

潜流湿地处理生活污水时的强化方法

王晟¹, 徐祖信¹, 李怀正²

(1. 同济大学环境科学与工程学院水环境综合整治研究所, 上海 200092; 2. 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 研究在潜流湿地处理生活污水时通过预处理强化、介质优化和工艺改进克服现有技术缺陷的可行性。改进方法包括化学强化预处理、预曝气、添加氮吸附介质、添加磷吸附介质、湿地高浸润线、中浸润线、低浸润线和动态浸润线运行。结果表明, 化学强化预处理不仅可以除磷, 而且削减湿地污染负荷可使后续湿地面积减小 63%, 但是不能有效脱氮。预曝气仅使氨氮去除率提高了 1%。添加氮吸附介质的有效时间短, 运行前 3 个月对 NH_4^+-N 去除率为 84%, 5 个月后下降到 64%。添加磷吸附介质的有效时间较长, 可维持数年。因此, 脱氮过程只有通过基质微生物实现。稳态浸润线下对 COD、 NH_4^+-N 、TN、TP 的去除率, 高浸润线湿地为 50%、21%、32%、-26%; 中浸润线湿地为 53%、48%、48%、-14%; 低浸润线湿地为 74%、96%、35%、22%。提出动态浸润线及序批式潜流人工湿地工艺(CBSW), 其对 COD、 NH_4^+-N 、TN、TP 去除率为 67%、62%、53%、33%。CBSW 实现了单级湿地内好氧/缺氧环境的交替出现, 提高了脱氮能力, 除污综合表现最佳。

关键词: 潜流湿地; 人工湿地; 序批式潜流人工湿地; 动态浸润线

中图分类号: X799.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)12-2432-07

Enhancement Strategies in Vertical Flow Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment

WANG Sheng¹, XU Zuxin¹, LI Huazheng²

(1. Institute of Aquatic Environment Integrated Rehabilitation, School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Academy of Environmental Science, Shanghai 200233, China)

Abstract: Because pollutants load is too high for root oxygenation, plant absorbance of nutrient and media absorption in vertical down flow wetland to remove pollutants from domestic wastewater, some deficiency do exist, which were confronted by pre-treatment enhancement, media optimization and technological revolution in this study. The strategies include chemically enhanced settlement, pre-aeration, addition of N-adsorption media and P-adsorption media, high, middle and low water level and dynamic saturation line within the soil profile. Chemically enhanced settlement can not only remove P but reduce 63% of the surface area of the connected wetland, but can not remove N effectively. Pre-aeration just increase 1% of the removal percentage of NH_4^+-N . The wetland with addition of N-adsorption media has the initial removal percentage of 84%, which decreases to 64% for consumption of adsorption capacity in 5 months. The saturation time of P-adsorption media is longer for the lower load of P on wetland. So, nitrogen removal only can be achieved by microorganism. Under stable saturation line, removal percentage of COD, NH_4^+-N , TN, TP in wetland with high water level is 50%, 21%, 32%, -26%, and those in wetland with middle water level is 53%, 48%, 48%, -14%, and those in wetland with low water level is 74%, 96%, 35%, 22%. Dynamic saturation line was proposed and Cyclic Batch Subsurface Wetland (CBSW) was invented in this paper, which achieves removal percentage of 67%, 62%, 53%, 33% individually for COD, NH_4^+-N , TN, TP. The result suggest that CBSW enhances N removal ability in single-stage wetland and perform better in anti-clogging, and so is the best enhancement strategy in subsurface wetland for domestic wastewater treatment.

Key words: subsurface wetland; constructed wetland; cyclic batch subsurface wetland (CBSW); dynamic saturation line

潜流湿地技术具有运行费用低、维护管理简单、对周边影响小、可以分散化和小型化建设的优点, 因此十分适用于农村点源和面源污水治理以及城郊低密度社区的污水就地处理。从 20 世纪初期欧洲和美国采用较大规模人工湿地处理污水开始, 已经出现了 3 代人工湿地污水处理技术: 自由表面流、水平潜流、垂直流。垂直流湿地包括上行流、下行流和复合垂直流^[1], 是现在潜流湿地在生活污水处理中的主流模式。但是该技术在处理中浓度污水时仍然具有易堵塞、氨氮去除率低、TP 去除率随运行时间延长

