

土壤活性氮气体排放研究进展

宋雅琦^{1,2}, 吴电明^{2,3,4*}, 俞元春^{1*}

1. 南京林业大学生物与环境学院, 南方现代林业协同创新中心, 南京 210037
2. 华东师范大学地理科学学院, 教育部地理信息科学重点实验室, 上海 200241
3. 崇明生态研究院, 上海 202162
4. 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

摘要 氮肥的不合理施用导致土壤活性氮气体(N_r , 包括 N_2O 、 $HONO$ 、 NO_x 、 NH_3 等)过度排放, 严重威胁着生态环境和人类健康。综述了土壤 N_r 排放的主要途径, 探讨了土壤微生物过程、施肥、土壤温度、土壤水分含量、耕作方式及其他调控因素对土壤 N_r 排放的影响, 总结了土壤 N_r 排放通量估算的研究现状。提出未来的研究还需结合多种手段, 例如宏观与微观结合、多学科交叉、GIS技术与机理模型相结合、宏基因组测序技术、遥感观测等技术, 深入探究土壤 N_r 排放的关键机制、驱动因素和空间格局, 以及在全球变化和碳中和背景下土壤 N_r 排放的响应, 完善土壤 N_r 排放估算模型, 为有效控制和减少大气 N_r 污染、提高空气质量、优化氮肥利用提供科学依据和指导。

关键词 土壤活性氮; 氮循环; 地气交换

20世纪初期哈伯合成法(Haber-Bosch process)的发明, 使人类成功把空气中的惰性氮气(N_2)转化为活性氮——氨气(NH_3), 并实现工业化生产氮肥。同时, 通过化石燃料燃烧、电厂排放、机动车尾气等进入环境大气的活性氮 N_r (氧化亚氮

(N_2O)、气态亚硝酸($HONO$)、氮氧化物($NO_x=NO_2+NO$)和 NH_3)日益增加。据估计, 全球人为 N_r 排放量从1860年约 $15 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到2005年的约 $187 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$, 预计2050年将达到 $270 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$, 而自然生态系统每年的固氮量约为 $220 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$,

收稿日期: 2021-02-24; 修回日期: 2021-04-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(41807449, 42077083); 中央高校基本科研业务费专项(13901-120215-10137, 40500-20101-222280); LAPC国家重点实验室开放课题(LAPC-KF-2022-09)

作者简介: 宋雅琦, 博士研究生, 研究方向为土壤生态学, 电子信箱: 604885202@qq.com; 吴电明(通信作者), 研究员, 研究方向为土壤氮循环与大气环境, 电子信箱: dmwu@geo.ecnu.edu.cn; 俞元春(通信作者), 教授, 研究方向为森林土壤、土壤污染修复与环境保护, 电子信箱: ycyu@njfu.edu.cn

引用格式: 宋雅琦, 吴电明, 俞元春. 土壤活性氮气体排放研究进展[J]. 科技导报, 2022, 40(3): 130-144; doi: 10.3981/j.issn.1000-7857.2022.03.012

N_r 排放量约为 $22 \text{ Tg} \cdot \text{N} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[12]。人类活动大大提高了全球氮循环中 N_r 的水平,并且已经超出行星边界(planetary boundaries)所能容纳的最大量,其危险程度仅次于生物多样性丧失^[3],在局部、区域和全球范围内对环境造成严重破坏^[4-5]。

氮肥在全球人为活性氮来源中占主导地位,施用于农田土壤的氮肥除了被农作物吸收外,还会以各种气态活性氮的形态(N_2O 、 $HONO$ 、 NO_x 、 NH_3 等)进入环境^[6],这些气态活性氮在大气中发生一系列物理化学、光化学反应,产生气溶胶、臭氧(O_3)等衍生物,对大气环境质量造成负面影响。已有研究表明,二次气溶胶对雾霾形成起重要作用^[7]。据统计,在1970—2012年,全球农田土壤排放到大气活性氮总量从 $14 \text{ Tg} \cdot \text{N} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到 $35 \text{ Tg} \cdot \text{N} \cdot \text{a}^{-1}$,约占当今全球人为 N_r 排放量的31%^[8]。这些活性氮气体在陆地与大气界面交换深刻影响着大气化学组成、气候变化、以及氮素转化过程。

目前,国内外科学家对人为源 N_r 的研究大多数集中在土壤 N_2O 、 NO_x 和 NH_3 排放及其影响因素和氮肥合理施用等方面,对土壤 $HONO$ 排放过程、环境影响因素和相关功能微生物等方向缺乏系统性研究。本文综述了目前已知的土壤 N_2O 、 $HONO$ 、 NO_x 、 NH_3 排放途径,总结了环境因素和相关功能微生物对其排放的影响以及土壤 N_r 排放通量估算,并展望了今后土壤 N_r 排放的研究方向。

1 土壤 N_r 气体排放过程

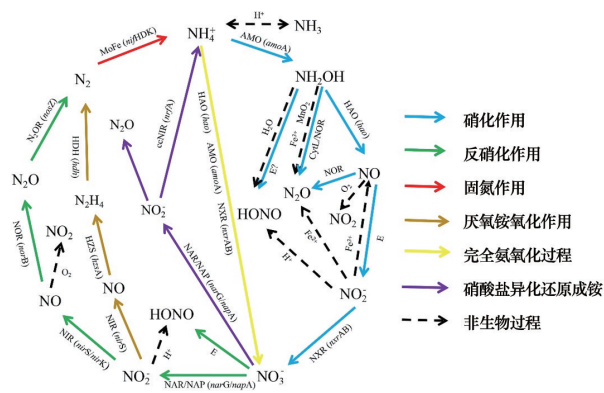
1.1 N_2O

N_2O 是三大温室气体之一,现已成为最具破坏性的平流层臭氧消耗物质,是气态氮污染的主要形式之一^[9]。近几十年来,大气中 N_2O 浓度以每年约0.31%的平均速度持续上升^[10]。人为排放的 N_2O 占全球 N_2O 排放总量的30%~45%,其中约2/3来自土壤排放^[11]。中国是全球第一大氮肥消耗国,2019年氮肥消耗量已达 $1.93 \times 10^7 \text{ t}$ ^[12]。氮肥消耗量的增加导致农业土壤 N_2O 排放量急剧增加。因此,农业生态系统 N_2O 排放问题不可忽视。

土壤 N_2O 排放是物理、化学和生物的综合过

程,但主要由微生物参与的生物过程(硝化过程、反硝化过程和硝酸盐异化还原为铵等)所驱动^[13](图1)。通常认为硝化、反硝化作用是土壤释放 N_2O 的主要来源,这2个过程对全球 N_2O 排放的贡献率高达70%^[14]。硝化作用是指在好氧条件下,土壤中的微生物将铵盐(NH_4^+)氧化成亚硝酸盐(NO_2^-)或硝酸盐(NO_3^-)的过程^[15]。自养硝化作用是 N_2O 排放的主要硝化过程,主要包括以下2个阶段:(1)氨氧化过程,氨氧化微生物利用 CO_2 或者 CO_3^{2-} 作为碳源,将 NH_4^+ 氧化为羟胺(NH_2OH),后者进一步氧化为 NO_2^- 。参与该过程的微生物主要为氨氧化古菌(AOA)和氨氧化细菌(AOB),涉及的酶为氨单加氧酶(AMO)、羟胺氧化还原酶(HAO),并分别由 *amoA* 和 *hao* 基因编码(图1)。(2)硝化过程,由亚硝酸盐氧化菌(NO_B)将 NO_2^- 氧化为 NO_3^- 的过程,该过程涉及的酶为亚硝酸盐氧化还原酶(NXR),由 *nxrAB* 基因编码。一般认为 NH_2OH 与 NO_2^- 的非生物反应生成 N_2O 和通过硝化细菌-反硝化作用将 NO_2^- 还原为 N_2O ,是氨氧化微生物产生 N_2O 的两种途径^[16-17]。且参与后者的微生物大多数为氨氧化细菌^[18]。2016年,Caranto等^[19]在缺氧条件下可以通过细胞色素P460蛋白质(CytL,存在于大多数AOB中)将 NH_2OH 转化为 N_2O 。此外,在有氧和缺氧条件下,HAO的产物是一氧化氮(NO),而不是之前认为的 NO_2^- ,随后NO被一种未知的酶进一步氧化成 NO_2^- ^[19-20]。Kessel等^[21]和Daims等^[22]的研究发现了一种能将铵态氮直接氧化为硝态氮的完全氨氧化菌(Comammox),这一发现颠覆了硝化作用必须经过2步反应才能完成的认知。Comammox基因组包含了氨氧化和亚硝酸盐氧化过程中所需的全部基因(*amoA*、*hao*、*nxrAB*)^[21-24],并广泛存在于环境中^[25]。研究发现,Comammox对土壤 N_2O 排放有潜在贡献,但其排放量远低于AOB^[25-26]。

