

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2019.18355

水产养殖活动中 N_2O 的排放研究进展

罗国芝^{1, 2, 3}, 邵李娜^{1, 2, 3}

1. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306;

2. 上海水产养殖工程技术研究中心, 上海 201306;

3. 水产动物遗传育种中心上海市协同创新中心, 上海 201306

摘要: 本文分析了养殖水体氮转化过程中可能产生 N_2O 的环节, 总结了关于水产养殖活动中 N_2O 排放量的相关研究进展。结果表明, 养殖过程中的 N_2O 排放系数总体上低于废水处理过程中的 N_2O 排放系数; 不同的养殖模式氮的利用效率及未被利用的氮的去向有较大差别, 其中循环水养殖模式的氮处理过程最接近于废水处理厂中的处理途径, 但循环水养殖产量占全球水产养殖产量的比例较低, 且现有水产养殖总产量中约有一半的渔获物不需要投饵, 因此, 基于废水处理厂的 N_2O 排放系数和总养殖产量的 N_2O 排放量的估算会明显高于实际排放量。目前尚缺乏关于水产养殖 N_2O 产生的基础性研究, 本研究未进行相关估算。应尽快开展水产养殖活动中产生 N_2O 的系统性研究, 为客观评估养殖活动 N_2O 的排放提供理论支撑。

关键词: 水产养殖; 氧化二氮; 氮排放; 氮转化; 养殖模式

中图分类号: S95

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2019)03-0604-16

温室效应导致的全球气候变暖已成为 21 世纪经济可持续发展最为严峻的挑战之一。人类活动向大气中排放过量的二氧化碳(CO_2)、氧化二氮(N_2O)、甲烷(CH_4)等温室气体已引起普遍关注^[1-2]。 N_2O 的温室效应为 CO_2 的 298 倍, 是近年来被主要关注的温室气体^[3]。作为动物蛋白供应领域增长最快的产业, 水产养殖过程中会产生明显的氮排放, 微生物硝化和反硝化是水体中氮的常规处理过程, N_2O 被证明主要产生于微生物的硝化和反硝化过程, 近年来, 水产养殖在获得渔获物过程中 N_2O 的排放已经引起重视^[4-14]。

通过借鉴废水处理过程中 N_2O 的排放系数, 一些研究者对世界水产养殖食用鱼生产过程中可能产生的 N_2O 量进行了估算^[4-6], 认为水产养殖生产过程中 N_2O 的排放是农业总排放 N_2O 的 1/3 甚至可能更高。但是, 在他们的估算中忽略了两点: (1)并不是所有的食用鱼生产过程都会增加新的氮排放, 在进行总量估算时应剔除不投饵养殖

鱼类(non-feed fish); (2)常见的养殖模式中, 只有封闭式循环水养殖中排放的氮会主要通过硝化过程和反硝化过程处理, 而迄今为止, 循环水养殖产量不到水产养殖总产量的 1%, 这导致他们的估算结果可能偏高于实际情况。

关于水产养殖 N_2O 排放量的实测性研究近 2 年已有报道^[5, 7-14]。本文通过分析不同养殖对象的氮排放情况和不同养殖模式的氮转化途径, 对水产养殖过程中可能产生 N_2O 的环节进行了分析, 在此基础上对水产养殖过程中减少 N_2O 排放的方法进行了阐述。目前尚缺乏关于水产养殖 N_2O 排放的基础性研究, 因此, 本文未进行 N_2O 排放量的估算, 希望此项研究尽快开展, 为客观评估养殖活动 N_2O 的排放提供理论支撑。

1 养殖水体中 N_2O 产生环节及影响因素

迄今被普遍接受的是, N_2O 主要产生于水体和土壤中一定条件下微生物自养硝化过程和异养

收稿日期: 2018-10-24; 修订日期: 2018-12-04.

基金项目: 上海市科学技术委员会资助项目(16DZ2281200).

作者简介: 罗国芝, 教授, 从事水产养殖用水重复利用研究. E-mail: gzluo@shou.edu.cn

反硝化过程中的特定环节(图 1)^[5-6], 但水产养殖水环境和城市废水及土壤有明显差别, N_2O 的产生效率也不相同。厌氧氨氧化过程(anammox)被认为是反硝化过程的一种, 迄今为止尚未发现此过程有 N_2O 产生^[7]。

1.1 自养硝化过程

在好氧环境下, 自养硝化过程由氨氧化细菌(AOB)或氨氧化古细菌(AOA)以氨氮氧化释放的化学能为能源将氨氮氧化成亚硝酸盐, 中间产物为羟胺(NH_2OH), 主要为铵根(NH_4^+)氧化酶系; 由亚硝酸氧化细菌将亚硝酸盐氧化成硝酸盐, 主要为

亚硝酸(NO_2^-)氧化酶系(图 1)。 NH_2OH 和 NO_2^- 的积累被认为是硝化过程产生 N_2O 的主要原因^[15-16]。氨氧化阶段如果发生 NH_2OH 的积累, 会在羟胺氧化还原酶(HAO)的作用下被氧化成 NO_2^- , 低溶解氧(dissolved oxygen, DO)条件下, AOB 会利用亚硝酸做电子受体将氨氮氧化成羟胺, 更易排放 N_2O 。DO 小于 1 mg/L 时, 硝化过程中 10% 的氮会生成 N_2O ^[17]。在高浓度 NO_2^- 条件下(16.82 mg/L 以上), 氨氮氧化为亚硝酸的过程和亚硝酸被氧化为胺的过程均可能产生 N_2O , 还可能发生不完全反硝化而产生 N_2O ^[18]。

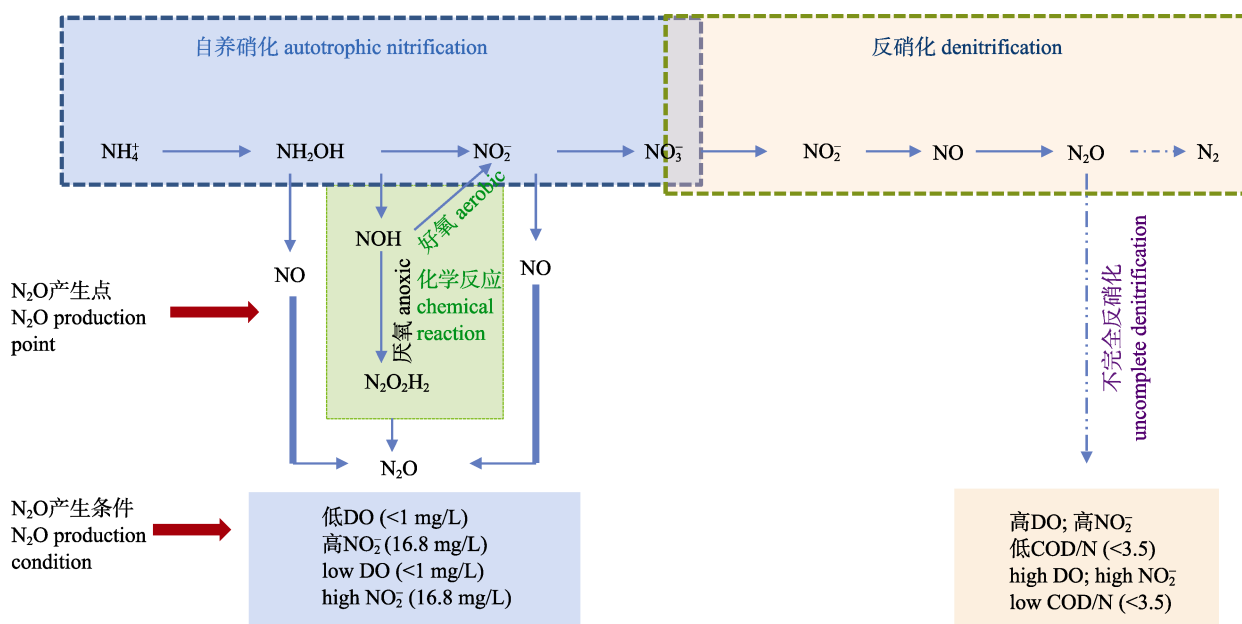


图 1 氮转化过程中 N_2O 产生环节及影响因素^[5-6]

Fig. 1 Pathways of N_2O generation and factors in the process of nitrogen pathways^[5-6]

