

微纳米曝气及挂膜人工湿地对生活污水的处理研究

文明发

云南德源绿创环保科技有限公司, 云南 文山

收稿日期: 2021年9月6日; 录用日期: 2021年10月6日; 发布日期: 2021年10月13日

摘要

微纳米曝气人工湿地是一种新型的人工湿地系统, 微纳米气泡由于尺寸较小, 能表现出有别于普通气泡的特性, 可大幅提高增氧效率, 改善水体供养, 为微生物提供有利条件, 加快微生物的分解作用; 挂膜人工湿地中挂膜装置主要为微生物提供一个附着环境。本研究在构建人工湿地的基础上, 以文山华宇卧龙府小区生活污水为模拟进水, 通过连续进水方式, 研究微纳米曝气及挂膜人工湿地模拟系统对生活污水中氮(N)、磷(P)处理效果, 为探索生活污水高效处理的可行性进行探索研究。结果表明, 1) 微纳米曝气人工湿地系统对污水中TN、 NH_4^+-N 、TP、 PO_4^{3-} 具有较好的去除效果, 对污水中TN、 NH_4^+-N 、TP、 PO_4^{3-} 的平均去除率分别为: 62.1%、75.1%、38.2%、56.6%; 2) 微纳米曝气及挂膜人工湿地系统对污水中氮的去除效果较好, 尤其对氨氮的去除较为明显, 微纳米曝气人工湿地对氨氮去除率达到75.1%, 挂膜人工湿地对氨氮去除率达到65.8%; 3) 微纳米曝气及挂膜人工湿地系统对生活污水中N、P的去除效果高于生态填料人工湿地系统。研究结果可被应用于生活污水的处理。

关键词

微纳米曝气, 挂膜, 人工湿地

Study on Domestic Sewage Treatment by Micro-Nano Aeration and Membrane-Forming Constructed Wetland

Mingfa Wen

Yunnan Deyuan Lvchuan Environmental Protection Technology Co., Ltd., Wenshan Yunnan

Received: Sep. 6th, 2021; accepted: Oct. 6th, 2021; published: Oct. 13th, 2021

文章引用: 文明发. 微纳米曝气及挂膜人工湿地对生活污水的处理研究[J]. 环境保护前沿, 2021, 11(5): 958-974.
DOI: 10.12677/aep.2021.115115

Abstract

The micro-nanometer aerated constructed wetland is a new type of constructed wetland system. Because of its small size, Micro-Nano bubbles can exhibit characteristics different from ordinary bubbles, which can greatly increase oxygenation efficiency, improve water supply, provide favorable conditions for microorganisms, and accelerate the decomposition of microorganisms; the membrane-attachment device in the artificial membrane constructed wetland provides an environment for microorganisms to attach. In this study, on the basis of constructing constructed wetlands, domestic wastewater from Huayuwo longfu was used as simulated influent water, and the Micro-Nano aeration and membrane-construction constructed wetland simulation system was studied for nitrogen in domestic wastewater through continuous water intake. Phosphorus treatment effect explores the feasibility of exploring efficient treatment of domestic sewage. The results showed that 1) Micro-nanometer aerated constructed wetland systems have a good removal effect on TN, NH_4^+ -N, TP, and PO_4^{3-} in wastewater, and average removal rates of TN, NH_4^+ -N, TP, and PO_4^{3-} in wastewater are respectively: 62.1%, 75.1%, 38.2%, 56.6%; 2) Micro-Nano aeration and membrane-construction constructed wetland systems have a good removal effect on nitrogen in wastewater, especially for the removal of ammonia nitrogen, micro-nanometer aeration. The removal rate of ammonia nitrogen in constructed wetlands reached 75.1%, and the removal rate of ammonia nitrogen in artificially constructed wetlands reached 65.8%. 3) The removal efficiency of N and P in the domestic sewage in the Micro-Nano aeration and film-formation constructed wetland system is higher than that in the ecological packing artificial wetland system. The research results can be applied to the treatment of domestic sewage.

Keywords

Micro-Nano Aeration, Hanging Film, Constructed Wetland

Copyright © 2021 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. 前言

1.1. 研究目的及意义

湿地是地球上水陆生态系统中独特的、重要的生物生存环境和最富生物多样性的自然生态景观之一 [1]。它在抵御洪水、调节径流、改善气候、控制污染、美化环境和维护区域生态平衡等方面具有非常重要的作用,被誉为“自然之肾” [2] [3]。人工湿地是在研究湿地的基础上衍生出来的。人工湿地技术早在 1952 年就由 K. Seidel 引进到德国并在上世纪 60 年代末在荷兰建立了第一个人工湿地系统 [4]。在此后的数十年期间,人工湿地技术在欧洲、北美等地区得到了广泛的应用。目前我国污水处理主要依赖于传统的集中水处理工艺,虽然技术和工艺逐渐完善,却面临着处理水平低和投资运行费用高等问题,使得不少地方根本建不起大型污水处理厂或不少污水处理厂因为运行资金短缺而闲置 [5] [6]。而人工湿地污水处理技术具有处理效果好、出水水质稳定、氮、磷去除能力强、运转维护管理方便、工程基建和运转费用低、对负荷变化适应能力强、适于处理间歇排放的污水等主要特点,近年来在世界各地得到了广泛的应用。适合用于技术管理水平不是很高、投资规模较小、经济不发达的城镇或乡村的污水处理,部分地区

还通过人工湿地营养物质和水分的生物地球化学循环,促进绿色植物、农副产品的生长并使其增产[7] [8]。

然而,人工湿地对有机物的降解、氮化合物的脱氮作用以及磷化合物的转化主要是由微生物新陈代谢活动来完成的[9],这些微生物均需要适宜的溶解氧环境才能够有效地发挥作用,故而人工湿地系统的处理效率在很大程度上受到其内部的溶解氧水平的制约。传统的人工湿地,特别是潜流型湿地,主要通过植物根部对氧气的输送作用来获得溶解氧。以此同时,一些研究发现相对于实际的污水污染物负荷,植物根系所提供的溶解氧水平是远远不够的[10] [11]。微生物一般以生物膜的形式吸附在基质表面[10],生物膜的发育程度直接影响湿地系统的处理效率[12]。生物膜中微生物的新陈代谢活跃,可以加快对污染物的降解和提高去除率。这些微生物均需要适宜的溶解氧环境才能够有效地发挥作用,故而人工湿地系统的处理效率在很大程度上受到其内部的溶解氧水平的制约。传统的人工湿地,特别是潜流型湿地,主要通过植物根部对氧气的输送作用来获得溶解氧。一些研究发现相对于实际的污水污染物负荷,植物根系所提供的溶解氧水平是远远不够的[13]。微纳米曝气是一种新型的人工水体曝气技术,在治理水体污染中具有投资少、见效快的优点而被广泛使用[14] [15]。

本研究以生态填料为基础,构建新的人工湿地处理湿地,以小型微纳米曝气及挂膜人工湿地处理系统为研究对象,通过连续进水方式,分析两种不同类型人工湿地方式对生活污水 N、P 处理效果,使人工湿地更好地应用于生活污水处理。

1.2. 国内外研究现状

1.2.1. 国内研究现状

在国内,人工湿地除处理生活污水外,还广泛应用于处理农业面源污染、垃圾场渗滤液、富营养化水体、采油废水、采矿废水等[16]。随着研究不断深入,人工湿地还被用于改善饮用水源水质,如利用人工湿地改善北京官厅水库水质,出水基本满足地面水III类标准。近年来,将人工湿地作为生态修复手段,用于污水处理厂尾水的深度净化、湖泊周边面源污染的拦截、地面水体微污染净化、初期降水的预处理等,并成为多项国家“863”专项的主要研究和示范内容[17]。天津环保所通过试验研究芦苇人工湿地处理生活污水的性能,建立了11个试验单元,取得较高脱氮除磷效果,出水水质优于二级处理工艺[18]。国家环保局华南环境研究所与深圳东深供水局在深圳白泥坑建立试验基地,占地8400 m²,处理3100 t/d的城镇综合污水;山东胶南市在建一日处理6万吨人工湿地系统,占地1000亩,工艺为:格栅-沉砂池-调节池-人工湿地-排海,此系统利用海边盐碱地,投资3000万元[19] [20]。

