

减氮控水配施生物炭与硝化抑制剂对设施土壤-番茄体系氮素损失的影响

李津津^{1,2}, 赵宇晴^{1,2}, 刘芮怡^{1,2}, 吉艳芝^{1,2,3}, 谢建治^{1,2}, 郭艳杰^{1,2,3}✉, 张丽娟^{1,2,3}✉

¹河北农业大学资源与环境科学学院, 河北保定 071001; ²河北省农田生态环境重点实验室, 河北保定 071001; ³河北省蔬菜产业协同创新中心, 河北保定 071001

摘要:【目的】揭示减氮控水条件下配施生物炭与硝化抑制剂双氰胺(DCD)对设施土壤-番茄体系氮素损失的调控效应, 为设施蔬菜氮肥高效利用与绿色发展提供依据。【方法】以设施番茄为研究对象, 设置常规滴灌(TD)与控水滴灌(CD)2种灌水方式, 在此基础上设不施氮(TDN0、CDN0)、常规施氮(TDN1、CDN1)、减氮(TDN2、CDN2)及减氮配施生物炭与DCD(TDN2+BD、CDN2+BD)共8个处理。采用田间小区试验法, 系统监测追肥期内土壤N₂O排放与NH₃挥发、剖面NO₃⁻-N累积分布及番茄氮素吸收利用、产量与品质指标, 定量评估生物炭与双氰胺在减氮控水条件下的协同调控效应。【结果】施氮显著提高了土壤N₂O排放和NH₃挥发, 且排放高峰主要出现在追肥后2—3 d。减氮措施可有效抑制气态氮损失, 在此基础上配施生物炭与DCD进一步强化了N₂O的减排效应。在NH₃挥发方面, 生物炭和DCD施用存在一定升高风险, 但控水滴灌能够显著缓解这一不利效应。与常规施氮相比, 减氮措施可显著降低气态氮总损失量45.7%—56.6%, 土壤0—100 cm剖面硝态氮累积减少13.7%—16.2%。在此基础上配施生物炭与硝化抑制剂DCD, 气态氮总损失量进一步降低至49.4%—59.0%, 硝态氮累积降幅则扩大至27.4%—30.0%, 并有效抑制其深层淋溶。2种灌水方式均能增强水氮协同减损效应, 但控水滴灌整体优于常规滴灌。CDN2+BD处理的N₂O排放和NH₃挥发总损失量较CDN1降低30.0%, 净损失率由3.3%降至2.5%; 同时显著减少硝态氮深层累积, 并提高20—40 cm土层NO₃⁻-N保持能力(增加27.1%)。此外, 生物炭与DCD能将控水滴灌下的氮肥表观利用率提升至28.9%, TDN2+BD和CDN2+BD处理较对应的单一减氮处理(TDN2和CDN2)分别显著提高53.0%和30.2%($P < 0.05$)。控水滴灌配施生物炭与DCD处理(CDN2+BD)在获得最高产量(115.93 t·hm⁻²)的同时, 还显著提升了果实维生素C(Vc)含量, 并促进了可溶性蛋白、可溶性糖及可溶性固形物的积累。【结论】减氮控水配施生物炭与硝化抑制剂双氰胺可显著协同抑制氮素气态损失与淋溶, 改善土壤氮分布, 提高氮肥利用效率和番茄品质, 是设施蔬菜氮素减量增效的优选技术模式。

关键词: 减氮控水; 生物炭; 硝化抑制剂; 氮素损失调控; 设施番茄

Effects of Reduced Nitrogen and Controlled Water Combined with Biochar and Nitrification Inhibitor on Nitrogen Losses in a Facility Soil-Tomato System

LI JinJin^{1,2}, ZHAO YuQing^{1,2}, LIU RuiYi^{1,2}, JI YanZhi^{1,2,3}, XIE JianZhi^{1,2}, GUO YanJie^{1,2,3}✉, ZHANG LiJuan^{1,2,3}✉

¹College of Resources and Environmental Sciences, Hebei Agricultural University, Baoding 071001, Hebei; ²Key Laboratory for Farmland Eco-Environment of Hebei Province, Baoding 071001, Hebei; ³Collaborative Innovation Center for Vegetable Industry of Hebei, Baoding 071001, Hebei

Abstract: 【Objective】 This study aimed to clarify the regulatory effects of the reduced nitrogen combined with controlled water, biochar, and the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on nitrogen losses within a facility soil-tomato system, so as to provide a scientific basis for efficient nitrogen use and sustainable green development in facility vegetable production. 【Method】 A field plot

收稿日期: 2025-10-25; 接受日期: 2025-12-19

基金项目: 河北省现代农业产业技术体系蔬菜产业创新团队项目(HBCT2018030206)、河北省重点研发计划项目(21326905D)

联系方式: 李津津, E-mail: 1248876501@qq.com. 通信作者郭艳杰, E-mail: guoyanjie928@126.com; 通信作者张丽娟, E-mail: lj_zh2001@163.com

experiment was conducted using facility tomato as the research object, with two irrigation treatments including traditional drip irrigation (TD) and reduced drip irrigation (CD). Based on this, eight nitrogen treatments were designed, including no nitrogen (TDN0, and CDN0), traditional nitrogen (TDN1, and CDN1), reduced nitrogen (TDN2, and CDN2), and reduced nitrogen combined with biochar and dicyandiamide (DCD) (TDN2+BD, and CDN2+BD). During the topdressing period, soil N_2O emission and NH_3 volatilization, NO_3^- -N accumulation in the 0-100 cm soil profile, and tomato nitrogen uptake, yield, and fruit quality indicators were systematically monitored to quantitatively evaluate the synergistic regulatory effects of biochar and DCD under reduced nitrogen and controlled water conditions. 【Result】Nitrogen application significantly increased soil N_2O emissions and NH_3 volatilization, with peak fluxes occurring 2-3 days after topdressing. Nitrogen reduction effectively suppressed gaseous nitrogen losses, and the combined application of biochar and the nitrification inhibitor DCD further enhanced the mitigation effect on N_2O emissions. Although biochar and DCD posed a potential risk of increasing NH_3 volatilization, this adverse effect was substantially alleviated by reduced nitrogen and controlled water conditions. Compared with conventional nitrogen application, nitrogen reduction significantly decreased total gaseous nitrogen losses by 45.7%-56.6% and reduced NO_3^- -N accumulation in the 0-100 cm soil profile by 13.7%-16.2%. When biochar and DCD were applied on the basis of nitrogen reduction, total gaseous nitrogen losses further declined by 49.4%-59.0%, while the reduction in NO_3^- -N accumulation expanded to 27.4%-30.0%, with a clear suppression of deep leaching. Both irrigation methods enhanced the synergistic mitigation effects of water nitrogen regulation. However, controlled drip irrigation demonstrated superior performance compared with conventional drip irrigation. Under controlled irrigation, the CDN2+BD treatment reduced total nitrogen losses by 30.0% compared with CDN1, with decreasing the net nitrogen loss rate from 3.3% to 2.5%. This treatment also significantly inhibited deep NO_3^- -N accumulation and increased NO_3^- -N retention in the 20-40 cm soil layer by 27.1%. In addition, biochar and DCD increased the apparent nitrogen use efficiency under controlled irrigation to 28.9%; TDN2+BD and CDN2+BD improved nitrogen use efficiency by 53.0% and 30.2%, respectively, compared with their corresponding nitrogen-reduction treatments (TDN2 and CDN2) ($P<0.05$). Furthermore, the controlled irrigation with biochar and DCD (CDN2+BD) achieved the highest tomato yield ($115.93 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$), while significantly enhancing fruit vitamin C content and improving soluble protein, soluble sugar, and total soluble solid levels. 【Conclusion】Reduced nitrogen application combined with controlled water, biochar, and the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) significantly decreased gaseous and leaching nitrogen losses, optimized soil nitrogen distribution, and improved nitrogen use efficiency and tomato quality, representing an optimal technical approach for nitrogen reduction and efficiency enhancement in facility vegetable production.

Key words: reduced nitrogen and controlled water; biochar; nitrification inhibitor; nitrogen losses regulation; facility tomato

0 引言

【研究意义】设施蔬菜生产作为现代农业的重要组成部分,在保障蔬菜供应、提高农民收入等方面发挥着关键作用^[1]。尽管随着人们对于设施蔬菜产地生态环境的重视,以及化肥减量政策的实施,但设施蔬菜生产中过分依赖施用化学氮肥的现象依然较为普遍。调查显示,津冀两地设施蔬菜氮肥投入量在 $366.0\text{—}2\,457.0 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[2],超出推荐量的 1.3—5.8 倍^[3];2022—2023 年山东沂南地区典型设施茄果类蔬菜施氮量仍为 $668.1\text{—}1\,110.4 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,是其需求量的 1.47—2.68 倍^[4]。高量氮肥投入不仅未带来预期的产量提升,反而导致氮肥利用率低下,仅为 9.5%—33.3%^[5],显著低于发达国家 40%—60% 的水平^[6-7]。此外,蔬菜是鲜品,需水量大,不合理的灌溉管理导致灌溉水利用效率低。北京郊区设施果菜每年沟灌或漫灌的水量为 $7\,500\text{—}10\,500 \text{ m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[8],天津市

设施黄瓜每季灌溉量高达 $7\,700 \text{ m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[9],远超作物需求和土壤持水能力^[10]。由此,大量未被作物吸收利用的氮肥通过氨(NH_3)挥发、硝化-反硝化、淋溶等途径损失,造成了严重的资源浪费和环境污染^[11-13]。因此,控制氮素损失、提升氮肥利用效率已成为当前设施蔬菜绿色高质量发展的关键科学问题。

【前人研究进展】为应对上述挑战,研究者们主要从“水氮管理优化”与“添加外源调控剂”两个方向寻求解决方案。在水氮管理优化方面,通过减少施氮量和优化灌溉制度,从源头降低氮素供应过剩,改善土壤通气与水分环境,调节硝化-反硝化过程,从而减少气态排放和淋失损失。有研究表明,设施蔬菜氮肥用量减少 40%,氮素淋失可减少 39.6%^[14]。张琳等^[15]田间试验发现,温室黄瓜种植中,将氮肥施用量减少 24.4%—28.2%,同时灌水量减少 30%, NH_3 挥发量降低了 44.7%—45.0%, N_2O 排放量减少了 79.1%—83.7%,且黄瓜产量并未显著下降。薄录吉等^[16]的设