而下降的局限性, 并已成为影响其发挥环境治理效益的技术瓶颈。本研究从预处理强化、介质优化和工艺改进 3 个角度对 8 种改进方法进行了系统论述, 并提出了 1 种革新的潜流湿地工艺。

收稿日期: 2005-09-26; 修订日期: 2005-11-11

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)专项(2003AA601020); 上海市博士后科研计划项目(05R214141)

作者简介: 王晟(1977~), 男, 博士后, 主要研究方向为生态环境工程学, E-mail: swang_sh@sohu.com

1 材料与方法

1.1 实验装置

中试湿地系统位于上海市竹园污水处理厂,实验水处理流程为汇水井→沉砂池→预沉池→预曝气池→下行潜流湿地.湿地实验装置面积 1m×1m,不种植物.基质厚度 800mm,由下至上依次是 150mm 大卵石、100mm 小卵石、300mm 粗砂、250mm 当地泥土与粗砂混合物.湿地底标高 0.0m,集水系统标高 0.10m,布水系统标高 0.7m,顶标高 0.8m.对比实验装置中,用 1:1:1 的沸石、石灰石、粗砂混合介质取代纯粗砂介质.2 个装置均采用高浸润线方式运行.实验在 2004-10~2005-05 进行,其间 2005-02~2005-04 未进水.

1.2 生产实验湿地

生产实验湿地位于上海市崇明县森林园区污水处理站,其水处理流程为集水井→调节池→沉淀池(可按一级强化运行)→潜流湿地.湿地采用垂直下行流形式,湿地构造参见文献[2].由于污水站来水浓度较低,为了了解在典型生活污水浓度下湿地的除污表现,除常规监测之外,选择 1 个地块向进水中人工投加营养物质以提高污水浓度.实验湿地地块

面积 171m²,在湿地入口配水堰前设置计量泵与加料桶,加料桶内是由市售蔗糖、尿素和沉淀池出水配置的高浓度污水.生产实验湿地从 2004-08 进水,实验及监测在 2004-10~2005-08 进行,其间湿地一直保持进水.

1.3 采样及分析

根据 GB18918-2002 的要求,采混合平均样.由于没有自动取样器,考虑到可操作性,采样日从 08:00~18:00 每隔 2h 取样,共 6 次的混合平均样来代表当日进、出水水质.分析指标为 COD、NH₄⁺-N、TN、TP.

2 结果与讨论

当潜流湿地处理生活污水时,目前技术的局限性主要表现为:①由于基质内是缺氧/厌氧环境,有机质去除速率低,造成基质孔道易被来不及分解的截留有机质堵塞^[3];②由于基质内缺乏生物脱氮环境,造成除氮效果差;③由于除磷的主要机理是介质化学吸附,其吸附容量在运行过程中逐渐耗竭,使湿地在运行 1~2a 以后几乎丧失除磷能力^[4].强化对策分析如表 1.

2.1 预处理强化

表 1 潜流湿地局限性与对策分析

Table 1 Analysis of limitations and countermeasures in subsurface wetland for domestic wastewater treatment				
序号	技术瓶颈	原因分析	对策	措施
1	易堵塞壅水	湿地供氧不足,有机质降解速率低,颗粒有机质积累堵塞孔道	降低湿地污染负荷	预处理强化
			提高进水溶解氧浓度	预处理强化
			有效利用大气复氧	工艺优化
2	氮去除能力差	不能有效实现微生物脱氮	有效利用大气复氧	工艺优化
			在基质内营造微生物脱氮环境	工艺优化
			提高湿地介质的吸附容量	介质优化
3	磷去除能力逐渐降低	介质的吸附容量有限	提高湿地介质的吸附容量	介质优化
			在预处理段除磷	预处理强化

2.1.1 化学强化预处理

化学强化预处理的作用有:①降低进入湿地的 SS 浓度,保护湿地不被堵塞;②化学沉淀除磷,提高整个处理系统的除磷稳定性;③降低有机质污染负荷,通过系统优化减小湿地面积.系统优化是 3 方面作用中比较复杂的一项,需要用数学模型分析.对湿地分解有机物的过程,国内多采用一级反应动力学^[5~7];国外的研究者研究较深入,提出了不同的方法,但是一级反应动力学仍然是目前最适合的湿地描述手段^[8]:

$$c_e/c_i = e^{-K_R t} \quad (1)$$

式中, c_e 为出水有机物浓度(g/m³); c_i 为进水有机

物浓度(g/m³); K_R 为一级反应动力学常数(d⁻¹); t 为污水在湿地中的停留时间(d).

