

## 其他水系统研究与应用

陈太飞, 韩群, 翟志东, 等. OAO 水生蔬菜型人工湿地工艺对农村无序排放污水中氮磷的去除效果[J]. 净水技术, 2018, 37(11): 120-128.

Chen Taifei, Han Qun, Zhai Zhidong, et al. Effect of OAO process by aquatic vegetable constructed wetland on nitrogen and phosphorus removal for unordered discharge sewage treatment in rural villages [J]. Water Purification Technology, 2018, 37(11): 120-128.

## OAO 水生蔬菜型人工湿地工艺对农村无序排放污水中氮磷的去除效果

陈太飞<sup>1</sup>, 韩群<sup>1</sup>, 翟志东<sup>1</sup>, 吴磊<sup>1</sup>, 李先宁<sup>1</sup>, 耿冰<sup>2</sup>

(1. 东南大学能源与环境学院, 江苏南京 210096; 2. 上海城市水资源开发利用国家工程中心有限公司, 上海 200082)

**摘要** 为了考察 OAO 水生蔬菜型人工湿地对村落无序排放污水中氮磷的净化效果, 户外自然条件下, 采用人工模拟试验的方法, 在不同水力负荷、进水浓度和 C/N 比及氮源形式的单因素影响条件下, 对湿地进出水中氮磷浓度进行监测。试验结果表明: 当水力负荷从  $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  提高到  $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  时, 氮磷的去除率呈下降趋势, 去除负荷先升高后降低。综合考虑, 选取该湿地最佳水力负荷为  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 此时氨氮、硝态氮、总氮和总磷的去除率分别为 70.17%、88.48%、69.13% 和 75.33%, 相应的去除负荷分别为  $1.22$ 、 $0.52$ 、 $1.5 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  和  $0.098 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。在一定的浓度范围内, 氨氮、硝态氮、总氮和总磷的去除率随着进水浓度的增加而增加, 当超过一定的浓度后, 去除率会趋于稳定甚至有所下降。当进水中的 C/N 由 2 增加到 8 时, 总氮去除率由 35% 提高到 65%; 而当 C/N 由 8 增加到 20 时, 总氮去除率仅由 65% 提高到 80%, 增加幅度相对较小。当进水中的硝氮比例增加时, 总氮的去除率较高。冬季时, 湿地对氮磷的去除率有所降低, 氮的去除效果降低明显, 对磷的去除影响较小。

**关键词** 好氧/厌氧/好氧工艺 水生蔬菜型人工湿地 水力负荷 进水浓度 碳氮比 氮磷去除率

**中图分类号:** TU992.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2018)11-0120-09

**DOI:** 10.15890/j.cnki.jsjs.2018.11.020

### Effect of OAO Process by Aquatic Vegetable Constructed Wetland on Nitrogen and Phosphorus Removal for Unordered Discharge Sewage Treatment in Rural Villages

Chen Taifei<sup>1</sup>, Han Qun<sup>1</sup>, Zhai Zhidong<sup>1</sup>, Wu Lei<sup>1</sup>, Li Xianning<sup>1</sup>, Geng Bing<sup>2</sup>

(1. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China;

2. Shanghai National Engineering Research Center of Urban Water Resources Co., Ltd., Shanghai 200082, China)

**Abstract** In order to study the effect of OAO process by aquatic vegetable constructed wetland, on nitrogen and phosphorus removal for unordered discharge sewage treatment in rural villages, the method of artificial simulation experiments was applied to study different hydraulic loads, influent concentration, C/N and nitrogen sources, under the outdoor natural conditions. Nitrogen and phosphorus concentrations in the inflow and outflow of wetland were monitored. The results showed when hydraulic load increased from  $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  to  $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , removal rates of nitrogen and phosphorus decreased. The removal load increased first and then decreased. Consid-

[收稿日期] 2018-03-09

[基金项目] 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-005)

[作者简介] 陈太飞(1992—), 男, 硕士, 研究方向为水污染控制与水处理技术, E-mail: 1908229799@qq.com。

[通信作者] 李先宁, 男, 教授, E-mail: lxn@seu.edu.cn。

[本文编辑] 李佳佳

ering comprehensively, optimal hydraulic load of the wetland was  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , and removal rates of  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{TN}$  and  $\text{TP}$  were 70.17%、88.48%、69.13% and 75.33%, corresponding removal loads were 1.22、0.52、1.5  $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  and 0.098  $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ . In a certain concentration range, removal rates of  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{TN}$  and  $\text{TP}$  increased with the increasing of influent concentration. When the concentration exceeded a certain level, the removal rate tended to be stable or even declined. When C/N ratio in the influent water increased from 2 to 8, TN removal rate increased from 35% to 65%. When C/N ratio increased from 8 to 20, TN removal rate only increased from 65% to 80%. The increase was relatively small. When the ratio of  $\text{NO}_3\text{-N}$  in the water increased, the removal rate of TN was higher. In winter, removal rates of nitrogen and phosphorus in wetlands decreased, the removal efficiency of nitrogen decreased significantly, but the removal of phosphorus was not obvious.

**Keywords** OAO process aquatic vegetable constructed wetland hydraulic load influent concentrations C/N ratio removal rate of nitrogen and phosphorus

随着城镇工业废水和生活污水治理的不断加 强,农村污染逐渐成为太湖流域污染的主要来源,太湖流域农村污染带来的总氮、总磷和 COD 负荷占总污染负荷的比例呈现逐年增加的趋势<sup>[1]</sup>。农村居民的不良生活方式以及化肥的大量使用使得氮磷大量随降雨冲刷进入水体<sup>[2]</sup>。从污染来源与形成过程来看,农村无序排放污水主要包括晴天村落随意泼洒污水和雨天携带大量污染物的地表径流,具有分散性、不易监测性、空间异质性、高冲击负荷性和高污染性等特点<sup>[3]</sup>。汪楚乔等<sup>[4]</sup>研究了太湖流域宜兴沿岸典型村落降雨径流的污染物排放特征和影响因素,但是针对村落无序排放污水的治理和有效控制技术的研究还不够。目前,普遍认为人工湿地是处理村落无序排放污水的一种可靠的处理方法。

