覆膜栽培及抑制剂施用对稻田 N_2O 排放的影响①

张 怡[1,3]，吕世华[2]，马 静[1]，徐 华[1*]，袁 江[2]，董瑜皎[2]

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所)，南京 210008；
2 四川省农业科学院土壤肥料研究所，成都 610066；3 中国科学院大学，北京 100049)

摘 要：采用静态箱–气相色谱法研究脲酶抑制剂氢醌(Hydroquinone, HQ)与硝化抑制剂双氰胺(Dicyandiamide, DCD)配合施用(HQ/DCD)对常规栽培和水稻覆膜节水高产栽培下四川丘陵地区稻田的 N_2O 排放的影响。结果表明，水稻生长期，常规栽培和水稻覆膜节水高产栽培稻田 N_2O 排放总量分别为 41.8 mg/m^2 和 506.9 mg/m^2。HQ/DCD 施用减少常规栽培与水稻覆膜节水高产栽培稻田 N_2O 季节总排放，降幅分别为 25.2% 和 48.5%。常规栽培和水稻覆膜节水高产栽培 N_2O 季节总排放占施氮量的 0.3% 和 3.4%，施入 HQ 与 DCD 后，其 N_2O 季节总排放分别降为施氮量的 0.2% 和 1.7%，HQ/DCD 施用对水稻覆膜节水高产栽培下的 N_2O 减排更为有效。各处理 N_2O 排放与 5 cm 土壤温度、土壤 Eh 无显著相关性。

关键词：地膜覆盖；N_2O 排放；稻田；脲酶抑制剂；硝化抑制剂

中图分类号：X511

N_2O 是重要的温室气体。虽然它在大气中含量远低于 CO_2，但在 100 年时间尺度上，单位质量 N_2O 的增温潜势是 CO_2 的 298 倍[1]。此外，N_2O 参与导致臭氧层破坏的光化学反应，研究表明，N_2O 对臭氧层破坏贡献最大，其臭氧层破坏潜势(Ozone depletion potential, ODP)达 0.017[2]。2010 年大气中 N_2O 浓度已由工业革命前的约 270 nl/L 增至 322 nl/L[3]，并且目前仍以 0.25% 的速度递增[4]。每年农业生产活动造成的 N_2O 排放约 2.8 Tg N，占总人为源的 42%[5]。虽然早期研究表明，稻田排放的 N_2O 很少[6-7]，但近期研究发现，稻田 N_2O 排放量不容忽视[8-10]。我国是水稻种植大国，稻田每年向大气排放 N_2O 约 88 Gg N[11]，尤其目前约有 57% 的水稻田采用间歇灌溉的水分管理，更加大了稻田 N_2O 排放[12]。

我国稻田氮肥投入呈不断增加的趋势[13]，而作物对氮肥利用效率较低[14]。未被作物吸收的氮素可被硝化细菌与反硝化细菌利用，造成 N_2O 排放。减少 N_2O 排放可通过提高氮肥利用效率得以实现[15]。尿素是我国广泛使用的氮肥品种，脲酶抑制剂及硝化抑制剂与其配合使用，可延缓尿素水解，抑制尿素水解后的硝化过程，使施入土壤的氮源能够较长时间以 NH_4^+-N 形态存在，提高作物对氮肥的利用效率，从而减少土壤 N_2O 排放[16]，其作用效果受土壤类型、施肥种类及施氮量、脲酶抑制剂及硝化抑制剂施用量、土壤温度及土壤水分等综合因素影响[17]。覆膜栽培增加土壤 N_2O 排放[18-23]，但针对覆膜对稻田 N_2O 排放影响的研究较少[21-22]。以往有关覆膜稻田的研究仅观测了地膜覆盖处(厢面区域)N_2O 排放，并未观测未被地膜覆盖土壤(厢沟区域)N_2O 排放[21-22]，这样可能会过高估计覆膜栽培对稻田 N_2O 排放的影响。作为一种新型的栽培方式，水稻覆膜节水高产栽培将传统覆膜栽培与现代农业有机结合，采用三角形稀疏栽培，进行一次性精量施肥(肥料只施于厢面而不施于厢沟，其施肥量少于常规栽培同等大小田块的施肥量)，可在节水节肥的同时保证水稻高产稳产[24]。目前，该技术已在四川广泛推广，推广面积达 70 000 hm^2，占四川稻田总面积 3.4%[25]。与传统的覆膜栽培相比，该技术不仅减少氮肥施用，还减少苗间竞争，促进水稻生长[24]。施氮量与水稻植株均会影响土壤 N_2O 排放，水稻覆膜节水高产栽培对稻田 N_2O 排放的影响可能与传统覆膜有所不同。水稻覆膜节水高产栽培及其与脲酶抑制剂与硝化抑制剂配合施用对四川丘陵

①基金项目：中国科学院战略性先导科技专项(XDA05020200)、科技部国际科技合作项目(S2012GR0080)、公益性行业(农业)科研专项(201103039)和中国香港特别行政区嘉道理农场暨植物园项目资助。

* 通讯作者(hxu@issas.ac.cn)

