

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.23 No.3

广州环境科学

第二十三卷 第三期



广州市环境科学学会 主办

3

2008

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 林锦河 骆世明
姚继业 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

- BIOLAK 工艺处理小城镇污水
..... 林文周, 娄金生 (1)
微生物絮凝剂在污泥处理中的应用研究
..... 辛嘉晟 (4)
冬季水库水的自来水净化处理试验
..... 柳志刚, 毕灿华, 姚学俊 (8)
印染废水接触氧化池的调试方法
..... 李亚飞, 杨志南 (11)

大气环境及污染防治

- 广州市机动车分类保有量建模与预测
..... 王贤烽, 彭美春, 林怡青, 等 (13)

环境监测与分析

- 火焰原子吸收法测定高色度含铬废水中的六价铬
..... 肖明波, 黄卓尔, 周树杰, 等 (18)

环境管理与监理

- 关于重大环境污染事件风险管理的讨论
..... 钱龙霞, 张晓岚, 刘明国, 等 (21)

环境生态

- 附植生物对沉水植物的影响研究进展
..... 谭海剑 (25)

环境评价

- 在环境质量综合评价中因素控制变权方法的研究探讨
..... 赵光明, 李 斌, 李 娜 (29)
广州市某工业区周围农田土壤环境质量调查分析
..... 胡迪琴, 朱大明, 余文永, 等 (32)
海上溢油生态环境损害评估及展望
..... 杨天姿, 于桂峰 (36)
土地利用现状环境影响评价——以冷水滩区为例
..... 张小红, 曾 嵘 (40)

环境信息与计算机技术

- GIS 技术在环境规划管理中的应用研究——以 MapInfo 为例
..... 何 磊, 李志琴 (44)

动态信息与简讯

- 关心湿地, 走进红树林(28) 潘岳: 期待珠三角地区率先推行环境经济政策(31) 《广州环境科学》征稿启事(48)

封面摄影

- 海印春潮 林晓东

BIOLAK 工艺处理小城镇污水

林文周 娄金生

(南华大学城市建设学院, 湖南 衡阳 421001)

摘要 采用 BIOLAK 工艺处理生活污水具有出水水质好、运行稳定、管理简单、占地少、产泥量低等特点, 文章介绍了 BIOLAK 工艺在河北某县城污水处理厂设计中的应用, 该工艺对广大城镇具有广阔的应用前景。

关键词 BIOLAK 工艺 生活污水 污水处理

我国现有城镇 2 万多个, 大多数尚未建设污水处理设施, 对水资源构成严重的威胁^[1]。针对我国中、小城镇污水处理要求, 并结合河北省某县城污水特点, 采用了 BIOLAK 工艺, 建成了 1 座城镇污水处理厂, 并得到成功应用。该工艺造价低, 运行费用低, 维护管理简便。现以该县城污水处理厂为例, 介绍 BIOLAK 工艺工程设计情况。

1 工程概述

该县位于华北平原冀东南, 地处黑龙港流域下游, 沧州市域南部。规划确定 2005、2010、2020 年县城总人口分别为 7.1、9.4、13.9 万人, 污水处理厂近期(2010 年)处理规模 3 万 t/d, 远期(2015 年)处理规模 3.5 万 t/d, 建设期 2 a, 生产期 20 a, 厂区占地 28 800 m²。

2 污水水质

根据该县环保局提供的服务区内常年水质监测资料, 以及类似县城污水处理厂进水水质和《给排水设计手册》中一般城市污水中常值, 确定了本工程进水水质如表 1。设计进水水质控制: 工业企业(如化肥厂等)向市政管网排放污水必须处理达到《污水综合排放标准》和《污水排入城市下水道水质标准》中规定的允许值方可进入城市污水处理厂进行处理。

本项目污水的最终出路是排入宣惠河, 根据国家《地表水环境质量标准》中水域功能分类, 宣惠河主要适用于一般工业用水区, 属 IV 类水域, 因此污水处理厂的出水水质按《城镇污水处理厂污染物排放标准》二级标准确定。

表 1 废水处理设计的进、出水水质 mg/L(去除率除外)

污染物	进水水质	出水水质	去除率/%	排放标准
COD	350	60	82.86	< 100
BOD ₅	180	20	88.89	< 30
TSS	180	20	88.89	< 30
NH ₃ -N	35	15	57.14	< 25
TP	2	1	50	< 3

3 BIOLAK 生化澄清一体化工艺

采用生化处理的方法处理污水是一种有效的、经济的, 也是目前最常用的、成熟的污水处理方法, 但是城市污水是否可采用生化处理的方法则取决于污水的可生化性。污水的可生化性一般可利用污水 BOD 与 COD 的比值来判定。根据所确定的该污水处理厂进水指标, BOD₅/COD > 0.4, 属于生化性较好的污水, 可以采用生化处理。

由德国 VON 公司通过精心分析和设计, 由氧化塘工艺逐渐发展成一种新型的 BIOLAK 工艺, 该工艺结合了氧化塘工艺的池型特点, 同时采用了高效率的曝气设备, 即 BIOLAK 曝气装置, 其设计思想的根本目的在于尽可能发挥并强化自然界本身的能量-生化反应, 减少总投资和运行费用, 提高净化效率。

BIOLAK 污水处理工艺流程见图 1, 其特点^[2]如下:

1) 低活性污泥负荷工艺: 污水的生物处理采用延时曝气工艺可不设初沉池, 耐冲击负荷能力强, 剩余污泥量少, 不需要消化处理。

2) BIOLAK 工艺曝气池采用土池结构, 使用

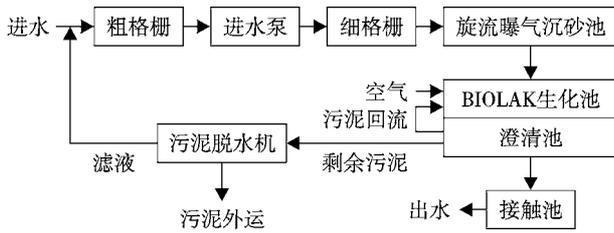


图 1 BIOLAK 工艺流程

HDPE(高密度聚乙烯)防渗层隔绝污水和地下水,这种敷设 HDPE 防渗层的土池不仅易于开挖,投资低廉,而且能满足污水处理池功能上的要求,并能因地制宜,极好的适应现场地形。

3) 悬挂式微孔曝气装置改变了传统曝气系统的固定模式,曝气器由浮管牵引,悬挂在池中,曝气器与布气管间用软管连接,通气时,曝气器由于受力不均在水中产生运动。当曝气器偏离浮管垂直轴时,气泡浮至水面在浮管一侧爆裂,从而对浮管产生反向推动力使浮管运动,浮管又反过来带动曝气器运动,在曝气的情况下运动持续不断。

4) 波浪式间歇曝气系统结合碳化、硝化和脱氮工艺,自动控制每个曝气链的空气流量,使曝气链空气节流,从而在整个曝气池中交替形成数个好氧区和厌氧区。大约 15 min 后,曝气链的空气流量重新分配,原来低空气流量的曝气链获得高的空气流量,以满足液体颗粒混合的需要,形成交替变化的好氧区和厌氧区。由于氧气可以直接从反硝化反应中得到一部分,因此,需要的空气很少;同时在一般情况下,即使氧的浓度很低时系统也能运行,与传统的方法相比,这种工艺的氧化效果好得多。更重要的是它利用分段曝气,可以节省能耗,同时混合好,当负荷变化时,其优点特别明显。通过这样的波浪式曝气,可以减少池中生物性磷。

5) 澄清池与曝气池合建,中间用挡板隔开,节省了土建费用和占地。同时隔墙上均匀设置多个穿墙孔,污水以极低的流速进入澄清区,相于于静止沉淀,沉淀效果好。

6) 由于澄清池与反应池合建,澄清池水流方向较短,因此设计要求严格,水下配水孔流速要求不能过高,防止出现短流,影响沉淀效果。

4 主要设备及建(构)筑物

4.1 格栅

由于城市污水中杂物较多,设 2 道格栅,可有效截留漂杂物,为后续污水泵等设备的正常运转提供保障。前道粗格栅为全不锈钢回转自动除污机 2 台,格栅规格为 1 000 mm × 1 000 mm,栅条间隙 $b=20$ mm,功率 1.1 kW,栅前水深 1.0 m,格栅倾角 $\alpha=75^\circ$ 。后道为 3 台细格栅,规格为 900 mm × 2 000 mm, $b=1$ mm,功率 0.75 kW。为便于维护检修,每台格栅前、后设置手动闸板。在泵房可以监测格栅前、后水位,自动控制格栅启停。同时也可以现场手动启停。

4.2 进水泵房

本工程选用具有高效、防缠绕、无堵塞功能的潜污泵 4 台(3 用 1 备),每台泵采用单独出水管,自由出流。采用变速拖动技术,由超声波液位计来控制变频器,达到自动控制水泵的目的,并节省能耗。单泵基本参数:流量 164 L/s,扬程 12 m,功率 30 kW。

4.3 沉砂池

泵站的出水管分别进入沉砂池的 4 个配水井中,并分成 2 格进入沉砂池,采用 2 个旋流曝气沉砂池,表面负荷 $125 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,直径 3 m,停留时间 30~40 s,有效水深 1.4~2.0 m。排砂方式采用机械出砂,并经过砂水分离器处理后砂粒外运填埋处置。

4.4 BIOLAK 反应池

单座有效容积 $13\,930 \text{ m}^3$,污泥负荷以 BOD_5 计为 $0.11 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,容积负荷以 BOD_5 计为 $0.385 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,污泥浓度 $3.5 \text{ kg}/\text{m}^3$,有效水深 5.0 m,停留时间 11.14 h,泥龄 24 d。曝气设备 BIOLAK 曝气装置鼓风机 4 台(3 用 1 备),风量 $80 \text{ m}^3/\text{min}$,压力 56 000~65 000 mPa,功率 116 kW。

4.5 沉淀池

沉淀池采用全桥式刮吸泥机,数量 2 台,功率 1.5 kW,池中央底部设有污泥斗,污泥经排泥管道,排至回流污泥井。沉淀池数量 2 座,停留时间 3 h,表面负荷 $0.90 \text{ m}^3/\text{h}$,池边水深 3.7 m,单座有效容积 $7\,000 \text{ m}^3$ 。

4.6 污泥脱水机房

污水处理工艺为延时曝气活性污泥法,污泥量较少,而且泥龄长,基本趋于好氧稳定,经重力浓缩后脱水外运。干污泥量 $3\,120 \text{ kg}/\text{d}$,污泥含水率 99.2%,

湿污泥量 390 m³/d。采用 50 DYN1500 型污泥浓缩脱水一体机, 每台流量 50 m³/h, 功率 3 kW, 工作时间 8 h。

4.7 消毒

加二氧化氯消毒, 二氧化氯发生器 2 台, 产气量 5 kg/h, 功率 0.15 kW/台。加氯间面积 151.2 m², 接触池面积 360 m²。

4.8 工程进展

本工程从 2006 年 2 月开始项目前期工作及项目准备, 包括工艺变更的项目申请及审批、厂区征地、地质勘探、初步设计及审批、施工图设计和设备及施工队伍招标等工作。2006 年 9 月开始动工, 进行厂区三通一平, 同时进行厂区构筑物的土建施工, 2007 年 9 月建成并开始调试, 建设期共 22 个月。

4.9 工程投资

污水处理工程建设总投资 6 041.03 万元, 单位处理水量投资 2 013.67 元/m³(除建设 1 座 3 万 m³/d 的污水处理厂外, 同时建设管径 $\varnothing 300 \sim \varnothing 1\,000$ 的城市污水收集干管共 22.26 km, 采用钢筋混凝土管道)。年运行总成本 685 万元, 单位制水成本 0.63 元/m³。年经营费 436 万元, 单位经营成本 0.4 元/m³。

4.10 环境效益

经过半年多的运行, 该污水处理厂运行基本正常, 各项指标均达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 中一级 B 标准。半年多进、出水监测指标平均值如表 2 所示。

表 2 污水处理厂的进出水水质

项目	COD	BOD ₅	TSS	NH ₃ -N	TP
进水 /mg·L ⁻¹	177	76	103	29	4.6
出水 /mg·L ⁻¹	40	18	21	4.3	0.5
去除率 /%	77.4	76.3	79.6	85.2	89.1

目前, 该污水处理厂规模为 3 万 m³/d, 按监测数据计算, 对排入宣惠河水体的污染物减少量为: BOD₅ 389.5 t/a, COD 920.1 t/a, SS 550.7 t/a, NH₃-N 165.9 t/a, TP 27.5 t/a。

由此可见, 污水处理后, 污染物的排放量将大大减少, 宣惠河一带的河道及周围环境可望得到改善, 宣惠河水将逐渐变清, 对整个宣惠河流域的治理将起到积极的推动作用, 同时, 对下游城市的水源地的影响也将得到控制, 满足国家对海河流域及南水北调对水污染的治理要求。

5 结论与建议

采用 BIOLAK 生化澄清一体化工艺处理小城镇污水具有工艺流程短、操作简单、费用低、剩余污泥产生量极少、处理效果好且稳定的特点。对于本工程有以下建议:

1) 为保证污水处理厂生化处理过程的正常运行, 避免最终排放对受纳水体的二次污染, 建议环保部门严格控制污水排放, 凡不符合排放标准的必须在厂内预处理, 达标后方可排入城市污水管道。

2) 建议有关部门抓紧制定当地污水收费征收办法和标准, 并加大征收力度以确保污水处理厂的还贷和运行, 为城市设施的建设和发展提供可靠的经济保障。使城市排水事业的发展、建设与地区经济的发展相协调。

3) 建议有关部门对有代表性的污水排放口水质进行长期连续取样化验, 以便为污水处理厂的设计提供更加详细、准确的水质资料。

6 参考文献

- [1] 屈计宁, 陈洪斌. 城镇及小区污水处理技术与应用[J]. 同济大学学报: 自然科学版, 2004, 32(12): 1664-1670.
- [2] 刘颖, 徐永军, 崔占成, 等. BIOLAK 工艺在污水处理中的应用[J]. 环境科学与管理, 2006, 31(2): 117-118.

Application of BIOLAK for Small City Sewage Treatment

Lin Wenzhou Lou Jinsheng

Abstract The BIOLAK technology used for municipal sewage treatment has some advantages such as effectiveness, stability, simple, occupying small space and low production of mud. As a case of application, a sewage plant of Hebei applicates BIOLAK technology adapts for small city municipal sewage treatment.

Key words BIOLAK technology municipal sewage sewage treatment

微生物絮凝剂在污泥处理中的应用研究

辛嘉晟

(广州环发环保工程有限公司, 广州 510180)

摘要 本研究采用菜园泥土、广州猎德污水处理厂的曝气污水、回流污泥和浓缩污泥富集的菌种,通过菌种的分离与纯化,筛选出絮凝效果最好的菌株 4 株。实验结果表明最适宜生长条件为:培养温度 30 ℃,培养基 pH 值为 7.0,培养时间为 48 h 可达到最高絮凝活性。分别以高岭土悬浊液、暨南大学明湖泥水、黄土水为处理对象,验证 4 株菌和它们的混合菌对不同污水的处理程度。

关键词 微生物絮凝剂 生长条件 污泥浓缩

絮凝技术被广泛应用于水处理中,而絮凝效果主要取决于絮凝剂种类。在絮凝技术发展史上,无机盐类絮凝剂(如硫酸铝、氯化铁等)处理效果不理想。而聚合无机盐型絮凝剂(如聚合氯化铝、聚合硫酸铁等)处理效果虽良好,但用量大,对环境有二次污染。有机高分子絮凝剂如聚丙烯酰胺具有用量少、絮凝速度快,但残留物不易被生物降解,且其单体有强烈的神经毒性和“三致”效应,造成二次污染,因而其应用也受到限制。在这种背景条件下,研究和发​​展絮凝效果好、适应范围广、易生物降解、对环境无二次污染的生物絮凝剂成为必然,且生物絮凝剂可以采取生物工程的手段实现产业化,显示了生物絮凝剂的广阔的应用前景^[1]。本研究采用菜园泥土、广州猎德污水处理厂的曝气污水、回流污泥和浓缩污泥富集的菌种。通过菌种的分离与纯化,筛选出絮凝效果好的 4 株菌株。探讨这几株菌的最适宜生长条件,并分别以高岭土悬浊液、暨南大学明湖泥水、黄泥水为絮凝对象,验证这些菌株单独和两两混合后对不同水样的絮凝效果。

1 微生物絮凝剂

微生物絮凝剂(Microbial flocculants, MBF)是由微生物产生的生物大分子,是一类由微生物产生的絮凝代谢产物,主要有糖蛋白、多糖、蛋白质、纤维素和 DNA 等,具有使其他物质凝聚沉淀的性能。一般利用生物技术,通过细菌、真菌等微生物发酵、抽提、

精炼而得到。

1.1 微生物絮凝剂的产生菌

要进行生物絮凝剂的研究和开发,首要工作是筛选分离出优良的絮凝剂产生菌。这类微生物广泛地存在于自然界,如土壤、污泥、废水中,它们分属于霉菌、酵母菌、细菌、放线菌等。

1.2 微生物絮凝剂的主要组成

微生物絮凝剂是某些种类的细菌、放线菌、霉菌和酵母菌等在特定培养条件下,其生长代谢至一定阶段产生的具有絮凝活性的代谢产物。其主要活性成分是具有两性多聚电解质特性的蛋白质、各种多糖类,或者是蛋白质和糖类参与形成的高分子化合物,核酸类生物高分子化合物,其分子量一般在 10^5 以上。有的絮凝剂还含有无机金属离子,如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Al^{3+} 、 Fe^{2+} 等^[2]。

1.3 微生物絮凝剂的絮凝机理

絮凝是个很复杂的过程,有多种理论可以解释絮凝机理。如桥联作用、电性中和、基团反应等理论^[1]。

2 实验

2.1 菌种的分离与纯化

2.1.1 菌种的采集

本实验所选菌种来自菜园泥土、广州市猎德污水处理厂的曝气池污水、回流污泥和浓缩污泥。

2.1.2 培养基配方

培养基的组成包括合适的碳源、氮源以及其他生长因子,除与菌种有关外,也与其所产絮凝剂性质有关。例如,红平红球菌产粘多糖类絮凝剂,其生长最适碳源为葡萄糖、果糖等,最适氮源为尿素、硫酸铵。拟青霉菌 SP-1 以淀粉为碳源,酪蛋白的水解产物为氮源时有利于絮凝剂的产生。

牛肉膏蛋白胨培养基:牛肉浸膏 3 g、蛋白胨 10 g、NaCl 5 g、琼脂 18 g、水 1 000 mL, pH 值控制在 7.0~7.2,在 1.05 kg/cm² 下灭菌 20 min;

酵母培养基:酵母粉 2 g、蛋白胨 2 g、葡萄糖 20 g、琼脂 20 g、MgSO₄ 0.5 g、水 1 000 mL, pH 值控制在 5.0~5.2,在 1.05 kg/cm² 下灭菌 20 min;

马铃薯培养基:马铃薯 200 g、蔗糖 20 g、琼脂 20 g、水 1 000 mL, 马铃薯去皮,切成块煮沸 0.5 h,然后用纱布过滤,再加糖及琼脂,溶化后补足水至 1 000 mL。记录 pH 值,在 1.05 kg/cm² 下灭菌 20 min^[9]。

2.1.3 菌种的分离与纯化

涂布:将上述 3 种样品按涂布的方法,先分别稀释至 10⁻¹、10⁻²、10⁻³、10⁻⁴、10⁻⁵ 5 种浓度,充分摇匀。然后用 3 支 1 mL 无菌吸管分别从上述 3 种菌种采集液所配制的 5 种浓度的溶液中吸取 0.2 mL 溶液,再分别倒在牛肉膏蛋白胨培养基、酵母培养基和马铃薯培养基的平板上,用无菌接种铲在培养基表面轻轻涂布均匀。

培养:将酵母培养基和马铃薯培养基平板倒置于 30 ℃ 的恒温培养箱中培养 3~5 d,将牛肉膏蛋白胨培养基平板倒置于 30 ℃ 的恒温培养箱中培养 2~3 d。

分离:将培养后长出的单个菌落分别挑取接种到相应的培养基平板上,划线分离。用接种环以无菌操作挑取生长特征一致的菌苔,在相对应的培养基平板上划线培养。

挑菌:将培养后长出的单个菌落分别挑取接种到相应的斜面培养基上,放到冰箱中冷藏保存。在每次使用之前接种到新鲜的培养基上活化菌株^[9]。

2.2 菌种的初筛与复筛

2.2.1 初筛

选择荚膜较厚,表面光滑、有凸起,生长较快的菌株作为初筛对象,用 250 mL 三角瓶装入 100 mL 培养基,接种从相应平板上纯化出的菌株。在 160 r/min, 30 ℃ 摇床培养 24~72 h。所得培养液对高岭土悬浊

液为絮凝对象进行絮凝活性初步测定,具体实验操作为:用 150 mL 烧杯装入 98 mL 4 g/L 的高岭土悬浊液、2 mL 10 mg/mL 氯化钙溶液、适量菌液混合离心(5 000 r/min)后取 1 mL 上清液,用 ZR4-6 混凝试验搅拌机搅拌:快速(250 r/min) 2 min,中速(150 r/min) 3 min,慢速(50 r/min) 5 min。搅拌后静置 10 min,选择产生矾花较大,絮凝沉降较快的菌株作进一步分离纯化,以便下一步复筛实验。

2.2.2 复筛

将初筛中有明显絮凝活性的菌株进一步分离纯化,直到培养皿上的菌落单一为止,把纯化后的菌株选择适当培养条件进行液体富集培养,进一步作絮凝活性的测试。具体实验操作与初筛中进行絮凝活性初步测定的具体操作相同。然后用浊度计测定上清液浊度,同时以蒸馏水代替培养液和氯化钙溶液作对照实验,絮凝效果以浊度去除率作为测试标准^[9]。

$$\text{絮凝率} = (A - B) / A \times 100\% \quad (1)$$

式中: A 为对照上清液浊度, NTU; B 为样品上清液浊度, NTU。

2.2.3 复筛后菌株两两混合处理高岭土悬浮液实验

选取上述实验最好的 4 株菌株,进行混合实验,用 150 mL 烧杯装入 98 mL 4 g/L 的高岭土悬浊液、2 mL 10 mg/mL 氯化钙溶液、适量菌液混合离心(5 000 r/min)后各取 2 种菌株 0.5 mL 上清液,用 ZR4-6 混凝试验搅拌机搅拌:快速(250 r/min) 2 min,中速(150 r/min) 3 min,慢速(50 r/min) 5 min。搅拌后静置 10 min,用浊度计测定其上清液浊度。同时以蒸馏水代替培养液和氯化钙溶液作对照实验。絮凝效果以浊度去除率作为测试标准,按式(1)计算絮凝率。

3 实验结果及讨论

3.1 复筛实验结果

经过复筛实验得出 4 菌株,絮凝率都在 65% 以上。分别是第 1、第 12、第 14、第 17 号菌,其絮凝率分别为 74.1%、70.1%、75.9%、66.3%。实验结果见表 1。

3.2 复筛后菌株的两两混合实验结果

用复筛得到的 4 株菌株进行两两混合的高岭土实验,得到:12+14、14+17 的菌种组合效果比较好,特别是 14+17,絮凝率超过了 90%。实验结果见表 2。

从实验可以看出,混合菌的效果明显优于单一菌,而且有些组合效果特别好。

表1 菌株处理高岭土悬浊液的实验结果

菌株号	上清液浊度 /NTU	空白浊度 /NTU	去除率 /%
1	103	398	74.1
12	119	398	70.1
14	96	398	75.9
17	134	398	66.3

表2 混合菌株处理高岭土悬浊液的实验结果

菌株号	上清液浊度 /NTU	空白浊度 /NTU	去除率 /%
1+12	155	398	61.1
1+14	100	398	74.9
1+17	232	398	41.7
12+14	68	398	82.9
12+17	84	398	78.9
14+17	39	398	90.2

3.3 最佳培养条件的探索

根据以上实验结果,选取单菌:1、12、14,复合菌:12+14、14+17进行进一步的实验。

3.3.1 碳源种类的研究

碳源是组成培养基的主要成分之一。常用的碳源有糖类、有机酸及低碳醇等。碳源的主要作用是构成微生物细胞的含碳物质(碳架)及供给微生物生长、繁殖及运动所需要的能量,微生物细胞中的碳素含量相当高,占干物质的50%左右,所以,微生物对碳素的需要量最大。

本实验分别以蔗糖、葡萄糖、乳糖、乙醇、柠檬酸等为碳源,以酵母膏为氮源,实验结果见图1。可见以葡萄糖作碳源时产生的絮凝活性最高。

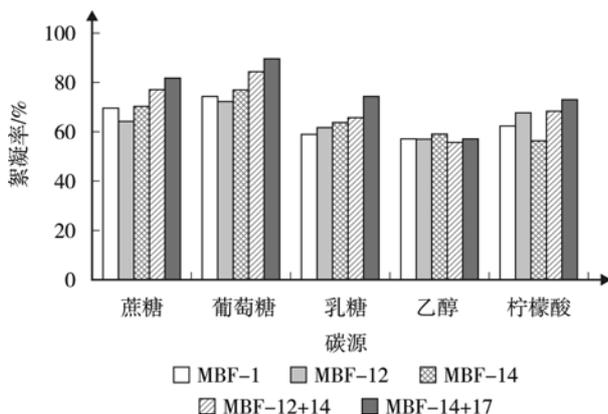


图1 不同碳源的絮凝活性

3.3.2 氮源种类的研究

氮源主要是用于构成菌体细胞物质(氨基酸、蛋

白质、核酸等)和含氮代谢物。常用的氮源可分为2大类:有机氮源和无机氮源。本实验中以葡萄糖为碳源,分别以酵母膏、蛋白胨、尿素、硝酸钾、硫酸铵为氮源,实验结果见图2。可见选择酵母膏为氮源,所选菌株能够产生更高的絮凝活性。

