



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201901058

中图分类号 X522

文献标识码 A

黄雪玲, 刘慧敏, 何启帆, 等. 低温条件下不同曝气方式对硫自养湿地脱氮效能的影响[J]. 环境工程学报, 2019, 13(11): 2619-2628.

HUANG Xueling, LIU Huimin, HE Qifan, et al. Effect of different aeration modes at low temperature on nitrogen removal efficiency of sulfur autotrophic wetland[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(11): 2619-2628.

低温条件下不同曝气方式对硫自养湿地脱氮效能的影响

黄雪玲¹, 刘慧敏², 何启帆¹, 熊瑞涵¹, 蔡婷婷¹, 任拥政^{1,*}, 康建雄¹, 李道圣¹, 刘冬啟¹

1. 华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074

2. 中国五环工程有限公司, 武汉 430074

第一作者: 黄雪玲(1994—), 女, 硕士研究生。研究方向: 人工湿地污水处理工艺。E-mail: 2416467768@qq.com

*通信作者: 任拥政(1975—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 污水高效低耗处理技术等。E-mail: renyz@163.com

摘要 为提高人工湿地的脱氮效率, 将硫磺与石灰石按体积 1:1 的比例填充于波形潜流湿地内, 辅助间歇人工曝气, 探讨了在冬季低温条件下, 间歇曝气时间对波形潜流人工湿地脱氮效率和反硝化作用的影响, 并分析了硫自养湿地的作用机理和节能减排特性。结果表明, 间歇曝气运行方式有效提高了湿地内部溶解氧水平, 在湿地内部营造了一种交替的好氧和缺氧环境, 可以促进硝化和反硝化作用, 有效地解决了人工湿地在冬季(10℃以下)脱氮效率低的问题。湿地冬季运行时, 曝气间歇时间为 4 h 的条件下, TN 去除率高达 59.4%, 相比连续曝气方式提高 20%~30%。与传统处理工艺相比, 硫自养湿地的能耗节省率达到 50% 以上, 且在一定程度上减少了 CO₂ 的排放, 实现了高效脱氮和节能环保。

关键词 脱氮; 低温; 硫自养; 潜流人工湿地; 节能减排

目前, 我国多数污水处理厂采用生物法处理污水, 其二级出水中有机物和 SS 可达标排放, 但氨氮和总氮(TN)含量却较高^[1-4]。随着国家和地方环保标准的日益提高, 对脱氮也提出了更高的要求, 提高脱氮效率已成为污水处理领域备受关注的热点问题。人工湿地作为一种生态处理技术, 具有抗冲击负荷能力强、对 BOD 和 SS 去除率高、出水水质稳定、工艺流程简单和运行成本低等优点, 此外, 其对氮的去除效果显著优于传统微生物处理技术^[5-7], 已被广泛应用于各类废水的深度处理过程中。但是, 该技术在实际应用中也存在着一些问题。王博^[8]发现, 人工湿地在冬季低温条件下硝化反硝化作用受到抑制, 使得脱氮效率明显低于适温条件, 且该结果被多位研究者^[8-14]证实。近年来, 有研究指出硫自养反硝化技术强化人工湿地可以有效提高冬季低温条件下的脱氮效率^[15-18], 为该问题的解决提供了新的思路。但硫自养反硝化人工湿地技术多采用连续曝气方式, 造成湿地内高溶解氧环境, 从而抑制了反硝化过程, 进而影响氨氮和总氮的去除^[19-21]。此外, 过度的曝气还会造成能源的浪费和碳源的损耗, 不利于低碳源污水的处理^[22], 因此, 故曝气方式的优

收稿日期: 2019-01-08; 录用日期: 2019-05-20

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFC0400703-2)

化会直接影响硫自养反硝化人工湿地对氮的去除效果^[23-26]。

针对以上问题,本研究重点探讨了硫自养人工湿地技术在低温条件下不同曝气条件对COD和TN去除效果的影响,分析了湿地系统溶解氧、pH的变化情况,并对系统硫平衡和能耗情况进行了分析计算,以期为一体化工地处理装置的升级研发提供参考。

1 实验装置与分析方法

1.1 实验装置

波形潜流人工湿地装置由壁厚为10 mm的PVC板材制作而成,主体尺寸为 $B \times L \times H = 200 \text{ mm} \times 300 \text{ mm} \times 800 \text{ mm}$ 。装置具有独特的结构流态系统(下流/上流),分为独立的A室和B室,其宽度比为1:2,中间用PVC板隔开,底部连通,污水由A室上方表面布水,自上向下流动,从下方洞口进入B室,再向上流动,由B室上方表面收集排出,流态为波形潜流。表层预留有100 mm的配水区 and 超高保护区。基质表层上方50 mm处安装圆形穿孔布水管(DN20, 45°交错开孔,孔径10 mm,孔距10 mm),保证装置进水布水均匀;距底部50 mm处设置曝气管,借助空气泵往湿地内部供氧。整个装置沿A室和B室的不同高度分别设置取水样口,自填料顶部起,每隔200 mm设置1个水样口,共设8个,并与橡胶管连通,用止水夹封住。本研究所述沿程实验以B室底端取样点为沿程起点,出水端取样点为终点。实验装置见图1。

