

李如龙,何楚,罗颖,等.不同种养模式稻田生态系统的服务功能及价值评估[J].华中农业大学学报,2025,44(3):91-103.
DOI:10.13300/j.cnki.hnlkxb.2025.03.011

不同种养模式稻田生态系统的服务功能及价值评估

李如龙^{1,2},何楚¹,罗颖²,汪金平¹,曹凑贵¹,刘娟¹,江洋^{1,3}

1. 华中农业大学植物科学技术学院,武汉 430070; 2. 四川省眉山市东坡区科技创新发展中心,眉山 620000;
3. 华中农业大学双水双绿研究院,武汉 430070

摘要 为探究不同种养模式稻田生态系统的服务价值功能差异,通过田间试验,以水稻单作模式(monoculture, CK)、稻-虾模式(rice-crayfish coculture model, RC)、稻-鸭-虾单元格投放模式(rice-duck-crayfish unit release model, CRXD)、稻-鸭-虾“游牧鸭”模式(rice-duck-crayfish “nomadic duck” model, NRXD)、稻-鸭-虾大田块模式(rice-duck-crayfish large field block model, BRXD)5种稻田生态系统为研究对象,进行生态服务价值评估。结果显示,CK、RC、NRXD、CRXD和BRXD稻田生态系统服务总价值分别为10.43万、13.60万、13.76万、14.06万、13.97万元/hm²,与CK相比,稻田种养模式生态系统服务价值平均增加32.8%。5种稻田模式生态系统中生态价值占总价值的70.3%~81.0%,其中以气候调节功能价值最高,RC、NRXD、CRXD和BRXD的固碳释氧价值分别为6 527.48、6 609.40、6 593.01和6 519.91元/hm²。综合分析13项稻田生态系统服务功能和4种稻田种养模式生态系统服务价值,以稻-鸭-虾单元格投放模式生态系统服务价值最高,为14.06万元/hm²。

关键词 稻田种养;生态系统;生态系统服务功能;服务功能价值;服务价值;价值评估

中图分类号 S181 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2025)03-0091-13

自1935年Tansley提出生态系统的概念以来,人们便从不同方向对生态系统展开了一系列研究^[1]。1997年Constanza等^[2]指出生态系统产品和服务一起代表了人类直接或间接从生态系统功能当中获得的利益,并将生态系统产品和服务一起称为生态系统服务,同时还估算了16种生态系统的17项主要的服务功能;Daily等^[3]提出生态系统服务是指自然生态系统及其物种所提供的能够满足和维持人类生活需要的条件和过程。目前,不同学者对生态系统服务功能有不同的分类标准。De Groot等^[4]根据生态系统各组成成分之间存在的相互关系,将生态系统服务功能划分四大类,分别是调节功能、提供栖息地功能、生产功能以及信息传递功能。千年生态系统评估(the Millennium Ecosystem Assessment, MA)工作组根据人类获得效益的关系,将生态系统服务类型划分为供给服务、调节服务、支持服务和文化服务四大类^[5-6],将生态系统服务价值进行市场化体现,通过对生态系统提供的服务和产品进行货币化评

价,进行生态系统服务价值评估^[7]。生态系统服务的价值评估主要有2种途径:能值化与币值化^[8]。对生态系统服务功能评估的方法主要包括:实际市场评估技术、替代市场评估技术、模拟市场评估技术、当量因子评估技术^[9-11]。

农田生态系统相较于自然生态系统而言,服务功能有所下降,但在保证基本农产品供给的前提下,仍然能够提供包括涵养水源、调节气候、调洪蓄水、净化生态环境等方面的生态功能以及农业景观的观赏价值、美学价值等文化功能^[12-13]。稻田生态系统作为我国最重要的农田生态系统之一,兼具直接经济价值、生态价值以及文化价值,然而一直以来,仍以直接产品供给功能为主体,对稻田生态系统非粮食生产功能的研究还有待提升^[14]。以往单一的水稻种植模式导致环境资源利用率不高,大量化肥和农药的投入导致土壤环境恶化,引起生态环境污染,降低经济效益,同时化肥农药的不断输入导致水稻中有害物质不断富集,影响稻米品质^[15]。稻田综合种

收稿日期:2024-09-25

基金项目:湖北洪山实验室重大项目(2021HSZD002);湖北省自然科学基金项目(2023AFB789);武汉市科技特派员产学研专项(2023110201030656)

李如龙, E-mail:1543866406@qq.com

通信作者:江洋, E-mail:jiangyang@mail.hzau.edu.cn;刘娟, E-mail:LiuJuan@mail.hzau.edu.cn

养作为一种典型的生态农业模式,能利用生态位充分利用稻田养分与水资源,发挥水稻与水产品之间的相互作用,可做到一水两用、一田两收,实现水稻与水产品的双向共赢创收^[16-17]。

近年来,稻田综合种养不再简单拘泥于传统的稻-鱼、稻-鸭,衍生出多种不同的类型,使得稻田综合种养模式数量多且杂^[18]。目前,大量研究仍然以直接产品供给功能为主体,很少将生态价值纳入研究,已有的稻田生态系统价值评估存在以下不足:一是评价指标和评价体系的构建没有针对性;二是在评价指标数据的选择上,大多是根据年度统计数据和经验公式进行计算,没有进行田间试验测定;三是评价体系较为单一,对不同施肥和种植模式稻田的生态系统价值评价较少。针对不同稻田种养模式缺乏完善的数据支撑,本研究通过田间试验,综合考虑13项正负稻田生态系统服务功能,评价稻-虾模式(rice-crayfish coculture model, RC)、稻-鸭-虾单元格投放模式(rice-duck-crayfish unit release model, CRXD)、稻-鸭-虾“游牧鸭”模式(rice-duck-crayfish “nomadic duck” model, NRXD)、稻-鸭-虾大田块模式(rice-duck-crayfish large field block model, BRXD)等稻田种养模式生态系统服务价值,以期为不同种养模式的推广应用及我国稻田生态补偿机制的建立提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验田概况

试验于2022年在湖北省监利市新沟镇双水双绿基地开展,该区域属亚热带季风性气候,光温资源丰富,年降水量1 100~1 300 mm,年均温在16.6℃,无霜期约250 d,年日照时数1 800~2 000 h。试验土壤(0~20 cm)基本理化性质:全氮2.11 g/kg,全磷0.41 g/kg,速效钾93.31 mg/kg,有机质25.76 g/kg, pH 6.7。供试水稻品种为华墨香5号,供试虾为克氏原螯虾(*Procambarus clarkia*),供试鸭为武禽10号。

1.2 试验设置

试验共设5种模式,设置3次重复,5种模式随机排列。

水稻单作模式(CK):面积0.12 hm²,水稻的种植密度为16 cm×30 cm,每穴4株。水稻移栽前施N 150 kg/hm²,基肥追肥质量比7:3(20-12-10的复合肥),后于6月30日和7月16日分别追施尿素(含N

量46%)45和22.5 kg/hm²。灌溉方式为传统淹灌,除晒田和收获期田间自然晒干外,其余时期田间保持10 cm左右水层。

稻-虾模式(RC):面积0.60 hm²,小区周围开挖围沟,边缘用尼龙网围起0.4 m的防逃网。于3月下旬投放虾苗40 kg,精准投放饲料100 kg,4月中旬开始捕捞成虾,6月捕捞成虾完毕,未成熟的幼虾随水迁移至虾沟中,待整田、插秧、晒田控蘖及复水后再次进入稻田活动。水稻种植密度为14 cm×30 cm,每穴4株。移栽前不施用基肥,移栽后于6月30日和7月16日分别施用尿素(含N量46%)45和22.5 kg/hm²,整个生育期内不施用农药。

稻-鸭-虾单元格投放模式(CRXD):面积为0.67 hm²,每单元开挖围沟并设置围挡和鸭棚,饲料以稻田自然饲料为主。各单元设置独立进水口和出水口,水稻移栽后14 d,将室内培育20 d左右的雏鸭以180只/hm²的密度放入稻田。其余田间管理与稻-虾模式一致。

