

潜流人工湿地处理微污染河道水中有机物和氮的净化效率及沿程变化

杨新萍, 周立祥*, 戴媛媛, 崔春红

(南京农业大学资源与环境学院环境工程系, 南京 210095)

摘要:以野外水平潜流芦苇砾石床人工湿地研究了湿地对微污染河道水的长期动态净化特性。2年多的运行结果表明,潜流湿地对污染物的去除性能存在波动、稳定过程。潜流湿地降解有机物和脱氮性能与植物生长和季节变化相关,其中植物生长和季节变化对湿地脱氮效能的影响大于对湿地去除有机物的影响。潜流湿地降解有机物的主要场所随运行时间沿程推移,启动期主要在湿地前部完成,稳定运行期主要在湿地的前、中部完成。湿地对有机物的去除率,在 6.10% ~ 37.83% 之间变化。湿地运行期间,沿程水样 C/N 值基本 > 5,碳源供应较充足。潜流湿地启动期 TN 平均去除率为 15.51%,稳定运行期 TN 平均去除率为 8.61%,低于启动期,整个运行期间湿地 TN 去除率不足 40%。潜流湿地中硝化与反硝化反应在中部达到动态平衡,TN 去除效率最高。稳定运行期间潜流湿地的前、中部耗氧强度最大,后部下层有明显硝化反应发生。潜流湿地对有机物降解、硝化与反硝化反应、TN 去除具有沿程同步性。试验还初步发现,在植物生长旺盛的春夏季根系分泌的低分子有机酸对化能自养型硝化细菌可能有较大抑制作用,可能是影响脱氮效率提高的一个因素。

关键词:水平潜流;人工湿地;微污染河道水;有机污染物;高锰酸盐指数;氮;去除率

中图分类号:X522 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2008)08-2177-06

Removal Efficiency of C and N in Micro-Polluted River Through a Subsurface-Horizontal Flow Constructed Wetlands

YANG Xin-ping, ZHOU Li-xiang, DAI Yuan-yuan, CUI Chun-hong

(Department of Environmental Engineering, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: A subsurface- horizontal flow constructed wetlands (CWs) planted with reed was used to treat micro-polluted river water in this study with an aim to investigate the long-term treatment efficiency of CWs especially for organic C and N. Average data obtained from two-year plant growth season showed that performance of the wetlands appeared to be affected by both establishment/maturation factors and year-to-year climatic variations. The results displayed that the removal of C and N in the influent depended, to a certain extend, on plant growth and seasonal variations, especially for total N removal. It was observed that C removal occurred mainly in the front of CWs in the first-year's operation period and then was translocated to the rear end of wetlands in the second-year's operation period. C/N ratio in the influent was 5 or more, indicating enough C source supply for denitrification. Organic C removal efficiencies varied from 6.10% to 37.83% throughout the trial. Average total N removal efficiency of 15.51% in the first-year operation period and then declined to 8.61% in the second year. The highest removal efficiency of total N was below 40% throughout the two-year trial. It was found that nitrification and denitrification reached dynamic equilibrium at the middle of the wetlands where the highest total N removal efficiency occurred. The greatest oxygen consumption was observed in the front and middle of CWs. It was noted that nitrification occurred even in deep layer located in the rear end of the wetlands in the second-year operation period. Nitrification and denitrification occurred concurrently with C and total N removal along the stream way. Low-molecular-weight organic acids released from reed rhizosphere seemed to have a significant inhibitory effect on chemoautotrophic nitrifying bacteria which involved in nitrogen removal efficiency of the wetlands, particularly during spring and autumn.

