潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究

刘超翔 ,董春宏 ,李峰民 ,胡洪营 ,黄霞 ,施汉昌 , 钱易 (清华大学环境科学与工程系环境模拟与污染控制国家重点联合实验室 ,北京 100084)

摘要:研究了潜流式人工湿地内部不同填料层和沿水流方向硝化能力的变化. 结果表明:潜流式人工湿地中 ,硝化能力沿水流方向逐渐减小. 底部填料层 ,即炉渣层的氨氧化速率常数和亚硝酸氧化速率常数分别为 1. 99～6. 89mg ·(h ·kg) $^{-1}$和 1. 44～5. 22mg(h ·kg) $^{-1}$,而床体上部土壤层的氨氧化速率常数和亚硝酸氧化速率常数分别为 0. 53～0. 89mg ·(h ·kg) $^{-1}$和 0. 96～1. 39mg ·(h ·kg) $^{-1}$. 因此炉渣层的硝化能力要明显高于土壤层 ,底部炉渣层在硝化过程中起主要作用.

关键词:潜流式人工湿地 ;生活污水 ;硝化能力 ;氨氮
中图分类号:X703. 1 **文献标识码**:A **文章编号**:0250-3301(2003)01-04-0080

Study on Ability of Nitrification in a Subsurface Constructed Wetland System Treating Sewage

Liu Chaoxiang ,Dong Chunhong ,Li Fengming , Hu Hongying , Huang Xia , Shi Hangchang , Qian Yi (ESPC State Key Joint Laboratory , Dept. of Environ. Sci. and Eng. , Tsinghua University , Beijing 100084 ,China)

Abstract: The nitrification ability of different layers in a subsurface constructed wetland treating sewage was measured . The experiment results showed that the ability of nitrification was decreased along the direction of water flow in the subsurface wetland. The constants of ammonia oxidation rate and nitrite oxidation rate in the slag layer on the botton were 1. 99～6. 89mg ·(h ·kg) $^{-1}$ and 1. 14～5. 22mg ·(h ·kg) $^{-1}$ respectively ,but in the soil layer on the top were 0. 53～0. 89mg ·(h ·kg) $^{-1}$ and 0. 96～1. 39mg ·(h ·kg) $^{-1}$ respectively. So the ability of nitrification in the layer of slag was better than the layer of soil obviously ,and it showed that the nitrification was mainly happened in the slag layer.

Keywords: subsurface constructed wetland; sewage; nitrification ability; ammonia nitrogen

人工湿地(constructed wetland)是 20 世纪 70 年代末期得到较大发展的废水处理工艺[1～4]. 它由人工基质和生长在其上的植物组成 ,人为建造一个独特的土壤-植物-微生物生态系统 ,用于净化污水. 由于无机氮可以使水体中藻类大量生长 ,高含氮污水、排放水会造成富营养化污染 ,因此对氮的去除是污水处理中的重要任务. 人工湿地处理系统对 N 的去除作用包括基质的吸附、过滤、沉淀以及氨的挥发 ,植物的吸收和湿地中微生物作用下经硝化、反硝化作用去除. 微生物的硝化、反硝化作用在氮的去除中有重要作用 ,其基本条件是存在大量的硝化和反硝化细菌和适当的湿地土壤环境条件. 硝化过程中需要硝化菌群的存在以及必要的好氧环境. 潜流式湿地中氧的提供主要靠植物的根际传输 ,因此潜流式湿地内部 ,特别是非根际区经常处于厌氧状态 ,从而限制了硝化菌的增长及硝化反应的发生[1 ,5]. 本文对潜流式人工湿地的硝化能力进行了研究 ,评价了系统内部硝化能力的大小以及变化规律.

1 材料与方法

1. 1 试验装置

潜流式人工湿地试验系统由 PVC 塑料板制做而成 ,其容积为 0. 9m^3(长 3m ,宽 0. 5m ,高 0. 7m ,坡度为 1 %) ,底部铺设 10cm 的碎石 (直径 2～4cm) 层 ,中部为 40cm 的炉渣层 ,上部为 10cm 的土壤 ,污水在床体内部水平流动. 床体前 1/ 3 段种植了芦苇(4 ×2 株 ,行距 20cm ,株距 25cm) ,后 2/ 3 段种植了菖蒲 (12 ×2 株 ,行距

基金项目:国家科技部重大专项(2000-03)
作者简介:刘超翔(1974～) ,男 ,博士研究生 ,主要研究方向为废水生化处理.
收稿日期:2002-02-36 ;修订日期:2002-05-13

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

20cm ,株距 25cm) . 小试装置的结构示意图如图 1 所示. 布水区和集水区分别填充直径 2～5cm 的卵石 ,宽度为 40cm. 集水区底部安装一多孔集水管并与外部一出水高度可调的竖管相联接.

