

## 淡水养殖系统温室气体CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量研究进展

丁维新, 袁俊吉, 刘德燕, 陈增明

引用本文:

丁维新, 袁俊吉, 刘德燕, 等. 淡水养殖系统温室气体CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 749-761.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1388>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 水分和秸秆管理减排稻田温室气体研究与展望

周胜, 张鲜鲜, 王从, 孙会峰, 张继宁

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 852-862 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0060>

### 水旱轮作系统中土壤CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放研究进展

熊丽萍, 吴家梅, 纪雄辉, 彭华, 李尝君

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 863-871 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0101>

### 中国茶园N<sub>2</sub>O排放及其影响因素

姚志生, 王燕, 王睿, 刘春岩, 郑循华

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 715-725 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0137>

### 集约化菜地N<sub>2</sub>O排放及减排——基于文献整合分析

吴震, 陈安枫, 朱爽阁, 熊正琴

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 707-714 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0018>

### 我国保护性耕作对农田温室气体排放影响研究进展

张国, 王效科

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 872-881 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0102>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

丁维新, 袁俊吉, 刘德燕, 等. 淡水养殖系统温室气体CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 749–761.

DING Wei-xin, YUAN Jun-ji, LIU De-yan, et al. CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from freshwater aquaculture[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(4): 749–761.



开放科学 OSID

# 淡水养殖系统温室气体CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量研究进展

丁维新, 袁俊吉, 刘德燕, 陈增明

(土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

**摘要:**2016年全球鱼类产量达到1.71亿t,对动物蛋白消费量的贡献率为17%。淡水养殖是鱼类产品的重要来源,贡献率为30%,大量投喂饲料强烈影响着水体CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放。本文综合分析了淡水养殖系统CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放的特征,稻田转变为具有曝气增氧系统的养殖塘降低了CH<sub>4</sub>排放,而转变为普通(粗放型)养殖塘则显著提高了CH<sub>4</sub>排放。稻鱼共作改变了稻田系统CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放,促进了深水层(>11.5 cm)稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放,相反却降低了浅水层(<11.5 cm)稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放;整合全球数据,稻鱼共作稻田在不同类型淡水养殖系统中具有较高的CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放系数,降低水深深度是减缓稻鱼共作稻田温室气体排放的重要途径。与粗放型养殖相比,集约化淡水养殖系统虽然N<sub>2</sub>O排放系数较高,但是CH<sub>4</sub>排放量和综合温室效应很低,是淡水养殖发展的方向。全球淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放量初步估计为6.04 Tg, N<sub>2</sub>O排放量为36.7 Gg。提升淡水养殖系统集约化水平是提高饲料转化系数、减缓温室气体排放和削减对水体环境负荷的重要途径,是实现可持续发展的关键。

**关键词:**淡水养殖系统;温室气体;排放系数;土地利用类型

中图分类号:S162 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)04-0749-13 doi:10.11654/jaes.2019-1388

## CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from freshwater aquaculture

DING Wei-xin, YUAN Jun-ji, LIU De-yan, CHEN Zeng-ming

(State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** The global fish production in 2016 has reached 171 million tons, which contributed 17% of the global consumption of animal protein. Freshwater aquaculture is an important contributor of fish, and is also a key source of atmospheric CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O. In this paper, the fluxes of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in the different type of freshwater aquaculture were summarized. The conversion of paddy field to extensively managed freshwater aquaculture (pond) increased CH<sub>4</sub> emissions, and in contrast, conversion of paddy field to intensively managed aquaculture reduced CH<sub>4</sub> emissions. Rice-fish paddy field is found to be a hotspot of atmospheric CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, with the highest emission factors of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in freshwater aquaculture system. It is necessary to develop necessary field management practices such as decreasing water layer depth to reduce greenhouse gas emissions from paddy fields. Although N<sub>2</sub>O emission factor of the applied N in the intensively managed freshwater aquaculture was high, however CH<sub>4</sub> emission factor was close to zero, resulting in the low global warming potential. Thus, the intensively managed freshwater aquaculture is the direction of freshwater aquaculture development. The global budget of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in freshwater aquaculture system was 6.04 Tg and 36.7 Gg, respectively, of which China was the larger contribution country. Thus, it is urgent for China to improve the equipment level and intensively management level in freshwater aquaculture in order to improve feed conversion coefficient and reduce the potential pollution on neighboring water body.

**Keywords:** freshwater aquaculture; greenhouse gases; emission factor; land use type

收稿日期:2019-12-17 录用日期:2020-03-11

作者简介:丁维新(1963—),男,江苏张家港人,博士,研究员,主要从事土壤碳氮转化及其环境效应研究。E-mail:wxding@issas.ac.cn

基金项目:国家自然科学基金国际(地区)合作与交流 NSFC-CGIAR项目(31561143011)

Project supported: The Funds for International Cooperation and Exchange of the National Natural Science Foundation of China(31561143011)

## 1 水产养殖概况及主要模式

### 1.1 概况

联合国粮食及农业组织《2018年世界渔业和水产养殖状况》<sup>[1]</sup>指出,2016年全球鱼类产量达到1.71亿t,自1961年以来全球鱼类产品消费量年均增长3.2%,高于陆生动物肉类消费量增速的2.8%和人口增速的1.6%。全球人均年食用鱼类产品量已经达到20.2 kg,其对动物蛋白消费量的贡献率为17%,是发展中国家动物蛋白的重要来源。据估计,未来几十年鱼类产量或将超过牛肉、猪肉或家禽<sup>[2]</sup>。然而,随着海洋渔业资源的日益枯竭,全球捕捞渔业产量自1980年以来趋于稳定,水产养殖支撑着人类对鱼类产品的持续需求,总产量已经达到8000万t(表1),贡献率从1976年的7.8%增加到目前的53%,其中内陆水产养殖产量为5140万t,占全球水产养殖总产量的64.2%。

2016年中国水产总产量为6701万t,占全球水产品总产量的39.21%,其中水产养殖产量为5142万t,占全球水产养殖总产量的60%以上<sup>[3]</sup>。中国正逐步从消费其他动物蛋白转向水产品蛋白,目前人均年消费水产品达到35.1 kg,是全球人均消费水平的1.72

倍,在1996—2010年间年均增长6%,水产品对动物蛋白的贡献率目前已经达到三分之一<sup>[4]</sup>。随着我国水产养殖业的快速发展,水产饲料消耗量也快速增长,目前已经达到2211万t,占商品饲料产量的10%左右,例如太湖地区鱼类和蟹类养殖塘每年以饲料方式投入的氮量分别达到550 kg·hm<sup>-2</sup>和469 kg·hm<sup>-2</sup><sup>[5]</sup>。

### 1.2 主要模式

水产养殖包括淡水养殖和海水养殖两大类。淡水养殖是指以淡水水体(包括池塘、水库、湖泊、江河等)为空间,投入饲料、肥料或依赖水体中的天然饵料,采用各项技术措施,饲养鱼类或其他水生动物,最终得到鱼或其他水产品,从而实现一定经济效益的经济活动。在我国,随着对蟹类、虾等高经济价值水产品的强劲需求,稻田等不断地被开垦为养殖塘用于水产养殖,目前大约51.30%的内陆水产养殖基地垦殖自水稻田<sup>[6-7]</sup>。养殖塘养殖已经成为我国水产品的重要来源,2016年贡献了49.06%的总产量,其中淡水养殖系统的贡献率高达71.91%(表2)。

随着现代化工业和管理技术应用于水产养殖系统,产生了工厂化养殖模式,实现了水产品高密度、集约化生产。该模式提高了鱼类成活率、产量和品质,降低了养殖风险,突破传统养殖方式的弊端。封闭式或半封闭式的水循环系统,可通过饵料回收,减少养殖过程对周边水体的污染,是一种“零排放”的绿色养殖方式。但是,目前我国的发展规模较小,对水产品产量的贡献率不足1%(表2)。

与现代工厂化养殖模式不同,世界上存在着一种古老的稻鱼共作模式,这种养殖方法在南亚地区已有6000年的历史<sup>[8]</sup>,我国可以追溯到公元前400年<sup>[9]</sup>。稻鱼共作具有以下6个方面的好处:鱼可以生物防治稻田虫害,实现绿色种植<sup>[10-11]</sup>;鱼扰动土壤促进养分释放,使得水稻根系更易吸收养分,提高养分有效性和利用效率<sup>[12-13]</sup>;满足当地民众对鱼类的需求,改善饮食质量;提高水稻产量,例如我国的增产率为0~

表1 2016年全球和中国渔业及水产养殖产量<sup>[1,3]</sup>

Table 1 Yield of global and China's fishing and aquaculture in 2016<sup>[1,3]</sup>

| 类别<br>Category | 全球<br>World/10 <sup>6</sup> t | 中国<br>China/10 <sup>6</sup> t | 中国占比<br>Ratio of China to world/% |
|----------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|
| 捕捞 海洋          | 79.30                         | 13.28                         | 16.74                             |
| 内陆             | 11.60                         | 2.31                          | 19.91                             |
| 合计             | 90.90                         | 15.59                         | 17.15                             |
| 养殖 海洋          | 28.70                         | 19.63                         | 68.40                             |
| 内陆             | 51.40                         | 31.79                         | 61.85                             |
| 合计             | 80.00                         | 51.42                         | 64.27                             |
| 总计             | 170.90                        | 67.01                         | 39.21                             |

表2 2016年中国主要水产养殖模式和产量<sup>[3]</sup>

Table 2 Yield of China's aquaculture in 2016<sup>[3]</sup>

| 养殖模式<br>Category | 海洋养殖 Marine                |            | 淡水养殖 Inland                |            | 合计 Total                   |            |
|------------------|----------------------------|------------|----------------------------|------------|----------------------------|------------|
|                  | 产量 Yield/10 <sup>3</sup> t | 比例 Ratio/% | 产量 Yield/10 <sup>3</sup> t | 比例 Ratio/% | 产量 Yield/10 <sup>3</sup> t | 比例 Ratio/% |
| 养殖塘              | 2370                       | 12.07      | 22 860                     | 71.91      | 25 230                     | 49.06      |
| 开放水域             | 12 950                     | 65.97      | 6430                       | 20.23      | 19 380                     | 37.69      |
| 工厂化              | 200                        | 1.02       | 200                        | 0.63       | 400                        | 0.78       |
| 稻田               | —                          | —          | 1630                       | 5.12       | 1630                       | 3.17       |
| 其他               | 4110                       | 20.94      | 670                        | 2.11       | 4780                       | 9.30       |

