



农业资源与环境学报

中文核心期刊
中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

投喂率对稻-黄颡鱼共作系统气态氮散失和饲料氮利用率的影响

吴俊男, 鲍婷, 王梦杰, 李凤博, 冯金飞, 方福平

引用本文:

吴俊男, 鲍婷, 王梦杰, 李凤博, 冯金飞, 方福平. 投喂率对稻-黄颡鱼共作系统气态氮散失和饲料氮利用率的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(4): 749-757.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0110>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

氮肥施用对四川紫色土矿质态氮淋失特征及春玉米产量的影响

刘明鹏, 徐开未, 肖华, 陈晓辉, 彭丹丹, 卢俊宇, 陈远学

农业资源与环境学报. 2022, 39(1): 88-98 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0655>

气候和社会经济因素对全球畜禽氮排放的驱动研究

程露曦, 任琛琛, 张秀明, 谷保静

农业资源与环境学报. 2022, 39(3): 510-519 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2022.0168>

土壤活性氮动态变化及氮素可利用性对紫云英翻压量的响应

程会丹, 鲁艳红, 聂军, 朱启东, 聂鑫, 曹卫东, 高雅洁, 廖育林

农业资源与环境学报. 2021, 38(3): 448-456 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0250>

双氰胺和表面活性剂添加对沼液氮素形态变化的影响

杨涵博, 罗艳丽, 赵迪, 赖睿特, 张克强, 梁军锋, 沈丰菊, 王凤

农业资源与环境学报. 2020, 37(6): 939-944 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0556>

粪肥增施对水稻产量和氮素利用效率的影响

刘泰, 王洪媛, 杨波, 魏静, 贺鹏程, 王玉龙, 刘宏斌

农业资源与环境学报. 2022, 39(3): 545-555 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0096>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

吴俊男, 鲍婷, 王梦杰, 等. 投喂率对稻-黄颡鱼共作系统气态氮散失和饲料氮利用率的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(4): 749–757.

WU J N, BAO T, WANG M J, et al. Effects of feeding rate on gaseous nitrogen loss and feed nitrogen utilization in a rice-yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*) co-culture system[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2022, 39(4): 749–757.



开放科学 OSID

投喂率对稻-黄颡鱼共作系统 气态氮散失和饲料氮利用率的影响

吴俊男, 鲍婷, 王梦杰, 李凤博, 冯金飞, 方福平*

(中国水稻研究所, 杭州 311401)

摘要:为探讨稻鱼共作模式中投喂率对 N_2O 、 NH_3 排放以及饲料氮利用率的影响,采用模拟试验,设置不同投喂率(0、2%、4%、6%和8%)稻-黄颡鱼共作处理以及黄颡鱼单养处理(投喂率4%),研究投喂率对稻-黄颡鱼共作系统中 N_2O 和 NH_3 排放特征、水体和底泥氮含量、黄颡鱼生长性能和饲料氮利用率的影响。结果表明,稻-黄颡鱼共作处理 N_2O 累积排放量和水体总氮、铵态氮、硝态氮、亚硝态氮含量随投喂率增加而增加,分别从未投喂处理的 $-0.01 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 0.60 、 0.22 、 0.25 、 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到8%投喂率处理的 $0.72 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 4.61 、 1.75 、 2.50 、 $0.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在相同投喂率下,稻-黄颡鱼共作处理 N_2O 累积排放量、水体总氮、铵态氮、硝态氮和亚硝态氮含量分别比黄颡鱼单养处理降低32.10%、48.63%、31.43%、69.13%和69.23%。增加投喂率会削弱稻-黄颡鱼共作模式对 N_2O 排放和水体氮污染的抑制效应。投喂率对稻-黄颡鱼共作处理 NH_3 挥发无显著影响。黄颡鱼对饲料氮的利用率随投喂率增加呈下降趋势;特定生长率、粗蛋白含量和蛋白增加量随投喂率增加呈先增后减趋势。稻-黄颡鱼共作处理中最大特定生长率、最高蛋白增加量和最低单位产量 N_2O 排放量对应投喂率分别是5.49%、5.16%和1.00%。相同投喂率条件下,稻-黄颡鱼共作有利于促进黄颡鱼粗蛋白累积、降低 N_2O 和 NH_3 排放量以及水体和底泥氮养分含量。研究表明,稻-黄颡鱼共作系统中,水体氮含量和 N_2O 排放量随投喂率的提高而增加,综合黄颡鱼生长和 N_2O 排放情况,建议稻-黄颡鱼共作模式的投喂率不超过5.49%。

关键词:稻鱼共作;黄颡鱼;投喂率; N_2O 排放;氮挥发

中图分类号:S511;S965.199

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2022)04-0749-09

doi: 10.13254/j.jare.2021.0110

Effects of feeding rate on gaseous nitrogen loss and feed nitrogen utilization in a rice – yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*) co-culture system

WU Junnan, BAO Ting, WANG Mengjie, LI Fengbo, FENG Jinfei, FANG Fuping*

(China National Rice Research Institute, Hangzhou 311401, China)

Abstract: Feeding rate is a key parameter regulating the nutrient utilization and environmental pollution of rice-fish co-culture systems. However, the response of N_2O and NH_3 emissions to the feeding rate in the rice-fish co-culture system is still unclear. Therefore, in this study, a simulation experiment was conducted to investigate the effect of feeding rate on the N_2O and NH_3 emission characteristics, nitrogen content in the water and soil, growth performance of yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*), and feed nitrogen utilization of rice-yellow catfish co-culture system. For this, we set up different feeding rates (0%, 2%, 4%, 6%, and 8%) for the rice-yellow catfish co-culture system and used a yellow catfish monoculture treatment at 4% feeding rate as the control. The results showed that the N_2O emission and content of total nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, and nitrite nitrogen in the water increased with an increase in the feeding rate in the co-culture system. The cumulative N_2O emission and content of total nitrogen, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, and nitrite nitrogen in the water of the co-culture system increased from $-0.01 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 0.60, 0.22, 0.25, 0.02 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the no-feeding treatment (0%

收稿日期: 2021-02-23 录用日期: 2021-04-25

作者简介: 吴俊男(1993—),男,湖北随州人,硕士研究生,从事农业生态研究。E-mail: 1019947347@qq.com

*通信作者: 方福平 E-mail: fangfuping@caas.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41877548, 41907410)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41877548, 41907410)

<http://www.aed.org.cn>

feeding rate) to $0.72 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 4.61, 1.75, 2.50, $0.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the 8% feeding rate treatment, respectively. However, under the same feeding rates, the cumulative N_2O emission and content of total nitrogen, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, and nitrite nitrogen of the co-culture system declined by 32.10%, 48.63%, 31.43%, 69.13%, and 69.23% compared with those of the yellow catfish monoculture system. Increased feeding rate weakened the mitigation of N_2O emission and nitrogen pollution in the water in the co-culture system. The feeding rate had no significant effect on the amount of NH_3 volatilization in the co-culture system. Feed nitrogen utilization by yellow catfish in the different feeding rate treatments decreased with the increase in feeding rate. Furthermore, the specific growth rate, crude protein content, and protein gain of yellow catfish in the different treatments firstly increased and then decreased with the increase in feeding rate. The maximum specific growth rate, maximum individual protein increase, and lowest per unit yield of N_2O emissions in the co-culture system were achieved with feeding rates of 5.49%, 5.16%, and 1.00%, respectively. Under these feeding rate conditions, the rice-yellow catfish co-culture is beneficial for promoting the deposition of crude protein of yellow catfish, reducing the emission of N_2O and NH_3 , and reducing the nitrogen nutrient content of water bodies and soil. In the co-culture system, the nitrogen content in the water body and N_2O emission increased with the increase in feeding rate. Thus, combining the growth of yellow catfish and N_2O emission, it is recommended that the feeding rate for rice-yellow catfish co-culture should not exceed 5.49%.

