DOI:10.11829/j.issn.1001-0629.2016-0272
余红兵,何洋,李红芳,刘锋,张树楠,王迪,肖润林.室内绿狐尾藻湿地系统对高氨氮废水的净化作用.草业科学,2016,33(11):2189-2195.
Yu H B,He Y,Li H F,Liu F,Zhang S N,Wang D,Xiao R L.Purification effects of indoor *Myriophyllum elatinoides* wetland system on ammonium nitrogen wastewater.Pratacultural Science,2016,33(11):2189-2195.

室内绿狐尾藻湿地系统对高氨氮废水的净化作用

余红兵[1],何 洋[2,3],李红芳[2],刘 锋[2],
张树楠[2,3],王 迪[2,3],肖润林[2]
(1.湖南城市学院建筑与城市规划学院,湖南 益阳 413000;
2.中国科学院亚热带农业生态研究所 亚热带农业生态过程重点实验室,湖南 长沙 410125;
3.中国科学院大学,北京 100049)

摘要:本研究以绿狐尾藻(*Myriophyllum elatinoides*)湿地系统为对象,分析绿狐尾藻湿地系统中 NH_4^+-N 的去除规律及氮质量平衡。结果表明,试验第 28 天,在 200 和 400 mg·L^{-1} NH_4^+-N 两个处理中,水体全氮(TN)去除率分别为 86.1%和 77.7%,NH_4^+-N 去除率分别为 89.8%和 78.8%。根据氮质量平衡得出,在 200 和 400 mg·L^{-1} NH_4^+-N 两个处理中分别有 14.7%和 30.2%的外源 NH_4^+-N 直接被底泥吸附,25.3%和 11.0%转化成底泥 NO_3^--N,29.7%和 12.7%被绿狐尾藻直接吸收利用,14.0%和 23.3%残留在水体,剩余 16.3%和 22.8%可能被微生物硝化反硝化作用去除。研究结果表明,绿狐尾藻对氨氮有较好的净化效果,为其在人工湿地的应用提供了科学依据。

关键词:绿狐尾藻;氨氮;氮去除;植物吸收;硝化和反硝化作用;氮质量平衡
中图分类号:Q945.12 **文献标志码**:A **文章编号**:1001-0629(2016)11-2189-07*

Purification effects of indoor *Myriophyllum elatinoides* wetland system on ammonium nitrogen wastewater

Yu Hong-bing[1], He Yang[2,3], Li Hong-fang[2], Liu Feng[2],
Zhang Shu-nan[2,3], Wang Di[2,3], Xiao Run-lin[2]
(1.College of Architecture and Urban Planning, Hunan City University, Yiyang, 413000, China;
2.Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Regions, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China;
3.University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China)

Abstract: In the present study, the ammonium nitrogen removal characteristics and nitrogen mass balance in indoor *Myriophyllum elatinoides* wetland system were analysis. The results showed after 28 days treatment with 200 and 400 mg·L^{-1} NH_4^+-N, the removal rates of total nitrogen (TN) and NH_4^+-N in artificial wastewater were 77.7% and 86.1% , 89.8% and 78.8%, respectively. According to the nitrogen mass balance, 14.7% and 30.2% of the exogenous NH_4^+-N were transformed into sediment NH_4^+-N and 25.3% and 11% of exogenous NH_4^+-N were transformed into sediment NO_3-N by 200 mg·L^{-1} NH_4^+-N and 400 mg·L^{-1} NH_4^+-N treatments; 29.7% and 12.7% of exogenous NH_4^+-N was absorbed by *M. elatinoides*; 14.0% and 23.3% of exoge-

* **收稿日期**:2016-05-23 **接受日期**:2016-08-30
基金项目:"十二五"国家科技支撑计划项目(2014BAD14B05);湖南省战略性新兴产业成果转化项目(2015GK1014);湖南省科技支撑计划(2015NK3003)
第一作者:余红兵(1976-),女,湖南益阳人,副教授,博士,主要从事园林植物及沟渠湿地植物净化研究。E-mail:bingbingyu76@163.com
通信作者:肖润林(1963-),男,湖南衡东人,研究员,本科,主要从事农村污染水体氮磷减控研究。E-mail:xiaorl@isa.ac.cn

nous NH_4^+-N became residual nitrogen in the water and 16.3% and 22.8% of exogenous NH_4^+-N eventually to nitrification and denitrification removal. The results suggested that *M. elatinoides* can effectively purify ammonium nitrogen which provides scientific basis for its application in artificial wetland.

