

复合生态净化系统阻控入湖水体污染物效果分析

王志超, 吕伟祥, 李卫平, 于玲红*, 杨文焕, 王战, 王高强
(内蒙古科技大学 能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010)

摘要:【目的】有效解决城市景观湖泊入湖水体污染物阻控措施中单级人工湿地系统受氧环境限制、多级串联人工湿地系统基质填充量大、易堵塞的问题。【方法】在微曝气复合浮床系统、单级人工湿地系统的基础上构建好氧-缺氧型复合生态净化系统。在HRT均设定为2 d, 连续运行24 d的情况下, 对比研究了对照组、人工湿地系统、复合浮床系统、复合生态净化系统对模拟入湖水体COD、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP的去除效果。【结果】对照组、人工湿地系统、复合浮床系统、复合生态净化系统对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP的去除效果存在显著差异, 各系统对COD的平均去除率分别为13.59%、35.02%、45.30%、70.71%, 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均去除率分别为11.22%、31.14%、85.89%、80.59%, 对TP的平均去除率分别为2.77%、57.84%、37.51%、74.60%; 人工湿地系统、复合浮床系统对TN去除效果差异不显著, 但与对照组、复合生态净化系统存在显著差异, 各系统对TN的平均去除率分别为30.98%、32.75%、8.13%、60.07%。【结论】复合生态净化技术后期各项出水指标可以达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)V类水及以上标准, 运行相对稳定, 抗冲击负荷较强, 且可以改善复合浮床系统中反硝化能力受到抑制及沉积磷污染物反释状况。该研究结果可为生态阻控城市景观湖泊外源污染物提供参考。

关键词: 复合浮床系统; 人工湿地系统; 复合生态净化系统; 劣V类; 污染物阻控

中图分类号: X524

文献标志码: A

doi: 10.13522/j.cnki.gggs.2019219

王志超, 吕伟祥, 李卫平, 等. 复合生态净化系统阻控入湖水体污染物效果分析[J]. 灌溉排水学报, 2020, 39(1): 127-137.

WANG Zhichao, LYU Weixiang, LI Weiping, et al. Composite Ecological Purification System for Removing Contaminants in Water Flowing into Recreational Lakes [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(1): 127-137.

0 引言

湖泊发生富营养化主要与湖泊的水质条件、地理特征、气象条件、自身水力条件以及水生态系统等因素有关, 各个不同区域的湖泊所特有的营养物入湖负荷、营养状态水平和富营养化效应之间的关系存在显著区域差异性^[1]。目前, 针对湖泊富营养化的治理措施主要分为改扩建污水处理厂、人工湿地、生态塘等外源污染阻控措施以及底泥疏浚、化学沉淀、底泥覆盖、沉积物氧化、生物浮床、微生物制剂等内源污染防治措施^[2]。【研究意义】城市景观湖泊用水往往引自城市雨水沟或污水处理设施的排水, 补充水源不稳定且补水易被污染, 其进水渠道淤积, 水流缓慢, 水力停留时间(HRT)较长, 自净能力脆弱, 氮、磷污

染物量较高的补水入湖后极易造成湖泊出现富营养化现象, 使其失去观赏及使用价值^[3]。因此, 采取合适的外源污染生态阻控措施, 降低补水渠道入湖水体污染物浓度成为避免城市景观湖泊水体富营养化现象的有效控制措施。【研究进展】目前, 研究人员在湖泊外源污染物阻控方面进行了多项研究, 例如生态沟渠, 人工湿地等^[4-5]。其中, 人工湿地系统逐渐由单级人工湿地工艺转向复合多级人工湿地工艺, 各类型人工湿地对氮、磷污染物的去除效果存在较大差异, 去除率分别为27%~68%和13%~72%^[6-8]。在这些生态修复措施中, 氧环境是污染物去除主要限制因素之一。但由于采用连续曝气较易引起修复系统除氮过程中硝化与反硝化反应的矛盾^[9], 未曝气的人工湿地系统容易堵塞, 加重缺氧环境, 降低好氧菌的活性, 采用间歇曝气又容易使氧扩散效率降低, 造成系统DO分布不均, 导致温室气体 N_2O 的排放量增加^[10-11], 因此造成单级人工湿地系统去除氮污染物性能较差, 多级串联人工湿地系统中的基质填料工程庞大、堵塞风险高。而用于内源污染防治的微曝气复合浮床系统对污染物去除存在一定效果, 且结构简单, 工程量小,

收稿日期: 2019-09-02

基金项目: 内蒙古自治区自然科学基金项目资助(2019LH05011); 内蒙古自治区高等学校科学研究项目(NJZY19132); 内蒙古自治区科技创新引导项目(KCBJ2018033); 内蒙古自然科学基金项目(2018LH04002); 包头市南海湿地管理处科研项目(NH2018003)

作者简介: 王志超(1988-), 男, 讲师, 博士, 主要从事水土环境污染控制与生态修复方面的研究。E-mail: wzc5658@126.com

通信作者: 于玲红(1967-), 女, 教授, 博士, 主要从事水污染控制及水处理技术研究。E-mail: ylh0730@163.com

但由于生物浮床抗风浪性能差,存在着填料上的微生物脱落及微生物死亡沉积后在水动力等外界影响因素下污染物重新释放回水体造成水体二次污染的问题^[12],导致其应用受限,因此生态浮床大多用于换流缓慢、风浪较小的湖泊内源污染防治及各类污水处理设施出水的深度处理。【切入点】由于城市景观湖泊进水渠道水流缓慢,水面较窄,风浪较小,与换流缓慢的湖泊存在一些相似之处,而将用于内源污染防治的微曝气复合浮床系统与用于外源污染阻隔的无曝气单级人工湿地系统组合配置应用于阻隔城市景观湖泊入湖污染物研究尚不多见,故对此好氧-缺氧型复合生态净化系统工艺阻隔污染物性能进行了研究。【拟解决的关键问题】以期解决入湖水体污染物阻隔措施中存在的单级人工湿地脱氮性能差以及多级人工湿地基质填充量大、堵塞风险高的问题,为城市景观湖泊入湖水水质改善提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料与试验设计

植物应选择成活率高、对氮磷富集效果较好、美

观的湿地植物。所选黄花鸢尾具有一定的景观效果,并对污染物去除能力较强^[13]。黄花鸢尾平均株高 12.43 cm,湿重 33.04 g,氮吸收能力为 1 500~2 500 mg/kg,磷吸收能力 500~1 500 mg/kg。黄花鸢尾用去离子水洗净后移入盛有清水的桶中,添加 Hoagland 培养液预培养 21 d。试验期间选择使用包头市赛汗塔拉城中湿地草原景观水体的补水渠道表层底泥用于配置试验用水,于 2019 年 7 月 3 日 07:00 取样,每隔 1 d 取 1 次,使用内径为 100 mm 的重力式沉积物采样器采集表层 30 cm 渠道底泥样品,在去除泥样中的砂石等杂物后用聚乙烯塑料袋封存,带回试验室作为试验用底泥,底泥样品特征参数见表 1。实验选择使用配制的《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)劣 V 类水体模拟城市景观湖泊补水,地表水环境质量标准部分指标参见表 2。将乙酸钠、氯化铵、磷酸二氢钾等混合并加入一定量的微量元素溶于自来水,并把取自包头市赛汗塔拉城中湿地草原景观水体补水渠道的底泥(约 100 mL)与水混合后配制成劣 V 类试验用水,配制之后的水质各指标如表 3 所示。

表 1 底泥特征参数

Table 1 Characteristic parameters of sediment

样品 Sample	总磷 Total phosphorus/ (g kg ⁻¹)	总氮 Total nitrogen/ (g kg ⁻¹)	pH 值	总有机碳 Total organic carbon/ (g kg ⁻¹)	C/N
进水渠道底泥 Sediment of inlet channel	0.82±0.11	1.33±0.15	8.81±0.10	15.35±1.07	10.86±0.95

