

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.22 No.2

广州环境科学

第二十二卷 第二期



广州市环境科学学会 主办

2

2007



首届穗版内部资料优秀奖
《中文科技期刊数据库》入编期刊
《中国知识资源总库》入编期刊

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主任 傅家谟
副主任 甘海章 赖光赐
委员 王作新 刘攸弘 齐雨藻
朱锡海 陈成章 汪晋三
李萍萍 余国扬 吴政奇
吴乾钊 骆世明 姚继业
黄兆源 曾凡棠 彭绍盛
主编 甘海章
栏目编辑 王仁宇 王良焱 尹伊伟
刘攸弘 李战隆 施性清
黄卓尔
责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局
主办单位 广州市环境科学学会
编辑出版 《广州环境科学》编辑部
地址 广州市府前路2号
府前大厦B座8楼
邮政编码 510030
电话 (020)83355374
E-mail: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn

印刷 华南理工大学印刷厂
广东省连续性内部资料出版物
登记证粤内登字A第10070号

内部资料·免费交流

目次

水环境及污染防治

- 3株溶藻菌生长特性研究初报
..... 李木桂, 刘晶, 潘伟斌, 等 (1)
城市水环境容量分布与产业布局协调发展研究
——以广东中山市为例..... 张恒军, 蔡蔚, 郭梅 (4)
生物膜反应器处理洗涤污水的试验
..... 赵纬, 杨庆, 裴元生 (9)
铁炭内电解法处理染料废水的试验
..... 王慧娟, 黄亮 (13)
铁床/二氧化氯组合工艺处理蒽醌类染料废水
..... 沈琪 (17)

大气环境及污染防治

- 燃煤氮氧化物排放控制技术进展及相关思考
..... 高志飞, 陈建中, 王盼盼 (19)

固体废物及处理

- 污泥超声处理研究的进展
..... 张宁宁 (23)

环境监测与分析

- 流动注射催化光度分析法的研究进展
..... 王文元, 顾丽莉 (27)
催化燃烧/库仑滴定法测定植物叶片中硫
..... 张宗祥, 朱宇芳 (31)

环境生态

- 广州市生态示范村创建工作若干问题探讨
..... 卢彦 (33)

环境评价

- 珠江三角洲城市人居环境评估与优化研究
..... 李志勇, 徐红宇 (37)
公路建设项目环境影响后评价探讨
..... 韦正乐, 黄碧纯 (44)

动态与信息简讯

- 中国广州环保产业、资源综合利用博览会9月在穗举行(8) 中国将出台一系列措施减缓温室气体排放(12) 2007年广州市中学生环境征文颁奖(32) 常务副市长对污染物总量控制工作提出6点要求(36) 环保总局:氨氮的浓度值呈上升趋势(48)

封面摄影

- 珠水聚潮育穗城 林晓东

3 株溶藻菌生长特性研究初报*

李木桂 刘晶 潘伟斌 张海燕

(华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510640)

摘要 为快速培养高浓度菌液以治理水体富营养化藻类水华,对本实验室筛选出的 3 株溶藻菌 L7、L8 和 L18 进行了研究,通过正交和单因素实验探讨适宜此 3 株菌生长的盐度、pH 值和温度条件。结果表明:此 3 株菌适宜的生长条件为盐度 0%~1%、pH 值 6.0~8.0、23~30℃;L7 和 L8 的最适生长条件为盐度 0.7%、pH 值 6.8、30℃;L18 的最适生长条件为盐度 0.6%、pH 值 7.6、30℃。

关键词 富营养化 溶藻细菌 最适生长条件

面对日益严重的水华问题,近年来国家各级环境保护部门投入了大量人力、物力以治理一些重点湖泊,但大多都没达到预期成效^[1-2]。在此情况下,利用溶藻细菌(*algae-lysing bacteria*)控藻成为防治水华和赤潮的可能手段,引起了众多科研人员的关注^[3-4]。本实验室已经从广州市黄埔区某富营养化池塘中分离、筛选出 3 株能高效抑制铜绿微囊藻(*microcystis aeruginosa*)和水华鱼腥藻(*anabaena flos-aquae*)的溶藻细菌 L7、L8 和 L18。根据广东省微生物分析检测中心完成的 16S rDNA 测序分析鉴定的结果:L7 和 L8 同属蜡状芽孢杆菌(*Bacillus cereus*);其中 L7 与蜡状芽孢杆菌同源性达 100%,L8 与蜡状芽孢杆菌同源性达 99%,因此判断 L7 与 L8 可能为变种关系;L18 属短小芽孢杆菌(*Bacillus pumilus*)。我们已对 L7 和 L18 的分离、鉴定和溶藻特性进行了研究,L8 的溶藻特性亦与 L7 相似。同时综合前人的研究报道:要达到良好的溶藻效果,菌液的起始浓度必须大于某一下限值(如: 4.8×10^5 个/mL^[5], 1.0×10^5 个/mL^[6,39-40]),而在实际投菌的大型水体中,菌液的浓度一般很难达到这一数量级^[7]。因此如何培养出高浓度的菌液是溶藻菌成功用于治理水体富营养化藻类水华的关键之一。我们研究了温度(23℃、30℃、37℃)、盐度(0%~10%)、pH 值(2.8~10)和接种量(0.1%、0.2%、0.4%)对此 3 株溶藻细菌生长的影响,探讨其适宜的培养条件,以期用于高浓度菌液的快速培养。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 菌种及其培养

实验用的 3 株溶藻菌(L7、L8 和 L18)均从广州黄埔某富营养化池塘分离筛选而得。菌种以牛肉膏蛋白胨固体培养基斜面冷冻保存,使用前用牛肉膏蛋白胨液体培养基扩大培养并冷藏备用^[8]。

1.1.2 培养基

1) 牛肉膏蛋白胨液体培养基^[9,85-86];

2) 牛肉膏蛋白胨固体培养基:每 100 mL 牛肉膏蛋白胨液体培养基加入琼脂 1.5~2.0 g。

1.2 方法

1) 比浊法测溶藻菌生长曲线^[9,75-77]:将 0.1 mL 的菌液(浓度 1.0×10^8 个/mL)接种于 20 mL 经高压蒸汽灭菌的牛肉膏蛋白胨液体培养基中,在 37℃ 下培养,空白调零,每隔 12 h 取样,用分光光度计测菌液在 450 nm 处吸光度值(A_{450})。

2) 通过正交实验 $L_9(3^4)$ 研究在不同盐度、温度、pH 值和接种量(V/V)条件下的最适生长条件^[10]:设置 4 因素 3 水平,见表 1,将菌液分别接入牛肉膏蛋白胨液体培养基中,设一重复,培养 48 h 后测 A_{450} ,初步确定其最适生长条件及主要的影响因素。

3) 正交实验结果表明盐度与 pH 值对此溶藻菌的生长影响很大,故细化其水平,进一步设置单因素

注: * 基金项目:广州市黄埔区环境保护局资助项目“广州市城区富营养化池塘生态修复示范工程”(302D804212)
收稿日期: 2006-10-16, 修改稿收到日期: 2006-11-29

表1 正交实验的因素设置表

水平	因素			
	pH值 A	温度 /°C B	盐度 /% C	接种量 /% D
1	7	23	0.5	0.1
2	8	30	5	0.2
3	9	37	10	0.4

实验分别考察盐度(0%~10%)与 pH 值(2.8~10)对溶藻菌生长的影响^{[9][16-120]}。

2 结果与讨论

2.1 溶藻细菌的生长曲线

图1为溶藻菌的生长曲线及其在衰亡期前生长速率的线性拟合线。从图中生长曲线可以看出:在牛肉膏蛋白胨液体培养基中,3株菌的延滞期在12h内,36h后进入稳定期,72h后开始进入衰亡期;菌液浓度最大值出现在60~72h之间。从生长速率的线性拟合线可以看出:菌种在衰亡期前(0~72h)生长速率为L18>L7>L8。结合溶藻效果的实验结果:溶藻效率的趋势亦为L18>L7>L8,与衰亡期前溶藻菌生长速率一致;菌株生长越快,达到溶藻要求的菌液浓度越低。彭超等^[9]的研究也表明:溶藻效果与溶藻细菌的生长速率有关。因此,通过提供适宜的培养条件,可以快速培养出高浓度的菌液,以增强溶藻效果。

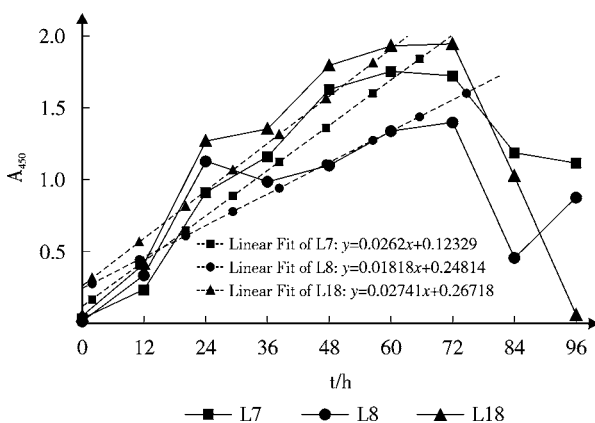


图1 溶藻细菌的生长曲线

2.2 溶藻细菌生长条件的多因素实验

通过对L7、L8和L18进行盐度、温度、pH值和接种量(V/V)的L₉(3⁴)正交实验,从中筛选出最适生

长条件,结果见表2~表4:

表2 菌种L7的正交实验结果与分析

	因素				A ₄₅₀		
	A	B	C	D	A ₄₅₀	合计	
实验号1	1	1	2	3	0.160	0.220	0.380
实验号2	1	2	1	1	1.442	1.446	2.888
实验号3	1	3	3	2	0.016	0.016	0.032
实验号4	2	1	1	2	1.154	1.150	2.304
实验号5	2	2	3	3	0.040	0.038	0.078
实验号6	2	3	2	1	0.280	0.288	0.568
实验号7	3	1	3	1	0.000	0.000	0.000
实验号8	3	2	2	2	0.105	0.095	0.200
实验号9	3	3	1	3	0.588	0.580	1.168
K1	3.300	2.684	6.360	3.456			
K2	2.950	3.166	1.148	2.536			
K3	1.368	1.768	0.110	1.626			
R1	0.550	0.447	1.060	0.576			因素影响顺序
R2	0.492	0.528	0.191	0.423			C>A>D>B
R3	0.228	0.295	0.018	0.271			
R	0.322	0.233	1.042	0.305			
最适生长条件	A1	B2	C1	D1			

注:K_n为同一因素第n个水平的实验结果相加之和,R_n为K_n的平均值,极差R为同一因素中R_{max}与R_{min}之差。R大说明该因素对实验的影响大,反之则小;K_n(R_n)大说明在同一因素中该水平对实验的影响大,反之则小。

表3 菌种L8的正交实验结果与分析

	因素				A ₄₅₀		
	A	B	C	D	A ₄₅₀	合计	
实验号1	1	1	2	3	0.229	0.231	0.460
实验号2	1	2	1	1	0.738	0.732	1.470
实验号3	1	3	3	2	0.054	0.050	0.104
实验号4	2	1	1	2	0.971	0.967	1.938
实验号5	2	2	3	3	0.047	0.049	0.096
实验号6	2	3	2	1	0.260	0.260	0.520
实验号7	3	1	3	1	-0.023	-0.027	-0.050
实验号8	3	2	2	2	0.015	0.013	0.028
实验号9	3	3	1	3	0.360	0.366	0.726
K1	2.034	2.348	4.134	1.940			
K2	2.554	1.594	1.008	2.070			
K3	0.704	1.350	0.150	1.282			
R1	0.339	0.391	0.689	0.323			因素影响顺序
R2	0.426	0.266	0.168	0.345			C>A>B>D
R3	0.117	0.225	0.025	0.214			
R	0.309	0.166	0.664	0.131			
最适生长条件	A2	B1	C1	D2			

(同表1注)

表 4 菌种 L18 的正交实验结果与分析

	因 素				A ₄₅₀		
	A	B	C	D	A ₄₅₀	合计	
实验号 1	1	1	2	3	0.193	0.199	0.392
实验号 2	1	2	1	1	1.088	1.080	2.168
实验号 3	1	3	3	2	0.005	0.011	0.016
实验号 4	2	1	1	2	0.790	0.794	1.584
实验号 5	2	2	3	3	0.044	0.050	0.094
实验号 6	2	3	2	1	0.150	0.154	0.304
实验号 7	3	1	3	1	-0.039	-0.039	-0.078
实验号 8	3	2	2	2	0.010	0.022	0.032
实验号 9	3	3	1	3	0.625	0.629	1.254
K1	2.576	1.898	5.006	2.394			
K2	1.982	2.294	0.728	1.632			
K3	1.208	1.574	0.032	1.740			
R1	0.429	0.316	0.834	0.399			因素影响顺序
R2	0.330	0.382	0.121	0.272			C > A > D > B
R3	0.201	0.262	0.005	0.290			
R	0.228	0.120	0.829	0.127			
最适生长条件	A1	B2	C1	D1			

(同表 1 注)

由表 2 ~ 表 4 得: 因素 C(盐度)的影响水平显著, 水平 C1 对菌株生长更有利; 因素 A(pH 值)的影响水平次之, 水平 A1 对菌株生长更有利; 其余 2 个因素的水平高度相差不大。综合 3 株菌的正交实验情况可以大致确定: 在本实验条件设置中, 因素影响顺序 C > A > D ≈ B, 即盐度 > pH 值 > 接种量 ≈ 温度, 最适生长条件为盐度 0.5%、pH 值 7.0、接种量 0.1%、30 ℃。

2.3 盐度和 pH 值的单因素实验

由 2.2 的结果可知影响 3 株菌生长的主要因素为盐度和 pH 值, 为进一步明确其最适生长条件, 分别对盐度和 pH 值的水平细分, 进行单因素实验。其实验结果如图 2、图 3 所示。

由图 2、图 3, 并结合 2.2 可知: 此 3 株菌适宜的生长条件为盐度 0%~1%、pH 值 6.0~8.0、23~30 ℃; L7 和 L8 的最适生长条件为: 盐度 0.7%、pH 值 6.8、30 ℃; L18 的最适生长条件为: 盐度 0.6%、pH 值 7.6、30 ℃; 盐度大于 5% 会明显抑制此溶藻菌的生长; pH 值小于 5 也会明显抑制其生长。何红、孔建、M P Jobin 等对芽孢杆菌生长情况的研究也有相似的结论^[11-13]。

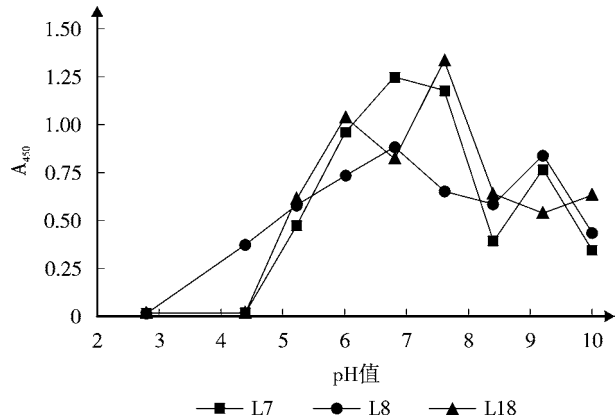


图 2 培养基 pH 值对溶藻菌生长的影响

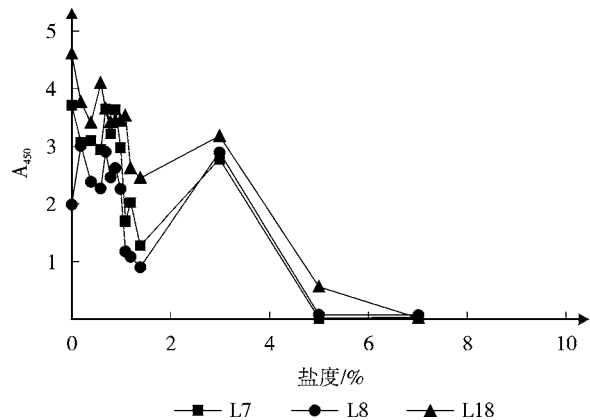


图 3 培养基盐度对溶藻菌生长的影响

3 结论

1) L7、L8 和 L18 的生长期大约为: 延滞期 0~12 h, 对数生长期 12~36 h, 稳定期 36~72 h, 72 h 后进入衰亡期, 菌液浓度最大值出现在 60~72 h 之间。

2) 3 株菌在盐度 0%~1%、pH 值 6.0~8.0、23~30 ℃ 下生长良好; L7 和 L8 的最适生长条件为: 盐度 0.7%、pH 值 6.8、30 ℃; L18 的最适生长条件为: 盐度 0.6%、pH 值 7.6、30 ℃; 对此 3 株菌而言, 盐度大于 5% 或 pH 值小于 5 都会明显抑制溶藻菌的生长。

4 参考文献

- [1] 李锦秀, 廖文根. 富营养化综合防治调控指标探讨[J]. 水资源保护, 2002, (2): 4-5.
- [2] 史丹. 我国湖泊富营养化问题及防治对策[J]. 资源开发与市场, 2005, 21(1): 17-18.
- [3] 席宇, 朱大恒, 黄进勇, 等. 溶藻细菌的生态学作用及其生

(下转第 30 页)

城市水环境容量分布与产业布局协调发展研究 ——以广东中山市为例

张恒军 蔡蔚 郭梅

(国家环保总局华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘要 文章以珠江三角洲的中山市为例,通过对城市水环境现状、环境容量计算结果与产业结构布局特征进行分析,指出目前产业结构与水环境容量之间存在的矛盾;结合产业现状和未来发展规划,为新时期城市环境容量分布与产业布局协调发展提供参考。

关键词 水环境容量 产业布局 协调发展 中山市

本研究应用环境容量资本概念,积极倡导合理规划使用容量资源,推动产业布局与环境容量的协调发展。容量优化利用对建立资源节约型社会,实现政府部门从经济性管制走向社会性管制,从单纯预防污染走向引导发展具有重要的意义。中山市是我国沿海开放城市之一,近年来基本形成了以高新技术产业为龙头,以优质产品为拳头的多元化产品结构。在社会经济发展的新时期,产业布局与环境容量协调发展的研究,将成为中山市建设现代化和社会经济协调发展示范市的关键,更是其全面、协调和可持续发展的保障,具有重要的战略指导意义。

1 区域现状分析

1.1 水资源分布与水环境特点

中山市地处珠江三角洲经济开放区中心地带,属于珠江水系的西、北江系统,河网深受南海海洋潮

汐的影响,具典型河口区特色。

中山市水资源相对较为丰富,1998 年人均水资源量为 109 884 m³,在珠江三角洲经济区 9 市中处第 3 位,但若仅以当地天然水资源量 14.7 亿 m³ 计算,则人均只有 1 076 m³,在珠三角为倒数第 2。此外,枯水期水资源量只占多年平均资源量的 57%~63%左右,年间水资源量分布也不平衡,因此在枯水年或旱季会出现局部地区缺水,例如旱季时的咸潮上涌等。

根据《广东省地表水环境功能区划》,中山市共有 13 个水环境功能区,均处于珠江流域中。这 13 个水环境功能区中,洪奇沥及黄圃水道、黄沙沥水道属北江水系,长江水库、西江、东海水道以及南沙涌属西江水系,石岐河、小榄水道、鸡鸦水道、鳧洲河横琴海、古镇水道、桂洲水道、横门水道、拱北河等属珠江三角洲水系。各水体功能区划详见表 1 和图 1。

表 1 中山市水环境功能区划

流域	水系	水体	现状使用功能	规划主导功能	功能区类型	水质目标
珠江流域	西江	长江水库	饮用	饮用水源	饮用水水源保护区	II
		西江(磨刀门水道)	饮、工、农	饮用水源	饮用水水源保护区	II
		东海水道	饮用	饮用	饮用	II
		南沙涌	综合	综合	综合	III
	北江	洪奇沥及黄圃水道、黄沙沥水道	工、农、渔	渔业	渔业用水区	III
	珠江三角洲	石岐河	农业景观	景观用水	景观娱乐用水区	IV
		鸡鸦水道	饮用	饮用水源	饮用水水源保护区	III
小榄水道		饮用	饮用水源	饮用水水源保护区	II	

续表 1

流域	水系	水体	现状使用功能	规划主导功能	功能区类型	水质目标
珠江流域	珠江三角洲	鳧洲河横琴海	工、农	工业用水	工业用水区	Ⅲ
		古镇水道	饮、工、农	饮用水源	饮用水水源保护区	Ⅲ
		桂洲水道	饮用	饮用水源	饮用水水源保护区	Ⅱ
		横门水道	工、农、渔	渔业	渔业用水区	Ⅲ
		拱北河	工、农	工业用水	工业用水区	Ⅲ

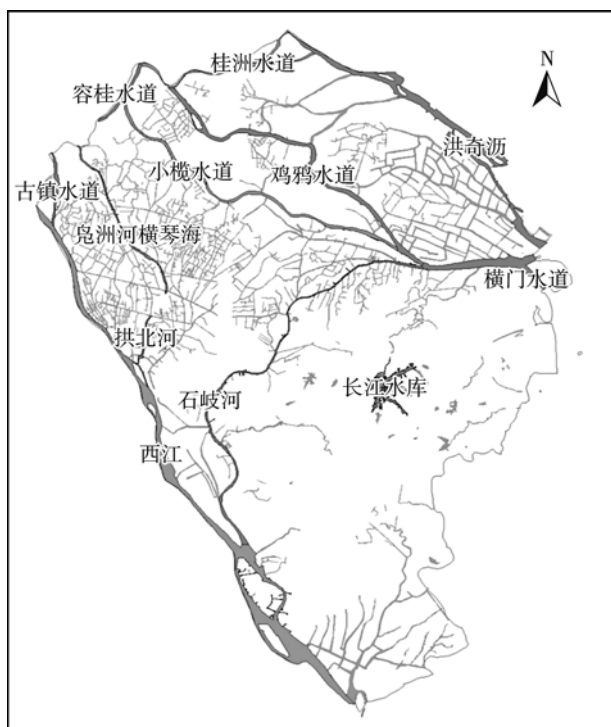
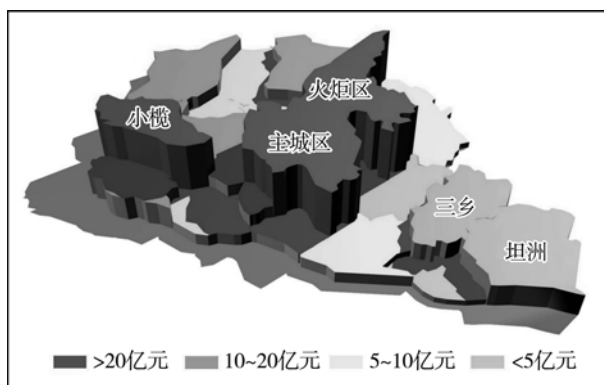


图 1 中山市水系简图

1.2 产业发展现状与布局

在中山 10 余年的发展过程中,各镇(区)根据自身的不同条件和优势,形成了小榄五金塑料、古镇灯饰,沙溪休闲服,开发区的高新技术等一批具有鲜明区域特色的产业,“一镇一品”型的区域经济已成为镇区经济的一大亮点和重要支柱。区域特色经济的发展具有了集聚效应优势,从而促进了产业集群的形成,产业布局也以组团聚集的方式分布于各个镇区,促进产业链条延伸,提高产业发展规模和水平^[1]。

中山市各镇经济密度如图 2 所示,从图中我们可以清晰的看出,中山已经初步形成了以小榄为中心的北部工业带和以中心城区、火炬区为核心的东部产业簇群。



数据来源:中山市统计年鉴 2002

图 2 中山市各组团经济密度(主城区由东区、南区、西区和石岐区组成)

1.3 水环境现状及容量分布特征

1.3.1 水环境质量现状

根据中山市环境质量监测数据表明,2003 年全市各主要水道总体水质保持良好,主要出现超标河段有石岐河、小榄水道、西江下游(磨刀门水道)。石岐河监测值出现超标的项目为溶解氧、阴离子表面活性剂、石油类、总磷和化学需氧量,无年均值超标项目;小榄水道监测值出现超标的项目为阴离子表面活性剂、铅和化学需氧量,无年均值超标项目;磨刀门水道监测值出现超标的项目为溶解氧和硫化物,无年均值超标项目。鸡鸦水道和横门水道均达到Ⅱ类水质标准,无出现超标项目。主要河流水质评价表的统计结果表明,5 条河流污染分担率最高的均为石油类,其次是阴离子表面活性剂、生化需氧量,说明上述 3 个项目为各条河流的主要污染物^[2]。

1.3.2 水环境容量分布特征

在计算容量的过程中对“特殊控制区”、“跨地市交接断面”等均按照国家及广东省有关规定对环境容量计算作进一步处理。特殊控制区是指“水质目标为Ⅰ类、Ⅱ类的控制单元以及目标虽为Ⅲ类但属于保护区或游泳区”的水体,根据《广东省水污染物排放限值

(DB 44/26-2001)》的规定,“特殊控制区内不得新设排污口,现有排污口执行一级排放标准且不得增加污染物排放总量”,而根据水源保护的有关规定:“禁止向一级水源保护区排放污水;原已设置的排污口,由县级以上人民政府按照规定的权限责令限期拆除”。因此,对特殊控制区的可利用环境容量,采取下列3种处理方法:①由于一级水源保护区是不允许排污的,因此应进一步扣除一级水源保护区所对应的那部分容量;②当现状没有排放口时,可利用容量取面源入河量与模型计算容量中的较小值;③对于交接断面控制水质目标必须满足水质功能区划的要求。

为全面衡量和分析区域水环境容量特点,本研究引入剩余可利用环境容量、可利用容量丰裕度指数和水环境容量密度等。

1) 剩余可利用环境容量

某一河段的剩余可利用环境容量的计算是从计算得到的可利用环境容量中扣除进入这一河段的点源和非点源入河量得到的。

2) 水环境容量丰裕度指数^[1]

