

好氧/厌氧多级串联潜流人工湿地脱氮效果

李锋民¹, 单时¹, 王昊云², 宋妮¹, 王震宇^{1*}

(1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 青岛 266100; 2. 天津出入境检验检疫局化矿金属材料技术中心, 天津 300457)

摘要:为了调整传统潜流湿地内部溶解氧分布状态,提高其对生活污水水质净化的效率,对传统潜流湿地进行了不同区段的划分及功能强化,设计了不同结构的好氧/厌氧多级串联潜流人工湿地,研究了的好氧/厌氧段比例、位置及人工曝气等因素对脱氮效率的影响,并与传统潜流湿地进行净化效果的比较.结果表明,传统潜流湿地对 NH_4^+ -N 和 TN 的去除率分别为 18.4% 和 40.6%,以好氧/厌氧/好氧段方式串联采用前部和后部曝气并作厌氧处理的潜流湿地(即 O-A-O 强化曝气 SFCWs)分别为 99.7% 和 50.7%;O-A-O 强化曝气 SFCWs 对 NH_4^+ -N 的去除率为 100%,O-A-O 不曝气 SFCWs 为 50% 左右;在湿地前部、中部和后部曝气对 NH_4^+ -N 的去除率分别提高 82.81%、73.16% 和 17.91%.可见,在实验条件下曝气能显著提高湿地的脱氮效率,尤其是 NH_4^+ -N 的去除率;在湿地不同位置曝气均能不同程度提高脱氮效率,在湿地前段和后段曝气的 O-A-O 强化曝气 SFCWs 能最大程度的提高 NH_4^+ -N 和 TN 的去除率;但是曝气产生的富氧环境不利于反硝化反应的顺利进行,反硝化作用不充分是限制 TN 去除率的重要因素.

关键词:曝气;溶解氧;好氧/厌氧串联;硝化;脱氮率

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)01-0151-07

Removal Efficiency of Nitrogen in Aerobic/Anaerobic Subsurface Flow Constructed Wetlands

LI Feng-min¹, SHAN Shi¹, WANG Hao-yun², SONG Ni¹, WANG Zhen-yu¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Technology Center of Chemical Mine Metal Material, Tianjin Entry-Exit Inspection and Quarantine Bureau, Tianjin 300457, China)

Abstract:In order to adjust the dissolved oxygen in the traditional subsurface flow constructed wetlands (SFCWs) and increase the purification efficiency of sewage water, the traditional SFCWs were divided into different sections with enhanced functions. Different kinds of aerobic/anaerobic SFCWs were designed to study the influence of ratio and location of aerobic/anaerobic, artificial aeration and other factors on the nitrogen in effluent. The purification efficiency of the water in this study was compared with that in traditional SFCWs. The results showed that the removal efficiencies of NH_4^+ -N and TN in traditional SFCWs were 18.4% and 40.6% but 99.7% and 50.7% in aerobic/anaerobic/aerobic SFCWs with aeration (O-A-O SFCWs with aeration) treatment. Aeration in the front and in the rear, and anaerobic treatment in the middle was used in this treatment. Removal efficiency of NH_4^+ -N in O-A-O SFCWs with aeration treatment was 100%, while that of O-A-O SFCWs without aeration was about 50%. The removal efficiencies of NH_4^+ -N in new SFCWs with aeration in the front and in the rear were increased by 82.81% and 17.91% but 73.16% in the middle. It shows that aeration can significantly improve the removal efficiency of nitrogen, especially NH_4^+ -N. Aeration in the front and back can greatly improve the removal efficiency NH_4^+ -N and TN. But aeration resulting to oxygen-rich environment is not conducive to the denitrification, which will be an important factor of limiting the TN removal efficiency.

Key words:aeration; dissolved oxygen; aerobic/anaerobic; nitrification; removal efficiency of nitrogen

人工湿地(constructed wetlands)是 20 世纪 70 年代末发展起来的一种污水处理技术,具有出水水质较好、氮磷去除能力强、运行维护方便、管理简单、投资及运行费用低等优点.微生物的硝化和反硝化作用是潜流人工湿地(subsurface flow constructed wetlands, SFCWs)脱氮的主要机制^[1].由于单一潜流人工湿地自身结构的限制,填料中供氧不足而长期保持在厌氧或缺氧状态,抑制了硝化细菌的活性,使硝化作用进行的不完全,限制了人工湿地的脱氮能力^[2].而采用人工曝气的方式虽然有效增加了系