综上所述,近10年来,我国在人工湿地研究与应用中取得了飞速的发展,在处理印染废水、矿山废水、石油开采废水、橡胶加工废水等方面相继开展了研究,但主要还是用于以生活污水为主的污水处理,如城市湖泊污水、污染河水、养殖废水、城市小区污水、农村生活污水、城市污水深度处理[21] [22] [23],将人工湿地用于处理特殊工业废水,这是人工湿地未来发展的一个新特点和趋向。

1.2.2. 国外研究现状

目前,湿地污水处理研究、湿地科学、污水处理与污染控制是国际会议的主要议题。国外学术界对湿地污水处理研究高度重视,湿地污水处理研究已经是国际湿地科学研究前沿领域的热点之一。人工湿地国际研讨会先后在美国和英国召开。多部湿地污水处理专著的诞生标志着湿地系统已经作为一种新型的、独具特色的污水处理技术正式进入水污染控制领域。研究表明,采用天然湿地和人工湿地处理城市生活污水具有节能、有效、经济等优点。美国、英国、法国等发达国家的湿地污水处理技术处于世界领先地位。据调查显示,发达国家与发展中国家均开始广泛采用人工湿地污水处理系统处理生活污水。近十年来,一些学者开始对人工湿地处理工业废水与农业废水进行研究,重金属工业废水、含有多种污染

物但浓度很低的降水径流水、难降解有机废水均能采用具有独特而复杂的净化机理的人工湿地来处理，人工湿地污水处理技术比其他废水处理技术具有更加广泛的适用性[24] [25]。近年来，通过工艺改进或与其他系统联合后，人工湿地也适用于农业面源污染，城市与公路非点源污染的治理[26] [27]，垃圾渗滤液的处理。土著植物种类构成、负荷率、气候条件、污水的类型等条件的差异性决定了构建人工湿地污水处理系统应采用不同的最佳技术与工艺路线。为完善湿地处理污水技术与工艺，提高去除污染物的能力与效率，国际湿地学术界在湿地系统组成、结构、类型与功能上进行了大量研究。

2. 研究方法及内容

2.1. 人工湿地对氮磷的去除机理

人工湿地处理系统由基质、植物和微生物复合生态系统构成，湿地对废水的处理综合了物理、化学、生物三种作用[28]。废水处理过程包括沉积作用，过滤作用，吸附作用，生物降解，硝化和反硝化作用，人工湿地成熟后，填料表面和植物根部生长了大量的微生物形成生物膜，废水流经时，有机物通过生物膜的吸附及同化作用而得以去除；人工湿地中氮的去除主要是依靠微生物的硝化和反硝化作用来实现，此外，水生植物的吸收和氮的挥发也可以去除废水中的部分氮[29]。人工湿地废水中磷的去除是依靠填料和湿地中沉积物吸附、微生物和植物的吸收，气态磷(PH_3)挥发等来实现的，其中填料和沉积物吸附是人工湿地磷去除的主要因素[30]。

2.2. 研究装置的设计

本试验装置通过潜水泵将文山华宇卧龙府小区生活污水抽入室内沉淀池中，又采用水泵将污水抽进人工湿地装置中。实验装置布设流程如图 1 所示。

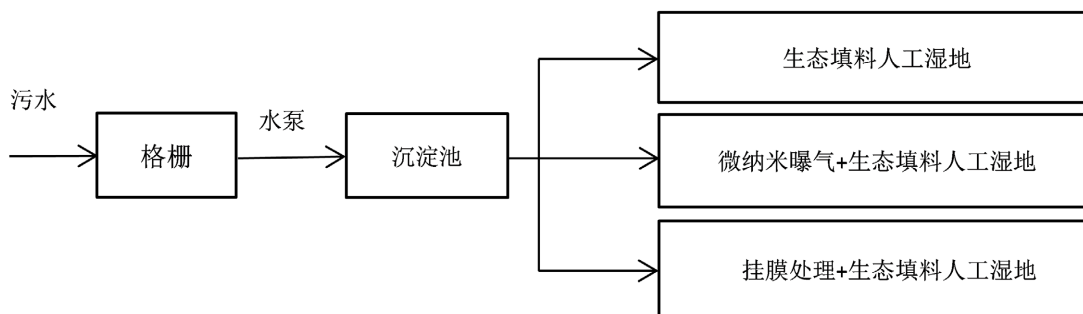


Figure 1. Device layout flow chart
图 1. 装置布设流程图

图 2 装置为生态填料人工湿地处理槽，湿地所选用的基质由上至下分别为 8 cm 厚度黏土(粒径为 2~4 mm)，12 cm 厚度黏土(粒径为 2~4 mm)和火山石(粒径为 3~5 mm) 1:1 混合物，12 cm 厚度生态填料(多孔悬浮球)，12 cm 厚度火山石(粒径为 5~10 mm)。

生态填料：多孔悬浮球填料是目前国内污水处理系统生物膜法填料中研发的最新产品，该填料是用聚乙烯或聚丙烯材料注塑而成的圆形球体，分内外双层，外部为中空鱼网状球体，内部为多扇立体式球体或塑料丝。该填料具有全立体结构，直接投放，无需固定；比表面积大，易挂膜，不堵塞；全塑结构具有好氧功能，微生物易生成、易更换、耐酸碱、抗老化，不受水流影响，使用寿命长，剩余污泥极少，安装方便。

黏土：系统中的磷主要存留在土壤中，土壤颗粒对磷酸盐的吸收是一个重要的转换过程，对磷的去

除途径研究发现，基质吸附与沉淀作用去除的总磷量高达系统投配总磷量的 80% 以上，是除磷的主要途径[30]。

火山石：火山石(俗称浮石或多孔玄武岩)是为火山喷发时产生的富含气泡或多孔的岩石，具有轻质、导热系数小、颗粒均匀等性质[31]。火山石中含有钠、镁、铝、硅、钙、钛、锰、铁、钴和钼等几十种矿物质和微量元素，无辐射而具有远红外磁波。生物化学稳定性：火山岩生物滤料抗腐蚀，具有惰性，在环境中不参与生物膜的生物化学反应；表面电性与亲水性：火山岩生物滤料表面带有正电荷，有利于微生物固着生长，亲水性强，附着的生物膜量多且速度快；对生物膜活性的影响方面：作为生物膜载体，火山岩生物滤料对所固定的微生物无害、无抑制性作用，实践证明不影响微生物的活性，火山石的内外平均孔隙率在 40% 左右，对水的阻力小，同时与同类滤料相比，所需滤料量少，同样能达到预期过滤目标；比表面积大、开孔率高且惰性，有利于微生物的接触挂膜和生长，保持较多的微生物量，有利于微生物代谢过程中所需的氧气与营养物质及代谢产生的废物的传质过程；由于火山岩生物滤料是无尖粒状，且孔径大多数比陶粒要大，所以在使用时对水流的阻力小，节省能耗[32] [33]。因为火山石具有多孔，表面积大的特点，可以吸附水中的有害细菌和对生物体产生影响的重金属离子如铬、砷等，甚至包括一些水中残留的氯火山石，所以是理想的天然绿色、环保节能的湿地基质[34]。

