

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.20 No.4

广州环境科学

第二十卷 第四期

广州市环境科学学会 主办

4
2005

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 尹伊伟 刘攸弘

李战隆 施性清 黄卓尔

黄谦德

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 广州市吉祥路 95 号

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

广东省资料性出版物登记证号粤A第1038号

内部资料·免费交流

目 次

水环境及污染防治

广州市河涌底泥污染现状调查与评价

..... 李明光, 钟继洪, 李淑仪, 等(1)

污水生化处理中污泥减量技术的应用 刘红叶, 程晓如(6)

丝状菌污泥膨胀的微生物学理论与控制对策 张勇强, 邹凯旋(9)

气水比对印染废水生化处理效果的影响

..... 邓汉泳, 许毅, 陈肖芳(12)

几种絮凝剂在污泥脱水中应用的比较研究 吕锦玲, 陈建中(14)

大气环境及污染防治

遥感测量在机动车排放调查和 I/M 项目评估中应用的初步分析

..... 农加进, 黄荣, 双菊荣(17)

噪声及污染防治

高压蒸汽排空消声器设计与应用 易翔峰(20)

固体废物及处理

美国对危险废物产生者的管理及启示 关志刚(23)

废干电池热解物料酸溶及溶液净化试验 胡粤辉, 凌维靖(27)

环境与可持续发展

岩溶山区煤矿环境影响防治 刘以礼, 程义祥, 潘明芳, 等(30)

环境评价

基于粗集、遗传神经网络的环境质量评价

..... 李云辉, 梁永宁, 张红珍, 等(35)

水质评价模式识别的 BP 神经网络方法

..... 韩波, 孙利, 黄勇(40)

环境信息与计算机技术

MATLAB 在计算烟气连续监测系统中气态污染物相对准确度的应用

..... 曹玉珍, 蔡明, 黄国梁(44)

动态与信息简讯

《广州环境科学》2005 年总目录 (47)

封面摄影

新世纪羊城新八景——莲峰观海

刘祥

广州市河涌底泥污染现状调查与评价

李明光¹ 钟继洪² 李淑仪³ 郑武¹

(¹广州市环境保护科学研究所, 广州 510620; ²广东省生态环境与土壤研究所, 广州 510650;

³广东省农业环境综合治理重点实验室, 广州 510650)

摘要 2005年3~5月对广州市主要河涌底泥进行了较为系统的采样分析。分析评价结果表明, 广州市河涌底泥受有机物、植物营养盐、石油类和重金属污染比较严重, 其它污染物, 如硫化物、氯化物、氟化物、挥发酚等以及难降解有毒有机物, 包括DDT、666、PCBs、PAHs等污染并不严重, 污染总体呈由老城区向外围逐步降低的态势。随后根据河涌底泥的主要污染特征进行了较为粗略的污染区划, 并指出污染重点控制区域。

关键词 底泥污染 河涌 广州市

1 调查背景及目的

广州市位于珠江三角洲中北部, 境内河流众多、河网密布, 除珠江广州河段、流溪河、白坭河、增江等较大河流外, 仅市区现有河涌就有231条(段)之多, 总长达913km, 是珠江广州河段长度的8.6倍。广州市河涌还承担着重要的防洪、排涝、航运、饮用水源、灌溉及排污等功能, 是广州市水生态环境的重要组成部分。

近年来, 在河涌综合整治工作中, 清淤是一项重要措施, 但面临着如何清淤以及对淤泥如何进行处理和管理的问题。广州市此前尚未开展过大范围河涌底泥性质较为系统的调查研究, 仅在水环境质量常规监测中对珠江广州河段及个别河涌底泥进行1次/a的采样分析。因此, 为适应未来几年河涌综合整治全面展开的形势, 为河涌淤泥处置与管理及水生态环境的建设提供科学依据, 有必要开展较为系统全面的河涌底泥现状调查, 以对其性质及污染现状有总体了解。

2 调查与分析工作概况

2.1 调查时间、范围与采样点布设

本调查于2005年3月下旬至5月底进行。调查范围包括广州市10个行政区、2个县级市。调查的河涌包括: 广州市原8区(荔湾、东山、越秀、天河、黄埔、芳村、海珠、白云)的231条河涌(实际采样222

条); 外围2区2市的11条主要河涌, 即花都区的新街河、田美河、天马河、白坭河; 番禺区的市桥河、丹山河、栊枕运河; 南沙开发区的榴岗河、蕉门河; 增城市的百花林水库下游河段; 从化市的小海河。按照重要河涌适当多布与一般河涌均匀布点相结合和采样点确定以保证该点在河涌区段的代表性为原则, 而河涌区段根据调查目的以中下游为主, 具体位置确定采用先在地形图上初步确定, 然后现场校核确定的方法, 要求河涌区段内河道较为平直, 并与河道水工建筑、水工构筑物、排污口、支流汇入口及汇入干流口等均保持一定距离。共布设297个采样点, 达到1条河涌至少布设1个采样点的水平(见表1)。

表1 广州市河涌底泥现状调查采样点布设情况

区 域	采样点 / 个	比例 / %	调查河涌 / 条	比例 / %
老城区	12	4.0	9	3.9
天河区	17	5.7	12	5.2
黄埔区	26	8.8	16	6.9
开发区	7	2.7	3	1.3
芳村区	49	16.5	43	18.5
海珠区	67	22.6	62	26.7
白云区	87	29.3	76	32.8
花都区	11	3.7	4	1.7
番禺区	9	3.0	3	1.3
南沙区	6	2.0	2	0.9
增城市	3	1.0	1	0.4
从化市	3	1.0	1	0.4
合 计	297	100	232	100

注: 本文中老城区指荔湾、东山、越秀区, 开发区指广州开发区, 南沙区为南沙开发区。

2.2 采样方法与分析项目

采样使用自制柱状采样器或掘斗状采样器,按沉积厚度采集河涌表层沉积物混合样,其中有机物分析项目样本用玻璃瓶采集。

分析项目分为基本项目和特定项目,共36项。基本项目主要是了解底泥的组成与物理性状及某些基本化学性质,共6项;特定项目是仅对部分采样点的底泥进行分析的项目,按区域常见性、代表性及重要程度分为2级,共30项。具体项目名称及采样数量见表2。

表2 河涌底泥采样分析项目与样本数量

项目	调查与分析项目	样本数/个
基本	淤积厚度、含水率、粒径分布/颗粒组成、密度、pH值、有机质/有机碳	297
	I 级:一般性化学污染项目(石油类、挥发酚、硫化物、氰化物、氟化物)	
	I 级:重金属(As、Cd、Cr、Hg、Pb、Cu、Zn、Ni的固相总含量)	53
	I 级:植物养分和营养盐(TN、NH ₃ -N、NO ₂ -N、NO ₃ -N;颗粒磷/全磷、溶解性磷/速效磷;全钾和速效钾)	
	II 级:难降解有毒有机物(DDT、六六六、PCBs、PAHs)	20
	II 级:无机矿物质(Fe、Al、Ca、Si的氧化物)	
	II 级:病原微生物污染指标(大肠杆菌)	

分析方法采用国家标准方法或环保、农业行业标准方法,限于篇幅不再列出。

3 分析与评价结果

3.1 沉积状况与物理性状

调查表明,广州市河涌均有不同程度的淤积,表层沉积物厚度范围为0.005~1.8 m,平均厚度为0.36 m,多数(约75%)不到0.5 m。总的来看,较大、较长的河涌以及河涌下游段沉积的底泥较厚。

河涌表层沉积物主要呈泥砂浆状,没有形成明显的结构体,只有少数沉积较厚些的采样点的沉积物呈不很明显的上粘下砂的质地分层结构。河涌底泥质地总体上属偏砂,其砂粒平均含量达431.31 g/kg,是粘粒含量的2倍(见表3)。若以美国土壤质地标准分类,则可将广州市河涌底泥质地分为砂土、壤质砂土、壤土、砂质壤土、粉砂壤土、粘壤土、砂质粘壤土、粉砂质粘壤土和粉砂质粘土共9种类型。其中,底泥属

砂土类的占16.5%,属壤土类的占82.2%,属粘土类的占1.3%(见表4)。

表3 广州市河涌底泥不同粒径颗粒含量状况 g/kg

分 级	质地	最小值	最大值	平均值
> 3.0 mm	砾石	0.00	400.30	39.59
2.0~3.0 mm	粗砂	0.00	176.30	8.06
0.05~2.0 mm	砂粒	24.32	943.94	431.31
0.002~0.05 mm	粉粒	4.29	794.21	350.80
< 0.002 mm	粘粒	33.63	458.28	217.89

表4 广州市主要河涌底泥质地分布情况

质地类型	质地命名	个数/个	比例/%
砂土类	砂土	35	11.8
	壤质砂土	14	4.7
	壤土	37	12.5
	砂质壤土	47	15.8
	粉砂质壤土	48	16.2
	粘壤土	48	16.2
壤土类	砂质粘壤土	25	8.4
	粉砂质粘壤土	39	13.1
	粉砂质粘土	4	1.3
粘土类	全 市	297	100

广州市河涌底泥的密度范围为0.57~1.55 g/cm³,平均密度仅为1.01 g/cm³,比较疏松,这与有机质含量较高紧密相关。河涌底泥含水率一般处于基本饱和状态。这里所指的含水量,是样本采集后,部分重力水自然流失后的含水量,可以作为河涌清淤时的底泥初始含水量。广州市河涌底泥平均初始含水量为52.6%,范围为15.0%~88.0%。

3.2 化学组成、性质与污染现状

3.2.1 酸碱性(pH值)

广州市河涌底泥主要呈中性(pH值为6.5~7.5)及微碱性(pH值为7.5~8.5),两者比例分别为67%和28.6%,pH值<6.5和pH值>8.5的样本只占4.4%。广州市河涌底泥pH最小值为5.1,最大值为9.5。由于广州市河涌底泥pH值多在6.5以上,因此,有利于重金属保持结合状态而不溶出,降低重金属污染影响。

3.2.2 有机质与植物营养盐

广州市河涌底泥有机质含量为1.6~191.4 g/kg,平均为51.5 g/kg;有机碳含量为10.95~111.04 g/kg,平均为29.89 g/kg。河涌底泥有机质和有机碳含量较

高,均接近广州近郊菜园土含量水平,约为广州土壤背景值的2倍^[1](见表5),土壤有机质肥力评价表明其有机质含量水平属于丰富至极丰富水平,缺乏的只占9.1%。以水体底质有机污染临界值(即有机质>34 g/kg,有机碳>20 g/kg)^[2]评价,受有机质污染的样点比例为61.6%,其中,重污染的为26.3%,重污染水平相当于我国疏浚物海洋倾倒分类评价上限(疏浚物海洋倾倒分类评价指《疏浚物海洋倾倒分类

表5 广州市河涌底泥等有机质与有机碳平均含量 g/kg

	河涌 底泥	广州土壤 背景值 ^[1]	污水厂 污泥 ^[1]	菜园土 ^[1]	水稻土 ^[1]
有机质	51.5	26	128.4	50.8	28.81
有机碳	29.89	15.29	75.53	29.88	16.94

和评价程序》(国海环字[2002]398号)),即有26.3%的样本因有机污染构成河涌淤泥海洋倾倒处置的障碍(见表6)。可见,广州市河涌底泥受有机废物污染比较严重。

广州市河涌底泥的氮、磷、钾总量及有效态的含量均较高,其水平与菜园土相近^[3](见表7),受河涌水体营养盐污染影响明显。参照土壤养分等级划分标准进行的底泥养分水平评价表明,广州市河涌底泥中总N、总P含量达丰富水平的样点分别占56.6%和54.7%,K含量主要集中在中等水平;有效养分N、P、K达丰富水平的均超过60%。营养处于缺乏水平的最高为总P这1项,其比例也仅占15%(见表8)。因此,广州市河涌底泥富营养化程度比较严重。

表6 广州市河涌底泥有机质污染程度状况 g/kg

有机质含量 指数分级 污染程度	0~34		34~51		51~68		>68	
	P≤1		1<P≤1.5		1.5<P≤2		P>2	
	未污染		轻污染		中污染		重污染	
分布	样点数/个	比例/%	样点数/个	比例/%	样点数/个	比例/%	样点数/个	比例/%
	114	38.4	60	20.2	45	15.2	78	26.3

表7 广州市主要河涌底泥氮、磷、钾含量与组成状况

项目	总N g/kg	总P g/kg	总K g/kg	有效P mg/kg	有效K mg/kg	NH ₃ -N mg/kg	NaNO ₂ mg/kg	NaNO ₃ mg/kg
平均值	2.53	2.16	16.23	55.15	187.71	209.97	0.62	4.13
菜园土 ^[3]	1.13~3.42	1.00~1.70	13.0~18.0	27~85	45~100	—	—	—

表8 广州市主要河涌底泥中各养分含量分级统计结果

项目	总N			总P			总K		
级别	丰富	中等	缺乏	丰富	中等	缺乏	丰富	中等	缺乏
含量指标/g·kg ⁻¹	>1.5	0.75~1.5	<0.75	>1.5	0.7~1.5	<0.7	>20	10~20	<10
样次/f	30	17	6	29	16	8	3	46	4
频率/%	56.6	32.1	11.3	54.7	30.2	15.1	5.7	86.8	7.6
项目	NH ₃ -N			有效P			有效K		
级别	丰富	中等	缺乏	丰富	中等	缺乏	丰富	中等	缺乏
含量指标/mg·kg ⁻¹	>120	60~120	<60	>20	5~20	<5	>150	50~150	<50
样次/f	32	15	6	42	11	0	32	17	4
频率/%	60.4	28.3	11.3	79.3	20.8	0	60.4	32.1	7.6

3.2.3 其它污染物

3.2.3.1 硫化物

广州市河涌底泥中硫化物含量为0.88~10.49 mg/kg,平均值为3.93 mg/kg,远较珠江广州河段底泥含量

水平低(115.93 mg/kg,引自广州市环保局编2003年度《广州市环境质量报告书》)。与国内外底质硫化物污染指标(300 mg/kg)^[2]相比可知,广州市河涌底泥受硫化物污染影响轻微,从海洋倾倒角度来看,属

于清洁水平。

3.2.3.2 氯化物

广州市河涌底泥中氯化物含量为 0.042~0.659 mg/kg, 平均值为 0.182 mg/kg, 目前还缺乏对底泥氯化物的评价标准, 但与我国《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中的氯化物水质标准限值(Ⅲ类水标准为≤0.2 mg/L)相比可知其污染程度并不严重。

3.2.3.3 氟化物

广州市河涌底泥中氟化物含量(F^-)为 0.204~30.259 mg/kg, 平均值为 7.508 mg/kg, 目前缺乏对底泥中氟化物的评价标准, 但与广东省土壤背景值(416.0 mg/kg)比较可以认为其污染程度较为轻微。

3.2.3.4 挥发酚

广州市河涌底泥中挥发酚含量为 0.004~0.822 4 mg/kg, 平均值为 0.126 6 mg/kg, 目前还缺乏对底泥挥发酚的评价标准, 但从其与珠江广州河段底泥含量水平(0.100 mg/kg, 2003 年)以及我国《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中的挥发酚水质标准

限值(V类水标准为≤0.1 mg/L)基本处于同一水平来看, 可以认为其含量处于较高水平, 但并不构成严重污染。

3.2.3.5 石油类

广州市河涌底泥中石油类含量为 8~22 587 mg/kg, 平均值为 3 238 mg/kg, 与我国《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中的石油类标准限值 (V类水为≤1.0 mg/L)相比, 广州市河涌底泥石油类的含量明显要高很多。石油类含量水平在 500 mg/kg 以下的样点仅占 15.1%, 超过 1 500 mg/kg 的样点则占 50.9%(海洋倾倒分类评价上限), 超过底质发臭阈值(2 000 mg/kg)^[2] 的样本比例也占 45.3%, 因此, 广州市河涌底泥石油类污染已比较严重。

3.2.4 重金属

本次调查分析 Cd、Hg、Pb、Cr、As、Cu、Zn、Ni 等 8 种重金属在底泥中的固相总含量。分析表明广州市河涌底泥重金属的含量变幅很大, 变幅最大的 Cu 相差达 3 246 倍, 最小的 As 相差约 30 倍(见表 9)。

表 9 广州市河涌底泥重金属元素含量 mg/kg(以干重计)

项 目	Cd	Hg	Pb	Cr	As	Cu	Zn	Ni
最大值	25.46	3.59	639.13	53 705.32	78.15	31 422.59	3 762.60	9 514.40
最小值	0.07	0.003	13.81	43.84	2.59	9.68	71.49	17.01
平均值*	2.11	0.92	110.54	1 191.72	25.66	840.67	621.21	158.14
超标数**	44	33	3	9	17	26	36	38
超标率 /% **	83.0	60.3	5.7	18.0	32.1	49.0	67.9	71.7
广东省土壤背景值 ^[4]	0.056	0.078	36.0	50.5	8.9	17.0	47.3	14.4
广州土壤背景值 ^[1]	0.144	0.161	47.08	60.35	—	21.81	62.04	—
农用污泥标准***	5	5	300	600	75	250	500	100
海洋倾倒下限值	0.80	0.3	75.0	80.0	20.0	50.0	200.0	—
海洋倾倒上限值	5.00	1.0	250.0	300.0	100.0	300.0	600.0	—

注: * Cr、Cu、Ni 的平均值, 计算时剔除其中的 1 个异常高值; ** 表示超过土壤环境质量二级标准; *** 农用污泥中污染物控制标准值(GB 4284-84)酸性土壤上最高容许量。

广州市河涌底泥中重金属含量水平远远超过土壤背景水平(见表 9)。采用国家土壤环境质量标准(GB 15618-1995)之二级值(适用于一般农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场等土壤)进行评价, 结果表明 8 种重金属都出现了超标现象, 超标样点比例为 96.2%, Cd 超标最为严重, 超标率达 83.0%(见表 9)。重金属单因子评价结果表明 8 种重金属中达到重污染(指数 $P \geq 3$)的 2 种, 中污染($2 \leq P < 3$)1 种, 轻污染($1 \leq P < 2$)2 种, 尚清洁($0.7 \leq P < 1$)1 种, 清洁($P < 0.7$)2 种。其中, Cd 的污染程度最为严重, Ni、Zn 的污染

也较严重, Hg、Cu 的污染再次之, As、Cr、Pb 的污染较轻。内梅罗综合指数($P_{综}$)评价表明广州市河涌底泥重金属污染多处在中~重污染水平, 其中重污染($P_{综} \geq 3$)比例达 56.6%, 中污染($2 \leq P_{综} < 3$)比例占 24.5%, 两者共计占 81.1%, 轻污染($1 \leq P_{综} < 2$)占 15.1%, 尚清洁($0.7 \leq P_{综} < 1$)仅占 3.8%, 没有清洁($P_{综} < 0.7$)样点。因此, 广州市河涌底泥重金属污染已相当严重。

使用农用污泥中污染物控制标准(GB 4284-84)进行评价, 表明广州市河涌底泥中重金属含量水平

对底泥农用构成显著障碍。超标样点比例占 70%，主要制约元素是 Cu、Zn 和 Ni。

使用疏浚物海洋倾倒分类评价限值进行评价，表明广州市河涌底泥中重金属含量水平对底泥海洋倾倒构成显著障碍。重金属超上限样点比例占 90.6%，主要制约元素是 Zn 和 Hg，超上限比例分别为 69.8% 和 30.2%。

3.2.5 难降解有毒有机物

本次调查分析有机氯农药(包括 DDT、六六六 2 种)、多氯联苯(PCBs, 6 种)及多环芳烃(PAHs, 16 种)等 3 类难降解有毒有机物在底泥中的含量。

3.2.5.1 有机氯农药

广州市河涌底泥的有机氯农药残留污染不普遍，但存在环境风险。在 22 个样本中没有检出六六六，仅有 4 个检出 DDT，检出率为 18.2%，含量范围为 1.42~31.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，3 个较大值分别是加拿大、美国海洋和河口沉积物化学品风险评价标准的低限值 (1.58 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，低限值定义为对生物极少产生负面效应的值)^[5] 的 19.94 倍和 29.19 倍，4 个值都超过疏浚物海洋倾倒分类评价上限 (0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$)，因此，存在一定环境风险。

3.2.5.2 PCBs

广州市河涌底泥中 PCBs 普遍存在，但基本不形成污染。22 个样本均检出 PCBs，总含量在 1.23~22.22 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间，平均为 11.09 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，低于珠江广州河段底泥的 PCBs 含量水平(2001 年平均值为 31.52 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[6]，超过海洋沉积物一类标准及疏浚物海洋倾倒分类评价下限值 (20 $\mu\text{g}/\text{kg}$) 的样点仅 1 个，且仅超过标准值及下限值 11.1%，距海洋沉积物二类标准及疏浚物海洋倾倒分类评价上限值很远 (600 $\mu\text{g}/\text{kg}$)，均不属于《含多氯联苯废物污染控制标准》(GB 13015—91) 中规定的含 PCBs 废物。

3.2.5.3 PAHs

广州市河涌底泥中 PAHs 普遍存在，但也基本不形成污染。22 个样本均检出 PAHs，总含量在

172.37~99 126.03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间，变幅很大，平均为 5 541.31 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，与珠江广州河段沉积物 PAHs 含量水平相近(2001 年平均值为 4 892.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[7]，高于加拿大、美国海洋和河口沉积物化学品风险评价标准的低限值 (4 022 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[7]，但超过的样品数很少，只有 2 个，其中 1 个点特别高(芳村区东望涌)，另 1 个点超低限值 6.1%，因此，只有局部地区污染比较严重。

3.2.6 大肠杆菌

广州市河涌底泥的大肠杆菌数量变化范围很大，在 196~3 112 620 个/g(5×10^{-3} ~ 3.2×10^{-7} g/个)之间。目前还缺乏对底泥大肠杆菌的评价标准。参考《粪便无害化卫生标准》(GB 7959—87) 中大肠菌值卫生标准低限值 (10^4 g/个)，确定 10^{-5} g/个为污染临界值， $< 10^{-5}$ g/个的污染样本仅占 9.1%，因此，总的来看广州市河涌底泥大肠杆菌污染不严重。

4 污染区划与重点控制区域

调查表明，广州市河涌底泥各类污染的空间分布均呈由老城区向城区外围逐步降低的态势，这是与广州市人口与经济发展历史与现状格局相对应的。

4.1 污染区划

分析评价结果表明广州市河涌底泥主要污染物是有机质、营养盐、石油类和重金属，因此可以主要从有机污染和无机污染 2 方面来划分底泥污染类型。根据指标的相关性和重要性选取有机质污染水平作为有机污染的代表性区划指标，以重金属综合污染水平作为无机污染的代表性区划指标。

有机质污染及重金属综合污染的污染水平采用综合污染指数法进行评价。分别计算有机质污染指数和重金属综合污染指数，并根据污染指数将污染水平分级，均分为“未污染”、“轻污染”、“中污染”、“重污染”4 级。污染指数计算方法与单项分析评价时相同，限于篇幅本文不再详细列出。按照以上污染区划方法，将广州市分为 4 个河涌底泥污染区(见表 10)。

表 10 广州市河涌底泥污染分区

分 区	有机质污染指数平均值	重金属综合污染指数平均值
I 区：老城区(荔湾 - 东山 - 越秀)，“重”有机 - “中”无机污染区	2.04	2.40
II 区：老城南区(芳村 - 海珠区)，“中”有机 - “重”无机污染区	1.75	5.53
III 区：中心 - 周边区(白云 - 花都 - 天河 - 黄埔 - 番禺 - 南沙区)，“轻”有机 - “重”无机污染区	1.33	3.01
IV 区：东北外周边区(从化市 - 增城市)，“无明显”有机 - “轻”无机污染区	0.83	1.57

(下转第 16 页)

污水生化处理中污泥减量技术的应用

刘红叶 程晓如
(武汉大学土木建筑工程学院, 武汉 430072)

摘要 文章简要介绍了目前国内外污泥减量技术的 3 个主要方面: 污泥溶胞技术、解偶联技术以及利用微型动物捕食污泥技术, 并分别对其污泥减量原理及相应工艺的应用进行了介绍。

关键词 剩余污泥 污泥减量 污泥溶胞技术 解偶联技术 微型动物捕食技术

在污水生物处理过程中产生大量的生物污泥, 污泥处理费用约占污水厂运行费用的 40%~65%。目前我国污泥产量约为 1 500 t/a (按含水率 97%计), 预计到 2010 年污泥产量将是现在的 5 倍。欧盟 2008 年的污泥产量将是 2001 年的 2 倍^[1]。如此巨大的污泥产量使得人们开始考虑污泥减量问题。目前国内污泥减量技术主要基于 3 类作用原理: 一是基于细胞溶解(或分解)——隐性生长的污泥减量技术; 二是采用化学或生物方法促进解偶联代谢, 造成能量泄漏, 从而使生物生长效率下降; 还有一类是增加系统中细菌捕食者的数量, 模拟自然生态系统中的食物链原理进行的污泥减量技术^[2]。