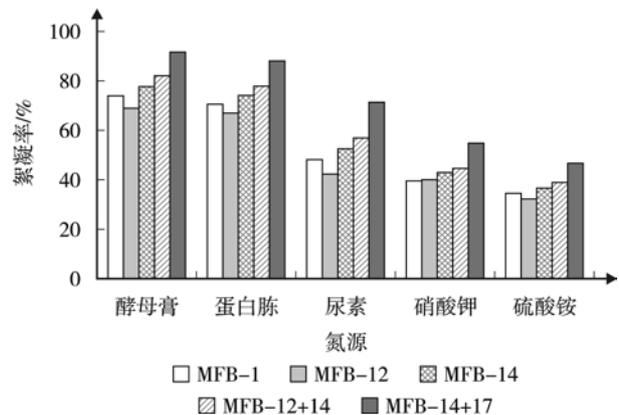


图2 氮源与絮凝率的关系

3.3.3 培养基初始 pH 值

每种微生物都有一个最适宜的 pH 值。微生物生长的 pH 值也与培养基的组成有关,改变培养基初始 pH 值,会影响到微生物的生长和产生次生代谢产物的能力。实验结果发现,4 株菌在 pH 值为 7 左右,絮凝活性最高。

3.3.4 通气量对絮凝活性的影响

通气量对菌株生长及絮凝剂的产生是一个不可忽视的因素。实验选择以不同摇床转速为改变通气量的手段,实验结果见图3。实验结果表明:当摇床速度为 160~180 r/min,复合菌有较好的絮凝活性。

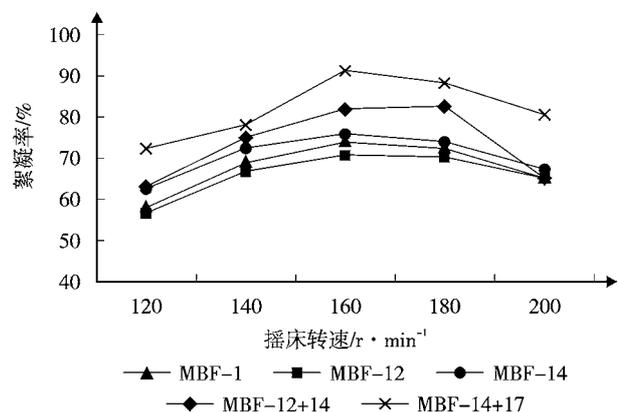


图3 通气量对絮凝活性的影响

3.3.5 培养温度

任何微生物只能在一定的温度范围内生存,在

适宜的温度范围内微生物能大量繁殖,为确定菌株及絮凝剂产生的最佳培养温度,选定 25、30、35 ℃ 3 种培养温度,以絮凝活性为标准进行考察。在实验中,发现单菌或复合菌在 30 ℃ 下,菌株长势均较好,且有较好的絮凝活性。

3.3.6 培养时间

每一种微生物都有其一定的生命活动周期,在不同的生长阶段对菌产絮凝剂的影响也不同。为确定絮凝剂产生菌产生絮凝剂的最适宜生长阶段,在培养基及培养条件相同时,分别在不同的培养时间下,用高岭土悬浊液为絮凝对象测定其絮凝活性,以絮凝活性最好的时间为最佳培养时间。每 12 h 取样测定 1 次,测定结果见图 4。

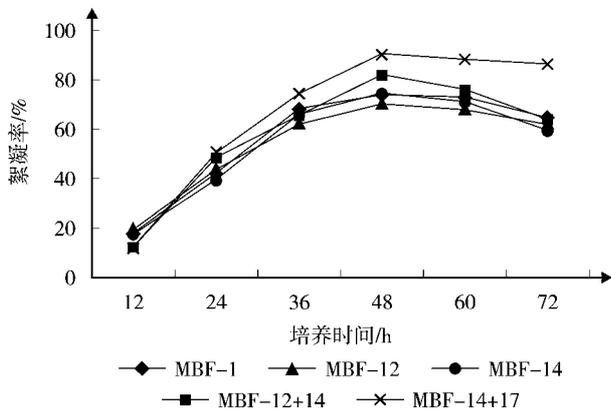


图 4 培养时间对絮凝活性的影响

由实验可知,菌株及它们的复合菌在培养 48 h 以后,其絮凝活性达到最大,随着时间的延长,絮凝活性稍有减少,即产生絮凝剂的最佳收获时间为 48 h。

3.3.7 发酵液、上清液及菌体絮凝活性的对比

取发酵液、上清液及菌体分别测定其絮凝率,结果见图 5。可见具有絮凝活性的物质主要集中在上清液中,即生物絮凝剂主要是由胞外分泌物所产生。

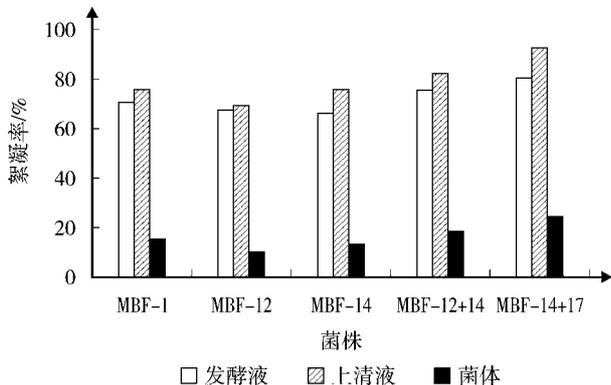


图 5 发酵液、上清液及菌体絮凝活性的对比

4 对泥水的应用实验

4.1 湖泊泥水的絮凝实验

本实验在取实际废水絮凝实验的步骤中,按照就地取材的原则,采集了暨南大学明湖岸边的泥浆水样进行了实验。实验步骤是:选取上述单菌和复合菌,进行泥水实验,泥水选自明湖干枯部分的污泥水,用 150 mL 烧杯装入 98 mL 污泥水、2 mL 10 mg/mL 氯化钙溶液、适量菌液混合离心(5000 r/min)后取菌株 1 mL 上清液,用 ZR4-6 混凝试验搅拌机搅拌:快速(250 r/min) 2 min,中速(150 r/min) 3 min,慢速(50 r/min) 5 min。搅拌后静置 10 min,用浊度计测定其上清液浊度。同时以蒸馏水代替培养液和氯化钙溶液作对照实验。絮凝效果以浊度去除率作为测试标准,按式(1)计算絮凝率。

4.2 黄泥土水的絮凝实验

按照就地取材的原则,采了学校工地的黄泥土经处理,进行泥浆水实验。实验步骤是:选取上述单菌和复合菌进行泥水实验,用 150 mL 烧杯装入 98 mL 污泥水液、2 mL 10 mg/mL 氯化钙溶液、适量菌液混合离心(5000 r/min)后取菌株 1 mL 上清液,用 ZR4-6 混凝试验搅拌机搅拌:快速(250 r/min) 2 min,中速(150 r/min) 3 min,慢速(50 r/min) 5 min。搅拌后静置 10 min,用浊度计测定其上清液浊度。同时以蒸馏水代替培养液和氯化钙溶液作对照实验。絮凝效果以浊度去除率作为测试标准,按式(1)计算絮凝率。

4.3 泥水实验结果与讨论

明湖泥水絮凝实验结果见表 3。可以看出,混合菌的效果比单一菌好得多,在高岭土悬浊液实验中,效果最好的 14+17 号组合,在处理明湖泥浆水时也取得了最好的效果,絮凝率达到 82.2%。

表 3 菌株的明湖泥水絮凝实验

菌株号	上清液浊度 /NTU	空白浊度 /NTU	去除率 /%
1	82	241	66.0
12	75	241	68.9
14	73	241	69.7
12+14	69	241	71.4
14+17	43	241	82.2

黄泥土絮凝实验结果见表 4。实验结果也是混合菌的效果比较好。14+17 号组合还是有着最好的
(下转第 17 页)

冬季水库水的自来水净化处理试验

柳志刚¹ 毕灿华² 姚学俊²

(¹广州市荔湾区环境监测站, 广州 510380; ²广州市花都区自来水公司, 广州 510800)

摘要 冬季水库水温 9~20 ℃, 浑浊度在 3~15 NTU 之间, 阳光充足时, 藻类较多, 投加聚合氯化铝净化处理由于矾花轻而小, 在沉淀池易出现“反池”现象, 水质浑浊度指标难以保证。通过加入黄泥粉和少量高锰酸钾, 使矾花结大加重, 可以克服“反池”现象, 达到较好的沉淀净化效果。

关键词 低温低浊 水处理 黄泥粉 高锰酸钾

广州市北部某自来水厂以水库水为原水。该水厂的供水设计能力为 40 000 m³/d, 工艺流程为: 一级泵站(投加聚合氯化铝、高锰酸钾、氯气)- 环形反应池 - 斜管沉淀池 - 虹吸滤池 - 清水池(二次加氯)- 二级泵站。冬天该水库水温在 9~20 ℃ 范围, 浑浊度在 3~15 NTU 之间, 阳光充足时, 藻类生长迅速, 藻类细胞数达到 8.5 × 10⁶ 个/L, 水中泥量较少, 不能有效形成矾花中心; 投加净水剂聚合氯化铝后, 矾花轻而小, 沉淀池容易出现“反池”现象, 大量絮状矾花流入滤池, 加重滤池的负担, 反冲洗频率由原来的 8~10 h 调整为 2~3 h, 浪费大量水和加大能耗, 日供水量下降到 15 000~20 000 m³/d。投加黄泥粉处理低温低浊原水的方法已有人采用, 但未见有系统报道。笔者在实验室试验结果的基础上, 通过投加黄泥粉/助凝剂/高锰酸钾的方法, 使矾花结大加重, 提高供水能力, 比单一投加黄泥粉效果更为显著。水厂冬季实际生产试运行结果显示, 投加黄泥粉/助凝剂/高锰酸钾可有效克服“反池”现象, 提高供水能力, 保证出厂水浑浊度低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)的限值 1.0 NTU^[1]。

1 实验室试验部分

1.1 仪器设备

ZR4-6 混凝试验搅拌机、容量瓶、移液管等。

1.2 试验方法

取 1 L 水库水加入净水剂、助凝剂进行混凝试

验, 沉降后取上清液检测水质。混凝试验搅拌参数为 80 r/min, 运行 2 min。

1.3 试验结果

1.3.1 聚合氯化铝投加量对浑浊度的影响

试验原水水温 14 ℃、pH 值 7.0。试验结果表明, 随着聚合氯化铝投加量的增加出水浑浊度显著下降(见表 1)。然而, 单一投加聚合氯化铝所形成的沉淀矾花结体较小而且轻浮, 沉降速度较慢, 效果较差。虽然随着聚合氯化铝投加量的增大, 矾花结体会相应增大一些, 但大量投加聚合氯化铝会增加出水铝的含量, 容易出现新的问题。聚合氯化铝投加量定为 30 mg/L。

表 1 聚合氯化铝投加量对出水浑浊度的影响

聚合氯化铝 mg/L	出水浑浊度 NTU	聚合氯化铝 mg/L	出水浑浊度 NTU
0	13.3	25	5.93
10	11.1	30	4.01
15	8.19	40	2.41
20	8.12		

1.3.2 投加聚合氯化铝/黄泥粉沉降试验

试验原水水温 14 ℃、浑浊度 12.1 NTU、pH 值 7.0。取山上黄泥, 除去砂石, 干燥后称重配成一定浓度的泥水。以不同量加入, 按混凝试验参数进行试验, 结果见表 2。

随着泥粉加入量逐步加大, 矾花明显结大, 下沉速度加快, 当黄泥粉加到 100 mg/L 时, 水样有微红

表 2 聚合氯化铝 / 黄泥粉沉降试验结果

聚合氯化铝 mg/L	黄泥粉 mg/L	出水浑浊度 NTU
30	0	5.96
30	10	5.72
30	30	5.03
30	50	2.62
30	80	2.02
30	100	2.35

色,使浊度读数反而加大。考虑到黄泥粉如果加入太多会使聚合氯化铝用量加大,而且加入量太大在生产实际中是不可行的,黄泥粉加入量定为 50 mg/L。

1.3.3 加入其他助凝剂混凝沉降试验

试验原水水温 22.5 ℃、浑浊度 5.62 NTU、pH 值 7.0,聚合氯化铝投加量为 30 mg/L,黄泥粉加入量 50 mg/L,高锰酸钾加入量 0.4 mg/L(经验数据),聚丙烯酰胺加入量 0.05 mL/L(经验数据)。聚合氯化铝与泥粉合用,混凝效果有所改善,但仍然不够理想,尝试加入助凝剂高锰酸钾、聚丙烯酰胺试验其混凝效果的改善情况,结果见表 3。

表 3 助凝剂混凝沉降试验结果 NTU

序号	净水剂和助凝剂	出水 浑浊度	现象描述
1	聚合氯化铝 + 黄泥粉 + 高锰酸钾	1.08	矾花最大,结实沉降最快
2	聚合氯化铝 + 黄泥粉 + 聚丙烯酰胺	0.73	矾花较大,沉降较快
3	聚合氯化铝 + 黄泥粉 + 聚丙烯酰胺 + 高锰酸钾	1.46	矾花大但轻,沉降较慢
4	聚合氯化铝 + 聚丙烯酰胺 + 高锰酸钾	1.18	矾花较大,沉降快
5	聚合氯化铝	2.06	矾花轻,小,沉降慢

从现象观察,“聚合氯化铝 + 黄泥粉 + 聚丙烯酰胺”不及“聚合氯化铝 + 黄泥粉 + 高锰酸钾”沉降快速,但从混凝沉降后的浑浊度看前者却好一些。考虑到聚丙烯酰胺有毒,而且水厂现有投加高锰酸钾的设备,决定采用“聚合氯化铝 + 黄泥粉 + 高锰酸钾”方案。

1.3.4 pH 值对混凝效果的影响

试验原水水温 15 ℃、浑浊度 6.82 NTU、pH 值 7.0。调节原水不同 pH 值,加入 30 mg/L 聚合氯化

铝,50 mg/L 黄泥粉,0.3 mg/L 高锰酸钾,沉降试验结果见表 4。

表 4 pH 值对混凝效果的影响

pH 值	出水浑浊度 NTU	现象描述	沉降后 pH 值
7.0	2.26	矾花变化不大	6.9
7.2	2.10		7.2
7.3	2.44		7.3
7.4	2.32		7.4
7.5	2.42		7.4
7.6	2.63		7.5

加混凝剂处理后水的 pH 值变化不大,在原水 pH 值为 7.0 的情况下,可以不加碱处理。

1.3.5 混凝剂、助凝剂、黄泥粉的加入顺序试验

聚合氯化铝加入量 30 mg/L,黄泥粉加入量 50 mg/L。高锰酸钾加入量 0.4 mg/L,按先后次序加入,先加入的搅拌 1 min 后再加入其他,结果见表 5。

表 5 药剂加入次序对混凝效果的影响 NTU

序号	加入顺序	出水 浑浊度	现象描述
1	先加高锰酸钾,后加聚合氯化铝、黄泥粉	0.86	矾花较大,沉降较好
2	先加聚合氯化铝、黄泥粉,后加高锰酸钾	1.23	与 1 号差不多
3	先加黄泥粉,后加聚合氯化铝、高锰酸钾	2.17	矾花相对较差
4	高锰酸钾、聚合氯化铝、黄泥粉一起加入	1.04	矾花最大,结实沉降最快

从现象和数据看,1、4 号效果较好,考虑水厂实际情况,采用高锰酸钾、聚合氯化铝、黄泥粉一起加入的方案。

1.3.6 黄泥粉质量检测

附近地区采到的山坭有偏黄和偏红 2 种,经检测都含有铝和铁,其中黄坭含铝、铁较高,经室内和现场试验都证实黄坭的助凝效果较红坭好,有害金属都没有检出(见表 6)。

1.4 实验室试验小结

对于原水为低温低浊藻类较多的水库水,为了保证水厂的供水量和水质,试验证明,可以通过加入约 50 mg/L 的黄坭和 0.2~0.4 mg/L 的高锰酸钾作为助凝剂,使矾花增大,沉降速度加快,藻类也在混凝

表6 坭粉质量检测结果 %

检测项目	黄坭	红坭
Ag	未检出	未检出
Cd	未检出	未检出
Cu	0.000 6	0.000 7
Fe	0.071	0.047
Mn	未检出	0.000 7
Zn	未检出	未检出
Pb	0.000 4	0.000 6
Al	0.3	0.24
Se	未检出	未检出
Hg	未检出	未检出
As	未检出	未检出

中形成矾花沉降下来,达到预期的目的。

试验延续了1个多月,所以每次试验所用的水样理化性质都有些不同,但原水水质对于水厂生产的影响是季节性的,室内试验提供了处理的方法,实际生产中要根据当天的水质情况决定投加量。

2 水厂生产试验

水厂生产现场试验3 d。试验过程如下:

1) 开始以2 000 m³/h抽水生产,只加入聚合氯化铝混凝剂,在沉淀池马上出现“反池”现象,大量矾花不能在沉淀池沉淀下来,直接流到滤池。

2) 此时按一定比例定量把溶解好的黄坭浆和高锰酸钾从少到多慢慢加入到混合池,并调节聚合氯化铝的加入量。随着黄坭浆加入量增加,在环流反应池明显观察到矾花变大,沉淀池上方的矾花逐步减少至基本消失,此时保持整个水处理过程稳定。

3) 测得待滤水浑浊度平均值1.56 NTU,滤后水(相当于出厂水)浑浊度平均值0.40 NTU,余氯1.86 mg/L。净水剂投加量为:聚合氯化铝约20 mg/L,黄坭粉约70 mg/L,高锰酸钾0.2 mg/L。

连续3 d同时检测原水和出厂水的锰含量,原水锰含量0.06~0.09 mg/L,出厂水锰含量<0.05 mg/L。因为加入高锰酸钾量很少,不会影响水质。表7是2007年12月试验时和常规生产时的水质检测数据。

3 结果讨论

生产试验的数据与实验室做出的数据比较,聚合氯化铝的加入量减少而黄坭粉的加入量增加,但两者比较接近。如果在稳定生产过程中,不一定

表7 水厂3 d 试验水质检测结果

检验项目	25日 (试验1)	26日 (试验2)	28日 (试验3)	21日 (常规)
色度	11	10	10	10
浑浊度/NTU	0.311	0.152	0.275	0.490
臭和味	0	0	0	0
肉眼可见物	无	无	无	无
pH值	7.2	7.0	7.2	7.1
耗氧量/mg·L ⁻¹	2.54	2.19	2.52	2.24
铜/mg·L ⁻¹	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
铁/mg·L ⁻¹	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
锰/mg·L ⁻¹	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
锌/mg·L ⁻¹	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
铝/mg·L ⁻¹	—	—	—	0.08
亚硝酸盐氮/mg·L ⁻¹	0.006	<0.001	0.006	0.005
氨氮/mg·L ⁻¹	1.38	0.78	1.54	1.05
菌落总数/CFU·mL ⁻¹	未检出	1	1	3
总大肠菌群/CFU·(100 mL) ⁻¹	未检出	未检出	未检出	未检出
余氯/mg·L ⁻¹	1.28	3.1	1.69	2.3
水温/°C	16.0	16.5	17.5	18.5

要求做到最好混凝沉降状态都可达到出厂水浑浊度达标的目的,可以适当减少黄坭粉的加入量,或是适当加大聚合氯化铝的量,都可以达到较好的净水效果。

冬季阳光充足,藻类大量繁殖也是造成“反池”的原因,藻类较轻,难于沉降。通过加入黄坭粉和高锰酸钾使矾花结大,高锰酸钾有杀死藻类的作用,使沉降效果显著。

从水质检测报告上看常规工艺和“试验工艺”对水质影响不大,但“试验工艺”可以克服“反池”现象,保证水厂正常运行。

4 结论

通过实验室和现场生产试验,对于冬季低浊藻类较多的水库水,加入20~30 mg/L聚合氯化铝,50~70 mg/L黄坭粉和0.2~0.4 mg/L的高锰酸钾作为助凝剂,可以克服“反池”现象,达到降低电耗,节约洗池水,提高供水能力,保证出厂水水质指标浑浊度达到《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)1.0 NTU以下的目的。投加黄坭粉和高锰酸钾工艺操作简单,不需要特殊设备,黄坭粉易取无害,价钱低廉。高锰酸钾加入量很少,这是自来水厂处理特殊水源水质

(下转第47页)

印染废水接触氧化池的调试方法

李亚飞 杨志南

(上海工大科技园区环境工程有限公司南通分公司, 江苏 南通 226001)

摘要 目前国内印染废水处理手段以生化法为主,将物理化学法与之串联。该项目采用“絮凝沉淀+水解酸化+接触氧化”处理工艺,文章主要介绍该印染废水处理工程的接触氧化处理工艺的调试。

关键词 接触氧化 调试 培养 印染废水

目前国内的印染废水处理手段以生化法为主,将物理化学法与之串联。本项目采用“絮凝沉淀+水解酸化+接触氧化”处理工艺^[1],其中接触氧化池有效容积为 450 m³,有效水深 4 m,停留时间(HRT)为 15 h,池内采用微孔曝气器进行曝气,并填充组合填料,填料层高度 3 m,汽水比为 16:1。污水处理基建工程竣工验收后,立即转入调试运行阶段,考核装置是否达到设计处理能力。

1 调试目的

调试的主要目的是生物膜的培养和驯化,即选择、培养适应实际水质的微生物。

2 调试方法

调试阶段一般分单机试转、联动试转、投料调试运行 3 个步骤。

2.1 单机试转

2.1.1 运转机器的单机试运转

要求污水处理操作工配合电工、钳工对水泵、风机等关键设备按规定进行单机试运转,确认无异常现象,按规定注入润滑油。

2.1.2 槽罐及管路的洗涤

1) 工艺用水管路用水洗涤,冲洗到无锈、无混浊、无异物为止。

2) 清扫调节池、中和池、污泥池、接触氧化池等,建构物达到池底、池壁清洁干净。然后向各池、槽内充水,冲洗池、槽及配管洗涤直至无锈、无混浊、无异物为止。

2.1.3 充水试验

按设计工艺顺序向各单元进行充水试验,充水按照设计要求一般分 3 次完成,即按 1/3、1/3、1/3 充水,每次充水后,暂停 3~8 h,检查液面变动及建构物池体的渗漏和耐压情况。特别注意:设计不受力的双侧均水位隔墙,充水应在 2 侧同时冲水。充水试验的另一个作用是按设计水位高程要求,检查水路是否畅通,保证正常运行后能满水量自流,防止出现跑、冒、滴、漏水现象。

2.2 联动试转(用水试运转)

2.2.1 污水处理设施水运转

① 将各槽、罐充水,转动槽、罐内搅拌机,确认无异常杂音及振动,电流值正常;② 确认污水泵、风机等机械设备的性能;③ 对接触氧化池曝气头进行清水试验,确保池内曝气均匀,接触氧化池首次通水深度为淹没曝气头 0.5 m 左右,开动风机进行曝气,检查各曝气头是否均衡曝气。否则,应排水进行重新安装,直至达到要求为止。继续充水,直到达到正常工作状态,再次启动曝气应能正常工作。气量大、气泡细、翻滚均匀为最佳状态。

2.2.2 污泥处理设施水运转

① 转动各槽内搅拌机,确认无杂音、无振动、电流值正常;② 将水注入泵,进行水运转,确认各泵的性能。

2.3 投料调试运行

2.3.1 营养物质的准备

尿素 300 kg;过磷酸钙 200 kg;面粉 500 kg;白糖 100 kg;活性污泥 25 t(可直接从其他印染厂或城

市污水处理厂浓缩池压滤后的污泥中提取)。

2.3.2 培养过程

取水水质相同并已正常运行的印染污水系统脱水后的污泥作菌种源加入接触氧化池进行接种培养。加适量水捣碎,再加 150 m³ 的生产废水,然后加清水贮满池子开始曝气培养。为了加快生物膜的形成,避免由于废水营养单一,每天加入一次 BOD₅:N:P=100:5:1 的营养物^[2],即每池投加尿素 5~6 kg/d、磷肥 2~3 kg/d、面粉 20~40 kg/d、白糖 2 kg/d。首次接种污泥后静置 20 h 不曝气,使固着态微生物接种到填料上,然后曝气 24 h,静置 1 h 后排掉接触氧化池的上清液。再泵入污水重复操作,6 d 后,填料表面已全部挂上生物膜,第 7 天开始连续小水量进水。

每次换水时先停止曝气,沉淀 1 h,放掉或用泵抽掉上层清液(占总体积的 1/5 或 1/4),再加入新的污水,曝气。同时投加营养物质:面粉、白糖、尿素、磷肥等。逐步增加换水次数达到增加换水量。同时控制溶解氧在 2~4 mg/L 之间。大约经过 10~15 d,填料上有一

些变形虫、漫游虫,手摸填料有粘性、滑腻感,在 20 d 以后出现鞭毛虫、钟虫等原生动物。再经过 20 d 的培养出现轮虫、线虫等后生动物^[3],标志生物膜已经长成。可以开始连续小水量运行。污泥的培养即告完成。

污泥的培养结束后,进行污泥驯化。此阶段不但要培养出适当的菌种,还要确定活性污泥系统的最佳运行条件。其步骤如下:向接触氧化池投加印染废水,开始时每天投加池容的 1/10,后 1/9、1/8...1/2,直至全部。在此过程中,每天做好各项水质指标和控制参数的测定,注意观察污泥性状及生长情况,并及时监测排水水质指标(COD、pH 值、SS),做好记录。驯化时,进水每变化一次需要保持数天,待运行稳定后(指污泥浓度未减少,处理效果正常),才可再次变动配比,直至驯化结束。

2.3.3 系统的运行控制

调试运行过程中应采取控制点的定时监控。各控制点控制项目的监测要求见表 1,其中 COD 需监测接触氧化池进水和出水(沉淀池)。

表 1 控制点的控制项目监测要求

控制点	pH 值 / 次·h ⁻¹	温度 / 次·h ⁻¹	COD / 次·d ⁻¹	DO / 次·d ⁻¹	微生物 [*] / 次·d ⁻¹	SV ^{**} / 次·d ⁻¹
接触氧化池进水	1	1	2	—	—	—
接触氧化池	1	1	—	1	1	1
沉淀池	—	—	2	—	—	—

注: * 微生物的监控主要是观察污泥的性状,可在接触氧化池中把悬挂的活动填料定期取出观察; ** SV 为污泥沉降比。

运行过程中,重点监测 COD、SV,保证接触氧化池中污泥负荷的合理性。每次改变污水加入量的初期一定要注意观察污泥性状,及记录其适应时间,为下次污水加入量的改变提供参考依据^[4]。

3 异常现象处理方法及注意事项

1) 调试运行前对所有设施、管道及水下设备进行检查,彻底清理所有杂物,对构筑物进行充水试验,以避免通水后管道、设备堵塞和维修水下设备影响调试的顺利进行。

2) 调试运行中,应严格监测生物接触氧化池内 DO、温度、COD、pH 值变化、微生物生长状态及种类,尤其是 pH 值,超过要求时应立即采取相应措施,否则会使培菌工作前功尽弃。对于高温印染废水,应特别注意接触氧化池进水口的温度变化。当污泥 SV ≥ 30% 时,要少量排泥。

3) 沉淀池出现大块黑色污泥上浮,经分析为沉淀池局部积泥厌氧,产生 CH₄、CO₂ 气泡附于泥粒使之上浮。解决办法:加大回流比、多排泥。

4) 污泥膨胀:经分析由于有机物超出正常负荷,同时溶解氧过低(0.7~2.0 mg/L)导致丝状菌的优势生长引起污泥膨胀。解决办法:增加污泥的回流量,增加曝气量,适当减少进水量。

4 参考文献

- [1] 武江津,王凯军,丁庭华,等. 三废处理工程技术手册(废水卷)[M]. 北京:化学工业出版社,2000:60-80.
- [2] 李家珍. 染料、染色工业废水处理[M]. 北京:化学工业出版社,1998:354-370.
- [3] 邵云海,蒋克彬. 水解与接触氧化工艺处理印染废水[J]. 中国给水排水,2001,(17):52-55.
- [4] 林英姿,田大伟,祝伟星,等. 长春西郊污水厂 AO 工艺的调试运行[J]. 中国给水排水,2005,(11):101-103.