Key words: subsurface-horizontal flow; constructed wetlands; micro-polluted river water; organic pollutant; permanganate index; N; removal rate

在德国 Kickuth 提出的“根区法”^[1] 理论上发展起来的人工湿地污水处理技术具有生态、高效、低投资及运行成本、特别适合分散或非点源污水处理等特点,在农村和小社区生活污水处理^[2,3]、农田排水处理^[4]、养殖废水处理^[5]和地表微污染水源净化^[6]等方面得到广泛应用。近年来人工湿地还在不断拓宽应用范围,如用于矿区废水处理^[7]、二级处理

出水的进一步净化^[8]等。随着对污水处理要求的提高,人工湿地也从最初主要用于处理污水中悬浮物和有机物逐渐向除磷脱氮方向发展^[3]。由于待处理

收稿日期:2007-08-16; 修订日期:2007-12-24

基金项目:国家自然科学基金项目(40571073);南京农业大学青年科技创新基金项目(KJ07005)

作者简介:杨新萍(1972~),女,博士研究生,讲师,主要研究方向为水污染控制, E-mail: xpyang@njau.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: lxzhou@njau.edu.cn

水只从潜流人工湿地表层下流过基质和根区,不影响土壤种植和卫生美观,在分散式污水或微污染水处理中,潜流人工湿地已成为重要的处理方法^[3,4]。

近年来,国内外学者从不同角度如湿地微生物^[9,10]、湿地植物^[11]、湿地基质^[12]、湿地工艺参数变化^[5,13,14]等方面对潜流湿地的运行特性及处理效果进行了广泛研究,但这些研究的监测数据多基于模拟湿地短期运行数据,不同研究者所得到的有机物、氮、磷等的去除率相差也很大,而具有实际意义的野外潜流湿地长期运行的动态监测数据报道相对较少,尽管有长期运行的湿地处理性能的报道^[6,8,15-19]。此外,有关水平潜流湿地对污水处理效果的长期沿程变化状况,也鲜有报道。了解污水在流经湿地过程中水质变化状况对探究人工湿地去除机制、工程设计及实际应用十分重要。为此,本试验以野外水平潜流芦苇砾石床人工湿地(以下称“潜流湿地”)为研究对象,连续2年多时间考察了湿地启动期及稳定运行期对有机物、氮的动态去除效果及沿程去除率的变化,以期为提高潜流湿地环境治理效益提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 潜流湿地的构筑

潜流湿地为总长20 m,宽4 m,深1 m的长矩形结构,从纵向看,分为进水区、处理区和出水区3部分。进水区长×宽×高=0.5 m×4.0 m×1.0 m,采用H型穿孔管布水,进水区内铺设粒径40~60 mm卵石,以穿孔墙将进水区和处理区隔开。处理区长18 m,宽4 m,深1.0 m,底坡为2%。处理区由表层土壤及不同粒径砾石组成,为了防止短流,设有二堵穿

孔挡流墙。底层为0.2 m厚粗糙砾石(粒径25~50 mm),中层为0.3 m厚中等砾石(粒径10~25 mm),上层为0.1 m厚细小砾石(粒径5~10 mm),平均孔隙率为0.33;表层覆土0.4 m厚。出水区长0.5 m,宽4 m,区内铺设粒径40~60 mm、厚1.0 m的卵石,以穿孔墙与处理区隔开。在距离湿地底板20 cm、40 cm、60 cm高度处设出水管,调节湿地水深。根据湿地运行效率及出水水质将湿地出水排入后续生态渠或附近池塘。

为了实现潜流湿地连续流运行方式,进水端建有调节池,规格为1.0 m×4.5 m×1.0 m(长×宽×高),底坡坡度为4%,距离湿地表层0.5 m高。河水经水泵提升后进入调节池,然后流经湿地,流量通过进水阀门调节。

供试植物选用长势一致,高约15 cm的芦苇幼苗,取带土芦苇移种到湿地中,芦苇的种植密度为500×500 mm,约4株/m²。栽后立即以清水润湿土壤,并保持湿润状态。芦苇在2004年9月移植完成。经过发芽、分蘖、生长阶段后,1 a后芦苇丛生长密集,芦苇株高已达2 m,单位面积芦苇生物量完全接近野生自然状态。

1.2 试验方法

从2004年10月开始运行潜流湿地,采用连续进水方式,每天进水保持在10~15 m³/d左右,湿地水位控制在60 cm深,平均HRT约为5~7 d。数据采集时间为2004年10月~2006年12月。试验用水为南京浦口区珠江镇南门农场芝麻河水,附近零散农户生活污水及养殖废水排入该河。构筑的潜流湿地离芝麻河水平距离约10 m。进水水质指标见表1,该河水水质在不同季节或年份有波动。

