

昆阳磷矿复垦土壤细菌群落特征 与理化因子的相关性分析

李云驹¹, 李耀基¹, 许建初²

(1. 云南磷化集团有限公司, 云南 昆明 650000; 2. 中国科学院昆明植物研究所, 云南 昆明 650000)

摘要:通过对昆阳磷矿不同年限和不同植被的矿山恢复土壤进行土壤理化性状和微生物的相关研究, 探讨影响微生物多样性和物种分布的关键环境因子, 为理解微生物、植物和土壤环境之间的复杂关系提供帮助。

关键词: 磷矿; 复垦; 土壤; 细菌; 群落; 理化因子; 特征

中图分类号: X 171.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0001-05

1 引言

矿区土壤复垦是国际上备受关注的研究领域^[1]。土壤复垦的关键科学技术问题是要了解矿区土壤生态系统退化的成因, 解决复垦土壤生态评估的技术和方法, 以及恢复和重建土壤生态稳定性^[2-3]。然而, 人们对矿区土壤复垦大多强调的是地上部分植被的恢复和保护工作, 而对土壤中数量庞大、生物多样性丰富、生态功能活跃的土壤微生物及其微生物生态的研究明显缺乏^[4-6]。土壤微生物几乎参与土壤中一切生物和生物化学反应, 担负土壤生态平衡的“稳定器”、物质循环的“调节器”、植物养分的“转换器”和环境污染的“净化器”等多方面生态功能^[7-8]。遗憾的是, 国内外对矿区复垦土壤微生物生态演变及其恢复的研究很少^[9-10]。本文通过对昆阳磷矿不同年限和不同植被的矿山恢复土壤进行土壤理化性状和微生物的相关研究, 旨在探讨影响微生物多样性和物种分布的关键环境因子, 为理解微生物、植物和土壤环境之间的复杂关系提供帮助。相关研究结果也可作为矿山生态恢复中微生物的开发利用提供理论指导。

2 研究方法

2.1 土壤细菌 DGGE 图谱分析

运用图像分析软件 Quantity One (4.6.2) 对细菌 DGGE 图谱进行分析, 条带数目表征细菌种类数即丰富度 (S), 相对亮度表征该种细菌的相对多度 (P_i)。根据条带位置列出二元矩阵 (存在

记为 1, 不存在记为 0), 在 SPSS19.0 中利用 Jaccard 系数得到样地之间细菌种类组成的相似性。根据数据化结果计算每样地中细菌群落的 Shannon-Wiener 多样性指数 (H') 及 Pielou 均匀度指数 (J), 以细菌 S 、 H' 、 J 三个指数作为细菌群落多样性指标, 不同植被修复类型间土壤细菌群落多样性比较运用方差分析和作图法, 利用 Excel、OriginPro8.5 和 SPSS19.0 软件。

$$H' = - \sum P_i \ln P_i, J = H' / H_{\max}$$

其中, P_i 为相对多度, $H_{\max} = \ln S$ 。

2.2 土壤理化性质分析

本研究中测定的土壤理化性质主要包括两部分, 土壤基础理化指标和部分重金属指标, 不同植被修复类型间土壤理化性质的比较进行方差分析, 进行数据标准化, 根据标准化数据进行作图, 利用 Excel、OriginPro8.5 和 SPSS19.0 软件。

2.3 土壤细菌群落多样性与理化因子的相关性分析

运用 SPSS19.0 统计软件对不同种植时间的土壤细菌群落多样性指标 S (丰富度)、 H' (Shannon-Wiener 多样性指数)、 J (Pielou 均匀度指数) 和各土壤理化指标之间的 Pearson 相关性进行分析, 比较不同种植时间土壤细菌群落多样性与理化指标相关性差异。

2.4 土壤细菌物种分布与理化因子的 CCA (典范对应分析)

运用 Canoco for windows 4.5 软件对不同种植时间的土壤细菌物种分布与理化因子之间的关系进行 CCA, 比较不同种植时间土壤细菌物种分布与理化因子之间关系的差异。

3 结果与讨论

3.1 2005—2007年植被恢复土壤细菌群落多样性与理化因子的关系

2005—2007年植被恢复土壤中细菌群落多样性指标与理化指标的 Pearson 相关性如图1所示，

全磷和速效磷与物种丰富度为正相关关系，速效钾和全铜与细菌多样性指数和均匀度指数呈正相关关系，其他理化因子与三个多样性指标之间均为负相关关系，且 pH 及有机质、全氮、全钾、碱解氮等养分的影响高于重金属。

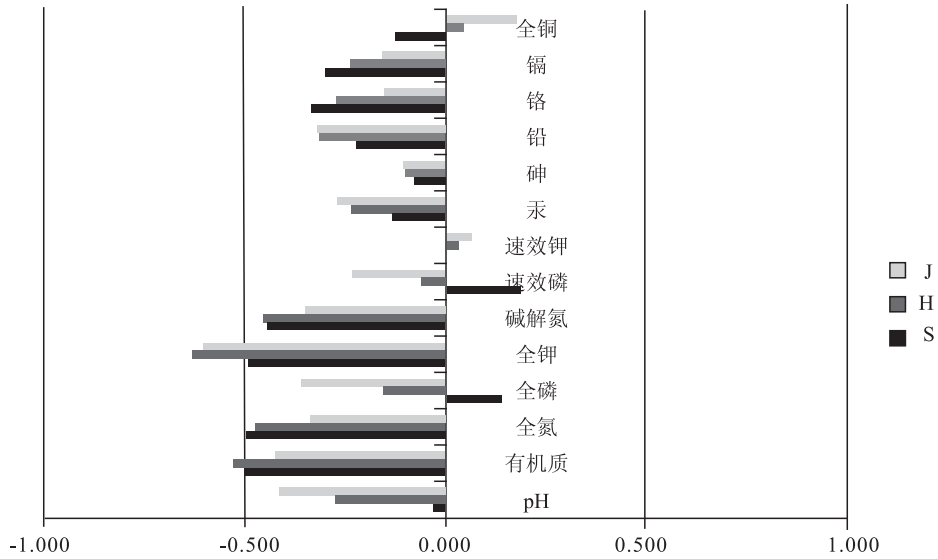


图1 2005—2007年植被恢复土壤细菌群落多样性指标与理化指标之间的相关性

结合细菌多样性和理化指标的分析可知，针叶林土壤中有有机质、全氮、全钾、碱解氮含量最高，因此其多样性最差；草丛土壤中全磷和速效磷含量最高，因此其物种数量最多；对于早冬瓜林土壤，按其养分关系来分析并不符合此相关性，但是按全铜来分析符合此相关性，因为随修复时间增加全铜含量降低，而多样性也降低，呈现明显的正相关关系，因此有可能全铜对早冬瓜林土壤细菌多样性的影响更大而针叶林和草丛受养分的影响更大。

3.2 2005—2007年植被恢复土壤细菌物种分布与理化因子的关系

由土壤细菌物种分布与理化因子的 CCA 排序图（图2）可知，对土壤细菌物种分布影响最大的理化因子为铬、pH、速效钾、全铜、汞，其中铬、速效钾、全铜、汞为正向相关而 pH 为负向相关。结合样地与理化因子之间关系的大小，可知针叶林土壤中主要细菌物种为耐酸耐高铬不耐汞的细菌；草丛土壤中主要细菌物种为耐汞的细菌；早冬瓜林土壤中主要细菌物种随修复时间增加有所变化，由耐汞的细菌变为耐酸细菌再变为对这些主要影响因子耐性都不高的细菌。

3.3 20世纪80年代植被恢复土壤细菌群落多样性与理化因子的关系

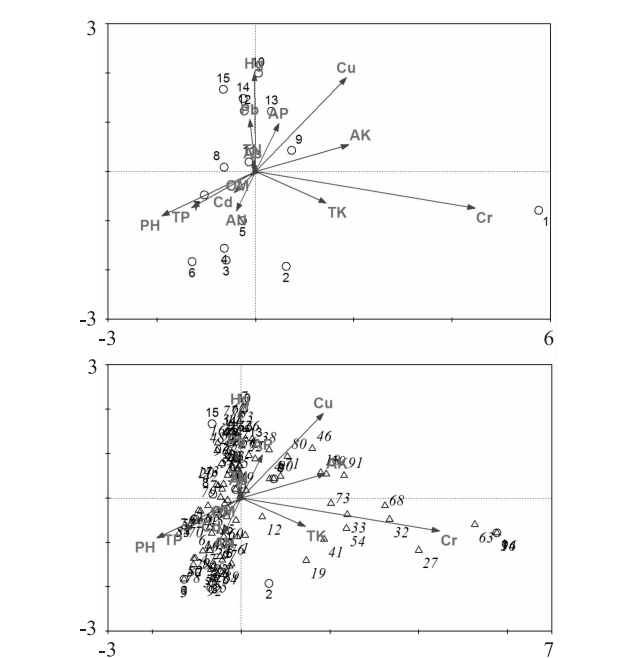


图2 2005—2007年各样地土壤细菌物种分布与理化因子的CCA排序图

20世纪80年代末植被恢复土壤细菌群落多样性指标与理化指标之间的 Pearson 相关性如图3所示，土壤细菌多样性与 pH、全钾、速效钾之间为正相关关系，与其他理化因子之间为负相关关系，与重金属之间的相关性高于养分。

20 世纪 80 年代初植被修复土壤细菌群落多样性指标与理化指标之间的 Pearson 相关性如图 4 所示，土壤细菌多样性与 pH、有机质、全氮、全磷、汞、铅、镉之间为正向相关关系，与其他理化因子

之间为负向相关关系，其中与全钾的相关性最大。整体上相关性低于其他两个种植时期，特别是重金属，说明修复进行较长时间后理化因子对土壤细菌多样性的影响降低。

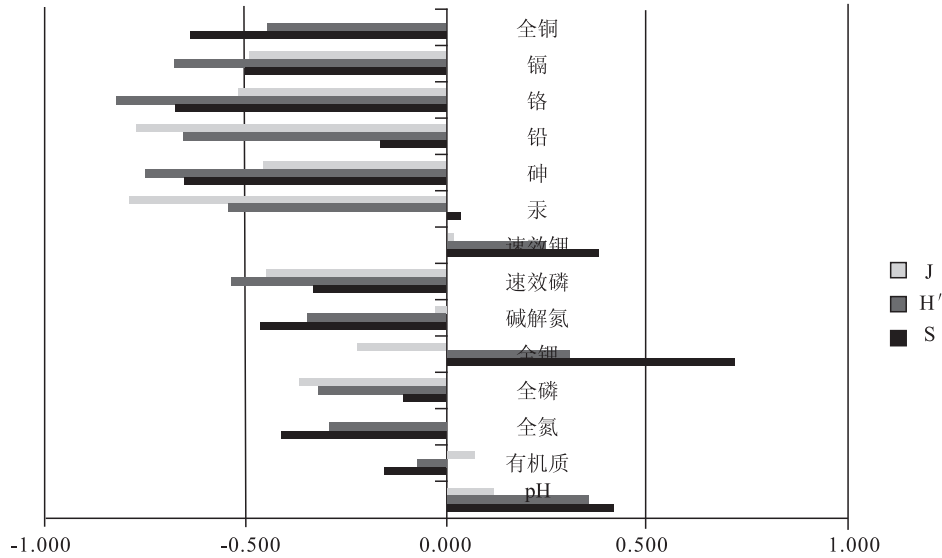


图3 20世纪80年代末植被修复土壤细菌群落多样性指标与理化指标之间的相关性

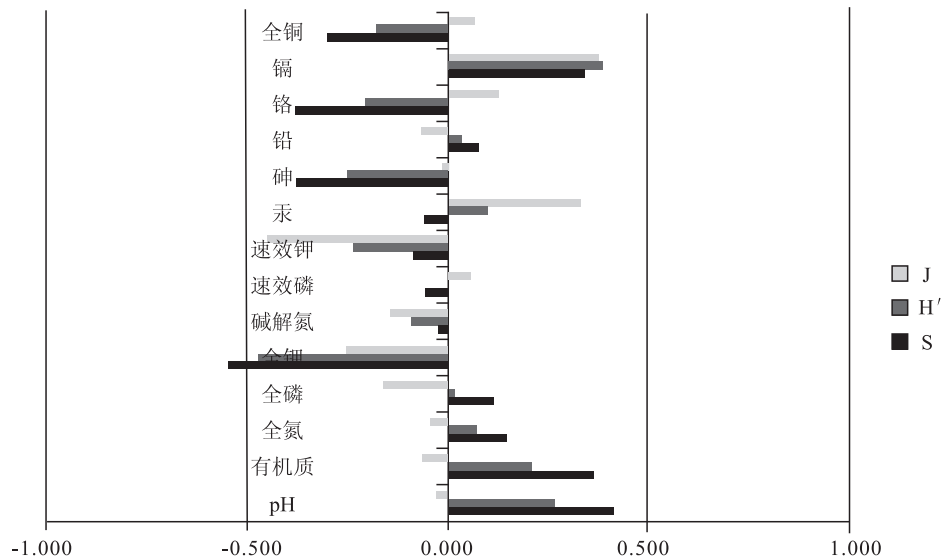


图4 20世纪80年代初植被修复土壤细菌群落多样性指标与理化指标之间的相关性

3.4 20 世纪 80 年代植被恢复土壤细菌物种分布与理化因子的关系

图 5 显示了 20 世纪 80 年代末各样地土壤细菌物种分布与理化因子之间的关系，对土壤细菌物种分布影响较大的理化因子为全铜、全氮、碱解氮、铬、全磷、全钾、速效磷、砷、镉，其中全铜、全氮、碱解氮、铬、全钾为正向影响，全磷、速效磷、砷、镉为负向影响，因此影响的复杂程度比 2005—2007 年修复土壤的高。结合样地与理化因子之间关系的大小，可

知桉树纯林土壤中主要分布的细菌物种为高磷环境下耐砷和镉的细菌，针叶林土壤中细菌主要为低氮低磷环境下对重金属耐性低的细菌，黑荆纯林土壤中主要分布着在高氮环境下耐铜和铬的细菌。

图 6 显示了 20 世纪 80 年代初各样地土壤细菌物种分布与理化因子之间的关系，对土壤细菌物种分布影响较大的理化因子为 pH、全磷、全铜、铬、全氮和有机质，其中 pH、全磷、全氮、有机质为正向影响而全铜和铬为负向影响。结合样地与理化

因子之间关系的大小，可知桉树纯林土壤中分布的细菌主要为耐铜铬的细菌，松树纯林土壤中主要细菌

菌为不耐铜铬的细菌，柏树纯林土壤中分布的细菌为易在高 pH 高磷环境下生存细菌。

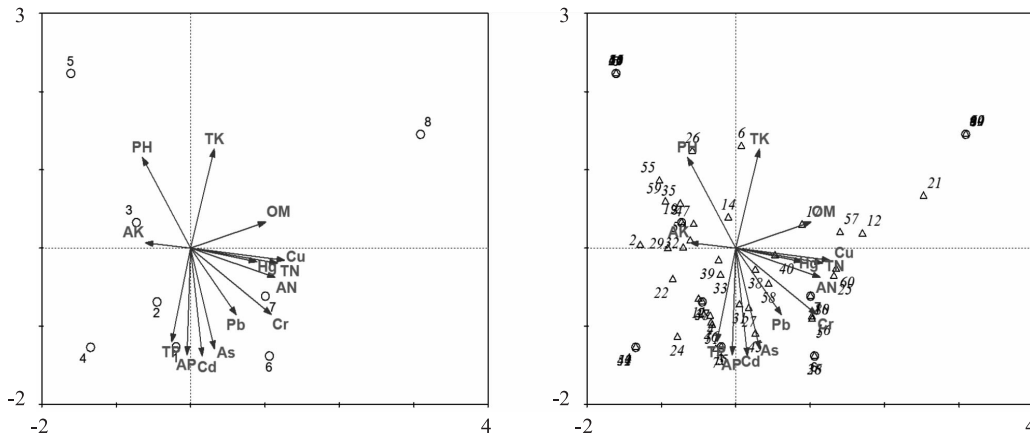


图5 20世纪80年代末各样地土壤细菌物种分布与理化因子的CCA排序图

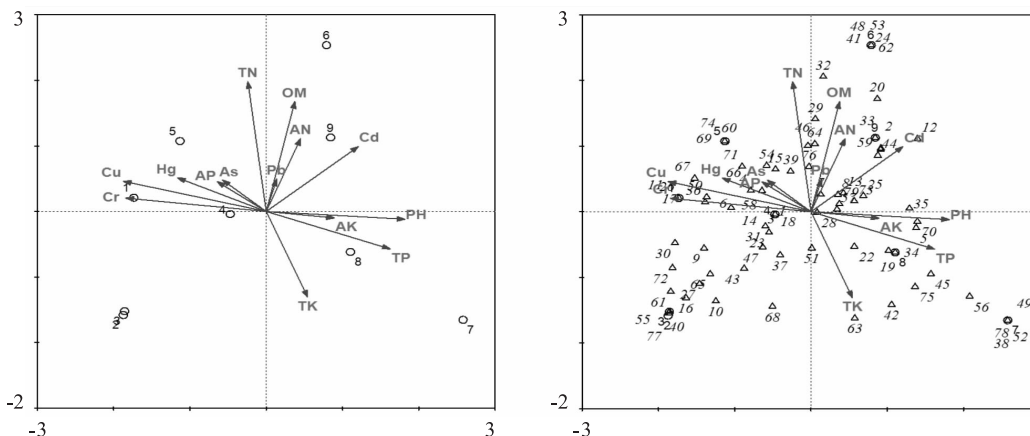


图6 20世纪80年代初各样地土壤细菌物种分布与理化因子的CCA排序图

4 结论与讨论

4.1 不同修复时间土壤细菌群落多样性与理化性质关系的变化

修复 5a 后，对土壤细菌多样性的影响养分高于重金属，除全铜为正相关，均为负相关关系，相关性多数达不到 50%。

修复 20a 后，对土壤细菌多样性的影响重金属高于养分，重金属均为负相关关系且多数高于 50%，pH、全钾和速效钾为正相关，其他养分为负相关且相关性较低。

修复 30a 后，养分和重金属对土壤细菌多样性的影响无明显规律且相关性均达不到 50%，只有 pH、有机质、镉有相对高的正相关，全钾和速效钾有相对高的负相关。

综上，随修复时间增加，各理化因子对土壤细菌多样性的影响有所变化，碱解氮、速效磷、砷、铬等因子一直为负相关，pH、有机质、全氮、全

磷、汞、铅、镉等因子由负相关变为正相关，全钾和铜由正相关变为负相关，速效钾由负相关变为正相关又变为负相关。

4.2 不同修复时间土壤细菌群落物种组成与理化性质关系的变化

修复 5a 后，对土壤细菌群落物种组成正向影响较大的因子为铬、速效钾、全铜、汞，负向影响较大的因子为 pH，但是除了铬影响达到 80% 以上，其他均达不到 50%。

修复 20a 后，对土壤细菌群落物种组成正向影响较大的因子为铜、全氮、碱解氮、铬、全钾，负向影响较大的因子是全磷、速效磷、砷、镉，影响均达到 70% 以上，因此此时土壤细菌群落物种分布受多个因子的复杂影响。

修复 30a 后，对土壤细菌群落物种组成正向影响较大的因子为 pH、全磷、全氮、有机质，负向影响较大的因子为全铜和铬，影响均达到 70% 以

上,与修复20a相比,此时影响变得更加简单。

综上,随修复时间增加,在每个阶段对土壤细菌群落物种分布影响都较大的因子为铬和全铜,二者均是由正向影响逐渐变大,后变为负向影响;pH对修复5a后和30a后的土壤影响较大,由负向影响变为正向影响;全氮和全磷对修复20a后和30a后的土壤影响较大,全氮为正向影响,全磷由负向影响变为正向影响。

参考文献:

[1] 倪含斌,张丽萍,吴希媛,等. 矿区废弃地土壤重构与性能恢复研究进展 [J]. 土壤通报, 2007, 38 (2): 399-404.

[2] 李斌,陈月华,童方平,等. 采矿废弃地植被恢复与可持续景观营造研究 [J]. 中国农学通报, 2010, 26 (9): 273-276.

[3] 曹翠玲,于学胜,耿兵,等. 露天煤矿废弃地复垦技术及案例研究 [J]. 西安科技大学学报, 2013, 33 (1): 51-55.

[4] 毕明丽,宇万太,姜子绍,等. 利用PLFA方法研究不同土地利用方式对潮棕壤微生物群落结构的影响 [J]. 中国农业科学, 2010, 43 (9): 1834-1842.

[5] 赵永红,张涛,成先雄. 矿山废弃地植物修复中微生物的协同作用 [J]. 中国矿业, 2008, 17 (10): 46-48.

[6] 时鹏,王淑平,贾书刚,等. 三种种植方式对土壤微生物群落组成的影响 [J]. 植物生态学报, 2011, 35 (9): 965-972.

[7] Frostegard A, Tunlid A and Baath E. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of Microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals [J]. APPI Environ. Microbial, 1993, (59): 3605-3617.

[8] Brookes P. C., McGrath S. P. Effects of metal toxicieity on the size of the soil microbial biomass [J]. Journal of soil science, 1984, (35): 341-346.

[9] Zhang, B., H. Deng, et al. Does microbial habitat or community structure drive the functional stability of microbes to stresses following re-vegetation of a severely degraded soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42 (5): 850-859.

[10] Jangid, K., M. A. Williams, et al. Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40 (11): 2843-2853.

Correlation of Soil Bacteria Community Properties and Physical and Chemical Factors in Restored Kunyang Phosphate Mines

LI Yun - ju¹, LI Yao - ji¹, XU Jian - chu²

(1. Yunnan Phosphate Chemical Industry Company Limited, Kunming Yunnan 650000 China)

Abstract: Based on the research of the physical and chemical properties and microorganism in the soil of the restored phosphate mines with different time period and vegetation cover, the key environmental factors affecting the microbial diversity and species distribution are discussed. It helps understand the complex relationship between microorganism, plant and soil.

Key words: phosphate mine; restoration; soil; bacteria; community; physical and chemical factor; property

云南某砷矿区冶炼渣中 Hg 存在形态研究

王福转

(文山州环境保护监测站, 云南 文山 663000)

摘要: 利用 BCR 三步提取法提取砷冶炼渣中 Hg 的铁锰氧化物结合态、可交换态及碳酸盐结合态、有机物及硫化物结合态, 再以高压密闭消解法分离出矿渣中的 Hg 元素, 采用原子荧光光度法测定 Hg 的总含量, 最后计算出残渣态 Hg 含量。结果表明, 云南某砷矿废矿场中汞的存在形态主要是铁锰氧化物结合态、可交换态及碳酸盐结合态, 这两种形态的 Hg 含量超过总含量的 85%; 有机物及硫化物结合态和残渣态的含量所占比例较小。

关键词: 原子荧光光度法; BCR 三步提取法; Hg 存在形态; 高压密闭消解法

中图分类号: X 751 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0006-05

1 前言

矿业经济在云南省经济中一直占有重要地位, 特别是近年来, 随着矿业权政策的放开和 market 需求的扩展, 矿业产业及相关产业蓬勃发展, 为云南省经济建设注入活力, 并逐渐成长为云南省支柱产业之一, 产生了较好的经济和社会效益。但由于技术的限制和管理的不完善, 同时也造成了很多严重的污染。

汞是在常温下唯一的液体金属, 银白色, 易流动。比重 13.59, 熔点 -38.9°C , 沸点 356.6°C , 蒸气比重 6.9。汞在常温下即能挥发, 汞蒸气易被墙壁或衣物吸附, 常形成持续污染空气的二次汞源。

目前已知 Hg-S 反应是汞产生毒性的基础。金属汞进入人体后, 很快被氧化成汞离子, 汞离子可与体内酶或蛋白质中许多带负电的基团如巯基等结合, 使细胞内许多代谢途径, 如能量的生成、蛋白质和核酸的合成受到影响, 从而影响细胞的功能和生长。调查表明, 当尿汞值超过 0.05mg/L 时即可引起汞中毒。汞中毒分急性中毒和慢性中毒^[1]。

在我国的水产品卫生标准中, 传统的砷和汞的检测方法 (湿法消解和干法处理) 均存在操作繁琐、分析时间长、准确度及灵敏度低、对环境污染严重等缺点。目前常见的测定样品中汞和砷的含量的前处理方法有自动回流消化法、压力消解法和微波消解法。利用微波消解技术消解样品由美国学者 Samra AA 等首先提出。由于微波以光速传播, 无需预热, 能瞬间渗透到样品内部, 可产生样品内外

同时加热的作用, 从而使该技术具有化学反应快、试剂用量少、交叉污染少、工作效率高、操作简便和节能等优点。因此本实验用微波消解水产样品的最佳预处理技术, 建立原子荧光光谱法测定汞的形态分析方法, 用以分析云南某地区冶炼渣 Hg 的存在形态。

2 实验部分

2.1 实验仪器、实验试剂及药品

2.1.1 实验仪器

AFS 830 双道原子荧光光度计, 北京万拓仪器有限公司; 3000r/min 离心机 1 台, 离心管若干, 过滤注射器若干, 比色管若干, 容量瓶若干。

2.1.2 实验试剂及药品

主要实验试剂药品有: 抗坏血酸; 硫脲; 硝酸; 高氯酸; 氟化氢; 盐酸羟胺; 浓硫酸; 盐酸; 高锰酸钾; 盐酸羟胺; 硼氢化钾; 汞标准贮备液 (以上所有试剂均为分析纯)。

2.2 实验方法和步骤

2.2.1 实验原理方法

用 BCR 三步提取法提取土壤中的 Hg 的三种形态, 再以高压密闭消解法提取 Hg 的总量, 用原子荧光光度法测定 Hg 的含量, 再以总量减去 BCR 三种形态含量求出残渣态 Hg 的含量。

2.2.2 实验步骤

(1) 样品采集。于 2011 年 12 月在云南某砷矿区进行采样, 共 4 个采样点。分别为 1 号样品、2 号样品、3 号样品、4 号样品。

(2) 样品处理。将采集的土样晾干、研细, 再以 100 目的筛子筛出的细土即为实验用品。

(3) 重金属分级提取采用 BCR 三步提取法, 提取步骤如下: ①可交换态及碳酸盐结合态: 精确称取以上样品 0.4000g 置于 100ml 聚丙烯离心管中, 加入 16ml 0.11mol/L 的醋酸, 室温下 25℃ 均振荡 16h, 振荡过程中确保样品处于悬浮状态, 然后离心 20min (10000r/min), 把上清液移入 100ml 聚乙烯瓶中; 往残渣中加入 8ml 二次去离子水, 振荡 15min, 离心 20min (10000r/min), 把上清液移入上述聚乙烯瓶中, 储存于冰箱 4℃ 内以备分析。②铁锰氧化物结合态: 往第 1 步的残渣中加入 16ml 当天配制的 0.1mol/L 的盐酸羟胺 (HNO₃ 酸化, pH 为 2), 用手振荡试管使残渣全部分散, 再按第 1 步方法振荡、离心、移液、洗涤、保存。③有机物及硫化物结合态: 往第 2 步的残渣中缓慢加入 4ml 8.8mol/L 的双氧水 (HNO₃ 酸化, pH 为 2), 用盖子盖住离心管, 室温下放置 1h (间隔 15min 用手振荡); 去盖子, 放到砂浴锅中 (85℃) 温浴 1h, 待溶液蒸至近干, 凉置; 再加入 4ml 8.8mol/L 的双氧水 (HNO₃ 酸化, pH 为 2), 重复上述操作; 然后加入 20ml 1mol/L 的醋酸铵 (HNO₃ 酸化, pH 为 2), 按第 1 步方法振荡、离心、移液、洗涤、保存。④高压密闭消解测定土壤中 Hg 的总量: 精确称取 0.50000g 样品于聚四氟乙烯消解罐中, 向其中加入 4.5ml 高氯酸、4.5ml 浓硝酸、1.5ml 氢氟酸。盖紧, 先在 100℃ 的条件下稳定 30min,

然后调温至 180℃ 消解 3h。冷却, 取出消解液赶酸, 赶酸完毕移入 50ml 比色管定容, 并分别加入 0.3g 的抗坏血酸及硫脲。放入温度 4℃ 以内的冰箱保存。

3 测定结果分析

3.1 测定结果

3.1.1 作标准曲线

表 1 原子荧光测定 Hg 标准曲线

| 标准浓度 | 荧光强度 | 反算浓度 | 误差 |
|------|----------|-------|--------|
| 0 | 4.751 | 0 | 0 |
| 1 | 472.314 | 1.021 | 0.021 |
| 2 | 889.129 | 2.008 | 0.008 |
| 8 | 3547.561 | 8.304 | 0.304 |
| 10 | 4159.338 | 9.753 | -0.247 |

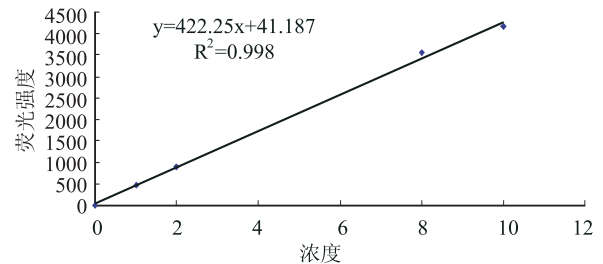


图 1 原子荧光测定 Hg 标准曲线 1

3.1.2 可交换态及碳酸盐结合态的测定

表 2 可交换态及碳酸盐结合态

| 样品编号 | 样品浓度 / (μg/L) | 处理 | 浓度平均值 / (μg/L) | 稀释倍数 | 原始浓度 / (μg/L) | 溶液体积 / (ml) | 土壤质量 / g | Hg 含量 / (mg/kg) |
|-------|---------------|--------|----------------|------|---------------|-------------|----------|-----------------|
| 空白 | 0.3987 | - (1) | - | - | - | 25 | - | - |
| 1 号样品 | 1.1868 | - | 0.7083 | 6250 | 4426.563 | 25 | 0.4009 | 276.039 |
| | 0.5354 | 去掉 (2) | | | | | | |
| | 1.0271 | - | | | | | | |
| 2 号样品 | 0.8102 | 去掉 | 0.0502 | 6250 | 313.438 | 25 | 0.4017 | 19.546 |
| | 0.4411 | - | | | | | | |
| 3 号样品 | 0.4566 | - | 0.3615 | 6250 | 2259.375 | 25 | 0.4016 | 140.894 |
| | 0.849 | - | | | | | | |
| | 0.6714 | - | | | | | | |
| 4 号样品 | 1.5145 | 去掉 | 0.4319 | 6250 | 2699.063 | 25 | 0.4032 | 168.313 |
| | 0.9524 | - | | | | | | |
| | 2.4355 | 去掉 | | | | | | |
| | 0.7087 | - | | | | 25 | | |

注: (1) 未作处理, 下同; (2) 由于样品有 3 个平行样, 当其中某个值偏离正常波动时视该值为无效。

3.1.3 铁锰氧化物结合态的测定

表3 铁锰氧化物结合态的测定

| 样品编号 | 样品浓度 / (μg/L) | 处理 | 浓度平均值 / (μg/L) | 稀释倍数 | 原始浓度 / (μg/L) | 溶液体积 / (ml) | 土壤质量 /g | Hg 含量 / (mg/kg) |
|------|---------------|----|----------------|------|---------------|-------------|---------|-----------------|
| 空白 | 0.3987 | - | - | - | - | 25 | - | - |
| 1号样品 | 0.8678 | - | 0.3044 | 6250 | 1902.500 | 25 | 0.4009 | 118.639 |
| | 2.0461 | 去掉 | | | | 25 | | |
| | 0.5384 | - | | | | 25 | | |
| 2号样品 | 0.9861 | - | 0.3604 | 6250 | 2252.500 | 25 | 0.4017 | 140.465 |
| | 1.6044 | 去掉 | | | | 25 | | |
| | 0.5321 | - | | | | 25 | | |
| 3号样品 | 2.6723 | 去掉 | 0.3281 | 6250 | 2050.313 | 25 | 0.4016 | 127.857 |
| | 0.6769 | - | | | | 25 | | |
| | 0.7766 | - | | | | 25 | | |
| 4号样品 | 2.1118 | - | 1.5860 | 6250 | 9912.500 | 25 | 0.4032 | 618.140 |
| | 1.8576 | - | | | | 25 | | |
| | 0.5902 | 去掉 | | | | 25 | | |

3.1.4 有机物及硫化物结合态的测定

表4 有机物及硫化物结合态的测定

| 样品编号 | 样品浓度 / (μg/L) | 处理 | 浓度平均值 / (μg/L) | 稀释倍数 | 原始浓度 / (μg/L) | 溶液体积 / (ml) | 土壤质量 /g | Hg 含量 / (mg/kg) |
|------|---------------|----|----------------|------|---------------|-------------|---------|-----------------|
| 空白 | 0.3777 | - | - | - | - | 50 | - | - |
| 1号样品 | 0.5333 | - | 0.1169 | 1250 | 146.166 | 50 | 0.4009 | 18.230 |
| | 0.4733 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4773 | - | | | | 50 | | |
| 2号样品 | 0.4862 | - | 0.0858 | 1250 | 107.209 | 50 | 0.4017 | 13.345 |
| | 0.4514 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4528 | - | | | | 50 | | |
| 3号样品 | 0.4827 | - | 0.1058 | 1250 | 132.250 | 50 | 0.4016 | 16.465 |
| | 0.4829 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4849 | - | | | | 50 | | |
| 4号样品 | 0.4466 | - | 0.0667 | 1250 | 83.334 | 50 | 0.4032 | 10.335 |
| | 0.4477 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4388 | - | | | | 50 | | |

3.1.5 高压密闭消解测定土壤中 Hg 含量标准曲线

表5 高压密闭消解原子荧光测定 Hg 标准曲线

| 标准浓度 | 荧光强度 | 反算浓度 | 误差 |
|------|----------|--------|--------|
| 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1 | 259.094 | 0.976 | -0.024 |
| 6 | 1692.251 | 5.791 | -0.209 |
| 10 | 2982.849 | 10.128 | 0.128 |

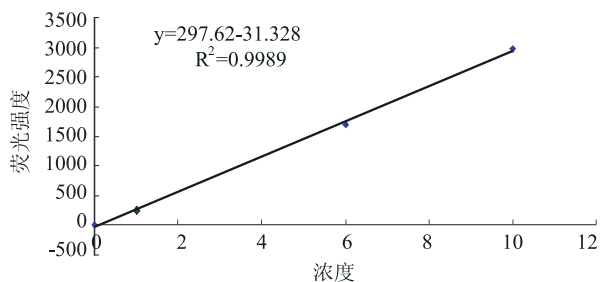


图2 原子荧光测定Hg标准曲线2

3.1.6 消解土壤中 Hg 的总含量 (表6)

3.2 结果分析

由 BCR 三步提取出土壤中的 Hg 的各种形态

和高压密闭消解提取土壤中汞的总量做出对比, 可得表7。

表 6 消解土壤中 Hg 的总含量

| 样品编号 | 样品浓度 / ($\mu\text{g/L}$) | 处理 | 浓度平均值 / ($\mu\text{g/L}$) | 稀释倍数 | 原始浓度 / ($\mu\text{g/L}$) | 溶液体积 / (ml) | 土壤质量 /g | Hg 含量 / (mg/kg) |
|-------|----------------------------|----|-----------------------------|-------|----------------------------|-------------|---------|-----------------|
| 空白 | 0.3777 | - | - | - | - | 50 | - | - |
| 1 号样品 | 0.474 | - | 0.3354 | 12500 | 4193.334 | 50 | 0.5001 | 419.277 |
| | 0.4909 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4827 | - | | | | 50 | | |
| 2 号样品 | 0.491 | - | 0.1464 | 12500 | 1829.208 | 50 | 0.4999 | 182.945 |
| | 0.4937 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4861 | - | | | | 50 | | |
| 3 号样品 | 0.4715 | - | 0.2324 | 12500 | 2903.516 | 50 | 0.5001 | 290.313 |
| | 0.4855 | - | | | | 50 | | |
| | 0.5048 | - | | | | 50 | | |
| 4 号样品 | 0.4965 | - | 0.6396 | 12500 | 7996.760 | 50 | 0.5006 | 798.718 |
| | 0.4961 | - | | | | 50 | | |
| | 0.4946 | - | | | | 50 | | |

表 7 BCR 提取出土壤中 Hg 的形态和高压密闭消解提取土壤中汞的总量对比

| 样品编号 | 可交换态及碳酸盐结合态含量 / (mg/kg) 及百分比 | 铁锰氧化物结合态含量 / (mg/kg) 及百分比 | 有机物及硫化物结合态含量 / (mg/kg) 及百分比 | BCR 提取土壤中 Hg 总含量 / (mg/kg) 及百分比 | 残渣态 Hg 含量 / (mg/kg) 及百分比 | 消解提取土壤中 Hg 的总含量 / (mg/kg) |
|-------|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|---------------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 1 号样品 | 276.039 (65.8%) | 118.639 (28.3%) | 18.230 (4.3%) | 412.908 (98.7%) | 7.069 (1.3%) | 419.277 |
| 2 号样品 | 19.454 (10.6%) | 140.465 (76.8%) | 13.345 (7.3%) | 173.264 (94.7%) | 9.681 (5.3%) | 182.945 |
| 3 号样品 | 140.894 (48.5%) | 127.857 (44.0%) | 16.465 (5.7%) | 285.216 (98.2%) | 5.097 (1.8%) | 290.313 |
| 4 号样品 | 168.335 (21.1%) | 618.140 (77.4%) | 10.335 (1.3%) | 796.81 (99.8%) | 1.908 (0.2%) | 798.718 |

国标规定中三级土壤汞的含量须 $< 1.5\text{mg/kg}$ ，而由表 7 可看出样品 1、样品 2、样品 3、样品 4 皆严重超标。

分析：

(1) 这 4 个样品测定的结果显示其中 Hg 的不同形态含量相差不大，主要原因应该是样品采集于同一个废矿场的废渣。该地区曾开采、冶炼过大量的砷矿石，废渣中含有大量的汞及其他重金属污染物，这是由于以前技术的限制和管理不善造成的。

(2) 测定时有某些数据波动比较大，主要原因是操作仪器不当，及在提炼测定样品过程中出现的人为误差。

4 结论

(1) 云南某砷矿废矿场中汞的存在形态主要是铁锰氧化物结合态及可交换态、碳酸盐结合态，这两种形态的 Hg 含量超过总含量的 85%；而其中的有机物及硫化物结合态和残渣态的含量所占比例较小。

(2) 该地区曾开采、冶炼过大量的砷矿石，

其中含有大量的汞及其他重金属污染物，由于以前技术的限制和管理不善，冶炼渣造成该地区 Hg 不同形态的特殊分布，属于难治理废物场。

(3) 要处理该地区冶炼渣污染情况，须按其污染程度及污染物含量分区并制作相应的处理方案。

参考文献：

- [1] 何滨, 江桂斌. 汞形态分析中的前处理技术 [J]. 分析测试学报, 20 (1): 90-95.
- [2] 徐圣友, 叶琳琳, 朱燕, 等. 巢湖沉积物中重金属的 BCR 形态分析 [J]. 环境科学与技术, 2008, (9): 20-28.
- [3] 甘杰, 许晶, 余江, 等. 微波消解—原子荧光光谱法同时测定土壤中痕量砷和汞 [J]. 四川环境, 2010, (6).
- [4] 赵振平, 张怀成, 冷家峰, 等. 水消解蒸气发生—原子荧光光谱法测定土壤中的砷、锑和汞 [J]. 中国环境监测, 2004, 20 (1).
- [5] 秦宏伟, 朱爱国, 姜国华, 等. 原子荧光光度计常见干扰因素与排除 [J]. 化学分析计量, 2009, (3).
- [6] 廖惠玲, 鲁倩群, 梁志华. 压力蒸汽对各类样品中总汞测定预处理探讨 [J]. 中国卫生检验杂志, 2006, 16 (11): 1319.
- [7] 王海, 王春霞, 王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分析 [J]. 环境化学, 21 (5): 430-435.

- [8] GB/T22105, 土壤质量总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 [S].
- [9] 魏显有, 王秀敏, 刘云惠, 等. 土壤中砷的吸附行为及其形态分部研究 [J]. 河北农业大学学报, 1999, 22 (3): 28-30.
- [10] 何中发, 方正, 孙彦伟, 等. 农用地土壤中汞元素形态特征浅析 [J]. 上海地质, 2009, (1): 45-49.
- [11] 沈志群, 刘琳娟. 原子荧光法测定土壤中的汞 [J]. 污染防治技术, 17 (4): 52-54.

Morphological Research of Hg in Arsenic Smelting Slag of One Mining Area in Yunnan

WANG Fu - zhuan

(Wenshan Prefectural Environmental Monitoring Station, Wenshan Yunnan 663000 China)

Abstract: The three - step BCR extraction method is used to extract the Hg in different morphological conditions (iron manganese oxide combination, exchangeable, carbon bounded form and organic and sulfide bounded state). Then the element of Hg is separated by high - pressure closed digestion, and its total content is determined by atomic fluorescence spectrophotometry. Finally the content of Hg in the remnant slag is calculated. The result shows that the mercury in this discarded arsenic mining site is mainly in the form of iron manganese oxide combination and exchangeable bounded carbon. The content of Hg in these two forms accounts for 85% of the total content. The content of the other forms of the mercury is in a very small proportion.

Key words: atomic fluorescence spectrophotometry; three - step BCR extraction; morphological forms of Hg; high - pressure closed digestion

《环境科学导刊》发行数字期刊的声明

《环境科学导刊》, 投稿及联系邮箱: ynhjkx@yies.org.cn; 电话 (传真): 0871 - 64142389; 国内统一刊号: CN53 - 1205/X; 国际标准刊号: ISSN1673 - 9655。

《环境科学导刊》的数字版本已全文入编《中国期刊网》、《中国知网》、《万方数据 - 数字化期刊群》、《中国核心期刊 (遴选) 数据库》、《中国学术期刊综合评价数据库》、《中文科技期刊数据库 (全文版)》等。所有被本刊录用并发表的稿件文章, 将一律由本刊编辑部统一制作成数字版本在以上各数据库发布, 并参与光盘版汇编, 同时在我刊网站 [Http://hjkxdk.yies.org.cn](http://hjkxdk.yies.org.cn) 发布。若作者不同意稿件参与数字版发行, 请另投他刊。本刊所付稿酬包含刊物数字版发行的稿酬, 不再另付。

《环境科学导刊》编辑部

低温沼气技术：低温产甲烷过程及嗜冷产甲烷菌

裴昭君, 李 军, 郑文婕

(成都理工大学, 地质灾害防治与地质环境保护国家重点实验室, 四川 成都 610059)

摘 要: 综述了低温厌氧消化产甲烷过程, 近年来研究者们已经分离出的一些最适生长温度为 15℃ ~ 25℃ 的产甲烷菌及其分布, 为今后嗜冷产甲烷菌的特征、分布等研究奠定了一定基础。

关键词: 低温; 嗜冷; 甲烷化过程; 嗜冷产甲烷菌

中图分类号: X38 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0011-03

生物质甲烷化技术历史悠久, 它可以产生甲烷以满足人类的能源需求, 减轻人们对传统能源的依赖。研究者对厌氧消化进行了大量的研究, 但多集中在中温和高温范围, 对低温下生物质厌氧消化产甲烷作用还不甚了解。而地球表面约 85% 的环境是处于永久性低温状态的^[1], 因此, 对低温下厌氧消化的研究具有重要意义。

温度是控制地球生物进化和生物多样性的一个关键环境因子。高寒湿地, 南、北两极, 冰川冻土, 高山等区域年平均温度仅为 -1.8 ~ 1℃; 绝大多数土壤的温度, 即使在夏季也不会超过 5 ~ 15℃; 海洋的大部分区域水温低于 5℃。存在其中的微生物对低温自然环境中的物质循环、能量传递以及生物地球化学循环起着十分重要的作用。如果能够利用低温产甲烷菌实现低温下的高效厌氧生物处理, 可以大大拓展厌氧生物处理技术的应用范围进而降低生产甲烷的成本。因此低温下的高效沼气发酵对低温甲烷古菌的需求也使得人们更加关注这类至今研究甚少的类群。

1 低温厌氧消化产甲烷过程

有机物在厌氧条件下, 经过水解、发酵、乙酸化、产甲烷等一系列复杂的微生物代谢过程, 最终被降解为甲烷和 CO₂。其中每一步都是由某些特定种群微生物有机体来实现的。在一个平衡的消化系统中, 各微生物群落相互依存, 互相提供原料和能量, 各种生物转化过程充分耦合, 避免了代谢中间体的积累, 最终实现整个产甲烷过程。

1.1 水解阶段

首先, 水解细菌在胞外酶的帮助下将固态有机物分解: 纤维素被分解为乙酸和丙酸等产物, 它们随后

会被互营微生物消耗; 另一种低温下更易降解的多糖——淀粉会被转化为乙酸和丁酸等短链脂肪酸, 同时产生 H₂, H₂ 会被同型产乙酸菌消耗; 蛋白质则会被降解成各种挥发性脂肪酸 (低温下主要为乙酸、丙酸和丁酸), 氨基离子的释放可以有效中和其他酸化产物, 帮助维持体系 pH 的稳定。水解阶段还会生成氨基酸、单糖、醇类等单体^[2]。在温度高于 10℃ 时, 多聚物水解作用是产甲烷的限速环节^[3]。

1.2 发酵阶段

发酵细菌会进一步把单糖转化为短链脂肪酸 (乙酸、丙酸和丁酸)、乙醇、CO₂ 和 H₂O; 把甘油转化为丙酮酸; 再通过 β 氧化反应把脂肪酸降解为乙酸; 而氨基酸被氧化还原降解。在低温条件下, 厌氧条件下微生物发酵仅有 10% 的有机物分解产生的能量可以被利用, 剩余的能量则是储存在挥发性有机酸中, 伴随着有机酸的分解代谢, 释放的能量只有 4% 可以被产甲烷菌或者互养菌利用。

1.3 乙酸化阶段

产酸作用是指水解混合物发酵生成的挥发性脂肪酸和乙醇经过酸化作用和脱氢作用生成乙酸和氢气。专性产氢产乙酸细菌可以直接将长链脂肪酸转化为产甲烷作用最重要的底物乙酸、氢气和 CO₂。同型产乙酸菌把各种底物转化为乙酸, 这是低温下一种主要的降解途径^[4]。

1.4 产甲烷阶段

产甲烷古菌对底物具有窄谱性, 而且对氧非常敏感。大部分产甲烷菌可以利用氢产甲烷, 一些可以利用乙酸, 还有些可以利用甲醇、甲胺和甲酸。

1.5 低温下厌氧消化微生物群落关系

厌氧消化微生物可分为产甲烷菌群与不产甲烷菌群^[5]。其中不产甲烷菌群有水解细菌、发酵细菌、产氢产乙酸菌和同型产乙酸菌等^[6]。产甲烷

收稿日期: 2013-07-16

作者简介: 裴昭君 (1989-), 女, 河南洛阳人, 硕士研究生, 主要从事环境微生物方面研究。

古菌群与水解菌群、产氢产乙酸菌群一起构成厌氧消化中的三大菌群^[7]。

在各种低温生态系统中,低温条件下的甲烷生成由嗜冷产甲烷古菌群落的相互营养作用决定^[1]。低温下产甲烷伴随着氢营养型产甲烷菌和同型产乙酸菌对 H₂ 的竞争,28℃ 会生成甲烷,15℃ 或者更低时会生成乙酸,当体系平衡时低温下氢营养型产甲烷菌继续利用 H₂,但代谢速率低于同型产乙酸菌。研究寒冷陆地生态系统中甲烷的生成过程,发现由乙酸产生的甲烷占到总体甲烷产物的 95%,表明乙酸是主要的甲烷前体。这是由于低温下同型产乙酸菌的高活性和高生长速度使其可以成功地与发酵细菌和氢营养型产甲烷菌竞争^[1]。Kotsyurbenko 等发现稀释微生物种群会导致乙酸和氢的积累,这表明低温下产甲烷菌对丙酸和丁酸的产甲烷作用需要高密度的乙酸和氢。产氢产乙酸菌和产甲烷菌的聚集可以加速这个过程。

1.6 低温对产甲烷过程的影响

温度的改变不仅会影响产甲烷速度,而且会因改变微生物的活性和丰度,使产甲烷途径发生改变^[8]。通常来说,低温下厌氧降解的限速环节是水解作用,而且,随着温度下降,水解速率会下降得更快。在低温下,先产生乙酸,再由乙酸分解产甲烷是甲烷产生的主要途径^[1]。然而,如果温度进一步降低,即使有很高的乙酸浓度,乙酸分解产甲烷作用却成为限速环节。

Vavilin 等模拟低温下苔原湿地土壤菌群消耗 H₂/CO₂,得出结论:10~28℃ 时,限速步骤是水解作用;6℃ 时,是乙酸分解产甲烷作用。Mountfort 等人(2003)研究了南极洲麦克默多冰架上水池中蓝藻下的沉积物的厌氧反应过程。在 4℃ 解冻后培养低硫酸盐沉积物,发现介导总碳和电子流的是乙酸驱动硫酸盐还原作用和氢驱动产甲烷作用。而当相同的沉积物被冷冻培养时,从乙酸变成甲烷的碳比例增加至 70%。在高硫酸盐池塘沉积物中,解冻状态的主要过程是硫酸盐还原作用,而冷冻状态时,碳却从乙酸流向甲烷。Oleg 等人对西伯利亚泥炭沼泽研究发现,62%~72% 的甲烷是由乙酸分解生成的,剩余的甲烷才来自 H₂ 和 CO₂。Gomec 等人对低温下产甲烷系统进行分析,发现只能利用乙酸的甲烷毛菌丰度较高。而 Collins 等发现在低温反应器的启动及运行过程中,随着有机负荷的增加及运行时间的延长,产甲烷菌群结构发生一定的变化,属于乙酸营养型的 *Methanosarcina*

