

微生物中试技术治理氨氮超标河道的研究

吴 婧, 钟翔锦, 徐 新

(上田环境修复有限公司, 江苏 常州 213000)

摘要:通过向污染河道多次投放筛选的高效降解氨氮的脱氮中试菌液,研究水体中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP 实际降解效率。受限于微生物投放后河水的流动性,菌剂的降解效果没有得到完全的发挥,降解污染物持续时间也受到影响,结合曝气设备、微生物吸附材料等其他治理技术综合使用,将会提高微生物降解污染水体中超标污染物的效率。

关键词:微生物中试;河道治理;脱氮菌剂

中图分类号:X522

文献标识码:B

文章编号:1007-7839(2020)07-0008-06

Study on treatment of ammonia – nitrogen over standard channel by microbiological pilot test technique

WU Jing, ZHONG Xiangjin, XU Xin

(Suntime Environmental Remediation Co., Ltd., Changzhou 213000, China)

Abstract: The actual degradation efficiency of ammonia nitrogen and total phosphorus in polluted water was studied by several times releasing highly effective denitrification bacterial solution for denitrification of ammonia nitrogen. Due to the limitation of the fluidity of the river water after the release of microorganisms, the degradation effect of the bacterial agent was not fully played, and the duration of the degradation of pollutants was also affected. Combined with the integrated use of aeration equipment, microbial adsorption materials and other treatment technologies, the efficiency of microbial degradation of excessive pollutants in the polluted water would be improved.

Key words: microbiological pilot test; river regulation; denitrifier

1 概 述

在高投入、高消耗、高污染的传统粗放型工业发展模式下,我国的生态环境受到严重破坏。大量工业废水和城镇生活污水的排放让地表水受到不同程度污染,表现为水质富营养化($\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP 超标)、重金属污染、有机污染等^[1-3]。这些污染物长时间堆积在河底,气温升高后大量释放到河水中,增加的有机质让藻类也快速生长繁殖,形成水华,降低了水体透明度,同时藻类大量死亡后再次释放污染物至河水中,导致各项基本指标升高超标,需

要进行修复^[4]。

传统的污染水体修复方法包括各种物理化学方法,如利用吸附材料降低污染水体中 COD 并脱色脱臭的吸附法,利用离子交换剂去除重金属的离子交换法,以及膜技术等^[5-9]。这些传统修复方法的缺点很明显:只能将超标污染物去除,不能维持水体活性;易造成二次污染;运行成本过高,设施运输不方便等^[10]。相较于理化修复,生物修复的方法更加环保有效。作为生物修复的一种技术,微生物修复低碳绿色环保,能有效去除水体中的污染物、净化水质,也能抑制水体环境中有害微生物的繁殖,

收稿日期:2020-02-26

基金项目:江苏省青年自然科学基金(SBK-2017041944)

作者简介:吴婧(1983—),女,博士,主要从事微生物菌剂在实际场地修复工程中的应用研究工作。E-mail: wujing01@ebchinaintl.com.cn

改善河道生态环境。未来,微生物修复将和植物修复、动物修复等生物治理技术一起综合应用,形成新型的绿色环保生态治理方法^[11]。

目前,国内外对于污染水体的微生物治理技术主要集中在工业污水或城镇生活污水的治理。生物脱氮工艺包括活性污泥脱氮、SBR与氧化沟工艺、生物膜等技术^[12-15],应用的微生物菌株包括假单胞菌、芽胞杆菌、微球菌等^[16];常用的除磷技术包括Bardenpho工艺、phostrip除磷工艺、A2/O工艺等,主要有效菌株包括不动杆菌等^[17-19]。这些去除氮磷、降解有机物的微生物治理技术主要针对污染工业废水或生活废水的治理,对河流湖泊等水体生态修复的研究还处于尝试探索阶段^[20-21]。本文主要研究微生物脱氮菌剂在污染河道净化治理过程中的效果。

2 实验材料与方法

2.1 中试实验场地概况

本次中试实验选择的河道位于常州市新北区内,是一条区级河道,全长约1.15 km。整个河道沿道路南侧布局,东端建有泵站,属于三镇连接的重要排涝河道。微生物中试实验主要集中在上游约0.35 km的河段。

