

# 蛭石人工湿地中吸附-生物转化系统 脱氮能力及其机理研究

陈明利 吴晓芙 陈永华 董敏慧

(中南林业科技大学环境工程研究所,长沙 410004)

**摘要** 以蛭石为吸附介质构建了3个人工湿地处理单元:跌流曝气系统(I)、挂膜蛭石床系统(II)和无挂膜对照系统(III)。在氨氮浓度为20 mg/L水平上,研究比较了蛭石与挂膜蛭石系统的纯基质吸附与基质吸附加生物转化脱氮能力的差异。结果表明:蛭石能有效去除废水中的氨氮。与系统III相比,系统I和II的氨氮平均去除率提高了20%,且具有处理效果稳定的特点。通过跌流曝气供氧进一步提高氨氮去除率,在试验末期,系统I氨氮去除率高于系统II 24%左右。无植物处理系统中氨氮的降解主要由基质吸附和生物转化共同完成,生物转化在脱氮中的贡献率最大可达87.4%。生物转化除了硝化-反硝化作用外,可能还存在厌氧氨氧化过程。相关性分析结果表明,影响人工湿地硝化反硝化强度的主要因素有溶解氧、硝化反硝化菌数量及生物膜生物量。

**关键词** 人工湿地 蛭石 氨态氮 吸附 生物转化

中图分类号 X703.1 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2009)02-0223-06

## Mechanism of nitrogen removal by adsorption and bio-transformation in constructed wetland systems

Chen Mingli Wu Xiaofu Chen Yonghua Dong Minghui

(Institute of Environment Engineering Research, Central South University of Forestry & Technology, Changsha 410004)

**Abstract** Three constructed wetland systems, a dropping-flow system(I), a biofilm bed system(II) and a non-biofilm bed system(III) (the control system), were established using natural vermiculite as adsorbent filler. The experiment, conducted at a  $\text{NH}_4^+$ -N concentration level of 20 mg/L, was designed to evaluate the contribution of  $\text{NH}_4^+$ -N removal from wastewaters between pure adsorption and adsorption plus bio-transformation. The results showed that the natural vermiculite minerals could well be used as a wetland filler to remove  $\text{NH}_4^+$ -N from municipal sewage. The  $\text{NH}_4^+$ -N removal rate in systems I and II was not only 20% higher but also much more stable than that in system III. Oxygen supply in the dropping-flow process further enhanced the treatment efficiency. In the later experiment period the  $\text{NH}_4^+$ -N removal rate was 24% higher in system I than that in system II. Filler adsorption and bio-transformation were found to be the main mechanisms for  $\text{NH}_4^+$ -N removal in the treatment system without plants. In comparison, bio-transformation played an even more important role in  $\text{NH}_4^+$ -N removal and its highest contribution rate amounted to 87.4%. In addition to nitrification and denitrification, an anaerobic ammonium oxidation process might also be involved in nitrogen bio-transformation. Results from correlation analyses indicated that the main factors affecting the intensity of nitrification and denitrification in the tested systems are DO, the number of involved bacteria and the bio-mass of formed bio-films.

**Key words** constructed wetland; vermiculite; ammonia-nitrogen; adsorption; bio-transformation

人工湿地是20世纪70年代出现的一种新型污水处理生态技术,以其低耗、高效、低维护成本和易于管理等优点,在国内外受到广泛的重视<sup>[1,2]</sup>。其中,现有研究表明,人工湿地中氮的去除是由填料、植物与微生物共同完成的,其中填料对氨氮的去除发挥了重要作用,因此,填料的选择引起了不少研究

