

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.22 No.3

广州环境科学

第二十二卷 第三期



广州市环境科学学会 主办

3

2007

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

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

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

主管单位 广州市环境保护局
主办单位 广州市环境科学学会
编辑出版 《广州环境科学》编辑部
地 址 广州市府前路2号
府前大厦B座8楼
邮政编码 510030
电 话 (020)83355374
E-mail: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn
印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省连续性内部资料出版物
登记证粤内登字A第10070号

内部资料 · 免费交流

目 次

水环境及污染防治

- 山仔水库富营养化与水华爆发的水文因素分析
..... 周亮进 (1)
改性凹凸棒土对染料废水脱色初步实验
..... 张如春 (6)

大气环境及污染防治

- 烟气 SO_x、NO_x 监测中存在问题的探讨
..... 黄谦德 (10)
广州市在用机动车排气抽检工作若干问题探讨
..... 张小雯 (12)

固体废物及处理

- 成都市食品垃圾分类收集模式研究
..... 杨荣金, 李铁松 (16)

环境监测与分析

- 鸭绿江丹东段江水中有机污染物分析
..... 刘 绮, 梁惠枫 (21)

环境生态

- 不同磷浓度下菖蒲的生长状况及净化作用研究
..... 吴小刚, 杨 旻, 周连凤, 等 (25)
重金属胁迫下植物生态型、MT 和 PCs 的响应
..... 代全林 (30)

环境评价

- 佛山市南海区土地利用结构对非点源污染影响研究
..... 帅 红 (35)
灰色关联分析法在淮河流域水环境质量综合评价中的应用
..... 周 宾 (39)

环境法规

- 我国土地污染防治法律问题探讨
..... 张百灵, 单晓燕, 李希昆 (44)

动态与信息简讯

- 信息产业部环保总局联合发布通信基站监测办法 公众有望获得准确辐射数据(24) 广州即将启动车辆限行 车辆密集路段首先实行(24) 《广州环境科学》征稿启事(48)

封面摄影

- 珠水聚潮育穗城 林晓东

山仔水库富营养化与水华爆发的水文因素分析*

周亮进^{1,2}

(¹华东师范大学资源与环境科学学院, 上海 200062; ²福州市环境科学研究所, 福州 350011)

摘要 文章通过水质主要指标的时空变化及其与水库流量、水位、水滞留时间等关系, 研究水动力条件对山仔水库富营养化的影响。研究表明, 由于山仔水库蓄水时清库不彻底, 总氮、总磷浓度较高, 从 1997 年开始呈现下降趋势, 2001 年后又有所回升; 水库水滞留时间大于 2 周的年份, 相对年均水位低, 水库水华爆发的几率大; 水库的进口、支流入口的总磷、COD、藻类数量和叶绿素 a 相对较高; 山仔水库与下游塘坂水库因其水库形态、库容、水力交换能力的差异, 藻类数量和叶绿素 a 含量也存在明显的差异, 说明了山仔水库水华的发生与水文因素关系密切。

关键词 富营养化 水滞留时间 水文因素 水库调控 山仔水库

湖泊、水库由于水体流动缓慢, 氮、磷营养物质不断聚积, 给藻类提供了大量养料。在适宜的气候条件下水体中的藻类容易迅速生长, 使得水体浊度增大, 透明度降低, 导致水华的爆发, 如我国云南的滇池, 安徽的巢湖, 天津的于桥水库等水体均发生富营养化现象, 长江最大的支流汉江也多次发生过水华现象^[1,47]。水库发生富营养化主要与水体中的氮、磷等营养物质水平、水文条件、气候条件等因素有关, 在营养源满足条件的前提下, 水文、气象、气候条件是发生浮游植物爆发的诱导因素^[2]。一般发生水华的水域要同时具备以下特征: 氮、磷营养物质水平达到湖泊富营养化标准水平, 水深不超过 10 m, 平均流速小于 0.05 m/s, 而且水温在适宜藻类生长的范围内, 气候温暖, 日照充足等^[3]。福建省山仔水库水质除部分指标外可以达到地表水 II 类水标准, 但总氮、总磷水平已达到富营养化的水平, 1997~2004 年总氮的年平均浓度为 0.59~2.89 mg/L, 总磷浓度为 0.035~0.063 mg/L。一般将总氮浓度达到 0.5 mg/L、总磷浓度达到 0.05 mg/L 作为水体达到富营养化的标准, 因此山仔水库发生水华的物质基础已具备。2000 年开始山仔水库在库湾水浅、流缓的七里、小沧、日溪等处出现水华, 水库已出现富营养化现象^[4]。山仔水库蓄水初期(2000 年前), 总氮、总磷相对较高, 但均未出现水华, 本文的目的是通过多年监测数据研究山仔水库主要指标的动态变化, 分析水库水华爆

发与水文因素的关系, 为水库的运行调控提供科学依据。

1 研究区概况

山仔水库位于敖江流域福州市连江县境内, 上游来水来源为邻近的宁德市, 该水库于 1994 年 11 月建成发电, 水库调节库容 1.06 亿 m³, 水面面积 6.639 km², 平均水深 25 m, 坝头最深处约 50 m, 上游集水面积 1 646 km², 多年平均径流量 18.57 亿 m³。流域年降水量在 1 000~1 800 mm 之间, 土壤主要是花岗岩发育的红壤为主, 植被群系属闽中的戴云山——鹭峰山常绿阔叶林小区。1997 年福州市人民政府确定敖江为福州市的第二饮用水源(下称二水源), 2003 年山仔水库坝址下游 8 km 处的塘坂水库建成, 二水源取水口位于塘坂水库右岸距大坝 50 m 处, 目前二水源已向福州市供水量达 30 万 t/d, 山仔、塘坂水库的主要水文参数见表 1。水库库区周边有日溪、小沧 2 个乡镇, 人口约 1 万人, 流域内有宁德市的古田县、福州市的晋安区、罗源县、连江县等 9 个乡镇, 总人口 20 万人。流域经济以农业、林业、石板材加工业为主, 没有其他工业企业。山仔水库周边原有小规模养猪场, 生猪存栏数近万头, 2001 年福州市政府加强二水源的保护, 到 2002 年 6 月采取强制搬迁取缔水库周边的养猪场。

注: * 基金项目: 福建省科技厅资助(2002H029)

收稿日期: 2007-03-27, 修改稿收到日期: 2007-04-20

表1 山仔水库和塘坂水库主要水文参数

项 目	山仔水库	塘坂水库
流域面积 /km ²	1 646	1 701
多年平均径流量 / 万 m ³	185 750	188 900
正常蓄水位 /m	90.0	36.8
死水位 /m	67.0	35.0
正常蓄水位库容 / 万 m ³	16 700	822.6
调节库容 / 万 m ³	10 600	139
库容系数 /%	5.71	0.44

2 研究方法

2.1 采样和分析方法

为了解山仔水库水华爆发期间库区不同点位主要水质指标、藻类数量及叶绿素 a 含量的情况,2005年6月和9月份进行了布点监测。监测点位:水库进口、日溪、七里、水库库心、水库出口(坝前)。监测项目主要有水温、溶解氧(DO)、透明度(SD)、总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数、五日生化需氧量(BOD₅)、藻类数量、叶绿素 a(Chl a)等,其中叶绿素 a 指标从3月至11月每月在水库库心采样监测1次。塘坂水库库心进行同期采样监测,采样和分析项目与山仔水库相同。

水质采样及分析方法依据《水和废水监测分析方法(第四版)》^[5]。浮游藻类样品用福尔马林固定,沉淀浓缩后在光学显微镜下进行定量和定性的分析鉴定。叶绿素 a 的测定采用取 2 500 mL 水样用 Whatman GP/C 微孔玻璃纤维滤膜(0.45 μm)抽滤,滤膜低温干燥后,用 90%丙酮低温萃取,离心后取上清液测定光密度,实验方法和计算按规范进行。

2.2 富营养化评价方法

通常用叶绿素 a 来反映藻类数量多少的综合指标,其变化又常常与 TP、TN、高锰酸盐指数、SD 等污染指标存在着密切关联,因此富营养化现状评价采用以透明度为基准的修正卡森指数法 TSI_m^[6]。各指标的计算公式如下:

$$TSI_m(SD)=10\left(2.46+\frac{3.69-1.53\cdot\ln SD}{\ln 2.5}\right) \quad (1)$$

$$TSI_m(\text{Chl } a)=10\left(2.46+\frac{\ln \text{Chl } a}{\ln 2.5}\right) \quad (2)$$

$$TSI_m(\text{TP})=10\left(2.46+\frac{6.71+1.15\cdot\ln \text{TP}}{\ln 2.5}\right) \quad (3)$$

$$TSI_m(\text{TN})=10\left(2.46+\frac{3.93+1.35\cdot\ln \text{TN}}{\ln 2.5}\right) \quad (4)$$

$$TSI_m(\text{COD}_{Mn})=10\left(2.46+\frac{1.50-1.36\cdot\ln \text{COD}_{Mn}}{\ln 2.5}\right) \quad (5)$$

注:式(5)中的 COD_{Mn} 为高锰酸盐指数。

营养化分级:TSI_m < 40 为贫营养,40 ≤ TSI_m ≤ 53 为中营养,TSI_m > 53 为富营养。

3 结果与分析

3.1 山仔水库水质与富营养化的特征

3.1.1 主要水质指标的时空变化

山仔水库 1994 年建库蓄水以来,水体中总氮、总磷的浓度较高,随后逐步降低,根据福州市环境监测站对山仔水库 1997~2005 年的监测数据,到 2001 年达到一个低谷,其后总氮的浓度基本在 0.5~1.0 mg/L 的水平上,总磷则呈现上升的趋势,见图 1。

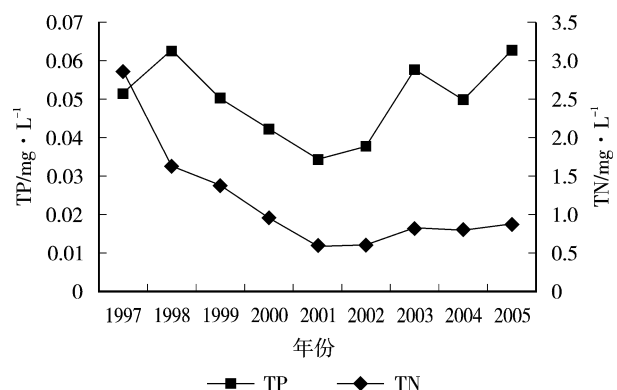


图1 1997~2005年山仔水库总磷、总氮的年度变化

山仔水库功能原来以发电、灌溉等为主,蓄水前未彻底清库,造成大量的植被、腐殖质等有机质腐烂、消解后进入水体中,使得水库在蓄水初期 TN、TP 浓度较高,在外源增加不明显的情况下,随着时间的推移,水库中的污染物会逐步通过水体的交换而带出水库,TN、TP 浓度逐年降低,到 2001 年达到低点。2002、2003 年,山仔水库的 TN、TP 浓度有增加的趋势,2004 年又出现下降,可能与畜禽养殖排入水库底部的污染物释放有关。

为了解主要污染指标在水库内的空间分布,2005 年 6 月、9 月对山仔库区各部分及主要支流水质进行监测,从表 2 可见,山仔水库水质指标存在较明显的空间分布特征。在山仔水库进口及主要支流日溪入口(七里、日溪),TP、高锰酸盐指数、BOD₅ 等

浓度均明显高于库心,藻类的数量在水库进口、日溪的缓流区也比水库库心、水库出口(坝前)大。与塘坂

水库相比,山仔水库 TP、高锰酸盐指数、BOD₅、Chl a、藻类数量等指标比塘坂水库的高。

表 2 山仔水库主要水质指标空间分布

监测点位	SD m	DO mg/L	高锰酸盐指数 mg/L	BOD ₅ mg/L	TN mg/L	TP mg/L	Chl a mg/m ³	藻类 万个/L
水库进口	0.7	11.1	7.5	5.0	0.51	0.072	40	128.8
七里	0.6	7.07	6.0	4.5	0.25	0.056	34	35.0
日溪	1.2	7.89	6.5	5.0	0.54	0.038	52	119.0
水库库心	0.9	4.62	4.2	3.5	0.26	0.032	42	68.3
水库出口(坝前)	0.8	7.31	7.5	5.5	0.50	0.038	48	40.7
塘坂水库	1.1	3.46	5.3	4.0	0.50	0.046	10	13.5

3.1.2 山仔水库富营养化评价

营养化现状评价采用以透明度为基准的修正卡森指数法 TSI_m, 选取福州市环境监测站山仔水库 1997~2005 年的全库监测平均值, 分别计算叶绿素 a、TP、TN、高锰酸盐指数、透明度等 5 个指标 TSI_m 值 (见表 3)。富营养化现状评价的结果看, 除 Chl a 外, 历年的其他指标 TSI_m 均大于 53, 属富营养化水平, 说明营养物质已足够满足水华产生的条件。Chl a 仅有 2000 年以后 6 a 的数据, 但也

有 4 a 的 TSI_m > 53。2000 年首次山仔水库发现水华, 随后几年陆续发现蓝藻水华现象, 说明在营养盐达到富营养化程度, 为藻类的爆发提供物质基础, 而水文水动力条件是产生水华的外部因素。从 1997 年以后进入山仔水库的水量逐年降低, 从 1997 年的 22.21 亿 m³/a 降到 2003 年的 6.63 亿 m³/a (见表 4)。在 2000 年前水库的总磷、总氮浓度均较大, 但未见水华现象, 与当时降水量大、水位较高, 有一定的关系。

表 3 历年山仔水库营养状态评分结果

年份	SD		Chl a		TP		TN		高锰酸盐指数	
	平均值 m	TSI _m	平均值 mg/m ³	TSI _m	平均值 mg/L	TSI _m	平均值 mg/L	TSI _m	平均值 mg/L	TSI _m
1997	1.13	62.78	—	—	0.052	60.72	2.89	83.13	4.39	62.93
1998	0.90	66.63	—	—	0.063	63.13	1.62	74.60	3.74	60.55
1999	0.77	69.31	—	—	0.050	60.23	1.40	72.45	2.63	55.32
2000	0.99	65.10	9.05	48.64	0.043	58.34	0.95	66.73	3.32	58.78
2001	0.82	68.25	17.75	55.99	0.035	55.76	0.59	59.59	2.48	54.45
2002	0.75	69.67	12.30	51.98	0.038	56.79	0.62	60.33	2.62	55.27
2003	0.60	73.40	50.78	67.46	0.058	62.09	0.82	64.48	3.10	57.76
2004	0.65	72.06	43.41	65.75	0.056	61.65	0.80	64.20	3.60	59.98
2005	0.7	70.83	38.2	64.36	0.063	63.13	0.88	65.61	3.46	59.39

3.2 水库水华与水文因素的关系

3.2.1 水滞留时间

水在库区的滞留情况和水交换情况直接影响悬浮物的沉淀及氮、磷等营养物的滞留。水滞留时间越长, 发生富营养化现象的可能性越大; 相反地, 滞留时间越短, 不利于藻类的繁殖, 较难以维持种群数量, 不易形成水华^[7-8]。王孟等^[1480] 研究长江流域红枫水库、百花水库等发现, 因水量变化而导致水库水滞

留时间变长容易发生水华, 因此, 加大水库水量的交换, 缩短水滞留时间, 有利于抑制富营养化。

山仔水库滞留时间受进水量、水库发电、出水量等影响, 呈现动态变化, 水库的滞留时间与降雨量关系比较直接, 丰水年时降水量大则进水量相应地大, 而滞留时间相对短, 枯水年降雨量小, 而滞留时间一般较长。根据福州市山仔水库管理处多年水文观察资料进行计算, 山仔水库在近 8 a 中, 年平均滞留时间为 15~40 d, 其中滞留时间较长的年份为 2003、

表4 山仔水库历年进出水量、水滞留时间

年份	进水量 / 亿 m ³	出水量 / 亿 m ³	平均水位 / m	平均水位库容量 / 万 m ³	滞留系数 / a ⁻¹	滞留时间 / d
1997	22.21	21.87	83.38	9 750	22.78	16.02
1998	16.87	17.15	80.17	8 000	21.09	17.31
1999	19.03	19.00	79.64	7 750	24.56	14.86
2000	18.75	18.13	80.76	8 300	22.59	16.16
2001	15.58	15.19	82.40	9 260	16.83	21.69
2002	12.45	11.89	78.83	7 360	16.92	21.58
2003	6.63	7.06	78.15	7 100	9.34	39.09
2004	7.80	7.80	80.73	8 330	9.36	38.98

2004年,较短的年份为1997、1999年,见表4。

山仔水库在2000年前水库滞留时间在2周左右,2000年以后水滞留时间在3周或1个月以上,而2000~2004年由于径流量少,特别是2003、2004年属特枯年份,水库常年维持在较低的水位,水力交换能力差。水滞留时间长,有利于维持藻类的种群数量,易形成水华,在夏季出现水华微囊藻(*Microcystis flos-aquae*)优势种的大量增殖。同期,在山仔水库下游8 km的塘坂水库的水滞留时间在3~4 d,藻类的数量13.5万个/L,明显比山仔水库少,可见水滞留时间对水华的产生影响比较明显。

3.2.2 水库水位

水库的水位与湖泊在变化上有所区别,湖泊水位变化与降雨等自然因素关系密切,而水库的水位除自然降雨影响外,还受到人为影响如发电用水、开闸泄洪等。山仔水库水位受季节、进出水量平衡、水库平面形态等因素影响。一年中水库的水位维持在一定的范围内变动,汛期开始,水位逐步上升,到6月份接近高水位,5~6月份保持高水位,10月份以后水位逐渐降低,3月份水位保持低水位。

水位与浮游植物现存量存在着显著的负相关性^[9]。水位高,库容大,对浮游植物有稀释作用;高水位时水体有跃温层出现,水体保持相对静止,抑制库底营养向水中释放,浮游生物现存量低。

丰水年份,山仔水库水位维持在较高的水平,季节的变化对富营养化的影响不大,水位对山仔水库富营养化的影响表现在枯水年份。枯水年份,来水量少,在蓝藻容易爆发的夏、秋季节,水位相对丰水年低得多,如2003、2004年水库平均水位78 m,最低时达到50~60 m,是历年来最低的,叶绿素a浓度较大,分别为50.78、43.41 mg/m³。水位低不利于污染物的稀释和降解,相应的环境容量小,也容易造成藻类

的富集。

3.2.3 水库缓流区

河流进入水库由于库面阻水的影响,流速减缓形成的缓流区,水深一般较浅,底层流速大于表层,底层泥沙中的氮、磷容易受到底层紊流的影响而释放出来,增加水体中氮、磷的浓度,易于藻类的生长。山仔水库的七里、日溪河流入口段,水深较浅,最深时不超过20 m,这里流速缓慢,水温分层现象不明显,属水温混合型。由于水文过程的垂直差异,造成表层流速比底层的流速小,底泥处于紊流、搅动状态,将洪水期沉积在河流入口处的泥沙不断搅动,源源不断地向水中提供营养物质,同时山仔水库的河流入口处又是上游污染源最先进入水库的地方,营养源丰富,特别适宜藻类的生长,藻类数量相对较高,并且水华是最先发生的地方。

从2005年藻类调查情况看,在支流入口处、水流比较缓慢的地方,藻类的数量较多,如6月份支流入库口的日溪、七里藻类的个体数量分别为119.0、35万个/L,而水库库心、水库出口藻类个体数量相对较少,分别为33.8、25.1万个/L(见表2)。9月份藻类数量分布与6月份的情况大体一致,说明山仔水库藻类数量的空间分布与水库的水文特征相一致。

3.3 山仔水库与塘坂水库叶绿素的差异

叶绿素a含量是反映富营养化的一项重要指标。研究发现,山仔水库中的叶绿素a含量具有明显的时间和空间分布,随季节变化比较明显,见图2。山仔水库和塘坂水库的叶绿素a含量在4~9月份比较高,3、10、11月则明显较低,其值仅为1~4 mg/m³。山仔水库叶绿素a在初夏和秋末出现峰值,分别为211和93 mg/m³;而塘坂水库仅在夏季出现高峰,为89 mg/m³。这与实际观测结果也是比较相符的。近年

来,山仔水库一般在夏秋 2 季出现水华,主要原因是夏秋季日照强,水温高,营养物质循环加快,可溶性氮、磷含量增高,促进水生藻类的大量生长繁殖。山仔水库和塘坂水库同处一个流域,属上下游关系,但由于 2 个水库形态、库容、水力交换能力等差异,反映在 2 个水库的叶绿素 a 含量的差异,说明水文因素对水库水华和富营养化的关系非常密切。

4 结语

水库发生富营养化主要与水体中的氮、磷等营养物质水平、水文条件、气候条件等因素关系密切,而水文因素是水库水华发生的一个重要因素。山仔水库营养物质已达到富营养化水平,其水滞留时间、水位、河流缓流区等对水库水质和水华的爆发关系

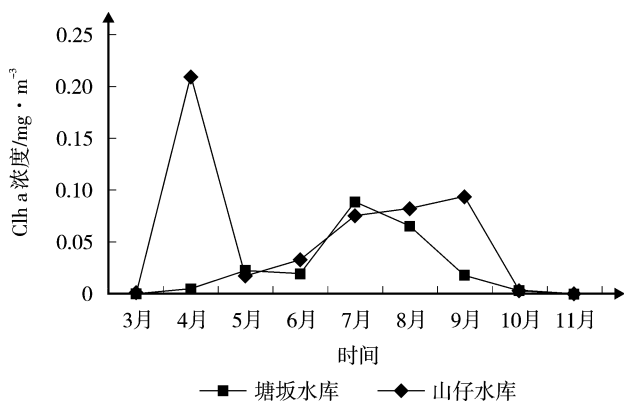


图2 2005年3~11月山仔、塘坂水库 Chl a 浓度

密切,因此通过改变水库水文、水动力条件,加强水库的运行调控对抑制水库富营养化具有积极意义。针对山仔水库特点,建议采取如下措施:①在枯水年份,冬、春季蓝藻不易爆发的季节,减少发电下泄

流量,维持高水位,待汛期到来之前,通过泄洪方式,大量放水将水库中氮、磷营养物质排出库外;在丰、平水年份,通过水库运行调控将库水滞留时间调整在 2 周以内;②加强富营养化临界水位和最佳生态水位的研究,确保水库环境容量和水力交换抑制蓝藻的爆发;③通过行政、经济等措施,改变山仔水库电站目前单一的发电功能,以水源保护为主,兼顾防洪发电,以调控水文条件为主要目的,制定水库水位、水力交换、防洪等运行调控方案。

5 参考文献

- [1] 王孟, 郭红娟, 马经安. 长江流域大型水库富营养化特征及成因分析[J]. 长江流域资源与环境, 2004, 13(5): 477-481.
- [2] 郭红娟, 郭生炼. 水库水文情势与浮游植物群落结构[J]. 水科学进展, 2001, 12(1): 51-55.
- [3] 刘用凯. 山仔水库水质富营养化防治对策 [J]. 福建环境, 2001, 18(1): 13-14.
- [4] Schindler D W. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2001, 58: 18-29.
- [5] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [6] 蔡庆华, 刘建康. 评价湖泊富营养化的一个综合模型[J]. 应用生态学报, 2002, 12(12): 1674-1678.
- [7] Straskraba M, Dostalkova I, Hejzlar J, et al. The effects of reservoir on phosphorus concentration[J]. Int Revue Ges Hydrobiol, 1995, 80: 403-413.
- [8] Osmi Kawara, Eisaku Yura, Shinobu Fujii, et al. A study on the role of hydraulic retention time in eutrophication of the Asahi River Dam reservoir[J]. Wat Sci Tech, 1998, 37: 245-252.
- [9] 王立武. 分层型水库浮游生物研究[J]. 水电站设计, 1999, 15(3): 63-70.

Analysis on Hydrological Factors for Eutrophication and Algae Bloom in Reservoir

Zhou Liangjin

Abstract The effects of hydrodynamics factors on the eutrophication of Shanzi reservoir in Fujian are analyzed by taking the spatiotemporal change in water quality, flow velocity, water level, and retention time into account. The results showed that the concentrations of nitrogen and phosphorus in water were declined from 1997 to 2000, however, they have been slowly rising since 2001 owing to the wood and shrub submerged under water, and that in the years when the retention time of water in the reservoir was over 2 weeks and the water level was low, the frequency of algae bloom was higher than other years. The concentrations of phosphorus, COD, algae and a-chlorophyll are markedly high in the input rivers. The differences between Shanzi reservoir and Tangban reservoir located downstream in geometry, volume, velocity of flow, contents of algae and a-chlorophyll, indicate that the algae bloom in Shanzi reservoir is in close relationship with the hydrodynamics factors.

