污水处理与回用

苏世榕,李怀正. 微电解强化人工湿地工艺去除水产养殖废水中污染物的试验[J]. 净水技术, 2025, 44(6): 78-88. SU S R, LI H Z. Experiment of micro-electrolysis enhanced constructed wetland process for pollutants removal in aquaculture wastewater[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(6): 78-88.

微电解强化人工湿地工艺去除水产养殖废水中污染物的试验

苏世榕^{1,2,3},李怀正^{1,2,3,*} (1.同济大学环境科学与工程学院,上海 200092;2.长江水环境教育部重点实验室,上海 200092;3.上海污染控制与生态安 全研究院,上海 200092)

摘 要【目的】 随着我国市场经济快速发展和城市化进程加速,水产养殖业正逐步向规模化、集约化转型。水产养殖废水 排放总量大,碳源不足抑制反硝化作用,致使脱氮效率低下,总氮去除不达标,这一问题成为水产养殖行业可持续发展的技术 瓶颈。构建人工湿地是解决这一问题的有效方案,其中填料选择优化是提升污染物截留与转化效能的核心技术路径之一,其 直接影响了污水的处理效果。其中,铁碳复合材料因具备自身存在电位差的特点,在废水中可基于铁碳微电解形成持续原电 池效应,进而实现更好的去除效果。【方法】 文章首先通过设置不同铁碳材料摆放厚度及湿地淹没水深试验,研究其对污染 物去除效果的影响,构建合理的铁碳微电解人工湿地构造,继而开展不同进水方式即不同脉冲频率及进水时长的试验,考察 不同工况下人工湿地对污染物的去除效果。通过物理表征及微生物群落分析进一步探讨污染物去除机理。【结果】 结合去 除效果及湿地构造成本,文章中铁碳厚度为44 cm(占总厚度的40%),淹没深度为54 cm,为最佳湿地构造。不同运行工况条 件下,脉冲进水频率为24 次/d,进水时长 15 min 的工况有着最佳去除效果,对 COD、总氮和氨氮的去除率分别为 79.3%、 62.5%和 70.2%,脉冲进水去除率显著高于连续进水去除率。【结论】 文章构建了铁碳微电解人工湿地,有效解决了水产养 殖废水处理中存在的碳源不足及高氮负荷等问题。为之后的人工湿地优化提供了数据支撑,为水产养殖废水低碳脱氮提供 了经济高效的技术方案。

关键词 铁碳微电解 湿地材料 水产养殖废水 微生物 微电解强化人工湿地 中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)06-0078-11 DOI: 10.15890/j. cnki. jsjs. 2025. 06. 010

Experiment of Micro-Electrolysis Enhanced Constructed Wetland Process for Pollutants Removal in Aquaculture Wastewater

SU Shirong^{1,2,3}, LI Huaizheng^{1,2,3,*}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China;

2. Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, Shanghai 200092, China;

3. Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security, Shanghai 200092, China)

Abstract [**Objective**] With the rapid development of China's market economy and the acceleration of urbanization, the aquaculture industry is gradually transitioning towards scale and intensification. The total amount water discharged from aquaculture is large, and insufficient carbon sources inhibit denitrification, resulting in low nitrogen removal efficiency and substandard total nitrogen removal, forming a technical bottleneck that restricts the sustainable development of the aquaculture industry. Constructed wetlands is an effective solution to this problem, and optimizing the selection of fillers is one of the core technological paths to improve the

```
[收稿日期] 2025-03-13
```

[作者简介] 苏世榕(2000—),女,硕士研究生,研究方向为人工湿地处理技术,Email:2230013@ tongji.edu.cn。

[通信作者] 李怀正(1962—),男,研究方向为面源污染控制及河道整治技术,E-mail:lihz@tongji.edu.cn。

— 78 —

efficiency of pollutant interception and conversion, which directly affects the treatment effect of sewage. Among them, iron carbon composite materials, due to their inherent potential difference, can form a continuous primary battery effect based on iron carbon microelectrolysis in discharged water, thereby achieving better removal efficiency. [Methods] This paper first conducted experiments on the effect of different thicknesses of iron carbon materials and wetland submergence depth on pollutant removal, achieved a reasonable iron carbon micro-electrolysis constructed wetland structure, and then tried on different inflow method, namely different pulse frequencies and inflow durations, to investigate the pollutant removal effect of constructed wetlands under different working conditions. Further the mechanism of pollutant removal through physical characterization and microbial community analysis was explored. [Results] Taking into account the removal efficiency and wetland construction cost, the optimal wetland structure in this study was a 44 cm (40% of the total thickness) iron carbon thickness and a submerged depth of 54 cm. Under different operating conditions, the optimal removal effect was achieved when the pulse inlet frequency was 24 times/d and the inlet time was 15 minutes. The removal rates of COD, total nitrogen, and ammonia nitrogen were 79.3%, 62.5%, and 70.2%, respectively. The removal rate of pulse inlet was significantly higher than that of continuous inlet. [Conclusion] This paper constructes an iron carbon microelectrolysis constructed wetland, effectively solving the problems of insufficient carbon sources and high nitrogen load in aquaculture wastewater treatment. This provides data support for the optimization of constructed wetlands in the future and offers an economically efficient technical solution for low-carbon denitrification of aquaculture wastewater.

