

# 生物化学法协同修复受污染底泥 及条件优化

刘畅<sup>1</sup>, 庞磊<sup>2</sup>, 吕梦怡<sup>1</sup>, 常素云<sup>1\*</sup>, 孙井梅<sup>1</sup>

(1. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300350;

2. 天津市津南区水务技术推广中心, 天津 300350)

**摘要:**模拟底泥-上覆水系统, 采用生物-化学法联合修复受污染底泥, 通过正交试验方法优化修复条件。选择化学药剂、温度、投菌比例、投菌顺序及生物促生剂为影响因素, 依据氮和有机物修复结果, 分析正交试验数据并确定各因素水平的最优搭配。依据底泥-上覆水系统修复效果, 提出一种优化的生化协同修复方案: 首先向底泥中投加  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ , 待稳定后向水体中均以 1.50% 的比例注入好氧反硝化菌和酵母菌, 菌剂浓度均为  $10^8$  cfu/mL, 同时, 分别以 0.35% 和 0.70% 的比例向水体和底泥中投加生物促生剂。

**关键词:**城市河道; 协同修复; 正交试验; 氮; 有机物

中图分类号: X522

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2016)10-0117-05

DOI: 10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2016.10.029

## Biochemical collaborative remediation and optimization of contaminated sediment

LIU Chang<sup>1</sup>, PANG Lei<sup>2</sup>, LV Meng-yi<sup>1</sup>, CHANG Su-yun<sup>1\*</sup>, SUN Jing-mei<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China;

2. Water Technology Promotion Center of Jinnan District, Tianjin 300350, China)

**Abstract:** Sediment-overlying water system is simulated. The contaminated sediment is treated by bio-chemical combined remediation. Orthogonal experiment is designed to optimize the conditions of sediment remediation. The chemical agents, temperature, the proportion of microbial agents, adding sequence and biological growth-promoting agents are selected as factors. The orthogonal experiment analysis is performed based on remediation results of nitrogen and organics in the sediment-overlying water system. The optimal collation of each factor is determined. An effective remediation method is also presented.  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  is firstly injected in sediment. After 2-3 weeks, heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria and yeast inoculums which are prepared in concentration of  $10^8$  cfu/mL, are injected into water in dose of 1.50%. Biological grow-promoting agents would be added at the same time (0.35% and 0.70% in water and sediment, respectively).

**Key words:** urban river; collaborative remediation; orthogonal experiment; nitrogen; organics

随着社会经济高度发展及城市化进程的加快, 城市水污染问题日益严重, 大量污染物排入河道, 并沉积于底泥中。河道底泥与上覆水体间存在着物质交换和能量交换, 一旦外界条件改变, 底泥中沉积的污染物质则会通过解析、扩散等形式重新释放, 进而影响上覆水水质, 不利于天然河道治理<sup>[1-2]</sup>。

化学修复技术即向水体中投加化学药剂, 通过化学沉淀、氧化还原等作用, 可抑制底泥污染物向水体中释放<sup>[3-4]</sup>。尽管化学修复技术出现较早, 但需要应用大量药剂, 且试剂用量难以精确控制, 可能对水生生态系统造成潜在威胁。

微生物修复技术因具有节省费用, 不破坏生态环境等优点, 在受污染水体修复过程中得到广泛应

用。生物促生剂主要由矿物质、酶、维生素和营养物质等混合而成, 可加速微生物生长代谢活动, 改善系统溶氧状态, 逐步成为底泥修复研究热点<sup>[5]</sup>。但生物修复技术存在自身局限性, 微生物活动易受环境条件影响, 修复成果见效慢, 并且污染物的难生物降解性、不溶性常导致微生物修复无法进行<sup>[6]</sup>。

采用生物-化学法协同修复受污染底泥, 利用微生物技术弥补化学技术的不足, 化学药剂如  $\text{CaO}_2$  的缓慢氧化作用则可改善底泥环境, 促进微生物生长, 从而集中技术优势, 提高修复效果。

因此, 选取化学药剂、温度、投菌比例、投菌顺序及生物促生剂为影响因素, 设计正交试验, 优化受污染底泥修复条件, 为天然河道修复提供参考。

收稿日期: 2016-03-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(51378339)