中试实验河段河面宽度为15 m左右,深度为1.5~2 m,整个实验区域水量约为7 800 m³。该河道外下游区域已建生态浮岛,对河水流动起一定的稳定作用。河水整体流速为每分钟0.02~0.04 m。上游水面清澈度不高,能看到一定藻类,无明显异味。

2.2 中试实验时间和水温

2018年5月初开始进行中试实验。记录从5月2日到6月19日这段时间内中试区域每天上、中、下游的水温,统计每天平均水温。从图1水温变化曲线中确认,河水温度总体变化不大,平均在30℃以下,未能达到微生物生长繁殖的最佳温度,对微生物作用的发挥存在一定不利影响。

2.3 河道水质分析

进行中试实验前,分别于3月27日和4月23日在上、中、下游取水样检测各基础指标,进行初始水质分析。具体水样采样地点如表1和图2所示,包括:(1)上游污水排口1#, (2)上游桥下, (3)上游污水排口2#, (4)下游桥下污水排口3#。水质检测指标包括NH₃-N、TN、TP、COD_{Cr}、COD_{Mn}等。

如图所示,1-4为中试实验前水样采样点,检测河道水中各项常规指标: NH₃-N、TN、TP、COD_{Cr}、

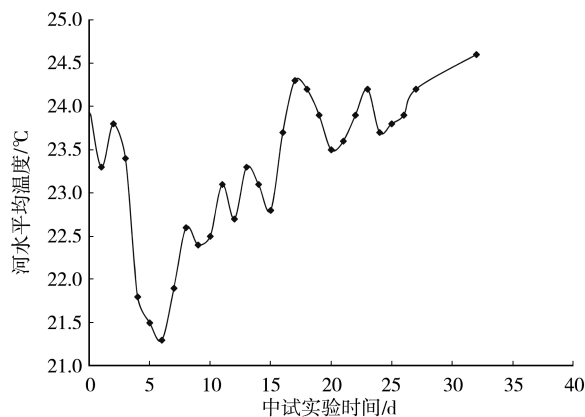


图1 河道中试实验前后水温记录

COD_{Mn}等;①~⑤是投菌后水样采样点,每天上午采样后检测河水中各项常规指标(NH₃-N、TN、TP、COD_{Cr});投菌区域集中在河道上游。

经检测,各采样点水体中的NH₃-N、TN、TP和COD_{Cr}质量浓度均已超过《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)中V类水标准,且3月的检测数值明显高于4月。经实地踏勘和走访调查,4月初环保部门对中试区域上、下游3个污水排口进行了截污整治。外来污染源被治理后,该河段水质有所好转,但各项指标仍超过V类地表水指标,为轻微黑臭河道。

2.4 中试实验菌剂与其他材料

本次中试实验使用的微生物菌剂来自与中国科学院上海高等研究院实验室合作,从常州市某铝业公司废水处理池活性污泥中筛选出的一株高效异养硝化好氧反硝化菌sari01。经鉴定,该菌株为拉乌尔菌属(*Raoultella* sp.),对氨氮耐受能力较强。柠檬酸钠为碳源、C/N为15、pH7.0~7.5的硝化富集培养基,培养温度30℃,溶氧以装液量计取50 mL(250 mL锥形瓶中震荡),菌液接种量7.5%,上述条件下该脱氮菌株实验室降解NH₃-N效果最佳,去除率高达99.0%^[22]。

硝化富集培养基:(NH₄)₂SO₄ 0.945 g/L,柠檬酸钠 6.536 g/L, MgSO₄ · 7H₂O 1.0 g/L, NaCl 0.12 g/L, MnSO₄ · H₂O 0.01 g/L, FeSO₄ · 7H₂O 0.05 g/L, KH₂PO₄ 0.25 g/L, Na₂HPO₄ 0.3 g/L, pH 7.0~7.5 g/L。