Keywords iron-carbon micro-electrolysis wetland material aquaculture wastewater microorganism micro-electrolysis enhanced constructed wetland

水产养殖业作为重要的农业生产方式,在保障 粮食安全、提供优质动物蛋白来源、促进农村就业及 推动区域经济增长等方面具有不可替代的战略意 义^[1]。随着水产养殖业的快速发展,水产养殖业正 逐步向规模化、集约化方向转型。水产品供给能力 可通过高密度养殖模式显著提高。但值得注意的 是,该模式在提升产量的同时,亦导致养殖水体中 氮、磷等污染物富集,引发水体富营养化风险。同 时,在水产养殖过程中投喂的饵料存在显著比例 的残留现象,导致养殖水体中大量氮、磷等营养盐 持续富集,引发水体自净能力下降及富营养化风 险。此类水质恶化问题在废水排放阶段进一步外 溢,使得受纳水体因污染物浓度超标而面临生态 失衡压力^[2]。最终使得水环境污染成为行业可持 续发展的关键瓶颈[3-4]。上海已于 2023 年颁布上 2023),如表1所示。在水处理环节中,水产养殖 废水因其污染物浓度低、排放总量大、处理成本高 等特征,在污染治理技术层面面临显著挑战^[5]。 此外,受限于水处理过程中碳源不足,反硝化作用 受到抑制,致使脱氮效率显著降低,最终表现为总 氮去除效果未达预期。鉴于此,为有效缓解水产 养殖的环境污染负荷、优化污染治理成本结构并 推动行业绿色转型,亟需研发兼具高效性与经济 可行性的废水处理技术体系^[6]。

表1 养殖废水排放限值	
-------------	--

Tab. 1	Effluent	Discharge	Limits	for	Aquaculture	Wastewater

	е ,	
序号	项目	限值
1	悬浮物/(mg•L ⁻¹)	≤85
2	pH 值	6.0~9.0
3	总氮(以 N 记)/(mg·L⁻¹)	≤5.0
4	总磷(以 P 记)∕(mg·L ⁻¹	≤0.8
5	高锰酸盐指数/(mg·L ⁻¹)	≤25.0
6	氨氮/(mg·L ⁻¹)	≤2.0

人工湿地作为一种生态友好型水处理技术,依 托基质-植物-微生物的三相协同作用实现污染物 高效去除^[7]。其通过物理过滤、化学吸附及生物代 谢等多重机制,可系统处理城市污水、工业废水、农 业面源污染等多元污染负荷,在实现水质净化的同 时促进水生生态系统修复,已成为应对复杂水环境 问题的战略性解决方案。在资源约束趋紧与可持续 发展诉求强化的双重背景下,该技术因其物质循环 可控性及低能耗特性,展现出显著的资源再生利用 潜力。

在人工湿地系统设计与性能优化的过程中,填 料选择优化是提升污染物截留与转化效能的核心技 术路径之一,其直接影响了污水的处理效果^[8]。其 中,铁碳复合材料因自身存在电位差,在废水中可基 于铁碳微电解形成持续原电池效应,进而实现更好的 去除效果^[9-11],如式(1)~式(4),式(1)标准电极电 位为-0.44 V,式(2)标准电极电位为0,式(3)标准电极电位为1.23 V,式(2)标准电极电位为0.4 V。

阳极:

$$Fe-2e^- \rightarrow Fe^{2+}$$
 (1)

阴极:

$$2\mathrm{H}^{+} + 2e^{-} \rightarrow 2[\mathrm{H}] \rightarrow \mathrm{H}_{2}$$
 (2)

酸性有氧条件:

 O_2 + 4H⁺+ 4e⁻→ 2O·+4[H] → 2H₂O (3) 中性或碱性有氧条件:

$$O_2 + 2H_2O + 4e^- \rightarrow 4OH^-$$
(4)

基于铁碳微电解填料的基质改良策略,为人工 湿地系统强化废水污染物去除效能提供了重要技术 路径。研究表明,铁碳微电解填料通过氧化还原反 应、原电池效应、物理吸附及铁离子混凝沉淀等多重 作用机制,可协同去除水体中氮、磷营养盐及化学需 氧量(COD)等关键污染物指标^[12]。Shen 等^[13]的对 比试验证实,添加铁碳填料的处理系统对碳、氮污染 物的去除率较未添加组显著提升;Ma 等^[14]通过构 建铁碳微电解人工湿地系统,发现其总氮去除效率 较传统基质湿地提高 20%~30%,凸显该材料在深 度脱氮领域的应用潜力^[15-16]。但其在工程化应用 的设计及运行参数方面仍缺乏研究。 针对水产养殖废水呈现的高氮负荷、低 COD 浓 度特征,常规生物脱氮工艺因碳源限制易导致反硝 化效能不足。整合铁碳微电解技术与人工湿地系统 形成协同处理体系,利用微电解过程弥补碳源短缺, 为突破水产养殖废水处理瓶颈提供创新解决方案。 因此,开发铁碳微电解强化人工湿地技术,对于减少 水产养殖污染排放、促进行业绿色可持续发展具有 重要实践价值。

