

DOI: 10.20103/j.stxb.202311102444

徐珂, 易小燕, 张英楠, 尹昌斌. 哈尼梯田区稻鱼共作模式碳足迹和经济效益综合评价. 生态学报, 2024, 44(23): 10619-10630.

Xu K, Yi X Y, Zhang Y N, Yin C B. Comprehensive evaluation on carbon footprint and economic benefits of rice-fish co-cropping mode in the Hani Terraces. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(23): 10619-10630.

哈尼梯田区稻鱼共作模式碳足迹和经济效益综合评价

徐 珂¹, 易小燕^{1,2}, 张英楠³, 尹昌斌^{1,2,*}

1 北方干旱半干旱耕地高效利用全国重点实验室/中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081

2 中国农业绿色发展研究中心, 北京 100081

3 天津农学院经济管理学院, 天津 300384

摘要: 哈尼梯田是全球重要农业文化遗产之一, 具有极高的生态系统服务价值。稻鱼共作这一环境友好型农业模式的实践与推广, 对农田水土资源利用效率提升和农产品价值增值具有积极作用。揭示稻鱼共作模式的碳足迹和经济效益, 可以客观评估该模式是否符合哈尼梯田这一传统农业系统可持续发展的要求。已有研究大多以示范区田间试验为基础, 不能全面反映小农户家庭的实际生产情况。研究基于哈尼梯田区 4 县 12 乡镇 20 村, 共计 385 份农户微观调查数据, 参考联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC)《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南 (2019 年修订版)》, 运用生命周期评价方法测算比较稻鱼共作模式和水稻单作模式的碳足迹, 同时计算两种模式的净收益以及考虑碳排放的净收益。研究发现: (1) 哈尼梯田稻鱼共作模式具有良好的环境效益, 单位面积碳足迹为 $5988.42\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$, 低于水稻单作模式的 $6347.90\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$; 稻鱼共作模式和水稻单作模式的单位产值碳足迹分别为 $0.15\text{kgCO}_2\text{-eq/元}$ 和 $0.22\text{kgCO}_2\text{-eq/元}$ 。(2) 对于稻鱼共作模式, 生产过程碳足迹和农资投入碳足迹分别占比为 60.19% 和 39.81%, CH_4 、 N_2O 和化肥投入是碳足迹的重要组成, 分别占据 41.85%、16.15% 和 37.86%; 对于水稻单作模式, CH_4 、 N_2O 和化肥投入的碳足迹占比分别为 39.42%、17.34% 和 41.20%。(3) 稻鱼共作模式和水稻单作模式的净收益分别为 26911.46 元/hm² 和 19049.66 元/hm², 考虑碳排放的净收益分别为 26531.02 元/hm² 和 18646.37 元/hm²。研究建议, 充分重视稻鱼共作在农业碳减排领域的积极贡献, 深入明确实现减排的关键环节, 强调稻鱼共作在哈尼梯田稻作系统保护传承中的应用。

关键词: 稻鱼共作; 水稻单作; 碳足迹; 经济效益评价; 哈尼梯田

Comprehensive evaluation on carbon footprint and economic benefits of rice-fish co-cropping mode in the Hani Terraces

XU Ke¹, YI Xiaoyan^{1,2}, ZHANG Yingnan³, YIN Changbin^{1,2,*}

1 State Key Laboratory of Efficient Utilization of Arid and Semi-arid Arable Land in Northern China/Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

2 Research Center for Agricultural Green Development in China, Beijing 100081, China

3 School of Economics and Management, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300384, China

Abstract: The Hani Terraces, classified as one of the Globally Important Agricultural Heritage Systems (GIAHS), exhibit significant ecosystem service values. The adoption and encouragement of rice-fish co-cropping, an environmentally friendly agricultural practice, positively impact the enhancement of farmland water and soil resource utilization efficiency, as well as the value addition of agricultural products. Evaluating the carbon footprint and economic benefits of the rice-fish co-cropping

基金项目: 亚行贷款农业综合开发长江绿色生态廊道项目“1+N”知识共享与传播平台建设 (L3740-PRC); 国家建设高水平大学公派联合培养博士研究生项目 (202303250080); 清华大学中国农村研究院博士论文奖学金项目 (202328); 中国农业科学院项目哈尼梯田农业生产绿色系统研究 (Y2021YJ12)

收稿日期: 2023-11-10; 网络出版日期: 2024-08-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yinchangbin@caas.cn

can provide an objective assessment of its compatibility with the sustainable development of the Hani Terraces, a traditional agricultural system. Current research predominantly relied on field trials conducted in demonstration areas, which may not fully represent the actual production conditions of smallholder households. This study utilized micro-survey data collected from 385 farmers across 40 villages in 12 townships spanning 4 counties within the Hani Terraces area as the research basis. Referring to the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2019 Revision), the carbon footprints of rice-fish co-cropping and rice mono-cropping modes were quantified and compared by employing the life-cycle assessment (LCA) methodology, while simultaneously calculating and net benefits and the net benefits considering carbon emissions for both modes. Results indicated that: (1) The rice-fish co-cropping mode in the Hani Terraces exhibited excellent environmental benefits, with a lower carbon footprint per unit area of $5988.42\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$, compared to $6347.90\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$ for the rice mono-cropping mode. Additionally, the carbon footprints per unit of output value for rice-fish co-cropping and rice mono-cropping were $0.15\text{kgCO}_2\text{-eq/yuan}$ and $0.22\text{kgCO}_2\text{-eq/yuan}$, respectively. (2) Further analysis showed that in the rice-fish co-cropping mode, the carbon footprint of the production process and agricultural inputs accounted for 60.19% and 39.81%, respectively, and CH_4 , N_2O and fertilizer inputs were the important components of the carbon footprint, occupying 41.85%, 16.15% and 37.86%, respectively. For the rice mono-cropping mode, the carbon footprints of CH_4 , N_2O and fertilizer inputs were 39.42%, 17.34% and 41.20%, respectively. (3) The net benefits of rice-fish co-cropping and rice mono-cropping were 26,911.46 yuan/ hm^2 and 19,049.66 yuan/ hm^2 , respectively, and the net benefits considering carbon emissions were 26,531.02 yuan/ hm^2 and 18,646.37 yuan/ hm^2 , respectively. Compared to rice mono-cropping, rice-fish co-cropping has higher economic benefits with less environmental impact. This study suggests that the positive contribution of rice-fish co-cropping in agricultural carbon emission reduction should be emphasized and the key aspects of carbon emission reduction should be clarified, and the application of rice-fish co-cropping in the conservation and inheritance of the rice cropping system of the Hani Terraces should be highlighted.

