

电极强化人工湿地处理污水 脱氮的效果

何媛 王宇晖* 宋新山

(东华大学环境科学与工程学院, 上海 201620)

摘要 将电极与人工湿地耦合,创新性地构建了复合电极人工湿地高效反硝化脱氮装置,提高对污水中总氮和COD的去除效果。为了确定复合电极人工湿地比普通人工湿地脱氮效果更优,研究了碳氮比、进水总氮浓度、水力停留时间、电流强度等因素对复合电极人工湿地和人工湿地脱氮效果的影响。研究结果表明:在室温20~25℃,pH=7.5条件下,引入电极的人工湿地有更好的去除效果,较普通人工湿地总氮脱除效率可高出5.41%。并且确定了复合电极人工湿地的最佳运行条件为碳氮比=0.75,水力停留时间=48 h,进水总氮浓度=75 mg·L⁻¹,电流强度=10 mA。在此条件下,总氮去除率可达53.34%。

关键词 电极生物膜;人工湿地;低碳氮比;高效脱氮

中图分类号 X703 **文献标识码** A **文章编号** 1673-9108(2016)09-4867-06 **DOI** 10.12030/j.cjee.201504007

Wastewater denitrification by construct wetlands with electrode intensification

HE Yuan WANG Yuhui* SONG Xinshan

(School of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China)

Abstract Electrode-biofilm was coupled innovatively with constructed wetlands (CWs) in this experiment to increase the removal efficiency of TN and COD. For this purpose, a highly effective denitrification reactor electrode-constructed wetlands (E-CWs) were installed. The effects of the C/N ratio, influent total nitrogen load, HRT, and electric current intensity on the denitrification rate were compared between the E-CWs and CWs to improve the determination of the removal efficiency of E-CWs. The results indicated that E-CWs have superior removal efficiency at air temperatures of 20 to 25℃ and pH of 7.5, with the TN removal efficiency being 5.41% higher than CWs. The optimal C/N ratio, HRT, influent total nitrogen load, and the electric current intensity were 0.75, 48 h, 75 mg·L⁻¹, and 10 mA, respectively. In addition, the TN removal efficiency reached 53.34%.

Key words electrode-biofilm; constructed wetlands; low C/N ratio; high effective denitrification

人工湿地技术自20世纪70年代开始逐渐发展起来,长达几十年的研究中被证实能够处理多种含氮污水,尤其是对氨氮污水具有很好的处理效果。该技术主要利用系统中硝化菌硝化作用和异养反硝化菌反硝化作用进行脱氮,具有效率高、费用低、适用面广以及对负荷变化适应力强等优点^[1]。但是,低C/N进水会造成人工湿地后段基质异养反硝化过程受阻,影响出水脱氮效果。因此,常通过投加额外碳源来改善反硝化脱氮效果,但是过量外加碳源

会造成出水二次污染,过少则脱氮效果不佳。因此,很难掌握外加碳源的投加量,同时外加碳源的添加也会增加处理成本。

我国南方城市污水COD较低,碳源普遍不足,使得南方污水多为低C/N污水^[2]。目前,低C/N污水的脱氮工艺主要有生物法工艺、物化工艺和物化生物组合工艺^[3],然而这些工艺往往存在技术不成熟、效率低、启动周期长、条件严苛、二次污染以及投资成本高等缺陷。针对这些问题,高效安全的电

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金(51309053)