表 2 地表水环境质量标准限值

Table 2 Environmental quality standard limit of surface water

分类 Classification	总氮 Total nitrogen/ (mg L ⁻¹)	有机物 Organic compound/ (mg L ⁻¹)	氨氮 Ammonia nitrogen/ (mg L ⁻¹)	总磷 Total phosphorus/ (mg L ⁻¹)
I	≤ 0.2	15	0.15	0.02 (湖、库 0.01)
II	≤ 0.5	15	0.5	0.10 (湖、库 0.025)
III	≤ 1.0	20	1.0	0.20 (湖、库 0.05)
IV	≤ 1.5	30	1.5	0.30 (湖、库 0.10)
V	≤ 2.0	40	2.0	0.40 (湖、库 0.20)

表 3 试验用水水质

Table 3 Quality of test water

水质指标 Water quality index	总氮/(mg L ⁻¹) Total nitrogen	有机物/(mg L ⁻¹) Organic compound	氨氮/(mg L ⁻¹) Ammonia nitrogen	总磷/(mg L ⁻¹) Total phosphorus	溶解氧/(mg L ⁻¹) Dissolved oxygen	pH 值
试验范围 Test range	6.05~9.25	72~156	2.630~3.216	1.223~1.569	5.86~6.32	8.12~9.06

试验共设 4 组处理,分别为对照组、复合浮床系统、人工湿地系统、复合生态净化系统。使用尺寸为上部 0.81 m×0.60 m,底部 0.65 m×0.44 m,高 0.59 m 的塑料水箱,在室外封闭式阳台上进行,每组水箱分别注入 100 L 模拟的劣 V 类水。对照组不加任何净化装置,复合浮床系统是通过在普通植物浮床的基础上增加生物填料和曝气设备,以达到对氮污染物的强化

去除,但存在沉积污染物反释回水体的问题,本试验复合浮床系统以聚苯乙烯泡沫板(直径 15 cm)作为浮体材料,在水箱内放置 12 块浮板,每排 4 块,共 3 排。圆心打孔,孔径以植物茎部穿过为准。在植物穿过孔的茎部包裹海绵,插入泡沫板圆孔中并固定。每块浮板固定 1 株植物,其中根系周围固定相比普通浮床的组合填料更具优越性的螺旋形辫带式生物填

料,填料的填充率为0.48%,填料下方设置曝气砂头,连续曝气,曝气量 1 L/min。人工湿地系统则是以吸附介质为主,配合植物、微生物对污染物的吸收、转化作用以达到去除水体污染物的目的,尤其以吸附磷污染物性能较佳,但单级人工湿地系统相对于复合浮床系统的氧环境较差,对氮污染物去除效果不理想,本试验选择铺设筛选出的最佳基质组合,将红砖(粒径 10~20 mm)、天然沸石(粒径 4~6 mm)、炉渣(粒径 2~5 mm)按照 1:1:3 的质量比作为组合人工基质,基质厚度为 30 cm,其上覆土 10 cm,在水箱中种植鸢尾,每排 4 棵,共 3 排。复合生态净化系统分为 2 个系统,第 1 系统为复合浮床系统,为好氧单元,第 2 系统为人工湿地系统,为缺氧单元,采用串联布置,中间使用离心泵连接,其既可以减少由于氧环境问题造成的氮污染物去除效果较差的影响,又可以减少水动力条件、进水污染物浓度变化等对沉积污染物的影响。具体试验装置如图 1 所示。

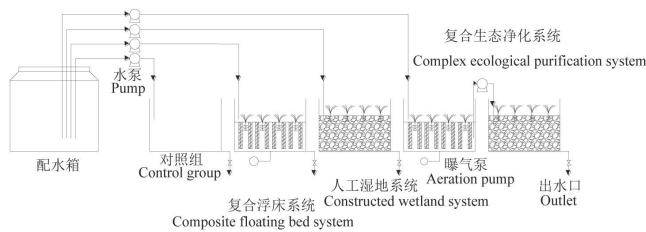


图 1 试验装置图

Fig.1 Diagram of experiment device

1.2 试验方法与数据处理

试验前期在复合浮床系统与复合生态净化系统水箱内加入劣 V 类水体与污水处理厂好氧池活性污泥(约 500 ml)混合后的混合液,通过曝气进行挂膜启动,待生物填料成功挂膜后,正式开展试验。试验于 2019 年 7 月 3 日上午 09:00 至 7 月 26 日上午 09:00 进行,共进行 24 d。采用间歇进水,每组净化装置均设置水力停留时间为 2 d,其中复合生态净化装置第一系统与第二系统水力停留时间各 1 d。每 2 d 于上午 09:00 从水箱中采集 200 mL 水样,分别测定有机物(COD)、氨氮(NH_4^+-N)、总氮(TN)、总磷(TP)、溶解氧(DO)质量浓度。本研究采用了较长 HRT,既是模拟入湖水体的长停留时间,又是为了使污染水体与生物填料和组合基质接触充分,延长水体中污染物与生物填料表面附着微生物的作用时间,为基质沉淀、吸附等化学物理反应提供充足反应时间。试验结束后,植物用去离子水洗净,置于烘箱中,在 80 °C 下烘干至恒质量并称其质量(精确至 0.01 g),粉碎过 0.25 mm 筛后的植物样品使用 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}_2$ 消解。植物总氮用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法,植物总磷用钼锑抗分光光度法测定。水质指标监测参照

《水和废水监测分析方法》^[14],其中,有机质采用重铬酸钾法;氨氮采用纳氏试剂光度法;总氮采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法;总磷采用过硫酸钾消解—钼锑抗分光光度法测定,溶解氧质量浓度使用便携式水质分析仪测定。

运用软件 SPSS 24.0 和 Microsoft Excel 2010 计算平均值和标准差,用 Duncan 多重比较法分析各组数据之间差异性,其中 $p < 0.05$ 表明具有显著性差异,并用 Origin 9.1 软件生成图表。

2 结果与分析

2.1 DO 量的变化情况

各处理系统净化污染物的效果主要受水体含氧量、微生物活性和植物光合作用的影响^[15]。图 2 为各处理系统试验进行 18 d 后 DO 量 48 h 变化情况。

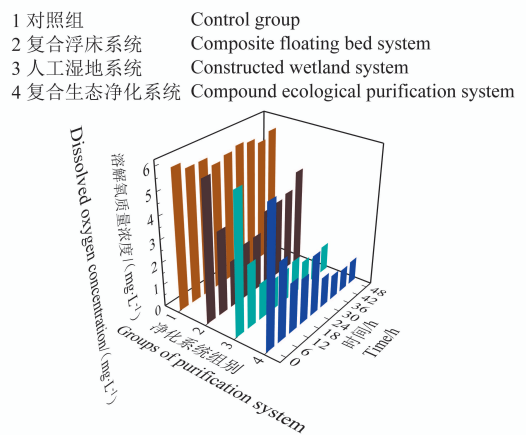


图 2 不同处理系统溶解氧量 48 h 动态变化

Fig.2 48 h dynamic change of dissolved oxygen content in different treatment systems

