

## 稻虾轮作模式面源污染排放特征及其能值评估\*

陶玲, 彭亮, 代梨梨, 杨镇, 陈思媛, 可毅, 李谷\*\*

(中国水产科学研究院长江水产研究所, 武汉 430223)

**摘要:** 为探明稻虾轮作模式面源污染排放特征并合理评价该模式的环境可持续性, 通过对江汉平原稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水中总氮(TN)、总磷(TP)、COD和氨氮(NH<sub>3</sub>-N)浓度进行监测, 对稻虾轮作模式稻田养殖小龙虾的排污系数进行了估算, 并采用等标污染负荷法进行了主要污染物解析。运用能值分析方法对稻虾轮作模式进行了包含面源污染的能值评估, 对比单季稻模式, 对其可持续发展能力进行了定量评价。结果表明: 江汉平原稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水中TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N的浓度范围分别为0.53~5.36、0.12~0.70、6.60~78.39和0.34~1.75 mg/L, TN、TP和COD平均排放浓度高于《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) III类水质标准。等标污染负荷法分析结果表明TN的等标负荷比最高, 是稻虾轮作模式面源污染控制的关键污染物。稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水中TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N的排污系数分别为2.994、0.458、35.132和1.405 kg/t, 表明稻虾轮作模式面源污染排放系数较低, 对环境污染程度总体较小, 但也应引起重视, 并纳入农业面源污染源排放监测网络当中。包含面源污染的能值分析结果表明, 与单季稻模式相比, 稻虾轮作模式的可更新资源投入占比、能值产出率和可持续指数更高, 环境负载率更低, 表明当前的稻虾轮作模式虽然存在一定面源污染风险, 但仍具有可持续发展竞争优势。研究结果为估算稻虾轮作模式的面源污染负荷提供了基础数据, 为农业面源污染防治和稻虾轮作模式的可持续发展提供了参考依据。

**关键词:** 稻虾轮作; 面源污染; 能值分析; 等标污染负荷; 排污系数

## Characteristics of non-point source pollution emission of rice-crayfish rotation system and its emergy analysis\*

Tao Ling, Peng Liang, Dai Lili, Yang Zhen, Chen Siyuan, Ke Yi & Li Gu\*\*

(Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, P.R. China)

**Abstract:** Rice-crayfish rotation system is expanding rapidly and becomes the most widely applied crayfish culture modes in the Jiangnan Plain, China. However, the wastewater of these operations is directly discharged into the surrounding water system, and the environmental pollution caused by the crayfish culture in the paddy fields is normally neglected and has not been included in the regulatory system of aquaculture regulations. In order to explore the impact of non-point source pollution emission from the rice-crayfish rotation mode on water environment and evaluate rationally its environmental sustainability, the concentrations of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand and ammonia nitrogen in the drainage from the paddy fields after the harvest of crayfish in the Jiangnan Plain were monitored. The results showed that the ranges of concentrations of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand and ammonia nitrogen in the effluent were 0.53-5.36, 0.12-0.70, 6.60-78.39 and 0.34-1.75 mg/L, respectively, and the average concentrations of total nitrogen, total phosphorus and chemical oxygen demand all have exceeded the class III water quality standard in the environmental quality standards for surface water (GB 3838-2002). According to the equivalent standard analysis, total nitrogen was the primary pollutant to the environment which showed the highest equivalent standard load ratio. The amounts of discharge of total nitrogen, total phosphorus, chemical oxygen demand and ammonia nitrogen per ton crayfish were 2.994, 0.458, 35.132 and 1.405 kg/t, respectively. The emergy analysis with the integration of environmental pollution showed that the renewable fraction and emergy sustainability index of rice-crayfish rotation system was higher than the rice

\* 2022-02-13 收稿; 2022-05-20 收修改稿。

国家自然科学基金项目(U20A2010)、国家重点研发计划项目(2019YFD0900302)、国家现代农业产业技术体系项目(CARS-45-22)和中国水产科学研究院长江水产研究所基本科研业务费项目(YF120220104)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail: ligu667@yfi.ac.cn。

monoculture system and environmental loading ratio was lower. The results indicated that the non-point source pollution discharge rates of rice-crayfish system were relatively low and rice-crayfish rotation system was more sustainable, as indicated by lower environmental pressure and higher emergy sustainability index. Nevertheless, it is urgent to incorporate wastewater discharged from rice-crayfish farming into the supervision system of aquaculture wastewater discharge regulations and formulate environmental pollution risk control policies to ensure the sustainable development of the rice-crayfish integrated system. The results provided basic data for the further accounting of the pollution contributions of rice-crayfish farming and basis for the non-point source pollution prevention and control, and the sustainable development of rice-crayfish rotation farming.

**Keywords:** Rice-crayfish rotation system; non-point pollution; emergy analysis; equal standard pollution; pollution discharging coefficients

据《中国小龙虾产业发展报告(2021)》<sup>[1]</sup>,2020年我国小龙虾养殖总面积146万 $\text{hm}^2$ ,总产量239万t,其中小龙虾稻田养殖面积约为126万 $\text{hm}^2$ ,养殖产量206多万t,分别占小龙虾养殖总面积和养殖总产量的86.61%和86.15%。江汉平原地区水土资源优势、气候适宜,稻田养殖小龙虾模式发展迅速,其中位于江汉平原腹地的湖北省作为小龙虾稻田养殖第一大省,养殖面积及其产值均居全国之首。虽然稻田养殖小龙虾模式目前被认为是绿色生态健康养殖模式,但该模式快速发展过程中也逐渐暴露出了水资源消耗大、耕地破碎化、土壤潜育化和面源污染潜在风险等问题<sup>[2-3]</sup>。未来稻田养殖小龙虾模式的可持续发展问题受到关注<sup>[4]</sup>。

目前,较多的研究表明,由于在稻田养殖小龙虾期间进行肥水培藻、投饲、用药导致残余的饲料、肥料以及粪便残留于稻田水体中,使小龙虾养殖期间稻田的田面水中氮、磷浓度显著提升<sup>[5-7]</sup>。稻虾轮作模式是传统的小龙虾稻田养殖模式,也是目前的主流模式,该模式普遍在5—6月将成熟小龙虾基本收获,并在极短时间内集中将稻田的田面水即小龙虾养殖阶段的养殖尾水从稻田内排放至周围沟渠管网,以进行整田和种植水稻,排出的水量远大于一般农田,易造成氮、磷等营养集中大量排放,且该模式面积较大,可能会加剧周边水域水体富营养化,破坏水体生态系统,需要引起农业和环境保护工作者的重视<sup>[8-9]</sup>。目前相关部门对池塘养殖、工厂化养殖等不同养殖模式不同养殖品种的排污系数进行了测算,先后发布了《第一次全国污染源普查水产养殖业污染源产排污系数手册》<sup>[10]</sup>和第二次全国污染源普查《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》<sup>[11]</sup>。进行稻虾轮作的稻田兼具农田和养殖塘的特点,既包含种植业也包含水产养殖业,在周年的农业生产中进行种植和养殖的转换,水稻种植过程中稻田面源污染排放系数已有估算<sup>[11]</sup>,但稻田小龙虾养殖阶段养殖尾水排放造成的面源污染程度不得而知,有必要对其排污系数进行估算。

经济效益高且对环境影响小的可持续发展养殖模式是未来水产养殖发展的方向和焦点。能值(emergy)理论及分析方法是美国著名生态学家、系统能量分析先驱 Odum<sup>[12]</sup>于1980s创立的。依据能值这一新的科学概念和度量标准将生态经济系统内不同类别的物质和能量转换为统一标准的能值,进行定量分析研究,从而评价自然生产和人类经济活动,实现对生态系统和生产模式的环境效应和可持续性评价分析<sup>[13]</sup>。目前,能值分析方法已被应用于小龙虾养殖系统的可持续性评价。Chen等<sup>[4]</sup>利用能值分析方法评价了稻虾轮作、稻麦轮作和水稻单作3种模式的环境效应和可持续性。Hou等<sup>[14]</sup>也利用能值分析方法评价了稻虾轮作、稻虾共作和水稻单作3种模式的环境效应和可持续发展能力。环境污染排放是对系统能值产生的负向影响,会影响养殖模式的可持续发展性能,但以上研究对稻虾轮作模式的能值分析均未将其面源污染负值产出计算在内,不能反映系统面源污染物质排放的环境影响,得出的可持续发展指标不能体现其真实的可持续性。因此,有必要在获得稻虾轮作模式排污系数的基础上,对该模式进行包含面源污染排放的能值分析,定量评价面源污染排放对稻虾轮作模式可持续性发展的影响,以帮助政府、养殖户和环保部门进行养殖模式选择的决策分析。

