

# 潜流人工湿地对农村生活污水氮去除的研究

付融冰, 杨海真, 顾国维, 张 政

(同济大学环境科学与工程学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

**摘 要:** 作者研究了潜流水平人工湿地处理农村生活污水中氮的去除效果, 结果表明湿地进水 TN 负荷与出水 TN 负荷去除之间有良好的线性关系, 随着水力停留时间的延长 TN 去除率也升高, 停留时间为 4d 时, 芦苇湿地和菖蒲湿地的脱氮效率可以达到 60% 以上。从脱氮效果看, 芦苇湿地的略好于菖蒲湿地的, 有植物系统明显好于无植物系统。在进水  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度小于 0.062mg/L、 $\text{NO}_3^-$ -N 浓度小于 1.982mg/L 的情况下, 无论是连续运行还是间歇运行, 大多数情况下, 出水浓度都分别低于 0.631mg/L 和 1.00mg/L, 两者一般不会有较大的积累。试验分析了湿地脱氮的途径, 微生物硝化 / 反硝化是人工湿地脱氮的主要途径, 植物吸收、存储仅占湿地总氮去除量的 10% 左右, 但是植物的存在间接地影响湿地脱氮的其它途径, 对提高湿地氮去除率具有重要作用。

**关键词:** 潜流水平湿地; 农村生活污水; 脱氮; 硝化 / 反硝化; 水生植物

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 1000-3770(2006)01-0018-05

农村生活污水已经成为广大农村地区面源污染的重要来源。农村地区的生活污水具有量少、分散、远离排污管网及大水体、水环境容量小、污水处理率低和管理水平低等特点, 污水一般不经任何处理直接排入附近河流湖泊, 加剧了水环境的污染, 特别是农村生活污水中富含氮磷, 是引起水体富营养化的重要原因。农村生活污水的处理已经成为控制面源污染急待解决的问题。

人工湿地具有处理效果好、工艺简单、运行管理方便、生态环境效益显著、投资少等特点<sup>[1,2]</sup>, 适合于农村生活污水的处理, 被认为是控制面源污染的有效方法<sup>[3]</sup>。根据我国农村地区水环境污染状况和实际经济情况, 将人工湿地用作村镇生活污水的处理系统具有广阔的应用前景和良好的环境生态效益。目前, 国内利用人工湿地处理农村生活污水的实践极少, 相关研究也不多。本试验通过构建不同植物的潜流水平湿地系统, 研究了湿地处理农村生活污水的氮去除效果, 分析了湿地除氮的机理, 为农村生活污水出路提供了一种有效实用的处理技术。

## 1 试验材料和方法

### 1.1 试验装置

采用 3 块设计相同的潜流湿地, 1 号湿地种植芦苇, 2 号湿地种植菖蒲, 3 号是无植物空白系统。湿地长 2.0m, 宽 0.5m, 深 0.6m, 床体底部是一层厚 0.2m、粒径为 2~5cm 的方解石, 上铺一层 0.1m 厚的砂砾, 最上部是 0.3m 厚的土壤, 如图 1 所示。

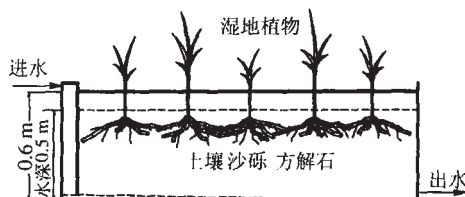


图 1 人工湿地剖面图

Fig. 1 Cross-section through the constructed wetland

### 1.2 运行方式

第一年的 11 月份建成试验系统, 培植芦苇和菖蒲, 间歇投配污水培育系统, 第二年 3 月份植物开始生长, 连续进水至 5 月份, 开始进行试验。采用连续流的进水方式, 农村生活污水在经过初沉池预处理后流入湿地系统。在不同的工况下, 对芦苇湿地、菖蒲湿地和无植物系统, 分别测定进出水的氨氮、亚硝

收稿日期: 2004-12-30

基金项目: 江苏省交通厅资助项目 (02Y031)

作者简介: 付融冰 (1973-) 男, 博士生, 研究方向为水污染控制, 联系电话: 13816036746, Email: 0410050014@smail.tongji.edu.cn.

