

# 波式潜流人工湿地对氮的去除效果研究

郭玉章, 赵楠, 王晓欧, 赵新华

(天津大学 环境科学与工程学院, 天津 300072)

**摘要:** 在不同的水力停留时间(HRT)、温度、碳氮比(COD/N)条件下,研究了波式潜流人工湿地(W-SFCW)试验装置对水体总氮和氨氮的去除效果。通过检测 W-SFCW 沿程各形态氮的含量,探讨了其对氮的去除原理。结果表明,HRT、温度、COD/N 分别为 5 d, 26.8 °C, 5 条件下总氮去除率较高,可达 74.92%;此外,研究发现氨氮主要在浅水区通过硝化作用转化为 NO<sub>3</sub>-N,所得的 NO<sub>3</sub>-N 通过深水区的反硝化作用转化为 N<sub>2</sub> 而得以去除。

**关键词:** 波式潜流人工湿地; 水力停留时间; COD/N; 温度; 去除率

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2013)06-0238-04

中图分类号: X522

## Treatment Efficiency of Wavy Subsurface Constructed Wetland for Removal of Nitrogen

GUO Yu-zhang, ZHAO Nan, WANG Xiao-ou, ZHAO Xin-hua

(Environmental Science and Engineering College, Tianjin University, Tianjin 300072, China)

**Abstract:** A lot of experiences were conducted in different hydraulic retention time (HRT), temperature and COD/N to explore the removal efficiency of TN, NH<sub>3</sub>-N in the water using the wavy subsurface constructed wetland(W-SFCW) test device, and to discuss the nitrogen removal principle by detecting nitrogen content in various forms along the path of W-SFCW device. The results showed that total nitrogen removal rate was higher and could amount to 74.92% when HRT, temperature, COD/N were 5 d, 26.8 °C, 5, respectively. In addition, we found that ammonia nitrogen was mainly in shallow water through the nitrification into NO<sub>3</sub>-N, and the NO<sub>3</sub>-N was removed through the deep water denitrification into N<sub>2</sub> in the deep water.

**Keywords:** W-SFCW; HRT; COD/N; temperature; removal rate

氮元素是生物生命所必须的重要元素,是构成生物体细胞的大量元素,它通常以多种形态存在于水中。N 含量过高是造成水体富营养化的主要原因之一。水体富营养化一旦发生,不仅严重影响水质,破坏景观水体的功能,甚至使景观水变成影响周围环境的污染源。所以由各种形态的氮元素造成的污染是当前景观水体保持领域亟待解决的问题<sup>[1]</sup>。水体中 N 元素的去除过程涉及到多种形态的氮元素以及它们之间的相互转化。韩耀宗等<sup>[2]</sup>认为 NH<sub>3</sub>-N 的去除主要依靠 *Nitrosomonas* 的硝化作用,要在好氧环境,溶解氧(DO)较高的条件下进行,碳源可以自给;而硝态氮的去除主要依靠 *Nitrobacter* 的反硝化作用,需要足够的碳源支持。本研究首先分析 HRT, COD/N, 温度等对 W-SFCW 去除效果的影响,以确

定装置的最佳运行条件;然后在此基础上研究 W-SFCW 不同部分的各种氮形态含量的分布情况,确定 W-SFCW 各个部分的主要功能;最后通过合理的方法提高各个部分的功能,提高整个装置的去除效率。研究结果对于完善推广 W-SFCW 在污水处理中的应用具有重要的理论和现实意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置的设计及水样配置

采用 W-SFCW 小试装置,通过在水平潜流人工湿地内部按照一定的间距添加一定数量的隔板,强制湿地中的水流呈波形流态,使污水形成若干个串联的上下行流交替的水流方式,多次流经人工湿地内部具有不同处理特性的构造层,增加受污染水体与湿地系

收稿日期:2012-11-24

修回日期:2013-01-29

资助项目:天津市科技创新专项(08FDZDSF03200); 水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07314-004-002)