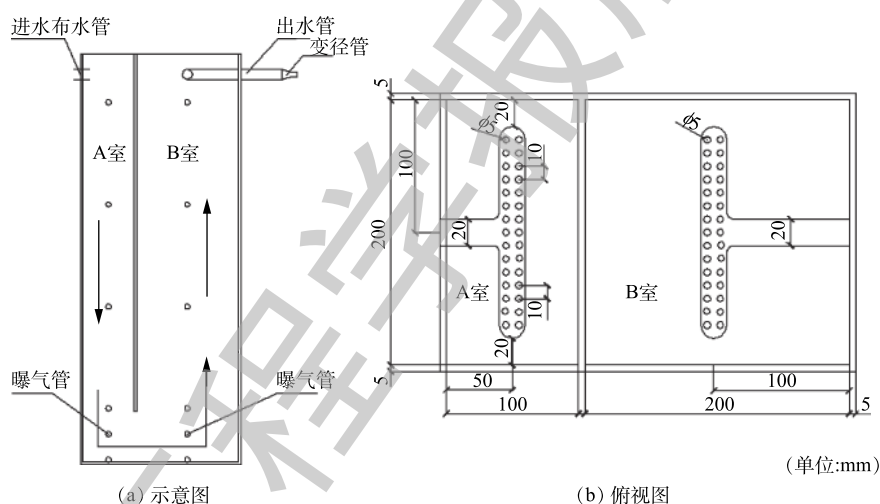


图1 实验装置

Fig. 1 Experimental device

A室^[27-29]装填粒径为1~2 mm的石英砂,装填高度为600 mm;B室从上到下依次装填高度为100 mm的石英砂、高度为100 mm(体积比1:1,粒径2~3 mm和20~50 mm)的硫磺和石灰石、高度为400 mm的石英砂;底部孔洞高为100 mm,装置底部铺有与孔洞等高的碎石^[15]。硫磺在自养反硝化过程中提供电子和硫源,用于富集硫自养反硝化细菌(主要为脱氮硫杆菌);石灰石的作用在于:1)提供碱度;2)提供 CO_3^{2-} 和 HCO_3^- 无机碳源;3)去除水中总磷。装置的整体填料填充情况见图2,本实验未种植任何植物,以避免植物根系对脱氮作用的影响。

实验用水由潜污泵就近抽水并通过管道输送至高位水箱,4组装置附近设置恒位配水箱($B \times L \times H = 0.4 \text{ m} \times 0.4 \text{ m} \times 0.6 \text{ m}$),水箱上设置溢流管使配水箱始终保持一定的水位,保证装置进水的水力负荷恒定。屋顶上的高位水箱与配水箱通过一根配水管路连接成整体,当高位水箱水位超过固定水位时,通过虹吸现象完成由高位水箱向配水箱供水。同时,4组装置的进水使用4套独立的管

道系统，并均在进口处设置阀门控制流量。装置的整体系统如图 3 所示。

实验装置系统进水取自华中科技大学校内湖溪河中部。水体来自排污渠，无排污点，流速与污染特征较为典型，水质变化范围较小，各项水质指标平均值见表 1。

1.2 实验方法

本实验进出水的监测指标包括 DO、pH、COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 SO_4^{2-} 及 TN，DO 采用上海雷磁 HACH 溶解氧仪测定，COD 采用重铬酸钾微波消解法测定， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用水杨酸-次氯酸盐光度法测定， $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定， $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用麝香草酚分光光度法测定， SO_4^{2-} 采用铬酸钡分光光度法测定，TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定。

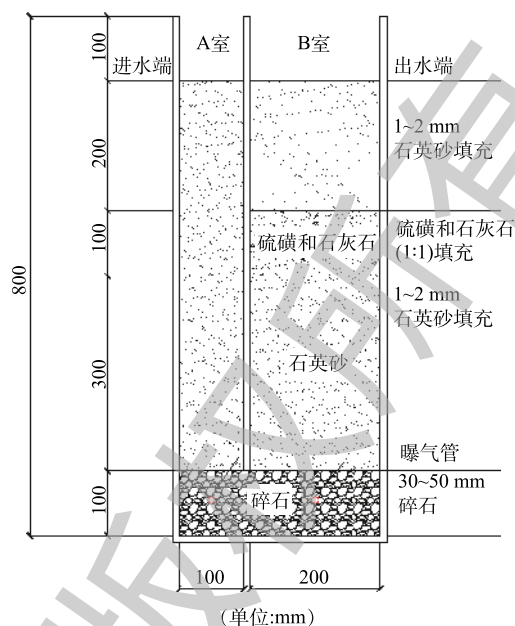


图 2 硫自养人工湿地基质填充图

Fig. 2 Substrate packing diagram of sulfur autotrophic wetland

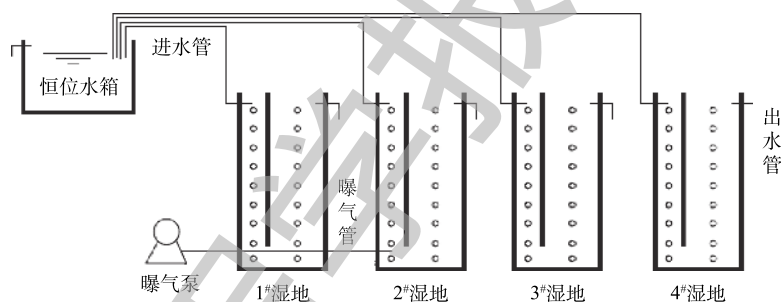


图 3 装置整体系统

Fig. 3 Overall system of the wetland process

表 1 人工湿地进水水质

Table 1 Influent water quality of constructed wetlands

平均值与标准差	pH	COD/(mg·L ⁻¹)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ /(mg·L ⁻¹)	$\text{NO}_3^-\text{-N}$ /(mg·L ⁻¹)	$\text{NO}_2^-\text{-N}$ /(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	DO/(mg·L ⁻¹)
平均值	7.60	96.42	9.87	0.45	0.007 1	13.91	1.38
标准差	0.22	11.54	1.08	0.34	0.010	2.26	0.78