由图 2 可看出,48 h 内,对照组的 DO 量变化相对平稳,其 DO 质量浓度稳定在 5.6 mg/L 左右,与其他处理系统的 DO 量存在显著差异性($p < 0.05$)。复合浮床系统、人工湿地系统与复合生态净化系统 DO 量在前 12 h 内均呈现减少趋势,这主要是由于好氧微生物净化水中污染物消耗氧气,而复合浮床系统后期由于有机质浓度降低,氧气消耗减少,在曝气系统、植物根系泌氧与大气复氧共同作用下,DO 质量浓度出现回升。人工湿地系统 DO 质量浓度整体上存在较大幅度下降,这是因为好氧微生物在消耗氧气后,植物根系泌氧量与大气复氧量低于微生物消耗氧气量,导致其 DO 质量浓度在 2.0 mg/L 以下,6 h 以后系统处于缺氧状态。复合生态净化系统与人工湿地系统 DO 量差异性较小($p > 0.05$),复合生态净化系统在第一系统中由于曝气系统的充氧,其系统溶解氧质量浓度在 24 h 以前均高于 2.0 mg/L,但在水体进入第二系统后部分好氧微生物继续对污染物的好氧降解,消耗

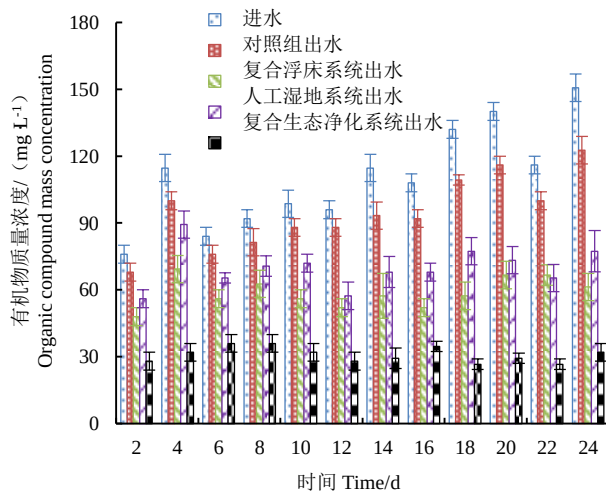
水中溶解氧,但由于复氧能力较差,导致其与人工湿地系统溶解氧水平相似,处于缺氧状态。故复合生态净化系统溶解氧浓度满足好氧-缺氧型工艺设计。

2.2 对水体污染物的改善效果对比

2.2.1 对水体中有机污染物的改善效果对比

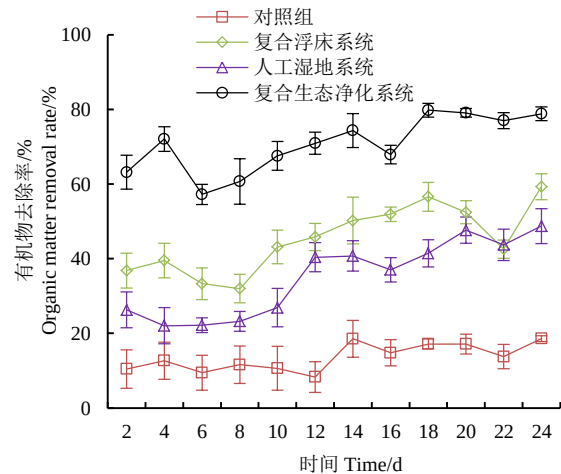
有机污染物可以经过植物的细胞膜进入植物中,少数小分子量的有机污染物可以经植物挥发而从植物叶片部位释放去除,部分不易挥发的有机污染物可以经整合作用降解或者酶分解,但植物并不能通过直接吸收有机污染物作为生长繁殖所需的碳源^[16]。由于水生植物能在根部区域形成厌氧、微好氧、好氧区,所以其为微生物的生长代谢提供了适宜微环境,植物根系表面附着的各种微生物通过对污染物质的吸收代谢转化,对污水中的有机质具有一定的去除能力,这种能力和附着在根系表面的微生物生物量和群落结构关系紧密^[17]。从图 3 可以看出,各处理系统 COD_{Cr} 去除率均有上升趋势,但仍然存在较大差异 ($p<0.05$),这与系统中微生物的生长情况有关。复合浮床系统有机质的降解效果较好,最高去除率达 63.16%,而人工湿地系统对有机质的降解则相对较差,

最高去除率仅为 52.63%,这主要是由于生物填料自身特性以及曝气系统对微生物的影响作用造成的。研究表明,在未曝气的人工湿地系统中,大气复氧和植物根系泌氧可以使湿地表层保持合适的溶解氧水平,保证了表层有机质的降解,但在湿地中下层区域,有机质降解过程所需的溶解氧缺少,使人工湿地系统随深度的增加有机质降解效果渐差^[18]。复合生态净化系统对有机质的去除效果均好于其他处理系统 ($p<0.05$),试验期间其最大去除率达 80.56%,主要是因为第一系统中的曝气系统已经降解了大量有机质,剩余有机质在进入第二系统后,异养型反硝化菌以硝酸盐作为最终的电子受体,通过消耗剩余有机质作为碳源和能源使其生长繁殖^[19]。试验进行 24 d 时,各处理系统 COD_{Cr} 平均去除率由大到小排序为:复合生态净化系统 (70.71%)>复合浮床系统 (45.30%)>人工湿地系统 (35.02%)>对照组 (13.59%)。复合浮床系统、人工湿地系统出水 COD_{Cr} 质量浓度高于 40 mg/L,仍属于地表劣 V 类水;复合生态净化系统对 COD_{Cr} 的去除效果优于其他处理系统,其出水 COD_{Cr} 质量浓度 ≤ 40 mg/L,达到地表 V 类水以上标准。



(a) 有机物质量浓度动态变化

(a) Dynamic changes of organic matter concentration



(b) 有机物去除率动态变化

(b) Dynamic changes of organic matter removal rate

图 3 不同处理系统有机物质量浓度和有机物去除率的动态变化

Fig.3 Dynamic changes of organic matter concentration and its removal rate in different treatment systems

2.2.2 对水体中氮污染物的改善效果对比

试验各处理对 NH_4^+-N 去除效果存在显著差异性 ($p<0.05$),人工湿地系统、复合浮床系统对 TN 去除效果差异不显著 ($p=0.474$),但与对照组、复合生态净化系统存在显著差异 ($p<0.05$)。由图 4 可以看出,水体中 NH_4^+-N 、TN 质量浓度均呈下降趋势。试验期间复合浮床系统对 NH_4^+-N 去除率均在 76%以上,但复合浮床系统 TN 去除效果较差,试验期间最高去除率均不超过 45%,与人工湿地系统差异性较小 ($p>0.05$)。这是因为复合浮床系统对氮污染物的去

除主要依靠植物吸收和铵态氮被好氧微生物硝化以后继续进行的厌氧反硝化作用,采用连续曝气后,复合浮床系统的水体溶解氧量大部分时间高于 2.0 mg/L,无法满足微生物反硝化作用所需的厌氧环境,反硝化受到抑制,硝酸盐累积,进而导致曝气复合浮床系统脱氮性能较差。人工湿地系统对 NH_4^+-N 、TN 去除效果较差,这是由于系统未设曝气装置,主要依靠大气复氧与植物根茎的泌氧能力来改善水体 DO 量,其溶解氧质量浓度在 12 h 时已下降到 2.0 mg/L 以下,低于好氧微生物对溶解氧的需求,限制了好氧硝化反

应的进行,使硝化反应成为其去除氮污染物的限制步骤^[20]。0~6 d时,其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除主要依靠沸石等基质的吸附作用和离子交换作用,人工湿地系统在运行6 d以后,植物根系附着硝化菌及其周边基质中附着硝化菌开始繁殖,在此部分微生物的硝化作用下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果得到提高,但在未曝气的人工湿地中下层区域,由于大气复氧和植物泌氧能力有限,且孔隙堵塞,硝化反应所需的溶解氧缺少,使人工湿地系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解效果随深度的增加而渐差,造成总体上好氧微生物将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为硝态氮的效

