

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.23 No.2

广州环境科学

第二十三卷 第二期



广州市环境科学学会 主办

2

2008

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

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟

副 主 任 甘海章 赖光赐

委 员 王作新 刘攸弘 齐雨藻

朱锡海 陈成章 汪晋三

李萍萍 余国扬 吴政奇

吴乾钊 林锦河 骆世明

姚继业 曾凡棠 彭绍盛

主 编 甘海章

栏目编辑 王仁宇 王良焱 尹伊伟

刘攸弘 李战隆 施性清

黄卓尔

责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局

主办单位 广州市环境科学学会

编辑出版 《广州环境科学》编辑部

地 址 广州市府前路2号

府前大厦B座8楼

邮政编码 510030

电 话 (020)83355374

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

印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省连续性内部资料出版物

登记证粤内登字A第10070号

内部资料·免费交流

目 次

综述

现代光度分析法测定环境样品中痕量铁的研究与应用
..... 王文元 (1)

土壤重金属污染的微生物效应研究进展
..... 王 彬, 杨胜翔, 徐卫红 (6)

水环境及污染防治

近年来国内反渗透技术在废水处理中的应用状况
..... 牛涛涛, 李振玉, 汪建根, 等 (11)

大气环境及污染防治

广州市重点工业污染源脱硫减排对环境空气质量的影响
..... 陈煜辉, 陈炳基 (14)

辐射污染及防治

广州市部分企业含密封源仪表应用状况及辐射水平调查
..... 李锦林, 郑丝雨, 胡迪琴, 等 (18)

环境监测与分析

浅谈空气质量自动监测系统子站整体防雷措施
..... 伦伟明 (21)

质控图在环境分析质量控制中的应用
..... 李欣红 (24)

环境与可持续发展

我国围填海现状、问题及调控对策
..... 刘 伟, 刘百桥 (26)

环境生态

广东省高州市根子镇 1995~2005 年生态足迹动态分析
..... 孔 洁, 陈飞鹏, 汪殿蓓, 等 (31)

环境评价

公众参与问卷调查方法探讨
..... 蒋 昕 (36)

孝感市孝南区农业土壤重金属污染的初步评价
..... 翁添富, 高建培, 崔雪梅 (40)

环境法规

试论政府主导型流域生态补偿制度的建立和完善
..... 张询书 (44)

动态与信息简讯

我市海珠区小洲村荣获“国家级生态村”称号 (43)

封面摄影

海印春潮

林晓东

现代光度分析法测定环境样品中痕量铁的研究与应用^{*}

王文元

(昆明理工大学化学工程学院, 昆明 650224)

摘 要 综述了近年来现代光度分析法测定环境样品中痕量铁的研究进展, 主要对普通光度法、胶束增溶分光光度法、双波长分光光度法、导数分光光度法、固相分光光度法、催化光度法、流动注射光度法、荧光光度法等方法进行了归纳和评述; 展望了现代光度分析法测定环境样品中痕量铁未来的研究方向和发展前景。

关键词 光度法 环境样品 痕量分析 铁

铁广泛存在于环境之中, 很多环境样品中都存在铁; 铁也是人体及动植物所必需的微量元素, 对机体的新陈代谢有重要的调节作用。因此, 研究测试方法和测试技术的进展有着十分重大的意义。由于铁的测定方法中, 应用最广泛的是光度分析法, 因而本文将着重就普通光度法、荧光光度法以及在普通光度法基础上发展起来的胶束增溶光度法、双波长光度法、导数光度法、催化光度法、固相光度法、流动注射光度法等方法进行归纳和总结^[1]。

1 现代光度分析法测定环境样品中痕量铁的研究进展

1.1 普通光度法

分光光度法是基于物质对光的选择性吸收而建立起来的分析方法。目前, 铁的分析测定方法中, 使用得最多的就是分光光度法; 这种方法仪器简单, 便于推广运用^[2]。Luminita Vladescu 等^[3]研究发现 Fe(Ⅲ)、3-甲基-1-苯基-5-吡唑啉酮和3-羟基-4-氨基-苯磺酸可形成的一种可溶性络合物, 其最大吸收波长为 560 nm, Fe(Ⅲ)含量在 0.2~5.0 $\mu\text{g/mL}$ 范围内符合比尔定律。从而建立了测定 Fe(Ⅲ)的分光光度新方法。Takashi Saito^[4]基于红菲咯啉与铁离子形成络合物, 建立了测定水中痕量铁的新型分光光度法。孙威等^[5]提出了 Fe(Ⅲ)-硫氰酸钾-甲基紫三元络合物光度法测定痕量 Fe(Ⅲ)的新方法。在 pH 值 =2 的硫酸介质中及聚乙烯醇存在下, Fe(Ⅲ)

与硫氰酸钾和甲基紫生成组成为 1:4:1 的三元络合物, 络合物的最大吸收波长在 500 nm 处, 表观摩尔吸光系数 $\varepsilon = 3.65 \times 10^5 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{cm})$; 在 50 mL 溶液中, 铁量在 0.027~6 μg 范围内符合比尔定律。该法已成功应用于管网水、井水中痕量铁的测定。汪明礼等^[6]采用改性苏木色精与 Fe(Ⅲ)的反应, 建立了测定高纯碳酸锂中痕量铁的光度法; 探索了苏木色精的改性条件和显色的最佳条件, 其表观摩尔吸光系数为 $3.8 \times 10^6 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{cm})$ 。此外, 默丽萍^[7]建立了铁(Ⅲ)-硫氰酸钾-结晶紫体系测定高纯稀土中痕量铁的光度法; 刘利平等^[8]提出了 2,4-二氯苯基荧光酮测定茶叶、蒙药中痕量铁的分光光度法。

1.2 胶束增溶分光光度法

胶束增溶分光光度法是在显色体系中加入表面活性剂, 这些表面活性剂的胶体质点对一些染料有增溶作用并使染料的吸收光谱发生改变, 从而提高了染料与金属离子显色反应的灵敏度。Shigeki Abe 等^[9]研究了以十六烷基三基铵氯化物(CTAC)为活化剂, 邻苯二酚紫(PV)与 Fe(Ⅲ)可形成 Fe(Ⅲ)-PV-CTAC 络合物, 由此建立了测定地下水中痕量铁的新型分光光度法, 该法的表观摩尔吸光系数为 $4.80 \times 10^4 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{cm})$ 。涂建平^[10]利用非离子表面活性剂存在下的胶束增溶、增敏作用, 研究并建立了高灵敏度、高选择性的铬天青-溴化十六烷基三甲铵分光光度法测定啤酒中痕量铁的新方法。

注: * 基金项目: 昆明理工大学研究生课外学术科技创新基金资助项目(2007 YCC0756); 昆明理工大学分析测试基金项目(2007 编号 42)
收稿日期: 2007-11-19, 修改稿收到日期: 2008-01-18

1.3 双波长分光光度法

双波长分光光度法在定量测定高浓度试样和混浊试样,以及多组分混合物时,具有很大的优越性,并且提高了分析方法的灵敏度和准确度。张学军等^[11]合成一种新的杂环不对称双偶氮变色酸显色试剂—2-(6-溴-2-苯并噻唑偶氮)-7-(4-羧基苯偶氮)-1,8-二羟基萘-3,6-二磺酸。采用双波长褪色分光光度法研究在 pH 值=8.4 的 $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}-\text{NH}_4\text{Cl}$ 缓冲介质中显色试剂与铁(Ⅲ)的显色反应特性。结果表明:在溴化十六烷基三甲铵(CTMAB)存在下试剂与铁(Ⅲ)形成 3:1 的配合物,显色反应 5 min 完全并至少可稳定 2 h,表观摩尔吸光系数为 $4.87 \times 10^4 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{cm})$,用该法测定石灰石、高炉渣中铁的含量得到满意的结果。王晨璐等^[12]研究发现在硫酸介质中,利用铁催化过氧化氢氧化甲基蓝和茜素红褪色反应,分别在 390 和 610 nm 处测量催化体系和非催化体系的吸光度的变化,从而建立了双波长催化光度法测定水和人发中的痕量铁。洪军等^[13]依据显色体系吸光度 A 与照射波长 λ 及被测物浓度 x 间的相互关系,研究了主次双波长新光度法测定水中痕量铁。该法准确度和精密度均较高,检出限远远低于 $\text{Fe}(\text{Ⅲ})-\text{SCN}-$ 单波长光度法,用于地下水中痕量铁的测定,检出限为 $0.5 \mu\text{g/L}$ 。

1.4 导数分光光度法

紫外-可见光区的导数分光光度法对于微量分析、试样纯度检验、多组分混合物的叠加光谱的分离和测定,消除共存杂质的干扰与背景吸收,测定混浊试样等都具有特殊的优越性。张淑芳等^[14]研究了在 0.02 mol/L NaOH 介质中铁(Ⅲ)与过氧化氢形成的三元混配络合物的一阶导数光谱,通过测量 528 nm 处的导数值,建立了测定水样中微量铁的新方法。Mohammad Ali Taher 等^[15]采用 2-(5-溴-2-吡啶偶氮)-5-二乙氨基苯酚为指示剂,通过测定导数值,由此建立了三阶导数光度法测定生物样品中的痕量铁。E Y Hashem 等^[16]采用一阶导数分光光度法,系统讨论了利用 4-(2'-苯并噻唑基)水杨酸显色剂测定铁的最佳实验条件,并应用于钢合金、铝合金中铁的测定,获得了满意的结果。

1.5 固相分光光度法

固相分光光度法利用固体载体预富集欲分析成

分,显色后直接测定载体表面的吸光度。该方法不需要昂贵的仪器,且测定浓度亦可达到 $1 \mu\text{g/L}$ 的水平,甚至更低。董学畅等^{[17]95}根据 8-氨基喹哪啶(AQ)与铁(Ⅲ)的显色反应及固相萃取小柱对显色配合物的固相萃取,建立了一种测定水样中 $\mu\text{g/L}$ 级铁(Ⅲ)的新方法;该法已成功应用于自来水、纯净水、河水中痕量铁的测定。董学畅等^{[18]269}还研究了 5,7-二溴-8-羟基喹啉(DBHQ)与铁的显色反应,在 pH 值=7.0 的乙酸铵溶液中,溴化十六烷基三甲铵(CTMAB)存在下,DBHQ 与铁反应生成 3:1 稳定的蓝紫色配合物,该配合物可被 Waters Sep-Park- C_{18} 固相萃取小柱萃取,富集的配合物用乙醇洗脱后用光度法测定,最大吸收波长为 610 nm,铁含量在 $0 \sim 5 \text{ mg/L}$ 内符合比耳定律,该方法用于水样中痕量铁的测定,回收率为 97%~103%。杨亚玲等^[19]探讨了在 pH 值=4.5 的盐酸-六次甲基四胺缓冲介质中,1,10-二氮杂菲与铁反应生成 3:1 稳定络合物,萃取络合物的方法与董学畅等^{[17]96, [18]270}相一致;该法已成功用于水中铁的测定,铁含量在 $0 \sim 4 \mu\text{g/mL}$ 内符合比耳定律。

1.6 催化光度法

催化光度法是一种以测定催化反应速度为基础的定量分析方法,它是在普通光度法基础上发展起来的新型高灵敏度光度法,它的被测组分是催化剂;与普通光度法相比其灵敏度更高。铁是过渡元素,性质活泼,3 价铁离子对许多化学反应都有催化作用,因此催化光度法测定铁的方法较多,主要是促进催化作用,抑制方法只占次要地位。下面按指示反应的类型,分别介绍。

1.6.1 催化褪色反应

在铁的催化光度法分析中,以催化褪色指示反应应用的最多。所用的指示剂主要可分为偶氮类试剂:偶氮胂类^{[20]27, [21]63}、偶氮膦类^{[22]242, [23]63, [24]446, [25]49, [26]10}、重氮氨基偶氮苯类^{[27]41, [28]1482, [29]639}、一般偶氮类^{[30]120}等;三苯甲烷类试剂:罗丹明 B^{[31]43, [32]34}、碱性品红^{[33]54}、苯酚红^{[34]8}等;胺类试剂:二甲苯胺兰 FF^{[35]144}、紫脲酸胺^{[36]288}等;其它指示剂:如亚甲基蓝^{[37]57, [38]52, [39]783}、丽春红 2R^{[40]69}、甲基红^{[41]55}等。

催化褪色体系测铁的方法及其应用,详见表 1。

1.6.2 催化显色反应

魏永前等^[42]基于 pH 值=3.5 的 $\text{HAc}-\text{NaAc}$ 介

表 1 催化褪色光度法测铁的反应体系及应用

反应体系	反应介质	波长 nm	检测限 g/mL	线性范围 μg/mL	应用	参考文献
KIO ₄ -AM	0.05 mol/L H ₂ SO ₄	540	6.1×10^{-10}	0~0.024	奶粉、面粉	[20]28
KIO ₄ -DBN-A	0.1 mol/L H ₂ SO ₄	510	2.4×10^{-10}	0~0.006	食品	[21]64
KIO ₄ -CPA III	0.01 mol/L H ₂ SO ₄	560	9.1×10^{-11}	0~0.004	甲醛、丙酮	[22]243
KIO ₄ -CPA-mA	0.1 mol/L H ₂ SO ₄	530	1.27×10^{-9}	0.001~0.1	井水、人发	[23]65
H ₂ O ₂ -CPApA	pH 值为 3.0 HAc-NaAc	550	2.4×10^{-11}	0.000 08~0.1	蒙药	[24]447
KIO ₄ -CPA-mA	3 mol/L H ₂ SO ₄	540	5.72×10^{-11}	0~0.05	井水	[25]50
KIO ₄ -CPA III	3 mol/L H ₂ SO ₄	550	3.8×10^{-9}	0~0.15	地下水	[26]11
VC-DSDPADA	1 mol/L H ₂ SO ₄	380	4.3×10^{-10}	0~0.12	发样、奶粉	[27]43
VC-TBDPBDAA	0.1 mol/L H ₂ SO ₄	400	4.3×10^{-10}	0~0.080	茶叶、面粉	[28]1483
VC-p-NDMPAA	0.02 mol/L H ₂ SO ₄	500	3.0×10^{-11}	0~0.008	玄武岩、矿纤维	[29]639
KIO ₄ -ACB	0.02 mol/L H ₂ SO ₄	500	6.95×10^{-10}	0~0.032	人发	[30]121
H ₂ O ₂ -RhB	0.01 mol/L H ₂ SO ₄	555	0.2×10^{-9}	0~0.016	人发、面粉	[31]44
H ₂ O ₂ -RhB	pH 值为 3.2 HAc-NaAc	550	2.96×10^{-9}	0~0.04	自来水	[32]35
H ₂ O ₂ -BF	10%氨水	550	1.8×10^{-10}	0~0.08	高纯碳酸锂	[33]55
H ₂ O ₂ -PR	pH 值为 4.0 HAc-NaAc	435	7.2×10^{-10}	0.1~0.8	人参	[34]9
H ₂ O ₂ -RFF	0.04 mol/L HNO ₃	600	2.0×10^{-10}	0~0.2	自来水、池塘水	[35]145
KIO ₄ -MX	2 mol/L HAc	520	1.0×10^{-9}	0.004~0.32	江水、湖水	[36]290
H ₂ O ₂ -MB	0.5 mol/L H ₂ SO ₄	670	8.0×10^{-8}	0~1.000 0	自来水	[37]58
H ₂ O ₂ -MB	0.5% H ₂ SO ₄	660	3.2×10^{-10}	0.010~0.500	自来水	[38]53
H ₂ O ₂ -MB	pH 值为 3.6 HAc-NaAc	660	4.6×10^{-9}	0~0.024	河水、自来水	[39]784
KIO ₄ -PR	0.02 mol/L H ₂ SO ₄	500	1.18×10^{-9}	0.000 4~0.04	中草药	[40]70
H ₂ O ₂ -MR	0.05 mol/L H ₂ SO ₄	520	5.0×10^{-10}	0~0.04	中草药	[41]56

注：表中 AM：偶氮胂 M；DBN-A：二溴硝基偶氮胂；CPA III：偶氮氯膦 III；CPA-mA：偶氮氯膦-mA；CPApA：间乙酰基偶氮氯膦；VC：抗坏血酸；DSDPADA：3,3'-二磺酸基联苯氨基重氮偶氮苯；TBDPBDAA：3,3',5,5'-四溴联苯-双-(重氮氨基偶氮苯)；p-NDMPAA：对硝基重氮氨基邻甲苯偶氮苯；ACB：偶氮胭脂红 B；RhB：罗丹明 B；BF：碱性品红；PR：苯酚红；RFF：二甲苯胺兰 FF；MX：紫脲酸胺；MB：亚甲基蓝；PR：丽春红 2R；MR：甲基红。

质中,一定量 KI 存在下 Fe(Ⅲ)催化 KBrO₃ 氧化季胺[4,4'-(二甲氨基)-二苯基甲烷]显色的反应,建立了测定痕量铁的新方法,用于环境水样的测定,结果满意。黄湘源等^[43]研究了在 pH 值 =5.7 混合酸-氢氧化钠缓冲介质中,铁(Ⅲ)催化过氧化氢氧化对-氨基二甲替苯胺盐酸盐和 H 酸-钠盐的氧化偶联反应,建立了催化动力学光度法测定天然水中的铁。于京华等^[44]采用 2,2'-联吡啶为活化剂,痕量铁能强烈催化高碘酸钾氧化二溴对甲基偶氮羧,建立了偶氮羧类试测定痕量铁的方法,该法已成功地应用于岩石、粮食中痕量铁的测定。

1.6.3 阻抑催化褪色反应

李占灵等^[45]利用痕量 Fe(Ⅲ)对 KBrO₃ 氧化甲基橙褪色反应有很强的抑制作用,建立了阻抑动力

学光度法测定痕量铁的新方法,该法应用于自来水、井水、河水中痕量铁的测定,结果满意。刘佳铭^[46]研究发现,基于 NaOH 介质中,溴化十六烷基三甲铵(CTMAB)作为增稳剂时,Fe(Ⅲ)能抑制 H₂O₂ 氧化桑色素的褪色反应,据此建立了一种高灵敏测定痕量铁的新方法,将该法应用于湖水、雨水、河水中痕量铁的测定,结果与 AAS 法(火焰原子吸收光谱法)相吻合。

1.6.4 阻抑催化显色反应

匡云艳等^[47]研究了在酸性介质中 Fe(Ⅲ)能阻抑 Mn(Ⅱ)存在下,二安替比林-(3,4-亚甲二氧基)-苯基甲烷和 Cr(VI)的显色反应,从而建立了一种新型的测定痕量 Fe(Ⅲ)的催化动力学光度分析法,该法用于氯化钠和氯化钾中铁的测定,获得满意结果。

1.7 流动注射光度法

流动注射光度法具有操作简便、试剂试样用量少、分析速度快、分析精度高、使用仪器简单,可与不同类型的检测手段联用等优点,适合现代分析监测的要求,近年来发展较快,但用于测环境样品中铁的报道不多^[48]。Shingo Gotoh 等^[49]以 2-(5-溴-2-吡啶偶氮)-5-(N-丙基-N-硫代丙基氨基)苯胺为指示剂,采用流动注射技术,建立了流动注射光度法测定痕量铁的新方法;最大吸收波长为 710 nm,将该法用于血清中铁的测定,结果与等离子发射光谱法(ICP)相吻合。Debra A Weeks 等^[50]采用 8-羟基喹啉(8-HQ)为显色剂,探讨了该体系的最佳实验条件,建立了测定海水中痕量铁的流动注射光度法,该法的检测限为 1.6×10^{-11} mol/L。栾崇林等^[51]将流动注射与 CCD 阵列检测激光诱导荧光装置联用,形成连续自动荧光光谱分析系统,建立了在 0.001 mol/L 的 HCl 溶液中,Fe³⁺催化 H₂O₂氧化罗丹明 B(RhB)的催化荧光光度测定铁的新方法,检测限为 0.05 μg/mL;该法用于菠菜、猪肉中痕量铁的测定,结果与原子吸收法相一致。

1.8 荧光光度法

荧光光度法的灵敏度较一般光度法高。张根成^[52]研究了在 HAc-NaAc 缓冲溶液中氧氟沙星与 Fe(Ⅲ)的络合反应。结果表明:在 pH 值 = 4.0 的缓冲溶液中,氧氟沙星有稳定而较强的荧光;与 Fe(Ⅲ)络合后,荧光强度减弱;最大激发及发射波长分别为 324 和 498.6 nm,Fe(Ⅲ)的质量浓度在 0.56~3.08 mg/L 范围内,荧光强度与浓度呈良好的线性关系,检出限为 0.76 mg/L。Gui-Fa Yan 等^[53]采用 5-(4-甲基偶氮苯)-8-氨基喹啉为指示剂,建立了荧光光度法测定冶金样品中的痕量铁,该法的检测限为 7×10^{-7} g/mL。

2 小结

综上所述,痕量铁元素对人体具有生理生化作用,是人体必需的微量元素之一,缺铁或铁过量均能引起人体代谢过程的紊乱。在铁的光度法测定中,其中的胶束增溶光度法、导数光度法、荧光光度法、催化光度法测定所需仪器简单价廉,一般分析实验室均有,更便于推广应用;催化光度法占有比较大的比例,主要由于催化光度法的灵敏度比胶束增溶光度法、荧光光度法、导数光度法要高、更具有实用价值;

而对于双波长分光光度法更适用于高浓度混合物的定量测定,固相光度法的选择性好,但缺陷在于要寻找能吸附络合物的固体载体,流动注射光度法便于实现在线分析,适应现代环境监测的需要,发展前景良好。但现有的研究工作对于复杂样品中铁的检测仍存在较大的困难,流动注射样品处理及溶液处理技术在光度法中的使用较少,光度分析法与其他技术和学科的结合、渗透太少,减缓了自身的发展。因而,研究与其他分析和分离技术的良好结合将是痕量铁光度分析的热点,探索高灵敏度试剂、高选择性试剂、增敏试剂以及增效途径将是最基本和最重要的研究课题,光度法与各种高效分离方法(如色谱法、毛细管电泳)的联用和与化学计量学、仿生学(如酶催化光度法)的结合将是现代光度分析法测定环境样品中痕量铁最具前景的研究方向。

3 参考文献

- [1] 王文元,顾丽莉.茶叶中痕量铅分析方法的研究进展[J].河北化工,2007,30(2):49-52.
- [2] 龚迎昆,郑怀礼.环境样品中痕量铝的现代光度分析研究新进展[J].光谱学与光谱分析,2004,24(2):200-203.
- [3] Luminita Vladescu, Renate Lerch-Gurguta. Spectrophotometric determination of Fe(Ⅲ) in alkaline solutions without neutralization[J]. Talanta, 1993, 40(7): 1127-1129.
- [4] Takashi Saito. Spectrophotometric determination of traces of iron using a poly(vinyl chloride) membrane containing bathophenanthroline[J]. Analytica Chimica Acta, 1992, 268(2): 351-355.
- [5] 孙威,吕明.铁(Ⅲ)-硫氰酸钾-甲基紫-聚乙烯醇体系分光光度法测定痕量铁[J].冶金分析,2006,26(3):67-68.
- [6] 汪明礼,李伟.改性苏木色精分光光度法测定高纯碳酸锂中痕量铁[J].仪器仪表与分析监测,2007,(1):29-31.
- [7] 默丽萍.铁(Ⅲ)-硫氰酸钾-结晶紫光度法测定高纯稀土中痕量铁[J].光谱实验室,2002,19(2):270-272.
- [8] 刘利平,张强,高建萍,等.2,4-二氯苯基荧光酮分光光度法测定微量铁[J].内蒙古医学院学报,2001,23(3):180-182.
- [9] Shigeki Abe, Masatoshi Endo. Simultaneous determination of trace iron(Ⅱ) and iron(Ⅲ) based on kinetic spectrophotometry of the iron(Ⅲ)-pyrocatechol violet complex in a micellar medium[J]. Analytica Chimica Acta, 1989, 226: 137-144.
- [10] 涂建平.胶束增溶光度法测定啤酒中痕量铁[J].四川食品与发酵,2003,(3):35-38.
- [11] 张学军,高春香,夏心泉.新显色剂 6-Br-BTACACA 的合成及双波长褪色分光光度法测定铁(Ⅲ)的研究[J].沈

- 阳化工学院学报, 2002, 16(4): 257-260.
- [12] 王晨璐, 孙登明, 崔曼. 双波长催化光度法测定水和人发中痕量铁[J]. 中国卫生检验杂志, 2007, 17(2): 245-246.
- [13] 洪军, 赵公宣, 王庭坚. $\text{Fe(III)}-\text{SCN}^-$ 体系及主波长计算光度法测定痕量铁的研究[J]. 光谱实验室, 2001, 18(5): 668-670.
- [14] 张淑芳, 聂毅. 一阶导数光谱法同时测定微量铁和钴[J]. 曲阜师范大学学报, 1999, 25(2): 67-69.
- [15] Mohammad Ali Taher, Bal Krishan Puri. Ammonium tetrathraphenylborate-naphthalene adsorbent for the preconcentration and trace determination of iron in alloys and biological samples using 2-(5-bromo-2-pyridylazo)-5-diethylaminophenol by third derivative spectrophotometry[J]. Talanta, 1996, 43(2): 247-253.
- [16] E Y Hashem, M S Abu-Bakr, S M Hussain. Interaction of nickel with 4-(2'-benzothiazolylazo) salicylic acid (BTAS) and simultaneous first-derivative spectrophotometric determination of nickel(II) and iron(III)[J]. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 2003, 59(4): 761-769.
- [17] 董学畅, 王美香, 郝南明, 等. 8-氨基喹啉固相萃取光度法测定水中痕量铁(III)的研究[J]. 分析测试学报, 2005, 24(5): 95-97.
- [18] 董学畅, 乔永锋, 胡秋芬, 等. 5,7-二溴-8-羟基喹啉固相萃取光度法测定水样中铁[J]. 理化检验 - 化学分册, 2006, 42(4): 269-271.
- [19] 杨亚玲, 胡秋芬, 杨光宇, 等. 1,10-二氮杂菲固相萃取光度法测定水中的铁[J]. 冶金分析, 2003, 23(5): 33-34.
- [20] 郭洁, 杨志毅, 李珍贵, 等. 新催化光度法测定痕量铁的研究[J]. 大理学院学报, 2005, 4(5): 27-29.
- [21] 于京华, 张恩菊. 二溴硝基偶氮胂催化动力学测定铁的研究[J]. 化学世界, 2001(2): 63-64.
- [22] 陈国树, 利家平. 催化动力学光度法测定痕量铁(III)[J]. 南昌大学学报, 2003, 27(3): 242-244.
- [23] 韩长秀, 冯尚彩. 铁-溴酸钾-偶氮氯膦-mA 体系催化动力学光度法测定痕量铁[J]. 冶金分析, 2005, 25(5): 63-65.
- [24] 莎仁, 张志颖. 活化剂存在下 H_2O_2 氧化间乙酰基偶氮氯膦催化光度法测定痕量铁(III)[J]. 光谱实验室, 2006, 23(3): 446-449.
- [25] 冯尚彩. 偶氮氯膦-mA-铁(III)-高碘酸钾体系催化光度法测定微量铁[J]. 冶金分析, 2005, 25(4): 49-51.
- [26] 冯尚彩, 韩长秀. 偶氮氯膦 III 褪色光度法测定水中痕量铁[J]. 冶金分析, 2004, 24(4): 10-12.
- [27] 刘建红, 吕存琴, 刘永文, 等. 催化动力学光度法测定痕量铁[J]. 雁北师范学院学报, 2003, 19(5): 41-43.
- [28] 刘月成, 刘永文, 郭永, 等. 铁-抗坏血酸-3,3',5,5'-四溴联苯-双-(重氮氨基偶氮苯)催化褪色光度法测定痕量铁[J]. 分析化学, 2003, 31(12): 1482-1484.
- [29] 王广健, 尚德库, 胡琳娜, 等. 玄武岩矿纤维中铁含量的催化光度法测定[J]. 分析化学, 2003, 31(5): 639.
- [30] 曹秋娥, 李祖碧, 王加林, 等. 偶氮胭脂红 B 动力学光度法测定 Fe(III) [J]. 化学研究与应用, 2003, 15(1): 120-122.
- [31] 高金波, 侯巍, 丁立新. 催化动力学光度法测定痕量铁的研究[J]. 微量元素与健康研究, 2003, 20(1): 43-45.
- [32] 徐茂蓉. 过氧化氢-铁(III)-罗丹明 B 催化体系测定痕量铁[J]. 盐城工学院学报, 2003, 16(2): 34-36.
- [33] 任风莲, 陈国平. 动力学光度法测定高纯碳酸锂中痕量铁[J]. 上饶师范学院学报, 2001, 21(3): 54-57.
- [34] 管桂芝, 王立斌. 动力学分光光度法测定人参中的痕量铁[J]. 人参研究, 2004, (4): 8-10.
- [35] 陈国树, 谢艳招. 催化动力学光度法测定痕量铁[J]. 南昌大学学报, 2004, 28(2): 144-147.
- [36] 邵水源. 水中痕量铁测定方法的研究[J]. 西安科技学院学报, 2002, 22(3): 288-290.
- [37] 杨兵兵, 王铎. 催化褪色光度法测定痕量铁- Fe(III) +亚甲基蓝+过氧化氢体系[J]. 广东微量元素科学, 2005, 12(3): 57-59.
- [38] 谢建鹰, 高星才, 涂明启. 催化褪色光度法测定痕量铁-亚甲基蓝-铁(III)-过氧化氢体系[J]. 上饶师范学院学报, 2005, 25(3): 52-54.
- [39] 于薇, 王晓菊. 催化动力学光度法测定痕量铁[J]. 光谱实验室, 2001, 18(6): 783-785.
- [40] 郭洁, 曹秋娥, 李祖碧, 等. 丽春红 2R-高碘酸钾催化动力学体系光度法测定痕量铁[J]. 分析科学学报, 2004, 20(1): 69-71.
- [41] 王静萍, 王建英. 催化褪色光度法测定痕量铁的研究[J]. 山西师范大学学报, 2002, 16(1): 55-57.
- [42] 魏永前, 赵康, 于琴, 等. $\text{KBrO}_3\text{-KI-}$ 季胺新体系催化光度法测定痕量铁及其机理研究[J]. 光谱实验室, 2005, 22(5): 1007-1010.
- [43] 黄湘源, 陈虹. 痕量铁催化对氨基二甲替苯胺-H 酸显色反应[J]. 分析化学, 2003, 31(2): 175-177.
- [44] 于京华, 赵国强. 二溴对甲基偶氮羧催化动力学光度法测定岩石及粮食中铁[J]. 分析实验室, 2000, 19(5): 50-52.
- [45] 李占灵, 李艳霞, 王金中. 抑制甲基橙褪色动力学光度法测定痕量铁[J]. 分析实验室, 2006, 25(10): 59-61.
- [46] 刘佳铭. 抑制 - 桑色素褪色光度法测定痕量铁(III)[J]. 分析化学, 2001, 29(2): 247.
- [47] 匡云艳, 杨文荣, 徐其亨, 等. 铁的阻抑催化动力学光度分析法[J]. 云南民族学院学报, 1999, 8(2): 28-30.
- [48] 王文元, 顾丽莉. 流动注射催化光度分析法的研究进展[J].