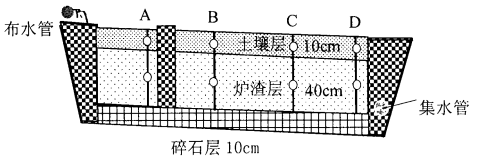

图 1　潜流式人工湿地处理系统示意图

Fig. 1　Schematic diagram of the lab-scale subsurface constructed wetland

1.2　运行条件

试验用水取自清华大学一号楼生活污水泵站. 具体水质情况如表 1 所示. 污水以连续方式流入装置 ,变化进水流量得不同水力负荷. 潜流式人工湿地稳定运行 6 个月 ,小试运行参数及控制条件为 : 进水流量 50mL/ min , 水力负荷 5. 8cm/ d ,其水力停留时间为 5d. 运行期间植物生长良好 ,温度在 10 ℃～35 ℃范围内变化.

1.3　样品采集

试验装置连续运行 180d 时 ,在床体内部沿水流方向上 ABCD 4 个点取样(见图 1) ,土壤层取土表下 3～8cm 的土样 ,分别记为 A1、B1、C1 和 D1. 与其对应的炉渣层记为 A2、B2、C2 和 D2. ABCD 各点距进水区的距离分别为 0. 6m、1. 2m、1. 8m 和 2. 4m.

表 1　试验用生活污水水质/ mg·L^{-1}

Table 1　Water quality of experimental sewage/ mg·L^{-1}

COD	SCOD	TN	NH_4^+-N	TP	SS	DO	pH
200 ±100	85 ±25	35 ±10	30 ±10	4. 5 ±2. 5	55 ±17	0. 5 ±0. 3	7. 5 ±0. 5

1.4　硝化速率的测定

硝化速率的测定采用摇瓶法. 在 500mL 锥形瓶内加入约 100g 土样和约 50g 炉渣样品 ,准确加入 200mL 去离子水和适量 NH_4^+-N 储备液(见表 2) ,使水中 NH_4^+-N 初期浓度为 35mg/ L. 于 30 ℃,150～160r/ min 恒温摇床培养 ,定时测定培养体系中 NH_4^+-N 与 NO_2^--N 的浓度. 测定方法采用国家环保总局推荐方法[6].

表 2　NH_4^+-N 储备液组成/ mol·L^{-1}

Table 2　The compositions of NH_4^+-N storage solution / mol·L^{-1}

成分	磷酸二氢钾溶液	磷酸氢二钾溶液	硫酸铵溶液
浓度	0. 2	0. 2	0. 050

2　结果与讨论

2.1　NH_4^+-N 氧化速率的变化

图 2 表示摇瓶试验中沿水流方向上各试样 NH_4^+-N 的浓度随时间的变化 ,其中 ,A1～D1 为土壤 ,A2～D2 为炉渣. 加入同样浓度的氨氮后 ,土壤样品中氨氮含量迅速下降为 19. 6mg/ L ,而炉渣样品却为 30. 7mg/ L , t 检验显示 ,二者存在极其显著性差异($p < 0.01$) . 产生二者差异的原因可能是土壤与炉渣吸附性能的差异 ,土壤颗粒有较强的吸附能力 ,使得加入的氨氮迅速被吸附 ,溶液中氨氮含量降低.

比较土壤与炉渣样品中氨氮浓度变化曲线(图 2) 发现 ,尽管炉渣样品中氨氮初始浓度高 ,但其减少速度快 ,第 50h ,炉渣中的氨氮降至 4mg/ L 左右 ,C2 点甚至降至 0. 而相同时间内 ,土壤样品中氨氮仍含有 12mg/ L 左右. 这表明炉渣的氨氧化速率大于土壤. 从图 2 还可以看出 ,土壤样品氨氮迅速下降之后的 20h 内 ,氨氮浓度基本保持不变 ,到第 30h 后氨氮浓度才继续减少. 存在这一现象的原因可能是 ,被吸附在土壤表面的 NH_4^+-N 被逐渐氧化或吸附在土壤表面的氨氮解吸速率与溶液中的氨氮氧化速率达到平衡. 炉渣层这种现象却不明显 ,可能是因为炉渣对氨氮的吸附量少和硝化速率较快.