水环境容量在一定地区的集中程度为水环境容量丰裕度。它是某一区域(在本章中为各组团)容量与总区域(在本章中为全市)容量之和的比值,是个相对值。丰裕度指数越大,表明容量越丰富;反之,容量越贫乏。其计算公式见式(1)。

$$M_i = (n_i / \sum n_i) \times 100\% \quad (1)$$

式中: M_i ——某地区*i*种污染物剩余水环境容量丰裕度,%;

n_i ——某地区*i*种污染物可利用水环境容量,t/a。

3) 水环境容量密度

单位面积上的水环境容量即为水环境容量密度。一般认为水环境容量密度大于等于3.00 t/km²的区域其水环境容量较丰盛,剩余开发潜力较大^[4]。其计算公式见式(2)。

$$C_i = I_i / A_i \quad (2)$$

式中: C_i ——某地区*i*种污染物剩余水环境容量的密度,t/(a·km²);

I_i ——某地区*i*种污染物可利用水环境容量与已利用容量(现状排污量)之差,t/a;

A_i ——区域面积,km²。

从各河流空间分布来看,中山市目前水质状况相对较好,可利用容量较大,但是由于大量污染源分

布在石岐河、小榄水道汇流区内,造成石岐河污染超负荷。磨刀门水道,小榄水道和鸡鸦水道是饮用水源保护河段对其容量利用需要慎重考虑。尚可开发使用的容量主要集中于洪奇沥、凫洲河横琴海和横门水道等水域。

从组团空间分布来看,局部地区如中心组环境容量已消耗殆尽、南部组团已所剩无几,只剩水环境容量比较丰裕的西北组团和东部组团剩余容量还较多。西北组团内鸡鸦水道和小榄水道均为饮用水源河道,水质要求较高,该组团的水环境容量需慎重利用;东部组团剩余容量较大,同时靠近海边的南朗镇将来还可以考虑利用海水环境容量,开发利用潜力最大,是中山市的产业结构调整与优化空间布局主要方向。中山市剩余水环境容量呈现出明显的空间分异特征,其基本特征为从北到南是依次减少的。各组团容量分布特征如表2所示。

表2 中山市水环境容量资源及分布(以COD为例)

容量指标	东部 组团	南部 组团	西北 组团	中心 组团	全市
可利用容量丰裕度指数/%	25	11	44	19	—
剩余可利用容量/t·a ⁻¹	15 955	505	19 979	—	35 748
剩余可利用容量密度/t(a·km ²) ⁻¹	34.5	1.0	40.8	—	19.9

1.3.3 过境水断面水质对水环境容量的影响

中山市主要过境河流有2条:①西江在中山市境内称为磨刀门水道,流经中山市与江门市新会区、珠海市斗门区边界,全长44 km;②洪奇沥水道,属北江下游干流,东南流经中山市和广州市番禺区边界,至洪奇沥出口注入珠江口,是中山市与番禺区的分界河。全长33 km。

中山市当地天然水资源量14.7亿m³,过境水资源量1 497亿m³。过境水对当地的水资源和环境具有重要影响。一方面过境水资源量大则水环境承载力也大,同时过境河流水质的好坏直接影响到中山市可利用水环境容量的大小。

根据《广东省地表水环境功能区划》,西江和洪奇沥分别执行《地表水环境质量标准》的Ⅱ、Ⅲ类水质标准。2003年水质监测表明,西江下游河段水质超过Ⅱ类水质标准,而洪奇沥可以满足Ⅲ类水质标准要求。因此,西江虽然水资源量较大,但是因为现状水质超标而且属于饮用水源保护河段,不宜开发利用,没有剩余可利用环境容量;而洪奇沥水道现状

水质较好,水量较大,有较多的可利用剩余容量,也是中山市未来产业转移的良好选择。

2 产业结构与水环境容量之间矛盾分析

2003 年的水质监测资料表明目前中山市的经济发展与水环境保护之间的矛盾并不十分尖锐,但随着区域经济的持续快速发展,中山市水环境保护与经济发展之间的矛盾有被激活甚至升级的可能,这是因为:

1) 在中山市重点发展的工业中除了电子通讯业、电器机械业外,其余的基本上都是耗水型、重污染的工业。而中山市剩余可利用容量已为数不多,如果按照现有的经济结构及经济增长方式发展下去的话,中山市的水环境面临的污染压力将会不断升级。

2) 中山市的工业布局及产业结构分布不符合中山市水环境容量资源的空间分布规律。南部组团内水环境容量贫乏,但组团内的主导产业却是耗水型居多,尤其是皮革、皮毛、羽绒制品业对南部组团的水资源保护造成很大的压力;而水环境容量丰裕且有靠海优势的东部组团的定位是高新技术产业带。这样的直接结果便是南部组团水环境容量被超负荷开发利用,水质污染严重,需要削减的污染负荷很大,而东部组团的容量资源开发利用程度低,未能充分挖掘其经济潜力。

3) 虽然从整体上看,中山市的水环境较好,但市内河涌污染严重。据监测统计,全市 298 条河涌中,超过 50% 的河涌水质已达 V 类或超 V 类水质标准,部分河涌还发黑发臭,这说明在局部地区,经济发展与水环境之间的矛盾已比较突出。

3 基于水环境容量的产业协调发展对策

3.1 市场选择与政府容量控制相结合

地域产业的发展是有一定的市场经济规律的,由于产业的惯性,各镇现有的产业模式难以短时间改变,特别是随着投资主体与投资方式的改变,政府对经济的管制作用减弱,只有在基本保持现有的镇区特色经济、传统产业格局的基础上,在全市范围内,通过容量控制的方式进行产业降耗,促使企业采用环境友好工艺,根据污染削减成本选择容量较大的区域⁹⁾。

3.2 建立环境容量有偿使用与高效配置机制

目前,人类在认识到污染问题时,还未意识到环

境也需作为一种资源来使用,更未意识到要将环境容量作为一种资本通过市场计价有偿使用。水环境容量既是一种自然资源也是一种商品,既然是商品就应对其实行有偿使用。实际上,我国目前采用的排污收费制就是基于水环境容量是一种商品的事实,但排污收费制又没有完全体现水环境容量资源的价值。也正是因为对水环境容量资源的价值和使用价值缺乏科学、全面的认识而导致了水环境容量资源有很大一部分被无偿或低偿使用,从而加剧了水环境的污染。因此,实施水环境容量资源有偿使用,并在此基础上建立产权交易制是保护水环境的必要手段⁹⁾。

3.3 转变经济增长方式,减少污染物的排放量

根据前面的分析可知,中山市的产业发展对水环境的压力较大,并有持续“升温”的可能。而产业结构的升级转换必须遵循它固有的基本规律,不是一蹴而就的;另外,根据国际分工的规律,目前我国能拿到的大部分“订单”还只能是技术含量较低,对资源、环境压力比较大的制造业,当然中山市也不例外。根据这种情况,要想减轻经济发展对环境的压力,只有转变现有的高投入、低效益的经济增长方式,大力推广清洁生产,从源头上减少污染物的产生量;鼓励产业入园、建立生态产业链,加快发展循环经济,“变废为宝”,减少污染物的排放量。

3.4 依据水环境容量的空间分布差异特征,调整工业布局 and 产业结构

在生产布局过程中,应充分考虑水环境容量资源地理分布差异的特点,优化生产布局,而不能采取“遍地开花”的布局模式。

根据中山市的水环境容量资源禀赋特点,在西北组团和东部组团发展水环境容量资源依赖型工业相对具有较大的优势,尤其是东部组团内水环境容量开发潜力还很大,这为中山市的产业结构转移提供了有利条件。而水环境容量资源较为贫乏的南部组团和中心组团内不宜再发展耗水型、重污染的工业和劳动密集型产业(劳动密集必然导致人口膨胀,人口膨胀同样会带来水污染),可以借助自身具有的其它优势发展第三产业。

3.5 实施污染物容量总量控制

我国目前采用的是目标总量控制法,因其不能考

虑污染控制水平与环境质量之间的联系,不是从环境质量的本身要求出发,目标总量控制的“目标”往往是不准确的,从而导致目标总量控制法的整体失效。

总量控制目标的真正实现必须以环境容纳量为依据,将污染源的控制水平与环境质量直接联系,并能体现人们对环境质量的要求。而容量总量控制是实现此目标的最终选择。所以我们应尽快完成从目标总量控制阶段向容量总量控制阶段的转变,使总量控制法能真正实现控制水环境污染的目标。

要实施容量总量控制法,则首先需要根据环境容量求出允许排污量,并通过技术经济可行性分析、优化分配污染负荷,最后确定出切实可行的总量控制方案。

3.6 建立污染控制系统工程,扩大可利用水环境容量

在一定时期和空间范围内,天然水环境容量是有限的,而经济的增长亦即污染物的膨胀是无限的,因此,除了要充分、合理、高效的利用现有可利用水环境容量外,还得借助人类的力量,通过建立污染控制系统扩大可利用水环境容量,为经济发展提供更多的空间。该系统包括工、农业点源治理工程,城镇与片区集中污水处理工程,面源控制工程,污染水体处理工程和固体废弃物处理工程等,“吞噬”已经产生的污染物,将节省的环境容量资源用来支撑经济的

进一步发展。

4 结语

从整体上讲,目前中山市的工业发展与水环境保护的矛盾尚处于可调控的协调状态,但局部地区经济发展与水环境容量资源之间的矛盾已比较突出,而局部矛盾在很大程度上是因为工业布局和局部地区工业结构的不合理引起的,因此,依据水环境容量的分布特征来调整中山市的产业结构已势在必行了。

5 参考文献

- [1] 中山市统计局. 中山市统计年鉴(2002)[M]. 北京: 中国统计出版社, 2003: 10-60.
- [2] 中山市环境保护局. 中山市环境质量状况公报(2003)[EB/OL]. [2006-11-20]. <http://www.southcn.com/news/dishi/zhongshan/ttxw/200406050371.htm>.
- [3] 鲍全盛, 往华东, 曹利军. 中国河流环境容量区划研究[J]. 中国环境科学, 1996, 16(2): 87-91.
- [4] 曹利军, 鲍全盛. 区域经济发展与水环境容量紧缺之间的调和[J]. 经济地理, 1998, 18(4): 55-61.
- [5] 吕伟明. 总量控制下环境容量产权交易及政府行为分析[J]. 四川环境, 2003, 22(3): 49-65.
- [6] 侯晓梅. 我国总量控制政策的现状与适应性变革[J]. 长江论坛, 2003, 58(1): 39-42.

Study on Coordinated Development Between Industrial Layout and Water Environment Capacity in Zhongshan

Zhang Hengjun Cai Wei Guo Mei

Abstract A study on the coordinated development between production layout and water environment capacity was carried out in Zhongshan. It is suggested that the local government should enhance their guidance role in the adjustment of market and optimization of industrial park layout, and create a sound environment for economy development.

Key words water environment capacity industrial layout coordinated development Zhongshan

中国广州环保产业、资源综合利用博览会 9月在穗举行

为了配合我国节约型社会的建设,推进环保技术和装备的交流,提升污染防治水平,促进环保事业的发展,中国环境科学学会、广州环保产业协会、广州市环境科学学会和广东博昌展览服务有限公司决定再次联手,将于今年9月6~8日在中国出口商品交易会流花路展馆共同举办第2届中国广州环保产业、资源综合利用博览会。

本次博览会将展出:大气污染防治、污水处理和节水及

废水资源化方面的技术和设备;固体废物处理及固废资源回收利用技术设备,节能技术以及新能源的开发利用技术设备;环境监测和污染监控技术设备。博览会期间还将举办污染治理新技术、新产品的技术研讨等交流活动。

报名参展可电:020-86531208、62691066联系。

生物膜反应器处理洗涤污水的试验

赵 伟 杨 庆 裴元生

(兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州 730070)

摘 要 介绍了采用生物膜反应器处理洗涤污水的试验研究方法, 研究了 COD、LAS 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果。试验结果表明: 整个系统出水稳定, 水质良好(COD < 38.7 mg/L、 $\text{NH}_3\text{-N}$ < 1.1 mg/L、LAS < 0.9 mg/L, 且无色无味、无 SS), 符合国家建设部生活杂用水回用水质标准, 且具有较强的抗冲击负荷能力。在生物膜反应器中, 微生物对污染物的去除起主要作用, 而中空纤维膜对维持系统的稳定出水起重要作用。

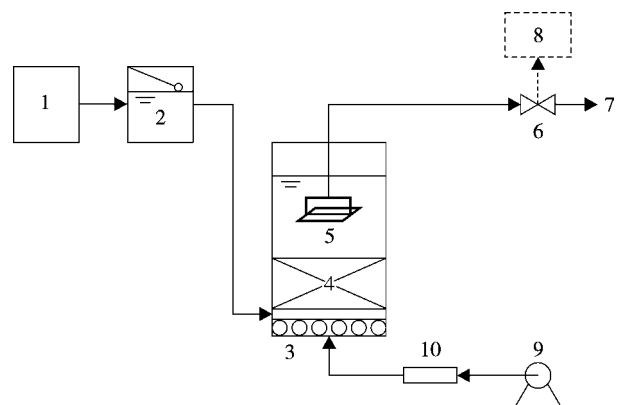
关键词 生物膜 反应器 洗涤污水 载体填料

洗涤污水, 主要由肥皂、油脂、合成洗涤剂、泥沙以及少量细菌、大肠菌群、病毒等有害物质组成, 在这些污染物中, 阴离子表面活性剂(LAS)相对来说是较难去除的, 现已成为重要的水质污染源。目前治理该污水的方法主要采用化学混凝法、活性炭吸附法、活性污泥法等。化学混凝法存在用药量大、沉渣处理困难等问题; 活性炭吸附法存在投资高、吸附再生困难等问题^{[1], [2]36}。生物法是一种高效、节能、环保的降解 LAS 的方法, 有的学者利用生物的方法来处理洗涤污水, 例如涂传青等利用移动床生物膜法处理表面活性剂污水^[3], 王晗等利用生物法降解含表面活性剂稠油污水^[4]。生物膜反应器是将生物固定技术和膜分离技术相结合的一种新型淹没式膜生物反应器。作者采用生物膜反应器工艺进行处理洗涤污水的试验研究, 主要研究有机物、阴离子表面活性剂和氨氮的去除效果, 以及对膜生物反应器进行抗冲击负荷试验。

1 试验情况简介

1.1 试验装置

试验由自行设计的淹没式生物膜反应器装置如图 1 所示, 生物膜反应器中装填的是聚氨酯海绵块, 填充比为 60%; 膜组件材料为聚丙烯, 膜孔径 0.22 μm 、膜表面积为 0.24 m^2 。反应器壳体均用有机玻璃制成, 外形尺寸为 24.9 cm × 24.2 cm × 65.4 cm。反应器外部由进水箱、平衡水箱、空气泵、空气流量计、电磁阀构成, 并配备了 PLC(可编程控制器)自动控制系统。



1. 进水箱 2. 平衡水箱 3. 生物膜反应器
4. 聚氨酯海绵块 5. 膜组件 6. 电磁阀 7. 出水
8. PLC 控制系统 9. 空气泵 10. 空气流量计

图 1 试验装置流程

从图 1 中看出, 原水由进水箱, 自流入平衡水箱, 通过浮球阀控制平衡水箱及生物膜反应器中的水位; 膜组件完全浸入反应器中, 膜出水靠水位压差(指反应器的水位至电磁阀出水水位的垂直距离)驱动, 重力出水; 电磁阀由 PLC 自动控制系统控制, 开 15 min, 停 3 min; 空气泵经反应器中的穿孔管为生物膜反应器供氧, 通过空气流量计调节空气流量。

1.2 污水水质

本试验所用污水采用人工配制的洗涤污水, 即通过向稀释的生活污水中投加一定量的洗衣粉制成, 其水质详见表 1。

表1 试验配水水质

项目	数值	均值
COD/mg·L ⁻¹	92.8~184.9	130.1
氨氮/mg·L ⁻¹	13.1~39.2	23.5
LAS/mg·L ⁻¹	66.5~226.0	146.3
pH值	6.2~7.5	6.9
温度/°C	15.9~25.6	18.7

1.3 试验方法

该反应器的运行时间为 36 d, 挂膜时间大约为 1 个星期。

气水比 35:1, 气体流量为 100 L/h。平均每隔 3 d 取 1 次水样。

1.4 测定项目及方法

COD: 重铬酸钾法; 氨氮: 纳氏试剂分光光度法; LAS: 亚甲蓝分光光度法, pH 值: PHB-8 型 PH 计, 上海虹益仪器仪表有限公司^[5];

2 结果与讨论

2.1 对 COD 的去除效果

图 2 显示了生物膜反应器的进水及上清液 COD 的变化情况。

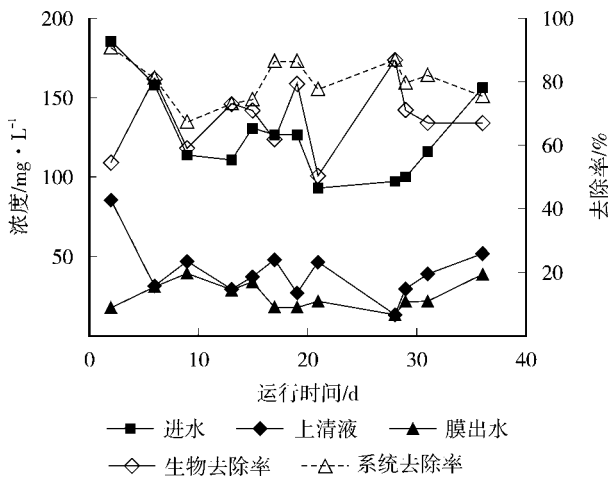


图2 COD 随时间的变化曲线

从图 2 中可以看出反应器具有良好的 COD 去除效果。进水 COD 浓度在 92.8~184.9 mg/L 之间变化的情况下, 生物膜反应器的上清液(未经过中空纤维膜, 膜之前的溶液)在 12.6~85.1 mg/L 之间变化,

对应 COD 的生物去除率为 50%~86%, 这说明了反应器对有机物的去除主要靠微生物的降解作用完成的。系统的膜出水(经过中空纤维膜, 膜后的溶液) COD 浓度在 12.6~38.1 mg/L 之间变化, 对应 COD 的系统去除率为 73%~91%。试验结果说明了中空纤维膜对 COD 的去除有 4%~13% 的贡献, 对稳定出水 COD 起到了重要作用, 弥补了生物降解 COD 的波动, 使 COD 去除效率保持在较高水平, 出水水质达到了污水综合排放标准(GB 8978-1996)的一级标准。这和刘锐等用一体式膜-生物反应器处理洗浴污水的结果相一致, 即在进水 COD 为 130~322 mg/L 的情况下, 出水 COD 浓度稳定在 40 mg/L 以下^[6]。

2.2 对 LAS 的去除效果

在 2.1 的试验条件下, 反应器的上清液和膜出水 LAS 浓度的变化情况及对应的去除率如图 3 所示。

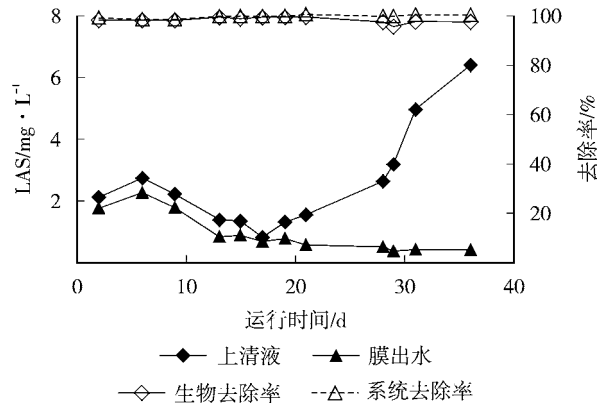


图3 LAS 随时间的变化曲线

由图 3 可见, 进水 LAS 浓度在 66.5~226.0 mg/L 之间变化的情况下, 生物膜反应器上清液 LAS 浓度在 0.8~6.4 mg/L 之间变化, 对应的生物去除率在 93% 以上, 说明了系统对 LAS 的去除主要靠微生物的降解作用, 就其降解机理而言, 可能包括 3 个环节: ① 通过 ω -氧化作用使烷基链上的末端甲基氧化以及通过 β -氧化或者 α -氧化使长链分子断开形成短链的磺基苯甲酸; ② 通过氧化作用发生苯环的开环氧化; ③ 通过脱磺化作用使磺酸盐从苯环上去除。但现在关于这 3 步降解过程的先后作用顺序研究者们还没有达成一致的观点^[23, 97]。系统膜出水 LAS 浓度始终小于 0.9 mg/L, 对应的系统去除率在 98% 以上, 说明中空纤维膜对 LAS 的去除有 5% 的贡献, 对系

统的稳定出水起到重要作用。试验结果比刘锐等用一体式膜-生物反应器处理洗浴污水的效果要好。刘锐等的试验结果是在 3.5~8.9 mg/L 之间变化,但系统出水始终保持 LAS 浓度 $< 0.2 \text{ mg/L}$ ^[67]。

2.3 对氨氮的去除效果

在 2.1 试验条件下,反应器的上清液以及膜出水的氨氮值及对应的去除率如图 4 所示。

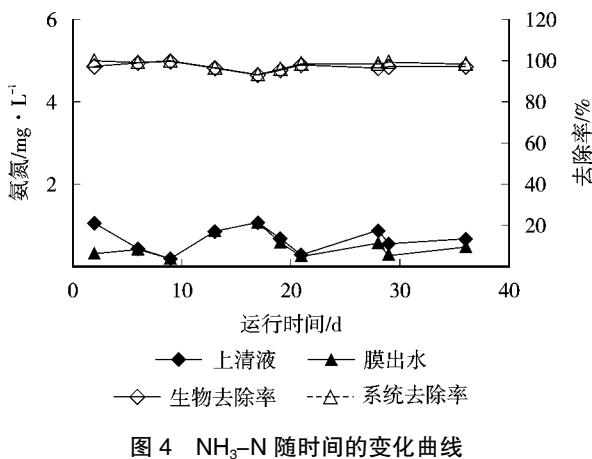


图 4 $\text{NH}_3\text{-N}$ 随时间的变化曲线

从图 4 中不难看出,在整个运行阶段,反应器的上清液和膜出水的氨氮浓度基本相同。进水氨氮浓度在 13.1~39.2 mg/L 之间变化的情况下,反应器膜出水的氨氮浓度在 0.3~1.1 mg/L 之间变化,对应的去除率均在 93% 以上,说明了系统对氨氮的去除效果非常好。主要因为膜对硝化细菌的拦截作用使硝化细菌在反应器内不断积累,较长的泥龄为硝化细菌的生长提供了条件进而达到去除氨氮的目的。

2.4 抗冲击负荷试验

为了研究冲击负荷对系统有机物及 LAS 去除效果的影响,在曝气量不变的条件下,提高或降低进水 COD 和 LAS 浓度,观察其出水水质的变化情况。图 5、图 6 分别显示了在进水 COD 和 LAS 浓度大幅度提高或降低的条件下,反应器的上清液和膜出水的情况。

从图 5 中可以看出,系统的进水 COD 浓度从 93.1 mg/L 上升至 359.3 mg/L,又下降至 99.0 mg/L,生物膜反应器的上清液的 COD 浓度从 16.9 mg/L 上升至 34.6 mg/L,又下降至 28.9 mg/L,而系统膜出水的 COD 浓度均在 40.0 mg/L 以下,且变化幅度很小,说明了膜对系统的出水起到了稳定作用。以上结果表

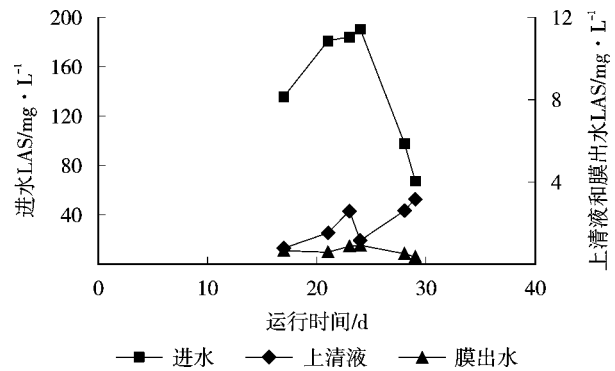


图 5 系统对 COD 的去除效果

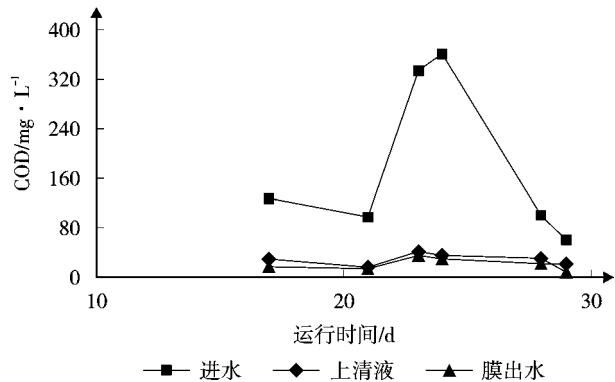


图 6 系统对 LAS 的去除效果

明,在进水 COD 浓度变化较大的情况下,系统具有良好的抗冲击负荷的能力。

从图 6 中可以看出,生物膜反应器的进水 LAS 浓度从 135.9 mg/L 上升至 190.6 mg/L,又下降至 66.5 mg/L,上清液和膜出水的 LAS 浓度在 0.8~3.2 mg/L 和 0.4~1.4 mg/L 之间变化,对应的去除率均在 99% 以上,说明反应器对 LAS 的去除具有良好的抗冲击负荷能力。

3 结论

1) 生物膜反应器工艺用于处理洗涤污水,在技术上是可行的。试验表明,无论进水水质如何变化,膜过滤出水水质好且稳定,COD、LAS 及氨氮的去除率均可达到 64%、94%、93% 以上,且无色无味、无 SS。完全符合国家建设部颁布的《城市污水再生利用城市杂用水水质》(GB/T 18920-2002),可直接回用于非饮用水。

2) 生物膜反应器出水水质稳定,膜对维持稳定

的系统出水起决定性作用。

3) 生物膜反应器具有占地面积小、处理效果好、抗冲击负荷能力强、污泥排放量小等优点而备受关注,具有广阔的应用前景。

4 参考文献

- [1] 李铁,王栋,周集体. 我国表面活性剂 LAS 污水处理技术进展[J]. 环境污染治理技术与设备,2000,2(1):65-71.
[2] 尹静,李君文,晁福寰. 阴离子表面活性剂污水处理技术

研究进展[J]. 解放军预防医学杂志,2004,22(5):396-398.

