

循环水养殖系统脱氮技术及MBBR应用研究进展

李雨豪*, 陶 晨

安徽理工大学地球与环境学院, 安徽 淮南

收稿日期: 2026年7月9日; 录用日期: 2026年8月12日; 发布日期: 2026年8月20日

摘 要

在高密度、集约化和设施化养殖快速发展的背景下, 循环水养殖系统(recirculating aquaculture system, RAS)因节水、减排和过程可控等特点, 成为水产养殖绿色转型的重要技术路线。RAS依靠固液分离、生物过滤、脱气增氧、消毒和在线监测等环节实现养殖水循环利用, 但饲料投喂、残饵、粪便及鱼类代谢产物仍会持续输入TAN/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN和COD等污染物。本文围绕RAS组成、养殖废水污染物来源、脱氮工艺类型及移动床生物膜反应器(moving bed biofilm reactor, MBBR)在循环水处理中的应用进行综述, 归纳MBBR填料、生物膜功能菌群、运行参数和模型调控等方面的研究进展。已有研究表明, MBBR可借助悬浮填料表面生物膜富集AOB、NOB及反硝化相关菌群, 具有负荷适应性较强、占地小、抗冲击和运行维护相对简便等特点, 适合作为RAS中TAN和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 控制的核心单元。然而, 低换水率条件下 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积、系统碳源不足、DO梯度、温盐度变化、填料挂膜状态及模型参数适配等问题仍会制约TN深度去除。未来应推动MBBR与旁路反硝化、微藻同化、厌氧氨氧化、污泥资源化及智能控制技术协同, 以提升工厂化循环水养殖水质稳定性和尾水减排效果。

关键词

循环水养殖系统, 移动床生物膜反应器, 脱氮, 氮素转化, 生物膜

Research Progress on Nitrogen Removal Technologies and MBBR Application in Recirculating Aquaculture System

Yuhao Li*, Chen Tao

School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan Anhui

Received: July 9, 2026; accepted: August 12, 2026; published: August 20, 2026

*第一作者。

文章引用: 李雨豪, 陶晨. 循环水养殖系统脱氮技术及 MBBR 应用研究进展[J]. 环境保护前沿, 2026, 16(8): 1372-1383.
DOI: 10.12677/aep.2026.168138

Abstract

With the rapid development of high-density, intensive and facility-based aquaculture, recirculating aquaculture systems (RAS) have become an important technical route for water saving, pollution reduction and controllable production. Although RAS can reuse culture water through solid-liquid separation, biofiltration, degassing, oxygenation, disinfection and online monitoring, feed input, residual bait, feces and fish metabolism continuously introduce TAN/ NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N, TN and COD into the system. This paper reviews the composition of RAS, the sources of pollutants in aquaculture wastewater, nitrogen removal processes and the application of moving bed biofilm reactor (MBBR) in recirculating aquaculture water treatment. The progress in carrier materials, biofilm functional microorganisms, operating parameters and model-based regulation of MBBR is summarized. Existing studies indicate that MBBR can enrich AOB, NOB and denitrification-related microorganisms on suspended carrier biofilms, showing advantages of strong load adaptability, compact footprint, shock resistance and relatively simple operation. It is suitable as a core unit for controlling TAN and NO_2^- -N in RAS. However, nitrate accumulation, insufficient carbon source, DO gradient, temperature and salinity fluctuation, biofilm start-up status and model parameter adaptation still restrict deep TN removal. Future studies should strengthen the coupling of MBBR with bypass denitrification, microalgal assimilation, anammox, sludge resource recovery and intelligent control, so as to improve water quality stability and tailwater nitrogen reduction in industrial RAS.

Keywords

Recirculating Aquaculture System, Moving Bed Biofilm Reactor, Nitrogen Removal, Nitrogen Transformation, Biofilm

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

水产养殖是支撑全球水产品供给增长的重要产业。FAO 资料表明, 2024 年全球渔业和水产养殖总产量约为 2.35 亿 t, 水生动物产量约为 1.95 亿 t, 其中水产养殖水生动物产量首次突破 1.00 亿 t [1]。在水资源利用受限、尾水排放监管趋严以及优质蛋白需求增加的背景下, 池塘、网箱和流水等传统养殖方式正在向高密度、工厂化和循环化模式升级[2]-[6]。RAS 通过“养殖池-水处理-回流”闭路循环维持水质相对稳定, 体现出节水、控污、环境可控和生物安全水平较高等特点[4]-[8]。

在 RAS 运行过程中, 氮素积累往往是影响水质稳定的关键因素。饲料蛋白经过摄食、代谢和微生物矿化后, 可逐步转化为 TAN/ NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 及有机氮等形态, 其中 NH_3 和 NO_2^- -N 对鱼类毒性较强; NO_3^- -N 急性毒性相对较低, 但在低换水率系统中容易持续富集, 并增加 TN 控制压力[7]-[10]。MBBR 融合了活性污泥法与生物膜法的优势, 已逐步用于 RAS 生物滤池及尾水处理环节[10]-[15]。因此, 从养殖水质安全、尾水减排和节能运行角度综述 RAS 脱氮技术及 MBBR 应用进展, 具有较明显的理论价值和工程意义。

从技术内涵看, RAS 并非单纯依靠减少排水量实现减排, 而是将原本随尾水外排的污染物保留在封

闭循环体系内, 再通过机械过滤、生物转化、气体调控和消毒监测等单元连续削减与转化。若生物处理能力不能与投喂强度、存塘量和换水制度相匹配, 系统中可能出现 TAN 或 NO_2^- -N 短期升高, 也可能发生 NO_3^- -N 和 TN 长期累积。因此, 脱氮单元不仅要满足养殖动物安全阈值要求, 还应兼顾尾水排放、能耗控制和碳排放约束。

2. 循环水养殖系统

2.1. 我国水产养殖模式的发展以及存在的问题

我国水产养殖仍以池塘、湖库、网箱和流水模式为主, 高密度投喂易导致残饵、粪便及药剂残留累积, 增加氮磷、有机物和病原负荷[2] [3] [16]-[18]。工厂化 RAS 通过水体循环利用提高单位水体产出, 但其推广仍受初始投资、能耗、设备标准化和专业运维能力限制。