表1 潜流湿地进水水质指标/mg·L⁻¹

Table 1 Properties of the influent of the subsurface-horizontal flow constructed wetlands/mg·L⁻¹

pH	高锰酸盐指数	TP	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TN
6.20~6.96	4.20~20.53	0.0371~0.543	0.151~1.382	0.101~0.717	0.260~2.061

分别从进水区、处理区和出水区采集水样。潜流湿地处理区预先埋设了6个由陶土头构成的采样头,采样头距离湿地底板0.4 m,沿池长距离进水区穿孔墙为6 m、9 m、12 m,同一池长位置处沿池宽距离二边池壁各为0.6 m、1.2 m。利用真空泵采集水样,频率为每周1次。试验水样为沿程距离相同的2个水样的混合平均样,按4周的算术平均数计算月平均数据。水样采集后立即测定高锰酸盐指数、TP、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN、pH和水温。其中TP采用钼酸铵

分光光度法(GB 11893-89)、NH₄⁺-N采用纳氏试剂比色法(GB 7479-87)、NO₃⁻-N采用酚二磺酸分光光度法(GB 7480-87)、TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894-89)测定。

2 结果与讨论

2.1 潜流湿地启动期、稳定运行期去除特性研究

潜流湿地污水处理系统运行期可分为启动阶段与稳定成熟阶段,从启动到成熟所需时间随各地情

况不同而有所不同^[20,21]。试验潜流湿地从2004年10月开始运行,经历了芦苇发芽、生长、稳定运行过程,运行至今。

湿地2004年10月~2006年12月对有机物(以高锰酸盐指数表征)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN的去除率见图1。可以看出,2004年10月~2005年10月,湿地对河水的处理效果变化较大,属于启动阶段;而2005年10月~2006年12月,对有机物及氮的去除率相对较稳定,波动小,湿地系统处于动态平衡的成熟阶段。同时,稳定运行期植株密度增至最大,充满整个湿地,芦苇的株高与株径与启动期同时段比较,均有明显提高。在启动期及稳定运行期,芦苇的生长随季节发生周期性变化,湿地系统的去除性能也相应变化。

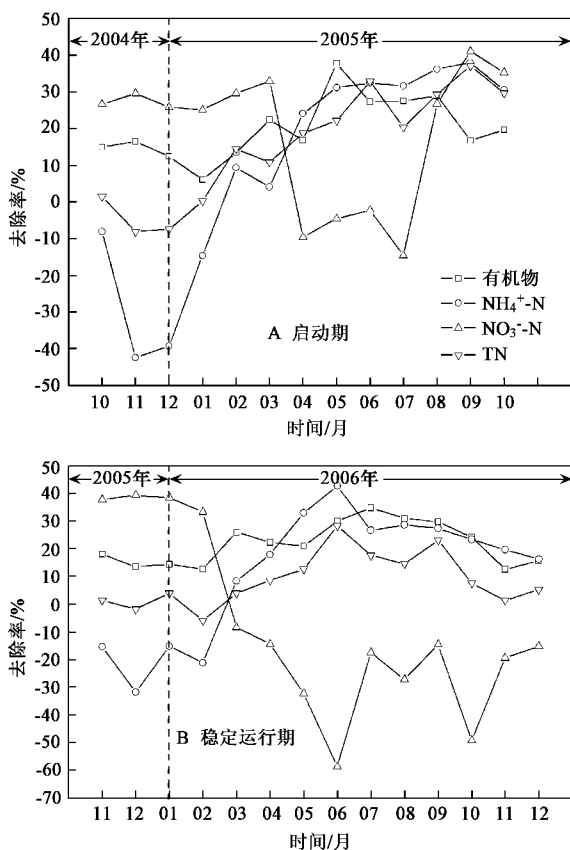


图1 湿地对水中有机物、氮月平均去除率的影响

Fig.1 Organic pollutant, nitrogen monthly average removal efficiency for CWs during operation period