1.3 运行方式

2017 年 2 月 15 日启动驯化装置，实验用水体氮磷充足，营养物质丰富，菌体种类多。反应器在无外加碳源、无优势菌体接种、无成熟活性污泥引入的条件下，保持一定的水力负荷，连续进水，实现动态自然挂膜。稳定运行阶段分为 3 个阶段：阶段 1(启动阶段)的水力负荷为 $0.8 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ ；阶段 2 和阶段 3 的水力负荷分别为 $0.5 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $1.0 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ ，装置连续进水运行，其中湿地 1[#]和湿地 2[#]分别以气水比 16:1 和 8:1 进行连续曝气，而湿地 3[#]和湿地 4[#]未曝气。湿地表面积为 0.06 m^2 ，进水流量为 $0.05 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，装置均未种植物，以避免植物根系对脱氮过程的影响。装置运行 2 个月后稳定，反应器成功挂膜，该阶段先探究水力负荷、曝气量以及温度对装置运行效果的影响。启动

阶段,前期平均水温 $11.5\text{ }^{\circ}\text{C}$,随后升高为 $(20\pm 2)\text{ }^{\circ}\text{C}$,后期逐渐上升,最高温度为 $(30\pm 2)\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。该阶段总体出水 COD 均低于 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 去除率分别稳定在 $(46\pm 3)\%$ 和 $(50\pm 2)\%$,初步达到一级 A 出水标准,在适温条件下,水力负荷越低,对应脱氮效率越高,COD 去除与曝气气水比具有相关性。

本实验于 2017 年 10 月 26 日开始低温间歇曝气监测。在启动运行阶段实验结论的基础上,低温间歇实验在水力负荷 $q=0.5\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$,低温 $(-5\sim 10\text{ }^{\circ}\text{C})$ 条件下进行。以 24 h 为全周期,将 4 组反应器的曝气条件改为:1[#]人工湿地,仍以 1:16 的气水比两端连续曝气;2[#]反应器则将曝气时间和停曝时间均增加到 12 h,并保持曝气量一致;3[#]反应器的曝气和停曝时间为 4 h 交互运行,整体曝气量 $0.4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$;4[#]反应器作为未曝气参照组。

2 结果与讨论

2.1 对 COD 去除效果的影响

对不同曝气工况下的出水 COD 进行监测分析,其去除率变化如图 4 所示。由此可见,在相同的运行周期中,COD 去除率随着曝气时间的增加逐渐升高。随后对稳定状态的反应器进行沿程 COD 的测定,对应的去除率如图 5 所示。可以看出,连续曝气系统出水 COD 去除率显著高于间歇曝气和未曝气系统,连续曝气、间歇曝气 12 h 和 4 h 和未曝气系统的 COD 的平均去除率分别为 43.1%、34.3%、29.5% 和 10%。研究证明,曝气量与 COD 去除率有较大的相关性,人工曝气可有效地提高湿地内部 DO 含量,大大增强有机物降解相关微生物的活性,从而提高湿地 COD 去除率。

2.2 氮的转化

1) 对 TN 的去除效果。整个脱氮过程主要源于生物脱氮(包含氨化反应、硝化反应和反硝化反应)反应,同时湿地中存在着基质的吸附作用及氨氮挥发、沉淀等作用。微生物脱氮需要利用的细菌(如氨化菌细菌、硝化细菌、亚硝化细菌)是好氧细菌,而反硝化菌通常是兼性菌,这意味着湿地内部溶解氧环境直接影响脱氮效果^[30]。

不同曝气量系统对 TN 的去除效果如图 6 所示。在低温环境下,曝气运行的 TN 去除率相较未曝气明显提高至少 18.8%。连续曝气、间歇曝气 4 h 和间歇曝气 12 h 的 TN 去除率分

别为 27.3%、59.4% 和 50.3%,其中间歇曝气 4 h 工况下提升效果最明显,表明间歇曝气运行策略极大地提高了潜流人工湿地 TN 的去除率。当污水经过硫磺/石灰石段时,TN 去除率均明显上升,在对应工况下分别提高 2.7%、6.3% 和 12.4%。这是因为,脱氮过程主要依赖硝化与反硝化过程,在低温和溶解氧较高的环境下,反硝化作用受到抑制^[31],导致处理效果下降。硫自养反硝化菌群对

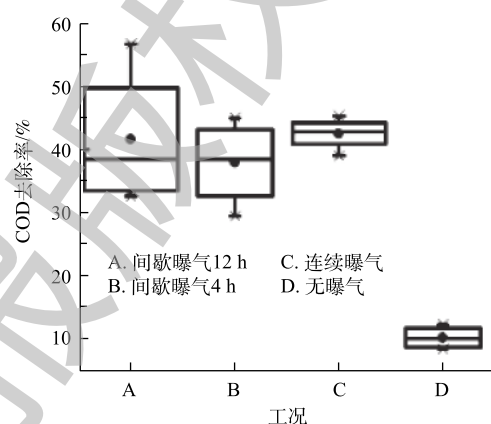


图 4 不同曝气工况下水 COD 的去除率

Fig. 4 Effluent COD removal rates under different aeration conditions

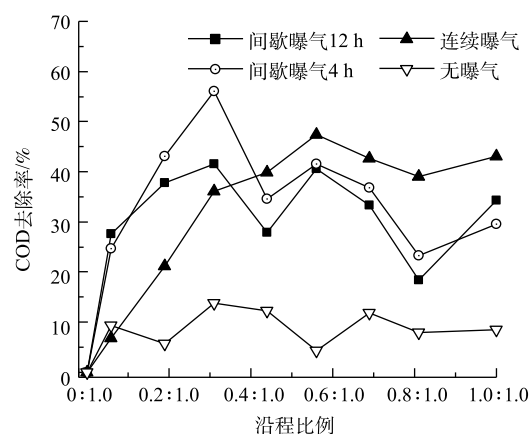


图 5 不同曝气工况 COD 去除率的沿程变化

Fig. 5 Change of COD removal rates along height under different aeration conditions