Key words eutrophication retention time of reservoir hydrodynamics factors reservoir management Shanzi reservoir

改性凹凸棒土对染料废水脱色初步实验

张如春

(云南省普洱市环境科学研究所, 云南 普洱 665000)

摘要 以凹凸棒土为原料,通过复配造粒、热处理的方法对凹凸棒土进行改性,并用改性后的凹凸棒土对染料废水进行处理。考察了 pH 值、凹凸棒土用量及吸附时间等因素的影响,探索了最佳工艺条件。结果表明,改性后的凹凸棒土吸附性能有了明显改善,对染料废水进行处理,脱色率可达 99%以上,处理废水量与吸附剂比为 670:1,且其原料价廉易得、工艺简单、成本低,是一种较好的脱色吸附剂。

关键词 凹凸棒土 表面改性 染料废水 脱色

众所周知,染料废水由于颜色和水质复杂多变,色度和污染物浓度一般较高,处理难度较大^[1]。国内外利用吸附法处理染料废水的研究已有大量的文献报道^[2-3]。其中比较有代表性的吸附剂有活性炭、吸附树脂、活化煤、天然无机矿物等。活性炭对各种染料都能起吸附作用,但其价格昂贵,再生能耗较高,并且由于其吸附容量的限制,不可能直接用于原始的染料废水的治理,而较适合进行深度处理。煤、炉渣等吸附剂,虽然原料来源广、成本低,但处理染料废水后存在二次污染。而离子交换树脂处理染料废水成本高,操作复杂。天然无机吸附剂凹凸棒土因其资源丰富、价廉易得,是一种具有较强吸附脱色能力的粘土矿物,在我国分布较广,所以,用它制备一种优良的脱色吸附剂具有广阔的前景。

1 原理

凹凸棒土是一种天然硅酸盐,它的外观为灰白色,呈针状结晶,具有较大的比表面积,有一定的吸附性能,化学组成为 $(OH)_4 \cdot (OH)_2 Mg_5 Si_8 O_{20} \cdot 4H_2O$ 。根据凹凸棒土的结构特征,其表面可由晶阵内通道和针棒状微粒杂乱堆积形成的空隙所贡献,其表面共存着 3 种活性中心,即构成单元晶胞的硅氧四面体双链(Si_6O_4)上的氧离子,与通道边缘上镁离子配合的水分子以及硅氧链上的 SiOH 基团,但它们的活性各不相同,因而,为了适应不同的需要,可采用不同的方法,达到进一步改善吸附性能的目的^[4]。

因此,通过对粉末状的凹凸棒土掺入各种助剂

后进行造粒,然后通过热处理的表面改性措施处理凹凸棒土,以提高凹凸棒土的实用性,并将改性后的凹凸棒土颗粒吸附剂应用于染料废水的治理,并通过 pH 值、凹凸棒土的投加量、吸附时间等因素的改变,找出造粒及改性后的凹凸棒土处理染料废水的最佳工艺条件。

2 实验准备

2.1 改性凹凸棒土材料的制作和染料废水的准备

2.1.1 凹凸棒土材料

此次实验用的凹凸棒土来源于云南省普洱市景谷傣族彝族自治县半坡乡,其化学成分见表 1。

表 1 凹凸棒土化学成分* %

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	MnO	P ₂ O ₅	烧失量
53.74	8.85	5.27	0.85	1.43	9.26	1.24	0.09	0.10	0.16	18.20

注: * 由云南省地矿局第五地质大队提供。

2.1.2 制作方法

将上述的凹凸棒土与各种助剂按一定的配比加水揉制成棒状,经烘干后送至马福炉内焙烧,冷却后破碎至所需的粒径。

2.1.3 染料废水的水质

染料废水来源于云南省普洱市民族织布厂,其水质见表 2。

2.1.4 吸附实验的方法

在废水中加入一定量吸附剂,经适度振荡后澄清,取上清液测有关水质参数,分析数据。

表 2 试验用的酸性染料废水的水质数据*

pH 值	色度** / 倍	外观
1~2	16 800	深紫红色

注:*普洱市环境监测站提供;**采用稀释倍数法测定的废水色度。

2.2 分析方法

2.2.1 色度、脱色率的测定

色度用分光光度法测定:采用 721 分光光度计测得染料溶液的 λ_{\max} ,并测出其吸光度,然后加入吸附剂作脱色处理,在同一波长下测定处理液吸光度,并按式(1)计算其脱色率。

$$\text{脱色率} = (A_0 - A) / A_0 \times 100\% \quad (1)$$

式中: A_0 ——未经处理的染料溶液的吸光度;

A ——脱色处理后溶液的吸光度。

2.2.2 流失率的测定

在分析天平上准确称取所制的吸附剂 1 份,加入等量去离子水,放置于振荡器振荡相同的时间,用 50 mL 去离子水清洗吸附剂 3~4 次,洗去粉末状的吸附剂,干燥后准确称重。按式(2)计算吸附剂的流失率,用流失率来表征吸附剂的机械强度。

$$\text{流失率} = (\text{振荡前吸附剂干重} - \text{振荡后吸附剂干重}) / \text{振荡前吸附剂干重} \times 100\% \quad (2)$$

3 凹凸棒土改性实验

3.1 助剂的选择

3.1.1 流失率实验

准确称取 400 °C 焙烧制备加入不同助剂的吸附剂各 1 份,各加入 50 mL 去离子水,振荡相同时间后取出干燥、称重,计算流失率(见表 3)。

表 3 流失率比较

吸附剂	振前干重 /g	振后干重 /g	流失率 /%
凹凸棒土(加 MgCl_2)	1.988 4	1.664 9	16.3
凹凸棒土(加 AlCl_3)	2.008 2	1.679 7	16.4
凹凸棒土(加 MnSO_4)	2.008 4	1.804 4	10.2
凹凸棒土(加 CaCl_2)	2.001 0	1.600 5	20.0
凹凸棒土(加 $\text{Al}(\text{OH})_3$)	2.000 2	1.794 5	10.3
凹凸棒土(加 FeSO_4)	2.002 5	1.624 9	18.9
凹凸棒土	2.093 2	1.720 6	17.8

从表 3 可以看出,流失率较小的 2 种吸附剂的助剂是硫酸锰和氢氧化铝,这表明助剂硫酸锰或氢氧化铝的掺入可以提高吸附剂的机械强度,这可能是助剂硫酸锰或氢氧化铝在高温焙烧下,生成了氧化锰和三氧化二铝,而氧化锰和三氧化二铝起到胶粘的作用,使强度增大。

3.1.2 脱色效果实验

称取加入不同助剂的吸附剂各 2.0 g,分别投加于 20 mL 废水中,振荡 20 min,取上清液测其色度,计算脱色率,并加以比较,实验结果见表 4。

表 4 脱色率比较

吸附剂	处理后色度 /A	脱色率 /%
凹凸棒土(加 MgCl_2)	0.028	98.9
凹凸棒土(加 AlCl_3)	0.028	98.9
凹凸棒土(加 MnSO_4)	0.045	98.3
凹凸棒土(加 CaCl_2)	0.053	98.0
凹凸棒土(加 $\text{Al}(\text{OH})_3$)	0.035	98.7
凹凸棒土(加 FeSO_4)	0.061	97.7
凹凸棒土	0.072	97.3

从表 4 可以看出,去除率相对较好的是添加 MgCl_2 和添加 AlCl_3 的这 2 种吸附剂,这可能是凹凸棒土中 4 次配位的 Si^{4+} 被 Al^{3+} 部分替换,6 次配位的 Al^{6+} 被 Mg^{2+} 部分替换,使凹凸棒土呈现电负性,因而能有效地吸附阳离子染料。此外,焙烧过程中, $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 分解为 Al_2O_3 、 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 分解为 MgO ,而 Al_2O_3 和 MgO 是具有良好吸附性能的铝型吸附剂和镁型吸附剂。其次是添加 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 和 MnSO_4 的吸附剂,结合流失率实验得出的结果,可以得出有效的助剂为 MnSO_4 、 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 和 MgCl_2 、 AlCl_3 。

3.2 最佳改性条件选择(焙烧温度)

将掺有助剂 MgCl_2 、 AlCl_3 和 MnSO_4 的凹凸棒土混合后制成固体颗粒,然后在不同温度下焙烧 1 h,冷却后各称取 1.0 g,分别进行脱色率和流失率实验,实验结果见表 5。

表 5 焙烧温度对脱色率和流失率的影响

焙烧温度 /°C	脱色率 /%	流失率 /%
200	98.8	100
300	98.4	40.5
400	98.6	8.2
500	95.1	7.6
600	91.5	5.2

从表5中可以看出,焙烧温度为200℃时脱色率最高,400℃时次之,但200℃焙烧的流失率几乎达到100%,所以不宜选用200℃;400℃焙烧的脱色率为98.6%,流失率为8.2%,2项指标均较好,所以焙烧温度应选择400℃。

凹凸棒土的改性条件为:选择 $MgCl_2$ 、 $AlCl_3$ 、 $MnSO_4$ 混合作助剂;选择400℃温度作培烧温度。

4 改性凹凸棒土处理染料废水的实验

4.1 最佳处理条件的选择

4.1.1 投加量的选择

称取0.2、0.4、0.6、0.8、1.0、1.2 g 粒径为1.8 mm 的经改性处理的吸附剂,分别加于20 mL pH 值为1~2的酸性废水中,进行10 min 的脱色率实验,比较不同的投加量对吸附剂脱色效果的影响(见图1)。

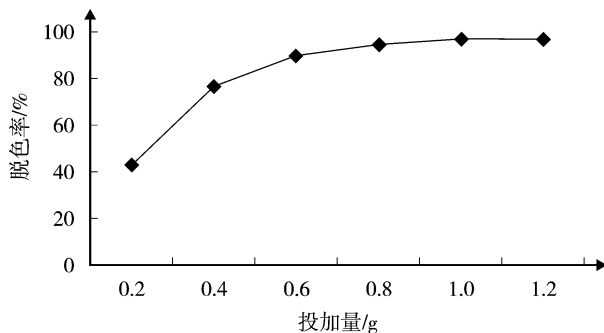


图1 投加量与脱色率关系

通过实验发现,相同体积的废水的脱色率随着吸附剂的增加而增大,当投加量达到1.0 g 时,即使投加量再增加,但脱色率的变化并不明显,几乎保持恒定。由此可见,吸附剂的最佳投加量为0.05 g/mL。

4.1.2 吸附时间选择

在20 mL pH 值为1~2的酸性废水中加入1.0 g 粒径为1.8 mm 并经改性处理的吸附剂,分别进行不同时间(2、4、6、8、10、12、14 min)的脱色效果实验,图2结果表明,色度的去除率随着吸附时间的增加而提高,当吸附时间达到8 min 后,色度的去除率基本稳定下来,所以取8 min 为最佳吸附时间。

4.1.3 pH 值对脱色效果的影响

取1.0 g 粒径为1.8 mm 的经改性处理的吸附剂,分别加入不同pH 值的20 mL 废水中进行10 min 的脱色效果实验,图3结果表明,随着废水pH 值的升高,色度去除率相应降低。pH 值<7 时,色度去除率

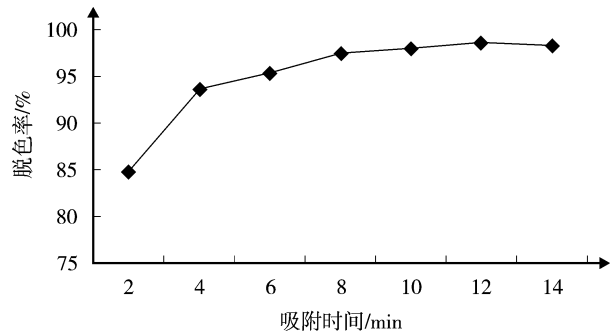


图2 吸附时间与脱色率关系

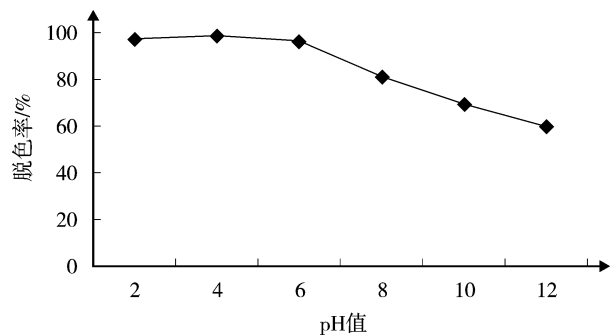


图3 pH 值对脱色效果的影响

普遍较高,当pH 值在3~4 时,色度去除率最好,所以这种改性条件处理的吸附剂较适合处理酸性废水,且处理废水的最佳pH 值应为3~4。

4.1.4 最佳粒径的选择

因为吸附剂的吸附能力与比表面积成正比,所以粉末状的吸附剂的吸附效果比颗粒状的好,但粉末状的吸附剂不适合应用在工业废水的处理。为使凹凸棒土具有实用性,将它做成颗粒状,同时为了让颗粒状的与粉末状的吸附剂具有同样或更好的吸附效果,故掺入一定的助剂,以增强吸附效果。分别称取1.0 g 不同粒径的经改性处理的吸附剂,投加入20 mL pH 值为1~2 的酸性废水中进行10 min 的脱色效果实验,图4 结果表明,粒径为0.85~1.8 mm 和0.6~0.85 mm 的吸附剂的脱色率几乎相等,但0.85~0.18 mm 的粒径稍大,更具有实用价值,所以最佳粒径选0.85~1.8 mm。

4.2 改性凹凸棒土与活性炭吸附性能比较

取适量改性凹凸棒土与活性炭,分别投加于等量的染色废水中在相同的工艺条件下进行脱色实验,实验结果见表6。

从实验结果可以看出,改性凹凸棒土与活性炭的

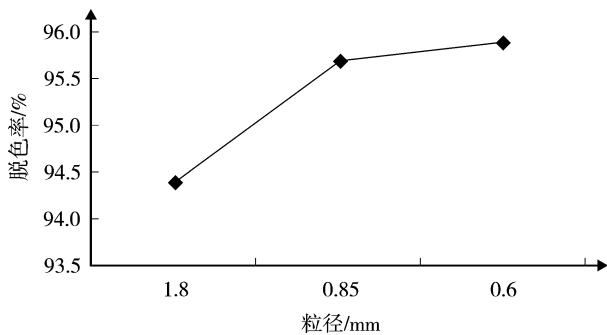


图 4 粒径对脱色效果的影响

表 6 吸附性能比较实验

吸附剂	处理后水样吸光度 /A	脱色率 /%
改性凹凸棒土	0.118	95.5
活性炭	0.127	95.1

脱色率几乎相等,这说明吸附剂的制备方法较为成功。

4.3 动态吸附条件的确定

在此次动态吸附实验中,吸附柱柱径为 1.02 cm,柱高 11.1 cm,装柱吸附剂体积 9.2 mL,重 5.55 g,孔隙率为 20%,所处理的废水为自制的混合染料废水,吸光度为 0.569 A,流量为 18.4 mL/min,堆积密度为 0.56 g/cm³。穿透曲线如图 5 所示。从图中可以看出,根据污水排放二级标准,最高允许排放色度为 100 倍,相应地在 721 分光光度计上测得吸光度为 0.153 A,则穿透点色度为 0.153 A,时间为 58 min,耗竭点(柱内的吸附剂达到饱和)色度为 0.512 A,时间为 202 min,则单柱处理废水量为 1 067 mL,即吸附剂处理废水 192.3 mL/g。若采用 3 柱串联,则可处理废水量为 3 717 mL,即吸附剂处理废水 670 mL/g 废水,也就是说,每 t 改性凹凸棒土吸附剂的废水处理量为 670 t。

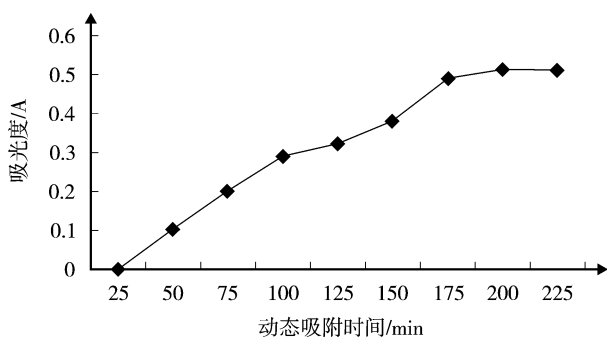


图 5 动态吸附的穿透曲线

4.4 再生

取适量改性凹凸棒土进行吸附实验,待其饱和后取出分别用热再生和酸、碱再生,比较各种方法的脱色率,得出最佳再生方案。实验结果如下:热再生(400 ℃)脱色率为 96.5%,酸再生(pH 值 < 3)脱色率为 90.1%,碱再生(pH 值 > 11)脱色率为 84.3%,再生效果最好的为热再生,所以最佳再生方法为热再生(400 ℃)。

5 实验结论与问题讨论

5.1 实验结论

1) 在最佳助剂的选择中,锰型助剂的加入使凹凸棒土颗粒吸附剂的强度得到明显的改善。镁型助剂和铝型助剂的掺入则使吸附剂的脱色效果得到改善。所以,最佳助剂为 MgCl₂、AlCl₃ 和 MnSO₄。

2) 综合吸附剂的流失率和脱色效果,得出加入助剂的凹凸棒土的最佳改性温度为 400 ℃。

3) 经改性处理的吸附剂处理染料废水的最佳工艺条件:投加量为 0.05 g/mL,在此投加量下吸附时间 8 min 最佳,最佳 pH 值为 3~4,最佳粒径为 0.85~1.8 mm,最适宜处理的是酸性染料废水。

5.2 问题讨论

1) 本次实验对凹凸棒土的改性只采用了热改性和复配造粒,至于酸、碱及盐改性的效果,有待于进一步探讨。

2) 在最佳处理条件的选择中,由于条件所限,对吸附温度未作考虑,吸附温度对吸附的影响有待于进一步研究。

6 参考文献

- [1] 裘祖南,陈明礼.同步吸附-混凝-氧化法处理染色废水[J].环境工程,1996,12(5):5-7.
- [2] 刘士星,蒋世秀.凹凸棒土吸附剂的制备和脱色性能研究[J].化工环保,1996,16(6):377-380.
- [3] 彭书传.凹凸棒土复合净水剂处理印染废水[J].环境导报,1997,(4):19-20.
- [4] 尤春光,陈一申,周勤.凹凸棒土对水质污染物的吸附[J].上海环境科学,1986,5(7):21-24.

(下转第 20 页)

烟气 SO_x、NO_x 监测中存在问题的探讨

黄谦德

(广东工业大学, 广州 510090)

摘要 对 SO_x、NO_x 的存在形态进行了热力学与化学平衡计算, 据此提出了监测技术改进的建议。对工程检测、在线连续监测及大气污染物排放量的统计, 也提出了初步的设想。

关键词 硫氧化物 氮氧化物 存在形态 监测

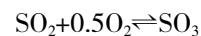
目前, 我省的烟气监测已经全面正常开展, SO₂、NO_x 的监测还作为排污收费的依据。但是, 由于对 SO_x、NO_x 的存在形态研究不够深入, 国产的监测仪器研制和生产相对滞后, 烟气监测和大气污染物排放量的统计工作仍需进一步探讨。

1 硫氧化物的监测

燃料燃烧烟气中, SO₃ 的浓度一般为 SO₂ 的 1.5%~2.5%。SO₂ 是气体, 在碱溶液洗涤时形成盐类进入液相; SO₃ 则是一种气溶胶(雾), 依然进入排放废气中。目前的 SO₂ 测定仪器不能同时检出 SO₃ 的浓度, 这就导致相关的计算产生误差。

SO₂ 氧化和 SO₃ 分解为一对可逆反应, 其反应

表示如下:



根据前苏联学者 Л В Гурвич 编的《Термодинамические свойства индивидуальных веществ》中的物质自由焓函数, 可计算出其热力学分界温度为 785 °C。低于分界温度, 反应向生成 SO₃ 的方向进行; 高于分界温度, SO₃ 分解。

对于 SO₂ 氧化反应, 可以从理论上计算出平衡气相成分。根据 I Barin 等人的标准热力学函数表^[1,2], 利用 Gibbs Helmholtz 不定积分式求出不同温度下的标准反应自由焓。然后计算平衡常数及平衡气相成分。笔者的计算结果见表 1。

表 1 SO₂+0.5O₂→SO₃ 的平衡成分及其含量

项目	反应温度 /°C								
	400	500	600	700	800	900	1 000	1 100	1 200
SO ₃	97.25	87.92	67.13	40.16	19.73	9.02	4.36	2.21	1.23
SO ₂	1.83	8.05	21.91	39.89	53.91	60.66	63.76	65.19	65.85
SO ₃ /SO _x	98.15	91.61	75.39	50.17	26.79	12.94	6.40	3.28	1.83

表中 SO₂、SO₃ 的平衡浓度, 是指它们在独立的(不含局外气体)SO₂-SO₃-O₂ 系统中的体积百分含量, 为极限浓度。SO₃/SO_x 指独立系统中 SO₃ 在 SO_x (SO₂+SO₃) 中的百分比, 具有实际参考意义。

氧化还与烟气中 O₂ 的浓度, 粉尘(其中的铁、锰、钒等金属氧化物)催化作用有关。

基于上述 SO_x 形态的变化, 对于高温燃烧和干法除尘、脱硫过程, 由于 SO₃ 浓度很低, 目前单测 SO₂ 的

实践不会产生很大的误差。对于中温燃烧过程, 湿式除尘过程, 碱溶液洗涤脱硫和增湿水量较大的脱硫过程, 建议同时测定进出废气中的浓度并用“流束图”表达硫的平衡, 以便提高相关计算的准确性。

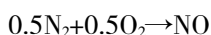
2 氮氧化物的监测

目前 NO_x 监测技术, 由于忽视了它的存在形态, 造成相当大的误差。有些锅炉烟气碱溶液吸收脱

硫过程,NO_x 的去除率竟接近 70%,在理论上是没有根据的。

根据广州某电厂燃煤机组所用大同烟煤的化学成分,笔者利用理论算法,求得在空气过剩系数 $\alpha=1.4$ 时,干烟气含(% Vol):N₂80.63;O₂6.12,其余为局外气体。

燃烧烟气中 NO₂ 的形成可用下列 2 个相关反应表示:



根据 Л В Гурвич 编制的物质自由焓函数,上述反应的 NO_x 平衡浓度,以及 NO 在 NO_x 中的浓度百分比的计算结果综合,见表 2。

表 2 $\alpha=1.4$ 时,干烟气中 NO_x 的平衡浓度

项目	反应温度 /K				
	1 100	1 200	1 300	1 400	1 500
NO/mg·m ⁻³	62.62	143.27	288.44	525.50	884.55
NO ₂ /mg·m ⁻³	1.42	1.99	2.64	3.37	4.16
$\frac{NO}{NO+NO_2}/\%$	97.78	98.63	99.09	99.36	99.53

热力学和化学平衡计算表明:在高温和燃料完全燃烧的条件下,烟气中的 NO_x 绝大部分以 NO 形态存在。此外,由于 NO 氧化速度缓慢和烟气中 O₂ 浓度低,烟尘中金属氧化物的催化作用有限,NO₂ 的浓度也不会有较明显的增加。

目前,燃烧烟气的除硝(NO_x),主要借助于气相反应,使之还原成 N₂ 气排放。而用碱溶液吸收 NO_x 的研究和实践表明:NO 只能与 NO₂ 按比例被吸收,不能单独被吸收;两者反应生成的 N₂O₃ 虽能被碱溶液吸收,但因为平衡浓度很低,影响也很微弱^[9]。因此,碱溶液吸收 NO_x 的效率一般很低,NO_x 仍然大量呈 NO 气体排入大气。这个规律也适用于碱溶液吸收脱硫工程中的除硝作用,其除硝效率很低。

对于 NO_x 执行排污收费。建议根据行业、热力设备的操作温度、NO_x 形态、净化方法等具体情况,分别制订合理的排放标准、收费标准和激励机制。在监测中,要用先进的仪器同时测出 NO₂ 和 NO,使相关的计算更趋准确。

3 推进烟尘的在线连续监测技术

烟尘的在线连续监测存在一些困难,技术因素比较复杂。国内外都已经研制和安装光学型的烟尘测定仪,适用于某个行业或某种类型的炉窑。

目前,我们的烟尘监测是非连续的,相对而言是瞬时的。由于监测结果受到燃料,原料,生产设备操作条件,采样孔位等多种因素的影响,根据瞬时监测结果计算出的烟尘排放量也就不科学了。

建议大力推进烟尘的在线连续监测技术,优先使用国产仪器,支持国产仪器的生产和质量提升。

4 在线连续监测与瞬时监测的关系

如上所述,在生产过程中,SO_x、NO_x、烟尘产出状态是常有变化的。可以强制排污大户安装在线连续监测装置,分批实行联网监控。

已安装在线连续监测装置的企业,可率先试行按月统计大气污染物排放量。由于排放量直接关系到排污收费,要相应地制订包括奖罚的管理条例。

可用常规监测数据与在线连续监测数据进行比照分析;或在上述烟尘产出状态变化时增加瞬时监测。大型排污企业,应率先建立内部环保监督机制,树立亲民形象。

可以先实行“抓大放小”,鼓励民营科技公司对中小排污企业进行环保监测的营运,使在线连续监测装置脱离排污企业。环保系统的监理所,对各营运公司进行监督。环保系统的监测中心(站),对有争议的监测结果进行仲裁。待条件成熟后,实行环保监测的中立化和市场化。

5 工程检测与排污监测的关系

工程检测和排污监测有许多相同处,目前大多数的工程检测也由环保监测站执行。应当注意它们有如下区别:

1) 治理工程的调研阶段,工程检测包括:烟气的流量(m³/h)、温度、水分、游离 O₂ 浓度;烟气的成分及 SO_x、NO_x 浓度;烟尘的浓度、粒径分布、比电阻、润湿速度、比重。环境工程设计院应当具备这些基本检测手段。建议将此作为环境工程设计院资质考核的因素。

2) 治理系统净化效率的测定。治理系统的净化效率,应当根据治理设备进出口的污染物的质量流

(下转第 29 页)

广州市在用机动车排气抽检工作若干问题探讨

张小雯

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘要 介绍了广州市在用机动车抽检工作情况和程序, 分析了排气抽检工作中存在的问题, 提出了解决问题的建议和方法。