1 材料与方法

1.1 试验装置的构建

试验采用垂直潜流人工湿地模型,用聚氯乙烯(PVC)材质制成直径为 0.15 m、高度为 1.2 m 的小试装置,如图 1 所示。采用上部进水,下方出 水的方式运行,出水高度可调。装置内填料由砾 石与铁碳材料构成。试验启动阶段,通过生活污 水进行微生物的驯化以及反应器的挂膜,连续运 行 1 个月后,各反应器的各项出水指标达到稳定, 视为挂膜完成。挂膜期间采用闭环连续流运行, 运行时间为 3 d,3 d 后将闭环运行的污水排空并 注入新的生活污水,挂膜成功后,采用总氮、总磷 较高的肉食性鱼类的模拟养鱼废水,作为试验进 水,进水水质如表 2 所示。



注:①--填料层;②--进水管;③--可调节高度的出水管;图中单位为mm。

图1 小试湿地装置

Fig. 1	Lab-Scale	Test for	Wetland	Equipments
--------	-----------	----------	---------	------------

表 2	进水7	k质
Tab. 2	Influent	Ouali

1ab. 2	minucin Quanty
指标	数值
$COD/(mg \cdot L^{-1})$	60
总氮/(mg•L ⁻¹)	10. 4
氨氮/(mg·L ⁻¹)	4. 6
硝态氮/(mg·L ⁻¹)	5. 8
总磷/(mg·L ⁻¹)	0. 8

1.2 试验方法

1.2.1 不同填料摆放方式对人工湿地水质的影响

铁碳材料有着不需要碳源也可以进行反硝化的 特点,因此不同填料的摆放方式会影响湿地对污染 物的去除效果。如表 3 所示,本研究共设 A1、A2、 A3 和 A4 这4 组小试规模的铁碳微电解强化人工湿 地系统,通过分析对比不同铁碳厚度对污染物的去 除效果以及机制,并对成本进行计算。以期获得最 佳铁碳厚度。本研究中装置采用连续进水,水力负 荷为1.05 m³/(m²·d),淹没水深为54 cm,连续运行 1 个月,稳定后检测分析出水水质。

	表 3	铁碳层厚度试验	金
Tab. 3	Experime	ent of Iron-Carbor	Layer Depth
湿地编号		铁碳厚度/cm	铁碳占比
A1		0	-
A2		33	30%
A3		44	40%
A4		55	50%

而不同的淹没深度也会影响污染物的去除效 果,在确定最佳铁碳厚度后,设4组淹没深度试验, 如表4所示。以确定最佳淹没深度,以期得到最佳 小试湿地构造。本研究中装置采用连续进水,水力 负荷为1.05 m³/(m²·d),连续运行1个月,稳定后 检测分析出水水质。

表 4 淹没水深试验 Tab 4 Experiment of Submarged Water Depth

1ab. 4 Ex	perment of Submerged water Depth
湿地编号	淹没水深
B1	铁碳厚度+20 cm
B2	铁碳厚度+10 cm
B3	铁碳刚好淹没
B4	铁碳厚度-10 cm

1.2.2 不同运行方式对人工湿地水质的影响

脉冲进水与连续进水相比,有着便于湿地复氧效果和布水均匀性增加的特点。在确定人工湿地最 佳构造后,如表 5 所示,本研究共设 C1、C2、C3 和 C4 这 4 组不同脉冲周期试验,通过分析对比不同脉 冲周期下湿地对污染物的去除效果,确定最佳脉冲 周期。本研究中装置采用脉冲进水,水力负荷为 1.05 m³/(m²·d)。

表5 脉冲周期试验 Tab 5 Experiment of Pulse Cycle

	Tab. 5 Ex	perment of 1 t	lise Cycles	
湿地	进水流量/	脉冲频率/	进水	进水时长/
编号	$(mL \cdot min^{-1})$	(次・d ⁻¹)	周期/h	min
C1	52. 8	48	0.5	7.5
C2	52.8	24	1.0	15.0
C3	52. 8	16	1.5	22.0
C4	52.8	12	2.0	29.0

在确定最佳脉冲周期后,以此脉冲周期进行不同 进水时长的4组进水时长试验,如表6所示。分析对 比去除效果后,确定最佳湿地运行方式。本研究中装 置采用脉冲进水,水力负荷为1.05 m³/(m²·d)。

表6 进水时长试验

Tab. 6	Experiment	of	Influent	Duration
--------	------------	----	----------	----------

湿地编号	水力负荷/ (m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹)	脉冲频率	进水时长/ min
D1	1.05	最优脉冲频率	5
D2	1.05	最优脉冲频率	15
D3	1.05	最优脉冲频率	25
D4	1.05	最优脉冲频率	35

1.3 水样采集与分析

在试验装置连续稳定运行1个月后,连续2周 每天进行1次水样的采集与检测,时间统一为上午 9:00—11:00。

本试验的主要分析指标为 COD、氨氮、总氮,其 中 COD 采用《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐 法》(HJ 828—2017)测定,氨氮采用《水质 氨氮的测 定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009)测定,总 氮采用《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外 分光光度法》(HJ 636—2012)测定。

1.4 宏基因组测序

本研究利用 1%琼脂糖凝胶电泳检测抽提的基因组脱氧核糖核酸(DNA),对 DNA 进行片段化,构建双端测序(PE)文库,之后用 Illumina 高通量测序平台进行测序。

