

钢渣构造人工湿地运行初期无机氮转化特点研究

孙书明^{1,2}, 单保庆^{1*}, 彭万疆³

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 天津空港物流加工区水务有限公司, 天津 300308)

摘要:以钢渣为主要基质构建小型潜流湿地, 探索湿地运行初期对污水中低浓度无机氮的去除效果及氮转化特点. 结果表明, 钢渣湿地对氨氮型污水中总氮(TN)、氨氮(NH_4^+ -N)和硝氮(NO_3^- -N)的去除速率分别是 0.12 、 0.07 和 $0.10 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 亚硝氮(NO_2^- -N)积累速率是 $0.04 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$; 荧光原位杂交方法没有在钢渣基质上检测到硝化细菌, NH_4^+ -N去除的主要途径是在高 pH (> 10) 的水环境下挥发到上层土壤, 由土壤层去除; 钢渣湿地对硝氮型污水中 TN 的去除速率是 $0.23 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, NO_3^- -N 的去除速率是 $0.48 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, NO_3^- -N 在钢渣湿地内主要通过反硝化去除, 反硝化过程中出现 NO_2^- -N 积累, 积累速率为 $0.22 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 钢渣湿地运行初期对硝氮型污水的处理能力高于氨氮型污水, 钢渣可作为一种强化反硝化基质应用于 NO_3^- -N 的去除或其他组合工艺中.

关键词: 钢渣; 潜流湿地; 氨氮型污水; 硝氮型污水; 反硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)05-1357-05

Transformation of Inorganic Nitrogen in Slag-wetland During the Start-up Period

SUN Shu-ming^{1,2}, SHAN Bao-qing¹, PENG Wan-jiang³

(1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Water Service Co. Ltd., Tianjin Airport Industrial Park, Tianjin 300308, China)

Abstract: Lab-scale subsurface flow slag-wetlands were constructed to study the removal efficiency and transformation processes of low-concentration inorganic N during the start-up period. As for ammonium-dominated wastewater, the removal rates of total nitrogen (TN), ammonium nitrogen (NH_4^+ -N), nitrate nitrogen (NO_3^- -N) and nitrite nitrogen (NO_2^- -N) were $0.12 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, $0.07 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, $0.10 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ and $0.04 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively. Nitrifying bacteria was not detected by fluorescence *in situ* hybridization (FISH) on the slag. NH_3 volatilization is the main contribution for N removal resulting from high pH (> 10) and surface soil absorbed most of NH_3 . For nitrate-dominated wastewater, the removal rates of TN and NO_3^- -N were $0.23 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ and $0.48 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, and NO_2^- -N accumulated by $0.22 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ during the process of denitrification. Removal efficiency of inorganic N for nitrate-dominated wastewater was higher than that for ammonium-dominated wastewater during the start-up period of slag-wetlands, so steel slag can be used as a substrate in constructed wetlands for extensive treatment of nitrate pollution.

Key words: steel slag; subsurface wetland; ammonium-dominated wastewater; nitrate-dominated wastewater; denitrification

人工湿地作为一种生态型的污水处理工艺, 具有投资少、耗能低和维护方便等特点^[1~3], 自 20 世纪 90 年代以来在我国广泛推广, 可用于污水处理厂出水的深度处理等方面^[4~6]. 传统的人工湿地单位面积负荷低, 需占用大量的土地, 对于土地资源非常紧张的城镇区域, 亟待发展强化型人工湿地. 突破常规湿地填料(如碎石、砂子等)的限制, 选择新型床体材料是强化湿地功能的途径之一^[7,8]. 钢渣作为一种工业副产物, 含有较多的钙、镁等成分, 对磷具有高吸附性^[9,10], 用作湿地基质可以达到强化除磷与废物利用的双重目的. 目前对钢渣用作人工湿地填料的研究, 主要集中在其除磷性能与机制等方面^[11], 对其脱氮效果与过程报道较少. 此外, 大多数人工湿地研究关注的是人工湿地长期运行的效果, 对湿地运行初期氮的转化过程认识不足. 为此, 本研究以钢

渣为主要基质构建小型人工湿地, 探讨湿地运行初期脱氮效果和氮的转化过程, 以期为大型人工湿地的构建与改进提供理论基础.