和 *Methanosaeta* 所占比例有所减少,而逐渐检测到属于氢营养型的 *Methanocorpusculum*。

2 嗜冷产甲烷菌

产甲烷菌是严格的厌氧古菌,位于厌氧消化食物链的末端,在自然界碳素循环中起着非常重要的作用^[9]。产甲烷古菌主要存在于沼泽、深海深湖沉积物、高原冻土、稻田、反刍动物瘤胃以及一些人工厌氧装置污泥中。

研究者根据产甲烷菌最适生长温度的不同将其分为嗜冷产甲烷菌 (Topt < 25℃)、嗜温产甲烷菌 (Topt ≈ 35℃)、嗜热产甲烷菌 (Topt ≈ 55℃) 和极端嗜热产甲烷菌 (Topt > 80℃) 4 类^[10]。

2.1 已分离到的嗜冷产甲烷菌

人们已经从寒冷自然环境中分离和表征出一些最适生长温度在 15~25℃ 的嗜冷产甲烷菌,见表 1。

表内菌株均分离自永久性低温环境,除 *Methanosarcinalacustris* 分离自淡水湖, *Methanolobuspsychrophilus* 分离自高原湿地外,其余均分离自海洋或咸水湖。其中 *Methanolobuspsychrophilus* 的最适 Na⁺ 浓度较低,仅 200~250mM,其余均适应高盐度环境。甲基营养型产甲烷菌不以 H₂/CO₂ 为底物,不与硫酸盐还原菌争夺底物,其在高盐环境具有优势,在海洋环境分布广泛^[11]。

除上述已命名的嗜冷产甲烷古菌,研究者在很多低温环境中都曾分离到嗜冷产甲烷古菌。如 Zhilina 曾从沼泽中分离到最适生长温度为 15℃ 的 *Methanosarcina* strain Z-7289。Nozhevnikova 从苔原湿地、淡水沉积物、低温发酵物和低温 EGSB 反应器等低温环境分离出 12 株能在 8℃ 以下生长的产甲烷古菌。

2.2 嗜冷产甲烷菌的分布

深海沉积物中甲烷水合物的含碳量是地球上所有活体生物含碳量的 4~8 倍,这可能意味着这里正是甲烷产生的源头^[12]。

非海洋环境中,低温产甲烷古菌普遍存在于两极冰川、永久冻土、高寒湿地、淡水湖沉积物中。其中永久冻土覆盖了全球 25% 的面积,其微生物甲烷排放量占据全球排放量的 25%。而自然湿地占全球表面积 5%,其甲烷排放量却占到了全球的 15~40%,是最大的甲烷排放源^[1]。在全球自然湿地生态系统中,北半球北方湿地的甲烷排放量占了 34%。湿地土壤碳储量占全球土壤碳储量的 20%~25%,全球湿地碳储量的绝大多数储存在泥炭地中,而 90% 的泥炭地分布在北半球温带及寒冷地区,相信这些环境的嗜冷产甲烷菌多样性一定很丰富。

表1 目前分离到的嗜冷产甲烷菌

| Species | 分离时间 | 分离地点 | 外形特征/ (μm) | Topt / $^{\circ}\text{C}$ | Tmin / $^{\circ}\text{C}$ | Tmax / $^{\circ}\text{C}$ | 利用底物 | 最适 pH | 最适的 cNa ⁺ / (mM) |
|-----------------------------------|------|------------------------|---|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--|---------|--------------------------------|
| <i>Methanococcoides burton</i> | 1992 | Ace 湖 南极洲 | 不规则、有鞭毛球状、单体 (0.8~1.8) | 23 | -2 | 28 | 甲胺、甲醇 | 7.7 | 200~500 |
| <i>Methanogenium frigidum</i> | 1997 | Ace 湖 南极洲 | 不规则、不动球状、单体 (1.2~2.5) | 15 | 0 | 18 | H ₂ /CO ₂ 、 甲醇 | 7.5~7.9 | 350~600 |
| <i>Methanosarcina lacustris</i> | 2001 | Soppen 湖 瑞士 | 不规则、不动球状、聚集 (1.5~3.5) | 25 | 1 | 35 | H ₂ /CO ₂ 、 甲胺、甲醇 | 7.0 | - |
| <i>Methanogenium marinum</i> | 2002 | Skan 海湾 美国 | 不规则、不动球状、有鞭 毛、单体 (1.0~1.2) | 25 | 5 | 25 | H ₂ /CO ₂ 、 甲酸 | 6.0 | 400~900 |
| <i>Methanosarcina baltica</i> | 2002 | Gotland 海峡 波罗的海 | 不规则、有鞭毛、球状、 聚集 (1.5~3) | 25 | 4 | 27 | 甲醇、甲胺、 乙酸 | 6.5 | 300~650 |
| <i>Methanococcoides alaskense</i> | 2005 | Skan 海湾 美国 | 不规则、不动球状、有鞭 毛、单体 (1.5~2.0) | 25 | 5 | 28 | 甲胺、甲醇 | 7.2 | 300~400 |
| <i>Methanogenium boonei</i> | 2007 | Skan 海湾 美国 | 不规则、不动球状、单体 (1.0~2.5) | 19.4 | 5 | 25.6 | 醋酸盐 甲醇 H ₂ /CO ₂ | - | 300 |
| <i>Methanobolus psychrophilus</i> | 2008 | 若尔盖湿地 中国 (青藏 高原) | 椭圆形球状、带 1-2 极性 鞭毛、聚集 (长 1 ~ 1.2 μm , 宽 0.9~1 μm) | 18 | 0 | 25 | 甲醇、甲胺、 甲基硫化物 | 7.0~7.2 | 200~250 |

3 结 论

目前,国内外研究者对低温生物甲烷化过程研究还在处初级阶段,尤其是对嗜冷产甲烷菌的分离及群落代谢特征研究还不透彻。嗜冷产甲烷古菌应用于代谢调控的研究很少,如果能把嗜冷产甲烷菌在微生物生理学与分子生物学上的研究成果应用于低温厌氧消化工艺的优化,开发出适用于低温的生物物质甲烷化应用技术,将具有实际应用价值。

参考文献:

- [1] Kotsyurbenko, O. R. Trophic interactions in the methanogenic microbial community of low-temperature terrestrial ecosystems [J]. FEMS Microbiol Ecol, 2005, (53): 3-13.
- [2] 宋文芳, 胡国全. 沼气发酵低温功能微生物的分离和促进沼气低温发酵的研究 [D]. 北京: 中国农业科学院农业部沼气科学研究所, 2011.
- [3] A. Fey and R. Conrad. Effect of temperature on the rate limiting step in the methanogenic degradation pathway in rice field soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35 (1): 1-8.
- [4] Chin, K. J. and R. Conrad. Intermediary Metabolism in Methanogenic Paddy Soil and the Influence of Temperature [J]. FEMS Microbiol Ecol, 1995, (18): 85-102.
- [5] 张万芹. 产甲烷细菌的分离及其生理学特性的初步研究 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2008.
- [6] 孙进杰, 赵丽兰. 沼气正常发酵的工艺条件 [J]. 农村能源, 2000, 92 (4): 20-21.
- [7] 袁敏. 低温厌氧生境中产甲烷古菌的分离、鉴定及菌群结构分析 [D]. 中国农业科学院农业部沼气科学研究所, 2007.
- [8] Simankova, M. V., O. R. Kotsyurbenko, E. Stackebrandt, N. A. et al. Acetobacterium tundreae sp nov, a new psychrophilic acetogenic bacterium from tundra soil [J]. Arch Microbiol, 2000, (174): 440-447.
- [9] 单丽伟, 冯贵颖, 范三红. 产甲烷菌研究进展 [J]. 微生物学杂志, 2003, 23 (6): 42-46.
- [10] Nardini, M., A. Pesce, L. Thijs, J. A. et al. Archaeal protoglobin structure indicates new ligand diffusion paths and modulation of haem-reactivity [J]. EMBO Rep, 2008, (9): 157-163.
- [11] 刘全全. 低温产甲烷条件下微生物的群落特征 [D]. 北京: 中国农业科学院农业部沼气科学研究所, 2010.
- [12] Dhaked, R. K., P. Singh, and L. Singh. Biomethanation under psychrophilic conditions [J]. Waste Manag, 2010, (30): 2490-2496.

Biomethanation under Psychrophilic Conditions and the Psychrophilic Methanogens

PEI zhao-jun, LI Jun, ZHENG Wen-jie

(State Key Laboratory of Geo-hazard Prevention and Geo-environment Protection, Chengdu University of Technology, Chengdu Sichuan 610059 China)

Abstract: This paper gives a review of the process of producing the methane in a low temperature and anaerobic digestion. In recent years, the researchers have separated some methanogens growing in a suitable temperature range of 15~25 °C and found their distribution. It provides a basis for future research in this field.

Key words: low temperature; psychrophilic; biomethanation; psychrophilic methanogen

英国公海保护的政策措施研究及 设立公海保护区的利弊分析

王琦, 万芳芳, 黄南艳, 姜丽, 公衍芬, 范晓婷

(国家海洋信息中心, 天津 300171)

摘要:介绍了英国负责海洋保护的主要管理机构, 研究了英国海洋保护的相关法律与政策, 分析了英国关于建立公海保护区的立场。从我国利益角度出发, 对设立公海保护区所产生的利弊进行了分析。

关键词:公海; 保护区; 政策; 措施; 英国; 研究

中图分类号: X 321 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0014-06

1 前言

20世纪以来伴随着科学技术和经济的快速发展以及陆地资源的枯竭, 世界人口和利用自然资源的迅速增长, 使世界各国人民深刻地认识到环境资源不是取之不尽、用之不竭的。公海生物多样性资源越来越成为世界各国关注的焦点。随之而来的过度捕捞、非法捕捞、公海矿产资源开发等传统人类活动和海洋科学研究, 尤其是针对公海生物遗传资源的研究与开发等非传统人类活动, 已经严重影响了公海生物多样性资源的可持续发展。

《联合国海洋法公约》第七部分公海中第86条规定, 本部分的规定适用于不包括在国家的专属经济区、领海或内水或群岛国的群岛水域内的全部海域。公海拥有海底山脉等独特的地貌特征和关键的生境, 包括重要的浮游生物和磷虾区, 鲸鱼的哺育地, 中上层鱼类的产卵、育肥和洄游路径以及具有丰富的生物多样性和矿产资源的地质喷口和深海沟。公海属于国家管辖范围以外的海洋水域, 其范围远大于各沿海国家领海、专属经济区等水域, 因此对于公海这一关键区域给予额外的保护至关重要。此外, 最近《联合国海洋法公约》框架内的发展及其相关公约越来越倾向于限制各种在公海区域内开展的可能破坏海洋自然环境的活动。

包括英国在内的世界上很多沿海国家已把持久利用海洋生物资源作为正式确定的目标。各国政府和人民开始把以前只限于在陆地上适用的管理技术

应用到海洋环境中。海洋保护区的建立能保证持久开发海洋资源的实现。其中, 公海保护区可以对海洋资源、海洋环境、海洋生物多样性等重要资源实施有效的保护和管理。

英国是欧洲大陆西北海岸外的一个大西洋岛国。该国海岸线曲折, 约有30%的人口生活、居住在沿海地区。在距离海岸较近的沿海地带密布着众多的良港, 近岸拥有丰富的海域油气、渔业等海洋资源。一直以来, 海洋资源的利用与开发为英国这个岛国的经济发展做出了巨大的贡献。海洋已经成为英国的能量来源、立国之本。对于英国来说, 保护海洋资源就是保证国家的可持续发展。但由于近些年来经济社会发展和自然气候变化等因素的影响, 海洋生物的种群数量迅速减少。在开发海洋资源的同时, 英国国内已经认识到对海洋各个物种和生态系统的保护关系到该国未来的兴旺发达, 并积极参与国际上在国家管辖外海域进行的海洋资源养护和管理等方面的工作, 英国在这些领域有许多成功的经验, 值得他国研究和学习。

2 英国负责海洋保护的主要管理机构

英国的海洋工作起步较他国早。在英国政府中, 主要由皇家资产 (Crown Estate) 管理机构, 环境、食品和农村事务部 (DEFRA) 与商业、企业和管理改革部, 英国自然环境研究委员会、运输部下属的海事和海岸警备队, 英格兰乡村委员会和威尔士乡村委员会, 苏格兰农业部和威尔士农业局, 林业委员会等机构负责英国的海洋资源与产业管理工作。其中所辖海域之外的英国海域的相关事务主要由环境、食品和农村事务部与商业、企业和管理改革部负责。作为环境、食品和农村事务部的执行机构之一的渔业管理局主要负责海洋环境管理

收稿日期: 2013-07-16

基金项目: 国际海底资源开发与公海保护区选划技术支持系统及应用示范 (201005003)。

作者简介: 王琦 (1981-), 女, 副研究员, 硕士研究生, 研究方向: 海洋权益、战略、政策等。

方面的工作。

此外,英国还设立了专门的机构负责参与国际上的海洋环境保护工作。

自然保护联合委员会(JNCC)前身是成立于1949年的英国自然保护组织^[1]。1973年11月,英国为加强自然保护工作,颁布了《自然保护联合委员会法》,将自然保护组织扩大为自然保护联合委员会,使该组织成为一个主要行使管理职能的独立的政府部门。英国的自然保护联合委员会(JNCC)是一个公共机构^[2],向英国政府及其下属机构提供关于英国国内及国际自然保护的建议。

国际自然保护是JNCC的核心工作。JNCC为政府在其与欧洲和全球决策机构的交互活动方面提供技术支持,并为国家的保护机构及分属机构提供智力支持和分析,以便加强衍生政策的发展和执行。自然保护联合委员会下设有英格兰分会、苏格兰分会和威尔士分会。各分会还设有若干个地区办事处。《2007年近岸海洋保护(自然生境等)规定》、《2009年海洋和沿海准入法案》和近岸石油产业活动的各种相关法规确定了JNCC的海洋保护的具体责任。英国政府已经将JNCC指定为在《濒危物种国际贸易公约》和欧盟委员会相应法规指导下的科学机构。

3 英国海洋保护的相关法律与政策

(1) 伴随着英国海洋事业的大发展,该国政府越来越认识到海洋环境保护工作对该国可持续性发展的重要性,制定了一系列重要的法律。例如,2009年11月12日由英国王室批准的《英国海洋法》,该法案新增了一些新的条款,以便保护海洋中的野生生物物种,并提高英国国家海洋自然环境保护的能力与水平。该法案的目标包括:扭转英国海洋生物多样性的下降趋势;促进海洋生物多样性的恢复;提高海洋生态系统的运行功能和对环境变化的应变能力;在决策过程中更多地考虑海洋自然保护问题;更好地履行英国在欧盟和国际上做出的海洋自然保护承诺^[3]。由英国议会于2009年11月13日所通过的《英国海洋与海岸带准入法案》提出了英国会在未来的两年建立其若干的海洋保护区,以此来加强该国对于海洋生物及栖息地的保护工作。此外,英政府还于2009年11月公布了《南极法案》草案,该法案旨在促进对于未受损害的珍稀领域的保护,强化所采取的措施,确保英国在南极开展的所有活动不破坏环境。该法案还包含保护南极海洋环境的其他措施。该法案采取全球一致认可的方式来补偿为处理南极遭受破坏的环境而产生的支出,

并提高对南极科考在安全、搜查和救助方面的要求。该草案对1994年《南极法案》的相关条款进行了修改,包括加强了对南极海洋环境的保护。

(2) 英国为设立海洋保护区,保护海洋生物多样性,积极推行一系列政策来保护海洋的持续发展。2002年,支持建立海洋保护区的海洋管理报告(DEFRA《保护我们的海洋环境和可持续发展战略》)提出了英国海洋保护区政策,包括:截至2010年,确定并指定英国海域的相关区域作为海洋保护区,纳入到管理良好的保护区网中。英国法令对这些不同类型的海洋保护区提供法律依据和配套政策指导。2004年,英国众议院的环境、食品和农村事务委员会审查了政府关于海洋环境保护的政策。在栖息地和物种保护方面,委员会敦促政府立即与委员会开展工作,确保栖息地法令能涵盖所有必要的物种和栖息地,加强对海洋环境的保护并确保可以尽快解决法令和渔业政策之间的矛盾。其他关于自然保护和设立海洋保护区的英国重要立法及政策方针包括:1981年的《野生生物和乡村法》;1985年的《自然保护和市容土地(北爱尔兰)法令》第170号;1994年的《养护(自然栖息地等)规定》;1994年的环境部《规划政策指导方针》第9号:自然保护;1994年的英格兰和威尔士《保护(自然栖息地)规定与管理计划的编制和应用指南》;1995年的《养护(自然栖息地等)规定(北爱尔兰)》;1995年的环境部(北爱尔兰)《养护(自然栖息地等)规定(北爱尔兰)》:方针说明;2000年的《海洋公园(苏格兰)法》;2001年的《近海石油作业(栖息地保护)规定》;和2004年的《自然保护(苏格兰)法》。

(3) 英国积极参与国际社会相关重要条约的签订。英国作为海洋事业起步较早的国家,积极参与国际上的海洋开发与保护利用活动,并签署了一系列重要的条约和规定。例如,英国是1982年《联合国海洋法公约》的缔约国之一,《公约》规定了国家在领海、毗连区、大陆架和专属经济区的权利与义务,内容涉及海洋资源与环境保护、海洋科学研究、海洋经济与商业开发活动以及海洋争端的解决等,提供了明确的法律框架供各国参考。英国还依据1992年联合国环境与发展大会所通过的《21世纪议程》、于1993年生效的《生物多样性公约》和2002年提出的南非约翰内斯堡《可持续发展宣言》及《可持续发展世界首脑会议实施计划》,承诺该国到2010年将会有效地控制包括海

洋生物多样性在内的生物多样性的下降速度,到2012年建立起范围较广的保护区网,到2015年努力恢复已濒临枯竭的海洋鱼类资源等。此外,英国还是《东北大西洋海洋环境保护公约》的积极倡导和执行者。该公约所关注的重点包括海洋生物多样性的保护、海洋环境污染以及海洋环境评价等内容。英国根据该公约的要求,承诺该国将会制定北海生态质量目标,对濒危物种实施保护,并加强对产生不利影响的所有人类的活动实施有效的管理。英国还积极完善海洋保护区的建设工作,强化针对保护区的管理工作,并发展一直倡导的保护区网的建设工作。

4 英国关于建立公海保护区的立场

在英国国内,人们对于建立海洋保护区的关注始于20世纪70年代。当时,还没有为保护区的设立制定法律机制或政府的指导原则。经过当地用户的推动和行动,许多地点被宣布为“非官办海洋保护区”。这种情况随着1981年关于建立海洋自然保护区(MNRs)的野生动物及农村规定而发生了变化。针对这些地区的管理宗旨包括:保护海洋植物或动物或在该地区具有特殊利益的地质或自然地理特征;在合适的条件和监控下,为学习和研究海洋动植物的生活条件或研究区域内具有特殊价值的地质和自然地理特征提供特殊的机会。英国政府还于2002年5月1日提出了全面的英国海洋生物保护计划,目的是要为英国海域内的海洋生物提供良好的栖息场所。

4.1 英国当前对于海洋保护区的立场受到国际、欧洲和国内计划、政策和项目的推动和影响^[4]

国际上的影响源自英国参与签署的《生物多样性公约》(CBD)和《东北大西洋海洋环境保护公约》(《奥斯陆和巴黎委员会公约》)(OSPAR)。《生物多样性公约》将海洋和沿海保护区作为其主题之一,已经实施了2002年可持续发展世界首脑会议通过的目标,即截至2012年建立有代表性的保护区网。1992年的《东北大西洋海洋环境保护公约》于1998年生效。《公约》附件五(关于保护和养护海洋地区生态系统和生物多样性)赋予奥斯陆和巴黎委员会的职责是采取措施,遵循国际法,制定针对具体地区或场所或特定生物栖息地的保护、养护或预防的相关重要措施。东北大西洋海洋环境保护委员会于2003年通过了一项关于海洋保护区网的建议,设定2010年为实现“一个生态上一致的管理良好的海洋保护区网”的目标年。

英国环境部长在第五届北海会议上制定了一份协议,截至2010年建立上述这样一个海洋保护区网。

英国提出的其他许多关于海洋保护的倡议也已得到国际认可,包括《拉姆萨尔公约》(Ramsar Convention),规定可以将哪些地点指定为“国际重要湿地”,根据《世界遗产公约》(世界遗产)和联合国教科文组织人与生物圈计划(生物圈保护区)建立保护区。所有这三种类型的保护区都涉及海洋保护。

在欧洲范围内,欧盟的栖息地和物种指令(92/43/EEC)已对英国的海洋保护区计划产生了重大影响。指令要求在会员国管辖海区内为名单中的大量生境和物种建立保护区(特别保护区SACs)。这些地方,加上根据欧盟指令中的野生鸟类保护规定所指定的特别保护区(SPAS),构成了整个欧盟的“Natura 2000”计划保护区网。英国作为欧盟成员国积极参与“Natura 2000”计划。

4.2 英国政府积极推动公海保护区的建设

2009年11月10日,英国政府宣布为加强对全球海洋和南极环境的保护要采取以下三项措施:协商考虑将英属印度洋领地建成世界最大的海洋保护区之一;对加强南极的环境保护进行协商;在南奥克尼群岛南部建立公海海洋保护区。

此外,英属印度洋领地(也被称为查戈斯群岛)包含着25万英里的世界上破坏范围最少的自然海域。在其接近原始的环境状态下,群岛是各种海洋生物的重要生境以及海洋生物学家研究全球气候变化的场所。英国外务大臣大卫·米利班德表示该保护区有望成为世界上最大的海洋保护区之一,使全球受保护海域面积翻一倍。这一行动显示出英政府承诺保护全球环境并阻止生物多样性受损的决心。

5 建立保护区对于英国的战略利益与英国参与海洋保护区建设的相关实践活动分析

5.1 战略意义

首先,英国参与公海保护区的建设,可以彰显其大国在海洋保护方面的积极作用,并能有机会参与到公海区域的资源利用活动中来。近几十年来,包括英国在内的许多国家都已经签署设立了全球海洋的保护和管理目标。在全球范围内,保护工作通过可持续发展问题世界首脑会议和《生物多样性公约》这样的论坛和协议的形式来进行。英国与他国领导人一起合作,在此背景下已经设立了许多区域目标,如在远东和加勒比地区的珊瑚礁三角区。同时英国国内日益认识到有需要把重点放在国

家管辖范围以外地区,使其影响的足迹越走越远,从沿海发展到更深的水域,并参与进行资源探索。

其次,海洋生物和环境的保护工作可以促进海洋产业的发展,对于拉动和促进英国国内经济有着十分重大的影响意义。根据英国的官方数据,英国海洋产业年产值占英国国内 GDP 的 6.8% (2008 年),英国的海洋产业可以为英国国内创造众多的就业岗位;英国的海洋水产养殖业的总产值占欧盟的海洋水产养殖总产值的 17%。

例如,英国禁止了隆地岛海洋保护区所有的捕鱼活动,使该区域的海洋生物种群得到了保护,提高了该区域的海洋生物多样性,从而改善了保护区周边的水产业环境,保护区里外的龙虾数量不断增加,到处都可见普通尺寸的龙虾,使得这个区域的渔业经济重新走向复苏。保护区带动了这一带渔业的发展,促进了周边经济的繁荣。关闭划定的海洋区域给渔业或其他行业可以创造更多的经济价值。国际自然与自然资源保护联合会 (IUCN) 国际海洋项目 Carl Gustaf Lundin 表示,海洋保护区如果保护得当,这里的鱼类数量会逐渐复苏,临近海域的海鲜产量也会增加,并拉动本地社区经济的发展。世界自然保护联盟常务董事 Julia Marton 也表示,全世界范围内这类案例的出现使得人类不再有借口过量开采海洋资源,并最终毁灭整个渔业,甚至是地球上的生物多样性。

此外,海洋保护区还可以吸引大量游客过来参观,这也是海洋保护区的另一个重要的收入来源。例如,英国于 2003 年在布里斯托尔湾设立了 4km² 的海洋保护区。这里的旅游业发展得很快,自从 2003 年以来,这个区域的旅游收益已经翻了两番。世界自然保护联盟常务董事 Julia Marton 表示,依据在世界生物多样性日 IUCN 呈上的证据,保护这些海洋区域不仅对保护生物多样性有益,也可以增加当地社区的收入来源。

5.2 实践活动

(1) 英国积极推进深海海洋保护区网的建设

尽管深海是地球上最大的生态系统,但也仍然是开发和了解最少的区域。深海蕴藏着高度的生物多样性以及重要的生物资源和矿产资源。近年来,深海栖息地的重要性已经得到英国国内和国际上的认可而且目前英国正在参与实施在东北大西洋深海区内的海洋保护区网的相关工作。在过去的 5 年中,英国深海海洋保护区网工程已经进行了大量研究,以支持在深海区内的海洋保护区网的执行工作。保护目标预定为深度范围在 200 ~ 1100m 的深

海区。初步结果表明含盖 10% 的英国深海海域的海洋保护区网将会为不少于 50% 的物种提供保护,如果能含盖 30% 的深海区,那么将会保护约 70% 的物种^[5]。根据目前的研究结果,应该将关于物种丰度和底土类型的信息纳入到深海或公海内的海洋保护区网的规划工作中,以确保最有效地实施海洋保护区网的相关工作。

(2) 英国提议建立南奥克尼群岛南大陆架海洋保护区

2009 年 11 月在澳大利亚召开的第 28 届南极海洋生物资源保护委员会 (CCAMLR) 大会上通过了一项措施,在公海上设立了南奥克尼群岛南大陆架海洋保护区,主要保护 48.2 分区 (CCAMLR 渔业分区) 内的海洋生物多样性。这是英国在塔斯马尼亚岛举办的 25 国南极海洋生物资源保护委员会提出的成功通过的预案。南奥克尼海洋保护区是公海保护区,覆盖着南奥克尼群岛南部英属印度洋领地的大片区域。英国外交和联邦事务部部长克里斯·布莱恩特表示,英国最先承认保护并维护全球海洋的必要性。南极海洋生物资源保护委员会再一次显示出它在海洋保护方面的领导作用。气候变化对南大洋产生了严重的影响,建立公海保护区是我们发展全球海洋保护网的第一步。

南奥克尼群岛自 1962 年起成为英属南极领地的一部分,在此之前是福克兰群岛属地 (Falkland Islands Dependency)。根据 1959 年的《南极条约》,该群岛的主权既不被签署国承认,也没有进行争论,因此条约签署国可以随意将其用于非军事用途。南奥克尼群岛海洋保护区是一个凹形区域。东起 41°W,西至 48°W,北起 61°30'S,南至 64°S。其中,44°W ~ 46°W、61°30'S ~ 62°S 的小长方形不包含在内。

经英国等国家商议后,南奥克尼群岛海洋保护区采取的保护措施包括:禁止一切捕鱼活动;为监测或其他目的,参考科委会的意见,经委员会同意的前提下,才能实施与渔业有关的科研活动。同时,该科研活动必须符合相关保护措施;禁止一切渔业船只(包括渔船、对渔船进行支撑的船只、渔业加工船只、渔业运输船只等)在该区进行任何形式的倾废排污;禁止实施与任何渔业船只有关的转运活动;为监测保护区内的交通情况,鼓励渔业船只在途经该区前将其船旗国、船只大小、IMO 编号、途径路线等信息通知 CCAMLR 秘书处;涉及海上人员安全的紧急情况时,保护措施不适用。

(3) 英国还积极加入并参与众多与海洋环境

和资源保护相关的国际组织及其活动。例如,英国积极参与国际捕鲸委员会的海洋保护工作,支持该委员会所推行的暂时停止国际商业性捕鲸活动;英国也派员加入北大西洋鲑鱼保护组织,积极参与该组织所推进的对北大西洋海域鲑鱼的养护与管理工。2003年,英国政府在大西洋东北海域环境保护公约组织的建议下,建立起一个数据网,涉及海洋科学、发展状况和发展前景等内容的数据和信息,配合相关国际组织全面而系统地开展海洋环境保护工作,以便挽救逐渐衰退的海洋生态系统并积极保护面临威胁的海洋资源。

6 设立公海保护区的利弊分析

6.1 设立公海保护区的有利影响

世界自然基金会建议依据下列标准确定需要保护的公海区域^[6]:容易受到人类活动破坏的敏感的生态系统;鲸类和商业鱼类种群的重要的迁徙通道和繁殖区域;科学研究的优先领域;存在珍稀物种或生境和/或高特性的区域;具有高度的物种多样性和生境范围的区域。因此可以推断,设立公海保护区会产生很多有利的影响,包括^[7]:①保护生物多样性,特别是保护受威胁物种的关键生境。②通过防止资源量的衰竭,缓解补充量失败,增加个体密度和平均大小;提高繁殖量,形成性成熟个体和成体的扩散中心(外溢),维持较自然的物种组成、年龄结构、产卵潜力和基因多样性,提高渔业生产力。③通过以功能链接的信息,防备原则的执行,为科研设立的对照区和用以检测人为导致的变化生态基准,提升海洋科学知识;形成监测网络的节点;形成自然死亡率和捕捞死亡率比较研究的较“自然”体系。④作为高强度开发的物种的庇护所。⑤保护高强度开发物种的基因多样性。

从包括我国在内的沿海国家利益角度考量,设立公海保护区除上述的对于海洋生物多样性和生境等海洋资源提供有效保护外,其他有利影响主要包括以下方面:

①获得资金、管理和技术支持。当前海洋保护区不仅仅是一个区域问题,而是全球亟需解决的问题。保护区是公益事业,其效益主要体现在资源、生态和社会方面,因此,需要各方面的大力支持。国际合作发展已经成为世界海洋保护区的发展趋势之一,因为海洋资源的保护是全球性的,而且公海海洋自然保护区的建设需要科研技术的支持,这种合作可以使相关海洋区域互通有无,实现全方位保护。建立公海保护区在保护区域内的生物多样性的

同时,也会促进周边国家加强相应的海洋环境保护等管理功能,这也是对相关国家的一种管理上的回馈。像我国这样的发展中国家,加强在分区域、区域间、区域或全球范围内开展海洋保护方面的国际合作和协调,与国际社会尤其是发达国家的合作,不仅可以为海洋自然保护区提供部分资金与科研技术支持,而且有助于提高我国的管理水准。

②维护国家分享公海和“区域”资源的战略利益。发挥海洋保护区建设在维护海洋权益方面的积极作用。通过参与先期和基础性的海洋科学研究,了解关注海域的资源环境状况,参与在领海以外的重要海域建设适当面积的海洋保护区,形成自然保护区网,可维护国家海洋权益,加强对该海域的管控,用最低的成本实现最多的海洋权利。

③增强国家话语权和外交地位。自然海洋保护区是一项跨地区、跨部门、跨行业的综合性系统工程,参与公海保护区的建设有利于找准国家利益所在,从维护海洋权益的角度,在领海以外海域建设保护区以加强对该海域的管控,有利于未来参与分享资源利益,增强国家在相关国际领域话语权,增强国家的政治和外交地位。

6.2 设立公海保护区的不利影响

设立公海保护区虽然存在众多有利因素,但公海保护区的设立和建设也会带来诸多的不利影响。其中,最突出的不利影响是公海保护区的设立与《联合国海洋法公约》所规定的公海自由存在冲突。《联合国海洋法公约》第八十七条规定,公海对所有国家开放,不论其为沿海国或内陆国。根据该条款规定,各国在适当顾及其他国家行使公海自由的利益的情况下,均享有在公海区域的航行自由、飞越自由、铺设海底电缆和管道自由、建造国际法所容许的人工岛屿和其他设施的自由、捕鱼自由和科学研究自由。而公海特别保护区的设立显然会与其中若干公海自由相抵触,为了保护公海特别保护区中生物多样性的完好,在设定的区域中对航行、科考等行为有较为严格的控制,不免影响了公海自由的限度^[8]。表面上看,设立公海保护区对在公海所享有的自由的限制将会适用于所有国家。但如果我们进一步分析就会发现,设立公海保护区对各国的影响并不相同,下面主要从我国的国家利益角度进行分析:

①对我国远洋渔业的影响。禁渔是公海渔业资源保护的重要措施之一。发达沿海国家可以借助本国在捕捞领域的技术优势,通过限制或禁止某种特定的捕捞手段,来达到限制捕鱼方式较落后国家在

公海获取渔业资源利益的目的。而且, 这些国家通过在关切的区域设立公海禁渔区, 实现对这些区域的渔业资源的管控, 获得最大的利用。例如, 沿海国可通过设立禁渔区, 限制他国在公海捕捞同属的洄游鱼类, 同时, 继续在本国专属经济区内捕捞该种洄游鱼类, 并从中获得最大资源利益。我国是世界上海洋捕捞量最大的国家, 也是从公海捕捞渔业资源量最大的国家之一。我国远洋捕捞业将首当其冲受禁渔措施和公海保护区的影响。

②对科学调查的限制。以公海科学研究为例, 在公海保护区内开展的科研活动必须遵守比其他公海区域更为严格的生态环境保护准则。这相当于为进入公海区域设定了科学调查和研究的准入门槛。那些科学调查起步较早的发达国家在公海的海洋资源调查和研究方面经验丰富和技术领先; 而受到资金和技术等方面的限制, 包括中国在内的发展中国家的相关研究处于起步阶段。如果在这样的背景条件下, 公海保护区的设立有可能会制约中国等发展中国家的科学调查、研究与资源的开发利用活动, 使发达国家占尽先机和开发优势。这对尚未开展相关研究的发展中国家不利。

③多方利益的纠缠。不得不提的是, 要协调和协作公海保护区的建设和管理所涉及各相关国家的工作在实行起来并不容易。原因是这里牵涉到各相关国家的不同利益, 甚至会出现争议利益间的纠缠。因此在公海设立保护区并实施管理绝不会像各国在本国管辖范围内设立保护区那样简单和顺利。在国家管辖外的公海设立保护区需要相关的邻国协商研究相关事宜。

7 结语

如今, 们已越来越深刻地意识到海洋开发与保护的相互依赖关系。公海保护区的设立与相关的管理工作有别于各国在管辖范围内设立本国的海洋保

护区, 前后两者从设立到管理程序都有着迥然不同的运行模式。包括英国在内的海洋大国在公海保护区建设方面已经为我国和其他国家提供了许多可资借鉴的宝贵经验。

公海保护工作是一项长期、艰巨而复杂的工作, 鉴于我国在公海海域有极其重要的现实利益和战略利益, 并且我国身为海洋产业大国, 更应履行相应的义务, 并充分行使我国应享有的获取公海资源的权利, 确保国家在公海的海洋权益不受到侵犯和损害, 趋利避害。综合考虑目前发展态势、利弊因素和我国现有应对能力, 建议完善相应的法律、法规, 缩小国际上的公海相关法律制度规定与我国履约实践之间的距离。通过完善渔业立法和法律制度建设, 指导我国的具体实践活动。此外, 我国还应像英国那样加强与国际的交流与合作, 积极参与国际的相关重要活动, 努力获得我国应享利益, 增强我国在相关国际领域话语权与政治和外交地位。

参考文献:

- [1] 李景光. 英国的自然保护区及其管理 [EB/OL]. <http://www.cqvip.com>, 2010.
- [2] About JNCC [EB/OL]. <http://jncc.defra.gov.uk>, 2010.
- [3] 李景光. 英国海洋事业的新篇章 - 谈 2009 年《英国海洋法》[J]. 海洋开发与管理, 2010, (2).
- [4] World Wildlife Fund (WWF) - UK, An Overview of Marine Protected Areas in the UK. A Briefing Paper by WWF - UK [EB/OL]. <http://wwf.panda.org>, 2005.
- [5] Marine Institute, University of Plymouth, Marine Protected Areas on the High Seas [EB/OL]. www.zsl.org/science/scientific-meetings, 2011.
- [6] Increasing protection: the high seas [EB/OL]. http://wwf.panda.org/what_we_do. 2009-05-13.
- [7] 格雷厄姆·凯勒. 海洋自然保护区指南 [M]. 北京: 海洋出版社, 2008.
- [8] 刘惠荣, 韩洋. 特别保护区: 公海生物多样性保护的新视域 [J]. 华东政法大学学报, 2009, (5).

Advantages and Disadvantages of the High Sea Protection Policies and Actions in the United Kingdom

WANG Qi, WAN Fang - fang, HUANG Nan - yan, JIANG Li, GONG Yan - fen, FAN Xiao - ting
(National Marine Data and Information Service, Tianjin 300171 China)

Abstract: This paper introduces the main management institutions in UK which is responsible for the marine protection, studies its relative laws and policies and analyzes the position of UK in setting up the high sea protection area. In view of the benefits of our country, the authors have also analyzed the advantages and disadvantages of the action.

Key words: high seas; Marine Protection Area (MPA); policy; measures; the United Kingdom; research

基于农作物虚拟水的云南省水资源战略研究

魏博娴¹, 张乃明¹, 张哲学²

(1. 云南农业大学资源与环境学院, 云南 昆明 650201; 2. 北京航空航天大学数学系, 北京 100191)

摘要: 在深入研究虚拟水及虚拟水贸易的基础上, 结合云南省 2011 年统计年鉴数据, 建立了虚拟水账户并计算了 2010 年该区各种农作物虚拟水含量, 发现粮食作物和糖料作物消耗水资源最多, 并且糖料作物携带大量虚拟水出口。因此, 进一步从优化农作物种植结构、利用市场经济推动、调整产业结构 3 方面提出保障云南省水资源战略安全的对策。

关键词: 农作物; 虚拟水; 水资源; 战略研究; 云南省

中图分类号: X 143 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0020-04

水资源是基础性的自然资源和战略性的经济资源, 是经济社会可持续发展的基础。云南省自 2010 年以来至今, 已遭遇“四年连旱”的局面并不断加剧。为保障云南省水资源安全, 大部分研究已从合理开发利用和配置水资源, 提高水资源利用效率, 建设节水型社会等本流域实体水资源利用方面展开, 却缺乏从系统角度出发对于虚拟水的研究^[1]。虚拟水相对于实体水而言, 由于其具有“价值隐含性”的特征, 往往容易被人们所忽视, 但是人类生活利用到的水资源恰恰是虚拟水的数量远远高于实体水资源^[2-3]。因此, 本文从虚拟水角度出发研究云南省水资源战略, 一方面突破了解决云南省水资源短缺问题仅局限于实体水的研究方法, 为实现云南省水资源优化配置和“节流”提供了一种新思路; 另一方面拓宽了水资源研究领域, 使云南省水资源战略政策更加具有全面性和前瞻性。

1 虚拟水与虚拟水战略

虚拟水这一概念是英国学者 Tony Allan 在 20 世纪 90 年代针对“实体水”提出的, 指在生产产品和服务过程中所需要的水资源数量。由于它并非物理意义上我们所能看到的水, 因此又叫做“内嵌水”或“外生水”^[1-3]。由于虚拟水以“无形”的形式寄存在其他商品中, 因此相对于实体水资源而言, 具有非真实性、社会交易性、便捷性、价值隐含性的特点^[4], 从而使贸易在许多水资源贫乏的国家和地区变成了一种缓解水资源短缺的有用工

具。以水资源极度匮乏的中东地区为例^[5], 该地区每年靠粮食贸易购买的虚拟水量相当于尼罗河每年流入埃及的水量, 因此, 通过增加虚拟水, 保障了当地的水资源安全。北京市^[6]1997 年也通过输出较低的水需求定额产品, 而输入水需求定额较高的产品, 实现了水资源净调入量 15.41 亿 m³, 从而解决了首都北京市水资源短缺问题。

虚拟水战略是指贫水国家和地区通过进口丰水国家和地区的水密集型产品来保证本地区水资源安全的一种商业战略, 它利用贸易的手段完成了水资源的二次调配^[7]。虚拟水战略在水资源管理中的理论依据主要来源于比较优势理论在资源和环境方面的延伸, 即水资源丰富的国家在水资源方面具有比较优势, 应该在国内生产水密集型的商品然后进行贸易^[8-11]。贸易结果是双赢的: 对于水资源缺乏的国家, 通过进口水密集型产品代替国内生产, 可以获得水安全; 对于水资源丰富的国家, 通过虚拟水的出口同样可以获益, 增大其经济实力。因此, 虚拟水战略不仅可以有效地提高水资源的利用效率, 也为水资源短缺的国家或地区缓解缺水问题提供了一个重要途径, 特别是对粮食生产地来说, 采用虚拟水策略具有重要的战略意义。

2 云南省农作物产品虚拟水含量计算

云南省 2010 年主要用水行业包括农业、工业、居民生活和服务以及生态环境用水, 其中农业用水量占整个用水行业的 70%, 远远超过第二、三产业及居民生活用水量^[12]。因此, 本文重点分析携带虚拟水最多并且对水资源利用起决定性作用的农业用水, 通过建立虚拟水账户, 计算农作物虚拟水含量。

收稿日期: 2013-08-06

基金项目: 云南省自然科学基金重点项目 (2009CC006)。

作者简介: 魏博娴 (1988-), 女, 内蒙古人, 云南农业大学在读硕士, 研究方向为农业面源污染。

2.1 研究方法

作物需水量根据作物在生长发育期间累积的蒸腾蒸发水量 ET_c (mm/d) 来计算。主要影响因素为气象因素 (降水、气温、日照、风速、水气压)、作物类型、土壤、种植时间等, 公式表示为:

$$ET_c = K_c \times ET_0 \quad (1)$$

式中: K_c 表示作物系数, 反应实际作物和参考作物植被覆盖与空气动力学阻力以及生理与物理特征的差异; ET_0 表示参考下垫面的蒸散量, 在计算时忽略了作物类型、作物发育、管理措施等对作物需水的影响, 利用世界粮农组织 (FAO) 推荐的标准 Penman - Monteich 公式^[13] 计算。

2.2 农作物产品虚拟水含量计算

利用 Penman - Monteich 公式, 并采用 FAO 公布的中国地区相应作物参数和气象资料, 结合云南省 2011 年统计年鉴中的作物播种面积和产量数据及农业灌溉用水数据^[14], 首先对云南省不同州市不同类型作物在不受水分胁迫情况下的单位面积需水量进行计算, 再把所有作物单位面积需水量乘以相应的种植面积进行求和就得到云南省各种农作物的总耗水量, 最后利用总耗水量除以该类作物总产量求得单位产品虚拟水含量。云南省主要农作物产品虚拟水含量计算结果见表 1, 云南省各类粮食作物虚拟水含量比例见图 1。

表 1 云南省 2010 年主要农作物产品虚拟水含量

| 项目 | 初级产品最终成品率 | 播种面积 /hm ² | 产量 /亿 kg | 主要作物虚拟水含量 /亿 m ³ | 单位成品虚拟水含量 / (m ³ /kg) | 百分比 /% |
|----|-----------|-----------------------|----------|-----------------------------|----------------------------------|--------|
| 粮食 | 0.7 | 4274400 | 153.100 | 220.770 | 1.442 | 41.17 |
| 油料 | 0.4 | 333298 | 3.423 | 20.069 | 5.863 | 3.74 |
| 糖料 | 0.1 | 295124 | 175.097 | 154.961 | 0.885 | 28.89 |
| 烟叶 | 0.5 | 419891 | 9.914 | 48.281 | 4.870 | 9.01 |
| 蔬菜 | 1 | 671253 | 125.500 | 17.570 | 0.140 | 3.28 |
| 水果 | 1 | 315189 | 39.791 | 40.587 | 1.020 | 7.57 |
| 茶叶 | | 367699 | 2.073 | 33.997 | 16.400 | 6.34 |

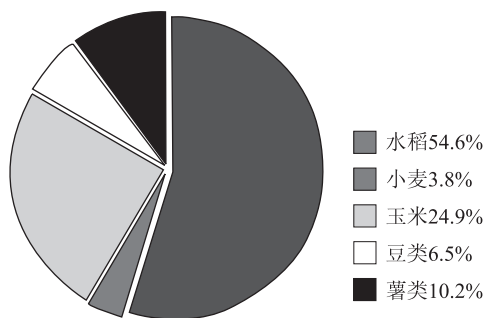


图1 云南省各类粮食作物虚拟水含量比例

3 结果分析

3.1 云南省主要农作物产品虚拟水含量分析

2010 年云南省主要农作物产品虚拟水含量总量为 536 亿 m³, 其中粮食作物虚拟水含量总量为 220.77 亿 m³, 在 7 类农作物虚拟水总量中比例高达 41.17%, 可见粮食作物是云南省消耗水资源最多的作物类型。这主要是由于粮食作物产量较大, 并且播种面积远远高于其他几类作物。其次是糖料和烟叶, 这两者也一同占据了云南省农作物虚拟水含量总量的近 40%。从表 1 可知, 与粮食作物相比, 尽管糖料作物播种面积较少且单位成品虚拟水含量较低, 但由于糖料作物一直是云南省产量最高的农作物, 因此也携带了高达 28.89% 的虚拟水总量, 其对于云南省农作物虚拟水的作用不容忽视。

从单位成品虚拟水含量这一角度考虑, 茶叶和油料作物虚拟水含量最高, 最低的是蔬菜, 茶叶的单位成品虚拟水含量几乎是蔬菜的 100 倍。这两者的差别主要受产量的影响, 2010 年云南省蔬菜产量 125.5 亿 kg, 而茶叶的产量仅有 2.073 亿 kg。

3.2 云南省各类粮食作物虚拟水含量比例分析

粮食作物是云南省消耗水资源最多的作物类型, 因此, 对各种类型的粮食作物作进一步的重点分析。通过分析云南省水稻、小麦、玉米、豆类、薯类这 5 种粮食作物各自的虚拟水含量, 发现水稻对于粮食作物虚拟水的贡献率最大。由图 1 可以看出, 水稻在粮食作物虚拟水含量总量中占据了 54.6% 的比例, 即单水稻一种作物就占据了云南省总虚拟水含量的 22.5%, 在云南省目前水资源匮乏的状况下, 水稻成为省内具有比较劣势的农作物。其次是玉米和薯类二者共同占粮食作物中 35% 的虚拟水含量, 最少的是小麦, 仅占 3.8%。

4 云南省虚拟水战略

4.1 优化农作物种植结构

在云南省 7 类主要农作物类型虚拟水含量计算结果中, 粮食作物的虚拟水含量几乎是油料作物、糖料作物、烟叶、蔬菜、水果、茶叶 6 类农作物虚拟水含量的总和。在保证粮食安全的前提下, 优化农作物种植结构, 适当减少粮食作物种植面积, 增加蔬菜瓜果等虚拟水含量较少、具有比较优势的作物品种种植面积, 对农作物虚拟水的合理调配有积极影响。加之云南省有得天独厚的自然气候条件, 对于蔬菜、瓜果、茶叶等的种植本身就在其他方面具有比较优势, 因此, 合理优化农作物种植结构不仅可以缓解水资源短缺现状, 更对当地经济有潜在

的推动作用。消耗水资源最多的单一作物为水稻,其成为区内具有比较劣势的作物类型,应尽量减少其种植面积。值得注意的是,糖料作物甘蔗在省内产量最高,且携带虚拟水含量仅次于粮食作物,而与粮食作物相比,50%以上产自省内的甘蔗携带大量虚拟水运往外省或出口。在省内自身水资源不足的情况下,大量水密集型农产品的输出,间接进一步加剧了水资源供需矛盾,使得在虚拟水贸易中甘蔗成为严重威胁云南省水资源安全的作物类型。因此,控制糖料作物甘蔗的种植面积与出口数量,是从作物种植结构出发缓减云南省自身水资源紧缺压力的又一重要途径。

4.2 利用市场经济推动云南省虚拟水战略

作物结构的调整和节水作物的选择只是从虚拟水战略的理论角度出发进行的对策研究,而在实际的农作物生产活动中却不免会存在一定难度。虽然虚拟水战略具有前瞻性和科学性,但是在关乎到农民自身的经济利益时,农户更倾向于选择对自己更有经济利益的作物种植。例如,对于水稻和甘蔗种植面积均较大的德宏地区而言,压缩其传统作物的种植面积在短期内可能会造成当地农民收益的下滑,从而使得水资源安全战略的政策无法实施。这就需要政府补贴和政策保障体系,通过这些合理的宏观调控方式,使得农民在选择种植具有水资源比较优势的作物同时也不会导致自身经济利益的巨大损失。借鉴环境污染治理的思路,在虚拟水战略实施过程中,对为水资源正外部性做出贡献的个人和企业实施奖励机制,可使水资源问题的外部性内部化。合理的水价机制也是政策保障的另外一个重要方面,通过合理制定水价,从市场经济角度适当提高水价,使农民在政府宏观调控后的市场经济中倾向于选择节水型作物的生产,从而兼顾水资源可持续利用与区域经济增长双重目标,可实现资源与经济良性可持续发展。

4.3 调整产业结构,提高水资源利用效率

2010年,云南省三大产业的用水情况也可以从统计年鉴中得到相应数据。各行业用水比例分别为:农业用水70%,工业用水18%,第三产业用水1.4%,其他用水10.6%。与此同时,云南省三大产业的水资源利用经济效率分别为:农业11.03元/m³,工业121.76元/m³,服务业1737.71元/m³。可以看出,农业的水资源经济效率较低,而同时工业与服务业却利用较少的水资源创造了较高的经济效益。云南省人均用水量仅是全国水平的

70%,因此,优化水资源利用结构对于云南省人民生活及经济发展都势在必行。在保证粮食安全的前提下,调整三产业结构,限制高耗水产业的发展,加大低耗水产业的结构比重,合理利用水资源,提高水资源经济效率是保障水资源安全的重要方面。

3 结语

虚拟水战略从宏观角度和系统角度出发,使解决水资源短缺问题不仅仅局限在本地区实体水资源利用的思路,更运用系统思考方法找出与问题相关的各种影响因素,从问题范围外寻求解决水资源短缺的应对策略,是解决区域水资源安全的新思路。但同时关于虚拟水理论及应用模型目前均不是很完善,仍然在不断发展之中,如耗水与用水概念问题,含量量化等问题的争议均成为制约模型及计算结果精确性的重要因素。另外由于虚拟水计算模型中的参考因素较多,一些数据的获取受到限制,因此,目前利用虚拟水方法进行区域水资源利用状况的计算仅是初步保守估算,计算精度有待进一步提高。

参考文献:

- [1] ALLAN J A. Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible [C]. *Priorities for Water Resource Allocation and Management*. Londa: ODA, 1993: 13-26.
- [2] ALLAN J A. Overall perspective on countries and regions [C]. ROGERS P, LYDON P. *Water in the Arab World Perspective and Prognoses*. Cambridge: Harvard University Press. 1994: 65-100.
- [3] HOEKSTRA A Y. Virtual water trade: an introduction [C]. HOEKSTRA A Y. *Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. Delft: [s n], 2003: 13-23.
- [4] Zhong Huaping, Di Leihua. Visual water and water safety [J]. *China Water Resources*, 2004, 23 (5): 15.
- [5] Hoekstra A Y. Virtual water: An introduction [A]. *Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade - Value of Water Research Report Series No 12* [C]. The Netherlands: IHE, 2003: 13-23.
- [6] 汪党献. 水资源需求分析理论与方法研究 [D]. 北京: 中国水利水电科学研究院, 2002.
- [7] Xiang Xuemin, Zhou Xiaobai, Zhou Jiti. Study of virtual water calculation method of industrial products [J]. *Journal of Dalian University of Technology*, 2006, 46 (2): 179-184.
- [8] Allan J A. Virtual water - the water, food, and trade nexus useful concept or misleading metaphor [J]. *Water International*, 2003, 28 (1): 106-113.
- [9] Greenaway F, Hassan R, Reed G V. An empirical analysis of comparative advantage in egyptian agriculture [J]. *Applied Economics*, 1994, 26 (2): 649-657.
- [10] Wichelns Dennis. The role of the "virtualwater" in efforts to achieve food security and other national goals, with all example from

- Egypt [J]. *Agricultural Water Management*, 2001, 49 (1): 131 - 151.
- [11] Wichelns Dennis. The policy relevance of virtual water can be enhanced by considering comparative advantages [J]. *Agricultural Water Management*, 2004, 66 (5): 49 - 63.
- [12] 云南省统计局. 云南统计年鉴 2011 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [13] Hoekstra A Y and Hung P Q. Virtual water trade: A quantification of virtual water flow between nations in relation to international crop trade [A]. Hoekstra A Y edited. *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade* [C]. Value of Water Research Report Series No 12. Ithedelft, 2003; 25 - 47.
- [14] 张玉蓉, 顾世祥, 谢波. 云南省农业灌溉用水定额标准的编制 [J]. *水利水电科技进展*, 2007, 27 (2): 80 - 84.