1 污泥溶胞技术

污水处理中微生物对有机碳进行降解, 一方面将其转化成 CO₂, 另一方面将其转化成生物体, 当生物体中的有机碳也可作为微生物的底物并重复上述新陈代谢时, 污泥的产量就会减少。污泥溶胞技术即为利用机械、化学、热化学、生物氧化等方法, 对湿污泥絮体进行破碎分解, 促进微生物细胞溶解, 使生物体中的有机碳作为微生物的底物并重复上述新陈代谢, 即微生物利用细胞溶解产物进行隐性生长。

目前有几种方法促进微生物细胞溶解: 降低 F/M(有机底物量 / 微生物量)比例、延长污泥龄、提高温度; 臭氧、酸、碱等化学处理方法; 超声波或机械破碎分解等物理处理方法。这几种方法既可单独使用, 又可综合使用。

1.1 膜生物反应器

膜生物反应器可以将生物污泥全部截留在反应器内, 从而延长污泥停留时间, 污泥龄理论上达到无限长。由于污泥龄长, 原生动物和后生动物稳定存在, 形成发达的微生物生态链, 使污泥达到自身氧化降解, 因而污泥产量少。例如, 传统活性污泥法的污泥产率为 60%(以 1 kg BOD 产生 0.6 kg 污泥计), 而一体式膜生物反应器的污泥产率为 0%~30%。Ghyoot 等比较了二段传统活性污泥法(AS)和膜生物反应器(MBR)处理脱脂牛奶废水, 2 个系统污泥产率比较见表 1^[3]。

表 1 活性污泥和膜生物反应器在不同污泥龄下的污泥产率

污泥龄 /d	AS 污泥产率 /%	MBR 污泥产率 /%
12	28	22
24	26	18
102	7	2

Rosenburger 等^[4] 经过 3 a 的连续运行表明, 反应器中没有发现挥发性组分的降低, 整个实验期间 MLVSS/MLSS(挥发性悬浮固体浓度 / 悬浮固体浓度)基本上维持在 75%左右, 由此可见在反应器中并没有发生非挥发性固体的积累。

因此, 膜生物反应器是实现高效污水处理的技术之一, 但其应用普及的关键是成本及膜污染问题。

1.2 臭氧接触

1994 年, H.Yasui 等^[5] 开发了一种新型的污泥减量技术: 在常规活性污泥法中, 将从二沉池沉下的污

泥,一部分直接回流到曝气池,另一部分先进行臭氧处理再回流到曝气池。污泥经过臭氧处理后,能够提高其可生物降解性;而且经臭氧处理后,将有一部分污泥(1/3)被无机化。因此,有可能使得污水处理过程中净增污泥量与无机化污泥量相等,从而实现无剩余污泥排放。将该方法用到一座处理规模550 kg/d(以 COD 计)的污水厂,运行的10个月的时间内,基本上达到了剩余污泥零排放。

Sakai 等^[6]应用臭氧技术进行了9个月的城市污水处理试验,试验证明,污泥减少量与臭氧投加剂量和被处理的污泥量成正比。

1.3 Cambi 工艺

由 Purac 开发的 Cambi 工艺,通过高温水解过程使污泥中的有机成分从不溶解状态转化为溶解状态,使其可生物降解,从而使污泥产量减少。在挪威奥斯陆以北的 Hamar 建立了一座 Cambi 工艺污泥处理厂,该厂由 Cambi 工艺、化学回收和烘干等过程组成。送入该厂的污泥量为 1 000 t/月(20%总固体量),经脱水后污泥量降至 290 t/月,经烘干和萃取后减少至 66 t/月,污泥量减少 93%^[7]。

2 解偶联

三磷酸腺苷(ATP)是键能转移的主要途径,是能量转移反应的中心(见图 1)。一般情况下,微生物的合成代谢通过呼吸(速率控制)与底物的分解代谢进行偶联,当呼吸控制不存在,生物合成速率成为速率控制因素时,解偶联新陈代谢就会发生,并且在微生物新陈代谢过程中产生的剩余能量没有被用来合成生物体,这种现象称为解偶联生长^[8]。Russel 和 Cook 对解偶联的定义是:化学渗透氧化磷酸化作用不能产生以 ATP 为形式的最大理论能量,即解偶联的氧化磷酸化作用^[9]。这表明 ATP 在分解代谢中的产生速率大于其在合成代谢中的消耗速率,这样便会减少生物体的产生量。

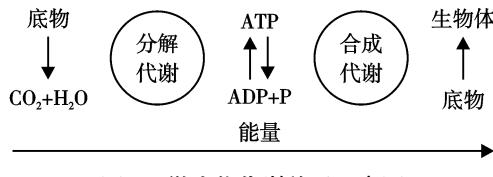


图 1 微生物代谢关系示意图

国外有学者认为发生解偶联的情况有:存在影响 ATP 合成的物质(解偶联剂)、存在剩余能量(高

F/M 条件)、温度不适宜、存在抑制性物质、细胞所处环境改变(OSA 工艺)^[10]。

2.1 投加解偶联剂

解偶联剂通过和 H⁺ 结合使 H⁺ 能顺利跨过膜(解偶联剂成为 H⁺ 的载体),降低了质子梯度,使质子梯度不足以驱动 ATP 合成酶合成 ATP。关于解偶联剂对微生物减量的研究,目前主要还限于机理方面,不同解偶联剂对微生物减量效果不同,Strand 等^[10]比较了 12 种解偶联剂小试结果表明:三氯苯酚(TCP)减量效果最明显。

美国菲尼克斯和亚利桑那的 2 个污水处理厂添加了一种化学解偶联剂(未报道名称),已成功地运用解偶联代谢来降低污泥量。

2.2 高 F/M 条件

在高 F/M 条件下,分解代谢所产生 ATP 的速率要大于微生物在合成代谢中所消耗的速率,随之而来的是能量的消散和微生物产率系数的降低。Liu 等^[11,12]建立了在微生物间歇培养和底物充裕条件下的能量解偶联系数模型和微生物观察增长系数模型,为活性污泥法采用解偶联方式减少污泥产量提供了理论依据,但有待实践的验证。

2.3 提高温度

改变微生物的生长温度也能够影响微生物的新陈代谢,从而获得较低的表观产率系数。但在实际污水处理中,提高温度使得污泥减量的不可行性也是明显的:提高温度所需的能量较大。

2.4 高盐浓度条件

微生物在高盐浓度下(NaCl 浓度 10~30 g/L),细胞内外 Na⁺ 浓度差导致细胞为了维持自身代谢所需要的 Na⁺ 浓度,抵抗由于 Na⁺ 内外浓度差升高引起渗透压增高,这样,需要细胞提供部分能量用于转移 Na⁺,消耗了部分用于合成的 ATP,也就降低了污泥的表观产率系数。有研究表明在膜生物反应器中投加 NaCl,污泥量减少 44%。但值得一提的是,微生物在高盐环境(高达 30 g/L)下会被驯化,使得污泥减量不明显。这时可考虑采用冲击负荷解决。

2.5 OSA 工艺

OSA 工艺的基本原理是利用细菌在好氧条件下储存能量,而缺氧条件下大量利用细胞内的 ATP

作为基本生理活动能量,当细胞又回到食物充裕的好氧段时,可利用的能量增多,ATP又大量生成。这样使得微生物的分解代谢和合成代谢相对分离,从而达到污泥减量的效果。Chudoba 等^[13]于1992年设计了OSA工艺(好氧+沉淀+厌氧),小试系统处理人工配置废水(见图2)。以泥龄为5d的情况为例,传统活性污泥法的污泥产率范围为28%~47%(以每g COD的产生量计),而OSA工艺污泥产率仅为13%~29%,减少50%左右。

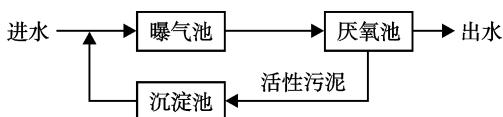


图2 OSA流程示意图

我国的朱振超等采用好氧-沉淀-厌氧活性污泥工艺,使上海锦纶厂废水处理站的剩余污泥达到零排放^[14]。

3 微型动物捕食

在传统活性污泥法处理污水过程中,存在较为复杂的食物链。从生态学角度看,系统中食物链越长,能量损失就越多,可用于合成生物体的能量就越少,最终形成的总生物量就越少。在原有污水处理系统中引入微型动物(原生动物和后生动物),延长了食物链,且由于微型动物的捕食,增加了系统总体的呼吸过程,由此剩余污泥的产量降低。

现阶段国内外利用微型动物减量污泥的研究主要集中在寡毛纲环节动物的仙女虫、红斑颤体虫、颤蚓等体型较大的后生动物。

研究利用微型动物使污泥减量,多采用两段法:第一段为分散细菌阶段,目的是促进分散细菌生长,同时对有机物进行降解。第二段为捕食者阶段,目的是促进微型动物生长。两段法利用反应器运行参数(固体停留时间)将细菌对有机物的降解和原生动物对细菌的捕食分开,得到污泥减量的效果。

王宝贞等开发的淹没式生物膜污水处理技术,采用该技术的番禺祁福新村污水处理厂(日处理量8 000 m³/d),自1998年5月份运行开始至2001年4月以来,运行性能良好,在二沉池中沉淀的剩余污泥很少。在实际操作中每月定期从沉淀池向曝气池前端回流部分污泥,几乎实现了不向体系外排放污泥。一方面由于采用固定式载体填料,吸附生长的生物

膜固定在载体填料上,使污泥停留时间延长,同时增加了原生动物和后生动物在曝气池中的数量,形成了由菌、藻、原生动物(如轮虫)及后生动物(如线虫)组成的较长食物链,有效地减少了剩余污泥的产量;另一方面是因为该处理厂COD负荷很低,进水的COD一般都在195 mg/L以下^[15]。

Ratsak等^[16]采用两段法进行了纤毛虫捕食细菌的小试研究,发现其生物产生量比没有纤毛虫捕食的减少了12%~43%。翟小蔚、潘涛等^[17]采用两段式生物反应器作为原生动物哺育系统,通过接种方式来削减普通活性污泥系统的剩余污泥产量,发现接种原生动物以后,污泥的产率系数降低。

4 小结

污泥减量化研究,适应了污水处理系统实现良性运行、防止污水处理出现二次污染,使污水治理更具环境效益的需要,做到减量化、资源化、无害化处置剩余污泥。在今后较长时间内,污泥减量化研究还需要从原理、技术等方面进行全面、系统的研究和比较。

5 参考文献

- [1] 王启中,宋碧玉.污水处理中的污泥减量新技术.城市环境与城市生态,2003,16(6):295~297
- [2] 梁鹏,黄霞,钱易.利用红斑颤体虫减少剩余污泥产量的研究.中国给水排水,2004,20(1):13~17
- [3] Ghyoot W,Verstraete W. Reduced sludge production in a two stage membrane assisted bioreactor. Wat Res,2000,34(1):205~215
- [4] Rosenburger S,Kraume M,Szewzyk U. Operation of different membrane bioreactors experimental result and physiological state of the microorganisms. Proc IWA Conf Membrane Technology in Environmental Management, Toyko, 1999
- [5] Yasui H,Nakamura K,Sakuma S,et al. A full scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. Wat Sci Tech,1996,34(324):395~404
- [6] Sakai Y,Fukase T,Yasui H,et al. An activated sludge process without excess sludge production. Wat Sci Tech,1997,36(1):163~170
- [7] Sludge Treatment,Reuse,Disposal. The cambi process:Volume reduction and biogas production in one. World Water, 1998,21(1):14
- [8] Low E W,Chase H A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. Wat Res,1999,33(5):1119~1132
- [9] Russel J B,Cook G M. Energies of bacterial growth balance of

(下转第29页)

丝状菌污泥膨胀的微生物学理论与控制对策

张勇强¹ 邹凯旋²

(¹深圳市宝安区环保技术服务中心, 广东深圳 518101; ²深圳市宝安区工业废物处理站, 广东深圳 518101)

摘要 在活性污泥系统中,由丝状菌过度繁殖引起的污泥膨胀是最难解决的问题之一。文章对与丝状菌污泥膨胀相关的微生物学和丝状菌生理生态学进行了讨论;介绍了现有的解释污泥膨胀的基本理论,并对丝状菌膨胀的控制措施进行了探讨。

关键词 丝状菌 污泥膨胀 微生物学 生理生态学 控制措施

活性污泥法是污水生物处理中比较常用的方法,二次沉淀池内污泥良好的沉降和压缩性能是保证二次沉淀池出水达标的重要因素。污泥膨胀是活性污泥处理法中经常出现的一种现象^[1],当污泥膨胀发生时,污泥的沉降和压缩性能变差,出水悬浮物增多,污泥流失严重,最终导致系统崩溃。95%以上的污泥膨胀都是由于丝状菌的过度繁殖引起的,所以我们把讨论的重点放在丝状菌膨胀上。目前,文献中报道的研究污泥膨胀的方法主要是找到引起污泥膨胀的特定丝状菌,然后对其进行鉴定,通过进一步的研究来获得这些丝状菌的生理生态特征参数,采取一定的措施来限制这些丝状菌的生长^[2]。另外,如果能知道微生物的形态特征如何影响其生态分布,就能够找到与微生物种类有关的控制对策对污泥膨胀进行控制。

1 丝状菌的形态学

在活性污泥系统中,即使没有污泥膨胀发生,丝状菌也会在污泥絮体的内部存在,丝状菌为菌胶团细菌的生长提供了骨架,这种骨架式的结构通过细胞物质分泌的胞外聚合物(EPS)相互连接起来,二者在一定的环境条件下保持数量上的相对稳定,共同完成对有机物的降解。丝状菌通常向1个或者是2个方向生长,显然,这样的形态会使丝状菌在限制底物条件下取得更大的竞争优势,使种群获得优势生态位^[3]。

目前,人们对絮体形态的研究尚未取得十分理想的结果。一些显微技术,如TEM(透射电子显微镜

分析)、CLSM(激光扫描共聚焦显微镜)以及分子生物学中的荧光原位杂交探针(FISH)技术可以在很大程度上帮助我们确认活性污泥絮体结构以及丝状菌在其中发挥的作用。

2 丝状菌的鉴定及生理生态学

2.1 分子生物学方法进行微观鉴定

有关丝状菌鉴定的研究最近正朝着分子生物学的方向发展。分子生物学是一种以分析微生物DNA和RNA(核糖核酸)为基础的方法。16SrRNA(一种具有高度保守性的基因)检测技术可以检测到微生物的种群特性并分离特定的菌株。每1种丝状菌的rRNA(核糖体核糖核酸)分子都可以通过测序得到,即使不是在纯培养条件下,这种方法仍然有效;DGGE(变性梯度凝胶电泳)技术能够有效检测到微生物的种群变化,这是传统方法所不具备的,但是也有一些不足的地方,可能会限制它的广泛使用;FISH技术可以鉴定到单个的菌株,但到目前为止,现有的基因探针只能检测到80多种丝状菌中的20多种,显然,这就大大限制了它的使用范围。

自动分子技术(比如微序列/DNA片断分析)和流动细胞质与自动成像技术相结合以及CLSM技术目前都有了长足的发展。这些方法在未来的研究中将会成为鉴定丝状菌的有效方法。

2.2 丝状菌生理生态学

绝大多数丝状菌的生理生态特性还没有弄清楚。就目前的研究结果来看,丝状菌的形态特征和生

理生态特征没有十分明显的相关性。比如,很多丝状菌(如 *S.natans*、1701、0092、0961 等)会随着外界环境的变化而改变自身的形态,尽管这些丝状菌之间在形态上差别甚微,但是在生理学和种群特征上很可能差别很大。

一些现有的生理生态特征参数都是用来表征很原始的丝状菌的,而且我们也不敢确认那些原始丝状菌生理生态学参数的正确与否。因此,在用这些数据说明一些问题的时候,一定要慎重处理。通常来说,丝状菌是严格的好氧细菌,他的产能代谢是通过以氧气分子作为电子受体完成的。遗憾的是,有关能够证明这个观点的纯培养试验的报道几乎没有。根据现有的资料显示,只有古老的 Type0961、Type1863、Type1851 和 *N.limicola* 能够进行发酵代谢,从而在厌氧选择器内取得竞争优势。但是,这些古老的丝状菌毕竟在所有的丝状菌中仅仅占了一小部分,而且通常不会导致污泥膨胀。此外,丝状菌中的一些能够以硝酸盐作为电子受体,将硝酸盐还原为亚硝酸盐。但是对于这些丝状菌来说,其底物利用速率和反硝化速率要比菌胶团细菌慢得多(大约是 80 倍)。根据报道,*M.parvicella* 在缺氧的条件下不能生存。这样一来,就可以利用这些丝状菌的生理生态特征,创造缺氧环境来对污泥膨胀进行控制。

最近,MAR(显微自动成像)和 FISH 技术的联合使用有望成为探明丝状菌生理生态特征的有力手段。

3 现有解释污泥膨胀的理论

3.1 扩散选择理论

很多研究指出,丝状菌的形态特征决定了它们能够在低底物和低溶解氧的条件下取得竞争优势。在 20 世纪 70 年代早期之前,人们在解释丝状菌和菌胶团细菌竞争机制的时候,都是基于以下的原理:丝状菌的面积体积比值(A/V)大于菌胶团细菌^[4],在底物浓度比较低的时候,高的 A/V 更有利于细胞传质,所以在这种条件下,丝状菌以很高的速率生长,进而在竞争中取得优势地位。

后来发展的理论中指出,丝状菌很容易单向或者双向生长,进而穿透菌胶团细菌。当系统处于限制性底物的条件时,丝状菌能够比菌胶团细菌获得浓度更高的底物^[5],这种现象在理论上得到了很好的解释,而且在试验上也得到了证实。

3.2 动力选择理论

Chudoba 等将活性污泥反应器内的水力混合条件和污泥的沉降性能联系在一起。在试验的基础上,利用特定底物组成的混合培养基进行试验研究,他观察到,在曝气系统内创造底物浓度的宏观梯度能够抑制丝状菌的生长,提高污泥的沉降性能^[6]。于是做出推断,在混合培养条件下,菌胶团细菌获得优势生态位的首要条件是部分区域要存在底物浓度梯度。

基于这个实验结果,Chudoba 等建立了动力选择理论来解释活性污泥系统中丝状菌的生长机制。这个解释的基础是 Monod 方程和菌胶团细菌和丝状菌对限制性底物的选择机制,即

$$\mu = \mu_{\max} \frac{C_s}{C_s + K_s}$$

式中: C_s ——生长限制性基质浓度

K_s ——饱和或半速度常数

μ 、 μ_{\max} ——分别为实际和最大比增长速率

丝状菌的 K_s 和 μ_{\max} 都小于菌胶团细菌,因此生长速率较慢。在底物浓度较低的条件下($C_s < K_s$),比如 CSTR(连续搅拌反应器)系统,丝状菌的最大比增长速率要大于菌胶团细菌,结果使得丝状菌在竞争中取得优势生态位;相反,在底物浓度较高的条件下,比如在推流式反应器或 SBR(序批式活性污泥法)系统内,丝状菌的过度生长就可以得到抑制。此时,丝状菌的生长速率要小于菌胶团细菌。纯培养试验验证了上面的结论是正确的。但是问题是,这些用来纯培养试验的菌胶团细菌能不能够代表污水生物处理系统中的活性污泥,因此得到的结论仍值得商榷。

直到现在为止,人们也没有找到足够的证据证明活性污泥中丝状菌的最大比增长速率小于其它类型的微生物。另外,对于为什么丝状菌的形态特征会导致它的生长速率较低,在理论上还没有得到合理的解释。至于动力选择理论中提到的丝状菌具有较低的 K_s 这一结论,也没有得到验证。如果 K_s 表征的是微生物降解底物酶的特征参数,那么它和丝状菌的形态特征应该没有关系,但是,如果将 K_s 看作是表征传质过程的参数,那么扩散选择理论就和动力选择理论吻合得很好。很明显,在絮体内, K_s 要受到污泥絮体形态的影响,扩散阻力越大(絮体越大,越密实), K_s 越大;对于那些穿过絮体内部向外部生长的丝状菌来说, K_s 很低。因此,扩散选择理论和动力

学选择理论是在从两个不同的角度解释同一个问题。

3.3 存储选择理论

从传统意义上讲，非丝状菌类的微生物在底物浓度较高的条件下，具有存储底物的能力，使得非丝状微生物具有特殊的优势，特别是在推流式反应器或者是 SBR 反应器中。但是最近的研究表明，发生膨胀的污泥对底物的存储能力与沉降性能好的污泥相当，有的甚至大于沉降性能好的污泥。纯培养和混合培养试验都证明，有些丝状菌（如 *M.parvicella*）不管在什么样的环境条件下（好氧、厌氧、缺氧），都具有很强的底物存储能力，存储起来的底物可以为微生物在内源呼吸期提供底物进行产能代谢或者产生蛋白质类的物质，这种特性使得这些微生物和其他种类的微生物相比，在竞争中具有很强的选择优势，丝状菌在底物浓度低时具有很强的存储能力，但是这并不能用来解释丝状菌在竞争中的选择机制。应该看到，底物的存储和再生产是十分重要的机制，这种机制在选择器内能够起到十分关键的作用。

3.4 氮氧化假说

在大量的小试和生产规模的实验观察的基础上，Casey 等提出 BNR 系统中（低负荷条件下）丝状菌过度生长的假说^[7]。主要内容是，反应器中主要存在 2 个种类的微生物，丝状菌和菌胶团细菌。假设这 2 类微生物在不同的反硝化机制下竞争有机底物，亚硝酸盐和 NO 作为反硝化反应的中间产物，能够在菌胶团细菌的内部积累，但是却不能在丝状菌内部积累，这就说明丝状菌能够利用亚硝酸盐，因此亚硝酸盐不会在丝状菌内部发生积累，在这种情况下，因为丝状菌能在好氧条件下能够利用慢生物降解的 COD，所以能够比菌胶团细菌取得更大的竞争优势。

4 控制对策

对于污泥膨胀的控制，可以分成 2 种方法，一种是向系统投加氯气、臭氧或者是过氧化氢等物质。这种方法的原理十分简单，既然是由于丝状菌在菌胶团外部生长导致污泥膨胀，那么这些丝状菌对消毒剂就一定比菌胶团细菌更加敏感。在美国，用氯气控制丝状菌膨胀得到了十分广泛的应用，而且也有大量的文献对此进行了报道^[8]。在欧洲这种方法用得不多，主要是考虑到消毒副产物的问题，另一个原因就是那些世代时间相对较长的细菌（如硝化细菌）在接

触到强氧化剂以后，要经过很长的时间才能恢复，进而导致出水的某些指标不能达标。应该说明的是，这种方法并没有从根本上控制污泥膨胀，只是能起到暂时缓解的作用。还有一种短期控制的方法，就是调整污泥的回流比，但是可能会导致污泥流失量的增加。另一种方法是创造适合菌胶团细菌结构和生理特征的环境条件，从而使丝状菌失去竞争的优势。这种方法的关键是在曝气池内创造适当的环境条件来实现。这种方法能够永久的防止污泥膨胀的发生，是一种具有可持续发展的方法，应该做更加深入的研究。

通常，在活性污泥系统前设置选择器可以抑制丝状菌的过度生长。扩散选择理论和动力选择理论都能够对其给出很好的解释。选择器分为好氧选择器、缺氧选择器和厌氧选择器。好氧选择器防止污泥膨胀的机理是提供一个氧气和底物都充足的高负荷区，让菌胶团细菌率先抢占有机物，而不给丝状菌过度繁殖的机会。缺氧选择器和厌氧选择器的构造完全一样，其功能取决于活性污泥的泥龄。当泥龄较长时会发生较完全的硝化，选择器内会含有很多硝酸盐，此时为缺氧选择器，其主要原理是绝大部分菌胶团细菌能够利用选择器内硝酸盐中的化合态氧作氧源进行生长繁殖，而丝状菌没有此功能，因而其在选择器内受到抑制，大大降低了污泥膨胀的可能性。当泥龄较短时选择器内既无溶解氧又无硝酸盐，此时为厌氧选择器，其原理是绝大部分种类的丝状菌都是好氧的，在厌氧状态下将受到抑制^[9]，而绝大部分的菌胶团细菌为兼性菌，在厌氧条件下将进行厌氧代谢，继续增殖。

5 参考文献

- [1] 李庆召,王定勇.活性污泥膨胀机理及抑止对策的研究现状.环境保护科学,2001,27(4):14~15
- [2] Eikelboom D H, Van Buijsen H J J. Microscopic sludge investigation manual. 2nd ed. Delft NL:(s.n.),1981
- [3] 龙腾锐,何强,林刚.活性污泥中丝状菌与絮体结构的关系研究.中国给水排水,2000,16(2):5~8
- [4] Pipes W O. Bulking of activated sludge. Adv Appl Microbiol, 1967,9:185~234
- [5] Kappeler J, Gujer W. Development of a mathematical model for "aerobic bulking". Water Res, 1994, 28(2):10~303
- [6] Van den Eynde E, Vriens L, De Cuyper M, et al. Plug flow simulating and completely mixed reactors with a premixing tank, in the control of filamentous bulking. Appl Microb Biotechnol,

(下转第 34 页)

气水比对印染废水生化处理效果的影响

邓汉泳 许毅 陈肖芳
(广州市花都区环境监测站, 广州 510800)

