

# 以稻草为碳源和生物膜载体去除水中的硝酸盐

邵留<sup>1,2</sup>, 徐祖信<sup>1\*</sup>, 金伟<sup>1</sup>, 尹海龙<sup>1</sup>, 朱柏荣<sup>1</sup>

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306)

**摘要:**采用室内试验装置,研究了以农业废弃物稻草为反硝化碳源和反应介质的生物反应器对于污水中硝酸盐的去除效果及其影响因素。结果表明,以稻草为反硝化碳源和生物膜载体的反应器启动时间短,对污水中硝酸盐氮的去除效果好,且试验过程中未发现亚硝酸盐累积;进水硝酸盐浓度对装置的处理效果有一定影响,浓度过高会导致硝酸盐的去除率下降;装置对进水DO和pH变化有一定抗性,DO在1.0~3.5 mg/L, pH在6.5~8.5之间变化时,反应器硝酸盐的去除率变化很小,缓冲能力较强;反应器稳定性强,装置运行84 d后,出水硝酸盐开始升高,硝酸盐去除率逐步降低,但去除率仍在50%以上。

**关键词:**稻草;碳源;生物反硝化;生物膜载体

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)05-1414-06

## Nitrate Removal from Wastewater Using Rice Straw as Carbon Source and Biofilm Carrier

SHAO Liu<sup>1,2</sup>, XU Zu-xin<sup>1</sup>, JIN Wei<sup>1</sup>, YIN Hai-long<sup>1</sup>, ZHU Bai-rong<sup>1</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** In this research, agriculture waste—rice straw was investigated as the sole carbon source as well as biofilm carrier to remove nitrate from wastewater in up-flow laboratory reactors. The experimental results indicated that the startup of the system was quick and a high nitrate removal efficiency was observed. The accumulation of nitrite was not observed in this process. Moreover, high nitrate concentration in the influent had a significant effect on nitrate removal efficiency. The reactor was able to accommodate a wide range of pH (6.5-8.5) and DO (1.0-3.5 mg/L). A time-dependent decrease in nitrate removal efficiency was observed after 84 days of operation. The results showed that rice straw could be used as an economical and effective carbon source for denitrification.

**Key words:** rice straw; carbon source; biological denitrification; biofilm carrier

水体氮污染不仅会对人体和水生动物产生不良影响,同时也是引发水体富营养化的重要原因。由于农药化肥的过度使用以及生活污水、工业废水的无组织排放<sup>[1,2]</sup>,中国目前大量湖泊水体均受到不同程度的氮污染,局部水域已十分严重<sup>[3]</sup>。

反渗透、离子交换、化学吸附、生物反硝化等技术都是目前常见的水体反硝化脱氮技术<sup>[4~6]</sup>。其中,生物脱氮被认为是最经济、最环保的一种技术<sup>[7]</sup>。异养反硝化过程中常需要添加外加碳源作为电子供体,目前常用的外加碳源包括甲醇、乙醇、乙酸、葡萄糖等<sup>[4,8~12]</sup>。以此类传统的液态有机物为反硝化碳源时,由于进水水质的波动,很容易造成出水中含有多余的液体碳源,而这些液体碳源本身有毒,会对环境造成潜在的危险,这就增加了后续处理的难度。此外,液态碳源还需要配备专门的碳源投加装置,成本和运行费用都较高。因此,各国研究者都在积极寻找新的反硝化碳源,以替代传统的碳源。近年来,越来越多的研究者选择天然有机物作为碳源去除水中的硝酸盐<sup>[7,13~15]</sup>。本研究选用稻草作为反硝化碳源和

生物膜载体,与传统的液体碳源相比,稻草同时作为碳源和微生物载体,可以大大简化运行管理程序。传统碳源与新型碳源的作用机制详见图1。

水稻是世界范围内主要的农作物之一,稻草作为水稻的主要废弃物,来源充足、价格低廉且易得。在我国,稻草通常情况下是作为农业废弃物燃烧掉的,其在污水处理上的应用鲜见报道<sup>[16~18]</sup>。稻草的主要化学成分是C、H、O,符合微生物所需碳源化学成分的要求。以稻草为反硝化碳源还具有取材方便、价格低廉、安全性好等优点。本实验的目的是为了验证利用稻草做为碳源和生物膜载体去除水中硝酸盐的可能性,从而探索出一条可以高效、廉价的去除水中硝酸盐的道路。