低温的耐受性较高，且间歇曝气方式使得湿地内部形成好氧和缺氧区域交替分布，而曝气与停曝时间比例决定着湿地内部该状态的时间长度，对处理效果造成影响。

2) 氮形式的转化。已有研究^[32-33]表明，曝气与停曝时间比例不仅对反硝化反应有较大的影响，而且还对氨化与硝化作用有一定的影响。图 7 显示了整个实验运行期间各湿地系统沿程 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去除率。

如图 7(a) 所示，间歇曝气氨化和硝化反应更加充分，这是因为当曝气时间短于反应器的水力停留时间时，污水在湿地内部可充分实现好氧的反应，形成大量的硝酸根，随后在缺氧条件下，进行异养与硫自养反硝化反应。而随着曝气时间的增加，如图 7(b) 所示，曝气时间和停曝时间均为 12 h，这使得当湿地处于曝气状态时，经过好氧细菌处理的污水流入湿地后端，在一定程度上抑制了反硝化反应，而切换至停止曝气状态时，大量硝酸根开始进行反硝化反应，部分污水始终得不到曝气或者处于缺氧状态。如图 7(c) 所示，连续曝气的湿地内部溶解氧充足，导致

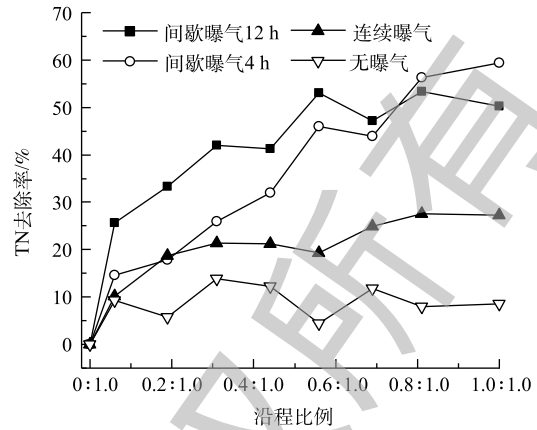


图 6 不同曝气工况下 TN 去除率变化
Fig. 6 Change of TN removal rates under different aeration conditions

