

# 潮汐流及水平潜流人工湿地污水处理效果比较研究

吕涛<sup>1</sup>, 吴树彪<sup>1\*</sup>, 柳明慧<sup>1</sup>, 鞠鑫鑫<sup>2</sup>, 常永江<sup>3</sup>, 陈理<sup>1</sup>, 董仁杰<sup>1</sup>

(1. 中国农业大学工学院, 北京 100083; 2. 中国农业大学水利与土木工程学院, 北京 100083; 3. 中国农业大学农学与生物技术学院, 北京 100193)

**摘要:** 利用室内潮汐流和水平潜流人工湿地装置, 对不同类型人工湿地污染物的去除效果进行对比试验。结果表明: 潮汐流人工湿地有利于 COD<sub>Cr</sub> 和氨氮的去除, 去除率分别达到 94% 和 95%, 灯芯草水平潜流人工湿地中因为湿地植物吸收和根区效应等作用使其总氮去除率达到 51%, COD<sub>Cr</sub> 和氨氮去除率分别为 76% 和 49%, 无植物水平潜流人工湿地中 COD<sub>Cr</sub>、氨氮和总氮去除率最差, 分别为 70%、34% 和 36%; 潮汐运行方式可改善湿地内部的氧环境, 提高微生物活性, 潮汐流人工湿地中微生物活性达到 0.3 mg·g<sup>-1</sup>, 是水平潜流人工湿地的近 3 倍; 三组人工湿地基质微生物硝化作用强度与对应氨氮去除效果呈显著正相关关系, 相关系数  $r=0.89$  ( $P<0.05$ ), 表明微生物的硝化作用是主要的氨氮脱除途径, 且硝化作用强度可作为反映湿地氨氮脱除能力的一个重要指标。

**关键词:** 人工湿地; 潮汐流; 水平潜流; 处理效果; 基质微生物

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2013)08-1618-07 doi:10.11654/jaes.2013.08.019

## Comparison of Purification Performance in Tidal Flow and Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands

LÜ Tao<sup>1</sup>, WU Shu-biao<sup>1\*</sup>, LIU Ming-hui<sup>1</sup>, JU Xin-xin<sup>2</sup>, CHANG Yong-jiang<sup>3</sup>, CHEN Li<sup>1</sup>, DONG Ren-jie<sup>1</sup>

(1. College of Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China; 2. College of Water Conservancy & Civil Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China; 3. College of Agriculture and Biotechnology, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

**Abstract:** Three laboratory-scale constructed wetlands (CWs), namely, tidal flow CW, planted and unplanted horizontal subsurface flow CWs, were set up comparing the purification performance in this study. At the same influent concentration, the results showed that tidal flow operation can improve the oxygen condition in the wetland bed. COD<sub>Cr</sub> and ammonium removal were approximately 94% and 95% in tidal flow CW, respectively. In planted horizontal subsurface flow constructed wetland, the COD<sub>Cr</sub>, ammonium and the total nitrogen removal efficiency were proven to be 76%, 49% and 51% because of the positive effect of plants. The removal efficiencies of COD<sub>Cr</sub>, ammonium and total nitrogen in unplanted horizontal subsurface flow constructed wetland were only 70%, 34% and 36%, respectively. Microbial activity was 0.3 mg·g<sup>-1</sup> which was improved significantly in the wetlands with tidal flow operation, nearly three times to the horizontal subsurface flow constructed wetlands. The microbial nitrification intensity was found to be interrelated with the ammonium removal efficiencies which showed nitrification activity was the main way of ammonium removal. Moreover, the microbial nitrification intensity can be used as an important indicator to reflect the ammonium removal capacity of wetlands.

**Keywords:** constructed wetlands; tidal flow; horizontal subsurface flow; purification performance; matrix microbial characteristic

人工湿地生态污水处理技术具有投资低、运营成本少、维护方便及景观美化等特点, 现已在世界范围内得到广泛的应用<sup>[1-3]</sup>。传统的水平潜流人工湿地在应

用过程中, 虽然湿地植物可以直接吸收和利用污水中的营养物质, 根系还会释放出一定量的氧气来改善湿地床体的氧环境和微生物的分布, 从而提高人工湿地的净化能力<sup>[4-7]</sup>。但是湿地床体长期处于淹没状态, 氧环境较差, 当处理较高浓度的污水时, 传统水平潜流人工湿地仍不满足有机物及氨氮的氧化去除<sup>[7-8]</sup>。因此, 如何解决人工湿地床体供氧不足的问题, 成为提高湿地处理能力的关键。

潮汐流人工湿地是一种新型的人工湿地模式,

收稿日期: 2013-01-29

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项(2013XJ003, 2013QJ020); 十二五科技支撑计划项目“寒冷地区干湿耦合发酵气、热、电联供技术集成与示范”(2011BAD15B04)