者的关注<sup>[3-5]</sup>。

**基金项目:**国家林业局“948”项目(2005-4-31);国家科技部国际合作项目(2007DFA91420);湖南省重点学科建设项目

**收稿日期:**2008-04-02; **修订日期:**2008-07-02

**作者简介:**陈明利(1975~),女,博士研究生,讲师,主要研究方向:水污染控制工程。E-mail: chml18@163.com

蛭石是一种自然界天然存在的多孔性含水硅铝酸盐晶体矿物,具有良好的吸附及离子交换性能,研究表明其对氨氮具有选择性吸附能力,蛭石的氨氮饱和和吸附量大<sup>[6]</sup>,而且价格低廉,因此很适合作为人工湿地填料。然而,蛭石的阳离子交换位点不能被认为是去除氨氮的长期汇<sup>[7]</sup>,因为单位蛭石的离子交换能力毕竟是有限的,而且蛭石的作用也只是将水相中的氨离子吸附交换下来,截留在蛭石固相中,没有从根本上实现将氨氮从人工湿地系统中去除的目的,植物的吸收以及微生物的硝化-反硝化作用才是污染水体中氨氮的最终去除途径。

以往对人工湿地基质填料研究主要注重其吸附性能,但基质对氮素的吸附是否具有持久性还值得探讨。实际上在应用中湿地填料往往是作为微生物的载体,成为生物复合体后在人工湿地处理系统中发挥作用;但目前对于人工湿地填料与微生物所形成的生物复合体在湿地中的去污效果与机理研究比较少,缺乏对填料-微生物系统协同机制的深入了解,本研究的目的即在于通过比较挂膜蛭石与未挂膜蛭石对氨氮的净化效果,试图阐明系统中基质与微生物所形成的复合体对氨氮净化的机理,并通过改变进水方式等手段探讨影响人工湿地净化效能的因素,对于深入了解人工湿地脱氮机理以及优化人工湿地的处理性能具有一定的指导意义。

1 材料与方法

1.1 实验装置

设计实验装置如图 1 所示。试验用了 3 根相同的有机玻璃柱,以蛭石作为填料构建处理系统。分别编号为系统 I、II 和 III。系统 I 采用从上面进水下面出水的方式,系统 II 采用从下面进水上面出水的方式,进水采用生活污水,水质见表 1。系统 III 也由下进水,该系统的装置在使用前进行紫外灭菌,作为无微生物的试验对照,待处理溶液为配置的氯化铵溶液。各柱配成的试验污水经流量计连续恒定地流入试验柱。3 根柱的管内径  $d = 15\text{ cm}$ ,填充高度  $h = 60\text{ cm}$ ,每根柱沿柱高分别设置了 4 个取样口,用于测定不同形态的氮的沿程变化。

1.2 测试分析

试验装置连续运行了 2 个月(8 月、9 月)。8 月气温为  $26 \sim 36\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,9 月份气温为  $22 \sim 25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。初期每天定时取样 2 次,采用平均值作为当天的出水水质。TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  等指标按国家环境保

护总局编制的《水和废水监测分析方法》(第 4 版)测定,DO 采用 JPSJ-605 型溶解氧快速测定仪,pH 采用 pH S-25 型 pH 计。

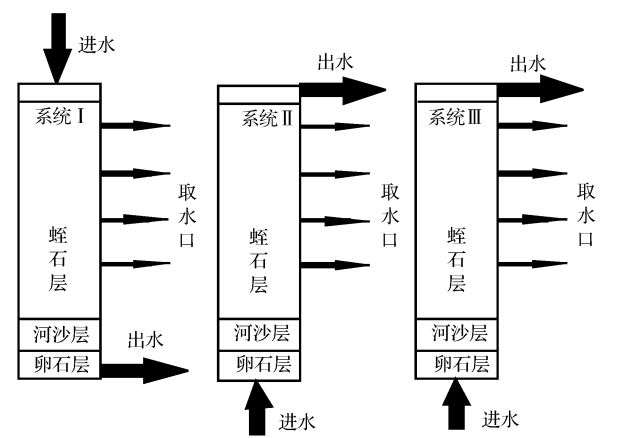


图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic figure of experimental systems

