

郭延轲,赵长盛,刘伟,等. 硝化/脲酶抑制剂和生物炭对设施农业土壤微生物及碳氮循环影响的研究进展[J]. 江苏农业科学,2024,52(9):1-11.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2024.09.001

硝化/脲酶抑制剂和生物炭对设施农业土壤微生物及碳氮循环影响的研究进展

郭延轲, 赵长盛, 刘伟, 高新国, 李鲁震, 刘绪振, 董亚男

[齐鲁工业大学(山东省科学院)山东省分析测试中心, 山东济南 250014]

摘要:在我国设施农业生产快速发展的形势下,肥料的高投入量和低利用率的问题亟待解决。氮肥以硝态氮淋溶、温室气体排放的方式释放到自然环境中,在影响土壤微生物环境和碳氮循环过程的同时,加剧生态污染。针对氮肥高投入量带来的设施农业土壤养分流失问题,了解硝化/脲酶抑制剂和生物炭对设施土壤微生物及碳氮循环的影响机制,对维持微生物群落动态平衡、温室气体减排、提高设施农业生产力具有重要指导意义。本文综述硝化/脲酶抑制剂、生物炭影响土壤养分循环的作用机制,对多种抑制剂的现存优缺点和生物炭特性进行系统分析,总结三者近年来在设施农业中的研究应用进展,包括硝化/脲酶抑制剂和生物炭的单独施用与联合施用对微生物活性、温室气体排放、土壤质量、作物产量的影响,探究 3 种物质在田间的最佳施用方式及施用量。考虑到硝化/脲酶抑制剂和生物炭在现阶段的应用仍存在局限性,本文在讨论新型硝化/脲酶抑制剂发展现状的同时,对 3 种物质未来发展趋势和使用方法进行展望,以期硝化抑制剂、脲酶抑制剂、生物炭在设施农业中的合理应用提供科学依据。

关键词:微生物;碳氮排放;硝化抑制剂;脲酶抑制剂;生物炭;设施土壤

中图分类号:S153.6⁺1;S154.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2024)09-0001-11

我国是农业大国,耕地面积经过数十年发展已达到 1.28 亿 hm^2 ,截至 2020 年温室大棚栽培面积已有 370 万 hm^2 ^[1];设施农业总面积超过 400 万 hm^2 ,设施土壤种植面积逐年递增,设施蔬菜产值占全国蔬菜总产值的半数以上^[2]。作为农业生产过程中的重要一环,施肥对于作物增产增收十分重要,但种植者通常会因为追求高产而大大增加肥料的使用量。20 世纪 90 年代,我国肥料高投入量低利用率的问题开始显现,多年来农业生产增长率只有 33%,肥料使用量增长率高达 77%,氮素利用率仅在 30% 左右^[3-4]。

作为土壤系统中的重要组成部分,微生物在维持土壤结构稳定、促进生物化学过程中起到关键作用^[5]。促进土壤养分循环、温室气体排放的硝化和

反硝化过程也与微生物密切相关。碳氮作为土壤系统中最主要的组成元素,对土壤养分保持、温室气体排放、内部物质循环、作物产量都有直接影响^[6]。土壤中氮、碳循环的过程分别如图 1、图 2 所示。设施土壤长期的氮肥高投入量和低利用率导致土壤养分大量积累,进而破坏微生物群落结构^[7]。累积的碳氮元素经微生物矿化作用,以 NH_3 、 CO_2 、 CH_4 等形式排入空气中,引发碳氮比例失衡^[8]。土壤硝态氮积累过多,还会以硝态氮淋溶、 NH_4^+ 、氮氧化物等不同形式进入环境,不仅污染地下水,更会导致温室气体 N_2O 排放量增多^[9-10],造成的环境问题不容忽视。已有研究表明,在 40~50 年内过量施肥,会导致土壤有机碳出现 0.9~5.9 g/kg 的净损失,这种现象在深层土壤更加明显^[11]。1979 年开始的第 2 次全国土壤普查结果表明,我国耕地表层超过 50% 的面积出现无机碳损失现象^[12]。此外,设施土壤过量施肥在提高生产成本的同时,还带来土壤养分失衡、肥力严重下降、板结现象增多、作物产量降低等各种危害,极大制约了设施农业的可持续健康发展。

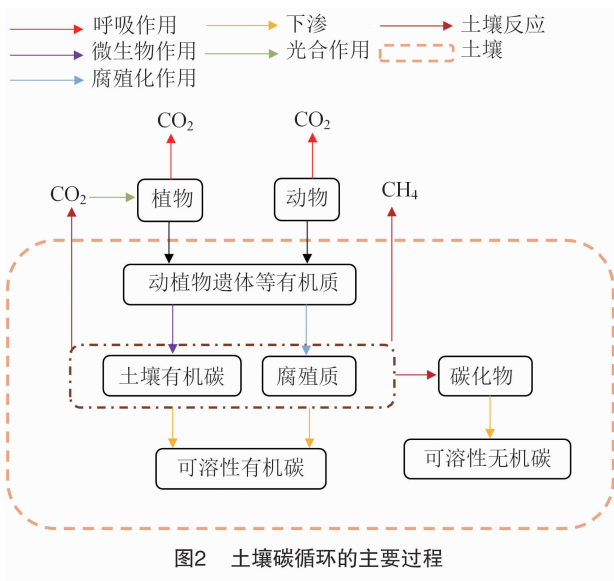
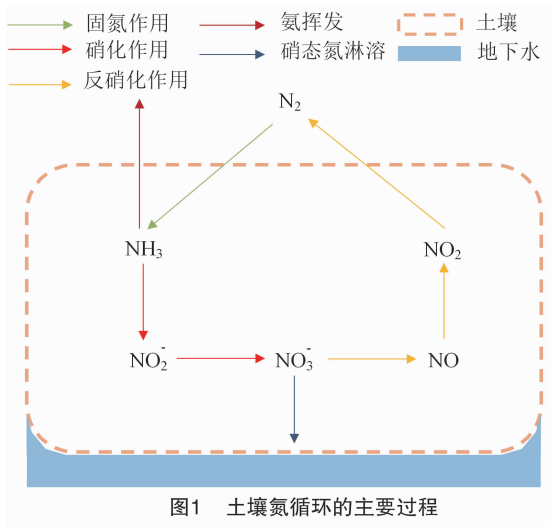
我国设施菜地每年因反硝化过程产生的氮损失量可达 45.8 kg/hm^2 ^[13]。硝化抑制剂在设施土壤中通过抑制硝化细菌活性,降低硝态氮累积,达到减

收稿日期:2023-06-18

基金项目:国家自然科学基金(编号:41877041);山东省自然科学基金(编号:ZR2022MC204);齐鲁工业大学(山东省科学院)科教产融合创新试点工程项目(编号:2020KJC-ZD13);山东省科技型中小企业创新能力提升工程项目(编号:2022TSGC2199);枣庄市科技型中小企业创新能力提升工程项目(编号:2023TSGC15)。

