

文章编号: 1000-5641(2018)06-0081-07

## LAS在城市黑臭河道中的生物降解

尹超<sup>1,2</sup>, 黄民生<sup>1,2</sup>, 何岩<sup>1,2</sup>, 崔贺<sup>1,2</sup>,  
王迪芳<sup>1,2</sup>, 张婷月<sup>1,2</sup>, 肖冰<sup>1,2</sup>

(1. 华东师范大学 生态与环境科学学院, 上海 200241

2. 华东师范大学 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室, 上海 200241)

**摘要:** 采用“river-die away”研究不同环境条件下阴离子表面活性剂 LAS 在上海市普陀区李湾河黑臭水体中的降解. 探究不同的温度、pH、LAS 初始浓度、葡萄糖和曝气条件对 LAS 生物降解的影响. 结果表明: 温度由 10°C 升至 30°C, LAS 降解半衰期由 6.5 d 降至 2.5 d; 表面活性剂在 pH 值为 8.5±0.2 时的降解性能优于 pH 值为 7.5±0.2 和 pH 值为 9.5±0.2 的降解性能; 各实验组降解半衰期随着 LAS 初始浓度增大而增大(由 2.9 d 增至 3.4 d); 添加葡萄糖会抑制 LAS 生物降解, 连续曝气会促进 LAS 生物降解.

**关键词:** LAS; 黑臭河道; 生物降解

**中图分类号:** X52; X522 **文献标志码:** A **DOI:** 10.3969/j.issn.1000-5641.2018.06.010

## Biodegradation of LAS in an urban malodorous river

YIN Chao<sup>1,2</sup>, HUANG Min-sheng<sup>1,2</sup>, HE Yan<sup>1,2</sup>, CUI He<sup>1,2</sup>,  
WANG Di-fang<sup>1,2</sup>, ZHANG Ting-yue<sup>1,2</sup>, XIAO Bing<sup>1,2</sup>

(1. School of Ecological and Environmental Science, East China Normal University,  
Shanghai 200241, China;

2. Shanghai Key Laboratory for Urban Ecological Processes and Eco-Restoration,  
East China Normal University, 200241, China)

**Abstract:** Biodegradation of the anion-surfactant LAS in the urban malodorous water of Liwan River in Putuo District (Shanghai) was studied by “river-die away” under different conditions. In particular, the influences of temperature, pH, initial concentration of LAS, nutrients ( $C_6H_{12}O_6$ ) and aeration conditions on the biodegradation of LAS were investigated. The study showed that when the temperature increased from 10°C to 30°C, the half-life of LAS decreased from 6.5 days to 2.5 days. The biodegradation of surfactant at pH=8.5±0.2 was slightly better than that at pH=7.5±0.2 and pH=9.5±0.2. With greater initial concentration, the half-life of LAS increased from 2.9 days to 3.4 days.  $C_6H_{12}O_6$

收稿日期: 2018-07-13

基金项目: 国家科技重大专项(2017ZX07207001, 2018ZX07208008); 上海市科技创新重点项目  
(18DZ1203806)

第一作者: 尹超, 男, 博士研究生, 研究方向为水环境治理与修复. E-mail: yinchao31@163.com.

通信作者: 黄民生, 男, 教授, 博士生导师, 研究方向为水环境治理与修复.

E-mail: mshuang@des.ecnu.edu.cn.

inhibited degradation of LAS, but the degradation of LAS accelerated under continuous aeration conditions.

**Keywords:** LAS; urban malodorous river; biodegradation

## 0 引言

表面活性剂是一类具有润湿、乳化、增溶、洗涤、防腐、杀菌等作用,并广泛用于工业、农业和日用品的化工产品<sup>[1-2]</sup>. 据统计,2015 年我国表面活性剂产量为 214.8 万 t,其中阴离子表面活性剂产量为 93.64 万 t,而直链烷基苯磺酸钠(LAS)约占阴离子表面活性剂产量的 41%<sup>[3]</sup>. 阴离子表面活性剂(LAS)的使用给人类社会带来便利的同时也给地球环境带来一定的危害.