统溶氧分布,提高了人工潜流湿地 NH_4^+ -N 的去除率^[3,4],但反硝化过程受到抑制,因而 TN 去除率的提高不显著.潜流湿地结构设计不合理是导致 TN 去除效果较差的主要原因.因此设计时既要保证水

收稿日期:2010-02-03;修订日期:2010-05-05

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07010-008);教育部科学研究重大项目(308016);国家科技支撑计划项目(2006BAC10B03)

作者简介:李锋民(1975~),男,博士,主要研究方向为环境生物学, E-mail:lfm01@ouc.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: wang0628@ouc.edu.cn

中有充足的溶解氧以完成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的硝化, 同时又要使反硝化细菌有适宜的厌氧缺氧环境和充足的有机物来源, 以保障反硝化过程顺利进行, 以此达到提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率的效果。

本研究将传统潜流湿地沿水流方向划分为若干不同的好氧段和厌氧段, 采取强化曝气和强化厌氧、优化好氧/厌氧段比例和位置等措施对生活污水水质净化效果的影响, 以期达到改善湿地内溶解氧分布状态、提高硝化反硝化细菌活性、提高污染物去除效果尤其是脱氮效果的目的, 为人工湿地污水处理技术的改进提供理论基础和应用借鉴。

1 材料与方 法

1.1 试验设计及装置

潜流人工湿地 (subsurface flow constructed wetlands, SFCWs) 装置材料为 PVC, 长 \times 宽 \times 深为 $1.25\text{ m} \times 0.2\text{ m} \times 0.3\text{ m}$, 总有效面积约为 1.5 m^2 , 箱内从下至上依次填充砾石层 (粒径 $3 \sim 5\text{ cm}$)、煤渣层 (粒径 $1 \sim 3\text{ cm}$)、土壤层, 厚度依次为 5 、 15 、 5 cm 。试验装置共 6 套, 分别为 ① 好氧-厌氧-好氧 (aerobic-anaerobic-aerobic, O-A-O) 强化曝气组, ② 好氧-厌氧-好氧 (O-A-O), ③ 厌氧-缺氧-好氧 (A-A-O) 强化曝气组, ④ 厌氧-缺氧-好氧 (A-A-O), ⑤ 好氧-好氧-厌氧 (O-O-A) 强化曝气组, ⑥ 传统模式组, 如图 1 所示。其中, 强化曝气组的好氧段底部铺设人工设计的“工”形曝气管, 通过空压机对槽内进行均匀曝气, 为强化厌氧效果, 厌氧段的土壤表层全部用塑料布密封, 传统模式的湿地不区分好氧段和厌氧段, 不作曝气和厌氧处理, 作为对照。湿地沿水流方向均分为 3 段, 每段之间设有 1 cm 厚隔板, 各隔板在不

同高度均匀开孔, 使水体在箱内呈波形流动, 箱体后端以旋转弯头控制出水水位。每个湿地设定 6 个水样采集点, 分别在距进水口 10 、 30 、 50 、 70 、 90 和 110 cm 处, 如图 2 所示。所有湿地均不种植植物。

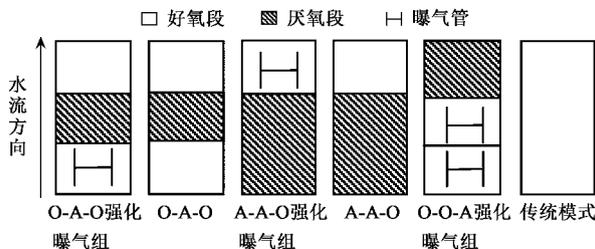


图 1 新型潜流人工湿地装置平面示意

Fig. 1 Plan of the new constructed wetland

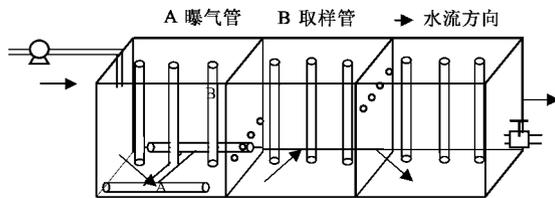


图 2 新型潜流人工湿地装置示意

Fig. 2 Schematic diagram of the new constructed wetland

1.2 研究方法

为保证进水的稳定性和连续性, 参照农村生活污水水质进行配水, 主要成分为葡萄糖、淀粉、蛋白胨、牛肉膏、 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 NaHCO_3 、 Na_2CO_3 和 CaCl_2 等, 进水水质指标见表 1。采用连续进水的方式, 水力停留时间 5 d , 水力负荷约 6 cm/d 。连续进水 2 周后, 进行取样测定。

