m土层,2.0~2.2 m代表1.0~2.0 m土层),换算得到各层土壤 N_2 的损失速率($F_{\text{N}_2-\text{有氧}}\times\text{BD}\times H\times 24/100$)为 $0.85\sim 1.12$ (0~0.5 m)、 $0.17\sim 0.40 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (0.5~1.0 m)和 $0.18\sim 0.35 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (1.0~2.0 m)(表4)。3层累加得到0~2.0 m土体的 N_2 平均损失量为 $1.54 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,换算为整个玉米生长季(120 d)为 $198 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。深层土壤 N_2O 向表层土壤/大气溢出的过程中,在田间适宜条件下会被逐渐还原为 N_2 ,假设 N_2O ($0.19 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,以N计)全部还原为 N_2 ,则0~2.0 m



不同小写字母表示同一深度土壤在不同 O_2 浓度条件下的差异显著($P<0.05$)

Different lowercase letters indicate significant differences among different soil O_2 concentrations at the same depth at $P<0.05$ level

图3 不同 O_2 浓度条件下土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生速率及 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 摩尔比变化

Figure 3 Changes in soil N_2 and N_2O production rates and $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ molar ratio under different soil O_2 concentrations

表3 土壤剖面N₂和N₂O产生速率和N₂O/(N₂O+N₂)值与土壤环境因子的定量关系Table 3 Quantitative relationships between soil N₂ and N₂O production rates and N₂O/(N₂O+N₂) ratio and soil environmental factors

土层深度 Soil depth/m	因变量(y) Dependent variable	拟合方程 Fitting equation	观测次数 Observation number(n)	决定系数 r ²	显著性P	公式 Equation
0~2.0	N ₂ O	y=0.27W-4.30	27	0.15	<0.05	公式1
		y=1.08e ^{-0.28[O₂]}	27	0.29	<0.01	公式2
		y=-1.45H+2.96	27	0.14	<0.05	公式3
		y=0.73[DOC]e ^{-0.77[O₂]}	27	0.46	<0.01	公式4
	N ₂	y=3.00W-50.8	27	0.22	<0.05	公式5
		y=11.5e ^{-0.16[O₂]}	27	0.31	<0.01	公式6
		y=3.54[DOC]-2.66	27	0.20	<0.05	公式7
		y=8.4[DOC]e ^{-1.01[O₂]}	27	0.89	<0.01	公式8
		y=7.03[N ₂ O]+4.1	27	0.61	<0.01	公式9
	N ₂ O/(N ₂ O+N ₂)	y=0.016[DOC]+0.0053	27	0.27	<0.01	公式10
		y=0.15[NH ₄ -N]+0.031	27	0.18	<0.05	公式11
		y=-0.067H+0.15	27	0.24	<0.05	公式12
		y=0.013 e ^{1.81[DOC][NO₃]}	27	0.41	<0.01	公式13
0.5	N ₂ O/(N ₂ O+N ₂)	y=-0.0082[O ₂]+0.14	9	0.62	<0.05	公式14
2.0	N ₂ O/(N ₂ O+N ₂)	y=-0.0026[O ₂]+0.042	9	0.75	<0.01	公式15

注:W和H表示土壤质量含水量(%)和土层深度(m);[O₂]和[NH₄-N]、[NO₃-N]、[DOC]分别表示土壤氧气浓度(%)和铵态氮、硝态氮、可溶性有机碳含量(mg·kg⁻¹)。

Note: W and H denote the soil gravimetric moisture content (%) and soil depth (m); [O₂], [NH₄-N], [NO₃-N], and [DOC] denote the soil concentrations of oxygen (%), ammonium, nitrate, and dissolved organic carbon (mg·kg⁻¹), respectively.

表4 0~2.0 m 土体N₂和N₂O产生量估算Table 4 Estimation of soil N₂ and N₂O production in 0~2.0 m soil profile

