

王 艳,马林杰,张诚信,等. 稻渔综合种养模式固碳减排研究进展及展望[J]. 江苏农业科学,2024,52(23):22-29.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2024.23.003

稻渔综合种养模式固碳减排研究进展及展望

王 艳,马林杰,张诚信,朱凌宇,杨 婷,徐 荣,王守红,张家宏,寇祥明
(江苏里下河地区农业科学研究所,江苏扬州 225007)

摘要:稻渔综合种养模式是一种利用稻田浅水环境,综合水稻种植与水产动物养殖的生态农业模式。水产动物的引入是否影响稻田土壤碳库和温室气体排放值得关注。本文通过分析国内外研究发现,稻渔综合种养模式对土壤固碳呈现正效应,这可能与秸秆还田、残饵和排泄物累积有关。总的来说,稻渔综合种养模式下 N₂O 排放受到抑制,而 CH₄ 排放有增有减,这可能与前人研究中的试验自然条件、水分管理措施、种养措施等的差异有关。为提升稻渔综合种养模式的固碳减排效应,未来应在开展土壤碳库和温室气体排放长期定位及内在机理研究的基础上,进一步优化水稻和水产动物配比、优化秸秆还田方式、精确水分管理、精确饵料投喂,集成稻渔综合种养模式固碳减排技术。

关键词:稻渔综合种养模式;水稻;水产动物;土壤固碳;温室气体减排

中图分类号:X511;S181 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2024)23-0022-08

温室效应引起的气候变化给人类社会带来巨大挑战,为实现碳减排,我国提出力争于 2030 年前实现碳达峰,于 2060 年前实现碳中和的发展目标。农业生产是碳排放的一个重要来源,其 CH₄ 和

N₂O 排放量分别占全球排放总量的 52% 和 84%^[1]。由于稻田的淹水环境和氮肥的大量施用,水稻生产成为农业源 CH₄ 和 N₂O 排放的重要贡献者^[2],其中稻田 CH₄ 排放量占全球农业源 CH₄ 排放总量的 12%^[3-4]。我国水稻栽培面积达 3.1 × 10⁷ hm²,位列世界第二^[5]。因此,水稻生产的固碳减排对实现碳达峰、碳中和目标意义重大。

当前,我国农业正面临人均耕地面积减少、资源与环境约束加剧、保证粮食安全和农民增收难度越来越大等难题。2015 年以来,随着农业供给侧结构性改革的不断深入,种植业和养殖业的升级势在必行。政府积极倡导种养结合,水稻种植结合水产品养殖的“稻渔综合种养”模式应运而生。稻渔综

收稿日期:2023-11-28

基金项目:国家自然科学基金(编号:32101303);长三角乡村发展研究院项目[编号:ZX(23)1317];江苏现代农业产业技术体系建设项目(编号:JATS[2022]278);江苏里下河地区农业科学研究所基金[编号:SJ(22)104]。

作者简介:王 艳(1979—),女,江苏高邮人,助理研究员,主要从事稻渔综合种养生态效应研究。E-mail:52602128@qq.com。

通信作者:马林杰,博士,助理研究员,主要从事生态循环农业生态效应研究。E-mail:20212411@jaas.ac.cn。

stresses[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*,2017,118:107-120.

[75]潘 锐,邓 晶,胡爱兵,等. 印度梨形孢促进棉花幼苗生长及诱导提高苗期抗旱性研究[J]. *干旱地区农业研究*,2019,37(5):249-256,261.

[76]Saddique M A B, Ali Z, Khan A S, et al. Inoculation with the endophyte *Piriformospora indica* significantly affects mechanisms involved in osmotic stress in rice[J]. *Rice*,2018,11(1):34.

[77]张 雪,姚敏杰,郑钰钢,等. 印度梨形孢促进水稻抗非生物胁迫的研究进展[J]. *植物生理学报*,2022,58(2):273-280.

[78]许飞云,张英娇,王小云,等. 中度干旱胁迫下内生真菌印度梨形孢对早稻根系细胞膜 H⁺-ATPase 的影响[J]. *植物营养与肥料学报*,2021,27(4):675-683.

[79]Fard E M, Ghabooli M, Mehri N, et al. Regulation of miR159 and miR396 mediated by *Piriformospora indica* confer drought tolerance in rice[J]. *Journal of Plant Molecular Breeding*,2017,5(1):10-18.

[80]Zhang W Y, Wang J, Xu L, et al. Drought stress responses in maize are diminished by *Piriformospora indica* [J]. *Plant Signaling & Behavior*,2018,13(1):e1414121.

[81]陈玮婷,夏朝水,陈昌铭,等. 印度梨形孢对非洲菊幼苗生长及抗旱性的影响[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*,2022,50(9):53-61.

[82]Singroha G, Sharma P, Sunkur R. Current status of microRNA-mediated regulation of drought stress responses in cereals [J]. *Physiologia Plantarum*,2021,172(3):1808-1821.

[83]Cao J L, He W X, Zou Y N, et al. An endophytic fungus, *Piriformospora indica*, enhances drought tolerance of trifoliate orange by modulating the antioxidant defense system and composition of fatty acids[J]. *Tree Physiology*,2023,43(3):452-466.

[84]陈佑源,楼兵干,高其康,等. 印度梨形孢诱导油菜抗旱性机理的初步研究[J]. *农业生物技术学报*,2013,21(3):272-281.