土壤重金属污染的微生物效应研究进展

王 彬 杨胜翔 徐卫红
(西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘 要 文章综述了土壤重金属污染的微生物效应、重金属污染土壤的微生物学评价及微生物的修复机制等方面的研究进展,并对今后土壤重金属污染的微生物修复的研究重点进行了展望。

关键词 重金属污染 土壤微生物 修复

重金属污染土壤的治理是当今世界的一大难题,由于土壤中重金属污染是一个不可逆的过程,且土壤中的重金属具有非降解性及难以清除性。采用传统方法修复重金属污染土壤是非常困难和昂贵的^[1]。而生物修复法能克服传统方法中的缺点,越来越受到重视^[2]。土壤中微生物种类繁多,数量庞大,有的不仅参与土壤中污染物的循环过程,还可作为环境载体吸附重金属等污染物^[3]。由于微生物对重金属具有积累和解毒作用的功能,可促进有毒、有害物质解毒或降低毒性,使土壤重金属污染生物处理技术的发展和运用倍受关注。虽然近年来人们已经对土壤重金属污染的微生物效应、微生物学评价及修复机制做了大量的研究,但往往这些研究都是独立进行,缺乏相互之间的联系,造成很多结论的不统一性,对它们的综合评价产生一定的影响。因此,系统综述土壤重金属污染的微生物效应、微生物学评价及微生物的修复作用等方面的研究进展,研究和运用微生物与重金属间的相互关系和作用特点,对重金属污染土壤的微生物修复具有重要的意义^[4]。

1 土壤重金属污染的微生物效应及毒性

1.1 重金属污染对土壤微生物活性的影响

当土壤受外来重金属污染物污染时,微生物为了维持生存可能需要更多的能量,而使土壤微生物的代谢活性发生不同程度的反应^[586]。微生物的代谢商(qCO_2)是微生物活性反应指标之一,它反映了单位生物量的微生物在单位时间里的呼吸作用强度^[6138]。土壤微生物的代谢商通常随着重金属污染程

度的增加而上升。Chander 等^[7613] 研究认为,含高浓度重金属的土壤中微生物利用有机碳更多地作为能量代谢,以 CO_2 的形式释放,而低浓度重金属的土壤中微生物能更有效地利用有机碳转化为生物量碳,土壤中的重金属含量的高低影响了微生物的呼吸及代谢,进而影响了土壤的呼吸作用。张玲和叶正钱^[6139] 研究了铅锌矿区污染土壤的微生物活性,在矿口处土壤基础呼吸为 $33.69 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,明显高于其他地段,在远离矿口 800 m 的地方土壤基础呼吸为 $24.57 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,明显高于对照的 $4.06 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,矿口土壤的土壤基础呼吸和微生物代谢商分别是对照土壤的 1.6 倍和 2.3 倍。Fliepbach 等^[81202] 也研究认为,代谢商是评价重金属微生物效应的敏感指标,它可以反映出土壤重金属污染程度。

1.2 重金属污染对土壤微生物生物量的影响

土壤微生物生物量代表着参与调控土壤中能量和养分循环以及有机质转化所对应生物量的数量,而且土壤微生物碳或氮转化速率较快,可以很好地表征土壤总碳或总氮的动态变化,是比较敏感的生物学指标^[81201]。大量的研究表明,由于土壤重金属污染造成微生物生物量发生变化。Khan 等^[920] 研究指出,Pb 污染矿区土壤的微生物生物量受到严重影响,靠近矿区附近土壤的微生物生物量明显低于远离矿区土壤的微生物生物量。Fliepbach 等^[81201] 研究结果表明,低浓度的重金属能刺激微生物生长,可增加微生物生物量碳,而高浓度重金属污染则导致土壤微生物生物量碳的明显下降。Khan 等^[931] 采用室内培养实验,研究了 Cd、Pb 和 Zn 对红壤微生物生

物量的影响,当其浓度分别为 30、450、150 $\mu\text{g/g}$ 时导致微生物生物量的显著下降。土壤环境因素也影响重金属污染对土壤微生物生物量的大小。研究表明,在土壤中加入微量的镉,能使土壤含细菌数目由 $4\,800 \times 10^4$ 减少为 2 000 个/ $\text{g}^{[10]}$ 。以上都说明重金属污染对土壤微生物生物量的影响是很明显的。

1.3 重金属对微生物种群结构的影响

土壤微生物种群结构是表征土壤生态系统群落结构和稳定性的重要参数。由于土壤微生物通常都和土壤粘土矿物质和有机质结合在一起,生理和形态差异很大,目前对微生物种群进行定量分析还存在很大困难。而碳素利用法(Biolog)是近年来发展起来的根据微生物利用碳源引起的指示剂的变化,检测不同的微生物群落结构的先进方法^[11]。腾应等^[12]采用 Biolog 法分析矿区侵蚀土壤微生物的群落多样性,发现微生物群落结构在污染与对照土壤中有很大不同:在污染最严重的土样中,Biolog 板的颜色变化最慢,总体的平均吸光值也最低。随重金属含量的降低,这些指数都呈上升趋势;同时矿区侵蚀土壤微生物群落的功能多样性(Shannon)指数明显低于对照土壤,最低的为 0.997,指数的平均值是对照土壤的 57.34%。

一般认为重金属污染会减少微生物对单一碳底物的利用能力,减少群落的多样性。有研究表明,在土壤微生物发生明显变化以前,整个微生物区系已经发生质的变化,不适应的微生物数量下降,适应生长的微生物数量增大并积累^[587]。理论上会有 2 种或 2 种以上更具耐性的物种来填补,从而丰富了微生物系统,抗性微生物通常由于生理适应或基因改变而取代敏感种。有人认为在重金属的胁迫下,细胞代谢及微生物功能的改变,引起微生物的生存力和竞争力发生变化而导致种群大小的改变^[13]。因此,重金属胁迫对微生物种群结构产生一定影响。但从微生物进化的角度来看,适当浓度的重金属,对物种的多样性,以及提高微生物的抗性机制,有一定的积极作用。

1.4 重金属污染对微生物的生态毒性

土壤重金属浓度增加时就会影响甚至抑制微生物的生长及代谢活动。某些非生物学功能的重金属,如 Cd 等在其浓度很低时即有高毒性^[14]。Cd 对细胞具有致突变效应,导致 DNA 链断裂,Cd 可与含羧

基、氨基,特别是含巯基的蛋白质分子结合,而使许多酶的活性受到抑制和破坏,使肾、肝等组织中的酶系功能受到损害。Pb 可与体内一系列蛋白质、酶和氨基酸内的功能团相结合,从多方面干扰机体的生化和生理功能,可造成细胞膜的损伤,破坏营养物质的运输^[15]。

Haanstra 和 Doelman^[16]研究表明:对 As、Cd、Cr、Cu、Pb、Ni、Zn 复合污染的土壤,重金属总量达 658.7 mg/kg 时土壤微生物生物量仅为对照(121.0 mg/kg)的 32%,而当重金属总量为 3 446.6 mg/kg 时,土壤微生物量只有对照的 22%。另外,土壤微生物区系结构的研究表明,同样在 As、Cd、Cr、Cu、Pb、Ni、Zn 复合污染的土壤中,重金属总量达到 658.7 mg/kg 时,细菌和真菌生物量分别较对照(121.0 mg/kg)下降 29% 和 45%,当重金属总量达到 3 446.6 mg/kg 时,分别下降 81% 和 85%^[17]。

2 微生物对污染土壤中重金属环境化学行为的影响

2.1 微生物对重金属活性的影响

微生物对重金属活化的促进主要是通过各种代谢活动直接或间接地进行。土壤微生物的代谢作用能产生多种低分子量的有机酸,如甲酸、乙酸、丙酸和丁酸等^[18]。Chanmugathas 等^[19231]报道,在营养充分的条件下,微生物可以促进 Cd 的活化,从土壤中溶解出来的 Cd 主要是和低分子量的有机酸结合在一起。他们通过不同碳源条件下微生物对重金属的活化比较实验,研究结果表明,以土壤有机质或土壤有机质加麦秆及易被微生物利用的葡萄糖作为碳源时,经过一段时间后,不灭菌处理的淋溶液中重金属离子的浓度显著高于灭菌处理,这说明微生物通过其代谢活动可促使土壤中重金属的活化。他们的研究还表明,微生物可促进土壤对重金属的固定,同时又能通过其代谢活动及其产物促进重金属的溶解。

根际土壤是微生物的活跃区域,由于根际微生物的存在大大增加了根系分泌物的数量和种类,从而促进了根际土壤中重金属的活性。谢正苗^[20]报道,铝超量积累植物如多花野牡丹的体内 pH 值非常低,可以释放 H^+ 到根际土壤,使根际土壤酸化,导致铝活度增加,引起植物对铝的高量吸收。Ye 等^[21]报道,*Typha latifolia*(香蒲)根际的 Fe 和 Mn 氧化物含

量较非根际明显要多。此外,根际微生物可以通过分泌有机酸改变根际 pH 值,从而改变重金属在根际的存在形态和毒性。而土壤中 Pb、Cu、Zn、As 浓度增大有利于土壤解吸,70% 以上的吸附 Cd 可以被解吸液解吸下来进入土壤溶液,增加 Cd 的活性。

土壤中的重金属通过微生物的代谢作用、氧化-还原作用及对重金属的活化作用,改变重金属在土壤中的存在形态,有利于重金属的植物吸收,有利于重金属在土壤中的生物吸附固定,有利于重金属毒性的降低。

2.2 微生物对重金属的氧化-还原过程

微生物可通过直接的氧化作用或还原作用,改变重金属的价态,金属价态的改变会影响到金属的溶解性、移动性以及生态毒性。微生物能氧化土壤中多种重金属元素,某些自养细菌如硫-铁杆菌类(*Thiobacillus ferrobacillus*)能氧化 As^{3+} 、 Cu^+ 和 Fe^{2+} 等,假单胞杆菌(*Pseudomonas*)能使 As^{3+} 、 Fe^{2+} 和 Mn^{2+} 等发生氧化,微生物的氧化作用能使这些重金属元素的活性降低^{[76]4}。硫还原细菌可通过 2 种途径将硫酸盐还原成硫化物,一是在呼吸过程中硫酸盐作为电子受体被还原;另一是在同化过程中利用硫酸盐合成氨基酸,如胱氨酸和蛋氨酸,再通过脱硫作用使 S^{2-} 分泌于体外^{[19]229}。 S^{2-} 可以和重金属 Cd^{2+} 形成沉淀,这一过程在重金属污染治理方面有重要的意义。可溶的汞(Hg^{2+})在环境中可以被好氧细菌还原为可挥发的 HgO 并释放到空气中,可使用汞还原菌促使汞(Hg)还原和挥发,以达到对汞污染土壤生物修复的目的。

2.3 微生物对重金属的生物吸附和富集

土壤微生物本身及其代谢产物都能吸附和转化重金属。微生物对重金属的生物积累机理主要表现在胞外络合作用、胞外沉淀作用以及胞内积累 3 种形式。微生物可通过带电荷的细胞表面吸附重金属离子,或通过摄取必要的营养元素主动吸收重金属离子,将重金属离子富集在细胞表面或内部^[22]。微生物表面结构对重金属的吸附起着重要的作用,微生物细胞壁和黏液层能直接吸收或吸附重金属。Beveridge^[23]认为,重金属首先被吸附于细菌表面的活性位点上,这个过程符合化学计量规律,并且形成一个重金属的“核”,重金属不断在“核”周围累积,直到填满核周围的空隙为止。

据报道,芽孢杆菌属的菌株都有强大的吸附金属的能力^[24]。用地衣芽孢杆菌 R08 吸附 Pb^{2+} ,45 min 后吸附量可达 224.8 mg/g^[25]。最大螺旋蓝细菌吸附 Cd 时,Cd 和干细胞的最大吸附量分别可达 43.63 和 37.00 mg/g。用碱提取的极生蓝细菌能够从 Cd 溶液中吸收超过 90% 的 Cd^{2+} ,所吸附的金属可占生物体干重的 18%^[26]。

在国外,现阶段主要集中于利用含某目标重金属的培养基,诱导具有重金属抗性的吸附菌株,通过基因工程技术提取抗性基因,并对该基因进行序列分析,获取遗传密码。也可利用微生物的代谢产物吸附固定土壤中的重金属,微生物在其生长过程与土壤环境因素相互作用时会释放出许多代谢产物,如 H_2S 及有机物等,这些代谢产物能与重金属发生反应从而吸附固定重金属。

3 重金属污染土壤的微生物修复作用

重金属污染土壤的微生物修复是利用微生物的生物活性对重金属的亲合吸附或转化为低毒产物,从而降低重金属的污染程度。在长期受某种重金属污染的土壤中,生存有很大数量的、能适应重金属污染环境并能氧化或还原重金属的微生物类群。重金属污染土壤的微生物修复主要包括 2 方面,即生物吸附和生物氧化-还原。生物吸附是重金属被活的或死的生物体所吸附的过程,而生物氧化是利用微生物改变重金属离子的氧化-还原状态降低土壤环境中重金属含量。Weon^[27]研究表明,表面传送的金属绑定缩氨酸细菌吸收剂的生物聚集作用,可以作为一种通用的重金属污染的清除方法。Desjardin^[28]在法国某污染区土壤开展了微生物活性对铬化学形态的影响研究。该区土壤 Cr 含量为 4 700 mg/kg,并有 40% 的铬以可溶的六价铬存在。经过研究发现,土壤在 30 °C 饱和水含葡萄糖和营养物基质内培养后,其内天然微生物的活性对将 Cr^{6+} 还原成低迁移率的 Cr^{3+} 有显著的影响。从中分离出还原 Cr^{3+} 的菌种链霉菌属(*Thermocarboxydus*),当细菌细胞群集或附着到悬浮固体颗粒上,*Thermocarboxydus* 还原 Cr^{6+} 为 Cr^{3+} ,使 Cr 的活性及毒性降低。微生物可使还原态重金属氧化,如无色杆菌、假单胞菌能使亚砷酸盐氧化为砷酸盐,从而降低 As 的毒性^[29]。在厌氧条件下,微生物通过沉淀作用,利用产 H_2S 细菌产生的 H_2S 与 Cd^{2+} 结合生成 CdS 沉淀,可以降低 Cd 的

毒性。

除此而外,重金属污染土壤的微生物修复的另一重要方面是菌根的作用。菌根是植物根系和真菌形成的一种共生体,菌根与土壤的交互作用形成了菌根际。对根际的研究结果表明,根际环境的改变直接影响了重金属在土壤-植物系统中的迁移、转化及生物有效性。菌根对于植物吸收 Cu、Zn 和 Pb 等重金属有着调控的作用,这可能与菌根对重金属的生物吸附和富集,或者由于菌根促进磷酸根离子的吸收使其与重金属形成多聚磷酸盐在根部累积有关^[30]。在重金属污染土壤中培育对重金属具有降毒能力的微生物,有些微生物具有嗜重金属性,利用特异微生物有效地吸收土壤中的重金属,使污染区净化,以保证土壤生态健康和农业的可持续发展。

4 重金属污染土壤的微生物学评价

土壤微生物与土壤重金属污染之间的关系是国内外环境科学领域的一个研究热点。由于重金属能够明显影响土壤微生物的生长、形态和生化活性,进而降低其生物量和多样性,土壤微生物已经成为一个公认的早期敏感指标被用于重金属污染土壤的评价。

4.1 土壤中对重金属敏感的微生物

廖瑞章等^[31]在 9 种土壤以及矿物盐、蔗糖培养基中观察固氮菌对 4 种重金属及砷的毒性临界浓度,发现六价铬的浓度在 3~10 mg/kg、铜浓度达 1~6.25 mg/kg、铅浓度为 30 mg/kg、汞为 0.3~0.7 mg/kg、砷浓度为 2.5~10 mg/kg 时,土壤中固氮菌数量显著减少,可作为毒性临界浓度使用。

有研究报道^[32],抗铅微生物比例随土壤铅含量加大而增大,其中对照土样中仅有 0.016% 的微生物可以耐受 1.0 mmol/L 硝酸铅,且所有微生物均不能耐受 2.5 mmol/L 硝酸铅,而所有的污染区土壤都有一定数量微生物可以耐受 2.5 mmol/L 硝酸铅。其最大抗性比例分布在核心污染区,土壤微生物中 30.5% 可以耐受 1.0 mmol/L 硝酸铅,20.4% 可以耐受 2.5 mmol/L 硝酸铅,抗性比例是对照的 1 274 倍。这些数据表明,土壤抗性微生物比例可为重金属污染程度评价提供有价值且非常敏感的信息。

已有研究结果表明^[33],不同微生物类群对重金属的敏感程度不同。Gadd 和 Fry^[34]研究了未污染土

壤与污染土壤中的细菌种群,发现每种土壤中的细菌种群都包括 2 类,其中一种比另一种能忍耐更大浓度范围的重金属。研究还发现污染重的土壤(Cd、Cu、Ni、Pb 分别为 12、82、199、207 mg/kg)比污染轻的土壤(Cd、Cu、Ni、Pb 分别为 2、11、48、13 mg/kg)中耐性细菌的数量多 15 倍。Kandeler 等^[35]在研究不同浓度 Cd 对微生物的影响时发现,随 Cd 浓度的增加,细菌的总量并没有明显变化,但敏感菌与耐性菌的数量之比却发生了明显变化。因此这一比值可作为指标来评价土壤重金属污染。

4.2 生物有效性的影响因素

重金属生物有效性是衡量重金属元素迁移性和生态影响的关键参数,在生态地球化学评价中有重要的作用。Mccarty 和 Mackay^[36]强调生物有效性是一个动态的过程,包括 2 个截然不同的阶段:以物理化学作用驱动机制的解吸过程和以生理学作用为驱动机制的吸收过程。2 种概念的实质都在于研究化学物质与生物体的一种潜在的相互关系,它必须将生物体与周围环境联系起来综合考虑,因此,生物有效性不仅受环境的影响,也受生物体自身的影响。目前生物有效性的评价方法较多,根据不同的研究对象可归为 2 类,即直接或间接的物理化学法和生物学评价法,其中物理化学法包括总量预测法、化学提取法和自由离子活度法。各种方法都有其适用范围和局限性。

重金属的生物有效性通常受土壤理化性质的影响,孟昭福和张增强^[37]利用通径分析对土壤阳离子交换量(CEC)、pH 值、土壤有机质胶体(OM)的 3 个主要污泥性质对 5 种重金属生物有效性的影响进行了分析,结果表明,CEC、pH 值为主要影响因素。土壤施肥能改变土壤的理化性质如 pH 值、溶液中离子的组成、阳离子交换量等,或直接与重金属离子发生反应,影响重金属的生物有效性。孙波等^[38]通过对重金属复合污染红壤菜园土和水稻土的培育试验表明,石灰对土壤重金属污染的修复效果比有机肥好,土壤生物有效性重金属含量与可溶性有机碳(DOC)呈极显著相关,而作物生长期的生理指标可以指示土壤重金属生物有效性的变化。

种植不同的作物也会改变土壤重金属的生物可利用性。如种植水稻^[39]会促进土壤中的锌向非活性的残余态转化,使土壤重金属的生物有效性降低;而

蚕豆^[40]使土壤中的锌保持较高活性;种植油菜^[41]后土壤锌的有效态增加、活性增加。

5 结论与展望

土壤重金属的活性及迁移归宿受土壤中一系列化学特性的影响,如土壤 pH、Eh、土壤胶体吸附和沉淀溶解等因素的综合影响。微生物作为土壤中重要胶体组分的物质,由于其数量多、表面活性强,因此,微生物对重金属化学行为和生物有效性都会产生深刻的影响。微生物对重金属活化的促进和氧化—还原主要决定于微生物的代谢活动,因此,微生物的一些特性能有效地表现出重金属在土壤中的存在状态。根际微生物,特别是菌根真菌对重金属的吸收以及重金属从土壤向植物的转移有着重要的影响,深入研究根际细菌、菌根真菌以及细菌与真菌的相互作用与重金属在土壤—植物系统中迁移,对降低土壤重金属的活性和有效性具有重要的意义,同时应加强土壤重金属污染对微生物的毒理学研究,以研究土壤重金属污染的毒理效应、生态风险评价及其诊断指标的建立为切入点,建立土壤环境质量指标体系,充分发挥土壤微生物净化功能,使微生物修复在重金属污染土壤上发挥更大的作用。

6 参考文献

- [1] Ebbs S D, Lasat M M, Brady D J, et al. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil[J]. *Environ Qual*, 1997, 26: 1424–1430.
- [2] 周启星, 林海芳. 污染土壤及地下水修复的 PRB 技术及展望[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2001, 2(5): 48–53.
- [3] 许光辉, 李振高. 微生物生态学[M]. 南京: 东南大学出版社, 1991.
- [4] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [5] 滕应, 黄昌勇. 重金属污染土壤的微生物生态效应及其修复研究进展[J]. *土壤与环境*, 2002, 11(1): 85–89.
- [6] 张玲, 叶正钱. 铅锌矿区污染土壤微生物活性研究[J]. *水土保持学报*, 2006, 20(3): 138–139.
- [7] Chander K, Brookes P C. Synthesis of microbial biomass from added glucose in metal-contaminated and noncontaminated soils following repeated fumigation[J]. *Soil Biol Biochem*, 1992, 24: 613–614.
- [8] Fliepbach A, Martens R, Peber H. Soil microbial biomass and activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge[J]. *Soil Biol Biochem*, 1994, 26: 1201–1203.
- [9] Khan K S, Xie Z M, Huang C Y. Effect of cadmium, lead and zinc on size of microbial biomass in red soil[J]. *Pedosphere*, 1998, 8: 27–32.
- [10] McGrath S P, Chaudhri A M. Long term effects of metals in sewage on soils micro-organisms and plant[J]. *Journal of Industrial Microbiology*, 1995, 14: 94–101.
- [11] 钟鸣, 周起星. 微生物分子生态学技术及其在环境污染中的应用[J]. *应用生态学*, 2002, 13(2): 247–251.
- [12] 滕应, 龙健. 矿区侵蚀土壤的微生物活性及群落多样性研究[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(1): 23–26.
- [13] 段学军, 盛清涛. 土壤重金属污染的微生物生态效应[J]. *中原工学院学报*, 2005, 16(1): 1–4.
- [14] 周启星, 黄国宏. 环境生物地球化学及全球环境变化[M]. 北京: 科学出版社, 2001.
- [15] 雷鸣, 廖柏寒, 秦普丰. 矿区污染土壤 Pb、Cd、Cu 和 Zn 的形态分布及其生物活性的研究[J]. *生态环境*, 2007, 16(3): 807–811.
- [16] Haanstra L, Doelman P. Glutamic acid decomposition as a sensitive measure of heavy metal pollution in soil[J]. *Soil Bio Biochem*, 1984, 16(6): 595–600.
- [17] Kuperman R G, Carreiro M M. Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem[J]. *Soil Biol Biochem*, 1997, 29(2): 179–190.
- [18] 阎晓明, 何金柱. 重金属污染土壤的微生物修复机理及研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2002, 30(6): 877–878.
- [19] Chanmugathas P, Bollag J M. Microbial role in immobilization and subsequent mobilization of cadmium in soil[J]. *Arch Environ Contamin Toxicol*, 1988, 17: 229–235.
- [20] 谢正苗. 铝超积累植物和铝排斥植物吸收和累积铝的机理[J]. *生态学报*, 2002, 22(10): 1653–1659.
- [21] Ye Z H, Cheung K C, Wong M H. Copper uptake in *Typha latifolia* as affected by iron and manganese plaque on the root surface[J]. *Canadian J of Botany*, 2001, 79(3): 314–320.
- [22] Beveridge T J. The response of cell walls of *Bacillus subtilis* to metals and electron microscopic strains[J]. *Can J Microbial*, 1978, 24: 89–104.
- [23] Beveridge T J. Mechanisms of the binding of metallic ions to bacterial walls and the possible impact on microbial ecology[M]. Washington: American Society for Microbiology, 1984: 601–607.
- [24] 黄淑惠. 细菌固定金属的作用机制[J]. *环境科学学报*, 1992, 19(3): 173–208.
- [25] 刘月英, 傅锦坤, 李仁忠, 等. 细菌吸附 Pb^{2+} 的研究[J]. *微生物学报*, 2000, 20(5): 535–539.
- [26] Augustoda C A C, P de Franca F. Cadmium uptake by *Spirulina maxima*: toxicity and mechanism[J]. *World Journal of Micro-*

(下转第 30 页)

近年来国内反渗透技术在废水处理中的应用状况

牛涛涛¹ 李振玉² 汪建根¹ 闫晓¹

(¹ 陕西科技大学资源与环境学院, 西安 710021; ² 河南六建集团工业设备安装分公司, 河南 洛阳 471003)