Keywords: rice-fish co-culture; yellow catfish; feeding rate; N_2O emission; ammonia volatilization

池塘养殖是我国淡水养殖业的重要组成部分,2010年以来池塘养殖产量占我国淡水养殖总产量的70%以上(中国渔业统计年鉴,2010—2020)。为了提高产量和效益,我国池塘养殖普遍采用高密度、大投饲量的精养模式^[1]。然而,精养模式下水产动物对饲料氮的利用率较低,一般为11%~36%^[2]。冗余饲料会残留在养殖水体和底泥中,对周边水体和大气环境产生较多负面影响,如水体氮素富营养化、 N_2O 和 NH_3 排放等问题^[3-5]。据估计,2030年全球水产养殖业 N_2O 排放量将达到 $3.83 \times 10^5 \text{ t}$ (以N计),占全球人为总排放量的5.72%^[4];也有研究估算,斑点叉尾鮰养殖塘中夏季氨挥发量高达 $24 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[5]。可见养殖池塘是我国不可忽视的气态氮素排放源之一,减少养殖池塘的气态氮排放具有重要意义。

在我国,稻鱼共作是历史悠久的生态农作系统,除了传统基于稻田系统的稻田养殖成鱼模式外,近年来发展出基于养殖池塘的浮床种稻^[6]、池塘直接种植高秆水稻^[7]等多种稻鱼共作模式。饲料投喂是影响稻鱼共作系统养分供给、水产品生长以及环境效应的关键因素。HU等^[8]研究了饲料和化肥氮比对稻田养鱼模式氮素利用效率的影响,结果显示63.0%饲料氮+37.0%化肥氮有利于保障水稻产量、增加鱼产量,且不会增加氮污染。SUN等^[9]对稻虾共作模式的研究结果显示,投喂饲料会显著增加稻虾共作模式的 N_2O 排放量,投饲料养虾稻田的 N_2O 累积排放量比不投饲料养虾稻田增加24.4%~33.2%。投喂率是水产养殖中调控饲料投喂的关键参数,直接影响鱼类生长状况和养殖废物排放^[10-11]。HU等^[12]对集约化养殖系统氮转化的研究表明,投喂率增加会导致养殖水体

氮养分含量升高,促进 N_2O 的排放。但以往关于投喂率的研究主要集中在水产养殖单作系统^[13],而投喂率对稻鱼共作系统氮循环以及气态氮散失的影响尚不清楚。

为此,本研究以黄颡鱼养殖塘种稻模式为例,采用盆栽模拟实验,研究了不同投喂率(0%、2%、4%、6%和8%)对稻-黄颡鱼共作模式 N_2O 和 NH_3 排放动态、水体和底泥不同形态氮含量的影响,以期为池塘种稻模式饲料投喂率的优化提供理论依据,避免过度投喂造成资源浪费和负面环境影响。

1 材料与方法

1.1 试验设计

本试验在浙江省杭州市富阳区中国水稻研究所实验农场($30^{\circ}05' \text{N}$, $119^{\circ}95' \text{E}$)中进行。参照黄颡鱼养殖常用的投喂率水平(鱼苗体质量的4%左右),在稻-黄颡鱼共作模式中设置了0%、2%、4%、6%和8%共5个投喂率(FR-0%、FR-2%、FR-4%、FR-6%和FR-8%),在黄颡鱼单养模式设4%投喂率(F-4%),每个处理3次重复。养殖桶规格为长1.75 m、宽1.25 m、高1.00 m。试验土壤为多年养鱼池塘底泥,经过风干、粉碎混匀后装入塑料养殖桶。每个桶装入25 cm厚的底泥。底泥总氮含量为 $(1.27 \pm 0.02) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,铵态氮含量为 $(24.23 \pm 2.05) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,硝态氮含量为 $(5.59 \pm 1.26) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有机质含量为 $(19.51 \pm 0.58) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,pH为 6.26 ± 0.21 。

水稻选用高秆品种安梗优1号,2019年6月21日移栽水稻,水深为5 cm。每个桶栽种4丛水稻,每丛2株,株行距为50 cm×50 cm。移栽后,随水稻生长而补

加去氯自来水,水深以不淹没水稻心叶为准,以免影响水稻正常生长。水稻收获时,水深为65 cm。黄颡鱼苗选用瓦氏黄颡鱼,7月29日放入鱼苗(每条4.05 g左右),每个试验桶80条。7月30日开始投喂粗蛋白含量为42.8%的膨化颗粒饲料,将日粮按4:6两次投喂,投喂时间为7:00、18:00,10月23日收获。每个月随机捕捞各处理桶中10条鱼称质量,据此调整投喂量。实验期间,放入鱼苗后夜间使用增氧泵供氧,水体溶解氧平均浓度维持在 $6.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上。未使用任何化肥、除草剂和杀虫剂。

1.2 样品采集与测定方法

(1)气体样品: N_2O 样品采集使用静态箱法,静态箱是 $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ 的不锈钢暗箱,每个盆栽桶内装有可调节支撑架,随桶内水深增加调节取样支撑架位置。每次取样均在固定位置进行,静态箱内包括一株水稻。从水稻移栽第3天开始,每隔一周进行 N_2O 采样,每次采样在上午8:00—10:00进行。通过自动采样器以10 min间隔(0、10、20、30 min)分别抽取静态箱内300 mL气体转移到真空铝箔袋中,带回实验室24 h内完成测定。 N_2O 排放通量使用气相色谱仪(岛津GC 2010,日本)测定。 N_2O 排放通量计算方法^[14]:

$$F(\text{N}_2\text{O}) = \rho \times \frac{V}{A} \times \frac{P}{P_0} \times \frac{dC}{dt} \times \frac{273}{273 + T} \times 60 \quad (1)$$