施番茄试验表明, 减氮控水可使土壤氮素总淋失量降低 25.6%。由此可见, 减氮控水是一种切实可行的减少设施蔬菜生产中氮素损失的管理措施。在外源调控剂应用方面, 施用硝化抑制剂 (nitrification inhibitors, NIs)、生物炭 (biochar) 被认为是提高氮素利用率, 减少氮素损失, 提升作物产量与品质的有效途径, 有着十分广阔的应用前景。NIs 能够选择性地抑制氨氧化细菌 (AOB) 和氨氧化古菌 (AOA) 的活性, 减缓铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 的硝化速率, 使更多的氮素以铵态氮形式存在于土壤中, 从而减少 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的产生和累积, 降低氮素淋溶和反硝化损失风险^[17]。有研究表明, 施用双氰胺 (dicyandiamide, DCD) 可减少土壤硝态氮累积 62.9%—69.4%, 可减少 30.4% 的 N_2O 排放^[18]。但 NIs 的施用会因为铵态氮的长期存留而增加 NH_3 挥发风险。Wu 等^[19]通过 Meta 分析发现, NIs 使 NH_3 挥发增加了 35.7%, 并使 NH_3 排放 (以及随后的氮沉积) 产生的间接 N_2O 排放增加了 2.9%—15.2%。此外, NIs 作为一种非离子化合物, 硝化抑制效果在很大程度上取决于其与土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 接触的有效量。例如 DCD 易溶于水, 在土壤中移动性较强, 尤其是强灌水条件下, 极易随水向下迁移, 导致其与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在土壤中空间分离, 从而削弱其硝化抑制效果^[20-21]。生物炭是生物质材料在缺氧或限氧条件下热解产生的一种稳定性强、含碳量高的固态产物。生物炭在土壤中的周转率相对较低, 可存留超过 100 年^[22]。已有研究广泛证实, 生物炭在减少氮素损失方面具有重要作用。生物炭的添加可以调节土壤 pH, 使土壤环境不利于 NH_3 挥发, 从而降低 NH_3 挥发损失高达 70% 以上^[23]。此外, 生物炭较大的比表面积和丰富的孔隙结构, 能够吸附土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 减少氮素的淋溶损失^[24]。更为重要的是, 生物炭还能增强 NIs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附, 缓解 NIs 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之间的空间分离, 从而增强 NIs 的抑制效果, 有效减少 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的形成与淋失^[25-26]。既有研究推测生物炭与 NIs 联合施用对于减少氮素损失可能产生显著的协同效应, 但相关定量证据仍有限。【本研究的切入点】设施番茄是华北地区最主要的设施作物, 其氮肥投入和灌溉过量问题长期突出, 围绕该种植体系的减氮控水、生物炭和硝化抑制剂等调控措施均已被证实能够不同程度降低氮素损失、提高氮肥利用率, 然而关于三者的综合氮素调控效应仍鲜有报道, 特别是在减氮控水背景下生物炭与 NIs 联合施用是否具有协同增效作用尚不明确。【拟解决的关键问题】本研究以设施番茄种植体

系为研究对象, 开展减氮控水配施生物炭与硝化抑制剂对土壤 N_2O 排放与 NH_3 挥发、剖面 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积分布及番茄氮素吸收利用的调控效应研究, 并结合番茄产量与品质, 旨在筛选出既能减少氮素损失又能实现番茄增产提质的水氮调控技术方案, 为设施蔬菜生产的绿色高质量发展提供理论依据和技术参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验布置在河北省石家庄市正定县塔元庄同福生态庄园设施蔬菜生产基地的某一温室大棚 ($\text{N}38^\circ9'39''$, $\text{E}114^\circ32'15''$) (棚龄 10 年, 前茬作物为番茄) 内。该地区属北温带半干旱、半湿润季风气候区, 大陆性季风气候特征明显, 四季气候特征差异显著。土壤养分条件优越, 在全国范围内属中等水平, 在河北省内位居上等水平, 为作物生长提供了良好基础, 非常适合蔬菜生长。试验地土壤基本理化性质见表 1。

1.2 供试材料

供试蔬菜为番茄 (*Solanum lycopersicum* L.), 品种为普罗旺斯; 供试氮肥为普通尿素 (N, 46%), 磷钾肥分别为磷酸二氢钾 (P_2O_5 , 52%; K_2O , 34%) 和硫酸钾 (K_2O , 52%); 供试硝化抑制剂为双氰胺 (N 66.7%, 分析纯); 供试生物炭为商品木炭, 煅烧温度 400—600 $^\circ\text{C}$, 外表呈小块状和层状结构, 圆形孔隙, 基本理化性质为 pH 10.0, 有机碳 125.4 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全氮 1.8 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全磷 1.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全钾 4.6 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 比表面积 680 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$, 总酸基 0.5。

1.3 试验设计与布置

试验设 2 个灌水量水平, 分别为农民常规滴灌和控水滴灌; 每个灌水量水平下均设置 4 个氮素调控处理, 分别为不施氮、农民常规施氮、推荐施氮 (常规施氮基础上减 30%)、推荐施氮+生物炭+硝化抑制剂, 共 8 个处理: 常规滴灌+不施氮 (TDN0); 常规滴灌+常规施氮 (TDN1); 常规滴灌+推荐施氮 (TDN2); 常规滴灌+推荐施氮+生物炭+硝化抑制剂 (TDN2+BD); 控水滴灌+不施氮 (CDN0); 控水滴灌+常规施氮 (CDN1); 控水滴灌+推荐施氮 (CDN2); 控水滴灌+推荐施氮+生物炭+硝化抑制剂 (CDN2+BD)。随机区组设计, 每处理 3 次重复, 共 24 个小区, 小区面积 1.4 $\text{m}\times 13 \text{ m}$ 。番茄采用传统垄栽法种植, 株行距 0.4 $\text{m}\times 0.6 \text{ m}$, 种植密度 4.6 万株/ hm^2 。常规滴灌为农民习惯的滴灌水量, 番茄整个

生育期内灌水总量约为 $4\,500\text{ m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$, 控水滴灌水量在常规滴灌基础上减量 25% ($3\,375\text{ m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$), 整个生育期共灌水 7 次, 其中 3 次随追施肥料及 DCD 灌溉, 其余 4 次根据番茄生长发育情况而定, 各处理详细灌水时间和灌水量见表 2。各处理氮肥均以基肥和 3 次追肥形式施入, 基肥为腐熟羊粪 (N, 1.26%), 追肥为尿素氮肥, 各处理氮肥基肥 46%, 追施 54%, 施用方式、用量及施用时间详见表 2; 所有处理磷钾肥施用方式、用量及施用时间相同, 磷肥总用量为 $134\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 钾肥总用量为 $172\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 追施时间和用量详见表 2。DCD 用量为纯氮量 15%, 生物炭用量为 $15\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 均为课题组前期研究筛选的适宜用量。

试验开始前按照试验设计施入基肥, 生物炭与有机肥基施后翻耕, 一周后番茄定植 (2022 年 10 月 12 日)。定植后, 供试化肥、DCD 全部以追肥形式施入。每次追肥时, 肥料与 DCD 随水滴灌, 其中除施肥、灌溉外其他田间管理措施与当地常规管理方式一致, 试验于 2023 年 6 月 20 日番茄全部收获后结束。

1.4 样品采集与测定

1.4.1 植物样品 番茄收获后, 统计各小区累计产量, 并折合为单位面积产量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$); 同时采集各小区长势均匀的完整植株 3 株, 按照根、茎、叶、果实部分, 在 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下杀青 30 min, $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重。烘干粉碎后植物样品全氮含量采用浓 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}_2$ 消化-凯氏定氮法测定。盛果期取大小近似的商品果实, 每小区 3 次重复, 用于测定其营养品质。硝酸盐含量采用紫外分光光度法, 维生素 C (Vc) 含量采用钼蓝比色法、可溶性糖含量采用蒽酮比色法, 可溶性蛋白含量采用考马斯亮蓝 G-250 染色法, 可滴定酸含量采用酸碱滴定法, 可溶性固形物含量采用手持式折光仪测定^[27]。

1.4.2 N_2O 排放 采用静态箱-气相色谱法^[28]测定。密闭式静态箱体由 PVC 材料制成, 分为上部箱体和底座两部分。上部箱体为圆柱体 (高 15.5 cm、直径 13.5 cm), 箱体顶部设置一个气体取样口, 内部装有风扇, 底部开口可罩在底座上; 底座是一个四周有水槽的圆柱体, 测定 N_2O 排放之前将底座插入土中至 2.5 cm。每次施肥灌水后的第 1、2、3、5、7、9 天上午的 9:00—11:00 采集气体样品。将已插入土中的底座水封槽内注满水, 然后罩上密闭箱体, 形成一个密闭性气体的空间, 其后将箱体内风扇打开, 使箱体内气体混合均匀后, 从箱体顶端的气体取样口用 50 mL 注射器分别于 0、15、30 min 间隔采集气体样品, 每次

采集 30 mL。采气时同步记录箱内温度。单独灌水后连续 3 d 采集, 1 次/天。按季节变化每隔 10 d 或 1 个月进行动态采气。采集到的 N_2O 气体样品采用气相色谱仪 (Agilent 7890A, 美国) 测定其浓度。土壤 N_2O 排放通量计算公式为:

$$F = \frac{\rho \times \frac{V}{A} \times \frac{dc}{dt} \times 273}{273 + T} \times 60$$

式中, F 为 N_2O 排放通量 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$); ρ 为标准状态下 N_2O 的密度 ($1.25\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$); A 为箱内土面面积 (m^2); V 为密闭箱内气体的有效体积 (m^3); T 为采气时密闭箱内平均温度 ($^{\circ}\text{C}$); dc/dt 为密闭箱内 N_2O 浓度在单位时间的变化量 ($\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$)。

通过内插法来计算未测定日的排放通量, 之后将测定值和计算值逐日累加从而得出气体排放累积量。

1.4.3 NH_3 采用海绵通气法^[28]测定。 NH_3 挥发采集装置由上下开口的聚氯乙烯硬质塑料管 (PVC 管) 制成, 高 14 cm, 内径 15 cm。测定时, 先将 PVC 管插入土壤约 3 cm, 将 2 块吸收了 15 mL 磷酸甘油溶液 (40 mL 丙三醇+50 mL 磷酸, 定容至 1 000 mL) 的海绵块 (直径 16 cm、厚度 2 cm) 置于 PVC 管中, 2 个海绵块之间间距 2 cm, 下层海绵距土面 5 cm。每次施肥灌水后, 安装 NH_3 采集装置吸收 24 h 后更换新海绵块, 连续 10 d 取样。取出采集后的海绵用 300 mL 的 KCl 溶液 ($1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$) 浸提, 振荡过滤后, 采用连续流动分析仪 (Skarar SAN++, 荷兰) 测定滤液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。土壤 NH_3 挥发速率计算公式为:

$$F_{\text{NH}_3\text{-N}} = M / (A \times D)$$

式中, $F_{\text{NH}_3\text{-N}}$ 为 NH_3 挥发速率 ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$); M 为采用通气法单个装置平均每次测得的氮量 ($\text{NH}_3\text{-N}$, mg); D 为每次连续捕获的时间 (d); A 为捕获装置的横截面积 (m^2)。

1.4.4 土壤样品 番茄收获后各小区分别采集 0—100 cm 剖面 (每 20 cm 为一层) 土壤, 鲜土过 5 mm 筛后, 采用 KCl 溶液 ($1.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$) 浸提, 振荡离心后, 上清液经定量滤纸过滤, 用连续流动分析仪 (Skarar SAN++, 荷兰) 测定滤液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。

1.5 数据计算

(1) N_2O 净损失率 (%) = (施氮处理 N_2O 累积排放量 - 不施氮处理 N_2O 累积排放量) / 施氮量 $\times 100$ ^[15];

(2) NH_3 净损失率 (%) = (施氮处理 NH_3 累积挥发量 - 不施氮处理 NH_3 累积挥发量) / 施氮量 $\times 100$ ^[15];