5.70%<sup>[14-15]</sup>,印度为0~31.85%<sup>[16-18]</sup>,而越南则为-13.11% (由于开挖鱼道导致种稻面积减少)<sup>[19]</sup>,全球平均约为15%<sup>[20]</sup>;增加农户收益,在印度单种水稻每公顷的净收益为573.63美元,稻鱼共作则为742.97~1 025.67美元<sup>[17]</sup>;降低肥料氮的淋溶损失,Li等<sup>[15]</sup>研究发现稻鱼共作比单种水稻氮素淋溶损失量下降了13.67%。目前全球稻鱼共作规模为254万hm<sup>2</sup>(表3),而适宜稻鱼共作的稻田面积为1020万hm<sup>2</sup><sup>[20]</sup>,尚有极大的发展潜力。

近年来随着养殖技术的发展,以牺牲生态环境和消耗大量物质为特征的传统水产养殖方式正在逐步得到改善。通过在池塘等养殖系统中增设增氧机、水泵等设备,实现集约化和半集约化养殖,改善鱼类生境和水环境,提高水产养殖的饲料转化效率和经济效益,使水域可持续利用。目前全球集约化淡水养殖的水产品量还较低,对总产量的贡献率不足10%。

总体而言,按照养殖的特点和管理水平,淡水养殖系统可以细分为集约化养殖、半集约化养殖、粗放

养殖和稻田养殖等4类。

## 2 淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放特征

### 2.1 稻鱼共作系统CH<sub>4</sub>排放

稻鱼共作是一种稻田生态系统物质高效循环的模式,可以实现“一地双用”,达到水资源和土地资源效益最大化。迄今,稻鱼共作对稻田温室气体排放影响研究主要在中国、印度和孟加拉国等开展,具体见表4。在印度中央水稻研究所进行的测定发现,水稻与鲤鱼共作显著提高了稻田CH<sub>4</sub>排放,增幅高达73.68%~112.27%<sup>[16]</sup>。Frei等<sup>[21-22]</sup>在孟加拉国农业大学实验农场的研究发现,前茬稻秆还田显著提高了稻田CH<sub>4</sub>排放,常规稻田CH<sub>4</sub>排放量达到499 kg·hm<sup>-2</sup>,稻鱼共作则进一步增加到798~924 kg·hm<sup>-2</sup>。稻鱼共作导致CH<sub>4</sub>排放增加的可能机制:一是鱼类捕食稻田浮游生物、藻类、水生杂草以及鱼类活动增加了水体浊度,降低了水体光合作用和溶解氧含量,导致土壤氧化还原电位降低,改善了产生CH<sub>4</sub>的环境<sup>[22]</sup>。Datta

表3 中国和全球20个主要国家淡水养殖面积及产量<sup>[7]</sup>

Table 3 Area and yield of global and China's freshwater aquaculture<sup>[7]</sup>

|    | 稻鱼共作 Rice-fish system                   |                            | 半集约化+粗放养殖 Semi-intensive plus extensive system |                            | 集约化养殖 Intensive system     |
|----|-----------------------------------------|----------------------------|------------------------------------------------|----------------------------|----------------------------|
|    | 面积 Area/10 <sup>6</sup> hm <sup>2</sup> | 产量 Yield/10 <sup>3</sup> t | 面积 Area/10 <sup>6</sup> hm <sup>2</sup>        | 产量 Yield/10 <sup>3</sup> t | 产量 Yield/10 <sup>3</sup> t |
| 全球 | 254.2                                   | 1709                       | 865.5                                          | 38 713                     | 3991                       |
| 中国 | 149.0                                   | 1457                       | 608.1                                          | 25 824                     | 2076                       |

表4 稻鱼共作对稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放的影响

Table 4 Effect of rice-fish farming system on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emission from paddy field

| 试验地点<br>Site | 年份<br>Year | 水产种类<br>Species | 水稻品种<br>Rice variety | CH <sub>4</sub> 排放量                          |                   | N <sub>2</sub> O 排放量                          |                   | 水稻产量                           |                   | 文献<br>Reference |
|--------------|------------|-----------------|----------------------|----------------------------------------------|-------------------|-----------------------------------------------|-------------------|--------------------------------|-------------------|-----------------|
|              |            |                 |                      | CH <sub>4</sub> emission/kg·hm <sup>-2</sup> |                   | N <sub>2</sub> O emission/kg·hm <sup>-2</sup> |                   | Rice yield/kg·hm <sup>-2</sup> |                   |                 |
|              |            |                 |                      | 常规<br>Conventional                           | 稻鱼共作<br>Rice–fish | 常规<br>Conventional                            | 稻鱼共作<br>Rice–fish | 常规<br>Conventional             | 稻鱼共作<br>Rice–fish |                 |
| 印度克塔克        | 2005       | 鲤鱼              | Varshadhan           | 45.38                                        | 96.33             | 1.02                                          | 0.75              | 3390                           | 4470              | [16]            |
| 印度克塔克        | 2005       | 鲤鱼              | Durga                | 51.33                                        | 89.15             | 0.92                                          | 0.72              | 3000                           | 3330              | [16]            |
| 印度克塔克        | 2011       | 麦瑞加拉鲮鱼          | Varshadhan           | 109                                          | 126               | 1.40                                          | 1.23              | 4100                           | 4600              | [17]            |
| 印度克塔克        | 2011       | 罗希塔红唇           | Varshadhan           | 109                                          | 136               | 1.40                                          | 1.24              | 4100                           | 4100              | [17]            |
| 印度克塔克        | 2011       | 普通鲤鱼            | Varshadhan           | 109                                          | 149               | 1.40                                          | 1.29              | 4100                           | 5100              | [17]            |
| 印度克塔克        | 2011       | 卡拉鲃             | Varshadhan           | 109                                          | 142               | 1.40                                          | 1.27              | 4100                           | 4300              | [17]            |
| 孟加拉国迈门辛      | 2006       | 鲤鱼              | —                    | 499                                          | 848(无饲料)          | —                                             | —                 | —                              | —                 | [21]            |
| 孟加拉国迈门辛      | 2006       | 鲤鱼              | —                    | 499                                          | 924(饲料1)          | —                                             | —                 | —                              | —                 | [21]            |
| 孟加拉国迈门辛      | 2006       | 鲤鱼              | —                    | 499                                          | 798(饲料2)          | —                                             | —                 | —                              | —                 | [21]            |
| 湖北武汉         | 2006       | 鲫鱼              | 两优培九                 | 252                                          | 187               | 2.30                                          | 2.20              | 6188                           | 6205              | [14]            |
| 湖北武汉         | 2007       | 鲫鱼              | 两优培九                 | 228                                          | 198               | 2.00                                          | 1.90              | 6983                           | 7382              | [14]            |
| 湖北武汉         | 2007       | 鲫鱼              | 两优培九                 | —                                            | —                 | 3.04                                          | 3.00              | —                              | —                 | [15]            |
| 湖北武汉         | 2006       | 鲤鱼              | 两优培九                 | 267                                          | 250               | 2.29                                          | 2.37              | —                              | —                 | [24]            |
| 湖南桃江         | 2006       | 草鱼              | —                    | 299                                          | 253               | —                                             | —                 | —                              | —                 | [23]            |
| 湖北潜江         | 2016       | 克氏原螯虾           | 鉴真2号                 | 456                                          | 268               | 3.08                                          | 2.85              | 6560                           | 6800              | [25]            |

等<sup>[16]</sup>发现,常规稻田水层中溶解氧的含量(当地时间下午15:00测定)为 $7.96\sim 8.21\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,而稻鱼共作稻田下降到 $5.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;二是鱼类排泄物、添加的饲料和增加的水稻生物量提高了土壤可溶性有机碳的含量,为产甲烷菌提供了更多的底物。印度稻鱼共作稻田水中可溶性有机碳含量为 $4.00\sim 4.13\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,比常规稻田增加了 $81.81\%\sim 105.47\%$ <sup>[16]</sup>;三是水稻生物量尤其是分蘖数增加为 $\text{CH}_4$ 排放提供了更多的通道,加速了 $\text{CH}_4$ 释放<sup>[16,21]</sup>;四是鱼类的扰动作用促使土壤中的 $\text{CH}_4$ 以气泡形式更加快速地释放到大气<sup>[16,22]</sup>。

Datta等<sup>[16]</sup>研究发现,水稻品种影响稻鱼共作促进 $\text{CH}_4$ 排放的效果,种植水稻品种 Varshadhan时, $\text{CH}_4$ 排放量从常规稻田的 $45.38\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到稻鱼共作的 $96.33\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,而水稻品种 Durga则仅从常规稻田的 $51.33\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $89.15\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。产生这种差异的主要原因是稻鱼共作更加有效地提高水稻品种 Varshadhan的产量,导致更多光合产物释放到根际土壤,为产甲烷菌提供了更为丰富的底物。Bhattacharyya等<sup>[17]</sup>研究了4种鲤鱼对稻鱼共作稻田 $\text{CH}_4$ 排放量的影响,发现养殖印度普通鲤鱼(*Cyprinus carpio* L)时稻鱼共作系统 $\text{CH}_4$ 排放量最大。作为杂食性食腐动物的普通鲤鱼主要通过挖掘土壤来获取食物,使得土壤中的 $\text{CH}_4$ 更易被释放,而其他鲤鱼如麦瑞加拉鲮鱼(*Cirrhinus mrigala* H)、罗希塔红唇(*Labeo rohita* H)和喀拉鲃(*Catla catla*)主要生活于稻田水层(水层深度大约25 cm)的中上部,以藻类等为食,因此对 $\text{CH}_4$ 排放的影响较小。