稻-鸭-虾“游牧鸭”模式(NRXD):面积为0.8 hm²,在水稻插秧后10 d左右,将室内孵育20 d左右的雏鸭以90只/hm²的密度放入稻田,通过人工赶鸭的方式控制鸭活动区域。其余田间管理措施与稻-鸭共育单元格投放模式一致。

稻-鸭-虾大田块模式(BRXD):面积为1.03 hm²,按照180只/hm²的密度于6月30日进行放鸭,田块面积1.65 hm²,田边设置1个可容纳300只鸭的大鸭棚,鸭在田间自由活动。其余田间管理措施与稻-鸭共育单元格投放模式一致。

1.3 样品采集与测定方法

1)实际产量测定。各小区随机选择长势均匀的5个1 m²区域作为实际产量测产区域,全数收割、脱粒、晾晒,测定稻谷含水量,按照谷物标准含水量13.5%得出其实际产量。

2)成熟期干物质测定。水稻成熟期收获前,根据水稻移栽后确定的10穴基本苗的平均茎蘖数,在各田块选取具有代表性的植株3穴,带根取出后,将整穴茎、叶、穗分开,105℃杀青30 min后,80℃烘干至恒质量,测定成熟期植株干物质质量。

3)温室气体排放测定。CH₄和N₂O气体排放通量采用静态箱-气相色谱法^[19]定点采集和测定。

4)田间水位测定。水稻移栽后3 d在田间选择地势较为平坦且人为活动较少的位置放置固定卡尺,每7 d观测1次水位,特殊农事操作(农田灌水、排

水)以及降雨之后对田间水位进行观测记录。田间水位观测的同时记录田间存在明水层的时间段。

1.4 稻田生态系统服务价值指标计算方法

1)产品供给。本研究中各产品具有较为明确的直接市场价格,因此以直接市场价值法进行计算,以不同种养模式稻田各部分直接产量为基础,结合评估时段内各产品实际价格,减去产品生产成本进行计算。

$$V_1 = P_i - P_c \quad (1)$$

$$P_i = \sum_{i=1}^n Y_i \times P_i \quad (2)$$

式(1)、(2)中, V_1 :单位面积物质生产价值,元/hm²; Y_i :第*i*类产品产量,kg/hm²; P_i :第*i*类产品市场价格,元/kg; P_c :生产总成本,元/hm²; n :生态系统直接产出产品种类数。

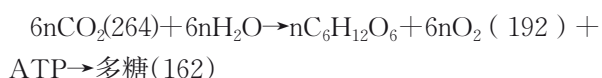
2)固碳释氧。稻田生态系统中绿色植物通过光合作用可以吸收空气中的CO₂,同时释放O₂,达到固碳释氧的作用。本研究主要考虑水稻植株进行光合作用积累的初级产品质量。以稻谷产量为基础,结合水稻经济系数(以0.5计)获得初级产品产量,根据光合作用方程,计算出CO₂的固定量,以及O₂的释放量。

$$V_2 = V_c + V_o \quad (3)$$

$$\text{固碳: } V_c = Y_r / k \times 1.63 \times 27.27\% \times P_c \quad (4)$$

$$\text{释氧: } V_o = Y_r / k \times 1.19 \times P_o \quad (5)$$

作物光合作用过程固碳释氧量计算方程如下:



式(3)~(5)中, V_2 :单位时间固碳释氧价值,元/hm²; V_c :固碳价值,kg/hm²; V_o :释氧价值,元/kg; Y_r :单位面积水稻产量,元/hm²; k :水稻收获指数,取值0.5;1.63(264/162)、1.19(192/162),根据光合作用方程获得;27.27%:CO₂中C含量; P_c :碳价,元/当量,瑞典是目前较早采用碳税率的国家之一,采用瑞典碳税率与我国固碳造林成本价格均值; P_o :氧价格,元/kg,采用工业制氧成本与释氧造林成本价格均值。

3)气候调节。稻田生态系统在夏季高温天,田间水分蒸发以及作物蒸腾吸收太阳能,降低田间温度,增加空气湿度,起到调节农田小气候的作用,达到降温效果。采用替代成本法即蒸发同等量的水分或对系统的温度起到同等调节作用的经济成本。本研究采用周锡跃等^[20]的评估方法,计算公式见式(6):

$$V_3 = E \times t \times A \times \gamma \times P_c \quad (6)$$

式(6)中, V_3 :单位时间稻田气候调节价值,元/hm²; E :稻田平均单日水分蒸发量,mm/d; t :夏季炎热高温持续时间,d; A :稻田面积,hm²; γ :水的汽化潜热,kJ/kg; P_c :标准煤市场价格,元/kg。

4)大气净化。稻田生态系统可以吸收、过滤、阻隔和分解降低大气污染物,主要包括氮氧化物、粉尘、HF等,使大气环境得到改善,根据单位面积稻田单位时间净化量,结合其治理成本进行计算。

$$V_4 = \sum_{i=1}^n \frac{Q_i}{k_i} \times P_i \quad (7)$$

式(7)中, V_4 :单位时间稻田大气净化价值,元/hm²; Q_i :第*i*类污染物排放量,kg/hm²; k_i :第*i*类污染物排放当量,kg; P_i :每当量污染物治理价格,元/当量。

5)涵养水源。水稻整个生育期内田间部分水分下渗,进入土壤并储存其中起到补充农田地下水的作用。采用影子工程法进行计算,利用建造储存同等量水的水库成本进行价值替代。田间水分的入渗量通过文献查阅获取试验地区田间水分入渗率,根据实际稻季田间淹水时间计算获得功能量,结合水库单位库容工程造价进行计算。

$$V_5 = Q_w \times P_{wr} \quad (8)$$

$$Q_w = I_r \times A \times t \quad (9)$$

式(8)~(9)中, V_5 :单位时间水源涵养价值,元/hm²; Q_w :水源涵养量,m³; P_{wr} :水库单位库容工程造价及维护价格,元/m³; I_r :稻田土壤水分入渗率,mm/d; A :稻田面积,hm²; t :稻季淹水时间,d。

6)蓄水防洪。蓄水防洪价值化方法与水源涵养价值计算方法一致。

$$V_6 = (H_{\max} - H_{wa}) \times A \times P_{wr} \quad (10)$$

式(10)中, V_6 :单位时间蓄水防洪功能价值,元/hm²; H_{\max} :稻季丰水期田间最高水位(田埂高度),cm; H_{wa} :稻季田间平均水位,cm; A :稻田面积,hm²; P_{wr} :水库单位库容工程造价及维护价格,元/m³。

7)土壤有机质积累。水稻植株通过光合作用积累有机质储存于水稻植株的各个部位。试验地在传统机械收割方式下,除籽粒等被完整收获外,田间根系、秸秆全量还田以及根际的沉积作用,增加土壤有机质含量。研究表明,水稻由于根际沉积作用增加的土壤有机碳量约为水稻根系生物量的4倍^[21]。在秸秆根系还田增加土壤有机质的同时,稻田淹水环境下产生的CH₄引起田间土壤有机质下降,因此,通

过计算二者差值获取稻田有机质积累量并进行价值化。

$$V_7 = Q_{\text{SOC}} \times P_r \quad (11)$$

$$Q_{\text{SOC}} = I_{\text{SOC}} - O_{\text{SOC}} \quad (12)$$

$$I_{\text{SOC}} = M_r \times 5 \times C_r + M_s \times C_s \quad (13)$$

$$O_{\text{SOC}} = E_{\text{CH}_4} \times 0.75 \quad (14)$$

$$M_r = R/S \times M_g \quad (15)$$

式(11)~(15)中, V_7 :单位时间土壤有机质积累价值,元/hm²; Q_{SOC} :土壤有机质增加量,kg/hm²; I_{SOC} :土壤有机质输入量,kg/hm²; O_{SOC} :土壤有机质输出量,kg/hm²; M_r 、 M_s :水稻根系、秸秆生物量,kg/hm²; C_r 、 C_s :水稻根系、茎秆含碳量; E_{CH_4} :单位时间CH₄累计排放量,kg/hm²; 0.75:CH₄中碳含量; P_r :有机肥以碳计的价格(元/kg); R/S :根冠比; M_g :地上部生物量,kg/hm²。