作者简介:郭延轲(2000—),男,山东济宁人,硕士研究生,主要从事土壤碳氮循环研究。E-mail:13355167762@163.com。

通信作者:赵长盛,博士,副研究员,主要从事农业面源污染研究。E-mail:zhaochsh1980@163.com。



少硝态氮淋溶和反硝化过程氮损失的目的。脲酶抑制剂对脲酶活性产生抑制作用,延缓尿素水解,进而降低铵态氮含量,减少设施土壤中 NH_3 、 N_2O 的排放。生物炭是原材料经高温热解而成的一类吸附能力较强的富碳物质,在设施土壤中作为改良剂使用,可以产生改善土壤微生物群落结构、增加碳氮养分含量、提高作物养分利用率的效果^[14]。鉴于硝化抑制剂、脲酶抑制剂、生物炭对设施土壤微生物群落和碳氮减排的积极作用,近年来这 3 种物质在农业应用中备受重视,但也存在有效期短、成本高、效果不稳定、具有毒副作用等多种问题。本文总结硝化抑制剂、脲酶抑制剂、生物炭单施或配施对设施土壤微生物活性、碳氮循环及作物生长的影响,分析其在土壤中的作用机理,旨在为其在设施农业中的合理应用提供科学参考。

1 设施土壤氮肥利用现状及影响

氮素作为植物发育不可或缺的元素之一^[15],也是植物内部蛋白质、核酸、激素的主要组成成分,具有促进植物进行生理代谢的作用,是现代农业生产中最重要的营养元素。尽管土壤和空气中存在大量的氮,但其本身具有非常强的稳定性,只有少数植物可以将氮转化为自身可利用的形式^[16]。我国农田肥料的施用主要以氮肥为主,氮肥的合理施用是增加作物产量和提高土壤肥力的重要举措之一^[17]。由于在生产过程中过于追求产量的提升,氮肥的过度使用现象随之出现。据统计,我国 2015 年耕地养分平均投入量为 446 kg/hm²,是世界平均水平的 3.6 倍^[18],其中设施菜地的氮肥施入量更是达到 1 500 kg/hm²^[19]。有研究表明,温室菜地氮肥用

量是露天菜地的 2~5 倍^[20]。氮肥的高施用量会增加氮素损失的风险。在北京郊区的设施菜地,氮素损失量高达施肥量的 82%^[21]。氮素流失会造成农业面源或点源污染。调查表明,在丹麦的 270 条河流中有超过 80% 的氮来自于农业面源污染^[22]。此外,地下水和大气也因氮素流失而受到不同程度的污染。相对于传统露天土壤,设施土壤具有高施肥量、高灌溉量、多茬轮作等特点,特殊的种植模式导致土壤的理化性质发生巨大改变。土壤中未被利用的氮肥经过硝化作用被转化成硝酸盐,因此硝态氮大量积累,导致土壤质量下降进而发生酸化、盐渍化问题。较高的设施土壤温度也会增加氮素的流失。Keshavarz 等研究发现,当天气比较温暖时,50%~60% 的氨氮会通过淋溶、挥发、分解等方式从土壤中流失^[23]。

微生物作为土壤生态系统的重要组成部分,其群落动态平衡对于养分循环和植物生长发育至关重要^[24]。由于设施土壤独特的耕作施肥方式加上常年多茬轮作,土壤微生物会随之产生一系列变化。She 等的研究结果表明,长期连作会使土壤微生物种类、群落结构、丰度发生改变,有益菌减少,病原菌增加,微生物种类、丰度出现失衡,制约设施农业的健康发展^[25]。氨氧化作为土壤硝化作用的基本过程,对设施土壤氮循环有着重要意义。卞碧云在研究氮肥用量对设施菜地氨氧化微生物影响时发现,氮肥高用量导致 AOA、AOB 中的 *amoA* 基因丰度显著降低^[26]。土壤微生物量虽然在土壤有机质中占比很低,但其对土壤碳氮养分循环有着重要作用。通常来说,微生物生物量碳和氮含量较高时,土壤质量也相应较好。王静等研究发现,在黄棕壤土中长期施用氮肥会降低微生物的生物量碳和氮含量^[27]。但也有研究表明,氮肥施用会增加碱性土壤中微生物生物量碳和氮的含量^[28]。

土壤温室气体排放与施肥量息息相关。目前有关氮肥对温室气体 CH_4 排放量影响的研究较为复杂,以稻田生态系统为例,加入氮肥有利于作物生长发育,提升作物 CH_4 运输速率,抑制土壤中 CH_4 氧化,进而增加 CH_4 排放;相反的是, CH_4 、铵态氮的存在可能会促进 CH_4 氧化菌生长和 CH_4 氧化,进而降低 CH_4 排放^[29]。已有研究表明, N_2O 的排放量与氮肥施用量之间存在指数关系^[30]。何闪闪等的研究结论与该看法一致,发现设施菜地 N_2O 的排放量随施肥量的增加而提升^[31]。为此,减少氮肥用

量或者配施硝化抑制剂、脲酶抑制剂,可以降低土壤硝化和反硝化过程中 N_2O 的产生量^[32]。近年来施用生物炭也被认为是温室气体减排的一种有效手段,许多学者将生物炭与氮肥联合使用,应用于设施土壤以研究对硝化和反硝化微生物群落的影响。

2 硝化抑制剂对设施土壤微生物及碳氮循环的影响

2.1 硝化抑制剂概念及作用机理

硝化抑制剂是一类能够对土壤硝化细菌等微生物活性产生抑制作用的化合物,进而抑制土壤硝化、反硝化过程,延长铵态氮在土壤中停留的时间,提高肥料氮利用效率,降低施氮对气候和环境的不良影响^[33]。自从 20 世纪 50 年代美国开始研究人工合成硝化抑制剂以来,到以吡啶、吡啶、嘧啶、酰胺类化合物为主的化学合成硝化抑制剂的开发应用^[34],发现具有氮肥增效作用的物质已超过百种^[35]。然而在实际农业生产过程中,仅有双氰胺(DCD)、2-氯-6-三氯甲基吡啶(CP)、3,4-二甲基吡啶磷酸盐(DMPP)这 3 种硝化抑制剂得到了广泛应用^[36-37]。常见硝化/脲酶抑制剂的主要特点见表 1。

2.2 硝化抑制剂应用于设施农业的研究进展

鉴于硝化抑制剂具有延缓土壤中铵态氮向硝态氮转化的作用,国内外学者已经开始将硝化抑制剂应用于设施土壤,来减轻土壤氮素流失和肥力下降的现状,探讨其在土壤中的作用机理。Duff 等研究发现,尿素和 DCD 共同使用,氮循环微生物功能和群落丰度不受肥料和抑制剂影响,当 DCD 抑制尿素时,*amoA* 基因丰度降低^[45]。Li 等研究指出,相比于单独使用尿素,在尿素中加入 1% 施氮量的 DMPP,可使氨氧化菌群的数量、硝酸盐还原酶及亚硝酸盐还原酶的活性明显降低,但亚硝酸盐氧化细菌数量、羟胺还原酶活性几乎不受 DMPP 影响^[46]。

农业生产过程中产生的温室气体主要包括 N_2O 、 CO_2 、 CH_4 ,在集约化种植的设施土壤中,3 种气体的排放更为突出。王凌等对设施菜地氮源气体排放的研究结果表明,相比于只进行常规施肥,增施 DCD 可以使氮氧化物排放量减少 76.5%, N_2O 排放量减少 28.4%^[47]。Zhang 等的研究则与之相反,指出 DCD 的添加不影响集约化农业 N_2O 的排放,但另一种硝化抑制剂 CP 对 N_2O 的排放量有明