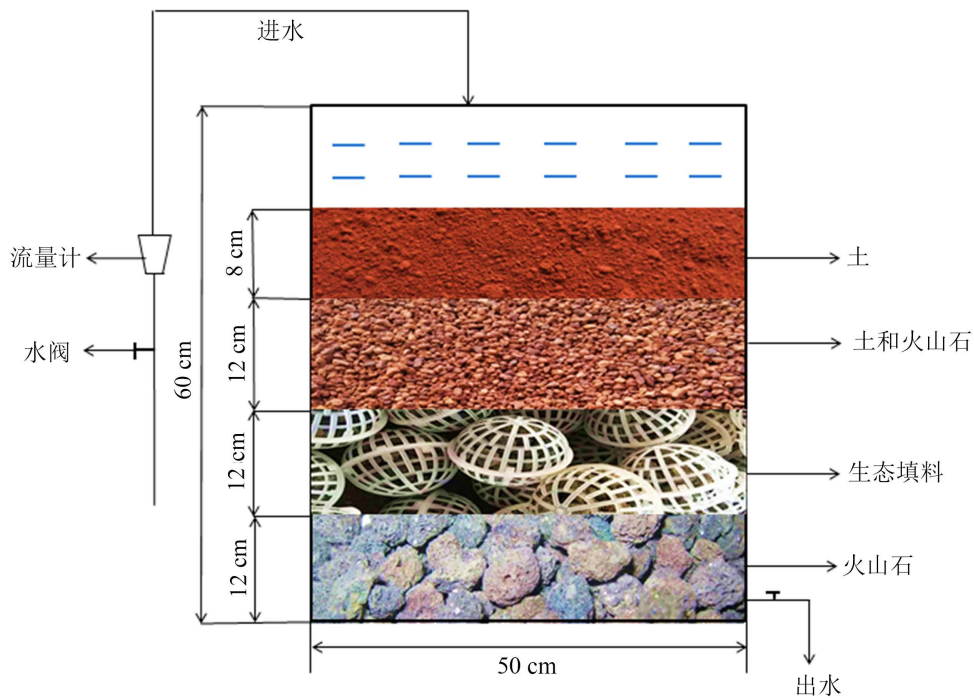


Figure 2. Ecological fill constructed wetland plant
图 2. 生态填料人工湿地装置

图 3 装置采用一个长方形水槽(长 100 cm，宽 50 cm，高 120 cm)，作为微纳米曝气槽，另外一个水槽为生态填料人工湿地处理槽。微纳米气泡由于尺寸较小，能表现出有别于普通气泡的特性，如存在时长，气体溶解速度快，可大幅提高增氧效率，改善水体供氧，为微生物提供有利条件，加快微生物的分解作用。

图 4 装置采用一个长方形水槽(长 100 cm，宽 50 cm，高 120 cm)作为挂膜处理槽，另外一个水槽为生态填料人工湿地处理槽。挂膜主要为微生物提供一个附着环境。

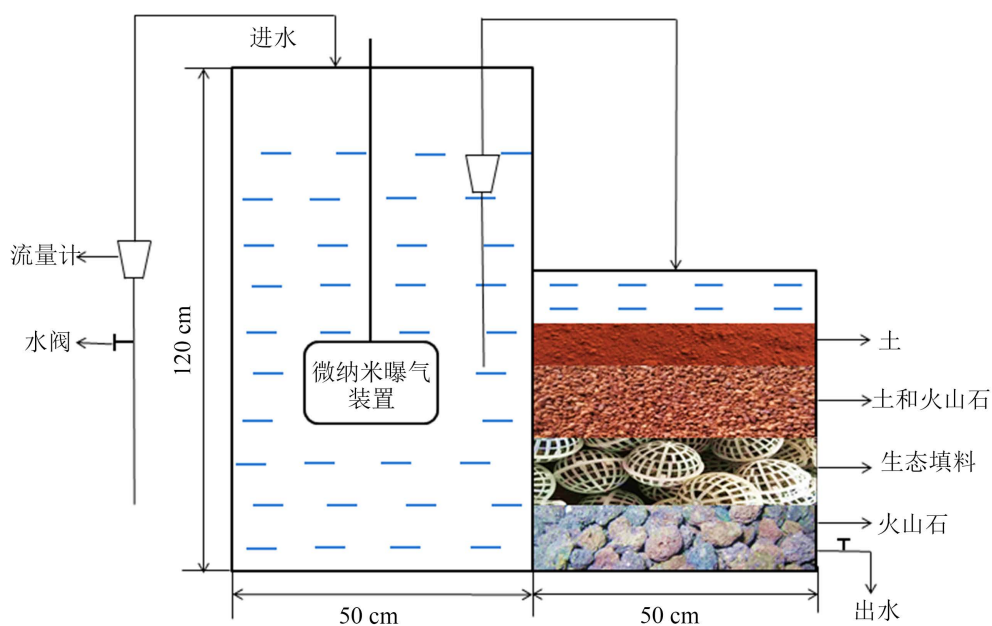


Figure 3. Micro nanometer aeration artificial wetland plant

图 3. 微纳米曝气人工湿地装置

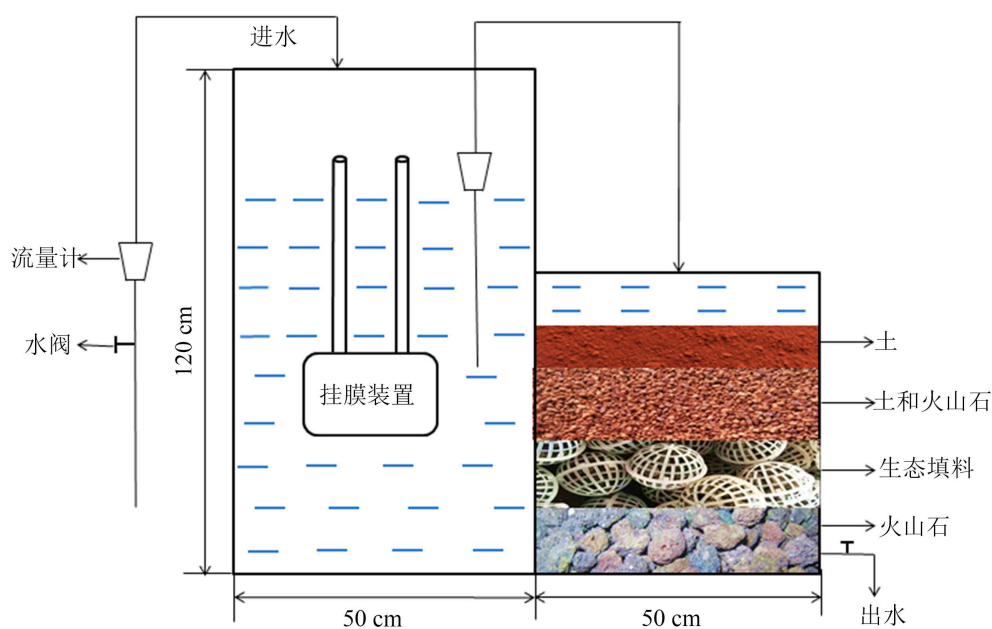


Figure 4. Device for treatment of constructed wetland by hanging membrane

图 4. 挂膜处理人工湿地装置

2.3. 研究采样方法

试验研究实行连续进水连续出水方式，装置每天处理水量 0.51 t，水力停留时间 12 h，试验周期为 30 天。采样时间为每天早晨八点，采样点在湿地出水口处，采样瓶为 500 mL 塑料瓶，通过监测进水和出水中的 TP、 PO_4^{3-} 、TN、 NH_4^+-N 各个指标，来实现微纳米曝气及挂膜人工湿地系统对生活污水中 N、P 污染物净化效果研究。

2.4. 试验分析和数据处理

试验过程中, 检测的水质指标有: TP、 PO_4^{3-} 、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 其检测分析方法见表 1。

Table 1. Monitoring items and analytical method
表 1. 监测项目及分析方法

监测项目	分析方法
TP	过硫酸钾消解 - 钼酸铵分光光度法(GB11893-1989)
PO_4^{3-}	钼酸铵分光光度法(GB11893-1989)
TN	碱性过硫酸钾氧化 - 紫外分光光度法(HJ 636-2012)
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	纳氏试剂分光光度法(HJ 535-2009)