为了维持养殖动物的生长需求, 池塘、网箱、流水养殖水体中通常需要维持 5 mg/L 以上的 DO, 甚至更高, 循环水养殖系统中除了维持养殖池水体的溶解氧以满足鱼类生长代谢需求, 在生物过滤器中也会补充氧气以保证 DO 在 2 mg/L 以上^[19], 所以, 养殖系统中低氧的几率较低。 NO_2^- 对水产养殖动物有明显的毒性影响, 养殖过程中通常将 NO_2^- 控制在 1 mg/L NO_2^- -N 以下^[20]。综上, 可以认为水产养殖水体中的自养硝化过程不会产生大量的 N_2O 。

1.2 异养反硝化过程

微生物反硝化是废水处理过程中排放 N_2O 的

重要途径。细菌或古细菌通过氧化有机物或者无机物, 将 NO_3^- 还原成 N_2 , N_2O 是此过程中重要的中间产物(图 1)。当外界电子供体充足时, 各还原酶间不存在竞争抑制, 氧化亚氮还原酶(Nos)的活性正常发挥, 生成 N_2O 并顺利转化为 N_2 , 避免了 N_2O 直接从系统中逸出。Nos 竞争电子的能力比其他还原酶要弱, 某些条件下比如碳源供应不足会导致 Nos 的活性受抑制或失活, N_2O 不能一步被还原为 N_2 而积累并排放。有研究表明, 当化学耗氧量(chemical oxygen demand, COD)与氮的比值(COD/N)低于 3.5 时, 20%~30% 的硝酸盐会被还原成 N_2O 而不是 N_2 ^[21]。

在循环水养殖系统中如果配置反硝化反应器, 会加入有机碳源调整进水 C/N 在 4~6, 以保障反硝化过程的顺利进行^[22]。在池塘养殖的池底、人工湿地的基质及生物过滤器生物膜的内部, 均可能会发生被动反硝化, 此时 C/N 较低, 溶解氧也较低, 较易发生不完全反硝化而产生 N_2O 。从理论上分析可以认为, 水产养殖水环境反硝化过程可能明显排放 N_2O 。

1.3 异养硝化-好氧反硝化过程

异养硝化-好氧反硝化过程 N_2O 的产生与一般的硝化和反硝化过程类似: N_2O 作为羟胺氧化为亚硝酸过程中的副产物被排放; 在亚硝酸进行好氧反硝化时产生^[23]。不过, 异养硝化-好氧反硝化菌脱氮过程中较少发生 NO_2^- 的积累, 理论上, 由 NO_2^- 产生的 N_2O 明显少于一般自养硝化过程^[24]。

1.4 物理化学过程

NH_2OH 还可能通过化学过程生产 N_2O : NH_2OH 被继续氧化成第二个中间产物 NOH , 好氧条件下 NOH 会被继续氧化成 NO_2^- , 氧气不足时, 两分子的 NOH 会聚合生成 $N_2O_2H_2$, $N_2O_2H_2$ 会发生水解过程生成 N_2O ^[25]。此外, 亚硝酸盐会和胍发生还原反应生成 NO 和 N_2O 。但迄今尚未有养殖水体中化学过程产生 N_2O 的报道。

综上分析, 硝化阶段溶解氧低, 硝化和反硝化过程亚硝酸盐浓度高, 反硝化阶段 COD/N 低是导致水处理环节 N_2O 明显产生的主要因素。和城市废水处理不同的是, 水产养殖中环境因素的设定会更多地考虑养殖对象的需求, 比如水质会尽量保持稳定, 氨氮、亚硝酸会保持在较低浓度 (1 mg/L 以下), DO 会保持较高浓度 (>5 mg/L), C/N 比较低 (<2), 因此, 硝化作用、反硝化等转化过程的环境参数和城市废水处理会有明显不同, 可能会降低 N_2O 的排放量。

2 水产养殖氮利用效率和水体中氮转化途径

饲料转化系数 (food conversion ratio, FCR) 是最通用的评估养殖动物饲料利用效率的指标。水产养殖 FCR 一般为 1~3^[26], 表明 1~3 kg 饲料 (干重) 可以获得 1 kg 的渔获物 (湿重)。养殖过程不能被利用的氮一部分以有机氮形式存在于残饵和粪

便中, 一部分直接以氨氮和尿素形式被排出。虹鳟 (*Oncorhynchus mykiss*)、大西洋鲑 (*Salmo salar*)、凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*)、斑点叉尾鮰 (*Ictalurus punctatus*) 养殖投喂饲料中 61.9%~77.2% 的氮会被排放到水体中^[27]。在 FCR 为 2.5 的情况下, 投喂含氮量为 6.5% 的饲料, 每吨渔获物会排放 133 kg 的氮^[28]。Olsen 等^[29]的调查报告表明, 养殖过程中鱼类可利用 38.2% 的投入氮, 41.8% 的以溶解态被排放, 20% 的以颗粒态形式被排放。Bouwman 等^[30]对近百篇关于主要养殖鱼类的鱼体、饲料氮组成和利用情况报道进行总结并建立估算模型, 结果表明总体上养殖过程中会排出饲料投入氮的 80.7%。

氨氮是蛋白质代谢的最终产物, 对水生动物有明显毒害作用, 是养殖过程中主要控制的水质指标之一^[31]。养殖水体中主要有 3 种氨氮转化途径: 藻类和水生植物进行的光合自养、硝化细菌进行的自养硝化和异养细菌进行的同化过程^[32]。不同养殖系统中氨氮的优势转化途径不同 (图 2, 表 1)。湖、库、海洋、河道等开放水域的网箱、围栏和流水养殖中, 不能被利用的氮直接排放到开放水域。池塘养殖中有水生植物的环境中主要被植物吸收利用, 无水生植物的环境中主要被底泥截留 (底泥可以收集做有机肥)^[33]。循环水养殖系统会通过固液分离去除掉大部分的残饵和粪便, 通过硝化和反硝化过程控制水体中的氨氮、亚硝酸氮和硝酸氮的水平, 从固液分离排出的固体废弃物可被用作植物有机肥、厌氧反硝化产甲烷或者产生絮凝体^[19]。循环水养殖与人工湿地或水培蔬菜组合, 可以实现氮的完全利用和零排放。生物絮凝养殖通过调整 C/N 比、保证混合强度等使水体中氨氮被异养同化成微生物而不是被硝化成硝酸盐。多营养层次综合养殖模式 (integrated multi-trophic aquaculture, IMTA) 通过鱼、虾、贝、藻等不同营养级的水产动物之间的配比养殖, 提高营养物质的利用率, 减少废弃物的排放。稻田养殖通过鱼 (虾、蟹) 混养, 实现氮的多级利用。因此, 循环水养殖模式中未被利用的氮被硝化和反硝化的比例最大 (表 1)。其他养殖模式中未被利用的氮或大部分被藻类会同化, 或沉淀在底泥中, 或直接

排放到天然水体中, 不会进行向污水处理厂那样循环水养殖产量对全球水产养殖产量的贡献率不
的硝化和反硝化过程。而在现有的养殖模式中, 不到 1%, 中国的占比更低(表 2)。

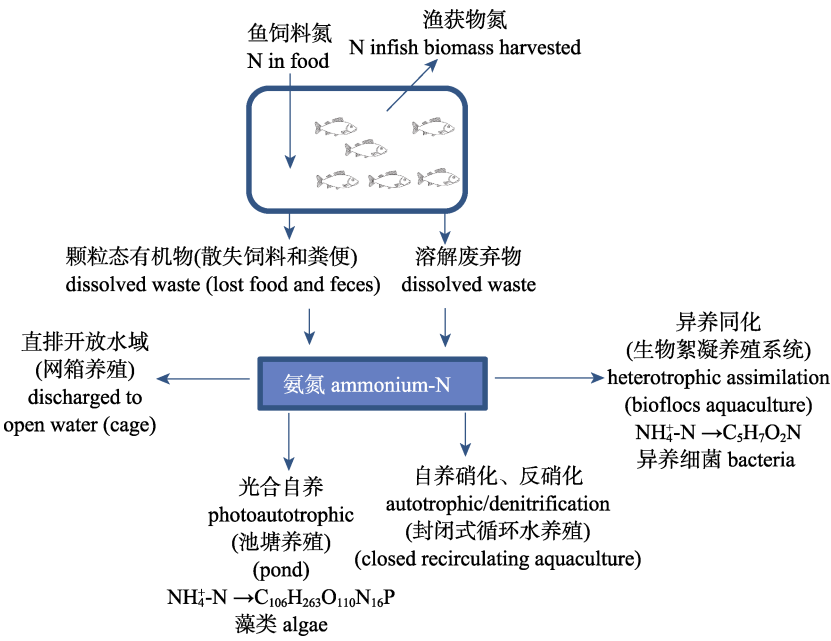


图 2 主要水产养殖模式未被利用氮的去向示意
Fig. 2 Pathways of unused nitrogen in the main aquaculture mode