表 1 常见硝化/脲酶抑制剂的特点

类型	名称	作用机制	优点	缺点	文献
硝化抑制剂	DCD (双氰胺)	抑制亚硝化细菌活性或 AOB 的呼吸作用,干扰细胞色素氧化酶	显著减少氮损失,性质稳定	具有毒性,易水解	[38]
	CP (2-氯-6-三氯甲基吡啶)	抑制 AOB、AOA 的活性,螯合氮氧化过程相关酶的 Cu 组分,抑制细胞色素氧化酶活性	提高肥料利用率,减少氮损失	易被吸附,易光解	[36]
	DMPP (3,4-二甲基吡唑磷酸盐)	抑制硝化细菌呼吸作用和氨单加氧酶活性,改变土壤微环境抑制微生物繁殖	硝化抑制效率高,无污染	效果受土壤质地影响较大	[34]
生物硝化抑制剂	1,9-癸二醇	抑制氨单加氧酶的活性	提高肥料利用率,减少氮损失,来源广泛	效果和机理仍未完全明确	[39]
	MHPP (对羟基苯丙酸甲酯)	抑制 AOB、AOA、氨单加氧酶的活性	N ₂ O 减排效果好,环境友好	在复杂土壤中的效果有待验证	[40]
脲酶抑制剂	NBPT (N-丁基硫代磷酰三胺)	在有氧条件下转化为 NBPTO 来阻断脲酶的活性位点,降低尿素的水解速率	抑制尿素水解效率高,环境友好	成本高,毒副作用存在争议	[41-42]
	HQ(苯二酚)	降低脲酶活性,抑制尿素水解速率	抑制率高,成本低,来源广泛	抑制作用受脲酶活性影响较大	[43]
第 4 类脲酶抑制剂	Schiff 碱配合物	良好的抑制脲酶活性能力	具备良好的抗癌抗菌能力,毒副作用小	农业方面应用较少	[44]

显抑制作用^[48]。李宝石等在研究施用 DMPP 对日光温室黄瓜根区 N₂O、CO₂ 排放的影响时发现,加入 DMPP 可以明显降低黄瓜根区 N₂O 的累积排放量,并在土垄配施 DMPP 试验中表现出比单独土垄试验设计更低的 CO₂ 排放量,后者是前者排放量的 1.4 倍^[49]。Weiske 等的研究也同样表明,施用 DMPP 会降低 CO₂、CH₄ 的排放量^[50]。NH₃ 作为大气中仅有的碱性气体,对雾霾、酸雨的形成起到重要作用^[51]。Asing 等的研究表明,相较于无 DCD,添加 DCD 处理的 NH₃ 排放量增加 58%^[52]。许纪元等研究发现,在氮肥不同施加量基础上添加 CP,设施番茄土壤氨挥发量分别增加 178.6%、83.7%^[53],这表明氨挥发的风险有所增加,同时氮素的损失量减少。

设施土壤长期高量施加氮肥,迫使土壤出现酸化和盐渍化,并导致作物产量降低。张昊青等研究发现,在酸性红壤中添加石灰并增施 DCD,可以提高土壤的 pH 值,减缓土壤酸化,由于在酸性条件下 DCD 对 AOA、AOB 有抑制作用,DCD 和石灰结合使用还可以抑制硝化过程进行^[54]。乔国庆等在次生盐渍化农田添加硝化抑制剂后,发现棉花抗盐性增强,硝酸盐含量降低,各处理的产量平均增加 5.6%^[55]。黄东风等的研究表明,添加硝化抑制剂白菜产量的增幅为 6.1%~28.6%^[56]。Ren 等研究发现,在淹水夏玉米种植期间,CP 的加入最高可使夏玉米产量提升 33.0%,有效缓解水分过多对氮积累、干物质积累量的负面影响^[57]。这或许可为高灌

溉量设施农业增产提效提供参考。但目前应用硝化抑制剂之后,作物的增产效果并不稳定。Frye 等研究则认为,DCD 的加入对于美国小麦产量没有影响,而施用 DCD 后棉花的产量有时增多有时减少^[58]。因此,不同种类抑制剂在不同环境下的应用效果还需进一步研究。

2.3 生物硝化抑制剂

在设施土壤中,由于较高的温度和灌溉水量,会缩短硝化抑制剂半衰期从而降低其有效性^[59],对于作物增产效果难以保证。在农业生产实际应用中,化学合成硝化抑制剂受温度、pH 值等环境因子以及施肥、灌溉等农业管理措施影响较大,存在难以规模应用、威胁环境和食品安全、具有毒性、农业生产成本高等缺点^[38,60-61],限制硝化抑制剂的进一步应用。为此需要研发有效抑制硝化作用且环境友好的产品,比如生物硝化抑制剂。

从 1966 年研究者发现草地、森林土壤可以减缓硝化速率^[62],到 2006 年提出生物硝化抑制剂概念^[63],这期间陆续发现十字花科植物、云杉、石榴种子等均可以提取出在硝化抑制过程中起关键作用的成分^[64-66]。精准释放和环境友好,是生物硝化抑制剂相比于传统硝化抑制剂所体现出的优点,同时具备氮素增效、碳氮减排、作物增产的应用潜力^[40]。虽然生物硝化抑制剂的研究仍处于起步阶段,但已有研究者从水稻根系中提取出脂肪醇类化合物 1,9-癸二醇,且其试验效果要优于常用的化学硝化

抑制剂 DCD^[39]。除 1,9-癸二醇之外,关于对羟基苯丙酸甲酯、高粱醌、水黄皮素等从植物中分离提取出的生物硝化抑制剂的研究已逐步开始。在硝化抑制剂未来的研究过程中,应积极探索重要作物可提取出的生物硝化抑制剂类型,发挥生物硝化抑制剂来源广泛的优势,深入探究生物硝化抑制剂的作用机理,尽早展开规模化设施农田应用研究。

3 脲酶抑制剂对设施土壤微生物及碳氮循环的影响

3.1 脲酶抑制剂概念及作用机理

土壤脲酶对尿素具有水解作用,可以将土壤中酰胺态氮转化为铵^[67],导致土壤 pH 值升高的同时产生 NH_3 ,造成氮损失。脲酶抑制剂能够降低土壤中脲酶的活性,延缓酰胺态氮转化为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的速度,抑制 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化,降低土壤中硝酸盐的积累,进而减少 N_2O 的排放^[68]。在众多脲酶抑制剂类型中,*N*-丁基硫代磷酰三胺(NBPT)是唯一一个商业规模化应用且效率较高的脲酶抑制剂。NBPT 对脲酶活性没有直接抑制作用,脲酶的活性位点由氨基甲酸酯桥相连接的 2 个 Ni 原子组成,NBPT 则是通过在有氧条件下转化为 NBPTO,通过 NBPTO 这种氧化产物来阻断脲酶活性位点,降低尿素水解速率^[69],提高尿素的利用率。除 NBPT 外,脲酶抑制剂还有苯二酚(HQ)、苯基磷酰二胺(PPD)等多种类型,但这些硝化抑制剂受土壤 pH 值和脲酶活性的影响较大,亦或者本身存在易分解等缺点^[43],难以同 NBPT 一样形成规模化应用。

3.2 脲酶抑制剂应用于设施农业的研究进展

作为氮素损失的重要途径,土壤硝化和反硝化作用是紧密相连的 2 个过程。在硝化和反硝化过程中,AOA、AOB 等微生物起到关键作用。国内外许多学者对微生物与脲酶抑制剂之间交互作用进行了研究,但没有得出相一致的结论。Duff 等的研究均表明,没有发现 NBPT 对土壤中细菌、真菌等微生物群落结构、丰度或者原核生物的组成、多样性产生影响^[45,70]。Xi 等研究也同样认为,脲酶抑制剂对土壤微生物群落结构、丰度没有明显影响^[71]。Li 等的研究结果则与之相反,认为添加 NBPT 的处理其 *ureC* 基因丰度显著高于对照^[72]。张文学等研究发现,在尿素基础上施加 1% NBPT,对 AOA、AOB、反硝化细菌群落结构、丰度没有明显影响^[73]。这说明 NBPT 在延缓尿素水解的同时对土壤生态环