相反,袁伟玲等<sup>[14]</sup>研究发现养鲫鱼稻田2006年和2007年水稻生长期的 $\text{CH}_4$ 排放量分别为 $187\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $198\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,比常规稻田分别下降了25.73%和13.11%。刘小燕等<sup>[23]</sup>在湖南省桃江县试验发现,与常规种稻相比,稻田放养草鱼显著降低了齐穗期和成熟期 $\text{CH}_4$ 排放通量,降幅分别为20.75%和31.01%,稻鱼共作稻田的 $\text{CH}_4$ 排放量为 $253\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,平均降低了15.39%。展茗等<sup>[24]</sup>在华中农业大学实验农场监测发现,稻与鲤鱼共作降低 $\text{CH}_4$ 排放的幅度较小,仅为6.37%。徐祥玉等<sup>[25]</sup>在湖北省潜江市研究了放养克氏原螯虾对稻田 $\text{CH}_4$ 排放的影响,发现在前茬水稻秸秆全量还田条件下,稻虾共作稻田 $\text{CH}_4$ 排放量降低了41.23%。稻鱼共作减少稻田 $\text{CH}_4$ 排放的可能原因:一是虽然稻田通过扩散途径排放的 $\text{CH}_4$ 比例较低,但是稻鱼共作稻田具有更深的水层(8~10 cm,常规稻田为5 cm),可能降低了通过水面扩散到大气中的 $\text{CH}_4$

排放通量<sup>[26]</sup>;二是更深的水层会抑制部分水稻品种的生长,降低水稻根系活力,减弱水稻植株传输 $\text{CH}_4$ 的能力<sup>[9]</sup>;三是虾的活动提高了土壤氧化还原电位,降低了 $\text{CH}_4$ 产生潜力<sup>[25]</sup>。

以上分析表明,稻鱼共作对稻田 $\text{CH}_4$ 排放的影响存在着正效应和负效应,为此整合分析了全球数据。从图1可见,稻鱼共作对稻田 $\text{CH}_4$ 排放的正或负效应受稻田水层深度调控,当稻田水层深度小于11.5 cm时,稻鱼共作减少了稻田 $\text{CH}_4$ 排放;相反,当水层深度大于11.5 cm时,稻鱼共作促进了稻田 $\text{CH}_4$ 排放,最大正效应出现在水层深度25 cm左右。目前国际上主要采用两种方式进行稻田养鱼:一是增加稻田水层深度( $\geq 15\text{ cm}$ ),例如南亚的印度和孟加拉国;二是在稻田四周或者中间呈十字形开挖鱼道,来满足鱼类活动需求,同时适度增加水层深度,从常规稻田水层深度5 cm提高到8~10 cm<sup>[14,24]</sup>,这种方式主要在我国实施。目前鱼道宽度和深度没有统一的标准,与放养鱼类的密度有关。刘小燕等<sup>[23]</sup>在稻田中间开挖的十字形鱼道宽度和深度分别为50 cm和100 cm,袁伟玲等<sup>[14]</sup>和Li等<sup>[15]</sup>在稻田四周建立的鱼道宽度和深度则分别是40 cm和30 cm。Mohanty等<sup>[18]</sup>发现,稻鱼共作稻田小区围堰高度为12.5 cm时鱼产量最高,而水稻产量则以高度12.5 cm和15 cm时较高。从表4可见,我国稻鱼共作稻田的水稻产量远高于南亚的印度和孟加拉国,表明在稻田四周或者中间呈十字形开挖鱼道进行稻鱼共作,既提高了水稻产量,又降低了 $\text{CH}_4$ 排放,是一种经济效益和环境效应双赢的方式。

## 2.2 稻田转变为养殖塘对 $\text{CH}_4$ 排放的影响

稻田转变为淡水养殖塘对 $\text{CH}_4$ 排放影响的研究主要在我国开展。胡志强<sup>[27]</sup>在江苏省兴化市建立基地监测了稻田及其转变而来的养殖湿地 $\text{CH}_4$ 排放通

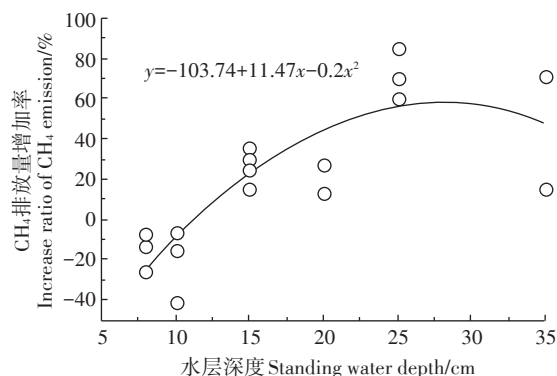


图1 稻鱼共作对稻田 $\text{CH}_4$ 排放的影响效应与水层深度的关系  
Figure 1 Relationship between standing water depth and effect of rice-fish on  $\text{CH}_4$  emission in paddy field

量,发现稻田、鱼塘和河蟹塘周年测定的CH<sub>4</sub>排放通量分别为0.62、0.48、0.37 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,稻田转变为养殖塘后CH<sub>4</sub>排放通量降低了17%~49%。Wu等<sup>[28]</sup>在同一地区测定的CH<sub>4</sub>排放通量下降比例为24%,介于上述测定值之间。Liu等<sup>[6]</sup>研究发现,常规稻田的CH<sub>4</sub>排放通量平均为0.71 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,而有水生植物和无水生植物的河蟹养殖塘则分别为0.48、0.21 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,与常规稻田相比下降了32%~69%。这些研究结果表明稻田转变为养殖湿地具有明显的CH<sub>4</sub>减排效果。Liu等<sup>[6]</sup>和Hu等<sup>[29]</sup>指出,尽管养殖湿地淹水时间比稻田长,为底泥产生CH<sub>4</sub>提供了更长时间的厌氧环境,但是由于水体中溶解氧含量较高,以及底泥产生的CH<sub>4</sub>缺少有效的排放通道,使得CH<sub>4</sub>在进入大气之前大部分会被氧化而消耗。与养殖湿地相比,稻田水层较浅(约5 cm),土壤中产生的CH<sub>4</sub>更易通过扩散进入大气,而水稻植株作为CH<sub>4</sub>排放的关键通道能够快速将根际土壤中的CH<sub>4</sub>传输到大气。

与上述发现相反,Yuan等<sup>[7]</sup>研究了太湖地区稻田转变为河蟹养殖塘对CH<sub>4</sub>排放的影响,发现常规稻田CH<sub>4</sub>排放通量为2.47 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,河蟹养殖塘高达9.02~14.30 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>(表5),比永久性淹水自然湿地CH<sub>4</sub>排放通量高,稻田转变为河蟹养殖塘导致CH<sub>4</sub>排放通量平均提高了3.41倍。这是因为在河蟹养殖过程中,大量投喂的饲料,包括2050 kg·hm<sup>-2</sup>商品饲料、1250 kg·hm<sup>-2</sup>小杂鱼、1000 kg·hm<sup>-2</sup>螺蛳和1150 kg·hm<sup>-2</sup>棉籽饼,显著增加了养殖塘底泥中可溶性有机碳的含量,达到稻田土壤的7.97倍,饲料碳转化为CH<sub>4</sub>的系数高达60.0%。尽管兴化市的河蟹养殖过程中也大量投喂商品饲料(1930 kg·hm<sup>-2</sup>)、小杂鱼(1240 kg·hm<sup>-2</sup>)和棉籽饼(230 kg·hm<sup>-2</sup>)等,但是底泥可溶性有机碳含量仅为193 mg·kg<sup>-1</sup>,低于相邻稻田土壤(214 mg·kg<sup>-1</sup>),明显有别于苏州养殖塘<sup>[7]</sup>。龙丽等<sup>[30]</sup>研究发现,淡水养殖塘中的CH<sub>4</sub>主要以气泡的形式释放进入大气,养殖塘CH<sub>4</sub>排放通量主要受CH<sub>4</sub>产生潜力的控制。大量研究发现,CH<sub>4</sub>排放通量与养殖塘的可溶性有机碳含量等呈正相关关系<sup>[31-32]</sup>,而与水体中溶解氧浓度呈负相关关系<sup>[6]</sup>。兴化市的养殖塘装配有曝气增氧系统,显著提高了水体尤其是底泥表层氧气的浓度,不仅促进了有机碳的分解,降低了产CH<sub>4</sub>底物的供应,而且提高了底泥的氧化还原电位,降低了底泥的产CH<sub>4</sub>潜力<sup>[6,27]</sup>。

### 2.3 不同类型淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放通量

表5汇总了淡水养殖系统CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放通量的

测定结果。从表中可见,淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放通量存在明显的差异,变化在0.01~19.95 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>之间。胡涛等<sup>[33]</sup>监测了江苏省兴化市1.33 hm<sup>2</sup>鲫鱼和白鲢(比例为80%:20%)混养塘CH<sub>4</sub>排放通量,并把养殖塘划分为3个监测区域,即饲料投喂区、营养富集区(投喂点下风口)和自然生长区(投喂点上风口,远离自动投料机),11个月的监测期CH<sub>4</sub>平均排放通量分别为0.38、1.63、0.57 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,最大值出现在营养富集区,最小值则为饲料投喂区。Wu等<sup>[28]</sup>测定的同一地区鱼塘的CH<sub>4</sub>排放通量为0.51 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,介于上述饲料投喂区和自然生长区的测定值之间。马煜春等<sup>[5]</sup>采用漂浮箱法对江苏省常熟市混养鱼塘进行了一年的观测,发现该养殖湿地CH<sub>4</sub>平均排放通量为0.73 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>。杨平等<sup>[34]</sup>从2011年9月到2012年1月对福州市鱼塘进行了为期半年的监测,发现CH<sub>4</sub>排放通量为3.15 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>;2012年6—11月夏秋季测定的鱼塘CH<sub>4</sub>排放通量为1.65 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>,接近于秋冬季的测定值,但是虾塘CH<sub>4</sub>排放通量达到19.95 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup><sup>[42]</sup>。谭立山<sup>[31]</sup>于2016年5月到2017年3月测定的同一地区虾塘CH<sub>4</sub>排放通量也达到18.69 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>。可以看出,鱼塘的CH<sub>4</sub>排放通量明显低于虾塘,导致这种差异的主要原因是虾类养殖过程中投喂了更多的饲料,不仅提供了丰富的产CH<sub>4</sub>底物,而且显著降低了水体中氧气浓度,为CH<sub>4</sub>的产生提供了更佳的环境<sup>[31,42]</sup>。

林海等<sup>[35]</sup>研究发现,有水生植物和无水生植物的河蟹养殖塘CH<sub>4</sub>排放通量分别为4.8、8.69 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>。Yuan等<sup>[7]</sup>监测了太湖地区3个不同水深的粗放型河蟹养殖塘CH<sub>4</sub>排放通量,平均值分别为9.02、9.46、14.30 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>。与上述测定结果不同,Liu等<sup>[6]</sup>对江苏省兴化市河蟹养殖湿地的测定值要低得多,CH<sub>4</sub>年平均排放通量为0.21~0.48 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>。在印度泰米尔纳德和马马拉普拉姆测定的虾塘CH<sub>4</sub>排放通量则更低,分别仅为0.04、0.01 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup><sup>[36]</sup>。在美国、韩国等高度集约化的循环水养殖池中几乎监测不到CH<sub>4</sub>排放<sup>[37-38]</sup>。