- [3] 涂传青,徐国勋,马鲁铭,等. 移动床生物膜法处理表面活性剂污水[J]. 中国给水排水,2004,20(11):80-82.
[4] 王晗,张清军,白长琦,等. 含表面活性剂稠油污水生化降解试验研究[J]. 河南石油,2004,18:75-77.
[5] 国家环保局. 水和污水监测分析方法[M]. 3版. 北京:中国环境科学出版社,1994.
[6] 刘锐,黄霞,陈吕军. 一体式膜-生物反应器处理洗浴污水[J]. 中国给水排水,2001,17(1):5-8.

Treatment of Washing Wastewater with Biomembrane Reactor

Zhao Wei Yang Qing Pei Yuansheng

Abstract An experiment on the treatment of washing wastewater was carried out with a biomembrane reactor. The effluent from the bioreactor was stable, and the monitored results for water quality were COD < 38.7 mg/L, NH₃-N < 1.1 mg/L, LAS < 0.902 mg/L, no color, no odor and free of SS, that meet the quality standard for reused wastewater issued by the Ministry of Construction. The biological membrane process was resistant to shock loading. Most of pollutants were removed by the biological film, while the stability of the effluent was ensured by the membrane separation.

Key words biological membrane reactor washing wastewater carrier

中国将出台一系列措施减缓温室气体排放

新华网北京6月4日电(记者王优玲、江国成) 根据4日发布的《中国应对气候变化国家方案》,中国将采取一系列法律、经济、行政及技术等手段,减缓温室气体排放,并提高适应气候变化的能力。

由国家发展改革委组织编制的这份中国首部应对气候变化国家方案把能源生产和转换、提高能源效率与节约能源、工业生产过程、农业、林业和城市废弃物等列为中国减缓温室气体排放的重点领域。

根据这部方案,中国将强化能源供应行业的相关政策措施,在保护生态基础上有序开发水电,把发展水电作为促进中国能源结构向清洁低碳化方向发展的重要措施。预计到2010年,中国将因此减少的二氧化碳排放量约5亿t。

此外,中国将积极推进核电建设,把核能作为国家能源战略的重要组成部分,逐步提高核电在中国一次能源供应总量中的比重,加快经济发达、电力负荷集中的沿海地区的核电建设,并提高核电产业的整体能力,预计2010年可减少二氧化碳排放约0.5亿t。

中国还将加快火力发电的技术进步,优化火电结构,加快淘汰落后的小火电机组,适当发展以天然气、煤层气为燃

料的小型分散电源,预计2010年可减少二氧化碳排放约1.1亿t。

中国还将大力发展煤层气产业、推进生物质能源的发展,并积极扶持风能、太阳能、地热能、海洋能的开发和利用,预计2010年这3个方面的措施分别可减少二氧化碳排放约2、0.3和0.6亿t。

据中国有关专家初步估算,2004年中国温室气体排放总量约为61亿t二氧化碳当量,从1994年到2004年,中国温室气体排放总量的年均增长率约为4%。

根据上述方案,中国将强化钢铁、有色金属、石油化工、建材、交通运输、农业机械、建筑节能以及商业和民用节能等领域的节能技术开发和推广。在工业生产过程,发展循环经济,走新型工业化道路;强化钢材节约、限制钢铁产品出口;开展建筑材料节约;推动生产企业开展清洁发展机制项目等国际合作。

方案指出,中国将大力加强能源立法工作,加快能源体制改革,推动可再生能源发展的机制建设。

摘自《新华网》2007-06-04

铁炭内电解法处理染料废水的试验

王慧娟 黄亮

(九江学院, 江西九江 332005)

摘要 文章采用铁屑—活性炭内电解法作为光合细菌生化处理染料废水的预处理方法,考查了 3 个主要影响因素(铁炭比、停留时间、初始 pH 值)。结果表明,最佳的处理条件为:铁炭比为 7:3, pH 值为 5, 停留时间为 60 min。在上述最佳处理条件下,对初始 COD 为 6 790 mg/L 的染料废水处理效率可以达到 66.1%, 并且废水经预处理后可生化性得到大大提高,有利于后续生化处理的进行。

关键词 铁屑 活性炭 内电解 染料废水

由于染料废水具有成分复杂、浓度高、COD 浓度高、色度高等特点,很难用单一的模式解决问题。这类废水的治理一直是我国经济可持续发展所面临的头号环保问题^[1-3]。目前国内外处理染料废水仍以生物法为主,但生物法对 COD 和色度的去除往往是低效率的,尤其近年来随着染料向抗光解、抗氧化、抗生物氧化方向发展,导致染料废水处理难度加大,生化处理设施运转效率下降。针对生化法在染料废水处理中所表现出的问题,本文采用铁炭内电解法作为染料废水预处理方法,以提高生物处理能力。同时本文还研究了铁炭内电解法对以光合细菌作为主要菌种的后续生化处理单元的影响。

1 实验

1.1 实验材料

废水:来自南京某生产活性染料和酸性染料的化工企业排放的废水,废水水质指标见表 1。

表 1 废水水质分析

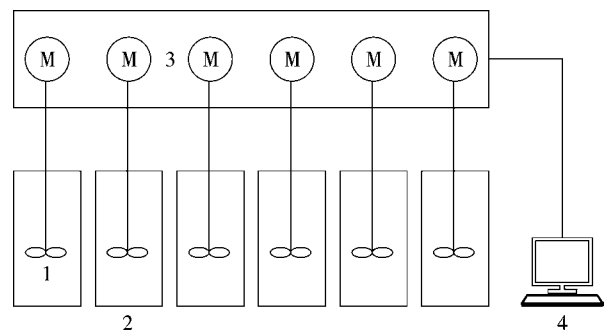
水质指标	pH 值	COD/mg·L ⁻¹	色度 / 倍
测定值	8.18	6 790	6 000

铁屑:取自某机械加工废铁屑,实验前先将其皂洗除油,后用稀盐酸溶液浸洗。

活性炭:粒径约为 3 mm,先用原水浸泡 1 d,使其吸附饱和。

1.2 实验装置

实验的装置如图 1 所示。



1. 搅拌机 2. 储水罐 3. 电机 4. 程序控制器

图 1 微电解装置

1.3 主要分析方法

- 1) 色度的测定:稀释倍数法^[4];
- 2) COD 的测定:采用重铬酸钾氧化法^[5];
- 3) pH 值测定:采用 pH S-2C 型酸度计(上海雷磁仪器厂生产)测定。

1.4 实验方法

实验每次处理 1 L 废水,取一定量的铁屑和活性炭混合均匀,用酸调节 pH 值,在适宜的条件下进行内电解实验,出水用石灰乳调节 pH 值至 8~9,静置后取上清液进行测定。

2 结果与讨论

2.1 内电解正交实验

内电解静态正交实验因素及水平见表2; 实验结果见表3。

由正交试验得到, 影响色度去除率因素的重要性顺序 $A > C > B$, 即 pH 值影响最大, 停留时间 t_R 次之, 铁炭比影响最小; 影响 COD 去除率因素的重要性顺序: $C > B > A$, 即停留时间 t_R 影响最大, 铁炭比次之, pH 值对处理效果影响最小。正交实验初步选定的实验条件为: pH 值为 3; 停留时间为 90 min; 铁炭比为 2:1。

2.2 影响因素的确定

2.2.1 进水 pH 值的确定

选择实验条件为: 铁屑投加量为 10%, 铁炭体积比为 2:1, 停留时间为 90 min。实验的 pH 值变化为 2 到 7, 实验结果见图 2。

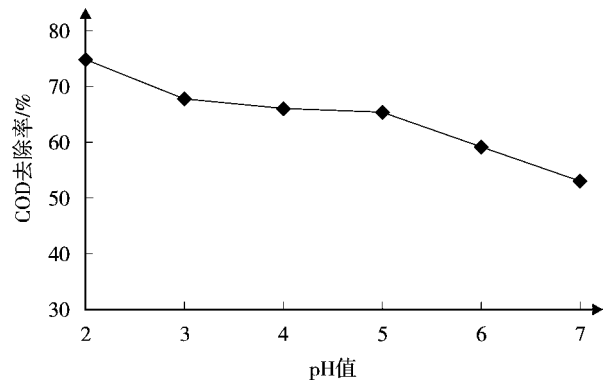


图2 pH 值对 COD 去除率的影响

表2 铁炭内电解正交实验因素及水平

因素	水平		
	1	2	3
A(进水 pH 值)	3.0	4.0	5.0
B(Fe:C)	1:2	1:1	2:1
C(t_R /min)	30	60	90

表3 铁炭内电解法处理染料废水正交 $L_9(3 \times 3)$ 实验结果

序号	因素			出水			
	A	B	C	吸光度	COD/mg·L ⁻¹	色度去除率/%	COD 去除率/%
1	1	1	1	0.051	3 700	89.9	45.5
2	1	2	2	0.059	2 485	88.5	63.4
3	1	3	3	0.031	2 274	93.5	66.5
4	2	1	2	0.075	2 763	85.6	59.3
5	2	2	3	0.063	2 607	87.8	61.6
6	2	3	1	0.079	3 381	84.9	50.2
7	3	1	3	0.069	2 980	86.7	56.1
8	3	2	1	0.090	3 856	82.9	43.2
9	3	3	2	0.085	2 451	83.8	63.9
色度去除率/%							
K ₁	90.6	87.4	85.9				
K ₂	86.1	84.4	86.0				
K ₃	84.5	84.4	89.3				
R	6.1	3.0	3.4				
COD 去除率/%							
K ₁	58.5	53.5	46.3				
K ₂	57.0	56.1	62.2				
K ₃	52.4	60.2	61.4				
R	6.1	6.7	15.9				

从图 2 可以看出, pH 值越大, COD 去除率越小。这是由于 pH 值变小, H^+ 浓度就大, 反应产生的新生态 $\cdot H$ 增多, 破坏了染料化合物的结构, 使染料化合物得到还原。并且降低废水的 pH 值可相应提高氧的电极电位, 加大原电池的电位差, 促使电极反应的进行。同时, pH 值变小, 产生的 Fe^{2+} 增多, 加强絮凝和混凝, 使 COD 降低; 图中还可看出, 在 pH 值=5 时, 曲线有个拐点, 当 pH 值 > 5 时, COD 的去除率下降较明显。pH 值=5 时, COD 的去除率已经达到 65% 以上, 尽管继续减小 pH 值, 可增加 COD 的去除率, 但存在不利因素: 从曲线变化的趋势看到, 废水的 COD 去除率增加的幅度趋缓, 仅在 pH 值降至很低时 COD 才有较大幅度的变化, 然而 pH 值越低, 铁屑的消耗量越多; 同时, 过量的 H^+ 会与 Fe 和 $Fe(OH)_2$ 反应, 破坏絮凝体, 并产生多余的有色 Fe^{2+} , 水中铁离子含量增加, 导致出水的色度偏高。并且 pH 值越低, 调节酸用量增加, 导致中和时石灰用量增加, 同时增加设备防腐投资, 也增大工程的费用。因此, 实验选择内电解最佳的反应 pH 值为 5。

2.2.2 停留时间的确定

废水在铁炭电解柱内停留时间增加, 让各种反应和吸附作用有充分的时间进行, 而且生成的铁离子也能增加, 有利于 COD 去除率和脱色率的提高, 但这并不意味着停留时间越长越好。一方面实际工程中不可能无限制的延长停留时间, 另一方面随着时间的延长, 过多铁的溶出可导致 COD 去除率与脱色率下降。因此, 为进一步确定最佳停留时间, 进行了停留时间单因素影响实验。

选择实验条件为: 进水 pH 值为 5, 铁屑的投加量为 10%, 铁炭体积比为 2:1, 结果见图 3。

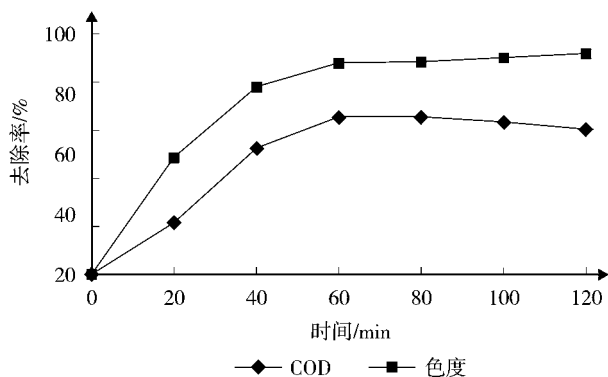


图 3 COD 去除率及色度去除率随时间的变化

由图 3 可以看出, 随停留时间的增加, 反应的深入, COD 及色度的去除率都随之增大。当停留时间为 60 min 时, COD 去除率已经达到 65% 以上, 继续延长停留时间, COD 去除率有下降的趋势。可能随着时间的延长, 二价铁使重铬酸钾发生还原导致 COD 升高; 同时停留时间为 60 min 时的色度去除率已达 88.1%, 随着时间的增加, 色度去除率的增长幅度也不大。因此增加停留时间意义并不大, 而停留时间的长短直接关系到实际工程的投资, 停留时间延长导致工程的投资增大。综合上述原因, 选择最佳停留时间为 60 min。

2.2.3 铁炭比的确定

加入炭是为了组成宏观电池, 为了确定铁、炭加量比^[6], 实验分别将 Fe 的体积分数 ($Fe/(Fe+C)$) 调整为不同值, 进行预处理反应。

选择实验条件为: 进水 pH 值为 5, 铁屑的投加量为 10%, 停留时间为 60 min, 铁的体积分数的变化及实验结果见图 4。

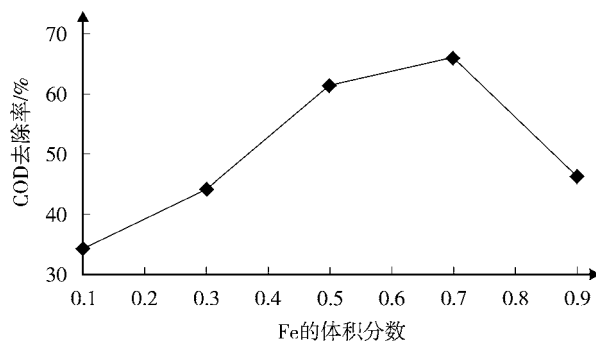


图 4 COD 去除率与铁体积分数变化的关系

由图 4 可以看出, COD 去除率随铁的体积分数的增加而增加。当其达到 0.7 时, COD 去除率达 66.1%, 继续增大铁的体积分数, COD 去除率开始下降。这是由于开始时铁屑量不足, 使体系处理能力低, 增加铁屑可使体系中的原电池数量增多, 提高对有机物等的去除效果, 但当铁屑的体积分数大于 0.7 时, 处理系统的炭含量过少, 致使处理效率下降。实验选择 Fe 体积分数为 0.7, 即铁炭比为 7:3。

2.3.4 内电解处理对后续生化处理的影响

以上实验可以看出, 内电解处理可大大降低染料废水 COD 值。为了验证内电解处理在降低废水 COD 的同时亦可增加废水的可生化性, 进行了以下实验。

在内电解最佳反应条件下对原水进行处理,测定内电解出水的 COD 值;将原废水稀释,使其 COD 值与内电解出水的 COD 值相当,对内电解出水及稀释后的原水进行光合细菌厌氧实验,每天测定 COD 值,结果见图 5。

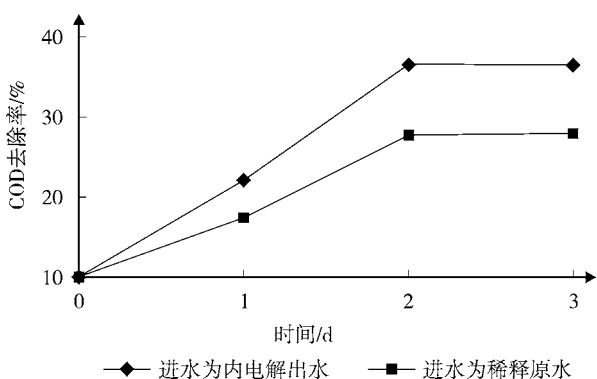


图 5 内电解对光合细菌厌氧处理效果的影响

由图 5 可以看出,在进水 COD 基本相同的条件下,以内电解出水作为进水的的光合细菌厌氧反应系统,2 d 后对内电解出水的 COD 去除率为 35.3%,远高于直接以稀释水作为进水的厌氧处理系统对 COD 的去除率(23.5%),说明内电解出水中易生物降解的有机物比例较原水中高。这是由于废水经内电解处理时,新生态氢能与染料废水中的许多组分发生氧化还原作用,使物质的结构发生变化,大分子分解为小分子,难降解物质转化为易降解物质,这些物质替代原有的难降解物质存在于内电解出水中。因此,废水经过内电解还原处理后,废水中对光合细菌有抑制作用的成分减少,可降解的成分增多,对光合细菌而言,废水的生化性大大提高。

2.3.5 成本核算

铸铁屑在电解过程中逐渐消耗导致处理效率下降,需要定期更换,但由于是工业切削等过程中所产生的废料,十分廉价;活性炭只是起到惰性电极的作

用,在实际处理过程中并不消耗;石灰水调节 pH 值,也十分经济廉价。具体成本见表 4。

表 4 内电解工艺运行成本 元/t

项 目	成本
电力消耗	1.2
铁碳消耗	0.6
石灰乳消耗	0.2
调 pH 值用酸	0.2
合 计	2.2

注:以上项目单价均按市场平均价计算,各项成本均有下调空间。

3 结论

1) 内电解法处理该染料废水的最佳实验条件为:铁炭比为 7:3,pH 值为 5,停留时间为 60 min。在此条件下,对初始 COD 为 6 790 mg/L 的染料废水 COD 去除率可达 66.1%。

2) 经过内电解处理后废水的可生化性可得到很大程度的提高,同时处理费用相对较低,因此铁炭内电解法是较为理想的染料废水预处理方法。

4 参考文献

- [1] 杨凤林. 生化法处理染料废水研究进展[J]. 现代化工, 1990, 5:13-19.
- [2] 杨凤林,全燮. 生物法处理染料废水的研究进展[J]. 环境科学丛刊, 1990, 11(2):23-31.
- [3] 彭跃莲. 生物技术在印染和染料废水处理中的应用[J]. 环境科学进展, 1997, 5(3):58-64.
- [4] 奚旦立,孙裕生,刘秀英. 环境监测[M]. 3 版. 北京:高等教育出版社, 2004:562-566.
- [5] 国家环保总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社, 1989:211-212.
- [6] 陈水平. 铁屑内电解法处理船舶含油废水的研究[J]. 水处理技术, 1999, 25(5):303-306.

Pre-treatment of Dyestuff Wastewater with Iron Chips-Activated Carbon Internal Electrolysis

Wang Huijuan Huang Liang

Abstract The treatment of dyestuff wastewater is investigated with iron chips-activated carbon internal electrolysis. The influence of three factors (iron/carbon ratio, reaction time, pH) on the treatment efficiency is discussed. The best conditions obtained for water treatment are iron/carbon ratio of 7:3, pH 5, reaction time of 60 min. Under these conditions, the removal ratio of COD is 66.1%.

Key words iron chips activated carbon internal electrolysis dyestuff wastewater

铁床 / 二氧化氯组合工艺处理蒽醌类染料废水

沈琪

(江苏省盐城市响水县环境监测站, 江苏 盐城 224600)

摘要 针对某染料厂蒽醌染料生产过程中排放的废水, 具有 COD、色度、酸度均较高的特点, 采用铁床 / 二氧化氯组合工艺处理, 废水水质得到了较好的处理, 达到了当地污水处理厂的接管标准。

关键词 铁床 二氧化氯发生器 蒽醌 废水处理

蒽醌染料废水的 COD、色度、酸度均较高, 且 $BOD_5/COD < 0.1$, 为难处理废水^[1]。某公司的工艺废水主要来源于中间体料浆压滤后的母液以及滤饼洗涤废水, 对该生产过程中排放的废水, 采用铁床内电解和二氧化氯氧化组合工艺处理, 取得了较好的效果。

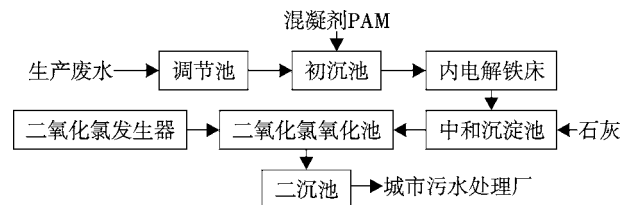


图 1 废水处理工艺流程

1 废水水质与排放要求

1.1 设计水量与水质

该公司废水水量 25 t/d, 其水质状况见表 1。

表 1 废水水质状况

项目	pH 值	COD/mg·L ⁻¹	SS/mg·L ⁻¹	色度 / 倍
数值	1~2	20 000	450	5 000

1.2 废水排放要求

生产废水经处理后排入当地污水处理厂进行二级处理, 当地污水处理厂接管的水质标准见表 2。

表 2 污水处理厂接管的水质标准

项目	pH 值	COD/mg·L ⁻¹	SS/mg·L ⁻¹	色度 / 倍
数值	6~9	≤1 000	≤500	≤2 000

2 废水处理工艺

2.1 工艺流程

该公司的废水处理工艺流程见图 1。

废水首先进入调节池均化水质, 由泵提升至初沉池, 投加混凝剂聚丙烯酰胺(PAM), 废水经过混凝沉淀后进入内电解铁床, 出水中中和沉淀后再通过二氧化氯反应池进一步处理, 最后由二沉池排入当地城市污水处理厂。

各处理单元产生的污泥需进入到浓缩池, 经过浓缩沉淀, 然后进行机械脱水, 最后成为泥饼外运, 压滤液和上清液回流处理。

2.2 工艺说明

2.2.1 调节池

调节池主要是因为生产车间不同时间所排放的废水水质、浓度不一样, 因此需要 1 个调节池, 使废水在调节池中充分混合, 达到均质均量, 减轻后面处理设施的冲击负荷。

在初沉池内投加混凝剂 PAM, 使原先溶于废水中呈微粒状态的、不易沉降的、不易过滤的污染物集集成较大颗粒, 便于分离; COD 和色度也有较多的去除。

2.2.2 内电解铁床

内电解的基本原理是利用铁屑中的铁和炭构成微小原电池的正极和负极, 以充入的废水为电解质溶液, 发生氧化 - 还原反应, 形成原电池^[2]。由于有机物

参与阴极的还原反应,使官能团发生了变化,改变了原有机物性质,从而使色度得到降解,使原来不易生化的有机物变成可降解的物质,提高了BOD₅/COD比值。一些无机物也参加反应,生成沉淀物得以去除,如:Fe²⁺+S²⁻→FeS↓,废水的胶体粒子和微小分散的污染物受电场作用,产生电泳现象,向相反电荷的电极移动,并聚集在电极上使水澄清,阳极生成的新生态Fe²⁺经石灰中和后经氧化生成Fe(OH)₂,有极强的吸附能力,为高活性混凝剂,使水得以澄清,达到去除色度、COD,提高可生化性的目的。

我们之所以选用铁床作为预处理是因为它具有以下特点:①铁床在运行中质量稳定、可靠;②铁床处理效率高,效果好。一般COD去除率在46%~50%以上,同时可改善污水的可生化性,提高BOD₅/COD比值至0.1~0.3;③铁床结构紧凑、新颖、一体化,占地面积小,耗能低。

通过对该厂废水反复试验,经内电解反应器预处理后的COD去除率能达到70%~80%左右,效果十分明显。

2.2.3 中和沉淀池

铁床出水由泵提升至沉淀池进行沉淀。沉淀池也是本工艺中起着重要作用的预处理设备,它肩负着一个很重要的责任,就是它要把废水中的悬浮物去除掉95%。经沉淀后的上清液排入二氧化氯氧化池进行氧化,污泥到污泥池进行固液分离。

2.2.4 二氧化氯氧化池

沉淀池出水自流至氧化池,通过二氧化氯发生器产生的二氧化氯进行氧化,该池对COD去除率能达到50%左右。经二氧化氯氧化池处理的出水排入二沉池。

2.3 主要设备及其工艺参数

该处理工程主要构筑物为调节池、初沉池、内电解铁床、中和沉淀池、二氧化氯氧化池、二沉池、二氧化氯发生器。

1) 调节池:3 m×5 m×2 m;

2) 初沉池:4 m×2 m×2 m;助凝剂PAM投加量3 mg/L,沉淀时间30 min;

3) 内电解铁床:φ2 m×6.5 m;V(Fe):V(C)=1:1,反应时间2.0 h;

4) 中和沉淀池:φ1.5 m×4 m;调节pH值至中性;

5) 二氧化氯氧化池:4 m×2 m×2 m;

6) 二氧化氯发生器:ClO₂的用量应该选择为150 mg/L,ClO₂的氧化时间应为1.0 h;

7) 二沉池:4 m×4 m×2 m。

3 运行效果

废水处理工程经过3个多月的调试运行后,各项出水水质指标均达到设计要求,废水能够稳定达到当地污水处理厂接管的水质标准(见表3),并于2006年10月份通过盐城市环保局的项目竣工验收。水质监测结果,见表4。

表3 水质运行情况统计

设备	pH值		COD/mg·L ⁻¹		去除率/%	SS/mg·L ⁻¹		去除率/%	色度/倍		去除率/%
	原水	出水	原水	出水		原水	出水		原水	出水	
初沉池	1.8	1.6	20 000	9 400	53	450	360	20	5 000	3 000	40
内电解铁床		6~8.5		1 880	80		≤100	70		≤500	84
二氧化氯池		6~9		921	51		≤100			≤300	
二沉池		6~9		921			≤80			≤300	