率降低,而微生物对TN的去除主要依靠好氧硝化-厌氧反硝化步骤,好氧硝化效率的降低直接影响了后续的厌氧反硝化反应,并且在水体中的硝态氮量较低的情况下,微生物吸收去除氨氮作用优先于吸收去除硝态氮作用,微生物无法进行有效的反硝化^[21]。因此,人工湿地系统对TN去除率最高仅为48.62%,去除效果较差。而复合生态净化系统第一系统与第二系统氧环境配置较为合理,故其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN去除效果显著优于其他处理($p<0.05$)。

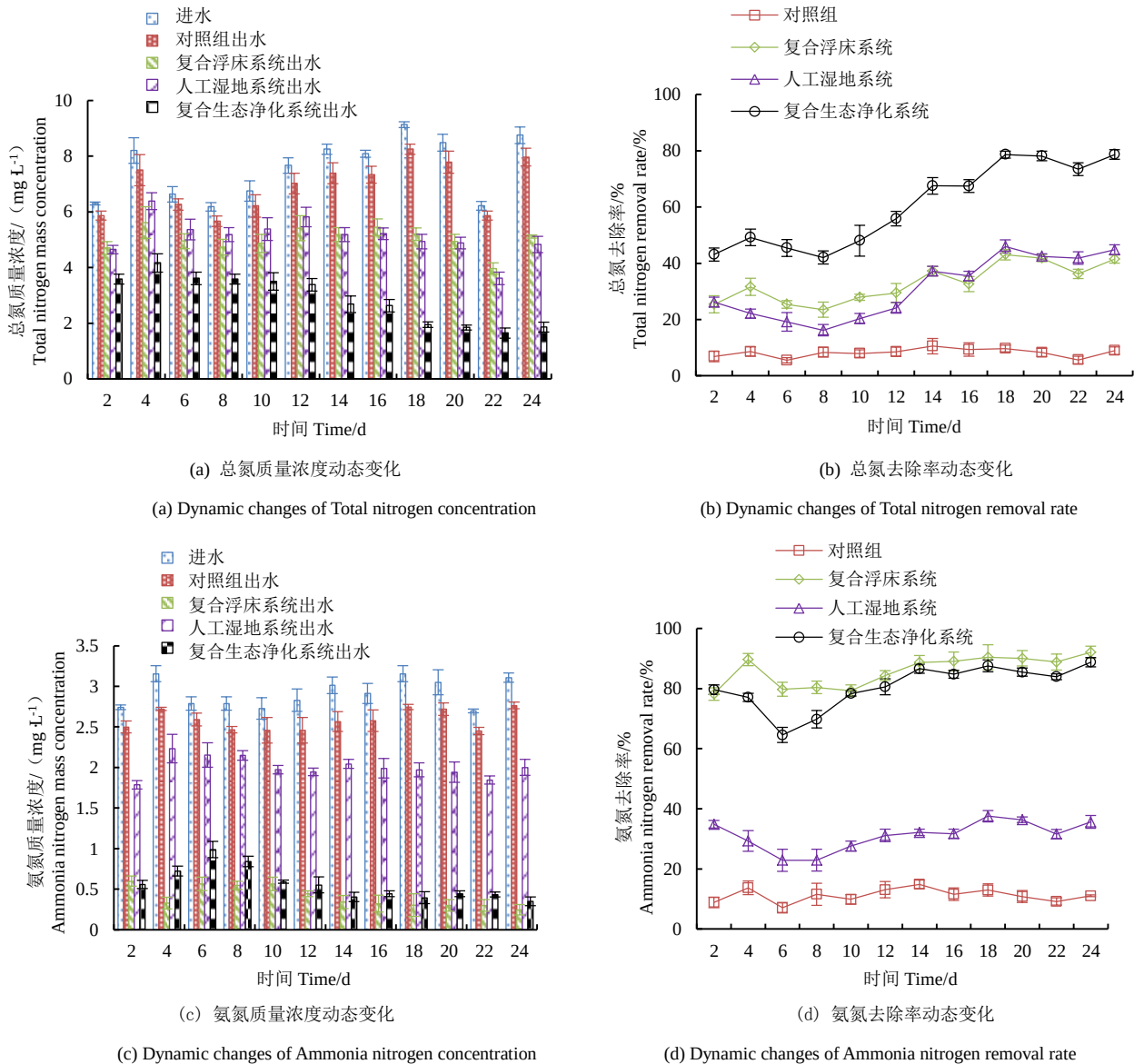


图4 不同处理系统氮污染物质量浓度和氮污染物去除率的动态变化

Fig.4 Dynamic changes of nitrogen concentration and its removal efficiency in different treatment systems

在各处理净化装置后期TN去除率均有升高,这是由于进水TN质量浓度逐渐升高,各处理系统水体与植物根系、水体与基质之间形成较高的质量浓度差,植物吸收作用与基质吸附作用加强,同时微生物活性得到提高,各类微生物大量繁殖,TN去除能力随之增强^[22]。试验期间存在复合浮床系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除

效果优于复合生态净化系统的情况,这是因为复合生态净化系统第二系统复氧能力差,剩余 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在进入第二系统后由于氧环境的限制无法继续硝化,导致其去除率相对于连续曝气的复合浮床系统略低,但其相对于人工湿地系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果较好,试验期间最低去除率仍达61.70%。试验进行24 d时,

NH_4^+-N 平均去除率由大到小排序为: 复合浮床系统 (85.89%) > 复合生态净化系统 (80.59%) > 人工湿地系统 (31.14%) > 对照组 (11.22%); TN 平均去除率由大到小为: 复合生态净化系统 (60.64%) > 复合浮床系统 (32.98%) > 人工湿地系统 (31.33%) > 对照组 (8.11%)。运行期间, 复合浮床系统 NH_4^+-N 出水质量浓度虽然未超过 1.0 mg/L , 但出水 TN 质量浓度均高于 2.0 mg/L , 属于地表劣 V 类水, 人工湿地系统出水 NH_4^+-N 、 TN 质量浓度大部分超过 2.0 mg/L , 未达到地表 V 类水标准; 复合生态净化系统对氮污染物的去除效果优于其他处理, 其后期出水 NH_4^+-N 、 TN 质量浓度 $\leq 2.0 \text{ mg/L}$, 达到地表 V 类水标准。

2.2.3 对水体中磷污染物的改善效果对比

图 5 为不同处理系统总磷质量浓度和总磷去除率的动态变化。由图 5 可知, 各处理对 TP 的去除存在显著差异性 ($p < 0.05$), 复合浮床系统水体中的 TP 去除率相对平稳, 但也存在着较小幅度的波动趋势。复合浮床系统在 $0 \sim 14 \text{ d}$ 时随着微生物的生长繁殖代谢以及逐渐累积的沉积物的吸附, 其去除效果存在缓慢升高趋势。但在 14 d 后复合浮床系统对磷污染物去除效果下降, 表明复合浮床系统对处理磷污染物的可持续性能不佳。人工湿地系统与复合生态净化系统在前 10 d 内去除效果波动较大, 去除率分别由最高的 88.70% 、 88.01% 下降到最低的 43.46% 、 55.27% 。这主要是由于 2 组净化装置前期以基质吸附沉淀为除磷主导作用, 李立青等^[23]认为基质表层 $0 \sim 20 \text{ cm}$ 是吸附除磷的主要作用区, 磷素一方面被这部分基质吸附沉淀去除, 另一方面吸附的大量磷素可以强化植物吸收利用, 进而达到对磷污染物的快速高效去除。但