作者简介: 吕涛(1989—), 男, 硕士研究生, 主要从事人工湿地污水处理。E-mail: lvtaocau@gmail.com

\* 通信作者: 吴树彪 E-mail: wushubiao@gmail.com

其原理是利用潮汐运行过程中床体浸润面的变化产生的空隙吸力将大气氧吸入床体,可以显著提高人工湿地床体的氧环境,因而有利于氨氮和有机物的去除<sup>[5,9-10]</sup>。有研究指出,因氧环境不同,人工湿地中不同基质种类及床体深度上基质微生物生化活性、硝化及反硝化强度有明显差别,且对应有机物及氮素去除能力差别也较大<sup>[11-14]</sup>。但是目前针对潮汐流和水平潜流不同类型人工湿地床体的氧环境差异导致的微生物活性差异及污染物去除效率的对比研究较少。

本研究采用实验室配制污水,通过模拟潮汐流人工湿地和水平潜流人工湿地床,并以无植物水平潜流人工湿地作为对照,在相同进水水质的条件下,对比了不同类型人工湿地对  $\text{COD}_\text{Cr}$ 、氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )和总氮(TN)的去除效果,同时从基质微生物角度考察了潮汐运行方式和湿地植物对人工湿地床体氧环境及污染物去除效果的影响,以期为人工湿地污水处理进一步研究和设计提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

试验系统由 3 个实验室规模人工湿地组成,分别为灯芯草水平潜流人工湿地、无植物水平潜流人工湿地和潮汐流人工湿地(图 1)。

潮汐流人工湿地装置为有机玻璃圆柱体,内径为 18 cm,高度为 150 cm。其中底部砾石层厚度 36 cm,砾石粒径为 10~30 mm;上部处理区采用粒径 2~6 mm 的石英砂填充,高度约 92 cm。经测量,系统总孔隙体积为 12 L。

水平潜流人工湿地装置尺寸为 100 cm×15 cm×

50 cm(长×宽×高),分为布水区、处理区和集水区,布水区和集水区长均为 3 cm,以穿孔有机玻璃板与处理区分隔,出水区底部设有集水管,出水高度设在 40 cm 高度处,装置采用有机玻璃制作。布水区与集水区内填充粒径为 10~30 mm 的砾石,处理区填充粒径 2~6 mm 的石英砂,填充高度均为 45 cm 高,孔隙体积为 25 L。灯芯草水平潜流人工湿地床体中选用根系发达的湿地优势植物:灯芯草,种植密度为 45~50 株·m<sup>-2</sup>,植株中灯芯草径高均大于 20 cm,灯芯草购自北京鸿博昌花卉销售中心。

### 1.2 进水水质

试验污水采用实验室人工配制,试验期间 3 个不同类型人工湿地采用相同进水水质,具体进水水质指标范围见表 1。为保证湿地床体微生物生长稳定及湿地植物的正常生长,试验前期采用相同污水对湿地系统进行了为期 4 个月的系统微生物挂膜稳定阶段。

### 1.3 试验运行

3 套不同类型人工湿地污水处理系于 2012 年 2 月至 4 月在中国农业大学能源工程与低碳技术研究所内运行。潮汐流人工湿地采用间歇进水和瞬间排水的运行模式,淹没排空比 1.5 h:0.5 h,日处理量为 12

表 1 试验期间进水水质指标

Table 1 Water quality of influent wastewater

| 指标                          | 浓度/mg·L <sup>-1</sup> |       |       |
|-----------------------------|-----------------------|-------|-------|
|                             | 最小值                   | 最大值   | 平均值   |
| $\text{COD}_\text{Cr}$      | 172.4                 | 215.6 | 189.6 |
| $\text{NH}_4^+-\text{N}$    | 17.8                  | 23.1  | 20.1  |
| $\text{NO}_3^--\text{N}$    | 0                     | 1.1   | 0.35  |
| $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ | 3.9                   | 5.6   | 5.0   |

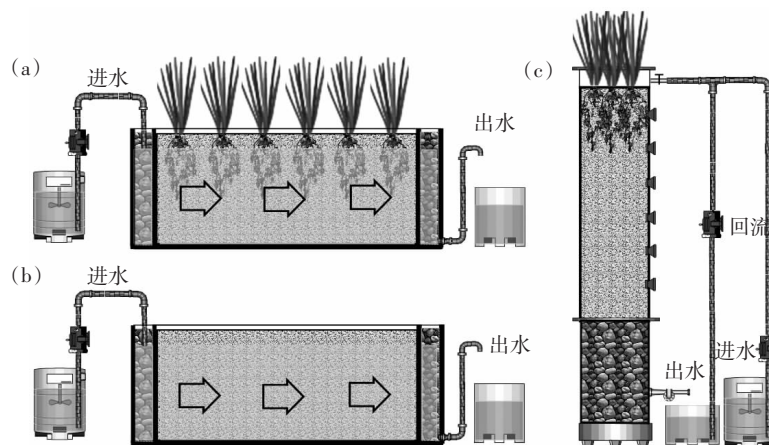


图 1 室内灯芯草水平潜流人工湿地(a)、无植物水平潜流人工湿地(b)和潮汐流人工湿地(c)试验装置  
Figure 1 Schematic diagram of the experimental laboratory-scale wetlands including planted HSSFCW(a), unplanted HSSFCW(b) and TFCW(c)