Key Words: rice-fish co-cropping; rice mono-cropping; carbon footprint; economic benefit evaluation; the Hani Terraces

哈尼梯田位于我国云南省东南部的红河哈尼族彝族自治州境内,总面积达 7 万 hm^2 ,开垦历史有 1300 多年,因其独特的“森林-村寨-梯田-水系”四素同构农业生态系统和极高的传统农耕文化价值,于 2010 年被联合国粮农组织列为全球重要农业文化遗产目录。然而,在现代化农业和就业非农化冲击下,哈尼梯田面临劳动力外流、土地撂荒、稻作系统难以维系等现实情况,现存梯田生产、生态、文化功能面临消失风险^[1-2]。提高水土资源利用效率,促进生态产品价值实现,是哈尼梯田的永续利用的关键。稻田综合种养作为一种生态循环农业模式,在减排、稳粮、增收、提质、促渔业方面颇具成效^[3]。2022 年,我国稻田综合种养面积 286.37 万 hm^2 ,分布 27 个省(区、市),其中,稻鱼共作模式面积 100 万 hm^2 ,占比 34.92%^[4]。稻鱼共作有利于拓宽哈尼梯田生态系统服务功能,在保障当地农民生计、维持农业生态平衡、社会维系等方面发挥着重要作用。然而,囿于农民认知水平、技术掌握程度、生产管理能力,其推广受到一定程度的制约^[5]。农户是农业经营的主体,基于农户视角衡量稻鱼共作模式的生态—经济效果,具有科学性与必要性。

相较于水稻单作,稻鱼共作的碳足迹和经济效益如何变化?是否符合哈尼梯田这一传统农业系统可持续发展的要求?回答上述问题能够客观评估稻鱼共作的发展效果。碳足迹(CF)是衡量生产过程或活动对环境造成影响的重要方法,用于评估人类活动对自然资源造成的压力,稻田生产碳足迹包括田间生产过程直接温室气体排放,以及上游生产农资产品间接产生温室气体排放^[6]。为准确计算碳足迹,通常采用生命周期评价(LCA)、投入产出分析(IOA)、混合生命周期评价等^[7]。本研究使用生命周期评价方法测算比较哈尼梯田区稻鱼共作和水稻单作两种模式的碳足迹,并计算其净收益和考虑碳排放的净收益,旨在揭示稻鱼共作模式在农业碳减排和哈尼梯田传承保护中的深刻意义。

1 文献综述

稻鱼共作是稻田综合种养的典型模式,目前学术界围绕稻田综合种养的生态和经济效益评价已经开展较多研究。评估稻田综合种养的生态效果,LIU D 等^[8]得出稻鱼共作系统的生态系统服务价值约为单作系统的 1.25 倍。稻田综合种养有利于改善土壤结构^[9-10]、加快营养物质循环^[11]、提高土壤有机质、总氮、碱解氮、速效磷和速效钾含量^[12-14]、增加土壤微生物数量与多样性^[15-17]。此外,鉴于稻田综合种养涉及的水产动物类别、放养密度、田间管理措施与稻田系统的温室气体排放紧密相关^[12],目前对于稻田综合种养模式如何影响 CH₄ 和 N₂O 排放的研究结论并不一致^[12]。

关于经济效益,相较于水稻单作,稻田综合种养具有更高的成本效率^[18]。结合综合种养农产品品牌打造、研学价值挖掘、休闲农业以及乡村旅游业的发展^[4,19],稻田综合种养已在多地成为产业扶贫的重要方式^[20]。尽管关于稻田综合种养对水稻产量影响的研究存在争议^[21],但普遍观点认为,稻田综合种养能通过提高稻米品质以及增加水产(禽)养殖产品收益,提升经济效益^[22-24]。

对于稻田综合种养的效益评价,学者们采用多元化的方法和视角进行探讨。戴林秀等^[25]基于田间实验数据,运用生命周期评价法,对比分析水稻单作、稻鳅共作和稻鳊共作的碳足迹,发现稻鳅共作在碳排放、营养密度和经济效益上表现最佳。袁伟玲等^[26]采用静态箱技术,测定实验状态下稻鸭、稻鱼共作的 CH₄ 和 N₂O 排放规律,测算不同模式的经济收益。谭淑豪等^[5]则采用经济学中的 SBM-U 模型和投入导向 DEA 方法,发现稻虾共作对提升土地利用的生态—经济效果具有积极作用,同时指出忽视环境污染因素会导致土地利用效率被高估 45.28%。刘金根等^[27]考虑到生产规模对稻虾生产模式碳足迹、产值和利润的影响,提出应关注碳足迹与经济效益之间的权衡点。

现有文献为本文提供理论参考与方法借鉴。但分析已有研究发现,由于数据获取限制,研究尺度多以示范区田间试验为基础,然而稻田综合种养主要在小农户家庭经营中实施,田间试验结果不能全面反映农户的实际生产情况^[5]。本研究基于 385 份实地农户调查数据,并参考联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南(2019 年修订版)》,界定稻鱼共作系统与水稻单作系统碳排放研究对象和范围,核算农资投入和生产过程两大环节的碳排放。同时,结合 IPCC 清单指南最新参数和国内外种植业文献数据,提高核算方法的准确性。

2 研究边界、研究方法与数据来源

2.1 研究边界

哈尼梯田拥有独具特色的灌溉体系和古老的农业生产方式,借助高度精细的水土资源管理技术,不仅实现卓越的水源涵养和水土保持,同时塑造了和谐、原始的农业生态循环系统,将水系、梯田、村寨和森林巧妙融为一体。本文分析了哈尼梯田稻作系统水稻单作和稻鱼共作两种模式。关于水稻单作模式,当地农户种植红米水稻(红阳 2 号、红阳 3 号、红稻 8 号)或杂交稻(卓两优 1126、云粳 650)。水稻播种时间 3 月上中旬,秧龄 40—45d 后栽插,密度为 60—90 万苗/hm²^[28]。

关于稻鱼共作模式,当地政府以实物型生态补偿的形式发放鱼苗,选用生长快、适应强、耐浅水的杂食性和草食性鱼种(如鲤鱼、鲫鱼等),规格 20—50g/尾。投放时间选在水稻返青分蘖期,投放密度 150kg/hm²左右^[29]。稻鱼共作水位管理要求前期保持 6—8cm,利于秧苗扎根、分蘖;中期提升至 12—15cm,促进水稻抽穗;后期不超过 10cm^[30]。水稻成熟期为播种后 110d 左右^[31]。谷粒成熟度达 90% 以上时收割、脱粒、晒干,鲜鱼适时捕捞出售。

相比水稻单作,稻鱼共作充分利用稻田中下水层的空间和营养生态位。稻田副产品如米糠、碎米等为鱼类提供食料保证,而鱼类在稻田中的觅食行为,具有较好的除草、治虫效果。鱼类对水和土壤的搅动,有助于增加土壤孔隙度、通风透光,促进 N、P 代谢和气体交换^[32]。鱼排泄物可增加土壤有机质,作为肥力资源再次

