

强化生态浮床对珠江水中氮污染物去除研究

孙连鹏¹, 冯 晨¹, 刘 阳², 金 辉¹

(1. 中山大学环境科学与工程学院, 广东 广州 510275;
2. 广东省惠州市环境科学研究所, 广东 惠州 516001)

摘 要: 采用海藻酸钠—氯化钙包埋法制备固定化反硝化菌小球, 将固定化反硝化小球加入生态浮床进行强化, 提高其对珠江水中氮污染物的去除效果。实验结果表明, 在5天内, 固定化强化浮床系统对 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率分别为 50.9%、100%、86.8% 和 92.9%, 比单独浮床系统分别提高了 17.2%、2.6%、62.8% 和 89.3%。而空白系统对 TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率分别为 23.8% 和 80.7%, 对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 则分别增加了 41.4% 和 172.4%。固定化反硝化菌的加入充分地利用了植物的协同脱氮作用, 加强了浮床系统的反硝化作用, 大幅度削减了系统中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 提高了生态浮床系统的脱氮效果。

关键词: 生态浮床; 氮污染物去除; 固定化; 河流污染物; 废水处理

中图分类号: X522 **文献标识码:** A **文章编号:** 0529-6579 (2009) 01-0093-05

Nitrogen Removal from Pearl River by Enhanced Ecological Floating Bed System

SUN Lianpeng¹, FENG Chen¹, LIU Yang², JIN Hui¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China;

2. Huizhou Environmental Science Institute, Huizhou 516001, China)

Abstract: The ecological floating bed was enhanced by immobilized denitrifying bacteria, and the removal of nitrogen from Pearl River was studied. The method of sodium alginate-calcium chloride was used to make the immobilized denitrifying beads. The experimental results showed that 50.9% of TN, 100% of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 86.8% of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and 92.9% of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ were removed in the enhanced floating bed system in five days, which were 17.2% of TN, 2.6% of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 62.8% of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and 89.3% of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ higher than that in the individual floating bed system. 23.8% of TN and 80.7% $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ were removed in the blank system, but 41.4% of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and 172.4% of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ were increased in the blank system. The cooperating function of plant in nitrogen removal was utilized through introducing the immobilized denitrifying bacteria into the floating bed system, and the function of denitrifying was enhanced. More $\text{NO}_3^- - \text{N}$ was removed in the new enhanced floating bed system, and the nitrogen removal was increased.

Key words: floating bed, nitrogen removal, immobilization, pollutant of river, wastewater treatment

随着近年来河流污染的加剧, 人们逐渐认识到单纯的截污治理等方法难以彻底的解决目前所面临的河流污染问题, 尤其是已经受到严重污染、生

态环境受到严重损害的河流, 必须采用生态的、生物的等其它方法对河流进行直接的治理(修复)。生态浮床技术是运用无土栽培技术的原理, 把高等

* 收稿日期: 2008-05-12

基金项目: 广东省环境污染控制与修复技术重点实验室开放研究基金资助项目(2006K001)

作者简介: 孙连鹏(1973年生), 男, 博士, 副教授; E-mail: eesslp@mail.sysu.edu.cn

水生(陆生)植物以浮床作为载体种植到受污染水体中,通过植物、微生物等之间的相互作用,协同去除水中的污染物^[1]。近年来该项技术已经得到一定的应用,并且在封闭性水体,如水库、湖泊等的治理中取得了较好的效果,并得到了许多研究者的认可^[2-5],但该技术在流动水体,如河流等的应用中仍存在一定的问題。河流的流动特性使得浮床对水体的有效处理时间相对较短,同时由于经济等方面的因素,不能无限制的扩大浮床在河流中的覆盖长度(面积),因此,污染物质的去除效率相对较低。为改善单一浮床去除效率低这一问题,需采用其他技术手段进行强化和辅助以提高系统在相对较短的时间内对污染物的去除率。刘阳等人的研究发现在浮床去除氮污染物的过程中,反硝化反应是主要的限制因素,有效的去除水中的硝酸盐和亚硝酸盐氮,将会大幅度提高氮污染物的去除^[6]。因此,本研究采用固定化反硝化菌对美人蕉浮床进行强化,以提高浮床系统对河流中氮污染物的去除效率。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 浮床美人蕉 于中山大学东校区园林中心挑选一定量的红花美人蕉幼苗,高度约为 10~20 cm。将洗净根的美人蕉固定在塑料泡沫板上,进行水栽培养。