人工湿地作为一种新型水处理技术,具有投资少、操作简单、维护管理费用少等特点<sup>[5]</sup>。课题组研究发现,一种好氧/厌氧/好氧(aerobic/anaerobic/aerobic, OAO)水生蔬菜型人工湿地不仅可以解决传统型人工湿地在运行过程中经常出现堵塞、溶解氧不足等情况,还能对氮磷起到良好的去除效果,因此,有必要对这种新型水生蔬菜型湿地去除村落无序排放污水中氮磷的工艺特征进行研究。

本研究试验地点位于江苏省宜兴市丁蜀镇方钱村,选择好氧/厌氧/好氧新型水生蔬菜人工湿地为研究对象,研究在不同水力负荷、不同进水浓度、不同 C/N 比及氮源形式下对氮磷的去除效果,以期为类似的研究提供参考,为人工湿地在工程上的广泛应用等方面的技术研究提供依据。同时,对于太湖富营养化的控制具有重要意义。

## 1 试验设计与方法

### 1.1 试验装置和材料

本试验装置位于宜兴市大浦镇洋渭村东南大学试验基地,为了尽量减少试验装置带来的影响,试验在 5 组大小相同的人工湿地中进行(图 1)。人工湿地使用砖石混凝土的结构,长×宽×深为 15 m×1 m×0.6 m,每个湿地前端设置一长×宽×深为 2 m×1 m×1 m 的配水池,末端设一与湿地同深度的集水槽。湿地沿水流流向分 3 段,每段长 4 m,每段用砖混墙隔开,并在墙上下部设两排,每排 4 个直径为 0.1 m 的过水口来保证水流的通过。池体从下往上依次填充砾石层(Φ10~30 mm)0.15 m,粗砂层(Φ5~10 mm)0.15 m。湿地好氧段种植水生蔬菜,厌氧段不种任何植物,仅在基质表面用 PVC 薄膜遮盖严实,制造厌氧环境。

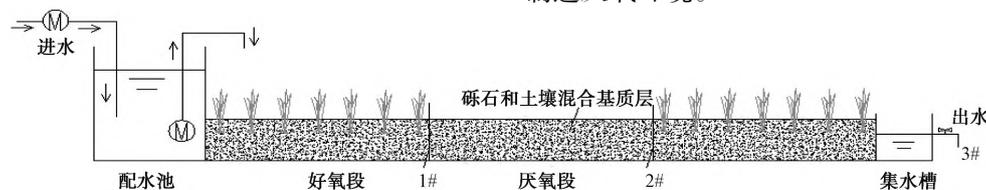


图 1 好氧-厌氧-好氧(OAO)人工湿地工艺流程

Fig.1 Process of OAO Constructed Wetland

根据宜兴当地的自然气候特征,选取本地常见的具有较好净污能力,且具有一定经济价值的空心

菜(夏季)和水芹(冬季)作为湿地植物,试验期间选取长势一致的空心菜和水芹种植于湿地中,空心菜

和水芹种植密度是 9 棵/m<sup>2</sup>。

## 1.2 试验方法

结合宜兴当地的自然气候特征及当地自然条件,以基地旁的城东港河水作为试验用水,同时通过人工配制来模拟村落无序排放污水的水质,采用水平潜流的方式考察人工湿地系统对污染物的去除效果。试验时,首先将村落无序排放污水通过潜污泵打入到配水池中,在配水池中得到充分的混合后,再经过潜水泵流入水生蔬菜型人工湿地中。污水分别流经好氧段、厌氧段和好氧段,通过湿地末端的集水槽排出,待湿地稳定产流后,对进出水口水样进行采集,并于当天测定。系统于 2015 年 5 月~2016 年 3 月连续运行 10 个月,夏季试验期间温度为 26~37 ℃,冬季试验期间温度平均为 9.7 ℃,考虑到低温对植物生长的影响,冬季运行时加设温室大棚,大棚内平均温度为 13.5 ℃。湿地系统采用间歇进水,间隔 1 d。运行期间,湿地 pH 值变化差异较小,基本维持在 7.1~7.3,溶解氧浓度在 1.4~2.6 mg/L,好氧段溶解氧在 2~2.6 mg/L,中间厌氧段溶解氧在 1.4~1.5 mg/L。

水力负荷影响试验在 2015 年 5 月~6 月进行,温度为 26~33 ℃,试验在 5 组人工湿地中同时进行,最大限度排除温度、植物长势等因素的干扰,通过调节流量计调节进水水力负荷,待湿地稳定产流后,在湿地进出水口处分别取样,并于当天测定。试验结束后湿地闲置 3 d,待湿地稳定之后进行下一次试验,试验重复进行 3 次,排除误差后每组数据取平均值。

进水浓度影响试验在 2015 年 6 月~8 月进行,温度为 26~37 ℃,试验时通过配置药品调节每组湿地进水中氮磷浓度,在同一水力负荷下同时进行试验,待湿地稳定产流后,在湿地进出水口处进行取样并于当天测定。试验结束后湿地闲置 3 d,待湿地稳定之后进行下一次试验。每组试验重复进行 3 次,排除误差后每组数据取平均值。

氮磷的去除率和去除负荷的计算如式(1)和式(2)。

$$\eta = \frac{C_i - C_e}{C_i} \times 100\% \quad (1)$$

$$L = Q \frac{C_i - C_e}{A} \quad (2)$$

其中: $\eta$ —污染物的去除率;

$L$ —以湿地床面积为基准的污染物质量去除负荷, g/(m<sup>2</sup>·d);

$A$ —湿地床面积, m<sup>2</sup>;

$Q$ —进水流量, m<sup>3</sup>/d;

$C_i$ —进水的污染物浓度, mg/L;

$C_e$ —出水的污染物浓度, mg/L。

## 1.3 进水水质

由于降雨的随机性,若收集降雨径流作为试验原水则无法根据需要来灵活地安排试验。另外,该试验地点为宜兴市大浦镇东南大学太湖水环境研究基地,旁边有一入太湖河流——城东港,所以采用城东港河水并加入一定量的化学药品来模拟村落无序排放污水。