1 材料与方法

1.1 湿地装置与运行

水平潜流人工湿地试验系统[图 1(a)]采用木板制作, 内部铺设聚乙烯膜和土工布防渗, 其容积为 0.45 m^3 (长 1.6 m, 宽 0.4 m, 高 0.7 m, 坡度 1%). 湿地内部铺设三层基质, 底部为 10 cm 的砾石层(直径

收稿日期: 2008-05-18; 修订日期: 2008-11-05

基金项目: 天津市科技创新专项项目(06FZZDSH0900); 中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-WY-06-02); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2004AA601070)

作者简介: 孙书明(1982~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为流域水污染控制, E-mail: smsun06@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: bqshan@rcees.ac.cn

2~4 cm),中部为 30 cm 的钢渣层(直径 1~2 cm),上部为 20 cm 的土壤层.沿湿地流程方向在 0.4、0.8 和 1.2 m 处埋有沿壁均匀打孔的 PVC 管($\phi 50$ mm),内部填充与周围环境相同的基质,用于基质取样;在湿地床的中层和底层依次设置 5 处流程取样点,研

究湿地水质的空间分布规律[图 1(b)].布水区 and 集水区分别填充直径 2~5 cm 的卵石,宽度为 10 cm.集水区底部安装一根多孔集水管并与外部一根出水高度可调的竖管相联接.湿地种植芦苇(*Phragmites australis*),种植密度为 15~20 株 $\cdot$ m $^{-2}$.

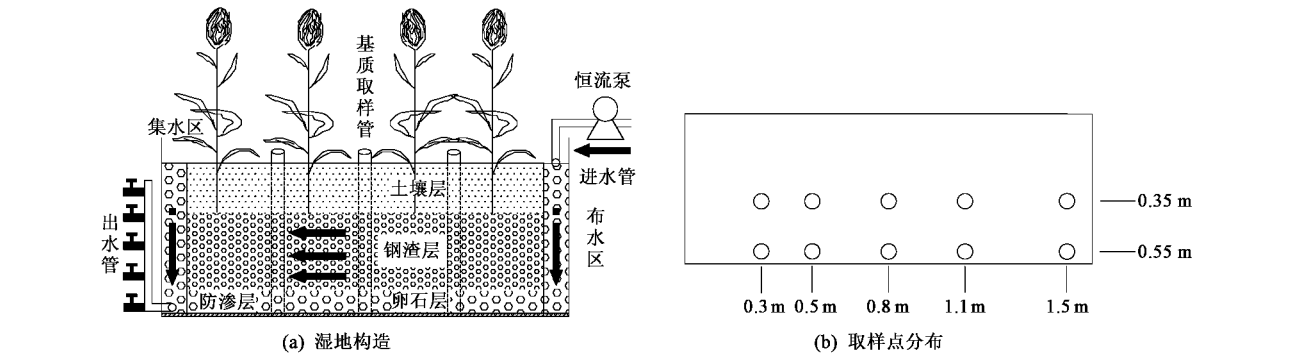


图 1 试验湿地构造及侧壁取样点分布
Fig.1 Structure of wetlands and distribution of sampling spots