通过分析氨氧化速率与浓度的关系 ,发现氨氧化反应可近似为零级反应 ,这与文献[1]一致. 由实验数据求得的氨氧化速率常数列于表 3. 由表 3 可以看出 ,炉渣层的氨氧化速率常数比所对应的土壤层高一个数量级 ,说明炉渣层的硝化菌数量要比土壤层多. 这可能是因为炉

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

渣层具有较多的孔隙结构,为微生物提供了较为适宜的生长环境.在沿着水流方向,土壤层和炉渣层的氨氧化速率常数是逐渐减小的,这与潜流式湿地水流流态为推流式相紊合,即前部氨氮浓度高,亚硝酸菌数量多,到湿地后部,由于氨氮浓度减少,亚硝酸菌的数量也相应减少.

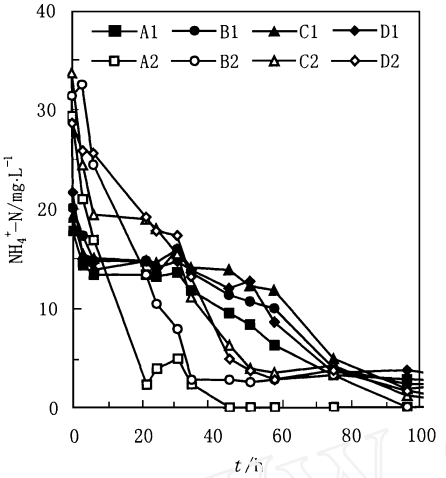

图 2 土壤和炉渣样品中氨氮浓度随时间的变化

Fig. 2 Variation of NH_4^+-N with time for the samples of soil and slag

表 3 潜流式人工湿地各点样品的氨氧化速率常数[1)]/ mg·(h·kg)$^{-1}$

Table 3 The constants of ammonia oxidation rate of the samples in the subsurface constructed wetland/ mg·(h·kg)$^{-1}$

样点	A	B	C	D
土壤层 k_0	0.89	0.67	0.56	0.53
炉渣层 k_0	6.89	4.64	3.24	1.99

1) 氨的浓度以 N 计

2.2 NO_2^--N 氧化速率的变化

图 3 表示摇瓶试验中各样品的 NO_2^--N 浓度变化.可以看出,NO_2^--N 的变化规律是随时间先增加后减少,这反映出氨氮硝化过程是 $NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$.有人认为[7],硝化过程中亚硝酸氮的生成是限制步骤,亚硝酸氮进一步氧化成硝酸氮的反应很快,而导致亚硝酸氮很难检测到.在本实验中,却检测到明显的 NO_2^--N 变化曲线,说明在人工湿地基质中硝酸菌活性偏低.土壤层与炉渣层相比,NO_2^--N 的浓度最大值出现较晚,这与氨氮减少是同步的.从图 3 还可看出,NO_2^--N 最大值的出现在沿水流方向上具有跟氨氮减少相同的规律:人工湿地前部的先出现,后部的后出现.这从另一个角度证明了人工湿地前部亚硝酸菌多,与文献[8]的结果一致.

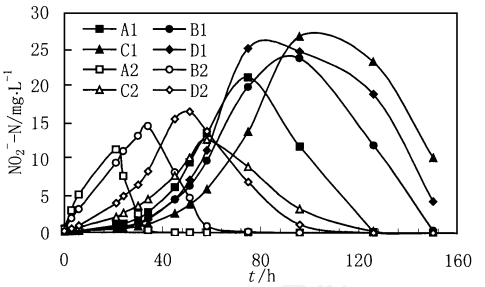

图 3 土壤和炉渣样品中 NO_2^--N 浓度随时间的变化

Fig. 3 Variation of NO_2^--N with time for the samples of soil and slag

由实验数据求出的 NO_2^--N 氧化速率常数(零级反应)列于表 4.与氨氧化速率相同,在

表 4 潜流式人工湿地各点样品的亚硝化速率常数[1)]/ mg·(h·kg)$^{-1}$

Table 4 The constants of nitrite oxidation rate of the samples in the subsurface constructed wetland/ mg·(h·kg)$^{-1}$