试验原水采用宜兴城东港河水并添加相应的药品配置得到,具体水质情况如表 1 所示。

表 1 试验用水水质  
Tab.1 Water Quality of Test Water

水质指标 (mg·L <sup>-1</sup> )	村落无序 排放污水	城东港河水	试验用水
COD <sub>Cr</sub>	8~326	5.36~9.65	10.98~144
氨氮	0.065~9.65	0.34~1.43	0.42~7.91
硝氮	0.067~9.78	0.16~3.11	0.22~5.60
总氮	0.20~26.20	0.72~8.00	0.86~25.35
总磷	0.010~3.52	0.05~0.39	0.050~1.22

## 1.4 分析项目及测定方法

试验常规水质项目包括总氮、总磷、氨氮、硝氮、COD<sub>Cr</sub>。测定时总氮采用过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636—2012),氨氮采用纳氏试剂分光光度法(GB 7479—1987),硝氮采用酚二磺酸分光光度法(GB 7480—1987),总磷采用钼酸铵分光光度法(GB 11893—1989)。

## 2 结果与分析

### 2.1 水力负荷对氮磷的去除效果影响

试验期间通过添加试剂调节配水池中氮磷浓度,使得氨氮、硝氮、总氮和总磷浓度分别在 5.85~6.23、2.65~3.06、8.51~9.31 mg/L 和 0.46~0.62 mg/L。此条件下,通过调节人工湿地前端流量计来调节进入湿地的水力负荷,考察水力负荷对氮磷去除效果的影响。

2.1.1 水力负荷对氮的去除效果影响

水力负荷对人工湿地脱氮有重要影响,一般水力负荷越低,氮的去除率越高<sup>[8]</sup>。由图2可知:随着水力负荷的增加,氨氮、硝氮和总氮的去除率总体呈下降趋势;同时,在一定范围内,随着水力负荷的提高,去除负荷反而提高,但提高的程度是有限的。这是因为随着水力负荷的增加,湿地内的水流速度提高,减少了水力停留时间,细小的颗粒态氮不容易

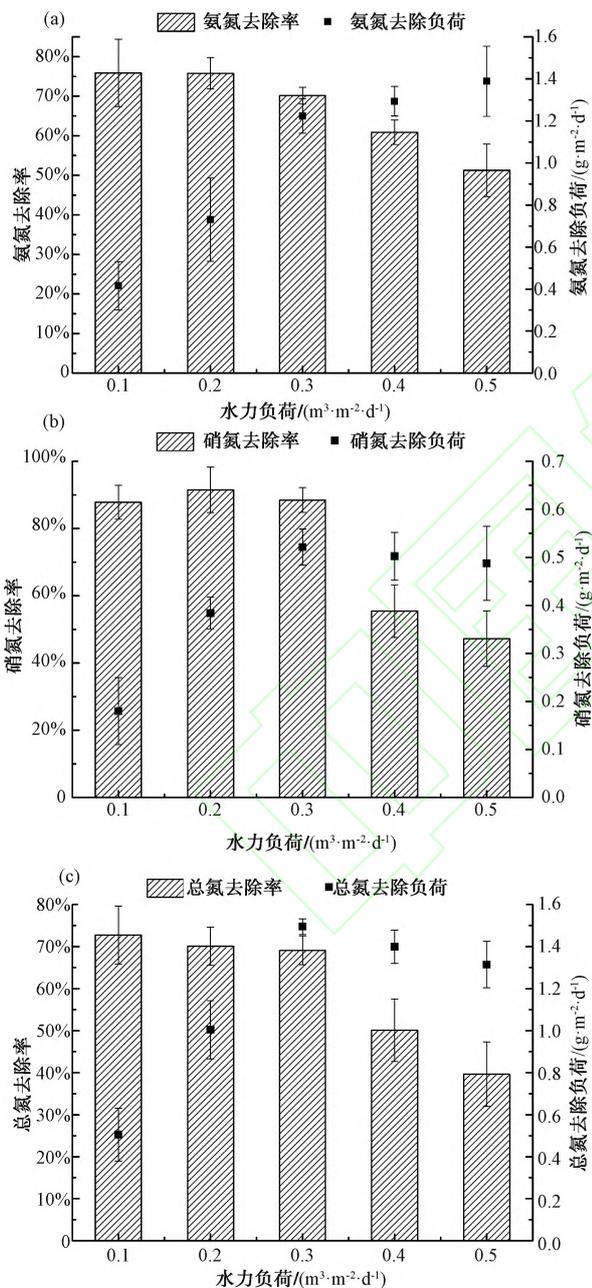


图2 水力负荷对氨氮(a)、硝氮(b)、总氮(c)的去除效果  
Fig.2 Removal Efficiency of NH<sub>3</sub>-N (a), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (b) and TN (c) under Different Hydraulic Loads

被植物的根系截留下来,且污水与人工湿地的接触时间变短,没有足够的时间通过植物根系和基质的吸附吸收和硝化反硝化作用来去除氮,导致氮的去除效果下降,因此氮的出水浓度有所上升,去除率下降<sup>[9]</sup>。当水力负荷超过 0.3 m³/(m²·d)后,由于接触反应的时间变短,基质和植物的吸收效果受影响,过大的流速和剪切力冲刷植物根系与基质表面的微生物,随着出水被带出湿地系统,此时出水浓度的升高对去除负荷的提高导致的负效应已经大于流量的增加对去除负荷的提高导致的正效应,这与谢静<sup>[10]</sup>的研究结果一致。

从削减水体污染负荷及资源化利用的角度考虑,在选择工况时应选择在最少的时间达到更多的污染物去除总量,以实现营养盐的充分利用。所以,可确定该水生蔬菜型人工湿地去除氮营养盐的最佳水力负荷为 0.3 m³/(m²·d)。在此水力负荷条件下,对氨氮、硝氮和总氮的去除率分别为 70.17%、88.48% 和 69.13%,相应的去除负荷分别为 1.22、0.52 g/(m²·d)和 1.5 g/(m²·d)。

