

尿素穴施削减麦田 NH_3 挥发、NO 和 N_2O 排放

德吉卓玛¹, 曾科^{2#}, 尹斌³, 李琪^{1*}, 姚元林^{1*}

(1. 南京信息工程大学生态与应用气象学院, 江苏省农业气象重点实验室, 江苏 南京 210044; 2. 广东省农业科学院农业资源与环境研究所, 广东 广州 510640; 3. 中国科学院南京土壤研究所, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 江苏 南京 210018)

摘要: 传统的尿素表施往往导致大量的活性氮损失, 如 NH_3 和 NO_x 排放, 加剧了我国城市的空气污染, 特别是在冬季。将尿素集中穴施于土下, 可能对 NH_3 和 NO_x 的排放有深远的影响。但对于冬小麦田, 这方面的研究欠缺。基于此, 在冬小麦田开展了田间试验, 设置了 3 个处理: 传统的尿素 3 次表施 (CT); 尿素一次性穴施 (PP); 不施氮的对照处理 (CK)。结果表明, 尿素一次性穴施模式下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 扩散到土壤表层的程度很小, 从而使穴施处理麦季的 NH_3 挥发总量比表施处理低 80%, 与 CK 处理相同, 仅占总施氮量的 0.7%。穴施处理明显减少了 NO 日排放通量, 穴施麦季的 NO 排放总量仅占施氮量的 0.1%。相比表施处理, 穴施处理使麦季的 N_2O 排放量降低了 25%, 占总施氮量的 0.6%。穴施处理消除 NO 和 N_2O 排放主要在于 NH_4^+ 扩散的范围小 (仅在土下 4 ~ 13 cm), 肥点附近高浓度的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和冬季低温不利于微生物的硝化作用。由于尿素穴施延长了肥效, 穴施处理的小麦产量并未减产, 与表施相似。因此, 在冬小麦种植系统中, 尿素穴施可以提升环境效益而不牺牲小麦产量。

关键词: 尿素穴施; NH_3 挥发; NO 排放; N_2O 排放; 集约化小麦种植系统

冬小麦是我国重要的粮食作物之一, 其产量与国民经济发展和人民生活质量具有密切的关系, 保持单位面积小麦产量对确保国家粮食安全至关重要^[1-2]。据报道, 冬季的空气污染比其他季节的空气污染更为严重^[3]。冬小麦生产是 NH_3 和 NO 排放的主要来源之一^[4-5]。因此, 减少冬小麦生产中的气态氮排放 (NH_3 和 NO_x) 已被认为是缓解空气污染和确保环境完整性的最紧迫和最具挑战性的研究问题之一^[6-7]。

作为一种大气化学活性气体, NO 是 NO_x 的主要组成成分, 对全球变暖产生间接影响, 是一种典型的污染性气体, 并对环境造成严重的损害^[8-9]。全球农田 NO 年排放量 (以氮计) 约为

1.4 ~ 5.5 Tg^[10], 我国农田 NO 排放量约占全球农田排放量的 41%^[11]。从土壤中排放的 NO 不仅因其与大气中的 O_3 快速反应而成为 NO_x 的重要贡献者, 而且通过影响 O_3 的产生和破坏而成为大气化学变化的重要贡献者^[12]。与氮氧化物的排放相比, N_2O 是一种重要的温室气体之一, 加剧了全球气候变暖, 对全球气候变化产生重大影响。 N_2O 排放的主要来源是农田生态系统, 农业 N_2O 排放量占全球人为活动产生的 78%^[13]。而 NH_3 排放与 $\text{PM}_{2.5}$ 水平的时空变化有更强的关联。二级铵盐的总质量占据了 $\text{PM}_{2.5}$ 的 25% ~ 60%^[3, 6]。中国当前因 $\text{PM}_{2.5}$ 引起的健康损害造成的经济损失总额约占全国 GDP 的 1%^[14]。世界上污染最严重的城市有 70% 位于中国^[15]。 NH_3 挥发是农田氮素损失的主要途径之一, 对生态环境中的氮循环至关重要^[16]。 NH_3 挥发不仅降低了氮肥利用效率, 而且还会造成大气干湿沉降、雾霾以及温室效应等生态环境问题^[17-18]。全球年均 NH_3 挥发总量约为 54 Tg^[19], 我国 2020 年农田年均 NH_3 挥发已经达到 8.8 Tg, 并预测到 2030 年会增长 13.6%^[20]。

传统的氮肥表施造成大量的氮从地表土壤中流失, 导致氮肥利用效率低^[21-22]。与传统的表施相

收稿日期: 2023-08-03; 录用日期: 2023-11-07

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金项目 (42007210); 江苏省碳达峰碳中和科技创新专项 (BE2022425); 广东省重点计划项目 (2023B0202010027)。

作者简介: 德吉卓玛 (1996-), 硕士研究生, 主要研究领域为生态农业。E-mail: 3203165573@qq.com。曾科 (1991-), 助理研究员, 博士, 主要研究方向为土壤培肥改良与氮肥高效利用。E-mail: 18761687868@163.com。德吉卓玛和曾科为共同第 1 作者。