对于垂直流湿地,水力停留时间的计算式为:

$$t = \frac{h \cdot \varepsilon}{q} \quad (2)$$

式中, ε 为潜流湿地床的空隙率,无量纲,根据现场试验的结果,其值等于 0.35; q 为表面水力负荷[m³/(m²·d)]; h 为污水在湿地中的流行深度(m),对于下行流湿地就是基质的浸润深度,本例中等于 0.65m.

将式(2)代入式(1),有:

$$c_e/c_i = e^{-K_R \frac{h \cdot \varepsilon}{q}} \quad \text{或} \quad c_e = c_i \cdot e^{-K_R \frac{h \cdot \varepsilon}{q}} \quad (3)$$

通过此式可以根据试验数据率定其中参数 K_R . 参数率定后, 将式(3) 移项整理得:

$$\ln \frac{c_e}{c_i} = - K_R \frac{h \cdot \varepsilon}{q} \text{ 或 } q = - K_R \frac{h \cdot \varepsilon}{\ln \frac{c_e}{c_i}} \quad (4)$$

用此式可以求算设计浓度下, 湿地所能承受的水力负荷.

由于实验现场来水浓度较低, 负荷范围窄, 采用常规生产实验监测数据和投加高浓度污水实验地块的数据一起对模型参数进行率定, 见图 1. 由图 1 可知, 模型值与率定数据吻合良好, 相关系数达到 0.96, 表明用一级反应动力学来描述潜流湿地去除 COD 的过程是合理可行的. 率定得模型中 $K_R = 1$.

数学模型是连续函数, 所以在进行系统优化计算的时候非常方便. 例如: 令污水处理系统原水 COD 浓度 $\leq 350 \text{ mg/L}$, 要求潜流湿地出水 COD 浓度 $\leq 100 \text{ mg/L}$, 依据数学模型计算在不同预处理方式下下行流湿地的水力负荷见表 2.

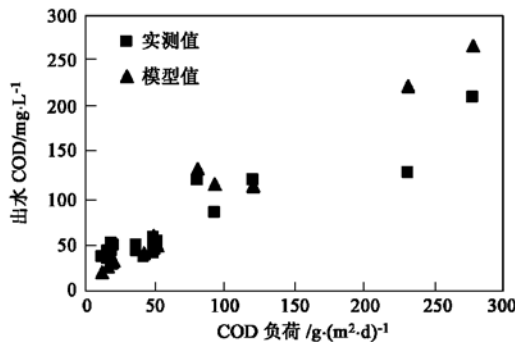


图 1 湿地降解有机物的模型建立
Fig. 1 Calibration of mathematical model for organic matter elimination by wetland

由表 2 可见, 当预处理采用自然沉淀时, 湿地进水 COD 浓度为 245 mg/L , 潜流湿地的水力负荷应

$\leq 0.23 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; 当预处理采用一级强化时, 湿地进水 COD 浓度为 140 mg/L , 潜流湿地的水力负荷可提高到 $0.62 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 湿地面积比自然沉淀预处理时所需的湿地面积相比缩小了 63%. 归纳来说, 化学强化预处理可以长效去除 COD、TP 和 SS, 减少湿地面积, 但是它增加了运行费用和维护管理工作量, 并且不能有效脱氮.

表 2 不同预处理方式下的湿地设计负荷

Table 2 Maximum bearable load for various pre-treatment

预处理	潜流湿地	
	进水浓度 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	水力负荷 / $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$
处理工艺	去除率 / %	
自然沉淀	30 ^[9]	245
一级强化	60 ^[10]	140
		0.23
		0.62

2.1.2 预曝气

预曝气是在污水进入基质前向水中鼓入溶解氧, 使氧气随水流携入湿地, 间接实现向基质充氧. 图 2 是中试实验模拟湿地在有预曝气和无预曝气 2 种情况下对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果, 以去除率-最大值-最小值-平均值表示.