合种养模式是一种利用稻田浅水环境,以水稻种植为中心,稻田养殖水产动物为特点的生态农业模式^[6]。近年来,稻渔综合种养模式发展迅速,形成了以稻虾为主,辅以稻鱼、稻蟹、稻鳖、稻鳅、稻蛙、稻螺等的产业现状。稻渔综合种养模式实现了水稻与水产动物共生,有效提高了农田资源利用率和产出效益,对实现水稻绿色低碳生产具有重要意义^[7-8]。

但常规稻田转变为稻渔综合种养模式后,稻田生态系统的物种组成、水体环境和物质循环利用发生改变,这可能会影响稻田土壤碳库和温室气体排放。因此,本文针对国内外研究中稻渔综合种养模式的土壤有机碳和温室气体排放变化进行分析,讨论可能的内在机制,并提出可行的固碳减排技术路径,旨在为稻渔综合种养模式的固碳减排研究提供借鉴。

1 稻渔综合种养模式的发展现状

稻渔综合种养模式的主要生产区域在亚洲,其中我国生产面积最大,其次是印度、孟加拉、马来西亚、日本等国家^[9]。近年来,由于受到政策支持,稻渔综合种养模式发展迅速,涌现出稻虾、稻鱼、稻蟹、稻鳖、稻鳅、稻蛙、稻螺等多种综合种养模式^[10-11]。截至 2022 年,我国稻渔综合种养模式生产面积达 $2.86 \times 10^6 \text{ hm}^2$,水稻和水产品产量分别达 $2.15 \times 10^7 \text{ t}$ 和 $3.87 \times 10^6 \text{ t}$ 。湖北省、安徽省、湖南省、四川省和江苏省的生产面积占据前 5 位,均超出 $2 \times 10^5 \text{ hm}^2$,5 省生产面积总和占全国总生产面积的 66.6%。目前我国稻渔综合种养模式的主要模式是稻虾、稻鱼和稻蟹,种养面积总和达 $2.74 \times 10^6 \text{ hm}^2$,占综合种养模式的 95.7%^[11]。

2022 年 10 月,农业农村部印发《关于推进稻渔综合种养产业高质量发展的指导意见》,稻渔综合种养产业开始由数量增长型向质量效益型转变,逐步进入高质量发展新阶段。稻渔综合种养模式能够实现一水两用、一田双收,在不增加农田使用面积的前提下,既能维持水稻稳产又能收获水产动物,同时提高了农田的经济效益和生态效益^[7,12]。在稻渔综合种养模式下,水稻能够为水产动物提供庇护场所和食物来源,而水产动物能够通过取食抑制水稻害虫和杂草的发生,其残饵和排泄物可为水稻提供养分,因此可通过两者资源互补实现化肥农药减施,具有降低水稻生产带来的环境污染和碳排放的潜力^[13-14]。

2 稻渔综合种养模式的土壤固碳效应与机制

2.1 土壤固碳效应

土壤是仅次于海洋的第二大碳库,含碳总量约为 $2.3 \times 10^{12} \text{ t}$ ^[15]。土壤碳汇是农业固碳的主要方式,对缓解全球变暖具有重要的调控作用^[16-17]。土壤有机碳含量与土壤养分供应密切相关,是反映土壤肥力的核心指标,稳定或提高土壤有机碳含量对耕地质量提升意义重大。研究发现,稻田土壤的有机碳累积普遍存在,具有较强的固碳潜力^[18]。常规稻田转变为稻渔综合种养模式后,田间水分管理发生较大变化,加上水产动物的引入和饵料的投喂,势必会对土壤有机碳含量产生重要影响。

研究发现,稻渔综合种养模式下虾、鱼、蟹等水产动物的残饵及排泄物能够增加土壤有机碳含量,提升土壤养分供应能力,促进水稻高产稳产^[7,19-21]。Guo 等通过研究稻虾、稻鱼、稻蟹、稻鳖综合种养模式对土壤有机碳的影响发现,与水稻单作系统相比,这些种养模式的土壤有机碳含量均有所提高,且土壤有机碳提高幅度会随种养年限的延长而变大,其中以稻虾和稻鱼综合种养模式尤为显著^[22]。Yuan 等通过对 3 种不同年限(1~2 年、4~6 年和 ≥ 10 年)的 76 份稻虾综合种养模式土壤样品进行分析,结果发现,随着种养年限的延长,土壤有机碳含量逐渐增加,其中年限 ≥ 10 年的土壤有机碳含量较常规水稻单作模式显著提高 41.3%;土壤微生物量碳的含量和有机碳呈现相似的变化趋势,年限 ≥ 10 年的土壤微生物量碳含量较常规水稻单作显著提高 82.2%^[23]。Si 等通过研究稻虾综合种养模式不同土层的有机碳含量变化发现,稻虾综合种养模式持续 10 年后,0~10、10~20、20~30、30~40 cm 土层有机碳含量分别较常规水稻单作提高 33.5%、22.6%、36.7%、31.6%^[24]。吕广动等研究发现,稻鱼综合种养模式能够提高土壤有机碳含量,进而提升土壤肥力,促进水稻增产^[25]。周榆淇等研究发现,在稻鱼综合种养模式持续 1 年和 2 年后,土壤有机碳含量均有所提高,分别较常规水稻单作提高 14.3% 和 27.4%^[26]。通过对稻蟹综合种养模式的长期(13 年)定位研究,陈晓云等发现与常规水稻单作模式相比土壤有机碳含量显著提高了 11.4%,土壤微生物量碳含量显著提高了 128%,其中在最初 3 年内变化明显,而在后续 10 年保持相对稳定^[21]。肖力婷等通过研究稻鳖综合种养模式下