当阴离子表面活性剂(LAS)进入水体后,易产生泡沫阻碍水气交换,影响水体复氧、降低溶解氧,影响水体自净能力,使水体污染加重<sup>[4]</sup>. 一定浓度的 LAS 会对生物的生长产生影响,低浓度的 LAS 会刺激亚硝化细菌生长,浓度过高时抑制亚硝化细菌生长<sup>[5]</sup>. 当水体 LAS 浓度达到 100 mg/L 时,会严重抑制厌氧氨氧化菌(ANAMMOX)的活性,导致其脱氮速率降低<sup>[6]</sup>. LAS 在土壤中的矿化度会对微生物分布产生影响,微生物数量随 LAS 矿化度下降而下降<sup>[7]</sup>. LAS 不仅能引起植物体内多种酶(SOD 等)活性降低,而且还导致水生动物器官不同程度损伤甚至导致水生动物死亡<sup>[5,8-11]</sup>. 在水生环境中, LAS 的去除主要包括微生物去除和水体中悬浮颗粒和沉积物的吸附. 其中,微生物降解是主要的去除途径;在有氧条件下,微生物首先利用体内酶(加氧酶、脱氢酶等)使烷基链断裂,然后是苯环开裂和脱磺酸的过程<sup>[12-14]</sup>. 近年来,国内外学者对 LAS 的生物降解做了大量研究,主要分为:①利用高效降解菌株降解 LAS<sup>[15-16]</sup>;②自然水体中 LAS 的生物降解等<sup>[17-21]</sup>. 这些研究主要集中在富营养化湖泊及一般河流,而针对城市河道黑臭水体中的 LAS 生物降解性能的研究鲜有耳闻<sup>[17-18]</sup>.

本文以李湾河为研究对象,在实验室条件下分析不同环境因子对 LAS 生物降解的影响,旨在了解城市黑臭河道内 LAS 生物降解规律,为治理黑臭河道的 LAS 提供理论依据.

## 1 材料与分析方法

本实验采用“river-die away”方法<sup>[21-23]</sup>,该方法是指在不同的实验条件下,向采集的水体中添加待降解的受试物质,探讨和分析该物质在水体中的生物降解规律<sup>[17]</sup>. 于 2018 年 4 月 1 日采集上海市普陀区李湾河(采样点位于河中段)表层 0~20 cm 实验水样. 采样时水体主要理化指标如下,水温为 19.7°C, pH 为 7.77,溶解氧浓度(DO)为 2.34 mg/L,  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度为 9.34 mg/L, TN 浓度为 10.25 mg/L,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 浓度为 0.25 mg/L, TP 浓度为 0.32 mg/L,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  为 51 mg/L, LAS 浓度为 0.36 mg/L. 水样充分混合后,过滤(64  $\mu\text{m}$  浮游植物网)水体中藻类及悬浮杂质. 滤液置于 2 L 广口烧杯中,置于生化培养箱中避光培养.

李湾河是上海市普陀区内一条城市内河,全长 264 m、宽约 7 m、水深约 1 m、流域面积约 1 869  $\text{m}^2$ ,水体基本不流动. 因受临近居民区生活污水和洗车行洗涤废水直接排放的影响且水动力条件较差,受人为干扰严重,水质自我净化能力较弱,是一条典型的黑臭河道. 李湾河全年的水温在 5~30°C 之间, pH 值在 7~9 之间, N、P 含量较高. 因此本实验设计的培养温度分别为 10°C、20°C 和 30°C, pH 值分别为 7.5 $\pm$ 0.2、8.5 $\pm$ 0.2 和 9.5 $\pm$ 0.2, LAS 初始浓度分别为 3.33 mg/L、5.90 mg/L 和 11.10 mg/L. 李湾河不仅是黑臭水体而且还是富营养化水体,因此考察微生物在足量的碳源(葡萄糖为 3 g/L)和溶解氧条件下对 LAS 生物降解的影响

(见表 1). 实验中主要温度 20℃, pH 值为 7.52, 主要是为了保持与采样时水温和 pH 值一致. 实验开始后每天测定 LAS 的含量, 连续测定 13 d, 实验数据采用 Excel 和 Oringin8.0 进行分析, LAS 采用亚甲基蓝分光光度法测定, 利用 SPSS 19.0 中的 Pearson 相关性分析分析 LAS 与环境因子间的相关性.