对加州鲈等高价鱼类而言, TAN 和 NO_2^- -N 波动直接关系摄食、生长与成活; 不同品种、投喂强度、水温和盐度又会改变生物滤池负荷。因此, 国内研究重点正由单体设备性能转向系统负荷核算、长期运行与智能调控。王海姮等[3]、柳婷婷等[19]和赵越等[20]的研究分别从系统集成、多级生物过滤和 MBBR 工程设计角度为这一转向提供了依据。

2.2. 国外工厂化循环水养殖研究进展

国外 RAS 已在大西洋鲑、虹鳟、罗非鱼等养殖中形成较成熟的工程实践, 研究重点也由颗粒物去除、硝化与增氧, 扩展至 CO_2 脱除、硝酸盐控制、消毒、污泥资源化、能耗与碳排放管理[4]-[8] [21]-[26]。

其设计通常以最大存塘量和日投喂量为基准, 计算 TAN、耗氧、 CO_2 及固体负荷, 据此确定循环流量、生物滤池体积、填料面积和曝气能力[5] [9] [14]。主循环硝化负责 TAN 和 NO_2^- -N 安全, 旁路反硝化、微藻、生物电化学和厌氧氨氧化则用于 NO_3^- -N 和 TN 控制[21]-[24] [27]-[31]。

综合 Martins 等[6]、van Rijn [8]和 Colt [9]的研究, 国外 RAS 评价已从单纯追求低换水率转向水质、能耗、固体废物和营养盐回收的协同优化。这一趋势表明, 综述重点应进一步转向 MBBR 及其与新型脱氮单元的耦合机制和工程边界。

2.3. 循环水养殖系统的组成

典型 RAS 通常包括养殖负荷单元、水力循环单元和水处理单元。养殖单元提供鱼类生长空间, 同时输出残饵、粪便和代谢产物; 水力循环单元影响水体周转速度和污染物输送效率; 水处理单元则负责颗粒物截留、溶解性污染物转化、有害气体脱除、增氧消毒及过程监测等功能[4]-[8]。表 1 按照“污染负荷产生 - 颗粒物去除 - 生物转化 - 深度脱氮 - 过程监测”的逻辑归纳各单元及其控制对象, 说明 RAS 并不是单一设备的简单叠加, 而是围绕水质安全和氮素转化构建的系统工程。

从工艺流程看, 养殖池排水通常先经微滤机、转鼓过滤器或沉淀单元去除残饵和粪便, 再经蛋白分离、臭氧或泡沫分离降低细小颗粒和胶体有机物, 随后进入 MBBR、滴滤池、固定床或流化床完成氨氮和亚硝酸盐转化, 最后经脱气、增氧和消毒后回流养殖池[10]-[15]。

Table 1. Main units and control objects of recirculating aquaculture system

表 1. 循环水养殖系统主要单元及控制对象

系统单元	主要设备	控制对象	常用运行指标/单位	在 RAS 脱氮中的作用
养殖负荷单元	圆形池、切角池、raceway 槽、投喂系统	鱼体生长、残饵与粪便排出、TAN 产生	养殖密度/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)、投喂量/($\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$)、FCR	污染负荷源头, 决定后续水处理规模和生物滤池负荷

续表

固液分离单元	微滤机、转鼓过滤器、沉淀池、旋流分离器	SS、残饵、粪便和大颗粒有机物	SS/(mg·L ⁻¹)、过滤孔径/μm、排泥频率	削减颗粒物和 COD，减少后续水解产氨及设备堵塞
生物滤池单元	MBBR、滴滤池、固定床、流化床	TAN、NO ₂ ⁻ -N、部分 COD	TAN 负荷/(g·m ⁻² ·d ⁻¹)、DO/(mg·L ⁻¹)、HRT/h	富集 AOB/NOB，完成氨氧化和亚硝酸盐氧化
深度脱氮单元	缺氧滤池、木屑床、硫自养反硝化、微藻反应器	NO ₃ ⁻ -N、TN、部分 P	C/N、ORP/mV、HRT/h	控制硝酸盐累积，降低尾水 TN 并促进资源化利用
气体、消毒与监测单元	脱气塔、增氧锥、紫外/臭氧、在线传感器	CO ₂ 、N ₂ 、病原、浊度和水质波动	DO、CO ₂ /(mg·L ⁻¹)、pH、温度/℃、ORP/mV	维持鱼类呼吸和硝化环境，支撑异常预警和动态调控

2.4. 水产养殖废水中污染物的来源及危害

养殖废水污染物具有“持续输入”和“循环累积”两类特征。饲料是氮素和 COD 的重要来源，鱼体未同化的氮可通过鳃排泄、尿液、粪便颗粒物和溶解性有机氮进入水体；若残饵、粪便及脱落生物膜不能及时去除，则会进一步水解矿化，增加 TAN、COD 和细菌负荷[7]-[9] [23]。TAN 中 NH₃ 所占比例受 pH 和温度控制，NO₂⁻-N 会干扰血液携氧能力，NO₃⁻-N 长期富集则会增加尾水 TN 风险[7]-[10]。表 2 从“来源 - 转化 - 危害 - 控制”的链条概括主要污染物，有助于将后续脱氮技术与具体水质问题相对应。

Li 等[7]将 RAS 中有害物质归纳为氮素、有机物、病原和消毒副产物等类型，认为污染物去除应与养殖对象耐受性相结合。Wongkiew 等[23]指出，氮素在微生物硝化、反硝化、植物或藻类同化之间分配，决定了系统氮去向。对于工厂化鱼类 RAS 而言，若仅依赖硝化而缺少反硝化或资源化单元，氨氮毒性可以被控制，但 NO₃⁻-N 和 TN 仍可能成为长期运行限制因素。

An 等[32]从工业 RAS 中功能微生物协同变化角度分析氮磷循环，指出功能菌群变化会影响营养盐转化过程；Lu 等[27]在锯缘青蟹幼体培育中将 RAS 作为微生物群落和水质管理策略，说明 RAS 不仅是工程水处理系统，也是一个受微生物群落调控的动态生态系统。由此可见，污染物来源与危害的分析不应停留在单项指标浓度上，还应关注氮素形态转化、微生物群落响应和养殖对象健康之间的关系。

Table 2. Sources, hazards and control methods of main pollutants in aquaculture wastewater
表 2. 养殖废水主要污染物来源、危害与控制方法