式中: $F(\text{N}_2\text{O})$ 表示 N_2O 排放通量, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; ρ 表示标准状态下的 N_2O 密度($1.25 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$); V 表示取样箱体积, m^3 ; A 表示取样箱底面积, m^2 ; P 表示取样箱内的大气压; P_0 表示标准大气压; dC/dt 表示取样箱内 N_2O 含量随时间变化的斜率(10^{-6} min^{-1}); T 表示取样箱内平均温度, $^{\circ}\text{C}$ 。

NH_3 挥发样品采集使用改进的动态气流吸收法^[15],收集装置由气泵、密闭箱、吸收瓶、安全瓶和气吹式流量计组成。密闭箱规格与 N_2O 取样静态箱相同。 NH_3 采样持续时间45 min,在下午1:30—3:30进行,与 N_2O 采样日期相同。 NH_3 挥发通量计算方法^[17]:

$$F(\text{NH}_3) = C \times \frac{1}{t} \times \frac{V}{A} \quad (2)$$

式中: $F(\text{NH}_3)$ 表示 NH_3 挥发通量, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; C 表示吸收液中的 NH_4^+ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 表示氨挥发吸收液体积, mL ; t 表示取样时间, h ; A 表示取样箱底面积, m^2 。

N_2O 和 NH_3 累积排放量计算方法^[16]:

$$E(\text{N}_2\text{O}/\text{NH}_3) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i + F_{i+1}}{2} \times D \times 24 \right) \quad (3)$$

式中: E 表示 N_2O 或 NH_3 累积排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; F_i 表示第*i*次取样测得 N_2O 或 NH_3 排放通量, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 或

$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; F_{i+1} 表示第*i*+1次取样测得 N_2O 或 NH_3 排放通量, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; D 表示相邻两次取样间隔时间, d 。

本研究进一步采用了单位黄颡鱼产量 N_2O 排放量来综合评价投喂率对养殖产出 N_2O 排放的影响,计算方法^[14]如下:

$$\text{单位产量 } \text{N}_2\text{O} \text{ 排放量} (\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) = G/Y \quad (4)$$

式中: G 表示 N_2O 排放量, g ; Y 表示黄颡鱼产量, kg 。

(2)水样:水样采集与气体样品采集同步,使用取水器取试验桶内0~15 cm的混合水样1 000 mL,装于聚乙烯塑料瓶中,保存于4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱,24 h内测定相关参数。用便携式溶氧仪(Mettler Toledo, Seven2 Go Pro S9)原位测定水体溶解氧浓度(DO),pH计测定水体pH。使用流动注射分析仪(SKALAR Sans Plus Systems, 荷兰)测定水体总氮(TN)、铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)和亚硝态氮(NO_2^--N)浓度。

(3)底泥样品:每个月使用取土器采集水稻根部附近0~15 cm深的底泥,混匀后分为两份,一份作为鲜样在-20 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱中保存,另一份作为风干样放于阴凉处风干后过筛。使用紫外分光光度计(LabTech UV9100D)测定底泥鲜样中铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)含量。采用半微量凯氏定氮法测定底泥风干样总氮(TN)含量。

(4)黄颡鱼样品:试验结束时统计每个试验桶黄颡鱼存活率和收获产量,并随机选取10条鱼,测定粗蛋白(CPR)含量,计算特定生长率、饲料转化系数和饲料利用率。参考《实验动物配合饲料常规营养成分的测定》(GB/T 14924.9—2001)测定饲料、黄颡鱼粗蛋白含量和氮含量。黄颡鱼相关参数按照下列方法^[13]计算:

$$\text{存活率} (SR, \%) = \text{收获数量} / \text{放养数量} \times 100 \quad (5)$$

$$\text{特定生长率} (SGR, \%) = (\ln W_t - \ln W_0) / t \times 100 \quad (6)$$

$$\text{饲料转化系数} (FCR, \text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) = W_t / (W_t - W_0) \quad (7)$$

$$\text{蛋白增加量} (PG, \text{g} \cdot \text{条}^{-1}) = (CPR_t \times W_t - CPR_0 \times W_0) / n \quad (8)$$

$$\text{饲料氮利用率} (FU, \%) = [(W_t \times N_t) - (W_0 \times N_0)] / (N_t \times W_t) \times 100 \quad (9)$$

式中: W_t 和 W_0 分别是黄颡鱼收获质量和放养质量, kg ; t 为试验时间, d ; CPR_t 和 CPR_0 分别是黄颡鱼收获和放养时粗蛋白含量, $\%$; n 是黄颡鱼的数量; N_t 和 N_0 分别是黄颡鱼收获和放养时氮含量($CPR/6.25$); N_t 是饲料氮含量, $\%$; W_t 是投喂饲料质量, kg 。

1.3 数据分析统计

采用Excel 2013和Origin Pro 9.0软件进行数据整理和制图,SPSS 19.0软件进行方差分析(Duncan's)以检验处理间各指标的差异显著性($P<0.05$)。数据为3个重复的均值 $\pm$ 标准差。

2 结果与分析

2.1 投喂率对 N_2O 与 NH_3 排放的影响

由图1a可知,在稻-黄颡鱼共作处理中,未投喂处理(FR-0%) N_2O 排放通量没有出现明显的排放峰,并且在10月8日($-10.51 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)、10月14日($-14.34 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)和10月21日($-4.53 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)呈净吸收状态。FR-2%、FR-4%、FR-6%和FR-8%处理 N_2O 排放通量均在10月14日出现一次排放峰值,其中FR-8%处理峰值远高于其他处理。黄颡鱼单养处理F-4%分别在7月15日($30.45 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)、10月14日($42.15 \mu g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)出现 N_2O 排放通量峰值。从 N_2O 累积排放量来看(图2),稻-黄颡鱼共作处理中,FR-0%处理呈净吸收状态($-0.01 kg \cdot hm^{-2}$),而FR-2%($0.11 kg \cdot hm^{-2}$)、FR-4%($0.19 kg \cdot hm^{-2}$)、FR-6%($0.33 kg \cdot hm^{-2}$)和FR-8%($0.72 kg \cdot hm^{-2}$)处理呈净

排放状态。投喂率增加会促进稻-黄颡鱼共作模式中 N_2O 排放,各处理 N_2O 累积排放量随投喂率增加而显著增加(图2a)。投喂率也会影响稻-黄颡鱼共作模式对 N_2O 排放的抑制效应。在相同投喂率下,稻-黄颡鱼共作处理(FR-4%)比黄颡鱼单养处理(F-4%) N_2O 累积排放量显著降低32.1%。当投喂率增加至6%时,FR-6%处理与F-4%处理 N_2O 排放量无显著差异;但当投喂率增加至8%时,FR-8%处理 N_2O 排放量则比F-4%处理显著增加了157.1%。

不同处理中 NH_3 挥发通量变化趋势基本一致(图1b),均在7月1日出现 NH_3 挥发峰值,之后各处理 NH_3 挥发通量迅速下降,放入鱼苗、投喂饲料等措施对各处理 NH_3 挥发通量未产生显著影响。从 NH_3 挥发总量来看(图2b),投喂率对稻-黄颡鱼共作处理 NH_3 挥发量无显著影响,各处理间 NH_3 挥发总量无显著差异。与黄颡鱼单养处理相比,稻-黄颡鱼共作显著降低了 NH_3 挥发量,5个稻-黄颡鱼共作处理 NH_3 挥发总量均显著低于黄颡鱼单养处理。