8)消纳固体废弃物。本研究中主要考虑鸭粪便的处理价值,通过实际获取鸭粪排放量,结合不同稻-鸭-虾模式放鸭数量以及稻季鸭在田间活动时间,根据处理成本进行价值计算。

$$V_8 = Q_{\text{sw}} \times P_{\text{sw}} \quad (16)$$

式(16)中, V_8 :单位时间消纳固体废弃物价值,元/hm²; Q_{sw} :单位面积畜禽粪便排放量,kg/hm²; P_{sw} :单位质量畜禽粪便处理成本,元/kg。

9)维持生物多样性。本研究对于维持生物多样性价值化方法参考GB/T 38582—2020《森林生态系统服务价值评估规范》提供的Shannon-Wiener指数等级划分及其价值进行经济价值估算。

10)景观文化价值。不同模式的稻田生态系统形成其独特优美的自然景观,本研究采用当量因子法进行价值转化。

$$V_{10} = 0.09 \times Y_r \times P_r \quad (17)$$

式(17)中, V_{10} :单位时间景观美学文化价值,元/hm²; 0.09:景观美学价值当量; Y_r :稻谷产量,kg/hm²; P_r :稻谷市场价格,元/kg。

11)温室气体排放负价值。在本研究,主要考虑水稻生育期内,稻田CH₄、N₂O的直接排放,评估方法根据IPCC提出的CH₄、N₂O的增温潜势转化系数,将排放量转化为同等效应的CO₂排放量,参考前文固碳价值计算方式进行价值估算。

$$V_{11} = (\alpha C_{\text{CH}_4} + \beta C_{\text{N}_2\text{O}}) \times P_c \times 27.27\% \quad (18)$$

式(18)中, V_{11} :单位时间温室气体排放负价值,元/hm²; α 、 β :CH₄、N₂O转化为CO₂增温潜势转化系数(根据IPCC第五次工作报告,分别取28、265); C_{CH_4} 、 $C_{\text{N}_2\text{O}}$:CH₄、N₂O排放总量,kg/hm²; P_c :碳价;

27.27%:CO₂中C含量。

12)稻季水资源消耗负价值。根据王铁生^[22]研究得到的灌水量与水稻产量之间的关系获取灌水量,结合农业用水的价格计算稻季水资源消耗的负价值。

$$V_{12} = Q_w \times P_w \quad (19)$$

$$Q_w = 0.0928 \times Y_r + 365.3 \quad (20)$$

式(19)~(20)中, V_{12} :单位时间水资源消耗负价值,元/hm²; Q_w :灌水量,mm; Y_r :籽粒产量,kg/hm²; P_w :农业用水价格,元/kg。

13)农用化学品污染负价值。水稻生长过程中需要通过施用化肥和农药等化学品,对环境造成一定的负面影响,产生一定的环境成本。本研究采用实际市场价格进行计算,根据实际生产过程中化肥农药的使用量,结合评估时段化肥农药实际利用率及其市场价格进行计算^[23]。

$$V_{13} = M_c \times (1-R) \times P \quad (21)$$

式(21)中, V_{13} :单位时间农用化学品污染负价值,元/hm²; M_c :化肥、农药使用量,kg/hm²; R :化肥、农药利用率; P :化肥、农药市场价格,元/kg。

1.5 数据处理与统计分析

采用Microsoft Excel 2021软件进行数据整理,通过IBM SPSS Statistics 26统计软件进行LSD差异性分析。

2 结果与分析

2.1 产品供给价值

由表1可见,CK稻谷产量显著高于其他种养模式,由于缺乏水产品的产出,因此,其产品供给总价值最低,为18 461.45元/hm²。与CK相比,RC、NRXD、CRXD和BRXD的产品供给总价值分别增加了107.3%、110.2%、114.8%和118.2%。NRXD、CRXD和BRXD的产品供给价值与RC相比分别增加了2.7%、7.0%和10.1%,其中BRXD产品供给价值最高,为40 283.61元/hm²。不同稻田生态系统田间管理方式不同导致其生产成本投入存在差异。稻田种养模式下水稻生产过程中不投入农药,因此,水稻生产成本明显低于CK。但同时,CK不存在水产动物生产成本投入,综合得出其投入成本最低,其次为RC。在NRXD、CRXD和BRXD当中,BRXD的投入成本最高为26 693.21元/hm²,与BRXD相比,NRXD和CRXD投入成本分别减少3.7%和1.6%。

2.2 固碳释氧价值

根据表2可知,CK稻谷产量最高,因此其初级产

表 1 不同种养模式稻田生态系统产品供给价值

Table 1 Supply value of rice paddy ecosystemproducts with different planting and cultivation patterns

种养模式 Farming models	产量/(kg/hm ²) Yield			总收入/(元/hm ²) Total revenue	总投入/(元/hm ²) Total investment	总价值/(元/hm ²) Total value
	稻谷 Rice	鸭 Duck	虾 Crayfish			
CK	4 979.21±9.45a	0.00	0.00	24 899.25	6 437.80	18 461.45
RC	4 667.30±6.47b	0.00	1 571.43	59 479.82	21 206.61	38 273.21
NRXD	4 722.67±8.79b	135.00	1 571.43	62 202.32	23 390.92	38 811.40
CRXD	4 705.26±20.03b	270.00	1 571.43	64 573.82	24 919.50	39 654.32
BRXD	4 654.62±83.27b	418.00	1 571.43	66 976.82	26 693.21	40 283.61

注:水稻生产成本主要包括秧苗期投入以及化肥、农药、机械投入;虾季投入缺乏实际成本记录,采用 2021 年克氏原螯虾平均产量、价格以及生产成本进行替代;养鸭投入包括鸭苗、田间防逃网、鸭棚成本折旧以及鸭饲料的投入。表中同列不同小写字母表示不同种养模式间差异显著($P<0.05$)。下同。Note: The production cost of rice includes the input of seedling stage and the input of chemical fertilizer, pesticide and machinery; The input of crayfish season is lack of actual cost record, which is replaced by the average production cost of crayfish in 2021. The input of raising duck includes duck seedling, field anti-escape net, duck shed cost depreciation and duck feed input.Different lowercase letters indicate significant differences at 0.05 levelamong different treatments. The same as follows.

品产量也相应最高,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 的 5.2%、5.5% 和 6.5%,其中 NRXD 价值量最高。与固碳释氧价值分别为 6 529.11、6 610.12、6 590.35 和 RC 相比,除 BRXD 降低 0.1% 之外,NRXD 和 6 517.79 元/hm²,显著低于 CK,分别降低了 6.4%、CRXD 均提高,分别提高了 1.2% 和 1.0%。

表 2 不同种养模式稻田生态系统固碳释氧价值

Table 2 Fixed CO₂ and released O₂ value of rice paddy ecosystemwith different planting and cultivation patterns

种养模式 Farming models	稻谷产量 ¹⁾ /(kg/hm ²) Rice yield	初级产品产量 ²⁾ /(kg/hm ²) Primary product output	固碳量 ²⁾ /(kg/hm ²) Carbon sequestration	释氧量 ²⁾ /(kg/hm ²) Oxygen release	总价值/(元/hm ²) Total value
CK	4 979.21±9.45a	9 956.52±82.94a	4 428.13±14.70a	11 859.18±195.03a	6 972.17±142.67a
RC	4 667.30±6.47b	9 324.60±80.89b	4 144.42±70.82b	11 099.84±57.74b	6 529.11±101.31b
NRXD	4 722.67±8.79b	9 442.79±64.17b	4 196.04±89.80b	11 239.52±89.35b	6 610.12±6.77b
CRXD	4 705.26±20.03b	9 415.22±21.73b	4 186.69±51.20b	11 210.53±53.31b	6 590.35±152.30b
BRXD	4 654.62±83.27b	9 331.31±41.04b	4 138.58±10.17b	11 085.52±160.35b	6 517.79±54.37b

注:1)为实际试验获得数据;2)为根据公式计算所得数据。下同。Note: 1)For the actual test data; 2)For the data calculated according to the formula. The same as follows.

