

潮汐流人工湿地床污水处理效果试验研究

张东晓¹ 吴树彪¹ 宋玉丽¹ 柳青青¹ 庞昌乐^{2*} 董仁杰²

(1. 中国农业大学 水利与土木工程学院,北京 100083; 2. 中国农业大学 工学院,北京 100083)

摘要 研究新型潮汐流人工湿地床对污水处理的效果。试验结果表明:在淹没排空比为3 h:3 h和回流比1:1的条件下,该潮汐流人工湿地床对COD、BOD₅和氨氮(NH₄⁺-N)的去除率分别为80.2%、79.0%和61.8%,去除负荷分别达到283.2、179.7和30.1 g/(m²·d),高于其他类型人工湿地;对总磷(TP)的去除率为28.7%,去除负荷为2.9 g/(m²·d)。潮汐流人工湿地床总供氧能够满足有机物及氨氮的氧化需氧量。

关键词 人工湿地床; 潮汐流; 去除负荷; 复氧能力; 硝化作用

中图分类号 X 703.1

文章编号 1007-4333(2011)06-0110-07

文献标志码 A

Wastewater purification experiment study of a lab-scale tidal flow constructed wetland

ZHANG Dong-xiao¹, WU Shu-biao¹, SONG Yu-li¹, LIU Qing-qing¹,
PANG Chang-le^{2*}, DONG Ren-jie²

(1. College of Water Conservancy & Civil Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China;

2. College of Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

Abstract A lab-scale tidal flow CW was studied to discuss the performance under the operation conditions. When the reflux ratio was 1:1 and full of water to empty was 3 h:3 h, the results showed that COD, BOD₅ and ammonium removal efficiencies were 80.2%, 79.0% and 61.8%, at loadings of 283.2, 179.7 and 30.1 g/(m²·d) respectively, which were all higher than those of other types of CWs. The removal efficiency and removal loading of TP were 28.7% and 2.9 g/(m²·d). The oxygen supply could meet the need of oxygen in the tidal flow constructed wetland through the analysis of the oxygen transfers.

Key words constructed wetland; tidal flow; removal loading; reoxygenation ability; nitrification

2009年我国废水总排放量达到589.2亿t,其中工业废水排放量为234.4亿t,生活污水排放量354.8亿t,污水处理厂实际处理量为210.3亿t^[1]。由于传统污水处理厂建设费用及维修费用高^[2],我国广大农村等经济欠发达地区排水管网未能充分覆盖,将近60%的污水没有经过处理^[1]。人工湿地作为一种新型污水处理技术,以其低投资、低能耗、运行管理方便及景观美化功能等特点越来越受到人们的关注^[3-5]。传统的水平潜流人工湿地中的基质长

期处于淹水状态,湿地床环境趋于厌氧,复氧效果较差^[6];垂直流人工湿地中污水在基质中靠重力作用非饱和和流动,虽然复氧能力有所提高^[7],但仍不能满足有机物及氨氮的氧化去除^[8-10]。

潮汐流人工湿地是一种新型的人工湿地形式,其运行过程中依靠床体饱和和浸润面的变化产生的基质空隙吸力将大气氧强迫吸入床体,提高了湿地床的氧传输量^[11-12],对有机物及氨氮有较好的去除效果^[13],但是目前对于定量分析潮汐流人工湿地内部

收稿日期:2011-05-03

基金项目:科技部农业科技成果转化资金项目(2007GB23600460)

第一作者:张东晓,硕士研究生,E-mail:caudxzhang@gmail.com

通讯作者:庞昌乐,副教授,主要从事可再生资源利用与环境研究,E-mail:pangcl@cau.edu.cn

氧供给及消耗进而解释其对有机物及氨氮去除效果的研究较少。

本研究拟通过模拟实验室柱式潮汐流人工湿地床,在淹没排空时间比 3 h : 3 h 及回流比为 1 : 1^[8]的条件下探索潮汐流人工湿地床对生活污水的处理能力,同时分析排水及进水时所吸入和排出基质空隙体积气体的体积和成分,探讨潮汐流复氧机理,以期为今后潮汐流人工湿地在实际工程中应用提供试验数据。