表 1 几种典型养殖模式的氮收支
Tab. 1 Nitrogen budgets in the typical aquaculture systems

养殖对象 species	养殖方式 aquaculture system	水体中的氮/% nitrogen dissolved in water	(可)沉淀或 底泥中氮/% settable nitrogen or in sediment	散失率/% lost rate	渔获物中氮/% nitrogen in production	饲料氮占总投入 氮的比例/% ratio of nitrogen in food to total N input
混养 ^[34] polyculture	池塘 pond	2.85–3.68	73.44–80.49	12.25	6.5	7.3–31
斑节对虾 ^[35] <i>Penaeus monodon</i>	池塘 pond	0.22–0.49	67–71	2.1–2.7	16–21	–
斑点叉尾鲟 ^[36] <i>Ictalurus punctatus</i>	池塘 pond	15.5	22.6	17.4 因反硝化散失, 31.5 12.5 以氨氮挥发 17.4 lost due to denitrification, 12.5 lost due to ammonia volatilize		87.9
斑节对虾 ^[37] <i>Ictalurus punctatus</i>	水泥池 cement tank	14.1–28.4	–	5.2–36.0	22.8–30.7	76.4–92.4
混养 ^[28] polyculture	池塘 pond	41.8	20	–	–	–
混养 ^[28] polyculture	网箱 cage	43.3	20.4	–	–	–
斑节对虾 ^[38] <i>Penaeus monodon</i> ^[38]	精养池 intensive pond	51.3	12.6	3	19.8	–
乌鱼, 金头鲷 ^[39] <i>Ophiocephalus argus</i> Cantor, <i>Sparus aurata</i>	多营养层次 综合养殖 multi-trophic inte- grated aquaculture	74.53	1.47	–	24	–

(待续 to be continued)

(续表 1 table 1 continued)

养殖对象 species	养殖方式 aquaculture system	水体中的氮/% nitrogen dissolved in water	(可)沉淀或 底泥中氮/% settable nitrogen or in sediment	散失率/% lost rate	渔获物中氮/% nitrogen in production	饲料氮占总投入 氮的比例/% ratio of nitrogen in food to total N input
乌鱼, 花鲢 ^[40] <i>Ophiocephalus argus</i> Cantor, <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	混养池塘 polyculture pond	52.68–67.31	0.4–1.0	0.60–1.06	31.71–46.50	–
凡纳滨对虾 ^[41] <i>Penaeus vannamei</i>	精养池塘 intensive pond	17.46	36.85	9.12	36.58	21.82
斑节对虾, 凡纳滨对虾 ^[42] <i>Penaeus monodon</i> , <i>Penaeus vannamei</i>	稻虾蟹混养 polyculture of rice, shrimp and crab	75.18	5.52 存在于 底栖藻中 5.52 in benthic algae	11.16	8.14	0
斑节对虾, 凡纳滨对虾 ^[42] <i>Penaeus monodon</i> , <i>Penaeus vannamei</i>	池塘 pond	18.1	37.6	9.6	34.7	81.6
	池塘 pond	24.0	40.1	9.4	–	–
凡纳滨对虾 ^[43] <i>Litopenaeus vannamei</i>	循环水养殖 recirculating aquaculture system	51.09	18.02	7.31	23.58	–
	换水养殖 change water	41.44	26.64	12.82	19.10	–
斑点叉尾 ^[44] <i>Ictalurus punctatus</i>	循环水养殖+ 人工湿地 recirculating aquaculture system + artificial wetland	3.39	12.65	反硝化 41.67; 水培植物中 8.21 denitrification 41.67; hydroponics 8.21	34.08	84.93
非洲鲇 ^[45] <i>Clarias gariepinus</i>	循环水养殖 recirculating aquaculture system	34.7	7.6	16.2	39.4	88 在水中, 11 被硝化, 1 水交换 88 in water, 11 lost due to denitrification, 1 lost due to water chang
斑节对虾 ^[46] <i>Penaeus monodon</i>	池塘 pond	32.64	6.49	7.47	30.28	–
尼罗罗非鱼, 亚马逊对虾 ^[47] <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Macrobrachium</i> Bate	土池塘 pond with soil bottom	换水损失 5.6, 池塘存水中 31.4 5.6 lost due to change water; 31.4 in the pond water	41.3	0.4	21	71.2
尼罗罗非鱼, 亚马逊对虾 ^[47] <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Macrobrachium</i> Bate	混养池塘 polyculture pond	换水损失 5.0, 池塘存水中 30.2 5.0 lost due to change water; 30.2 in the pond water	26.3	13.8	23.9	65.3
斑节对虾 ^[48] <i>Penaeus monodon</i>	池塘 pond	6.56	50.27	12.92	30.25	–
斑节对虾 ^[49] <i>Penaeus monodon</i>	零换水系统 zero-changed system	14.0	27.3	14.7	43.6	–

(待续 to be continued)

(续表 1 table 1 continued)

养殖对象 species	养殖方式 aquaculture system	水体中的氮/% nitrogen dissolved in water	(可)沉淀或 底泥中氮/% settable nitrogen or in sediment	散失率/% lost rate	渔获物中氮/% nitrogen in production	饲料氮占总投入 氮的比例/% ratio of nitrogen in food to total N input
斑节对虾 ^[49] <i>Penaeus monodon</i>	零换水系统 zero-changed system	11.2	16.5	34.7	34.2	—
混养 ^[50] various	混养池塘 polyculture pond	9–13	9–12	50–73	5	78–81 (N in fertilizer)
中华绒螯蟹, 青虾 ^[51] <i>Eriocheir sinensis</i> , <i>Macrobrachium nipponense</i>	种植芦苇的池塘 pond with reed	0.23	9.83	芦苇吸收 75.97 75.97 in reed	—	—
中华绒螯蟹, 青虾 ^[51] <i>Eriocheir sinensis</i> , <i>Macrobrachium nipponense</i>	池塘 pond	6.34	81.96	—	—	—

注: —表示无报道.
Note: — means data missing.

表 2 2015-2016 年中国水产养殖的主要模式、产量及贡献情况^[52]
Tab. 2 Aquaculture systems, yields (kg) and percent (%) of aquaculture in China in 2015 and 2016^[52]

项目 item	2015	2016
	产量/kg (贡献率/% yield)	产量/kg (贡献率/% yield)
水产养殖总产量 total yield	49379012	51423931
开放水域养殖(海淡水网箱、围栏) open water culture (sea or fresh water cage, pen)	2433165 (4.93)	2450979 (4.77)
池塘养殖(海淡水) pond farming (sea or fresh water)	24307667 (49.23)	25230518 (49.06)
稻田养殖 rice culture	1558187 (3.16)	1632263 (3.17)
工厂化养殖(海淡水循环水) industrial aquaculture (sea or fresh water recirculation aquaculture system)	394119 (0.8)	406563 (0.79)

注: 贡献率表示单项产量/当年水产养殖总产量.
Note: yield means ratio of output of one type/total aquaculture yield of that year.

3 水产养殖 N₂O 的排放研究现状

目前对水产养殖 N₂O 产生量的研究主要有两种方法, 第一种方法是对养殖过程进行现场测定, 第二种方法是基于物质守恒原理和排放系数 (emission factor) 进行估算。现场测定过程需要花费大量的时间、金钱和人力, 且很难做到养殖全过程的现场监测, 而且实际生产过程中养殖模式、种类、管理方式等因素的任何变化都可能影响测定结果的准确性, 对于网箱养殖等开放式养殖模式更加困难。因此, 依据物质守恒原理进行间接推算 是研究 N₂O 排放的常用方式。以某次养殖活动为例^[26], 共投喂了 1000 kg 配合饲料, 产出了 526 kg 鱼, 饲料转化系数(food conversion ratio, FCR)为 1.9, 饲料含 N 量为 4.8%, 鱼的干物

质含量为 25%, 含 N 量 9%, 则饲料中投入 48 kg 氮, 鱼体中收获 11.8 kg 氮, 则投喂 1000 kg 饲料水体中会留下 36.2 kg 氮, 占投喂氮的 75.4%。如果这次养殖活动中未被利用的氮均经过硝化和反硝化过程处理, 则乘以 N₂O 排放系数, 就能够估算出这次养殖活动可能产生的 N₂O。所以, 采取物质守恒原理和排放系数估算 N₂O 排放量至少需要 2 个关键参数: 养殖过程中未被利用的氮量 (discharge nitrogen) 和硝化及反硝化处理过程中 N₂O 的排放系数。