2.4.1. 碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法

1) 方法原理

在 60℃ 以上水溶液中, 过硫酸钾可分解产生硫酸氢钾和原子态氧, 硫酸氢钾在溶液中离解而产生氢离子。分解出的原子态氧在 120℃~124℃ 条件下, 使水样中含氮化合物的氮元素转化为硝酸盐, 采用紫外分光光度法于波长 220 nm 和 275 nm 处, 分别测定吸光度 A_{220} 及 A_{275} , 按公式(1)计算校正吸光度 A , 总氮(以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 计)含量与校正吸光度成正比。

$$A = A_{220} - 2A_{275} \quad (1)$$

2) 分析步骤

校准曲线的绘制, 分别吸取 0.0、0.10、0.30、0.50、0.70、1.00、3.00、5.00 和 7.00 ml 硝酸钾标准使用液于比色管中, 相应的总氮(以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 计)含量分别为 0.0、1.0、3.0、5.0、7.0、10.0、30.0、50.0、70.0 μg 。加水稀释至 10.00 ml。分别加入 5 ml 碱性过硫酸钾溶液, 塞紧磨口塞用布及绳等方法扎紧瓶塞, 以防弹出。将比色管置于高压蒸汽灭菌器中, 加热至顶压阀吹气, 关闭, 继续加热至 120℃ 开始计时, 保持此温度加热 30 min。自然冷却、开阀放气, 移去外盖, 取出比色管并冷却至室温, 按住比色管的塞子将试管中的液体颠倒混匀 2~3 次。注: 若比色管在消解过程中出现管口或塞子破裂, 应重新取样分析。分别加入盐酸溶液 1 ml, 用蒸馏水稀释至 25 ml 标线, 混匀。使用 10 mm 石英比色皿, 在紫外分光光度计上, 以蒸馏水作参比, 分别在波长为 220 nm 和 275 nm 处测定吸光度。除零浓度以外其他标准系列的校正吸光度 A_s 和零浓度的校正吸光度 A_b 及其差值 A_r 按照公式(2)、(3)、(4)进行计算。按 A_r 值对相应的总氮(以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 计)含量(μg)绘制校准曲线。

$$A_s = A_{s220} - 2A_{s275} \quad (2)$$

$$A_b = A_{b220} - 2A_{b275} \quad (3)$$

$$A_r = A_s - A_b \quad (4)$$

式中: A_s 标准溶液的校正吸光度; A_b 零浓度(空白)溶液的校正吸光度; A_r 标准溶液校正吸光度与零浓度(空白)溶液校正吸光度的差; A_{s220} 标准溶液在 220 nm 波长的吸光度; A_{s275} 标准溶液在 275 nm 波长的吸光度; A_{b220} 零浓度(空白)溶液在 220 nm 波长的吸光度; A_{b275} 零浓度(空白)溶液在 275 nm 波长的吸光度。

测定吸取 10 ml 试样(含氮量超过 70 μg 时, 可减少取样量并加蒸馏水稀释至 10 ml)置于比色管中, 采用与绘制校准曲线完全相同的试剂、用量和操作步骤进行测定。注: 当试样含悬浮物时, 消解液稀释至 25 ml 后, 待澄清后移取上清液进行比色。空白试验用 10 ml 蒸馏水代替试样, 采用与测定相同步骤进行测定。空白试样应与样品同批测定。

3) 结果计算与表示

结果计算按公式(2)~(4)计算得试样校正吸光度 A_r ，总氮含量 ρ (mg/L)按下式(5)计算：

$$\rho = \frac{A_r - \alpha}{bV} \quad (5)$$

式中： ρ 水样的总氮浓度(mg/L)； A_r 试样的校正吸光度与零浓度(空白)溶液校正吸光度的差； α 校准曲线的截距； b 校准曲线的斜率； V 试样体积(mL)。

2.4.2. 纳氏试剂分光光度法

1) 方法原理

以游离态的氨或铵离子等形式存在的氨氮与纳氏试剂反应生成淡红棕色络合物，该络合物的吸光度与氨氮含量成正比，于波长 420 nm 处测量吸光度。

2) 分析步骤

校准曲线绘制在 8 个 50 mL 比色管中，分别加入 0.00 mL、0.50 mL、1.00 mL、2.00 mL、4.00 mL、6.00 mL、8.00 mL、和 10.00 mL 氨氮标准工作溶液，其所对应的氨氮含量分别为 0.0 μg 、5.0 μg 、10.0 μg 、20.0 μg 、40.0 μg 、60.0 μg 、80.0 μg 和 100 μg ，加水至标线。加入 1.0 mL 酒石酸钾钠溶液，摇匀，再加入纳氏试剂 1.5 mL 或 1.0 mL，摇匀。放置 10 min 后，在波长 420 nm 下，用 20 mm 比色皿，以水作参比，测量吸光度。以空白校正后的吸光度为纵坐标，以其对应的氨氮含量(μg)为横坐标，绘制校准曲线。注：根据待测样品的浓度也可选用 10 mm 比色皿。

样品测定：直接取 50 mL，按与校准曲线相同的步骤测量吸光度。有悬浮物或色度干扰的水样：取经预处理的水样 50 mL (若水样中氨氮浓度超过 2 mg/L，可适当少取水样体积)，按与校准曲线相同的步骤测量吸光度。注：经蒸馏或在酸性条件下煮沸方法预处理的水样，须加一定量氢氧化钠溶液，调节水样至中性，用水稀释至 50 mL 标线，再按与校准曲线相同的步骤测量吸光度。用蒸馏水代替水样，按与样品相同的步骤进行前处理和测定。

3) 结果计算

水中氨氮的浓度按公式(6)计算

$$\rho_N = \frac{A_s - A_b - \alpha}{bV} \quad (6)$$

式中： ρ_N 水样中氨氮的质量浓度(mg/L)，以氮计； A_s 水样的吸光度； A_b 空白试验的吸光度； α 校准曲线的截距； b 校准曲线的斜率； V 试料体积(mL)

2.4.3. 过硫酸钾消解 - 钼酸铵分光光度法

1) 实验原理

在中性条件下用过硫酸钾(或硝酸 - 高氯酸)使试样消解，将所含磷全部氧化为正磷酸盐。在酸性介质中，正磷酸盐与钼酸铵反应，在钨盐存在下生成磷钼杂多酸后，立即被抗坏血酸还原，生成蓝色的络合物。

2) 分析步骤

空白试样：按规定进行空白试验，用水代替试样，并加入与测定时相同体积的试剂。过硫酸钾消解：向试样中加 4 mL 过硫酸钾，将具塞刻度管的盖塞紧后，用一小块布和线将玻璃塞扎紧(或用其他方法固定)，放在大烧杯中置于高压蒸汽消毒器中加热，待压力达 1.1 kg/cm²，相应温度为 120℃时、保持 30 min 后停止加热。待压力表读数降至零后，取出放冷，然后用水稀释至标线。注：如用硫酸保存水样。当用过硫酸钾消解时，需先将试样调至中性。分光光度测量：室温下放置 15 min 后，使用光程为 30 mm 比色皿，在 700 nm 波长下，以水做参比，测定吸光度。扣除空白试验的吸光度后，从工作曲线上查得磷的含

量。注：如显色时室温低于 13℃，可在 20℃~30℃ 水花上显色 15 min 即可。

3) 工作曲线的绘制

取 7 支具塞刻度管分别加入 0.0, 0.50, 1.00, 3.00, 5.00, 10.0, 15.0 mL 磷酸盐标准溶液。加水至 25 mL。然后按测定步骤进行处理。以水做参比，测定吸光度。扣除空白试验的吸光度后，和对应的磷的含量绘制工作曲线。

4) 结果表示

总磷含量以 C (mg/L) 表示，按下式计算：

$$C = \frac{m}{V} \tag{7}$$

式中： m 试样测得含磷量(μg)； V 测定用试样体积(mL)。

2.5. 试验研究数据分析方法

数据处理采取各样点水样多次测定的平均值，同时应用 Excel2010，对试验数据进行分析 and 处理。污染物去除率采用公式(8)

$$R = \frac{C_1V_1 - C_2V_2}{C_1V_1} \times 100\% \tag{8}$$

式中： C_1 、 C_2 分别为进、出水中污染物浓度； V_1 、 V_2 分别为进、出水体积。在不考虑蒸散失水的情况下， $V_1 = V_2$ [35]。

3. 研究结果与分析

3.1. 两种人工湿地对污水中氮的去除效果分析

3.1.1. 两种人工湿地对污水中总氮的去除效果分析

图 5、图 6 分别为微纳米曝气人工湿地、挂膜人工湿地对生活污水中总氮的去除效果。

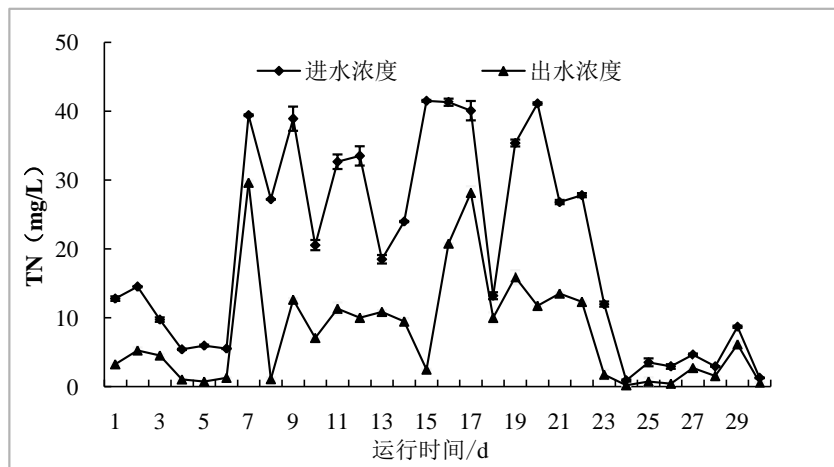


Figure 5. Removal effect of TN by micro nanometer aeration constructed wetland
图 5. 微纳米曝气人工湿地对 TN 去除效果