1 材料及方法

1.1 试验装置

试验装置由进水污水桶、潮汐流人工湿地床、出水桶等组成(图 1)。柱形湿地床采用有机玻璃制成,内径 18 cm,高度 190 cm,进水口距地面高度 170 cm,出水口距地面高度 30 cm。湿地床处理区采用粒径为 0.45~3.00 mm 经过水洗的建筑粗砂填充,高度 90 cm;下层采用粒径为 10~30 mm 的砾石层填充。经测量,系统的孔隙率为 0.33。为了研究湿地床的氧传输问题,集气袋装于进水口左侧集气口处,装置上部及底部采用法兰和凡士林密封。蠕动泵及电子出水阀采用时间继电器控制其进水、排水时间及水力负荷。

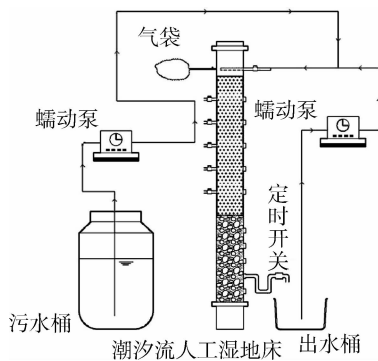


图 1 潮汐流人工湿地试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of a lab-scale tidal flow constructed wetland

1.2 进水水质

进水采用实验室人工配置,试验前期对该湿地系统进行了 2 个月的系统微生物挂膜。挂膜阶段每桶(120 L)污水中均投加 0.4 L 某自来水管厂的活性污泥。试验正常运行期间,不再投加污泥。试验期间具体水质指标范围见表 1。

表 1 试验期间进水水质指标

Table 1 Water quality of influent wastewater

指标	范围	平均值
pH	5.83~7.76	6.39
$\rho(\text{DO})/(\text{mg/L})$	0.74~2.10	1.42
$\rho(\text{COD}_{\text{cr}})/(\text{mg/L})$	95.0~792.0	393.4
$\rho(\text{BOD}_5)/(\text{mg/L})$	75.3~409.0	240.6
$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg/L})$	24.6~99.3	48.3
$\rho(\text{TP})/(\text{mg/L})$	6.0~34.6	12.9

1.3 试验参数

试验于 2010-08-25—10-18 在中国农业大学农业部设施农业工程重点开放实验室进行。潮汐流人工湿地床的淹没排空时间比 3 h : 3 h,每天循环周期 4 次,单次周期内进水水量和回流量均为 6 L,日处理量 24 L。室内试验温度为 19.5~29.7 °C。

1.4 取样测试

试验期间,各个指标的测试方法为:溶解氧(DO)质量浓度采用 Orion 3-Star 溶解氧仪测试;pH 采用 Orion 3-Star pH 计测试;生化需氧量(BOD₅)采用接种培养法;化学需氧量(COD)采用重铬酸钾法;氨氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)的质量浓度均采用 TRAACS2000 连续流动分析仪测试;亚硝态氮(NO₂⁻-N)的质量浓度采用 N(12 萘基)2 乙二胺光度法;总磷(TP)质量浓度采用钼锑抗分光光度法;O₂ 的体积分数采用 Eheim VISIT03 便携式气体分析仪测试。

于每日 15:00 取进水和出水各 500 mL,储存于聚乙烯瓶内,并马上对水样进行 DO 和 BOD₅ 质量浓度,pH 和水温测试。每日 12:00 系统进水,将抽空的集气袋接入集气口,收集落空期结束后基质孔隙气体,测定其体积和氧气体积分数,计算系统耗氧情况;每日 15:00 系统排水,将已知气体体积的气袋接入集气口,通过测定进气袋排水前后的体积和氧气体积分数变化,计算潮汐补氧量。水样保存在冰柜冷冻室(-18 °C)中,收集后每周测试 COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 及 TP 的质量浓度,所有指标均按照 GB/T 5750.5—2006 规定方法测试。