2 结果与讨论

2.1 铁碳材料表征

2.1.1 扫描电子显微镜(SEM)分析

图 2 为反应前后铁碳材料的电镜扫描图像。反 应前的铁碳材料表面较为平整,而在反应后,由于微 电解作用,存在着铁流失以及生成铁氧化物附着在 铁碳材料表面。

2.1.2 X射线光电子能谱(XPS)分析

图 3 为铁碳材料 C 的 XPS 结果,284.79 eV 和 285.65 eV 归属于 C—C 和 C—O—C。由图 3 可知, 反应后,C—C 含量降低,C—O—C 含量增加。微电 解作用中存在的 Fe³⁺作为氧化剂,发生还原反应,在 无氧条件下使 C—O—C 相对含量增多,如式(5)。

 $C-C+2Fe^{3+}+H_2O \rightarrow C-O-C+2Fe^{2+}+2H^+$ (5)

铁碳材料 Fe 的 XPS 结果如图 4 所示,710.69 eV 和 712.92 eV 归属于 Fe²⁺和 Fe³⁺。反应后,Fe²⁺

— 81 —











Fig. 4 XPS Spectra of Iron-Carbon Material Referring to Fe

相对含量提高, Fe³⁺含量基本保持不变。Fe 作为阳极, 发生氧化反应, 生成 Fe²⁺。而对于阴极, 若在有氧条件下, 氧气会作为更强的电子受体, 优先被还原。但此时铁碳处在淹没状态, 为无氧条件, C 为阴极, 硝酸盐为主要电子受体^[17], Fe²⁺可作为电子供体, 促进硝酸盐的反硝化反应, 如式(6)^[11], 有利于人工湿地对氮的去除。而对于 Fe³⁺, 在无氧条件下, 可作为电子受体被还原为 Fe²⁺。

 $2NO_3^- + 10Fe^{2+} + 12H^+ \rightarrow N_2 + 10Fe^{3+} + 6H_2O$ (6)

2.2 不同湿地构造对污染物的去除效果

表7给出了铁碳厚度对污染物的去除效果,对于COD、总氮及氨氮,随着铁碳深度增加,铁碳材料在整体基质中的比例增大,出水水质有着向好的趋势,去除率显著增高(p<0.05)。COD去除率最高可达74.2%,出水质量浓度为15.5 mg/L,已达到排放标准。总氮去除率最高可达64.4%,出水质量浓度为3.7 mg/L,A3、A4都已达到出水排放标准。对于氨氮,其最佳出水质量浓度为3.43 mg/L,尚未达到出水排放标准。

由于铁碳相较于砾石成本较高,故在选择最佳 铁碳厚度时,需同时考虑出水达标、去除效果及材料 成本。A3、A4 总氮出水都已达标,且A3 的 COD 出 水质量浓度为 20.6 mg/L,已达到出水标准。综合 考虑成本及污染物去除效果,选择铁碳厚度为 44 cm 即占比 40%为最佳厚度。

确定最佳铁碳厚度后,为探究铁碳是否淹没对 污染物去除效果的影响。进行4组不同淹没水深试 验,淹没水深分别为64、54、44 cm及34 cm。由表8 可知,随着淹没深度增加,COD和氨氮去除率逐渐 减小,呈现B4>B3>B2>B1。这是因为随着淹没水深 增加,好氧区减少,氨氮的硝化作用和COD的氧化 作用受到影响,去除率显著下降(p<0.05)。而总氮

指标	项目	A1	A2	A3	A4
COD	进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		6	0. 0	
	出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	39.0	25. 2	20.6	15.5
	去除率	35.0%	58.0%	65.7%	74.2%
	去除负荷/($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	22.05	36. 54	41.27	46. 73
总氮	进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		1	0. 4	
	出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	8.7	6.6	4.8	3.7
	去除率	16.3%	36. 5%	53.8%	64.4%
	去除负荷/($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	1.75	3.95	5.91	7.06
氨氮	进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		2	4. 6	
	出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	3.78	3.52	3.50	3.43
	去除率	17.8%	23.5%	23.9%	25.4%
	去除负荷/(g·m ⁻² ·d ⁻¹)	0.86	1.13	1.15	1.23

表 7 不同铁碳厚度的湿地对污染物的去除效果 Tab. 7 Removal Efficiency of Pollutants in Wetlands with Different Iron-Carbon Dept

去除效果表现为 B2>B1>B3>B4,这是因为淹没水深 增加,缺氧区体积增加,促进反硝化的进行。但 B1 则因淹没水深过深,减少了好氧空间,使氨氮去除效 果变差,硝态氮不足,从而影响总氮的去除效果。不 同装置构造下的单位铁碳体积除氮量结果如图 5 所 示,由图 5 可知,4 组间标准差较小(σ≈0.001),B2 总氮的去除量最高。综合考虑去除效果及单位体积 的除氮量,确定淹没水深 54 cm 为最佳淹没深度。

表 8 不同淹没深度的湿地对污染物的去除效果 Tab. **8** Removal Effect of Pollutanta by Different Submorning Double of Watlanda