表 1 人工湿地供试污水水质状况

Table 1 Influent water quality parameters of constructed wetland

参数	COD/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH	$t/^\circ\text{C}$
进水	184.55	21.72	0.25	0.023	7~8	20~25

1.3 分析测试方法

采样频率每周一次, 采集后立即测定 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、DO、pH 和水温。COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的测定均采用文献[5]的标准方法进行分析, pH 值用玻璃 pH 计测定, DO 采用 WTW2B20-0017 型溶氧仪测定。

2 结果与分析

2.1 SFCWs 结构和曝气对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果

比较了不同结构的 6 种 SFCWs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果随时间的变化, 结果如图 3 所示。在湿地稳定运行初期, O-A-O 强化曝气 SFCWs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率为 100% , O-A-O 不曝气的 SFCWs 为 50% 左右, 可见, 结构相同的 SFCWs 由于曝气状态的不同, 对水质的净化效果有显著差异, 曝气能够提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率。在运行 20 d 后, 不曝气的 3 种 SFCWs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率从 50% 左右分别下降到 16.50% 、 1.46% 和 0 , 随运行时间的延长出现不同程度的降

低,而3种曝气的 SFCWs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率稳定在 98% 以上. 这说明,曝气能够显著提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率,且效果稳定持久. 强化曝气的 3 种结构的 SFCWs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率在 100% 左右,去除效率相当,说明在曝气状态下,SFCWs 结构对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果影响不显著.

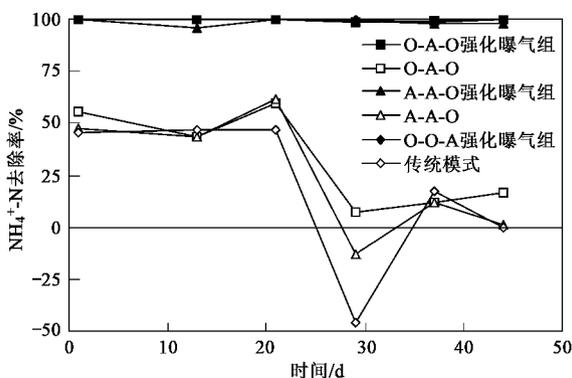


图3 6种湿地出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率随时间的变化

Fig. 3 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rate among different wetlands

2.2 SFCWs 曝气段位置对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果

在湿地不同区段进行曝气,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的沿程处理性能也表现出一定的规律性. 如图 4 所示,在湿地前部,传统模式 SFCWs 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率为 4.37%,O-A-O 强化曝气组和 O-O-A 强化曝气组分别为 82.81% 和 95.91%,可见,对湿地前部曝气可以表现出良好的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能;在湿地中部,相比 O-A-O 强化曝气组,O-O-A 强化曝气组 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率提高了 17.91%;在 A-A-O 强化曝气组的后段曝气后,去除率迅速上升,达到 96.07%,与不曝气的 A-A-O 相比提高了 73.16%. 可见,在强化曝气的区段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率有显著提高;曝气段的位置对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除有显著影响,前部曝气对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率提高的程度最大,其次是在后部曝气,中部曝气效果最小. 在出水处,O-O-A 强化曝气组、O-A-O 强化曝气组和 A-A-O 强化曝气组对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率均达到 100%,此时其他组的去除率在 50% 左右. 总的来说,O-O-A 强化曝气组和 O-A-O 强化曝气组对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的沿程处理性能最高.

2.3 不同结构 SFCWs 的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度沿程变化

由图 5 可以看出,湿地运行期间,6 种 SFCWs 的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均有不同程度的升高,其中 3 种强化曝气的 SFCWs 好氧段升高的程度最明显,与强化曝气的位置有明显关系. 沿水流方向, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度升高的区域与图 3 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率升高的区域是一

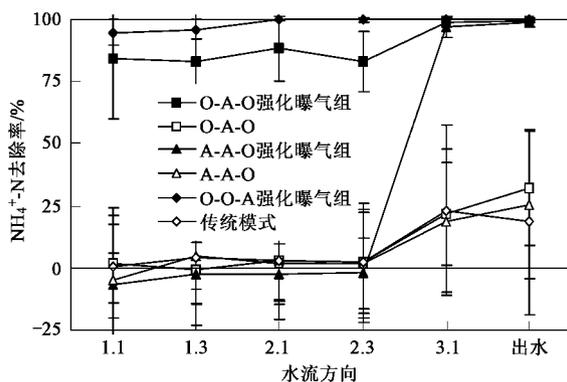


图4 6种湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率沿程变化

Fig. 4 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rate among different wetlands by foreside aeration

致的. 这说明,进水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过硝化反应转化成了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,而反硝化反应进行不完全是导致 TN 去除率不高的主要原因.