1.5 供氧量与耗氧量

1.5.1 供氧量

本试验中,潮汐流人工湿地床供氧量由式(1)^[8]计算:

$$Q_s = Q_w + Q_t + Q_d + Q_p \quad (1)$$

式中： Q_s 为潮汐流人工湿地床的供氧量， $g/(m^2 \cdot d)$ ； Q_w 为进水携氧量， $g/(m^2 \cdot d)$ ；

$$Q_w = HLR \times [\rho(DO_{in}) - \rho(DO_{out})]$$

式中： $\rho(DO_{in})$ 为进水溶解溶解氧质量浓度， mg/L ； $\rho(DO_{out})$ 为出水溶解溶解氧质量浓度， mg/L ； HLR 为水力负荷， $m^3/(m^2 \cdot d)$ 。 Q_t 为潮汐作用吸入氧量， $g/(m^2 \cdot d)$ ；

$$Q_t = \frac{0.768P\varphi(O_2)(V_{g,in} - V_{g,out})}{A_h R T H_T}$$

式中： $V_{g,in}$ 为吸入床体气体体积， L ； $V_{g,out}$ 为排出床体气体体积， L ； $\varphi(O_2)$ 为进气中氧气体积分数， $\%$ ； P 为气体压强， Pa ； R 为比例常数，约为 $8.31 J/(mol \cdot K)$ ； T 为进气气体温度， K ； A_h 为湿地床面积， m^2 ； H_T 为水力负荷周期， h 。 Q_d 为淹没状态下气态氧向系统的氧扩散量， $g/(m^2 \cdot d)$ ； Q_p 为植物根系泌氧量， $g/(m^2 \cdot d)$ 。由于湿地床在淹没状态下气态氧通过液面向水体的扩散速率很低，同时该湿地床没有植物，所以本试验中 Q_d 和 Q_p 取 $0^{[8]}$ 。

1.5.2 耗氧量

潮汐流人工湿地床对污水处理中的耗氧量一般为有机物耗氧分解的需氧量和氨氮硝化作用的耗氧

量^[14]，可表示：

$$Q_c = Q_{organic} + Q_{nitro} \quad (2)$$

式中： Q_c 为系统总耗氧量， $g/(m^2 \cdot d)$ ； $Q_{organic}$ 为有机物耗氧量， $g/(m^2 \cdot d)$ ；

$$Q_{organic} = 0.7HLR[\rho(COD_{in}) - \rho(COD_{out})]$$

式中： 0.7 为 COD 氧化耗氧系数。 Q_{nitro} 为氨氮硝化作用耗氧量：

$$Q_{nitro} = 4.3HLR[\rho(NH_4^+ - N_{in}) - \rho(NH_4^+ - N_{out})] - 2.86[\rho(NO_3^- - N_u)]$$

式中： 4.3 为氨氮硝化作用耗氧系数； $\rho(NO_3^- - N_u)$ 为反硝化作用中 N 利用的质量浓度， $g/(m^2 \cdot d)$ ； 2.86 为硝态氮耗氧系数。

2 结果及分析

2.1 潮汐流湿地床运行效果

由于进水放置时间较长和进水中微生物对污水的净化效果等因素，潮汐流人工湿地床进水中 COD 和 BOD₅ 的质量浓度变化范围较大，分别为 95.0~792.0 和 75.3~409.0 mg/L，平均值分别为 393.5 和 240.6 mg/L。但出水质量浓度相对稳定，平均值分别为 82.2 和 43.1 mg/L(图 2(a)和(b))。进