Williams 等^[4]、Hu 等^[5]和 UNEP^[6]根据物质守恒原则估算了养殖过程中 N₂O 的排放情况(表 3), 三者均假定了所有的食用鱼养殖过程中都会向环境排放氮, 所以用养殖动物总产量估算未被利用的氮, 且这些未被利用的氮(含残饵和粪便)都会

经过硝化和反硝化处理,并采用了废水处理厂中的 N_2O 排放系数,分别为 1%^[6]、2%和 5%^[4]和 1.80%^[5]。Williams 等^[4]估算 5.5×10^7 t 鱼产量排放 1.2×10^{10} g N_2O -N (由于作者计算错误,文中给出的是 1.2×10^{11} g,表 3),低于 Hu 等^[5]的估算结果。Williams 等^[4]用饲料利用效率 FCR 代替了饲料中氮

的利用效率,其实是提高了氮的利用效率(提高到 71.43%),造成他的研究结果在 N_2O 排放系数不变的情况下偏低。虽然对 2030 年水产养殖排放 N_2O -N 的估算结果高于 Hu 等^[5]的数值,但 Williams 等^[4]没有给出 2030 年世界鱼产量的数量,无法与 Hu 等^[5]和 UNEP^[6]的研究结果进行有效的比较。

表 3 水产养殖排放 N_2O 的估算结果比较
Tab. 3 Comparison of the evaluation of N_2O emission from Aquaculture

项目 item	Williams 等 ^[4]		Hu 等 ^[5]	UNEP ^[6]
	用 Hu 等 ^[5] 的氮利用效率重新估算 evaluated with efficiency of nitrogen used by Hu et al ^[5]			
渔产量/kg fish production	5.5×10 ¹⁰			—
鱼氮量/% nitrogen contained in fish	2.7	—	2.84%	
年渔获物中的氮/(g/a) nitrogen in farmed fish per year yield	1.5 ×10 ¹² (5.5×10 ¹³ ×2.7%)	1.49×10 ¹²	1.57×10 ¹²	1.2×10 ¹² (2010)* 1.7×10 ¹² g (2020)* 2.5 ×10 ¹² (2030)*
饲料转化系数 FCR	1.4			
氮利用效率/% utilization efficiency of nitrogen	FCR, 1/1.4 = 71.43%	23.22±5.88	23.22±5.88	21.05% (2010)* 21.52% (2020)* 23.58% (2030)*
年投入 N/g total nitrogen input	2.1×10 ¹² (1.5/71.43%=2.1)	6.42×10 ¹²	6.76×10 ¹²	5.7×10 ¹² (2010)* 7.9×10 ¹² (2020)* 10.6×10 ¹² (2030)*
总排放 N/(g/a) total discharged N	0.6×10 ¹²	4.93×10 ¹²	5.16×10 ¹²	4.6×10 ¹² 6.2×10 ¹² 8.1×10 ¹²
N ₂ O 排放系数/% emission factor	2	2	1.8	1
N ₂ O-N 产量/g N ₂ O-N yield	1.2×10 ¹¹ (应为 1.2×10 ¹⁰ g) (2009)*; should be 1.2×10 ¹⁰ g (2009)* 1.01 ×10 ¹² (2030)*	9.86×10 ¹⁰	9.30×10 ¹⁰ (2009)* 3.83×10 ¹¹ (2030)	5.2×10 ¹⁰ –2.3×10 ¹⁰ (2010)* 6.3×10 ¹⁰ –3.1×10 ¹⁰ (2020)* 8.4×10 ¹⁰ –4.1×10 ¹⁰ (2030)*
单位渔获物的 N ₂ O-N 产量/[g/kg(fish)] N ₂ O-N yield per biomass	0.22	1.74	1.69	0.83

注: *表示特定年份。
Note: * denotes a particular year.

Law 等^[53]和 Kampschreur 等^[54]总结了废水处理厂的 N_2O 排放系数,分别为 0.001%~6.6%和 0.001%~4%。UNEP 将污水处理厂 N_2O 的产生过程分为 2 个阶段,第一个阶段发生在处理过程中,其中一级、二级处理过程排放系数参考 Law 等^[53],为 0.043% (0.035%~0.05%),三级处理过程的排放系数借鉴了 Kampschreur 等^[54]的 0.6% (0~2%);第二个阶段发生在尾排水的排放过程,借鉴了 IPCC^[55]的 0.5% (0.05%~2.5%)。本文分析了 2014 年至今发表的生产规模的研究结果(表 4),可以看

出,城市废水进水的性质和养殖水有明显差别。进水性质、操作参数、处理规模和运行工况等会明显影响处理过程中 N_2O 的产生^[56]。所以,完全借鉴城市废水中 N_2O 的产生系数会增加水产养殖 N_2O 产生量的估算误差。

表 5 为查阅到的关于实际水产养殖活动中 N_2O 排放系数的研究结果。可以看出,水产养殖过程中的 N_2O 排放系数低于废水处理过程中的 N_2O 排放系数。需要注意的是,表 5 中的 N_2O 排放系数是基于投入饲料中的氮,而 Hu 等^[5]和

表 4 2014—2018 年关于废水处理厂 N₂O 的排放系数(进水总氮或进水氨氮的%)研究
Tab. 4 Several related researches about N₂O emission factor (% of total nitrogen or ammonium nitrogen inlet) in waste water treatment plants from 2014 to 2018

技术类型 type of waste water treatment plant	N ₂ O 排放系数 (进水总氮或进水氨氮的%) N ₂ O emission factor (% of total nitrogen or ammonium nitrogen inlet)	进水特征 characteristics of the influent	备注 remark
活性污泥 ^[57] activated sludge	0.089–0.51	凯氏氮浓度为(28.6±10.5) mg/L total kjeldahl nitrogen concentration (28.6±10.5) mg/L	进水 C/N 影响 N ₂ O 的排放; COD/N 太低会导致 N ₂ O 排放量 增加 5 倍 C/N inlet effected N ₂ O emission significantly; too low COD/N led to 5 times emission of N ₂ O
SHARON 工艺 ^[58]	3.7%	氨氮浓度 1050–1500 mg/L ammonium nitrogen concentration 1050–1500 mg/L	70%的 N ₂ O 产生于厌氧条件 70% N ₂ O produced at anoxic condition
序批式异养反硝化 ^[59] sequencing batch heterotrophic denitrification	甘露醇为碳源时为进水氨氮的 21%; 乙酸为碳源时为进水氨氮的 41% 21% mannitol as carbon source; 41% acetic acid as carbon source	氨氮浓度为 200 mg/L ammonium nitrogen concentration	
序批式异养反硝化 ^[60] sequencing batch heterotrophic denitrification	甲醇为碳源时 2.3%; 乙酸为碳源时为 1.3% 2.3% with methanol as carbon source; 1.3% acetic acid as carbon source	氨氮浓度 62 mg/L ammonium nitrogen concentration	
序批式硝化-反硝化 ^[61] sequencing batch nitrification- denitrification	高溶解氧条件下为去除氨氮的 2.5%; 低溶解氧条件下为去除氨氮的 0.14%-1.06% 2.5% of removal ammonium nitrogen with high dissolved oxygen; 0.14%- 1.06% of removal ammonium nitrogen with low dissolved oxygen;	氨氮浓度 7.7–52.4 mg/L ammonium nitrogen concentration	N ₂ O 主要产生在硝化过程阶段; 进水氨氮或亚硝酸浓度越高, N ₂ O 排放率越高 N ₂ O mainly produced in nitrification process, N ₂ O concentration increase with ammonium or nitrite inlet
异养反硝化 ^[62] heterotrophic denitrification	生物膜厚度为 680 μm 时为进水 TN 的 0.53%; 生物膜厚度为 230 μm 时为进水 TN 的 1.57% 0.53% of total nitrogen at biofilm was 680 um; 1.57% of total nitrogen at biofilm was 230 um	生物膜厚度为 680 μm 时进水总氮 (31.0±1.5) mg/L; 生物厚度为 230 μm 时 进水总氮 (51.0±2.5) mg/L total nitrogen concentration was (31.0± 1.5) mg/L at biofilm was 680 μm; total nitrogen concentration is (51.0±2.5) mg/L at biofilm was 230 μm	
硝化-反硝化 ^[63] nitrification- denitrification	(1.52±0.43)%, (0.52± 0.03)%	凯氏氮 50 mg/L total kjeldahl nitrogen concentration	