态氮、硝态氮和总氮的浓度。每个工况运行 1 个月, 重复试验 3 次, 试验周期为一年。

### 1.3 进水水质

试验用水取自农村生活污水, 经过预处理后进水总氮浓度 TN( 氨氮占 86.9%~92.2% ) 为 20.88~51.33 mg/L,  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度为 0.000~0.062 mg/L,  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度为 0.000~1.982 mg/L。

### 1.4 水质指标分析方法

TN 的测定采用过硫酸钾-紫外分光光度法,  $\text{NO}_2\text{-N}$  的测定采用 1-萘基-乙二胺光度法,  $\text{NO}_3\text{-N}$  的测定采用紫外分光光度法。

### 1.5 植物全氮量的测定

在生长期, 在 1 号和 2 号湿地中各选取 8 个取样点, 采用半微量蒸馏滴定法测定植物全氮量, 取平均值作为湿地的全氮量水平。

## 2 结果与分析

### 2.1 湿地对 TN 的去除

在整个试验周期内, 在不同的工况, 测定湿地进出水的总氮浓度, 研究了三个系统进水负荷和出水负荷去除之间的关系, 如图 2 所示。

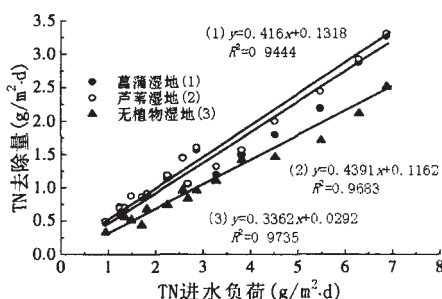


图 2 湿地进水 TN 负荷与负荷去除关系

Fig. 2 TN loading rate versus load removal rate

湿地进水水力负荷依次增大, 由于进水 TN 浓度有波动, 所以进水 TN 面积负荷也随着波动。但从试验结果整体趋势看, 三个系统的进水 TN 负荷与负荷去除关系线性拟合较好, 相关性较高, 见图 2, 以空白床的线性相关性 ( $R=0.9867$ ) 为最好, 可能是系统没有植物的存在, 影响系统的因素减少的原因。进水 TN 负荷升高时, 出水 TN 面积负荷也升高, 相应的 TN 去除量也增加, 但去除率随进水 TN 负荷增加而降低, 因为水力负荷增大, 污水在系统中的停留时间减少, 去除率相应下降, 见表 1, 随着停留时间的增加, 湿地系统 TN 去除率增长减缓。

在整个运行周期内, 芦苇湿地对 TN 的去除量

表 1 水力停留时间与 TN 去除率 (%) 关系

Table 1 The relationship between hydraulic retention time (d) and TN removal rate (%)

停留时间(d)	1	2	3	4
芦苇床	40	50	57	62
菖蒲床	43	49	55	61
空白床	32	37	50	53

为  $1.463\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ , 菖蒲湿地对 TN 的去除量为  $1.406\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ , 无植物系统对总氮的去除量为  $1.041\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ 。芦苇湿地对 TN 的去除略好于菖蒲湿地的, 有植物系统要比无植物系统的去除效果好。芦苇湿地好于菖蒲湿地的主要原因是芦苇根系发达, 长度一般为 60cm 左右, 菖蒲根系短小, 约为 30cm 左右, 不能深入到床体底部。有植物系统比无植物系统的去除效果好, 主要是因为植物发达的根系为微生物提供的良好的繁衍栖息场所, 而且湿地植物的输氧能力强, 使得硝化细菌在根际得到良好的生长, 根际效应明显的原因。比较有植物和无植物系统在各种工况下对 TN 的去除效果, 有植物系统比无植物系统可以提高 3%~21% 的总氮去除量。

### 2.2 湿地对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的去除

试验采用的生活污水中的  $\text{NO}_2\text{-N}$  和  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度都很低, 进水的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度为 0.000~0.062 mg/L, 进水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度为 0.00~1.982 mg/L。