表 1 实验废水水质

Table 1 Water quality of experimental sewage

| 水质参数                                 | 系统 I、II       | 系统 III |
|--------------------------------------|---------------|--------|
| 进水水力负荷 (L/h)                         | 1.60          | 1.6    |
| 进水 COD (mg/L)                        | 187 ~ 330     | 0      |
| 进水 TN (mg/L)                         | 20.68 ~ 24.66 | 20     |
| 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L) | 20.1 ~ 21.3   | 20     |
| 进水 TP (mg/L)                         | 1.50 ~ 2.00   | 0      |

硝化和反硝化细菌的计数采用 MPN 法<sup>[8]</sup>。硝化速率与反硝化速率测定:取样的前 2 d,将系统 II 进水换成自来水运行 2 d,目的是去除柱中沉积的有机物、氮磷等;再将柱底部的进水管拔出,待柱中不再持水后,将蛭石柱中的蛭石由柱顶部按高度取出,迅速取样。取样依照蛭石柱的高度分 3 个取样点,分别是:底部(10 ~ 30 cm)、中部(30 ~ 60 cm)、顶部(60 ~ 80 cm)。取样时将该段的蛭石充分混合均匀,再取样,装入事先已经灭菌的广口瓶中。每个取样点取 2 个样,分别为好氧瓶和厌氧瓶,好氧瓶中的蛭石占瓶体积的 1/3,留有足够的空气用于好氧呼吸,厌氧瓶中蛭石充满瓶口,并用黑色塑料将瓶外部包裹。试验时,取 10 g 蛭石,每个处理采用 2 个平行样,试验结果为 2 次数据的平均值,取未挂膜的新鲜蛭石作为空白对照。具体方法见文献[9]。

蛭石上生物膜生物量测定采用测定生物蛭石上生物膜的 VSS 含量<sup>[10]</sup>。取样方法同上,样品的处理为:将不同高度的样品装入事先已灭菌的广口瓶中,

于 105 ℃ 下烘干至恒重,再在箱式电阻炉中经 300 ℃,2 h,650 ℃,0.5 h 高温烘烤后,取出蛭石样在干燥器中冷却,称量,将样品处理前后的重量差求出,即是基质中可挥发性固体 VSS。取未挂膜的新鲜蛭石作为空白对照。

## 2 结果与讨论

### 2.1 系统的启动

3 个系统在启动期的氨氮浓度变化如由表 2 所示,系统 I、II 在启动的前 2 d,出水浓度比系统 III 大,分析原因可能是因为生活污水中的有机氮转化为氨氮导致出水浓度比对照大。从第 3 d 开始,系统 I、II 的出水浓度逐渐比系统 III 小,表明系统 I、II 中微生物脱氮作用开始启动。2 周后,系统 I、II 的透明有机玻璃内壁上开始变红,红色逐渐变深,接着柱内填充的蛭石开始变成黑色,出水有异味,之后出水可观察到许多絮状黄、白色悬浮体,这表明蛭石已成功挂膜。而系统 III 中没有出现以上变化,未发现基质中有微生物附着生长的迹象,因此将系统 III 作为无挂膜对照处理。

表 2 出水氨氮浓度变化  
Table 2 Effluent concentration of  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  for experimental system