Water Resources Strategy in Yunnan Province Based on the Virtual Water of Crops

WEI Bo - xian¹, ZHANG Nai - ming¹, ZHANG Zhe - yu²

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming Yunnan 650201 China)

Abstract: Based on the study of virtual water and virtual water trade, and the data of the 2011 Statistical Yearbook of Yunnan, we have established the virtual water accounts and calculated the virtual water content of a variety of crops in this region in 2010. The results show that the cereal crops and sugar crops consume the largest amount of the water resources, while the large amounts of the virtual water in the sugar crops are carried out through export. Therefore, it is proposed to safeguard the water resources in Yunnan in three strategic aspects such as optimization of crop structure, promotion of the market economy and industrial structure readjustment.

Key words: crops; virtual water; water resources; strategic research; Yunnan Province

浅议云南省公路养护与环境保护对策

唐 勤

(云南省公路科学技术研究院, 云南 昆明 650051)

摘 要:对公路养护施工中产生的环境影响进行了分析,提出了缓解措施和加强施工管理的建议。

关键词:公路; 养护; 环境影响; 缓解措施; 管理; 云南

中图分类号: X 82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0024-03

1 云南省公路养护现状

近年来,云南公路路网建设有了较快发展。但由于资金的短缺,路网未得到充分的养护,路面条件达不到预期要求。云南省公路局2009年对路网的调查显示,云南省仅36%的路网条件良好,若干年内不需要修复;20%的道路在5年之内可能需要路面大修;14%的道路路况较差,需要进行路面翻新以达到道路养护的条件;还有大约30%的道路条件极差,需要重建。由于道路养护经费的不足,省公路局在2001—2008年仅仅在大修中对300km左右的路面进行了沥青铺装,占每年需进行沥青铺装路面的13%。同时还有许多沥青路面也超过了设计年限,超期服务现象十分突出,如仍然得不到及时的养护,路面将加速损坏甚至破坏路基,道路的大修将更加频繁,进入一种恶性循环。

导致路网恶化的主要因素:①路龄长。修建于20世纪五、六十年代的低等级设计建设的公路已经超过了它们的设计使用年限;②急剧上升的交通量,尤其是重型车辆增加较多,超出了原有较低等级道路设计的强度范围;③道路养护经费预算不足,没有严格执行定期养护。

为提高云南省道路质量及安全通行条件,在十二五规划期间(2011—2015),云南省公路局计划对其负责的路网进行修复和改造,2010年修复量由2000—2005年期间的100km增加至300km,到2015年计划增加到600km。为解决资金问题,云南省公路局从亚行、世行贷款,投入大量的人力、物力、财力,以改善全省公路现状。

大量的养护工作势必带来对当地的环境影响。

2 公路养护施工中的环境问题及缓解措施

2.1 公路养护工程类型

公路养护按其工程性质、规模大小、技术性繁

简划分为小修保养、中修、大修和改善四类。具体划分为:①小修保养工程:对公路及其一切工程设施进行预防保养和修补其轻微损坏部分,使之经常保持完好状态。②中修工程:对公路工程设施的一般性磨损和局部损坏进行定期的修理加固,以恢复原状的小型工程项目。③大修工程:对公路设施的较大损坏进行周期性的综合修理,以全面恢复到原设计标准,或在原技术等级范围内进行局部改善和个别增建以逐步提高公路通行能力。④改善工程:对公路及其工程设施因不适应交通量和载重需要而分期逐段提高技术等级,或通过改善显著提高通行能力。

2.2 施工中的环境问题

(1) 土壤侵蚀。主要由于生活垃圾、施工废料、滴漏油、料场等遇降雨形成径流而对土壤产生污染和侵蚀。如边坡加固不合理,导致切口和水流交汇处出现滑坡和慢性侵蚀;废弃的土方废料堆放在坡度超过5%的坡段,被雨水冲刷;去土场、采石场挖掘后未及时进行植被恢复;施工现场加油、施工机械产生的滴漏油、清洗车辆产生的洗涤废水,燃油、润滑油、沥青储存不当泄露都可对土壤造成侵蚀。

(2) 地表水水质。施工废水或降雨形成的路面径流和路面污染物所形成的混合物可致水体污染;施工机械和车辆产生的尾气中的重金属遇水混入河流或土壤中易造成水污染。桥梁、涵洞进行施工时各种物料落入水中;施工废水、废弃的试验化学试剂;油脂类废弃物、滴漏油未收集暴露在环境中渗入地表水;施工人员生活区未经处理的生活废水等均会对地表水造成一定的污染。

(3) 空气污染与噪声。路面铣刨机会产生大量的扬尘、硅尘和噪声;车辆因施工限行停留时间增加将产生更多的尾气、噪声;施工机械、材料运

输车辆也会在短期内增加道路的污染负荷；水泥、碎石拌和站则产生大量的粉尘；沥青的加热温度到130℃~160℃，其产生的沥青烟对人体危害大，对周围空气也造成严重影响。进行作业的机器在运行过程中会产生75~105dB(A)的噪声；在使用打桩机的时候会产生95~105dB(A)的噪声。

(4) 景观与动植物。在公路的养护过程中，由于铲土刨基、清理路边树木等，会使道路周边的植被遭到破坏，严重的话会产生水土流失；新建施工便道、工棚、搅拌站、料场等不仅对道路景观有影响，而且对动植物的栖息地也有影响；临时占道施工对植被产生破坏。

(5) 固体废弃物。养护施工过程中产生的固体废弃物主要有：开挖出的弃渣、废弃的水泥、沥青等散装材料、多余的零星材料、生活垃圾、散落的土石，如果任意处置或放任不管，将对周边环境产生影响。

2.3 环境影响防治措施

(1) 土壤侵蚀预防。施工现场尽量不设加油设施，如果必须要设加油站，应采取防溢油措施，有溢油槽回收溢油，并且在混凝土表面进行加油操作；车辆清洗到附近有废水处理设施的固定洗车场；沥青类、油脂类的材料必须堆放在干燥、安全的地方并进行覆盖防泄漏。用后的沥青桶及时回收不暴露在环境中。禁止将物料堆放在坡度超过5%的边坡。

(2) 地表水污染预防。改造涵洞的尺寸应与原尺寸相当或更大，及时清除涵洞内的堵塞物；进行桥梁施工时应防止物料落入水中；所有排水通道应保持畅通；尽量不另建工棚，租用当地村民的房子，使用垃圾回收站及化粪池，避免乱排污水和随意堆放垃圾；废旧试验化学试剂应统一回收，不直接倾倒入环境中。沥青等材料应进行覆盖防雨水冲刷。易受侵蚀和洪水影响的地区应尽量选择在旱季施工，避开雨季。

(3) 空气与噪声污染预防。路面铣刨机应在铣机上配备喷水嘴：①喷嘴应对准切割点和鼓，每隔30~40cm设一个喷嘴；②传送带两边的喷嘴每隔0.5m设一个，平均水流应大约为24L/min。另一种方法是为铣刨机的操作人员和工人配备防尘面罩。沥青拌和站应设置除尘设备，水泥和碎石拌和站应洒水防降尘，采取集中拌合方式，消除随处拌炒沥青混合料的现象，尽可能减少加热沥青对环境的污染。运输物料的车辆要进行覆盖，防跑、冒、

滴、漏及扬尘。施工队应配置洒水车，每天对施工路段至少洒水2次，在干燥季节、人口相对集中区域、村庄、学校等敏感区域应增加洒水次数。对噪声的控制采取合理安排施工时间来降低污染。所有养护工作在白天进行，夜间不施工。在学校、办公区域、人口集中区域应避开中午12点至下午2点的休息时间。各类拌和站、料场的选址应远离居民区、学校等敏感区。

(4) 景观与动植物保护。尽量不建新通道，若必须要建，在项目完成后可以转归当地政府作为农村通道，如地方政府不使用，施工方应回整土地并恢复景观。拌和站、料场的建设尽量避开公路沿线，使用完后要及时恢复植被。施工时工作人员应在施工范围内操作，禁止随意砍伐、践踏道路两边植被。

(5) 固体废弃物防治。施工中产生的固体废弃物禁止堆放在路边，应放置在远离居民集中区、学校等敏感区域至少200m范围的地方。

3 加强施工管理

(1) 不管是建设方、监理方还是施工方都要有环境保护意识。虽然我国在公路养护方面不要求做环评，没有专门的环境管理制度，缺少作业标准，但养护施工带来的环境影响是必然的，因此减少污染是每个部门义不容辞的责任。

(2) 应在设计和投标文件中反映出环境管理计划，环境管理计划中应包含环境缓解措施，施工方根据环境管理计划编制施工环境工作计划，然后再按照施工计划采取相应的缓解措施组织施工。

(3) 监理方应编制环保监理计划及实施细则，监督、检查、督促施工方按照施工环境工作计划进行施工。对施工方不按照环境管理计划中的缓解措施来减少污染的行为需责令其改正。

(4) 云南省公路局、各总段、公路管理段、监理单位、施工单位等部门应至少配备一名环境专业技术人员。公路养护不能仅仅在施工技术、工程质量等方面的提高上下工夫，还应该在出现的环境问题上有所钻研，针对出现的环境问题提出妥善的处理意见。

(5) 推广应用新技术、新工艺。积极应用先进的施工技术和方法，如沥青再生技术，可重复利用废旧沥青，节省材料降低养护成本。沥青路面稀浆封层修补、喷射法补塘、灌缝等新工艺，可降低铺路产生的噪声。

4 结语

公路建设尤其是新建项目带来的环境问题如生

态破坏成为人们关注的焦点，这些环境问题是不能忽视的。一方面要强化施工期环境影响缓解措施的执行力度，另一方面也要提高施工管理水平，使环

境问题从设计到施工都有详细的实施计划，从而使环境影响降低到最低水平。

Road Maintenance and Environmental Protection in Yunnan Province

TANG Qin

(Yunnan Science and Technology Research Institute of Highways, Kunming Yunnan 650051 China)

Abstract: The environmental impact of the road maintenance is analyzed in this paper, and the measures are proposed to alleviate the impact and improve the construction management.

Key words: road; maintenance; environmental impact; alleviation measures; management; Yunnan

《环境科学导刊》征稿简则

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：ynhjkx@yies.org.cn；电话（传真）：0871-64142389；国内统一刊号：CN53-1205/X；国际标准刊号：ISSN1673-9655。

《环境科学导刊》是云南省环境保护厅主管，云南省环境科学研究院主办的学术类环境科技双月刊。刊物力求反映环境科学的研究成果、应用技术、新理论、新方法，活跃学术气氛，促进学术交流。《环境科学导刊》设置有科研专题研究、环境管理、水环境保护、生态环境保护、污染防治、污染治理技术、农业环境保护、环境与人体健康、环境监测、环境影响评价等栏目。欢迎广大作者惠赐文稿。为使杂志严谨、规范，特对来稿作如下要求：

1. 文章论点明确，数据准确、可靠，文约字简，以8000字以内为宜；
2. 来稿应附有200字以内的中英文摘要、关键词和英文题目；
3. 稿件需留足够行距以备修改用，并附详细地址、邮编及联系电话或e-mail地址；
4. 文内标题序号、层次按国家统一标准用阿拉伯数字连续编号；
5. 严格按《中华人民共和国法定计量单位》标称，表达量值时一律使用国际符号；
6. 附图及图内文字、字母、数字等均清晰、规范；
7. 参考文献标注齐全。

来稿文责自负，本刊编辑可作必要删改，一经选用即酌付稿酬，并赠当期刊物两本。因人力有限，来稿未录用恕不退还，1个月内未收到录用通知，作者可另行处理。

《环境科学导刊》的数字版本已全文入编《中国期刊网》、《中国知网》、《万方数据——数字化期刊群》、《中国核心期刊（遴选）数据库》、《中国学术期刊综合评价数据库》、《中文科技期刊数据库（全文版）》等。所有被本刊录用并发表的文章，将一律由本刊编辑部统一制作成数字版本在以上各数据库发布，并参与光盘版汇编，同时在我刊网站 [Http://hjkxdk.yies.org.cn](http://hjkxdk.yies.org.cn) 发布。若作者不同意稿件参与数字版发行，请另投他刊。本刊所付稿酬包含刊物数字版发行的稿酬，不再另付。

《环境科学导刊》编辑部

环保法首修：生态文明入法

——评析环保法修正案（草案）之指导思想

钟凰元

（福州大学法学院，福建 福州 350108）

摘要：阐述了生态文明的内涵，认为生态文明入法是思想理念上升为法律意志，分析了生态文明入法的必要性、合理性和价值性。

关键词：生态文明；环境保护法；修正案（草案）；指导思想

中图分类号：D912.6 **文献标识码：**A **文章编号：**1673-9655 (2013) 06-0027-05

坚持以人为本，经济、社会、环境整体协调与可持续发展，积极有序地推动生态文明建设，是我国新时代下环境保护工作的核心灵魂和首要任务。在中国现有的环境保护制度与生态危机治理框架下，《中华人民共和国环境保护法》作为该领域内的“基本法”，它从法律层面上担负着为政府行使环保职责提供总体性的制度框架功能。然而由于1989年我国正处在工业大发展时期，加之认识的片面化、局部化，其颁布的《环境保护法》中的相关指导思想带着浓重的时代色彩。因此，在环境危机爆发、权利诉求突出、利益冲突紧张等重重压力下，2012年8月底，《环境保护法修正案（草案）》正式递交人大审查。

1 生态文明内涵分析

1.1 生态文明以尊重和维护自然为基础

生态文明是在尊重和保护自然生态环境的基础上，通过遵循自然生态法则，并积极利用已有的科学技术手段来提高自然环境质量，平衡人与自然之间的关系，实现物质世界的全面协调发展。例如历史上不断被人们所宣扬的大禹治水和都江堰工程的修建等史实，其颂扬的就是在生态文明体系中，在充分认识和尊重自然价值规律的基础上，严格履行生态发展观，积极运行良性循环生态、建构美好的生态环境；在合理索取生存资源、不断提高人类生活水平的时候，实现包括人与自然在内的经济—社会—环境的全面发展和持续繁荣；在不侵害社会环境权益的前提下，实现人类自身的完善和发展，最

终促进人类生存条件的不断提升。

1.2 生态文明以人与自然协调发展为核心

生态文明理念下的社会是一个注重人与人、人与自然和平共处、协调发展的社会，其中人与自然之间的协调相处、共同发展是生态文明社会的核心特征。要建设和谐的生态文明社会，就必须从思想观念以及行为习惯上牢固树立人与自然协调发展的生态自然观。长期以来，人类骄傲地认为自己作为自然界的主宰者，可以肆无忌惮地开采利用自然资源，而自然界作为被统治者，应该无条件地牺牲、服从人类社会的发展。这种思想理念引发了各种环境问题，催化了生态危机。生态环境危机的出现迫使人类开始重新调整人与自然的关系，认识到要实现人类与其他生命形式的共同发展，必须承认自然界与人具有平等生存和发展的权利。因此人类应当采取一种善待自然与自然共同发展的方式来处理两者之间的关系，促进人与自然协调发展的实现。

1.3 生态文明以实现人、自然、社会的和谐共生为宗旨

创建生态文明应当处理好人类社会最关注的，与自身利益最密切相关的权益形态，着力解决好与之密切相关的环境问题和生态危机，以促进人、自然与社会的和谐共生目标的实现。人类不仅作为生态系统中的一个基本要素，更是生态系统的开发、利用和改造者，人类需要依赖于该系统中能量的循环、转化和更替才能实现永续的繁荣与发展。因此，人类在开发、利用自然界的时候，必须加强培养自觉、自律意识，树立生态文明理念，积极能动地利用自然和改造自然。建设生态文明就是要建设一个能够促使当代以及下一代都能够充分利用和享

收稿日期：2013-06-27

作者简介：钟凰元（1989-），女，畲族，福建尤溪人，福州大学法学院2012级环境与资源保护法学硕士研究生。

有自然资源,能够促成人类、自然、社会三元主体的和谐共生的生态环境和循环生态系统。

1.4 生态文明以促进“四大文明”的发展为基本要求

生态文明是人类文明发展中的一种崭新的文明形态,是贯穿于人类社会始终的一种文明形态。它是在物质需求与精神要求迅猛提升、自然文明与人类生态协调一致的基础上快速兴起的新型文化。现如今,生态文明已经是继物质文明、精神文明和政治文明后形成的一种新兴文明,它与其它“三大文明”在本质地位上享有同等重要的作用,它们共同构成了人类文明的整体框架。另外,党中央、政府将“四大文明”作为现阶段我国国家建设的重点奋斗目标之一,既肯定了我国的大政方针,又坚定了我国对建设具有中国特色的和谐社会的不懈努力。因此,顺应时代需求,将生态文明整合列入与传统三大文明相平等的法律地位来建设,这不但是国家正确调整人与自然关系的伦理要求,更是一种治国的理念。

2 生态文明入法:思想理念上升为法律意志

此次环保法修改最具亮点的是将“生态文明”的理念明确纳入草案的总则纲领性条款中,这不仅调整了我国环保法的指导思想,清晰明了地表明了未来我国环境保护选择的走向,而且进一步强化了我国环境保护的重要战略地位,展现了新时期我国环保领域研究工作的新方向。

事实上,伴随经济的不断发展、公民对生活质量要求的不断提升以及日益恶劣的环境问题,人民群众不得不加深对环境保护的认识,提升自我环保意识。早在2007年召开的党的“十七大”会议中,党中央明确提出了“建设生态文明,基本形成节约能源资源和保护生态环境的产业结构、增长方式和消费模式”。在此基础之上,报告还全面地阐明了建设生态文明的基本形式,即全力提升可再生资源在能源利用中的比重,不断发展和完善整体性循环经济系统,积极监督与防控主要污染物的排放,确保提高自然环境的质量水平。“十七大”报告使“生态文明”的概念首次出现在党代会报告中,其思想理念也在全国范围内得以确立和巩固。党的“十七大”会议之后,生态文明建设成为我国发展经济的出发点,生态文明理念同时也变成我国执政党的治国的方针政策,不断推进国家政府的执政方针和发展理念。特别是在2012年的省部级主要领导干部专题研讨班会议中,前国家总书记胡

锦涛着重指出,创建社会主义生态文明国家,要始终将生态文明的基本理念、基本原则、最终目标与我国现有的国情相结合,必须在今后的政治、经济、文化、社会建设等方面,坚守生态文明的核心精髓,把充分利用能源与保护环境作为我国社会主义初级阶段经济建设的基本政策不动摇,大力推动与发展绿色生态、循环经济,为人民群众营造良好的生产生活环境。此后,党的第十八次代表大会再次强调了“大力推进生态文明建设”的发展目标,以及“加强生态文明制度建设”的时代要求,更是将“建设生态文明”提到了前所未有的高度。“十八大”作出的将经济建设、政治建设、文化建设、社会建设、生态文明建设相并列的五位一体的总体战略部署,强调了全社会的发展必须立足在循环经济的基础之上,切实推进和谐发展,构建和谐家园,开辟我国社会主义事业建设的新纪元。

总之,环保法修改草案的指导思想中,明确地将“生态文明建设”的政治主张转化为国家意志进而法律化,并用其法律强制性而产生的法律保障力更好地建设生态文明。随着生态文明法治化建设进程不断向前推进,我国的环境保护事业也将开辟出一条新的、具有中国特色的新道路。

3 生态文明入法之必要性分析

3.1 现实层面,严峻的环境形势凸显环保法修改的紧迫性

我国的环境问题非常严重,很多环境污染问题依旧未在可控范围内:①2010年的环境状况公报显示,我国的二氧化硫排放总量已达到2185.1万t,2011年统计出的排放总量更高达2217.9万t。从全球领域内的二氧化碳排放量看,我国的二氧化碳排放总量列居世界第二位,已经成为仅次于美国的第二大二氧化碳排放国。②我国酸雨污染的涵盖区域也在不断放宽,已占我国国土总面积的30%以上,我国成为继欧美之后的世界第三强酸雨污染区。③我国境内各大江河流域的地表水也受到严重的污染,各大淡水湖泊和内陆湖泊均遭受不同程度的破坏。④生态破坏加剧的势头仍未得到很好抑制。近几年来,由于地方片面追求经济增长速度,大量挤占耕地面积用于满足不断增加的非农用地,据相关资料,截至2006年10月31日止,全国现有耕地总面积为1.22亿 hm^2 ,比上年度末净减少30.68万 hm^2 。全国人均可耕地面积更是稀少,仅约0.09 hm^2 ,不足世界人均耕地面积的1/2。另外,全国水土流失问题严重,其总面积已达356万

km²，相当于我国国土总面积的 1/3。

在自然生态遭受破坏、自然环境形势持续恶化以及人类生存环境日趋严峻的情况下，创立符合“可持续发展的文明——生态文明”将是人类社会发展的希望。而修改后的环保法（草案）正是立足于充当发展的平衡器、利益的权衡者，以相对较小的成本付出换取将来和谐美好的生存环境为目标，避免盲目的经济发展，创造最大的发展空间。这种定位寻求社会、经济发展与环境、资源保护的均衡，协调各经济利益集团与环境公共利益群体的关系，既是一种众所期盼的美好状态，也是当今环境现实的必然抉择。

3.2 理论层面，可持续发展观的勃兴昭示环保法修改的必然性

早在 1992 年召开的联合国环境与发展大会，已经在全球范围内对可持续发展观进行最广泛和最高级别的政治允诺，而关于人类对环境资源与经济认识也提高到了一个新的高度，开始为建立一种平等、公平的全球合作协调发展伙伴关系而努力。可持续发展的提出从理论上彻底根除了长久以来经济发展与环境保护绝对对立的错误认识，明确指出了它们应当是相互联系的。值得一提的是，我国中央政府也在 1994 年，根据我国现有的国情，批准发布了《中国 21 世纪议程——中国 21 世纪人口、环境与发展白皮书》，提出了针对我国实际情况的可持续发展整体战略部署和指导方针。在此之后，《海洋环境保护法》、《大气污染防治法》、《水法》等相类似的生态自然能源与环境保护单行法均直接或间接地提出了可持续发展的立法指导思想，全面推动着社会、经济和环境三者之间的协调和持续发展。然而反观 1989 年的环保法，却将其立法的基本目的和指导思想单纯地确定为实现我国的现代化建设，并未提出可持续发展的理念，也没有强调生态文明建设的重要性。这一早已不能符合时代发展的立法目的，将容易致使对环境侵权行为的规制不足，无法充分保护生态环境，生态平衡将会被打破。

为此，在当前的环保法修正案（草案）中，我国环境立法的指导思想从单纯追求经济的飞速发展转变成自然、经济、社会三大主体的和谐发展。在协调经济发展和环境友好关系的问题上，根除了经济发展与环境友好问题上顾此失彼的陈旧观念，实行环境保护与经济发展同步进行的决策，强化环保的认识水平，将环境问题纳入经济发展战略、社

会建设规划中进行全局权衡，以自然资源的动态平衡和良性循环为基点，提高各决策的经济效益，认真切实满足人类生活质量提高的总需求。因此，我国修改的环保法（草案）将可持续发展理念确定为环保的指导思想，立足于自然环境最大承载力范围内发展好经济，把保护环境与经济社会的发展密切地联系起来，并依据生态持续性、经济持续性和社会持续性的原则进行合理规划，整合转变原有的优先发展经济的法律体制，这不仅仅是当今社会发展必然的要求，也是包括欧美等发达国家在内的全世界人民的最终选择。

3.3 立法层面，环保法的尴尬地位彰显其修改的迫切性

《环境保护法》是有关我国自然环境和生态保护领域的专项部门法，是建设资源节约型、环境友好型社会的基本法律依据。它对有效调配生态系统、优化自然环境、提高环境质量、保持生态平衡、促进社会经济与环境资源的协调发展起着积极的推动作用，有助于推动自然环境保护工作的有序进行，有利于增强人们的环保理念，优化人类的生活质量。

现如今，环境保护法还处于一个相对尴尬的地位，滞后的环保法与环保单项法之间的矛盾冲突日益凸显。一方面，据不完全统计，我国近 15 年来的绝大多数环境单项法有关的立法指导思想均直接或间接地提出了可持续发展的理念或者是暗合了建设生态文明的时代要求。另一方面，环保执法过程中，真正被频繁运用、担当主角的也是《水污染防治法》、《大气污染防治法》等相关联的单项法规，而被“倒逼”的环保法则一直处于进退两难的尴尬地位，甚至于在环境法学界中，许多学者将其“誉为”执行应用效力最差的法律之一。时至今日，修改后的环保法（草案）将实现可持续发展、建设生态文明作为我国环保法以及相关法律法规部门的理论基础，突出自然权利、生态文明、可持续发展等价值追求。这不仅是国家、民众对环境资源保护的重视程度不断加深，更是学界理论研究水平的提升、立法机构立法能力的提升、执法机构执法效力的加强。

总之，环保法作为环境保护相关法规中的基本法，其现有的规定已严重滞后于学界的最新研究成果，也不能把科学的指导理论体现在法律规范中并用于指导实践。所以环保法应该以此次修改为契机，结合生态文明的时代要求，从基本法的宏观层

面规定将战略目标锁定为循环经济和可持续发展,不断推进生态文明建设。

4 生态文明入法之合理性分析

4.1 代际公平的现实需求呼唤生态文明入法

生态文明建设要求在代际公平与正义的前提下,寻求整个物质客观世界的长远发展,因此实现各代际之间的权益平等与协调发展是创建生态文明的重中之重。每代人作为人类群体中的一个必不可少的组成部分,为促使能够有利于各代人的持续生存和发展,应当充分保障每一代人都能公平地享有自然资源以及良好的环境质量,确保形成人类共同体中的各代人均能够合理分配到各种自然资源。代际公平体现了在和谐发展观的指导下,法律对人类未来生存环境的强制保障。因此,抑制生态环境恶化,维持生态环境平衡,促进代际公平实现,这无疑成为国家乃至一切相关利益群体应当思索和践行的事情。

4.2 生态和谐的价值理念需要生态文明入法

生态和谐目标的实现,不仅是经济高速发展的新要求,而且是实现构建社会主义和谐社会的基本要求。生态文明建设是立足于解决现实的以及后代的生存环境问题、合理协调人与自然关系的一项文明建设活动,其目的在于不仅要防止现存环境的进一步恶化,而且还要采取措施修补、优化现存环境,使其更加符合创建生态和谐的价值理念需求。即在保证人类及其社会合理发展需求的基础上,通过调整现有的制造方式、消费方式和调整任何物质利益关系的方式,以促进人与自然的和谐有序发展,最终实现人、自然、社会三者之间的共同繁荣发展。

4.3 生态法制化的目标追求强调生态文明入法

法制建设作为一种推动社会进步和发展的积极力量,有利于制约公权力,保障公民权。人类作为建设生态文明的总裁判,应当将建设生态文明的思想理念直接或间接地蕴含于社会相关的法律制度中,不断加强生态建设的法制化,以落实科学发展观,促进建成成熟有效的生态机制,确保经济、社会与自然环境的和谐发展目标的实现。当然,此次将生态文明写入环保法修改草案,它对环保法修改草案的影响仅仅是一种改良性、渐进性的影响,它绝不会排斥历史传承下来的有用的法律制度,也不会颠覆现行有效的法律制度以及法律秩序。

5 生态文明入法的价值性分析

5.1 环保法修改草案的内容能反映生态文明的内涵

生态文明建设应当充分反映可持续发展方针下人与自然友好共处的思想观念,坚持以可持续发展的社会构筑为基本宗旨,实现社会经济发展的最大化与自然环境负荷的最小化。修改后的环保法(草案),正是以尊重自然法则和保护自然生态环境为基本前提,以推动社会的可持续发展为目标,以实现人的自觉、自律与生态环境的共生互荣为根本宗旨,强调人类在调配自然资源的同时,应该注重对自然权益的最大保护,尽量做到既维持良好的社会环境,又避免对自然环境的超负荷。在一个完整的生态系统中,人类能够打破局部与体制的约束,以生态系统为单元、以环境整体为对象,充分运用科学知识,由各利益相关者共同参与,针对具体的自然特点因势利导地采用不同的管理模式,真正有效合理地促进我国特色的生态文明的建设。

5.2 环保法修改草案的指导思想能体现生态文明的理念

从我国现阶段面临的环境局势看,要彻底解决我国的生态资源问题,需要站在全社会的高度,不断改进和完善我国环境和资源保护法律,形成以依靠法律制度和科学技术调节产业结构,转变经济增长形势,保护和完善自然资源的使用方式。修改后的环保法(草案),其指导思想深入贯彻资源节约型、环境友好型的价值理念,高举生态平等、和谐共存、持续发展的指导思想,能充分认识到自然资源、生态环境在人类可持续发展中所起到的积极作用。

5.3 环保法修改草案的宗旨能突出生态文明的要求

作为生态文明背景下的环保法,其宗旨毫无疑问必须突出生态文明建设的要求。即以是否有利于生态文明的目标建设、是否有助于生态文明的制度构建、是否有益于促成生态文明建成为标准。因此,面对日益突出的环境问题、持续恶化的生态形势以及由此引发的各种灾难性后果,迫使人类重新认识社会发展的历程以及人类与自然界之间的微妙关系,让人们意识到可以在不违背自然规律的前提下,依靠法律的手段来规范人们的行为,谨慎地利用自然、改造自然。基于此,此次环保法修改的迫切任务即是确认达成共识的生态文明理念,化解环保实践中遇到的法律障碍,把对人与自然和谐状态的实现作为其首要的价值追求。而修改后的环保法正是体现了不断保护和改善生态环境,继续维持生态平衡,合理开发和循环利用自然资源,着重加强

两型社会的建设,实现人、自然和社会的协调共处,以及经济、社会和生态的持续发展的宗旨。

参考文献:

- [1] 陶克菲. 从“黑色文明”走向“绿色文明”[J]. 环境教育, 2007, (11): 6.
- [2] 蔡守秋. 以生态文明观为指导,实现环境法律的生态化[J]. 中州学刊, 2008, (2): 72.
- [3] 钱水苗, 巩固. 面向生态文明的环境法制建设路径探析[J]. 环境污染与防治, 2011, (6): 90.
- [4] 鲁世平. 论生态文明及其法律制度保障[J]. 政法学刊, 2011, (1): 46.
- [5] 刘爱军. 生态文明建设对环境法理论变革的影响[J]. 中国人口·环境与资源, 2005, (3): 141.
- [6] 宁清同. 生态权视野下的《环境保护法》修改[J]. 云南大学学报(法学版), 2012, (6): 99.
- [7] 蔡守秋. 以生态文明观为指导,实现环境法律的生态化[J]. 中州学刊, 2008, (2): 72.
- [8] 胡锦涛. 高举中国特色社会主义伟大旗帜,为夺取全面建设小康社会新胜利而奋斗[N]. 人民日报, 2007-10-15.
- [9] 《环境保护法修正案(草案)》[EB/OL]. http://www.npc.gov.cn/npc/xinwen/lfgz/flea/2012-08/31/content_1735713.htm. 2013-05-02.
- [10] 胡锦涛. 高举中国特色社会主义伟大旗帜,为夺取全面建设小康社会新胜利而奋斗[N]. 人民日报, 2007-10-15.
- [11] 胡锦涛. 在省部级主要领导干部专题研讨班开班式上发表重要讲话[EB/OL]. http://news.xinhuanet.com/video/2012-07/23/c_123457270.htm. 2012-7-23, 2013-5-2.
- [12] 胡锦涛. 坚定不移沿着中国特色社会主义道路前进,为全面建成小康社会而奋斗[N]. 人民日报, 2012-11-09.
- [13] 2010年中国环境状况公报[EB/OL]. <http://jcs.mep.gov.cn/hjzl/zkqb/>.
- [14] 2011年中国环境状况公报[EB/OL]. <http://jcs.mep.gov.cn/hjzl/zkqb/>.
- [15] 2006年中国环境状况公报[EB/OL]. <http://jcs.mep.gov.cn/hjzl/zkqb/>.
- [16] 阮李全, 李文练. 论生态文明背景下环境立法理念的演进[J]. 重庆师范大学学报(哲学社会科学版), 2010, (5): 103.
- [17] 诺曼·杰·奥恩斯坦, 雪利·埃尔德著. 利益集团、院外活动和政策制订[M]. 潘同文, 陆永易, 吴艾美, 译. 北京: 世界知识出版社, 1981: 28-64, 174-208.
- [18] 周妙子. 论完善我国循环经济建设政策[J]. 改革与战略, 2006, (12): 83.
- [19] 竺效. 建设生态文明应纳入《环境保护法》立法目的[J]. 环境保护, 2013, (6): 48.
- [20] 李海滢, 刘静茹. 生态文明建设与刑法完善[J]. 社会科学战线, 2010, (11): 167.
- [21] 赵美珍, 戈琳. 论生态文明与环境法治[EB/OL]. http://www.chinalawedu.com/new/16900_175/2010_3_31_wa18613016113301021014.shtml.
- [22] 蔡守秋. 论我国法律体系生态化的正当性[J]. 法学论坛, 2013, (2): 7.
- [23] 蔡守秋, 敖安强. 生态文明建设对法治建设的影响[J]. 长春: 吉林大学社会科学学报, 2011, (6): 80.

First Modification of the Environmental Protection Law: Ecological Civilization into Law—An Analysis of the Environmental Law Amendment (Draft) Guiding Ideology

ZHONG Huang - yuan

(Law School of Fuzhou University, Fuzhou Fujian 350108 China)

Abstract: The connotation of the ecological civilization is discussed in this paper, and the necessity, justification and value of promoting the ideology of the ecological civilization to a legal will have been analyzed.

Key words: ecological civilization; Environmental Protection Law; Amendment Act (draft); guiding ideology

河北省矿山开发生态环境监察研究

张惠娟

(河北省环境科学研究院, 河北 石家庄 050037)

摘要:介绍了开展矿山生态环境监察的内涵、特点,分析了矿山资源开发引起的环境问题,总结了河北省环境监察发展历程、矿山生态环境监察内容及取得的成果,存在的问题,提出了对策。

关键词:环境监察;生态;矿山开发;发展;历程;成果;问题;对策

中图分类号: X37 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0032-03

1 引言

环境监察是指环境保护主管部门依据环境保护法律、法规、规章和其他规范性文件实施的行政执法活动。

生态环境监察是环境监察的有机组成部分,其监察范围不仅包含了污染因素,而且还包含自然资源破坏、景观破坏等非污染因素。从环境保护工作职能与要求来讲,生态环境监察是环境保护行政主管部门依法对本辖区内的一切单位与个人履行生态环境法律法规、政策、标准等情况进行现场监督检查,并对各种环境违法行为和生态破坏的行为进行现场执法和处理的活动。生态环境监察是对现行的环境监察在执法范围和对象上的拓展和延伸,执法内容的全面化和系统化,执法手段和方法上的完善和提高。

矿山生态环境监察是生态环境监察重要内容,通过矿山生态监察,能加大矿产资源开发的环境保护执法力度,减少矿产资源开发造成的生态环境破坏和环境污染,规范矿产资源的环境管理和保障经济可持续发展。

2 河北省矿产资源开发现状

河北省既是矿产资源大省,又是采掘工业发展较快的省份。截至2009年底,河北省共有持证矿山企业8603座,矿区面积2768.395km²,其中能源矿山1202座、贵金属321座、有色金属76座、黑色金属1451座、非金属矿山5496座、水气矿山57座。

3 矿产资源开发的环境问题

3.1 对土地资源的破坏

矿产资源开发不可避免地占用大量的土地,井工开采以地表塌陷和矸石占压为主,而露天开采则

以直接挖损和外排土场压占为主^[1],因此矿山开发将破坏土地资源和植物资源,影响土地耕作和植被生长,改变地貌并引发景观生态的变化。据统计,河北省因矿山开采占用土地总数达5.8万hm²,一些矿区长期占用了大量土地和农田,造成农田减产或绝收,部分矿区水土流失、沙化严重^[2]。

3.2 对水资源的破坏

由于地下采矿,为使矿体位于地下水位之上进行开采,必然进行矿床疏干,致使地下水位下降,导致矿区及其周围地下水源枯竭^[3]。据统计,河北省矿山多年平均疏干排水量约6亿m³,破坏区域水均衡达15000多km²,部分区域已影响到了当地人民生活用水、工业用水和农业供水安全^[2]。

3.3 引发地质灾害

露天开采剥离排土,井工开采地表沉陷、裂缝,开采沉陷造成矿区土地大面积积水受淹或盐渍化、水土流失和土地荒漠化,甚至还会引起山地、丘陵发生山体滑落或泥石流,并危及地面建筑物、水体及交通线路安全。因采矿诱发地面塌陷、裂缝、滑坡、露天矿边坡的崩落,直接威胁着矿区地面建筑和人员安全。建国以来河北省发生重大矿山地质灾害事件800多起,造成1600多人伤亡,直接经济损失达20多亿元^[2]。

3.4 环境污染问题

(1) 空气污染:煤炭开采形成的废气主要指矿井瓦斯和地面矸石山自燃施放的气体。矿井瓦斯中的主要成分CH₄是一种重要的温室气体,其温室效应为CO₂的21倍。据统计我国每年从矿井开采中排放CH₄70~90亿m³,约占世界CH₄总排放量的30%,除5%左右回收利用外,其余全部排放到大气中。矿区地面矸石山自燃施放出大量有害气体,如SO₂、CO₂、H₂S、NO_x及烟尘等^[4],严重

收稿日期:2013-07-01

作者简介:张惠娟,女,河北省环境科学研究院,高级工程师,从事环境影响评价、清洁生产审核、环保科研工作。

污染大气环境并直接损害周围居民的健康。

(2) 水体污染: 在矿山开采、选矿或洗矿过程中产生大量的废水, 其中包括矿坑水、废石淋滤水、选矿水及尾矿坝废水等。这些废水排放地表水体后, 不但造成地表水体的有机污染、酸性污染和重金属污染, 往往还会增加水体的混浊度, 破坏水体的自净能力; 渗入地下, 污染地下水^[3]。河北省矿业废水年产出量约 6.6 亿 m³, 年利用量只有 2.8 亿 m³, 其余排入河道沟谷^[2]。

(3) 土壤污染: 河北省有矿山尾矿库存 1098 座, 尾矿积存量达 6.5 亿 t, 因矿山开采占用土地总数达 5.8 万 hm²。无论尾矿还是煤矸石, 都含有多种重金属、硫化物、氢氧化物等有害物, 对土壤环境造成污染^[2]。

4 河北省矿山生态环境监察发展历程

4.1 探索起步阶段

我国的环境保护工作, 是从 1972 年 6 月 5 日我国政府代表团参加联合国在斯德哥尔摩召开的人类环境会议后开始的。1973 年 8 月在北京召开了第一次全国环境保护会议。1979 年全国颁布了《中华人民共和国环境保护法(试行)》, 至此我国有了第一部环境保护法律。随着我国环保事业的发展, 国家又陆续颁布了相关的环境保护法规和规章, 在执法上初步做到了有法可依。但由于没有一支与所承担的执法职责相适应的专职执法队伍, 在实际工作中存在执法不力、执法不严的现象。因此, 河北省环保部门在建立现场执法队伍上开始了探索, 排污收费监理就是其一。这支队伍是建立在已有排污收费队伍基础上, 以征收排污费为主, 因为要经常深入到排污单位去, 一些地方环境保护行政主管部门赋予了这支队伍监督环保设施运行、污染事故纠纷处理等微观职能, 对污染源实施日常现场监督、检查、处理。河北省环境保护部门在建立队伍、强化执法方面的有益探索, 为全国的环境监察队伍的建立和环境监察工作的开展奠定了坚实的基础。

4.2 环境监察工作起步发展阶段

从 1986 年到 2004 年, 这是河北省环境监察工作试点和起步阶段。建立环境保护的专职执法队伍, 最主要的目的是加强环保日常现场监督执法。做为一支执法队伍, 要有一定的执法手段, 要有专门的机构和人员。鉴于在排污收费队伍基础上建立环境监察队伍为全国大部分地区所接受, 排污收费队伍在执法手段、机构和人员方面又具备一定的条件, 在此基础上组建环境执法队伍, 可以收到事半

功倍的效果, 同时借鉴工商、税务等部门执法队伍的建设经验, 1995 年, 河北省成立了以现有排污收费专职机构为主的环境执法稽查大队, 促进了环境执法工作的全面开展。

4.3 环境监察工作发展阶段

随着 2002 年 7 月国家环境保护总局发文将原环境监理机构的名称改为环境监察, 2004 年河北省环境执法监察局正式成立, 将环境监察和环境稽查两项业务工作合二为一, 成立河北省环境执法监察局。2005 年, 随着《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》的实施, 河北省环境监察工作进入了全新的发展阶段。

5 矿山生态环境监察制度建设

2007 年国家环保总局印发了《关于深入开展生态环境监察试点工作的通知》, 河北省作为全国第一个省级生态环境监察试点地区, 制定实施了《河北省区域生态环境监察试点实施方案》, 在矿山生态领域开展生态环境监察是河北省区域生态环境监察重点工作之一。根据要求, 各市、县环保局积极探索, 制订了相应的生态环境监察试点实施方案, 在制度建设方面取得了一定成绩。具体制度主要包括: 生态环境监察工作制度、现场检查制度、生态破坏信访制度、联席会议制度、生态环境违法案件移送制度、交流与培训制度、档案管理制度、试点报告制度。在矿山生态环境监察方面还下发了《关于实施矿山地质环境恢复治理保证金制度的通知》, 制定了《资源生态环境恢复治理保证金管理暂行办法》。

6 矿山生态环境监察的主要内容及成果

6.1 矿山生态环境监察的主要内容

矿山生态环境监察主要内容包括: 检查有无矿山资源开发许可证和是否按许可范围开采; 检查是否办理了环境影响评价审批手续; 检查是否落实了环境保护“三同时”制度, 是否按时办理了项目竣工环境保护验收手续; 检查污染治理设施运行状况和污染物排放情况; 检查生态环境恢复情况; 检查是否按规定进行了排污申报登记和缴纳排污费等。

6.2 河北省矿山监察工作取得的成果

针对河北省矿山数量多、分布广的特点, 河北省各试点地区严格控制不合理的资源开发活动, 努力遏制生态系统功能退化趋势; 加大生态环境监察执法力度, 全面贯彻落实各项法律制度; 创新生态环境执法理念, 建立完善生态监察工作制度。依照现有的法律法规, 针对各地突出的生态环境问题, 组织开展了一系列生态环境专项执法、联合执法行动。

对矿山开发造成的生态环境破坏问题进行了专项整治,对存在问题的矿山企业提出了环境整治时限和要求,开展了尾矿库隐患排查专项行动,加强矿山企业整合的环评工作,查处了一批破坏生态和污染环境的违法案件。全省专项执法检查中共出动人员15000多人次,检查企业近6000家,关停近900多家,取缔500多家,限期整改900多家,查处案件400多起,专项执法检查取得了明显成效。通过专项行动,提高了各级政府对矿山破坏问题的环境监管意识,加快了矿山生态地貌恢复的进程,对矿山生态环境监察试点工作起到了积极的推动和促进作用。

7 存在的问题与建议

(1) 生态环境管理体制不顺,环保部门难以发挥统一监管作用。矿山开发管理涉及国土、环保、林业、水务、矿业、安监等多个部门,生态环境保护工作多头管理、各自为政、职责交叉、主次不清等现象普遍存在。由于涉及到某些资源开发、管理部门的利益,在开展生态环境执法活动时,很难取得相关职能部门的支持,造成了“统一监督难实现,分工负责难协调”的状况,这种状况在一定程度上限制了环保部门矿山开发生态监察执法权限。应通过联合执法、建立联席会议制度和案件移送制度等多种方式,形成以环保部门为主体、各职能部门密切配合的生态环境执法机制。

(2) 环境监察能力薄弱,应急预警能力不足。随着全省经济的持续快速发展,环境监察的内容不断拓展,矿山生态环境监察工作任务重、领域宽、内容多、范围广,也具有专业性和技术性较强的特点。由于目前执法装备、执法经费、性质职责、人员素质等原因,使环境监察能力薄弱,造成执法能力与工作任务的极大不适应,致使部分企业环保制

度执行情况得不到有效监管,有些环境违法行为得不到及时查处,群众信访纠纷和污染事故得不到及时处理。因此,要充实生态环境监察力量,保证必要的执法装备等工作条件,不断提高环境执法装备水平,加强对生态环境监察执法人员的培训力度,以提高环境监察执法能力。

(3) 建立和健全自然资源与生态补偿机制。矿山生态环境保护特别是地质灾害治理是一项专业性和技术性很强的工作,但目前缺少矿山地质环境保护工作所必需的技术投入和支持,矿山地质环境预测滞后并缺少生态环境恢复手段。矿山企业往往重矿山资源开发利用,对环保投入严重不足,没有及时实施矿山生态恢复治理。矿山生态环境恢复是一个系统工程,需要大量的投入,而目前国家整体经济实力不强,不少矿山企业负担重、经济效益不好,使得矿山生态恢复工作困难重重^[5,6]。应按照“资源有偿使用”的原则,对矿山自然资源征收资源开发补偿税费,专款专用,用于生态保护和生态建设;同时探索受益地区对保护生态环境作出贡献地区进行补偿,完善矿山资源的开发利用、节约和保护机制。

参考文献:

- [1] 李昕,关众,李岚. 浅析矿山生态环境的保护和恢复治理[J]. 露天采矿技术, 2011, (4): 84-85.
- [2] 魏风华,肖桂珍. 河北省矿山环境保护与矿业可持续发展对策研究[J]. 中国国土资源经济, 2005, (5): 30-32.
- [3] 胡明忠,汤杰,王小雨. 矿山生态恢复与重建存在的问题及对策[J]. 中国环境管理, 2003, 22(3): 7-9.
- [4] 马淑兰. 矿山环境问题及其对策[J]. 煤炭技术, 2010, 29(9): 6-8.
- [5] 黄德林,汪琳. 我国矿山生态环境保护法律制度完善问题研究[J]. 中国人口资源与环境, 2008, 18(5): 216-220.
- [6] 张梁. 我国矿山生态环境恢复治理现状和对策[J]. 中国地质矿产经济, 2002, (4): 25-31.

Study on the Eco - Environmental Supervision of Mine Development in Hebei Province

ZHANG Hui - juan

(Hebei Provincial Academy of Environmental Science, Shijiazhuang Hebei 050037 China)

Abstract: The connotation and features of the ecological environment supervision of the mines are introduced in this article. The environmental problems induced from the development of the mineral resources are analyzed. The author also reviews the development course of the environmental supervision in Hebei province, and its working contents and achievements. The countermeasures are proposed for the identified problems.