鉴于养殖系统管理水平强烈影响着淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放通量,Yuan等<sup>[7]</sup>对全球淡水养殖系统温室气体排放数据进行了整合分析,并依据养殖系统集约化水平等,把淡水养殖系统分为集约化型、半集约化型、粗放型和稻鱼共作等,并建立了4个类型养殖系统的CH<sub>4</sub>排放系数。现有数据显示,稻鱼共作稻田的CH<sub>4</sub>排放系数较高,为12.6 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>;半集约化型和

表5 稻田和淡水养殖系统CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放通量Table 5 Effect of conversion of paddy field to fish pond on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emission

| 地点<br>Site | 养殖方式<br>Category | 水产种类<br>Species | 水生植物<br>Hydrophyte | 曝气系统<br>Aeration system | CH <sub>4</sub> 通量 CH <sub>4</sub> flux/mg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> |                     | N <sub>2</sub> O通量 N <sub>2</sub> O flux/μg·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> |                     | 文献<br>Reference |
|------------|------------------|-----------------|--------------------|-------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|---------------------|------------------------------------------------------------------------------|---------------------|-----------------|
|            |                  |                 |                    |                         | 稻田<br>Paddy field                                                           | 养殖池塘<br>Aquaculture | 稻田<br>Paddy field                                                            | 养殖池塘<br>Aquaculture |                 |
| 江苏苏州       | 泥塘1              | 河蟹              | 有                  | 无                       | 2.47                                                                        | 9.02                | 80.70                                                                        | 2.13(0.05%)         | [7]             |
| 江苏苏州       | 泥塘2              | 河蟹              | 有                  | 无                       | 2.47                                                                        | 14.30               | 80.70                                                                        | 4.30(0.10%)         | [7]             |
| 江苏苏州       | 泥塘3              | 河蟹              | 有                  | 无                       | 2.47                                                                        | 9.46                | 80.70                                                                        | 4.85(0.11%)         | [7]             |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 河蟹              | 无                  | 有                       | 0.71                                                                        | 0.21                | 110.8                                                                        | 48.26(1.12%)        | [6]             |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 河蟹              | 有                  | 有                       | 0.71                                                                        | 0.48                | 110.8                                                                        | 46.28(1.01%)        | [6]             |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 鱼               | 无                  | 有                       | 0.62                                                                        | 0.48                | 138.3                                                                        | 40.90(0.54%)        | [27]            |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 河蟹              | 有                  | 有                       | 0.62                                                                        | 0.46                | 138.3                                                                        | 46.10(1.10%)        | [27]            |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 河蟹              | 无                  | 有                       | 0.62                                                                        | 0.20                | 138.3                                                                        | 51.32(1.32%)        | [27]            |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 鱼               | 无                  | 有                       | 0.63                                                                        | 0.51                | 210.6                                                                        | 54.78(0.72%)        | [28]            |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 河蟹              | 无                  | 有                       | 1.86                                                                        | 0.50                | —                                                                            | —                   | [29]            |
| 江苏兴化       | 泥塘               | 河蟹              | 有                  | 有                       | 1.86                                                                        | 1.14                | —                                                                            | —                   | [29]            |
| 江苏常熟       | 泥塘               | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 0.73                |                                                                              | —                   | [5]             |
| 江苏常熟       | 泥塘               | 河蟹              | 无                  | 无                       |                                                                             | 0.54                |                                                                              | —                   | [5]             |
| 江苏常熟       | 泥塘               | 河蟹              | 有                  | 无                       |                                                                             | 0.61                |                                                                              | —                   | [5]             |
| 湖北宜昌       | 泥塘1              | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 4.50                |                                                                              | —                   | [30]            |
| 湖北宜昌       | 泥塘2              | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 12.70               |                                                                              | —                   | [30]            |
| 湖北宜昌       | 泥塘3              | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 6.83                |                                                                              | —                   | [30]            |
| 湖北宜昌       | 泥塘4              | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 8.92                |                                                                              | —                   | [30]            |
| 湖北宜昌       | 泥塘5              | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 17.56               |                                                                              | —                   | [30]            |
| 福建福州       | 泥塘               | 虾               | 无                  | 无                       |                                                                             | 18.69               |                                                                              | 77.13               | [31]            |
| 江苏兴化       | 泥塘/富营养区          | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             | 1.63                |                                                                              | —                   | [33]            |
| 江苏兴化       | 泥塘/饲料投喂区         | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             | 0.38                |                                                                              | —                   | [33]            |
| 江苏兴化       | 泥塘/自然生长区         | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             | 0.57                |                                                                              | —                   | [33]            |
| 福建福州       | 泥塘               | 鱼虾              | —                  | 无                       |                                                                             | 3.15                |                                                                              | 16.58               | [34]            |
| 福建福州       | 泥塘               | 鱼虾              | 无                  | 无                       |                                                                             | 3.15                |                                                                              | 16.58               | [34]            |
| 江苏高淳       | 泥塘               | 河蟹              | 有                  | 无                       |                                                                             | 4.80                |                                                                              | 6.94                | [35]            |
| 江苏高淳       | 泥塘               | 河蟹              | 无                  | 无                       |                                                                             | 8.69                |                                                                              | 20.83               | [35]            |
| 印度泰米尔纳德    | 泥塘               | 虾               | 无                  | 有                       |                                                                             | 0.04                |                                                                              | 3.79                | [36]            |
| 印度马马拉普拉姆   | 泥塘               | 虾               | 无                  | 有                       |                                                                             | 0.01                |                                                                              | 1.00                | [36]            |
| 福建福州       | 泥塘               | 虾               | 无                  | 无                       |                                                                             | 19.95               |                                                                              | 10.74               | [42]            |
| 福建福州       | 泥塘               | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 1.65                |                                                                              | 11.80               | [42]            |
| 江苏常熟       | 泥塘               | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 0.73                |                                                                              | 60.80(0.85%)        | [43]            |
| 江苏常熟       | 泥塘               | 河蟹              | 无                  | 无                       |                                                                             | 0.54                |                                                                              | 68.40(1.12%)        | [43]            |
| 江苏常熟       | 泥塘               | 河蟹              | 有                  | 无                       |                                                                             | 0.61                |                                                                              | 69.60(1.10%)        | [43]            |
| 山东东营       | 泥塘               | 鱼               | 无                  | 无                       |                                                                             | 0.006               |                                                                              | 2.70                | [45]            |
| 韩国天安       | 养殖池              | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | 1.07                | [37]            |
| 美国夏威夷      | 循环水养殖池1          | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | (2.36%)             | [38]            |
| 美国夏威夷      | 循环水养殖池2          | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | (2.99%)             | [38]            |
| 美国夏威夷      | 循环水养殖池           | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | (1.92%)             | [39]            |
| 美国夏威夷      | 循环水养殖池+淀粉        | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | (0.31%)             | [39]            |
| 美国夏威夷      | 循环水养殖池           | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | (2.60%)             | [40]            |
| 以色列        | 循环水养殖池           | 鱼               | 无                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | (2.04%)             | [44]            |
| 山东济南       | 循环水养殖池           | 鱼               | 有                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | 376.40(1.26%)       | [41]            |
| 山东济南       | 循环水养殖池+硝化菌       | 鱼               | 有                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | 575.90(1.89%)       | [41]            |
| 山东济南       | 循环水养殖池+填料        | 鱼               | 有                  | 有                       |                                                                             |                     |                                                                              | 798.60(2.67%)       | [41]            |

注:括号内为添加饲料氮的N<sub>2</sub>O排放系数。Note: Figures in the parentheses are the N<sub>2</sub>O emission factor of the applied N.

粗放型养殖次之,分别为 $10.40 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $6.20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ;集约化型养殖系统则接近于零。这些CH<sub>4</sub>排放系数的建立为估算全球和各国淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放量提供了重要依据。

## 2.4 淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放的影响因素

分析现有研究结果可以发现,淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放通量的极大差异可能与是否装备曝气设施、有无水生植物、是否定期清淤以及温度等有关。

### 2.4.1 水生植物

河蟹养殖与其他鱼类不同,一般需要栽种水生植物,这有以下4个方面的好处:一是为河蟹提供隐蔽、蜕壳、逃避敌害和栖居的良好场所,避免被其他河蟹残杀,提高成活率;二是可以增加天然饵料的供应;三是吸收水中过量营养盐类,净化水质;四是通过光合作用产生氧气,加速水中有机物分解,保持水质清新。马煜春等<sup>[5]</sup>研究了太湖地区鱼类和河蟹养殖塘的CH<sub>4</sub>排放规律,发现2016年3月至2017年1月养殖期内河蟹塘种植水生植物伊乐藻(*Elodea naltalii*)导致CH<sub>4</sub>排放通量增加14%。Liu等<sup>[6]</sup>测定的有水草和无水草蟹塘CH<sub>4</sub>排放通量分别为 $0.48$ 、 $0.21 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ,水生植物提高CH<sub>4</sub>排放通量128%。Hu等<sup>[29]</sup>监测到了类似的促进效应,CH<sub>4</sub>排放通量从 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 增加到 $1.14 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。数据整合分析表明(图2),水生植物总体上促进了养殖塘CH<sub>4</sub>排放。水生植物增加CH<sub>4</sub>排放通量的原因有:通过光合作用为产甲烷菌提供更多的底物,提高了底泥CH<sub>4</sub>的产生潜力;为CH<sub>4</sub>排放提供通道,减少了CH<sub>4</sub>氧化;植物根系周围的硝化细菌和异养细菌等消耗溶解氧,可以形成厌氧环境,促进CH<sub>4</sub>产生<sup>[24]</sup>。