2.1.2 水力负荷对总磷的去除效果的影响

由图3可知,当水力负荷由 0.1 m³/(m²·d) 提高到 0.5 m³/(m²·d)时,总磷的去除率由 86.29% 下降至 48.18%,总磷的去除负荷由 0.04 g/(m²·d) 先升高到 0.098 g/(m²·d),然后降低到 0.095 g/(m²·d)。总磷的去除率随着水力负荷的增加而减小,水力负荷的增加会降低磷往基质表面和吸附点位扩散和接触的机会,同时污水在湿地中的停留时间减少,因此,增加水力负荷不利于总磷的去除<sup>[11]</sup>。从对总磷

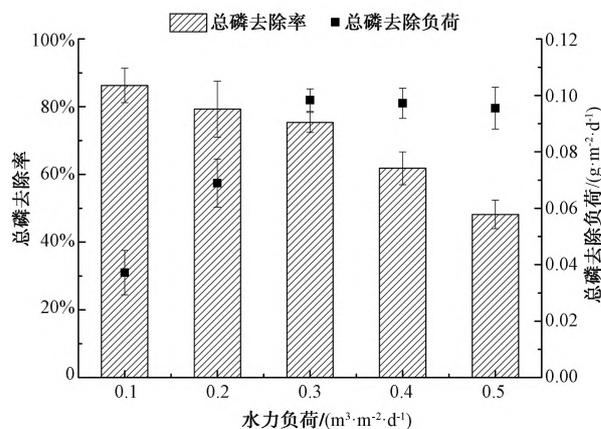


图3 水力负荷对总磷的去除效果的影响  
Fig.3 Removal Efficiency of TP under Different Hydraulic Loads

总量的去除角度考虑,在水力负荷为  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  时,总磷的去除负荷最高,这时其对应的去除率也较高为 75.33%,可以保证出水水质。因此,选取  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  为“OAO 水生蔬菜湿地”对总磷去除的最佳水力负荷。

## 2.2 进水浓度对氮磷去除效果的影响

在进水水力负荷为  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  的情况下,调节各配水池中氮磷浓度,研究不同进水浓度对氮

磷去除效果的影响。

### 2.2.1 进水浓度对氮去除效果的影响

由图 4 可知:氨氮进水浓度在  $1.75 \sim 6.53 \text{ mg/L}$  时,去除率在 53.61%~85.25%。浓度低于  $4 \text{ mg/L}$  时去除率在 60%左右;浓度高于  $4 \text{ mg/L}$  之后,去除率上升,最高达到 85.25%;然后再随着氨氮浓度的上升,去除率有所下降。

硝氮进水浓度在  $0.68 \sim 4.26 \text{ mg/L}$  时,去除率在 71.7%~97.4%。低浓度时 ( $0.5 \sim 1.5 \text{ mg/L}$ ) 去除率相对较低,低于 80%;浓度达到  $2 \text{ mg/L}$  之后,去除率相对较稳定,在 90%上下波动。

进水总氮浓度在  $2.94 \sim 13.68 \text{ mg/L}$  时,总氮的去除率随进水浓度的升高而有所上升。当总氮浓度达到  $6 \sim 7 \text{ mg/L}$  时,总氮去除率达到最高为 75.92%;当浓度大于  $8 \text{ mg/L}$  之后,总氮去除率稍微有所降低。“OAO 水生蔬菜湿地”的水生植物和基质中的微生物丰富,该湿地的特殊结构营造了好氧/厌氧交替式环境,使得硝化细菌和反硝化细菌能够在适合它们生存的环境中充分地进行反应,硝化和反硝化作用增强,因而进水增加的总氮浓度能够更好地为微生物提供生化反应的原料,提高了微生物对总氮的利用率,从而表现为湿地对总氮去除率的提高<sup>[12]</sup>。同时,增加的总氮也会有利于湿地中水生蔬菜的生长,从而水生蔬菜对总氮的吸收和转化作用会增强,对总氮的去除效果就会得到相应地提高。但是,人工湿地中各生物要素对污染物的去除能力有一定的限制,总氮浓度增加到一定值后,去除率就很难提高,甚至在超过一定浓度后还会对湿地中某些生物的生存构成威胁,不利于总氮的去除,从而使总氮的去除率降低,这与赵丽娜<sup>[13]</sup>的研究结果一致。

### 2.2.2 进水浓度对总磷的去除效果的影响

由图 5 可知,进水总磷浓度由  $0.16 \text{ mg/L}$  逐渐上升到  $1.00 \text{ mg/L}$ ,总磷去除率由 58.22% 上升至 83.81%,提高幅度达到 25.59%。可见,随着总磷浓度的增加,去除率会有所提高,表明在一定范围内,总磷浓度的增加是有利于水生蔬菜型人工湿地对总磷去除的。

在总磷浓度增加的过程中,总磷的去除率总体上随着其进水浓度的增加而呈升高的趋势。当进水总磷浓度从  $0.16 \text{ mg/L}$  增加到  $0.38 \text{ mg/L}$  时,出水