Key words: environmental supervision; ecology; mine development; development; process; achievements; problems; countermeasures

沈阳市农村环境基础设施运营与管理对策探讨

韩 苏

(沈阳市环境监测中心站, 辽宁 沈阳 110011)

摘 要: 分析了沈阳市农村环境基础设施运营管理存在的问题, 提出了解决对策。

关键词: 农村; 环境保护; 基础设施; 运营; 管理; 问题; 对策

中图分类号: X 32 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0035-02

加强农村环境基础设施建设, 确保设施有效运营是改善农村环境质量、解决农村突出环境问题的重要保障。2008年, 沈阳市以创建国家生态市为契机, 加大了对农村环境基础设施建设的投入。仅2008年, 沈阳就新建了: 村镇污水处理设施31个, 总处理能力14300t/d; 垃圾中转站22个, 服务范围覆盖了30个乡镇的340余个村屯; 生活垃圾卫生填埋场2个, 总处理能力400t/d。环境基础设施虽已建成, 但由于缺少行之有效的运营管理机制, 其运行状况令人堪忧。

1 农村环境基础设施运营管理存在的问题及成因

1.1 配套设施建设滞后

沈阳市全面开展生态市创建以来, 以改善农村环境、解决农村环境问题为重点, 实施了一系列环境基础设施建设, 仅用1年时间就建成了31座村镇污水处理设施、22座垃圾中转站和2座生活垃圾卫生填埋场。但是, 相应的管网、排水沟、垃圾箱、垃圾车等配套设施的建设由于规划设计、建设工期、配套资金等原因滞后于环境基础设施的建设, 部分村镇污水处理设施无水可治, 垃圾中转站无物可运, 垃圾填埋场无物可埋, 使很多已建成的环境基础设施成为了摆设。

1.2 政府资金投入不足

沈阳市因地制宜、因陋就简, 采取多种方式开展农村环境基础设施建设。以村镇污水处理设施建设为例: 充分利用池塘、沟壑、湿地等空间, 主要以氧化塘、氧化沟、湿地等初级处理方式进行污水处理, 操作简单、运行成本低; 但由于地方政府投入不足, 缺少运行资金, 大多数村镇污水处理设施处于无人管理、无运行费的尴尬境地。垃圾中转站也由于油价升高, 减少了垃圾清运车的清运次数,

缩小了清运范围, 大量的生活垃圾堆积在村屯内得不到及时清理, “三堆”重现日趋明显。

1.3 村民环保意识不强

村民是农村环境质量改善的直接受益者, 也是农村环境基础设施的直接服务对象。在设计农村环境基础设施时应充分考虑村民的日常生活习惯, 利用村内现有的排水设施和垃圾存放地点进行建设。但目前农村村民的环保意识普遍不高, 还没有完全改变过去污水随地泼、垃圾遍地倒的不良生活习惯, 一定程度上影响了污水处理设施和垃圾转运设施的利用率。一些已建成环境基础设施的村屯出现了新的污水流和垃圾堆, 环境基础设施不能切实发挥实效, 降低了运行效率。

1.4 环境监管力度不够

目前, 环境基础设施运营管理的长效机制尚未建立。设施一旦建成, 是否稳定运行、运行效果能否达到设计目标等基础情况很难掌握, 对未运行或者运行效果不达标的责任主体也缺少相应的管理和处罚依据, 使得少数农村污水处理设施和垃圾中转站存在擅自停运甚至谎报运行的情况。

2 措施和对策

2.1 加快配套基础设施建设

按照沈阳市提出的生态市创建工作任务, 环境基础设施建设已被列入年度城建计划。各地方政府应该根据建设规划, 加大资金投入力度, 加快配套设施建设进度, 以满足农村污水处理设施及垃圾收运设施的运行需要。对于已建成的环境基础设施应该尽快确定责任主体, 使其尽快投入运行发挥实效, 切实改善农村的环境质量状况。

2.2 采取政府主导的运营模式

从我国目前现有的环境基础设施运营模式来看, 主要有政府直接管理模式、国有控股的多元化投资主体模式、合资合作经营模式、BOT

模式、民营化模式等5种。目前,在我国还没有统一的、完备的特许经营法及政府采购法等相关的法律法规,而且农村环境基础设施具有个体小、分布广、公益性质高等特点,很难组成联合企业实施运营,加之沈阳市农村地区小城镇居民经济承受能力有限,因此BOT、TOT等市场化运营模式在现阶段还难以大范围地推广应用,政府直接管理模式仍是农村环境基础设施运营的主要手段。

2.3 加强环境宣传教育

进一步加强环境教育的普及和宣传,使生态建设和环境保护理念深入人心。启动环境教育网站,建设多种形式的生态科普教育基地,开展环保进农村校园活动,改变农村居民传统的生活习惯。开展各阶层、各领域环保知识培训和生态警示教育,建设一批生态标志性文化设施,普及村屯生态文化,定期组织生态文化经验交流会,利用各种媒介积极宣传生态文化。倡导合理的生产方式和消费模式,提高农村村民的环境保护意识、环境监督意识,与政府监督形成合力,共同发挥环境基础设施的作用,切实改善农村生态环境。

2.4 采取二级监管双重负责的管理模式

采用市、区县两级环保部门共同监督,区县、乡镇双重负责的管理模式,明确职责权限,建立分级管理的组织机制、保障机制、考核机制,确保农村环境基础设施的正常运行。区县政府作为农村环保设施建设的监管主体,应进一步加大对设施运行的补贴力度,保障设施运行费用,确保设施运行达到设计标准要求。

乡镇政府作为环境基础设施的所在地,应负责设施的日常维护与正常运行。环保部门作为环境监管部门,应加强对环境基础设施运行状况的监督管理。

参考文献:

- [1] 郜建人,宋菊萍,顾红卫.城市基础设施运营管理模式变迁与发展趋势研究[J].重庆大学学报(社会科学版),2004,(3):19-21.
- [2] 沈阳市人民政府.关于印发沈阳市创建国家生态市工作实施方案的通知[Z].2008.
- [3] 祝光耀.青山,绿水,蓝天[M].北京:中国林业出版社,2006:406,499-507.
- [4] FTEI项目组.我国城市环境基础设施建设与运营市场化问题调研报告[R].2003.

Operation and Management of Rural Environmental Infrastructures in Shenyang

HAN Su

(Shenyang Municipal Environmental Monitoring Center, Shenyang Liaoning 110011 China)

Abstract: This paper analyzes the problems of operation and management in rural environmental infrastructures in Shenyang, and proposes the solutions to solve the problems.

Key words: rural; environmental protection; infrastructure; operation; management; problems; solution

建设项目环境监理探讨

杨晓波¹, 傅廷波²

(1. 成都科技大学环保科技研究所, 四川 成都 610065;

2. 九寨沟水电开发有限责任公司, 四川 九寨沟 623400)

摘要: 通过介绍建设项目环境监理的发展概况、依据以及突出问题, 提出了逐步完善环境监理制度的几点建议: 加强法律法规的制定; 加强标准及技术规范建设; 加强环境监理人才培养; 统一资质管理, 增加环境监理单位数量; 拓宽环境监理工作范围。

关键词: 环境监理; 发展; 概况; 依据; 问题; 建议

中图分类号: X328 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0037-03

1 建设项目环境监理发展概况

1.1 概念

建设项目环境监理是指建设项目环境监理单位受建设单位委托, 依据有关环保法律法规、建设项目环评及其批复文件、环境监理合同等, 按照“守法、诚信、公正、科学”的原则, 对建设项目环境保护“三同时”的实施情况和施工过程中影响环境的活动进行监督管理的行为, 目的是保证工程施工阶段建设项目所在地的环境质量和“三同时”制度得到落实^[1-2]。

环境监理过程贯穿了整个项目建设的施工阶段, 能够约束工程施工单位环保行为, 将在一定程度上减少工程施工所产生污染物排放, 确保“三同时”制度可以按照相关要求完成。

1.2 发展概况

1995年, 黄河小浪底水利枢纽工程按照世界银行的要求首次正规地引入了现代意义上的环境监理, 拉开了中国工程环境监理工作的序幕, 实现了我国环境监理的从无到有^[3-6]。为贯彻《建设项目环境保护管理条例》, 落实国务院第五次全国环境保护会议的精神, 严格执行环境保护“三同时”制度, 进一步加强建设项目设计和施工阶段的环境管理, 控制施工阶段的环境污染和生态破坏, 逐步推行施工期工程环境监理制度, 2002年10月国家环境保护总局联合6部委发布了《关于在重点建设项目中开展工程环境监理试点的通知》(环发[2002]第141号)^[7], 决定在生态环境影响突出

的青藏铁路格尔木至拉萨段、西气东输管道工程、四川岷江紫坪铺水利枢纽工程等国家十三个重点建设项目中开展工程环境监理试点。2004年原交通部在全国范围内率先明确提出了在本行业内推广工程环境监理工作^[8]。此后, 水利行业也对大型水利水电项目施工期提出了环境监理要求。国家环保部于2010年和2011年同意将辽宁、江苏两省作为开展建设项目施工期环境监理工作的试点省份^[9-10]。国家环保部门自2011年5月起开展建设项目环境监理培训工作, 截至2013年6月共计举办培训班30期, 参加人数为7090人^[11]。

近年来我国的建设项目环境监理发展迅速, 目前已有山西、辽宁、江苏、青海等省市制定出台了相应的建设项目环境监理实施办法, 我国的环境监理正在健康向前发展。

2 建设项目环境监理的依据

2.1 法律依据

目前在我国, 建设项目环境监理还没有专门的法律规定作为依据, 从事建设项目环境监理主要依据的是环境保护法规以及部分工程监理规程^[12-13]。已开展环境监理试点的浙江、江苏、河南、辽宁、陕西等省市在试点的基础之上制定了各省的环境监理监督管理办法, 这些也成为了目前我国环境监理的主要法规性依据。

2.2 技术依据

目前我国还没有制定专门的标准作为环境监理的依据, 环境监理过程中还是将我国制定的环境保护方面的标准作为标准依据, 如《环境空气质量标准》、《声环境质量标准》等。环境监理贯穿于整个工程施工期, 技术性文件的支持对于开展建设

收稿日期: 2013-09-15

作者简介: 杨晓波 (1988-), 男, 助理工程师, 研究方向: 建设项目环境监理。

项目环境监理至关重要,但目前还没有形成全国统一性的技术标准。环境监理技术性文件主要包括环境影响报告书及批复文件、水土保持方案报告书及批复文件、环境保护规划设计文件、工程设计文件、环境监理合同及工程建设合同等。

3 我国环境监理存在的问题

(1) 缺乏全国性的环境监理依据,既包括全国性的技术规范也包括法律法规。目前,在我国并未在法律上给予环境监理相应的地位,也没有相应的全国性的法律法规来规定环境监理的实施,在很大程度上存在不强制性,从而使执行变得模糊。全国性的环境监理技术规范,在我国同样是空白,若长期以各地技术规范作为发展依据,将在很大程度上制约环境监理跨区域发展。

(2) 缺乏专业的环境监理单位和人才。环境监理是一项工程技术与环保技术相结合的工作,对从业人员要求较高。国家虽大力开设环境监理培训班,但是就目前而言环境监理从业人员大多知识结构不够全面,仅偏重其中一项,这在一定程度上严重影响了环境监理工作的开展。由于环境监理单位资质认定标准目前还存在争议,现有具有环境监理资质的单位还很少,建设单位的可选择性受到了限制,从而产生了市场垄断的倾向,这极不利于环境监理在我国的发展^[16]。

(3) 环境监理资质管理不统一。环境监理资质管理还没有形成全国统一性的要求,一种形式是要求环境监理单位需具备环境影响评价资质,第二种是要求具备工程监理资质,第三种是要求具备工程监理资质并通过环境保护方面的业务培训。资质管理的不统一,会限制环境监理工作的跨区域、跨行业发展,不利于环境监理制度的全面普及。

(4) 环境监理范围较小。我国的环境监理所涉及的范围小,主要表现在两个方面:一是环境监理只局限于施工期,二是环境监理目前还只是处于试点,没有在建设项目中大范围推广。工程建设中的环境问题往往是从工程施工前就形成了,建设项目在建成后的运行期以及随之的退役期也将在不同程度上产生环境问题,仅在施工期开展环境监理工作将不能发挥环境监理在整个工程中的作用。在我国,现阶段的环境监理工作依然处于试点阶段,没有进行大范围推广,或者局限于某些行业的部分重大建设项目。

4 结语

1995年我国环境监理工作实现了从无到有的

突破,2002年开始了在国家中大项目的试点,2010年、2011年分别确定了辽宁、江苏省为环境监理工作试点省份,2012年环境保护部发布《关于进一步推进建设项目环境监理试点工作的通知》(环办〔2012〕5号),这一文件的发布标志着我国的环境监理工作开始从试点逐步走向全面推广阶段。经过1995年到2013年长达18年的不断发展,在各省、市、各行业的不断探索之下,我国的环境监理工作在各省、市、各行业已经基本形成了自己的体系;但目前还没有形成全国性的统一的体系,还需要不断探索发展。针对目前的发展问题,我国的环境监理还应该不断做好如下几点:

(1) 加强法律法规的制定。完善或根据环境保护工作的进展改进相关的环境保护法规,加紧制定环境监理论法规,在法律形式上明确在建设项目开展环境监理的要求,增强环境监理工作的法制权威。

(2) 加强标准及技术规范建设。制定全国统一的环境监理工作技术规范,开展标准化建设,从而使环境监理在跨省区、跨行业的发展上有相对统一的依据。

(3) 加强环境监理人才培养。在做好全国建设项目环境监理培训班的同时加快高等院校环境监理人才的培养,在高等院校试点开设环境监理专业或者课程,使环境监理从社会教育转向学校和社会教育相结合的方式。人才培养还应注重素质培养,合理安排环境监理人才的教育内容,既要具备良好的环境保护知识也要相应具备工程建设方面的知识,逐步改善“偏科”现象。

(4) 统一资质管理,增加环境监理单位数量。逐步推行全国统一性的环境监理资质管理制度,消除各省、市存在的资质管理分歧或者差异;鼓励具有相应条件的单位申报环境监理资质。

(5) 拓宽环境监理工作范围。坚决按照《关于进一步推进建设项目环境监理试点工作的通知》(环办〔2012〕5号)的文件精神,在各行各业推广环境监理工作,从重大项目向中小型项目推广,从水利、交通等行业向全行业推广。将环境监理工作向施工期前期和运行期、退役期推广,使环境监理工作贯穿于整个项目建设。

参考文献:

- [1] 环境保护部. 关于进一步推进建设项目环境监理试点工作的通知 [Z]. 2012.
- [2] 姚晓军,王伯铎,高兆瑞. 建设项目环境监理培训教材(试用) [Z]. 西安:陕西省环境保护厅环保产业管理中

- 心, 2009.
- [3] 金中彦, 李国庆, 张志强, 等. 万家寨引黄工程环境监理工作的实践和探讨 [J]. 水利水电技术, 2001, 32 (4): 70-72.
- [4] 朱静. 中国环境监理的问题分析和对策探讨 [J]. 环境科学管理, 2011, 36 (10): 20-23.
- [5] 汪青辽, 卢亚琼. 中小型水利水电工程环境监理探讨与实践 [J]. 吉林水利, 2009, (3): 60-63.
- [6] 尚宇鸣, 张宏安, 燕子林, 等. 小浪底工程环境保护与环境监理 [J]. 人民黄河, 2002, 22 (2): 38-39.
- [7] 国家环境保护总局. 关于在重点建设项目中开展工程环境监理试点的通知 [Z]. 2002.
- [8] 交通部. 关于开展交通工程环境监理工作的通知 [Z]. 2004.
- [9] 环境保护部. 关于同意将辽宁省列为建设项目施工期环境监理工作试点省的复函 [Z]. 2010.
- [10] 环境保护部. 关于同意将江苏省列为建设项目环境监理工作试点省份的函 [Z]. 2011.
- [11] 环境监理网. 环境监理已培训 7000 余人产生培训费共计 1400 多万 [EB/OL]. 2013 [2013-7-10] <http://www.envsv.com/forum.php?mod=viewthread&tid=1522&extra=page%3D1%26filter%3Dtypeid%26typeid%3D37%26typeid%3D37>.
- [12] 黄鹏. 浅谈监理工程师的环境工程监理工作 [J]. 四川环境, 2006, 25 (1): 108-110.
- [13] 张长波, 罗启仕. 我国工程环境监理的发展态势及其前景展望 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (12F): 672-677.
- [14] 周欣梅, 郭洪光, 朱显梅. 关于环境监理若干问题思考 [A]. 中国环境科学学会学术年会优秀论文集 (2006) [C]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006: 1924-1926.
- [15] 谢光武. 水利水电工程施工环境监理初探 [J]. 水电站设计, 2004, 20 (1): 78-80.
- [16] 叶宏, 胡颖铭. 建设项目环境监理的地位和作用初议 [J]. 四川环境, 2010, 29 (2): 1-5.

The Environmental Supervision of Construction Projects

YANG Xiao-bo¹, FU Ting-bo²

(1. Institute of Environmental Science and Technology, Chengdu University of Science and Technology, Chengdu Sichuan 610065 China)

Abstract: This article reviews the development of the environmental supervision of the construction project, and identifies its problems. It also puts forward several recommendations to improve the work as follows: strengthen the stipulation of laws and regulations; enhance the development of the standards and the technological protocols; reinforce the training of environment supervision staff; unify the management of qualification; increase the number of units undertaking the environmental supervision; extend the range of environment supervision work.

Key words: environmental supervision; development; general introduction; basis; problem; suggestion

云南省社会环境监测发展思考

杨鸿亮¹, 李 羚²

(1. 保山市环境监测站, 云南 保山 678000; 2. 保山学院, 云南 保山 678000)

摘 要: 随着事业单位分类改革的不断推进, 现有各级环境监测站将成为从事公益服务的事业单位。目前其承担的社会委托性监测工作必将逐步分离出来, 并交由社会环境监测机构完成。当前在云南省应运而生的社会环境监测机构在区域分布、人才、技术及监督管理上存在许多困难和问题。应积极引导和支持他们不断发展, 使其成为各级环境监测能力的有效补充, 成为为社会和环境管理提供服务的可靠力量。

关键词: 社会环境监测; 发展; 思考; 云南

中图分类号: X32 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0040-04

环境监测为环境管理服务, 是环境管理的技术支撑部门。多年来, 我国环境监测工作由各省各级环境监测站承担完成, 粗略划分其承担的工作, 主要包括环境质量监测、污染源监督性监测、突发环境事故应急监测和社会委托性监测等。各级环境监测站为我国的环境保护事业和社会服务做出了积极的贡献。目前, 随着改革开放的不断深入, 由社会力量兴办的, 包括环境监测在内的各类为社会提供公证数据的产品质量检验机构应运而生, 一种环境监测的崭新格局正在逐步形成。

1 社会环境监测机构的产生背景

2011年3月《中共中央国务院关于分类推进事业单位改革的指导意见》明确了事业单位改革的总体目标和阶段性目标, 即到2020年, 建立起功能明确、治理完善、运行高效、监管有力的管理体制和运行机制, 形成基本服务优先、供给水平适度、布局结构合理、服务公平公正的特色公益服务体系。今后5年, 在清理规范基础上完成事业单位分类, 承担行政职能事业单位和从事生产经营活动事业单位的改革基本完成, 从事公益服务事业单位在人事管理、收入分配、社会保险、财税政策和机构编制等方面改革取得明显进展, 管办分离、完善治理结构等改革取得较大突破, 社会力量兴办公益事业的制度环境进一步优化, 为实现改革的总体目标奠定坚实基础。

指导意见对划分现有事业单位类别也做出了明确规定: 在清理规范基础上, 按照社会功能将现有事业单位划分为承担行政职能、从事生产经营活动和从事公益服务三个类别。对承担行政职能的, 逐

步将其行政职能划归行政机构或转为行政机构; 对从事生产经营活动的, 逐步将其转为企业; 对从事公益服务的, 继续将其保留在事业单位序列、强化其公益属性。

就云南省各级环境监测站现行情况对照指导意见来看, 承担的工作主要为公益服务类, 分类改革后现有各级环境监测站将成为从事公益服务的事业单位。目前其承担的社会委托性监测工作属于生产经营类, 必将从各级环境监测站分离出来, 并交由社会监(检)测机构(企业)完成。除环境监测外, 其他行业现在也存在同样问题, 因此目前应运而生了许多由社会力量兴办的各类为社会提供公证数据的产品质量检验机构。

2 云南省社会环境监测机构基本情况

2.1 机构数量及分布

云南省社会环境监测机构发展迅猛。据调查, 截止2013年3月, 全省共有社会环境监测机构近50家, 其中约有4家分布在玉溪市、曲靖市和保山市, 其他全部在昆明市。

为配合事业单位改革的实施, 云南省环境保护厅制定了《云南省社会环境监测机构资格认定和管理办法(试行)》——云环通〔2011〕103号。目前50家机构中通过云南省环境保护厅资格认定的有20家, 其中乙级有12家, 丙级有8家。

2.2 监测能力及业务范围

《云南省社会环境监测机构资格认定和管理办法(试行)》对社会环境监测机构从组织机构、认证项目、人员和仪器设备配备等作了详细要求。该管理办法将社会环境监测机构划分为甲、乙、丙三个等级, 目前只设定乙和丙两个等级, 并分别对乙

级和丙级机构监测能力方面从监测项目、人员和仪器设备配备规定了具体标准,同时规定其业务范围如下:

乙级机构须具备对水和废水 43 项、空气和废气 19 项、土壤和固体废物 19 项、噪声和振动 7 项进行监测的能力。可从事下列环境监测业务:

①建设项目环境影响评价现状监测、非污染类建设项目竣工环境保护验收中的监测工作;

②州(市)级及县级环境保护行政主管部门审批的建设项目竣工环境保护验收中的监测工作;

③建设项目施工期环境监测;

④排污许可证年检监测;

⑤企业污染源自行监测。

丙级机构须具备对水和废水 33 项、空气和废气 11 项、土壤和固体废物 11 项、噪声和振动 4 项进行监测的能力。可从事下列环境监测业务:

①建设项目环境影响评价现状监测;

②县级环境保护行政主管部门审批的建设项目竣工环境保护验收监测;

③建设项目施工期环境监测;

④州(市)级及其环境保护行政主管部门管理的排污许可证年检监测;

⑤企业污染源自行监测。

3 目前社会环境监测机构存在问题

3.1 全省机构分布不均

社会环境监测机构基于社会委托性监测工作,由于对市场及环境监测技术要求不甚了解,从利益角度出发,一哄而上,造成了全省机构分布不均。仅昆明市,目前含未通过云南省环境保护厅资格认定的就集中了近 46 家,就昆明市及其可覆盖的周边地区来说,已超出了市场的需求。

环境监测具有时效性,监测数据必须能真实准确地反应被测对象的实际情况,才能为被测对象和环境管理部门提供可靠的服务,让数据使用者做出正确的判断和决策。云南省地域辽阔,山多坝少,交通欠发达,有许多需要环境监测服务的企业(项目)处在深山老林之中。而环境监测机构都分布在市县城市中,因路程太长或交通问题,保证环境监测样品能在实验室得到及时分析都存在困难。而云南省目前集中在昆明市的社会环境监测机构,在实际工作中实验室是不可能搬到工作现场的。因此,目前云南省的社会环境监测机构分布极不合理,无法覆盖全省辖区,满足不了社会委托性监测工作对社会环境监测机构的需求,在不能覆盖的地

区开展监测更是不能保证监测质量要求,不合格数据、假数据会让数据使用者做出错误判断和错误决策,对社会造成严重灾难。而局部地区集中太多的社会环境监测机构所产生的各种恶性竞争将扰乱市场并影响社会环境监测机构的健康发展。

3.2 人才缺乏

社会环境监测机构作为一个技术性要求极高的服务行业企业,就其主要职能来看,担负着和现有环境监测站相同的法律责任,必须具有较强的技术能力,这种能力是以人才为基础的。有一支专业对口、基础理论扎实、工作经验丰富、人才层次结构合理的队伍,是开展环境监测工作的根本保证。这支人才队伍起码应由两个层次的人员构成,一是技术管理人员,首先必须从事过绝大多数常规具体监测项目的实验室分析工作,具有丰富的实践经验。同时必须熟悉环境保护相关法律法规、实验室管理体系、环境监测技术规范、监测工作流程和质量保证要求等,具有丰富的管理工作经验,能够全面统领机构技术和各项业务管理工作。二是监测分析人员,能按照本实验室管理体系、环境监测技术规范、监测工作流程和质量保证要求等开展工作,具备采样、具体监测项目的实验室分析和质量控制、数据处理及报告编制等工作能力。

从目前全省已成立的社会环境监测机构,包括已通过云南省环境保护厅资格认定的机构来看,他们都普遍存在人才缺乏问题。无论是技术管理人员还是监测分析人员,绝大多数都是新手,没有合格的技术及管理人员领头,其他人员培训不正规,培训时间较短,更无实际工作经验,难于保证工作的正常开展,更谈不上监测工作的质量保证。

3.3 政策管理的影响

《中华人民共和国计量法实施细则》(1987 年颁布)第七章“产品质量检验机构的计量认证”第三十二条规定:为社会提供公证数据的产品质量检验机构,必须经省级以上人民政府计量行政部门计量认证。其第三十三条“产品质量检验机构计量认证的内容”包括:①计量检定、测试设备的性能;②计量检定、测试设备的工作环境和人员的操作技能;③保证量值统一、准确的措施及检测数据公正可靠的管理制度。

社会环境监测机构是“为社会提供公证数据的产品质量检验机构”的一个组成部分,必须严格依法执行《中华人民共和国计量法实施细则》。按照该实施细则规定,“为社会提供公证数据的产

品质量检验机构”只要经省级以上人民政府计量行政部门计量认证,取得计量认证合格证书,便可开展产品质量检验工作。

从《中华人民共和国计量法实施细则》关于计量认证内容来看,产品质量检验机构可以根据自身从事的检验内容按照现行有效的国家和行业规定的检验方法标准以及保证检验工作质量管理的需要确定机构需要的设备和人员,确定机构规模。

云南省目前实施的资格认定和管理办法,对机构的管理起到了积极的作用,应抓紧进行过渡期总结,完善相关管理,使资格认定工作常态化,为更多的社会检测机构进入环境监测领域创造条件。

4 社会环境监测机构发展建议

4.1 大力支持社会环境监测机构的发展

云南省各级环境监测站在各级各部门的大力支持下,经过几十年的努力,硬件设施和人才队伍得到了较大发展,为全省的经济社会发展和环境保护发挥了重要的作用,做出了积极的贡献。

从当前情况看,在云南省各级环境监测站发展的过程中,和全国一样也存在着许多问题需要我们去思考。一是队伍发展的瓶颈问题。由于我国现行财政是分块吃饭体制,各地经济发展不平衡、差别较大,负担财政人员供养的能力不一,一些地方环境监测站现有人员较少,但增加编制非常困难,无法达到国家环保部《全国环境监测站建设标准》关于人员编制的要求,而环境监测任务一年比一年增加,因此,即便其他硬件条件再好,由于人员缺乏也不可能满足当前环境监测工作的要求。二是《中共中央 国务院关于分类推进事业单位改革的指导意见》,要求各级环境监测站必须退出市场。根据各级环境监测站承担的工作情况判断,分类改革后各级环境监测站性质为由财政供养的公益服务类事业单位。其目前承担的社会委托性监测工作必将分离并交与市场,由社会环境监测机构(企业)完成。而各级环境监测站则可以腾出人员,负责地方环境质量监测、污染源监督性监测、突发环境事故应急监测等公益服务类工作。

综上所述,随着机构改革和职能转变的推进实施,社会环境监测机构必将成为现有各级环境监测站监测能力的补充,是社会主义市场经济发展的需要和必然结果。由于其工作的本质也是为环境保护服务的,我们必须着眼长远,创造宽松环境,大力支持社会环境监测机构的发展。

4.2 积极引导 探索管理

如何对社会环境监测机构,包括其他“为社会提供公证数据的产品质量检验机构”进行规范有效的管理是一个难题,值得探索研究。各行业行政主管部门因担心其为社会及行业行政主管部门本身提供服务时,是否能够保证“行为公正、方法科学、数据准确、服务规范”而出台各种管理办法,其出发点是积极的,但也存在一些问题需要完善,首先要做的是引导和指导工作,其次是通过监督对那些提供虚假服务、不能保证“行为公正、方法科学、数据准确、服务规范”的机构,依法予以坚决取缔。

①各级环境保护行政主管部门应提供相关市场及法规咨询服务。把对社会检测机构实施资格认定管理作为一个过渡手段,逐步向通过省级以上人民政府计量行政部门计量认证便可开展环境监测靠拢,发挥市场调节优势,将社会能做好的交给社会。转而进一步探索切实有效的管理办法,在加强管理上狠下功夫,多做工作。其次,要让有志开展社会环境监测的人员,在成立机构时首先能对市场有一个全面正确的了解,避免一哄而上,盲目投资造成损失。第三,对如昆明地区那样过度集中的机构,引导其中一些分流走向州(市)。对不愿分流的机构,通过市场优胜劣汰进行调节,以形成一个全省合理布局的局面。

②各级环境监测部门或个人应提供相关技术咨询服务。《中共云南省委 云南省人民政府关于加快民营经济发展的决定》(云发〔2012〕12号)第二十七条规定:“加大民营企业人才支持。……鼓励大专院校、科研院所、国有企业的科技人员留职创业,创业所得归个人所有;鼓励事业单位专业技术人员在完成本职工作的前提下到民营企业兼职,取得合法收入;……”。根据该“决定”精神,通过各级环境监测部门或个人对社会环境监测机构进行全面正确的技术指导和人才培养服务,可以提高他们的管理和监测技术水平,解决其人才缺乏问题,使其真正成为各级环境监测能力的有效补充,成为能够保证“行为公正、方法科学、数据准确、服务规范”的为社会和环境管理提供服务的可靠力量。

③各级环境保护行政管理及技术部门负责对社会环境监测机构的监督。各级环境保护行政管理及技术部门是社会环境监测机构提供监测数据的使用者,处于极其有利的监督地位。在对社会环境监测机构的监督中,如发现社会环境监测机构出具假数

据、假报告时，可组织进行调查，对证据确凿者，法部门依法进行处理直至取缔资格。
可提请质量技术监督部门、工商行政管理部门或司

Development of Civil Environmental Monitoring in Yunnan Province

YANG Hong-liang¹, LI Ling²

(1. Baoshan Municipal Environmental Monitoring Station, Baoshan Yunnan 678000 China)

Abstract: With the constant reform of the public institutions, the existing environmental monitor stations at different levels will be totally engaged in the non-profit public services. Current entrusted social monitoring work will be gradually separated from these stations, and be taken up by the civil environmental monitoring institutions. At present, many of those civil environmental monitoring institutions face many difficulties and problems in its regional distribution, professional staff, technology, supervision and management. They need to be guided and supported to be developed into an efficient force in providing the social services in environmental monitoring.

Key words: civil environmental monitoring; deveiopment; reflection; Yunnan



《环境科学导刊》杂志

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：ynhjkx@yies.org.cn；电话（传真）：0871-64142389；国内统一刊号：CN53-1205/X；国际标准刊号：ISSN1673-9655。

《环境科学导刊》（原《云南环境科学》）创刊于1982年，是云南省环境保护厅主管，云南省环境科学研究院主办，全国公开发行的环保科技期刊。本刊主要刊登环境科学学术性论文、环境科研报告及介绍环境工程应用技术的文章。主要栏目有：科研专题研究、环境管理、水环境保护、生态环境保护、污染防治、污染治理技术、农业环境保护、环境与人体健康、环境监测、环境影响评价等。适合所有从事环境保护工作的人员和大专院校有关专业的师生阅读，也可供规划、农、林、水、土、卫生等部门的有关人员参阅。

《环境科学导刊》为双月刊，每双月25日出版，全年定价60元。读者可通过邮局汇款到本刊编辑部或通过银行转帐到云南省环境科学研究院订阅。

邮局汇款

邮政编码：650034

汇款地址：昆明市西山区气象路王家坝23号

收款人：《环境科学导刊》杂志社

电话：0871-64142389

银行转帐

开户名：云南省环境科学研究院（中国昆明高原湖泊国际研究中心）

开户银行：中国建设银行昆明市西园南路支行

帐号：53001615637050309169

E-mail: ynhjkx@yies.org.cn

利用人工湿地处理云南高原湖泊入湖河水的净化效果分析

杜良梅¹, 张丽², 和丽萍¹, 陈静¹

(1. 云南省环境科学研究院, 云南昆明 650034;

2. 昆明启迪管理咨询有限公司, 云南昆明 650034)

摘要: 对5个典型人工湿地进行分析, 结果表明: 人工湿地对各水质指标的去除率分别为: SS为70%~80%, TN及NH₃-N约为30%~50%, TP约为20%~40%, COD_{Cr}约为40%~50%; TN、NH₃-N及TP去除率基本上随着进水浓度的上升而逐渐下降。COD_{Cr}及SS则是随着进水浓度的下降而逐渐下降; 人工湿地的TN削减量为28~33kg/d, NH₃-N为5.3~7.34kg/d, TP为1.4~1.7kg/d, COD_{Cr}为250~320kg/d, SS为120~300kg/d; 人工湿地的污染物表面负荷平均去除量TN为2.00g/m²·d, NH₃-N为0.53g/m²·d, TP为2.32g/m²·d, COD_{Cr}为19.24g/m²·d, SS为374.71g/m²·d。

关键词: 高原湖泊; 人工湿地; 去除率; 削减量; 污染负荷; 云南

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0044-04

1 概述

被誉为“地球之肾”的湿地(wetlands)是自然界最富生物多样性和具有多种生态功能的独特生态系统, 它不仅为人类提供大量食物、原料和水资源, 而且在保持生物多样性、维持生态平衡, 在廉价降解污染物、控制水污染, 涵养水源、防洪调蓄, 调节气候及美化环境等方面具有不可替代的作用。从净化水质, 改善生态环境的角度而言, 湿地是自然环境中自净能力很强的区域之一, 它利用生态系统中物理、化学和生物的三重协调作用, 通过过滤、吸附、沉淀、植物吸收及微生物降解等来实现对水体中污染物的分解与净化, 是一种经济节能的污水治理和资源化技术。湿地污水处理系统主要分为天然湿地、表面流人工湿地和地下潜流人工湿地三类, 其中以人工湿地应用最为广泛。

云南省人工湿地研究始于2001年, 主要有中科院南京地理与湖泊所抚仙湖窑泥沟城镇农田污水人工湿地试验工程(2001年)、抚仙湖马料河人工湿地试验工程(2003年)、华南环境科学研究所星云湖人工湿地示范工程(2002年)、玉溪大河人工湿地示范工程(2002年)、昆明市环境科学研究所滇池大清河人工湿地工程(2004年)、洱海向阳村人工湿地工程(2003年)及云

南省环境科学研究院洱源人工湿地(2005年)等。针对云南省九大高原湖泊所面临的严重的面源污染及湖周村镇污染及湖泊富营养化等实际问题, 采用常规污染治理技术手段投资高及运转费高, 建设和运转使一般地方政府难以承受, 相当数量已建好的污水处理厂长期处于闲置状态, 寻求投资省、运行费用低和管理便捷的污水处理技术成为一种必然需求。前些年, 云南全省范围内掀起了研究和利用人工湿地处理污水的热潮, 并有愈演愈烈之势。本文选择云南省高原湖泊人工湿地中的5个典型实例, 从污染物去除率、污染物削减量、污染物表面负荷等方面分析了人工湿地的水质净化效果。

2 人工湿地简述

2.1 抚仙湖窑泥沟人工湿地

抚仙湖窑泥沟人工湿地位于抚仙湖北岸, 占地面积2.2hm², 设计处理能力为1.0万m³/d, 主要处理上游澄江县城市生活污水、县城污水处理厂排水、沿途13个村庄的生活污水和上万亩农田径流形成的混合污水, 采用拦污栅—沉淀池—生物氧化塘—潜流湿地—表流湿地的复合型人工湿地工艺。

2.2 抚仙湖马料河人工湿地

抚仙湖马料河人工湿地位于抚仙湖北岸, 占地面积1.99hm², 设计处理能力为1.5万m³/d, 主要处理抚仙湖北岸马料河流域的农业面源及村落污水, 采用独创的复合型人工湿地自流净化工艺, 工

工艺流程为拦污栅—沉淀池—生物氧化塘—潜流湿地—表流湿地。

2.3 星云湖渔村河人工湿地

星云湖渔村河人工湿地工程位于星云湖西南岸，占地面积 1.6hm²，设计处理能力为 1 万 m³/d，主要收集处理渔村河流域内的农业面源、村落等径流污水，采用以植物碎石床为主的复合型人工湿地工艺，即河道闸门—引水管道—一级植物塘—一级植物碎石床—二级植物塘—二级植物碎石床。

2.4 滇池大清河入湖河口复合人工湿地

滇池大清河入湖河口复合人工湿地示范工程位于滇池外海北部大清河与海河入湖口之间，面积约 1.33hm²，湿地设计平均流量 0.3 万 m³/d，进水为典型的合流制城市污水，采用复合人工湿地建设工艺，由污水预处理、浮水植物塘、潜流式滤石床、植物稳定塘等 5 个部分组成。

2.5 洱源县城污水处理厂尾水人工湿地

洱源县城污水处理厂尾水深度处理湿地试验示范工程位于洱源县城城区污水厂东南侧，占用土地 2.267hm²，设计流量 0.4 万 m³/d，进水水质为洱源县城污水处理厂出水，工艺流程为调节池—一级潜流湿地—生物强化沉淀池—二级潜流湿地—表层流湿地—土壤过滤系统—生物池。

3 人工湿地水质净化效果分析

3.1 采样点布设与监测指标

于 2003—2008 年间，分别对以上 5 个典型人工湿地的各功能区的进水、出水分别进行了大约 30 次采样监测，水质指标为 TN、NH₃-N、TP、COD_{Mn}、COD_{Cr}、BOD₅、DO、SS 等。监测方法均采用《水和废水监测分析方法》。

3.2 人工湿地的水质净化效率

研究表明，人工湿地对各水质指标的去除率分别为：SS 去除率约为 70%~80%，TN 及 NH₃-N 去除率约为 30%~50%，TP 去除率约为 20%~40%，COD_{Cr} 去除率约为 40%~50%。一般来说，人工湿地对进水污染负荷的承受能力有一定的范围，污染负荷过大或过小均会影响其去除效率。对以上 5 个典型人工湿地各监测指标的进水浓度与去除率进行对比分析，结果表明，TN、NH₃-N 及 TP 去除率基本上是随着进水浓度的上升而逐渐下降。COD_{Cr} 及 SS 去除率基本上是随着进水浓度的下降而逐渐下降。人工湿地进出水水质及其污染物去除率见表 1，人工湿地进水浓度与污染物去除率的相关性见图 1。

表 1 人工湿地进出水水质及污染物去除率

| | | (mg/L) | | | | |
|-------|-------|--------|--------------------|-------|-------------------|--------|
| | | TN | NH ₃ -N | TP | COD _{Cr} | SS |
| 抚仙湖马 | 进水浓度 | 5.41 | 1.7 | 0.44 | 45.75 | 334.81 |
| 料河人工 | 出水浓度 | 2.8 | 1.05 | 0.28 | 22.06 | 12.71 |
| 湿地 | 去除率/% | 55.86 | 51.26 | 40.46 | 42.17 | 70.89 |
| 抚仙湖空 | 进水浓度 | 12.46 | 4.55 | 1.15 | 57.45 | 55.11 |
| 泥沟人工 | 出水浓度 | 8.17 | 2.9 | 0.87 | 29.49 | 11.3 |
| 湿地 | 去除率/% | 35.88 | 36.26 | 17.75 | 39.13 | 70.47 |
| 星云湖渔 | 进水浓度 | 6.47 | 2.12 | 0.735 | 67.8 | 187.34 |
| 村河人工 | 出水浓度 | 2.97 | 0.89 | 0.517 | 31.64 | 36.57 |
| 湿地 | 去除率/% | 54.06 | 58.02 | 29.66 | 53.33 | 80.48 |
| 滇池大清河 | 进水浓度 | 25.16 | 8.39 | 3.191 | 133.53 | 50.89 |
| 入湖河口复 | 出水浓度 | 18.76 | 5.95 | 2.378 | 65.24 | 10.44 |
| 合人工湿地 | 去除率/% | 25.44 | 29.05 | 25.48 | 51.14 | 79.49 |
| 洱源县城污 | 进水浓度 | 6.49 | 2.32 | 0.47 | 32 | 49.92 |
| 水处理厂尾 | 出水浓度 | 3.42 | 1.14 | 0.275 | 17.33 | 15.42 |
| 水人工湿地 | 去除率/% | 47.30 | 50.82 | 41.49 | 45.84 | 69.11 |

3.3 人工湿地的污染物削减量分析

人工湿地的 TN 削减量为 28~33kg/d，NH₃-N 削减量为 5.3~7.34kg/d，TP 削减量为 1.4~1.7kg/d，COD_{Cr} 削减量为 250~320kg/d，SS 削减量为 120~300kg/d。从各工艺段的污染物削减量来看，对 5 个人工湿地的 5 个水质指标的污染物削减量平均值进行综合排序分析得知，氧化塘削减量最高，表面流湿地次之，潜流湿地最差。TN、NH₃-N 及 TP 的削减量，表面流湿地最高，占人工湿地系统总削减量的 50%~70%；氧化塘次之，占 20%~40%；潜流湿地最差，占 10%~20%。COD_{Cr} 的削减量，氧化塘最高，约占 50%；表面流湿地次之，约占 40%；潜流湿地最差，约占 10%。SS 的削减量，氧化塘最高，占 90% 以上；表面流湿地次之，约占 5%；潜流湿地最差，约占 1%。

3.4 人工湿地的污染物表面负荷

人工湿地的污染物表面负荷平均去除量 TN 为 2.00g/m²·d，NH₃-N 为 0.53g/m²·d，TP 为 2.32g/m²·d，COD_{Cr} 为 19.24g/m²·d，SS 为 374.71g/m²·d。

从各工艺段去除污染物的表面负荷来看，对 5 个人工湿地的 5 个水质指标的污染物削减量平均值进行综合排序分析得知，潜流湿地表面负荷最高、氧化塘次之，表流湿地最差。各指标表面负荷排序分别为：TN：潜流湿地 (5.42g/m²·d) > 氧化塘 (1.63g/m²·d) > 表面流湿地 (0.89g/m²·d)；NH₃-N：潜流湿地 (1.80g/m²·d) > 氧化塘 (0.48g/m²·d) > 表面流湿地 (0.12g/m²·d)；TP：氧化塘 (0.18g/m²·d) > 潜流湿地 (0.09g/m²·d) > 表面流湿地 (0.02g/m²·d)；COD_{Cr}：

氧化塘 ($27.26\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) > 潜流湿地 ($12.3\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) > 表面流湿地 ($5.27\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$); SS: 潜流湿

地 ($25.11\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) > 氧化塘 ($12.21\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) > 表面流湿地 ($2.37\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)。

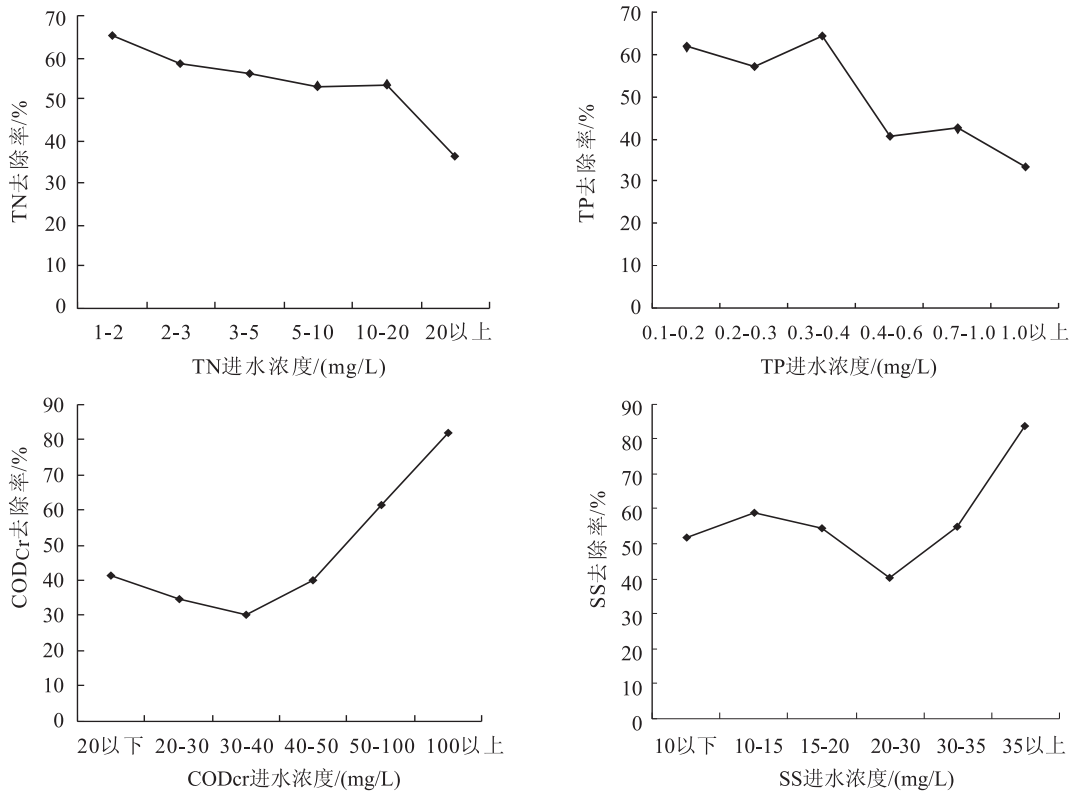


图1 人工湿地进水浓度与污染物去除率的相关性

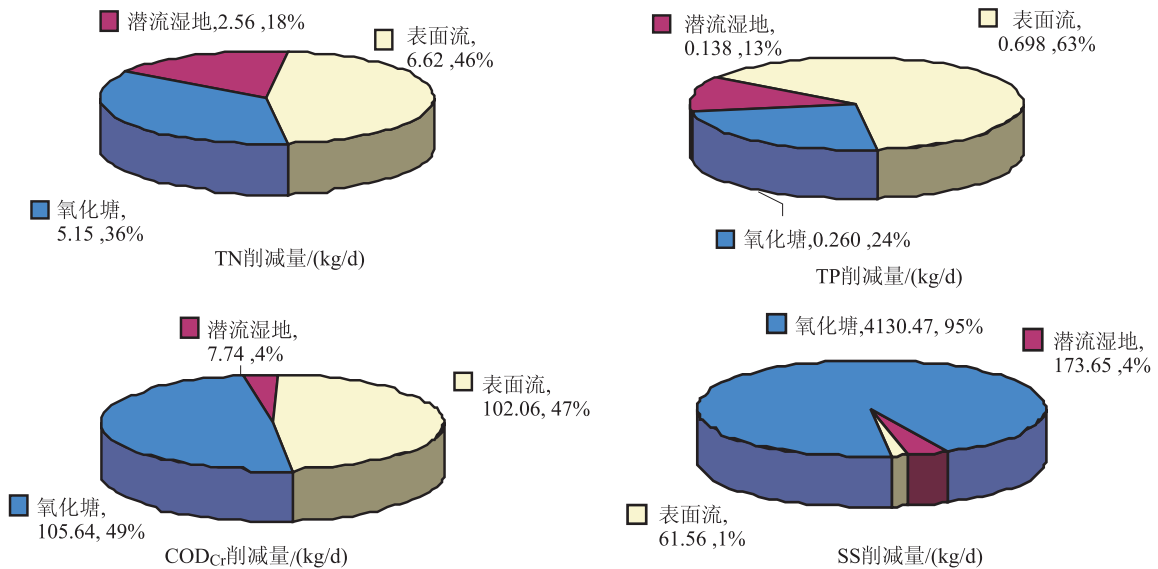


图2 人工湿地各工艺段污染物削减情况

4 研究结论与分析

(1) 人工湿地对各水质指标的去除率分别为: SS 去除率约为 70% ~ 80%, TN 及 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除率约为 30% ~ 50%, TP 去除率约为 20% ~ 40%, COD_{Cr} 去除率约为 40% ~ 50%。

(2) 对 5 个典型人工湿地各监测指标的进水浓度与去除率进行对比分析结果表明, TN、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 及 TP 去除率基本上是随着进水浓度的上升而逐渐下降。 COD_{Cr} 及 SS 去除率基本上是随着进水浓度的下降而逐渐下降。

表2 各人工湿地污染物表面负荷分析

| 人工湿地名称 | 各工艺段名称 | (g/m ² ·d) | | | | |
|-----------------|--------|-----------------------|--------------------|-------|-------------------|--------|
| | | TN | NH ₃ -N | TP | COD _{Cr} | SS |
| 抚仙湖马料河人工湿地 | 氧化塘 | 1.63 | 0.48 | 0.18 | 27.26 | 12.21 |
| | 潜流湿地 | 5.42 | 1.80 | 0.09 | 12.32 | 25.11 |
| | 表面流 | 0.89 | 0.12 | 0.02 | 5.27 | 2.37 |
| | 总去除量 | 1.43 | 0.37 | 0.07 | 12.62 | 7.00 |
| 抚仙湖窑泥沟人工湿地 | 氧化塘 | 2.92 | 0.35 | 0.02 | 37.78 | 39.35 |
| | 碎石床 | 6.29 | 1.62 | 0.52 | 59.46 | 68.67 |
| | 表面流 | 2.96 | 0.53 | 0.31 | 14.02 | 12.01 |
| | 总去除量 | 3.23 | 0.53 | 0.17 | 31.22 | 32.19 |
| | 一级氧化塘 | 7.70 | 2.70 | 1.95 | 0.00 | |
| 星云湖渔村河人工湿地 | 一级潜流湿地 | 3.24 | 4.31 | 1.15 | 119.66 | |
| | 二级氧化塘 | 1.64 | 3.08 | 0.06 | 107.04 | |
| | 二级潜流湿地 | 7.01 | 1.46 | 0.45 | 9.01 | |
| | 总去除量 | 1.34 | 0.70 | 0.22 | 13.88 | |
| | 曝气池 | 29.04 | | 3.55 | 485.86 | 222.53 |
| 滇池大清河人工湿地 | 生态强化塘 | 4.74 | | 1.08 | 51.76 | 40.97 |
| | 砾石生态床 | 1.39 | | -0.06 | 10.27 | 1.70 |
| | 生态稳定塘 | 2.93 | | 0.44 | -2.30 | -5.56 |
| | 总去除量 | 3.71 | | 0.46 | 31.02 | 13.17 |
| | 一级潜流湿地 | 0.42 | 0.65 | 0.08 | 2.80 | 9.63 |
| 洱源县城污水处理厂尾水人工湿地 | 植物氧化塘 | 0.28 | 0.49 | 0.00 | -0.91 | -5.01 |
| | 二级潜流湿地 | 1.25 | 0.54 | 0.09 | 0.68 | 3.00 |
| | 表面流湿地 | 0.04 | 0.01 | 0.00 | -0.38 | -10.07 |
| | 土壤渗滤系统 | 0.01 | 0.00 | 0.00 | -0.50 | 12.55 |
| | 总去除量 | 0.25 | 0.27 | 0.02 | -0.18 | -0.80 |

(3) 人工湿地的 TN 削减量为 28 ~ 33kg/d, NH₃-N 削减量为 5.3 ~ 7.34kg/d, TP 削减量为 1.4 ~ 1.7kg/d, COD_{Cr} 削减量为 250 ~ 320kg/d, SS 削减量为 120 ~ 300kg/d。从各工艺段的污染物削减量来看, 将 5 个人工湿地污染物削减量平均值进行综合排序分析得知, 氧化塘削减量最高, 表面流

湿地次之, 潜流湿地最差。TN、NH₃-N 及 TP 的削减量, 表面流湿地最高, 氧化塘次之, 潜流湿地最差。COD_{Cr} 的削减量, 氧化塘最高, 表面流湿地次之, 潜流湿地最差。SS 的削减量, 氧化塘最高, 表面流湿地次之, 潜流湿地最差。

(4) 人工湿地的污染物表面负荷平均去除量 TN 为 2.00g/m²·d, NH₃-N 为 0.53g/m²·d, TP 为 2.32g/m²·d, COD_{Cr} 为 19.24g/m²·d, SS 为 374.71g/m²·d。从各工艺段去除污染物的表面负荷来看, 对 5 个人工湿地的污染物削减量平均值进行综合排序分析得知, 潜流湿地表面负荷最高, 氧化塘次之, 表面流湿地最差。

参考文献:

- [1] 雷志洪, 戴知广. 高效复合垂直流人工湿地系统处理效果与污水回用工程 [J]. 给水排水, 2002, 28 (9).
- [2] 沈耀良. 新型废水处理技术—人工湿地 [J]. 污染防治技术, 1996, (Z1).
- [3] 刘超翔. 人工复合生态床处理低浓度农村污水 [J]. 中国给水排水, 2002, 18 (7): 1-4.
- [4] 胡康萍. 人工湿地污水处理系统初步研究 [J]. 上海环境科学, 1991, 10 (9), 25-28.
- [5] 刘真. 人工湿地污水处理系统的分析与优化 [J]. 华中科技大学学报, 2003, 20 (4), 54-58.
- [6] 白晓惠. 人工湿地污水处理技术及其发展应用 [J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32 (6), 31-34.
- [7] 胡国光, 曹向东. 深圳市沙田人工湿地污水厂简介 [J]. 中国给水排水, 2003, 29 (8), 23-25.
- [8] 陈源高, 李文朝. 云南抚仙湖窑泥沟复合湿地的除氮效果 [J]. 湖泊科学, 2004, 16 (4), 28-31.
- [9] 杨扬, 许振成. 人工湿地对洱海湖滨地区农业非点源污染控制示范研究 [J]. 大理科技, 2003, 2, 33-35.