作者简介: 刘畅(1992-), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制理论与技术, yuwanru0620@163.com; 常素云(1982-), 女, 博士, 工程师, 主要研究方向为水环境治理, csy@tjhi.com。

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验材料及方 法

试验原泥取自南开大学马蹄湖,总氮含量为 3.5~4 g/kg,TOC 含量为 75~90 g/kg。将底泥混合均匀,静置 3 d 待性质稳定后,取 1.2 L 广口瓶 18 只,分别铺入约 400 mL 底泥,并用虹吸法注入自来水至 1 L。

采用 HDL 智能型恒温培养箱实现对温度的控制;生物促生剂为美国进口产品,主要成份包括微量元素、维生素、天然荷尔蒙、有机酸、酶蛋白类物质等。

### 1.2 正交试验分析方法

正交试验为  $2 \times 3^5$  型混合水平多因素试验,因此,采用  $L_{18}(2 \times 3^7)$  型正交表,并选用正交表第 1、2、3、6、7 列设计各因素水平的排列组合<sup>[7]</sup>。

正交试验均值分析中, $K$  值为各因素在同一水平下试验数据的平均值,通过比较  $K$  值的大小,能够确定优化的因素水平组合; $R$  值为各因素的极差值,即  $K$  值中最大值与最小值之差, $R$  值越大,相应因素对试验结果影响越大。

### 1.3 指标监测方 法

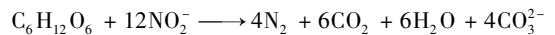
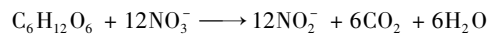
按照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)中的标准方法进行测定<sup>[8]</sup>。具体方法如下:水体总氮测

定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(A)(同 GB 11894—1989);水体氨氮测定采用纳氏试剂分光光度法(A)(同 GB 7479—1987);底泥总氮测定采用凯氏定氮法;水体 COD 测定采用酸性重铬酸钾法(A)(同 GB 11914—1989);底泥 TOC 测定采用燃烧氧化-非分散红外吸收法(HJ 501—2009)。

## 2 结果与分 析

### 2.1 正交试验设计

投加  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  可改善底泥表观性状及还原状态,增加系统中硝酸盐含量,从而抑制底泥中氮磷污染物的释放,同时微生物能够以硝酸盐为电子受体氧化有机碳源,促进底泥中有机物的降解,以葡萄糖分子为例,反应式如下<sup>[9-10]</sup>:



根据前人的实验结果<sup>[11]</sup>,确定  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  的投量为 1.5 g/kg;为控制修复后水体 pH, $\text{CaO}_2$  最佳投量为 0.1%~0.2%<sup>[12]</sup>,设定  $\text{CaO}_2$  投量为 2.5 g/kg。化学药剂注入底泥,溶解释放 2 个星期后基本达到稳定,此时修复开始,同时投加生物菌剂及促生剂。

酵母菌生长代谢旺盛,具有耐酸、耐高渗透压、耐高浓度底物等特点,可有效降解有机污染物<sup>[13]</sup>;

(上接第 116 页)

- [2] 蒋官澄,许伟星,李颖颖,等. 国外减阻水压裂液技术及其研究进展[J]. 特种油气藏,2013,20(1):1-6.
- [3] 许冬进,廖锐全,石善志,等. 致密油水平井体积压裂工厂化作业模式研究[J]. 特种油气藏,2014,21(3):1-6.
- [4] 王海庆,王勤. 体积压裂在超低渗油藏的开发应用[J]. 中国石油和化工标准与质量,2012,32(2):143-143.
- [5] 张军涛,郭庆,申峰,等. 一种新型滑溜水压裂液减阻剂及其应用[J]. 长江大学学报:自然科学版,2014,11(20):108-109.
- [6] Morgan S E, McCormick C L. Water-Soluble copolymers XXXII: Macromolecular drag reduction. A review of predictive theories and the effects of polymer structure[J]. Progress in Polymer Science, 1990,15(3):507-549.
- [7] 余维初,丁飞,吴军. 滑溜水压裂液体系高温高压动态减阻评价系统[J]. 钻井液与完井液,2015,32(3):90-92.
- [8] 杜凯,黄凤兴,伊卓,等. 页岩气滑溜水压裂用减阻剂研究与应用进展[J]. 中国科学:化学,2014,44(11):1696-1704.
- [9] Al-Sarkhi A. Drag reduction with polymers in gas-liquid/liquid-liquid flows in pipes: A literature review[J]. Journal of Natural Gas Science & Engineering,2010,2(1):41-48.
- [10] 陈鹏飞,刘友权,邓素芬,等. 页岩气体积压裂滑溜水的研究及应用[J]. 石油与天然气化工,2013,42(3):270-273.