污染物	主要来源	典型转化路径	主要危害	控制方法
TAN/ NH ₄ ⁺ -N	鱼类鳃排泄、尿液、蛋白质矿化	NH ₄ ⁺ ⇌ NH ₃ ；AOB 氧化为 NO ₂ ⁻ -N	NH ₃ 毒性强，影响摄食、鳃功能和生长	MBBR 强化硝化，控制 pH、温度和 DO
NO ₂ ⁻ -N	氨氧化中间产物、反硝化不完全	NOB 氧化为 NO ₃ ⁻ -N；缺氧条件下被还原	影响血液携氧能力，造成慢性胁迫	维持 NOB 活性，避免 DO、碱度和 pH 不足
NO ₃ ⁻ - N/TN	硝化终产物、有机氮累积、低换水率富集	反硝化还原为 N ₂ ；微藻或生物量同化	长期累积影响健康并增加尾水总氮压力	旁路反硝化、微藻同化、换水和资源化利用
COD/溶解性有机物	残饵、粪便、水解产物、黏液和脱落膜	异养降解，部分转化为 CO ₂ 和生物量	耗氧、增浊，并与硝化菌竞争空间和氧气	固液分离、泡沫分离、臭氧和投喂优化
SS/胶体颗粒	残饵、粪便、生物絮体、脱落生物膜	沉降、水解、吸附氮磷并释放溶解性污染物	堵塞设备、携带病原并增加生物滤池有机负荷	微滤、沉淀、旋流分离和及时排泥

从生产过程看，污染物浓度并不只由水处理单元决定，还与鱼体规格、养殖密度、投喂量、饲料蛋白水平和换水率共同相关。莫介化等[33]研究了不同养殖密度下大口黑鲈在室内工厂化 RAS 中的生长特

性,说明养殖密度变化会影响鱼类生长和系统水质压力;陶志英等[34]在淡水池塘嵌入式集装槽循环水养殖系统中分析水质及微生物群落,表明生产模式、微生物群落和水质变化存在耦合关系。因此,RAS 污染物控制应以养殖负荷为源头,结合投喂管理和水处理能力同步评价。

3. 养殖循环水脱氮技术

3.1. 物理化学法脱氮

物理化学脱氮及辅助处理技术主要包括吸附、离子交换、膜分离、电化学、臭氧/高级氧化和化学沉淀等。沸石、生物炭和功能填料能够在短时间内吸附 NH_4^+ 或部分有机物,适合突发水质波动或低浓度污染物控制;膜分离具有较好的截留能力,但膜污染、能耗和浓水处置限制了其在大型 RAS 中的普遍应用。臭氧可改善水色、透明度和病原控制效果,但并不是氮素去除主体,投加过量还可能引起氧化应激或副产物风险[25] [31] [35]。

3.2. 传统生物脱氮技术

传统生物脱氮主要依赖硝化和反硝化过程。硝化阶段由 AOB 将 NH_4^+ -N 氧化为 NO_2^- -N,再由 NOB 将 NO_2^- -N 进一步氧化为 NO_3^- -N,该过程要求较充足的 DO、碱度和适宜温度,并容易受到 pH、有机负荷、毒性物质及盐度变化影响[9] [15] [21]。反硝化阶段在缺氧条件下将 NO_3^- -N 或 NO_2^- -N 还原为 N_2 ,但 RAS 主循环中可利用有机碳通常不足,易限制反硝化速率;若过量补充外碳源,又可能造成 COD 和浊度升高[8] [21]。

3.3. 新型生物脱氮技术

新型生物脱氮试图降低传统工艺对空间分区、曝气和外加碳源的依赖。SND 利用生物膜或絮体内部 DO 梯度,在外层完成硝化、内层进行反硝化;HN-AD 菌可在好氧条件下同步完成氨氧化和氮氧化物还原;厌氧氨氧化具有低曝气、低碳源和低污泥产率优势,更适合旁路高氨水、污泥上清液或尾水深度处理;微藻可吸收 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 并实现营养盐资源化[22]-[24] [27] [28] [36] [37] [38]。

Liu 等[28]研究了 RAS 中生物絮团生物滤池由硝化向反硝化处理效率转变的过程,说明生物絮团可在一定条件下参与氮素转化并缓冲水质波动。Chen 等[29]采用纤维素载体生物反应器处理 RAS 水体,分析了氮去除性能和微生物多样性,表明载体类型可通过影响生物膜结构和功能菌群富集改变脱氮效果。Ramli 等[22]总结了微藻融入 RAS 氮管理的研究进展,Zou 等[24]和 Jian 等[38]则分别从生物电化学、厌氧氨氧化耦合反硝化角度为旁路深度脱氮提供了新思路。

3.4. 生物脱氮存在的问题

生物脱氮在 RAS 中仍面临启动周期较长、低温或盐度突变后硝化恢复慢、硝化耗碱引起 pH 下降、主循环缺氧区难以稳定维持、低换水率下 NO_3^- -N 持续累积以及 N_2O 释放风险等问题[7]-[10] [15] [21]-[23]。综合已有研究可知,MBBR 虽然能够在 RAS 中稳定承担 TAN 和 NO_2^- -N 控制任务,但 TN 深度去除效果仍受碳源供给、DO 梯度、膜厚、HRT 和旁路反硝化条件共同影响,不能简单视为完整脱氮工艺。

从国内外研究现状看,MBBR、固定床、滴滤池、流化床以及微藻/反硝化耦合工艺均可用于 RAS 水质控制,但多数研究仍集中在短期试验或特定工况下。真实工厂化 RAS 中,投喂量、养殖密度、换水率、水温、消毒剂和设备状态持续变化,污染负荷具有明显动态性,因此需要从“单个工艺去除率比较”转向“生产负荷-水质响应-生物膜机制-模型控制”的综合评价。表 3 用于对不同脱氮技术的作用对象、机理、优势、局限性和适用场景进行横向比较,为后文突出 MBBR 在主循环硝化中的定位提供依据。

不同技术的优劣并非由单一去除率决定。吸附、膜分离和高级氧化响应快，适合应急或深度处理，但多表现为污染物转移或辅助氧化，受再生、浓缩液处置和能耗约束；传统硝化 - 反硝化工艺成熟可靠，却存在好氧硝化与缺氧反硝化在 DO 和碳源需求上的内在矛盾；SND、HN-AD、厌氧氨氧化和微藻等技术具备节能或资源化潜力，但长期稳定性、启动周期和规模化适用性仍缺乏一致结论[8][21]-[24][28]-[31][38]。