观测深度 Observed soil depth/m	培养条件 Incubation condition		观测值 Observation value/ (μg·h ⁻¹ ·kg ⁻¹)		估算深度 Estimated soil depth/m	估算值 Estimation value/ (kg·hm ⁻² ·d ⁻¹)		
	O ₂ /%	温度 Temperature/°C	N ₂	N ₂ O		N ₂	N ₂ O	N ₂ +N ₂ O
0~0.2	15	26	7.07±2.41	1.08±0.21	0~0.5	1.12±0.38	0.17±0.03	1.29±0.38
	2.5		5.34±1.61	1.08±0.55		0.85±0.26	0.17±0.09	1.02±0.27
	0		88.06±8.62	6.76±2.58		14.0±1.40	1.07±0.41	15.06±1.43
0.5~0.7	15	26	0.99±0.23	0.02±<0.01	0.5~1.0	0.17±0.04	(3.68±0.58)×10 ⁻³	0.18±0.04
	2.5		2.27±0.34	0.22±0.09		0.40±0.06	0.039±0.016	0.44±0.06
	0		25.81±12.23	5.35±3.14		5.01±2.37	1.04±0.61	6.05±2.45
2.0~2.2	15	20	0.88±0.13	(2.23±0.53)×10 ⁻³	1.0~2.0	0.35±0.05	(8.90±2.10)×10 ⁻⁴	0.35±0.05
	12		0.46±0.12	(3.73±2.12)×10 ⁻³		0.18±0.05	(1.50±0.80)×10 ⁻³	0.18±0.05
	0		10.42±6.10	0.33±0.18		4.08±2.39	0.13±0.07	4.21±2.39
0~2.0	有氧				0~2.0	1.54±0.47	0.19±0.10	1.73±0.48

注:不同深度土壤剖面N₂和N₂O产生速率估算值(以N计)基于气体产生速率的实测值、土壤容重(表2)和拟估算的土层深度计算得到。

Note: The estimated production of N₂ and N₂O (in pure N) at different depths of the soil profiles was calculated based on the laboratory-measured gas production rates, soil bulk density (Table 2), and soil depth.

土体反硝化损失量(N₂O+N₂)最高可达219 kg·hm⁻²。

3 讨论

3.1 不同深度土壤剖面N₂和N₂O产生速率

无论是有氧还是无氧条件,本研究观测到土壤剖

面N₂和N₂O的产生速率均表现为表层高于深层(图3)。有氧条件下(2.5%和15.0% O₂)的表层土壤N₂平均产生速率6.2 μg·h⁻¹·kg⁻¹,约为深层土壤的5倍(图3a)。该表层N₂产生速率与在华北玉米-小麦轮作农田夏玉米季观测的N₂排放峰值的量级较一致,为2~

$10 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1[20,23]}$;但低于英国放牧草地 N_2 排放量 ($17.6 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1[24]}$),这主要是由于其研究的土壤碳氮底物浓度高,且水分充足。无氧条件下的表层土壤 N_2 和 N_2O 产生速率分别为 2.0 m 深土壤的 8 倍和 20 倍(图 3a 和图 3b)。该表层土壤 N_2 产生速率 ($88 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$) 显著低于碳或氮添加的农田土壤 N_2 排放潜势 ($208 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $590 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1[15,25]}$);但高于长期施用石灰的农田土壤 N_2 排放潜势 ($25\sim 60 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1[26]}$),尽管其土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量 ($22\sim 89 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 高于本研究,这可能是由于本研究的土壤 pH、土壤湿度和培养温度均较高,有利于反硝化 N_2 产生^[27-28]。

类似地,前人研究也观测到反硝化潜势 ($\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$) 随着土壤深度的增加而降低^[13,15]。本研究表层土壤较深层土壤产生更多的含氮气体,可能的原因有:①表层土壤的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 DOC 含量较深层高(表 2),高的碳氮底物含量促进反硝化过程,进而促进 N_2O 和 N_2 产生^[28],该解释可由土壤 N_2O 和 N_2 产生速率与土壤 DOC 含量间的正相关关系来体现(表 3 公式 4 和公式 7);②表层土壤的培养温度较底层高 ($26 \text{ }^\circ\text{C} > 20 \text{ }^\circ\text{C}$),进而促进硝化、反硝化过程的速率^[29];③前人研究显示表层土壤的细菌丰度(16S rRNA 基因拷贝数)较深层土壤高约 2 个数量级^[15],同时反硝化基因丰度(*nirK*、*nirS* 和 *nosZ*) 也高 1~3 个数量级^[12,15],这表明表层土壤具有更高的反硝化能力,支持本研究观测到的表层土壤含氮气体产生量更高的结果。