反硝化作用是指在兼气或厌氧的条件下,微生物将环境中的 NO_3^- 、 NO_2^- 在一系列酶的作用下逐步还原为NO、 N_2O 和 N_2 的过程(图1)。该过程中参与的酶分别为硝酸盐还原酶(NAR/NAP)、亚硝酸盐还原酶(NIR)、一氧化氮还原酶(NOR)和氧化亚氮还原酶(N_2OR),它们相对应的编码基因为 *narG/na-*



AMO—氨单加氧酶(*amoA*); HAO—羟胺氧化还原酶(*hao*); NXR—亚硝酸氧化还原酶(*nxrAB*); NAR/NAP—硝酸盐还原酶(*narG/napA*); NIR—亚硝酸盐还原酶(*nirS/nirK*); NOR—一氧化氮还原酶(*norB*); N₂OR—一氧化亚氮还原酶(*nosZ*); HZS—联氨合成酶(*hzsA*); HDH—联氨脱氢酶(*hdh*); MoFe—铁钼固氮酶(*nifHDK*); ccNIR—周质异化细胞色素c亚硝酸盐还原酶(*nrfA*); E—未知酶; CytL—细胞色素

图1 土壤中N₂排放的主要生物学和非生物学过程

pA、*nirK/nirS*、*norB* 和 *nosZ*^[27]。其中 NO₂⁻ 还原为 NO 是反硝化过程的关键步骤, NIR 是形成 NO 的关键酶^[28], 它包括 *nirK* 基因编码的可溶性含铜酶 (*Cu-NIR*) 和 *nirS* 基因编码的细胞色素还原酶 (*cdI-NIR*)^[29]。N₂O 还原为 N₂ 是减缓大气 N₂O 浓度的关键过程, 这一过程由反硝化菌中的 *nosZ* 基因编码的 N₂OR 催化进行。以往的研究普遍认为 *nosZI* 是 N₂OR 的唯一编码基因, 但 2012 年 Sanford 等^[30] 提出 *nosZ* 的分支, 即 *nosZII*, 也广泛存在于土壤中^[31-32]。*nosZII* 基因的发现为理解 N₂O 还原途径提供了新思路。目前的研究发现, 部分含有 *nosZII* 基因的微生物缺乏 *nirS* 和 *nirK*^[33-34], 说明这些含 *nosZII* 基因的微生物在反硝化过程中可能不产生 N₂O, 但可以有效地将 N₂O 还原为 N₂, 这类微生物的存在将为减少温室气体排放提供新途径。

与反硝化作用相似的硝酸盐异化还原成铵 (dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA) 的过程被认为是 N 循环中报道较少的过程之一^[35]。DNRA 过程是在严格厌氧条件下, 微生物将 NO₃⁻ 或 NO₂⁻ 还原为 NH₄⁺ 的过程 (图 1), 最后一步由 *nrfA* 编码的周质细胞色素 c 亚硝酸盐还原酶 (ccNIR) 催化进行。该过程中常伴有 NO₂⁻ 积累和

N₂O 的排放。Yoon 等^[36] 发现在 pH 值较低的酸性土壤中 DNRA 的产物是 N₂O, 在 pH 值较高的碱性土壤中产物是 NH₄⁺。近年来的研究发现 DNRA 可以与反硝化作用共存^[37], 在碳源丰富但 NO₃⁻/NO₂⁻ 浓度较低时, DNRA 更容易发生^[38]。但也有研究表明, 草地、湿地以及自然土壤的 DNRA 过程对 N₂O 排放的贡献可忽略不计^[38]。Sanford 等^[30] 的研究发现, DNRA 功能基因微生物中含有 N₂OR, 能够将 N₂O 进一步还原为 N₂。因此, DNRA 在减缓大气温室气体排放过程中的作用不容忽视。

除此之外, 硝化细菌反硝化、真菌反硝化、硝化-反硝化耦合作用都是土壤 N₂O 排放的生物途径 (图 1)。近年来, 非生物途径在土壤 N₂O 排放中的重要性倍受关注。非生物 N₂O 排放途径包括化学反硝化作用 (即土壤 NO₂⁻ 分解)、铵离子在活性表面上的非生物分解以及羟胺 (NH₂OH) 氧化等 (图 1)^[39]。N₂O 的排放与 NH₂OH、NO₂⁻ 密切相关, 它们可以与有机质或金属离子 (Fe²⁺、Mn³⁺) 发生化学反应产生 N₂O、NO 以及 N₂^[40]。此外, 土壤有机质 (SOM) 与 NO₂⁻ 结合发生亚硝基化反应也能产生 N₂O^[41], 并且土壤 SOM 的含量与 N₂O 的产量呈正相关^[42]。

1.2 HONO

HONO 作为氢氧 (OH) 自由基最重要的前体物, 在大气中起着关键性作用。OH 自由基参与大气光氧化过程, 导致对流层中 O₃、过氧乙酰硝酸酯 (PAN) 和其他二次污染物的形成^[43]。除了在大气化学中具有重要性之外, HONO 还是一种室内空气污染物, 短期暴露于较高 HONO 浓度环境下, 可能会损害口腔黏膜和哮喘患者的呼吸系统^[43]。此外, 通过与仲胺和叔胺反应, HONO 也是形成致癌亚硝胺的前体^[44]。近年来的研究发现, 土壤也是释放 HONO 的重要途径, 且其排放量与土壤 NO 的排放量相当^[45-46]。通过测定不同生态系统土壤样品, 发现土壤排放的 HONO 对大气 HONO 的贡献率高达 60%^[47]。

在生物地球化学氮素循环中, 土壤释放 HONO 的途径主要是由微生物硝化和反硝化过程驱动^[48] (图 1)。硝化作用, 特别是氨氧化过程, 被证明能直接排放 HONO^[45]。Oswald 等^[45] 比较了 AOB 纯菌

与灭菌对照的 HONO 排放通量发现, AOB 能直接排放 HONO。进一步通过 AOA、AOB 和 NOB 纯菌的培养实验, 发现 AOA 也可以排放 HONO, 但排放量远低于 AOB; NOB 则没有 HONO 气体排放^[49]。最近研究发现, Comammox 菌也可以排放 HONO, 但其排放通量远低于 AOB 和 AOA^[26]。此外, NH_2OH 是 AOB 将 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- 的中间产物, 它能在土壤颗粒物表面发生非均相反应生成 HONO, 这一过程可以解释在干燥土壤中观测到的部分 HONO 排放^[49]。在氮循环中, 甲烷氧化细菌, 真核生物(黄曲霉)等都被证明是 NH_2OH 的来源^[49-50]。因此, 细菌、古菌以及真核生物都可能促进土壤 HONO 的形成。

淹水土壤中, HONO 排放主要来自反硝化过程。土壤处于缺氧或微氧条件, NO_3^- 在膜结合硝酸盐还原酶(NAR)或周质硝酸盐还原酶(NAP)^[51]的催化下还原为 NO_2^- 。由于 NO_3^- 还原过程中会产生质子动力势, 导致正电荷在细胞膜外表面积累, 形成局部酸性环境。由硝态氮还原菌产生的 NO_2^- 很容易与细胞内膜外的氢离子(H^+)结合, 生成游离态亚硝酸(HNO_2), 并以气态 HONO 的形式扩散到细胞外^[52]。此外, 较高的水分含量和低氧降低了土壤氧化还原电位, 低氧化还原电位有利于亚硝酸盐产生 HONO^[53]。

除了生物过程, 化学酸碱平衡也可产生 HONO^[54]。由于亚硝酸盐具有较高的水溶性, 土壤中 NO_2^- 与 H^+ 结合产生 HNO_2 , 并以气态 HONO 的形式释放到大气中^[54]。研究发现, 低 pH 值的施肥土壤可能是 HONO 最主要的来源, 这一来源在森林和北方高纬度地区显得尤为重要^[54]。但 Oswald 等^[45]的培养实验发现, 非酸性农田土壤 HONO 排放量高, 这一结果不能用简单的酸碱平衡解释。在随后的研究中发现, 土壤矿物表面(铝氧化物、铁氧化物等)在较低的 pH 值下会质子化, 使形成的 $\text{M}-\text{OH}_2^+$ 基团比例增加, 并与 NO_2^- 结合生成 HONO^[55]。因此, 在两性铝氧化物和铁氧化物的控制下, 土壤颗粒表面酸度主导了 HONO 在土壤中的排放, 而不是土壤溶液 pH 值^[55]。Oswald 等^[45]的研究结果表明, AOB 释放出的 HONO 远大于通过化学酸碱平衡和亨利定律平衡过程排放的 HONO。在后续的研究中, Wu