- [11] Kot E, Bismarck A, Saini R, et al. Novel drag-reducing agents for fracturing treatments based on polyacrylamide containing weak labile links in the polymer backbone[J]. Spe Journal,2011,17(17):924-930.
- [12] 冯玉军,郑焰. 疏水缔合聚丙烯酰胺的合成及溶液性能研究[J]. 化学研究与应用,2000,12(1):70-73.
- [13] Feng Y, Billon L, Grassl B, et al. Hydrophobically associating polyacrylamides and their partially hydrolyzed derivatives prepared by post-modification. 2. Properties of non-hydrolyzed polymers in pure water and brine[J]. Polymer,2005,46(22):9283-9295.
- [14] 赵众从,刘通义,罗平亚,等. 一种疏水缔合聚合物水溶液的黏弹性与减阻特性研究[J]. 油田化学,2014,31(4):594-599.
- [15] 鲁红升. 疏水缔合聚丙烯酰胺的反相微乳液制备及其在多孔介质中的流动行为研究[D]. 成都:中国科学院成都有机化学研究所,2008.
- [16] Taylor K C, Nasr-El-Din H A. Water-soluble hydrophobically associating polymers for improved oil recovery: A literature review[J]. Journal of Petroleum Science & Engineering,1998,19(3/4):265-280.
- [17] 税碧垣,刘兵,李国平,等. 减阻剂的模拟环道评价[J]. 油气储运,2001,20(3):45-50. ■

好氧反硝化菌能够在有氧条件下,利用有机物为碳源进行代谢活动,将含氮化合物转化为 $N_2$ 等气态氮化物,多数还能同时进行异养硝化过程,将氨氮直接转化为含氮化合物<sup>[14]</sup>。

向水体中以相同投加比例(体积比)注入好氧反硝化菌(ADB)及酵母菌,菌剂浓度均为 $10^8$  cfu/mL,当2种菌剂先后投加时,第1种菌剂于修复开始时投加,另1种菌剂于修复第15 d投加;生物促生剂则以相同投加比例(体积比)分别注入水体及底泥中。

确定的正交试验因素及水平如表1所示。正交试验周期为35 d,试验结果如表2所示。

表1 因素水平表

水平	因素 A	因素 B	因素 C	因素 D	因素 E
	化学药剂	温度/ °C	投菌比例/ ‰	菌剂 顺序	$\varphi$ (促生剂)/ ‰
1	$Ca(NO_3)_2$	5	0.06	同时	0
2	$CaO_2$	18	0.30	先 ADB	0.70
3		30	1.50	先酵母	0.35