作者简介:郭玉章,(1989—)男(汉族),河北省沧州市盐山县人,硕士研究生,研究方向为人工湿地修复景观水体。E-mail:90601497@qq.com。

通信作者:赵新华(1952—)男(汉族),天津市人,教授,博士生导师,废水资源化及中水利用。E-mail:zxh@tju.edu.cn。

统中下层的微生物和基质接触机会,延长了 HRT,使有机营养物质得到充分降解,从而达到增强污水处理的目的。

小试装置池体和隔板均采用钢化玻璃,其中池体厚度为 1 cm,隔板为 0.8 cm。进水自行配置,经蠕动泵,由溢流堰进入池体。设置 6 个采样孔,其中 1,4,5 号取样孔位于好氧区,距离池底 45 cm;2,3,6 号取样孔位于厌氧区,距离池底 20 cm。为防止装置底部堵塞,在底部区域填装大粒径的石块,其高度为 10 cm;然后在石块上面填装火山岩粒,其粒径为 1.5~2.0 cm,填装高度为 25 cm 植物种在该层;在火山岩层上面装填水生植物砂石,其粒径为 0.3~0.4 cm,装填高度为 15 cm。

试验所处理的原水模拟微污染水体,在自来水中加入  $\text{NH}_4\text{Cl}$  配制, $\text{NH}_3\text{-N}$  的含量为 40 mg/L 没有其它形式的氮,加入  $\text{CH}_3\text{COONa}$  来控制 COD 的含量。

### 1.2 植物的选取和填料的搭配

根据当地的气候特点,选用黄花鸢尾作为小试装置的水生植物,直接将幼苗直接移栽入小试装置,种植密度为 20 株/ $\text{m}^2$ 。

如表 1 所示的几种填料,其中火山岩中 CaO 和  $\text{SiO}_2$  较高,表面粗糙多微孔,水流阻力小,不易堵塞,具有布水布气均匀,挂膜快,反冲洗是微生物膜不易脱落等优点;其机械强度为 5.08 MPa,可以承受不同强度的水力剪切作用,使用寿命远高于其它填料;同时它还具有抗腐蚀性,具有惰性,不参与生物膜的生物化学反应。是人工湿地填料的理想选择。小试装置选用火山岩作为主体填料。

表 1 几种人工湿地填料的化学组分 %

项目	砂石	页岩	炉渣	蜂窝煤渣	钢渣	火山岩
CaO	0.27	6.28	3.46	1.7~2.4	48.43	9.86
FeO			0.08		12.09	1.49
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	1.80	7.05	10.20	0.18~2.06	7.22	11.86
$\text{Al}_2\text{O}_3$	6.11	14.70	18.90	2~12.8	2.31	14.71
$\text{SiO}_2$	35.47	57.26	54.00	45~49	15.77	43.27

### 1.3 水质指标分析和方法

试验从 2012 年 5 月开始每周分别在试验装置的 6 个取样点取样检测两次(间隔 3 d),每次对每个检测指标均去两组平行样进行检测,一直连续运行监测 4 个月时间。对 HRT 和 COD/N 两个影响因素在 9 月份均做验证性试验,试验水温为  $24.4 \pm 0.5$  °C 比首次在 7 月份的试验水温  $26.2 \pm 0.5$  °C 略低,但得到了相似的结果。水质分析项目有  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TN,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,

$\text{NO}_2\text{-N}$ ,按照《水和废水监测分析方法(第 4 版)<sup>[3]</sup> 分析检测。

### 1.4 数据分析

通过检测得到不同 HRT、温度、COD/N 下的进水和出水的  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TN,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度。对每组平行样进行统计分析,分别计算各组数据的平均值,方差,并做单因素方差分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 水力停留时间对氮去除效果的影响

人工湿地氮的去除主要依靠植物对  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  的吸收以及微生物的生化反应。图 1 所示,在 HRT 为 1 d 时, TN 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率分别为 40.04% 和 48.24%,随着 HRT 逐渐提高, TN 的平均去除率也逐渐提高,到 5 d 时达到峰值 74.92%,  $\text{NH}_3\text{-N}$  也有相同的趋势。这是由于在较低的水力停留时间下,水中的各种形态的氮没有与植物、微生物充分接触,造成生化反应不完全,去除率较低。随着 HRT 的提高,生化反应越来越充分, TN 与  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率不断增加。而在 HRT 超过 5 d 后,通过对小试装置 3 个区域 6 个点的 DO 测定发现,此时的 DO 会随着 HRT 的增大由下而上逐渐降低,说明过长的水力停留时间会造成污水滞留,使厌氧区面积增大,不利于硝化作用的进行从而大幅降低 TN 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除效果。