3.2 O_2 对土壤剖面 N_2 和 N_2O 产生及 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 值的影响

土壤 O_2 浓度被认为是控制反硝化速率和产物组成的首要因子^[30]。但 O_2 浓度在田间原位观测中很少被测定,从而限制了对土壤剖面 O_2 浓度变化规律的认识^[18]。本研究发现浅层土壤 O_2 浓度变化剧烈 ($2.5\%\sim 21.0\%$),而深层土壤 O_2 波动范围较窄 ($14.0\%\sim 18.0\%$),但均未观测到 O_2 浓度为 0 的情况(图 2)。当土壤中有 O_2 存在时,微生物不优先以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 作为电子受体,反硝化作用较弱或不发生,因为 O_2 是兼性厌氧微生物最容易利用的电子受体,且其氧化释放的能量最高^[31]。当 O_2 浓度逐渐降低时,土壤反硝化速率增强^[17,32],这与本研究结果相符,即 N_2 和 N_2O 产生速率与土壤 O_2 浓度呈指数负相关关系(表 3 公式 2 和公式 6);而且,无论表层还是深层土壤,无氧条件下的气体产生速率显著高于有氧条件(图 3a 和图 3b), N_2 和 N_2O 产生速率分别平均高出 16 倍和 88 倍。本研究观测的土壤剖面 O_2 浓度均大于 2.5%,表明在无氧条件下的

观测会高估土壤真实条件下的 N_2 和 N_2O 产生速率。

通常认为反硝化作用下 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 值随着土壤 O_2 浓度的降低而降低^[18,33],这是因为 O_2 的存在对 N_2O 还原酶合成及活性的抑制比对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 还原酶和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 还原酶的抑制更大^[18,34]。相反地,本研究观测到深层 (0.5 m 和 2.0 m) 土壤该比值与 O_2 浓度呈负相关关系(表 3 公式 14 和公式 15),表明当深层土壤出现 O_2 限制时,会有更大的 N_2O 损失风险。这可能是由于深层土壤 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 值的变化还同时受到其他多因子的影响,如土壤 DOC 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量、DOC/ $\text{NO}_3\text{-N}$ 值等^[26,35-36]。尽管无氧显著地促进了反硝化作用,但深层土壤的 DOC 含量更缺乏以及 DOC/ $\text{NO}_3\text{-N}$ 比值更小(表 2),反硝化作用因缺少电子供体进行不彻底,而以中间产物 N_2O 为主,导致 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 值增加^[37]。类似地,前人研究也观测到缺碳土壤增加水分(即降低 O_2) 会促进反硝化中间产物 N_2O ,进而增加比值^[16]。通常 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 值被用作估算点位、区域和全球土壤 N_2 排放的重要参数^[38-39],本研究结果显示基于厌氧条件下的观测高估深层土壤的该比值,进而低估 N_2 排放。因此该结果的适用性仍需进一步的研究,尤其是对高 $\text{NO}_3\text{-N}$ 累积的土壤剖面。但前人的研究显示高的土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量,更利于作为电子供体和对 N_2O 还原酶的抑制作用,导致高的中间产物 N_2O 产生及增加 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 值^[26,35],进而导致对土壤 N_2 排放的低估更多。

3.3 土壤剖面 N_2 产生量

受限于土壤反硝化速率的时空变异性和现有方法的局限性,目前仅有较少的研究测定了不同深度土壤剖面的反硝化潜势损失量。如 Chen 等^[15]报道玉米-小麦轮作农田土体 $\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$ 排放量为 1 ($0.5\sim 2.0 \text{ m}$)~ $5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ($0\sim 0.2 \text{ m}$),按土层深度 2.0 m 和容重 $1.4 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 换算后,为 $39.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$;Jahangir 等^[13]的测定结果显示放牧草地土壤剖面 ($0\sim 1.3 \text{ m}$) N_2 平均排放量为 $0.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,范围为 $0.13\sim 0.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,按土层深度 2.0 m 和容重 $1.4 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 换算后为 $11.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。上述估算结果均高于本研究有氧条件下的 N_2 估算值 ($1.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$),而与无氧观测下的 N_2 量级一致 ($23 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,表 4)。由于不同研究采用不同类型的土壤,其初始碳氮底物含量不同,甚至培养条件和测定方法也不同,因此测定结果之间很难直接比较。

基于本研究设定的培养条件为不同深度土壤的平均温度、有氧和利于反硝化发生的水分条件,估算

得到的土壤剖面 N_2 产生量是对应于土壤初始碳氮底物测定值(表2)的0~2.0 m土体的平均状况。但该估算仍存在很大的不确定性,因为:①土壤剖面 NO_3^- -N含量的时空变异性大^[1,14]。如Huang等^[1]的研究报道华北玉米-小麦轮作农田0~1 m土体累积的 NO_3^- -N平均为 $585\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (范围: $320\sim 890\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$),折合为 $42\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($23\sim 64\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,按容重 $1.40\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 计,表2)。但本研究测定的土壤 NO_3^- -N含量较其低65%~77%,由此会导致对0~2 m土体 N_2 产生量低估65%~77%,在此假设 N_2 产生与 NO_3^- -N含量线性正相关^[20]。②土壤温湿度的非线性影响。前人研究显示 N_2 排放与土壤温湿度的关系遵循阿伦尼乌斯动力学机制,即气体排放随着温湿度的增加而指数增加^[16],表层土壤表现为更剧烈的水热变化(图2)。因此,采用平均温度亦会导致对 N_2 产生的低估。未来研究可关注土壤剖面不同氮底物含量、温湿度与 O_2 浓度的交互作用,提升对土壤剖面反硝化损失的估算。