对 3 个湿地系统在连续流的运行状态下做了进出水  $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度的测定, 潜流型湿地内的水面在湿地表面以下大约 10cm 处运行, 由于意外情况, 水面会降到湿地床体较深处, 即床体落干, 落干时间一般小于 12h。试验测得了 10 次落干后再调为正常运行时的进出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  的浓度值, 20 次连续运行时的  $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度, 分别示于图 3、图 4 和图 5。

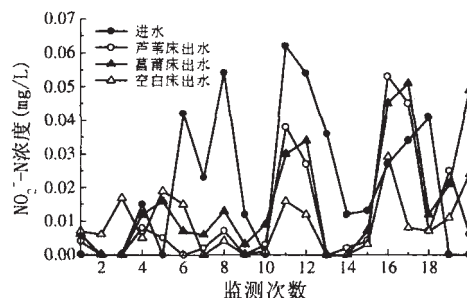
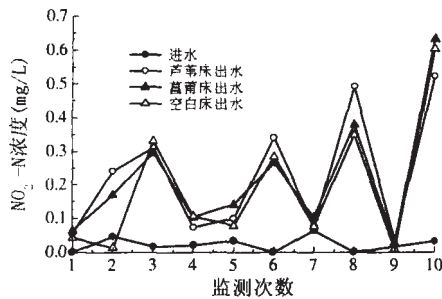


图 3 湿地系统连续运行时进出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度关系

Fig. 3  $\text{NO}_2\text{-N}$  concentration of influent and effluent of constructed wetlands when continuous running

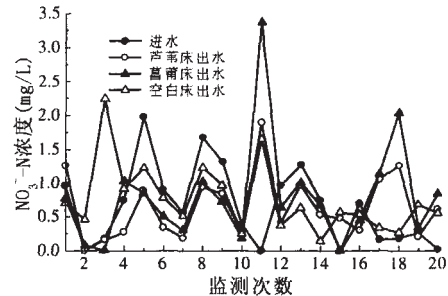
从图 3 和图 4 可以看出, 无论是连续运行还是

图 4 湿地系统间断运行时出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度关系Fig. 4  $\text{NO}_2\text{-N}$  concentration of influent and effluent of constructed wetlands when intermittent running

有间断运行,三个系统的出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度都很低,但是在这两种情况下,系统出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度是不同的。只要系统连续运行良好,系统中运行水面保持稳定,三个系统的出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度均小于 0.06 mg/L,很多时候出水检测不到  $\text{NO}_2\text{-N}$ 。根据运行数据来看,有植物系统出水平均  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度低于 0.02 mg/L,无植物系统的平均  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度低于 0.01 mg/L,这是由于有植物系统的植物有较强的输氧能力,使得有植物湿地系统中的氧环境好于无植物系统的原因。

湿地系统水面在有落干情况发生时(落干时间一般时间不超过 12h),出水的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度明显升高,一般都高于进水的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度,但都低于 0.631 mg/L。出水浓度高于进水浓度,说明出水中的较高浓度的  $\text{NO}_2\text{-N}$  不是全由进水中的  $\text{NO}_2\text{-N}$  引起的,而是由于系统水面降低时,带动空气进入床体空隙,系统复氧状况得到了改善,加上有植物湿地系统的植物输氧的影响<sup>[4-6]</sup>,使得系统的氧化状态比连续运行时得到了加强,氨氮在硝化过程中被亚硝酸菌和硝酸菌氧化成亚硝酸盐和硝酸盐,硝酸盐又在反硝化细菌的作用下转化成  $\text{N}_2$  和  $\text{N}_2\text{O}$ 。当系统的好氧状态加强时,反硝化作用削弱,使得亚硝酸盐得到了少量积累,所以出水  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度有所升高,但最高浓度也只有 0.631 mg/L 均小于 1.0 mg/L,因此一般来说,湿地系统中亚硝酸盐不会积累太多<sup>[7]</sup>,即使在运行有间断的情况下系统的反硝化效果还是很好的。

芦苇湿地、菖蒲湿地和无植物土壤湿地在运行周期内进出水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度关系见图 5。从图中可以看出,在进水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度为 0.00~1.98 mg/L 时,芦苇湿地系统和菖蒲湿地系统的出水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度,大多数情况下小于 1.00 mg/L,无植物土壤系统的出水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度低于 2.24 mg/L,大多数情况也低于 1.00 mg/L。