参与稻田循环,构成复杂的生态共生循环体系^[33](图1)。

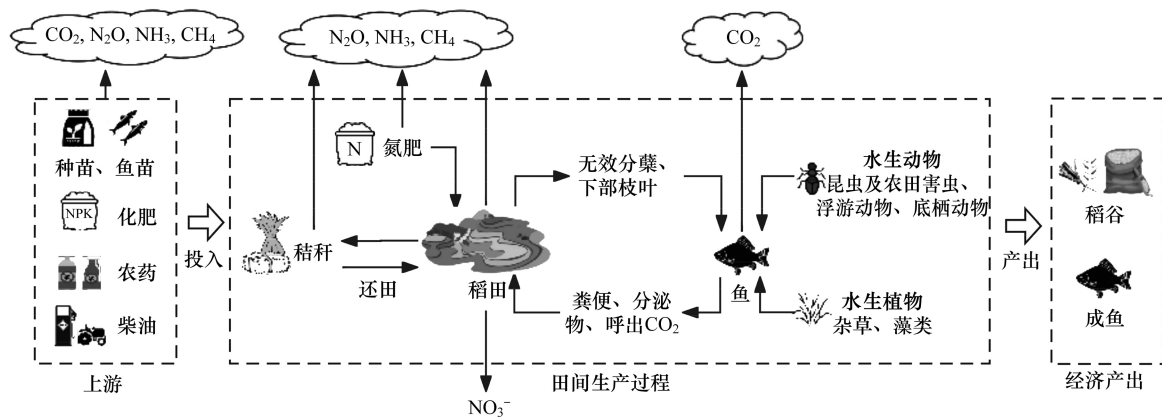


图1 稻鱼共作模式的研究边界和过程

Fig.1 Research boundaries and processes of rice-fish co-cropping mode

2.2 研究方法

2.2.1 碳足迹生命周期清单分析

在稻鱼共作和水稻单作模式的生命周期内,碳足迹主要分为农资投入碳足迹和生产过程碳足迹。为比较不同温室气体的影响,使用 CO_2 的全球增温潜势进行统一折算 ($\text{CO}_2\text{-eq}$)。

(1) 农资投入碳足迹计算

当地农户在养鱼时不投放饲料,施用的化肥以氮肥、磷肥、钾肥为主,由于地理条件限制,哈尼梯田区农户在耕地过程中多使用牛耕这一传统方式,机器使用率远低于其他农业生产系统。考虑到牛耕和腐熟农家肥的碳足迹难以量化,且当地农户在水稻种植中几乎不使用商品有机肥,故这些未予以纳入。农业资料投入碳足迹 (CF_{indirect} , $\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$) 计算公式为:

$$CF_{\text{indirect}} = \sum_{i=1}^n \delta_i \times EF_i \quad (1)$$

式中, n 代表农业资料投入种类, δ_i 和 EF_i 分别为第 i 种农业资料的投入量 (kg/hm^2) 和温室气体排放因子 ($\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$)。不同投入源的温室气体排放系数详见表1。

(2) 生产过程碳足迹计算

生产过程碳足迹 (CF_{direct} , $\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$) 计算公式如下:

$$CF_{\text{direct}} = CF_{\text{N}_2\text{O}} + CF_{\text{CH}_4} + CF_{\text{fish}} \quad (2)$$

式中, $CF_{\text{N}_2\text{O}}$ 表示稻田积累的 N_2O 的碳足迹 ($\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$), CF_{CH_4} 表示稻田积累的 CH_4 的碳足迹 ($\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$), CF_{fish} 代表鱼类养殖碳足迹 ($\text{kgCO}_2\text{-eq/hm}^2$)。

IPCC 第六次评估报告指出, N_2O 是全球气候变化的主要温室气体之一,其全球增温趋势是 CO_2 的 273 倍。施肥是导致 N_2O 直接和间接排放的关键因素,施肥方式涵盖无机肥施用和秸秆还田(公式3)。使用公式(4)和(5)计算肥料以 NH_3 和 NO_x 形式挥发后沉降,以及淋溶和径流产生的间接 N_2O 排放。

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{direct}} = [(F_{\text{SN}} + F_{\text{CR}}) \times EF_1] \times 44/28 \quad (3)$$

$$\text{N}_2\text{O}_{(\text{ATD})} = F_{\text{SN}} \times \text{FRAC}_{\text{GASF}} \times EF_{2\text{SN}} \times 44/28 \quad (4)$$

$$\text{N}_2\text{O}_{(\text{L})} = (F_{\text{SN}} + F_{\text{CR}}) \times \text{FRAC}_{\text{LEACH}} \times EF_5 \times 44/28 \quad (5)$$

$$CF_{\text{N}_2\text{O}} = (\text{N}_2\text{O}_{\text{direct}} + \text{N}_2\text{O}_{(\text{ATD})} + \text{N}_2\text{O}_{(\text{L})}) \times 273 \quad (6)$$

式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{direct}}$ 是施肥导致的 N_2O 直接排放 ($\text{kgN}_2\text{O-N/hm}^2$); F_{SN} 为化肥投入量 (kgN/hm^2); F_{CR} 为还田秸秆含氮量 (kgN/hm^2); $\text{N}_2\text{O}_{(\text{ATD})}$ 代表肥料以 NH_3 和 $\text{NO}_x\text{-N}$ 形式挥发后沉降引起的间接 N_2O 排放 ($\text{kg N}_2\text{O-N/hm}^2$);

$FRAC_{GASF}$ 是化肥以 NH_3 和 NO_x -N 形式挥发的比例,取值为 0.11kgN/kgN (IPCC); $N_2O_{(L)}$ 表示氮肥淋溶和径流引起的 N_2O 间接排放 ($\text{kgN}_2\text{O-N/hm}^2$); $FRAC_{LEACH}$ 是氮肥因淋溶和径流损失的比例,取值为 0.24kgN/kgN (IPCC); $44/28$ 是 N_2O -N 向 N_2O 转换的系数。

表 1 各项农资投入和生产过程的温室气体排放系数

Table 1 Greenhouse gas emission factors of various agricultural inputs and production processes