Williams 等^[4]的 N₂O 排放系数根据养殖过程中不能被利用的氮, 所以, 比较 N₂O 排放量不能仅对比 N₂O 排放系数绝对值的大小。

不同养殖模式的 N₂O 排放总体上差别明显。稻田养殖和池塘养殖的 N₂O 排放系数低于循环水养殖。循环水养殖模式中单位渔获量的排放量稍低于 Hu 等^[5]的估算[1.69 g(N₂O-N)/kg(渔获物)], 明显低于 UNEP^[6]的估算[0.83 g(N₂O-N)/kg(渔获物)], 后两者均基于所有渔获物估算。稻田养蟹的单位渔获物 N₂O 的排放量明显高于稻田养鱼^[9]。生物絮凝模式的 N₂O 的排放系数在所有已经报道

的模式中最低, 仅为投喂氮的 0.2%, 按照 75%的氮利用效率, 则为不能被利用氮的 0.26%, 仍然低于所有已经报道的实测 N₂O 的排放系数。Bouwman 等^[30]估算的有鳍鱼(finfish)氮排放量为 38~25 kg(N)/1000 kg(渔获物)。如果按照 1.8%的 N₂O-N 排放系数, 则有鳍鱼的 N₂O-N 排放量为 0.68~ 0.45 g (N₂O-N)/kg(渔获物)。

即使是相同的养殖模式, 不同实测案例之间 N₂O 的产生比例差异也较大(表 3), 原因可能是: (1) 模拟实验的观测周期长短不同; (2) 养殖对象的生长阶段不同, 较少有全过程的模拟养殖;

表 5 食用鱼养殖生产过程中 N₂O 的排放
Tab. 5 N₂O emission in the production of food fish culturing

养殖方式 types of aquaculture	N ₂ O 或 N ₂ O-N 的排放 系数(饲料氮的%) emission factor of N ₂ O or N ₂ O-N (% of feed nitrogen)	单位渔获量排放量/ g N ₂ O/kg (渔获物) g N ₂ O/kg (production)	水处理方式 water treatment	养殖种类 species
循环水养殖 ^[7] recirculation aquaculture system	1.23 (N ₂ O)	1.36 g(N ₂ O-N)/kg	移动床反应器和活性污泥 反硝化反应器 Moving-bed nitrification reactor and activated-sludge denitrification reactor	非洲鲶 <i>Clarias gariepinus</i>
稻田养鱼 ^[8] rice-fish culture	0.46 (N ₂ O)	1.23 g(N ₂ O-N)/kg	稻田 rice field	鲫 <i>Carassius auratus gibelio</i>
稻田养鱼 ^[9] rice-fish culture	0.54 (N ₂ O)	—	稻田 rice field	黑鲫 <i>Mylopharyngodon piceus</i> 草鱼 <i>Ctenopharyngodon idella</i>
稻田养蟹 ^[9] rice-crabs culture	0.71 (N ₂ O)	—	稻田 rice field	花鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
池塘养鱼 ^[10] pond fish culture	—	(7.44±0.98) mg (N ₂ O-N)/m ² (养殖水面) (aquaculture area)	—	团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>
稻田养鱼蟹虾 ^[11] rice fish, crab, shrimp culture	0.66 (N ₂ O)	1.64 g (N ₂ O-N)/kg	稻田 rice field	河蟹 <i>Eriocheir sinensis</i> 鲶 <i>Clarias fuscus</i> 日本沼虾 <i>Macrobranchium nipponense</i>
稻田养鱼 ^[12] rice-fish culture	0.35 (N ₂ O-N)	0.18 g (N ₂ O)/kg	稻田 rice field	花鲢 <i>Aristichthys nobilis</i>
稻田养蟹 ^[12] rice-crabs culture	0.66 (N ₂ O-N)	1.64 g (N ₂ O)/kg	稻田 rice field	河蟹 <i>Eriocheir sinensis</i>
生物絮团养殖 ^[13] biofloc technology	0.2 (N ₂ O-N)	—	氨氮异养同化 heterotrophic assimilation of ammonium	尼罗罗非鱼 <i>Oreochromis niloticus</i>
循环水养殖 ^[13] recirculation aquaculture system	1.2 (N ₂ O)	—	生物过滤器 biofilter	尼罗罗非鱼 <i>Oreochromis niloticus</i>
循环水养殖 ^[5] recirculation aquaculture system	1.3 (N ₂ O-N)	1.69 g (N ₂ O-N)/kg	生物过滤器(2%换水率) biofilter (2% exchange rate)	鲶 <i>Silurus asotus</i> Linnaeus
稻田养鱼 ^[14] rice-fish culture	29.57-29.77 μg/ [N ₂ O/(m ² ·h)]	0.72-1.02/[kg (N ₂ O)/hm ²]	稻田 rice field	卡特拉鲶 <i>Catla catla</i> , 南亚野鲮 <i>Labeo rohita</i> , 麦瑞加拉鲮 <i>Cirrhinus mrigala</i>

注: BFT 表示生物絮团技术; RAS 表示循环水养殖。
Note: BFT represents biofloc technology; RAS represents recirculating aquaculture system.

(3) 实验过程中的养殖管理措施(养殖密度、增氧方式及饲料投喂数量和方式等)和水质条件(水温、DO、pH、盐度等)有差异; (4) 有些模拟实验系统中没有考虑底泥的存在。

4 水产养殖中降低 N₂O 排放的策略

从上述分析可以看出, 决定水产养殖过程中 N₂O 排放量的因素包括: 养殖过程中排出的未被

利用的氮的数量和去向。因此, 可以采取如下策略减少水产养殖过程总 N₂O 的排放。

4.1 开展不投饲养殖, 减少进入水产养殖环节的氮
2016 年全球的食用鱼养殖产量是 5.14×10⁶ t^[64], 投饲养殖增长的速度超过了不投饲养殖, 占总养殖产量约 70%。中国水产养殖不投饲养殖产量占总养殖产量的比例逐年下降, 2012 年以来相对保持稳定, 2014 年为 53.8%, 2016 年超过 46%, 仍明

显高于世界平均水平(约 17%) (图 3)^[64]。投饲养殖比例的增加表明单位渔获物产量需要投入水体的氮量和排放氮量的增加, 这将不利于污染减排。从控制 N_2O 排放的角度, 应尽量减少投饲养殖, 鼓励不投饲养殖的发展。

世界范围内水产养殖品种结构也发生了明显变化, 高营养级品种的产量在快速增加^[65]。2016 年中国草鱼、鲢、鲤、鲫、鳙等传统鱼类产量增速在 4% 左右, 鲈、石斑鱼、大黄鱼、虹鳟等高端鱼种产量增速多在 10% 以上。高营养级品种一般为肉食性, 需要投喂捕捞的冰鲜鱼或含有高蛋白(40% 以上)的配合饲料。相比之下, 低营养层次的滤食性、草食性水生动物的养殖可以不投饵, 甚至可以净化环境。表 6 为几种典型肉食性和杂食性养殖品种的氮利用情况, 可以看出, 总体上, 肉食性养殖种类的饲料氮含量、氮排放率均高于滤食性和杂食性养殖种类。

4.2 开展生态养殖, 提高氮利用效率

贝壳、海藻等物种的生长可以吸收利用水体中的营养物质, 被称为营养获取型养殖种类(extracative species)。2016 年营养获取型养殖种类的产量占世界水产养殖产量的 49.5%^[82]。可以采用多营养层次综合水产养殖法(IMTA), 将肉食性鱼类与水生植物、滤食软体动物等营养层级较低的种类进行混养, 废弃物可被一个或多个种类作为饵料利用。IMTA 可以整合成一个完整的养殖单元, 在各营养级间合理配置的基础上对整个养殖区域进行合理规划, 可以明显降低氮磷的投入量和排

放量, 是非常值得推广的一种生态养殖模式^[83]。

稻田养殖是近年来在东南亚和中国发展较为快速的一种养殖模式。利用稻田水面养鱼, 既可获得鱼、虾等水产品, 又可利用养殖动物的排泄物为水稻提供粪肥, 鱼虾的活动可以翻动泥土, 促进底泥中营养物质的分解, 为水稻生长创造良好条件, 也可实现氮的多级利用。Wu 等^[84]的研究表明, 稻田养殖可以降低 66% N_2O 的排放。