表 1 LAS 生物降解实验的培养条件

不同培养条件	LAS 初始浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	温度/°C	pH值	葡萄糖浓度/(g·L <sup>-1</sup> )	曝气条件
温度	3.33	10	7.5±0.2	0	不曝气
	3.33	20	7.5±0.2	0	不曝气
	3.33	30	7.5±0.2	0	不曝气
pH	3.33	20	7.5±0.2	0	不曝气
	3.33	20	8.5±0.2	0	不曝气
	3.33	20	9.5±0.2	0	不曝气
初始浓度	3.33	20	7.5±0.2	0	不曝气
	5.90	20	7.5±0.2	0	不曝气
	11.10	20	7.5±0.2	0	不曝气
添加营养物质	3.33	20	7.5±0.2	3	不曝气
	3.33	20	7.5±0.2	0	不曝气
	3.33	20	7.5±0.2	0	曝气
溶氧状态	3.33	20	7.5±0.2	0	不曝气

## 2 结果与分析

### 2.1 温度对 LAS 生物降解的影响

由图 1 可知, 温度 ( $T$ ) 变化对 LAS 的生物降解产生很大影响. LAS 的降解速率随着温度的升高加快, 主要是因为温度可以通过影响微生物酶的活性、蛋白质的合成等来影响微生物对 LAS 的降解. 在低温时, 微生物生长代谢和体内的酶促反应缓慢, 当温度升高, 微生物细胞中的生化反应速率和生长速率都会加快<sup>[24-27]</sup>; 并且自然水体中大部分微生物的最适生长温度为 25~37℃. 前 3 天,  $T$  为 30℃ 时 LAS 降解速率明显大于  $T$  为 20℃ 和 10℃ 时的降解速率. 第 3 天以后,  $T$  为 20℃ 和  $T$  为 30℃ 的 LAS 浓度和降解速率无太大差别, 可能是因为当水体中 LAS 浓度较低并且存在大量降解 LAS 的微生物时, 温度不再是影响 LAS 生物降解的重要原因. 当  $T$  为 10℃、20℃ 和 30℃ 时, 降解半衰期分别为 6.5 d、2.9 d 和 2.5 d. 当 LAS 降解率达到 90% 以上时, 分别需要 9 d、3 d 和 3 d.

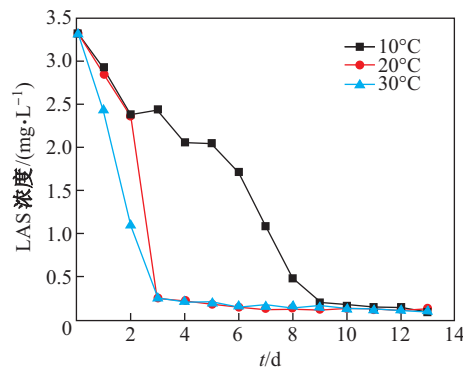


图 1 不同温度下 LAS 降解曲线

Fig. 1 The degradation curves of LAS under different temperatures

## 2.2 pH 值对 LAS 生物降解的影响

一般情况下, 水体 pH 值变化会对微生物产生很大影响. 不仅影响微生物核酸、胞外聚合酶等物质性质, 影响活性; 而且引起细胞膜表面所带电荷的变化, 影响细胞对外界营养物质吸收能力的变化; 此外, 还会影响水体中某些化合物的离子化状态和进出细胞的状况, 从而促进或抑制微生物的新陈代谢<sup>[28-29]</sup>. 本实验中, 表面活性剂在 pH 值为  $8.5 \pm 0.2$  时略优于 pH 值为  $7.5 \pm 0.2$  和 pH 值为  $9.5 \pm 0.2$  时的生物降解速率, 第 4 天开始, 各组间的 LAS 降解速率无明显差别(见图 2). 可能是因为李湾河水体 pH 值常年处于 7~9 范围内, 微生物得到一定驯化和适应. 但是有研究表明: 当 pH 值为 12 时, 水体中 LAS 的生物降解速率会受到明显抑制<sup>[19]</sup>. 当 pH 值为  $7.5 \pm 0.2$ 、 $8.5 \pm 0.2$  和  $9.5 \pm 0.2$  时, 半衰期分别为 2.9 d、1.7 d 和 1.9 d. 当 LAS 降解率达到 90% 以上时, 分别需要 3 d、3 d 和 4 d.