表2 正交试验结果

试验号	因素水平					修复后水体主要污染指标浓度及降解率						底泥主要指标降解量	
	A	B	C	D	E	氨氮质量浓度/ ( $mg \cdot L^{-1}$ )	氨氮降 解率/%	总氮质量浓度/ ( $mg \cdot L^{-1}$ )	总氮降 解率/%	COD 浓度/ ( $mg \cdot L^{-1}$ )	COD 降解 率/%	总氮/ ( $g \cdot kg^{-1}$ )	TOC/ ( $g \cdot kg^{-1}$ )
1	1	1	1	1	1	4.10	14.17	144.34	20.51	13	3.57	0.28	2.60
2	1	1	2	2	2	5.52	47.37	128.16	33.88	18	10.00	0.54	1.20
3	1	1	3	3	3	5.92	25.93	121.45	34.33	16	8.82	0.14	4.09
4	1	2	1	2	3	0.18	95.01	104.34	23.52	15	9.09	0.74	6.83
5	1	2	2	3	1	0.18	41.71	102.34	28.49	12	7.41	0.67	8.89
6	1	2	3	1	2	0.17	97.44	108.49	36.04	20	4.76	0.73	10.19
7	1	3	1	3	2	0.29	96.94	24.51	77.46	16	52.24	0.97	4.59
8	1	3	2	1	3	0.26	79.54	10.44	87.04	21	34.38	0.84	13.10
9	1	3	3	2	1	0.03	98.97	10.11	88.41	17	24.44	0.83	9.70
10	2	1	1	2	2	7.93	16.50	9.33	65.91	20	30.36	0.21	2.09
11	2	1	2	3	3	6.54	15.31	8.03	54.23	19	25.00	0.28	2.45
12	2	1	3	1	1	5.89	5.11	6.47	12.90	17	33.33	0.38	4.16
13	2	2	1	1	3	8.40	38.80	12.61	42.50	70	15.15	0.49	3.88
14	2	2	2	2	1	8.70	24.29	10.76	28.00	54	53.85	0.44	1.76
15	2	2	3	3	2	15.71	13.86	18.52	40.61	74	8.64	0.43	1.38
16	2	3	1	3	1	1.65	85.48	5.55	63.94	49	44.94	0.66	11.23
17	2	3	2	1	2	5.70	73.74	16.34	52.60	68	28.42	0.56	12.36
18	2	3	3	2	3	3.47	76.11	6.70	70.32	63	20.75	0.62	11.20

依据氮修复、有机物修复结果,计算正交试验均值及方差,优化修复条件并确定显著影响因素。对于水体指标, $K_1$ 、 $K_2$ 、 $K_3$ 为修复期间污染物降解率均值, $K_1$ 、 $K_2$ 、 $K_3$ 为修复后各指标含量均值。

## 2.2 氮修复条件优化

氮修复分别从水体氨氮、总氮及底泥总氮修复3方面分析试验结果并优化修复条件。水体修复结果由修复后水体污染物浓度及修复期间污染物降解

率表示,并采用修复期间底泥总氮降解量表示底泥修复结果。

### 2.2.1 水体氨氮修复

#### (1) 结果分析

生化修复后,水体氨氮质量浓度得到良好控制,投加 $Ca(NO_3)_2$ 的系统,在 $30^\circ C$ 条件下修复后水体氨氮质量浓度均降至 $0.30 mg/L$ 以下,达到Ⅱ类地表水环境质量标准(GB 3838—2002),且降解率最

高可达 98.97%，修复效果优于投加 CaO<sub>2</sub> 的系统。

(2) 均值分析

对于化学药剂,由  $K_1(1.87) < K_2(7.11)$  且  $K1(66.34) > K2(39.80)$  可知,投加 Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 的系统,修复后水体氨氮质量浓度低,修复效果优于 CaO<sub>2</sub>;Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 提供 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 作为电子受体被微生物利用,加快好氧反硝化菌反硝化进程,而固态 CaO<sub>2</sub> 注入底泥溶解过程缓慢,且释放的 O<sub>2</sub> 不易渗透至深层底泥,无法有效改善底泥厌氧环境,提高微生物代谢活性。

投菌顺序对水体氨氮修复结果影响较小,由  $K_1(4.12) < K_2(4.31) < K_3(5.05)$ 、 $K2(59.71) > K1(51.47) > K3(46.54)$  可知,在“先酵母后好氧反硝化菌”的投菌顺序下,修复后水体氨氮质量浓度高,修复效果较差。酵母菌和好氧反硝化菌均需利用碳源为自身生长代谢活动提供能量,且酵母菌繁殖速度快,投加后迅速消耗底泥中易生物降解有机物,不利于后续好氧反硝化菌生长,从而延缓反硝化脱氮进程,导致水体氨氮质量浓度偏高。

对于生物促生剂,由  $K_1(3.43) < K_3(4.16) < K_2(2.46)$  且  $K1(44.95) < K3(55.12) < K2(57.64)$ ,说明其对水体氨氮的降解作用主要体现在两方面:一方面,由于促生剂中包含酶蛋白类物质,投加后短时间内会引起水体氮质量浓度升高;另一方面,促生剂可以改善底泥还原状态,促进微生物代谢活动,从而加快目标污染物的降解速率。