Purification Effect of Inflows of Plateau Lakes by Constructed Wetland in Yunnan

DU Liang - mei¹, ZHANG Li², HE Li - ping¹, CHEN Jing¹

(1. Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming Yunnan 650034 China)

Abstract: The research results about five typical constructed wetlands show that: their removal rate of different water quality indicators are respectively: SS : 70 ~ 80% , TN and NH₃-N: 30 ~ 50% , TP: 20 ~ 40% , COD_{Cr}: 40 ~ 50% . The removal effect of TN、NH₃-N and TP is decreasing with the increasing influent concentration. It is an opposite situation for COD_{Cr} and SS. The pollution reduction of TN is 28 ~ 33kg/d, NH₃-N 5.3 ~ 7.34kg/d, TP 1.4 ~ 1.7kg/d, COD_{Cr} 250 ~ 320kg/d and SS 120 ~ 300kg/d. The average reduction of surface pollution load of the constructed wetlands is respectively: TN 2.00g/m²·d, NH₃-N 0.53g/m²·d, TP 2.32g/m²·d, COD_{Cr} 19.24g/m²·d and SS 374.71g/m²·d.

Key words: plateau lake; constructed wetland; removal rate; reduction; pollution load; Yunnan

南宁市朝阳溪水污染调查与对策分析

贺亮, 王燕舞, 李波, 易祥, 温瑜, 闭璐琳
(桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541006)

摘要: 通过现场调查、走访与网络及新闻资讯, 了解并掌握了南宁朝阳溪水污染状况, 分析了污染产生的原因, 并针对各类污染提出相应的解决对策与建议。

关键词: 水污染; 调查; 原因; 对策; 朝阳溪; 南宁

中图分类号: X 52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0048-03

1 引言

朝阳溪, 原名北帝庙沟, 几经更名, 近代定名为朝阳溪^[1]。朝阳溪是一条贯穿南宁市中心的天然河流, 北起罗伞岭, 穿过郊区、城北区和永新区, 至大坑口汇入邕江, 总流域面积 2414km², 河道全长 14128km, 两岸地势平坦^[2]。据老一辈的当地人说, 朝阳溪在过去是一条清凉洁净的溪流, 虽然水量不大, 但长年有水, 水中时常可见鱼虾嬉戏。加之早期两岸居民少, 两岸芳草萋萋、柳树成荫、水鸟成群, 配上河面架设的木桥或石桥, 自成一番小桥流水的意境, 景观十分怡人。直至 20 世纪中期, 溪中尚可见有人游泳。

随着南宁的城市发展和工业化进程, 朝阳沟两岸居民人数越来越多, 企业、厂矿和商业区也不断建设、迅速增加。朝阳溪边出现了很多参差不齐的自建民房或临时工棚, 两岸变得凹凸不平、杂草丛生, 随处可见散乱狼籍的垃圾堆。大量的生活污水、工业废水排入溪中。附近有些居民为图省事, 甚至将生活垃圾等直接扔入河里。上述诸多因素, 加之无配套的市政规划与基建设施, 使昔日清澈优美的朝阳溪逐渐变成了一条令人谈之色变的臭水沟, 严重影响观瞻和周围居民的生活与健康, 几乎成了南宁环境污染的代名词, 且这一情形持续了数十年。自 20 世纪 90 年代末, 朝阳溪的综合整治被列入广西壮族自治区的重点建设项目^[3], 至今已初见成效, 但整治工作尚未完成。

本文主要通过现场调查、走访与网络资讯, 了

解与掌握南宁朝阳溪水污染状况, 分析污染产生的主要原因, 并针对各类污染提出相应的对策与建议。

2 朝阳溪水污染的原因调查与分析

2.1 生活污水的任意排放

由于朝阳溪周边属于老城区, 早期属于自发性建设发展。大多数建筑为居民建筑, 房屋密集、杂乱、破旧, 居住质量和居住环境低下。建筑周边交通道路问题突出, 路面狭窄且衔接不佳^[6]。明显缺乏有效的总体规划和配套的市政设施, 直接后果之一就是导致朝阳溪成了排污渠道, 生活污水被直接排入朝阳溪。

起初, 由于居民数量较少, 排入的污水量也较少, 在朝阳溪中河水的自净作用下对河流影响较小。但随着居民人数增加, 污染物总量越来越多, 大量的生活污水, 甚至包括未经化粪池处理的粪便污水也直接排入朝阳溪, 当超过了水体自净的环境容量时, 朝阳溪的污染成了必然。曾经一度, 朝阳溪河内水质呈黑色, 伴有浓烈刺鼻的臭味, 水面长满浮萍, 伴有大量的蚊虫滋生, 严重影响周边居民的生活。

2.2 工业废水未经处理直接排入朝阳溪

按产品与生产工艺的不同, 各工业企业排放的废水的水质、水量也不相同。但总体上, 工业废水具有污染物浓度大、有害物质含量高的特点, 未经处理直接排入自然水体的危害极大。据不完全统计, 沿朝阳河流域有棉纺厂、味精厂、塑料厂、橡胶厂、印刷厂、米粉厂等大大小小的工厂数十家, 污染来源较多, 且污染物排放量大。2002 年的统计数据表明, 从南宁重型机械厂铁路桥到大坑口河段有排污口 260 个, 其中重型机械厂至二十八中河段有排污口 19 个, 二十八中至十三中河段有排污

收稿日期: 2013-07-17

基金项目: 广西壮族自治区大学生科技创新训练课题 2013, 桂林理工大学环境科学与工程学院大学生科技创新课题 2013。

作者简介: 贺亮 (1994-), 男, 壮族, 广西南宁人, 本科生, 研究方向为给排水科学与工程。

通讯作者: 王燕舞 (1980-), 女, 云南曲靖人, 桂林理工大学讲师, 从事水污染控制与防治研究工作。

口 138 个, 十三中至大坑口河段 103 个^[3]。20 世纪 90 年代对朝阳溪的水质监测结果显示, 朝阳溪被污染的水中除含有大量有机污染物外, 还有硫化物、砷、铅、铬、酚类等化学污染物, 以及肝炎病毒、大肠杆菌、结核菌、痢疾菌等多种有毒有害物质^[1]。朝阳溪的水质超过 V 类水体的 10 倍, 还直接污染下游凌铁水厂取水点的水质, 对市民饮用水安全造成威胁, 给工作和居住在沿河两岸的人们的健康带来恶劣影响^[4]。近些年, 在环保部门的大力督促与监管下, 大部分企业对生产废水进行了一定程度的处理, 但朝阳溪的污染状况仍不容乐观。

2.3 垃圾的任意堆放与倾倒

由于老城区的无规划发展, 生活垃圾与工业企业的废弃物无有效处理措施与处置场地。直至近年, 在朝阳溪沿岸还随处可见散乱狼籍堆放着的垃圾。时间久了, 堆放的垃圾产生发酵, 导致周边环境臭气熏天, 路人掩鼻绕行, 居民对此怨声载道。此外, 发酵过程中, 产生的垃圾渗滤液横流, 多则直接流入河中, 少则在流动中蒸发, 但一旦下雨, 污染物仍将伴随雨水径流进入朝阳溪。

更有甚者, 直接将垃圾、废弃物等扔进河道, 朝阳溪中常见到有动物尸体, 有时甚至还有弃婴等。大量的垃圾与废弃杂物在河道中沉积, 其中有机物部分逐渐腐烂变质, 产生恶臭, 而且在该过程中需大量消耗水体中的溶解氧, 致使水生生物因生存环境被破坏而大量死亡, 直至几乎灭迹。

2.4 雨季的内涝污染

在雨季, 朝阳溪还起着蓄洪、排洪作用, 可将洪水排至邕江。但朝阳溪源头为残土丘地带, 无水源地林, 上游基流很小^[2], 故平时河道内的径流量有限。如前所述, 大量的生活垃圾与工业废弃物倾倒入朝阳溪中, 其中有机物部分在微生物作用下被分解, 而无机性的物质在较小的河流径流中, 则会淤积或滞留在河道中, 占据河道部分容积。此外, 由于两岸许多建筑在无规划性任意建设中侵占了河道断面, 也使得朝阳溪的调洪库容逐年减少。1992 年朝阳溪的实测水位为 69 ~ 72m, 库容仅为 1973 年同水位库容的 44.8%^[2]。调洪能力的削弱, 直接导致的后果就是雨季内涝不断。

在调查中, 我们听当地居民讲过亲身经历的故事: 每年夏天雨季来临的时候, 大家就要严阵以待, 以防朝阳溪排洪不及, 洪水倒灌进入家里。有时甚至还在吃饭, 洪水就灌入家中, 只好把锅碗瓢盆等生活用品搬着上楼, 而其他大件的物品就由他

去, 把门关上, 不让东西被冲出门外作罢。

3 改善朝阳溪水污染问题的对策与建议

(1) 改建旧城区, 建立完善的生活污水收集系统, 截流污水, 并输送至污水处理厂。在朝阳流域周边地区, 尤其是老城区, 房屋建筑密度大, 几乎接近 100%。居住人口密度也很大, 根据对溪边沿线地区旧民房相对集中的几个街区进行的统计数据, 人口平均毛密度为 584 人/hm²^[4]。由于市政设施的极度缺乏, 人们在日常生活中产生的生活污水无法被有效收集与处理, 不得不就近排入朝阳溪。因此, 改建旧城区, 建立完善的生活污水收集系统, 实现生活污水的有效截流, 并统一输送至污水处理厂进行处理, 达到规定的排放要求时方能排入自然水体, 这样才能从根本上解决生活污水所造成的朝阳溪水污染问题。

(2) 整改企业, 推行清洁生产, 减少“三废”的排放量, 并要求对“三废”进行适当无害化处理后予以排放。生产工艺决定了工业企业生产废物的排放类型。原始、简易的生产工艺往往采用粗放型的生产与管理, 对环境的要求低, 且对原材料的利用效率不高, 因此加工过程中产生的“三废”(废水、废气、废渣)的量也多。朝阳溪上游大大小小的工业企业有数十家, 但由于各种原因, 对生产废物, 进行处理后实现达标排放的很少, 尤其是规模较小的企业。某些企业虽然建设有一定的处理设施, 但处理能力或效率有限, 当运行不当或出现故障时仍只能将大量的污染物排入朝阳溪中。因此, 对工业企业进行整改, 推进清洁生产, 从源头上减少“三废”的排放, 才能避免或减轻生产废水和工业废弃物对朝阳流域及周边环境的负面影响。

(3) 整治河道, 防止内涝; 适当引水, 保证常年稳定径流。朝阳溪天然径流量小, 历年的沉积与垃圾的倾倒入河道容积被占用, 水面抬升。这会导致两方面问题: 一是有限的河道容积, 会使得一到雨季, 流域范围内涝严重; 二是当流域范围的生活污水被截流, 并输送到污水处理厂后, 朝阳溪的补给水源就只有依靠流量有限的天然径流, 较小的水量意味着较小的环境容量, 这对于改善朝阳溪的水污染状况是极为不利的。因此, 必须疏浚河道, 加大力度清理淤堵污物。同时, 应建立相应的规章制度, 禁止居民和企业向河中倾倒垃圾和废弃物; 适当地从别处引水, 保证朝阳溪常年稳定径流, 并根据历年水文资料, 适当设置排涝泵站, 防止雨季

内涝。

(4) 建立垃圾分类收集中心或垃圾中转站, 尽可能回收有用资源并及时将垃圾转运处置。对于朝阳溪沿岸的生活垃圾和固体废弃物, 应统筹安排, 合理规划生活垃圾固定收集点, 并设置垃圾分类收集中心和垃圾中转站, 尽可能回收有用资源, 并按环保要求, 及时将无回用价值的垃圾转运处置。当工业企业有固体废弃物倾倒地, 必须在满足行业对其固体废物的无害化要求的前提下, 才能接纳中转。垃圾收集系统及中转站的设置, 一方面能有效防止或减少生活垃圾的随意倾倒造成的对朝阳溪两岸环境的直接污染; 另一方面, 垃圾收集与中转的过程中需要大量的人力资源, 可提供新的就业机会。建议在当地征集工作人员, 因为当地人长期饱受朝阳溪水污染之害, 深知其中的利害关系, 利于工作的有效实施。

(5) 提高居民综合素质与企业的环保意识。要改善朝阳溪水污染问题, 提高居民综合素质和企业的环保意识也是至关重要的因素之一。老旧房屋建筑改造, 面临着较大规模的拆迁与居民安置问题, 需要居民的积极配合; 倡导节能减排, 提高生活用水利用率, 减少生活污水排放; 大力宣传环境保护的重要性, 使居民具备环保自觉性, 减少不必要的生活垃圾量, 并合理送到指定收集点; 工业企业推行清洁生产, 减少生产污染物排放, 并在厂内进行无害化处理和处置等等; 均需从提高居民综合素质和企业的环保意识开始。

4 结束语

朝阳溪水污染问题是我国城市内河在城市发展过程中从清洁到被污染的一个缩影, 所幸朝阳溪的污染问题已得到当地政府的重视, 已经开始进行综合整治, 并已初见成效。作为在朝阳溪边长大的居民之一, 本人见证了朝阳溪的变化: 从原来的带着恶臭的黑色水流, 到如今变为黄色中掺带着黑色, 臭味大大减少。在2013年年初的新闻报道中, 也提到朝阳溪的清淤工程已基本完成。我们十分期待朝阳溪的整治工程早日完成, 尽快地让朝阳溪除去“脏、乱、差”的恶名, 而转变成让人赏心悦目的水景城区。此外, 作为给水排水工程专业一年级的学生, 通过本次调查也是获益良多: 不仅巩固了我们对专业的初级认知, 也为将来专业课程的学习奠定了良好的基础。

参考文献:

- [1] 李好那. 追踪朝阳溪 [J]. 沿海环境, 1999, (4): 6-7.
- [2] 黄自勤, 吴超超. 南宁朝阳溪上段综合治理工程设计方案浅析 [J]. 给水排水, 2000, 26 (12): 23-26.
- [3] 梁军贤. 南宁市朝阳溪水文调查分析研究 [J]. 广西水利水电, 2003, (1): 61-63.
- [4] 梁武波. 城市内河整治——以南宁市朝阳溪环境综合整治工程为例 [D]. 南宁: 广西大学, 2005.
- [5] 邓超冰, 田艳, 李新平, 等. 邕江南宁段和南宁城市内河中的挥发性有机物 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (1): 119-123.
- [6] 疏良仁, 黄丹影, 石坚, 等. 重溯城市滨水地区景观风貌——南宁市朝阳溪沿岸环境景观设计 [J]. 规划师, 1999, 15 (3): 90-94.

Water Pollution of Chaoyang River in Nanning City

HE Liang, WANG Yan-wu, LI Bo, YI Xiang, WEN Yu, BI Lu-lin

(Environmental Science and Engineering Collage, Guilin University of Technology,
Guilin Guangxi 541006 China)

Abstract: Through field investigation, interviews, network and news, the water pollution of Chaoyang River in Nanning has been understood. The causes of the pollution are analyzed in this paper and the solutions and countermeasures are proposed.

Key words: water pollution; investigation; cause; countermeasure; Chaoyang River; Nanning

水生植物对漓江流域水环境的影响

梁忠管, 高政豪, 马丽娟, 曹长春

(桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541006)

摘要: 漓江水生植物能从水环境中吸收营养组分氮、磷, 防止水环境富营养化; 与水生藻类竞争, 抑制其生长发育; 还能与部分重金属络合, 降低其环境毒性。对漓江的水环境有重要作用。

关键词: 水生植物; 水环境; 影响; 漓江流域

中图分类号: X 52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0051-03

漓江是桂林城市地区与农村地区生产生活用水的来源, 漓江的水环境状况直接影响着漓江两岸以及周边城市和农村地区的正常生活与生产。漓江生长着众多的水生植物, 研究水生植物与漓江流域水环境状况的关系有一定的必要性。

1 水生植物的定义与分类

水生植物是河流与湖泊的重要组成部分, 也是河流湖泊生态系统功能的重要体现。水生植物可吸附水中的悬浮物和溶解性成分并降解, 发挥潜在的去毒作用^[1]。水生植物是指依托水环境生存在水中, 从水中或者水底泥土中获取养分并能够在水中正常繁殖下一代的植物类型, 根据水生植物生长的地区不同以及形态上的差异可将水生植物大概区分为4类: 挺水植物、深水植物、浮叶植物与浮游植物。

2 漓江流域水生植物的种类与分布概况

漓江流域因为河流平缓开阔, 营养物质丰富, 水质良好, 所以在漓江河底生长着大量的水生植物。这些水生植物大部分都是生长在河底的沉水藻类和一些漂浮植物。藻类主要是黄藻门的金丝藻属、角绿藻属、栅藻属, 硅藻门的舟形藻、羽纹藻属, 绿藻门的鼓藻属、水绵属、绿球藻属、桥弯藻属、脆杆藻属、针杆藻属等。水生植物有可能会不同程度地影响漓江流域的水环境特征。

3 漓江水环境概况

漓江是中国锦绣河山的一颗明珠, 是桂林风光的精华、灵魂和精髓, 早已闻名遐迩, 著称于世。

漓江发源于“华南第一峰”桂北兴安县的越城岭猫儿山, 那是个林丰木秀, 空气清新, 降雨量充沛, 生态环境优美的地方。漓江上游主流称六峒河; 由华江乡南流至兴安县司门前附近, 东纳黄柏江, 西受川江, 合流后称溶江; 由溶江镇汇灵渠水, 流经灵川、桂林、阳朔, 至平乐县恭城河口称漓江; 下游统称桂江, 至梧州市汇入西江, 全长约437km, 流域面积约5585km²。从桂林到阳朔约83km的水程, 堪称漓江精华。

3.1 漓江流域城市区段水环境状况

漓江流域周边有较多的城市与城镇, 而且在城市与城镇地区人口较多, 生产生活需水量较大, 因此产生的生活污水与工业废水较多, 且主要都排入漓江干流或支流中。虽然大部分的生活污水和工业废水都经过了简单或者污水处理厂的两级处理, 达到了排入漓江的水质标准, 但不排除部分地段的企业为了减少生产成本而出现乱排乱放的现象。这都会给漓江城市地段的水环境状况带来一定的影响。

随着城市的发展、现代化的推进与社会经济的进步, 漓江流域城市区段不断发展了工业与旅游业。在此过程中使局部地区的水环境遭到一定程度的破坏。在发展旅游时只为追求利益最大化, 使漓江流域的原有河流发生变化; 以及在旅游过程中人们的素质水平不高, 随处扔垃圾现象时常发生; 也是漓江水环境受到破坏的原因。

来自城市和城镇的工业废水, 特别是一些矿区的违规开采, 矿渣的处理不当, 使得很多重金属元素流入河中, 增加了漓江重金属元素的含量。生活污水中含有未降解的有机物和氮磷等营养元素, 这使得漂浮藻类获得了大量繁殖的机会, 也对漓江的水环境造成潜在的危害。

3.2 漓江流域农村段水环境状况

收稿日期: 2013-07-17

基金项目: 广西壮族自治区大学生科技创新训练课题 2013, 桂林理工大学环境科学与工程学院大学生科技创新课题 2013。

作者简介: 梁忠管 (1994-), 本科生, 专业方向为给排水科学与工程。

通讯作者: 曹长春。

目前漓江流域农村的水环境污染正在加剧。漓江流域农村的分布较为分散,而且人口较少,占有土地较多,人口密度不大,继而产生的生活污水较少。但因为农村地区经济较为落后,没有完善的污水排放管道和标准化的污水处理设施,生活污水大多都是直接排放,没有经过任何的处理,对环境的影响非常大。即使是一些农村地区经过了一些简单的处理,例如过滤和物理沉降,但这些都不符合标准。这些生活污水虽然没有直接排入漓江之中,但经过下渗到地下,最后还是汇入漓江,对漓江的水环境造成影响。

农村的生活垃圾没有专业的垃圾回收部门,且家庭间隔较远,不方便回收处理,因此大部分的垃圾都是自家进行堆积、焚烧和填埋处理,这些简单的处理不能完全解决垃圾带来的影响。在垃圾堆积过程中渗出的垃圾原液是一个严重的问题,原液中有多种有毒物质,对环境的影响很大,经过一段时间的渗流,原液中的污染物质终究会流入漓江之中。

如今农村地区依然主要从事农业生产,农业科技水平较为落后,因此在进行农业生产时,为了提高农作物产量,使用了大量的农药、化肥,一些知识水平较低的农民经常超量使用。过量的农药和化肥农作物无法全部吸收,会大量剩余在田间地头。一旦出现降雨,经过雨水冲刷,未被吸收的化肥、农药会被带走,随雨水注入漓江之中。

农村的污水、垃圾、化肥主要会增加漓江内有机物及N、P元素的含量,使河流呈现富营养化现象。

4 水生植物的功能与特点

4.1 净化富营养化水体

富营养化已成为漓江的主要环境问题之一,国内外已开展了大量有关水体富营养化的研究,但由于水域生态系统的复杂性以及形成原因和影响的复杂性,特别在人类活动严重干扰下,因为自然和人为因素的叠加,水体富营养化仍然是一个水环境系统的焦点^[3]。随着人口快速增长和经济持续迅速发展,以及在此过程中人们对水资源保护意识缺乏,导致大量工业和未经处理的生活污水排入江河、湖泊之中,引起地表水环境严重污染,富营养化水域增多,富营养化程度提高^[4]。水体富营养化是受多种因素影响而产生的,主要是大量的营养物质输入到水体中,使得水体中的营养物质含量超标。而在有水生植物存在的水体中,在一定程度

上,生长着的水生植物能够吸收、转化、消除或分解水环境中的污染物质,实现环境净化、生态效应恢复。在原有生态系统中,水生植物能够处理一定程度的营养物质负荷,水生植物在提高水体自净能力上有重要作用。林连升等研究表明,不同富营养化水体中,植物修复能力存在差异^[5]。利用水生植物对水体中氮、磷元素进行有效吸附、转化和降解,可减轻水体富营养化程度、修复水体自净功能^[6]。

4.2 对重金属的富集

水生植物对重金属Zn、Cr、Pb、Cd、Co、Ni、Cu等有很强的吸收积累能力,众多环境中的重金属所含比例与植物组织中重金属所含比例呈正相关,但因为品种的不同与功能上的差异,重金属在植物体内的含量也有差异,有的含量较大,有的含量甚微,且植物对重金属元素的吸收也是有选择的。水生植物通过根系分泌的有机酸与重金属离子形成络合物,减弱了其对水中其他生物的毒害作用,漓江的水生植物对排入漓江中的重金属有一定的吸收作用和缓冲效应。

4.3 抑制藻类

水生高等植物和藻类都是水体生态系统中的初级生产者,属于同一个营养级,是营养物质和光能利用上的竞争者。根据水生植物的生存特点,其主要吸收水体中的营养物质。水体中的营养物质主要被水生植物吸收了,藻类从中获得的利益减少了,藻类的数量也就减少了,而且有部分水生植物在生长过程中会分泌抑制藻类生长的物质,破坏其生理代谢,迫使其死亡,减少毒素。但因为品种上的差异,可能有些水生植物的效果不是很明显。漓江因为处于流动状态,漂浮藻类主要生长在两岸的坑洼之中,因此漓江中漂浮藻类较少。

4.4 作为观测水质的标准

水生植物的种类繁多,所需的生存条件各异,有的水生植物生存条件较低、适应能力强,但有的需要较高的水质标准,这就可以为我们对河流水质的检测与研究提供参考。

4.5 水生植物的负面影响

水生植物能通过多种途径有效去除水体中的营养盐,但也存在局限性。一方面,水生植物只是在生长期去除氮、磷等营养盐,而很少有植物能在冬季正常生长,冬季水生植物对水体的净化效果不佳。如果水生植物快速增殖,会覆盖水面,阻止阳光进入水体,妨碍水生浮游生物生长,影响水体生

物多样性和增长率。水生植物过度生长, 占据水体空间, 使鱼类的生活活动空间减少, 觅食困难, 在阴雨天气鱼类在有限的水体空间与水生植物互相争夺水中溶解氧, 会出现大量死鱼现象。仲夏季节, 水草繁茂的水域由于光合作用强烈, 水中二氧化碳被大量消耗会引起河流 pH 值一定幅度的上升。其次, 大量水草死亡沉落水中腐烂、分解, 在生长期吸收的营养盐又释放回水体, 成为水体营养物质的内源污染。研究发现, 水生植物凋落物腐烂过程中 75% 的 N、80% 的 P 能在年内释放出来^[7]。第三, 水生植物生长过于茂盛会堵塞河道, 发生河流改道的现象, 危害当地的水环境特征。

5 结语

因为漓江生长着自身特定的水生植物, 所以能够进行水体的自净; 因为有了这些特定的水生植物, 漓江流域才能焕发蓬勃生机。漓江的水生植物为漓江流域的生态做出了巨大的贡献。如果没有这些水生植物, 也许漓江的污染程度会很高, 两岸的工业废水和生活污水都将一步一步地使漓江的水环

境变差。但是漓江因为被排入大量废水, 水生植物也因此大量生长, 有关部门没有及时清理, 这也将成为一个新的影响漓江水环境的问题。漓江现有的水生植物的种类和生长状况, 表明漓江如今的水环境和水质状况处于中等水平。水生植物在直接或间接地改善着漓江的水环境状况, 对漓江水生态环境的保护起着不可替代的作用。

参考文献:

- [1] 尹俊岭, 张学之, 张佳兴. 衡水湖水生植物水质净化效应研究 [J]. 南水北调与水利科技, 2009, (7).
- [2] 于海波. 水生植物解析 [J]. 现代园林, 2010, (7).
- [3] 蔡庆华, 吴征宇. 三峡水库富营养化问题与对策研究 [J]. 水生生物学报, 2006, 30 (1): 8-10.
- [4] 唐静杰, 周青. 湖泊富营养化的生态修复研究进展 [J]. 生态经济 (学术版), 2008, (2): 288-291.
- [5] 林连升, 缪为民, 袁新华, 等. 三种沉水植物对富营养化池塘水质的改良效果 [J]. 金陵科技学院学报, 2006, 22 (2): 69-74.
- [6] 郑焕春, 周青. 湖泊富营养化水体生物修复中的作用 [J]. 中国生态农业学报, 2009, 17 (1): 197-202.

The Impact of Hydrophyte on the Water Environment of Lijiang River Basin

LIANG Zhong-guan, GAO Zheng-hao, MA Li-juan, CAO Chang-chun

(Environmental Science and Engineering Collage, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi 541006 China)

Abstract: The water plants in Lijiang river can absorb the nutrients of nitrogen and phosphorus from water body and protect the river from eutrophication. They could also prohibit the growth of algae through competition, and complex with some heavy metals to reduce their toxicity. Therefore, they are playing an important role in water environment of Lijiang River.

Key words: hydrophyte; water environment; impact; Lijiang river basin

曝气生物滤池处理性能影响因素实验研究

张连科

(内蒙古科技大学能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010)

摘要: 采用上向流曝气生物滤池处理生活污水, 考察了气水比、水力负荷、有机负荷、滤料层高度等因素对曝气生物滤池处理性能的影响。结果表明, 气水比为 5:1 时, COD 和 NH₃-N 的去除率分别为 87.6% 和 60.1%; 水力负荷在 0.21~0.86 m³/(m²·h) 的条件下, COD 的去除率随水力负荷的增加降幅较小, NH₃-N 的去除率下降明显; 有机负荷在 1.15~2.96 kg/(m³·d) 的条件下, BAF 表现出很好的抗有机负荷冲击能力。BAF 对有机物的去除主要发生在滤料层 0~70cm 段, 对 NH₃-N 的硝化主要发生在滤料层 40~100cm 段。

关键词: 曝气生物滤池; 气水比; 水力负荷; 有机负荷

中图分类号: X 703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0054-03

曝气生物滤池 (Biological Aerated Filter, BAF) 是 20 世纪 80 年代末在普通生物滤池基础上发展起来的第三代生物膜法处理工艺^[1,2]。该工艺具有容积负荷高、水力负荷大、水力停留时间短、性能稳定、所需基建投资少、能耗及运行成本低、出水水质高等优点^[3], 是适合我国国情的简易、高效、低耗的污水处理新技术, 在实际应用中取得了良好的处理效果。但是, 目前对影响 BAF 污染物去除效率的因素诸如: 气水比、水力负荷与进水底物浓度等的研究还不够完善。本试验以人工模拟生活污水为处理对象, 研究了各因素对曝气生物滤池处理效能的影响。

1 实验材料与方法

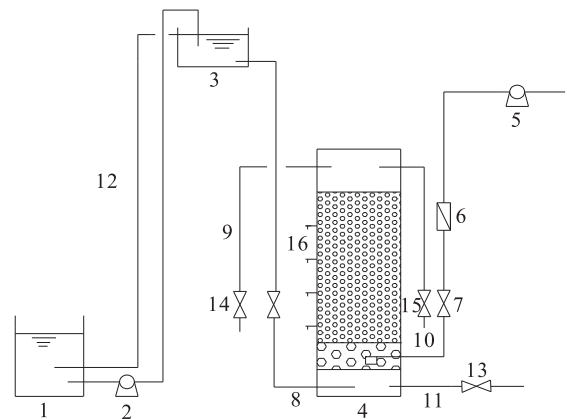
1.1 实验装置

试验装置流程见图 1。

模型反应器为有机玻璃制作, 直径 950mm, 高 2000mm。滤池下部为 200mm 高装有直径为 2~3cm 的卵石承托层, 滤料层高度为 1200mm, 填料选用球形轻质生物陶粒, 粒径 3~6mm。生物滤池沿滤料层高度每隔 30cm 设一个取样口, 第一个取样口距离滤料层底部 10cm。滤池采用上向流气水同向运行方式, 气水联合反冲洗。

1.2 试验用水

人工配水由葡萄糖、蛋白胨、牛肉膏、氯化铵、磷酸二氢钾等按一定比例配制, 根据实验需要对葡萄糖和氯化铵等主要成分进行增减, 以取得不



1-原水箱, 2-水泵, 3-高位水箱, 4-曝气生物滤池, 5-空气压缩机, 6-气体流量计, 7-阀门, 8-进水管, 9-出水管, 10-反冲洗出水管, 11-反冲洗进水管, 12-溢流管, 13-反冲洗进水管阀门, 14-出水阀门, 15-反冲洗出水阀门, 16-取样口

图1 实验装置示意图

同的进水水质。

1.3 检测项目和方法

表 1 检测项目和方法^[4]

| 检测指标 | 测定方法 |
|------|-------------|
| COD | 重铬酸钾法 |
| 氨氮 | 纳氏试剂分光光度法 |
| 温度 | 温度计 |
| pH | pHS-25 型酸度计 |

2 结果与讨论

2.1 气水比对 BAF 工作性能的影响

室温条件下, 进水流量为 3L/h, 相应的水力负荷为 0.43 m³/(m²·h), pH 值 6.8~7.2, 气水比分别为 3:1、5:1、7:1 和 10:1, 各稳定运行 9d, 曝气生物滤池对 COD_{Cr} 和氨氮的处理效果见图 2。

收稿日期: 2013-07-26

作者简介: 张连科 (1980-), 男, 内蒙古赤峰人, 讲师, 硕士。

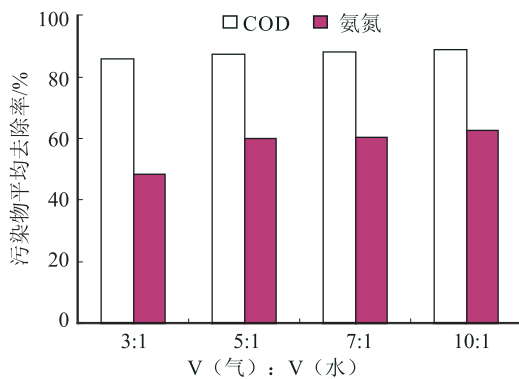


图2 不同气水比下COD和氨氮去除效果

由图2可见,气水比由3:1提高到10:1,反应器对COD的去除率略有提高,影响不大。氨氮的去除率受气水比的影响较大,从3:1提高到5:1时,氨氮的平均去除率由48.7%提高到60.1%;当气水比达到7:1和10:1时,氨氮的平均去除率较5:1时分别提高了0.3和2.4个百分点。气水比较低时,异养菌的生长利用了水中大部分溶解氧,硝化菌可利用的溶解氧量有限,成了硝化反应的限制因素,氨氮去除率较低。此时,单一的除碳型曝气生物滤池可以满足要求。当气水比达到5:1以上,BAF取得较好的充氧效果,对有氧条件要求苛刻的硝化细菌能获得良好的生长条件,因而BAF对氨氮的去除率有了较大幅度的提高,并基本稳定。但曝气量增大,动力消耗也将增大,增加了运行成本,是水厂实际运行中需控制的指标之一。因此,根据实验结果确定最佳气水比为5:1。

2.2 水力负荷对曝气生物滤池处理性能的影响

气水比为5:1,水力负荷分别为 $0.21\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 、 $0.43\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 、 $0.63\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 和 $0.86\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 时各稳定运行11d,水力负荷对COD和氨氮去除效果的影响见图3。

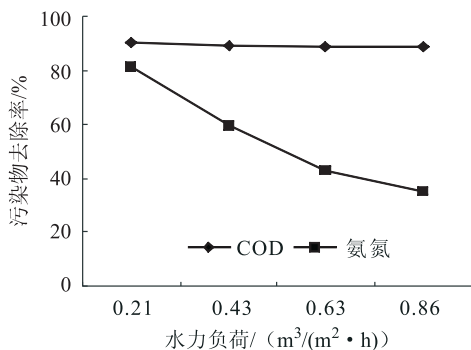


图3 不同水力负荷下COD和氨氮去除效果

由图3可见,COD的去除率随水力负荷的增加

降幅较小,说明滤池高度足够,填料上生物膜的总量能够保证在试验水力负荷条件下对COD有较好的去除效果。氨氮的平均去除率随水力负荷的增加下降明显,说明水力负荷对BAF的硝化效能有显著影响。一方面水力负荷增大,水力停留时间减小,使污水与微生物的接触反应时间减少,这对于增长速度较慢的硝化菌来说,其硝化作用无法得到充分发挥。另一方面,增加水力负荷的同时相应的有机负荷也增加,使得异氧菌生长迅速,这使得对溶解氧、pH值等环境条件要求较高的硝化菌在与异氧菌的竞争中处于不利地位,总体活性下降。再加上增加水力负荷导致频繁反冲洗,由于硝化细菌的比增长率远远低于异养菌,使其在反冲洗过程中被冲刷脱落的可能性更大,从而也使得硝化能力下降。

2.3 进水有机负荷对滤池处理性能的影响

在水力负荷 $0.21\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 、气水比5:1的条件下,有机负荷对BAF性能的影响见图4。

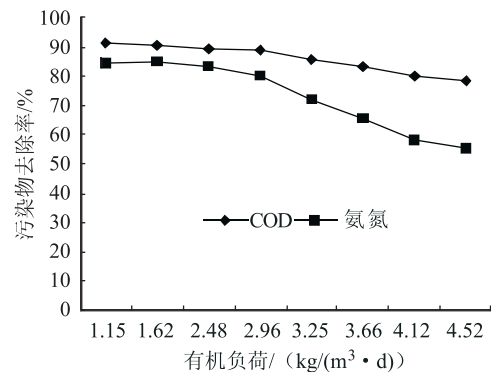


图4 不同有机负荷下COD和氨氮去除效果

随着进水有机负荷的增加,COD去除率缓慢下降。有机负荷从 $1.15\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 增加到 $2.96\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,氨氮的去除率逐渐减小,曝气生物滤池表现出很好的抗有机负荷冲击能力。再继续提高有机负荷,氨氮去除率迅速下降,氨氮的去除效果受进水有机负荷的影响较大,有机负荷的增加对系统的硝化作用产生了不利的影响。这是因为,当污水中有机物浓度增加时,由于异氧菌的生长繁殖速度快,异氧菌首先利用水中的氧,在营养较为丰富的条件下大量繁殖,同时生物膜增厚阻碍了氧向生物膜的传递。当水中溶解氧不足或氧透过膜达到硝化菌表面的传递速度下降时,硝化菌吸取水中溶解氧的能力比异氧菌要差,这些都限制了硝化菌的生长繁殖,使硝化反应受到影响,从而系统的氨氮去除率呈较大的下降趋势。

从实验结果看,滤池进水的有机负荷控制在 $2.96\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 以内较为合适。

2.4 填料层高度对曝气生物滤池处理性能的影响

气水比 5:1、水力负荷 $0.21\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 的条件下,不同滤料层高度处 COD 及氨氮的去除效果分别见图 5 和图 6。

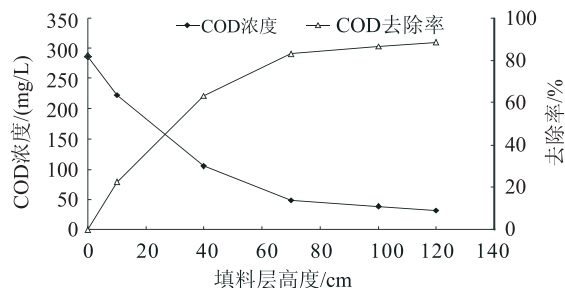


图5 COD去除率随填料层高度的变化

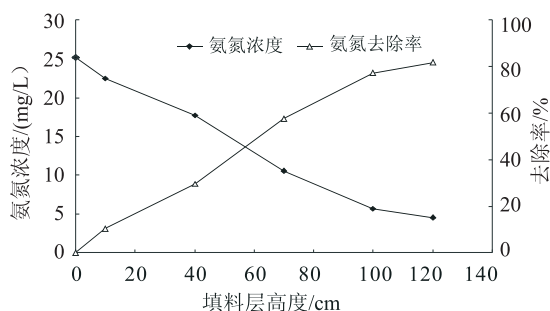


图6 氨氮去除率随填料层高度的变化

由图可见,BAF 对有机物的去除主要发生在滤料层 0~70cm 段。在滤层高 70cm 处, COD_{Cr} 的去除率达到 83.2%, 占总去除率的 93.8%。主要是因为 BAF 下部有机负荷高, 微生物增殖快而且活性高, 去除 COD 的能力较强。对氨氮的硝化主要发生在滤料层 40~100cm 段。在滤料层 40cm 处, 氨氮去除率仅为 29.5%, 到 100cm 处达到了 77.2%, 40~100cm 段氨氮的去除率为 47.7%, 占

总去除率的 58.4%。主要由于硝化过程需要较高的溶解氧, 在 BAF 底部因有机负荷较高, 耗氧量大, 致使氧含量很低, 因此硝化菌的活性较低; 在滤料层中部, 有机负荷有所降低, 溶解氧浓度升高, 对氨氮的去除效果增强。

3 结论

(1) 考虑动力消耗的同时要求有机物的去除和硝化效果最佳, 确定最佳气水比为 5:1, 在此条件下, COD 和氨氮的平均去除率分别为 87.6% 和 60.1%。

(2) 在本实验条件下, 水力负荷对曝气生物滤池 COD 去除率影响较小, 对 BAF 的硝化效能影响显著。有机负荷对曝气生物滤池处理性能有较大影响, 综合考虑碳氧化和硝化的效果, 有机负荷控制在 $2.96\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 以内较为合适。

(3) 在本实验条件下, 通过对 BAF 滤料层不同高度处 COD 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的测定, 有机物的去除主要发生在滤料层 0~70cm 段。在滤层高 70cm 处, COD_{Cr} 的去除率达到 83.2%, 占总去除率的 93.8%。BAF 对 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的硝化主要发生在滤料层 40~100cm 段。在滤料层 100cm 处 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 去除率达到了 77.2%, 40~100cm 段氨氮的去除率为 47.7%, 占总去除率的 58.4%。

参考文献:

- [1] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术理论与应用 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [2] Pujol F, Canler J P, Iwema A. Biological aerated filters - An attractive biological process [J]. Water Sci Technol, 1992, 26 (3): 693-702.
- [3] 马晓春, 刘世桐. 曝气生物滤池处理生活污水的试验研究 [J]. 环境保护科学, 2009, 35 (2): 34-36.
- [4] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

The Experimental Study on Influence Factors of Biological Aerated Filter

ZHANG Lian-ke

(School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou Inner Mongolia 014010 China)

Abstract: An up-flow biological aerated filter (UBAF) was used to treat domestic wastewater. The influence of gas-water ratios, hydraulic loading, organic loading and filter height on the removal efficiency of the biological aerated filter was investigated. The results showed that when the gas-water ratios was 5:1, the removal rates of COD and $\text{NH}_3 - \text{N}$ was respectively 87.6% and 60.1%; when the hydraulic loading was $0.21 \sim 0.86\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, the removal rate of COD was gradually decreased with increasing hydraulic loading, the removal rates of $\text{NH}_3 - \text{N}$ was significantly decreased; when the organic loading was $1.15 \sim 2.96\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, the BAF process showed the strong resistance to the sudden change of organic loading. The COD was removed mainly in the layer from 0 to 70cm thickness, and nitrogen from 40~100cm thickness.