Key words: *Myriophyllum elatinoides*; artificial wetland; nitrogen removal; nitrification and denitrification; nitrogen mass balance

Corresponding author: Xiao Run-lin E-mail: xiaorl@isa.ac.cn

近年来,随着工业发展和养殖业的集约化,高氨氮废水排放造成了严重的环境问题[1]。氮引起的地表水、地下水污染,已对农业、渔业等多个行业造成危害,已威胁到人们的健康安全[2]。常用的氨氮废水处理方法有厌氧/好氧工艺(A/O)、活性污泥法(SBR)、膜生物反应器(MBR)、氧化沟、人工湿地等[3-4]。活性污泥法和膜生物反应器等处理工艺程序复杂,技术成本较高。与其它处理工艺相比,人工湿地是一种简单有效、价格低廉的处理技术,已广泛用于处理农业、工业、矿山废水和生活污水[5-7]。

人工湿地由植物—基质—微生物组成,在其内部发生着许多物理、化学和生物过程。在人工湿地中,氨氮去除的主要途径有植物吸收、基质吸附、氨挥发和微生物硝化反硝化等[8-9]。水生植物对于人工湿地的氮去除起着重要作用。除植物本身对氮素直接吸收外,水生植物的存在还可改变基质的理化特性、提高系统中溶解氧含量[10-11],同时,水生植物还可作为先锋植物用于相应重金属污染严重区域[12-13]。然而,水体中氨氮浓度过高,会对水生植物产生一定的毒害作用,并抑制其正常生长[14]。由于许多植物不能耐受高氨氮,因此,人工湿地在处理高氨氮废水的应用中受到限制。绿狐尾藻(*Myriophyllum elatinoides*)为小二仙草科(Haloragidaceae)狐尾藻属,系多年生沉水或浮水草本植物,其不仅营养价值高,是优质饲料和绿肥,而且对水体氮、磷也有较强的吸收能力。研究表明,绿狐尾藻对高氨氮具有较强的耐受性,可作为生态治理的先锋植物[15];同时相对于大薸(*Pistia stratiotes*)、凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)等水生植物,具有较小的生态风险[16]。且处理废水的绿狐尾藻净化系统中微生物对沉积物的脱氮发挥重要作用[17-18],但有关绿狐尾藻湿地对高氨氮废水的去除效率及其主要去除途径的报道不多。本研究以绿狐尾藻湿地系统为对象,分析绿狐尾藻湿地系统对不同负荷氨氮的去除特征,研究外源氨氮在该系统的质量平衡,旨为推广绿狐藻湿地在废水处理中应用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试植物绿狐尾藻采自长沙县金井镇野外生态沟渠。试验前,选取长势较一致的植株,剪取顶端 20 cm,在清水中预培养 1 周。供试水为人工配置的高氨氮营养液,其氨氮由纯度为 99.5%的硫酸铵提供。湿地基质为混合均匀的风干过筛水稻土,其土壤总氮(TN)含量为 1.86 g·kg^{-1},总磷(TP)含量 0.83 g·kg^{-1},有机碳含量 21.93 g·kg^{-1},pH 为 6.3,沙土、粉土、粘土含量分别为 32.6%、41.1%、26.3%。

1.2 试验设计

该试验在玻璃温室内进行,试验时间为 2013 年 8 月 14 日至 9 月 11 日。试验期间,温室内的气温为 18.8~37.4 ℃。选用透光钢化玻璃箱(长 50 cm×宽 40 cm×高 50 cm)作为小型人工湿地装置,构建表面流人工湿地。每个装置加入 20 kg 基质土,土层为 10 cm。将选取的绿狐尾藻植株移入湿地装置,植物密度为 500 株·m^{-2}。为了使植物适应湿地环境,先在清水中预培养 1 周。将清水完全排出后,加入 15 L 高氨氮水,水深为 5 cm。试验共设置 3 个污染负荷的处理,即含 NH_4^+-N 浓度分别为 0、200 和 400 mg·L^{-1},每个处理 3 个重复,共 9 个装置。为了补充蒸发造成的水量损失,每次水样采集的前一天加入蒸馏水,保持湿地的水深为 5 cm。

1.3 样品采集与分析

1.3.1 水样采集 水样采集时间是 0、1、4、7、10、14、17、21、25 和 28 d。水样过 0.45 μm 孔径滤膜后,直接用流动分析仪(Fir-5000)测定铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)浓度;采用碱性过硫酸钾消解后用流动分析仪(Fir-5000)测定总氮(TN)浓度[19]。