等^[52]也发现微生物过程产生的 HONO 远大于化学过程的排放。

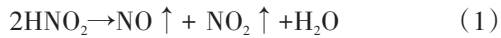
1.3 NO_x

NO_x 通常认为是 NO 和 NO_2 的统称, 是城市污染的典型代表物, 参与大气 OH 自由基的生成和消耗、 O_3 循环、 $\text{PM}_{2.5}$ 的生成等, 直接影响大气氧化能力、空气质量和人体健康^[56]。人为排放, 包括机动车尾气排放、化石燃料燃烧、电厂排放等, 是大气 NO_x 的重要来源^[57]。自从 1978 年 Galbally 和 Roy 首次提出草地土壤可能是 NO 的排放源, 国内外学者对土壤 NO_x 的排放开展了大量研究工作^[58-59]。谢旻等^[60]利用 Williams 模型估算中国地区土壤 NO_x 排放量为 225.75 Gg, 是人为源排放的 7%。研究者在森林等非农业地区也观测到土壤 NO_x 大量排放, 并且显著影响该地区 O_3 浓度水平^[61]。因此, 土壤 NO_x 排放量和其在大气光化学过程中的作用均不容忽视。

NO_x 在土壤中的生成和消耗是化学反应和微生物活动共同作用的结果。一般认为, NO 是土壤排放 NO_x 的主要产物, 但也有研究发现土壤能够排放较多的 NO_2 ^[62], 这可能是因为 NO 与土壤表层 O_3 发生反应的结果^[63]。NO 是氨氧化过程中自养硝化细菌将 NH_2OH 氧化为 NO_2^- 的中间产物(图 1), 该过程涉及的酶为 HAO, 由 *hao* 基因编码。且除自养硝化细菌以外, 异养硝化菌(细菌、真菌)也参与土壤硝化作用, 它们通过无机或有机途径产生硝酸 NO_3^- ^[56]。反硝化过程也能够排放 NO_x 气体, 该过程由多种反硝化微生物共同参与完成(图 1)。其中 NIR 是形成 NO 的关键酶^[28]。硝化和反硝化作用排放 NO_x 存在较大的时空变异性。一般认为硝化作用是土壤 NO_x 排放的主要来源^[64]。Russow 等^[65]研究发现, NH_4^+-N 的硝化作用是土壤 NO_x 排放的主要来源, 土壤反硝化作用排放 NO_x 仅是土壤 NO_x 排放总量的 12%~17%。但 Remde 等^[66]研究发现, 反硝化作用排放的 NO_x 约为硝化作用的 2 倍, 反硝化作用也可能是土壤 NO_x 排放的主要来源。

化学反硝化是土壤 NO_x 排放的另一途径, 是指在完全好氧条件下非酶促的亚硝酸盐分解过程。 NO_2^- 自分解过程的一个产物是 NO(式 1), 该过程主要发生在 pH 值较低的酸性环境中^[67]。排放到大气

中的NO被土壤吸收或与O₂反应生成NO₂。van Cleemput等^[68]发现,添加到土壤中的NO₂只有1.4%分解为NO₂。因此,NO是该过程中主要的气态产物。但也有研究发现,NO₂是NO₂自分解的主要产物^[69]。



Fe²⁺或其他还原性金属离子也能将NO₂还原为NO^[56]。



此外,NO₂与土壤有机物的反应也是土壤排放NO_x的非生物过程。Nelson等^[70]对这些过程进行了总结,发现土壤中NO₂自分解是NO的主要来源,其他过程对NO的产生贡献很小。目前的研究很难定量化学分解、硝化作用和反硝化作用对土壤NO_x气体排放的贡献,稳定同位素标记技术或¹⁵N自然丰度为相关研究提供了技术支撑,未来可以被广泛应用^[71]。

1.4 NH₃

NH₃是土壤排放量最大的活性氮气体,也是大气中最重要的碱性痕量气体,在大气活性氮循环中扮演重要角色^[72]。农牧生态系统,如氮肥施用、作物残渣堆肥以及牲畜粪便是全球最大的NH₃排放源。其中氮肥施用和牲畜粪便占全球NH₃排放总量的57%,在亚洲占比可高达80%以上^[73]。在农村和郊区,NH₃排放存在较大空间差异。Shen等^[74]分别对华北平原地区农村和郊区站点颗粒态铵和气态氨进行观测发现,农村站点气态氨和颗粒态铵明显高于郊区站点。在农村地区,NH₃的排放源主要来自土壤施肥和牲畜养殖,而燃料燃烧和交通是城市地区NH₃的主要排放源^[75]。

土壤NH₃排放是在土-气界面发生的物理化学变化的过程,即土壤胶体吸附的NH₄⁺进入土壤溶液中成为游离态NH₄⁺,并进一步转化为气态氨从土壤表面释放。与其有关的化学平衡为: NH₄⁺(soil) ⇌ NH₃(soil) ⇌ NH₃(g)^[76]。该过程中NH₄⁺ ⇌ NH₃平衡主要受土壤pH值的影响,土壤溶液pH值较高有助于NH₃的产生。施入土壤中尿素可以水解产生碳酸铵,随后分解生成NH₄⁺、NH₃和OH⁻,导致土壤pH值暂时升高,并产生大量的NH₃^[77]。因此,土壤排放NH₃受到多种环境因素的共同影响。

2 土壤N_r气体排放的主要影响因素

土壤N_r气体排放是一个物理迁移交换和生物化学转化的复杂过程,除了硝化、反硝化等生物过程以外,还包括N_r在土-气界面迁移扩散的过程。因此,影响土壤N_r排放的因素很多。总结前人的文献报道,其影响因素主要包括土壤pH值、水分含量、矿质态氮、温度、质地和施肥等。

土壤pH值是影响土壤N_r排放的重要因素。由于在土壤环境中,AOA和AOB占据的生态位不同,其对pH值变化的响应也不同^[78-79]。即土壤pH值呈中性或碱性条件下,AOB是驱动硝化作用进行的主体;而在酸性条件下,AOA对NH₃具有较高的亲和力,酸性环境中较低的NH₃有效性对AOA的影响不大。因此在此类土壤中,由于其独特的代谢适应性,AOA往往占主导地位^[80-81]。Scharko等^[80]测定AOA、AOB和NOB丰度与土壤HONO排放之间的关系,结果表明,在接近中性的土壤中,HONO排放通量最高,AOB最丰富,而在酸性土壤中,HONO较低,AOA占主导地位。Oswald等^[45]研究发现,中性或碱性的农田土壤HONO排放量更高;酸性的森林土壤HONO排放通量比农田土壤低^[53]。土壤HONO排放量随土壤pH值升高而增加^[80]。Remde等^[66]通过模拟实验发现在微碱性土壤中,NO的产生受硝化细菌控制;而在酸性环境中,NO的产生主要受反硝化细菌的控制;这可能是因为2种土壤中微生物群落不同,碱性土壤包含了活跃的反硝化细菌群,而酸性土壤没有。碱性环境下,反硝化过程的主要产物是N₂,这是因为土壤pH值较高会增强N₂O还原酶的活性^[15],促进N₂O还原为N₂,减少N₂O排放。此外,pH值还决定着土壤中NH₄⁺ ⇌ NH₃平衡,随着pH值升高,溶液中NH₄⁺的浓度升高,NH₃释放的潜力也随之增大,因而促进土壤NH₃排放^[82]。

土壤水分含量被认为是评估土壤O₂含量的指标。土壤空隙含水量(WFPS)介于45%~65%时,硝化作用是土壤N₂O产生的主要途径;当土壤WFPS超过80%时,土壤N₂O主要来自异养反硝化作用^[13]。土壤水分含量也是调控微生物活性的关键因素之一。研究发现土壤WFPS分别处于25%和

95%条件下时,土壤AOA种群数量低于AOB;土壤WFPS为65%时,AOB基因拷贝数达到高峰^[83]。土壤HONO的最大排放量发生在水分含量较低(0~40%最大持水量)的土壤中^[45]。水分含量较高(75%~140%最大持水量)的土壤中,HONO排放量不到低含水量土壤的10%^[52]。Maljanen等^[53]研究发现,天然泥炭地土壤释放出的HONO微乎其微,排干的泥炭地土壤可以排放大量HONO。这是因为天然泥炭地土壤水分含量高,NO₂的利用率低,不利于HONO排放;而排干后的泥炭地由于水分含量降低,增强其硝化活性,因而HONO排放量增大^[53]。此外,土壤水分含量过高或过低都会减少土壤NH₃的排放。土壤水分含量过高,土壤水溶液中溶解较多的NH₃,减少土-气界面NH₃的浓度,NH₃排放受到抑制^[84];土壤水分含量过低,削弱了肥料的水解作用,从而抑制NH₃排放^[85]。