境是相对安全的,可为设施农业减氮增效提供有益参考。Castellano-Hinojosa 等研究则发现,相比于单独使用尿素,尿素配施 NBPT 处理下细菌、古菌的丰度有所下降,但与不施肥控制相比没有变化,并且没有观察到 NBPT 对微生物群落功能的影响,包括微生物参与硝化或反硝化过程的能力^[74]。

作为当前较热门的脲酶抑制剂,NBPT 对于尿素利用率的提升、土壤温室气体的减排、作物生长的帮助,是评价其实际作用效果的重要标准。杨梦远在研究尿素配施 NBPT 对设施菜地 N_2O 、 NH_3 排放强度的影响时发现,尿素配施 NBPT 处理下设施菜地累计活性气态氮排放量减少 24.0% ($P < 0.05$),小白菜生长期 NH_3 的累计排放量显著降低 ($P < 0.05$),但对其产量没有明显促进作用^[75]。据统计,相较于单一使用尿素,添加 NBPT 可以减少 53% 的 NH_3 损失,作物约增产 6%^[76]。刘灿玉等在研究氮肥减量配施 NBPT 对大蒜产量的影响时发现,在氮肥减量 20% 的情况下,配施总氮用量 0.5% NBPT 比常规施肥增产 15.1%^[41]。串丽敏等通过温室盆栽试验,发现当 NBPT 添加量为纯氮用量的 0.5% ~ 2.5% 范围内时,可以降低油菜体内 4.2% ~ 32.6% 的硝酸盐含量,并且油菜的生物产量提升 28.3% ~ 33.7%^[77]。Rawluk 等的研究表明,当脲酶抑制剂 NBPT 用量小于 0.5% 时,氮挥发量与 NBPT 用量呈负相关^[42]。因此,为保证设施农业可持续发展,应进一步在设施农田中展开 NBPT 使用方法与施用量的研究,从而提高肥料利用率,减少氮损失。

3.3 新型脲酶抑制剂的发展趋势

尽管 NBPT 得到广泛应用,但其毒副作用存在争议、成本高昂等劣势已经阻碍了 NBPT 更大规模的应用^[78]。针对这些问题,众多学者掀起研发新型脲酶抑制剂的热潮,主要研究思路是借助 Schiff 碱有机小分子、无机金属盐等作为分子建筑块单元,凭借多种协同配体的基团修饰、灵活调控、活性筛选等方法,构造出具有 2 个活性位点的新型脲酶抑制剂^[44,79],又称第 4 类脲酶抑制剂。现阶段新型脲酶抑制剂已经具备良好的抗癌抗菌能力、较强的金属离子配位能力、毒副作用小等优势。陈仙仙等利用新型脲酶抑制剂 Schiff 碱铜配合物与肥料配施,研究其对油菜生长及土壤氮素转化的影响,结论表明这类新型脲酶抑制剂可以抑制土壤中铵态氮向硝态氮转化,氮肥利用率平均提升 68.0%,可降低油菜体内 38.8% ~ 50.8% 硝酸盐含量;研究同时表

明,这类新型脲酶抑制剂施入量占纯氮施入量 1% 时,效果最佳^[80]。当前新型脲酶抑制剂已经有硫脲类、磷酸胺类、磺酰胺类、金属配合物等多种类型^[81],但总体来看有关新型脲酶抑制剂的研究报道较少,其使用后对土壤环境和肥力的影响暂无统一一定论,在设施土壤中的应用也亟待进一步探究。

4 生物炭对设施土壤微生物及碳氮循环的影响

4.1 生物炭概念及作用机理

生物炭是指在缺氧或无氧条件下,通过热裂解而形成的一类富碳物质^[82],生物炭具有比表面积较

大、孔隙较大、官能团多样、含碳量丰富等特质^[83-84],同时含有植物生长所需的氮、磷、钾等养分。这些理化性质可以帮助土壤持水保肥,提高营养物质利用率从而减少土壤的氮素损失,改善土壤微生物生存环境,进而提高作物品质和产量,并有缓解连作障碍的效果^[85]。当前生物炭常用制备材料有小麦、水稻、玉米等农田作物秸秆,果木、花生壳、核桃壳等农林废弃物,以及动物粪便等有机物质^[86],其性质详见表 2。总体来说,生物炭的使用对绿色农业发展意义重大,未来对于缓解设施农业连作障碍及固碳减排的应用前景十分广阔。

表 2 常见生物炭的主要性质

原料	裂解温度,时间	碳含量 (%)	pH 值	灰分含量 (%)	比表面积 (m ² /g)	参考文献
小麦秸秆	450 ℃	—	9.93	—	—	[14]
小麦秸秆	450 ℃	46.70	9.40	20.80	8.90	[29]
小麦秸秆	500 ℃,3 h	47.38	10.02	47.60	—	[87]
花生壳	500 ℃,2 h	17.41	9.89	70.70	—	[87]
花生壳	600 ℃,2 h	81.20	6.82	1.72	9.14	[88]
玉米秸秆	300 ℃	48.82	9.36	16.23	6.24	[89]
玉米秸秆	500 ℃	56.15	10.42	19.65	16.35	[89]
玉米秸秆	350 ℃,4 h	67.93	7.74	—	—	[90]
水稻秸秆	500 ℃,3 h	62.00	9.20	—	—	[91]
水稻秸秆	550~600 ℃,4~6 h	—	10.10	—	9.40	[92]
核桃壳	900 ℃	51.73	9.70	40.00	227.10	[93]
针叶树	600~700 ℃	36.00	6.80	6.40	2.00	[93]
鸡粪	500 ℃,2 h	38.70	10.32	—	4.67	[86]

注:“—”表示暂无数据。

4.2 生物炭应用于设施农业的研究进展

Chen 等研究认为,菜地土壤常年处于干湿交替状态,对于硝化作用的促进将会更加明显^[94],这与施振香的研究结果一致,设施菜地土壤中硝化细菌数量明显高于传统露天土壤,故硝化作用更加强烈^[95]。王先芳在研究花生壳生物炭对设施土壤硝化作用及微生物的影响时发现,在施加 200 kg/hm² 尿素的基础上分别添加 0.5%、1.5%、4.0% 生物炭,土壤中 AOA *amoA* 基因的丰度增加 26.3%~40.2%,AOB *amoA* 基因的丰度增加 48.9%~53.3%,AOB 群落发生改变,微生物生存环境得到改善^[88]。真菌作为在土壤中广泛存在的微生物,对土壤中碳循环发挥重要作用。王雪玉等在日光温室内研究发现,不同年限的连作土壤加入玉米秸秆生物炭后,土壤中真菌菌群的丰度和多样性得到提升;在种植 1 年

的土壤中,生物炭处理后真菌物种等级最高,在连续种植 20 年的土壤中,物种数量和丰度最高^[96]。亚硝酸盐氧化作为硝化作用的重要步骤,硝化杆菌、硝化螺菌在其中发挥着重要作用。Wang 等研究发现,氮肥配施生物炭之后,硝化杆菌的群落结构和丰度得到改善^[97]。

氮素流失、碳氮排放是设施土壤较为严重的问题,研究生物炭使用后对土壤氮转移、碳循环的影响至关重要。王耀等研究发现,0~20 cm 土层施加生物炭后,设施大棚内土壤硝态氮的含量显著高于常规施肥处理,添加生物炭能够有效抑制不同土层硝态氮、铵态氮的淋失,但效果会随着土层深入而逐渐减弱^[98]。Wang 等研究发现,生物炭能够提升土壤大团聚体中的碳储量,增强对土壤有机质的保护,抑制有机碳矿化作用进而减少 CO₂ 排放^[99]。