表 1 试验地土壤基本理化性质										
Table 1 Soil basic physical and chemical properties of experimental site										
土壤层次	全氮	有机质	硝态氮	铵态氮	有效磷	速效钾	pH	粒径组成		容重
Soil layer	Total N	SOM	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	Olsen-P	NH ₄ OAc-K	(水:土=2.5:1)	砂粒	粉粒	Bulk density
(cm)	(g·kg ⁻¹)	(g·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)		Sand	Silt	(g·cm ⁻³)
0-20	1.07	17.49	150.67	27.71	113.65	172.72	7.92	59.99	16.66	1.21
20-40	0.75	11.78	123.86	29.38	78.16	115.51	8.02	67.91	15.32	1.25
40-60	0.54	8.79	106.71	25.28	52.05	191.33	8.13	73.89	12.93	1.35
60-80	0.50	8.91	84.07	20.87	57.44	184.89	8.16	77.57	11.05	1.46
80-100	0.57	11.70	82.29	13.01	59.61	285.99	8.18	72.03	13.41	1.45

表 2 不同处理施肥方式、施肥量及施用时间																				
Table 2 Fertilization methods, application rates, and timing under different treatments																				
处理 Treatment	基肥 (2022-10-5)			追肥 Topdressing			总计 Total			灌水 Irrigation					总计 Total					
	Basal fertilizer (October 5, 2022)			(2023-3-14) (March 14, 2023)			(kg·hm ⁻²) (2023-4-15) (April 15, 2023)			(m ³ ·hm ⁻²) (2022-10-12) (October 12, 2022)										
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	第 1 次 First (October 12, 2022)	第 2 次 Second (October 17, 2023)	第 3 次 Third (January 16, 2023)	第 4 次 Forth (March 14, 2023)	第 5 次 Fifth (April 15, 2023)	第 6 次 Sixth (May 5, 2023)	第 7 次 Seventh (June 1, 2023)	
TDN0	0	194	205	0	30	32	0	52	70	0	52	70	225	360	540	810	900	990	675	4500
TDN1	207	194	205	45	30	32	100	52	70	100	52	70	225	360	540	810	900	990	675	4500
TDN2	145	194	205	32	30	32	70	52	70	70	52	70	225	360	540	810	900	990	675	4500
TDN2+BD	145	194	205	32	30	32	70	52	70	70	52	70	225	360	540	810	900	990	675	4500
CDN0	0	194	205	0	30	32	0	52	70	0	52	70	169	270	405	608	675	743	506	3375
CDN1	207	194	205	45	30	32	100	52	70	100	52	70	169	270	405	608	675	743	506	3375
CDN2	145	194	205	32	30	32	70	52	70	70	52	70	169	270	405	608	675	743	506	3375
CDN2+BD	145	194	205	32	30	32	70	52	70	70	52	70	169	270	405	608	675	743	506	3375

(3) 植株各器官吸氮量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = 植株各器官生物量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) $\times$ 植株各器官含氮量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) / $10^{[29]}$;

(4) 土壤无机氮累积量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) = 土层厚度 (cm) $\times$ 土壤容重 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) $\times$ 土壤 NO_3^- -N (NH_4^+ -N) 含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) / $10^{[30]}$;

(5) 氮肥表观利用率 (RE, %) = (施氮区作物总吸氮量 - 不施氮区作物总吸氮量) / 施氮量 $\times 100^{[6]}$;

(6) 氮肥农学效率 (AE, $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$) = [施氮区作物产量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) - 不施氮区作物产量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)] / 施氮量 ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) $^{[6]}$ 。

1.6 数据处理与统计分析

文中所列数据均为 3 次重复的平均值 $\pm$ 标准差。采用 Microsoft Excel 2010 进行数据处理与作图, SPSS 22.0 软件进行数据统计分析, 不同处理间差异采用单因素 (One-way) 方差分析, 选用 LSD ($P < 0.05$) 进行显著性检验; 通过双因素 (Two-way) 方差分析法分析灌水、氮素调控及其二者交互作用对土壤 N_2O 排放通量、 NH_3 挥发速率、土壤硝态氮累积以及番茄产量和品质指标影响的显著性。

2 结果

2.1 土壤 N_2O 排放与 NH_3 挥发气态损失

2.1.1 土壤 N_2O 排放通量动态变化 追肥期间, 各处理土壤 N_2O 排放通量动态变化如图 1 所示。对照处理 (TDN0 和 CDN0) 土壤 N_2O 平均排放通量始终处于较低水平, 施氮处理排放通量均在追肥后迅速升高, 于 2—3 d 达到峰值后逐渐下降。常规滴灌下, TDN1 处理土壤 N_2O 排放通量范围为 1.9—307.3 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 均值为 95.1 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$; TDN2 和 TDN2+BD 处理均值分别为 82.1 和 70.6 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 较 TDN1 显著降低 13.7% 和 25.8% ($P < 0.05$)。控水滴灌下, CDN1、CDN2 和 CDN2+BD 处理土壤 N_2O 平均排放通量均值分别为 84.2、71.8 和 55.7 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, CDN2 和 CDN2+BD 较 CDN1 处理分别显著降低 14.7% 和 33.8% ($P < 0.05$)。等氮条件下, 在减氮控水基础上配施生物炭与 DCD 处理 (TDN2+BD、CDN2+BD) 的土壤 N_2O 平均排放通量较相应单一减氮控水处理 (TDN2 和 CDN2) 分别显著降低 14.0% 和 22.4% ($P < 0.05$)。相同氮素调控水平下, 控水滴灌处理土壤 N_2O 平均排放通量普遍低于常规滴灌, 其中 CDN1 和 CDN2+BD

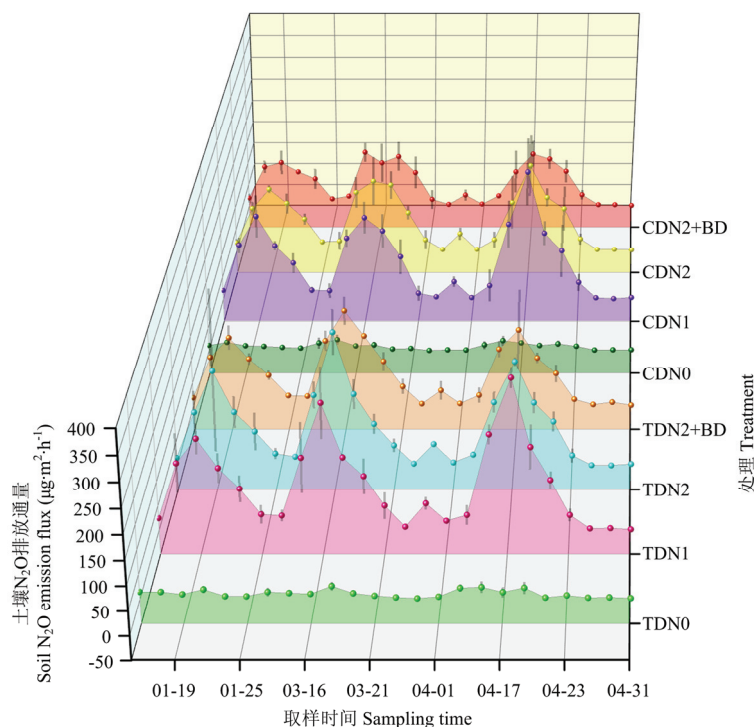


图 1 追肥期间不同处理土壤 N_2O 排放通量动态变化

Fig. 1 Temporal dynamics of soil N_2O emission fluxes under different treatments during the topdressing period

较 TDN1 和 TDN2+BD 分别降低 11.5%和 21.1% ($P<0.05$)。由表 3 可知, 水氮调控处理、监测时间以及二者交互作用对设施蔬菜土壤 N_2O 排放通量有极显著影响 ($P<0.01$)。此外, 灌水方式和氮素调控均对 N_2O 排放通量产生极显著影响 ($P<0.01$), 但二者无交互作用 (表 4)。综上, 常规滴灌条件下, 减氮及

其配施生物炭与硝化抑制剂均可有效降低 N_2O 排放, 而在控水滴灌条件下, 减排效应进一步增强。

2.1.2 土壤 NH_3 挥发速率动态变化 各处理土壤 NH_3 挥发速率动态变化如图 2 所示。总体上, 对照处理 TDN0 和 CDN0 的土壤 NH_3 挥发速率始终保持最低且变幅较小 ($P>0.05$), 均值分别为 6.4 和 $5.9\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

表 3 不同处理土壤 N_2O 排放通量重复测量方差分析 (ANOVA)

Table 3 Repeated measured analysis of variance (ANOVA) of soil N_2O emission flux under different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 df	标准差 MS	F 检验 F test	P 值 P value
N_2O 排放通量 N_2O emission flux	处理 Treatment	7	28456.892	18.73	<0.001
	时间 Time	24	8923.417	35.62	<0.001
	处理×时间 Treatment×Time	168	1876.539	7.49	<0.001

表 4 不同处理土壤 N_2O 排放通量双因素方差分析 (ANOVA)

Table 4 Two-way analysis of variance (ANOVA) of soil N_2O emission flux under different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 df	标准差 MS	F 检验 F test	P 值 P value
N_2O 排放通量 N_2O emission flux	灌水 Irrigation	1	519.059	13.579	0.002
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	7079.078	185.199	<0.001
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	51.432	1.346	0.295

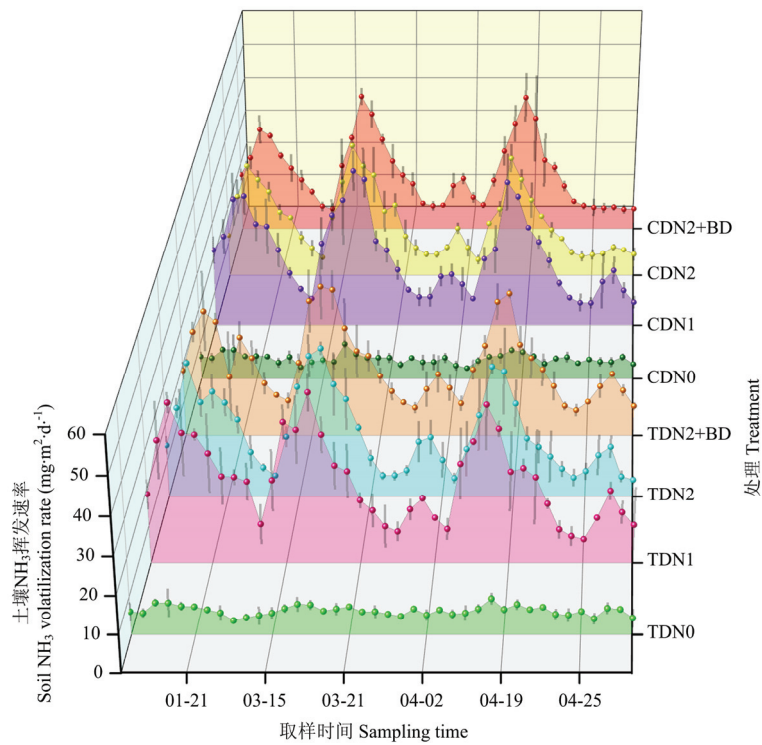


图 2 追肥期间不同处理土壤 NH_3 挥发速率动态变化

Fig. 2 Temporal dynamics of soil NH_3 volatilization rate under different treatments during the topdressing period