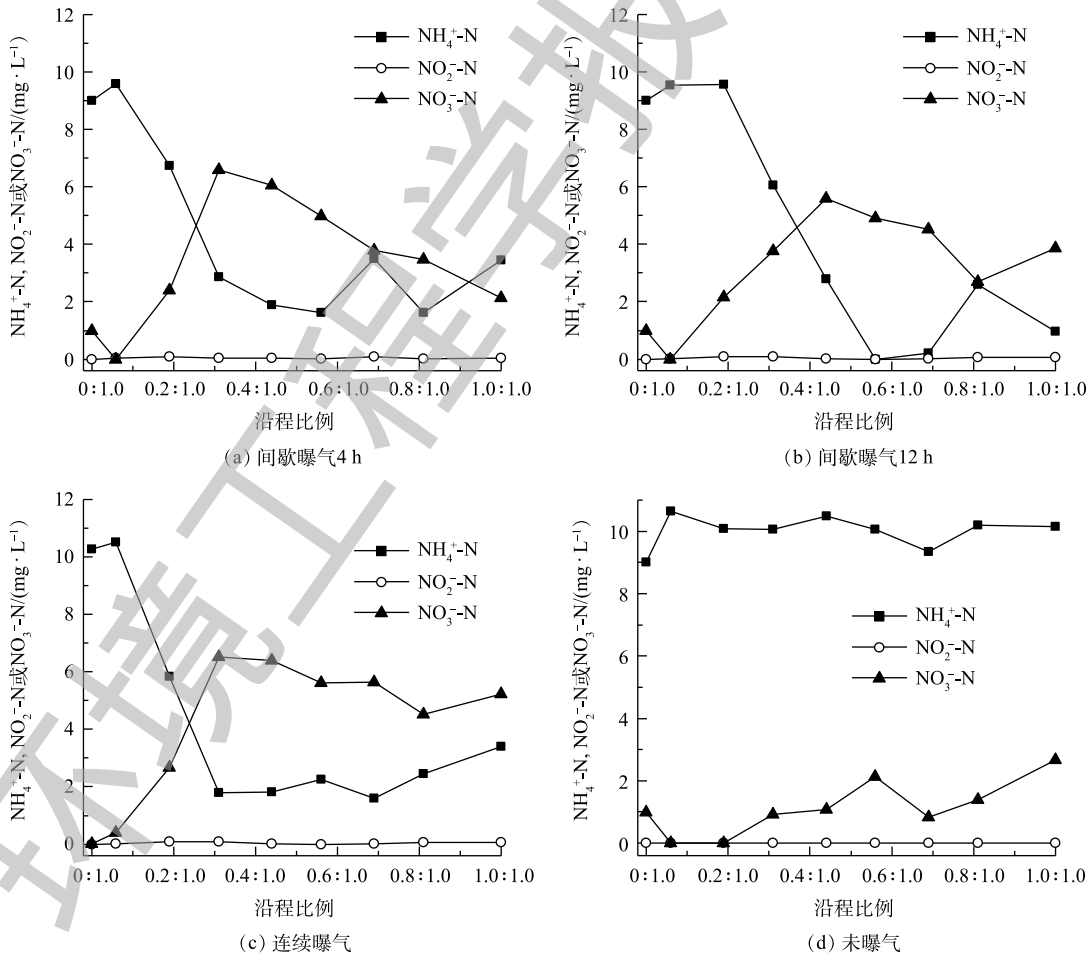


图 7 不同工况下氮形式的转化过程

Fig. 7 Nitrogen form conversion under different aeration conditions

出现硝酸根累积现象。无论曝气工况如何,硫自养人工湿地均不会出现亚硝酸根的累积。

2.3 溶解氧和进水 pH

溶解氧和 pH 的变化间接显示了硝化和反硝化的转化过程。图 8 为不同曝气方式运行条件下溶解氧和 pH 变化情况。图 8(a) 和图 8(b) 中溶解氧含量偏高是因为取样时间恰好运行在曝气阶段,污水进入湿地后因为大气复氧,使得 DO 浓度在沿程比例为 0.1 处附近会有所增高。湿地在净化过程中消耗了氧气,沿程 DO 总体呈现递减的趋势。而在缺氧的情况下,兼性厌氧细菌积极发挥作用,而好氧菌受缺氧的影响不能充分发挥作用,导致耗氧速率降低,所以在湿地后段 DO 水略有升高。而有曝气情况下,DO 浓度会在沿程比例 0.1~0.4 阶段上升,再递减。这结果与以往的研究结果^[34-35]一致。pH 的上升与下降指示着硝化反应和自养/异养反硝化反应的进行。然而石灰石的缓冲作用非常有限,因此,进水 pH 过低或者过高都会对反硝化的彻底性产生较大的影响。图 8 中均可以观察到进水端污水 pH 下降和经过硫磺/石灰石段后又再次下降的现象。而在图 8(a) 中,位于沿程比例 0.3 处清晰可见 pH 逐渐上升的过程,这是由于湿地内部异养反硝化反应消耗了 H^+ 。在不同的曝气工况下,出水 pH 均保持为 7.0~7.5。

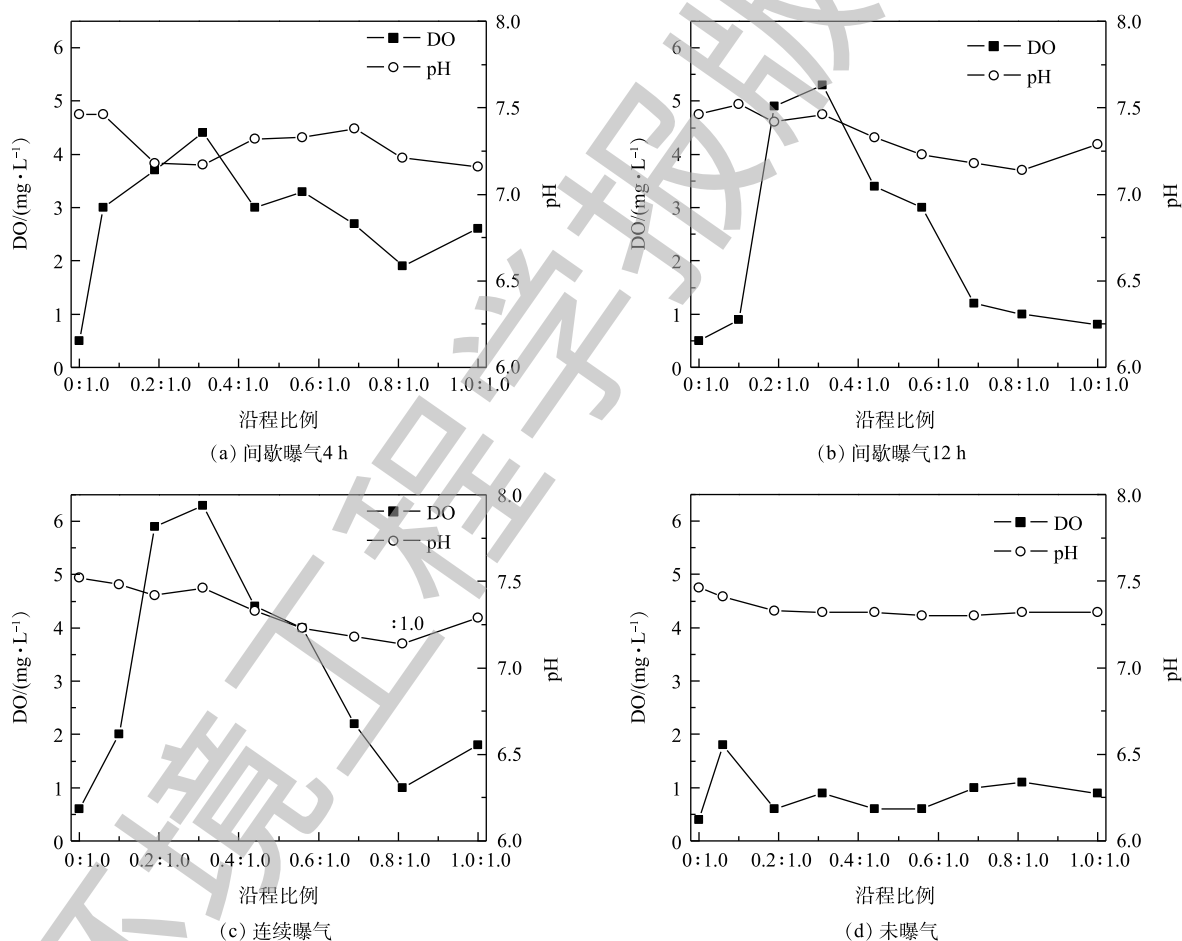


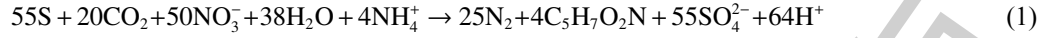
图 8 不同曝气工况下 DO 和 pH 变化

Fig. 8 Change of DO and pH under different aeration conditions

2.4 系统硫平衡

硫自养反硝化作用在将硫磺氧化成硫酸根的同时,利用无机碳源(如 CO_2 或 HCO_3^-),以硝酸根为电子受体还原成氮气。硫磺的作用是提供硫源,用于富集硫自养反硝化细菌(主要为脱氮硫杆