温室气体排放源 Emission source	简写 Abbreviation	排放系数 Emission factor	参考文献 Source
水稻种子 Seed	EF_{seed}	$1.84\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	Ecoinvent 2.2
氮肥 Chemical N fertilizer	EF_N	$7.76\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	陈舜等 ^[34]
磷肥 Chemical P_2O_5 fertilizer	EF_{P2O5}	$2.33\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	陈舜等 ^[34]
钾肥 Chemical K_2O fertilizer	EF_{K2O}	$0.66\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	陈舜等 ^[34]
农药 Pesticide	$EF_{Pesticide}$	$16.35\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	Liang 等 ^[35]
柴油 Diesel	EF_{Diesel}	$3.75\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	Chen 等 ^[31]
水田施肥直接 N_2O 排放 Direct N_2O emission from fertilizer	EF_1	$0.004\text{kgN}_2\text{O-N/kgN}$	IPCC2019
氮肥挥发间接 N_2O 排放 Indirect N_2O emission from N fertilizer volatilization	EF_{2SN}	$0.01\text{kgN}_2\text{O/kgN}$	IPCC2019
氮肥淋溶间接 N_2O 排放 Indirect N_2O emission from N fertilizer leaching and runoff	EF_5	$0.011\text{kgN}_2\text{O/kgN}$	IPCC2019
淡水水产养殖单位产量碳排放 Carbon emissions per unit of production from freshwater aquaculture	EF_{fish}	$0.54\text{kgCO}_2\text{-eq/kg}$	刘晃等 ^[36]

F_{CR} 由公式(7)计算:

$$F_{CR} = (\text{Yield}_i \times R_{AG(i)} - \text{Yield}_i) \times R_{RT(i)} \times N_{c(i)} + \text{Yield}_i \times R_{AG(i)} \times R_{RS(i)} \times N_{c(i)} \quad (7)$$

式中, i 代表不同的作物类型; Yield_i 为作物产量 (kg); $R_{AG(i)}$ 表示地上生物量与产量之比,取值为 1.4 (IPCC); $R_{RT(i)}$ 为秸秆还田率 (%); $N_{c(i)}$ 表示水稻含氮量,取值 $0.007\text{kgN}/(\text{kgDM})$ (IPCC); $R_{RS(i)}$ 表示作物根冠比,取值 0.16 (IPCC)。

稻田是 CH_4 的主要排放源,采用 IPCC 清单法估算水稻生长期间 CH_4 引起的碳排放,公式为 8—11:

$$CH_{4\text{rice}} = \sum_{i,j,k} EF_{i,j,k} \times t_{i,j,k} \quad (8)$$

$$EF_f = EF_c \times SF_w \times SF_p \times SF_o \times SF_{s,r} \quad (9)$$

$$SF_o = (1 + \sum ROA_i \times CFOA_i)^{0.59} \quad (10)$$

$$CF_{CH_4} = 27 \times CH_{4\text{paddy}} \quad (11)$$

在公式中, $CH_{4\text{rice}}$ 代表水稻种植排放的 CH_4 ($\text{kgCH}_4/\text{hm}^2$); $EF_{i,j,k}$ 和 $t_{i,j,k}$ 分别表示条件 i, j 和 k 下的日排放因子 ($\text{kgCH}_4 \text{hm}^{-2} \text{d}^{-1}$) 和水稻种植期 (d); i, j, k 分别代表不同的生态系统、水分状况、有机添加量以及其他可能影响 CH_4 的条件; EF_f 是特定收获面积调整后的日排放系数; EF_c 代表不含有机添加物的持续性灌水稻田的基准排放系数 ($1.32\text{kgCH}_4 \text{hm}^{-2} \text{d}^{-1}$) (IPCC); SF_w 、 SF_p 分别表示种植期不同水分状况和种植期前不同水分状况的换算系数,中国西南稻作区 SF_w 和 SF_p 分别取值 0.60 和 0.68^[37]。 SF_o 是有机添加物类型和数量变化的换算系数; $SF_{s,r}$ 是土壤类型、水稻品种等的换算系数,模型中通常被设定为 1^[38]; $CFOA_i$ 表示在品种土质之间有机添加物转换系数,取值 0.19 (IPCC); 27 代表 CH_4 的全球增温潜势; ROA_i 为有机添加物的施用比率^[39]。

CF_{fish} 计算见公式(12), δ_{fish} 为单位面积梯田鱼产量 (kg/hm^2)。

$$CF_{fish} = \delta_{fish} \times EF_{fish} \quad (12)$$

种植相关信息、水产养殖相关信息五大模块构成。为减少不确定性,确保样本的代表性和客观性,结合分层逐级抽样和随机抽样,从4个调研县中每县选取3个乡镇,共涉及40个村庄,最终获得385份有效样本,样本有效率为93.90%。访谈对象有74.03%为男性,97.92%为少数民族(以哈尼族、彝族为主),年龄以36—65岁居多,71.95%文化程度为小学及以下。

3 结果

3.1 不同生产方式农资投入

在实际调研中,分别有197户和188户农户实行水稻单作和稻鱼共作,农资投入情况见表2。哈尼族利用村寨在上、梯田在下的地理优势,发明“水力冲肥法”,提高土壤肥力,化肥施用强度为中等偏下水平。研究区域单块梯田面积狭小、坡度大,农用机械使用率低于其他系统。稻田养鱼增加土壤肥力,鱼类的活动还有清除杂草与除虫效果,减少稻田农药与肥料的投入量,对比稻鱼共作和水稻单作,稻鱼共作氮肥和磷肥为水稻单作用量的86.95%和82.26%,钾肥施用量略低。稻鱼共作的农药投入仅为单作的49.14%。种子、柴油相差不大。

表2 稻鱼共作和水稻单作农资投入对比/(kg/hm²)

Table 2 Comparison of agricultural inputs between rice-fish co-cropping and rice mono-cropping

生产方式 Mode		氮肥 Chemical N fertilizer	磷肥 Chemical P ₂ O ₅ fertilizer	钾肥 Chemical K ₂ O fertilizer	农药 Pesticide	种子 Seed	柴油 Diesel
稻鱼共作	均值	268.4	69.87	32.97	0.86	27.6	13.74
Rice-fish co-cropping	标准差	152.7	66.26	23.63	0.8	6.44	26.55
	最小值	39	0	0	0	11.67	0
	最大值	639	282	105	2.4	50	98.68
水稻单作	均值	308.67	84.94	33.4	1.75	27.43	13.46
Rice mono-cropping	标准差	153.03	80.83	33.7	1.12	7.47	22.86
	最小值	39	0	0	0	11.25	0
	最大值	639	324	255	4.5	48.39	85.42

3.2 农资投入碳足迹

计算得出稻鱼共作的农资投入碳足迹为2383.73kgCO₂-eq/hm²,相比之下,水稻单作的农资投入温室气体排放量为2744.77kgCO₂-eq/hm²(表3)。稻鱼共作的化肥和农药投入碳足迹低于水稻单作,种子、柴油碳足迹二者类似。

表3 稻鱼共作和水稻单作农资投入碳足迹对比/(kgCO₂-eq/hm²)

Table 3 Comparison of CF_{indirect} between rice-fish cropping and rice mono-cropping