Tab. 6 Removal Effect of Fonutarity by Different Submerging Depths of Wetanus						
指标	项目	B1(64 cm)	B2(54 cm)	B3(44 cm)	B4(34 cm)	
COD	进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		6	0. 0		
	出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	21.3	20. 6	17	16.2	
	去除率	64.5%	65.7%	71.7%	73.0%	
	去除负荷/($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	40. 67	41.27	45.15	45.99	
总氮	进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		1	0. 4		
	出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	5.0	4.8	5.3	5.9	
	去除率	51.9%	53.8%	49.0%	43.3%	
	去除负荷/(g·m ⁻² ·d ⁻¹)	5.71	5.91	5.39	4. 71	
氨氮	进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		2	4. 6		
	出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	3.63	3.50	2.67	2.17	
	去除率	21.1%	23.9%	42.0%	52.8%	
	去除负荷/(g·m ⁻² ·d ⁻¹)	1.02	1.15	2.03	2.63	

2.3 不同运行方式对人工湿地水质的影响

2.3.1 不同脉冲频率对人工湿地水质的影响

确定最佳湿地构造后,进行不同工况的脉冲频 率试验。由表9及图6可知,各个工况下的湿地对 于COD去除均有较好的效果,与连续流相比,其去 除率显著提升(p<0.05),出水都已达到排放标准, 其中进水频率为 24 次/d 的湿地的处理效果优于其他组别的湿地,C1 与 C4 平均去除率相同。

由表 10 及图 6 可知,各湿地对于氨氮的去除同为 C2 最好, C2 及 C3 达到排放标准。与连续流进 水时相比,湿地对氨氮的去除率显著提高(p< 0.05),进水方式对湿地污染物的去除效果影响显







COD去除率

表 9 不同进水频率的湿地对 COD 的去除效果

Tab. 9 Effect of Different Influent Frequencies on COD Removal Rate in Wetlands

itemoval flate in wetlands							
项目	C1	C2	С3	C4	连续流		
进水质量浓度/ (mg·L ⁻¹)			60				
出水质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	15.2	12.4	13.9	15.2	20.6		
去除率	74.6%	79.3%	76.8%	74.7%	65.7%		
去除负荷/	47.02	50.25	48.38	47.02	41.27		
$(g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1})$							

著,脉冲进水方式是使污染物排放达标的关键。各 个湿地之间运行模式的差异体现在单次进水量与脉



图 6 不同脉冲频率的湿地对污染物的去除效果

Fig. 6 Effect of Different Pulse Frequencies on Pollutants Removal Rates in Wetlands

表 10	表 10 不同进水频率的湿地对氨氮的去除效果					
Tab. 10	Effect of Di	fferent In	fluent Fre	equencies	on	
Ammo	nia Nitrogen	Removal	Rates in	Wetlands		
项目	C1	C2	C3	C4	连续流	
北质量浓度	/		4.6			
$(mg \cdot L^{-1})$						
小质量浓度	/ 2.24	1.37	1.75	2.05	3.50	

项目	C1	C2	C3	C4	连续流
进水质量浓度/ (mg·L ⁻¹)			4. 6		
出水质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	2.24	1.37	1.75	2.05	3. 50
去除率	51.3%	70.2%	62.0%	55.4%	23.9%
去除负荷/ (g·m ⁻² ·d ⁻¹)	2. 47	3. 39	2.99	2.68	1. 15

- 84 --

冲进水的时间间隔上。随着进水频率的降低,单次 进水量逐渐增大,进水时间增长,湿地内的氧气供应 逐步减弱。而进水频率提高,脉冲间隔时间短,湿地 内复氧的时间短,湿地内氧的水平还未恢复又进入 脉冲进水,对氨氮和 COD 的去除效果造成影响。因 此第二组保证湿地内的氧气满足污水需氧量的同 时,又有着充足的复氧时间,具有较高的溶解氧水 平,利于对 COD 和氨氮的去除。

由表 11 和图 6 中对总氮的去除情况可知,各湿 地工况对总氮的去除效果均能达标。对于总氮,随 着进水频率降低,进水量增大,进水时间增长,污水进入缺氧段的溶解氧降低,有利于反硝化的进行。但随着进水时间增长,湿地内氧气含量降低,对氨氮的去除率减低,硝态氮减少,又不利于反硝化进行,故总体趋势为 C2>C3>C1>C4。

表 11 不同进水频率的湿地对总氮的去除效果

Tab. 11 Effect of Different Influent Frequencies on Total Nitrogen Removal Rates in Wetlands

Total Pullogen Removal Rates in Weitands							
项目	C1	C2	C3	C4	连续流		
进水质量浓度/			10.4				
$(mg \cdot L^{-1})$							
出水质量浓度/	4.4	3.9	4.2	4.6	4.8		
$(mg \cdot L^{-1})$							
去除率	57.7%	62.5%	59.6%	55.8%	53.8%		
去除负荷/	6.30	6.81	6.56	6.14	5.91		
$(g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1})$							

综合考虑进水频率对湿地去除效果的影响,选择进水频率为24次/d作为最佳进水频率。

2.3.2 不同进水时长对人工湿地水质的影响

由表 12、表 13、表 14 及图 7 可知,各工况下的 湿地出水均可以达到排放标准,且 COD 去除效果 D4>D3>D2>D1。随着进水时长增加,进水流量减 小,湿地对 COD 的去除效果逐渐变好。从总氮的去 除效果来看,其趋势为 D1>D2>D3>D4,与 COD 呈 现出相反的趋势。随着进水流量减小,污水与基质 接触时间长,COD 去除效果变好,而对于总氮,随着 COD 减少,碳源逐渐不足,其去除率逐渐降低。