1.3.2 底泥样品采集 在 0、1、7、14、21、28 d 用圆柱形采样器采集底泥样,将根系、石子等杂质去除,然后混均分装,放入−20 ℃冰箱保存待测。其中,鲜样用 2 mol·L^{-1} KCl 溶液浸提后,用流动分析仪(Fir-5000)

测定底泥 NH_4^+-N 和 NO_3^--N;风干样品磨碎过筛(0.25 mm)后,用半微量开氏法(GB7173-87)测定 TN 含量[19]。

1.3.3 植物样品采集　在 1、4、7、10、14、17、21、25、28 d,用直尺分别量取各处理植株的株长。在试验的 0 和 28 d,采集绿狐尾藻植株样品。样品带回实验室后,用蒸馏水清洗,待晾干后,经 105 ℃杀青 30 min 后,放置 70 ℃烘箱烘干至恒重,并计算其生物量。将烘干植物样磨碎,过 0.250 mm 孔径筛,装入自封袋中保存。植物样品中的 TN 经浓硫酸－过氧化氢消解后,用流动分析仪(Fir-5000)测定其氮浓度。

1.4　数据统计

氮质量平衡法可用于评估湿地系统中的氮去除途径及其贡献率[20]。在人工湿地系统中,植物吸收、底泥吸附、氨挥发和微生物硝化反硝化是铵态氮去除的主要途径。植物吸收氮量由鲜重乘以单位鲜重的植物全氮含量得出,底泥吸附氮量由鲜重乘以底泥含氮量得出,水体氮量由水样总氮浓度乘以水体积得出。基于以上内容,由微生物硝化反硝化作用去除的氮量可由以下公式推算得出:

$$N = I - F - P - F - S - V.$$

式中:N 为微生物硝化反硝化去除的氮量;I 为废水中的初始氮量(g);F 为试验结束时废水中残留的氮量(g);P 为植物吸收的氮量(g);S 为底泥中累积的氮量(g);V 为氨挥发的氮量(g),由于试验期间废水中 pH 在 5.59～7.43,远低于氨挥发所需的 pH 8.0[21],因此,本研究中氨挥发损失的氮量可忽略不计。

各部分氮质量计算方法:进水总氮量和水体残留总氮量直接用培养液体积与试验前后浓度相乘得出;由于添加自配溶液不含有机氮,所以近似认为底泥吸附氮增量等于铵态氮、硝态氮增量的和;绿狐尾藻吸收量为植物鲜重增量乘以干鲜比再乘以植物全氮含量得出。

$$I = V_w \times C_w;$$

$$F = V_w \times C_f;$$

$$P = M_1 \times C_p;$$

$$S = M_2 \times C_s.$$

式中:V_w 为水体积(L);C_w 为试验开始时的水体总氮浓度(mg・L^{-1});C_f 为试验结束时的水体总氮浓度(mg・L^{-1});M_1 为植物收获鲜重(g);C_p 为植物全氮含量(mg・kg^{-1});M_2 为植物收获鲜重(g);C_s 为底泥全氮含量(mg・kg^{-1})。

2　结果

2.1　水体 TN 及 NH_4^+-N、NO_3^--N 的去除效果

28 d 后 200、400 mg・L^{-1} NH_4^+-N 处理的水体 TN 去除率分别为 86.1%和 77.7%(图 1),NH_4^+-N 去除率分别为 89.8%和 78.8%(图 1)。其中,0－7 d 的 TN 及 NH_4^+-N 浓度迅速降低,7 d 后降低速度减缓。200 mg・L^{-1}处理的 TN 浓度,7 d 下降为初始浓度的55.4%,28 d 下降为 16.3%;400 mg・L^{-1}处理的 TN 浓度,7 d 下降为初始浓度的 62.2%,28 d 下降为 25.8%。0－7 d,200 和 400 mg・L^{-1}处理减少的水体 TN 浓度占 0－28 d TN 浓度减少量的 60.8%和 50.9%。其中0－1 d去除速率最高,两个处理在处理