1.1.2 实验用水 从珠江广州大学城分支河道中采集实验用水,水质情况为:TN, 7.25~11.71 mg/L; $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 0.48~6.59 mg/L; $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 1.51~5.79 mg/L; $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 0.28~0.59 mg/L; COD_{Cr} , 40.17~60.76; DO, 5.24~5.89 mg/L; pH, 7.0~7.6。

1.1.3 模型 实验所采用的模型水槽为自制 PVC 材料,尺寸为 1.2 m×1.2 m×0.8 m。

1.2 方法

1.2.1 理化指标检测 溶解氧(DO)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)、总氮(TN)、化学需氧量(COD_{Cr})按照国家环保总局的标准方法进行检测^[7]。

1.2.2 固定化反硝化菌制备 将取自广州市猎德污水厂二沉池内的新鲜活性污泥,在厌氧培养箱中培养驯化为反硝化污泥后,采用海藻酸钠-氯化钙包埋法^[8],并添加活性炭作为添加剂来增加小球的机械强度和传质性能制成固定化小球。

1.2.3 浮床实验 浮床实验在自制的 PVC 水槽中

进行,实验时注入珠江水约 480 L,同时在另一空白容器中注入同样的水样,做为空白对照。在水槽中,美人蕉经过 3~4 周的水中适应性培养,植株生长状态稳定后方可正式开始实验。实验分两部分:单独浮床美人蕉系统实验和固定化强化浮床系统实验,每次实验结束后将水槽中的水排空,注入新的珠江水进行下一部分实验。每天分别于 9:00、15:00 和 21:00 从浮床系统水槽和空白对照水槽中取水样。每次均在水槽的上部、中部和下部固定位置取水样并混合均匀,以消除抽样误差,取样体积约为 100 mL。分析水样中 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、DO 等指标。

2 结果与讨论

2.1 最佳固定化条件的确定

影响固定化包埋效果的因素较多,其中活性炭浓度(每 100 g 浓缩菌液中投加的粉状活性炭的量)、包埋剂(海藻酸钠)浓度、包菌量(污泥(g)/包埋剂(g))、交联剂(CaCl_2)浓度为四种主要的影响因素^[9]。实验选择该四因素,以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除率(24 h 和 48 h 平均值的去除率)为指标,同时兼顾小球的机械强度及小球的传质性能,通过正交实验确定固定化反硝化菌小球的最佳包埋条件。表 1 为选定的因素水平表。

表 1 固定化反硝化菌小球制作的因素水平表

Table 1 The factors and levels for making immobilized denitrifying beads

序号	活性炭 浓度/%	海藻酸钠 浓度/%	包菌量	氯化钙 浓度/%
1	0	3	1:1	2
2	5	4	2:1	4
3	10	5	1:2	5

通过分析正交试验,最终确定最佳包埋条件为:活性炭浓度 10%,海藻酸钠浓度 3%,包菌量 2:1,氯化钙浓度 2%。并按此条件进行固定化强化浮床实验的研究。

2.2 固定化反硝化菌强化生态浮床的脱氮效果

经过五天的处理,空白、单独浮床以及固定化反硝化菌强化生态浮床系统对水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的最终净化效果见表 2。

从表 2 中可以看出经过五天的处理,固定化强化浮床系统在各项指标方面都比单独浮床系统和空白系统的效果要好,尤其在 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去

表 2 各系统的脱氮效果

Table 2 The nitrogen removal effect in different systems

测量指标 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	固定化强化浮床			浮床			空白		
	0 d	5 d	去除率/ %	0 d	5 d	去除率/ %	0 d	5 d	去除率/ %
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	6.59	0	100.0	6.60	0.17	97.4	6.59	1.27	80.7
TN	11.71	5.75	50.9	11.72	7.77	33.7	11.69	8.91	23.8
$\text{NO}_3^- \text{-N}$	1.51	0.20	86.8	1.50	1.14	24.0	1.52	2.15	-41.4
$\text{NO}_2^- \text{-N}$	0.28	0.02	92.9	0.28	0.27	3.6	0.29	0.79	-172.4

除方面，明显优于其他两系统，浮床系统也明显优于空白系统，但单独浮床系统在 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除方面效果相对较差，初始浓度和 5d 后的浓度几乎相同。可见在浮床系统中加入固定化反硝化小球在氮的去除方面起到了较好的促进作用。