表4 水质监测结果

监测项目	处理前		处理后	
	范围	均值	范围	均值
COD/mg·L ⁻¹	(1.81~2.20)×10 ⁴	2.00×10 ⁴	800~950	921
色度/倍	2 000~8 200	5 000	200~500	256
SS/mg·L ⁻¹	400~500	450	70~100	75
pH值	1.2~2.0	1.8	6.8~8.2	7.3

(下转第22页)

燃煤氮氧化物排放控制技术研究进展及相关思考

高志飞 陈建中 王盼盼

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要 简述了燃煤氮氧化物的产生、迁移、转化规律及其对环境造成的危害,综述了燃煤氮氧化物排放控制技术研究进展和存在的问题,提出了可供参考的相关建议及解决的方案途径。

关键词 氮氧化物 燃煤 排放控制技术 解决途径

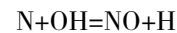
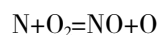
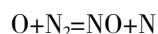
燃煤过程中释放了各种污染物,其中燃煤氮氧化物排放控制是近 20 a 来国内外研究的热点问题。 NO_x 已成为仅次于 SO_2 的大气污染物,据有关研究的估算,到 2010 年,我国的 NO_x 排放量将达到 2194 万 t^[1]。可见,今后我国 NO_x 排放量将相当巨大,如果不加强控制, NO_x 将对我国大气环境造成严重的污染。为有效控制 NO_x 的排放,由国家环境保护总局和国家质量监督检验检疫总局发布,于 2004 年 1 月 1 日起实施的《火电厂大气污染物排放标准》(GB 13223-2003)对火电厂 NO_x 排放浓度作了更为严格的要求。本文针对所面临的危机与挑战,通过对 NO_x 排放控制技术进展深入探讨的基础上给出了可供参考的相关建议和研究方向。

1 工艺技术及生成机理上分析 NO_x 产生的原因

煤的燃烧过程包括初期挥发分的热解和剩余固体物的燃烧,从燃烧角度将燃烧气体中产生的氮氧化物可分为热力型、快速型、燃料型以及 N_2O 。每种类型生成方式都有自己独特的机理途径和反应速率方程。

1.1 热力型 NO_x

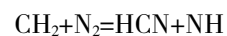
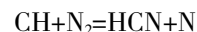
热力型 NO_x 的形成机理是由前苏联科学家捷里德维齐(Zelidovich)提出的,系高温下空气中的氮气与氧气反应而成,其反应式为:



该反应一般在 1 800 °C 以上进行,主要是在燃烧的燃烬阶段即火焰带的下游高温区形成,生成速度比较缓慢^[2]。

1.2 快速型 NO_x

快速型 NO_x 是 1971 年弗尼莫尔(Fenimore)通过实验发现的。快速型 NO_x 是碳氢类燃料在过量空气系数 < 1 的富燃条件下,在火焰面内快速生成的 NO_x ,其生成过程经历了空气中的 N_2 和碳氢燃料分解的 HCN 、 NH 、 N 等中间产物的一系列复杂的化学反应。由于燃料挥发物中碳氢化合物高温分解生成的 CH 自由基可以和空气中氮气反应生成 HCN 和 N ,再进一步与氧气作用以极快的速度生成, Hayhurst 等把快速型 NO_x 的反应过程简化为如下反应式:



其形成时间只需要 60 ms,所生成量与炉膛压力 0.5 次方成正比,与温度的关系不大。对煤粉燃烧,快速型 NO_x 占总生成量的 5% 以下^[3]。

1.3 燃料型 NO_x

煤在燃烧过程中生成的 NO_x 主要是燃料型。燃料型 NO_x 由煤中氮化合物在燃烧中氧化而成。含有氮的有机化合物热裂解产生 N 、 CN 、 HCN 和 NH 等中间产物,然后再氧化成 NO_x 。由于煤的燃烧过程由挥发分燃烧和焦炭燃烧 2 个阶段组成,故燃料型 NO_x 的形成也由气相氮的氧化(挥发分)和焦炭中剩

余氮的氧化(焦炭)2部分组成。由于煤中氮的热分解温度低于煤粉燃烧温度,在600~800℃时就会生成燃料型 NO_x ,其生成量与温度关系不大,主要取决于空气与煤粉的混合比,也与氧浓度密切相关。它在煤粉燃烧 NO_x 生成总量中占60%~80%以上,是 NO_x 的主要来源^[4]。

1.4 N_2O 生成机理

因氧化亚氮与全球变暖以及臭氧层破坏有直接的关系而日益受到关注。 N_2O 主要在低温下形成,温度范围在1000~1200K左右,当超过1200K后生成的 N_2O 很少。目前对 N_2O 的生成机理还缺少统一的认识。一般认为 N_2O 的生成包括均相反应和异相反应2个途径。影响 N_2O 生成-分解的因素主要

有:①随着温度升高, N_2O 的排放减少而 NO 排放增加。②分级送风的位置在循环流化床内足够高的地方能使 N_2O 的排放减少,减少过量空气系数亦可减少 N_2O 的排放。③石灰石对 N_2O 的异相分解具有催化作用。④ SO_2 和 N_2O 、 NO 之间相互反应影响。

综上所述,可将煤燃烧时氮的分解释放特性总结为如图1所示。图中左侧是反应机理,在左上角开始,经过中间步骤到底部。燃料氮转化在顶部开始,经过中间步骤可以到左下角也可到中间底部,主要受中间条件(氧化性、还原性)的影响。本图也反映了氮氧化物的再燃烧过程,这部分氮氧化物是经过合适温度下 HC 火焰燃烧产生的,经过图中中间过程到左下角。

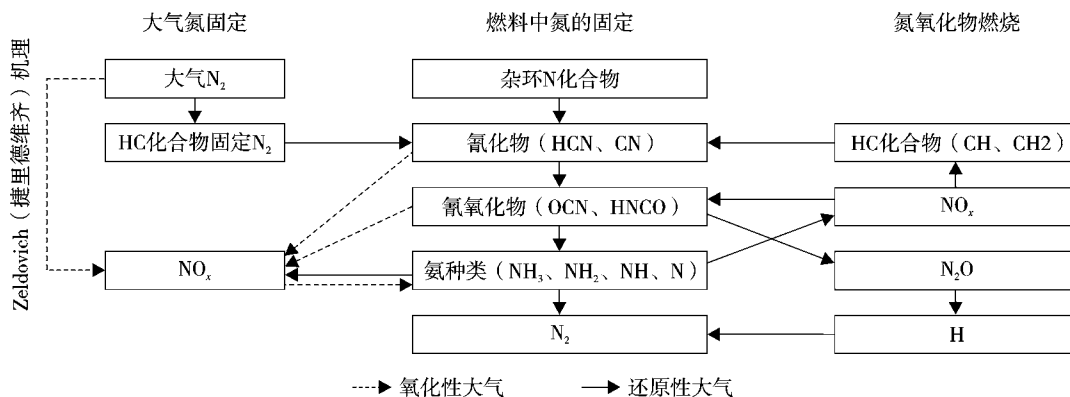


图1 氮氧化物在燃烧过程中形成的途径

2 目前氮氧化物排放控制技术特点和存在问题

大气污染问题的解决方法有促进扩散、改进工艺过程、在末端增设处理设备。对煤燃烧过程中的 NO_x 实施控制是一项复杂的技术,由于 NO_x 的生成机理不同,影响其生成量的因素也各不相同,同一控制因素对它们的影响程度也各有差异,甚至一项控制因素对一类型 NO_x 可以实施有效控制,而对另一类型 NO_x 的控制则完全无效。

NO 和 NO_2 常被认为是同一问题或同一物质进行处理。在火焰中 NO 转化为 NO_2 的速率很慢,所以排放的 NO_x 中大部分是 NO 。比例大约是90% NO ,10% NO_2 ^[5]。通常可以通过改变燃烧过程、降低峰值温度和处于峰值温度时刻的氧含量、缩短处于峰值温度的时间,来削减 NO 的排放。在燃烧气体中,可以通过加入还原性气体将 NO 转化为 N_2 ,一般在内

燃机中加入 CO ,在电厂中加入氨^[6]。这个过程可以被加热或催化。

在燃烧过程中可以采用2种方法控制 NO_x 的排放。即:通过调整燃烧源控制氮氧化物的排放;通过火焰后处理控制氮氧化物。目前的氮氧化物排放控制的研究成果多是在这2种方法上的改进和创新,热点发展的方法是使用活性炭吸附 SO_2 和 NO ,在使用一段时间后进行脱吸, SO_2 和 NO 的最后产物是 S 和 N_2 。

目前,由上述基本方法原理衍生出来了如图2所示的4大类处理技术。本文特别将对 SO_2/NO_x 联合脱除技术进行较为详细的阐述。

SO_2/NO_x 联合脱硫、脱氮的方法主要有:①离子体法。该法已大规模工业化,但用氨作吸收剂,因氨易挥发而造成浪费,且产生排气污染;②干式催化法^[7],主要有 CuO 催化法、 Cu 催化法、 $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ 催

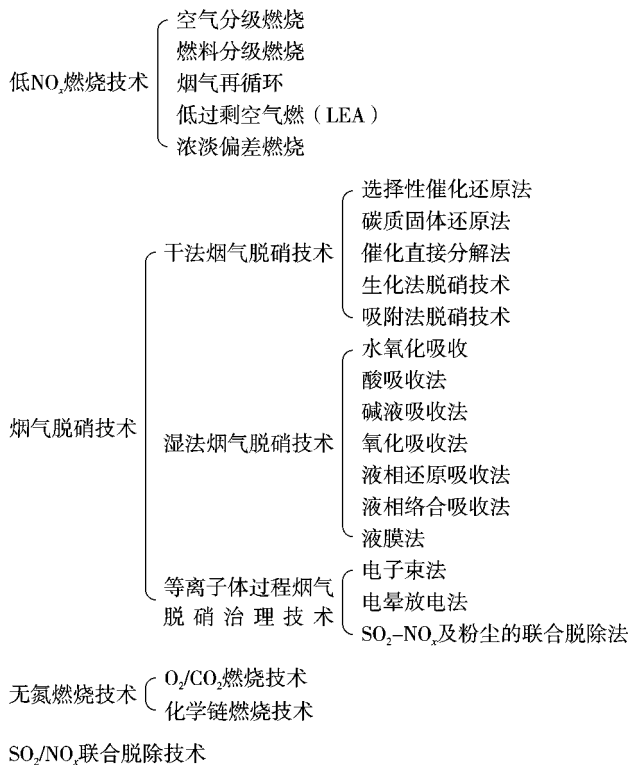


图 2 氮氧化物排放控制技术

化法。催化法的主要影响因素是催化剂的制备和再生,目前大多处于实验室研究阶段,只有少数进入生产应用;③ 化学湿法。化学湿法脱除效率高,但是吸收剂投资高且吸收液较难处理。④ 吸附法。吸附法脱硫脱氮技术具有能够实现治污产物资源化利用,脱硫脱氮效率高等优点,被认为是一种有发展前景的脱硫脱氮技术。在各种烟气治理方法中,用活性炭作为常用吸附剂的净化工艺是唯一一种能脱除烟气中每一种杂质的方法,其中包括 SO_2 及 NO_x 、烟尘粒子、汞、二噁英、呋喃、重金属、挥发分有机物及其他微量元素。因此使用活性炭吸附 SO_2 和 NO ,在使用一段时间后进行脱吸,得到 SO_2 和 NO 最终产物为 S 和 N_2 的方法是 SO_2/NO_x 联合脱除技术中的主流工艺。

从当前现状来看以上诸类方法最主要的缺点就是都不经济,并且工艺过程都较复杂,工艺越复杂随机影响因素就会增多,相应的控制条件就变得繁复且不易控制。此外,工艺过程中存在的二次污染问题使处理结果也只能做到污染物的相态转移而不能彻底的解决污染问题。因此,未来的研究重点就是针对不同的处理规模和日益严格的排放标准寻求经济适

用的新工艺方法。

3 讨论

由实际处理含氮氧化物的经验可总结如下需要注意的问题:① 在高温情况下,热力型 NO_x 生成很快,但是其形成时间太短,以至于无法达到平衡;② 在很多燃烧情况下热的燃烧气体冷却速度迅速,以至于在火焰中形成的 NO_x 没有时间转化为 N_2 和 O_2 ,在这个温度值时浓度被“冷冻”,此温度处于峰值;③ 将处理气体的体积流量降至最低,处理设备中的压降最小化是最经济的;④ 对设备的使用穿透率要控制方便;⑤ 处理气中的 SO_2 要防止酸露点的腐蚀;⑥ 用催化剂的载体最好是蜂窝状。

从上述经验分析,本文在活性炭吸附工艺发展的基础上推荐新型的环保吸附材料——天然沸石改性纳米分子筛。该分子筛无论在物理性质上还是在化学性质上均具有显著优点。作为一种纳米微孔吸附材料,该分子筛具有较长的纤维结构和较高的强度,而且可以造粒加工成蜂窝状;从而极大地增加了吸附和催化能力;由于其孔隙都是纳米尺度的表面微孔,数量丰富,排列均匀。不仅在吸附过程中能减少气体的扩散阻力,而且在脱附过程中,容易获得再生。由于表面纳米微孔的富集作用,能脱除超低浓度的 SO_2 。同时脱氮过程不需要额外反应物,可实现同时脱硫、脱氮,综合经济性优于活性炭。由于该方法简单、无二次污染、资源可再生利用等优点使其有很大的发展潜力。

4 结论

随着经济发展,燃煤氮氧化物排放导致的大气污染问题是我们无法逃避的困境。氮氧化物污染问题并不是一个简单独立的问题,而是一类相互关联的问题。工程师的努力方向就是不懈地寻找一种既经济又简单的方法解决该问题。

5 参考文献

- [1] 苏亚欣,毛玉如,徐璋. 燃煤氮氧化物排放控制技术[M]. 北京:化学工业出版社环境科学与工程出版中心,2005.
- [2] 诺埃尔·德·内韦尔. 大气污染控制工程[M]. 胡敏,谢绍东,译. 北京:化学工业出版社,2005.
- [3] 赵炜,常丽萍,冯志华,等. 煤热解过程中生成氮化物的研究[J]. 燃料化学学报,2002,30(15):408-412.

- [4] 骆仲决,刘妮,高翔,等. 中国能源工业的现状与发展[J]. 动力工程,1999,(增刊):19-21.
- [5] 陈理. 脱除烟气中 SO₂ 和 NO 的新技术[J]. 化工环保,1997,(6):336-341.
- [6] 管一明,张伯溪,关越. 选择性非催化还原法烟气脱氮氧化工艺[J]. 电力环境保护,2006,22(4):15-19.
- [7] 沈德树,甘海民明. 以 CuO 为主活性组分同时脱硫脱硝催化剂的研究[J]. 湖南大学学报,1994,(1):103-108.

Disquisition on the Techniques for Oxynitrides Control in Coal-fire Process

Gao Zhifei Chen Jianzhong Wang Panpan

Abstract The production, transference, and translation principles of oxynitrides in coal-fire process and the harm of oxynitrides to the environment are discussed. The techniques for the control of oxynitrides in coal-fire process are reviewed, and the existent problems and suggestions on them are discussed.

Key words oxynitride coal-fire emission control resolved approach

(上接第 18 页)

4 经济技术分析

该公司污水处理站总造价 38.5 万元,劳动定员 3 人,废水运行费用 8 元/t,经济上是可以承受的。该公司能够顺利通过环保验收,说明技术是可行的。从经济、技术上分析,该公司采用铁床/二氧化氯工艺对萘醌类废水作一级处理是可行的,能保证出水稳定达到当地污水处理厂的接管标准。

5 问题及对策

1) 关于铁床出水“返色”问题:一些废水经铁床脱色后,在较短时间内出现颜色逐渐加深的现象。解决铁床出水“返色”问题,除应考虑在后续处理工艺中彻底脱除发色母体外,还应在中和沉降时调节 pH 值 ≥ 9 ,使 Fe²⁺ 完全沉淀或加入适当的氧化剂(如 O₂ 和 O₃ 等)使 Fe²⁺ 迅速被氧化成 Fe³⁺ 后以 Fe(OH)₃ 胶体形式析出。

2) 铁炭法通常是在酸性条件下进行的,此时析出铁的量比较大,加碱中和时产生的沉淀物多,增加了脱水工序的负担,而且废渣的处理也成了问题。废渣可以用于掺合制作建筑材料。

3) 铁床的活性问题:铁床采用铁炭流化床工艺,克服了固定床铁炭反应器表面易钝化、填料易结块及运行效果随运行时间的延长而逐步降低的不足。

6 结语

利用铁床内电解和二氧化氯氧化组合工艺处理萘醌类废水是可行的,能达到当地污水处理厂的接管标准且能稳定排放。

7 参考文献

- [1] 詹伯君,潘杰宁. 萘醌染料废水处理技术[J]. 化工环保,1999,(6):346-351.
- [2] 蓝连贺,内电解法处理印染废水的效果研究与分析[J]. 工业水处理,2004,(7):24-27.

Treatment of Anthraquinone Dye Wastewater with the Combined Process of Iron Filings Electrolysis and Chlorine Dioxide Oxidation

Shen Qi

Abstract The combined process of iron electrolysis and chlorine dioxide oxidation was employed in the treatment of anthraquinone dye wastewater with high contents of COD, color, and acidity, and the discharge water met the quality requirement of local sewage treatment plant.

Key words iron filings chlorine dioxide generator anthraquinone sewage treatment

污泥超声处理研究的进展

张宁宁^{1,2}

(¹ 陕西师范大学应用研究所, 西安 710062; ² 渭南师范学院物理系, 陕西渭南 710041)

摘要 阐述了污泥的超声脱水及降解机理, 强调了絮凝剂对污泥脱水的重要作用, 重点介绍了超声技术在污泥脱水中的研究现状及影响因素包括: 频率、声强、功率、反应器的设计与换能器类型、污泥自身因素等进行分析, 最后提出了发展方向。

关键词 污泥脱水 絮凝 超声技术

工业废水与生活污水处理后产生的污泥含水量很高(接近 98%)、容易腐烂、有强烈的臭味, 并且还含有多种污染物质。该污泥的处理费用很高, 按现有的处理工艺技术一般约占污水处理厂总运行费用的 15%~30%, 占总投资 10%~25%, 致使一些污水处理厂将污泥直接排放, 对生态环境造成严重的威胁。污泥处理处置已成为困扰污水处理厂和全社会的重大问题, 其关键是含水量过高, 经机械脱水后仍有 80% 的含水率, 后续处理处置十分困难。所以, 开发新的预处理工艺, 提高污泥脱水率、促进后续生物处理成为解决污泥问题的关键。利用超声波对剩余污泥进行预处理可强化有机部分的生物转化, 加快细胞溶解破裂^[1], 用于污泥回流系统时可强化细胞可溶性, 降低剩余污泥的量, 用于污泥脱水设备时, 有利于污泥脱水污泥减量并且最终减少处理费用。

1 污泥的超声破解及脱水机理

污泥中所含水分形态, 尽管不同的文献有不同的分类, 但一般都认为有 4 种存在形态^[2], 即表面吸附水、间隙水、毛细结合水和内部结合水。不同性质的污泥脱水的难易程度差别很大, 应根据其脱水性能, 选择合适的方法, 才能取得良好的效果。因此, 测定污泥的脱水性能, 对选择脱水方法具有重要意义。目前污泥脱水最常用的方法是过滤, 主要有 2 种表征过滤脱水性能指标: ① 毛细管吸附时间(Capillary Suction Time, CST)。一般来讲, CST 时间愈短, 污泥的脱水性能愈好; ② 污泥比阻抗值。比阻抗值越大的污泥, 越难过滤, 脱水性能也越差。通常需采取必

要的调理方法对其改性, 传统的污泥调理多采用絮凝调理法, 即利用絮凝反应改变污泥颗粒的大小和结构, 减少菌胶团的结合水量, 从而有利于后续脱水过程, 将超声用于污泥调理则是近年来研究者较多关注的新领域。已有研究表明, 适当的超声作用可改变污泥颗粒的表面物化特性、减小污泥结合水量及过滤比阻, 从而使得污泥脱水性能得以改善。

超声波的频率范围一般为 $20 \times 10^3 \sim 10 \times 10^6$ Hz, 当一定强度的超声波作用于某一液体系统中时, 将产生一系列物理和化学反应, 并明显改变液体中的溶解态和颗粒态物质的特征。这些反应是由声场条件下大量空化泡的产生和破灭引起的。超声空化是指在很高的声强下, 特别是在低频和中频范围内, 液体中将产生大量空化泡, 它们随声波改变大小并最终在瞬间破灭。气泡破灭时, 将产生极短暂的强压力脉冲, 并在气泡及其周围微小空间形成局部热点, 产生高温(5 000 K), 高压(100 MPa)和具有强烈冲击力的微射流。当空化发生时, 液体中产生很高剪切力作用于其中的物质上, 同时伴随发生的高温、高压并将产生明显的声化学反应。在水溶液中, 发生空化时产生的主要影响有: ① 很高的流体剪切力; ② 自由基反应及化学转化; ③ 挥发性疏水物质的热分解。为了考察超声波破解污泥是空化作用时气泡破灭产生的水力剪切力的作用, 还是自由基反应引起的细胞分解, 王芬等^[3]研究了超声破解污泥的结果表明, 超声破解污泥主要作用途径是水剪切力的机械作用, 这与超声处理难降解生物废水中有机物机理有所不同。

2 污泥脱水的超声处理

污泥的脱水性能很大程度取决于污泥的结构。改变污泥的结构可以大大提高污泥的脱水性能,污泥量也会大幅度减少。菌胶团具有良好的保水性,内部包含水约占总水量的25%,这些菌胶团使污泥水分难以脱除,利用超声波可以破坏菌胶团。声能密度为0.11~0.22 W/mL的超声波处理可以破坏菌胶团强度结构,使菌胶团内部包含水排出,同时保持较大的污泥颗粒,污泥的沉降性有所提高^[4]。而且超声波在水中产生的各种效应受频率影响很大,低频(<100 kHz)机械效应较好,高频化学效应较强,由于污泥处理主要利用超声波的机械效应,因此低频下效果较好。41、207、360、616、1 068、3 217 kHz下的超声波处理污泥菌胶团结构的效率随着超声波频率的升高而降低,41 kHz下处理效率是3 217 kHz下处理效率的9.7倍,因此污泥处理中通常利用不超过40 kHz的超声波。

对于大量污泥的处理,超声技术可作为一种预处理技术与其他方法如厌氧、好氧处理技术联用,然而对于每一种应用,超声能量输入和细胞分解程度及厌氧消化时间都有优化组合。Ying·Chih Chu等^[5]研究了超声与碱解联合破解污泥的效果,实验得出投碱和超声波同时作用比单独的投碱处理效果更高。据有关报道,德国利用超声波进行污泥减量已进入实际应用阶段^[6],而国内在这方面的研究基本上处于初步实验研究阶段,仍需进一步争取进入实用阶段。

污水污泥处理中常采用絮凝技术,这是一种处理效率高、既经济又简单的物化处理技术。絮凝剂已成为污泥脱水的首要选择,很多文献表明,添加絮凝剂是对污泥有效的处理方式。化学调理过程本身就是化学反应过程,超声波对均相和非均相反应体系一般都有强化效果,也促进了絮凝剂水解、凝聚和絮凝过程的进行^[7]。January B Bien等^[8]认为超声波能改变作为絮凝剂的高分子电解质的结构,从而提高脱水性能。表面电势是衡量脱水性能的一个重要参数,在污泥中加入高分子电解质可以改变其表面电势。超声波作用高分子电解质一定时间,可以使电解质分支减少,链节变短,更有利于脱水。另外,超声对污泥进行预处理,还可以缩短厌氧发酵时间^[9],减少絮凝剂的使用量。

Wolny等^[10]的研究表明,通过超声场的作用对脱除污水污泥中的水含量有明显的作用。超声的作

用是改变高分子电解质的内部结构,当超声时间和频率选择合适时,可提高脱水的效率,不过这个时间的选择根据高分子电解质的类型会不同。在超声处理15 s后添加聚合高分子电解质3 mg/g,可以使污泥的体积减少至原来的50%。超声处理5~10 min时活细菌数量大大减少。超声作用几十秒,就可以减少絮凝剂用量的50%,污泥脱水后的体积比无超声处理的减少65%。超声波促进脱水的常见工艺为:城市污泥-重力沉降-超声波处理-机械脱水。超声波能有效的破坏菌胶团结构,将其中内部包含水释放成为可以比较容易去除的水分。E.Riera-Franco de Sarabia等^[11]把高能超声运用到分离过程中,以促进流体/固体颗粒的分离。他们指出,尽管在液态悬浮体系中,团聚作用不如气体中明显,然而超声能量可以有助于高浓度细小颗粒体系比如料浆和污泥的脱水。他们的研究显示,频率在10和20 kHz下,超声可以促进过滤过程固、液的分离。

白晓慧等^[12]认为采用超声波处理污水和污泥是可行的。超声对混凝也有一定的促进作用,当超声波通过有微小絮体颗粒的流体介质时,其中的颗粒开始与介质一起振动,但由于大小不同的粒子具有不同的振动速度,颗粒将相互碰撞、粘合,体积和质量均增大。当粒子变大已不能随超声振动时,只能做不规则运动,继续碰撞、粘合、变大,最终沉淀。他们还指出破解污泥需低频、高强度超声波,对每一种应用,对于超声能量输入和细胞分解程度及厌氧消化时间都有必要进行优化组合。韩萍芳等^{[13][13]}初步研究了超声波处理污泥的影响因素,大功率超声波可以降解生物污泥,释放出其中的有机物,小功率超声波能够改善污泥的膨胀特性,提高污泥沉淀特性和脱水能力,降低污泥的含水率,达到减量的目的。实验结合使用絮凝剂聚丙烯酰胺(PAM)和抽滤手段,20 kHz的超声波在输入功率为44 W的条件下处理剩余污泥90 s就可以使污泥的干基含水率从15.978降到6.2 g/g。张光明等^[14]较全面的介绍了超声波处理污泥的效果,以及目前取得的研究进展。在适当的操作条件下,超声波可以迅速改变污泥结构,释放菌胶团包含水从而促进污泥减量化和稳定化。高强度的处理也可以加快污泥水解、提高污泥可生化性以及污泥中的沼气产量。