相反的是,另有研究指出生物炭会促进土壤有机物分解、提高土壤微生物活性进而增加 CO_2 排放^[100]。设施土壤常年连作及过量施肥,引发土壤盐渍化现象不断出现,盐渍化会破坏土壤团聚体结构,导致土壤出现耕作层变浅、板结现象严重等一系列问题。She 等的研究表明,生物炭拥有出色的吸附和离子交换能力,可以让其在设施土壤盐渍化改善过程中发挥重要作用^[100]。农明英等在探究外源有机物质对次生盐渍化大棚土壤改良效果时发现,生物炭单独使用时能够最大程度地降低土壤容重,提高土壤孔隙度进而对盐渍化大棚土壤产生改良效果^[101]。

生物炭除了对土壤碳氮循环和理化性质产生作用之外,适量施用还可以提升作物的品质和产量。Lu 等研究指出,生物炭添加可以减小番茄青枯病的发生率,该效果的实现就是依靠生物炭对土壤青枯病原菌的抑制作用^[87]。孙向春等研究发现,当生物炭添加量为 9 t/hm^2 时,玉米产量要比常规施肥增加 2.50% ^[102]。Huang 等的研究结果表明,生物炭可使小麦叶片维持较低钠钾比和较高含水量,促进小麦光合作用,达到增产效果^[92]。Liu 等研究指出,当生物炭添加量大于 80 t/hm^2 时,将会导致作物减产^[103]。

4.3 生物炭发展前景

生物炭具有绿色环保和可再生的优势,与设施农业健康发展的要求相适配;出于环境保护和降低成本角度考虑,未来应加大生物炭回收再利用力度。而当前生物炭的主要应用类型如前文所述,伴随着研究渐渐深入和不断实践,诸如生物炭负载纳米材料、含持久性自由基生物炭、改性生物炭等各种新型生物炭也相继问世。除此之外,今后还应继续研究开发以农林废弃物为制备材料的新型生物炭,依托各地特色农林废弃物,大力发展绿色农业。目前生物炭在农业生产中的应用多集中在短期试验研究,对于土壤理化性质和作物生长影响的研究较多,但关于对微生物群落和碳氮循环过程的影响研究较少。由于微生物群落和丰度的改变以及碳氮循环是一个长期作用过程,今后的研究应更多关注生物炭在田间生产中的长期作用效果,及其对土壤和作物产生影响的深层作用机理^[104]。

5 硝化/脲酶抑制剂与生物炭联合施用的研究进展

鉴于硝化抑制剂单独使用会增加 NH_3 的排放

风险^[105],许多研究开始关注硝化抑制剂和脲酶抑制剂的配合使用效果。Zhang 等的研究表明,在氮肥减量 30% 的基础上配施 NBPT、DMPP,可增加土壤肥力、提高玉米产量、减少温室气体产出^[106]。曾科等的研究也同样表明,在施氮量减少 25% 、 50% 肥料基施改深施的情况下配施 NBPT、MHPP,可以显著减少稻田 NH_3 的挥发和 N_2O 的排放^[107]。硝化抑制剂和脲酶抑制剂对于土壤微生物的影响也应纳入考察范围之内。Dong 等通过 6 年研究发现,DCD、HQ 联合使用对于土壤氨氧化微生物存在抑制效果,但长期使用下不会对反硝化基因丰度产生影响^[108]。同为土壤中常用的外源添加物质,相比于 2 种抑制剂,生物炭具有更强的吸附能力;有研究表明生物炭可以在土壤中吸附硝化抑制剂,从而延长抑制剂作用效果^[109]。刘钰莹等在研究酸性和中性水稻土中氮素转化和氮肥利用率时发现,DMPP 和生物炭配施相比于单施 DMPP 降低了 AOB 的丰度,DMPP 配施 500°C 玉米秸秆生物炭,明显提高了中性土壤中氮肥利用效率和籽粒产量^[89]。关于硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭配施对土壤温室气体减排的影响,Kong 等的研究发现,生物炭与硝化抑制剂 DMPP 配施可以减缓 N_2O 排放^[110]。对于脲酶抑制剂,Dawar 等的研究表明,生物炭配施 NBPT 相比于单施生物炭,能够明显降低 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的含量,抑制反硝化菌活性,使得 N_2O 排放量低于单施生物炭处理^[111]。

硝化抑制剂、脲酶抑制剂、生物炭中单一物质对土壤微生物和碳氮排放的影响已有较多研究,为了形成优劣势互补,硝化抑制剂与脲酶抑制剂、硝化抑制剂与生物炭、脲酶抑制剂与生物炭的配施研究也已经逐步深入,但关于 3 种物质联合施用对设施土壤影响的研究仍相对较少,且研究结果没有形成统一结论。He 等研究发现,生物炭与 DCD、HQ 联合使用,可以有效抑制 CH_4 的排放^[112]。但陶甄等通过 CP、NBPT 和生物炭联合施用试验,所得出的研究结论与之不同;虽然 CP + NBPT 的组合对温室气体排放产生了很好的抑制效果,但是 3 种物质联合施用对于抑制温室气体排放没有表现出协同抑制作用^[90]。可能是因为所选抑制剂种类及当时当地试验条件的不同,造成了两者研究结果的差异。黄佳佳等在研究 3 种物质配施对亚热带水稻土的影响时发现,生物炭、DMPP、NBPT 配施较单施尿素处理 N_2O 累计排放量下降 38.1% ,但 3 种物质配施无

论对于土壤理化性质,亦或是对于气体排放和微生物影响,相较于硝化和脲酶抑制剂,生物炭和抑制剂处理都显得效果不佳^[91]。Lan 等通过研究生物硝化抑制剂 MHPP 与 NBPT、生物炭配施效果得出,3 种物质共同使用可以减少钙质水稻土中氨挥发、 N_2O 排放和氮损失,其中 MHPP、NBPT 双抑制剂共同使用时的作用效果最佳^[113]。总体来说,研究硝化抑制剂、脲酶抑制剂、生物炭配施对土壤和作物的作用效果是未来发展趋势之一,尤其是在设施农业领域方面应扩大展开对于 3 种物质配施效果的研究,探求硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭配施的可能性和效果,从而助力设施农业可持续发展。

6 结语与展望

设施农业高温、高施肥、多茬轮作等特点,造就设施土壤酸化、氮素大量积累、微生物群落结构和丰度失调、温室气体排放量大的不利现状。此外,设施农业作为我国蔬菜供应的重要一环,氮肥的长期高量投入对其危害甚大,土壤连作障碍现象频发,阻碍设施农业可持续发展。提高氮肥利用效率,探究硝化抑制剂、脲酶抑制剂和生物炭在其中的合理应用,研发环境友好型氮肥增效剂是设施农业发展过程中的关键举措。

现阶段关于硝化抑制剂、脲酶抑制剂、生物炭在各类土壤中的应用研究较多,但主要形式是依靠短期田间试验或实验室盆栽培养,并且三者之间配施对设施土壤微生物活性和碳氮排放的影响研究较少。因此,未来研究应从以下 3 个方面展开:一是研究硝化抑制剂、脲酶抑制剂和生物炭配施对设施土壤微生物和碳氮循环影响的深层作用机理,以及 3 种物质在土壤中的交互响应作用;二是寻找 3 种物质与肥料在土壤中最佳施用量,提高肥料利用率的同时减少碳氮排放,实现降本增效,助力设施农业可持续发展建设与应用;三是加大新型抑制剂的研发力度,进一步提高硝化抑制剂、脲酶抑制剂和生物炭在设施农业中的实际作用。