## 2.3 初始浓度对 LAS 生物降解的影响

LAS 的初始浓度会对 LAS 生物降解产生一定影响(见图 3). 随着 LAS 浓度的增大, 降解 LAS 的效率会随之减小, 因为高浓度 LAS 对微生物的生长产生抑制<sup>[27]</sup>. 有研究表明当 LAS 浓度超过 10 mg/L 时, 会对微生物产生一定毒害作用<sup>[17]</sup>. 当初始浓度达到 11.10 mg/L 时, 实验组存在明显的降解缓慢期, 但缓慢期较短. 可能由于李湾河常年受纳含 LAS 的污水, 使得微生物耐受性增强. 此外, 在试验第 2~3 天之间, 各实验组降解率 LAS 浓度 11.10 mg/L (7.83 d) > LAS 浓度 5.90 mg/L (2.12 d) > LAS 浓度 3.33 mg/L (2.11 d), 由此可知初始浓度的不同会显著影响 LAS 降解. 第 6 天以后, 各实验组的降解效率和浓度无太大差别. 实验组降解半衰期随着初始浓度增大而增大, LAS 浓度为 3.33 mg/L、5.90 mg/L 和 11.10 mg/L 的半衰期分别为 2.9 d、3 d 和 3.4 d. 当 LAS 降解率达到 90% 以上时, 分别需要 3 d、3 d 和 5 d.

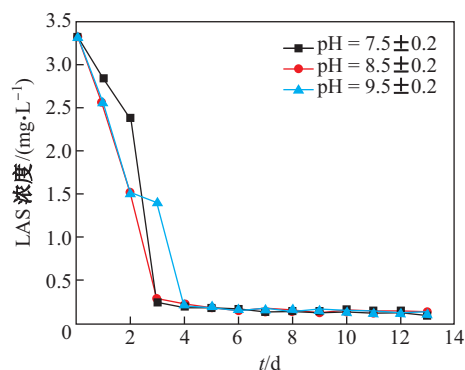


图 2 不同 pH 值下 LAS 降解曲线

Fig.2 The degradation curves of LAS under different pH values

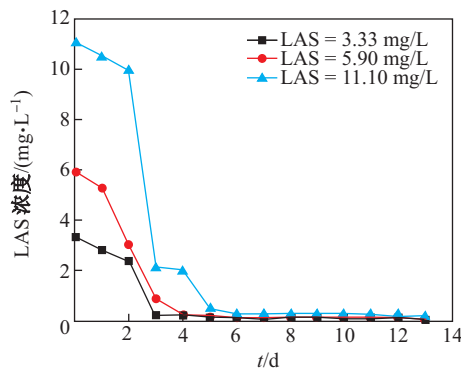


图 3 不同初始浓度 LAS 的降解曲线

Fig.3 The degradation curves of LAS under different initial concentration

## 2.4 碳源对 LAS 生物降解的影响

在黑臭水体中探讨碳源对 LAS 生物降解的影响是十分必要的. 在培养温度为 20°C、pH 值为  $7.5 \pm 0.2$ 、初始浓度为 3.33 mg/L 的条件下, 添加浓度为 3 g/L 的葡萄糖(见图 4). 与对照组相比, 添加葡萄糖 LAS 生物降解受到抑制明显(半衰期为 9 d). 这是因为相比 LAS 中的碳源, 葡萄糖中的碳源能够优先被微生物利用, 从而影响 LAS 的降解<sup>[30]</sup>. 因此在修复含 LAS 的黑臭水体时, 需要优先控制水体中碳元素含量.