通讯作者: 李琪, E-mail: liqix123@sina.com; 姚元林, E-mail: 002969@nuist.edu.cn。



比,适宜的穴施不仅可以通过减少氮损失来提高氮利用效率,还可以通过增强根系酶代谢活性来提高氮利用效率和粮食产量^[23]。目前,针对麦田化肥减量增效技术的研究主要集中在秸秆还田、合理密植、适期播种、优化肥料运筹、有机无机肥配施和施用新型肥料等方面^[24-29]。然而,采用深施措施以减少氮污染,提高麦季氮肥利用效率方面的研究报道较少。为了进一步提高麦田化肥的利用效率并减少对环境的负面影响,本研究假设尿素穴施可以实现在不牺牲小麦产量的情况下,减少 NH_3 和 NO 排放的有效方法,因为土壤颗粒会吸附大量的 NH_4^+ ,穴施肥点附近高浓度的土壤 NH_4^+-N 会抑制硝化过程,而且氮肥的肥效将延长。长江三角洲是中国最大的城市群之一,由于人口密集、工农业发展迅速、城市急剧扩张和人类活动频繁, $\text{PM}_{2.5}$ 污染问题比较严重^[30]。在该地区,特别是在冬季,减少与 $\text{PM}_{2.5}$ 有关的农业气态氮排放是一个优先推进的事项。水稻-冬小麦轮作是该地区的主要种植模式之一。因此,本研究在该地区的集约化冬小麦田进行了田间试验,旨在(a)监测一次性尿素穴施对 NH_3 和 NO 排放的影响;(b)阐明一次性尿素穴施模式下 NH_4^+ 和 NO_3^- 的季节性动态;(c)评估一次性尿素穴施的小麦产量、氮吸收量和净经济效益。

1 材料与方法

1.1 试验地点

田间试验在中国科学院常熟国家农业生态系统观测研究站($31^\circ 15' 15'' \text{N}$, $120^\circ 57' 43'' \text{E}$)进行。该站位于长江三角洲的中部。主要的种植模式是水稻-冬小麦轮作。土壤归类为潜育型水稻土(乌栅土)。表土(0~20 cm)的理化性质:pH值为7.36,有机质含量 $35 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,总氮含量 $2.09 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,砂粒含量13.3%,粉粒含量54.8%,粘粒含量31.9%。

1.2 田间小区布置

在田间设置了3个处理:CT(尿素表施, $\text{N } 210 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、PP(一次性尿素穴施, $\text{N } 210 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和CK(对照,不施氮肥)(表1)。表施处理,尿素分3次表施,施肥比例为40%、20%和40%。穴施处理,尿素一次性穴施在土下10 cm,行列间距均为20 cm。 P_2O_5 肥料($63 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和 K_2O 肥料($84 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)作为基肥一次性施用。每个处理4个重复,小区面积为 $6 \text{ m} \times 7 \text{ m}$ 。根据天气情况,小麦种子在11月初播入表层土壤(3~5

cm土壤深度)。本研究中使用的小麦品种为杨麦16(*Triticum aestivum* L., cv. Yangmai 16),为当地广泛栽培品种。试验在2014—2016年的小麦季开展,根据降水情况补充灌水, NH_3 挥发、 NO 和 N_2O 排放放在2014—2015年麦季进行采集。

表1 麦季各处理的氮肥运筹($\text{N kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)

处理	施氮方式	施氮量	基肥	分蘖肥	返青肥
CT	表施	210	84	42	84
PP	穴施	210	210	0	0
CK	—	0	0	0	0

1.3 测定项目与方法

NH_3 挥发采用密闭室间歇通气法测定^[30],由密闭室、真空泵、 NH_3 吸收液组成。在每个小区安装了一个圆柱形的密闭室(高15 cm,直径20 cm)。密闭室内的换气频率为 $15 \sim 20 \text{ 次} \cdot \text{min}^{-1}$ 。通过抽气减压的方式使密闭室中的气相 NH_3 通过盛有60 mL稀硫酸吸收液($0.05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$)的洗气瓶被捕获。每天收集两次气体,分别在上午(8:00—10:00)和下午(15:00—17:00)。麦季累积的 NH_3 总量为 NH_3 挥发日通量之和。

氮氧化物通量使用静态封闭室方法进行监测^[31-32]。试验开始前,将采样底座(高35 cm,直径40 cm)打入土下20 cm深。每次采样时,将圆柱形密闭室(高70 cm,直径40 cm)安放在底座上,并用胶带将密闭室与底座的接口处进行密封。对于穴施处理,每个底座里施4穴尿素。在8:00—10:00或16:00—18:00之间收集气体样品,在密封30 min后用真空泵将密闭室的气体抽入特氟隆袋(1 L)。施肥后的1~2周,每隔2 d采集1次气样,随后每周采集1次。氮氧化物浓度由化学发光 $\text{NO}-\text{NO}_2-\text{NO}_x$ 分析仪(TH2000,武汉宇虹环保产业发展有限公司,中国)测量。

收获期,每个小区收割 4 m^2 的小麦植株并称重,收获的样品在 80°C 下烘干至恒重,用凯氏定氮法分析籽粒和秸秆的氮浓度。

净经济效益(NEB)和氮肥表观回收率(RE_N)的计算方法如下:

$$\text{NEB} = P_{\text{yield}} - C_{\text{input}}$$
$$\text{RE}_\text{N} = \frac{N_{\text{yield}} \text{ 施氮} - N_{\text{yield}} \text{ 不施氮}}{N_{\text{input}}}$$

式中, P_{yield} 是谷物产量值($2 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$ 麦粒); C_{input}

是氮、磷、钾肥料及其施用的成本(4元·kg⁻¹尿素N; 3元·kg⁻¹P₂O₅; 4元·kg⁻¹K₂O; 每次表施400元·hm⁻²; 每次穴施700元·hm⁻²)。N_{yield}施氮为施氮处理的水稻吸氮量, N_{yield}不施氮为不施氮处理水稻吸氮量; N_{input}为施氮量。