为了排除外界影响,湿地建在温室内.从 2007 年 6 月开始运行,考察 7~10 月湿地运行初期的状态.进水流量通过轻型风囊计量泵(GORMAN-RUPP, 美国)控制,运行参数和控制条件为:水力停留时间 2 d,水力负荷 7.8 cm $\cdot$ d $^{-1}$,湿地进水 2 d 达到运行水位(40 cm 高),保持水位连续运行 6 d 落空 1 d,9 d 为一个运行周期.湿地以再生水为处理对象,进水氮素浓度参考《城市污水再生利用 景观环境用水水质》(GB/T 18921-2002).为了研究人工湿地对氮的去除机制,采用人工配水,污水中氮素形态均为溶解态,配水水质分为 2 个阶段,阶段 1(7~9 月)采用 NH $_4$ HCO $_3$ 配制氨氮型污水(NH $_4^+$ -N 浓度范围:5.94~9.01 mg $\cdot$ L $^{-1}$),阶段 2(10 月)采用 KNO $_3$ 配制硝氮型污水(NO $_3^-$ -N 浓度范围:11.0~15.2 mg $\cdot$ L $^{-1}$),其它条件相同:碳源采用葡萄糖(COD: 40~50 mg $\cdot$ L $^{-1}$),磷采用 KH $_2$ PO $_4$ (TP: 1.1~1.5 mg $\cdot$ L $^{-1}$).实验期间温度在 20~35 $^{\circ}$ C 之间.

1.2 常规监测

湿地运行周期内,每 2 d 采集湿地沿程和出水口水样,分析 NH $_4^+$ -N、NO $_3^-$ -N、NO $_2^-$ -N、TN,原位测定 pH、溶解氧(DO)、氧化还原电位(ORP).水质指标的测定均按照《水和废水监测分析方法》(第四版)中的标准方法.为了测定钢渣对废水中 NH $_4^+$ -N 的吸附以及其高 pH 所导致的氨挥发,在 2 L 大烧杯内加入钢渣和氨氮型配水,采用 KCl 浸提法测定钢渣对 NH $_4^+$ -N 的吸附^[12],硼酸吸收法测定裸露钢渣表面氨

挥发^[13].同时在钢渣湿地内原位监测氨挥发.

1.3 微生物检测

采用荧光原位杂交方法(FISH)分析硝化细菌.每月从湿地的基质取样管采集钢渣基质样品,进行前处理^[14],然后用 4% 多聚甲醛固定 3 h, -20 $^{\circ}$ C 保存.样品杂交使用探针 NSO190^[15](针对氨氧化细菌,杂交缓冲液中甲酰胺浓度 55%) 和 Ntspa662^[16](针对亚硝酸氧化细菌,杂交缓冲液中甲酰胺浓度 35%),于 46 $^{\circ}$ C 杂交炉中杂交 2~3 h,用 4,6-联脒-2-苯基吡啶(DAPI)染色,封片后在荧光显微镜(Axioskop2 mot plus 显微镜,德国 Zeiss 公司)下观察并拍照(AxioCam MRm 冷图像采集器,德国 Zeiss 公司).同时,基质样品用 2.5% 戊二醛固定 4 h,0.2 mol $\cdot$ L $^{-1}$ 磷酸缓冲液清洗 3 次,乙醇梯度脱水并干燥后,在电镜(S-570,日本 HITACHI 公司)下观察基质表面微生物.

1.4 数据处理方法

氮素浓度下降百分数:

$$\eta = \frac{c_i - c_e}{c_i} \times 100\% \tag{1}$$

氮素去除速率:

$$\xi = q \cdot \frac{c_i - c_e}{A} \tag{2}$$

式中, c_i 为进水中氮的质量浓度,mg $\cdot$ L $^{-1}$; c_e 为出水中氮的质量浓度,mg $\cdot$ L $^{-1}$; q 为进水和出水流量,L $\cdot$ d $^{-1}$; A 为湿地面积,m 2 .

2 结果与分析

钢渣湿地对氨氮型和硝氮型污水的除氮效果如表 1 所示,氮素浓度沿湿地流程方向上的变化情况见图 2.

2.1 TN 的去除

由表 1 可知,氨氮型污水中 TN 去除速率是 $0.12\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$,硝氮型污水中 TN 去除速率是

$0.23\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$,后者是前者的 2 倍,可见钢渣湿地运行初期对硝氮型污水的处理能力高于氨氮型污水.本实验湿地进水中的氮素形态均为无机态,湿地中 TN 的转化与三态氮($\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- -\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- -\text{N}$)的转化密切相关.2 个阶段中 TN 去除速率略低于三态氮去除速率之和(约 92%),说明三态氮的转化可以解释绝大部分的 TN 转化,而相差的 8%可能是有部分无机氮转化成了有机氮.