## 2.5 曝气条件对 LAS 生物降解的影响

曝气是城市黑臭河道水体修复的重要手段之一, 曝气不仅可以提高水体 DO 含量, 还可以

增加水体扰动, 增强微生物呼吸作用和提高降解 LAS 酶的活性<sup>[31]</sup>. 水体中 LAS 的生物降解是以好氧降解为主, 因为对 LAS 烷基活化作用的  $\beta$ -氧化、 $\omega$ -氧化和  $\alpha$ -氧化都需要氧的参与才能完成, 磺酸基团分解依赖多种加氧酶才能将 C-S 链转化为 C-OH 链, 苯环的开裂氧化也需要氧气的参与<sup>[7,32-36]</sup>. 由图 5 知连续曝气条件下 LAS 生物降解得到有效促进, 其半衰期(1.5 d)比对照组提前 1.4 d.

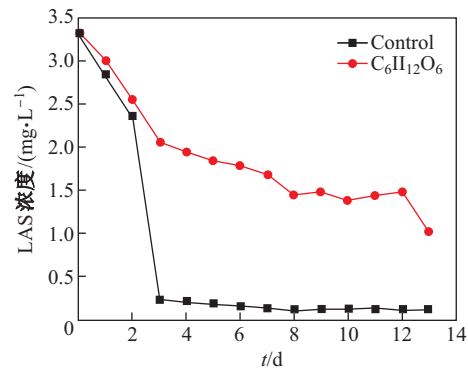


图 4 添加碳源下 LAS 的降解曲线  
Fig.4 The degradation curves of LAS with carbon added

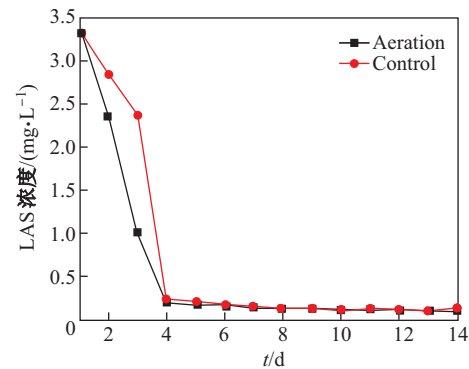


图 5 曝气条件下 LAS 的降解曲线  
Fig.5 The degradation curves of LAS under aerated conditions

### 2.6 LAS 与环境因子间相关性分析

利用 SPSS 19.0 分析 LAS 生物降解与环境因子之间的相关性(见表 2). 结果显示 LAS 与初始浓度成显著正相关( $p < 0.01$ ),与曝气成显著负相关( $p < 0.01$ ),而与 pH 值无显著相关,这与之前实验结果一致. 此外, 曝气与温度和 pH 成显著正相关( $p < 0.05$ ),而 pH 值与碳源成负相关( $p < 0.01$ ),均具有统计学意义. 但是 LAS 与温度无显著相关却无法解释, 因为实验中 LAS 的生物降解速率随温度上升而升高(见图 1).

表 2 LAS 与环境因子间相关性分析( $n=126$ )

Tab. 2 Correlation analysis between LAS and environmental parameters ( $n=126$ )						
	温度	pH	初始浓度	碳源	曝气	LAS
温度	1					
pH	0.021	1				
初始浓度	0.032	0.108	1			
碳源	0.014	-0.180*	-0.164	1		
曝气	0.312*	0.180*	0.164	0.125	1	
LAS	-0.094	-0.391	0.290**	0.136	-0.310**	1

注: \*表示 $p < 0.05$ , \*\*表示 $p < 0.01$

## 3 结 论

不同的环境因子对李湾河黑臭水体中的 LAS 生物降解产生一定的影响, 由实验可知, 温度越高, LAS 生物降解速率越快. 当温度由  $10^{\circ}\text{C}$  升到  $30^{\circ}\text{C}$ , LAS 降解半衰期由 6.5 d 减少到 2.5 d. pH 值为  $8.5 \pm 0.2$  时的降解速率略优于 pH 值为  $7.5 \pm 0.2$  时的降解速率, 半衰期降至 1.4 d, 而 pH 值为  $9.5 \pm 0.2$  时的降解速率受到抑制. 曝气对李湾河黑臭水体中 LAS 降解产生重要影响, 曝气后 LAS 降解速率加快, 半衰期降至 1.4 d, 增加曝气能促进 LAS 降解. 此外, LAS 初始浓度、碳源条件也会对 LAS 生物降解产生影响, 当初始浓度由  $3.33 \text{ mg/L}$  增至  $11.10 \text{ mg/L}$  时,