对于尿素穴施处理, 在施肥后的第10、31、62、93和126 d采集穴施地块的土壤样品, 分析土壤NH₄⁺和NO₃⁻的扩散动态。土样采集方法为: 用直径3 cm的土钻, 以肥点为中心, 在肥点的4个方向(上、下、左、右)依次采集3段土壤样品, 每段土样长度为3 cm。鲜土的NH₄⁺和NO₃⁻立即用1 mol·L⁻¹氯化钾提取, 然后用紫外分光光度计测定。

1.4 数据处理

数据作图使用Origin 9.1, 土壤中的NH₄⁺和NO₃⁻扩散动态图制作使用Surfer 8.0, 数据的统计分析使用SPSS 19.0。采用单因素方差分析和LSD法多重比较评估各处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 NH₃挥发和NO排放

2014—2015年麦季期间, 穴施处理大幅降低了NH₃挥发日通量(图1)。穴施处理的NH₃挥发日通量与CK处理的结果类似, 在整个麦季没有出现

峰值。相反, 表施处理在每次施肥后3~4 d达到峰值。

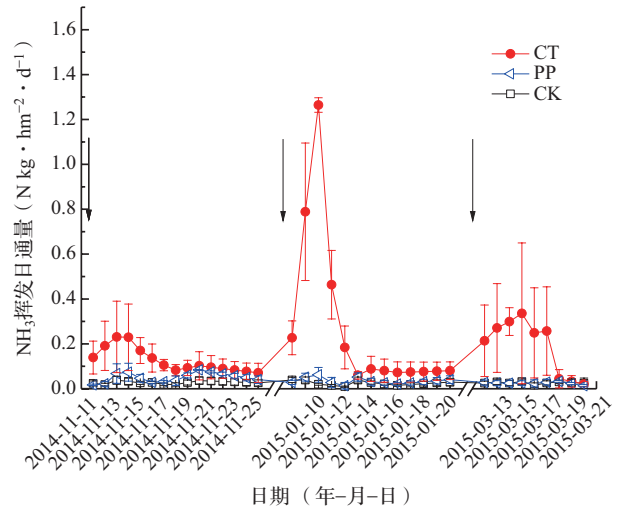


图1 麦季各处理的NH₃挥发日通量

穴施处理明显减少了麦季的NH₃挥发总量, 其NH₃排放强度值低于表施处理(P<0.05)(表2)。穴施处理的NH₃排放量只占总施氮量的0.7%, 比表施处理低80%(P<0.05)。与表施处理相比, 穴施处理中的NH₃排放强度显著降低了80%(P<0.05)。相反, 表施处理具有最高的NH₃挥发总量和NH₃排放强度。

表2 麦季各处理的NH₃挥发累积量和NH₃排放强度

处理	施肥方式	累积NH ₃ 挥发量(N kg · hm ⁻²)				§NH ₃ 排放强度(N kg · t ⁻¹)	NH ₃ 挥发率(%)	与CT相比减少比例(%)
		基肥	分蘖肥	返青肥	总量			
CT	表施	1.90a	3.54a	1.72a	7.16a	1.52a	3.4	—
PP	穴施	0.76b	0.45b	0.23b	1.43b	0.30b	0.7	80
CK	—	0.42b	0.32b	0.24b	0.98b	0.96c	—	81

注: § NH₃排放强度为每生产1 t小麦所排放的NH₃-N总量。同一列中不同的小写字母代表处理间具有显著性差异(P<0.05), 下同。

穴施处理明显减少了麦季的NO排放日通量(图2)。穴施处理的NO排放日通量在整个麦季保持较低水平, 然而, 表施处理在每次施肥后立即达到峰值, 并持续7~10 d, 然后逐渐下降到较低水平, 在基肥期NO排放尤为明显。

穴施处理有效地消除了小麦期的累积NO排放量, NO总排放量(N 0.21 kg · hm⁻²)仅占总施氮量的0.1%, 比表施处理低80%(P<0.05)(表3)。穴施处理NO排放强度最低(P<0.05), 仅为N 0.05 kg · t⁻¹, 其NO排放强度比表施处理低79%(P<0.05)。相比之下, 表施处理处理产生的NO总排放量和NO排放强度最高(P<0.05)。表施处理在基肥期的累计NO排放量占麦季累计NO排放量的一半以上。

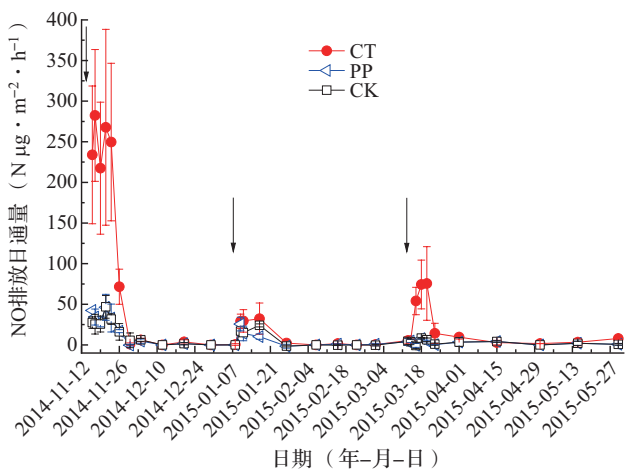


图2 麦季各处理NO排放日通量

表 3 麦季各处理的 NO 累积排放量和 NO 排放强度

处理	施肥方式	累积 NO 排放量 (N kg · hm ⁻²)				§ NO 排放强度 (N kg · t ⁻¹)	NO 排放率 (%)	与 CT 相比减少比例 (%)
		基肥	分蘖肥	返青肥	总量			
CT	表施	0.69a	0.14a	0.21a	1.04a	0.22a	0.5	—
PP	穴施	0.11b	0.05b	0.04b	0.21b	0.05b	0.1	80
CK	—	0.11b	0.08b	0.05b	0.24b	0.23a	—	77