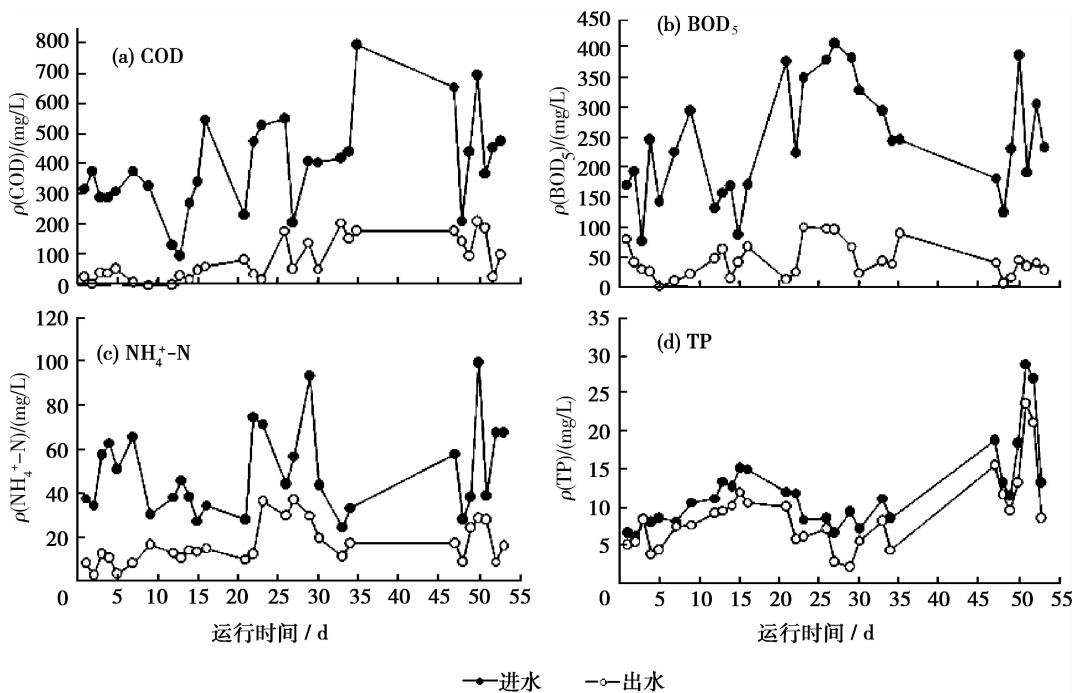


图 2 潮汐流人工湿地床进出水中 COD、BOD₅、NH₄⁺-N 及 TP 的质量浓度随运行时间的变化

Fig. 2 Concentration changes of COD, BOD₅, NH₄⁺-N and TP in the lab-scale tidal flow constructed wetland

水中氨氮质量浓度的波动比较剧烈,变化范围为 24.6~99.3 mg/L,平均值为 49.8 mg/L。出水中氨氮质量浓度波动明显变缓,平均值为 16.7 mg/L(图 2(c))。潮汐流人工湿地床进水中总磷质量浓度的变化范围为 6.0~29.0 mg/L,平均值为 12.1 mg/L,出水平均质量浓度为 8.9 mg/L(图 2(d))。

潮汐流人工湿地湿地床对 COD、BOD₅ 及氨氮的平均去除率较高,分别为 79.0%,80.2%和 61.8%;但对总磷的去除率相对较低,仅为 28.7%(图 3(a))。在去除负荷方面,COD、BOD₅、氨氮及总磷的去除负荷的平均值分别为 283.2、179.7、30.1 和 2.9 g/(m²·d)(图 3(b))。

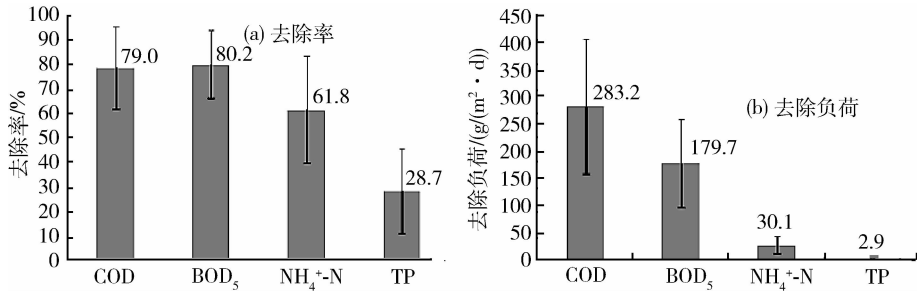


图 3 潮汐流人工湿地床对 COD、BOD₅、NH₄⁺-N 和 TP 的去除率及去除负荷

Fig. 3 The removal efficiencies and removal loading of COD, BOD₅, NH₄⁺-N and TP in the lab-scale tidal flow constructed wetland