由图 5 可得微纳米曝气人工湿地 TN 进水浓度在 0.8920~41.5179 mg/L 之间，平均进水浓度为 19.7704 mg/L；出水浓度在 0.2217~29.6448 mg/L 之间，平均出水浓度为 7.9186 mg/L。微纳米曝气人工湿地对污

水中 TN 去除率在 24.3%~95.9% 之间, 平均去除率为 62.1%。

由图 6 可得挂膜人工湿地 TN 进水浓度在 0.8920~41.5179 mg/L 之间, 平均进水浓度为 19.7704 mg/L; 出水浓度在 0.1786~30.8348 mg/L 之间, 平均出水浓度为 9.1817 mg/L。挂膜人工湿地对污水中 TN 去除率在 20.3%~93.9% 之间, 平均去除率为 56.8%。

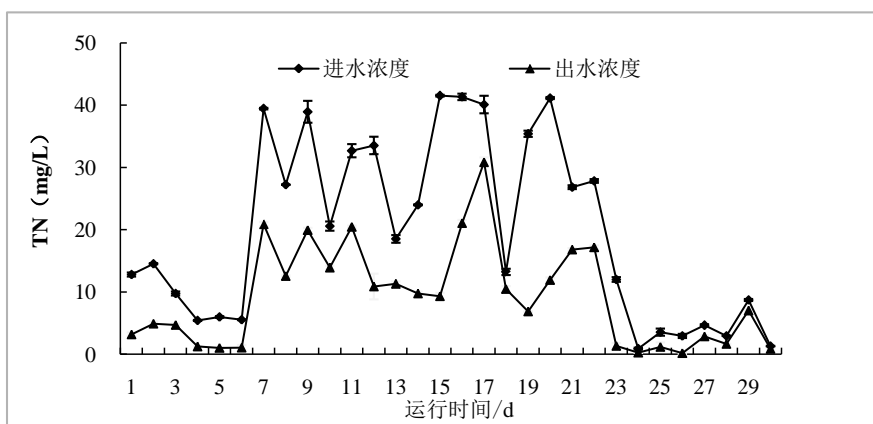


Figure 6. Removal effect of TN in constructed wetland with hanging film

图 6. 挂膜人工湿地 TN 去除效果

研究可知: 微纳米曝气人工湿地对污水中总氮的平均去除率为 62.1%, 在以生态填料为基质的基础上增加了微纳米曝气装置, 为污水中的微生物提供了适宜的溶解氧环境, 从而使微生物更好的发挥作用, 实验表明微纳米曝气人工湿地提高了污水中总氮的去除。挂膜人工湿地对污水中总氮的平均去除率为 56.8%, 挂膜主要为微生物提供一个附着环境, 实验表明挂膜人工湿地提高了污水中总氮的去除。实验结果表明微纳米曝气人工湿地平均出水浓度为 7.9186 mg/L, 挂膜人工湿地平均出水浓度为 9.1817 mg/L, 由此可得微纳米曝气人工湿地对污水中总氮的去除效果略高于挂膜人工湿地, 分析其原因微纳米曝气为微生物提供了溶解氧环境, 微生物更好的发挥其作用, 微生物的新陈代谢活跃, 可以加快对污染物的降解和提高去除率。

3.1.2. 两种人工湿地对污水中氨氮的去除效果分析

图 7、图 8 分别为微纳米曝气人工湿地、挂膜人工湿地对生活污水中氨氮的去除效果。

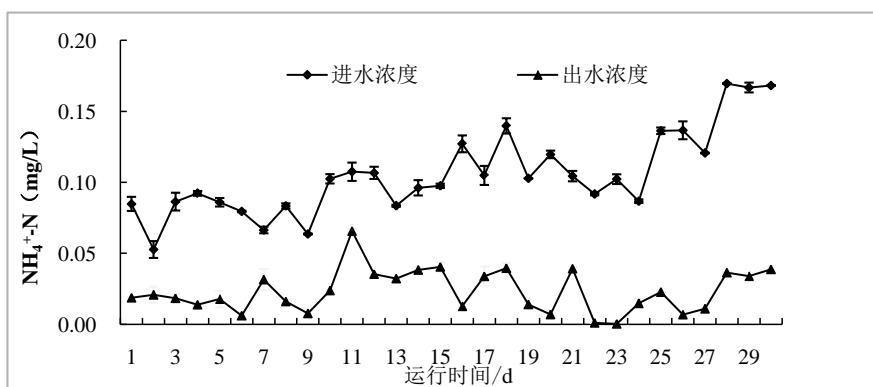


Figure 7. Removal effect of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ by micro nanometer aeration constructed wetland

图 7. 微纳米曝气人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果

由图 7 可得, 微纳米曝气人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水浓度在 0.0527~0.1696 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.0233 mg/L; 出水浓度在 0.0003~0.0657 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0233 mg/L。微纳米曝气人工湿地对污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在 38.9%~99.6% 之间, 平均去除率为 75.1%。

由图 8 可得, 挂膜人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水浓度在 0.0527~0.1696 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.1055 mg/L; 出水浓度在 0.0045~0.0680 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0351 mg/L。挂膜人工湿地对污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在 19.9%~95.3% 之间, 平均去除率为 65.7%。

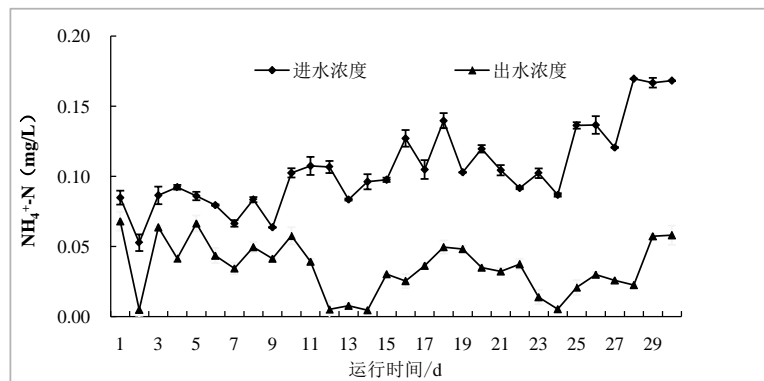


Figure 8. Removal effect of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in constructed wetland with hanging film
图 8. 挂膜人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果

研究可知: 微纳米曝气人工湿地对污水中氨氮的平均去除率为 75.1%, 在以生态填料为基质的基础上增加了微纳米曝气装置, 为污水中的微生物提供了适宜的溶解氧环境, 从而使微生物更好的发挥作用, 实验表明微纳米曝气人工湿地提高了污水中氨氮的去除。挂膜人工湿地对污水中氨氮的平均去除率为 65.7%。实验结果表明微纳米曝气人工湿地平均出水浓度为 0.0233 mg/L, 挂膜人工湿地平均出水浓度为 0.0351 mg/L, 由此可得微纳米曝气人工湿地对污水中氨氮的去除效果高于挂膜人工湿地, 分析其原因微纳米曝气为微生物提供了溶解氧环境, 湿地系统的氧浓度足够支持好氧硝化菌的生长时, 湿地系统首先将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 由于污水中氮素的组成大部分为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 有效的去除污水中氮素。