人工湿地基质对 TP 的吸附量与进水质量浓度正相关, 且基质对水体中污染物的吸附过程是一个有限过程, 处理系统在经过一段时间后会现去除率显著下降, 甚至出现污染物饱和解吸现象^[24], 这也是人工湿地系统与复合生态净化系统出现 TP 去除率在 $0 \sim 6 \text{ d}$ 时呈下降趋势且其 6 d 后去除率随着进水磷污染物质量浓度变化而波动的原因。运行 6 d 后人工湿地系统与复合生态净化系统中存在磷去除率回升的趋势, 最高去除率分别达到 61.06% 和 80.23% , 这是由于一部分磷元素在逐渐繁殖增生的好氧微生物富集吸收作用下得到去除, 另一部分可溶性磷酸盐在碱性条件下与组合基质中的金属离子发生离子交换, 生成不溶性磷酸盐而产生沉淀。因此从复合生态净化系统对磷污染物的去除结果来看, 尽管其第一系统处理磷污染物可持续性较差, 但进入第二系统后仍存在较好的处理效果, 第一系统出现的问题对系统整体除磷效果影响较小。且由于复合生态净化系统相对于人工湿地系统多出了一个好氧单元处理系统, 存在更多的好氧除磷微生物, 故其处理效果相对人工湿地系统较好。对照组对 TP 去除无明显效果。试验进行 24 d 时, TP 平均去除率由大到小为: 复合生态净化系统 (74.60%) > 人工湿地系统 (57.84%) > 复合浮床系统 (37.51%) > 对照组 (2.77%)。复合生态净化系统对 TP 的去除效果优于其他处理系统 ($p < 0.05$), 其后期虽然进水磷污染物质量浓度波动较大, 但运行相对平稳, 出水 TP 质量浓度最高为 0.366 mg/L , 达到地表 V 类水以上标准, 但复合浮床系统与人工湿地系统的 TP 出水质量浓度高于 0.4 mg/L , 属于地表劣 V 类水, 去除效果不佳。

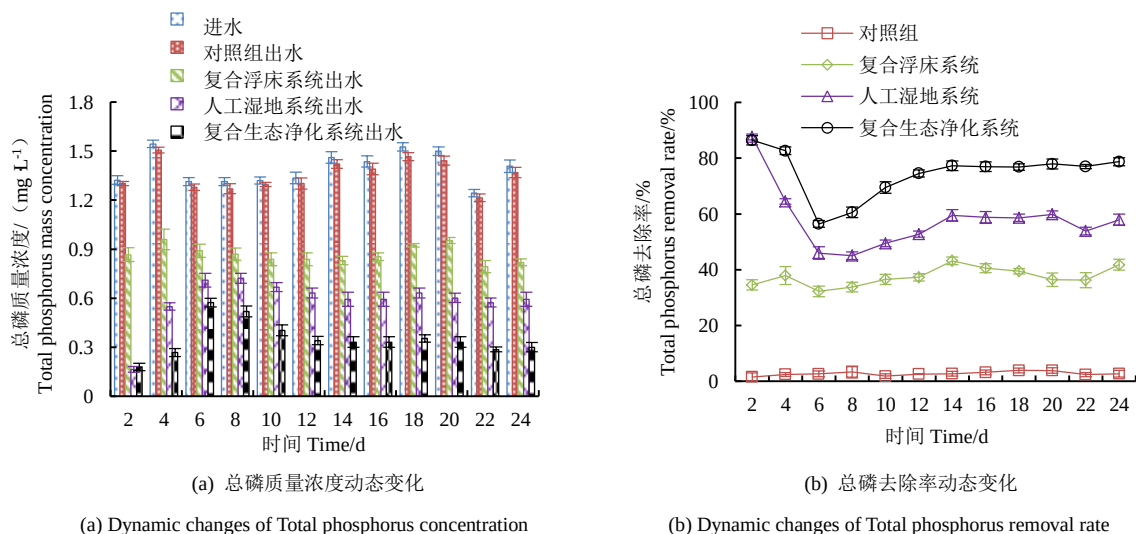


图 5 不同处理系统总磷质量浓度和总磷去除率的动态变化

Fig.5 Dynamic changes of total phosphorus concentration and its removal rate in different treatment systems

2.3 植物生物量及氮、磷量对比

植物生物量越大, 对营养物质吸收得越多。研究

表明, 植物的生物量和营养元素的分配情况与遗传因素、外界环境有关, 其中遗传因素是植物自然选择所

形成的结果，稳定性较好，而环境因素则具有短暂性^[25]。为了适应局限环境条件，植物在生长的过程中会将生物量优先分配到参与竞争的部位。在植物生长阶段，当各类营养物质充足时，植物会优先供给叶片所需营养，以达到进行更多光合作用的目的，而当营养物质缺乏或营养物质不均衡时，植物需要通过增加根部生物量，如增加根系长度、扩大根系表面积等，以获取更多的营养物质，满足自身的生长需求^[26]。本试验各净化系统黄花鸢尾生物量及氮、磷量如表 4 所示，其中复合浮床系统与复合生态净化系统第一系统中的黄花鸢尾生物量及氮、磷量差异性较小 ($p>0.05$)，但与人工湿地系统、复合生态净化系统第二系统存在显著差异 ($p<0.05$)。复合浮床系统以及复合生态净化系统第一系统的鸢尾生物量较大、根系长，并且其单株鸢尾氮、磷量相对较高，这主要是由于在水体环

境中，其营养元素多样性相对于人工湿地系统土壤中的营养物质多样性较少，故黄花鸢尾自身需要将生物量优先分配到参与竞争的根部。通过增加根系长度以获取更多营养元素，而在根系长度增加的同时又促进了黄花鸢尾吸收更多的氮、磷等营养元素，进而生物量也得到增加。由表 4 可知，黄花鸢尾中氮量高于磷量，这是因为氮是合成植物蛋白质的主要营养元素，并且蛋白质在植物的干物质中占比较大，所以黄花鸢尾中氮量较高。而磷素则参与生物体中核酸、磷脂等物质的构成，其主要以磷酸盐形式存在与植物中，比例较小且不稳定，较易流失^[27]。试验结束后，复合浮床系统单株鸢尾平均氮、磷量均为最高，分别达 146.79、14.78 mg，人工湿地系统则相对较低，其单株鸢尾平均氮、磷量分别为 113.82、11.18 mg。

表 4 黄花鸢尾生物量及含氮、磷量

Table 4 Biomass and nitrogen and phosphorus content of *Iris wilsonii*

序 号	根长 Root length/(cm 株 ⁻¹)		干质量 Dry weight/(g 株 ⁻¹)		含氮量 Nitrogen content/(mg 株 ⁻¹)		含磷量 Phosphorus content/(mg 株 ⁻¹)	
	试验前	试验后	试验前	试验后	试验前	试验后	试验前	试验后
	Before test	Post test	Before test	Post test	Before test	Post test	Before test	Post test
1		19.50±1.91 ^b		8.51±0.64 ^b		146.79±14.14 ^b		14.78±1.07 ^b
2		13.80±1.05 ^a		6.79±0.69 ^a		113.82±8.77 ^a		11.18±1.58 ^a
3	7.3±1.4	20.20±1.64 ^b	5.36±0.20	8.27±0.35 ^b	92.93±5.62	138.67±5.99 ^b	8.80±0.86	13.46±0.94 ^b
4		13.17±1.40 ^a		6.65±0.30 ^a		115.53±8.95 ^a		11.22±0.51 ^a

注 1 代表复合浮床系统，2 代表人工湿地系统，3 代表复合生态净化系统第一系统，4 代表复合生态净化系统第二系统；a、b相同字母代表无显著性差异，不同字母代表存在显著性差异($p<0.05$)。

Note 1, 2, 3 and 4 represents the composite floating bed system, the constructed wetland system, the first system of the composite ecological purification system, and the second system of the composite ecological purification system respectively; the same letters a and b represent there are no significant difference, and different letters represent the existence of significant difference ($p < 0.05$).