2.2 潮汐流人工湿地床的供氧和耗氧

潮汐流人工湿地床的供氧和耗氧变化情况见表 2。饱和浸润面的间歇性变化产生的基质空隙使得空气被抽吸进湿地床中,可以较大提高氧供给能力,而出水中溶解氧质量浓度高于进水使得水体携氧量为负值,因此潮汐吸氧在氧供给过程中起主导作用。

根据式(2),氧的消耗主要为有机物和氨氮氧化耗氧量,通过表 2 可以看出,有机物耗氧为氧消耗的主要来源,并且明显大于经过反硝化修正后的氨氮的氧化耗氧量。潮汐流人工湿地床总的供养量大于总需氧量,在该运行条件下能够满足有机物和氨氮氧化耗氧。

表 2 潮汐流人工湿地床供氧及耗氧量计算值

Table 2 Evaluation of oxygen supply and consume in the lab-scale tidal flow constructed wetland

供氧量			耗氧量			
潮汐吸氧量	水体携氧量	总供氧量	有机物耗氧量	氨氮氧化耗氧量	反硝化修正耗氧量	总需氧量
327.3±32.0	-0.8±0.4	326.5±32.1	200.3±87.9	115.5±71.0	41.7±31.2	274.1±82.4

注:表中数据以平均值±标准偏差表示。

3 讨论

3.1 有机物的去除

人工湿地对不溶性有机质可以通过基质截留,进而被基质表面的微生物消耗^[15]。可溶性有机质也随污水流经微生物膜表面时被消耗。由于氧含量等因素限制有机物降解细菌活性,在人工湿地中,环境趋于厌氧,所以好氧微生物活性受到限制^[16]。氧含量及复氧性对提高好氧微生物的活性起到重要作用,因此改善氧环境可以有效提高有机物去除效果。

由表 3 可以看出,传统人工湿地因为基质内部氧环境较差,有机物去除负荷约为 17.0 g/(m²·d)^[2],为了提高去除效果,有研究采用逐渐扩展湿地级数的方法,去除负荷提高到 31.2 g/(m²·d)^[17],同时有研究采用吸附介质作为人工湿地的基质,应用到水平潜流人工湿地后,有机物去除负荷达到 94.9 g/(m²·d)^[21]。垂直流和水平潜流组合人工湿地也是研究的热点,文献分析得到该种复合人工湿地的有机物去除负荷大约为 42.8 g/(m²·d)^[23]。考虑到采用间歇的方式可以提高基质内部氧环境,间歇式

表3 不同类型人工湿地 COD 和氨氮去除负荷的比较

Table 3 Comparison of COD and NH_4^+-N removal loading rate in different types of constructed wetlands

湿地类型		污水形式	COD 平均去除 负荷/(g/(m ² ·d))	NH_4^+-N 平均去除 负荷/(g/(m ² ·d))	来源
垂直潜流	一级垂直流人工湿地	生活污水	17.0	1.1	吴树彪,等 ^[2]
	两级垂直流人工湿地	生活污水	31.2	3.7	Langergraber,等 ^[17]
	循环一级垂直流人工湿地	生活污水	69.7	10.3	Sklarz,等 ^[18]
水平潜流	水平潜流人工湿地	生活污水	19.6	0.7	Ascuntar,等 ^[19]
	曝气水平潜流人工湿地	生活污水	16.7 ^①	4.5	Zhang,等 ^[20]
	砾石-炉渣-粉煤灰三级水平潜流人工湿地	生活污水	94.9	5.2	张秋贞,等 ^[21]
组合式	垂直-水平潜流组合人工湿地	生活污水	—	2.0	Tuncsiper,等 ^[22]
	垂直-水平潜流组合人工湿地	生活污水	42.8	—	闫健,等 ^[23]
序批式	序批式人工湿地	生活污水	44.1	14.9	Chan,等 ^[24]
	间歇进水复合垂直流人工湿地	生活污水	54.4	3.6	袁林江,等 ^[25]
一级潮汐流人工湿地		实验室模拟 生活污水	283.2	30.1	本研究