施氮处理均在追肥后第 3 天出现挥发峰值。在追肥期内还出现 2 次小幅波动,可能与温度或灌溉等条件变化有关。常规滴灌下,TDN1 处理土壤 NH₃ 挥发速率均值为 22.7 mg·m⁻²·d⁻¹,TDN2 和 TDN2+BD 处理均值较 TDN1 显著降低 21.0%和 9.8%。控水滴灌下,CDN2 和 CDN2+BD 处理土壤 NH₃ 挥发速率均值分别为 16.5 和 17.4 mg·m⁻²·d⁻¹,较 CDN1 (20.9 mg·m⁻²·d⁻¹) 分别显著降低 21.2%和 16.7%。等氮条件下,TDN2+BD 处理土壤 NH₃ 挥发平均速率较 TDN2 显著升高 12.4%,而 CDN2+BD 较 CDN2 处理虽略有升高,但差异不显著 ($P>0.05$)。相同氮素调控水平下,CDN1、CDN2

和 CDN2+BD 的 NH₃ 平均挥发速率较常规滴灌的 TDN1、TDN2 和 TDN2+BD 分别降低 7.7%、8.0%和 14.8% ($P<0.05$)。方差分析显示,不同水氮调控处理、监测时间以及二者交互作用均显著影响 NH₃ 挥发(表 5);灌水方式、氮素调控及其交互作用均显著影响土壤 NH₃ 挥发(表 6) ($P<0.05$)。综上,常规滴灌条件下,减氮可有效降低 NH₃ 挥发,进一步控制灌水量可增强减排效果。但在等氮条件下,生物炭与硝化抑制剂配施存在增加 NH₃ 挥发的潜在风险。

2.1.3 土壤 N₂O 排放与 NH₃ 挥发累积损失量 由表 7 可知,常规滴灌下,TDN1 处理土壤 N₂O 和 NH₃ 累积

表 5 不同处理土壤 NH₃ 挥发速率重复测量方差分析

Table 5 Repeated measured analysis of variance (ANOVA) of soil NH₃ volatilization rate under different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 <i>df</i>	标准差 <i>MS</i>	<i>F</i> 值 <i>F value</i>	<i>P</i> 值 <i>P value</i>
NH ₃ 挥发速率 NH ₃ volatilization rate	处理 Treatment	7	45.327	22.156	<0.001
	时间 Time	41	28.641	48.773	<0.001
	处理×时间 Treatment×Time	287	6.892	11.734	<0.001

表 6 不同处理土壤 NH₃ 挥发速率双因素方差分析

Table 6 Two-way analysis of variance (ANOVA) of soil NH₃ volatilization rate under different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 <i>df</i>	标准差 <i>MS</i>	<i>F</i> 检验 <i>F test</i>	<i>P</i> 值 <i>P value</i>
NH ₃ 挥发速率 NH ₃ volatilization rate	灌水 Irrigation	1	16.609	52.123	<0.001
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	281.212	882.511	<0.001
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	1.687	5.295	0.010

表 7 追肥期间不同处理土壤 N₂O 累积排放量与 NH₃ 累积挥发量及净损失率

Table 7 Soil cumulative N₂O emissions, NH₃ cumulative volatilization, and net loss rate under different treatments during the topdressing period

处理 Treatment	N ₂ O		NH ₃		N ₂ O+NH ₃	
	累积排放量 Accumulated emission amount (kg·hm ⁻²)	损失率 Loss rate (%)	累积排放量 Accumulated emission amount (kg·hm ⁻²)	损失率 Loss rate (%)	总损失量 Total losses (kg·hm ⁻²)	净损失率 Net loss rate (%)
TDN0	0.25±0.05 e	—	4.47±0.47 d	—	4.72±0.53 e	—
TDN1	2.18±0.14 a	0.79±0.43 a	18.44±1.55 a	5.70±0.79 a	20.62±1.59 a	6.49±0.65 a
TDN2	1.30±0.18 b	0.61±0.33 b	9.90±0.79 b	3.16±0.33 b	11.20±0.63 b	3.77±0.16 b
TDN2+BD	0.96±0.10 c	0.41±0.22 c	9.47±0.33 bc	2.91±0.35b	10.43±0.31 bc	3.32±0.46 bc
CDN0	0.22±0.05 e	—	3.91±0.35 d	—	4.13±0.30 e	—
CDN1	0.97±0.11 c	0.31±0.17 c	11.12±1.57 b	2.94±0.57 b	12.09±1.68 b	3.25±0.73 bc
CDN2	0.80±0.08 c	0.33±0.18 c	8.15±0.73 c	2.46±0.73 b	8.95±0.66 cd	2.79±0.27 bc
CDN2+BD	0.51±0.03 d	0.17±0.09 d	7.95±0.62 c	2.35±0.62 b	8.46±0.65 d	2.52±0.55 d

表中同列数据后不同小写字母表示不同处理间在 0.05 水平上差异显著。下同

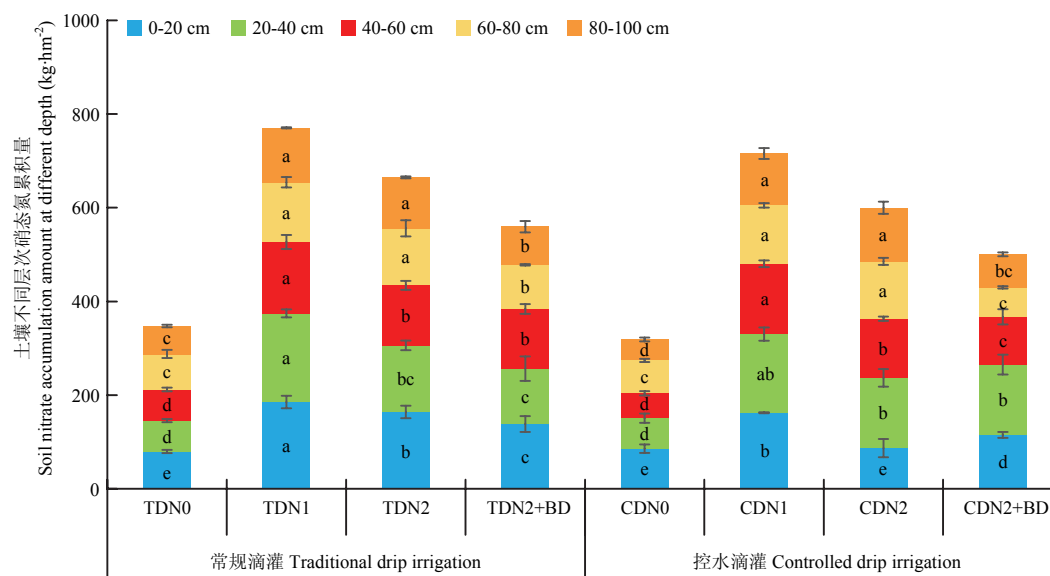
Different lowercase letters following values within the same column indicate significant differences among treatments at the 0.05 level. The same as below

排放量最高, 分别为 2.2 和 18.4 kg·hm⁻², 总损失量达 20.6 kg·hm⁻², 净损失率为 6.5%。TDN2 和 TDN2+BD 处理显著降低气态氮排放, 其中 TDN2 处理 N₂O 和 NH₃ 累积排放较 TDN1 分别下降 40.4%和 46.3%, 总损失量减少 45.7%, 净损失率降至 3.8%。TDN2+BD 处理 N₂O 和 NH₃ 累积排放分别较 TDN1 显著降低 56.1%和 48.6%, 总损失量下降 49.4%, 净损失率降至 3.3%。控水滴灌条件下, CDN1 处理 N₂O 和 NH₃ 累积排放量分别为 1.0 和 11.1 kg·hm⁻², 总损失量 12.1 kg·hm⁻², 净损失率 3.3%。CDN2 处理 N₂O 排放、NH₃ 挥发和气态总损失量较 CDN1 分别下降 18.3%、26.7%和 26.0%, 净损失率降至 2.8%; CDN2+BD 处理 N₂O 排放和 NH₃ 挥发较 CDN1 分别下降 47.6%和 28.5%, 总损失量减少 30.0%, 净损失率降至 2.5%。等氮条件下, TDN2+BD、CDN2+BD 处理 N₂O 排放分别较 TDN2、CDN2 显著降低 26.2%、36.3% ($P<0.05$), 但均对 NH₃ 挥发和总损失量影响不大。同一氮素调控水平下, 控水滴灌处理的减排效果普遍优于常规滴灌。CDN1、CDN2 和 CDN2+BD 总损失量分别较 TDN1、TDN2 和 TDN2+BD 显著下降 41.4%、20.1%和 18.9% ($P<0.05$)。总体来看, 常规施氮显著促进了 N₂O 与 NH₃ 损失, 而减氮及其配施生物炭

和硝化抑制剂显著抑制气态氮损失, 其中 CDN2+BD 表现最优, 在提高氮素利用效率和减排方面具有协同优势。

2.2 土壤剖面 NO₃⁻-N 的累积量

本研究分析了番茄收获后 0—100 cm 土壤剖面 NO₃⁻-N 的累积分布特征 (图 3)。与对照处理 TDN0 和 CDN0 相比, 施氮各处理各土层的 NO₃⁻-N 累积量均较低, 总累积量分别为 347.6 和 318.9 kg·hm⁻²。2 种灌水条件下, 常规施氮 TDN1 和 CDN1 处理各土层 NO₃⁻-N 含量由于氮素的施入显著升高, 总累积量分别为 770.6 和 715.8 kg·hm⁻²。减氮处理显著降低了剖面 NO₃⁻-N 累积量。常规滴灌下, TDN2 较 TDN1 各土层降低 4.7%—25.0%, 累积总量下降 13.7% ($P<0.05$), TDN2+BD 较 TDN1 处理各土层降低 16.4%—37.6%, 累积总量显著下降 27.4% ($P<0.05$); 控水滴灌下, CDN2 较 CDN1 各层降低 1.9%—46.4%, 累积总量下降 16.2% ($P<0.05$), CDN2+BD 较 CDN1 各土层降低 10.7%—49.7%, 累积总量显著下降 30.0% ($P<0.05$)。等氮条件下, TDN2+BD 相较 TDN2 在各层减少 0.5%—25.5%, 累积总量显著下降 15.9% ($P<0.05$); 控水滴灌下, CDN2+BD 处理 0—20 cm 表层土壤硝态氮含量较 CDN2 显著增



同一土层不同小写字母表示不同处理间在 0.05 水平上差异显著。下同

Different lowercase letters within the same soil layer of the figure indicate significant differences among treatments at the 0.05 level. The same as below

图 3 收获后不同处理土壤 0—100 cm 剖面硝态氮累积量

Fig. 3 Nitrate nitrogen accumulation in 0-100 cm soil profile after harvest

加 32.5% ($P<0.05$), 其余土层则降低 0.03%—48.8%, 总量下降 16.5% ($P<0.05$)。灌溉方式亦显著影响土壤 NO_3^- -N 累积分布。相同氮素调控水平下, 控水滴灌处理 CDN1 和 CDN2 在 0—20 和 80—100 cm 土层土壤 NO_3^- -N 累积量显著低于常规滴灌下对应处理 TDN1 和 TDN2; CDN2+BD 与 TDN2+BD 在除 60—80 cm 外的各土层均表现为常规滴灌显著高于控