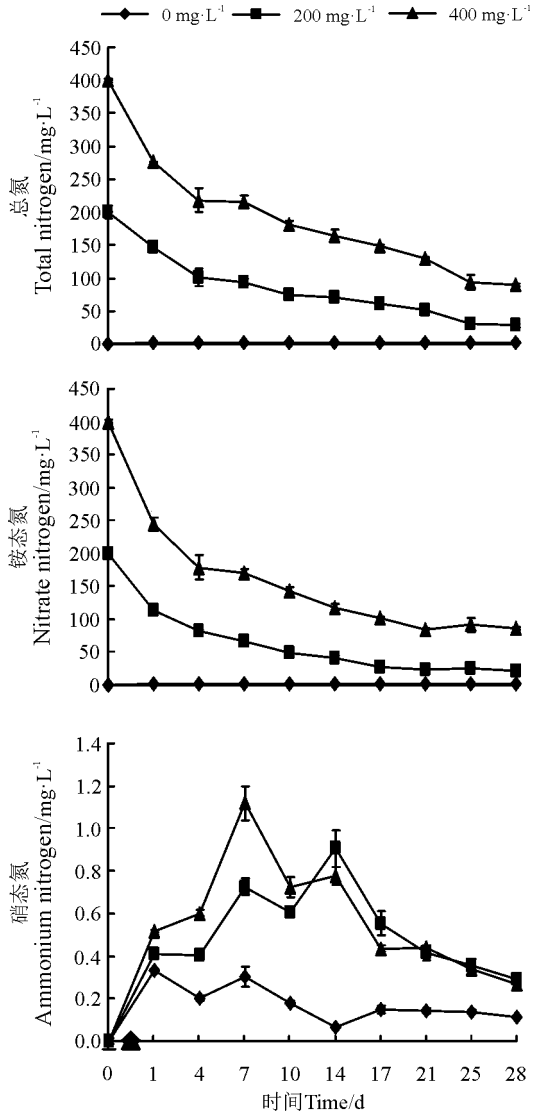

图 1　水体总氮、铵态氮、硝态氮浓度的变化

Fig.1　Changes in the concentrations of ammonium nitrogen total nitrogen and nitrate nitrogen in water

1 d时的处理率分别达到73.8%和69.0%，有26.2%和31.0%的水体TN在0—1 d被去除。

0—28 d内，200和400 mg·L^{-1}处理的水体NO_3^--N浓度先升高后降低，分别在14和7 d出现最大值，200 mg·L^{-1}处理NO_3^--N浓度达到0.9 mg·L^{-1}，400 mg·L^{-1}处理NO_3^--N浓度达到1.1 mg·L^{-1}(图1)。

2.2 底泥NH_4^+-N、NO_3^--N含量随时间的变化

200和400 mg·L^{-1}处理，底泥NH_4^+-N含量0—7 d表现为先升后降，在7—14 d底泥NH_4^+-N含量有所升高，14 d之后含量变化趋于平缓(图2)。在14—28 d这一阶段，200和400 mg·L^{-1}处理中底泥NH_4^+-N含量分别为19.3～29.5和80.3～94.5 mg·kg^{-1}，是原底泥背景值(12.0 mg·kg^{-1})的1.6～2.5倍和6.7～7.9倍。

200 mg·L^{-1}处理中NO_3^--N含量在0—14 d上升速率先快[0—1 d速率为22.8 mg·(kg·d)$^{-1}$]后慢[1—7 d速率为4.0 mg·(kg·d)$^{-1}$]，400 mg·L^{-1}处理中NO_3^--N含量0—1 d急剧上升[速率为24.0 mg·(kg·d)$^{-1}$]，然后1—7 d逐渐稳定[速率为0.7 mg·(kg·d)$^{-1}$]，1—7 d两个处理上升速率差异明显(图2)。7—14 d，NO_3^--N含量逐渐增至峰值，200和400 mg·L^{-1}处理分别达到53.7和31.5 mg·kg^{-1}。0 mg·L^{-1}处理在0—1 d也出现波动，NO_3^--N含量在处理1 d时达到16.4 mg·kg^{-1}，随后降低至小于1.0 mg·kg^{-1}。

2.3 绿狐尾藻全氮含量及株长增长

经过28 d的培养，绿狐尾藻全氮含量及植株株长明显增加。试验前后，0、200、400 mg·L^{-1}处理植物的鲜重分别为211.3、397.3和345.0 g。200 mg·L^{-1}处理的全氮含量及植株株长增加量最大，增加量分别为22.3 mg·kg^{-1}和44.3 cm，400 mg·L^{-1}处理次之，空白对照最低，其中绿狐尾藻在400 mg·L^{-1}处理培养下28 d生物量低于200 mg·L^{-1}处理，全氮含量少3.5 mg·kg^{-1}，植株株长少7.7cm(图3)。可见，一定