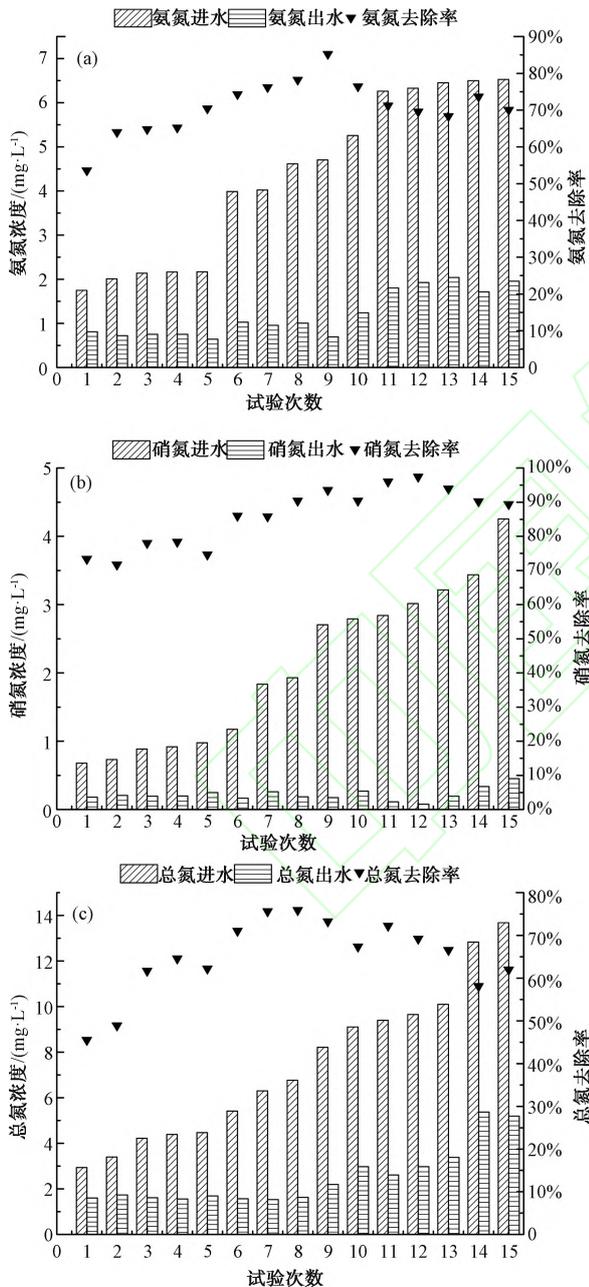


图 4 进水浓度对氨氮 (a)、硝氮 (b) 和总氮 (c) 的去除效果

Fig.4 Removal Efficiency of  $\text{NH}_3\text{-N}$  (a),  $\text{NO}_3\text{-N}$  (b) and TN (c) under Different Influent Concentration

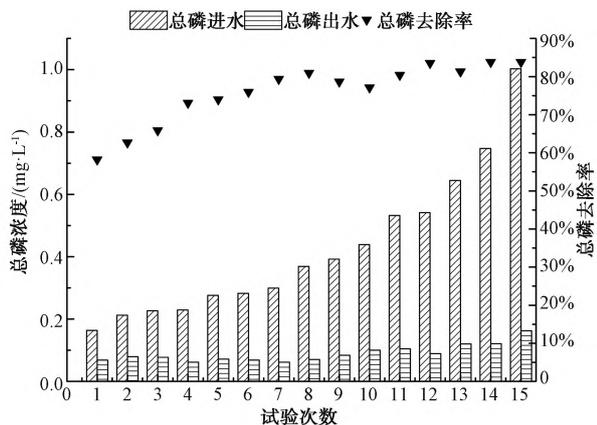


图5 进水浓度对总磷的去除效果的影响  
Fig.5 Removal Efficiency of TP under Different Influent Concentration

总磷的浓度并没有出现升高的现象,总磷的去除率逐渐升高。但是“OAO 水生蔬菜湿地”对总磷的去除能力也是有一定限制的,当总磷进水浓度从 0.38 mg/L 继续增加时,出水中总磷的浓度也随之增加,去除率没有出现明显的提升现象,而是在一定范围内波动。李伟等<sup>[14]</sup>研究发现,当进水总磷浓度过度提升时,会超过湿地系统的最大净化能力,湿地的基质会达到吸附饱和的状态,出水总磷的浓度也会随之升高。所以,进水中总磷浓度较低时总磷的去除率随着浓度的增加而提高的程度较大,而高浓度时总磷的去除率并没有得到明显的提高。

### 2.3 C/N 及氮源形式对总氮去除效果的影响

在进水水力负荷为  $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  情况下,保持进水中氮的浓度不变,通过调节有机物的浓度来控制不同的 C/N,在不同的进水 C/N 条件下,“OAO 水生蔬菜湿地”对总氮的去除效果如图 6 所示。

由图 6 可知,随着进水 C/N 的增加,“OAO 水生蔬菜湿地”对总氮的去除率总体呈上升趋势。当进水中的 C/N 由 2 增加到 8 时,人工湿地对总氮的去除率由 35% 升高到 65%;但是当 C/N 由 8 增加到 20 时,人工湿地对总氮的去除率由 65% 提高到 80%,提高的程度相对较小。分析其原因,氮的去除主要是靠湿地系统中的微生物反硝化作用将其转化为氮气而去除的<sup>[15]</sup>。反硝化菌属于兼性异养菌,如果进水中的碳源不足会降低反硝化速率,在进水总氮浓度相同的情况下,增加进水中有机物的浓度会促进反硝化作用的进行<sup>[16]</sup>。因此,在人工湿地脱氮

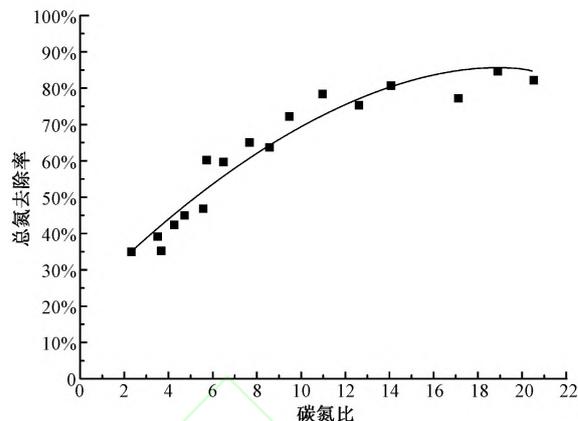


图6 不同的 C/N 对总氮去除效果的影响  
Fig.6 Removal Efficiency of TN under Different C/N Ratio

时,可以考虑采取多点进水,在湿地后端补充碳源来提高氮的去除效果。

随着 C/N 的进一步提高,当进水中有机物的浓度超过了反硝化菌所需要的碳源时,有机碳源不再是反硝化作用的限制因素,此时反硝化作用仅仅受到硝态氮浓度的影响,而且由于有机物浓度过高,其降解过程会迅速降低湿地中的溶解氧,使得硝化反应受到抑制,从而影响反硝化反应的进行<sup>[17]</sup>。此时总氮的去除率不会随着有机物浓度的增加而大幅度地提高。