由图 2 可见, 2 种情况下去除率只相差 1%, 预曝气几乎没有作用. 预曝气依靠水流将氧气携入湿地来实现基质充氧, 这就决定了其充氧强度受到水中饱和和溶解氧水平的限制. 通常的技术经济优化条件下, 曝气后水中 $\text{DO} < 6 \text{ mg/L}$, 这一点 O_2 只能提供降解 6 mg BOD_L 的好氧化反应需要, 对于几十、上百 mg/L 的进水 BOD 来说并无实际的意义.

2.2 介质优化

介质优化的目的是增加介质的吸附容量, 所采用的介质通常具有很强的选择吸附性, 可见其吸附过程的主要机理是化学吸附(包括离子交换吸附), 由于化学吸附是单分子吸附^[11], 一旦吸附位饱和, 介质就会失去对吸附能力, 因此, 介质优化方式存在

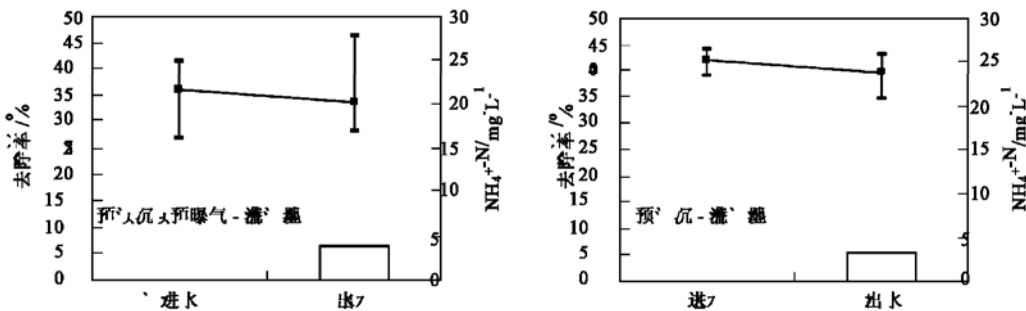


图 2 预曝气对潜流湿地除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 效果的影响
Fig. 2 Effect of pre-aeration on ammonia nitrogen removal in subsurface wetland

有效期,只是延长了这一时间.

2.2.1 添加氮吸附介质

沸石是水处理中最常用的氮氮吸附介质.天然沸石是含水多孔铝硅酸盐的总称,其结晶构造主要由(SiO)四面体组成,其中部分Si⁴⁺为Al³⁺取代,导致负电荷过剩,因此对碱金属(或碱土金属)有吸附和离子交换作用.氮氮在沸石上的吸附机理以化学吸附作用与离子交换作用为主,满足Freundlich吸附等温式($\tau = Kc^{1/n}$),最大吸附量约为 $\tau_{\max} = 11.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ [12].一旦吸附位被占据,则吸附容量下降,保持最初吸附效果的有效时间可以简化估计为:

$$Kc_{\text{out}}^{1/n} = \tau = \frac{(c_{\text{in}} - c_{\text{out}})qt}{1600 \times 0.8x}$$

或
$$t = Kc_{\text{out}}^{1/n} \frac{1600 \times 0.8x}{(c_{\text{in}} - c_{\text{out}})q} \quad (5)$$

式中, K , n 为 Freundlich 公式系数; τ 为吸附量

($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); c_{in} 为进水浓度 (mg/L); c_{out} 为出水浓度 (mg/L); q 为水力负荷 [$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]; t 为保持初期吸附能力时间 (d); x 为沸石投加比例; 0.8 为介质厚度 (m); 1600 为密度及单位换算系数.

25℃时, $K = 0.0118$, $n = 1.2492$ [12], 由式(5)可以计算得不同沸石投加量、不同进水浓度下,保持最初吸附效果的有效时间如表3.根据表3结果,中试实验中混合介质床保持最初吸附效果的有效时间是3.67个月.

中试实验结果见图3,由图3可见,运行初期进水平均值21.39 mg/L,混合介质出水均值3.51 mg/L,去除率高达84%;普通介质出水均值17.38 mg/L,去除率19%.运行5个月后进水平均值21.5 mg/L,混合介质出水均值7.64 mg/L,去除率下降到64%;普通介质出水均值20.13 mg/L,去除率下降到6%.