2.2 投喂率对水体和底泥氮含量的影响

由图3可见,受水稻的生长吸收作用影响,投喂饲料前稻-黄颡鱼处理水体总氮、铵态氮、硝态氮和

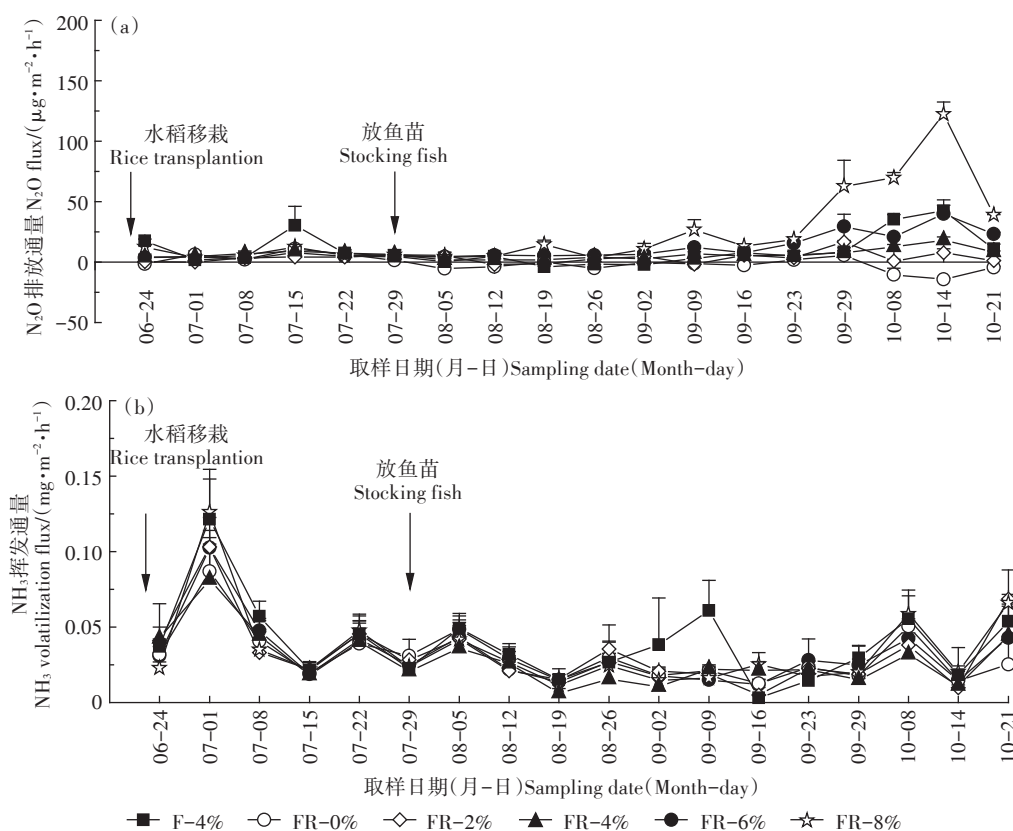
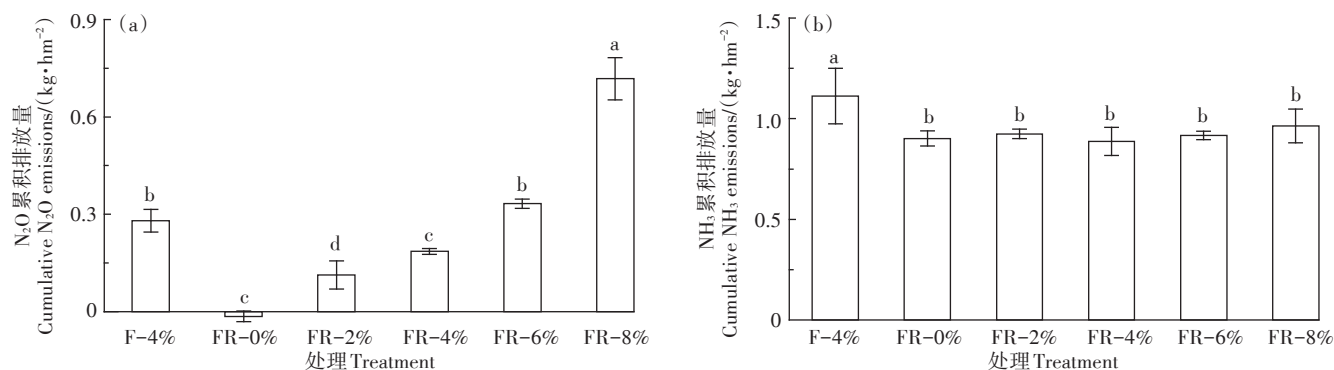


图1 试验期内不同处理的 N_2O (a)与 NH_3 (b)排放通量变化

Figure 1 Dynamics of N_2O (a) and NH_3 (b) emissions under different treatments during the experimental periods

亚硝态氮含量均呈逐渐降低趋势。7月29日放鱼投喂饲料后,FR-0%处理水体总氮和无机氮含量无明显变化,其他各处理水体总氮和无机氮含量呈增加趋势;投喂一周后(8月5日),FR-2%、FR-4%、FR-6%和FR-8%处理中总氮、铵态氮含量出现一次较低的峰值,10月8日出现一次较高的峰值。其中,FR-8%

处理峰值远高于其他处理。各处理水体硝态氮含量呈逐渐增加趋势。水体亚硝态氮含量呈波动变化趋势,在8月12日和10月8日各出现一次峰值。从平均含量来看(表1),饲料投喂显著增加了水体总氮和无机氮含量。FR-2%、FR-4%、FR-6%和FR-8%处理中水体总氮和无机氮含量均显著高于未投喂处理,且



不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同

The different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$). The same below