水滴灌 ($P<0.05$)。总体而言, 控水滴灌不仅有效抑制了深层 NO_3^- -N 累积, 还显著增强了 20—40 cm 土层的养分保持能力, CDN2+BD 较 TDN2+BD 提高 27.1% ($P<0.05$)。进一步方差分析结果表明(表 8), 氮素调控对各土层 NO_3^- -N 累积影响显著; 灌水主要影响 0—20、40—60 和 60—80 cm 土层; 二者交互作用则显著作用于 0—20 和 60—80 cm 土层。

表 8 不同处理土壤剖面 NO_3^- -N 累积双因素方差分析 (ANOVA)
Table 8 Two-way analysis of variance (ANOVA) of NO_3^- -N accumulation in the soil profile under different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 <i>df</i>	标准差 <i>MS</i>	<i>F</i> 检验 <i>F test</i>	<i>P</i> 值 <i>P value</i>
0-20 cm 土层硝态氮累积 Nitrate accumulation in 0-20 cm soil layer	灌水 Irrigation	1	4378.937	31.271	0.000
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	6572.520	46.936	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	1348.067	9.627	0.001
20-40 cm 土层硝态氮累积 Nitrate accumulation in 20-40 cm soil layer	灌水 Irrigation	1	59.143	0.233	0.636
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	10214.254	40.263	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	723.765	2.853	0.072
40-60 cm 土层硝态氮累积 Nitrate accumulation in 40-60 cm soil layer	灌水 Irrigation	1	583.208	5.595	0.032
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	6778.893	65.039	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	197.226	1.892	0.174
60-80 cm 土层硝态氮累积 Nitrate accumulation in 60-80 cm soil layer	灌水 Irrigation	1	515.565	6.455	0.023
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	3586.607	44.908	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	326.159	4.084	0.026
80-100 cm 土层硝态氮累积 Nitrate accumulation in 80-100 cm soil layer	灌水 Irrigation	1	163.375	2.795	0.115
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	4002.020	68.474	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	147.159	2.518	0.097

2.3 番茄产量与品质

不同处理对番茄产量与品质的影响结果如图 4 所示。在产量方面, 2 种灌水条件下, 施氮处理番茄产量在 109.9—112.9 t·hm⁻² (常规滴灌) 和 95.6—115.9 t·hm⁻² (控水滴灌), 均显著高于不施氮对照处理, 但各施氮处理间差异不显著 ($P>0.05$)。在果实品质方面, 减氮控水基础上配施生物炭和 DCD 能显著提升番茄果实 Vc 含量。常规滴灌下, TDN2 和 TDN2+BD 处理较 TDN1 处理分别提高 Vc 含量 4.7% 和 40.0%, 其中 TDN2+BD 处理提升效果达显著水平, 且较 TDN2 处理提高了 33.8%。控水滴灌下, CDN2 和 CDN2+BD 较 CDN1 分别提高 Vc 含量 6.5% 和 65.9%, 同样 CDN2+BD 处理的提升达显著

水平, 且较 CDN2 处理提高了 55.8% ($P<0.05$)。2 种灌水条件下, 减氮及减氮基础上配施生物炭和 DCD 对番茄果实蛋白质含量影响不大, 但在一定程度上促进了可溶性糖和可溶性固形物含量的增加 ($P>0.05$)。相同氮素调控下, 常规滴灌与控水滴灌的番茄产量和品质指标差异不显著 ($P>0.05$)。表 9 方差分析结果表明, 氮素调控措施对番茄产量、Vc 和可溶性蛋白含量均具有显著影响, 而灌水方式对这些指标的影响不显著。综合产量和品质指标来看, 减氮配施生物炭与 DCD 的处理在保持番茄产量的同时, 能够显著改善果实品质, 特别是在提高 Vc 含量方面效果显著, 其中以控水滴灌条件下的 CDN2+BD 处理表现最佳。

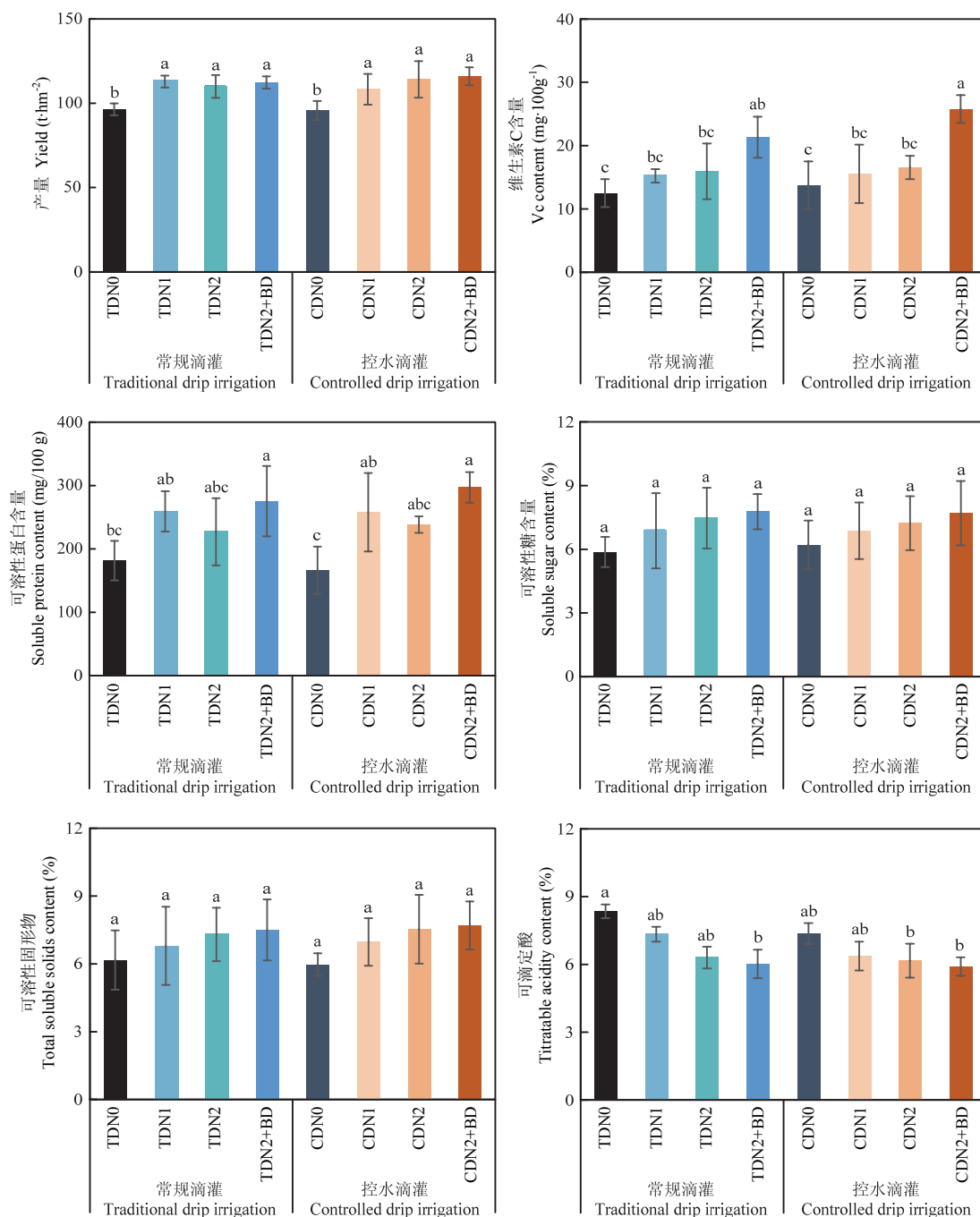


图 4 不同处理番茄产量与果实品质指标

Fig. 4 Tomato yield and fruit quality indicators under different treatments

2.4 番茄对氮素的吸收利用

番茄植株各器官氮素累积量如图 5 所示。2 种灌水条件下，番茄植株氮素主要分布于果实和叶片，其次为茎和根。可以看出，与对照相比，施氮促进了番茄根部和茎的氮素吸收，但施氮各处理间差异不显著 ($P > 0.05$)。施氮显著提高了番茄叶片和果实氮素吸收量 (P

< 0.05)，但与常规施氮 (TDN1、CDN1) 相比，减氮处理 (TDN2、CDN2) 及其配施生物炭和硝化抑制剂 (TDN2+BD、CDN2+BD) 均降低了叶片氮素吸收量，其中 TDN2 处理较 TDN1 显著降低了 20.0%，CDN2 较 CDN1 显著降低 23.6% ($P < 0.05$)。等氮条件下，生物炭与硝化抑制剂配施对叶和果实氮素吸收虽有一定促

表 9 各处理番茄产量和果实品质双因素方差分析

Table 9 Two-way analysis of variance (ANOVA) of tomato yield and fruit quality in different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 <i>df</i>	标准差 <i>MS</i>	<i>F</i> 检验 <i>F</i> test	<i>P</i> 值 <i>P</i> value
番茄产量 Tomato yield	灌水 Irrigation	1	27.290	0.896	0.359
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	354.798	11.644	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	55.133	1.809	0.189
维生素 C 含量 Vc content	灌水 Irrigation	1	12.627	1.128	0.305
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	92.285	8.241	0.001
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	6.027	0.538	0.663
可溶性糖含量 Soluble sugar content	灌水 Irrigation	1	0.127	0.077	0.785
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	2.929	1.774	0.187
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	0.065	0.039	0.989
可溶性蛋白含量 Soluble protein content	灌水 Irrigation	1	28.769	0.016	0.902
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	10434.447	5.710	0.005
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	350.094	0.192	0.900
可溶性固形物含量 Soluble solid content	灌水 Irrigation	1	0.025	0.015	0.905
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	2.161	1.278	0.322
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	0.050	0.030	0.993
可滴定酸含量 Titratable acid content	灌水 Irrigation	1	1.734	1.306	0.271
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	3.149	2.371	0.099
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	0.337	0.254	0.857