收稿日期:2015-04-01; **修订日期**:2015-06-06

作者简介:何媛(1991—),女,硕士研究生,研究方向:污水生态处理。E-mail:1278918826@qq.com

* 通讯联系人,E-mail:yhwang@dhu.edu.cn

极生物膜法脱颖而出。

电极生物膜法是电化学法与生物反硝化作用相结合产生的脱氮方法。该法以系统内阴极电解水产生的氢,作为阴极上挂膜驯化的自养反硝化菌的供电体;以碳为阳极材料,在电化学反应中产生二氧化碳为自养菌提供无机碳源,从而进行自养反硝化作用脱氮^[4],且不需消耗有机碳源。因此,该法高效处理低 C/N 污水的同时兼顾了经济安全的优点。自 1992 年《Nature》首次报道了电极生物膜法^[5]后,电极生物膜法得到了大量研究。在国外,有研究将电极生物膜反应器制作成筒型,并发现氮气量随电流强度的增加而增加,证明了电流可促进和控制反硝化过程以及得出电流强度超过限值,会发生氢抑制现象,降低硝酸盐氮的去除效率^[6]。之后有研究者使用多个电极生物膜研究了不同 C/N 比条件下的硝酸盐的去除,结果表明在 C/N 比偏高的情况下,自养反硝化反应仍可进行。且适当的有机物浓度有助于提高反应器的脱氮速率^[7]。在国内,有研究得出,当电流密度 $i < 0.14 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-2}$ 时,电流增加反硝化速率增加^[8]。还有研究对比了电极生物膜法和单纯生物膜法对微污染源水进行脱氮预处理,结果表明,在相同条件下,前者有相对更高的反硝化效率,并能很好控制水中亚硝酸盐的生成^[9]。近几年有利用电极生物膜法进行地下水硝酸盐氮处理的研究,该实验中最优的 C/N = 1;硝酸盐不足对硝态氮影响不明显但是对亚硝态氮积累有明显影响^[10]。电极生物膜法虽然具有很多优点,但是主要对硝酸盐氮污染的水体有较高的处理效率,对于氨氮污水的处理效果较差,且异养反硝化菌与自养反硝化菌利用不同碳源进行生物化学合成的能力不同,自养反硝化菌的生物合成速度显著低于异养反硝化菌的,前者较后者也更容易生长^[3],因此,2 种反硝化菌协同脱氮会得到更好的效果^[11]。

综合以上情况,考虑 2 种方法各自优势,将电极生物膜法与人工湿地结合,一方面,利用人工湿地中硝化菌在好氧条件下,以二氧化碳、碳酸盐和碳酸氢盐为碳源,将氨氮氧化为硝态氮的同时合成新细胞并获得能量,从而达到对氨氮的去除,另一方面,形成自养-异养联合反硝化体系,在厌氧条件下,利用自养反硝化菌和异养反硝化菌共同作用,高效反硝化去除硝态氮。通过以上 2 个过程,达到高效对总

氮去除的目的,提高对低 C/N 污水处理的效果,并探究在一些不同因素情况下,复合电极人工湿地达到更高去除效果的最佳脱氮工艺条件,以及在该条件下的脱氮效果。

1 材料与方法

1.1 实验装置构建

构建长 × 宽 × 高分别为 59 cm × 45 cm × 40 cm 的人工湿地小试装置两组,内部均填充粒径为 1 ~ 2 cm 石英石,填充高度均为 32 cm,有效体积分别为 40 L 和 46 L,孔隙度分别为 0.47 和 0.54,均采用上部进水、下部出水方式,在箱体侧面底部设置一个出水口,出水口内连一段包有网纱均匀布孔的 PVC 管,两组装置均放置于室内,控制环境温度在 20 ~ 25 ℃。同时,利用活性炭纤维毡制成复合电极的人工湿地的电极系统的阴极,取不锈钢细棒穿过阴极电极柱,将电极柱安置于加有上下盖密封的多孔 PVC 管中,管直径为 10.4 cm,管壁均匀钻孔若干,便于水流通过。阴极之间横向间隔 19.6 cm,纵向间隔 7 cm,其间的基质中填埋长 30 cm 的光谱纯石墨碳棒为阳极。阴极、阳极均以导线与可调直流供电电源(APS3003Si)连接。通过调节电源电压,控制电源电流输出。