生物絮团养殖技术(BFT)通过调控碳(C)/氮(N)(W/W), 促使异养细菌优势生长而将水体中的氨氮同化为细菌中的蛋白质氮而降低养殖过程中氨氮的积累, 形成由细菌、有机颗粒、胞外聚合物及原生动物组成的生物絮团, 生物絮团可被滤食性养殖对象直接食用, 减少了氨氮被硝化及反硝化的几率^[85]。Hu 等^[5]的研究表明, 与基于自养硝化的循环水养殖模式相比, BFT 模式可以降低 80% 的 N_2O 的排放。目前 BFT 正在全球范围内推广, 在部分国家和地区的凡纳滨对虾和罗非鱼养殖中取得了应用^[86-89]。

5 展望与总结

5.1 拟开展的研究

5.1.1 主要水产养殖模式 N_2O 产生规律的实测性研究 如前述, 现有的关于水产养殖过程中 N_2O 排放的实测性研究较少, 导致对水产养殖业中 N_2O 的估算只能借鉴其他领域的研究, 影响了对水产养殖 N_2O 排放的客观认识。因此, 应鼓励对典型养殖模式开展具有一定规模的量化研究, 为

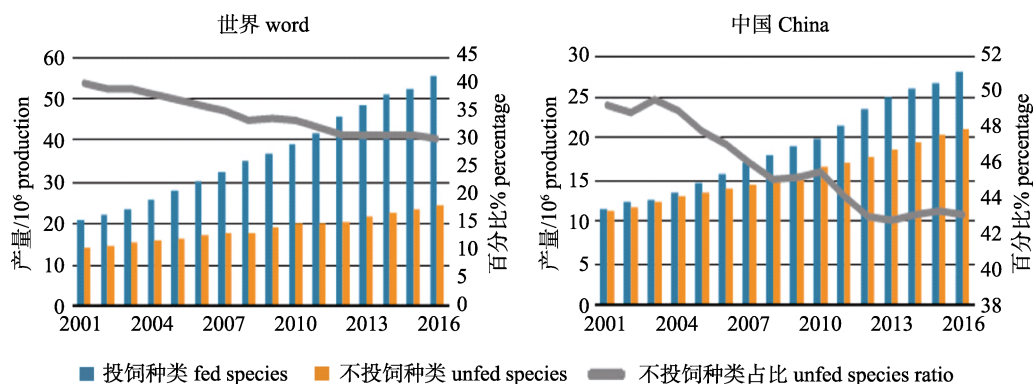


图3 2001—2016 年世界(左)和中国(右)投饲和不投饲食用鱼的产量^[63]

Fig. 3 Feed and non-feed foodfish production in the world (left) and China (right) in 2001–2016^[63]

表 6 几种典型肉食性和杂食性的养殖鱼类的饲料氮利用和排放情况
Tab. 6 Nitrogen retention and excretion of feed for several typical carnivorous and omnivorous species

种类 species	投喂水平 feeding level	饲料系数 FCR	饲料氮含量/(g/kg) nitrogen in feed	氮吸收/(g/kg) nitrogen retention	氮排放/(g/kg) nitrogen discharge
虹鳟 ^[66] <i>Oncorhynchus mykiss</i>	饱食投喂 apparent satiation	1.13	67	23	44
虹鳟 ^[66] <i>O. mykiss</i>	饱食投喂 apparent satiation	1.25	67	21	46
小规格鳟鱼苗 ^[67] <i>O. mykiss</i> juvenile	饱食投喂 apparent satiation	1.36	66*	24**	42
大规格鳟鱼苗 ^[67] <i>O. mykiss</i> juvenile	饱食投喂 apparent satiation	1.21	66*	26**	40
虹鳟幼鱼 ^[68] <i>O. mykiss</i> juvenile	1.5% BW/d	0.63	77*	39**	38
大西洋鲑 ^[69] <i>Salmo salar</i>	饱食投喂 apparent satiation	1.07	79*	29**	50
鲷 ^[70] <i>Sparus aurata</i>	饱食投喂 apparent satiation	1.79	74	16	58
鲷 ^[71] <i>Sparus aurata</i>	饱食投喂 apparent satiation	1.24	89	26	63
鲷 ^[72] <i>Sparus aurata</i>	2.9% BW/d	2	72	14	58
鲷 ^[73] <i>Sparus aurata</i> ¹	1%–4% BW/d	3	64	17	47
非洲鲷 ^[74] <i>Silurus asotus</i>	1.27% BW/d	0.71	69	35	34
非洲鲷 ^[75] <i>Silurus asotus</i>	2.5% BW/d	0.80	78	39	39
罗非鱼 ^[76] <i>Oreochromis</i> spp.	2% BW/d	1.12	72	32	40
罗非鱼 ^[77] <i>Oreochromis</i> spp.	1.24% BW/d	1.12	44	21	23
尼罗罗非鱼 ^[78] <i>Oreochromis</i> spp.	1.6% BW/d	1.15	59*	35	24
大菱鲆鱼苗 ^[79] <i>Scophthalmus maximus</i> juvenile	1.64% BW/d	1.23	72*	30**	49
欧洲鲈 ^[80] <i>Dicentrarchus labrax</i>	饱食投喂 apparent satiation	0.83	75*	21**	54
鲤科鱼种 ^[81] <i>Cyprinidae</i> juvenile	7%–8% BW/d	2.39	49*	9**	40

注: *表示由粗蛋白估算. **表示由氮留存率估算.
Note: * denotes estimate from crude protein. ** denotes estimate from nitrogen retention efficiency.

评估水产养殖产业 N₂O 排放提供支撑。

5.1.2 水产养殖环境下影响 N₂O 排放的主要因素研究 由于水产养殖环境首先要保障养殖对象的存活和正常生长,因此发生的硝化和反硝化过程与废水处理厂中的硝化和反硝化过程在工况、工艺、处理负荷等方面存在较大差异,溶解氧、亚硝酸浓度、C/N 等环境因素是影响硝化、反硝化过程中 N₂O 排放系数的主要因素,需要进一步研究明确 N₂O 产生的条件和影响因子及其范围,以协调生产过程中需要协调养殖对象的生长需求和降低 N₂O 的排放要求。

5.2 总结

来源于水产养殖活动的 N₂O 排放正逐渐引起关注,但关于水产养殖过程中 N₂O 排放的实测性研究较少,被广泛关注的结果来自于基于污水处理厂的 N₂O 排放系数和水产养殖总产量的估算。分析结果表明,养殖过程中的 N₂O 排放系数总体上低于废水处理过程中的 N₂O 排放系数。而且,

约有一半的水产养殖产量获取过程中不需要投饲。且不同的养殖模式,氮的利用效率及未被利用的氮的去向有较大差别。循环水养殖模式的氮处理途径最接近于废水处理厂中的处理途径,但循环水养殖产量占全球水产养殖产量的比例较低。因此,基于废水处理厂的 N₂O 排放系数和总养殖产量的 N₂O 排放量的估算,会使结果明显偏大。为了能够客观评价水产养殖活动的 N₂O 排放情况,应开展系统的研究。可以通过养殖品种和养殖模式的调整,取得经济效益和环境效益的协调发展。

参考文献:

[1] Crowley T J. Causes of climate change over the past 1000 years[J]. Science, 2000, 289(5477): 270-277.
[2] Brohan P, Kennedy J J, Haris I, et al. Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: A new dataset from 1850[J]. Journal of Geophysical Research, 2006, 111: D12106.