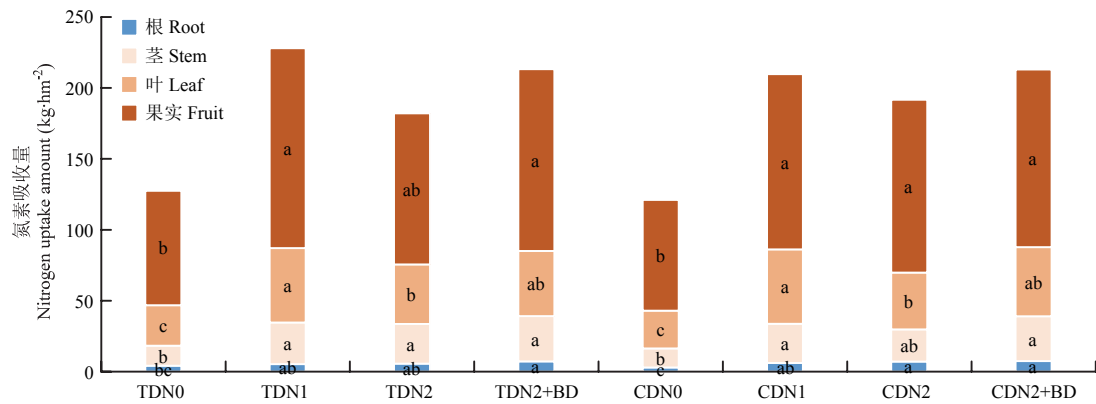


图 5 不同处理下番茄植株各器官的氮素积累

Fig. 5 Nitrogen accumulation in tomato plant organs under different treatments

进作用，但差异不显著 ($P>0.05$)。表 10 方差分析表明，氮素调控显著影响番茄根、茎、叶及果实氮素累积量 ($P<0.01$ 或 $P<0.05$)，而灌水方式及其与氮素调控的交互作用对各器官氮素累积量的影响均未达到

显著水平 ($P>0.05$)，表明氮素管理是影响番茄植株氮素吸收与分配的主导因素。

由表 11 可知，常规滴灌下，TDN1 处理总吸氮量为 $228.0\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，氮肥表观利用率为 23.1%；TDN2

处理总吸氮量和氮肥表观利用率分别为 182.1 kg·hm⁻² 和 18.5%；TDN2+BD 处理总吸氮量为 213.2 kg·hm⁻²，氮肥表观利用率为 28.3%，较 TDN2 显著提高 53.0% ($P<0.05$)。控水滴灌下，CDN1、CDN2 和 CDN2+BD 处理总吸氮量分别为 209.7、191.6 和 212.9 kg·hm⁻²，氮肥表观利用率分别为 19.6%、22.2% 和 28.9%，CDN2+BD 的氮肥表观利用率较 CDN2 处理提高 30.2% ($P>0.05$)。氮肥农学效率在减氮配施处理中呈增加趋势，其中 CDN2+BD 处理最高 (60.7 kg·kg⁻¹)。

表 10 不同处理番茄植株各器官氮素累积双因素方差分析 (ANOVA)

Table 10 Two-way analysis of variance (ANOVA) of nitrogen accumulation in tomato plant organs under different treatments

指标 Index	因素 Factor	自由度 df	标准差 MS	F 检验 F test	P 值 P value
根氮素累积 Root N accumulation	灌水 Irrigation	1	0.235	0.162	0.693
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	12.728	8.801	0.001
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	1.311	0.907	0.461
茎氮素累积 Stem N accumulation	灌水 Irrigation	1	15.079	0.533	0.477
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	278.588	9.839	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	3.146	0.111	0.952
叶氮素累积 Leaf N accumulation	灌水 Irrigation	1	0.243	0.010	0.923
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	521.503	20.897	0.000
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	7.411	0.297	0.827
果实氮素累积 Fruit N accumulation	灌水 Irrigation	1	0.086	0.000	0.989
	氮素调控 Nitrogen regulation	3	2567.785	5.393	0.007
	灌水×氮素调控 Irrigation×Nitrogen regulation	3	375.604	0.789	0.519

表 11 不同处理番茄植株总吸收氮量、氮肥表观利用率和氮肥农学效率

Table 11 Total nitrogen uptake, apparent nitrogen use efficiency, and agronomic efficiency of nitrogen fertilizer in tomato plants under different treatments

处理 Treatment	总吸收氮量 Total N uptake (kg·hm ⁻²)	氮肥表观利用率 RE (%)	氮肥农学效率 AE (kg·kg ⁻¹)
TDN0	127.4±3.9c	—	—
TDN1	228.0±7.0a	23.1±1.6ab	33.5±7.8b
TDN2	182.1±4.4b	18.5±2.5b	37.0±8.3ab
TDN2+BD	213.2±9.5ab	28.3±2.5a	49.7±8.5ab
CDN0	121.1±6.3c	—	—
CDN1	209.7±5.8ab	19.6±3.3b	36.4±9.7ab
CDN2	191.6±8.1ab	22.2±4.6ab	43.3±7.1ab
CDN2+BD	212.9±10.1ab	28.9±3.7a	60.7±6.1a

3 讨论

3.1 减氮控水与氮素调控对土壤 N₂O 排放和 NH₃ 挥发的减排效果

本研究结果表明，相较于常规施氮滴灌，减氮控水

滴灌可显著降低追肥后土壤 N₂O 排放峰值，并缩短高排放持续时间，从而显著降低追肥期 N₂O 损失(图 1)。与常规水氮处理(TDN1)相比，单一减氮处理(TDN2)使 N₂O 累积排放量降低 40.4%，NH₃ 累积挥发量降低 46.3%，气态氮总损失量减少。当减氮与控水措施结

合 (CDN2), 减排效果进一步增强, N_2O 和 NH_3 总损失量较 TDN1 处理降低 26.0% (表 7)。这一结果与全球范围的 meta 分析结果相一致, 即氮肥施用量与 N_2O 排放呈非线性指数关系, 施氮强度一旦超出作物需氮区间, 单位增施带来的排放增量将显著放大, 因此从源头实施“减氮”具备更高的边际减排效益^[31]。同时, 控水措施通过降低土壤水分含量, 有效抑制了反硝化过程, 这与 Kuang 等^[32]关于滴灌减排效应的研究结果一致。在此基础上, 配合施用生物炭与硝化抑制剂 DCD (CDN2+BD) 又能进一步强化减排效果。本研究发现, 常规滴灌下, 减氮配施生物炭与 DCD 的处理 (TDN2+BD) 相较于单一减氮处理 (TDN2) 土壤 N_2O 排放通量降低 14.0%, N_2O 累积排放量降低 26.2%; 控水滴灌下, CDN2+BD 相较于单一减氮处理 (CDN2) 土壤 N_2O 排放通量降低 22.4%, N_2O 累积排放量降低 36.3% (图 1, 表 7)。这一协同效应源于 DCD 对氨氧化细菌的特异性抑制^[33-34], 延缓了 NH_4^+ 向 NO_3^- 的转化。而生物炭则通过其巨大的比表面积和丰富孔隙结构吸附氮素, 调节土壤微环境^[35-36]。二者联用形成了“抑制剂延缓转化、生物炭吸附固定”的协同机制, 这与 Deng 等^[37]和 Chen 等^[38]在其他生态系统的研究结论相吻合。在稻田、旱地与设施体系中均观察到“生物炭+硝化抑制剂”较单施抑制剂进一步降低 N_2O 的累积排放^[39]。同时, 在亏缺/滴灌背景下, 生物炭与水分调控存在可叠加的“削峰”效应, 进一步缩短 >60% WFPS 的暴露时间, 从而放大季节减排幅度^[40]。

NH_3 挥发受土壤 pH、温湿度和铵态氮浓度共同控制^[41]。本研究发现, “减氮+控水滴灌”通过削减 NH_4^+ -N 供给并缩短其在表层的停留时间, 显著降低 NH_3 挥发峰值与季节累积^[42-43]。CDN2 的 NH_3 挥发平均速率较 CDN1 处理显著降低 21.2% (图 2)。在此基础上配施生物炭与硝化抑制剂, 由于硝化抑制剂延缓硝化, 维持 NH_4^+ 形态, 灌水后表层尿素水解导致 pH 短时上升, 从而存在 NH_3 挥发升高的潜在风险。本研究中, 常规滴灌下, TDN2+BD 处理的 NH_3 挥发速率较 TDN2 显著增加 12.4%, 但在控水滴灌下, CDN2+BD 与 CDN2 处理间差异不显著。说明控水措施有效缓解了配施带来的挥发风险。生物炭一方面因其较大比表面积以阳离子交换与微孔吸附固定 NH_4^+ 、缓冲界面 pH, 降低 NH_3 挥发^[44-45]; 另一方面

因自身或土壤呈碱性则可能提高 $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ 比, 表现出环境依赖的“双刃剑”效应^[46-47]。本研究中, 减氮控水条件下配施生物炭和 DCD (CDN2+BD) NH_3 挥发得到了有效控制, 说明在适宜水分条件下, 生物炭的积极作用占主导地位。

3.2 减氮控水与氮素调控对剖面土壤 NO_3^- -N 累积与淋失的阻控效应

减氮措施从源头减少了 NO_3^- -N 的输入总量, 是降低其剖面累积的基础。本研究中, TDN2 的剖面 NO_3^- -N 总累积量较 TDN1 处理降低了 13.7%, CDN2 较 CDN1 处理显著降低 16.2% (图 3)。这一结果与 Min 等^[44]的研究结论一致, 表明通过减少氮肥用量可直接降低土壤中可迁移氮素总量。Zotarelli 等^[48]在番茄滴灌系统中的研究也证实, 合理减氮能有效降低硝态氮淋失风险。生物炭与 DCD 的协同阻控效应进一步强化了减氮措施的效果。本研究中 (图 3), 2 种灌水条件下, 与常规施氮相比, 减氮及其配施生物炭和 DCD 处理显著降低了 0—100 cm 土壤剖面中 NO_3^- -N 总累积量, TDN2+BD 和 CDN2+BD 处理土壤剖面 NO_3^- -N 总累积量较 TDN1 和 CDN1 分别显著下降 27.4% 和 30.0%, 在 80—100 cm 土层 NO_3^- -N 的累积量最低。等氮条件下, TDN2+BD 处理的剖面 NO_3^- -N 总累积量较 TDN2 处理进一步降低 (降低 15.9%), 特别是在 20—60 cm 土层达到显著水平。这一现象可通过二者的协同机制解释: DCD 通过抑制氨氧化细菌活性, 减缓 NH_4^+ -N 向 NO_3^- -N 的转化^[49]; 而生物炭通过其巨大的比表面积和孔隙结构, 增强了对氮素的吸附固持能力^[50-51]。Li 等^[52]的研究也证实了这种协同效应, 发现生物炭与硝化抑制剂配施可使土壤硝态氮含量降低 25%—35%。

控水措施通过优化土壤水分在剖面中的分布, 在降低硝态氮淋溶风险方面发挥关键作用。本研究结果显示, CDN2+BD 处理在有效抑制 80—100 cm 土层 NO_3^- -N 累积的同时, 还显著提高了 20—40 cm 根层的氮素保持能力, 较 TDN2+BD 处理提高 27.1% (图 3)。这一分布特征符合 Cristóbal-Muñoz 等^[53]描述的滴灌水分运移规律, 表明通过水分调控可以优化氮素在根层的分布, 既保证作物养分需求, 又降低深层淋溶风险。然而, 在集约化高氮投入的设施蔬菜体系中, 深层 NO_3^- -N 积累与高淋失风险广为报道^[54]。本研究结果表明, 常规施氮在 2 种灌水条件下均显著抬升 20—