2.4 经济效益分析

复合浮床系统试验台面积约 0.35 m²，其中水深约 0.3 m，处理水量约为 0.1 m³。处理设备包括：塑料水箱 1 个，投资约为 130 元；螺旋形辫带式生物填料约 10 m，投资约为 30 元；4 W曝气泵 1 台约 60 元，消耗的电费约为 3 元（电费按 0.6 元/（kW·h），运行 48 d计）；黄花鸢尾 12 株，投资约 30 元；泡沫浮板 12 块，投资约 12 元；经测算该系统运行期间总投资为 265 元，处理水量 2.4 m³。人工湿地系统处理设备包括：塑料水箱 1 个，投资约为 130 元；填充基质约为 0.8 m³，投资约 80 元；黄花鸢尾 12 株，投资约 30 元；经测算该系统运行期间总投资为 240 元，处理水量 2.4 m³。复合生态净化系统处理设备包括：塑料水箱 2 个，投资约为 260 元；螺旋形辫带式生物填料约 10 m，投资约为 30 元；4 W曝气泵 1 台约 60 元，消耗的电费约为 1.5 元(电费按 0.6 元/（kW·h），运行 24 d计）；泡沫浮板 12 块，投资约 12 元；填充基质约为

0.8 m³，投资约 80 元；黄花鸢尾 24 株，投资约 60 元；经测算该系统运行期间总投资为 503.5 元，处理水量 2.4 m³。如果不考虑试验水箱成本，则复合浮床系统总投资为 135 元，人工湿地系统总投资为 110 元，复合生态净化系统总投资 243.5 元。虽然单级人工湿地系统投资较低，但其各项指标处理效果较差，未达到处理要求，若要提高其处理效果，需要增加基质填充量或使用多级人工湿地串联工艺，这会显著增加其经济成本，并且增加系统堵塞风险。而复合浮床系统与复合生态净化系统相比虽然成本较低，但其存在部分污染物处理效果不达标的情况，且对水动力条件等外界环境条件要求较高。复合生态净化系统虽然一次性投资成本较高，但在长时间运行的情况下，通过适当减小复合生态净化系统第一系统的构建面积或者提高进水量的同时保证出水水质达标，则可以降低平均处理成本。因此，从成本与效益两方面综合考虑，在实际工程中选择使用复合生态净化系统较合适。

3 讨论

3.1 复合生态净化系统处理各污染物的优异性

不同种类填料对有机质的去除效果存在显著差异,这主要是由于填料通过吸附污染物并且间接的影响微生物生长代谢活动,从而改变有机物的去除效果,其中填料的种类、材质、孔径、含碳量及孔隙率等因素均可以在影响系统复氧能力、微生物种类及活性的情况下间接影响系统对有机质的去除效果^[28-29]。在本试验中,螺旋形生物填料在常温低填充比条件下的传质布气效果较好,且易于微生物附着,促进了有机质去除效果增强。另一方面,曝气系统能够促使填料对有机物的吸附作用增强,与未曝气的系统填料对有机物的吸附去除效果相比可以增加 8.9%~18.1%^[30]。曝气使处理系统中溶解氧状态处于较佳水平,这使根系及根系附近微生物代谢活性得到提高,促进好氧微生物生长及其对有机质的降解,在复合生态净化系统中,经第一系统对有机质的好氧降解后,剩余有机质进入第二系统,合适的氧环境及营养物质促使异养型细菌大量吸收消耗有机质,因此复合生态净化系统对有机质的去除效果相对其他处理系统较好。

研究表明,人工湿地等净化装置对于水体中氮污染物的去除主要通过植物的吸收作用、基质的吸附作用、铵态氮的挥发性和微生物的硝化与反硝化作用,其中微生物的好氧硝化与后续的厌氧反硝化是去除污染水体氮污染物的主要原因,其去除的氮污染物数量达到去除总量的 60%~75%^[31]。在本试验中,由于复合生态净化系统第一系统添加生物填料的同时采用了曝气的运行方式,使水体复氧能力提高,充足的溶解氧可以使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 顺利发生硝化反应并将其转化为硝态氮, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 硝化反应率得到有效提高,且曝气能够提高系统内部溶解氧的可利用性,促进了好氧微生物生长繁殖和活性的提高,增强系统对水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的处理效果^[32]。因此,其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率较高,并且由于填充的沸石对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附性能优异,这增强了对模拟补水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果。刘娟等^[33]研究表明,基质除了通过物理吸附及离子交换作用达到直接去除水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的目的以外,还可以作为人工湿地中微生物的载体,影响微生物对氮污染物的氨化、硝化及反硝化作用,而对于复合生态净化系统TN的去除而言,则主要依靠微生物的厌氧反硝化作用,所以沸石等基质的填充对系统去除氮污染物发挥了重要作用。赵桂瑜等^[34]认为微生物反硝化作用的强弱还与进水水质的氮素形态有关,如果进水中氮素以铵态氮为主,则硝化作用的速率是影响反硝化效果的主要控制因素,如果以硝态氮为主,则会加强水体中的

反硝化作用,本试验中复合生态净化系统由于第一系统采用了曝气设备,在给硝化菌提供了合适的生长代谢环境同时促进了系统中的硝化细菌对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化作用。大量铵态氮在微生物作用下被转化为硝态氮进入第二系统,因此促进了系统中的反硝化作用,在处理系统的各自特性以及氧环境的合理配置下使复合生态净化系统对TN去除效果显著优于其他处理系统。岑璐瑶等^[7]认为水体中磷的去除主要通过基质吸附共沉淀、微生物代谢、植物吸收以及沉积截留作用。基质作为人工湿地中的重要组成部分,是人工湿地去除磷污染物的主要途径,目前湿地基质已由单一基质向组合基质转变,组合基质中的各类基质可以形成对污染物的吸附优势叠加互补,基质的不同性质可以为微生物的生长提供多样的生存环境,这可以较好的提高磷污染物的去除效果。本试验中选择的炉渣、砖块对磷污染物的吸附性能优异,无有毒有害物质,适宜微生物生存,并且在按照一定比例混合后其吸附性能得到进一步提高。因此,人工湿地系统与复合生态净化系统对磷污染物的去除效果均较好。而水生植物对磷污染物的去除方式可分为直接去除与间接去除,直接去除是植物以吸附、吸收和富集的方式直接去除水体中的磷^[35],间接去除则以植物根茎泌氧、增加与维持人工湿地的水力传输、影响其HRT为去除磷污染物方式,为大量微生物生长繁殖创造适宜环境,通过微生物对磷的富集、降解作用以达到除磷目的^[36]。杨文焕等^[37]研究发现,在富营养化水体生态修复措施中,植物对吸收富营养物质虽然存在一定的去除效果,但植物对磷元素的吸收作用受植物吸收能力的限制,其主要是以微生物在去除水体磷污染物过程中发挥作用,而在本试验中,通过对黄鳝尾含磷量的测定也发现植物对磷污染物的直接去除作用贡献率较小,系统仍以基质吸附沉淀和微生物富集吸收为除磷主要途径,研究结果较为一致。另有研究表明沉积物对磷的吸附固定也可以有效减少水体中磷污染物,其他作用如曝气、光照等对磷的去除率几乎为0,影响较小^[38]。但鲍林林^[39]等认为沉积物对磷的吸附-释放存在复杂的循环过程,外部环境条件如pH值、温度、溶解氧、生物和水文气象条件等以及沉积物自身的粒级分布、有机物、含重金属量和磷赋存形态等内部条件都会影响沉积物-水界面磷元素的通量变化,且除了外源的磷污染负荷和相对应的外界环境条件等,水动力特性也影响着沉积物-水界面磷元素的吸附与释放。而本试验中出现复合浮床系统前期对磷污染物处理效果逐渐增强,后期对磷污染物去除效果下降,去除率呈轻微波浪式浮动的现象,这可能与沉积物-水界面磷元素的通量变化有关。