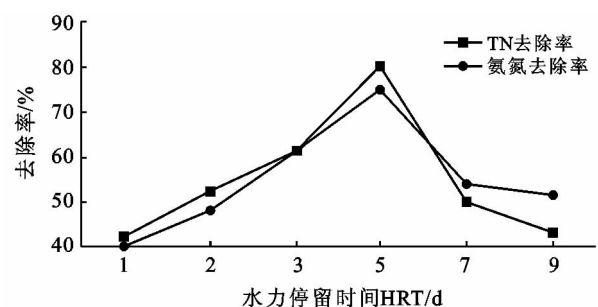


图 1 不同水力停留时间(HRT)下 W-SFCW 对于 TN 和  $\text{NO}_3\text{-N}$  的去除率

### 2.2 温度对氮去除效果的影响

人工湿地中氮的去除主要依靠湿地处理系统的 3 个基本要素(基质、植物和微生物)共同作用,这 3 个要素相互关联,通过物理、化学及生物过程的协同作用以去除污水中的氮<sup>[4]</sup>。温度对植物与微生物的生长影响重大,温度适宜,人工湿地中的植物生长旺盛,湿地中微生物数量较高,相关的生物酶活性也较高,可有效促进除氮过程中的化学和生物反应<sup>[5]</sup>。

由图 2—3 可以看出,在温度从 16.8 °C 逐渐升到

27.7 °C 的过程中,水中 TN 和  $\text{NO}_3\text{-N}$  的去除率呈上升趋势, $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率的增幅达到 20%,TN 的去除率增幅达到 30%,这充分说明温度对 W-SFCW 中 TN 和  $\text{NO}_3\text{-N}$  的去除影响颇大。湿地水中 TN 和  $\text{NO}_3\text{-N}$  的去除,主要靠相关植物的吸收和硝化反硝化反应<sup>[6]</sup>。亚硝酸细菌的生长是整个硝化过程的限制步骤。硝化反应是受温度影响最严重的,温度过低会使亚硝酸细菌世代变长,导致微生物繁殖速度降低,此外,与硝化反应相关的生物酶活性也降低,一般认为硝化反应的最佳温度为 30~35 °C<sup>[7]</sup>。

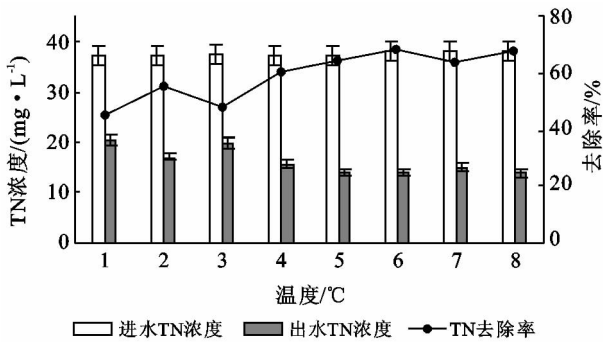


图2 不同温度下 W-SFCW 中 TN 的浓度和去除率

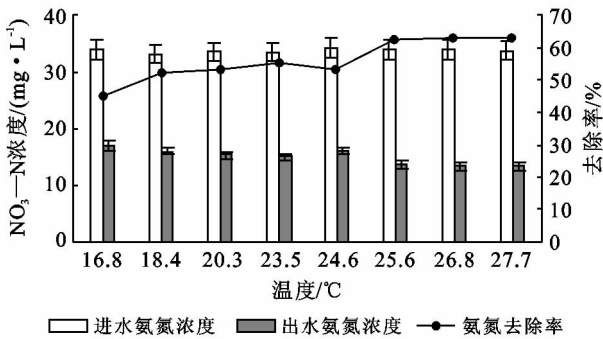
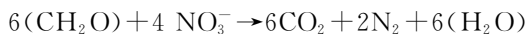


图3 不同温度下 W-SFCW 中  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度和去除率

### 2.3 进水 COD/N 对氮去除效果的影响

微生物的硝化/反硝化反应是 W-SFCW 除氮的主要途径,硝化过程主要由两步构成,首先, $\text{NO}_3\text{-N}$  被亚硝酸细菌转化为  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,随后, $\text{NO}_2\text{-N}$  被硝化杆菌氧化为  $\text{NO}_3\text{-N}$ <sup>[8]</sup>。此反应中  $\text{NO}_2\text{-N}$  是中间体。