4 结论

(1)对于同一深度的土壤,无氧条件下的气体产生速率均显著高于有氧条件,原位观测的0~2.0 m土体 O_2 浓度均大于2.5%,表明在无氧条件下的观测会高估土壤剖面真实条件下的 N_2 和 N_2O 产生速率。

(2)深层(0.5 m和2.0 m)土壤 $N_2O/(N_2O+N_2)$ 值与 O_2 浓度呈负相关关系,表明基于厌氧条件下的测定会高估深层土壤的该比值。

(3)本研究对玉米生长季0~2.0 m土体剖面的反硝化 N_2 损失量进行估算,表明该土壤对累积的 NO_3^- -N具有很强的脱氮能力。但考虑到土壤剖面 NO_3^- -N含量的时空变异性,未来研究可关注不同氮底物含量与土壤 O_2 浓度的交互作用,进而提升对土壤剖面反硝化损失估算的准确度。

致谢:感谢对本研究提供技术支持和帮助的马巨红、李宝江和李来港,谨此致谢!

参考文献:

- [1] HUANG T, JU X T, YANG H. Nitrate leaching in a winter wheat-summer maize rotation on a calcareous soil as affected by nitrogen and straw management[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7:42247.
- [2] ZHOU J Y, GU B J, SCHLESINGER W H, et al. Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6:25088.
- [3] JU X T, ZHANG C. Nitrogen cycling and environmental impacts in upland agricultural soils in north China: A review[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16(12):2848-2862.
- [4] 马洪斌, 李晓欣, 胡春胜. 中国地下水硝态氮污染现状研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(6):1532-1536. MA H B, LI X X, HU C S. Status of nitrate nitrogen pollution in groundwater in China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2012, 43(6):1532-1536.
- [5] 王仕琴, 郑文波, 孔晓乐. 华北农区浅层地下水硝酸盐分布特征及其空间差异性[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(10):1476-1482. WANG S Q, ZHENG W B, KONG X L. Spatial distribution characteristics of nitrate in shallow groundwater of the agricultural area of the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(10):1476-1482.
- [6] ZUMFT W G. Cell biology and molecular basis of denitrification[J]. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 1997, 61(4):533-616.
- [7] GRUBER N, GALLOWAY J N. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle[J]. *Nature*, 2008, 451(7176):293-296.
- [8] 郎漫, 李平, 蔡祖聪. 反硝化测定方法的评述[J]. 土壤通报, 2012, 43(4):1019-1024. LANG M, LI P, CAI Z C. Review on denitrification determination methods[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2012, 43(4):1019-1024.
- [9] CIAIS P, SABINE C, BALA G, et al. Carbon and other biogeochemical cycles. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2014:465-570.
- [10] SENBAYRAM M, WELL R, SHAN J, et al. Rhizosphere processes in nitrate-rich barley soil tripled both N_2O and N_2 losses due to enhanced bacterial and fungal denitrification[J]. *Plant and Soil*, 2020, 448(1):509-522.
- [11] WEITZMAN J N, GROFFMAN P M, ADLER P R, et al. Drivers of hot spots and hot moments of denitrification in agricultural systems[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2021, 126(7):e2020JG006234.
- [12] BARRETT M, KHALIL M I, JAHANGIR M M R, et al. Carbon amendment and soil depth affect the distribution and abundance of denitrifiers in agricultural soils[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2016, 23(8):7899-7910.
- [13] JAHANGIR M M R, KHALIL M I, JOHNSTON P, et al. Denitrification potential in subsoils: A mechanism to reduce nitrate leaching to groundwater[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 147:13-23.
- [14] 牛新胜, 张翀, 巨晓棠. 华北潮土冬小麦-夏玉米轮作包气带氮素淋溶机制[J]. 中国生态农业学报, 2021, 29(1):53-65. NIU X S, ZHANG C, JU X T. Mechanism of nitrogen leaching in the vadose zone of fluvo-aquic soil in the winter wheat-summer maize rotation in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021, 29(1):53-65.
- [15] CHEN S M, WANG F H, ZHANG Y M, et al. Organic carbon availability limiting microbial denitrification in the deep vadose zone[J]. *Environmental Microbiology*, 2018, 20(3):980-992.
- [16] WANG R, PAN Z L, ZHENG X H, et al. Using field-measured soil