3.2 复合生态净化系统需要说明的问题

复合生态净化系统符合好氧-缺氧单元的工艺设计, 在室内试验中可以改善人工湿地系统硝化反应被限制、复合浮床系统反硝化能力受到抑制及沉积磷污染物反释问题, 在进水浓度出现波动的情况下仍对劣V类补水具有较好的净化作用, 运行相对平稳, 但在实际水体中的应用效果还有待进一步验证。并且由于使用复合浮床系统与人工湿地系统的串联工艺, 其如何通过第一系统与第二系统的水力停留时间、各系统构建面积等的合理分配, 在最高效的时间内达到污染物去除效果与处理水量之间的平衡还有待进一步研究, 因此, 复合生态净化系统的最佳运行参数工艺还有待进一步明确。

4 结 论

1) 人工湿地系统、复合浮床系统与复合生态净化系统存在显著差异; 3个系统对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP的去除效果均存在显著差异。

2) 曝气系统提高了水体溶解氧, 增强了好氧微生物活性, 促进了微生物对有机质、氨氮的去除, 但存在抑制微生物反硝化作用的问题; 水培植物与土培植物相比在生长阶段会优先生长根部以获取更多营养物质, 且吸收的氮元素高于磷元素。

3) 复合生态净化系统符合好氧-缺氧单元的工艺设计, 较好地改善了在去除污染物过程中存在的单级人工湿地硝化反应被限制、复合浮床反硝化能力受到抑制及沉积磷污染物反释问题。

参考文献:

- [1] 朱科, 李为萍, 史海滨, 等. 沈乌灌域天然湖泊非冰封期水质阶段性评价与分析[J]. 灌溉排水学报, 2019, 38(3): 114-120.
ZHU Ke, LI Weiping, SHI Haibin, et al. Evaluating and analyzing the water quality of natural lakes in Shenwu irrigation district during non-frozen period[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2019, 38(3): 114-120.
- [2] 李琳琳, 卢少勇, 孟伟, 等. 长江流域重点湖泊的富营养化及防治[J]. 科技导报, 2017, 35(9): 13-22.
LI Linlin, LU Shaoyong, MENG Wei, et al. Eutrophication and control measures of key lakes in the Yangtze River Basin[J]. Science & Technology Review, 2017, 35(9): 13-22.
- [3] 刘顺, 桂和荣, 洪步林, 等. 铜陵翠湖公园水体污染生态治理[J]. 中国给水排水, 2018, 34(8): 110-114.
LIU Shun, GUI Herong, HONG Bulin, et al. Ecological management for water pollution control of green lake park in Tongling City[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(8): 110-114.
- [4] WANG T, ZHU B, ZHOU M H. Ecological ditch system for nutrient removal of rural domestic sewage in the hilly area of the central Sichuan Basin, China[J]. Journal of Hydrology, 2019, 570: 839-849.
- [5] 王宁, 黄磊, 罗星, 等. 生物炭添加对曝气人工湿地脱氮及氧化亚氮释放的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4 505-4 511.
WANG Ning, HUANG Lei, LUO Xing, et al. Impact of biochar on nitrogen removal and nitrous oxide emission in aerated vertical flow constructed wetland[J]. Environmental Science, 2018, 39(10): 4 505-4 511.
- [6] 蒋倩文, 刘锋, 彭英湘, 等. 生态工程综合治理系统对农业小流域氮磷污染的治理效应[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2 194-2 201.
JIANG Qianwen, LIU Feng, PENG Yingxiang, et al. Nitrogen and phosphorus removal by integrated ecological engineering treatment system in a small agricultural watershed[J]. Environmental Science, 2019, 40(5): 2 194-2 201.
- [7] 岑璐瑶, 陈澄, 张进, 等. 种植不同植物的人工湿地深度处理城镇污水处理厂尾水的中试研究[J]. 湖泊科学, 2019, 31(2): 365-374.
CEN Luyao, CHEN Ying, ZHANG Jin, et al. Pilot-scale study on advanced treatment of tail water of urban sewage treatment plant by constructed wetlands with different plants[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, 31(2): 365-374.
- [8] 汪健, 李怀正, 甄葆崇, 等. 间歇曝气对垂直潜流人工湿地脱氮效果的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(3): 980-987.
WANG Jian, LI Huaizheng, ZHEN Baochong, et al. Effect of intermittent aeration on nitrogen removal efficiency in vertical subsurface flow constructed wetland[J]. Environmental Science, 2016, 37(3): 980-987.
- [9] HU Y S, ZHAO Y Q, ZHAO X, et al. High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(8): 4 583-4 590.
- [10] WU H M, FAN J L, ZHANG J, et al. Intensified organics and nitrogen removal in the intermittent-aerated constructed wetland using a novel sludge-ceramsite as substrate[J]. Bioresource Technology, 2016, 210: 101-107.
- [11] BONIN P, TAMBURINI C, MICHOTÉY V. Determination of the bacterial processes which are sources of nitrous oxide production in marine samples[J]. Water Research, 2002, 36(3): 722-732.
- [12] 华祖林, 王苑. 水动力作用下河湖沉积物污染物释放研究进展[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2018, 46(2): 95-105.
HUA Zulin, WANG Yuan. Advance on the release of pollutants in river and lake sediments under hydrodynamic conditions[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2018, 46(2): 95-105.
- [13] HUANG J, YAN C N, CAO C, et al. Performance evaluation of Iris pseudacorus constructed wetland for advanced wastewater treatment under long-term exposure to nanosilver[J]. Ecological Engineering, 2018, 116: 188-195.