| 时间<br>(d) | 进水浓度<br>(mg/L) | 系统 I<br>(mg/L) | 系统 II<br>(mg/L) | 系统 III<br>(mg/L) |
|-----------|----------------|----------------|-----------------|------------------|
| 1         | 20             | 0.38           | 0.64            | 0.20             |
| 2         | 20             | 0.36           | 0.59            | 0.16             |
| 3         | 20             | 0.65           | 0.25            | 0.70             |
| 4         | 20             | 0.38           | 0.30            | 1.38             |
| 5         | 20             | 0.33           | 0.49            | 1.59             |
| 6         | 20             | 0.27           | 0.51            | 1.77             |
| 7         | 20             | 0.48           | 0.78            | 2.79             |
| 8         | 20             | 0.42           | 0.77            | 3.17             |
| 9         | 20             | 0.44           | 1.11            | 3.57             |
| 10        | 20             | 0.51           | 2.98            | 4.47             |
| 12        | 20             | 0.80           | 1.29            | 4.86             |
| 34        | 20             | 0.18           | 2.23            | 11.09            |
| 35        | 20             | 1.05           | 2.06            | 12.28            |
| 41        | 20             | 2.25           | 2.83            | 13.45            |
| 49        | 20             | 4.02           | 9.17            | 16.02            |
| 56        | 20             | 6.37           | 11.18           | 18.29            |

### 2.2 生物与非生物脱氮协同作用对系统处理效果及稳定性的影响

经过近 2 个月的运行,3 个系统对氨氮都有较好的去除效果(图 2)。实验期内,平均去除率分别为 94.09%、88.38% 和 70.06%。系统 I、II 对氨氮

的去除率呈缓慢下降的趋势,运行大约 1 个月后,其氨氮去除率分别保持在 99.10% 和 88.85%,在实验结束时去除率仍然稳定维持在 68% 和 44% 左右。与系统 I、II 相比,系统 III 的去除率曲线呈快速下降的趋势,在运行 1 个月已经下降了 50%,56 d 后其出水浓度已接近进水浓度,此时对氨氮的吸附基本达到饱和,蛭石已失去吸附氨氮的能力。

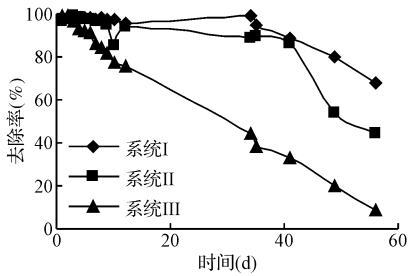


图 2 氨氮去除率  
Fig. 2 Removal rates of ammonia

从 3 个系统的处理效果分析,系统 I 和 II 的出水稳定性好于系统 III,氨氮平均去除率分别比系统 III 高出 20% 和 18%,这与王世和<sup>[11]</sup>对炉渣有/无微生物条件下基质的脱氮结果一致。分析原因在于:系统 I 和 II 中的进水为生活污水,除氨氮外还含有大量的有机物质和微量元素,为微生物的生长、繁殖提供了营养物质,另外蛭石对氨氮的选择性吸附作用也造成蛭石表面形成高氨氮的微环境,使硝化和反硝化菌在短时间内能大量生长在其表面,硝化与反硝化菌不仅可以降解污水中的氨氮,而且也可以将蛭石吸附的氨氮进行降解<sup>[12]</sup>,从而让系统吸附饱和的时间延长,增强和稳定整个系统的处理能力。蛭石与砾石相比,有/无微生物的处理系统之所以差异较大,可能与基质本身的物理性质有关,孔隙率越大,越利于微生物在基质表面生长,蛭石孔隙率比砾石高,这为微生物附着生长提供了良好的条件。

人工湿地系统中,氮的去除主要途径有挥发、吸附和生物脱氮等,其中生物脱氮的过程包括植物的吸收、微生物的氨化、硝化、反硝化 3 个阶段<sup>[13]</sup>。但目前对人工湿地脱氮机理的认识仍然不够,以往大多数研究在讨论基质的脱氮作用时仅仅从吸附性能来考虑,很少从基质-微生物复合体的角度去考虑净化效果及机理。系统 III 基本上以基质的直接吸附为主,所以将其作为基质吸附的贡献率,系统 II 中基质有微生物附着生长,其脱氮贡献是两者共同作用的结果,因此,可以将系统 II 与系统 III 去除率的差值看