(下转第 20 页)

广州市机动车分类保有量建模与预测*

王贤峰 彭美春 林怡青 蒋文明 吴大磊
(广东工业大学, 广州 510090)

摘要 文章采用回归分析法,研究了广州市大型客车、小型客车、轻型货车和重型货车这 4 类机动车的保有量与 GDP、工业总产值、财政收入等社会经济发展各项指标间的函数关系,根据广州市各年的统计数据对各类机动车建立回归模型。研究结果表明大型客车保有量主要与人口有关,小型客车保有量主要与工业总产值、社会固定资产投资和财政收入有关,轻型货车保有量主要与人口、社会固定资产投资和财政收入有关,重型货车保有量主要与政策有关。文章同时利用自回归法和指数平滑法预测了大型客车、小型客车和轻型货车 2007 年和 2010 年的保有量,结果显示这 3 类车的保有量将继续呈上升趋势。

关键词 机动车分类 保有量 建模 预测 回归分析 广州市

近年来,随着我国经济的高速发展,大部分城市的机动车保有量逐年快速增长。机动车的增加一方面为人们的生活提供了极大的便利,但另一方面又带来了许多的问题,如有害气体的排放、温室效应的加剧以及交通堵塞等问题,因此研究城市机动车保有量的变化趋势,对于城市交通规划、经济规划和环保监管都有重要意义。一些文章介绍了外推法、灰色预测、基于神经网络的预测法等研究方法^[1-3]用于城市机动车保有量研究,但这些方法都是针对城市机动车总保有量作预测。事实上不同地区的机动车保有量的发展趋势会因地区的经济水平、人口、道路、市场等因素的差异而有较大区别。而同一地区不同类型的机动车,其变化趋势也大相径庭。而且,研究不同类型机动车的保有量,也是估算机动车排放总量的重要依据^[4]。本文以广州市的机动车保有量为例,探讨城市机动车分类保有量的建模及预测方法。

1 机动车分类

不同类型的机动车的有害气体排放对大气污染的分担率不同,因此研究机动车保有量的变化规律需分不同机动车类型进行。

统计年鉴一般将机动车分为载客汽车、载货汽车等类别。如广州市统计年鉴将机动车分成汽车(包括载客汽车、载货汽车和其他汽车)、拖拉机、摩托车和其它类型车 4 大类,其中载客汽车再分为大型车(包

括大型、中型)和小型车(包括小型、微型)、载货汽车再分为轻型车(包括小型、微型)和重型车(包括重型、中型)。由于城市载客汽车、载货汽车和摩托车占了城市机动车的绝大部分,但由于广州市 2007 年正式实行禁止摩托车上路的政策,只有广州的 4 个县级市还有部分摩托车,并且在逐年减少,研究摩托车保有量的变化已经没有太大意义,所以本文着重研究客、货车 2 种类型机动车保有量的变化趋势。

2 回归分析法

回归分析法是研究客观事物变量间统计关系的一种有效方法,通过建立统计模型,研究变量间相互关系的密切程度、结构状态,进行模型预测^[5-6]。

多元线性回归模型要求样本数 n 应远大于变量数 m ,通常必须满足 $n/m \geq 3$,否则无法进行检验。但实际上这一要求常常无法达到,即使是广州这样的大城市,机动车保有量的显著增长也是从 20 世纪 90 年代开始,广州市统计年鉴则是从 1993 年起才开始公布机动车保有量,但与机动车保有量相关的变量则有多个,无法满足样本数 n 远大于变量数 m 的情况,这时可采用每次只引入或剔除一个自变量,对 $n < m$ 的情况也可以进行回归子集分析的逐步回归法。另外,机动车保有量及其变量在时间上有共同的变化趋势,这就不可避免产生多重共线性,需要采取有偏估计的岭回归法来保证估计量的稳定性。

注: * 国家 863 项目“广州市新能源汽车区域化运行考核与应用技术研究”资助课题,课题编号:2006AA11A1C7
收稿日期: 2008-04-07, 修改稿收到日期: 2008-09-10

3 建立模型

3.1 影响机动车保有量的主要因素

影响一个城市机动车保有量的因素有很多,但对于经济还处于初级发展阶段的我国来说,经济水平是机动车保有量的主要影响因素。城市经济发达,居民收入增加,对汽车的需求也旺盛。经济发达,会有越来越多的人涌入城市,城市人口增长迅速。人口

增长对消费品的需求也大大增加,必然导致物流业的发展,货车的保有量也会随之增加。

衡量一个城市经济发展的指标,主要有国民生产总值、工业总产值、社会固定资产投资等等。本文选择国民生产总值(GDP)、人口、工业总产值、社会固定资产投资、社会总消费、财政收入和公路里程这些指标来进行建模。所需数据来自《广州市统计年鉴》,统计时间为1993~2006年,见表1。

表1 数据样本指标值

年份	GDP x_1 亿元	人口 x_2 万人	工业 总产值 x_3 亿元	固定资 产投资 x_4 亿元	社会 总消费 x_5 亿元	财政 收入 x_6 亿元	公路 里程 x_7 km	大型 客车 y_1 万辆	小型 客车 y_2 万辆	重型 货车 y_3 万辆	轻型 货车 y_4 万辆
1993	744	623.7	1 142	373	250	79.3	3 695	1.02	5.48	5.17	6.14
1994	985	637.0	1 492	526	332	64.9	4 039	1.16	7.35	5.57	7.40
1995	1 259	646.7	1 722	618	541	99.7	4 194	1.20	9.12	5.56	8.15
1996	1 468	656.1	2 069	639	622	88.1	4 362	1.18	10.99	4.55	8.20
1997	1 678	666.5	2 375	657	715	106.1	4 382	1.41	12.39	4.42	8.98
1998	1 894	674.1	2 513	759	789	137.3	4 367	1.52	14.32	3.53	9.58
1999	2 139	685.0	2 779	878	906	188.1	4 378	1.64	17.36	3.90	10.37
2000	2 493	700.7	3 100	924	1 134	219.9	5 021	1.76	20.85	4.15	10.94
2001	2 842	712.6	3 393	978	1 333	271.9	5 179	1.99	26.34	4.28	11.14
2002	3 204	720.6	3 789	1 009	1 507	269.1	5 397	2.03	29.14	4.78	11.77
2003	3 759	725.2	4 706	1 175	1 707	300.5	5 450	2.14	36.62	5.03	12.78
2004	4 451	737.7	5 767	1 349	1 901	338.4	5 438	2.34	45.37	5.28	13.78
2005	5 154	750.5	6 768	1 519	2 258	408.9	5 493	2.37	54.31	4.42	13.43
2006	6 074	760.7	8 112	1 696	2 618	476.7	7 848	2.46	66.02	4.51	14.11

3.2 机动车保有量的回归模型

假设各类型机动车保有量的变化与各个经济指标之间存在线性关系,可以建立如下的数学模型:

$$y_i = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_4 + \beta_5 x_5 + \beta_6 x_6 + \beta_7 x_7 \quad (1)$$

式中的 y_i 为各类型机动车保有量, $\beta_1 \sim \beta_7$ 分别为表1中各经济指标变量 $x_1 \sim x_7$ 的回归参数, α 为待定常数。

3.2.1 大型客车保有量与经济指标间的回归模型

经逐步回归计算,得出大型客车保有量回归模型式(2),分析结果见表2。

$$y_1 = -6.107 + 1.131x_2 \quad (2)$$

表2 大型客车保有量回归分析

相关系数	调整后的相关系数	F值	P-值	DW统计量	偏相关系数 $r(y_1, x_2)P$ -值
0.992	0.99	814.74	0.000	1.498	0.000

回归方程只引入了“人口” x_2 这个变量,表明在

各个自变量中人口与大型客车保有量有最密切的联系;结果显示相关系数达0.99,回归方程对大型客车保有量数据拟合得很好;P值为0.000,说明人口对大型客车保有量有高度显著的线性影响。

一个城市的大型客车主要有公交车、长途营运车、商用车等,其中又以公交车和长途营运车占据大多数,城市人口增多要求有更高的交通运输能力,这些营运性质的大型客车必然随着客流市场需求的增加而增加。同时大型客车的增长速度与人口的增长速度并不相同,这反映了市场具有滞后或超前的特点。总之,大型客车的主要用途是作为公共交通运输工具,这一性质决定了它与人口增长联系最为密切。

3.2.2 小型客车保有量与经济指标间的回归模型

经逐步回归计算,得出小型客车保有量回归模型如式(3),分析结果见表3。

$$y_2 = -3.046 + 8.471x_3 - 12.491x_4 + 4.615x_6 \quad (3)$$

回归方程引入了“工业总产值” x_3 、“社会固定资

产投资” x_4 和“财政收入” x_6 3 个变量,相关系数和 P 值显示回归方程拟合度很高, 偏相关系数显示每个变量对小型客车保有量均有显著的线性影响。DW 值只有 1.105,使用 E-Views 进行自相关检验,回归方程不存在自相关问题。

表 3 小型客车保有量回归分析

相关系数	调整后 的相关 系数	F 值	P-值	DW 统计量	偏相关	偏相关	偏相关
					系数 $r(y_2, x_3)$ P-值	系数 $r(y_2, x_4)$ P-值	系数 $r(y_2, x_6)$ P-值
0.999	0.998	1905.8	0.000	1.105	0.000	0.038	0.001

小型客车有相当多一部分是私人轿车,从自变量间的关系来看,GDP、工业总产值、社会固定资产投资、社会总消费和财政收入都存在一定的相关性。一个城市的工业产值高,其 GDP 必然也高,政府的财政收入也相应增加。城市经济发展,居民收入增高,消费需求旺盛,引发社会固定资产投资增加。工业总产值和社会固定资产投资的数据均能直接体现出对汽车保有量的影响。同样,政府财政收入反映了城市居民的经济水平,财政收入高说明城市居民富裕,有能力购买汽车。财政收入也可以反映出社会总消费和社会固定资产投资,所以本模型保留工业总产值 x_3 、固定资产投资 x_4 和财政收入 x_6 3 项变量是合理的。

式(3)的 x_4 系数为负,这和实际情况有矛盾,一般来说社会固定资产投资应当与小型客车保有量正相关,这是因为回归方程的变量间存在多重共线性导致回归系数不能合理解释,必须对回归方程做出修正,对上述 3 个变量作岭回归,选择 k 值为 0.1,得到如式(4)的岭回归方程,各个回归系数可以合理解释。

$$y_2 = -9.145 + 3.613x_3 + 13.466x_4 + 4.187x_6 \quad (4)$$

3.2.3 重型货车保有量与经济指标间的回归模型

经逐步回归计算,得出重型货车保有量回归模型如式(5),分析结果见表 4。

$$y_3 = 50.372 + 6.19x_1 - 7.29x_2 - 3.41x_3 \quad (5)$$

表 4 重型客车保有量回归分析

相关系数	调整后 的相关 系数	F 值	P-值	DW 统计量	偏相关	偏相关	偏相关
					系数 $r(y_3, x_1)$ P-值	系数 $r(y_3, x_2)$ P-值	系数 $r(y_3, x_3)$ P-值
0.684	0.555	2.932	0.086	1.776	0.035	0.016	0.050

从回归分析结果看出回归方程拟合得并不理想,表明重型货车保有量与其他变量间不存在线性

关系。重型货车保有量明显呈现出周期性现象,为了区分出周期,对经济指标与重型货车保有量作有序样本分类,分类结果如表 5。当分成 4 类时,每一类的组成年份恰好与我国的“五年计划”年份相契合,而且多数属于公司所有,因此其保有量受市场影响很大,在五年计划内为了完成经济增长的既定目标,重型货车都有增长的年份,一旦实现增长目标后市场需求减少,重型货车则报废多于增长,保有量也随之减少。但从整体上看,广州重型货车保有量基本维持在年平均约 4.6 万辆的水平,由于有政策这个难以量化的因素存在,重型货车保有量无法建立简单的回归模型。

表 5 重型货车保有量的有序样本分类

分类数	误差函数	最优分割结果
2	3.597 7	1993~2000 年,2001~2006 年
3	1.946 2	1993~1995 年,1996~2002 年,2003~2006 年
4	1.106 1	1993~1995 年,1996~2000 年 2001~2004 年,2005~2006 年

3.2.4 轻型货车保有量与经济指标间的回归模型

经逐步回归计算,得出轻型货车保有量回归模型如式(6),分析结果见表 6。

$$y_4 = -32.165 + 6.08x_2 + 2.74x_4 - 0.93x_6 \quad (6)$$

表 6 轻型货车保有量回归分析

相关系数	调整后 的相关 系数	F 值	P-值	DW 统计量	偏相关	偏相关	偏相关
					系数 $r(y_4, x_2)$ P-值	系数 $r(y_4, x_4)$ P-值	系数 $r(y_4, x_6)$ P-值
0.993	0.991	250.2	0.000	1.888	0.000	0.079	0.045

回归分析结果表明回归方程拟合度很高,回归变量整体对轻型货车保有量有显著线性关系,但 DW 值只有 1.888,无法判断回归方程是否有自相关。利用 E-Views 软件进行自相关的 BG 检验,回归方程不存在自相关问题。对 x_2, x_4, x_6 和轻型货车保有量进行岭回归,选择 k 值为 0.1,得到岭回归的方程如式(7):

$$y_4 = -11.776 + 2.85x_2 + 1.93x_4 + 0.31x_6 \quad (7)$$

回归模型表明 x_2 人口、 x_4 固定资产投资、 x_6 财政收入与小型货车保有量密切相关。城市人口增加必然要求物流业更加发达以满足日常需要,轻型货车轻便灵活的特点很适合作为城市内的物流运输工具,人口增多必然导致轻型货车随之增加。轻型货车

大部分属于营运性质,很多是公司所有,因此固定资产投资增加也反映了轻型货车的增加。此外,财政收入来源于税收,轻型货车越多所缴纳的各种税费也越多,从财政收入的增加也可以反映出轻型货车的增多。式(6)逐步回归中财政收入的回归系数为负,这与实际矛盾,也说明了式(6)的回归方程存在多重共线性,经岭回归修正后财政收入回归系数变成正,消除了多重共线性。

4 预测

回归分析法是基于过去的数据对变量做出解释,在机动车保有量预测中因为各个经济指标的未来数值是无法确定的,特别是有些经济指标(如人口)在未来会出现统计口径不一致的情形。据了解,

广州市统计局在2008年之前统计的全市人口都是常住人口,但广州有相当一部分人口属于流动人口。广州市统计局决定自2008年起统计全市人口时将流动人口也计算在内,这样就导致2007年的全市人口比2006年激增,除非有比较肯定的数据,否则用经济指标得到的回归模型进行预测效果并不好。考虑到社会大环境在未来短期内相对不会有太大的变化,可以对机动车保有量作自回归或使用指数平滑法预测,以2000年作为基准年,该年 $t=0$,预测结果见表7。应当指出,影响机动车保有量的因素除了上述经济指标外还有很多无法量化且难以估计的因素,例如油价、停车场的建设、政策等,因此不适宜对城市机动车保有量作长期预测,如果确实要作长期预测,预测误差很可能较大。

表7 机动车保有量预测值

机动车	预测方法	预测方程	R_2	F	P 值	2007年预测/万辆	2010年预测/万辆
大型客车	自回归	$1.789+0.118^t$	0.986	817.93	0	2.6	2.9
	二次指数平滑					2.6	2.9
小型客车	自回归	$21.421+1.201^t$	0.997	3881.6	0	77.2	133.7
	三次指数平滑					78.3	123.8
轻型客车	自回归	$10.782+0.598^t$	0.986	834.12	0	14.9	16.7
	二次指数平滑					14.9	16.6

大型客车和轻型货车的自回归预测与指数平滑预测结果一致,两者的保有量随时间呈现线性变化的规律,保有量稳步增长,这个结果与前面分析一致。而小型客车保有量随时间呈现指数变化规律,说明广州市的小型客车正处于快速增长阶段,广州把汽车制造业作为支柱产业,经济也在迅速发展阶段,这2个有利因素都使得小型客车(主要是私人轿车)继续保持快速增长趋势。虽然自回归与指数平滑法预测的结果稍有不同,但差别不大。重型货车每年的保有量受到市场因素和政策因素的影响,无法做出较为准确的预测。另外,广州将在2010年举办亚运会,这个因素也可能使得届时客车和货车保有量都出现井喷式增长,因此本文预测的2010年各种机动车保有量可能偏少。

5 结束语

本文对广州市的机动车保有量的建模分析及预测有如下结论:

1) 广州市的大型客车保有量主要和城市人口有关,小型客车保有量主要和工业总产值、社会固定

资产投资和政府财政收入有关,重型货车保有量主要与市场和政策有关,轻型货车保有量主要和城市人口、社会固定资产投资和政府财政收入有关。

2) 广州市的大型客车和轻型货车有随时间平稳增长的线性变化规律,小型客车有随时间快速增长的指数变化规律,重型货车在每个“五年计划”内周期性变化。

6 参考文献

- [1] 龚华炜,靳文舟. 基于计量经济学模型的汽车保有量预测[J]. 交通运输系统工程与信息,2005,5(2):74-78.
- [2] 周骞,杨东援. 基于多相关因素的汽车保有量预测神经网络方法[J]. 公路交通科技,2001,18(6):26-29.
- [3] 王正武,肖正军. 城市私人小汽车保有量预测[J]. 重庆交通学院学报,2004,23(5):112-114.
- [4] 毕晔,葛蕴珊,韩秀坤. 基于MOBILE6.2的北京市出租车排放污染物分析[J]. 安全与环境学报,2007,7(2):61-63.
- [5] 何晓群,刘文卿. 应用回归分析[M]. 北京:中国人民大学出版社,2001.
- [6] 于秀林,任雪松. 多元统计分析[M]. 北京:中国统计出版社,2002.

Modeling and Forecasting of Different Types of Vehicle Population in Guangzhou

Wang Xianfeng Peng Meichun Lin Yiqing Jiang Wenming Wu Dalei

Abstract The function relation between four different types of vehicle and various social economy indexes such as GDP, industry production value and finance income was studied using regression analysis method in this paper. Vehicle population regression model was established on the basis of the statistical data of Guangzhou each year. The results indicated that the large passenger vehicle was mostly related with population, the small passenger vehicle was mostly related with industry production value, investment in fixed assets and finance income, the light truck was mostly related with population, investment in fixed assets and finance income, the heavy truck and motorcycle were mostly related with government policy. The population of large passenger vehicle, small passenger vehicle and light truck in year 2007 and 2010 was also forecasted, the results showed that they would keep increasing.

Key words different types of motor vehicles vehicle population modeling forecasting regression analysis Guangzhou

(上接第 7 页)

效果,絮凝率达到 71.7%。

表 4 菌株的黄土水絮凝实验

菌株号	上清液浊度 /NTU	空白浊度 /NTU	去除率 /%
1	85	198	57.1
12	80	198	59.6
14	78	198	60.6
12+14	71	198	64.1
14+17	56	198	71.7

从实验可以看出,混合菌的效果比单一菌的效果好很多,14+17 的组合效果最好,对明湖泥水的絮凝率达 82.2%,对黄泥土水的絮凝率达 71.7%。

5 结论

1) 本次实验,从菜园泥土、广州猎德污水处理厂的曝气污水、回流污泥和浓缩污泥中筛选出了 4 株絮凝效果比较好的菌株,它们对高岭土悬浊液的絮凝率都达到了 65%以上,其絮凝率分别为 74.1%、70.1%、75.9%、66.3%。

2) 用这 4 株菌株两两混合,得到 2 种絮凝效果

好的组合,它们对高岭土悬浮液的絮凝率都达到了 80%以上,分别为 82.9%、90.2%。

3) 这些菌株的最佳培养条件为温度 30 ℃,培养基 pH 值为 7.0,培养时间为 48 h,摇床速度为 160~180 r/min。

4) 菌株通过最佳条件的培养,对明湖泥浆水,黄泥土水都有较好的处理效果,其中混合菌的效果更是明显,14+17 号的组合对明湖泥浆水的絮凝率达到 82.2%,对黄泥土水的絮凝率达到 71.7%。

6 参考文献

- [1] 李桂娇,尹华,彭辉.生物絮凝剂的研究与开发[J].工业水处理,2002,22(3):9-12.
- [2] 徐斌,王竞,周集体,等.微生物利用废弃物产生絮凝剂的研究与应用[J].工业水处理,2000,20(5):1-3.
- [3] 周德庆.微生物学教程[M].北京:高等教育出版社,1993.
- [4] 周德庆.微生物学实验手册[M].上海:上海科学技术出版社,1986.
- [5] 尹华,彭辉,贾宗剑,等.微生物絮凝剂产生菌的筛选及其絮凝除浊性能[J].城市环境与城市生态,2000,13(1):8-10.

Research on the Microbial Flocculant in Sludge Treatment

Xin Jiasheng

Abstract Four microbial flocculants producing bacteria with high flocculating capability were screened from soil, aeration wastewater, reactivated sludge and concentrated sludge of Guangzhou Liede wastewater treatment plant. Experiment results showed that they reached the highest flocculating rate under their optimum culture conditions: temperature 30 ℃, medium initial pH=7.0, culture time 48 hours. In order to test their flocculating efficiency to different kinds of wastewater, the purification experiments towards kaolinite suspension, Ming Lake water from Jinan University and Sienna water have been carried out.