2.3 气候调节价值

稻田生态系统夏季温度较高时田间水分蒸发量为 3.83 mm/d,根据气象数据,稻季超过 35℃的时间有 40 d(www.tianqi.com),稻季田间水分蒸发总量为 137.8 mm。燃烧 30.57 t 标准煤产生热量相当于在 1 hm² 稻田中蒸发 50 mm 水所消耗的能量^[23]。稻田生态系统水分蒸发总量相当于燃烧 84.3 t 煤炭产能。取煤炭的平均价格 340 元/t^[24],稻田生态系统气候调节价值 28 662 元/hm²。

2.4 大气净化价值

试验地缺乏实际环境监测系统,参考文献数据进行数据补充。马新辉等^[25]的研究表明,稻田生态系统对 SO₂、NO_x、HF 和粉尘几种主要大气污染物的吸收量分别为每年 45、33.3、0.57 和 33 200 kg/hm²。根据《中华人民共和国环境保护税法》中记

录的 SO₂、NO_x、HF 和粉尘的排放当量分别为 0.95、0.95、0.87 和 4 kg,分别计算排放当量。《湖北省关于调整排污费征收标准等有关问题的通知》明确指出,SO₂和 NO_x治理价格每当量 2.4 元,HF 和粉尘的治理价格每当量 1.2 元,根据式(7)计算得出,稻田生态系统大气净化价值为 10 158.60 元/hm²。

2.5 涵养水源价值

本研究中,CK 稻季淹水时间最少,为 86 d;CRXD 淹水时间最长,为 115 d。RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 稻田生态系统稻季淹水时间分别为 110、107、115 和 105 d。与 CK 相比,稻田种养模式水源涵养量增加 22.1%~33.7%,其中 CRXD 生态系统水源涵养价值最高,为 26 335.92 元/hm²。

2.6 蓄水防洪价值

水稻单作(CK)田块位置地势相对较低,在整个

表 3 不同种养模式稻田生态系统涵养水源价值

Table 3 Value on holding water of rice paddy ecosystemwith different planting and cultivation patterns

种养模式 Farming models	稻田土壤入渗率/(mm/d) Infiltration rate of paddy soil	稻季淹水时间 ¹⁾ /d Flood duration during the rice season	涵养水源量 ²⁾ /m ³ Conserve water source quantity	总价值/(元/hm ²) Total value
CK	3.12	86	2 683.20±153.75b	19 694.69±279.46d
RC		110	3 432.00±179.81a	25 190.88±358.59b
NRXD		107	3 338.40±125.53a	24 503.86±282.06bc
CRXD		115	3 588.00±217.90a	26 335.92±186.74a
BRXD		105	3 276.00±145.04a	24 045.84±86.46c

生育期内田间水位整体偏高平均水位最高,为 7.18 cm,综合得出其潜在蓄水量最低为 1 372 m³,对应价值量最低,为 10 071.31 元/hm²;NRXD 田间平均水位最低,稻田蓄水量最高,为 1 599 m³,对应价值量也最高,为 11 739.27 元/hm²。与 CK 生态系统蓄水防洪价值相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 分别增加了 5.8%、16.6%、14.9% 和 14.0%,与 RC 相比,NRXD、CRXD 和 BRXD 分别增加了 10.2%、8.6% 和 7.8%。

表 4 不同种养模式稻田生态系统蓄水防洪价值

Table 4 Value of water storage and flood control in rice paddy ecosystemwith different planting and cultivation patterns

种养模式 Farming models	田埂平均高度/cm Average height of field embankment	田间水位平均高度 ¹⁾ /cm Average height of field embankment	稻田蓄水量 ²⁾ /cm Water storage capacity	总价值(元/hm ²) Total value
CK	20.9	7.18	13.72±0.96a	10 071.31±113.10b
RC		6.39	14.51±1.05a	10 650.57±238.84b
NRXD		4.91	15.99±1.03a	11 739.27±221.02a
CRXD		5.13	15.77±1.22a	11 571.51±200.92
BRXD		5.26	15.64±1.55a	11 479.79±239.25

2.7 土壤有机质积累价值

由表 5 可见,与 CK 相比,RC 和 BRXD 地上部生物量分别增加 0.2% 和 6.4%。水稻单作(CK)根系生物量最低,为 1 438.34 kg/hm²,与其相比,稻田种养模式根系生物量增加 4.1%~15.7%。与 CK 相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 有机碳输入量分别增加 2.7%、0.8%、1.7% 和 10.4%,有机碳输出量分别减少 11.7%、30.2%、28.1% 和 32.1%。综上,CK 有机碳输入量最低,输出量最高,总价值量最低;BRXD 有机碳输入量最高,输出量最低,价值量最高。与 CK 相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 土壤有机质积累价值分别增加 4.0%、3.5%、4.2% 和 14.1%。

表 5 不同种养模式稻田生态系统土壤有机质积累价值

Table 5 Accumulation value of soil organic in rice paddy ecosystem with different planting and cultivation patterns

种养模式 Farming models	地上部生物量 ¹⁾ / (kg/hm ²) Aboveground biomass	根系生物量 ²⁾ / (kg/hm ²) Root biomass	有机碳输入量/ (kg/hm ²) Organic carbon input amount	甲烷排放量/ (kg/hm ²) Methane emissions	有机碳输出量 ²⁾ / (kg/hm ²) Carbon output	总价值/(元/hm ²) Total value
CK	8 192.25±111.98a	1 438.34±22.89b	5 879.92±186.21b	628.39±22.34a	471.30±8.89a	7 950.68±168.81b
RC	8 216.29±107.79b	1 525.58±14.36b	6 040.80±169.68ab	554.67±12.63b	416.00±8.03b	8 268.46±162.67ab
NRXD	8 058.54±41.59b	1 497.86±33.57b	5 927.53±191.32b	438.46±12.45c	328.84±15.15c	8 230.06±111.17b
CRXD	8 047.53±23.40b	1 530.00±40.07b	5 978.58±161.18ab	451.67±11.42c	338.75±15.27c	8 290.54±104.12ab
BRXD	8 719.97±69.38a	1 664.30±61.49a	6 489.32±110.86a	426.65±9.87c	319.99±11.67c	9 068.92±473.36a

2.8 消纳固体废物价值

本研究主要考虑稻田生态系统对鸭粪的处理能力,水稻生育期内田间鸭活动时间共计 59 d。每只鸭生长期间粪便平均排放量为 95.78 g/d,鸭粪制造有机肥的成本价格 0.6 元/kg。计算得 NRXD、CRXD 和 BRXD 消纳固体废弃物的总价值量分别为 305.54、593.27 和 724.2 元/hm²。

2.9 维持生物多样性价值

通过查阅文献数据,收集不同模式稻田生态系统水体浮游植物 Shannon-Wiener 指数,得出稻-鸭-

虾稻田生态系统、水稻单作模式和稻-虾模式 Shannon-Wiener 指数分别为 2.34、1.74 和 2.05,据此得到水稻单作模式(CK)、稻-虾模式(RC)以及稻-鸭-虾模式稻田生态系统生物多样性价值分别为 5 000、10 000 和 10 000 元/hm²。