收稿日期:2008-06-08;修订日期:2008-11-18

基金项目:上海市科委攻关项目(062312017)

作者简介:邵留(1980~),女,博士研究生,主要研究方向为水污染控制, E-mail: sl317500@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: xuzx@sepb.gov.cn

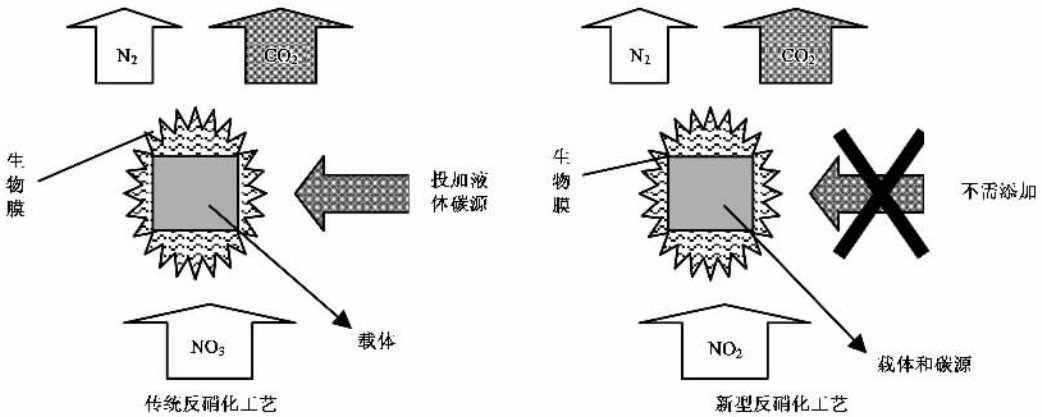


图 1 新型碳源与传统碳源的反硝化作用机制比较<sup>[13]</sup>  
Fig.1 Denitrification processes with different carbon source

1 材料与方法

1.1 稻草的预处理

稻草收购于上海市崇明县农村地区,回收后洗净、晾干,储藏于干燥箱中.整个实验都用的同一批材料.

1.2 稻草安全性测试

取出备用的稻草并切割成 2 cm 小段,称取 10 g 稻草于 500 mL 三角瓶中,用 400 mL 蒸馏水浸泡.30 d 取样,使用 ICP-OES(美国 Perlin-Elmer 公司)对浸泡液中各金属元素的浓度进行分析.

1.3 生物膜的培养

试验所用活性污泥来源于上海市曲阳污水厂.取回后的活性污泥用反硝化菌的富集培养液( $\text{KNO}_3$  2 g/L;  $\text{K}_2\text{PO}_4$  0.5 g/L;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0.2 g/L;  $\text{C}_4\text{H}_4\text{KNaO}_6 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  20 g/L)进行富集培养,之后再 将稻草放入活性污泥中浸泡.

1.4 试验装置

图 2 是试验装置示意.反应器为有机玻璃柱,柱内径 14.5 cm,柱高 70 cm.取出备用材料稻草并剪成 5 cm 小段,在培养的活性污泥中浸泡过后装入反应器内,填充高度均为 33 cm.填充柱两端放置固定网,防止稻草上浮及以碎屑形式流出.进水由配水池经蠕动泵打入反应器,进水采用逆流方式,由反应器底部打入,上部出水.流速由蠕动泵控制.为了防止藻类生长,反应器外围用铝箔纸包裹,遮光.

1.5 试验用水

低碳高氮的试验进水由自来水配置而成,以  $\text{KNO}_3$  为氮源,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  为磷源,外加适量的微量元

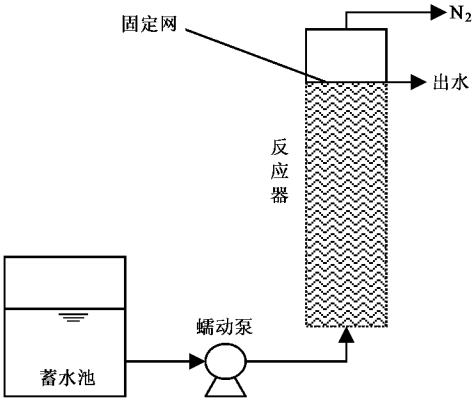


图 2 小试装置示意  
Fig.2 Schematic of a laboratory-scale experiment

素;充氮气控制进水溶解氧.