- [14] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis method [M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [15] 陈志远, 种云霄, 程冰冰, 等. 香蒲浮床有机物去除能力及根表微生物群落结构[J]. 环境科学研究, 2017, 30(6): 943-952.
- CHEN Zhiyuan, CHONG Yunxiao, CHENG Bingbing, et al. COD_{Cr} removal and rhizoplane bacterial diversity in the cattail aquaculture systems[J]. Research of Environmental Sciences, 2017, 30(6): 943-952.
- [16] AFZAL M, KHAN Q M, SESSITSCH A. Endophytic bacteria: Prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants[J]. Chemosphere, 2014, 117: 232-242.
- [17] SAEED T, PAUL B, AFRIN R, et al. Floating constructed wetland for the treatment of polluted river water: A pilot scale study on seasonal variation and shock load[J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 287: 62-73.
- [18] 白少元, 丁彦礼, 游少鸿, 等. 曝气对潜流人工湿地污染物沿程降解规律的影响[J]. 环境工程学报, 2014, 8(6): 2 359-2 364.
- BAI Shaoyuan, DING Yanli, YOU Shaohong, et al. Effect of aeration on pollutant degradation through substrate of subsurface flow constructed wetlands[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(6): 2 359-2 364.
- [19] DENG C R, HUANG L, LIANG Y K, et al. Response of microbes to biochar strengthen nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands: Microbial community structure and metabolite characteristics[J]. Science of The Total Environment, 2019, 694: 133687.
- [20] 黄娟, 王世和, 鄢璐, 等. 潜流型人工湿地硝化和反硝化作用强度研究[J]. 环境科学, 2007, 28(9): 1 965-1 969.
- HUANG Juan, WANG Shihe, YAN Lu, et al. Intensity of nitrification and denitrification in subsurface-flow constructed wetlands[J]. Environmental Science, 2007, 28(9): 1 965-1 969.
- [21] Metcalf and Eddy Inc. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse[M]. New Delhi: McGraw-Hill Companies, Inc, 2003: 940-982.
- [22] 张燕, 刘雪兰, 伏春燕, 等. 进水 C/N 对表面流-水平流人工湿地氮和 COD 去除效果的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(6): 294-301.
- ZHANG Yan, LIU Xuelan, FU Chunyan, et al. Effect of C/N ratio on nitrogen and COD removal in combining surface flow and horizontal flow constructed wetlands[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2018, 32(6): 294-301.
- [23] 李立青, 刘雨情, 杨佳敏, 等. 生物滞留对城市地表径流磷的去除途径[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3 150-3 157.
- LI Liqing, LIU Yuqing, YANG Jiamin, et al. Urban runoff phosphorus removal pathways in bioretention systems[J]. Environmental Science, 2018, 39(7): 3 150-3 157.
- [24] 武俊梅, 徐栋, 张丽萍, 等. 人工湿地基质再生技术的研究进展[J]. 环境工程学报, 2015, 9(11): 5 133-5 141.
- WU Junmei, XU Dong, ZHANG Liping, et al. Regeneration technology of substrates in constructed wetlands: A review[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(11): 5 133-5 141.
- [25] 赵婉婉, 郭丽芸, 周国勤, 等. 浮床水芹 (*Oenanthe javanica*) 的生态特性及对池塘水体环境的反馈与响应[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(5): 433-439.
- ZHAO Wanwan, GUO Liyun, ZHOU Guoqin, et al. The ecological characteristics of *Oenanthe javanica* floating mats and its feedback to pond water quality[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(5): 433-439.
- [26] BLOOM R G, MALLIK A U. Indirect effects of black spruce (*Picea Mariana*) cover on community structure and function in sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) dominated heath of eastern Canada[J]. Plant and Soil, 2004, 265(1): 279-293.
- [27] 王镜岩, 朱圣庚, 徐长法, 等. 生物化学(上)[M]. 3 版. 北京: 高等教育出版社, 2002: 133-500.
- WANG Jingyan, ZHU Shenggen, XU Changfa, et al. Biochemistry (first) [M]. 3rd Edition. Beijing: Higher Education Press, 2002: 133-500.
- [28] WANG J F, SONG X S, WANG Y H, et al. Effects of electrode material and substrate concentration on the bioenergy output and wastewater treatment in air-cathode microbial fuel cell integrating with constructed wetland[J]. Ecological Engineering, 2017, 99: 191-198.
- [29] 李朋, 汪群慧, 郑天龙, 等. 3 种填料有机物和氨氮去除性能及吸附效果比较[J]. 水处理技术, 2012, 38(7): 17-20.
- LI Peng, WANG Qunhui, ZHENG Tianlong, et al. Organic matter and ammonia removal and adsorption ability of three kinds of carriers[J]. Technology of Water Treatment, 2012, 38(7): 17-20.
- [30] 游俊杰, 丁彦礼, 白少元, 等. 曝气对水平潜流人工湿地填料吸附磷性能影响[J]. 水处理技术, 2017, 43(3): 106-110.
- YOU Junjie, DING Yanli, BAI Shaoyuan, et al. The effect of aeration on phosphorus adsorption by substrates in horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. Technology of Water Treatment, 2017, 43(3): 106-110.
- [31] CASELLES-OSORIO A, VEGA H, LANCHEROS J C, et al. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L[J]. Ecological Engineering, 2017, 99: 479-485.
- [32] 高续涛, 李振灵, 丁彦礼, 等. 不同结构的人工湿地系统对溶解性有机物去除效率的研究[J]. 环境科学学报, 2019, 39(10): 3 449-3 457.
- GAO Xutao, LI Zhenling, DING Yanli, et al. Study on removal efficiency of Dissolved organic compounds in constructed wetland systems with different structures[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, 39(10): 3 449-3 457.
- [33] 刘娟, 谢雪东, 张洋, 等. 不同基质厌氧折流-垂直流人工湿地

- (ABR-VFW)对农村生活污水的处理效果[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(8): 1 758-1 766.
- LIU Juan, XIE Xuedong, ZHANG Yang, et al. Experimental study on treatment of rural domestic sewage by four substrates anaerobic baffled reactor-vertical flow wetlands (ABR-VFW) [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(8): 1 758-1 766.
- [34] 赵桂瑜, 杨永兴, 杨长明. 人工湿地污水处理系统脱氮机理研究进展[J]. 四川环境, 2005, 24(5): 64-67.
- ZHAO Guiyu, YANG Yongxing, YANG Changming. Advances in nitrogen removal mechanism study on constructed wetland wastewater treatment[J]. Sichuan Environment, 2005, 24(5): 64-67.
- [35] SPANGLER J T, SAMPLE D J, FOX L J, et al. Assessing nitrogen and phosphorus removal potential of five plant species in floating treatment wetlands receiving simulated nursery runoff[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(6): 5 751-5 768.
- [36] VYMAZAL J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience[J]. Ecological Engineering, 2002, 18(5): 633-646.
- [37] 杨文焕, 缪晨霄, 王智超, 等. 人工浮岛种植水生植物对包头南海湿地水质净化效果研究[J]. 灌溉排水学报, 2019, 38(9): 122-128.
- YANG Wenhuan, MIAO Chenxiao, WANG Zhichao, et al. Effect of artificial floating island planting aquatic plants on the purificationment of water quality in Baotou NanHai wetland[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2019, 38(9): 122-128.
- [38] 陈友媛, 吴亚东, 孙萍, 等. 微生物强化组合浮床净化微盐碱水体的效果[J]. 环境科学, 2017, 38(7): 2 850-2 858.
- CHEN Youyuan, WU Yadong, SUN Ping, et al. Purification of slightly salt-alkaline water bodies by microorganism enhanced combined floating bed[J]. Environmental Science, 2017, 38(7): 2 850-2 858.
- [39] 鲍林林, 李叙勇. 河流沉积物磷的吸附释放特征及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2017, 26(2): 350-356.
- BAO Linlin, LI Xuyong. Release and absorption characteristics of phosphorus in river sediment and their influential factors[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26(2): 350-356.

Composite Ecological Purification System for Removing Contaminants in Water Flowing into Recreational Lakes

WANG Zhichao, LYU Weixiang, LI Weiping, YU Linghong*, YANG Wenhuan, WANG Zhan, WANG Gaoqiang
(School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China)

Abstract: 【Objective】Wetland is an effective technology to remediate contaminated water and has been used to remove pollutants from waters flowing into recreational lakes in urban areas. However, a single small wetland might not be effective enough while multiple wetlands need a large amount of matrix. The purpose of this paper is to present an improved composite ecological purification system to resolve these problems. 【Method】The proposed composite ecological purification system was an aerobic-anoxic, and it was constructed based on the micro-aerated single floating bed. We experimentally tested system. During the experiment, we measured removal COD, total nitrogen (TN), NH_4^+ and total phosphorus (TP) from water flowing into a lake, and compared the results with results obtained from the control, a constructed wetland and a composite floating bed system. In all treatments, the hydraulic retention time was 2 days and the experiments were running for 24 days 【Result】For the constructed wetland system, the composite floating bed system and the composite ecological purification system, their removal efficiency was 13.59%, 35.02%, 45.30% and 70.71% respectively for COD, 11.22%, 31.14%, 85.89% and 80.59% respectively for NH_4^+ , 2.77%, 57.84%, 37.51% and 74.60% respectively for TP, and 30.98%, 32.75%, 8.13% and 60.07% respectively for TN. The proposed system significantly improved TN removal compared to the control. 【Conclusion】The effluent from the system met the Class V standard for Surface Water Environmental Quality (GB 3838—2002). Operation of the proposed system was more stable and robust even under instant load increase. It improved denitrification and reduced phosphorus release. The results have implications for ecological control of exogenous pollutants in urban recreational lakes.

Key words: compound floating bed system; facultative stage wetland system; compound ecological purification system; inferior class V; contaminant interception

责任编辑：韩 洋