表 12 不同进水时长的湿地对 COD 的去除效果 Tab. 12 Removal Efficiency of COD in Wetlands with Different Influent Durations

项目	D1	D2	D3	D4
进水时长/min	5	15	25	35
进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		6	D	
出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	13.7	12.4	10.9	10.3
去除率	77.2%	79.3%	81.8%	82.8%
去除负荷/(g·m ⁻² ·d ⁻¹)	48.6	50.25	51.6	52.2

由表 14 及图 7 中各工况下对氨氮的去除效果 可知,D2>D3>D4 ~ D1,氨氮的去除主要依靠于硝化 作用,D1 进水时间最短,进水量大,湿地溶解氧水平 高,但水力停留时间短;而 D4 进水流量小,进水时 间长,污水与基质的接触时间长,但脉冲间隔时间 短,湿地充氧和复氧条件不如 D1。综合考虑 4 组不

表 13 不同进水时长的湿地对总氮的去除效果

Tab. 13 Removal Efficiency of Total Nitrogen in Wetlands with Different Influent Durations

项目	D1	D2	D3	D4
进水时长/min	5	15	25	35
进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)		10	. 4	
出水质量浓度/ $(mg \cdot L^{-1})$	3.8	3.9	4.0	4.2
去除率	63.5%	62.5%	61.5%	59.6%
丰降负荷/($\mathfrak{g}\cdot\mathfrak{m}^{-2}\cdot\mathfrak{d}^{-1}$)	6.89	6.81	6 68	6.54

表 14	不同进水时长的湿地对氨氮的去除效果
Tab. 14	Removal Efficiency of Ammonia Nitrogen in

Wetlands with Different Influent Durations

项目	D1	D2	D3	D4	
进水时长/min	5	15	25	35	
进水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	4.6				
出水质量浓度/(mg·L ⁻¹)	1.47	1.37	1.45	1.47	
去除率	68.0%	70.2%	68.5%	68.0%	
去除负荷/(g·m ⁻² ·d ⁻¹)	3.13	3.39	3.15	3.13	

同工况的湿地对 COD、总氮、氨氮的去除效果,认为 进水时长 15 min 为最佳进水时长。

2.4 微生物群落分析

基于门水平的微电解人工湿地系统(ICME)微 生物群落结构如图 8 所示,在门水平上,优势菌种为 变形菌门(Pseudomonadota)、放线菌门 (Actinomycetota)和拟杆菌门(Bacteroidota)。其中, Pseudomonadota 相对丰度为 88.04%, Actinomycetota 相对丰度为 6.84%, Bacteroidota 相对丰度为 3.20%。Pseudomonadota包括自养菌、异养菌和化 能菌等[18],含有许多与氮、碳循环相关的反硝化细 菌,有利于 COD 和氮的有效去除。张之逸^[19]的研 究表明, Pseudomonadota 与 Actinomycetota 在铁碳系 统中的相对丰度高于砾石系统,低有机物浓度下脱 氮效果较好可能与此相关。以上菌门较高的相对丰 度保证了湿地系统具有较好的脱氮效果。 Bacteroidota 是一种常见的化学异养反硝化细菌,它 能够高效降解有机物^[20]。其拥有很强的代谢能力, 并对多种大分子有机物具有较好的降解能力[21-22]。

属水平上的分析展示了更详细的信息和更具代 表性的微生物群落组成如图 9 所示。陶厄氏菌属 (*Thauera*)属于 Pseudomonadota,是一类革兰氏阴性 细菌,具有很强的反硝化性能,其在湿地系统的相对 丰度为 10.02%。Li 等^[23]的研究表明,铁碳微电解



图 7 不同进水时长对污染物的去除效果

Fig. 7 Effect of Different Influent Durations on Pollutants Removal







人工湿地与普通湿地相比, Thauera 相对丰度更高。研究^[24] 报道 Thauera 是典型的硝酸盐依赖的铁氧化(NDFO)细菌, NDFO 过程能够释放化学能并将其转化为生物能, 促进细菌生长并推动硝态氮的还原^[25]。

3 结论

(1)SEM 结果表明,反应后因为微电解作用,铁



图9 属水平相对丰度

Fig. 9 Relative Abundance at Genus Level

碳表面由较为平整变得凹凸不平。XPS结果可以看出,因铁碳发生了微电解反应,反应后 C—C, C—O—C 及 Fe²⁺, Fe³⁺的相对含量发生了变化。 Fe²⁺可作为电子供体,促进生物反硝化。

(2)在湿地装置构造试验中,结合材料成本及 去除效果,选定湿地构造为铁碳厚度为44 cm(即占 比为40%)、淹没深度为54 cm(即淹没49%)为最

— 86 —

佳湿地装置构造。该工况下,湿地对 COD、总氮和 氨氮的去除率分别为 65.7%、53.8% 和 23.9%。其 中,COD 和总氮可以达到排放标准,而氨氮出水未 达标。