1.2 实验植物及配水

人工湿地装置栽种植物为美人蕉,选取长势均匀的植株进行移栽。每个装置栽种 3 株,每隔 16 cm 一株,待植物稳定生长 1 月后开始实验。实验用水采用人工配制的模拟污水,以葡萄糖、硝酸钠和氯化铵以及微生物所需的其他矿质元素和微量元素与自来水进行调配,C/N 和进水总氮浓度(以 N 计,下同)通过调节葡萄糖、硝酸钠以及氯化铵的投加量实现,具体投加量根据不同的实验阶段和不同的实验条件而异。每个装置中水位没过基质少许,进水电质完全相同。

1.3 实验装置的运行

1.3.1 挂膜驯化

人工湿地基质和生物膜电极挂膜污泥取自松江污水处理厂二沉池回流活性污泥。将 10 L 活性污泥与模拟污水(C/N = 3,硝态氮浓度 = 30 mg · L⁻¹,氨氮浓度 = 15 mg · L⁻¹,pH 为 7.5),利用恒流泵通入复合电极人工湿地中,挂膜期间生物膜电极不施加电流,环境温度保持室温(20 ~ 25 ℃),每天以上

述模拟污水更换装置中的水,培养 10 d 后,施加电流,在 5 ~ 20 mA 电流强度范围内,逐渐增大电流,并同时逐渐减低 C/N,当硝酸盐氮的去除率稳定后,挂膜驯化完成。

1.3.2 正式运行阶段

待挂膜驯化结束后,普通人工湿地(CWs)与复合电极人工湿地(E-CWs)开始进入正式运行阶段。在室温条件下(20 ~ 25 ℃),通过单因素实验,探究碳氮比(C/N)、进水总氮浓度、水力停留时间(HRT)、电流强度(*I*)等因素对复合电极人工湿地中总氮(TN)以及 COD 的去除效果的影响,并在相同条件下,对比 2 种人工湿地的去除效果。

1.4 测试指标、方法及统计分析方法

每个装置分别从出水口取 3 份水样快速测定 DO、ORP、pH 指标,再以最大孔径为 15 ~ 20 μm 的滤纸过滤水样后进行其他指标的测试,测试项目及方法具体见表 1。

表 1 测试指标及方法

Table 1 Testing index and method

测试项目	测试方法
COD	COD 快速测试仪, HACH 哈希
TN	GMA3202 系列气相分子吸收光谱法
pH/ORP/DO	HACH HQ40d 双路输入多参数数字化分析仪

根据实验进水和出水的数据计算得出 TN 和 COD 的去除率,作折线图或柱状图并利用 SPSS 19.0 软件对低 C/N 污水脱氮效率的影响因素 C/N、进水总氮浓度、电流强度、水力停留时间和 pH 对实验结果以及复合电极人工湿地处理效率和单一人工湿地处理效率之间进行显著性分析。

2 结果与讨论

2.1 C/N 对装置的脱氮效果的影响

异养反硝化脱氮的过程中需要消耗一定量的有机物,此过程中硝态氮和 COD 同时被去除。当系统 C/N 较高时,系统中异养反硝化菌占优势,此时碳源充足,反硝化速率快,去除率较高^[12],但是会造成有机物二次污染且浪费资源等^[13];当 C/N 较低时,反应器中自养菌逐渐占主导地位,异养菌较少,反硝化效果不佳。根据复合电极人工湿地和单一人工湿地 TN 去除率的分析结果可知,C/N 对脱氮效果有显著性影响($P < 0.05$),可见 C/N 是一个很重要的影响因素,适宜的 C/N 既能节约能耗、成本,还能够

达到最佳的脱氮效果。

在设定装置其他运行参数的前提下($pH = 7.5$, 电流强度 = 15 mA, HRT = 48 h, 进水总氮浓度 = $90\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),研究了 C/N 对装置的脱氮效果的影响,设定 C/N 梯度为 0.5、0.75、1、2。