生产方式 Mode	氮肥 Chemical N fertilizer	磷肥 Chemical P ₂ O ₅ fertilizer	钾肥 Chemical K ₂ O fertilizer	农药 Pesticide	种子 Seed	柴油 Diesel	农资投入 碳足迹 CF _{indirect}
稻鱼共作 Rice-fish co-cropping	2082.75	162.81	21.76	14.11	50.79	51.52	2383.73
水稻单作 Rice mono-cropping	2395.29	197.92	22.04	28.57	50.47	50.48	2744.77

3.3 生产过程碳足迹

表4为稻鱼共作和水稻单作生产过程碳足迹对比,稻鱼共作中稻田积累CH₄的碳足迹为2506.37kgCO₂-eq/hm²,略高于水稻单作的2502.62kgCO₂-eq/hm²。就稻田积累N₂O的碳足迹而言,稻鱼共作的排放量为967.05kgCO₂-eq/hm²,低于水稻单作的1100.51kgCO₂-eq/hm²。此外,鱼类养殖碳足迹为131.27kgCO₂-eq/hm²。

表 4 稻鱼共作和水稻单作生产过程碳足迹对比/(kgCO₂-eq/hm²)

Table 4 Comparison of CF_{direct} between rice-fish cropping and rice mono-cropping

生产方式 Mode	N ₂ O	CH ₄	鱼养殖 Freshwater fish farming	生产过程碳足迹 CF _{direct}
稻鱼共作 Rice-fish co-cropping	967.05	2506.37	131.27	3604.68
水稻单作 Rice mono-cropping	1100.51	2502.62	0.00	3603.14

3.4 碳足迹与不确定性分析

3.4.1 碳足迹分析

将农资投入碳足迹和生产过程碳足迹加总,得出稻鱼共作的农业生产碳足迹为 5988.42kgCO₂-eq/hm²,低于水稻单作的 6347.90kgCO₂-eq/hm²。图 3 表示稻鱼共作和水稻单作碳足迹构成对比,对于稻鱼共作模式,生产过程碳足迹和农资投入碳足迹分别占比 60.19%和 39.81%,CH₄、N₂O 和化肥投入是碳足迹的重要组成,占比分别为 41.85%、16.15%、37.86%。水稻单作也表现出相似规律。此外,根据公式(14)计算哈尼梯田稻作系统单位产值碳足迹,稻鱼共作和水稻单作单位产值碳足迹分别为 0.15kgCO₂-eq/元和 0.22kgCO₂-eq/元,稻鱼共作模式下单位产值温室气体排放更低。

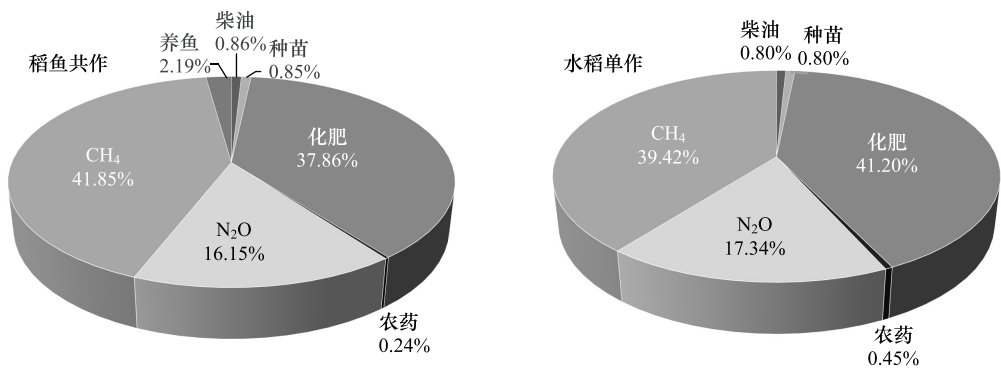


图 3 稻鱼共作和水稻单作碳足迹构成对比

Fig.3 Comparison of carbon footprint composition between rice-fish co-cropping and rice mono-cropping

3.4.2 不确定性分析

采用蒙特卡洛模拟(Monte Carlo Simulation)方法量化稻鱼共作模式单位面积碳足迹的不确定性。利用 SimaPro 9.0 软件模拟碳足迹的不确定性(5000 次迭代),结果显示,稻鱼共作模式单位面积碳足迹的平均值为 (6108±586)kgCO₂-eq/hm²。在 95%的置信区间内,其碳足迹范围介于 5202—7473kgCO₂-eq/hm²。中位数为 6028kgCO₂-eq/hm²,变异系数(CV)为 9.60%。0<CV<10%时,为弱变异,说明本研究稻鱼共作的碳足迹核算结果不确定性较低^[40]。

3.5 经济效益对比

分析比较稻鱼共作和水稻单作模式的各项成本,发现稻鱼共作的农事操作投入(包括农用机械费用与役畜作业费用之和)、化肥投入、农药投入均低于水稻单作。由于鱼类会食用水稻无效分蘖、下部枝叶、米糠、碎米等稻田副产品,稻鱼共作的秧苗投入要高于水稻单作。稻鱼共作和水稻单作的水稻单位面积产量分别为 6096.04kg/hm²和 6074.51kg/hm²。

通过市场价格法计算,比较稻鱼共作和水稻单作模式在单位面积上的经济价值(表 5)。产出稻米包含红米和白米两种。对 385 份调查问卷的分析显示,138 户仅种植红米,186 户仅种植白米,61 户既种植红米又种植白米。根据统计结果,红米单位面积产量均值为 4957.99kg/hm²,平均价格为 5.44 元/kg;白米单位面积产量均值为 6377.43kg/hm²,平均价格为 4.54 元/kg;当地稻田养殖的鱼的价格在 19—60 元/kg 之间,均值为

39.35 元/kg。稻鱼共作模式下鱼总产量均值为 243.09kg/hm²,增加产值 9458.50 元/hm²。总体而言,稻鱼共作模式单位面积产值为 39566.43 元/hm²,比水稻单作的 29440.17 元/hm²高出 34.40%。收益方面,稻鱼共作模式的净收益和考虑碳排放的净收益分别比水稻单作增加 41.27%和 42.29%,相对于水稻单作,稻鱼共作模式具有更高的经济和生态效益。

表 5 稻鱼共作和水稻单作经济效益对比/(元/hm²)

Table 5 Comparison of economic benefits of rice-fish co-cropping and rice mono-cropping

指标类型 Indicator type	分类指标 Categorization	稻鱼共作 Rice-fish co-cropping	水稻单作 Rice mono-cropping
投入 Inputs	农事操作投入	4894.52	4916.32
	化肥投入	2994.38	3475.22
	农药投入	147.49	303.61
	秧苗投入	1753.23	1695.35
	鱼苗投入	2865.36	0.00
产出 Outputs	水稻总产值	30107.93	29440.17
	鱼总产值	9458.50	0.00
	单位面积产值	39566.43	29440.17
收益 Revenue	净收益	26911.46	19049.66
	考虑碳排放的净收益	26531.02	18646.37