反硝化作用实质上是一个硝酸盐的生物还原过程,包括多步反应,对碳源有固定要求,且要在厌氧条件下进行。



W-SFCW 对 TN 的去除是将污水中各种形态的氮如  $\text{NO}_3\text{-N}$ , $\text{NO}_2\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$  等经过硝化/反硝化反应最终转化为  $\text{N}_2$ ,此外植物还可以吸收一定量的  $\text{NO}_2\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$ 。有关文献<sup>[9]</sup>认为微生物的硝

化/反硝化反应在去除氮类污染物时发挥了主要作用,由植物吸收去除的氮只占总氮去除的 5%~10%。本实验所采用的原水中 TN 是以  $\text{NO}_3\text{-N}$  形式存在,而人工湿地对不同形式的氮的去除效果不同,Bachand<sup>[10]</sup>等研究发现 N 的转化过程中, $\text{NO}_3\text{-N}$  的去除速率小于 100 mg/(m<sup>2</sup>·d), $\text{NO}_3\text{-N}$  为 2 800 mg/(m<sup>2</sup>·d)。这说明硝化反应是脱氮实验的控制因素。

由图 4—5 可知,TN 的去除率在 COD/N 从 0 逐渐增加到 9 的过程中先增后减,其值为 5 时达到峰值; $\text{NO}_3\text{-N}$  的去除率则是一直降低。试验所用原水主要含有  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,通过硝化反应去除需要好氧条件,之后得到的  $\text{NO}_2\text{-N}$ , $\text{NO}_3\text{-N}$  通过反硝化作用去除,反硝化需要碳源和厌氧条件。而随着 COD/N 的提高,微生物在吸收碳源的过程中,消耗了大量水中的 DO,使厌氧区逐渐增大,硝化反应被抑制,而反硝化反应被促进。特别是 COD/N 大于 5 后,硝化反应的影响成为主要控制因素,这时虽然反硝化反应很快,但是通过测试上下二区的水样发现, $\text{NO}_3\text{-N}$  含量大幅增加, $\text{NO}_2\text{-N}$  和  $\text{NO}_3\text{-N}$  含量很低,造成  $\text{NO}_3\text{-N}$  去除率下降。

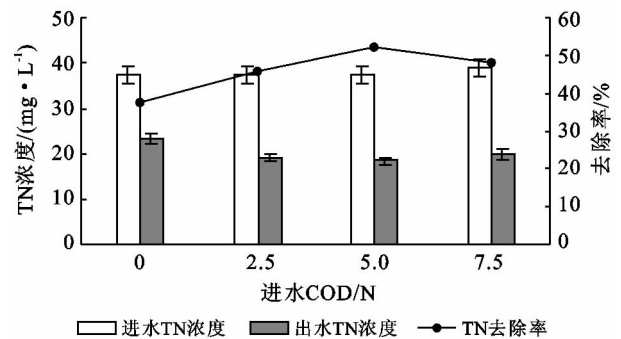


图4 不同 COD/N 下 W-SFCW 中 TN 的浓度和去除率

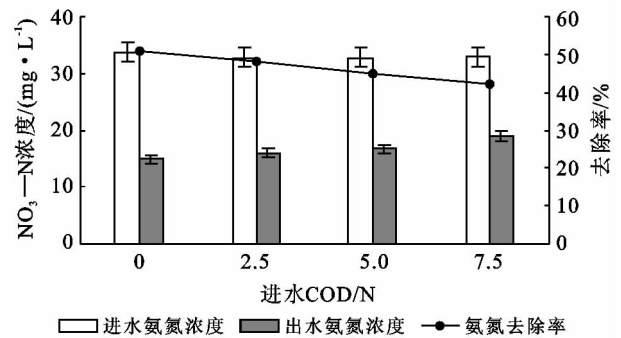


图5 不同 COD/N 下 W-SFCW 中  $\text{NO}_3\text{-N}$  的浓度和去除率

因此 COD/N 对 W-SFCW 除氮的影响是复杂的,较高的 COD/N 会促进反硝化反应,但同时也会导致污水中 DO 的减少,抑制硝化反应。本试验条件

下的水样,以氨氮为主要氮元素,COD/N 值为 5 最佳。原水水质是 W-SFCW 应采用的 COD/N 的重要因素。

#### 2.4 氮的去除路径

综合上述分析结果,得到 W-SFCW 去除原水中氮元素的最佳 HRT,温度和 COD/N 等运行参数。考虑在适宜的 HRT,温度和 COD/N 下,通过对小试装置上下共 6 个采样孔的水质各形态氮元素含量进行分析,以此划定装置各部分的功能区,并采用合理的人工控制方法提高去除率。试验中原水连续流过 1,2,3,4,5,6 共 6 个采样点,由各采样点水质分析结果确定,其中 1,4,5 号采样点为上层的好氧区,2,3,6 号采样点为下层的厌氧区。