因此,本研究在江汉平原稻虾轮作模式推广的核心区域,夏季小龙虾捕捞基本结束水稻种植前集中排水期间,通过野外采样获取江汉平原稻虾轮作模式小龙虾养殖排放的尾水中污染物浓度,并计算其排放系数,采用等标污染负荷法进行主要污染物解析。通过入户调研获取稻虾田排、换水以及养殖生产投入和产出情况等数据,运用能值分析法,计算得出包含面源污染负产出的能值评价指数,对江汉平原稻虾轮作模式的可持续发展能力进行定量评价,为最终摸清稻虾轮作模式面源污染排放量以及江汉平原农业面源污染的

防治提供科学依据和决策参考,确保农业增效、农民增收的同时,保障稻虾轮作模式的可持续发展。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样地点

采样和调查地点位于江汉平原,该区属北亚热带湿润季风气候,四季分明,雨量充沛,光照适宜,春秋季短,冬夏季长。多年平均气温 15.9~16.6℃,无霜期一般为 242~263 d。多年平均降水量 1000~1300 mm,呈自北往南递增的趋势,东西相对均匀。区内主要河流有长江、汉江,次有沮漳河、西荆河、东荆河等,湖泊星罗棋布,渠系纵横,水系十分发达。

在湖北省潜江市和荆州市所辖的 5 个县(市、区):包括洪湖市、公安县、江陵县、荆州区和沙市区,选择了能代表当地实际情况的家庭农场/合作社或农户的稻虾轮作田进行样品采集和调研(图 1)。农户养殖规模为 4669~46690 m<sup>2</sup>,家庭农场/合作社养殖规模为 80040~800400 m<sup>2</sup>,共采集了 8 个农户和 7 个家庭农场/合作社的 36 块小龙虾养殖稻田的田面水,共计 36 个水样。样品采集的稻田均采用稻虾轮作模式:水稻一般于每年 6 月进行整地、插秧,10 月收获。当年 10—11 月投放虾苗或种虾,至翌年 3 月幼虾在稻田中自然生长,3—5 月投放饲料和补充虾苗投放,并进行成虾捕捞,6 月下旬捕捞基本结束,再进行下一季的水稻种植,依次循环。需要说明的是,潜江市各采样点均采用了“虾稻轮作、共作一体”的养殖模式,即在稻虾轮作基础上增加了稻虾共作养殖,在水稻插秧前后继续投放小龙虾幼虾养殖或继续养殖留存在稻田中的小龙虾幼虾,7—8 月捕捞第二季成虾,但此次仅采集了潜江各样点稻虾轮作阶段排放的养殖尾水,因此将潜江各采样点与其它县(市、区)采样点的小龙虾养殖排放尾水一起分析。

通过采用入户访谈的方式获取了稻虾轮作模式生产的基本情况:包括种植/养殖面积、生产模式;生产投入情况:稻种、虾苗、肥料、地笼和防逃设施、饲料、机耕/机收、雇工、水电等;产出:水稻产量和小龙虾产量;换水和补水方式、水量、时间和周期等。调研结果显示:各采样点农户采用自繁虾苗或自繁虾苗+补苗的方式养殖,主要靠经验进行田间水肥管理和投饲,投放饲料均为虾蟹专用料,小龙虾产量为 1000~2700 kg/hm<sup>2</sup>(表 1)。养殖水体主要来源于附近河道或沟渠,养殖期间基本不换水,仅进行补水,小龙虾养殖结束水稻种植前将稻田的田面水基本排干,直接排入附近河道或沟渠。



图 1 采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling sites

表1 稻虾轮作模式生产管理情况  
Tab.1 Survey of the rice-crayfish rotation mode

类别	稻虾轮作	单季稻
水稻移栽时间	6月上旬-下旬	5月下旬-6月上旬
水稻收获时间	10月中旬-下旬	10月中旬
小龙虾苗种投放时间	3月上旬,10月下旬-11月	—
小龙虾投放密度/(kg/hm <sup>2</sup> )	135~450	—
投饲量/(kg/hm <sup>2</sup> )	1071~3000	—
水稻产量/(kg/hm <sup>2</sup> )	4650~9750	6000~11000
小龙虾产量/(kg/hm <sup>2</sup> )	1000~2700	—
养殖末期排水量/(m <sup>3</sup> /hm <sup>2</sup> )	4000~5000	—

## 1.2 样品采集及分析方法

在2020年12月初,采集了稻田的田面水或进水沟渠水作为小龙虾养殖初期进水初始水样,2021年6月初即稻田养殖的商品小龙虾捕捞基本结束,水稻移栽前、小龙虾养殖尾水集中排放期间,采集稻田的田面水水样作为小龙虾养殖尾水排放水样。每个稻田采集5个点点的田面水进行混合后再取500 mL水样带回实验室进行测定,同时现场测定稻田的田面水深度。

水质测定指标包括总氮(TN)、总磷(TP)、化学需氧量(COD)和氨氮(NH<sub>3</sub>-N)4个指标,测定方法均参照《水和废水监测分析方法》<sup>[15]</sup>进行。

## 1.3 排污系数计算

根据《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》<sup>[11]</sup>,水产养殖排污系数指在正常养殖生产条件下,养殖生产1 t水产品所产生的污染量中,经不同排放渠道直接排放到湖泊、河流及海洋等(不包括排放到农田及水产养殖再利用等部分)外部水体环境中的污染量(kg/t);种植业氮磷排放(流失)系数指土壤和肥料中的氮磷在降雨或灌溉水作用下溶解或悬浮于径流水中,随径流迁移出田块而导致的农田氮磷流失的发生量(kg/hm<sup>2</sup>)。稻虾轮作模式既包含水稻种植又包含小龙虾养殖,由于本研究只采集了小龙虾养殖阶段排放尾水中氮磷数据,因此本文采用水产养殖排污系数方法计算小龙虾养殖阶段的排污系数。但为了比较不同稻田生产模式转换带来的面源污染排放差异,便于与江汉平原现有的稻麦轮作、稻油轮作和单季稻等稻田种植模式进行周年的面源污染负荷对比,还估算了稻虾轮作模式的单位面积排放系数。

因各采样点稻田养殖小龙虾过程中基本不进行换水,根据小龙虾捕捞结束、水稻种植前排放的养殖尾水中TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N浓度值和排水量,以及初始补水浓度值和水量,参考高月香等<sup>[16]</sup>的方法,小龙虾单位养殖产量排污系数公式计算如下:

$$M_i = \left[ \sum_{j=1}^n (Q_{排j} \times C_{排j,i} - Q_{补j} \times C_{补j,i}) \right] \times 10^{-3} / \Delta W \quad (1)$$

式中, $M_i$ 为第*i*种污染物的单位养殖产量排污系数,kg/t; $Q_{排j,i}$ 为养殖过程中的第*j*次排水所排放的水量,m<sup>3</sup>; $C_{排j,i}$ 为第*j*次排放到水体中第*i*种污染物的浓度,mg/L; $Q_{补j,i}$ 为养殖过程中第*j*次补水的水量,m<sup>3</sup>; $C_{补j,i}$ 为第*j*次补水水体中第*i*种污染物的浓度,mg/L; $\Delta W$ 为养殖生物净产量或质量增量,t。

单位面积TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N的排放系数( $P_i$ )参考文献[17],计算公式如下:

$$P_i = Q \times \Delta C \times 10^{-3} \quad (2)$$

式中, $P_i$ 为第*i*种污染物的单位面积排放系数,kg/hm<sup>2</sup>; $\Delta C$ 为小龙虾养殖尾水排放浓度与初始补水浓度的差值,mg/L; $Q$ 为水稻种植前每公顷稻田排放的小龙虾养殖尾水的排水量,m<sup>3</sup>。