作者简介：张怡(1988—)，女，江苏南京人，硕士研究生，主要从事农田温室气体排放及其减缓对策研究。E-mail: yzhang@issas.ac.cn

地区稻田 N_2O 排放的影响迄今未见报道。

本试验通过田间原位观测，研究水稻覆膜节水高产栽培对四川丘陵地区稻田 N_2O 排放的影响，并探讨水稻覆膜节水高产栽培下脲酶抑制剂氢醌(Hydroquinone, HQ)与硝化抑制剂双氰胺(Dicyandiamide, DCD)配合施用(HQ/DCD)对 N_2O 的减排效果。为进一步研究水稻覆膜节水高产栽培稻田 N_2O 排放规律及寻求该栽培方式下有效的 N_2O 减排措施提供数据支撑和科学依据。

1　材料与方法

1.1　试验设计

田间试验于 2011 年在四川省资阳市雁江区雁江镇响水村(104°34′E，30°05′N)进行。该地区平均气温 16.8℃，平均年降水量 965.8 mm。试验土壤为侏罗纪遂宁组母质发育红棕紫泥，土壤全碳含量为 29.8 g/kg，全氮含量为 1.9 g/kg，土壤 pH 为 8.2。

为考察不同栽培方式下 HQ/DCD 施用对稻田 N_2O 排放的影响，试验设置 4 个处理：①常规栽培(TF)：尿素施用总量为 N 150 kg/hm^2，按基肥∶分蘖肥 7∶3 施用(施用时间分别为 4 月 28 日和 5 月 20 日)；②常规栽培施用 HQ/DCD(TF+HQ/DCD)：田间管理同 TF 处理，HQ/DCD 与基肥混施，HQ 与 DCD 的施入量分别为尿素总施用量的 0.3% 和 5%；③水稻覆膜节水高产栽培(PM)：试验小区设 4 条厢沟，3 条厢面。各厢沟长 4 m、宽 12.5 cm、深 15 cm，相邻 2 条沟的间距为 1.5 m。尿素施用量为 N 150 kg/hm^2，4 月 28 日作基肥一次性施入，肥料均匀施于厢面上；④水稻覆膜节水高产栽培施用 HQ/DCD(PM+HQ/DCD)：田间管理同 PM 处理，HQ/DCD 与基肥混施，HQ 与 DCD 的施入量分别为尿素总施用量的 0.3% 和 5%。小区面积为 20 m^2(4 m×5 m)，每个处理 3 次重复，随机区组设计。

1.2　田间管理

供试水稻品种为内香 10 号，于 4 月 4 日育秧，5 月 2 日移栽，8 月 31 日收获。TF 与 TF+HQ/DCD 处理按当地农民栽培方式进行，植株间距为 30 cm × 15 cm，水稻移栽密度为 25 穴/m^2；PM 与 PM+HQ/DCD 处理采用三角稀植，行窝距为 40 cm × 40 cm，每窝以三角形方式栽 3 苗，苗间距 12 cm，移栽密度为 18 穴/m^2。TF 与 TF+HQ/DCD 处理参照当地常规水分管理模式，即前期淹水(4 月 28 日—6 月 4 日)，中期烤田(6 月 5—22 日)，后期干湿交替(6 月 23 日—8 月 31 日)；PM 与 PM+HQ/DCD 处理按吕世华等[24]推荐的水分管理模式，于 4 月 28 日在厢面上均匀覆盖 0.004 mm 薄膜，于 6 月 5 日—7 月 5 日进行烤田，烤田期间排尽厢沟水层，其余时间均保持厢面无水层，厢沟有水层。所有处理均施用 525 kg/hm^2 的过磷酸钙、150 kg/hm^2 的氯化钾、3 kg/hm^2 的硼砂和 2.3 kg/hm^2 的一水合硫酸锌，作为基肥一次性施入。

1.3　样品采集

N_2O 样品用静态箱采集，箱体均由不锈钢制成。对于 TF 与 TF+HQ/DCD 处理，静态箱包括中段箱和顶箱 2 部分，高分别为 60 cm 和 70 cm，底面积均为 40 cm × 40 cm，中段箱顶部设有密封用水槽，用于水稻生长后期加层。对于 PM 与 PM+HQ/DCD 处理，需在试验小区内放置 2 个静态箱，箱 A 放置于厢面正上方，其尺寸与 TF 及 TF+HQ/DCD 处理一致，箱 B 放置于厢沟，高为 70 cm，底面积为 40 cm × 10 cm。水稻生长期每隔 4 ~ 7 天采样一次，采样时间为上午 8:00—12:00。采样时将静态箱罩在事先埋入田间地下约 15 cm 深处的不锈钢底座上。静态箱密封后用两通针将气体导入 18 ml 预先抽真空的玻璃瓶中，每 15 min 采样 1 次，共采样 4 次。采集气样的同时，测定 10 cm 处土壤 Eh、水层厚度、箱内气温及 5 cm 处土温。

1.4　样品分析

样品 N_2O 浓度用岛津气相色谱(Shimadzu GC-12A, Kyoto, Japan)测定，检测器为 ^{63}Ni 电子捕获(ECD)检测器。色谱柱为 80/100 目 PorapakQ 填充柱，柱温 65℃，检测器温度为 300℃。载气为 95% 氩气 + 5% 甲烷，流速为 40 ml/min。N_2O 标准气体由日本国立农业环境技术研究所提供。