表 1 钢渣湿地对氨氮型和硝氮型污水的除氮效果

Table 1 Removal efficiency of nitrogen for ammonium-dominated and nitrate-dominated wastewater in slag wetlands

污水类型	指标	$\text{NH}_4^+ -\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_3^- -\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_2^- -\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{TN}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH
氨氮型污水	进水(SD)	7.40(1.41)	1.47(0.81)	0.21(0.10)	9.15(1.06)	7.58(0.23)
	出水(SD)	6.55(1.55)	0.17(0.23)	0.85(0.58)	7.91(1.34)	11.2(0.60)
	去除速率/ $\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$	0.07	0.10	-0.04	0.12	—
硝氮型污水	进水(SD)	0.14(0.09)	13.2(1.58)	0.07(0.13)	15.1(1.28)	7.79(0.29)
	出水(SD)	0.20(0.07)	7.03(2.34)	2.91(1.70)	12.1(1.52)	10.8(0.94)
	去除速率/ $\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$	-0.01	0.48	-0.22	0.23	—

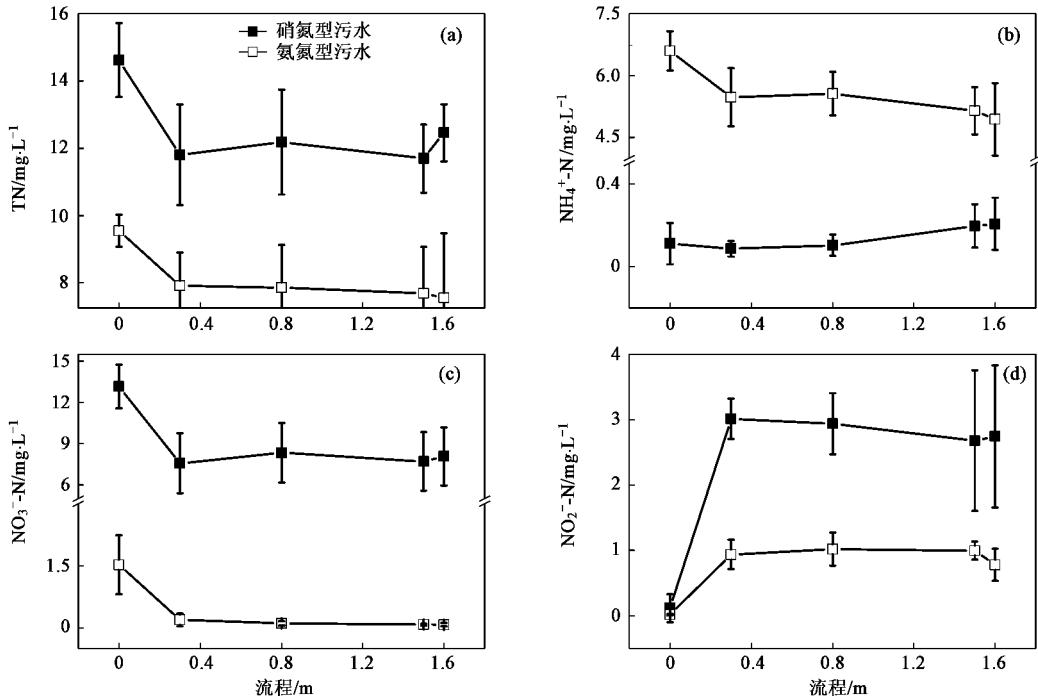


图 2 钢渣湿地内氮素浓度沿湿地流程的变化

Fig.2 Variation of nitrogen concentrations along the slag-wetlands

2.2 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 的去除

钢渣湿地对氨氮型污水中 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 的去除速率为 $0.07\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$, $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 出水浓度比进水下降 13.4%(表 1),沿湿地流程方向上 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 浓度的下降趋势比较均匀[图 2(b)],用一级推流动力学模型模拟发现 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 浓度的变化与流程具有相关性($R^2 = 0.63, p = 0.05$).