摘 要 反渗透技术是一种高效、易操作的液体分离技术,同传统的废水处理方法相比具有处理效果好,可实现废水的循环利用和对有用物质回收等优点。文章简要介绍了反渗透技术的基本原理,重点介绍了反渗透技术在垃圾渗滤液、矿区污水、钢铁工业废水、电厂废水、电子工业废水、化工废水及印染废水处理中的应用研究进展状况。并讨论了反渗透技术的发展前景。

关键词 反渗透 废水处理 脱盐

反渗透(RO)是利用反渗透膜选择性的透过溶剂(通常是水)而截留离子物质,以膜两侧静压差为动力,克服溶剂的渗透压,使溶剂通过反渗透膜而实现对液体混合物进行分离的膜过程。自 1995 年美国海德能公司的反渗透膜产品进入国内市场后,已在电力、石油、化工、冶金、电子、医药、食品等行业以及市政给水、直饮水等民用方面得到了广泛的应用。目前,反渗透技术正快速地向污水处理、回用的环保领域发展^[1]。

1 反渗透分离原理

渗透是水从稀溶液一侧通过半透膜向浓溶液一侧自发流动的过程。半透膜只允许水通过,而阻止溶解固体物质的通过,见图 1(a)。

浓溶液随着水的流入而不断被稀释。当水向浓溶液流动而产生的压力足够用以阻止水继续净流入时,渗透处于平衡状态,见图 1(b)。平衡时,水从任一边通过半透膜向另一边流入的数量相等,即处于动态平衡状态,而此时压力称为溶液的渗透压。

当在浓溶液上有外加压力,而且压力大于渗透

压时,浓溶液中的水就会通过半透膜流向稀溶液,使得浓溶液的浓度更大,这一过程就是渗透的相反过程,称为反渗透^[2],见图 1(c)。

2 反渗透在废水处理中的应用

2.1 在垃圾渗滤液处理中的应用

垃圾填埋场渗滤液主要是指垃圾分解后产生的内源水与外来水(大气降水、地表水、地下水)。与一般的城市污水相比,其水质复杂、多变,污染物浓度高,净化处理难度大。目前,国内垃圾填埋场渗滤液的净化处理一般采用回灌、生化等常规方法,但在实际运行中,生物菌常因无法适应垃圾渗滤液水量、水质和 COD 值的剧烈变化而被抑制甚至死亡。西欧、北欧、北美和澳洲地区正逐渐采用新型的膜分离技术处理和净化垃圾渗滤液,其中反渗透分离技术的应用最为广泛,并取得了很好的效果^[3]。

湖南大学原维芳等^[4]在国内最先对反渗透法处理城市垃圾填埋场渗滤液进行研究。他们采用 8 种反渗透膜进行试验,试验结果为:最适合处理垃圾渗滤液的是 3[#] 醋酸纤维素 RO 膜,对 COD、色度去除率可达 95%以上,出水达到国家排放标准(GB 16889-1977)。3[#] 膜的平均水通为 30~42 L/(m²·h);运行过程中最佳的操作压力为 3.5 MPa;预处理出水的 pH 值范围为 8.67~8.97,在进 RO 装置前应调到 5~6,以延长膜的使用寿命。天津大学王维斌等^[5]对北方滨海某城市垃圾填埋场渗滤液处理工程改造升级的设计方案进行研究,在分析该渗滤液水质特点和原有简单物

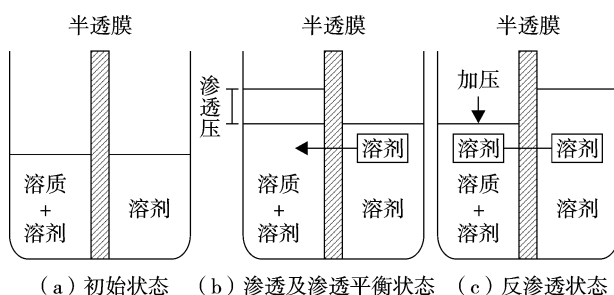


图 1 反渗透工作原理

化—一级生化工艺缺陷的基础上,提出物化—多级生化—氧化吸附—反渗透工艺。改造工程建成后,实际渗滤液的COD为2 000~15 000 mg/L,氨氮为50~1 000 mg/L,全盐量为2 000~20 000 mg/L,污染物含量高于设计值。经过3个月的调试运行,在生物处理系统稳定运行状态下,生物活性炭出水达到了《生活垃圾填埋污染控制标准》(GB 16889-1997)中的一级标准,反渗透出水达到了生活杂用水标准。

2.2 在处理矿区污水中的应用

为了缓解矿区用水紧张的局面,合理地利用水资源,许多矿区开展了多种用途的水回用工作,其中将循环排污水用于锅炉补给水是水回用中的一项重要工作。

刘建斌等^[6]采用超滤与反渗透联合工艺处理矿区电厂循环冷却排污水,将出水作为锅炉补给水的原水,经过5个月的现场试验,确定RO运行参数为:进水压力570~690 kPa;出水压力560~580 kPa;压差10 kPa。产水水量0.09~0.1 m³/h;浓水排放量0.067 5~0.075 m³/h。出水水质良好,特别是RO出水平均除盐率大于99%。郭中权等^[7]对反渗透处理高硫酸盐硬度矿井水进行了研究。通过试验确定的阻垢剂型号为Argo公司的MDC220,投加量6.0 mg/L可有效控制反渗透装置的结垢问题。工业性应用表明反渗透脱盐率达到97%以上。中煤国际工程集团武汉设计研究院设计采用了国内先进的絮凝沉淀—过滤—反渗透膜分离技术对鹤壁煤业集团矿井水进行处理。处理后,出水达到中华人民共和国电力行业用水标准,预计2010年水处理厂可供水2 324.904万m³/a,矿井水开发利用的前景广阔^[8]。

2.3 在钢铁工业废水处理中的应用

钢铁工业是用水大户,用水量约占我国工业用水总量的10%。国家节水规划要求2005年钢铁行业取水量控制在23.3亿m³以内,因此,钢铁工业要增产和发展,仅靠节水是不够的,最经济有效的就是将综合排放污水处理后回用^[9]。

2005年,唐山钢铁股份有限公司针对一部分生产废水(240 m³/h),利用反渗透技术进行深度处理。系统试运行后,产水电导率比较稳定,平均值在60 μs/cm左右;产水量稳定在180 m³/h左右;压差平均值在0.25 MPa左右。系统运行成本低,出水水质好,预计

5 a可收回成本^[10]。杨艾花等^[11]利用反渗透技术处理回收钢铁企业生产废水进行试验研究,试验规模为进水5 m³/h,除盐水5 m³/d。经过8个月的试验,反渗透装置回收率75%以上,除盐率97%以上。证明反渗透处理技术可以应用于太钢的生产废水回收处理,并确定了主体工艺:采用反渗透技术处理回收生产废水,处理水量3 000 m³/h。

2.4 在电厂废水处理中的应用

电力工业既是用水大户,也是排水大户,1座1 000 MW的大型火电厂的耗水量约10万t/d,相当于1个中小城市的用水量^[12]。循环冷却水系统耗水量约占全厂耗水量的70%~80%,其中排污损失约占20%~30%。为节约水资源,减少环境污染,循环冷却排污水的回收利用势在必行。

苏金坡等^[13]利用超滤—反渗透的工艺处理电厂循环冷却排污水,超滤作为反渗透的预处理,反渗透系统产水量为1 t/h(75%回收率)。经过1个多月的连续试验,结果表明,反渗透的回收率可以达到72%~75%,脱盐率达到99%以上;各段运行压降平稳,第1段与第2段的压降为0.07~0.09 MPa,第2段与第3段的压降为0.04~0.09 MPa,采用型号为PTP-0100阻垢剂阻垢性能良好;水中的绝大部分盐分、胶体和有机物已被除去,出水电导在25 μs/cm以下。山东某电厂建设了200 m³/h反渗透除盐水项目,以循环冷却排污水为水源,反渗透出水作为锅炉预脱盐补充水,其产生的浓水通过泵打到煤场和输煤栈桥做喷淋水。2003年竣工后经过1 a多的运行,出水含盐量一直低于20 mg/L,完全符合锅炉补给预脱盐水的要求^[14]。

2.5 在电子工业废水处理中的应用

在我国,反渗透应用于电子工业废水处理的报道,最早可以追溯到1981年,反渗透就已经成功应用于大型集成电路超纯水的制备^[15]。目前,反渗透在电子工业废水处理中的应用已经相当广泛。

2004年4月,国家海洋局杭州水处理技术开发中心为乐金飞利浦曙光电子有限公司设计和建造了130 m³/h RO彩色显像管废水回收项目。该项目是迄今我国第一个大规模进行彩色显像管生产企业废水回用项目。RO部分由32根RO组件,按10:6形式排列,共2套,分别用1个高压泵供水。该项目在2004年5月投入运行。经检测,各项指标均超过设

计要求:脱盐率为 97.3%;水回收率为 70%;产水量为 $130 \text{ m}^3/\text{h}$ 。制水耗电 $0.85 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$,表明 RO 在该领域的应用在技术上和经济上是可行的^[16]。谢东方^[17]对深圳宝安区一家企业的印制电路板废水处理回用工程进行研究。得出结论:采用预处理-反渗透-离子交换混床相结合的处理工艺,是处理印制电路板生产废水并回用的有效方法。处理后的初级纯水、高纯水电导率分别低于 150 和 $50 \mu\text{s}/\text{cm}(25^\circ\text{C})$,可满足生产线用水水质要求。该处理工艺具有实用先进、安全可靠、运行稳定的特点,不仅可以节省大量水资源,解决企业用水难问题,而且可以节省成本,减轻环境污染。

2.6 在化工废水处理中的应用

化工企业也是用水、排水大户,全国化工企业排放废水约 $3.5 \times 10^9 \text{ t/a}$ ^[18]。目前,反渗透应用于我国化工废水回用尚处于初级阶段,取得成功的工程只占极少数,许多工程还存在各种问题,没有达到既定的设计指标。

赵剑宇等^[19]利用反渗透-氨吹脱工艺对高氮工业废水进行净化试验。实验废水取自云南某氮肥厂,水中氨氮化合物、 Cl^- 严重超标,反渗透膜组件采用甘肃科学院研制的 CA 反渗透膜,螺旋卷式膜组件。实验结果表明处理后的工业废水达到国家许可的排放标准(GB 8978-1996),氨氮去除率达 96%以上, Cl^- 的去除率达 98%以上,COD 低于国家标准,该工艺方案是可行的。朱圣东等^[20]采用反渗透法处理上海北新泾柠檬酸厂黄原胶中试生产废水,在一自制的高压反渗透评价池内,对试验过程进行研究。试验结果表明:反渗透法处理黄原胶发酵废水技术上可行,最佳操作条件为 $\Delta P=3 \text{ MPa}$, $Q_f=100 \text{ L/h}$,废水的最终浓缩浓度控制在 $6 \text{ kg}/\text{m}^3$ 。采用蒸馏水预清洗,然后采用 0.08 mol/L 的 NaOH 溶液清洗,膜的通量可以得到较好的恢复。2003 年 3 月,鲁南化肥厂和国家海洋局杭州水处理研究所合作,通过试验研究,将反渗透技术应用到低浓度 NH_4Cl 废水的回用上,试验结果:处理后产品淡水含 $\text{Cl}^- \leq 10 \text{ mg/L}$,pH 值为 7~8,组分为 H_2O 、 Cl^- 、 NH_4^+ 、游离氨;产品浓水 NH_4Cl 浓度 $\geq 6000 \text{ mg/L}$,pH 值为 8~10,组分为 H_2O 、 Cl^- 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Na^+ 、 Fe^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 。试验结果表明反渗透技术适合应用于低浓度 NH_4Cl 废水的回用^[21]。

2.7 在印染废水处理中的应用

我国是印染业的大国,而印染业又是工业废水排放大户,据不完全统计,我国印染废水排放量约为 $3 \times 10^6 \sim 4 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$,印染厂每加工 100 m 织物,产生废水量 $3 \sim 5 \text{ m}^3$,故由此而造成的生态及经济损失是不可计量的。纺织印染废水色度大,有机物含量高,除含染料和助剂等污染物外,还含有大量的浆料,废水粘性大,是极难处理的工业废水之一。

钟璟等^[22]用 MWCO6000 的中空纤维超滤膜和反渗透技术处理羊毛印染废水,可使其 COD、色度达标排放。操作压力为 0.1 MPa,流速 1500 L/h ,经反渗透处理后的废水含盐量和色度明显降低,对膜进行清洗时,合适的清洗剂为 0.8% EDTA 水溶液,用 NaOH 或洗衣粉调节 pH 值至 10.0。浙江欧美环境工程公司采用“超滤+反渗透”的双膜法处理印染废水取得了显著的经济效益。该方法处理的印染废水可以达到纯水标准。其中,反渗透膜可以去除 98% 的盐离子,完全去除硬度,同时对 COD、色度也具有极高的去除作用^[23]。

3 反渗透膜技术的前景展望

在当今世界水处理业朝着以开发水资源(即废水回用)与保护环境双重目标的废水资源化方向发展的趋势下,反渗透膜技术由于具有优良的分选性能,其应用领域将越来越广泛。今后它的发展方向主要集中于:① 开发低压反渗透膜;② 提高反渗透膜的耐污染能力;③ 开发高通量超滤或微滤-反渗透集成系统;④ 提高反渗透系统水回收率;⑤ 开发高效能量回收装置。

4 参考文献

- [1] 刘荣娥.膜分离技术应用手册[M].北京:化学工业出版社,2001.
- [2] 王晓琳,丁宁.反渗透和纳滤技术与应用[M].北京:化学工业出版社,2005:26-27.
- [3] 张宏忠,梁晓军,方少明,等.反渗透技术在垃圾渗滤液净化处理中的应用[J].郑州轻工业学院学报:自然科学版,2003,18(1):60-64.
- [4] 袁维芳,王国生,汤克敏.反渗透法处理城市垃圾填埋场渗滤液[J].水处理技术,1997,23(6):333-336.
- [5] 王维斌,季民,陈玲凤,等.垃圾填埋场渗滤液处理工程改造升级的设计[J].中国给水排水,2007,23(12):47-50.

(下转第 17 页)

广州市重点工业污染源脱硫减排对环境空气质量的影响

陈煜辉 陈炳基

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 通过对广州市 35 家重点工业污染源脱硫设施的调查,分析和归纳了 5 种主要脱硫工艺的脱硫效果,运用 ADMS-城市版大气扩散模型计算脱硫前后对广州市环境空气质量贡献的变化,以评价脱硫工程对改善大气环境的成效。

关键词 重点工业污染源 脱硫 空气质量

“十五”期间广州市投入了大量的资源进行工业企业污染源脱硫设施的建设,共建设重点工业污染源脱硫工程数 10 项,有效减少了广州市工业企业二氧化硫的排放,大大改善了城市环境空气质量。为具体了解我市实施脱硫工程对改善环境空气质量的成效,我们对广州市重点工业污染源企业的脱硫设施进行了调查监测,以评价脱硫效果对环境空气质量改善的贡献。

1 脱硫设施的调查分析

1.1 调查范围与对象

本次脱硫工程对空气环境成效分析的调查对象是选取广州市内的 35 家重点工业污染源企业,主要为电力、水泥、化工、食品、造纸、建材等行业,根据 2006 年的环境统计结果显示,其燃料消耗量约占全市 74%,调查基本涵盖全市的燃料消耗大户。

1.2 调查监测情况

对 35 家重点工业污染源企业的 59 台锅炉和 3 台窑炉进行二氧化硫浓度监测,监测方法采用国家环保总局《空气和废气监测分析方法(第四版)》^[1]的定电位电解法,监测频率为每台锅炉和窑炉的脱硫前、后对比监测。调查监测时间为 2007 年 4~5 月。

1.3 调查结果分析

1.3.1 脱硫设施基本情况

脱硫设施建成时间有所先后,部分企业早在 2000 年已建成脱硫设施并启用,而大部分企业在 2006 年完成脱硫设施的建设。

35 家重点工业污染源企业隶属的行业各有不同,所使用的燃料主要为煤、重油和煤气等,所配置的锅炉和窑炉的额定出力在 4~1 024 t/h 不等。各家企业根据燃料的类型及额定出力,采用不同的脱硫工艺,总体可分为湿式石灰-石膏法、水膜碱液法、湿式旋流板法、干法炉外喷钙和干法炉内喷钙等 5 种方法。

1.3.2 各类脱硫工艺的效果分析

5 种脱硫方法中湿式石灰-石膏法脱硫的脱硫效率最高。该方法的吸收剂(一般为石灰)经过消化处理加水后形成吸收剂浆,液态的吸收剂浆有利于与烟气中的二氧化硫完全反应,因此脱硫效率一般较高,该方法主要应用于大型发电锅炉的烟气脱硫处理。35 家企业中有 4 家共 9 台锅炉使用该方法,脱硫效率在 80.5%~99.0%之间,平均的脱硫效率达 93.4%。

水膜碱液法也是一种脱硫效率较高的方法,该方法实质为简易的湿法脱硫,一般应用于 35 t/h 以下的小型锅炉,因此其脱硫效率仍然相对较高,但该方法一个显著的缺点是含硫烟气对管壁具有很强的腐蚀性,因此该类设施的故障率较高。35 家企业中共有 13 家 14 台锅炉和 1 台窑炉使用该方法,脱硫效率在 71.7%~99%之间,平均脱硫效率达 90.2%。

湿式旋流板法是水膜碱液法的发展和改良,由于烟气在吸收板(塔)内旋转上升,与吸收剂接触面积和反应时间均有所增大,适用于 35~130 t/h 的中小型锅炉,该方法的缺点是稳定性较差,故障率也较高。在 35 家企业中有 11 家共 18 台锅炉和 2 台窑炉使用该方法,脱硫效率在 57.7%~96.8%之间,平均的脱硫效率达 81.3%。

干法炉外喷钙和干法炉内喷钙是 2 种常用的脱硫方法，一般适用于 130~420 t/h 以下的中型锅炉。35 家企业中分别有 4 家共 11 台锅炉和 4 家共 7 台锅炉使用上述 2 种方法，脱硫效率分别处在 47.5%~75.0% 和 36.2%~85.9% 之间，平均的脱硫效率为 68.7% 和 65.2%，这 2 种方法适用于一些建设年限较久且没有发展或闲置空间的企业，其主要优点脱硫设施占地很小。

综上所述，5 种脱硫方法的脱硫效率总体处于 36.2%~99.0% 的范围之间。

各类脱硫工艺的情况详见表 1。

表 1 各类脱硫工艺的情况分析

工艺名称	应用范围	调查企业数 家	调查设施数* 台	脱硫效率 %	平均脱硫效率 %
湿式石灰-石膏法	大型发电锅炉	4	9	80.5~99.0	93.4
水膜碱液法	35 t/h 以下的小型锅炉	13	15	71.7~99.0	90.2
湿式旋流板法	35~130 t/h 的中小型锅炉	11	20	57.7~96.8	81.3
干法炉外喷钙	130~420 t/h 以下的中型锅炉	4	11	47.5~75.0	68.7
干法炉内喷钙		4	7	36.2~85.9	65.2

注：* 其中 1 家企业有 2 台锅炉，其中 1 台使用湿式旋流板法，另 1 台使用干法炉外喷钙法。

2.2 脱硫减排对环境空气国控点的贡献

ADMS-城市版大气扩散模型是由英国剑桥环境研究中心(CERC)开发的一套大气扩散模型。该模型可以准确计算各类污染物的扩散浓度，并对市区内空气质量的超标程度进行评价。该模型有如下特点：

用点源、面源、线源和网格源模型来模拟污染物在大气中的扩散，应用基于 Minin-Obukhov 长度和边界层高度描述边界层结构参数的物理知识，表现出随高度变化而变化的污染物扩散过程^[2]。本文所采用模型已在广州市大气环境容量核定研究中采用。该模型基于高斯原理建立，其基本公式如下：

$$C=\frac{Q_s}{2\pi\sigma_y\sigma_zU}\exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right)\left\{\exp\left(\frac{-(z-z_s)^2}{2\sigma_z^s}\right)+\exp\left(\frac{-(z+z_s)^2}{2\sigma_z^s}\right)+\exp\left(\frac{-(z-2h+z_s)^2}{2\sigma_z^s}\right)+\exp\left(\frac{-(z+2h-z_s)^2}{2\sigma_z^s}\right)+\exp\left(\frac{-(z-2h-z_s)^2}{2\sigma_z^s}\right)\right\}(1)$$

式中：C——污染物浓度，mg/m³；
Q_s——源强，g/s；
y——烟羽横向扩散高度，m；
Z_s——源高度，m；
Z——烟羽高度，m；
σ_y、σ_z——扩散参数；

2 脱硫减排对环境空气质量的影响分析

2.1 脱硫减排能力

根据 35 家重点工业污染源企业脱硫前、后的二氧化硫浓度，以及其调查年份的开工时间进行统计，脱硫前产生二氧化硫约 113 508.0 t/a，经脱硫设施处理后，实际排放的二氧化硫约 19 311.2 t/a，共削减排放二氧化硫 94 196.8 t/a，削减率达 83.0%。因此脱硫设施的使用大大削减了二氧化硫的排放量，体现了广州市脱硫工程的减排能力。

h ——边界层高度，m；
 U ——风速，m/s。

利用 ADMS-城市版大气扩散软件，通过综合 35 家重点工业污染源企业脱硫前、后的二氧化硫排放数据、广州市的常年气象参数，以及各环境空气国控点的地理位置等，模拟计算 35 家重点工业污染源企业脱硫前、后所排放二氧化硫对各国控点二氧化硫浓度的贡献值，从而可以分析其对整个广州市环境空气质量的影响状况。具体测算结果见表 2。

表 2 35 家重点工业污染源脱硫前、后对国控点影响

点位名称	脱硫前的贡献 μg/m ³	脱硫后的贡献 μg/m ³	降低 浓度 μg/m ³	浓度降低 百分比 %
市五中	22.4	5.0	17.4	77.7
广雅中学	21.4	4.8	16.6	77.6
番禺中学	18.4	2.9	15.5	84.2
市八十六中学	13.8	2.6	11.2	81.2
市监测站	13.3	2.8	10.5	78.9
广东商学院	12.9	2.3	10.6	82.2
麓湖	11.5	2.4	9.1	79.1
天河职幼	10.2	2.0	8.2	80.4
花都师范	8.3	1.5	6.8	81.9
平均	14.7	2.9	11.8	80.1

从表2看出,35家重点工业污染源企业脱硫前二氧化硫浓度对广州市第五中学、广雅中学和番禺中学3个环境空气国控点的影响最大。

2.2.1 广州市第五中学国控点

35家重点工业污染源中有5家企业位于海珠区内,对海珠区内的广州市第五中学国控点影响较大。废气若不经脱硫设施处理直接排放,对广州市第五中学国控点 SO_2 的贡献值为 $22.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$,脱硫后的贡献值为 $5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$,脱硫后贡献值下降达77.7%。

2.2.2 广雅中学国控点

35家重点工业污染源中有3家企业位于荔湾区或荔湾区附近的地方,对荔湾区内的广雅中学国控点影响较大。废气若不经脱硫设施处理直接排放,对广雅中学国控点 SO_2 的贡献值为 $21.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$,脱硫后的贡献值为 $4.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$,脱硫后贡献值下降达77.6%。

2.2.3 番禺中学国控点

在35家重点工业污染源中有11家企业位于番禺区或南沙区,对番禺区的番禺中学国控点影响较大。废气若不经脱硫设施处理直接排放,对番禺中学国控点 SO_2 的贡献值为 $18.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$,脱硫后的贡献值为 $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$,脱硫后贡献值下降达84.2%。

2.3 脱硫减排与环境空气质量的变化分析

随着广州市经济的发展,在2002~2006年期间,广州市的工业能源年消耗量(包括煤和燃料油等)总体呈现迅速增长趋势,而随着能源消耗量的上升,广州市环境空气(9个国控点)的二氧化硫平均浓度也呈现上升趋势,但在2005年开始有所下降。详见图2。

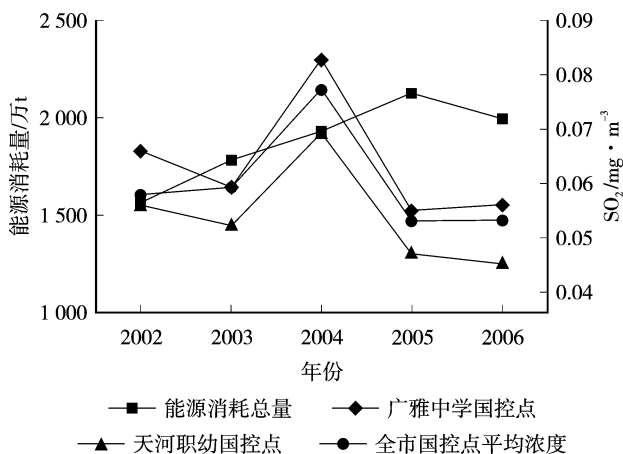


图2 2002~2006年广州市工业能源消耗量与部分国控点二氧化硫浓度变化关系

在2002~2004年期间,由于该时期经济快速发展,各地的发电项目纷纷上马,发电量大增,但随之而来的是二氧化硫排放量的同步增加。当时各大电厂的脱硫设施尚未建设或未投入使用,仅有一些中小型企业逐步开始使用小型脱硫设施,广州市还没形成大规模的脱硫能力,因此二氧化硫的浓度在该时期呈现较大幅度的增长,并在2004年达到最高峰。

在2004年末至2006年期间,广州市的能源消耗量仍有所上升,但此时各大重点污染企业特别是大型电厂已开始逐步启用大型的脱硫装置,如2004年下半年位于荔湾区的大型燃煤发电厂开始在4#和5#锅炉启用炉内喷钙的脱硫设施,2005年相继在其1#、2#和3#锅炉启用相同工艺的脱硫设施;其脱硫效果在广雅中学国控点得到充分的体现,该国控点的二氧化硫浓度在2002~2004年期间总体呈上升趋势,并在2004年达到最高的浓度,但随着该发电厂在2004和2005年全面启用脱硫装置,2005年和2006年浓度已经大幅降低,2006年与2004年相比下降了32.5%。位于员村的热电厂在2005年开始启用了脱硫装置,受其影响的天河职中实验幼儿园国控点的二氧化硫浓度也在2004年达到最高值,但在2005年和2006年的二氧化硫浓度均大幅下降,降幅平均达33.3%。

2006年位居二氧化硫排放量前3位的2家发电厂也启用了相应的脱硫设备。随着全市大规模投入使用脱硫设施,全市二氧化硫浓度并没有随着能耗的上升而增加,反而有所下降,2006年全市二氧化硫平均浓度已恢复到2002年的水平。

3 结语

从以上分析可以看出,脱硫设施大大削减了二氧化硫的排放量,从而有效地降低我市环境空气的二氧化硫浓度,可见脱硫工程对改善大气环境具有重大意义。

因此,如何充分发挥脱硫设施的效果和巩固脱硫工程的效益,将是管理部门的监管重点。强化对治理设施脱硫效果的监管手段;对脱硫效率不高的企业应积极推进治理设施的改进和完善;对脱硫效果比较理想的企业要强化其管理,使治理设施最大限度地发挥其脱硫减排的作用。

4 参考文献

- [1] 国家环境保护总局空气和废气监测分析方法编委会. 空气和废气监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2003.

- [2] 环境保护部环境规划院. 关于加强重点城市大气环境容量核定工作技术指导的通知[EB/OL]. [2008-03-13].

The Effect of Desulfurization of Guangzhou Main Industrial Pollution Sources on the Air Quality

Chen Yuhui Chen Bingji

Abstract Based on the investigation of desulfurization equipments in 35 main industrial pollution sources in Guangzhou, the ADMS-Urban Air Diffusing Model was applied to evaluate the air quality change of Guangzhou before and after applying desulfurization equipments the contribution of desulfurization equipments to the air quality was evaluated.