Key words microbial flocculant cultural conditions sludge concentration

火焰原子吸收法测定高色度含铬废水中的六价铬

肖明波 黄卓尔 周树杰 余斌 古健 徐丽莉

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘要 提出一种前处理简单、操作方便、灵敏度高的测定高色度含铬废水中六价铬的分析方法。使用聚合氯化铝作为絮凝剂,利用三价铬在弱碱性条件下易产生沉淀的特点,实现样品溶液中三价铬与六价铬的定量分离,应用火焰原子吸收法测定溶液中的六价铬。实际样品中六价铬的加标回收率在 95.8%~98.2%之间,检出限为 0.05 mg/L。

关键词 六价铬 高色度含铬废水 原子吸收 沉降分离 聚合氯化铝

六价铬是致癌物质,属于第一类环境污染物,其排放受到严格控制。六价铬(铬酸盐、重铬酸盐)主要是通过电镀、表面处理、制革、冶金等工业废水(含铬废水)的排放而进入环境,污染水体和土壤,对人类健康和生态环境造成严重威胁。含铬工业废水中六价铬的测定是环境监测中的重要工作。目前测定六价铬的分析方法主要有分光光度法^[1]、原子吸收法(AAS)^[2-3]、高效液相色谱法(HPLC)^[4]、电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)^[5]、电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)^[6]、流动注射/质谱法(FI-MS)^[7]等。其中,分光光度法是水中六价铬的经典分析方法,准确可靠而且灵敏度较高、操作简单、成本低廉,得到广泛应用。但是遇到混浊、色度较高(特别是红色)的样品时,方法受到限制,此时通常使用锌盐沉淀法分离干扰物,若经沉淀分离后仍存在有机物干扰,则需进一步使用高锰酸钾氧化法破坏有机物后再行测定。然而,在实际工作中,常遇到高色度样品不能通过锌盐沉淀/高锰酸钾氧化法有效解决基体干扰问题,如含有高浓度染料的含铬工业废水,分光光度法无法满足六价铬定量分析的需求。原子吸收法测定水中铬基本上不受共存有机物的影响,操作简单,但必须预先将六价铬与三价铬分离后才能测定。本文使用聚合氯化铝作为絮凝剂,利用三价铬离子在弱碱性条件下易产生沉淀的特点,实现样品溶液中三价铬与六价铬的定量分离,然后应用火焰原子吸收法测定溶液中的六价铬。

1 实验部分

1.1 仪器

日立 Z-5000 型原子吸收分光光度计,工作条件:铬空心阴极灯,灯电流 6 mA,波长 359.3 nm,光谱通带 0.4 nm;观测高度 7 cm;乙炔 2.8 L/min,压缩空气 15.0 L/min。Mp220 型酸度计(瑞士 Mettler 公司)。

1.2 试剂和溶液

六价铬标准使用液(100 mg/L):取 10.0 mL 1 000 mg/L 六价铬标准溶液(国家标准物质中心),以去离子水稀释至 100 mL。

三价铬溶液(1 000 mg/L):称取 1.024 4 g $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (99.8%,分析纯),以去离子水溶解并定容至 200 mL,用铬标准溶液以原子吸收法校正。

50 g/L 的聚合氯化铝溶液;80 g/L 的聚合硫酸铁溶液(由饱和聚合硫酸铁溶液配制);200 g/L 的氢氧化钠溶液。

1.3 样品预处理与分析方法

取 200 mL 待测样品溶液,加入适量的絮凝剂(对于强酸性样品溶液要先调至近中性),滴加碱液调节 pH 值至 7.5~8.5,搅拌均匀后静置 30 min 沉降分离三价铬,取上清液测定六价铬。

以六价铬标准使用液配制浓度为 0.0、0.25、1.00、2.00、2.50、3.50 mg/L 的铬标准系列,外标法测定样品溶液中六价铬含量。

2 结果与讨论

2.1 絮凝剂的选择

原子吸收法是总量分析法。定量分离六价铬和三价铬是应用原子吸收法测定水样中六价铬的关键。为避免过滤、离心分离等操作对分析结果的影响,采用静置沉降分离法。实验结果表明,简单的碱化沉淀法不能定量沉降分离六价铬、三价铬混合溶液中的三价铬,溶液中三价铬残留浓度往往较高(主要以氢氧化物胶体形态残留),导致“六价铬”测定结果偏高,不能满足定量分析要求。

本文对聚合氯化铝和聚合硫酸铁的絮凝效果进行了试验。取一系列体积为 200 mL,浓度比例不同的六价铬、三价铬混合溶液,分别加入 1 mL 聚合氯化铝溶液(以下简称聚铝)和 0.5 mL 聚合硫酸铁溶液(以下简称聚铁),加碱沉降分离后测定上清液中总铬含量,结果见表 1 和表 2。

表 1 聚铝对六价铬、三价铬混合液沉降分离的测定结果

编号	混合液 Cr(VI) 含量 mg/L	混合液 Cr(III) 含量 mg/L	聚铝 加入量 mL	沉降前 TCr 测定值 mg/L	沉降后 TCr 测定值 mg/L
1	0.25	1.25	1	1.50	0.229
2	0.25	2.5	1	2.69	0.236
3	0.25	5	1	5.13	0.239
4	0.25	10	1	10.2	0.542
5	0.25	10	0.5	10.3	0.712

表 2 聚铁对六价铬、三价铬混合液沉降分离的测定结果

编号	混合液 Cr(VI) 含量 mg/L	混合液 Cr(III) 含量 mg/L	聚铁 加入量 mL	沉降前 TCr 测定值 mg/L	沉降后 TCr 测定值 mg/L
1	0.25	1.25	0.5	1.49	0.236
2	0.25	2.5	0.5	2.70	0.243
3	0.25	5	0.5	5.19	0.254
4	0.25	10	0.5	10.2	0.267
5	0.25	10	0.25	10.2	0.298

表 1、表 2 表明,当混合溶液中三价铬的浓度较低时,聚铝和聚铁均能定量沉降分离三价铬,而当三价铬的浓度达到 10 mg/L 时,1 mL 的聚铝不能使溶液中三价铬沉降完全,而 0.5 mL 的聚铁可以满足要求,可见聚铁的沉降分离效果比聚铝好。然而,聚铁的酸性较大,调节 pH 值时消耗碱液较多,显著影响

样品溶液总体积,而且沉淀物比较多,给吸取上清液带来不便,相反聚铝呈弱酸性,调节 pH 值时碱液用量较少,而且沉淀物较少,凝聚效果好,方便吸取上清液进行测量,因此选用聚铝作为絮凝剂。

2.2 絮凝剂用量的选择

配制一系列体积为 200 mL 浓度比例固定的六价铬、三价铬混合溶液,分别加入不同量的聚铝,碱化沉降分离后上清液总铬的测定结果见表 3。结果表明,当聚铝的加入量较少时,沉降分离后溶液中三价铬残留显著,但当聚铝加入量增加至 1 mL 时,能够实现 200 mL 溶液中 5 mg/L 三价铬的定量分离,不影响六价铬的测定。试验中同时发现,随着聚铝加入量的增加,絮凝剂对三价铬的沉降分离能力亦随之增大,而对六价铬分析结果没有影响,未发现吸附目标分析物的显著副作用。在实际样品分析工作中,可根据样品溶液的总铬含量决定聚铝加入量,如 200 mL 的实际样品中,当总铬浓度不超过 5 mg/L 时,建议加入 1 mL 50 g/L 的聚合铝溶液对待测样品中三价铬进行沉淀分离,当浓度超过 5 mg/L 时,建议加入该聚合铝溶液 2 mL,均能达到满意的效果。

表 3 聚铝用量对六价铬、三价铬混合溶液沉降分离效果的影响

编号	混合液 Cr(VI) 含量 mg/L	混合液 Cr(III) 含量 mg/L	聚铝 加入量 mL	沉降前 TCr 测定值 mg/L	沉降后 TCr 测定值 mg/L
1	0.25	5.0	0.25	5.18	1.112
2	0.25	5.0	0.5	5.17	0.492
3	0.25	5.0	1	5.20	0.246
4	0.25	5.0	2	5.20	0.239

2.3 实际样品分析及回收率实验

应用本文方法测定实际电镀废水和含染料废水样品中的六价铬,结果见表 4。实际工业废水分析结果表明,本文方法的重现性和加标回收率均令人满意,分析结果可靠。方法检出限为 0.05 mg/L。

3 小结

使用聚合氯化铝作为絮凝剂,调弱碱性可定量沉降分离样品中三价铬,取上清液可应用火焰原子吸收法定量测定六价铬。聚合氯化铝絮凝剂对含铬废水中的三价铬有显著的沉降分离能力,而对六价铬没有明显的吸附作用。本文方法的样品前处理操

表4 工业废水六价铬分析结果*

样品	色度 倍	样品 TCr 测定值 mg/L	Cr(VI) 测定值** mg/L	加标后 Cr(VI) 测定值 mg/L	加标 回收率*** %
电镀废水 1	100	0.838	0.229	0.715	97.2
电镀废水 2	100	0.822	0.218	0.709	98.2
电镀废水 3	100	0.831	0.234	0.718	96.8
染料废水 1	2 000	0.131	0.076	0.561	97.0
染料废水 2	2 000	0.129	0.072	0.559	97.4
染料废水 3	2 000	0.125	0.079	0.558	95.8

注: *表中电镀废水为黄色,染料废水为红色; **取 200 mL 样品溶液加入 1 mL 聚铝沉降处理,平行 3 样测定; **Cr(VI)加标量为 0.5 mg/L。

作简单,结果可靠,用于测定高色度样品中的六价铬具有显著优势,应用范围较广。

4 参考文献

- [1] GB 7467-87 水质 六价铬的测定 二苯碳酰二肼分光光度法[S].
[2] Sahayam A C. Speciation of Cr(III) and Cr(VI) in potable wa-

ters by using activated neutral alumina as collector and ET-AAS for determination[J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2002, 372: 840-842.

- [3] 袁建,杨晓蓉,浮东宝,等.食品中铬(III)与铬(VI)分析方法的探讨[J].中国粮油学报,1999,14(4):59-62.
[4] Jen J F, OU-Yang G L, Chen C S, et al. Simultaneous determination of chromium(III) and chromium(VI) with reversed-phase ion-pair high-performance liquid chromatography[J]. Analyst, 1993, 118: 1281-1284.
[5] 范哲锋.活性氧化铝微柱分离富集-电感耦合等离子体原子发射光谱法在线测定水中铬(III)和铬(VI)[J].分析化学,2003,31(9):1073-1075.
[6] Balarama Krishna M V, Chandrasekarank K, Sarva V Rao, et al. Speciation of Cr(III) and Cr(VI) in waters using immobilized moss and determination by ICP-MS and FAAS[J]. Talanta, 2005, 65: 135-143.
[7] Zoorob G, Tomlinson M, Wang J S, et al. Evaluation of the direct injection nebulizer in the coupling of high performance liquid chromatography to inductively coupled plasma mass spectrometry[J]. Journal of Analytical Atomic Spectrometry, 1995, 10: 853-858.

Determination of Cr(VI) in High Chromaticity Chromium-containing Wastewater by FAAS

Xiao Mingbo Huang Zuor Zhou Shujie Yu Bin Gu Jian Xu Lili

Abstract An analysis method on detection of chromium VI in high chromaticity chromium-containing wastewater was proposed, which is of sample preparation, easy operation, and high sensitivity. Using the polymerization aluminum as the flocculants, chromium(III) sediment is separated from Chromium(VI)-contained solution so as to achieve settling and separation. Then the Chromium(VI) is determined by FAAS without interfere. The recovery of Chromium(VI) in the actual sample is 95.8%-98.2%, the relative standard deviation is 1.2%-1.6%, and the limit of detection is 0.05 mg/L.

Key words chromium(VI) high chromaticity chromium-containing wastewater FAAS settling and separation polymerization aluminum

(上接第 12 页)

Debugging of Contact Oxidation Pond for Printing-dyeing Wastewater Treatment

Li Yafei Yang Zhinan

Abstract Chemical processes together with physical processes and chemical processes were adopted for printing-dyeing wastewater treatment. "Flocculation+hydrolysis acidification+contact oxidation" was the main process. After construction the operation of wastewater treatment, debugging process began. Physical and chemical debugging was simple, yet debugging of contact oxidation process was introduced.

Key words contact oxidation debug culture printing-dyeing wastewater

关于重大环境污染事件风险管理的讨论*

钱龙霞¹ 张晓岚² 刘明国³ 王红瑞¹

(¹北京师范大学水科学研究院-水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875;

²环境保护部环境保护对外合作中心, 北京 100035; ³四川省水利水电勘测设计研究院规划设计分院, 成都 618000)

摘要 在介绍重大环境污染事件的概念以及类型的基础上,总结了重大环境污染事件风险管理的进展。文章从重大环境污染事件的预防、应急处理以及善后处理等方面来研究重大环境污染事件风险管理,并详细阐述了预防、应急处理、善后处理与环境影响评价的主要内容和方法。最后,文章提出了在重大环境污染事件风险管理方面的研究展望。

关键词 重大环境污染事件 风险管理 预防 应急处理 善后处理 展望

1 概述

重大环境污染事件不同于一般的环境污染,没有固定的排放方式和排放途径,发生突然、来势凶猛,在瞬时或短时间内大量地排放污染物质,对环境造成严重污染和破坏,是给人民的生命和国家财产造成重大损失的恶性事件。根据污染物性质及常发生的方式,重大环境污染事件主要可分为:①核污染事件;②溢油事件;③有毒化学品的泄漏、爆炸、扩散污染事件;④非正常大量排放废水造成的污染事件。重大环境污染事件在严重威胁人类健康的同时,给生态环境带来重大灾难,已成为全世界极为关注的环境问题之一^[1]。

重大环境污染事件在历史上已经多次发生。如1984年印度博帕尔发生的异氰酸甲酯外溢事件;1993年深圳清水河危险品仓库特大火灾,给环境造成了极大破坏,也引起了很强的社会震动;2005年11月,位于松花江北岸的中国石油吉林石化公司双苯厂发生爆炸,100 t左右的苯类污染物流入松花江,造成重大跨界水污染事件,影响了哈尔滨市及沿江下游数百万人民的饮用水安全甚至引起了邻国的高度关注。因此,亟需开展和加强重大环境污染事件的风险管理研究。

2 重大环境污染事件风险管理

2.1 重大环境污染事件的预防-开展环境风险评价

任何重大环境污染事件的发生都不是偶然的,它是各种内、外因素共同作用下发生的,因此必须开展重大环境污染事件的风险评价。

区域性综合环境风险评价在工业密集区,特别是石油化工区的环境评价中得到应用。1980年,英国完成了泰晤士河口坎威岛石油化工区的风险评价;从上世纪80年代起,荷兰对石油化工密集区瑞金孟德地区进行了长期的风险评价研究。1995年,王勇等^[2]结合中国石化总公司的安全评价,开展了石油化工区环境风险评价的应用和实例研究。1999年,美国环境保护署(EPA)推出商业和现场危险废物焚烧设备的排放控制标准(MACT),包括商业焚烧厂、轻型窑炉和水泥窑炉。为了支持这些标准的发展,EPA发展了GIS-based HRA模型,考虑了个人水平的风险和公众水平的风险影响。曾光明等^[3]将突发性重大事件发生后所带来的水质风险与事件发生频率相结合,建立突发性水质风险模型,其根据随机理论中泊松过程原理,计算突发性风险概率,并以沱江某河段水质风险分析为例,对突发性而非突发性风险研究结果作了分析、比较。汪立忠^[4]系统地提出突发性水污染事件风险评价方法。

国外针对1986年的切尔诺贝利核泄露及爆炸事件开展了风险评价,用GIS based HRA模型来模拟和评价由切尔诺贝利事件引起的各方面的风险^[5]。美国原子能委员会发表的关于核电站潜在风险评价报告WASH-1400^[6]是最典型的案例,它用故障树分

注:* 国家科技支撑计划项目(2006BAD20B06)

收稿日期: 2008-06-04, 修改稿收到日期: 2008-06-30

析法建立了评价系统的故障逻辑关系,用最小割集计算顶上事件的发生概率,评估了核电站的顶上灾难性事件的风险概率。我国从1990年开始在核工业系统开展环境健康风险评价的研究,1997年国家攻关计划开展了燃煤大气污染对健康危害的研究^[7]。

2.2 重大环境污染事件的应急处理

2.2.1 应急管理系统

为了应付重大环境污染事件,各国相继制定了应对措施。1989年联合国环境规划署提出了“地区级紧急事件的意识和准备”,即“APELL计划”。1993年EPA发布了“化学品事件排放风险管理计划”。日本对其海洋建立了以内阁总理大臣在内的政府组织的完备预防和应急反应体系。我国国家环保总局1989年5月召开了“环境紧急事件应急措施研讨会”,开展了试点工作,并且成立了重大环境污染事件调查工作小组,与这些组织机构同步发展的是防范重大环境污染事件的技术方法,基于计算机信息管理的应急决策支持系统也如雨后春笋般地发展起来。1997年大连市环境信息中心承担了“重大污染事件预警系统”项目,把重大污染事件所需的多种信息、多种预测模型的算法与地理信息系统、计算机网络技术、多媒体技术相结合,建立了集环境污染事件隐患的调查、评价、预测、预防、应急处理方法的计算机软件系统。

由于重大环境污染事件涉及的因素极其复杂,而且事件一旦发生,环境系统内、外部因素处于难以控制的迅速变化状态,并且该环境系统通常趋于恶化,所以重大环境污染事件的应急管理问题是结构不良或非结构化的,很难用一定的模型进行定量分析。把GIS(地理信息系统)技术与ES(专家系统)技术集成形成的GIS/ES技术应用于重大环境污染事件应急管理系统则是一条有效的途径^[8]。该技术应用于突发性环境污染事件应急管理的优越性有:①在GIS与ES的集成系统中,GIS不仅可利用其强大的空间信息管理功能,建立各类有毒、有害、易燃、易爆物质的理化特性数据库及有关自然、经济、社会、生态环境数据库和图形库、模型库等,而且可在ES命令文件驱动下对空间数据进行有效的管理、分析和计算,并将空间数据以直观、形象的图形化方式输出或显示出来,从而使环境管理者迅速了解和掌握各类突发事件的多发地带、发生频率、潜在

事件发生源的时空分布、事件发生后污染物的影响范围及时空变化,更好地实现事件的预防、应急处置和灾后恢复。②在GIS与ES的集成系统中,ES可建立各类知识库并利用其完备的启发式推理机制进行辅助决策,不仅能使问题的考虑更加全面和细致,而且可在极短的时间内迅速反应,作出最佳应急决策和行动路线。

2.2.2 应急监测

“应急监测”是针对污染事件而言的,其强调“快速、有效”掌握污染事态,为事件应急决策提供依据。

2.2.2.1 应急监测系统

在国内,对于环境应急监测管理系统的研究相对较多,很多学者都认为应当尽快建立并完善我国的应急监测管理系统。曲明军初步探讨了应急监测实施方案的组织机构、风险源动态数据库、能力建设及技术支持系统等主要内容,并且为大连市建立环境污染事件应急监测体系提出了技术框架^[9]。张为人等阐述了环境污染事件应急监测技术支持系统的设计目标、主要功能以及GIS在其中的作用,该系统以支持面向对象技术的高级开发语言集成MapObjects组件的方式进行设计、开发,采用“一机双屏”模式^[10]。师忠东针对突发性环境污染事件应急监测体系的建立,从应急监测机构的建设、信息调查和资料收集和多层次监测能力建设几个方面进行分析,提出建立突发性环境污染事件应急监测体系的对策^[11]。文建辉通过实际开发研制突发性环境污染事件应急监测技术管理系统,对其开发思路、研制过程进行了探讨,并对系统的功能、特点及数据库结构进行了介绍,总结出此类系统的开发经验及实践应用效果,并对下一步的开发完善进行了展望^[12]。赫淑婵等通过对沈阳市危险化学品及重大污染隐患进行了调查和评估,确定了重点防范对象,并建立了危险源空间数据库,利用MapInfo作为后台,用Delphi和Java开发了地图发布服务系统,用ASPNet开发客户端程序,通过Internet发布污染监测信息,建立了基于WebGis的突发性环境污染应急监测系统^[13]。目前,我国缺少完善的环境应急监测管理系统,缺少针对特定部门特定污染物制定具体的应急监测管理系统,这不仅是一项亟待解决的问题,更是今后重要的研究方向。

2.2.2.2 国内、外应急监测技术

西方发达国家环境应急监测开展得较早,目前

用于现场分析的仪器体积小、重量轻、分析速度快、操作简便,性能指标接近或达到实验室台式分析仪器的水平,而能源和溶剂的消耗却大大减少。R Peggy 等使用超临界萃取仪现场萃取了土壤中的多环芳烃,其提取效率可达索式萃取的 80%^[14]。C S David 等使用飞行时间质谱 (TOFMS) 实时测定了苏格兰 Eskdalemuir 的大气颗粒物,对气溶胶颗粒密度、尺寸及化学组成的快速变化进行了监测^[15]。M Maione 等用带有预浓缩装置的 GC/MS 在野外连续监测了大气中的挥发性卤代烃,样品浓度可以从几个 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 到几百个 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^[16]。J A Gabalon 等使用免疫试纸法测定了水中的阿特拉津,测定时间仅为 10 min,阿特拉津的检测上限可达 10 g/L^[17]。

我国的应急监测起步较晚,相对西方发达国家在技术方面还有较大的差距。胡玢介绍了日本光明化学株式会社北川式 131 型无机和 196B 型有机气体检测管的测定原理和操作步骤,并报道了使用这种检测管进行环境污染事件中大气污染物的应急监测案例^[18]。谭培功等认为环境污染事件应急监测应分为环境污染事件发生时和环境污染事件发生后 2 大类,并对其中 6 个类型污染事件发生时的应急监测作了阐述^[19]。梁铁军对大气污染事件应急监测的方法和原理进行了介绍,对大气污染事件应急监测的保证进行了总结^[20]。白亮探讨了光离子化检测器 (PID) 在环境应急监测中的应用,与传统的检测方法比较,光离子化检测器灵敏度和准确度均很高,可实时连续对有毒化学物进行检测,在环境事件应急监测中有着其他仪器无法替代的作用^[21]。张兆年等探讨合适的黄磷应急监测方法,认为紫外分光光度法和气相色谱火焰光度法进行应急监测较为合适^[22]。目前,在环境应急监测的技术和方法方面,国内的研究相对落后,没有完整的环境应急监测技术和方法体系,缺乏相关的国家标准和推荐方法,应急监测的硬件设施和技术不足。因此建立一套针对应急监测特点的环境应急监测技术和方法体系,为重大环境污染事件处理提供技术支撑是目前亟待研究的重要问题。

2.2.3 应急决策

在重大突发事件刚刚发生或出现征兆时,首先应迅速搜集与事件有关的可靠信息,快速分析查找事件的起因及性质,对事态的发展作出总体的正确的判断,明确要解决的问题,然后设计可行的应急预

案,最后对这些应急预案进行全面的评价,从中选择一个满意方案。考虑到重大事件的突发性和并发性,一些发达国家开发了重大环境污染事件的应急决策支持系统或专家系统。例如法国于 1992 年开发出一个称为“seans”的软件包,可为重大水污染事件提供应急决策^[23]。我国大连海事学院开发了海上应急响应专家系统,它可作为海上船舶溢油事件控制中心的指挥决策保证系统和技术咨询系统。该系统采用了辅助决策、卫星遥感、计算机多媒体等技术,由使用指南、卫星遥感监测、跟踪预测、反跟踪推测、演习、设备使用指南、溢油事件分析、典型案例、资料库等 9 大模块组成,具有对海上溢油污染事件的自动监测报警、通讯联络、数值预测、处理方案、污染预警、污染损害评价、索赔与赔偿等功能^[24]。

2.3 重大环境污染事件的善后处理和风险后果影响评价

2.3.1 公开环境信息,保障公众参与

重视公众环境知情权的保障和实现,及时向社会发布有关的污染信息。应建立公共环境信息披露制度,在重大环境事污染件发生后,让公众对环境状况有科学和全面的认识与了解,不仅能有效地保障社会稳定,更可促使公众积极行动起来,和政府、环保部门、企业一道,积极防治污染。

2.3.2 建立环境污染补偿机制

目前,重大跨界环境污染问题十分普遍,如黄河、淮河等河流的上游对下游的污染问题,2005 年的松花江水污染事件,城市对农村的污染问题等等。跨界污染问题对社会经济发展造成了严重影响,有些地方甚至由此引发了严重的地区间冲突。解决跨界污染问题,也可以引入经济手段,即建立区域间环境污染补偿机制。

2.3.3 风险后果影响评价

由于环境污染事件对环境、生态影响是十分复杂的,因此必须对重大环境污染事件的影响进行评价,例如 1986 年 4 月切尔诺贝利核泄露及爆炸事件发生后,研究者对其周围的环境进行了长期的大量的监测和评价。科学家们利用 GIS-based HRA 模型评价了切尔诺贝利事件对居民产生的不同影响,该模型集成了动态迁移模型和受体风险分析框架模型^[25]。目前关于重大环境污染事件的长期环境影响评价的研究还甚少。

3 研究展望

目前,重大环境污染事件的风险管理研究以核污染、溢油污染事件为主,还有许多难题亟待解决,主要有如下方面:

3.1 重大水污染事件风险源识别、预测预警技术和应急技术体系

列出需要控制的有毒有害物质清单,建立水污染事件预测预警模型和可视化虚拟仿真系统,对跨界地区进行风险等级分区和编码,建立跨界地区水污染事件预测预警条件参数数据库,开发基于GIS的水污染事件预测预警模型。针对重大水环境污染事件类型及污染源分布特征,开发对有毒有害物质的快速收集、拦截、吸附、降解、填埋、固化等原位处置技术和应用工艺,建立针对典型污染事件应急处置的集成技术工具包,形成多目标和多层次的应急预案库。

3.2 突发性大气污染事件风险防范与应急技术

从突发性大气污染事件所影响的面、线、点的不同空间尺度以及累积性污染的不同时间尺度上,建立大气污染事件风险评价基准以及突发性大气污染事件风险预警的化学、生物学和毒理学指标体系,开发突发性大气污染事件及特征污染因子的数字报警方法预警装置。建立事件风险预警分级发布、响应和反馈平台,形成相关的风险预警与防范的技术体系。构建包括风险政策信息系统、风险评价专家系统、风险源动态监测和监视系统、污染阻断与削减的成套集成技术以及风险协调管理系统的技术集成体系。

3.3 重大环境污染事件综合协调技术

建立重大环境风险源数据库及综合管理系统。在跨界环境风险源信息共享与监控平台基础上,建立上、下风向或上、下游之间政府管理机构的应急通报体系,对可能存在重大环境风险的风险源或者已经发生的重大环境事件要及时相互通报。采用支付意愿、修复费用法、防护费用法、人力资本、计量经济等环境价值评估方法对环境污染损失进行综合核算,以此作为地区之间损失赔偿的基本依据。

3.4 重大环境污染事件应急决策指挥系统

应用人工智能技术,将地区重大环境污染事件预警、地面应急监测系统快速布防、突发性大气与水污染事件的追踪、灾害评估和对策建议等方案集成

到统一的平台上,建立基于网络GIS的重大环境污染事件应急指挥系统。

4 参考文献

- [1] Beck M B. Transient pollution events: A cute risks to the aquatic environment[J]. *W at Sci&Tech*, 1996, 33(2): 1-15.
- [2] 王勇,杨凯,王云,等. 石油化工企业环境风险评价的方法研究[J]. *中国环境科学*, 1995, 15(3): 161-165.
- [3] 曾光明,何理,黄国和,等. 河流水环境突发性与非突发性风险分析比较研究[J]. *水电能源科学*, 2002, 20(3): 13-15.
- [4] 汪立忠. 突发性河流污染事件风险分析与管理[D]. 上海: 同济大学, 1998.
- [5] Slaper H, Blaauboer R. A probabilistic risk assessment for accidental releases from nuclear power plants in Europe[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1998, 61(1): 209-215.
- [6] U S Atomic Energy Comm. WASH-1400: Reactor safety study[R]. Washington D C: U.S. Atomic Energy Comm, 1975.
- [7] 胡二邦,彭理通,陆雍森,等. 环境风险评价实用技术和方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [8] 许健,吕永龙,王桂莲. GIS/ES 技术在重大环境污染事故应急管理中的应用探讨[J]. *环境科学学报*, 1999, 19(5): 281-284.
- [9] 曲明军. 大连市环境污染事件应急监测实施方案框架[J]. *辽宁城乡环境科技*, 2004, 24(4): 11-17.
- [10] 张为人,徐惠民,范健. 基于GIS的环境事件应急监测技术支持系统[J]. *辽宁城乡环境科技*, 2004, 24(8): 15-17.
- [11] 师忠东. 突发性环境污染事件应急监测体系的建立[J]. *山西化工*, 2006, 26(6): 62-64.
- [12] 文建辉. 环境污染事件应急监测技术管理系统开发初探[J]. *环境科学与技术*, 2007, 30(7): 37-40.
- [13] 赫淑婵,刘国华. 基于 WebGIS 的突发性环境污染应急监测系统[J]. *应用与安全*, 2007, 37(6): 48-49.
- [14] R Peggy, S Saini, S J Selford. Field-based supercritical fluid extraction and immunoassay for determination of PAHs in soils[J]. *J Environ Anal Chem*, 2004, 84(13): 979-994.
- [15] C S David, R J Beddows, R H Donovan, et al. Correlations in the chemical composition of rural background atmospheric aerosol in the UK determined in real time using time-of-flight mass spectrometry[J]. *J Environ Monit*, 2004, 6: 124-133.
- [16] M Maione, J Arduini, G Mangani, et al. Evaluation of an automatic sampling gas chromatographic-mass spectrometric instrument for continuous monitoring of trace anthropogenic gases[J]. *J Environ Anal Chem*, 2004, 84(4): 241-253.
- [17] J A Gabalon, A Maquieira, R Puchades. Rapid method for on-site determination of atrazine residues in water samples assay optimizations[J]. *J Environ Anal Chem*, 2001, 82(3): 133-144.