L, 水力负荷为  $12 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ , 采用时间继电器控制电子排水阀打开和关闭时间。两个水平潜流人工湿地采用蠕动泵控制连续进水, 水力停留时间(HRT)为 5 d, 日处理量均为 5 L, 水力负荷为  $5 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 。为保证湿地植物正常生长, 采用 400 W 高压钠灯作为人工光源, 运行期间室内气温为  $16 \sim 22 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。

## 1.4 测试方法

### 1.4.1 水质测试

试验期间, 每 2 d 取装置进水和出水各 100 mL, 立即测试溶解氧(DO)、氧化还原电位(ORP)以及 pH、亚硝态氮( $\text{NO}_2\text{-N}$ )、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{COD}_G$  的质量浓度, 剩余水样储存于聚乙烯瓶中, 保存在冰柜冷冻室( $-18 \text{ }^{\circ}\text{C}$ )中, 收集后每周测试  $\text{NO}_3\text{-N}$  的质量浓度。水质测试方法如下: DO、ORP 和 pH 采用 Orion 5-Star 溶氧仪、pH 计和 ORP 测定仪测定;  $\text{NO}_2\text{-N}$  采用 N(1-萘基)-乙二胺光度法;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  采用水杨酸-次氯酸盐光度法;  $\text{COD}_G$  采用重铬酸钾法;  $\text{NO}_3\text{-N}$  采用 SEAL Auto-Analyzer 3 连续流动分析仪测试。

### 1.4.2 湿地基质微生物测试

试验阶段结束后, 在两个水平潜流人工湿地中沿水流方向 50 cm 处(中间位置), 取深度为 15~25 cm 处的基质 400 g; 潮汐流人工湿地处理区深度为 15~25 cm 处的基质 400 g。采集基质后去除肉眼可见的植物根系, 将样品各自充分混匀, 用于测试基质微生物指标, 每个样品做 3 组平行测试, 测试结果取平均值。

#### 1.4.2.1 基质微生物量测试

取 10 g 基质于坩埚内, 置于  $105 \text{ }^{\circ}\text{C}$  烘箱内烘干称得  $w_1$ , 再于  $700 \text{ }^{\circ}\text{C}$  马弗炉内烧后称重  $w$  及坩埚重量  $w_2$ , 则  $1000 \times (w_1 - w) / (w_1 - w_2)$  即为每千克基质上的微生物量, 单位为  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  [14]。

#### 1.4.2.2 基质微生物活性测试

基质微生物活性采用荧光显色测试方法 [15]。分别称取 10 g 湿地基质置于 50 mL 锥形瓶中, 加入 30 mL 磷酸缓冲液和 0.4 mL 二乙酸荧光素溶液 ( $1 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$ ), 放置于恒温水浴振荡器上恒温 ( $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ ) 振荡 2 h, 向锥形瓶中添加 15 mL 氯仿/甲醇(2:1)溶液, 使微生物水解停止, 静置溶液分层后取上层液体离心过滤, 以未添加二乙酸荧光素溶液的样品为零样, 使用紫外/可见分光光度计, 在波长为 494 nm 下比色测量, 以单位质量(1 g)烘干基质水解产生的荧光素的量(mg)表征微生物活性。磷酸缓冲液配制方法: 磷酸二氢钾溶液  $1.3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、磷酸氢二钾溶液  $8.7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。二乙酸荧光素溶液配制方法: 0.1 g 二乙酸荧光素溶解在 80 mL 丙酮

中并定容至 100 mL, 样品储存于  $-20 \text{ }^{\circ}\text{C}$  条件中。

#### 1.4.2.3 硝化强度测试

称取 50 g 石英砂基质, 分别置于 250 mL 三角瓶中, 加入 200 mL 的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  培养液, 用带孔的橡皮塞(或脱脂棉)塞住, 放置于恒温水浴振荡器上恒温 ( $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $50 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ ) 振荡 24 h, 取水样离心后过滤, 分析滤液中的  $\text{NO}_3\text{-N}$  含量。用培养前后  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度的变化来计算基质微生物硝化作用强度(以每千克烘干基质在 1 h 内产生的  $\text{NO}_3\text{-N}$  的量(mg)表示) [16], 计算公式为:

$$NI = (C_1 - C_2) / (T \cdot M)$$

式中:  $NI$  表示硝化强度,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ;

$C_1$  表示  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  培养液结束时  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $C_2$  表示  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  培养液开始时  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $T$  表示培养时间, h;  $M$  表示烘干基质质量, kg。