拉乌尔菌sari01的中试扩培在200L发酵罐中进行,培养基为硝化富集培养基(NSM)。中试实验中投放河道的碳源营养物质为柠檬酸钠(食品级)。

2.5 中试实验方法

2018年4月,取中试区域河水进行微生物小试

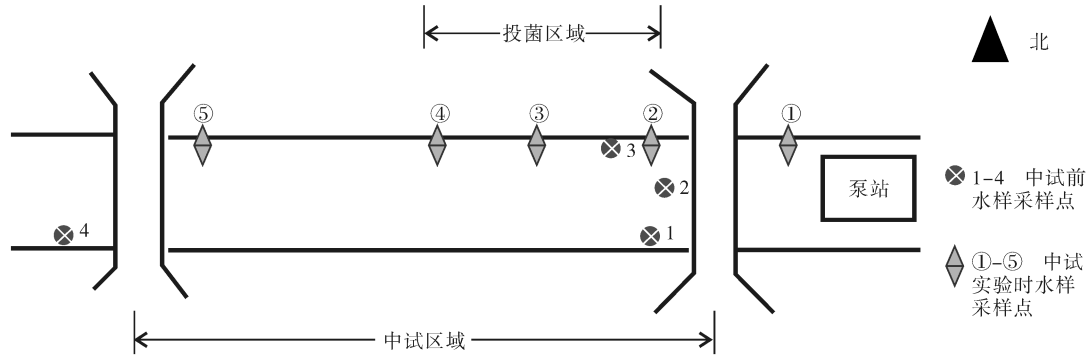


图 2 中试河道微生物投放前后水质检测采样示意图

表 1 中试河道水质各项指标及地表水分类标准

编号	采样地点	$\rho(\text{TP})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		$\rho(\text{TN})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		$\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		$\text{pH}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	
		3.27	4.23	3.27	4.23	3.27	4.23	3.27	4.23	3.27	4.23	3.27	4.23
1	上游污水排口 1#	1.33	0.606	5.98	3.58	4.62	3.04	27	40	3.90		6.74	
2	上游桥下	2.30	0.586	23.4	4.29	.88	3.24	28	33	35.3		7.83	
3	上游污水排口 2#	1.89	0.546	20.2	4.41	5.80	3.31	38	29	25.0		7.92	
4	下游污水排口 3#	2.70	0.786	19.1	4.52	5.88	3.42	24	25	6.08		8.20	
国家地表水 V 类水标准		≤ 0.5		≤ 2		≤ 2		≤ 40		≤ 15		6-9	

实验。4 L 河水中分别接入 0.472 g 柠檬酸钠和 400 μL 拉乌尔菌或假单胞菌菌液(0.01%),室温下静置并每天检测河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度。3 d 后,再次接入菌液和柠檬酸钠并检测河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度。通过小试实验数据确定中试实验时河水中投放菌液和营养物质的量。

2018 年 5 月初,开始进行拉乌尔菌中试扩培实验。具体操作过程如下:将冻存的菌液活化扩培后,按 1.5% 的比例接入发酵罐中灭菌后的 NSM 培养基中,以 30 ~ 35℃、150 r/min 的条件扩培 10 ~ 12 h,直到取样菌液 OD600 值达到 1 以上停止发酵,收集菌液置于干净的 50 L 原料桶中备用。河水中试实验全过程中,每隔 4 ~ 5 d 进行一次微生物中试扩培,满足分批投放的需求。

微生物中试扩培后,将扩培菌液和适量的柠檬酸钠溶于河水后均匀喷洒在中试区域上游 50 ~ 100 m 河道内(具体投菌区域详见图 2)。每天上午在图 2 所示的采样点(①~⑤)采集水样,并通过标准方法来检测基本指标,包括 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP 和 COD_{Cr} 。

2.6 各项指标检测方法

$\text{NH}_3\text{-N}$: 纳氏试剂比色法(HJ 535—2009); TN:

碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636—2012); TP: 钼酸铵分光光度法(GB/T 11893—1989); COD_{Cr} : 重铬酸盐法(HJ 828—2017); COD_{Mn} : 水质高锰酸盐指数的测定(GB/T 11892—1989)。

3 实验结果与分析

3.1 小试实验结果

微生物小试实验结果数据显示,河水中投放拉乌尔菌室温反应 3 d 后, $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度从 5.69 mg/L 降至 2.15 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解率达 62.2%, 略高于投放假单胞菌菌液后河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度降解率(61.5%), 同时反应 1d 后拉乌尔菌菌液对河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度降解效率更高。第二次投加菌液后, $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度最低达 1.21 mg/L, 之后回升至 2.30 mg/L(图 3)。微生物小试实验结果显示,脱氮菌剂投加初期对河水中超标氨氮具有较明显的降解效果,后期由于整个反应体系小,微生物无法形成生态循环,大量死亡后导致 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度升高。结合小试实验结果,后续中试实验中选用的菌种为初始降解氨氮效率较高的拉乌尔菌 *sari01*, 投放的碳源营养物质的量需要根据实际反应效果进行调整。