- [3] Houghton J T. IPCC (Intergovernmental panel on climate change)[J]. Environmental Science & Pollution Research, 2007, 3(1): 52-57.
- [4] Williams J, Crutzen P J. Nitrous oxide from aquaculture[J]. Nature Geoscience, 2010, 3: 143.
- [5] 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.
- [6] Kanter D, Alcamo J, Sutton M, et al. Drawing down N_2O to protect climate and the ozone layer: a UNEP synthesis report[R]. Nairobi, 2013.
- [7] Yogeve 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.
- [8] 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.
- [9] Ma Y C, Sun L Y, Liu C 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.
- [10] Zhu L, Che X, Liu H, et al. Transactions of greenhouse gas emissions of *Megalobrama amblycephala* culture pond ecosystem during sun drying of pond[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(3): 210-215. [朱林, 车轩, 刘晃, 等. 团头鲂池塘养殖生态系统晒塘阶段温室气体排放通量分析[J]. 农业工程学报, 2016, 32(3): 210-215.]
- [11] 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]. Environment Science & Technology, 2016, 50(2): 633-642.
- [12] Hu Z Q. 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. [胡志强. 稻田养蟹/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.]
- [13] Hu Z, Lee J W, 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.
- [14] 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 & Environment, 2009, 129(1-3): 228-237.
- [15] Otte S, Schalk J, Kuenen J G. Hydroxylamine oxidation and subsequent nitrous oxide production by the heterotrophic ammonia oxidizer *Alcaligenes faecalis*[J]. Applied Microbiol Biotechnology, 1999, 51(2): 255-261.
- [16] Hanaki K, Hong Z, Matsuo T. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater[J]. Water Science Technology, 1992, 26(5-6): 1027-1036.
- [17] Goreau T J, Kaplan W A, Wofsy S C, et al. Production of NO_2^- and N_2O by nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1980, 40(3): 526-532.
- [18] Zhang J R, Wang S Y, Shang H L, et al. Production of nitrous oxide from nitrite nitrogen oxidation during nitrification of domestic sewage[J]. China Water & Wastewater, 2010, 26(3): 25-29. [张静蓉, 王淑莹, 尚会来, 等. 硝化过程亚硝态氮氧化阶段的 N_2O 产生情况[J]. 中国给水排水, 2010, 26(3): 25-29.]
- [19] van Rijn J. Waste treatment in recirculating aquaculture systems[J]. Aquacultural Engineering, 2013, 53: 49-56.
- [20] Boyd C E, Tucker C S. Pond Aquaculture Water Quality Management[M]. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1998.
- [21] Kishida N, Kim J H, Kimochi Y, et al. Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process[J]. Water Science & Technology, 2004, 49(5-6): 359-371.
- [22] Rijn J V, Tai Y, Schreier H J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications[J]. Aquacultural Engineering, 2006, 34(3): 364-376.
- [23] Zhang Q L, Liu Y, Ai G M, et al. The characteristics of a novel heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium, *Bacillus methylotrophicus* strain L7[J]. Bioresource Technology, 2012, 108: 35-44.
- [24] Sun X M, Li Q F, Zhang Y, et al. Phylogenetic analysis and nitrogen removal characteristics of a heterotrophic nitrifying-aerobic denitrifying bacteria strain from marine environment [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2012, 52(6): 687-695. [孙雪梅, 李秋芬, 张艳, 等. 一株海水异养硝化-好氧反硝化菌系统发育及脱氮特性[J]. 微生物学报, 2012, 52(6): 687-695.]
- [25] Wu D L, Fu M Y, Ma L M. Nitrous oxide emission and control in biological and chemical denitrification[J]. Progress in Chemistry, 2012, 24(10): 2016-2054. [吴德礼, 傅旻瑜, 马鲁铭. 生物及化学反硝化过程中 N_2O 的产生与控制[J]. 化学进展, 2012, 24(10): 2016-2054.]
- [26] Bouwman A F, Beusen A H W, Overbeek C C, et al. Hindcasts and future projections of global inland and coastal ni-

- trogen and phosphorus loads due to finfish aquaculture[J]. Reviews in Fisheries Science, 2013, 21(2): 112-156.
- [27] Boyd C E, Queiroz J F. Nitrogen, phosphorus loads vary by system[J]. The Advocate, 2001, 4: 84-86.
- [28] 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: 48-61.
- [29] 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.
- [30] 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.
- [31] Boyd C E, Tucker C S. Handbook for Aquaculture Water Quality[M]. Auburn: Craftnaster Printers, 1998.
- [32] Ebeling J M, Timmons B T, Bisogni J J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia nitrogen in aquaculture systems[J]. Aquaculture, 2006, 257(1-4): 346-358.
- [33] Hargreaves J A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds[J]. Aquaculture, 1998, 166(3-4): 181-212.
- [34] Gurung S, Shrestha M K, Pandit N P. Nitrogen and phosphate budget analysis of carp based polyculture ponds in Chitwan, Nepal[J]. Our Nature, 2013, 11(2): 116-125.
- [35] Hari B, Madhusoodana Kurup B, Varghese J H, et al. The effect of carbonate addition on water quality and the nitrogen budget in extensive shrimp culture systems[J]. Aquaculture, 2006, 252(2-4): 248-263.
- [36] Gross A, Boyd C E, Wood C W. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds[J]. Aquacultural Engineering, 2000, 24(1): 1-14.
- [37] Thakur D P, Lin C K. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems[J]. Aquacultural Engineering, 2003, 27(3): 159-176.
- [38] Jackson C, Preston N, Thompson P J, et al. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm[J]. Aquaculture, 2003, 218(1-4): 397-411.
- [39] Shpigel M, Ari T B, Shauli L, et al. Nutrient recovery and sludge management in seabream and grey mullet co-culture in Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA)[J]. Aquaculture, 2016, 464: 316-322.
- [40] Zhang K, Xie J, Yu D G, et al. A comparative study on the budget of nitrogen and phosphorus in polyculture systems of snakehead with bighead carp[J]. Aquaculture, 2018, 483: 69-75.
- [41] Kumar V S, Pandey P K, Anand T, et al. Effect of periphyton (aquamat) on water quality, nitrogen budget, microbial ecology, and growth parameters of *Litopenaeus vannamei* in a semi-intensive culture system[J]. Aquaculture, 2017, 479: 240-249.
- [42] Dien L D, Hiep L H, Van Hao N, et al. Comparing nutrient budgets in integrated rice-shrimp ponds and shrimp grow-out ponds[J]. Aquaculture, 2018, 484: 250-258.
- [43] Chen Z, Ge H X, Chang Z Q, et al. Nitrogen budget in recirculating aquaculture and water exchange systems for culturing *Litopenaeus vannamei*[J]. Journal of Ocean University of China, 2018, 17(4): 905-912.
- [44] Zhong F, Liang W, Yu T, et al. Removal efficiency and balance of nitrogen in a recirculating aquaculture system integrated with constructed wetlands[J]. Journal of Environmental Science and Health Part A, 2011, 46: 789-794.
- [45] Endut A, Lananan F, Hamid S H A, et al. Balancing of nutrient uptake by water spinach (*Ipomoea aquatica*) and mustard green (*Brassica juncea*) with nutrient production by African catfish (*Clarias gariepinus*) in scaling aquaponic recirculation system[J]. Desalination and Water Treatment, 2016, 57(60): 29531-29540.
- [46] Shimoda T, Fujioka Y, Srithong C, et al. Effect of water exchange with mangrove enclosures based on nitrogen budget in *Penaeus monodon* aquaculture ponds[J]. Fisheries Science, 2007, 73(2): 221-226.
- [47] David F S, Proença D C, Valenti W C. Nitrogen budget in integrated aquaculture systems with Nile tilapia and Amazon River prawn[J]. Aquaculture International, 2017, 25(5): 1733-1746.
- [48] Sahu B C, Adhikari S, Dey L. Carbon, nitrogen and phosphorus budget in shrimp (*Penaeus monodon*) culture ponds in eastern India[J]. Aquaculture International, 2013, 21(2): 453-466.
- [49] Saraswathy R, Muralidhar M, Kailasam M, et al. Effect of stocking density on soil, water quality and nitrogen budget in *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) culture under zero water exchange system[J]. Aquaculture Research, 2013, 44: 1578-1588.
- [50] Guo K, Zhao W, Jiang Z Q, et al. A study of organic carbon, nitrogen and phosphorus budget in jellyfish-shellfish-fish-prawn polyculture ponds[J]. Aquaculture Research, 2017, 48: 68-76.
- [51] Gong L, Han S Q, Zhou Q. *In situ* remediation of crab aquatic water with aquatic plants and its purification enhancing effect[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences,