该方法培养时间较短, 不足以引起硝化细菌大量繁殖, 通过振荡防止厌氧环境的出现以抑制反硝化过程, 因此可以用来估计测试基质微生物硝化作用的潜力。液体培养液配制方法: 磷酸二氢钾溶液  $2.7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、磷酸氢二钾溶液  $7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、硫酸铵溶液  $6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 并用  $\text{H}_2\text{SO}_4$  或  $\text{NaOH}$  稀溶液调至 pH 为 7.2 [11]。

#### 1.4.2.4 反硝化强度测试

称取 50 g 石英砂基质, 分别置于 250 mL 聚乙烯瓶中, 注满含充足  $\text{NO}_3\text{-N}$  的液体培养液, 并用橡皮塞密封, 放置于恒温培养箱(恒温  $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ )内培养 3 d, 每隔 24 h 取悬浮液离心并过滤, 分析滤液中的  $\text{NO}_3\text{-N}$  含量, 每次取样后用培养液补足。用培养前后  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度的变化来计算基质微生物反硝化作用的强度 [单位质量(1 kg)烘干基质在单位时间(1 h)内消耗的  $\text{NO}_3\text{-N}$  的量(mg)表示]。液体培养液配制方法: 磷酸二氢钾溶液  $1.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、磷酸氢二钾溶液  $4.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、硝酸钾溶液  $1.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、葡萄糖  $0.72 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 并用  $\text{H}_2\text{SO}_4$  或  $\text{NaOH}$  稀溶液调至 pH 为 7.2 [11]。

## 2 结果与分析

### 2.1 人工湿地系统运行效果比较

灯芯草水平潜流人工湿地、无植物水平潜流人工湿地和潮汐流人工湿地系统进水和出水中 DO、ORP 和 pH 的变化情况如图 2 所示。3 组系统采用相同进水, 且在配制污水前将污水桶刷净, 以防止桶内微生物过多繁殖, 保证进水指标较稳定。DO 的平均质量浓度均为  $0.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 在灯芯草水平潜流湿地、无植物水平潜流湿地、潮汐流湿地 3 组湿地系统中, 出水 DO 的平均质量浓度分别为 1.54、1.07、 $3.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; 进水

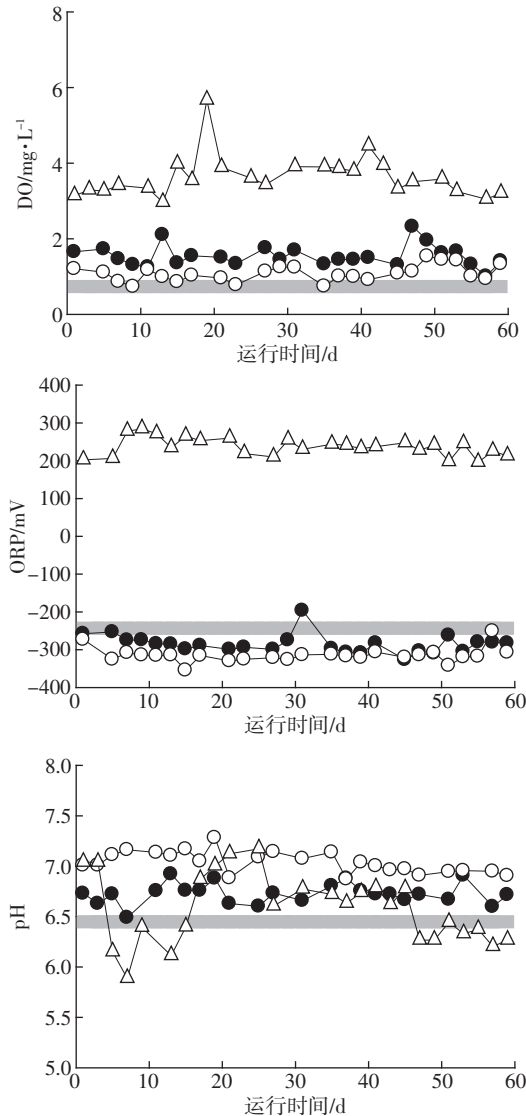


图 2 3 组湿地系统进出水中 DO、ORP 和 pH 随运行时间的变化  
Figure 2 The dynamics of DO, ORP and pH in the influent and effluent of the three laboratory-scale wetlands

ORP 值均为-243 mV,经过灯芯草水平潜流湿地和无植物水平潜流湿地两套水平潜流人工湿地后出水 ORP 分别下降至-284 mV 和-314 mV,而经过潮汐流人工湿地系统后出水上升至 286 mV;3 组湿地系统的进水 pH 值约为 6.4,出水 pH 值无明显差异,且保持在 5.9~7.2。由此可见,3 组湿地床体在相同进水水质条件下,潮汐流人工湿地床体中的氧环境最佳,灯芯草水平潜流人工湿地次之。且经过 SPSS 统计软件进行分析,两组水平潜流人工湿地出水 DO 和 ORP 均有显著性差异( $P<0.05$ ),表明湿地植物灯芯草改善了水平潜流人工湿地床体中的氧环境。