注：§ NO 排放强度为每生产 1 t 小麦所排放的 NO-N 总量。

2.2 N₂O 排放

尿素分 3 次表施的表施处理，在基肥期和次年 3 月份返青肥期出现明显的 N₂O 排放峰值。尿素一次性穴施的穴施处理仅在在基肥期出现 1 个 N₂O 排放峰，且该峰值低于表施处理的峰值（图 3）。不施肥的 CK 处理的 N₂O 排放通量始终维持在低水平。

穴施处理有效消减了小麦期的累积 N₂O 排放量，N₂O 总排放量 (N 1.32 kg · hm⁻²) 占总施氮量的 0.6%，比表施处理低 25% ($P < 0.05$)（表 4）。反之，表施处理产生的 N₂O 总排放量和 N₂O 排放强度最高 ($P < 0.05$)，其排放率达到 0.8%。

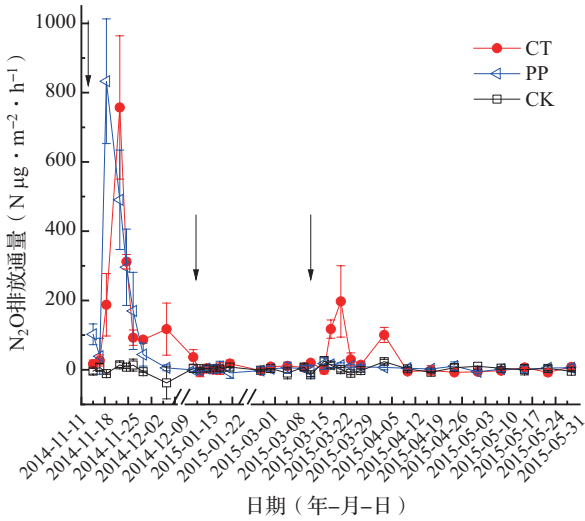


图 3 麦季各处理 N₂O 排放日通量

表 4 麦季各处理的 N₂O 累积排放量和 N₂O 排放强度

处理	施肥方式	累积 N ₂ O 排放量 (N kg · hm ⁻²)				N ₂ O 排放率 (%)	与 CT 相比减少比例 (%)
		基肥	分蘖肥	返青肥	总量		
CT	表施	1.29a	0.09a	0.38a	1.76a	0.8	—
PP	穴施	1.20a	0.02b	0.10b	1.32b	0.6	25
CK	—	-0.05b	0.02b	0.08b	0.06c	—	97

2.3 尿素穴施模式下土壤 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 的扩散动态

穴施处理的 NH₄⁺ 扩散较为缓慢，持续时间近 4 个月，且集中在土下 4 ~ 13 cm 处（图 4）。在施肥后第 10、31、62、93 和 126 d，肥点周围 0 ~ 3 cm 处的 NH₄⁺-N 最大浓度分别达到 1863、1817、403、270 和 12 mg · kg⁻¹ 干土。对于 0 ~ 4 cm 深度的表层土壤，第 10、31、62、93 和 126 d 的最高 NH₄⁺-N 含量分别为 38、24、4、22 和 4 mg · kg⁻¹ 干土。

穴施处理中的 NO₃⁻-N 的扩散范围较大（图 4）。NO₃⁻-N 浓度从施肥后第 10 d 到第 31 d 逐渐增加，在第 62 d 时保持较高水平，在第 93 d 时达到最大值，然后在第 126 d 时下降。在施肥后第 10、31、62、93 和 126 d，肥点 0 ~ 3 cm 处的最高 NO₃⁻-N 含量分别为 14、100、84、153 和 18 mg · kg⁻¹ 干土；距肥点 3 ~ 6 cm 处的最高 NO₃⁻-N 含量分别为 18、100、94、140 和 18 mg · kg⁻¹ 干土；距肥点 6 ~ 10 cm 处的最高 NO₃⁻-N 含量分别为 15、78、67、97 和 17 mg · kg⁻¹ 干土。