(下转第 47 页)

附植生物对沉水植物的影响研究进展

谭海剑

(华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510006)

摘要 附植生物是水生生态系统的重要组成成分,在富营养化水体的沉水植被恢复过程中起着重要的作用。文章综述了附植生物对沉水植物影响的相关研究,并对该研究领域今后的研究方向进行了展望。

关键词 附植生物 沉水植物 富营养化

众所周知,水是人类社会赖以生存和发展的基础。当前的水环境污染日益严重,其中水体富营养化是国内外最为关注的水环境问题之一。目前富营养化水体修复技术种类繁多,从技术原理上看,可以将这些技术分为物理方法、化学方法、生物方法等。沉水植物修复作为一种有效的生物方法,广泛应用于水体富营养化的治理。沉水植物不仅可以与浮游植物进行“竞争”,而且还能释放化学物质,抑制浮游藻类生长^[1],并且通过吸收水体中氮、磷等营养物质减缓营养循环速度^{[2]228-237},使藻型水体向草型水体转化,恢复水生生物的多样性,调整生态系统的平衡,从而达到了修复水体的效果。刘建康^{[2]238-248}研究指出,沉水植物在富营养化水体中的衰亡是浮游生物与附植生物过量生长的共同结果。然而,长期以来国内外针对浮游生物与沉水植物关系的研究较多,关于附植生物与沉水植物之间关系的研究则相对较少,直至近几年才逐渐兴起。本文对近年来学者研究附植生物对沉水植物影响的相关文献进行综述,希望能为富营养化水体修复提供有益的参考。

1 附植生物

附植生物属于周丛生物(periphyton)的范畴,根据《高级水生生物学》一书中引用 Young 的定义^{[2]249-261},周丛生物是指生长在浸没于水中的各种基质表面上的有机体集合群。周丛生物包括在基质上生长的所有生物,如藻类、细菌、真菌、原生动物、轮虫、线虫、软体动物、昆虫幼虫和鱼卵等。根据所生长的基质不同,周丛生物划分为附植生物(epiphyton)、

附动生物(epizoon)、附木生物(epixylon)和附石生物(epilithon)。因此,附植生物是指生活在大型水生植物表面的有机体集合群。一些文献中所指的生长在植物表面的“附着生物”、“着生藻类”、“附生藻类”等皆属于附植生物的范畴。

由于附植生物在水中生活相对稳定,在环境保护工作中,用附植生物指示水体污染的程度要比浮游生物和游泳生物的效果好。国内外已经有许多学者对附植生物的群落结构和其在水质评价中的应用进行了研究^{[3]、[4]686},如 Lane 等^[5]通过对美国 Florida 州湿地中附植生活的硅藻进行研究,认为附植硅藻可以作为一种生物指示器应用于环境领域。Leoni 等^[6]通过研究 1 a 内地中海西岸的附植生物,由于水体富营养化程度变化所产生的形态学反应指出,可以利用附植生物来指示海岸的富营养化程度。杨红军等^{[4]686-689}认为在了解参照点水质的情况下,可以通过对参照点着生藻类群落的室内测试来定性或者定量监测同一河流水质生态环境的综合状况。

2 附植生物对沉水植物的影响

2.1 附植生物与沉水植物的关系

附植生物与沉水植物的关系相当复杂。沉水植物为附植生物提供着生基质,释放大量的无机化合物供附植生物使用,还能在光合作用和因衰老死亡时释放大量的有机化合物,促进附植生物的生长和发育;由高等水生植物和附植生物释放的有机质可以被附植细菌所利用^{[2]262-266}。另外,附植生物可以与高等水生植物组合净化水质。Pietro 等^[7]通过研究

发现, 在水体中磷含量较高时, 沉水植物金鱼藻与附植生物的联合体可以过量的吸收水体中的磷, 从而起到改善水质的作用。

高等水生植物和附植生物之间也存在着相互抑制的作用。例如, 如果挺水植物生长十分茂盛, 其产生的遮阴作用会使水中的光衰减很快, 从而影响附植生物的光合作用。在水体富营养化情况下, 水中营养物浓度充足, 会刺激附植生物的大量生长, 附植生物所产生的消光等作用将对沉水植物产生不利影响, 甚至导致沉水植物消亡。

2.2 附植生物在沉水植物消亡过程中的作用

目前, 国内外针对附植生物对沉水植物影响已进行了一系列的研究。Laugaste 等^[8]和 Smoot 等^[9]认为在富营养化湖泊藻类暴发过程中, 首先发生的是附植生物的大量繁殖, 而后才发生浮游藻类暴发, 同时指出附植生物的大量繁殖或许是藻类暴发和沉水植物消亡的重要诱因, 但是附植植物影响淡水沉水植物的生长和繁殖的直接证据仍然缺乏^[10]^[225]。近年的研究表明, 附植生物对沉水植物的生长有着显著的影响^[11]^[77-181], 如 Iwan 等^[12]发现由于附植生物对水中 CO₂ 的利用, 使沉水植物叶片表层的 CO₂ 浓度降低至 2 μmol/L, 使无机碳浓度成为沉水植物光合作用的关键限制因子, 对沉水植物光合作用产生了不利的影响。Asaeda 等^[10]^[226-238] 通过研究证实附植生物引起沉水植物叶绿素含量改变、叶片枯死量增加和光合产量下降。Phillips 等^[13]^[105-126] 认为, 附植生物对沉水植物的资源竞争是沉水植被在富营养化水体中退化的关键因子。因此, 附植生物可以通过对植物光合作用必需物质的竞争和改变植物光合色素含量来抑制植物的光合作用。

附植生物的大量繁殖是富营养化水体中沉水植物消亡的一个重要原因, 但对于附植生物大量繁殖是否是沉水植物消亡的最直接原因这一问题, 国内外学者的观点并不一致^[14-16]。一部分学者认为, 由于浮游藻类大量繁殖所导致的水体透明度降低以及遮光作用等所造成的水下光照缺乏是沉水植物消亡的直接原因^[7]; 但也有人认为由于附植生物与水生高等植物对营养盐和光等生态资源的竞争以及其产生的代谢产物对沉水植物光合作用的抑制, 或许是造成沉水植物在富营养化水体中退化的关键^[8]。有研究进一步指出附植生物可能是富营养化水体由草型水

生生态系统转化为藻型水生生态系统过程中的“启动装置”^[13]^[103-105, 197-11], 但是该观点尚处于假设阶段, 目前仍然没有直接有力的证据能够证实这一观点。

2.3 附植生物在沉水植物恢复过程中的作用

附植生物不仅会促进沉水植物的消亡, 并且对沉水植物的恢复也会起到阻遏作用^[11]^[82-191]。秦伯强等^[20]对太湖梅梁湾、贡湖湾附植生物进行调查研究, 并结合营养盐水平考察附植生物对沉水植物光合作用的影响指出, 在浅水富营养化湖泊的治理中, 实现从藻型生态系统转化为草型生态系统时伴随的延时或反弹现象, 或许正是由于附植生物对沉水植物光合作用的抑制这样一种“缓冲作用”造成的。他认为要在富营养化水域中恢复沉水植物, 首先必须将水体中的营养负荷降低到一定程度后, 才可以大规模恢复水生植物。宋玉芝等^[21]通过对研究不同营养环境中附植生物的现存量以及沉水植物的光合速率发现, 富营养化程度高的水域中沉水植物上附植生物的现存量较高, 附植生物显著抑制沉水植物光合作用, 其抑制作用可高达 91.9%, 该研究结果在一定程度上支持了秦伯强的观点。在对沉水植物伊乐藻的研究中发现, 随着附植生物量的增加, 伊乐藻的生物量、叶绿素质量分数以及光合作用速率随之下降。试验 50 d 后, 加入附植生物处理的伊乐藻生物量与对照相比分别减少了约 5%~15%, 叶绿素质量分数以及光合作用速率分别下降了 20%~43%、10%~36%, 通过分析丝状附植生物对沉水植物伊乐藻的遮阴作用, 初步推测附植生物对沉水植物伊乐藻的影响可能是由于附着生物的遮阴作用所引起^[22]。陈灿等^[23]研究了不同营养状态下附植生物对菹草叶片光合机能的影响, 研究表明: 水体营养水平的提高促进了沉水植物叶片附着藻类的增殖, 导致菹草叶片光合机能下降: 实验开始 42 d 后, Chl-a 密度下降 25.2%, 类胡萝卜素(carotenoid)密度下降 20.8%, 光合系统 II (PS II) 电子产率降低 9.8%, 电子传递速率(ETR)下降, 光化学淬灭(qP)平均下降超过 60%; 由此指出附植生物导致沉水植物光合机能下降, 而营养盐对植物光合作用的影响是间接的。综上所述, 在富营养化水体中进行沉水植被恢复时, 附植生物对沉水植物的抑制比营养盐更加直接, 采取一定的措施来降低附植生物对沉水植物的抑制, 可以加速沉水植被的恢复。

3 沉水植物与附植生物的化感作用研究

化感作用,又称为他感作用、相生相克作用或生化干预作用等,是指植物通过向外界环境释放化合物,对其他植物(包括微生物)产生促进或抑制作用^[24],其中抑制现象更为普遍。

目前,附植生物与沉水植物间的化感作用研究较少,国内尚未见关于附植生物与沉水植物间化感作用的相关研究,国外文献中已经有沉水植物对附植生物化感作用的报道。与浮游藻类一样,附植生物也是沉水植物化感物质的靶生物,且附植生物贴近沉水植物生活,由其造成的消光作用在某些情况下可以超过浮游藻类,附植生物可能是化感物质的潜在第一目标^{[25]、[26]、[252]}。Erhard 等^[27]发现伊乐藻和加拿大伊乐藻可以释放出抑制附植生物生长化感物质。而另一方面,由于协同进化作用,普通的附植生物可能已经产生了抵抗沉水植物化感作用的能力^[28]。已有研究者^{[26]、[253-256]、[29-31]}测试了沉水植物对附植生物和浮游藻类的影响。结果发现,与浮游藻类相比,即使是那些跟浮游藻类种类很相近的附植生物也表现出对化感作用更不敏感,甚至完全不受影响,浮游藻类对化感作用的抵抗力不仅普遍低于附植生物,且其对沉水植物化感作用敏感的种类多于附植生物^{[19]、[6]}。沉水植物与附植生物间的化感作用仅局限在沉水植物对附植生物化感作用的研究,而附植生物对沉水植物化感作用的研究尚未见报道。

4 展望

研究附植生物在富营养化水体中沉水植物消亡以及其恢复过程中所起作用,对利用沉水植物修复富营养化水体、重建草型水生生态系统具有重要的意义。近年来有关附植生物对沉水植物的影响研究已经取得了一定的进展,但是由于该领域的研究刚刚兴起,尚处于初期发展阶段,有许多问题还有待解决,笔者认为附植生物对沉水植物影响的相关研究在以下几个方面还有待进一步深入:

1) 目前关于附植生物对沉水植物的影响研究主要集中在对沉水植物光合作用的影响,而附植生物对沉水植物其他生理过程的影响有待进一步研究。

2) 虽然已有研究表明,附植生物大量繁殖可能是沉水植物消亡和藻类暴发的诱因,但是需要寻找更直接有力的证据予以证实。

3) 关于附植生物对沉水植物光合作用的影响,目前主要是研究光合作用必需物质和植物光合色素含量的变化,需要开展更深层次的研究。

4) 目前已有关于沉水植物对附植生物的化感作用的研究,而附植生物对沉水植物的化感作用机理尚不清楚,有待进一步研究。

本文得到了黄华、姚伟卿、雷亚杰的大力帮助,特表示感谢。

5 参考文献

- [1] Ervin G N, Wetzel R G. An ecological perspective of allelochemical interference in land-water interface communities[J]. *Plant and Soil*, 2003, 256: 13-28.
- [2] 刘健康. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [3] 由文辉. 淀山湖着生藻类群落结构与数量特征[J]. *环境科学*, 1999, 20(5): 59-62.
- [4] 杨红军, 袁峻峰, 张锦平. 着生藻类群落在黄浦江水质监测中的应用[J]. *上海环境科学*, 2002, 21(11): 686-689.
- [5] Lane C R, Brown M T. Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland condition in Florida, USA[J]. *Ecological Indicators*, 2007, 7(3): 521-540.
- [6] Leoni V, Pasqualini V, Pergent-martini C, et al. Morphological responses of *Posidonia oceanica* to experimental nutrient enrichment of the canopy water[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2006, 339(1): 1-14.
- [7] Pietro K C, Chimney M J, Steinman A D. Phosphorus removal by the *Ceratophyllum/pe-riphyton* complex in a south Florida (USA) freshwater marsh[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 27(4): 290-300.
- [8] Laugaste R, Lessok K. Planktonic algae and epiphyton of the littoral in lake Peipsi, Estonia[J]. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 2004, 34(1-2): 90-97.
- [9] Smoot J C, Langworthy D E, Levy M, et al. Periphyton growth on submerged artificial substrate as a predictor of phytoplankton response to nutrient enrichment[J]. *Journal of Microbiological Methods*, 1998, 32(1): 11-19.
- [10] Asaeda T, Sultana M, Manatunge J, et al. The effect of epiphytic algae on the growth and production of *Potamogeton perfoliatus* L. in two light conditions[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2004, 52(3): 225-238.
- [11] Irfanullah H M, Moss B. Factors influencing the return of submerged plants to a clear-water, shallow temperate lake[J]. *Aquatic Botany*, 2004, 80(3): 177-191.
- [12] Iwan J J, Eaton J W, Hardwick K. The influence of periphyton on boundary layer conditions: A pH microelectrode in-

- vestigation[J]. *Aquatic Botany*, 2000, 67(3): 191-206.
- [13] Phillips G L, Eminson D, Moss B. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters[J]. *Aquatic Botany*, 1978, 4(3): 103-126.
- [14] Liboriussen L. Production, regulation and ecophysiology of periphyton in shallow flash water lakes[D]. Denmark: National Environmental Research Institute, 2003.
- [15] 章宗涉. 水生高等植物-浮游植物关系和湖泊营养状态[J]. *湖泊科学*, 1998, 10(4): 83-86.
- [16] Harwell M C, Havens K E. Experimental studies on the recovery potential of submerged aquatic vegetation after flooding and desiccation in a large subtropical lake[J]. *Aquatic Botany*, 2003, 77(2): 135-151.
- [17] 张圣照, 王国祥, 濮培民. 太湖藻型富营养化对水生高等植物的影响及植被的恢复[J]. *植物资源与环境学报*, 1998, 7(4): 52-57.
- [18] Harwell M C, Havens K E. Experimental studies on the recovery potential of submerged aquatic vegetation after flooding and desiccation in a large subtropical lake[J]. *Aquatic Botany*, 2003, 77(2): 135-151.
- [19] Hilt S, Gross E M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes?[J]. *Basic and Applied Ecology*, 2007, 4(3): 1-11.
- [20] 秦伯强, 宋玉芝, 高光. 附着生物在浅水富营养化湖泊藻-草型生态系统转化过程中的作用[J]. *中国科学 C 辑*, 2006, 36(3): 283-288.
- [21] 宋玉芝, 秦伯强, 高光. 附着生物对太湖沉水植物影响的初步研究[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(4): 928-932.
- [22] 宋玉芝, 秦伯强, 高光, 等. 附着生物对沉水植物伊乐藻生长的研究[J]. *生态环境*, 2007, 16(6): 1643-1647.
- [23] 陈灿, 张浏, 赵兴青, 等. 不同营养状态下附生藻类对菹草(*Potamogeton crispus*)叶片光合机能的影响[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(4): 485-491.
- [24] Rice E L. *Allelopathy* (2 edition)[M]. Orlando Florida: Academic Press, 1984: 207-225.
- [25] Roberts E, Kroker J, Korner S, et al. The role of periphyton during the re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes[J]. *Hydrobiologia*, 2003, 506(2): 525-530.
- [26] Hilt K S. Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes[J]. *Aquatic Botany*, 2006, 85(3): 252-256.
- [27] Erhard D, Gross E M. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton[J]. *Aquatic Botany*, 2006, 85(3): 203-211.
- [28] Reigosa M J, Sanchez-moreiras A J, Gonzalez L J. Ecophysiological Approach in Allelopathy[J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 1999, 18(5): 577-608.
- [29] Mulderij G, Mooij W M, Smolders A J, et al. Allelopathic inhibition of phytoplankton by exudates from *Stratiotes aloides*[J]. *Aquatic Botany*, 2005, 82(4): 284-296.
- [30] Hilt S, Ghobrial M G N, Gross E M. In situ allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against selected phytoplankton species[J]. *Journal of phycology*, 2006, 42(2): 1189-1198.
- [31] Mulderij G, Van N E, Van D E. Macrophyte-phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors[J]. *Ecological Modelling*, 2007, 204(1-2): 85-92.

Research Progress on the Effect of Epiphyton on Submerged Macrophytes

Tan Haijian

Abstract Epiphyton is an important part of aquatic ecosystems, and play a important role in the process of submerged macrophytes restoration in eutrophication water bodies. This paper review the research in the effect of epiphyton on submerged macrophytes, and prospects of the future research of this area are put forward.

Key words epiphyton submerged macrophytes eutrophication

关心湿地，走进红树林

2008年，广州市中学生环境科学夏令营在南沙区举行。林科院热带林业所管伟博士为同学们介绍湿地保护和红树林生态系统为主题的环保知识。

湿地是指天然或人工，永久或暂时的沼泽地、泥炭地或水域(包括与其毗邻的河滨、海岸，其内的岛屿及低潮水深小于6m的海域)，蓄有静止或流动的咸、淡水体。富有生物多样性，还能涵养水分、稳固海岸、提供动植物资源等，是生产力最高的生态系统。

红树林是生长在热带、亚热带海岸被海水周期性淹没的木本植物群落，树皮或汁液可做红色染料。它根系发达、固土力强，是海岸的屏障；又是生物良好的生长和繁育场所；还有过滤陆源污染物、减少赤潮的作用，经济、环境、生态效益显著。我国主要分布在海南、两广、闽、浙和台、港、澳等省、区。

夏令营还安排营员到南沙“湿地公园”和“亲水公园”考察并参与与万顷沙小学的同学进行互动学习和向群众宣传等实践活动。

广州市环境科学学会 陈汇祥

在环境质量综合评价中因素控制变权方法的研究探讨

赵光明 李斌 李娜

(中北大学化工与环境学院, 太原 030051)

摘要 文章分析了目前在环境综合评价中应用变权方法时存在的问题,指出理想的变权处理方法应该是能够识别出非均衡态水平因素,对于其中的劣性因素做变权处理。提出了变权的改进方法——因素控制变权方法,以增强应用变权综合评价的客观性和合理性。

关键词 环境综合评价 因素控制 变权方法

1 环境质量综合评价中现有权重确定方法存在的问题

环境质量综合评价是一项极为重要而又十分复杂的系统工程,需要根据具体条件,对多项指标进行综合考虑、分析和对比,从而得出科学合理的评价结果。在综合评价中,除了考虑各评价因素的目标要求外,还必须考虑各因素的重要程度,即权重。它是综合评价结构中各因素相对重要性的定量化约定。

在综合评价中各评价因素权重是固定不变的,称为常权。常权综合评价在一定程度上反映了各因素的综合优度,在许多情况下具有一定的合理性和方便性,因而被广泛使用。但是在有些场合中,由于常权不能对评价因素值的组态起制约均衡作用,当组态严重不均衡时,评价结果就会出现不合理现象,常权的弊病就会突出起来。为了克服常权的缺点,一般是在常权的基础上,将常权修改为变权,既体现对因素的重要性偏好,又满足对组态均衡偏好的要求。

进行环境综合评价的目的之一是了解环境综合质量的动态变化。既然环境综合质量具有随不同条件变迁的动态性,那么在评价中就必须反映这种动态性。这种动态一般就体现在“变权”的运用上,所以在综合评价中采用“变权”方法也就具有了必然性。

尽管变权方法可以克服常权方法的缺点,但是在环境综合评价中,研究者们一般所采用的是用各评价因子的污染贡献率确定各评价因子的权重系数^[1-3],这种方法既不能很好地识别非均衡态水平因素,又

不能满足对组态均衡偏好的要求,因此不能很好地满足环境综合评价中对权重精确约定的要求。

现有的变权方法中,还有的是侧重于对评价因素水平的均衡考虑,对于不稳态的因素水平,不论其不稳态是优性还是劣性,都有制约作用。如某一组评价因素中除 1 个因素水平高外,其余因素的水平都是中等,则按照通常的变权方法处理后会得出对高水平因素不利的结果,很明显,这是有失公平的。这种不公平的存在,使变权方法的价值和综合评价的公正性、客观性、合理性受到了影响。为此,本文对变权方法的应用提出了改进。

2 因素控制变权方法原理

变权方法,先采用层次分析法(AHP法)或者别的方法确定各因素的相对权重,以此作为“基础权重”。然后根据不同条件下各因素的变化引起各自比重的改变,兼顾“归一化”要求对“基础权重”做出调整,定出各因素不同水平条件下各因素的权重。

一般变权方法的思路:当某种评价因素水平很低时,即使其他因素水平再高,那么评价对象因素整体条件不具备,处于高水平的因素的权重应相应的降低,即权重分配在这种情况下应根据水平组态不同而变化。在其他评价中,通常是因素水平越低,评价结果越差。但是,在环境评价中,由于评价因素一般都是各种污染因子,其水平值越高,污染指数越高,评价结果也就越差。

理想的变权处理方法应该是能够识别出非均衡

态因素的优劣性,对于其中的劣性因素做变权处理。本文通过对环境综合评价中应用变权所存在的问题进行分析,根据环境评价中污染物的因素水平越高评价价值越低劣的特点,对变权方法提出改进,研究了一种适用于环境污染评价的基于因素水平的因素控制正比变权方法,以增强在环境综合评价中应用变权方法的合理性和实用性。

3 因素控制变权方法的研究

3.1 计算式推导

设评价中有 n 个污染因子 $p_1, p_2, p_3, \dots, p_n$, 其浓度分别是: $C_1, C_2, C_3, \dots, C_n$, 各因子的浓度标准值分别是: $S_1, S_2, S_3, \dots, S_n$ 。

将原始浓度数据按照: $U_i = C_i/S_i (i=1 \sim n)$, 进行一致性处理, 转化成污染评价因数: $U_1, U_2, U_3, \dots, U_n$ 。

设各评价因素在综合评价中的权重值已经用某种方法给出, 分别是 $W_1, W_2, W_3, \dots, W_n$ 。则各因素的权重值与第一项因素的权重值比分别是: $\lambda_{i1} = W_i/W_1 (i=1 \sim n)$ 。

在本文的变权推导中, 令各因素的权重与因素的水平呈正比, 由此可得:

$$\frac{W_i^*}{W_1^*} = \frac{U_i}{U_1} \quad (i=1 \sim n) \quad (1)$$

式中, W_i^* 表示各因素的变权重值。

各因素的变权重值要归一, 所以:

$$\sum_{i=1}^n W_i^* = 1 \quad (2)$$

求解式(1)、式(2)联立式, 得各因素的变权值分别是:

$$W_i^* = \frac{\lambda_{i1} U_i}{U_1 + \sum_{i=2}^n \lambda_{i1} U_i} \quad (i=1 \sim n) \quad (3)$$

在环境污染综合评价中, 由于因素控制变权方法充分考虑到了权重的确定性和不确定性, 考虑到了对劣性污染因素的惩罚性, 因此更符合污染评价的客观实际。

3.2 计算式应用

如在室内环境空气质量评价中, 选择 4 种空气污染物: 甲醛、苯、TVOC、氨作为评价因素。某室内环境中, 各评价因素的浓度值分别是: 0.3、0.22、0.9、1.2 mg/m^3 。它们各自相应的标准分别是: 0.1、0.11、

0.6、0.2 mg/m^3 。

在评价中, 已经有用某种方法根据各评价因素的重要性确定的权重值, 分别是: 0.35、0.35、0.2、0.1。

按照本文的变权方法, 计算各评价因素的变权重值如下:

将原始浓度数据进行一致性处理, $U_i = C_i/S_i$, 得: $U_1 = 0.3/0.1 = 3$; $U_2 = 0.22/0.11 = 2$; $U_3 = 0.9/0.6 = 1.5$; $U_4 = 1.2/0.2 = 6$ 。

使用本文的因素控制变权方法, 计算各因素权重比如下:

$$\lambda_{11} = W_1/W_1 = 1; \lambda_{21} = W_2/W_1 = 0.35/0.35 = 1;$$

$$\lambda_{31} = W_3/W_1 = 0.2/0.35 = 0.57; \lambda_{41} = W_4/W_1 = 0.1/0.35 = 0.29$$

计算各因素在现在因素水平下的权重如下:

$$W_1^* = \frac{\lambda_{11} U_1}{U_1 + \sum_{i=2}^n \lambda_{i1} U_i} = \frac{1 \times 3}{3 + 1 \times 2 + 0.57 \times 1.5 + 0.29 \times 6} = 0.395$$

$$W_2^* = \frac{\lambda_{21} U_2}{U_1 + \sum_{i=2}^n \lambda_{i1} U_i} = \frac{1 \times 2}{3 + 1 \times 2 + 0.57 \times 1.5 + 0.29 \times 6} = 0.263$$

$$W_3^* = \frac{\lambda_{31} U_3}{U_1 + \sum_{i=2}^n \lambda_{i1} U_i} = \frac{0.57 \times 1.5}{3 + 1 \times 2 + 0.57 \times 1.5 + 0.29 \times 6} = 0.113$$

$$W_4^* = \frac{\lambda_{41} U_4}{U_1 + \sum_{i=2}^n \lambda_{i1} U_i} = \frac{0.29 \times 6}{3 + 1 \times 2 + 0.57 \times 1.5 + 0.29 \times 6} = 0.229$$

把本文得到的权重与先前的固定权重值相比, 具有如下特点:

1) 可以根据各因素的污染水平值, 即时改变其权重。特别是在污染水平值较高, 需要特别注意其污染程度时, 变高的权重值可以起到很好的警示信号放大作用。

2) 当次要污染因素水平值较高时, 可以通过提高其权重值, 迅速提高该次要因素在污染贡献中的重要性。如本例中的氨, 在其严重超标时, 权重值由原来的 0.1 变为 0.229, 增加了 1 倍多。

3) 当同样重要的主要污染因素其污染水平值不同时, 它们的权重值将根据各自的水平值变动修改, 使污染严重的因素权重值更高, 更好地符合了用权重来区分因素重要性的目的。如本例中的甲醛和苯, 它们的权重值本来相同, 但是由于甲醛的污染水平大于苯的污染水平, 因而对它们的权重也相应做出了修正, 修正后的甲醛权重 0.395, 远远大于污染

水平不高的苯的权重值 0.263。

再计算综合评价值。

用常权重计算综合评价值 $=0.35 \times 3 + 0.35 \times 2 + 0.2 \times 1.5 + 0.1 \times 6 = 2.65$ 。污染程度中度污染,但是氨超标 5 倍,如果以氨单因素判断,则应为重度污染(超标 3 倍为重度污染)。

用本文的因素控制变权重计算综合评价值 $=0.395 \times 3 + 0.263 \times 2 + 0.113 \times 1.5 + 0.229 \times 6 = 3.25$ 。污染程度为重度污染。

在采用本文的变权方法进行综合评价后,计算得到的污染综合指数值,要大大高于用普通固定权重计算的污染综合指数值。由于在综合评价中使用的分级标准不因权重的不同而异,所以采用能提高污染综合指数的变权方法进行综合评价,对该环境的污染现状描述得更合理,对污染程度的判定更准确,也容易引起人们对该环境污染的高度重视。

4 结语和讨论

在环境综合评价中,应用通常的变权方法,尽管它们也反映了各评价因素的本质属性,解决了由于评价因素众多和部分因素极不均衡时引起的评价不合理现象,但它们本身所具有的不合理性还没有得

到很好的解决或改进。

本文根据环境评价特点,从综合评价思维过程出发,基于反比变权公式研究提出了因素控制变权方法。由于本文提出的因素控制变权方法合理地突出了变化因素的影响,通过该方法可以比较客观、全面、实事求是地对环境进行综合评价,比较真实地反映出环境的质量水平。其评价结果是可信的,不会因权重的调整而散失其有效性。

本文在对变权应用还不多的前提下,在环境综合评价领域进行了变权应用实践尝试,对其他领域综合评价中变权方法的应用也有一定的借鉴意义。

5 参考文献

- [1] 何斌,高登好. 大气质量综合评价的变权识别模型及其应用[J]. 环境工程,2001,19(6):57-58.
- [2] 赵晓亮,宋子岭,包晓明. 煤矿城市大气质量评价的变权识别模型的建立及应用研究[J]. 能源环境保护,2007,21(6):52-55.
- [3] 颜勇,酆建强,陆桂华,等. 环境质量综合评价的 RBF 网络方法[J]. 河海大学学报:自然科学版,2005,33(1):29-31.
- [4] 陈振民. 咸阳市环境空气综合评价的变权识别[J]. 陕西环境,2003,10(5):17-19.
- [5] 钱明,柳培文,季鸿. 环境质量综合评价最佳权重的确定[J]. 南京林业大学学报,2000,24(增刊):78-80.