3.2. 两种人工湿地对污水中磷的去除效果分析

3.2.1. 两种人工湿地对污水中总磷的去除效果分析

图 9、图 10 分别为微纳米曝气人工湿地、挂膜人工湿地对生活污水中总磷的去除效果。

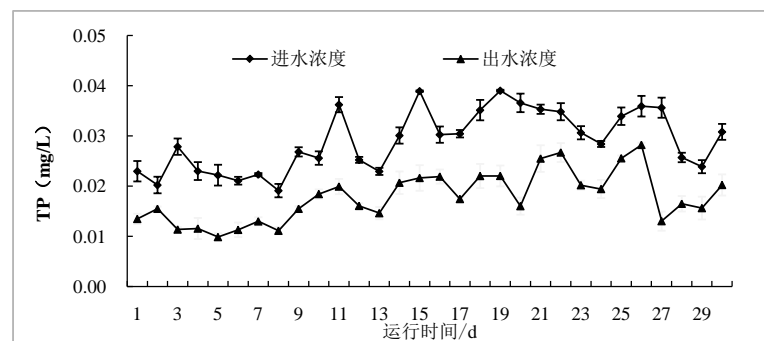


Figure 9. Removal effect of TP by micro nanometer aeration constructed wetland
图 9. 微纳米曝气人工湿地对 TP 去除效果

由图 9 可得, 微纳米曝气人工湿地 TP 进水浓度在 0.0191~0.0390 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.0290 mg/L; 出水浓度在 0.0099~0.0282 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0178 mg/L。微纳米曝气人工湿地对污水中 TP 去除率在 21.5%~63.46% 之间, 平均去除率为 38.2%。

由图 10 可得, 挂膜人工湿地 TP 进水浓度在 0.0191~0.0390 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.0290 mg/L; 出水浓度在 0.0145~0.0300 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0213 mg/L。挂膜人工湿地对污水中 TP 去除率在 13.1%~54.4% 之间, 平均去除率为 27.4%。

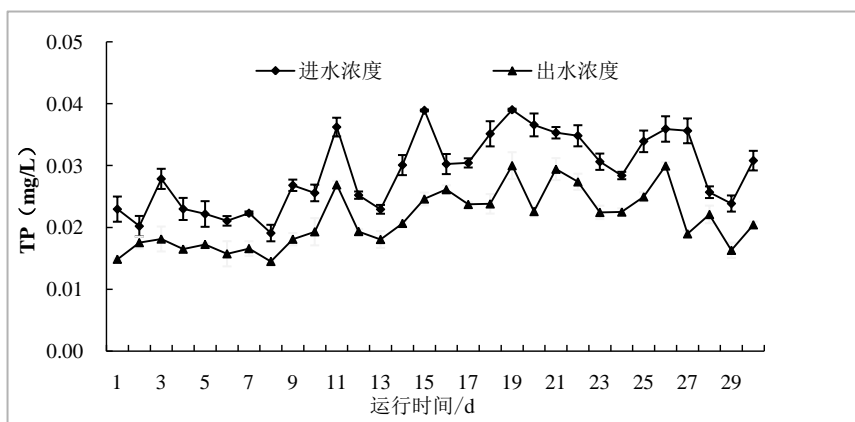


Figure 10. Removal effect of TP in constructed wetland with hanging film
图 10. 挂膜人工湿地对 TP 去除效果

研究可知: 微纳米曝气人工湿地对污水中总磷的平均去除率为 38.2%, 在以生态填料为基质的基础上增加了微纳米曝气装置, 为污水中的微生物提供了适宜的溶解氧环境, 挂膜人工湿地对污水中总磷的平均去除率为 27.4%。实验结果表明微纳米曝气人工湿地平均出水浓度为 0.0178 mg/L, 挂膜人工湿地平均出水浓度为 0.0213 mg/L, 由此可得微纳米曝气人工湿地对污水中总磷的去除效果略高于挂膜人工湿地, 分析其原因磷在人工湿地系统中的去除原理包括微生物正常的同化和植物的吸收作用、聚磷菌的过量摄磷作用、填料的物理化学作用, 其中, 最主要的是填料对磷的吸附作用及纳磷容量。

3.2.2. 两种人工湿地对污水中磷酸盐的去除效果分析

图 11、图 12 分别为微纳米曝气人工湿地、挂膜人工湿地对生活污水中磷酸盐的去除效果。

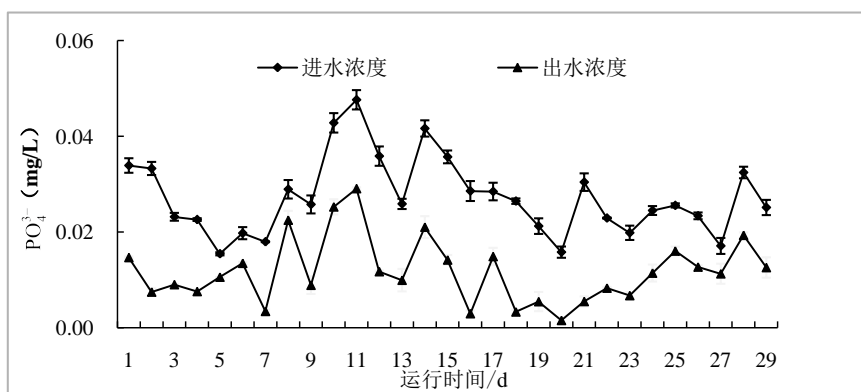


Figure 11. Removal effect of PO_4^{3-} by micro nanometer aeration constructed wetland
图 11. 微纳米曝气人工湿地对 PO_4^{3-} 去除效果

由图 11 可得,微纳米曝气人工湿地 PO_4^{3-} 进水浓度在 0.0155~0.0476 mg/L 之间,平均进水浓度为 0.0273 mg/L;出水浓度在 0.0015~0.0291 mg/L 之间,平均出水浓度为 0.0117 mg/L。微纳米曝气人工湿地对污水中 PO_4^{3-} 去除率在 22.3%~87.4% 之间,平均去除率为 56.6%。

由图 12 可得,挂膜人工湿地 PO_4^{3-} 进水浓度在 0.0155~0.0476 mg/L 之间,平均进水浓度为 0.0273 mg/L;出水浓度在 0.0015~0.0251 mg/L 之间,平均出水浓度为 0.0140 mg/L。挂膜人工湿地对污水中 PO_4^{3-} 去除率在 20.3~80.5% 之间,平均去除率为 46.7%。

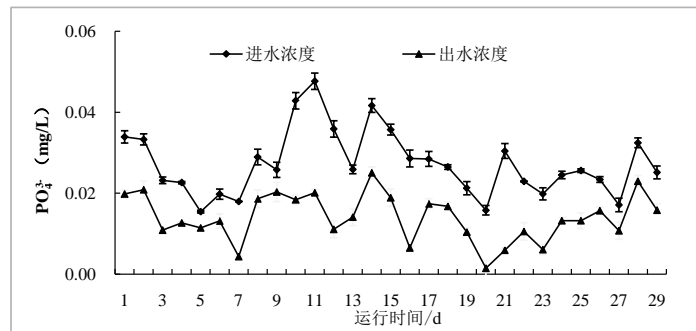


Figure 12. Removal effect of PO_4^{3-} in constructed wetland with hanging film

图 12. 挂膜人工湿地对 PO_4^{3-} 去除效果

研究可知:微纳米曝气人工湿地对污水中磷酸盐的平均去除率为 56.6%,在以生态填料为基质的基础上增加了微纳米曝气装置,为污水中的微生物提供了适宜的溶解氧环境,挂膜人工湿地对污水中磷酸盐的平均去除率为 46.7%。实验结果表明微纳米曝气人工湿地平均出水浓度为 0.0117 mg/L,挂膜人工湿地平均出水浓度为 0.0140 mg/L,由此可得微纳米曝气人工湿地对污水中磷酸盐的去除效果略高于挂膜人工湿地,分析其原因磷在人工湿地系统中的去除原理包括微生物正常的同化和植物的吸收作用、聚磷菌的过量摄磷作用、填料的物理化学作用,部分无机磷则通过填料的吸附、吸收、过滤以及与填料中的 Ca^{2+} 、 Fe^{3+} 离子的反应生成难溶性沉淀物而去除。微生物去除磷是利用微生物对磷的正常同化吸收(将磷作为微生物体必需的成分 $\text{C}_{60}\text{H}_{87}\text{N}_{12}\text{P}$),以及聚磷菌在好氧的情况下对污水中的溶解性磷酸的过量吸收作用,然后沉淀分离而去除。