土壤中矿质态氮,特别是NO₂和NO₃的有效性,是影响土壤N_x排放的关键因素。研究发现,裸地土壤和土壤生物结皮均能排放大量的HONO和NO,其排放通量主要取决于NO₂和NO₃浓度,而不取决于地表覆盖类型^[86]。氢氧化细菌也可以利用NO₂进行硝化细菌反硝化过程,并以N₂O的形式排放^[87]。N₂O和HONO的排放速率还与土壤矿质氮含量呈正相关关系($P < 0.01$)^[53]。Williams等^[88]对北美不同陆地生态系统的土壤NO_x排放通量进行研究,土壤NO₃浓度不同,其NO_x排放通量差异较大,但NO₃浓度与NO_x排放通量基本呈线性关系。

土壤温度通过影响微生物活性和土壤气体扩散速率进而影响土壤N_x排放。在15~35℃范围内,土壤N_x排放与土壤温度呈指数关系^[89],这是因为适宜的温度可以提高微生物的活性以及土壤有机质的分解速率,从而增加N_x的排放。超过适宜温度范围时,土壤N_x排放通量呈下降趋势,原因在于土壤微生物活性在较恶劣环境中达到最大值后逐渐降低^[88]。另外,也有研究发现N_x排放通量与土壤温度呈正相关关系^[90]。Wu等^[52]发现,随着温度升高,土壤HONO和NO_x排放通量在20~25℃达到局部峰值,这可能是由微生物驱动的过程;当温度超过30℃时,土壤HONO和NO_x排放继续线性增加,这一过程可

能和矿质态氮的化学分解有关。

氮肥的施用显著增加土壤中NO₃和NH₄⁺的浓度,刺激硝化、反硝化作用,继而促进土壤N_x的排放^[91-92]。大量研究表明,施肥显著增加土壤N_x排放,并且土壤N_x排放量随氮肥施用量的增加而增加^[91-93]。除施肥量外,施肥方式和肥料种类也会影响土壤N_x的排放。有机肥为土壤提供了丰富的有机碳,大量的有机碳摄入刺激了微生物活性,加速厌氧环境的形成,从而增强了反硝化微生物的活性^[94]。研究表明,施用有机肥能够减少土壤N_x的排放^[95-97],但也有研究认为与无机肥等量的有机肥能够促进N₂O排放^[98]。相对于硝酸铵和硫酸铵,施用碳铵和尿素显著促进NH₃的排放;由于尿素在农业生产中使用量巨大,因此施用尿素是农田土壤NH₃的主要排放源^[99]。缓控释肥作为新型肥料不但可以提高氮肥的利用率,还能减少因施肥而带来的污染^[100-101]。包膜肥料是缓控释肥的一种,其通过阻碍包膜内外的水分迁移,减缓尿素水解过程,使得稻田水面和农田土壤中的铵态氮含量下降,进而减少NH₃排放^[102-103]。相比普通肥料,包膜肥料能够减少30%以上的NH₃排放^[104]。施肥方式主要包括深施、撒施、播施等。撒施除了不易控制施肥量和难以均匀撒施外,还会造成大量N_x排放。研究发现,在土表撒施尿素,常温下需要经过4~5 d的转化才能被植物吸收,但大部分氮素在植物吸收利用前就以N_x的形式排放出去,氮素利用率仅有30%^[105]。而肥料深施后,铵态氮被土壤胶粒吸附,减少土壤中铵态氮的含量,并且深施降低了土壤中O₂的含量,缩短植物根系吸收养分的时间,提高氮素利用率,减少土壤N_x排放^[106-107]。

土壤质地决定着土壤孔隙度,直接影响了土壤含水量、通气状况以及有机碳的分解速率,进而影响硝化、反硝化作用的强弱及土壤N_x气体的扩散速率。因此,土壤质地是控制土壤氮素转化和N_x排放的又一重要因素。Khalil等^[108]发现,砂质壤土NO_x总排放量明显高于粉质壤土和黏质壤土。研究发现,施用尿素的菜地土壤N₂O排放与砂粒含量呈正相关关系,与粘粒含量呈显著负相关关系^[109]。粘粒能够吸附土壤溶液中NH₄⁺,降低土壤溶液中NH₄⁺的

浓度,从而减少 NH_3 的排放^[76]。因此,土壤中粘粒含量越高,土壤通透性越差,越不利于土壤 N_r 气体扩散。

其他因素,例如耕作方式、 O_2 含量、 CO_2 浓度等因素都会影响土壤 N_r 排放。Mkhabela等^[110]和Liu等^[111]研究发现,常规耕作处理下 N_2O 、 NO 排放量显著大于免耕处理,这可能是翻耕改善了土壤的通气状况,并将深层土壤中 NO_3^- 、 NH_4^+ 和有机碳迁移至土表,从而促进土壤 N_2O 、 NO 排放。但也有研究者认为免耕能增加土壤 N_2O 排放^[110]。Liu等^[112]发现森林开垦成农业用地后, N_2O 排放通量显著增加,说明毁林开荒能够增加土壤 N_2O 排放;相反,植树造林可以有效减缓温室气体排放。土壤C/N也可以用来预测土壤 N_r 排放量^[113]。低碳氮比(C/N)的土壤具有较高的矿质氮有效性。因此,土壤 N_2O 、 NO 和 HONO 排放速率随土壤C/N的增加而降低;当C/N大于25时, N_2O 、 NO 和 HONO 的排放速率非常低^[53]。土壤 N_2O 排放对大气 CO_2 浓度升高的响应最为积极, CO_2 浓度增加,可以提高生态系统中微生物的活性。二者均会使土壤形成缺氧环境,从而促进反硝化作用^[114]。研究发现大气中 CO_2 浓度升高,真菌基因丰度显著增加,土壤 N_2O 潜在总排放量增加了49%^[115]。因此,全面了解土壤释放 N_r 的影响因素,对准确评估 N_r 排放量、制定相关措施和政策以减少农田土壤 N_r 排放具有重要意义。

3 土壤 N_r 气体排放通量估算

评估和建立全球土壤 N_r 气体排放总量和清单,对于应对气候变化、开展温室气体和大气污染协同减排具有非常重要的意义。目前,国内外学者已经开展了大量的野外原位观测、室内模拟培养等实验,积累了大量的数据,加深了对土壤 N_r 排放机制和驱动因素的理解,同时也促进了不同模拟方法的开发和改进,推动了全球、国家以及区域尺度土壤 N_r 排放量的模型估算。

一般来说,土壤 N_r 排放的模拟方法有自上而下(大气反演模型)和自下而上(排放清单、过程模型、排放因子模型)2种方法^[10]。这2种方法的结果都

存在不确定性,不同研究模型对土壤 N_r 排放量的估算也存在显著差异。Tian等^[10]基于过程模型(NMIP/DLEM)估算农田土壤 N_2O 排放量从1980年的 $2.6 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到2007—2016年的 $3.8 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$ 。施用化肥是造成土壤 N_2O 排放量增加的主要原因,并以每10年 $0.27\pm 0.01 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$ 的速度增加^[10]。但研究发现,基于过程模型的估算值增加速率更快^[116-118],这可能因为过程模型考虑了气候变化、施肥以及降雨和温度等环境因素的影响。Tian等^[116]利用NMIP模型估算的1981—2016年全球自然土壤 N_2O 排放量与IPCC第五次评估报告的数据一致 $[6.60(3.30\sim 9.00) \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}]$ (表1)^[2]。Saikawa等^[119]采用自上而下的反演模型估算了1995—2008年自然土壤 N_2O 平均排放量,其结果也与Tian等^[116]的估算值相当。Grosso等^[120]利用IPCC Tier 1排放因子模型估算2000年土壤排放的 N_2O 为 $3.80 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$,其中包括家畜排泄物的排放,比NMIP模型估算的结果($2.60 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$)高46%。Thompson等^[121]采用自上而下的方法估算全球土壤 N_2O 排放因子为 $2.3\pm 0.6\%$,明显高于IPCC Tier 1推荐的排放因子(1%);原因可能是前者的估算方法包括了牲畜总排放量,而IPCC Tier 1方法只包括了作为肥料施用的排泄量。Wang等^[122]基于升尺度方法系统评估了全球农田土壤 N_2O 排放因子和排放量,结果表明1961—2014年全球农田土壤 N_2O 年平均排放量为 $0.82\pm 0.34 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$,与NMIP模拟(Tier 3方法)的结果基本一致($0.75\pm 0.53 \text{ Tg}\cdot\text{N}\cdot\text{a}^{-1}$)。此外,该方法估算水田和旱田的排放因子与IPCC Tier 1推荐值存在明显差异,这主要因为IPCC Tier 1方法忽视了环境条件对农田 N_2O 排放因子大小的调节作用^[123]。大多数模型模拟草地土壤 N_2O 排放时都没有考虑放牧管理措施和牲畜粪便沉积的影响,这导致对全球草原土壤 N_2O 排放量的低估^[118]。