殷绚等^{[15][15]}研究了污泥的脱水性与其结合水的含量关系,根据Heukelekian和Weisberg's的理论,

结合水含量可以通过膨胀计法测得,实验结果表明,较小声强超声波($< 600 \text{ W/m}^2$)处理较短时间有利于减少污泥的结合水,但是加大声强以及延长处理时间效果变差,其机理可能是超声波促混凝作用和细胞外聚合物(Extracellular Polymeric Substances, EPS)对污泥颗粒团聚作用的共同结果。平均声强 400 W/m^2 左右,超声处理 2~4 min,可以使污泥的结合水含量(以干基计)由原来的 16.7 降到 2.0 g/g 以下。同时殷绚等^{[15]107}研究了超声对污泥脱水性能的影响,在污泥板框压滤实验中,利用超声结合絮凝剂 PAM 处理污泥的方法,对比了有、无超声对污泥压滤脱水的效果,研究表明:超声可以降低污泥含水率,使其从最初含水率近 98%减少到 81%,污泥的体积减少为最初的 1/10。超声声强为 410 W/m^2 ,超声处理时间 2.5 min 为较优处理条件,同时絮凝剂的使用量(以干基计),从 0.17%降至 0.16%。

3 影响污泥脱水超声处理的因素

3.1 超声场的影响

3.1.1 频率、功率的影响

目前,多数超声破解污泥的试验是在 18~25 KHz 范围内开展的,经过试验证实应使用频率较低的超声波。超声功率对污泥的处理效果有很大影响。韩萍芳等^{[13]133}研究了超声功率对污泥脱水效果的影响,由其实验结果可知,大功率超声波可以降解生物污泥,释放其中有机物;小功率超声波能够改善污泥的膨胀特性,提高污泥沉淀特性和脱水能力,达到污泥减量的目的。同时也研究了超声处理时间对污泥脱水效果的影响以及对污泥释放有机物的影响并指出在实际应用时应根据污泥脱水及释放有机物的效果,综合考虑超声处理时间及功率的大小。

3.1.2 声能密度、声强的影响

声能密度是影响破解速度与反应器设计的一个重要参数。目前,研究所涉及的声能密度范围主要集中在 $0.11\sim 10 \text{ W/mL}$ 。一般说来,污泥的破解速率随着声能密度的增大而增加,但是也存在着最优值问题。声强也是影响超声破解污泥的一个重要因素。目前研究所涉及的声强范围为 $0.11\sim 100 \text{ W/cm}^2$ 。一般而言,污泥破解速度随着声强的增大而增大。Lorime^[16] 研究认为,在水中产生超声空化的最低声强为 0.4 W/cm^2 ,但是,在声强为 0.1 W/cm^2 时,仍然观察到了污泥破

解现象。这可能是因为污泥中存在大量细小颗粒及小气泡可以作为空化气泡核,产生空化效应。

3.1.3 空化气体的影响

目前,超声破解污泥的研究,还未见有报道空化气体影响的。但是,一些学者^[17-18]在研究超声降解水体中酚类时发现, O_2 对酚类降解有较大的促进作用。另有学者^[19]则发现空气与氩气的混合气体对酚类的降解效果较好。

3.2 反应器的设计与换能器的影响

反应器设计的目的是在恒定输出功率条件下,尽可能提高混响强度,增强空化效果。刘红等^[20]得到声强在平面分布是不均匀的,在距超声换能器最近的位置声强最大,随着距离的增大声强逐渐减小,而且由于清洗槽及烧杯内会发生声波的反射,造成部分区域超声波叠加或抵消。为改善反应器声场均匀性,消除驻波影响,通常采用调频方式。声化学反应器的类型为:声变幅杆浸入式声化学反应器和超声清洗槽式声化学反应器,并对这 2 种反应器的优缺点进行对比^[21]。许多研究者在超声处理污泥研究中都采用声变幅杆浸入式声化学反应器,笔者认为,在以后工作中应注重污泥处理量的增加并考虑超声清洗槽式反应器的应用,加强反应器的合理设计及换能器等多种因素对实验结果的影响。

3.3 污泥自身条件及其它因素的影响

3.3.1 污泥浓度、pH 值的影响

目前,超声波破解污泥主要集中在对未经浓缩的污泥进行研究,被破解污泥的浓度范围为 $3\ 000\sim 6\ 000 \text{ mg/L}$ (由于试验条件相差较大,无法对其进行比较),而对污泥浓度对超声破解效果的影响研究较少。

对于很多反应来说,pH 值都是一重要影响因素。溶液 pH 值对污泥的物化性质有较大影响,进而会影响超声破解的效果。目前,仅有关于超声波破解碱性污泥的研究报道^[22]。结果表明,调节污泥 pH 值至碱性后,有利于污泥的超声波破解。目前,未见有超声波破解酸性污泥的报道。

3.3.2 温度及其他因素的影响

孙光跃等^[23]提到了组成活性污泥的微生物,其最适合的生长温度为 $15\sim 35 \text{ }^\circ\text{C}$,介绍了进水温度对活性污泥的主要影响。韩萍芳等^{[13]37}研究了超声波对不同季节污泥处理效果。夏季污泥比冬季污泥释放出的有机物多,夏季污泥的脱水效果优于冬季污泥的脱水

效果。有毒物质、油类、表面活性剂以及工厂所用原油及其他化工原料的来源,生产工艺条件、废水处理的操作系统,均会影响剩余污泥的性质,所以应进一步研究污泥性质的变化情况及其对超声处理效果的影响。

4 结论

超声化学作为一门前沿学科,特别是在国内,对声化学的研究还不深入,虽然超声已用于污泥脱水工艺,并取得了一些成果,还是有很多开拓性的工作值得我们研究。超声对污泥进行预处理,能够改变污泥的特性,破坏菌胶团结构,促进污泥絮凝脱水,提高污泥脱水性能,结合机械脱水的方式,可减少污泥的体积。污泥处理费用占污水处理场基建运行费用的40%以上,所以超声促进污泥脱水,仅减量化一项就可节约大量资金。超声影响污泥脱水的因素很多也很复杂,在以后实验中应充分考虑。

我认为以后的研究重点应是:①对不同形状超声发生器处理结果进行对比;②不同频率相互作用效果的研究;③很多研究表明,多种絮凝剂复配使用会比单一絮凝剂效果要好,建议可以考虑其他絮凝剂联合使用;④超声波技术与其他技术联合应用;⑤解决超声处理从实验室走向实际应用中存在的超声反应器的材料、设计、功耗、处理效果、经济成本等关键性问题。进一步研究与污水处理工艺的合理组合,这样才能发挥超声波的特点并为其在实际工程的应用打下基础。

5 参考文献

- [1] C P Chu, Bea-Ven Chang, G S Liao, et al. Observation on changes in ultrasonically treated waste activated sludge Water Research[J]. Wat Res, 2001, 35(4): 1038-1046.
- [2] Tsang K R, Vesilind P A. Moisture distribution in sludge[J]. Wat Sci Technol, 1990, 22(12): 135-142.
- [3] 王芬, 季民. 污泥超声破解预处理的影响因素分析[J]. 天津大学学报, 2005, 38(7): 649-653.
- [4] January Bien, Lidia Wolny. Changes of some sewage sludge parameters prepared with an ultrasonic field[J]. Wat Sci Tech, 1997, 36: 101-106.
- [5] Ying-Chih Chiu, Cheng-Nan Chang, Jih-Gaw Lin, et al. Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion[J]. Wat Sci Tech, 1997, 36(11): 155-162.
- [6] Aurore Cadoret, Arnaud Conrad, Jean-Claude Block. 用超声波减少污水中污泥量[J]. 黄汗生, 译. 工业用水与废水, 2001, 32(1): 122.
- [7] Hagenson L C, Doraiswamy L K. Comparison of the effects of ultrasound and mechanical agitation on a reacting solid-liquid system[J]. Chem Eng Sci, 1998, 53(1): 131-148.
- [8] January B Bien, Edward S, Kempa, et al. Influence of ultrasonic field on structure and parameters of sewage sludge for dewatering progress[J]. Wat Sci Tech, 1997, 36: 287-291.
- [9] Xuan Yin, Pingfang Han, Xiaoping Lu. A review on the dewaterability of bio-sludge and ultrasound pretreatment[J]. Ultrasonics sonochemistry, 2004, 11: 337-348.
- [10] Wolny, Lidia, Bien January B, et al. Conditioning and decontamination of sewage sludges in the sonification process[J]. Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers, 2001, 32(6): 559-564.
- [11] E Riera-Franco de Sarabia, J A Gallego-Juárez, G Rodríguez-Corral, et al. Application of high-power ultrasound to enhance fluid/solid particle separation processes[J]. Ultrasonics, 2000, 38: 642-646.
- [12] 白晓慧. 超声波技术与污水污泥及难降解废水处理[J]. 工业水处理, 2000, 20: 6-10.
- [13] 韩萍芳, 殷绚, 吕效平. 超声处理石化厂污水剩余污泥[J]. 化工环保, 2003, 23(6): 133-137.
- [14] 张光明, 吴敏生, 张维昊, 等. 城市污泥超声波处理技术[J]. 城市环境与城市生态, 2003, 16: 258-259.
- [15] 殷绚, 阙子龙, 吕效平, 等. 超声波声强及处理时间对污泥结合水的影响[J]. 化工进展, 2005, 24(3): 307-310.
- [16] Lorimer J P. Sonochemistry the general principles. [M]/T Mason. Sonochemistry the use of ultrasonic in Chemistry. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1990.
- [17] S Okouchi, Tilman Bauer, Peter Britton. Cavitation-induced degradation of phenol by ultrasound[J]. Wat Sci Tech, 1992, 26: 2053-2056.
- [18] C Petrier, Michael B Nielsen. Characteristic of Pentachlorophenolate degradation in aqueous solution by means of ultrasound[J]. Environ Sci Tech, 1992, 26(8): 1639-1642.
- [19] J Berlan, Jiin-Hauer Chuang, So-Chu Huang, et al. Oxidative degradation of phenol in wastewater by sonoelectrochemistry[J]. Chem Eng Sci, 1996, 51(10): 97-102.
- [20] 刘红, 闫怡新, 王文燕, 等. 低强度超声波改善污泥活性[J]. 环境科学, 2005, 26(4): 124-128.
- [21] 冯若, 李化茂. 声化学及其应用[M]. 合肥: 安徽科学技术出版社, 1992: 158-166.
- [22] 赵逸云, 刘岩. 声化学反应器研究进展[J]. 现代化工, 1989, 13(2): 44-48.
- [23] 孙光跃, 刘昌玉. 石化废水处理厂活性污泥系统受冲击的原因和政策[J]. 给水排水, 1999, 25(5): 15-17.

流动注射催化光度分析法的研究进展

王文元 顾丽莉

(昆明理工大学生物与化学工程学院, 昆明 650224)

摘要 综述了近年来流动注射催化光度分析法的研究进展,包括环境水样中金属离子、阴离子、有机物等污染物的测定,展望了流动注射催化光度分析法未来的研究方向和发展前景。

关键词 流动注射 催化光度法 水质分析 进展

流动注射分析(flow injection analysis, FIA)是由丹麦化学家鲁齐卡(Ruzicka)和汉森(Hansen)于1975年提出的一种快速湿化学分析技术,利用蠕动泵、管材和反应池等实现流动相化学反应,具有分析速度快、精度高、操作简便、试剂和试样耗量少、可与不同类型的检测手段联用等优点^[1],受到分析化学界的普遍重视,发展迅速。目前, FIA 逐渐向微型多功能体系发展,特别是与光谱分析技术相结合在简易化、专用化、便携化和智能化等方面得到深入发展。催化(动力学)光度分析法具有灵敏度高、操作简单等优点,但影响因素较多,传统手工操作精密较差,不便于推广应用。FIA 技术可以弥补手工操作的缺陷,应用于催化光度分析,将高灵敏度的分析方法和高精度的分析技术相结合,发展出流动注射催化光度分析法,使催化光度法取得新的突破,成为颇为活跃的研究领域^[2,5-7,13-16]。流动注射催化光度法具有灵敏度高、重现性好、精密高等优点,近年来在环境监测中受到了高度重视^[7]。本文就近年来流动注射催化光度分析法在水质分析中的研究进展进行归纳和评述。

1 钒、铁、铜、汞、锰等金属离子的测定

刘秀萍等^[8]基于痕量钒(V)对溴酸钠氧化罗丹明褪色反应的催化作用,在非离子表面活性剂存在下,以柠檬酸为活化剂,建立了痕量钒的反相流动注射(r-FI)催化光度分析法,检出限为 1.9 $\mu\text{g/L}$,线性范围为 10~200 $\mu\text{g/L}$ 。该法不仅使测定钒的灵敏度得到提高,而且采用流动注射停留分析技术,可以在一

定程度上清除气泡对测定的影响,使测量精度得到进一步改善。结合离子交换分离技术,该法用于测定水样中痕量钒,回收率为 90%~104%。

以 1,2-苯二酚-3,5-二磺酸盐为活化剂,痕量钒强烈催化溴酸盐氧化 N,N'-双(2-羟基-3-磺基丙酯)联甲苯胺的反应,基于该反应 Shigenori Nakano 等^[9]建立了在线测定水中痕量钒的流动注射催化光度法,线性范围为 0.01~3.0 $\mu\text{g/L}$,检出限为 0.008 $\mu\text{g/L}$,分析速度达到 30 1/h。该法是目前流动注射催化光度法测定钒最灵敏的方法之一。以 1,2-乙二胺-N,N,N',N'-四(亚甲基二磷酸)作为掩蔽剂,应用该法测定实际水样中痕量钒,结果令人满意。

Shinsuke Ohno 等^[10]研究了铜(II)和铁(III)催化过氧化氢氧化 4-氨基苯甲醚与二甲基胺聚合的显色反应及其动力学条件,使用连续流动槽建立了流动注射催化光度法测定铜、铁的新方法。该反应体系的最大吸收波长为 740 nm,使用活化剂菲咯啉、二磷酸,可大大提高灵敏度和选择性;铜、铁的线性范围分别为 0.05~5、0.5~100 $\mu\text{g/L}$ 。该法应用于天然水、河水、合成水样中铜、铁的测定,分析速度为 30 1/h,结果令人满意。

刘伟民等^[11]利用汞(II)对藏红 T-碘化钾体系褪色的催化作用,建立了室温下微量汞的流动注射催化光度自动分析法。Hg(II)含量在 0~6.0 $\mu\text{g/mL}$ 范围内符合比尔定律,检出限为 3.5×10^{-7} g/mL,分析频率为 20 1/h。方法用于合成样品及污水中汞的测定,回收率为 95.6%和 98.5%,相对标准偏差为 5.1%和 4.5%(n=9)。该法简化了流路,缩短了分析周

期,停留技术提高了分析测定的灵敏度,具有便捷、快速的特点。Yong-Lai FENG 等^[12]利用汞(II)催化氰亚铁酸盐分解,建立了流动注射催化光度测定水样中的汞(II)的新方法。该法的线性范围为 2~25 ng/mL,检测限为 0.4 ng/mL。该法已成功应用于湖水中汞(II)的测定。

在室温下 Mn(II)对 NaIO₄ 氧化季胺[4,4'-对(二甲氨基)-二苯基甲烷]反应有显著的催化作用,苏苓等^[13]基于含有氨三乙酸的 HAc-NaAc 反应介质(pH 值=5.4),利用流动注射技术在 602 nm 波长处监测不稳定的显色产物,建立了快速自动测定痕量锰的新方法。在 60 1/h 采样频率下,检出限为 0.073 μg/L,线性范围为 0~20 μg/L,相对标准偏差为 0.5%。该方法具有可重复精确地控制反应时间和测定时机的优点,应用于天然水样锰的测定,结果令人满意。Shigenori Nakano 等^[14]利用锰(II)在活化剂 2,2'-联吡啶的存在下能催化过碘酸盐氧化 N,N'-双(2-羟基-3-磺基丙酯)联甲苯胺的指示反应,通过添加掩蔽剂柠檬酸,建立了测定湖水、河水中的痕量锰(II)的流动注射催化光度法,线性范围为 0.02~3.0 μg/L。Ling Su 等^[15]研究发现,在 pH 值=5.4 的次氨基二乙酸缓冲溶液中,锰(II)对过碘酸钠与 4,4'-双(二甲氨基)-二苯基甲烷氧化还原反应有强烈的催化作用,利用停留技术建立了流动注射催化光度法测定天然水中锰,获得满意结果。

2 亚硝酸盐、硝酸盐、氟离子、碘离子等阴离子的测定

Xuan-Feng Yue 等^[16]基于在磷酸介质中亚硝酸根对溴酸钾氧化结晶紫的催化作用,并通过镀镉锌片将硝酸根还原成亚硝酸根,建立了流动注射催化光度法同时测定亚硝酸根和硝酸根的方法。该流动注射系统采用了中间夹有还原柱的 2 采样环相邻的单阀注入技术,产生 1 个带有肩峰的主峰信号,其中肩峰高度对应于亚硝酸根的含量,而主峰高度对应于硝酸根和亚硝酸根的总量。该法对硝酸根和亚硝酸根的检出限分别为 0.3 和 1 μg/L,分析速度为 32 1/h,已成功应用于不同水样中 2 种离子的同时测定。A. Kazemzadeh 等^[17]研究了溴酸盐氧化焦赝酚红的指示反应及动力学条件,建立了流动注射催化光度法同时测定硝酸根和亚硝酸根的方法,应用于食物、水样中硝酸根和亚硝酸根的同时测定,分析速度

为 20 ± 3 1/h,获得满意结果。高宗华等^[18]基于亚硝酸根在酸性条件下对溴酸钾氧化胭脂红酸的褪色反应的催化作用,将反相流动注射技术与催化光度法相结合测定河水中亚硝酸根的含量,结果令人满意。訾言勤等^[19]研究了溴酸钾氧化灿烂绿(BG)的指示反应,采用微机化流动注射分析仪准确控制反应时间,优化了实验条件,克服了以往催化光度法反应时间难以控制引起的方法精密度、准确度不高的弱点,建立了测定痕量亚硝酸根的流动注射催化光度法,分析速度为 20 1/h,线性范围为 0.00~2.00 mg/L,应用于电厂废水中亚硝酸根的测定,所得结果明显优于 Griess(格瑞斯)法。訾言勤等^[20]研究发现,亚硝酸钠能催化溴酸钾氧化维多利亚蓝(VB)的褪色反应,建立了痕量亚硝酸根的非平衡流动注射催化光度新方法,用于直接测定某井水中亚硝酸根,分析速度为 36 1/h,获得满意结果。柳仁民等^[21]以流动注射分光光度法,基于亚硝酸根在酸性条件中对溴酸钾氧化胭脂红酸有催化作用这一原理测定亚硝酸根,线性范围为 0.005~0.3 μg/mL,检出限为 0.002 μg/mL,已成功应用于河水中亚硝酸根的测定。

唐冬秀等^[22]研究发现,在硫酸介质中,Fe³⁺对 H₂O₂ 氧化甲基橙褪色反应具有强烈的催化作用,而游离的 F⁻与 Fe³⁺形成稳定的配合物可阻抑催化作用,阻抑程度与 F⁻量呈线性关系,采用流动注射分析技术,建立了水中微量氟化物的流动注射催化光度分析法。该法灵敏度高,选择性好,分析速度快,测定试样频率为 50 1/h,已成功应用于自来水中痕量氟化物的测定,线性范围为 0.02~4.0 mg/L,检出限为 0.08 mg/L。宋元林^[23]也建立了测定矿井水中微量氟化物的流动注射催化光度法。该法是利用了 Fe³⁺在 pH 值=2.76 氨基乙酸-盐酸缓冲溶液中,对 H₂O₂ 氧化 2,4-二氨基苯酚(DAP)褪色具有显著的催化作用。该法的测定频率为 90 1/h,检测限为 0.09 mg/L,线性范围为 0.0~9.0 mg/L,与目前测定氟化物的常用方法^[24-26]相比,具有分析速度快,线性范围宽等优点。

李俊锋等^[27]采用流动注射技术,利用微量碘离子催化铁的硫氰酸配合物与亚硝酸钠的褪色反应,实现了水中微量碘离子的催化动力学光度测定,线性范围为 1.0~7.0 μg/mL,检出限为 0.5 μg/mL,相对标准偏差为 5.0%。将该方法用于实际水样中微量碘离子的测定,结果令人满意。

3 酚、苯胺等有机物的测定

陈亚红等^[28]基于在硫酸介质中,痕量酚对溴酸钾氧化罗丹明 B 反应的催化作用,建立了测定痕量酚的快速、简便的流动注射停流催化光度分析法,线性范围为 0.60~4.00 mg/L,检出限为 0.1 mg/L,进样频率为 34 1/h,相对标准偏差小于 2.0%。该法用于废水中酚的测定,所得结果与 4-氨基安替比林比色法相吻合,此外该法与 4-氨基安替比林比色法相比具有线性范围宽、灵敏度高、速度快等优点。李益民等^[29]研究了在硫酸介质和增效试剂溴化十六烷基三甲基铵(CTMAB)中,微量苯胺能抑制溴酸钾氧化荧光素的褪色反应,采用流动注射技术,建立了流动注射催化光度法测定苯胺的新方法,用于测定废水中苯胺,结果与偶氮法相符合,并且该法较偶氮法简单、快速。

4 小结

综上所述,近年来流动注射催化光度法得到了迅速发展,尤其是随着新催化反应体系的发现,提高了灵敏度,改善了选择性,随着新方法与其他技术的联用,进一步拓宽了流动注射催化光度法的研究领域和应用范围。但现有的研究工作在多组分同时测定方面还很少,流动注射催化光度分析与其它技术和学科的结合、渗透太少,减缓了自身的发展。因此,研究与其它分析或分离技术相结合的新技术将是流动注射催化光度分析研究的新热点,探索高灵敏度、高选择性、高增敏试剂以及增效途径将是重要的研究课题,流动注射催化光度法与各种高效分离方法(如色谱法、毛细管电泳)的联用,与化学计量学、仿生学(如酶催化光度法)的结合将是流动注射催化光度法在水质分析中最具前景的研究方向^[28-9]。

5 参考文献

[1] 华东化工学院分析化学教研组,成都科学技术大学分析化学教研组. 分析化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1989: 377-378.
 [2] 岳宣峰. 流动注射催化光度分析新方法研究[D]. 西安: 陕西师范大学, 2002: 5-9.
 [3] 刘秀萍, 李满秀. 多元校正线性回归法同时测定铁和锰的研究[J]. 忻州师范学院学报, 2004, 20(2): 58-60.
 [4] 訾言勤, 陈立国, 洪玉斌. 流动注射催化光度法测定痕量

钒的研究[J]. 现代科学仪器, 2000, (2): 49-50.

- [5] Zheng-Jun Gong, Xin-Shen Zhang, Guo-He Chen, et al. Flow injection kinetic spectrophotometric determination of trace amounts of Se (IV) in seawater [J]. Talanta, 2005, 66 (4): 1012-1017.
 [6] Yi-Bo Zeng, Hong-ping Xu, Hui-Tao Liu, et al. Application of artificial neural networks in multifactor optimization of an on-line microwave FIA system for catalytic kinetic determination of ruthenium(III) [J]. Talanta, 2001, 54(4): 603-609.
 [7] 刘丽娟, 费学宁. 流动注射分析技术及其在水质分析应用中的进展[J]. 天津城市建设学院学报, 2005, 11(2): 111-114.
 [8] 刘秀萍, 张志棋. 反相流动注射催化光度法测定痕量钒的研究[J]. 理化检验: 化学分册, 1998, 34(3): 101-103.
 [9] Shigenori Nakano, Erina Tanaka, Yukino Mizutani. Flow-injection spectrophotometry of vanadium by catalysis of the bromate oxidation of N,N'-bis(2-hydroxy-3-sulfoprop-yl)toluidine [J]. Talanta, 2003, 61(2): 203-210.
 [10] Shinsuke Ohno, Miho Tanaka, Norio Teshima, et al. Successive determination of copper and iron by a flow injection catalytic photometric method using a serial flow cell [J]. Analytical Sciences, 2004, 20: 171-175.
 [11] 刘伟民, 陈晓青, 徐金华. 催化动力学-流动注射停流分光光度法测定微量汞的研究[J]. 分析实验室, 2001, 20(3): 73-75.
 [12] Yong-Lai FENG, Hisatake Narasaki, Li-Ching Tian, et al. Flow-injection spectrophotometric determination of mercury (II) in water by the catalytic decomposition of ferrocyanide [J]. Analytical sciences, 1999, 15: 915-918.
 [13] 苏苓, 李建国, 马泓冰, 等. 流动注射催化动力学光度法测定痕量锰[J]. 光谱实验室, 2003, 20(4): 501-503.
 [14] Shigenori Nakano, Yuko Matumoto, Masahiro Yoshii. Flow-injection photometric determination of manganese (II) based on its catalysis of the periodate oxidation of N,N'-bis(2-hydroxy-3-sulfopropyl)toluidine [J]. Talanta, 2005, 68(2): 312-317.
 [15] Ling Su, Jian-guo Li, Hong-bing Ma, et al. Determination of trace amounts of manganese in natural waters by flow injection stopped-flow catalytic kinetic spectrophotometry [J]. Analytica Chimica Acta, 2004, 522(2): 281-288.
 [16] Xuan-Feng Yue, Zhi-Qi Zhang, Hong-Tao Yan. Flow injection catalytic spectrophotometric simultaneous determination of nitrite and nitrate [J]. Talanta, 2004, 62(1): 97-101.
 [17] A Kazemzadeh, Ali A Ensafi. Simultaneous determination of nitrite and nitrate in various samples using flow-injection spectrophotometric detection [J]. Micro Chemical Journal, 2001, 69(2): 61-68.
 [18] 高宗华, 付彩霞. 反相流动注射催化光度法测定 NO₂⁻ 的

- 研究[J]. 光谱实验室, 2004, 21(4): 752-755.
- [19] 瞿言勤, 孟国防. 反相流动注射催化光度法测定废水中的亚硝酸根[J]. 岩矿测试, 2001, 20(2): 108-110.
- [20] 瞿言勤, 谢松兵. 反相流动注射催化光度法测定亚硝酸根[J]. 理化检验: 化学分册, 2002, 38(9): 450-451.
- [21] 柳仁民, 高宗华, 李蛟, 等. 流动注射催化光度法测定NO₂⁻的研究[J]. 分析试验室, 2004, 23(10): 33-34.
- [22] 唐冬秀, 宋和付, 彭荣华. 流动注射光度法测定水中微量氟化物的研究[J]. 化学试剂, 2003, 25(6): 345-346.
- [23] 宋元林. 流动注射光度法测定矿井水中微量氟化物[J]. 分析化学, 2002, 30(6): 706-708.
- [24] 张玉明, 石庆. 氟试剂分光光度法测定氟化物的方法分析[J]. 水文, 2002, 22(6): 50-53.
- [25] 卢芳, 余祥华, 刘群. 紫外分光光度法测定氟甲喹可溶性粉含量[J]. 兽药与饲料添加剂, 2006, 11(5): 21-22.
- [26] 姜韧, 潘敏翔, 刘昌叶, 等. 紫外分光光度法测定氟哌酸滴耳液中氟哌酸含量[J]. 光谱仪器与分析, 2002, (2): 4-5.
- [27] 李俊锋, 杨兵, 王洪艳. 流动注射催化动力学光度法测定碘的研究[J]. 分析科学学报, 2004, 20(5): 513-515.
- [28] 陈亚红, 樊静, 叶存玲, 等. 废水中痕量酚的流动注射停流-催化光度法测定[J]. 分析化学, 2001, 29(3): 339-341.
- [29] 李益民, 金阳. 流动注射催化光度法测定苯胺[J]. 分析化学, 2002, 30(3): 378.