2.2.1 氨氮的去除效果及转化规律 5d 内各系统对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果见图 1 所示。由图 1 可知，固定化反硝化菌强化的浮床系统对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除规律与单独浮床系统相似，强化系统对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除提高不显著。一般认为， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除主要有植物吸收、生物脱氮、氨的挥发以及沉淀等途径^[10-12]。Koottatep 报道，当污水 pH < 8 时，氨的挥发这一净化途径基本上可以忽略^[13]。实验过程中，水体 pH 保持在 7.0 ~ 7.6 之间。很显然，强化系统和单独浮床系统 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除效率的不同主要是由于生物脱氮效率不同引起的，反硝化细菌的加入对于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的转化没有较大的影响， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除曲线先快速下降后缓慢下降的规律与单独浮床系统相同。

2.2.2 亚硝态氮、硝态氮的去除效果及转化规律 5 d 内各系统对 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除规律见图

2 和图 3 所示。

经过比较可发现，固定化反硝化菌强化浮床系统的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 曲线有较大变化，其浓度均呈现较明显的下降，而浮床系统和空白实验中两者浓度均呈现过上升的过程，这主要是由于单独浮床系统和空白实验中反硝化作用不突出，导致随着硝化作用的进行， $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 出现了一定的累

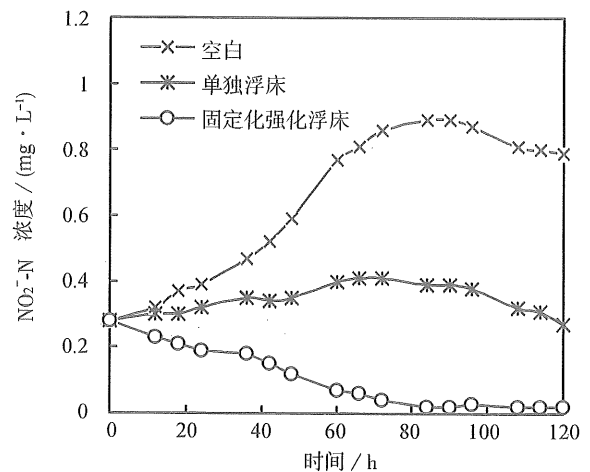


图 2 NO_2^- 去除效果

Fig. 2 The removal effect to $\text{NO}_2^- \text{-N}$

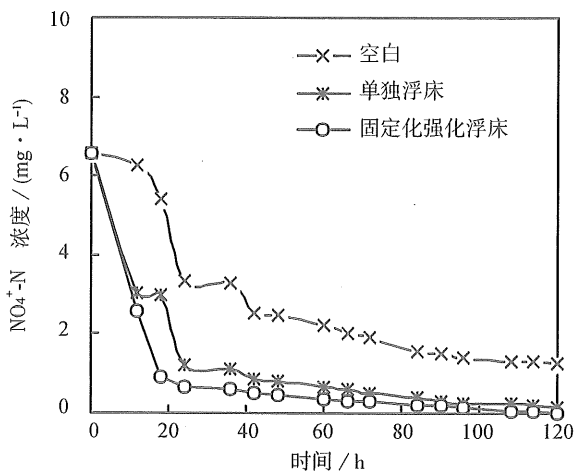


图 1 NH_4^+ 去除效果

Fig. 1 The removal effect to $\text{NH}_4^+ \text{-N}$

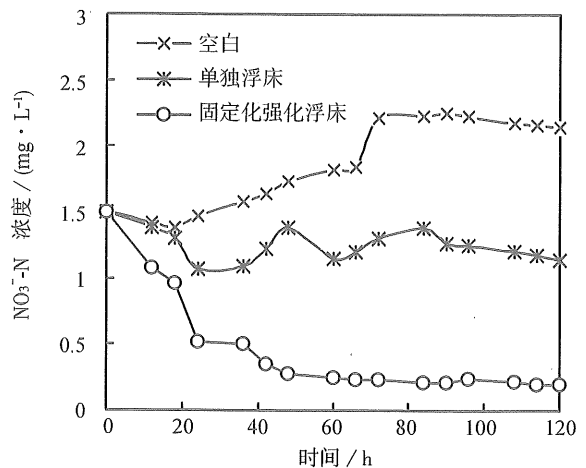


图 3 NO_3^- 去除效果

Fig. 3 The removal effect to $\text{NO}_3^- \text{-N}$

积, Forni 等人也在研究中发现 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 累积的现象^[14-15]。固定化反硝化菌的加入加强了浮床系统的反硝化作用, 提高了系统对 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的去除效果, 大幅削减了系统中的 NO_3^- -N。空白实验中 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 累积比单独浮床系统更为明显, 主要是浮床系统中植物发挥了协同脱氮作用^[12], 加强了微生物的反硝化作用。而在浮床中加入固定化反硝化菌能更好地利用植物的协同脱氮作用, 将生态浮床的脱氮效果大幅提升。