1.6 分析方法

便携式 pH 计(PHS-25)测定 pH 值.便携式 DO 仪(美国 HACH 公司)测定 DO.国标法测定  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NH}_4^+$ 、COD.随时监测流速和温度.

2 结果与讨论

2.1 稻草浸出液安全性试验

由表 1 可知,稻草浸出液中主要含有钙、钾、镁、钠、硅、磷等微生物生长所需的常量元素,可促进微生物的生长;同时,稻草浸出液中还含有钡、锌等微量元素,其对微生物的生长繁殖来说同样是不可或 缺的;而对微生物有毒害作用的铜、镉、铅、铬等有毒 有害物质则均在仪器的检测限以下,并未检出.

微生物细胞中的矿物元素约占干重的 3% ~ 10%左右,它是微生物细胞结构物质不可缺少的组

表 1 稻草浸出物质量浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   
Table 1 Analysis of rice straw lixivium/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

| Ca    | K     | Mg    | Na    | Si    | Ba   | Cu | Pb | Cd | Cr | As   | Zn   | P     |
|-------|-------|-------|-------|-------|------|----|----|----|----|------|------|-------|
| 13.08 | 41.49 | 19.61 | 38.16 | 28.09 | 0.35 | —  | —  | —  | —  | 0.16 | 0.22 | 11.33 |

成成分和微生物生长不可缺少的营养物质.许多无机矿物质元素构成酶的活性基团或酶的激活剂;并具有调节细胞的渗透压,调节酸碱度和氧化还原电位以及能量的转移等作用.微生物需要的无机矿质元素分为常量元素和微量元素.常量矿质元素包括磷、钾、钠、钙、镁、硫等;微量元素包括钼、锌、锰、钴、铜、硼等.

由稻草浸出液实验结果可知,浸出液中主要成分为微生物生长所需要的营养元素和微量元素,经过长时间的浸泡,水中都未能检测出有害的物质.浸出液中的磷是微生物需求量很大的元素,磷是微生物细胞中许多含磷细胞成分,如核酸、核蛋白、磷脂、三磷酸腺苷(ATP)、辅酶的重要元素.而钾、钠、镁是微生物细胞中某些酶的活性基团(例如:Mg 是包括 ATP 反应在内的多种酶反应的辅因子;Ca 是蛋白酶的辅因子),并具有调节和控制细胞质的胶体状态,细胞质膜的通透性和细胞代谢活动的功能.另外,有文献报道指出,碳源浸出液中的金属离子可以为反硝化过程中所需的酶提供活性中心,从而提高装置的反硝化速率<sup>[19]</sup>.因此,以稻草同时作为碳源和载体去除水中的硝酸盐是安全可行的.

2.2 反硝化过程中的 COD 变化

装置的运行状况如下:水温  $18.5\sim 20^{\circ}\text{C}$ ,进水 DO  $1.5\sim 3\text{ mg/L}$ ,进水 pH  $6.5\sim 7.5$ .从图 3 可以看出,在装置运行初期,出水中 COD 浓度居高不下;随着时间的推移,稻草分解速度逐渐减缓,与此同时,其表面附着的微生物数量开始逐步增加,因此出水的 COD 浓度开始迅速下降;运行半个月左右,出水的 COD 浓度与进水的 COD 浓度就已相当接近,出水 COD 浓度基本稳定在  $30\text{ mg/L}$ 以内;即反应器出水的 COD 浓度变化大致可分为 3 个阶段:持续较高阶段、快速下降阶段及稳定阶段.