Research Progress of Flow Injection Catalytic Spectrophotometry

Wang Wenyuan Gu Lili

Abstract The recent progresses of flow injection catalytic spectrophotometry are reviewed, including the determinations of metal cations, anions, and organic compounds in water. The development trends and application perspectives of flow injection catalytic spectrophotometry in the future are discussed.

Key words flow injection catalytic spectrophotometry water quality analysis progress

(上接第3页)

- 物量检测方法[J]. 微生物学杂志, 2005, 25(5): 62-67.
- [4] 赵传鹏, 浦跃朴, 尹立红. 溶藻细菌及其测定评价方法的研究进展[J]. 东南大学学报: 医学版, 2005, 24(3): 202-206.
- [5] 裴海燕, 胡文容, 曲音波. 一株溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻特性[J]. 环境科学学报, 2005, 25(6): 796-802.
- [6] 彭超, 吴刚, 席宇, 等. 3株溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻效应[J]. 环境科学研究, 2003, 16(1): 37-40.
- [7] 李维, 张灼. 人工制备菌剂净化富营养化湖泊的研究[J]. 四川师范大学学报: 自然科学版, 2001, 24(6): 610-613.
- [8] 王国惠, 周少奇, 于鲁冀. 环境工程微生物学原理及应用[M]. 北京: 中国建材工业出版社, 1998: 95-97.
- [9] 赵斌, 何绍江. 微生物学实验[M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [10] 曲音波, 林建强, 肖敏. 微生物技术开发原理[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005: 102-106.
- [11] 何红, 沈兆昌, 邱思鑫, 等. 内生拮抗枯草芽孢杆菌B S-2菌株的发酵条件[J]. 中国生物防治, 2004, 20(1): 38-41.
- [12] 孔建, 王文夕, 赵白鸽, 等. 枯草芽孢杆菌B-903菌株的研究Ⅲ: 影响抗菌物质产生和积累的主要因素[J]. 中国生物防治, 2000, 16(2): 65-68.
- [13] M P Jobin, T Clavel, F Carlin, et al. Acid tolerance response is low-pH and late-stationary growth phase inducible in *Bacillus cereus* TZ415[J]. Inter J of Food Microbiology, 2002, 79: 65-73.

Primary Report on the Growth Character of Three Algae-lysing Bacteria

Li Mugui Liu Jing Pan Weibin Zhang Haiyan

Abstract In order to cultivate high concentration of bacteria to deal with water eutrophication of algal blooms quickly, three algae-lysing bacteria, L7, L8 and L18, have been selected and studied in the lab. The orthogonal and monofactorial tests were carried out to find out the suitable growth conditions (salinity, pH and temperature) for L7, L8 and L18, respectively. The results show that, the conditions of salinity 0%~1%, pH 6.0~8.0, 23~30 °C, are suitable for the growth of these bacteria, while the optimum growth conditions are salinity 0.7%, pH 6.8 and 30 °C for L7 and L8, and salinity 0.6%, pH 7.6 and 30 °C for L18.

Key words eutrophication algae-lysing bacteria optimum growth condition

催化燃烧 / 库仑滴定法测定植物叶片中硫

张宗祥 朱宇芳

(泰州市环境监测中心站, 江苏 泰州 225300)

摘要 以三氧化钨为催化剂, 燃烧处理植物叶片, 硫转化为 SO_2 , 后者被吸收液吸收后采用库仑滴定法测定。方法快速简便, 测定植物叶片中硫的含量, 相对标准偏差为 1.5%, 适用于大批量样品的快速测定。

关键词 库仑滴定 植物叶片 硫

植物叶片中硫的含量是近年来生物监测中新要求的必测项目, 目前国内外采用的方法多为酸性湿消化 - 硫酸钡比浊法^[1] 或氧瓶燃烧 - 硫酸钡比浊法^[2]。比浊法存在所需试剂众多、消化步骤繁琐、比浊测定条件苛刻等问题, 测定体系不稳定, 连续化程度低, 不利于大批量样品的快速测定。本文采集城区常见绿化树种的树叶, 应用催化燃烧 / 库仑滴定法测定植物叶片中硫的含量, 免除样品人工消化和化学滴定等操作, 每样分析时间为 5 min, 自动化程度高, 结果重现性好。

1 仪器和试剂

LS-2 型库仑测硫仪(江苏电分析仪器厂), 电动粉碎机, 鼓风干燥箱。

三氧化钨(优级纯)。电解液: 碘化钾(优级纯)、溴化钾(优级纯)各 6 g, 冰乙酸(优级纯)12 mL, 蒸馏水 300 mL。

2 样品采集与分析方法

在空气质量常规监测点位 100 m 范围内, 选择城市绿化常见树种。在每个采样点上, 选取有代表性的树龄相当的树木 3 株, 采叶枝条的着生位置和方向一致, 采摘叶片在枝条上的着生位置也一致, 且叶龄相同或相近。用剪刀剪取叶片约 2 kg, 贮于聚乙烯塑料袋内, 备用。

采集的新鲜叶片先用自来水洗涤 2~3 次, 去除灰尘杂物, 再用蒸馏水冲洗 2~3 次, 自然沥干后在 60~80 °C 下烘 5 h。烘干的叶片剔除叶柄和粗大的叶

脉后用电动粉碎机粉碎, 过 280 μm 筛, 然后用 4 分法取 20~30 g 样品放入聚乙烯瓶中, 置于干燥器内或冰箱内保存待测。

准确称取 50 mg 的叶片样品, 均匀覆盖 1 层薄薄的三氧化钨, 置于裂解炉内, 在清洁空气流中燃烧处理(三氧化钨作催化剂)。硫生成 SO_2 并随空气流进入电解液转变成 H_2SO_3 , 应用库仑滴定法(I_2 -KI 体系)测定 H_2SO_3 。低温带、中温带和高温带的燃烧温度分别设定为 500、800 和 1 150 °C, 停留时间分别为 45、30 和 225 s。空气流量为 1 000 mL/min。电解液 300 mL。

3 结果和讨论

树叶和标准煤样品(含硫量为 $0.7 \pm 0.003 \text{ mg/kg}$) 平行测试 7 次, 含硫量测定结果见表 1。结果表明, 标准煤样的分析结果及树叶样品的重现性令人满意。

表 1 树叶样品和标准煤样含硫量测定结果 (n=7)

统计值	树叶片	标准煤
平均值 / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.083 5	0.698
相对标准偏差 /%	1.5	0.16

分别在工厂区、商业居住区和风景区等地, 采集香樟、广玉兰、垂柳等树种的当年生树叶。叶片的硫含量和相应点位空气 SO_2 的年均自动监测结果见表 2。

由测定结果可知: ① 城市各功能区由于受烟

表2 不同区域树木叶片硫含量测定结果

样 品	工厂区	商业居住区	风景区
香樟 /mg·kg ⁻¹	1 894.7	1 766.8	1 432.6
广玉兰 /mg·kg ⁻¹	2 197.6	2 069.2	1 671.4
垂柳 /mg·kg ⁻¹	4 235.6	3 884.3	3 012.2
空气 SO ₂ /mg·m ⁻³	0.035	0.033	0.030

气、汽车尾气排放污染情况不同,同一树种叶片中硫含量有明显差异,表现为工厂区 > 商业居住区 > 风景区; ② 在反映区域环境空气 SO₂ 的污染水平上,植物监测的结果与空气自动监测的结果具有一致性,且体现了生物对污染物长期累积的效应; ③ 不同树种对空气中 SO₂ 的吸收能力不同,表现为垂柳 > 广玉兰 > 香樟。树叶硫含量监测结果在选择城市绿化树种时可以作为评价的指标(选择依据),

充分发挥植物净化空气的作用。

4 结论

本文结果表明,采用催化燃烧/库仑滴定法测定植物样品中硫的含量,分析时间短,省去繁琐的样品消化和化学分析过程,且分析结果准确,特别适合于大批量样品的快速测定。树叶硫含量监测结果在空气 SO₂ 的生物吸收评价及筛选城市绿化树种方面具有应用价值。

5 参考文献

- [1] 张志杰,张维平. 环境污染生物监测与评价[M]. 北京:中国环境科学出版社,1991:204.
- [2] 郁梦德,余清发,颜其玉. 用燃烧法测定植物叶片中的氯、氟、硫[J]. 环境科学,1978,9(5):38-41.

Determination of Sulfur in Leaves by Coulomb Titration after Combustion

Zhang Zongxiang Zhu Yufang

Abstract The sulfur in leaves is determined by coulomb titration after combustion treatment with tungsten oxide as catalytor. The results show that, the method is simple, convenient, and rapid, and the RSD is 1.5%.

Key words sulfur leaves coulomb titration combustion

2007年广州市中学生环境征文颁奖

6月2日有广东省、广州市、越秀区政府和环保局领导参加,在广州市英雄广场进行的“全省环保统一咨询活动暨2007广州‘6·5’环境文化节启动仪式”上,举行了隆重的“2007年广州市中学生环境征文颁奖”,广州市环境科学学会、广州市教育局、广州市青少年科技协会和广州市环境宣传教育中心的领导为获奖者和获奖单位发了奖。

每年一届的广州市中学生环境征文活动到今年已举办了21届,由广州市环境科学学会和广州市青少年科技教育协会共同举办以二氧化碳减排为主题的“2007年广州市中学生环境征文”今年4月开始。活动开展后,广州市环境科学学会邀请环境教育专家吴觉生为50多所学校的老师举办了辅导课。吴老师从2006年的暖冬讲到温室气体对全球气候变暖的影响再切入2007年“六·五”世界环境日的中国主题——“污染减排与环境友好型社会”,他图文并茂的讲演,

使听课老师上了一堂生动的环境教育课,也使各校在对学生进行征文活动辅导时更有针对性,收到更好的效果。

本次征文全市共有250多间学校选送了530多篇文章参加评选。经广州市环境科学学会组织环境教育专业委员会的专家进行认真评选,分别评出高中组一等奖2篇、二等奖5篇、三等奖8篇,评出初中组一等奖4篇、二等奖10篇、三等奖16篇。

还评出本次征文活动的获奖单位:南武中学获团体一等奖,广州第四中学、广东广雅中学获团体二等奖,广州大学附属中学、广州第五十二中学和从化市从化中学并列团体三等奖。

另外,番禺区教育局区铭恒、花都区教育局温卫平、增城市教育局刘伯娣、从化市教育局钟国良同获优秀组织奖。(广州市环境科学学会 陈汇祥)

广州市生态示范村创建工作若干问题探讨

卢彦

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘要 文章对现阶段广州市开展生态示范村创建工作中出现的创建基础差、创建经费来源少、没有抓住特点等问题进行分析,提出生态示范村创建应抓住重点、规范建设,定期培训、加强交流,集中经费、分步实施、因地制宜、各展所长的意见。

关键词 生态示范村 创建工作 讨论

我国正处于快速城市化、工业化的过程中,人口多、底子薄、资源相对不足。特别是长期以来,经济发展采用了以大量消耗资源和粗放经营为特征的发展模式,重经济效益、轻环境效益,造成了对自然资源和生态环境的破坏,我国的自然资源基础正不断地退化、枯竭^①。为实现区域经济社会可持续发展,国家于 1995 年提出了《全国生态示范区建设规划纲要(1996~2050 年)》,并配套了《全国生态示范区建设试点验收暂行规定》相应的实施办法。广东省环保局于 1999 年亦根据国家的相关实施办法,提出了《关于开展创建广东省生态示范村(镇、农场)活动的通知(粤环然[1999]3号)》等的指导性文件。《广东省国民经济和社会发展十一五规划纲要》中提出到 2010 年,建成一批符合循环经济发展要求的清洁生产企业、生态工业园区、生态农业县、镇,创建一批资源节约型城市^②。创建生态示范村是生态市、县、镇创建工作的基础,是环境保护在建设社会主义新农村的具体体现。

1 广州市生态示范村创建概况

广州的生态示范村创建工作开始于 2000 年,到 2006 年底,广州设立了 1 个国家级生态示范区试点(增城市生态示范区建设试点);创建省级生态示范区(镇、村、园、场)共 54 个,其中省级生态村 25 个,市级生态示范村 8 个,总数在全省地级以上市中是最多的,而这些生态示范村主要分布在广州的从化市、增城市、白云区、花都区、番禺区、天河区、和荔湾区(原芳村区)等地。

广州市环保局非常重视广州的生态示范村创建工作,从 2000 年以来,市环保局参照国家、广东省关于生态示范村创建工作有关的文件以及法规,结合广州生态示范村创建的特点,编制了许多指导性的文件及规范,定期对区、县环保局转达国家、广东省关于生态示范村创建工作的新思路、新设想,对生态示范村的创建工作起到了很好的指导作用。各区、县级市环保局除了对下拨的资金以及创建单位工作进度进行严格管理监督外,还定期到辖区内各个村进行动员指导并给予技术支持,对生态示范村创建工作的开展起到了很好的促进作用。其中如增城市正果镇东汾村,建成完善的生活污水排污管网,实现雨污分流,完成池塘生态修复;从化市良口镇少沙村建立环保宣传栏,完成污水管网铺设,建成处理污水的氧化塘;白云区人和镇南方村完成了围村河涌的整治绿化,生活污水与灌溉污水分流,建成 2 个卫生沼气池,利用沼气发电作为公共照明能源。通过各种基础设施的不断完善,不但改善了农村的生活环境,还促进了当地的经济的发展,提高了当地居民的生活水平,受到当地群众的好评。然而,随着生态示范村创建工作的逐步深入,许多问题随之而来,制约着该项工作的进一步开展。

2 生态示范村创建工作中存在的问题

2.1 创建基础差

2.1.1 对创建生态示范村的认识不足

生态示范村的创建,要把生态建设(包括生物多样性保护,企业和农药、化肥的污染防治,自然资源

的合理开发利用及保护,生态农业发展,生态破坏的恢复治理等)与当地的社会经济发展和城乡建设有机地结合起来,统一规划,综合建设。建设生态示范村,是农村小康行动计划的一部分,是建设社会主义新农村的有机组成,是促进农村经济发展的有效手段,是实施可持续发展战略的必要途径,是落实环境保护基本国策的重要保证,对进一步提高广大人民群众的生态环境保护意识,改善生态环境质量,维护生态良性循环,推进农村生态环境保护工作,提高生态建设与生态保护的管理水平,走可持续发展道路具有重要的现实意义和深远的影响。

目前,农村基层对创建生态示范村的认识不足,创建的主动性不强,导致部分创建单位总是先了解是否有足够的经费可以下拨到村里才决定是否开展生态示范村创建工作,形成等、靠、要等思想,严重影响了创建生态示范村的积极性。

对相关法规学习理解尚有较大差距。国家、广东省以及广州市都已经制定了《生态示范村建设申报及考核办法》、《生态示范村建设考核标准》及其他相关的规范,但是许多创建单位缺乏对这些文件的了解和认识,在创建的过程中,没有很好的把经济建设与循环经济、生态经济理论有机的结合起来。因此,要实现可持续发展战略在农村的全面开展,仍然需要长期不断的努力。

2.1.2 农村环境污染严重

由于农村环境保护意识薄弱及污染治理基础设施建设长期滞后于经济发展,农村环境污染严重,其中以水污染最为突出。多数农村的排水系统多为雨污合流式的明渠,污水通过渠道的接收,排入村中临近的鱼塘或小溪。但由于以往农村的建设缺乏统一规划,使得哪里有空地就在哪里建房子的现象非常普遍,农村民居分散布局令污水的排放不成系统,各家各户的污水通过明渠从鱼塘的四面八方汇入,当暴雨将山泥砂石等冲刷到排水渠中,不断积累而将排水渠堵塞、填高,导致了污水从排水渠中溢出,形成污水横流的局面。农村的家禽基本是放养的,家禽所到之处排泄物遍地皆是,严重影响了农村环境。这些家禽遗留下来的排泄物,被溢出的污水冲进鱼塘,又导致了鱼塘的富营养化。

2.2 创建经费来源少

生态示范村的创建工作,是需要投入大量人力

物力的,仅仅依靠环保部门有限的经费支持,生态示范村的工作是不能高效、高质量完成的。然而,许多创建单位在申请经费的过程中,没有认识到多部门合作的重要作用,没有发挥多部门合作的特点,不能很好地把创建工作与各相关行政部门的相关工作有机地结合起来,因而生态示范村的创建工作进展缓慢,有时还因为资金的问题造成停工。

虽然广州市环保局每年投入到生态示范村建设的经费有几百万元,且在逐年增加,但毕竟每年申请创建生态示范村经费的村数量亦在逐年增加,实际能够下达到各个村的经费亦有限,对于环境保护基础薄弱的农村来说是远远不够的。

2.3 没有突出特点

随着国家加大社会主义新农村的发展力度,农村面貌大有改观,道路硬底化、水源净化、沼气的利用、生活污水的处理、发展生态农业以及农村循环经济等等。可是,正是由于对这些效果较好的发展方式的热衷,许多农村在创建生态示范村的过程中,没有结合自身的特点,盲目地依照其他农村的发展经验,非但没有取得成功,反而影响了创建的积极性。

3 讨论

要解决生态示范村创建工作中出现的种种问题,需要各有关行政部门、技术单位及村民3方面的共同努力。

3.1 抓住重点、规范建设

基于农村村民住宅分散,污水收集难统一的特点,对符合撤村并点的农村进行新村的统一规划,建设各类配套设施,包括自来水系统、污水处理系统、垃圾收集系统等等。对于不能撤村并点的,新建的住宅必须上报规划局。此外,还应借鉴成功的经验,对创建单位进行“七统一”(即统一规划设计,统一征地用地,统一巷道建设,统一建设格局,统一通电通水,统一排水排污)和“四改工程”(改路、改水、改厕、改灶)。

许多农村污水排入鱼塘,造成鱼塘富营养化。针对这个问题,根据各村实际情况,包括村民生活污水量、村所在位置的地形、水文条件等等,采用小型污水处理系统、氧化塘、人工湿地等进行污水处理,并对受污染的鱼塘进行生态修复。

3.2 定期培训、加强交流

广州市环保局已于 2003 年印发了广州市生态示范区创建的规范性文件(关于印发《广州市生态示范区建设申报及考核办法(试行)》和《广州市生态示范区建设考核标准(试行)》的通知,穗环[2003]21号),并已经发文到各区县执行。各区县可根据辖区内创建单位的实际情况,定期对其进行培训,传达创建生态示范村的有关规范和要求。此外,还应定期进行各创建单位与主管部门的交流,实行点面问题共同解决,即共性问题面上解决,个性问题逐点解决,介绍经验,总结教训,力求在创建工作中少走弯路,以个别带动多数,从成功例子中找到各自的发展方向,把创建的积极性调动起来。

3.3 集中经费、分步实施

经费问题,是困扰许多创建单位的首要问题,如海珠区的小洲村,其村内河网众多,要对河涌进行清淤,没有上百万元不行,可是一个村想申请上百万元的经费却不是一件容易的事情。因此,在生态示范村创建的过程中,应该与其他部门所评定的示范村相结合,如宣传部门的文明示范村、卫生部门的卫生村^①等。这样,就可以集合多部门的力量,不但可以增加创建经费,还可以把各个部门有限的经费用到点子上。

创建生态示范村是一项长期、持续的工作,不能因为创建成功,挂牌了就算是完成任务,也不能一步到位,而是应该分步分阶段实施。由于经费的有限,不可能一次就可以把所有的工作经费申请到,所以在编制规划及实施方案的时候,就要考虑到分步实施,确定哪些是限制或者是阻碍创建工作的,将其作为首要任务,在创建第一阶段予以解决,哪些不是迫在眉睫的,下一阶段予以考虑。这样,既可以在让行政主管部门看到实施的效果,有利于再次申请经费,也可以在分步实施的过程中,发现编制规划过程中忽略了的问题,总结前阶段工作的经验教训,有利于下阶段工作的开展。

3.4 因地制宜、各展所长

各地各村因所在区域的自然条件、资源条件、经济基础等不同,在创建的过程中亦应该根据这些区别,创建有自己地区特色的生态示范村。广州市生态示范村的创建工作开展了 6 a 时间,在此过程中总

结出了几种具有参考意义的发展类型,可以为今后创建单位提供发展定位的指导。

1) 规划功能类:生态规划较好,各功能区布局合理、清晰,生态模式明显。如荔湾区(原芳村区)西塍村、海珠区土华村、天河区长湴村等。

2) 生态观光旅游类:科技含量高,有生态旅游功能,生态模式明显。如广州水果世界(市果树研究所九佛基地)、广州花博园、番禺区横沥生态旅游农庄等。

3) 生态农业类:经济发展以农业为主,生态农业突出,生态模式明显。如番禺区广州东升农场有限公司、花都区炭步镇步云村、从化市广州从玉菜场等。

4) 生态宣传教育类:生态建设有成效,建有生态教育设施,生态教育活动开展较好。如增城市金荔苑农庄、广州市亲亲农庄等。

5) 综合类:具有上述各类型的特点,生态规划较好,科技含量高,生态旅游、生态教育、生态模式特点明显。如广东省农科院白云试验基地(金颖园)等。

目前正在创建生态示范村的单位当中,如具有水乡特色的广州市海珠区小洲村,利用村内密布的河网以及瀛洲生态公园,发展生态观光旅游;增城派潭榕树吓村,利用毗邻白水寨旅游区的优势,结合当地村民多为客家人的特点,发展建设客家文化村;花都区的杨一村,荔枝园为其优势农业,该村以此为基础,发展生态农业。这些都是因地制宜成功地开展生态示范村建设的例子。

近年来,沼气发电在广大农村普遍应用,使得该项技术深入广大农村人民心中。但沼气发电用作村民日常用电,其前提条件是要有一定规模的禽畜养殖业,能够提供足量的禽畜粪便进行发电,而广州为了治理水环境,多数已经取消或者禁止大规模的禽畜养殖,沼气发电作为村民日常用电已经不符合广州的特点了。因此,在沼气利用上应该寻求新思路,白云区的南方村在这方面做得就比较好。该村通过建立一套包括公厕、化粪池、沼气发电为一体的系统,将这些电用于公共照明,既节约了村委的公共开支,亦为村民夜间照明提供了方便。

4 结语

生态示范村的创建工作,是为了解决农村长期存在的“脏、乱、差”问题,是农村小康行动计划的一

部分,是建设社会主义新农村的有机组成,是促进农村经济可持续发展的有效手段。生态示范村的创建工作的开展,不仅仅使农村居民提高收入,更能改善农村居民的居住环境以及提高生活满意度。它不仅仅是农村居民的工作,也是市、区政府“建设社会主义新农村”的一项重要工作,在开展工作的过程中,各行政部门履行政策指导职责,技术单位进行环保技术的支持,而村民则发挥自身的积极性,共建生态环境及人居环境优美的社会主义新农村。

5 参考文献

- [1] 国家环境保护总局. 全国生态示范区建设规划纲要(1996~2050年)[EB/OL]. [2007-03-07].
- [2] 广东省人民政府. 广东省国民经济和社会发展十一五规划纲要[EB/OL]. [2007-03-07].
- [3] 广东省环境保护局. 关于开展市级生态示范村创建的指导意见[EB/OL]. [2007-03-07].

On the Establishment of Model Ecological Villages in Guangzhou

Lu Yan

Abstract At present the construction of model ecological villages in Guangzhou is facing with the challenge of weak foundation, fund shortage, and missing the point. For improvement suggestions were made, such as catching the main point, construction on principle, regularly training, strengthened communication, concentrated the limited fund, carrying out step by step, and evolving the peculiarity etc.