注:① BOD₅ 平均去除负荷,该列其他均为 COD 去除负荷。

人工湿地和序批式进水方式也逐渐在人工湿地中应用^[24-25],但以上技术仍不能满足湿地系统内部大量有机物的好氧需求。20世纪90年代,英国伯明翰大学提出的潮汐流人工湿地具有高复氧能力的优点^[11]。本试验尝试将该人工湿地应用于家庭生活污水处理中,湿地床采用间歇进水和瞬间排水的运行方式。在淹水状态,污水和基质充分接触,保证微生物消耗可溶性有机质^[6];排水状态可以大大增加基质中的氧含量,提高好氧微生物的活性,对去除截留的不溶性有机质有很好的效果^[26-27]。有机物去除率和去除负荷达到79.0%和283.2 g/(m²·d),是传统人工湿地的14倍,并且处理效果优于多级、组合和序批式人工湿地。相对于曝气式人工湿地,该系统采用自然的抽吸作用,不存在能量的消耗,因此具有较好的应用推广前景。

3.2 氨氮的去除

一般认为人工湿地对氨氮的去除包括硝化作用^[28]、基质吸附^[29]、植物吸收^[30]和其他原因^[11]。许多研究表明,湿地中的主要除氮机理是微生物硝化/反硝化^[31-35]。硝化细菌氧化氨氮为硝态氮是在氧作为电子供体的情况下进行的。阮文权研究认为^[36],硝化细菌竞争氧及其他营养物质的能力弱于

异样细菌,COD质量浓度越大,氮的去除率越低,硝化细菌活性越受影响,所以湿地系统中氧环境对于氨氮的去除极其重要。

传统人工湿地为了提高复氧效果及提高氨氮去除率,采用曝气、间歇、序批式等方式提高湿地系统中的溶氧量,其中序批式人工湿地的氨氮去除负荷达到14.9 g/(m²·d)^[24],但是其去除负荷仍较低;而潮汐流采用瞬间排水的方式,较大程度的提高了湿地中的含氧量。同时根据Fick定律,硝化细菌可以利用快速传送到生物膜内部的氧将吸附的氨氮转化为硝态氮^[37-38]。因此该系统对氨氮的去除效果较好,去除负荷达到30.1 g/(m²·d),高于表3所列其他类型人工湿地的去除效果。

3.3 磷的去除

人工湿地对磷的去除主要包括填料的物理作用、化学作用和微生物的同化作用以及植物摄取作用^[39]。该潮汐流人工湿地床没有种植植物,故无法靠植物对磷进行吸收。基质的吸附和微生物的同化作用对磷的去除起了主要作用,而吸附作用主要是无机磷同基质中的 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 、 Ca^{2+} 等发生吸附和沉淀反应^[40],该试验的基质采用建筑砂,以上元素相对于其他基质含量较低。有研究表明,建筑砂对

磷的净化能力明显不足^[41]。微生物对污水中磷的去除贡献不大,并且在淹水过程中,基质吸附的部分磷可能不稳定而被解析^[8],所以本潮汐流人工湿地床对磷的去除能力较低。

3.4 潮汐流湿地床中的氧传输

对于人工湿地去除污染物所需氧的来源有3个途径,分别为植物输氧、大气自然复氧及水体携氧,在常见的人工湿地中,植物输氧及大气自然复氧是其主要方式^[42]。由于本系统主要研究潮汐流湿地床内部供氧耗氧关系,所以本试验采用密闭系统。根据 Brix 的研究^[43],植物的根区泌氧量一般低于 $0.02 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,所以植物根系泌氧可以忽略,故本系统采用无植物系统。根据表2中的试验数据,水体携氧量为负值,即进水中溶解氧质量浓度低于出水,出现了氧的反补现象,所以该系统的氧主要来源于大气的自然复氧。而该系统采用瞬间排水的方式,增加了对空气的抽吸作用,传统人工湿地的大气抽吸复氧量为 $50 \sim 90 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ^[44],该潮汐流人工湿地床大气自然复氧能力高达 $342.82 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,是其4倍。试验结果表明潮汐流人工湿地床供氧能满足有机物降解和氨氮硝化作用的耗氧。好氧处理污泥的产生量大于厌氧,复氧量过大导致微生物膜过量繁殖致使试验后期逐渐堵塞,水力传力逐渐变差,但这方面的研究未见报道,因此探讨合适的复氧量也是未来的研究重点。