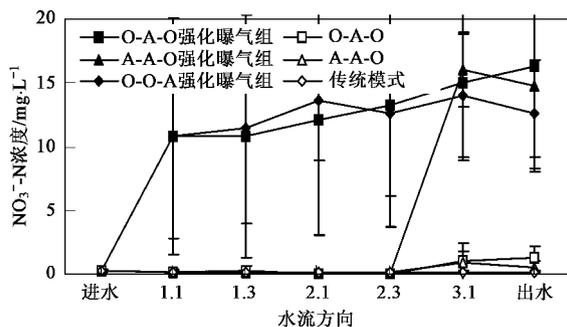


图5 6种湿地 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度沿程变化

Fig. 5 Variation of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations among different wetlands by foreside aeration

2.4 不同结构 SFCWs 三态氮浓度的变化

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 这 3 种形态的氮在湿地中主要经过氨化、硝化和反硝化过程最终变成气态氮从湿地中去除. 图 6 表示 6 个湿地各采样点 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度的变化.

比较 3 组设计中的每 2 种湿地,曝气组和不曝气组在三态氮的转化上存在显著差异. 曝气组 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 三者之间的浓度呈此起彼伏的关系, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度有所下降,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度相应升高,且在强化曝气的区段这种变化关系尤为显著,表现在 O-A-O 强化曝气组的前部,A-A-O 强化曝气组的后部和 O-O-A 强化曝气组的前部. 这说明强化曝气提高了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的转化,促进了硝化作用的发生. 在强化

曝气组的厌氧段 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度降低的程度不明显,可能是由于反硝化条件不充分,反应未顺利进行.在不曝气的 SFCWs 中, NH_4^+ -N 浓度呈缓慢下降的趋势, NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度和进水浓度相当,几乎没有改变.这可能是由于硝化反应生成 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的速率与反硝化反应达到相应的平衡,因

此浓度没有发生较大的变化.总的来说,曝气增强了硝化细菌的活性,提高了 NH_4^+ -N 的去除,但同时由于反硝化反应速率并未提高或者因好氧段携带的高溶解氧使反应受到一定程度的抑制,因此实际上 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 是有所积累的,表现在浓度上是随着 NH_4^+ -N 浓度的降低不断升高的.