作是微生物的贡献率。按以上分析,如图3所示,蛭石的贡献率随着时间的变化呈直线下降,而微生物的贡献率随时间的变化不断增加,两者在35 d时的贡献率各达到了50%,之后,蛭石对氨氮的吸附贡献率持续下降,而微生物的作用不断增强,达到最大值后逐步稳定,此时其贡献率可占总去除率的87.4%左右。从以上结果可知,蛭石人工湿地对氨氮的净化机理主要包括蛭石对氨氮的非生物脱氮作用以及微生物对氨氮的生物转化作用,蛭石对氨氮的吸附主要在前期起作用,从长期净化效果来看,微生物才是人工湿地发挥长期净化效能的主要执行者。其他研究者的结果<sup>[14-16]</sup>也表明,基质系统中微生物的存在可以让基质得到再生,从而减缓基质的饱和时间。

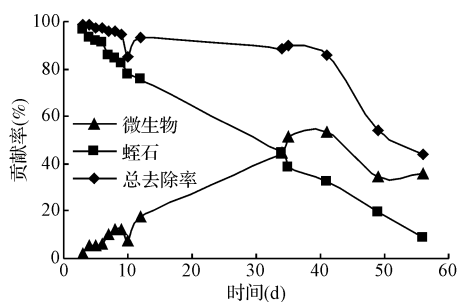


图3 系统Ⅱ各组分对氨氮去除贡献率

Fig.3 Contribution to removal rate by different parts in system II

因此在构建人工湿地系统时,只有形成良好的基质吸附-生物转化协同作用的处理系统,人工湿地脱氮的能力才能进一步提高,稳定性才能进一步加强。

### 2.3 跌流曝气对脱氮的影响

将系统Ⅰ和系统Ⅱ进行比较如表2和图2所示,实验结束时系统Ⅰ去除率高出系统Ⅱ24%。

分析其原因在于2系统采用不同的进水方式,系统Ⅰ采用自上而下的方式,在进水端有跌落段,跌落过程能够增加进水中的溶解氧浓度,称为跌流曝气,能够携带一定量的氧进入湿地内部,有利于硝化菌的硝化过程。大量研究<sup>[17,18]</sup>表明在人工湿地的运行过程中,溶解氧是影响脱氮的限制性因子之一,改善系统内溶解氧状况能有效提高系统的脱氮效率。另外,如采用间歇进水、曝气或种植植物方式都能调节人工湿地溶解氧含量。

跌流曝气对净化效果的影响在处理的中后期表

现更加明显,从图2可知,40 d后,系统Ⅰ和系统Ⅱ的出水浓度差异逐渐变大,主要原因在于此时微生物成为净化效能的主要执行者,硝化作用成为人工湿地脱氮的一个重要限制性因素,系统Ⅰ因为跌流曝气作用存在,使系统内溶解氧含量高于系统Ⅱ,有利于硝化反应的进行,从而达到较好的处理效果。

### 2.4 氨氮在系统中的转化过程

在系统运行56 d后,此时系统Ⅲ中蛭石出水浓度接近进水浓度,据此判断蛭石已经处于低效吸附期,系统Ⅱ中的微生物转化作用成为去除氨氮的主体。为了进一步考察氨氮的转化过程,对系统Ⅱ沿程的TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 进行测定,以阐明挂膜蛭石中氨氮的转化机理。

TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 沿程变化如图4所示。

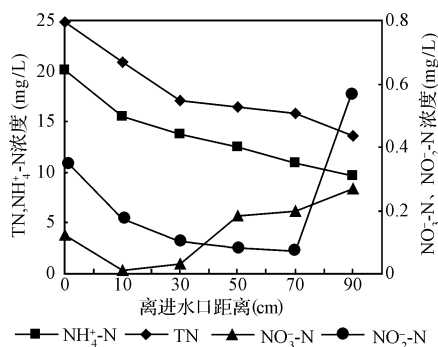


图4 氨氮在挂膜蛭石中的转化过程

Fig.4 Transformation process of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in bio-vermiculite experimental system