摘要 通过实验室分析, 对接触氧化池中 4 种不同的气水比的处理效果进行了试验, 结果表明, 当接触氧化池中的气水比达到 15:1 的时候对水中污染物的去除最为有效。

关键词 印染废水 气水比 处理效果

1 概述

印染废水是造成环境污染的主要工业废水之一, 目前全世界投入市场的染料多达 30 000 多种, 年消耗量在 70×10^4 t 以上, 而国内印染企业废水排放量约 400×10^4 m³/d 以上。印染废水一般水质变化较大, 废水中污染物主要来自两个方面: 一方面来自纤维原料本身的夹带物; 另一方面来自加工过程中所

用的浆料、油剂、染料、化学助剂等。印染废水因为其水量大、有机污染物含量高、色度深、碱性大、水质变化剧烈等特点而成为污染严重而又难以处理的工业废水之一。近几年来, 国内外的研究人员对印染废水的处理进行了大量的研究, 得出了不少治理印染废水的新方法, 而利用厌氧 - 好氧处理工艺 + 物化技术来处理印染废水是目前较为成熟的处理印染废水方法。其工艺流程如图 1。

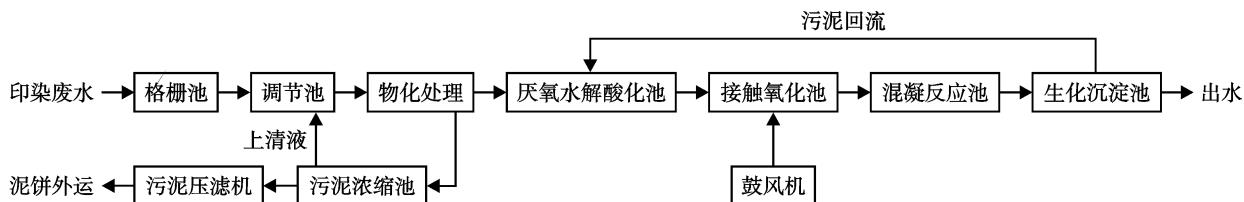


图 1 厌氧 - 好氧处理工艺 + 物化技术处理印染废水工艺流程

在这个处理体系中, 接触氧化池即好氧处理部分是处理低浓度 COD(200 mg/L 以下)及部分色度的关键, 其处理效果的好坏直接影响着出水能否达到排放标准。而接触氧化池的气水比则是影响其处理效果的一个重要参数, 不同的气水比对于出水的 COD、色度以及 SS 等指标均有着直接的影响。本文就印染废水接触氧化池不同的气水比造成出水效果的不同作出一些试验和探讨。

2 试验

2.1 试验用的接触氧化池参数

用于试验的 2 个接触氧化池位于广州市花都区的某印染厂内。该印染厂有一套较为完善的生

化 - 物化处理废水设施, 工艺流程和图 1 所示的工艺流程基本吻合, 而 2 个接触氧化池的尺寸分别为 $11.5 \text{ m} \times 4.8 \text{ m} \times 6 \text{ m}$ 和 $14 \text{ m} \times 8 \text{ m} \times 6 \text{ m}$, 有效水深为 5.7 m, 有效容积为 920 m^3 , 废水停留时间为 7.3 h。接触氧化池内配置弹性填料及组合填料, 此填料的表面积大, 易挂膜和脱膜, 具有一定的柔弹性, 不易结团, 同时采用生物接触氧化法, 底部设微孔曝气装置, 供氧采用日本技术生产的三叶罗茨鼓风机, 利用微生物将废水中的有机物氧化分解。

2.2 水质状况

试验用水为该印染厂的废水经过物化处理后再进行厌氧处理的水解酸化池的出水, 我们对该出水的水质进行了检测, 水质状况如表 1。

表1 试验用水出水水质情况 mg/L(pH值及色度除外)

项目	范围	平均值
COD	184~226	205
SS	123~150	136
氨氮	18.5~22.4	20.4
色度	60~100	80
pH值	6.5~8.5	—

由表1的数据可以知道,印染废水经过了物化处理和厌氧处理后,COD基本降解为200 mg/L左右;SS和氨氮已降低到一个较低的水平;但由于厌氧处理时细菌发酵的影响,废水有发黑的现象,色度依旧较高。

2.3 试验流程

在接触氧化池中采取不同的气水比对废水进行处理,采取的气水比分别为5:1、10:1、15:1和20:1,然后通过实验分析不同的气水比下各污染因子的浓度,找出最适合的气水比。

2.4 分析测定方法

各项目的分析方法均采用国家标准分析方法。

COD:重铬酸盐法

SS:重量法

氨氮:纳氏试剂比色法

色度:稀释倍数法

pH值:玻璃电极法

2.5 评价标准

评价标准为广东省地方综合水污染物排放标准《水污染物排放限值》(DB 44/26-2001)第二类污染物一级标准(以下简称排放标准),部分指标限值见表2。

表2 《水污染物排放限值》(DB 44/26-2001)
第二时段一级标准

mg/L(pH值及色度除外)					
监测因子	pH值	SS	COD _{cr}	氨氮	色度
浓度限值	6~9	60	90	10	40

3 试验结果与分析

3.1 试验结果

在不同气水比条件下,废水经过接触氧化池和生化沉淀池后,各个分析项目的结果见表3。

表3 不同气水比的出水分析 mg/L(pH值及色度除外)

项目	气水比为5:1		气水比为10:1		气水比为15:1		气水比为20:1	
	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值
COD _{cr}	160~206	183	122~135	128	58~84	71	150~173	162
SS	42~53	48	40~48	44	41~49	45	124~197	160
氨氮	17.5~18.2	17.8	6.93~8.52	7.72	5.51~7.36	6.44	5.32~7.04	6.18
色度	60~80	70	20~40	30	2~10	6	20~40	30
pH值	6.5~8.5	—	6.5~8.5	—	6.5~8.5	—	6.5~8.5	—

3.2 结果分析

1)当气水比为5:1的时候,由于水中的溶解氧不足,造成此COD的氧化分解不完全,只降低了很多,完全不能达到排放标准的要求;同时废水的色度也不能降低,出水依旧有发黑的现象;氨氮也没有降解,未达到排放标准的要求。

2)当气水比为10:1的时候,废水中的色度和氨氮指标均得到了有效的控制,达到排放标准的要求,但COD降解不完全,排放值为130 mg/L左右,没有达到要求。我们对此采取了增长废水停留时间的办法,将废水在接触生化池内的停留时间不断加大,我们发现,在停留时间大约13 h的时候废水中

的COD可以降低到100 mg/L以下,但这样整个废水设施的处理能力将大大降低,而处理成本也将上升不少。

3)当气水比为15:1的时候,废水的COD稳定在60~80 mg/L,其余指标也达到了排放标准的要求。同时我们在调试的过程中还发现,气水比为15:1时的弹性填料生物膜生长得特别旺盛,这有利于废水的处理。

4)当气水比为20:1的时候,由于气体的冲力太大,填料出现了脱膜的现象,脱膜后的细菌在生化沉淀池中发酵,造成最后出水COD值较高,超出排放标准的要求,同时出水还比较浑浊,清晰度较低。

(下转第34页)

几种絮凝剂在污泥脱水中应用的比较研究

吕锦玲 陈建中

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要 对国内外 6 家著名品牌 10 种不同型号的絮凝剂的污泥脱水性能进行了比较试验。在同样的条件下, 使用 7 号干粉絮凝剂和 10 号乳液絮凝剂, 压滤脱水后的泥饼含水率能够达到 79.38% 和 77.09%, 表现出单位用量少, 絮凝效果佳, 生产成本低等优点。

关键词 絮凝剂 污泥脱水 絮凝脱水

废水处理中的污泥可分为无机污泥和有机污泥。无机污泥主要含有无机物, 具有比重大, 易于沉淀、压密和脱水, 含水率低, 稳定不腐化, 易于处理的特点。有机污泥一般是生化处理后的剩余污泥, 主要为有机物, 其污泥颗粒小, 呈絮凝状态, 比重小, 含水率高, 持水能力强, 不易下沉、压密, 稳定性差, 容易腐败产生恶臭, 严重污染环境, 因此必须对其进行处理和处置^[1]。在污泥系统中, 确保污泥浓缩脱水设备的稳定运行, 选择合适的絮凝剂和投药量, 既是工艺保障的关键所在, 也是污水处理厂高效低耗运行的需要。由于污泥胶体是带负电荷的, 本实验收集了 10 种不同型号的阳离子型絮凝剂, 在昆明某污水处理厂安排了对比筛选和生产性试验, 以便给生产运行提供一些实际的技术指导。

1 试验材料和方法

1.1 试验材料

1.1.1 试验试剂

先后向国内外 6 家著名品牌的厂家收集了共 10 种型号的试验样品, 其中: 9 种高分子固体絮凝剂, 1 种高分子乳剂, 并对收集的样品按顺序 1. 2. 3. …… 进行了编号, 在以后进行的各阶段试验中, 各品牌型号的絮凝剂均以编号参加试验。

1.1.2 试样

昆明某污水处理厂剩余活性污泥, 含水率为 99.98%。

1.1.3 试验设备

德国 ROEDIGER 公司生产的型号为 DUODRA IN50-16.4, 带宽 1.6 m, 配套 REODOD17A 加药系统设备的污泥浓缩脱水一体机。另需配备测定泥饼含水率和 MLSS 的相关装置及其它有关的分析仪器。

1.2 试验方法

将 10 种不同品牌的絮凝剂, 分别称取 20 g(乳剂用空矿泉水瓶装 30 g), 1 式 3 份, 然后配成浓度为 7‰ 的药液, 分别投入 REODOD17A 加药系统设备中, 进行生产性测试。

2 试验结果与讨论

2.1 试验结果

对各品牌絮凝剂的生产性测试, 其试验结果如图 1 ~ 图 4。

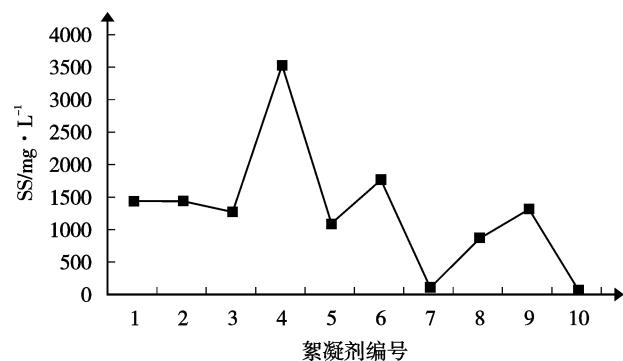


图 1 各种絮凝剂在污泥浓缩脱水一体机浓缩段转鼓滤水 SS 浓度

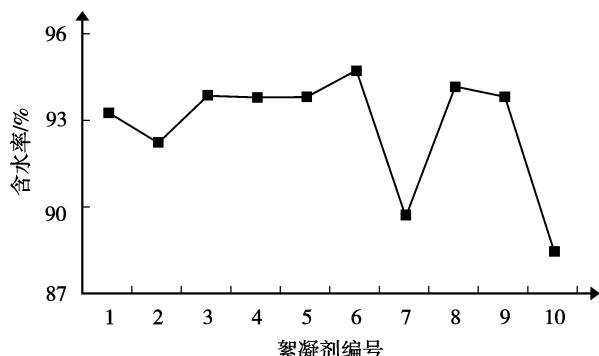


图2 各种絮凝剂在试验中所检测的浓缩段出泥含水率

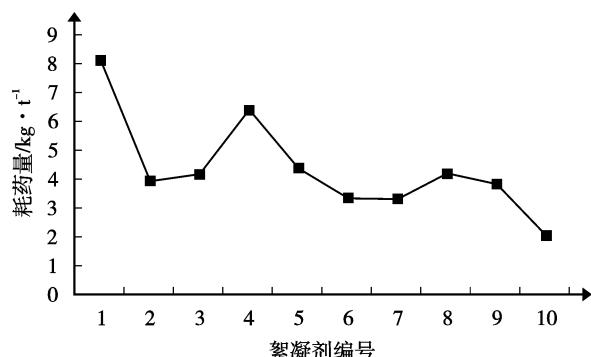


图3 各种絮凝剂在试验中所检测的干泥耗药量

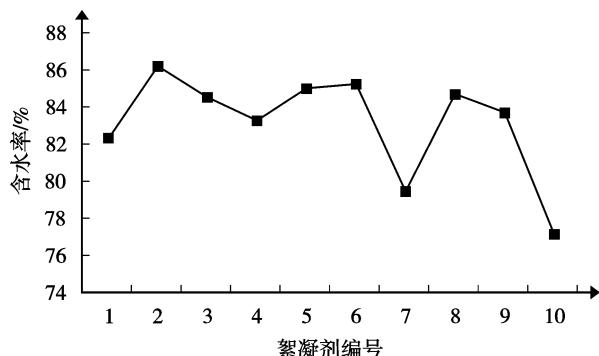


图4 各种絮凝剂在试验中所检测的压滤泥饼含水率

由图1~图4我们可以得知，在同一台污泥浓缩脱水机上，选用不同的絮凝剂，得到的污泥处理效果是不同的，其滤水清澈度、泥饼含水率和干泥药剂耗量等都存在较大的差异，其中在试验中表现较突出的是7号和10号产品。它们在浓缩段转鼓滤水SS分别为111 mg/L和55 mg/L，浓缩段出泥含水率为89.68%和88.43%，压滤泥饼含水率为79.38%和77.09%，处理干泥的耗药量为3.29 kg/t和2.05 kg/t。

2.2 讨论

1) 在试验中表现较突出的是7号和10号产

品。它们在药液制备过程中可以明显地观察到较好的药剂水溶性，不产生胶团，絮凝时絮凝性能好，形成污泥絮团较大，浓缩段的滤水性很强，出水SS浓度低，压滤脱水后的泥饼含水率达到79.38%和77.09%，能够满足国家标准(压滤泥饼的含水率要达80%以内)，而且它们的耗药量也较低，在10种做比较试验的絮凝剂中表现出最佳的综合经济技术效益。

2) 试验中表现较好的是8号和5号絮凝剂。它们的耗药量为3~4 kg/t，溶解性、絮凝、滤水等技术性能与7号有一定的接近和相似。

3) 表现一般的产品有3号、6号和9号。这3种产品在同样条件下，其絮凝效果与1)、2)所提到的产品有一定的差距。

4) 1号、2号和4号产品明显不适合昆明的污水和污泥处理。它们在试验中表现出溶解性差，在药液中易形成悬浮白色胶团，胶团中间含有许多固体颗粒，这既不利于与污泥的絮凝，还极易堵塞管道，形成设备正常运行的隐患，导致运行设备的维护成本高。此外，它们的单体含量大，分子量偏小，有效成分低，耗药量大，污泥絮凝程度低，几乎看不见絮团出现，造成在设备的浓缩段出水中SS浓度偏高，在压滤段的压滤脱水性能差。

3 结论

经过昆明某污水处理厂的试验测试，我们可以得到以下结论：

1) 各地污水和污泥的特性存在一定的差异，在污泥系统投运，为生产配套选用絮凝剂时，应该尽可能多寻找几个品种进行测试筛选，只有适当的选择絮凝剂和投药量，才能得到最佳的经济技术综合效益。

2) 7号和10号在DUODRAIN50-16.4污泥浓缩脱水一体机中使用时，浓缩段转鼓滤水SS浓度分别为111 mg/L和55 mg/L，浓缩段出泥含水率为89.68%和88.43%，压滤泥饼含水率为79.38%和77.09%，处理干泥的耗药量为3.29 kg/t和2.05 kg/t。具有单位用量少，絮凝效果佳，生产成本低等优点，完全适用于昆明现有的生产条件。

4 参考文献

- [1] 夏晓明,侯文华,肖锦.新型絮凝剂SFC在污泥脱水中应用的研究.环境科学,1990,12(1):24~27,89

Comparison of Several Flocculants for Sludge Dehydration

Lu Jinling Chen Jianzhong

Abstract Ten types of flocculants from six manufacturers have been compared for sludge dehydration. Among them, on the same conditions, the dry powder flocculant (No.7) and the emulsion flocculant (No.10) showed the best efficiency of dehydration with vertical filtering, and the moisture content of the filter cakes can be high up to 79.38% and 77.09%, respectively, having the advantages of less dose, better flocculation effect and lower cost.

Key words flocculant sludge dehydration flocculant dehydration

(上接第5页)

4.2 重点控制区域

重污染样点集中的区域，应划分为污染重点区域，制定环境综合整治方案，加强底泥污染控制与管理，减小河涌底泥环境污染。本次调查共提出6个重点控制区域，包括：①白云区石井河及其周边地区；②荔湾区的大坦沙—荔湾湖地区；③芳村区大沙河以东北地区；④海珠区中部地区；⑤天河区程界东涌—车陂涌地区；⑥黄埔、广州开发区沙涌—南岗河下游地区。

5 结论与建议

本次调查表明广州市河涌底泥受有机物、植物营养盐、石油类和重金属污染比较严重，其它污染物，如硫化物、氰化物、氟化物、挥发酚等以及难降解有毒有机物，包括DDT、六六六、PCBs、PAHs等污染并不严重，污染总体呈由老城区向外围逐步降低的态势。本次调查所反映的河涌底泥污染总体特征为进行河涌淤泥处置与管理及水生态环境的建设提供了科学依据。

调查工作遇到的主要困难包括调查采样点数量

仍然较少以及多数污染指标缺乏底泥环境质量评价标准，但通过区域合理布点以及选择相对适宜的评价标准，我们认为主要结论是可靠的。

6 参考文献

- [1] 温琰茂,韦照韬.广州市污泥和土壤重金属含量及其有效性研究.中山大学学报(自然科学版),1996,35(增刊):219
- [2] 薛文山,曾北危.环境监测分析手册.太原:山西科学出版社,1988. 908
- [3] 温琰茂,韦照韬.广州城市污泥化学成分和农业利用的环境容量.中山大学学报(自然科学版),1996,35(2):124~128
- [4] 刘凤枝.农业环境监测实用手册.北京:中国标准出版社,2001. 590~596,603
- [5] 麦碧娴,林峥,张干,等.珠江三角洲河涌和珠江口表层沉积物中有机污染物研究——多环芳烃和有机氯农药的分布特征.环境科学学报,2000,20(3):192~197
- [6] 聂湘平,蓝崇钰,栾天罡,等.珠江广州河段水体、沉积物及底栖生物体内多氯联苯有机污染物的初步研究.广州环境科学,2001,16(2):6~9
- [7] 麦碧娴,林峥,张干,等.珠江三角洲沉积物中毒害有机物的污染现状及评价.环境科学研究,2001,14(1):19~23

Investigation and Assessment of Sediment Pollutants in the Brooklets in Guangzhou

Li Mingguang Zhong Jihong Li Shuyi Zheng Wu

Abstract The sediment samples systematically sampled from the brooklets of Pearl River in Guangzhou were analyzed for chemical pollutants during March to May, 2005. The results show that, the main contaminants in sediments are organic wastes, nutrients, petroleum and heavy metals, and the other contaminants including sulfide, cyanide, fluoride, volatile phenolic compounds and POPs (such as DDT, BHC, PCBs and PAHs) are low in sediments. The concentrations of pollutants in sediments show a pattern decreased from urban districts to outlying districts. The polluted zones are plotted according to the concentrations of main contaminants in sediments, and the key zones for sediment pollution control are also pointed out.

Key words sediment pollution brooklet Guangzhou city

遥感测量在机动车排放调查和 I/M 项目评估中应用的初步分析

农加进 黄荣 双菊荣
(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘要 简要介绍国外(美国)遥感测量技术在汽车排气检测领域的应用,并通过对广州市道路实车试验采集的数据进行机动车排放调查和 I/M 项目评估,结果表明这些排放调查和评估工作是可行的,结果是可靠的。

关键词 遥感测量 排放调查 I/M 项目评估

近年来,国外开发了一种先进的汽车排气遥感检测技术,并在美国、加拿大、澳大利亚、墨西哥和中国台湾等一些国家和地区得到了应用。广州市环境监测中心站购进了一套机动车排气遥感测量设备,以期能对广州市机动车排气污染的控制工作发挥作用,为此进行了大量的道路实际测量,采集了大量的道路车辆排放数据。笔者将对这些数据进行初步分析。

1 国外(美国)遥测技术应用简介

车辆在不同行驶工况时,排放差异较大,再加上受多种因素影响,故对于单车而言,遥测数据重复性较差,规律性也不强。但是对于车辆群体,遥测数据具有良好的统计重复性,又因遥测具有测量效率高,不影响正常交通的优点,所以遥测作为传统机动车排气检测方法的补充手段,被广泛应用于高排放车筛选、低排放车豁免、机动车排放调查^[1-3] 和 I/M 项目评估^[4-5] 等方面。

1.1 高排放车筛选

高排放车筛选的目的就是将一定比例的高排放车筛选出来,强制车主对其进行维修保养,从而达到有效控制和削减机动车辆排放的目的。美国 EPA 研究表明,占总体 20% 的高排放车辆,其污染物排放占机动车总污染物排放的 80%,占总体 10% 的高排放车辆,其污染物排放占机动车总污染物排放的 50%。美国加州 2001 年的统计数据表明,遥测值(均以体积分数计,下同) $\text{CO} > 2\%$ 或 $\text{NO}_x > 1500 \times 10^{-6}$ 的车辆,有 83%~88% 未能通过 ASM(稳态工况)测

试;德州 2003 年的研究表明,遥测值 $\text{CO} > 2.5\%$ 或 $\text{HC} > 600 \times 10^{-6}$ 或 $\text{NO}_x > 3600 \times 10^{-6}$ 的车辆,约 95% 的未能通过 ASM 测试。

1.2 低排放车豁免

在美国实施“低排放车豁免”的有密苏里州和科罗拉多州。密苏里州 2000 年 4 月在圣路易斯的研究表明,当连续 2 次遥测结果达到 $\text{CO} < 0.5\%$, $\text{HC} < 200 \times 10^{-6}$, $\text{NO}_x < 1500 \times 10^{-6}$ 遥测限值时,每年约有 15 万辆车获得豁免 IM240 检测通知书,随机复检结果证明只有少于 4% 的豁免车辆通不过 IM240 测量。

1.3 项目评估

使用遥测技术可以对 I/M 项目排放削减效益进行评估,其通常的工作方式为,使用遥测技术对 I/M 项目实施前后的机动车道路排放进行测量,通过比较各排气污染物遥测均值可以得到 I/M 项目的排放削减效益。

美国的佐治亚州、科罗拉多州和弗吉尼亚州等都曾使用遥测设备进行“项目评估”工作。弗吉尼亚州对实施 I/M 制度的北佛吉尼亚地区和不实施 I/M 制度的尼克蒙地区进行抽样调查比较,北佛吉尼亚地区抽查了 23% 的登记车辆,尼克蒙地区抽查了 14% 的登记车辆,结果表明不实施 I/M 项目评估的地区的机动车排气中 CO、HC 和 NO_x 污染物比实施 I/M 地区分别高 12%、22% 和 15%,从道路车辆实际排放的角度证明了实施 I/M 项目评估的排放削减效果。同样也可以利用遥测技术对其他形式的排放控制措施进行排放

消减效果评估,以便及时调整或改进排放控制方案。

1.4 排放调查

遥测技术也用于机动车的排放调查,用以调查各类机动车的道路排放状况,快速收集机动车排放数据信息。管理部门可以通过排放调查,掌握机动车排放污染状况,制定有效的控制措施,实施 I/M 计划。

美国环境保护署的试验研究表明,群体车辆污染物排放平均值与 IM240 法在统计上具有显著的相关性。对于 CO、HC 和 NO_x 排放,遥测值与 IM240 测量平均值(g/kg,以每 kg 燃油计)的相关系数分别为 0.973 6、0.978 3 和 0.978 3。美国激光技术公司生产的遥测设备在福特汽车公司进行的严格对比试验表明,CO/CO₂ 的测量结果和工况法相比,相关性达 0.994 7。这也是遥测作为 I/M 项目评估和排放调查工具的重要依据。

2 广州市遥测技术应用的初步分析

2.1 试验数据

针对遥测技术的应用问题,笔者按照遥测设备使用条件要求,对广州市登记的 198 辆机动车,进行了实际道路遥测试验研究工作,获取 7 480 条有效遥测记录。为了能有效改善遥测数据的离散性,提高车辆排放调查和项目评估的可靠性,经过对遥测主要影响因素进行理论分析^[2],遥测检出率和重复性分析等研究工作,确定采用这些遥测数据记录中,车速范围为 15~70 km/h,加速度范围为 0~0.45 m/s² 的共 7 413 条有效遥测记录,主要针对 CO 和 HC 排放进行分析工作。

2.2 车辆排放调查和项目评估分析

以下对所选取的试验数据按供油方式、注册登记时间和车辆累计行驶里程进行污染物排放遥测均值统计,以验证遥测排放调查和 I/M 项目评估的可靠性。由于高排放车筛选和低排放车豁免关系到立法问题,因此不在本文的研究范围。

2.2.1 不同供油方式车辆排放调查

按车辆供油方式的不同对试验数据进行污染物排放均值统计,结果见表 1。由表 1 可得,在怠速工况下,化油器车的 CO 和 HC 排放均值明显高于电喷车(由于试验的原因,本文没有提供 NO_x 怠速排放值);对于遥测污染物均值,化油器车亦明显较电喷车高,