关键词 机动车排气 抽检 效果分析

在用机动车排气抽检工作以其灵活、机动、随机性强等特点, 为我国各地不同程度采用。抽检工作因是随机抽样检测能有效克服车辆在定期检测过程的舞弊现象, 以及反映出车辆的实际排放状况, 不但切合我国目前机动车排气监督管理工作实际需要, 也是我国机动车排气监督管理工作一种非常有效的管理手段, 是我国在用机动车排气监管工作的一大特色。广州市自 1997 年全面开展机动车排气抽检工作以来, 已经历了 10 a 历程, 曾经一度在全国各地造成良好影响, 也曾成为各地管理部门参观考察的重要内容。为使这一具有良好特色的机动车排气监管工作在广州市继续发挥积极有效的作用, 自 2005 年开始, 广州市环保部门正在探索各种新的管理模式, 计划从法律、队伍建设方面作文章, 以期开辟一种新的管理模式。本文结合广州市在用机动车抽检工作现状, 就广州市目前在用机动车排气检测工作中存在问题进行讨论, 并提出有关工作建议。

1 广州市在用机动车的抽检形式、特点及程序

1.1 抽检形式

在用机动车排气抽检形式主要有道路抽检和用车大户抽检 2 种型式, 目前广州市设有 13 个道路抽检点(最多时曾开设有 23 个道路抽检点)、3 个用车大户抽检组, 常年开展机动车的排气抽检工作, 负责排气抽检的人员超过 50 人。每个道路抽检点根据需要配备有交警和环保执法人员, 对行驶车辆进行抽检; 用车大户则只有环保检测人员参加, 主要开展对

广州市出租车辆、公交车辆、营运车辆进行不定期抽检工作。此外, 广州市还开展了对新生产车辆的抽检工作。

1.2 抽检特点

由于抽检检测方法是: 对汽油车采用怠速和双怠速法, 柴油车采用自由加速烟度检测法, 其检测设备轻便、运输方便, 使得抽检工作具备良好的灵活、机动性。此外, 抽检工作对检测场地、环境要求不高, 因此, 可以直接在道路或车辆使用单位随机进行抽样检测, 可以有效防止车主为应付检测工作所采取的各种临时性舞弊措施, 保证了检测工作的准确和有效。

1.3 抽检程序

道路抽检主要是在不影响机动车正常行驶路段设立道路抽检点, 由配合道路抽检工作的交警负责拦车, 环保检测人员对被拦截车辆采用相应的国标检测方法进行排气检测, 然后对超标车辆发出处罚通知, 具体流程见图 1。

用车大户抽检工作则由环保检测人员直接到用车大户用车点或停放场地进行抽测, 抽检流程见图 2。

2 历年来广州市机动车排气抽检工作情况

2.1 历年抽检数量

表 1 是广州市环保局 1996~2006 年广州市环境质量报告书(下称报告书)中的广州市被抽检车辆数量情况, 图 3 是历年来广州市抽检数量的趋势图, 图、表中也包括了新生产车辆的抽检数据。

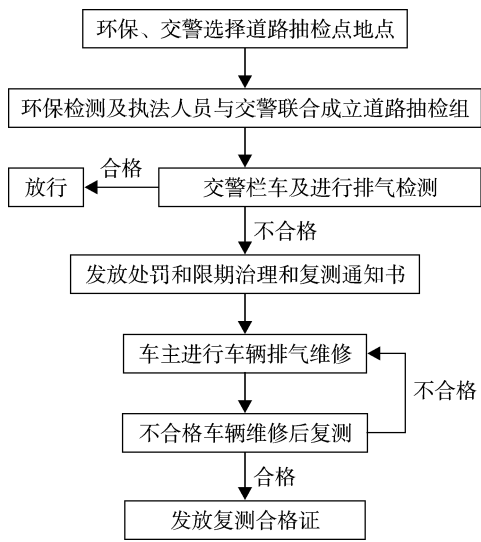


图 1 道路抽检流程

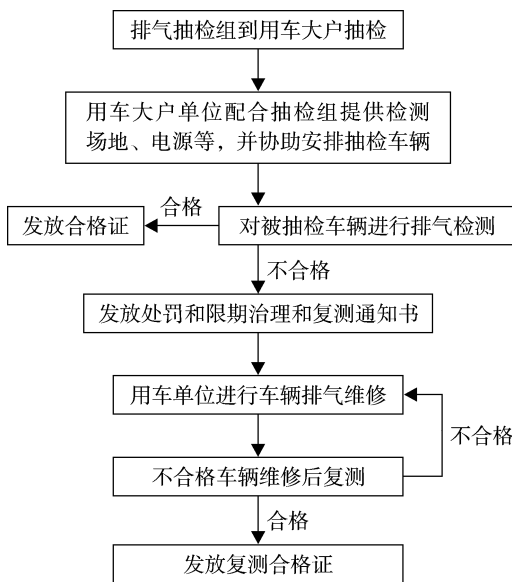


图 2 用车大户抽检流程

由表 1、图 3 可以看出：广州自 1996 年开始了在用车辆的道路抽检工作，2000 年前由于市领导高度重视，各部门工作配合良好，使道路抽检工作力度得到了逐年加强。2000 年后，由于各方面的原因，道路抽检工作出现疲软，特别是道路交通法的实施，参加道路抽检工作的交警已不能对在道路抽检过程中排气超标车辆采取扣证等强制性管理措施，使道路抽检工作的有效性受到限制，道路抽检力度减小，抽检数量开始呈下降趋势。而用车大户和新生产车辆

表 1 1996~2006 年广州市机动车排气抽检数量 万辆

年份	道路抽检	用车大户抽检	新生产车抽检
1996	4.8	0.58	11.6
1997	9.6	0.48	27.6
1998	20.6	0.33	46.9
1999	27.1	0.71	37.5
2000	23.1	0.68	24.7
2001	17.6	0.64	31.3
2002	7.5	1.59	32.6
2003	7.3	2.12	59.0
2004	4.5	1.52	68.6
2005	5.3	1.24	44.7
2006	2.6	1.43	78.6

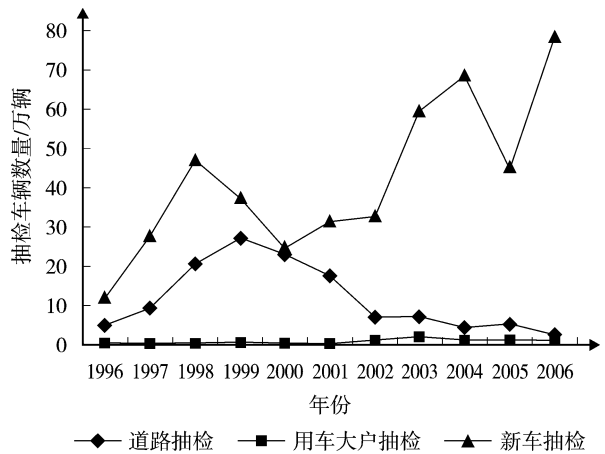


图 3 1996~2006 年广州市机动车排气抽检数量趋势

的抽检工作，虽也受到了诸如政策变化、年机动车工作任务量变化等各种因素的影响，使年抽检数量存在波动情况，但抽检数量基本呈逐年增加趋势。

2.2 历年抽检车辆合格率情况

图 4 为报告书中 1996~2006 年广州市机动车排气道路抽检、用车大户抽检、新车抽检合格率情况。

由于新生产车辆的抽检方法与在用车辆的抽检方法完全相同，相对来讲方法和限值都较宽松，其抽检合格率均达到了 100%。而用车大户的抽检合格率 2000 年前呈上升趋势，2000 年后基本趋于平稳，说明用车大户加强了车辆的维护保养工作。

由图 4 看出，道路抽检合格率出现了较复杂变化，1996 年和 2006 年抽检合格率较低，其原因是：刚开始实施道路抽检工作时，排气维修保养没有得到重视，以及广州市自 2006 年开始正式实施

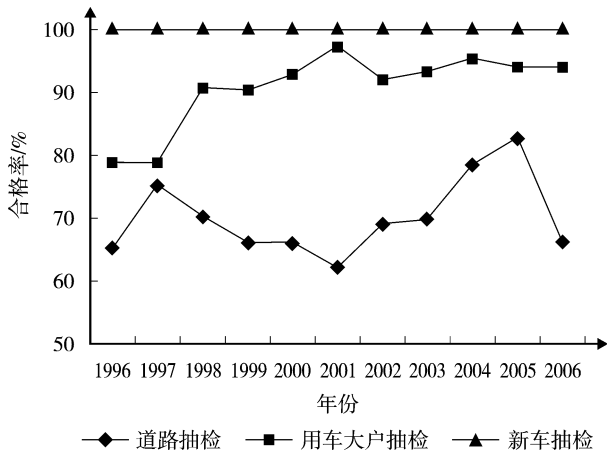


图4 1996~2006年来广州市抽检合格率情况

GB 18285-2005 和 GB 2847-2005 2 个在用车新标准引起。就汽油车来说,由于新标准将检测方法由怠速方法改变为双怠速方法,且排放限值也根据车辆生产日期作了相应规定,以及对闭环电喷加三元触媒车辆增加了 λ 值的控制要求^[3],导致了 2006 年汽油车抽检车辆的合格率出现明显下降情况。柴油车方面,由于新标准要求国 0 车和非国 0 车辆分别采取滤纸式自由加速烟度和不透光式自由加速烟度标准,而旧标准(93 标准)则规定全部采用滤纸式自由加速烟度标准,也导致了抽检合格率的下降。

1998~2001 年,虽道路抽检工作得到了加强,但由于管理工作没有得到良好跟进,受经济利益等诸多因素影响,检测过程出现了一些非正常现象,导致道路抽检合格率出现逐年下降情况。2002 年后,由于加强了道路抽检工作管理,且随着新生产车辆的排放控制水平提高和广州市机动车的快速增长,排放水平较好车辆比例增大,又使道路抽检合格率呈现逐年上升趋势。

2.3 抽检工作产生的效果分析

由 2.2 节可知,广州市近年来在用车辆的抽检达标率基本呈逐年上升趋势,这说明广州市在用车辆的排放水平在逐年改善,从某种意义上来说,抽检工作起到了积极重要作用的,这是因为:

1) 虽广州市机动车的年审工作也包括了机动车排气检测内容,但由于长期来环保部门不能对年审中的排气检测工作实施有效监管,致使年审中的排气检测工作舞弊现象严重,个别年审机构虽摆设

了排气检测仪器,但实际上年审时根本就不进行排气检测,这也是全国普遍存在的问题。而抽检工作由于随机性强,抽检时间的不确定,且该项环保部门是实施主体,检测过程较严格,基本使车主难于采取应对措施,这也是我国目前普遍存在年审车辆达标率非常高,而抽检车辆达标率较低的主要原因。

2) 由于机动车的排气抽检工作,特别是道路抽检工作的影响面广,起到了积极的正面宣传作用。一方面市民对机动车污染物排放的危害性认识提高,出现市民自愿进行黑烟举报,参与机动车排气监管现象,使黑烟车辆举报工作已纳入广州市机动车排气监管工作的日常管理之中。另一方面,虽道路交通安全法颁布后,广州市目前对道路抽检超标车辆的处罚措施根本无法到位,基本处于一种完全失控状况,然而却仍有许多路检超标车辆也能按要求进行车辆维护维修,并主动来机动车排气复测点进行复测。这说明许多机动车车主已愿意自觉加强机动车的维护保养工作。

3) 用车大户的抽检方面,由于该项工作主要由环保部门组织实施,且对抽检中的超标车辆能采取有效处罚措施,监管工作能良好到位,因此,产生了良好监管效果。目前许多用车大户制定了一系列维护保养管理措施,如有些用车大户对因排气抽检超标车辆的司机采取处罚措施,以督促司机加强其车辆的维护保养工作;如广州市交委加强了公交车辆的改造工作,出租车公司加强了出租车辆的淘汰更新工作等,有效改善了用车大户在用车辆的排放性能。

3 抽检工作中存在的问题

3.1 由于管理难于到位,使道路抽检工作的作用明显减小

由于环保部门没有建立机动车的管理档案,即使环保部门建立了机动车管理档案,但环保部门也没有象车辆管理部门一样有对机动车个体进行直接管理的权限和措施。再者,由于道路交通安全法实施后,配合道路抽检的交警已不能对超标车辆进行扣证等原因,使得对道路抽检过程中的超标车辆没有任何实际有效的控制措施要求车主履行接受排气超标处罚义务。众所周知,大多机动车是私人所有,如没有良好的配套管理措施,面对数万超标车辆的使用者,根本是不可能进行逐个监管的,也因此致使许多道

路抽检超标车辆根本不理睬环保处罚,超标后既不治理、也不来复测、更不会接受处罚,仍肆无忌惮地超标行驶。实际上,近年来广州市的道路抽检工作所起到的作用已非常小。

3.2 机动车排放新标准的颁布,使抽检工作技术难度加大

2005年,国家颁布了GB 18285-2005《点燃式发动机汽车排气污染物排放限值及测量方法(双怠速法及简易工况法)》和GB 3847-2005《车用压燃式发动机和压燃式发动机汽车排气烟度排放限值及测量方法》2个在用标准,标准对抽检所采用的检测方法提出了较高要求,即:将汽油车辆的检测方法由怠速法改变为双怠速法,且增加了对闭环电喷与三元触媒车辆的 λ 的测量要求^[1];对于柴油车辆,则由原来的滤纸式自由加速烟度测量方法,改变为根据车辆的生产时间分段分别采样滤纸式和不透光式自由加速烟度测量方法^[2]。

检测方法的变更,使检测技术难度加大,就汽油车来说,在原怠速法基础上增加了高怠速工况^[1]的测量,而高怠速测量需要对高怠速转速进行严格控制,从设备和操作方面都提出了较高要求,使原本仅需要几min完成的检测工作至少需要10多min甚至更长时间才能完成。就柴油车来说,实际检测难度没有增加,但由于标准中对不透光自由加速烟度法规定将车型型式认证值加0.5/m作为标准限值,增加了限值判别的难度。

3.3 队伍建设还待进一步加强

虽然广州市目前有一支100多人的排气检测队伍,但人员的检测技术能力、水平参差不齐,有相当一部分检测人员的基础知识较差,还存在对于新标准理解不够,检测操作不熟练等情况。此外,由于交警部门已不再对排气超标车辆采取处罚,这一工作

必须由环保部门自己来承担,但到目前为止,广州市还没有建立起相应的排气执法队伍。虽然目前广州市有环境执法监察大队,但由于人手少,基本在应付其它排污执法工作,因此,队伍建设还需进一步加强。

4 建议

为使广州市的机动车排气抽检工作能达到良好监督管理效果,笔者建议:

1) 加快建设广州市机动车排气检测数据网络管理系统,在目前情况下可以考虑先建设广州市高排放车辆或排气未达标车辆数据库,以加强对超标车辆的管理工作;

2) 加强与车辆管理部门间的协调工作,在机动车年审工作中严格把好排气审验关,即对年审中未完成排气检测车辆,或抽检过程中的超标车辆在未按要求完成治理,或经治理仍未达到排放标准要求车辆,车辆管理部门不予年审通过。具体方法可以考虑车辆管理部门在进行年审时通过网络查询年审车辆在环保检测过程中的历史记录,对年审中未完成排气检测或排气超标车辆没有按要求完成处罚则不予年审;

3) 加强机动车排气检测队伍的技术培训工作,提高整体检测队伍的技术与业务素质;

4) 尽快建立专门的机动车排放监督管理工作的执法队伍,以配合道路抽检工作的开展。

5 参考文献

- [1] 国家环境保护总局和国家质量监督检验检疫总局. GB 18285-2005 点燃式发动机汽车排气污染物排放限值及测量方法(双怠速法及简易工况法)[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.
- [2] 国家环境保护总局和国家质量监督检验检疫总局. GB 3847-2005 车用压燃式发动机和压燃式发动机汽车排气烟度排放限值及测量方法[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.

Problems in the Exhaust Test for the Vehicles Using in Guangzhou

Zhang Xiaowen

Abstract The problems in the exhaust test for the vehicles using in Guangzhou have been discussed, and the solutions for them are suggested.

Key words vehicle exhaust sample test efficiency analysis

成都市食品垃圾分类收集模式研究

杨荣金 李铁松

(西华师范大学国土资源学院, 四川 南充 637002)

摘要 文章以成都为例对食品垃圾分类收集进行了探讨。作者先把食品垃圾来源分为 4 种类型,即先根据产生量的大小,把食品垃圾源地分为家庭型和公共型 2 类,家庭型产生源即指单个的分散的家庭,公共型产生源则指为公众提供饮食服务的各类单位。然后,再根据居住的建筑物结构的不同,把家庭型来源地细分成居民小区、零散高层楼房、低矮建筑 3 种;在此基础上,作者分别分析阐述了 4 类来源地的 4 种分类收集模式。

关键词 食品垃圾 分类收集模式 成都

食品垃圾是人们在买卖、储藏、加工和食用各种食品的过程中所产生的易腐烂的垃圾^[1],是城市生活垃圾的主要成分。随着人们生活水平的提高,食品消费的种类和数量越来越多,餐饮业也迅猛发展,导致食品垃圾产生量的迅速增加。据统计,2000 年我国食品垃圾产生量为 4 500 万 t,深圳市食品垃圾日产生量达 1 680 t,上海市日产生量约为 1 300 t,北京城市垃圾中有机废物占 65%,其中食品垃圾占 39%。我国的垃圾产生量以每年约 10% 的速度递增,年新增食品垃圾产生量达 500 万 t^[2]。食品垃圾不仅量多增长迅速,更重要的是它含水量大、易腐烂发臭和传播病菌,因此将厨余物从混合垃圾中分离出来单独处理,具有十分重要的意义。本文以成都为例,对食品垃圾分类收集模式进行探讨。

1 食品垃圾分类收集的必要性分析

如表 1 和表 2 所述,食品垃圾具有其特有的性质,不适用传统的垃圾收运、处理系统,而需建立单独的收运处理系统。目前,由于我国垃圾基本上都还是混合收集,除部分被用作牲畜饲料外,食品垃圾大都与其他垃圾混合处理。但在混合收集下,不管采用哪种方式处理,不仅食品垃圾本身的处理具有许多局限性,而且也增加其它垃圾的处理难度,成为所有生活垃圾中最令人头痛的部分。对食品垃圾而言,唯一最安全有效的处理方式就是对其分类收集、分类处理。一些研究人员^[3-7]都曾强调应对食品垃圾进行单独分类收集。

表 1 食品垃圾的特点

特点及影响	含量	含水率	污染特性	成分
特点	食品垃圾含量大,一般占 50% 左右,是最主要的成分 ^[8]	油、水多,含水率高达 80%~90% ^[9] 。	易腐性强,污染发生速度快,尤其在夏天,投放前在室内就易腐烂发臭	含较多有机物、营养元素 N、P、K 等微量元素,而有毒有害物少
对后续处理的影响	产生密度大,易引起居民重视,分类收集对总量减量贡献大,易于保证处理设施的持续运行	浸湿、污损其他成分,降低其他成分的回收利用率,不利于危险物的管理,转移时易产生二次污染	存放时间短,必须及时处理。易发恶臭、滋生细菌、传播疾病,污损其它垃圾,不宜多次中转	资源化潜力大,其生物特性决定适合生化处理,可以家庭、小区、城市为单位实施处理,处理产品安全

2 成都市食品垃圾的概况

成都是中国餐饮重地,号称“美食之都”。据不完

全统计,有 3 万多家酒楼和餐馆^[12]。据统计,成都市去年 GDP 产值为 2 100 多亿元,其中餐饮业就创造了 150 多亿元^[13]。成都餐饮业的兴盛,导致了餐厨垃

表 2 混合收集下食品垃圾对城市生活垃圾处理效果的影响

处理方式	影 响
填埋	含量最大,使填埋场服务年限缩短;含水率高,渗滤液多,污染周围的地下水及土壤,使填埋场很难达标。有关部门对我国 298 个垃圾填埋场调查后得知有 191 个填埋场渗滤液无任何处理或防护措施直接外排,对 107 个垃圾填埋场的滤液进行监测,有 86 个超标,占 81.4% ^[8] 。故德国规定填埋的垃圾有机物含量在 2005 年后要小于 0.5% ^[10]
焚烧	由于餐厨垃圾的水分高达 80%~90%,发热量为 2 100~3 100 kJ/kg,混合收集后,降低整个垃圾的热值,和其它垃圾一起进行焚烧,不但不能满足垃圾焚烧发电的发热量要求(即 5 000 kJ/kg 以上),反而会致使焚烧炉燃烧不充分而产生二噁英。厨余垃圾含水率最高,且其组分含量也最大,是影响生活垃圾焚烧效果的主要因素 ^[11]
堆肥	虽然是一种资源化利用方式,但由于混合收集,大量有毒有害的成分如重金属及瓦砾、玻璃等杂质混入其中,堆肥产品质量安全难以保证
直接喂牲畜或加工饲料	直接喂牲畜是一种传统的消纳方式,现在仍有相当比例的食品垃圾以此途径得以处理。但泔水容易变质,未经任何处理,严重威胁着牲畜的健康进而影响人类的健康。混合收集后再分离出来的食品垃圾,由于混有毒成分及其他杂质,加工成饲料喂养牲畜后危害更大

圾的激增。相关调研表明,成都每天产生餐厨垃圾约 300~500 t。据成都环卫科所调查显示,全市仅餐饮业就有 6 676 家,每天产生泔水 164.2 t,占餐厨垃圾的 49%。其中,武侯区每天产生餐厨垃圾 77.5 t;每天产生泔水 43.1 t,泔水量最大^[14]。整体上看,成都市中心城区(6 城区)日产生垃圾 3 200 t,其中厨余、果皮等易腐有机物约占 50%(见表 3),是含量最多的成分^[15]。许多餐饮店的食物垃圾大多有人上门挂钩付款承包运往城郊“喂猪”。据统计,餐厨垃圾用于喂猪的占总量的 61%,其中主要来自餐饮企业^[14]。由于成都没有实行垃圾的分类收集,剩余的食品垃圾则和其

他垃圾一起被混合收集并最终被送到长安垃圾填埋场填埋处理。可见,对于食品垃圾,成都尚没有专门的管理和处理措施。但令人欣慰的是,成都现在已开始对集中专项处置餐厨垃圾进行可行性研究。市环卫科所经过对三环路内所有街办的餐饮业、主要单位食堂、食品加工业、农贸市场的餐厨垃圾收运、处理、物流情况调查,已形成相关无害化处理、资源化利用研究报告。一经相关部门认定,成都就将对对此立项,择地兴建餐厨垃圾处置场,对餐馆、食堂等产生的“泔水”进行专项处置^[14]。

表 3 成都市 2004 年生活垃圾成分

表 3 成都市 2004 年生活垃圾成分											%
动物	植物	灰土	瓦砾	纸类	纺织	金属	塑料	玻璃	木竹	混合	其它
1.85	48.46	12.19	3.16	12.74	1.63	0.33	12.47	2.45	0.79	3.52	0.35

3 成都食品垃圾的分类收集模式

3.1 食品垃圾产生源地的分类

不同类型产生源的食品垃圾有不同的特点,为便于收运,根据产生源的特点及不同产生地食品垃圾的不同特点,本文把整个食品垃圾分为家庭型、公共(非家庭)型 2 种类型,如表 4 所示。

表 4 食品垃圾产生地的类型及其特点

类型	产生源	产生量	处理现状	收运条件
家庭型	单个的居民家庭	小而分散,不利于收集	混合放置、成分复杂、无安全处理措施	许多地方车辆不能直达,需中转,无法直运
公共型	餐饮业、政府机关、企事业单位及学校等公共食堂、食品厂、菜市、食品批发市场	大而集中,利于收集	一般单独存放,但混有纸巾等杂质且未专门处理	临街临路,可直运,或专运车辆可上门逐一收集

3.2 分类收集模式制定的原则

3.2.1 源头粗分类

发达国家分类收集的经验表明,实现城市生活垃圾全面分类收集需城市居民的密切配合,同时需配置全面的城市垃圾分类收运处理系统的配套设施,这是一项逐步实现的长期系统工程。另外,一般家庭住房面积有限,户内要放置多个分类垃圾桶不太现实。因此,在刚开始阶段,不可能做到过细的分类;在成都,由于还没有正式的分类收集试点,居民的分类收集意识还没有得到培养和提高,因此食品垃圾宜实行选择性源头粗分类原则,即在原来混合收集基础上,重点选择对食品垃圾进行单独分类收集。

3.2.2 定时定点收集

食品垃圾具有很强的易腐性,短时间内极易腐烂产生污染,在产生源地停留时间不能过长,应实行定时定点收集,保证产生者能第一时间把食品垃圾从户内转移到户外以杜绝源头污染的产生;同时,食品垃圾从源头转移到投放点或收集站后,能第一时间被运送到处理地以避免收运过程中二次污染的产生。

3.2.3 分类收集模式结合现有的处理设施

成都尚为实行垃圾的分类收集,垃圾基本上都靠填埋处理。目前正在建焚烧发电厂,未来可做焚烧处理。另外有部分餐饮垃圾被用于喂猪。但由于食品垃圾直接用于喂养牲畜存在很大的安全隐患,因此不宜作为食品垃圾的处理途径。基于成都现有和拟建垃圾处理设施并结合其他城市的经验,成都食品垃圾的处理方式包括:集中堆肥或发酵后利用发酵产生的气体焚烧发电及封闭式居住小区和大型宾馆自备餐厨垃圾处理设施集中生化处理。

3.2.4 分类收集模式结合住房建筑结构特点

根据成都住房情况调查结果,成都市目前的居民住房主要可分为居民小区、高层建筑(单幢楼或多幢成片楼房但不构成同一小区)及平房、瓦房和棚户区等低层建筑。尽管各类型建筑区的食品垃圾产生特点差别不大,但垃圾收集和处理的基础设施及管理条件不同,从而对食品垃圾分类收集具有不同的影响,其收集模式理当有所不同。家庭型食品垃圾的分类收集模式主要根据建筑物的不同的特点而定。