土壤有机碳含量变化发现,稻鳖综合种养 3 年后土壤有机碳含量较常规水稻单作模式显著提高 17.8%^[27],杨飞翔等对稻鳖综合种养模式进行研究也得到相似结果^[28]。综上所述,稻渔综合种养模式促进稻田土壤固碳的效果在前人的研究中得到一致认同,但土壤固碳效应可能因种养模式、种养年限、土层深度而异。

2.2 土壤固碳机制

土壤有机碳的积累主要取决于外源有机碳输入和土壤原有有机碳矿化间的平衡。因此,土壤碳库的增加主要通过碳输入的增加和碳损失的减少来实现。农田土壤有机碳周转受气候条件、土壤类型、耕作制度及田间管理方式等影响,是一个较为复杂的过程^[29]。秸秆还田、绿肥种植、免耕/少耕、有机肥施用等是目前我国农业生产上主要推广应用的土壤固碳措施^[30]。

前人研究发现,秸秆还田促进农田土壤固碳的潜力巨大,能够增加耕层土壤 12% 的碳储量^[31-32]。秸秆还田也是稻渔综合种养模式下一种常见的农田管理措施,水稻秸秆还田后增加了土壤外源有机碳输入。李威等研究发现,稻虾综合种养模式下,4 500 kg/hm² 的水稻秸秆还田显著提高了稻田土壤有机碳含量^[33]。朱秀秀等研究发现,稻虾综合种养模式下秸秆还田较不还田显著提高了土壤大团聚体有机碳含量,增强了土壤有机碳稳定性,促进了有机碳的固定和积累^[34]。畜禽粪便有机肥还田也能够显著增加农田耕层土壤有机碳含量,促进土壤固碳^[35]。稻渔综合种养模式下水产动物未利用的饵料,以及取食饵料、杂草、浮游动植物排泄的粪便也可充当有机肥,在土壤中长期累积可能会增加土壤有机碳含量,促进土壤固碳^[7,21]。另外,稻渔综合种养模式下水产动物的取食、掘穴等活动会扰动土壤,改良土壤孔隙结构,促进土壤团聚体形成、增强有机碳稳定性,进而利于土壤碳固存^[34,36-37]。

2.3 土壤固碳途径

尽管稻渔综合种养模式具有多种土壤固碳机制,但其土壤固碳效应在现有生产管理措施下仍有提升空间。一方面可通过优化秸秆还田方式,进一步提高土壤固碳效应。秸秆深翻还田、炭化还田均能够较常规还田方式进一步促进土壤固碳^[38-42],其中提高还田深度增加土壤有机碳含量的原因主要是能够减缓秸秆腐解速度,使秸秆碳转化为土壤有机碳的比例增加^[39];秸秆炭化还田能够提高土壤有

机碳含量主要是因为生物炭结构稳定性高,不易被微生物腐解,从而提高土壤稳定态有机碳含量^[43-44]。另一方面可适当栽植水草,改善水产动物生存环境,促进其排泄物向有机碳转化,且水草植株也能够充当绿肥增加土壤外源碳投入^[45-47]。因此,在稻渔综合种养模式下通过利用水稻和水产动物对土壤碳库的作用机制,集成相应的土壤固碳技术,是未来利用稻渔综合种养模式促进土壤固碳的研究方向。

3 稻渔综合种养模式的温室气体排放效应与机制

3.1 温室气体排放效应

关于稻渔综合种养模式对温室气体排放的影响存在大量研究,但主要集中在稻鱼综合种养模式上,而对稻虾、稻蟹、稻鳖、稻蛙等综合种养模式的研究相对薄弱,且研究年限较短(1~2 年)。总体而言,前人研究认为,稻渔综合种养模式对稻田 N₂O 排放具有抑制作用,在稻虾^[48-49]、稻鱼^[50-51]、稻蟹^[52-53]综合种养模式下均有报道。叶佩等通过研究江汉平原不同稻作模式的温室气体排放效应发现,稻虾综合种养模式较早稻模式 N₂O 排放量显著降低 81%^[49]。Datta 等在不同水稻品种下研究稻鱼综合种养模式的温室气体排放效应,结果发现,稻鱼综合种养模式的 N₂O 排放量较水稻单作模式平均降低 32.8%^[51]。张怡彬等研究发现,稻蟹综合种养模式的 N₂O 排放量与持续淹水水稻单作模式和晒田水稻单作模式相比分别降低 23.9% 和 16.7%^[52]。

稻渔综合种养模式的 CH₄ 排放在前人研究中存在较大争议^[54],增加或减少 CH₄ 排放的报道均存在于稻虾^[49,55-56]、稻鱼^[57-60]、稻蟹^[52-53,61]综合种养模式中。在稻虾综合种养模式下,Sun 等认为与常规水稻单作模式相比,小龙虾的田间活动对 CH₄ 排放具有抑制作用^[55],而叶佩等认为,持续淹水加上饵料投喂促进了 CH₄ 排放^[49]。Frei 等研究认为,鱼的引入为 CH₄ 排放营造有利条件,不同稻鱼综合种养模式较常规水稻单作模式 CH₄ 排放量平均增加 71.7%^[57-58]。但稻鱼综合种养模式的 CH₄ 排放量在展茗等研究中较常规水稻单作模式降低 6.4%^[59],在袁伟玲等的研究中较常规水稻单作模式降低 13.1%~25.7%^[62]。Wang 等研究发现,稻蟹综合种养模式较常规水稻单作模式平均增加的 CH₄ 排放量达 29.2%~36.8%^[53]。而 Hu 等的研究得到相反的结果,认为稻蟹综合种养模式的 CH₄ 排