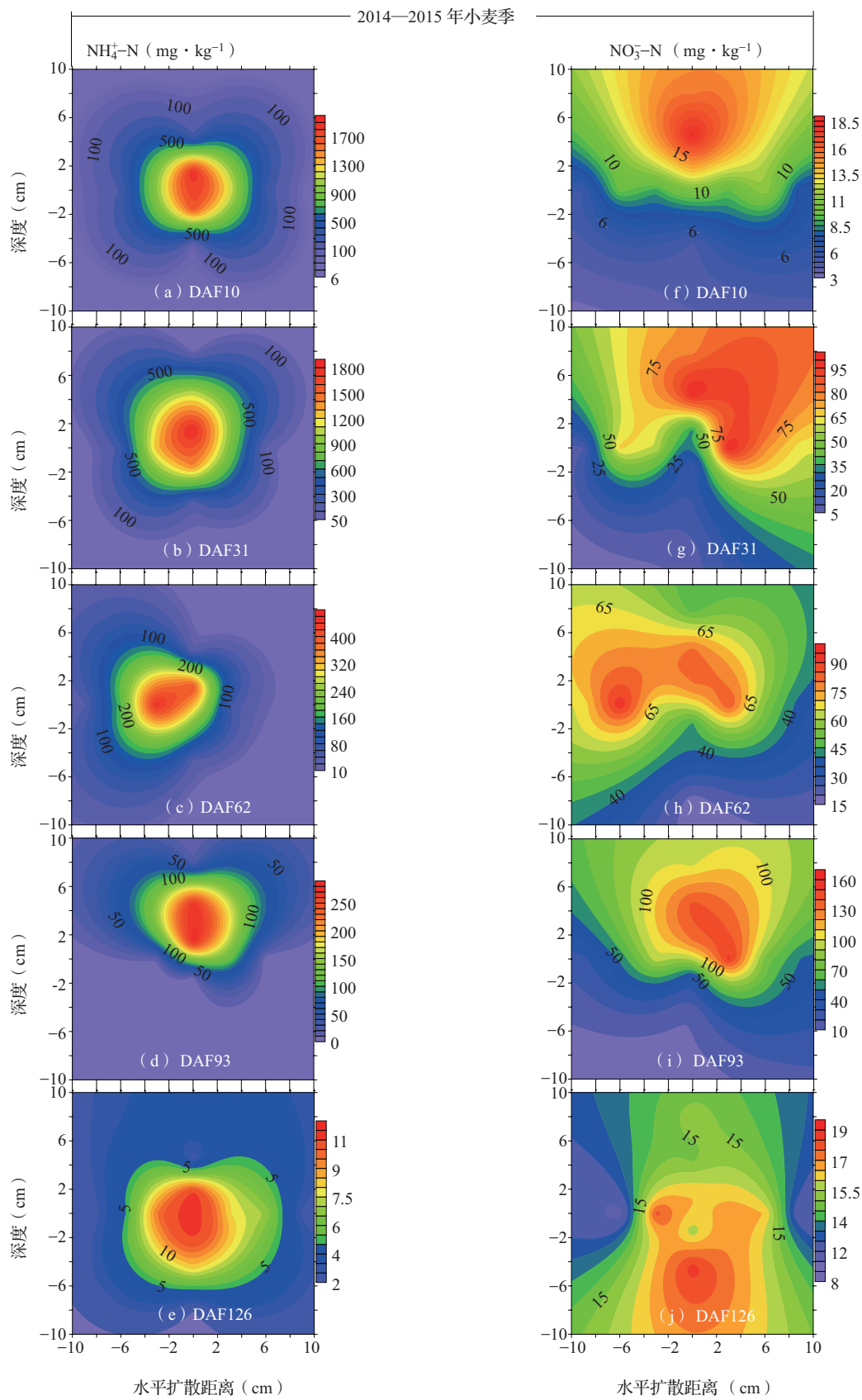


图4 麦季尿素穴施模式下土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (a-e) 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (f-j) 的扩散动态

注: DAF, 尿素穴施后的天数。尿素穴施于土下 10 cm 处, 以肥点为坐标原点。纵坐标以肥点上方为正、肥点下方为负, 横坐标以肥点右侧为正、肥点左侧为负。



2.4 产量、净经济效益、秸秆生物量、吸氮量和氮肥回收效率

穴施处理的产量与表施处理的相似(表5),二者差异不显著($P>0.05$)。与表施处理相比,穴施处

理的净经济效益略高,但二者仅在2015—2016年麦季有显著差异($P<0.05$)。与表施处理相比,穴施处理的秸秆生物量略低($P>0.05$)。而穴施处理的吸氮量和氮肥表观回收率略高于表施处理($P>0.05$)。

表5 小麦产量、净经济效益、秸秆生物量、吸氮量和氮肥表观回收率

处理	施肥方式	产量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	净经济效益 ($\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$)	秸秆量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	吸氮量 ($\text{N kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)	氮肥表观 回收率(%)
2014—2015 年						
CT	表施	4711.1a	6311a	5451.5a	101.9a	37a
PP	穴施	4788.3a	6965a	5440.7a	104.9a	39a
CK	—	1028.0b	585b	1794.5b	23.6b	—
2015—2016 年						
CT	表施	4809.3a	6507b	5096.6a	121.9a	38a
PP	穴施	5001.5a	7392a	5035.2a	125.5a	40a
CK	—	1826.1b	2181c	2220.2b	41.5b	—

3 讨论

3.1 尿素穴施消除 NH_3 挥发

我国 NH_3 挥发与 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的时空变化之间紧密相关,当前亟须缓解农业 NH_3 挥发^[6, 33]。相关研究表明,尿素侧深施能有效减少旱地的 NH_3 挥发^[34-35],但一次性尿素侧深施会降低小麦的产量^[36]。本研究显示,穴施处理不仅能消除麦田 NH_3 挥发,且不牺牲小麦的产量(表2,表5)。我国麦田的平均 NH_3 挥发率为14%,粗略估算显示,尿素穴施可使我国麦田 NH_3 总挥发量从0.53 Tg降低到0.03 Tg, NH_3 挥发的环境损失成本可减少2~1.7亿美元(按0.4~3.3美元 $\cdot \text{kg}^{-1} \text{NH}_3\text{-N}$)^[37]。显然,这一估算较为粗略,因此需要进行更多的研究来评估穴施处理在不同气候条件和土壤类型下消除 NH_3 的效果,以及对产量的影响。

尿素一次性穴施消除 NH_3 挥发,主要是由于 NH_4^+ 在肥点附近的扩散范围较小。在麦季,表层土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量保持在低水平(图4)。我国当前生产时间中已推广的深施措施为氮肥侧深施,但施肥深度仅3~5 cm,不能消除麦田 NH_3 挥发^[35]。与尿素条状侧深施相比,尿素集中穴施使得 NH_4^+ 的扩散范围更小,因此削减 NH_3 挥发的潜力更大。