2.1.1 启动期、稳定运行期湿地对有机物的去除性能

湿地启动期间,进水高锰酸盐指数为4.20~12.03 mg/L,出水高锰酸盐指数为3.68~10.01 mg/L;稳定运行期间,进水高锰酸盐指数为7.99~

20.53 mg/L,出水高锰酸盐指数为6.55~17.95 mg/L。由图1看出,湿地对有机物的去除率(对照进水高锰酸盐指数的数据,以出水高锰酸盐指数数据的削减百分率,计算作为有机物的去除率),启动期在6.10%~37.83%波动,稳定运行期在12.57%~34.82%变化;稳定运行期的平均去除率高于启动期。湿地对有机物的去除性能与植物生长、季节变化相关,无论是启动期还是稳定运行期,均是冬季<秋季<春季<夏季。有机物去除率随季节变化增减的幅度没有氮素去除率随季节变化明显,较平稳。湿地系统对有机物的去除主要依靠异养菌的分解,异养菌在湿地广泛分布,受温度及植物生长影响似乎相对较小。这说明人工湿地工程化应用时,氮去除效率的提高与稳定是设计、运行考虑的关键因素。

2.1.2 启动期、稳定运行期湿地对氮的去除性能

图1表明,湿地启动期(2005年4~10月)对TN的去除率较高,达18.74%~37.03%,稳定运行期(2006年),TN去除率较高的时期也表现在5~10月,达12.66%~28.30%,湿地在植物旺盛生长的晚春、夏、早秋季节对TN有较好的去除效果。湿地启动期TN平均去除率为15.51%,稳定运行期湿地TN平均去除率为8.61%,低于启动期,整个运行期间湿地脱氮效率在40%以内。但由于湿地处理水为微污染水,比一般污水中N低得多,因此,该去除率仍是可接受的。例如,湿地启动运行期和稳定运行期,进水TN分别仅为0.260~1.813 mg/L和0.636~2.061 mg/L。在进水水质为低污染条件下,人工湿地除氮效率低的现象与其他许多研究报道的结果相吻合^[6,8]。

观察图1各项水质指标去除性能曲线,可以看出湿地系统对TN的去除动态趋势基本与有机物、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 一致,与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 相反。湿地秋、冬季即2004年10月~2005年1月、2005年11月~2006年2月运行时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率出现负值,但在春、夏季呈现较好去除效果。启动期、稳定运行期的春、夏季,湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的月平均去除率分别为32.0%、27.4%,相比之下,湿地稳定运行期间对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率低于启动期但波动较小。从 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化情况看,在启动阶段,湿地对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去除率,在秋、冬季较高,最高时约41%,而在春、夏季(2005年4~7月)多呈现负值;稳定运行阶段,自2006年3~12月, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去除率均为负值。从氮形态上分析,在启动阶段,总氮去除率比稳定运行期相对要高,显然是由于

$\text{NH}_4^+ - \text{N} \rightarrow \text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{N}_2$ 或氮氧化物的转化途径相对畅通. 至于在芦苇生长密集的稳定运行阶段, 湿地系统充氧能力有所改善, 但人工湿地除氮效能尽管稳定可 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率反而下降的原因极有可能与化能自养型硝化菌受碳源影响有关^[22-24].

2.2 湿地启动期、稳定运行期沿程去除特性研究

2.2.1 有机物沿程去除特性研究

图 2 表明, 无论启动期还是稳定运行期, 湿地对有机物的去除率(以高锰酸盐指数表征)总是沿程增加. 湿地对有机物的去除特性受环境温度、植物长势、运行时间影响明显. 例如, 启动期间 2005 年春、夏季, 仅在距离进水口 9 m 范围内, 即已达到总去除率的 80% 以上; 稳定运行期(2005 年秋、冬季, 2006 年春、夏、秋季)在距离进水口 12 m 范围内, 达到总去除率的 78% 以上. 这表明, 启动期主要是湿地起端即距离进水端 9 m 处发挥作用, 稳定运行期是在距离进水端 6~12 m 内去除率增加显著. 随着运行时间推移, 湿地对有机物去除发挥作用的主要场所沿程变化. 在人工湿地设计时, 可根据使用年限和进、出水水质确定适宜的湿地长度.