在不同的进水氨氮/总氮和硝氮/总氮条件下,“OAO 水生蔬菜湿地”对总氮去除率的影响如图 7 所示。

由图 7 可知,“OAO 水生蔬菜湿地”对总氮的去除率会随着氨氮/总氮的增加而减小,而随着硝氮/总氮的增加而增加。由图 7(a)可知:如果进水总氮中不含氨氮,即氨氮/总氮为 0,该人工湿地对总氮的去除率约为 90%;若氮源全部为氨氮,即氨氮/总氮为 1,总氮的去除率约为 40%。由图 7(b)可知:当进水的总氮中没有硝氮,即硝氮/总氮为 0 时,总氮的去除率约为 35%;当总氮全部为硝态氮时,即硝氮/总氮为 1,该人工湿地对总氮的去除率可以达到 100%。

由此可见,进水中的氮源形式对人工湿地的总氮去除率有较大的影响。当进水中的硝氮浓度较低时,氮源主要是以氨氮和有机氮的形式存在,总氮的去除率较低,而当进水中的氮源主要以硝态氮的形式存在时,总氮的去除率就比较高。造成这种现象的原因是当进水中的氮以硝态氮为主时,总氮的去

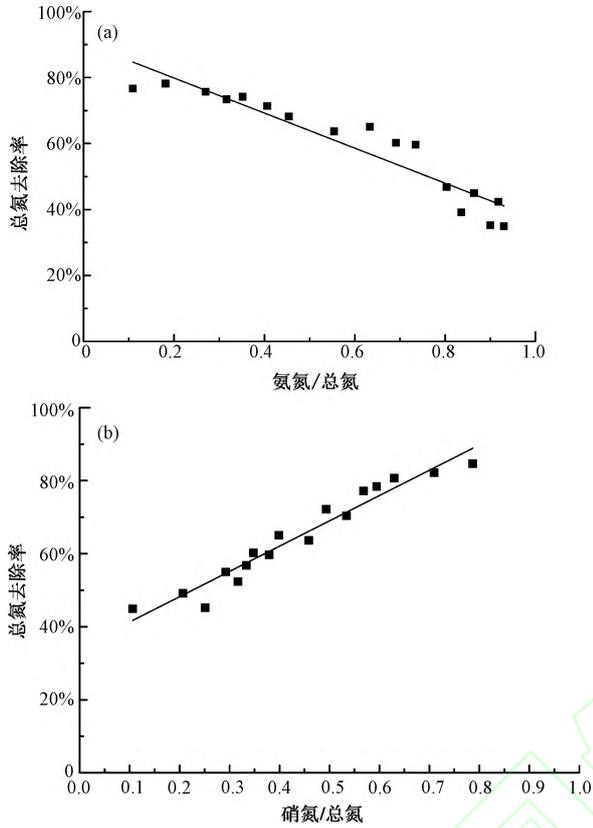


图7 氨氮/总氮 (a)和硝氮/总氮 (b)对总氮的去除效果  
Fig.7 Removal Efficiency of TN under Different  $\rho(\text{NH}_3\text{-N})/\rho(\text{TN})$  (a) and  $\rho(\text{NO}_3\text{-N})/\rho(\text{TN})$  (b)

除主要是靠硝态氮直接反硝化成氮气逸出<sup>[18-19]</sup>,而不需要经过一系列的先将氮源转化为硝态氮,碳源充足的话就可以直接进行反硝化作用达到脱氮效果;但是,如果进水中的氮源是以有机氮或氨氮为主,由于反硝化作用所需的氮源不足,反硝化作用受到限制,总氮的去除率会降低,且氨氮形态上的转化也是关键因素<sup>[19-20]</sup>。该试验进水氮源中氨氮比例较高,因此可以考虑加强氨氮的硝化作用,由于硝化菌是自养好氧菌,可以通过加强好氧段的通风、减少好氧段的碳源供给(多点进水)使硝化菌成为优势菌,从而提高氨氮的转化。

综上所述,可以通过改变 OAO 湿地中 C/N 以及增强 O 段的硝化作用,提高湿地的脱氮效率。

## 2.4 冬季低温条件对氮磷的去除效果影响

### 2.4.1 冬季对氮的去除效果

由图 8(a)可知,冬季试验期间,“OAO 水生蔬菜湿地”对氨氮的平均去除率为 34.05%,大棚内的人工湿地对氨氮的平均去除率为 47.76%。随着温度的升高,氨氮的去除率相应升高,最高的去除率可