1.5　计算方法

根据 N_2O 浓度与时间关系曲线分别计算 N_2O 排放通量。

N_2O 排放通量计算公式如下[26]：

$$F = \rho \times V/A \times dc/dt \times 273/T \quad (1)$$

式中，F 为 N_2O 的排放通量(N_2O-N，μg /(m^2·h))；ρ 为标准状态下 N_2O 密度(1.25 kg/m^3)；V 为采样箱内有效体积(m^3)；A 为采样箱所覆盖的土壤面积(m^2)；dc/dt 为单位时间内采样箱内 N_2O 浓度变化(nl/(L·h))；T 为采样箱内温度(K)。

对于 PM 与 PM+HQ/DCD 处理，通过箱 A 测得的气体排放通量(F_A)为厢面气体排放通量，通过箱 B 测得的气体排放通量(F_B)为厢沟气体排放通量，PM 与 PM+HQ/DCD 处理的气体排放通量为厢面及厢沟的气体排放通量与对应区域面积的加权平均，即：

$$F_C = (F_A \times S_A + F_B \times S_B)/S \quad (2)$$

式中，S_A、S_B 和 S 分别为试验小区内厢面区域、厢沟

区域和小区面积。

N_2O 排放通量用 3 个重复的每次观测平均值及标准偏差表示。N_2O 的季节总排放量是将每次观测值按时间间隔加权平均后再取 3 个重复的平均值。处理间比较以 3 个重复的平均值进行方差分析及多重比较。

2 结果与讨论

2.1 常规栽培方式下稻田 N_2O 排放特征

水稻生长期内，TF 与 TF+HQ/DCD 处理的 N_2O 排放季节变化如图 1a 所示。基肥及分蘖肥施用后，TF 处理出现明显的 N_2O 排放峰，峰值分别为 44.9 μg/(m^2·h)和 54.2 μg/(m^2·h)。而 TF+HQ/DCD 处理在基肥施用后无明显 N_2O 排放，追肥后出现 N_2O 排放峰，峰值为 20.7 μg/(m^2·h)。水稻生长中期，TF 与 TF+HQ/DCD 处理的 N_2O 排放峰出现在烤田期及烤田结束后的复水期。在此期间，TF 处理两次排放峰值分别为 84.9 μg/(m^2·h)和 13.7 μg/(m^2·h)。TF+ HQ/DCD 处理两次 N_2O 排放峰与 TF 处理无显著差别(峰值分别为 77.8 μg/(m^2·h)和 26.0 μg/(m^2·h))，水稻生长后期干湿交替阶段，降雨明显促进 TF 与 TF+HQ/ DCD 处理的 N_2O 排放(图 1a, c)。

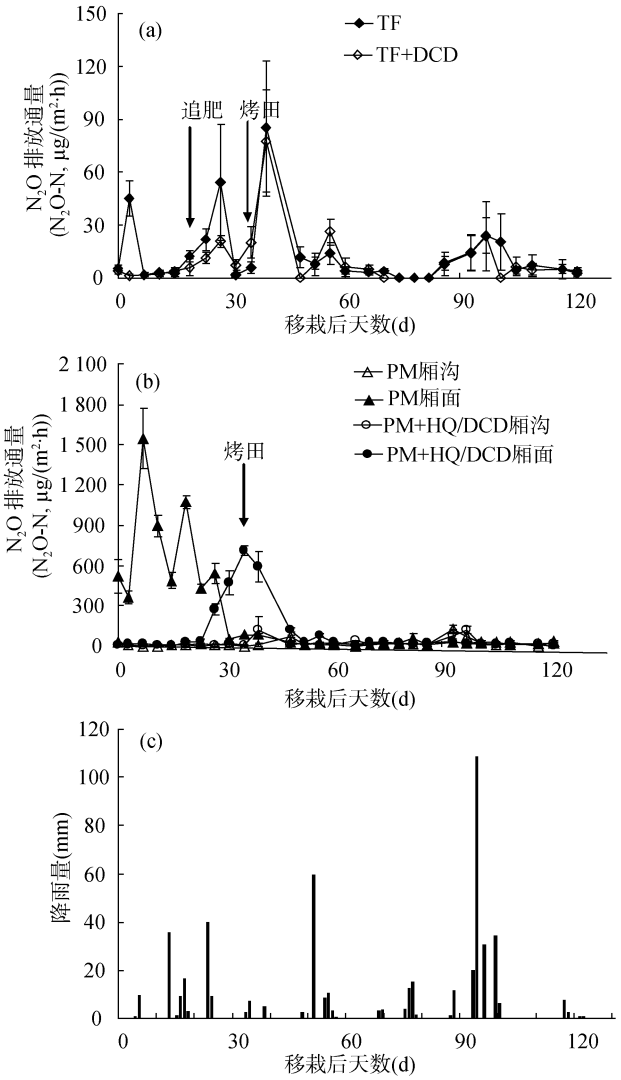


图 1 常规栽培方式下**(a)**与覆膜节水高产栽培下**(b)**稻田 N_2O 排放通量及降雨量(c)季节变化

Fig. 1 Temporal variation of N_2O flux under traditional flooding cultivation (a) and no-flooding with plastic mulching cultivation (b) and precipitation (c) during the rice growing season