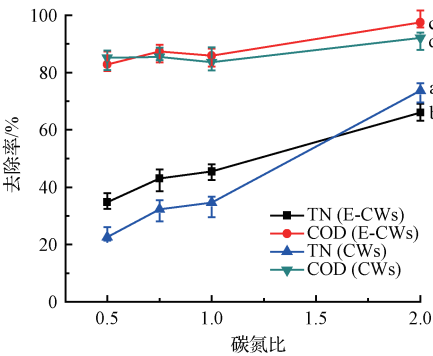


图 1 不同 C/N 条件下 E-CWs 和 CWs 的 TN 和 COD 去除情况

Fig. 1 TN and COD removal efficiency in different C/N of E-CWs and CWs

如图 1 所示,随 C/N 增加 E-CWs 和 CWs 的 TN 和 COD 的去除率均呈上升趋势,且 E-CWs 的去除率均明显高于 CWs ($P < 0.05$),说明加电会提高人工湿地的去污能力。虽然提高 C/N 会使得两种指标的去除率增加,但同时也会增加碳源的投加量,从而提高成本。由本实验的结果可看出,在 C/N = 0.75 时,对于 E-CWs, TN 的去除率可达 43.08%, COD 的去除率为 87.38%,此后增加 C/N 去除率没有得到很高的提升,再提高 C/N 到一定程度,甚至会使得 E-CWs 的 TN 去除率低于 CWs,这可能由于碳源过量导致异养反硝化菌迅速大量繁殖,自养反硝化菌比例减少,导致自养反硝化作用减弱。所以,从经济等方面考虑,C/N = 0.75 为最佳。

2.2 进水总氮浓度对装置的脱氮效果的影响

对于一定条件的装置,对 TN 的去除存在一个极限值,超过该值则去除效果不佳,然而太低则浪费处理资源和运行费用^[14]。利用复合电极人工湿地 TN 去除率进行单因素方差(ANOVA)分析,说明进水总氮浓度对脱氮效果产生显著影响($P < 0.05$),因此,进水总氮浓度也是影响脱氮效果的很重要因素。

为研究进水总氮浓度对 E-CWs 的脱氮效果的

影响,选定 $\text{pH} = 7.5$, $\text{C/N} = 0.75$, 电流 = 15 mA, $\text{HRT} = 48 \text{ h}$ 的条件,设置进水总氮浓度梯度分别为 45、60、75 和 $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

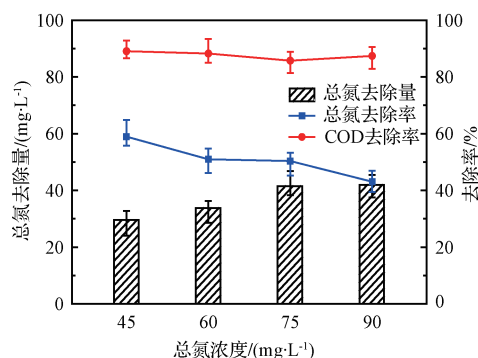


图2 不同进水总氮浓度条件下 E-CWs 的 TN 和 COD 去除情况

Fig. 2 TN and COD removal efficiency in different influent total nitrogen load of E-CWs

由图2可知,COD 的去除率随进水总氮浓度的增加变化不大,且都达到 85% 以上。这是由于在同一 C/N 之下,COD 的去除率基本一致^[15]。TN 的去除率则随着进水总氮浓度的增加呈现下降的趋势,然而其去除量则逐渐增加。进水总氮浓度为 $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,去除量虽然略低于 $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,但去除率却远高于 $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。故综合以上分析 E-CWs 的最佳进水总氮浓度为 $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,当超过该浓度后,E-CWs 对 TN 的去除能力下降。