降解半衰期由 2.9 d 增至 3.4 d. 当水体中有过多碳源时, 会明显抑制 LAS 生物降解(半衰期增至 9 d). 由 Pearson 相关性分析可知 LAS 与曝气和初始浓度显著相关, 而与 pH 值相关性不显著.

### [参 考 文 献]

- [1] JIAN X L, DONG W, TI J Z. Interaction mechanisms between anionic surfactant micelles and different Metal Ions in aqueous solutions [J]. Journal of Dispersion Science & Technology, 2006. 27(8):1073-1077.
- [2] HUI J H, YONG Z, GUANG M Z, et al. Micellar-enhanced ultrafiltration for the solubilization of various phenolic compounds with different surfactants [J]. Water Science & Technology, 2015. 72(4): 623.
- [3] 裴鸿. 2016年中国表面活性剂产品及原料统计分析 [J]. 日用化学品科学, 2017, 39(5): 1-5.
- [4] 李庆芝, 徐婷婷, 李莉莎. 表面活性剂的危害性分析 [J]. 现代畜牧科技, 2015(7): 181-182.
- [5] BRANDT K K, MARTIN H, PETER R, et al. Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate on metabolic activity, growth rate, and microcolony formation of *Nitrosomonas* and *Nitrosospira* strains [J]. Applied & Environmental Microbiology, 2001, 67(6): 2489-2498.
- [6] 郑南. 阴离子表面活性剂对 Anammox 细菌活性影响研究 [D]. 辽宁 大连: 大连理工大学环境科学与工程学院, 2016.
- [7] FEDERLE T W, VENTULLO R M, WHITE D C. Spatial distribution of microbial biomass, activity, community structure and the biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) and linear alcohol ethoxylate (LAE) in the subsurface [J]. Microbial Ecology, 1990. 20(1): 297-313.
- [8] FOX K, HOLT M, DANIEL M, et al. Removal of linear alkylbenzene sulfonate from a small Yorkshire stream: contribution to GREAT-ER project 7 [J]. Science of the Total Environment, 2000, 251(1): 265-275.
- [9] 刘红玉, 周朴华, 杨仁斌, 等. 阴离子型表面活性剂(LAS)对水生植物生理生化特性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2001, 20(5): 341-344.
- [10] HODGES G, ROBERTS D W, MARSHALL S J, et al. The aquatic toxicity of anionic surfactants to *Daphnia magna* comparative QSAR study of linear alkylbenzene sulphonates and ester sulphonates [J]. Chemosphere, 2006, 63(9): 1443-1450.
- [11] MAENPAA K, KUKKONEN J V K. Bioaccumulation and toxicity of 4-nonylphenol (4-NP) and 4-(2-dodecyl)-benzene sulfonate (LAS) in *Lumbricus variegatus* (Oligochaeta) and *Chironomus riparius* (Insecta) [J]. Aquatic Toxicology, 2006, 77(3): 329-338.
- [12] WANG Z, XIAO B D, WU X Q, et al. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in water of Lake Dianchi—spatial and seasonal variation, and kinetics of biodegradation [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2010, 171(1/2/3/4): 501-512.
- [13] GONZALEZMAZO E, AND M H, BARCELO D et al. Monitoring long-chain intermediate products from the degradation of linear alkylbenzene sulfonates in the marine environment by solid-phase extraction followed by liquid chromatography/Ionspray mass spectrometry [J]. Environ Sci Technol, 1997, 31(2): 504-510.
- [14] TAKADA H, OGURA N. Removal of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) in the Tamagawa Estuary [J]. Marine Chemistry, 1992, 37(3/4): 257-273.
- [15] 丁彬彬. 菌藻生物转盘 LAS 高效降解菌群的构建与分析 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学环境科学与工程学院, 2010.
- [16] 胡菁, 江晓飞, 直链烷基苯磺酸盐 LAS 降解菌株的筛选 [J]. 企业技术开发月刊, 2015, 15: 178-180.
- [17] 王智, 涂新海, 肖邦定, 等. LAS 在滇池典型入湖河口缺氧水体中的生物降解 [J]. 环境科学, 2008, 29(8): 2189-2194.
- [18] 唐秀云, 杨永泰. 汾江河水 LAS 降解特性研究 [J]. 佛山科学技术学院学报(自然科学版), 2003, 21(1): 43-45.
- [19] 王智, 吴幸强, 肖邦定, 等. 表面活性剂在滇池水体中的生物降解 [J]. 湖泊科学, 2008, 20(1): 51-57.
- [20] QUIROGA J M, PERALES J A, ROMEO L, et al. Biodegradation kinetics of surfactants in seawater [J]. Chemosphere, 1999, 39(11): 1957-1969.
- [21] PERALES J A, MANZANO M A, SALES D, et al. Biodegradation kinetics of LAS in river water [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 1999, 43(4): 155-160.
- [22] QUIROGA J M, SALES D, GOMEZPARRA A. Experimental evaluation of pollution potential of anionic surfactants in the marine environment [J]. Water Research, 1989, 23(7): 801-807.
- [23] KLECKA G M, GONSIOE S J, WEST R J, et al. Biodegradation of bisphenol a in aquatic environments: River die-away [J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2001, 20(12): 2725-2735.
- [24] 戴维明, 郑晓红, 张乐观. 阴离子表面活性剂生物降解动力学研究 [J]. 上海环境科学, 1995(1): 19-22.
- [25] 李湘梅. 洗涤废水降解菌株的筛选及其降解特性的初步研究 [J]. 成都: 西南交通大学环境科学与工程学院, 2004.
- [26] 尹静, 李君文, 王新为, 等. 直链烷基苯磺酸钠(LAS)降解菌的分离鉴定及其降解特性 [J]. 应用与环境生物学报, 2005, 11(4): 483-485.
- [27] 陈宏伟, 朱蕴兰, 苏贤岩, 等. LAS 高抗菌株的降解性能研究 [J]. 安徽农业科学, 2007, 35(7): 33-37.
- [28] 廖丽莎, 李咏梅, 顾国维. 有机物生物吸附研究进展 [J]. 四川理工学院学报(自然科学版), 2007, 26(3): 96-100.