2.2 水稻覆膜节水高产栽培方式下 N_2O 排放特征

图 1b 显示 PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面及厢沟区域 N_2O 排放季节变化。基肥施用后第 3 天，PM 处理厢面区域观测到明显的 N_2O 排放，在施肥后第 10 天出现 N_2O 最高排放峰，峰值为 1 547.2 μg/(m^2·h)。基肥施用后，PM+HQ/DCD 处理厢面区域 N_2O 排放较低，在施肥后第 38 天出现 N_2O 排放峰，峰值为 708.4 μg/(m^2·h)。随着水稻生长，PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面区域的 N_2O 排放逐渐降低，在水稻生长后期 N_2O 排放维持在较低水平。水稻生长期，PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢沟区域呈现相同的 N_2O 排放季节变化。烤田及水稻生长后期强降雨促进厢沟区域 N_2O 排放(图 1b, c)，在此期间，PM 处理厢沟两次排放峰值分别为 71.4 μg/(m^2·h)和 129.2 μg/(m^2·h)，PM+HQ/DCD 处理厢沟的两次排放峰值分别为 119.3 μg/(m^2·h)和 118.9 μg/(m^2·h)。

2.3 栽培方式对稻田 N_2O 排放的影响

水稻覆膜节水高产栽培显著增加稻田 N_2O 排放。移栽后第 0 天至移栽后第 35 天，PM 处理的 N_2O 排放通量均显著高于 TF 处理(P<0.05)，烤田开始至水稻收获，二者无显著差异(图 2)。PM 处理对施肥的响应明显，相较于 TF 处理，施肥后 PM 处理的 N_2O 排放强度大，且持续时间长。

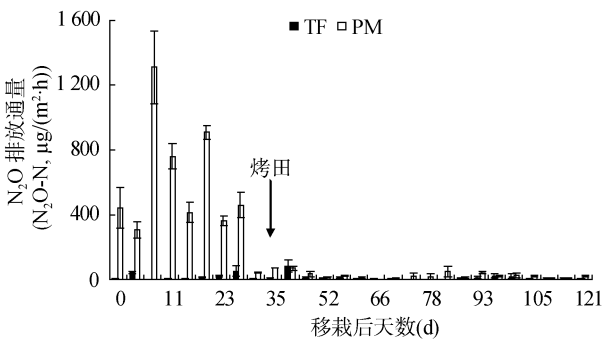


图 2 TF 与 PM 处理稻田 N_2O 排放季节变化的比较

Fig. 2 Comparison of N_2O fluxes from paddy field between treatment TF and PM

覆膜稻田土壤水分状况及土壤通气性更利于 N_2O 产生。覆膜旱作水稻土壤含水量维持在田间持水量的 65% ~ 75%[27]，研究表明[28]，土壤含水量在田

间持水量的 45% ~ 75% 时，硝化细菌与反硝化细菌均可能成为 N_2O 的主要制造者。覆膜旱作改善水稻根系的通气条件，尿素水解与土壤有机氮矿化释放出的 NH_4^+ 易被土壤硝化细菌氧化成 NO_3^-，从而使水稻生长过程中 NH_4^+ 与 NO_3^- 在土壤中共存[29]，NH_4^+ 与 NO_3^- 共存为土壤硝化反硝化过程提供丰富的底物，适宜的水分条件保证了土壤硝化反硝化过程的顺利进行，从而造成 N_2O 的大量排放。

水稻苗期吸收利用土壤氮素能力较低，施入的氮肥将会有较大一部分成为 N_2O 的物质来源[30]。TF 处理在施肥后均观测到 N_2O 排放，这与 Bhatia 等[31]研究结果一致。TF 处理淹水造成的还原性条件使土壤中硝化强度较低且生成的 N_2O 很快被还原为 N_2[32]，所以与 PM 处理相比，施肥对 TF 处理的 N_2O 排放影响较低。李曼丽等[21]研究发现覆膜旱作稻田 N_2O 排放与施氮关系密切，本研究结果与此一致。

烤田改善土壤通气性，烤田期及烤田后的复水期通常观测到相当数量的 N_2O 排放[33]。本试验中，TF 处理在烤田期及随后的复水期出现相应的 N_2O 排放，这主要是土壤水分状况变化引起的；PM 处理在此期间并未观测到明显的 N_2O 排放峰。这段时间的 N_2O 排放可能取决于烤田程度[26]。尽管有研究指出稻田是 N_2O 的重要自然汇[34]，但在本试验中并未观测到稻田的 N_2O 负排放。

如表 1 所示，相较于 TF 处理，PM 处理显著增加 N_2O 季节排放总量(P<0.05)，增幅达 498.5%，这与前人研究结果[18-23]一致。

表 1　各处理 N_2O 季节排放总量(N, mg/m²)

Table 1　Cumulative emission of N_2O in all treatments during the rice growing season

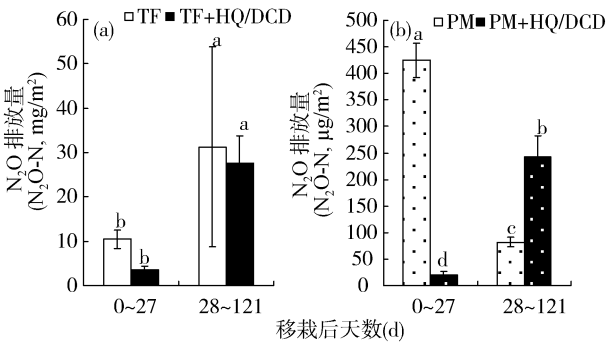
栽培方式	氮肥	
	尿素	尿素+HQ/DCD
常规栽培	41.8 ± 24.6 b A	31.2 ± 6.3 b A
水稻覆膜节水高产栽培	506.9 ± 35.2 a A	261.2 ± 53.4 a B