2.3 电流强度对装置的脱氮效果的影响

电流强度的大小是生物电化学脱氮的重要控制因素之一。电流强度对脱氮效果存在显著的影响 ($P < 0.05$),所以电流强度对于脱氮效果是一个重要影响因素。电流一方面电解水产氢为自养反硝化菌提供供电体,另一方面刺激微生物的新陈代谢,提升生物体脱氮能力。根据 SAKAKIBARA 等^[16]提出的 3 阶段理论,电流强度存在一个最佳范围,小于最佳范围时随电流强度增加反硝化效果增强,但是超过该范围后,反硝化效果反而随电流的增加而减弱。如果电流过大,一方面会抑制微生物的生长以及产生氢抑制现象^[17],另一方面会使得碳材料的阳极产生过多二氧化碳从而使得体系偏酸,不利于微生物生长^[18]。此外,电流过大还会使得 NO_3^- 更容易向阳极移动,阴极附近 NO_3^- 浓度较低影响反硝化结果。

本实验在 $\text{pH} = 7.5$, $\text{C/N} = 0.75$, $\text{HRT} = 48 \text{ h}$,进水总氮浓度 = $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下,重点研究了不同电流强度对脱氮效果的影响,设置电流强度梯度为 5、10、15 和 20 mA。

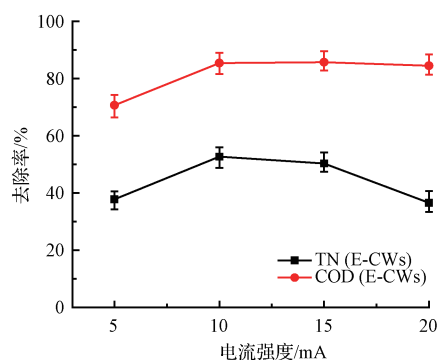


图3 不同电流强度条件下 E-CWs 的 TN 和 COD 去除情况

Fig. 3 TN and COD removal efficiency in different electric current intensity of E-CWs

由图3可以看出,由于 COD 的去除主要依靠异养反硝化菌,而在同一 C/N 之下,COD 的去除基本一致,引入电流基本不会产生影响^[15],故随着电流的增加,COD 的去除率变化不大。而 TN 的去除率则是随着电流的升高,先升高后降低,在本实验中, $I = 10 \text{ mA}$ 时,TN 的去除率为 52.72%,达到最大。当电流强度小于该值时,由于电极产氢不足,在较低的 C/N 之下,电子供体整体不足,TN 的去除率较低;而电流强度高于该值时,电流过大会对微生物的刺激过高导致部分微生物生长受抑制甚至电死^[14],而且易导致生物膜上氢浓度过高,在产生氢抑制的同时还会使部分生物膜脱落,最终影响 TN 的去除效果。从以上分析可知, $I = 10 \text{ mA}$ 是本实验的最佳电流强度。

对于最佳电流强度的研究,不同的实验之间有不同的结果,部分研究表明当电流强度达到 40 mA 以上时反硝化受到抑制^[10]。在电流强度为 145 mA 时,TN 的去除效果最佳^[14]。但也有研究以高浓度硝酸盐低 C/N 模拟污水为研究对象,最理想电流强度为 15 mA^[8]。最佳电流强度和具体的装置以及其它参数条件有关,所以在不同的实验条件中得到的最佳电流强度值结果相差较大。

2.4 水力停留时间对装置的脱氮效果的影响

对于一定的反应容积和进水底物浓度,虽然 HRT 不会影响反硝化菌的生物活性,但是延长

HRT,会提高脱氮的效率,即脱氮效果随停留时间的增加而增加,但是当HRT较大时,反硝化速率变低,反硝化缓慢,去除率增加不明显,故过大的HRT会增加运行成本。然而HRT过小,去除速率虽然加快,但由于HRT过短,脱氮效率反而低。又由不同HRT的TN去除率可知HRT对脱氮效果有显著性影响($P < 0.05$),所以选择适当的HRT对保证脱氮的效果的同时保证经济效益十分重要。