Key words main industrial pollution sources desulfurization air quality

(上接第 13 页)

- [6] 刘建斌, 杨静, 陈静. 超滤结合反渗透新工艺处理矿区循环冷却排污水[J]. 煤炭工程, 2007, (2): 76-78.
- [7] 郭中权, 冯曦, 李金合, 等. 反渗透技术在高硫酸盐硬度矿井水处理中的应用研究[J]. 能源环境保护, 2006, 20(3): 25-26.
- [8] 马会华. 浅谈鹤壁矿区矿井水的综合利用[J]. 煤炭加工与综合利用, 2007, (2): 50-51.
- [9] 刘楠薇. 双膜法对钢铁废水脱盐处理的应用研究[J]. 中国环保产业, 2007, (2): 47-50.
- [10] 张胜, 毛永灏, 陈漫漫, 等. 反渗透技术在钢铁工业废水处理和回用中的应用[J]. 水处理技术, 2007, 33(5): 55-57.
- [11] 杨艾花, 杨继. 反渗透处理技术在太钢生产废水回用中的应用[J]. 冶金动力, 2005, (1): 69-72.
- [12] 郑书忠, 陈军. 产业化中的工业水处理技术[J]. 科技成果纵横, 2001, 57(6): 13-14.
- [13] 苏金坡, 尹连庆, 檀素丽, 等. 电厂循环冷却排污水的回用研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(1): 72-75.
- [14] 徐峰, 操家顺, 蔡娟. 反渗透工艺处理电厂循环冷却排污水[J]. 给水排水, 2004, 30(6): 40-42.
- [15] 高志雄, 刘玉荣. 反渗透技术在制取超纯水中的应用[J]. 水处理技术, 1981, (2): 9-12.
- [16] 王琪, 潘巧明, 阮惠敏. 反渗透技术在电子工业废水处理和回用中的应用[J]. 水处理技术, 2005, 31(8): 76-77.
- [17] 谢东方. 印制电路板废水处理回用工程应用[J]. 上海化工, 2005, 30(2): 7-9.
- [18] 杨再鹏. 膜材料应用于化工废水回用的思考[J]. 化工环保, 2006, 26(1): 17-20.
- [19] 赵剑宇, 胡继峰, 田凯. 反渗透-氨吹脱对高氮工业废水净化试验[J]. 水处理技术, 2002, 28(5): 291-292.
- [20] 朱圣东, 雷云周, 童海宝, 等. 反渗透处理黄原胶发酵废水的实验研究[J]. 过滤与分离, 2002, 12(1): 12-13.
- [21] 张继臻, 张敬风, 许慎勇. 反渗透膜分离技术在含 NH_4Cl 废水回收中的应用[J]. 中氮肥, 2005, (2): 19-21.
- [22] 钟璟, 尤晓栋. 膜分离技术处理印染废水的研究[J]. 染料与染色, 2003, 40(1): 49-50.
- [23] 浙江欧美环境工程公司. 全膜法使印染废水达到纯水标准[J]. 纺织服装周刊, 2007, 7(20): 38.

Application of Reverse Osmosis in Wastewater Treatment

Niu Taotao Li Zhenyu Wang Jiangen Yan Xiao

Abstract Reverse osmosis technology is a liquid separation technology, with high efficiency and easy operation. Compared to traditional methods of wastewater treatment, membrane technology has many advantages, such as the circulatory use of wastewater and recovery of useful substances. The foundational theory of membrane reverse osmosis is summarized. Research and development of reverse osmosis technology in the wastewater treatment of landfill leachate, diggings, steel mill, power plants, electron, chemical and dye plants are introduced respectively. In addition, the prospect of reverse osmosis technology is also discussed in this paper.

Key words reverse osmosis wastewater treatment desalination

广州市部分企业含密封源仪表应用状况及辐射水平调查

李锦林 郑丝雨 胡迪琴 张松川 朱大明

(广州市环境监测中心, 广州 510030)

摘 要 文章对广州市部分企业使用含密封源仪表的应用状况及其周围辐射水平进行了调查监测。结果显示, 所调查企业在放射源管理制度、放射源使用程序和放射性标识这 3 方面执行得较好, 人员佩戴剂量计、事故应急措施和储存库存在一些问题; 含密封源仪表使用场所的泄漏射线控制量均符合国家标准(GBZ 125-2002)的要求。同时对辐射环境管理提出对策建议。

关键词 含密封源仪表 应用状况 辐射水平

随着经济的快速发展, 含密封源仪表以其精确度高、安装简便、易于操作、自动化程度高和对环境使用条件要求低等特点, 广泛应用于工业生产。然而因其使用数量大, 应用范围广、工作场所和条件复杂等特点, 易发生源丢失和人员受源误照射事故, 给社会带来不良的影响和严重的经济损失^[1]。据广州市环保局辐射环境与固废污染监督管理处统计, 2006 年广州市使用放射源单位有 144 家, 放射源 942 枚(使用源 771 枚, 闲置和废源 171 枚), 源总活度 6.66×10^{16} Bq。为了掌握广州市企业中含密封源仪表的应用状况及其周围辐射水平, 我们对广州市 20 家企业中含密封源仪表的应用状况进行了调查监测, 并对辐射环境管理提出对策建议, 为广州市辐射环境管理提供技术支持。

1 调查方法及评价依据

1.1 调查内容及方法

1.1.1 含密封源仪表应用状况调查

1) 对企业使用含密封源仪表的类型、密封源的种类及活度进行调查, 来反映企业对含密封源仪表

的使用状况。

2) 根据《放射性同位素与射线装置安全和防护条例》(国务院第 449 号令) 中安全和防护要求, 对企业的放射源管理制度、放射源使用程序、人员佩戴剂量计情况、事故应急制度、放射性标识、放射源储存库等现场情况进行调查, 来反映企业对含密封源仪表的管理状况。

1.1.2 含密封源仪表周围辐射水平监测

1) 测点布置和监测条件: 根据《含密封源仪表的卫生防护监测规范》(GBZ 137-2002)^[2], 在含密封源仪表应用状态下距源容器表面 0.05、1 m 处的上、下、前、后、左、右 6 个方向和距源容器表面 2、3 m 处以及工作人员的操作位进行监测。

2) 监测仪器: 国产 CKL-3120 X- γ 剂量率仪, 监测仪器均经过国家计量部门检定。

1.2 评价依据

1) 《放射性同位素与射线装置安全和防护条例》(国务院第 449 号令)。

2) 《含密封源仪表的卫生防护标准》(GBZ 125-2002)^[3] (见表 1)。

表 1 检测仪表的使用场所和相应的漏射线控制量

$\mu\text{Sv/h}$

检测仪表的使用场所	距边界外下列距离处的 剂量当量率 H 控制值	
	5 cm	100 cm
对人员的活动范围不限制	$H < 2.5$	$H < 0.25$
在距源容器的 1 m 区域内很少有人停留	$2.5 \leq H < 25$	$0.25 \leq H < 2.5$
在距源容器外表面 3 m 区域内不可能有人进入, 或放射工作场所划出了监督区和非限制区	$25 \leq H < 250$	$2.5 \leq H < 25$
只能在特定的放射工作场所使用, 并按控制区、监督区、非限制区分区管理	$250 \leq H < 1\ 000$	$25 \leq H < 100$

2 结果与讨论

2.1 含密封源仪表使用状况调查

本次调查企业有 20 家,含密封源仪表有 90 台(在用 81 台,闲置 9 台),含密封源仪表类型有液位计、料位计、测厚仪和湿密度计等 4 类,使用密封源种类包括 ^{85}Kr 、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{147}Pm 、 ^{241}Am 、 $^{241}\text{Am-Be}$ 等 6 种,活度范围在 $3.7 \times 10^8 \sim 9.25 \times 10^{11} \text{ Bq}$ (见表 2)。

表 2 20 家企业使用含密封源仪表状况

企业编号	设备种类	密封源使用状况
1	液位计	3 个 ^{241}Am , 活度为 $1.11 \times 10^{10}\text{Bq}$, 2 个在用, 1 个闲置
2		8 个 ^{241}Am , 活度为 $1.74 \times 10^{10}\text{Bq}$, 在用
3		1 个 ^{241}Am , 活度为 $1.67 \times 10^9\text{Bq}$, 在用
4		8 个 ^{137}Cs , 活度为 $1.48 \times 10^9\text{Bq}$, 在用
5	料位计	13 个 ^{137}Cs , 总活度为 $1.82 \times 10^{10}\text{Bq}$, 8 个在用, 5 个闲置
6		1 个 ^{137}Cs , 活度为 $8.88 \times 10^8\text{Bq}$, 在用
7		1 个 ^{137}Cs , 活度不详, 闲置
8		2 个 ^{137}Cs , 活度为 $7.77 \times 10^8\text{Bq}$, 1 个在用, 1 个闲置
9	测厚仪	22 个 ^{137}Cs , 总活度为 $9.6 \times 10^{10}\text{Bq}$, 在用
10		2 个 ^{90}Sr , 活度分别为 $4.14 \times 10^8\text{Bq}$ 、 $1.85 \times 10^9\text{Bq}$, 1 个在用, 1 个闲置
11		2 个 ^{241}Am , 活度为 $9.25 \times 10^{11}\text{Bq}$, 在用
12		1 个 ^{85}Kr , 活度为 $11.1 \times 10^9\text{Bq}$, 在用
13	湿密度计	2 个 ^{147}Pm , 活度不详, 在用; 2 个 ^{90}Sr , 活度为 2.59×10^{10} , 在用
14		3 个 ^{241}Am 活度为 $1.67 \times 10^{10}\text{Bq}$, 在用; 2 个 ^{85}Kr 活度为 $1.48 \times 10^{10}\text{Bq}$, 在用
15		1 个 ^{85}Kr , 活度为 $3.7 \times 10^9\text{Bq}$, 在用
16		2 个 ^{241}Am , 活度为 $1.85 \times 10^{11}\text{Bq}$, 在用
17		2 个 ^{241}Am , 活度分别为 $3.0 \times 10^9\text{Bq}$ 、 $5.0 \times 10^9\text{Bq}$, 在用
18		2 个 $^{241}\text{Am-Be}$ 源, 活度为 $3.7 \times 10^8\text{Bq}$, 在用
19		1 个 ^{90}Sr , 活度为 $9.02 \times 10^9\text{Bq}$, 在用
20		1 个 ^{137}Cs , 活度为 $3.7 \times 10^8\text{Bq}$, 在用
9		8 个 $^{241}\text{Am-Be}$, 总活度为 $2.96 \times 10^{10}\text{Bq}$, 在用

2.2 含密封源仪表管理状况调查

根据《放射性同位素与射线装置安全和防护条例》(国务院第 449 号令)中安全和防护要求,对此次调查 20 家企业的放射源管理制度、放射源使用程

序、人员佩带剂量计情况、事故应急制度、放射性标识、放射源储存库等现场情况的调查,来反映企业对含密封源仪表的管理状况(见表 3)。

表 3 20 家企业管理含密封源仪表状况

企业 编号	放射源管 理制度	放射源使 用剂	人员佩戴 剂量计	事故应 急制度	放射性 标识	放射源 储存库
1	较好	较好	一般	不完善	较好	一般
2	较好	较好	一般	不完善	较好	—
3	较好	较好	一般	不完善	较好	—
4	一般	一般	一般	不完善	不完善	—
5	较好	较好	不完善	不完善	一般	一般
6	较好	较好	一般	不完善	较好	—
7	一般	一般	不完善	不完善	一般	不完善
8	较好	一般	不完善	不完善	一般	—
9	较好	较好	一般	不完善	较好	—
10	较好	较好	一般	一般	较好	—
11	较好	较好	一般	不完善	较好	—
12	较好	较好	一般	不完善	较好	—
13	较好	较好	一般	不完善	较好	—
14	较好	较好	一般	较好	较好	—
15	较好	较好	一般	不完善	较好	—
16	较好	较好	不完善	一般	较好	—
17	一般	较好	不完善	不完善	一般	—
18	一般	一般	不完善	不完善	不完善	—
19	较好	较好	一般	较好	较好	—
20	较好	较好	一般	一般	较好	—

表 3 显示,所调查企业在放射源管理制度、放射源使用程序和放射性标识这 3 方面执行得较好,但也有 2 家企业没有完善放射性标识;人员佩戴个人剂量计和事故应急措施还有待进一步完善,主要体现在 6 家企业没有配戴个人剂量计,另外 14 家虽然有个人剂量计,但现场调查时工作人员没有佩戴,有 75%的企业没有放射源的应急制度;由于很多企业放射源退役时都直接交放射源供应商或广东省城市放射性废物库,所以没有专门设立放射源储存库,即使有放射源储存库,虽然做到了上锁,有专门的人看管,但都是临时设立的,防护措施薄弱。综上所述,企业在对放射源的安全和防护有些方面执行得较好,但有些方面也存在着不足。存在不足主要是由于放射源主管部门更改了以后,有些企业放射源管理人员也随之更换,对此项工作的不熟悉而导致对放射源的危害和严格管理认识不足。

2.3 含密封源仪表周围辐射水平调查

根据现场情况,此次调查共监测了 55 台含密封源仪表周围辐射水平,结果见表 4。

表 4 显示,含密封源仪表周围剂量分布是不均匀的,不同类型、不同方向的剂量率水平变化较大,这与国内其他地区密封源仪表的监测结果是一致的^[4]。这种差异与使用的密封源活度大小、密封源的特性、准直孔的方向及源容器的包装程度有关。测量结果也表明,随着距离的增加,辐射剂量当量率逐渐变小;测厚仪源容器表面 0.05 m 的剂量当量率范围在

0.19~46.27 $\mu\text{Sv/h}$ 之间,根据现场情况,由于测厚仪设备自身较大,在距源容器外表面 3 m 区域内不可能有人进入或已经划分了监督区和非限制区,符合国家标准;料位计源容器 0.05 m 测点的剂量当量率范围在 0.48~12.89 $\mu\text{Sv/h}$ 之间,由于料位计都安装在离地面有一定高度,在距源容器的 1 m 区域内很少有人停留,符合国家标准;湿密度计和液位计测点的 0.05 m 剂量当量率小于 2.5 $\mu\text{Sv/h}$ 。综上所述,广州市含密封源仪表使用场所的泄漏射线控制量均符合国家标准,在正常使用情况下,对从业人员和公众是安全的。

表 4 含密封源仪表辐射剂量当量率监测结果 $\mu\text{Sv/h}$

设备 种类	监测 台数	离源容器表面下列距离处*				操作台
		0.05 m	1 m	2 m	3 m	
液位计	19	0.14~0.30(0.19 $\pm$ 0.06)	0.12~0.20(0.16 $\pm$ 0.03)	0.12~0.18(0.15 $\pm$ 0.02)	0.12~0.15(0.14 $\pm$ 0.02)	0.12~0.14(0.13 $\pm$ 0.01)
料位计	11	0.48~12.89(2.72 $\pm$ 3.11)	0.09~2.30(0.53 $\pm$ 0.51)	0.06~33(0.22 $\pm$ 0.08)	0.06~0.26(0.18 $\pm$ 0.06)	0.08~0.25(0.16 $\pm$ 0.07)
测厚仪	18	0.19~46.27(5.16 $\pm$ 6.42)	0.08~4.56(0.70 $\pm$ 0.59)	0.07~0.16(0.17 $\pm$ 0.05)	0.08~0.21(0.12 $\pm$ 0.05)	0.06~0.14(0.12 $\pm$ 0.03)
湿密度计	7	0.19~0.92(0.57 $\pm$ 0.47)	0.14~0.67(0.20 $\pm$ 0.06)	0.14~0.29(0.17 $\pm$ 0.02)	0.18~0.23(0.14 $\pm$ 0.02)	—

注: * 表中括号内的值为 $\bar{x} \pm s$ 。

3 结论与建议

从上面对广州市部分企业中含密封源仪表的应用状况调查监测结果可知,企业在对放射源的安全和防护有些方面执行得较好,但有些方面也存在着不足,如人员佩戴个人剂量计和事故应急措施没有完善,源储存库防护措施薄弱等;含密封源仪表使用场所的泄漏射线控制量均符合国家标准。针对上述存在的问题提出如下建议:

- 1) 加强环保、卫生和公安职能部门的监督管理职能,加强对放射源的安全管理。
- 2) 严格审批手续,把好源头关,加强监督检查,对存在的问题做出书面整改意见并督促落实到位,指导企业做好对放射源日常防护措施和应急措施。

3) 加强对企业放射源管理人员和从业人员的防护知识、法规的培训,增强管理人员和从业人员的自我和保护意识,严格执行规章制度和操作规程,避免一切不必要的照射。

4) 加强对企业闲置源及废源的管理,督促此类单位尽快处理。

4 参考文献

[1] 刘栋庆. 十年放射事故调查分析[J]. 放射卫生,1991,4(增刊):5.
[2] GBZ 137-2002 含密封源仪表的卫生防护监测规范[S].
[3] GBZ 125-2002 含密封源仪表的卫生防护标准[S].
[4] 韦超宗,雷格珍,黄建. 贵港市含密封源仪表应用状况及辐射水平调查[J]. 中国辐射卫生,2002,11(3):159.

Investigation on the Status Quo and Radioactive Level of Gauges
Containing Sealed Source in Guangzhou

Li Jinlin Zheng Siyu Hu Diqin Zhang Songchuan Zhu Daming

Abstract The status quo and surrounding radiation levels on part of gauges containing sealed source in enterprises of Guangzhou was investigated and monitored. The results showed that radioactive sources management system,operation procedures for radioactive sources and radioactive markers were carried out better than personnel dosimeters wearing,accident emergency measures and repository. The leakage-ray control meets the nation standard(GBZ 125-2002). At the same time the measures and suggestions were put forward.

Key words gauges containing sealed sources application radiation levels

浅谈空气质量自动监测系统子站整体防雷措施

伦伟明

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 文章介绍了 2006 年广东省部分雷击事故,大量事实表明雷电对各个领域的干扰及破坏的事故在逐年增加。为此,对广州市环境空气质量监测系统 9 个国控点位子站采取了一系列的防雷措施(其中包括:对直击雷的防护;对接地系统、设备系统电源、通信系统等的防雷措施等),确保了整个自动监测系统在雷电气象条件下安全稳定地运行。

关键词 空气质量 自动监测 防雷 措施

雷电灾害一直伴随人类的发展,但直到近年,由于电子化、数字集成化进程的加快,雷电造成的财产损失才日渐突显,雷电破坏事故的发生频率也越来越高。大量事实表明雷电对各个领域的干扰及破坏的事故在逐年增加。广州市环境空气质量监测系统 9 个国控点位子站,分布在广州市各建成区,每天连续不间断监测运行。监测子站均建在建筑物的顶层,因而是雷击高发点、感应雷最强烈的地方。监测子站站房外配有气象观测仪器,站房内配有多项目监测仪器,是集数据采集、过程控制和信息传输于一体的监控网络。由于设备大量采用高度集成化的 CMOS 电路和 CPU 单元,其对瞬态过电压的承受能力十分脆弱,极易受雷电的损害,遭雷电受损的事故常有发生。因此,对监测子站采取有效的防雷、避雷措施,防止这些现代社会的雷害显得十分紧迫和必要。

1 2006 年省内几例社会影响较大的雷击事故

从广州市气象部门根据闪电定位网监测的统计^[1]得知,广州市 2006 年全年雷电日数达 100 d,落雷总数 13 万余次,落雷密度 18.1 次/km²。2006 年广州市发生雷击 210 起,因雷电袭击致死人数多达 13 人(见表 1)。2006 年广东省几例社会影响较大的雷击事故有:

1) 5 月 9 日 11 时 05 分,暴雨伴着雷电大风袭击羊城,受雷击影响,广州火车站的电力总控 1 条线路突然断线,导致广场大钟停止转动,候车大厅

表 1 2006 年广州市雷电灾害调查统计

灾害类型	发生次数 / 次	受灾情况
火灾或爆炸	5	
人身事故	14	伤 14 人,亡 13 人
建筑物受损	8	
供电或加油站受损	21	66 件(次)
电器具及其他受损	201	4 283 件

和 7 个候车室内 10 余个与其同步的钟也同时停止转动。该条线上的高音喇叭以及手扶电梯都停止运作。车站工作人员只能在各候车场所用手提喇叭提醒旅客。

2) 5 月 13 日下午,花都区某指挥中心因雷击出现 3 次电源开关跳闸,同时因感应雷损坏的设备有:电话交换总机的电源板 1 块,用户板 1 块、110 联网电脑主机中的电话分机网卡 1 块、对讲机系统的主机电源,对讲机系统瘫痪。

3) 6 月 23 日 17 时 15 分,汕尾市遮浪镇某监测中心站自动监测系统遭受雷击,损坏数据采集器、水位计、通信模块 2 块,整套系统瘫痪。同时,雷电超强电流通过通信传输电缆传至 500 m 外的通信机房,使 UPS 电源和工控机损坏。

4) 6 月 3 日 00 时 55 分,化州市某支局交换机房遭雷击,机房内空调机、电源 SPD、排气扇、UPS、主电源开关已全部烧毁,电源 SPD 未发现爆炸性雷击痕迹,多台程控交换机不能工作。

2 监测子站整体防雷措施

在我国,国家对建筑物(外部)防雷比较重视,并制定了相关规范,但不少的单位对感应雷(雷电的二次效应)的防护方法较为原始、简单。由于内部防雷措施及整体防雷系统的不完善,易造成各类电子设备的损坏,甚至导致系统运行中断,这足以引起我们对防雷措施整体考虑的重视。IEC(国际电工委员会)的防雷技术组作为世界权威的防雷技术规范制定的标准化组织,提出了防雷分区及整体防雷的先进防雷理念,将必须保护的区域根据雷电电磁场的强度不同划分为直击区、感应区、引入区等分别加以保护。把整体防雷保护归纳为 DBSE 技术,即均压-分流-屏蔽-接地,实践证明这 4 个要素是防雷保护中最有效和最重要的几个方面。只有认真做好包括电源系统、通信系统、网络系统和接地系统的保护,才能全面可靠地保护人身及设备的安全。

2.1 监测子站对直击雷的防护

对直击雷的防护是整体防雷中最重要的一环。将雷击闪电流快速泄入大地,以保证人身、建筑物及其附属物的安全。按照国家建筑物防雷设计规范^[2],监测子站属于第二类防雷建筑物。即滚动半径 $h_r=45\text{ m}$ 。

2.1.1 监测子站避雷针的选用

根据第二类建筑物防雷要求,采用单只普通针。接闪器段选择直径 $\geq \Phi 8\text{ mm}$ 的不锈钢。

2.1.2 监测子站避雷针的高度计算

根据单只避雷针高的公式:

$$r_x = \sqrt{h(2h_r - h)} - \sqrt{h_x(2h_r - h_x)} \quad (1)$$

式中: r_x ——避雷针在 h_r 高度的 $\times \times$ 平面上的保护半径, m;

h_r ——滚动半径, m;

h_x ——被保护物的高度, m;

h ——避雷针的高度, m。

根据实际条件取 $r_x=6\text{ m}$; $h_r=45\text{ m}$; $h_x=5\text{ m}$, 经计算, 得避雷针高度 h 约 8.5 m , 选择在离子站站房两侧或后背距离 0.6 m 处竖立。考虑避雷针的安装在实际环境中位置、距离可能会有所变化, 站房顶部的多参数气象仪能选择合适位置灵活安装都确保有足够的保护半径, 故在实际应用上采用 10 m 高度。

2.2 监测子站对接地系统的要求和措施

接地系统是保证设备正常工作, 保护人身安全, 防止系统受干扰的一项重要措施。避雷器是一种雷击电流的泄放通道, 也是一种等电位连接体。所有避雷器的保护原理是在雷击瞬间保证设备、大地、建筑物及其附属设备之间构成等电位, 从而避免过电压的损害, 其中起最关键作用的就是接地系统。

2.2.1 接地方式

为保证监测子站内、外各项监测仪器能安全稳定工作, 防止寄生电容耦合干扰, 保护人身及设备安全, 解决环境电磁干扰和静电危害, 必须采取良好的接地系统。各种功能的接地既相互联系、又相互排斥, 瞬时干扰及接触部分产生电磁波会给信号线带来辐射噪声, 引起误码和存储器信息丢失, 所以要注意信号电路、电源电路、高电平电路、低电平电路接地方式, 应采用并联式直接接地、避免接在同一点上(见图 1)。

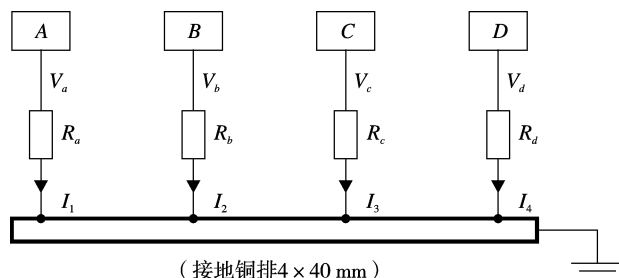


图 1 并联式直接接地示意

各接点电位为:

$$V_a = R_a \times I_1 \quad V_b = R_b \times I_2$$

$$V_c = R_c \times I_3 \quad V_d = R_d \times I_4$$

由以上公式可知, 各设备的接点电位只与本设备的工作电流和接点电阻有关, 各接点间的电位差小, 并且消除了公共接地线的阻抗, 各设备间的参考点也不易改变。

2.2.2 地网布设

按 IEC 整体防雷技术的接地要求, 保证被保护区设备在雷击瞬间应处在等电位状态。接地网应选择监测子站周围地势较低的区域, 避免直击雷落点, 接地电阻应 $< 4\ \Omega$ 。

在雷击瞬间由于避雷器件的快速导通和大电流的泄放, 使设备内部线路器件、机壳、铁塔和建筑墙体金属构件以及金属屏蔽物等都与地网同时连通。

这样在雷电发生的瞬间,机房内部和外部各个物体处在与地网等电位状态,避免了因物件之间的电位差而使设备损坏。

避雷器在极短的时间内(ns级)响应,电流快速泄放,地网能否快速发散电流,是整个系统建立等电位的关键。因此要根据地理环境和土壤电阻率的不同而设计地网的结构,使电流合理快速的发散。防雷保护接地应该设计为环形,以利于增加系统接地体与大地的接触面积。在地网施工中,接地体应采用铜材或热镀锌钢材,不同材质之间的连接可采用新工艺焊接,以保证接地网的时效。接地装置需采用专用的接地干线,干线的截面积不小于 25 mm² 的多股铜导线(见图 2)。

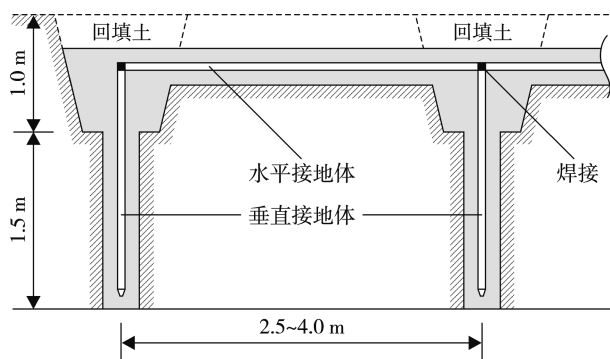


图 2 接地系统施工示意

2.3 监测子站设备系统电源的防雷措施

由于供电线路多以架空铺设,受雷击或感应的机会较大。根据国际电工委员会 IEC 1312-1《雷电电磁脉冲的防护》^[9] 的有关规定及对防雷保护区的规范,电源系统的防雷及过压保护分为 3 级,保护器分为 B、C、D 3 类,其原因主要有 3 个方面:①安装多级的保护装置,其间的导线有助于抑制电压和电流的提升率(陡度)即 $\Delta V/\Delta t$ 和 $\Delta I/\Delta t$ 都减低,达到浪涌抑制的目的,后级的保护装置也同时起到吸收前级残压的作用;②多级的保护,可以抑制由建筑物内部产生的浪涌对设备造成的影响;③可防止较长导线对雷电流的反射。考虑设备损坏的多发原因是雷电感应浪涌电压造成的,它可以通过电源线、接收天线、通讯线和信号线把感应浪涌电压波引入设备内部,分别损坏电源模板、通讯模板、I/O 模板,致使设备产生误动作、暂时瘫痪或立即烧毁元器件的情况,根据防雷经验结合具体情况,采用世界品牌的