注：表中小写字母不同表示不同栽培方式，但同一氮肥施用方式处理间差异达到 P<0.05 显著水平；大写字母不同表示同一栽培方式，不同氮肥施用方式处理间差异达到 P<0.05 显著水平。

2.4　HQ/DCD 施用对稻田 N_2O 排放的影响

与单施尿素处理相比，HQ/DCD 与尿素混施明显减少其相应栽培方式的稻田 N_2O 排放。HQ 在在土壤中有效时间大约为 10 天[35]，而 DCD 在土壤中有效时间大约为 4 周[36]，将水稻生长期按 DCD 有效时间(移栽后第 0 天至移栽后第 27 天，0 ~ 27 天)划分可能更能说明不同栽培方式下 HQ/DCD 施用对稻田土壤 N_2O 排放的影响。

对于常规栽培，HQ/DCD 施用减少 0 ~ 27 天之间 65.1% 的 N_2O 排放，但差异并不显著(P>0.05)(图 3a)。即使土壤处于淹水状态，硝化反应仍能进行[37]，HQ/DCD 抑制硝化作用，减少 N_2O 排放。在 28 ~ 121 天之间，TF+HQ/DCD 处理的 N_2O 排放量比 TF 处理减少 11.9%，但与其无明显差异(P>0.05)。这可能更多的是受烤田程度与干湿交替周期影响[26]。



(0 ~ 27 天视为 HQ/DCD 在土壤中的有效时间，不同小写字母表示存在显著性差异)

图 3　HQ/DCD 有效时间内各处理 N_2O 排放量

Fig. 3　Cumulative emission of N_2O in all treatments during HQ/DCD effective time

对于水稻覆膜节水高产栽培，HQ/DCD 施用显著减少 0 ~ 27 天之间 N_2O 排放(P<0.05)，降幅达 95.4%，而在 28 ~ 121 天之间，PM+HQ/DCD 处理的 N_2O 排放量显著高于 PM 处理(P<0.05)(图 3b)。这主要是 PM+HQ/DCD 处理在 27 ~ 48 天之间出现 N_2O 强排放所致(图 1b)，DCD 逐渐失去效用，水稻苗期对土壤中 NH_4^+ 吸收能力较弱，土壤中大量累积的 NH_4^+-N 发生硝化反应，产生大量的 N_2O。我们在 2012 年稻季的观测中也发现 DCD 施用 30 天后 PM+DCD 处理的 NH_4^+ 含量显著大于 PM 处理(P<0.05)。较之 PM 处理，PM+HQ/DCD 处理的 N_2O 排放持续时间短，出峰推迟 28 天且峰值减少 54.1%。研究表明[38]，覆膜旱作土壤中 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 含量均显著高于常规水作，覆膜旱作稻田 N_2O 强排放是土壤硝化细菌与反硝化细菌共同作用所致[21]。脲酶抑制剂抑制尿素水解速度，减缓土壤中硝化过程，硝化抑制剂通过抑制土壤中亚硝化单细胞菌属(Nitrosomonas)活性，延缓 NH_4^+-N 氧化为 NO_2^--N 的过程，从而抑制硝化作用直接减少 N_2O 排放，并使土壤中 NO_3^--N 含量维持在较低水平从而影响反硝化过程中 N_2O 排放[39]。

整个水稻生长期，HQ/DCD 施用分别减少 TF 处理 N_2O 季节总排放的 25.2% 和 PM 处理 N_2O 季节总排放的 48.5%。Menendes 等[40]研究结果显示在土壤水分含量高且温度适宜时 DCD 可有效地抑制 N_2O 排

放。本试验中，在 HQ/DCD 作用有效期，HQ/DCD 对这段时期 TF 与 PM 处理的 N_2O 排放均有较好的抑制效果(HQ/DCD 施用分别减少 0 ~ 27 天期间 TF 与 PM 处理 N_2O 排放的 65.1% 与 95.4%)。TF 处理的 N_2O 排放集中在 HQ/DCD 已失去作用效果的水稻生长后期，而 PM 处理大量 N_2O 排放出现在 HQ/DCD 有效作用时期(图 3)。所以就 N_2O 季节总排放而言，HQ/DCD 施用对水稻覆膜节水高产栽培下的 N_2O 减排更为有效。

TF、TF+ HQ/DCD、PM 及 PM+ HQ/DCD 处理以 N_2O 形式的氮损失分别占总施氮量的 0.3%、0.2%、3.4% 和 1.7%。HQ/DCD 施用分别减少 33.3% 的 TF 处理的氮损失及 50.0% 的 PM 处理的氮损失。

2.5 土壤 Eh 和土壤温度对 N_2O 排放的影响

土壤 Eh 和土壤温度是影响稻田 N_2O 排放的重要因素。在 35 天对各处理进行烤田，烤田期间 PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面区域土壤 Eh 上升缓慢，烤田结束后至水稻收获，二者一直维持在 −150 mV 左右(图 4)。PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢沟区域、TF 和 TF+HQ/DCD 处理在烤田开始后，土壤水分剧烈变化，土壤 Eh 迅速上升，烤田结束复水之后土壤 Eh 迅速降至 0 mV 以下，TF 和 TF+HQ/DCD 处理在干湿交替阶段土壤 Eh 剧烈变化。水稻生长期 TF、TF+HQ/DCD、PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面的平均土壤 Eh 分别为 −116、−105、−123 和 −126 mV。施加硝化抑制剂可提高常规栽培土壤 Eh，这与其他研究结果一致[41]。覆膜栽培显著提高土壤 NO_3^--N 含量[29, 38]，HQ/DCD 施用可能减轻覆膜栽培厢面区域土壤 NO_3^--N 的累积，从而土壤 Eh 有所下降。