2.2.3 总氮的去除效果及转化规律 5 d 内各系统对 TN 的去除效果见图 4 所示。由图 4 可以看出, 固定化反硝化菌强化的浮床系统对 TN 的去除效率非常稳定, 尤其在后期去除效率的增加比单独浮床系统和空白系统更为显著。单独浮床系统对 TN 的去除曲线在 84 h 时已经趋于平缓, 而投加固定化反硝化菌小球的浮床系统对 TN 的去除曲线在 84 h 时仍有较大幅度的降低。这主要是由于固定化反硝化小球的加入消除了反硝化反应的限制, 使得总氮能够被持续的去。经过 5 d 的处理, 固定化强化浮床系统的 TN 去除率为 50.9%, 浮床系统为 33.7%, 而空白实验为 23.8%, 固定化强化浮床系统的 TN 去除率比单独浮床系统提高了 17.25%。这与其它研究者^[4,14-16]所获得的总氮去除效果略有不同, 这主要是由于不同的反应条件、参数等造成的。对于浮床系统来说, TN 的去除率与水样的氮素组成, 采用的浮床植物, 系统的处理时间等都有直接的关系。图 4 的结果表明在相同的条件下, 固定化反硝化小球的加入会明显提高浮床系统对总氮的去除效果。

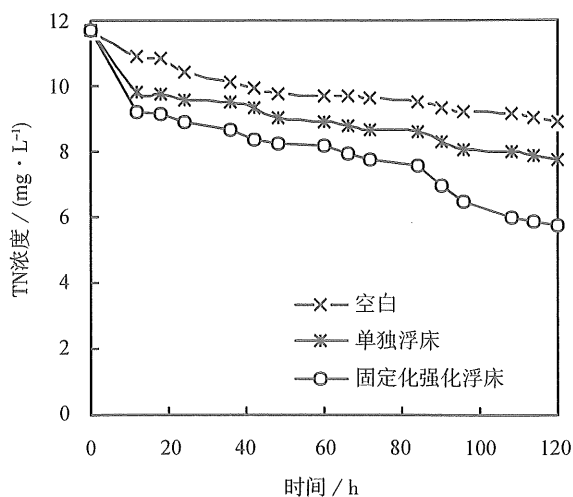


图4 TN去除效果

Fig. 4 The removal effect to TN

3 结论

采用海藻酸钠—氯化钙包埋法, 并添加活性炭作为添加剂制备的固定化反硝化菌小球在强化生态浮床系统对水体的氮污染物的去除方面较为理想。经过 5 d 的处理, 固定化强化浮床系统对 TN 去除率为 50.9%, 比单独浮床系统提高了 17.25%。固定化反硝化菌的加入充分利用了植物的协同脱氮作用, 加强了浮床系统的反硝化作用, 大幅度削减了系统中的 NO_3^- -N, 将生态浮床的脱氮效果进行了提升, 弥补了生态浮床技术在短时间内对氮污染物去除效率低的缺点, 提高了生态浮床系统在生产应用中价值。

参考文献:

- [1] HOEGER S. SCHWIMNIKAMPEN Germany's artificial floating islands [J]. Journal of soil and water conservation, 1988, 41(4): 304-306.
- [2] 谭洪新. 水栽培蔬菜对养鱼废水的水质净化效果[J]. 上海水产大学学报, 2001, 10(4): 293-297. TAN Hongxin. Effect of hydroponic vegetables on water quality purification of aquaculture waste water [J]. Journal of Shanghai Fisheries University, 2001, 10(4): 293-297.
- [3] 邴旭文, 陈家长. 浮床无土栽培植物控制池塘富营养化水质[J]. 湛江海洋大学学报, 2001, 21(3): 29-34. BING Xuwen, Chen Jiachang. The control of eutrophic water in ponds by floating-bed soilless culture of plants [J]. Journal of Zhanjiang Ocean University, 2001, 21(3): 29-34.
- [4] LI M, WU Y J, YU Z L, et al. Nitrogen removal from eutrophic water by floating-bed grown water spinach (*Ipomoea aquatica* Forsk.) with ion implantation [J]. Water Research, 2007, 41: 3152-3158.
- [5] 井艳文, 胡秀琳, 许志兰, 等. 利用生物浮床技术进行水体修复研究与示范[J]. 北京水利, 2003, 6: 20-22.
- [6] 刘阳. 固定化反硝化菌强化生态浮床技术去除水体中氮素研究[D]. 广州: 中山大学, 2007: 37-40.
- [7] 国家环保总局《水和废水监测分析方法》编委会主编. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-284.
- [8] 雷乐成. 污水厌氧处理微生物的固定化方法及硬化处理[J]. 水处理技术, 1992, 18(1): 46-51. LEI Yuecheng. Studies on the hardening treatment of mobilized growth microorganisms in wastewater anaerobic treatment [J]. Technology of Water Treatment, 1992, 18(1): 46-51.
- [9] LAU P S, TAM N F, WONG Y S. Wastewater nutrients