3.3 家庭型食品垃圾的分类收集模式

3.3.1 居民小区家庭食品垃圾的定时收集

截至2002年12月底,成都住宅物管覆盖率达45%,实行物管的住宅小区(含组团)有924个^[6]。到2006年6月30日,成都市5城区(含高新区)物业管理区域的住房总面积为4689.01万m²,住房物业管理覆盖率为48.46%^[7]。实现了物管的住房多在封闭或半封闭小区,有专门的物业管理,小区内有专职的清洁人员,有垃圾投放点和收集站,其生活垃圾收集大多采用定时上门收集的方式。即居民把生活垃圾混合袋装好放在门外,由物管人员收集并转移到小区收集站或垃圾房等待装车运往处理场。在这些居住区,实行食品垃圾的分类收集较容易,居民只需在原有垃圾混合袋装的基础上实行食品垃圾和其余垃圾的分别袋装化即可。后续收运过程则由专门的清洁人员完成。对于集中收集后的食品垃圾的处理则有2种方式:①传统方法,即集中放置后被运往指定处理地点统一处理。②集中起来的食品垃圾以小区为单位就地生化处理,即有机垃圾生化处理。这种就地处理方式避免了食品垃圾二次转移所产生的污染、运输成本及填埋占地,其处理产物可回用于小区绿化,具有很大的应用前景。北京、上海、厦门等地都已开始推广食品垃圾的生化处理方法。居民小区家庭食品垃圾分类收集模式见图1。

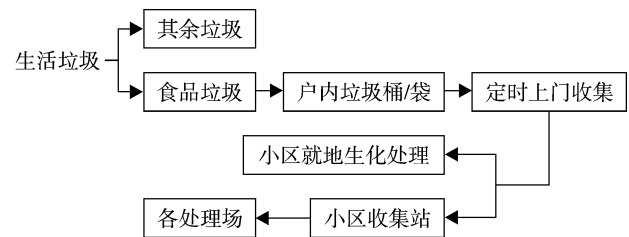


图1 居民小区家庭食品垃圾的分类收集模式

3.3.2 低矮建筑家庭食品垃圾的分类定时、定点收集

近年来在成都市委市政府的领导下,成都市进行了为期3a的大规模“旧城拆迁改造”工程,2002~2004年,成都市通过旧城改造拆除各类危旧房屋577.14万m²,消除了中心城区二环路以内成片区的低洼棚户区,使12.01万户居民约37万人(其中相当部分是住房困难户)的住房条件通过危旧房改造得到明显改善^[7]。但二环和三环之间还存在较多低矮建筑。目前成都三环路内城市生活垃圾基本

实现袋装化。低矮建筑区居民产生的垃圾一般也由居民在家内混合收集袋装,然后自行带到最近的垃圾投放桶或收集处。由于单个居民户之间较分散,不像高楼住户那样集中,故分类收集食品垃圾情况下,上门逐一收集效率不高,适宜原来的自行投放方式。因此,本类型居住区食品垃圾分类收集模式(图2)为:居民把食品垃圾和其余垃圾分别袋装后自行定时分类投放到就近的投放点或收集点。

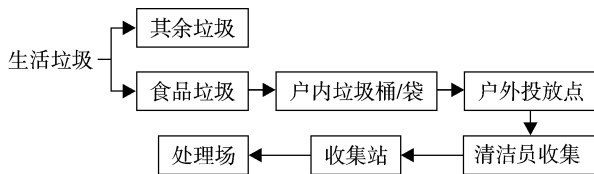


图2 低层建筑家庭食品垃圾分类收集模式

3.3.3 零散高层楼房家庭食品垃圾分类收集

据成都房屋建成年代调查:个人自有住房建成年代构成中,1990年以后建成住房总量比例超过80%,其中1990~1999年比例为45.49%,2000年以后比例为35.52%;1979年以前建成住房总量为290.08万 m^2 ,比例为3.87%,其中二环路以内尚存零星危旧房屋138.08万 m^2 ^[7]。可见,成都目前尚有一批老式尤其是1990年前的建筑,虽仍为高层楼房,但一般设计古老,不构成封闭小区,没有完善的物业管理。但有些社区管理较好,每栋楼安排有专门的清洁工。1个清洁工负责1栋楼或相连几栋楼的垃圾清扫。这种情况下可由清洁工上门收集。而有些单元楼则无专门的清洁工,只能由居民自行投放。需要注意的是设有垃圾槽的旧式楼房,日常生活垃圾可直接由垃圾槽送到底层再由清洁工人集中收集到收集站。但在食品垃圾分类收集下,若把袋装好的食品垃圾也直接从垃圾槽扔下,可能回导致收集袋损坏而使原本粗分的垃圾又混合在一起。况且,现在很多地方已禁用垃圾槽,因此,在这些居住区,食品垃圾应由居民分类袋装后自行带出投放到每栋楼楼前的投放点或由放在门外由清洁工定时上门收集,见图3。

3.4 公共型食品垃圾分类收集

公共型食品垃圾主要来自餐饮行业 and 单位公共食堂,由于这些地方食品垃圾产生量大,基本上都有单独存放的习惯。只是在后续处理上没有规范。主

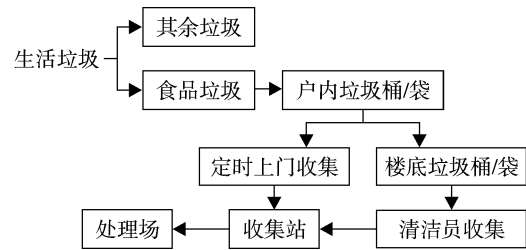


图3 多层单元楼家庭食品垃圾分类收集模式

要问题在于处理时间上不及时,流向不明,很大一部分由附近郊区农民自动上门挂钩付款承包收运用以直接喂猪等。因此对于这类产生源食品垃圾分类收集,已有分类存放的基础,重点在于后续分类运输和处理的规范。但因成都餐饮单位有3万多个,管理起来具有相当难度,所以对食品垃圾进行分类收集,可借鉴上海、厦门等城市的管理经验,凡是需要排放食品垃圾的单位都必须先申报,落实食品垃圾的处理方式后再批准。食品垃圾产生量大的大型餐饮单位,可以选择配置效益高的中型餐厨垃圾生化处理机,自行处理本单位产生的食品垃圾。没有自备处理设施的,则自己负责配置专门的车辆把食品垃圾及时运送到指定的处理场地。产生量小的单位,由于量小,单独运输难于保证其效率,可以委托由专门部门负责定时收集。公共食品垃圾分类收集模式见图4。

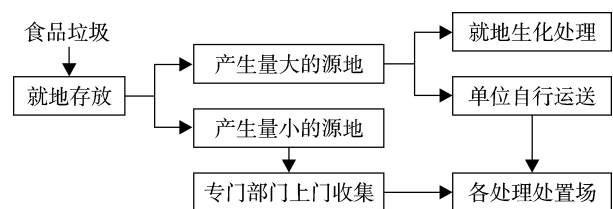


图4 公共食品垃圾分类收集模式

4 结论及讨论

食品垃圾是一类特殊的垃圾,需要分类收集和 处理。而食品垃圾的分类收集是一个复杂的系统工程,必须加强宣传教育,调动居民的积极性,如免费提供食品垃圾存放桶或专用可降解袋,把产生量与分类收集表现与垃圾收费挂钩等,建立和完善分类收集、运输、处理系统,加强监督管理。由于餐饮垃圾的特殊性,参照国外的管理模式,我国的城市对餐饮

垃圾清运和处理应实行市场机制,政府机构起好监督和规范市场的作用。国内,上海是最早实施全方位餐厨垃圾管理的城市,可借鉴上海的经验,对各餐饮企业餐厨垃圾的产生和处置方式实行申报备案制度,这是国际惯用的做法^[18-19]。

5 参考文献

- [1] 王宝贞,王琳. 城市废物渗滤液处理与处置[M]. 北京:化学工业出版社,2004:1-2.
- [2] 杨子江. 食品垃圾的综合利用研究[J]. 再生资源研究, 2005,3:36-39.
- [3] 张悦,刘建国. 西班牙城市生活垃圾处理 技术组合 综合处理[J]. 建设科技,2004,11:54-55.
- [4] 王海岩,李雪驼,都绛璞,等. 大连城市生活垃圾分类收集探讨[J]. 环境保护科学,2001,27(103):27-29.
- [5] 方磊. 我国城市生活垃圾现状与对策(下)[EB/OL]. [2007-07-26]. http://www.enviroinfo.org.cn/Urban_Development/Municipal_Waste/b011823.htm.
- [6] 刘京媛,徐海云. 我国城市生活垃圾分类收集与收费方式探讨[J]. 中国城市环境卫生,2003,6:13-20.
- [7] 唐家富,张志强. 建立上海生活垃圾分类收集系统的探讨[J]. 上海环境科学,2001,20(2):98-99,101.
- [8] 王静泉. 厨房食物垃圾处理器的研制[D]. 长春:吉林农业大学,2005:1.
- [9] 边炳鑫,张海波,赵由才. 固体废物预处理与分选技术[M]. 北京:化学工业出版社,2004:43-45.
- [10] 张越. 城市生活垃圾减量化管理经济学[M]. 北京:化学工业出版社,2004:198.
- [11] 王向会,李广魏,孟虹,等. 国内外餐厨垃圾处理状况概述[J]. 环境卫生工程,2005,13(2):41-43.
- [12] 崔戈. 在成都餐饮业崛起的背后[J]. 四川烹饪,2001,6:10-11.
- [13] 李德华. 成都中高档餐饮业的发展现状及对策[J]. 成都行政学院学报,2006,14(2):71-72.
- [14] 王盛. 杜绝“泔水猪”餐厨垃圾建厂消化[EB/OL]. [2007-07-26]. <http://www1.solidwaste.com.cn/news/preview.asp?id=1991>.
- [15] 勾红英. 成都市生活垃圾分类收集的研讨[D]. 成都:西南交通大学,2006:30-31.
- [16] 蔡任重. 解读 2002 年成都物业管理[J]. 署都房地产, 2003,(3):20-23.
- [17] 成都市房产管理局. 成都五城区住房状况及需求调查[EB/OL]. [2007-07-26]. <http://www.whfcj.gov.cn/include/showarticle.asp?id=12901>.
- [18] 唐家富. 上海市餐厨垃圾处理管理思路剖析[J]. 环境污染与防治,2006,28(6):476-478.
- [19] 郑曼英. 广州市餐厨垃圾管理对策研究[J]. 环境卫生工程,2004,12(3):178-179.

On the Sorting and Merging Collection of Food Garbage in Chengdu

Yang Rongjin Li Tiesong

Abstract The sorting and merging collection of food garbage in Chengdu has been discussed. According to the source and production, food garbage is divided into public garbage and household garbage. Furthermore, according to the difference of the building style, the household garbage is divided into three kinds, i.e., small residential districts, scattered high buildings, and low houses.

Key words food garbage sorting collection Chengdu

(上接第9页)

Treatment of Dye Waste Water with Modified Attapulgite Clay

Zhang Ruchun

Abstract The clay material is modified on its surface by grading absorption and heating treatment. The optimum conditions for the treatment of dye waste water with the modified clay are investigated, including pH, clay mass, and reaction time. The results show that the adsorption capacity of the modified attapulgite clay has been improved obviously, and over 99% of coloured material can be removed from the dye waste water by the modified clay in the adsorption ratio of 1 to 670.

Key words attapulgite clay surfactant modification dye waste water decolorization

鸭绿江丹东段江水中有机污染物分析

刘 琦¹ 梁惠枫²

(¹华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510641; ²辽宁省宽甸县环境保护局, 辽宁 宽甸 118200)

摘 要 采用美国惠普公司 MC/GS 联用仪,对鸭绿江丹东段江水中有机污染物种类、组成进行了分析鉴定,进而采用高压液相色谱法对多环芳烃类进行定量测定与评价,进行了该江段有毒有机物名录筛选研究,提出了优先监测有机污染物的名单。

关键词 鸭绿江 有毒有机污染物 毒性资料 分析

我国有机污染物的分析鉴定与发达国家相比还存在着差距:有机污染物的现代化监测仪器诸如 GC/MS 尚不普及,一整套系统的有机污染物的监测技术与方法体系尚未建立,已确立的有机污染物监测项目与方法太少^[1],有机物的标样严重匮乏,许多地区环境有机污染和污染源的现状尚未清楚,各环境介质中需要重点控制的有毒有害有机污染物的名录尚未完全筛选和确定,一些有毒有害有机污染物的环境化学行为与污染机理尚未阐明等。本研究探查了鸭绿江丹东段江水中未知有机污染物的种类、组成,并定量测定多环芳烃类含量,进而建立了该江段有毒有机污染物和优先监测污染物名录。

1 采样断面的设置

在鸭绿江丹东段中方一侧设对照断面、控制断面、削减断面。

对照断面:虎山头断面;控制断面:江桥下断面、化纤厂断面、浪头断面;削减断面:绸缎岛断面。

2 仪器与材料

2.1 定性检测实验方法仪器与设备

色质联机 HP-GC5890/MS5971;KD 浓缩器、索氏提取器。

2.2 主要试剂

吸附剂:GDX-502;溶剂:二氯甲烷,丙酮,乙醚;脱水剂:无水硫酸钠。

溶剂的纯度均为分析纯,经重蒸馏后使用;无水

硫酸钠在 450 °C 灼烧 4 h,转移至马弗炉中,冷却,至室温储存备用。

3 样品处理与分析

采样时间:2005 年 7 月 26~27 日;

采样体积:每个水样的体积为 1 L;

水样保存措施:冷藏;

水样保存时间:6~8.5 h;

水样的预处理(富集):采用大孔吸附树脂提取微量有机物,一次提取后进行 2 次提取。

色谱条件:色谱柱 $\varnothing 0.2 \times 50$ mm,壁厚 0.33 μm ;交联甲基硅酮熔融石英毛细管柱;汽化室温度 245 °C;初始柱温 34 °C,终止柱温 235 °C;接口温度 248 °C。

质谱条件:EI 源能量 70 eV;质量数范围 30~400;溶剂延迟 8 min。

定量检测方法:用高压液相色谱法测定多环芳烃污染物的含量。

标准物来源:丹东市环境保护科学研究所。

4 结果与讨论

4.1 鸭绿江丹东段江水中有机污染物特征

表 1 给出鸭绿江丹东段江水中鉴定出有机物分类(限于篇幅,每类有机物探查结果在此不一一列出)。

由表 1 可见,鸭绿江丹东段江水中共鉴定出有机污染物 90 种(不包括不同采样点的重复品种),控制断面鉴定出数量为 74 种(最多),其原因分析:

控制断面受纳其上游某造纸厂、某染印厂等工

表1 鸭绿江丹东段江水中鉴定出有机物分类

种

断面	芳烃类	烷烃类	烯烃类	多环芳烃类	酚类	酯类	醛类	其他	总计
对照断面	4	0	1	10	0	3	1	2	21
控制断面	21	9	10	20	2	6	2	4	74
削减断面	8	7	3	12	1	6	0	2	39
鸭绿江丹东段 (不包括重复品种)	25	14	10	23	3	8	2	5	90
所占百分比/%	27.8	15.6	11.1	25.6	3.3	8.9	2.2	5.5	100

业废水、某化纤厂排污口等污水的流入和该断面上游花园河口污水、某煤气公司入江排污口污水,此处还受停泊船只影响及潮汐回荡影响。

表2 给出鸭绿江丹东段江水中多环芳烃化合物探查结果。

由表2可见,鸭绿江丹东段江水中共鉴定出各

表2 鸭绿江丹东段江水中多环芳烃类化合物汇总

序号	多环芳烃 化合物名称	对照断面		控制断面		削减断面
		虎山头	江桥下	化纤厂	浪头	绸缎岛
1	1,2,3,4-四氢化萘	+	+			+
2	萘		+	+	+	
3	1-甲基萘	+	+			+
4	2-甲基萘	+	+			+
5	1-甲基四氢萘	+	+	+	+	+
6	乙氧基苯并1,2-二氢杂萘		+	+	+	+
7	二甲氧基萘		+	+	+	
8	1-(2-氢)-3,4-二氢化萘		+			
9	三甲基丙烯萘		+	+		
10	1-甲基-(2,3-二氢)萘			+	+	
11	1,2,3-三甲基-丙烯基萘			+	+	+
12	二乙基萘					+
13	荧蒽	+				+
14	苯并[a]蒽	+		+	+	+
15	苯并[k]荧蒽	+			+	+
16	苯并[a]芘	+		+		
17	联苯	+	+	+	+	+
18	3-甲基联苯		+	+	+	
19	乙基联苯		+			
	合计	9	12	11	10	11

注:控制断面之3个断面计21种(不包括不同采样点的重复品种)

种多环芳烃化合物19种(不包括各采样点的重复品种),其中对照断面江水中鉴定出9种多环芳烃,控制断面江水中鉴定出17种,削减断面江水中鉴定出11种。

4.2 鸭绿江丹东段江水中多环芳烃污染物定量分析与污染状况

鸭绿江丹东段江水中多环芳烃类的定量测定结果见表3。

表3 鸭绿江丹东段江水中多环芳烃类污染物定量分析结果

μg/L

采样断面	荧蒽	苯并[a]蒽	苯并[k]荧蒽	苯并[a]芘
虎山头	0.005 09	0.001 8	0.000 20	0.000 026
江桥下	0.026 1	0.005 8	0.002 0	0.000 88
化纤厂	0.020 7	0.006 7	0.001 1	—
浪头	0.022 3	0.006 9	0.001 5	0.000 58
绸缎岛	0.015 3	0.002 7	0.000 48	—

按 US-EPA(美国环保局)提出的水生生物环境水标准^[3]: 任何时候荧蒽不得超过 300 $\mu\text{g/L}$, 而苯并[a]芘浓度范围为 0.001–10 $\mu\text{g/L}$, 鸭绿江丹东段江水荧蒽与苯并[a]芘的浓度均未超标。

鸭绿江丹东段对照断面江水中荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘测定结果分别为 0.005 09、0.000 20、0.000 026 $\mu\text{g/L}$; 控制断面江水分别为 0.023 0、0.001 5、0.000 42 $\mu\text{g/L}$; 现将鸭绿江丹东段江水实测结果与欧州河流中多环芳烃浓度范围进行对比(见表 4)可

表 4 鸭绿江丹东段江水中多环芳烃与欧州河流浓度比较

采样断面	荧蒽	苯并[k]荧蒽	苯并[a]芘
对照面	0.005 09	0.000 20	0.000 026
控制断面	0.023 0	0.001 5	0.000 42
削减断面	0.015 3	0.000 48	未检出
欧州河流 ^[4-5]	0.038~0.76	0.042~0.173	0.000 6~0.35

知: 鸭绿江丹东段控制断面江水中苯并[k]荧蒽等污染物浓度均低于欧州河流浓度的最低值。

4.3 鸭绿江丹东段江水中有毒有机污染物名录筛选

对已鉴定出的有机污染物, 参照我国优先监测 68 种有机污染物名录、美国国家职业安全与卫生研究所之化学物质毒性效应登记注册(RTECS)毒理数据库资料、US-EPA 有毒物质控制法(TSCA)之水中优先监测有毒污染物、苏联、欧洲共同体、德国等水中收载的有毒化学品品种, 结合鸭绿江丹东段江水中有机污染物检出情况和安全性分析结果, 对毒性进行评分, 提出鸭绿江丹东段江水环境中优先监测有毒污染物名单(见表 5)。黑名单中收载的品种是在鸭绿江丹东段江水中已鉴定出(出现过)的对水环境可能造成不利影响的有毒化学品, 这个黑名单提请人们要特别注意在生产和生活活动中防止这些有毒化学品污染, 保护水环境。

表 5 鸭绿江丹东段江水中有机有毒化学品和优先监测有毒污染物名单

序号	污染物名称	对照断面	控制断面	削减断面	各项毒性	国内外标准收载	判定结果	
							有毒化学品	优先监测有毒污染物
1	1,2-二乙苯	+	+	+	2	√	√	√
2	辛烷基苯		+			√	√	
3	间二甲基苯		+		3	√	√	√
4	庚烷基苯		+	+		√	√	
5	七碳烷基苯	+	+			√	√	
6	甲苯		+		4	√	√	√
7	八碳烷基苯			+		√	√	
8	二苯基甲烷			+		√	√	
9	苯乙烯		+		5	√	√	√
10	萘		+		4	√	√	√
11	1-甲基萘	+	+	+	1	√	√	
12	荧蒽	+		+	3	√	√	√
13	苯并[a]蒽	+	+	+	3	√	√	√
14	苯并[k]荧蒽	+	+	+	2	√	√	√
15	苯并[a]芘	+	+		4	√	√	√
16	联苯		+	+	3	√	√	√
17	苯酚		+		5	√	√	√
18	2,5-二甲酚		+		2	√	√	√
19	邻苯二甲酸二丁酯	+	+	+	3	√	√	√
20	邻苯二甲酸二辛酯		+	+	3	√	√	√
21	邻苯二甲酸乙酯	+	+	+	2	√	√	√
22	邻苯二甲酸二苯酯		+			√	√	
23	邻苯二甲酸二异癸酯	+	+	+		√	√	
24	二苯基甲烷			+	1		√	
25	4-甲基苯基甲烷			+	1		√	
26	4-乙基苯基甲烷		+		1		√	
27	3-甲基联苯		+		1		√	
	合计	10	22	15		23	27	15

由表 5 可见,研究江段含有机有毒化学品计 27 项,其含量至多在轻污染水平,其中优先监测污染物计 15 项;国内外标准收载污染物 23 项。

4.4 结语

1) 定量分析结果表明,鸭绿江丹东段多环芳烃类蒽浓度最大值为 $0.0261 \mu\text{g/L}$; 苯并[a]蒽浓度最大值为 $0.0069 \mu\text{g/L}$; 苯并[k]蒽浓度最大值为 $0.0020 \mu\text{g/L}$; 苯并[a]芘浓度最大值为 $0.00088 \mu\text{g/L}$, 鸭绿江丹东段受到多环芳烃的很轻微的污染;

2) 进行了该江段有毒有机物名录筛选研究,结果表明该江段黑名单中有 27 种有毒有机物,其含量至多在很轻微的污染水平,其中优先监测污染物计

15 项;国内外标准收载污染物 23 项。

5 参考文献

- [1] 周亚康. 气相色谱法测定水中邻苯二甲酸酯[J]. 中国环境科学, 2001, 1(14): 115-118.
- [2] 刘绮, 潘伟斌. 环境监测教程[M]. 广州: 华南理工大学出版社, 2005.
- [3] 胡勇有. 水处理工程[M]. 广州: 华南理工大学出版社, 2006.
- [4] Wang Huadong, Xu Jialiu, Ning Datong, et al. Research on regional environment and development[M]. Beijing: China Environment Sciences Press, 1993.
- [5] Clarence J Velz. Applied stream sanitation [M]. 2nd ed. New York: Wiley-Interscience Publication, 1984.

Analysis of Organic Pollutants in the Dandong Water Body of Yalu River

Liu Qi Liang Huifeng

Abstract The organic pollutants in the Dandong water body of Yalu river are analyzed by using GC/MS and HPLC. The organic pollutants detected are classified according to their toxicity.