避雷器——德国 DEHN 公司系列避雷器产品。按防雷规范 3 级配合保护设计,以达到较好的防雷效果。具体做法是:

1) 电源第一级过压保护器安装在电源总配电箱空气开关后端。在电源线上并联 1 套 DEHNVGA 280 然后再与地相连。DEHNVGA 280 最大防雷击能力为 100 kA, 8~80 μs , 响应时间为 25 ns。

2) 电源第二级过压保护器装在每栋大楼配电箱空气开关后端。在电源的火线、零线上各并联 1 只 DEHNguard 然后再与地相连。DEHNguard 最大防雷击能力为 40 kA, 8~20 μs , 响应时间为 25 ns。

3) 电源第三级保护器 DEHNrail 230 是对电子设备的精细过压保护。其作用是经过这一级的保护,将 2 级保护后残流的雷电流再进行泻流,残压降至 800 V。第三级 DEHNrail, 单只防雷强度 8~20 μs , 放电流 5 kA, 响应时间小于 25 ns, 串联在需要保护的设

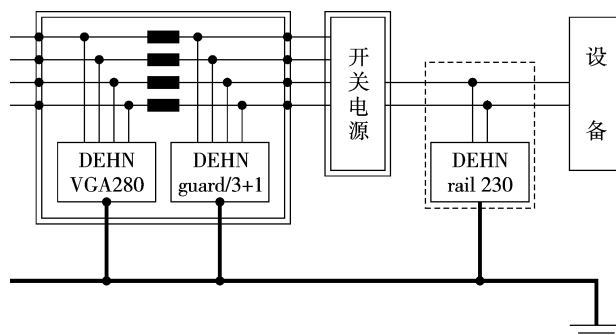


图 3 站房电源系统保护原理

2.4 监测子站通信系统的防雷措施

通信系统是工作电压较低的弱电设备,耐过压能力低,传输信号易被干扰,更容易被雷电感应,在避雷针保护范围外的线路不排除被雷直击的可能性。IEC 明确指出:“在雷击中心距离 1 500 m 内,电磁场强度足以摧毁任何未加屏蔽的电子设备”。因此,与外线相连的接口处,都应加避雷器加以保护,防止系统工作受到中断和干扰。

根据 IEC 防雷分区的要求,将信号线路的保护分为防雷粗保护和精细过电压保护 2 级。为了减少接口,降低损耗,一般在同一避雷器内实现多级保护。根据设备接口,避雷器可选用与设备接口相对应的接口,减少插入损耗。

在监测子站 2 路电话线刚进入站房的地方安装
(下转第 39 页)

质控图在环境分析质量控制中的应用

李欣红

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 文章根据《检测和校准实验室能力认可准则》的要求,以纳氏试剂分光光度法测定水样中的氨氮为例,介绍质控图在样品分析质量控制工作中的应用情况。

关键词 质控图 实验空白值 标准样测定值

质量保证和质量控制(QA/QC)是环境分析实验室的重要工作内容。目前环境分析实验室常见的质量控制技术主要有实验空白值测定、标准样品分析、样品加标回收率测定、平行样分析、实验室样品比对分析等。其中实验空白值测定和标准样品分析是实验室质量控制十分重要的手段,尤其是通过绘制质量控制图,可以直观地反映分析数据质量的变化情况或变化趋势,及时发现异常并采取有效措施纠正因素变化引起的不良影响,确保实验室样品分析测试工作处于稳定的统计控制状态。本文根据新版实验室认可准则^[1]的要求,以纳氏试剂分光光度法^[2]测定水样中氨氮为例,介绍实验空白值和标准样品测定值质量控制图在样品分析质量控制工作中的应用情况。

1 实验空白值质量控制图

实验空白值是一项综合性指标,反映实验室的工作环境、化学试剂、实验用水、器皿用具及其洗涤、人员操作等因素的综合控制水平。以 50 mL 蒸馏水代替水样,按水样品氨氮分析操作步骤测定实验空白值。每天测定实验空白样 2 份,取平均值,连续 20 d 的测定实验空白值列于表 1。

氨氮分析实验空白值的 20 d 质量控制图见图 1 (平均值 = 0.068 Abs, 标准差 = 0.004)。

由图 1 可以看出,空白日均值较低,每天空白值都分布在警告线以内,说明实验空白值处于统计受控状态。

如果某次测定的氨氮空白值超出上警告线,说

表 1 纳氏试剂光度法测定水中氨氮的实验空白值 Abs

样品序号	吸光度	样品序号	吸光度
1	0.067	11	0.068
2	0.072	12	0.071
3	0.075	13	0.067
4	0.068	14	0.062
5	0.071	15	0.066
6	0.067	16	0.069
7	0.070	17	0.065
8	0.068	18	0.062
9	0.071	19	0.070
10	0.067	20	0.072

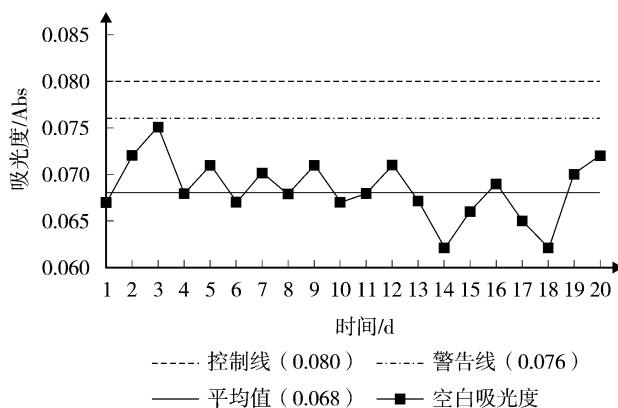


图 1 氨氮分析实验空白值质控图

明实验工作出现异常,就要逐一查找所用试剂、实验用水、人员操作等是否出现问题,并及时处理,保证分析工作处于统计受控状态。

2 标准样品测定值质量控制图

选用国家环保总局标样所的氨氮标准样品(编号为 200529,氨氮 0.668 ± 0.021 mg/L,k=3)。应用纳氏试剂分光光度法(GH/T 7479-1987)测定标准样品中氨氮含量,连续 20 d 的分析结果见表 2(每天双样分析,取平均值)。

表 2 标准样品氨氮含量分析结果 mg/L

样品序号	空白值	样品序号	空白值
1	0.670	11	0.658
2	0.676	12	0.652
3	0.655	13	0.655
4	0.676	14	0.682
5	0.680	15	0.658
6	0.686	16	0.678
7	0.673	17	0.659
8	0.662	18	0.656
9	0.685	19	0.653
10	0.660	20	0.670

图 2 是标准样品氨氮测定值的 20 d 质控图(日均值 =0.668 mg/L,标准差 =0.007)。

图 2 结果表明,标准样品氨氮含量测定值都分布在上下限警告线以内,没有出现连续 7 点递升或递降现象,满足实验室质量控制指标的要求,说明实验室样品氨氮分析工作处于稳定统计受控状态,样品氨氮分析结果是可靠的,实验室样品分析工作正常。

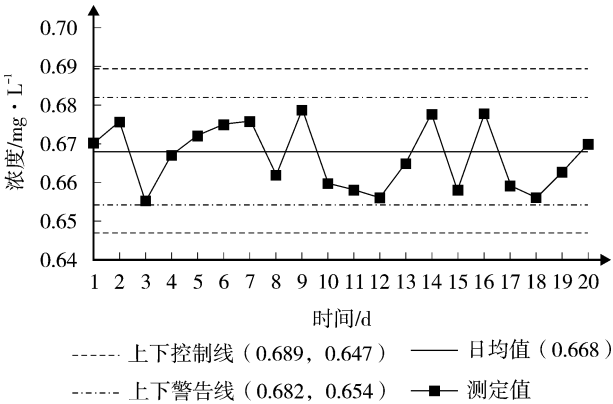


图 2 氨氮标准样品测定值质量控制图

3 小结

环境分析实验室质控图是以数理统计为理论基础,以一定时期内连续累积数据为依据,用直观图的形式展示实验室的质量控制状态,使分析人员对样品分析工作是否处于统计受控状态及时作出判断,如出现异常立即采取有效措施加以纠正,使样品分析工作稳定处于统计受控状态。环境分析实验室使用质控图开展质量控制工作,操作性强,意义重大。

4 参考文献

[1] CNAS-CL01-2006 检测和校准实验室能力认可准则[S].
[2] 中国标准出版社第二编辑室. 中国环境保护标准汇编:废水分析方法[M]. 北京:中国标准出版社,2001.

Application of Quality Control Diagram in Quality Control of Environmental Analysis

Li Xinhong

Abstract According to the "Accreditation Criteria for the Competence of Testing and Calibration Laboratories", the application of quality control diagram in quality control of environmental analysis was discussed with the determination of ammonia in water by Nesster's reagent colorimetric method as example.

Key words quality control diagram experimental blank detection of standard materials

我国围填海现状、问题及调控对策*

刘 伟 刘百桥

(天津师范大学城市与环境科学学院, 天津 300387)

摘 要 大规模的围填海极大地损害了国家利益和海洋资源,为了落实科学发展观,更好推进海洋可持续发展和生态环境保护,文章对我国大规模围填海现状、原因及调控对策进行了研究。研究表明:近年来的围填海规模大、范围广对海洋资源和生态造成了巨大的破坏;利益驱使是大规模围填海的根本动力,海洋权责模糊和海洋意识淡薄是大规模围填海的重要原因。加强国家主导特别是国家海洋行政部门的职责和权力是实施调控的有效途径,实施科学规划和专家论证辅以公众参与是实施调控的重要途径。

关键词 围填海 现状 原因 调控对策

东部沿海地区是我国经济发达地区,随着我国经济的持续快速增长以及国际投资和产业转移,自上世纪 90 年代以来,我国掀起了新一轮的工业化浪潮,2004 年我国东部地区产业结构比例(第一产业:第二产业:第三产业)约为 9.6:52.4:38.0,第二产业优势明显^[1]。随着工业化和城市化的迅猛推进,土地资源性短缺和土地结构性短缺成为制约沿海地区经济发展的重要瓶颈,围填海成为一种即可以拓展土地空间又可以在一定程度上避免政策制约的良方。一些围填海确实是经济发展所必需,但相当多的围填海均是地方利益驱动所致^[2-3]。大规模的围填海极大地损害着国家利益,造成了相当多的生态环境问题,为了更有效地落实科学发展观,更好地推进可持续发展战略以及加强海洋环境保护,本文将就我国围填海造地方面的现状、问题和对策进行一些论述。

1 我国大规模围填海概况

就围海工程而言主要分为顺岸围割、海湾围割以及河口围割 3 类,顺岸围割主要是在潮间带围割,海湾围割是在江门或湾内筑堤围割,而河口围割主要在河口和岔道上进行围割。就围海造地成本而言一般顺岸围割成本相对较低,而就围海环境效应而言顺岸围割环境危害相对较大。

1.1 我国 3 次围填海概况

新中国成立到现在,我国已先后经历了 3 次大的围填海高潮。第一次是建国初期的围海晒盐,从辽东半岛到海南岛我国沿海 12 个省、自治区、直辖市均有盐场分布,其中长芦盐区正是在这个阶段经过新建和扩建成为我国最大的盐区,而南方最大的海南莺歌海盐场也是在 1958 年建设投产的,这一阶段的围填海主要以顺岸围割为主,围填海的环境效应主要表现在加速了岸滩的促淤。

第二次大规模的围填海热潮是上世纪 60 年代中期至 70 年代的围垦海涂扩展农业用地,如汕头港从建国初期到 1978 年共围垦 22 宗,总面积达 5 800 hm²;福建省约 20 万 hm² 海涂被农业围垦的面积约为 7.5 万 hm²;上海市这一阶段的农业滩涂围垦面积也有 3.33 万 hm²^[4]。这一阶段的围填海也以顺岸围割为主,但围垦的方向已从单一的高潮带滩涂扩展到中低潮滩,同时农业利用也趋向于综合化,围填海的环境效应主要表现在大面积的近岸滩涂消失。

第三次大规模的围填海热是发生在上世纪 80 年代中后期到 90 年代初的滩涂围垦养殖热,这一阶段的围海主要发生在低潮滩和近岸海域,围海养殖的环境效应主要表现在大量的人工增殖使得水体富营养化突出,海域生态环境问题突出。从这 3 次大规模的围填海看,围填海增加的土地面积约有

注: * 基金项目:天津师大海新区推进项目(52LE17);天津师大青年基金项目(52LJ42)
收稿日期:2008-02-04,修改稿收到日期:2008-05-06

120 万 hm^2 , 超过现有滩涂面积的 1/2。

1.2 新一轮大规模围填海概况

进入 21 世纪, 随着我国经济快速持续增长, 特别第二次工业化浪潮和土地紧缩情势下, 我国正掀起新一轮的大规模的围填海热潮。这次热潮波及的造陆区域大, 从辽宁到广西我国东、南部沿海省市甚至包括县、乡一级行政区均在积极推行围填海工程; 所实施的围填海工程有大有小, 大的如天津港的围海造陆工程计划分期造陆 5 000 hm^2 ^[5], 大连长兴岛的围海造陆已成陆 3 000 hm^2 ^[6] 等。小的如福建连安下官乡的违法围填海造陆 6.27 hm^2 ; 新一轮的围填海热潮一部分是国家或省、市经济发展所必需的, 如天津港的围填海工程正是满足天津市以及环渤海区域发展所必需, 河北曹妃甸的围填海工程也是满足首都钢铁集团搬迁所必需的, 但多数小型围填海工程却是一些部门利益或者县、乡政府形象工程所致, 如广东阳东某镇围填海建设渔港广场, 福建惠安县崇武水族馆违法填海项目等。

2 大规模围填海所造成的生态环境问题

近岸海域是我国重要的自然资源, 大规模的围填海是一种严重改变海域自然属性的用海行为。实践已经证明, 科学合理的围填海工程对于缓解沿海地区人地矛盾、推动社会经济发展, 具有十分重要的现实意义, 可产生显著的经济和社会效益。但违背客观自然规律的无序围填海必将给沿海地区带来严重的、永久的负面影响。

大面积的围填海活动也带来了一系列严重的资源、环境、社会问题, 主要表现在下列几个方面。

2.1 近岸海域渔业资源衰竭

近岸海域是海洋生物栖息、繁衍的重要场所, 大规模的围填海工程改变了水文特征, 影响了鱼类的洄游规律, 破坏了鱼群的栖息环境、产卵场, 很多鱼类生存的关键生态环境遭到破坏, 渔业资源锐减。舟山群岛是我国的四大渔场之一, 近年来渔业资源急剧衰退, 大面积的围填海是其原因之一。辽宁省庄河市蛤蜊岛附近海域生物资源丰富, 素有“中华蚬库”之称, 但连岛大堤的修建彻底破坏了海岛生态系统, 由此引发的淤积造成生物资源严重退化, “中华蚬库”不复存在。

2.2 近岸海域生态系统破坏

滨海湿地、红树林、珊瑚礁、河口、海湾等都是重要的近岸海域生态系统, 大规模围填海活动致使这些重要的生态系统严重退化, 生物多样性降低。近 40 a 来, 我国红树林面积由 4.83 万 hm^2 锐减到 1.51 万 hm^2 , 其主要原因是围填海占用。广西壮族自治区因围填海和滩涂开发而大量砍伐红树林, 造成 2/3 的红树林已经消失。

2.3 海洋环境污染加剧

大规模的围填海工程不仅直接造成大量的工程垃圾加剧海洋污染, 而且大规模的围填海工程使海岸线发生变化, 海岸水动力系统和环境容量发生急剧变化, 大大减弱了海洋的环境承载力, 减少了海洋环境容量。近年来厦门西港海域赤潮频发, 仅 2000~2002 年这 3 a 厦门周边的厦门西港和同安湾海域就发生了 8 次赤潮, 造成了巨大的经济损失。香港维多利亚港海域填海活动造成污染物积累, 加重了海洋环境污染, 破坏了有价值的自然生态环境, 2004 年 9 月期间更是由于填海挖泥在 1 周之内引发 5 次赤潮, 海洋环境进一步恶化。

3 我国大规模围填海存在的原因分析

近岸海域是我国重要的宝贵资源, 同时海域具有极大的经济价值、生态价值和社会价值, 目前我国一方面加速着资源的开发利用, 另一方面也在积极采取措施保护资源。大规模的围填海给我国近岸海域资源和生态环境带来了极大的破坏, 就我国围填海现状个人认为主要存在以下几个主要原因。

3.1 利益驱使是围填海工程泛滥的根本

我国东部沿海地区经历了改革开放近 30 a 的经济持续的快速增长, 如何解决和协调经济增长、资源节约、环境保护以及社会安定之间的关系是摆在各级政府管理机构的首要任务。土地作为城市一种特殊的紧缩资源, 如何开拓和经营土地也直接关系到城市的快速持续发展。

2004 年修改实施的《中华人民共和国土地管理法》明确提出了土地用途管制制度和占用耕地补偿制度, 可见国家对耕地的数量和用途转化是严格控制的。但耕地的占补制度是不是为耕地的开发转用留了缝隙, 我国东部沿海各类围填海工程泛滥很大

程度上是为了解决耕地占补平衡的^[7]。

土地收益已经成为地方政府的“第二财政”,各级政府通过土地出让金、土地有偿使用费等获得了较大的经济收益,使其土地的资本特性得到了充分发挥。以沈阳市为例,2000~2003年土地收益从2 000万元增至20亿元,土地收益占财政收入比例也从1.15%增至15.87%,可见如何最大范围地发挥土地价值对于增加地方财政收入影响之大^[8]。

围填海工程实施一方面可以增加土地面积,在一定程度上缓解建设用地紧张,另一方面通过出让土地获取土地收益增加财政收入,更为重要的是实施围填海可以有效实现耕地的占补平衡,从而扩大城市近郊耕地的实际占用,即获得巨大的土地收益增加了地方财政收入,又规避了政策。

3.2 权责模糊是围填海管理和处置不善的重要因素

海岸带作为海陆作用交互的产物,海岸带的属性决定了其权责的模糊。我国对沿海滩涂的定义中,海洋行政主管部门将滩涂界定为平均高潮线以下低潮线以上的海域,国土资源管理部门将沿海滩涂界定为沿海大潮高潮位与低潮位之间的潮浸地带。2部门对滩涂的表述虽然有所不同,但滩涂既属于土地,又是海域的组成部分。

《中华人民共和国海洋环境保护法》中明确规定国家海洋行政主管部门行使海洋环境监督管理权的部门分别负责各自所辖水域的监测、监视,其他有关部门根据全国海洋环境监测网的分工,分别负责对入海河口、主要排污口的监测。对于海域的环境监测有效进行了行政割裂,这使得海域环境完整性的保护存在着政策模糊。

3.3 资源和环境意识淡薄是围填海审批和实施的源头

近岸海域作为我国特殊的宝贵资源,长久以来各级政府均存在重开发轻保护,1989年国务院颁布的《中华人民共和国环境保护法》中强调了海洋是环境的重要组成部分,并强调海洋环境保护是我国环境保护的重要内容,但2002年颁布实施的《中华人民共和国海域使用管理法》,国家才正式要求单位和个人通过登记来使用领海海域,并对海域使用情况进行定期的统计,统筹安排各行业用海,保护生态,保障海洋可持续利用。而相应的土地资源、森林资源以及动物资源等管理和保护相关法律法规却远早于

海洋资源。

近海养殖和捕捞是沿海农民重要的产业形式,我国出台的《中华人民共和国渔业法》中明确表示国家鼓励全民所有制单位、集体所有制单位和个人充分利用适于养殖的水域、滩涂,发展养殖业。2002年出台的《中华人民共和国海域使用管理法》中明确表示了养殖用海15a的最高使用期限;同期国家出台了相关海域使用有偿制度以及征收试行标准等,养殖增值用海采用收益还原法进行测算,按15a计,结果介于2.57~6.42万元/hm²之间,其中Ⅰ级海域为6.42万元/hm²,Ⅱ级海域为5.14万元/hm²,Ⅲ级海域为3.85万元/hm²,Ⅳ级海域为2.57万元/hm²。

海洋资源的低值出让是海洋生态环境恶化的重要原因,政府和公众对海洋资源重视不足,海洋环境保护意识淡薄是近岸海域环境问题的重要根源。

4 加强围填海管理的对策建议

海洋特别是近岸海域是我国特殊且珍贵的资源,我们应着眼于长远利益,加强海洋资源的管理和保护,这不仅可以有效保障我国的资源区域可持续发展,而且是我国综合国力持续增长和社会和谐的重要保证。

4.1 国家主导与地方结合

加强围填海管理根本是实施综合性的海洋管理。综合性的海洋管理它不是对海域的某一部分、某一行业、某一具体内容实施管理,而是要立足全部海域的根本和长远利益^[9]。政府作为海洋权益的主体,有进一步推进海洋开发和保护的权力,国家主导必须加强。

国家主导加强主要体现在:海洋意识和观念必须强化,近岸海域作为我国宝贵的基础资源其政治权益、经济利益以及生态利益必须重视;国家海洋行政部门职能应强化,长期以来海洋管理涉及多部门,行业管理缺乏主导是海洋管理的弊端,必须强化国家海洋行政部门的职能,明确其在海洋综合管理的主导地位;国家性质的海洋立法必须加强,海洋立法应着重从行业立法转向综合立法,由事后立法转向为预测立法;国家主导还表现在开发和保护海洋必须兼顾生态效益,优化经济效益。

地方结合主要体现在:科学落实国家海洋政策,最大限度地维护海洋的国家权益和价值;地区

海洋产业的发展应同国家产业优化政策相符合;地方政府强化海洋职能部门的行政范围和职责,真正使地方海洋行政部门成为地方海洋行政管理、决策的主体;地方政府必须加强海洋执法和海洋地方立法工作。

4.2 科学规划与专家论证

大规模的围填海涉及多部门、多行业,是一项综合性强、交互性密的专项系统工程,国家和地方政府应强化围填海规划。我国目前围填海规划所涉及的具体内容应包括以下几个方面:

1) 以统计资料和调研的形式相结合,摸清我国目前围填海工程项目的规模、数量、用途和开发现状,了解我国目前围填海工程报审、审批、执行、管理和政策的现状,研究我国目前围填海工程的论证、决策和监督现状,分析政府、企业和个人在围填海中的“角色”,推究我国目前围填海工程的经济、生态和社会效益,预测我国“十一五”期间以及未来围填海的趋势。

2) 制定我国近期围填海规划的整体目标。在分析、论证、比较的基础上提出我国未来经济发展 5 a 内围填海的客观总需求,在围填海综合评估体系基础上确定我国未来 5 a 内可能允许围填海的总规模,在总量控制的基础上提出围填海禁止区、限制区和控制区的分级标准,并确定各级围填海区域的具体岸线、总体控制目标、开发利用类型、规划,提出各级围填海工程项目的审批管理制度。

3) 落实海洋功能区划。针对不同海洋功能区,综合分析围填海工程的规模、数量和利用类型对各类功能区的综合影响。制定和确定各级各类功能区内禁止开发、限制开发和控制开发的具体岸段、目标和开发利用规划。协调和落实海洋功能区划中可能出现的“行政交界”和“部门交界”。针对重点海域制定围填海项目的专项规划,协调重点海域的开发利用、环境保护和综合发展。

4) 确定围填海的分级。提出围填海禁止实施区、限制实施区和控制实施区的分类原则,建立归一化的围填海分级的指标体系,提出指标考核和专家论证的具体模式和程序,制定围填海各级区域内的报审、审批、论证、实施、执行、开发和监督管理制度,提出各级区域内围填海项目的指导政策,建立跟踪性的论证、监督和审查措施,提出协调国家利益和省

市利益的具体措施和方针。

5) 详实各级围填海规划的审批管理制度。要明确分级规划的具体审批程序,明确各级政府和海洋管理部门在围填海项目审批中的权责,要提出和制定围填海工程的科学论证体系、申报体系、审批体系和管理体系,要协调海洋围填海开发利用与海域环境保护的利益分析,确定各级围填海项目工程的报审类别和内容。

6) 加强海洋价值意识和环保意识,一方面要加强对近岸海域功能与价值认识的研究,海洋不仅具有资源价值,更具有生态价值,而海洋价值的体现则属于一个历史范畴,其价值随经济、技术以及社会的发展而扩大;同时海洋生态价值不仅是区域性的,而且是全球性的,因此对待海洋生态价值量应包括现行价值和潜在价值。

4.3 法制监督与公众参与

我国目前的海洋法律多数是 2000 年以后制定的,而且多数海洋法律具有明显的行业特色,综合性的法律少。法律主体具有行业特性,这在一定程度上弱化了海洋违法的成本和实质。海洋执法的主体具有行业特性,而行业部门往往具有独立性,这也弱化了海洋违法本身的交互性。加强综合性海洋立法、加强主导性海洋执法、加强交互性海洋司法对于我国大规模围填海管理具有重要的现实意义。

大规模围填海具有广泛的社会性,公众参与是加强围填海管理的基础手段^[10]。公众参与主要体现在:普及和加强海洋国土意识,彻底肃清海洋是开发处女地的落后观念^[11];提高公众参与的知情权,加强公众参与在海洋管理和决策中的地位;宣传国家产业政策和海洋政策,在政策上支持涉海居民职业转型。

5 参考文献

- [1] 中国统计年鉴编辑部编. 中国统计年鉴 -2005[M]. 北京: 中国统计出版社, 2005.
- [2] 徐祥民, 凌欣. 对禁止或限制围海造地的理由的思考[N]. 中国海洋报, 2007-03-13(3).
- [3] 刘百桥. 完善法律法规严格项目审查[N]. 中国海洋报, 2007-10-19(1).
- [4] 中国水利学会围涂开发专业委员会. 中国围海工程[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2000.
- [5] 李海燕. 围海造陆, 天津“长大”50 平方公里[N]. 天津日

- 报,2006-06-13(5).
- [6] 王同文. 冬天里的春天——一年之后重访长兴岛[N]. 大连日报,2006-12-12(1).
- [7] 刘光远,王志斌. 新编土地法教程[M]. 北京:北京大学出版社,2004.
- [8] 驰原. 从7000万到10个亿——沈阳土地出让收益嬗变之密[J]. 国土资源,2002,2(4):36-37.
- [9] 管华诗,王曙光. 海洋管理概论[M]. 青岛:中国海洋大学出版社,2002.
- [10] 王棋,于中海. 我国海洋综合管理中公众参与的现状分析及其对策[J]. 海洋信息,2005,(4):24-26.
- [11] 陈炜. 现代海洋意识的培养与教育[J]. 海洋与渔业,2007,(6):25-27.

Current Situation and Countermeasures of Sea Reclamation in China

Liu Wei Liu Baiqiao

Abstract A large-scale sea reclamation damaged marine resource and national interests. To implement the scientific concept of development, the thesis research on the current situation and its reason with countermeasures of sea reclamation in china. The results show that large-scale sea reclamation driven by interests in 2000's had damaged marine resources and environment. Marine accrual is fuzzy, and marine consciousness is weak. In order to control the scale of sea-reclamation, The accrual of the state oceanic administration is required. Implementation planning of sea-reclamation and expert demonstration are key channels to control the sea-reclamation.