由图 6 可知,水中 TN 的含量每经过厌氧区就有大幅减少,而在好氧区变化不大;水中氨氮则相反,在好氧区减少而在厌氧区变化不大。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  沿程含量不断变化,二者主要在好氧区出现,在厌氧区去除。这说明 1,4,5 发生硝化反应, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  被氧化为  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,进而  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  又被氧化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,这时氨氮被去除,但总氮变化不大;在 2,3,6 发生反硝化反应, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  经过复杂的还原反应以  $\text{N}_2$  的形式被去除。W-SFCW 较好的脱氮效果就是这个原因,根据氮生物去除的特点,污染物连续经过相互分离的好氧区、厌氧区,充分发挥了好养菌及兼性厌氧菌的除氮功能。

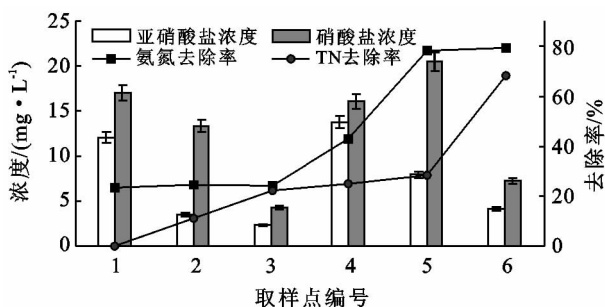


图 6 沿程各采样点处 TN 和氨氮的去除率以及  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的质量浓度

### 3 结论

(1) HRT 太低反应不完全,过高会使水中 DO

下降对硝化反应不利,本试验下 HRT 为 5 d 时效果最佳;进水 COD/N 通过影响 DO 和碳源供应,控制硝化反应和反硝化反应;进水氨氮含量越高, TN 的去除对硝化反应的要求就越高,因此需要跟据进水  $\text{NH}_3 - \text{N}$  浓度以及水中 DO 等因素综合确定 COD/N。

(2) 本试验中 W-SFCW 较 SFCW 只是改变水流形态,使进水连续经过好氧区,厌氧区,很好地对应了氮的去除规律,使硝化反应反硝化反应分离并相互促进,使得总氮去除率显著提升,可达 74.98%。

(3) 2,3 取样孔经过两个连续的厌氧区,总氮变化不大,这说明这两个厌氧区的反硝化能力有余。若能根据进水氨氮含量,通过曝气合理分配好氧区与厌氧区体积;合理增加单位池体隔板数量可进一步开发硝化反应和反硝化反应的能力,去除效果更佳。

#### [ 参 考 文 献 ]

- [1] 刘明辉. 人工湿地除氮机理模型的研究进展[J]. 北方环境, 2011, 23(6):1-4.
- [2] 韩耀宗, 念宇. 污染物负荷与组成对潜流人工湿地脱氮效果影响研究[J]. 环境科技, 2009, 22(6):1-5.
- [3] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国建筑工业出版社, 2002: 87-278.
- [4] 张军, 周琪, 何蓉. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理[J]. 生态环境, 2004, 13(1): 98-101.
- [5] 张政, 付溶冰, 顾国雄, 等. 人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J]. 生态环境, 2006, 15(6): 1385-1390.
- [6] 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(6): 2673-2677.
- [7] 张星, 林炜铁, 朱雅楠. 硝化细菌中亚硝酸盐氧化还原酶的研究进展[J]. 微生物学通报, 2008, 35(11): 1806-1810.
- [8] 王世和. 人工湿地污水处理理论与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2007: 45-50.
- [9] Gao Shouyou. Novel strategy of nitrogen removal from domestic wastewater using pilot Orbal oxidation ditch [J]. Journal of Environmental Sciences, 2006, 18(5): 833-839.
- [10] Bachand P A, Horne A J. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: A very high nitrate removal rates in a macrocosm study[J]. Ecological Engineering, 2000, 112(14): 9-15.