图 5 湿地系统进出水  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度关系Fig. 5  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration of influent and effluent of constructed wetlands

由于所进生活污水的  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度很小,出水的  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度也很小,进出水没有明显的相关性。试验是在连续运行的情况下进行的,所以湿地系统在这种情况下反硝化效果是很好的。

### 2.3 湿地脱氮途径分析

进入湿地系统中的氮可以通过湿地排水、挥发、植物吸收、微生物作用(硝化/反硝化)以及介质沉淀吸附等过程实现。氨氮挥发需要在系统 pH 大于 8.0 的情况下发生,本试验湿地土壤的 pH 为 7.86,进水 pH 小于 8.0,出水的 pH 为 7.52,所以在潜流湿地中通过挥发损失的氨氮可以忽略不计<sup>[8]</sup>。生活污水中的氮以有机氮、氨氮、亚硝态氮和硝态氮的形式存在,本试验污水中主要以氨氮形式存在,有机氮含量。低于 10%,亚硝态氮和硝态氮占的更少。有机氮在开始时可以通过介质和植物根系的过滤和沉淀去除,随后进行无机化过程,在氨化细菌的作用下转化为铵态氮,可以被植物和土壤颗粒吸收或厌氧微生物吸收。植物对铵态氮的吸收是很少的,土壤颗粒吸收的铵态氮最终也被其它途径转化掉,因此介质对氮的吸附一般也不考虑。湿地主要是通过硝化、反硝化去除氮的,被认为是人工湿地去除氮的最主要的形式<sup>[9,10]</sup>。湿地通过大气复氧、进水中的溶解氧以及植物根系输氧等形式在湿地床体内形成许多好氧微区域,在这些微区域硝酸细菌将氨氮转化成硝态氮,降低了溶液中的氨氮浓度,使得土壤溶液中高浓度的氨氮和好氧微区域中低浓度的氨氮之间形成浓度梯度,氨氮可以持续地扩散到好氧微区域进行硝化作用<sup>[11,12]</sup>。硝态氮可以扩散到厌氧区域进行反硝化作用生成  $\text{N}_2$  排出系统,同时硝态氮是植物利用的主要形式,一部分硝态氮被植物直接吸收转化为植物组织。Tanner(2001)认为植物的吸收和存储只占潜流湿地氮去除的一小部分<sup>[13]</sup>,Gersbeg 等人<sup>[14]</sup>(1986)预测芦苇湿地植物吸收占湿地总氮去除量的 12%~



16% ,Van Oostrom(1990)等<sup>[15]</sup>预测在一年的周期中潜流湿地芦苇吸收的净氮量占湿地总氮去除量的25%。Tanner(2001)<sup>[16]</sup>在一个总氮浓度变化的范围内,对4块潜流湿地从第二季度开始测定植物氮吸收量,结果为晚春植物吸收氮量为 $0.2 \sim 0.3 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ ,夏末植物氮积累量为 $26 \sim 47 \text{ g/m}^2$ ,秋季达到最大为 $48 \sim 69 \text{ g/m}^2$ 。从第二季度开始由于植物的衰老,引起从活的植物组织中释放出 $0.1 \sim 0.25 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 的氮,这样在一年当中植物吸收存储只占湿地TN去除量的2%~8%<sup>[17]</sup>。

通过以上分析,进入湿地中的总氮主要由3种途径去除,湿地排放、植物吸收和微生物硝化/反硝化。进入湿地总氮量记为 $N_{in}$ ,排放总氮量为 $N_{out}$ ,植物吸收总氮量为 $N_{plant}$ ,则通过微生物作用去除的总氮量 $N_m = N_{in} - N_{out} - N_{plant}$ 。进入湿地总氮量 $N_{in}$ 和湿地排放总氮量 $N_{out}$ 可以通过测定进出水流量和TN浓度求得,植物吸收总氮量为 $N_{plant}$ 可以通过测定植物的净增长量、植物含水率和植物干物质TN含量求得。本试验测定了进出水总氮量、植物吸收量,推算了微生物硝化/反硝化地脱氮量,各种途径对氮去除的贡献见图6。