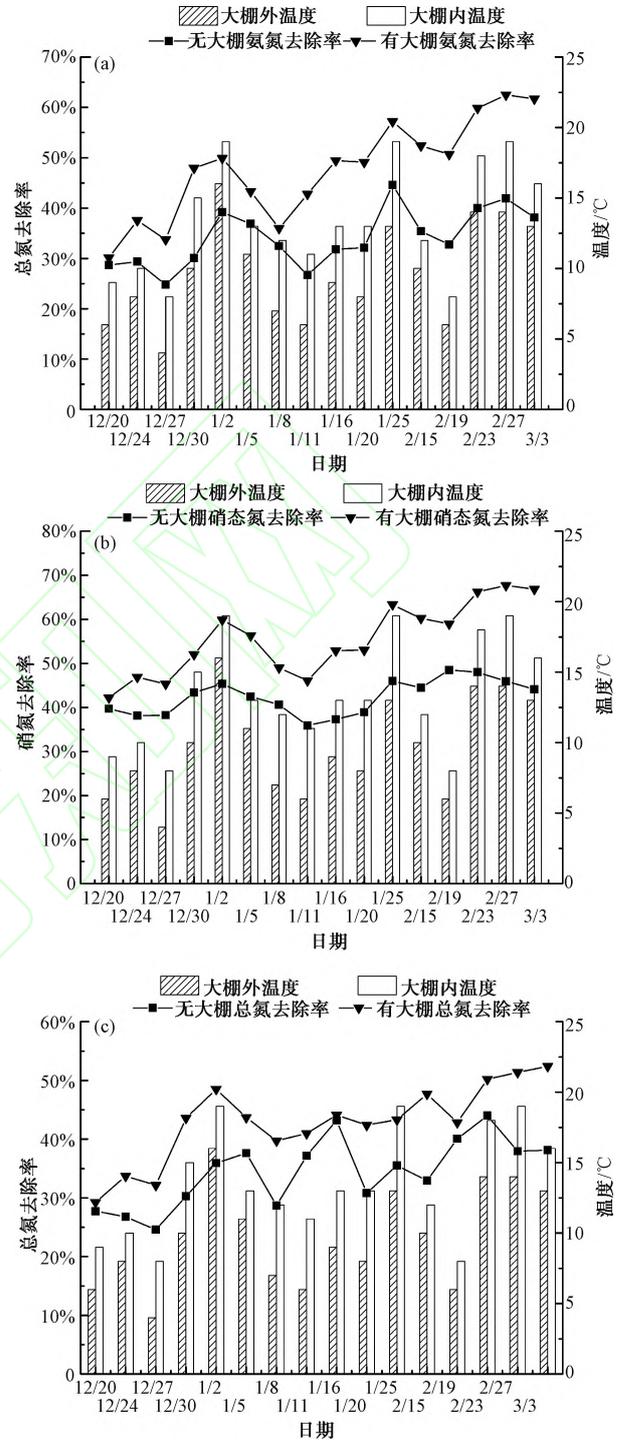


图8 冬季大棚内外人工湿地对氨氮 (a)、硝氮 (b)和总氮 (c)的去除效果

Fig.8 Removal Efficiency of  $\text{NH}_3\text{-N}$  (a),  $\text{NO}_3\text{-N}$  (b) and TN (c) from Artificial Wetlands Inside and Outside the Green house in Winter

以达到 62.48%。氨氮主要是通过氨的挥发、植物和基质的吸收以及硝化作用去除<sup>[21]</sup>,可以看出,温度对氨氮的去除率影响较大,主要是因为冬季低温

条件下,直接挥发的氨氮的量大大减少,氨氮的去除率降低。另外,温度降低也会影响植物的生长状况,从而影响植物对氨氮的吸收以及根系对人工湿地内部的供氧,多方面的因素导致了氨氮的去除率随着温度的降低而大幅度下降<sup>[22]</sup>。

由图 8(b)可知,冬季试验期间,人工湿地对硝氮的平均去除率为 42.31%,大棚内的平均去除率为 55.43%。比较图中大棚内外的硝态氮去除率可知,大棚内的去除率普遍高于大棚外的去除率,通过搭建大棚,温度得到一定的提升,可以提高反硝化菌的活性,促进反硝化作用的进行,从而提高硝态氮的去除率<sup>[22]</sup>。

由图 8(c)可知:“OAO 水生蔬菜湿地”对总氮的去除率在 24.58%~43.99%,平均去除率为 34.46%;大棚内的人工湿地对总氮的去除率在 29.24%~52.41%,平均去除率为 42.87%。总体而言,该人工湿地对总氮的去除率随着温度的上升而增加。这主要是因为总氮的去除在很大程度上是依靠微生物,硝化菌的适宜生长温度在 20~30℃。当温度低于 15℃时,硝化反应的速度下降;温度低于 5℃时,硝化反应完全停止。反硝化作用的适宜温度在 15~35℃。当温度低于 10℃或者高于 30℃时,反硝化反应速度下降;温度低于 3℃时,反硝化作用接近停止<sup>[23]</sup>。另外,温度较低时,微生物数量减少、活性降低,对氮的去除作用也降低,同时低温时植物的生长受到抑制,总氮的去除率下降。

#### 2.4.2 冬季对总磷的去除效果

由图 9 可知:冬季试验期间,“OAO 水生蔬菜湿地”对总磷的去除率在 58.01%~78.4%,平均去除率为 68.68%,总磷的平均出水浓度为 0.05 mg/L;大棚内人工湿地对总磷的去除率在 69.13%~92.94%,平均去除率为 73.8%,平均出水浓度为 0.039 mg/L。比较图中各温度下总磷的去除率可知,大棚内人工湿地对总磷的去除率稍高于大棚外的去除率,但是并不明显,试验期间总磷去除率较稳定,波动较小。温度会影响植物的生长状况,因此加设大棚对总磷的去除率也会相应提高,但是提高程度有限。

#### 2.4.3 冬夏季处理效果比较

比较冬季和夏季“OAO 水生蔬菜湿地”对氮磷的处理效果,具体如表 2 所示。

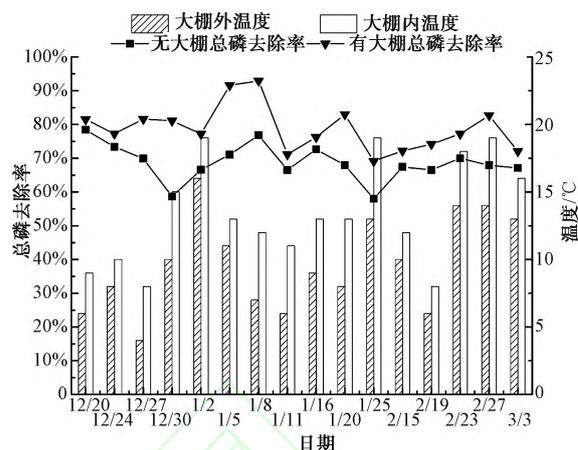


图 9 冬季大棚内外人工湿地对总磷去除效果的对比

Fig.9 Comparison of Removal Efficiency of TP from Artificial Wetlands Inside and Outside the Greenhouse in Winter

表 2 “OAO 水生蔬菜湿地”冬夏季处理效果比较

Tab.2 Comparison of Removal Efficiency from “OAO Aquatic Vegetable Constructed Wetland” in Winter and Summer