表3 保持最初吸附效果的有效时间/月

Table 3 Duration with initial adsorption effect/month

c_{in}	c_{out}	沸石投配比例											
		0.1	0.12	0.14	0.16	0.18	0.2	0.22	0.24	0.26	0.28	0.3	0.32
5	1	1.51	1.81	2.11	2.42	2.72	3.02	3.32	3.62	3.93	4.23	4.53	4.83
10	2	1.32	1.58	1.84	2.1	2.37	2.63	2.89	3.16	3.42	3.68	3.95	4.21
15	3	1.21	1.46	1.7	1.94	2.18	2.43	2.67	2.91	3.15	3.4	3.64	3.88
20	4	1.15	1.37	1.6	1.83	2.06	2.29	2.52	2.75	2.98	3.21	3.44	3.67

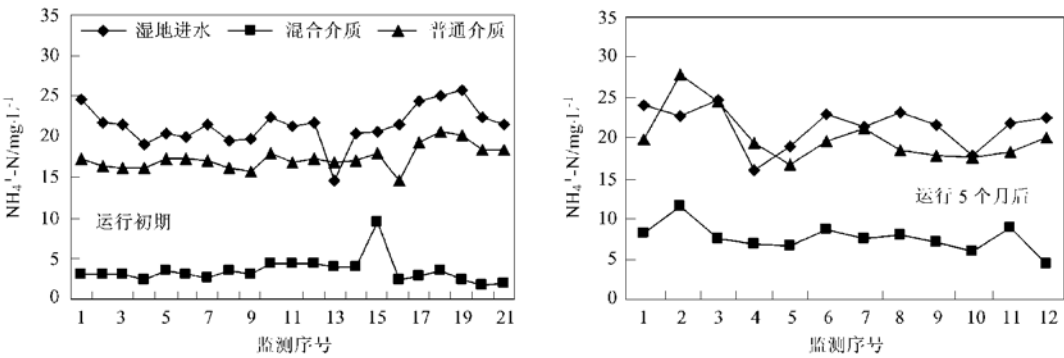


图3 介质对除氮效果的影响

Fig. 3 Effect of media on ammonia nitrogen removal in subsurface wetland

2.2.2 添加磷吸附介质

选择磷吸附介质的原则是选择那些金属成分含量高的材料,因为金属成分比如Ca、Fe、Al可与PO₄³⁻发生水合氧化物吸附和沉淀作用.所以,高炉渣、炉渣这类在炼钢过程中产生的工业副产物和废铁屑都是高效的磷吸附介质.不过,它们一样具有吸附饱和时间,参见表4.此外,应用中应注意这类介质的投放方式,否则会使水中pH上升到10以上,

使植物致死.

吸附磷介质和吸附氮介质相比较,有以下特点:①通常情况下,湿地的P负荷比NH₄⁺-N负荷小1个数量级,所以吸附磷介质的饱和时间更长,以a为计算单位.②吸附磷介质如高炉渣、炉渣和废铁屑是工业废物,价格便宜,同时符合循环经济理念.所以,通过介质吸附除磷的途径是可行的,除氮则还需寻求另外的途径.

表 4 不同介质、不同湿地磷的吸附饱和时间^[13]

Table 4 Phosphorus saturation time for different substrate in different wetland systems

湿地	基质厚度/cm	水力负荷/L·d ⁻¹	面积/m ²	饱和时间/a	
				P 浓度 8mg/L	P 浓度 1mg/L
Richmond	10	6 000	150	0.6	4.4
Carcoar	10	995 000	90 000	1.7	13.6
Byron Bay Unit	10	111 000	1 720	1.9	15.1
Byron Bay Unit	10	133 000	4 750	4.6	36.8
炉渣	60	1 250	6.25	2.6	20.8
沸石水平流	20	2 000	40	2.6	20.8
沸石垂直流	60	1 250	6.25	11.1	88.8
高炉渣	60	1 250	6.25	58.8	470.4

2.3 工艺改进

2.3.1 浸润线动态设计

预处理强化和介质优化都不能突破现有技术除氮能力低的瓶颈,所以只有通过启动大气复氧,变革工艺来实现.人工湿地技术出现 100 多年以来,在自由表面流→水平潜流→垂直潜流这 3 代湿地的发展历程中,变革都是发生在湿地形式上.垂直流湿地出现以后,由于浸润深度不同利用大气的充氧效果不同,对浸润深度的设计开始受到人们的重视.但是,浸润线仍然是按照稳态设计的.在对浸润线优化设计研究的基础上,笔者提出了动态浸润线设计理念,并发明了序批式潜流人工湿地污水处理工艺(cyclic batch subsurface wetland, CBSW)^[14].