- (N and P) removal by carrageenan and alginate immobilized *Chlorella vulgaris* [J]. *Environmental Technology*, 1997, 18: 945 - 951.
- [10] 夏汉平. 人工湿地处理污水的机理与效率[J]. *生态学杂志*, 2002, 21(4): 51 - 59.
XIA Hanping. Mechanisms and efficiencies on wastewater treatment with constructed wetlands: a review [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2002, 21(4): 51 - 59.
- [11] GERSBERG R M, ELKINS B V, Goldman C R. Nitrogen removal in artificial wetlands [J]. *Water Research*, 1983, 17(9): 1009 - 1014.
- [12] HABERL R, PERFLER R. Nutrient removal in the reed bed system [J]. *Water Science Technology*, 1991, 23(4): 729 - 737.
- [13] KOOTATEP T. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics [J]. *Water Science Technology*, 1997, 36(12): 1 - 8.
- [14] FOMI C, CHEN J, TANCIONIL L, et al. Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater [J]. *Water Research*, 2001, 35(6): 1592 - 1598.
- [15] 孙连鹏, 刘阳, 冯晨, 等. 不同季节浮床美人蕉对水体氮素等污染物的去除[J]. *中山大学学报: 自然科学版*, 2008, 47(2): 127 - 130.
SUN Lian-peng, LIU Yang, FENG Chen, et al. Removal of Nitrogen from Water Bodies by Canna Floating Bed in Different Seasons [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2008, 47(2): 127 - 130.
- [16] BRAMWELL S A, PRASAD P V. Performance of a small aquatic plant wastewater treatment system under Caribbean conditions [J]. *Journal of Environmental Management*, 1995, 44(3): 213 - 220.

~~~~~  
(上接第 92 页)

- [8] LOGAN B E, OH S E I, KIM S, et al. Biological hydrogen production measures in batch anaerobic respirometers [J]. *Environ Sci Technol*, 2002, 36: 2530 - 2535.
- [9] LAY J J, LI Y Y, NOIKE T. The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes [J]. *Water Environ Res*, 1998, 70(5): 1075 - 1082.
- [10] 蒲贵兵, 甄卫东, 张记市等. 城市生活垃圾厌氧消化中甲烷产量的生物动力学研究 [J]. *化学与生物工程*, 2007, 24(7): 55 - 59.  
PU Guibing, ZHEN Weidong, ZHANG Jishi, et al. study on methane output in biologic dynamics during anaerobic digestion of municipal solid waste [J]. *Chemistry & Bioengineering*, 2007, 24(7): 55 - 59.
- [11] 胡纪萃, 周孟津, 左剑恶, 等. 废水厌氧生物处理理论与技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2003.
- [12] McMAHON K D, STROOT P G, MACKIE R I, et al. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—II: microbial population dynamics [J]. *Wat Res*, 2001, 35(7): 1817 - 1827.
- [13] 李刚, 杨立中, 欧阳峰, 厌氧消化过程控制因素及 pH 和 Eh 的控制分析 [J]. *西安交通大学学报*, 2001, 36(5): 518 - 521.  
LI Gang, YANG Lizhong, OU Yangfeng. Control factors of anaerobic digestion and effect of pH and Eh [J]. *Journal of Southwest Jiaotong University*, 2001, 36(5): 518 - 521.
- [14] LIU D W, LIU D P, ZENG R J, et al. Hydrogen and methane production from household solid waste in the two-stage fermentation process [J]. *Wat Res*, 2006, 40: 2230 - 2236.
- [15] 左剑恶, 凌雪峰, 王妍春, 等. EGSB 反应器的动力学模型研究 (1) ——模型的建立 [J]. *中国沼气*, 2003, 21(1): 3 - 7.  
ZUO Jiane, LING Xuefeng, WANG Yahchun, et al. A study on dynamic model of an EGSB reactor—I: Modeling [J]. *China Biogas*, 2003, 21(1): 3 - 7.
- [16] 沈萍. 微生物学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2004.