4 结论

潮汐流人工湿地床对 COD、BOD₅ 和氨氮的去除率分别达到 79.0%、80.2% 和 61.8%,去除负荷分别达到 283.2、179.7 和 $30.1 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,高于其他类型湿地系统。该湿地床对总磷的去除率及去除负荷分别为 28.7% 和 $2.9 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。潮汐流人工湿地床具有较好的污水处理效果。

潮汐流人工湿地床具有很强的复氧能力,其供氧全部来自潮汐作用。进水中溶解氧浓度低于出水,水体中的氧在湿地床中出现反补现象。在耗氧中,有机物氧化需氧量大于氨氮氧化的需氧量。潮汐流人工湿地床中供氧能够满足有机物的降解和氨氮硝化作用的耗氧。

参 考 文 献

[1] 中国环境保护部. 2009 年中国环境状况公报[R]. 北京: 中华人

民共和国环境保护部, 2010: 17-22

- [2] 吴树彪, 董仁杰, 翟旭, 等. 组合家庭人工湿地系统处理北方农村生活污水[J]. 农业工程学报, 2009, 25(11): 282-287
- [3] 吴树彪, 董仁杰. 人工湿地污水处理应用与研究进展[J]. 水处理技术, 2008, 34(8): 5-9
- [4] 于少鹏, 王海霞, 万忠娟, 等. 人工湿地污水处理技术及其在我国发展的现状与前景[J]. 地理科学进展, 2004, 23(1): 22-29
- [5] Brix H. How "green" are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems[J]. Water Science & Technology, 1999, 40(3): 45-50
- [6] Lin Y F, Jing S R, Wang T W, et al. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands[J]. Environment Pollution, 2002, 119(3): 413-420
- [7] Cooper P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates[J]. Water Science & Technology, 2005, 51: 81-90
- [8] 吴树彪, 张东晓, 柳清青, 等. 潮汐流人工湿地床处理生活污水的优化研究[J]. 中国农业大学学报, 2010, 15(2): 106-113
- [9] Sikora F J, Zhu T, Behrends L L, et al. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates mechanisms[J]. Water Science & Technology, 1995, 32(3): 193-202
- [10] Reddy K R, D' Angelo E M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands [J]. Water Science & Technology, 1997, 35(5): 1-10
- [11] Sun G, Gray K R, Biddlestone A J, et al. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-down flow reed bed system[J]. Water Science and Technology, 1999, 40(3): 139-146
- [12] Sun G, Zhao Y Q, Allen S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system[J]. Journal of Biotechnology, 2005, 115: 189-197
- [13] Zhao Y Q, Sun G, Allen S J. Purification capacity of a highly load laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation[J]. Science of the Total Environment, 2004, 330: 1-8
- [14] Herrera Melian J A, Martin Rodriguez A J, Arana J, et al. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands[J]. Ecological Engineering, 2010, 36: 891-899
- [15] 陶静, 汪德耀. 小型复合流人工湿地的设计及对有机物去除效率的分析[J]. 水电站设计, 2004, 20(2): 90-92
- [16] Job G D, Biddlestone A J, Gray K R. Treatment of high strength agricultural and Industrial effluents using reed bed treatment systems [J]. Chemical Engineering Research and Design, 1991, 69(3): 187-189
- [17] Guenter L, Klaus L, Alexander P, et al. High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed

- wetland[J]. *Desalination*, 2009, 246: 55-68
- [18] Sklarz M Y, Gross A, Yakirevich A, et al. A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater[J]. *Desalination*, 2009, 246: 617-624
- [19] Ascuntar R D, Toro V A F, Peña M R, et al. Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 274-280
- [20] Zhang L Y, Zhang L, Liu Y D, et al. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater[J]. *Desalination*, 2010, 250: 915-920
- [21] 张秋贞, 张鸿涛, 廖志民, 等. 三段式水平潜流人工湿地的中试研究[J]. *给水与排水*, 2007, 33: 158-161
- [22] Tuncsiper B. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system [J]. *Desalination*, 2009, 247: 466-475
- [23] 闫健, 崔理华, 谢小妍, 等. 不同湿地组合工艺处理小规模生活污水效果比较[J]. *中国给水排水*, 2006, 22(12): 67-70
- [24] Chan S Y, Tsang Y F, Cui L H, et al. Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for $\text{NH}_3\text{-N}$ removal [J]. *Process Biochemistry*, 2008, 43: 297-305
- [25] 袁林江, 韩瑞瑞, 韩玮. 间歇进水复合垂直流人工湿地的净化特性研究[J]. *西安建筑科技大学学报*, 2008, 40(4): 521-526
- [26] Tanner C C, Sukias J P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands [J]. *Water Science & Technology*, 1995, 32: 229-240
- [27] Zhao L F, Zhu W, Tong W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands [J]. *Environmental Sciences*, 2009, 21: 750-757
- [28] 张迎颖, 丁为民, 陈秀娟. 复合垂直流人工湿地的脱氮机理及影响因素分析[J]. *环境工程*, 2009, 27(5): 36-40
- [29] 卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. *生态学报*, 2006, 26(8): 2670-2677
- [30] 李宝宏, 曹文平. 人工湿地植物在污水处理系统中的作用探讨[J]. *环境科学与管理*, 2007, 32(9): 65-67
- [31] Gale P M, Reddy K R, Graetz D A. Nitrogen removal from reclaimed water applied to constructed and natural wetland microcosms[J]. *Water Environment Research*, 1993, 65(2): 162-168
- [32] Bowden W B. The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands[J]. *Biogeochemistry*, 1987, 4: 313-348
- [33] Romero J A, Comin F A, Gracia C. Restored wetlands as filters to remove nitrogen[J]. *Chemosphere*, 1999(39): 323-332
- [34] Crites R W, Dombeck G D, Wastson R C, et al. Removal of ammonia in constructed wetlands [J]. *Water Environment Research*, 1997, 69(2): 132-135
- [35] Bavor H J, Roser D J, Adcock P W. Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology[J]. *Water Science & Technology*, 1995, 32(3): 13-20
- [36] 阮文权, 陈坚. 同步硝化与反硝化(SND)好氧颗粒污泥脱氮过程初步研究[J]. *安全与环境学报*, 2003, 3(5): 3-7
- [37] McBride G B, Tanner C C. Modeling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 14: 93-106
- [38] Austin D. Influence of cation exchange capacity (CEC) in tidal flow, flood and drain wastewater treatment wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28: 35-43
- [39] 崔理华, 朱夕珍, 骆世明, 等. 垂直流人工湿地系统对污水磷的净化效果[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2002, 3(7): 13-17
- [40] 梁威, 吴振斌. 人工湿地对污水中氮磷的去除机制研究进展[J]. *环境科学动态*, 2000(3): 32-37
- [41] 袁东海, 景丽洁, 高士祥, 等. 几种人工湿地基质净化磷素污染性能的分析[J]. *环境科学*, 2006, 26(1): 51-55
- [42] 钟秋爽, 王世和, 黄绢, 等. 人工湿地系统溶解氧的研究[J]. *盐城工学院学报*, 2006, 19(1): 54-56
- [43] Brix H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of phragmites australis in constructed reed bed receiving domestic sewage[J]. *Water Research*, 1990, 24: 259-266
- [44] Cooper P, Smith M, Maynard H. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system [J]. *Water Science and Technology*, 1997, 35: 215-221

(责任编辑: 刘迎春)