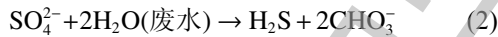
菌), 反应^[15] 见式 (1)。由此可见, 硫酸根的产生往往伴随着硝酸根浓度的降低。



经过硫酸/石灰石段, 硝酸根浓度的下降和硫酸根对应浓度的升高证实硫自养反硝化反应的发生。理论上^[36], 每去除 1 g NO_3^- -N 会对应生成 7.54 g SO_4^{2-} , 各反应器的 SO_4^{2-} 生成量与其 NO_3^- -N 去除量均线性相关。图 9 给出了不同曝气工况下硝酸根的浓度变化情况。

实验运行期间, 在硫自养人工湿地沿程比例 0.6 处开始存在硫自养反硝化反应, 在经过沿程比例 0.75 处, 硝酸根浓度下降明显, 同时, 曝气方式对出水 NO_3^- -N 浓度有一定的影响。在连续曝气工况下, NO_3^- -N 去除效果不理想, 出水平均浓度在 $5.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 而间歇曝气 12 h 和 4 h, 出水 NO_3^- -N 的浓度分别为 $3.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在整个脱氮过程中, 异养反硝化和硫自养反硝化产生协同作用, 然而其相应的作用区域界限往往难以区分。传统湿地水中溶解氧不足限制了硝化作用, 内部 NO_3^- -N 的沿程浓度均较低, 出水硝酸根浓度仅为 $2.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。

有研究^[36] 表明, 经过硫自养反硝化反应后产生的大量硫酸根在缺氧且存在少量有机碳源的环境里, 硫酸根含量会减少。反应如式 (2) 所示。



在启动运行阶段, 不同曝气工况下的出水硫酸根浓度如图 10 所示。曝气越充足, 出水硫酸根浓度反而越高, 这说明硫磺段存在其他硫细菌消耗硫源, 须在后期对菌种筛选培养来进一步确定排硫硫杆菌等的可能数量。

3 效能分析

3.1 系统能耗分析

传统的活性污泥为达到理想的去除效果, 会增加剩余污泥的回流和硝化液的内回流, 这会大大增强能耗。人工湿地污水处理系统能源来源广泛、耗能较低。在工程上^[14, 35, 37], 相较传统工艺, SBR 处理工艺能使整体系统电耗下降 $0.08 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ 。在相似的日处理量下, 将 SBR 工艺、垂直潜流人工湿地和硫自养人工湿地达到相同去除率的处理工艺的能耗进行对比分析。人工湿地平均水力停留时间按照式 (3) 计算。

$$t_{\text{HRT}} = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

式中: t_{HRT} 为水力停留时间, h; V 为湿地有效体积, m^3 ; Q 为进水流量, $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ 。所得平均水力停留时间为 7 h。

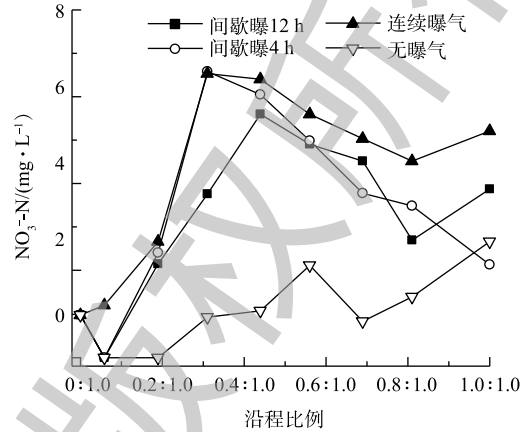


图 9 不同曝气工况下 NO_3^- -N 浓度的变化

Fig. 9 Change of NO_3^- -N under different aeration conditions

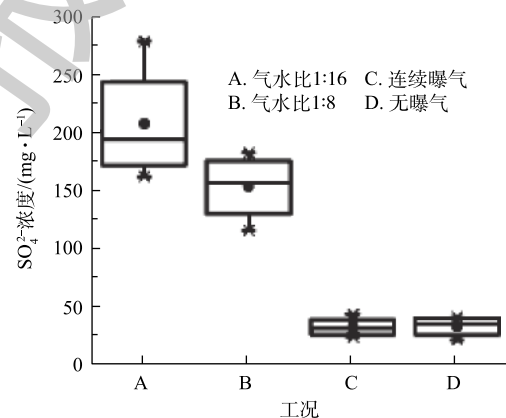


图 10 不同曝气工况下出水硫酸根浓度

Fig. 10 Effluent SO_4^{2-} under different aeration conditions

2种湿地运行全年的能源消耗按照COD去除计算,结果见表2。由此可知,在对比分析中,垂直潜流人工湿地进水COD较低,使其单位COD去除耗能较高,单位污水耗能较低,但其COD和TN去除率低于硫自养人工湿地,说明硫自养人工湿地有效提高了出水水质。硫自养湿地TN去除率高于SBR和垂直潜流人工湿地,说明硫自养人工湿地更利于实现高效脱氮,使出水中的氮达到更高的水质要求。硫自养湿地COD去除率略低于SBR,但达到相同的去除效果时,其能源消耗仅为SBR工艺的50%左右。然而SBR对电能的依赖性较强,对于湿地而言,若利用间歇曝气方式或使用新能源技术,能源节省率即可达50%以上。

表2 硫自养人工湿地和SBR工作效能分析

Table 2 Work efficiency analysis of sulfur autotrophic constructed wetland and SBR