Key words sea reclamation current situation cause countermeasures

(上接第10页)

- biology & Biotechnology, 1998, 14:579-581.
- [27] Weon B. Genetic engineering of *Escherichia coli* for enhanced uptake and bioaccumulation of mercury[J]. *Appl Environ Microbiol*, 2001, 67(11):5335-5338.
- [28] Desjardin V. Effect of microbial activity on the mobility of chromium in soils[J]. *Waste Manag*, 2002, 22(2):195-200.
- [29] 张勤, 张慧文. 长期石油和重金属污染对农田土壤假单胞菌群多样性及结构的影响[J]. *应用生态学报*, 2007, (6):41-42.
- [30] 白淑兰, 房耀维. 菌根技术在重金属污染修复中的研究与展望[J]. *生态环境*, 2004, (1):35-36.
- [31] 廖瑞章, 沈桂琴. 重金属、矿物油对土壤酶活性的影响[J]. *农业环境保护*, 1987, 6(3):24-27.
- [32] 张俊会, 金则新. 废旧金属拆解地土壤的微生物学评价[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(3):678-684.
- [33] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 重金属污染土壤的微生物学评价[J]. *土壤*, 2000, (3):130-134.
- [34] Gadd G M, Fry J C. *Microbial Control of Pollution*[M]. Cambridge UK: Cambridge University Press, 1992:59-84.
- [35] Kandeler E, Kyfiebegger G, Schwarz S. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 23:299-306.
- [36] Mccarty L S, Mackay D. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment, body residues and modes of action[J]. *Environmental Science and Technology*, 1993, 27:1719-1728.
- [37] 孟昭福, 张增强. 几种污泥中重金属生物有效性及其影响因素的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(1):115-118.
- [38] 孙波, 陈守莉. 污染水稻土中重金属的形态分布及其影响因素[J]. *土壤*, 2007, 39(3):375-380.
- [39] 魏世强, 陈事荣, 刘陈. 水稻对紫色土锌的形态转化和有效性影响的研究[J]. *西南农业大学学报*, 1990, 12(6):604-608.
- [40] 魏世强, 刘陈, 陈事荣. 蚕豆对紫色土锌的形态转化和有效性影响的研究[J]. *西南农业大学学报*, 1990, 12(6):617-620.
- [41] 陈事荣, 魏世强, 刘陈, 等. 油菜对紫色土锌的形态转化和有效性影响的研究[J]. *西南农业大学学报*, 1990, 12(6):613-616.

Ecological Effect of Heavy Metal Contamination on Soil Microorganisms

Wang Bin Yang Shengxiang Xu Weihong

Abstract In this paper, ecological effect of heavy metals on soil microorganisms was reviewed, including microbiology evaluation and microbial bioremediation mechanism in heavy metal-polluted soils, and research advances of bioremediation in heavy metal-polluted soils.

Key words heavy metal pollution soil microorganisms bioremediation

广东省高州市根子镇 1995~2005 年生态足迹动态分析*

孔 洁¹ 陈飞鹏¹ 汪殿蓓² 李 力³ 暨淑仪¹

(¹ 华南农业大学生命科学学院, 广州 510642; ² 湖北省小城镇发展研究中心, 湖北 孝感 432000;

³ 广东省技术经济研究发展中心, 广州 510070)

摘 要 运用生态足迹理论对根子镇 1995~2005 年的生态足迹和生态承载力进行计算,旨在为制定政策,促进可持续发展提供依据。计算结果表明,11 a 来,根子镇人均生态足迹和生态赤字均呈先升后降态势,其中耕地是生态足迹占用最大的土地类型,平均占用达 57.41%,其次是化石能源地和林地;人均生态赤字从 1995 年 1.379 5 hm² 增加至 1.593 1 hm² 后降至 2005 年 1.239 9 hm²,表明根子镇已处于不可持续发展状态,生态系统的压力和强度较高。最后根据计算结果并结合根子镇的实际情况提出了有利于根子镇可持续发展的合理化建议。

关键词 生态足迹 生态承载力 生态赤字 可持续发展 根子镇

生态足迹最早是由加拿大生态经济学家 William Rees 等在 1992 年提出^[1]并在 1996 年由其博士生 Wackernagel 完善的一种衡量人类对自然资源利用程度以及自然界为人类提供的生命支持服务功能的方法^{[2][1-10, [3-5]]}。很多学者运用生态足迹理论对全球或区域乃至城市、县域等不同尺度进行了研究^[6-15]。将生态足迹方法应用于小城镇尺度的发展可持续性定量测度具有一定的特殊性,主要在于小城镇与周边地区贸易关系复杂,能流、物流频繁,故在研究中往往无法得到详实的资料进行生态消费计算中的贸易调整^{[16][254]}。目前对小城镇研究多集中在:小城镇发展研究、小城镇规划与建设研究、小城镇-乡村区域研究、小城镇经济研究以及小城镇其他专题的研究等 5 个领域。本研究应用生态足迹理论计算 1995~2005 年根子镇生态足迹、生态承载力、生态盈余(赤字)等指标,定量评价根子镇可持续发展状态,并提出相关建议,促进根子镇可持续发展水平的提高。

1 研究区域与方法

1.1 研究区域

根子镇隶属广东省高州市,位于 22°34'N, 111°24'E,属于丘陵地带,地势东北高,西南低,总面积 87 km²,2005 年底总人口 71 379 人。根子镇属于热带、亚热带过渡区域,南亚热带季风气候,阳光充足,

雨量充沛。日照年平均 1 737.97 h,太阳年总辐射量 10 938.2 Cal/cm²,年平均气温 23.09 ℃,年均降雨量为 1 780.89 mm。根子镇是茂名市三高农业窗口,被誉为“中国荔枝第一镇”。

1.2 生态足迹与生态承载力计算方法

1.2.1 生态足迹计算

生态足迹计算方法参考 Wackernagel^{[2][13-25]}。用下式表示:

$$EF = Nef = N \sum (aa_i) = N \sum (c_i / p_i) \quad (1)$$

式中: i ——消费商品和投入的类型;

p_i —— i 种消费商品的平均生产能力, kg/hm²;

c_i —— i 种商品的人均消费量, kg/人;

aa_i ——人均 i 种交易商品折算的生物生产面积, hm²/人;

N ——人口数, 人;

ef ——人均生态足迹, hm²/人;

EF ——总生态足迹, hm²。

数据获取方法有 2 种:①自上而下法,根据地区性统计资料(如统计年鉴等)查取地区各消费项目的有关总量数据,再结合人口数得到人均的消费量值;② Simmons 等人创造的成分法,即自下而上法^[17],即通过发放调查问卷、实地调查等方式获得人均的各种消费数据。本研究结合 2 种方法进行调查。

注: * 基金项目:广东省科技项目(2004B33301013);湖北小城镇发展研究中心 2005 年度开放科研项目(2005)。

收稿日期: 2008-02-26, 修改稿收到日期: 2008-05-07

生态足迹的计算主要由 2 部分组成: ① 生物资源消费; ② 能源消费。生物资源的足迹计算直接使用消费量, 贸易调整部分的数据加到化石能源地中。数据主要取自高州统计年鉴(1996~2006 年)、高州市土地利用总体规划(1997~2010 年), 贸易调整中如薪炭材、天然气、煤炭等的消费量来自根子镇的实地调查。

1.2.2 生态承载力计算

1) 计算各类生态生产性土地的面积, 数据主要取自高州市土地利用总体规划(1997~2010 年)。

2) 选取产量因子, 由于各国或各地区的生物生产面积的产出差异很大, 因此在计算生态承载力时还需乘以产量因子。由于根子镇气候条件与香港比较接近, 因此耕地、建成地、林地、草地、水域和化石能源地的产量因子采用香港地区产量因子^[27-10]。

3) 计算人均生态承载力, 计算公式为:

$$EC = N \times ec = N \times \sum a_j \times r_j \times y_j \quad (j=1, \dots, 6) \quad (2)$$

式中: j ——生物生产性土地类型;

a_j ——区域拥有的 j 类土地的人均面积, $\text{hm}^2/\text{人}$;

r_j ——均衡因子, 表明 j 类土地与世界所有土地综合平均生产力之比;

y_j ——产量因子, 表明研究区域 j 类土地与世界 j 类土地平均生产力之比;

N ——人口数, 人;

ec ——人均生态承载力, $\text{hm}^2/\text{人}$;

EC ——总生态承载力, hm^2 。

1.2.3 生态赤字或生态盈余计算

生态赤字或生态盈余是指生态足迹与生态承载力之差, 如果区域生态足迹小于生态承载力, 则表现为生态盈余, 表明人类对自然生态系统的压力处于本地区所提供的生态承载力范围内, 生态系统是安全的; 反之, 本地区的生态系统就是不安全的, 该地区处于可持续发展状态^[18]。

2 结果与分析

2.1 人均生态足迹和人均生态承载力

1995~2005 年根子镇人均生态足迹呈先升后降趋势(见表 1), 11 a 中均处于生态赤字状态。由于人均生态承载力变化不大, 人均生态赤字与人均生态足迹的变化趋势大致相同。其中 2001 年人均生态赤字最大, 为 $1.593\ 1\ \text{hm}^2/\text{人}$, 这一年也是根子镇人均

生态足迹最高的一年, 达到 $1.932\ 4\ \text{hm}^2/\text{人}$ 。主要是其耕地、林地和水域生态足迹也达到了 11 a 来的最高值和次高值, 3 项总和占总生态足迹的 82.87%。

表 1 1995~2005 年根子镇人均生态足迹计算汇总 $\text{hm}^2/\text{人}$

年份	耕地	草地	林地	水域	化石能源地	建成地	人均生态足迹
1995	0.787 4	0.011 2	0.392 2	0.108 6	0.294 0	0.062 0	1.655 4
1996	0.870 5	0.027 3	0.330 7	0.053 2	0.371 7	0.063 1	1.716 5
1997	1.008 5	0.012 6	0.321 6	0.060 6	0.286 1	0.063 7	1.753 1
1998	1.088 3	0.018 9	0.314 6	0.075 4	0.306 4	0.064 3	1.867 9
1999	1.100 8	0.019 1	0.306 6	0.106 8	0.287 0	0.066 3	1.886 6
2000	1.131 8	0.040 3	0.311 3	0.117 2	0.216 1	0.067 2	1.883 9
2001	1.158 8	0.047 4	0.322 1	0.120 4	0.215 9	0.067 8	1.932 4
2002	1.129 8	0.054 1	0.308 7	0.075 5	0.216 2	0.068 6	1.852 9
2003	1.057 3	0.035 4	0.257 4	0.053 7	0.190 1	0.060 6	1.654 5
2004	0.959 8	0.025 2	0.270 9	0.047 2	0.294 7	0.061 0	1.658 8
2005	0.846 6	0.022 5	0.284 4	0.042 0	0.284 0	0.060 7	1.540 2

综观 11 a 来根子镇的人均生态承载力(见表 2), 总体呈下降趋势, 由 1995 年 $0.342\ 2\ \text{hm}^2/\text{人}$, 下降到 2005 年 $0.300\ 3\ \text{hm}^2/\text{人}$ 。从生态承载力构成来看, 耕地和林地占根子镇土地面积的很大比例, 其较高的生产力也成为生态承载力的主要组成部分, 是构成生态承载力的主要生产土地类型。

表 2 1995~2005 年根子镇人均生态承载力 $\text{hm}^2/\text{人}$ (总生态承载力除外)

年份	耕地	林地	水域	建成地	人均生态承载力	人均生态赤字	总生态承载力 hm^2
1995	0.129 1	0.197 2	0.000 6	0.062 0	0.342 2	1.313 2	23 794
1996	0.128 1	0.194 9	0.000 6	0.063 1	0.340 3	1.376 2	23 862
1997	0.126 8	0.192 2	0.000 6	0.063 7	0.337 3	1.415 8	23 922
1998	0.125 4	0.189 5	0.000 6	0.064 3	0.334 2	1.533 7	23 973
1999	0.127 3	0.191 8	0.000 6	0.066 3	0.339 7	1.546 9	24 012
2000	0.127 2	0.191 3	0.000 6	0.067 2	0.340 0	1.543 9	24 052
2001	0.126 9	0.190 3	0.000 6	0.067 8	0.339 3	1.593 1	24 082
2002	0.127 1	0.190 2	0.000 6	0.068 6	0.340 1	1.512 8	24 116
2003	0.111 8	0.169 9	0.000 6	0.060 6	0.301 7	1.352 8	24 345
2004	0.112 0	0.169 9	0.000 6	0.061 0	0.302 2	1.356 6	24 363
2005	0.111 3	0.168 7	0.000 6	0.060 7	0.300 3	1.239 9	24 360

注: * 根子镇草地面积很少, 故忽略不算, 其生态承载力为 0; 人类没有留出专门用于吸收 CO_2 的土地面积, 化石能源地的生态承载力也为 0。

耕地总面积由 1995 年的 1686 hm^2 增至 2005 年的 1696 hm^2 , 呈逐年增长趋势, 增长幅度不大。林地面积由 5696 hm^2 下降到 2002 年的 5604 hm^2 , 2003 年后面积有所增加。增长幅度最大的是建成地, 达 14.20% (见表 3)。

表 3 根子镇 1995~2005 年不同土地类型本土总面积构成 hm^2

年份	耕地	林地	水域	建成地	总面积
1995	1 686	5 696	171	810	8 363
1996	1 688	5 679	172	831	8 370
1997	1 689	5 664	144	849	8 376
1998	1 690	5 648	175	866	8 379
1999	1 691	5 634	176	880	8 381
2000	1 691	5 622	177	893	8 383
2001	1 692	5 610	178	904	8 384
2002	1 693	5 604	179	913	8 389
2003	1 695	5 696	179	919	8 489
2004	1 696	5 690	179	924	8 489
2005	1 696	5 685	180	925	8 486

虽然 11 a 来根子镇总生态承载力由 23 794 hm^2 上升到 24 360 hm^2 , 年均增长速度为 0.21%, 人口由 61 168 人增加到 71 379 人, 年均增长速度为 1.44%, 可以看出尽管总生态承载力呈上升趋势, 但由于人口的增长速度大于生态承载力增长速度, 人均生态承载力呈下降趋势。由此可知, 虽然生态承载力的增加主要源于建成地、耕地面积的增加, 但人口的增长已成为制约人均生态承载力提高的关键。

2.2 生态足迹与生态赤字构成

从人均生态足迹构成来看, 耕地、林地、化石能源地占较大的比例 (见图 1)。1995 年耕地占人均生态足迹的 47.57%, 林地占 23.69%, 化石能源地占 17.76%。至 2001 年间为上升期, 但到 2005 年人均生态足迹有所下降, 耕地人均生态足迹由 2001 年 1.16 $\text{hm}^2/\text{人}$ 下降到 2005 年 0.85 $\text{hm}^2/\text{人}$, 草地、林地人均生态足迹也有所下降, 分别由 0.047 4、0.322 1 $\text{hm}^2/\text{人}$ 下降到 0.022 5 和 0.284 4 $\text{hm}^2/\text{人}$; 但化石能源地人均生态足迹有所上升, 由 0.215 9 $\text{hm}^2/\text{人}$ 增加至 0.284 0 $\text{hm}^2/\text{人}$, 增幅为 31.54%。化石能源地生态足迹的上升反映了根子镇产业结构的变化, 虽然工业不发达已成为根子镇经济增长的限制因子, 但第三产业及对外贸易在经济生产中的比重逐步增大, 促使能源消耗量的增加。

从 11 a 来根子镇其他 5 类土地生态赤字大小

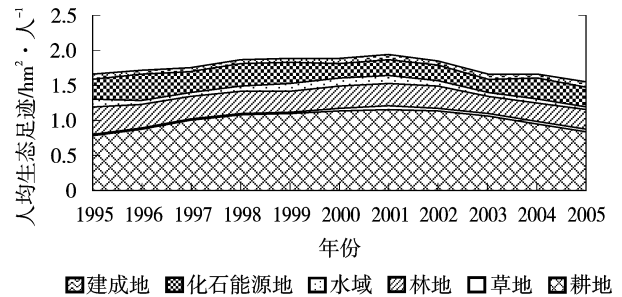


图 1 1995~2005 年根子镇生态足迹构成

及其变化趋势中可以看出, 人均生态赤字最大的土地类型为耕地 (见图 2)。其次是化石能源地, 1996 年达到最高值 0.371 7 $\text{hm}^2/\text{人}$, 其后有所下降。2003 年人均生态赤字最小, 为 0.190 1 $\text{hm}^2/\text{人}$ 。人均生态赤字的降低主要由于贸易调整部分生态足迹的减少, 1996 年贸易调整为 0.144 5 $\text{hm}^2/\text{人}$, 2003 年降至 0.082 7 $\text{hm}^2/\text{人}$ 。另外根子镇薪炭用材也是导致林地生态赤字的主要原因, 2005 年仅薪炭材人均生态足迹就达到 0.177 0 $\text{hm}^2/\text{人}$, 占总林地的 70.86%。

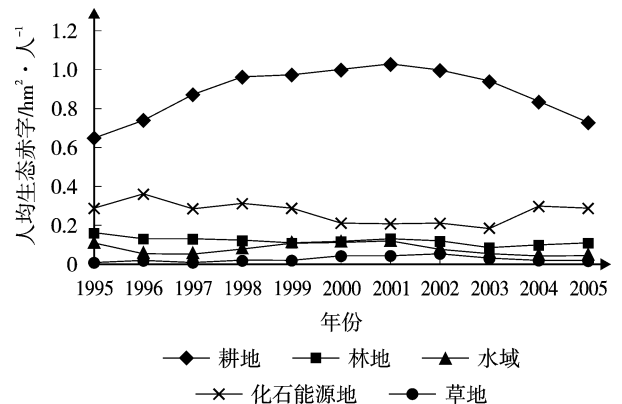


图 2 根子镇 1995~2005 年不同土地类型的生态赤字变化

2.3 根子镇与其他地区生态足迹比较

由图 3 可看出, 2002 年根子镇人均生态足迹高于中国西部城镇重庆市巴南区南泉镇^{[16]255}, 其中耕地和化石能源地是导致生态足迹高的关键, 根子镇耕地人均生态足迹达 1.129 8 $\text{hm}^2/\text{人}$, 远高于南泉镇的 0.602 0 $\text{hm}^2/\text{人}$, 另外其 2005 年耕地人均生态足迹为 0.846 6 $\text{hm}^2/\text{人}$, 也远高于重庆市的 0.374 2 $\text{hm}^2/\text{人}$ ^[19], 说明根子镇的耕地人均生态足迹占用过大。由于根子镇家禽主要是以粮食喂养, 禽肉消耗归入耕地生态足迹, 因此导致耕地占用大的原因主要在于禽肉、猪肉和稻谷 3 项消费项目, 2002 年人均生态足迹分别达到了 0.345 4、0.411 2 和 0.277 5 $\text{hm}^2/\text{人}$, 3 类总

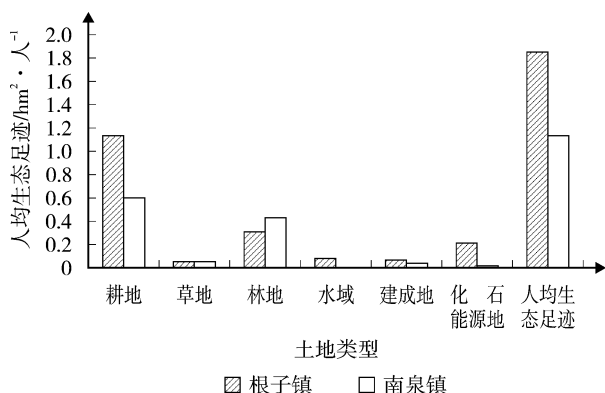


图3 2002年根子镇与南泉镇人均生态足迹比较

和占到了耕地生态足迹的91.53%。耕地生态足迹大从另一个侧面反映出根子镇居民饮食消费中,猪肉、禽肉、禽蛋等消费较多,是居民生活水平提高的标志。但这种由于人们饮食消费结构的变化引起的动物产品消费量的大幅度增加,导致耕地生态足迹偏大,是造成生态赤字的主要原因。化石能源地生态足迹较高的原因主要有2方面,一是根子镇化石能源生态足迹计算了贸易调整部分的生态足迹,而南泉镇在计算中采用居民分类产品消费支出进行计算,缺乏详尽的贸易数据;另一方面是因为根子镇能源消耗量的增加,第三产业以及进出口贸易的发展。但从人均生态承载力方面看,2002年南泉镇为 $0.7380 \text{ hm}^2/\text{人}$,远高于根子镇的 $0.3401 \text{ hm}^2/\text{人}$,主要因为南泉镇建成地人均生态承载力比根子镇高 $0.5272 \text{ hm}^2/\text{人}$,南泉镇建成地的生态承载力占其总承载力的80.76%,是导致其生态承载力高的主要土地类型。

3 讨论与结论

3.1 讨论

1) 虽然根子镇总生态承载力不断地提高,但仍低于人均生态足迹的增长态势,对生态环境造成的压力均已超过了生态承载力范围,目前的经济发展的不可持续的。

2) 根子镇主产荔枝,荔枝的生产和销售情况直接影响根子镇的人均收入和消费水平,而农民收入又是影响生态足迹变化的最重要因素。农产品价格、化肥和农药的消耗量、食品消费对生态足迹都有明显的影响。

3) 从根子镇历年人均生态足迹、生态承载力分析可以看出,1995年耕地占用达人均生态足迹的

47.56%,是导致人均足迹较高的主要因素。化石能源地和林地占的比例也很大,分别为17.76%和23.69%,因此耕地、化石能源地和林地是影响根子镇生态足迹的主要土地类型。应加强对这3类土地类型占用的研究,规划土地类型的合理使用。

4) 由根子镇不同生产土地类型历年生态赤字变化分析可知,耕地、化石能源地和林地是改变根子镇目前生态赤字状态的关键。耕地生态赤字应主要以增加耕地生态承载力来减少生态赤字。煤炭生态足迹占总能源足迹的比例最大,能源消费主要集中在用煤量多的2个砖厂。因此,改变砖厂以耕作土为原料生产红砖的落后生产工艺,能耗和污染较大及占用生态足迹较高等,是改变化石能源地和林地生态赤字状态的关键。

5) 生态足迹本身是一个静态模型,以前研究多集中在选择一个时间的横断面就区域可持续发展状况进行判断,而在纵向时间序列上就区域生态足迹演变的研究较少^[20]。目前,时间序列的生态足迹研究在一些转化因子的选取上选择了假设的方法:世界平均产量、均衡因子、产量因子是不变的,大部分时间序列生态足迹研究都采用了这些假设^[21-23]。基于根子镇的实际情况,本研究也采取了这些假设,这样可以在时间序列上加以分析,初步判断根子镇的可持续发展状况。

6) 根子镇作为一个开放的生态系统,贸易在经济发展中发挥巨大作用。本研究在计算贸易调整部分时,主要根据根子镇的进出口产品的使用年限,率先采用折旧率计算出年能源携带量,并加入能源足迹中,以得到较为全面的消费足迹。

7) 能源部分的足迹计算包括汽油、柴油、煤炭、电力和天然气。不同原料发电对资源的消耗程度是不同的,文中将电力折算为柴油后计算到能源足迹,难免使结果产生误差。

3.2 结论

为了减少人均生态足迹以及总的生态足迹,降低人类对生态环境的影响程度,根子镇可以采取以下几种措施:

1) 坚持加强对人口数量的控制,由于人口过多导致人均生态承载力呈逐年下降趋势,尽管人口的迁移可以暂时缓解资源相对贫乏地区的生态压力,但从长远影响来看,无疑加重了其他地区环境的负

担,不利于全球可持续发展,因此应继续加强对计划生育工作的执行和监督。

2) 优化用肥结构,推广秸秆还田,增加农家肥积造量,减少农药施用量或选用低污染生物农药,提倡绿色生态农业,降低贸易调整生态足迹,以减少化石能源地的生态占用。

3) 改变以煤炭为主的能源消费方式,增加可更新资源,提倡绿色无污染生物质能源。同时大力开发太阳能、风能等清洁能源,从而改变不可持续的生产消费模式。

4) 减少薪炭材用量,进行沼气的开发利用,从根本上改变林地目前的生态赤字现状。

5) 加强土地资源管理,2000 年根子镇未利用土地面积为 306.64 hm²,占总面积的 3.53%,应整理、复垦、开发这些未利用的土地资源,改造受污染和生产力较低的土地类型,以提高根子镇的总生态承载力。

4 参考文献

- [1] Rees W E. Ecological footprint and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out[J]. Environment and Urbanization, 1992, 4(2): 100-105.
- [2] Wackernagel M, Onisto L, Bello P, et al. Ecological footprint of nations: how much nature do they have? Commissioned by the Earth Council for the Rio+5 Forum[R]. Toronto: International Council for Local Environment Initiatives, 1997.
- [3] Wackernagel M, Rees W. Our ecological footprint: reducing human impact on the earth[M]. Gabriola Island: New Society Publishers, 1996: 61-83.
- [4] 李利锋, 成升魁. 生态占用——衡量可持续发展的新指标[J]. 自然资源学报, 2000, 15(4): 375-382.
- [5] 杨开忠, 杨咏, 陈洁. 生态足迹分析理论与方法[J]. 地理科学进展, 2000, 15(6): 630-636.
- [6] Wackernagel M, Onisto L, Bello P, et al. National natural capital accounting with the ecological footprint concept[J]. Ecological Economics, 1999, 29(3): 375-390.
- [7] Folk C, Jasson A, Larsson J, et al. Ecological appropriation by cities[J]. Ambio, 1997, 26(3): 167-172.
- [8] 谢高地, 鲁春霞, 成升魁, 等. 中国的生态空间占用研究[J]. 资源科学, 2001, 23(6): 20-23.
- [9] 徐中民, 张志强, 程国栋. 甘肃省 1998 年生态足迹计算与分析[J]. 地理学报, 2000, 55(5): 607-615.
- [10] 徐中民, 张志强, 程国栋, 等. 中国 1999 年生态足迹计算与发展能力分析[J]. 应用生态学报, 2003, 14(2): 280-285.
- [11] 陈东景, 徐中民, 程国栋, 等. 中国西北地区的生态足迹[J]. 冰川冻土, 2001, 23(2): 164-169.
- [12] 陈东景, 徐中民, 马安青. 祁连山区生态经济系统可持续发展研究——以青海省祁连县为例[J]. 国土与自然资源研究, 2002, (3): 3-5.
- [13] 苏筠, 成升魁, 谢高地. 大城市居民生活消费的生态占用初探[J]. 资源科学, 2001, (6): 25-29.
- [14] Warren-Rhodes K, Koenig A. Ecosystem appropriation by Hong Kong and its implications for sustainable development[J]. Ecol Econ, 2001, 39: 347-359.
- [15] 王书华, 张义丰, 王忠静, 等. 基于生态足迹模型的城郊经济协调评估——以河北省新乐市为例[J]. 地理与地理信息科学, 2003, 19(1): 78-82.
- [16] 杨海林, 宁丰收, 游霞. 小城镇发展可持续性定量测度的生态足迹方法[J]. 重庆工商大学学报, 2005, 22(3): 253-256.
- [17] 刘森, 胡远满, 李月辉, 等. 生态足迹方法及研究进展[J]. 生态学杂志, 2006, 25(3): 334-339.
- [18] Chen D J, Xu Z M, Cheng G D, et al. Ecological footprint in northwest China[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2001, 23(2): 164-169.
- [19] 杨永奎, 王定勇. 重庆市直辖以来生态足迹的动态测度与分析[J]. 生态学报, 2007, 27(6): 2382-2390.
- [20] 张红霞, 苏勤, 章镇河, 等. 1990-1999 年安徽省生态足迹的动态测度与分析[J]. 生态学杂志, 2006, 25(1): 39-44.
- [21] 刘宇辉, 彭希哲. 中国历年生态足迹计算与发展可持续性评估[J]. 生态学报, 2004, 24(10): 2257-2262.
- [22] 岳东霞, 李自珍, 惠仓. 甘肃省生态足迹和生态承载力发展趋势研究[J]. 西北植物学报, 2004, 24(3): 454-463.
- [23] 蔺海明, 颀鹏. 甘肃省河西绿洲农业生态足迹动态分析[J]. 应用生态学报, 2004, 15(5): 827-832.

Ecological Footprint Dynamic Analysis on Genzi Town from 1995 to 2005

Kong Jie Chen Feipeng Wang Dianpei Li Li Ji Shuyi

Abstract This paper applies the ecological footprint concept and calculation model to measure the ecological footprint and ecological capacity of Genzi town from 1995 to 2005. The results show that, the per capita ecological footprint and ecological deficit rose first and then dropped, the status is unsustainable development, the ecosystem suffered high ecological pressure. Finally, some countermeasures for realizing the sustainable development of Genzi town were put forward on basis of the calculation results and current status.