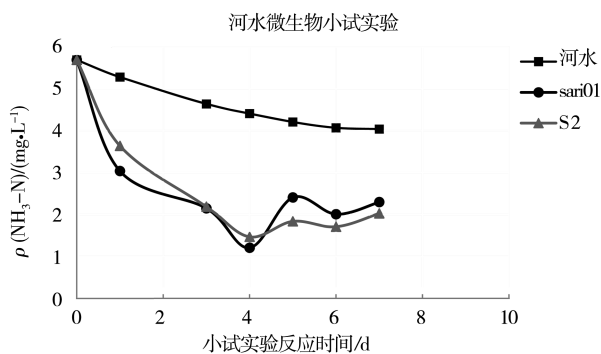


图3 中试河道河水微生物小试实验结果

如图所示,小试实验中投加的脱氮菌剂分别为筛选出的脱氮菌剂:拉乌尔菌 sari01 和假单胞菌 S2。

3.2 氨氮的降解效果

从图4可以分析中试实验中各采样点河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度的变化。第一次投放微生物中试菌液和营养物质后,河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度没有下降,反而有一定的升高。第二次投放微生物后,各采样点河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度呈现稳定下降,且靠近下游的水体中更早表现出下降的趋势。第三次投放后,各采样点平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度持续降至 1.50 mg/L 以下,之后有一定波动。第五次投加菌液后,河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度数值持续降低至 1 mg/L 以下,去除率高达 80% 以上。后期各采样点 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度有一定回升,最终平均质量浓度稳定在 1.31 mg/L。过去河道微生物中试研究表明,在河道中添加微生物菌剂初期 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度会出现一定程度上升的现象,可能是由河道底泥中原有污染物在微生物作用下释放至水体中导致。随着河道治理时间的延长,微生物对河道水体中污染物的降解去除作用不断增强,底泥释放的污染物逐渐减少, $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度持续稳定下降^[23]。

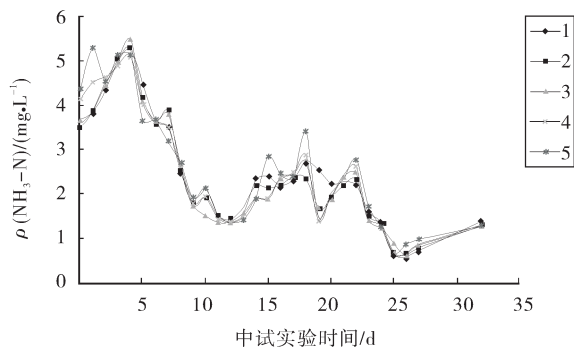


图4 中试河道不同采样点 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化

如上图所示,1-5 分别为中试实验后各水样采样点。图中所示的数据为采样点 1-5 水样中氨氮浓度。

3.3 总氮的降解效果

如图5所示,中试河道各采样点 TN 质量浓度的变化趋势和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化趋势类似。第一次投菌后,质量浓度不降反升,各采样点平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度从 5.60 mg/L 升高至 7.05 mg/L,微生物投放点(采样点②)质量浓度最高,从 6.53 mg/L 升至 9.08 mg/L。随着后续微生物菌液和营养物质的不断投放,河水中硝化反硝化菌大量繁殖,对超标 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 不断降解, TN 质量浓度的下降趋势明显。第三次投放微生物后,各采样点水样 TN 质量浓度降至最低,平均值为 2.29 mg/L,去除率最高可达 59.1%。中试实验后期,各采样点 TN 质量浓度有所回升,平均数值最后稳定在 3.89 mg/L。