Key words: biological aerated filter; gas-water ratio; hydraulic loading; organic loading

燃煤电厂烟气中的 VOCs 治理技术研究进展

邹祥波, 周 恂, 吴云强

(广东省粤电集团有限公司珠海发电厂, 广东 珠海 519050)

摘要: 综述了近年来国内外 VOCs 治理技术的性能特点和最新研究进展, 包括活性炭纤维吸附技术、等离子体—光催化复合净化技术、催化燃烧技术和生物技术, 并对 VOCs 治理技术的未来发展趋势进行了展望。

关键词: 挥发性有机物; 治理; 技术; 研究; 进展; 综述

中图分类号: X 701 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0057-06

挥发性有机物 (volatile organic compounds, VOCs) 是指在常温下饱和蒸气压 $>133.3\text{Pa}$, 常压下沸点在 $260\text{ }^\circ\text{C}$ 以下的有机化合物, 主要包括脂肪烃、芳香烃和有机极性物三大类。脂肪烃是指分子中只含有碳和氢两种元素, 碳原子彼此相连成链, 而不形成环的一类化合物。芳香烃是指分子中至少含有一个苯环结构的化合物, 例如苯、苯系物以及多环芳烃等。有机极性物是指分子内部电荷分布不均匀的有机物, 燃煤产生的烟气中的极性物主要是含氧化合物, 包括醇类、酮类、醚类、呋喃类和酚类等, 种类繁多, 结构复杂^[1,2]。据前人报道^[3,4], 燃煤电厂产生的 VOCs 排放量大约占总人为源的 37%, 是大气中挥发性有机物的重要来源之一, 其所具有的巨毒性、刺激性、致癌性、致畸性和致突变性等因素, 将会对人类身体健康、动植物的生长以及生态环境造成极大的危害。目前国内外针对 VOCs 的治理技术开展了广泛的研究和探索, 下面将对这些处理方法加以介绍和评价。

1 活性炭纤维吸附技术

吸附技术是目前处理有机废气使用最为广泛的一种方法, 具有简单、高效和廉价等优势, 而该技术的吸附分离效果关键在于吸附剂性能, 目前已开发的吸附材料主要有活性焦、活性炭、活性炭纤维等^[5]。大量研究表明, 活性炭纤维 (Activated Carbon fiber, ACF) 干法吸附技术被认为是一种较有前途的联合脱除多种燃煤电厂污染物的综合治理方式。活性炭纤维是由一定的前驱体材料 (如粘胶基、聚丙烯腈、基沥青基、酚醛基等), 经预处

理、炭化和活化制成。由表 1 可知, 与颗粒活性炭的性能相比, 活性炭纤维具有比表面积大, 微孔丰富且分布均匀, 吸/脱附速率快, 吸附效率高, 易再生等优点, 是一种性能优异的化工新型吸附分离材料^[6,7]。

表 1 活性炭纤维和活性炭颗粒性能的主要差别

| 活性炭种类 | 比表面积 / (m^2/g) | 孔径分布 | 孔径长度 | 甲醛吸附率 / % | 脱附后残留量 |
|-------|----------------------------------|--------|------|-----------|--------|
| 颗粒活性炭 | 800 ~ 1000 | 以微孔为主 | 长 | 13 | 较多 |
| 活性炭纤维 | 1500 ~ 2500 | 几乎全是微孔 | 短 | 52 | 极少 |

金毓荃等^[8]研究显示, 厚度为 20mm 的 ACF, 在滤速 0.2m/s 以下时, 当进口浓度值 $<1000\text{mg}/\text{m}^3$ 时, 三苯及其混合物的净化效率高于 90%, 对苯系混合物的吸附容量为 $195\text{mg}/\text{g}$ 左右。李梁波^[9]分别考察了活性炭纤维对进气浓度为 $1200\text{mg}/\text{m}^3$ 、流速为 0.09m/s 的苯和甲苯的吸附性能, 实验研究发现: 与苯相比, ACF 对甲苯等吸附更容易, 吸附量更大, 这可能是由于 ACF 对极性分子吸附效果要优于非极性分子, 且 ACF 多次再生后吸附性能均在 90% 以上, 具有良好的循环使用性能。黄正宏等^[10]也证实了活性炭纤维中大量含氧官能团的存在对极性有机物具有增强吸附的作用。

随着 VOCs 吸附研究的逐渐深入, 学者们发现原始 ACF 材料的表面官能团相对较少, 导致吸附效率不明显, 因此开始利用表面化学改性对 ACF 材料进行处理, 以改善 ACF 的吸附性能, 使其更具有实际应用价值。刘子红等^[11]利用 H_2O_2 浸渍的修饰方法对 ACF 进行化学改性, 测定改性前后 ACF 脱除甲苯的效果。研究发现, 改性使得 ACF 样品比表面积和孔容略有降低, 但表面含氧官能团含量增加, 吸附甲苯的能力也因此增强。当模拟烟

收稿日期: 2013-09-06

通讯作者: 邹祥波 (1988-), 男, 江西省上饶市人, 硕士, 助理工程师, 主要从事电厂烟气污染物控制方面的研究。

气中 O_2 浓度为 5%、吸附温度为 $40^\circ C$ 且烟气中不含有水蒸气时, ACF 脱除甲苯效果达到最佳。SOO - Jin Park 等^[12-14] 分别通过电极氧化和氧离子氧化等技术功能化改性 ACF; 张曼娜^[15] 采用先硫酸后氨水的方法对 ACF 进行改性, 均得到了相似的结论。此外, 也有研究者通过在 ACF 上负载金属氧化物的形式制成复合材料来改善其吸附性能。刘阳生等^[16] 以 $KMnO_4$ 和 $NH_3 \cdot H_2O$ 为原料合成纳米 MnO_2 , 然后通过浸渍、高温焙烧处理手段将纳米 MnO_2 颗粒负载于 PAN 基活性炭纤维表面, 制备了 ACF - MnO_2 复合材料。研究表明, ACF - MnO_2 复合材料在室温下可以将甲苯氧化为 CO_2 , 与单纯的 ACF 相比, 其对高浓度的甲苯气体具备更强的抗穿透能力。侯一宁等^[17] 通过将常温吸附和光催化降解两种作用相结合的方式制备了 ACF - TiO_2 复合材料, 研究表明: ACF - TiO_2 复合材料综合了 ACF 的吸附优势和 TiO_2 的光催化降解优势, 对甲醛的去除效果比单独使用 ACF 或 TiO_2 更为明显。刘建华等^[18] 也曾报道 ACF - TiO_2 光催化再生复合材料的协同作用是吸附、富集、光催化、再生过程的有机结合, 正是利用吸附剂与光催化剂的协同作用才达到了较高的 VOCs 降解能力。

ACF 在 VOCs 吸附回收方面具有较为明显的优势, 但也存在造价昂贵、寿命周期短及选择性有待提高等方面的缺陷与不足。因此, 结合工业应用和当前存在的问题, 今后的研究方向应是不断完善工艺, 降低生产成本, 提高材料的寿命周期, 继续探索 ACF 的功能化改性研究, 增强 ACF 对 VOCs 的吸附性能和选择性, 同时不断尝试与其它功能材料合成新型多功能复合材料。

2 等离子体 - 光催化复合净化技术

等离子体是性质不同于物质的常规三态 (固态、液态、气态) 的第四种形态, 是由大量的电子、离子、自由基和中性粒子组成的导电性流体, 其中正负电荷相等, 整体保持电中性, 能有效降解 VOCs^[19]。然而, 等离子体净化技术能耗较高, 选择性差, 并且在处理废气过程中会伴随着一些有毒有害的副产物生成, 如一氧化碳、臭氧、气溶胶颗粒等^[20,21], 这些不利因素严重制约了该技术的工业化应用。紫外光催化技术作为一种环境友好型处理 VOCs 的新型手段, 同时也面临着光催化反应器结构和紫外光源的限制、光催化剂中毒失活、难以处理高浓度大流量废气和能量利用率低等不足之处, 使其无法推广到实际应用当中。

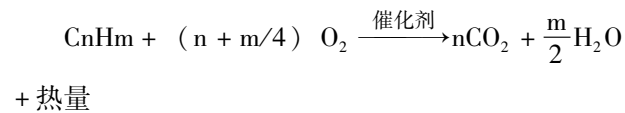
与单纯的等离子体净化技术和紫外光催化技术相比, 等离子体 - 光催化复合净化技术集成了两者的优势, 而且充分利用了等离子体场中产生的紫外光, 是非常高效、节能降解 VOCs 的有效方法之一, 已经成为国内外的研究热点。Jae Ou chae 等^[22] 对等离子体 - 光催化协同系统去除室内污染物进行了实验研究, 结果表明: 单纯地应用等离子体净化技术过程中会导致大量有害的臭氧和一氧化碳气体的生成, 而当加入光催化剂之后, 该系统能更高效地降解室内空气中的氨和甲苯, 且臭氧出口浓度下降到了 1/10, 一氧化碳出口浓度也下降到 1/5。Hyun - Ha Kim^[23] 对比考察了等离子体光催化和五种传统的等离子体反应器 (脉冲、介质阻挡、表面放电、填充床以及等离子体催化) 降解气相苯的效果, 研究表明等离子体光催化反应器降解苯效果最好, 能量利用效率和碳平衡均最高, 并且产生的气溶胶最少。目前作为催化剂的 N 型半导体种类很多, 如: TiO_2 、 ZnO 、 Fe_2O_3 、 CdS 和 WO_3 等, 由于 TiO_2 具有较高的光稳定性、紫外线吸收能力和化学反应活性, 且价廉无毒等优点, 因此目前大多采用其为光催化剂的理想半导体材料^[24,25]。黄碧纯等^[26] 通过实验发现在发射紫外光的氮等离子体场 (NTP - P - O_2/N_2) 中和发射可见光的氩等离子体场 (NTP - P - Ar) 中 TiO_2 均能提高体系的甲苯去除率, 证实了等离子体场中产生的紫外光和高能电子均能激活光催化剂 TiO_2 , 进而更有效地催化降解甲苯。邱作志等^[27] 考察了介质阻挡放电 (DBD) 等离子体结合不同光催化剂降解甲苯的作用效果。结果表明, 与其他催化剂相比, 当等离子体协同光催化剂 TiO_2 时, 甲苯的降解率和能量效率最高, 分别由 45.3% 提高到 82.7%, $0.85 g / (kW \cdot h)$ 提高到 $1.73 g / (kW \cdot h)$; 张建芳^[28] 也得到了相似的结论。陈砺等^[29] 利用介质阻挡放电 (DBD) 等离子体结合 TiO_2 光催化剂对甲醛进行降解实验后发现, 与等离子体单独作用相比, 放电等离子体驱动光催化协同作用时甲醛的降解率显著提高, 降解程度也大大加深, 当焙烧温度为 $400^\circ C$ 、放电电压为 20.7kV 时, 甲醛降解率高达 83.8%。

等离子体 - 光催化协同净化系统在 VOCs 治理领域表现出优异性能, 具有良好的应用前景。然而, 纵观目前国内外研究成果, 该系统分解 VOCs 的实验研究基本上都仅仅是考察影响某种 VOC (比如苯或甲苯) 分解率的因素, 证实等离子体和

光催化两者结合具有协同效用,而对等离子体催化的微观反应机理、反应器的结构形式及等离子体催化的最佳结合方式等方面报道较少,没有形成系统的理论框架。因此,今后的研究方向应为进一步探讨该体系有效分解 VOCs 的作用机理,同时研究催化剂和反应器的最佳结合方式,充分发挥协同效应的作用,提高能量效率,将副产物浓度降至最低。

3 催化燃烧技术

催化燃烧技术是借助催化剂使有机物废气在较低的起燃温度条件下进行无焰燃烧分解为二氧化碳和水蒸汽,并放出大量热能,用化学方程式表示如下^[30]:



由表 2^[31]可见,与直接热力燃烧相比,催化燃烧具有起燃温度低、能耗小等显著特点,能够将一般热力燃烧不能处理的、浓度较低的 VOCs 进行充分燃烧,无需连续施加大量辅助热量,也没有在高温燃烧过程中产生 NO_x,是一种高效、环保的 VOCs 清洁处理技术。

表 2 催化燃烧与热力燃烧的比较

| 项目 | 起燃温度 | 燃烧温度 | 燃烧方式 | NO _x 产量 |
|------|-----------|-----------|-----------|--------------------|
| 催化燃烧 | 200 ~ 400 | 300 ~ 500 | 催化剂表面无焰燃烧 | 几乎没有 |
| 热力燃烧 | 600 ~ 900 | 600 ~ 800 | 高温火焰中停留 | 产生一定量 |

从表 3 可以看出,与直接燃烧相比,催化燃烧的完全燃烧温度要低得多,其用于预热所消耗的功率仅约为直接燃烧的 50% ~ 60%,从而可以节约大量的能源。

表 3 使有机物氧化成 CO₂ 和 H₂O 所需温度与预热所耗功率

| 有机物 | 完全燃烧温度/℃ | | | 催化燃烧预耗功所耗功率 /% |
|-----|-----------------|-----------------|----------------------------|----------------|
| | 直接燃烧 $T_{直}$ | 催化燃烧 $T_{催}$ | $\Delta T = T_{直} - T_{催}$ | |
| 苯 | 580 | 302 | 278 | 52.1 |
| 甲苯 | 552 | 302 | 250 | 54.7 |
| 二甲苯 | 496 | 302 | 194 | 60.9 |

在 VOCs 催化燃烧技术中,催化剂性能的优劣对燃烧效率和能耗有着决定性的影响,目前常用催化剂主要有贵金属催化剂和金属氧化物催化剂。其中,贵金属催化剂以其优异的催化活性以及低温下 (<500 ℃) 不易被硫、磷污染等特点在 VOCs 催化燃烧中得到广泛的应用和研究, Pt、Pd、Au 和 Rh 是典型的贵金属催化剂^[33,34]。贵金属催化剂虽

然具有很多优点,但由于其价格昂贵、资源缺乏且容易中毒,因此,近年来开发低温高活性、高温稳定且抗中毒能力强的过渡金属氧化物催化剂成为研究的热点,如 Cu、Ce、Co、Cr 和 Mn 等过渡金属氧化物。郭建光等^[35,36]利用浸渍法得到了三种过渡金属氧化物催化剂 CuO/γ-Al₂O₃、CdO/γ-Al₂O₃ 和 NiO/γ-Al₂O₃,并分别进行了催化乙醇、丙酮和甲苯燃烧试验,研究发现这三种 VOCs 催化燃烧的起燃温度和完全燃烧温度都明显低于它们的燃点,其中 CuO/γ-Al₂O₃ 催化剂的催化活性最优,它对乙醇、丙酮和甲苯的催化起燃温度分别为 180℃、190℃ 和 230℃。随后,又对超声场下制备得到的 CuO/γ-Al₂O₃ 催化剂与常规浸渍法制备得到的 CuO/γ-Al₂O₃ 催化剂进行了对比研究,并分别进行催化苯和甲苯燃烧试验,研究结果表明:超声场下制备得到的 CuO/γ-Al₂O₃ 催化剂的活性明显高于普通浸渍法制备得到的 CuO/γ-Al₂O₃ 催化剂的活性。

大量研究发现,在相同的负载量下,不同的载体对催化剂的活性影响明显。Liu 等^[37]采用浸渍法制备 MnOx/TiO₂、MnOx/Al₂O₃、MnOx/SiO₂ 催化剂,对氯苯进行催化燃烧试验,研究发现 MnOx/TiO₂ 催化剂活性最高,通过 TPR 和 XRD 测试分析表明,其主要是由于活性组分 MnOx 在该催化剂上分散度最高所致。Yang 等^[38]考察了 SBA-15 分子筛和 MCM-41 分子筛分别作为 CuO 载体催化苯燃烧的性能,研究表明活性组分 CuO 在载体 SBA-15 上的分散度比在载体 MCM-41 上的要大,从而使得前者催化苯燃烧的活性比后者要高。

由于单一金属氧化物催化剂无论从催化活性、抗中毒性以及热稳定性等方面都存在一定的缺陷与不足,因此,学者们通过对单一金属氧化物催化剂进行改性处理或添加助剂制备复合金属氧化物催化剂来提高催化剂的性能。Pan 等^[39]采用 H₂ 改性处理后的 CuO/γ-Al₂O₃ 催化剂来催化氧化苯乙烯,通过 XRD、TPR 和 CO-化学吸附表征等手段发现,经过 H₂ 改性处理后,活性组分 CuO 的还原能力及其在载体上的分散度得到了提高,同时 CuO 的晶体颗粒尺寸也减小了,从而提高了该催化剂催化氧化苯乙烯的活性。黄海凤等^[40]利用浸渍法制备了两种负载型的 Mn/γ-Al₂O₃ 和 Cu-Mn/γ-Al₂O₃ 复合氧化物催化剂,同时用共沉淀法制备了 Cu-Mn-O 复合氧化物催化剂,并考察这三种催化剂对苯、甲苯、二甲苯等挥发性有机化合物

VOCs 的催化燃烧性能, 研究发现 Cu - Mn/ γ - Al_2O_3 复合金属氧化物催化剂具有最佳的低温催化活性, 催化燃烧反应速率的排序为 Cu - Mn/ γ - Al_2O_3 > Mn/ γ - Al_2O_3 > Cu - Mn - O。郭建光等^[41]利用浸渍法研究 CeO_2 改性得到了 CuO/ CeO_2 /沸石催化剂, 并通过乙醇、丙酮、苯和甲苯这四种 VOCs 气体进行催化燃烧来考察催化剂的催化活性, 研究表明: 使用 CuO/ CeO_2 /沸石作为催化剂时四种 VOCs 催化燃烧的起燃和完全燃烧温度都明显低于当使用 CuO/沸石作为催化剂时四种 VOCs 催化燃烧的起燃和完全燃烧温度, 这表明 CuO/ CeO_2 /沸石复合金属氧化物催化剂的活性明显高于 CuO/沸石单一金属氧化物催化剂的活性, 其原因是 CeO_2 的添加有助于增强催化剂中 Cu 的还原性, 促进了铜在表面的分布。Durán 等^[42]采用柠檬酸法合成了 FeMn (Fe 与 Mn 摩尔比为 1: 1、1: 3 和 3: 1) 复合金属氧化物催化剂, 并考察其催化甲苯燃烧的活性, 实验研究发现该系列催化剂活性明显比单一金属氧化物 (Fe_2O_3 、 Mn_2O_3) 要高, 其原因主要是由于在该类催化剂上有晶格缺陷的锰物种增加了对氧的吸附而引起。

总之, 近年来过渡金属催化材料在催化 VOCs 燃烧的研究与应用已取得重大进展, 然而, 催化燃烧技术涉及 VOCs 种类性能分析、催化材料制备以及化工反应工艺等多方面, 如在处理电厂烟气时, VOCs 种类及含氯、含硫、水蒸气等会严重影响催化剂活性, 因此, 结合工业应用中的实际工艺条件以及反应机理, 有针对性地提高过渡金属催化材料催化活性和高温稳定性以及制备相应的载体是今后催化体系的研究重点。

4 生物技术

生物法 VOCs 净化技术是目前大气污染控制领域的研究热点, 主要是利用附着生长在填料上的微生物新陈代谢过程, 把污染物降解为 CO_2 、 H_2O 和 SO_4^{2-} 等无机物, 并生成新的微生物细胞质^[43~45]。相比于冷凝法、吸附法、催化燃烧法、中和法和氧化法等传统物化法, 生物法具有效果好、操作稳定、运行费用低、无二次污染等优势, 特别适合处理大流量、低浓度的 VOCs^[46,47]。而生物滴滤法是将高效化工反应应用装置中的填料塔和生物膜技术有机结合, 充分利用填料塔所具备的气液接触面积大、高效对流传质等性能以及生物膜技术所具备的微生物密度高、净化反应速度快等特性来实现对 VOCs 的分解脱除, 是受到国内外广泛关注的一种

典型生物法净化技术^[48]。

由于在实际排放的 VOCs 中, 苯系物的浓度高且往往占有较大比例, 是一类主要的污染源, 鉴于此, 李国文等^[49,50]选择甲苯为 VOCs 代表来考察过滤塔生物降解性能, 建立了滴滤塔降解 VOCs 理论模型, 并进行实验研究。结果表明, 在实验工况和挂膜条件下, 生物滴滤塔对甲苯有较强的降解能力, 当浓度低于 $2000\text{mg}/\text{m}^3$ 时, 降解效率均达 95%, 这充分反映了生物过滤法处理低浓度甲苯废气是可行的。影响微生物降解 VOCs 效果的因素有很多, 如底物 VOCs 特性、填料、温度和氧气等, 其中微生物本身物性是生物法处理 VOCs 的关键因素。张鹤清等^[51]同时针对多种典型的苯系物在微生物中的降解性能进行了详细考察, 研究表明: 以甲苯驯化的污泥为菌种, 可以有效降解邻二甲苯、间二甲苯、对二甲苯、苯和氯苯。孙丽欣^[52]等以污水处理厂活性污泥为菌种, 在生物滴滤塔内接种挂膜, 用油烟气进行驯化, 实验结果表明: 应用该方法形成的生物膜, 对油烟废气有很好的去除效果, 整个实验系统对油烟气的总去除效率可达 91% 以上。於建明等^[53]采用自主研发的新型复合生物滤塔耦合净化处理某制药厂含 H_2S 和 VOCs 混合废气。研究表明, 复合生物滤塔同时兼备了生物滴滤塔 (BTF) 和生物过滤塔 (BF) 的优点, 在处理含 H_2S 和 VOCs 混合废气时具有高效、节能、低耗等明显优势, 最佳工况下 VOCs 平均去除率可高达 83.6%。

从文献报道来看, 生物滴滤塔是生物技术中的研究热点, 也是当前 VOCs 治理领域的主流技术之一, 其用于处理低浓度的 VOCs 应用较为成熟, 但对于处理高浓度的 VOCs 而言还有待进一步深入研究。当前的研究方向应为探索生物降解机制, 建立微生物降解动力学模型, 选择最佳的运行参数及控制参数。且微生物作为影响生物滴滤塔运行效果的关键因素, 研究者们需要开发适应性强、对多种污染物同时适用的高效多功能性的微生物菌落, 此外, 还须关注滴滤塔的堵塞、中间产物的二次污染、难溶性 VOCs 的适应等问题。

5 结束语

近年来, 为满足当今社会电力需求的日益增长, 燃煤电厂仍在全国各地大力兴建, 然而其排放出的 VOCs 已成为我国主要大气污染物之一, 随着排放标准和环保法规的逐渐严格与规范, 控制这类污染已成为我国的一项义不容辞且刻不容缓的任务

和挑战。不可否认, 每种 VOCs 净化技术都有各自的特点或其它方法无法比拟的优势, 但同时由于其适用范围、去除性能、投资运行费用等多方面因素, 皆制约了单元处理技术的应用。目前, 不同单元处理工艺组合技术的开发作为 VOCs 治理技术的新趋势, 不仅能够提高去除效率, 降低投资运行成本, 减少中间产物的二次污染, 还能够实现协同脱除多种污染物, 在国内 VOCs 治理领域更具发展前途。

参考文献:

- [1] W. B. Li, J. X. Wang, H. Gong. Catalytic combustion of VOCs on non-noble metal catalysts [J]. *Catalysis Today*, 2009, 148 (1-2): 81-87.
- [2] 范志威. 煤燃烧过程中有机污染物的赋存及排放特性的研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2005.
- [3] Panagiotis Papaefthimiou, Theophilos Ioannides, Xenophon E. Verykios. Combustion of non-halogenated volatile organic compounds over group VIII metal catalysts [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 1997, 13 (3-4): 175-184.
- [4] G Fernández-Martínez, P López-Mahía, S Muniategui-Lorenzo, et al. Distribution of volatile organic compounds during the combustion process in coal-fired power stations [J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35 (33): 5823-5831.
- [5] 许绿丝. 改性处理活性炭纤维吸附氧化脱除 SO₂/NO_x/Hg 的研究 [D]. 武汉: 华中科技大学, 2007.
- [6] 陆安慧, 郑经堂. 活性炭纤维 [J]. *合成纤维工业*, 1999, 22 (2): 34-37.
- [7] 汪涵, 郭桂悦, 周玉莹, 等. 挥发性有机废气治理技术的现状与进展 [J]. *化工进展*, 2009, 28 (10): 1833-1841.
- [8] 金毓莹. 用活性炭纤维净化含苯系物废气工艺过程的研究 [J]. *北京工业大学学报*, 1997, 12 (4): 109-112.
- [9] 李梁波. 活性炭纤维吸附与逆流式催化燃烧技术联用处理有机废气试验研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
- [10] 黄正宏, 康飞宇, 杨骏兵, 等. 活性炭纤维对挥发性有机物的吸附及其等温线的拟合 [J]. *离子交换与吸附*, 2001, 17 (6): 487-493.
- [11] 刘子红, 邱建荣, 刘豪, 等. 活性炭纤维低温脱除模拟烟气中的 VOC [J]. *环境工程学报*, 2012, 6 (11): 4141-4146.
- [12] Soo-Jin Park, Young-Mi Kim. Adsorption behaviors of heavy metal ions onto electrochemically oxidized activated carbon fibers [J]. *Materials Science and Engineering A*, 2005, (391): 121-123.
- [13] Soo-Jin Park, Young-Mi Kim. Influence of anodic treatment on heavy metal ion removal by activated carbon fibers [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2004, (278): 276-281.
- [14] Soo-Jin Park, Byung-Joo Kim. Influence of Oxygen Plasma Treatment On hydrogen Chloride Removal of Activated Carbon Fibers [J]. *Journal of Colloid and interface Science*, 2004, (275): 590-595.
- [15] 张曼娜. 活性炭纤维联合脱除多种污染物的试验研究 [D]. 武汉: 华中科技大学, 2009.
- [16] 刘阳生, 易莎. 活性炭纤维负载纳米 MnO₂ 氧化甲苯的实验研究 [J]. *应用基础与工程科学学报*, 2005, 13 (3): 276-283.
- [17] 侯一宁, 王安, 王燕. 二氧化钛-活性炭纤维混合材料净化室内甲醛污染 [J]. *四川大学学报 (工程科学版)*, 2004, 36 (4): 41-44.
- [18] 刘建华, 杨蓉, 李松梅. TiO₂/ACF 光催化再生复合材料的研究进展 [J]. *材料工程*, 2006 (8): 61-65.
- [19] 王承智, 胡筱敏, 石荣, 等. 等离子体技术应用于气相污染物治理综述 [J]. *环境污染与防治*, 2006, 28 (3): 205-209.
- [20] Hyun-Ha Kim, Seung-Min Oh, Atsushi Ogata, et al. Decomposition of gas-phase benzene using plasma-driven catalyst (PDC) reactor packed with Ag/TiO₂ catalyst [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2005, 56 (3): 213-220.
- [21] Shigeru Futamura, Hisahiro Einagaa, Hajime Kabashimaa, et al. Synergistic effect of silent discharge plasma and catalysts on benzene decomposition [J]. *Catalysis Today*, 2004, 89 (1-2): 89-95.
- [22] Jae Ou Chae, Vladimir Demidiouk, Mikolay Yeulash, et al. Experimental study for indoor air control by plasma-catalyst hybrid system [J]. *IEEE Transactions on Plasma Science*, 2004, 32 (2): 493-497.
- [23] Hyun-Ha Kim, Hitomi Kobara, Atsushi Ogata, et al. Comparative Assessment of Different Nonthermal Plasma Reactors on Energy Efficiency and Aerosol Formation From the Decomposition of Gas-Phase Benzene [J]. *IEEE Transactions on Industry Applications*, 2005, 41 (1): 206-214.
- [24] Michael R. Hoffmann, Scot T. Martin, Wonyong. Choi, et al. Environmental Applications of Semiconductor Photocatalysis [J]. *Chem Rev*, 1995, 95 (1): 69-96.
- [25] 王俊文, 孙彦平, 梁镇海, 等. RF-PCVD 法纳米 TiO₂ 的制备及光催化研究 [J]. *稀有金属材料与工程*, 2004, 33 (5): 478-481.
- [26] 黄碧纯, 杨岳, 张晓明, 等. 低温等离子体结合光催化剂 TiO₂ 去除甲苯 [J]. *华南理工大学学报 (自然科学版)*, 2008, 36 (11): 27-33.
- [27] 邱作志, 叶代启. 放电等离子体驱动光催化降解甲苯研究 [J]. *工业催化*, 2008, 16 (6): 69-74.
- [28] 张建芳. 低温等离子体驱动纳米光催化净化甲苯技术研究 [D]. 天津: 南开大学, 2009.
- [29] 陈砺, 区瑞锬, 严宗诚, 等. 放电等离子体驱动下甲醛的光催化降解 [J]. *华南理工大学学报 (自然科学版)*, 2011, 39 (1): 68-73.
- [30] 孟丹, 祁永智, 丁瑞星. 有机废气的催化燃烧 [J]. *洛阳工学院学报*, 2000, 21 (3): 91-94.
- [31] 陶有胜. “三苯”废气治理技术 [J]. *环境保护*, 1999, 8 (20): 20-21.
- [32] 何毅, 王华, 李光明, 等. 有机废气催化燃烧技术 [J]. *江苏环境科技*, 2004, 17 (1): 35-38.
- [33] Jeffrey Chi-Sheng Wu. VOCs deep oxidation over Pt catalysts using hydrophobic supports [J]. *Catalysis Today*, 1998, 44 (4):

- 111-118.
- [34] Gabriele Genti. Supported palladium catalysts in environmental catalytic technologies for gaseous emissions [J]. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 2001, 173 (2): 287-312.
- [35] 郭建光, 李忠, 奚红霞, 等. 催化燃烧 VOCs 的三种过渡金属催化剂的活性比较 [J]. *华南理工大学学报 (自然科学版)*, 2004, 32 (5): 56-59.
- [36] 郭建光, 李忠, 奚红霞, 等. 超声场下制备催化燃烧 VOCs 的 CuO/ γ -Al₂O₃ 催化剂 [J]. *高校化学工程学报*, 2006, 20 (3): 368-373.
- [37] Liu Y, Luo M F, Wei Z B, et al. Catalytic oxidation of chlorobenzene on supported manganese oxide catalysts [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2001, 29 (1): 61-67.
- [38] Yang J S, Jung W Y, Lee G D, et al. Catalytic combustion of benzene over metal oxides supported on SBA-15 [J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2008, 14 (6): 779-784.
- [39] Pan H Y, Li Z, Xia Q B, et al. Catalytic activity of copper based catalysts pretreated with H₂ reduction for catalytic combustion of styrene [J]. *Catalysis Communications*, 2009, 10 (8): 1166-1169.
- [40] 黄海凤, 陈银飞, 唐伟, 等. VOCs 催化燃烧催化剂 Mn/ γ -Al₂O₃ 和 CuMn/ γ -Al₂O₃ 的性能研究 [J]. *高校化学工程学报*, 2004, 18 (2): 152-155.
- [41] 郭建光, 李忠, 奚红霞, 等. CeO₂ 掺杂对 CuO/沸石催化剂催化氧化 VOCs 活性的影响 [J]. *高校化学工程学报*, 2005, 19 (6): 776-780.
- [42] Durán F G, Barbero B P, Cadús L E, et al. Manganese and iron oxides as combustion catalysts of volatile organic compounds [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2009, 92 (1-2): 194-201.
- [43] Hasna J, Louise B, Guy V, et al. Effects of gas flow rate and inlet concentration on xylene vapors biofiltration performance [J]. *J Chem Engine*, 2000, 76 (3): 209-221.
- [44] Marc A D, Camdon T J. Development and validation of a simple protocol to rapidly determine the performance of biofilters for VOC treatment [J]. *Environ Sci Technol*, 2000, 34 (3): 461-467.
- [45] Schwart B C E, Deviny J S, Tsotsis T T. A biofilter network model - importance of the pore structure and other large-scale heterogeneities [J]. *Chem Engin Sci*, 2001, 56 (2): 475-483.
- [46] Mai. Hautier L, Khammar N, BAYI, E S, et al. Biofiltration of volatile organic compounds [J]. *Appl Microbiol Bio-technol*, 2005, 68 (1): 16-22.
- [47] 孙珮石, 王洁, 吴献花, 等. 生物法净化处理低浓度挥发性有机及恶臭气体 [J]. *环境工程*, 2006, 24 (3): 38-41.
- [48] 陈波, 张耀斌, 吴丹. 生物滴滤法去除低浓度苯乙烯 [J]. *环境工程学报*, 2010, 4 (3): 644-648.
- [49] 李国文, 胡洪营, 郝吉明, 等. 生物过滤塔甲苯降解性能研究 [J]. *环境科学*, 2001, 22 (2): 31-35.
- [50] 李国文, 胡洪营, 郝吉明, 等. 生物滴滤塔中挥发性有机物降解模型及应用 [J]. *中国环境科学*, 2001, 21 (1): 81-84.
- [51] 张鹤清, 胡洪营, 席劲瑛. 6种挥发性有机物在甲苯驯化微生物中的好氧生物降解性能 [J]. *环境科学*, 2003, 24 (6): 83-89.
- [52] 孙丽欣, 王琨, 李玉华, 等. 生物滴滤法处理油烟有机污染物 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2006, 38 (12): 208-2083.
- [53] 於建明, 沙昊雷, 陈建孟. 复合生物滤塔耦合处理含 H₂S 和 VOCs 废气研究 [J]. *浙江工业大学学报*, 2008, 36 (3): 254-259.

Research Progress of Controlling Volatile Organic Compounds in Flue Gas of Coal - Fired Power Plant

ZOU Xiang-bo, ZHOU Xun, WU Yun-qiang

(Zhuhai Power Station of Guangdong Yuedian Group Company Limited, Zhuhai Guangdong 519050 China)

Abstract: This paper reviews the performance characteristics of the VOCs control technologies throughout the world, and its latest research progress in recent years. These technologies are activated carbon fiber adsorption technology, plasma combined with photocatalysis technology, catalytic combustion technology and biotechnology. The prospect of the technical development of VOCs control is also discussed.

Key words: volatile organic compounds; treatment; technology; development progress; review

阳极泥处理过程氯气污染治理新技术探讨

陈俊华

(云南铜业股份有限公司冶炼加工总厂质检部, 云南 昆明 650102)

摘要:通过氯气吸收装置工业化试验的不断优化和完善, 最终开发出氯气污染治理的新技术: 既治理氯气污染又将氯气变废为宝。该技术的关键因素为吸收介质——“阳极泥料浆”的选取, 不仅实现了对含氯烟气的最有效净化和吸收, 还彻底杜绝了吸收液二次污染的问题。

关键词:氯气; 污染; 治理; 阳极泥料浆; 吸收

中图分类号: X 701 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0063-03

云铜冶炼加工总厂稀贵分厂现用工艺属于“除杂—富集—精炼”传统模式, 即先脱除阳极泥中的杂质铜和硒, 浮选富集金银, 火法氧化精炼和电解精炼, 完成从原泥中提取金银等贵金属。烟气排放主要有三个工序: 水洗脱硒氯气, 分银炉冶炼烟气, 成品金生产过量氯气。其中水洗脱硒产生的含氯烟气量为 3000~7000 m³/h。由于脱硒为间隙式操作, 作业过程产出的氯气浓度波动大, 高峰期含氯量 1000~19000 mg/m³, 给吸收治理带来困难。多年来的生产实践中, 氯酸钠湿法脱硒产生的含氯烟气污染治理设备经历了由二级填料式吸收塔→动力波泡沫洗涤器→二级板式喷淋塔→三级板式喷淋塔→五级板式喷淋塔的过程; 吸收液由水→碳酸钠→氢氧化钠→阳极泥料浆。而最终阳极泥料浆的选取即是起点又是终点, 不但解决了吸收液的问题, 同时也解决了新的环保“二次污染”问题: 循环吸收液废液需开路处理形成二次污染的问题。该项目最终治理方案阳极泥料浆即是脱除阳极泥中杂质硒的生产原料, 同时又是氯气污染治理的吸收介质, 完成吸收液闭路循环, 从产业化试验到生产定型不断优化, 彻底解决长期以来阳极泥处理过程氯气污染治理的重点和难点问题。

1 主要研究开发内容及考核的技术经济指标

1.1 主要研究开发内容

(1) 研究开发出氯酸钠脱硒过程产出氯气的环保治理新工艺技术, 彻底解决长期困扰云铜总厂和分厂的氯气环境污染问题。

(2) 设计开发出有效吸收氯气的工业化设备和装置, 并通过产业化试验进行不断地优化和完善, 使氯气污染治理新技术最终成功应用于实际生产。

(3) 在解决氯酸钠脱硒过程氯气环境污染的

同时, 解决金生产水溶液氯化过程的氯气污染。

1.2 考核的技术经济指标

(1) 氯气吸收效率: >95%;

(2) 排放尾气中的氯气含量: <60 mg/m³;

(3) 阳极泥吸收氯气的溶液返回铜电解系统回收铜, 渣进入氯酸钠脱硒系统回收金、银, 解决吸收液二次污染问题。

2 氯气污染治理工业化实践探讨

2.1 动力波吸收、净化氯气的试验

试验一: 2006年4月26日, 动力波泡沫洗涤器采用碳酸钠溶液(浓度10%)作为吸收介质, 高峰区外排烟气呈黄绿色。碳酸钠溶液作为净化氯气的吸收介质, 理论上是可行的, 但是在生产试验上效果较差。

试验二: 2006年5月10日, 动力波泡沫洗涤器采用氢氧化钠溶液(浓度15%~20%)作为吸收介质, 整个试验过程中, 安环部监测组安排跟踪动力波烟气管道进口、烟囱出口的烟气含氯量的测定。从测定的结果看, 进口烟气含氯为: 4000~5000 mg/m³; 出口烟气含氯为: 200 mg/m³~1000 mg/m³。吸收效率可达到80%~95%, 但是烟囱出口却不能达标排放(排放标准: 85 mg/m³, 2010年前)。

原因分析: ①含氯烟气与吸收介质 NaOH 的接触时间太短, 氯气与 NaOH 的反应不完全, 含氯烟气就穿过吸收液, 从烟囱排出; ②动力波泡沫洗涤器针对的不是氯酸钠湿法脱硒过程所产生的含氯烟气; ③氯酸钠湿法脱硒产生的含氯烟气具有瞬时浓度高的特点, 气液比选择以及整个设备的配置, 均不适用于现氯酸钠湿法脱硒过程产生的含氯烟气的净化, 故效果较差。

结论: 动力波泡沫洗涤技术净化、吸收瞬时浓度高的含氯烟气, 气液比、气速等技术参数比较难

确定。动力波泡沫洗涤技术设备配置占地面积要求较大，工艺操作连续，难于与氯酸钠湿法脱硒现场匹配。最大问题设备配置的投资比较大。因此，研究动力波泡沫洗涤技术治理氯酸钠湿法脱硒的氯气，在实际生产中难于实现产业化。

2.2 实际生产中设备改造试验

早在1998年前对氯气的污染治理分厂已开展过，2006年8月，稀贵分厂将现生产中已使用10年的两级填料式吸收塔经过简易改造后，进行阳极泥生料氯气吸收试验。从监测组的测试结果可看出，烟气中瞬时含氯气的浓度为7000~17000mg/m³，第一吸收塔（喷淋阳极泥料浆）的吸收效率平均约为50%，最低为33%，最高为80.84%。

试验分析：第一吸收塔是空塔喷淋阳极泥料，烟气滞留时间较短，导致吸收、净化效果不理想。但是试验证明，一级空塔喷淋阳极泥料浆吸收效率可达到50%，那么选择多级板式喷淋塔，喷淋塔中安装4层筛板，筛孔约15mm，塔高6000m左右，应该能够满足氯气吸收、净化的效果。

拟定原则流程：含氯气烟气进入→一级喷淋塔→二级喷淋塔→三级喷淋塔→风机→四级料浆喷淋塔→五级喷淋塔→风机外排。

2.3 两级板式喷淋塔工业试验

2007年5~8月，对喷淋塔直径、塔板数、塔板上筛孔的直径和数量分布，作了周密的研究。考虑到气液的充分接触有利于氯气的吸收，项目组决定在塔板上安装螺旋喷头，分析喷嘴喷雾特点、喷雾类型、喷雾流量、喷嘴的适用范围。2008年5月12日两级板式喷淋塔氯气吸收净化系统投入使用，监测结果：吸收效率78.95%，出口含氯高达948.5mg/m³，未达到试验的目标。

7月14日，进一步优化完善两级板式喷淋吸收塔，设备改进后，监测组7月23日~8月8日的监测结果：平均吸收效率82.23%，比前期有所改善，提高了3.3%。含氯烟气经两级喷淋塔吸收、净化后，出口含氯平均为445.6mg/m³，低于调整前的948mg/m³。据此推算，增加三级喷淋塔，按70%~80%的吸收效率，理论上最终出口含氯应在65mg/m³以下，达到排放标准。

2.4 五级喷淋塔的氯气吸收生产实践

2009年12月18日~23日监测组对氯气净化系统进行监测，吸收效率为98.67%，平均尾气含氯28.78mg/m³，达到排放要求。

2010年1月—2010年7月，阳极泥料浆喷淋氯气吸收系统（1#、2#、3#、4#、5#塔），担负氯酸钠湿法脱硒生产过程的氯气净化、吸收，生产中

设备运行良好，无堵塞现象，目测烟囱烟气见不到黄绿色，吸收效果良好。7月19日—23日监测组对氯气净化系统进行监测，吸收效率为98.29%，平均尾气含氯26.64mg/m³，达到排放要求。

2.5 实践结果

(1) 成功研究开发出板式喷淋阳极泥料浆新工艺技术，吸收、净化氯酸钠脱硒过程产出氯气，彻底解决长期困扰公司和分厂的氯气环境污染问题。

(2) 自行设计开发出有效吸收氯气的工业化设备和装置——五级板式吸收塔，并通过产业化试验进行不断地优化和完善，使氯气污染治理新技术最终成功应用于实际生产。

表1 项目考核目标和完成情况

| 序号 | 项目考核目标名称 | 项目任务书考核要求 | 项目完成情况 |
|----|------------|---|---|
| 1 | 含氯烟气的净化效率 | >95% | 2010年1月监测达到98.67%；运行半年，7月监测达到98.29%。吸收、净化效率98%以上。 |
| 2 | 排放尾气中的氯气含量 | <80mg/m ³ （依据2006年国标《铜、镍、钴工业污染物排放标准》的要求制定） | 2010年1月监测尾气中氯气含量28.78mg/m ³ ；运行半年，7月监测尾气中氯气含量26.64mg/m ³ ；达标排放。 |
| 3 | 吸收介质工艺流程 | 阳极泥吸收氯气的溶液返回铜电解系统回收铜，渣进入氯酸钠脱硒系统回收金、银。 | 吸收介质：阳极泥料浆，循环吸收氯气后，固液分离，溶液含铜40g/L左右返回铜电解分厂，溶液中的杂质不造成对铜电解的影响；滤渣调浆后进入氯酸钠脱硒系统回收金、银。 |

3 实施解决的技术关键，其技术水平与国内外同类研究开发的比较

3.1 技术关键

(1) 对含氯气烟气瞬时含氯浓度较高（1000mg/m³~20000mg/m³）的废气，选择相应的吸收介质“阳极泥料浆”，实现对含氯烟气的最有效净化和吸收，彻底杜绝二次污染；

(2) 通过一定的设备配置和工艺控制，实现吸收介质和含氯烟气良好的气液接触条件，以保证良好的氯气净化效果。

3.2 技术水平与国内外同类成果的比较

国内外铜阳极泥湿法处理提金工艺，通常采用“水溶氯化法”，氧化剂为氯酸钠或氯气，大多厂家的氯气吸收装置是密闭反应，利用碱液喷淋吸收未反应完的含氯废气。

云铜稀贵分厂铜阳极泥湿法脱硒工艺, 利用氯酸钠极强的氧化性, 将金、硒、铜等金属氧化成为可溶物、络合物, 实现贵、贱金属的分离。氯气吸收装置是密闭反应, 采用阳极泥料浆喷淋吸收未反应完的含氯废气, 彻底解决废气处理不好, 又产生废水的二次污染问题。表2 为本技术与国内同类研究成果的比较。

表2 本技术与国内同类研究的比较

| | 国内同类研究 | 云铜稀贵分厂 |
|---------|---|---|
| 吸收装置 | 动力波 (江西铜业)、填料喷淋塔 (烟台鹏辉铜业) | 板式喷淋塔 |
| 吸收介质 | 碱液 (NaOH) | 铜阳极泥料浆 |
| 烟气温度控制 | 填料喷淋塔吸收时, 烟气温度控制在 60 ~ 85℃, >90℃ 时, 碱液温度短时间内升到 70℃ 左右, 吸收效果差, 损坏设备。 | 烟气温度不需控制, 阳极泥料浆温度升高至 70℃ 时, 需 2.5h, 对吸收效果影响小。 |
| 吸收率 | 99% | ≥98% |
| 吸收介质的处理 | 吸收氯气后的碱液, 形成次氯酸钠, 要进一步提纯后, 作为商品出售, 否则造成二次污染。 | 吸收氯气的阳极泥料浆, 液固分离, 溶液返铜电解分厂回收铜, 渣进入脱硒工艺回收金、银。不会有二次污染物产生。 |
| 吸收介质成本 | 每年约 30 ~ 40 万元。 | 无 |

4 小结

(1) 阳极泥料浆喷淋治理氯气新技术, 吸收介质为阳极泥料浆, 而不是火碱。若以火碱作为吸收介质, 碱耗按 400kg/d 计, 全年至少消耗火碱 150t, 火碱按 2064 元/t 计, 碱的成本至少是 30.96 万元。实现了真正意义上的节能减排。氯酸钠湿法脱硒排放尾气中的氯气, 吸收率 98% 以上, 效果明显, 含量降低到 60mg/m³ 以下, 符合国家环保排放标准——《铜、镍、钴工业污染物排放准

中采选生产中氯气 2012 年的排放要求。

(2) 阳极泥料浆喷淋治理氯气新技术已成功实施, 整个吸收装置设备简单、容易操作, 不需吸收介质碱液或石灰乳的成本投入, 具有投资省、废气净化效率高、设备故障率低、运行平稳等优点, 在杜绝二次污染的同时, 既治理氯气污染又将氯气变废为宝, 促进了资源综合回收利用。对阳极泥处理选冶联合流程技术进步作出了重要贡献, 拓展了阳极泥选冶联合流程运用范畴, 对冶炼企业降低生产成本, 摆脱能源紧张, 缓解环保压力具有重要的意义。具有一定的经济、社会效益。

(3) 项目组根据实际情况, 确立各阶段的计划和目标, 制定出有效的项目实施方案, 这是保证阳极泥料浆喷淋治理氯气新技术开发项目获得成功的关键所在。自行设计开发的有效吸收氯气的工业化设备和装置——五级板式吸收塔, 采用板式喷淋阳极泥料浆新工艺技术, 吸收、净化氯酸钠脱硒过程产出氯气, 彻底解决了长期困扰公司和分厂的氯气环境污染问题。成果可在“水溶氯化法”提金工艺中推广运用。

(4) 项目实施中存在的问题和需改进的地方: 氯酸钠湿法脱硒生产过程中含氯烟气的瞬时浓度较高, 一般为 7000 ~ 181000mg/m³, 最高时可达 20000mg/m³。按 98% 的总吸收效率计算, 出口尾气含氯将会大于 60 mg/m³, 造成不达标排放。为此项目组要求脱硒操作时控制氯酸钠的加入量或合理安排反应釜产生氯气的先后顺序, 避免瞬时的烟气含氯过高, 影响吸收、净化效果。

参考文献:

- [1] 本书编委会. 空气和废气监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003.
- [2] GB2/T 160—2004, 中华人民共和国国家职业卫生标准 [S].

New Technology in Treating the Chlorine Gas Pollution from Anode Sludge Treatment

CHEN Jun - hua

(Quality Inspection Division of Smeltery and Processing Factory, Yunnan Copper Company Limited, Kunming Yunnan 650102 China)

Abstract: After consistent prioritization and improvement of industrial experiment of chlorine gas absorption device, a new technology has been developed. It could not only treat the chlorine gas pollution but also utilize the gas. The key factor of the technology is the absorption media - selection of “anode sludge”. This could maximize the purification and absorption effect of the flue gas containing chlorine, and prevent the secondary pollution of absorption solution.