序批式潜流人工湿地工艺通过连续进水、周期

性落干过程净化污水,见图 4.

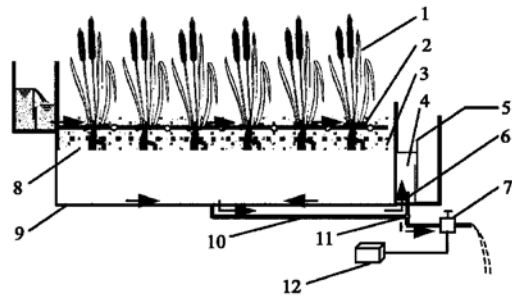


图 4 序批式潜流人工湿地示意图

Fig. 4 Sketch map of Cyclic Batch Subsurface Wetland

具体运行过程为:周期开始时,通过布水系统将污水均匀地分布在由基质层组成的人工湿地断面,污水向下流动,由于基质层呈落干状态,基质层中的孔隙间充满空气,水流在基质孔道内呈非饱和流状态,因此提供了一个硝化环境;随着污水不断流入,基质层内自由水面形成并逐渐抬升,处于自由水面以下的水与大气缺乏有效接触面积,提供了一个反硝化环境;当自由水面上升至设定高度时,电磁阀开启,基质层中的水快速排空,并在此过程中抽吸大气进入湿地.通过这样的动态浸润线运行方式,实现了人工控制的大气复氧和基质内好氧/缺氧环境的时空交替.