放量较常规水稻单作模式显著降低了38.7%^[61]。

稻渔综合种养模式(稻虾、稻鱼、稻蟹等)的温室气体排放效应在前人研究中呈现出不同甚至相反的研究结论,这可能与前人研究中气候条件、土壤类型等自然条件以及种养年限、水管理、水稻品种和种植密度、肥料种类和施肥量、水产动物品种和养殖密度、饵料种类和投饵量等田间管理措施存在差异有关。

3.2 温室气体排放机制

稻渔综合种养模式为水产动物(虾、鱼、蟹、鳖等)营造良好的生长环境,其水稻季田面较常规水稻种植浅水或干湿交替的水管理模式的淹水更深、淹水期更长^[20,51,53,63-64],且水稻秸秆还田、水产动物饵料投喂及排泄物累积等均会改变土壤理化性质^[24,55,65],进而影响与温室气体排放相关的微生物活性^[66]。

稻田 N_2O 排放主要来源于土壤硝化微生物主导的硝化作用和反硝化微生物主导的反硝化作用,且与土壤温度、氧气条件及无机氮含量密切相关^[67-68]。稻渔综合种养模式下土壤厌氧环境的加剧,会降低土壤氨氧化细菌和古菌的活性,进而抑制土壤硝化作用产生 N_2O ^[69-70]。这可能是稻渔综合种养模式降低稻田 N_2O 排放量的一个重要原因。另外,稻渔综合种养模式的土壤厌氧环境会促进土壤反硝化过程中的亚硝酸还原细菌产生 N_2O ,但同样提高活性的氧化亚氮还原细菌会将产生的 N_2O 还原为 N_2 ,进而抑制反硝化作用中 N_2O 的排放^[71-72]。这可能是稻渔综合种养模式降低稻田 N_2O 排放的另一个重要原因。除此之外,田面淹水深、淹水期长的水管理方式会直接抑制 N_2O 从土壤向空气扩散,进而降低稻渔综合种养模式的稻田 N_2O 排放量。

稻田 CH_4 排放受到产甲烷菌和甲烷氧化菌的共同调控,其中产甲烷菌能够在厌氧环境下分解含碳有机物产生 CH_4 ,而产生的 CH_4 又能够在有氧环境下被甲烷氧化菌氧化成 CO_2 ^[73-75]。主张稻渔综合种养模式促进稻田 CH_4 排放的研究者认为,稻渔综合种养模式下田面淹水深、淹水期长的水管理方式会加剧土壤厌氧^[76-78],加上水产动物的生理代谢活动会消耗水体溶解氧,在土-水界面营造严重厌氧环境^[57-58],进而使得土壤氧化还原电位降低,促进产甲烷菌产生 CH_4 ^[79-81]。据估计,有66%以上的 CH_4 在排向大气之前在土壤根际和土-水界

面被氧化^[82]。但稻渔综合种养模式较强的土壤厌氧环境会抑制甲烷氧化菌的代谢活动,减少此途径下的 CH_4 氧化量。另外,秸秆还田、水产动物残饵及排泄物会增加土壤易矿化有机碳含量^[24,55],这为产甲烷菌产生 CH_4 提供了充足的底物来源^[57-58]。前人研究表明可能有33%~88%的 CH_4 以气相形式储存在土壤中^[83]。土壤中的 CH_4 向大气排放的方式主要是分子扩散、气泡和水稻通气组织^[66]。一般来说,土壤中的 CH_4 向大气扩散是一个缓慢的释放过程,但水产动物通过取食、掘穴等活动会扰动土壤,这可能会促进土壤闭蓄态 CH_4 向大气释放,进而增加稻渔综合种养模式稻田的 CH_4 排放量^[57-58]。而主张稻渔综合种养模式抑制稻田 CH_4 排放的研究者则认为,水产动物的生命活动改善了土壤的通气性,促进了土壤-水体-大气间的气体交换,因此抑制产甲烷菌产生 CH_4 ,促进甲烷氧化菌对 CH_4 的氧化^[55,59,62]。另外,也有研究认为水产动物能够通过取食抑制田间杂草生长,进而抑制 CH_4 通过植物通气组织向空气中排放^[7,61]。

综合前人研究不难看出,稻渔综合种养模式下的水管理、水产动物饵料投喂和排泄物能够通过影响土壤理化性质来改变与温室气体排放相关的微生物活性,水产动物活动能够通过调控温室气体排放的生物或非生物途径的通畅程度来影响温室气体排放,但前人研究对此解释不一,有待进一步深入研究。

3.3 温室气体减排途径

纵观前人研究,在稻渔综合种养模式的 N_2O 排放上基本保持减排效应,而在 CH_4 的排放上却存在较大争议。因此,未来研究要以优化稻渔综合种养模式的生产管理措施实现 CH_4 减排为主攻方向。

在稻渔综合种养模式中,水稻和水产动物均能够影响 CH_4 排放。研究发现,种植不同形态学和生物学特性的水稻品种,稻田的 CH_4 排放上存在一定程度差异^[84-85]。相同水稻品种在不同种植密度下也会对稻田 CH_4 排放产生不同的影响^[86-87]。这主要是因为水稻根系分泌物是土壤产甲烷菌的碳源之一,水稻通气组织可为土壤甲烷氧化菌传输 O_2 ,而不同水稻品种和种植密度的群体根系分泌物和通气组织存在差异,最终影响稻田 CH_4 排放。另外,水产动物不同品种和养殖密度也会对稻渔综合种养模式的稻田 CH_4 排放产生不同影响^[70,88]。这