3.2 尿素穴施消除 NO 排放

本研究表明,在穴施处理中,肥料引起的 NO 排放几乎为零,并且明显低于估计的全球平均值

0.7%^[38]。穴施处理消除的 NO 排放的一个可能的原因是 NO 被大量还原为 N_2O 和 N_2 。本探究中,穴施处理仅在基肥期出现了 N_2O 的排放峰值,若该 N_2O 峰值是由 NO 还原而来,则需慎重考虑 NO 和 N_2O 排放之间的权衡问题。今后需开展相关研究全面评估尿素穴施对的 NO、 N_2O 和 N_2 排放比例。

土壤中有3种产生 NO 的途径,即微生物硝化、反硝化和化学反硝化,其中硝化过程是旱地土壤的主要途径^[12, 39]。土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度是硝化和反硝化微生物的主要底物^[40]。硝化作用的第一步和限速步骤是将 NH_4^+ 氧化成 NH_2OH ,这是由氨氧化细菌(AOB)和氨氧化古细菌(AOA)产生的氨单加氧酶催化的。AOB 和 AOA 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度很敏感,当土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度超过 $5.0 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,硝化过程将被大幅抑制^[41]。在本研究中,穴施的尿素在第10 d时迅速水解成 NH_4^+ ,肥点周围的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度最高达到 $1863 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在第93 d前都很高(图4)。因此,附近的高浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会在一定程度上抑制硝化微生物活性;从而大幅降低了 NO 的排放。

土壤 pH 值是影响氮氧化物排放的另一个主要因素^[12]。当土壤 pH 值超过最佳水平时,微生物的活性将被抑制。土壤高浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会产生高 pH 值^[42]。在本研究中,在前3个月中,肥点周围的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度始终维持在较高水平,会产生高 pH

值,这可能抑制了硝化和反硝化微生物活性。化学反硝化途径产 NO 通常发生在 pH 值为 4 ~ 4.5 的酸性土壤中^[12],而本研究中的土壤 pH 值为中性(7.36),因此,不利于化学反硝化途径产 NO。

温度和土壤 NO_3^- -N 浓度是影响硝化反硝化微生物活性的主要因素。在有利的条件下,NO 排放随着土壤 NO_3^- -N 浓度的增加而增加,当土壤 NO_3^- -N 浓度大于 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干土时,NO 排放不再增加^[43]。尽管第 31 ~ 93 d,肥点周围的土壤 NO_3^- -N 浓度维持在较高水平(图 3),但在此期间(冬季),空气温度很低(低于 10°C),从而抑制了分蘖肥期间的反硝化微生物活性。

氮肥的穴施深度和肥点之间的间隔可能对 NH_3 、NO 和小麦产量有影响。为了有效减少 NH_3 挥发,氮肥在砂性壤土中应施得更深^[44-46]。本研究尿素穴施的肥点行列间距为 $20 \text{ cm} \times 20 \text{ cm}$,而 NH_4^+ 的水平扩散被限制在距离肥点不超过 8 cm 的范围(图 4),不利于肥料扩散范围外部小麦的氮素吸收,因此,使得穴施处理未产生增产效果。穴施可使氮肥维持较长的肥效,在第 93 和第 126 d,土壤 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度急剧下降(图 4),这是由于小麦植株在返青和抽穗期快速生长对 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 的快速吸收。穴施肥点之间的最佳行列间隔值得进一步研究。

3.3 尿素穴施减少 N_2O 排放

穴施处理仅在 11 月基肥期出现一次 N_2O 排放峰值,且峰值低于表施处理。这是因为尿素穴施土壤后迅速水解,并分解为 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N^[47]。施肥向土壤提供了大量氮素,为土壤硝化和反硝化作用提供充足底物,从而利于 N_2O 排放^[48-49]。冬季 12 月和 1 月,虽然肥料扩散的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度较高,但因为温度很低,抑制了微生物活性,因此,无峰值出现。到 3 月,肥料扩散的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度较低,且微生物的硝化反硝化很弱,无峰值出现。因此, N_2O 排放总量上穴施处理低于表施处理。

表施处理的 N_2O 日排放通量在整个麦季出现了两次峰值,第 1 个排放峰值出现在基肥表施后,然后逐渐下降到较低水平。冬季 1 月由于温度很低, N_2O 排放通量无明显波动,且没有出现峰值,说明低温抑制 N_2O 的排放。3 月返青期温度逐渐回升,施肥后 N_2O 日排放通量显著升高,出现了第 2 个排放峰,该峰值低于基肥期的峰值,是因为此时小

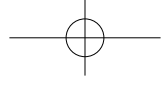
麦吸收肥料的能力更强,所以更多的肥料被小麦吸收,留给微生物的较少,因此,返青肥时期的 N_2O 排放峰值要低于基肥期。

4 结论

本研究的结果进一步证实,在集约化小麦种植系统中,采用尿素穴施的方法可以消除 NH_3 、NO 和 N_2O 的排放而不牺牲小麦产量。尿素穴施可以有效消除 NH_3 挥发,这主要归因于土壤胶体对肥料水解产生的 NH_4^+ 的吸附作用,使 NH_4^+ -N 难以扩散到表层土壤中,从而消除 NH_3 的挥发。同时,尿素穴施还能消除 NO 和 N_2O 排放,这主要是由于肥点附近土壤中高浓度的 NH_4^+ -N 和高 pH 值以及冬季低温等因素的共同作用。这些条件使得在尿素穴施附近的土壤中 NO 和 N_2O 的形成受到抑制或转化,从而消除了 NO 和 N_2O 的排放。另外,尿素穴施还能延长尿素的肥效,为进一步提高小麦产量提供了可能。此外,应优化氮肥穴施的行列间距,以及通过分次穴施弥补小麦返青抽穗期对氮素的需求,以确保养分的充分利用和作物的增产,最大限度地发挥其肥料利用率和农田生产效益。