3 组湿地系统进水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{COD}_\text{Cr}$  的平均质量浓度分别约为 20.1、189.6  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 3)。经过灯芯草水平潜流湿地、无植物水平潜流湿地、潮汐流湿地 3 组系统, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的出水质量浓度分别为 10.2、13.2、1.1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在潮汐流人工湿地中出现了最大浓度的  $\text{NO}_3^--\text{N}$  积累,达到 11.5  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,而在两组水平潜流人工湿地中  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的出水质量浓度均低于 0.5  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,同时 3 组湿地系统的出水  $\text{NO}_2^--\text{N}$  质量浓度均保持在 0.8  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下。经过灯芯草水平潜流湿地、无植物水平潜流湿地、潮汐流湿地 3 组系统处理后  $\text{COD}_\text{Cr}$  出水

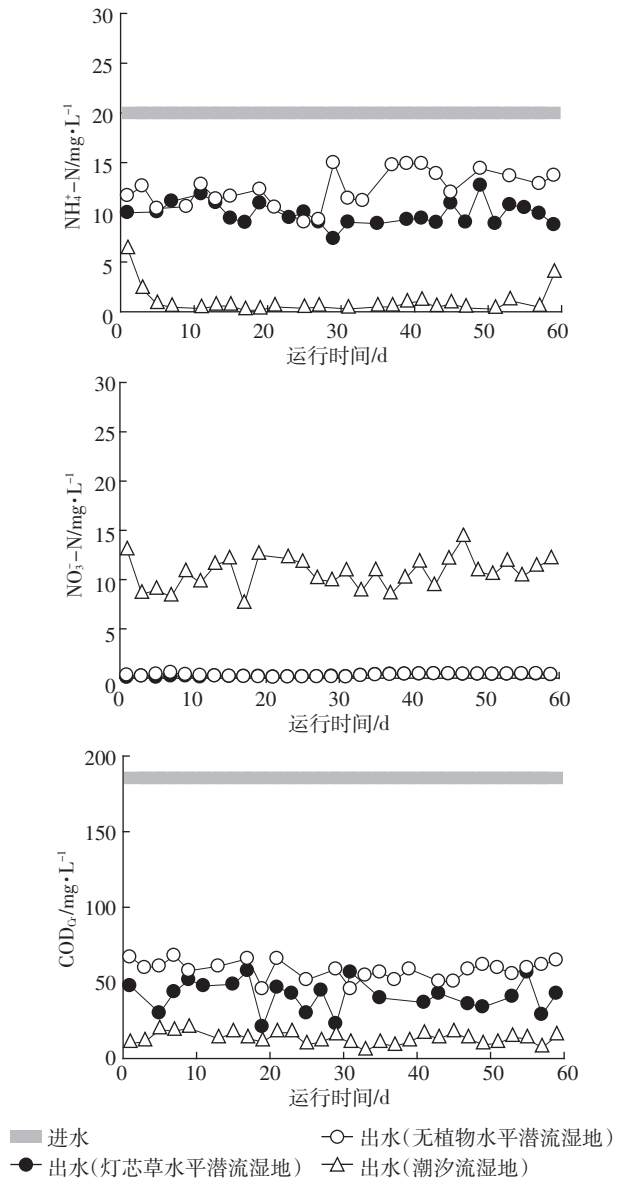


图 3 3 组湿地系统进出水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  和  $\text{COD}_\text{Cr}$  随运行时间的变化  
Figure 3 The dynamics of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  and  $\text{COD}_\text{Cr}$  in the influent and effluent of the three laboratory-scale wetlands

水质相对稳定,平均值分别为 45.4、56.9、11.8  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

图 4 是 3 组湿地系统对各种污染物的平均去除率对比图。无植物水平潜流人工湿地中的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 TN 去除率最差,分别为 34%和 35%;因为湿地植物的吸收等作用,灯芯草人工湿地中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除率达到 50%,但去除效果仍然远远低于潮汐流湿地,湿地植物的根区作用使湿地达到最优的 TN 脱除效果,去除率接近 50%;潮汐流人工湿地中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除率达到 95%,但是较好的氧环境抑制了反硝化作用, TN 去除率只有约 40%。系统进水  $\text{COD}_\text{Cr}$  在灯芯草水平潜流湿地、无植物水平潜流湿地和潮汐流湿地 3 组系统中平均去除率分别达到 76%、70%和 94%。这表明,潮汐流人工湿地床体中较好的氧环境显著地提高了湿地对  $\text{COD}_\text{Cr}$  和  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的好氧去除,但相对好氧的环境不利于反硝化细菌的作用,同时较高的  $\text{COD}_\text{Cr}$  去除率造成了碳源匮乏,减少了反硝化作用所需要的碳源,因此抑制了反硝化作用的进行,不利于 TN 的去除;湿地植物不仅提高了水平潜流人工湿地中的  $\text{COD}_\text{Cr}$  和  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除率,植物造成的湿地床体中好氧与厌氧的微环境还促进了水平潜流人工湿地对 TN 的去除。