现有研究还存在三类争议：其一，MBBR 能否在低 C/N 的 RAS 主循环中独立实现深度 TN 去除，结论受膜厚、DO 梯度和碳源状态影响较大；其二，提高 DO 有利于 AOB/NOB 硝化，却可能压缩膜内缺氧区并抑制 SND；其三，填料名义比表面积并不等同于有效传质面积，水力流态、挂膜厚度和填料碰撞会改变实际性能。因此，技术评价应同时比较污染物形态、运行边界、能耗和长期稳定性，而不宜仅引用最高去除率[13]-[15][21][39]-[44]。

Table 3. Comparison of nitrogen removal technologies in recirculating aquaculture systems
表 3. 循环水养殖系统脱氮技术对比

技术类型	主要去除对象	核心机理	优势	局限性	适用场景
吸附/离子交换	NH ₄ ⁺ -N、部分有机物	材料交换或表面吸附	启动快，可用于应急控制	容量有限，需再生或更换	突发氨氮升高、小型系统或预处理
臭氧/高级氧化	有机物、微颗粒、病原	氧化断链、絮凝和消毒	改善水色、透明度和病原控制	对 TN 去除有限，存在副产物风险	消毒、深度处理和水质改善
硝化生物滤池	TAN、NO ₂ ⁻ -N	AOB/NOB 两步氧化	成熟可靠，直接保障养殖安全	NO ₃ ⁻ -N 累积，耗氧耗碱	RAS 主循环核心单元
异养反硝化	NO ₃ ⁻ -N、TN	缺氧条件下以有机碳为电子供体还原为 N ₂	TN 去除效果稳定	需碳源，过量可能升高 COD	旁路反硝化或尾水处理
SND/HN-AD	TAN、NO ₂ ⁻ -N、部分 TN	膜内氧梯度或功能菌同步作用	流程紧凑，具有节能潜力	控制窗口窄，机制和稳定性需验证	生物膜、絮团或低 C/N 系统
微藻同化	NH ₄ ⁺ -N、NO ₃ ⁻ -N、P	光合作用吸收营养盐形成藻体	资源化潜力大，可回收氮磷	占地、光照和采收要求高	尾水回收与生态化处理
厌氧氨氧化/生物电化学	NH ₄ ⁺ -N、NO ₂ ⁻ -N、NO ₃ ⁻ -N	自养转化为 N ₂ 或电极驱动还原	低碳源、低污泥，利于低碳运行	启动慢，对 DO 和工程条件敏感	旁路高氨水、污泥上清液或深度处理

4. MBBR 对养殖循环水的处理

4.1. MBBR 处理的优势

MBBR 是在反应器中投加密度接近水的悬浮填料，并通过曝气或水力搅拌使填料持续运动，微生物则附着在填料表面形成生物膜。与固定床工艺相比，MBBR 整体堵塞风险较低；与活性污泥法相比，其无需设置污泥回流，并能维持较长微生物停留时间；与滴滤池相比，MBBR 占地相对较小、布置较灵活，更适合工厂化 RAS 高循环水量和紧凑空间条件[10]-[15]。

MBBR 优势来自填料、生物膜和水力剪切的协同作用。聚乙烯或聚丙烯填料可为 AOB、NOB 和反硝化相关菌提供附着位点；填料碰撞促进老化膜脱落，维持膜厚和传质；生物膜内部 DO 和底物梯度可形成好氧 - 缺氧微环境，具备 SND 潜力[11]-[15][19][20][39]-[43][45]。Pfeiffer 和 Wills 比较 K1、MB3 和 AMB 三种漂浮填料，发现不同填料均可实现 TAN 去除，且 MB3 在两种饲料负荷下表现出较高体积 TAN 去除率[13]；Suhr 和 Pedersen 在商业虹鳟 RAS 尾水处理中也验证了 MBBR 的稳定硝化能力[12]。

Rusten 等[11]对 Kaldnes 移动床生物膜反应器的设计与运行进行了系统总结，奠定了 MBBR 在高负

荷生物处理中的工程化基础。Shitu 等[10]综述了 MBBR 在 RAS 废水处理中的应用进展，认为其优势在于填料有效比表面积大、挂膜生物量高、抗冲击能力强，并可与其他处理单元形成组合工艺。Cardoso 等[30]将 MBBR 用于 *Pimelodus maculatus* 循环水养殖系统，也进一步验证了 MBBR 在鱼类 RAS 中的工程适用性。

4.2. MBBR 处理的影响因素

MBBR 处理效果受 TAN 负荷、DO、pH 与碱度、填料比表面积、填充率、HRT、温度、盐度和有机负荷等因素共同控制。TAN 负荷需要结合最大生物量、投喂率、饲料蛋白水平和水温进行核算；DO 不足会抑制硝化并增加 NO_2^- -N 积累风险，而 DO 过高又不利于缺氧微区形成并增加曝气能耗；填充率过低会限制生物量，过高则可能造成流化不足或短流[9] [13]-[15] [41]。

国内相关研究进一步提供了实际数据支撑。申璐莹等[40]采用固定化反硝化菌强化 MBBR 处理水产养殖废水，在投加菌量 80 mL、HRT 为 8 h 时 TN 去除率达到 98.94%， NO_2^- -N 积累量仅 0.11 mg/L；李雅媛等[39]发现凡纳滨对虾 RAS 原位 MBBR 生物膜中 *nirK* 型反硝化菌丰度为 $3.11 \times 10^7 \sim 1.37 \times 10^8$ copies/g，在不加外碳且初始 C/N 约 2.70 时仍实现 NO_3^- -N 去除率 98.07%。这些结果说明，微生物强化、碳源状态和运行方式会显著影响 MBBR 的 TN 去除潜力。

不同填料和运行参数也会改变 MBBR 启动和稳定性。Pfeiffer 和 Wills [13]比较 K1、MB3 和 AMB 三种漂浮填料，发现不同填料均可实现 TAN 去除；Altat 等[46]利用麦饭石粉改性 PE 填料强化海水 RAS 废水 MBBR 启动，说明填料表面性质可影响早期挂膜和功能菌富集。由此可见，MBBR 设计不能只看名义填料比表面积，还应关注有效传质面积、流化状态和生物膜成熟程度。