相反,林海等<sup>[35]</sup>对江苏省高淳县河蟹养殖塘的监测则发现,水生植物的存在显著降低了夏季(7—9月)CH<sub>4</sub>排放通量,降幅为44.80%。分析发现,高淳县河蟹塘具有8 a的养殖历史,没有清淤,导致淤泥厚度达到15 cm,残余的有机饲料、腐败水草等有机质为CH<sub>4</sub>产生提供了充足的碳源和能源,而7—8月养殖塘底层水温达到30~33℃,为产甲烷菌提供了极佳生境,CH<sub>4</sub>排放通量达到 $8.69 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。水生植物的旺盛生长,不仅降低了底泥温度,而且根系可以分泌氧气,提高底泥氧化还原电位,抑制产甲烷菌作用,同时促使产生的CH<sub>4</sub>被较快地氧化。胡志强<sup>[27]</sup>指出,养殖塘年度干塘、清淤降低了产CH<sub>4</sub>底物的供应,破坏了CH<sub>4</sub>产生需要的厌氧环境。因此,定期干塘和清淤是减缓养殖湿地CH<sub>4</sub>排放的有效途径之一。

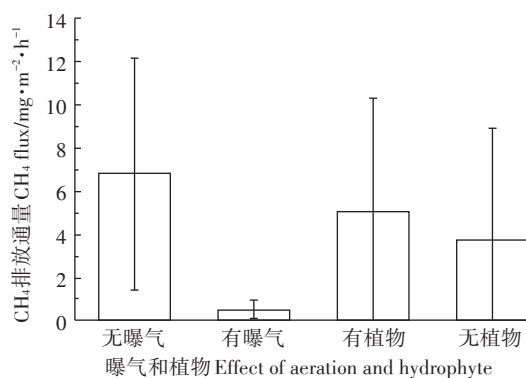


图2 曝气增氧系统和种植水生植物对养殖系统CH<sub>4</sub>排放的影响

Figure 2 Effect of aerators and hydrophyte on CH<sub>4</sub> fluxes in ponds

### 2.4.2 水深深度

王娇等<sup>[46]</sup>研究发现,以气泡方式排放的CH<sub>4</sub>通量与养殖塘水深深度呈显著负相关,随水深从6 cm增加到190 cm而呈指数递减。Yang等<sup>[47]</sup>比较研究了水深50 cm和120 cm养殖塘的CH<sub>4</sub>排放强度,发现浅水养殖塘的CH<sub>4</sub>排放通量是深水养殖塘的9.4倍。Yuan等<sup>[7]</sup>观察到太湖地区水深160、119 cm河蟹塘的CH<sub>4</sub>排放通量分别是 $9.02$ 、 $14.30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ,浅水养殖塘比深水养殖塘高出58.53%;进一步研究发现,浅水养殖塘底泥中有机碳和活性有机碳含量更高,为产甲烷菌提供了更多的底物。因此,适当增加养殖塘尤其是缺乏曝气增氧系统养殖塘的水深可以减缓CH<sub>4</sub>排放。

### 2.4.3 水体氧气浓度

从图2可见,装备曝气系统显著降低了养殖湿地CH<sub>4</sub>排放,与不装配曝气增氧系统的养殖湿地相比CH<sub>4</sub>排放通量平均降低了92.67%。Wu等<sup>[28]</sup>研究发现,CH<sub>4</sub>排放通量与水体中溶解氧浓度呈负相关。高的氧气含量促进CH<sub>4</sub>氧化,同时降低了底泥产CH<sub>4</sub>潜力<sup>[48]</sup>。然而,Yang等<sup>[42]</sup>对鱼塘和虾塘的研究发现,水体中溶解氧含量与CH<sub>4</sub>排放通量无显著关系,推测是其他因素控制了CH<sub>4</sub>排放。有研究发现,在装配有曝气系统的循环水养殖池中,没有测到CH<sub>4</sub>排放<sup>[37-41]</sup>。胡志强<sup>[27]</sup>对曝气方式进行了研究,发现河蟹养殖湿地的人工增氧方法(底层微孔曝气增氧)比鱼塘养殖湿地常用的叶轮式增氧具有更加明显的增氧效果,对养殖塘底部的增氧效果更佳。因此配备底层微孔曝气增氧装置可以高效削减淡水养殖系统CH<sub>4</sub>排放。

### 2.4.4 温度

Wu等<sup>[28]</sup>研究指出,CH<sub>4</sub>排放通量与水温呈显著的正相关性。大量研究发现,热量状况强烈地影响着养

殖湿地  $\text{CH}_4$  排放通量<sup>[47]</sup>; 夏季温度升高提高了  $\text{CH}_4$  排放通量, 冬季较低的温度降低了  $\text{CH}_4$  排放通量, 使得养殖湿地  $\text{CH}_4$  排放通量呈现出明显的季节性排放特征<sup>[6-7, 49]</sup>。温度升高一方面提高产甲烷菌的活性, 提升水体和底泥产  $\text{CH}_4$  潜力; 另一方面, 可以提高  $\text{CH}_4$  (以气泡和扩散方式) 的排放速率<sup>[21, 50]</sup>。

### 3 淡水养殖系统饲料氮的去向

#### 3.1 饲料的利用效率

一般用转化系数来评估养殖动物饲料的利用效率。水产养殖的饲料转化系数为  $1\sim 3$ <sup>[51]</sup>, 即需要  $1\sim 3$  kg 的饲料(干质量)才能获得 1 kg 的渔获物(鲜质量), 但是受养殖系统模式的影响。饲料转化系数受养殖水平影响, 效应表现为: 工厂化循环水养殖模式 ( $0.8\sim 2.2$  kg) $>$  养殖笼 ( $1.1\sim 2.2$  kg) $>$  泥塘 ( $0.8\sim 3.5$  kg)<sup>[52]</sup>。在投喂的饲料氮中, 38% 被鱼类利用, 42% 溶解于水体, 20% 以颗粒存在<sup>[53]</sup>。然而, 被鱼类利用的氮中, 一部分会以排泄物的形式释放回水体。总体而言, 饲料氮的 11%~36% 保留于收获的鱼产品中, 平均为 25%<sup>[54-55]</sup>。

#### 3.2 饲料氮的去向

除存留于渔获物外, 64%~89% 的饲料氮存留于养殖系统, 平均为 80%, 13% 存留于固体物质<sup>[54-55]</sup>。存留于养殖系统的氮中, 最高有 21% 的氮通过硝化、反硝化等途径以气态的形式损失<sup>[55]</sup>。Hu 等<sup>[40]</sup>构建了循环水养殖池, 研究了饲料氮的去向, 发现排泄水中的氮占 40.0%, 排泄的生物絮凝物氮 3.6%, 鱼产品 27.4%, 养殖池水中的氮 4.0%, 养殖池中的生物絮凝物氮 3.8%, 排放的氮气 20.9%, 排放的  $\text{N}_2\text{O}$  1.3%。依据上述饲料氮在亚系统中的分配系数, 估计 2010 年投喂的 5.7 Tg 饲料氮中, 鱼类净利用氮量为 1.2 Tg; 2020 年投喂饲料氮量预计达到 7.9 Tg, 其中 6.2 Tg 将残留于养殖系统水体或底泥中(表 6)。

饲料氮的利用效率及其对环境的影响受养殖方式即养殖水平影响。罗国芝等<sup>[57]</sup>综合分析了不同养殖模式中饲料氮的去向。在开放水域的网箱、围栏等养殖过程中, 不能被利用的饲料氮直接排放进入水体

的比例为 43%, 沉积于底泥的约为 20%<sup>[58]</sup>。在粗放型养殖湿地中, 进入水体和底泥的饲料氮分别占 9%~33% 和 9%~80%, 渔获物占 5%~35%。在精养湿地中, 进入水体、底泥和渔获物的饲料氮比例分别是 17%~51%、13%~37% 和 20%~37%。在工厂化养殖系统中, 实行定时定量投喂饲料以及鱼不吃的饲料及时回收, 提高了饲料利用效率, 进入水体、底泥和渔获物的饲料氮比例分别为 3%~51%、8%~18% 和 24%~40%。总体而言, 随着养殖集约化程度增加, 饲料转化系数提高, 降低了饲料氮对环境的负荷。

### 4 淡水养殖系统 $\text{N}_2\text{O}$ 排放特征

#### 4.1 稻鱼共作对稻田 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的影响

与  $\text{CH}_4$  排放呈多样性不同, 稻鱼共作普遍降低了稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放(表 4)。袁伟玲等<sup>[14]</sup>的 2 年田间测定结果表明, 养鲫鱼稻田整个生长期  $\text{N}_2\text{O}$  排放量比常规稻田降低 5%。李成芳等<sup>[59]</sup>的研究发现, 稻鲫鱼共作稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量较常规稻田下降 6.9%。徐祥玉等<sup>[25]</sup>监测了前茬稻秆还田条件下稻小龙虾共作对稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响, 发现与常规稻田相比  $\text{N}_2\text{O}$  排放量降低 7.5%。在印度, Bhattacharyya 等<sup>[17]</sup>研究发现, 稻鱼共作稻田的  $\text{N}_2\text{O}$  排放量较常规稻田减少了 7.88%~12.14%, Frei 等<sup>[21]</sup>测定的稻鱼共作稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量的下降幅度达到 21.73%~26.47%。对比上述中国和印度的测定结果发现, 我国稻鱼共作稻田的  $\text{N}_2\text{O}$  排放量要高于印度, 而稻鱼共作降低稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放的幅度小于印度。稻鱼共作减缓稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放的可能原因是: 稻田较深的水层减缓了氧气扩散, 而鱼的活动搅浑了田面水以及鱼捕食藻类等降低了光合作用, 减少了水体层中溶氧的含量, 减弱了硝化作用, 减少了反硝化底物  $\text{NO}_3^-$  的供应, 抑制了  $\text{N}_2\text{O}$  产生和排放。因此, 印度稻田更深的水层相对更有效地降低  $\text{N}_2\text{O}$  排放, 稻鱼共作减少稻田  $\text{N}_2\text{O}$  排放的幅度更明显。

#### 4.2 稻田转变为养殖塘对 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的影响

Liu 等<sup>[6]</sup>在江苏省兴化市的研究发现, 常规稻田  $\text{N}_2\text{O}$  年平均排放通量为  $110.8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 有水生植物和无水生植物的河蟹养殖塘分别为  $46.28$ 、 $48.26 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 稻田转化为养殖塘后  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量降低了 56.47%~58.25%, 饲料氮诱导的  $\text{N}_2\text{O}$  排放系数为 1.01%~1.12%。Wu 等<sup>[28]</sup>在同一地区研究显示, 稻田转化为鱼塘后  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量减少了 73.99%,  $\text{N}_2\text{O}$  排放系数为 0.72%, 稍低于河蟹养殖塘, 单位鱼产品的  $\text{N}_2\text{O}$  排放系数是  $2.46 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  鱼。胡志强<sup>[27]</sup>的研究指出, 稻