Key words: chlorine gas; pollution; treatment; anode sludge; absorption

改性陶粒处理含磷废水研究

茹菁宇¹, 尹 雯², 王家强³

(1. 云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034; 2. 云南省环境保护厅, 云南 昆明 650208;

3. 云南大学应用化学系, 云南 昆明 650091)

摘要: 陶粒经过镧系稀土金属元素改性后处理含磷废水。探讨了改性陶粒的用量、接触时间、温度、原水 pH 值、原水初始浓度等因素对除磷效果的影响。结果表明: 改性后的陶粒对废水中的磷酸盐去除效果较明显, 当废水 pH 值为 4~11、磷浓度在 0~40mg/L, 按改性陶粒与磷质量比为 250:1 来处理含磷废水, 反应时间在 5h 之内, 剩余磷酸盐的浓度 <0.5mg/L, 磷的去除率达 98% 以上, 处理后的废水可达排放标准。

关键词: 改性陶粒; 磷; 废水; 吸附; 研究

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0066-04

前言

在自然条件下, 湖泊也会从贫营养状态过渡到富营养状态, 不过这种自然过程非常缓慢。而人为排放含营养物质的工业废水和生活污水所引起的水体富营养化则可以在短时间内出现。在人类活动的不断影响下, 生物所需的氮、磷等营养物质通过各种渠道大量进入湖泊、河口等缓流水体, 引起藻类及其他浮游生物迅速繁殖, 水体溶解氧量下降, 水质恶化, 鱼类及其他生物大量死亡的现象。水体出现富营养化现象时, 浮游藻类大量繁殖, 形成水华。水体富营养化已成为重大环境问题^[1-2]。导致水质富营养化的氮、磷营养物质的去除难度高, 且多数富营养化水体中的控制因素为磷, 因此, 废水除磷对防治水体富营养化尤为重要。

目前常用的除磷方法主要有生物除磷法、化学沉淀法及吸附法等。生物法除磷工艺运行稳定性较差, 运行操作严格, 受废水的温度、酸碱度等影响大, 对废水中有机物浓度依赖性很强。化学法除磷产生的大量污泥很难处理, 具有毒性, 易造成二次污染。吸附法由于吸附剂优越的表面性能, 孔隙率较高、比表面积较大、高效快速、无二次污染、易操作, 已经引起国内外许多人的关注和认可。

吸附剂以粘土矿物质为多, 这类物质属于非金属的矿产类, 储量丰富, 分布较广泛, 取用方便, 价格低廉, 对环境无毒无害, 在含磷废水的处理中

具有广阔的应用前景^[3-4]。陶粒特殊的结构和性能决定了其具有很强的吸附能力, 使得它在水处理方面也有着广阔的应用前景。但是用镧系稀土金属元素改性后的陶粒作为吸附剂处理含磷废水的研究目前很少。因此, 有必要对陶粒处理含磷废水的实际应用的可能性进行探讨。本实验探讨了改性陶粒用量及粒径的大小、接触时间、原水 pH 值、温度、原水初始浓度等因素对除磷效果的影响。

1 实验部分

1.1 实验材料

含磷试液: 实验用水为含磷酸盐的自配水。该实验首先准确称取 KH_2PO_4 (分析纯) 0.8840g 于烧杯中, 用水溶解后移至 2L 容量瓶中, 定容后摇匀, 此溶液为含磷浓度 100mg/L (以 P 计) 的贮备液。在具体实验使用时, 用蒸馏水稀释至所需浓度后进行实测。

pH 值由 1mol/L 的盐酸或氢氧化钠溶液进行调节。

改性陶粒: 陶粒样品取自昆明陶粒厂, 过筛至 6 目后经活化、改性、复合等一系列特殊方法制备成改性陶粒备用。

试验仪器: 721 分光光度计; PHS-2 酸度计; HY-4 型振荡器。

1.2 测定方法

(1) 磷酸盐溶液的测定

按照国家环保部颁布的“《水和废水监测分析方法》(第四版)”的规定, 采用钼锑抗分光光度法测定磷浓度。测定样品时, 首先选择合适的稀释

收稿日期: 2013-08-07

作者简介: 茹菁宇 (1980-), 男, 汉族, 浙江台州人, 硕士, 主要从事环境规划、环境政策、水污染综合防治、重金属污染防治、循环经济及低碳经济等方面的研究。

倍数,使得被测样的深度在标线以内。该方法测定磷的浓度范围为 0.01 ~ 0.6 mg/L。

(2) pH 值的测定

采用 PHS-2 精密酸度计测定。测定时每次用标准溶液进行校验。

1.3 实验计算方法

移取一定量的含磷贮备液用蒸馏水稀释后置于 2L 烧杯中,然后加入一定量的改性陶粒,静置 24h 后对残余磷含量进行测定,计算磷的去除率:

$$\text{去除率}(\%) = (C_0 - C) / C_0 \times 100$$

式中: C_0 —含磷试液的磷浓度 (mg/L); C —处理后含磷试液的磷浓度 (mg/L)。

2 结果与讨论

2.1 陶粒的活化以及改性处理

陶粒是一种人造轻质粗集料,外壳表面粗糙而坚硬,内部多孔,主要用于配制轻集料混凝土、轻质砂浆及耐酸耐热混凝土集料。它是由页岩等粘土质材料先破碎到一定粒度,或用粘土、粉煤灰掺粘土等先做成球,再在高温下(一般为 1050 ~ 1350℃)烧胀或烧结而成。陶粒是中性无机砂状材料,价格低廉,内部多孔,比表面积较大,化学和热稳定性好,具有质轻、无毒无味、具有较好的吸附性能,而且易于再生便于重复利用等优良性能,因此陶粒是一种廉价的吸附剂。实验所用陶粒首先筛至 6 目后,用 15% 的稀盐酸浸泡 30min,进行过滤,并用去离子水洗至中性。然后在 300℃ 的烘箱中加热 10min,利用镧系稀土金属元素进行改性,经复合后得到。

2.2 改性陶粒用量对除磷效果的影响

称取不同量改性后的陶粒放于盛有 2L 浓度为 1mg/L 的磷酸盐溶液中, pH 值在 7 之内,反应时间均为 5h。磷酸盐的去除率随改性陶粒投加量的变化见表 1。

表 1 改性陶粒用量对除磷效果的影响

| 改性陶粒用量 / (g/100ml) | 处理前磷浓度 / (mg/L) | 处理后磷浓度 / (mg/L) | 去除率 / % |
|--------------------|-----------------|-----------------|---------|
| 0.05 | 1 | 0.419 | 58.1 |
| 0.1 | 1 | 0.234 | 76.6 |
| 0.2 | 1 | 0.157 | 84.3 |
| 0.3 | 1 | 0.096 | 90.4 |
| 0.35 | 1 | 0.044 | 95.6 |
| 0.4 | 1 | 0.037 | 96.3 |
| 0.45 | 1 | 0.017 | 98.3 |
| 0.5 | 1 | 0.008 | 99.2 |
| 0.6 | 1 | 0.006 | 99.4 |

由表 1 可知:随吸附剂改性陶粒使用量的增加,磷酸盐的去除率迅速升高,当改性陶粒用量达 0.45 g/100ml 及以上时,对磷酸盐的去除率逐步趋于平稳,并达 98% 以上。为保证除磷效果良好,又经济可行,并能实际运用于磷酸盐的去除,实验组认为改性陶粒用量为 0.5g/100ml 较为适宜,按此用量计算,改性陶粒与磷质量比为 1:250。由此可以说明利用改性陶粒来处理含磷废水是非常经济可行的,而且能达到相当好的处理效果,适于实际运用。

2.3 反应时间对除磷效果的影响

配置浓度为 1mg/L 的磷酸盐溶液 2L,按 0.5g/100ml 加入定量的改性陶粒,根据反应时间间隔,定时取样,并监测溶液中的磷酸盐浓度,结果见表 2。由表 2 可知,改性陶粒对磷酸根的吸附速度较快,随接触时间的延长,磷酸盐的去除率不断增大。当反应时间 > 5h 后,对磷酸根的去除率趋于平稳,并达到 97. % 以上。所以本试验选择的反应时间为 5h。

表 2 接触时间对除磷效果的影响

| 改性陶粒用量 / (g/100ml) | 接触时间 /h | 处理前磷浓度 / (mg/L) | 处理后磷浓度 / (mg/L) | 去除率 / % |
|--------------------|---------|-----------------|-----------------|---------|
| 0.5 | 1 | 1 | 0.137 | 86.3 |
| 0.5 | 2 | 1 | 0.076 | 92.4 |
| 0.5 | 3 | 1 | 0.031 | 96.9 |
| 0.5 | 4 | 1 | 0.025 | 97.5 |
| 0.5 | 5 | 1 | 0.024 | 97.6 |
| 0.5 | 10 | 1 | 0.021 | 97.9 |
| 0.5 | 15 | 1 | 0.018 | 98.2 |
| 0.5 | 24 | 1 | 0.009 | 99.1 |

2.4 pH 值对除磷效果的影响

配置 9 组 500ml 浓度为 1mg/L 的磷酸盐溶液,然后用 1mol/L 的盐酸和氢氧化钠溶液对其 pH 值进行调节,9 组 500ml 的磷酸盐溶液的 pH 值分别为 2.71、3.48、4.73、5.53、6.94、8.97、10.95、11.45、12.94,并按改性陶粒与磷质量比为 250:1 加入定量的改性陶粒,反应时间固定为 5h。反应完毕后测定溶液中的磷酸盐浓度,结果见表 3。

由表 3 可知:在酸性条件下, pH 值 < 3 时,磷酸盐的去除率较低; pH 值在 4 ~ 11 时,磷酸盐的去除达到了 98% 以上;在碱性条件下, pH 值 > 11 时,磷酸盐的去除率较低。因此,改性陶粒去除废水中磷酸盐的实验仅适用于 pH 值 4 ~ 11 的含磷废水。这是由于 pH 值能影响含磷溶液中吸附剂

的表面电荷及吸附质在水中的离子化状况，因而对磷的吸附效果也具有一定的影响；此外陶粒本身偏碱性，在酸性条件下，对含磷废水起到了一定的中和沉淀作用。

表3 酸度对除磷效果的影响

| 改性陶粒用量 / (g/100ml) | 处理前磷浓度 / (mg/L) | 处理前 pH 值 | 处理后磷浓度 / (mg/L) | 去除率 / % |
|--------------------|-----------------|----------|-----------------|---------|
| 0.5 | 1 | 2.71 | 0.129 | 87.1 |
| 0.5 | 1 | 3.48 | 0.097 | 90.3 |
| 0.5 | 1 | 4.73 | 0.031 | 96.9 |
| 0.5 | 1 | 5.53 | 0.024 | 97.6 |
| 0.5 | 1 | 6.94 | 0.016 | 98.4 |
| 0.5 | 1 | 8.97 | 0.022 | 97.8 |
| 0.5 | 1 | 10.95 | 0.034 | 96.6 |
| 0.5 | 1 | 11.45 | 0.094 | 90.6 |
| 0.5 | 1 | 12.94 | 0.101 | 89.9 |

2.5 温度对除磷效果的影响

采用水浴来控制不同的温度，按实验方法进行的操作并测定。结果见图1。由图1可知：低温状态下，随着温度的不断增加，磷酸盐的去除率是不断增加的，当温度在10~40℃范围，磷酸盐的去除率均在98%以上；随着温度的不断增加，但高于50℃后，磷酸盐的去除率反而下降。说明可在室温下对磷进行处理，且磷酸盐的去除率明显优于低温和高温状态下。

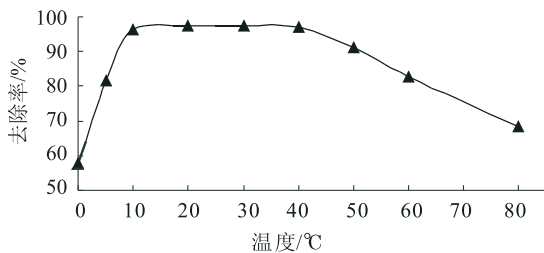


图1 温度对除磷效果的影响

2.6 初始磷浓度对除磷效果的影响

配制浓度分别为5、10、25、35、40、50、80mg/L的含磷试液7组，按改性陶粒与磷质量比为250:1投加改性陶粒，按相同实验方法操作并测定，测定结果见表4。

由表4可知，在改性陶粒与磷质量比不变的条件下，磷浓度为0~80mg/L时，磷酸盐的去除率均在98%以上。当磷酸盐的浓度>40mg/L时，出水浓度已经无法满足排放标准，因此，本方法适用于磷酸盐浓度为0~40mg/L的含磷废水的处理。

表4 磷浓度对除磷效果的影响

| 改性陶粒用量 / (g/100ml) | 处理前磷浓度 / (mg/L) | 处理后磷浓度 / (mg/L) | 去除率 / % |
|--------------------|-----------------|-----------------|---------|
| 0.13 | 5 | 0.07 | 98.6 |
| 0.31 | 10 | 0.16 | 98.4 |
| 0.63 | 25 | 0.3 | 98.8 |
| 0.88 | 35 | 0.46 | 98.7 |
| 1.0 | 40 | 0.64 | 98.4 |
| 1.25 | 50 | 0.7 | 98.6 |
| 2.0 | 80 | 1.04 | 98.7 |

2.7 吸附等温式

陶粒岩是一种廉价的吸附剂，为了探讨陶粒对磷酸盐的吸附能力，控制温度在20℃条件下，进行静态吸附试验。称取改性陶粒0.5g，接触时间控制在5h，对初始磷酸盐浓度分别为5、10、25、30、35、40、50mg/L及75mg/L的含磷试液进行操作测定后，对测定的数据开展了一元回归处理。试验显示，改性陶粒对磷酸盐的吸附基本符合Langmuir吸附等温式，膨胀珍珠岩吸附磷的Langmuir方程拟合曲线见图2，其拟合方程为 $C_e/A = 0.0964C_e - 0.055$ ，方程的相关系数为0.9973。随着磷平衡浓度的不断增加，吸附剂对磷酸盐的吸附量也随之不断在增加，当平衡浓度大于某一特定数值之后，吸附将达到平衡，并随之逐步趋于一个饱和的状态，之后吸附量将略下降。说明在所研究的浓度范围内，改性膨胀珍珠岩对磷的吸附基本符合Langmuir单分子层吸附行为。

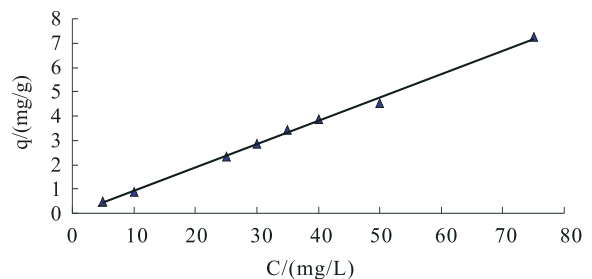


图2 改性陶粒吸附磷的Langmuir方程拟合曲线

2.8 改性陶粒的再生利用

当改性陶粒吸附处理磷酸盐能力明显降低后，由于改性陶粒对酸具有良好的稳定性，可利用0.1mol/L的盐酸溶液进行解吸处理，将吸附在改性陶粒上的磷酸根全部溶出。

为了使改性陶粒得到再生，可以先取静态吸附已饱和的改性陶粒10g加入0.1mol/L的盐酸100ml浸泡24h后，用水洗至近中性，并烘干。然后再次

进行活化、利用镧系稀土金属元素改性、复合。

3 结论

(1) 陶粒改性后对磷酸盐具有较强的去除作用,对浓度为 1mg/L 的含磷废水,按改性陶粒与磷质量比为 250:1 投加改性陶粒进行处理,剩余磷酸盐的浓度 < 0.5mg/L,磷的去除率达 98% 以上,处理后的废水可达排放标准。

(2) 实验研究表明本除磷方法适用于处理 pH 值在 4 ~ 11,磷酸盐浓度为 0 ~ 40mg/L 的含磷废水。

(3) 废水温度为 10 ~ 40℃ 时,该方法对磷的去除率无明显影响,因此可在室温下处理。

(4) 改性陶粒对磷酸根的吸附速度较快,反应时间 > 5h 后,对磷酸根的去除率趋于平稳。

(5) 改性陶粒对溶液中磷酸盐的吸附基本符合 Langmuir 单分子层吸附行为。

(6) 陶粒是一种价格低廉,内部多孔,比表面积较大,化学和热稳定性好,且具有较好的吸附性能的吸附剂。通过改性、活化、复合一系列特殊方法制备出的改性陶粒用于含磷废水的处理,方法简便、易于操作,而且陶粒易于再生便于重复利用,是一种经济可行的处理含磷废水的有效方法。

参考文献:

- [1] 樊树红. 水体富营养化的探究 [J]. 黑龙江科技信息, 2010, (28).
- [2] 黄萍. 水处理工艺对富营养化水体所含蓝藻毒素的去除效果研究 [J]. 科技致富向导, 2011, (23).
- [3] 王莹. 内陆湖泊富营养化内源污染治理工程对比研究 [J]. 地球与环境, 2013, (1).
- [4] 秦伯强. 湖泊富营养化及其生态系统响应 [J]. 科学通报, 2013, (10).
- [5] GB 8978 - 1996, 污水综合排放标准 [S].

Removal of Phosphorus in Wastewater by Modified Ceramisite

RU Jing - yu¹, YIN Wen², WANG Jia - qiang³

(1. Yunnan institute of Environmental Science, Kunming Yunnan 650034 China)

Abstract: The treatment of phosphorous - containing wastewater with lanthanide thulium modified ceramisite was experimentally investigated. The dose usage and contact time period of the modified ceramisite, the temperature, the original pH value and the original initial concentration have been discussed about their impact on the removal effect. The results showed that the modified ceramisite had a prominent phosphorus removal effect. When the pH of the wastewater was 4 ~ 11, phosphorus concentration ranged at 0 ~ 40mg/L, the mass ratio of ceramisite and phosphorus was 250:1, the reaction time remained within 5 hours, and the remaining phosphorus concentration was < 0.5mg/L, the removal rate was high as 98%. The treated wastewater could be discharged in compliance.

Key words: modified ceramisite; phosphorus; wastewater; adsorption; research

高校校园景观水体浮游植物调查与水质评价

魏燕芳^{1,2}, 王 琮¹, 池丽云¹

- (1. 华侨大学化工学院环境科学与工程系, 福建 厦门 361021;
2. 华侨大学环境与资源技术研究所, 福建 厦门 361021)

摘要: 对华侨大学厦门校区景观水体浮游植物群落结构和水质的理化指标进行了调查研究, 结合生物监测和理化监测手段, 基于浮游植物优势度、丰度和多样性指数的评价标准, 对水体进行了生态评价。评价结果表明, 水体受到一定程度的污染并出现富营养化现象。

关键词: 景观水; 校园; 浮游植物; 调查; 水质; 评价

中图分类号: X 82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0070-04

浮游植物 (plankton) 主要是藻类, 它们以单细胞、群体或丝状体的形式出现。它们是水域生态系统的重要组成部分, 是水生态系统的初级生产者^[1], 也是整个水生态系统物质循环和能量流动的基础, 对水体营养状态变化能迅速做出响应, 所以其组成和多样性的变化将直接影响到生态系统的结构与功能。由于浮游植物群落结构与其生长水域水质状况密切相关, 在不同营养状态的水体中分布着不同群落结构的浮游植物, 所以浮游植物的群落结构能够综合、真实地反应出水体的生态条件和营养状况^[2-4]。为此, 本论文对水体的浮游藻类和理化指标进行调查与分析, 掌握水体水质的基本情况, 为高校景观水环境建设提供参考和依据。

1 采样与测定方法

1.1 采样点的布设

采样水体位于福建省厦门市集美区华侨大学的教学楼前, 集美大道北侧。地理坐标为 24°36'07"~24°36'26"N, 118°04'30"~118°04'59"E。根据采样点应具有代表性的要求, 共设置 7 个采样点位, 具体位置见图 1。

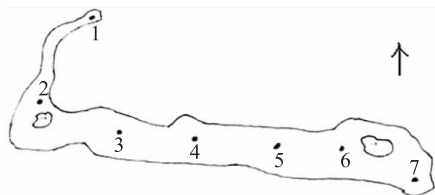


图1 采样示意图

1.2 浮游植物采样与分析

浮游植物样品用 3L 有机玻璃瓶采水器于表层 (水面下 0.5m) 处采集后, 取 1L 于塑料瓶中, 用 1.5% 的鲁哥氏碘液固定, 沉淀 48h, 浓缩为 30ml 保存。显微镜检计数时充分摇匀, 吸取 0.05ml 滴入计数框内计数、分析、鉴定^[5-8]。

1.3 环境因子测定

在采集浮游植物样品的同时, 同步采集水化学样品。温度 (T) 和水体透明度均为现场测定, 分别采用自带的温度计和赛奇氏盘测定。酸碱度 (pH)、溶解氧 (DO) 用多功能水质分析仪 YSI-6600 测定, 叶绿素 a (Chlorophyll-a)、总氮、总磷、化学需氧量 (COD) 等参照《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局, 2002) 测定^[9-11]。

1.4 藻类多样性指数、均匀度和优势度的计算

对固定的浮游植物进行分类鉴定后, 把每个采样点采集到的浮游植物按不同种类准确统计个体数, 并计算出每一种类的密度。运用生态学中常用的香农-威纳多样性指数 (Shannon-Wiener H')、均匀度 (J') 和优势度 (Y) 描述群落内种类多样性, 公式分别为^[12-15]:

$$H' = - \sum_i^s p_i \ln p_i$$

式中, P_i = 样品中第 i 种的个体比例, 如样品总个体数为 N (total individuals), 第 i 种个体数为 N_i , 则 $P_i = N_i/N$ 。

$$J' = H' / \ln (S)$$

式中, S 为样本浮游植物种类数, H' 为 Shannon-Wiener 多样性指数。

Margalef 多样性指数 (d):

$$d = (S - 1) / \ln N$$

收稿日期: 2013-07-16

基金项目: 华侨大学校课题 (10HZR11)。

作者简介: 魏燕芳 (1979-), 女, 讲师, 主要从事水环境污染治理方面的研究。

式中, N 为样本浮游植物的总个数, S 为样本中浮游植物种类数。

$$Y = (N_i/N) \times f_i$$

式中, N_i 为第 i 种的个体数, N 为样品中所有

种类的总个体数, f_i 为第 i 种的出现频率, $Y > 0.02$ 为优势种。

2 结果与分析

2.1 水体的环境因子

表1 水质指标测定结果

| 站点 | T/°C | pH | SD/cm | Chl - a/ (mg/m ³) | COD/ (mg/L) | TP/ (mg/L) | TN/ (mg/L) | DO/ (mg/L) | 浊度/NTU |
|----|-------|------|-------|-------------------------------|-------------|------------|------------|------------|--------|
| 1# | 17.79 | 7.22 | 33 | 54.30 | 10.38 | 37.84 | 8.17 | 3.00 | 3.18 |
| 2# | 17.91 | 7.45 | 26 | 65.98 | 11.72 | 25.50 | 4.15 | 4.62 | 16.70 |
| 3# | 18.37 | 7.68 | 26 | 108.25 | 14.10 | 16.15 | 3.72 | 7.29 | 7.29 |
| 4# | 19.02 | 7.77 | 32 | 37.95 | 10.21 | 13.34 | 4.92 | 7.82 | 7.82 |
| 5# | 19.41 | 8.71 | 31 | 87.67 | 12.32 | 10.92 | 5.88 | 14.40 | 14.07 |
| 6# | 19.14 | 7.69 | 32 | 94.86 | 14.02 | 10.36 | 3.58 | 14.09 | 14.09 |
| 7# | 19.06 | 7.91 | 33 | 41.36 | 12.21 | 14.84 | 5.43 | 4.92 | 4.92 |

根据监测结果, 参照我国《地表水环境质量标准》^[16], 评价该水体为劣 V 类。其中总氮、总磷超标最多, 尤其是总磷, 最大超标率达到 95 倍。体现水体藻类生物量的 Chl - a 浓度也大大超过标准。说明该水体污染主要是因为氮磷污染引起的富营养化型。

2.2 水体的浮游植物群落结构

2.2.1 浮游植物的种类组成及群落的结构特征

2012 年秋季, 对水体采样分析, 共鉴定出浮游植物 26 属: 其中绿藻门 6 属, 占总数 46.48%; 硅藻门 6 属, 占总数 19.85%; 蓝藻门 7 属, 占总数 21.06%; 甲藻门 3 属, 占 3.73%; 裸藻门 2 属, 占 1.57%; 隐藻门和金藻门各 1 属, 分别占 4.36%、2.95%。

表2 水体浮游植物种类组成

| 浮游植物种类 | 浮游植物种类 |
|--------------------------------|---|
| 蓝藻 色球藻属 (<i>Chroococcus</i>) | 硅藻 直链藻属 (<i>Melosira</i>) |
| 微囊藻属 (<i>Microcystis</i>) | 小环藻属 (<i>Cyclotella</i>) |
| 平裂藻属 (<i>Merismopedia</i>) | 针杆藻属 (<i>Synedra</i>) |
| 束球藻属 (<i>Gomphosphaeria</i>) | 窗纹藻属 (<i>Epithemia</i>) |
| 念珠藻属 (<i>Nostoc</i>) | 菱形藻属 (<i>Nitzschia</i>) |
| 颤藻属 (<i>Oscillatoria</i>) | 湖沼圆筛藻属 (<i>Coccinodiscus Lacustris</i>) |
| 隐藻 蓝隐藻属 (<i>Chroomonas</i>) | 衣藻属 (<i>Chlamydomonas</i>) |
| 金藻 鱼鳞藻属 (<i>Mallomonas</i>) | 团藻属 (<i>Volvox</i>) |
| 甲藻 裸甲藻属 (<i>Gymnodinium</i>) | 扁藻属 (<i>Platymonas</i>) |
| 多甲藻属 (<i>Peridinium</i>) | 栅藻属 (<i>Scenedesmus</i>) |
| 薄甲藻属 (<i>Glenodinium</i>) | 角星鼓藻属 (<i>Staurasteru</i>) |
| 裸藻 裸藻属 (<i>Euglena</i>) | 新月藻属 (<i>Closterium</i>) |
| 囊裸藻属 (<i>Trachelomonas</i>) | 鼓藻属 (<i>Cosmarium</i>) |

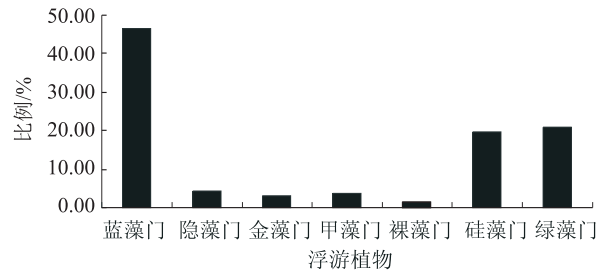


图2 水体浮游植物的组成及比例

从各采样点浮游植物组成来看, 蓝藻、硅藻和绿藻的种类最多, 其次是隐藻、金藻、甲藻、裸藻等, 其中有的藻类只在部分点检测到。1#采样点的浮游植物种类相对最多, 为 22 种; 6# 相对最少, 为 4 种。其余各站点分别为: 2#15 种, 3#18 种, 4#15 种, 7#15 种, 见表 3。

表3 水体浮游植物分布

| 种类 | 1# | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 7# |
|-----|----|----|----|----|----|----|----|
| 蓝藻门 | 5 | 4 | 5 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| 隐藻门 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| 金藻门 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| 甲藻门 | 3 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| 裸藻门 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| 硅藻门 | 5 | 5 | 3 | 4 | 3 | 1 | 3 |
| 绿藻门 | 7 | 4 | 5 | 6 | 6 | 0 | 6 |
| 合计 | 22 | 15 | 18 | 15 | 17 | 4 | 15 |

2.2.2 浮游植物的密度和频度

从调查结果 (表 4) 看, 浮游植物平均个体数达 1075.78×10^4 个/L, 其中 6# 点的平均个体数最少。

频度指含某一藻类类群的采样点占总采样点的百分比。从调查结果 (表 5) 看, 蓝藻门、绿藻门、裸藻门的频度最大, 均为 100%。隐藻、金

藻、甲藻门的频度最低，均为 57.143%。

表4 水体各站点浮游植物密度 (10⁴ 个/L)

| 站点 | 1# | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 7# | 平均密度 |
|----|------|-----|------|------|-----|-----|------|---------|
| 密度 | 1302 | 848 | 1271 | 1204 | 938 | 592 | 1110 | 1037.86 |

表5 水体浮游植物类群分布的频度 (%)

| | 蓝藻门 | 隐藻门 | 金藻门 | 甲藻门 | 裸藻门 | 硅藻门 | 绿藻门 |
|----|-----|--------|--------|--------|--------|-----|--------|
| 频度 | 100 | 57.143 | 57.143 | 57.143 | 71.143 | 100 | 85.714 |

2.2.3 优势度

如表6所示，水体浮游植物优势属以蓝藻门、硅藻门、绿藻门为主，均为3属，隐藻门1属。优势属包括：色球藻属 (*Chroococcus*)、微囊藻属 (*Microcystis*)、平裂藻属 (*Merismopedia*)、蓝隐藻属 (*Chroomonas*)、小环藻属 (*Cyclotella*)、针杆藻属 (*Synedra*)、窗纹藻属 (*Epithemia*)、扁藻属 (*Platytymonas*)、栅藻属 (*Scenedesmus*)、鼓藻属 (*Cosmarium*)。色球藻属 (*Chroococcus*)、微囊藻属 (*Microcystis*) 出现的频率最高，均为1。优势度最高的是色球藻属，为0.2365；其次是微囊藻属，为0.1302。

表6 水体浮游植物优势度

| 优势属 | 丰度 * / (10 ⁵ 个/L) | 频度 (f) | 优势度 (Y) |
|---|------------------------------|---------|---------|
| 色球藻属 (<i>Chroococcus</i>) * | 171.8 | 1 | 0.2365 |
| 微囊藻属 (<i>Microcystis</i>) * | 94.6 | 1 | 0.1302 |
| 平裂藻属 (<i>Merismopedia</i>) * | 14.8 | 0.57143 | 0.0261 |
| 束球藻属 (<i>Gomphosphaeria</i>) | 14.8 | 0.42857 | 0.0087 |
| 念珠藻属 (<i>Nostoc</i>) | 20.1 | 0.71429 | 0.0198 |
| 颤藻属 (<i>Oscillatoria</i>) | 3.2 | 0.14286 | 0.0006 |
| 蓝隐藻属 (<i>Chroomonas</i>) * | 31.7 | 0.57143 | 0.0249 |
| 鱼鳞藻属 (<i>Mallomonas</i>) | 21.4 | 0.57143 | 0.0168 |
| 裸甲藻属 (<i>Gymnodinium</i>) | 8.5 | 0.42857 | 0.005 |
| 多甲藻属 (<i>Peridinium</i>) | 10 | 0.42857 | 0.0059 |
| 薄甲藻属 (<i>Glenodinium</i>) | 8.6 | 0.28571 | 0.0034 |
| 裸藻属 (<i>Euglena</i>) | 6 | 0.42857 | 0.0035 |
| 囊裸藻属 (<i>Trachelomonas</i>) | 5.4 | 0.42857 | 0.0032 |
| 直链藻属 (<i>Melosira</i>) | 18.6 | 0.57143 | 0.0146 |
| 小环藻属 (<i>Cyclotella</i>) * | 56.7 | 0.71429 | 0.0557 |
| 针杆藻属 (<i>Synedra</i>) * | 38.3 | 0.85714 | 0.0452 |
| 窗纹藻属 (<i>Epithemia</i>) * | 13.6 | 0.57143 | 0.0452 |
| 菱形藻属 (<i>Nitzschia</i>) | 2.8 | 0.28571 | 0.0107 |
| 湖沼圆筛藻 (<i>CoscinodiscusLacustris</i>) | 14.2 | 0.42857 | 0.0084 |
| 衣藻属 (<i>Chlamydomonas</i>) | 12.2 | 0.57143 | 0.0096 |
| 团藻属 (<i>Volvox</i>) | 23.2 | 23.2 | 0.0182 |
| 扁藻属 (<i>Platytymonas</i>) * | 33.2 | 0.71429 | 0.0326 |
| 栅藻属 (<i>Scenedesmus</i>) * | 28.5 | 0.71429 | 0.028 |
| 角星鼓藻属 (<i>Staurastrum</i>) | 18.3 | 0.71429 | 0.018 |
| 新月藻属 (<i>Closterium</i>) | 13.4 | 0.71429 | 0.0132 |
| 鼓藻属 (<i>Cosmarium</i>) * | 24.2 | 0.85714 | 0.0286 |

注：“*” —on behalf of dominant genera.

2.3 生物多样性指数及水质生物学评价

2.3.1 生物多样性指数

水体各站点浮游植物多样性指数 (H')、均匀度指数 (J') 计算结果如表7所示。Shannon - Wiener 多样性指数 (H') 为 1.46 ~ 2.34，其中：1#站点的多样性指数值在 2 以下，其余各站点指数值均 > 2；Margalef 多样性指数 (d) 为 1.34 ~ 2.18，其中：5#站点的多样性指数 > 2，其余各站点指数均 < 2；Pielous 均匀度 (J') 指数为 0.70 ~ 0.89。

表7 水体浮游植物多样性指数和均匀度指数

| 站点 | H' | J' | d | 站点 | H' | J' | d |
|----|------|------|------|----|------|------|------|
| 1# | 2.77 | 0.90 | 2.93 | 5# | 2.39 | 0.83 | 2.84 |
| 2# | 2.93 | 1.11 | 2.08 | 6# | 1.28 | 0.92 | 0.47 |
| 3# | 2.52 | 0.87 | 2.38 | 7# | 2.34 | 0.86 | 2.00 |
| 4# | 2.53 | 0.93 | 1.97 | | | | |

2.3.2 水质生物学评价

使用 Shannon - Wiener 多样性指数值 (H') 评价结果显示，水体全部为中污染 (其中 $1 > H' > 0$ 为重污染， $1 > H' > 3$ 为中污染， $H' > 3$ 为轻污染或无污染)。经计算后采用 Pielous 均匀度指数 (J') 评价，结果显示：水体整体上为轻污染或无污染水质 (其中 $0.3 > J' > 0$ 为重污染， $0.5 > J' > 0.3$ 为中污染， $0.8 > J' > 0.5$ 为轻污染或无污染)。经计算后采用 Margalef 多样性指数值 (d) 评价，结果显示：水体整体上都为重污染 (其中 $3 > d > 0$ 为重污染， $4 > d > 3$ 为中污染， $d > 4$ 为轻污染或无污染)^[15]。

3 讨论

对华侨大学厦门校区景观水体的理化指标进行测定，根据《地表水环境质量标准》评价，该水体为劣 V 类水体，其中超标倍数最高的为总磷，其次为总氮。叶绿素 a 的含量也远远超过了水体发生富营养化 ($> 10 \mu\text{g/L}$) 的标准。浮游植物群落调查表明，该景观水包括蓝藻门、绿藻门、甲藻门、隐藻门、金藻门、硅藻门、裸藻门共 7 门 26 属；以蓝藻门、硅藻门和绿藻门为主，分别占 46.48%、19.85%、21.06%；说明水体属于蓝 - 绿 - 硅藻型富营养化水体。浮游植物的丰度范围为 (59.2 ~ 130.2) $\times 10^5$ 个/L；水体的优势属为色球藻属 (*Chroococcus*)、微囊藻属 (*Microcystis*)、平裂藻属 (*Merismopedia*)、蓝隐藻属 (*Chroomonas*)、小环藻属 (*Cyclotella*)、针杆藻属 (*Synedra*)、窗纹藻属 (*Epithemia*)、扁藻属

(*Platytymonas*)、栅藻属 (*Scenedesmus*)、鼓藻属 (*Cosmarium*)。生物学指数计算结果, 水体各站点 Shannon - Wiener 多样性指数 (H') 在 1.46 ~ 2.34 变化; Margalef 多样性指数 (d) 在 1.34 ~ 2.18 变化; Pielous 均匀度 (J') 在 0.70 ~ 0.89 变化。根据相关的生物学评价标准, 评价显示水体的营养化程度较高, 所以对校园景观水的治理和保护已刻不容缓。

参考文献:

- [1] Fei - Zhou Chen', Xiao - Lan Song, Yao - Hui Hu, et al. Water quality improvement and phytoplankton response in the drinking water source in Meiliang Bay of Lake Taihu, China [J]. Ecological Engineering, 2009, 35 (11): 1637 - 1645.
- [2] Maria Teresa Pereira Coutinho', Ana C. Brito, Patrícia Pereira, André S. Gonçalves, Maria Teresa Moita. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi - enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2012, (110): 134 - 146.
- [3] Maialen Garmendia, Angel Borja, Javier Franco, Marta Revilla. Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 66 (1 - 2): 7 - 16.
- [4] Cynthia Alvarez - Góngora, Jorge A. Herrera - Silveira. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone [J]. Marine Pollution Bulletin, 2006, 52 (1): 48 - 60.
- [5] 马亮. 潭江浮游植物完整性指数及水质评价 [D]. 河北大学, 2012.
- [6] 章宗涉, 黄飞翔. 淡水浮游生物研究方法 [M]. 北京: 科学出版社, 1991.
- [7] 梁英, 田传远. 浮游生物学与生物饵料培养实验 [M]. 青岛: 中国海洋大学出版社, 2009.
- [8] 周凤霞, 陈剑虹. 淡水微生物图谱 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [9] 国家环境保护总局. 水和废水检测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] 王丽卿, 许莉, 户子国, 等. 淀山湖浮游植物数量消长及其与环境因子的关系 [J]. 环境科学, 2011, 32 (10): 2868 - 2874.
- [11] 蒋玉玲, 李青, 陈晓宏, 等. 广州市大金钟水库浮游植物与环境因子的关系 [J]. 水资源保护, 2011, 27 (1): 46 - 50.
- [12] 江源, 王博, 杨浩春, 等. 东江干流浮游植物群落结构特征及与水质的关系 [J]. 生态环境学报, 2011, 20 (11): 1700 - 1705.
- [13] L I W K W. Macroecological patterns of phytoplankton in the northwestern north Atlantic Ocean [J]. Nature, 2002, (419): 154 - 157.
- [14] Polish chuk V. Contribution analysis of disturbance caused changes in phytoplankton diversity [J]. Ecology, 1999, 80 (2): 721 - 725.
- [15] 朱为菊, 王全喜. 滴水湖浮游植物群落结构特征及其水质评价 [J]. 上海师范大学学报, 2011, 40 (4): 405 - 410.
- [16] GB3838 - 2002, 中华人民共和国地表水环境质量标准 [S].

Phytoplankton and Water Quality Evaluation of Landscape Water in Campus

WEI Yan - fang^{1,2}, WANG Qiong¹, CHI Li - yun¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering, College of Chemical Engineering, Huaqiao University, Xiamen Fujian 361021 China)

Abstract: A survey was conducted on the community structure of phytoplankton, as well as the physical - chemical indexes of the landscape water quality in Xiamen campus of Huaqiao University. The ecological evaluation of the water was made according to the dominance, abundance, and diversity index of the phytoplankton. The results showed that the water was polluted and eutrophicated to some degree.

Key words: scenic water; campus; phytoplankton; investigation; water quality evaluation

危险废物填埋场地下水污染风险评价的研究现状

李 军, 裴昭君, 韩国睿, 杨 衍

(成都理工大学, 地质灾害防治与地质环境保护国家重点实验室, 四川 成都 610059)

摘 要:介绍了地下水风险评价的基本概念, 综述了国内外危险废物填埋场地下水污染风险评价指标体系和评价方法的研究现状, 分析了目前国内危险废物填埋场地下水污染风险评价存在的主要问题, 并提出相关建议。

关键词:危险废物; 填埋场; 地下水; 风险; 评价; 现状; 问题; 建议

中图分类号: X 82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0074-04

我国危险废物产生量巨大, 其中含有大量有毒有害物质, 对周围环境和人体健康危害极大, 需进行安全处理。基于操作相对容易、运营成本较低的优点, 填埋处置方法在我国得到广泛使用。但是填埋场在大气降雨、地表水及地下水入渗下, 产生含大量有毒有害物质的渗滤液, 如果管理不善, 会导致周围土壤和地下水污染。危险废物填埋场一旦发生渗漏, 随着时间的推移, 地下水中污染物的浓度和面积都会增大, 污染风险也会增大。

危险废物填埋场地下水污染风险评价可以为填埋场的治理维护提供科学依据, 使填埋场对地下水污染的风险降到最低程度。近年来, 国内外学者对地下水污染风险评价做了大量研究, 取得了一定成果^[1]。本文以前人的研究成果为基础, 综述了危险废物填埋场地下水污染风险评价指标体系和评价方法, 提出了地下水污染风险评价建议。

1 地下水污染风险评价

1.1 地下水污染

地下水污染是环境污染中较为严重且在国内还未引起人们足够重视的环境问题。地下水污染有自身的特点^[1,2]: ①污染部位处于地面以下, 监测困难, 不易被发现, 一旦污染, 修复困难; ②地下水流受季节和区域气候变化影响大, 自净能力差; ③进入地下水的污染物在介质吸附和各种化学反应的作用下, 成分和性质变得复杂, 具有不确定性; ④地下水污染治理投资大、技术难、周期长。

1.2 地下水污染风险评价

地下水污染风险评价的最早形式可以追溯到

20 世纪 60 年代法国学者 Marjat 提出的地下水脆弱性评价^[3]。地下水污染风险评价的概念是在地下水脆弱性研究逐渐深入的基础上发展而来的, 其定义为含水层中地下水由于人类直接或间接活动影响而遭受污染到不可接受的水平的可能性^[1]。地下水污染风险评价作为防范于未然的地下水污染控制手段应当得到广泛应用。

1.3 危险废物填埋场地下水污染风险评价

目前国内危险废物填埋场对地下水污染的风险评价还没有展开系统的深入研究。开展危险废物填埋场对地下水污染的风险评价, 可以为填埋场的综合治理提供科学依据, 避免场地附近的地下水污染, 以及防止污染范围进一步扩大, 也可以辅助确定规划场地的位置, 降低环境风险^[2,4]。

2 风险评价指标体系

2.1 风险评价指标体系构建方法

风险评价指标体系构建方法一般有两种, 即横向结构的构建和纵向结构的构建。横向结构是从社会经济与环境有机统一的角度出发, 而形成的“压力-状态-响应”(pressure-state-response, PRS) 模型^[2]。纵向结构是运用系统分析法把复杂的问题分成若干联系的、有序的层次, 然后对每一层次的相关元素进行比较分析, 即层析分析法(AHP)^[2]。一般情况下具有三个层次: 目标层、准则层和指标层。

危险废物填埋场地下水污染风险评价指标体系的构建应在上述两种方法的基础上, 通过对危险废物处置系统的层次分析, 结合人类对危险废物实施的污染防治行为与地下水环境之间的相互影响关系, 经过深入分析后建立危险废物处置系统地下水污染事故的风险评价指标体系。

收稿日期: 2013-06-19

作者简介: 李军 (1987-), 男, 四川广元人, 硕士研究生, 主要从事地下水环境影响评价研究。

2.2 优先控制污染物识别

危险废物填埋场优先重金属污染为 Cr、Zn、Cu、Cd、Ni、Hg、Ba、Pb，类重金属 As，有机物为石油类，无机盐类为 F^- 和无机 CN^- [2,4,5]。在填埋场运行管理以及对周围土壤和地下水环境影响评价中，应特别加强这些污染物的监控与风险预警，防止其对土壤和地下水的污染 [5]。

2.3 评价指标

针对危险废物填埋场的特点，以及地下水环境可能受到污染的环境风险特征，评价指标应包括地下水环境介质指标、渗滤液产生量指标、污染物特性指标、污染物毒性指标、环境风险事故类指标、暴露评价指标、日常管理水平评价指标和周边区域风险评价指标 [7,8]。

2.3.1 地下水环境介质指标

目前，大多数学者将地下水污染的影响因素主要集中在如下几个指标：地形、地下水埋深、含水层厚度、包气带特征、地下水净补给、地下水含水层特征、气候和土壤类型 [9]。但是在危险废物填埋场中，除封场覆土之外，基本不存在地下水环境敏感性研究中所涉及的土壤介质，因此不考虑土壤介质这个指标。填埋场建设初期，填埋库底的基础层已经经过了压实和平整处理，污染物在地表的积聚过程对于填埋场来说是不存在的，地形对填埋场内渗滤液积聚的影响甚小。因此，地形这个指标也可以排除。

2.3.2 渗滤液产生量指标

填埋场渗滤液的产生量受到填埋区面积、降水和蒸发量、覆土性质、覆土坡度、填埋场下层孔隙率、废物饱和含水量和废物的透水系数等多方面因素的综合影响。这些参数共同作用于下渗系数，我国填埋场在对渗滤液收集池和处理规模进行设计时，对渗滤液产生量的估算大多采用下渗系数来囊括上述参数 [10]。因此，为了降低风险评价指标之间的重叠性和相互依赖性，减少评价程序的复杂和冗余，可以将下渗系数作为填埋场渗滤液产生量指标。

2.3.3 污染物特性指标

环境风险评价是以人体健康和生态环境作为评价终点和评价目标的，所以污染物理化性质中对环境风险结果起决定性影响作用的风险因子和污染物的毒性指标应当作为风险指标。污染物理化性质 [11] 包括水溶性、挥发性、分配系数、环境持久性、生物富集系数、渗滤液中污染物浓度、环境背

景浓度、监测检出频次。污染物毒性指标包括经口 LD_{50} 和经皮 LD_{50} (mg/kg) [9,10]。

2.3.4 环境风险事故类型指标

环境风险事故类型指标包括：①自然灾害，尤其是地质灾害的发生频率及其灾害等级，是最能够直接反映突发灾害事件引发地下水污染风险事故发生的两个重要指标；②HDPE 缺陷 [7,8]，土工膜衬层单位面积上的漏洞数、土工膜缺陷等效孔径以及土工膜与压实粘土之间相结合紧密程度；③黏土衬层缺陷 [8]，粘土层含水量、压实度、体积收缩率、渗透系数、抗剪强度、颗粒级配。

2.3.5 暴露评价指标

地下水污染风险事故的暴露途径就是渗滤液在土壤和地下水环境中的迁移转化过程。暴露评价方面的风险指标包括以下三个 [9]：①暴露频率，即风险评价受体在一年内与有毒有害物质相互接触的平均暴露天数；②暴露持续时间，即风险评价受体与有毒有害物质接触过程重复发生的时间长度；③接触率，即风险评价受体在一次毒物暴露过程中，从开始到结束接触到的污染物的总量。

2.3.6 日常管理水平评价指标

填埋场的日常管理水平是比较抽象的评价内容 [4]，泛泛地对管理水平进行评价不尽科学，且难以把握。因此对危险废物填埋场日常管理应分为：职员素质、应急处理能力、处理设施的设计、运行和维护情况等。

2.3.7 周边区域环境风险评价指标

在环境风险评价过程中，填埋场周边环境敏感点通常是评价终点和风险表征所体现的受影响对象，危险废物填埋场周边的环境保护目标是决定风险大小的重要因素 [11]。因此环境敏感点位置和保护等级应当作为填埋场周边区域环境风险评价指标。

3 评价模型

目前，用于地下水污染风险评价的模型主要有确定性模型和随机模型。发达国家（美国、加拿大等）对确定性模型有很多研究，并开发了很多有效的模型，如 MODFLOW、MT3D、HYDRUS-1D、HELP 模型等 [1,2]。在危险废物填埋场地下水污染风险评价中常使用 PBCA 和 3MRA 模型 [2]。

3.1 RBCA 模型

美国材料与试验学会（ASTM）针对土壤地下水污染治理颁布了 RBCA 模型（risk-based corrective action） [12,13]。我国台湾、上海、北京等地开始

使用该模型进行风险评价。RBCA模型将土壤与地下水污染治理的风险分析分为三个等级：一级评估、二级评估、三级评估。一、二级评估采用相对简单的二维分析模型工具，三级评估采用较复杂的三维分析模型。

RBCA模型采用自然衰减因子(NAF)来表达。危险废物填埋场的地下水暴露途径主要是被污染的下层土壤中优先控制污染物经迁移扩散至地下水，随地下水流运移至暴露受体，可能迁移到地表水。NAF的计算流程如下^[13]：①土壤到水相分配系数(K_{sw})计算；②土壤衰减模型(SAM)系数计算；③地下水稀释因子(LF)计算；④地下水横向衰减因子(DAF)计算；⑤整个完整暴露途径NAF计算：

$$NAF = \frac{DAF}{LF}$$

RBCA模型需6大类参数^[14]，即目标风险水平、场地特征参数、暴露参数、建筑物参数、污染物理化及毒理参数。

3.2 3MRA模型

3MRA是美国环境保护署(US EPA)及其联办机构共同研究开发的多介质、多暴露途径、多受体的点位基础模型^[15]。该模型模拟污染物从废物中释放，经多介质迁移转化(不考虑人工防渗)，多途径暴露，最终与多种受体接触，进而对其产生影响和危害。模型默认计算出污染物在整个迁移转化过程中基于暴露浓度下对周围人类和生态受体所造成的风险和危害。

3MRA体系^[2,16]中包括：包气带模型、地下蓄水层模型、人类受体暴露模型、人类受体风险评估模型、生态受体暴露模型、生态受体风险评估模型。

3.2.1 包气带模型

包气带模型模拟的是废物处理单元渗滤液中释放出来的污染物经单元下层包气带到地下水水位为止的迁移转化。模型可以产出污染物在向蓄水层渗透过程中，浓度变化的时间系列和一个长期的平均渗透率及污染物存在的时间，这些产出的结果都作为蓄水层模型的输入数据^[17]。

3.2.2 地下水蓄水层模型

蓄水层模型模拟的是一维地下水流动和假三维污染物的迁移转化，计算地下水污染物在下游水井和水体中的浓度^[17]。蓄水层模型预测在特定的渗流率下这些污染物的浓度和流量以及来自包气带模型的污染物浓度。模型输出年平均地下水污染物在下游受体井和表面水体中的浓度的时间系列。

3.2.3 模型局限性

(1)就输入数据而言，3MRA风险评估模型对基准位点、区域、国家范围的评估所需的数据都有所不同，其中有些数据很难得到，所以运行模型所需的数据具有较大的复杂性^[18]。

(2)就适用范围而言，3MRA是基于美国地域条件建立的，虽理论上也适合其他地区，但是地域的不同会使模型在人受体类型和生态受体类型的选取，废物处理单元的选取以及生态系统构成等诸多关键性方面都存在地域、生态和人文环境的差异^[19]。因此，该模型具有一定自身片面性。

4 存在的主要问题及建议

4.1 主要问题

国外地下水污染风险评价在评价指标和方法上已经取得了比较丰富的研究成果，并制定了相关法律法规。我国与发达国家存在着明显差距，还处在借鉴和探索阶段。结合国内外研究现状，我国危险废物填埋场地下水污染风险评价具有以下问题：

(1)对地下水污染风险评价的基本理论研究不够深入，浅尝辄止，有的理论没有统一的说法；

(2)未形成适合地方区域特征的危险废物填埋场地下水污染风险评价指标体系和评价方法，研究大多停留在借鉴国外，甚至直接套用；

(3)人们对于环境风险评价意识淡薄，危险废物填埋场风险管理体系不够完善，国家关于地下水污染风险评价的法律法规尚不完善。

4.2 建议

(1)加大对地下水污染风险评价的理论研究，完善风险评价指标体系，将地下水污染风险评价细化、规范化，为地下水污染风险评价提供理论依据；

(2)调查全国危险废物填埋场，收集相关资料，因地制宜地探究风险评价方法，为建立合理、可行的地下水污染风险评价提供实践经验；

(3)制定、完善地下水监测和评价的相关法律法规，为地下水污染风险评价和地下水保护提供法律保障。

参考文献：

- [1] 尹雅芳, 刘德深. 我国地下水污染风险评价的研究进展 [J]. 广西轻工业, 2010, 145 (12): 104 - 106.
- [2] 席北斗. 危险废物填埋场地下水污染风险评估和分级管理技术 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [3] US EPA (Environmental Protection Agency). EPA's Composite Model for Leachate Migration with Transformation Products (EPAC-MTP). Background Document [R]. Office of Solid Waste, Washington, DC, 1996.

- [4] 马志飞, 安达. 某危险废物填埋场地下水污染预测及控制模拟 [J]. 环境科学, 2012, 33 (1): 64-65.
- [5] 韩冰. 地下水有机污染场地健康风险评价 [D]. 北京: 中国地质大学, 2006.
- [6] 刘茂昌. 小量危险废物填埋场处置的环境风险研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2009.
- [7] 王国庆, 骆永明, 宋静. 土壤环境质量指导值与标准研究 I, 国际动态及中国的修订考虑 [J]. 土壤学报, 2005, 42 (4): 666-673.
- [8] 李志博, 骆永明, 宋静. 土壤环境质量指导值与标准研究 II, 污染土壤的健康风险评估 [J]. 土壤学报, 2006, 43 (1): 142-151.
- [9] 季文佳, 王琪. 危险废物贮存的地下水环境健康风险评价 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (4): 160-161.
- [10] 高秀花, 朱锁, 李海明. 垃圾渗滤液的特征污染组分在包气带中的迁移转化规律 [J]. 地下水, 2008, 30 (3): 37-39.
- [11] 杨昱, 姜永海, 席北斗, 等. 生活垃圾填埋场地下水污染风险分级方法研究 [J]. 生态环境学报, 2010, 19 (7): 1704-1709.
- [12] Linkov I, Burmistrov D. Model uncertainty and choices made by modelers: lessons learned from the International Atomic Agency model intercomparisons [J]. Risk Analysis, 2003, 23 (6): 1297-1208.
- [13] Linkov I, Carini F, Collins C, et al. Radionuclides in fruit systems: model-model intercomparison study [J]. Science of the Total Environment, 2006, (364): 215-247.
- [14] US EPA (Environmental Protection Agency). The Vadose and Saturated Zone Modules Extracted from EPACMTP for HWIR99 [R]. Office of Solid Waste, Washington, DC, August, 1999.
- [15] 黄瑾辉, 李飞. 污染场地健康风险评价中多介质模型的优选研究 [J]. 中国环境科学, 2012, 32 (3): 556-563.
- [16] 张钊. 3MRA 风险评价模型在废物管理决策中的研究应用 [D]. 长沙: 湖南大学, 2009: 15-22.
- [17] Babendreier J E, Castleton K J. Investigating uncertainty and sensitivity in integrated, multimedia environmental models: tools for FRAMES-3MRA. Environmental Modelling and Software, 2005, 20: 1043-1055.
- [18] 张钊, 黄理辉, 曾光明, 等. 3MRA 风险模型在铬渣整治项目制定过程中的应用 [J]. 中国环境科学, 2010, 30 (1): 139-144.
- [19] 袁英, 席北斗. 基于 3MRA 模型的填埋场安全填埋废物污染物阈值评估方法与应用研究 [J]. 环境科学, 2012, 33 (4): 1383-1385.

Groundwater Pollution Risk Assessment of Hazardous Waste Landfill

LI Jun, PEI Zhao-jun, HAN Guo-rui, YANG Xian

(State Key Laboratory of Geo-hazard Prevention and Geo-environment Protection, Chengdu University of Technology, Chengdu Sichuan 610059 China)

Abstract: The basic concepts of groundwater risk assessment are introduced in this article. It also reviews the domestic and foreign index systems and methodologies used for the groundwater pollution risk assessment of hazardous waste landfills. The existing problems of the risk assessment in China are analyzed and the suggestions are proposed.