图2 各处理中 N_2O (a)和 NH_3 (b)累积排放量

Figure 2 Cumulative emissions of N_2O (a) and NH_3 (b) in each treatment

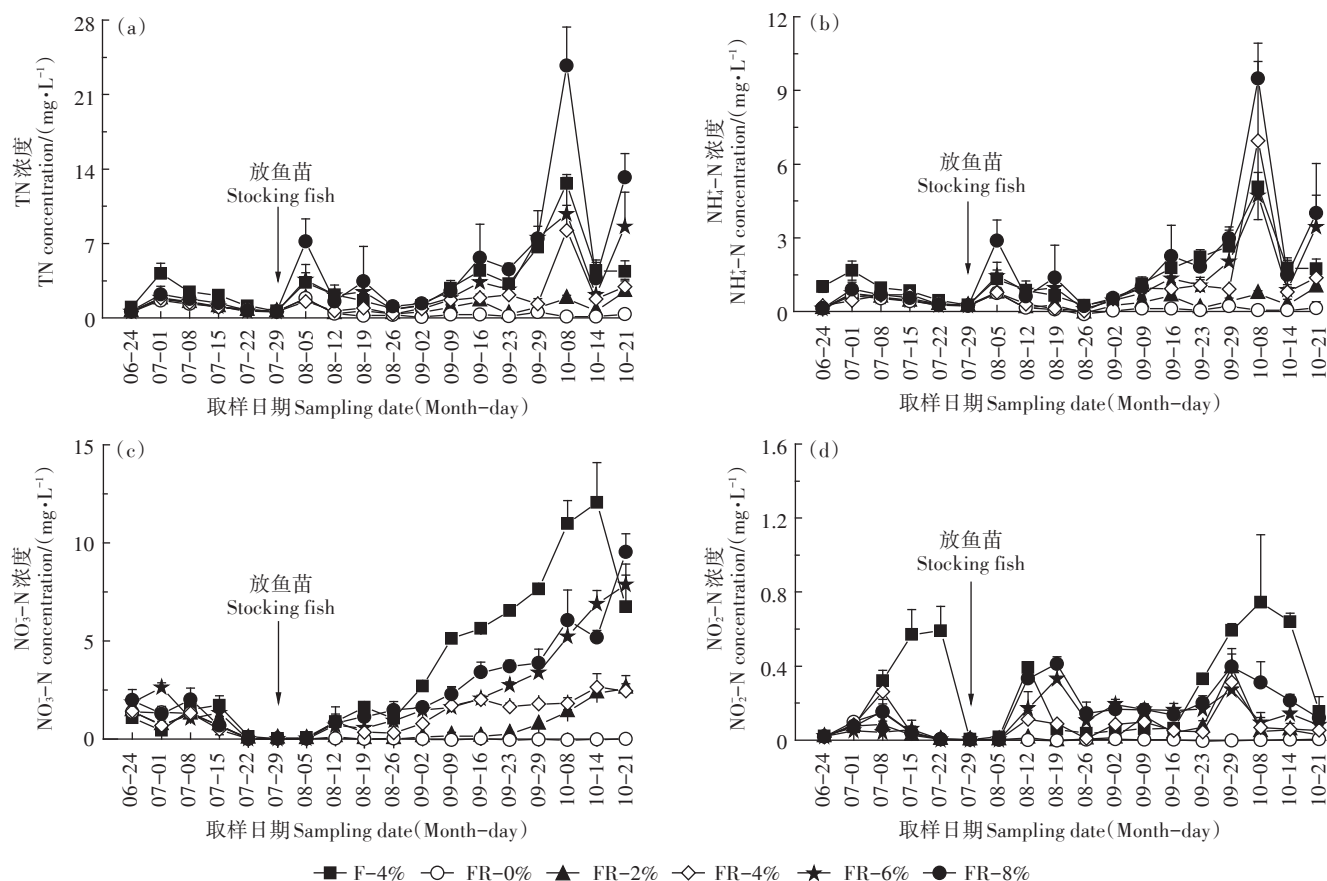


图3 各处理中水体总氮(TN)和无机氮含量变化

Figure 3 Dynamics of the concentrations of total nitrogen(TN) and inorganic nitrogen in the water of each treatment

随投喂率的增加呈显著增加趋势。相同投喂率条件下,FR-4%处理水体总氮、铵态氮、硝态氮和亚硝态氮平均含量比F-4%处理分别显著降低了48.63%、31.43%、69.13%和69.23%。稻-黄颡鱼共作处理中底泥总氮、铵态氮和硝态氮含量均显著低于黄颡鱼单养殖处理。投喂率对稻-黄颡鱼共作处理底泥铵态氮含量具有显著影响,FR-0%和FR-2%处理底泥铵态氮显著低于FR-4%、FR-6%和FR-8%处理。

2.3 投喂率对黄颡鱼生长性能和饲料氮利用的影响

如表2所示,稻-黄颡鱼共作模式中,FR-0%处理黄颡鱼产量和各生长特性指标最低,黄颡鱼只能维持存活,无法正常生长。投喂率对黄颡鱼收获产量、生长性能(*SR*、*SGR*)、饲料转化(*FCR*、*FU*)和粗蛋白沉积(*CPR*、*PG*)均有显著影响。6%投喂率处理中黄颡鱼产量最高,投喂率超过6%时,黄颡鱼质量显著降低。从黄颡鱼生长性能来看,FR-2%、FR-4%和FR-6%处理存活率显著高于FR-0%、FR-8%处理,投喂率过高会降低黄颡鱼存活率。*SGR*随投喂率增加呈先增加再降低趋势,FR-6%处理中*SGR*最高,投喂率超过

6%时,*SGR*显著降低。从饲料转化情况来看,*FCR*随投喂率增加呈增加趋势,饲料氮利用率则随投喂率增加而下降。其中,FR-2%处理中饲料转化系数最低,饲料氮利用率最高。从黄颡鱼蛋白沉积情况来看,*PG*随投喂率增加呈先增加后下降趋势,FR-4%处理中蛋白增加量最高。F-4%中黄颡鱼收获质量、*SR*、*SGR*、*FCR*和*FU*与FR-4%处理无显著差异,但*CPR*、*PG*显著低于后者。这说明相同投喂率情况下,稻-黄颡鱼共作处理不影响黄颡鱼生长和存活情况,但稻-黄颡鱼共作环境有利于黄颡鱼粗蛋白沉积。综合上述指标来看,增加投喂率对稻-黄颡鱼共作处理中黄颡鱼生长性能、饲料转化和粗蛋白沉积有促进作用;但当投喂率增加到8%时,饲料投喂量明显过量,不仅对黄颡鱼生长性能提升作用有限,反而会导致水质恶化,影响黄颡鱼存活率和产量。

分别依据*SGR*、*PG*、单位产量 N_2O 排放量与投喂率的关系进行回归分析(图4),结果表明稻-黄颡鱼共作处理中最大特定生长速率对应投喂率是5.49%,最高蛋白增加量对应投喂率是5.16%。最小单位产

表1 各处理水体、底泥中总氮和无机氮平均含量

Table 1 Average contents of total nitrogen and inorganic nitrogen in the water and soil of each treatment

处理 Treatment	水体 Water				底泥 Soil		
	TN/(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	TN/(g·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/(mg·kg ⁻¹)
FR-0%	0.60±0.02d	0.22±0.01d	0.25±0.04f	0.02±0.04e	1.23±0.02b	13.76±1.04c	1.59±0.02b
FR-2%	1.06±0.21d	0.40±0.08d	0.66±0.05e	0.06±0.05d	1.25±0.02b	12.45±1.08c	1.73±0.17ab
FR-4%	1.69±0.17c	0.96±0.18c	1.13±0.16d	0.08±0.16c	1.26±0.06b	21.57±1.01b	1.58±0.07b
FR-6%	2.91±0.61b	1.14±0.19c	2.24±0.08c	0.11±0.08c	1.27±0.04b	18.89±3.84b	1.76±0.07ab
FR-8%	4.61±0.23a	1.75±0.21a	2.50±0.10b	0.16±0.10b	1.26±0.01b	19.08±2.73b	1.60±0.08b
F-4%	3.29±0.21b	1.40±0.09b	3.66±0.03a	0.26±0.03a	1.38±0.04a	29.76±4.11a	1.82±0.13a

注:同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters in the same column indicate the significant difference among treatments ($P<0.05$). The same below.