表 6 全球水产养殖系统饲料氮用量和去向(Tg N)<sup>[56]</sup>

Table 6 Amount and fate of applied silage N in global aquaculture(Tg N)<sup>[56]</sup>

| 去向 Fate | 2010 年 | 2020 年 | 2050 年 |
|---------|--------|--------|--------|
| 饲料      | 5.7    | 7.9    | 10.6   |
| 渔获物     | 1.2    | 1.7    | 2.5    |
| 残留      | 4.5    | 6.2    | 8.1    |

田转化为鱼塘和河蟹塘后N<sub>2</sub>O排放通量分别下降了70.30%和65.11%。Yuan等<sup>[7]</sup>在江苏省太湖地区对稻田和河蟹塘温室气体排放的对比研究发现,常规稻麦轮作农田N<sub>2</sub>O年平均排放通量为80.70  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,氮肥诱导的N<sub>2</sub>O排放系数为1.05%,稻田转变为河蟹养殖塘后N<sub>2</sub>O排放通量下降至2.13~4.85  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,降低幅度达到93.99%~97.36%,饲料氮诱导的N<sub>2</sub>O排放系数仅为0.05%~0.11%。

一般稻麦轮作系统中稻田淹水期排放的N<sub>2</sub>O量仅占全年总排放量的5%~8%<sup>[27]</sup>。养殖塘除冬季排干期外全年处于淹水状态,不利于硝化作用产生N<sub>2</sub>O及反硝化底物NO<sub>3</sub><sup>-</sup>。Yuan等<sup>[7]</sup>研究发现,太湖地区河蟹养殖塘底泥中NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量小于1  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,低于反硝化作用启动所需的临界含量5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;另外,丰富的可溶性有机碳含量和低的氧化还原电位使反硝化过程更加彻底,产生更多的N<sub>2</sub>,抑制了N<sub>2</sub>O排放(但导致CH<sub>4</sub>大量排放)。江苏省兴化市的河蟹养殖塘装配有底层微孔曝气增氧系统,提高了水体尤其是表层底泥中的氧气含量,促进了硝化作用,为深层底泥反硝化作用提供了相对较多的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>。相反,太湖地区河蟹养殖塘管理粗放,没有装备曝气增氧系统,底泥完全处于厌氧状态,氧化还原电位小于-120 mV<sup>[7]</sup>,使得硝化作用受到严重抑制,反硝化作用缺少底物NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,导致N<sub>2</sub>O排放量极低。

#### 4.3 淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放通量

从现有测定结果来看(表5),全球淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放通量变异极大,变化在1.00~798.60  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,饲料氮诱导的N<sub>2</sub>O排放系数变幅则为0.05%~2.99%。在日本,对Willow shiner养殖塘温室气体监测发现,N<sub>2</sub>O平均排放通量达到109  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数为1.35%<sup>[60]</sup>。对福建省福州市虾类养殖塘的测定发现,N<sub>2</sub>O排放通量变化在-9.07~284.6  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,年平均为77.13  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,其中养殖期为46.44  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ <sup>[31]</sup>。杨平等<sup>[34]</sup>采用悬浮箱法,从2011年9月至2012年1月测定了鱼虾混合养殖塘的N<sub>2</sub>O排放通量,平均为16.58  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数仅为0.02%。胡志强<sup>[27]</sup>监测了江苏省兴化市河蟹养殖塘N<sub>2</sub>O排放通量的季节性变化,发现2个养殖塘的N<sub>2</sub>O排放通量分别为51.32、46.09  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。Liu等<sup>[6]</sup>对同一地区水生植物生长的河蟹养殖塘的测定值为48.26  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数为1.12%。Hu等<sup>[38]</sup>对养殖鲤鱼的循环水养殖池(集约化)测定发现,N<sub>2</sub>O排放系数为2.36%~2.99%。

Zou等<sup>[41]</sup>建立了包括养殖池(装备有曝气增氧设备)、废水处理的水培床等的循环水养殖系统,研究发现常规循环水养殖系统N<sub>2</sub>O排放通量为376.4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数为1.26%;在水培床中添加硝化细菌处理的N<sub>2</sub>O排放通量达到575.9  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数增加到1.89%;在水培床中添加砾石改善通气性处理的N<sub>2</sub>O排放通量则达到798.6  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数为2.67%。他们发现,常规、添加硝化细菌和添加砾石处理的养殖池中N<sub>2</sub>O排放通量分别为104.7、109.2、131.4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,差异较小,而处理废水的水培床中3个处理的N<sub>2</sub>O排放通量存在极大的差异。

与上述较高的排放通量不同,Vasanth等<sup>[36]</sup>对印度虾塘的研究发现,N<sub>2</sub>O排放通量仅为3.79  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,N<sub>2</sub>O排放系数低至0.02%。对江苏省太湖地区3个面积和水深不同的河蟹养殖塘监测发现,N<sub>2</sub>O年平均排放通量分别为2.13、4.30、4.85  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ <sup>[7]</sup>,与印度的测定值相近,N<sub>2</sub>O排放系数为0.05%~0.11%。兰晶<sup>[61]</sup>测定的淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放通量变化在-0.03~0.46  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,平均只有0.05  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。通过比较江苏省太湖地区和兴化市的原位测定结果,发现兴化市养殖塘装备有曝气增氧系统,导致产生更多的N<sub>2</sub>O,但是抑制了CH<sub>4</sub>排放;相反,太湖地区粗放型(没有配备曝气增氧系统)养殖塘N<sub>2</sub>O排放通量较低而排放更多的CH<sub>4</sub>,综合温室效应远高于兴化市的河蟹养殖塘<sup>[6-7]</sup>。

鉴于养殖系统N<sub>2</sub>O排放系数差异极大,Yuan等<sup>[7]</sup>对全球测定数据进行了整合,并按照养殖系统水平进行分类,建立了集约化、半集约化、粗放和稻鱼共作4类淡水养殖系统基于氮用量和单位水产品产量的N<sub>2</sub>O排放系数。从高到低排序为:稻鱼共作稻田氮用量和单位水产品产量的N<sub>2</sub>O排放系数分别为1.93%和5.50  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 鱼;集约化淡水养殖系统1.16%和2.48  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 鱼;半集约化型养殖系统0.35%和0.88  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 鱼;粗放型养殖系统0.24%和0.66  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 鱼。

#### 4.4 淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放的影响因素

##### 4.4.1 水生植物

胡志强<sup>[27]</sup>和Hu等<sup>[38]</sup>发现,水生植物的存在提高了河蟹养殖塘的N<sub>2</sub>O排放通量,增加幅度为11.35%,但是没有达到显著水平。对江苏省常熟市河蟹养殖塘的测定也发现,水生植物生长没有显著改变N<sub>2</sub>O排放通量<sup>[43]</sup>。Liu等<sup>[6]</sup>研究发现,有水生植物和无水生植物生长的河蟹养殖塘N<sub>2</sub>O排放通量分别为46.28、48.26  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,水生植物稍微降低了N<sub>2</sub>O排放。林

海等<sup>[35]</sup>在江苏省高淳县(区)研究发现,水生植物显著降低了河蟹养殖塘  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量,从无水生植物养殖塘的  $20.83 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  显著降低到  $6.94 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , 下降幅度达到 66.68%。对比分析发现,在配备有曝气增氧系统或者年度排干清淤的养殖塘中,水生植物不会显著影响  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量;相反,在不清淤、常年淹水的养殖塘中<sup>[35]</sup>,水生植物显著降低了  $\text{N}_2\text{O}$  (及  $\text{CH}_4$ ) 排放,可能是水生植物通过光合作用释放氧气,相对提高了溶解氧含量,降低了底泥的反硝化作用。

#### 4.4.2 无机氮含量

Hu 等<sup>[40]</sup>利用循环水养殖系统研究发现,水中  $\text{N}_2\text{O}$  浓度与  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_2^-$  含量呈显著正相关,表明增加硝化菌( $\text{NH}_4^+$ )和反硝化菌( $\text{NO}_2^-$ 或  $\text{NO}_3^-$ )的底物供应促进了  $\text{N}_2\text{O}$  排放。Ma 等<sup>[43]</sup>的研究发现,鱼塘的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量同时与沉积物中  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 含量密切相关,而河蟹塘  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量仅与沉积物中  $\text{NO}_3^-$ -N 含量密切相关。Yang 等<sup>[42]</sup>发现,虾塘  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量与  $\text{NH}_4^+$ -N 含量相关,鱼塘  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量与  $\text{NO}_3^-$ -N 含量相关;并指出虾塘的  $\text{N}_2\text{O}$  主要来自硝化作用,而鱼塘则主要由反硝化作用产生。Yuan 等<sup>[7]</sup>认为,河蟹养殖塘低的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量是由于底泥中  $\text{NO}_3^-$ -N 含量小于  $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 导致反硝化作用无法进行。明显看出,除底物供应外,养殖塘底泥中氧气含量和氧化还原电位等强烈影响  $\text{N}_2\text{O}$  的产生潜力。

#### 4.4.3 水体氧气浓度

Hu 等<sup>[40]</sup>研究发现,循环水养殖塘水中  $\text{N}_2\text{O}$  浓度与氧气浓度呈负相关。Ma 等<sup>[43]</sup>也发现养殖湿地水中可溶性氧气含量与  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量呈显著负相关。通常,反硝化作用比硝化作用可以产生更多的  $\text{N}_2\text{O}$ , 是养殖系统  $\text{N}_2\text{O}$  的主要产生过程。适当增加养殖系统水中可溶性氧气含量可以促进硝化作用,为反硝化菌提供更多的底物  $\text{NO}_3^-$ ; 相反,过度曝气增氧抑制了反硝化作用,降低  $\text{N}_2\text{O}$  产生和排放,与养殖塘中种植水生植物降低  $\text{N}_2\text{O}$  排放具有相同的效应。养殖系统  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量与水体/底泥中氧气浓度的内在关系和微生物机制尚待深入研究。

#### 4.4.4 温度

温度影响养殖系统的硝化和反硝化强度,硝化和反硝化作用的最佳温度为  $25 \sim 35 \text{ }^\circ\text{C}$ <sup>[54]</sup>。杨平等<sup>[34]</sup>发现,观测期内养殖塘表层水温度变化在  $9.7 \sim 26.3 \text{ }^\circ\text{C}$  之间,平均为  $15.8 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量与水温之间存在极显著的正相关关系。提高温度增强了硝化菌和反硝化菌的活性,促进  $\text{N}_2\text{O}$  产生和排放;在淡水养殖系