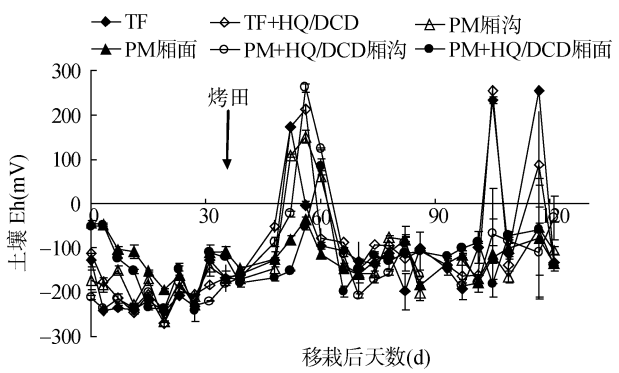


图 4 土壤 Eh 的季节变化

Fig. 4 Temporal variation of soil Eh during the rice growing season

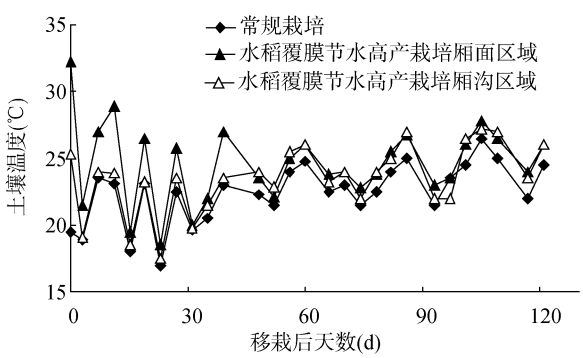
相关分析表明，N_2O 排放与土壤 Eh 无显著相关(表 2)。但 TF、TF+HQ/DCD、PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢沟区域烤田期 N_2O 的排放峰值伴随土壤 Eh 的峰值出现，后期 TF 与 TF+HQ/DCD 处理干湿交替，土壤 Eh 剧烈变化，稻田观测到明显的 N_2O 排放(图 1a，图 4)。这段时期的 N_2O 排放是土壤水分变化剧烈所致[26]。由于覆膜的保湿效应[42]，PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面区域的土壤水分含量变化不大，所以并未观测到 N_2O 排放峰及其与土壤 Eh 峰值的对应关系。

表 2 水稻生长期 N_2O 排放通量与土壤 Eh 和土壤温度的相关系数

Table 2 Correlation coefficients between N_2O flux, soil Eh and soil temperature during the rice growing period

处理	相关系数	
	N_2O 排放通量-土壤 Eh	N_2O 排放通量-土温
TF	−0.186	−0.092
TF+HQ/DCD	−0.097	0.033
PM 厢沟	0.157	0.251
PM 厢面	−0.107	0.036
PM+HQ/DCD 厢沟	−0.045	−0.172
PM+HQ/DCD 厢面	−0.145	0.062

各处理 5 cm 土壤温度的季节变化模式一致(图 5)。水稻生长期间，TF 与 TF+HQ/DCD 处理 5 cm 土温维持在 17.0℃ ~ 26.5℃ 之间，季节平均温度为 22.4℃。PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面区域 5 cm 土温在 18.5℃ ~ 32.2℃ 之间变化，季节平均温度为 24.6℃，比 TF 与 TF+HQ/DCD 处理高 2.2℃，与前人研究结果[43-44]一致。PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢沟区域 5 cm 土温在 17.5℃ ~ 27.2℃ 之间变化，季节平均温度为 23.5℃。相关分析表明，N_2O 排放与土壤温度无显著相关(表 2)。郑循华等[45]指出，5 cm 土层的日平均温度高于 15℃ 时，稻田 N_2O 排放对温度变化不敏感。土壤温度对稻田 N_2O 排放的影响可能受其他因素制约[46]。



(常规栽培土壤温度为 TF 与 TF+HQ/DCD 处理土壤温度的平均值；水稻覆膜节水高产栽培厢面/厢沟区域土壤温度为 PM 与 PM+HQ/DCD 处理厢面/厢沟区域土壤温度的平均值)

图 5 土壤温度的季节变化

Fig. 5 Temporal variation of soil temperature during the rice growing season

3　结论

水稻覆膜节水高产栽培下稻田 N_2O 季节总排放量显著高于常规栽培。两种栽培方式下，HQ/DCD 施用均有效减少稻田 N_2O 排放量。栽培方式影响 HQ/DCD 对稻田 N_2O 的减排效果，PM 处理 N_2O 排放集中在水稻生长前期，HQ/DCD 与基肥混施可显著降低 48.5% 的 N_2O 季节总排放量；而 TF 处理 N_2O 排放集中在水稻生长后期，过早施入 HQ/DCD 降低 HQ/DCD 对整个水稻生育期稻田 N_2O 排放的减排效果。各处理 N_2O 排放与 5 cm 土壤温度、土壤 Eh 无显著相关性。

水稻覆膜节水高产栽培虽然增加稻田 N_2O 排放，但它可保证水稻高产稳产，同时改淹水栽培为湿润栽培，减少水稻生长期 CH_4 排放。HQ 可抑制尿素水解，同时对随后的硝化作用产生一定的抑制，DCD 作为一种缓释的氮肥，可提高水稻产量与氮肥利用效率，减少稻田 N_2O 排放。从保证水稻产量及温室气体减排的角度考虑，水稻覆膜节水高产栽培下施用 HQ/DCD 是值得推荐的栽培方式。

参考文献：

[1] IPCC. Climate change 2007: Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing[EB/OL]. http://www.ipcc.eh/pdf/assessment-report/aI4/g1/ap4-wg1-chapter2.pdf.