从图4可以看出, TN的变化趋势与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 一致,其浓度沿程不断降低,这是因为进水中的TN主要由 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 组成, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过硝化反硝化作用转化为 $\text{N}_2$ ,从而使TN得到降解。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 作为氨氮转化过程的中间产物,通过考察其变化可以进一步了解氨氮的转化过程及机理。 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度在中部降到最低,说明中部反硝化作用强烈将大量 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 转化为 $\text{N}_2$ 。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 作为硝化作用的产物,其浓度变化与硝化作用密切相关,从图3可以看出,靠近出水口 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐上升,说明该处硝化作用强烈,分析原因可能是由于系统顶端为敞口,由于大气复氧作用使氧含量增加导致硝化作用增强,从而使其得到积累。而在进水端 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度比出水端要小,说明硝化作用在进水端比出水端要弱,原因可能在于进水口的有机物浓度较高,分解有机

物质的微生物生长迅速,而硝化菌的空间竞争能力比分解有机物的细菌的空间竞争能力低,另外,出水处  $\text{pH} > 8$ ,可能会抑制亚硝酸氧化<sup>[19]</sup>。

从图 3 可知,在离进水口 60 ~ 70 cm 这段距离内, $\text{NO}_3^-$ -N 浓度超过  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度,出现明显的积累现象,按传统的硝化-反硝化脱氮理论  $\text{NO}_3^-$ -N 减少的同时  $\text{NO}_2^-$ -N 会增加,在此过程中应该会出现  $\text{NO}_2^-$ -N 积累的现象,但本实验却出现相反的现象。分析原因,可能在系统中发生了厌氧氨氧化反应,该

反应能够在无氧条件下把  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 转化为氮气,同时伴随有  $\text{NO}_3^-$ -N 产生<sup>[20,21]</sup>。是否还存在其他方面的原因,还值得进一步探讨。

2.5 硝化反硝化强度影响因子

为了进一步探讨氨氮转化过程中的影响因子,我们对系统 II 中基质的硝化反硝化强度、硝化反硝化菌数量、 $\text{pH}$ 、 $\text{DO}$ 、 $\text{VSS}$  进行测定,结果如表 3 所示,并将硝化反硝化菌数量、 $\text{pH}$ 、 $\text{DO}$ 、 $\text{VSS}$  与硝化反硝化强度做了相关性分析,结果如表 4 所示。

表 3 硝化反硝化强度及影响因子

Table 3 Influencing factors to intensity of nitrification and denitrification

| 位 置   | 硝化强度<br>( $\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ) | 反硝化强度<br>( $\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ) | 硝化菌数<br>( $\text{MPN}/\text{g}$ ) | 反硝化菌数<br>( $\text{MPN}/\text{g}$ ) | $\text{pH}$ | $\text{DO}$<br>( $\text{mg}/\text{L}$ ) | $\text{VSS}$<br>( $\text{mg}/\text{g}$ ) |
|-------|---------------------------------------------------|----------------------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|-------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|
| 上(出水) | $4.38 \times 10^{-3}$                             | $0.25 \times 10^{-3}$                              | $4.572 \times 10^3$               | $2.9 \times 10^3$                  | 8.25        | 2.75                                    | 18.74                                    |
| 中     | $0.63 \times 10^{-3}$                             | $2.10 \times 10^{-3}$                              | $0.987 \times 10^3$               | $19.743 \times 10^3$               | 7.49        | 0.51                                    | 28.13                                    |
| 下(进水) | $1.90 \times 10^{-3}$                             | $0.93 \times 10^{-3}$                              | $1.102 \times 10^3$               | $3.265 \times 10^3$                | 7.70        | 1.42                                    | 32.35                                    |