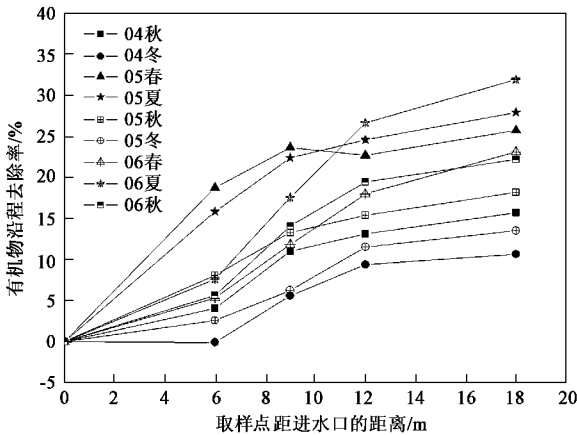


图 2 有机物在湿地中沿程去除特性

Fig. 2 Gradual organic pollutant removal along length of CWs during study period

2.2.2 C/N 值沿程变化特性研究

图 3 表明, 湿地沿程 C/N 值(以高锰酸盐指数与 TN 的质量比计算)基本 > 5, 碳源供应较充分, 似乎不是湿地反硝化作用的限制因素^[25]. 除 2006 年、2005 年秋季外, 运行期间水样沿程 C/N 值呈缓慢降低趋势. 湿地沿程碳源的变化与进水水质、根系环境条件的变化密切相关. 湿地进入稳定运行期后, 芦苇根系密布湿地土壤层, 植物通过根沉积过程将大部分光合产物分泌到根际中, 这些根系分泌物与微生

物互相影响, 产生根际效应^[26]. 植物在逆境胁迫如淹水时, 根系分泌物的数量和种类都会有所增加^[27]. 根际有机质因根系分泌物的加入在数量、组成和性质均会发生明显变化.

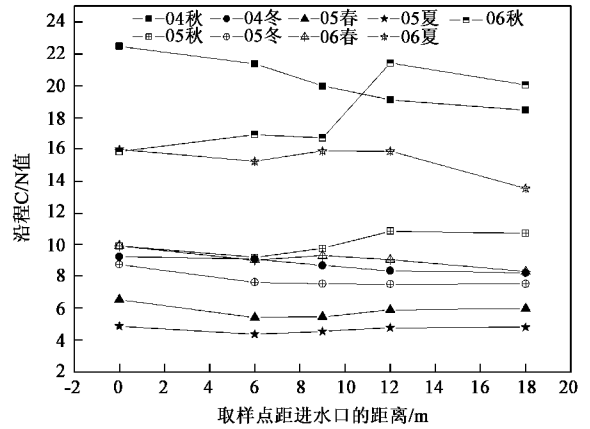


图 3 C/N 值在湿地中的沿程变化

Fig. 3 Gradual changes of C/N ratio along length of CWs during study period

2.2.3 N 素沿程去除特性研究

湿地运行期间, TN 去除率沿程波动明显. 图 4 表明, 在湿地刚启动的 2004 年秋、冬季以及稳定期的 2005 年冬季, 湿地对 TN 沿程去除效果差异不明显, 在 -11.6% ~ 2.41% 变化. 启动期的春、夏季, 湿地对 TN 的去除率沿程增加, 在湿地的中部即 6~12 m 内增加明显, 去除率约占总去除率的 66.2% ~ 90.9%, 在湿地后部 12~18 m 处 TN 去除率的增加趋势明显变缓. 稳定运行期的春、夏、秋季, 湿地对 TN 去除率沿程增加, 在湿地中部即 6~12 m 内增加到最大值, 在湿地后部距离出水端 1/3 处的 12~18 m 出现了 TN 去除率下降现象, 下降幅度可达最高去除率的 15.6% ~ 26.9%. 由于湿地系统中 N 从水中最终去除主要依靠微生物的反硝化作用转化为气体逸出系统^[3,4,28,29], 湿地对 TN 去除效果最好的场所在中部, 可以认为系统的硝化与反硝化作用在这里达到了相对平衡.