[2] Ravishankara AR, John SD, Robert WP. Nitrous oxide: The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century[J]. Science, 2009, 326(5949): 123–125

[3] WMO. Greenhouse Gas Bulletin No.7. The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observation through 2010[EB/OL]. http://www.wmo.int/pages/ prog/arep/gaw/ghg/documents/GHGbulletin7en.pdf.

[4] Prinn R, Cunnold D, Rasmussen R, Simmonds P, Alyea F, Crawford A, Fraser P, Rosen R. Atmospheric emission and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ale-gauge data[J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 1990, 95: 18 369–18 385

[5] IPCC. Climate Change 2001: The Scientific Basis[M]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2001

[6] Buresh RJ, Austin ER. Direct measurement of dinitrogen and nitrous oxide flux in flooded rice fields[J]. Soil Science Society of America Journal, 1988, 52: 681–687

[7] Smith CJ, Brandon M, Patrick Jr WH. Nitrous oxide emission following urea-N fertilization of wetland rice[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1982, 28: 161–171

[8] Zhang AF, Cui LQ, Pan GX, Li LQ, Hussain Q, Zhang XH, Zheng JW, Crowley D. Effect of biochar amendment on yield and nitrous oxide emission from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 139(4): 469–475

[9] 李香兰, 徐华, 蔡祖聪. 水分管理影响稻田氧化亚氮排放研究进展[J]. 土壤, 2009, 41(1): 1–7

[10] 张惠, 杨正礼, 罗良国, 张晴雯, 易军, 杨世琦, 陈媛媛, 王明. 黄河上游灌区稻田 N_2O 排放特征[J]. 生态学报, 2011, 31(21): 6 606–6 615

[11] Xing GX. N_2O emission from cropland in China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1998, 52(2/3): 249–254

[12] Xing GX, Zhu ZL. Preliminary studies on N_2O emission fluxes from upland soils and paddy soils in China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1997, 49: 17–22

[13] 徐春春, 李凤博, 周锡跃, 方福平. 提高水稻氮肥利用率及效果研究进展[J]. 浙江农业科学, 2012(1): 98–101

[14] Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ. The nitrogen cascade[J]. BioScience, 2003, 53(4): 341–356

[15] McSwiney CP, Robertson GP. Non-linear response of N_2O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* sp.) cropping system[J]. Global Change Biology, 2005, 11: 1 712–1 719

[16] 李香兰, 徐华, 蔡祖聪. 氢醌、双氰胺组合影响稻田甲烷和氧化亚氮排放研究进展[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 917–924

[17] 李香兰, 马静, 徐华, 曹金留, 蔡祖聪. DCD 不同使用时间对水稻生长期 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3 675–3 681

[18] 黄丽华, 沈根祥, 顾海蓉, 钱晓雍, 施兴荣, Gullino ML. 肥水管理方式对蔬菜田 N_2O 释放影响的模拟研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(6): 1 319–1 324

[19] 郑磊, 江长胜, 孙丽娟, 刘聪, 冉思丹, 黄欢, 邱昕恺. 地膜覆盖对菜园紫色土壤环境因子及 N_2O 排放的影响[J]. 中国农学通报, 2011, 27(30): 82–87

[20] Nishimura S, Komada M, Takebe M, Yonemura S, Kato N. Nitrous oxide evolved from soil covered with plastic mulch film in horticultural field[J]. Biology and Fertility of Soils, 2012, 48: 787–795

[21] 李曼丽, 徐阳春, 沈其荣, 周春霖, 黄新宇, 殷晓燕, 尹金来, Dittert K. 旱作及水作条件下稻田 CH_4 和 N_2O 排放的观察研究[J]. 土壤学报, 2003, 40(6): 864–869

[22] Xu YC, Shen QR, Li ML, Dittert K, Sattelmacher B. Effect of soil water status and mulching on N_2O and CH_4 emission from lowland rice field in China[J]. Biology and Fertility of Soils, 2004, 39: 215–217

[23] 韩建刚, 白红英, 曲东. 地膜覆盖对土壤中 N_2O 排放通量的影响[J]. 中国环境科学, 2002, 22(3): 286–288

[24] 吕世华, 曾祥忠, 任光俊, 张福锁. 水稻覆膜节水综合高产技术[J]. 四川农业科技, 2009(2): 23–24

[25] 中国农业年鉴. 2004—2008 年全国及各省(市、区)粮食及水稻播种面积和产量[J]. 中国稻米, 2010(6): 73–75

[26] 蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统 CH_4 和 N_2O 排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2008: 106–112

[27] 黄义德, 张自力, 魏凤珍, 李金才. 水稻覆膜旱作的生态生理效应[J]. 应用生态学报, 1999, 10(3): 305–308

[28] Hansen S, Mahlum JE, Bakken LR. N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 25: 621–630