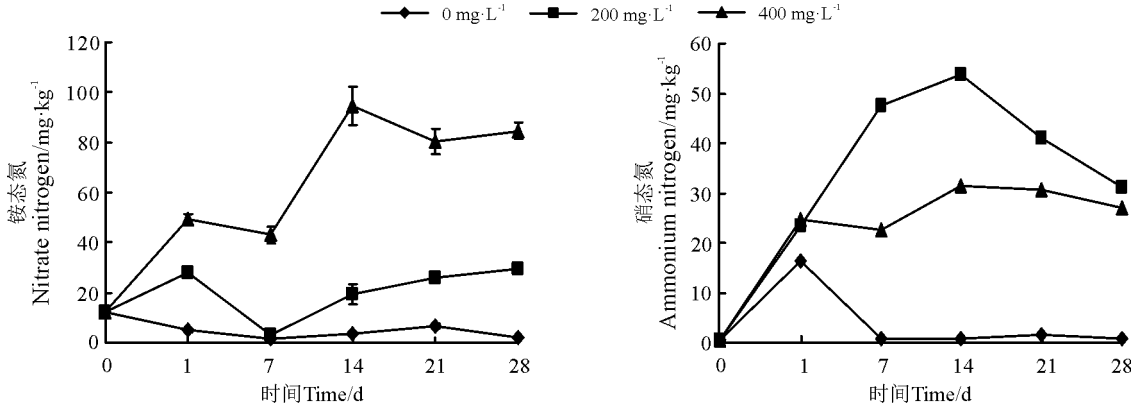

图2 底泥铵态氮和硝态氮浓度的变化

Fig.2 Changes in the concentrations of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in sediments

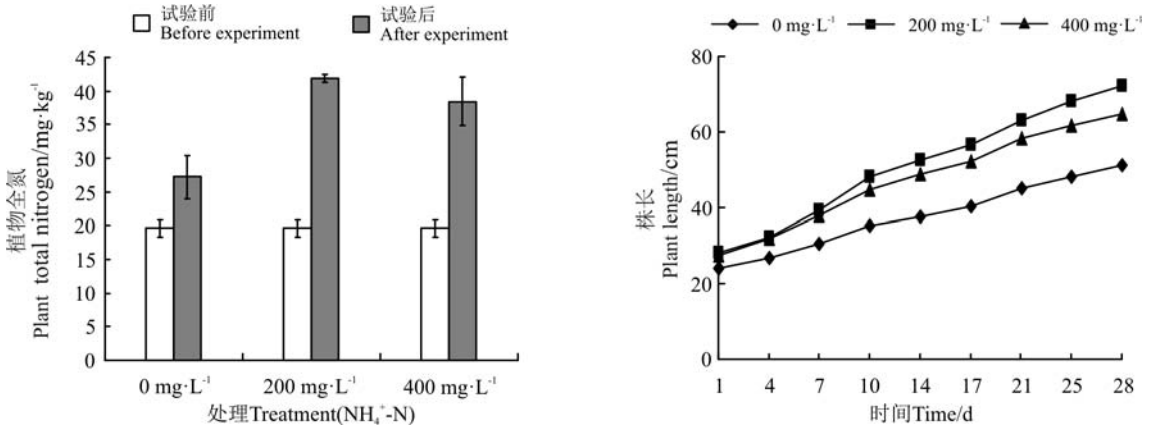

图3 绿狐尾藻全氮含量和植株株长的变化

Fig.3 Changes in plant total nitrogen and plant length of *Myriophyllum elatinoides*

铵态氮浓度有利于绿狐尾藻的生长,但铵态氮含量过高,反而会影响植物生长。

2.4　氮质量平衡计算

28 d 后,200 和 400 mg・L^{-1}处理中,14.0%和 22.3%的外源 NH_4^+-N 成为水体残留氮,14.7%和 30.2%的外源 NH_4^+-N 转化为底泥 NH_4^+-N,25.3%和 11%的外源 NH_4^+-N 转化为底泥 NO_3^--N,29.7%和 12.7%的外源 NH_4^+-N 被绿狐尾藻植物吸收利用,16.3%和 22.8%的外源 NH_4^+-N 最终以硝化反硝化途径去除(表 1)。可见,植物吸收在氮去除中贡献较大,尤其在 200 mg・L^{-1}处理下,绿狐尾藻的种植有利于水体氮污染的净化。

表 1　试验系统在试验 28 d 后的氮质量平衡

Table 1　The total amount of nitrogen of all parts of the system after 28 days test

指标 Parameter	NH_4^+-N/mg・L^{-1}		
	0	200	400
0 d 进水总氮量 Total nitrogen content at 0 d/g	0.00	3.00	6.00
水体残留总氮量 Total nitrogen content in residual water/g	0.03	0.42(14.0%)	1.34(22.3%)
底泥吸附氮增量 Nitrogen increment absorbed by sediment/g	−0.25	1.20(40.0%)	2.47(41.2%)
绿狐尾藻吸收氮量 Nitrogen uptaken by *Myriophyllum elatinoides*/g	0.18	0.89(29.7%)	0.76(12.7%)
硝化反硝化去除氮量 N removal through nitrification and denitrification/g	0.04	0.49(16.3%)	1.43(22.8%)

注:括号里数据是不同基质中总氮变化量占进水总氮量的百分比。

Note: Data in bracket is total nitrogen variation as a percentage of total nitrogen in different substrates of water.