- [29] 魏佳虹, 孙宝盛, 赵双红, 等. pH 对 SBR 处理效果及活性污泥微生物群落结构的影响 [J]. 环境工程学报, 2017, 11(3): 1953-1958.
- [30] 应启峰, 肖昌松, 纪树兰, 等. 直链烷基苯磺酸盐(LAS)的生物降解性 [J]. 微生物学通报, 2002, 29(5): 85-89.
- [31] 张军臣, 胡晓东, 石云峰, BCO+BAF工艺深度处理洗涤剂废水 [J]. 环境工程学报, 2015, 9(5): 2331-2336.
- [32] 官景渠, 李济生. 表面活性剂在环境中的生物降解 [J]. 环境科学, 1994(2): 81-85.
- [33] 郭伟, 李培军. 阴离子表面活性剂(LAS)环境行为与环境效应 [J]. 安全与环境学报, 2004, 4(6): 37-42.
- [34] 张学佳, 纪巍, 康志军, 等. 十二烷基苯磺酸钠(LAS)在环境水体中的自然降解 [J]. 黑龙江大学工程学报, 2008, 35(2): 75-80.
- [35] SCOTT M J, JONES M N. The biodegradation of surfactants in the environment [J]. Biochim Biophys Acta, 2000, 1508(1): 235-251.
- [36] 秦勇. 表面活性剂好氧初级生物降解研究 [D]. 太原: 太原理工大学化学学院, 2006.