参考文献:

- [1] 陆文蔚,徐逍瑶,张丽雯. 植物促生菌对设施土壤氮循环细菌群落及小白菜生长的影响[J]. 上海农业学报,2023,39(1):1-8.
- [2] 田 恬,田永强,高丽红. 设施菜田土壤质量研究进展[J]. 中国蔬菜,2021(10):35-44.
- [3] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京:中国统计出版社,2016.
- [4] 余映军,李 平,白芳芳,等. 地下水埋深与施氮水平对夏玉米生长及硝态氮量的影响[J]. 灌溉排水学报,2021,40(4):22-28.
- [5] Kappler A, Bryce C, Mansor M, et al. An evolving view on biogeochemical cycling of iron[J]. Nature Reviews Microbiology, 2021,19:360-374.
- [6] Suseela V, Conant R T, Wallenstein M D, et al. Effects of soil moisture on the temperature sensitivity of heterotrophic respiration vary seasonally in an old - field climate change experiment[J]. Global Change Biology,2012,18(1):336-348.
- [7] Sun J T, Pan L L, Zhan Y, et al. Contamination of phthalate esters, organochlorine pesticides and polybrominated diphenyl ethers in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China[J]. Science of the Total Environment,2016,544:670-676.
- [8] Zeng G C, Yu K, Li J Y, et al. Heavy metal accumulation and release risks in sediments from groundwater - river water interaction zones in a contaminated river under restoration[J]. ACS Earth and Space Chemistry,2020,4(12):2391-2402.
- [9] Yang Y Y, Liu L, Zhang F, et al. Enhanced nitrous oxide emissions caused by atmospheric nitrogen deposition in agroecosystems over China[J]. Environmental Science and Pollution Research,2021,28(12):15350-15360.
- [10] Zhao Z, Cao L K, Deng J, et al. Modeling CH_4 and N_2O emission patterns and mitigation potential from paddy fields in Shanghai, China with the DNDC model[J]. Agricultural Systems, 2020, 178:102743.
- [11] Khan S A, Mulvaney R L, Ellsworth T R, et al. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration[J]. Journal of Environmental Quality,2007,36(6):1821-1832.
- [12] Wu H B, Guo Z T, Gao Q, et al. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment,2009,129(4):413-421.
- [13] 倪玉雪,赵梦强,周晓丽,等. 硝化抑制剂对设施菜田土壤 N_2O 和 CO_2 排放及蔬菜产量品质的影响[J]. 福建农业学报,2022, 37(3):381-389.
- [14] 张功臣,王 波,秦玉红,等. 生物炭在设施蔬菜生产中的应用研究进展[J]. 中国蔬菜,2021(6):20-26.
- [15] Pinton R, Tomasi N, Zanin L. Molecular and physiological interactions of urea and nitrate uptake in plants[J]. Plant Signaling & Behavior,2016,11(1):e1076603.
- [16] Galembeck F, Galembeck A, Santos L. NPK: essentials for sustainability[J]. Química Nova,2019,42(10):1199-1207.
- [17] Wu L H, Li H, Luo Y M, et al. Nutrients can enhance phytoremediation of copper - polluted soil by Indian mustard[J]. Environmental Geochemistry and Health,2004,26(2/3):331-335.
- [18] van Wesenbeeck C F A, Keyzer M A, van Veen W C M, et al. Can China's overuse of fertilizer be reduced without threatening food security and farm incomes? [J]. Agricultural Systems,2021,190:103093.
- [19] Song X Z, Zhao C X, Wang X L, et al. Study of nitrate leaching and nitrogen fate under intensive vegetable production pattern in

- Northern China [J]. *Comptes Rendus Biologies*, 2009, 332 (4): 385 – 392.
- [20] Ti C P, Luo Y X, Yan X Y. Characteristics of nitrogen balance in open – air and greenhouse vegetable cropping systems of China [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2015, 22 (23): 18508 – 18518.
- [21] Guo R Y, Nendel C, Rahn C, et al. Tracking nitrogen losses in a greenhouse crop rotation experiment in North China using the EU – Rotate_N simulation model [J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158 (6): 2218 – 2229.
- [22] Bouraoui F, Grizzetti B. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas [J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409 (23): 4899 – 4916.
- [23] Keshavarz A R, Lin R, Mohammed Y A, et al. Agronomic effects of urease and nitrification inhibitors on ammonia volatilization and nitrogen utilization in a dryland farming system: field and laboratory investigation [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 172: 4130 – 4139.
- [24] Garbeva P, van Veen J A, van Elsas J D. Microbial diversity in soil: selection microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness [J]. *Annual Review of Phytopathology*, 2004, 42: 243 – 270.
- [25] She S Y, Niu J J, Zhang C, et al. Significant relationship between soil bacterial community structure and incidence of bacterial wilt disease under continuous cropping system [J]. *Archives of Microbiology*, 2017, 199 (2): 267 – 275.
- [26] 卞碧云. 氮肥用量对设施栽培蔬菜土壤氨氧化微生物及氨氧化作用的影响 [D]. 南京: 南京师范大学, 2013: 32 – 42.
- [27] 王 静, 王 磊, 刘耀斌, 等. 长期施氮肥对黄棕壤微生物生物性状的影响及其调控因素 [J]. *中国生态农业学报 (中英文)*, 2021, 29 (5): 833 – 843.
- [28] Liu C J, Gong X W, Dang K, et al. Linkages between nutrient ratio and the microbial community in rhizosphere soil following fertilizer management [J]. *Environmental Research*, 2020, 184: 109261.
- [29] 许 欣, 陈 晨, 熊正琴. 生物炭与氮肥对稻田甲烷产生与氧化菌数量和潜在活性的影响 [J]. *土壤学报*, 2016, 53 (6): 1517 – 1527.
- [30] Kim D G, Hernandez – Ramirez G, Giltrap D. Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: a meta – analysis [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, 168: 53 – 65.
- [31] 何闪闪, 王 雷, 李阿南, 等. 设施菜地 N_2O 释放特征及其土壤环境影响因素 [J]. *能源环境保护*, 2015, 29 (6): 40 – 43.
- [32] Ma Y C, Sun L Y, Zhang X X, et al. Mitigation of nitrous oxide emissions from paddy soil under conventional and no – till practices using nitrification inhibitors during the winter wheat – growing season [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49 (6): 627 – 635.
- [33] 孙爱文, 石元亮, 张德生, 等. 硝化/脲酶抑制剂在农业中的应用 [J]. *土壤通报*, 2004, 35 (3): 357 – 361.
- [34] 俞巧钢, 殷建祯, 马军伟, 等. 硝化抑制剂 DMPP 应用研究进展及其影响因素 [J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33 (6): 1057 – 1066.
- [35] 张 芳, 屈素斋. 硝化抑制剂和脲酶抑制剂在高温堆肥中的应用研究进展 [J]. *磷肥与复肥*, 2022, 37 (6): 14 – 17, 30.
- [36] 张忠庆, 高 强. 硝化抑制剂 2 – 氯 – 6 – 三氯甲基吡啶在农业中应用研究进展及其影响因素 [J]. *中国土壤与肥料*, 2022 (4): 249 – 258.
- [37] Di H J, Cameron K C. Ammonia oxidisers and their inhibition to reduce nitrogen losses in grazed grassland: a review [J]. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 2018, 48 (2/3): 127 – 142.
- [38] 张文学. 生化抑制剂对稻田氮素转化的影响及机理 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2014: 11 – 12.
- [39] Sun L, Lu Y F, Yu F W, et al. Biological nitrification inhibition by rice root exudates and its relationship with nitrogen – use efficiency [J]. *New Phytologist*, 2016, 212 (3): 646 – 656.
- [40] 陆玉芳, 施卫明. 生物硝化抑制剂的研究进展及其农业应用前景 [J]. *土壤学报*, 2021, 58 (3): 545 – 557.
- [41] 刘灿玉, 樊继德, 陆信娟, 等. 添加 NBPT 下氮肥减施对大蒜生长、产量及品质的影响 [J]. *山东农业大学学报 (自然科学版)*, 2020, 51 (3): 398 – 402, 437.
- [42] Rawluk C D L, Grant C A, Racz G J. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2001, 81 (2): 239 – 246.
- [43] 焦卫平, 周鹏程, 刘晓波, 等. 氮肥抑制剂在肥料中的应用 [J]. *磷肥与复肥*, 2022, 37 (9): 22 – 25.
- [44] 黄兆玮, 董 磊, 王趁义, 等. 新型脲酶抑制剂对土壤脲酶活性和土壤微生物量的影响 [J]. *中国水土保持科学 (中英文)*, 2021, 19 (5): 99 – 105.
- [45] Duff A M, Forrester P, Ikoyi I, et al. Assessing the long – term impact of urease and nitrification inhibitor use on microbial community composition, diversity and function in grassland soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 170: 108709.
- [46] Li H, Liang X Q, Chen Y X, et al. Effect of nitrification inhibitor DMPP on nitrogen leaching, nitrifying organisms, and enzyme activities in a rice – oilseed rape cropping system [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20 (2): 149 – 155.
- [47] 王 凌, 张国印, 刘孟朝, 等. 硝化抑制剂和肥料减施对减少设施菜田氮源气体排放及与微生物功能基因的互作 [J]. *华北农学报*, 2021, 36 (2): 196 – 203.
- [48] Zhang M, Fan C H, Li Q L, et al. A 2 – yr field assessment of the effects of chemical and biological nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency in an intensively managed vegetable cropping system [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 201: 43 – 50.
- [49] 李宝石, 刘文科, 王 奇, 等. 根区施用硝化抑制剂 DMPP 对不同栽培方式下黄瓜产量及根区温室气体排放的影响 [J]. *中国农业科技导报*, 2021, 23 (9): 184 – 192.
- [50] Weiske A, Benckiser G, Herbert T, et al. Influence of the nitrification inhibitor 3,4 – dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments [J]. *Biology and Fertility*