Korkusuz 等^[17]对运行 2a 的钢渣构造湿地研究

表明, $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 的去除率介于 33% ~ 100%之间,平均值为 88%(进水浓度 $15 \sim 48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),相比之下本研究钢渣湿地运行初期 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 去除率较低,与钢渣构造垂直潜流湿地对 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 的去除效果(11.6%)接近^[18].潜流湿地中 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 的去除过程包括基质吸附、氨挥发、植物吸收和硝化反应等,硝化反应是 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 去除的主要途径^[19].通过测定基质吸附 $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ 量,发现钢渣基质吸附对其去除的贡献几乎

为 0;通过测定氨挥发量,发现裸露钢渣氨挥发很高(11.9%),而钢渣湿地内氨挥发量占总 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 负荷的比例 $<0.5\%$.虽然钢渣湿地水中 pH 平均值高达 11.2,由于存在上覆土壤层,氨实际挥发量很小.因此,这种现象对应 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的 2 种去除途径:①通过硝化作用转化到其他形态的氮;②钢渣基质层中的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在湿地较高的 pH 条件下,挥发到上层土壤中,被土壤层的微生物转化或植物根系吸收.

2.3 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除

氨氮型污水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的进水浓度平均值为 $1.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水浓度 $<0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,浓度下降 82.3%;硝氮型污水中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的进水浓度平均值为 $13.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水浓度平均值为 $7.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,浓度下降 46.4%,去除速率是氨氮型污水的 4 倍(表 1).2 个阶段中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 均在湿地的前 1/4 段得到有效的去除[图 2(c)]:在氨氮型污水的处理中,由于进水的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 负荷低,较短的流程即可将其去除;在硝氮型污水的处理中,与进水端的碳源充足有关,充足的碳源有利于反硝化反应的进行^[20,21].

2.4 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累

$\text{NO}_2^- \text{-N}$ 是氮转化的一种中间状态,在低负荷湿地的出水中浓度很低^[19],本实验发现钢渣构造湿地运行初期的出水中浓度较高,处理氨氮型污水时出水中浓度最高达 $2.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 0.85

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;处理硝氮型污水时出水浓度最高达 $5.53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $2.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.沿湿地流程方向上, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在前 1/4 段即产生积累现象[图 2(d)].

$\text{NO}_2^- \text{-N}$ 积累的条件有 2 种:①在 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的氧化过程中,当 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的转化速率小于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 向 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 转化的速率时;②在 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的反硝化过程中,当 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 反硝化的速率小于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 向 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 转化的速率时.在氨氮型污水中,约 15%的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在进水箱中转化成 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,进水中同时存在 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,仅凭水质指标不能作出判断;硝氮型污水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的浓度很低, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 是氮的主要形式($>98\%$),可以初步断定该阶段积累的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 是 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 反硝化过程中的产物.通过质量平衡分析, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的积累速率为 $0.22 \text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ (表 1),约是 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除速率的一半,说明 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的反硝化过程同步进行,但是该过程受到某些因素的抑制,使其速率低于 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的转化而产生积累.

2.5 硝化细菌生长状况分析

利用荧光原位杂交技术分析钢渣基质上的硝化细菌,没有检测到其探针的荧光信号.DAPI 染色表明基质上存在微生物[图 3(a)],为此用扫描电镜直接观测基质表面微生物分布状况.电镜下钢渣表面微生物分散在基质表面,形态以杆状居多,较少球状;测量发现细胞长度大多在 $0.5 \sim 3 \mu\text{m}$ 之间[图 3(b)].