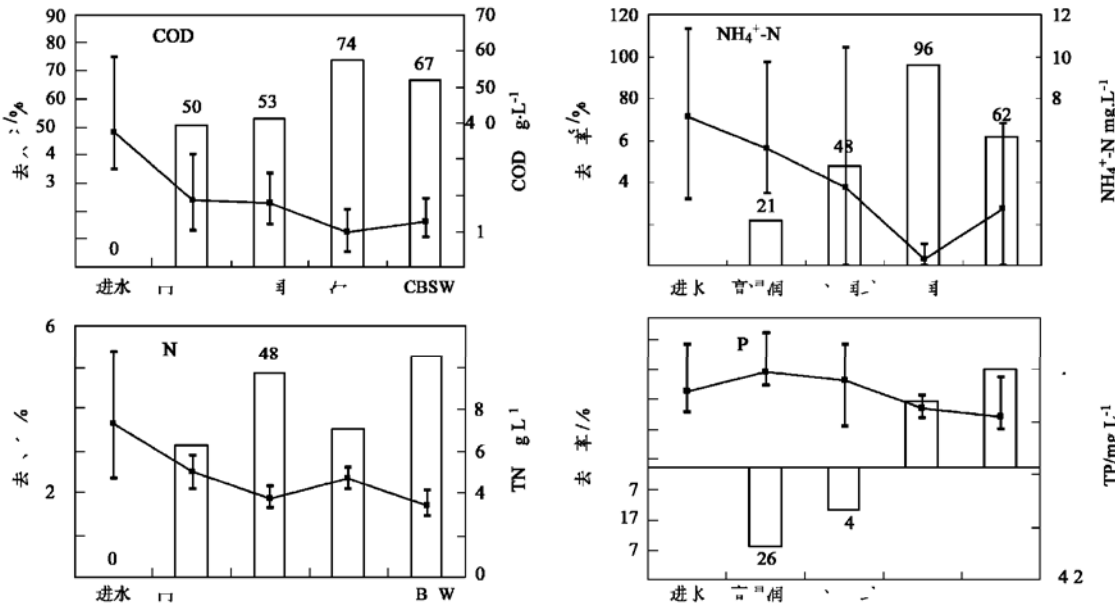


图 5 序批式潜流湿地运行效果

Fig. 5 Purifying effects of cyclic batch subsurface wetland

2.3.2 对比运行实验

图 5 是 CBSW 与高浸润线、中浸润线和低浸润线下行流湿地对比运行的生产实验结果,以去除率-最大值-最小值-平均值表示.由图 5 可见,对于单级湿地而言:①高浸润线是净化效果最差的运行方式,对 4 项指标的去除率均为最低.由于基质内缺乏有效的硝化过程,尽管具备了反硝化环境,TN 去除率仍只有 32%.②低浸润线运行时充氧条件最好,对有机质和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率最高,分别达到 74% 和 96%;但是缺乏反硝化环境使 TN 去除率只有 35%.③中浸润线可以把基质内好氧区和缺氧区调节到一个比较合理的比例,能使 TN 去除率提高到 48%.但是,这一浸润深度要在工程实施过程中维持似乎难度较大,而且由于浸润线没有降到最低,大气复氧得不到最大程度利用,所以对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD 的去除率较低,不利于湿地防堵塞.

浸润线动态运行的 CBSW 工艺在基质内实现了缺氧/好氧环境的时空交替,使 TN 去除率提高到 53%,同时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD 的去除率仅次于低浸润线湿地,分别达到 62% 和 67%.

图 5 中对 TP 去除的现象令人迷惑:高浸润线、中浸润线 2 种运行方式下,由于实验湿地已经运行

1a,介质吸附容量饱和,呈现出负去除现象;低浸润线湿地 TP 去除率 22%,可能是因为:①好氧状态下,微生物活动更剧烈,同化吸收了更多的磷素;②好氧状态下,介质容易把水中的铁固定到介质表面,同时也就固定了更多的磷.浸润线动态运行的 CBSW 工艺对 TP 去除率最高,为 33%,由于湿地不排出剩余污泥,生物除磷的理论在此解释不通,对此需作进一步研究.

3 改进方法比较

对强化预处理、优化介质和变革工艺 3 方面的技术改进途径进行比较结果,见表 5.当潜流湿地处理生活污水时,人工预曝气和添加沸石不是长效途径;化学强化预处理可以除磷并且削减湿地污染负荷,但是会增加运行费用和管理工作量且不能有效脱氮;添加铁屑等吸附磷介质能利用工业废弃物且饱和吸附时间长,是可行途径,但是应用中应注意投放方式,否则会使水中 pH 上升到 10 以上,使植物致死;高浸润线、中浸润线和低浸润线 3 种方式各有优劣,可以根据实际情况选择;按动态浸润线设计的 CBSW 工艺在分解转化污染物和防止湿地壅堵方面的综合表现突出,突破了现有技术缺陷,是最佳的改

表 5 潜流湿地改进途径比较
Table 5 Comparison between improving strategies for subsurface wetland

实施位置	实施手段	净化效果					技术评价	
		作用机理	COD	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	TN	TP	优点	缺点
预处理	加混凝剂	胶体脱稳,生成不溶 FePO_4 、 AlPO_4 等	✓			✓	有效去除无机、有机胶体,降低湿地固体、有机物负荷;有效除磷;减少人工湿地占地面积	增加运行费用
	预曝气	向水中曝气,使氧气随水流携入湿地					增加进水中溶解氧	费用高、效果不明显
湿地介质	添加沸石	吸附固定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$		✓	✓		有效去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN	增加投资费用,存在有效吸附期
	添加铁屑	吸附固定 P				✓	有效去除 TP	存在有效吸附期,使用不当会致死植物
湿地工艺	高浸润运行	最大限度杜绝大气复氧			✓		如果进水已完成硝化,可作为生物脱氮单元	没有硝化能力,不可作为独立的脱氮单元,需轮休
	中浸润运行	部分利用大气复氧、部分保留脱氮环境		✓	✓		硝化、反硝化都能部分实现	硝化、脱氮均不彻底,需轮休
	低浸润运行	最大限度利用大气复氧	✓	✓		✓	硝化作用明显,除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 能力强,不需轮休	缺乏脱氮环境,TN 去除能力差
	序批式运行	控制浸润线动态运行,实现大气复氧和基质内缺氧/好氧时空交替	✓	✓	✓	✓	最佳的脱氮工艺,对 COD 和 TP 也有很好效果,连续运行	需增加自动控制或安排人工操作

进策略.