40 cm 土层 NO_3^- -N 峰值, 并加大其在深层 (≥ 60 cm) 的累积, 符合滴灌条件下“施灌同步”使溶质沿湿润锋下移, 在根层下缘形成峰值带的典型模式^[53]。相同灌水条件下, 减氮显著降低了各土层与剖面 NO_3^- -N 总量, 表明源头削减直接缩小了可迁移 NO_3^- -N 库。综合可知, “减氮控水配施生物炭与硝化抑制剂”处理在优化氮素垂向分布、降低环境风险方面具有显著协同效应。这可能是由于生物炭的吸附作用与微孔结构可延缓 NO_3^- 在土壤中的迁移速度^[54-55], 促使其更多停留于根系活跃层, 而 DCD 的缓释效应使 NH_4^+ 长期保留于表层, 进一步减少硝态氮累积与淋失^[55], 再结合减氮控水, 三者共同作用有效减少了氮素淋溶对地下水的污染风险。

3.3 减氮控水与氮素调控对番茄氮素吸收利用、产量与品质的影响

本研究中, 减氮配施生物炭与 DCD 能显著提高氮肥利用效率, 其中 TDN2+BD 和 CDN2+BD 处理的氮肥表观利用率较相应减氮处理 (TDN2, CDN2) 分别显著提高 52.9% 和 30.2%。在产量方面, 各施氮处理间无显著差异, 但减氮配施处理在保持产量稳定的同时, 显著改善了果实品质 (图 5)。氮素吸收与利用的提升机制主要体现在两个方面。一方面, 生物炭通过改善土壤结构, 促进根系发育, 本研究中 TDN2+BD 和 CDN2+BD 处理的根系氮素吸收量显著提高。另一方面, DCD 通过延缓氮素转化, 使养分供应更符合作物需求规律。这主要是生物炭通过改善土壤结构与保水性, 促进根系生长和氮吸收^[56]; 硝化抑制剂则减缓氮素转化, 延长 NH_4^+ 有效期, 使作物吸氮与供氮更同步^[35], 使 TDN2+BD 处理的氮肥表观利用率达到 28.3%, 显著高于 TDN2 处理。

在产量与品质上, 减氮控水及其配施生物炭与硝化抑制剂未致番茄减产, 且等氮条件下产量有小幅上扬。在保证产量的同时, 减氮及其配施生物炭和硝化抑制剂处理显著提高番茄果实 Vc 含量, 并改善可溶性糖、固形物等品质指标, 尤其是控水滴灌下减氮配施生物炭和硝化抑制剂提升最显著 (较单一减氮提升 65.9%)。这可能是由于控水强化了生物炭和硝化抑制剂对 Vc 合成的促进作用, 如改善了氮素供应稳定性, 减少了 Vc 降解^[57-58]。由此可见, 适度减氮并结合生物炭与硝化抑制剂可在不显著降低产量的

情况下显著提高氮肥利用效率与果实品质, 是实现设施番茄“提效稳产优质”的有效途径。水氮协同的品质调控作用值得特别关注。控水条件下配施处理 (CDN2+BD) 在 Vc 含量、可溶性糖含量等品质指标上的提升效果均优于常规灌水配施处理 (TDN2+BD)。这可能是因为适度水分调控与优化的氮素供应共同促进了果实品质形成。Abdelghany 等^[56]的研究也表明, 水分调控结合生物炭施用能显著改善番茄果实品质。本研究结果进一步证实了水氮协同对品质提升的积极作用。

综上所述, 本研究中生物炭和硝化抑制剂在减少土壤活性氮损失、调控硝态氮累积以及提升番茄产量与品质方面具有显著协同作用, 且与前人研究结果在趋势上基本相符, 但在具体影响程度和机制上存在一定差异, 这可能与生物炭自身性质、土壤类型、灌溉条件以及作物种类等多种因素有关, 后续研究可进一步针对这些因素展开深入探讨。

4 结论

常规与控水 2 种滴灌条件下, 减氮及其配施生物炭和硝化抑制剂能有效降低设施土壤-番茄体系氮素损失。与常规施氮相比, 减氮显著降低了 N_2O 排放、 NH_3 挥发及土壤 0—100 cm 剖面硝态氮累积, 气态氮总损失量减少 26.0%—45.7%, 硝态氮累积量降低 13.7%—16.2%, 番茄产量保持稳定。进一步配施生物炭和硝化抑制剂后减排效果增强, 在等氮条件下降低 N_2O 排放 26.2%—36.3%, 显著减少硝态氮下移, 氮肥利用率提高 30.2%—53.0%, 且果实番茄 Vc 含量提高 33.8%—55.8%。控水滴灌整体优于常规滴灌, 有效减少了氮素气态损失, 抑制了氮素的深层淋溶风险, 并改善 20—40 cm 土层的养分保持能力。

总之, 采用水肥一体化技术控水滴灌 ($3\ 375\ \text{m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$) 结合“减氮 30% ($317\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$) + 生物炭 (基施 $15\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$) + DCD (纯氮量 15%)”的水氮调控方案可在保持番茄产量的前提下, 最大程度降低气态氮的排放与硝态氮累积, 并显著提高氮肥利用效率和果实品质, 可作为华北地区设施番茄绿色生产的可行技术方案。

参考文献 References

- [1] 李天来. 设施蔬菜产业发展(一) 我国设施蔬菜产业发展现状及展

- 望[J]. 中国蔬菜, 2023(9): 1-6.
- Li T L. Development status of China's facility vegetable industry and outlook [J]. *China Vegetables*, 2023(9): 1-6. (in Chinese)
- [2] 张怀志, 唐继伟, 袁硕, 黄绍文. 津冀设施蔬菜施肥调查分析[J]. 中国土壤与肥料, 2018(2): 54-60.
- Zhang H Z, Tang J W, Yuan S, Huang S W. Investigation and analysis of greenhouse vegetable fertilization in Tianjin and Hebei Province [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2018(2): 54-60. (in Chinese)
- [3] 石生伟, 刘衍, 郭利娜, 任天婧, 李彤, 刘云, 段碧华, 李玉娥. 天津市设施菜地施肥现状及减施潜力和对策[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(6): 1091-1105.
- Shi S W, Liu K, Guo L N, Ren T J, Li T, Liu Y, Duan B H, Li Y E. Fertilization status-quo in greenhouse vegetable production in Tianjin and the potential and countermeasures of fertilizer reduction [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2020, 26(6): 1091-1105. (in Chinese)
- [4] 仲子文, 邵鹏, 井永苹, 徐建玲, 刘兆东, 曹学东, 李彦, 张英鹏. 沂南县典型设施蔬菜施肥现状调查与分析[J]. 中国蔬菜, 2023(8): 103-110.
- Zhong Z W, Shao P, Jing Y P, Xu J L, Liu Z D, Cao X D, Li Y, Zhang Y P. Investigation and analysis of fertilization status of typical protected vegetables in Yinan County [J]. *China Vegetables*, 2023(8): 103-110. (in Chinese)
- [5] 黄梓翀, 刘善江, 孙昊, 侯立柱, 吴荣, 薛文涛. 我国蔬菜肥料利用率现状与提高对策[J]. 蔬菜, 2021(7): 43-50.
- Huang Z C, Liu S J, Sun H, Hou L Z, Wu R, Xue W T. Current situation and improvement countermeasures of fertilizer utilization rate in vegetables of China [J]. *Vegetables*, 2021(7): 43-50. (in Chinese)
- [6] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 崔振岭, 马文奇, 陈新平, 江荣凤. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 915-924.
- Zhang F S, Wang J Q, Zhang W F, Cui Z L, Ma W Q, Chen X P, Jiang R F. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 915-924. (in Chinese)
- [7] Ju X T, Xing G X, Chen X P, Zhang S L, Zhang L J, Liu X J, Cui Z L, Yin B, Christie P, Zhu Z L, Zhang F S. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems [J]. *PNAS*, 2009, 106(9): 3041-3046.
- [8] 王丽英, 赵小翠, 曲明山, 袁会敏, 陈清, 赵永志, 王克武. 京郊设施果类蔬菜土肥水管理现状及技术需求[J]. 华北农学报, 2012, 27(S1): 298-303.
- Wang L Y, Zhao X C, Qu M S, Yuan H M, Chen Q, Zhao Y Z, Wang K W. The status and technique requirement of soil fertilization and irrigation for fruit vegetable in greenhouse [J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2012, 27(S1): 298-303. (in Chinese)
- [9] 郑育锁. 天津市设施蔬菜灌溉施肥情况调查[J]. 中国农技推广, 2012, 28(7): 44-46, 50.
- Zheng Y S. Investigation on irrigation and fertilization of protected vegetables in Tianjin [J]. *China Agricultural Technology Extension*, 2012, 28(7): 44-46, 50. (in Chinese)
- [10] 张余良, 单晓政, 牛国保, 郭锐, 王坤, 张远芳, 孙德岭, 任华中, 张振贤, 高丽红. 设施蔬菜耗水时空特征及水敏感期研究[J]. 湖北农业科学, 2016, 55(3): 595-598, 611.
- Zhang Y L, Shan X Z, Niu G B, Guo R, Wang K, Zhang Y F, Sun D L, Ren H Z, Zhang Z X, Gao L H. Study on spatial and temporal characteristics of water consumption and water-sensitive stage of facility vegetables [J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2016, 55(3): 595-598, 611. (in Chinese)
- [11] Lü H F, Lin S, Wang Y F, Lian X J, Zhao Y M, Li Y J, Du J Y, Wang Z X, Wang J G, Butterbach-Bahl K. Drip fertigation significantly reduces nitrogen leaching in solar greenhouse vegetable production system [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 694-701.
- [12] Sun Y, Zhang J, Wang H Y, Wang L G, Li H. Identifying optimal water and nitrogen inputs for high efficiency and low environment impacts of a greenhouse summer cucumber with a model method [J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 212: 23-34.
- [13] Shen J L, Li Y, Wang Y, Li Y Y, Zhu X, Jiang W Q, Li Y Y, Wu J S. Soil nitrogen cycling and environmental impacts in the subtropical hilly region of China: evidence from measurements and modeling [J]. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 2022, 9(3): 407-424.
- [14] Min J, Zhang H L, Shi W M. Optimizing nitrogen input to reduce nitrate leaching loss in greenhouse vegetable production [J]. *Agricultural Water Management*, 2012, 111: 53-59.
- [15] 张琳, 孙卓玲, 马理, 吉艳芝, 巨晓棠, 张丽娟. 不同水氮条件下双氰胺(DCD)对温室黄瓜土壤氮素损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(1): 128-137.
- Zhang L, Sun Z L, Ma L, Ji Y Z, Ju X T, Zhang L J. Effects of