## 1.4 等标污染负荷计算

等标污染负荷法用污染物的绝对排放量与排放标准进行比较,从而能将污染源污染物的排放量转化为“把污染物全部稀释到评价标准所需的介质量”中,使同一污染源所排放的污染物之间、不同污染源之间对环境的潜在影响进行比较成为可能<sup>[18]</sup>,其主要反映污染源本身潜在的污染水平,可用于评价区域内不同污染物排放量对环境的影响程度,确定主要污染源和污染物<sup>[19]</sup>。采用等标污染负荷法,对小龙虾养殖排放的

尾水中 TN、TP、COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  等污染物进行数据标准化处理, 计算得到相应的等标污染负荷值和等标污染负荷比, 比较虾稻轮作模式小龙虾养殖尾水中不同污染物对环境的潜在影响大小。等标污染负荷相关公式计算如下:

$$P_i = C_i / C_{0i} \times Q \quad (3)$$

$$K_i = P_i / \sum_{i=1}^n P_i \times 100\% \quad (4)$$

式中,  $P_i$  为污染物  $i$  的等标污染负荷,  $\text{m}^3$ ;  $C_i$  为污染物的实测浓度值,  $\text{mg/L}$ ;  $Q$  为污染物的废水排放量,  $\text{m}^3$ ;  $C_{0i}$  为污染物  $i$  基于水环境功能分区的水质控制类别标准值(统一按照《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)<sup>[20]</sup> 中Ⅲ类标准进行计算, COD 取值为 20  $\text{mg/L}$ , TN 取值为 1  $\text{mg/L}$ , TP 取值为 0.2  $\text{mg/L}$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$  取值为 1  $\text{mg/L}$ );  $K_i$  为污染物  $i$  的等标污染负荷比。遵循污染源评价经验, 按照污染物等标污染负荷比由大到小排列, 分别计算其累计百分比, 规定百分比累计到 80% 的污染物为主要污染物<sup>[18]</sup>。

### 1.5 包含面源污染排放的能值估算

1.5.1 数据来源 本研究中稻虾轮作模式小龙虾养殖结束排放的养殖尾水中面源污染排放数据来自本实验测定。模式经济投入与产出相关数据来自本次调研数据、文献和官方公开统计数据。所有数据均以对应于 1  $\text{hm}^2$  农田进行折算, 以一个完整的虾稻生产周期为界限。

1.5.2 能值分析 使用太阳能值转化率(UEV,  $\text{sej/J}$  或  $\text{sej/g}$ ) 将各项物质、能量和资金数据转化为能值; 在能值核算中引入可更新比例系数(renewable fraction), 从而将投入资源分为可更新和不可更新两部分<sup>[21]</sup>。由于系统中投入的秸秆来源于稻田本身, 在收获后又被归还于农田, 为避免重复计算, 秸秆投入在系统总能值投入中不计入<sup>[22]</sup>。采用 2016 年最新修订的能值基准(12.00 $\times 10^{24}$   $\text{sej/a}$ )<sup>[23]</sup> 作为计算基础。

1.5.3 能值评价指标 计算出各模式的本地可更新自然资源能值( $L_R$ )、本地不可更新自然资源能值( $L_N$ )、外部购买资源能值( $F$ )、不可更新外部购买资源能值( $F_N$ )、可更新外部购买资源能值( $F_R$ ) 和系统的总投入能值( $U$ )。根据 Odum<sup>[12]</sup> 提出的能值评价指标体系, 选取农业生态系统常用的能值指标: 可更新资源投入占比(renewable fraction, %R)、能值产出率(emergy yield ratio, EYR)、环境负载率(environment loading ratio, ELR) 和能值可持续指数(emergy sustainability index, ESI) 作为评价系统可持续性的指标。相关计算公式及其相关解释意义如下:

(1) 可更新资源投入占比(%R)

反映生产过程中所利用的可更新资源的比率。%R 值越大, 表明系统运作更多地依赖可更新资源的投入。

$$\%R = 100 \times (L_R + F_R) / U \quad (5)$$

(2) 能值产出率(EYR)

为系统中投入的总能值与购买的外部资源能值总和的比值。EYR 值越大, 表明系统的生产效率越高, 经济效益越好。由于面源污染排放对环境的影响表现为负面效应, 参考钟珍梅<sup>[24]</sup> 等, 将面源污染排放能值设为负能值, 公式优化为总投入能值减去面源污染能值之差与购买的外部资源能值总和的比值。

$$EYR = (U - P) / F \quad (6)$$

(3) 环境负载率(ELR)

为系统不可更新资源投入总量与可更新资源投入总量之比, 表示系统对环境造成的生态压力, 值越大表示, 对环境的压力越大<sup>[25]</sup>。由于面源污染排放对环境的影响是负面的, 即对环境负载率的贡献为正值, 因此指标的计算公式优化为不可更新资源投入能值和面源污染排放能值之和与可更新资源能值投入总量的比值。

$$ELR = (L_N + F_N + P) / (L_R + F_R) \quad (7)$$

(4) 能值可持续指数(ESI)

ESI 是一个广泛用于大范围长时期研究持续性的能值指标, 该指标指示系统的可持续性。

$$ESI = EYR / ELR \quad (8)$$

### 1.6 数据处理及分析

所有数据采用 SPSS 26.0 统计分析软件进行 One-way ANOVA 方差分析, 用 Origin 8.5 软件绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 小龙虾养殖排放尾水中 TN、TP、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 浓度

夏季小龙虾基本收获后、水稻种植前的小龙虾养殖排放尾水中 TN 浓度范围为 0.53~5.36 mg/L,平均值为 2.03 mg/L,中位数为 1.84 mg/L,最小值出现在沙市区,最大值出现在潜江市;TP 浓度范围为 0.12~0.70 mg/L,平均值为 0.24 mg/L,中位数为 0.21 mg/L,最小值出现在洪湖市,最大值出现在沙市区;COD 浓度范围为 6.60~78.39 mg/L,平均值为 25.91 mg/L,中位数为 23.35 mg/L,最小值出现在公安县,最大值出现在潜江市;NH<sub>3</sub>-N 浓度范围为 0.34~1.75 mg/L,平均值为 0.76 mg/L,中位数为 0.62 mg/L,最小值出现在洪湖市,最大值出现在公安县。总体来说,江汉平原稻虾轮作模式小龙虾养殖排放的尾水中 TN、TP 和 COD 平均浓度均高于《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)<sup>[20]</sup> III 类水质标准,NH<sub>3</sub>-N 浓度高于 II 类水质标准(NH<sub>3</sub>-N 浓度 $\leq$ 0.5 mg/L)。按各采样点排放尾水浓度的达标率来说,依据《淡水池塘养殖水排放要求》(SC/T 9101-2007)<sup>[26]</sup>,TN 一级达标率达到 86.11%,二级达标率达 97.22%,TP 一级达标率达到 97.22%,二级达标率达 100%;依据《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) III 类水质标准,TN 达标率仅达到 8.33%,TP 达标率为 50.00%,COD 达标率达到 38.89%,NH<sub>3</sub>-N 达标率为 80.56%(表 2)。在采样的不同县(区、市)中,潜江市稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水中 TN、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 浓度均最高,TP 浓度也仅次于沙市区,处于较高水平(图 2)。

表 2 小龙虾稻田养殖排放尾水中 TN、TP、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 浓度

Tab.2 Concentrations of TN、TP、COD and NH<sub>3</sub>-N in the discharge water from crayfish culture paddy field

监测项目	范围/ (mg/L)	均值/ (mg/L)	中位数/ (mg/L)	池塘养殖水排 放一级限值/ (mg/L)	达标率/ %	池塘养殖水排 放二级限值/ (mg/L)	达标率/ %	地表水标准 III类限值/ (mg/L)	达标率/ %
TN	0.53~5.36	2.03	1.84	$\leq$ 3.0	86.11	$\leq$ 5.0	97.22	$\leq$ 1.0	8.33
TP	0.12~0.70	0.24	0.21	$\leq$ 0.5	97.22	$\leq$ 1.0	100	$\leq$ 0.2	50.00
COD	6.60~78.39	25.91	23.35	—	—	—	—	$\leq$ 20.0	38.89
NH <sub>3</sub> -N	0.34~1.75	0.76	0.62	—	—	—	—	$\leq$ 1.0	80.56