- of Soils, 2001, 34(2): 109–117.
- [51] Behera S N, Sharma M, Aneja V P, et al. Ammonia in the atmosphere: a review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(11): 8092–8131.
- [52] Asing J, Saggarr S, Singh J, et al. Assessment of nitrogen losses from urea and an organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions [J]. Soil Research, 2008, 46(7): 535.
- [53] 许纪元, 闵 炬, 施卫明. 应用 ^{15}N 标记尿素研究硝化抑制剂对设施番茄氮素去向的影响 [J]. 核农学报, 2020, 34(12): 2793–2799.
- [54] 张吴青, 赵学强, 张玲玉, 等. 石灰和双氰胺对红壤酸化和硝化作用的影响及其机制 [J]. 土壤学报, 2021, 58(1): 169–179.
- [55] 乔国庆, 刘 涛, 张瑞喜, 等. 硝化抑制剂对次生盐渍化农田棉花抗盐性及产量效应影响的研究 [J]. 新疆农业科技, 2014(2): 23–24.
- [56] 黄东风, 李卫华, 邱孝煊. 硝化抑制剂对小白菜产量、硝酸盐含量及营养累积的影响 [J]. 江苏农业学报, 2009, 25(4): 871–875.
- [57] Ren B Z, Zhang J W, Dong S T, et al. Nitrapyrin improves grain yield and nitrogen use efficiency of summer maize waterlogged in the field [J]. Agronomy Journal, 2017, 109(1): 185–192.
- [58] Frye W W, Graetz D A, Locascio S J, et al. Dicyandiamide as a nitrification inhibitor in crop production in the Southeastern USA [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1989, 20(19/20): 1969–1999.
- [59] Singh J, Saggarr S, Giltrap D L, et al. Decomposition of dicyandiamide (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory activity, and microbial biomass – an incubation study [J]. Australian Journal of Soil Research, 2008, 46(7): 517–525.
- [60] Abalos D, Jeffery S, Sanz – Cobena A, et al. Meta – analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2014, 189: 136–144.
- [61] Woodward E E, Hladik M L, Kolpin D W. Nitrapyrin in streams: the first study documenting off – field transport of a nitrogen stabilizer compound [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2016, 3(11): 387–392.
- [62] Munro P E. Inhibition of nitrifiers by grass root extracts [J]. Journal of Applied Ecology, 1966, 3(2): 231.
- [63] Subbarao G V, Ishikawa T, Ito O, et al. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola* [J]. Plant and Soil, 2006, 288(1): 101–112.
- [64] Bending G D, Lincoln S D. Inhibition of soil nitrifying bacteria communities and their activities by glucosinolate hydrolysis products [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(8/9): 1261–1269.
- [65] Lata J C, Guillaume K, Degrange V, et al. Relationships between root density of the African grass *Hyparrhenia diplandra* and nitrification at the decimetric scale: an inhibition – stimulation balance hypothesis [J]. Proc. R. Soc. Lond. B, 2000, 267(1443): 595–600.
- [66] Sahrawat K L. Comparison of karanjin with other nitrification inhibitors for retardation of nitrification of urea N in soil [J]. Plant and Soil, 1981, 59(3): 495–498.
- [67] Zaman M, Nguyen M L, Blennerhassett J D, et al. Reducing NH_3 , N_2O and N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S – amended nitrogenous fertilizers [J]. Biology and Fertility of Soils, 2008, 44(5): 693–705.
- [68] Wang D Y, Guo L P, Zheng L, et al. Effects of nitrogen fertilizer and water management practices on nitrogen leaching from a typical open field used for vegetable planting in Northern China [J]. Agricultural Water Management, 2019, 213(4): 913–921.
- [69] Manunza B, Deiana S, Pintore M, et al. The binding mechanism of urea, hydroxamic acid and $N - (N - \text{butyl}) - \text{phosphoric triamide}$ to the urease active site. A comparative molecular dynamics study [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31(5): 789–796.
- [70] Fu Q L, Abadie M, Bland A, et al. Effects of urease and nitrification inhibitors on soil N, nitrifier abundance and activity in a sandy loam soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2020, 56(2): 185–194.
- [71] Xi R J, Long X E, Huang S, et al. pH rather than nitrification and urease inhibitors determines the community of ammonia oxidizers in a vegetable soil [J]. AMB Express, 2017, 7(1): 129.
- [72] Li W Y, Xiao Q, Hu C S, et al. A comparison of the efficiency of different urease inhibitors and their effects on soil prokaryotic community in a short – term incubation experiment [J]. Geoderma, 2019, 354: 113877.
- [73] 张文学, 王少先, 夏文建, 等. 脲酶抑制剂与硝化抑制剂对稻田土壤硝化、反硝化功能菌的影响 [J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(6): 897–909.
- [74] Castellano – Hinojosa A, González – López J, Vallejo A, et al. Effect of urease and nitrification inhibitors on ammonia volatilization and abundance of N – cycling genes in an agricultural soil [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2020, 183(1): 99–109.
- [75] 杨梦远. 不同添加剂对设施菜地 N_2O 和 NH_3 排放强度的影响 [D]. 南京: 南京信息工程大学, 2021: 31–38.
- [76] Cantarella H, Otto R, Soares J R, et al. Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review [J]. Journal of Advanced Research, 2018, 13: 19–27.
- [77] 串丽敏, 赵同科. 脲酶抑制剂 NBPT 对油菜生长及品质的影响 [J]. 水土保持学报, 2012, 26(5): 268–271.
- [78] Fu J J, Wang C Y, Chen X X, et al. Classification research and types of slow controlled release fertilizers (SRFs) used: a review [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2018, 49(17): 2219–2230.
- [79] Chen X X, Wang C Y, Fu J J, et al. Synthesis, inhibitory activity and inhibitory mechanism studies of Schiff base $\text{Cu}(\text{II})$ complex as the fourth type urease inhibitors [J]. Inorganic Chemistry Communications, 2019, 99: 70–76.
- [80] 陈仙仙, 王趁义, 黄兆玮, 等. 第四类配合物型脲酶抑制剂对油