反硝化过程中,反硝化菌以有机碳(COD)为电子供体,以水中的硝酸盐为电子受体完成生物反硝化过程.装置出水 COD 的这个变化过程,存在着以下两方面原因:①装置运行初期,稻草分解强烈,载体上的生物膜未长全,附着在稻草表面的微生物数量较为有限,稻草溶解出的 COD 中只有部分得到利

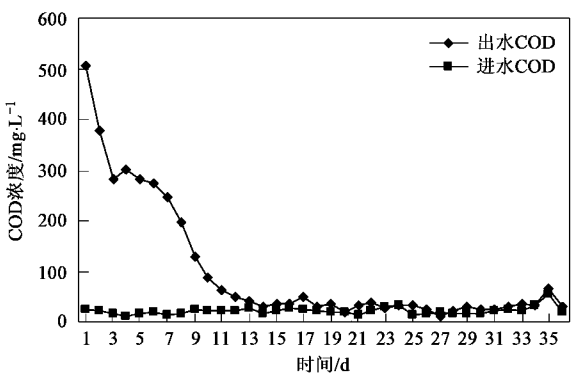


图 3 反硝化过程中 COD 的变化

Fig.3 Changes of COD according to time in the effluent of a reactor packed with rice straw as physical substrate as well as sole carbon source

用,大部分的 COD 随出水流出,因此在装置运行的前几天,出水的 COD 浓度较高.随着时间的推移,微生物数量不断增加,生物膜不断增厚,更多的溶解性有机物得到利用,因此出水的 COD 浓度开始迅速下降.之后,微生物的利用量和稻草的分解量达到一个平衡,即稻草分解出的碳源量与微生物所利用的碳源量相当,出水的 COD 浓度基本稳定在一个定值.②稻草中可溶性有机物的逐步减少.即随着时间的推移,稻草中易溶于水的物质及纤维素等慢慢流失或被微生物所利用,而木质素、矿物成分等难溶、难分解的物质留了下来,因此,出水的 COD 存在这么一个下降并稳定的过程.

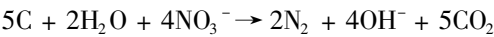
Volokita 等<sup>[13]</sup>以报纸和棉花作为碳源和生物膜载体,在实验室条件下研究了装置的反硝化效果.结果表明装置出水 DOC(溶解性有机碳)的变化规律为:初期出水 DOC 浓度较高,之后迅速降低并维持在一个较低浓度范围内,这与本试验结果相一致.

综上所述,日后将稻草大规模用于水体硝酸盐原位处理时,应做进一步的研究,考虑对稻草进行预处理,以降低初期出水 COD 过高问题.

2.3 反硝化过程中 pH 的变化

装置的运行状况如下:水温  $18.5\sim 20^{\circ}\text{C}$ ,进水 DO(溶解氧)  $1.5\sim 3\text{ mg/L}$ ,进水 COD  $15\sim 25\text{ mg/L}$ .从图 4 可以看出,随着反硝化反应的进行,出水 pH 先是随着硝酸盐的去除而呈上升趋势,之后 pH 变化

偏向中性环境.出水 pH 的这个变化曲线与理论是相符的:



在实验初期,水中的硝酸盐在异养反硝化菌的作用下转化为氮气,同时产生碱度,必然会对水中的 pH 产生影响,因此出水中 pH 值增长明显;之后随着时间的推移,反应装置逐步稳定,稻草表面的生物膜也日益成熟,生物膜上除了反硝化菌外的其他混合菌通过自身的新陈代谢消耗掉部分碱度,使得溶液的 pH 环境趋向中性利于自身的生存,因此,此阶段出水的 pH 值变化不大,基本维持在中性环境.此外,反应器出水 pH 值维持在 6.5~7.5 之间,符合我国地表水环境质量标准(6.0~9.0)和Ⅲ类以上地下水水质标准(6.5~8.5)的相关要求,为该工艺实际应用扫清了障碍.Ovez 等<sup>[14,15]</sup>以芦竹、甘草、龙须菜等天然有机物为碳源去除水中的硝酸盐,实验结果表明随着反硝化实验的进行,出水 pH 有上升趋势.Boley 等<sup>[20]</sup>的研究也得出类似结论.