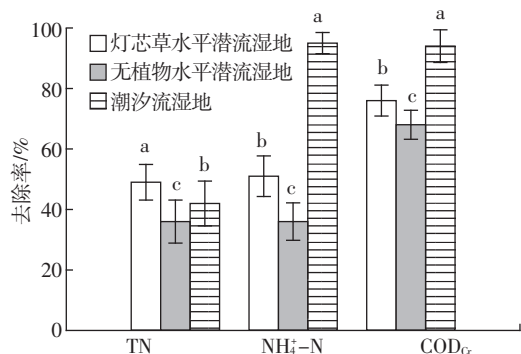


图 4 3 组湿地系统中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、TN 和  $\text{COD}_\text{Cr}$  去除率对比

Figure 4 Average percentage removal of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、TN and  $\text{COD}_\text{Cr}$  in the three laboratory-scale wetlands

## 2.2 人工湿地系统基质微生物量和微生物活性比较

人工湿地床体中基质表面微生物在  $\text{COD}_\text{Cr}$  和  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除过程中起到重要的作用<sup>[5]</sup>,测量基质中可挥发性固体 VSS 可以作为反映基质微生物量的一个指标<sup>[17]</sup>。从图 5 可以看出,不同类型人工湿地基质微生物量存在显著差异,在潮汐流人工湿地中基质微生物量最高,达到 2.39  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而在灯芯草水平潜流湿地和无植物水平潜流湿地中基质微生物量分别只有 1.24  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和 1.19  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

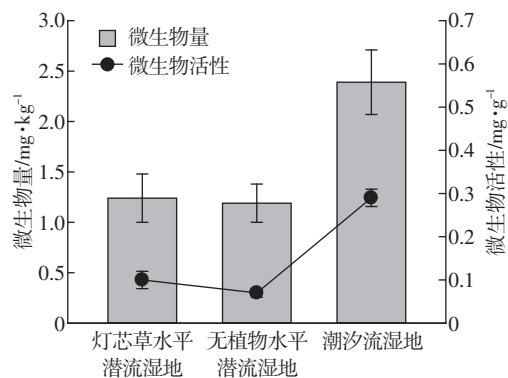


图 5 3 组湿地系统中基质微生物量和微生物活性对比

Figure 5 The microbial biomass and activity in the three laboratory-scale wetlands

荧光显色法是测试基质微生物活性的一种公认的精确且易操作的测试方法<sup>[15]</sup>,当微生物活性比较高时,相应的荧光素水解产生量也增大。由图 5 可知,潮汐流人工湿地中基质表面微生物活性约为 0.3  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,达到水平潜流人工湿地的近 3 倍,灯芯草水平潜流湿地和无植物水平潜流湿地基质微生物活性分别为 0.1  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$  和 0.09  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,3 组湿地系统基质微生物活性的大小顺序与微生物量的大小顺序一致。

## 2.3 人工湿地系统基质微生物硝化强度和反硝化强度比较

图 6 所示为潮汐流和水平潜流人工湿地中基质微生物硝化和反硝化强度的测试结果。其中潮汐流湿地基质微生物硝化强度最大(0.49  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ),灯芯草水平潜流湿地次之(0.25  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ),无植物水平潜流湿地硝化强度最小(0.12  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ )。然而反硝化强度的测试中可以看出灯芯草水平潜流湿地基质微生物反硝化强度最高,达到 5.42  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ,其次是无植物水平潜流湿地(2.98  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ),硝化强度最大的潮汐流湿

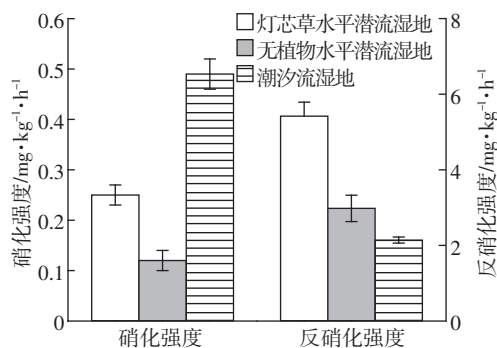


图 6 3 组湿地系统中基质微生物硝化、反硝化强度对比

Figure 6 The microbial nitrification and denitrification intensity in the three laboratory-scale wetlands

地的反硝化强度最低,只有 $2.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。

### 3 讨论

潮汐流人工湿地的潮汐运行方式,大幅度地提高了湿地床体的复氧能力,促进了人工湿地对有机物和氨氮的去除效率。Wu 等对潮汐流人工湿地污水处理中复氧能力进行了测算,发现潮汐流人工湿地大气复氧能力远远强于传统人工湿地的复氧能力,能够满足有机物及氨氮的氧化去除需氧量<sup>[10,18]</sup>。潮汐流人工湿地内部较好的氧化环境有利于好氧微生物的生长,提高了微生物活性(表2)。湿地基质表面附着的微生物及其活性与污水中有机物的分解和氮素的硝化与反硝化作用密不可分<sup>[19]</sup>,一方面微生物的生长需要有机物提供能量和碳源,另一方面污水中的有机物和氨氮主要通过微生物的作用而去除,微生物的活性越强,氮的转化去除越多<sup>[13,20-21]</sup>。本研究中潮汐流人工湿地中微生物量及活性均明显高于水平潜流人工湿地(图5),且对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 和 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的去除也有明显的优势,这一优化有效地解决了传统水平潜流人工湿地床体氧供应不足的问题。