由图 5 看出, 湿地启动期的 2004 年秋、冬季和 2005 年冬季, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 沿程去除率基本呈递减趋势; 其余季节, 潜流湿地对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除效率总体沿床体长度增加. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 沿程去除率在湿地中部 6~12 m 内增加明显, 在湿地后 1/3 段增幅明显变缓, 可以认为湿地系统硝化作用在中部最明显. 从图 2 可知, 有机物的降解基本在湿地前部与中部完成, 硝化反应与有机物降解沿程基本同步进行, 湿地耗氧强度最

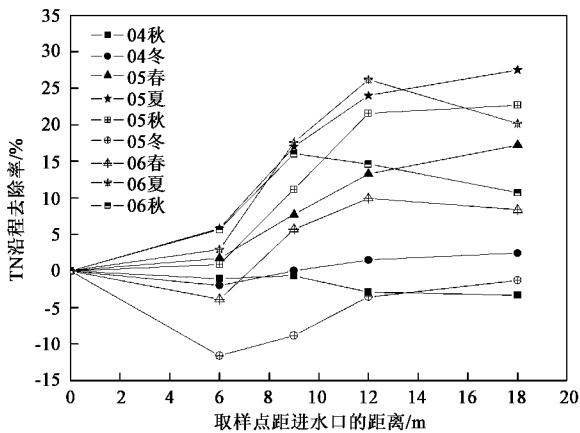


图4 TN在湿地中沿程去除特性

Fig.4 Gradual total nitrogen removal along length of CWs during study period

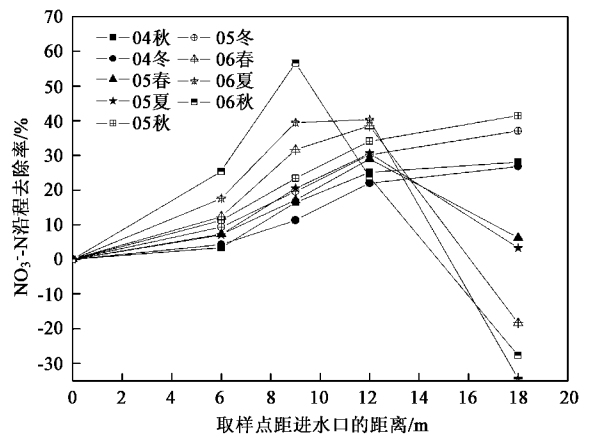
图6 NO₃-N在湿地中沿程去除特性

Fig.6 Gradual nitrate removal along length of CWs during study period

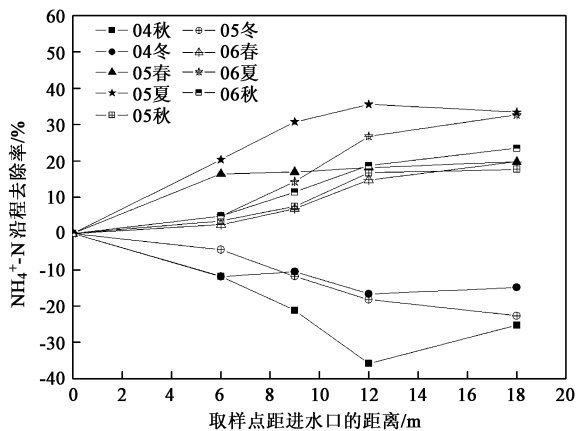
图5 NH₄⁺-N在湿地中沿程去除特性

Fig.5 Gradual ammonium removal along length of CWs during study period

高区域应在湿地的前部与中部。

图6表明,秋、冬季的湿地生境(表层土壤下60 cm处)似乎整体缺氧。 NO_3^- -N的去除率沿程增加,反硝化作用占优势。春、夏季, NO_3^- -N去除率先是沿程增加,表明反硝化作用强于硝化作用,湿地中部(6~12 m)反硝化作用明显强于湿地前部(0~6 m),在湿地9~12 m内达到最大值;湿地后部(12~18 m) NO_3^- -N沿程去除率快速下降,出现负值,表明硝化作用强于反硝化作用。可以认为春、夏季的湿地内好氧生境丰富,即使在传统认为是缺氧生境的水平潜流湿地的后部下层也有明显硝化反应发生。