统中,高温也提高了鱼虾等水生生物的活动强度,例如觅食、代谢等,对水体产生更为强烈的扰动作用,促使沉积物中更多的  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NO}_2^-$  进入水体,为水体中反硝化菌提供更多的底物<sup>[62]</sup>。然而,Paudel 等<sup>[37]</sup>通过建立循环水养殖系统,以锦鲤为模式鱼开展的温度 ( $15 \sim 24 \text{ }^\circ\text{C}$ ) 对  $\text{N}_2\text{O}$  排放影响的研究发现,  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量最大值出现在  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ , 是  $24 \text{ }^\circ\text{C}$  的 1.64 倍,  $\text{N}_2\text{O}$  排放系数从  $24 \text{ }^\circ\text{C}$  的  $0.98 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  鱼增加到  $15 \text{ }^\circ\text{C}$  的  $1.88 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  鱼。他们进一步研究发现,温度低于  $21 \text{ }^\circ\text{C}$  有效抑制了  $\text{N}_2\text{O}$  还原酶的活性,降低了反硝化过程中  $\text{N}_2\text{O}$  转化为氮气的速率。在缺少底泥的循环水养殖系统中,温度如何影响  $\text{N}_2\text{O}$  排放,机制是否有别于养殖塘,尚需深入研究。

## 5 全球淡水养殖系统 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量

### 5.1 $\text{CH}_4$ 排放量

Yuan 等<sup>[7]</sup>利用建立的淡水养殖系统  $\text{CH}_4$  排放量,估算了全球淡水养殖系统  $\text{CH}_4$  排放量,为  $6.04 \text{ Tg}$ , 这是全球第一次估算淡水养殖系统  $\text{CH}_4$  排放量。在排放的  $\text{CH}_4$  中,超 80% 来自粗放型和半集约化型养殖水体,其次为稻鱼共作稻田,而集约化养殖系统几乎没有  $\text{CH}_4$  排放(图 3)。因此,提高淡水养殖集约化水平,实现高产高效养殖是减缓水产养殖系统  $\text{CH}_4$  排放的重要途径。

### 5.2 $\text{N}_2\text{O}$ 排放量

借用废水处理过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的排放系数 1.80%, Williams 等<sup>[63]</sup>估计了全球淡水养殖系统  $\text{N}_2\text{O}$  排放量为  $189 \text{ Gg}$ 。Hu 等<sup>[64]</sup>基于文献数据估算的淡水养殖系统  $\text{N}_2\text{O}$  排放量为  $146 \text{ Gg}$ , 并预测到 2030 年将达到  $602 \text{ Gg}$ 。为了提高估算的精度, Hu 等<sup>[40]</sup>构建了循环水养殖系统,监测了养鱼全过程的  $\text{N}_2\text{O}$  排放通量,发现饲

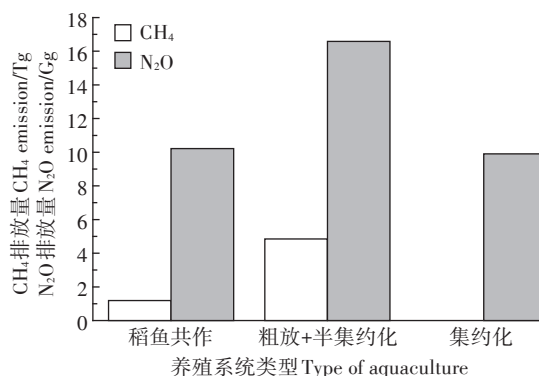


图3 全球淡水养殖系统  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放量<sup>[7]</sup>

Figure 3 Global inventory of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emission in freshwater aquaculture<sup>[7]</sup>

料氮诱导的N<sub>2</sub>O排放系数为2.04 g·kg<sup>-1</sup>鱼,进而估算了全球2030年水产养殖系统N<sub>2</sub>O排放总量为456 Gg,由此推测淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放量占到农业总排放量的三分之一,甚至更高。Kanter等<sup>[56]</sup>认为,利用废水处理过程中的N<sub>2</sub>O排放系数进行估算,将严重高估水产养殖系统N<sub>2</sub>O排放,为此他们采用农田氮肥诱导的、IPCC推荐的N<sub>2</sub>O排放系数1.0%进行估算,2010年全球水产养殖系统N<sub>2</sub>O排放量为79 Gg,预测2020年和2050年将分别增加到94 Gg和126 Gg。

Yuan等<sup>[7]</sup>利用自己新建立的不同类型淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放系数,估算了全球淡水养殖系统N<sub>2</sub>O排放量为36.7 Gg,该估算值远低于其他专家利用一个N<sub>2</sub>O排放系数来估算整个淡水养殖系统的估算量。在不同类型的淡水养殖系统中,半集约化和粗放型养殖系统N<sub>2</sub>O排放量最高,为16.6 Gg(图3),主要是由于养殖面积大所致;其次为稻鱼共作稻田,N<sub>2</sub>O排放量为10.2 Gg;集约化型养殖系统虽然N<sub>2</sub>O排放系数较高,但是产量较低,排放的N<sub>2</sub>O量为9.9 Gg。

## 6 结论

(1)稻鱼共作稻田具有高的CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放系数,是重要的CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放源,需要控制稻田水层深度<11.5 cm以减缓温室气体排放。

(2)稻田转变为粗放型淡水养殖塘促进了CH<sub>4</sub>排放,而转变为集约化型养殖塘降低CH<sub>4</sub>排放,养殖系统配置曝气增氧系统将有效减缓温室气体排放。

(3)全球淡水养殖系统CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放量分别为6.04 Tg和36.7 Gg。

(4)全球尤其是发展中国家迫切需要提升淡水养殖系统的装备水平和集约化程度,提高饲料转化系数,增加水产养殖效益,降低对水环境的负荷,以实现水产产业的可持续发展。

## 参考文献:

- [1] FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). The State of World Fisheries and Aquaculture 2018[M]. Rome:FAO, 2018.
- [2] FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). The State of World Fisheries and Aquaculture 2012[M]. Rome:FAO, 2012.
- [3] 中国农业年鉴编辑委员会. 中国农业年鉴[M]. 北京:中国农业出版社, 2017.  
China Agricultural Yearbook Editorial Committee. China agricultural yearbook[M]. Beijing:China Agricultural Press, 2017.
- [4] Han D, Shan X, Zhang W, et al. A revisit to fishmeal usage and associated consequences in Chinese aquaculture[J]. *Reviews in Aquaculture*, 2018, 10(2):493-507.
- [5] 马煜春, 孙丽英, 刘翠英, 等. 太湖地区两种典型水产养殖系统CH<sub>4</sub>排放研究[J]. 生态环境学报, 2018, 27(7):1269-1275.  
MA Yu-chun, SUN Li-ying, LIU Cui-ying, et al. Methane emission from two typical aquaculture ponds in Taihu Lake[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(7):1269-1275.
- [6] Liu S W, Hu Z Q, Wu S, et al. Methane and nitrous oxide emissions reduced following conversion of rice paddies to inland crab-fish aquaculture in southeast China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(2):633-642.
- [7] Yuan J J, Xiang J, Liu D Y, et al. Rapid growth in greenhouse emissions from the adoption of industrial-scale aquaculture[J]. *Nature Climate Change*, 2019, 9(4):318-322.
- [8] Ruddle K. Traditional integrated farming systems and rural development: The example of ricefield fisheries in southeast Asia[J]. *Agricultural Administration*, 1982, 10(1):1-11.
- [9] 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 Qiang-sheng. 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.
- [10] Halwart M. Fish as biological control agents in rice[M]. Weikersheim Germany: Margraf Verlag, 1994:169.
- [11] Frei M, Khan M A M, Razzak M A, et al. Effects of a mixed culture of common carp, *Cyprinus carpio* L., and Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), on terrestrial arthropod population, benthic fauna, and weed biomass in rice Wards in Bangladesh[J]. *Biological Control*, 2007, 41:207-213.
- [12] Panda M M, Ghosh B C, Sinhababu D P. Uptake of nutrients by rice under rice-cum-fish culture in intermediate deep water situation (up to 50-cm depth)[J]. *Plant Soil*, 1987, 102:131-132.
- [13] Vromant N, Duong L T, Ollevier F. Effect of fish on the yield and yield components of rice in integrated concurrent rice-fish systems[J]. *The Journal of Agricultural Science*, 2002, 138(1):63-71.
- [14] 袁伟玲, 曹凑贵, 李成芳, 等. 稻鸭、稻鱼共作生态系统CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O温室效应及经济效益评估[J]. 中国农业科学, 2009, 42(6):2052-2060.  
YUAN Wei-ling, CAO Cou-gui, LI Cheng-fang, et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice-fish and rice-duck complex ecosystems and the evaluation of their economic significance[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2009, 42(6):2052-2060.
- [15] Li C, Cao C, Wang J, et al. Nitrogen losses from integrated rice-duck and rice-fish ecosystems in southern China[J]. *Plant Soil*, 2008, 307:207-217.
- [16] 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, Ecosystem and Environment*, 2009, 129:228-237.
- [17] Bhattacharyya P, Sinhababu D P, Roy K S, et al. Effect of fish species on methane and nitrous oxide emission in relation to soil C, N pools and enzymatic activities in rainfed shallow lowland rice-fish farming system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 176:53-62.