Xu等^[124]利用DLEM-Bi- NH_3 模型估算全球施肥土壤 NH_3 排放量从1961年的 $1.90\pm 0.03 \text{ Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到2010年的 $16.70\pm 0.5 \text{ Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。DLEM-Bi- NH_3 估算2000年 NH_3 的平均排放量为 $13.60\pm 0.5 \text{ Tg}$,比Riddick等^[125]利用FAN模型估算高出约14%。Ma等^[126]基于区域特定排放因子(EFs)对全球施肥土

表1 基于不同估算方法的全球土壤 N_r 排放通量比较

N_r 种类	年份	排放因子 EF _s /%	N_r 排放量/ $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$		方法	文献
			施肥土壤	自然土壤		
NH_3	2000	10.00	7.70	—	IPCC法	[127]
	2000	19.00	12.00	—	过程模型	[125]
	2000	17.60	13.60±0.50	—	经验/过程模型	[124]
	2010	—	16.70±0.50	—	经验/过程模型	[124]
	2014	12.56	13.71	—	恒定EF	[126]
	2014	—	12.32	—	区域特定EF	[126]
N_2O	2007—2016	—	—	5.60(4.90~6.60)	过程模型	[10]
	1981—2016	—	—	6.50±1.20	过程模型	[116]
	1995—2008	—	—	7.10(4.70~8.40)	反演模型	[119]
	1995—2008	—	—	6.60	过程模型	[116]
	2000	1	3.80	—	IPCC法	[120]
	2000	—	2.60	—	过程模型	[116]
	2000	2.3±0.6	11.00~12.60	—	反演模型	[125]
	1961—2014	—	0.82±0.34	—	升尺度模型	[122]
	2007—2016	1.8	3.80	—	过程模型	[10]
	NO_x	—	1.16	7.40	—	统计模型
1992		2.50	10.20	—	经验模型	[129]
—		—	12.00	—	经验模型	[130]
2006		2.50	7.40	—	经验模型	[131]
2006		—	10.70	—	经验模型	[131]
2000		—	9.40	—	反演模型	[132]
1980—2017		—	9.50±0.40	—	经验模型	[133]
HONO+NO	—	—	0.029~0.21	—	经验模型	[52]
	—	—	—	1.70(1.40~2.00)	经验模型	[134]

壤 NH_3 排放量的估算值(12.32 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$),与Riddick等和Xu等利用过程模型估算的值相当(12.00 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$ 和13.60 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$)。尽管这些模型的估算值存在差异,但它们都高于IPCC^[127]推荐的排放因子(10%)方法的估算值,这是因为该排放因子并未考虑作物及肥料种类、地区、气候等因素。

大部分土壤 N_r 排放量估算都基于模型模拟研究,对于同一时间或同一地区的估算值都存在很大的不确定性。国内外学者利用不同模型对土壤 NO_x 进行估算,由于建模方案不同,估算结果存在较大差异(7.40~12.00 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$,表1)^[128-133]。Weber等^[134]估算生物土壤结皮活性氮的全球排放量为1.7 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$ ($NO-N$ 的通量为1.1 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$, $HONO-N$ 的通量为0.6 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$),相当于全球自然植被下土壤 NO_x 排放量的20%。Wu等^[52]估算全球耕地土壤淹水条件下 N_r ($HONO$ 和 NO)的排放量大约在0.029~0.21 $Tg \cdot N \cdot a^{-1}$ 。

农田生态系统 N_r 排放是一个复杂的生物、化学和物理的过程,其排放速率受多种因素影响(土壤温度、土壤pH值、施肥等)。过程模型充分考虑了上述因素,而IPCC排放因子法和经验模型考虑的因素相对而言比较单一。因此,前者模型的结果较后者更准确。模型结构、数据集(如土地利用、气候数据、土地覆盖等)以及参数化方案等都是导致估算 N_r 排放量存在差异的关键因素。同时,应进一步量化土壤 N_r 气体排放对大气化学、气候变化的影响,并将其纳入区域和全球大气化学和气候模型。

4 结论

土壤 N_r 排放是由生物、化学和物理作用共同主导,这一过程受多种因素影响,其中施肥显著增加土壤 N_r 排放,并通过大气化学反应等严重影响着大气成分、气候变化以及人类健康等。目前国内外学

者对土壤 N_2O 、 NO_x 和 NH_3 的排放机制及模型已开展大量研究,但是对土壤 HONO 排放的研究还处于起步阶段。氨氧化过程和化学平衡是土壤释放 HONO 的主要来源。但是,化学过程(酸碱平衡和羟胺分解)对 HONO 的贡献尚不足以解释观测到的 HONO 排放通量,氨氧化过程排放 HONO 的机制尚不清楚^[49-52],是否存在一个酶催化的氨氧化微生物 HONO 排放过程(图 1),还需进行深入研究。

目前,估算土壤 N_i 排放通量的方法主要是自上而下和自下而上。自上而下的方法的缺点是不能将 N_i 排放总量与当地的排放源联系起来,自下而上的方法依赖于收集农业活动数据(即农业肥料施用量)和 EFs,并且该方法主要依赖于省或国家规模的农业活动数据,并在全国范围内采用 IPCC 默认或统一的 EFs,忽略了农业 EFs 的时空变异^[8]。因此,农田土壤 N_i 排放量估算存在很大不确定性。在未来的研究中可以借助 Meta 分析、GIS 技术、耦合模型等方法,以尽量减少全球或区域土壤 N_i 估算中的不确定性。此外,大多数模型忽略了土壤 N_i 排放的非生物过程和生物-非生物耦合过程,这也是导致不确定性的一个因素^[40]。未来可以利用同位素技术,进一步研究生物过程和非生物过程对土壤 N_i 排放量的贡献。

大气氮沉降也是全球氮循环的重要组成部分,过量的氮沉降导致生物多样性降低、氮饱和、土壤酸化等一系列环境和生态问题^[135]。最近研究表明,中国的硝态氮沉降还在持续增加,但是铵态氮湿沉降显著降低,全国氮沉降总量已由快速增长转型为趋稳状态^[136]。随着大气 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染的协同治理减排,预期全国的氮沉降量会进一步降低,土壤 N_i 气体排放的响应及变化趋势是亟需探明的科学问题。大气 CO_2 浓度上升是全球变化的主要表现形式,氮循环过程对 CO_2 浓度升高响应已成为国内外学者研究的热点问题之一。一方面,高浓度的 CO_2 条件下,真菌反硝化缺乏 N_2O 还原途径,导致 N_2O 排放量增加^[115]。另一方面, CO_2 浓度增加引起的温度升高也会间接影响氮循环过程。因此,今后的研究还需考虑多个全球变化因子与人类活动的交互作用对土壤活性氮气体排放的影响。

在第七十五届联合国大会一般性辩论上,中国明确提出争取在 2060 年前实现“碳中和”的目标,即大气中 CO_2 排放和 CO_2 吸收完全抵消,实现 CO_2 “零排放”,这意味着 2030 年后需要沿着最严格的“1.5°C 路径”加速减排。要实现碳中和目标,一方面要大幅度减少石油、煤炭等化石能源的消费,大力推进能源结构的变化、调整,实现低碳化的发展;另一方面可以通过森林、海洋等碳汇进行自然吸收,同时还需要一定量的人工碳汇,比如碳捕集利用和封存技术(CCUS)等。在碳中和目标的背景下,这些措施和政策对土壤活性氮气体的排放有何影响?以及为实现减缓气候变化和空气质量改善的双重目标下,陆-气界面活性氮气体的交换特征及大气化学效应是未来研究的难点。

综上所述,国内外学者对土壤活性氮气体排放的机制、影响因素和排放量等方面取得了较大进展,但仍然面临诸多挑战和较大的不确定性。例如,土壤 N_i 排放的多种过程如何交互或共同发生、农田 N_i 排放过程对极端事件的响应、在全球变化背景下土壤微生物如何驱动土壤 N_i 排放和消耗、土壤 N_i 气体的协同减排、估算模型的完善以及对空气质量的影响等方面还需深入探究。未来的研究还需结合多种手段,例如宏观与微观结合、多学科交叉、GIS 技术与机理模型相结合、宏基因组测序技术、遥感观测等技术,深入探究土壤 N_i 排放的关键机制、驱动因素和空间格局。此外,还需加强生态化学计量学在气-土-水耦合系统中的研究,建立活性氮在系统中迁移转化的联系,以及氮与碳、磷等元素的耦合作用,从而揭示活性氮对大气环境、粮食安全以及人类健康的影响,为防控氮素损失、优化氮肥利用、减少大气污染以及实现中国农业绿色发展和联合国可持续发展目标(SDGs)等,提供科学依据和政策建议。