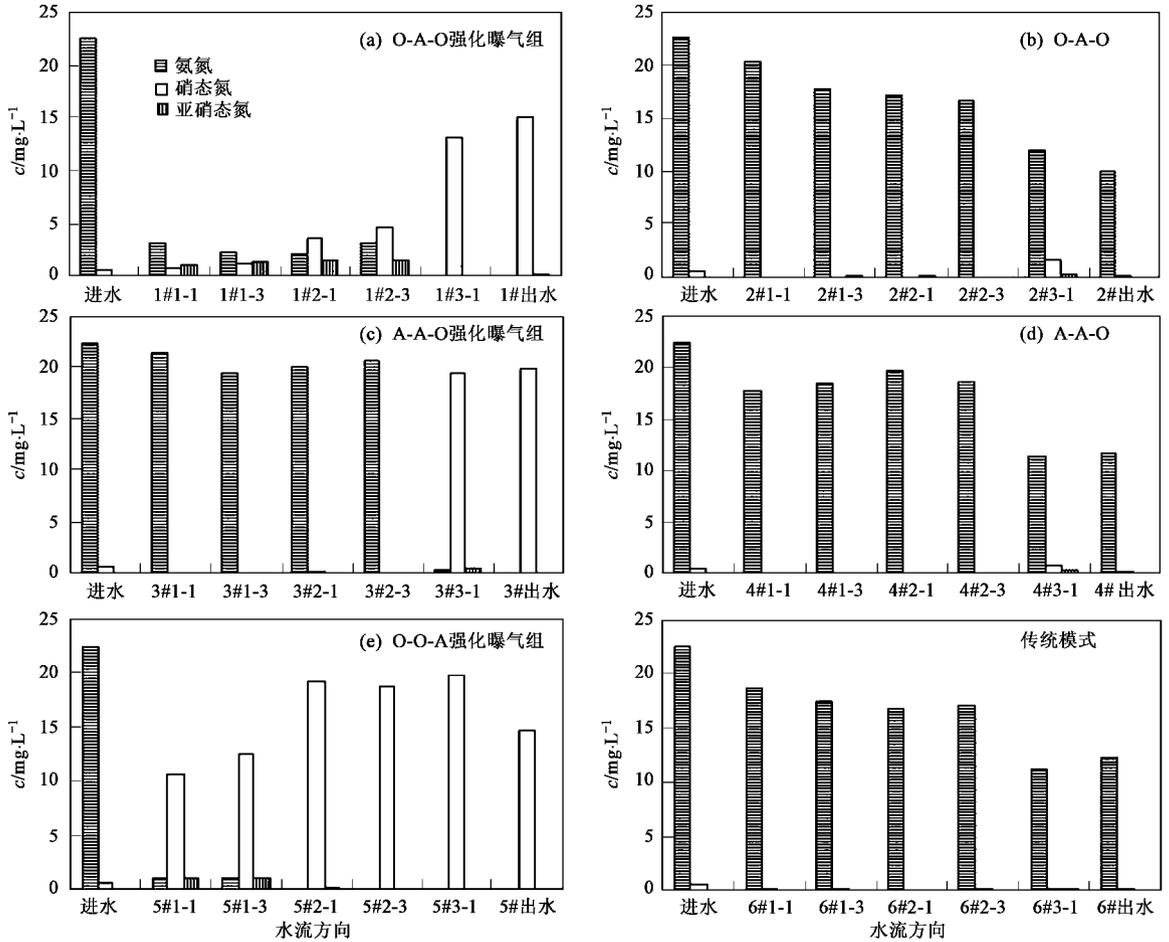


图 6 系统进、出水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度的变化

Fig. 6 Variations of NH_4^+ -N, NO_3^- -N, NO_2^- -N concentrations in influent and effluent

2.5 不同结构 SFCWs 对 TN 的去除率比较

对各湿地进出水和各采样点 TN 浓度进行了监测,系统各部分 TN 的沿程去除率变化见图 7.在水流方向上, O-A-O 强化曝气 SFCWs 对 TN 的去除率始终最高,平均值为 50.65%.在湿地前部,传统模式的 SFCWs 对 TN 的去除率仅为 21.08%,而 O-A-O 强化曝气 SFCWs 和 O-O-A 强化曝气 SFCWs 分别为 58.30% 和 38.66%,这说明曝气在提高 SFCWs 对 NH_4^+ -N 去除率的同时,也提高了 TN 的去除率.但与 NH_4^+ -N 相比, TN 去除率并不高.

植物吸收、氮的挥发和 NH_4^+ -N 硝化是湿地

NH_4^+ -N 去除的主要途径,而植物吸收和氮的挥发相对于硝化作用贡献较小,硝化作用才是 NH_4^+ -N 去除的主要作用机制^[1]. NO_3^- -N 的去除依靠反硝化过程来实现,即在厌氧环境下,细菌利用足够的碳源将 NO_3^- -N 转化成各种形式的气态氮的过程.由于人工湿地,尤其是潜流人工湿地自身结构的限制,填料中供氧不足而长期保持在厌氧或缺氧状态,抑制了硝化细菌的活性,使得硝化作用进行的不完全,不能将氨氮充分转化为反硝化作用的原料硝酸盐氮和亚硝酸盐氮而限制了湿地的除氮能力,限制了人工湿地的除污效果尤其是脱氮能力^[6].由图 3 可以看出,3

种强化曝气 SFCWs 对 NH_4^+-N 的去除率均为 100%, 说明增设曝气装置后硝化反应进行得比较完全, NH_4^+-N 已经充分转化或去除; 而 TN 的去除率只有 20% ~ 50% 左右, 是反硝化速率不高所致。