主要是因为不同水产动物的生态位不同,有水体底层、中层和上层之分,其中底栖水产动物对土壤的扰动程度较大,可能会促进 CH_4 从土壤直接扩散^[70]。养殖密度直接影响水产动物排泄物的多少和土-水界面环境的厌氧程度,过高的养殖密度会导致水产动物排泄物过多,土-水界面环境的厌氧程度加剧,可能利于产生甲烷菌的代谢活动。因此,优化水稻和水产动物的品种组合与种养密度搭配,可以成为稻渔综合种养模式温室气体减排的一个重要途径。

秸秆还田是稻渔综合种养模式常见的田间管理措施,但也是诱发 CH_4 排放量增加的一个重要因素^[55-56,89]。秸秆可在高温、低氧环境下裂解成具有结构稳定性高、孔隙结构良好、表面积大、吸附性强、碱性较强等特点的生物炭^[90-92]。近年来,生物炭还田被认为是一种能够实现作物增产、土壤固碳、温室气体减排的潜在途径^[43]。在常规水稻种植模式下,前人研究报道,生物炭还田能够抑制 CH_4 排放^[93-94],这主要是因为生物炭凭借其结构稳定性高的特点不易被微生物腐解,凭借其孔隙较多、碱性较强的特点能够增强土壤通气性和提高土壤 pH 值^[43],进而抑制土壤产甲烷菌活性和提高甲烷氧化菌活性^[95-96]。因此,秸秆炭化还田或许是稻渔综合种养模式减缓 CH_4 排放的另一个重要途径。

稻渔综合种养模式淹水深、淹水期长导致的土壤厌氧环境是 CH_4 排放量增加的主要原因之一^[53,57-58]。目前,针对稻渔综合种养模式水分管理的研究较为薄弱,适宜的淹水深度与时长还不明确,导致生产上水分管理较为粗放,不利于 CH_4 减排。因此,如何在满足水产动物生长的同时适当降低淹水深度和淹水时长,集成一套精确水分管理技术来减缓 CH_4 排放仍有待研究。水产动物饵料的投入是维持稻渔综合种养模式水产品产出的重要措施,但饵料利用率低的问题普遍存在。残饵一方面会通过提高土壤易矿化的含碳有机物含量,为产甲烷菌提供底物,另一方面会被微生物好氧腐解,加剧土壤厌氧环境,这都会利于土壤 CH_4 的产生^[55,97-98]。在稻渔综合种养模式下如何提高饵料利用率,集成一套精确饵料投喂技术来减缓土壤厌氧环境和减少产甲烷菌底物来源,最终实现 CH_4 减排,也值得进一步探讨。

4 展望

本文通过综述国内外关于稻渔综合种养模式

影响土壤有机碳和温室气体排放的相关研究发现,稻渔综合种养模式在土壤固碳上呈现正效应,但土壤固碳的内在机制仍不清晰。除此之外,试验的自然条件和田间管理措施差异导致稻渔综合种养模式的温室气体(主要是 CH_4)排放效应和排放机制众说纷纭,有待进一步深入研究。因此,为实现稻渔综合种养模式的土壤固碳和温室气体减排,未来研究应从以下几点入手。

4.1 开展稻渔综合种养模式长期定位研究

目前,大多数关于稻渔综合种养模式影响土壤有机碳和温室气体排放的研究年限相对较短,通常为 1~2 年,试验地点相对较少,通常为 1 个地点,导致试验结果很容易受到自然条件(温度、降水、土壤等)的影响。因此,需针对特定的稻渔综合种养模式,在统一生产管理方式的基础上于不同地域内长期定位监测土壤碳库和温室气体排放变化,从更长的时间长度和更大的空间尺度上明确稻渔综合种养模式的土壤固碳和温室气体排放效应。

4.2 深入研究稻渔综合种养模式土壤固碳和温室气体排放机制

现有研究对稻渔综合种养模式影响土壤有机碳和温室气体排放的机制,主要是依据试验结果和管理措施进行推断得出,研究不够深入,导致揭示的机制存在不确定性。稻渔综合种养模式较常规水稻单作模式更为复杂,影响土壤有机碳和温室气体排放的因素更多,除水稻、土壤、微生物外,还受到水产动物的影响。因此,可通过对饵料、秸秆等碳投入品进行同位素示踪,研究其中碳元素在水稻、水产动物、土壤有机碳、温室气体等之间的周转与分配,揭示稻渔综合种养模式土壤固碳与温室气体排放的机制。

4.3 探讨稻渔综合种养模式土壤固碳和温室气体减排的技术路径

目前仍缺乏稻渔综合种养模式土壤固碳和温室气体减排途径研究,导致生产上没有适用的稻渔综合种养模式固碳减排技术。通过研究不同水稻和水产动物的品种和种养密度、不同水稻秸秆还田方式和还田量、不同稻田淹水深度和淹水时长以及不同水产动物饵料投喂方式和投喂量对稻渔种养模式土壤有机碳和温室气体排放的影响,可使水稻和水产动物的群体配比、水稻秸秆还田、水分管理、水产动物饵料投喂得到优化。最终,通过整合适宜的水稻和水产动物群体配比、合理的秸秆还田方

式、精确的水分管理方式、精确的饵料投喂方式,可集成稻渔综合种养模式固碳减排技术,实现稻渔综合种养模式固碳减排。

参考文献:

- [1] Smith P, Martino D, Cai Z C, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, 2008, 363(1492): 789–813.
- [2] Linquist B, van Groenigen K J, Adviento – Borbe M A, et al. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops[J]. Global Change Biology, 2012, 18(1): 194–209.
- [3] Su J, Hu C, Yan X, et al. Expression of barley *SUSIBA2* transcription factor yields high – starch low – methane rice[J]. Nature, 2015, 523(7562): 602–606.
- [4] Edenhofer O, Pichs – Madruga R, Sokona Y, et al. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [M]. Climate Change 2013. United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2013.
- [5] FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations Corporate Statistical Database[Z/OL]. [2023–11–01]. <http://faostat.fao.org/beta/en/>.
- [6] 秦尊文. 以“虾稻共作”模式为抓手推进体制机制创新: 潜江市全国中小城市综合改革的观察与思考[J]. 中国发展, 2016, 16(6): 51–56.
- [7] 曹凑贵, 江 洋, 汪金平, 等. 稻虾共作模式的“双刃性”及可持续发展策略[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9): 1245–1253.
- [8] 唐建军, 李 巍, 吕修涛, 等. 中国稻渔综合种养产业的发展现状与若干思考[J]. 中国稻米, 2020, 26(5): 1–10.
- [9] 胡亮亮, 唐建军, 张 剑, 等. 稻 – 鱼系统的发展与未来思考[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(3): 268–275.
- [10] 农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 中国稻渔综合种养产业发展报告(2020)[J]. 中国水产, 2020(10): 12–19.
- [11] 于秀娟, 郝向举, 党子乔, 等. 中国稻渔综合种养产业发展报告(2023)[J]. 中国水产, 2023(8): 19–26.
- [12] 丁伟华. 中国稻田水产养殖的潜力和经济效益分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [13] 谢 坚. 农田物种间相互作用的生态系统功能: 以全球重要农业文化遗产“稻鱼系统”为研究范例[D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
- [14] 胡亮亮. 农业物种间互惠的生态系统功能[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [15] Stockmann U, Adams M A, Crawford J W, et al. The knowns, unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2013, 164: 80–99.
- [16] Lal R. Challenges and opportunities in soil organic matter research [J]. European Journal of Soil Science, 2009, 60(2): 158–169.
- [17] 潘根兴, 李恋卿, 郑聚锋, 等. 土壤碳循环研究及中国稻田土壤固碳研究的进展与问题[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 901–914.
- [18] 吴金水, 李 勇, 童成立, 等. 亚热带水稻土碳循环的生物地球化学特点与长期固碳效应[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(6): 895–906.
- [19] 李丽娜, 闫淋淋, 曹凑贵, 等. 稻虾共作系统中水稻生长及养分吸收对秸秆还田与投食的影响[J]. 华中农业大学学报, 2020, 39(2): 8–16.
- [20] Xie J, Hu L L, Tang J J, et al. Ecological mechanisms underlying the sustainability of the agricultural heritage rice – fish coculture system[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(50): E1381–E1387.
- [21] 陈晓云, 孙文涛, 于凤泉, 等. 稻蟹生态种养模式对稻田土壤肥力及生产效益的影响[J]. 土壤通报, 2021, 52(5): 1165–1172.
- [22] Guo L, Hu L L, Zhao L F, et al. Coupling rice with fish for sustainable yields and soil fertility in China[J]. Rice Science, 2020, 27(3): 175–184.
- [23] Yuan P L, Wang J P, Li C F, et al. Soil quality indicators of integrated rice – crayfish farming in the Jiangnan Plain, China using a minimum data set [J]. Soil and Tillage Research, 2020, 204: 104732.
- [24] Si G H, Peng C L, Yuan J F, et al. Changes in soil microbial community composition and organic carbon fractions in an integrated rice – crayfish farming system in subtropical China[J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 2856.
- [25] 吕广动, 黄 璜, 梁玉刚, 等. 紫云英还田 + 稻鱼共生对水稻土壤养分及产量的影响[J]. 西南农业学报, 2020, 33(8): 1729–1735.
- [26] 周榆淇, 邹冬生, 王安崇, 等. 长期淹水条件下稻鱼复合种养对土壤养分和酶活性的影响[J]. 农业现代化研究, 2022, 43(5): 911–920.
- [27] 肖力婷, 杨慧林, 赖 政, 等. 稻田土壤微生物群落对稻蟹共作模式的响应特征[J]. 农业工程学报, 2022, 38(24): 102–109.
- [28] 杨飞翔, 黄 璜, 陈 灿, 等. 稻蟹共作模式中的土壤养分动态变化及产量形成[J]. 作物研究, 2019, 33(5): 402–407.
- [29] 陈松文, 刘天奇, 曹凑贵, 等. 水稻生产碳中和现状及低碳稻作技术策略[J]. 华中农业大学学报, 2021, 40(3): 3–12.
- [30] 夏龙龙, 颜晓元, 蔡祖聪. 我国农田土壤温室气体减排和有机碳固定的研究进展及展望[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 834–841.
- [31] Lu F. How can straw incorporation management impact on soil carbon storage? A meta – analysis[J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2015, 20(8): 1545–1568.
- [32] Villamil M B, Little J, Nafziger E D. Corn residue, tillage, and nitrogen rate effects on soil properties [J]. Soil and Tillage Research, 2015, 151: 61–66.
- [33] 李 威, 成永旭, 孙 颖, 等. 不同秸秆还田量对春季稻虾田水质、土壤养分及酶活性的影响[J]. 南京农业大学学报, 2023, 46(1): 83–91.
- [34] 朱秀秀. 稻虾共作模式下秸秆还田对土壤有机碳库稳定性影响[D]. 荆州: 长江大学, 2022.
- [35] Xia L L, Lam S K, Yan X Y, et al. How does recycling of livestock

- manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(13): 7450–7457.
- [36] 倡国涵, 朱秀秀, 彭成林, 等. 稻虾共作模式下克氏原螯虾对水稻土团聚体特征及有机碳分布的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(3): 590–596.
- [37] 倡国涵, 彭成林, 徐祥玉, 等. 稻虾共作模式对涝渍稻田土壤理化性状的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(1): 61–68.
- [38] Schulz E, Breulmann M, Boettger T, et al. Effect of organic matter input on functional pools of soil organic carbon in a long-term double rice crop experiment in China[J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, 62(1): 134–143.
- [39] Wang X H, Yang H S, Liu J, et al. Effects of ditch-buried straw return on soil organic carbon and rice yields in a rice-wheat rotation system[J]. *Catena*, 2015, 127: 56–63.
- [40] Zhai S L, Xu C F, Wu Y C, et al. Long-term ditch-buried straw return alters soil carbon sequestration, nitrogen availability and grain production in a rice-wheat rotation system[J]. *Crop and Pasture Science*, 2021, 72(4): 245–254.
- [41] Bruun E W, Ambus P, Egsgaard H, et al. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 46: 73–79.
- [42] Huang R, Tian D, Liu J, et al. Responses of soil carbon pool and soil aggregates associated organic carbon to straw and straw-derived biochar addition in a dryland cropping mesocosm system [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 265: 576–586.
- [43] Lehmann J, Joseph S. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation* [M]. London: Routledge, 2015.
- [44] Sui Y H, Gao J P, Liu C H, et al. Interactive effects of straw-derived biochar and N fertilization on soil C storage and rice productivity in rice paddies of Northeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 544: 203–210.
- [45] 梁玉刚, 余政军, 赵 杨, 等. 稻田养鱼模式综述[J]. *生态学杂志*, 2023, 42(11): 2747–2755.
- [46] 符自为, 周曙光, 李永吉, 等. 常见水草在鱼虾蟹养殖中的作用小结[J]. *当代水产*, 2022, 47(7): 64–67.
- [47] 马 建. 稻虾综合种养及水草栽培技术[J]. *贵州畜牧兽医*, 2021, 45(5): 31–33.
- [48] Hu N J, Liu C H, Chen Q, et al. Life cycle environmental impact assessment of rice-crayfish integrated system: a case study[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 280: 124440.
- [49] 叶 佩, 宋春燕, 刘凯文, 等. 江汉平原不同稻作模式下温室气体排放特征[J]. *应用气象学报*, 2022, 33(6): 748–758.
- [50] 陈 璐, 陈 灿, 黄 璜, 等. 厢作免耕下生态种养对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(6): 1354–1365.
- [51] Datta A, Nayak D R, Sinhababu D P, et al. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1/2/3): 228–237.
- [52] 张怡彬, 徐 洋, 王洪媛, 等. 稻蟹共生系统温室气体排放特征及其影响因素[J]. *农业资源与环境学报*, 2022, 39(5): 931–939.
- [53] Wang A, Ma X Z, Xu J, et al. Methane and nitrous oxide emissions in rice-crab culture systems of Northeast China[J]. *Aquaculture and Fisheries*, 2019, 4(4): 134–141.
- [54] 戴然欣, 赵璐峰, 唐建军, 等. 稻渔系统碳固持与甲烷排放特征[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2022, 30(4): 616–629.
- [55] Sun Z C, Guo Y, Li C F, et al. Effects of straw returning and feeding on greenhouse gas emissions from integrated rice-crayfish farming in Jiangnan Plain, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(12): 11710–11718.
- [56] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(11): 1591–1603.
- [57] Frei M, Razzak M A, Hossain M M, et al. Methane emissions and related physicochemical soil and water parameters in rice-fish systems in Bangladesh [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 120(2/3/4): 391–398.
- [58] Frei M, Becker K. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 107(1): 51–56.
- [59] 展 茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 复合稻田生态系统温室气体交换及其综合增温潜势[J]. *生态学报*, 2008, 28(11): 5461–5468.
- [60] 刘小燕, 黄 璜, 杨治平, 等. 稻鸭鱼共栖生态系统 CH₄ 排放规律研究[J]. *生态环境*, 2006, 15(2): 265–269.
- [61] Hu Z Q, Wu S, Ji C, et al. A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in Southeast China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(2): 1505–1515.
- [62] 袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH₄ 和 N₂O 温室效应及经济效益评估[J]. *中国农业科学*, 2009, 42(6): 2052–2060.
- [63] 张家宏, 王桂良, 黄维勤, 等. 江苏里下河地区稻田生态种养创新模式及关键技术[J]. *湖南农业科学*, 2017(3): 77–80.
- [64] 孟祥杰, 黄 璜, 陈 灿, 等. 稻蟹生态种养技术及其研究进展[J]. *作物研究*, 2019, 33(5): 370–373.
- [65] Hou J, Zhang D Y, Zhu J Q. Nutrient accumulation from excessive nutrient surplus caused by shifting from rice monoculture to rice-crayfish rotation[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 271: 116367.
- [66] Malyan S K, Bhatia A, Kumar A, et al. Methane production, oxidation and mitigation: a mechanistic understanding and comprehensive evaluation of influencing factors[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 572: 874–896.
- [67] Azziz G, Monza J, Etchebehere C, et al. nirS- and nirK- type denitrifier communities are differentially affected by soil type, rice cultivar and water management [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2017, 78: 20–28.
- [68] Zhao S Y, Wang Q, Zhou J M, et al. Linking abundance and community of microbial N₂O-producers and N₂O-reducers with enzymatic N₂O production potential in a riparian zone[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1090–1099.