3　讨论

28 d 的试验过程中,0 mg・L^{-1}处理的绿狐尾藻生长利用的氮全部来自底泥 NH_4^+-N(表 1、图 2),说明绿狐尾藻优先利用底泥 NH_4^+-N,而底泥初始 NH_4^+-N 没有转化为 NO_3^--N 的趋势[22-23]。两个处理的植物吸收氮的总量跟浓度关系不大[24],区别也不大,植物吸收氮量分别为 0.89 和 0.76 g。这说明,0—28 d,400 mg・L^{-1}处理中添加的多余的 NH_4^+-N 并没有被植物吸收[25]。

在只添加外源 NH_4^+-N 的条件下,底泥 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量的增加是底泥吸附和硝化共同作用的结果[26]。底泥 NH_4^+-N 含量在 0—1 d 上升,吸附起主要作用;1—7 d 底泥 NH_4^+-N 浓度下降,这是底泥 NH_4^+-N 吸附和底泥内部硝化共同作用产生的结果,在这一阶段,硝化作用较强,NH_4^+-N 转化为 NO_3^--N[27]。7—14 d,受制于氧气浓度,硝化作用放缓,底泥 NH_4^+-N 含量又有上升。0—1 d 底泥 NO_3^--N 含量显著上升,硝化作用明显,1—14 d 底泥 NO_3^--N 含量增速逐渐降低,可能的原因是 0—1 d 底泥氧气消耗得不到及时补给供应,硝化作用放缓,同时反硝化作用也开始消耗硝化作用产生的 NO_3^--N。14—28 d,此阶段水和底泥的氮浓度均呈缓慢下降趋势,说明水体、底泥和绿狐尾藻之间的氮流动达到与空白对照处理相似的较稳定的状态[21]。焦立新等[28]研究沉水植物穗花狐尾藻(*M. spicatum*)对高浓度 NH_4^+-N(通过底泥释放)抑制作用时发现,上覆水 NO_3^--N 有一定程度升高,达到7.26～9.31 mg・L^{-1},相比之下,沉积物底泥 NO_3^--N 浓度为 2.60～16.01 mg・L^{-1},沉积物间隙水 NO_3^--N 浓度为 0.71～0.88 mg・L^{-1},说明硝化作用主要发生在上覆水。水深方面,有研究达到了 1 m[28],深水条件下不利于水体复氧,同时本研究底泥沉积物厚度与上覆水深度比例为 2∶1(上述研究比例为1∶4)便于外界空气向水体富氧,加上试验植物向水体较强的泌氧作用,本研究浅水条件更有利于水体 NH_4^+-N 的硝化作用。

高浓度 NH_4^+-N 水体进入绿狐尾藻湿地系统后,对植物生长产生了抑制作用,400 mg・L^{-1}处理植物株长和全氮浓度均低于 200 mg・L^{-1}处理,但均高于添加 0 mg・L^{-1} NH_4^+-N 处理。潘琦等[29]在研究苦草(*Vallisneria natans*)和黑藻(*Hydrilla verticillata*)对水体中高浓度 NO_3^--N 抑制作用时得出,在其 3 个处理浓度范围的植物生长情况,低浓度和高浓度均对植物生长不利,而中浓度最适,在水中只有高浓度 NO_3^--N 条件下,才不利于植物生长。本研究中,在去除外源添加高浓度 NH_4^+-N 时,产生的 NO_3^--N 浓度最大值不超过 1.2 mg・L^{-1},不足以抑制绿狐尾藻的生长。同时,在高浓度 NH_4^+-N 废水处理下,由于植物吸收、微生物硝化—反硝化作用、底泥吸附等途径能较快地去除 NH_4^+-N 污染,减少了其对绿狐尾藻生长