Research on Variable Weight Method by Controlling Factor in Comprehensive Environment Evaluation

Zhao Guangming Li Bin Li Na

Abstract When the present variable weight method is applied in comprehensive environment evaluation, some problems arise. The ideal variable weight method should point out the unbalanced factor and deal with it when it is low grade. In order to make the varying-weight comprehensive environment evaluation more practicable and rational, an solving variable weight method—the variable weight method by controlling factor is proposed.

Key words comprehensive environment evaluation controlling factor variable weight method

潘岳：期待珠三角地区率先推行环境经济政策

9月12日,环境保护部副部长潘岳在深圳召开的“绿色中国第十四届论坛”上,向新闻界通报了半年以来环境经济政策取得的阶段性进展,并表示对珠三角地区率先推行环境经济政策、实现绿色发展充满了期待。

潘岳同时表达了对珠三角地区率先推行环境经济政策、打造绿色经济发展区域的热切期待。他说,改革开放30年来,深圳和整个珠三角以超常规的工业化和城镇化速度成长为世界级的制造业基地和中国的经济引擎之一。但珠三角也

付出了沉重的资源环境代价,造成了整个区域水和大气严重污染。作为先发地区,珠三角能否在政策和机制上继续先行一步,在全国率先试验与主体功能定位相协调的环境经济政策,率先实行干部环保业绩考核,率先建立统一协调的环境监管机制,率先实行严格的环保准入措施,率先开展规划环境影响评价,率先实施生态补偿等工作机制,率先走出一条经济发展和环境保护相协调的新路子,对全国真正实现科学发展观都具有十分重要的示范意义。

摘自《广州环保网》2008-09-12

广州市某工业区周围农田土壤环境质量调查分析

胡迪琴 朱大明 余文永 周树杰 梁永禧
(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘要 对广州市某工业区周围农田土壤环境质量进行调查,结果表明,土壤中 Hg、As、多环芳烃出现超标, F、有机氯农药和多氯联苯亦存在一定程度的累积。因地制宜改变土地使用功能,改善并控制土壤污染刻不容缓。

关键词 土壤 环境质量 调查 分析

随着社会经济的发展,生态环境污染问题日益突出,尤其是土壤环境污染日渐严重,引起社会各界的高度关注。土壤是环境要素的重要组成部分,承担着环境中 90% 的污染物^[1]。据调查^[2],广州市蔬菜地受到一定程度的重金属污染,其中,铅污染较普遍,镉污染最严重,其次是砷、汞。2005 年广州市土壤环境质量试点调查*(下简称 05 广州土壤试点调查)结果亦表明,广州市农田土壤环境质量存在不同程度污染,其中重金属及农药残留出现超标,多环芳烃、多氯联苯积累亦不容忽视,局部工业集中区、污灌区域和流域下游土壤污染较突出。为进一步了解广州市特殊污染区域土壤环境污染现状,我们在 2005 年广州土壤试点调查的基础上,于 2007 年下半年在广州某工业区周围农田开展土壤环境质量调查研究,为加强广州市生态环境保护、开展土壤例行监测和土壤环境污染控制决策提供技术支持。

1 调查方法及内容

1.1 布点

按照《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166-2004)要求,结合该区域工业污染源及农田分布,共布设 6 个农田采样点(菜园土)和 2 个厂区绿地采样点。

1.2 采样方法

采用 X 形布点方法,每个采样点在 1 m² 内 5 点取样,等量均匀(四分法)混合为 1 个样品,采样深度为表层土(0~20 cm),采样量为 1 kg。在采集样品的同时一并进行 GPS 定位,同时用数码相机拍摄周围环境情况。

1.3 监测项目与分析方法

根据调查区域工业、农业生产主要污染源情况,确定本次土壤环境质量监测项目,各项目及其分析方法见表 1。

表 1 监测项目与分析方法

序号	监测项目	分析方法	方法来源
1	pH 值	玻璃电极法	《土壤元素的近代分析方法》
2	Cd、Pb	石墨炉原子吸收分光光度法	GB/T 17141-1997
3	Hg	原子荧光光谱仪	2002 年《水和废水监测分析方法》第 4 版
4	As	二乙基二硫代氨基甲酸银分光光度法	GB/T 17134-1997
5	F	离子选择电极法	GB/T 15555. 11-1995
6	Ni、Cu、Zn、总Cr	火焰原子吸收分光光度法	GB/T 17139-1997
7	有机氯农药	气相色谱法	GB/T 14550-2003
8	多氯联苯	GC-MS 测定	USEPA 8270C
9	多环芳烃*	GC-MS 测定	USEPA 8270D

注: *包括萘、苊、二氢苊、芴、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并(a)蒽、屈、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、苯并(a)芘、吡、二苯并(a,h)蒽、苯并(g,h,i)芘等 16 项。

注: *《广州市土壤环境质量调查监测报告》,广州市环境监测中心站,2005
收稿日期: 2008-04-16, 修改稿收到日期: 2008-07-16

1.4 评价方法及标准

1.4.1 总体水平评价

通过统计各污染物算术平均值、标准差、变异系数、超标率、检出率等指标,并与土壤背景值和 2005 年广州土壤试点调查结果比较,对土壤环境质量现状进行分析。

土壤评价执行《土壤环境质量标准(GB 15618-1995)》二级标准。目前我国对土壤 F、多环芳烃(PAHs)、多氯联苯(PCBs)等污染物尚无控制标准,多环芳烃参照美国土壤中 PAHs 化合物控制标准进行分析^[135-40],多氯联苯则进行地域性差异分析。

1.4.2 背景值及标准偏差评价

土壤重金属、氟用区域土壤环境背景值(x)95%置信度的范围($x \pm 2s$)评价。

2 结果与分析

2.1 重金属、氟污染现状

2.1.1 总体水平

调查区域 8 个表层土壤样品重金属含量见表 2。土壤普遍呈碱性,厂区土壤碱性较大。土壤中 Cd、Pb、Hg、As、Ni、Cu、Zn、总 Cr 等重金属含量分别在 0.03~0.29、10.05~19.75、0.21~1.42、24.28~32.70、0.87~3.13、2.8~7.7、3.95~42.27、3.16~7.22 mg/kg 的范围,平均值分别为

0.11、14.58、0.78、28.15、1.79、4.36、12.29、5.19 mg/kg; 土壤中各重金属含量的变异程度显示,Zn、Cd 的变异系数均大于 50%。Hg、As 2 种重金属超标率分别为 37.5%和 87.5%,其余重金属含量均未超标,有 1 个测点 2 种重金属同时出现超标。调查区域土壤中 Hg、As 含量平均值明显高于 05 广州土壤试点调查结果,说明这 2 种重金属在该调查区域累积较明显。据报道^[3],广州市土壤中 Hg 污染处于全国中低水平(见图 1),本次调查土壤中 Hg 平均含量明显高于各城市的平均值。土壤中 Hg 污染一般来源于燃煤、制烧碱、汞化物生产的工业废水、废气、污泥和含汞农药;As 则主要来源于化肥、农药及医药、玻璃的工业废水、废气等。

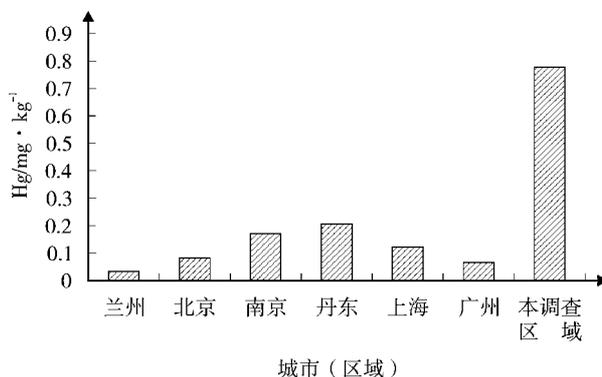


图 1 调查区与各城市土壤中汞含量比较

表 2 广州市某工业区周围土壤重金属及氟含量统计

项 目	pH 值	Cd	Pb	Hg	As	Ni	Cu	Zn	总Cr	F
平均值($n=8$)/mg·kg ⁻¹	7.77	0.11	14.58	0.78	28.15	1.79	4.36	12.29	5.19	196
标准差 /mg·kg ⁻¹	0.48	0.07	2.94	0.33	2.73	0.67	1.47	11.51	1.21	121.8
变异系数 /%	—	63.6	20.2	42.3	9.7	37.3	33.7	93.6	23.3	62.0
最小值 /mg·kg ⁻¹	6.95	0.03	10.05	0.21	24.28	0.87	2.8	3.95	3.16	25.5
最大值 /mg·kg ⁻¹	8.50	0.29	19.75	1.42	32.70	3.13	7.7	42.27	7.22	346
检出率 /%	—	100	100	100	100	100	100	100	100	100
超标率 /%	—	0	0	37.5	87.5	0	0	0	0	—
05 广州土壤试点调查均值($n=75$)/mg·kg ⁻¹	6.00	0.345	85.6	0.182	12.3	16.3	32.1	227	42.2	167

表 2 亦显示,本次调查的土壤中 F 含量范围在 25.5~346 mg/kg,平均含量为 196 mg/kg。表明土壤中 F 含量平均值高于 05 广州土壤试点调查普查结果,处于广州市中游含量水平,农田测点土壤中 F 含量偏高。

2.1.2 背景值及标准偏差评价

调查区背景值及标准偏差的评价结果列于表 3,表明该调查区域土壤中 Hg 含量明显高于广州市背

景值,其余重金属和 F 含量均处于背景值水平。

2.2 有机氯农药残留现状

本调查共测定了土壤中 4 种六六六(BHC)和 3 种滴滴涕(DDT)有机氯化合物含量,结果表明 7 种有机氯化合物的检出率为 78.6%。 Σ BHC、 Σ DDT 含量范围分别在未检出~7.48、0.09~19.46 μ g/kg,平均含量分别为 1.98、5.06 μ g/kg,均未超标;厂区测点

表3 调查区背景值及标准差评价结果

mg/kg (pH 值除外)

项 目	pH 值	Cd	Pb	Hg	As	Ni	Cu	Zn	总Cr	F
平均值(n=8)	7.77	0.11	14.58	0.78	28.15	1.79	4.36	12.29	5.19	196.4
背景值(x)*	—	0.144	47.08	0.161	18.44	18.12	21.81	62.04	60.35	570.8
背景值标准差(s)	—	0.20	22.42	0.10	11.62	14.92	21.88	44.40	29.00	227.2
x-2s	—	-0.256	2.24	-0.039	-4.8	-11.72	-21.95	-26.76	2.35	116.4
x+2s	—	0.544	91.92	0.361	41.68	47.96	65.57	150.84	118.35	1 025.2
结 论	—	含量 正常	含量 正常	高于背 景土壤	含量 正常	含量 正常	含量 正常	含量 正常	含量 正常	含量 正常

注：* 广州市土壤环境背景值《广东省土壤环境背景值数据集》(广东省环境监测中心站, 1990年10月)

土壤 DDT 含量明显低于其周围农田土壤,说明农田存在一定的 DDT 残留。 Σ BHC 平均含量低于上世纪 80 年代广州市调查平均值(81.8 $\mu\text{g}/\text{kg}$,广州市农业监测站,1985)。

与不同地区农业土壤中 BHC、DDT 检出情况比较^[11],该区域土壤 Σ BHC 平均含量除了高于浙江慈溪菜地、江苏海安菜地、新疆哈密瓜基地、韩国水稻土、以色列农地外,均明显低于表中列出的其余区域; Σ DDT 平均含量除了高于浙江金华菜地、新疆哈密瓜基地和韩国水稻土外,均低于表中列出的其余区域,见表 4。

表4 不同地区农业土壤中 Σ BHC、 Σ DDT 检出情况比较 $\mu\text{g}/\text{kg}$

样 区	Σ BHC 平均含量	Σ DDT 平均含量
本次调查区域	1.98	5.06
广州市农田土壤	42.75	52.76
广东典型区域	10.08	18.25
天津农区	10.00	49.60
福建茶园	3.70	8.30
浙江慈溪菜地	1.72	32.24
浙江宁波农地	4.38	231.95
浙江金华菜地	2.12	未检出
江苏徐州菜地	12.14	44.20
江苏海安菜地	0.60	56.00
辽宁绿色农基地	13.19	24.75
辽宁海岛农地	272.75	30.61
山东苹果园地	123.13	117.31
新疆哈密瓜基地	未检出	未检出
德国中部农地	7.52	72.01
澳大利亚甘蔗地	2.26	—
韩国水稻土	1.68	0.12
以色列农地	1.16	12.32

2.3 多环芳烃含量现状

调查区域土壤 16 种 PAHs 的检出率为 98.4%, Σ PAHs 含量在 4.59~763.94 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间,平均值为 151.92 $\mu\text{g}/\text{kg}$,低于与广东省典型区域农业土壤中 PAHs 均值(334 $\mu\text{g}/\text{kg}$)^[135-40]和 05 广州土壤试点调查结果(范围:270.935~719.863 $\mu\text{g}/\text{kg}$,总体均值 400.147 $\mu\text{g}/\text{kg}$)。 Σ PAHs 最大值出现在厂区测点。参照 Maliszewska-Kordybach(1996)对 16 种优控 PAHs 污染程度建立的分级标准,该区域 PAHs 总体属未污染水平($< 200 \mu\text{g}/\text{kg}$),个别测点出现污染和轻污染水平,这可能与该测点周围制漆厂、粘胶剂厂等污染源有关。

表 5 列出了各测点苯[a]蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-cd]芘、二苯并[a,h]蒽等 6 种致癌 PAHs(Σ PAHscarc)的含量水平,可见, Σ PAHscarc 含量占 Σ PAHs 的 63.12%,比重占多数。

参照美国土壤中 PAHs 化合物控制标准,对 PAHs 化合物的单项指标分析可见,调查区域土壤中 PAHs 化合物超标率为 5.5%,土壤中屈、苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽、茚并[1,2,3-cd]芘均出现超标,平均值则前 3 项出现超标,其中,屈、苯并[b]荧蒽、茚并[1,2,3-cd]有 2 个测点超标,苯并[a]蒽仅 1 个测点超标。芘、苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽、茚并[1,2,3-cd]芘与苯并[a]芘一样,是强致癌物质,应引起足够的重视,并加以控制和治理。

2.4 多氯联苯含量现状

本调查共测定了 8 类 PCBs 异构体,总检出率为 32.8%,其中,Aroclor1242 检出率为 100%,Aroclor1248 检出率为 87.5%,Aroclor1232、Aroclor1254

表 5 广州市某工业区周围土壤致癌多环芳烃(Σ PAHscarc)含量状况

测点编号	1	2	3	4	5	6	7	8	均值
Σ PAHscarc/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	2.40	9.59	204.36	10.98	29.30	15.62	20.12	474.78	95.89
$\frac{\Sigma\text{PAHscarc}}{\Sigma\text{PAHs}}/\%$	52.25	69.17	64.70	64.89	70.95	56.97	63.91	62.15	63.12

分别为 50% 和 25%, Aroclor1221、Aroclor1260、Aroclor1262、Aroclor1268 等 4 类异构体均未检出。废弃电力电容器和变压器油的泄漏是我国环境中 PCBs 的主要来源, Aroclor1242 含氯量约 40%~42%, 主要以三氯和四氯联苯为主, 我国土壤中 PCBs 污染以低氯代 PCBs 为主, 其中三氯代 PCBs 含量最高^[4]。

单个测点 Σ PCBs 在 3.34~60.71 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间, 平均值为 14.23 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 低于 05 广州土壤试点调查结果均值(19.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$); 目前国内外对 PCBs 尚无统一的控制标准, 本调查结果高于西藏未污染区域土壤检出 PCBs 总量^[5](0.625~3.50 $\mu\text{g}/\text{kg}$), 可见调查区域土壤存在一定程度的 PCBs 累积。

3 结语

综上所述, 调查区域农田土壤重金属 Hg、As 元素、致癌多环芳烃出现超标, F、有机氯农药和多氯联苯亦有一定程度的累积。

本次调查区域在广州市属于老工业区, 主要工业污染源包括钢铁、造船、制药、玻璃、制漆等, 其间不乏广州市重点废水、废气污染源, 且在当地已有超过 50 a 的历史, 同时当地农民主要以河涌水用于灌溉, 加上多年的化肥、农药的施用, 是造成土壤污染的原因。污染物一旦进入土壤后很难去除, 尤其是重金属、POPs(持久性有机污染物)等, 而且会通过农产品富集或污染水体影响人类身体健康。要从耕层

去除污染物, 采用换土、客土的方式需要耗费大量的人力、物力、财力, 还容易造成二次污染问题。

调查区域原来处于广州市城乡接壤处, 随着城市化的进程, 昔日的农村已被城市所包围, 并将逐渐为城市所替代, 针对调查区域农田土壤存在的污染问题, 建议当地政府改变土地利用功能, 尽量少种植粮食、蔬菜等供食用的农作物, 因地制宜, 发挥当地优势, 大力发展观赏植物种植业和观赏鱼养殖业。同时, 应加强法制教育和生态保护宣传, 提倡科学施用化肥农药, 禁用高毒农药, 多施用有机肥, 并利用植物对污染物的富集作用改善土壤环境, 确保生态环境的安全。

4 参考文献

- [1] 万洪富. 我国区域农业环境问题及其综合治理[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.
- [2] 魏秀国, 何江华, 陈俊坚, 等. 广州市蔬菜地土壤重金属污染状况调查及评价[J]. 土壤与环境, 2002, 11(3): 252-254.
- [3] 何江华, 魏秀国, 王少毅, 等. 广州市蔬菜地土壤-蔬菜中重金属 Hg 的含量及变化趋势[J]. 土壤与环境, 2001, 10(4): 267-269.
- [4] 降巧龙, 周海燕, 徐殿斗, 等. 国产变压器油中多氯联苯及其差异异构体分布特征[J]. 中国环境科学, 2007, 7(5): 608-613.
- [5] 孙维湘, 陈荣莉, 孙安强, 等. 南迦巴瓦峰地区有机氯化物的污染[J]. 环境科学, 1986, 7(6): 64.

Investigation and Analysis on Environmental Quality of Farm Soil around an Industrial Zone in Guangzhou

Hu Diqin Zhu Daming Yu Wenyong Zhou Shujie Liang Yongxi

Abstract This paper investigated the environmental quality of farm soil around an Industrial zone in Guangzhou. The result showed that Hg, As, carcinogenic PAHs in soil exceeded the standard, and F, organochlorine pesticide, PCBs accumulated in soil at a certain extent. It is urgency that we must change function of land-using, improve and control soil pollution.

Key words soil environmental quality investigation analysis

海上溢油生态环境损害评估及展望

杨天姿¹ 于桂峰²

(¹中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100; ²大连海事大学轮机学院, 辽宁 大连 116026)

摘要 文章介绍了国内外海洋溢油生态损害评估方法。国外方法主要有经验公式法和计算机模型法, 国内方法主要有“塔斯曼海”轮索赔案中的环境与生态损害评估法, 影子工程法等, 并对“塔斯曼海”轮的损害评估方法进行了着重研究。在对溢油损害评估模型和方法进行的展望中提出: 重视海洋溢油的基础数据记录以及模型中参数的科学选取, 建立适应于不同海域的溢油损害评估模型体系, 积极发展三维海洋溢油动力模型, 及时修订完善评估模型, 还对溢油损害评估的法律建设和相关部门的协调配合提出意见。

关键词 溢油 海洋 生态环境 损害评估

海洋作为沿海国家的资源宝库, 为人们提供了众多宝贵的财富。而人们在利用海洋资源的过程中, 由于不合理的利用或突发事故, 也使得海洋生态环境受到了不同程度的损害。特别是海上运输及油田的开发等导致的溢油, 对海洋生态系统的破坏尤为严重。近年来, 我国海洋溢油事故发生的频率越来越高, 溢油规模也越来越大。溢油的发生, 不但给当地渔业、水产养殖业、旅游业等造成经济损失, 也严重损害了海洋以及海岸的自然环境和生态环境。而事故发生后, 溢油清除和环境恢复的效率和结果受海洋溢油损害赔偿的及时性与彻底性的影响很大。在我国, 往往由于赔偿不充分导致费用支付困难, 进而使得溢油损害得不到及时清除, 使许多潜在的损失不可挽回。因此, 开展对海洋溢油损害评估的研究是十分重要的。

1 海上溢油生态环境损害评估方法讨论

有关溢油损害评估方法的研究国外起步较早, 多侧重于对溢油事故所造成的经济损失和环境损害进行客观公正的评估, 其中以美国的研究最为活跃。其研究方向大体可分为: 经验公式法和计算机模型法^[1]。

经验公式法如: 华盛顿评估公式^[2], 佛罗里达评估公式^[3]。这些都是总结出来的经验公式, 多用来进行环境损害的评估。前者主要是对生物损害进行评估, 而后者主要是根据溢油量对不同地区和生物进行补偿。

计算机模型法如: 海岸及海洋环境自然资源损害评估模型、美国溢油对渔业资源损害评估模型、自然资源损害评估的(NRDA)模型^[4]、生境等价分析模型^[5]等。上述模型中均包含多个子模型, 损害评估模型从其他子模型中得到数据然后估算不同的资源损失量。这些模型在以后不断改进升级。

以美国为代表的发达国家积极开展海洋溢油污染损害的评估及赔偿研究取得了一定的成果的同时, 我国相关的专家学者也一直致力于海洋溢油生态损害评估的研究。虽起步较发达国家晚些, 但也逐渐探索出一些具有实际应用价值的评估模型和方法, 如: 人工神经网络模型^[6]、“塔斯曼海”轮索赔案中的环境与生态损害评估法^{[7]157-194}、溢油污染生物暴率模型^[8]、影子工程法^{[9]6}、机会成本法^[10]、海洋溢油经济损失评估模型^[11]、渔业长期捕捞损失量评估模型^[12]等。

因篇幅有限, 在此, 仅对我国海洋溢油生态损害评估影响最深远且最具指导意义的“塔斯曼海”轮环境与生态损害评估方法中海洋环境容量损害评估和海洋生态服务功能损害评估 2 方面进行讨论研究。

1.1 海洋环境容量损害评估

环境容量价值损失是指超过一定限度的环境污染破坏了环境的自净功能, 使环境损失了容纳消解污染物的能力。高振会等人对“塔斯曼海”轮溢油事故造成的海域环境容量损失采取了 2 种方法

进行评估。

1.1.1 效用函数法

此方法是将“塔斯曼海”轮溢油量以《天津市渤海碧海行动计划》中一定期限内有关控制石油类入海总量的措施投资和石油类的入海消减量为依据而进行按比例折算,估算此次溢油事故造成的环境容量价值损失。其模型为:

“塔斯曼海”轮溢油事故造成的海域环境容量价值损失 = “塔斯曼海”轮溢油量 / (天津碧海行动 2005 年之前的油类入海消减量) × (天津碧海行动 2005 年之前为达到该目标所采取措施的投资额)

1.1.2 影子工程法

根据影子工程法,假设建设一个污水处理厂对受污染的海水进行处理,将各种费用总和作为海水水质污染程度的损失评价。费用包括:污水处理厂投资估算,污水处理费用估算。

污水处理厂投资估算是以“塔斯曼海”轮污染的整体水体体积为基础,根据有关部门下发的污水处理厂建设规模相关文件得出一个投资额;污水处理费用估算是按整个需要处理的海水体积根据各城市污水处理费用收取标准计算。

1.2 海洋生态服务功能损害评估

高振会等对渤海湾溢油污染海域计算的海洋生态价值公式为^[71]:

海洋生态价值 = 单位价值 × 生态功能损失率 × 损失面积 × 损失时间

上式中,考虑到我国海洋生态服务功能价值的公众意识与国外发达国家相比有一定的差距,因此,选择了单位价值较低的大陆架生态类型来近似代替河口湾生态类型单位价值进行计算。其中的各个单位价值,是依据 Costanza 的全球生态系统平均公益价值表而得到的。