Key words model ecological village establishment discussion

常务副市长对污染物总量控制工作提出 6 点要求

9日,广州市召开主要污染物总量控制专项工作会议,市环保局受市政府委托与各责任单位签订了二氧化硫和化学需氧量总量控制目标责任书。会议对我市下一步的重点环保工作进行了部署。市委常委、常务副市长出席会议并强调要千方百计完成污染物减排指标,着力解决事关民生的环境问题:①化学需氧量、二氧化硫2种主要污染物减排指标是经济社会发展的约束性指标,各级政府要立足当前、着眼长远、科学发展,认真完成好污染物总量减排任务。②以保护饮用水源为重点,大力实施“碧水工程”,全力保护流溪河、沙湾水道和东江北干流等河段水质,加快推进城镇生活污水处理系统建设,实现2010年城市生活污水集中处理率达到95%的目标;强化工业废水治理,抓好重点工业企业的废水治理和减排达标工作。③要以降低二氧化硫排放总量为重点,大力实施“蓝天工程”,全面推进现有燃煤燃油火电厂脱硫计

划,到2010年底全市要形成烟气脱硫能力10万t/a以上;大力实施《广州市机动车排气污染防治工作方案》。④要以控制油烟和噪声扰民为重点,实施《饮食服务业污染防治工作方案》,建立环保、工商、规划等部门联防联控饮食服务业污染的协作机制,实现饮食业污染从末端治理向全过程防治的转变;大力实施《宁静工程实施方案》,加强源头防控,强化监督执法。⑤要以城市园林和林带林区建设为重点,大力实施“青山绿地”工程。逐步形成结构合理、功能强大的城市生态网络体系,实现城乡绿化一体化。⑥要以控制危险废物污染为重点,加强固体废物污染防治,全面实施《广州市固体废物污染防治规划》,加快推进广州市废弃物安全处置中心和一般工业固体废物处理中心建设,加强对医疗废物和危险废物的管理和安全处置,严格控制固体废弃物污染。(市环保局办公室)

摘自《广州环保网》2007-06-11

珠江三角洲城市人居环境评估与优化研究

李志勇 徐红宇

(广东海洋大学经济管理学院, 广东 湛江 524088)

摘要 基于人居环境系统理论,运用层次分析法构建了珠三角城市人居环境评价指标体系。选取 1997、2000 和 2002 年 3 个时间段对珠三角城市人居环境进行测算。评估表明,珠三角城市人居环境系统工业化中期阶段特征明显,人居环境建设开始进入软环境主导时代,但发展的协调性和稳定性明显较差,同时人居环境的改善还面临着区域产业整合带来的严峻挑战。文章还对珠三角城市人居环境提出了一些相关的优化建议。

关键词 珠江三角洲 城市人居环境 评估 优化

进入新的世纪,伴随着珠三角区域经济的持续高速增长以及和谐社会理念不断深入人心,珠三角城市普遍进入了一个追求可持续发展的新阶段。在此背景下,城市人居环境面临着前所未有的发展机遇。然而经济增长所带来的人口和污染剧增,又给珠三角城市人居环境的改善带来严峻的挑战。机遇与挑战并存,对珠三角城市人居环境研究提出了更为迫切的要求。本文即是对珠三角城市人居环境发展现状和演变特征进行的一次实证研究。通过研究,可以较好地反映出目前珠三角城市人居环境的发展水平、现状特征和演变规律。并基于研究结果,进一步为未来珠三角城市人居环境的可持续优化提供理论支持和具体措施。

1 评估指标体系的设置及测算方法

1.1 指标体系的构建原则

通过建立城市人居环境评价指标体系,构建评估信息系统,对城市人居环境发展水平进行评价,揭示城市人居环境发展过程中的各种特征及存在的问题,可以为城市的城建规划、环保、房地产开发等提供科学的理论依据。同时也可以通过对城市人居环境发展的研究和分析,为城市发展战略和发展规划的制定提供科学依据。因此,城市人居环境评价指标体系的构建应贯彻以下原则:

1.1.1 科学性原则

指标体系要能较为客观地反映城市人居环境发

展的内涵、各个要素与指标间的相互联系,并能较好地度量城市人居环境优化目标的实现程度。指标体系的涵盖面要广,能综合反映影响城市人居环境发展的各种因素,如经济发展是否高效、社会系统是否稳定、生态环境系统是否向着良性循环方向发展等,并能反映出城市的决策和管理水平^[1]。

1.1.2 层次性原则

由于城市人居环境是一个复杂的系统,它可分为若干子系统,加上指标体系是为政府各部门的决策提供信息,并且解决城市人居环境发展问题必须由政府在各个层次上进行调控和管理,因此,衡量城市人居环境的发展状况是否健康、具有可持续性,应该在不同层次上采用不同的指标。

1.1.3 可操作性原则

城市人居环境质量评价指标体系中的指标内容应简单明了,具有较强的可比性和容易获取性。因此,在建立城市人居环境质量评价指标体系时必须经过加工处理,使指标体系能够清晰明确地反映出城市人居环境建设水平和发展特征。

1.1.4 “以人为本”原则

城市人居环境是人居住的,也是人管理的,更是为城市居民服务的。因此构成城市人居环境的诸要素中“人”居于首要地位,没有人及人类活动的环境不能成为“人居环境”,只能称谓“空间”^[2]。当然“以人为本”的前提是人类与自然环境和谐共处。因此所选取的城市人居环境评价指标应着重体现与人类居住和活动

有关的要素,反映居民对住所及环境的主体需求。

1.1.5 公共性原则

城市人居环境是属于城市全体居民的,它应该反映全体居民的共同利益,而不是一部分人的利益。因此我们认为所选取的指标应该是能够尽可能地反映城市全体居民都能均衡享受到的人居环境要素,城市中的风景名胜区和湖泊虽然是良好人居环境的重要组成部分,但它所真正惠及的只是居住在其周围一定范围的城市居民,而距其较远的城市居民则受益不多,因此其公共性远不及在城市更为均衡分布的绿地面积。所以我们选择了人均绿地面积这一更能体现公平与公共性的指标,而没有选择风景名胜区和湖泊等指标。

此外,在国内的一些研究中,研究人员提出了许多指标体系的建立原则,如系统性、动态性、可比性、代表性、稳定性以及动态与静态相结合的原则等等^[4],这些原则在建立城市人居环境评价指标体系的过程中都应当予以适当的考虑。

1.2 指标体系的设置

本文对城市人居环境的研究是基于复杂系统理论,同时参考国内外已有的城市人居环境评价指标体系和一些专家学者的建议,结合珠三角城市的实际情况,利用层次分析法构建了珠三角城市人居环境评价指标体系(见表1)^[4-6]。该指标体系共分为4个层次,分别为:目标层、准则层、领域层和指标层。

表1 珠三角城市人居环境评价指标体系及权重分布

目标层	准则层	领域层	指标层
人居环境	人文环境(0.166 7)	人口环境(0.666 7) 文化环境(0.333 3)	人口密度(0.4)、人口自然增长率(0.3)、万人高校学生数(0.3) 每万人影剧院数(0.3)、每万人图书数(0.3)、文化从业人员比重(0.4)
	经济环境(0.222 2)	经济实力(0.625) 经济效率(0.375)	GDP 总量(0.4)、GDP 增率(0.3)、进出口总额(0.3) 人均 GDP(0.5)、地均 GDP(0.5)
	生态环境(0.333 3)	基础设施(0.444 4)	人均铺装道路面积(0.20)、人均用电量(0.15)、人均用水量(0.15)、人均货运总量(0.10)、万人通讯端口数(0.10)、人均用气量(0.10)、人均居住面积(0.20)
		社会保障(0.555 6)	每十万人医生数(0.15)、失业率(0.15)、人均保费(0.10)、万人公交车数量(0.15)、每万人教师数(0.15)、治安状况(0.15)、人均财政支出(0.15)
	生态环境(0.333 3)	城市绿化(0.333 3)	人均绿地面积(0.5)、园林绿化覆盖率(0.5)
		城市污染(0.416 7)	每 km ² 废水排量(0.30)、每 km ² 废气排量(0.30)、每 km ² 固废排量(0.20)、噪音达标覆盖率(0.20)
	生态压力(0.250 0)	万元产值用水量(0.2)、万元产值用电量(0.2)、万元产值废水排量(0.2)、万元产值废气排量(0.2)、万元产值固废排量(0.2)	

注:万元产值用水量 = 城市供水总量 / 城市 GDP 总量;万元产值用电量 = 城市供电总量 / 城市 GDP 总量;万元产值废水排量 = 城市废水排量 / 城市 GDP 总量;万元产值废气排量 = 城市废气排量 / 城市 GDP 总量;万元产值固体废物排量 = 城市固体废物排量 / 城市 GDP 总量。

目标层是指标体系的最高层,它代表城市人居环境系统整体,得出的是城市人居环境质量的综合评价,反映城市整体人居环境质量的优劣;

准则层是指标体系的第2层,它主要包括构成城市人居环境系统的4个一级子系统,分别是:人文环境、经济环境、服务环境和生态环境;

领域层是指标体系的第3层,它主要包括构成城市人居环境系统的9个二级子系统,它们又分别是城市人居环境4个一级子系统的下一层子系统。具体包括人口环境等9个二级指标;

指标层是指标体系的最后一层,它主要包括构

成城市人居环境系统的36个基础指标,其中有11项为逆指标。这36个基层指标分属于9个不同的二级子系统,共同反映珠三角城市人居环境发展水平。

1.3 指标权重的确定及测算方法

在城市人居环境系统内,各指标要素对城市人居环境系统的影响和作用各不相同,进行城市人居环境综合评价时,要有区别对待,“权重”即表示它们的不同的重要性。因此在珠三角城市人居环境评价中,指标权值的确定是一项重要的内容。

确定权重的步骤为:运用层次分析法基本原理,

根据各类指标及各类指标因子在系统中的相对重要性,通过建立层次结构、构造判断矩阵、权重计算、一致性检验等步骤,分别计算出人文环境、经济环境、服务环境和生态环境之间的相对重要性(即权重),以及各类指标中每个因子在所属指标类中对城市人居环境影响的相对重要性。用上述方法确定了各指标层的指标权重(表1中括号内的数字分别为各指标的权重值)。

评估指标体系和各指标权重确定之后,本文选取了1997、2000、2002年3个年份的数据,将3个测算年份的珠三角9个城市,共27个样本进行统一的标准化和非负处理,然后进入线性加权求和模型,取得最终的珠三角9个城市人居环境的测算结果,实现了时间与空间的纵横可对比化。

2 评估结果分析

通过一系列的运算,得到了珠三角9个城市在3个测评年份的城市人居环境质量得分。对得分情况进行结构特征的演变分析、变差分析以及相关分析,可以总结出珠三角城市人居环境发展的几个明

显特点。

2.1 珠三角城市人居环境系统的工业化中期阶段特征明显

通过珠三角城市群整体的人居环境质量状况及结构特征的演变分析(见表2),我们发现珠三角城市群整体人居环境的综合得分呈逐年增长的趋势,并且增长的速度在逐渐加快,反应出珠三角城市群整体人居环境质量在持续加速改善。但从人居环境系统的内部结构演变来看,其下属的4个一级子系统的改善幅度还是有比较大的差距。其中改善最为明显的是经济环境,5a间得分增长达到22.37分,尤其是经济效率在所有的二级子系统中得分增长最大;服务环境其次,得分增长达到14.39分,其下面的基础设施增长较为明显,但速度有所降低,社会保障虽然改善幅度不大,但速度在明显加快;改善最不明显的是城市生态环境,5a间平均得分仅增长2.65分,比其它3个子环境的得分增长明显偏小。在其下面的3个二级子系统中,城市绿化是改善最为明显的,生态压力其次,而城市污染不但没有改善,反而逐渐恶化,是所有子系统中得分唯一不断降低的。

表2 珠江三角洲城市整体人居环境得分变化

指 标	1997年	2000年	2002年	1997~2000年	2000~2002年	1997~2002年
综合得分	84.72	89.79	95.5	5.07	5.71	10.78
人文环境	87.22	90.02	92.76	2.80	2.74	5.54
经济环境	79.86	87.91	102.23	8.05	14.32	22.37
服务环境	82.19	91.23	96.58	9.04	5.35	14.39
生态环境	88.81	89.73	91.46	0.93	1.73	2.65
人口环境	87.12	89.54	93.34	2.43	3.79	6.22
文化环境	87.43	90.96	91.61	3.53	0.64	4.18
经济实力	85.90	86.34	97.77	0.44	11.43	11.87
经济效率	69.80	90.54	109.66	20.74	19.12	39.86
基础设施	78.63	92.62	98.75	14.00	6.13	20.13
社会保障	85.04	90.12	94.83	5.08	4.71	9.79
城市绿化	83.20	90.77	96.03	7.56	5.27	12.83
城市污染	94.75	88.31	86.94	-6.44	-1.37	-7.81
生态压力	86.38	90.73	92.89	4.35	2.15	6.50

珠三角城市群整体人居环境系统内部结构的演变特征明显反映出其正处于工业化快速发展的中期阶段。城市经济高速增长,经济环境的改善幅度明显领先于城市其他方面,经济效率加速提高。服务环境也随着经济的发展明显改善,城市基础设施的改善依然是重点,但速度会有所降低,社会保障改善速度明显加快。而此时工业和人口的高速增长必然产生

大量的城市污染,使得城市整体生态环境改善缓慢。尽管此时工业化快速积累的财富使得珠三角城市能够拿出更多的资金投入到生态保护和环境治理方面,但依然不能从根本上解决问题。并且由于把资金投入城市绿化方面比投入到城市污染治理方面对城市人居环境的改善更加立竿见影。因此,城市绿化改善最为明显,而城市污染治理力度明显不大。由

于工业化中期阶段还需要持续一定的时间,因此,可以预见,珠三角城市人居环境的这种内部结构特征在未来的一段时间内还要维持下去。

2.2 珠三角城市人居环境改善面临区域产业整合带来的挑战

尽管珠三角绝大多数城市人居环境质量在不断地改善之中,但一个不容忽视的事实却是,珠三角城市人居环境质量之间的差距却在逐渐地扩大。表3是珠三角9城市3个测评年份的城市人居环境质量得分,从表中可以明显看出,1997年珠三角人居环境质量最好的城市深圳与最差的城市东莞之间的综合得分差距为23.3分,到了2000年最好与最坏的得分差距变为35.8分,而到了2002年这一分数又进一步增加到38.67分,6a之内,最好与最坏的差距扩大了15.37分。具体到城市,广州、深圳、珠海和肇庆人居环境逐年得到明显改善,而东莞、惠州和佛山人居环境改善缓慢,与前面几个城市之间的差距明显扩大。为了进一步找出差距扩大的原因,我们对珠三角城市人居环境一级子系统得分进行了变差指数分析(见图1),分析结果表明经济环境和生态环境是珠三角城市人居环境之间存在差距最大的2个方面。而通过对具体数据的分析,我们又发现在这2个方面之中又以生态环境之间的差距扩大最为明显。

表3 珠江三角洲城市人居环境综合得分及变化

城市	综合得分			得分变动		
	1997年	2000年	2002年	1997~2000年	2000~2002年	1997~2002年
广州	88.26	100.18	108.86	11.92	8.68	20.6
深圳	97.08	104.98	110.65	7.19	5.67	13.57
珠海	93.73	99.83	103.99	6.1	4.16	10.26
佛山	83.68	88.58	91.54	4.9	2.96	7.86
江门	75.04	83.46	87.10	8.42	3.64	12.06
惠州	88.52	84.14	96.54	-4.38	12.4	8.02
肇庆	77.53	89.42	96.83	11.89	7.41	19.3
中山	84.84	88.36	91.91	3.52	3.55	7.07
东莞	73.78	69.18	71.98	-4.6	2.8	-1.8

分析这种现象产生的原因,我们认为与珠三角城市之间近年来所进行的区域产业整合与分工有密切的关系。从上个世纪90年代中期开始,珠三角城市之间的协调与合作开始进入了实质性阶段。珠三角城市普遍根据自身的实际特点明确了自己在珠三

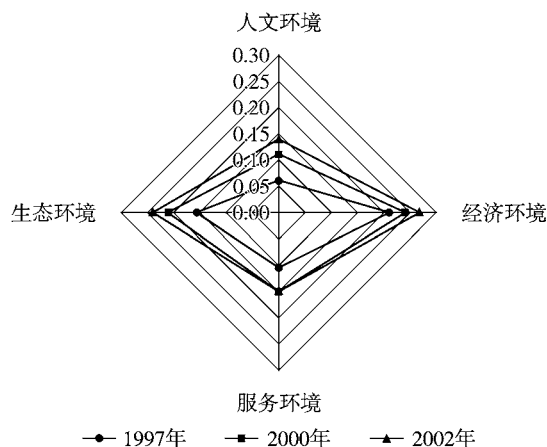


图1 珠三角城市人居环境一级子系统变差指数

角城市群产业分工中扮演的角色,如:东莞要打造世界“制造业之都”,惠州则依托国内最大的外资企业壳牌石油公司提出重点发展石油产业为代表的重化工业,深圳和广州提出重点发展以金融业为核心的第三产业,珠海则打造以旅游产业为重点的“浪漫之都”^[7]。城市之间的这种产业整合与分工对城市居住环境势必产生一定的影响,重化工业和制造业等第二产业对环境的污染和破坏作用非常明显,而服务业和旅游业等第三产业则对生态环境的影响非常小。因此,以制造业和重化工业为产业发展重点的东莞和惠州等城市生态环境改善缓慢,甚至有进一步恶化的趋势,进而直接导致城市人居环境改善缓慢;而以第三产业为发展重点的广州、深圳和珠海等城市生态环境则会得到加速改善,城市人居环境改善明显。珠三角城市之间生态环境以及由此引起的人居环境差距明显扩大也就不足为奇了。

因此,可以预见,珠三角城市之间产业的整合可能会使得珠三角城市人居环境尤其是生态环境之间的差距越来越大。东莞和惠州等城市生态环境进一步恶化,城市整体人居环境改善缓慢;而广州、深圳、珠海、肇庆等城市人居环境优化速度会进一步加快。同时,还应该看到,珠三角城市处于同一生态区域,区域内部城市之间时刻进行着大气、水等生态要素的自由流动。任何一个城市产生的环境污染在很短的时间内就可以扩散到其它城市乃至整个珠三角区域。因此,在城市产业整合的过程中,环境污染严重的城市可能对外输出污染。其它城市投巨资改善生态环境的努力和成效将大打折扣,从而直接影响到珠三角城市整体人居环境的改善和可持续发展。

2.3 珠三角城市人居环境进入软环境主导时代

城市人居环境可以分为城市硬环境和城市软环境 2 个组成部分。城市人居硬环境是指一切服务于城市居民并为居民所利用的各种硬件设施,例如城市供水、供电、住房和道路等基础设施和公共服务设施。城市人居软环境则是指文化、人口素质、科技创新能力、政府管理和服务水平等非物质形态事物的总和。在城市发展的过程中,城市硬环境和软环境相辅相成,共同促进城市人居环境的改善。

但一般认为,在城市发展的不同阶段,城市硬环境和软环境在城市人居环境改善过程中所起的作用是不同的。在城市发展的低级阶段,城市硬环境的改善会成为此时城市人居环境改善的重点所在。而当城市进入比较高级的发展阶段时,城市软环境开始在城市人居环境改善过程中起主导作用。如果对此时的城市人居环境系统进行相关性分析,我们会发现城市软环境系统与城市人居环境系统的相关性是最大的,而基础设施等硬环境与人居环境的相关性则较小,并且还会不断地降低。

通过对珠三角城市人居环境质量得分进行相关性分析(见图 2),我们可以很明显地发现,在构成珠三角城市人居环境系统的 9 个二级子系统中,经济效率、社会保障、生态压力和人口环境这 4 个系统得分与人居环境系统的综合得分相关性最为明显。这 4 个系统的改善恰恰与城市软环境密切相关。而基础设施与人居环境的相关性则明显较低,并且其相关性还在逐年降低。珠三角城市人居环境系统的这一相关性特征与城市处于高级发展阶段的特征相一致。反映出珠三角城市已经开始进入比较高级的发展阶段,城市居民生活已经进入小康甚至比较富裕的小康水平,城市人居环境建设进入软环境主导时代。

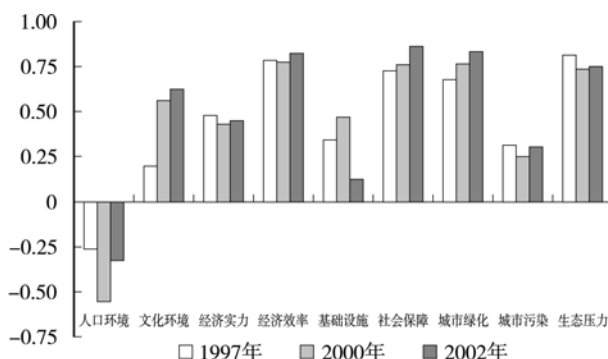


图 2 珠三角城市人居环境二级子系统得分与综合得分相关指数

2.4 珠三角城市人居环境的协调性和稳定性普遍较差

对珠三角 9 城市人居环境得分进行演变分析,我们发现珠三角城市人居环境系统明显地表现出 2 个特点:① 不均衡性,珠三角几乎每一个城市的人居环境系统都既有明显的优势项目,也有明显的劣势项目。这种优劣势并存的结构特点反应出珠三角城市人居环境系统发展的不协调性;② 不稳定性,这点从珠三角各个城市人居环境系统的结构演变过程中可以明显地体现出来。大部分城市人居环境系统的优势和劣势项目在所研究的时间段内都发生了相当明显的变化。许多城市的优势项目在几年之内就变成了劣势项目,劣势项目则变成了优势项目,城市在这些项目上的稳定性明显较差,也导致城市人居环境系统协调性的减弱。

这种不均衡性和不稳定性反应出珠三角城市在对待人居环境建设的认识上还不够全面,还没有较好地把握住城市人居环境发展规律,在方法上还不够科学,领导个人主观臆断和随意性比较大。目前珠三角城市政府对人居环境的认识和管理还处在头痛医头、脚痛医脚的阶段,还没有达到从整体考虑、协调发展、共同改善的科学阶段。政府这种认识和方法上的偏差与对城市人居环境科学研究比较薄弱有直接的关系。城市人居环境改善的紧迫性决定了珠三角城市政府根本没有足够的时间和精力来进行这方面的研究。同时城市人居环境研究的复杂性又使得珠三角任何一个城市都很难单独进行这方面的研究。因此,珠三角城市政府对人居环境的研究相当薄弱,导致在人居环境建设和管理方面出现较多的明显失误。这种状况如果持续下去,对珠三角城市未来城市人居环境的可持续发展将产生严重的负面影响。

3 珠三角城市人居环境优化建议

通过对珠三角城市人居环境评估结果进行分析,我们进一步深入认识了珠三角城市人居环境发展的现状特征、演变规律以及存在的问题。基于其发展规律和目前存在的问题,我们提出了一些进一步优化珠三角城市人居环境的初步建议。

3.1 加强珠三角城市人居环境理论和实践的科学研究

城市人居环境本身是一门科学,具有自身的独

特性、规律性和复杂性。珠三角城市人居环境在发展过程中体现出来的不均衡性和不稳定性反应出对这门科学的理论和实践研究还比较薄弱,还不足以用来指导人居环境的及建设实践。因此,珠三角城市在优化人居环境的过程中首先要加强其理论和实践的科学研究。广东省政府可以牵头组织成立一个由珠三角各个城市都参与的珠三角城市人居环境研究委员会。各个城市或省政府提供资金和信息资料,由该委员会统一组织和协调对珠三角城市人居环境的科学研究。除此之外,在高校和科研机构层面,政府也可以支持成立类似清华大学人居环境研究中心的科研机构,加强对城市人居环境的研究。在研究过程中,不仅要注重学科本身的基础研究,更要注重对各个城市自身人居环境发展特点和规律的研究。同时,还要注重发挥自己的“后发优势”,加强对国内外著名城市尤其是近邻香港人居环境发展历史的研究,以“它山之石,可以攻玉”的态度促进自身城市人居环境的健康发展。

3.2 积极采取措施提高城市软环境建设水平

目前珠三角城市人居环境发展已经进入了软环境主导时代,努力提高城市软环境建设应该成为珠三角城市未来人居环境改善的重点。目前对珠三角城市而言,提高城市软环境建设水平,首先要努力提高城市政府管理和服务水平,进一步优化公务员整体素质、提高工作效率、消除腐败、保持城市规划和管理的稳定性和连续性、完成从管理型政府向服务型政府的转变。其次,要通过积极发展高等教育,优化人口素质,配合城市产业结构的升级换代,提高科技创新能力。最后,还要特别注重完善社会保障体系。珠三角城市在资金投入方面应该已不是问题,关键在于一系列制度的完善和具体的操作实施能否顺利地进行。这方面可以更多地向国内和国外一些社会保障较完善的城市学习,尤其是毗邻珠三角地区的香港,应该是珠三角城市学习的重中之重。

3.3 进一步强化城市污染的治理,提高城市绿化水平

城市污染加剧是处于高速工业化阶段城市的共同特征,珠三角城市目前恰恰正处于这一阶段。在研究中可以明显看出珠三角城市虽然整体人居环境在逐年改善,但城市污染却在逐渐的加剧。如不及时采取措施改善,其必将逐步成为珠三角城市人居环境改善中最大的瓶颈因素。要改善这一状况,珠三角城

市政府首先要在思想上认识到治理城市污染的重要性和紧迫性。尤其是在进行城市产业整合的时候,确定以工业为主导发展产业的城市一定要保持高度的警惕性,尽量降低低技术含量、高污染的产业比例,积极发展高技术含量、低污染的产业;其次,政府要加大对城市污染治理的资金投入,弥补资金投入上的历史欠帐;再次,珠三角城市还要充分利用市场和行政的手段,通过适当提高排污收费和引入排污准入制度来从源头上控制污染物的排放。最后城市绿化是治理城市污染的又一重要手段,通过在城市内外广泛的植树、种草,可以有效地净化城市空气、洁净城市水源,减少城市污染对人的危害。

3.4 建设生态城市,走人居环境可持续发展之路

生态城市指的是按照生态学的原则,运用系统工程方法改变生产和消费方式、决策和管理方法,建立的一种社会经济自然环境协调发展的人类聚集地⁸⁾。它在文化上崇尚文明,在经济上讲究高效,在生态环境上强调和谐,被认为是21世纪人类的最理想居住地,目前世界上许多城市建设都在逐步向生态城市的方向转变⁹⁻¹⁰⁾。珠三角城市虽然还处于工业化的中期阶段,但从长远来看,建设生态城市也将是城市发展的最终目标。因此,珠三角城市完全可以从现在就确定生态城市的人居环境建设目标,从而避免走西方城市先污染、后治理的城市人居环境建设老路。虽然目前面对的困难还比较多,但并非意味着无能为力。例如,在城市发展思路层面,可以从现在开始就树立生态的城市发展观指导城市建设;在城市规划层面,可以根据自身实际情况着手进行自己的生态城市规划;在经济发展层面,又可以大力提倡和扶持循环经济,积极发展生态产业,逐步将经济增长方式从粗放型向集约型转变。总之,只要始终坚持生态城市的发展方向,并在城市发展过程中将其逐步地付诸实施,珠三角城市人居环境就一定会走上可持续发展的优化道路。

4 结语

珠三角城市人居环境的测评结果与其近年来的实际发展基本上是相吻合的,因此,其对未来珠三角城市人居环境的优化具有一定的指导意义。区域产业整合是珠三角城市发展进入工业化中期阶段的必然产物,它保障了珠三角经济的持续快速发展,但却

给珠三角城市人居环境的整体和谐发展带来了一定的挑战。珠三角各城市政府在未来的发展的过程中务必要高度重视这一挑战,通过采取各种措施加强城市污染的预防与治理,确保城市生态环境与其他方面的发展相协调。城市软环境已经成为珠三角城市人居环境改善的主导因素,如何进一步提高城市政府的管理服务水平和城市整体的科技创新能力,同时尽可能完善社会保障体系,是未来珠三角城市人居环境改善要解决的一个核心问题。在这方面,珠三角城市可以借鉴香港城市建设的宝贵经验。最后,珠三角城市还必须认识到,人居环境的改善是一个复杂的系统工程,必须依赖科学的态度和方法来进行。进一步加强人居环境理论和实践的科学研究是城市人居环境持续健康发展必不可少的有力保障。

5 参考文献

[1] 叶依广,周耀平. 城市人居环境评价指标体系刍议[J]. 南

京农业大学学报:社会科学版,2004,(1):39-42.