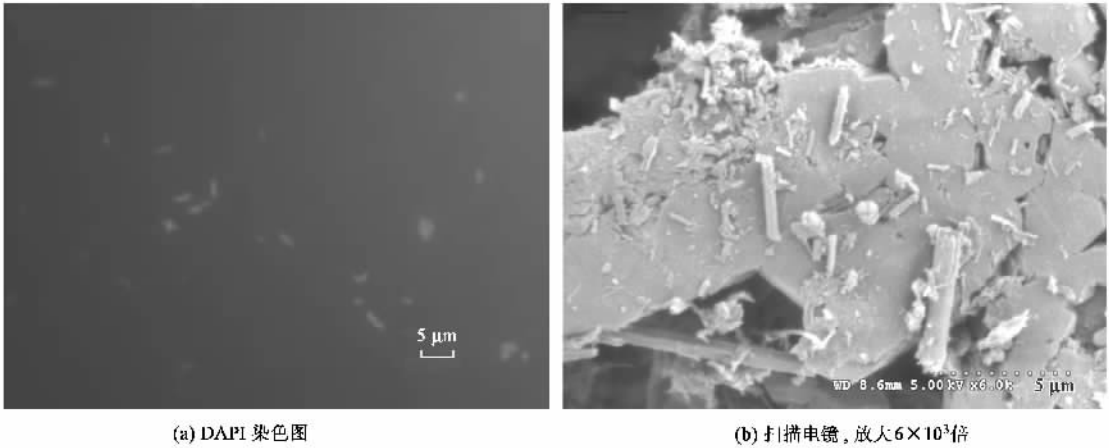


图 3 钢渣表面微生物分析

Fig.3 Microbe on the surface of steel slag in wetlands

硝化细菌没有检出,显示基质上没有此类细菌或者数量很少不足以检出,说明硝化细菌群落尚没有稳定建立,这与钢渣湿地初期阶段的状态有关:①钢渣湿地运行初期出水 pH 范围是 10.48~12.50,而硝化细菌的生长 pH 范围 5.8~8.5,最适生长 pH 范围 7.5~8.0^[22],虽然硝化细菌属于嗜碱细菌,但是过高 pH 将限制它们的生长和繁殖;②植被没有稳定建立,对潜流湿地的复氧贡献较小,湿地内部 DO 的测定结果显示,湿地内部平均 DO 浓度是 $0.65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,处于缺氧状态,而硝化细菌属于好氧细菌,

低浓度的 DO 也是限制其生长的环境条件. 基质上不存在大量硝化细菌, 所以钢渣湿地 NH_4^+ -N 去除的主要途径不是氨氧化, 而是氨向土壤层挥发经由土壤层去除, 表层土壤能够提供适宜硝化细菌生长的环境, 有研究表明潜流湿地床体上部 10 cm 土壤层的氨氧化速率常数和亚硝酸氧化速率常数分别为 $0.53 \sim 0.89 \text{ mg} \cdot (\text{h} \cdot \text{kg})^{-1}$ 和 $0.96 \sim 1.39 \text{ mg} \cdot (\text{h} \cdot \text{kg})^{-1}$ ^[23]; 氨氮型污水中 NO_2^- -N 的积累不是 NH_4^+ -N 氧化过程中的产物, 而是 NO_3^- -N 反硝化过程中的产物, 这与硝氮型污水的处理效果是一致的.

扫描电镜结果显示基质上存在大量细菌, 说明这些细菌能够适应钢渣湿地的高 pH 条件. 从 NO_3^- -N 的去除速率可以推断, 钢渣湿地中存在较为稳定的反硝化细菌群落, 反硝化细菌在分类学上没有专门的类群, 它们分散于原核生物的众多属中, 具有极其丰富的生物多样性, 因而比硝化细菌具有更强的环境适应性, 在钢渣湿地的高 pH 环境下仍然生长并发挥着重要的作用. 钢渣湿地运行初期反硝化过程活跃, 因此钢渣在应用初期即可高效除磷, 也可作为一种强化反硝化基质应用于 NO_3^- -N 的去除; 以钢渣作为湿地主要基质使湿地出水 pH 较高, 不利于氮转化细菌群落的快速建立, 可与其他种类的基质组合后应用于湿地中.