的胁迫作用。上述结果表明,绿狐尾藻可以耐受高浓度 NH_4^+-N。

4 结论

室内绿狐尾藻湿地系统对高 NH_4^+-N 水体的处理效果明显,其去除率可达89.8%。

不同浓度 NH_4^+-N 处理的绿狐尾藻的氮含量显著增加,但 400 mg·L^{-1} 处理中添加的多余的 NH_4^+-N并没有被植物利用,说明绿狐尾藻对的吸收利用有一定的限度,绿狐尾藻植物吸收氮量只能达到总进水氮量的12.7%~29.7%。

绿狐尾藻湿地对于高浓度 NH_4^+-N 水体具有潜在的 NH_4^+-N 消解能力,是因为湿地微生物的硝化反硝化作用,且高浓度 NH_4^+-N 水体处理中22.8%的 NH_4^+-N 最终以硝化反硝化途径去除。

参考文献 References:

[1] 翁伯琦,雷锦桂,江枝和,林代炎.集约化畜牧业污染现状分析及资源化循环利用对策思考.农业环境科学学报,2010,29(B03):294-299.
Weng B Q,Lei J G,Jiang Z H,Lin D Y.Present situation analysis of intensive livestock pollution and countermeasures consideration of resource recycling.Journal of Agro-Environment Science,2010,29(B03):294-299.(in Chinese)

[2] Ding X,Reddy G B.Nutrient removal and bacterial communities in swine wastewater lagoon and constructed wetlands.Journal of Environmental Science & Health Part A Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering,2010,45(12):1526-1535.

[3] Osada T,Kuroda K,Yonaga M.Reducing nitrous oxide gas emissions from fill-and-draw type activated sludge process.Water Research,1995,29(6):1607-1608.

[4] Kishida N,Kim J H,Kimochi Y,Nishimura O,Sasaki H,Sudo R.Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process.Water Science & Technology,2004,49(5-6):359-365.

[5] Karathanasis A D,Thompson Y L.Mineralogy of Iron precipitates in a constructed acid mine drainage wetland.Soil Sicence Society of America Journal,1995,59(6):1773-1781.

[6] Vrhovšek D,Kukanja V,Bulc T.Constructed wetland (CW) for industrial waste water treatment.Water Research,1996,30(10):2287-2292.

[7] Vymazal J.The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater.Ecological Engineering,2009,35(1):1-17.

[8] Lu S L,Hu H Y,Sun Y X,Yang J.Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands.Journal of Environmental Sciences,2009,21(8):1036-1043.

[9] Mitsch W J,Gosselink J G.The value of wetlands:Importance of scale and landscape setting.Ecological Economics,2000,35(1):25-33.

[10] 徐红灯,席北斗,王京刚,蔡洋.水生植物对农田排水沟渠中氮、磷的截留效应.环境科学研究,2007,20(2):84-88.
Xu H D,Xi B D,Wang J G,Cai Y.Study on the interception of nitrogen and phosphorus by macrophyte in agriculture drainage ditch.Research of Environmental Sciences,2007,20(2):84-88.(in Chinese)

[11] Bouldin J L,Farris J L,Moore M T,Cooper C M.Vegetative and structural characteristics of agricultural drainages in the Mississippi Delta landscapes.Environmental Pollution,2004,132(3):403-411.

[12] 张华,康雅茸,徐春华.兰州银滩黄河湿地4种植物的光合特性.草业科学,2016,33(4):622-634.
Zhang H,Kang Y R,Xu C H.Photosynthetic characteristics of 4 wild plants in Yintan wetland in Lanzhou section of Yellow River.Pratacultural Sciences,2016,33(4):622-634.(in Chinese)

[13] 张丽,彭重华,王莹雪,卢思维.14种植物对土壤重金属的分布、富集及转运特性.草业科学,2014,31(5):833-838.
Zhang L,Peng Z H,Wang Y X,Lu S W.Heavy metal distribution,bioaccumulation and translocation characteristics of fourteen plants.Pratacultural Sciences,2014,31(5):833-838.(in Chinese)

[14] Chen G,Guo S,Kronzucker H,Shi W.Nitrogen use efficiency (NUE) in rice links to NH_4^+ toxicity and futile NH_4^+ cycling in roots.Plant & Soil,2013,369(1-2):351-363.