### 2.2 面源污染排放综合评价

稻虾轮作模式中,小龙虾养殖排放的尾水中各污染物质等标负荷和污染负荷比计算结果见表 3。各污染物等标排放负荷量依次为 TN>TP >COD>NH<sub>3</sub>-N,等标污染负荷比分别为 38.08%、24.02%、22.69% 和 15.21%,不同县(市、区)稍有差别,其中除了沙市区的 TP 等标负荷最高,其他地区均为 TN 的等标负荷最高。这表明稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水的主要污染物为 TN,其次为 TP 和 COD,TN 是污染防治的关键污染物。

表 3 各污染物等标污染负荷及污染负荷比

Tab.3 Equal standard pollution load and load ratio

县(市、 区)	排水量/ m <sup>3</sup>	等标污染负荷/m <sup>3</sup>					污染负荷比/%			
		TN	TP	COD	NH <sub>3</sub> -N	合计	TN	TP	COD	NH <sub>3</sub> -N
洪湖市	5000	8508	5050	4253	3251	21061	40.40	23.98	20.19	15.43
公安县	4550	8707	4233	6499	3165	22604	38.52	18.73	28.75	14.00
江陵县	4500	6215	3907	5262	3299	18683	33.27	20.91	28.16	17.66
荆州区	4000	7786	4473	1000	3798	17056	45.65	26.22	5.86	22.27
沙市区	4900	10128	10748	8711	2915	32503	31.16	33.07	26.80	8.97
潜江市	4400	13200	7106	8819	4323	33449	39.46	21.25	26.37	12.92
平均	4558	54544	35516	34544	20750	145354	38.08	24.02	22.69	15.21

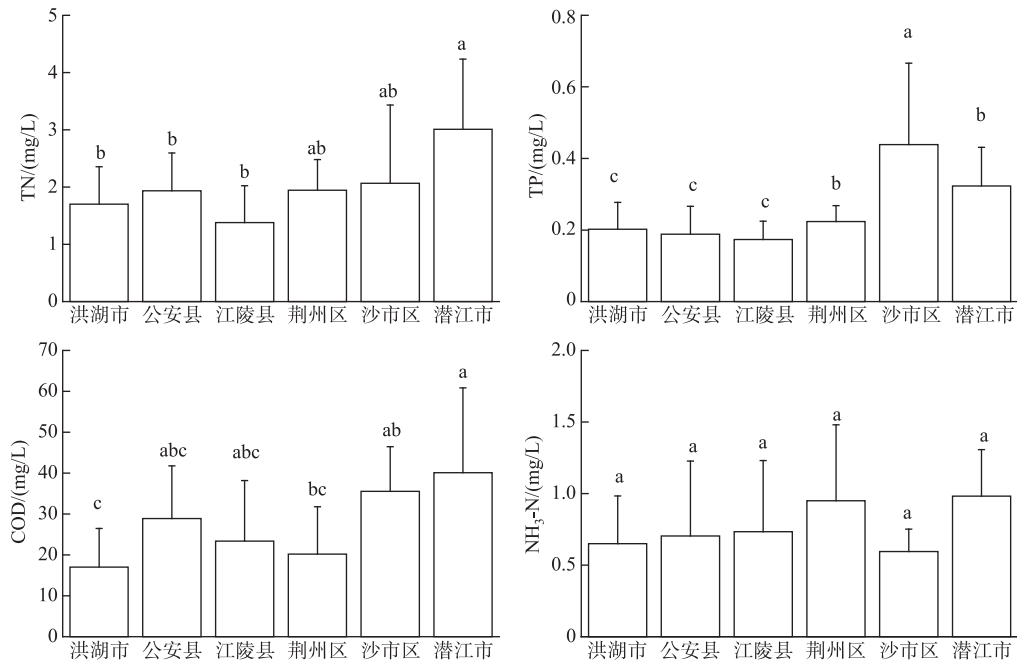


图2 不同县(市、区)排放尾水中 TN、TP、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 浓度(不同字母标注表示存在显著差异)

Fig.2 The concentrations of TN、TP、COD and NH<sub>3</sub>-N in the discharge water from different counties (significant differences were marked with different letters above the column)

表4 排污系数估算

Tab.4 Pollutant discharge rate of the rice-crayfish rotation mode

项目	TN	TP	COD	NH <sub>3</sub> -N
初始浓度/(mg/L)	1.05	0.09	14.41	0.30
排水浓度/(mg/L)	2.03	0.24	25.91	0.76
单位产量排污系数/(kg/t)	2.994	0.458	35.132	1.405
单位面积排放系数/(kg/hm <sup>2</sup> )	4.46	0.68	52.42	2.10

### 2.3 排污系数

稻虾轮作模式中,根据小龙虾养殖排放尾水中 TN、TP、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 的初始进水浓度和排水浓度,再根据调研所得的稻虾轮作模式的平均产量增量 1492 kg/hm<sup>2</sup>,平均排水量为 4558 m<sup>3</sup>/hm<sup>2</sup>,根据排污系数计算公式,得到 TN、TP、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 的单位产量排污系数分别为 2.994、0.458、35.132 和 1.405 kg/t(表4)。可以看出,小龙虾养殖排放尾水中 COD 的排污系数最高,其次为 TN 和 NH<sub>3</sub>-N,TP 的排污系数最低。

排污系数的得出可为进一步估算区域稻虾轮作模式面源污染排放量提供计算依据。稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水中 TN、TP、COD 和 NH<sub>3</sub>-N 的单位面积排放系数分别为 4.46、0.68、52.42 和 2.10 kg/hm<sup>2</sup>。由于本研究未对稻虾轮作模式水稻种植期间稻田的氮磷排放数据进行监测,参考陈玲等<sup>[27]</sup>的研究结果,稻虾轮作模式水稻种植过程中 TN 和 TP 排放系数与单季稻的流失量相当,将本研究得出的小龙虾养殖阶段尾水单位面积排放系数与单季稻的排放系数相加,估算得出稻虾轮作模式 TN、TP 和 NH<sub>3</sub>-N 的周年面源污染排放系数分别为 16.31、1.19 和 4.22 kg/hm<sup>2</sup>。与《全国农田面源污染排放系数手册》<sup>[28]</sup>中相同地理条件区域的单季稻模式、稻麦轮作模式和稻油轮作模式的单位面积氮磷排放系数进行对比可知,稻虾轮作模式的 TN 排放系数低于稻油轮作模式和稻麦轮作模式,高于单季稻模式,而 TP 和 NH<sub>3</sub>-N 的单位面积排放系数均高于其它 3 种模式(表5)。

### 2.4 基于面源污染的能值评估

2.4.1 能值投入与输出分析 江汉平原单季稻和稻虾轮作模式的能值分析结果见表6,各项能值投入比例在能值分析表中列出。两种模式投入的资源可分为两部分:本地自然资源和购买的外部资源,由氮磷面源污

染排放产生的负能值单独列出。

由表6可以看出,稻虾轮作模式的能值总投入为 $2.15 \times 10^{16}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),高于单季稻模式的 $9.97 \times 10^{15}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),其主要原因是稻虾轮作模式增加了小龙虾养殖期间灌溉水、电力、饲料、虾苗等投入。从投入的资源结构来看,本地可更新资源年投入能值分别为 $1.75 \times 10^{15}$ 和 $4.18 \times 10^{15}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),分别占能值投入总和的17.51%和19.46%,其中灌溉河水能在可更新资源中所占比例最大,分别占总投入能值的13.04%和17.38%。由于稻虾轮作模式中小龙虾养殖消耗更多的灌溉水资源,使稻虾轮作模式的本地可更新资源能值高于单季稻模式。稻虾轮作模式的购买性外部资源能值为 $1.71 \times 10^{16}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),而单季稻模式为 $8.02 \times 10^{15}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),分别占总能值投入的80.40%和79.63%,增加了 $0.91 \times 10^{16}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),表明两种模式均主要依靠外部购买资源,且稻虾轮作模式需要更多的外部资源维持系统。鉴于可获取数据的限制,主要计算了面源污染排放的氮和磷的污染能值,参考水产养殖业和种植业污染能值转换率<sup>[29]</sup>,计算出两种模式氮磷面源污染物排放的负能值产出分别为 $3.74 \times 10^{15}$ 和 $4.81 \times 10^{15}$  sej/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),且稻虾轮作模式的负能值产出更高。