参考文献(References)

- [1] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: Past, present and future[J]. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.
- [2] Ciais P, Sabine C, Bala G, et al. Carbon and other biogeo-

- chemical cycles[M]//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 the intergovernmental panel on climate change, New York: Cambridge University Press, 2013: 465–570.
- [3] Rockström J, Steffen W, Noone K, et al. A safe operating space for humanity[J]. *Nature*, 2009, 461(7263): 472–475.
- [4] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, 320(5878): 889–892.
- [5] Fowler D, Coyle M, Skiba U, et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013, 368(1621): 20130164.
- [6] Houlton B Z, Almaraz M, Aneja V, et al. A world of co-benefits: Solving the global nitrogen challenge[J]. *Earth's Future*, 2019, 7(8): 865–872.
- [7] Shi Y, Cui S, Ju X, et al. Impacts of reactive nitrogen on climate change in China[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 8118.
- [8] Xu P, Chen A, Houlton B Z, et al. Spatial variation of reactive nitrogen emissions from China's croplands codetermined by regional urbanization and its feedback to global climate change[J]. *Geophysical Research Letters*, 2020, 47(12): e2019GL086551.
- [9] Davidson E A, Kanter D. Inventories and scenarios of nitrous oxide emissions[J]. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(10): 105012.
- [10] Tian H, Xu R, Canadell J G, et al. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks[J]. *Nature*, 2020, 586(7828): 248–256.
- [11] IPCC. 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, 2013: 1535.
- [12] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2020: 380.
- [13] Braker G, Conrad R. Diversity, structure, and size of N₂O-producing microbial communities in soils—what matters for their functioning?[J]. *Advances Applied Microbiology*, 2011, 75(1): 33–70.
- [14] Conrad R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO) [J]. *Microbiological Reviews*, 1996, 60(4): 609–640.
- [15] 朱永官, 王晓辉, 杨小茹, 等. 农田土壤 N₂O 产生的关键微生物过程及减排措施[J]. *环境科学*, 2014, 35(2): 792–800.
- [16] Kozłowski J A, Kits K D, Stein L Y. Comparison of nitrogen oxide metabolism among diverse ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2016, 7: 1090.
- [17] Liu S, Han P, Hink L, et al. Abiotic conversion of extracellular NH₂OH contributes to N₂O emission during ammonia oxidation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(22): 13122–13132.
- [18] Stieglmeier M, Mooshammer M, Kitzler B, et al. Aerobic nitrous oxide production through N-nitrosating hybrid formation in ammonia-oxidizing archaea[J]. *The ISME Journal*, 2014, 8(5): 1135–1146.
- [19] Caranto J D, Vilbert A C, Lancaster K M. Nitrosomonas europaea cytochrome P460 is a direct link between nitrification and nitrous oxide emission[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2016, 113(51): 14704–14709.
- [20] Caranto J D, Lancaster K M. Nitric oxide is an obligate bacterial nitrification intermediate produced by hydroxylamine oxidoreductase[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2017, 114(31): 8217–8222.
- [21] Kessel M V, Speth D R, Albertsen M, et al. Complete nitrification by a single microorganism[J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 555–559.
- [22] Daims H, Lebedeva E V, Pjevac P, et al. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria[J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 504–509.
- [23] Camejo P Y, Domingo J S, McMahon K D, et al. Genome-enabled insights into the ecophysiology of the comammox bacterium "candidatus nitrospira nitrosa"[J]. *MSystems*, 2017, 2(5): e00059–17.
- [24] Palomo A, Pedersen G, Fowler S, et al. Comparative genomics sheds light on niche differentiation and the evolutionary history of comammox *Nitrospira*[J]. *The ISME Journal*, 2018, 12(7): 1779–1793.
- [25] Kits K D, Jung M, Vierheilig J, et al. Low yield and abiotic origin of N₂O formed by the complete nitrifier *Nitrospira inopinata*[J]. *Nature Communications*, 2019, 10(1): 1836.
- [26] Han P, Wu D, Sun D, et al. N₂O and NO_x production by the comammox bacterium *Nitrospira inopinata* in comparison with canonical ammonia oxidizers[J]. *Water Research*, 2021, 190(6): 116728.
- [27] Philippot L. Denitrifying genes in bacterial and Archaeal genomes[J]. *Biochimica Et Biophysica Acta—Gene Structure and Expression*, 2002, 1577(3): 355–376.
- [28] Schreiber F, Wunderlin P, Udert K M, et al. Nitric oxide and nitrous oxide turnover in natural and engineered microbial communities: Biological pathways, chemical reactions, and novel technologies[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2012, 3: 373.
- [29] Cutruzzolà F. Bacterial nitric oxide synthesis[J]. *Biochim-*

- ica Et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics, 1999, 1411(2): 231-249.
- [30] Sanford R A, Wagner D D, Wu Q, et al. Unexpected nondenitrifier nitrous oxide reductase gene diversity and abundance in soils[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2012, 109(48): 19709-19714.
- [31] Domeignoz-Horta L A, Spor A, Bru D, et al. The diversity of the N_2O reducers matters for the N_2O : N_2 denitrification end-product ratio across an annual and a perennial cropping system[J]. Frontiers in Microbiology, 2015, 6(971): 971.
- [32] Jones C M, Graf D R, Bru D, et al. The unaccounted yet abundant nitrous oxide-reducing microbial community: A potential nitrous oxide sink[J]. The ISME Journal, 2013, 7(2): 417-426.
- [33] Jones C M, Spor A, Brennan F P, et al. Recently identified microbial guild mediates soil N_2O sink capacity[J]. Nature Climate Change, 2014, 4(9): 801-805.
- [34] Graf D R H, Jones C M, Hallin S. Intergenomic comparisons highlight modularity of the denitrification pathway and underpin the importance of community structure for N_2O emissions[J]. PLoS One, 2014, 9(12): e114118.
- [35] Kuypers M, Marchant H K, Kartal B. The microbial nitrogen-cycling network[J]. Nature Reviews Microbiology, 2018, 16(5): 263-276.
- [36] Yoon S, Cruz-García C, Sanford R, et al. Denitrification versus respiratory ammonification: Environmental controls of two competing dissimilatory NO_3^-/NO_2^- reduction pathways in *Shewanella loihica* strain PV-4[J]. The ISME Journal, 2014, 9(5): 1093-1104.
- [37] Friedl J, De Rosa D, Rowings D W, et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA), not denitrification dominates nitrate reduction in subtropical pasture soils upon rewetting[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 125: 340-349.
- [38] Rütting T, Boeckx P, Müller C, et al. Assessment of the importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium for the terrestrial nitrogen cycle[J]. Biogeosciences, 2011, 8(7): 1779-1791.
- [39] Heil J, Liu S, Vereecken H, et al. Abiotic nitrous oxide production from hydroxylamine in soils and their dependence on soil properties[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 84: 107-115.
- [40] Heil J, Vereecken H, Brüggemann N. A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil[J]. European Journal of Soil Science, 2016, 67(1): 23-39.
- [41] Wei J, Amelung W, Lehdorff E, et al. N_2O and NO_x emissions by reactions of nitrite with soil organic matter of a Norway spruce forest[J]. Biogeochemistry, 2017, 132(3): 325-342.
- [42] Nelson D W, Bremner J M. Factors affecting chemical transformations of nitrite in soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1969, 1(3): 229-239.
- [43] Spataro F, Ianniello A. Sources of atmospheric nitrous acid: State of the science, current research needs, and future prospects[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2014, 64(11): 1232-1250.
- [44] Sleiman M, Gundel L A, Pankow J F, et al. Formation of carcinogens indoors by surface-mediated reactions of nicotine with nitrous acid, leading to potential thirdhand smoke hazards[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2010, 107(15): 6576-6581.
- [45] Oswald R, Behrendt T, Ermel M, et al. HONO emissions from soil bacteria as a major source of atmospheric reactive nitrogen[J]. Science, 2013, 341(6151): 1233-1235.
- [46] Tang K, Qin M, Duan J, et al. A dual dynamic chamber system based on IBBCEAS for measuring fluxes of nitrous acid in agricultural fields in the North China Plain [J]. Atmospheric Environment, 2019, 196: 10-19.
- [47] Liu Y, Lu K, Li X, et al. A comprehensive model test of the HONO sources constrained to field measurements at rural North China plain[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(7): 3517-3525.
- [48] 吴电明, 夏玉玲, 侯立军, 等. 土壤亚硝酸气体(HONO) 排放过程及其驱动机制[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(2): 190-194.
- [49] Ermel M, Behrendt T, Oswald R, et al. Hydroxylamine released by nitrifying microorganisms is a precursor for HONO emission from drying soils[J]. Scientific Reports, 2018, 8(1): 1877.
- [50] Stein L Y, Klotz M G. Nitrifying and denitrifying pathways of methanotrophic bacteria[J]. Biochemical Society Transactions, 2011, 39(6): 1826-1831.
- [51] 王莹, 胡春胜. 环境中的反硝化微生物种群结构和功能研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(6): 1378-1384.
- [52] Wu D, Horn M A, Behrendt T, et al. Soil HONO emissions at high moisture content are driven by microbial nitrate reduction to nitrite: tackling the HONO puzzle[J]. The ISME Journal, 2019, 13(7): 1688-1699.
- [53] Maljanen M, Yli-Pirilä P, Hytönen J, et al. Acidic northern soils as sources of atmospheric nitrous acid (HONO) [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 67: 94-97.
- [54] Su H, Cheng Y, Oswald R, et al. Soil nitrite as a source of atmospheric HONO and OH radicals[J]. Science, 2011, 333(6049): 1616-1618.
- [55] Donaldson M A, Bish D L, Raff J D. Soil surface acidity plays a determining role in the atmospheric-terrestrial