	氨氮去除率	硝氮去除率	总氮去除率	总磷去除率
冬季(无大棚)	34.05%	42.31%	34.46%	68.68%
冬季(大棚)	47.76%	55.43%	42.87%	73.80%
夏季	71.06%	83.52%	68.30%	76.08%

由表 2 可知,相对于夏季对各污染物的去除效果,冬季低温下各污染物的去除率都会有所降低。湿地中总磷的去除受温度的影响最小,平均去除率只降低了 7.4%,受影响较大的是各类氮的去除,均下降了 30%以上。夏季和冬季人工湿地对总磷的去除没有显著的差异,说明该人工湿地中的磷主要是通过植物和基质的吸附去除的<sup>[14]</sup>。虽然冬季低温下湿地内的微生物特别是硝化菌和反硝化菌的活性受到一定的抑制<sup>[23]</sup>,但是人工湿地系统仍然具有一定的硝化和反硝化作用。这主要是因为“OAO 水生蔬菜湿地”的特殊结构,形成了较好的好氧和厌氧交替环境,使湿地保持较好的硝化与反硝化能力。这也说明温度是人工湿地对氮磷去除效果的一个重要的影响因素。

### 3 结论

(1)水力负荷越大,“OAO 水生蔬菜湿地”对氮磷的去除率越小,去除负荷随着水力负荷的增加先上升后下降。以氮磷的去除负荷为优先考虑的因素,最佳的水力负荷为 0.3 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·d)。在该水力负荷下,氨氮、硝氮、总氮、总磷的去除负荷分别为

1.22、0.52、1.5 g/(m<sup>2</sup>·d) 和 0.098 g/(m<sup>2</sup>·d), 去除率分别为 70.17%、88.48%、69.13% 和 75.33%。

(2) 在一定的浓度范围内, 氨氮、硝氮、总氮、总磷的去除率随着进水浓度的增加而有所增加, 超过一定的浓度后, 去除率会趋于稳定甚至有所下降。

(3) “OAO 水生蔬菜湿地”对总氮的去除率随着进水 C/N 的增加而增加。进水中氮源的形式对总氮的去除率有很大的影响, 该人工湿地对总氮的去除率随着氨氮/总氮的增加而降低, 而随着硝氮/总氮的增加而增加。因此, 针对该人工湿地, 可以通过提高氨氮的转化来增强脱氮的效果。

(4) 冬季低温条件下, “OAO 水生蔬菜湿地”对氮磷的去除率均有所降低, 对氮的去除影响比较大, 对磷的去除影响比较小。冬季加设温室大棚可以提高对氮的去除效果, 但仍比夏季降低了 30% 左右。

### 参考文献

- [1] 吕锡武. 小型分散式农村生活污水生物生态组合工艺除磷脱氮的理论与实践[J]. 环境科技, 2012, 24(1): 24.
- [2] 王子臣, 邱丹, 堵燕钰, 等. 太湖流域典型菜地地表径流及氮磷流失特征[J]. 江苏农业学报, 2012, 28(6): 1501-1504.
- [3] 李青云. 北京典型村镇降雨径流水文、水质及污染特性的研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2011.
- [4] 汪楚乔, 陈柔君, 吴磊, 等. 宜兴典型村落不同下垫面降雨径流污染物排放特征[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(4): 632-638.
- [5] 许春莲, 戴建坤, 王文君, 等. 分散型生活污水水质研究[J]. 中国环保产业, 2008, 13(12): 29-31.
- [6] TANNER C C, NGUYEN M L, SUKIAS J P. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy Pasture[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2005, 105(1): 145-162.
- [7] ROUSSEAU D P L, LESAGE E A, VANROLLEGHEM P A, et al. Constructed wetlands for water reclamation[J]. Desalination, 2008, 218(1): 181-189.
- [8] 张志勇, 常志州, 刘海琴, 等. 不同水力负荷下凤眼莲去除氮、磷效果比较[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(2): 148-154.
- [9] 陈桂顶. 水培蔬菜系统对农村生活污水尾水中氮磷去除及资源化利用研究[D]. 南京: 东南大学, 2015.
- [10] 谢静. 人工湿地经济植物配置及其工艺特性研究[D]. 南京: 东南大学, 2015.
- [11] 张洪刚. 人工湿地及湿地植物对生活污水净化效果的研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2006.
- [12] 赵国正. 交替流一体化水处理设备的反应机理与工程实践[D]. 马鞍山: 安徽工业大学, 2011.
- [13] 赵丽娜. 人工湿地植物去除生活污水中污染物效果的研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2007.
- [14] 李伟, 崔丽娟, 张岩, 等. 水平潜流湿地磷去除效果及影响因子分析[J]. 湿地科学, 2014, 12(4): 464-470.
- [15] SIKORA F J, ZHU T, BEHREND S L L, et al. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms[J]. Water Science and Technology, 1995, 32(3): 193-202.
- [16] 宋英豪, 王敏, 熊娅, 等. 水解反硝化工艺强化脱氮处理[J]. 化工学报, 2013, 64(6): 2194-2200.
- [17] 连小莹, 李先宁, 谢祥峰, 等. C/N 及氮源形式对潜流式人工湿地脱氮效果的影响[J]. 电力环境保护, 2008, 24(2): 27-29.
- [18] 王霞. 潜流人工湿地除氮机理的研究进展[J]. 电力环境保护, 2007, 23(2): 46-48.
- [19] 白晓龙, 张宝军, 何康材, 等. 三种填料对生活污水中磷的去除效果研究[J]. 电力环境保护, 2007, 23(4): 58-60.
- [20] 黄娟, 王世和, 鄢璐, 等. 人工湿地污水处理系统脱氮研究进展[J]. 电力环境保护, 2006, 22(5): 33-36.
- [21] 尹连庆, 谷瑞华. 人工湿地去除氨氮机理及影响因素研究[J]. 环境工程, 2008, 26(s1): 151-155.
- [22] 雒维国. 潜流型人工湿地对氮污染物的去除效果研究[D]. 南京: 东南大学, 2005.
- [23] 张林生. 水的深度处理与回用技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.