Key words Yalu river toxic organic pollutants analysis

信息产业部环保总局联合发布通信基站监测办法 公众有望获得准确辐射数据

在日前召开的 2007 年 3G 基站建设咨询会上,信息产业部科技司通信标准处处长戴晓慧针对 8 月 1 日起施行的《移动通信基站电磁辐射环境监测方法(试行)》进行了解读。她说,由信息产业部和国家环保总局联合制定的《方法》将有利于解决关于通信基站选址的纠纷,也有利于消除部分群众对基站建设所带来的辐射问题的担心和忧虑。

此前,信息产业部和国家环保总局对移动通信基站电磁辐射都有不同的测试方法,所以得出的数据是不统一的。为此,今年 4 月,双方检测机构成立了联合工作组,共同开展通信基站电磁辐射测试方法的研究制订工作。

据悉,《方法》的主要内容是对工作频率范围在 110 MHz~40 GHz 的移动通信基站进行电磁辐射环境监测,包括射频发射基站、直放站和固定重基站,但不适用于室内信号分布系统。

《方法》的特点是缩小了测试范围,规定可将监测点位有限布设在公众可以到达的距离天线最近处,也可根据不同目的选择监测点位。而且,缩短了测试时间,监测时间由连续 24 h 调整为满足限值标准的任意 6 min。同时,增强了可操作性,明确规定了测试仪器、测试部位、测试物理量以及测试环境的要求,并给出记录和报告的参考格式。

摘自《广州环保网》2007-09-07

广州即将启动车辆限行 车辆密集路段首先实行

新快报讯(记者:刘正旭、通讯员:穗环宣)昨日下午,广州市治理机动车排气噪声污染工作协调小组组长、广州市委常委、常务副市长主持召开了协调小组全体成员会议。据悉,广州将以环保标志为平台,即将在车辆密集路段启动车辆限行管理,并把排放指标纳入公用事业车辆的准入条件。

广州市委常委、常务副市长强调,必须解决机动车冒黑烟的问题,要在客、货运站场加大对汽车排气检测和监管力度,对公交、楼巴、机场快线等行驶频率较高的车辆进行重点整治。对冒黑烟等高排放的环卫车辆和市政工程施工等车辆进行专项治理,加大车辆淘汰更新力度,要加快公交车辆的 LPG 替换工作,将车辆

排放控制指标作为公用事业车辆准入的必要条件。

自去年年末,广州以提前实行国 III 标准为契机,推行了机动车环保标志制度,并拟以此为基础在部分路段,对高排放车辆实施限行。

广州市委常委、常务副市长表示,必须充分发挥好环保标志管理的作用,要利用环保标志这个管理平台,理顺机制,强化对在用车辆的环保达标管理工作,严管高排放车辆,并启动研究依据环保标志,在部分车辆密集路段,对高排放车辆实施限制通行的交通管制措施。在限行的同时,增加国 III 油在广州燃油市场的份额,通过提高车用燃油品质标准净化空气。

摘自《广州环保网》2007-09-07

不同磷浓度下菖蒲的生长状况及净化作用研究

吴小刚¹ 杨旻² 周连凤¹ 张维昊¹

(¹ 武汉大学资源与环境科学学院, 武汉 430079; ² 武汉大学园林中心, 武汉 430079)

摘要 研究了菖蒲在不同磷浓度下的生长情况和净化作用。结果表明, 菖蒲在 0.095~9.751 mg/L 的 TP 浓度范围内均生长良好, 在 TP 浓度为 0.926 mg/L 时生长最好、为 96.153 mg/L 时生长受抑制。在试验的 32 d 内, TP 浓度为 0.926 mg/L 对磷的去除率高达 97.73%。在最初 8 d 内, 菖蒲具有较强的吸收净化特性, 水体中 TP 浓度呈下降趋势, 磷去除率与水体 TP 浓度在 0.029~0.926 mg/L 的浓度范围内呈正相关, 在 0.926~96.153 mg/L 的浓度范围内呈负相关。菖蒲叶片含磷量与水体初始 TP 浓度正相关。

关键词 不同磷浓度 菖蒲 生长状况 净化作用

近年来水体富营养化问题日益严重, 水华频繁爆发。大量的研究发现, 水华现象与水体中磷含量有直接的关系, 我国富营养化湖泊大部分属于磷限制型^[1]。利用高等植物防治水体富营养化, 是当前环保领域的一个重要研究课题。植物对不同浓度磷的响应不同, 生长情况不同, 进而影响其抑藻的效果。水生高等植物能有效地净化富营养化湖水, 提高水体的自净能力^[2-4]。以往的研究主要侧重于常见水生植物对氮、磷等无机营养的吸收效果^[5-7], 较少考虑植物景观效果、利用价值及其对藻类的化感作用。在富营养化水体修复中, 选择对藻类的化感抑制作用强、经济价值高、净化效果好的植物, 具有重要意义。菖蒲(*Acorus calamus* L.) 是天南星科多年生挺水草本植物, 常见于浅水池塘、水沟及溪涧湿地处, 具有很好的观赏性和药用价值^[8]。张维昊等报道了菖蒲对铜绿微囊藻具有化感抑制作用^[9]。菖蒲在城市富营养化水体修复中具有很高的利用价值。因此研究不同磷浓度下菖蒲的生长状况及净化效果, 旨在为菖蒲的进一步开发利用提供理论依据。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

菖蒲, 2003 年 5 月采自武汉市郊区流水沟渠, 置于武汉大学苗圃内水沟中培养。实验前, 去枯叶洗净, 于自来水中预培养 10 d。

培养液配方见表 1。

表 1 培养液配方

项目	浓度 /mmol·L ⁻¹
Ca(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	0.25
KNO ₃	0.025
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.1
(NH ₄) ₂ SO ₄	0.112 5
K ₂ SO ₄	0.112 5

另外加入少量微量元素溶液及 EDTA-Fe 溶液。其中: H₃BO₃ 2.86 g、MnCl₂·4H₂O 1.82 g、ZnSO₄·7H₂O 0.22 g、CuSO₄·5H₂O 0.09 g、Na₂MoO₄·2H₂O 0.09 g, 稀释至 1 000 mL 配成微量元素溶液, 每 L 实验用培养液加入 0.5 mL 微量元素溶液。FeSO₄·7H₂O 0.496 g、EDTA-Na₂ 1.5 g, 稀释至 1 000 mL 配成 EDTA-Fe 溶液, 每 L 实验用培养液加入 20 mL EDTA-Fe 溶液。

1.2 实验设计

选取生长良好、长势一致的菖蒲, 将老叶片剪到 30 cm, 新叶不剪, 分别选 16 株移入盛 40 L 不同磷浓度培养液的塑料箱(45 cm × 60 cm × 40 cm)中, 实验共设置 A、B、C、D、E 组, 磷浓度分别为 0.029, 0.095, 0.926, 9.751 和 96.153 mg/L。实验从 2005 年 6 月 29 日开始, 8 月 1 日结束。每 8 d 测叶长、叶数以及各项水质指标, 实验开始及结束时, 测植株根长、根活力、鲜重、植株叶片磷含量。

1.3 实验方法

每组选择5株计算平均叶片长度、平均每株新增根数、新根平均长度,先求出单株平均值,然后再对所选择的5株进行统计分析。叶片数与鲜重增加量以各组总量计算。培养液TN、TP、NH₃-N测定方法采用《水和废水监测分析方法》^[10]中方法进行。菖蒲根活力采用TTC法^[11];菖蒲叶片经消化后,钼蓝比色法测总磷^[12]。

2 结果及分析

2.1 不同磷浓度下菖蒲生长状况

2.1.1 不同磷浓度下菖蒲叶片形态

由图1可知,实验过程中,各组平均叶片长度不断增加。实验结束时,A、B、C、D、E组叶片平均叶片长度依次增加10.2、11.3、13.4、11.5和3.2cm。E组平均叶片长度增加最少,C组平均叶片长度增加最多,E组平均叶片长度增加与其它处理组有显著差别,A组与C组平均叶片长度增加也较明显。A、B、C、D组在实验前期生长较快,后期生长较慢。E组则前期生长较慢,后期生长较快,老叶枯黄,新叶生长受抑制。原因可能是对于浓度较低的处理组前期营养丰富,后期由于植株吸收,营养盐浓度降低,生长速度减慢。而在磷浓度较高的处理组中,植株生长有一段适应期,开始生长受抑制,适应后缓慢生长。

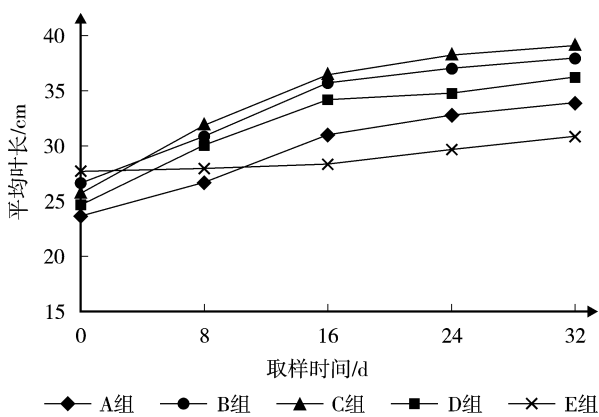


图1 不同磷浓度下菖蒲平均叶片长度变化

实验过程中,菖蒲新叶不断长出,同时老叶开始慢慢枯死。由图2可看出,A、B、C、D组叶片数在前2周慢慢增加,后期变化较小;E组叶片数前2周缓慢减少,后期急剧下降。实验结束A组减少1片叶,

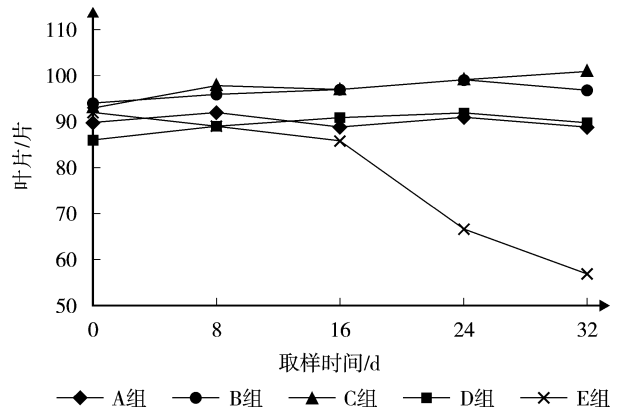


图2 不同磷浓度下菖蒲叶片数量变化

B组增加3片叶,C组增加8片叶,D组增加4片叶,E组减少35片叶。

植物的生长对磷的需求有一个最适范围,当环境中磷浓度超过一定阈值,植物的生长都会受到抑制。A、B、C、D组植株叶片生长较好,E组生长较差,E组浓度明显超出适宜生长的范围。

2.1.2 不同磷浓度下菖蒲根形态及根活性

由图3可知,实验结束时各处理组每株新根数差异性不大。A、B、C组平均根长随磷浓度增加而增加,营养水平较高的D、E组平均根长较A、B、C组小,E组最小,与其它组存在显著差异。实验结束时,观察到E组根系较其它处理组粗短;测定各处理新生根活力大小顺序为:B组>C组>A组>D组>E组,E组菖蒲根活力小于其它处理组。这可能系高P胁迫下,大量干物质及养分在根中积累,而优先根部生长所致。刘玉超研究磷营养对水培番茄生长发育产量及品质的影响,其实验结果磷浓度为5.75mmol/L时,根系已出现簇生现象,表现出磷抑制^[13]。本实验结果说明E组磷浓度过高不利于新根生长。

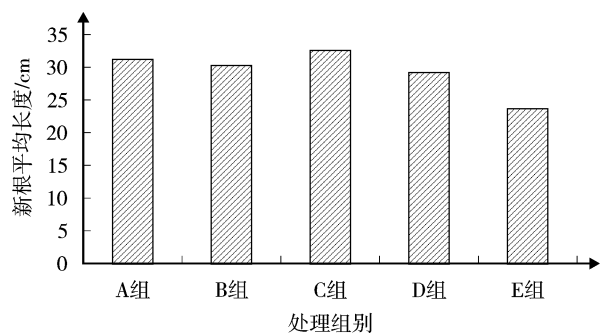


图3 不同磷浓度下菖蒲新根平均长度

2.1.3 不同磷浓度下菖蒲鲜重的变化

从图 4 中可以看出,C 组鲜重增量最大, 达到 102 g,E 组植株鲜重增量最小,仅 47 g。实验结果说明低浓度磷和高浓度磷不利于菖蒲的生长。也表明菖蒲是一个非常耐低磷植物,植株生长对缺磷的反应不敏感,相反高浓度磷对菖蒲生长有很强的抑制作用。

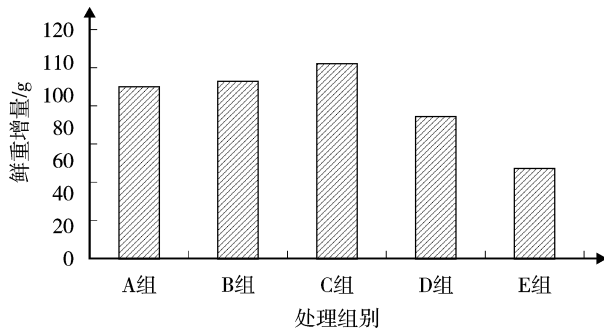


图 4 不同磷浓度下菖蒲鲜重增量

2.2 培养液氮、磷变化

不同磷浓度处理组总磷、总氮和氨氮的变化见表 2,在最初 8 d 内,菖蒲具有“快速”吸收的净化特性,而后降低浓度减慢,可能原因是,由于初期植物在生长过程中对氮、磷的快速吸收利用,大量去除水体中的氮、磷,使得此时水体中的总氮、总磷、氨氮浓度大幅度降低,后期则随着水体中氮、磷的减少以及

植物对氮、磷需求量的减少,使得植物对水体中氮、磷的吸收利用速度逐渐减慢。

2.2.1 培养液总磷变化

实验数据显示,E 组菖蒲对总磷的去除量达到 19.886 mg/L,而 A 组仅 0.015 mg/L,菖蒲对总磷的去除量随着初始磷浓度的增加而增加。而菖蒲对总磷的去除率并不出现相同的规律,磷浓度为 0.926 mg/L 的 C 组菖蒲对水体中磷去除率最高,达 97.73%。而 A 组水体中磷去除率为 51.72%,E 组仅 20.68%。实验各组中磷去除率与水体初始磷浓度呈钟罩型曲线关系。磷去除率与水体 TP 浓度在 0.029~0.926 mg/L 的范围内呈正相关,在 0.926~96.153 mg/L 的范围内呈负相关。过高或过低的初始磷浓度都不利于提高磷的去除率。

2.2.2 培养液总氮、氨氮变化

D、E 组水体中总氮去除率较 A、B、C 组低,E 组总氮去除率为 90.37%,为各处理中最低,B 组总氮去除率最高,达 97.22%。在最初 8 d 内,各处理水体总氮含量下降明显,其中 A、B 组比 C、D、E 组下降更快。E 组氨氮去除率低于 A、B、C、D 组,仅 89.39%。植物对某种养分的吸收和利用效率不仅与介质中该养分的浓度供应有关,还与其它养分含量的变化有关^[14]。可能高磷浓度影响了植物生长,从而影响了其对氮的吸收。

表 2 不同磷浓度培养液氮、磷浓度变化

mg/L

项目	处理组别	取样时间 /d					去除量	去除率 /%
		0	8	16	24	32		
TP	A 组	0.029	0.022	0.014	0.020	0.014	0.015	51.72
	B 组	0.095	0.024	0.033	0.014	0.012	0.083	87.37
	C 组	0.926	0.062	0.037	0.029	0.021	0.905	97.73
	D 组	9.751	5.717	5.081	4.801	3.735	6.016	61.70
	E 组	96.153	86.604	86.978	81.907	76.267	19.886	20.68
TN	A 组	10.673	0.723	0.484	0.691	0.346	10.327	96.76
	B 组	10.482	0.660	0.543	0.502	0.291	10.191	97.22
	C 组	9.046	1.040	0.733	0.834	0.567	8.479	93.73
	D 组	9.764	1.146	0.802	0.950	0.829	8.935	91.51
	E 组	10.187	1.167	1.333	0.902	0.981	9.206	90.37
NH ₃ -N	A 组	3.215	0.359	0.316	0.022	0.010	3.205	99.69
	B 组	3.065	0.183	0.447	0.022	0.012	3.053	99.61
	C 组	2.987	0.172	0.463	0.077	0.010	2.977	99.67
	D 组	3.014	0.167	0.229	0.136	0.012	3.002	99.60
	E 组	3.232	0.492	0.691	0.695	0.343	2.889	89.39

2.3 菖蒲对不同浓度磷的吸收富集作用

在实验开始和实验结束分别对各浓度组植株体内总磷的含量进行测定,不同浓度磷对菖蒲叶片中磷含量的影响见表3。磷浓度最高的E组,植株生长受抑制,但是植株茎叶中的磷含量还是较其他组高,实验后菖蒲叶片磷含量为5.174 mg/g,而实验后A组菖蒲叶片磷含量为1.508 mg/g。植株体内总磷的

吸收量都会随水体中营养盐的初始浓度增加而增加。实验前后,磷的富集系数随磷浓度的增加而下降。A、B、C、D、E组富集系数变化率及水体中磷去除率呈现钟罩型变化,C组实验前后磷的富集系数变化最大,由1 624.19增为74 952.38,同时水体中磷去除率最高,过高、过低初始磷浓度下富集系数变化率及水体中磷去除率都较低。可见适当的磷浓度有利于菖蒲吸收富集水体中磷。

表3 不同浓度磷对菖蒲叶片中磷含量的影响

项目	处理组别					
	A组	B组	C组	D组	E组	
水	实验前磷含量 /mg·L ⁻¹	0.029	0.095	0.926	9.751	96.153
	实验后磷含量 /mg·L ⁻¹	0.014	0.012	0.021	3.735	76.267
	磷含量减少量 /mg·L ⁻¹	0.015	0.083	0.905	6.016	19.886
	变化率 /%	51.72	87.37	97.73	61.70	20.68
植物	实验前磷含量 /mg·g ⁻¹	1.504	1.504	1.504	1.504	1.504
	实验后磷含量 /mg·g ⁻¹	1.508	1.505	1.574	3.591	5.174
	磷含量减少量 /mg·g ⁻¹	0.004	0.001	0.070	2.087	3.670
	变化率 /%	0.27	0.07	4.65	138.76	244.02
富集系数	实验前	51 862.07	15 831.58	1 624.19	154.24	15.64
	实验后	107 714.29	125 416.67	74 952.38	961.45	67.84

3 小结与讨论

菖蒲属多年生挺水植物,能自然越冬,具有较强的适应性,本试验显示了TP浓度为0.029~9.751 mg/L的模拟富营养化水体下菖蒲仍然能正常生长。菖蒲具有较强的磷去除效果,其最高去除率可达97.73%。菖蒲具有“快速”吸收的净化特性,在最初8 d内,水体中TP浓度呈直线下降。并且水体中磷浓度越高,植物叶片含磷量越高。通过收割植物叶片的方法可以去除水中的磷,同时菖蒲可以抑制藻类生长,因此可以预测菖蒲在富营养化水体修复中具有广阔的前景。

在试验期间,水体中氮、磷营养盐含量在低浓度下出现波动现象,水体中营养盐含量在实验后期较实验前期高。这可能是由于当污水中营养盐含量通过植物吸附与吸收得以降低,植物吸附的营养盐容易再次释放到水体。

菖蒲作为水生观赏植物在园林中应用较多,然而在富营养化水体修复中应用较少。为了有更广泛

的应用,菖蒲对污染物的耐性或其在污染状态下的生态适应性还需进一步的研究。

4 参考文献

- [1] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术[M]. 北京:化学工业出版社,2001:112-146.
- [2] Brouwer E, Bobbink R, Roelofs J G M. Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview[J]. Aquatic Botany, 2002, 73(4):405-431.
- [3] Jiang Zhu, Xinyuan Zhu. Treatment and utilization of wastewater in the Beijing Zoo by an aquatic macrophyte system[J]. Ecological Engineering, 1998, 11(1-4):101-110.
- [4] 童昌华, 杨肖娥, 濮培民. 富营养化水体的水生植物净化试验研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15(8):1447-1450.
- [5] 宋祥甫. 浮床水稻对富营养化水体中氮、磷的去除效果及规律研究[J]. 环境科学学报, 1998, 18(5):489-494.
- [6] 乔建荣, 任久长, 陈艳卿, 等. 常见沉水植物对草海水体总磷去除速率的研究[J]. 北京大学学报:自然科学版, 1996, 32(6):785-789.
- [7] van Donk E, Gulati R D, Iedema A, et al. Macrophyte-related

- shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake[J]. *Hydrobiologia*, 1993, 251: 19-26.
- [8] 赵家荣, 秦八一. 水生观赏植物[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003: 147-148.
- [9] 张维昊, 周连凤, 吴小刚, 等. 菖蒲对铜绿微囊藻的化感作用[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(3): 355-358.
- [10] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [11] 张志良. 植物生理学实验指导[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003: 39-41.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 268-270.
- [13] 刘玉超. 磷钾营养对水培番茄生长发育产量及品质的影响[D]. 济南: 山东农业大学, 2003.
- [14] Fredeen A L, Rao I M, Terry N. Influence of phosphorus nutrition on growth and carbon partitioning in *Glycine max*[J]. *Plant Physiol*, 1989, 89: 220-280.

Study on the Growth of *Acorus Calamus L* and its Purification Function under Different Phosphorous Concentrations

Wu Xiaogang Yang Ming Zhou Lianfeng Zhang Weihao

Abstract The growth of *Acorus calamus L* and its purification function under different levels of TP were investigated. The results showed that *Acorus calamus L* grow well at the TP levels of 0.095~9.75 mg/L (best at 0.926 mg/L), and is restrained at 96.1 mg/L. During the experimental period of 32 days, the highest removal percentage of TP was 97.7% at TP level of 0.926 mg/L. In the first 8 days, *Acorus calamus L* had the characteristics of quick reduction of TP. The removal percentage of TP is positively correlated to TP concentrations in the range of TP 0.029~0.926 mg/L, while the removal percentage of TP is negatively correlated to TP concentrations in the range of TP 0.926~96.153 mg/L. The content of phosphorus in leaves of *Acorus calamus L* is positively correlated to the primary TP concentration in the water.

Key words different levels of phosphorous *Acorus calamus L*. growth status purification function

(上接第 11 页)

量(污染物质量浓度与烟气流量的乘积)计算。只利用污染物浓度计算净化效率,是错误的。同理,治理系统污染物的排放速率(kg/h),应以实测的质量流量、即排放烟气流量(m³/h)与污染物排放浓度(mg/m³)的乘积计算。

3) 治理工程中经常使用各种关键的反应剂,由输送装置加入净化设备中。应在输送系统设置远程监控装置,实行全程监察。

6 参考文献

- [1] I Barin, O Knacke. Thermochemical properties of inorganic substances[M]. New York: [s.n.], 1977.
- [2] I Barin, O Knacke, O Kubaschewski. Thermochemical properties of inorganic substances[M]. New York: [s.n.], 1977.
- [3] 童志权, 陈焕钦. 工业废气污染控制与利用[M]. 北京: 化学工业出版社, 1989: 382-383.

Problems in the Monitoring of SO_x and NO_x in Stack Gas

Huang Qiande

Abstract According to the speciation distribution of SO_x and NO_x in stack gas, calculated upon thermodynamics and chemical equilibrium, the current techniques for the determination of SO_x and NO_x in stack gas are suggested to be modified. The statistic calculations of air pollutants for project monitoring and successive monitoring are discussed.

Key words sulphur oxides nitrogen oxides speciation monitoring

重金属胁迫下植物生态型、MT 和 PCs 的响应

代全林

(广州市环境保护工程设计院有限公司, 广州 510115)

摘要 植物对重金属的耐性有一定的生理和分子生物学依据, 文章总结了在重金属胁迫下, 植物的生态型、MT 和 PCs 的变化, 对进一步研究植物抗重金属机理提供参考。

关键词 重金属 植物生态型 MT PCs

重金属对植物是一种胁迫因素, 会影响植物生长、发育和繁殖。用不同浓度的 Cd 处理玉米种子, 结果表明, 在 0~0.5 mmol 的 Cd 范围内, 发芽率、幼苗生长量均随胁迫浓度的增大而降低^[1]。高浓度的 Cd、Pb 可以破坏叶绿体膜系统^[2]。低浓度 Hg 处理的种子在萌发初期幼苗生长状况虽然好于对照, 但后期生长缓慢, 与对照有明显的差异^[3]。低浓度的 Ni 胁迫造成叶子变色, 高浓度则产生叶子坏死。Ni 胁迫还减少了干物质生产, 尤其是在积累大量 Ni 的根系, 冠部碳水化合物积累至少是根系生长受阻的部分原因^[4]。连续 10 a 施用含高浓度的 Cd、Cr、Cu、Pb、Ni 和 Zn 的市政污泥于农田, 导致玉米减产, 自最后一次施用污泥后, 重金属的植物毒性仍一直继续^[5]。Cd 毒害下添加钙, 维管束鞘细胞基质片层及叶肉细胞基粒和基粒片层排列较好, 维管束鞘细胞嗜铁粒大大减少, 叶片二磷酸核酮糖羧化酶(RuBP)和磷酸烯醇式丙酮酸(PEP)羧化酶活性显著增加^[6]。

受重金属胁迫的植物在一定范围内会产生一系列的生理生化反应, 从而适应变化的环境, 形成了一定的耐性机制。玉米植株经 Cd 胁迫后, 很快就有植物络合素诱导产生, 根系尤其如此^[7]。膀胱麦瓶草(*Silene cucubulus*) 对耐 Cu、Cd、Zn 与不耐性种群的磷酸还原酶、苹果酸脱氢酶等活性明显不同, 具有耐性品种的硝酸还原酶、异柠檬酸脱氢酶被激活, 特别是硝酸还原酶变化更为显著, 而耐性差的品种这些酶类则完全被抑制, 从而认为耐性种的生态型有保护酶活性的机制, 使耐性种或植株当遭受重金属干扰时能维持正常的代谢过程^[8]。

然而迄今为止, 人们对植物忍耐重金属的毒害机理仍然不很清楚, 一些研究者对植物的耐性概念仍不一致, 本文在前人的研究基础上, 进一步总结了在重金属胁迫下植物生态型、金属硫蛋白(Metallothionein, MT)和植物螯合素(Phytochelatin, PCs)的响应。

1 重金属胁迫下植物生态型的变化

污染胁迫产生的植物抗性生态型的分化是有一定分子基础的。有些学者认为, 植物对重金属抗性的获得是由一种主要基因作用决定, 但还有其他的一些基因加以调控^[9]。但也有人提出, 植物抗重金属生态型的形成表现在数量遗传性状, 而这些数量遗传性状是由众多的基因控制的, 因此抗性生态型是由多个基因共同决定的。张太平等^[10]通过实验室检测及易地栽培的实验结果表明, 随着玉米对重金属污染胁迫适应的时间进程, 植物耐重金属生理型逐渐向重金属耐性生态型发展, 当这种耐性生态型形成时, 可看到发生了诸如株高、结实率以及种子重量等数量性状上的变化。形成耐性种基因变化的来源可以是植物本身所拥有的在正常条件下不表达的基因, 或者是正常条件下表达频率极低的基因, 也可以是由基因突变而来。

植物抗性生态型的形成一般是以产生生殖隔离而稳定下来的。重金属长期作用下形成的植物耐性种(生态型)一般会提早繁殖, 缩短全部的生长期, 也有开花时间推迟的^[11]。这种开花时间的提前或推迟从侧面反映了污染条件下植物繁殖生长时间的差异