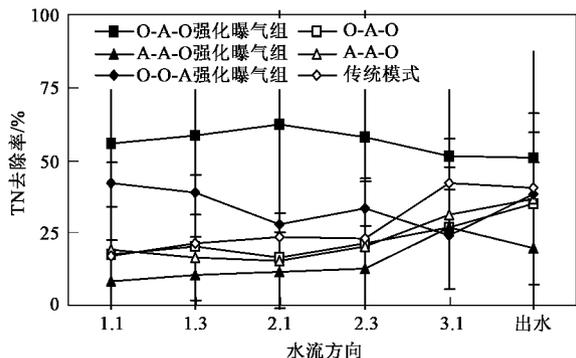


图 7 6 种湿地 TN 去除率沿程变化

Fig. 7 TN removal rate among different wetlands by foreside aeration

2.6 温度、溶解氧、pH 对 COD 去除效果的影响

温度变化直接影响湿地内微生物的代谢速率, 影响硝化反硝化活性。由图 8 可知, 6 种湿地各采样点温度都集中在 24.3 ~ 25℃ 之间, 差异不显著。研究指出, 当温度 < 5℃ 或 > 40℃ 时, 硝化菌活性降低; 在夏季当季节温度 < 15℃ 时, 反硝化作用明显受到限制^[7]。在此温度不是影响脱氮效率的因素。

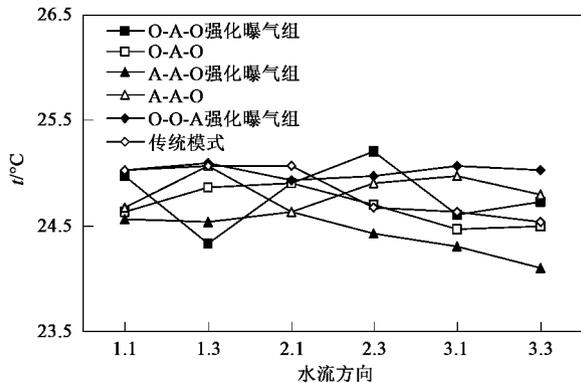


图 8 6 种湿地温度沿程变化

Fig. 8 Comparison of temperature among different wetlands by foreside aeration

人工湿地溶解氧水平直接或间接地影响湿地脱氮效果, 溶解氧不足是限制硝化效率导致脱氮效率不高的主要因素。由图 9 可知, 沿水流方向, 6 种 SFCWs 的 DO 浓度均在 7.40 ~ 8.30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内波动。进行厌氧处理的 A-A-O 的前部、O-A-O 的中部溶解氧分别为 7.4 和 7.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与传统模式的 SFCWs 相比, 分别降低了 0.43 和 0.40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 进

行曝气处理的 O-A-O 强化曝气组的前部和后部、A-A-O 强化曝气组的后部、O-O-A 强化曝气组的前部和中部 DO 分别为 8.13 和 8.23 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、8.26 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、8.0 和 8.13 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而传统湿地的 DO 为 7.87 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右浮动, 最高处为 7.93 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这说明, 增设曝气装置的 SFCWs 在强化曝气的区段 DO 浓度明显高于相应的未曝气和传统的 SFCWs。通过人工强化曝气, 可以有效提高湿地内溶解氧的含量, 为硝化反应提供充足的氧气, 可能会提高硝化细菌的数量和活性, 进一步提高硝化反应的速率, 加速 NH_4^+-N 的去除。但是 $\text{DO} > 0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 反硝化作用会受到抑制^[8]。强化曝气虽然为湿地中的好氧微生物提供了充足的氧气, 对有机物的降解有一定的促进作用, 但同时导致进入湿地厌氧段的溶解氧含量久高不下, 反硝化细菌得不到最适宜的溶解氧环境, 其反应速率较硝化细菌弱, 一定程度上抑制了反硝化反应的顺利进行。

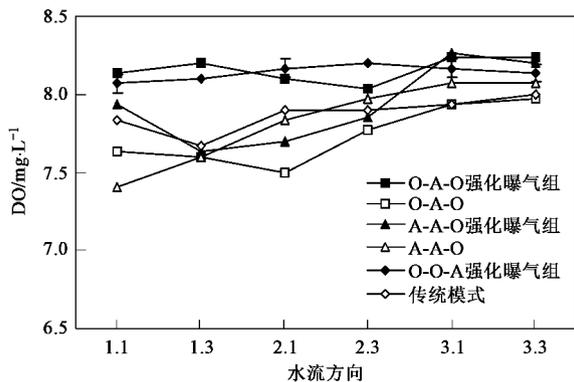


图 9 6 种湿地溶解氧沿程变化

Fig. 9 Comparison of DO among different wetlands by foreside aeration

pH 值是影响湿地水质净化过程的一个重要因素, 微生物的生命活动只有在一定的 pH 值条件下才能发生。6 种 SFCWs 沿水流方向上 pH 的变化规律如图 10 所示, 在湿地运行过程中, 不同采样点 pH 差异不大, 集中在 6.5 ~ 7.5 之间。O-A-O 强化曝气组的 pH 平均值为 6.81, O-O-A 强化曝气组的平均 pH 为 6.94, A-A-O 强化曝气组后部的 pH 均值为 7.18, O-A-O 和 A-A-O 的 pH 均为 7.33, 而传统模式的湿地 pH 均值为 7.34。相比传统模式的 SFCWs 而言, 进行曝气处理的 3 个湿地的 pH 均有不同程度的降低, 最低的是 O-A-O 强化曝气组, pH 值的降低可能与系统内硝化作用的增强产生硝态氮的积累有关, 另外有机物在分解过程中也会不断产酸, pH 值