- 菜生长及土壤氮素转化的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(4): 180–186.
- [81] Yang W, Feng Q Q, Peng Z Y, et al. An overview on the synthetic urease inhibitors with structure – activity relationship and molecular docking [J]. European Journal of Medicinal Chemistry, 2022, 234: 114273.
- [82] Chen W F, Meng J, Han X R, et al. Past, present, and future of biochar [J]. Biochar, 2019, 1: 75–87.
- [83] Mukherjee A, Zimmerman A, Harris W. Surface chemistry variations among a series of laboratory – produced biochars [J]. Geoderma, 2011, 163(3/4): 247–255.
- [84] Keiluweit M, Nico P S, Johnson M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass – derived black carbon (biochar) [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(4): 1247–1253.
- [85] 刘术新, 李汉美, 丁枫华. 生物炭对土壤环境质量的影响研究进展[J]. 甘肃农业科技, 2020(2/3): 84–91.
- [86] 韦金菊, 秦国兵, 张庚金, 等. 不同粒径生物炭对土壤磷吸附 – 解吸特性的影响[J]. 应用生态学报, 2023, 34(3): 708–716.
- [87] Lu Y, Rao S, Huang F, et al. Effects of biochar amendment on tomato bacterial wilt resistance and soil microbial amount and activity [J]. International Journal of Agronomy, 2016, 2016: 1–10.
- [88] 王先芳. 花生壳生物炭对设施菜地土壤硝化作用的影响及其微生物学机制[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2020: 24–28.
- [89] 刘钰莹, 张妍, 汪哲远, 等. 硝化抑制剂与生物炭配施对水稻土氮素转化及氮肥利用率的影响[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2021, 47(2): 223–232.
- [90] 陶甄, 李中阳, 李松旌, 等. 硝化抑制剂、脲酶抑制剂与生物炭复配对土壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1368–1379.
- [91] 黄佳佳, 何莉莉, 刘玉学, 等. 生物炭配施硝化/脲酶抑制剂对亚热带水稻土活性氮气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2022, 33(4): 1027–1036.
- [92] Huang M Y, Zhang Z Y, Zhai Y M, et al. Effect of straw biochar on soil properties and wheat production under saline water irrigation [J]. Agronomy, 2019, 9(8): 457.
- [93] Wang D Y, Fonte S J, Parikh S J, et al. Biochar additions can enhance soil structure and the physical stabilization of C in aggregates [J]. Geoderma, 2017, 303: 110–117.
- [94] Chen Q H, Feng Y, Zhang Y P, et al. Short – term responses of nitrogen mineralization and microbial community to moisture regimes in greenhouse vegetable soils [J]. Pedosphere, 2012, 22(2): 263–272.
- [95] 施振香. 上海城郊土壤硝化、反硝化作用及其影响因素研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2010: 48–57.
- [96] 王雪玉, 刘金泉, 胡云, 等. 生物炭对设施连作土壤真菌群落结构与多样性的影响[J]. 农业机械学报, 2022, 53(7): 347–353.
- [97] Wang X F, Li J, Li G, et al. Biochar application affects *Nitrobacter* rather than *Nitrospira* in plastic greenhouse vegetable soil [J]. Applied Soil Ecology, 2022, 175: 104449.
- [98] 王耀, 张蕾, 焦晓光, 等. 添加生物炭对设施菜田土壤氮迁移的影响[J]. 中国农学通报, 2020, 36(16): 91–95.
- [99] 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.
- [100] She D L, Sun X Q, Gamareldawla A H D, et al. Benefits of soil biochar amendments to tomato growth under saline water irrigation [J]. Scientific Reports, 2018, 8: 14743.
- [101] 农明英, 张乃明, 史静, 等. 外源有机物料对次生盐渍化大棚土壤的改良效果[J]. 中国土壤与肥料, 2013(6): 6–10.
- [102] 孙向春, 冯涛, 殷晓燕, 等. 生物炭对土壤理化性质及玉米产量的影响[J]. 陕西农业科学, 2022, 68(9): 5–9.
- [103] Liu Q, Zhang Y H, Liu B J, et al. How does biochar influence soil N cycle? A meta – analysis [J]. Plant and Soil, 2018, 426(1): 211–225.
- [104] 吴发明, 刘峙嵘. 向日葵对铊污染土壤修复的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2022, 50(9): 6–16.
- [105] Zaman M, Nguyen M L. How application timings of urease and nitrification inhibitors affect N losses from urine patches in pastoral system [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2012, 156: 37–48.
- [106] Zhang L, Wu Z, Jiang Y, et al. Fate of applied urea ¹⁵N in a soil – maize system as affected by urease inhibitor and nitrification inhibitor [J]. Plant, Soil and Environment, 2010, 56(1): 8–15.
- [107] 曾科, 王书伟, 朱文彬, 等. 施氮方式与添加脲酶/硝化抑制剂对稻季 NH₃ 挥发和 N₂O 排放的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2023, 29(2): 220–231.
- [108] Dong D, Kou Y P, Yang W C, et al. Effects of urease and nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions and nitrifying/denitrifying microbial communities in a rainfed maize soil: a 6 – year field observation [J]. Soil and Tillage Research, 2018, 180: 82–90.
- [109] Coelho M A, Fusconi R, Pinheiro L, et al. The combination of compost or biochar with urea and NBPT can improve nitrogen – use efficiency in maize [J]. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 2018, 90(2): 1695–1703.
- [110] Kong X W, Eriksen J, Petersen S O. Evaluation of the nitrification inhibitor 3,4 – dimethylpyrazole phosphate (DMPP) for mitigating soil N₂O emissions after grassland cultivation [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2018, 259: 174–183.
- [111] Dawar K, Fahad S, Jahangir M M R, et al. Biochar and urease inhibitor mitigate NH₃ and N₂O emissions and improve wheat yield in a urea fertilized alkaline soil [J]. Scientific Reports, 2021, 11: 17413.
- [112] He T H, Yuan J J, Luo J F, et al. Combined application of biochar with urease and nitrification inhibitors have synergistic effects on mitigating CH₄ emissions in rice field: a three – year study [J]. Science of the Total Environment, 2020, 743: 140500.
- [113] Lan T, Huang Y X, Song X, et al. Biological nitrification inhibitor co – application with urease inhibitor or biochar yield different synergistic interaction effects on NH₃ volatilization, N leaching, and N use efficiency in a calcareous soil under rice cropping [J]. Environmental Pollution, 2022, 293: 118499.