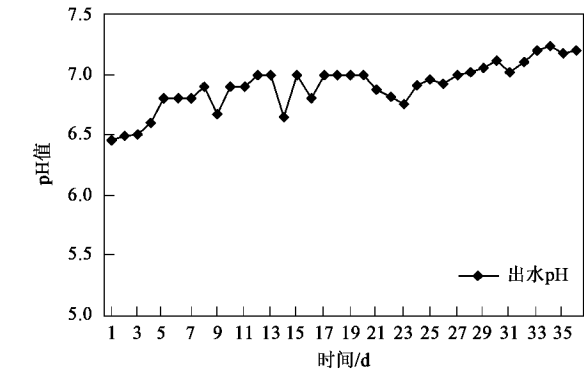


图 4 反硝化过程中出水 pH 的变化

Fig.4 Changes of pH according to time in the effluent of a reactor packed with rice straw as physical substrate as well as sole carbon source

2.4 进水硝酸盐浓度的影响

装置的运行状况:水温 19~21℃,进水 DO 3 mg/L 以内,进水 COD 15~25 mg/L.由图 5 可以看出,进水硝酸盐浓度(以 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 计)在 16~31 mg/L 之间变化时,装置的脱氮效果较好,硝酸盐去除率保持在 95% 以上,出水硝酸盐浓度基本控制在 1 mg/L 以内,优于国家地下水Ⅰ类水质标准(2 mg/L 以内).当进水硝酸盐浓度提高到 37 mg/L 左右时,反应器的脱氮效果开始出现明显下降现象,硝酸盐去除率骤降至 80% 左右,但此时出水的硝酸盐浓度仍保持在 10 mg/L 以内,仍能满足国家对于集中式生活饮用水地

表水源地补充项目的标准限值(≤10 mg/L).之后,随着进水硝酸盐浓度的进一步提高,反应器的脱氮效果也相应的持续下降,当进水硝酸盐浓度为 40 mg/L 时,装置的硝酸盐去除率已降至 69%.在进水硝酸盐浓度由 16 mg/L 上升到 40 mg/L 过程中,装置的硝酸盐去除率由 96% 降到了 69%.可见,进水硝酸盐浓度的增加对水体硝酸盐的去除不利,即较高的进水硝酸盐负荷对反硝化反应有一定的抑制作用.

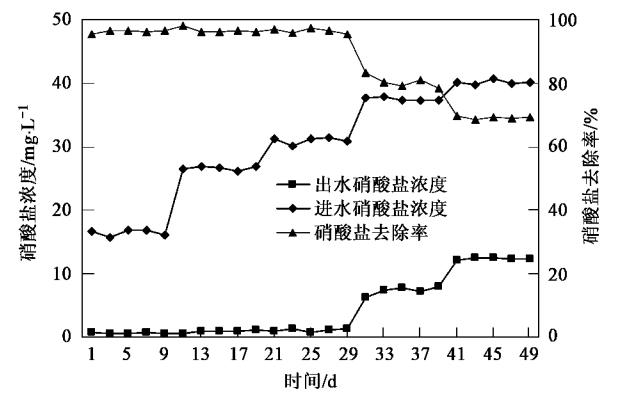


图 5 进水硝酸盐浓度对反硝化效果的影响  
Fig.5 Effect of nitrate loading on nitrate removal efficiency in a reactor packed with rice straw

总体上,进水硝酸盐浓度在较低范围内变化时,对反应器的脱氮效果基本无影响;高的进水硝酸盐负荷对反硝化反应的影响较大.高硝酸盐负荷抑制了反应器的硝酸盐去除率有以下原因:进水硝酸盐浓度上升后,菌体的分解负荷加大,与此同时,环境中的 C/N 过低,即稻草分解产物相对于环境中的氮素而言处于非饱和状态,不足以为菌体提供充足的碳源,菌体的生长就受到抑制,相应的反硝化效率就会变低;另外,进水硝酸盐浓度提升到一定浓度后,超过微生物的承受能力,会对微生物本身产生毒害作用,影响了微生物正常的新陈代谢,进而对反硝化反应产生不利影响.侯红娟等<sup>[21]</sup>研究了进水 C/N 值对脱氮效果的影响,结果表明随着进水 C/N 值的降低,出水中的硝酸盐氮浓度升高,反应器对硝酸盐和总氮的去除率也随之降低.这与本试验结果是一致的.