不是影响 COD 去除效率的主要因素。

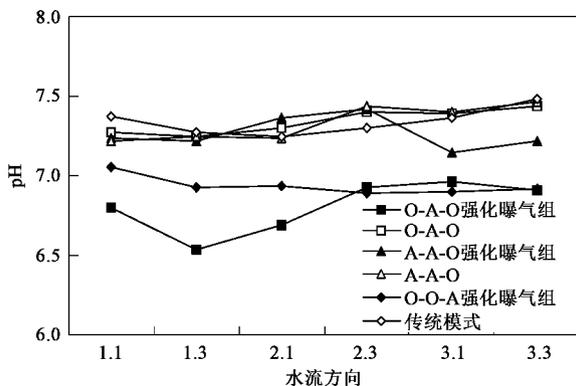


图 10 6 种湿地 pH 沿程变化

Fig. 10 Comparison of pH among different wetlands by foreside aeration

反硝化过程需要充足的有机物作为电子供体,因此有机物的含量对反硝化效率有很大的影响.研究发现,满足或完成反硝化的 COD/N 值最小为 3.4~4^[9],当 COD 浓度较低时,因生物可利用的碳源很少,系统长时间在低负荷条件下运行,也会导致反硝化能力下降,其脱氮率也会随时间的延长而降低.由图 5 和图 11 可知,O-A-O 强化曝气组在第一好氧段结束时 NO_3^- -N 浓度为 $13.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而 COD 值仅为 $33.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD/N 值 2.52 显著低于最小值,这样低的 COD 值不足以提供反硝化反应所需的碳源,可见,碳源不足也是影响脱氮效率的一个重要因素,有机碳源不足会在一定程度上影响湿地系统的反硝化速率,从而降低湿地系统对 TN 的去除率.

3 讨论

在设计 6 种 SFCWs 中,O-A-O 强化曝气 SFCWs 能够完全去除进水中的 NH_4^+ -N,对 TN 的去除率为 50.65%,去除率最高.对前部的好氧段曝气,可以为硝化细菌提供充足的溶解氧,有利于 NH_4^+ -N 顺利转化成 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N,硝化反应快速进行,同时,较高的溶解氧水平也有利于 COD 的去除,在刚开始曝气时 COD 已经迅速降到 $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下(图 11),这样低的 COD 值不足以提供厌氧段反硝化反应所需的碳源,另外,从好氧段进入厌氧段的水体中会携带部分溶解氧,不符合反硝化反应所需的缺氧环境,这样高氧低碳的环境一定程度上会抑制反硝化反应的顺利进行,影响 NO_3^- -N 的进一步转化,因此虽然 NH_4^+ -N 得到了完全去除,但 TN 的去除率不高.

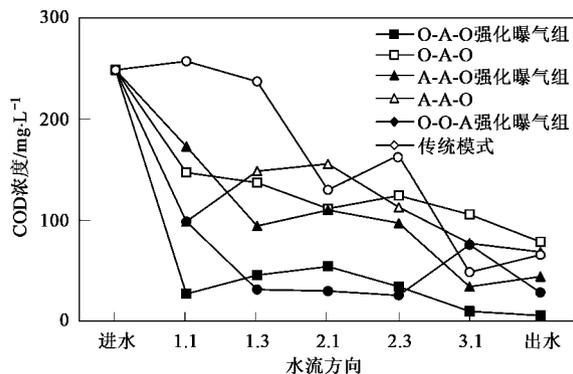


图 11 6 种湿地 COD 浓度沿程变化情况

Fig. 11 Variation of NO_3^- -N concentrations among different wetlands by foreside aeration