2.2.2 水体总氮修复

(1) 结果分析

生化修复后,水体总氮均有一定降解,但 1~6 组试验中,由于投加 Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 且修复温度低,外加硝态氮未能被微生物利用完全,导致修复后水体总氮质量浓度明显升高,而在温度较高时(30℃),投加 Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 的系统,修复期间总氮降解率明显提高,9 号组合水体总氮降解率达到 88.41%。

(2) 均值分析

由极差  $R_{35} = 73.32$  可知,化学药剂对修复后水体总氮质量浓度有显著影响,且  $K_1(83.80) > K_2(10.48)$  而  $K1(47.89) \approx K2(47.74)$ ,表明在修复过程中,Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 不仅为微生物提供电子受体,其本身也作为一类营养盐类物质溶解释放进入水体,若投量过高则易导致水体氮质量浓度显著提升,且短时间内生物降解效果不明显。为保证 Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 修复效果,需合理控制其投量及注射方式,可采用多点注射及分次投加法,并在温度较高时进行修复,此时

微生物代谢活性强,有利于总氮降解。

2.2.3 底泥总氮修复

(1) 结果分析

生化修复后,各系统底泥总氮均得到一定程度降解,7 号组合底泥总氮降解量最高,为 0.97 g/kg。

(2) 均值分析

温度升高有利于底泥中含氮物质向上覆水体中释放,同时强化生物活性,提高底泥中生物扰动作用,从而促进底泥总氮降解;此外,Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 的投加也有利于底泥中含氮物质的释放,原因为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 可被好氧反硝化菌利用,提高反硝化速率,使底泥中氨氮含量升高,并在浓度差的推动下不断向上覆水体中扩散转移,而 CaO<sub>2</sub> 的投加则有利于改善底泥厌氧状态,提高生物活性,从而促进含氮物质的降解。

2.2.4 小结

根据氮修复结果及正交试验数据分析,从水体氨氮、总氮浓度控制及底泥总氮降解量提高方面优化修复工艺。结果表明,化学药剂对氮修复结果具有显著影响,而生物菌剂及促生剂对氮修复结果影响较小。Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 与好氧反硝化菌协同作用可加快反硝化进程,有利于系统中氮的降解,生物菌剂与生物促生剂同时作用,可提高微生物代谢活性,强化修复效果。

2.3 有机物修复条件优化

对于有机物修复,分别从水体 COD、底泥 TOC 修复两方面分析试验结果并优化修复条件。水体修复结果可由修复后水体 COD 浓度及修复期间水体 COD 降解率表示;并采用修复期间底泥 TOC 降解量表示底泥修复结果。

2.3.1 水体 COD 修复

(1) 结果分析

生化修复后,1~12 组试验水体 COD 浓度降至 30 mg/L 以下,达到 IV 类地表水环境质量标准(GB 3838—2002),而 13~18 组试验水体 COD 浓度较高,为 50~80 mg/L。5 号组合修复后水体 COD 浓度最低,为 12 mg/L;14 号组合水体 COD 降解率最高,为 53.85%。

(2) 均值分析

对于化学药剂,由  $K_1(16.28) < K_2(48.22)$  可知,修复完成后,投加 Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 的系统水体 COD 浓度低于投加 CaO<sub>2</sub> 的系统。由于酵母菌降解有机物的最适 pH 为 3.5~5.0,而投加 CaO<sub>2</sub> 易引起水体 pH 升高,导致系统环境偏碱性,不适合酵母菌生长代谢;并且 Ca(OH)<sub>2</sub> 与底泥中的腐殖质存在中和反

应,释放有机物进入水体,释放量随温度升高而增大,导致水体 COD 浓度增高<sup>[15]</sup>。而投加  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  的系统水体 pH 较低,并且微生物可利用碳源作为电子供体, $\text{NO}_3^-$  作为电子受体,加快电子转移过程,同时实现有机物的矿化降解。