本实验选定条件为 $\text{pH} = 7.5$, $\text{C/N} = 0.75$, 电流强度 = 10 mA, 进水总氮浓度 = $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 考察HRT对两装置脱氮效果的影响,选取HRT梯度为12、24、36、48、60和72 h。

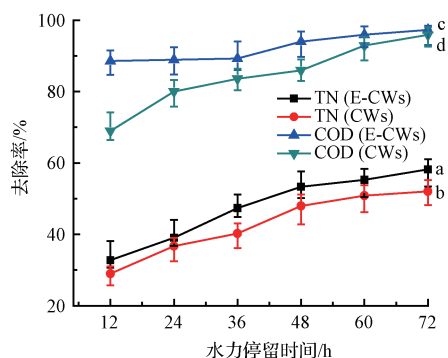


图4 不同HRT条件下E-CWs和CWs TN和COD去除情况

Fig. 4 TN and COD removal efficiency in different HRT of E-CWs and CWs

从图4可知,随HRT的增加两装置的COD和TN去除率也提高,且E-CWs的去除率均显著高于CWs($P < 0.05$),该结果说明加电会在一定程度上加强CWs的脱氮等的能力。当 $\text{HRT} < 48 \text{ h}$ 时,E-CWs和CWs的TN去除率随HRT的增加迅速升高,这是由于此时污水中的碳源相对充足,异氧反硝化作用比较强。随着HRT的增加,碳源逐渐减少,自养反硝化作用逐渐明显,使得E-CWs和CWs的TN去除率的差异逐渐增大。当 $\text{HRT} > 48 \text{ h}$ 后,CWs的TN去除率已基本不变,而E-CWs的TN去除率仍缓慢升高。因此,综合去除效率和经济效益等角度考虑,确定48 h为最佳HRT。

3 结论

电极强化人工湿地处理模拟生活污水中,对单

一人工湿地加电能够强化其脱氮等能力。考虑去除效果和经济因素等,在室温($20 \sim 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$)和进水 pH 为7.5的条件下,实验确定电极强化人工湿地的最佳运行参数为进水 C/N 为0.75,进水总氮浓度为 $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,水力停留时间为48 h,电流强度为10 mA。在此条件下,电极强化人工湿地的TN的去除率可达53.34%,COD的去除率为93.94%,从以上结果可以看出用电极强化人工湿地脱氮具有可行性,在经济生态,不产生二次污染的前提下提高了人工湿地对低 C/N 污水的脱氮效果。

参考文献

- [1] 张玲,崔理华. 人工湿地脱氮现状与研究进展. 中国农学通报, **2012**, 28(5): 268-272
ZHANG Ling, CUI Lihua. The denitrification status and its research progress of construction wetland. Chinese Agricultural Science Bulletin, **2012**, 28(5): 268-272 (in Chinese)
- [2] 王允妹,陈明. SBR法处理低 C/N 污水的工程应用:以某基地污水处理站改造工程为例. 环境保护与循环经济, **2014**, 34(3): 47-49
WANG Yunmei, CHEN Ming. SBR Engineering application of low C/N wastewater treatment; Example of certain base sewage treatment plant renovation project. Environmental Protection and Circular Economy, **2014**, 34(3): 47-49 (in Chinese)
- [3] 杨群. 低 C/N 比污水EMBR脱氮工艺研究. 武汉:华中科技大学博士学位论文, **2011**
YANG Qun. Research on EMBR process for denitrigenation of the wastewater of low C/N ratio. Wuhan: Doctor Dissertation of Huazhong University of Science and Technology, **2011** (in Chinese)
- [4] 赵国智. 电极生物膜反硝化去除地下水中硝酸盐氮的实验研究. 杭州:浙江大学博士学位论文, **2011**
ZHAO Guozhi. Research on the removal of nitrate from groundwater by biological electrode denitrification. Hangzhou: Doctor Dissertation of Zhejiang University, **2011** (in Chinese)
- [5] MELLOR R. B., RONNENBERG J., CAMPBELL W. H., et al. Reduction of nitrate and nitrite in water by immobilized enzymes. Nature, **1992**, 355(6362): 717-719
- [6] FLORA J. R. V., SUIDAN M. T., ISLAM S., et al. Numerical modeling of a biofilm-electrode reactor used for enhanced denitrification. Water Science and Technology, **1994**, 29(10/11): 517-524
- [7] KURODA M., WATANABE T., UMEDU Y. Simultane-