4 讨论

4.1 稻鱼共作模式的碳减排贡献

IPCC 第 6 次评估报告指出,若未来温室气体排放没有显著减少,到 2100 年全球地表温度将至少升高 2.1℃。农业是对气候变化最为敏感的产业之一,同时也是温室气体排放的主要源头。稻田作为典型的农业湿地,所排放的 CH₄和 N₂O 约占农业源温室气体排放总量的 15%和 11%^[41—42],是农业碳减排的主要关注对象。

哈尼梯田稻鱼共作模式的碳足迹为 5988.42kgCO₂-eq/hm²,较水稻单作模式的 6347.90kgCO₂-eq/hm²有所降低。已有研究中,袁伟玲等^[26]基于实验数据测算稻鱼共作和水稻单作排放 CH₄与 N₂O 总温室效应分别为 4682.65kgCO₂-eq/hm²和 5694.55kgCO₂-eq/hm²。崔文超等^[6]基于调查数据测算青田稻鱼共作和水稻单作碳足迹分别为 6266.7kgCO₂-eq/hm²和 7520.0kgCO₂-eq/hm²。本研究的结果与前述数据具有一定的可比性,研究贡献以及与已有文献结果差异的原因在于:首先,本研究中稻鱼共作水位(6—15cm)^[30]属于 IPCC 清单指南中的常规雨养模式(即在耕种季节,水位最高可上升 50cm)范围,在此基础上基于 IPCC 方法学对 CH₄与 N₂O 的测算过程进行细化,从而提高核算方法的准确性;其次,采用 2019 年修订版 IPCC 国家温室气体清单指南,并结合了国内外权威文献中的排放因子进行测算;再次,本研究还充分考虑了鱼养殖过程中产生的碳排放;最后,调研对象未使用饲料,而饲料的碳足迹在前述研究中占据一定比例,这也是导致结果差异的一个重要因素。

然而,研究仍存在不足。在计算鱼养殖过程碳足迹时,由于当前该系统排放因子数据库尚不完善,采用淡水池塘养殖的碳排放因子作为参考。尽管如此,鉴于稻鱼共作模式所处的淡水环境,这仍被视为当前数据库中最具合理性的排放因子。未来随着相关数据的完善,可优化计算结果。其次,文中仅探讨了农户 2021 年的生产情况,未来可进行回访跟踪调查和定点观测研究。

4.2 稻鱼共作模式碳减排的关键环节

明确稻鱼共作模式碳减排的关键环节,作出相应改进,有利于模式优化。稻鱼共作模式通过物种间互惠和资源的互补利用,能够减少氮肥的使用^[43],N₂O 排放相应减少^[44—45]。同时,鱼类的活动搅浑了田面水,减

弱了藻类的光合作用,同时鱼呼吸减少水体层中溶氧量,提高水层—土壤界面的还原状况,抑制 N_2O 排放^[26,30]。

CH_4 排在稻田总温室效应中占据主要比重。关于稻鱼共作对 CH_4 排放的影响存在争议, Sun 等^[46] 通过对 34 项研究的 Meta 分析发现,与传统水稻单作相比,稻鱼共作使 CH_4 排放增加 11.6%,温室气体强度增加 8.8%。展茗等^[47] 的研究发现,稻鱼共作相比水稻单作 CH_4 排放总量减少 6.4%,但差异不显著。刘小燕^[48] 等基于实验结果证实稻鱼共作相比于水稻单作可实现 CH_4 减排 15% 左右。本研究发现稻鱼共作排放 CH_4 略高于水稻单作。鱼类在水中的活动会增加水体浊度,抑制水生光合作用^[49],致使水中溶氧量下降,土壤氧化还原电位降低,形成厌氧环境^[50],进而提升产甲烷菌的活性,增加 CH_4 排放^[51-52]。此外,鱼类扰动也会释放土壤中固定的 CH_4 。鱼类排泄物还会增加土壤和水中的有机质含量,影响 CH_4 产生和后续排放^[53]。在未来,可开展低 CH_4 排放水稻品种筛选,探索最优水稻与水产动物配比、饲料和肥料投入比例、秸秆还田策略等,构建适用于稻鱼共作模式的固碳减排技术体系^[51]。

4.3 稻鱼共作模式在哈尼梯田稻作系统保护传承中的应用

哈尼梯田作为全球重要农业文化遗产之一,不仅发挥着物质生产的关键作用,同时还兼具固碳减排、水土保持、生物多样性保护等多重生态调节功能,此外,还承载着传承农耕文化、提供游憩体验等多重文化服务功能^[54]。稻鱼共作模式能够拓宽哈尼梯田农业功能,不仅具备显著的生态效益,而且对于实现农业生产价值增值具有积极意义。

分析稻鱼共作的经济效益发现,稻鱼共作可为哈尼梯田地区带来 26911.46 元/ hm^2 的净收益,相比水稻单作净收益增加 7861.8 元/ hm^2 。稻鱼共作模式有益于提高当地农民收入和生活水平,在很大程度上减缓农村劳动力外流,进而维护哈尼梯田特有的四素同构农业生态系统、保障梯田景观稳定性。在未来,应重视稻鱼共作模式在哈尼梯田稻作系统保护传承中的关键作用,借助哈尼梯田作为全球农业与文化双重遗产的品牌效应,深入挖掘其稻作系统蕴含的文化内涵与独特性,积极推动稻鱼共作模式与旅游业的深度结合。通过研发稻田深加工产品及特色餐饮,打造集稻田生产、休闲旅游、教育体验等多功能于一体的综合种养园区、生态博物馆、农耕文化体验基地等,进一步拓展哈尼梯田稻鱼共作模式产业链,提升农产品附加值,实现农业与第三产业休闲娱乐服务业的紧密融合^[20]。

5 结论

基于全球重要农业文化遗产哈尼梯田 385 份农户调查数据,对稻鱼共作和水稻单作两种模式的碳足迹和经济效益进行综合评价。得出结论如下:(1) 哈尼梯田稻鱼共作模式的碳足迹为 5988.42 $\text{kgCO}_2\text{-eq}/\text{hm}^2$,低于水稻单作模式的 6347.90 $\text{kgCO}_2\text{-eq}/\text{hm}^2$;稻鱼共作和水稻单作的单位产值碳足迹分别为 0.15 $\text{kgCO}_2\text{-eq}/\text{元}$ 和 0.22 $\text{kgCO}_2\text{-eq}/\text{元}$ 。(2) 在稻鱼共作模式的碳足迹构成中, CH_4 排放(41.85%)、化肥投入(37.86%)、 N_2O 排放(16.15%)产生的碳足迹占据主要比例;水稻单作模式表现出相似规律,这三者产生碳足迹占比分别为 39.42%、41.20% 和 17.34%。(3) 稻鱼共作和水稻单作净收益分别为 26911.46 元/ hm^2 和 19049.66 元/ hm^2 ,考虑碳排放的净收益分别为 26531.02 元/ hm^2 和 18646.37 元/ hm^2 。相比水稻单作,稻鱼共作在环境影响较小的同时拥有更高的经济效益。