2.10 景观文化价值

由表 6 可见,CK 稻谷产量最高,因此折算后其景观文化价值最高,为 2 240.93 元/hm²。与 CK 相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 分别降低 6.4%、5.2%、5.4% 和 6.5%,各种养模式间差异不显著,其中大田块模式价值量最低,为 2 095.07 元/hm²。

2.11 温室气体排放负价值

由表 7 可见,CK 的 CH₄ 累积排放量最高,为 628.39 kg/hm²; N₂O 累积排放量最低,为 1.17 kg/hm²; BRXD 的 CH₄ 累积排放量最低,为 426.65

kg/hm²,N₂O 累积排放量最高,为 1.46 kg/hm²。与 CK 相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 的 CH₄ 累积排放量分别降低 11.7%、30.2%、28.1% 和 32.1%,RC 显著高于各种养模式,N₂O 累积排放量分别增加了 0.1%、18.7%、15.0% 和 23.9%。与 RC 相比,NRXD、CRXD 和 BRXD 的 CH₄ 排放量分别降低 20.9%、18.6%、23.1%,N₂O 排放量分别降低 18.5%、14.8%、23.8%。综合计算得出,CK 温室气体排放负价值最高,为 2 771.45 元/hm²,与之相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 分别降低 11.5%、29.4%、27.4% 和 31.1%。其中以 BRXD 降低最多,温室气体排放负价值最低为 1908.76 元/hm²。NRXD、CRXD 和 BRXD 模式中,BRXD 负价值最低,与之相比,NRXD 和 CRXD 分别增加了 2.5% 和 5.4%。

表 6 不同种养模式稻田生态系统景观文化价值

Table 6 Landscape cultural value in rice paddy ecosystem with different planting and cultivation patterns				
种养模式 Farming models	稻谷产量 ¹⁾ /(kg/hm ²) Rice yield	景观美学价值当量 Equivalent value of landscape aesthetics	稻谷价格/(元/kg) Rice prices	总价值/(元/hm ²) Total value
CK	4 979.21±9.45a	0.09	5.00	2 240.93±78.23a
RC	4 667.30±6.47b			2 097.50±63.94a
NRXD	4 722.67±8.79b			2 123.82±64.24a
CRXD	4 705.26±20.03b			2 118.56±113.81a
BRXD	4 654.62±83.27b			2 095.07±171.18a

表 7 不同种养模式稻田生态系统温室气体排放负价值

Table 7 Negative value of greenhouse gas emission frompaddy ecosystem with different planting and cultivation patterns				
种养模式 Farming models	CH ₄ 累积排放量 ¹⁾ /(kg/hm ²) Cumulative emissions of CH ₄	全球增温趋势 ²⁾ /(kg CO-eq/hm ²) GWP	N ₂ O 累积排放量 ¹⁾ /(kg/hm ²) Cumulative emissions of N ₂ O	总成本/(元/hm ²) Total cost
CK	628.39±21.37a	17 907.44±195.23a	1.17±0.03b	2 771.45±125.20a
RC	554.67±25.77b	15 843.46±141.20b	1.18±0.02b	2 452.02±55.23b
NRXD	438.46±23.76c	12 647.63±86.04cd	1.40±0.03a	1 957.42±115.78c
CRXD	451.67±23.94c	13 005.90±61.20c	1.36±0.03a	2 012.86±8.78c
BRXD	426.65±14.06c	12 333.22±120.82d	1.46±0.04a	1 908.76±43.99c

2.12 稻季水资源消耗负价值

根据稻谷籽粒产量计算单位面积稻田需水量。《监利市农业水价综合改革农业灌溉水费征收实施方案》中,农业用水价格为 0.02 元/t,计算 5 种不同稻田生态系统水消耗负价值。由表 8 可见,CK、RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 稻田生态系统水消耗负价值分别为 1 188.33、1 182.41、1 183.50、1 183.28 和 1 182.31 元/hm²,RC 显著高于各种养模式。

2.13 农用化学品污染负价值

由表 9 可见,CK 农药投入费用为 1 065 元/hm²,化肥投入费用 812.8 元/hm²。4 种稻田种养模式未使用农药、未施用底肥且追肥量一致,化肥投入费用一致,为 513.5 元/hm²。相较于 CK,稻田种养模式农用化学品污染负价值降低了 72.5%。

2.14 不同种养模式稻田生态系统服务总价值比较

对稻田生态系统正向效益以及负向效益进行综

表 8 不同种养模式稻田生态系统水资源消耗负价值

Table 8 Negative value of irrigation in rice paddy ecosystem with different planting and cultivation patterns				
种养模式 Farming models	稻谷产量 ¹⁾ /(kg/hm ²) Rice yield	稻季耗水量 ²⁾ /mm Water consumption during the rice season	农业用水价格/(元/t) Agricultural water prices	总成本/(元/hm ²) Total cost
CK	4 979.21±9.45a	59 416.30±221.79a	0.02	1 188.33±82.63b
RC	4 667.30±6.47b	59 120.50±83.17a		1 182.41±77.61b
NRXD	4 722.67±8.79b	59 174.79±176.22a		1 183.50±54.93a
CRXD	4 705.26±20.03b	59 163.93±399.11a		1 183.28±55.84a
BRXD	4 654.62±83.27b	59 115.49±606.39a		1 182.31±73.46a

表 9 不同种养模式稻田生态系统农用化学品污染负价值

Table 9 Negative value of agrochemical pollution in rice paddy ecosystem with different cultivation patterns					
种养模式 Farming models	农药/(元/hm ²) Pesticide	化肥/(元/hm ²) Chemical fertilizer	农药利用率/% Pesticide utilization rate	化肥利用率/% Chemical fertilizer utilization rate	总成本/(元/hm ²) Total cost
CK	1 065.00	812.80	41.8	41.3	1 096.94
RC		513.50			301.42
NRXD		513.50			301.42
CRXD		513.50			301.42
BRXD		513.50			301.42

合评估,不同稻田生态系统服务总价值大小依次为 CRXD>BRXD>NRXD>RC>CK(表 10)。与 CK 相比,RC、NRXD、CRXD 和 BRXD 稻田生态系统服务总价值分别增加了 30.4%、31.9%、34.8% 和 33.9%,其中以 CRXD 服务价值最高,为 14.06 万元/hm²。与 RC 相比,NRXD、CRXD 和 BRXD 稻田生态系统服务价值分别增加 1.2%、3.4% 和 2.7%。CRXD、BRXD 和 NRXD 生态系统服务价值分别为 14.06 万、13.97 万、13.76 万元/hm²。与 CRXD 相比,BRXD 和 NRXD 分别降低 0.6% 和 2.1%。3 种稻-鸭-虾稻田生态系统中,CRXD 正向效益最高,为 14.41 万元/hm²,同时负向成本也最高,为 0.35 万元/hm²;与之相比,NRXD 和 BRXD 的正向效益分别减少 2.1% 和 0.7%,负向效益分别提高 1.6%(NRXD 和 CRXD 相比,负向效益无变化)和 2.9%。综合计算后,3 种模式中 CRXD 总价值仍最高。

2.15 不同种养模式稻田生态系统各项服务功能占比分析

对 5 种稻田生态系统各项服务功能占比进行比较,发现稻田生态系统调节与支持服务价值起主导作用,水稻单作模式(CK)生态系统调节与支持服务价值占比 81.0%,稻田种养模式生态系统中占比 70.3%~71.1%。产品供给价值在水稻单作(CK)生

态系统服务价值中占比 16.9%,而在稻田种养生态系统中占比在 27.4%~28.2%,水产品的产出显著增加了稻田直接产品供给的价值。文化服务价值在 5 种稻田生态系统中占比均较低。在 5 种稻田生态系统各负向成本大小均依次为温室气体排放>水资源消耗>农用化学品污染。在水稻单作(CK)生态系统中,气候调节价值最高,占 26.2%;在稻田种养生态系统中产品供给价值占比仍最高。稻田种养模式稻田生态系统各项服务功能占比大小依次为气候调节>涵养水源>蓄水防洪>大气净化>维持生物多样性>土壤有机质积累>固碳释氧>消纳固体废弃物。