2.5 进水 DO 的影响

进水 DO 对反硝化反应的影响如图 6 所示.可以看出,当进水 DO 在 1.0~3.5 mg/L 之间变化时,反应器硝酸盐的去除率变化很小,硝酸盐去除率为

94.5%~96.5%，反硝化反应没有受到抑制。当进水 DO>3.5 mg/L后，硝酸盐去除率随着溶解氧浓度的升高而降低，反硝化反应受溶解氧影响明显。即低浓度 DO 对反硝化反应影响不大，高浓度 DO 对反硝化反应有一定抑制作用。

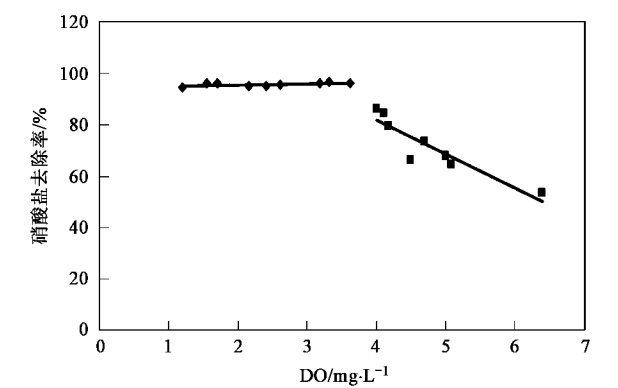


图 6 进水 DO(溶解氧)对反硝化效果的影响  
Fig.6 Effect of DO on denitrification

大部分资料报道指出，反硝化反应需要在厌氧环境下进行，水体的 DO 浓度对反硝化反应的影响较大，即水体溶解氧的略微升高都可能导致反硝化反应的中断<sup>[22,23]</sup>。然而，本试验研究得出：当 DO 浓度在较低范围内变化时(1.0~3.5 mg/L)，反应器的硝酸盐去除率基本不受影响，当 DO 浓度提高到 3.5 mg/L后，DO 对反硝化反应的抑制作用逐渐显现，但装置的硝酸盐去除率始终维持在 50%以上，本研究表明外界氧环境的微量变化对反应器的脱氮效果影响不大，附着在载体稻草上的反硝化菌对外界氧环境的变化具有良好的耐受能力；这也间接地说明以稻草为载体的反硝化菌受 DO 的影响较小，受到了很好的保护。本试验现象与以下原因有关：氧气是通过扩散传递进生物膜的，水中的氧气在向生物膜内层扩散的过程中被外层好氧微生物分解消耗掉了，生物膜内层仍处于厌氧状态，因此位于内层的反硝化菌受到了保护；另一方面，由于生物膜是以稻草为载体的，因此其内层的碳源浓度高，微生物利用硝酸盐为电子受体的机率也就大了，DO 对反硝化反应的副作用得到了很大程度的缓冲，DO 对反应器的硝酸盐去除率影响降低。Gómez 等<sup>[24]</sup>得试验结果与本研究类似，其研究表明 DO 低于 4.5 mg/L，对反硝化效果的影响很小。由此可见，以稻草为反硝化碳源和生物膜载体对外界的溶解氧变化有较强的适应性。

### 2.6 pH 对反硝化反应的影响

本试验研究了进水 pH 对装置反硝化反应的影响，试验结果表明，进水 pH 在 6.5~8.5 之间变化对反应器的反硝化反应无显著影响，硝酸盐除去率基本保持一致，均在 90%以上。进水 pH 在 6.5~8.5 之间变化对方应器反硝化效果影响不大，即 pH 在这一范围内变化，以稻草为载体和碳源的反硝化菌均能很好地生长繁殖，能有效的降解硝酸盐，证明反应装置抗酸碱波动的能力较强。类似地，徐锁洪等<sup>[1]</sup>以稻壳为载体研究反硝化菌的脱氮效果，结果表明，pH 值在 6.5~8.0 之间变化时反硝化菌都能很好地生长繁殖，菌体活力均可达 70%以上，装置抗酸碱波动的能力强。Ovez 等<sup>[15]</sup>以芦竹、甘草、龙须菜等天然有机物为碳源去除水中的硝酸盐，进水 pH 在 6.5~8.0 之间变化对反硝化反应影响不明显。这些结果与本试验结果是一致的。