(3) 在湿地不同运行工况试验中,选定进水频 率为24次/d、每次进水15min作为最佳脉冲进水 频率。在此工况下湿地对污染物COD、总氮和氨氮 的去除率分别为79.3%、62.5%和70.2%,去除负荷 分别为50.25、6.81g/(m²·d)和3.39g/(m²·d)。 出水浓度都已达到排放标准,脉冲进水与连续进水 相比,优化运行方式显著提高污染物去除率。

(4) 微生物群落分析结果说明,在门水平上,优势 菌种为 Pseudomonadota、Actinomycetota、Bacteroidota。 Pseudomonadota 在污水处理的脱氮过程中产生重要 影响作用。属水平上,*Thauera* 在湿地的相对丰度为 10.02%,其具有很强的反硝化性能。

参考文献

- WEI L F, SU Z L, YUE Q, et al. Microplastics, heavy metals, antibiotics, and antibiotic resistance genes in recirculating aquaculture systems [J]. TrAC-Trends in Analytical Chemistry, 2024,172; 117564. DOI; 10.1016/j.trac.2024.117564.
- [2] 伍建业,吴永贵,兰美燕,等.复合人工湿地对陆基水产养 殖废水中氮磷的净化及其微生物群落特征[J].环境工程学 报,2023,17(2):517-531.

WU J Y, WU Y G, LAN M Y, et al. Nitrogen and phosphorus purification from land-based aquaculture wastewater and microbial community characteristics of the combined constructed wetland [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17 (2): 517-531.

- [3] 孙振中,刘金金,张玉平.上海市淡水养殖水体中氮、磷的 分布研究[J].水产科学,2018,37(4):512-521.
 SUN Z Z, LIU J J, ZHANG Y P. Distribution of nitrogen and phosphorus in waters of freshwater aquaculture in Shanghai[J]. Fisheries Science, 2018, 37(4):512-521.
- [4] GAO M F, QIU J J, LI C S, et al. Modeling nitrogen loading from a watershed consisting of cropland and livestock farms in China using Manure-DNDC [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2014, 185, 88 - 98. DOI: 10.1016/j. agee. 2013. 10.023.
- [5] 章星异,朱环,李怀正,等.水产养殖水生物处理技术研究现状与展望[J].水处理技术,2010,36(1):25-29.
 ZHANG X Y, ZHU H, LI H Z, et al. Advances in aquaculture water biological treatment technology[J]. Technology of Water Treatment, 2010, 36(1):25-29.
- [6] 李志斐,王金林,郁二蒙,等. 生物膜水质修复技术处理水

产养殖废水的研究进展[J]. 湖南农业科学, 2017(6): 111-115.

LI Z F, WANG J L, YU E M, et al. Research progress of biofilms bioremediation technology in aquaculture [J]. Hunan Agricultural Sciences, 2017(6): 111-115.

- [7] 成水平,王月圆,吴娟.人工湿地研究现状与展望[J].湖泊 科学,2019,31(6):1489-1498.
 CHENG S P, WANG Y Y, WU J. Advances and prospect in the studies on constructed wetlands [J]. Journal of Lake Science, 2019,31(6):1489-1498.
- [8] 刘小婷,张翔凌,沈俊,等.人工湿地常用填料及其不同改 性方式对主要污染物净化效果研究进展[J].净水技术, 2025,44(1):16-25,177.
 LIU X T, ZHANG X L, SHEN J, et al. Research advances on common fillers and different modification modes of constructed wetlands for purification effectiveness of main pollutants [J].
 Water Purification Technology, 2025, 44(1):16-25, 177.
- [9] WANG Y P, WANG L J, PENG P Y, et al. Treatment of naphthalene derivatives with iron-carbon micro-electrolysis [J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 2006, 16 (6): 1442-1447.
- [10] 张嘉志,陈国宁,周鸿,等. 铁碳微电解材料在人工湿地中的研究和应用进展[J]. 绿色科技, 2020(6): 96-99.
 ZHANG J Z, CHEN G N, ZHOU H, et al. Application and research progress of iron-carbon micro-electrolytic material in constructed wetland [J]. Journal of Green Science and Technology, 2020(6): 96-99.
- [11] 徐冠宇,赵红梅,张振兴,等.铁碳微电解及其耦合生物脱 氮的研究进展[J].中国给水排水,2024,40(22):29-39.
 XUGY,ZHAOHM,ZHANGZX, et al. Research progress of iron-carbon micro-electrolysis and its coupling biological denitrification[J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(22): 29-39.
- [12] 袁俊,钟山,张漓杉,等.微电解耦合人工湿地处理农村分 散式污水[J].水处理技术,2018,44(9):36-39,46.
 YUAN J, ZHONG S, ZHANG L S, et al. Microelectrolysis coupled constructed wetland for rural distributed wastewater treatment[J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(9): 36-39,46.
- [13] SHEN Y H, ZHUANG L L, ZHANG J, et al. A study of ferriccarbon micro-electrolysis process to enhance nitrogen and phosphorus removal efficiency in subsurface flow constructed wetlands[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 359: 706-712. DOI: 10.1016/j.cej.2018.11.152.
- [14] MA X, LI X, LI J, et al. Iron-carbon could enhance nitrogen removal in *Sesuvium portulacastrum* constructed wetlands for treating mariculture effluents [J]. Bioresource Technology, 2021, 325: 124602. DOI: 10.1016/j.biortech. 2020.124602.
- [15] 王文荟,季闻翔,赵杰,等.铁碳微电解基质在人工湿地中

的作用机理及研究现状[J].环境化学,2023,42(4): 1196-1208.