表2 投喂率对黄颡鱼生长、饲料转化和粗蛋白沉积的影响

Table 2 Effects of feeding rate on growth, feed conversion and crude protein of yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*)

处理 Treatment	收获质量 Harvest fish weight/(g·m ⁻²)	生长性能 Growth performance		饲料转化 Feed conversion		粗蛋白沉积 Crude protein deposition	
		<i>SR</i> /%	<i>SGR</i> /(%·d ⁻¹)	<i>FCR</i> /(kg·kg ⁻¹)	<i>FU</i> /%	<i>CPR</i> /%	<i>PG</i> /(g·条 ⁻¹)
FR-0%	114.8±7.4c	85.3±4.6b	-0.15±0.04d	—	—	10.67±0.58c	-0.09±0.02c
FR-2%	461.3±22.8b	97.0±2.0a	1.34±0.08c	1.48±0.25d	24.63±2.04a	14.00±1.00ab	1.36±0.05 b
FR-4%	470.0±15.7b	93.3±5.5a	1.61±0.08ab	3.04±0.41c	13.24±0.25b	15.33±0.58a	2.21±0.09a
FR-6%	495.2±8.5a	93.3±0.6a	1.69±0.09a	4.53±0.38b	8.57±0.70c	14.80±0.44ab	2.08±0.03a
FR-8%	443.5±13.4b	83.3±4.5b	1.53±0.07b	7.13±0.68a	6.62±0.75c	14.33±0.23ab	1.60±0.07b
F-4%	470.6±15.0ab	92.7±3.5a	1.56±0.08ab	3.20±0.21c	14.43±2.81b	13.67±1.53b	1.38±0.05b

注:*SR*表示存活率;*SGR*表示特定生长率;*FCR*表示饲料转化系数;*FU*表示饲料氮利用率;*CPR*表示粗蛋白含量;*PG*表示蛋白增加量。

Note: *SR*: The survival rate; *SGR*: The specific growth rate; *FCR*: The feed conversion ratio; *FU*: The feed utilization; *CPR*: The crude protein; *PG*: The protein gain.

量 N_2O -N 排放量对应的投喂率是 1.00%。结合生产实际,在保障黄颡鱼生长性能的前提下,尽可能减少单位产量 N_2O 排放量,建议稻-黄颡鱼共作模式的投喂率不超过 5.49%。

3 讨论

3.1 投喂率对稻-黄颡鱼共作处理 N_2O 和 NH_3 排放的影响

本研究中黄颡鱼单养处理 N_2O 平均排放通量 ($9.74 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 与黄颡鱼养殖池塘的观测结果 ($12.14 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[7] 接近,但远低于青鱼、鲤鱼混养池塘 ($30.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 和螃蟹养殖池塘的观测结果 ($32.66 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[17]。这可能是养殖鱼类的消化特点、饲料投喂和水深等因素造成养殖环境不同,使 N_2O 排放结果具有较大差异^[18-19]。在相同投喂率条件下,稻-黄颡鱼共作处理 N_2O 排放量比黄颡鱼单养处理降低了 32.1%。这主要是因为:一方面,水稻植株生长吸收养分,直接降低水体和底泥中 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量^[20];另一方面,水稻茎和水生根会吸附水体中的悬浮物,抑制悬浮物中氮的释放^[21]。因此,种植水稻可以减少养殖水体 N_2O 排放。

稻-黄颡鱼共作处理中,2% ($3.40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)、4% ($6.36 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)、6% ($11.32 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 和 8% ($24.18 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 投喂率处理中 N_2O 平均排放通量与稻-混养鱼共作 ($20.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[22] 接近,但是远低于稻-鲫鱼共作 ($80.46 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 观测结果^[23]。这主要是因为不同研究中水深、饲料组分、鱼类活动习性等因素的差异,导致了 N_2O 排放具有较大差异^[22]。本研究的结果进一步显示稻-黄颡鱼共作处理的 N_2O 排放量与饲料投喂率呈正相关关系,投喂率增加会促进稻-黄颡鱼共作系统 N_2O 排放(图 2)。养殖系统中 N_2O 主要来自氮素的硝化和反硝化作用,系统中可利用性氮基质供应是影响 N_2O 排放的关键因素^[4,24]。在稻-黄颡鱼共作处理中,水体和底泥中氮养分含量随饲料投喂率的增加而显著增加,为硝化和反硝化作用提供充足的氮基质供应,从而促进 N_2O 排放。

本研究观测到黄颡鱼单养和稻-黄颡鱼共作处理中 NH_3 挥发通量范围 ($0.003 \sim 0.126 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 在稻-虾、稻-鱼共作池塘排放通量 ($0.010 \sim 0.450 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[7] 范围内,但远低于斑点叉尾鮰养殖池塘 ($0.367 \sim 2.958 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 观测结果^[5]。在本研究中,虽然稻-黄颡鱼共作处理水体 NH_4^+ 含量随投喂率的增加而增加(图 3),但不同投喂率下各处理 NH_3 挥发无

显著差异(图 2b)。 NH_3 挥发通常随着水体 pH、 NH_4^+ 含量以及环境温度、风速的升高而增加^[2,25]。在本试验期间各处理水体 pH (7.6~7.8) 相对稳定。7—8 月的高水温 ($25 \sim 31^\circ\text{C}$) 有利于 NH_3 挥发时,水体 NH_4^+ 浓度较低, NH_3 挥发源受限;而 9 月 2 日至 10 月 21 日水体 NH_4^+ 浓度显著升高期间(图 3),水温降低 ($19 \sim 25^\circ\text{C}$), NH_3 挥发进程受限,亦不利于 NH_3 的挥发散失。此外,水稻植株的遮避作用降低水-气界面风速,抑制 NH_3 挥发过程。