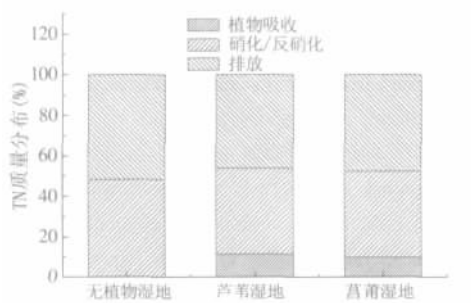


图6 湿地TN去除的途径分析

Fig. 6 Analysis of TN removal approaches of constructed wetlands

从图6可以看出,通过湿地植物吸收、存储去除的TN量所占比例较少,占TN去除量的9.6%~11.3%。植物吸收氮量与植物的生长状态、植物种类、湿地状况等因素有关,但大多数研究报道都显示,植物吸收不是脱氮的主要方式,植物主要是通过间接途径影响其它途径来提高氮去除率的。硝化/反硝化是潜流湿地脱氮的主要方式,占40%以上,因此,提高潜流湿地的脱氮效率关键是强化湿地的硝化/反硝化能力。芦苇对脱氮贡献比菖蒲略高,与芦苇植株大,根系发达有关。通过测定植物净生长量、含水率、干物质含TN量,可以计算出芦苇和菖

蒲吸收的TN量分别是 $0.30 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 和 $0.25 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 。植物是人工湿地的重要组成部分,虽然靠植物直接吸收、存储去除的氮量并不显著,但是植物的生长状态可以间接影响微生物的硝化/反硝化作用,从而直接影响湿地的脱氮效率,因此,在构建湿地时,选择合适的植物并保证良好的生长状态对于总氮的去除具有重要意义。

### 3 结论

三个湿地的进水TN负荷与出水TN负荷去除线性相关性较高。进水TN负荷升高时,出水TN负荷去除量也升高,但去除率降低。停留时间延长TN去除率也升高,但升高趋势减缓。在整个运行周期内,芦苇湿地、菖蒲湿地和无植物系统对TN的去除量分别为 $1.463 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 、 $1.406 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 和 $1.041 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 。芦苇湿地对TN的去除略好于菖蒲湿地的,有植物湿地明显比无植物的去除效果好。

在进水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度小于 $0.062 \text{ mg/L}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度小于 $1.982 \text{ mg/L}$ 的情况下,3个湿地连续运行时的出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度都很低,在湿地有落干情况发生时,两者浓度均会有一定程度的升高,但是平均都分别低于 $0.631 \text{ mg/L}$ 和 $1.00 \text{ mg/L}$ ,说明湿地系统的反硝化效果在两种情况下都是很好的。

微生物硝化/反硝化是人工湿地脱氮的主要途径,植物吸收、存储仅占湿地总氮去除量的10%左右,但是植物的存在间接地影响湿地脱氮的其它途径,对提高湿地氮去除率具有重要作用。

### 参考文献:

- [1] Kadlec R H and Knight R L. Treatment wetlands [M]. Lewis Publishers, Michigan, Boca Raton, FL, 1996, 5-20.
- [2] Kivaisi A K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review [J]. Ecological Engineering, 2001, 16: 545-560.
- [3] M KAO, M J WU. Control of non-point source pollution by a nature wetland [J]. Wat Res., 1999, 20(3): 47-54.
- [4] Armstrong W. Oxygen diffusion from the roots of some British bog plants [J]. Nature, 1964, 204, 801-802.
- [5] Armstrong W, Armstrong J and Beckett P M. Measurement and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis* [A]. Constructed Wetland in Water Pollution Control [C]. Pergamon Press, Oxford: P F Cooper and B C Findlater (eds), 1990, 41-52.
- [6] Sebacher D I, Harris R R and Bartlett K B. Methane emissions to the atmosphere through aquatic plants [J]. J Environ Qual., 1985, 14: 40-46.
- [7] Smaith M S and Tiedje, J M. Phases of denitrification following