水体中的 TN 主要来自有机氮(各种蛋白质、氨基酸、有机胺等)和无机氮(硝态氮、亚硝态氮、氨态氮、游离氨等)。在氨化菌的作用下,有机物转化为氨态氮;氨态氮经硝化菌的硝化作用转化为亚硝态或硝态氮;硝态氮在反硝化菌作用下转化为 NO 、 N_2O 等,最终转化为氮气逸散空气中,水体中 TN 质量浓度下降。其中,氨化作用和硝化作用主要在好氧条件下进行,反硝化作用在厌氧条件下进行。本次中试实验中应用的拉乌尔菌是一种高效异养硝化好氧反硝化菌,对河水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 具有显著的降解作用。

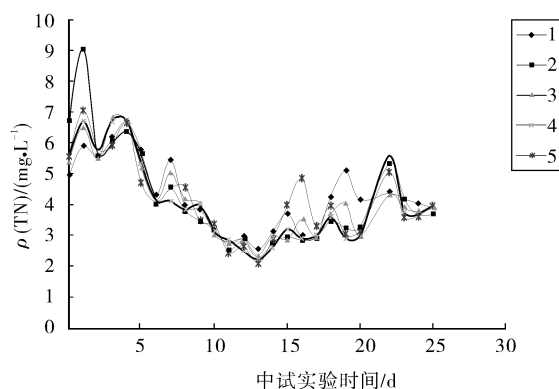


图5 中试河道不同采样点 TN 质量浓度变化

3.4 总磷的降解效果

中试实验开始后各采样点 TP 质量浓度有一定升高(图6)。第二次投放微生物后,各采样点 TP 质量浓度开始降低,直至第三次投菌后有显著下降趋势,平均质量浓度从 0.668 mg/L 下降至 0.288 mg/L,去除率达到 58.2%。第四次投加微生物后,平均质量浓度达到最低值(0.266 mg/L),去除率为 60.2%。中试实验后期,河水中平均 TP 质

量浓度出现部分反弹,最终稳定在 0.30 mg/L 左右。

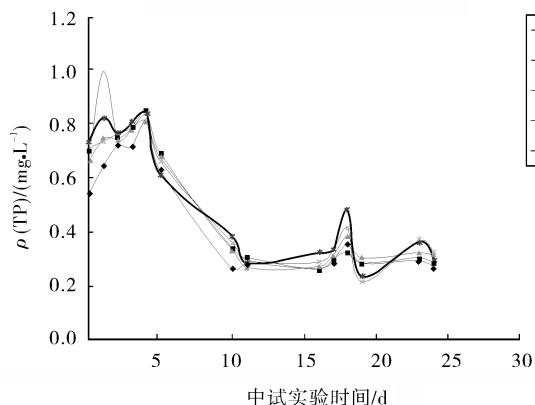


图6 中试河道不同采样点 TP 质量浓度变化

3.5 化学需氧量的降解效果

中试实验初期,河道下游采样点 COD_{Cr} 质量浓度降低,上游采样点 COD_{Cr} 质量浓度反有小幅上升,平均质量浓度从 47 mg/L 升高至 58 mg/L,主要原因为微生物投放集中在河道上游区域,大量投放的柠檬酸钠造成局部水域内 COD_{Cr} 质量浓度增高。第二次投菌后,各采样点 COD_{Cr} 质量浓度开始下降。第四次投放微生物时,采样点平均 COD_{Cr} 质量浓度降至最低值(26 mg/L),去除率为 45.1%。中试实验中使用的拉乌尔菌为异养硝化好氧反硝化菌,能水解可溶性有机污染物,令大分子有机物分解成小分子有机物,有效降低水体中 COD_{Cr} 质量浓度。实验后期,投菌结束,微生物随河水流向来到下方非实验河道,令中试区域微生物数量少于实验期间,河水中生态平衡未完全恢复,从而导致 COD_{Cr} 质量浓度数值有一定程度的反复变化。