此外，温度、DO 和有机负荷对 MBBR 的影响具有交互性。Chen 等[15]研究水质因素对生物膜硝化动力学的影响，说明生物膜硝化速率会随环境条件变化而改变；刘婧邈等[44]在低温条件下开展纯膜 MBBR 系统脱氮能力中试研究，表明低温会延长系统启动和恢复过程；张龙等[45]比较墨瑞鳕 RAS 中不同生物膜反应器的水处理效率和微生物群落，进一步说明反应器构型与优势菌群结构共同影响处理效果。因此，MBBR 影响因素应作为一个耦合体系分析，而不宜孤立讨论单个参数。

HRT 和填充率决定水体与生物膜的接触时间和有效反应面积。HRT 过短会使底物尚未充分转化即离开反应器，HRT 过长则增加池容和投资；填充率过低限制生物量，填充率过高则可能影响流化和氧传质。对于生产型 RAS，MBBR 参数还需随养殖阶段调整：苗种期污染负荷低但水质波动敏感，成鱼期投喂量高、TAN 负荷大，出鱼或减载阶段则可能出现负荷快速下降。将水质监测与投喂、存塘和换水数据联动，是评价 MBBR 处理效果的重要基础。

DO 是 MBBR 运行中最容易通过工程手段调节的参数，但其控制目标具有双重性：较高 DO 有利于 AOB 和 NOB 完成两步硝化，降低 TAN 和 NO_2^- -N 毒性；适度的氧梯度又有利于生物膜内部形成缺氧微区，从而为 SND 或局部反硝化创造条件。若 DO 长期偏低，硝化速率下降并可能出现 NO_2^- -N 积累；若 DO 过高，则会增加曝气能耗并削弱反硝化微环境。因此，实际 RAS 中 DO 调控应以鱼类安全和硝化稳定为底线，再结合 TN 控制目标进行优化。表 4 将影响因素归纳为负荷、氧、酸碱、填料、水力和环境条件六类，用于说明 MBBR 处理效果是多因素耦合结果。

Table 4. Main factors influencing MBBR treatment performance in RAS

表 4. RAS 中 MBBR 处理效果的主要影响因素

影响因素	作用对象	影响机理	控制建议	风险表现
TAN 负荷	AOB、NOB、填料有效面积	投喂量和生物量决定单位面积硝化压力	按最大投喂量和安全系数设计	超负荷时 TAN 或 NO_2^- -N 升高

续表

DO/(mg·L ⁻¹)	AOB、NOB、反硝化微区	决定硝化供氧和膜内氧梯度	保障硝化前提下避免过度曝气	DO 过低硝化受抑；过高不利于 SND
pH 与碱度	硝化速率、NH ₃ 比例	硝化耗碱，pH 影响酶活性和 NH ₃ 毒性	维持适宜 pH 并按负荷补碱	pH 下降抑制硝化，pH 过高增加 NH ₃ 风险
填料与填充率	生物膜量、水力流态和传质	影响有效附着面积、膜厚和流化程度	选择适宜填料并匹配曝气强度	挂膜慢、填料堆积、磨损或短流
HRT 与水力剪切	接触时间、生物膜更新	决定底物接触和老化膜脱落	与循环流量和反应器容积匹配	HRT 过短转化不足，剪切过强导致脱膜
有机负荷/COD	异养菌与硝化菌竞争	高 COD 消耗 DO 并占据生物膜表面	强化前端固液分离并控制残饵	硝化能力下降，生物膜过厚
温度与盐度	微生物代谢和群落结构	影响生长速率、渗透压适应和传质	低温期降低负荷，海淡水分别驯化	启动慢、恢复慢或菌群失衡

4.3. MBBR 生物膜功能菌群与微生物生态调控

MBBR 的脱氮性能不仅取决于 AOB、NOB 和反硝化菌的相对丰度，还取决于群落演替、功能冗余和菌群间代谢互作。启动初期，附着速度较快的异养菌通常率先占据填料表面；随着有机物降低和硝化底物持续输入，AOB、NOB 及相关共生菌逐渐富集。温度、盐度、DO 和负荷突变会改变这一演替路径，并可能导致亚硝酸盐积累或硝化恢复延迟[32] [41]-[45]。

功能冗余是生物膜抗冲击的重要基础，即多个分类单元可承担相近的氮转化功能。当部分优势菌受抑时，稀有菌或替代功能群可能维持 amoA、nxB、nirK/nirS 和 nosZ 等功能过程，从而提高系统抵抗力和恢复力。但功能基因丰度并不必然等同于实际反应速率，单纯以 16S rRNA 群落组成解释工艺性能可能产生偏差。现阶段关于“群落组成变化是否必然导致功能失稳”仍存在争议，需要结合活性和物质通量证据进行判断[32] [39] [41]-[43]。

未来可将宏基因组、宏转录组、qPCR、微电极和稳定同位素示踪与氮平衡结合，识别关键功能模块及其时空分布，并将功能基因、DO 微剖面和实际转化速率映射到模型参数。由此可由“监测优势菌丰度”进一步转向“识别功能状态 - 预测失稳风险 - 调节曝气、HRT、填充率和旁路比例”的精准调控。

4.4. MBBR 在养殖循环水处理中的应用

MBBR 在 RAS 中的应用可分为主循环硝化、旁路强化处理和多工艺耦合三类。主循环硝化一般设置于固液分离之后、脱气增氧之前，依靠高循环流量反复降低 TAN 和 NO₂⁻-N；旁路处理则将部分循环水、尾水或污泥上清液引入缺氧反硝化、微藻或自养脱氮单元，使主循环维持高 DO 和低毒性氮，旁路单元承担 NO₃⁻-N 和 TN 控制[21]-[24] [27] [36]。MBBR 还可与在线监测、ASM/BioWin/SUMO 模型及机器学习结合，建立投喂量、存塘量、换水率和氮素负荷之间的动态关系，实现曝气、回流、外加碳源和换水率优化[47]-[50]。图 1 将上述内容整合为应用框架，突出“主循环保障养殖安全、旁路承担深度脱氮、模型控制实现协同优化”的逻辑。图 1 以蓝色实线表示水体、颗粒物和氮素的物质流，以红色虚线表示监测、模型计算和控制指令的信息流，以红色实线表示信息控制流之间的决策与控制反馈，展示养殖负荷、主循环硝化、旁路深度脱氮与智能调控之间的闭环关系。