- 2015, 31(2): 342-349. [龚龙, 韩士群, 周庆. 水生植物对螃蟹养殖水体原位修复及其强化净化效果[J]. 江苏农业学报, 2015, 31(2): 342-349.]
- [52] Commission of China Fishery Statistic Yearbook. China Fishery Statistic Yearbook[M]. Beijing: Chinese Agricultural Press, 2017. [中国渔业统计年鉴委员会. 2017 年全国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2017.]
- [53] Law Y Y, Ye L, Pan Y T, et al. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 2012, 367: 1265-1277.
- [54] Kampschreur M J, Temmink H, Kleerebezem R, et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment[J]. Water Research, 2009, 43(17): 4093-4103.
- [55] UNEP 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[R/OL]. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- [56] Massara T M, Malamis S, Guisasola A, et al. A review on nitrous oxide (N₂O) emissions during biological nutrient removal from municipal wastewater and sludge reject water[J]. Science of the Total Environment, 2017, 596-597: 106-123.
- [57] Spinelli A, Eusebi L, Vasilaki V, et al. Critical analyses of nitrous oxide emissions in a full scale activated sludge system treating low carbon-to-nitrogen ratio wastewater[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 190: 517-524.
- [58] Mampaey K E. Identifying N₂O formation and emissions from a full-scale partial nitrification reactor[J]. Water Research, 2016, 88: 575-585.
- [59] Song K, Harper W F, Hori T, et al. Impact of carbon sources on nitrous oxide emission and microbial community structure in an anoxic/oxic activated sludge system[J]. Clean Technology Environment Policy, 2015, 17: 2375-2385.
- [60] Zhang X W, Wang X Q, Zhang J, et al. Reduction of nitrous oxide emissions from partial nitrification process by using innovative carbon source (mannitol)[J]. Bioresource Technology, 2016, 218: 789-795.
- [61] Chen Y G, Wang D B, Zheng X, et al. Biological nutrient removal with low nitrous oxide generation by cancelling the anaerobic phase and extending the idle phase in a sequencing batch reactor[J]. Chemosphere, 2014, 109: 56-63.
- [62] Eldyasti A, Nakhla G, Zhu J. Influence of biofilm thickness on nitrous oxide (N₂O) emissions from denitrifying fluidized bed bioreactors (DFBBRs)[J]. Journal of Biotechnology, 2014, 192(Part A): 281-290.
- [63] Wang Q L, Ye L, Jiang G M, et al. Side-stream sludge treatment using free nitrous acid selectively eliminates nitrite oxidizing bacteria and achieves the nitrite pathway[J]. Water Research, 2014, 55: 245-255.
- [64] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Status of world fisheries and aquaculture in 2018[R]. Rome: FAO, 2018. [联合国粮食及农业组织. 2018 年世界渔业和水产养殖状况[R]. 罗马: 联合国粮食及农业组织, 2018.]
- [65] Dong S L. High efficiency with low carbon: the only way for China aquaculture to develop[J]. Journal of Fisheries of China, 2011, 35(10): 1595-1600. [董双林. 高效低碳——中国水产养殖业发展的必由之路[J]. 水产学报, 2011, 35(10): 1595-1600.]
- [66] Kim J D, Kaushik S J, Breque J. Nitrogen and phosphorus utilization in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed diets with or without fish meal[J]. Aquatic Living Resource, 1998, 11(4): 261-264.
- [67] Noélie B, Gilles D, Tran T, et al. Effects of fish size and diet adaptation on growth performances and nitrogen utilization of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* W.) juveniles given diets based on free and/or protein-bound amino acids[J]. Aquaculture, 2012, 356-357: 105-115.
- [68] Ivar L, Johanne D, Hanne T, et al. Replacement of fish meal with a matrix of organic plant proteins in organic trout (*Oncorhynchus mykiss*) feed, and the effects on nutrient utilization and fish performance[J]. Aquaculture, 2011, 321(3-4): 259-266.
- [69] Tibbetts S M, Wall C L, Barbosa-Solomieu V, et al. Effects of combined 'all-fish' growth hormone transgenics and triploidy on growth and nutrient utilization of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fed a practical grower diet of known composition[J]. Aquaculture, 2013, 406-407: 141-152.
- [70] Lupatsch I, Kissil G W. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach[J]. Aquatic Living Resource, 1998, 11(4): 265-268.
- [71] Company R, Caldach-Giner J A, Kaushik S, et al. Growth performance and adiposity in gilthead sea bream (*Sparus aurata*): risks and benefits of high energy diets[J]. Aquaculture, 1999, 171(3-4): 279-292.
- [72] Neori A, Shpigel M, Ben-Ezra D. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone[J]. Aquaculture, 2000, 186 (3-4): 279-291.
- [73] Shpigel M, Neori A, Popper D M, et al. A proposed model for 'environmentally clean' land-based culture of fish, bivalves and seaweeds[J]. Aquaculture, 1993, 117(1-2): 115-128.
- [74] Jhvan W, Khalaf K A, Aartsen F J, et al. Balance trials with African catfish *Clarias gariepinus* fed phytase-treated soybean meal-based diets[J]. Aquaculture Nutrition, 2015, 5(2): 135-142.
- [75] Eding E H, van Weerd J H. Grundlagen, aufbau und man-

- agement von kreislaufanlagen[Z]. DLG-Verlagsgesellschaft-GmbH, Frankfurt, 1999.
- [76] Alasgah N A, Ali A. Feeding of various carbohydrate sources on the growth-performance and nutrient utilization in *Oreochromis niloticus*[J]. Agribiological Research-Zeitschrift Fur Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie, 1994, 47(1): 1-12.
- [77] Schneider O, Sereti V, Eding E H, et al. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems[J]. Aquacultural Engineering, 2005, 32(3-4): 379-401.
- [78] Maas R M, Verdegem M C J, Dersjant-Li Y M, et al. The effect of phytase, xylanase and their combination on growth performance and nutrient utilization in Nile tilapia[J]. Aquaculture, 2018, 487: 7-14.
- [79] Helena P, Aires O. The effect of dietary protein replacement by crystalline amino acid on growth and nitrogen utilization of turbot *Scophthalmus maximus* juveniles[J]. Aquaculture, 2005, 250(3-4): 755-764.
- [80] Helena P, Aires O. Effect of the dietary essential amino acid pattern on growth, feed utilization and nitrogen metabolism of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*)[J]. Aquaculture, 2007, 267(1-4): 119-128.
- [81] Tang J Y, Dai Y X, Wang Y, et al. Improvement of fish and pearl yields and nutrient utilization efficiency through fish-mussel integration and feed supplementation[J]. Aquaculture, 2015, 448: 321-326.
- [82] Mohamed S. Aquaculture produce 73% more value per job than the fishing industry[CP/OL]. <https://kenanaonline.com/users/hatmheet/posts/1024108>
- [83] Largo D B, Diola A G, Marababol M S. Development of an integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system for tropical marine species in southern cebu, Central Philippines [J]. Aquaculture Reports, 2016, 3: 67-76.
- [84] 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.
- [85] Crab R, Defoirdt T, Bossier P, et al. Biofloc technology in aquaculture: Beneficial effects and future challenges[J]. Aquaculture, 2012, 356-357: 351-356.
- [86] Luo G Z, Gao Q, Wang C H, et al. Growth, digestive activity, welfare, and partial cost-effectiveness of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) cultured in a recirculating aquaculture system and an indoor biofloc system[J]. Aquaculture, 2014, 422-423: 1-7.
- [87] Zhang X G. The research and application of bio-floc technology in factory farming systems of *Litopenaeus vannamei*[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2012. [张许光. 生物絮团技术在凡纳滨对虾工厂化养殖中的应用与研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012.]
- [88] Xu W J, Pan L Q. Effects of bioflocs on growth performance, digestive enzyme activity and body composition of juvenile *Litopenaeus vannamei* in zero-water exchange tanks manipulating C/N ratio in feed[J]. Aquaculture, 2012, 356: 147-152.
- [89] Avnimelech Y, Kochba M. Evaluation of nitrogen uptake and excretion by tilapia in biofloc tanks, using ^{15}N tracing[J]. Aquaculture, 2009, 287(1-2): 163-168.

Analysis of current research status and prospects of N_2O emission from aquaculture production

LUO Guozhi^{1,2,3}, SHAO Lina^{1,2,3}

1. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
2. Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture, Shanghai 201306, China;
3. Shanghai Synergetic Innovation Center for Aquatic Animal Genetics and Breeding Center, Shanghai 201306, China

Abstract: N_2O emissions from aquaculture activities are attracting increasing attention. This paper compares the results of experimental studies on N_2O emissions from aquaculture and estimation studies based on material balance, analyzes the state of nitrogen emission from different aquaculture modes, and constructs strategies to reduce N_2O emissions. The results showed that the N_2O emission coefficients measured in actual culture processes were lower than those in wastewater treatment processes. The efficiency of nitrogen utilization and the pathways of the unused nitrogen from different farming modes were quite different. In addition, the nitrogen treatment approach of the recirculation aquaculture system was the closest to that of the wastewater treatment plant, but the recirculation aquaculture production accounted for a low proportion of the global aquaculture production. Additionally, being fed is not required during the production of approximately half of the aquaculture yield. Therefore, the results based on the N_2O emission coefficient of the wastewater treatment plant and the total N_2O emission of aquaculture production will be significantly larger. Currently, there is still a lack of basic research on the production of N_2O in aquaculture. Therefore, this paper does not establish relevant estimates. Future studies should conduct systematic research on the production of N_2O in aquaculture activities to provide theoretical support for the objective assessment of N_2O emissions from aquaculture activities.

Key words: aquaculture; nitrous oxide; nitrogen emission; nitrogen transformation; aquaculture model

Corresponding author: LUO Guozhi. E-mail: gzhluo@shou.edu.cn