表 4 硝化反硝化强度影响因子的相关性分析

Table 4 Corralation coefficients between intensity of nitrification and denitrification and influencing factors

| 相关系数  | 硝化菌数  | 反硝化菌数 | $\text{pH}$ | $\text{DO}$ | $\text{VSS}$ |
|-------|-------|-------|-------------|-------------|--------------|
| 硝化强度  | 0.99  | -0.43 | 0.93        | 0.87        | -0.98        |
| 反硝化强度 | -0.80 | 0.94  | -0.91       | -0.97       | 0.55         |

从表 4 可知,硝化强度与硝化菌数量和  $\text{DO}$  呈显著正相关,反硝化强度与反硝化菌呈显著正相关,与  $\text{DO}$  呈显著负相关,这与大多数研究者<sup>[22,23]</sup>的结论一致。

生物膜( $\text{VSS}$ )由微生物组织和有机及无机物质组成,可大量吸附废水中多种状态的有机物,其发育程度直接影响湿地系统的处理效率<sup>[24,25]</sup>。该试验中生物膜分布于整个处理空间,主要积累在底层(表 3),原因在于底层为进水,污水中的有机颗粒首先被拦截,累计在此。硝化强度与生物膜生物量呈负相关而反硝化强度与之呈正相关,可能是因为蛭石上膜的厚度影响氧的传质过程,导致较厚的生物膜硝化强度降低。李今等<sup>[26]</sup>研究结果也表明,基质表层生物膜总量很大,但处理效率不高,是因为当生物膜增加到一定程度后,靠近载体表面的惰性生物层的微生物难以获得养分,活性差,并提出最佳活性厚度为  $150 \mu\text{m}$ 。

$\text{pH}$  值是影响生物脱氮的一个重要因素,同时微生物硝化反硝化过程也会导致  $\text{pH}$  值的变化。如表 3 所示,污水进入系统后发生的硝化过程消耗了水

中的碱度,导致  $\text{pH}$  值下降,中部的反硝化过程又会增加水中的碱度,使得  $\text{pH}$  值比出水口高。从硝化/反硝化强度与  $\text{pH}$  值相关性来看,硝化强度与之呈正相关,反硝化强度与之呈负相关,原因是硝化过程的最适  $\text{pH}$  值为  $7.2 \sim 8.4$ ,而反硝化为  $7.0 \sim 7.5$ ,偏碱性环境更有利于硝化反应的进行<sup>[27]</sup>。

3 结 论

(1)以蛭石作为人工湿地填料,由于其表面所形成的高氨氮的微环境,能够在适宜条件下短期内成功挂膜,形成蛭石吸附-生物转化系统,与未挂膜系统相比,去除率可提高 20%。

(2)采用跌流曝气能有效改善处理系统内部溶解氧含量,系统氨氮去除率与未采用跌流曝气系统相比可以提高 24%。

(3)人工湿地蛭石吸附-生物转化系统中,运行前期氨氮的降解主要靠蛭石的快速吸附作用,随后微生物成为净化效能的主要执行者,对脱氮的贡献率可以达到总去除率的 87.4%。人工湿地氨氮的生物转化过程除了硝化反硝化作用外,可能还存在厌氧氨氧化过程。

(4)人工湿地在运行过程中,溶解氧、硝化反硝化菌、生物膜生物量是影响脱氮的重要因素。因此,在人工湿地的运行过程中应尽量改善系统内溶解氧状况,提高硝化反硝化菌数量,形成最佳的生物膜厚度。