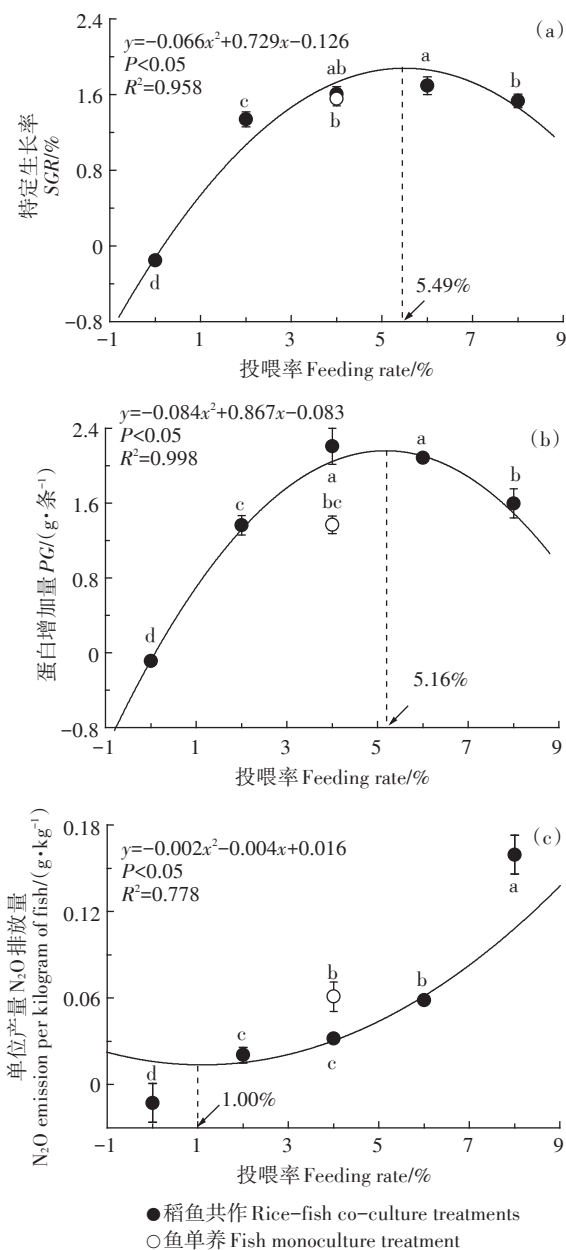


图4 投喂率与特定增长率(a)、蛋白增加量(b)和单位产量 N_2O 排放量的回归分析

Figure 4 Regression analysis of feeding rate and SGR(a), PG(b) and N_2O emission per kilogram of fish(c)

3.2 投喂率对稻-黄颡鱼共作处理中黄颡鱼生长性能和饲料氮利用率的影响

稻-黄颡鱼共作处理中黄颡鱼生长性能随投喂率增加呈先增加后降低趋势,与其他养殖鱼类(乌苏里拟鲮、印度囊鳃鲶、黄颡鱼)研究^[26-28]规律一致。在低投喂率下,食物资源有限,活动代谢消耗增加,导致分配于蛋白累积的能量减少,从而降低了黄颡鱼的生长性能^[29];当投喂率增加至8%时,水质恶化不利于黄颡鱼生长。此外,投喂过量饲料会造成鱼类肠胃负担过重,降低消化和吸收能力,不利于鱼类生长^[30]。相同投喂条件下,稻-黄颡鱼共作处理中黄颡鱼蛋白积累量比黄颡鱼单养处理高,主要是由于稻-黄颡鱼共作显著降低了水体 NH_4^+ 浓度,改善了黄颡鱼生长的水体环境。养殖水体 NH_4^+ 浓度过高可能会激发黄颡鱼的解氨毒代谢机制^[31-32],导致生理代谢消耗增加、氨基酸代谢紊乱,从而影响黄颡鱼对饲料蛋白的保留能力。因此,稻-黄颡鱼共作处理可以改善养殖环境,有利于黄颡鱼蛋白沉积,增加投喂率对黄颡鱼生长性能有一定的促进作用。

本研究中,黄颡鱼对饲料氮的利用率是6.62%~24.63%(表2),与HARGREAVES^[2]研究的鱼类饲料氮利用率范围(11%~36%)相近。在稻鱼共作处理中,随着饲料投喂率的增加,黄颡鱼对饲料氮的利用率呈持续下降趋势(表2)。黄颡鱼的特定生长速率和粗蛋白积累量均随投喂率的增加呈先增后降的二次曲线关系(表2,图4)。这表明稻鱼共作模式中饲料投喂率的增加,并不能持续提升黄颡鱼的生长性能。过量饲料的投喂反而造成饲料氮利用率下降和水环境恶化(图3),进而导致黄颡鱼存活率和生长性能的下降(表2)。曲线拟合的结果显示,稻-黄颡鱼共作系统黄颡鱼最大特定生长率、最高蛋白增加量所对应投喂率是5.49%、5.16%(图4),高于ZHANG等^[28]对幼龄黄颡鱼(每条1.17 g)适宜投喂率(2.59%)的研究结果。这主要是由于鱼类体型、养殖密度和饲料组分不同,导致适宜投喂率有所差异^[33]。幼龄鱼消化能力有限,因而饲料投喂率相对较低。在生产上,根据鱼苗的规格、气温以及养殖水体污染状况,黄颡鱼推荐的投喂率一般在2%~5%之间。在本研究的稻-黄颡鱼共作期(7—10月),通常生产中推荐的投喂率在4%~5%^[34]。本研究中确定的两种情景下的最佳投喂率略高于生产中推荐范围。这可能是因为水稻的种植削减了养殖系统的氮污染,改善了水体环境,从而促进了黄颡鱼的生长吸收以及饲料中氮素养分的利用率。

4 结论

(1)在本试验条件下,稻-黄颡鱼共作处理的 N_2O 排放量随饲料投喂率的增加而显著增大。但投喂率对 NH_3 挥发无显著影响。稻-黄颡鱼共作处理中水体不同形态氮(总氮、铵态氮、硝态氮和亚硝态氮)含量随投喂率增加而增加,底泥氮含量对投喂率增加无相应变化。在相同投喂率下,稻-黄颡鱼共作有利于降低 N_2O 和 NH_3 排放量、水体和底泥氮含量。

(2)稻-黄颡鱼共作处理中,黄颡鱼的特定生长率、粗蛋白含量和蛋白增加量随投喂率增加呈先升高后降低趋势,黄颡鱼对饲料氮的利用率随投喂率增加呈下降趋势。相同投喂率下,稻-黄颡鱼共作有利于促进黄颡鱼粗蛋白累积。

(3)稻-黄颡鱼共作处理中,黄颡鱼最大特定生长速率、最高蛋白增加量和最小单位产量 N_2O 排放量对应的投喂率分别是5.49%、5.16%和1.00%。结合生产实际,在保障黄颡鱼生长性能的前提下,尽可能地减少单位产量 N_2O 排放量,建议稻-黄颡鱼共作模式的投喂率不超过5.49%。

参考文献:

- [1] 耿瑞,周状,岳冬冬,等.我国淡水池塘养殖投入产出分析与发展对策[J].渔业现代化,2016,43(2):82-86. GENG R, ZHOU Z, YUE D D, et al. Input-output analysis and development strategies of freshwater pond aquaculture in China[J]. *Fishery Modernization*, 2016, 43(2): 82-86.
- [2] HARGREAVES J A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds [J]. *Aquaculture*, 1998, 166(3/4):181-212.
- [3] CAO L, WANG W M, YANG Y, et al. Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China[J]. *Aquaculture Pollution in China*, 2007, 14(7):452-462.
- [4] HU Z, LEE J W, CHANDRAN K, et al. Nitrous oxide (N_2O) emission from aquaculture: A review[J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(12):6470-6480.
- [5] GROSS A, BOYD C E, WOOD C W. Ammonia volatilization from freshwater fish ponds[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(3): 793-797.
- [6] 陶玲,朱建强,李晓丽,等.鱼稻共生条件下陶粒载体水稻浮床提高细菌活性及多样性[J].农业工程学报,2017,33(13):227-234. TAO L, ZHU J Q, LI X L, et al. Rice floating bed with substrated ceramics improving bacterial activity and diversity under condition of co-existence of fish and rice[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(13):227-234.
- [7] LI F B, FENG J F, ZHOU X Y, et al. Impact of rice-fish/shrimp co-culture on the N_2O emission and NH_3 volatilization in intensive aquaculture ponds[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 65:284-291.