工况	处理量/ (m ³ ·d ⁻¹)	进水COD/ (mg·L ⁻¹)	COD去除 率/%	TN去除 率/%	COD去除 负荷/(kg·d ⁻¹)	COD去除耗能/ (kWh·kg ⁻¹)	污水耗 能/(kWh·m ⁻³)
硫自养人工湿地	50	200	70	72	7	0.86	0.12
SBR工艺	79	200	85	58	13.43	1.88	0.32
垂直潜流人工湿地	70	46	45	65	0.3643	13.45	0.07

3.2 CO₂ 减排分析

对于硫自养人工湿地处理来说,利用无机碳源(CO₃²⁻、CO₂等)代替了有机碳源,节省了系统运行成本,并在一定程度上减少了碳排放。若将该技术运用于某污水厂二沉池出水处理,该污水处理厂处理量为60 000 m³·d⁻¹,且出水TN为20 mg·L⁻¹,其中NO₃-N含量为16.8 mg·L⁻¹,仅达到一级B处理。若将其提升至一级A,理论上,需要消耗81.5 kg·d⁻¹硫磺和18.2 kg·d⁻¹石灰石,若使用外投有机碳源的形式,考虑工程中脱氮效率须达到95%以上,通常每去除1 mg NO₃-N,需投加3 mg 甲醇^[38-41]。本案例则需额外投加90 kg·d⁻¹甲醇。而这些甲醇(CH₃OH)通过微生物内源呼吸,反应如式(4)所示。



在实际应用中,增加124 kg·d⁻¹ CO₂的排放,增大了系统的运行成本的同时,也增加了碳的排放,并且甲醇对人类有害,对其保管也将存在风险。湿地基质表面往往会种植相应的湿地植物,植物通过光合作用也对系统CO₂减排方面贡献了力量,因而硫自养湿地的运行可初步实现碳“零排放”的要求。

4 结论

1) 在低温(-5~10℃)条件下,硫磺提供硫源,富集硫自养反硝化细菌,提高反硝化作用。间歇曝气运行方式可显著提升湿地内部的溶解氧浓度,极大地促进了湿地内部硝化反应过程,有效地解决了人工湿地在冬季低温(-5~10℃)脱氮效率低的问题。

2) 出水pH基本保持在7.0~7.5,适宜相关微生物的生长和繁殖。石灰石提供的碱度足以消耗硫自养反硝化反应中产生的大量H⁺以维持系统出水pH。

3) 曝气方式对出水NO₃浓度有一定的影响,溶解氧不足会抑制硝化作用。但曝气过足,会促进硫磺/石灰石段的杂菌生长,使出水硫酸根浓度变高。在实际运行中,过度曝气会造成硫源的浪费以及出水硫酸根超标的危险。

4) 硫自养间歇人工湿地在脱氮效率高于垂直流人工湿地时可更好地提高脱氮效率。相比同等去除效果的SBR处理工艺,硫自养间歇人工湿地利用无机碳源(CO₃²⁻、CO₂等)代替有机碳源,系统单位COD去除能耗可减少50%,可节省系统运行成本,减少了碳排放量,工艺简单,不需要复杂的硝化液回流措施,可降低基建费用,该技术工程化经济性较高。

参 考 文 献

- [1] 方先金. 城镇污水处理厂二级出水深度脱氮研究[J]. 水工业市场, 2012(4): 44-46.
- [2] 李鑫玮, 阜崴, 魏威, 等. 反硝化滤池深度脱氮效能分析及工程应用[J]. 中国给水排水, 2016, 32(21): 132-136.
- [3] 张海. 反硝化深床滤池深度脱氮效果的分析[J]. 环境与发展, 2018, 30(8): 114-117.
- [4] 李恋云. 生活污水自养反硝化滤池深度脱氮研究[D]. 青岛: 中国石油大学(华东), 2015.
- [5] 曾祥英, 章北平, 孙高升. 波形潜流湿地处理低浓度生活污水[J]. 环境工程, 2006, 24(5): 26-28.
- [6] 徐伟伟. 波形潜流湿地处理低浓度生活污水试验研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2005.
- [7] 闫凯丽, 吴德礼, 张亚雷. 我国不同区域农村生活污水处理的技术选择[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(12): 212-216.
- [8] 王博. 复合型人工湿地对黑臭水体的净化性能及其微生物学机制研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017.
- [9] 钱嫦萍, 王东启, 陈振楼, 等. 生物修复技术在黑臭河道治理中的应用[J]. 水处理技术, 2009, 35(4): 13-17.
- [10] 黄锦楼, 陈琴, 许连煌, 等. 人工湿地在应用中存在的问题及解决措施[J]. 环境科学, 2013, 34(1): 401-408.
- [11] 徐伟伟. 波形潜流湿地处理低浓度生活污水试验研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2005.
- [12] 孙加辉. 西北地区农村生活污水处理技术研究[J]. 环境科学与管理, 2017, 42(5): 90-93.
- [13] BEZBRUAH A N, ZHANG T C. Performance of a constructed wetland with a sulfur/limestone denitrification section for wastewater nitrogen removal[J]. Environmental Science Technology, 2003, 37(8): 1690-1697.
- [14] 肖宇芳, 王文忠, 王文, 等. 水平潜流和垂直流湿地处理蓟运河水的效果比较[J]. 中国给水排水, 2010, 26(7): 12-15.
- [15] 周娅, 买文宁, 梁家伟, 等. 硫磺/硫铁矿自养反硝化系统脱氮性能[J]. 环境科学, 2019, 40(4): 1-13.
- [16] 于景洋, 齐世华, 徐春雨, 等. 寒区农村污水治理技术及可持续发展研究[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(2): 45-48.
- [17] 李文超, 石寒松, 王琦, 等. 硫自养反硝化技术在污水处理中应用研究进展[J]. 水处理技术, 2017, 43(8): 1-6.
- [18] 任婕, 林晓虎, 刘伟, 等. 硫自养反硝化强化人工湿地深度处理冷轧废水[J]. 环境工程, 2018, 36(4): 6-10.
- [19] 康晓荣, 刘亚利, 周友新, 等. 间歇曝气强化人工湿地低温脱氮研究[J]. 森林工程, 2019, 35(3): 74-77.
- [20] 欧阳炬, 钱利红, 张必华, 等. 缺氧/好氧硝化工艺曝气方式试验研究[J]. 能源环境保护, 2019, 33(1): 44-47.
- [21] 陆谢娟. 低C/N比污水间歇曝气MBR脱氮研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2010.
- [22] 郑蓓, 张小平, 李露, 等. 交替式间歇曝气移动床生物膜反应器同步脱氮除磷[J]. 水处理技术, 2018, 44(11): 107-111.
- [23] GUADIEA A, XIA S, ZHANG Z, et al. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system[J]. Bioresource Technology, 2014, 156: 195-205.
- [24] LIM B S, CHOI B C, YU S W, et al. Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor[J]. Desalination, 2007, 202(1/2/3): 77-82.
- [25] THIRD K A, GIBBS B, NEWLAND M, et al. Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor[J]. Water Research, 2005, 39(15): 3523-3530.
- [26] YANG S, YANG F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 195: 318-323.
- [27] 叶建锋, 徐祖信, 李怀正. 垂直潜流人工湿地堵塞机制: 堵塞成因及堵塞物积累规律[J]. 环境科学, 2008, 29(6): 1508-1512.
- [28] 李芳芳, 施春红, 周北海, 等. 硫磺和黄铁矿为填料的生物滤池自养反硝化强化处理二沉尾水[J]. 环境科学研究, 2016, 29(11): 1693-1700.