其中 CO 高 82.76%,HC 高 257.65%,NO_x 高 70.23%。可见,通过对群体车辆的遥测排放调查,其结果表明在行驶工况下化油器车辆对城市空气的污染程度较电喷车严重,这与理论研究和实际监测结果是相符合的。

表 1 广州市不同供油方式车辆的污染物排放均值(体积分数)

统计类别	污染物排放均值		
	CO/%	HC/ $\times 10^{-6}$	NO _x / $\times 10^{-6}$
电喷车	遥测	1.74	85
	怠速	0.60	76
化油器车	遥测	3.18	304
	怠速	4.21	451

2.2.2 不同注册登记时间车辆排放调查

按车辆注册登记时间分段对试验数据进行污染物排放均值统计,结果见表 2。由表 2 计算可知,2000 年后注册登记的车辆其污染物排放遥测均值最低,较 1995~1999 年注册登记车辆的 CO 低 44.72%,HC 低 68.32%,NO_x 低 42.76%;较 1994 年以前注册登记车辆的 CO 低 48.55%,HC 低 49.43%,NO_x 低 25.44%。表中怠速数据亦显示车辆登记日期越早,其怠速 CO 和 HC 排放值也越大。可见,遥测排放调查结果反映,车龄较大车辆其污染物排放均值也较大,老旧车辆污染物排放较严重,这与实际也是相符的。表中 1995~1999 年和 1994 年以前注册登记车辆的 HC 和 NO_x 不太符合规律,有待进一步分析考察,另外老旧车辆因发动机老化严重会使 NO_x 排放值呈降低的趋势。

表 2 广州市不同注册登记时间车辆的污染物排放均值(体积分数)

统计类别	污染物排放均值		
	CO/%	HC/ $\times 10^{-6}$	NO _x / $\times 10^{-6}$
1994 年以前	遥测	3.46	176
	怠速	3.50	478
1995~1999 年	遥测	3.22	281
	怠速	3.37	344
2000 年以后	遥测	1.78	89
	怠速	0.76	77

2.2.3 不同累计行驶里程车辆排放调查

车辆累计行驶里程分段对车载里程表功能正常的 176 辆车对应的 6 270 条有效遥测试验数据进行

污染物排放均值统计,结果见表3。由表3计算可知,累计行驶里程在10万km以内车辆的污染物排放均值较低,较行驶10~20万km车辆的CO低24.43%,HC低9.26%,NO_x高39.52%,较行驶20~30万km车辆的CO低17.50%,HC低51.24%,NO_x低35.33%,较行驶30万km以上车辆的CO低17.15%,HC低57.39%,NO_x低45.43%。总体上污染物排放遥测均值随车辆累计行驶里程的加大有升高的趋势。因此,通过遥测排放调查,可以认为累计行驶里程较大的群体车辆其污染物排放相对较高,这与车辆实际排放特征相符。表中显示,累计行驶里程在10~20万km车辆的CO排放均值和10万km以内车辆的NO_x排放均值稍微不符合规律。较大的化油器车辆比重以及上坡行驶工况比重是出现CO排放均值偏高的原因之一。

表3 广州市不同累计行驶里程车辆的污染物排放均值(体积分数)

统计类别		污染物排放均值		
		CO/%	HC/ $\times 10^{-6}$	NO _x / $\times 10^{-6}$
< 10万 km	遥测	1.98	98	346
	怠速	1.28	119	—
10~20万 km	遥测	2.62	108	248
	怠速	1.86	144	—
20~30万 km	遥测	2.40	201	535
	怠速	2.20	319	—
> 30万 km	遥测	2.39	230	634
	怠速	2.60	284	—

2.2.4 项目评估

I/M项目评估方法实际可以用于多种机动车排放控制政策措施的排放削减效益评估。为了说明其方法,对“广州市全面实施‘国Ⅰ’阶段排放标准”(相当于“欧Ⅰ”排放水平)的政策进行了研究。该政策为:从2000年10月1日起,为从源头提高广州市车辆排放素质,广州市政府要求所有新注册登记车辆必须达到“国Ⅰ”标准,并全面禁止化油器5座客车上牌。

因为缺乏政策实施前的遥测数据,无法准确地对该政策的排放削减效益进行评估。但由于该政策实施大幅改善了新上牌车辆的排放素质,因此,笔者认为通过对政策实施前后上牌车辆的遥测污染物均值进行统计,可以粗略评估其排放削减效益。表4是根据采集数据的车辆按“国Ⅰ”标准实施前后的统

计结果。由表4可知,政策实施后上牌车辆的遥测污染物均值比政策实施前大幅降低,其中CO降低42.2%,HC低72.5%,NO_x低54.5%,这与新车型式认证污染物限值加严率相近。

表4 “国Ⅰ”实施前后广州车辆的污染物排放均值(体积分数)

排放控制政策	遥测污染物排放均值		
	CO/%	HC/ $\times 10^{-6}$	NO _x / $\times 10^{-6}$
实施前上牌车辆	2.70	287	670
实施后上牌车辆	1.56	79	305
降低率 /%	42.2	72.5	54.5

3 结论和建议

综合以上分析可知:

1) 机动车排气遥测技术发展至今已逐渐成熟,并在美国、加拿大、中国台湾等发达国家和地区得到广泛应用,在针对群体车辆的排放调查、项目评估等工作中发挥良好的作用。

2) 在目前使用怠速检测标准对在用车排污进行监控的情况下,遥测技术在车辆排放调查工作中得出的结论与怠速标准基本上是一致的。说明广州市根据其自身的情况利用遥测技术开展车辆排放调查和项目评估工作是可行的,其结论是可信的。它能为机动车排污监控管理部门提供市区机动车的排放水平信息,监控措施的实施效益信息,为进一步完善机动车排污管理提供技术参考。

3) 为将遥测技术更有效应用于机动车排污监控工作,建议跟进遥测技术在国外的使用现状,不断总结经验,并就有关遥测技术使用问题开展更深入的研究工作。

4 参考文献

- [1] 胡厚均.汽车尾气遥感监测.中国环境检测,2000,12:25~29
- [2] Peter McClintock. Remote sensing measurements of real world high exhaust emitters.
- [3] ESP. 遥感技术在尾气排放中的应用.
- [4] U S Environmental Protection Agency. Guidance on use of remote sensing for evaluation of I/M program performance.
- [5] Remote Sensing History.

(下转第39页)

高压蒸汽排空消声器设计与应用

易翔峰

(广州穗港环保工程部, 广州 510160)

摘要 文章介绍了为某石油化工总厂设计用于高压蒸汽排空消声器实例, 并探讨节流降压 - 小孔喷注 - 阻抗吸声组合式消声器的设计方法及应用。

关键词 组合式消声 节流降压 小孔喷注 阻性消声

1 高压蒸汽排空噪声特点

高压蒸汽排空时, 高压、高温气体瞬间从管口喷射出来, 这种从管口喷射出来的高速气流称为“射流”。气体从管口喷出后, 使邻近的大气一起运动, 而形成“卷吸”, 并沿着射流方向逐渐扩散, 流速逐渐降低。在射流核心周围, 射流气体与“卷吸”气体剧烈混合, 是射流噪声的主要区域, 这是高频噪声区域。随着射流宽度扩大, 而流速降低, 噪声频率是中、低频。因此, 高压蒸汽排空噪声特点是频带宽、声级高、污染面积大。设计合理的消声器, 才能保持周围环境的安静。

2 消声器设计步骤及要求

首先要测定高压蒸汽排空的噪声频谱, 利用ND₂型精密声级计和倍频程滤波器。该型号声级计有外接滤波器插孔, 可以与滤波器配合进行频谱分析。将频率计权开关置于“滤波器”位置, 滤波器开关置于相应中心频率就能测出中心频率与倍频带的噪声级。将各倍频带噪声级用坐标图画出来, 可得到一条被测噪声的频谱折线, 或用表格表示不同频率与噪声级的对应关系。现将一个被测高压蒸汽声源测量结果列于表1。

表1 高压蒸汽声源测量结果

倍频程中心频率 /Hz	63	125	250	500	1k	2k	4k	8k
噪声级 /dB	95	102	112	118	119	120	121	107

为使测量准确, 按如下步骤:

1) 声级计使用前应检查电容传声器及电池是否安装好, 并通过“电池检查”开关, 由电表检查电力是否充足, 如电力不足, 必须更换电池。

2) 为保证测量精度, 仪器应进行校核, 可用声级计内部电气校准信号进行校核。

3) 由于在高速气流中测量噪声, 应在传声器装上锥体状鼻形锥, 并使锥的尖端朝着上气流方向, 以降低传声器对气流的阻力, 减少因气流而产生的噪声影响。

4) 测量时声级计要稍离人体, 减少人体对测量的影响。

5) 由于在管道排气口测量噪声, 所以测点位置应取在排气口轴线成45°角的方位, 距管口中心1 m处, 见图1。

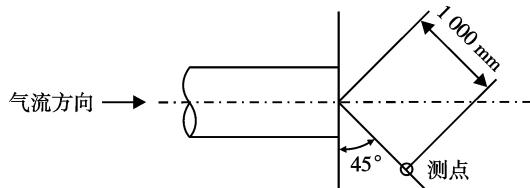


图1 管道排气口噪声的测量

6) 背景噪声影响的修正: 实际测量中, 除了被测声源产生的噪声外, 还会有其它噪声(背景噪声或本底噪声)存在, 会影响测量准确性, 可按表2修正。

表2 背景噪声影响修正值 dB

总的噪声级与背景噪声级之差	3	4	5~6	6~8	8~10	>10
从总的噪声级读数中减去的数量	3	2	1.5	1	0.5	0

分析某些频谱范围内所需的消声量。根据不同频谱、采用不同方法、不同结构进行降噪。其次要决定控制噪声的标准,采取相应措施后,应符合这一标准。若措施过高,则增加成本,消声器体积庞大。过低则达不到保护环境的目的。对消声器设计要求是:

- 1) 足够消声量,尤其是噪声突出的频带范围内,有良好消声性能。
- 2) 对气流阻力损失或动能消耗少。
- 3) 结构简单,便于加工、安装、牢固耐用。

3 设计机理描述

1) 由于高压蒸汽排空压力较高,首先是把蒸汽压力降低。利用节流降压原理,根据排气量大小,设计通流面积,利用多层孔板,将排气总压降分散至各节流孔板上。高压气体通过多级节流后,压力被降低。由于排气噪声的功率与压力降的高次方成正比,把压力突变改为压力渐变,可获得消声效果。采用多级节流降压,消声量为15~20 dB(A)。

2) 高压蒸汽经节流降压后,再经小孔喷注层。小孔喷注能改变噪声的频谱特性,在声功率不变情况下,将噪声主要频段提高。由于喷注噪声的峰值频率与喷口直径成反比,所以在保证小孔气流速度足够时,峰值频率落在人的听觉不敏感的声频范围或感觉不到的超声频率范围。这样可降低主要频区的噪声。当小孔直径为Φ2 mm时,消声量为16~21 dB(A)。

3) 蒸汽气流经过节流降压,小孔喷注后进入阻性吸声层。阻性吸声层可去除中、高频噪声,利用声波在吸声材料中因磨擦和粘滞阻力,将声能转化为热能,从而达到消声效果。

4) 蒸汽气流再生噪声,很大程度取决于蒸汽流动速度,流速越大,再生噪声越大。因此,通过控制排气口截面积,使蒸汽气流产生的再生噪声低于消声器性能范围。

综上所述,要控制高压蒸汽排空噪声,采用节流降压+小孔喷注+阻性吸声。

4 结构设计

4.1 计算程序

4.1.1 节流降压层

根据排放蒸汽流量,节流前蒸汽比容、压力计算第一级节流装置的通流截面积。然后各级截面积按

与比容的关系计算各级通流截面积。并按人口压力、环境压力、节流降压层数计算消声量。

节流降压通流截面积计算^[1]:

$$S_i = K \mu G \sqrt{\frac{V_1}{P_1}} \quad (1)$$

式中: S_i ——节流降压层通流截面积(cm²);

K ——排放不同介质的修正系数;

μ ——保证排气量的截面修正系数;

G ——排放蒸汽流量(t/h);

V_1 ——节流前蒸汽比容(m³/kg);

P_1 ——节流前蒸汽压力(MPa)。

当第一级节流降压截面积确定后,其余各级通流截面积简化为:

$$S_n = S_i / q^{n-1}$$

式中: q ——压强比

节流降压消声量由下式计算^[1]:

$$\Delta L = 10a \cdot \lg \frac{3.7(p_1 - p_0)^3}{n \cdot p_1 p_0^2} \text{dB(A)} \quad (2)$$

式中: p_1 ——消声器入口压力(Pa);

p_0 ——环境压力(Pa);

n ——节流降压层数;

a ——修正系数。

4.1.2 小孔喷注层

小孔喷注的小孔要有足够的蒸汽气流泄放量,即计算小孔的直径和数量、小孔中心距、小孔排列方式。要保证小孔均匀、对称分布于喷注层的壁板上。防止小孔喷注气流对消声反作用的不对称,而引起消声器的附加震动。喷注层实质上是一个在容器壁上钻有小孔的内部承压室。因此,可近似地看成内部承压的薄壁容器,在设计时应进行强度校核。

小孔喷注层计算:

孔径一般取1~3 mm,小孔中心距 $b \geq d + 6\sqrt{d}$

式中: b ——小孔中心距(mm);

d ——小孔直径(mm)。

强度校核^[1]:

$$\dot{\sigma} = \frac{PD}{2t} \quad (3)$$

式中: $\dot{\sigma}$ ——周向应力(Pa);

D ——喷注层中面直径(mm);

t ——喷注层壁厚(mm)。

强度条件: $\dot{\sigma}_{max} = \dot{\sigma}_o \cdot k \leq [\dot{\sigma}]$

式中: k ——集中影响系数;

$[\delta]$ ——允许周向应力(Pa)。

喷注层消声量近似计算^[1]:

$$\Delta L = 27.5 - 30 \lg d \quad (4)$$

式中: d ——小孔直径(mm)。

4.1.3 阻性吸声层

吸声材料采用密度为 15~25 kg/m³、孔隙率 95% 的超细玻璃棉。超细玻璃棉具有质轻、柔软、耐热、耐腐蚀优点,但缺点是吸水率高。所以在设计时除了在超细玻璃棉外加玻璃布包紧,还加上一层塑料薄膜护面,但应保持薄膜松弛,减少对吸声性能的影响。为了避免蒸汽气流对吸声体的冲击,最外层加 1 层不锈钢穿孔板,其穿孔率为 25%~30%。

4.2 绘制结构设计图

根据计算结果绘制结构设计图,见图 2。

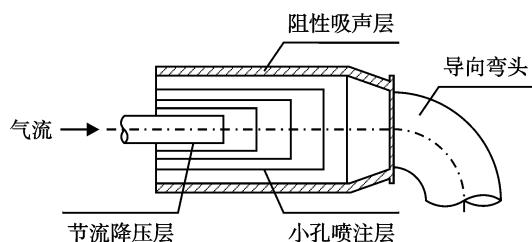


图 2 消声器结构设计示意

5 应用实例

将节流降压、小孔喷注、阻性吸声组合消声器安装在高压蒸汽排空口上,再用 ND₂型精密声级计和倍频程滤波器测量。以安装在压力为 4.2 MPa, 温度为 430 ℃, 流量为 100 t/h 的蒸汽排气口上的 YX-I 型消声器为例,经实测,噪声由原来 120 dB(A)下降到 85 dB(A)。由消声器安装前后频谱对照图看出对人干扰较大的 300~1 000 Hz 中频声及 1 000 Hz 以上的高频声得到有效控制。在 4 000 Hz 下降 35 dB(A)。在 500 Hz 下降 34 dB(A)。在 125 Hz 下降 22 dB(A)。说明该消声器对宽频带噪声有较好降噪效果,见图 3。

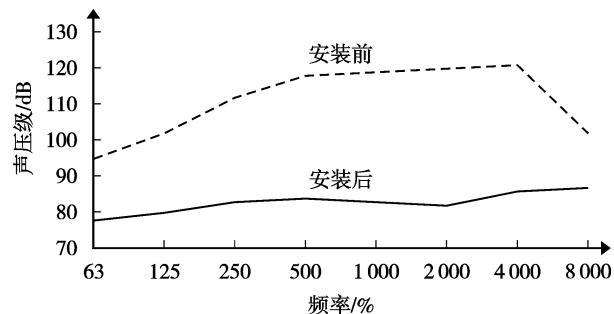


图 3 消声器安装前后频谱对照

其余应用实例列表,见表 3。

表 3 消声器型号表

型 号	外型尺寸 /mm	进口压力 /MPa	进口温度 /℃	流量 /t·h ⁻¹	接管直径 /mm	消声量 /dB(A)
Px-II	Φ 400 × 1 300	4.02	420	1	DN50	31
Px-III	Φ 574 × 700	1.1	420	6	DN50	33
Px-I	Φ 560 × 1 900	1	415	400	DN250	30
Yx-I	Φ 512 × 2 860	4.2	430	100	DN125	35
Px-II-1	Φ 440 × 1 000	3.82	435	5	DN50	32
Px-II-2	Φ 450 × 1 245	3.82	435	10	DN150	31

6 结论

1) 组合式消声器是将不同形式的消声器的消声机理组合在一起。因此,广泛适用于不同噪声频率的消声。

2) 节流降压、小孔喷注、阻性吸声组合消声器不但适用于锅炉高压蒸汽排空,也适用于宽频带的高压气流排空。

3) 小孔喷注层,如果扩散面积足够大时,降噪效果越好。因此,在条件允许情况下,应尽量加大扩散面积,以获得较高降噪效果。

4) 消声器效果受到气流再生噪声的影响,气流产生噪声大小取决于气流速度和消声器结构。因此要控制气流速度,消声器构件要坚固。这样可避免发生共振辐射很强的再生噪声对消声器效果的影响。

7 参考文献

- [1] 周新祥. 噪声控制及应用实例. 北京:海洋出版社, 1999. 332~375
- [2] 郑长聚,洪宗辉,章力. 环境噪声控制工程. 北京:高等教育出版社, 1998. 202~230
- [3] 彭玲生. 工厂噪声控制技术与应用. 北京:中国铁路出版社, 1987. 140~173

(下转第 39 页)

美国对危险废物产生的管理及启示

关志刚

(广州市固体废物管理中心, 广州 510030)

摘要 文章对美国现行的危险废物产生的管理法规进行了研究，并对广州市及我国加强危险废物产生的管理对策提出了建议和设想。

关键词 危险废物 产生者 管理 美国

美国环境保护署成立于1970年，但美国废物管理在1976年10月21日美国国会通过资源保持和恢复法案(简称为RCRA法案)后才得到根本性的改变。虽然RCRA法案是1965年通过的固体废物处理法案(SWDA)的修正案，但它非常全面：法案禁止固体废物的露天倾倒，提供了一个全面的国家计划来鼓励城市从源头削减废弃物的产生及对废弃物的回收和安全处置；制订严格的危险废物处理、贮存和处置的要求来将现在和未来的风险最小化。这个法案在美国执行至今已经接近30 a，并成功地控制了危险废物的污染，其经验值得我们研究和借鉴。

1 美国对危险废物产生的管理

在美国，危险废物管理设施是指接收危险废物进行处理贮存或处置的设施。这些设施经常被称为处理、贮存或处置设施，或简称为TSDFs^[1]。在从摇篮到坟墓的危险废物管理系统中，处理厂、贮存设施和处置场(TSD设施)是最后一环，第1环节是危险废物产生者，运输者处在第2环节，其危险废物运输行为将产生者或来源与中间目的地和最终处置联系在一起。RCRA法案制定严格的条款来管制这些环节。这些条款同时管制厂内废物管理设施。在美国大约98%的本土产生的危险废物由产生者在场内处理或处置^{*}。这些产生者是具有能够负担处理设备或流程所需贮存和处置空间的大企业。小型企业和那些挤在城区的企业，更喜欢将他们的废物

运到外面的场地交给商业公司或公共拥有和运作的设施来管理。

1.1 危险废物产生的管理规定

根据RCRA法案副题C的规定，所有危险废物产生者必须确定他们的废物是否是危险废物和必须对废物的最终命运进行监督，并被要求要确保和完全证明他们所产生的危险废物在回收和处置前得到适当的识别、管理和处理。法案对产生的管理程度是根据每个月份每个产生者产生废物的多少来确定的。RCRA法案定义产生者为第1个创造或制造危险废物或将危险废物带入RCRA法案副题C管理系统(如将危险废物进口到美国)的人^{**}。RCRA法案一般性地明确考虑了传统的工业来源，但在一些释放事故中就变得不够明确。在场地修复行动中，对废物的产生的识别可能是一个非常有争议性的议题，或者是非常有争议的主要起诉根据^[1]。一旦废物被识别为RCRA法案定义的危险废物，它就变成RCRA法案的管理对象，产生者就要承担管理责任。

美国国会和环保署认为，危险废物产生者可包括从制造活动、大学、医院到小型商业和实验室等不同类型的设施和商业类别，并相信这些不同类型的设施产生不同数量的废物所引起的环境风险程度也不同。因此，RCRA法案以1个月产生废物的数量为基础来管理产生者^{**}。结果是，产生者被分为3个种类：大数量产生者，小数量产生者和免除状态的小数量产生者。

注：* 美国环保署文件：RCRA：Reducing Risk From Waste, 1997

** 美国环保署文件：RCRA Orientation Manual, EPA530-R-02-016, 2003

收稿日期：2005-06-29，修改稿收到日期：2005-10-26

1) 大数量产生者被定义为那些产生 $\geq 1000\text{ kg}/\text{月}$ 危险废物或产生 $\geq 1\text{ kg}/\text{月}$ 剧烈危险废物的设施。1999年,美国有将近20 000个***。

2) 小数量产生者被定义为那些产生 $100\sim 1000\text{ kg}/\text{月}$ 危险废物或任何时间内累积 6000 kg 以下危险废物的设施。1999年,美国有将近125 000个小数量产生者**。

3) 免除状态的小数量产生者。在危险固体废物法案颁布之前,产生 $< 100\text{ kg}/\text{月}$ 废物的设施是被免除于RCRA法案要求以外的。危险固体废物法案则把它列为第3类产生者。这些产生者被定义为那些产生 $< 100\text{ kg}/\text{月}$ 危险废物或 $< 1\text{ kg}/\text{月}$ 剧烈危险废物的设施。对免除状态的小数量产生者的还要求补充限制了设施在任何时间内累积数量要 $< 1000\text{ kg}$ 危险废物、 $< 1\text{ kg}$ 剧烈危险废物或 $< 100\text{ kg}$ 清理剧烈危险废物洒落产生的任何残渣。1997年,美国有 $40 \times 10^4\sim 70 \times 10^4$ 个这类的产生者***。

然而,各州的产生者分类可能与上述的有所不同。一些州对所有的危险废物产生者都进行管制(例如:没有免除类别),而一些州则根据废物的种类而不是数量来分类。

1.2 RCRA法案对大数量和小数量产生者的要求

1.2.1 识别和计算废物

为了确定某个设施要遵守哪个标准,环保署要求产生者识别他们产生的每样废物和确定所有适用清单和特性。在确定哪些废物是危险废物后,产生者每个月要汇总(或计算)当月产生的所有危险废物的重量从而确定他们在哪一个月是否会作为大数量产生者、小数量产生者或免除状态小数量产生者来管制**。

1.2.2 获得一个环保署识别号码(ID)

环保署监控和跟踪产生者的一个途径是通过为每个大数量和小数量产生者分配1个唯一的环保署识别号码。环保署要求任何一个产生、处理贮存、处置、运输或交运危险废物的人必须获得1个识别号码。此外,产生者禁止将危险废物交给没有环保署识别号码的任何运输者或处理贮存或处置设施。ID号码是发给每一个产生危险废物的独立场地或不动产设施等产生者。产生者可以向州的环保机构申请ID号码**。

1.2.3 遵守累积和储存要求(包括训练、意外事故计划和应急安排)

环保署要求大数量和小数量产生者遵守设施废物管理规定。1个大数量产生者可以在厂内累积危险废物90 d以下。在临时、无法预料和无法控制的环境下,州或环保署根据逐个案例的原则可以将这个90 d的期限最多延长30 d。大数量产生者如果所储存的电镀作业废水处理污泥是进行回收处理的,可以储存这些废物180或270 d**。

同时,大数量产生者必须遵守以下要求:

1) 正确管理——废物要全部储存在容器、储罐、防漏衬垫或防漏建筑里。危险废物容器必须保持密闭并标上开始堆积的日期记号。储罐和容器要求标上“危险废物”的记号。产生者必须确保和监督废物在90 d允许期限内将废物运出场外**。

2) 应急计划——大数量产生者要有正式书面的意外事故计划和应急程序来处理洒落或释放事故。

3) 个人训练——设施的职员必须通过一个确定的训练计划来进行正确处理危险废物的培训。

在另一方面,环保署认为产生危险废物较少所引起的风险也会较少。因此,小数量产生者的设施废物管理规定稍有放宽。小数量产生者将危险废物运到厂外进行处理、贮存或处置的距离应 $\geq 321.87\text{ km}$,最长可以储存废物到270 d**。同时,小数量产生者必须遵守以下要求:

1) 正确管理——废物要储存在储罐或容器里并标上“危险废物”的记号。容器必须也标上开始堆积的日期记号。

2) 应急计划——小数量产生者也要求有特殊应急程序;然而,小数量产生者不需要有书面的意外事故计划,但要求要确保突发事件协调者在现场或任何时间随叫随到,并有基本的容易理解的安全设施信息。

3) 个人训练——小数量产生者没有被要求制定训练计划,但必须确保处理废物的雇员能熟练正确操作应急程序。

1.2.4 废物运输前的准备

为确保危险废物从源头到最终处置场的安全运输。危险废物运输前应按照环保署的包装、标签、记号和告示规定来做好准备:

注: ** 美国环保署文件:RCRA Orientation Manual,EPA530-R-02-016,2003

*** 美国环保署文件:25 Years of RCRA:Building on Our Past to Protect Our Future,EPA-K-02-027,2002

在一般运输状态和潜在危险状态这 2 种过程都要正确包装以防止危险废物的泄漏(例如,万一圆桶从卡车上掉下来)。

对包装好的废物贴上标签、标上记号和贴上告示以便识别与这些废物运输相关的特性和危险。

1.2.5 跟踪废物运输和接收过程——联单

环保署设计统一的危险废物联单来作为危险废物管理系统的一个至关重要的部分。环保署设计的联单让涉及到危险废物管理的所有当事人(例如产生者,运输者,处理、贮存或处置设施、环保署和州机构)去跟踪危险废物从产生点到最终处理、贮存或处置点的运输过程。

每次废物运输,在接收废物时,必须签署 1 式 6 份的联单。联单的副本由运输链中每个个体保留 1 份。一旦废物被运到选定的设施,设施的业主和运输者必须签署并返还 1 份联单副本给产生者。这个系统确保了产生者获得危险废物已经到达它的最终目的地的文件。为进一步确保危险废物的安全运输,产生者不可以将废物交给没有环保署 ID 号码的运输者进行运输。

2001 年 5 月,环保署提议修改危险废物联单系统和表格,以便在确保危险废物连续、安全管理的同时,节省时间和金钱^[1]。环保署希望将现有的内容和外观标准化,以便全国的废物处理器能使用同一表格,并改进对装运问题的跟踪和电子化填写、发送和储存联单资料的选择。

1.2.6 遵守记录保存和报告制度

环保署要求大数量和小数量产生者要遵守记录保存和报告制度,以便环保署和州能跟踪危险废物的产生的数量和危险废物的转移。要求:① 2 a 1 次的报告;② 异常报告;③ 记录保存 3 a。美国联邦的 RCRA 法案没有要求小数量产生者提交 2 a 1 次的报告**。

1.3 免除状态的小数量产生者

虽然免除状态的小数量产生者并没有要求获得 1 个环保署 ID 号码、遵守累积和储存要求、执行联单系统以及达到记录保持和报告的要求。但它们要遵守产生者最低的废物管理标准,也要遵守运输、危险废物识别以及储存限制等要求,并要确保废物在厂内或厂外的处理或处置要在被许可或认可的废物

处理处置设施内进行。

2 启示

第十届全国人大常委会于 2004 年 12 月 29 日审议通过了《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》(以下简称《固废法》)的修订并于 2005 年 4 月 1 日正式施行。新修订的《固废法》对危险废物产生者的管理除保留了修订前的申报登记、转移联单、识别标志和处置资格认定等几个规定和要求外,还增加了厂内贮存期限、危险废物管理计划、转移批准和意外事故防范措施和应急预案的要求。总的来说,中国对危险废物管理的主要制度和要求与美国的管理规定是相似的,但在管理的可操作性、明晰性和系统性上还有待提高。我们可以借鉴美国的经验,尽快完善和细化现有的危险废物管理法律、法规,制定一个统一、明确的指引来开展对危险废物产生者的管理工作。

2.1 完善危险废物现有的管理法规,制定详细的、可操作的实施细则

与美国现有的危险废物管理法规相比,我国及广州市的危险废物管理法律、法规包括新修订的《固废法》都是比较简单的,还存在许多不完善和真空的地方,如“国家危险废物目录”的说明所造成的误解一直没有解决,部分条文不够清晰、明确等,经常要地方环保部门向国家总局申请解释。因此,国家和广州市的地方危险废物管理法律、法规都有必要尽快完善和细化,制定具体的、全面的实施细则。

2.2 制定环保识别代码制度

一直以来,由于缺乏统一的识别方式,环保部门对环境污染源(包括危险废物)的管理缺乏统一性和协调性,影响了各类环境管理数据的收集、统计和分析方面的整合和应用,也影响了环境管理的有效性和效率。美国环保署的识别号码给我们提供了很好的启发,我们可以在工厂设施竣工验收后发给一个唯一的识别号码作为工厂的身份标记,在进行各类数据收集和监督管理时,就有了统一的识别标志,有利于对危险废物产生者的监督管理和日常的各项环境管理及计算机技术的应用。

2.3 对危险废物产生者实施分类管理制度

由于环保管理部门特别是危险废物管理部门的

注:** 美国环保署文件:RCRA Orientation Manual, EPA530-R-02-016, 2003

人力资源非常有限,对所有的危险废物产生者实施同样的管理力度既不现实也没有必要。因此,为提高对危险废物产生者管理的效率和有效性,可以借鉴美国对危险废物产生者分类管理的经验,在广州市2001年危险废物申报登记工作的基础上,按照危险废物的数量及危害程度进行分类,将危险废物产生量大的或虽然产生量小,但废物的危害程度非常大(如剧毒)的产生者列为第1类管理对象进行严格管理,将产生量较少的一般危险废物产生者列为第2类进行一般性的管理,对于产生量很小的一般危险废物产生者列为第3类进行简化管理。这样才能在有限的管理资源下取得最大的管理效益,提高危险废物管理的效率和有效性。

2.4 制定明确的废物产生者厂内储存危险废物的时间和数量限制及相关的设施要求

由于新修订的《固废法》虽然对产生者在厂内储存危险废物在时间有规定,但在储存数量和设施方面没有明确的要求,造成有些企业在与危险废物处置者签订合同后,将危险废物堆存在厂内不处置的现象,形成管理上的漏洞。因此,我们可以借鉴美国的经验,制定详细的危险废物厂内储存的时间、数量限制及设施的要求,为行政代执行制度提供明确的执行依据,确保危险废物能及时得到正确的处理。

2.5 制定产生者场内处置危险废物的规定

由于我国包括广州市的危险废物管理法律、法规对产生者在自己工厂内处理、储存和处置危险废物没有明确的管理制度,因此,产生者在自己工厂内建设危险废物处理、储存或处置设施只是按一般工厂设施建设的要求进行评估和审批,其日常运作的监管没有纳入环保部门的危险废物管理程序之中,造成管理上的真空。在这方面,也应该借鉴美国的管理经验,将其纳入到统一的危险废物处理、储存和处置设施的管理制度,使它与其他危险废物管理实施一样从技术上进行严格的审查,确保所有的危险废物都得到正确的安全的处置。

2.6 完善危险废物产生者的申报制度,加强危险废物产生源头的管理

应进一步制定明确、可操作的危险废物产生者的定期申报制度,及时掌握危险废物产生的总量。同时利用先进的技术手段(如计算机技术、地理信息系统等),发展网上申报,提高对危险废物从“摇篮到坟墓”管理系统第1环节的管理。此外,应进一步强化对危险废物产生量大和危害性大的产生者的管理,提高危险废物管理的效率和有效性。

统等),发展网上申报,提高对危险废物从“摇篮到坟墓”管理系统第1环节的管理。此外,应进一步强化对危险废物产生量大和危害性大的产生者的管理,提高危险废物管理的效率和有效性。

2.7 研究制定责任追溯、被污染场地清理等相关法律、法规

应强化危险废物产生者主动加强危险废物管理和跟踪的积极性,便于及时地开展被污染场地和污染事故的清理。由于现时的法律、法规对危险废物产生的管理力度较弱,产生者对确保危险废物得到正确处置的主动性和积极性较低,有些产生者甚至想方设法不按法律、规定处置危险废物。美国的责任追溯、被污染场地清理等相关法律、法规给了我们很好的提示,只有制定明确的责任追溯制度,才可能让危险废物产生者真正意识到正确处置危险废物的重要性和迫切性,真正主动和积极地参与到危险废物管理中去,一方面确保危险废物得到真正的正确处理或处置,另一方面也减轻环保管理部门的管理压力。

2.8 完善危险废物污染事故应急反应机制,提高和完善应急反应的手段

由于危险废物污染事故是不可能完全避免的,为将污染事故对人的健康和环境的影响降到最低,应迅速根据新修订的《固废法》的要求,制定明确、可操作的意外事故防范措施和应急预案实施办法,完善危险废物应急反应机制及相应的技术、管理手段,明确分工,尽可能快地清理现场。

3 结语

通过对美国危险废物管理的法律、法规及管理现状的研究,在了解其危险废物管理的发展过程和经验之后,对加强我国危险废物管理进行了有益的思考。我国危险废物管理工作仍处于起步阶段,要迅速提高管理水平,应该广泛地研究不同国家先进的管理经验和实践,结合我国的实际情况,制定出符合我国国情的高效的危险废物管理体系,从而迅速提高我国的危险废物管理水平。

4 参考文献

- [1] William C, Blackman Jr. Basic hazardous waste management. 3rd ed, (S.I.): CRC, 2001

(下转第39页)

废干电池热解物料酸溶及溶液净化试验

胡粤辉 凌维靖

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘要 文章介绍了废干电池的“热解 - 酸溶 - 同槽电解”组合工艺中的酸溶技术及溶液净化的工艺条件研究。

关键词 废干电池 酸溶 溶液净化

本试验的过程是：将废干电池热解后的固体产物用硫酸溶解，使锌和锰转移入溶液中，然后从酸溶解所得溶液中除去铁，为最终的电解工序作准备。酸溶解试验的目的是寻求锌、锰溶出率大于 86%（国内报导水平）的条件。溶液净化除铁则采用比较成熟的针铁矿法。

1 试验方法

1.1 酸溶

废干电池热解后的物料，经人工磁选拣铁、筛分拣铜帽，细料以粉碎机粉碎并通过 $1\text{ mm} \times 1\text{ mm}$ 的筛。粉料经成分分析后，称取一定量置于 3 L 烧杯内，按其锌、锰、铁含量，分次加入硫酸，在恒温磁力搅拌器加热及搅拌下，反应一定时间。过滤，滤饼洗涤并烘干称重。滤液计量；分别测定滤液和滤饼的锌、锰含量，计算浸出率。

1.2 除铁

在 3 L 烧杯中，在恒温磁力搅拌器加热及搅拌下，向滤液加入 ZnO 浆液，调节溶液 pH 值，加入 H_2O_2 ，反应 1 h。过滤，滤饼洗涤、烘干称重后弃置。用比色法检测溶液剩余的铁离子浓度。

1.3 过滤

本试验的过滤采用真空抽滤，洗涤滤饼，洗涤液并入滤液，留待除氯和置换铜、镍等之后，供电解用。

2 试验工艺条件的选择

2.1 酸溶

根据湿法提取锌、锰的实践经验，本试验采用硫酸溶液为溶剂，其工艺条件选择如下。

2.1.1 酸溶温度

从化学反应动力学的角度出发，温度高有利于反应进行，但能耗高。本试验从实际出发，按湿法冶金中以酸浸取有色金属的生产条件选用。以某炼铜厂含锌废料生产硫酸锌计，其浸出温度约 90 °C^[1]。由于高温条件下水的汽化程度加剧，容易形成酸雾，考虑到工业化生产中工人的操作环境问题，本试验确定反应温度为 70~80 °C。不再作对比试验。

2.1.2 不同初始酸浓度的锌、锰浸出率

据资料^[2]报导，酸溶时的液固比(L/S)对锌、锰浸出率存在一定的影响，即酸浓度受一定限制；但高的酸浓度有利于缩小反应器及相关设备容积，可降低投资及运行费用，故酸溶试验中对不同硫酸浓度作对比性试验。生产上最常用的硫酸浓度为 15%~20%，本试验取初始酸浓度 15%~25% 范围，进行对比性试验，测定锌、锰浸出率。

2.1.3 不同反应时间的锌、锰浸出率

以上述优选的酸浓度及化学计量比，进行酸溶 60、90、120 min 的对比性试验，优选反应时间。

2.1.4 还原剂的选择

按 $\text{Mn}_2\text{O}_3 + 2\text{FeSO}_4 + 3\text{H}_2\text{SO}_4 = 2\text{MnSO}_4 + \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 3\text{H}_2\text{O}$ 的反应机理，探索不会给溶液电解产生有害杂质的还原剂，以便提高锰浸出率。

1) Na_2SO_3 ：添加量按 Mn^{3+} 价态中所占比例，折合占 Mn 量的 $\frac{1}{2}$ 反应当量计算，即： $\text{Mn}_2\text{O}_3 + \text{Na}_2\text{SO}_3 + 2\text{H}_2\text{SO}_4 = 2\text{MnSO}_4 + \text{Na}_2\text{SO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ 。

2) $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$: 按 $\text{Mn}_2\text{O}_3 + \text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 + 2\text{H}_2\text{SO}_4 = 2\text{MnSO}_4 + 2\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$, 添加量的计算方法与 Na_2SO_3 相同。

3) Zn : 试验中,发现废干电池热解后固体产物中,含有颗粒状的金属锌,按可能的反应: $\text{Zn} + \text{Mn}_2\text{O}_3 + 6\text{H}^+ = \text{Zn}^{2+} + 2\text{Mn}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$,不另加还原剂,利用所含的金属锌有可能完成还原高价态 Mn 。

2.2 除铁

根据光谱分析,废干电池对电解有害的杂质主要是 Fe 。本试验采用针铁矿法除铁。这是 1965~1969 年比利时老山公司研究成功的,简称 V.M. 法。其原理是: $2\text{Fe}^{2+} + \frac{1}{2}\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{ZnO} \rightarrow 2\text{FeOOH} + 2\text{Zn}^{2+}$ 。反应在 80~90 °C、pH 值为 3~4 下进行,以空气为氧化剂^[3]。

表 1 不同酸浓度下的酸溶结果

酸浓度 /%	浸出液				干渣			浸出率 /%	
	$\text{H}^+/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{Zn}^{2+}/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{Mn}^{2+}/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	体积 /mL	重量 /g	含 $\text{Zn}/\%$	含 $\text{Mn}/\%$	Zn	Mn
15	9.00	51.68	55.76	433	20.08	2.23	3.75	98.0	96.9
20	8.85	59.02	39.28	348	18.88	3.51	2.45	96.9	96.7
25	12.20	52.80	57.28	295	19.08	2.00	2.38	97.6	97.4

在本试验的酸浓度范围内,酸的浓度对锌、锰浸出率的影响不明显。因此,浓度为 15%~25% 的硫酸均可用于酸溶浸出过程。

3.1.2 酸溶时间对锌、锰浸出率的影响

本试验是进行不同反应时间对锌、锰溶出率的影响的对比试验。取 3 个样品,各 100 g(均为 550 °C 热解除铁后),反应时间分别为 120、90 和 60 min,其他酸溶条件为硫酸浓度为 20%、酸过量 5%、温度为 75 ± 5 °C,试验结果如表 2 所示。

表 2 不同反应时间下的酸溶结果

反应时间 /min	浸出液			浸出量 /g	
	体积 /mL	$\text{Zn}^{2+}/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	$\text{Mn}^{2+}/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	Zn	Mn
120	390	68.37	44.15	26.66	17.22
90	330	79.87	52.58	26.36	17.35
60	445	59.02	39.28	26.26	17.48

表 2 中,在 120~60 min 的不同反应时间条件下,物料平衡显示,3 种情况的浸出锌、锰绝对重量都非常接近,这说明 60 min 的反应时间是足够的。

为尝试提高 Mn 的溶出率,分别采用草酸和亚硫酸钠作为还原剂,但作用不明显。由于在本试验条件下,锌、锰溶出率均大于 96%,已达到预定目标,

本试验拟对 ZnO 加入量、加入方式、终点 pH 值控制、 H_2O_2 代替空气为氧化剂等条件进行研究。

2.3 过滤

在本试验中只要求可良好实现固液分离,影响因素主要是除铁的中和氧化条件,故这里不作工艺条件及内容的选择。

3 实验结果和讨论

3.1 酸溶

3.1.1 酸浓度与锌、锰浸出率的关系

本试验采用的硫酸浓度分别为 20%、15% 和 25%,其他条件同上。试验结果如表 1 所示。

故不再研究另加还原剂问题。

此外,溶出液组成分析发现,不破碎电池热解产物溶出液含铁仅 0.88 g/L,而破碎电池热解产物溶出液含铁为 3.84~5.48 g/L。由磁选分拣得到的铁屑可看到,不破碎热解者比破碎热解者光洁,后者呈灰黑色,有明显氧化现象,导致部分金属铁以非磁性氧化物形式进入热解产物,使溶出液含铁量大大上升。故不破碎热解比破碎热解所获产物的溶出液除铁成本和难度要低。

3.2 溶液净化

3.2.1 针铁矿法除铁

按溶液酸度及含铁量,在 70~80 °C 搅拌反应下,先加入化学计量的 ZnO ,调节溶液至 pH 值为 4,再按含铁量加入化学计量的浓度为 30% 的 H_2O_2 溶液,反应及静置各 30 min,过滤。滤渣洗涤后弃之,滤液比色分析结果显示,Fe < 20 mg/L,满足电解要求。试验发现,加入化学计量的 ZnO 不能调节溶液至 pH 值为 4,必须过量,由于每批废干电池粉料成分的差异,每批浸出液成分不同,加入 ZnO 过量倍数也不同,有待中试生产性试验摸索规律。 ZnO 加入方式以调浆比直加粉剂好,后者加入方式简易,但发现被大量

包裹在生成的沉淀内而得不到充分利用,还增加了含锌滤饼后处理的麻烦。试验发现,H₂O₂溶液代替空气为氧化剂是可行的。

3.2.2 过滤

除铁条件试验中发现,中和时控制pH值3~4,生成的沉淀极难过滤;中和时控制pH值4~5再氧化,生成的沉淀絮凝性好,易沉降和过滤分离;滤液呈清亮的粉红色(Mn²⁺),溶液中的铁离子由5.48 g/L降至<0.1 g/L。

4 结论

本实验以废干电池(主要是锌、锰电池)为回收对象,对废干电池热解物料的酸溶、过滤、除铁、再过滤进行了研究。取得酸溶和除铁的工艺条件分别如下:

酸溶使用15%~25%硫酸均可,按固料所含锌、

锰、铁二价物化学计量加酸;在75±5℃及搅拌下,反应60 min;锌、锰溶出率均可大于96%。

除铁在70~80℃搅拌下,按溶液酸度及铁离子浓度,先加入ZnO,调节溶液至pH值4.0~4.5,再按其铁离子浓度加入化学计量的H₂O₂溶液(或连续曝气氧化),反应及静置各30 min后,沉淀分离,过滤,滤液含Fe<20 mg/L。

5 参考文献

- [1] 乐颂光,鲁君乐.再生有色金属生产.长沙:中南工业大学出版社,1996. 293~295
- [2] 包智香.从废干电池中提取锌和二氧化锰的方法,中国专利公开号CN 1120592A,1996-04-17
- [3] 梅光贵,王德润,周敬元,等.湿法炼锌学.长沙:中南工业大学出版社,2001. 358

Acid Soaking-out and Solution Purification Procedures for Pyrolyzed Material of Waste Dry Battery

Hu Yuehui Ling Weijing

Abstract For the 'pyrogenation-acid dissolution-same furrow electrolysis assembled process' (to produce zinc and manganese), the conditions in solution purification and acid soaking-out procedures have been investigated with the pyrolyzed material of waste dry battery, and emphases on the acid dissolution of pyrolyzed material, disposal of iron and filtration.

Key words waste dry battery acid dissolution solution purification

(上接第8页)

- anabolic And catabolic reactions. Mic Rev, 1995, 59(1):48~62
- [10] Strand S E, Harem G H, Stensel H D. Activated-sludge yield reduction using chemical uncouplers. Wat Env Research, 1999, 71(4):454~458
- [11] Liu Y. Bioenergetic interpretation on the S0/X0 ratio insubstrate sufficient batch culture. Wat Res, 1996, 30(11):2766~2770
- [12] Liu Y, Chen G H, Paul E. Effect of the S0/X0 ratio onenergy uncoupling in substrate sufficient batch culture of activated sludge. Wat Res, 1998, 32(10):2883~2888
- [13] Low E W, Chase H A. Reduced biomass production during waste water treatment Effects on oxygen requirements. Wat Res, 1998, 32(4):352~361
- [14] 朱振超,周路.剩余有机污泥“零排放”工程性试验.上海环境科学,1996,15(8):40~41
- [15] 王宝贞,李高奇,王琳,等.淹没式生物膜法污水处理厂的设计及运行.中国给水排水,2000,16(3):16~19
- [16] Ratsak C H, Kooi B W, van Verseveld H W. Biomass reduction and mineralization increase due to the ciliate Tetrahymena Pyriformis grazing on the bacterium Pseudomonas Fluorescens. Wat Sci Tech, 1994, 29(7):119~128
- [17] 翟小蔚,潘涛,吴Ghyoot,等.利用原生动物削减剩余活性污泥产量.中国给水排水,2000,16(11):6~9

Sludge Reduction Technology and its Applications

Liu Hongye Cheng Xiaoru

Abstract Three main techniques for sludge reduction are introduced in this paper, i.e., sludge cell dissolved technique, uncoupling technique and micro-fauna predation technique. The principles of sludge reduction techniques and their applications are also introduced.