### 2.3.2 底泥 TOC 修复

#### (1) 结果分析

生化修复后,各系统底泥 TOC 均有一定降解,且降解量随温度升高明显增加,8 号组合底泥有机物的降解量最高,为 13.10 g/kg。

#### (2) 均值分析

由极差  $R = 7.60$  可知,温度对底泥 TOC 降解效果有较大影响,且  $K1(2.77) < K2(5.49) < K3(10.36)$  表明,温度升高能够提高微生物活性,促进底泥中有机质的解吸过程,从而利于底泥 TOC 降解。

由极差  $R = 1.58$  且  $K1(5.20) < K2(6.63) < K3(6.79)$  可知,小试规模下,菌剂投量对底泥有机质降解效果影响较小,且提高菌剂投量有利于强化有机质修复效果。在天然河道修复过程中,须综合考虑菌剂制备成本、修复治理面积及底泥污染程度等因素,合理确定菌剂投加量。

### 2.3.3 小结

根据修复结果及正交试验数据分析,从水体 COD 浓度控制、底泥 TOC 降解量提高两方面优化工艺条件。结果表明,好氧反硝化菌及酵母菌组合可有效降解水体中有机污染物,且  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  对有机物的修复效果优于  $\text{CaO}_2$ ,而菌剂投量及投菌顺序对有机物修复结果影响较小。

## 3 结论

(1) 化学药剂和修复温度是受污染底泥-上覆水系统修复的显著影响因素,好氧反硝化菌及酵母菌组合有利于提高氮及有机物修复效果。夏天温度较高适于河道修复,且投加  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  的修复效果优于  $\text{CaO}_2$ 。 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  溶解释放  $\text{NO}_3^-$ ,可被好氧反硝化菌利用作为电子受体强化反硝化作用,加快水体脱氮过程,提高修复效果,体现了生物化学法联合修复技术的优势。

(2) 生物促生剂通过与复合菌剂联合作用,可加快目标污染物降解速度,提高生物修复效果。

(3) 依据水体及底泥污染物降解效果,在天然

河道修复过程中,化学药剂优选  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ,注入底泥溶解释放达到稳定后,同时投加好氧硝化菌及酵母菌,以促进氮及有机物降解,此外,分别以 0.35% 和 0.70% 的投加比例向水体和底泥中注入生物促生剂。

## 参考文献

- [1] Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events[J]. *Environment International*, 2004, 30(7): 973-980.
- [2] 胡小贞, 金相灿, 卢少勇, 等. 湖泊底泥污染控制技术及其适用性探讨[J]. *中国工程科学*, 2009, 11(9): 28-33.
- [3] 张丹.  $\text{CaO}_2$  对控制河道底泥磷释放效果的研究[J]. *环境工程*, 2012(30): 532-534.
- [4] Murphy T P, Lawson A, Kumagai M, et al. Review of emerging issues in sediment treatment[J]. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1999(4): 419-434.
- [5] 卢丽君, 孙远军, 李小平. 用生物促生剂修复受污染底泥[J]. *中南民族大学学报(自然科学版)*, 2007, 26(4): 27-31.
- [6] 徐亚同, 史家梁, 张明. 生物修复技术的作用机理和应用(下)[J]. *上海化工*, 2001(20): 4-6.
- [7] 方开泰, 马长兴. 正交与均匀试验设计[M]. 北京: 北京科学出版社, 2001.
- [8] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第4版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [9] 宗栋良, 张光明. 硝酸钙在底泥修复中的作用机理及应用现状[J]. *中国农村水利水电*, 2006(4): 52-54.
- [10] 赵振. 氧化试剂(硝酸钙)控制黑臭底泥营养盐释放的效果研究[J]. *环境科技*, 2010, 23(4): 17-19.
- [11] 黄建军. 城市河道底泥营养盐释放及化学修复研究[D]. 天津: 天津大学, 2009.
- [12] 张嫦, 吴莉莉, 周小菊, 等. 过氧化钙的制备及其在废水处理中的应用[J]. *化工环保*, 2004, 24(1): 62-65.
- [13] Hui Han, Yanyan Zhang, Cancan Cui, et al. Effect of COD level and HRT on microbial community in a yeast-predominant activated sludge system[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(10): 3463-3465.
- [14] Joo H S, Hirai M, Shoda M. Characteris of ammonium removal by heterophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2005, 100(2): 184-191.
- [15] Andersson S. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a morhumus[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(1): 1181-1191. ■