1.3 讨论分析

1.3.1 评估方法现存问题^{[9]55-57}

1) 在海洋环境容量损害评估中,效用函数法涉及的人海消减量、控制石油入海量的投资项目及数额等受主观因素影响大从而使得其确定上存在很大争议。

2) 影子工程法中,被溢油污染的海水体积 = 整个受损海域面积 × 相应水深,然后用处理这些污水的费用替代海洋环境容量损失。在这种方法中,受损海域的面积和水深的取值对计算结果影响很大,

但却难以量化。

3) 在海洋生态服务功能损害评估方面,由于涉及到的海洋生态系统评估项目繁杂,很难做到考虑周到。要保证各个评估项目的数据准确比较困难,这样在使得实际的评估中责任方对所列数据及其定性化分析的准确与可靠性存在质疑,使得双方难以在溢油损害赔偿及索赔问题上达成一致意见从而导致产生长期纠纷。

4) 高振会等提出的海洋生态服务功能损害评估公式中,生态功能损失的值、损失时间等都很难量化,可操作性不强,从而不能保证其较高的准确性。

1.3.2 对问题的改进完善

对于评估方法出现的上述问题,我们可以进行相应的补充和完善。

首先,有关学者对海洋环境容量损害评估进行了进一步的研究并得出计算公式^{[9]40}:

$$C_{UWEC} = \frac{W_r \times \frac{4 \times 10^4 Q_{\text{石油烃}}}{\rho}}{Q_{\text{石油烃}} - Q_0} \quad (1)$$

式中: C_{UWEC} ——海洋环境容量损失费用,元;

W_r ——溢油事故的溢油数量,t;

$Q_{\text{石油烃}}$ ——石油烃为海域石油烃的环境容量,t;

Q_0 ——为海域石油烃已占用的环境容量,t;

ρ ——溢油油品的密度,kg/m³。

上述方法的改进之处在于,我国对 W_r 计算的研究较成熟,可以将波恩协议与清污船现场调查结合进行估算,或者采用卫星遥感技术进行估算,结果较准确; $Q_{\text{石油烃}}$ 已有很多学者进行了研究且取得了成果,对 Q_0 可以根据统计数据得到; ρ 可直接测量。这些使得计算公式输入参数可以保证较为准确、计算结果较可靠、可操作性较强。但此公式也存在一定的问题:忽略了社会、人文等因素,从而使得计算结果偏小。

其次,对海洋生态服务功能损害评估方面,有关学者也进行了改进研究。例如,于桂峰根据溢油对海洋生态服务功能损害的实际情况,依据 Costanza 等人对事故海域划分的研究成果对不同生态系统和不同损害情况的生境等价分析公式进行了修订。修改后的事故海域的海洋生态服务功能损害的经济价值总额的公式为^{[9]54}:

1) 受损生境可以恢复到受损前的基准水平的情况下的计算公式:

$$S_{\text{总}}=S_1+S_2+S_3+S_4+S_5+S_6+\frac{99}{100}S_7+\frac{33}{100}S_8 \quad (2)$$

2) 受损生境不能恢复到受损前的基准水平情况下的计算公式:

$$S_{\text{总}}=(S_1+S_1')+(S_2+S_2')+(S_3+S_3')+(S_4+S_4')+(S_5+S_5')+(S_6+S_6')+\frac{99}{100}(S_7+S_7')+\frac{33}{100}(S_8+S_8') \quad (3)$$

S_1 至 S_8 的计算按式(4)计算:

$$S_{\text{总}}=S=\left[\sum_{t=0}^B V_j \times \rho_t \times \frac{(b^t-x_t^j)}{b^j}\right] \times J \quad (4)$$

S_1+S_1' 至 S_8+S_8' 的计算按式(5)计算:

$$S_{\text{总}}=S+S'=\left[\sum_{t=0}^B V_j \times \rho_t \times \frac{(b^t-x_t^j)}{b^j}\right] \times J + \frac{S_M}{r} \quad (5)$$

式中: V_j ——受损生境每面积时间所提供的服务量损失价值;

ρ_t ——折算率($\rho_t = \frac{1}{(1+r)^{(t-C)}$, 其中: r 为每单位时间的折算率, %; C 为索赔提出的时间, d), %;

$\frac{(b^t-x_t^j)}{b^j}$ ——和受损生境基准服务水平相关的受损生境每单位面积服务量水平的减少百分数, %;

J ——受损生境的面积, m^2 。

时间为 M 时的有效面积损失 $S_M(\text{m}^2)$ 与附加期间的损失 $S'(\text{m}^2)$ 均有相关公式可以计算得到。

这样的计算结果可以保证较准确可行, 并与国际评估方法相接轨, 应用性和可操作性较强, 在实际的溢油对海洋生态功能损害评估和索赔中易于被事故责任方接收。

最后, 不论是高振会等提出的“塔斯曼海”轮环境与生态损害评估方法还是于桂峰提出的改进评估公式与方法, 都在调查、监测项目多、对评估损害值的量化等问题上存在一定的难度, 在这方面的深入探讨和研究将会成为未来海洋溢油生态损害评估方法发展的必由之路。

2 总体展望

随着我国对海洋环境保护工作的重视, 海洋溢油生态环境损害评估的研究也越来越多, 这些对保护海洋环境、维护海洋权益、实现海洋的可持续发展起到了积极的作用。但在肯定其发展的同时我们也应该看到, 我国在生态损害评估发展的整体道路上

还存在许多的问题值得进一步的探讨^[13-18]:

2.1 溢油对海洋生态环境损害评估公式模型的整体展望

2.1.1 评估模型需及时修订完善

海洋生态系统是一个非常复杂的动态系统, 在生态环境损害评估过程中一些模型考虑的因素以及评估过程过于简单, 甚至对某部分采取忽略的态度, 如此得出的结果往往与实际情况有较大偏差。并且随着海洋环境以及社会的发展, 许多经验公式与当今的情况不能很好相符。所以在使用时应该进行相应的修订, 根据实际情况对海洋溢油生态环境损害过程进行评估分析, 并对修订的模型要加以验证总结。

2.1.2 建立适应于不同海域的完善的溢油损害评估模型体系

由于我国对海洋环境保护工作开展的时间比发达国家晚, 故现阶段我国的海洋生态损害评估方法多为借鉴国外比较完善的体系及机制或在其上加以部分修改应用。也有学者就不同海域做过具体研究与探讨, 但就我国整个海洋系统而言还远未形成一个完整的评估体系。为了得到更加准确的评估结果以及能够让污染损害索赔机制更好地发挥作用, 建立适用于不同海域的溢油损害评估模型及体系, 是其发展的必由之路。

2.1.3 积极发展三维海洋溢油动力模型

溢油对海洋生态环境损害的评估涉及众多学科, 研究的发展和深入与其他学科的发展密切相关。海洋溢油评估技术的发展近年来受到大家的普遍关注, 其中溢油动力学模型全面发展的推动作用格外引人注目。总的来说, 我国溢油模型研究中多是对二维模型的研究, 而对三维溢油动力学模型中溢油对水环境的综合影响以及为评估工作提供有效科学依据等方面还有待深入研究。

2.1.4 重视海洋溢油的基础数据记录以及模型中参数的科学选取

模型中参变量的可获得性、常数参量的正确性和已知性决定了评估的真实性和可行性。选定的参数变量要易于获得, 常数参量一般是由实际资料分析而得, 这就需要有足够的基本数据进行处理分析。但是, 详尽的基本数据的缺乏是评估模型中的重要困难之一。在今后的研究中, 记录、保存基础性数据以及确定评估模型中常数参量的问题, 还有待进一步解决。

2.2 其他方面的讨论与展望

2.2.1 完善有关海洋油污损害评估索赔的相关法律

我国现行有关海洋油污损害评估索赔的法律,其立法比较粗糙、无统一的体系、可操作性不强,因而在法律适用上也较为混乱。目前溢油赔偿主要是支付清污活动的费用,对经济损失和环境损害的赔偿比例和赔偿力度都较低,大部分溢油事故都未进行赔偿,基本上处于定性描述和经验估计阶段,仅部分解决了油污损害的处理程序和油污损害赔偿责任限额问题,对恢复措施以外的环境非经济损失是否赔偿的问题还处于探讨阶段。以后的工作重点:结合我国海洋溢油损害实践,由国家立法,制定海洋溢油损害评估索赔的法律制度、设立国内海洋溢油损害评估赔偿基金,与此同时也要遵守相关国际公约,2套机制同时运作,相辅相成。

2.2.2 加强对海洋生态系统功能的评估

在我国,海洋溢油事故往往得不到充分及时的评估和赔偿,导致清理污损费用拖延或不足,使污损未能及时清除,形成恶性循环。究其原因一方面是由于在立法上存在缺陷以及评估理论和体系指标上的落后,另一方面是由于人们大都关注的是局部性的、近期的环境损失和恢复环境所需的费用,而国家的、长远的环境损失和恢复生态系统功能的损失却没有得到相应的重视。这就要求我们应该从国家长远利益出发,重视对海洋生态系统功能评估,并使国家和地方各部门相互协调配合、共同发展,保护海洋生态环境。

3 参考文献

- [1] 周玲玲. 溢油对海洋生态污损的评估及指标体系研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2006.
- [2] Mason Ichael. Civil liability for Oil pollution damage: examining the evolving scope for environmental compensation in the internal regime[J]. Marine Police, 2003, 27(1): 1-12.
- [3] French D, McCay J J, Rowe N W, et al. Estimation of potential

impacts and natural resource damages of oil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2004, 107: 11-25.

- [4] Ofiara D D. Natural resource damage assessments in the United States rules and procedures for compensation from spills of hazardous Substances and oil in waterways under US jurisdiction[J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 44: 96-110.
- [5] Richard W D, Thomas C G, William H D. The use of habitat equivalency analysis in natural resource [J]. Ecological Economics, 2004, 48: 49-70.
- [6] 朱鸣鹤, 丁永生, 殷佩海, 等. BP 神经网络在船舶油污事故损害赔偿评估中的应用[J]. 航海技术, 2005, (1): 65-69.
- [7] 高振会, 杨建强, 崔文林, 等. 海洋溢油对环境与生态损害评估技术及应用[M]. 北京:海洋出版社, 2005.
- [8] 熊德琪, 廖国香, 姜玲玲, 等. 溢油污染对海洋生物资源损害的数值评估模式[J]. 大连海事大学学报, 2007, 33(3): 70-71.
- [9] 于桂峰. 船舶溢油对海洋生态损害评估研究[D]. 大连:大连海事大学, 2007.
- [10] 熊德琪, 殷佩海, 严世强. 海上船舶溢油事故损害赔偿微机化评估系统的研究[J]. 大连海事大学学报, 2000, 26(1): 37-41.
- [11] 李亚楠, 张燕, 马成东. 我国海洋灾害经济损失评估模型研究[J]. 海洋环境科学, 2000, 19(3): 60-63.
- [12] 陈刚. 溢油污染对渔业资源的损害评估研究[D]. 大连:大连海事大学, 2002.
- [13] 许欢, 李适宇. 海上溢油事故风险评价回顾与展望[J]. 环境保护, 2005, (8): 50-52.
- [14] 王俊波, 王菁. 渤海海域建立特别敏感海域的思考[J]. 中国海事, 2007, (9): 25-27.
- [15] 刘松树. 海上船舶油污损害赔偿评估方法与应用研究[D]. 大连:大连海事大学, 2001.
- [16] 杨正杰, 季远军. 我国船舶油污损害赔偿机制的初探[J]. 世界海运, 2004, 27(4): 22-24.
- [17] 纪大伟, 杨建强, 高振会, 等. 海洋已有生态损害评估研究进展[J]. 水道港口, 2006, 27(2): 115-119.
- [18] 周竹军, 殷佩海. 船舶溢油损害索赔与评估的现状与发展浅谈[J]. 世界海运, 1999, 22(1): 48-49.

Assessment and Prospect of Ecosystem Damage for Oil Spill in Ocean

Yang Tianzi Yu Guifeng

Abstract The essay introduced domestic and international assessment models of ocean ecosystem oil spill damages and discussed the outlook of assessment models in China. It has proposed suggestions such as, attaching importance to the record of basic data of oceanic oil-spill and selecting the parameters in a scientific way, building complete models that apply to different sea areas, developing the 3D oil-spill dynamical models, timely modifying and perfecting the model assessment. The essay also provided suggestions about the constitution of laws and the cooperation of relative government departments.

Key words oil spill ocean ecosystem environment assessment of damage

土地利用现状环境影响评价 ——以冷水滩区为例

张小红¹ 曾嵘²

(¹长沙环境保护职业技术学院, 长沙 410081; ²湖南省测绘科技研究所, 长沙 410081)

摘要 文章结合土地利用的环境影响机制及冷水滩区土地利用现状、土地利用过程中存在的主要环境问题构建了冷水滩区土地利用现状环境影响评价的指标体系,采用客观赋权法确定了指标权重,选取模糊综合评判法进行综合评价;最终得出了冷水滩区所辖的 13 个乡(镇)环境敏感性等级评价结果,并对评价结果进行了分析。

关键词 土地利用 环境影响评价 模糊综合评判法 冷水滩区

冷水滩区位于湖南省西南部,湘江中游,永州市中部,是永州市政府所在地,也是全市政治、经济、文化中心。东邻祁阳,西靠东安,南界芝山,北抵邵阳。区辖菱角山、肖家园、杨家桥、梅湾 4 个办事处;岚角山、伊塘、上岭桥、竹山桥、黄阳司、高溪市、牛角坝、普利桥、花桥街、仁湾、蔡市 11 个镇和珊瑚、杨村甸 2 个乡。全区交通便捷,衡枣高速、永连公路、湘桂铁路纵横交错,湘江贯穿其中,同时还有永州机场连接全国各地,冷水滩区不但是永州的北大门,也是永州的交通枢纽。2005 年末,冷水滩区国民生产总值为 57.79 亿元,其中第一产业产值为 10.22 亿元,第二产业为 20.54 亿元,第三产业为 27.03 亿元,3 产业产值比例为 17.7:35.5:46.8;固定资产投资为 13.65 亿元。总人口为 50.84 万人,人均国民生产总值为 11 366.97 元。

1 土地利用环境影响机制

一般而言,土地利用对环境的影响表现为 2 个方面^[1-2]:一方面是土地利用方式的改变对环境所产生的影响,另一方面是不同的土地利用规模和布局对环境产生的影响。普遍认为,生态用地的数量越大,对环境的正面影响越大;建设用地数量越大,对环境的负面影响越大;而农用地对环境的影响是正负兼有,生态农业对环境的影响普遍认为是正面的,它的规模越大对环境产生的正面影响也会增长,但与生态用地相比较而言,其正面影响较弱,非生态农业对环境的

影响被证明有存在负面影响,非生态农业用地规模的增长,其环境的负面影响也会增长,但影响的增长程度较建设用地负面影响的程度要小得多。

2005 年底,冷水滩区农用地、建设用地、未利用地的比例结构分别为 78.11%、10.46%、11.43%,从 1996 年起 9 a 期间,耕地面积净减 826.49 hm²,平均净减 91.83 hm²/a;园地面积净增 65.50 hm²,平均净增 7.28 hm²/a;林地面积净增 429.33 hm²,平均净增 47.70 hm²/a;城市用地面积净增 592.00 hm²,平均净增 65.78 hm²/a,建制镇用地面积净增 131.36 hm²,平均净增 14.59 hm²/a;农村居民点用地面积净减 13.94 hm²,平均净减 1.55 hm²/a;独立工矿用地面积净增 135.55 hm²,平均净增 15.06 hm²/a;交通用地面积净增 159.62 hm²,平均净增 17.74 hm²/a。土地利用方式、规模及布局的改变对环境造成重大影响,存在的环境问题越来越严重,主要表现在以下几个方面:耕地质量持续下降;大气污染中废气排放没有得到有效控制;噪声源多种多样,在车辆密集地带交通噪声比较严重;矿产资源的开发利用对生态环境造成很大的负面影响。

2 评价方法与步骤

2.1 指标体系的构建

冷水滩区土地利用现状环境影响评价涉及冷水滩区范围内的 13 个乡(镇),由于各个乡(镇)所处的

地理位置、社会经济发展条件不同以及产业结构和发展模式上存在地域差异,确定指标体系的过程中,既要反映土地利用现状环境影响评价的宏观性要求,又要考虑到所选取的评价指标在乡(镇)之间具有可比性和通用性。

冷水滩区土地利用现状环境影响评价指标体系可分为 3 个层次^[3](见图 1):

1) 总目标层,即土地利用现状环境影响敏感性评价层;

2) 环境要素层,土地利用现状环境影响评价拟分为生态环境、资源环境和社会环境 3 个环境要素层;

3) 指标层,是具体反映土地利用现状环境敏感性的多项指标。

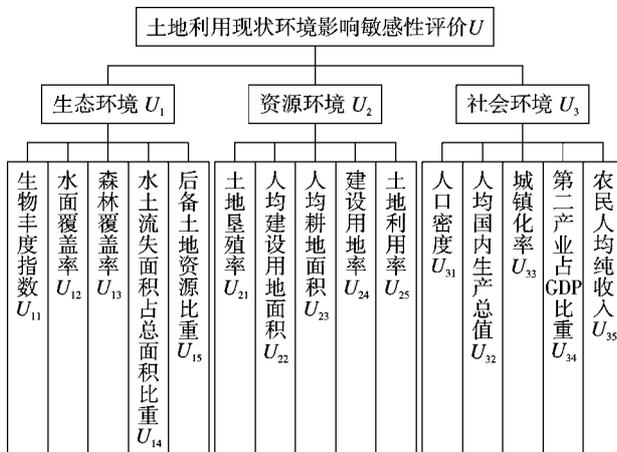


图 1 土地利用现状环境影响评价指标体系

2.2 评价方法与评价模型

2.2.1 评价方法

土地利用现状环境影响系统是一个多因素的复杂系统,其内部诸要素之间的相互作用关系及各要素对系统功能的影响程度在量上比较难以精确衡量,即系统具有“模糊性”的特征;其次,土地利用现状环境影响评价系统是一个包含着若干不同层次(或若干个子系统)的复合系统,其系统功能从整体上来说是一种综合功能,具有多“属性”特点。

因此,土地利用的现状环境影响评价系统是一种多属性或多准则评价问题。这就要求必须根据评价问题的性质、目标、要求等选择适宜的评价模型和方法。在这方面综合模糊评价方法为我们提供了一种有效的方法。所以,本专题采用模糊数学评判方法和客观赋权法^[4]对土地利用现状环境影响评价中的

环境敏感性进行研究。

2.2.2 评价模型

首先,在对各环境要素进行单因子评价的基础上,通过综合单要素各因子评价结果,而得到单环境要素模糊矩阵,根据模糊矩阵和各因子权重进行单环境要素分析。然后,综合各单环境要素综合评价结果得到多环境要素模糊矩阵,用多环境要素模糊矩阵和各环境要素权重进行多环境要素的综合评价。

2.3 评价步骤

2.3.1 确定层次结构

根据土地利用现状环境影响评价的指标体系,建立评价要素集和评价因子集。

评价要素集为:

$$U = \{U_1, U_2, U_3\} = \{\text{生态环境, 资源环境, 社会环境}\}$$

其中,各环境要素集的评价因子集分别为:

$$U_1 = \{U_{11}, U_{12}, U_{13}, U_{14}, U_{15}\}$$

$$U_2 = \{U_{21}, U_{22}, U_{23}, U_{24}, U_{25}\}$$

$$U_3 = \{U_{31}, U_{32}, U_{33}, U_{34}, U_{35}\}$$

2.3.2 评价指标标准化

土地利用现状环境影响评价指标确定以后,由于各指标之间的量纲不统一,没有可比性,所以直接用指标实测数据进行评价是困难的。即使对于同一个参数,尽管可以根据实测数值的大小来判断其对环境影响的程度,但也因缺少一个可作比较的环境标准而无法较确切地反映其对环境的影响程度。为此,首先必须对评价指标进行处理,用标准化方法来解决参数间不可比的难题。标准化处理的方法多种多样,比较简明实用的做法是将其量化分级,从低到高分若干级,以反映环境敏感度从低到高的变化。只有这样,才能最终进行比较。本文采用的是极差标准化方法进行数据处理^[5-6]。极差标准化方法的量化公式为:

对于指标值越大,环境敏感性越大的指标:

$$\text{标准值} = (x_i - x_{\min}) / (x_{\max} - x_{\min}) \quad (1)$$

对于指标值越大,环境敏感性越小的指标:

$$\text{标准值} = (x_{\max} - x_i) / (x_{\max} - x_{\min}) \quad (2)$$

式中: x_i 为指标的实际值; x_{\max} 为第*i*项指标实际值的最大值; x_{\min} 为*i*项指标实际值的最小值。

经过上述标准化处理后,所有指标的实际值均转换为无量纲化指标标准值,即各指标值都处于同一个数量级别上,可以进行综合评价分析。

2.3.3 确定评价等级,建立评语集

本文采用的是极差标准化方法进行数据处理。结合指标标准化的结果,本文将冷水滩区的土地利用现状环境影响评价中的敏感性划分为5个等级,分别为“极度敏感”、“重度敏感”、“中度敏感”、“轻度敏感”、“非敏感”,其判断标准分别为0.9,0.7,0.5,0.3,0.1,建立评语集^[7]:

$$V=\{V_1, V_2, V_3, V_4, V_5\}=\{0.9, 0.7, 0.5, 0.3, 0.1\}$$

2.3.4 确定指标层及要素层权重

在土地利用现状环境影响评价指标体系中确定指标权重时,拟采用多指标权重求解的客观赋权法。计算方法为:

先求出各指标的均值 \bar{x} 和标准差 S , 则各指标的变异系数(v_i)为:

$$v_i = S_i / \bar{x}_i \quad (i=1, 2, \dots, n) \quad (3)$$

再对 v_i 作归一化处理,这样就得到各指标的权重(w_i)

$$w_i = v_i / \sum_{j=1}^m v_j \quad (i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, m) \quad (4)$$

1) 环境要素层权重的确定:首先采用客观赋权法对生态环境、资源环境和社会环境3个子环境要素层作为一个整体进行分析,从而得到3个环境要素层的权重矩阵 W :

$$W = \{W_1 \quad W_2 \quad W_3\} = \{0.31 \quad 0.39 \quad 0.30\}$$

2) 评价环境要素层中各指标权重的确定:同样采用客观赋权法,分别对生态环境、资源环境和社会环境3个环境要素层中的指标进行分析,得到3个环境要素层中各个指标的权重矩阵:

$$W_1 = \{W_{11} \quad W_{12} \quad W_{13} \quad W_{14} \quad W_{15}\}$$

$$= \{0.15 \quad 0.35 \quad 0.35 \quad 0.10 \quad 0.05\}$$

$$W_2 = \{W_{21} \quad W_{22} \quad W_{23} \quad W_{24} \quad W_{25}\}$$

$$= \{0.30 \quad 0.14 \quad 0.25 \quad 0.10 \quad 0.21\}$$

$$W_3 = \{W_{31} \quad W_{32} \quad W_{33} \quad W_{34} \quad W_{35}\}$$

$$= \{0.24 \quad 0.26 \quad 0.23 \quad 0.17 \quad 0.10\}$$

2.3.5 构建隶属度函数,确定评价矩阵

隶属度通过隶属度函数来求得,隶属函数种类很多,这里选取降(升)半梯形分布,建立一元线性隶属度函数^[8],结合本文计算实际,其数学模型为:

对于敏感等级第一级,有:

$$u_1(x_{i1}) = r_{i1} = \begin{cases} 1 & x_i \geq x_{i1} \\ (x_i - x_{i2}) / (x_{i1} - x_{i2}) & x_{i2} < x_i < x_{i1} \\ 0 & x_i \leq x_{i2} \end{cases} \quad (5)$$

对于敏感等级第二级到第四级,有:

$$u_j(x_{i,j}) = r_{i,j} = \begin{cases} (x_{i,j-1} - x_i) / (x_{i,j-1} - x_{i,j}) & x_{i,j} < x_i < x_{i,j-1} \\ (x_i - x_{i,j+1}) / (x_{i,j} - x_{i,j+1}) & x_{i,j+1} < x_i < x_{i,j} \\ 0 & x_i \leq x_{i,j+1}, x_i \geq x_{i,j} \end{cases}$$

对于敏感等级第五级,有:

$$u_5(x_{i5}) = r_{i5} = \begin{cases} 1 & x_i \leq x_{i5} \\ (x_i - x_{i5}) / (x_{i4} - x_{i5}) & x_{i5} < x_i < x_{i4} \\ 0 & x_i \geq x_{i4} \end{cases} \quad (6)$$

式中, $x_{i,j}$ 表示的 i 个指标对应于极度敏感区、重度敏感区、中度敏感区、轻度敏感区和非敏感区的评价标准; j 为第 i 个因子的标准值, $u_j(x_{i,j})$ 表示 x_i 评价标准值对 j 级评价标准的隶属度,可在 $[0, 1]$ 内连续取值。根据上述隶属度函数,可以分别求出3个环境要素的模糊关系矩阵,即:

$$R_i = \begin{pmatrix} r_{i11} & r_{i12} & r_{i13} & r_{i14} & r_{i15} \\ r_{i21} & r_{i22} & r_{i23} & r_{i24} & r_{i25} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ r_{ij1} & r_{ij2} & r_{ij3} & r_{ij4} & r_{ij5} \end{pmatrix}$$

2.3.6 合成运算,敏感性分等

由各环境要素中指标的权重系数向量 W_i 和评价矩阵 R_i ,经过合成运算:

$$B_i = W_i \circ R_i = \{b_{i1} \quad b_{i2} \quad b_{i3} \quad b_{i4} \quad b_{i5}\}$$

基于单因素模糊综合评判结果,可以得到 U 中各环境要素的综合评价决策矩阵:

$$R = \begin{pmatrix} B_1 \\ B_2 \\ B_3 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} b_{11} & b_{12} & b_{13} & b_{14} & b_{15} \\ b_{21} & b_{22} & b_{23} & b_{24} & b_{25} \\ b_{31} & b_{32} & b_{33} & b_{34} & b_{35} \end{pmatrix}$$

最后再由 U 中各环境要素的权重系数向量 W 和综合评价决策矩阵 R ,经过合成运算,即得出各个乡(镇)的土地利用现状环境影响评价敏感性分等的模糊综合评价结果:

$$B = \{b_1 \quad b_2 \quad b_3 \quad b_4 \quad b_5\}$$

此结果就是各个乡(镇)土地利用敏感性评价结果对应于评价标准的各项隶属度。按照最大隶属原则,求出 B 中的最大值,即:

$$B_k = \max\{b_1 \quad b_2 \quad b_3 \quad b_4 \quad b_5\}$$

则该乡(镇)在土地利用现状环境影响评价中,土地利用的敏感性等级被确定为 K 级。

2.4 评价结果

应用上述方法,可以得到冷水滩城区及 13 个乡镇(镇)的土地利用环境敏感性等级划分的结果和排名次序(表 1)。

表 1 冷水滩区土地利用环境敏感性评价结果

乡(镇)	等级	敏感分区	乡(镇)	等级	敏感分区
冷水滩城区	I	非敏感区	蔡市镇	III ₂	中度敏感区
伊塘镇	II ₁	轻度敏感区	竹山桥镇	III ₃	中度敏感区
仁湾镇	II ₂	轻度敏感区	黄阳司镇	III ₄	中度敏感区
珊瑚乡	II ₃	轻度敏感区	花桥街镇	IV ₁	重度敏感区
上岭桥镇	II ₄	轻度敏感区	杨村甸乡	IV ₂	重度敏感区
岚角山镇	II ₅	轻度敏感区	牛角坝镇	IV ₃	重度敏感区
高溪市镇	III	中度敏感区	普利桥镇	V	极度敏感区

3 结果分析

1) 冷水滩区土地利用的环境敏感程度总体水平较高。全区被评定为中度敏感区以上的共计有 8 个乡镇(镇),占全区乡(镇)总数的 61.54%,而被评定为非敏感区的乡(镇)仅有 1 个,占总数的 7.69%。在土地利用现状环境影响评价过程中,得出的敏感性结果只是区域范围内各个乡(镇)进行对比分析的一个相对结果,被评定为非敏感区和轻度敏感区的乡(镇),在土地资源的利用过程中,也受到了土地利用所造成的诸多环境问题的影响,结果只能说明其针对土地利用的环境影响响应程度相对较低。

2) 全区土地利用敏感程度不同的各个乡(镇)具有一定的分布规律,被评定敏感区的乡(镇),主要分布在区域范围的北部地区,而轻度敏感区和非敏感区则分布在区域范围的南部。分析结果与冷水滩区

所处的地理位置密切相关。冷水滩区南部紧邻永州市的零陵区,随着永州市 2 个城区相向发展,融城速度的逐步加快,城际交通条件的迅速改善,2 个主城区之间的乡镇经济发展速度明显快于其他乡镇;而中心城区主要以建设用地为主,是区域的政治经济和文化中心,地貌类型相对单一,环境的稳定性较好;而北部的乡镇相对而言远离中心城区,社会经济发展速度较慢,其自然资源环境相对而言保持较好,不适宜进行大规模的经济建设。因此,从敏感性的分布特征来看,其土地资源利用状况也深刻反映了社会经济实际水平,同时也反映了随着社会经济水平发展,土地资源利用环境受到影响的可能性也在逐步加大。

4 参考文献

- [1] 卞正富,路云阁. 论土地规划的环境影响评价[J]. 中国土地科学,2004,(4):21-28.
- [2] 张全景,欧民豪,王万茂,等. 从土地环境解读我国的土地问题[J]. 地理与地理信息科学,2004(5):45-49.
- [3] 肖华山. 规划环境影响评价指标体系及评价方法探讨[J]. 金属矿山,2003,(12):46-48.
- [4] 徐建华. 现代地理学中的数学方法[M]. 2 版. 北京:高等教育出版社,2002:305-330.
- [5] 阎伍玖. 环境质量的二级模糊综合评价模型研究[J]. 环境保护科学,1992,(2):73-75.
- [6] 钟霞. 多指标综合评价方法及应用[J]. 内蒙古大学学报:人文社会科学版,2004,(4):107-111.
- [7] 陈华丽. 旅游地景观生态规划中的生态敏感性分析——以湖南凤凰南华山国家森林公园为例[J]. 规划天地,2005,(2):67-68.
- [8] 毛德华. 湖南城市洪涝易损性诊断与评估[J]. 长江流域资源与环境,2002,(1):89-93.