2.4.2 能值评价指标分析 能值评价指标结果(表7)显示,包含面源污染负产出的条件下,江汉平原稻虾轮作模式能值分析所得的可更新资源投入占比为51.53%,高于单季稻模式的41.89%,表明稻虾轮作模式对可更新资源的利用效率更高。稻虾轮作模式的能值产出率也高于单季稻模式,表明稻虾轮作模式的生产效率更高。稻虾轮作模式的环境负载率低于单季稻模式,而能值可持续指数高于单季稻模式,表明稻虾轮作模式相较于单季稻模式对环境产生的压力更低,具有更高的可持续发展能力。

### 3 讨论

#### 3.1 稻虾轮作模式小龙虾养殖尾水排放污染物质浓度

潜江市虾稻轮作模式小龙虾收获后排放的尾水中TN、TP和COD平均浓度分别为2.21、0.50和59.0 mg/L<sup>[7]</sup>。本研究中测定的排水中TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N浓度平均值分别为2.03、0.24、25.91和0.76 mg/L,浓度范围与该结果较一致,其中TN和TP的浓度值满足《淡水池塘养殖水排放要求》(SC/T 9101-2007)<sup>[26]</sup>一级排放标准,也低于报道的池塘养殖尾水的排放浓度,与河蟹养殖池塘尾水排放浓度相当<sup>[30]</sup>,符合对环境污染较小的客观现象。但排放水中TN、TP和COD平均浓度均高于《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)Ⅲ类水质标准<sup>[19]</sup>,而此时为满足稻田种稻的需求,这部分养虾尾水需集中排放,直接排入周围沟渠管网水系,可能会增加周边水体富营养化风险。另外,因其从稻田直接排放,也需要和稻田径流排水浓度进行比较,与湖北省农田地表径流排放水中TN、TP和NH<sub>3</sub>-N的浓度(8.20、0.36、0.49 mg/L)<sup>[31]</sup>相比,小龙虾养殖排放的尾水中TN和TP浓度均更低,NH<sub>3</sub>-N的排放浓度略高,表明小龙虾养殖尾水排放的营养冲击负荷更小。

等标污染负荷比指标能够有效地分析不同污染物对受纳水体污染的相对重要性。本研究中采用等标污染负荷法分析结果表明,小龙虾养殖排放尾水的主要污染物为TN,其次为TP和COD,这与小龙虾养殖过程中产生的残饵、粪便、残留虾肥等在田面水中累积造成了氮磷浓度升高,以及水稻秸秆全量还田后有机质分解使田面水中COD浓度升高的生产实际相关。

#### 3.2 稻虾轮作模式排污系数

如何对非点源污染进行定量计算,量化农业活动与污染负荷之间的关系,从根本上控制污染,一直是研究的热点与难点<sup>[32]</sup>。水产养殖排污系数测算的科学性和准确性将直接影响水产养殖污染负荷的结果和结论,从而影响养殖产业发展规划和产业政策的制订,对渔业产业的可持续发展和水域环境保护将产生重大影响<sup>[16]</sup>。水产养殖污染物排放总量的测算是开展总量控制工作的前提和重要参考,而单位产量排污强度是

表5 单位面积排放系数比较

Tab.5 Comparison of pollutant discharge rate per hectare

指标	稻虾轮作 (虾季+稻季)	稻麦 轮作 <sup>[27]</sup>	稻油 轮作 <sup>[27]</sup>	单季 稻 <sup>[27]</sup>
TN/(kg/hm <sup>2</sup> )	16.31	16.59	19.52	11.84
TP/(kg/hm <sup>2</sup> )	1.19	0.36	0.83	0.51
COD/(kg/hm <sup>2</sup> )	—	—	—	—
NH <sub>3</sub> -N/(kg/hm <sup>2</sup> )	4.22	1.71	1.20	2.12



表 6 包含面源污染的能值分析\*  
Tab.6 Emergy analysis with the integration of environmental pollution

序号	类别	原始数据		单位	可更新系数	能值转换率/ (sej/unit)	能值/sej/(hm <sup>2</sup> ·a)		所占比例/%	
		单季稻	稻虾				单季稻	稻虾	单季稻	稻虾
本地可更新自然资源(L <sub>R</sub> )										
1	太阳能	1.65×10 <sup>13</sup>	1.65×10 <sup>13</sup>	J	1.00	1.00	1.65×10 <sup>13</sup>	1.65×10 <sup>13</sup>	0.17	0.08
2	风能	1.67×10 <sup>10</sup>	1.67×10 <sup>10</sup>	J	1.00	8.00×10 <sup>2</sup>	1.34×10 <sup>13</sup>	1.34×10 <sup>13</sup>	0.13	0.06
3	雨水化学能	5.94×10 <sup>10</sup>	5.94×10 <sup>10</sup>	J	1.00	7.00×10 <sup>3</sup>	4.16×10 <sup>14</sup>	4.16×10 <sup>14</sup>	4.17	1.93
4	灌溉水(河水)	2.00×10 <sup>10</sup>	5.75×10 <sup>10</sup>	J	1.00	6.50×10 <sup>4</sup>	1.30×10 <sup>15</sup>	3.74×10 <sup>15</sup>	13.04	17.38
本地不可更新自然资源(L <sub>N</sub> )										
5	表土损失	2.17×10 <sup>9</sup>	2.17×10 <sup>9</sup>	J	0	9.40×10 <sup>4</sup>	2.04×10 <sup>14</sup>	2.04×10 <sup>14</sup>	2.05	0.95
购买的外部资源(F)										
6	氮肥	1.17×10 <sup>5</sup>	6.44×10 <sup>4</sup>	g	0	4.84×10 <sup>9</sup>	5.65×10 <sup>14</sup>	3.12×10 <sup>14</sup>	5.66	1.45
7	复合肥	3.13×10 <sup>5</sup>	3.39×10 <sup>5</sup>	g	0	3.56×10 <sup>9</sup>	1.12×10 <sup>15</sup>	1.21×10 <sup>15</sup>	11.19	5.61
8	农药	1.07×10 <sup>4</sup>	6.98×10 <sup>3</sup>	g	0	1.89×10 <sup>10</sup>	2.02×10 <sup>14</sup>	1.32×10 <sup>14</sup>	2.03	0.61
9	塑料膜	7.80×10 <sup>4</sup>	5.98×10 <sup>4</sup>	g	0	2.88×10 <sup>8</sup>	2.25×10 <sup>13</sup>	1.72×10 <sup>13</sup>	0.23	0.08
10	机械和工具	5.47×10 <sup>3</sup>	5.86×10 <sup>3</sup>	¥	0	7.82×10 <sup>11</sup>	4.28×10 <sup>15</sup>	4.58×10 <sup>15</sup>	42.93	21.31
11	电力	3.38×10 <sup>8</sup>	7.03×10 <sup>9</sup>	J	0.09	2.04×10 <sup>5</sup>	6.90×10 <sup>13</sup>	1.43×10 <sup>15</sup>	0.69	6.67
12	柴油	6.81×10 <sup>4</sup>	7.54×10 <sup>4</sup>	g	0	4.09×10 <sup>4</sup>	2.79×10 <sup>9</sup>	3.08×10 <sup>9</sup>	0.00	0.00
13	劳动力	3.20×10 <sup>2</sup>	4.60×10 <sup>2</sup>	a	0.60	4.98×10 <sup>16</sup>	1.59×10 <sup>15</sup>	2.29×10 <sup>15</sup>	15.98	10.65
14	种子	6.60×10 <sup>8</sup>	7.82×10 <sup>8</sup>	J	1.00	2.55×10 <sup>5</sup>	1.68×10 <sup>14</sup>	1.99×10 <sup>14</sup>	1.69	0.93
15	秸秆还田反馈	6.75×10 <sup>6</sup>	6.75×10 <sup>6</sup>	J	0.37	5.99×10 <sup>3</sup>	0	0	0	0
16	小龙虾防逃网									
a	薄膜	0	2.75×10 <sup>4</sup>	g	0	2.88×10 <sup>8</sup>	0	7.92×10 <sup>12</sup>	0	0.04
b	木桩	0	3.23×10 <sup>5</sup>	g	1.00	5.14×10 <sup>8</sup>	0	1.66×10 <sup>14</sup>	0	0.77
17	虾苗	0	1.50×10 <sup>9</sup>	J	0.20	1.96×10 <sup>6</sup>	0	2.94×10 <sup>15</sup>	0	13.67
18	饲料	0	2.00×10 <sup>6</sup>	g	0.20	1.70×10 <sup>9</sup>	0	3.40×10 <sup>15</sup>	0	15.81
19	生石灰	0	3.40×10 <sup>5</sup>	g	0.05	1.27×10 <sup>9</sup>	0	4.32×10 <sup>14</sup>	0	2.01
产出/(sej/(hm <sup>2</sup> ·a))										
	水稻	1.26×10 <sup>11</sup>	1.14×10 <sup>11</sup>	J					—	—
	小龙虾	0	1.11×10 <sup>10</sup>	J					—	—
	水稻种植期 TN 排放	1.18×10 <sup>4</sup>	1.18×10 <sup>4</sup>	g	0	1.87×10 <sup>11</sup>	2.21×10 <sup>15</sup>	2.21×10 <sup>15</sup>	—	—
	水稻种植期 TP 排放	5.10×10 <sup>2</sup>	5.10×10 <sup>2</sup>	g	0	3.00×10 <sup>12</sup>	1.53×10 <sup>14</sup>	1.53×10 <sup>15</sup>	—	—
	小龙虾养殖期 TN 排放	—	4.47×10 <sup>3</sup>	g	0	1.51×10 <sup>11</sup>	—	6.75×10 <sup>14</sup>	—	—
	小龙虾养殖期 TP 排放	—	6.80×10 <sup>2</sup>	g	0	5.77×10 <sup>11</sup>	—	3.92×10 <sup>14</sup>	—	—
能值流(sej)										
	本地可更新资源(L <sub>R</sub> )						1.75×10 <sup>15</sup>	4.18×10 <sup>15</sup>	17.51	19.46
	本地不可更新资源(L <sub>N</sub> )						2.04×10 <sup>14</sup>	2.04×10 <sup>14</sup>	2.05	0.95
	购买的外部资源(F)						8.02×10 <sup>15</sup>	1.71×10 <sup>16</sup>	80.40	79.63
	可更新外部资源(F <sub>R</sub> )						2.43×10 <sup>15</sup>	6.90×10 <sup>15</sup>	24.38	32.07
	不可更新外部资源(F <sub>N</sub> )						5.58×10 <sup>15</sup>	1.02×10 <sup>16</sup>	56.02	47.55
	可更新资源(L <sub>R</sub> +P <sub>R</sub> )						4.18×10 <sup>15</sup>	1.11×10 <sup>16</sup>	41.89	51.53
	不可更新资源(L <sub>N</sub> +P <sub>N</sub> )						5.79×10 <sup>15</sup>	1.04×10 <sup>16</sup>	58.06	48.50
	面源污染能值(P)						3.74×10 <sup>15</sup>	4.81×10 <sup>15</sup>	—	—
	总投入(U)						9.97×10 <sup>15</sup>	2.15×10 <sup>16</sup>	100.00	100.00