研究者普遍认为,湿地中反硝化作用发生在厌氧(或缺氧)的湿地区域(如湿地远离植物根系的中、下层,湿地靠近出水端的中部,尤其后部是发生反硝

化的主要场所)^[4,14]。湿地秋、冬季运行数据与之符合,但春、夏季的湿地运行结果与此不符,在湿地的前、中部出现明显反硝化作用,后部出现明显硝化作用,这似乎与图5中表明的湿地中部硝化作用最强相矛盾。从有机物降解和 NH_4^+ -N转化的沿程规律看,湿地后部的充氧情况应较中部有所改善,潜流湿地脱氮限制因素——氧供应不足应有所缓解,为何却没在湿地后部出现高的TN去除效率?同时,湿地稳定运行期的春、夏季,植物生长茂盛,输氧能力更强,但湿地对TN的沿程去除率甚至下降?这种现象极有可能与根系分泌物的主要成分——低分子有机酸对化能自养型硝化细菌有较强烈的抑制作用有关, NH_4^+ -N转化速率降低,从而使生物脱氮途径不够畅通,导致脱氮效率降低。在稳定运行期,芦苇生长更密集,根系不但泌氧而且产生大量的含有机酸的根系分泌物,因此不但对硝化作用有很大抑制作用,同时由于根系泌氧也影响到反硝化作用所需要的厌氧条件,造成稳定运行期不但 NH_4^+ -N去除率低而且 NO_3^- -N去除率也很低的现象。但该推测还需进一步试验验证。

3 结论

(1) 潜流湿地处理微污染河道水,无论启动期还是稳定运行期,对有机物的去除迅速且平稳;对氮的去除在启动期有较明显波动。潜流湿地稳定运行期的脱氮性能略低于启动期,整个运行期间湿地TN去除率不足40%。脱氮性能与植物生长、季节变化密切相关。

(2) 潜流湿地对有机物去除在湿地的前部、中

部已经达到总去除率的 80% 左右. 启动期主要是湿地起端即距离进水口处 9 m 发挥作用, 稳定运行期是在 6 ~ 12 m 内去除率增加显著, 潜流湿地对有机物去除发挥作用的主要场所随着运行时间沿程推移. 湿地运行期间, 沿程水样 C/N 值基本 > 5, 碳源供应较充足.

(3) 潜流湿地对有机物降解、硝化反应、反硝化反应、TN 去除具有沿程同步性, 湿地耗氧强度最高的区域在湿地的前部与中部, 稳定运行期间潜流湿地的后部下层也有明显硝化反应发生, 湿地对 TN 去除效果最好的部位在其中部. 在植物生长旺盛的春夏季根系分泌的低分子有机酸对化能自养型硝化细菌可能有较大抑制作用, 从而影响脱氮效率的提高.

参考文献:

- [1] Brix H. Use of constructed wetland in water pollution control: Historical, development, present status, and future perspectives [J]. *Wat Sci Tech*, 1994, **30**(8): 209-223.
- [2] Rousseau D P L, Vanrolleghem P A, Pauw N D. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis [J]. *Ecol Eng*, 2004, **23**(3): 151-163.
- [3] 刘超翔, 胡洪营, 张建, 等. 不同深度人工复合生态床处理农村生活污水的比较[J]. *环境科学*, 2003, **24**(5): 92-96.
- [4] 张荣社, 周琪, 张建, 等. 潜流构造湿地去除农田排水中氮的研究[J]. *环境科学*, 2003, **24**(1): 113-116.
- [5] Poach M E, Hunt P G, Reddy K C, *et al.* Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen load [J]. *Ecol Eng*, 2004, **23**(3): 165-175.
- [6] 李先宁, 宋海亮, 吕锡武, 等. 水耕植物过滤法去除氮磷的影响因素及途径[J]. *环境科学*, 2007, **28**(5): 982-986.
- [7] Hall G, Swash P, Kotilainen S. The importance of biological oxidation of iron in the aerobic cells of the Wheal Jane pilot passive treatment system [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, **338**(1-2): 67-72.
- [8] 张建, 何苗, 邵文生, 等. 人工湿地处理污染河水的持续性研究[J]. *环境科学*, 2006, **27**(9): 1760-1764.
- [9] 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[J]. *环境科学学报*, 1999, **19**(3): 323-327.
- [10] 周巧红, 吴振斌, 付贵萍, 等. 人工湿地基质中酶活性和细菌生理群的时空动态特征[J]. *环境科学*, 2005, **26**(2): 108-112.
- [11] 葛滢, 常杰, 王晓月, 等. 两种程度富营养化水中不同植物生理生态特性与净化能力的关系[J]. *生态学报*, 2000, **20**(6): 1050-1055.
- [12] 崔理华, 朱夕珍, 骆世明, 等. 几种人工湿地基质磷的吸附特性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, **26**(3): 894-898.
- [13] 王晟, 徐祖信, 李怀正. 潜流湿地处理生活污水时的强化方法[J]. *环境科学*, 2006, **27**(12): 2432-2438.
- [14] Sun G Z, 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**(2): 189-197.
- [15] 阮晓红, 吴建强, 孙敏. 潜流及复合流人工湿地净化污染河水的效能分析[J]. *中国给水排水*, 2007, **23**(11): 17-20.
- [16] 刘洋, 王世和, 黄娟, 等. 二种人工湿地长期运行效果研究[J]. *生态环境*, 2006, **15**(6): 1156-1159.
- [17] 宋志文, 王仁卿, 席俊秀, 等. 人工湿地对氮、磷的去除效率与动态特征[J]. *生态学杂志*, 2005, **24**(6): 648-651.
- [18] 李宗辉, 唐文浩, 宋志文. 人工湿地处理污水时水生植物形态和生理特性对污水长期浸泡的响应[J]. *环境科学学报*, 2007, **27**(1): 75-79.
- [19] Tanner C C, Nguyen M L, Sukias J P S. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, **105**(1-2): 145-162.
- [20] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术: 理论与应用[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1999. 289-290.
- [21] Wießner A, Kappelmeyer U, Kusch P, *et al.* Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland [J]. *Wat Res*, 2005, **39**(1): 248-256.
- [22] Gu X Y, Wong J W C. Identification of inhibitory substances affecting bioleaching of heavy metals from anaerobic ally digested sewage sludge [J]. *Environ Sci Technol*, 2004, **38**(10): 2934-2939.
- [23] Fang D, Zhou L X. Effect of sludge dissolved organic matter on oxidation of ferrous iron and sulfur by *Acidithiobacillus ferrooxidans* and *Acidithiobacillus thiooxidans* [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2006, **171**(1-4): 81-94.
- [24] 王良梅, 周立祥, 占新华, 等. 水田土壤中水溶性有机物的产生动态及对土壤中重金属活性的影响: 田间微区试验[J]. *环境科学学报*, 2004, **24**(5): 858-864.
- [25] Huett D O, Morris S G, Smith G, *et al.* Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands [J]. *Wat Res*, 2005, **39**(14): 3259-3272.
- [26] 刘洪升, 宋秋华, 李凤民. 根分泌物对根际矿物营养及根际微生物的效应[J]. *西北植物学报*, 2002, **22**(3): 693-702.
- [27] 张福锁, 曹一平. 根际动态过程与植物营养[J]. *土壤学报*, 1992, **29**(3): 239-250.
- [28] Brix H. Do macrophysics plays a role in constructed treatment wetlands? [J]. *Wat Sci Tech*, 1997, **35**(5): 11-17.
- [29] Gerke S, Baker L A, Xu Y. Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse [J]. *Wat Res*, 2001, **35**(16): 3857-3866.