## 参考文献

- [1] Tanner C. C. , Kadlec R. H. , Gibbs M. M. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands-influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering*, **2002**, 18(4) :499 ~ 520
- [2] US EPA. Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010 September, **1999**
- [3] 唐翀鹏,张旭,李广贺. 沸石-茭白复合床技术脱氮中试研究. *环境污染治理技术与设备*, **2004**, 5(2) :52 ~ 55
- [4] 崔理华,朱夕珍,骆世明,等. 煤渣-草炭基质垂直流人工湿地系统对城市污水的净化效果. *应用生态学报*, **2003**, 14(4) :597 ~ 600
- [5] 徐丽花,周琪. 不同填料人工湿地处理系统的净化能力研究. *上海环境科学*, **2002**, 21(10) :603 ~ 605
- [6] 吴晓芙,胡曰利,聂发辉. 蛭石氨氮吸附量与起始溶液浓度和介质用量的函数关系. *环境科学研究*, **2005**, 18(1) :64 ~ 66
- [7] 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. *环境科学*, **2003**, 24(1) :113 ~ 116
- [8] 马放,任南琪,杨先基,编. 污染控制微生物学实验. 哈尔滨工业大学出版社, **2002**
- [9] 王晓娟,张荣社. 人工湿地微生物硝化和反硝化强度对比研究. *环境科学学报*, **2006**, 26(2) :225 ~ 229
- [10] 吴振斌,李今,成水平,等. 复合垂直流构建湿地中生物膜间分布、特性和降解性能. *武汉大学学报(理学版)*, **2005**, 51(2) :204 ~ 208
- [11] 王世和. 人工湿地污水处理理论与技术. 北京:科学出版社, **2007**
- [12] 朱亮,刘钢,苗伟红,等. 膨胀蛭石用于人工湿地去氮磷的研究. *河海大学学报(自然科学版)*, **2008**, 36(2) :148 ~ 151
- [13] 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
- [14] 付融冰,杨海真,顾国维,等. 人工湿地中沸石对氨吸附能力的生物再生研究. *生态环境*, **2006**, 15(1) :6 ~ 10
- [15] 温东辉,张曦,吴为中,等. 天然沸石对氨吸附能力的生物再生试验研究. *北京大学学报(自然科学版)*, **2003**, 39(4) :494 ~ 500
- [16] 黄忠良,胡曰利,吴晓芙,等. 人工湿地污水处理系统的蛭石缓冲单元及缓冲能力生物再生研究. *环境科学学报*, **2007**, 27(12) :2006 ~ 2013
- [17] 鄢璐,王世和,雒维国,等. 运行条件下潜流型人工湿地溶氧状态研究. *环境科学*, **2006**, 27(10) :2009 ~ 2013
- [18] 汤显强,李金中,李学菊,等. 间歇曝气对生物填料人工湿地氮磷去除性能的影响. *农业环境科学学报*, **2008**, 27(1) :318 ~ 322
- [19] 吴建强,黄沈发,丁玲,等. 人工湿地中的 SND 机理以及 DO、pH 对其的影响. *环境污染与防治*, **2005**, 27(6) :476 ~ 478
- [20] 郑平,徐向阳,胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术. 北京:科学出版社, **2004**
- [21] 何连生,刘鸿亮,席北斗,等. 人工湿地氮转化与氧关系研究. *环境科学*, **2006**, 27(6) :1083 ~ 1087
- [22] Kuschik P. , Winner A. , Kappelmeyer U. , *et al.* Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Wat. Res.* , **2003**, 37(17) :4236 ~ 4242
- [23] Vymazal J. The use of subsurface constructed wetlands for wastewater in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.* , **2002**, 18(5) :633 ~ 646
- [24] Mantovi P. , Mitsch W. J. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technol.* , **2003**, 88(2) :85 ~ 94
- [25] Rao T. S. , Rogers K. H. Biofilm formation in a fresh water environment under photic and aphotic conditions. *Biofouling*, **1997**, 11(4) :265 ~ 282
- [26] 李今,马剑敏,张征,等. 复合垂直流人工湿地中基质生物膜的特性. *长江流域资源与环境*, **2006**, 15(1) :54 ~ 56
- [27] 徐乐中. pH 值碱度对脱氮除磷效果的影响及其控制方法. *给水排水*, **1996**, 22(1) :10 ~ 13