参考文献:

- [1] 国家统计局. 中国统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.
- [2] 张义博. 新时期中国粮食安全形势与政策建议 [J]. 宏观经济研究, 2020(3): 57-66, 81.
- [3] Yin D, Zhao S, Qu J. Spatial and seasonal variations of gaseous and particulate matter pollutants in 31 provincial capital cities, China [J]. Air Quality Atmosphere and Health, 2017, 10: 359-370.
- [4] Xia L, Ti C, Li B, et al. Greenhouse gas emissions and reactive nitrogen releases during the life-cycles of staple food production in China and their mitigation potential [J]. Science of the Total Environment, 2016, 556: 116-125.
- [5] Zhao M, Tian Y, Zhang M, et al. Nonlinear response of nitric oxide emissions to a nitrogen application gradient: a case study during the wheat season in a Chinese rice-wheat rotation system. Atmos environ 102: 200-208 monia emission from ricefields [J]. Journal of Cleaner Production, 2015, 244: 1-11.
- [6] Wu Y, Gu B, Erisman J W, et al. $\text{PM}_{2.5}$ pollution is substantially affected by ammonia emissions in China [J]. Environmental Pollution, 2016, 218: 86-94.
- [7] Liu X, Vitousek P, Chang Y, et al. Evidence for a historic change occurring in China [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50: 505-506.
- [8] Medinets S, Skiba U, Rennenberg H. A review of soil NO



- transformation: associated processes and possible physiological significance on organisms [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 80: 92–117.
- [9] Vitousek P M, Mooney H A, Lubchenco J. Human domination of earth's ecosystems [J]. *Science*, 1997, 277: 494–499.
- [10] 田政云, 吴雄伟, 吴媛媛, 等. 中国旱作农田一氧化氮排放及减排: Meta 分析 [J]. *环境科学*, 2022, 43 (11): 5131–5139.
- [11] Medinets S, Skiba U, Rennenberg H, et al. A review of soil NO transformation: associated processes and possible physiological significance on organisms [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 80: 92–117.
- [12] Pilegaard K. Processes regulating nitric oxide emissions from soils [J]. *Philos Trans Roy Soc London*, 2013, 368: 20130126.
- [13] IPCC. Summary for policymakers//Climate change 2021: the physical science basis [R]. Working Group I of the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022.
- [14] Xia Y, Guan D, Meng J, et al. Assessment of the pollution–health–economics nexus in China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, 18: 14433–14443.
- [15] Asian Development Bank. Toward an environmentally sustainable future: country environmental analysis of the People's Republic of China [EB/OL]. [2014–10–13]. <http://www.adb.org/sites/default/files/pub/>. 2012.
- [16] Yang Y, Li N, Ni X Y, et al. Combining deep flooding and slow-release urea to reduce ammonia emission from rice field [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 244: 118745.
- [17] Ti C P, Xia L L, Chang S X, et al. Potential for mitigating global agricultural ammonia emission: a meta-analysis [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 141–148.
- [18] 卢丽丽, 吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展 [J]. *中国农业学报*, 2019, 24 (1): 149–162.
- [19] Peng X L, Maharjan B, Yu C L, et al. A laboratory evaluation of ammonia volatilization and nitrate leaching following nitrogen fertilizer application on a coarse-textured soil [J]. *Agronomy Journal*, 2015, 107 (3): 871–879.
- [20] Fu H, Luo Z, Hu S. A temporal-spatial analysis and future trends of ammonia emissions in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 731: 138897.
- [21] Chen X, Cui Z, Zhang F. Producing more grain with lower environmental costs [J]. *Nature*, 2014, 514: 486.
- [22] Mohanty S, Singh U, Balasubramanian V, et al. Nitrogen deep-placement technologies for productivity, profitability, and environmental quality of rainfed lowland rice systems [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 53: 43–57.
- [23] 吴晓丽, 李朝苏, 汤永禄, 等. 氮肥运筹对小麦产量、氮素利用效率和光能利用率的影响 [J]. *应用生态学报*, 2017, 28 (6): 1889–1898.
- [24] Zhao H, Sun B F, Lu F, et al. Straw incorporation strategy on cereal crop yield in China [J]. *Crop Science*, 2015, 55 (4): 1773–1781.
- [25] 杨永乐, 金彦刚, 任仰涛, 等. 播期、密度和氮肥运筹对瑞华麦 520 产量和品质的影响 [J]. *麦类作物学报*, 2021, 41 (3): 348–354.
- [26] 吴鹏, 李福建, 于倩倩, 等. 耕作与播种方式、密度和施氮量对稻茬小麦幼苗质量的影响 [J]. *麦类作物学报*, 2021, 41 (1): 72–80.
- [27] Wei W L, Yan Y, Cao J, et al. Effects of combined application of organic amendments and fertilizers on crop yield and soil organic matter: an integrated analysis of long-term experiments [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 225: 86–92.
- [28] 刘红恩, 李金峰, 刘世亮, 等. 施用控释 BB 肥对冬小麦产量、氮素累积和氮肥利用率的影响 [J]. *西北农业学报*, 2017, 26 (9): 1311–1316.
- [29] Zhang Y L, Cao F. Fine particulate matter (PM_{2.5}) in China at a city level [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 14884.
- [30] 余钟奇, 瞿元昊, 周广强, 等. 2018 年秋冬季长江三角洲区域 PM_{2.5} 污染源数值研究 [J]. *中国环境科学*, 2020, 40 (10): 4237–4246.
- [31] Zhao M, Tian Y H, Ma Y C et al. Mitigating gaseous nitrogen emissions intensity from a Chinese rice cropping system through an improved management practice aimed to close the yield gap [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2015, 203: 36–45.
- [32] Williams E, Davidson E. An intercomparison of two chamber methods for the determination of emission of nitric oxide from soil [J]. *Atmospheric Environment, Part A: General Topics*, 1993, 27: 2107–2113.
- [33] Gu B, Sutton M A, Chang S X, et al. Agricultural ammonia emissions contribute to China's urban air pollution [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2014, 12: 265–266.
- [34] Cai G, Chen D, Ding H, et al. Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63: 187–195.
- [35] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? [J]. *Journal Environment Quality*, 2013, 42: 1635–1642.
- [36] Chen Z, Wang H, Liu X, et al. The fates of ¹⁵N-labeled fertilizer in a wheat-soil system as influenced by fertilization practice in a loamy soil [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 34754.
- [37] Gu B, Gey, Ren Y, et al. Atmospheric reactive nitrogen in China: sources, recent trends, and damage costs [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46: 9420–9427.
- [38] Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16: 21–29.
- [39] Russow R, Spott O, Stange C F. Evaluation of nitrate and ammonium as sources of NO and NO emissions from black earth soils (Haplic Chernozem) based on N field experiments [J]. *Soil Biology Biochemistry*, 2008, 40: 380–391.