3 讨 论

本研究以 5 种稻田生态系统为研究对象,进行生态服务价值评估,结果显示,传统水稻单作模式、稻-虾模式、稻-鸭-虾游牧鸭模式、稻-鸭-虾单元格模式以及大田块模式 2022 年稻季单位面积稻田服务功能总价值分别为 10.43 万、13.60 万、13.76 万、14.06 万、13.97 万元。与水稻单作相比,稻-虾模式、稻-鸭-虾游牧鸭、稻-鸭-虾单元格、大田块模式生态系统服务价值分别增加 30.4%、31.9%、34.8% 和 33.9%。3 种稻-鸭-虾模式与稻-虾模式相比,生态系统服务价值分别增加了 1.2%、3.4% 和 2.7%。

表 10 不同种养模式稻田生态系统服务总价值

Table 10 Total value of rice paddy field ecosystem services with different planting and cultivation patterns

		元/hm ²				
生态系统服务 Ecosystemservice		CK	RC	NRXD	CRXD	BRXD
供给服务 Supply	供给服务 Supply	1.85	3.83	3.88	3.97	4.03
	固碳释氧 Fixed CO ₂ and released O ₂ value	0.70	0.65	0.66	0.66	0.65
	气候调节 Climate regulation	2.87	2.87	2.87	2.87	2.87
	大气净化 Atmospheric purification	1.02	1.02	1.02	1.02	1.02
	涵养水源 Water conservation	1.97	2.52	2.45	2.63	2.40
	蓄水防洪 Water storage and flood control	1.01	1.07	1.17	1.16	1.15
调节服务 Regulating services	土壤有机质积累 Accumulation value of soil organic	0.80	0.83	0.82	0.83	0.91
	消纳固体废弃物 Disposal of solid waste			0.03	0.06	0.07
	维持生物多样性 Maintaining biodiversity	0.50	1.00	1.00	1.00	1.00
支持服务 Supporting service	景观文化价值 Landscape cultural value	0.22	0.21	0.21	0.21	0.21
	正向效益总价值 Total positive benefit value	10.94	14.00	14.11	14.41	14.31
文化服务 Culture services	温室气体排放 Greenhouse gas emissions	−0.28	−0.25	−0.20	−0.20	−0.19
	负价值 Negative value					
	稻季水资源消耗 Water resource consumption during rice season	−0.12	−0.12	−0.12	−0.12	−0.12
	农用化学品污染 Agrochemical pollution	−0.11	−0.03	−0.03	−0.03	−0.03
负价值 Negative value	负向效益总成本 Total negative benefit value	−0.51	−0.40	−0.35	−0.35	−0.34
	总价值 Total value	10.43	13.60	13.76	14.06	13.97

表 11 不同种养模式稻田生态系统各项服务占比

Table 11 Proportion of services in paddy ecosystemwith different planting and cultivation patterns

		%				
生态系统服务 Ecosystemservice		CK	RC	NRXD	CRXD	BRXD
供给服务 Supply	供给服务 Supply	16.9	27.4	27.5	27.5	28.2
	固碳释氧 Fixed CO ₂ and released O ₂ value	6.4	4.7	4.7	4.6	4.6
	气候调节 Climate regulation	26.2	20.5	20.3	19.9	20.0
	大气净化 Atmospheric purification	9.3	7.3	7.2	7.1	7.1
	涵养水源 Water conservation	18.0	18.0	17.4	18.3	16.8
	蓄水防洪 Water storage and flood control	9.2	7.6	8.3	8.0	8.0
调节服务 Regulating services	土壤有机质积累 Accumulation value of soil organic	7.3	5.9	5.8	5.8	6.3
	消纳固体废弃物 Disposal of solid waste			0.2	0.4	0.5
	维持生物多样性 Maintaining biodiversity	4.6	7.2	7.1	6.9	7.0
支持服务 Supporting service	景观文化价值 Landscape cultural value	2.1	1.5	1.5	1.5	1.5
	正向效益总价值 Total positive benefit value	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
文化服务 Culture services	温室气体排放 Greenhouse gas emissions	54.8	62.3	56.9	57.6	56.3
	负价值 Negative value					
	稻季水资源消耗 Water resource consumption during rice season	23.5	30.0	34.4	33.8	34.8
	农用化学品污染 Agrochemical pollution	21.7	7.7	8.7	8.6	8.9
负价值 Negative value	负向效益总成本 Total negative benefit value	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

3.1 不同种养模式稻田生态系统服务价值评估结果

前人通常采用当量因子法对生物多样性功能价值化进行评估,本研究参考森林生态系统服务价值

评估标准,以稻田生态系统自身特点为基础进行价值替代。此外,本研究应用目前较新的价格数据进行服务价值评估。例如碳税的选择、大气净化成本的选择、水库建造成本的选择等。

稻田综合种养模式是少用或者不用农药而且少用化肥,所以其生态服务价值有特殊性。本研究对5种模式稻田生态系统服务功能价值进行综合评估,得出单位时间稻田生态系统服务功能价值为10.43万~14.06万元/hm²,刘利花等^[26]对苏州市稻田生态系统服务价值进行评估,得到其价值约为7万元/hm²,本研究与刘利花等人的价值评估结果存在差异,可能是由于服务功能与价值化的价格选择不同导致的。2021年,Liu等^[27]对乳源县稻-鱼共作生态系统服务价值进行评估后发现,与水稻单作相比,稻-鱼共作生态系统服务价值增加了38%。Xu等^[24]对洪泽湖地区2021年稻-虾生态系统服务价值研究后发现,养殖沟占比不同的稻-虾模式生态系统服务价值存在差异,但均较水稻单作有所增加,平均增加了40%。本研究发现稻田种养模式与传统水稻单作相比,其生态系统服务价值平均提高32.8%,与前人的研究结果^[27-28]基本一致。在本研究中,稻田种养模式直接产品供给价值在整个生态系统服务价值中占比最高,其次为气候调节功能,这与Yuan等^[28]对哈尼梯田稻-鱼-鸭生态系统服务价值的评估结果相一致。水稻单作生态系统的气候调节价值超过产品供给成为生态系统提供的第一大服务功能,这与Dai等^[29]的研究结果相一致。可见,在夏季高温天气时,稻田生态系统中水分的蒸腾作用对缓解热岛效应、调节农田小气候的影响不容小觑。此外,稻田生态系统的文化服务功能占比较小,但其价值仍不可忽视。

本研究关于稻田生态系统服务价值的评估主要反映不同种养模式服务价值整体差异趋势,由于稻田生态系统的部分服务功能量是不断变化的,例如大气净化、气候调节等功能量均需建立实时监测装置,生物多样性和景观文化价值受到试验条件限制和计算方法影响,采用文献数据进行补充和引用,数据不能充分反应其真实价值。这些不足之处在今后的研究中需重点关注。

3.2 稻-鸭-虾模式生态系统服务价值评价与可持续发展

稻田综合种养可以明显改善稻田土壤理化性质、提高土壤孔隙度、降低土壤容重,从而提高稻田的保水保肥能力^[30-31],因此稻田种养生态系统水调节价值高于传统水稻单作。而本研究中水稻单作生态系统稻季田间水层较高,潜在蓄水能力最低,可能与水稻单作田地势较低、田间水分排灌不便相关。

生物多样性香农指数可以从一定程度上反应稻田生态系统浮游植物的分布均匀度^[32]。稻田种养生态系统中,动物粪便的排放可促进水体浮游植物的生长^[33],动物的活动可以起到除草、防控部分田间病虫害的作用,减少化肥农药的使用,减轻对稻田生态系统中其他生物的生长危害,提高其生物多样性,提升稻田生态系统的稳定性^[34-35],因此,稻田种养生态系统浮游植物香农指数显著高于水稻单作。本研究采用浮游植物Shannon-Weiner指数为基础进行换算,发现稻田种养生态系统浮游植物生物多样性价值显著高于传统水稻单作。