表2 3组湿地系统中平均基质微生物活性

Table 2 Average microbial activity in the three laboratory-scale wetlands

| 湿地种类        | 平均基质微生物活性/<br>$\text{mg fluorescein} \cdot \text{mg}^{-1} \text{ biomass}$ |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------|
| 灯芯草水平潜流人工湿地 | 0.08                                                                       |
| 无植物水平潜流人工湿地 | 0.06                                                                       |
| 潮汐流人工湿地     | 0.12                                                                       |

潮汐流人工湿地具有较高的污染物去除效果,因此在处理相同类型污水时,相比于传统的水平潜流人工湿地,此湿地技术可大幅度地减少湿地的占地面积,建设成本也会随之降低。将潮汐流人工湿地安置于地下,只需安装一些时间控制器、电磁阀等用电器设备,此设备成本不高,用电量也很有限。因此,在土地资源紧张且污水亟须治理的区域,潮汐流人工湿地技术可以突破湿地技术应用的瓶颈,成为极具优势的一种生态污水处理技术。

本试验测得的各湿地微生物硝化强度与对应出水的氨氮去除率呈相似变化规律,进行线性回归及相关性分析后发现,3组人工湿地基质微生物硝化作用强度与湿地氨氮去除效果呈显著正相关关系(图7),相关系数 $r=0.89(P<0.05)$ 。相关性分析表明,虽然人工湿地中氨氮的去除途径众说不一,主要包括基

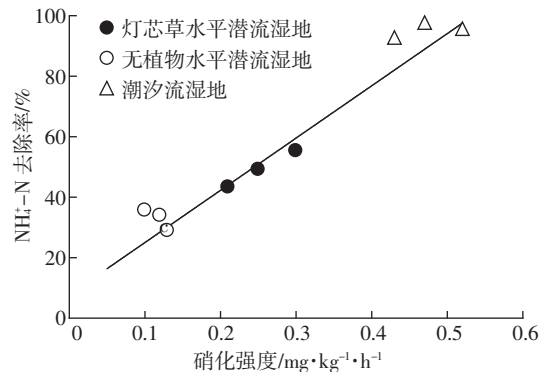


图7 硝化强度与氨氮去除率的相关性

Figure 7 Correlativity of nitrification intensity and ammonium removal efficiency

质的吸附和过滤作用、湿地植物的吸收及微生物的硝化作用等<sup>[8]</sup>,但微生物的硝化作用是主要的氨氮脱除途径。微生物硝化强度大小受湿地床体氧化环境影响,在复氧能力较强的潮汐流人工湿地床体中硝化菌群会加速生长繁殖,进而提高了氨氮的去除。而在缺氧和厌氧的水平潜流人工湿地床体中硝化菌群的生长受到抑制,氨氮的去除效果会明显下降。因此,在不同类型人工湿地污水处理系统中,基质微生物硝化作用强度都可作为反映湿地氨氮脱除能力的一个重要指标。

据报道<sup>[22]</sup>,湿地植物对氨氮的吸收量能占到氨氮去除的5%左右,更重要的是植物的根部泌氧可以促进湿地内部形成许多好氧、缺氧和厌氧区域,进一步有利于硝化和反硝化作用的发生,从而提高人工湿地氮素的脱除。本试验中,无植物水平潜流湿地长期被水体淹没,氧化环境较差,床体中微生物硝化和反硝化强度较低,氨氮和总氮去除率较差,但是灯芯草水平潜流湿地床体因植物根系作用具有良好的缺氧或厌氧的环境,且进水中有机物的去除并不完全,反硝化微生物可利用充足的碳源进行充分的反硝化作用,最终达到最优的总氮去除<sup>[23-24]</sup>。这进一步说明了湿地植物可以有效地优化人工湿地床体中的微生物环境,有助于提高基质微生物的硝化和反硝化能力,进而有利于湿地系统总氮的去除。

### 4 结论

本研究模拟潮汐流和水平潜流人工湿地床,并以无植物水平潜流人工湿地作为对照,在相同进水水质的条件下对污染物去除能力进行探讨,结论如下:

(1)潮汐流人工湿地中 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 和氨氮的去除率最

高,分别为94%和95%,灯芯草水平潜流人工湿地中因为湿地植物吸收和根区效应等作用使其总氮去除率达到51%, $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 和氨氮去除率为76%和49%,无植物水平潜流人工湿地中 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、氨氮和总氮去除率最差,分别为70%、34%和36%。