参考文献 (References):

- [1] 张永勋, 闵庆文. 稻作梯田农业文化遗产保护研究综述. 中国生态农业学报, 2016, 24(4): 460-469.
- [2] 张爱平, 张姣姣, 张永勋. 农业文化遗产旅游地农户生计与农地利用的耦合协调研究——以哈尼梯田为例. 旅游科学, 2020, 34(3): 1-18.
- [3] Fang J H, Xu Y, Nie Z J, Xu G C, Jiang Z J, Shao N L, Xiao Y N, Fang J G. Food sources of common carp in a Hani Terrace integrated rice-fish system (Yunnan Province, China). Aquaculture Reports, 2022, 22: 100937.
- [4] 于秀娟, 郝向举, 党子乔, 杨霖坤. 中国稻渔综合种养产业发展报告(2023). 中国水产, 2023(8): 19-26.

- [5] 谭淑豪,刘青,张清勇.稻田综合种养土地利用的生态—经济效果——以湖北省稻虾共作为例.自然资源学报,2021,36(12):3131-3143.
- [6] 崔文超,焦雯珺,闵庆文,吴敏芳,孙业红.基于碳足迹的传统农业系统环境影响评价——以青田稻鱼共生系统为例.生态学报,2020,40(13):4362-4370.
- [7] 计军平,马晓明.碳足迹的概念和核算方法研究进展.生态经济,2011,27(4):76-80.
- [8] Liu D, Tang R C, Xie J, Tian J J, Shi R S, Zhang K. Valuation of ecosystem services of rice-fish coculture systems in Ruyuan County, China. *Ecosystem Services*, 2020, 41: 101054.
- [9] 禹盛苗,朱练峰,欧阳由男,许佳莹,张均华,许德海,金千瑜.稻鸭种养模式对稻田土壤理化性状、肥力因素及水稻产量的影响.土壤通报,2014,45(1):151-156.
- [10] 刘赫群,李嘉尧,成永旭,吴纪华.虾稻共作对稻田土壤线虫群落结构的影响.土壤,2017,49(6):1121-1125.
- [11] 衣萌萌,莫洁琳,莫航,王森,翟婉婷,王贺,刘志刚,高风英,曹建萌,可小丽,卢迈新.不同密度稻-鲤-罗非鱼综合种养系统的鱼类生理生化及稻田环境特征.农业生物技术学报,2022,30(5):966-977.
- [12] 李文博,刘少君,叶新新,郜红建.稻田综合种养模式对土壤生态系统的影响研究进展.生态与农村环境学报,2021,37(10):1292-1300.
- [13] Li M J, Li R H, Zhang J E, Wu T H, Liu S W, Hei Z W, Qiu S Q. Effects of the integration of mixed-cropping and rice-duck co-culture on rice yield and soil nutrients in Southern China. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2020, 100(1): 277-286.
- [14] 蔡晨,李谷,朱建强,彭亮,李继福,吴启侠.稻虾轮作模式下江汉平原土壤理化性状特征研究.土壤学报,2019,56(1):217-226.
- [15] 李成芳,曹凑贵,展茗,汪金平.稻鸭共作对稻田氮素变化及土壤微生物的影响.生态学报,2008,28(5):2115-2122.
- [16] 章家恩,许荣宝,全国明,徐华勤,秦钟.鸭稻共作对土壤微生物数量及其功能多样性的影响.资源科学,2009,31(1):56-62.
- [17] Si G H, Peng C L, Yuan J F, Xu X Y, Zhao S J, Xu D B, Wu J S. Changes in soil microbial community composition and organic carbon fractions in an integrated rice-crayfish farming system in subtropical China. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 2856.
- [18] 王晓飞,谭淑豪.基于非同质 DEA 的稻虾共作土地经营模式成本效率分析.中国土地科学,2020,34(2):56-63.
- [19] 孙业红,闵庆文,成升魁.“稻鱼共生系统”全球重要农业文化遗产价值研究.中国生态农业学报,2008,16(4):991-994.
- [20] 周群兰,刘波,徐铜春,袁新华,聂志娟,徐跑.云南哈尼梯田稻渔综合种养模式及社会经济效益分析.中国渔业经济,2021,39(5):44-51.
- [21] 彭翔,戴林秀,李京咏,颜宇璐,徐峙,徐强,窦志,高辉.稻田综合种养对长江中下游地区水稻产量和稻米品质影响的文献研究.中国稻米,2022,28(4):55-60.
- [22] Wan N F, Li S X, Li T, Cavalieri A, Weiner J, Zheng X Q, Ji X Y, Zhang J Q, Zhang H L, Zhang H, Bai N L, Chen Y J, Zhang H Y, Tao X B, Zhang H L, Lv W G, Jiang J X, Li B. Ecological intensification of rice production through rice-fish co-culture. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 234: 1002-1012.
- [23] Xu Q, Dai L X, Gao P L, Dou Z. The environmental, nutritional, and economic benefits of rice-aquaculture animal coculture in China. *Energy*, 2022, 249: 123723.
- [24] 车阳,程爽,田晋钰,陶钰,刘秋员,邢志鹏,窦志,徐强,胡雅杰,郭保卫,魏海燕,高辉,张洪程.不同稻田综合种养模式下水稻产量形成特点及其稻米品质 and 经济效益差异.作物学报,2021,47(10):1953-1965.
- [25] 戴林秀,徐强,彭翔,李京咏,周影,黄佳敏,敖弟彩,窦志,高辉.稻渔共作模式碳足迹评价及减排对策分析.长江流域资源与环境,2023,32(9):1971-1980.
- [26] 袁伟玲,曹凑贵,李成芳,展茗,蔡明历,汪金平.稻鸭、稻鱼共作生态系统 CH_4 和 N_2O 温室效应及经济效益评估.中国农业科学,2009,42(6):2052-2060.
- [27] 刘金根,杨通,冯金飞.稻-虾(克氏原螯虾)综合种养模式的碳足迹分析.生态与农村环境学报,2021,37(8):1041-1049.
- [28] 胡涵,马乔平.红河州梯田一季常规中稻“稻-鱼-鸭”生态种养技术模式.云南农业科技,2015(5):37-39.
- [29] 车正明,朱楚波,李春,普伟,吕建平.元阳县稻、鱼、鸭种养模式推广效益分析.云南农业科技,2019(3):34-36.
- [30] 陈璐,陈灿,黄璜,任勃,王忍,梁玉刚,周晶.厢作免耕下生态种养对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响.农业环境科学学报,2021,40(6):1354-1365.
- [31] Chen X P, Cui Z L, Fan M S, Vitousek P, Zhao M, Ma W Q, Wang Z L, Zhang W J, Yan X Y, Yang J C, Deng X P, Gao Q, Zhang Q, Guo S W, Ren J, Li S Q, Ye Y L, Wang Z H, Huang J L, Tang Q Y, Sun Y X, Peng X L, Zhang J W, He M R, Zhu Y J, Xue J Q, Wang G L, Wu L, An N, Wu L Q, Ma L, Zhang W F, Zhang F S. Producing more grain with lower environmental costs. *Nature*, 2014, 514: 486-489.
- [32] Fang K K, Gao H, Sha Z M, Dai W, Yi X M, Chen H Y, Cao L K. Mitigating global warming potential with increase net ecosystem economic budget by integrated rice-frog farming in Eastern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 308: 107235.
- [33] Li F F, Gao J C, Xu Y, Nie Z J, Fang J H, Zhou Q L, Xu G C, Shao N L, Xu D P, Xu P, Wang M Y. Biodiversity and sustainability of the