TN 的去除取决于 NH_4^+ -N 硝化和反硝化是否充分.对于 NH_4^+ -N 含量较高的污水,脱氮处理中反硝化阶段前充分的硝化作用是十分必要的^[10],Kozub 等^[11]认为曝气能够解决因硝化作用不充分限制湿地脱氮能力的问题.任拥政等^[12]研究了局部充氧强化措施对波形潜流湿地的除污效果,结果表明前部充氧和后部充氧对 NH_4^+ -N 去除效果显著,去除率分别为 93.5% 和 96.6%.孙亚兵等^[13]利用改进的自动增氧型潜流人工湿地处理农村生活污水,当进水 NH_4^+ -N 浓度在 $21.58 \sim 50.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内变化时,最高去除率为 88.93%.当进水 COD 浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,C/N 值为 3 时湿地对 TN 的去除率为 33.91%^[14].当平均进水 COD 浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时,TN 去除率只有 35%~40%^[15].

在设计 6 种 SFCWs 中,去除率最高的 O-A-O 强化曝气 SFCWs 对 NH_4^+ -N 的去除率为 99.71%,对 TN 的去除率为 50.65%.同前人研究结论相似,强化曝气能够有效提高潜流湿地内溶解氧含量,对 NH_4^+ -N 去除率的提高作用显著,对湿地不同部位曝气时 TN 去除率也呈现出同 NH_4^+ -N 去除率类似的变化规律.

4 结论

在实验条件下 O-A-O 强化曝气 SFCWs 对 NH_4^+ -N、TN 的去除率为 100% 和 50.65%,去除率最高.在 SFCWs 好氧段进行曝气,一定程度上改善了系统溶解氧分布,可以为好氧微生物提供充足的 DO,提高了人工湿地对 NH_4^+ -N 的去除效率,前部曝气效果尤其显著;但其产生的富氧环境不利于 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的去除,一定程度上抑制了反硝

化反应的进行. 湿地对 TN 的去除率不高,反硝化程度较低是试验中仍需进一步解决的问题,溶解氧、碳源等都是影响反硝化作用的重要因素,可以采取改善湿地结构或调整运行工况等措施来实现提高 TN 去除率的目的.

参考文献:

- [1] Stottmeister U, Wiebner A, Kusch P, *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment [J]. *Biotechnology Advances*, 2003, **22**(122):93-117.
- [2] 刘超翔, 胡洪营, 张建, 等. 不同深度人工复合生态床处理农村生活污水的比较[J]. *环境科学*, 2003, **24**(5):92-96.
- [3] 汤显强, 李金中, 李学菊, 等. 间歇曝气对人工垂直潜流湿地氮磷去除性能的影响[J]. *环境科学*, 2008, **29**(4):897-901.
- [4] 鄢璐, 王世和, 钟秋爽, 等. 强化供氧条件下潜流型人工湿地运行特性[J]. *环境科学*, 2007, **28**(4):737-741.
- [5] 魏复盛, 齐文启, 毕彤, 等. 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. 104-281.
- [6] Sikora F J, Zhu T, Behrends L L, *et al.* Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms[J]. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(3):193-202.
- [7] Kusch P, Wiebner A, Kappelmeyer U, *et al.* Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate[J]. *Water Research*, 2003, **37**(17):4236-4242.
- [8] 殷峻, 闻岳, 周琪, 等. 人工湿地中微生物生态的研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2007, **30**(1):108-110.
- [9] Her J J, Huang J S. Influences of carbon source and ratio on C/N denitrification and carbon breakthrough [J]. *Bioresource Technology*, 1995, **54**(1):45-51.
- [10] 贺锋, 吴振斌, 陶菁, 等. 复合垂直流人工湿地污水处理系统硝化与反硝化作用[J]. *环境科学*, 2005, **26**(1):47-50.
- [11] Kozub D D, Liehr S K. Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate [J]. *Water Science and Technology*, 1999, **40**(3):75-82.
- [12] 任拥政, 章北平, 海本增. 利用充氧和回流强化波形潜流人工湿地的脱氮效果[J]. *环境科学*, 2007, **28**(12):2700-2704.
- [13] 孙亚兵, 冯景伟, 田园春, 等. 自动增氧型潜流人工湿地处理农村生活污水的研究[J]. *环境科学学报*, 2006, **26**(3):404-408.
- [14] 侯红娟, 王洪洋, 周琪, 等. 进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的影响[J]. *中国给水排水*, 2005, **21**(12):19-23.
- [15] 金春姬, 余宗莲, 高京淑, 等. 间歇曝气周期对低 C/N 比污水生物脱氮的影响[J]. *环境污染与防治*, 2003, **25**(5):257-258, 261.