\* 可更新系数和除氮磷排放的能值转换率均参照文献[14]进行。

衡量水产养殖业污染物排放情况的最主要指标<sup>[33]</sup>。2017年全国单位水产品养殖产量的TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N排污系数分别为2.02、0.33、13.6和0.45 kg/t<sup>[34]</sup>。第二次全国污染源普查《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》<sup>[11]</sup>中湖北省水产养殖TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N的排污系数分别为1.345、0.095、28.358和0.441 kg/t。本研究中计算得出稻虾轮作模式小龙虾养殖尾水排放的排污系数均高于全国和湖北省,主要原因是稻虾轮作模式单位养殖面积小龙虾产量更低,导致单位产量的排污系数更高。

《第一次全国污染源普查水产养殖业污染源产排污系数手册》<sup>[10]</sup>中湖北省池塘养殖小龙虾的TN、TP和COD的排污系数分别为2.281、0.485和2.2135 kg/t,池塘养殖青虾的TN、TP和COD的排污系数分别为2.658、0.566和2.488 kg/t,池塘养殖河蟹的TN、TP和COD的排污系数分别为2.597、0.458和54.979 kg/t。太湖流域池塘养殖河蟹的TN和TP排污系数均值分别为2.49和0.701 kg/t<sup>[16]</sup>。表明本研究中稻虾轮作模式小龙虾养殖尾水TN和TP排污系数与池塘养殖虾、蟹的TN和TP排污系数相当。当某种水产品排污系数之和>100 g/kg时,表明养殖该类水产品存在对周边河流、湖泊等外部水体环境的污染风险,应高度关注该类水产品<sup>[35]</sup>。本研究中稻虾轮作模式的TN、TP和COD的排污系数之和<50 kg/t,也表明稻田养殖小龙虾为低排污系数种类。通过更全面的稻虾轮作模式的排放污染监测,较精确地计算得出该模式的排污系数后,可以测算得出湖北省乃至江汉平原地区稻虾轮作模式小龙虾养殖尾水中TN、TP、COD和NH<sub>3</sub>-N的排污量,以进一步评估这些排放的营养物质对该区域湖泊富营养化程度的影响。目前,已估算和报道的虾蟹池塘的污染排放系数虽然较低,但也已纳入农业面源污染排放监督体系,因此,为全面估算农业面源污染排放量,稻虾轮作模式面源污染排放也应纳入农业面源污染源排放监测体系和监管当中。鉴于可获取数据的限制,由于稻虾轮作模式兼具种养特性,其面源污染既包含种植业污染,又包含养殖业污染,可能出现漏算或重复计算的问题,建议进行农业面源污染普查时,建立相应的计算方法和统计口径,准确得出相关数值。

侣国涵等<sup>[8]</sup>报道潜江地区虾稻模式夏季排水TN、TP和COD的单位面积排放系数分别为9.7、2.2和258 kg/hm<sup>2</sup>。本研究中,稻虾轮作模式小龙虾养殖尾水排放的TN、TP和COD的单位面积排放系数均低于该报道,这可能是潜江市小龙虾稻田养殖年限更长,且大多数养殖户在种稻期间开展了虾稻共作,其更高的饵料投入量和多年的残饵累积可能导致更多的氮磷和有机质随排水排出,导致更高的排水浓度和排污强度。稻虾轮作模式周年的TN、TP和NH<sub>3</sub>-N排放系数均高于单季稻种植模式,其原因是与单季稻模式相比,稻虾轮作模式增加了小龙虾养殖周期和更多的投入品而使环境负荷增加。但与稻麦轮作和稻油轮作模式相比,稻虾轮作模式TN排放系数更低,TP和NH<sub>3</sub>-N排放系数更高,表明由稻麦轮作和稻油轮作等模式转换为稻虾轮作模式后,可能会造成TP和NH<sub>3</sub>-N排放量的增加,但TN排放量可能会降低。当前,稻虾田与耕地(水田和旱地)、水域、林地等利用类型之间产生较多转换,很多种植油菜、小麦等作物的旱地也改为虾稻田<sup>[2]</sup>。因此,对区域的农业污染负荷进行评估时,需精确区分稻麦轮作、稻油轮作、稻虾轮作等不同模式面积,以更加准确地估算区域农业面源污染总量。值得注意的是,稻虾轮作模式COD的排放系数最高,但其等标排放量却不是最高的,说明COD的排放量虽然很大,但是对于水环境恶化的影响不是最强的,结合等标排放负荷比和单位面积排放系数指标,稻虾轮作模式小龙虾养殖尾水中排放的TN最应受到重视,是农业面源污染防治的首要指标。