Key words excess sludge sludge reduction sludge cell dissolved technique uncoupling technique microfauna predation technique

岩溶山区煤矿环境影响防治

刘以礼¹ 程义祥¹ 潘明芳¹ 陆彦吉²

(¹黔南州环境科学研究所, 贵州都匀 558000; ²贵州省104地质队, 贵州都匀 558000)

摘要 岩溶山区生态环境状况比较特殊, 煤炭开采对环境影响较大, 必须采取综合的有效的措施来进行全方位全过程防治。工程措施、资源综合利用、安全防范措施、环境恢复治理保证金的收取等都是有效的方法。

关键词 岩溶山区 煤矿 环境影响 对策

我国拥有丰富的煤炭资源, 煤炭的开采和使用都居世界前列, 煤炭在我国的所有能源利用方式中占据首位, 煤炭的开采对环境生态有一定影响, 而岩溶(喀斯特)山区由于生态环境较为特殊, 具有很敏感性和脆弱性, 煤矿环境问题更为突出。

1 岩溶山区资源环境与生态特点

我国是世界上岩溶地貌分布面积最大的国家之一, 西南地区的云南东部、贵州、广西是全球最大的岩溶地貌连片分布地区, 除此以外在南北方其他一些省、区也有岩溶地貌分布。岩溶山区特殊的地理环境、地质构造, 形成了其境内自然资源丰富, 但生态环境脆弱、易受污染和破坏等特点。

1.1 岩溶山区煤炭资源

我国岩溶地区尤其是西南岩溶山区拥有丰富的自然资源, 煤炭是其中重要的一种。

贵州省是我国岩溶地貌面积最大、占全境面积比例最高的省份, 同时贵州省煤炭资源量在全国也位居前列, 其保有储量、探明储量均超过长江以南其他各省、区之和, 贵州煤炭资源最丰富的六盘水、毕节地区也正好是西南岩溶地区的腹心地带。云南煤炭储量在长江以南省、区中列第二, 其煤炭资源也主要分布在岩溶地貌较发育的滇东地区。此外四川、广西、湖南境内的煤炭资源也分别集中在省、区内岩溶较为发育的川南、桂北和湘西, 我国北方岩溶地区也往往和成煤地质有关。

我国能源资源结构状况决定了在今后一个较长时期仍要以煤炭为首要的使用能源^[1], 煤炭开采非常

重要, 在岩溶山区也如此。

1.2 岩溶山区生态环境主要特点

1.2.1 石多土少, 石漠化现象严重, 耕地资源不足

在岩溶山区, 碳酸盐岩石发育完全, 大量出露于地面, 地表石多土少。在原生态尚未受破坏的地区因森林覆盖率高而使岩石裸而不露、水存土固、石秀山青。但在植被遭受破坏的地区, 则水土流失严重, 基岩裸露、石瘠山贫^[2], 导致可耕地资源严重不足, 耕地土层浅薄、保水保肥能力很差。

1.2.2 地貌类型多样, 山高坡陡, 易发地质灾害

在岩溶山区, 由于水的侵蚀作用强烈, 形成了峰丛洼地、峰林谷地、漏斗、沟谷、断壁悬崖、溶洞等众多地貌类型。不少地区山高坡陡, 水土流失和滑坡、崩塌等地质灾害极易发生。

1.2.3 水资源丰富, 但以地下水为主, 地下水、地表水均易受污染

我国岩溶地区特别是西南岩溶山区降雨丰沛、水资源丰富。在降水到达地面后, 往往通过裂隙带向地下较快地渗漏, 在地下逐步会集形成暗河, 也有的地表河水进入落水洞后转为地下河; 岩溶山区地下水形成了独特的单管形、树枝形或网格形地下流域水系, 比地表水系复杂得多^[2]。由于岩溶山区降水、地表水、地下水联系密切、转化迅速, 因而地表水、地下水极易受污染且污染面积大、污染后水体自净能力弱。

1.2.4 生态环境脆弱、恢复能力差

岩溶山区生态系统十分脆弱, 环境容量小, 抗干扰能力差, 受干扰后生态系统自然恢复的速度慢、难

度大,不少地区因环境污染和生态破坏而丧失人类基本生存条件^[3,4],生态环境保护在岩溶山区尤显重要。

2 岩溶山区煤矿的主要环境影响

岩溶山区独特的地理环境,使得煤矿在准备期—开采前期(施工期)、开采中(营运期)、开采结束后(矿山退役期)都带来了一定的环境污染和生态破坏。

2.1 准备期—开采前期的主要环境影响

岩溶山区煤矿基本上都是矿井开采,在这一时期主要进行道路修建、场地平整、房屋建造、表层土石剥离、井巷主平硐建设等工作,这要占用土地、砍伐植被,带来水土流失和塌方、滑坡、地表沉陷等地质灾害,破坏生态环境^[5],岩溶山区往往山高坡陡,这些环境影响更易发生并且影响程度更严重。煤矿矿山公路多简陋无边坡防护和边沟设施,较普通公路更易引起水土流失等现象。施工中噪声、粉尘、废气排放等对环境也有一些影响。

2.2 开采期的主要环境影响

2.2.1 固体废物的影响

固体废物是煤炭开采的重要污染物之一,据统计每开采1t原煤将产生150~250kg的煤矸石^[6],岩溶山区中一些煤质较差的小煤矿煤矸石产生比例还要大些。存放煤矸石需占用土地甚至是占用岩溶山区中本来就不多、十分宝贵的耕地,还会占压植被、破坏自然景观、引发地质灾害;一些煤矸石会发生自燃现象释放大气污染物^[7]。岩溶山区多为湿润多雨地区,年降雨量多、夏季降雨强度大,降雨冲刷煤矸石堆形成淋溶水的二次污染十分严重,对水环境尤其是地下水环境造成很大污染,这是该地区的煤矿固体废物环境影响的最显著特点之一。

2.2.2 水环境影响

水污染也是煤矿中的主要环境影响因素,包括矿坑水、淋溶水和人员生活污水。在岩溶山区尤以矿坑水污染最重。

煤矿中伴生多种矿物质^[8],同时也会使得矿坑水中含有大量污染物如铁、锰、硫、酚、石油类等,有的矿坑水中还有砷、汞、铅等重金属。煤中伴生的硫铁矿和其它金属硫化物,被带出地表后发生氧化和水解等化学变化生成H₂S、H₂SO₃、H₂SO₄等在水中使矿坑水呈现酸性^[9],贵州有的煤矿矿坑水pH值竟然低于4,酸性很强。矿坑水进入地表水、地下水体所造

成的污染危害是多方面的:首先导致水生生物减少甚至于灭绝,破坏水体的生物多样性,例如2004年贵州省惠水县部分煤矿矿坑水进入省珍稀鱼类养殖试验场后引起大量鱼苗死亡,直接经济损失达数10万元;其次是进入农田后导致农作物减产和品质变差,更深层次的影响是造成耕地土质退化,贵州省都匀市受煤矿矿坑水污染严重的杨柳街河下游两岸引河水灌溉的稻田比无污染地区产量减少近半,且米质变硬;再次是造成一些地区水源性缺水,发生人畜饮水困难;矿坑水的酸性还使碳酸盐大量溶解,加速了岩溶山区的岩石溶蚀程度,加大了裂隙带宽度,增加了地表水、降水下渗进入地下的量^[10],使地表更加缺水;另外矿坑水中因含大量Fe₂O₃而易使水体呈铁锈色^[11],在旅游区极大地破坏了景观,贵州黄果树瀑布在20世纪80~90年代就曾受其上游六枝地区煤矿废水困扰。

淋溶水危害性与矿坑水相似,且水中含有的细煤粉易使水体发黑。淋溶水的酸性使其在向地下下渗时加速岩石溶蚀程度,而岩石溶蚀程度和裂隙带宽度的增加又使得淋溶水的下渗加快、量加大,这就易形成一个正反馈效应,使其对地下水的污染越来越大。

2.2.3 大气环境影响

煤层中伴生的煤层气体和少量爆破作业产生的废气合称瓦斯,在开采时被从矿井中引出地面后污染空气,生活燃煤废气也对空气造成污染。煤矸石若发生自燃则释放二氧化硫等大气污染物^[12]。

2.2.4 生态环境影响

在煤炭的开采时期,植被破坏、土地占用以及水土流失及滑坡、塌方、沉陷等地质灾害往往进一步加剧。井下大量爆破作业将可能引起山体开裂,煤层掏空后形成地下空洞引发地表沉陷,井下瓦斯浓度过高易引起爆炸造成安全事故,岩溶山区煤炭开采破坏了地下水系,有时会引起涌水等事故灾害和地表沉陷^[13]。岩溶山区地质状况较其它地区复杂得多,煤矿地质灾害具有多发性、突发性和复杂性等特点。

岩溶山区往往自然景观独特、旅游资源丰富,而煤矿开采破坏了地貌、水体等景观,对旅游资源破坏很大。有的煤矿耗用大量木材作撑护,间接破坏植被。

2.2.5 社会生态影响

我国岩溶山区大多也是贫困地区,往往人多地少、生存条件较差,煤矿环境污染和自然生态破坏使其周边受影响地区生活和农业生产条件变差,影响

农民脱贫致富。在煤矿安全事故中经常造成人员伤亡,2003年,我国煤炭产量占世界35%,煤矿事故死亡却占世界80%,2003年我国100万吨煤死亡率是美国的100倍,南非的30倍,印度的13倍^[10]。矿工多是贫困家庭中主要壮劳力,他们的伤亡造成了严重社会问题。在一些涉煤活动中存在着腐败黑恶现象^[11,12]。所有这些,都属于社会生态问题。

2.3 开采结束后的主要环境影响

煤矿开采结束后,矿山进入退役期。与制造业等多数行业不同的是,岩溶山区煤矿的环境影响并不随着煤炭开采的结束而结束,而是继续存在,若处理不好对环境生态的污染、破坏还会很大。

2.3.1 固体废物的环境影响

多数退役期的煤矿山仍有煤矸石堆积,还有少量劣质弃煤、散落煤留存,继续占用土地,在固体废物堆上植物很难生长,导致矿业石漠化,并可引发地质灾害和对环境造成二次污染。

2.3.2 水环境的影响

矿坑水仍是岩溶山区退役期煤矿的主要环境影响因素,不少煤矿矿坑水依然外流污染水环境。此外,部分矿山的淋溶水污染继续存在。例如在国家重点风景名胜区的贵州荔波樟江景区上游的水功煤矿群,虽已被关停近10a,但不少废矿矿坑水和淋溶水依然外流进入樟江上游的支流水春小河中,对风景区带来不利影响。

2.3.3 大气环境影响

退役期的煤矿如果煤矸石堆未妥善处置,仍可能发生自然造成大气污染。

2.3.4 地质灾害造成的生态环境影响

除煤矿固体废物引起的地质灾害外,更多的是因为煤矿采空区而产生的地表沉降、陷落、山体开裂、垮塌等地质灾害,严重者会带来地面房屋倒塌和人员伤亡。贵州省就曾多次出现煤矿引发的地质灾害现象;一些煤矿因矿洞撑护支柱在开采结束后被大量取走,或用作撑护支柱的原木逐渐老朽,使得地质灾害更易发生。

3 岩溶山区煤矿环境影响防治对策

3.1 防治原则

岩溶山区煤炭开采的环境影响具有影响范围广、影响因素多、持续时间长、治理恢复难度大等特

点,在进行防治时应该遵循一定的原则,如:

1) 对煤炭开采进行全过程控制、全方位治理。不仅要对开采中的煤矿要加强环境治理,而且应在煤矿开采前和开采结束后也要落实和完善环境治理和生态保护措施。

2) 合理规划布局,科学地划定禁止、限制和鼓励开采的地区,在环境十分敏感、生态环境极为脆弱而煤炭资源量又不是很大或煤炭品质不高的地区禁止开采。

3) 提高煤炭储量资源的利用率,增加回采率。目前我国岩溶山区相当多的煤矿井回采率仅有20%~30%,有的小煤窑甚至于低于20%,而以现有技术水平完全可达70%以上,高的还可达到90%,提高回采率后形成同样煤炭产量所需的矿井数将大为减少,环境影响范围也相应的缩小。

4) 实施积极有效的环境治理工程措施。

5) 加强安全生产,防范安全事故及由此而来的生态环境灾害。

6) 综合利用,化害为宝。

3.2 固体废物环境影响防治具体措施

首先是选择适当的堆放场地,根据岩溶山区煤矿固体废物产生的淋溶水二次污染较重的显著特点,堆场应加大防渗漏措施如底衬防渗膜等以保护地下水,并禁止侵占河道、洪水通道作为堆场,还应修建挡土墙以防止垮塌,建导流沟将浅层淋溶水引入污水处理池。

在施工期充分利用山区自然地形合理布置公路、房舍等,减少土石方量就相应降低固体废物产生量。

开展煤矸石的综合利用,将煤矸石用于发电、制砖等墙体材料、作水泥配料^[6,7]等。

矿山退役后,对未能利用完的固体废物,要进一步做好压实等防渗漏、防塌措施,然后进行覆土还耕还林还草,以避免或降低出现矿业石漠化可能性^[3]。而对于煤矸石产生量非常大而利用率较有限的煤矿,应在开采期中就对各煤矸石堆陆续进行覆土等工作。

3.3 水环境影响防治具体措施

如果说在非岩溶或平原缓丘地区的煤矿环境治理首要问题是固体废物,那么在西南岩溶山区煤矿的环境治理重中之重则是防治水污染。措施主要是进行污水拦截收集和处理,将矿坑水、淋溶水和生活污水进行物理、化学、生物等方法处理,使其达标排

放或回用于生产，常用的简单处理方法为多级沉淀加石灰中和及加絮凝剂进行絮凝沉淀。

在煤矿开采完成后，应采用混凝土围幕、土工布加衬等方法对井口进行彻底的封堵以防止矿坑水继续外流造成污染^[8]，做好固废的处理也相应防范了淋溶水继续产生。

3.4 大气环境影响防治具体措施

综合利用瓦斯(煤层气)，并对矿区用锅炉进行烟气治理，同时节约用煤，改变煤矿用煤浪费习惯，治理和防范煤矸石堆自燃，可减少大气污染。

3.5 生态环境影响防治具体措施

防治生态环境方面的影响，首先是在生态环境特别脆弱而煤炭资源状况又较一般的地区禁止或限制开采。其它措施还有：节约土地资源，少占良田森林，减少不必要的土石方开挖，挖出的泥土用于还田造田，既利用了岩溶山区宝贵的土壤资源又防范了水土流失；对矿区公路做好边坡防护和边沟工程；积极主动防范地质灾害和其它各种生态灾难^[5]；治理未利用的煤矸石堆；在矿井撑护中用水泥柱代替原木，既提高了安全性又减少了森林砍伐；煤矿开采结束时加强而非减少支柱撑护、回填采空区等。

3.6 其它环境影响防治

应做好各种安全防范措施，积极预防安全事故发生，减少和消除人员伤亡；还应在尽量减轻煤矿污染对农业生产条件的影响的同时，给予受损害农民合理的补偿。严格执行国家法律、法规、法纪，加强对涉煤行业包括行政管理部门的人员的监管监察，惩治其中的腐败和黑恶现象^[11,12]。通过这些综合措施尽量减少煤炭开采带来的社会生态影响。

3.7 收取环境恢复治理保证金的建议

煤矿业主在经济利益最大化的驱动下，往往对环境治理缺乏积极性和主动性，因此大多数煤矿开采前和开采中在管理部门的严格要求下可能尚能进行一定的环境综合防治工作，而在煤矿开采结束后，则很难有煤矿业主自愿主动对自身煤矿造成的环境影响进行治理恢复工作，多数是将矿山一弃了之，但与此同时因煤矿企业已不复存在，管理部门也无可奈何。各行政部门所征收的与环境保护有关的费用如排污费、水土保持费等，目前主要用在煤矿开采期的环境治理上，到退役期时可能所剩不多且业主也

无心申请用于治理之中；点多面广使国家各专项治理工作也不一定能够顾及全部退役期的尚有较大环境影响的煤矿。这样就让岩溶山区很多煤矿环境影响在退役期依然故我甚至于更加严重。

因此，可以考虑采取另外的措施从经济上制约煤矿业主将报废矿井矿山一弃了之的行为，用制度而不是靠简单化的环保口号来督促其进行煤矿退役时的环境治理。建议征收煤炭开采的环境生态恢复保证金(抵押金)，根据煤矿的资源储量、开采规模、所在地的环境敏感程度等制定收取数额，在矿山从开采前到开采中分期收取该项费用并存入专项账户，在矿山开采结束时，煤矿业主采取了切实有效的环境生态综合治理恢复措施，并经全方位验收合格后，可获得全额退还该项抵押金，否则就将其扣下留存用于相关的专项治理费用。这也许能有一定效果。

4 结语

岩溶山区特殊而脆弱生态环境与储量丰富的煤炭资源共同存在，要最大限度地减少煤炭开采对环境的影响，应该根据煤炭生产的特点并结合岩溶山区煤矿的独特性，采取积极的多样的综合防治措施进行煤矿全过程控制，全方位治理，做到资源开发与生态环境保护的双赢。

5 参考文献

- [1] 马学昌,尹善春.煤炭资源及其开发利用前景.北京:地质出版社,1994. 1~129
- [2] 俞锦标,杨立铮,张海生,等.中国喀斯特发育规律典型研究.北京:科学出版社,1990. 11~156
- [3] 张殿发,欧阳自远,王世杰.中国西南喀斯特地区的可持续发展.中国人口资源与环境,2001,11(1):77~88
- [4] 李昌来.贵州石漠化的治理及可持续发展.贵州师范大学学报(自然科学版),2004,22(1):47~51
- [5] 王文,王永生.矿产资源开发与生态环境保护探讨.中国人口资源与环境,2003,13(4):119~121
- [6] 马保国,曹晓润,李叶青,等.利用煤矸石制备低环境负荷型水泥的研究.四川环境,2004,23(5):61~64
- [7] 刘小波,付勇坚,肖秋国,等.煤矸石资源充分利用的新工艺.自然资源学报,1998,13(1):77~80
- [8] 刘以礼,杨敢,熊菊萍.都匀地区煤窑矿坑水污染剑江支流状况及治理.贵州环保科技,2001(2):42~46
- [9] 陈文林,熊承仁.多因素诱发矿区岩溶地面塌陷的实例分析.西部探矿工程,2004,16(12):193~194
- [10] 陈泽伟.煤矿安全事故一而再再而三.瞭望,2004,(49):39

- [11] 朱峰. 沙河矿难死亡矿工人数增至 65 人——河北省将严查和打击安全事故背后的腐败和黑恶问题. 人民日报, 2004-11-25(2)
- [12] 帅政. 煤矿安全六大隐忧. 瞭望, 2004,(49):38~39

Preventing and Curing the Environmental Influence of Coal Mine in Karst Mountain Area

Liu Yili Cheng Yixiang Pan Mingfang Lu Yanji

Abstract The bio-environment in karst mountain area is special, and the exploitation of coal mine have influenced on the environment. Effective measures must be integrated to protect the karst mountain environment against the influence from coal mine exploitation, e.g., engineering, comprehensive utilization of resources, measures for safety, security money for environment resume, etc.

Key words karst mountain area coal mine environment influence prevent and cure

(上接第 11 页)

1984, 19:95~288

- [7] Casey T G, Wentzel M C, Loewenthal R E, et al. A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. Water Res, 1992, 26(6):9~867

- [8] 许晓路, 申秀英. 活性污泥丝状菌膨胀的起因分析及控制措施. 环境科学, 1992, 13(6):57~61

- [9] Kruit J, Hulsbeek J, Visser A. Bulking sludge solved?!. Water Sci Technol, 2002, 46(1/2):64~457

Microbiological Principles and Control Strategy for Filamentous Bulking Sludge

Zhang Yongqiang Zou Kaixuan

Abstract The bulking sludge caused by the overgrowth of filamentous bacteria is one of the most difficult problems occurred in activated sludge systems. The microbiology and physiology of filamentous bacteria related to bulking sludge are discussed in this paper. Several theories for filamentous bulking are introduced, and procedures available for controlling bulking sludge are also discussed.

Key words filamentous bacteria bulking sludge microbiology physiology control measure

(上接第 13 页)

4 结论

1) 接触氧化池不同的气水比对印染废水的生化处理效果有很大的影响, 是一个直接影响到废水中各种污染物的去除率、生化处理系统能否正常运行的重要指标。

2) 15:1 的气水比适用于一般印染废水的生化处理, 过高或过低的气水比所形成的处理效果均不如 15:1。

5 参考文献

- [1] 国家环境保护局. 生物接触氧化处理废水技术. 北京: 中国环境科学社, 1992
- [2] 国家环境保护局. 低浓度污水厌氧——水解处理工艺. 北京: 中国环境科学社, 1992
- [3] 中国环境监测总站编写组. 环境水质监测质量保证手册. 第 2 版. 北京: 化学工业出版社, 1994

The Effects of Air/Water Ratio on Biochemical Treatment of Printing-and-dyeing Waste Water

Deng Hanyong Xu Yi Chen Xiaofang

Abstract The effects of air/water ratio have been investigated on the treatment of printing-and-dyeing waste water at four levels in contact oxidation pond, and the best results were obtained with the air/water ratio of 15:1.

Key words printing-and-dyeing waste water air/water ratio treatment effect

基于粗集、遗传神经网络的环境质量评价

李云辉 梁永宁 张红珍 余菡
(昆明理工大学国土资源工程学院, 昆明 650093)

摘要 基于粗集、遗传神经网络的环境质量评价方法利用粗集对属性的归约功能将数据库中的数据进行归约, 并将归约后的数据作为训练数据提供给BP神经网络; 再用遗传算法和BP算法相结合的混合算法来训练网络预测模型的结构(在得到最优网络结构的同时也得到网络的最优权值和阈值)。通过实例表明该方法是有效的, 为环境质量评价提供了一种新的研究思路和分析方法。

关键词 环境质量评价 粗集 遗传算法 BP神经网络

环境质量评价作为一门新兴学科, 它的核心问题是通过采用科学的方法, 正确而定量地反映环境质量的真实状况, 为环境规划和环境污染的综合防治提供科学依据。如何建立合理的评价方法, 是正确评价环境质量, 区分环境功能的关键。至今已提出了多种评价方法, 其中人工智能方法在环境质量评价中的应用尚处于研究阶段。目前基于神经网络的环境质量评价, 一般是把环境质量标准作为训练样本进行训练学习, 然后将待测样本输入训练好的网络进行预测。本文实例从数据挖掘^[1]的角度来进行评价, 充分利用已有的数据(已经评价的样本); 将已经评价的样本作为训练样本进行训练学习, 然后将待测样本输入训练好的网络进行预测; 并且在网络训练之前用粗集理论^[2]的属性归约算法对训练样本进行属性约简, 从而选择重要评价因子。

1 粗集理论

粗集方法是由Z.Pawlak^[3]于1982年提出的一种处理不完整性和不确定性信息的新的数学方法。粗集方法基于不可分辨关系的思想和知识简化的方法, 不需要预先给出额外信息, 如概率统计中要求的先验概率和模糊集中要求的隶属度, 能在保留关键信息的前提下对数据进行化简并求得知识的最小表达; 通过发现数据间的关系, 不仅可以去掉冗余输入信息, 而且可以简化输入信息的表去掉冗余输入信息, 并可以简化输入信息的表达空间维数。笔者通过粗集的属性归约^[4]来简化信息表达空间, 去掉冗余

信息, 选择重要的评价因子, 使训练集简化, 以减小神经网络结构的复杂性, 从而减少训练时间, 并充分利用神经网络强大的容错和抗干扰能力。

2 遗传算法

遗传算法^[5-6]起源于遗传学和达尔文学说, 是一种具有广泛适用性的搜索方法, 主要用于组合优化问题和规则的自动提取。在遗传算法中, 操作对象为群体中的所有个体, 它是通过对所求问题的解空间进行编码而得到的。本文用二进制编码方法对网络结构(隐节点数)进行编码, 用实数编码方法对权值和阈值进行编码。遗传算子包括选择算子、交叉算子和变异算子, 三者结合完成随机搜索全局最优解。

2.1 选择算子

选择算子按照个体的适应度, 以一定准则从当代群体中选取一定数量的个体作为父代。采用轮盘赌方法, 如果n个个体中第i个个体的适应度值为 F_i , 那么它被选中的概率 P_i 为:

$$P_i = F_i / \sum_{i=1}^n F_i \quad (1)$$

式中 $F_i = c - e$ (c为大于零的常数, 本文取值5.0, e为训练样本的误差平方和)。

2.2 交叉算子和变异算子

交叉算子对经过选择所得的父代进行随机配对。变异算子以一定概率交换部分遗传信息, 变异操作是按个体的编码位进行的, 它以一定的概率随机改变个

体的每个编码位。交叉和变异率采用自适应算子:

$$P_c = \begin{cases} k_1(f_{\max} - f'_c) / (f_{\max} - \bar{f}) & f'_c \geq \bar{f} \\ k_3 & f'_c < \bar{f} \end{cases} \quad (2)$$

$$P_m = \begin{cases} k_2(f_{\max} - f) / (f_{\max} - \bar{f}) & f \geq \bar{f} \\ k_4 & f < \bar{f} \end{cases} \quad (3)$$

式中, f'_c : 交叉前父代双亲适应值大者; f : 需变异个体的适应值; f_{\max} 和 \bar{f} : 种群的最大适应值和平均适应值; $k_1=k_3=1$, $k_2=k_4=0.5$ 。

3 基于遗传算法的 BP 神经网络

遗传 BP 网络的主要机理是利用遗传算法全局搜索能力强的特点, 先用遗传算法对 BP 网络的权值和阈值进行全局粗精度的预学习, 定位最优解区域, 使得权值和阈值种群聚集在参数解空间的某几处, 再用 BP 算法在这些小的解空间中进行梯度细搜索, 最终求得最优解。本文讨论遗传算法与神经元网络相结合进行环境质量评价, 对网络结构和权值同时优化, 具有全局搜索最优解的优点。

3.1 遗传 BP 网络权值与阈值优化

已知某一网络结构(网络层数、隐节点、输入节点、输出节点), 用遗传 BP 算法对该网络进行权值、阈值优化(先通过遗传学习算法进行全局训练, 再用权重调整 BP 算法进行精确训练), 具体方法如下:

- 1) 参数初始化, 包括遗传算法(种群大小 n 为 20(个体是权值和阈值), 交叉率 p_c , 变异率 p_m , 最大进化代数 k_N 等)和 BP 网络(学习率 μ 、动量因子 η 等)各个参数, 输入样本数据;
- 2) 个体评价(计算适应度); 遗传操作(选择、交叉、变异)到最大代数(令为 k_N), 如果代数 $< k_N$ 返回 2), 否则保存群体 n 个个体值, 以备后用, 令 $i=0$;
- 3) 用 2) 产生的第 i 个个体基因值解码初始化 BP 网络的权值、阈值;
- 4) BP 网络训练权值和阈值, 直到到达一定次数或达到一定精度。如果 $i < n$, $i=i+1$ 返回 3);
- 5) 选择 4) 中达到精度最高的一组权值和阈值作为最优值, 即为该网络的固定权值和阈值。遗传 BP 神经网络流程见图 1。

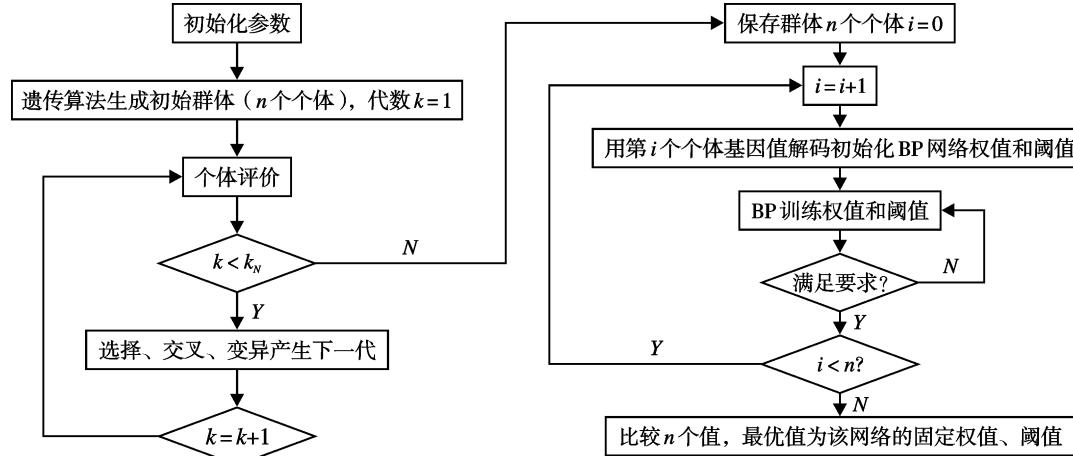


图 1 遗传 BP 神经网络流程

3.2 遗传 BP 神经网络的网络结构优化

在 BP 人工神经网络拓扑结构中, 输入节点与输出节点是由问题的本身决定的, 关键在于隐含层的层数与隐节点的数目。对于隐含层的层数, 从理论上讲^[7]: 有 2 个隐层, 就可以解决任何形式的分类问题; 只有 1 个隐层的神经网络, 只要隐节点足够多, 就可以以任意精度逼近一个非线性函数。相对来说, 隐节点数的选取很困难。隐节点少了, 学习过程不可