装置对进水 pH 变化缓冲能力强还存在以下原因：内层的反硝化菌受到了外层其他菌群的保护，外层的混合菌通过自身的新陈代谢维持着反应器内部微环境的相对稳定，因此反应器的硝酸盐去除率基本不受影响。

### 2.7 反应器的启动及稳定性研究

试验研究了装置的启动时间和稳定性。装置的运行状况如下：水温 17~19℃，进水 DO 1.5~3.0 mg/L，进水 COD 15~25 mg/L，进水硝酸盐浓度 3.0~5.0 mg/L。试验结果表明，以稻草为反硝化碳源和生物膜载体的装置启动很快，只需 1 个星期，反应器出水就能达到稳定，硝酸盐去除率在 90%以上，且试验过程中未发现亚硝酸盐累积。这和其他研究报道相比节约了不少时间<sup>[25,26]</sup>。表面积大的载体往往启动所需的时间也相对较短。稻草具有巨大的表面积，便于微生物在其表面附着生长，因此本试验的启动时间较短。

装置运行 84 d 后，出水的硝酸盐浓度开始升高，硝酸盐去除率下降，但仍有 50%以上。出现这种情况的主要原因是反应器长期运行后，稻草损耗较多，分解的有机碳逐步降低。稻草重量由原先的 300 g 减少为 135 g，净重损耗了 55%之多。

### 3 不同碳源用于反硝化的费用

与传统液体碳源相比，新型碳源更为安全，其浸出液未检测到有毒有害元素。高效、廉价新型碳源的开发(见表 2)为取代传统的价格昂贵、有毒性的液体碳源(甲醇、乙醇、乙醚)提供了新的选择，同时也为农业废弃物的循环利用指明了新的方向。

表 2 不同碳源种类反硝化费用比较

Table 2 Estimated costs of different carbon source for nitrate removal

| 碳源种类 | 价格<br>/€·kg <sup>-1</sup> | 碳源的消耗[ <i>m</i> (C)/ <i>m</i> (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)]<br>/kg·kg <sup>-1</sup> | 反硝化费用(以 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N 计)<br>/€·kg <sup>-1</sup> | 文献   |
|------|---------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|------|
| 甲醇   | 1.0                       | 2.08 ~ 3.98                                                                              | 2.0 ~ 4.0                                                         | [20] |
| 乙醇   | 1.2                       | 2.0                                                                                      | 2.4                                                               | [20] |
| 乙酸   | 2.4                       | 3.5                                                                                      | 8.0                                                               | [20] |
| PCL  | 5.0                       | 1.33 ~ 1.77                                                                              | 6.6 ~ 8.9                                                         | [20] |
| PHB  | 10.0                      | 2.1 ~ 2.7                                                                                | 21.0 ~ 37.2                                                       | [27] |
| 棉花   | 0.74                      | 2.8                                                                                      | 2.12                                                              | [27] |
| 稻草   | 0.024                     | 7.8                                                                                      | 0.19                                                              | 本研究  |

4 结论

(1)以稻草为反硝化碳源和生物膜载体,能有效去除水中的硝酸盐,其去除率可达 90% 以上.

(2)以稻草为载体的生物膜对其内部的反硝化菌起到了很好的保护作用,反应器对进水 DO、pH 的变化有较好的承受能力,DO 在 1.0 ~ 3.5 mg/L, pH 在 6.5 ~ 8.5 之间变化时,反应器硝酸盐的去除率变化不大.

(3)反应器启动时间短,运行稳定性好,84 d 才出现硝酸盐去除率下降现象,但硝酸盐去除率仍能保持在 50% 以上.

参考文献:

[ 1 ] 徐锁洪,施巍. 以稻壳为载体培养反硝化菌及硝酸盐氮的去除[J]. 大连铁道学院学报,2001,22(4):98-101.

[ 2 ] 徐亚同. 不同碳源对生物反硝化的影响[J]. 环境科学,1994,15(2):29-32,44.