性,即时间隔离。这种时间隔离是生殖隔离的一种形式,是种内分化的前兆^[12]。

在植物抗重金属的生态型中,有些植物因为对重金属的超量积累而特别引起人们的注意,这些植物命名为超富集种。如日本发现的小犬蕨(*Pteridium scop*)对 Cd 有很强的耐性,其叶片可积累 1 000 mg/kg 的 Cd; 十字花科的天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)能超量积累 Cd,其地上部分该重金属含量可达 1 800 mg/kg。

很多研究学者还注意到,当耐性生态型形成后,它们的竞争力在正常条件下往往较低,因此,抗性生态型的形成通常是以丧失某些遗传特性为代价的^[13]。

重金属穿过玉米细胞壁时有一部分会在此形成沉淀,这种沉淀作用是阻止过多 Cd 进入体内原生质以减轻其毒害的机制之一,当这些沉淀点达到饱和时,关键性的抗性机制则由存在于细胞质内的一些重金属结合体所负担^[14]。*Athyrium yokoscense* 的根所吸收的重金属中有 70%~80% 累计在根尖细胞壁上,其中大部分以离子形式存在或结合到纤维素、木质部等细胞壁的结构上^[15]。因而通过离子区域化,植物可减轻重金属离子的毒害作用。当然也有相反的结论,被子植物所吸收的 Cd 有 90% 以上进入细胞质内,与细胞壁结合的数量极少^[16]。

在重金属胁迫条件下,植物可反馈分泌一些物质。通过这些物质与重金属离子发生络合反应,降低植物周围环境中有效态的重金属离子含量,避免植物受害。植物根际 pH 值的改变可引起土壤中重金属活性的变化。pH 值越高,重金属的溶解度越低,其活性就越低,反之亦然。有研究表明,随着小麦根际的碱化,根际 Cd 的可提取态也减少,从而降低了 Cd 的毒害。也有报道,一些藻类可通过根系分泌物或粗糙的外壁吸收重金属,形成重金属的一种抗性机制。高等植物也可以通过根系分泌物与重金属离子络合,保持其在重金属污染的环境中较正常的生长^[17]。

在重金属作用下,玉米核仁的结构和数量也发生很大的变化。银染结果显示,较高浓度(5×10^{-3} ~ 5×10^{-4} mol/L) 的 Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 处理 24 h 后和 Ni^{2+} 处理 48 h 后,根尖分生组织细胞内出现多核仁现象,核仁数目从 5、6、7 个到 10 多个不等。但新增加的核仁体积较小,一般为主核的 1/3~1/4,细胞质中所有

的银染色颗粒均来自核仁结构的解体,因为它们表现出与核仁相同的银染反应^[18]。

2 MT 和 PCs 对重金属胁迫的响应

植物在逆境胁迫下会抑制一些蛋白质的合成,但同时也会产生一些新的蛋白,说明植物可能利用这些新合成的蛋白形成了对逆境的抗性机制^[19]。最早发现的这一类蛋白是在高温胁迫下产生的热激蛋白(Hsp)。这种蛋白在动物和植物中均有发现,开始认为它只与温度胁迫相关,以后不断地研究发现,Hsp 在重金属及辐射、盐害、水份胁迫、氧胁迫等多种逆境中均能形成,因此认为是一种与生物抗逆境性有关的蛋白^[20]。不过有关重金属逆境胁迫下产生的抗性蛋白,研究最多的是 MT 和 PCs。这 2 类螯合剂在细胞内起到调节必需微量元素的内部平衡和非必需元素的解毒等重要功能。

MT 是一种分子量较小、富含半胱氨酸的非酶蛋白质,其内含有 Cd、Cu、Zn、Hg、Au、Bi 等元素,氨基酸组合中约含 23%~33% 的半胱氨酸,半胱氨酸的分布具有严格的相似性。由于全部的半胱氨酸均与金属离子结合,因此天然的 MT 不含二硫键,也不含芳香族氨基酸及组氨酸残基。MT 中金属含量高,结合不同金属离子的 MT 具有其特征吸收峰,如 Zn-MT 为 220 nm, Cd-MT 为 250 nm, Cu-MT 为 270 nm, Hg-MT 为 300 nm。金属硫蛋白可与其结合的金属离子发生解离,脱去了金属离子的硫蛋白在 190 nm 处有一特征吸收峰。使各种金属硫蛋白脱去 50% 金属离子后的 pH 值: Cd-MT 为 2.5~3.5; Zn-MT 为 3.5~4.5; Cu-MT 为小于 1^[21]。对金属硫蛋白的结构研究表明,其分子中不含 α -螺旋和 β -折叠,而是存在一种十分坚固的构象,所以具有很强的抗热性和抵抗蛋白酶消化的能力。蛋白质 3 级结构有 α 、 β 2 个结构域,其中 α 结构域优先结合 Cd^{2+} 和 Hg^{2+} , β 结构域优先结合 Cu^{2+} ^[22]。

各类 MT 均有相似氨基酸顺序,并且金属离子与半胱氨酸的配位位置严格固定,提示该蛋白与金属离子有强大的螯合力,说明该蛋白与金属离子的代谢具有重要关系。研究表明,重金属存在时 MT 基因的转录会增强,所以 MT 含量增加,在生物体内作为金属螯合蛋白起作用,能防止重金属毒害。能大量合成 MT 的细胞对重金属有明显的抗性,而丧失 MT 合成能力的细胞对重金属敏感。

植物细胞在重金属胁迫下也能产生类似 MT 的蛋白即类 MT 及其衍生物,从而降低或消除重金属的毒害作用。在对不同生态群拟南芥的金属耐性调查中,发现幼苗的耐 Cu 性与 MT 基因的表达正相关,说明有些 MT 的表达对植物的重金属耐性具有重要作用^[23]。对植物中 MT 是否具有重金属的解毒功能仍存在一些争议。

到目前为止,凡是被测试的包括玉米在内的自养植物都可以诱导产生卵磷脂(PC)^{[24]1833-1836},PC 由谷氨酸(Glu)、半胱氨酸(Cys)、甘氨酸(Gly) 3 种氨基酸组成。PC 或 MT 通过 Cys 上的巯基与金属离子相结合,形成金属硫醇盐配位,为重金属敏感酶类提供了保护机制。PC 的生物合成受到一种由金属激活的,以谷胱甘肽(GSH)为底物的固有酶的催化,该酶为 α - 谷胱半光氨酸二肽转移酶。植物液泡是 PC 的暂时贮存处,它们可能裂开,没有络合金属离子的多肽随后降解。

玉米植株经 Cd 胁迫后,很快就有植物络合素诱导产生,根系尤其如此^[25]。Cd 胁迫后 9 h,根中 GSH 浓度剧烈减少,此后降低速度慢于对照。在 48 h 内根中 GSH 的消耗与星形胶质细胞(AST,Cd 诱导的酸溶性硫醇,含 PC)的合成相吻合,此后根中 AST 的浓度稳定增加。冠部 GSH 的浓度几乎没有增加。玉米幼苗于 3 mmol 的 CdSO₄ 溶液中 1~7 d 后,根中绝大多数 Cd 可由缓冲液提取,生成典型的金属诱导、富含半光氨酸、高分子量的 Cd 络合物^[26]。

PCs 的合成是与 GSH 紧密相关的。GSH 普遍存在于真核生物中,有许多生理功能,包括对氧化还原的调节、与某些代谢产物的结合以及对一些非生物因素的解毒功效。近几年的研究认为 GSH 可以作为植物螯合素合成酶(PCS)的反应底物用以合成螯合重金属离子的 PCs,同时 GSH 本身也可以作为重金属的解毒剂或者在由重金属引起的氧化胁迫中起到一定的抵御作用^{[24]1833-1839}。

PCs 的合成是一种酶促合成,它的活性受几种重金属调节,其中以 Cd 为最强的诱导剂。对不同来源的 PCS 的同源性比较发现,它们的同源性达到 40%~50%,此酶的 N- 末端是保守的,通过利用突变体的实验结果可以推断这一部分可能是此酶的活性中心。Howden 等^{[27]1067-1073} 发现,在尸胺 1-5(cad1-5) 突变体中,由于 PCS 合成提前终止,缺少 C- 末端(包括 C- 末端 10 个 Cys 中的 9 个),但 N- 末端是

完整的,这一突变体的体内 PCs 的含量在 Cd 处理时比其他突变体的都高,而且植株长势比其他突变体的也好,因此推测 C- 末端对该酶的活性并不一定是必需的。虽然 C- 末端保守性不高(<20%),但这一端含有较多的 Cys,估计也有一定的作用。尸胺 1(cad1)是与野生型有同样含量的 GSH、但不能合成 PCS 的突变体,与野生型相比,这一突变体对 Cd 极敏感,检测体内的 PCs 的含量发现比野生型的低了许多,而且这些突变体的 PCS 几乎没有活性^[28]。同时另一突变体尸胺 2(cad2)的发现,也证实了 PCs 对 Cd 的解毒作用:这一突变体不能合成 GSH,即缺乏合成 PCs 的底物,所以植物体内的 PCs 含量极低,对 Cd 敏感。但如果在培养基质内添加 GSH,则可使植株对 Cd 再产生耐性。

关于 PCs 对重金属(尤其是 Cd)的解毒机理,现在普遍认为,当重金属进入到细胞内后,与 PCs 结合成低分子量植物螯合素复合物(LMW),这一复合物在位于液泡膜上的 Hmt(六亚甲基四胺) 1 编码的膜转运蛋白的作用下,进入到液泡内^[29]。Cd²⁺ 还同时通过 H⁺/Cd²⁺ 逆转运蛋白进入到液泡内,在 S²⁻ 的参与及由 Hmt 2 编码的膜转运蛋白的作用下也被转到液泡内^[30]。

可见,植物螯合素对重金属的结合与解毒是一种较为普遍的方式,但是也有一些研究认为,PCs 不是所有对重金属有耐性的植物所具有的耐性机制,在超富集植物种对重金属的耐性机制的研究中,这种方式所起的作用似乎不大。最近有研究指出,拟南芥能产生过量的 PCs,对 Cd 的抗性反而下降,只有适当增加的 PCs 才会增加对 Cd 的抗性,并且估计是因为合成 PCs 需将硫酸盐还原而会消耗能量之故^{[27]1067-1073}。这种有关能量在抗重金属的机制中的重要性在其他研究中也有涉及,如在许多微生物中,存在一种依赖于能量消耗的重金属排出机制。因此,一方面重金属减少植物能量的产生,另一方面植物抵御重金属毒害又需要耗能,由此可能导致植物的重金属耐受机制失效。

一些超富集植物,如 *Alyssum* 属植物,对镍的耐性可能是组氨酸参与的结果^[31]。而对 Ni、Zn 和 Cu 的超富集估计可能是由于金属与柠檬酸和同源柠檬酸、苹果酸以及丙二酸结合的缘故^[32]。

随着生物技术的发展,许多研究者希望能从分子水平阐明植物对重金属离子的吸收、积累和忍耐

机理,MT 和 PCs 作用机理的分子水平的解释,目前在鉴定植物离子转运体基因方面取得了很大的进展,但对这些基因编码的转运蛋白的功能、作用和调节机理仍缺乏足够的了解^[33]。我们不仅要研究某个转运蛋白的基因及相应的功能,而且也要在整体水平上研究不同转运蛋白之间的相互关系及其调控途径。依靠分子生物学手段来了解植物对重金属胁迫的响应及其机理是解决上述问题的重要方法,在国内外均引起了许多研究者的关注,已经成为该领域的研究热点^[34]。

据估计,高等生物大约有 100 000 个不同的基因,在单个细胞或单个个体中仅有约 15% 的基因得到表达,产生约 15 000 种信使核糖核酸(mRNA),正是由于基因的选择性表达,使得生物的各种生命活动得以实现^[35]。而分子生物学的首要任务就是比较不同细胞或不同基因型在基因表达上的差异,这不仅是研究生命过程分子机制的基础,也是分离克隆目的基因的前提^[36-14]。对一个生物体来说,虽然所有细胞的基因组组成是相同的,但在不同的细胞同一细胞不同的分化阶段和同一细胞受到不同的外界刺激时,有关基因的表达及蛋白质功能都会有所不同^[37]。研究处于不同状态的细胞在基因表达上的差异,有助于了解基因的蛋白质的功能。重金属胁迫是外界对生物体刺激的因素之一,它可以诱导多种基因的表达(如 MT 和 PCs 等),这些基因可编码与重金属有关的蛋白质^[38]。目前筛选差异分子的研究可从 2 个水平进行:从基因水平筛选差异表达基因,从蛋白质水平筛选差异表达的蛋白质^[36-14]。

目前,在 mRNA 水平或互补脱氧核糖核酸(cDNA)水平筛选差异表达基因时,可以通过引入聚合酶链式反应(PCR)技术,将目的片段扩增,使其容易克隆、保存和进行序列分析。在生物体发育过程中只有约 10%~15% 的基因进行表达,而这些基因的表达又是按一定的时间和空间顺序有序进行的,利用基因的差异表达是研究和分离与发育有关基因的有效方法之一。人们建立了不少基于反转录聚合酶链式反应(RT-PCR)的基因克隆的实验方法,如较常用的有 mRNA 差异显示技术(DDRT-PCR)、代表性差示分析(RDA)、抑制性扣除杂交(SSH)等方法。但这些方法各自有一定的局限性:实验组低丰度的分子自身杂交的几率很低,所以被扩增和克隆的几率也很低,一般较难检出;酶切连接步骤太多,cDNA

会损失很多,所以可能漏掉关键的基因;得到的不是 cDNA 全长,而是其酶切片段。因此探索新的筛选差异表达基因的方法是急需解决的课题之一。

3 参考文献

- [1] 宋松泉, 简伟军, 傅家瑞. Ca^{2+} 对玉米种子活力的影响及 Ca^{2+} 的拮抗作用[J]. 应用与环境生物学报, 1997, 3(1): 1-5.
- [2] 杨顶田, 施国新, 尤文鹏, 等. Cr^{6+} 污染对莼菜冬芽茎尖细胞超微结构的影响[J]. 南京师大学报: 自然科学版, 2000, 23(3): 91-95.
- [3] 李清芳. EDTA 对玉米汞害的缓解机制初探[J]. 安徽农业科学, 1998, 26(1): 29-31.
- [4] Bartole M, Brennan E, Price C A. Partial characterization of a cadmium-binding protein from the roots of cadmium-treated tomato[J]. Plant Physiol, 1980, 66: 438-441.
- [5] Gisbert C, Ros R, Haro A D, et al. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation[J]. Biochemical and Biophysical Research Communications, 2003, 303: 440-445.
- [6] Hall J L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance[J]. Journal of Experimental Botany, 2002, 53: 1-11.
- [7] Kelley C, Miele R E, Dimaquibo D, et al. Adsorption of Eu (III) onto roots of water hyacinth[J]. Environmental Science & Technology, 1999, 33(9): 1439-1443.
- [8] Nedeckoska T V, Doran P M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining[J]. Minerals Engineering, 2000, 13(5): 549-561.
- [9] Macnair M R. The genetics of metal tolerance on vascular plants[J]. New Phytologist, 1993, 124: 541-559.
- [10] 张太平, 段昌群, 胡斌, 等. 玉米(*Zea mays* L.)在重金属污染条件下的生态分化与品种退化[J]. 应用生态学报, 1999, 10(6): 743-747.
- [11] Ohno T, Doolan K, Zibilske L M, et al. Phytotoxic effects of red clover amended soils on wild mustard seedling growth[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2000, 78: 187-192.
- [12] 段昌群, 王焕校. 重金属污染对蚕豆(*Vicia faba* L.)数量性状的影响研究[J]. 生态学报, 1997, 17(2): 133-144.
- [13] Xiong Z T. Pollution-resistance evolution in plants and its genecological costs[J]. Chin J Ecol, 1997, 16(1): 53-57.
- [14] 杨居荣, 黄翌. 植物对重金属的耐性机理[J]. 生态学杂志, 1994, 13(6): 20-26.
- [15] Nishizono H. The role of the root cell wall in the heavy metal tolerance of *Athyrium yokoscense*[J]. Plant and Soil, 1987, 101: 15-20.
- [16] Schmöger M E V, Oven M, Grill E. Detoxification of arsenic by phytochelatins in plants[J]. Plant Physiol, 2002, 122:

- 793-801.
- [17] Watring D A, Lehoczky E. Magneto-hydrodynamic damping of convection during vertical Bridgman-Stockbarger growth of Hg, Cd, Te[J]. *Journal of Crystal Growth*, 1996, 167(3-4): 478-487.
- [18] 张义贤. 重金属对大麦(*Hordeum vulgare*)毒性的研究[J]. *环境科学学报*, 1997, 17(2): 199-201.
- [19] 张玉秀, 柴团耀. 苜蓿花叶病毒侵染对菜豆胁迫响应基因表达的影响[J]. *园艺学报*, 1998, 25: 399-401.
- [20] 陈建南, 张性坦. 人和植物中的热激蛋白功能研究新进展[J]. *遗传*, 1997, 17(1): 45-48.
- [21] 姜来清, 沈振国. 金属硫蛋白和植物螯合肽在植物重金属耐性中的作用. *生物学杂志*, 2001, 18(3): 1-4.
- [22] Nielsen H, Engelbrecht J, Brunak S, et al. Identification of prokaryotic and eukaryotic signal peptides and prediction of their cleavage sites[J]. *Protein Engineering*, 1997, 10: 1-6.
- [23] 常团结, 朱祯. 植物凝集素及其在抗虫植物基因工程中的应用[J]. *遗传*, 2002, 24(4): 493-500.
- [24] Heiss S, Wachter A, Bogs J, et al. Phytochelatin synthase (PCS) protein is induced in *Brassica juncea* leaves after prolonged Cd exposure[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2003, 54(389): 1833-1839.
- [25] Keltjens W G, Beusichem M L-van. Phytochelatin synthase as biomarkers or heavy metal toxicity in maize: single metal effects of copper and cadmium[J]. *Plant-nutr*, 1998, 21(4): 635-648.
- [26] Rauser W E. Structure and function of metal chelators produced by plants, The case for organic acids, amino acids, phytin and metallothioneins[J]. *Cell Biochem. Biophys*, 1999, 31: 19-48.
- [27] Howden R, Andersen C R, Goldsbrough P B, et al. A cadmium-sensitive glutathione-deficient mutant of *Arabidopsis thaliana*[J]. *Plant Physiol*, 1995, 107: 1067-1073.
- [28] Howden R, Goldsbrough P B, Andersen C R, et al. Cadmium-sensitive, cad1 mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytochelatin deficient[J]. *Plant Physiol*, 1995, 107: 1059-1066.
- [29] Feng B-M, Ma M. Research advance of phytochelatin and phytochelatin synthesis on heavy metal tolerance[J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2003, 9(6): 657-661.
- [30] 蔡保松, 曹林奎. 镉对小麦生长发育的影响及其基因型间差异[J]. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2003, 31: 63-66.
- [31] Krämer U, Cotter-Howells J D, Charnock J M, et al. Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel[J]. *Nature*, 1996, 379: 635-638.
- [32] Lakshmi K, Clements L D. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part I: Preparation of synthetic hyperaccumulator biomass[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2003, 24: 69-79.
- [33] 罗春玲, 沈振国. 植物对重金属的吸收和分布[J]. *植物学通报*, 2003, 20(1): 59-66.
- [34] Tanaka M, Kasahara H, Bartunkova S, et al. Vertebrate homologs of tinman and bagpipe: roles of the homeobox genes in cardiovascular development[J]. *Dev Genet*, 1998, 22(3): 239.
- [35] 顾克余, 翟虎渠. 抑制性扣除杂交技术(SSH)及其在基因克隆上的研究进展[J]. *生物技术通报*, 1999, 15(2): 13-16.
- [36] 李捷, 印莉萍, 刘维仲. 示差扣除杂交法及其在分子生物学中的应用[J]. *生物技术通报*, 1999, 15(3): 9-14.
- [37] 李广存, 金黎平, 谢开云, 等. 抑制差减杂交(SSH)技术及其在植物基因分离上的应用[J]. *中国生物工程杂志*, 2004, 24(9): 26-32.
- [38] 林芑, 任宏伟, 茹炳根. 鱼体内金属硫蛋白与水环境关系的研究[J]. *北京大学学报: 自然科学版*, 2001, 37(6): 779-784.

Response of Plant to the Stress of Heavy Metals on Ecotype, MT and PCs

Dai Quanlin

Abstract The changes of plant in ecotype, MT, and PCs under the stress of heavy metals are discussed, in order to give reference for the study on tolerance mechanisms of plants.

Key words heavy metals plant ecotype MT PCs

佛山市南海区土地利用结构对非点源污染影响研究*

帅红

(湖南师范大学资源环境学院, 长沙 410081)

摘要 文章在野外布点采样的基础上分析了非点源污染评价指标,同时,利用 GIS(地理信息系统)技术研究南海区内不同土地利用结构与非点源污染之间的关系。结果表明:在以单一土地利用类型为主控制的流域中,耕地控制的小流域的地表水水质明显好于城镇控制的小流域;在不同的土地利用类型的组合结构中,各项污染物浓度往往介于林地、基水地或耕地、城镇用地为主控制的小流域之间;在其他条件相似时,随着小流域内林地和基水地的增加,非点源污染程度有所降低,而随着耕地或城镇、农村居民点用地比例的升高,非点源污染有所增加。此外,土地利用结构对非点源污染的影响不仅表现在数量结构上,同时表现在空间分布上。

关键词 土地利用结构 非点源污染 南海

非点源污染是继点源污染之后的又一重要环境污染方式,已成为目前水环境研究的热点。对于非点源污染的研究在发达国家,特别是美国研究历史较早且非常活跃,不仅在非点源污染特征、影响因素、平均污染负荷输出等方面作了深入研究,还在非点源污染物迁移与转化、利用 3S 技术与非点源污染模型结合应用于非点源污染的负荷定量计算、控制措施评价、管理和政策制定等方面的研究得到了加强^[1-3]。我国非点源污染研究是从 20 世纪 80 年代的北京城市径流污染开始的,主要是对农业非点源和城区径流污染的宏观特征;非点源污染的影响因素、区域差异、控制措施与对策以及污染负荷定量计算模型的研究^[4-6]。本研究区域佛山市南海区地处珠江三角洲,城市化进程在加速,大规模和高频度的土地利用与开发使其非点源污染有不断加剧的趋势。本文以南海区土地利用结构与非点源污染的关系为基础,探讨非点源污染的控制问题,为经济发达地区寻求合理的土地利用模式、控制非点源污染提供依据。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

佛山市南海区位于广东省中部,珠江三角洲腹地,处于北纬 22°48'~23°18',东经 112°51'~113°15'之间,东连广州市区,并于番禺隔江相望;西与三

水、高明 2 市交界;南邻顺德市,并与鹤山、新会隔西江相望;北与花都、三水相交;中部与佛山市区环形接壤,素称“鱼米之乡”,也是著名的侨乡。辖区面积 1 073.8 km²,区政府驻桂城,辖 2 个街道,6 个镇。2000 年末,全区总人口 205.9 万人,其中户籍人口 106.6 万,外来人口 99.3 万人,人口密度为 1 789.8 人/km²。

南海区土地利用以建设用地为主,耕地面积少。其中,建设用地占全区总面积的 49.51%,农用地面积占全区总面积的 40.29%,耕地面积仅占 9.63%。境内地势平坦,冲积平原占总面积的 82.8%,西北部间有低丘、台地,西南部多为桑基鱼塘,西岸镇与高明、鹤山交界处的山地,海拔 540 m,为区内最高峰。

1.2 野外采样布点

将整个研究区域划分为透水性地面、非透水性地面和河道水面 3 种大类型,在此基础上进行抽样调查。在透水性地面以人工降雨和土壤分析为主,对于非透水性地面以清扫堆积物为主。采样时间在 2001 年 5 月至 10 月。

透水性地面主要是通过人工降雨试验采点取样。人工降雨强度为 77.3 mm/h,历时 100 min,累计降雨量 128.83 mm,采样点共 10 个,每隔 10 min 取 1 次水样,总计 10 次。同时在试验区采取土样,分析典型产污类型土壤理化特性。

注: * 基金项目:湖南师范大学自然科学基金资助(0506639)
收稿日期: 2007-04-18, 修改稿收到日期: 2007-05-18

非透水性地面是根据遥感土地分类数据并结合其不同的土地利用类型在地图上确定具体的街道与公路,主要通过清扫堆积物采样点采样,共 15 个采样点。

1.3 样品分析指标

人工降雨试验分析不同产污类型下总氮(TN)、总磷(TP)、可溶性磷(SP)、硝酸盐氮(NO_3^- -N)、高锰酸盐指数、生化需氧量(BOD_5)、氨氮(NH_3 -N)、悬浮物(SS)不同时间的浓度,并且每 10 min 记录径流量。

将清扫的堆积物颗粒直径分为 3 级,分别为 360、560、2 000 μm ,用干筛选进行粒径分布研究。在分级的基础上进行以下项目的测定:pH 值,高锰酸盐指数, BOD_5 ,TN,TP, NH_3 -N, NO_3^- -N,可溶性 P,Cu,Pb,Zn,Cr 等,并与当地的土壤类型背景值比较。并进行 2、4、6、10 h 浸泡试验。

本文选取高锰酸盐指数, BOD_5 , NH_3 -N, NO_3^- -N 和 TP 作为非点源污染的评价指标来分析不同的土地利用结构对非点源污染的影响。

1.4 研究单元划分

研究单元主要是基于流域地貌和水系特征,特别是地面标高以及内河涌结构以及集水范围来划分的,这有利于探讨各单元内土地利用结构和非点源污染发生的机理。研究区域共划分了 23 个研究单元,见图 1。