Key words ecological footprint ecological capacity ecological deficit sustainable development Genzi town

公众参与问卷调查方法探讨

蒋 昕

(广州市环境技术中心, 广州 510055)

摘 要 我国建设项目环境影响评价中公众参与最常采用问卷调查方法, 文章从操作性层面对问卷调查方法中公众的范围、选取、调查问卷的形式和内容、调查结果的评价等方面进行探讨, 旨在为建设项目环境影响评价公众参与中问卷调查方法的程序化、规范化提供参考。

关键词 环境影响评价 公众参与 问卷调查

环境影响评价中的公众参与可以使公众了解规划或建设项目以及由此可能引起的重大的、潜在的环境问题, 增强规划和建设项目环评的合理性和社会可接受性, 从而有利于最大限度地发挥规划或建设项目的综合和长远效益。目前, 我国对环境影响评价中公众参与的研究较多, 方向主要集中在理论和规划环评的研究上^[1-4], 对实际操作层面的中小型工业、市政建设项目的研究较少, 而我国中小型工业、市政建设项目环境影响评价中公众参与最常采用的方法是问卷调查, 即以答卷收集、统计、整理及信息反馈的形式开展公众参与。因此, 本文拟从公众参与操作性层面对问卷调查中公众的范围、选取、调查问卷的形式和内容、调查结果的评价等方面进行探讨, 为建设项目环境影响评价公众参与中问卷调查方法的程序化、规范化提供参考。

1 问卷调查中问卷发放的范围、公众的选取与人数的确定

1.1 确定问卷发放的范围

公众调查中确定问卷发放的范围是基础, 一般而言, 问卷发放的范围与建设项目环境影响(含风险事故)范围应一致, 即项目影响范围内居民所在村落或社区都要列入公众参与范围内。

1.2 合理确定公众参与者与人数

确定问卷发放的范围后, 为使得到的信息能较客观、真实地反应项目评价范围内公众的意见, 应保证

公众参与者的代表性。广义上的公众参与包括一切与环境保护工作有关的单位、部门、群体和个人^{[5]18}。根据我国的实际情况, 建设项目环境影响评价程序中的公众参与者除《环评法》中规定的“有关单位、专家和公众”外, 还要特别考虑受项目影响或可能受影响的利益相关者, 即项目所在地的居民和团体。由于他们生活或工作在建设项目的选址地点或与建设项目邻近, 建设项目于他们有着直接的利害关系。比如, 如果在某居民区附近建设市政道路, 施工期的噪声、粉尘, 建成后机动车的噪声、尾气可能会对周围居民产生一定影响; 如果附近将建一个工厂, 周围居民可能受项目排放的废气、废水或固体废物等的影响。因而应当十分重视征求当地居民的意见。

一般来说, 选择参与者的人数越多, 越能全面、客观地反映建设项目环境影响问题, 但它的成本高, 操作难度大。因此, 在执行过程中, 不可能把受影响区域内的公众都作为调查对象进行调查, 而应当根据建设项目所处的行业及规模, 综合考虑影响范围、影响程度、社会反响程度以及进行公众参与工作所需的人力和物力资源, 确定适宜的问卷发放数量。根据国家环保总局评估中心的建议, 公众参与的人数一般应在 50 人以上, 在参与者人数达不到的情况下可以适当减少。广东省建设项目环保管理公众参与实施意见中规定参与调查的个人中位于项目环境(含风险事故)影响范围内的个人数量不能低于总调查人数的 70%, 参与调查的单位中位于项目环境(含风险事故)影响范围内的数量也不得少于总

数的 70%。

考虑到公众的年龄层次、文化程度、环境意识、职业等客观条件的不同,每个参与个体对建设项目的看法会有很大的差异,可通过有关部门对项目地附近公众的性别、民族、年龄、文化程度、职业等基本情况进行调查,通过概率抽样方法抽取具有一定代表性的公众参加环境影响评价公众参与,使其构成具有广泛性、代表性、全面性。

2 科学设计公众调查问卷

调查问卷(又称调查表),是为了达到调查目的和收集必要数据而设计出的由一系列问题、备选答案及说明等组成的向被调查者收集资料的工具。调查的效果主要取决于问卷设计的科学程度,包括问卷的形式、内容的设计安排。

为使所需要调查的问题明确地传达给被调查者,使公众能更好地表达自己的愿望和要求,并使调查者获得真实、准确的信息,笔者就目前公众参与的问卷形式和内容进行探讨,力求提供设计思路,提高调查质量。目前项目环境影响评价中公众参与的问卷形式和内容,归纳有以下几项:①项目名称、建设地点、项目概况、可能产生的环境影响及拟采取的环保措施、初步环境影响评价等。②调查对象的个人基本资料,包括性别、年龄、从事职业、受教育程度、经济收入、居住地点、联系方式等。③调查对象对拟建项目的态度和想法,分为封闭式客观题和开放式主观题。封闭式客观题常见的问题有:您是否了解该建设项目?您认为本项目所在区域建设前的环境状况如何?您认为该项目建设可能导致的主要环境问题是什么?您对该建设项目持何种态度(支持、有条件支持、反对、无所谓)?开放式主观题常见的有:您对项目环保方面有何建议和要求?简要说明您对项目所持态度的原因。

2.1 项目概况的描述

就项目概况而言,应将建设项目有利的或可能潜在不良环境影响等信息进行描述。首先应交代项目的全称、建设地点、建设规模、产品方案,还要向公众如实、明确介绍项目的工艺、如实、明确说明可能产生的主要污染物、评价范围内的环境保护目标、可能的环境影响及拟采取的环保措施、采取措施后污染物的排放是否符合国家或地方标准,给出初步的

环评结论。为充分照顾到各阶层公众的认知能力和教育水平,项目概况的描述文字上要简练,尽量避免使用太过专业化的词语,用公众易于明白的语言来描述,使被调查者对项目所引起的环境问题及采取措施一目了然,方便他们填答问卷。

2.2 调查对象的个人基本资料

调查对象的个人资料属于较敏感的内容,公众出于自卫心理容易造成心理压力,不愿意回答或不予正确回答。这个时候为消除公众的顾虑需要用指导语言进行说明,强调若不填答这些问题,调查就不知道你的意见代表哪一类人,并说明调查并不是要了解个人具体的情况,而是为了调查统计公众对本项目的意见,并且承诺对被调查者的个人信息保密,如用于其他方面将征求被调查者的同意。假如公众还是存有顾虑,建议被调查者至少应填写居住地点及联系方式,便于将来对项目意见的咨询与反馈。

2.3 封闭式客观题的设计

2.3.1 问题设计的内容

封闭式客观题简单明了,被调查者从一系列应答选项中做出选择,有助于调查者了解公众对该项目环境保护的需求。目前公众参与中客观题的调查普遍是就一些有关项目的环境影响因素对被调查者进行提问,最后直接询问公众对项目的建设或选址、选线持何种态度。这存在一定的缺点:片面强调公众对建设项目的决策权(赞同、不赞同、无所谓),而未能综合、全面考虑公众对建设项目影响因素的看法。笔者认为封闭式客观题不要直接询问公众对建设项目的态度,而应就项目对环境质量、经济、社会影响方面对公众进行提问。环境影响问题包括评价范围、工艺水平、项目施工期、运营期对环境空气、水体、声环境等方面的影响,问题如:您认为项目环境影响评价的范围合适吗?您认为项目采取的工艺水平如何?您认为项目所在区域环境目前对您影响较大的是什么?您认为项目的建设可能导致哪些环境影响?您认为项目营运期对周边环境空气的影响如何?您认为拟采取的环保措施能否起到污染治理的作用?项目建成后,您认为您所在区域环境质量会得到哪些改变?经济影响问题包括经济发展、就业率、公众人均收入等方面,问题如:您认为项目的建设是否有利于当地经济的发展?社会影响问题包括交通、能源、资源、公共基础设施、教育等方面,问题如:您认为项

目的建设对本地区交通有何影响?由于项目的差异性,调查的问题应根据项目的特点有针对性地进行统筹安排,对询问内容进行合理搭配,科学设定。

问题内容的描述应注意避免倾向性和引导性^{[5]38},问题的提法和语言应该具有客观性。如“经过技改后,本项目废气治理效果将得到很大提高。你认为项目周围环境空气质量如何?”此类问题带有明显的肯定倾向,对被调查者造成了一种心理暗示,势必对其形成一种诱导。如果改为“你认为技改后项目周围环境空气质量会有所改善吗?”就可以消除这种倾向性。此外,为保证公众对调查问题的准确理解,要尽量避免使用专业化术语,用公众易于明白的语言来描述问题,如将“是否能满足地表水Ⅲ类水质标准”改成“是否会影响集中式生活饮用水水源”,则易于公众对调查内容给予客观正确的判断。

2.3.2 答案的设计

封闭式客观题的答案应与所提出的问题相互对应,问答题多为单选题,所有的答案尽可能列出,体现层次性。比如“项目建成后,您认为您所在区域环境质量会变得怎样?”选择答案可分为很好、好、一般、较差、差5级。当单选题不能全面反应公众的意见的时候,应提醒公众进行多选,如:项目的建设可能导致的环境影响?选择答案分为:对周围景观的影响、噪声扰民、废气影响、污水影响、其他影响(请注明)。设置“其他影响(请注明)”这项答案可防止出现列举不全的现象,以全面反应公众的看法。对于不同的题目,答案应根据需要适当调整答案措辞。

2.4 开放式主观题的设计

开放式主观题一般出现在问卷的末尾处,使被调查者可以对问卷中没有提到的项目环保措施方面的其他意见或建议加以补充,给公众一个充分表达自己的意见和看法的机会,使反馈信息更具有借鉴意义。笔者认为开放式主观题应起到查漏补缺、对封闭式客观题进行解释性补充的作用,典型的问题有:“对于项目的建设表示反对的请说明反对理由”、“对项目建设过程中及建成后采取的环保措施,您有什么意见和建议?”、“您认为项目还有其他的环境保护目标吗?如果有,请列出。”

3 公众参与调查结果的分析

公众调查结果应有客观全面的分析,才能为决

策者提供真实、完整的决策依据,使环境影响评价工作更加具有针对性。目前建设项目环评报告中公众意见的分析整理方法,基本上是把公众意见统计归纳列入表格,并简单陈述,最后只根据被调查者对项目建设的态度(支持、有条件支持、不支持、无所谓),或对建设项目的选址、走向的态度(赞同、不赞同、无所谓)做出判断,缺乏对统计归纳进行客观公正的综合分析论述。

参与调查的公众文化背景不同,环保素质存在差异,对项目的关注程度不同,关心的问题有偏差,他们的意见对环境管理的作用不能等同,如距离项目选址较近的公众对项目的关注程度比距离较远的公众关注程度更高。不同性质的项目,各问题对调查目的的贡献率不同,如化工企业对水环境及空气环境的影响问题相对突出,而公路建设则对声环境影响较大。这些都应列为公众意见整理分析所考虑的影响因素,因此,在进行调查结果的分析时,可考虑对处于不同影响区域的人群、不同类型的题目设置权重来对各类公众意见进行统计分析,确保得到的信息能较好地代表项目评价范围内公众的意见。如某建设项目的主要污染物为高架点源产生的空气污染物,则环境空气影响问题的权重值大,公众按以污染源为中心的同心圆或扇形等级区来划分,离圆心越近的权重值越大;公路建设项目声环境影响问题的权重值大,公众按以公路中线为中心向路两旁按照距离等级区来划分,离中线越近的权重值越大。确定指标权重的方法有专家咨询法、层次分析法、相似权法等^[6]。主观性题目在归纳的时候应有很强的总结性,并说明对公众意见采纳与不采纳的原因。

公众参与的结果要作为信息发布的重要内容对公众进行及时反馈,让公众明确公众意见、建议的处理采纳结果,从而打消公众的顾虑,增强公众参与的积极性,并利于公众对环评单位、环保行政单位及建设单位进行监督。

4 结语

问卷调查法是我国建设项目环境影响评价中公众参与最常采用的方法,公众的范围、选取、调查问卷的形式和内容、调查结果的评价等方面影响公众参与结果的有效性,因此,从这几方面入手做好问卷调查工作能使公众参与更好地运行,在环境影响评价中的作用也能得到更大的发挥。

5 参考文献

- [1] 李艳芳. 环境影响评价制度中的公众参与[J]. 中国地质大学学报:社会科学版,2002,2(1):70-73.
- [2] 李天威. 环境影响评价中公众参与机制和方法探讨[J]. 环境科学研究,1999,12(2):36-39.
- [3] 洪阳,奕胜基. 中国环境影响评价(EIA)中的公众参与[J].

重庆环境科学,1999,21(1):28-30.

- [4] 韩沙沙. 论环境规划中的公众参与[J]. 环境导报,2001,(3):13-14.
- [5] 李艳琴. 我国环境影响评价中公众参与有效性问题研究[D]. 济南:山东大学,2007.
- [6] 陆长清,程浩. 环境影响评价中的公众参与定量评价方法研究[J]. 环境与开发,1999,14(4):16-18.

Discuss on the Questionnaire in Environmental Impact Assessment

Jiang Xin

Abstract Questionnaire was often applied in environmental impact assessment as public participation. The range and choice of public, form and function of questionnaire, assessment on the investigation result were discussed. The paper tried to formalize and standardize questionnaire.

Key words environmental impact assessment public participation questionnaire

(上接第 23 页)

DEHNblizductor BE110 防雷器, 最大防雷击能量达到 20 kA。另接地采取直接接至总地线排上, 接地线尽可能的短、采用屏蔽地线。电话线防雷器安装示意图 4。

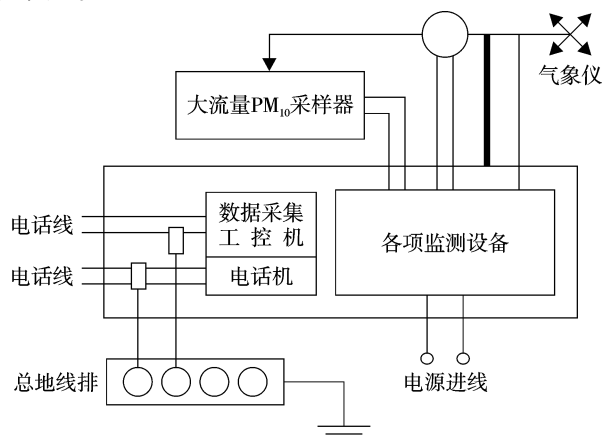


图 4 电话线防雷器安装示意

3 结语

本文介绍的空气质量自动监测系统子站整体防雷措施,2002 年开始应用于广州市空气质量自动监测系统,并得到不断的完善。有力地保障了整个自动监测系统在雷电气候条件下,也能保证站房安全稳定地运行,确保有效监测数据的合格率,客观、科学地反映广州市的空气环境质量状况及其变化规律,为环境管理和决策服务。同时,也为其他城市新建或改造空气质量自动监测系统提供成功的借鉴经验。

4 参考文献

- [1] 广州市气象局. 广州市 2006 年气候评价[EB/OL]. [2008-01-22].
- [2] 国家建设部. GB 50057-94 建筑物防雷设计规范[S].
- [3] 国际电工委员会. IEC 1312-1 雷电电磁脉冲的防护[S].

Discuss on the Lightning Stroke Protective Measures of the Air Quality Automation Monitoring Substation

Lun Weiming

Abstract Some lightning stroke accidents in 2006 were introduced. In point of facts disturbance and destruction by lightning stroke increased every year. A Series of lightning stroke protective measures were applied to the nine state owned environmental air monitoring substations, including protect from long jab thunder, protect of earthing system, equipment power system and communication system, to make the whole air quality automation monitoring system safe and stable under lightning stroke.

Key words air quality automation monitor lightning stroke protective measures

孝感市孝南区农业土壤重金属污染的初步评价

翁添富¹ 高建培¹ 崔雪梅²

(¹ 昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093; ² 孝感学院生命科学技术学院, 湖北 孝感 432100)

摘 要 为调查研究孝感市孝南区的农业土壤重金属污染状况,在该区典型土壤中采集了 11 个混合土壤样本。通过原子分光光度计对各土壤样本的重金属元素 Cd、Cu、Pb、Cr 和 Zn 的含量进行了测定,并采用单项污染指数法和内梅罗综合污染指数评价该区农业土壤重金属污染程度。结果表明:以国家土壤环境质量二级标准评价,内梅罗综合污染指数为 1.695,说明该区农业土壤普遍受到了重金属污染,其中 Cd 为中度污染,是主要污染物,Cu、Pb、Cr 和 Zn 均为安全级(清洁水平)。

关键词 农业土壤 重金属污染 污染指数法 孝南区

随着工业快速发展、城市污染的加剧和农用化学物质种类、数量的不断增加,土壤重金属污染日益严重。目前,全世界平均排放 Hg 约 1.5 万 t/a, Cu 约 340 万 t/a, Pb 约 500 万 t/a, Mn 约 1 500 万 t/a, Ni 约 100 万 t/a^[1]。据我国农业部进行的全国污水灌区调查数据显示,在约 140 万 hm² 的污水灌区中,遭受重金属污染的土地面积占污水灌区总面积的 64.8%,其中轻度污染的占 46.7%,中度污染的占 9.7%,严重污染的占 8.4%^[2]。多年来,孝感市各乡镇农业土壤由于城市垃圾、工业“三废”的排放及大气降尘等人为和自然因素的影响,有可能导致重金属元素的积累。但是对于孝感市农业土壤的重金属污染现状,尚未有充分的研究资料。本文通过实地调查、分析和测试,对孝感市孝南区各乡镇农业土壤重金属元素 Cd、Cu、Pb、Cr 及 Zn 的污染状况进行了初步评价,不仅为孝感市的环境规划和农业生产提供一定科学依据,而且对不同环境区域条件下土壤重金属污染程度和土壤环境质量状况的研究和评价,具有重要的现实意义。

1 研究区域概况与研究方法

1.1 研究区域概况

孝南地处江汉平原北部,毗邻武汉,是通向鄂西北、鄂东北的交通要道,是长江经济开发带的重要组成部分。全区辖 8 镇、4 街、3 乡和 3 场,面积 960 km²,拥有约 75 万人口。自 1993 年 4 月国务院批准设立

孝南区至今,孝南区工业企业已发展到 300 余家,逐步形成了化工、造纸、皮革、纺织、食品、塑料及建材等工业体系。该区各乡镇由于城市垃圾、工业“三废”的排放及大气降尘等人为因素和自然因素的影响,有可能导致重金属元素的积累。孝感土壤的 pH 值为 7.2~7.8,呈弱碱性。

1.2 研究方法

1.2.1 样点布设

本次调查时间为 2007 年 4 月至 6 月,调查内容为土壤重金属 Cd、Cu、Pb、Cr 及 Zn 5 种元素的含量,调查范围包括孝南区各乡镇。考虑到所在区域的代表性,并兼顾样点的均匀性,分别在肖港镇、朋兴乡和朱湖农场等 11 个调查区进行土壤样品的监测分析,共布设样点 52 个,采集了 11 个混合土样(见表 1)。

表 1 土壤采样分布

土样 序号	土壤采 集地点	样点数/个	土样 序号	土壤采 集地点	样点数/个
1	肖港镇	5	7	朋兴乡	5
2	新铺镇	5	8	卧龙乡	5
3	西河镇	5	9	毛陈镇	5
4	三汊镇	4	10	朱湖农场	5
5	杨店镇	4	11	东山头良农场	5
6	祝站镇	4			

1.2.2 采样方法

样品的代表性和完整性是分析结果准确可靠的

关键所在,本研究根据土壤类型、地貌特征、重点污染源分布及耕作方式等社会环境和自然环境因素,采样点分布在各调查乡镇具代表性的典型潮砂土壤上,并依据地势平坦与否分别采用对角线采样法和梅花形采样法 5 点等距取样,点距为 15~30 m,采集深度为 10~20 cm。各点取土样 1 kg 左右组成 1 个子样品(在采样时凡接触铁器的土壤均用竹铲剥去),5 个子样品组成 1 个点位样品,每个调查区取 4~5 个点位样品均匀混合,取混合后的土样 1 kg 作为区域混合土样。

1.2.3 样品处理和分析方法

将混合土样置于风干室内自然风干,剔除其中残留的碎石、动植物残体等杂物,经研磨过 0.15 mm 孔径尼龙筛^[3]。采用王水-高氯酸-稀硝酸消解,以火焰-原子吸收分光光度计(TAS-986)测定样品中土壤重金属 Cd、Cu、Pb、Cr 及 Zn 的含量。

2 评价方法及评价标准

2.1 评价方法

环境质量评价采用指数法,指数法分单项污染指数法和综合污染指数法^[4]。本研究的评价方法采用中国绿色食品发展中心 1994 年编制的《绿色食品产地环境质量现状评价纲要(试行)》(以下简称《纲要》)中推荐的单项污染指数法和多因子综合污染指数法^[5]。单项污染指数评价式为:

$$P_i=C_i/S_i \tag{1}$$

式中: P_i ——土壤中污染物 i 的污染指数;
 C_i ——土壤中污染物 i 的实测浓度,mg/kg;
 S_i ——污染物 i 的评价标准值,mg/kg。

当 $P_i \leq 1$ 时,表示土壤未受污染, $P_i > 1$ 时,表示土壤已受污染,且 P_i 值越大污染越严重。

综合污染指数法(内梅罗综合污染指数)评价式为:

$$P_{\text{综}}=\{[(C_i/S_i)_{\text{ave}}^2+(C_i/S_i)_{\text{max}}^2]/2\}^{1/2} \tag{2}$$

式中: $P_{\text{综}}$ ——土壤中污染物的综合污染指数;
 $(C_i/S_i)_{\text{ave}}$ ——土壤污染物的污染指数平均值;
 $(C_i/S_i)_{\text{max}}$ ——土壤污染物中单项污染指数的最大值。

2.2 评价标准

选择 Cd、Cu、Pb、Cr 和 Zn 5 项指标作为孝南区

农业土壤重金属污染状况的评价因子。根据湖北省土壤状况,孝南区土壤评价标准采用国家《土壤环境质量标准(GB 15618-1995)》中的二级评价标准,即 Cd 为 0.60 mg/kg,Cu 为 100.00 mg/kg,Pb 为 350.00 mg/kg,Cr 为 250.00 mg/kg,Zn 为 300.00 mg/kg;土壤污染等级标准依据 1994 年制定的《纲要》规定(见表 2)。

表 2 土壤综合评价分级标准

等级划分	$P_{\text{综}}$	污染等级	污染水平
1	$P_{\text{综}} \leq 0.7$	安 全	清洁
2	$0.7 < P_{\text{综}} \leq 1.0$	警戒级	尚清洁
3	$1.0 < P_{\text{综}} \leq 2.0$	轻污染	土壤轻污染,作物开始受污染
4	$2.0 < P_{\text{综}} \leq 3.0$	中污染	土壤,作物均受中度污染
5	$P_{\text{综}} > 3.0$	重污染	土壤,作物已严重受污染

3 结果与分析

3.1 孝南区各调查区重金属含量

从表 3 和表 4 所列数据可以看出,孝南区农业土壤重金属的含量差异颇大,变异系数高者达 50.13%,其含量高、低相差数倍,说明可能有污染源存在。调查区土壤中 Cd 的含量在 0.82~2.12 mg/kg,其中 6 号样点含量最高,5 号样点次之(1.85 mg/kg);Cu 含量在 14.10~27.56 mg/kg,其中含量最高的是 4 号样点;Pb 的含量在 115.93~424.31 mg/kg,含量最高为 6 号样点,5 号样点次之(394.00 mg/kg);Cr 的含量在 64.50~101.00 mg/kg,6 号样点含量最高;Zn 的含量在 27.25~58.75 mg/kg,9 号样点含量最高。

表 3 土壤 5 种重金属含量 mg/kg

样品编号	Cd	Cu	Pb	Cr	Zn
1	1.08	18.87	164.55	77.75	54.75
2	1.35	19.74	151.86	71.75	34.25
3	1.70	18.56	115.93	86.75	42.00
4	1.28	27.56	186.34	64.50	41.50
5	1.85	22.32	394.00	81.50	39.25
6	2.12	20.93	424.31	101.00	40.75
7	1.61	24.07	216.54	92.00	37.75
8	1.30	14.10	146.41	74.25	34.25
9	1.13	19.75	155.43	81.25	58.75
10	0.82	21.89	163.58	86.00	40.50
11	0.88	17.63	151.85	93.25	27.25

表 4 土壤重金属的分析评价结果

评价项目	Cd	Cu	Pb	Cr	Zn
混合土样数 / 个	11	11	11	11	11
平均值 /mg·kg ⁻¹	1.37	20.49	206.44	82.73	41.00
二级标准 /mg·kg ⁻¹	0.60	100.00	350.00	250.00	300.00
检出率 /%	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
超标率 /mg·kg ⁻¹	100.00	0.00	18.18	0.00	0.00
范围 /mg·kg ⁻¹	0.82	14.10	115.93	64.50	27.25
	~2.12	~27.56	~424.31	~101.00	~58.75
标准差 /mg·kg ⁻¹	0.41	3.53	103.49	10.54	8.94
变异系数 /%	29.61	17.24	50.13	12.74	21.81
P _i	2.29	0.20	0.59	0.33	0.14
P _综	1.695				

以国家土壤环境质量二级标准评价可以看出：孝南区各调查区的 Cu、Cr 和 Zn 均未超标，说明孝南区各乡镇农业土壤未受到上述 3 种重金属元素的污染，但从数据可看出有一定的累积迹象；该调查区农业土壤中的 Pb，除 5 号样点杨店镇和 6 号样点祝站镇的污染指数超出国家土壤环境质量二级标准外，其余各地区均未超标，说明这 2 个调查区有污染源存在；各调查区内重金属 Cd 的污染指数均超出国家土壤环境质量二级标准，说明各区已不同程度地受到了重金属 Cd 的污染。

3.2 各调查区重金属的污染评价

单项污染指数只能反映土壤中某一重金属元素的污染状况，而土壤是一个十分复杂的体系，只有通过综合污染指数才能较具体地评判和表明其重金属的污染情况。本研究以国家土壤环境质量二级标准作为评价标准，各调查区的综合污染指数均超过 1.00，集中在 1.03~2.61 之间，其中 3 号样点西河镇、5 号样点杨店镇和 6 号样点祝站镇，均为中污染级，占总调查区的 27.27%；其它 8 个调查区均为轻污染级，占总调查区的 72.73%。各调查区按综合污染指数从大到小依次排列为：祝站镇 > 杨店镇 > 西河镇 > 朋兴乡 > 新铺镇 > 卧龙乡 > 三汉镇 > 毛陈镇 > 肖港镇 > 东山头良农场 > 朱湖农场（见表 5、图 1）。

3.3 孝南区重金属污染的总体评价

各调查区重金属的污染状况只能反映某一小区域的重金属污染情况，并不能表明研究各调查区的整体状况。本研究通过对各调查区情况进行汇总及

表 5 各调查区土壤重金属污染评价

样品编号	P _{Cd}	P _{Cu}	P _{Pb}	P _{Cr}	P _{Zn}	P _综
1	1.80	0.19	0.47	0.31	0.18	1.34
2	2.25	0.20	0.43	0.29	0.11	1.66
3	2.83	0.19	0.33	0.35	0.14	2.07
4	2.13	0.28	0.53	0.26	0.14	1.58
5	3.08	0.22	1.13	0.33	0.13	2.28
6	3.53	0.21	1.21	0.40	0.14	2.61
7	2.68	0.24	0.62	0.37	0.13	1.98
8	2.17	0.14	0.42	0.30	0.11	1.60
9	1.88	0.20	0.44	0.33	0.20	1.40
10	1.37	0.22	0.47	0.34	0.14	1.03
11	1.47	0.18	0.43	0.37	0.09	1.10

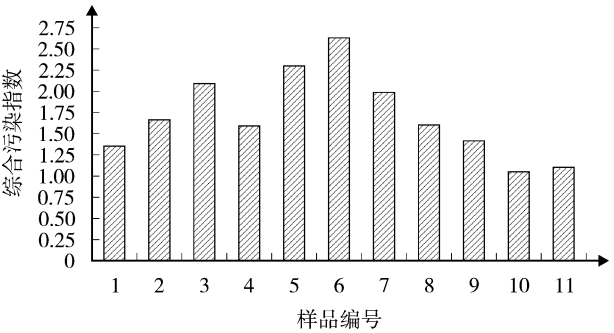


图 1 土壤重金属综合污染指数

统计分析（见表 4），得出总体评价结果：以国家土壤环境质量二级标准值为评价标准，孝南区农业土壤重金属综合污染指数达 1.695，为 Cd 引起的轻度污染；农业土壤中 Cd 的污染等级为中污染级，Cu、Pb、Cr 和 Zn 的污染等级均为安全级，其内梅罗综合污染指数为 Cd > Pb > Cr > Cu > Zn。

4 结论与建议

4.1 结论

本研究对孝南区农业土壤重金属的初步研究表明：孝感市孝南区农业土壤重金属平均含量分别为：Cd:1.37 mg/kg, Cu:20.49 mg/kg, Pb:206.44 mg/kg, Cr:82.73 mg/kg, Zn:41.00 mg/kg。孝南区农业土壤综合污染指数为 1.695，污染等级为轻污染级，污染水平为土壤轻污染、作物开始受污染，各调查区按综合污染指数从大到小依次排列为：祝站镇 > 杨店镇 > 西河镇 > 朋兴乡 > 新铺镇 > 卧龙乡 > 三汉镇 > 毛陈

镇 > 肖港镇 > 东山头良农场 > 朱湖农场; 该区普遍受到重金属 Cd 的污染, 其单项污染指数为 2.29, 污染等级为中污染, 污染水平为土壤、作物均受中度污染; Cu、Pb、Cr 和 Zn 的污染等级均为安全级, 处于清洁水平, 其内梅罗综合污染指数为 $Cd > Pb > Cr > Cu > Zn$ 。

4.2 建议

经现场勘察及相关调查表明: 调查区农业土壤中, 重金属 Cd 的污染主要受区内化工厂、金属制品制造厂等排放的工业废水影响, 也受交通车辆尾气和粉尘沉降至地表进入农田污染的影响; 而重金属 Pb 污染受汽油、柴油燃料燃烧后废气扩散以及车辆轮胎磨损后重金属元素的扩散影响较为突出, 同时也受城市垃圾污染的影响, 其他 3 种重金属 (Cr、Cu、Zn) 的含量异常, 主要受各乡镇化工、塑料及建材等工业“三废”的污染所致, 并已有不同程度的累积迹象。

针对此农业土壤污染状况, 本研究建议有关主管部门必须引起高度重视, 结合各区实际情况, 尽快制定相应的乡镇环境规划、协调乡镇社会经济发展与生态环境保护的关系, 并积极推广生态农业, 实现经济效益、社会效益和生态效益的高度协调统一。

5 参考文献

- [1] 崔德杰, 张玉龙. 土壤重金属污染现状与修复技术研究进展[J]. 土壤通报, 2004, (3): 366-370.
- [2] 高翔云, 汤志云, 李建和, 等. 国内土壤环境污染现状与防治措施[J]. 江苏环境科技, 2006, 19(2): 52-55.
- [3] 翁添富, 汪珊, 张侃, 等. 孝感市孝南区土壤重金属污染的初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 26(增刊): 39-42.
- [4] 王广林, 王立龙, 王育鹏, 等. 六安市蔬菜地土壤重金属污染的初步研究[J]. 安徽师范大学学报: 自然科学版, 2005, 28(4): 464-468.
- [5] 李静, 谢正苗, 徐建明, 等. 杭州市郊蔬菜地土壤重金属环境质量评价[J]. 生态环境, 2003, 12(3): 277-280.