[ 3 ] 金相灿,刘鸿亮,屠清瑛. 中国湖泊富营养化[M]. 北京:中国环境科学出版社,1990. 92-102.

[ 4 ] Shrimali M, Singh K P. New methods of nitrate removal from water [J]. Environ Pollut, 2001, 112: 351-359.

[ 5 ] Rocca C D, Belgiorno V, Meri S. Overview of in-situ applicable nitrate removal processes [J]. Desalination, 2007, 204: 46-62.

[ 6 ] Rijn J V, Tal Y, Schreier H J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications [J]. Aquacul Eng, 2006, 34: 364-376.

[ 7 ] Soares M I M, Abeliovich A. Wheat straw as substrate for water denitrification [J]. Wat Res, 1998, 32(12):3790-3794.

[ 8 ] Gayle B P, Boordman G D, Serrard J H, et al. Biological denitrification of water [J]. J Env Engrg Div, ASCE, 1989, 115: 930-935.

[ 9 ] Hamazah Z, Ghararah A. Biological denitrification of high nitrate water: influence of type of carbon source and nitrate loading [J]. J Environ Sci Health, 1996, 31(7): 1651-1668.

[10] Mohseni-Bandpi A, Elliott D J. Groundwater denitrification with alternative carbon sources [J]. Water Sci and Technol, 1998, 38 (6): 237-243.

[11] Mohseni-Bandpi A, Elliott D J, Momeny-Mazdeh A. Denitrification of groundwater using acetic acid as a carbon source [J]. Water Sci

Technol, 1999, 40(2):53-59.

[12] 罗启芳,谭佑铭,王琳. 饮用水反硝化脱氮方法研究[J]. 安全与环境学报,2003,3(2): 58-61.

[13] Volokita M, Abeliovich A, Soares M I M. Denitrification of ground water using cotton as energy source [J]. Water Sci Technol, 1996, 34(1): 379-385.

[14] Ovez B. Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source [J]. Process Biochem, 2006, 41: 1289-1295.

[15] Ovez B, Ozgen S, Yuksel M. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arundo donax* as the carbon source [J]. Process Biochem, 2006, 41: 1539-1544.

[16] 龚盛昭. 利用蔗渣或稻草制备重金属废水处理剂——纤维素黄原酸酯的试验[J]. 甘蔗糖业,1999, (5):43-45.

[17] 钟长庚,李双华. 用稻草和含碱废液制取黄原酸酯并处理含铜废水[J]. 中国环境科学,1995,15(4):294-297.

[18] 钟长庚,柏军. 稻草黄原酸酯法处理含铬废水[J]. 化工环保, 1998,18(5): 281-284.

[19] 谭佑铭,罗启芳. 上流式厌氧污泥床去除饮用水中硝酸盐氮的研究[J]. 卫生研究, 2002, 31(1):19-21.

[20] Boley A, Müller W R, Haider G. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems [J]. Aquacult Eng, 2000, 22: 75-85.

[21] 侯红娟,王洪洋,周琪. 进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的影响[J]. 中国给水排水,2005, 21(12):19-23.

[22] Richardson D J, Ferguson S J. The influence of carbon substrate on the activity of the periplasmic nitrate reductase in aerobically grown *Thiosphaera pantotropha* [J]. Arch Microbiol, 1992, 157: 535-537.

[23] Christensen P B, Nielsen L P, Sorensen J, et al. Denitrification in nitrate-rich streams: diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism [J]. Limnol Oceanogr, 1990, 35: 640-651.

[24] Gómez M A, Hontoria E, González-López J. Effect of dissolved oxygen concentration on nitrate removal from groundwater using a denitrifying submerged filter [J]. J Hazard Mater, 2002, B90: 267-278.

[25] 金赞芳,陈英旭,小仓纪雄. 以棉花为碳源去除地下水硝酸盐的研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3):512-515.

[26] 金赞芳,陈英旭,小仓纪雄. 以纸为碳源去除地下水硝酸盐的研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15(12):2359-2363.

[27] Soares M I M, Brenner A, Yevzori A, et al. Denitrification of groundwater: pilot-plant testing of cotton-packed bioreactor and post-microfiltration [J]. Water Sci Technol, 2000, 42(1-2): 353-359.