Environmental Impact Assessment on Land Use Status ——A Case of Lengshuitan Region

Zhang Xiaohong Zeng Rong

Abstract This paper analyzed the environmental impact resulting from land use in Lengshuitan Region. It could be divided into three parts to assess the environmental impact. Firstly, the author designed the index system on analysis of land use status and dynamics based on the features of social, economic and environment in the region. Secondly, all indexes were weighted by objective weighting method. Finally, the author assessed comprehensively by using fuzzy comprehensive assessment. And then, the paper ranked the environmental sensitivity grades of towns by the same method. The assessment results were analyzed.

Key words land use environmental impact assessment fuzzy comprehensive assessment Lengshuitan Region

GIS 技术在环境规划管理中的应用研究 ——以 MapInfo 为例

何磊 李志琴

(广州市环境保护科学研究院, 广州 51620)

摘要 GIS 是一个管理、分析和显示地理信息的系统, 它能有效解决环境规划管理中所涉及到的环境地理要素的空间分布及其对应属性数据之间的信息处理、分析等关联问题。文章结合实例, 详细展示 MapInfo 的可视化显示、专题制图、对象提取、信息查询、空间分析、数据统计等功能在环境规划管理中的具体应用, 由此展望 GIS 技术在环境规划管理中的应用前景。

关键词 GIS MapInfo 专题制图 空间分析 数据管理 环境规划管理

环境规划管理工作在我国较早开展, 它在国民经济发展和社会进步中的作用愈来愈受到广泛重视。但环境信息更新不及时、查询检索困难, 且作为环境规划管理成果表示的规划图件还局限于传统的手工制图, 图件质量不易保证等不足远远不能适应环境规划管理的现代化要求。因此, 若能结合地理信息系统 (Geographical Information System, 简称 GIS) 技术, 对一个范围较大区域内的各种地理要素的空间分布和变化趋势既有直观的表现, 又能对各要素的信息实时准确查询、编辑、统计、管理, 最终形成完善的环境规划信息管理系统, 将对环境规划和管理能力是一个很大的提升。

1 GIS 技术简介

GIS 是在计算机软、硬件支持下, 对整个或部分地球表层空间的有关地理分布数据进行采集、存储、管理、运算、分析、显示和描述的技术系统。地理信息系统处理和管理的对象是多种地理空间实体数据及其关系, 包括空间定位数据、图形数据、遥感图像数据、属性数据等, 用于分析和处理一定地理区域内分布的各种现象和过程, 解决复杂的规划、决策和管理问题^[1]。MapInfo 作为一个简单、方便、实用的 GIS 软件, 是美国 MapInfo 公司推出的桌面地理信息系统产品, 它提供了强大的图形查询、分析和处理能力, 把传统的数据库带到可视化的空间中, 为可视化组织数据、管理数据和分析数据提供了一种新的解决

方案。MapInfo 简单易学, 深受广大用户喜爱, 已成为地理信息系统领域应用最广泛的工具之一^[2]。用它完成环境规划设计, 具有许多其他软件不可取代的优势。

MapInfo 的基本功能包括: 数据采集与编辑、数据存储与管理、数据处理与变换、空间分析与统计、产品制作与显示等。

环境规划管理的环境信息对象具有地理空间分布的多样性和属性数据的复杂性, 通过 MapInfo 矢量化功能生成地图对象的图层, tab 表的形式建立地图对象与属性数据库的关联, 达到利用 GIS 技术对 2 个环境信息进行可视化分析和科学管理的目的。

2 地图可视化流程

环境规划地图可视化大致分为以下几个步骤: 数据资料准备、图形数据和属性数据录入、专题地图制作与编辑、空间数据的分析处理、地图整饰、数据输出。具体流程如图 1 所示。

2.1 数据资料准备

数据资料准备应根据编图要求收集规划区域内不同比例尺的土地利用现状和规划图。包括各分区规划的土地利用现状和规划图, 最新的行政区图, 1:50 000 的地形图, 中心城区的遥感影像图, 其他的交通、产业、资源的分布图, 有关企业污染源分布的 Excel 数据表。在数据资料收集过程中, 尽可能选用

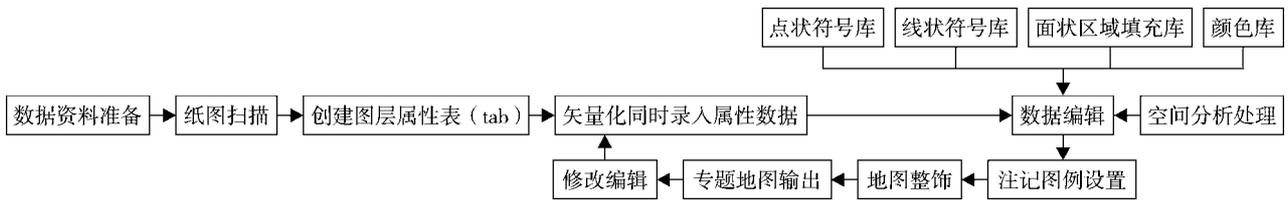


图 1 环境规划地图可视化流程

精度高、行政界线准确、图面对象相互关系正确、地理要素完备的地图。

2.2 图形数据和属性数据录入

数据录入——图层地图化是这个地图可视化的初级阶段。它建立起属性数据和空间地图对象的联系。其中 2 种不同类型的数据有不同的录入方式。

1) 图形数据的纸质地图。可直接在 MapInfo 中进行扫描数字化。将纸质地图以较高精度的 300 dpi 分辨率扫描,得到栅格影像;然后以合适的投影坐标系统和单位进行配准,最后数字化生成地图对象并输入相应的属性数据^[3]。

2) 表格形式的数据表格,如 Excel 数据表。可用 import 导入,建立对应统一的 tab 表结构,设置字段、字段类型、字段长度,最后生成 tab 表。如果表有经纬度坐标,还可利用创建点(Create Point)功能以地理编码的形式生成相应点图层。

MapInfo 提供的信息工具(imformation),可在信息窗口中查询、修改地图对象的属性数据,保证数据录入的准确性和完整性。图 2 为编辑完成的水环境功能区划图层属性表。

功能序号	水系	水体	水域起点	水域终点
29.702	珠江三角洲	玳田水	黄龙带水库	黄龙带水库
29.700	珠江三角洲	玳田水	黄金岭	玳田
29.800	珠江三角洲	九湾潭	鸡枕山	白鹤
29.900	珠江三角洲	小海河	龙门塘	南大水库大坝
29.902	珠江三角洲	小海河	南大水库	南大水库
21.000	珠江三角洲	白坭河	扶基头	步云
21.005	珠江三角洲	白坭河	小塘	鸡岗
21.006	珠江三角洲	新街河	田美	五和
29.310	珠江三角洲	流溪河	吹根枫	鹅公头
29.312	珠江三角洲	流溪河	鹅公头	李溪坝
21.005	珠江三角洲	西南涌官窑涌	官窑凤岗	鸡岗
29.316	珠江三角洲	流溪河	磨石顶	海布

图 2 水环境功能区划图层属性

2.3 环境规划专题地图的制作

专题地图是分析和表现数据的一种强有力的方式。使用专题渲染在地图上显示数据时,可以清楚地看到在数据列表中几乎不可能发现的模式和趋势。MapInfo 的专题模板可通过地图对象的属性表和字

段的线性组合创建出各种表现形式的规划专题图(如饼图、直方图、格网专题图层等),便于数据的分析和统计的直观表达。

2.4 地图整饰

将各地图图层组合叠加,进行地图整饰,添加图廓,增加注记、标题和图例,定义比例尺,使其成为一幅信息更丰富,内容更完整的地图。整饰的地图更好地定性分析比较各规划区域信息、预测区域信息的变化发展趋势。图 3 为一幅比较完整的饮用水源保护区区划图。

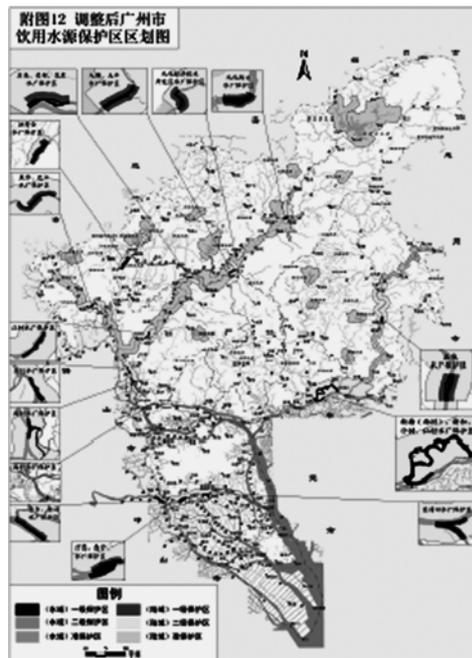


图 3 信息完整的饮用水源保护区区划

3 空间数据处理及分析

3.1 空间数据的合并、分解和裁剪

地图对象就是以图层形式存在的空间数据。MapInfo 提供的属性聚合功能使空间数据在合并分解过程前后能保持图形和属性的一致性^[4]。MapInfo

的合并功能(Combine)可自动实现地图对象的自动聚合,分解功能(Disaggregate)是合并功能的逆操作,实现同一图层的聚合面对象自动分解。空间数据的裁剪包括内裁剪(Erase)和外裁剪(Erase Outside),可消除冗余的空间数据,达到数据的精简和无缝集成。

3.2 面状区域内点对象的自动选取

面状区域内点或文本对象的自动选取是 MapInfo 的特色功能之一。选取边界选择工具(boundary select)并点击区域面,即可实现该区域面内点或文本对象的自动选取功能。图 4 为对某区内多个水厂吸水点选取的效果图。

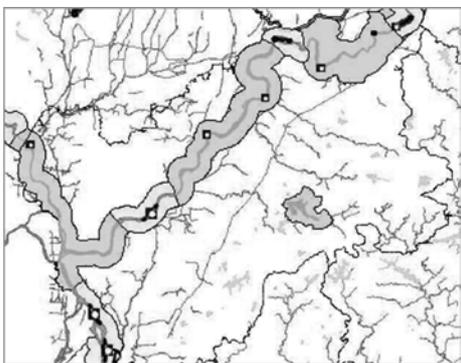


图 4 面状区域内多点选取效果

3.3 缓冲区的建立

缓冲区主要是建立一种对象对其周边发生作用及产生影响的空间范围。MapInfo 的缓冲区(Buffer)和同心环缓冲区(Ring Buffer)可实现对象的作用范围。如饮用水源保护区不同陆域缓冲区就是根据相应级别水域建立的缓冲区。在实际工作中对于市郊河流两旁比较空旷的陆地,一般可直接采用缓冲区方法绘制;对于中心城区河道两旁具有复杂地貌和人类活动比较频繁的陆域,按以上方法生成陆域后,还必须综合考虑当地的土地利用状况,建筑、交通、河道等条件,进行合理微调。图 5 为某水厂的一级水域和一级缓冲区陆域效果图。

3.4 空间数据的提取与统计

数据提取是数据统计的前提,只有正确提取数据,才能精确计算和统计数据值(个数、长度、面积等)^[5]。如计算某饮用水源保护区的工业用地面积,在 SQL Select 对话框的 Select Column 输入表达式 Sum(Area(obj,"sq km"))可计算所选对象的总面积。



图 5 某水厂一级水域及其对应的缓冲区陆域效果

4 GIS 技术在环境规划管理的发展趋势

未来的环境规划管理重点发展方向是:不仅能够快速应对错综复杂的环境问题,而且能够从时空的角度预测环境质量的变化趋势,为决策者提供专家经验,合理制定环境管理措施和方案^[6]。而 GIS 作为一种技术手段,正好发挥其对数据及时更新,地理空间信息和属性数据实时查询,从宏观把握和微观分析的决策支持等功能优势。

但面对包含海量数据的三维地理空间和日新月异的网络技术,目前的 GIS 软件如 MapInfo 在绘图、分析和结合网络开发方面尚显不足,这也是 GIS 技术在三维空间建模,应用面向对象语言进行组件式开发成分布式地理信息系统方面急需完善的地方。只有解决了这些难题,基于 GIS 的环境规划管理系统才会具有更加广阔的应用前景。

5 参考文献

- [1] 汤国安,杨昕. ArcGIS 地理信息系统空间分析实验教程[M]. 北京:科学出版社,2006.
- [2] 三味工作室. MapInfo 6.0 应用开发指南[M]. 北京:人民邮电出版社,2001:3-5.
- [3] 徐京华. 专题地图制作技术与方法探讨[J]. 测绘通报,2003,(3):46-48.
- [4] Troy. MapInfo Professional 用户手册 7.0 版[M]. New York: MapInfo Corporation, 2002.
- [5] 姚娜. GIS、MapInfo 与 MapBasic 学习教程[M]. 北京:北京大学出版社,2000.
- [6] 荆平,王祖伟. 环境决策支持系统的设计技术及发展趋势[J]. 环境科学与技术,2006,29(3):50-52.

Research on the application of GIS Technology in Environmental Planning and Management——A Case of MapInfo

He Lei Li Zhiqin

Abstract GIS is a system to manage, analyze and display geographic information. It can effectively solve many relating problems about information disposal and analysis between spatial distributing and corresponding attribute data of environmental geographic feature involved in environmental planning and management. The paper illustrated the function of visualization, thematic mapping, object picking, information inquire, spatial analysis, data statistics in MapInfo, therefore the prospect of the application of GIS in the environmental planning and management was put forward.

Key words GIS MapInfo thematic mapping spatial analysis data management environmental planning and management

(上接第 10 页)

行之有效的方法。目前该水厂已增加黄泥粉投加设施,并应用在净水生产中,取得良好的效果。

5 参考文献

[1] GB 5749-2006 生活饮用水卫生标准[S].

The Water Decontaminating Method of Reservoir Water in Winter

Liu Zhigang Bi Canhua Yao XueJun

Abstract The water temperature of reservoir maintains 9~20 °C and the turbidity maintains 3~15 NTU in winter. Alga would grow fast with enough sunshine. Thus back tank phenomenon of flocs was produced because flocs became light and small when PAC was put into the original water, which would affect the turbidity. Yellow clay powder and a small quantity of potassium permanganate would increase the quantity and quality of flocs and remove back tank phenomenon completely, improve depositing and decontaminating effect.

Key words low temperature and low turbidity water disposal yellow clay powder potassium permanganate

(上接第 24 页)

[18] 胡玢. 气体快速定性技术在气态污染物突发性污染事件应急监测中的应用[J]. 中国环境监测, 2000, 16(4): 54-57.

[19] 谭培功, 金丽莎, 于彦彬. 环境污染事件应急监测的对策[J]. 环境监测管理与技术, 2005, 17(5): 38-39.

[20] 梁铁军. 浅谈大气污染事件的应急监测[J]. 黑龙江环境通报, 2005, 29(1): 37-38.

[21] 白亮. 光离子化检测器在环境应急监测中的应用探讨[J]. 海峡科学, 2007, (6): 109-110.

[22] 张兆年, 张彩香, 马蓓蓓. 黄磷应急监测方法探讨[J]. 中

国卫生检验杂志, 2007, 17(9): 1703-1704.

[23] Bildstein O, V ancon J P. Development of a Propagation Model to Determine the Speed of Accidental Pollution in the Rivers[J]. W st sci tech, 1994, 29(3): 181-188.

[24] 殷佩海, 任幅安. 海上溢油应急反应专家系统[J]. 交通环保, 1996, 17(2): 14-17.

[25] Garger E K. Air Concentration of Radionuclides in the Vicinity of Chernobyl and the Effects of Resuspension[J]. J A ero sol Sci, 1994, 25(5): 1041-1050.

Discussions on Risk Management of Significant Pollution Accident

Qian Longxia Zhang Xiaolan Liu Mingguo Wang Hongrui

Abstract Based on introducing the concept and category of significant pollution accident, reviews of the progress of risk management are presented. Discussions of the risk management are carried out from the following aspects: prevention, emergency response and sequential management. Moreover, main contents and methods of prevention, emergency response and sequential management are described in detail. Finally, prospects of risk management of significant pollution accident are put forward.

Key words significant pollution accident risk management prevention emergency response sequential management prospects

《广州环境科学》征稿启事

《广州环境科学》创刊于1985年,是由广州市环境科学学会主办的环境保护综合性科技刊物,为广大从事环保工作的专家、学者、科技人员、管理干部及大专院校师生,提供发表论文进行学术交流的窗口。

1 本刊欢迎下列来稿

1) 有关环境自然科学、环境社会科学、环境科学技术等方面的论文、研究报告、资料介绍等。

2) 有关国内外环境科学的发展动态、综述、专论等。

2 本刊主要栏目

专论、综述、水环境及污染防治、大气环境及污染防治、噪声及污染防治、固体废物及处理、环境监测与分析、环境管理与监理、环境与可持续发展、环境经济、环境生态、环境医学、环境法规、环境教育、环境伦理学、环境评价、环境信息与计算机技术、动态与信息简讯等。

3 稿件要求和注意事项

1) 论点明确、数据可靠、层次清楚、文字准确简练。全文一般不超过6000字(包括图、表、参考文献所占篇幅),并有中英文摘要(200字以内)和关键词(3~8个)。

2) 来稿请打印在A4纸上并提供电子文件(5号字体、word格式)。

3) 来稿只附最必要的图表和照片。插图务求线条光洁,照片务必清晰,表格使用三线表(栏头取消斜线,省略竖分隔线)。图、表置于文内有关段落处。

4) 来稿条理分明,编号层次采用以下系统:1、2、3、…; 1.1、1.2、1.3、…; 1.1.1、1.1.2、1.1.3、…; 1)、2)、3)、…。

5) 文中计量单位一律采用中华人民共和国法定计量单位,量和单位的使用执行GB 3100-93《国际单位制及其应用》的规定。

6) 参考文献必须源自公开出版物。本刊文后参考文献的著录采用顺序编码制,即引文采用序号标注,参考文献表按引文的序号排列。根据国家标准(GB/T 7714-2005)的规定,其著录格式如下:

① 专著:

主要责任者.(人名1,人名2,人名3,等.如果是3位以内作者,作者的名字全部书写,人名之间用“,”分隔,最后一位的名字后不用“,”而用圆点号;4位及以上的书写前3位的名字,人名之间用“,”分隔,最后加“等.”,以下同)题名.:其他题名信息[文献类型标志].其他责任者.版本项.出版地:出版者,出版年:引文页码[引用日期].获取和访问路径。

② 专著中的析出文献:

析出文献主要责任者.析出文献题名.[文献类型标志].析出文献其他责任者//专著主要责任者.专著题名:其他题名

信息.版本项.出版地:出版者,出版年:析出文献的页码[引用日期].获取和访问路径。

③ 连续出版物:

主要责任者.题名:其他题名信息[文献类型标志].年,卷(期)-年,卷(期).出版地:出版者,出版年[引用日期].获取和访问路径。

④ 连续出版物中的析出文献:

析出文献主要责任者.析出文献题名.[文献类型标志].连续出版物题名:其他题名信息,年,卷(期):页码[引用日期].获取和访问路径。

⑤ 专利文献:

专利申请者或所有者.专利题名:专利国别,专利号[文献类型标志].公告日期或公开日期[引用日期].获取和访问路径。

⑥ 电子文献:

主要责任者.题名:其他题名信息[文献类型标志/文献载体标志].出版地:出版者,出版年(更新或修改日期)[引用日期].获取和访问路径。

7) 文中要分清容易混淆的外文字母(如a, α ; β , B; C, c; K, k; S, s; P, p; O, o; V, v等),注意标明字母符号的正斜体、大小写、上下标。量符号用斜体,其中矩阵、矢量符号用黑斜体,计量单位用正体。

4 稿件处理

1) 编辑部在收到稿件4个月内给予答复,恕不退稿。4个月内未收到录用通知,作者可自行处理。来稿文责自负。编辑部有权对稿件作必要的修改,必要时退请作者修改,作者若不允本刊对文稿作文字及内容上的修改,请在来稿时声明。请勿一稿两投。

2) 为适应我国信息化建设,扩大本刊及作者知识信息交流渠道,本刊已被有关文献检索刊物和光盘出版等网络出版机构收录(见本刊封二),作者著作权使用费与本刊稿酬一次性付给,并赠送当期刊物(第一作者2本,其他作者各1本)。如作者不同意文章被网络机构收录,请在来稿时向本刊声明,本刊将做适当处理,否则视为同意。

5 稿件投寄

欢迎全国各地从事环境保护工作的专家、学者、科技人员、管理人员和大专院校师生赐稿。来稿请注明作者真实姓名、通讯地址、电话、邮编、电子邮箱地址。来稿请寄:广州市府前路2号府前大厦B座8楼《广州环境科学》编辑部(邮编:510030),电子文件发至我编辑部电子邮箱。

电话:(020)83355374

传真:(020)83358372

E-mail:cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn

CONTENTS

- Application of BIOLAK for Small City Sewage Treatment
..... *Lin Wenzhou, Lou Jinsheng* (1)
- Research on the Microbial Flocculant in Sludge Treatment
..... *Xin Jiasheng* (4)
- The Water Decontaminating Method of Reservoir Water in Winter
..... *Liu Zhigang, Bi Canhua, Yao XueJun* (8)
- Debugging of Contact Oxidation Pond for Printing-dyeing Wastewater Treatment
..... *Li Yafei, Yang Zhinan* (11)
- Modeling and Forecasting of Different Types of Vehicle Population in Guangzhou
..... *Wang Xianfeng, Peng Meichun, Lin Yiqing, et al* (13)
- Determination of Cr(VI) in High Chromaticity Chromium-containing Wastewater by FAAS
..... *Xiao Mingbo, Huang Zuoer, Zhou Shujie, et al* (18)
- Discussions on Risk Management of Significant Pollution Accident
..... *Qian Longxia, Zhang Xiaolan, Liu Mingguo, et al* (21)
- Research Progress on the Effect of Epiphyton on Submerged Macrophytes
..... *Tan Haijian* (25)
- Research on Variable Weight Method by Controlling Factor in Comprehensive Environment Evaluation
..... *Zhao Guangming, Li Bin, Li Na* (29)
- Investigation and Analysis on Environmental Quality of Farm Soil around an Industrial Zone in Guangzhou
..... *Hu Diqin, Zhu Daming, Yu Wenyong, et al* (32)
- Assessment and Prospect of Ecosystem Damage for Oil Spill in Ocean
..... *Yang Tianzi, Yu Guifeng* (36)
- Environmental Impact Assessment on Land Use Status—A Case of Lengshuitan Region
..... *Zhang Xiaohong, Zeng Rong* (40)
- Research on the application of GIS Technology in Environmental Planning and Management—A Case of MapInfo
..... *He Lei, Li Zhiqin* (44)