1.5 遥感影像处理与 GIS 分析

在南海区遥感影像土地利用解译图的基础上,利用 GIS 的图形叠加和空间分析功能,生成土地利用图。各类土地面积量算统计则是以各污染控制单元界限所包围的土地面积为单位,首先量算各单元的总面积 P_0 ,然后在每个单元内量算出各种类型的土地面积,最后得出某单元各类土地的面积 P_1 。将

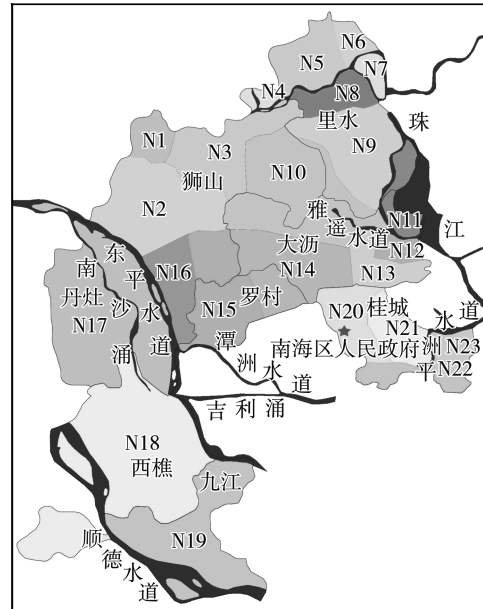


图 1 南海区基本研究单元

P_0 与 P_1 比较,当 $F_1 = (P_1 - P_0) \leq \pm 0.0028 P_0$ 时,对各类型土地面积进行比例平差,获得各单元不同类型的土地面积和相应的百分比。选取耕地、城镇/农村居民点用地、林地、基水地(利用低洼平原挖塘筑基,塘中养鱼,基上种桑、蔗或其他作物,称为“基塘”,也叫“基水地”)4 类土地利用类型,根据它们在各区域内所占的百分比,得出 5 种土地利用结构类型。从而为进一步分析土地利用结构与非点源污染的关系提供研究基础。

2 结果与讨论

2.1 南海区土地利用结构分类及污染源强计算

2.1.1 土地利用结构分类

通过 SPSS 统计软件中聚类分析功能,采用离差平方和法对南海区各研究单元进行土地利用结构分类,结果见表 1。

表 1 南海区土地利用结构分类

土地利用结构分类	名称	划分依据	污染控制单元
I	耕地为主	耕地 > 45%, 城镇用地 < 20%	N1, N3, N4, N6, N7, N8, N9, N10, N15, N18, N22
II	耕地 - 城镇用地	耕地 > 35%, 城镇用地 > 20%	N13, N14, N21, N23
III	耕地 - 基水地 - 林地	耕地 > 35%, 基水地 > 15%, 林地 > 10%	N2, N5
IV	城镇用地为主	城镇用地 > 60%	N12, N20
V	耕地 - 林地	耕地 > 45%, 林地 > 30%	N16, N19, N17
VI	耕地 - 农村居民点用地	耕地 > 30%, 农村居民点 > 18%	N11

2.1.2 各研究单元污染源强计算

按 1.3 检测方法, 将采样结果求取其算术平均值, 以此代表各污染控制单元的平均状况, 然后按式 (1) 计算出各污染控制单元单位面积污染源强。表 2 即研究单元土地利用状况及其单位面积污染源强。

$$P_j = \sum_{i=1}^n A_i K_{ij} \quad (1)$$

式中: P_j —— j 种污染物地表径流产污量(kg);
 A_i —— i 类土地利用类型面积(km²);
 K_{ij} —— j 污染物在 i 类产污类型下的单位面积产污量(kg/km²);
 i ——土地类型;
 j ——污染物种类。

表 2 南海区各研究单元土地利用结构及其污染源强

土地利用结构分类	研究单元	土地利用结构 /%						年单位面积源强 /t·(km ² ·a) ⁻¹				
		耕地	基本水地	城镇用地	农村居民点	林地	其他用地	BOD ₅	高锰酸盐指数	NH ₃ -N	NO ₃ ⁻ -N	TP
I	N1	66.32	31.01	0	0.81	0	1.86	6.60	16.44	1.47	0.11	0.35
	N3	49.64	24.26	0	13.43	1.07	11.60	4.67	21.02	1.40	0.20	0.78
	N4	59.40	15.04	0	0	1.65	23.91	5.14	11.56	1.26	0.06	0.18
	N6	58.22	12.48	0	13.66	12.27	3.37	6.58	22.24	1.35	0.13	0.77
	N7	62.19	15.12	0	16.20	0	6.49	7.16	24.75	1.43	0.15	0.89
	N8	56.47	15.77	0.57	15.80	0	11.39	4.40	21.55	1.36	0.20	0.85
	N9	55.66	10.44	16.50	6.42	0	10.98	4.51	20.08	1.37	0.22	0.49
	N10	52.48	4.84	13.76	6.93	2.59	19.40	5.13	20.54	1.32	0.23	0.51
	N15	47.38	9.29	8.62	6.52	4.68	23.41	4.59	17.70	1.23	0.17	0.45
	II	N13	41.66	0.19	40.35	3.42	0	14.38	4.65	22.13	1.17	0.26
N14		41.06	6.25	23.98	7.21	6.80	14.70	4.88	21.96	1.26	0.25	0.49
N21		37.79	1.46	39.97	12.40	0	8.38	7.96	35.61	1.47	0.35	0.86
N23		52.40	1.04	27.69	0	6.87	22.04	6.19	19.41	1.17	0.15	0.22
III	N2	46.90	16.45	0	4.88	10.35	21.42	5.71	16.23	1.29	0.14	0.42
	N5	26.44	24.71	0	8.66	23.30	16.89	4.00	16.27	1.18	0.15	0.52
IV	N12	19.08	0	62.22	0	0	18.70	6.25	30.20	1.27	0.45	0.33
	N20	18.47	1.17	65.53	0.90	0	13.03	8.27	38.98	1.50	0.49	0.57
V	N16	44.75	5.91	0	2.78	32.69	13.87	3.67	10.96	1.00	0.08	0.24
	N17	44.87	5.90	0	3.03	34.63	11.57	3.65	10.94	1.00	0.08	0.25
	N19	43.21	6.12	0	2.88	32.19	15.60	3.66	11.05	0.98	0.08	0.25
VI	N11	33.44	1.95	10.55	19.66	5.89	28.51	4.71	24.97	1.17	0.23	0.50

注: 数据来源于广州佛山跨市水污染综合整治方案(2002)

2.2 不同的土地利用结构对非点源污染的影响

采用 EXCEL 中统计分析功能分析南海区土地利用结构与非点源污染之间的关系, 得出图 2~图 4。

2.2.1 单一土地利用类型占主导地位的土地利用单元对非点源污染的影响

从表 1 可以看出, 南海区单一土地利用类型占主导地位的土地利用单元有以耕地为主 (I) 和以城镇用地为主 (IV) 的单元。

从图 2~图 4 中可以分析出, 以城镇用地为主

的土地利用单元对水体污染贡献最大, 以 BOD₅、高锰酸盐指数、NH₃-N 和 NO₃⁻-N 尤为突出。据史培军等^[7]对城镇覆盖比例变化对地表径流影响的模拟结果, 随着城镇用地覆盖比例增加, 使得洪水频率加剧。这不仅把残留在农田表面的污染物汇集到河流, 而且还把平时降落在各种建筑物面上的污染物汇聚起来, 使洪水中污染物浓度加大; 与此同时, 由于增加的城镇用地大多由农田或灌草地转变而来, 大大降低了自然生态系统对污染物的降解能力, 从而使

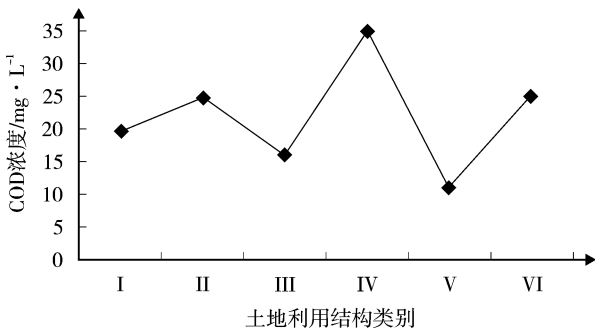
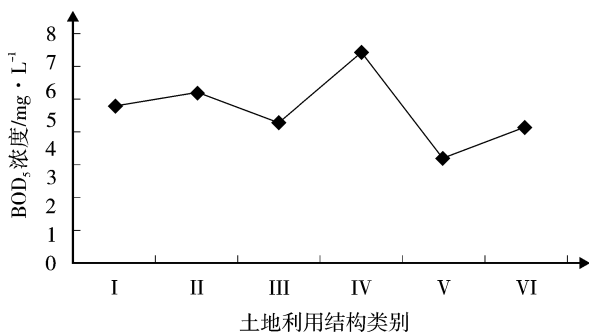
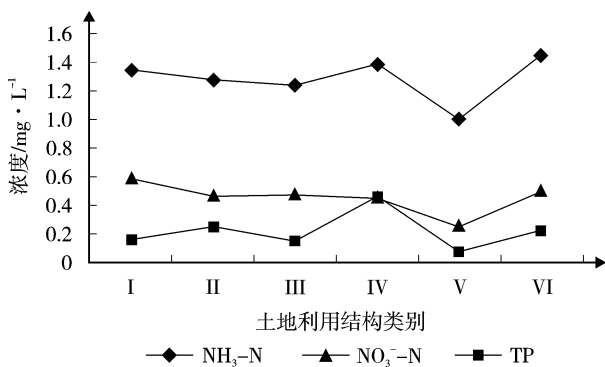


图2 土地利用结构与 COD 的关系

图3 土地利用结构与 BOD₅ 的关系图4 土地利用结构与 TP、NH₃-N、NO₃⁻-N 的关系

区域环境容量下降,造成了较为严重的非点源污染。

以耕地为主的土地利用结构引起的非点源污染也较严重,尤其以 N、P 类污染更为严重。这与南海区传统的施肥方式以及耕地的土地类型密切相关。研究表明^[8],当施用化肥后,若立即遇到降雨,而且降雨集中的话,造成的非点源污染将会十分严重。同时,径流中 TP 浓度随着耕地比重的增加而有所上升。

即使在同一类土地利用结构的不同单元,随着耕地、城镇用地比例的增加,各污染物的浓度值也将增加。如果林地或基水地在该土地利用单元中占有

一定的比例,那河道水质较无或少林地或基水地的水质好(如 N1),这表明林地和基水地有利于非点源污染浓度的削减。

2.2.2 混合型的土地利用单元对非点源污染的影响

由图 2~图 4 同样可以看出,耕地-林地是南海土地利用单元中产污最低的。这说明,林地具有一定程度的降低非点源污染负荷的作用。

而耕地-城镇用地与耕地-农村居民点用地所产生的非点源污染负荷较高,比较而言前者高于后者。一方面,随着耕地比例的增大,年单位面积源强有增大的趋势;另一方面,农村居民点用地一般是透水性的地面,对降雨后地面径流挟带的污染物质具有阻滞作用,因此这种透水地面相对于城镇中的非透水性地面具有降低非点源污染的作用。

耕地-基水地-林地对非点源污染的贡献较小,除了林地对非点源污染物的截留、渗透外,主要是由基水地的独特结构决定的。基水地里常年积水,属于人工湿地,具有很强的蓄水性和透水性。水流速度缓慢,有利于沉积物的沉降,具有强大的污水净化能力,对污水中营养物氮、磷等有较好的去除能力。

2.2.3 非点源污染物流失的空间差异

因受自然和人为等多因素的影响和不同因子对不同污染物的贡献率大小不同,造成了非点源污染物流失的空间差异^[9]。从表 2 同样可看出,氮流失集中于佛山涌和平洲涌周边区;南海平洲镇和三山港、里水镇和黄岐镇是磷的重点发生区。

3 结论

1) 区域土地利用与非点源污染之间的关系如下:在以单一土地利用类型占主导地位的土地利用单元中,由耕地控制的区域地表水水质明显好于以城镇用地为主的区域;在混合土地利用结构中,各类污染物浓度介于由林地或耕地控制的区域之间;在其他条件相似时,随着研究单元内林地和基水地的增加,非点源污染程度有所减缓,而随着耕地或城镇、农村居民点比例的升高,非点源污染程度有逐渐增大的趋势。

2) 对于以耕地为主的土地利用单元,建议在农村和水体之间布局草地或林地,以吸收或截留农田径流中的污染物,降低进入水体的 N、P 等含量;同时在农业生产中尽量实施配方施肥或平衡施肥,增施有机肥、适当减施化肥是控制农田径流污染最直

(下转第 43 页)

灰色关联分析法在淮河流域水环境质量综合评价中的应用

周 宾

(兰州理工大学石油化工学院, 兰州 730050)

摘 要 文章通过对 2006 年第 15 周淮河流域的各主要断面水质监测数据进行分析, 较为详细地介绍了将灰色关联分析法应用于淮河流域水环境质量综合评价中的过程, 从而展示了灰色关联分析在环境评价和管理中的积极作用和重要意义。

关键词 灰色关联分析 淮河流域 环境质量综合评价

灰色系统理论是环境评价系统理论的重要组成部分, 它是由中国学者邓聚龙先生于 1982 年创立并迅速得到推广, 其主要内容包括以灰数集为基础的理论体系、以灰色关联为依托的分析体系、以灰色序列生成为基础的方法体系, 以灰色预测决策模型 (GM) 的模型体系和以系统分析、评估、建模、预测、决策、控制、优化为主体的技术体系。灰色系统理论是相对于“白色”、“黑色”系统而言, 它主张从系统的内部来研究系统, 允许系统中存在灰色参数, 并充分利用系统中存在的“白色”信息, 来求解控制问题。其系统方法主要有: 灰色关联分析、灰色聚类、灰色预测、灰色决策等^[1]。本文借助淮河各主要断面的水环境质量的监测数据(2006 年第 15 周), 详细阐释了应用灰关联系统的评价过程及意义。

1 灰色关联分析法的步骤

1.1 确定参考数列和比较数列

设 $X_0 = \{x_0(k) | k=1, 2, 3, \dots, n\}$ 为参考数列 (母数列); $X_i = \{x_i(k) | k=1, 2, 3, \dots, n\}$, ($i=1, 2, \dots, m$) 为比较数列 (子数列)。分析数据, 若差异较大应首先进行归一化处理。其方法: 设某一组合后的数列中的最大值取 1, 余者均除以该最大值。

1.2 求关联系数数列

比较数列的所有指标对应于参考数列的所有指标的关联系数为:

$$\xi_i(k) = \frac{\min_i \min_k \Delta_i(k) + \zeta \max_i \max_k \Delta_i(k)}{\Delta_i(k) + \zeta \max_i \max_k \Delta_i(k)} \quad (1)$$

式中: $\Delta_i(k) = |x_0(k) - x_i(k)|$ 为第 k 个指标 X_0 与 X_i 的绝对差; ζ 为分辨系数, 取 0~1 之间, 一般取 0.5。

根据式 (1) 可求出 $x_i(k)$ 与 $x_0(k)$ 的关联系数, 即 $\xi_i(k) = \{\xi_i(k) | k=1, 2, 3, \dots, n\}$ 。

1.3 计算各断面关联系数 $\xi_i(k)$ 及与比较数列所对应的参考数列各关联度 γ_i

一般用算术平均值, 即:

$$\gamma_i = \sum_{k=1}^n \xi_i(k) / n \quad (2)$$

1.4 依据关联度大小进行排序

关联度越大, 说明参考数列与比较数列的关系越密切, 根据关联度最大原则, 对结果做出综合评价^[2-3]。

2 应用实例

2.1 监测结果及质量标准的处理

根据中国环境监测网 2006 年第 15 周的流域水质自动监控周报, 选取淮河流域的水质数据 (见表 1^[4]) 中 DO、高锰酸盐指数、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 3 个指标, 其中为了评价需要, 这里对 DO 取倒数, 记为 DO^* 。

结合表 1 和表 2 中的标准值可看出 12 个断面水质差异较大, 如 1#、3#、11# 断面的 DO 都满足 II 类水质标准, 但 3# 断面的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 满足 III 类标准, 11# 断面的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 满足 II 类标准, 而 1# 断面的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 超过 V 类标准。因此, 很难从总体上把握某一断面水质属于哪一类, 因此需要对其进行综合评价。

表1 2006年第15周淮河流域断面水质监测数据 mg/L

断面编号	监测断面名称	DO	DO*	高锰酸盐指数	NH ₃ -N
1	安徽阜南王家坝	6.70	0.15	5.3	2.06
2	安徽淮南石头埠	5.31	0.19	4.7	0.78
3	安徽蚌埠蚌埠闸	5.88	0.17	3.2	0.88
4	江苏盱眙淮河大桥	3.35	0.30	4.7	0.61
5	河南驻马店班台	3.10	0.32	7.1	0.70
6	河南周口沈丘闸	2.50	0.40	6.6	5.94
7	安徽界首七渡口	3.64	0.27	6.8	4.22
8	河南周口鹿邑付桥闸	10.30	0.10	9.2	13.60
9	安徽淮北小王桥	9.51	0.11	4.9	0.09
10	山东临沂清泉寺	7.44	0.13	9.2	0.17
11	山东枣庄台儿庄大桥	6.35	0.16	4.0	0.27
12	江苏邳州邳苍艾山西大桥	4.80	0.21	9.5	1.47

表2 地表水环境质量标准(GB 3838-2002)并做归一化处理

水质分类	DO*		高锰酸盐指数		NH ₃ -N (除断面1#,6#,7#,8#外)	
	标准	归一化后	标准	归一化后	标准	归一化后
I类	0.13	0.00~0.26	2	0.000~0.133	0.15	0.000~0.075
II类	0.17	0.26~0.34	4	0.133~0.267	0.50	0.075~0.250
III类	0.20	0.34~0.40	6	0.267~0.400	1.00	0.250~0.500
IV类	0.33	0.40~0.66	10	0.400~0.667	1.50	0.500~0.750
V类	0.50	0.66~1.00	15	0.667~1.000	2.00	0.750~1.000

2.2 确定比较数列和参考数列

将每个断面的监测数据组成1个参考数列;评价标准中的5个水质类别组成1个比较数列,然后将参考数列逐个与比较数列组合,进行灰色关联分析。首先将12个断面水质监测数据分别与地表水环境质量组合,进行归一化处理。由此可得到表2中的归一化后的结果和表3、表4。

表3 针对1#,6#,7#,8#断面对环境质量标准中NH₃-N归一化处理

水质分类	1#断面	6#断面	7#断面	8#断面
I类	0.00~0.07	0.00~0.03	0.00~0.04	0.00~0.01
II类	0.07~0.24	0.03~0.08	0.04~0.12	0.01~0.04
III类	0.24~0.49	0.08~0.17	0.12~0.24	0.04~0.07
IV类	0.49~0.73	0.17~0.25	0.24~0.36	0.07~0.11
V类	0.73~0.97	0.25~0.34	0.36~0.47	0.11~0.15

表4 各断面监测值归一化后的结果

断面编号	DO*	高锰酸盐指数	NH ₃ -H
1	0.30	0.35	1.00
2	0.38	0.31	0.39
3	0.34	0.21	0.44
4	0.60	0.31	0.31
5	0.64	0.47	0.35
6	0.80	0.44	1.00
7	0.54	0.45	1.00
8	0.20	0.61	1.00
9	0.22	0.33	0.05
10	0.26	0.61	0.09
11	0.32	0.27	0.14
12	0.42	0.63	0.74

2.3 求取绝对差 $\Delta_i(k)$

由1.2中 $\Delta_i(k)$ 的计算方法,可依次求出各断面的绝对差 $\Delta_i(k)$ (见表5)。

表5 各断面监测数列与比较数列的绝对差计算值

断面编号	指标	Δ_1	Δ_2	Δ_3	Δ_4	Δ_5
1	DO	0.04	0.04	0.10	0.36	0.70
	高锰酸盐指数	0.217	0.083	0.05	0.317	0.65
	NH ₃ -N	0.93	0.76	0.51	0.27	0.03
2	DO	0.12	0.04	0.02	0.28	0.62
	高锰酸盐指数	0.177	0.043	0.09	0.357	0.69
	NH ₃ -N	0.315	0.14	0.11	0.36	0.61
3	DO	0.08	0.00	0.06	0.32	0.66
	高锰酸盐指数	0.077	0.057	0.19	0.457	0.79
	NH ₃ -N	0.365	0.19	0.06	0.31	0.56
4	DO	0.34	0.26	0.20	0.06	0.40
	高锰酸盐指数	0.177	0.043	0.09	0.357	0.69
	NH ₃ -N	0.235	0.06	0.19	0.44	0.69
5	DO	0.38	0.30	0.24	0.02	0.36
	高锰酸盐指数	0.337	0.203	0.07	0.197	0.53
	NH ₃ -N	0.275	0.10	0.15	0.40	0.65
6	DO	0.54	0.46	0.40	0.14	0.20
	高锰酸盐指数	0.307	0.173	0.04	0.227	0.56
	NH ₃ -N	0.97	0.92	0.83	0.75	0.66
7	DO	0.28	0.20	0.14	0.12	0.46
	高锰酸盐指数	0.317	0.183	0.05	0.217	0.55
	NH ₃ -N	0.96	0.88	0.76	0.64	0.53
8	DO	0.06	0.14	0.20	0.46	0.80
	高锰酸盐指数	0.477	0.343	0.21	0.057	0.39
	NH ₃ -N	0.99	0.96	0.93	0.89	0.85
9	DO	0.04	0.12	0.18	0.44	0.78
	高锰酸盐指数	0.197	0.063	0.07	0.337	0.67
	NH ₃ -N	0.025	0.2	0.45	0.70	0.95
10	DO	0.00	0.08	0.14	0.40	0.74
	高锰酸盐指数	0.477	0.343	0.21	0.057	0.39
	NH ₃ -N	0.015	0.16	0.41	0.66	0.91

续表 5

断面编号	指标	Δ_1	Δ_2	Δ_3	Δ_4	Δ_5
11	DO	0.06	0.02	0.08	0.34	0.68
	高锰酸盐指数	0.137	0.003	0.13	0.397	0.73
	NH ₃ -N	0.065	0.11	0.36	0.61	0.86
12	DO	0.16	0.08	0.02	0.24	0.58
	高锰酸盐指数	0.497	0.363	0.23	0.037	0.37
	NH ₃ -N	0.665	0.49	0.24	0.01	0.26

表 6 各断面绝对差的最值

断面编号	min min $\Delta_i(k)$	max max $\Delta_i(k)$
1	0.03	0.93
2	0.02	0.69
3	0	0.79
4	0.043	0.69
5	0.02	0.65
6	0.04	0.97
7	0.05	0.96
8	0.057	0.99
9	0.025	0.95
10	0	0.91
11	0.003	0.86
12	0.01	0.665

2.4 求最值 $\min_i \min_k \Delta_i(k)$ 和 $\max_i \max_k \Delta_i(k)$

依次求出每一断面的 $\Delta_i(k)$ 的最小值 $\min_i \min_k$

$\Delta_i(k)$ 和最大值 $\max_i \max_k \Delta_i(k)$ (见表 6)

2.5 计算关联系数 $\xi_i(k)$ 和关联度 γ_i

由式(1)、式(2)计算求得各断面关联系数 $\xi_i(k)$ 及与比较数列所对应的参考数列各关联度 γ_i (见表 7)。

2.6 依据关联度大小得出综合评价结果

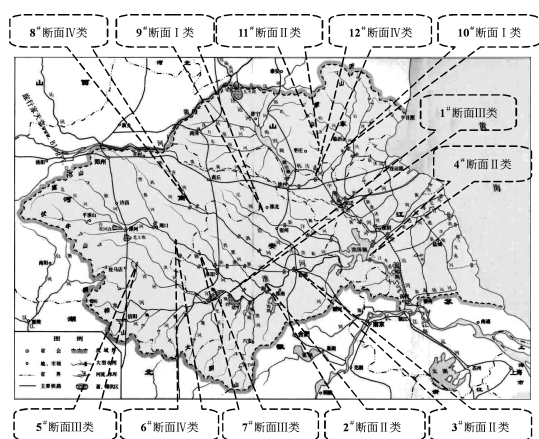
从表 7 中可依次求出各断面关联度最大值, 以此判断各断面水质类别, 并标注于淮河流域水质监测示意图上(见图 1)。

表 7 各断面所有指标的相关系数及其关联度(取 $\zeta=0.5$)

断面编号	指标	Δ_1	Δ_2	Δ_3	Δ_4	Δ_5
1	DO	0.980 198	0.980 198	0.876 106	0.6	0.424 893
	高锰酸盐指数	0.725 806	0.903 285	0.961 165	0.632 992	0.443 946
	NH ₃ -N	0.354 839	0.404 082	0.507 692	0.673 469	1
	γ_{1-5}	0.686 948	0.762 521	0.781 655	0.635 487	0.622 946
2	DO	0.784 946	0.948 052	1	0.584	0.378 238
	高锰酸盐指数	0.699 234	0.940 722	0.839 08	0.519 943	0.352 657
	NH ₃ -N	0.553 03	0.752 577	0.802 198	0.517 73	0.382 199
	γ_{1-5}	0.679 07	0.880 45	0.880 426	0.540 558	0.371 031
3	DO	0.831 579	1	0.868 132	0.552 448	0.374 408
	高锰酸盐指数	0.836 864	0.873 894	0.675 214	0.463 615	0.333 333
	NH ₃ -N	0.519 737	0.675 214	0.868 132	0.560 284	0.413 613
	γ_{1-5}	0.729 393	0.849 702	0.803 826	0.525 449	0.373 784
4	DO	0.566 423	0.641 322	0.711 927	0.958 025	0.520 805
	高锰酸盐指数	0.743 295	1	0.891 954	0.552 707	0.374 879
	NH ₃ -N	0.668 966	0.958 025	0.725 234	0.494 268	0.374 879
	γ_{1-5}	0.659 561	0.866 449	0.776 371	0.668 333	0.423 521
5	DO	0.489 362	0.552	0.610 619	1	0.503 65
	高锰酸盐指数	0.521 148	0.653 409	0.873 418	0.660 92	0.403 509
	NH ₃ -N	0.575	0.811 765	0.726 316	0.475 862	0.353 846
	γ_{1-5}	0.528 503	0.672 391	0.736 784	0.712 261	0.420 335
6	DO	0.512 195	0.555 556	0.593 22	0.84	0.766 423
	高锰酸盐指数	0.662 879	0.797 872	1	0.737 36	0.502 392
	NH ₃ -N	0.360 825	0.373 665	0.399 24	0.425 101	0.458 515
	γ_{1-5}	0.511 966	0.575 698	0.664 153	0.667 487	0.575 777

续表 7

断面编号	指标	$\Delta 1$	$\Delta 2$	$\Delta 3$	$\Delta 4$	$\Delta 5$
7	DO	0.697 368	0.779 412	0.854 839	0.883 333	0.563 83
	高锰酸盐指数	0.664 994	0.799 397	1	0.760 402	0.514 563
	NH ₃ -N	0.368 056	0.389 706	0.427 419	0.473 214	0.524 752
	γ_{1-5}	0.576 806	0.656 171	0.760 753	0.705 65	0.534 382
8	DO	0.994 595	0.869 291	0.794 245	0.578 01	0.426 255
	高锰酸盐指数	0.567 901	0.658 711	0.782 979	1	0.623 729
	NH ₃ -N	0.371 717	0.379 381	0.387 368	0.398 556	0.410 409
	γ_{1-5}	0.644 738	0.635 795	0.654 864	0.658 855	0.486 798
9	DO	0.970 874	0.840 336	0.763 359	0.546 448	0.398 406
	高锰酸盐指数	0.744 048	0.929 368	0.917 431	0.615 764	0.436 681
	NH ₃ -N	1	0.740 741	0.540 541	0.425 532	0.350 877
	γ_{1-5}	0.904 974	0.836 815	0.740 444	0.529 248	0.395 322
10	DO	1	0.850 467	0.764 706	0.532 164	0.380 753
	高锰酸盐指数	0.488 197	0.570 175	0.684 211	0.888 672	0.538 462
	NH ₃ -N	0.968 085	0.739 837	0.526 012	0.408 072	0.333 333
	γ_{1-5}	0.818 761	0.720 16	0.658 309	0.609 636	0.417 516
11	DO	0.883 673	0.962 222	0.849 02	0.562 338	0.390 09
	高锰酸盐指数	0.763 668	1	0.773 214	0.523 579	0.373 276
	NH ₃ -N	0.874 747	0.801 852	0.548 101	0.416 346	0.335 659
	γ_{1-5}	0.840 696	0.921 358	0.723 445	0.500 754	0.366 342
12	DO	0.695 431	0.830 303	0.971 631	0.598 253	0.375 342
	高锰酸盐指数	0.412 899	0.492 451	0.608 889	0.926 928	0.487 544
	NH ₃ -N	0.343 358	0.416 413	0.598 253	1	0.578 059
	γ_{1-5}	0.483 896	0.579 723	0.726 258	0.841 727	0.480 315



注：图 1 的底图来自 <http://maps.blogtt.com/mapzt/zt12/map36/>.