随着数字化养殖发展，MBBR 运行评价也逐渐从单点去除率转向动态模型和智能控制。Kamali 等[48]构建 RAS 动态模型，分析管理策略和水质参数对鱼类生长表现的影响；Abulimiti 等[49]通过动态模拟讨论曝气节能与 N₂O 排放之间的权衡；Wang 等[50]将多模态机器学习用于低碳曝气策略优化。这些研究提

示, RAS 中 MBBR 的优化不应只关注“去除率最高”, 还应综合考虑鱼类安全边界、曝气能耗、碳排放和运行稳定性。

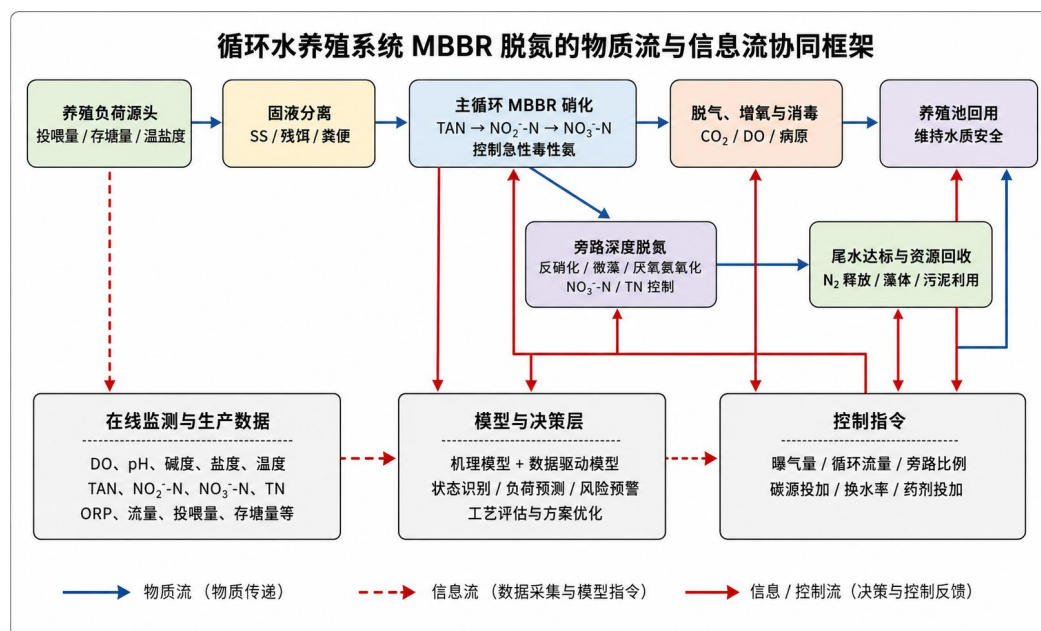


Figure 1. Collaborative framework of material and information flows for MBBR-based nitrogen removal in recirculating aquaculture systems

图 1. 循环水养殖系统 MBBR 脱氮的物质流与信息流协同框架

在工程应用层面, MBBR 通常不单独承担全部水质控制任务, 而是与微滤机、蛋白分离器、臭氧、脱气塔、增氧系统和旁路反硝化单元共同构成组合流程。对于高蛋白饲料和高投喂系统, 应优先降低进入 MBBR 的颗粒有机物, 避免异养菌过度增殖抑制硝化; 对于近零排放或低换水率系统, 则需要在 MBBR 后端配置反硝化、微藻或自养脱氮单元, 降低 NO₃⁻-N 和 TN 累积风险。

从工程可行性看, 主循环 MBBR 成熟度最高, 但主要完成氮形态转化而非 TN 净去除; 旁路反硝化可稳定降低 TN, 却增加碳源投加和污泥管理需求; 微藻与厌氧氨氧化有利于低碳运行, 但分别受光照、采收、启动周期和环境稳定性限制。因此, 组合工艺应依据养殖负荷、换水率和排放目标进行选择, 而不宜简单叠加工艺单元。

5. 展望

(1) 工程尺度标准化。围绕最大投喂量、TAN 产生量、有效填料面积和安全系数建立适用于不同养殖品种与温盐度条件的设计方法, 并利用长期生产数据验证参数的可迁移性[9] [13]-[15] [20]。

(2) 微生物生态与机制解析。将群落演替、功能冗余和抗逆恢复纳入运行评价, 结合宏基因组/宏转录组、功能基因、微电极和氮平衡, 区分硝化、反硝化、同化和 N₂O 释放的实际贡献[32] [39]-[44]。

(3) 耦合工艺与闭环控制。针对低换水率 RAS 中 NO₃⁻-N 和 TN 累积, 优化 MBBR 与旁路反硝化、微藻、厌氧氨氧化及污泥内源碳利用的组合; 进一步融合水质传感器、生产数据和工艺模型, 实现曝气、循环流量、旁路比例、碳源和换水率的协同调节[21]-[24] [27] [36] [38] [47]-[50]。

6. 结论

本文比较了 RAS 中物理化学法、传统硝化 - 反硝化及新型生物脱氮技术, 并重点分析 MBBR 的工

程优势、运行约束和微生物生态机制。综合现有研究可得三点认识：第一，MBBR 适合作为主循环 TAN 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 控制单元，但其作用主要是保障养殖安全，不能等同于 TN 完全去除；第二，DO、负荷、填料、水力条件及群落演替共同决定生物膜性能，单一指标或最高去除率不足以评价长期稳定性；第三，低换水率 RAS 的深度脱氮需要 MBBR 与旁路反硝化、微藻或厌氧氨氧化耦合，并通过多参数监测和模型控制实现物质流与信息流协同。未来研究应加强长期生产验证、功能菌群机制解析和低碳控制策略。