### 3.3 包含面源污染的模式能值评估

Hou等<sup>[14]</sup>运用能值分析方法对小龙虾稻田养殖模式的可持续性进行评价的结果表明,相比较于单季稻模式,虾稻模式可更新资源投入占比降低10%~14%,能值产出率降低9%,能值可持续指数降低23%~26%,环境负载率增加18%~23%。Chen等<sup>[4]</sup>的研究结果也表明单季稻模式的能值产出率最高,虾稻模式环境负载率最高,能值可持续指数最低。与稻麦轮作模式和单季稻等模式相比,稻虾模式面临更高的环境压力。另外,Hu等<sup>[36]</sup>应用生命周期法评价虾稻模式,结果表明虾稻模式比单季稻模式具有更高的环境富营

表7 系统能值评价指标

Tab.7 Emery indices for the two rice production modes

指标	单季稻	稻虾轮作
可更新资源投入占比/%	41.89	51.53
能值产出率	0.78	0.98
环境负载率	2.28	1.38
可持续指数	0.34	0.71

养化潜力。不同地区的实际情况可能影响其可持续性,能解释得出相反结论的原因<sup>[37]</sup>,而且以上研究仅从资源利用角度计算的环境负载率可能不能全面阐述生态系统对环境的压力。本研究在包含面源污染的情况下,与单季稻模式相比,虽然稻虾轮作模式的氮磷污染排放系数更高,尾水排放造成环境污染负能值更高,且投入的外部资源中增加了饲料和苗种投入能值,但稻虾轮作模式中水资源消耗能值投入远远高于单季稻模式,更好地利用了水资源这一可更新资源,使稻虾轮作模式的环境负载率更低。值得注意的是当前灌溉水资源是可更新资源,目前还比较充裕,不需要购买,在水资源日趋紧张的形式下,水资源的可更新程度降低,进行能值计算时,稻虾轮作模式的环境负载率可能会更高。另外,尽管稻虾轮作模式的环境负载率低于单季稻模式,但两者的可持续指数均 <1,提示两种模式的可持续生产性均较差<sup>[38]</sup>,均需进一步优化,以提高模式的环境安全性。

### 3.4 存在的问题

本研究仅监测了小龙虾养殖向水稻种植转换期小龙虾养殖尾水的面源污染排放浓度,且仅监测了江汉平原 6 个县(市、区)的小龙虾养殖排放尾水,未覆盖整个江汉平原的小龙虾稻田养殖区域。另外,由于稻田排水呈间歇性,实际监测中难以采到正在排放的尾水,所以大多采集小龙虾养殖末期稻田的田面水样作为养殖尾水排水水样,且未监测小龙虾养殖过程中补水的水量和污染物质浓度,进行排污系数计算时仅减去初始补水污染物质的量,可能使计算的氮磷排放系数产生偏差。稻虾轮作模式中水稻种植期间未现场监测稻田氮磷排放数据,仅参考文献数据进行计算,覆盖全年的面源污染排放数据还需进一步监测分析。能值分析中,由于小龙虾养殖排放的氮磷面源污染的太阳能值转化率没有参考数值,本文采用鱼类养殖的太阳能值转化率,从而导致估算的模式能值可能有误差。稻油轮作和稻麦轮作两种种植模式的投入产出数据未进行调研,未进行能值评价比较。另外,本研究仅监测了一个稻虾轮作周期内小龙虾养殖阶段的面源污染排放情况,尚需进行多年连续监测,才能准确得出稻虾轮作模式的面源污染排强度。

## 4 结论

1) 采用现场监测方法得出江汉平原稻虾轮作模式由小龙虾养殖向水稻种植转换期,小龙虾养殖排放尾水中 TN、TP、COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的浓度范围分别为 0.53~5.36、0.12~0.70、6.60~78.39 和 0.34~1.75 mg/L,依据《淡水池塘养殖水排放要求》(SC/T 9101-2007),TN 一级达标率达到 86.11%,二级达标率达到 97.22%,TP 一级达标率达到 97.22%,二级达标率达 100%,符合其对环境污染较小的客观现象。但依据《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) III 类水质标准,TN 达标率仅达到 8.33%,TP 达标率为 50.00%,COD 达标率为 38.89%, $\text{NH}_3\text{-N}$  达标率为 80.56%,TN、TP 和 COD 平均排放浓度高于《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) III 类水质标准,表明当前的稻虾轮作模式存在一定面源污染风险,其面源污染排放应受到重视,并纳入农业面源污染源排放监管体系和水产养殖业污染源普查当中。等标污染负荷法分析结果表明 TN 的等标负荷最高,其次是 COD 和 TP,TN 是稻虾轮作模式面源污染控制的关键污染物。

2) 稻虾轮作模式小龙虾养殖排放尾水中 TN、TP、COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的单位面积排放系数分别为 4.46、0.68、52.42 和 2.10  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ,单位产量排污系数分别为 2.994、0.458、35.132 和 1.405  $\text{kg}/\text{t}$ 。

3) 包含面源污染的能值分析结果表明,江汉平原稻虾轮作生态系统的可更新资源投入占比、能值产出率和能值可持续指数均高于单季稻模式,环境负载率也更低。表明稻虾轮作模式仍具有较强的可持续发展能力,但其能值可持续指数 <1,还需进一步优化,提高模式的环境安全性,保障模式的稳步可持续发展。

4) 研究结果为进一步开展稻虾轮作模式的面源污染负荷评估提供了基础数据和参考,建议继续开展尾水排放监测工作,以准确估算出稻虾轮作模式的排污系数和面源污染排放量,以期为农业面源污染防治和稻虾轮作模式可持续发展提供一定依据。

## 5 参考文献

- [1] 中国水产流通与加工协会,中国小龙虾产业发展报告(2021),2021. <http://www.cappma.org.cn/view.php?id=6838>.
- [2] Xia T, Fang HN, Ji WW *et al.* Spatiotemporal characteristics of cropland in Qianjiang City under the development of rice-crayfish integrated. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2020, 29(12): 2709-2718. DOI: 10.11870/cjlvzyyhj202012014. [夏天,方鹤楠,纪文等.稻虾共作快速发展背景下潜江耕地时空变化特征分析.长江流域资源与环境,2020,29(12): 2709-2718.]