水生动物在田间的活动可使水体溶解氧含量增加,提高土壤的氧化还原电位,降低了稻田CH₄排放,同时增加N₂O的排放,因此,稻田种养可以缓解温室效应、降低温室气体排放带来的环境成本^[36-37]。虾、鸭对田间杂草的取食可以减轻稻田草害^[38],增强土壤保肥能力^[39]。水产动物的存在为稻田提供有机养分,增加了水稻的生物量,增强了根系的沉降。此外,稻田种养模式减少了化肥农药的投入,水稻生产环境成本相应降低。目前,稻-虾、稻-鱼以及稻-蟹逐渐成为了我国最主要的三大稻田种养模式,关于稻田种养生态系统的研究也更多聚焦于这三大模式^[40]。在本研究中,将稻-虾与稻-鸭模式相结合并设置3种不同的田间管理方式。与稻-虾模式相比,稻-鸭-虾模式增加了鸭肉等产品的直接产出,生态系统消纳的固体废弃物增加,减轻动物粪便的污染,土壤养分含量提高^[31]。综合来看,种养模式稻田生态系统负向服务功能明显低于水稻单作。根据不同种养模式稻田生态系统服务价值评估结果,可以制定相应的技术规程,建立有利于稻田生态系统可持续发展的生态补偿机制,促进稻田生态系统的可持续发展。

参考文献 References

- [1] 冯剑丰,李宇,朱琳.生态系统功能与生态系统服务的概念辨析[J].生态环境学报,2009,18(4):1599-1603.FENG J F,LI Y,ZHU L.Discrimination of concepts of ecosystem functions and ecosystem services[J].Ecology and environmental sciences,2009,18(4):1599-1603(in Chinese with English abstract).
- [2] COSTANZA R,D'ARCE R,DE GROOT R,et al.The value of the world's ecosystem services and natural capital[J].Nature,1997,387(6630):253-260.
- [3] DAILY C. Natural's services: societal dependence on natural

- eco-system[M]. Washington: Island Press, 1997.
- [4] DE GROOT R S, WILSON M A, BOUMANS R M J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services[J]. Ecological economics, 2002, 41(3): 393-408.
- [5] Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. report of the conceptual framework Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment[M]. Washington: Island Press, 2003: 245.
- [6] 肖生美, 翁伯琦, 钟珍梅. 生态系统服务功能的价值评估与研究进展[J]. 福建农业学报, 2012, 27(4): 443-451. XIAO S M, WENG B Q, ZHONG Z M. Research advances on ecosystem services[J]. Fujian journal of agricultural sciences, 2012, 27(4): 443-451 (in Chinese with English abstract).
- [7] 韩启斌, 吴建玲. 我国湿地生态系统服务价值评估研究进展[J]. 现代园艺, 2024(24): 150-152. HAN Q B, WU J L. Research progress of wetland ecosystem service value evaluation in China[J]. Contemporary horticulture, 2024(24): 150-152 (in Chinese).
- [8] 李双成. 生态系统服务研究思辨[J]. 景观设计学, 2019, 7(1): 82-87. LI S C. Reflections on ecosystem service research[J]. Landscape architecture frontiers, 2019, 7(1): 82-87 (in Chinese with English abstract).
- [9] 刘尧, 张玉钧, 贾倩. 生态系统服务价值评估方法研究[J]. 环境保护, 2017, 45(6): 64-68. LIU Y, ZHANG Y J, JIA Q. Study on the methods of ecosystem services valuation[J]. Environmental protection, 2017, 45(6): 64-68 (in Chinese).
- [10] 刘玉龙, 马俊杰, 金学林, 等. 生态系统服务功能价值评估方法综述[J]. 中国人口·资源与环境, 2005, 15(1): 91-95. LIU Y L, MA J J, JIN X L, et al. Summary of assessment methods for valuation of ecosystem service function[J]. China population, resources and environment, 2005, 15(1): 91-95 (in Chinese with English abstract).
- [11] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243-1254. XIE G D, ZHANG C X, ZHANG L M, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area[J]. Journal of natural resources, 2015, 30(8): 1243-1254 (in Chinese with English abstract).
- [12] 李文华. 生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2008: 40-43. LI W H. Theory, method and application of ecosystem service function value assessment[M]. Beijing: China Renmin University Press, 2008: 40-43 (in Chinese).
- [13] 谢高地, 肖玉. 农田生态系统服务及其价值的研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(6): 645-651. XIE G D, XIAO Y. Research progress on the evaluation of ecosystem service value[J]. Chinese journal of eco-agriculture, 2013, 21(6): 645-651 (in Chinese with English abstract).
- [14] 王志强, 唐海鹰, 闻熠, 等. 长江中游地区稻田生态系统服务功能价值评估研究进展[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(6): 89-100. WANG Z Q, TANG H Y, WEN Y, et al. Research progress on value evaluation of paddy field ecosystem services in middle reaches of Yangtze River[J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2022, 41(6): 89-100 (in Chinese with English abstract).
- [15] 王强盛, 黄丕生, 甄若宏, 等. 稻鸭共作对稻田营养生态及稻米品质的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(4): 639-645. WANG Q S, HUANG P S, ZHEN R H, et al. Effect of rice-duck mutualism on nutrition ecology of paddy field and rice quality[J]. Chinese journal of applied ecology, 2004, 15(4): 639-645 (in Chinese with English abstract).
- [16] 王强盛. 稻田种养结合循环农业温室气体排放的调控与机制[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(5): 633-642. WANG Q S. Regulation and mechanism of greenhouse gas emissions of circular agriculture ecosystem of planting and breeding in paddy[J]. Chinese journal of eco-agriculture, 2018, 26(5): 633-642 (in Chinese with English abstract).
- [17] 郑振宇, 王文成, 李赵嘉, 等. 典型生态农业模式: 稻田种养研究综述[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(4): 11-16. ZHENG Z Y, WANG W C, LI Z J, et al. A typical ecological agriculture pattern-planting and breeding in rice field: a review[J]. Jiangsu agricultural sciences, 2019, 47(4): 11-16 (in Chinese with English abstract).
- [18] 黄志才, 周昆, 黄为, 等. 湖南省稻田综合种养存在问题与发展对策[J]. 湖南农业科学, 2019(7): 114-117. HUANG Z C, ZHOU K, HUANG W, et al. Existing problems and development strategies of comprehensive cultivation and raising of rice fields in Hunan Province[J]. Hunan agricultural sciences, 2019(7): 114-117 (in Chinese with English abstract).
- [19] ZHANG Z S, CHEN J, LIU T Q, et al. Effects of nitrogen fertilizer sources and tillage practices on greenhouse gas emissions in paddy fields of Central China[J]. Atmospheric environment, 2016, 144: 274-281.
- [20] 周锡跃, 李凤博, 徐春春, 等. 浙江稻田人工湿地生态系统服务价值评估[J]. 浙江农业科学, 2009, No. 302(5): 971-974. ZHOU X Y, LI F B, XU C C, et al. Assessment of ecosystem service value of Zhejiang rice field artificial wetland[J]. Zhejiang agricultural sciences, 2019(7): 114-117 (in Chinese).
- [21] 肖玉, 谢高地. 上海市郊稻田生态系统服务综合评价[J]. 资源科学, 2009, 31(1): 38-47. XIAO Y, XIE G D. Comprehensive valuation of the ecosystem services of rice paddies in Shanghai[J]. Resources science, 2009, 31(1): 38-47 (in Chinese with English abstract).
- [22] 王铁生. 水稻需水量的初步分析[J]. 水利学报, 1980(6): 47-54. WANG T S. Preliminary analysis of water demand for rice[J]. Journal of hydraulic engineering, 1980(6): 47-54 (in Chinese).
- [23] 孙新章, 周海林, 谢高地. 中国农田生态系统的服务功能及其