能收敛; 隐节点多了, 网络性能下降, 节点冗余。为了找到合适的隐节点数, 最好的办法是在网络的学习过程中, 根据环境要求, 自组织地学习、调整自己的结构, 最后得到一个大小合适的神经网络模型。

本文实例选取的是 3 层网络结构, 通过遗传 BP 算法对网络结构优化, 即来确定隐含层节点个数的最佳值, 具体方法如下:

- 1) 参数初始化(种群大小为 10(个体是隐节点数));
- 2) 个体评价(计算适应度), 计算当前个体适应度的

方法就是:先用上述遗传 BP 算法(3.1)对当前网络进行权值、阈值优化,得到该网络的最佳权值和阈值(同时也可得到训练样本的误差平方和 e);然后利用 2.1 的(1)式求出 F_i ,即为当前个体的适应度;

3) 遗传操作(选择、交叉、变异)并产生下一代个体;

4) 判断是否满足要求(个体平均适应度是否相等或是否迭代到指定的次数),如果满足要求就结束,即得到最佳的隐节点数及相应的最优权值、阈值;否则转到 2)。

由上述可知权值、阈值的优化是网络结构优化(隐节点个数的优化)的基础,而网络结构优化的同时也在进行权值、阈值的优化,因此在得到最优网络结构的同时也能得到网络相应的最佳权值、阈值,然后就可以用最优网络进行预测。

4 实例

已知云南建水市某矿区地下水指标的水质级别标准值和该矿区 20 个地下水采样点实测值及评价结果,分别见表 1 和表 2。

表 1 地下水指标的水质级别标准值 mg/L

水质级别	总硬度	溶解性总固体	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
1	150.00	300.00	50.00	50.00
2	300.00	500.00	150.00	150.00
3	450.00	1 000.00	250.00	250.00
4	500.00	2 000.00	350.00	350.00
5	1 500.00	3 000.00	500.00	500.00
6	3 000.00	5 000.00	600.00	600.00

选择前 15 个采样点作为网络训练样本,将后 5 个采样点作为测试样本(用来验证预测效果)。先按照地下水指标的水质级别标准值对表 2 中的各个属性值归类,例如对前 15 个采样点的各个属性值归类结果见表 3。

用粗集理论中的属性归约算法对这 15 个样本进行简化(见表 3),得到属性归约集(为总硬度、溶解性总固体和 SO₄²⁻),也可得到这 15 个样本简化后的数据(见表 4)。

将表 4 中的数据转化成原始数据(如表 2),即表 2 中这些采样点对应的记录(见表 5)。

由属性归约表 4(或最终训练样本表 5)知总硬度、溶解性总固体和 SO₄²⁻ 为重要评价因子,为网络的输入节点,评价结果为网络的输出节点。由于神经网络输出节点值的范围为[0,1],因此将表 5 中评价

表 2 实测值及评价结果

采样点	总硬度 mg/L	溶解性 总固体 mg/L			Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L	评价结果 水质级别
		Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	评价结果 水质级别			
1	1 849.70	2 920.00	97.00	160.10	4		
2	170.15	252.00	14.72	25.24	1		
3	164.47	250.00	12.41	36.04	1		
4	203.28	541.00	34.00	51.83	1		
5	1 699.54	241.00	31.98	14.07	4		
6	600.38	965.75	76.50	416.95	4		
7	54.15	860.00	52.92	71.98	2		
8	366.50	609.00	0.04	19.78	2		
9	594.16	1 150.00	4.43	219.59	3		
10	657.71	1 404.00	2.66	351.44	4		
11	701.66	1 625.00	2.66	409.31	4		
12	702.21	1 468.00	3.98	470.44	4		
13	644.54	1 208.00	2.13	250.03	4		
14	707.59	686.00	70.00	404.60	4		
15	532.40	1 198.00	242.00	84.00	4		
16	658.59	767.48	106.57	296.00	4		
17	625.56	368.75	17.13	51.20	2		
18	290.26	536.64	32.37	95.00	2		
19	406.50	870.00	158.20	80.00	3		
20	205.80	325.43	1.49	16.68	1		

表 3 分类表

采样点	总硬度 级别	溶解性总固体 级别			Cl ⁻ 级别	SO ₄ ²⁻ 级别	评价结果 水质级别
		Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	评价结果 水质级别			
1	6	5	2	3	4		
2	2	1	1	1	1		
3	2	1	1	1	1		
4	2	3	1	2	1		
5	6	1	1	1	1		
6	5	3	2	5	4		
7	1	3	2	2	2		
8	3	3	1	1	2		
9	5	4	1	3	3		
10	5	4	1	5	4		
11	5	4	1	5	4		
12	5	4	1	5	4		
13	5	4	1	4	4		
14	5	3	2	5	4		
15	5	4	3	2	4		

结果的值进行处理,处理后的值为训练样本训练网络时的输出节点值(期望输出结果见表 6)。

将属性归约表的采样点作为训练样本,按照 3.2 遗传 BP 神经网络的网络结构优化方法进行训练得到如下参数值和模拟结果(见表 7)以及预测结果(见表 8):① 学习误差:1.0000E-004;② 网络结

表4 属性归约表

采样点	总硬度 级别	溶解性总固体 级别	SO ₄ ²⁻ 级别	评价结果 水质级别
1	6	5	3	4
2	2	1	1	1
4	2	3	2	1
5	6	1	1	4
6	5	3	5	4
7	1	3	2	2
8	3	3	1	2
9	5	4	3	3
10	5	4	5	4
13	5	4	4	4
15	5	4	2	4

表5 最终训练样本

采样点	总硬度 mg/L	溶解性总固体 mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L	评价结果 水质级别
1	1 849.70	2 920.00	160.10	4
2	170.15	252.00	25.24	1
4	203.28	541.00	51.83	1
5	1 699.54	241.00	14.07	4
6	600.38	965.75	416.95	4
7	54.15	860.00	71.98	2
8	366.50	609.00	19.78	2
9	594.16	1 150.00	219.59	3
10	657.71	1 404.00	351.44	4
13	644.54	1 208.00	250.03	4
15	532.40	1 198.00	84.00	4

表6 输出节点的期望值

评价结果(水质级别)	1	2	3	4	5	6
处理后对应值	0.083	0.249	0.415	0.581	0.747	0.917

表7 模拟结果

采样点	期望输出结果	实际模拟值	绝对误差	相对误差(%)
1	0.581 00	0.581 00	0.000 00	0.000 00
2	0.083 00	0.081 98	0.001 02	1.223 37
4	0.083 00	0.083 84	-0.000 84	-1.007 94
5	0.581 00	0.579 43	0.001 57	0.269 80
6	0.581 00	0.580 86	0.000 14	0.023 46
7	0.249 00	0.248 86	0.000 14	0.056 12
8	0.249 00	0.249 30	-0.000 30	-0.118 63
9	0.415 00	0.415 91	-0.000 91	-0.220 43
10	0.581 00	0.580 95	0.000 05	0.008 84
13	0.581 00	0.571 92	0.009 08	1.563 63
15	0.581 00	0.575 19	0.005 81	1.000 00

注: 训练平均绝对误差: 1.4326E-003; 样本最大绝对误差: 9.0847E-003。

表8 预测结果

采样点	期望输出结果	预测评价值	评价结果(水质级别)
16	0.581	0.580 39	4
17	0.249	0.228 09	2
18	0.249	0.234 78	2
19	0.415	0.404 41	3
20	0.083	0.082 07	1

构: 输入层节点数为 3; 隐层节点数为 3; 输出层节点数为 1; 网络层数为 3; ③ 学习参数: 最大允许学习误差为 1.0000E-004; 学习因子为 0.1; 动量因子为 0.2; 样本数为 11。

5 结论

从上述预测结果可以看出采样点 16~20 的预测评价值跟相应期望输出结果值很接近, 并且和表 2 中的评价结果是相吻合的, 取得了比较满意的结果。该方法与传统的及现在的评价方法相比较优缺点如下:

其一, 它比传统的评价方法更能精确地模拟环境评价因子间复杂的非线性关系, 这充分利用了神经网络的特性, 而这又是传统的评价方法所不具备的。

其二, 它比现在一般的神经网络模拟、预测的结果更准确。主要有 2 个方面: ① 现在一般都是将国家环境质量标准作为训练样本, 而本文则是选取同一区域的采样点作为训练样本来预测该区域剩下的采样点的评价结果, 更能准确地预测。② 与一般的神经网络相比, 克服了 BP 算法易于陷入局部极小的问题, 并达到了较高的逼近精度; 通过粗糙集归约, 提高了训练数据表达的清晰度, 也减小了 BP 神经网络的规模。该方法可以建立一个环境质量评价系统(也可以智能化), 避免重复的工作, 提高工作效率。

由于该方法处于研究阶段尚存不足: 可能出现过拟合的现象导致预测不准确; 选取的已经评价过的训练样本要尽可能的准确。

6 参考文献

- [1] 陈文伟, 黄金才. 数据挖掘技术. 北京: 北京工业大学出版社, 2003. 1~20
- [2] 刘同明. 数据挖掘技术及其应用. 北京: 国防工业出版社, 2001. 156~188
- [3] Z Pawlak. Rough sets. International Journal of Information and Computer Science, 1982, 8(2): 1~5

- [4] 王国胤. Rough 集理论与知识获取. 西安: 西安交通大学出版社, 2001. 117~138
- [5] 李敏强, 寇纪淞, 林丹, 等. 遗传算法的基本理论与应用. 北京: 科学出版社, 2002. 15~66
- [6] 蔡自兴. 人工智能及其应用. 第3版. 北京: 清华大学出版社, 2004. 152~160
- [7] 阎平凡, 张长水. 人工神经网络与模拟进化计算. 北京: 清华大学出版社, 2000. 17~22

Environmental Quality Assessment Based on Rough Sets and Genetic-Neural Network

Li Yunhui Liang Yongning Zhang Hongzhen Yu Han

Abstract With the method of environmental quality assessment based on rough sets and genetic-neural network, the data of the database were reduced by using rough sets reduction function, and then the reduced data were transferred to the BP neural network as training data. The structure of the network prediction model was trained by the genetic algorithm and the BP neural network, to obtain the optimum weights, threshold values and the optimum structure. The results for an example demonstrated that this method is valid for the assessment of environmental quality. This method provides a new concept for the establishment of environmental quality assessment models.

Key words environmental quality assessment rough sets genetic algorithm BP neural network

(上接第 19 页)

Assessment of Remote Sensing in Application to Vehicle Emission Investigation and Performance Evaluation of IM Program

Nong Jiajin Huang Rong Shuang Jurong

Abstract The remote sensing technique was assessed in application to vehicle emission investigation and performance evaluation of IM Program. In the on-road test of vehicle emissions, the remote sensing technique worked well, and the results obtained were credible.

Key words remote sensing vehicle emission investigation performance evaluation of IM program

(上接第 22 页)

Design and Application of a Noise Suppressor for High-pressure Stream Exhauster

Yi Xiangfeng

Abstract A noise suppressor was designed for the high-pressure stream exhauster in a petrochemical plant, and the design procedures and applications of the noise suppressor based on the integrated concept of pressure differential by flow regulation-small hole projection-resistive sound deadening have been discussed.

Key words composite noise suppressor pressure differential by flow regulation small hole projection resistive sound deadening

(上接第 26 页)

Enlightenment from the Management Regulations on Hazardous Waste Producer in the USA

Guan Zhigang

Abstract The actual administration and regulations on hazardous waste generators in the United States were discussed, and suggestion was made for Chinese government and Guangzhou city on the management of hazardous wastes generation.

Key words hazardous waste producer management USA

水质评价模式识别的 BP 神经网络方法

韩波¹ 孙利¹ 黄勇²

(¹ 北海市环境监测中心站, 广西北海 536000; ² 北海市环境信息中心, 广西北海 536000)

摘要 水质受多个因素的影响, 而且这些作用多是非线性的。其水质评价的实质是实现一个非线性映射。由于具有任意个隐层节点的前馈神经网络可以以任意精度逼近一个连续函数, 因此, 目前得到普遍应用的是采用 BP 算法的多层前馈神经网络。文中运用人工神经网络的反向传播(BP)算法进行了实例评价, 与其它方法相比, 评价精度较高, 方法简单易行。

关键词 水质评价 BP 神经网络 模型

目前, 水质评价经常用到的模式识别方法, 主要有灰色模式识别和模糊模式识别^[1,2], 灰色和模糊 2 类模式识别方法都存在一些不足, 2 类都首先需要设计若干不同的效用函数, 即灰色系统要建立白化函数; 模糊数学要建立隶属函数等, 此后还需人为地给定各评价指标的权重(或权函数)等。这些效用函数和指标权重的给定往往因人而异, 使得评价模式难以通用, 无论是什么样的评价模式都需要把水质监测因子与水质评价标准联合起来进行研究, 建立定量水质评价的识别模型。为了解决上述存在的问题, 这里将引进 BP 神经网络模型方法。该方法的特点是: 可描述水质评价中复杂的非线性关系, 模型建立主要依赖于评价标准, 不需要重复建立新识别模型; 模型有很强的学习功能, 当评价对象发生变化时, 只需输入新的资料让模型再学习即可很快跟踪评价对象的变化, 可操作性强。这里之所以采用 BP 算法主要是因为该算法目前应用最为广泛, 成果相当显著^[3,4], 而且结构简单, 易于实现, 功能也较强。

1 BP 神经网络

BP 神经网络^[5] 就是采用 BP(Back propagation) 算法进行训练的网络, 该网络具有 1 个输入层, 1 个输出层和至少 1 个隐藏(中间)层, 其结构如图 1 所示。BP 算法是非循环多级网络的训练算法, 其学习过程由正向传播和反向传播组成, 输入值经过非线性变换从输入层经隐单元逐层处理, 并传向输出层, 每一层神经元的状态将影响到下一层神经元状态,

如果在输出层不能得到期望的输出, 则转入反向传播, 通过修改各神经元权值, 使误差信号最小。

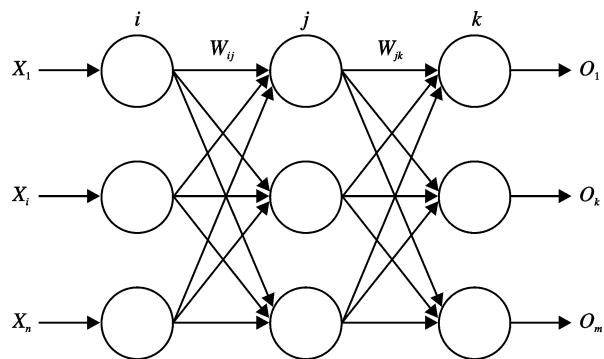


图 1 3 层 BP 神经网络结构

如图 1 所示, 对于 3 层 BP 神经网络, 其输入向量为 $X=(X_1, X_2, \dots, X_n)^T$, 输出向量为 $O=(O_1, O_2, \dots, O_m)^T$, 输入层为 n 个神经元, 隐藏层为 h 个神经元, 输出层为 m 个神经元, W_{ij} 为输入层和隐藏层之间的连接权重, W_{jk} 为隐藏层和输出层之间的连接权重。对于输入层, 神经元 i 的输出即是输入向量的分量 X_i , 隐藏层和输出层的输出由下式决定:

$$Y_o = f(X_{in}W) \quad (1)$$

式中: f 为神经元激活函数, 要求处处可导, 一般的, f 可取为 Sigmoid 形函数, 它具有如下形式:

$$f(x) = \frac{1}{1+e^{-x}} \quad (2)$$

其导数为

$$f'(x) = \frac{e^{-x}}{(1+e^{-x})^2} = f(x) \cdot (1-f(x)) \quad (3)$$

$f(x)$ 和 $f'(x)$ 图像见图2、图3。

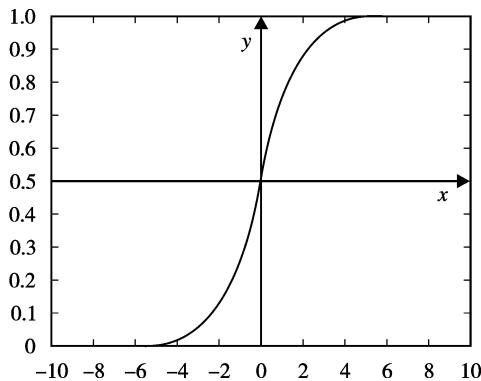


图2 Sigmoid函数图象

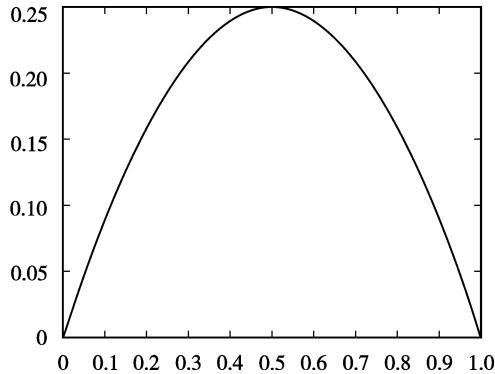


图3 Sigmoid函数导数图象

由图2、图3可知, $f(x)$ 的值域为(0,1), $f'(x)$ 值域为(0,0.25), 并且 x 在(-0.6,0.6)之间变化时, $f(x)$ 变化率较大, 这意味着, 可通过将 x 控制在收敛比较快的范围内的办法来提高训练速度。

通常的BP训练算法可描述如下:

- 1) 随机给各个权值 W_{ij} 和 W_{jk} 赋一个初始权值, 要求各权值互不相等, 且都为较小的非零数, 可在(-1.0,1.0)之间取值;
- 2) 对样本集中每一个样本 (X_p, Y_p) , 确定网络的实际输出值 O_p ;
- 3) 计算实际输出 O_p 和相应的理想输出 Y_p 之间的差;
- 4) 按极小误差方式调整权值矩阵;
- 5) 判断最大迭次数 N 是否大于一预先给定的大数, 例如 $N=1e6$; 或者网络误差是否小于一较小的值 ε , 例如 $\varepsilon=1.0e^{-3}$, 否则, 转2)。其中1)、2)称为向前传播阶段, 3)、4)称为向后传播阶段, 这2个阶段的工作一般应受到精度要求的控制, 根据BP算法

的严格数学理论, 对第 p 个样本, 可取

$$E_p=\frac{1}{2} \sum_{j=1}^m (y_{pj}-O_{pj})^2 \quad (4)$$

网络关于整个样本的误差测度则可记为:

$$E=\sum_{l=1}^s E_{pl} \quad (5)$$

其中 s 为样本数目。具体计算时, 可将样本误差测度取为 $E_p=\sum_{j=1}^m (y_{pj}-O_{pj})^2$, 以提高网络精度。很显然, 极小化网络误差 E 的过程可视为无约束非线性优化过程, 通常的BP训练算法采用最速下降法, 相应的对权值矩阵的调整采用Delta规则, 该规则对隐藏层和输出层之间的连接权值采用如下公式调整:

$$W_{jk}=W_{jk}+\Delta W_{jk}=W_{jk}+\alpha \cdot O_k(1.0-O_k)(Y_k-O_k)O_j \quad (6)$$

其中, α 为神经网络给定的学习率, 在(0,1)之间取值, O_j, O_k, Y_k 分别为隐藏层第 j 个神经元输出值、输出层第 k 个神经元输出值以及输出层第 k 个神经元理想输出值。对输入层和隐藏层之间的连接权值矩阵调整, 则采用下列公式:

$$\begin{aligned} W_{ij} &= W_{ij} + \Delta W_{ij} \\ &= W_{ij} + \alpha O_i(1.0-O_i)O_j \sum_{k=1}^h \sum_{k=1}^m W_{kik} O_{j+1,k} (1.0-O_{j+1,k}) \\ &\quad (Y_{j+1,k}-O_{j+1,k}) \end{aligned} \quad (7)$$

其中, $O_i, O_j, O_{j+1,k}$ 分别表示输入层第 i 个神经元、隐藏层第 j 个神经元和输出层第 k 个神经元的输出值, $Y_{j+1,k}$ 表示输出层第 k 个神经元理想输出值。

为描述简单起见, 可将(6)、(7)2式的 ΔW_{jk} 和 ΔW_{ij} 分别记为 $\Delta W_{jk}=\alpha \delta_k O_j$ 和 $\Delta W_{ij}=\alpha \delta_i O_i$, 并记 $\Delta E=(t)-E(t-1)$, 它表示第 t 次迭代的误差测度和前一次迭代误差测度之差, 这样, 引入动态学习因子和惯性因子后的权重公式可表示如下:

1) 若 $\Delta E < 0$, 说明 t 次迭代被接受, 应该加快学习速率, 惯性因子也相应增大, 故有:

$$\Delta W_{jk}(t+1)=(1+\lambda)\alpha(t)\delta_k O_j+(1+\lambda)\beta(t)\Delta W_{jk}(t) \quad (8)$$

$$\Delta W_{ij}(t+1)=(1+\lambda)\alpha(t)\delta_i O_i+(1+\lambda)\beta(t)\Delta W_{ij}(t) \quad (9)$$

2) 若 $\Delta E > 0$, 说明 t 次迭代被拒绝, 应该放慢学习速率, 惯性因子也相应减小, 故有:

$$\Delta W_{jk}(t+1)=(1-\lambda)\alpha(t)\delta_k O_j+(1-\lambda)\beta(t)\Delta W_{jk}(t) \quad (10)$$

$$\Delta W_{ij}(t+1)=(1-\lambda)\alpha(t)\delta_i O_i+(1-\lambda)\beta(t)\Delta W_{ij}(t) \quad (11)$$

其中 $\Delta W_{jk}(t)=W_{jk}(t)-W_{jk}(t-1)$, $\Delta W_{ij}(t)=W_{ij}(t)-\Delta W_{ij}(t-1)$, 表示 t 次迭代和前一次迭代权值修正量, λ 是动态调节参数, 一般较小, 可取为0.05, 迭代过

程中注意应检查 α 、 β 值,使其在适当范围内变化。

2 BP 神经网络实例应用

2.1 网络设计

2.1.1 网络创建

BP 网络的输入和输出层的神经元数目,是由输入和输出向量的维数确定的。输入向量的维数也就是影响水质因素的个数,这里以某年杭州西湖、武汉东湖、青海湖、巢湖和滇池 5 个湖泊的富营养化监测数据为例^[6],文献[6]选取总磷、化学耗氧量、透明度、总氮作为湖泊水质评价因素集(其监测数据如表 1 所示),所以输入层的神经元个数为 4。

表 1 5 个主要湖泊水质因素的监测数据

湖 泊	总磷 μg/L	化学耗氧量 mg/L	透明度 m	总氮 mg/L
杭州西湖	130	10.30	0.35	2.76
武汉东湖	105	10.70	0.40	2.0
青海湖	20	1.4	4.5	0.22
巢 湖	30	6.26	0.25	1.67
滇 池	20	10.13	0.50	0.23

为了评价湖泊富营养化,将水质标准分为 5 级,目标输出模式为(1 0 0 0 0)、(0 1 0 0 0)、(0 0 1 0 0)、(0 0 0 1 0)和(0 0 0 0 1),分别对应极贫营养、贫营养、中营养、富营养、极富营养。则湖泊水质富营养化水质标准和目标输出值见表 2。

表 2 湖泊水质富营养化水质标准和目标输出值

水质因素	总磷 μg/L	化学耗氧量 mg/L	透明度 m	总氮 mg/L	目标输出值
极贫营养	1	0.09	37	0.02	1 0 0 0 0
贫营养	4	0.36	12	0.06	0 1 0 0 0
中营养	23	1.80	2.4	0.31	0 0 1 0 0
富营养	110	7.10	0.55	1.20	0 0 0 1 0
极富营养	660	27.10	0.17	4.60	0 0 0 0 1

实践表明,隐含层数目的增加可以提高 BP 网络的非线性映射能力,但是隐含层数目超过一定值,网络性能反而会降低。而单隐层的 BP 网络可以逼近一个任意的连续非线性函数。因此这里采用单隐层的 BP 网络。隐含层的神经元个数直接影响着网络的非线性模型的性能。这里采用 kolmogorov 定理:给定任一连续的函数 $f:f(x)=Y$,这里 x 的每个元素属于闭区间 $[0,1]$, f 可以精确地用 1 个 3 层前向网

络实现,次网络的第 1 层(输入层)有 n 个处理单元,中间层有 $2n+1$ 个处理单元,第 3 层(输出层)有 m 个处理单元。则本例网络的隐含层神经元个数为 9。

2.1.2 网络结构的训练

取表 2 的数据作为网络的训练样本。由于 BP 神经网络的输出值在 0~1 之间,而且当输入值在 -0.6~0.6 之间时变化较快,所以应该对学习样本数据进行一定的压缩处理,使之满足网络计算的要求。对于水质评价来说,绝大多数情况下处理的输入数据都是正的实数,同时为了减少计算误差,一般可以将输入数据压缩在(0.1,0.9)范围内,对输出数据也可如此处理。具体计算公式如下:

$$Z_c = 0.1 + (0.9 - 0.1) \cdot \frac{Z - 0.95Z_{\min}}{1.05Z_{\max} - 0.95Z_{\min}} \quad (12)$$

式中, Z 为压缩前的数据值, Z_c 为压缩后的数据值, Z_{\max}, Z_{\min} 分别为样本数据集中相应的最大、最小值。

根据前述算法,我们利用 MATLAB 软件编制的实例代码,对 $4 \times 9 \times 5$ 网络进行学习训练,隐含层神经元的传递函数采用 S 型正切函数 tansig,输出层神经元传递函数采用 S 型对数 logsig,这是由于输出模式为 0~1,正好满足网络的输出要求。学习函数用 learnbgdm,性能函数用 mse,对网络进行训练采用训练函数 trainlm,通过程序代码调用 trainlm。网络训练结果为:

TRAINLM, Epoch 0/5000, MSE 0.434531/1e-005, Gradient 1.29332/1e-010

TRAINLM, Epoch 24/5000, MSE 1.60978e-006/1e-005, Gradient 0.000163717/1e-010

TRAINLM, Performance goal met.