参考文献

- [1] FAO (2026) The State of World Fisheries and Aquaculture 2026—Blue Transformation: Turning Vision into Impact. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- [2] FAO (2024) The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue Transformation in Action. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- [3] 王海姮, 侯昊晨, 刘鹰. 循环水养殖系统的研究进展及发展趋势[J]. 水产科学, 2023, 42(4): 735-741.
- [4] Bregnballe J. (2015) A Guide to Recirculation Aquaculture: An Introduction to the New Environmentally Friendly and Highly Productive Closed Fish Farming Systems. FAO.
- [5] Timmons, M.B. and Ebeling, J.M. (2013) Recirculating Aquaculture. 3rd Edition, Ithaca Publishing Company. <https://doi.org/10.1002/9781118250105.ch11>
- [6] Martins, C.I.M., Eding, E.H., Verdegem, M.C.J., Heinsbroek, L.T.N., Schneider, O., Blancheton, J.P., *et al.* (2010) New Developments in Recirculating Aquaculture Systems in Europe: A Perspective on Environmental Sustainability. *Aquacultural Engineering*, **43**, 83-93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>
- [7] Li, H., Cui, Z., Cui, H., Bai, Y., Yin, Z. and Qu, K. (2023) Hazardous Substances and Their Removal in Recirculating Aquaculture Systems: A Review. *Aquaculture*, **569**, Article ID: 739399. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2023.739399>
- [8] van Rijn, J. (2013) Waste Treatment in Recirculating Aquaculture Systems. *Aquacultural Engineering*, **53**, 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.11.010>
- [9] Colt, J. (2006) Water Quality Requirements for Reuse Systems. *Aquacultural Engineering*, **34**, 143-156. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>
- [10] Shitu, A., Liu, G., Muhammad, A.I., Zhang, Y., Tadda, M.A., Qi, W., *et al.* (2022) Recent Advances in Application of Moving Bed Bioreactors for Wastewater Treatment from Recirculating Aquaculture Systems: A Review. *Aquaculture and Fisheries*, **7**, 244-258. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.04.006>
- [11] Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y. and Lygren, E. (2006) Design and Operations of the Kaldnes Moving Bed Biofilm Reactors. *Aquacultural Engineering*, **34**, 322-331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>
- [12] Suhr, K.I. and Pedersen, P.B. (2010) Nitrification in Moving Bed and Fixed Bed Biofilters Treating Effluent Water from a Large Commercial Outdoor Rainbow Trout Ras. *Aquacultural Engineering*, **42**, 31-37. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2009.10.001>
- [13] Pfeiffer, T.J. and Wills, P.S. (2011) Evaluation of Three Types of Structured Floating Plastic Media in Moving Bed Biofilters for Total Ammonia Nitrogen Removal in a Low Salinity Hatchery Recirculating Aquaculture System. *Aquacultural Engineering*, **45**, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.06.003>
- [14] Malone, R.F. and Pfeiffer, T.J. (2006) Rating Fixed Film Nitrifying Biofilters Used in Recirculating Aquaculture Systems. *Aquacultural Engineering*, **34**, 389-402. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.007>
- [15] Chen, S., Ling, J. and Blancheton, J. (2006) Nitrification Kinetics of Biofilm as Affected by Water Quality Factors. *Aquacultural Engineering*, **34**, 179-197. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.004>
- [16] 潘国英, 文畅, 黄薇薇, 姚雪梅, 董丽丽, 周梅阳, 杨飞. 一种三回路式淡水循环养殖系统的构建及应用[J]. 热带生物学报, 2024, 15(1): 122-132.
- [17] 吴赵军, 周力, 张克磊, 王伟, 罗学芳, 周国彬. 工厂化循环水养殖系统建设及运维[J]. 水产养殖, 2024, 45(8): 58-60.
- [18] 朱文锦, 于潇, 王兆平, 李泓, 王健华. 利用生态循环系统养殖锦鲤试验[J]. 科学养鱼, 2021(11): 78-79.
- [19] 柳婷婷, 李丽, 蒋雯雯, 蔡玉勇, 董双林. 循环水养殖系统六级生物滤池运行效果分析[J]. 环境工程学报, 2019, 13(4): 902-909.
- [20] 赵越, 刘鹰, 李贤, 孙国祥, 徐建平, 周毅. 工业化循环水养殖系统移动床生物膜反应器的设计[J]. 大连海洋大学学报, 2018, 33(5): 639-643.