- [69] Guo L J, Lin W, Cao C G, et al. Integrated rice – crayfish farming system does not mitigate the global warming potential during rice season[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 867: 161520.
- [70] Bhattacharyya P, Sinhababu D P, Roy K S, et al. Effect of fish species on methane and nitrous oxide emission in relation to soil C, N pools and enzymatic activities in rainfed shallow lowland rice – fish farming system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 176: 53 – 62.
- [71] Pittelkow C M, Adviento – Borbe M A, Hill J E, et al. Yield – scaled global warming potential of annual nitrous oxide and methane emissions from continuously flooded rice in response to nitrogen input[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 177: 10 – 20.
- [72] Pathak H, Bhatia A, Prasad S, et al. Emission of nitrous oxide from rice – wheat systems of Indo – Gangetic Plains of India [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 77 (2): 163 – 178.
- [73] le Mer J, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37(1) : 25 – 50.
- [74] Schütz H, Seiler W, Conrad R. Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies[J]. *Biogeochemistry*, 1989, 7 (1): 33 – 53.
- [75] Nazaries L, Murrell J C, Millard P, et al. Methane, microbes and models: fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions[J]. *Environmental Microbiology*, 2013, 15 (9): 2395 – 2417.
- [76] Kögel – Knabner I, Amelung W, Cao Z H, et al. Biogeochemistry of paddy soils[J]. *Geoderma*, 2010, 157(1/2) : 1 – 14.
- [77] Anastacio P M, Correia A M, Menino J P, et al. Are rice seedlings affected by changes in water quality caused by crayfish? [J]. *Annales De Limnologie – International Journal of Limnology*, 2005, 41(1) : 1 – 6.
- [78] Yu J X, Ren Y, Xu T, et al. Physicochemical water quality parameters in typical rice – crayfish integrated systems (RCIS) in China [J]. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 2018, 11(3) : 54 – 60.
- [79] Minamikawa K, Sakai N. The practical use of water management based on soil redox potential for decreasing methane emission from a paddy field in Japan[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 116(3/4) : 181 – 188.
- [80] Hou A X, Chen G X, Wang Z P, et al. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(6) : 2180 – 2186.
- [81] Zou J W, Huang Y, Jiang J Y, et al. A 3 – year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(2) : GB2021.
- [82] Zhang G B, Yu H Y, Fan X F, et al. Carbon isotope fractionation reveals distinct process of CH₄ emission from different compartments of paddy ecosystem[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 27065.
- [83] Strack M, Waddington J M. Spatiotemporal variability in peatland subsurface methane dynamics [J]. *Journal of Geophysical Research*, 2008, 113: G02010.
- [83] Strack M, Waddington J M. Spatiotemporal variability in peatland subsurface methane dynamics [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2008, 113(G2): G02010.
- [84] 江 瑜, 管大海, 张卫建. 水稻植株特性对稻田甲烷排放的影响及其机制的研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(2) : 175 – 181.
- [85] 丁会纳. 不同水稻品种甲烷和氧化亚氮排放的差异及其机理研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2022.
- [86] 朱相成. 增密减氮对东北水稻产量和氮肥效率及温室气体排放的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2015.
- [87] 郭慧娟. 氮密调控对双季稻田温室气体排放和资源利用效率的影响[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2021.
- [88] 罗加伟, 钱开国, 徐 博, 等. 稻虾共作模式下龙虾品种和养殖密度对 CH₄ 和 N₂O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2023, 42(8) : 1852 – 1859.
- [89] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻草还田下非稻季持续淹水对稻季 CH₄ 和 CO₂ 排放的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2017, 34(2) : 145 – 152.
- [90] Joseph S D, Camps – Arbestain M, Lin Y, et al. An investigation into the reactions of biochar in soil [J]. *Soil Research*, 2010, 48(7) : 501 – 515.
- [91] Lehmann J. Bio – energy in the black [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 5(7) : 381 – 387.
- [92] 常国亮, 徐建明, 卢彩萍, 等. 稻虾连作稻秸还田下克氏原螯虾养成期稻田肥力变化初步研究[J]. *江苏农业科学*, 2022, 50(16) : 235 – 238.
- [93] Shen J L, Tang H, Liu J Y, et al. Contrasting effects of straw and straw – derived biochar amendments on greenhouse gas emissions within double rice cropping systems[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 188: 264 – 274.
- [94] Jeffery S, Verheijen F G A, Kammann C, et al. Biochar effects on methane emissions from soils: a meta – analysis [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 101: 251 – 258.
- [95] Feng Y Z, Xu Y P, Yu Y C, et al. Mechanisms of biochar decreasing methane emission from Chinese paddy soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 46: 80 – 88.
- [96] Liu Y X, Yang M, Wu Y M, et al. Reducing CH₄ and CO₂ emissions from waterlogged paddy soil with biochar [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(6) : 930 – 939.
- [97] Si G H, Yuan J F, Xu X Y, et al. Effects of an integrated rice – crayfish farming system on soil organic carbon, enzyme activity, and microbial diversity in waterlogged paddy soil [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(1) : 29 – 35.
- [98] 张坤阳. 中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 养殖系统生命周期的碳足迹测算[D]. 大连: 大连海洋大学, 2023.