(2)潮汐运行方式可较大程度地改善湿地内部的氧化环境,有利于好氧微生物的生长,提高微生物活性。潮汐流人工湿地中微生物活性为 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,达到水平潜流人工湿地的3倍。

(3)人工湿地基质微生物硝化强度和对应的氨氮去除率具有显著的相关性,说明在人工湿地中氨氮去除的主要途径是微生物的硝化作用,且微生物硝化强度可作为反映湿地氨氮脱除能力的一个重要指标。

#### 参考文献:

- [1] Brix H. How 'green' are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems? [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40(3): 45-50.
- [2] Vymazal J. Cycling N. Natural and constructed wetlands: Nutrients, metals and management [M]. Backhuys, 2005.
- [3] Garcia J, Rousseau D P L, Morato J, et al. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2010, 40 (7): 561-661.
- [4] 成水平, 吴振斌, 况琪军. 人工湿地植物研究 [J]. *湖泊科学*, 2002, 14 (2): 25-31.  
CHENG Shui-ping, WU Zhen-bin, KUANG Qi-jun. Macrophytes in artificial wetland [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2002, 14(2): 25-31.
- [5] Zhao Y, Sun G, Allen S. Purification capacity of a highly loaded laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 330(1): 1-8.
- [6] Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—the root-zone method [J]. *Water Science and Technology*, 1987, 19(1-2): 107-118.
- [7] Job G, Biddlestone A, Gray K. Treatment of high strength agricultural and industrial effluents using reed bed treatment systems [J]. *Chemical Engineering Research and Design*, 1991, 69(3): 187-189.
- [8] Sun G, Zhao Y, 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.
- [9] Behrends L, Houke L, Bailey E, et al. Recirculating constructed wetlands for treating industrial, municipal and agricultural wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 2001, 34(5): 399-405.
- [10] Wu S, Zhang D, Austin D, et al. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: Oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal [J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37 (11): 1789-1795.
- [11] 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 [J]. *环境科学学报*, 2006, 26(2): 225-229.  
WANG Xiao-juan, ZHANG Rong-she. Study on intensity of microorganism nitrification and denitrification in constructed wetlands [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(2): 225-229.
- [12] 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.  
ZHENG Ren-hong, DENG Shi-huai, LI Yuan-wei, et al. Study on intensity of nitrification and denitrification in horizontal subsurface flow constructed wetlands [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2007, 29 (1): 37-43.
- [13] 徐德福, 徐建明, 李映雪. 几种人工湿地基质微生物活性研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 753-757.  
XU De-fu, XU Jian-ming, LI Ying-xue. The microbial activity of the substrates in constructed wetland and its effect on the removal of nitrogen from wastewater [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2): 753-757.
- [14] 何起利, 梁威, 贺锋, 等. 复合垂直流人工湿地基质生化活性研究 [J]. *环境科学与技术*, 2008, 31(10): 29-33.  
HE Qi-li, LIANG Wei, HE Feng, et al. Substrate intensity of biochemistry action in integrated vertical flow constructed wetland [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31(10): 29-33.
- [15] Adam G, Duncan H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33 (7): 943-951.
- [16] China E. Analysis methods for water and wastewater [M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 2002.
- [17] 贺锋, 吴振斌, 陶菁, 等. 复合垂直流人工湿地污水处理系统硝化与反硝化作用 [J]. *环境科学*, 2005, 26(1): 47-50.  
HE Feng, WU Zhen-bin, TAO Jing, et al. Nitrification and denitrification in the integrated vertical flow constructed wetlands [J]. *Environmental Science*, 2005, 26(1): 47-50.
- [18] 张东晓, 吴树彪, 宋玉丽, 等. 潮汐流人工湿地床污水处理效果试验研究 [J]. *中国农业大学学报*, 2012, 16(6): 110-116.  
ZHANG Dong-xiao, WU Shu-biao, SONG Yu-li, et al. Wastewater purification experiment study of a lab-scale tidal flow constructed wetland [J]. *Journal of China Agricultural University*, 2012, 16(6): 110-116.
- [19] Hammer D A. Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural: CRC. 1989.
- [20] Liang W, Wu Z, Cheng S, et al. Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system [J]. *Ecological Engineering*, 2003, 21(2): 191-195.
- [21] Reddy K, Rao P, Jessup R. The effect of carbon mineralization on denitrification kinetics in mineral and organic soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 46(1): 62-68.
- [22] Brix H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of "phragmites australis" in a constructed reed bed receiving domestic sewage [J]. *Water Research*, 1990, 24(2): 259-266.
- [23] Vymazal J. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe// Nutrient management in agricultural watersheds: A wetlands solution [M]. 2005.
- [24] Wu S, Lv T, Li C, et al. Effect of nitrate on sulphur transformations depending on carbon load in Laboratory-Scale Wetlands Treating Artificial Sewage [J]. *Advanced Materials Research*, 2012, 518: 1902-1912.