[15] 李红芳,刘锋,黎慧娟,肖润林,何洋,王迪,吴金水.生物滤池/人工湿地/稳定塘工艺处理农村分散污水.中国给水排水,

2015(2):84-87.
Li H F,Liu F,Li H J,Xiao R L,He Y,Wang D,Wu J S.Combined process of biofilter,constructed wetland and stabilization pond for treatment of rural decentralized sewage.China Water and Wastewater,2015(2):84-87.(in Chinese)

[16] 王文国,苏小红,汤晓玉,侯远青,胡启春.用于农村生活污水处理的常见外来湿地植物的环境风险评估与管理.生态与农村环境学报,2013,29(2):191-196.
Wang W G,Su X H,Tang X Y,Hou Y Q,Hu Q C.Environmental risk assessment and management of exotic wetland plants used for treatment of rural domestic sewage.Journal of Ecology and Rural Environment,2013,29(2):191-196.(in Chinese)

[17] Li X,Zhang M M,Liu F,Li Y,He Y,Zhang S N,Wu J S.The significance of *Myriophyllum elatinoides* for swine wastewater treatment:Abundance and community structure of ammonia-oxidizing microorganisms in sediments.PLoS One,2015,10(10):1-14.

[18] Li X,Zhang M M,Liu F,Li Y,He Y,Zhang S N,Wu J S.Abundance and distribution of microorganisms involved in denitrification in sediments of a *Myriophyllum elatinoides* purification system for treating swine wastewater.Environmental Science and Pollution Research,2015,22(22):17906-17916.

[19] 鲍士旦.土壤农化分析.3 版.北京:中国农业出版社,2000.

[20] Chung A K C,Wu Y,Tam N F Y.Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater.Ecological Engineering,2008,32(1):81-89.

[21] 卢少勇,金相灿,余刚.人工湿地的氮去除机理.生态学报,2006,26(8):2670-2677.
Lu S Y,Jin X C,Yu G.Nitrogen removal mechanism of constructed wetland.Acta Ecologica Sinica,2006,26(8):2670-2677.(in Chinese)

[22] 李亚娟,杨俞娟,张友润,滕一波,方萍,林咸永.水分状况与供氮水平对土壤可溶性氮素形态变化的影响.植物营养与肥料学报,2010,16(5):1153-1160.
Li Y J,Yang Y J,Zhang Y R,Teng Y B,Fang P,Lin X Y.Effects of water condition and nitrogen level on soild issolved nitrogen compounds.Plant Nutrition and Fertilizer Science,2010,16(5):1153-1160.(in Chinese)

[23] Serna M D,Borras R,Legaz F,Primo-Millo E.The influence of nitrogen concentration and ammonium/nitrate ratio on N-uptake,mineral composition and yield of citrus.Plant & Soil,1992,147(1):13-23.

[24] 童昌华,杨肖娥,濮培民.水生植物控制湖泊底泥营养盐释放的效果与机理.农业环境科学学报,2003,22(6):673-676.
Tong C H,Yang X E,Pu P M.Effects and mechanism of hydrophytes on control of release of nutrient salts in lake sediment.Journal of Agro-Environment Science,2003,22(6):673-676.(in Chinese)

[25] 高岩,马涛,张振华,张力,王岩,严少华.不同生长阶段凤眼莲净化不同程度富营养化水体的效果研究.农业环境科学学报,2014(12):2427-2435.
Gao Y,Ma T,Zhang Z H,Zhang L,Wang Y,Yan S H.Nutrient removals from eutrophic water by *Eichhornia crassipes* at different growth stages.Journal of Agro-Environment Science,2014(12):2427-2435.(in Chinese)

[26] 戴树桂,张明顺,庄源益.底泥中氮的主要迁移转化过程及其转化模型的研究.环境科学学报,1990(1):1-9.
Dai S G,Zhang M S,Zhuang Y Y.Transportation and translocation of nitrogen in sediment.Acta Scientiae Circumstantiae,1990(1):1-9.(in Chinese)

[27] 孙志高,刘景双.湿地土壤的硝化—反硝化作用及影响因素.土壤通报,2008,39(6):1462-1467.
Sun Z G,Liu J S.Nitrification—denitrification and its affecting factors in wetland soil——A review.Chinese Journal of Soil Science,2008,39(6):1462-1467.(in Chinese)

[28] 焦立新,王圣瑞,金相灿.穗花狐尾藻对铵态氮的生理响应.应用生态学报,2009,20(9):2283-2288.
Jiao L X,Wang S R,Jin X C.Physiological responses of *Myriophyllum spicatum* to ammonium nitrogen.Chinese Journal of Applied Ecology,2009,20(9):2283-2288.(in Chinese)

[29] 潘琦,邹国燕,宋祥甫.硝氮胁迫对不同沉水植物生理生长的影响.上海环境科学,2010(1):16-20.
Pan Q,Zou G Y,Song X F.Effects of nitrate-nitrogen stress on the growth and physiological indices of two submerged macrophytes.Shanghai Environmental Sciences,2010(1):16-20.(in Chinese)

(责任编辑　武艳培)