- dicyandiamide on nitrogen loss from cucumber planting soil in intensive greenhouse under different irrigation and nitrogen conditions [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2015, 21(1): 128-137. (in Chinese)
- [16] 薄录吉, 李彦, 王艳芹, 仲子文, 井永苹. 设施番茄土壤氮素淋失控制技术措施比较[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2025, 33(2): 278-285.
- Bo L J, Li Y, Wang Y Q, Zhong Z W, Jing Y P. Comparison of various technical measures for controlling nitrogen leaching from tomato-grown soil in greenhouse facilities [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2025, 33(2): 278-285. (in Chinese)
- [17] Norton J, Ouyang Y. Controls and adaptive management of nitrification in agricultural soils [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10: 1931.
- [18] Gao J C, Luo J F, Lindsey S, Shi Y L, Sun Z L, Wei Z B, Wang L L. Benefits and risks for the environment and crop production with application of nitrification inhibitors in China [J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2021, 21(1): 497-512.
- [19] Wu D, Zhang Y X, Dong G, Du Z L, Wu W L, Chadwick D, Bol R. The importance of ammonia volatilization in estimating the efficacy of nitrification inhibitors to reduce N_2O emissions: A global meta-analysis [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 271: 116365.
- [20] 宋博影, 郭艳杰, 王文赞, 吕泽楠, 赵宇晴, 柳鹭, 张丽娟. 生物炭和双氰胺对设施蔬菜土壤温室气体排放的影响[J]. *中国农业科学*, 2023, 56(10): 1935-1948. doi: 10.3864/j.issn.0578-1752.2023.10.010.
- Song B Y, Guo Y J, Wang W Z, Lü Z N, Zhao Y Q, Liu L, Zhang L J. Effects of biochar combined with dicyandiamide on greenhouse gases emissions from facility vegetable soil [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2023, 56(10): 1935-1948. doi: 10.3864/j.issn.0578-1752.2023.10.010. (in Chinese)
- [21] Zerulla W, Barth T, Dressel J, Erhardt K, Horchler Von Locquenghien K, Pasda G, Rädle M, Wissemeier A. 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) – a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2001, 34(2): 79-84.
- [22] Wang J Y, Xiong Z Q, Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects [J]. *GCB Bioenergy*, 2016, 8(3): 512-523.
- [23] Mandal S, Thangarajan R, Bolan N S, Sarkar B, Khan N, Ok Y S, Naidu R. Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat [J]. *Chemosphere*, 2016, 142: 120-127.
- [24] Ahmed R, Li Y Z, Mao L L, Xu C Y, Lin W, Ahmed S, Ahmed W. Biochar effects on mineral nitrogen leaching, moisture content, and evapotranspiration after ^{15}N urea fertilization for vegetable crop [J]. *Agronomy*, 2019, 9(6): 331.
- [25] Zhang H H, He P J, Shao L M. N_2O emissions from municipal solid waste landfills with selected infertile cover soils and leachate subsurface irrigation [J]. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3): 959-965.
- [26] Zhang T K, Tang Y, Gao W C, Lee X Q, Li H, Hu W, Cheng J Z. Combined effects of biochar and inhibitors on greenhouse gas emissions, global warming potential, and nitrogen use efficiency in the tobacco field [J]. *Sustainability*, 2023, 15(7): 6100.
- [27] 邹琦. 植物生理学实验指导[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- Zou Q. *Experimental Instruction of Plant Physiology* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000. (in Chinese)
- [28] 程晓楠, 田晓楠, 郭艳杰, 李瑞娟, 张丽娟, 吉艳芝, 李博文. 硝化抑制剂/菌剂对设施土壤-蔬菜体系中氮素去向的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2022, 28(8): 1466-1477.
- Cheng X N, Tian X N, Guo Y J, Li R J, Zhang L J, Ji Y Z, Li B W. Effects of nitrification inhibitor/microbial inoculum on nitrogen fate in soil-vegetable system of greenhouse [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2022, 28(8): 1466-1477. (in Chinese)
- [29] 巨晓棠, 张福锁. 中国北方土壤硝态氮的累积及其对环境的影响[J]. *生态环境*, 2003, 12(1): 24-28.
- Ju X T, Zhang F S. Nitrate accumulation and its implication to environment in North China [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2003, 12(1): 24-28. (in Chinese)
- [30] Zhou J Y, Gu B J, Schlesinger W H, Ju X T. Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 25088.
- [31] Shcherbak I, Millar N, Robertson G P. Global meta analysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N_2O) emissions to fertilizer nitrogen [J]. *PNAS*, 2014, 111(25): 9199-9204.
- [32] Kuang W N, Gao X P, Tenuta M, Zeng F J. A global meta-analysis of nitrous oxide emission from drip-irrigated cropping system [J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(14): 3244-3256.
- [33] Lei J L, Fan Q Y, Yu J Y, Ma Y, Yin J H, Liu R. A meta-analysis to examine whether nitrification inhibitors work through selectively inhibiting ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Frontiers in Microbiology*,

- 2022, 13: 962146.
- [34] Yang M, Fang Y T, Sun D, Shi Y L. Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3,4-dimethylpyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: A meta-analysis [J]. Scientific Reports, 2016, 6: 22075.
- [35] Ang Y, Li W, Zhou X B, Du Y G. Effect of dicyandiamide on grassland nitrous oxide emission rates by a meta-analysis [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2024, 33(3): 2019-2025.
- [36] Tang Z M, Liu X R, Li G C, Liu X W. Mechanism of biochar on nitrification and denitrification to N_2O emissions based on isotope characteristic values [J]. Environmental Research, 2022, 212(Pt A): 113219.
- [37] Deng B L, Wang S L, Xu X T, Wang H, Hu D N, Guo X M, Shi Q H, Siemann E, Zhang L. Effects of biochar and dicyandiamide combination on nitrous oxide emissions from *Camellia oleifera* field soil [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(4): 4070-4077.
- [38] Chen H, Yin C, Fan X P, Ye M J, Peng H Y, Li T Q, Zhao Y H, Wakelin S A, Chu G X, Liang Y C. Reduction of N_2O emission by biochar and/or 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) is closely linked to soil ammonia oxidizing bacteria and nosZI- N_2O reducer populations [J]. Science of the Total Environment, 2019, 694: 133658.
- [39] 何莉莉, 黄佳佳, 王梦洁, 刘玉学, 吕豪豪, 汪玉瑛, 杨生茂. 生物炭配施硝化抑制剂降低稻田土壤 NH_3 和 N_2O 排放的微生物机制[J]. 植物营养与肥料学报, 2023, 29(11): 2030-2041.
- He L L, Huang J J, Wang M J, Liu Y X, Lü H H, Wang Y Y, Yang S M. Effects of biochar combined with nitrification inhibitor (DMPP) on reducing NH_3 and N_2O emission in paddy soil and its microbial mechanism [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2023, 29(11): 2030-2041. (in Chinese)
- [40] Zhang P Y, Liu J Z, Zhang H C, Wang M D, Xu J, Yu L Y, Cai H J. Deficit irrigation interacting with biochar mitigates N_2O emissions from farmland in a wheat-maize rotation system [J]. Agricultural Water Management, 2024, 297: 108843.
- [41] Treweek G, Di H J, Cameron K C, Podolyan A. Effectiveness of the nitrification inhibitor dicyandiamide and biochar to reduce nitrous oxide emissions [J]. New Zealand Journal of Agricultural Research, 2016, 59(2): 165-173.
- [42] Miao T T, Wang B, Cai A D, Ren T J, Wan Y F, Meng Y, Li Y E. Large differences in ammonia emission factors between greenhouse and open-field systems under different practices across Chinese vegetable cultivation [J]. Science of the Total Environment, 2022, 852: 158339.
- [43] Sommer S G, Hutchings N J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: Invited paper [J]. European Journal of Agronomy, 2001, 15(1): 1-15.
- [44] 屈田华, 李永夫, 张少博, 郦琳琳, 李永春, 刘娟. 生物炭输入影响土壤氮素转化与氧化亚氮排放的研究进展[J]. 浙江农林大学学报, 2021, 38(5): 926-936.
- Qu T H, Li Y F, Zhang S B, Li L L, Li Y C, Liu J. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation and N_2O emissions: A review [J]. Journal of Zhejiang A&F University, 2021, 38(5): 926-936. (in Chinese)
- [45] Liu Z Q, He T Y, Cao T, Yang T X, Meng J, Chen W F. Effects of biochar application on nitrogen leaching, ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in two distinct soils [J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2017.
- [46] 王翰琨, 吴永波, 刘俊萍, 薛建辉. 生物炭对土壤氮循环及其功能微生物的影响研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(6): 689-701.
- Wang H K, Wu Y B, Liu J P, Xue J H. A review of research advances in the effects of biochar on soil nitrogen cycling and its functional microorganisms [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(6): 689-701. (in Chinese)
- [47] Sha Z P, Li Q Q, Lü T T, Misselbrook T, Liu X J. Response of ammonia volatilization to biochar addition: A meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2019, 655: 1387-1396.
- [48] Zotarelli L, Dukes M D, Scholberg J M S, Muñoz-Carpena R, Icerman J. Tomato nitrogen accumulation and fertilizer use efficiency on a sandy soil, as affected by nitrogen rate and irrigation scheduling [J]. Agricultural Water Management, 2009, 96(8): 1247-1258.
- [49] Phogat V, Skewes M A, Mahadevan M, Cox J W. Evaluation of soil plant system response to pulsed drip irrigation of an almond tree under sustained stress conditions [J]. Agricultural Water Management, 2013, 118: 1-11.
- [50] Yao Y, Gao B, Zhang M, Inyang M, Zimmerman A R. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil [J]. Chemosphere, 2012, 89(11): 1467-1471.
- [51] Clough T, Condron L, Kammann C, Müller C. A review of biochar

- and soil nitrogen dynamics [J]. *Agronomy*, 2013, 3(2): 275-293.
- [52] Li Z T, Xu P S, Han Z Q, Wu J, Bo X M, Wang J Y, Zou J W. Effect of biochar and DMPP application alone or in combination on nitrous oxide emissions differed by soil types [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2023, 59(2): 123-138.
- [53] Cristóbal-Muñoz I, Prado-Hernández J V, Martínez-Ruiz A, Pascual-Ramírez F, Cristóbal-Acevedo D, Cristóbal-Muñoz D. An improved empirical model for estimating the geometry of the soil wetting front with surface drip irrigation [J]. *Water*, 2022, 14(11): 1827.
- [54] Yu C X, Wang G M, Zhang H B, Chen H P, Ma Q, Yu C X, Wang G M, Zhang H B, Chen H P, Ma Q. Biochar and nitrification inhibitor (dicyandiamide) combination had a double-win effect on saline-alkali soil improvement and soybean production in the Yellow River Delta, China [J]. *Agronomy*, 2022, 12(12): 3154.
- [55] Guo Y J, Li B W, Di H J, Zhang L J, Gao Z L. Effects of dicyandiamide (DCD) on nitrate leaching, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide in a greenhouse vegetable production system in northern China [J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2012, 58(5): 647-658.
- [56] Abdelghany A E, Dou Z Y, Alashram M G, Eltohamy K M, Elrys A S, Liu X Q, Wu Y, Cheng M H, Fan J L, Zhang F C. The joint application of biochar and nitrogen enhances fruit yield, quality and water-nitrogen productivity of water-stressed greenhouse tomato under drip fertigation [J]. *Agricultural Water Management*, 2023, 290: 108605.
- [57] Hu J, Gettel G, Fan Z B, Lü H F, Zhao Y M, Yu Y L, Wang J G, Butterbach-Bahl K, Li G Y, Lin S. Drip fertigation promotes water and nitrogen use efficiency and yield stability through improved root growth for tomatoes in plastic greenhouse production [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 313: 107379.
- [58] Ayankojo I T, Morgan K T, Kadyampakeni D M, Liu G D. Tomato growth, yield, and root development, soil nitrogen and water distribution as affected by nitrogen and irrigation rates on a *Florida* sandy soil [J]. *HortScience*, 2020, 55(11): 1744-1755.
- (责任编辑 李云霞)