由于现有湿地技术不能实现长效脱氮,所以有国外学者利用在不同浸润深度时湿地净化特性存在

的差异,通过湿地组合来实现湿地的微生物脱氮,见表 6.表 6 中方式尽管达到了满意的脱氮效果,但增加了湿地面积. CBSW 实现了在单级湿地中的好氧/

表 6 其它技术改进途径

Table 6 Other improving strategies for subsurface wetland

文献来源	方法	效果	面积
[15]	高浸润线-低浸润线两级串连,出水部分回流至沉淀池	TN 去除率 72%	40m ² , 80cm 基质, 粒径 0~ 8mm
[15]	低浸润线-高浸润线两级串连,在第二级外加碳源	TN 去除率 78%	40 m ² , 60cm 基质, 粒径 1~ 4mm
[16]	高浸润线-低浸润线,以硝化为目的设计	NH ₄ ⁺ -N 去除率 92%	一级 140 m ² , 破碎砾石介质; 二级 120 m ² , 砂介质

缺氧交替环境,相比之下,是更先进的技术.

4 结论

①当潜流湿地处理生活污水时,存在有机质去除速率低、脱氮效果差、除磷能力衰退的技术缺陷.应从预处理强化、介质优化和工艺改进 3 方面来强化潜流湿地的净化能力.

②预曝气和添加沸石不是长效途径;化学强化预处理可以除磷并且削减湿地污染负荷,但是会增加运行费用和管理工作量且不能有效脱氮;添加铁屑等吸附磷介质能利用工业废弃物且饱和吸附时间长,是可行途径,但是应用中应注意投放方式,否则会使水中 pH 上升到 10 以上,使植物致死;高浸润线、中浸润线和低浸润线 3 种方式各有优劣,可以根据实际情况选择.

③本研究提出浸润线动态设计并发明了序批式潜流人工湿地污水处理工艺(CBSW),该技术实现了人工控制的大气复氧和好氧/缺氧交替环境,从而实现了单级湿地脱氮,在污染净化和防止壅堵方面的综合表现突出,突破了现有技术缺陷,是较好的改进策略.

参考文献:

[1] 吴振斌,成水平,贺锋.垂直流人工湿地的设计及净化功能初探[J].应用生态学报,2002,13(6):715~718.
[2] 王晟,徐祖信,李怀正.潜流湿地处理不同浓度有机污水的差异分析[J].环境科学,2006,27(11):2194~2200.
[3] 詹德昊,吴振斌,徐光米.复合垂直流构建湿地中有机质积累与基质堵塞[J].中国环境科学,2003,23(5):457~461.

[4] 尹炜,李培军,尹澄清,等.潜流人工湿地的局限性与运行问题[J].中国给水排水,2004,20(11):36~38.
[5] 付贵萍,吴振斌,任明迅,等.复合垂直流湿地反应动力学及水流流态的研究[J].中国环境科学,2001,21(6):535~539.
[6] 王久贤.白泥坑人工湿地水力学计算研究[J].广东水利水电,1997,(6):50~52.
[7] 崔玉波,韩相奎,宋铁红.潜流人工湿地污水处理技术的效能与设计[J].环境科学与动态,2003,(2):23~25.
[8] Diederik P L R, Peter A V, Niels D P. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review[J]. Water Research, 2004, 38(5): 1484~1493.
[9] 张自杰,林荣忱,金儒霖.排水工程(下册)[M].(第四版).北京:中国建筑工业出版社,2000.412~413.
[10] 王晟,徐祖信,屈计宁.铝盐一级强化处理城市污水正交实验[J].中国给水排水,2005,21(1):37~40.
[11] 梁英教.物理化学[M].北京:冶金工业出版社,1989.216~218.
[12] 张曦,吴为中,温东辉,等.氨氮在天然沸石上的吸附及解吸[J].环境化学,2003,22(2):166~171.
[13] Sakadevan K, Bavor H J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems[J]. Water Research, 1998, 32(2):393~399.
[14] 徐祖信,王晟,李怀正.序批式潜流人工湿地污水处理工艺[P].中国专利:200510028580.6,2005-08-08.
[15] Laber J, Perfler R, Haberl R. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands[J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 35(5):71~77.
[16] Laber J, Haberl R, Shrestha R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal[J]. Wat. Sci. Tech., 1999, 40(3):317~324.