- oxygen depletion in soil [J]. Soil Biol Biochem., 1979,11: 261-267.
- [8] Vymazal J, Brix H, Cooper P, Haberl R, et al. Removal mechanisms and types of constructed wetlands in Europe [M]. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 17-66.
- [9] Bowden W B. The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands [J]. Biogeochemistry, 1987, 4: 313-348.
- [10] Faulkner S P and Richardson C J. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils [A]. Constructed wetlands for wastewater treatment-municipal, industrial and agricultural [C]. Lewis Publishers, Chelsea, MI D A Hammer(ed), 1989. 41-72.
- [11] Patrick W H Jr and Reddy K R. Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and sediments: dependence on oxygen supply and ammonia diffusion [J]. J Environ Qual., 1976, 5: 469-472.
- [12] Reddy K P and Graetz D A. Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils [A]. The ecology and management of wetlands Vol. [C]. Timber Press Portland, OR: D D Hook, et al. (eds). 1988. 307-318.
- [13] Tanner C C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands [J]. Water Science and Technology, 2001, 44(11): 9-17.
- [14] Gersberg R M, Elkins B V, Lyon S R and Goldman C R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands [J]. Water Res., 1986, 20(3): 363-368.
- [15] Van Oostrom A J and Cooper R N. Meat processing effluent treatment in surface-flow and gravel-bed constructed wastewater wetlands [A]. Constructed wetlands in water pollution control [C]. Pergamon Press, Oxford, P F Cooper and B C Findlater(eds), 1990. 321-332.
- [16] Tanner C C. Growth and nutrient dynamics of soft-stem bulrush in constructed wetlands treating nutrient-rich wastewater [J]. Wet Ecol Manag., 2001, 9: 49-73.
- [17] Tanner C C, Clayton J S and Upshall M P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. Removal of nitrogen and phosphorous [J]. Water Res., 1995, 29: 27-34.

## NITROGEN REMOVAL FROM RURAL SEWAGE BY SUBSURFACE HORIZONTAL-FLOW IN ARTIFICIAL WETLANDS

Fu Rong-bing, Yang Hai-zhen, Gu Guo-wei, Zhang zheng

(School of Environmental Science and Engineering, State Key Lab of Pollution Control and Reuse Research, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Nitrogen removal by subsurface horizontal-flow in artificial wetlands for rural sewage treating was studied. The results showed that TN exhibited a strong linear relationship between load removal in influent and load removal in effluent, with removal rate increasing as HRT increasing. *Phragmites australis* wetland and *Acorus calamus* wetland gained removal rate of above 60% when HRT was 4 days. Regarding removal rate, *Phragmites australis* wetland performed a bit better than *Acorus calamus* wetland, and macrophyte systems performed better than non-plant system. Under conditions of  $\text{NO}_2\text{-N}$  concentration and  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration below 0.062 mg/L and 1.982 mg/L, regardless of continuous or intermittent running, concentration in effluent was below 0.631 mg/L and 1.00 mg/L respectively and the both did not accumulate much. Experiment analyzed the approaches of TN removal in constructed wetlands. The results indicated that nitrification and denitrification were main mechanism of TN removal, the amount of plants uptake accounted for about 10% of TN removal by wetland. But the existence of macrophyte in constructed wetland plays important role in TN removal rate of wetland through influencing indirectly other TN removal mechanisms.

Key words: subsurface horizontal-flow wetlands; rural sewage; nitrogen removal; nitrification and denitrification; hydrophytes

## 海水淡化与水再利用学会举行换届会议

海水淡化与水再利用学会于 2005 年 12 月 6~7 日在杭州召开了换届会议。学会四届理事会部分常务理事和五届全体新当选理事出席了会议,中国海洋学会派代表到会祝贺,参会人员 45 人。

会议主要任务是总结海水淡化与水再利用学会四届理事会的工作,民主选举五届理事会的领导成员,讨论新一届理事会的工作。

高从培理事长代表四届理事会向大会做了“以科学发展观为指导,开创学会工作新局面”的工作报告,全面总结了第四届理事会的工作,阐述了对学会工作的认识与体会。会议通过了四届理事会工作报告,民主选举了五届理事会领导成员,讨论了五届理事会的工作思路、工作任务和 2006 年工作的初步打算。最后由新一届理事长郑根江做了大会总结发言。

海水淡化与水再利用学会