3.3. 两种人工湿地与生态填料湿地去除效果对比

3.3.1. 生态填料人工湿地对污水中总氮的去除效果分析

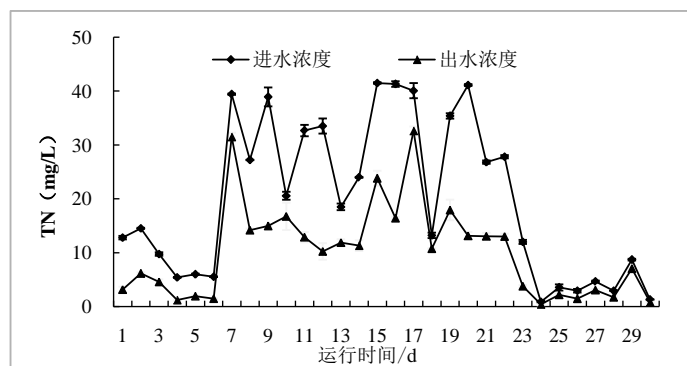


Figure 13. Removal effect of TN from artificial wetland with ecological packing

图 13. 生态填料人工湿地对 TN 去除效果

由图 13 可得生态填料人工湿地 TN 进水浓度在 0.8920~41.5179 mg/L 之间, 平均进水浓度为 19.7704 mg/L; 出水浓度在 0.3090~32.6300 mg/L 之间, 平均出水浓度为 10.1086 mg/L。生态填料人工湿地对污水中 TN 去除率在 18.6%~81.0% 之间, 平均去除率为 51.4%。

由图 14 可得, 生态填料人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水浓度在 0.0527~0.1696 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.1055 mg/L; 出水浓度在 0.0018~0.0986 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0355 mg/L。生态填料人工湿地对污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在 34.5%~98.2% 之间, 平均去除率为 63.1%。

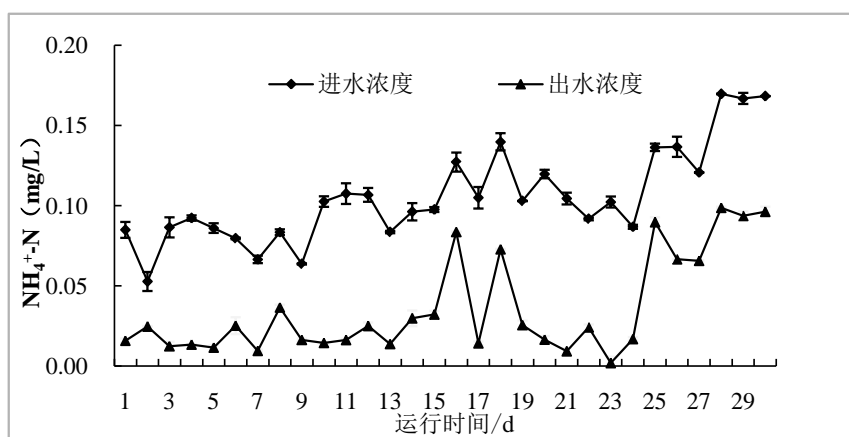


Figure 14. Removal effect of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ from artificial wetland with ecological packing
图 14. 生态填料人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果

3.3.2. 生态填料人工湿地对污水中磷的去除效果分析

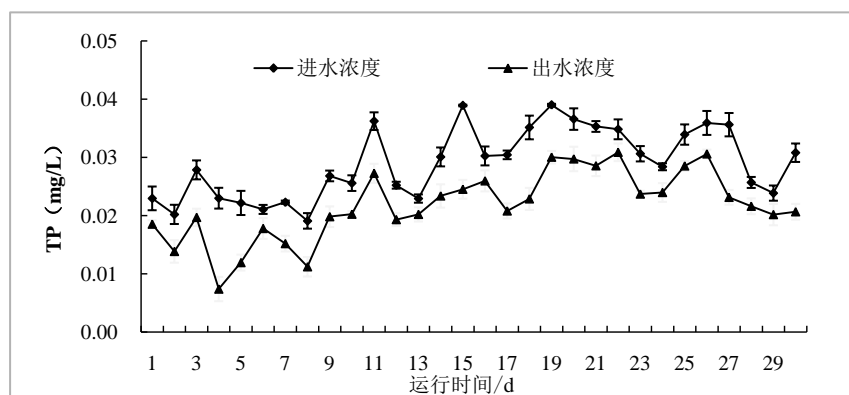


Figure 15. Removal effect of TP from artificial wetland with ecological packing
图 15. 生态填料人工湿地对 TP 去除效果

由图 15 可得, 生态填料人工湿地 TP 进水浓度在 0.0191~0.0390 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.0290 mg/L; 出水浓度在 0.0074~0.0309 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0208 mg/L。生态填料人工湿地对污水中 TP 去除率在 11.9%~67.9% 之间, 平均去除率为 26.7%。

由图 16 可得, 生态填料人工湿地 PO_4^{3-} 进水浓度在 0.0155~0.0476 mg/L 之间, 平均进水浓度为 0.0273 mg/L; 出水浓度在 0.0025~0.0367 mg/L 之间, 平均出水浓度为 0.0148 mg/L。生态填料人工湿地对污水中 PO_4^{3-} 去除率在 21.0%~88.5% 之间, 平均去除率为 44.7%。

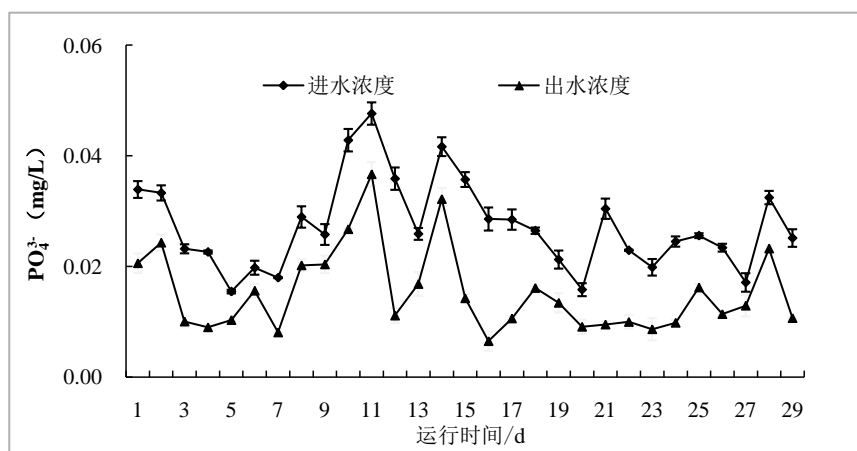


Figure 16. Removal of PO_4^{3-} from artificial wetland with ecological packing

图 16. 生态填料人工湿地对 PO_4^{3-} 去除效果

3.3.3. 两种人工湿地与生态填料人工湿地去除率比照

表 2、表 3、表 4、表 5 分别为不同装置对生活污水中 TP、 PO_4^{3-} 、TN、 NH_4^+-N 去除率的平均值、最大值、最小值。

Table 2. Removal rate of TN by different devices (%)

表 2. 不同装置对 TN 的去除率(%)

装置	平均值	最大值	最小值
生态填料	51.4	81	18.6
微纳米曝气	62.1	96.0	24.3
挂膜处理	56.8	94.0	20.3

Table 3. Removal rate of NH_4^+-N by different devices (%)

表 3. 不同装置对 NH_4^+-N 去除率(%)