可见,经过 24 次对表 2 数据训练后,网络性能达到了要求,此时 $E=1.60978e-6$,耗时约 2 s,如图 4 所示。

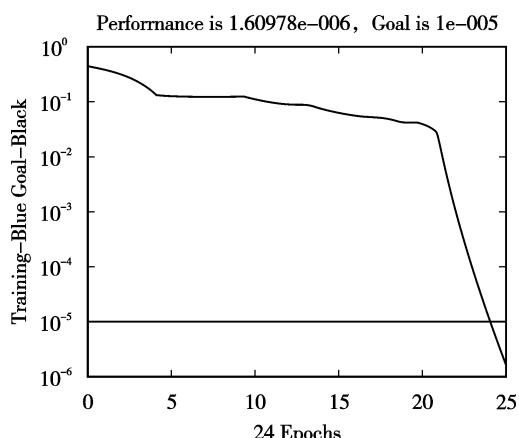


图 4 BP 网络训练结果

2.2 综合评价与比较分析

将上述网络训练好后,可直接将表1每个湖泊

4个实测指标数据输入到训练好的网络中,获得各湖泊富营养化的评价结果见表3,而各种识别方法的结果比较如表4^[6]。

表3 5个湖泊水质富营养化预测结果

湖 泊	输出结果					预测类别
杭州西湖	0.000 0	0.000 0	0.000 0	0.000 3	1.000 0	(I)极贫富营养
武汉东湖	0.000 0	0.000 0	0.000 0	0.001 5	1.000 0	(I)极贫富营养
青海湖	0.000 3	0.000 1	0.999 8	0.000 2	0.000 0	(III)中营养
巢湖	0.000 0	0.000 0	0.000 0	1.000 0	0.000 1	(IV)富营养
滇池	0.000 0	0.000 0	0.000 7	0.999 9	0.007 5	(IV)富营养

表4 5个湖泊富营养化预测结果比较

湖泊	BP 神经网络法	Fuzzy-Grey 决策法	Fuzzy 综合评价法	灰色聚类法	评分统计法
杭州西湖	极贫富营养	富营养	富营养	极贫富营养	极贫富营养
武汉东湖	极贫富营养	富营养	富营养	富营养	富营养
青海湖	中营养	中营养	贫中营养	贫中营养	贫中营养
巢湖	富营养	富营养	富营养	富营养	富营养
滇池	富营养	富营养	富营养	富营养	富营养

从表4看出,用BP神经网络模式识别方法与灰色和模糊模式识别方法获得基本一致的结果,但仅武汉东湖评价结果不尽相同。这从原始数据来看,武汉东湖除总磷接近富营养化标准值外,其它3个指标值都超过了富营养化的标准值。仅这一点可以表明,BP神经网络模型的评价结果更为可靠。

3 结论

由综合评价与比较分析可知,在湖泊富营养化评价中采用BP神经网络是可行的,只要有待评价的水质标准,就可以建立动态的水质评价模型,并能准确地识别出水质污染程度,它与灰色模式识别和模糊模式识别方法比较,评价结果更加令人满意。

4 参考文献

- [1] 史晓新,夏军.水质评价灰色模式识别模型及其应用.水电能源科学,1997,15(4):45~49
- [2] 陈守煜,赵瑛琪.模糊模式识别理论模型与水质评价.水利学报,1991,6:35~40
- [3] 郭宗楼,刘肇.人工神经网络在环境质量评价中的应用.武 汉水利电力大学学报,1997,30(2):75~78
- [4] 纪桂霞,李培红.水环境质量评价的人工神经网络模型及 应用.华北水利水电学院学报,1999,20(1):60~62
- [5] 闻新,周露. MATLAB 神经网络仿真与应用.北京:科学出 版社,2003. 258~289
- [6] 林衍,顾恒岳,周富春,等.湖泊水质富营养化评价的物元 分析法.环境工程,1996,17(2):44~48

Recognition of Lake Water Quality Eutrophication by BP Neutral Networks Model

Han Bo Sun Li Huang Yong

Abstract A model based on BP neutral networks was applied to evaluate the eutrophication of five lakes, and compared with other methods. The results obtained with the BP model are satisfying.

Key words eutrophication BP neutral networks model

MATLAB 在计算烟气连续监测系统中气态污染物相对准确度的应用

曹玉珍 蔡明 黄国梁

(广州市环境监测中心站现场监测室, 广州 510030)

摘要 对固定污染源烟气连续监测系统检测时, 其中气态污染物相对准确度的计算涉及到大量数据。通常的计算过程比较繁琐、费时。针对这种情况, 本文作者设计了一个相应的 MATLAB 程序, 该程序充分利用 MATLAB 语言强大的矩阵计算能力, 分别将连续监测系统中 SO_2 、 NO 和 O_2 的浓度以矩阵输入, 调用该程序即可快速得出所求结果, 解决了常规计算方法繁琐、所耗时间长、容易出错等缺点。

关键词 烟气 连续监测 相对准确度 MATLAB

烟气连续排放监测系统是指对固定污染源排放的颗粒物或气态污染物浓度和排放率进行连续的、实时的跟踪测定。为保证该系统能实时、在线和有效地提供各单位的气态污染物的排放情况, 为环境管理提供客观依据, 必需对该系统进行检测和复检。在检测和复检过程中, 气态污染物相对准确度的计算涉及的数据量较大, 计算过程比较繁琐、费时、容易出错。因此, 研究新的方法来解决这些问题具有较为重要的现实意义。

1 烟气排放连续监测系统的检测和复检

烟气连续排放监测系统^[1](CEMS)是指连续测定

颗粒物或气态污染物浓度和排放率所需要的全部设备。它是由采样、测试、数据采集和处理 3 个子系统组成的监测体系。该系统在调试之后必须进行检测和复检。

1.1 气态污染物相对准确度的检测方法

利用参比方法与 CEMS 法同步测定烟气中气态污染物 SO_2 、 NO 和 O_2 浓度, 连续检测 7 d, 每天连续监测 45 min, 每连续 5 min 计算 1 个平均值, 组成 9 个数据对, 然后利用相关公式进行计算、评估。

1.2 气态污染物相对准确度评估中的相关计算

计算流程见图 1, 气态污染物的相对准确度的计算需要完成的表格及计算项目见表 1。



表 1 参比方法评估气态污染物 CEMS 相对准确度

样品编号	时间 h, min	参比方法(RM) A	CEMS 法 B	日期:	污染物:
1					数据对差 $D=B-A$
:					
9					
参比方法平均值 MA					
数据对差的平均值的绝对值 MD					
数据对差的标准偏差 S _d					
置信系数 cc					
相对准确度 RA					

其中:参比方法平均值 $MA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n A_i$;

数据对差的平均值的绝对值

$$MD = \frac{1}{n} \left| \sum_{i=1}^n D_i \right| = \frac{1}{n} \left| \sum_{i=1}^n (A_i - B_i) \right|$$

$$\text{数据对差的标准偏差 } S_d = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (D_i - MD)^2}{n-1}}$$

置信系数 $cc = \pm t_{f,0.95} \frac{S_d}{\sqrt{n}}$

相对准确度 $RA = \frac{MD + |cc|}{MA} \times 100\%$

式中: A_i, B_i 分别表示用参比方法和 CEMS 方法监测的气态污染物浓度; D_i 表示 CEMS 方法和参比方法所得气态污染物的浓度差。

需要计算的污染物为 SO_2 、 NO 和 O_2 , 需要计算的时间为 7 d, 故一共需要计算 21 张表格。所需计算的数据量太大, 而且所有的计算都为重复计算, 计算过程繁琐、耗时太多、容易出错。基于此, 笔者设计了 1 个 MATLAB 程序, 该程序充分利用 MATLAB^[2] 语言的矩阵计算优势, 直接调用相关函数, 能快速有效地解决上述问题。

2 MATLAB 相关算法

2.1 MATLAB 语言简介

MATLAB(Matrix Laboratory 的缩写)语言出现于 20 世纪 70 年代末期。正如其名所言, MATLAB 语言主要应用于矩阵的数据计算。由于其所具有的强大、方便和快速的矩阵数值计算能力和图象处理能力, 该语言以在科学、技术等相关行业得到广泛的应用。

2.2 MATLAB 算法

1) 数据以矩阵形式输入:

$CEMS = [\text{SO}_2^1, \text{NO}^1, \text{O}_2^1; \text{SO}_2^2, \text{NO}^2, \text{O}_2^2; \dots; \text{SO}_2^7, \text{NO}^7, \text{O}_2^7]_{9 \times 21}$

$RM = [\text{SO}_2^1, \text{NO}^1, \text{O}_2^1; \text{SO}_2^2, \text{NO}_2, \text{O}_2^2; \dots; \text{SO}_2^7, \text{NO}^7, \text{O}_2^7]_{9 \times 21}$

其中: $CEMS$ 表示连续监测系统的监测数据; RM 表示参比方法的监测数据;

$\text{SO}_2^j, \text{NO}^j, \text{O}_2^j$ 表示第 j 天监测的 $\text{SO}_2, \text{NO}, \text{O}_2$ 的浓度数据列, 每列含 45 个监测数据。

可直接从监测系统中调入, 无需手工输入, 可有

效避免输入出错。

2) 数据的预处理:

将 CEMS 和 RM 数据每 5 行计算平均值, 计算结果组成新的矩阵 $CEMS_n(9 \times 21)$ 和 $RM_n(9 \times 21)$ 。

3) 计算数据对差矩阵 $D = CEMS_n - RM_n(9 \times 21)$;

计算参比方法平均值 $MA = \text{mean}(RM_n)_{(1 \times 21)}$;

计算数据对差的平均值的绝对值 $MD = \text{abs}(\text{mean}(D))_{(1 \times 21)}$;

计算数据对差的标准偏差 $S_d = \text{std}(D)_{(1 \times 21)}$;

计算置信系数 $cc = \pm t_{8,0.95} \times S_d / \sqrt{9}_{(1 \times 21)}$;

计算相对准确度 $RA = (MD + \text{abs}(cc)) / MA_{(1 \times 21)}$ 。

4) 输出数据矩阵: $CEMS_n, RM_n, D, MA, MD, S_d, cc, RA$ 。

2.3 MATLAB 主要程序

```
function [RM,d,Sd,cc,Ra]=cemps(x,y);
```

```
%RM is the mean value of x, where x is the vector  
of referring method
```

```
%y is the vector for CEMS;
```

```
%d is the absolute value of the mean value for x-y
```

```
%Sd is the standard deviation of d
```

```
%cc is the confirmed coefficients
```

```
%Ra is the relative accuracy
```

```
MA=mean(x);
```

```
MD=mean(x-y);
```

```
Sd=std(x-y);
```

```
cc=2.306*Sd/3;
```

```
d=abs(d);
```

```
Ra=(d+abs(cc))/RM*100;
```

3 应用实例

我们对广州市某食品行业的烟尘在线监测系统进行连续 7 d 的检测, 检测的参比方法为固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法(GB/T 16157-1996)。我们将该 MATLAB 程序用于 7 d 中某 1 d 天监测数据的计算, 该天的原始数据见表 2。

为了说明该程序的优越性, 我们同时还采用传统的计算器和 EXCEL 方法进行了计算。并将所得的计算结果(见表 3)进行了比较。

计算表明无论采用何种方法都能得到相同的计算结果。但是, 对于不同的方法所需的计算时间不同。采用计算器计算所耗的时间最多, 整个计算过程需用 45 min; 采用 EXCEL 计算需用 35 min; 且这

表2 某食品厂某日在线监测所得烟气数据(已经过预处理)

参比方法			CEMS方法		
SO ₂ /mg·m ⁻³	NO/mg·m ⁻³	O ₂ /%	SO ₂ /mg·m ⁻³	NO/mg·m ⁻³	O ₂ /%
1 287.2	101.6	13.7	1 177.6	97.3	14.1
1 144.0	104.0	13.8	1 149.9	96.6	14.2
1 067.8	102.2	13.7	1 151.5	98.5	14.8
1 112.0	102.2	13.8	1 164.3	133.8	14.2
1 166.4	100.7	13.7	1 204.6	183.3	14.0
1 281.6	101.0	13.4	1 297.8	122.5	13.8
1 268.6	108.9	13.4	1 267.3	118.7	13.9
1 265.2	112.6	13.4	1 263.6	110.1	13.9
1 289.8	111.7	13.6	1 221.7	108.8	14.7

表3 用 MATLAB 程序、计算器和 EXCEL 计算的结果比较

	MATLAB 程序			计算器			EXCEL		
	SO ₂	NO	O ₂	SO ₂	NO	O ₂	SO ₂	NO	O ₂
MA	1209.2	104.988 9	13.6	1 209.2	105.0	13.6	1 209.2	104.988 9	13.622 2
MD	1.744 4	13.855 6	0.566 7	1.74	13.86	0.57	1.744 4	13.855 6	0.566 7
Sd	59.291 8	29.054 7	0.308 2	59.29	29.06	0.31	59.291 8	29.054 7	0.308 2
cc	45.575 6	22.333 4	0.236 9	45.58	22.33	0.24	45.575 6	22.333 4	0.236 9
Ra	3.913 4	34.469 3	5.906 9	3.91	34.47	5.91	3.913 4	34.469 3	5.906 9

2种方法均需要手工输入数据,不可避免地存在输入错误。而采用该程序进行计算,调用程序立即得到结果,由于不需手工输入数据,故能有效地避免输入和计算错误。此外,当将该程序用于连续7 d监测所得数据的处理时,由于MATLAB语言所具有的矩阵计算优势,得到结果的时间与计算1 d监测数据所需时间几乎相同。而采用EXCEL和计算器计算,所需的时间是用MATLAB程序计算时间的7倍。

4 结论

我们设计的这个用于固定污染源烟气连续监测

系统检测中气态污染物相对准确度计算的MATLAB程序,并将其应用于广州市某食品行业的烟尘气在线监测系统数据的处理。结果表明该程序能有效地解决应用传统方法时,由于数据量大导致的计算过程繁琐、费时、容易出错等问题,有效地提高工作效率。

5 参考文献

- [1] 国家环境保护总局. HJ/T 76-2001. 固定污染源排放烟气连续监测系统技术要求及检测方法
- [2] 张宜华. 精通 MATLAB 5. 北京:清华大学出版社, 1998. 2~5

A MATLAB Program for the Calculation of Relative Accuracy of Gaseous Pollutants Measurement with Continuous Flue Monitoring System

Cao Yuzhen Cai Ming Huang Guoliang

Abstract The calculation of relative accuracy for the determination of gaseous pollutants in exhaust, encountered with the continuous flue emission monitoring systems, involves a large data base, and the procedure usually run is complex and time consuming, and sometimes mistakes occur. To improve the computing procedure, a MATLAB program was designed and tested. With the MATLAB computing program, the concentrations of SO₂, NO, and O₂ are inputted as the matrix forms, and the relative accuracy of measurement can be obtained in a short time. There were no mistakes occurred during test of the program.

Key words flue exhaust continuous emission monitoring system relative accuracy MATLAB

《广州环境科学》2005年总目录

题 目	作者(年.期.页)	题 目	作者(年.期.页)
·综 述·			
人工湿地系统除磷研究动态	赵 艳, 金 辉(2005.02.01)	环境生物上游技术和下游技术在污染控制中的应用	吴海珍, 梁世中, 吴锦华, 等(2005.03.11)
·水环境及污染防治·			
废水处理一体化装置试验	邱 维(2005.01.01)	废水脱氮新技术研究进展	李振强, 陈建中(2005.03.16)
采用BP神经网络模型预测油田废水混凝处理效果	王仁雷, 林 衍(2005.01.06)	浅谈SBR污水处理技术的进展	钟玉鸣(2005.03.20)
吹脱法处理高浓度氨氮废水	周明罗, 陈建中, 刘志勇(2005.01.09)	广州市河涌底泥污染现状调查与评价	李明光, 钟继洪, 李淑仪, 等(2005.04.01)
生活污水的生物除磷工艺综述	易 灵, 赵仕林, 李 京, 等(2005.01.12)	污水生化处理中污泥减量技术的应用	刘红叶, 程晓如(2005.04.06)
广东省城市污水处理厂适用工艺优化分析	焦瑞虎, 许振成(2005.01.15)	丝状菌污泥膨胀的微生物学理论与控制对策	张勇强, 邹凯旋(2005.04.09)
惠州市水资源可持续利用对策探索	黄先玉(2005.01.18)	气水比对印染废水生化处理效果的影响	邓汉泳, 许 毅, 陈肖芳(2005.04.12)
洪湖水体氮、磷营养元素变化规律及富营养化进程研究	马 燕, 郑祥民, 远藤邦彦, 等(2005.02.05)	几种絮凝剂在污泥脱水中应用的比较研究	吕锦玲, 陈建中(2005.04.14)
HRT对亚硝酸型硝化反应器处理“中老龄”垃圾渗滤液的影响研究	何 岩, 周恭明(2005.02.08)	·大气环境及污染防治·	
微生物絮凝剂产生菌HHE-P7的培养条件研究	刘 晖, 周康群, 胡勇有, 等(2005.02.12)	燃煤微生物预处理脱硫法的研究进展	孙檉煌, 李彦旭(2005.01.22)
垃圾填埋场渗滤液处理技术评述	王丽凤, 邓 柳, 胡开林(2005.02.16)	广州市机动车排气实施简易工况法检测的条件分析	双菊荣, 李志忠(2005.02.23)
广州荔湾湖整治前后生态环境变化调查	梁永禧, 罗志鹏(2005.02.19)	同时去除柴油机排气中颗粒物和NO _x 的催化剂技术	杨 力, 付名利, 刘艳丽, 等(2005.03.24)
广州感潮河段西航道水源水体富营养化限制因素的研究	罗家海, 莫珠成, 杨丹菁, 等(2005.03.01)	脉冲袋式除尘器在立窑烟气治理中的应用	张文斌, 曾详诚(2005.03.28)
水污染控制原位技术的研究及其发展	韦朝海, 李耀威, 古国榜(2005.03.04)	遥感测量在机动车排放调查和I/M项目评估中应用的初步分析	农加进, 黄 荣, 双菊荣(2005.04.17)
HCR/气浮/SBR工艺处理制浆造纸废水	张雅静(2005.03.08)	·噪声及污染防治·	
		高压蒸汽排空消声器设计与应用	易翔峰(2005.04.20)

题 目	作者(年.期.页)	题 目	作者(年.期.页)
·固体废物及处理·		利用沉水植物治理水体富营养化	种云霄(2005.03.41)
废干电池电解制取锌和二氧化锰的研究——《废干电池无害化与资源化技术研究》第二报	李穗中(2005.02.27)		
美国对危险废物产生者的管理及启示	关志刚(2005.04.23)	·环境评价·	
废干电池热解物料酸溶及溶液净化试验	胡粤辉,凌维靖(2005.04.27)	广州市北兴湖畔生态居住区的景观生态评价	黄益宏,李林玲(2005.01.41)
		区域环境污染积累评价模型探讨	张宝春(2005.01.45)
·环境监测与分析·		广州地区经济发展与大气二氧化硫排放的关系探讨——近18年广州环境库兹涅茨曲线分析	刘应希(2005.02.42)
关于环境空气自动监测站规范管理的讨论	陈群(2005.01.26)	基于粗集、遗传神经网络的环境质量评价	李云辉,梁永宁,张红珍,等(2005.04.35)
轻度污染地表水 COD _{Mn} 分析中稀释倍数的估算	张 瑶(2005.01.29)	水质评价模式识别的 BP 神经网络方法	韩 波,孙 利,黄 勇(2005.04.40)
珠三角某市饮用水水源及河涌水中半挥发性和非挥发性微量有机物的调查	李伟中,何玉新,黄小平,等(2005.02.32)	·环境教育·	
人工神经网络改进 BP 算法优化水质监测点	梁伟臻(2005.03.32)	潮州市环境教育实践与发展思考	陈珊子(2005.03.44)
有机材料工艺雕刻废气毒害成分分析	王玉亮,张璇,余汉豪,等(2005.03.35)	·环境信息与计算机技术·	
		基于 MapObjects 的 GIS 在生态规划中的应用开发浅析	王贯中,陆雍森,王少平(2005.02.45)
·环境管理与监理·		MATLAB 在计算烟气连续监测系统中气态污染物相对准确度的应用	曹玉珍,蔡 明,黄国梁(2005.04.44)
博弈理论在环境保护中的应用	彭 林,潘南明,卢 彦(2005.01.31)	·动态与信息简讯·	
·环境与可持续发展·		召开《广州市环境科学学会 2005 年学术年会》的预通知	(2005.01.05)
岩溶山区煤矿环境影响防治	刘以礼,程义祥,潘明芳,等(2005.04.30)	污水处理厂处理负荷不得低于 60%	(2005.01.30)
·环境经济·		安南认为“城市环境面临重大挑战”	(2005.02.41)
循环经济在区域规划中的应用	申 霞,姚 琪,王 鹏(2005.01.33)	十类不得通过环评审批的项目	(2005.02.44)
BOT 模式在湘江水体污染治理中的应用研究	邓仁健,任伯帜(2005.03.37)	本刊加入《中国知识资源总库》的声明	(2005.03.19)
·环境生态·		经新闻出版署核准本刊已成为《中国知识资源总库》网络出版期刊	(2005.03.31)
土壤养分与微生物关系研究及其应用	朱 丹,周 跃(2005.01.37)	张广宁指出河涌整治要人文结合	(2005.03.47)
三峡库区蓄水后支流回水段富营养化研究	蒙万轮,钟成华,邓春光,等(2005.02.38)	《广州环境科学》征稿启事	(2005.03.48)
		《广州环境科学》2005 年总目录	(2005.04.47)

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCE

Vol.20 No.4

Dec.2005

CONTENTS

Investigation and Assessment of Sediment Pollutants in the Brooklets in Guangzhou <i>Li Mingguang, Zhong Jihong, Li Shuyi, et al</i> (1)
Sludge Reduction Technology and its Applications <i>Liu Hongye, Cheng Xiaoru</i> (6)
Microbiological Principles and Control Strategy for Filamentous Bulking Sludge <i>Zhang Yongqiang, Zou Kaixuan</i> (9)
The Effects of Air/Water Ratio on Biochemical Treatment of Printing-and-dyeing Waste Water <i>Deng Hanyong, Xu Yi, Chen Xiaofang</i> (12)
Comparison of Several Flocculants for Sludge Dehydration <i>Lu Jinling, Chen Jianzhong</i> (14)
Assessment of Remote Sensing in Application to Vehicle Emission Investigation and Performance Evaluation of IM Program <i>Nong Jiajin, Huang Rong, Shuang Jurong</i> (17)
Design and Application of a Noise Suppressor for High-pressure Stream Exhauster <i>Yi Xiangfeng</i> (20)
Enlightenment from the Management Regulations on Hazardous Waste Producer in the USA <i>Guan Zhigang</i> (23)
Acid Soaking-out and Solution Purification Procedures for Pyrolyzed Material of Waste Dry Battery <i>Hu Yuehui, Ling Weijing</i> (27)
Preventing and Curing the Environmental Influence of Coal Mine in Karst Mountain Area <i>Liu Yili, Cheng Yixiang, Pan Mingfang, et al</i> (30)
Environmental Quality Assessment Based on Rough Sets and Genetic-Neural Network <i>Li Yunhui, Liang Yongning, Zhang Hongzhen, et al</i> (35)
Recognition of Lake Water Quality Eutrophication by BP Neutral Networks Model <i>Han Bo, Sun Li, Huang Yong</i> (40)
A MATLAB Program for the Calculation of Relative Accuracy of Gaseous Pollutants Measurement with Continuous Flue Monitoring System <i>Cao Yuzhen, Cai Ming, Huang Guoliang</i> (44)