- [29] 袁玉玲. 以天然黄铁矿和硫磺为硫源的自养反硝化特性研究[D]. 南京: 南京大学, 2011.
- [30] 高廷耀, 夏四清, 周增炎. 城市污水生物脱氮除磷机理研究进展[J]. 上海环境科学, 1999, 18(1): 16-18.
- [31] 丁钰, 张婷月, 黄民生, 等. 好氧反硝化菌及其在污水处理和环境修复中的研究进展[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2018(6): 1-11.
- [32] 郭烨烨, 杨淑英, 黄莹, 等. 间歇曝气潜流人工湿地的污水脱氮效果[J]. 环境工程学报, 2014, 8(4): 1405-1409.
- [33] 梅龙跃. 间歇曝气垂直潜流人工湿地的污水净化效果研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2016.
- [34] 雒维国, 王世和, 黄娟, 等. 潜流型人工湿地低温域脱氮效果研究[J]. 中国给水排水, 2005, 21(8): 37-40.
- [35] 黄有志. 北方地区不同类型人工湿地冬季脱氮效果及经济效益比较分析[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2013.
- [36] 吴芳磊. 基于硫自养反硝化的深度除磷脱氮研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2015.
- [37] 吴黎明. SBR工艺污水处理厂升级改造工程的优化设计[J]. 中国给水排水, 2009, 25(16): 53-55.
- [38] 张恒亮, 朱铁群, 王海燕, 等. 强化反硝化脱氮湿地外加碳源研究进展[J]. 广东化工, 2017, 44(5): 92-93.
- [39] 武海涛. 人工湿地反硝化脱氮外加碳源选择研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
- [40] 肖蕾, 贺锋, 黄丹萍, 等. 人工湿地反硝化外加碳源研究进展[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(1): 139-143.
- [41] 金春姬, 余宗莲, 高京淑, 等. 低C/N比污水生物脱氮所需外加碳源量的确定[J]. 环境科学研究, 2003, 16(5): 37-40.
- (本文编辑: 王萌萌, 郑晓梅, 张利田)

Effect of different aeration modes at low temperature on nitrogen removal efficiency of sulfur autotrophic wetland

HUANG Xueling¹, LIU Huimin², HE Qifan¹, XIONG Ruihan¹, CAI Tingting¹, REN Yongzheng^{1*}, KANG Jianxiong¹, LI Daosheng¹, LIU Dongqi¹

1. School of Environmental Science and Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China

2. China Wuhuan Engineering Co. Ltd., Wuhan 430074, China

*Corresponding author, E-mail: renyz@163.com

Abstract In order to improve the nitrogen removal efficiency of constructed wetlands, the waveform subsurface flow wetland was filled with sulphur and limestone with a ratio of 1:1 and it was intermittently aerated. The effects of different aeration interval times on the nitrogen removal rate and denitrification of this subsurface flow constructed wetland were discussed at low temperatures in winter. The mechanism and energy conservation and emission reduction of sulphur autotrophic wetland were analyzed. The results showed that the DO level inside wetland was effectively elevated through the intermittent aeration mode, an alternation of anaerobic and aerobic environments inside the wetland occurred, then the nitrification and denitrification were promoted, and a remarkable nitrogen removal efficiency was achieved at low temperatures, which effectively solved the problems of low nitrogen removal rates of the traditional constructed wetlands at low temperatures (<10 °C). When the waveform subsurface flow wetland was operated in winter at the aeration interval of 4 h, TN removal rate reached 59.4%, which increased by 20%~30% in comparison with continuous aeration mode. Besides, the energy conservation rate above 50% was achieved for the sulphur autotrophic wetland compared with traditional wetlands, and the reduction of CO₂ emission was also achieved to some extent, at last, high efficient nitrogen removal, energy conservation and environment protection were realized.

Keywords denitrification; low temperature; sulfur autotrophic; subsurface flow constructed wetlands; energy conservation and emission reduction