装置	平均值	最大值	最小值
生态填料	63.1	98.2	34.5
微纳米曝气	75.1	99.6	38.9
挂膜处理	65.8	95.3	19.9

由表 2、表 3 得微纳米曝气人工湿地对生活污水中氮的去除效果高于生态填料人工湿地，充分体现了微纳米曝气的作用，有效的提高了去除率；挂膜人工湿地对生活污水中氮的去除效果略高于生态填料人工湿地，说明挂膜处理对生活污水氮去除有一定效果。由此对比分析可得出微纳米曝气及挂膜人工湿地对生活污水中氮的去除效果高于生态填料人工湿地，提高了研究的可行性。

Table 4. Removal rate of TP by different devices (%)

表 4. 不同装置对 TP 的去除率(%)

装置	平均值	最大值	最小值
生态填料	26.7	67.9	11.9
微纳米曝气	38.2	63.5	21.5
挂膜处理	27.4	54.4	13.1

Table 5. Removal rate of PO_4^{3-} by different devices (%)**表 5.** 不同装置对 PO_4^{3-} 的去除率(%)

装置	平均值	最大值	最小值
生态填料	44.7	88.5	21.0
微纳米曝气	56.6	87.4	22.3
挂膜处理	46.7	80.5	20.3

由表 4、表 5 得微纳米曝气人工湿地对生活污水中磷的去除效果高于生态填料人工湿地，充分体现了微纳米曝气的作用，有效的提高了去除率；挂膜人工湿地对生活污水中磷的去除效果略高于生态填料人工湿地，说明挂膜处理对生活污水磷的去除有一定效果。由此对比分析可得出微纳米曝气及挂膜人工湿地对生活污水中磷的去除效果高于生态填料人工湿地，提高了研究的可行性。

4. 结论与建议

4.1. 结论

本研究将微纳米曝气及挂膜人工湿地系统通过实验方式对文山市华宇卧龙府小区部分生活污水进行处理，通过研究和理论分析可得出以下主要的结论：由试验结果与分析可知，微纳米曝气及挂膜人工湿地系统对污水中氮的去除效果较好，尤其对氨氮的去除较为明显，其中微纳米曝气人工湿地对氨氮去除率达到 75.1%，挂膜人工湿地对氨氮去除率达到 65.8%。总体而言，微纳米曝气人工湿地系统对氮磷的去除效果高于挂膜人工湿地系统。

4.2. 建议

- 1) 应对湿地系统中微生物进行研究，以致筛选出优势菌种，以及适合微生物作用的较佳环境。
- 2) 应对所筛选的填料进行单独的实验研究，分析每种填料的吸附性能，以及填料之间的搭配比例。
- 3) 应在本设计基础上加入湿地植物，充分地分析基质、微生物、植物对污染物去除的效果。

参考文献

- [1] 赵振国, 刘丽. 人工湿地污水处理技术研究进展[J]. 东北水利水电, 2011, 29(6): 52-54.
- [2] 闫栋华. 人工湿地污水处理技术概况[J]. 科技资讯, 2018, 16(1): 106-109.
- [3] 邢雷雷. 人工湿地的污水处理技术研究[J]. 环境科学与管理, 2017, 42(11): 118-121.
- [4] 邓瑞芳, 张永春, 谷江波. 人工湿地对污染物去除的研究现状及发展前景[J]. 新疆环境保护, 2004(3): 19-22.
- [5] 龚清宇, 王林超. 从策略到措施的水环境生态规划——以北京通州星湖工业区为例[J]. 城市规划, 2005(6): 25-32.
- [6] Liang, J.D., Zhou, Q.X. and Sun, T.H. (2003) A Research Review and Technical Improvement Analysis of Constructed Wetland Systems for Wastewater Treatment. *Chinese Journal of Ecology*, **22**, 49-55.
- [7] 宋志文, 毕学军, 曹军. 人工湿地及其在我国中小城镇污水处理中的应用[J]. 生态学, 2002, 2(3): 74-78.
- [8] 林衍, 汤红花, 欧阳嘉, 等. 人工湿地技术用于重庆市村镇生活污水处理现状[J]. 环境工程, 2016, 34(4): 29-32.
- [9] 葛俊, 臧振亚, 潘洋. 农村生活污水中氮磷在不同类型人工湿地中的沿程去除效果分析[J]. 资源节约与环保, 2017(7): 81-82+84.
- [10] 周巧红, 王亚芬, 吴振斌. 人工湿地系统中微生物的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(7): 58-61.
- [11] 张巍, 赵军, 郎咸明, 等. 人工湿地系统微生物去除污染物的研究进展[J]. 环境工程学报, 2010, 4(4): 721-728.
- [12] 张忠广, 黄津辉, 周绪申, 等. 人工湿地基质挂膜除氮小试实验[J]. 湿地科学, 2013, 11(4): 453-459.
- [13] Eis'ter, U., Wifyxner, A., Kusch, P., et al. (2003) Feet of Plants and Microorganisms in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Biotechnology Advances*, **22**, 93-117. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>

- [14] 江浩, 吴涛. 微纳米曝气技术在水环境治理方面的应用[J]. 海河水利, 2011(1): 24-26.
- [15] 吕宙, 从善畅, 程婷, 等. 微纳米气泡曝气技术在生活污水处理中的应用研究[J]. 广州化工, 2014(7): 122-124+168.
- [16] 夏汉平. 人工湿地处理污水的机理与效率[J]. 生态学杂志, 2002, 21(4): 51-59.
- [17] 崔芳. 进水浓度对人工湿地净化城市湖泊水体影响研究[J]. 水资源与水工程学报, 2010, 21(3): 201.
- [18] 潘科, 杨顺生, 陈钰. 人工湿地污水处理技术在我国的发展研究[J]. 四川环境, 2005, 24(2): 71-75.
- [19] 白晓慧, 王宝贞, 等. 人工湿地污水处理技术及其发展应用[J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(6): 88-92.
- [20] 何军, 韦庆敏, 陈渊. 人工湿地污水处理技术及其发展应用研究[J]. 黑龙江科技信息, 2017(2): 19-20.
- [21] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 216-219.
- [22] 刘冬, 张慧泽, 徐梦佳. 我国人工湿地污水处理系统的现状探析及展望[J]. 环境保护, 2017, 45(4): 25-28.
- [23] 彭超英, 朱国洪, 尹国, 等. 人工湿地处理污水的研究[J]. 重庆环境科学, 2000, 22(6): 43-45.
- [24] 陈建华. 中国湿地现状、保护与目标展望[J]. 野生动物, 1999(4): 3-6.
- [25] 邵媛媛, 周军伟, 母锐敏, 等. 中国城市发展与湿地保护研究[J]. 生态环境学报, 2018, 27(2): 381-388.
- [26] 段志勇, 施汉昌, 黄霞, 等. 人工湿地控制滇池面源水污染适用性研究[J]. 环境工程, 2002, 20(6): 64-66.
- [27] 刘礼祥, 刘真, 等. 人工湿地在非点源污染控制中的应用[J]. 华中科技大学学报, 2004, 1(1): 40-43.
- [28] 冀泽华, 冯冲凌, 吴晓芙, 等. 人工湿地污水处理系统填料及其净化机理研究进展[J]. 生态学杂志, 2016, 35(8): 2234-2243.
- [29] 白雪梅. 三种生态方法去除晋阳湖中氮磷的实验研究[D]: [硕士学位论文]. 太原: 太原理工大学, 2009.
- [30] 陈雷, 赵晶. 人工湿地脱氮除磷机理及应用现状[J]. 吉林建筑工程学院学报, 2012, 29(2): 45-48.
- [31] 万佳静, 王湛, 李军, 等. 基质在人工湿地中的作用[J]. 环境保护科学, 2009, 35(3): 16-19.
- [32] 李琼辉, 于伟鹏, 李小荣, 等. 6种人工湿地填料对氮、磷的吸附效果研究[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(4): 83-86.
- [33] 曹飞华, 何琴. 三种人工湿地填料的除磷效果研究[J]. 绿色科技, 2015(3): 217-219.
- [34] 李林锋. 人工湿地基质对氮磷的吸附特性研究[J]. 广东化工, 2010, 37(6): 12-14.
- [35] 张玮, 方敏瑜, 张建锋, 等. 塘渠-湿地复合系统治理农业面源污染研究[J]. 林业科学研究, 2011, 24(1): 116-122.