[2] 曾菊新. 论新世纪适宜居住的城市观[J]. 经济地理,2001,(3):306-309.

[3] 蒋伶,宁越敏. 可持续发展的南京城市人居环境塑造[J]. 现代城市研究,2002,(6):28-33.

[4] 刘颂,刘滨谊. 城市人居环境可持续发展评价指标体系研究[J]. 城市规划汇刊,1999,(5):35-37.

[5] 徐红宇,陈盅暖,李志勇. 珠港澳可持续发展水平的评估[J]. 中国人口资源与环境,2004,(3):63-68.

[6] 宁越敏,查志强. 大都市人居环境评价与优化研究——以上海市为例[J]. 城市规划,1999,(6):15-20.

[7] 陈鸿宇. 区域国际竞争力与广东产业整合[J]. 南方经济,2002,(4):28-31.

[8] 理查德 瑞吉斯特. 生态城市——建设与自然平衡的人居环境[M]. 北京:社会科学文献出版社,2002.

[9] 黄光宇,陈勇. 生态城市理论与规划设计方法[M]. 北京:科学出版社,2002.

[10] 陈蓓. 生态城市——21 世纪人居环境的理想模式之一[J]. 苏州城建环保学院学报,2002,(4):54-57.

A Study on Evaluation and Optimization of City Human Settlements in Pearl River Delta

Li Zhiyong Xu Hongyu

Abstract The human settlements comparatively effective system of cities in Pearl River Delta is established with the urban human settlements systems theory and the analytic hierarchy process (AHP). Three episodes of 1997,2000,and 2002 were chosen to evaluate Pearl River Delta urban human settlements with the system. The results show that,it is very obviously characteristic of the middle stage in industrialization,and the soft circumstance construction in city has become the key factor that determines on the improvement of Pearl River Delta city human settlements. However,the coordination and stability of Pearl River Delta urban human settlements are bad,and the challenge of integration on regional industries must be faced with. Suggestions are made for optimization of the urban human settlements in Pearl River Delta.

Key words pearl river delta urban human settlements evaluation optimization

(上接第 26 页)

Application of Ultrasonic Techniques in Sludge Dehydration

Zhang Ningning

Abstract The mechanisms on ultrasonic dehydration and decomposition of sludge are discussed. It is important to use flocculants in sludge dehydration. The ultrasonic techniques applied in sludge dehydration and the effective factors (including ultrasonic frequency, intensity, power, reactor, ultrasonic transducer, characters of sludge) are analyzed. The developmental direction of ultrasonic dehydration is discussed.

Key words sludge dehydration flocculate ultrasonic technique

公路建设项目环境影响后评价探讨

韦正乐 黄碧纯

(华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510640)

摘要 文章介绍了环境影响后评价的概念,并根据目前公路建设环境影响评价和实施中存在的问题,指出公路建设项目开展环境影响后评价工作尤为重要,还以公路建设项目为例,探讨了环境影响后评价的基本内容、作用和实施程序,提出了目前环境影响后评价工作中存在的问题,对今后环境影响后评价工作提出了一些建议。

关键词 公路建设 环境影响后评价 内容

将项目后评价的思想引入项目环境管理体系就出现了环境影响后评价的概念。国外关于环境影响后评价的研究始于 20 世纪 80 年代,而中国则始于 20 世纪 90 年代,后评价概念的提出主要基于建设项目前期环境影响评价存在着一定的不可预期性,在项目建设、运行过程中产生了与原评价不相符合的工程内容,以及在建设项目环境监督和管理过程中出现的一些问题,是对原评价的验证和补充。后评价在 2003 年实施的《中华人民共和国环境影响评价法》第二十七条已经做了明确的规定,目前作为建设项目环境管理和监督的需要,正在有针对性的实施。国内外实践证明,环境影响后评价对于提高环境影响评价的有效性、提高项目决策和环境管理水平都具有非常重要的作用^[1]。

1 公路建设项目环境影响后评价概念

公路建设项目环境影响后评价是指在公路投入使用运营后的环境评价,以工程建设项目初步设计阶段的工程内容为基础,对照工程可行性研究阶段的环境影响评价工作,通过实际调查和现场监测,比较分析工程内容的差异、核定汽车尾气、噪声、路面径流等污染源强,分析环境影响评价中预测模型及参数的合理性,研究实际情况与预测情况产生的偏差、误差的原因;对环境影响评价所采用的方法、标准以及其它相关内容的整体工作进行检查,并分析环保措施的实施状况和运行效果等。它是一种全面准确地反映工程建设项目对沿线及周围环境的实际

影响并为环境管理提供依据的技术手段。在环境影响后评价的概念中,涉及到 3 方面的内容:① 检查前期环境评价工作的客观、公正和科学性并对前期预测的误差提出修正;② 检查项目建设过程中对环保措施的落实情况,并提出加强和改进措施;③ 监测公路建设项目运营以后发生的实际状况,并与前期的预测结论加以比较,并提出相应的整改措施来改善环境质量,以提高项目的经济、环境和社会效益。

2 目前公路建设环境影响评价和实施中存在的问题

作为线性工程,公路建设项目具有影响范围广、占地大、噪声扰民严重、存在生态线型切割、视觉景观等特点。由于目前公路环境影响评价均在工程可行性研究阶段进行,而后期经过初步设计、施工图设计阶段,到公路施工建设时,工程内容和路线走向有可能与环境影响评价时有很大的差别,环境影响评价时界定的环境敏感点与公路建成后实际的环境敏感点在数量、位置和影响程度上有很大的差异,特别是噪声防治措施,而业主一般不会在施工前再进行环境影响复核报告书。同时,我国的公路建设项目管理水平不断提高,公路建设规模和速度也在增长,特别是近年来公路项目的投资占基础设施建设的比重越来越大,公路的建成可以使沿途的工商业由于交通条件的改善得到迅速发展,对地区经济有很大的促进作用。但是,也有部分公路项目施工质量达不到要求,项目投产后实际经济效益往往低于预测效益,

有些项目甚至濒临倒闭,这其中也有不少是高速公路。因此,如何高质量、高水平地建设公路,如何管理好、使用好公路,使其发挥最大的社会效益和经济效益,成为一个急需解决的课题。由于后评价可以总结公路建设项目管理中的成功经验和失败的教训、弥补环境影响评价的不足和实施中存在的一些问题,因此后评价显得尤为重要。

3 公路建设项目环境影响后评价内容

环境影响后评价思想是随着环境影响评价理论与实践的日益发展而产生的,是环境影响评价的延伸和完善。环境影响后评价工作应包括以下内容:①调查监测工程的环境影响、环保对策及效果以及工程的环保工作情况(设计、施工、“三同时”的实施情况、环境监测、管理计划的实施情况)。②根据实施调查和监测,对工程中、远期环境影响预测进行再评价,并对中、远期环境影响进行新的预测。③在再评价和环境调查监测的基础上,对环保措施的可持续性进行评价,提出工程存在的有关环保问题。④对该项目的环境效益、经济效益和社会效益进行初步评价。⑤对该项目环保工作成功的经验以及存在的问题进行归纳和总结。

由于公路建设具有范围广、对生态环境的影响大、运营后的车流量大等特点,公路建设项目环境影响后评价具体实施步骤是:通过对公路影响区域的声环境、大气环境、水环境、土壤环境等方面的现场监测和重点调查;分析评价该项目采取环保措施后的环境质量状况、环境敏感点的污染防治措施治理和落实情况、建设期间扰动和破坏的生态环境恢复情况、在近期或长期对自然与生态环境有何不利影响^[2]。

3.1 环境噪声影响后评价内容

公路建设项目环境噪声影响后评价主要针对运营期进行评价。公路运营期的交通噪声影响时间较长而且比较严重,是后评价的重点,应作详细地论述、分析、预测和评价,结合原评价设置的降噪措施,提出噪声污染防治的完善、补充措施或建议。目前公路交通噪声影响范围为公路中心线两侧各200m,噪声影响后评价是通过对现有公路两侧噪声影响的调查,采用交通噪声预测模型,对中、远期公路交通噪声进行预测,将预测值与声环境现状值叠加,预测

公路沿线两侧评价范围内敏感点的环境噪声,对照原评价报告,对有可能产生噪声污染的路段提出补充和修正措施或建议。

3.2 环境空气影响后评价内容

当公路建设项目投入运营后,汽车尾气排放的污染物受公路沿线地形和气象条件的影响,对沿线环境空气产生污染。机动车排放的污染物主要为氮氧化物和烃类物质,这些污染物不仅对人体有直接危害作用,而且对路边的地表植被、农作物的生长有不利的影响。根据交通污染源特征及公路两侧有可能的污染状况,对主要环境敏感点的氮氧化物浓度作出预测,对有可能产生大气污染的路段提出处理减缓措施或建议。

3.3 生态环境影响后评价内容

生态环境是人类赖以生存和发展的物质基础。公路建设项目生态环境影响后评价主要针对施工后期生态恢复情况,进行调查、分析和评价。

1)对野生动植物生存环境的调查评价。公路在建设实施和运营过程中对沿线地区的动植物生存环境产生影响,通过对公路建设前后野生动植物的种类、保护级别、分布概况、生活习性、活动规律和自身的价值等方面的调查,分析动植物生存环境的变化,评价公路项目的建设对动植物生存环境的影响状况,主要评价受国家保护的动植物及其生存环境的变化。

2)对水土保持、生态恢复的调查评价。公路建设破坏植被引起的水土流失,主要发生在公路施工期和运营初期。由于工程防护措施和恢复植被措施的实施,水土流失到运营后期将基本稳定。主要是通过公路施工中高填、深挖路段的坡面、取弃土地以及塌方、泥石流等地质灾害的调查,分析由于公路施工引起地质类别、地形、地貌、植被覆盖率等现状的变化对沿线水土流失的影响,并提出治理措施或对策建议。

3.4 环境影响评价中防治措施的分析论证

在建设项目的环境影响评价中均对项目实施后带来的环境影响提出相应的污染防治、减缓和生态恢复措施,而在建设项目施工中也会根据工程的特点进行相应的污染防护工程。但是这些防治措施以及污染防护工程的实际应用效果如何,特别是公路

的占地补偿、噪声减缓措施的效果,必须要到项目投入运营后才会显示出来,所以此时环境影响后评价就突出其应用价值,不但可以对原评价进行评述,而且此时所提出的修正补充措施和建议更具有实际意义。

对公路穿越的水土流失重点治理区域,崩塌、滑坡、泥石流的防治措施多以排、挡、固等为主。后评价时,要考察措施是否起到应有的作用,进一步判定措施的安全性和可行性。水土保持的防治措施一般根据需要布设护路、护河、护田等工程措施,还应造林种草,修建梯地、坝地。而后评价时应主要调查和分析这些措施是否确实达到保护土地资源、减少水土流失、提高防洪防风沙能力,结合工程实例和前后对照,还可以提供更适宜于某种情况的防护措施,比如何种土质更适合何种植物生长等。对交通噪声控制的措施主要有控制路线距环境敏感点的距离以及合理利用障碍物对噪声传播的附加衰落,比如利用路堑边坡降低噪声、利用林带降低噪声、改善道路设施降低噪声等。

4 公路建设项目环境影响后评价的作用

尽管在建设前期已经做过环境影响评价,然而由于环境影响的复杂性、不易预测性,公路通车运营后还会出现一些环境问题^[9],特别是噪声措施的达标效果问题、取弃土场的生态恢复问题。因此对公路运营后进行环境影响后评价很有必要。

4.1 对建设项目环境影响评价结论进行诊断,对其工作进行检查

环境影响后评价是在建设项目投入使用后的环境评价,因而可以分析项目在使用后不同时期对环境质量影响的实际情况。通过比较实际情况与影响预测的偏离程度,研究产生偏差、误差的原因,对环境影响评价所采用的方法、标准以及其他相关内容的整体工作进行检查,并提出必要的对策措施。如对公路建设项目,要分析环境影响评价中预测模式及参数选取的合理性,分析预测结果的精确性和出现误差的原因,分析环保措施的实施状况和运行效果等^[9]。

建设项目所产生或涉及到的环境问题,都需要在项目投入使用后的一定时期对其进行实测、检查,即进行环境影响后评价。通过环境影响后评价工作,

可以对项目环境影响评价预测结果的准确性、环保措施的有效性、评价结论的正确性,以及整个环评工作进行诊断检查。同时,根据后评价的结果,进一步提出有关对策和措施,从而使项目的使用状态正常化,环境的质量状况改善,从而提高项目的经济效益、环境效益和社会效益。

4.2 完善环境管理制度体系,强化环境管理政策

自20世纪70年代以来,中国在环境保护的实践中,经过不断的探索、实践和总结,形成了以环境影响评价制度、“三同时”制度、环境保护目标责任制等8项制度为核心的环境管理制度体系。这些制度的建立是中国环境管理从无到有,并不断深化和完善的基础。这8项制度之间存在着十分重要的关系。它们体现了环境管理系统控制的思想;体现了环境管理目标和基础的层次关系;并存在着正向联系和反馈联系的网络关系;体现了中国环境管理制度体系的运行机制。

中国环境管理制度体系是中国强化环境管理的重要措施。但就目前的实际情况看,也存在着局限性。从环境管理制度发展趋势看,需要协调和完善的内容颇多。建立环境影响后评价制度,可进一步完善环境管理制度体系及其运行机制;进一步完善现有制度之间的协调配合;同时可作为基础性的环境管理制度,与其他制度有效地体现出正向和反馈的网络联系关系。

4.3 完善建设程序,加强项目延伸管理,提高项目决策科学化水平

目前建设项目的建设程序可分为3个阶段,即项目决策阶段、建设准备阶段和项目实施阶段。在项目决策阶段,有2项主要的工作,形成供决策所用的2个技术文件,即可行性研究和环境影响评价。由于在随后进行的初步设计、建设施工等一系列工作还将进一步对建设方案进行优化调整。这就使得在环境影响评价报告中没有评价或没有重点评价到的一些环境问题可能在实际中出现;而在环境影响评价报告中预测评价的一些环境问题却可能没有出现,或与实际采用的建议方案出现差距等。因此,仅开展环境影响评价不能满足对建设项目的环要求。建设项目的环评价应扩大到从项目立项,到实施的全过程。同时,建立建设项目环境影响后评价制度不但可以及时纠正决策中存在的问题,更主要的是提

高未来项目决策的科学水平。通过分析项目运营后的环境影响,可以全面估计项目的环境效益,最终实现建设项目的社会效益和环境效益的协调统一,促进公路项目沿线社会经济、自然环境的持续、稳定、协调发展。

5 公路建设项目环境影响后评价的实施程序

由于公路的投资大、建设周期长和影响范围广等特点,公路建设项目对沿线及周边地区的环境影响与一般建设项目不同,它的评价范围较为广泛,不确定因素也较多,公路环境影响后评价主要分为3个阶段:项目前期回顾评价阶段;竣工验收期回顾评价阶段;运营期现状监测并与前期预测结果的对比分析阶段。在每个阶段通常都各有侧重地进行相应的环境评价。

5.1 项目前期回顾评价阶段

包括环境回顾调查分析和环境影响报告书回顾评价,通过收集相关的资料,对公路沿线及周边地区建设前的一段历史时期的环境质量进行回顾评价,包括对过去监测资料和调查资料的收集和过去环境模拟的评价。环境影响报告书为公路建设项目可行性研究阶段对建设项目等可能对沿线及周边环境造成的影响进行分析、预测和评价,在报告中针对项目的建设 and 开发活动对环境产生不利和负面影响,一般都提出消除和减缓措施和对策。这2部分内容是后期进行环境影响对比分析不可或缺的资料。

5.2 竣工验收期回顾评价阶段

这一阶段主要资料在于施工期间的环境监测报告和项目竣工环境保护验收调查报告,回顾内容主要是根据环境影响报告的情况,核查环境保护措施的落实情况及有效性,找出因工程施工产生或已经发生变化的环境问题,提出减免影响的方法和补救措施。在这一部分也可以进行相应指标的对比分析,将前期的预测结论与竣工期的实际状况进行比较,分析发生变化的原因。

5.3 运营期对比分析阶段

在对比分析阶段,主要是验证前期环境影响报告的内容和结果能否反映实际情况,并制定相应的措施。由于受项目立项备案的阶段要求,目前公路建设环境影响评价一般在可行性研究阶段完成,该阶

段的可行性研究的设计主要依托室内图纸完成;而后期经过初步设计和施工图设计的实地路线勘测阶段,公路建设时有可能发生路线选线的偏差;因此后评价这一阶段除了包括现状监测评价与前期预测结果的对比分析评价,还需要重点对前后评价的工程内容和选线进行工程内容的比较分析。这里需要指出的是:根据目前的公路建设和运行情况,后评价中的环境影响评价在地点和指标的选择上一般与竣工验收阶段会相互一致,但与前期的环境影响评价一般会存在着一定的工程差异,如公路的选线与环境敏感点的位置关系、取弃土场的设置情况有所偏差。后评价的前后对比分析能够准确掌握环境指标的变化情况,为制定环境规划、进行环境管理、特别是区域公路网规划的调整提供科学的依据。

6 环境影响后评价存在的主要问题

1) 到目前为止,对环境影响后评价的理论研究较少,而且提法上尚未统一。不同的提法突出不同的内容,代表不同的侧重面,体现出对后评价的不同理解。如验证性评价突出了对原环境影响评价的验证要求;回顾性评价除要验证原环评结论的正确性外,还包括对原环境影响评价重要失误的纠正和对有重要影响的漏项的纠正;而事后评价突出评价时段的不同。

2) 环境影响后评价还缺乏有效和公认的评价方法。从已做的环境影响后评价来看,所用方法基本为定性描述的方法,缺乏定量评价的方法体系。

3) 从环境管理体系出发,环境影响后评价工作缺乏与环境影响评价、建设期环境监理、竣工验收环境影响评价调查等工作之间的联系。应从环境管理体系的整体性出发,形成从环境影响评价、环境监理、竣工验收环境影响评价到环境影响后评价的连贯体系,提高环境管理体系整体的作用。

7 建议

作为建设项目环境管理和监督的需要,后评价已经纳入《中华人民共和国环境影响评价法》,但由于不是强制的要求,目前环境影响后评价还未正式列入环境影响评价的整体工作范围之内。所以,应该加快建立和逐步完善环境影响后评价工作的政策、法规体系,规范环境影响后评价的工作方法体系。同时,明确环境影响后评价和环境影响评价、环境监

理、竣工验收环境影响调查的区别和联系。它们都是环境管理和项目管理中的重要环节,有其必然的内在联系。

针对目前公路建设项目环境影响后评价工作,笔者有以下几点建议:

1) 公路环境影响后评价工作是公路建设项目中的重要组成部分,在实际评价中应与前期预测阶段的结论对比,提出减少环境负面影响、控制污染措施的解决办法,对环境管理的不足提出改进建议。

2) 还应将具体改进建议付诸实践,在此可委托当地有关部门,对公路运营期间的污染定期进行监控,根据监测统计分析污染趋势,并结合分析结果,及时制定防治措施。

3) 相关单位应该认真落实后评价中提出的减

缓措施,切实加强公路运输管理。由于公路运营期的噪声和大气污染较为突出,在声环境敏感区和服务区增设明显标志禁鸣高音喇叭,有效控制噪声影响。同时原有的基础上继续加强绿化,尽量减少汽车尾气污染。

8 参考文献

- [1] 王国长,黄湘穗,李天威,等. 工业综合开发区环境影响后评估探讨[J]. 环境科学研究,1999,12(1):30-34.
- [2] 国家环境保护总局监督管理司. 中国环境影响评价培训教材[M]. 北京:化学工业出版社,2000.
- [3] 晏晓林. 基于 GIS 的公路环境信息系统的分析[J]. 公路交通科技,2000,17(2):75-78.
- [4] 董小林,赵剑强. 建立公路建设项目环境后评价制度的若干问题[J]. 中国公路学报,2001,14(3):86-89.

On the Post-Assessment of Highway Construction Project

Wei Zhengle Huang Bichun

Abstract Post-project-assessment of environmental impact is introduced, and the fundamental concept, roles, fundamental contents, and procedures of post-project-assessment in environmental impact are summarized on the highway construction project. The main problem currently existed in the post-project-assessment of environmental impact is discussed, and some suggestions are put forward.

Key words highway construction post-project-assessment environmental impact

环保总局:氨氮的浓度值呈上升趋势

国家环保总局副局长张力军 5 日表示,目前我国水环境主要污染因子氨氮的浓度值呈现上升趋势,对此国家将采取系列防治措施。

张力军当天在国新办举行的发布会上说,影响水环境质量的有多个污染因子,如果仅就目前监控的化学需氧量来进行评价的话,水质是有所改善的,但目前我国水环境主要污染因子氨氮的浓度值正在上升。

张力军分析,造成氨氮浓度上升的主要原因是,部分排放氨氮的工业企业达标排放率还不稳定,排放量还比较多,国家对排放氨氮企业的排放标准定得较低;早期建设的城市生活污水处理厂不具备脱氮除磷的功能;规模化的畜禽养殖场污染尚未得到很好的治理,以及化肥过度施用造成的农业

面源污染。

张力军表示,“十一五”规划中针对这些问题明确了治理要求和工作方案:对工业企业提高氨氮的排放标准;督促排污企业进行深度治理,实现稳定的达标排放;根据流域水质的情况,分期分批在城市污水处理厂中增加脱氮除磷的功能;对集中式规模化的畜禽养殖场要进行污染治理;推广测土施肥的方法,减少农业生产中化肥施用量。

6月5日是世界环境日。今年的世界环境日中国主题为“污染减排与环境友好型社会”。张力军当天在新闻发布会上说,在国内生产总值比上年增长 10.7%、能源消费总量比上年增长 9.3%的形势下,2006 年全国环境质量状况总体保持稳定。

摘自《广东环境保护公众网》2007-06-11

CONTENTS

Primary Report on the Growth Character of Three Algae-lysing Bacteria	<i>Li Mugui, Liu Jing, Pan Weibin, et al</i> (1)
Study on Coordinated Development Between Industrial Layout and Water Environment Capacity in Zhongshan	<i>Zhang Hengjun, Cai Wei, Guo Mei</i> (4)
Treatment of Washing Wastewater with Biomembrane Reactor	<i>Zhao Wei, Yang Qing, Pei Yuansheng</i> (9)
Pre-treatment of Dyestuff Wastewater with Iron Chips-Activated Carbon Internal Electrolysis	<i>Wang Huijuan, Huang Liang</i> (13)
Treatment of Anthraquinone Dye Wastewater with the Combined Process of Iron Filings Electrolysis and Chlorine Dioxide Oxidation	<i>Shen Qi</i> (17)
Disquisition on the Techniques for Oxynitrides Control in Coal-fire Process	<i>Gao Zhifei, Chen Jianzhong, Wang Panpan</i> (19)
Application of Ultrasonic Techniques in Sludge Dehydration	<i>Zhang Ningning</i> (23)
Research Progress of Flow Injection Catalytic Spectrophotometry	<i>Wang Wenyuan, Gu Lili</i> (27)
Determination of Sulfur in Leaves by Coulomb Titration after Combustion	<i>Zhang Zongxiang, Zhu Yufang</i> (31)
On the Establishment of Model Ecological Villages in Guangzhou	<i>Lu Yan</i> (33)
A Study on Evaluation and Optimization of City Human Settlements in Pearl River Delta	<i>Li Zhiyong, Xu Hongyu</i> (37)
On the Post-Assessment of Highway Construction Project	<i>Wei Zhengle, Huang Bichun</i> (44)