- [40] Pilegaard K, Skiba U, Ambus P, et al. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N_2O) [J]. *Biogeosciences*, 2006, 3: 651–661.
- [41] Garrido F, Hénault C, Gaillard H, et al. N_2O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 559–575.
- [42] Parchomchuk P, Neilsen G H, Hogue E J. Effects of drip fertigation of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and P on soil pH and cation leach [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1993, 73: 157–164.
- [43] Wang R, Feng Q, Liao T, et al. Effects of nitrate concentration on the denitrification potential of a calcic cambisol and its fractions of N_2 , N_2O and NO [J]. *Plant and Soil*, 2013, 363: 175–189.
- [44] Liu T Q, Fan D J, Zhang X X, et al. Deep placement of nitrogen fertilizers reduces ammonia volatilization and increases nitrogen utilization efficiency in no-tillage paddy fields in central China [J]. *Field Crops Research*, 2015, 184: 80–90.
- [45] Mohanty S, Singh U, Balasubramanian V, et al. Nitrogen deep-placement technologies for productivity, profitability, and environmental quality of rainfed lowland rice systems [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 53: 43–57.
- [46] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42: 1635–1642.
- [47] 薛利红, 李刚华, 侯朋福, 等. 太湖地区稻田持续高产的减量施氮技术体系研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35 (4): 729–736.
- [48] 侯苗苗, 吕凤莲, 张弘弢, 等. 有机氮替代比例对冬小麦/夏玉米轮作体系作物产量及 N_2O 排放的影响 [J]. *环境科学*, 2018, 39 (1): 321–330.
- [49] 赵长盛, 胡承孝, 孙学成, 等. 温度和水分对华中地区菜地土壤氮素矿化的影响 [J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20 (7): 861–866.

Eliminating NH_3 , NO and N_2O emissions simultaneously in a wheat field by urea point placement

Dekyi Droma¹, ZENG Ke^{2#}, YIN Bin³, LI Qi^{1*}, YAO Yuan-lin^{1*} (1. School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, Nanjing Jiangsu 210044; 2. Institute of Agricultural Resources and Environment, Guangdong Academy of Agricultural Sciences, Guangzhou Guangdong 510640; 3. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Nanjing Jiangsu 210008)

Abstract: Traditional surface application of urea often leads to the large amount of reactive nitrogen (N) losses, such as NH_3 and NO_x emissions, which have substantial impacts on the air pollution of Chinese cities, especially in winter. Urea point placement may have profound influences on NH_3 and NO_x emissions due to the concentrated N-fertilizer under root zone, but there has no such information available in winter wheat fields. A field experiment in a winter wheat field conducted which included three treatments: traditional 3-split urea broadcasting (CT); one-time urea point placement (PP), and CK without N. The results demonstrated that the total loss of NH_3 from the point placement was negligible due to minimal $\text{NH}_4^+\text{-N}$ diffusion into the surface soil layer, which was only 0.7% of the total applied N and 80% lower than that of the broadcasting treatment. The point placement treatment notably minimized the daily NO fluxes, and its total NO emission only accounted for 0.1% of the applied N. Compared with the broadcasting treatment, the point placement treatment reduced the wheat seasonal N_2O emission by 25%, which accounted for 0.6% of the total nitrogen application. Negligible NO and N_2O emission in the point placement treatment was attributable to the narrow range of NH_4^+ movement (4–13 cm below the soil surface), high concentration around fertilizer placement and low winter temperature suppressed the microbial nitrification. The point placement treatment produced similar wheat yield compared to broadcasting due to the long-lasting fertilization effects. In conclusion, urea point placement could provide environmental benefits without sacrificing wheat yield in winter wheat cropping systems.

Key words: urea point placement; NH_3 volatilization; NO emission; N_2O emission; intensive wheat cropping system