WANG W H, JI W X, ZHAO J, et al. Iron-carbon microelectrolysis substrate for constructed wetland: Interaction mechanisms, performance and ecological effects [J]. Environmental Chemistry, 2023, 42(4): 1196–1208.

- [16] CHEN L, QUAN X, GAO Z, et al. A composite Fe-C/layered double oxides (Fe-C/LDO) carrier fabrication and application for enhanced removal of nitrate and phosphate from polluted water with a low carbon/nitrogen ratio [J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 352: 131628. DOI: 10.1016/j. jclepro. 2022.131628.
- LI X, ZHOU L, ZHUANG L, et al. High-efficient nitrogen and phosphorus removal and its mechanism in a partially unsaturated constructed wetland with Fe-C micro-electrolysis substrate [J]. Chemical Engineering Journal, 2022, 431: 133252. DOI: 10.1016/j.cej.2021.133252.
- [18] ODEDISHEMI A F, WANG H C, GUADIE A, et al. Total nitrogen removal in biochar amended non-aerated vertical flow constructed wetlands for secondary wastewater effluent with low C/N ratio: Microbial community structure and dissolved organic carbon release conditions [J]. Bioresource Technology, 2021, 322: 124430. DOI: 10. 1016/j. biortech. 2020. 124430.
- [19] 张之逸.海绵铁耦合生物炭强化人工湿地脱氮除磷效能及机 理研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2022.
 ZHANG Z Y. Study on the nitrogen and phosphorus removal efficiency and mechanism of constructed wetlands enhanced by sponge iro coupled with biochar[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2022.

(上接第77页)

- [12] WANG K J, WANG P S, NGUYEN H P. A data-driven optimization model for coagulant dosage decision in industrial wastewater treatment [J]. Computers & Chemical Engineering, 2021, 152: 107383. DOI: 10. 1016/j. compchemeng. 2021. 107383.
- [13] 刘畅,韩梅,赵志伟,等. 混凝投药控制系统的发展现状与 趋势[J]. 给水排水,2021,57(s1):524-530.
 LIU C, HAN M, ZHAO Z W, et al. Development status and trend of coagulant dosing control system[J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 57(s1): 524-530.
- SHENG D P W, BILAD M R, SHAMSUDDIN N. Assessment and optimization of coagulation process in water treatment plant: A review [J]. ASEAN Journal of Science and Engineering, 2023, 3(1): 79-100.
- [15] MANAMPERUMA L, WEI L, RATNAWEERA H. Multiparameter based coagulant dosing control[J]. Water Science and Technology, 2017, 75(9): 2157-2162.

- [20] NAVARRO-NOYA Y E, SUAREZ-ARRIAGA M C, ROJAS-VALDES A, et al. Pyrosequencing analysis of the bacterial community in drinking water wells [J]. Microbial technology, 2013, 66:19-29. DOI: 10.1007/s00248-013-0222-3.
- [21] ZHANG B, XU X, ZHU L. Structure and function of the microbial consortia of activated sludge in typical municipal wastewater treatment plants in winter [J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 17930.
- [22] XIONG J, ZHENG Z, YANG X, et al. Mature landfill leachate treatment by the MBBR inoculated with biocarriers from a municipal wastewater treatment plant [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2018, 119: 304 - 310. DOI: 10.1016/j. psep. 2018. 08. 019.
- [23] LI X, ZHOU L, ZHUANG L, et al. High-efficient nitrogen and phosphorus removal and its mechanism in a partially unsaturated constructed wetland with Fe-C micro-electrolysis substrate [J]. Chemical Engineering Journal, 2022, 431: 133252. DOI: 10.1016/j.cej.2021.133252.
- [24] LAI J T, CHENG M S, HUANG R, et al. Mechanism of ammonium sharp increase during sediments odor control by calcium nitrate addition and an alternative control approach by subsurface injection [J]. Environmental Research, 2020, 190: 109979. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109979.
- [25] SHI Y J, YANG L, LIAO S F, et al. Responses of aerobic granular sludge to fluoroquinolones: Microbial community variations, and antibiotic resistance genes[J]. Journal of Hazard Material, 2021, 414: 125527. DOI: 10.1016/j. jhazmat. 2021.125527.
- [16] 李拓. 基于 BP 神经网络的水厂混凝投药控制系统研究[D]. 昆明:昆明理工大学, 2016.
 LI T. Studty on coagulation dosage control system for water trentment plants based on BP neural network [D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2016.
- [17] MANAMPERUMA L, WEI L, RATNAWEERA H. Multiparameter based coagulant dosing control[J]. Water Science and Technology, 2017, 75 (9/10): 2157-2162. DOI: 10.2166/ wst. 2017. 058.
- [18] KIM J, HUA C B, KIM K, et al. Optimizing coagulant dosage using deep learning models with large-scale data [J]. Chemosphere, 2024, 350: 140989. DOI: 10.1016/j. chemosphere. 2023.140989.
- [19] LIN S, KIM J, HUA C B, et al. Coagulant dosage determination using deep learning-based graph attention multivariate time series forecasting model [J]. Water Research, 2023, 232: 119665. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119665.

— 88 —