- ous oxidation and reduction treatments of polluted water by a bio-electro reactor. *Water Science and Technology*, **1996**, 34(9): 101-108
- [8] 曲久辉, 范彬, 刘锁祥, 等. 电解产氢自养反硝化去除地下水中硝酸盐氮的研究. *环境科学*, **2001**, 22(6): 49-52
- QU Jiuhui, FAN Bin, LIU Suoxiang, et al. Autotrophic denitrification of groundwater by electrochemical process. *Environmental Science*, **2001**, 22(6): 49-52 (in Chinese)
- [9] 邱凌峰. 电极生物膜法反硝化作用初探. *福建环境*, **1999**, 16(6): 21-23
- QIU Lingfeng. Research on denitrification in treatment by bio-electrode method. *Fujian Environment*, **1999**, 16(6): 21-23 (in Chinese)
- [10] 张鹏. 强化电极生物膜处理地下水硝酸盐及生物多样性的研究. 北京: 中国地质大学硕士学位论文, **2011**
- ZHANG Peng. Study on nitrate removal from groundwater and biological diversity with a strengthening biofilm electrode reactor. Beijing: Master Dissertation of China University of Geosciences, **2011** (in Chinese)
- [11] ZHAO Yingxin, FENG Chuanping, WANG Qinghong, et al. Nitrate removal from groundwater by cooperating heterotrophic with autotrophic denitrification in a biofilm-electrode reactor. *Journal of Hazardous Materials*, **2011**, 192(3): 1033-1039
- [12] ZHOU Minghua, FU Wenjing, GU Heyan, et al. Nitrate removal from groundwater by a novel three-dimensional electrode biofilm reactor. *Electrochimica Acta*, **2007**, 52(19): 6052-6059
- [13] MODIN O., FUKUSHI K., YAMAMOTO K. Denitrification with methane as external carbon source. *Water Research*, **2007**, 41(12): 2726-2738
- [14] 周欲飞. 电极生物膜组合工艺去除地下水硝酸盐的试验研究. 杭州: 浙江大学硕士学位论文, **2010**
- ZHOU Yufei. An approach combined electrochemical with biological denitrification for nitrate removal from groundwater. Hangzhou: Master Dissertation of Zhejiang University, **2010** (in Chinese)
- [15] 尹勇. 电极—膜生物反应器(EMBR)的构型设计及工艺过程影响因子研究. 武汉: 华中科技大学硕士学位论文, **2009**
- YIN Yong. The study on EMBR desing and impact factors of the process. Wuhan: Master Dissertation of Huazhong University of Science and Technology, **2009** (in Chinese)
- [16] SAKAKIBARA Y., FLORA J. R V., SUIDAN M. T., et al. Modeling of electrochemically-activated denitrifying biofilms. *Water Research*, **1994**, 28(5): 1077-1086
- [17] LI Miao, FENG Chuanping, ZHANG Zhenya, et al. Simultaneous reduction of nitrate and oxidation of by-products using electrochemical method. *Journal of Hazardous Materials*, **2009**, 171(1/2/3): 724-730
- [18] 马利民. 电极生物膜法处理饮用水的脱氮实验研究. 合肥: 合肥工业大学硕士学位论文, **2004**
- MA Limin. Study on denitrification of drinking water with biofilm-electrode method. Hefei: Master Dissertation of Hefei University of Technology, **2004** (in Chinese)