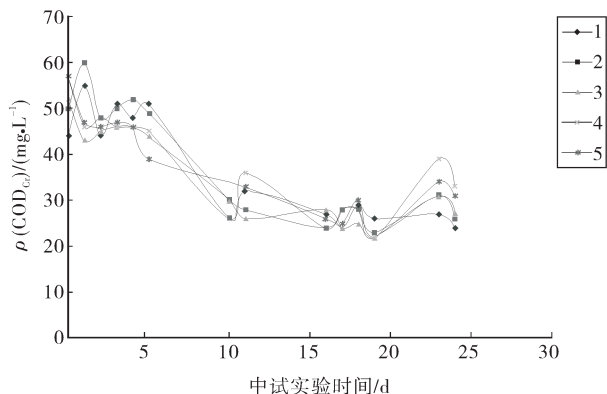


图7 中试河道化学需氧量质量浓度变化

4 讨 论

4.1 微生物治理污染地表水体的作用

在中试河道上游多次投放拉乌尔菌扩培菌液

和营养物质后,治理断面的水质中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 、 TP 、 COD_{Cr} 质量浓度均有一定程度降低。中试实验中期,各采样点平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度从 3.85 mg/L 降至 0.70 mg/L,降解效率高达 81.8%;实验后期停止投放微生物后,河水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度有一定反复回升,最后稳定在 1.31 mg/L。河水中 TN 、 TP 和 COD_{Cr} 质量浓度的变化趋势与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度变化趋势类似,实验初期有小幅升高,中后期质量浓度逐渐下降,停止投菌后质量浓度有一定程度回升。检测数据表明在污染河道中投放脱氮菌剂,对于河水中超标 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 、 TP 污染物具有一定的净化效果,尤其对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解效率较高;停止微生物投放后,河水中各项检测指标数值均有一定程度回升反复。综合分析确定,仅投放脱氮菌剂对污染河道的治理具有一定效果,但容易反弹回升,需要其他技术辅助共同进行河道治理。

4.2 污染河道的综合治理方法

本次中试实验仅采用微生物治理方法,未与其他修复技术结合使用,导致后期停止投放微生物后河道污染物数值有回升反弹现象。因此在实际修复治理污染河道时,推荐采用复合生态治理技术,将微生物治理技术与其他修复技术有效综合使用,发挥各自功效的同时协调互助,共同修复污染河道的生态平衡。例如在治理河道中接入曝气机,通过分时段曝气来增加河水中的氧含量,为好氧微生物的生长繁殖提供良好的环境,增加微生物繁殖扩培,提高污染物降解效率;或者在生态浮床上种植挺水植物(如菖蒲等),通过植物根系的吸附作用吸收河道中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TP 等污染物;浮床下方设置吸附材料(如纳米载体填料等),能将投放的微生物菌液最大程度固定在生态浮床附近,提高微生物对污染物的降解效率。通过筛选驯化微生物复合菌剂,各菌种协同作用,相较于单一菌种能更好地适应污染河道中的复杂环境,更高效地降解各超标污染物。各种治理技术综合应用,协同作用于污染河道的水体和底泥,高效完成河道生态系统的重建,改善水体质量。

参考文献:

- [1] 樊树红. 水体富营养化的探究[J]. 黑龙江科技信息, 2010(28):8-8.
- [2] 张洪, 雷沛, 唐文忠, 等. 河流污染类型优控顺序确定方法及其在海河流域的应用[J]. 环境科学学报, 2015, 35(8):2306-2313.