- [ 3 ] Cao CG, Jiang Y, Wang JP *et al.* “Dual character” of rice-crayfish culture and strategies for its sustainable development. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, **25**(9): 1245-1253. [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. 中国生态农业学报, 2017, **25**(9): 1245-1253.]
- [ 4 ] Chen YT, Liu CH, Chen J *et al.* Evaluation on environmental consequences and sustainability of three rice-based rotation systems in Qianjiang, China by an integrated analysis of life cycle, energy and economic assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2021, **310**: 127493. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127493.
- [ 5 ] 刘卿君. 秸秆还田与投食对稻虾共作水质的影响[学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2017.
- [ 6 ] Wang DP, Tang ZL, Lin Y *et al.* Effects of different feeding methods on winter production of *Procambarus clarkia* and water quality in rice fields. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2020, **48**(20): 183-187. [王大鹏, 唐章生, 林勇等. 不同投饲方式对克氏原螯虾稻田冬繁产量和水质的影响. 江苏农业科学, 2020, **48**(20): 183-187.]
- [ 7 ] Liu CH, Hu NJ, Song WX *et al.* Aquaculture feeds can be outlaws for eutrophication when hidden in rice fields? A case study in Qianjiang, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, **16**(22): 4471. DOI: 10.3390/ijerph16224471.
- [ 8 ] Shi GH, Yuan JF, Peng CL *et al.* Effect of crayfish aquaculture on water environment under integrated rice-crayfish system. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2019, **47**(23): 299-303. [佘国涵, 袁家富, 彭成林等. 稻虾共作模式下小龙虾养殖对水体环境的影响. 江苏农业科学, 2019, **47**(23): 299-303.]
- [ 9 ] 荆州市市场监督管理局. 稻虾模式面源污染防控技术规程. DB4210/T 30—2019.
- [ 10 ] 国务院第一次全国污染源普查领导小组办公室. 第一次全国污染源普查水产养殖业污染源产排污系数手册, 2008.
- [ 11 ] 生态环境部. 关于发布《排放统计调查产排污核算方法和系数手册》的公告(公告 2021 年第 24 号)(2021-06-11). [http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/202106/t20210618\\_839512.html](http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk01/202106/t20210618_839512.html).
- [ 12 ] Odum HT. Energy systems concepts and self-organization: A rebuttal. *Oecologia*, 1995, **104**(4): 518-522. DOI: 10.1007/BF00341350.
- [ 13 ] Yang HL, Lv Y, Min QW *et al.* Energy comparison of rice-fish agriculture and rice monocropping: A case study of Xiaohuang Village, Congjiang County, Guizhou Province. *Resources Science*, 2009, **31**(1): 48-55. [杨海龙, 吕耀, 闵庆文等. 稻鱼共生系统与水稻单作系统的能值对比——以贵州省从江县小黄村为例. 资源科学, 2009, **31**(1): 48-55.]
- [ 14 ] Hou J, Wang XL, Xu Q *et al.* Rice-crayfish systems are not a panacea for sustaining cleaner food production. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, **28**(18): 22913-22926. DOI: 10.1007/s11356-021-12345-7.
- [ 15 ] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [ 16 ] Gao YX, Zhang YM, Wang WM *et al.* Study on calculation of representative aquaculture pollution discharging coefficients in the Taihu Lake Basin within Jiangsu Province. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, **36**(7): 1330-1336. DOI: 10.11654/jaes.2017-0129. [高月香, 张毅敏, 王伟民等. 太湖流域江苏地区代表性水产养殖排污系数测算研究. 农业环境科学学报, 2017, **36**(7): 1330-1336.]
- [ 17 ] Peng LY, Ti CP, Li HP *et al.* Estimates and characteristics of pollutant discharge from pond cultures in the Taihu Basin. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 70-78. DOI: 10.18307/2020.0107. [彭凌云, 迺超普, 李恒鹏等. 太湖流域池塘养殖污染排放估算及其空间分布特征. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 70-78.]
- [ 18 ] Xue H, Du XJ, Mei ZM *et al.* Study on the application of equal pollution load method in water environmental pollution assessment—a case study of Yushe Reservoir. *Technology of Soil and Water Conservation*, 2012, (6): 4-5. [薛红, 杜小军, 梅再美等. 等标污染负荷法在水环境污染评价中的应用研究——以玉舍水库为例. 水土保持应用技术, 2012, (6): 4-5.]
- [ 19 ] Zhao Q, Ma J, Wen QC *et al.* Load and status quo of agricultural non-point source pollution in Dasuhe Township on the upperstreams of Hun River. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, **26**(2): 126-131. [赵倩, 马建, 问青春等. 浑河上游大苏河乡农业非点源污染负荷及现状评价. 生态与农村环境学报, 2010, **26**(2): 126-131.]
- [ 20 ] 国家环境保护总局. 地表水环境质量标准. GB 3838—2002.
- [ 21 ] 蓝盛芳, 钦佩, 陆宏芳. 生态经济系统能值分析. 北京: 化学工业出版社, 2002: 27-42.
- [ 22 ] Zhu BY, Chen LG, Sheng J *et al.* Energy analysis and ecological compensation standard of the runoff nutrient recycling system in rice-wheat rotation systems. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2019, **36**(5): 592-599. DOI: 10.13254/j.jare.2019.0142. [朱冰莹, 陈留根, 盛婧等. 稻麦两熟农田径流养分循环利用模式的能值分析与生态补偿标准测算. 农业资源与环境学报, 2019, **36**(5): 592-599.]
- [ 23 ] Brown MT, Campbell DE, deVilbiss C *et al.* The geobiosphere energy baseline: A synthesis. *Ecological Modelling*, 2016, **339**: 92-95. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2016.03.018.
- [ 24 ] Zhong ZM, Weng BQ, Huang QL *et al.* Evaluating the ecosystem sustainability of circular agriculture based on the energy theory: A case study of the Xingyuan circular agriculture demonstration site in Fuqing City, Fujian. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(18): 5755-5762. DOI: 10.5846/stxb201108101175. [钟珍梅, 翁伯琦, 黄勤楼等. 基于能值理论的循环复合农业生态系统发展评价——以福建省福清星源循环农业产业示范基地为例. 生态学报, 2012, **32**(18): 5755-5762.]
- [ 25 ] Wang XL, Han Y, Chen YQ *et al.* Efficiency and sustainability evaluation of a pollution-free vegetable production system based on energy analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(7): 2136-2145. DOI: 10.5846/stxb201306041318. [王小龙, 韩玉, 陈源泉等. 基于能值分

- 析的无公害设施蔬菜生产系统效率和可持续性评价. 生态学报, 2015, 35(7): 2136-2145.]
- [26] 中华人民共和国农业部. 淡水池塘养殖水排放要求. SC/T 9101—2007.
- [27] Chen L, Fan XP, Huang M *et al.* Characteristics of nitrogen and phosphorus loss in surface runoff under the rice-crawfish rotation system in the Jiangnan Plain. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022; 1-16. [陈玲, 范先鹏, 黄敏等. 江汉平原稻虾轮作模式地表径流氮、磷流失特征. 农业环境科学学报, 2022; 1-16.]
- [28] 任天志, 刘宏斌, 范先鹏. 全国农田面源污染排放系数手册. 北京: 中国农业出版社, 2015.
- [29] Li CM, Yao WP, Zhang SG. Study on energy pollution coefficient model of agricultural nitrogen and phosphorus in Suzhou area of Taihu Lake Basin. *Water Resources and Power*, 2016, 34(2): 33-36. [李翠梅, 姚文平, 张绍广. 太湖流域苏州片区农业氮磷能值污染系数研究. 水电能源科学, 2016, 34(2): 33-36.]
- [30] Chen DX, Cai CF, Hua XM *et al.* The water quality and pollution intensity of aquaculture pond of fish, shrimp and crab during harvest draining. *Freshwater Fisheries*, 2015, 45(1): 30-34. [陈东兴, 蔡春芳, 华雪铭等. 鱼、虾、蟹养殖池塘清塘排水水质及污染强度. 淡水渔业, 2015, 45(1): 30-34.]
- [31] Wang LH, Xia Y, Fan XP *et al.* Survey and analysis of planting non-point source pollution in Hubei. *Hubei Agricultural Sciences*, 2016, 55(24): 6421-6426. [王兰蕙, 夏颖, 范先鹏等. 湖北省种植业面源污染现状分析. 湖北农业科学, 2016, 55(24): 6421-6426.]
- [32] Huang H, Wang XQ, Wei XH *et al.* An Research on the quantity of discharged pollutant of freshwater breed aquatics in Hangjiahu area. *Environmental Monitoring in China*, 2007, (2): 94-97. [黄欢, 汪小泉, 韦肖杭等. 杭嘉湖地区淡水水产养殖污染物排放总量的研究. 中国环境监测, 2007, (2): 94-97.]
- [33] Huang Y, Mu XY, Li YR. A framework building of aquaculture pollution total load control in China. *Chinese Fishery Quality and Standards*, 2021, 11(2): 63-70. [黄瑛, 穆希岩, 李应仁. 中国水产养殖污染物排放总量控制框架构建. 中国渔业质量与标准, 2021, 11(2): 63-70.]
- [34] 穆希岩, 黄瑛, 罗建波等. 增产控污, 水产养殖业绿色发展初见成效—第二次全国污染源普查水产养殖业排污情况解读. 中国水产科学, 2021, 28(3): 389-390.
- [35] Chen QH, Xi YG, Liu MQ *et al.* Pollution discharges of freshwater aquaculture in China: A study based on zoning strategy. *Environmental Science & Technology*, 2017, 40(11): 149-155. [陈秋会, 席运官, 刘明庆等. 中国淡水水产养殖业排污分区初步研究. 环境科学与技术, 2017, 40(11): 149-155.]
- [36] Hu NJ, Liu CH, Chen Q *et al.* Life cycle environmental impact assessment of rice-crayfish integrated system: A case study. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 280: 124440. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.124440.
- [37] Hou J, Styles D, Cao YX *et al.* The sustainability of rice-crayfish coculture systems: A mini review of evidence from Jiangnan plain in China. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2021, 101(9): 3843-3853. DOI: 10.1002/jsfa.11019.
- [38] Ulgiati S, Brown MT. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems. *Ecological Modelling*, 1998, 108(1/2/3): 23-36. DOI: 10.1016/S0304-3800(98)00016-7.