- integrated rice-fish system in Hani Terraces, Yunnan Province, China. *Aquaculture Reports*, 2021, 20: 100763.
- [34] 陈舜, 逯非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算. *生态学报*, 2015, 35(19): 6371-6383.
- [35] Liang D J, Lu X, Zhuang M H, Shi G, Hu C Y, Wang S X, Hao J M. China's greenhouse gas emissions for cropping systems from 1978-2016. *Scientific Data*, 2021, 8: 171.
- [36] 刘晃, 车轩. 中国水产养殖二氧化碳排放量估算的初步研究. *南方水产*, 2010, 6(4): 77-80.
- [37] 肖玉. 中国稻田生态系统服务功能及其经济价值研究[D]. 北京: 中国科学院地理科学与资源研究所, 2005.
- [38] 王兴, 赵鑫, 王钰乔, 薛建福, 张海林. 中国水稻生产的碳足迹分析. *资源科学*, 2017, 39(4): 713-722.
- [39] 逯非, 王效科, 韩冰, 欧阳志云, 段晓男, 郑华. 中国农田施用化学氮肥的固碳潜力及其有效性评价. *应用生态学报*, 2008, 19(10): 2239-2250.
- [40] 蒋榕, 徐强, 李京咏, 戴林秀, 敖弟彩, 窦志, 高辉. 稻虾共作模式碳足迹评价的敏感性和不确定性分析. *中国生态农业学报: 中英文*, 2022, 30(10): 1577-1587.
- [41] Saunio M, Stavert A, Poulter B, Bousquet P, Canadell J, Jackson R, Raymond P, Dlugokencky E, Houweling S, Patra P, Ciais P, Arora V, Bastviken D, Bergamaschi P, Blake D, Brailsford G, Bruhwiler L, Carlson K, Carrol M, Castaldi S, Chandra N, Crevoisier C, Crill P, Covey K, Curry C, Etiope G, Frankenberg C, Gedney N, Hegglin M, Höglund-Isaksson L, Hugelius G, Ishizawa M, Ito A, Janssens-Maenhout G, Jensen K, Joos F, Kleinen T, Krummel P, Langenfelds R, Laruelle G, Liu L C, Machida T, Maksyutov S, McDonald K, McNorton J, Miller P, Melton J, Morino I, Müller J, Murguía-Flores F, Naik V, Niwa Y, Noce S, O'Doherty S, Parker R, Peng C, Peng S, Peters G, Prigent C, Prinn R, Ramonet M, Régnier P, Riley W, Rosentretter J, Segers A, Simpson I, Shi H, Smith S J, Steele L, Thornton B, Tian H, Tohjima Y, Tubiello F, Tsuruta A, Viovy N, Voulgarakis A, Weber T S, van Weele M, van der Werf G R, Weiss R, Worthy D, Wunch D, Yin Y, Yoshida Y, Zhang W X, Zhang Z, Zhao Y H, Zheng B Y, Zhu Q, Zhu Q A, Zhuang Q. The global methane budget 2000-2017. *Earth System Science Data*, 2020, 12(3): 1561-1623.
- [42] Sun X, Han X G, Ping F, Zhang L, Zhang K S, Chen M, Wu W X. Effect of rice-straw biochar on nitrous oxide emissions from paddy soils under elevated CO₂ and temperature. *The Science of the Total Environment*, 2018, 628/629: 1009-1016.
- [43] Berg H. Rice monoculture and integrated rice-fish farming in the Mekong Delta, Vietnam—economic and ecological considerations. *Ecological Economics*, 2002, 41(1): 95-107.
- [44] Datta A, Nayak D R, Sinhababu D P, Adhya T K. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1/2/3): 228-237.
- [45] Hu L L, Ren W Z, Tang J J, Li N N, Zhang J, Chen X. The productivity of traditional rice-fish co-culture can be increased without increasing nitrogen loss to the environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 177: 28-34.
- [46] Sun G, Sun M, Du L S, Zhang Z, Wang Z C, Zhang G B, Nie S, Xu H Q, Wang H. Ecological rice-cropping systems mitigate global warming-A meta-analysis. *The Science of the Total Environment*, 2021, 789: 147900.
- [47] 展茗, 曹凑贵, 汪金平, 蔡明历, 袁伟玲. 复合稻田生态系统温室气体交换及其综合增温潜势. *生态学报*, 2008, 28(11): 5461-5468.
- [48] 刘小燕, 黄璜, 杨治平, 余建波, 戴振炎, 王德军, 谭泗桥. 稻鸭鱼共栖生态系统 CH₄ 排放规律研究. *生态环境*, 2006, 15(2): 265-269.
- [49] Bhattacharyya P, Sinhababu D, Roy K, Dash P, Sahu P, Dandapat R, Neogi S, Mohanty S. 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, 176: 53-62.
- [50] Frei M, Becker K. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 107(1): 51-56.
- [51] 戴然欣, 赵璐峰, 唐建军, 章涛杰, 郭梁, 罗崎月, 胡中元, 胡亮亮, 陈欣. 稻渔系统碳固持与甲烷排放特征. *中国生态农业学报: 中英文*, 2022, 30(4): 616-629.
- [52] Frei M, Razzak M A, Hossain M M, Oehme M, Dewan S, Becker K. Methane emissions and related physicochemical soil and water parameters in rice-fish systems in Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 120(2/3/4): 391-398.
- [53] Vromant N, Chau N T H. Overall effect of rice biomass and fish on the aquatic ecology of experimental rice plots. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, 111(1/2/3/4): 153-165.
- [54] 周素, 刘国华, 周维, 苏旭坤. 红河哈尼梯田遗产区生态系统服务价值外溢研究. *生态学报*, 2023, 43(7): 2734-2744.