- [3] 郑洪领,王龙,耿玉秀. 黄河水质现状分析及提高水质对策建议[J]. 中国农村水利水电, 2010(5):21-24.
- [4] 王金霞,姚伟静. 有害藻类水华的形成机制[J]. 科技信息, 2014(7):172, 120.
- [5] 何友文,袁和平,戴雪芹. 活性炭吸附 COD 的试验研究[J]. 江西化工, 2017(4):67-68.
- [6] 邓冬梅,肖林成,梁国风,等. 化学混凝与活性炭吸附联用处理水源水研究[J]. 广西工学院学报, 2013(3):1-4, 9.
- [7] 李改枝,郭博书,李景峰. 黄河水中沉积物与锌、镉液—固界面的作用[J]. 环境污染与防治, 2001(4):143-145.
- [8] 沈飞,陈向荣,万印华,等. 生化废水综合治理中的膜技术及其应用[J]. 生物产业技术, 2010(5):66-72.
- [9] 王世昌,丁涛,周清,等. 膜技术在生态环境治理中的应用[J]. 膜科学与技术, 2006(3):1-6.
- [10] 邹丛阳,张维佳,李大鹏. 城市河道水质恢复技术及发展趋势[J]. 环境科学与技术, 2007(8):99-102.
- [11] 武秀琴,张建云. 污染水体的生物修复技术研究进展[J]. 现代农业科技, 2008(17):331-333.
- [12] 姜磊,马溪平,徐成斌. 活性污泥法脱氮条件的优化研究[J]. 辽宁大学学报:自然科学版, 2012(1):21-23.
- [13] 邓荣森,张新颖,王涛,等. 氧化沟工艺的技术经济评估[J]. 中国给水排水, 2007(16):37-40.
- [14] J. Rajesh Banu, Do Khac Uan, Ick -Tae Yeom. Nutrient removal in an A2O - MBR reactor with sludge reduction [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 3820 - 3824.
- [15] 于亮. 低温条件生物膜与活性污泥复合工艺强化生物脱氮性能的中试研究[J]. 环境科学与管理, 2017(4):96-99.
- [16] 雷俊侠,高智荣. 城市污水处理脱氮除磷工艺[J]. 广东化工, 2011(7):118-119.
- [17] 朱泽龙,王琴. 改良型 Bardenpho 工艺处理生活污水的效果分析[J]. 煤炭与化工, 2016(12):143-147.
- [18] 牛学义. PhoStrip 侧流除磷工艺及其应用实例[J]. 给水排水, 2002(11):8-12.
- [19] 邵辉煌,李艺,王磊. A2/O 工艺污水处理厂生物除磷研究[J]. 给水排水, 2015(11):131-134.
- [20] 陈鹏,姚华明,庄华清. 生物——生态复合修复技术在常州市黑臭河道治理中的应用[J]. 水电能源科学, 2018(10):62-64.
- [21] 姚晓丽,梁运祥. 微生物技术改善河道水质的研究[J]. 环境科学与技术, 2007(6):59-61.
- [22] 颜薇芝,郝健,史吉平. 拉乌尔菌 sari01 的分离及其异养硝化好氧反硝化特性[J]. 环境科学, 2016(7):2673-2680.
- [23] 李广胜,雷利荣. 曝气复氧+微生物菌剂修复黑臭河道工程试验[J]. 环境工程, 2018(4):34-36, 169.

(上接第7页)

- [4] 黄辉,陈旭,蒋功成,等. 洪泽湖水环境质量模糊综合评价[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(10):186-190.
- [5] 叶春,李春华,王博,等. 洪泽湖健康水生态系统构建方案探讨[J]. 湖泊科学, 2011, 23(5):725-730.
- [6] 陈立冬,何孝光,王阳,等. 江苏省洪泽湖退圩还湖的思考[J]. 江苏科技信息, 2019,(12):75-77.
- [7] 王智源,刘劲松,唐荣桂,等. 洪泽湖水生态健康综合评价指标体系[J]. 江苏水利, 2017(4):39-45.
- [8] 郝达平. 洪泽湖水环境现状评价及水污染分析[J]. 江苏水利, 2005(11):32-34.
- [9] 吴东浩,朱玉东,王玉,等. 太湖健康评价体系的分析与比较[J]. 中国农村水利水电, 2013(2):21-23.
- [10] 陈磊,唐荣桂. 洪泽湖水生态问题分析及对策[J]. 治淮, 2016(1):50-51.
- [11] 奚璐璐,袁哲,吴燕. 洪泽湖湿地生态环境保护问题识别及防治措施[J]. 污染防治技术, 2016, 29(6):55-59.
- [12] 王霞,刘雷,何跃,等. 洪泽湖水体富营养化时空分布特征与影响因素分析[J]. 环境监测管理和技术, 2019, 31(2):58-61.
- [13] 郭军,朱海锋,陈娟,等. 洪泽湖周边滞洪区的建设与管理研究[J]. 江苏水利, 2018(11):31-34.
- [14] 吴晓辉,李其军. 水动力条件对藻类影响的研究进展[J]. 生态环境学报, 2010, 19(7):1732-1738.
- [15] 朱广伟,秦伯强,高光. 风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷暴发性释放的直接证据[J]. 科学通报, 2005, 50(1):66-71.
- [16] 陆桂华,张建华,马倩. 太湖生态清淤及调水引流[M]. 北京:科学出版社, 2012.
- [17] 唐荣桂,郑福寿,吴晓兵. 洪泽湖网格化管理探索[J]. 江苏水利, 2017(3):34-36.