- [18] Mohanty R K, Verma H N, Brahmanand P S. Performance evaluation of rice-fish integration system in rainfed medium land ecosystem[J]. *Aquaculture*, 2004, 230: 125-135.
- [19] Berg H. Rice monoculture and integrated rice-fish farming in the Mekong Delta, Vietnam-economic and ecological considerations[J]. *Ecological Economics*, 2002, 41(1): 95-107.
- [20] Lightfoot C, van Dam A, Costa-Pierce B. What's happening to rice yields in rice-fish systems? [C]//de la Cruz C R, Lightfoot C, Costa-Pierce B A, et al. (Eds.). *Rice-Fish Research and Development in Asia*. ICLARM Conference Proceeding, 1992: 245-254.
- [21] Frei M, Razzak M A, Hossain M M, et al. Methane emissions and related physicochemical soil and water parameters in rice-fish systems in Bangladesh[J]. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 2007, 120(2/3/4): 391-398.
- [22] Frei M, Becker K. Integrated rice-fish production and methane emission under greenhouse conditions[J]. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 2005, 107(1): 51-56.
- [23] 刘小燕, 黄 璜, 杨治平, 等. 稻鸭鱼共栖生态系统  $\text{CH}_4$  排放规律研究[J]. *生态环境*, 2006, 15(2): 265-269.  
LIU Xiao-yan, HUANG Huang, YANG Zhi-ping, et al. Methane emission from rice-duck-fish complex ecosystem[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(2): 265-269.
- [24] 展 茗, 曹凑贵, 汪金平, 等. 复合稻田生态系统温室气体交换及其综合增温潜势[J]. *生态学报*, 2008, 28(11): 5461-5468.  
ZHAN Ming, CAO Cou-gui, WANG Jin-ping, et al. Greenhouse gases exchange of integrated paddy field and their comprehensive global warming potentials[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(11): 5461-5468.
- [25] 徐祥玉, 张敏敏, 彭成林, 等. 稻虾共作对秸秆还田后稻田温室气体排放的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(11): 1591-1603.  
XU Xiang-yu, ZHANG Min-min, PENG Cheng-lin, et al. Effect of rice-crayfish co-culture on greenhouse gases emission in straw-puddled paddy fields[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(11): 1591-1603.
- [26] 傅志强, 刘依依, 龙 攀, 等. 深水免耕移栽稻草覆盖栽培模式对晚稻温室气体排放及产量的影响[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(5): 1263-1269.  
FU Zhi-qiang, LIU Yi-yi, LONG Pan, et al. Effects of deep water irrigation with no-tillage and straw mulching on greenhouse gases emissions and yield of later rice[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(5): 1263-1269.
- [27] 胡志强. 稻田与蟹/鱼养殖湿地甲烷和氧化亚氮排放的观测比较研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2015.  
HU Zhi-qiang. A comparison of methane and nitrous oxide emissions between paddy fields and crab/fish farming wetlands in southeast China[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2015.
- [28] Wu S, Hu Z Q, Hu T, et al. Annual methane and nitrous oxide emissions from rice paddies and inland fish aquaculture wetlands in southeast China[J]. *Atmospheric Environment*, 2018, 175: 135-144.
- [29] Hu Z Q, Wu S, Ji C, et al. A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in southeast China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(2): 1505-1515.
- [30] 龙 丽, 肖尚斌, 张 成, 等. 亚热带浅水池塘水-气界面甲烷通量特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(12): 4552-4559.  
LONG Li, XIAO Shang-bin, ZHANG Cheng, et al. Characteristics of methane flux across the water-air interface in subtropical shallow ponds[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(12): 4552-4559.
- [31] 谭立山. 闽江河口短叶荇菜湿地与围垦养虾塘温室气体( $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ )通量的比较[D]. 福州: 福建师范大学, 2018.  
TAN Li-shan. Comparison of greenhouse gases fluxes between *Cyperus malaccensis* marsh and shrimp pond in the Min River estuary[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2018.
- [32] 项 剑. 太湖湿地及其湖滨带蟹塘温室气体排放机制研究[D]. 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2015.  
XIANG Jian. Greenhouse gas emission mechanism in the Taihu Lake wetland and its lakeside crab pond[D]. Nanjing: Nanjing Soil Research Institute, Chinese Academy of Sciences, 2015.
- [33] 胡 涛, 黄 健, 丁 颖, 等. 基于漂浮箱法和扩散模型法测定淡水养殖鱼塘甲烷排放通量的比较[J]. *环境科学*, 2020, 41. doi: 10.13227/j.hj.kx.201905092.  
HU Tao, HUANG Jian, DING Ying, et al. Comparison of the floating chamber and the diffusion model methods for measuring methane emissions from inland fish-aquaculture ponds[J]. *Environmental Science*, 2020, 41. doi: 10.13227/j.hj.kx.201905092.
- [34] 杨 平, 全 川, 何清华, 等. 闽江口鱼虾混养塘水-气界面温室气体通量及主要影响因子[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(5): 1493-1503.  
YANG Ping, TONG Chuan, HE Qing-hua, et al. Greenhouse gases fluxes at water-air interface of aquaculture ponds and influencing factors in the Min River estuary[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(5): 1493-1503.
- [35] 林 海, 周 刚, 李旭光, 等. 夏季池塘养殖河蟹生态系统温室气体排放及综合增温潜势[J]. *水产学报*, 2013, 37(3): 417-424.  
LIN Hai, ZHOU Gang, LI Xu-guang, et al. Greenhouse gases emissions from pond culture ecosystem of Chinese mitten crab and their comprehensive global warming potentials in summer[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2013, 37(3): 417-424.
- [36] Vasanth M, Muralidhar M, Saraswathy R, et al. Methodological approach for the collection and simultaneous estimation of greenhouse gases emission from aquaculture ponds[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, 188(12): 671.
- [37] Paudel S R, Choi O, Khanal S K, et al. Effects of temperature on nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) emission from intensive aquaculture system[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 518/519: 16-23.
- [38] Hu Z, Lee J W, Chandran K, et al. Effect of plant species on nitrogen recovery in aquaponics[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 188: 92-98.
- [39] Hu Z, Lee J, Chandran K, et al. Influence of carbohydrate addition on nitrogen transformations and greenhouse gas emissions of intensive aquaculture system[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470/471: 193-200.
- [40] Hu Z, Lee J, Chandran K, et al. Nitrogen transformations in intensive

- aquaculture system and its implication to climate change through nitrous oxide emission[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130:314–320.
- [41] Zou Y N, Wu Z, Zhang J, et al. Attempts to improve nitrogen utilization efficiency of aquaponics through nitrifies addition and filler gradation[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(7):6671–6679.
- [42] Yang P, He Q, Huang J, et al. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 115:269–277.
- [43] Ma Y, Sun L, Liu C, 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.
- [44] Yogev U, Atari A, Gross A. Nitrous oxide emissions from near-zero water exchange brackish recirculating aquaculture systems[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 628/629:603–610.
- [45] 宋红丽, 刘兴土, 文波龙. 黄河三角洲养殖塘水-气界面CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O通量特征[J]. 生态环境学报, 2017, 26(9):1554–1561.
- SONG Hong-li, LIU Xing-tu, WEN Bo-long. Greenhouse gases fluxes at water-air interface of aquaculture ponds in the Yellow River estuary[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26(9):1554–1561.
- [46] 王 娇, 肖 薇, 张秀芳, 等. 养殖塘CH<sub>4</sub>排放特征及其影响因素[J]. 环境科学, 2019, 40(12):5503–5514.
- WANG Jiao, XIAO Wei, ZHANG Xiu-fang, et al. Methane emission characteristics and its influencing factors over aquaculture ponds[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12):5503–5514.
- [47] Yang P, Lai D Y F, Huang J F, et al. Effect of drainage on CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O fluxes from aquaculture ponds during winter in a subtropical estuary of China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 65(3):72–82.
- [48] Schrier-Uijl A P, Veraart A J, Leffelaar P A, et al. Release of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from lakes and drainage ditches in temperate wetlands[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 102(1/2/3):265–279.
- [49] Xing Y, Xie P, Yang H, et al. Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical Lake in China[J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(30):5532–5540.
- [50] Natchimuthu S, Selvam B P, Bastviken D. Influence of weather variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond[J]. *Biogeochemistry*, 2014, 119(1/2/3):403–413.
- [51] Bouwman A F, Beusen A H W, Overbeek C C, et al. Hindcasts and future projections of global inland and coastal nitrogen and phosphorus loads due to finfish aquaculture[J]. *Reviews in Fisheries Science*, 2013, 21(2):112–156.
- [52] Van Rijn J. Waste treatment in recirculating aquaculture systems[J]. *Aquacultural Engineering*, 2013, 53:49–56.
- [53] Olsen L M, Holmer M, Olsen Y. Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters: Literature review with evaluated state of knowledge[R]. The Fishery and Aquaculture Industry Research Fund, 2008.
- [54] Hargreaves J A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds[J]. *Aquaculture*, 1988, 166(3/4):181–212.
- [55] Bouwman A F, Pawłowski M, Liu C, et al. Global hindcasts and future projections of coastal nitrogen and phosphorus loads due to shellfish and seaweed aquaculture[J]. *Reviews in Fisheries Science*, 2011, 19(4):331–357.
- [56] Kanter D, Alcamo J, Sutton M, et al. Drawing down N<sub>2</sub>O to protect climate and the ozone layer: A UNEP synthesis report[R]. Nairobi, 2013.
- [57] 罗国芝, 邵李娜. 水产养殖活动中N<sub>2</sub>O的排放研究进展[J]. 中国水产科学, 2019, 26(3):604–619.
- LUO Guo-zhi, SHAO Li-na. Analysis of current research status and prospects of N<sub>2</sub>O emission from aquaculture production[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2019, 26(3):604–619.
- [58] Islam M S. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50(1):48–61.
- [59] 李成芳, 曹凑贵, 汪金平, 等. 稻鸭稻鱼共作生态系统N素平衡的研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4):1326–1334.
- LI Cheng-fang, CAO Cou-gui, WANG Jin-ping, et al. Studies on nitrogen cycling in integrated rice-duck, rice-fish ecosystems[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2008, 27(4):1326–1334.
- [60] Ohgaki K, Oki Y, Inaba A. GHG emissions from an aquaculture system of freshwater fish with hydroponic plants[C]//Schenck R, Huizen D (Eds). Proceeding of 9th International Conference LCA of Food 2014. American Center for Life Cycle Assessment, 2014:920–925.
- [61] 兰 晶. 养殖水体温室气体的溶存与排放及其影响因素研究[D]. 武汉:华中农业大学, 2015.
- LAN Jing. Greenhouse gases concentration, emission and influence factors in farming waters[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2015.
- [62] Barnes J, Owens N J P. Denitrification and nitrous oxide concentrations in the Humber estuary, UK, and adjacent coastal zones[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1998, 37:247–260.
- [63] Williams J, Crutzen P J. Nitrous oxide from aquaculture[J]. *Nature Geoscience*, 2010, 3:143.
- [64] Hu Z, Lee J W, Chandran K, et al. Nitrous oxide(N<sub>2</sub>O) emission from aquaculture: A review[J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(12):6470–6480.