3 结论

(1) 钢渣湿地对氨氮型污水中 NH_4^+ -N 的去除速率为 $0.07 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, NO_3^- -N 的去除速率为 $0.10 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, TN 去除速率是 $0.12 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$; 对硝氮型污水中 NO_3^- -N 的去除速率为 $0.48 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, TN 去除速率是 $0.23 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 钢渣湿地运行初期对硝氮型污水的处理能力高于氨氮型污水.

(2) NH_4^+ -N 在钢渣湿地内去除的主要途径是在湿地高 pH 的环境下挥发到上层土壤, 由土壤层去除. NO_3^- -N 在钢渣湿地内主要通过反硝化去除, 反硝化过程中出现 NO_2^- -N 积累, 积累速率为 $0.22 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.

(3) 荧光原位杂交方法没有在钢渣基质上检测到硝化细菌, 说明基质上还没有建立稳定的硝化细菌群落; DAPI 染色和扫描电镜结果显示湿地中存在大量能够适应钢渣基质高 pH 条件的微生物.

参考文献:

[1] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. 环境科学, 1995, 16 (3): 83-86.
[2] Harbel R. Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries [J]. Water Sci Technol, 1999, 40

(3): 11-17.
[3] Verhoeven J T A, Meuleman A F M. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations [J]. Ecol Eng, 1999, 12(1-2): 5-12.
[4] Garcia J, Vivar J, Aromir M, et al. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds [J]. Water Res, 2003, 37(11): 2645-2653.
[5] Puigagut J, Salvado H, Garcia D, et al. Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment [J]. Water Res, 2007, 41(8): 1645-1652.
[6] Matamoros V, Garcia J, Bayona J M. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent [J]. Water Res, 2008, 42(3): 653-660.
[7] Drizo A, Frost C A, Grace J, et al. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems [J]. Water Res, 1999, 33(17): 3595-3602.
[8] Brooks A S, Rozenwald M N, Geohring L D, et al. Phosphorus removal by wollastonite: a constructed wetland substrate [J]. Ecol Eng, 2000, 15(1-2): 121-132.
[9] Oguz E. Removal of phosphate from aqueous solution with blast furnace slag [J]. J Hazard Mater, 2004, 114(1-3): 131-137.
[10] Korkusuz E A, Beklioglu M, Demirer G N. Use of blast furnace granulated slag as a substrate in vertical flow reed beds: field application [J]. Bioresource Technol, 2007, 98(11): 2089-2101.
[11] Westholm L J. Substrates for phosphorus removal-potential benefits for on-site wastewater treatment [J]. Water Res, 2006, 40(1): 23-36.
[12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000. 54-56.
[13] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降[J]. 应用生态学报, 2003, 14(11): 1884-1888.
[14] Sawaitayothin V, Polprasert C. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate [J]. Bioresource Technol, 2007, 98(3): 565-570.
[15] Mobarry B K, Wagner M, Urbain V, et al. Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria [J]. Appl Environ Microb, 1996, 62(6): 2156-2162.
[16] Daims H, Nielsen J L, Nielsen P H, et al. In situ characterization of Nitrospira-like nitrite-oxidizing bacteria active in wastewater treatment plants [J]. Appl Environ Microb, 2001, 67(11): 5273-5284.
[17] Korkusuz E A, Beklioglu M, Demirer G N. Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey [J]. Ecol Eng, 2005, 24(3): 185-198.
[18] 李怀正, 叶建锋, 徐祖信. 几种经济型人工湿地基质的除污效能分析[J]. 中国给水排水, 2007, 23(19): 27-30.
[19] Kadlec R H, Knight R L. Treatment Wetlands [M]. Boca Raton: CRC Press, 1996. 373-399.
[20] 谭洪新, 刘艳红, 周琪, 等. 添加碳源对潜流 + 表面流组合湿地脱氮除磷的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1209-1215.
[21] 郑仁宏, 邓仕槐, 李远伟, 等. 表面流人工湿地硝化和反硝化强度研究[J]. 环境污染与防治, 2007, 29(1): 37-43.
[22] 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2004. 16-22.
[23] 刘超翔, 董春宏, 李峰民, 等. 潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究[J]. 环境科学, 2003, 24(1): 80-83.