样点	A	B	C	D
土壤层 k_0	1.39	1.35	0.96	1.19
炉渣层 k_0	5.22	3.14	1.14	1.75

1) 亚硝酸的浓度以 N 计

沿水流方向,土壤层和炉渣层的 NO_2^--N 氧化速率常数逐渐减小.炉渣层的 NO_2^--N 氧化速率常数比所对应的土壤层要高,说明炉渣层的硝酸菌数量要比土壤层多.对比表 3 和表 4 可知,炉渣层的氨氧化速率要略大于 NO_2^--N 氧化速率,土壤层中的氨氧化速率则小于 NO_2^--N 氧化速率,但在测定过程中却发生了明显的 NO_2^--N 积累.分析原因,是硝酸菌活性低,容易受到游离氨的抑制.一些研究表明[9],游离氨对硝酸菌的抑制浓度为 0.1～1.0mg/L,对亚硝酸菌的抑制浓度为 10～150mg/L.在 pH = 7.5, t = 30 ℃,当

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

氨氮浓度为 30mg/L 时,游离氨的浓度为 0.45mg/L,正处于对硝酸菌的抑制浓度范围内,故在前期氨氮浓度高时发生了 NO_2^--N 的积累现象.

2.3　人工湿地中有机物的含量

图 4 表示出各样品中有机物含量.可以看出炉渣层的有机物含量明显高于土壤层.在土壤与炉渣层中有机物含量沿水流向逐渐增加,但出水端(D1、D2)却略有降低.由于进水中溶解氧浓度低(< 1mg/L),限制了微生物的大量生长,所以进水端的有机物含量低.人工湿地中植物根系能将光合作用产生的氧气释放到水中,因此随着水在人工湿地中向后部流动,其中的溶解氧逐渐升高,满足微生物生长需要,所以有机物含量略有增加.出水端微生物含量下降可能是因为营养下降的原因.进水中含有较多有机物,而出水中营养物质含量下降,微生物生长受到限制.受 NH_4^+-N、溶解氧、营养物质的共同影响,微生物总量在水流向上是逐渐增加的,但前部微生物中含较多的硝化菌,随后硝化菌含量逐渐减小.反映到 NH_4^+-N、NO_2^--N 的变化速率上,前部亚硝酸化、硝酸化速率高于后部.

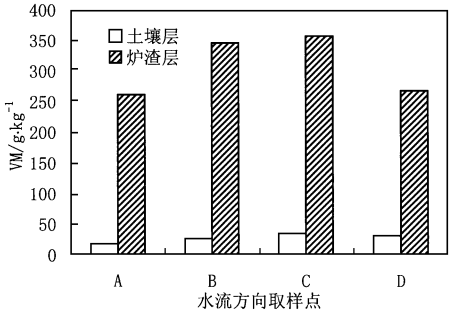

图 4　潜流式人工湿地中有机物含量的变化

Fig. 4　Variation of organism content in the subsurface constructed wetland

3　结论

通过测定潜流式人工湿地沿水流方向上内部各点硝化能力的变化可知:潜流式人工湿地底部炉渣层的硝化能力明显高于土壤层,炉渣层在氨氮转化中起主要作用;在潜流式人工湿地中,沿着水流方向硝化能力逐渐减小.

因此,强化人工湿地内部填料层的作用,是提高系统硝化能力的关健.由于潜流式湿地内部硝化能力分布不均匀,主要为前部高后部低,可以通过改进布水方式等措施,如分段进水,多点布水,来提高系统的整体硝化能力.

参考文献:

1　Boyt F, Bayley S E, Zoltek J J. Removal of nutrients from treated municipal wastewater by wetland vegetation. J Water Pollution Control Federation, 1977, **49**(5): 789～799.

2　Tilton D L, Kadlec R H. Utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secondarily treated waste water effluent. J of Environ Qual, 1979, **8**(3): 328～338.

3　Perdomo S, Bangueses C, Fuentes J. Potential use of aquatic macrophytes to enhance the treatment of septic tank liquids. Wat. Sci. Tech., 1999, **40**(3): 225～232.

4　Knight K L, Payer J, Borer R E. Constructed wetlands for livestock wastewater management. Ecological Engineering, 2000, **15**: 41～55.

5　Armstrong R. Oxygen diffusion from the roots of some British bog plants. Nature, 1964, **204**: 801～802.

6　国家环保局编. 水和废水监测分析方法(第三版). 北京:中国环境科学出版社,1989.

7　Anthonisen A C, Loehr R C et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Water Pollut., 1976, **48**: 835～850.

8　张甲耀,夏盛林,邱克明等. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究. 环境科学学报,1999, **19**(3): 323～327.

9　Sutherson S et al. Inhibition of nitrite oxdidation during nitrification: some observations. Water Pollut., 1986, **21**: 257～266.

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net