- [8] HU L L, REN W Z, TANG J J, et al. The productivity of traditional rice-fish co-culture can be increased without increasing nitrogen loss to the environment[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, 177:28-34.
- [9] SUN Z C, GUO Y, LI C F, et al. Effects of straw returning and feeding on greenhouse gas emissions from integrated rice-crayfish farming in Jiangnan Plain, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(12):11710-11718.
- [10] 周志刚, 解绶启, 崔奕波. 鱼类投喂系统的研究[J]. 中国畜牧兽医, 2003, 30(5):15-17. ZHOU Z G, XIE S Q, CUI Y B. Study on fish feeding system[J]. *China Animal Husbandry and Veterinary Medicine*, 2003, 30(5):15-17.
- [11] GROSS A, BOYD C E, WOOD C W. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds[J]. *Aquacultural Engineering*, 2000, 24(1):1-14.
- [12] HU Z, LEE J W, CHANDRAN K, et al. Nitrogen transformations in intensive aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130(1):314-320.
- [13] Nutrient Requirement Council. Nutrient requirements of fish and shrimp[M]. Washington DC: The National Academies Press, 2011: 272-298.
- [14] 蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统 CH_4 和 N_2O 排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学, 2009. CAI Z C, XU H, MA J. CH_4 and N_2O emissions from rice-based ecosystems[M]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2009.
- [15] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降[J]. 应用生态学报, 2003, 14(11):1884-1888. SU C G, YIN B, ZHU Z L, et al. Ammonia volatilization loss of nitrogen fertilizer from rice field and wet deposition of atmospheric nitrogen in rice growing season[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11):1884-1888.
- [16] 杨园园, 高志岭, 王雪君. 有机、无机氮肥施用对苜蓿产量、土壤硝态氮和温室气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2016, 27(3):822-828. YANG Y Y, GAO Z L, WANG X J. Impacts of organic and inorganic fertilizations on alfalfa yield, soil nitrate and greenhouse gas emissions[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(3):822-828.
- [17] MA Y C, SUN L Y, YANG X Y, et al. A comparison of methane and nitrous oxide emissions from inland mixed-fish and crab aquaculture ponds[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 637/638:517-523.
- [18] WU S, HU Z Q, HU T, et al. Annual methane and nitrous oxide emissions from rice paddies and inland fish aquaculture wetlands in south-east China[J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 175:135-144.
- [19] YANG P, WANG D Q, LAI DERRICK Y F, et al. Spatial variations of N_2O fluxes across the water-air interface of mariculture ponds in a subtropical estuary in southeast China[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, 124(9):e2019JG005605.
- [20] 赵首萍, 赵学强, 施卫明. 不同铵硝比例对水稻铵吸收代谢基因表达的影响[J]. 土壤学报, 2006, 43(3):436-442. ZHAO S P, ZHAO X Q, SHI W M. Effects of different ratios of ammonium and nitrate on the expression of ammonium absorption and metabolism genes in rice [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(3):436-442.
- [21] LI F B, FENG J F, ZHOU X Y, et al. Effect of rice-fish/shrimp co-culture on sediment resuspension and associated nutrients release in intensive aquaculture ponds[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2019, 66(7):971-982.
- [22] DATTA A, NAYAK D R, SINHABABU D P, et al. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of eastern India[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 129(1/2/3):228-237.
- [23] LI C F, CAO C G, WANG J P, et al. Nitrogen losses from integrated rice-duck and rice-fish ecosystems in southern China[J]. *Plant and Soil*, 2008, 307(1/2):207-217.
- [24] YU R, KAMPSCHREUR M J, VAN L M C M, et al. Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(4):1313-1319.
- [25] FRENEY J R, SIMPSON J R, DENMEAD O T. Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems[M]. Dordrecht: Springer, 1983:1-32.
- [26] BU X Y, LIAN X Q, ZHANG Y, et al. Effects of feeding rates on growth, feed utilization, and body composition of juvenile *Pseudobagrus ussuriensis*[J]. *Aquaculture International*, 2017, 25(5):1821-1831.
- [27] AHMED I. Response to the ration levels on growth, body composition, energy, and protein maintenance requirement of the Indian catfish (*Heteropneustes fossilis*-Bloch 1974) [J]. *Fish Physiology and Biochemistry*, 2010, 36(4):1133-1143.
- [28] ZHANG L, ZHAO Z G, XIONG D M, et al. Effects of ration level on growth, nitrogenous excretion and energy budget of juvenile yellow catfish, *Pelteobagrus fulvidraco* (Richardson) [J]. *Aquaculture Research*, 2011, 42(7):899-905.
- [29] DONG G F, YANG Y O, YAO F, et al. Growth performance and whole-body composition of yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco* Richardson) under feeding restriction[J]. *Aquaculture Nutrition*, 2017, 23(1):101-110.
- [30] JOBLING M. Gastrointestinal overload: A problem with formulated feeds?[J]. *Aquaculture*, 1986, 51(3/4):257-263.
- [31] ZHANG M Z, HOU C D, LI M, et al. Modulation of lipid metabolism in juvenile yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*) as affected by feeding frequency and environmental ammonia[J]. *Fish Physiology and Biochemistry*, 2019, 45(1):115-122.
- [32] LI M, ZHANG M, QIAN Y X, et al. Ammonia toxicity in the yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*): The mechanistic insight from physiological detoxification to poisoning[J]. *Fish and Shellfish Immunology*, 2020, 102:195-202.
- [33] BRETT J R, HOAR W S, RANDALL D J. Fish physiology[M]. New York: Academic Press, 1979:599-675.
- [34] 王明华, 周建忠, 陈校辉, 等. 池塘主养黄颡鱼高产高效养殖技术[J]. 水产养殖, 2014, 35(11):41-43. WANG M H, ZHOU J Z, CHEN X H, et al. High-yield and high-efficiency culture technology of yellow catfish in ponds[J]. *Journal of Aquaculture*, 2014, 35(11):41-43.