- [21] van Rijn, J., Tal, Y. and Schreier, H.J. (2006) Denitrification in Recirculating Systems: Theory and Applications. *Aquacultural Engineering*, **34**, 364-376. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.004>
- [22] Ramli, N.M., Verreth, J.A.J., Yusoff, F.M., Nurulhuda, K., Nagao, N. and Verdegem, M.C.J. (2020) Integration of Algae to Improve Nitrogenous Waste Management in Recirculating Aquaculture Systems: A Review. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, **8**, Article 1004. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.01004>
- [23] Wongkiew, S., Hu, Z., Chandran, K., Lee, J.W. and Khanal, S.K. (2017) Nitrogen Transformations in Aquaponic Systems: A Review. *Aquacultural Engineering*, **76**, 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.01.004>
- [24] Zou, S., Guan, L., Taylor, D.P., Kuhn, D. and He, Z. (2018) Nitrogen Removal from Water of Recirculating Aquaculture System by a Microbial Fuel Cell. *Aquaculture*, **497**, 74-81. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.036>
- [25] Spiliotopoulou, A., Rojas-Tirado, P., Chhetri, R.K., Kaarsholm, K.M.S., Martin, R., Pedersen, P.B., et al. (2018) Ozonation Control and Effects of Ozone on Water Quality in Recirculating Aquaculture Systems. *Water Research*, **133**, 289-298. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.032>
- [26] Bøpple, H., Brüssino, G., Engel, A., Breuhaus, P., Dopffel, N., An-Stepiec, B.A., et al. (2025) Utilization of Fish Sludge and Aquaculture Effluent Water from Norway for Nutrient and Energy Recovery. *Resources, Conservation & Recycling Advances*, **27**, Article ID: 200256. <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2025.200256>
- [27] Lu, Z., Lin, W., Li, Q., Wu, Q., Ren, Z., Mu, C., et al. (2024) Recirculating Aquaculture System as Microbial Community and Water Quality Management Strategy in the Larviculture of *Scylla paramamosain*. *Water Research*, **252**, Article ID: 121218. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121218>
- [28] Liu, W., Xu, B., Tan, H., Zhu, S., Luo, G., Shitu, A., et al. (2022) Investigating the Conversion from Nitrifying to Denitrifying Water-Treatment Efficiencies of the Biofloc Biofilter in a Recirculating Aquaculture System. *Aquaculture*, **550**, Article ID: 737817. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737817>
- [29] Chen, Z., Chang, Z., Qiao, L., Wang, J., Yang, L., Liu, Y., et al. (2021) Nitrogen Removal Performance and Microbial Diversity of Bioreactor Packed with Cellulosic Carriers in Recirculating Aquaculture System. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **157**, Article ID: 105157. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.105157>
- [30] Cardoso, A.C., Buratto, V.M., Tenfen, H., Owatari, M.S. and Lapa, K.R. (2024) Moving Bed Biofilm Reactor for *Pimelodus Maculatus* Reared in RAS: Start-Up Maturation, Bioreactor Microbiome and Nitrogen Removal. *Water Biology and Security*, **3**, Article ID: 100251. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2024.100251>
- [31] Tom, A.P., Jayakumar, J.S., Biju, M., Somarajan, J. and Ibrahim, M.A. (2021) Aquaculture Wastewater Treatment Technologies and Their Sustainability: A Review. *Energy Nexus*, **4**, Article ID: 100022. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.100022>
- [32] An, S., Li, J., Du, J., Feng, L., Zhang, L., Zhang, X., et al. (2025) Coupled Nitrogen and Phosphorus Cycles Mediated by Coordinated Variations of Functional Microbes in Industrial Recirculating Aquaculture System. *Water Research*, **280**, Article ID: 123726. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123726>
- [33] 莫介化, 李春枝, 王晓斌, 卢伟华, 郑建波, 罗健民, 等. 不同养殖密度大口黑鲈在室内工厂化循环水养殖系统中的生长特性[J]. 淡水渔业, 2022, 52(3): 98-104.
- [34] 陶志英, 袁嘉欣, 谢世红, 贺刚, 邓宏奎, 李梦露, 等. 淡水池塘嵌入式集装槽循环水养殖系统水质及微生物群落分析[J]. 渔业现代化, 2025, 52(2): 46-57.
- [35] Davidson, J., Summerfelt, S., Straus, D.L., Schrader, K.K. and Good, C. (2019) Evaluating the Effects of Prolonged Peracetic Acid Dosing on Water Quality and Rainbow Trout *Oncorhynchus Mykiss* Performance in Recirculation Aquaculture Systems. *Aquacultural Engineering*, **84**, 117-127. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.12.009>
- [36] 张翔宇, 李雪莹, 孙侦龙, 李碧莹, 宋协法, 李贤. 移动床生物膜反应器藻类反应器联用消除水体氮盐的设计[J]. 渔业现代化, 2023, 50(1): 19-25.
- [37] Chun, S., Cui, Y., Ahn, C. and Oh, H. (2018) Improving Water Quality Using Settleable Microalga *Ettlia* sp. and the Bacterial Community in Freshwater Recirculating Aquaculture System of *Danio Rerio*. *Water Research*, **135**, 112-121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.007>
- [38] Jian, J., Liao, X., Li, S., Chen, S., Huang, Z., Chen, J., et al. (2022) Nitrogen Removal Performance and Sludge Characteristics of Wastewater from Industrial Recirculating Aquaculture Systems via Anammox Coupled with Denitrification. *Journal of Water Process Engineering*, **49**, Article ID: 103092. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103092>
- [39] 李雅媛, 张旺, 刘兴国, 肖述文, 江海鑫, 陆诗敏. 凡纳滨对虾循环水养殖系统生物膜反硝化菌研究[J]. 水产科学, 2024, 43(5): 775-783.
- [40] 申璐莹, 罗轩阳, 杨旭, 王一涵, 王心怡, 马雯睿, 陈兴都. 固定化反硝化菌强化 MBBR 处理水产养殖废水的研究[J]. 环境保护前沿, 2024, 14(3): 575-583.
- [41] 周洪玉, 韩梅琳, 仇天雷, 高敏, 孙兴滨, 王旭明. 不同生物过滤系统铵态氮转化速率及生物膜特性分析[J]. 环

- 境科学, 2017, 38(6): 2444-2451.
- [42] 章霞, 徐志进, 柳敏海, 李伟业, 殷小龙. 循环水养殖系统中不同滤料生物挂膜水处理效果及微生物群落分析[J]. 大连海洋大学学报, 2020, 35(4): 528-535.
- [43] 仇天雷, 王旭明, 高敏, 海热提, 王晓慧, 李媛, 韩梅琳. 生物强化移动床生物膜反应器处理水产养殖循环水初步研究[J]. 淡水渔业, 2016, 46(4): 65-70.
- [44] 刘婧邈, 毕学军, 杨新慈, 陈姗姗, 潘凯玲, 樊星, 周小琳. 低温条件下纯膜 MBBR 系统脱氮能力中试研究[J]. 中国给水排水, 2023, 39(19): 19-26.
- [45] 张龙, 李刚, 王庆龙, 等. 墨瑞鳕循环水养殖系统中不同生物膜反应器水处理效率及微生物群落对比分析[J]. 渔业科学进展, 2023, 44(6): 214-224.
- [46] Altaf, R., Xiao, T., Wang, K., Guo, J., Li, Q., Zou, J., *et al.* (2025) Maifanstone Powder-Modified PE Filler for Enhanced MBBR Start-Up in Treating Marine RAS Wastewater. *Water*, **17**, Article 1888. <https://doi.org/10.3390/w17131888>
- [47] Morello, T., Gadanakis, Y., Campos-González, J., Mancini, M., Howe, K., Tingley, D., *et al.* (2025) Sequestering Carbon without Reducing Food Production: The Role of Recirculating Aquaculture Systems. *Ecological Economics*, **237**, Article ID: 108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108692>
- [48] Kamali, S., Ward, V.C.A. and Ricardez-Sandoval, L. (2022) Dynamic Modeling of Recirculating Aquaculture Systems: Effect of Management Strategies and Water Quality Parameters on Fish Performance. *Aquacultural Engineering*, **99**, Article ID: 102294. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2022.102294>
- [49] Abulimiti, A., Wang, X., Kang, J., Li, L., Wu, D., Li, Z., *et al.* (2022) The Trade-Off between N₂O Emission and Energy Saving through Aeration Control Based on Dynamic Simulation of Full-Scale WWTP. *Water Research*, **223**, Article ID: 118961. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118961>
- [50] Wang, H.C., Wang, Y.Q., Wang, X., Yin, W.X., Yu, T.C., Xue, C.H., *et al.* (2024) Multimodal Machine Learning Guides Low Carbon Aeration Strategies in Urban Wastewater Treatment. *Engineering*, **36**, 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2023.11.020>