- exchange of nitrous acid[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2014, 111(52): 18472–18477.
- [56] Pilegaard K. Processes regulating nitric oxide emissions from soils[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 2013, 368(1621): 20130126.
- [57] Li Y, Schichtel B A, Walker J T, et al. Increasing importance of deposition of reduced nitrogen in the United States[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2016, 113(21): 5874–5879.
- [58] Zheng X, Huang Y, Wang Y, et al. Seasonal characteristics of nitric oxide emission from a typical Chinese rice-wheat rotation during the non-waterlogged period[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(2): 219–227.
- [59] Pilegaard K, Skiba U, Ambus P, et al. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O)[J]. *Biogeosciences*, 2006, 3(4): 651–661.
- [60] 谢旻, 王体健, 江飞, 等. NO_x和VOC自然源排放及其对中国地区对流层光化学特性影响的数值模拟研究[J]. *环境科学*, 2007, 28(1): 32–40.
- [61] Hickman J E, Wu S, Mickley L J, et al. Kudzu (*Pueraria montana*) invasion doubles emissions of nitric oxide and increases ozone pollution[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2010, 107(22): 10115–10119.
- [62] Slemr F, Seiler W. Field measurements of NO and NO₂ emissions from fertilized and unfertilized soils[J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1984, 2(1): 1–24.
- [63] Delany A C, Fitzjarrald D R, Lenschow D H, et al. Direct measurements of nitrogen oxides and ozone fluxes over grassland[J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1986, 4(4): 429–444.
- [64] Cui F, Yan G, Zhou Z, et al. Annual emissions of nitrous oxide and nitric oxide from a wheat-maize cropping system on a silt loam calcareous soil in the North China Plain[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 48: 10–19.
- [65] Russow R, Spott O, Stange C F. Evaluation of nitrate and ammonium as sources of NO and N₂O emissions from black earth soils (Haplic Chernozem) based on ¹⁵N field experiments[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(2): 380–391.
- [66] Remde A, Conrad R. Role of nitrification and denitrification for NO metabolism in soil[J]. *Biogeochemistry*, 1991, 12(3): 190–205.
- [67] Heil J, Vereecken H, Brüggemann N. A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 2016, 67(1): 23–39.
- [68] van Cleemput O, Baert L. Nitrite: A key compound in N loss processes under acid conditions?[J]. *Plant and Soil*, 1984, 76(1/3): 233–241.
- [69] Nelson D W, Bremner J M. Gaseous products of nitrite decomposition in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1970, 2(3): 203–208.
- [70] Stevenson F J, Nelson D W. Gaseous losses of nitrogen other than through denitrification[M]. Madison: American Society of Agronomy, 1982.
- [71] Russow R, Stange C F, Neue H U. Role of nitrite and nitric oxide in the processes of nitrification and denitrification in soil: Results from ¹⁵N tracer experiments[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(4): 785–795.
- [72] Behera S N, Sharma M, Aneja V P, et al. Ammonia in the atmosphere: A review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2013, 20(11): 8092–8131.
- [73] Kang Y, Liu M, Song Y, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980–2012[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2015, 15(19): 26959–26995.
- [74] Shen J, Liu X, Zhang Y, et al. Atmospheric ammonia and particulate ammonium from agricultural sources in the North China Plain[J]. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(28): 5033–5041.
- [75] 张文倩, 葛茂发, 佟胜睿, 等. 土壤释放大气活性含氮物种的研究进展[J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2020, 39(1): 44–50.
- [76] Fan X H, Li Y C, Alva A K. Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow-release nitrogen fertilizers[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2011, 42(10): 1111–1122.
- [77] Cameron K C, Di H J, Moir J L. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review[J]. *Annals of Applied Biology*, 2013, 162(2): 145–173.
- [78] Schleper C. Ammonia oxidation: Different niches for bacteria and archaea? [J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(9): 1092–1094.
- [79] Martens-Habbena W, Berube P M, Urakawa H, et al. Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying Archaea and Bacteria[J]. *Nature*, 2009, 461(7266): 976–979.
- [80] Scharko N K, Schütte U M E, Berke A E, et al. Combined flux chamber and genomics approach links nitrous acid emissions to ammonia oxidizing bacteria and archaea in urban and agricultural soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(23): 13825–13834.
- [81] Mushinski R M, Phillips R P, Payne Z C, et al. Microbial mechanisms and ecosystem flux estimation for aerobic NO_y emissions from deciduous forest soils[J]. *Proceed-*

- ings of the National Academy of Sciences, 2019, 116(6): 2138–2145.
- [82] 卢丽丽, 吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展[J]. 中国农业大学学报, 2019, 24(1): 149–162.
- [83] Gleeson D B, Müller C, Banerjee S, et al. Response of ammonia oxidizing archaea and bacteria to changing water filled pore space[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(10): 1888–1891.
- [84] 高鹏程, 张一平. 氨挥发与土壤水分散失关系的研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2001(6): 22–26.
- [85] 王文林, 刘波, 韩睿明, 等. 农业源氨排放影响因素研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(6): 870–878.
- [86] Meusel H, Tamm A, Kuhn U, et al. Emission of nitrous acid from soil and biological soil crusts represents an important source of HONO in the remote atmosphere in Cyprus[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, 18(2): 799–813.
- [87] Yu R, Kampschreur M J, Loosdrecht M C M V, et al. Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1313–1319.
- [88] Williams E J, Fehsenfeld F C. Measurement of soil nitrogen oxide emissions at three North American ecosystems[J]. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 1991, 96(D1): 1033–1042.
- [89] Aneja V P, Robarge W P, Holbrook B D. Measurements of nitric oxide flux from an upper coastal plain, North Carolina agricultural soil[J]. *Atmospheric Environment*, 1995, 29(21): 3037–3042.
- [90] Agehara S, Warncke D D. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2005, 69(6): 1844–1855.
- [91] He F, Jiang R, Chen Q, et al. Nitrous oxide emissions from an intensively managed greenhouse vegetable cropping system in Northern China[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(5): 1666–1672.
- [92] Gregorich E, Rochette P, Vandenbygaart A, et al. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada[J]. *Soil & Tillage Research*, 2005, 83(1): 53–72.
- [93] Pang X, Mu Y, Lee X, et al. Nitric oxides and nitrous oxide fluxes from typical vegetables cropland in China: Effects of canopy, soil properties and field management[J]. *Atmospheric Environment*, 2009, 43(16): 2571–2578.
- [94] Cannavo P, Richaume A, Lafolie F. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: In situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(3): 463–478.
- [95] 易琼, 黄旭, 张木, 等. 氮肥施用水平及种类对生菜产量及菜地 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(10): 2019–2025.
- [96] Meijide A, García-Torres L, Arce A, et al. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 132(1–2): 106–115.
- [97] 李菊梅, 徐明岗, 秦道珠, 等. 有机肥无机肥配施对稻田氨挥发和水稻产量的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(1): 51–56.
- [98] Köster J R, Cárdenas L M, Bol R, et al. Anaerobic digestates lower N_2O emissions compared to cattle slurry by affecting rate and product stoichiometry of denitrification: An N_2O isotopomer case study[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 84: 65–74.
- [99] Zhang Y, Luan S, Chen L, et al. Estimating the volatilization of ammonia from synthetic nitrogenous fertilizers used in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(3): 480–493.
- [100] Liang S, Wu Z, Chen L, et al. Development and application of slow release fertilizer[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2009, 8(6): 1.
- [101] 赵秉强, 张福锁, 廖宗文, 等. 我国新型肥料发展战略研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(5): 536–545.
- [102] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison[J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 103(2): 310–315.
- [103] Timilsena Y P, Adhikari R, Casey P, et al. Enhanced efficiency fertilisers: A review of formulation and nutrient release patterns[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2015, 95(6): 1131–1142.
- [104] Shan L, He Y, Chen J, et al. Ammonia volatilization from a Chinese cabbage field under different nitrogen treatments in the Taihu Lake Basin, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 38: 14–23.
- [105] 栾江, 仇焕广, 井月, 等. 我国化肥施用量持续增长的原因分解及趋势预测[J]. 自然资源学报, 2013, 28(11): 1869–1878.
- [106] Yao Y, Zhang M, Tian Y, et al. Urea deep placement for minimizing NH_3 loss in an intensive rice cropping system[J]. *Field Crops Research*, 2018, 218: 254–266.
- [107] Yao Y, Zhang M, Tian Y, et al. Urea deep placement in combination with Azolla for reducing nitrogen loss and improving fertilizer nitrogen recovery in rice field[J]. *Field Crops Research*, 2018, 218: 141–149.
- [108] Khalil M I, Schmidhalter U, Gutser R. N_2O , NH_3 and