- 经济价值[J]. 中国人口·资源与环境, 2007, 98(4): 55-60.
- SUN X Z, ZHOU H L, XIE G D. Ecological services and their values of chinese agroecosystem[J]. China population, resources and environment, 2007, 98(4): 55-60 (in Chinese with English abstract).
- [24] XU Q, LIU T, GUO H L, et al. Conversion from rice - wheat rotation to rice - crayfish coculture increases net ecosystem service values in Hungtse Lake area, East China[J/OL]. Journal of cleaner production, 2021, 319: 128883 [2024-09-25]. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128883>.
- [25] 马新辉, 孙根年, 任志远. 西安市植被净化大气质量的测定及其价值评价[J]. 干旱区资源与环境, 2002, 16(4): 83-86.
- MA X H, SUN G N, REN Z Y. The values of vegetation purified air and its measure in Xi'an City[J]. Journal of arid land resources and environment, 2002, 16(4): 83-86 (in Chinese with English abstract).
- [26] 刘利花, 尹昌斌, 钱小平. 稻田生态系统服务价值测算方法与应用: 以苏州市域为例[J]. 地理科学进展, 2015, 34(1): 92-99.
- LIU L H, YIN C B, QIAN X P. Calculation methods of paddy ecosystem service value and application: a case study of Suzhou City[J]. Progress in geography, 2015, 34(1): 92-99 (in Chinese with English abstract).
- [27] LIU D, FENG Q, ZHANG J, et al. Ecosystem services analysis for sustainable agriculture expansion: rice-fish co-culture system breaking through the Hu Line[J/OL]. Ecological indicators, 2021, 133: 108385 [2024-09-25]. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108385>.
- [28] YUAN Y, XU G C, SHENNN, et al. Valuation of ecosystem services for the sustainable development of Hani Terraces: a rice-fish-duck integrated farming model[J/OL]. International journal of environmental research and public health, 2022, 19(14): 8549 [2024-09-25]. <https://doi.org/10.3390/ijerph19148549>.
- [29] DAI X, WANG L C, TAO M H, et al. Assessing the ecological balance between supply and demand of blue-green infrastructure[J/OL]. Journal of environmental management, 2021, 288: 112454 [2024-09-25]. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112454>.
- [30] 王忍, 黄璜, 伍佳, 等. 稻田养鸭对土壤养分及水稻生物量和产量的影响[J]. 湖南农业科学, 2019(10): 67-72.
- WANG R, HUANG H, WU J, et al. Effects of duck raising in paddy field on soil nutrients, rice biomass and yield[J]. Hunan agricultural sciences, 2019(10): 67-72 (in Chinese with English abstract).
- [31] 余经纬, 黄巍, 李玉成, 等. 稻田生态综合种养模式对土壤理化性质及腐殖质的影响[J]. 生物学杂志, 2020, 37(3): 81-85.
- YU J W, HUANG W, LI Y C, et al. Effects of ecological comprehensive planting and breeding patterns on soil physical and chemical properties and humus in paddy fields[J]. Journal of biology, 2020, 37(3): 81-85 (in Chinese with English abstract).
- [32] 郑敏. 稻鸭共育稻田水体藻类多样性及其与氮磷相关性研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
- ZHENG M. Study on algae diversity and its correlation with nitrogen and phosphorus in rice-duck co-cultivation paddy field[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012 (in Chinese with English abstract).
- [33] 许元钊. 克氏原螯虾养殖对稻田生态系统影响的初步研究[D]. 大连: 大连海洋大学, 2020.
- XU Y Z. A preliminary study on the effects of *Procambarus clarkii* aquaculture on paddy field ecosystem[D]. Dalian: Dalian Ocean University (in Chinese with English abstract).
- [34] REN W Z, HU L L, GUO L, et al. Preservation of the genetic diversity of a local common carp in the agricultural heritage rice-fish system[J]. PNAS, 2018, 115(3): E546-E554.
- [35] SATTLER C, GIANUCA A T, SCHWEIGER O, et al. Pesticides and land cover heterogeneity affect functional group and taxonomic diversity of arthropods in rice agroecosystems[J/OL]. Agriculture, ecosystems & environment, 2020, 297: 106927 [2024-09-25]. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106927>.
- [36] 甘德欣. 稻鸭共栖免耕减排甲烷机制及综合效益研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2003.
- GAN D X. Study on methane emission reduction mechanism and comprehensive benefit of rice-duck symbiotic no-tillage[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2003 (in Chinese with English abstract).
- [37] 许国春, 刘欣, 王强盛, 等. 稻鸭种养生态系统的碳氮效应及其循环特征[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(10): 393-396.
- XU G C, LIU X, WANG Q S, et al. Effects of carbon and nitrogen on rice-duck breeding ecosystem and its cycle characteristics[J]. Jiangsu agricultural sciences, 2015, 43(10): 393-396 (in Chinese).
- [38] 张峰, 卜德孝, 强胜. 不同稻田综合种养模式下杂草长期控制效果的调查[J]. 植物保护学报, 2022, 49(2): 693-704.
- ZHANG Z, BU D X, QIANG S. A field investigation of long-term weed control via different types of rice-aquaculture integrated cultivations[J]. Journal of plant protection, 2022, 49(2): 693-704 (in Chinese with English abstract).
- [39] 禹盛苗, 朱练峰, 欧阳由男, 等. 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[J]. 土壤通报, 2014, 45(1): 151-156.
- YU S M, ZHU L F, OUYANG Y N, et al. Influence of rice-duck farming system on soil physical properties, fertility factors and yield in paddy fields[J]. Chinese journal of soil science, 2014, 45(1): 151-156 (in Chinese with English abstract).
- [40] 步洪凤, 梁玉刚, 方宝华. 稻田综合种养主要模式及其研究进展[J]. 杂交水稻, 2023, 38(1): 10-19.
- BU H F, LIANG Y G, FANG B H. Main models and research progress of planting-breeding ecosystem in rice field[J]. Hybrid rice, 2023, 38(1): 10-19 (in Chinese with English abstract).

Evaluating service functions and value of ecosystem in rice fields under different models of integrated farming

LI Rulong^{1,2}, HE Chu¹, LUO Ying², WANG Jinping¹, CAO Cougui¹, LIU Juan¹, JIANG Yang^{1,3}

1. College of Plant Science and Technology, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China;

2. Science and Technology Innovation Development Center, Dongpo District, Meishan City, Sichuan Province, Meishan 620000, China;

3. Shuangshui Shuangliu Institute, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

Abstract Field experiments with five kinds of ecosystems including rice monoculture model (CK), rice-crayfish coculture model (RC), rice-duck-crayfish unit release model (CRXD), rice-duck-crayfish “nomadic duck” model (NRXD), and rice-duck-crayfish large field block model (BRXD) in rice fields were conducted to evaluate the service functions and value of ecosystem in rice fields under different models of farming. The results showed that the total service value of ecosystem in rice fields under the model of CK, RC, NRXD, CRXD, and BRXD was 104 300, 136 000, 137 600, 140 600, and 139 700 yuan/hm², respectively. The average service value of ecosystem in rice fields under the models of integrated farming increased by 32.8% compared with CK. The ecological value in the 5 kinds of ecosystems accounted for 70.3%-81.0% of the total value, with the highest value in the function of regulating climate. The value of carbon sequestration and oxygen release under the model of RC, NRXD, CRXD, and BRXD was 6 527.48, 6 609.40, 6 593.01, and 6 519.91 yuan/hm², respectively. The service value of ecosystem in rice fields under CRXD was the highest, at 140 600 yuan/hm² based on comprehensively analyzing the service functions of 13 ecosystems in rice fields and the service value of ecosystem under 4 modes of integrated farming in rice fields. It will provide reference and basis for evaluating the value of ecological service and optimizing the mode of integrated farming in rice fields.

Keywords integrated farming in rice fields; ecosystem; service functions of ecosystem; value of service functions; value evaluation

(责任编辑:张志钰)