Primary Appraisal for Heavy Metals Pollution in Agricultural Soils of Xiaonan District of Xiaogan City

Weng Tianfu Gao Jianpei Cui Xuemei

Abstract To investigate heavy metals pollution in agricultural soils of Xiaonan district in Xiaogan City, eleven soil samples were collected from representative sites in the district. The contents of heavy metals (Cd, Cu, Pb, Cr, Zn) in soil samples were determined by atomic adsorption spectrophotometry. By adopting both the single factor index method and Nemerow multi-factor index method, the pollution indexes were calculated to assess pollution extent. Based on official standard values of soil quality in China, the results indicated that the soils were contaminated compoundly and the average integrated pollution index of the district was 1.695, revealing that the soils having been inter-mediate contaminated by Cd, Cu including Pb, Cr and Zn at safe grade.

Key words agricultural soil heavy metal pollution contamination index method Xiaonan district

我市海珠区小洲村荣获“国家级生态村”称号

日前, 环境保护部公布了首批 24 个国家级生态村名单, 我市海珠区小洲村经过严格考核和公示, 荣获“国家级生态村”称号。据悉, 广东省只有两个村获得此殊荣。

我市海珠区小洲村在发展经济的同时, 十分注重精神文明建设和农村生态环境保护工作, 立足本村特色, 将传承历史文化和整治生态环境紧密结合, 编制实施了《小洲村生态

建设规划》; 在巩固发展深厚文化底蕴的同时, 不断完善基础设施建设, 改善生态环境状况, 积极开发农业和生态旅游, 全力保护广州“南肺”, 环境保护理念和生活方式全面深入村民生活。小洲村具有独特的小桥流水人家、花香佳果入画的岭南生态文化特色, 一直是广州市生态建设的样板示范村。(市环保局建设管理与生态保护处)

摘自《广州环保网》2008-06-20

试论政府主导型流域生态补偿制度的建立和完善

张 询 书

(合肥工业大学人文经济学院政法系, 合肥 230021)

摘 要 我国流域生态补偿制度尚处于尝试、探索阶段,建立和完善政府主导型流域生态补偿制度应是立法的主导方向。文章论述了政府主导型流域生态补偿制度的法定性、多层次性和以政府财政转移支付为主导的特点,分析了我国目前实施该项制度存在着流域生态功能来定位、补偿标准不确定、政府财政转移支付制度不完善和缺乏法律保障等主要问题,并就建立和完善该项制度提出相应的建议意见。

关键词 政府主导型 流域 生态补偿 制度

1 政府主导型流域生态补偿制度概述

2005~2006 年,国务院先后颁布了《关于落实科学发展观加强环境保护的决定》和《国民经济和社会发展规划第十一个五年规划纲要》,这 2 个纲领性文件都明确提出要尽快建立生态补偿制度。其中,流域生态补偿是生态补偿制度的重要内容之一。流域生态补偿是指由政府或者由造成流域生态环境的破坏者、受益者,对流域生态保护者或受损者因此而造成的损失或支付的成本,按照一定标准、方式给予的经济补偿。就流域生态补偿机制而言,应充分发挥中央和地方各级政府的主导作用,建立政府主导型流域生态补偿机制。所谓政府主导型流域生态补偿机制,主要是指以中央和地方各级政府为主导,在法律规定的补偿范围内,按照统一的补偿标准、法定方式,对流域生态保护的受损者直接或间接给与经济补偿的一种生态补偿方式。该类型补偿机制具有以下几方面特点。

1.1 补偿内容的法定性

补偿内容包括补偿范围、对象、标准、方式等,法律事先都有明确规定,中央和地方政府依法对流域生态保护的受损者给与补偿。该种补偿方式直接、主动,受损者只需将自己受损情况向有关部门汇报并提出补偿申请,即可获得相应补偿。

1.2 补偿主体的多层次性

政府应根据补偿事项不同,确定承担补偿的主体,由中央或地方政府实施补偿。一般而言,事关国

民经济和社会发展的江河、重要湖泊的流域生态环境保护,中央政府和相关省级政府都应承担补偿责任。至于那些只关系到部分省、市经济建设的河流、湖泊,流域生态补偿责任应由相关地方政府承担。

1.3 政府在流域生态补偿中占主导性地位

在流域生态补偿机制方面,人们先后提出 3 种尝试模式^[1]。即流域资源优化配置的市场化模式、中央财政转移支付的强制性模式以及流域区际生态补偿的准市场模式。尽管市场补偿方式多样,补偿效益也比较明显,但在流域生态补偿中只应起次要或辅助作用,政府财政补偿应起主导作用,其中中央财政转移支付应占重要地位。

2 我国政府主导型生态补偿制度的尝试

1983 年我国云南省对磷矿开采征收覆土植被及其他生态环境破坏恢复费用,开始建立我国政府主导型生态补偿机制。上世纪 90 年代中期在广西、福建等 14 个省 145 个县、市开始生态补偿试点。征收范围包括矿产开发、土地开发、旅游开发、自然资源、药用植物和电力开发等 6 大类^[2]。这些尝试为今后建立政府主导型流域生态补偿制度提供了重要的参考价值。

2.1 探索多种多样的政府补偿方式

自 1994 年国家实行分税制以来,政府主要通过财政转移支付制度实施补偿。其中,一般性转移支付

总额逐年增大,2006 年达到 1 527 亿元,是 1995 年的 72 倍多^[3],其中有一部分用于流域生态补偿方面。专项转移支付除原有的防治自然灾害支出以外,还有支援农业支出、基本建设支出、支援不发达地区和民族地区发展资金支出等。

2.2 陆续出台资源和生态环境补偿的税费政策

我国目前对从事废旧物资回收利用的经营单位、对开发无污染产品的生产单位实行税收优惠。我国于 1984 年开征了资源补偿费,《基本农田保护条例》规定,经批准占用基本农田的单位,应按占多少垦多少的原则进行补充,无法补充的单位应交纳耕地开垦费,用于开垦新的耕地等。2003 年,新出台的排污收费政策,扩大了收费范围,提高了征收标准,并将收取的排污费全部用于对环境污染的防治。

3 政府主导型流域生态补偿制度存在的问题

3.1 流域生态功能尚未定位,补偿标准缺乏依据

建立政府主导型流域生态补偿机制,前提条件是流域生态功能定位合理、生态评估科学。因此,政府必须根据流域生态系统在不同时空条件下具备的功能差异,将流域划分为江河源头区、重要水源涵养区、水土保持的重点预防保护区等重要生态功能区。

3.1.1 尚未对大江、大河流域的生态功能进行定位

国家虽然出台了《全国生态环境保护纲要》和《生态功能保护区评审管理办法》,对各类生态功能区划定、评审程序作了规定,且进行了功能区试点划分,但由于多方面原因,迄今为止,仍未对大江、大河流域生态功能进行正式划定。缺乏流域生态功能定位,流域内各行政区域生态保护目标不明确,措施不统一,无法达到保护整个流域生态环境的目的;在生态评估问题上,我国目前还存在着环境代价没有合理扣除、生态破坏和环境污染的旧账没有还清、生态系统功能的非市场部分也缺乏科学估算等问题。

3.1.2 补偿对象不确定,补偿合理性值得怀疑

从理论上讲,政府在确定补偿对象时应考虑 2 个因素:

1) 对所谓的“发展机会成本”弥补,即是对受损地区因为保护流域生态环境、限制生态产业发展而造成的机会损失的补偿^[4]。流域上游地区地处特殊位置,国家对该区域自然资源或生态要素利用的约束更为严格,上游地区因此部分或完全丧失了与其

他地区一样享有平等的发展权利,国家应该对这种发展权利的机会丧失进行补偿。

2) 对额外的生态保护或建设成本的补偿,即是指对受损者因完成国家给予他们生态保护的特别要求而投入的生态建设和保护的生态成本。由于在流域生态资源的功能界定中,上游地区承担生态保护的功能大于下游地区,付出的生态保护或建设成本要比下游地区更多更高,政府和相关受益者也应对此额外的成本给予补偿。但在实际操作中,发展机会成本的损失难以确定性,付出的额外成本与其应承担的相应成本也不易区分,由于不确定性和不易区分等原因,生态补偿这笔账无法算清,生态补偿标准的合理性也就值得怀疑。

3.2 政府财政转移支付制度尝试有待完善

3.2.1 一般财政转移支付适用范围过窄,专项财政转移支付尚待进一步规范

我国目前一般财政转移支付制度中没有包括生态补偿的内容,尽管不少地方在实际操作中将部分资金用于流域生态补偿中,但实际上没有法律依据;专项财政转移支付资金使用不规范,效率低下。一些地方将财政转移支付资金通通纳入生态补偿资金,借生态补偿之机,消灭经济贫困,结果会导致生态补偿的目标不明确,无法达到预期的效果。据不完全统计,2005 年中央财政分配 239 项专项转移支付项目,按项目分配的专项转移支付有 71 项,涉及资金 545.55 亿元,具体分配到 44 149 个项目,其中 10 万元以下的项目 8 825 个,平均每个项目 4.36 万元^[5]。

3.2.2 流域地区行政单位缺乏协调,政府主导型生态补偿机制不顺畅

流域上、下游之间是内部联系十分紧密、生态关联性很高的有机整体,但出于行政管理需要,流域生态系统被切割成不同行政单位,相互之间难以协调。有些下游地区交纳的水资源费就包含用于对上游环境保护的补偿,但由于地区间协调机制不畅等原因,上游地区地方财政减收却得不到补偿。比如,浙江省每年财政收入约 2 000 亿元,其中有 1 000 亿元上缴国家,其中就包括了生态保护和环境治理的资金^[6]。但由于流域行政管理体制原因,地处新安江上游的安徽却得不到这部分补偿资金。

3.2.3 补偿资金不到位,补偿数额较少

在许多补偿措施中,如公益性生态林补偿费,退

耕还林(草)补助费,生态保护和建设项目移民补偿费等,补偿标准的制定和应补偿的价值都有一定的差距,一般补偿额偏低。另外,中央和地方各级政府实施生态补偿期限短、数量小,无法调动流域地区保护生态环境的积极性。以重庆市为例,生态林成材期普遍需要 15~20 a,而国家规定退耕后种植生态林的补助期限只有 8 a,期限过短,补偿数额过少。就补助标准而言,国家对天然林只给予 24.75 元/hm² 的管护费,如此低的补助标准挫伤了林区居民生态保护的积极性,2005 年重庆市酉阳县一造林大户因补偿标准太低欲将 201.3 hm² 天然林捐给政府^[7]。

3.3 流域生态补偿制度缺乏相关的法律保障

一种制度的建立需要相应的立法来体现和支撑,这是由法律本身的内在调整机制决定的。生态补偿在我国作为一项法律制度,也同样应该有相关法律来确立,但实际上,我国这方面的立法存在严重的缺失,流域生态补偿制度失去支撑和保障,这种缺失具体表现在:

3.3.1 流域生态补偿方面缺乏系统的立法

我国目前已有的生态补偿规定只是散见于一些不同层级的立法当中,《森林法》、《土地管理法》等都有零星规定,但这些多为原则性规定,无法具体指导实践,实施效果大打折扣。

3.3.2 流域生态补偿中的财政转移支付制度缺乏法律支撑和保证

规范现行财政转移支付的文件主要是 1995 年财政部颁发的《过渡期财政转移支付办法》,内容陈旧且不科学。在 1994 年颁布的《中华人民共和国预算法》当中,对中央和地方收入体制和范围划分做了较为原则的规定,但从实施情况来看,其法律效应十分有限。财政转移支付制度没有法律规定,使得目前改革缺乏法律支撑和保证。实践中,各地应该得到多少中央转移支付,缺乏明确的核算办法,各地政府对自己能得到多少转移支付也是心中没底,再加上对转移支付资金使用的监督缺乏有效措施,所以才会出现“跑部钱进”屡禁不止的现象。

4 完善政府主导型生态补偿制度的若干意见

4.1 合理界定流域功能区划,科学确定补偿标准是建立政府主导型流域生态补偿制度的前提

1) 国家从全流域生态环境保护和经济社会发

展的实际出发,科学划定流域水域、陆域的生态功能区。各省、市、县严格按国家的功能区划,进一步细化所辖区域水域、陆域的功能区,明确生态保育、生态控制、生态协调等功能区,明确各功能区的保护目标、产业定位,制定产业发展导向目录,严格设定敏感项目环评及各级行政审批权限。

2) 参照相关因素确定补偿金额。一般来说,发展机会成本补偿数额的确定,表现为该发展机会产生的潜在收益减去潜在损失。潜在收益是指因国家优惠的财政政策给该地区所带来的收益。潜在损失是指因保护流域生态的需要,限制发展某些产业所带来的损失。生态保护与建设成本的补偿数额的确定,表现为实际受益减去实际损失。实际受益是指因保护和建设生态资源所获得的实际收入,实际损失是指因生态保护与建设所进行的实际投入,通过严格的会计计算从而确定应补偿的大体数额。例如,盈江县一家公司在勐乃河三级电站开发过程中,与村寨签订协议,约定约 50 hm² 林地作为电站水源林,禁止村民砍伐,公司给村寨 8.8 万元/a 资金补偿;对涉及电站水源林的 2 个村约 1 200 人,每人每月无偿补助用电 6 kW·h;动员村民在森林较稀疏的地方补种树苗,公司补助 2 000 元/a 树苗款^[8]。由于该地方生态通过其他渠道已获得部分补偿,中央或地方政府在计算该地区生态补偿数额时应考虑这一扣除因素,避免重复补偿。

4.2 规范财政转移支付制度是建立政府主导型流域生态补偿制度的关键

一般来说,机会成本的补偿主要由中央一般财政转移支付予以补偿,而额外成本的补偿主要应由中央和地方政府的专项财政转移支付予以补偿,市场机制的补偿仅是辅助性的补偿。针对一般财政转移支付和专项财政转移支付所存在的问题,笔者认为,必须规范以下几方面事项:

4.2.1 适当扩大中央财政一般性转移支付适用范围和规模

中央一般性转移支付主要用于补偿大江、大河重要流域生态功能区因保护生态环境而牺牲的经济发展机会成本,从而实现流域地区各行政区域经济发展公平,缩小上游地区因生态功能定位限制而造成与流域其他地区经济发展的差距。鉴于转移支付制度中没有包括生态补偿内容,有必要把全国性尤

其是重要江河、湖泊流域的生态补偿纳入中央财政的一般性转移支付范围。“目前财政部正在对一般性转移支付制度进行完善,即把全国性的生态补偿纳入一般性转移支付范围,从而体现最基本的公共需要。”^[9]在完善过程中,除应明确规定中央财政一般性转移支付制度适用流域生态补偿外,还应对流域生态补偿数额占中央财政的一般性转移支出比例,作出最低的限额规定,以确保大江、大河重要流域生态功能区生态补偿有最基本的资金需要,从而克服补偿使用资金的盲目性、随意性缺陷,以达到流域生态保护的目的。

4.2.2 进一步规范流域生态保护专项转移补助

目前我国专项转移支付主要用于基础设施建设、天然林保护工程、退耕还林、还草工程。在流域生态保护专项转移支付方面应从以下几方面加以规范:

1) 应规范中央和地方政府对专项转移补助的项目范围。对属于中央援助以及中央委托地方承担的援助项目,应当由中央财政专项拨款;对属于中央和地方共同援助的项目,中央和地方财政应按照各自负担的比例分别承担专项拨款;对属于地方援助的项目,应由地方安排支出,中央财政不再安排专项拨款。

2) 整合现有专项转移支付项目,控制专项转移支付规模。对到期的专项转移支付项目要及时清理,统筹安排转移支付资金,对当前的各种支出项目进行科学的归并。专项转移支付中的一些项目,如生态环保宣传教育等事业费支出、流域地区居民社会保障支出等实际上应属一般性转移支付的支出项目,应将其归并到一般性转移支付中,而像流域地区城乡道路等基础设施建设的支出则应该划入到专项转移支付中进行计算和安排。

4.2.3 中央或相关地方政府应积极参与流域生态环境保护的协调工作

目前在黄河水资源开发利用上已有部分省份之间的协商制度。例如,黄河上游有由黄河水利委员会、青海、甘肃、宁夏、内蒙古等省区组成的黄河上游水量调度委员会,下游有山西、陕西、河南、山东和黄河水量调度委员会组成的黄河防汛总指挥部^[10]。笔者认为,应改造黄河不同流段的管理机构,变流域分段管理为全流域管理,统一的流域管理机构应由中央代表和各省区代表(地方行政首长)组成,中央全面负责协调。长江、淮河等其他大江、大河也应实行全流域管理。

4.3 建立并完善相关法律是建立政府主导型流域生态补偿制度的保障

4.3.1 建立并完善专门的流域生态补偿法律

鉴于我国目前缺乏这方面的法律,其他相关法律规定缺乏系统性和可操作性。笔者认为有必要制定专门的流域生态补偿法律。就流域生态补偿的原则、补偿依据和标准、补偿主体、补偿程序及因违反时承担法律责任等作专门规定。这样既可以克服我国流域生态补偿无法可依的局面,也有利于消除流域生态补偿过程中主观性、随意性的弊端。

4.3.2 建立并完善流域生态补偿中财政转移支付制度的法律规范

一方面应尽快修订《中华人民共和国预算法》,增加有关财政转移支付的条款,赋予财政转移支付相应的法律地位,并将中央补助地方专项资金引起地方财政收支的变化纳入预算调整范畴。对专项补助的申报和拨付程序,明确财政部门和政府其他部门间的职责等加以规范。另一方面制定《财政转移支付法》,明确规范实施转移支付的形式、原则,组成转移支付制度各部分之间的关系、各自的实施目标、资金的分配方法和拨付程序,以及违反时进行处罚的标准等。2005年,十届全国人大常委会曾将《财政转移支付法》列为本届人大常委会立法计划^[11]。但由于难题较多,该部法律一直没有出台。2007年12月财政部起草了《财政转移支付暂行条例》,报国务院批准后于2008年正式推出。就财政转移支付的模式而言,笔者赞同应将纵向转移支付作为《财政转移支付法》的必然选择。若此,流域生态补偿中财政转移支付制度将会更加规范。

5 参考文献

- [1] 陈瑞莲,胡熠.我国流域区际生态补偿:依据、模式与机制[J].学术研究,2005,(9):71-74.
- [2] 邢丽.关于建立中国生态补偿机制的财政对策研究[J].财政研究,2005,(1):20-22.
- [3] 财政部.1527亿元——一般性转移支付规模持续快速增长[EB/OL]. [2007-07-18]. <http://www.chinatax.gov.cn/n480462/n480483/n480675/n761739/n763643/5258767.htm>.
- [4] 任勇、俞海.生态补偿机制的概念需界定[N].中国环境报,2006-09-18(3).
- [5] 陈刚.国家投资“撒胡椒面”效益低下[EB/OL]. [2007-07-18]. <http://npc.people.com.cn/GB/15017/4542416.html>.

- [6] 国家环保总局自然生态保护司. 为了可持续的未来——浙江、安徽两省建立生态补偿机制的探索与实践[J]. 环境经济, 2006, (10): 34–40.
- [7] 王越. 西部大开发呼唤建立生态补偿机制——在参加第四期西部领导干部培训班专题讨论会上的发言[EB/OL]. [2007–07–18].
- [8] 葛颜祥, 梁丽娟, 接玉梅. 水源地生态补偿机制的构建与运作研究[J]. 农业经济问题, 2006, (9): 22–27.
- [9] 俞海, 马赞, 冯东方, 等. 南水北调中线水源涵养区生态补偿问题研究[J]. 环境经济, 2006, (10): 41–45.
- [10] 胡鞍钢, 王亚华. 流域水资源准市场配置从何处着手[J]. 海河水利, 2002, (5): 1–2.
- [11] 冯键. 增强大局意识 有重点地开展预决算审查监督工作——学习监督法关于预决算审查监督规定的体会[EB/OL]. [2007–07–18]. <http://www.npc.gov.cn/zgrdw/common/zw.jsp?label=Wxzlk&id=357576&pdmc=110118>.

Discuss On the Establishment and Perfection of a Government-oriented Ecological Compensation System

Zhang Xunshu

Abstract As China's basin eco-compensation system is still in the attempt, exploratory stage, establishing and perfecting the government-oriented basin eco-compensation system should be the dominant legislative direction. Being statutory, multilevel and the government-oriented fiscal transfer payment were discussed in the article. But at present, the function of ecological basin is not defined; the compensation standard is uncertain, the Government's fiscal transfer payment system is imperfect and lack of legal protection. Therefore, proposals of the establishment and perfection of the system are put forward.

Key words government-oriented basin eco-compensation system

+++++
(上接第 5 页)

- 广州环境科学, 2007, 22(2): 27–30.
- [49] Shingo Gotoh, Norio Teshima, Tadao Sakai, et al. Flow-injection simultaneous determination of copper and iron in patient sera with 2-(5-bromo-2-pyridylazo)-5-(N-propyl-N-sulfo-propylamino)aniline and its application to disease diagnosis[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2003, 499(1): 91–98.
- [50] Debra A Weeks, Kenneth W Bruland. Improved method for shipboard determination of iron in seawater by flow injection analysis[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2002, 453(1): 21–32.
- [51] 栾崇林, 黎源倩. 流动注射激光诱导荧光光度法测定食品中的铁[J]. 分析试验室, 2003, 22(3): 74–76.
- [52] 张根成. 氧氟沙星荧光光度法测定痕量铁[J]. 江南大学学报, 2003, 2(6): 636–638.
- [53] Gui-Fa Yan, Guo-Rong Shi, Yi-Ming Liu. Fluorimetric determination of iron with 5-(4-methylphenylazo)-8-aminoquinoline in the presence of surfactants[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1992, 26(1): 121–124.

Progresses in the Determination of Trace Iron in Environmental Samples by Modern Spectrophotometry

Wang Wenyuan

Abstract The recent research progresses in the determination of trace iron in environmental samples by modern spectrophotometry are reviewed in this paper. The developments in ordinary spectrophotometric methods, including micelle spectrophotometric method, dual-wavelength spectrophotometry, derivative spectrophotometry, solid phase spectrophotometry, catalytic spectrophotometry, flow injection spectrophotometry and fluorescence photometry are discussed. The development trends and application prospect for the determination of trace iron by modern spectrophotometry in the future are forecasted.

Key words spectrophotometry environmental samples trace analysis iron

CONTENTS

Progresses in the Determination of Trace Iron in Environmental Samples by Modern Spectrophotometry	<i>Wang Wenyuan</i> (1)
Ecological Effect of Heavy Metal Contamination on Soil Microorganisms	<i>Wang Bin, Yang Shengxiang, Xu Weihong</i> (6)
Application of Reverse Osmosis in Wastewater Treatment	<i>Niu Taotao, Li Zhenyu, Wang Jiangen, et al</i> (11)
The Effect of Desulfurization of Guangzhou Main Industrial Pollution Sources on the Air Quality	<i>Chen Yuhui, Chen Bingji</i> (14)
Investigation on the Status Quo and Radioactive Level of Gauges Containing Sealed Source in Guangzhou	<i>Li Jinlin, Zheng Siyu, Hu Diqin, et al</i> (18)
Discuss on the Lightning Stroke Protective Measures of the Air Quality Automation Monitoring Substation	<i>Lun Weiming</i> (21)
Application of Quality Control Diagram in Quality Control of Environmental Analysis	<i>Li Xinhong</i> (24)
Current Situation and Countermeasures of Sea Reclamation in China	<i>Liu Wei, Liu Baiqiao</i> (26)
Ecological Footprint Dynamic Analysis on Genzi Town from 1995 to 2005	<i>Kong Jie, Chen Feipeng, Wang Dianpei, et al</i> (31)
Discuss on the Questionnaire in Environmental Impact Assessment	<i>Jiang Xin</i> (36)
Primary Appraisal for Heavy Metals Pollution in Agricultural Soils of Xiaonan District of Xiaogan City	<i>Weng Tianfu, Gao Jianpei, Cui Xuemei</i> (40)
Discuss On the Establishment and Perfection of a Government-oriented Ecological Compensation System	<i>Zhang Xunshu</i> (44)