- N₂O fluxes and laboratory scale parameterization of N₂O/(N₂O+N₂) ratios to quantify field-scale soil N₂ emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 148: 107904.
- [17] MORLEY N, BAGGS E M. Carbon and oxygen controls on N₂O and N₂ production during nitrate reduction[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(10): 1864–1871.
- [18] BURGIN A J, GROFFMAN P M. Soil O₂ controls denitrification rates and N₂O yield in a riparian wetland[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2012, 117: G01010.
- [19] HUANG T, YANG H, HUANG C C, et al. Effect of fertilizer N rates and straw management on yield-scaled nitrous oxide emissions in a maize-wheat double cropping system[J]. *Field Crops Research*, 2017, 204: 1–11.
- [20] WANG R, WILLIBALD G, FENG Q, et al. Measurement of N₂, N₂O, NO, and CO₂ emissions from soil with the Gas-Flow-Soil-Core technique[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(14): 6066–6072.
- [21] 曹娜, 王睿, 廖婷婷, 等. 厌氧条件下砂壤水稻土 N₂、N₂O、NO、CO₂ 和 CH₄ 排放特征[J]. *环境科学*, 2015, 36(9): 3373–3382. CAO N, WANG R, LIAO T T, et al. Characteristics of N₂, N₂O, NO, CO₂ and CH₄ emissions in anaerobic condition from sandy loam paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(9): 3373–3382.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 49–56. BAO S D. Soil agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 49–56.
- [23] CHEN T, OENEMA O, LI J Z, et al. Seasonal variations in N₂ and N₂O emissions from a wheat-maize cropping system[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55(6): 539–551.
- [24] KUNTZ M, MORLEY N J, HALLETT P D, et al. Residue-C effects on denitrification vary with soil depth[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2016, 103: 365–375.
- [25] WANG R, FENG Q, LIAO T T, et al. Effects of nitrate concentration on the denitrification potential of a calcic cambisol and its fractions of N₂, N₂O and NO[J]. *Plant and Soil*, 2013, 363(1/2): 175–189.
- [26] SENBAYRAM M, BUDAI A, BOL R, et al. Soil NO₃⁻ level and O₂ availability are key factors in controlling N₂O reduction to N₂ following long-term liming of an acidic sandy soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 132: 165–173.
- [27] LIU B, MORKVED P T, FROSTEGARD A, et al. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2010, 72(3): 407–417.
- [28] SAGGAR S, JHA N, DESLIPPE J, et al. Denitrification and N₂O: N₂ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modeling and mitigating negative impacts[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 465: 173–195.
- [29] LAI T V, DENTON M D. N₂O and N₂ emissions from denitrification respond differently to temperature and nitrogen supply[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18(4): 1548–1557.
- [30] FIRESTONE M, DAVIDSON E. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil[M]//ANDREAE M O, SCHIMEL D S. Exchange of trace gases between ecosystems and the atmosphere. Chichester: John Wiley & Sons, 1989: 7–21.
- [31] PAUL E A. Soil microbiology and biochemistry[M]. Academic Press, 2007: 358–359.
- [32] PARKIN T B, TIEDJE J M. Application of a soil core method to investigate the effect of oxygen concentration on denitrification[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1984, 16(4): 331–334.
- [33] MORLEY N, BAGGS E M, DORSCH P, et al. Production of NO, N₂O and N₂ by extracted soil bacteria, regulation by NO₂ and O₂ concentrations[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2008, 65(1): 102–112.
- [34] 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.
- [35] WEI Z J, SHAN J, CHAI Y C, et al. Regulation of the product stoichiometry of denitrification in intensively managed soils[J]. *Food and Energy Security*, 2020, 9(4): e251.
- [36] PAN B, XIA L, LAM S K, et al. A global synthesis of soil denitrification: Driving factors and mitigation strategies[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 327: 107850.
- [37] WEIER K L, DORAN J W, POWER J F, et al. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57(1): 66–72.
- [38] SCHLESINGER W H. On the fate of anthropogenic nitrogen[J]. *PNAS*, 2009, 106(1): 203–208.
- [39] BUTTERBACH-BAHL K, BAGGS E M, DANNENMANN M. Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls?[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 2013, 368(1621): 20130122.

(责任编辑: 朱晓昱)