[29] 李永山, 吴良欢, 路兴花, 赵利梅, 范巧兰. 丘陵山区覆膜旱作稻田土壤硝态氮和铵态氮动态变化规律探讨[J]. 科技通报, 2007, 23(2): 207–210

[30] 杨兰芳, 蔡祖聪. 施氮和玉米生长对土壤氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报, 2005, 16(1): 100–104

[31] Bhatia A, Sasmal S, Jain N, Pathak, H, Kumar R, Singh A. Mitigating nitrous oxide emission from soil under conventional and no-tillage in wheat using nitrification inhibitors[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 136(3): 247–253

[32] Cai ZC, Laughlin RJ, Steven RJ. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from soil under different water regimes and straw amendment[J]. Chemosphere, 2001, 42: 113–121

[33] 李香兰, 马静, 徐华, 曹金留, 蔡祖聪. 水分管理对水稻生长期 CH_4 和 N_2O 排放季节变化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 535–541

[34] Chapuis-lardy L, Wrage N, Metay A, Chotte JL, Bernoux M. Soils, a sink for N_2O? A review[J]. Global Change Biology, 2007, 13(1): 1–17

[35] 隽英华, 陈利军, 武志杰. 温度和脲酶抑制剂影响下土壤脲酶动力学行为[J]. 辽宁工程技术大学学报(自然科学版), 2009, 28(6): 1 021–1 025

[36] 褚贵新, 刘涛, 王健, 冶军, 王飞. DCD 在不同质地土壤上的硝化抑制效果和剂量效应研究[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 765–770

[37] Zhou S, Sakiyama Y, Riya S, Song X, Terada A, Hosomi M. Assessing nitrification and denitrification in a paddy soil with different water dynamics and applied liquid cattle waste using the ^{15}N isotopic technique[J]. Science of the Total Environment, 2012, 430: 93–100

[38] 刘铭, 吴良欢. 覆膜旱作稻田土壤肥力变化的研究[J]. 浙江农业学报, 2003, 15(1): 8–12

[39] Ball BC, Cameron KC, Di HJ, Moore S. Effects of trampling of a wet dairy pasture soil on soil porosity and on mitigation of nitrous oxide emissions by a nitrification inhibitor, dicyandiamide[J]. Soil Use and Management, 2012, 28(2): 194–201

[40] Menendes S, Barrena I, Setien I, Gonzalez-Nurua C, Estavillo JM. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2012, 53: 82–89

[41] Xu XK, Boeckx P, Oswald VC, Zhou L. Urease and nitrification inhibitors to reduce emissions of CH_4 and N_2O in rice production[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 64: 203–211

[42] 陶丽佳, 王凤新, 顾小小. 覆膜滴灌对温室气体产生及排放的影响研究进展[J]. 中国农学通报, 2013, 29(3): 17–23

[43] Li FM, Song QH, Jjemba PK, Shi YC. Dynamics of soil microbial biomass C and soil fertility in cropland mulched with plastic film in a semiarid agroecosystem[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, 36: 1 893–1 902

[44] 龙攀, 黄璜. 作物覆膜温室效应研究进展[J]. 作物研究, 2010, 24(001): 52–55

[45] 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 龚晏邦, 张文, 骆冬梅, 金继生, 李老土. 华东稻麦轮作生态系统的 N_2O 排放研究[J]. 应用生态学报, 1997, 8(5): 495–499

[46] 纪洋, 张晓艳, 马静, 李小平, 徐华, 蔡祖聪. 控释肥及其与尿素配合使用对水稻生长期 N_2O 排放的影响[J]. 应用生态学报, 2011, 22(8): 2 031–2 037

Effects of Cultivation Pattern and Inhibitor Application on Nitrous Oxide Emission from Paddy Fields

ZHANG Yi[1, 3], LV Shi-hua[2], MA Jing[1], XU Hua[1*], YUAN Jiang[2], DONG Yu-jiao[2]

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture* (*Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*), *Nanjing* 210008, *China*; 2 *Institute of Soil Fertilizer*, *Sichuan Agriculture Sciences Academy*, *Chengdu* 610066, *China*; 3 *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*)

Abstract: A field experiment was conducted to assess the mitigation of N_2O emission using urease inhibitor (Hydroquinone, HQ) and nitrification inhibitor (Dicyandiamide, DCD) under traditional flooding cultivation (TF) and no flooding with plastic mulching cultivation (PM). In the rice growing season, cumulative emission of N_2O of treatment TF and PM was 41.8 mg/m^2 and 506.9 mg/m^2, respectively. The use of HQ/DCD decreased the total N_2O emission 25.2% under traditional flooding cultivation and 48.5% under no flooding with plastic mulching cultivation. Under traditional flooding cultivation, total emission of N_2O reduced from 0.3% of applied N with urea to 0.2% of applied N with HQ/DCD treatment, and under no flooding with plastic mulching cultivation, the use of HQ/DCD decreased the total emission of N_2O from 3.4% to 1.7% of the applied N. Applying the HQ/DCD mitigated the N_2O emission more effectively under the no flooding with plastic mulching cultivation compared with the traditional flooding cultivation. No significant correlation was observed between N_2O flux, soil Eh or soil temperature in all the treatment.

Key words: Plastic mulching, N_2O emission, Paddy field, Urease inhibitor, Nitrification inhibitor