(责任编辑: 张 晶)

(上接第31页)

- [16] 郭琳. 水源水库中好氧反硝化菌的筛选及脱氮性能研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2015.
- [17] ZHU L, DING W, FENG L J, et al. Isolation of aerobic denitrifiers and characterization for their potential application in the bioremediation of oligotrophic ecosystem[J]. Bioresource Technology, 2012, 108: 1-7.
- [18] 杨霄. 分层型水库水体细菌群落演变机制与扬水曝气强化作用研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2016.
- [19] 梁贤. 一株异养硝化细菌 YL 的筛选及其脱氮特性研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2015.
- [20] 康鹏亮, 张海涵, 黄廷林, 等. 湖库沉积物好氧反硝化菌群脱氮特性及种群结构[J]. 环境科学, 2018(5): 2431-2437.
- [21] 苏兵. 一株海洋异养硝化—好氧反硝化菌的分离鉴定、脱氮特性及应用[D]. 福建 厦门: 集美大学, 2014.
- [22] 安强, 赵彬, 何义亮. 异养硝化菌 *Alcaligenes faecalis* strain NR 的硝化性能及其酶活性[J]. 上海交通大学学报, 2012, 46(5): 774-779.
- [23] 黄廷林, 张丽娜, 张海涵, 等. 一株贫营养异养硝化-好氧反硝化菌的筛选及脱氮特性[J]. 生态环境学报, 2015(1): 113-120.
- [24] 田凤蓉, 张彬彬, 杨志林, 等. 高效脱氮除臭异养硝化菌的筛选鉴定及脱氮性能研究[J]. 环境工程, 2014(5): 64-68.
- [25] HE T X, LI Z L, SUN Q, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Pseudomonas tolaasii* Y-11 without nitrite accumulation during nitrogen conversion[J]. Bioresource Technology, 2016, 200: 493-499.
- [26] 王国英, 崔杰, 岳秀萍, 等. 异养硝化-好氧反硝化菌脱氮同时降解苯酚特性[J]. 中国环境科学, 2015, 35(9): 2644-2649.
- [27] 潘玉瑾, 刘芳, 孟爽, 等. 好氧反硝化菌 *P.chengduensis* ZPQ2 的筛选及其反硝化条件优化[J]. 环境工程, 2016(1): 41-46.
- [28] 林娜, 郭楚玲, 柯林, 等. 富营养化池塘中好氧反硝化菌的分布及脱氮研究[J]. 中国科技论文在线, 2010(5): 369-372.
- [29] YINGCHIH C, MINGSHIUM C. Determination of optimal COD/nitrate ratio for biological denitrification[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2003, 51(1): 43-49.
- [30] LI C, YANG J, WANG X, et al. Removal of nitrogen by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a phosphate accumulating bacterium *Pseudomonas stutzeri* YG-24[J]. Bioresource Technology, 2015, 182: 18-25.
- [31] 颜薇芝, 张汉强, 余从田, 等. 1株异养硝化好氧反硝化不动杆菌的分离及脱氮性能[J]. 环境工程学报, 2017(7): 4419-4428.
- [32] 蔡茜, 何腾霞, 冶青, 等. 耐冷嗜碱蒙氏假单胞菌 H97 的鉴定及其好氧反硝化特性[J]. 环境科学, 2018(7): 1-15.
- [33] YANG L, REN Y X, LIANG X, et al. Nitrogen removal characteristics of a heterotrophic nitrifier *Acinetobacter junii* YB and its potential application for the treatment of high-strength nitrogenous wastewater[J]. Bioresource Technology, 2015, 193: 227-233.
- [34] 马放, 王弘宇, 刘锋刚. 溶解氧和有机碳源对同步硝化好氧反硝化脱氮的影响[C]//全国环境微生物学学术研讨会. 第八次全国环境微生物学学术研讨会论文集, 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [35] 孙移鹿, 张雪宁, 李昂. 基于溶解氧调控缓解好氧反硝化过程亚硝酸盐积累的研究[C]//全国环境微生物学学术研讨会. 第十七次全国环境微生物学学术研讨会论文集, 北京: 化学工业出版社, 2014.

(责任编辑: 张 晶)