图 1 2006 年第 15 周淮河流域监测断面水质类别综合评价

从图 1 中可以较为直观地反映出在该监测时段内造成淮河污染的主要来源在淮河上游的河南境内, 根据监测结果进行评价为 III 类、IV 类, 而淮河中下游的江苏、山东、安徽境内大部分河流的水质较好。

3 结语

在水环境质量评价中, 单因子评价法可用于对水环境中某种水质指标的现状及其环境影响进行分析, 但针对水体中多种指标不能很好地进行综合比较, 评价分级, 实际应用的可比性较差; 通过灰色关联分析对淮河中下游水体的水质监测结果进行综合评价一例中可看出, 灰色关联分析方法计算较简便, 可操作性好, 并能较好地对区域水环境指标进行综合评价分级, 更符合实际情况, 能够协助分析水环境质量的时空分布状况、主要污染因子等水环境问题, 能为水环境规划与污染防治决策提供较为科学地参考依据。

4 参考文献

- [1] 宋新山, 邓伟. 环境数学模型[M]. 北京: 科学出版社, 2004: 264-269.
- [2] 谢季坚, 刘承平. 模糊数学方法及其应用[M]. 2 版. 武汉: 华中科技大学出版社, 2000: 64-73.

- [3] 范常忠. 广州市工业废气、废水排放量的灰色预测[J]. 广州环境科学, 1994, 9(4): 12-15. [2006-04-18]. <http://www.cnemc.cn>.
- [4] 中国环境监测总站. 流域水质自动检测周报[EB/OL].

Application of Gray Correlation Analysis in Water Quality Assessment of Huaihe Catchment Area

Zhou Bin

Abstract The monitoring data for water quality of Huaihe catchment area during the 15th week in 2006 have been analyzed with gray correlation. The results showed that the gray correlation analysis is an active tool in environmental assessment & administration.

Key words gray correlation analysis Huaihe Catchment area environmental quality overall assessment

(上接第 38 页)

接而有效的方法。

3) 对于以城镇用地为主的土地利用单元, 应从减少地表堆积物入手, 改进清扫方式和提高清扫效率, 保持城市地面的清洁; 全民植树种草, 增加城市绿地, 减少城区不透水地面减缓地表径流。除此之外, 全面控制区域大气污染是控制非点源污染总量的重要途径。

4) 对于研究区域河滨非点源污染的整治, 建议在各河涌之间设立一定宽度的过渡地带, 栽种水生植物, 如芦苇、红树林, 可有效降低进入河(海)的泥沙、农药及 N、P 等。

3 参考文献

- [1] Hayhoe H N, Haitue. Estimating snowmelt Runoff Erosion Indices for Canada[J]. Soil Water Conserv, 1995, (174): 50.
- [2] Lowance R, Koweryor. A Conceptual Model for Assessing Eco

logical Risk to water Quality[J]. Environ.Manage, 1995, (239): 19.

- [3] Xiang W. Application of GIS-Based Stream Buffer Generation Model to Environmental Police Evaluation[J]. Environ manage, 1993, (214): 17.
- [4] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明. 黄土高原羊圈沟流域土地利用变化对生态环境的影响[J]. 地理学报, 1999, 54(3): 241-246.
- [5] 傅伯杰, 马克明, 周华峰, 等. 黄土丘陵区土地利用结构对土壤养分分布的影响[J]. 科学通报, 1998, 43(22): 2444-2447.
- [6] 李怀恩, 沈晋. 流域非点源污染模型的建立与应用实例[J]. 环境科学学报, 1997, 17(2): 140-147.
- [7] 史培军, 潘耀忠, 陈晋, 等. 深圳市土地利用 / 覆盖变化与生态环境安全分析[J]. 自然资源学报, 1999, 14(4): 293-299.
- [8] 徐谦. 我国化肥和农药非点源污染状况综述[J]. 农村生态环境, 1996, 12(2): 39-43.
- [9] 王晓燕, 王一响, 蔡新广, 等. 北京密云水库流域非点源污染现状研究[J]. 环境科学与技术, 2002, 25(4): 1-3.

Effects of Land Use Structure on the Non-point Source Pollution in Nanhai District of Foshan

Shuai Hong

Abstract As point sources have been effectively controlled, non-point source pollution, especially agricultural pollution, would become the main factor affecting the surface water quality. On the base of field sampling and GIS techniques, the relationship between the land use structure and the surface water quality was investigated on the Nanhai district. The results are showed as follows. (1) In the catchment area where the land is used mainly in a single type, the quality of surface water in farmland is distinctly better than that in the village residential area. (2) In cases of land use in combined structure type, the concentration of pollutants is at the middle level of woodland, base water land and farmland. (3) The concentration of pollution from non-point source is decreased as the area of woodland and base water land is increased, while it is increased with the increase of the area of farmland. In addition, the land use structure also has effect on the space distribution of non-point source pollution.

Key words land use structure non-point source pollution Nanhai

我国土地污染防治法律问题探讨

张百灵 单晓燕 李希昆
(昆明理工大学法学院, 昆明 650224)

摘要 随着我国工业化和城市化进程的快速发展,土地污染问题日益严重,给我国经济、社会、生态等各方面带来了严重的危害。文章针对土地污染的现状,分析了土地污染产生的原因,并且从土地污染防治基本法、土地污染的预防机制、行政管理体制、法律责任、公众参与等方面提出了相应的完善对策。

关键词 土地污染 法律问题 探讨

土地作为生存之本、财富之源,历来受到人们的广泛关注。但是随着我国工业化和城市化进程的快速发展,人类活动产生大量的污染物进入土地,使我国受污染土地面积日益扩大,从农业用地逐渐扩大到工业用地,严重影响了我国经济社会的可持续发展,成为日益突出的环境问题之一。但是在我国现行的立法及实践中,防治土地污染的制度还非常不健全,因此有必要对此问题进行探讨,为土地资源的可持续利用提供法律保障。

1 我国土地污染的现状及其危害

1.1 我国土地污染的现状

我国土地污染现象已经非常严重,据不完全调查,目前全国受污染的耕地约有 1 000 万 hm^2 ,污水灌溉污染耕地 216.7 万 hm^2 ,固体废弃物堆存占地和毁田 13.3 万 hm^2 ,合计约占耕地总面积的 1/10 以上,其中多数集中在经济较发达的地区^[1]。近年来,随着现代工业的不断发展,我国受污染土地的范围不断延伸,除耕地受到污染之外,工矿区、城市也存在大量被污染的土地,成为我国经济、社会可持续发展的制约因素。随着我国土地污染加剧,污染事故也频频发生,例如在 2005 年,国家环保总局共接到 76 起突发环境事件报告,其中土地污染事件 13 起,占总数的 17.1%^[2]。

1.2 我国土地污染的危害

土地污染具有极大的危害性,对我国的经济、环

境、社会等各方面都产生了深远的影响,具体而言有以下几个方面:

1.2.1 对农产品的危害

土地污染的直接结果就是农产品质量急剧下降,近年来,我国食品质量频频亮红灯,引起了人们的广泛关注。土地是农产品生产的直接载体,土地中的各种化学元素和有机物质,在农业生产中会被农作物吸收,进入农作物。我国许多地方粮食、蔬菜、水果等食物中镉、铬、砷、铅等重金属含量超标和接近临界值,使农产品的安全性受到影响。例如辽宁沈阳某地,由于土地污染,导致土地和稻米中镉含量超标,人畜不能使用,土地不能作为耕地只能改作他用。而在广西某矿区因污水灌溉而使稻米的含镉浓度严重超标,当地居民长期食用这种“镉米”后,已经开始出现腰酸背疼和骨节痛等“痛痛病”的症状,经过骨骼透视后确定,已经达到“痛痛病”的第三阶段^[3]。

1.2.2 对人类健康的危害

土地被污染后,对人类的影响大都是间接的,主要是通过农作物、地表水或地下水对人体产生影响,但后果却非常严重。土地中的污染物通过农产品间接被人体吸收,会产生致畸、致病、致癌的危险,影响人们的生活和子孙后代的健康;任意堆放的含毒废渣以及被农药等有毒化学物质污染的土地,通过雨水的冲刷、携带和下渗,会污染水源,人、畜通过饮水和食物可引起中毒。世界各国由于土地污染引起的疾病和环境公害事件屡见不鲜。如 1955 年在日本富

山县因土地受到镉污染,该地区的居民发生一种叫“痛痛病”的公害病,使当地居民全身性神经痛、关节痛、骨折,以至死亡。近年来在陕西省华县有一个癌症村,十几年来一直受到癌症的困扰,后来经过专家检测,癌症村的元凶就是被严重污染的土地。

1.2.3 对经济的危害

土地污染导致了严重的经济损失,以土地重金属污染为例,全国每年因重金属污染而减产粮食多达 1 000 多万 t,另外被重金属污染的粮食每年也多达 1 200 万 t,合计经济损失至少 200 亿元^[4]。对于农药和有机物污染、放射性污染、病原菌污染等其他类型的土地污染所导致的经济损失,目前在国内也非常严重。土地污染对我国的出口贸易也带来了巨大的障碍。加入 WTO 后,我国农业的商品率不断提高,蔬菜的种植面积迅速增加,出口大幅度增长,但随之而来的出口退货现象时有发生,我国出口贸易频频遭遇绿色壁垒,给我国带来巨大的经济损失,其中农产品中重金属和有机农药超标是一个重要的原因。

1.2.4 对生态的危害

土地是一个综合性的系统,它涉及到许多自然要素,如气候条件、地貌部位、土壤性质和排水状况等等,土地受到污染后,容易导致大气、地下水交叉污染等问题。例如,污染物以沉降方式通过大气、以污灌或施用污泥方式通过地表水进入土地造成土地污染,而土地中的污染物经挥发、渗透过程又重新进入大气和地下水中,造成大气和地下水的污染,这种循环周而复始,给我国的生态系统造成重大的危害。据研究,大气、水等其他环境要素污染的 90% 最终都要归于土地污染,土地污染的影响是最根本性的。

2 我国土地污染的原因分析

土地生态系统是一个复杂的体系,造成土地污染的原因也是多方面的,从法律的视角主要有以下 2 个方面:

2.1 立法方面

2.1.1 法律规定存在空白

尽管我国土地污染问题已经引起了社会的广泛关注,但我国目前并没有针对土地污染的专项立法,关于土地污染防治的规定大多散落在各个部门法当中,这使得我国土地污染防治工作缺乏基本的法律

保障,严重影响了我国土地污染防治工作的开展。即使那些零散的法律规定也主要是针对耕地资源的保护,而对于城市建设用地、工业用地的污染还缺乏相关的法律规定。

2.1.2 法律规定可操作性差

我国有关土地污染防治的法律规定多采用概括性的语言,例如“防止土地污染”、“改良土地”、“保护和提高地力”等等,这只是概括性地指出要保护土地,而对于如何保障土地不被污染,如何对被污染的土地进行改良并未作出明确而完善的规定,因此在实践中难以具体的操作。

2.1.3 法律责任不健全

法律责任是实现土地污染防治目标的重要保障,但是我国现行相关的法律规范中没有设定相应的法律责任,也没有规定法律责任主体,致使一些严重污染土地的行为得不到法律追究。

2.2 实践方面

2.2.1 保护意识淡薄

与土地关系最为密切的是农民,但是从我国目前的社会实际,广大农民的法律意识和环保意识并不强,他们也很难认识到土地污染的危害。并且由于土地自身的特点,人们往往认为土地就是各种污染物的堆放地而没有意识到土地与整个生态系统都有着密切的联系,还没有意识到各种行为给土地带来的危害。

2.2.2 利用方式落后

以农业用地为例,我国广大农村实行农户分散经营的模式,农业生产基本上是靠经验种植农作物,缺乏专门的生产经营指导,虽然已经开始有了一定的技术含量,但对灌溉系统、化肥、农药以及农业生产技术的应用缺乏统一的科学的指导,也没有任何监控和管理。许多地区盲目追求高产施用禁止使用和限制使用的农药,许多农民对农药使用缺乏认识和使用不当,用量过大,造成残留过多。过量和长期滥用化肥、农药容易导致土地结构的破坏,造成土地板结、保水保肥力降低、有机质含量下降等问题的出现,从而造成土地的严重污染。

2.2.3 管理体制混乱

我国在土地污染防治方面存在多头管理的问题,农业部门、环保部门、国土资源部门、地矿部门都管一点,又都管不全,如农业用地就由土地管理部门

和农业行政主管部门共同管理。根据我国《土地管理法》和《农业法》的规定,土地管理部门侧重于土地利用的总体规划,其职责是协调农业用地和建设用地之间的矛盾,保证耕地总体数量的动态平衡,而农业行政主管部门的主要职责是保障农业生产的发展。这种职责的划分容易出现多个管理主体互相推诿、扯皮或者争相管理的现象,不能对土地污染防治起到积极的作用。

3 防治土地污染的法律对策

针对我国土地污染不断恶化的现状及其严重的危害性,笔者认为,我们应该坚持“预防为主、防治结合、综合治理”的原则,加强法制建设,重点解决农业用地、城镇建设用地的污染问题,建立起完善的土地资源保护法律体系。具体而言,土地污染防治的法律保障应该包括以下几个方面:

3.1 加强法制建设,制定土地污染防治基本法

目前,法制的健全已经成为我国土地污染防治工作的瓶颈。在我国现行的法律体系中,已经有了防治大气污染、水污染、海洋污染的法律,但是防治土地污染的法律基本上还是一项空白,虽然现行法律中也有一些零星的规定,但都是分散而不系统、缺乏可操作性的法律制度,例如《土地管理法》、《城市规划法》等法律法规中要求土地利用规划,但是这种要求从立法目的上讲是以社会与经济的整体协调为指导思想,其并不是土地资源与生态环境的保护。因此笔者认为我们应该以土地资源的保护和可持续利用为目的,加紧制定《土地污染防治法》基本法,通过立法使土地污染防治工作步入规范化、法制化轨道。

3.2 扩大土地保护范围

目前土地污染已经成为一个世界性的环境问题,自20世纪60年代,发达国家如美国、荷兰因为化学废弃物倾倒导致严重的土地污染开始,土地污染问题已经遍及世界五大洲。发达国家在治理污染土地的过程中积累了许多成功的经验,为我们提供了许多借鉴,其中之一就是他们的保护范围大都是从农业用地逐渐扩大到工业用地,例如美国、德国都是在治理农业用地之后才开始对工厂搬迁后遗留的受污染土地即“棕色地块”进行治理。

在我国现阶段,受污染土地已经从农村逐渐蔓

延到城市,建设开发、工业废渣和城市生活垃圾随意堆放等因素也导致了城市边缘的土地受到严重污染,成为我国土地减少的重要因素。但是目前我国污染防治工作侧重于耕地资源的保护,对于其他类型土地的保护还少有关关注。因此,我们在制定土地污染防治基本法时,应该扩大土地保护的范畴,其应该包括农业用地、城镇建设用地、工业用地、矿区土地等等;在防治措施上,应该针对不同类型的土地分别采取不同的防治措施。

3.3 建立有效的预防机制

土地被污染后便具有不可逆转性,对其治理和修复也非常地困难,因此对土地的保护应该坚持“预防为主”的原则,在必须条件下,如可能造成大面积土壤重金属沉积或土壤污染与退化时,应该引入土地保护预警制度。土地保护预警制度的确立对土地利用者和管理者提出了不同的要求:

1) 农业生产者应当科学地使用化肥、农药、农用薄膜和饲料添加剂,改进种植和养殖技术,实现农产品的优质、无害和农业生产废物的资源化,防止农业环境污染,绝对禁止将有毒、有害废物用作肥料或者用于造田。

2) 农产品生产企业应该改进生产技术,政府管理部门可以对这些企业进行认证与规范,鼓励并扶持有条件的企业生产无毒、少害、低残留性的农药化肥,坚决杜绝高残留性的农药用于农作物的生产。

3) 环境保护行政主管部门应该会同其他部门定期的对土地质量进行监测,以便及时了解土地污染的程度,采取措施防止污染的进一步扩展,土地的利用者对检测活动应该予以配合,对于调查的土地,环保部门应该予以公布或者建立相关的档案并且允许公众查阅,使公众及时了解污染土地的状况。

3.4 建立法律责任追究机制

法律责任是实现土地污染防治目标的重要保障,在我国土地污染防治的相关立法中应该加强法律责任的规定,建立完善的法律责任追究机制。例如农业用地相关责任主体可以规定为:①疏于职责应当承担相应法律责任的主管部门及其责任人员;②导致农业用地污染的行为主体,主要是农业生产经营组织和农业生产者,而农田污染事故的行为主体则并不限于从事农业生产的农业生产经营组织和农业生产者^[9]。对法律责任的承担方式、类型(例如民

事责任、行政责任和刑事责任)、土地污染的认定部门等也应在法律中做出明确的规定,并且严格落实责任追究制度,通过责任的设定防范和约束人们污染土地的行为。

3.5 完善行政管理体制

我国对土地污染防治应实行统一监督管理与部门分工负责管理相结合的行政管理体制。县级以上人民政府对土地污染防治实行统一的领导;县级以上人民政府环境保护部门作为对环境保护工作统一监督管理的部门,对土地污染防治工作实行统一的监督管理、指导和监督;各级人民政府的农业行政主管部门根据其职责范围对农用地土地环境进行调查、监测、评价和科学研究以及农业用地污染事故的调查处理和补救,防治农用地土地污染;各级人民政府的土地管理部门负责对非农用地,尤其是工矿企业所在地的土壤环境进行调查、监测^[6]。

3.6 完善公众参与制度

土地是人类生存和繁衍的栖息地,与每一个人的生活都密切相关,在保护土地的工作中,仅仅依靠环境行政主管部门的监督检查是不够的,应该注重发挥社会公众的力量,完善公众参与制度。笔者认为应从2个方面完善公众参与制度:首先,建立完善的土地状况公布制度。公众参与的首要内容就是公众的知情权,各级环境保护主管部门应该定期公布本区域内的土地环境状况,对于被污染的土地应该及时向公众公布、登记造册并允许公众查阅,使公众及时了解土地状况,参与到土地立法、决策及管理保护的过程中,这样不但能有效的保护土地,对于污染土地纠纷的解决也会提供便利条件。其次,扩大公众的监督权。特别是在土地污染事故中,对于一些行政主管部门徇私舞弊、偏袒污染企业的行为,应该鼓励

公众通过举报、监督等手段,防止土地污染事故的发生,创造良好的行政执法环境^[7]。

4 结语

土地是人类赖以生存的物质基础,是人类不可缺少、不可再生的自然资源,作为一种有限的不可再生资源,不但是动植物生命的支持系统,还是固液态废物的堆放地和人类居住及交通活动的基础,对动植物繁衍和人类生存发挥着重要的作用。我国日益严峻的土地污染问题已经给经济、社会带来了巨大的危害,成为影响我国可持续发展的重大障碍,我们应该增强保护土地的法律意识,尽早建立和健全土地保护的法律法规体系,使我国的土地环境质量不断提高,为我国经济、社会的可持续发展提供源源不断的动力。

5 参考文献

- [1] 邹声文. 环保总局局长:我国土壤污染形势严峻[EB/OL]. (2007-03-28)[2007-5-20].
- [2] 国家环境保护总局. 2005 中国环境状况公报[EB/OL]. (2007-01-28)[2007-05-24].
- [3] 王嘉,王来名. 污染土壤下的农产品安全与人体健康[J]. 山东科技大学学报:自然科学版,2005,(9):119.
- [4] 毛绍春,李竹英. 土壤污染现状及防治对策初探[J]. 云南农业,2005,(5):26.
- [5] 桑东莉. 论我国农业用地土壤污染防治的法律保障[J]. 国土资源科技管理,2004,(4):57.
- [6] 凌欣. 土壤污染防治法律制度研究[G/OL]. [2007-07-29].
- [7] 林萌. 关于防范我国农业用地土壤污染的若干思考[J]. 水土保持科技情报,2005,(6):7-9.

The Legal Problems in Prevention and Control of Land Pollution in China

Zhang Bailing Shan Xiaoyan Li Xikun

Abstract As the development of industrialization and urbanization, the land in China has been seriously polluted, bringing in serious dangers to different fields such as economy, society, and ecology. According to the present situation of land pollution in China, the corresponding countermeasures in the aspects of basic law for prevention and control, prevention mechanism, administrative management system, legal liability, and citizen's participation have been discussed.

Key words land pollution legal problem study

《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标注采用顺序编码制,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 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,作者若不允许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:cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn

电话:(020)83355374

传真:(020)83358372

CONTENTS

Analysis on Hydrological Factors for Eutrophication and Algae Bloom in Reservoir	<i>Zhou Liangjin</i> (1)
Treatment of Dye Waste Water with Modified Attapulgite Clay	<i>Zhang Ruchun</i> (6)
Problems in the Monitoring of SO _x and NO _x in Stack Gas	<i>Huang Qiande</i> (10)
Problems in the Exhaust Test for the Vehicles Using in Guangzhou	<i>Zhang Xiaowen</i> (12)
On the Sorting and Merging Collection of Food Garbage in Chengdu	<i>Yang Rongjin, Li Tiesong</i> (16)
Analysis of Organic Pollutants in the Dandong Water Body of Yalu River	<i>Liu Qi Liang Hui Feng</i> (21)
Study on the Growth of <i>Acorus Calamus</i> L and its Purification Function under Different Phosphorous Concentrations	<i>Wu Xiaogang, Yang Ming, Zhou Lianfeng, et al</i> (25)
Response of Plant to the Stress of Heavy Metals on Ecotype, MT and PCs	<i>Dai Quanlin</i> (30)
Effects of Land Use Structure on the Non-point Source Pollution in Nanhai District of Foshan	<i>Shuai Hong</i> (35)
Application of Gray Correlation Analysis in Water Quality Assessment of Huaihe Catchment Area	<i>Zhou Bin</i> (39)
The Legal Problems in Prevention and Control of Land Pollution in China	<i>Zhang Bailing, Shan Xiaoyan, Li Xikun</i> (44)