- NO_x emissions as a function of urea granule size and soil type under aerobic conditions[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2006, 175(1-4): 127-148.
- [109] 杨云, 黄耀, 姜纪峰. 土壤理化特性对冬季菜地 N_2O 排放的影响[J]. *农村生态环境*, 2005, 21(2): 7-12.
- [110] Mkhabela M S, Madani A, Gordon R, et al. Gaseous and leaching nitrogen losses from no-tillage and conventional tillage systems following surface application of cattle manure[J]. *Soil and Tillage Research*, 2008, 98(2): 187-199.
- [111] Liu X J, Mosier A R, Halvorson A D, et al. Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields[J]. *Plant and Soil*, 2005, 276(1/2): 235-249.
- [112] Liu H, Zhao P, Lu P, et al. Greenhouse gas fluxes from soils of different land-use types in a hilly area of South China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 124(1/2): 125-135.
- [113] Ernfors M, Arnold K V, Stendahl J. Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils: An up-scaling based on C:N ratios[J]. *Biogeochemistry*, 2007, 84(2): 219-231.
- [114] van Groenigen K J, Osenberg C W, Hungate B A. Increased soil emissions of potent greenhouse gases under increased atmospheric CO_2 [J]. *Nature*, 2011, 475(7355): 214-216.
- [115] Zhong L, Bowatte S, Newton P, et al. An increased ratio of fungi to bacteria indicates greater potential for N_2O production in a grazed grassland exposed to elevated CO_2 [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 254(9): 111-116.
- [116] Tian H, Yang J, Xu R, et al. Global soil nitrous oxide emissions since the preindustrial era estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: Magnitude, attribution, and uncertainty[J]. *Global Change Biology*, 2018, 25(2): 640-659.
- [117] Wang Q, Zhou F, Shang Z, et al. Data-driven estimates of global nitrous oxide emissions from croplands[J]. *National Science Review*, 2020, 7(2): 441-452.
- [118] Dangal S R S, Tian H, Xu R, et al. Global nitrous oxide emissions from pasturelands and rangelands: Magnitude, spatiotemporal patterns, and attribution[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2019, 33: 200-222.
- [119] Saikawa E, Prinn R G, Dlugokencky E, et al. Global and regional emissions estimates for N_2O [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014, 14(9): 4617-4641.
- [120] Grosso S, Wirth T, Ogle S M, et al. Estimating agricultural nitrous oxide emissions[J]. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 2008, 89(51): 529.
- [121] Thompson R L, Lassaletta L, Patra P K, et al. Acceleration of global N_2O emissions seen from two decades of atmospheric inversion[J]. *Nature Climate Change*, 2019, 9(12): 993-998.
- [122] Wang Q, Zhou F, Shang Z, et al. Data-driven estimates of global nitrous oxide emissions from croplands[J]. *National Science Review*, 2020, 7(2): 441-452.
- [123] 周丰, 崔晓庆, 尚子吟, 等. 农田 N_2O 排放时空格局的形成机理和全球评估[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(4): 680-690.
- [124] Xu R, Tian H, Pan S, et al. Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty[J]. *Global Change Biology*, 2018, 25(1): 314-326.
- [125] Riddick S, Ward D, Hess P, et al. Estimate of changes in agricultural terrestrial nitrogen pathways and ammonia emissions from 1850 to present in the community earth system model[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(11): 3397-3426.
- [126] Ma R, Zou J, Han Z, et al. Global soil-derived ammonia emissions from agricultural nitrogen fertilizer application: A refinement based on regional and crop-specific emission factors[J]. *Global Change Biology*, 2020, 27(4): 855-867.
- [127] IPCC. N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application[C]// In Buendia E C, Tanabe K, Kranjc A, et al. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. 2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, 2019: 11.37-11.39.
- [128] Yan X, Ohara T, Akimoto H. Statistical modeling of global soil NO_x emissions[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(3): 2004GB002276.
- [129] Yienger J J, Levy I H. Empirical model of global soil-biogenic NO_x emissions[J]. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 1995, 100(D6): 11447-11464.
- [130] Ganzeveld L N. Global soil-biogenic NO_x emissions and the role of canopy processes[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2002, 107(D16): ACH 9-1-ACH 9-17.
- [131] Hudman R C, Moore N E, Mebus A K, et al. Steps towards a mechanistic model of global soil nitric oxide emissions: Implementation and space based-constraints [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2012, 12(16): 7779-7795.
- [132] Jaeglé L, Steinberger L, Martin R V, et al. Global partitioning of NO_x sources using satellite observations: Relative roles of fossil fuel combustion, biomass burning and soil emissions[J]. *Faraday Discussions*. 2005, 130: 407-423.
- [133] Weng H, Lin J, Martin R, et al. Global high-resolution

- emissions of soil NO_x , sea salt aerosols, and biogenic volatile organic compounds[J]. *Scientific Data*, 2020, 7(1): 148.
- [134] Weber B, Wu D, Tamm A, et al. Biological soil crusts accelerate the nitrogen cycle through large NO and HONO emissions in drylands[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2015, 112(50): 15384–15389.
- [135] Xu Z, Jiang Y, Zhou G. Nitrogen cycles in terrestrial ecosystems: Climate change impacts and mitigation[J]. *Environmental Reviews*, 2016, 24(2): 132–143.
- [136] Yu G, Jia Y, He N, et al. Stabilization of atmospheric nitrogen deposition in China over the past decade[J]. *Nature Geoscience*, 2019, 12(6): 424–429.

Soil reactive nitrogen gases emission: A review

SONG Yaqi^{1,2}, WU Dianming^{2,3,4*}, YU Yuanchun^{1*}

1. College of Biology and the Environment, Co-Innovation Center for the Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China
2. School of Geographical Sciences, East China Normal University, Key Laboratory of Geographic Information Sciences, Ministry of Education, Shanghai 200241, China
3. Institute of Eco-Chongming (IEC), Shanghai 202162, China
4. State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China

Abstract Improper application of nitrogen fertilizers may lead to excessive emissions of soil nitrogen gases (N_r , including N_2O , HONO , NO_x , NH_3 , etc.), which may seriously threaten the ecological environment and human health. Emission of N_r from soil involves a variety of biotic and abiotic processes, which have complex mutual interactions. Soil physical and chemical properties, fertilization factors, climate, etc. will all affect the production and emission of soil N_r to a certain extent. This paper summarizes the current research status of soil N_r emission processes, regulatory factors, and soil N_r emission flux estimation. We further argue that future research should adopt a variety of methods, such as the combination of macro and micro studies, multi-disciplinary cross studies, combination of GIS technology and mechanic modelling, metagenomics sequencing, remote sensing observation and other techniques, and so on. More work should focus on in-depth exploration of key mechanisms, driving factors and spatial patterns of soil N_r emissions, as well as the response of soil N_r emissions to global change and carbon neutrality, and improving estimation models of soil N_r emission. This review provides a scientific basis and guidance for effectively controlling and reducing atmospheric N_r pollution, improving air quality and optimizing nitrogen fertilizer utilization.

Keywords soil reactive nitrogen; nitrogen cycling; land-air interaction ●



(责任编辑 徐丽娇)