Key words: hazardous waste; landfill; groundwater; risk; assessment; current situation; problem; suggestion

钢铁产业规划环评指标体系与综合评价研究

熊 樱

(北京京诚嘉宇环境科技有限公司, 北京 100053)

摘 要:结合产业规划环评的特点, 基于资源环境承载力、循环经济等理念, 建立了钢铁产业规划环评指标体系。结合贵州省“十二五”钢铁产业发展规划环评的项目实践, 用上述指标体系对该规划进行评价, 采用层次分析法-模糊综合评价模型(AHP-FCE)对不同的规划发展模式进行情景分析, 并提出规划实施过程中需要重点控制的环节, 为产业规划实施提供了决策指导。

关键词:钢铁产业; 规划环评; 指标体系; 层次分析法-模糊综合评价

中图分类号: X 82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0078-04

钢铁行业是国民经济的重要基础行业, 随着行业的发展, 面临的资源消耗、环境问题日益严重, 产业政策调整在节能减排、资源综合利用等方面对钢铁工业也提出了一系列新要求。

目前, 在区域规划环评中已经逐步融入循环经济、资源环境承载力等理念。包括循环经济指标、资源能源效率、生态环境效益等一系列指标均成功应用在区域规划环评中, 验证了其可应用性和可操作性^[1-4]。对于产业规划环评, 资源环境承载力、循环经济等理念的应用尚不多见, 针对钢铁产业规划环评也尚未构建基于上述理念的综合评价指标体系。本文结合产业规划环评的特点, 建立了钢铁产业规划环评指标体系, 并以贵州省“十二五”钢铁产业发展规划为例进行了综合评价。

1 钢铁产业规划环评指标体系的构建

1.1 指标体系的构建原则

①先进性原则。选取的承载力指标体系能体现对资源环境承载力的较新较先进的研究理念, 体现先进的生产力。②科学性原则。选取的指标体系内涵和概念准确, 符合区域发展的实际情况, 与可持续发展目标密切相关。③可比性原则。选取的指标体系能够有利于区域资源环境承载力进行横向和纵向比较。④易获性原则。选取的承载力指标易于测量、统计和获取。⑤操作性原则。选取的承载力指标有利于为社会公众理解接受, 有利于行政管理利用该指标体系进行管理决策。

1.2 指标体系的构建思路

钢铁产业规划的研究对象包括该区域环境、资源

和经济等子系统, 它们之间是相互联系、相互影响和相互制约的。因此, 要建立的指标体系不仅要反映各子系统内部情况, 还要反映它们之间的联系, 也就是能够整体反映出研究区域的基本状况。同时, 产业规划环评不同于区域规划环评之处在于它具有行业特征, 离散式分布的地域特征和与行业发展的密切关系。

为了定量地反映区域可持续发展的情景, 本文设计目标层是区域可持续发展情景分析与评价。考虑到钢铁产业发展的资源、环境制约因素, 对于钢铁产业清洁生产、循环经济的要求, 以及区域产业发展对经济社会发展的推动作用, 设计了4个准则层, 分别是: 资源环境承载力、社会经济发展、清洁生产与循环经济、环境绩效。上述准则层能较好地反映系统的组成以及可持续发展的要求。

1.3 指标的筛选

1.3.1 资源环境承载力指标

区域资源环境承载力指标为: 水资源承载力、矿产资源承载力、土地资源承载力、生态系统承载力、大气环境容量、地表水环境容量等。规划实施过程中, 生态资源对钢铁企业发展约束不大, 规划实施对于生态承载力的影响则主要与项目建设对于土地资源的消耗相关, 因此提出的资源环境承载力评价的指标体系主要包括水资源利用、铁矿石供应、大气环境容量和水环境容量指标。

1.3.2 社会经济发展指标

社会经济发展指标: 反映规划区域开发强度工业增加值, 污染物排放总量、水资源利用量、下游产业的带动规模、规划区域城镇化率等。这一部分的指标可以根据社会经济发展的基础情景设计分析结果来识别, 筛选和量化社会经济开发强度。

1.3.3 清洁生产与循环经济指标

收稿日期: 2013-08-08

作者简介: 熊樱 (1984-), 女, 湖北黄冈人, 博士, 工程师, 研究方向为: 环境规划与评价。

规划实施过程中,要以生产过程污染物“零排放”为目标,加大“三废”综合治理利用力度,提高废钢利用比例,提高全行业废渣、工业用水复用率、废钢利用率等。

1.3.4 环境绩效指标

一般环境绩效主要考虑单位工业产值的能源消耗、水资源消耗、污染物排放等,本次评价采用吨产品进行考核,即考虑吨钢综合能耗和吨钢水耗;另外,由于钢铁企业生产废水全部回用,因此,本次不将污染物排放指标列为考察对象。

具体筛选的指标见表1。

表1 综合评价指标

| 类别 | 指标 |
|-------------|--------------------------|
| 资源环境承载力指标 | 水资源利用系数 (%) |
| | 铁矿石供应自给率 (%) |
| | 大气环境质量指数 |
| | 水环境质量指数 |
| 社会经济发展指标 | 工业增加值/亿元 |
| | 规划区域城镇化率 (%) |
| | 钢材自给率 (%) |
| | 关联产业的协同增长率 (%) |
| 清洁生产与循环经济指标 | 产品结构匹配度 (%) |
| | 工业水重复利用率 (%) |
| | 全行业废渣利用率 (%) |
| 资源环境绩效 | 吨钢综合能耗 (kg 标煤/t) |
| | 吨钢新水 (m ³ /t) |

注:钢材自给率主要考虑区域钢材需求与实际供应能力;关联产业的协同增长率主要考虑相关上下游产业在钢铁产业发展带动下的增长幅度;产品匹配度主要考虑钢铁产品与市场需求的匹配程度;大气环境质量指数和水环境质量指数主要考虑产业发展过程中可能的污染物排放对区域环境质量的影响,以不同区域SO₂和NO₂最小剩余环境容量、COD、氨氮最小剩余环境容量作为参考。

2 评价方法

本次采用改进层次分析法的模糊综合评价模型(AHP-FCE)对不同规划实施情景进行综合评价^[5-7]。

2.1 方案设定与相对隶属度判定

根据所研究评价系统的实际情况,从代表性、系统性和适用性等角度,建立模糊综合评价的评价指标体系,由各评价指标的样本数据建立单评价指标的相对隶属度的模糊评价矩阵。设有 n 个评价指标组成对全体 m 个方案的评价指标样本集数据 $\{x(i, j) \mid i=1 \sim n, j=1 \sim m\}$, 各指标值 $x(i, j)$ 均为非负值。为确定单个评价指标的相对隶属度的模糊评价矩阵,消除各评价指标的量纲效应,使建模具有通用性,需对样本数据集 $\{x(i, j)\}$ 进行标准化处理。为了尽可能保持各评价指标值的变化

信息,对越大越优型指标的标准化处理公式可取为:

$$r(i, j) = x(i, j) / [x_{\max}(I) + x_{\min}(i)]$$

对越小越优型指标的标准化处理公式可取为:

$$r(i, j) = [x_{\max}(i) + x_{\min}(i) - x(i, j)] / [x_{\max}(i) + x_{\min}(i)]$$

对越中越优型指标的标准化处理公式可取为:

$$r(i, j) = \begin{cases} x(i, j) / [x_{\text{mid}}(i), x_{\min}(i)] \leq \\ x(i, j) < x_{\text{mid}}(i) \\ [x_{\max}(i) + x_{\text{mid}}(i) - x(i, j)] / \\ [x_{\max}(i) + x_{\text{mid}}(i)] \\ \leq x(i, j) < x_{\max}(i) \end{cases}$$

式中: $X_{\min}(i)$ 、 $X_{\max}(i)$ 、 $X_{\text{mid}}(i)$ 分别为方案集中第 i 个指标的最小值、最大值和中间最适值; $r(i, j)$ 为标准化后的评价指标值,也就是第 j 个方案第 i 个评价指标从属于优的相对隶属度值, $i=1 \sim n, j=1 \sim m$ 。

以这些 $r(i, j)$ 值为元素可组成单评价指标的模糊评价矩阵 $R = (r(i, j)) n \times m$ 。

2.2 构造模糊评价矩阵

根据模糊评价矩阵 $R = (r(i, j)) n \times m$ 构造用于确定各评价指标权重的判断矩阵 $B = (b_{ij}) n \times n$ 。模糊综合评价的实质是一种优选过程,可用各评价指标的样本标准差 $s(i) = [\sum_{j=1}^m r(i, j) - \bar{r}_i] / m)^{0.5}$, 反映各评价指标对综合评价的影响程度,并用于构造判断矩阵 B 。其中 $\bar{r}_i = \sum_{j=1}^m r(i, j) / m$ 为各评价指标下样本系列的均值, $i=1 \sim n$ 。于是,可得到判断尺度的判断矩阵:

$$b_j = \begin{cases} \frac{s(i) - s(j)}{s_{\max} - s_{\min}} (b_m - 1) + 1, & s(i) \geq s(j) \\ 1 / \left[\frac{s(j) - s(i)}{s_{\max} - s_{\min}} (b_m - 1) + 1 \right], & s(i) < s(j) \end{cases}$$

式中: S_{\min} 、 S_{\max} 分别为 $\{S(i) \mid i=1 \sim n\}$ 的最小值和最大值; 相对重要性程度参数值 $b_m = \min\{9, \text{int}[S_{\max}/S_{\min} + 0.5]\}$, min 和 int 分别为取小函数和取整函数。

2.3 判断模糊矩阵的一致性

判断矩阵 B 的一致性检验、修正及其权重 W_i ($i=1 \sim n$) 的计算,要求满足: $W_i > 0$ 和 $\sum_{i=1}^m w_i = 1$ 。经大量的实例计算,笔者初步认为,当判断矩阵的一致性指标系数 $\text{CIC}(n) < 0.10$ 时,可认为该判断矩阵具有满意的一致性,据此计算的各评价指标

的权重值 w_i 是可以接受的。

2.4 综合指标值计算

把各评价指标的权重值 w_i 与各方案相应评价指标的相对隶属度值 $r(i, j)$ 相乘并累加, 可得模糊评价的综合指标值 $z(j)$:

$$z(j) = \sum_{i=1}^n w_i r(i, j) \quad (j=1 \sim m)$$

综合指标值 $z(j)$ 越大说明第 j 个方案越优, 据此

可进行科学决策。

3 评价指标体系的应用

3.1 贵州省钢铁产业规划的实施情景设定

以贵州省钢铁产业规划为例, 依据规划情况, 评价设定了3个情景, 见表2。所设定的情景指标见表3。

3.2 评价结果与方案选择

根据如上评价方法, 对设定的3个情景选择进行了评价, 其评价结果见表4。

表2 规划情景设定

| 情景编号 | 情景类别 | 具体发展情景 |
|------|----------|--|
| 情景一 | 零方案情景 | 按照目前的钢铁产业规模及生产方式, 其中水钢300万t, 贵钢50万t, 存续企业205万t, 总计555万t产能, 规划不实施。 |
| 情景二 | 规划项目部分实施 | 规划项目部分实施, 其中水钢产能达到550万t, 贵钢达到150万t, 首黔300万t钢、400万t焦化, 存续企业205万t, 总计1205万t。 |
| 情景三 | 规划全部实施 | 规划完全实施, 钢铁产能达到2000万t。其中水钢产能达到800万t, 贵钢产能达到220万t, 首黔达到500万t, 存续以及预留产能达到480万t。 |

表3 各情景发展指标分析

| 类别 | 指标 | 零方案情景 | 规划项目部分实施 | 规划全部实施 |
|-----------|-------------------------|-------|----------|--------|
| 社会经济开发强度 | 工业增加值/亿元 | 0 | 345 | 563 |
| | 规划区域城镇化率(%) | 64 | 83 | 85 |
| | 钢材自给率(%) | 35 | 56 | 93 |
| | 关联产业的协同增长率(%) | 0 | 90 | 150 |
| 资源环境承载力 | 产品结构匹配度(%) | 20 | 70 | 90 |
| | 水资源利用系数(%) | 8 | 15 | 21 |
| | 铁矿石供应自给率(%) | 22.7 | 25.4 | 25.6 |
| | 大气环境质量指数 | 100 | 83 | 76 |
| 清洁生产与循环经济 | 水环境质量指数 | 100 | 71 | 46 |
| | 工业水重复利用率(%) | 95 | 97 | 98 |
| | 全行业废渣利用率(%) | 90 | 97 | 99 |
| 环境绩效 | 吨钢综合能耗(kg标煤/t) | 630 | 610 | 600 |
| | 吨钢新水(m ³ /t) | 3.8 | 3.0 | 2.9 |

表4 情景可行性评价结果

| 指标名称 | 零方案情景 | | 规划项目部分实施 | | 规划全部实施 | |
|--------------------------|-------|--------|----------|--------|--------|--------|
| | 指标值 | 相对隶属度值 | 指标值 | 相对隶属度值 | 指标值 | 相对隶属度值 |
| 工业增加值/亿元 | 0 | 0.000 | 345 | 0.380 | 563 | 0.620 |
| 规划区域城镇化率/% | 64 | 0.276 | 83 | 0.358 | 85 | 0.366 |
| 钢材自给率/% | 35 | 0.190 | 56 | 0.304 | 93 | 0.505 |
| 关联产业的协同增长率/% | 0 | 0.000 | 90 | 0.375 | 150 | 0.625 |
| 产品结构匹配度/% | 20 | 0.108 | 70 | 0.378 | 90 | 0.514 |
| 水资源利用系数/% | 8 | 0.348 | 15 | 0.583 | 21 | 0.417 |
| 铁矿石供应自给率/% | 22.7 | 0.308 | 25.4 | 0.345 | 25.6 | 0.347 |
| 大气环境质量指数 | 100 | 0.386 | 83 | 0.320 | 76 | 0.293 |
| 水环境质量指数 | 100 | 0.461 | 71 | 0.327 | 46 | 0.212 |
| 工业水重复利用率/% | 95 | 0.328 | 97 | 0.334 | 98 | 0.338 |
| 全行业废渣利用率/% | 90 | 0.315 | 97 | 0.339 | 99 | 0.346 |
| 吨钢综合能耗/(kg标煤/t) | 630 | 0.658 | 610 | 0.668 | 600 | 0.674 |
| 吨钢新水/(m ³ /t) | 3.8 | 0.608 | 3.0 | 0.691 | 2.9 | 0.701 |
| AHP-FCE 综合评价值 | | 0.315 | | 0.414 | | 0.451 |

从情景设定的模糊评价可知,规划全部实施情景 AHP-FCE 综合评价值最高,是符合区域发展要求,满足区域资源环境承载力的可持续发展情景。

3.3 规划实施过程中重点控制环节

(1) 严格控制污染物排放

规划实施过程中,不可避免会产生废气、废水、废渣等,应该积极实施清洁生产,严格控制污染物的排放,加大“三废”综合治理利用力度。

努力提高废渣的综合利用率,将各个生产工序中产生的各种废钢、含铁尘泥、轧钢铁皮等全部回收利用;煤焦油、粉煤灰和冶金渣等固体废弃物全部用于建材、耐火材料生产,实现资源的循环利用及废弃物的资源化。实施废水零排放。采用低硫原、燃料,配套一系列脱硫、除尘以及脱硝设施。

(2) 努力提高用水效率

大力采用循环用水系统、串联用水系统和回用水系统,提高工业水重复利用率。合理利用雨水、城市污水处理厂处理后的中水,将雨水、中水引入作为水质要求不高的循环冷却水补水,可以提高水循环利用率、节约社会水资源。

(3) 切实降低能耗

规划区目前的吨产品能耗相对较高,较高的能源消耗意味着占用更多的水资源、能源,同时也导致更多的污染物排放,因此,规划实施过程中应重视能源消耗水平的控制,使其满足国家有关能源消耗水平的控制要求,并在其基础上进一步降低单位产品能耗。

4 结论

本研究结合产业规划环评的特点,从区域社会

经济发展、资源环境承载力、环境容量、清洁生产、循环经济等方面综合考虑,建立了钢铁产业规划环评指标体系。并以贵州省“十二五”钢铁产业发展规划为例,采用改进层次分析法的模糊综合评价模型(AHP-FCE)对不同发展模式下的规划情景进行分析,确立了可持续发展的规划情景,并提出规划实施过程中应注意的重点环节,为产业规划实施和区域行业管理提供了决策指导。

本研究建立的钢铁产业规划环评指标体系是对指标体系应用于钢铁规划环评的尝试,但由于产业发展要求的不断变化,不同区域规划实施的制约因素不同,加上指标体系部分定性因子难以量化、一些数据的可比性及可获得性差等原因,该指标体系应当在今后的钢铁产业规划环评实践中,结合区域特点及产业政策调整要求进一步完善。

参考文献:

- [1] 石成春. 循环经济理论和技术方法在区域规划环评中的应用[J]. 海峡科学, 2008, 18(6): 3-4.
- [2] 嵇囡囡, 郑洪波, 张树深. 循环经济理论在区域规划环评中的应用研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2006.
- [3] 郑少露, 吴仁海, 阮文刚. 基于低碳循环经济的规划环评指标体系的探讨[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(6): 199-204.
- [4] 熊鸿斌, 王萍, 金潇, 等. 基于低碳经济的工业开发区域规划环评指标体系的探讨[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(7): 4112-4115.
- [5] 金菊良. 基于改进层次分析法的模糊综合评价模型[J]. 水利学报, 2003(12): 65-71.
- [6] 周庆文, 李慧民, 汤靓. 灰色关联决策与层次分析法在区域规划中的应用[J]. 区域经济, 2006(18): 159-160.
- [7] 王宏辉, 黄山. 模糊综合评价法在项目投资决策中的应用[J]. 兰州交通大学学报, 2008, 27(3): 37-39.

Environmental Impact Assessment Index System for the Steel & Iron Industry Planning and Comprehensive Evaluation

XIONG Ying

(CERI Eco Technology Company Limited, Beijing 100053 China)

Abstract: According to the EIA characteristics of the industry planning, the assessment index system for the steel industry planning is established based on the environmental carrying capacity, circular economy and so on. It has been used for assessing the 12th Steel Industry Five Year Plan of Guizhou Province. The scenario analysis of different development mode planning was carried out by using the analytic hierarchy process and fuzzy comprehensive evaluation model (AHP-FCE). It provides the guidance for the implementation of the industrial plan through identifying the major controls during the implementation.

Key words: steel industry; planning environmental impact assessment; index system; AHP-PCE

基于主成分分析法的渭河陕西 段水环境质量评价

吴 勇, 刘有军, 陈 伟, 江 强
(云南省建筑科学研究院, 云南 昆明 650223)

摘 要:主成分分析法能够在保证原始数据信息损失最小的情况下,以少数的综合变量取代原有的多维变量,使数据结构大为简化,并且客观地确定变量权数,避免了主观随意性。应用主成分分析法对渭河水环境进行质量评价,评价结果表明,渭河陕西不同地段水质状况不同。总的来讲,渭河污染十分严重。

关键词:主成分分析法;水环境质量评价;渭河陕西段

中图分类号:X82 **文献标识码:**A **文章编号:**1673-9655(2013)06-0082-05

水环境质量评价就是通过一定的数理方法和其他手段,对水环境素质的优劣进行定量描述的过程。水环境质量评价必须以监测资料为基础,经过数理统计得出统计量(特征数值)及环境的各种代表值,然后依据水环境质量评价方法及水环境质量分级分类标准进行环境质量评价。然而水环境系统是一个复杂的系统,在分析过程中,需要对多个变量进行分析,由于变量个数众多且彼此之间存在着一定的相关性,使得对主要信息的提取变得十分复杂。仅仅靠单一的指标来评价水环境质量的污染程度,难免产生片面性。因此对水环境质量进行综合评价的最大难点就是多目标性,即需要考虑众多表征水环境质量的指标。如何科学地、客观地将一个多指标问题综合成为少数几个指标问题成为水环境质量评价的研究重点。

近年来,随着多元统计分析的普及和应用,主成分分析法也成为一种新兴的评价方法,在环境质量综合评价方面应用广泛。主成分分析法能将高维空间的问题转化到低维空间去处理,使问题变得比较简单、直观,而且这些较少的综合指标之间互不相关,又能提供原有指标的绝大部分信息^[1]。而且,伴随主成分分析的过程,将会自动生成各主成分的权重,这就在很大程度上抵制了在评价过程中人为因素的干扰。

1 环境现状

渭河在“品字泉”源头,其水质良好,清澈透亮,沁人心脾。从源头往下,进入水土流失区,河水由清变浊、由浊变浑。据有关资料介绍,在定

西境内,河水含沙量达 $66.4\text{kg}/\text{m}^3$ 。渭河甘肃段有污染源87家,其中工业污染源62家,年接纳工业废水和生活污水2622万t。根据甘、陕环境保护部门的监测资料,渭河至陕西凤阁岭后,除个别指标超标外,其水质多年来均符合《地面水环境质量标准》Ⅲ类水标准,可以满足工农业用水的要求。

渭河陕西段有工业企业8000多家,呈串珠式分布于渭河及其支流两岸;尚有50多万个乡镇企业,其中乡镇工业企业达15万个左右。据对县及县以上工业企业的环境统计,渭河年接纳工业废水3.2亿t,城市生活污水1.69亿t;工业废水、生活污水处理率分别为77.9%、21%左右,绝大多数生活污水和22%的工业废水未经处理直接排入渭河水系。渭河水系年接纳重金属4.46t、有机污染物约10.75万t,其中COD达10.66万t,约占有机污染物的99.2%。由于含重金属的工业废水已在20世纪80代基本治理达标,向渭河排放的重金属的数量较少,而渭河又是一条多泥沙、河槽宽阔、比降较小的河流,水流速度较慢、水层亦较浅,易于泥沙对重金属离子的吸附和沉降,河水中重金属的浓度较低,只有个别断面某种金属离子浓度超过地面水的Ⅲ类水的标准。渭河流经宝鸡、咸阳、西安和渭南等市,受到有机污染物的重复污染,已超出其稀释和自净能力,呈有机型污染特征,以氨氮、高锰酸盐指数、生化需氧量和挥发酚污染较为突出。

2 主成分分析法

2.1 方法简介

主成分分析法(principle component analysis, PCA)也许是多变量分析中最古老和最著名的技术。

最早是由美国统计学家皮尔逊 (PEARSON) 在 1901 年的生物学理论研究中引入的。是从多指标分析出发, 运用统计分析原理与方法提取少数几个彼此不相关的综合性指标而保持其原指标所提供的大量信息的一种统计方法。1933 年, HOTELLING^[2] 将此想法应用于心理学研究, 并得到了进一步的发展。1947 年, KARHUNEN^[3] 独立地用概率论的形式再次将其研究, 其后 LOEVE 将该理论进一步扩充和完善, 故 PCA 理论也称为 KAHRUNEN - LOEVE 变换。

2.2 基本原理

主成分分析法的工作对象是样本点 x 定量变量类型的数据表。它的工作目标, 就是要对这种多变量的平面数据表进行最佳综合简化。也就是说, 要在力保数据信息丢失最少的原则下, 对高维变量进行降维处理^[4]。

除了降低多变量数据系统的维度以外, 主成分分析同时还简化了变量系统的统计数字特征。对于任意 p 个变量, 描述它们自身及相互关系的数字特征包括均值、方差、协方差等, 一共有 $P + (1/2)p(p+1)$ 个参数。经过主成分分析后, 每个新变量系统的数字特征减少了 $P + (1/2)p(p-1)$ 个。假定有 n 个水体样本, 每个样本共有 p 个指标变量, 则构成了一个 $n \times p$ 阶的地理数据矩阵

$$x = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1p} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & \cdots & x_{np} \end{bmatrix}$$

利用 p 个原始变量构成少量几个新的综合变量, 使得新变量为原始变量的线性组合, 记原来的变量指标为 $x_1, x_2, \dots, x_p, z_1, z_2, \dots, z_m (m \leq$

$p)$ 为新变量指标, 则:

$$\begin{cases} z_1 = l_{11}x_1 + l_{12}x_2 + \cdots + l_{1p}x_p \\ z_2 = l_{21}x_1 + l_{22}x_2 + \cdots + l_{2p}x_p \\ \dots \\ z_m = l_{m1}x_1 + l_{m2}x_2 + \cdots + l_{mp}x_p \end{cases}$$

z_1, z_2, \dots, z_m 分别称为原变量指标 x_1, x_2, \dots, x_p 的第一, 第二, \dots , 第 m 主成分, 在实际问题的分析中, 常挑选前几个最大的主成分。① z_i 与 $z_j (i \neq j; i, j = 1, 2, \dots, m)$ 相互无关; ② z_1 是 x_1, x_2, \dots, x_p 的一切线性组合中方差最大者, z_2 是与 z_1 不相关的 x_1, x_2, \dots, x_p 的所有线性组合中方差最大者; \dots ; z_m 是与 z_1, z_2, \dots, z_{m-1} 都不相关的 x_1, x_2, \dots, x_p 的所有线性组合中方差最大者。

3 数据的收集、处理及分析

3.1 MATLAB 数据处理软件

MATLAB 是美国 Math Works 公司出品的商业数学软件, 用于算法开发、数据可视化、数据分析以及数值计算的高级技术计算语言和交互式环境, 主要包括 MATLAB 和 Simulink 两大部分。本次采用 MATLAB 数据处理软件主要是进行高级矩阵和阵列语言的计算。

3.2 数据收集

本次对渭河干流陕西段共选取了 8 个断面, 分别为咸阳铁桥 S_1 、草滩桥 S_2 、耿镇桥 S_3 、新丰桥 S_4 、黑河入渭 S_5 、涝河入渭 S_6 、新河入渭 S_7 、临河入渭 S_8 共 8 个断面进行检测, 评价选用溶解氧、生化需氧量、高锰指数、氨氮、挥发酚、氰化物、汞、六价铬 8 个评价参数, 表 1 为检测数据。

表 1 渭河 8 个断面检测结果表

| | X ₁ | X ₂ | X ₃ | X ₄ | X ₅ | X ₆ | X ₇ | X ₈ |
|---------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | 溶解氧 | 高锰指数 | 生化需氧量 | 氨氮 | 挥发 | 氰化物 | 汞 | 六价铬 |
| 咸阳铁桥 S ₁ | 0.43 | 53.09 | 18.76 | 11.00 | 0.067 | 0.009 | 0.0003 | 0.025 |
| 草滩桥 S ₂ | 0.25 | 58.38 | 25.62 | 12.20 | 0.070 | 0.020 | 0.0002 | 0.031 |
| 耿镇桥 S ₃ | 0.69 | 37.39 | 14.88 | 8.19 | 0.062 | 0.007 | 0.0003 | 0.016 |
| 新丰桥 S ₄ | 0.90 | 33.90 | 12.52 | 10.70 | 0.077 | 0.007 | 0.0005 | 0.015 |
| 黑河入渭 S ₅ | 6.03 | 3.73 | 2.12 | 0.28 | 0.008 | 0.002 | 0.0000 | 0.004 |
| 涝河入渭 S ₆ | 0.21 | 72.11 | 34.71 | 5.98 | 0.097 | 0.104 | 0.0009 | 0.017 |
| 新河入渭 S ₇ | 0.49 | 150.14 | 79.69 | 28.70 | 0.341 | 0.051 | 0.0006 | 0.018 |
| 临河入渭 S ₈ | 0.90 | 48.98 | 18.53 | 19.20 | 0.026 | 0.006 | 0.0005 | 0.026 |

表2 检测数据标准化处理后的结果

| | X ₁ | X ₂ | X ₃ | X ₄ | X ₅ | X ₆ | X ₇ | X ₈ |
|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| S ₁ | -0.4417 | -0.1034 | -0.3196 | -0.1259 | -0.2725 | -0.5070 | -0.4376 | 0.7714 |
| S ₂ | -0.5402 | 0.0292 | -0.0105 | 0.0229 | -0.2417 | -0.1740 | -0.8266 | 1.5428 |
| S ₃ | -0.2995 | -0.4968 | -0.4943 | -0.4756 | -0.3239 | -0.5675 | -0.4376 | -0.3857 |
| S ₄ | -0.1846 | -0.5842 | -0.6007 | -0.1668 | -0.1697 | -0.5675 | 0.3404 | -0.5143 |
| S ₅ | 2.6215 | -1.3403 | -1.0691 | -1.4566 | -0.8792 | -0.7189 | -1.6045 | -1.9285 |
| S ₆ | -0.5620 | 0.3732 | 0.3990 | -0.7497 | 0.0360 | 2.3686 | 1.8962 | -0.2571 |
| S ₇ | -0.4089 | 2.3286 | 2.4252 | 2.0631 | 2.5451 | 0.7643 | 0.7293 | -0.1286 |
| S ₈ | -0.1846 | -0.2064 | -0.3299 | 0.8886 | -0.6941 | -0.5978 | 0.3404 | 0.9000 |

表3 检测指标相关系数矩阵

| | X ₁ | X ₂ | X ₃ | X ₄ | X ₅ | X ₆ | X ₇ | X ₈ |
|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| S ₁ | 1.0000 | -0.5438 | -0.4440 | -0.5235 | -0.3573 | -0.3532 | -0.6156 | -0.7485 |
| S ₂ | -0.5438 | 1.0000 | 0.9908 | 0.8301 | 0.9428 | 0.5514 | 0.5657 | 0.3076 |
| S ₃ | -0.4440 | 0.9908 | 1.0000 | 0.7930 | 0.9634 | 0.5687 | 0.5361 | 0.1984 |
| S ₄ | -0.5235 | 0.8301 | 0.7930 | 1.0000 | 0.7623 | 0.0927 | 0.3638 | 0.4680 |
| S ₅ | -0.3573 | 0.9428 | 0.9634 | 0.7623 | 1.0000 | 0.4422 | 0.4377 | 0.0454 |
| S ₆ | -0.3532 | 0.5514 | 0.5687 | 0.0927 | 0.4422 | 1.0000 | 0.8025 | -0.0010 |
| S ₇ | -0.6156 | 0.5657 | 0.5361 | 0.3638 | 0.4377 | 0.8025 | 1.0000 | 0.1500 |
| S ₈ | -0.7485 | 0.3076 | 0.1984 | 0.4680 | 0.0454 | -0.0010 | 0.1500 | 1.0000 |

3.3 数据计算及结果

对同一变量减去其均值再除以标准差得到的新数据为标准化后的数据。对于特殊评价参数溶解氧，首先对其进行导数处理，然后再进行标准化处理，表2为检测结果标准化后的数据。根据标准化数据计算相关数矩阵，检测指标相关系数矩阵如表3所示。

再由相关系数矩阵计算特征值，以及各个主成分的贡献率与累计贡献率，特征值、特征向量的计算是根据MATLAB软件结合计算而来。计算数据见表4、5、6，由此可知，第一，第二，第三主成

分的累计贡献率已高达86.5%，故只需求出第一、第二、第三主成分 z_1, z_2, z_3 即可。

表4 特征值

| | X ₁ | X ₂ | X ₃ | X ₄ | X ₅ | X ₆ | X ₇ | X ₈ |
|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| S ₁ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| S ₂ | 0 | 0.0027 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| S ₃ | 0 | 0 | 0.0069 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| S ₄ | 0 | 0 | 0 | 0.1603 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| S ₅ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.2893 | 0 | 0 | 0 |
| S ₆ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.2601 | 0 | 0 |
| S ₇ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.4880 | 0 |
| S ₈ | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.7927 |

表5 特征向量表格

| | X ₁ | X ₂ | X ₃ | X ₄ | X ₅ | X ₆ | X ₇ | X ₈ |
|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| S ₁ | 0.0708 | 0.0970 | -0.3257 | 0.6624 | -0.1766 | -0.3297 | -0.4464 | -0.3185 |
| S ₂ | -0.2432 | 0.8106 | 0.1345 | -0.0002 | -0.1798 | -0.1772 | -0.0751 | 0.4431 |
| S ₃ | 0.7590 | -0.1675 | 0.2987 | 0.0196 | -0.2185 | -0.2137 | -0.1674 | 0.4300 |
| S ₄ | -0.3450 | -0.3262 | 0.2677 | 0.4557 | 0.402 | -0.3857 | 0.2159 | 0.3718 |
| S ₅ | -0.1655 | -0.2577 | -0.653 | -0.3998 | -0.0261 | -0.3314 | -0.2274 | 0.3971 |
| S ₆ | -0.3707 | -0.3173 | 0.1665 | 0.1841 | -0.4585 | 0.5166 | -0.3782 | 0.2831 |
| S ₇ | 0.2536 | 0.1785 | -0.3250 | 0.2532 | 0.5741 | 0.5228 | -0.1550 | 0.3273 |
| S ₈ | 0.1078 | -0.0063 | -0.3939 | 0.3086 | -0.4321 | 0.1243 | 0.7083 | 0.1848 |

表6 特征值和累计贡献率

| 主成分 | 特征值 | 贡献率 | 累计贡献率 |
|-------|--------|--------|--------|
| Prin1 | 4.7927 | 59.91% | 59.91% |
| Prin2 | 1.4880 | 18.60% | 78.51% |
| Prin3 | 1.2601 | 15.75% | 94.26% |
| Prin4 | 0.2893 | 3.62% | 97.88% |
| Prin5 | 0.1603 | 2.00% | 99.88% |
| Prin6 | 0.0069 | 0.06% | 99.97% |
| Prin7 | 0.0027 | 0.03% | 1.0000 |
| Prin8 | 0.0000 | 0.0000 | 1.0000 |

根据主成分载荷公式计算主成分载荷, 根据特征值 $\lambda_1 = 4.7927$, $\lambda_2 = 1.4880$, $\lambda_3 = 1.2601$ 分别求出其特征向量 e_1, e_2, e_3 , 再用公式 $l_{ij} = \sqrt{\lambda_i} e_{ij}$ ($i, j = 1, 2, 3, \dots, p$), 计算各变量在主成分 1, 2, 3 上的载荷。

表7 检测指标载荷矩阵

| 检测指标 | Prin1 | Prin2 | Prin3 |
|-------|---------|---------|---------|
| X_1 | -0.6974 | -0.5445 | -0.3701 |
| X_2 | 0.9700 | -0.0916 | -0.1989 |
| X_3 | 0.9414 | -0.2042 | -0.2398 |
| X_4 | 0.8139 | 0.2633 | -0.4329 |
| X_5 | 0.8693 | -0.2773 | -0.3720 |
| X_6 | 0.6199 | -0.4613 | 0.5799 |
| X_7 | 0.7165 | -0.1891 | 0.5869 |
| X_8 | 0.4046 | 0.8640 | 0.1395 |

从表3的相关矩阵出发, 计算各主成分的特征值、方差贡献率及累积方差贡献率和各监测指标的载荷矩阵, 结果见表6和表7。由表7中相关系数矩阵的特征值可以看出, 前3个主成分已满足 $\geq 85\%$ 的条件, 因此只需用3个主成分取代原有8个指标, 就能很好地表达。由表7监测指标的载荷矩阵计算前3个主成分的表达方式:

$$\begin{aligned} Prin1 &= -0.6974X_1 + 0.9700X_2 + 0.9414X_3 + 0.8139X_4 + 0.8693X_5 + 0.6199X_6 + 0.7165X_7 + 0.4046X_8; \\ Prin2 &= -0.5445X_1 - 0.0916X_2 - 0.2042X_3 + 0.2633X_4 - 0.2773X_5 - 0.4613X_6 - 0.1891X_7 + 0.8640X_8; \\ Prin3 &= -0.3701X_1 - 0.1989X_2 - 0.2398X_3 - 0.4329X_4 - 0.3720X_5 + 0.5799X_6 + 0.5869X_7 + 0.1395X_8. \end{aligned}$$

将各监测断面的标准化数据代入所提取的3个主成分公式中, 得到各断面的主成分, 再根据 Prin1、Prin2、Prin3 和对应的客观权重 e_1, e_2, e_3

(方差贡献率) 的积之和计算得出各监测断面的综合主成分 Prin1 ~ 3, 监测断面的主成分计算结果如表8所示。根据《地面水环境质量标准》(GB3838-2002), 和《地表水环境质量标准》(SL63-94) 可得水质分级标准, 如表9所示。

根据表8的各个监测断面综合主成分, 参考综合主成分分级标准表8得到各个断面的水质类别: 黑河入渭 (S_5) 水质属于 I 类; 耿镇桥 (S_3) 水质属于 III 类; 咸阳铁桥 (S_1)、新丰桥 (S_4) 水质属于 IV 类; 草滩桥 (S_2)、涝河入渭 (S_6)、新河入渭 (S_7) 以及临河入渭 (S_8) 水质属于 V 类。由此可见, 黑河入渭 (S_5) 水质最好, 其他断面的水质均受到不同程度的污染, 渭河陕西段水体综合水质为 V 类, 污染很严重, 不能满足此区域河流水体的功能要求。

表8 各监测断面的主成分

| 监测断面 | Prin1 | Prin2 | Prin3 | Prin1-3 | 水质类别 |
|-------|---------|---------|---------|---------|------|
| s_1 | -0.7482 | 1.3408 | -0.0266 | -0.2030 | IV |
| s_2 | 0.1277 | 1.9362 | -0.0941 | 0.4218 | V |
| s_3 | -2.2283 | 0.2854 | 0.0149 | 1.2795 | III |
| s_4 | -1.6026 | 0.0329 | 0.2629 | 0.9126 | IV |
| s_5 | -8.4598 | -2.2574 | -1.1172 | 5.6641 | I |
| s_6 | 3.2734 | -1.6904 | 2.7997 | 2.0876 | V |
| s_7 | 9.6628 | -1.25 | -1.8803 | 5.2603 | V |
| s_8 | -0.0248 | 1.6023 | 0.0407 | 0.2896 | V |

表9 水质分级标准

| 序号 | 综合主成分 | 水质类别 | 序号 | 综合主成分 | 水质类别 |
|----|--------------|------|----|-------------|------|
| 1 | ≤ -3 | I | 4 | $-1 \sim 0$ | IV |
| 2 | $-3 \sim -2$ | II | 5 | > 0 | V |
| 3 | $-2 \sim -1$ | III | - | - | - |

3.4 结果原因分析

(1) 造纸企业数量多、规模小、分布广。2007年不完全统计全省共有造纸企业850多家, 平均规模为400 t/a, 可见 COD_{Mn} 污染指数较高主要是造纸企业引起的。

(2) 化肥和农药使用不合理。宝鸡市土壤养分失衡问题一直比较突出, 由于大量使用廉价劣质的氮肥和农药, 以及氮、磷、钾肥施用不成比例, 因此使氮肥溶解而被冲入水体中造成污染。

(3) 河道生态水量不足。渭河宝鸡峡林家村引渭工程近310年年平均取水量为4.83亿 m^3 , 占河道水量的49.07%, 造成河道生态水量大幅下降、水体污染物浓度得不到稀释, 这也是现今污染指数

居高不下的主要原因。

4 结论

(1) 主成分分析法具有较好的精确度, 其可以通过细化的计算数值反应, 能有效地用于水环境质量评价中; MATLAB 数据处理软件是现今运用较广泛的数据处理系统。

(2) 渭河陕西段水体综合水质为 V 类, 污染很严重, 不能满足此区域河流水体的功能要求。

(3) 渭河陕西段水的污染主要是由造纸企业污水排放、化肥和农药使用不合理及河道生态水量

不足引起的。

参考文献:

- [1] 王晓鹏. 河流水质综合评价之主成分分析法 [J]. 数理统计与管理, 2001, 20 (4): 49-52.
- [2] Hotelling H. Analysis of a complex of statistical variables into principal component [J]. Journal of Educational Psychology, 1933, (24): 417-441, 498-520.
- [3] Karhunen K. Über lineare methoden in der washrscheinlichkeitsrechnung [J]. Anler Aeard Sei, Fennieade Ser A 1, 1947, 37: 3-79.
- [4] 任若恩, 王惠文. 多元统计数据与分析——理论、方法、实例 [M]. 北京: 国防工业出版社, 1999.

Water Quality Assessment of Weihe River in Shanxi Section Based on Principal Component Analysis

WU Yong, LIU You-jun, CHEN Wei, JIANG Qiang

(Yunnan Institute of Building Research, Kunming Yunnan 650223 China)

Abstract: The principal component analysis could substitute a small number of comprehensive variables for the original multidimensional variables, and simplify data structure with minimizing loss of original data information. The objective weight added to the variables avoids subjective randomness. The method is used to assess the water quality of Weihe River, the results show the water quality of different sections of Weihe River in Shanxi are different. Generally said, the river is seriously polluted.

Key words: principal component analysis; water quality assessment; Shanxi section of Weihe River

开发区规划的土壤环境影响评价

吕春英¹, 李王锋¹, 刘毅²

(1. 北京清控人居环境研究院有限公司, 北京 100083; 2. 清华大学环境学院, 北京 100084)

摘要:以某开发区为例, 结合规划的产业结构、经济发展规模、用地布局等, 采用类比分析法和数学模式法, 预测规划的土壤环境影响, 并提出污染减缓措施。

关键词:规划环境影响评价; 土壤环境; 开发区; 措施

中图分类号: X 82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0087-04

土壤环境与食品安全、人体健康息息相关, 土壤环境影响评价作为规划环境影响评价的重要组成部分越来越受到重视。目前, 对于土壤环境质量现状评价、单个项目土壤环境影响预测评价的研究较多^[1-6], 对于开发区或城市的土壤环境预测, 基本采用趋势预测法^[7], 这种预测方法对于污染预警^[8]较为有效, 但与规划产业发展情景和用地布局等结合不够紧密, 因此难以明确规划的影响, 也难以提出具有针对性的调控方案和减缓措施。

本文采用类比法和数学模式法对某开发区规划的土壤环境影响进行预测和评价。其中, 数学模式法以铅为评价要素。基于规划的工业增加值、能耗系数、能源结构等估算各行业能源消耗情况, 结合污染物排放系数、污染源扩散特征和用地布局方案, 确定不同空间单元污染物输入量, 再利用土壤污染物累积预测模式, 在 ArcGIS 平台下, 分析得到近期、远期土壤污染物累积增量。根据土壤污染物累积增量的空间分布情况, 以及与国家土壤环境质量标准的对比, 评价规划对土壤环境的影响, 并提出空间管控和污染减缓措施。

1 开发区现状及规划简介

某开发区坐落在我国北方某大型岛屿, 2005 年开始进行大规模开发, 现已初步形成约 10 万人口规模, GDP 60 亿元, 以石化、船舶制造等为支柱产业。规划范围包括 5 座岛屿及其周边海域, 约 600km², 规划建成国家级石化产业基地、国家级经济技术开发区、以船舶修造为特色的大型装备制造基地, 其中石油化工以炼油、乙烯、丙烯等加工为主。开发区远期 (2030 年) 规划建设用地约

240 km², 其中工业用地和仓储用地约占 50%, 规划远期 GDP 达到 5000 亿元以上, 其中工业增加值 3000 亿元以上, 人口 70 万。该开发区兼有工业港、新城特征。

2 土壤环境质量现状评价

根据近年来对开发区土壤环境的监测, 选择监测项目中具有国家标准的项目, 以土壤环境质量标准 (GB15618-1995) 中二级标准为评价标准, 采用单项污染指数法, 对规划区土壤环境质量进行评价。结果表明, 规划区土壤环境总体良好, 土壤环境质量基本保持自然背景水平, 15 个监测点位中 1 个点位土壤表层铬超标, 超标倍数为 0.73 倍, 且超标点位于填海区域, 初步判断其污染与海水水质及填海土质有关。

3 土壤环境影响预测与评价

3.1 污染来源分析

相关研究显示, 土壤污染物主要来自大气沉降、废水和污水灌溉、工业废渣和城市垃圾、农药化肥和污泥的施用等^[9]。人为源大气污染物主要来自化石燃料燃烧、工业废气和机动车尾气。其中挥发性有机污染物、汞等能够在大气中远距离传输, 大多数重金属如铅、铬、镉、铜、镍等大多随同颗粒物在排放源附近沉降。废水经污水处理厂处理后排放, 在排放口附近土壤污染物集聚明显, 并随河流向下游迁移, 土壤中污染物含量与距离反相关。固体废物堆积场或工业储料场等地, 土壤污染物易于富集, 但一般水平影响距离较小。农药化肥里含有持久性有机物、重金属等污染物, 污水、污泥中含有大量石油类、重金属等污染物, 施用于农田后, 造成农田土壤污染物累积。

该开发区规划污水处理后排海, 近期固体废物运走集中处理, 远期与污泥混合烧烧处理。因此,

收稿日期: 2013-09-27

作者简介: 吕春英 (1979-), 女, 工程师, 硕士, 主要从事生态环境规划、规划环境影响评价等方面的研究。

土壤污染物主要源于大气沉降，局部区域（如储罐区、生产作业区等）同时还源于渗漏、无组织排放等，其中大气源主要来自工业燃煤和交通燃油，重点铅排放行业为电力、热力的生产和供应业。

表1 部分化工园区、造船厂、火电厂周边土壤污染特征

| 行业类别 | 企业或地区 | 投产时间 | 污染时间 | 主要产品及规模 | 调查污染物 | 调查区域 | 主要污染物 | 污染特征 |
|------|--------------------|----------------|------|--|--|----------------------------|-------------------------------------|--|
| 石油化工 | 广州石油 化工总厂 | 1978年 | 7a | 炼油 250 万 t/a, 尿 素肥料 52 万 t/a | 镉、铅、铜、 锌、铬、镍、 汞、砷、氟 | 厂址周边 | 铬、铅、镍 | 铬平均含量约为建厂前的 2.4 倍，铅、镍有所增加，但均未 达到污染级别 ^[10] |
| | 安徽东至 香隅化工 园区 | 20 世纪 80 年代 | 20a | 基础化工、硝基化 工、精细化工 | 镉、铅、铬 | 园区周边 | 镉、铅、铬 | 镉、铅、铬分别是背景值的 2.73 ~ 2.98、1.21 ~ 1.42、 10.1 ~ 11.5 倍 ^[11] |
| | 南京某化 工园区 | 20 世纪 80 年代 | 25a | 聚烯烃塑料、聚酯原 料、基本有机化工原 料、成品油，年商品 总量约 600 万 t | 镉、铬、铜、 镍、铅、锌、 汞、砷 | 园区周边 300km ² | 镉、铜、 铅、汞 | 镉、铜、铅、汞超过背景值， 其中汞、镉超过国家二级标准 (镉超标 1.71 ± 0.9 倍，汞超 标 0.03 ± 0.49 倍)，镉、铬、 铜、镍、铅、锌、汞的含量随 与工业区距离的增加而减少 ^[12] |
| | 大连化工 集团 | 20 世纪 30 年代 | 75a | 纯碱、铵、粗苯、炼 焦等 | 镉、汞、砷、 铜、铅、总 铬、 氯化物等无机组 分 7 种，总油、 苯、甲苯、酚 类、苯并比等有 机组分 133 种 | 场地 | 铅、铜、砷、 汞、镉、总 铬、苯并比等 | 超标重金属 6 种，超标有机物 21 种。重污染区主要分布在 生产车间、石化油罐区 |
| 船舶制造 | 上海江南 造船厂 | 1865 年 | 140a | 船舶修建 | 锌、铜、铅、 镉、砷、镍、多 环芳烃 | 场地 | 铜、锌、铅、 镉、砷、镍、 多环芳烃 | 各污染物浓度远高于国家三级 标准及上海土壤背景值，铜单 一极重污染，锌/铜/镉/铅重度 复合污染。污染深度 2 ~ 4m ^[13] |
| | 上海上南 船厂 | 1947 年 | 60a | 船舶修建 | 锌、铜、铅、镉 | 场地 | 锌、铜、铅 | 锌单一极重污染及锌/铜极重、 铜/铅重度复合污染 ^[13] |
| | 香港财利 船厂 | | 60a | 船舶修建 | 二噁英、石油碳 氢化合物、半挥 发性有机物、重 金属 | 场地 | 二噁英、石油 碳氢化合物、 半挥发性有机 物、重金属 | 87000m ³ 泥土污染，其中 65% 受重金属、总石油碳氢化合物 及半挥发性有机物污染，其余 受重金属和二噁英污染，二噁 英最大超标 109 倍 |
| 火力发电 | 成都市燃 煤电厂 | 20 世纪 90 年代 | 20a | 燃煤发电 | 锑、砷、铅、锌 | 厂址周边 | 锑、砷 | 与背景值为标准，锑重污染， 砷未污染 ~ 中等污染，铅、锌 未污染 ~ 中等污染，但较 砷轻 ^[14] |
| | 大武口火 电厂 | 1985 年 | 24a | 燃煤发电 | 铜、锌、铅、镉 | 厂址周边 | 铜、锌、 铅、镉 | 各采样点铜、锌、铅、镉均低 于土壤二级标准，部分点高于 土壤背景值 ^[15] |
| | 焦作电厂 | 1905 | 100a | 燃煤发电 | 多环芳烃 | 厂址下风 向农田 | Phe (菲)、 Fla (蒽) 和 Phy (蒽) | Nap (萘)、Flo (芴)、Phe (菲)、Ant (蒽)、Fla (蒽)、 Phy (蒽) 和 Chr (), Ace (二 氢萘)、Baa (苯并 [a] 蒽) 和 Acy (芘) 均有检出，BAP 等 未检出多环芳烃总残留量 30.6 ~ 740.8μg/kg，均值为 311. 6μg/kg，属于轻微污染水平 ^[16] |

3.2 类比分析法预测

类比石油化工、船舶制造、火力发电等相似企业的污染时间和污染物特征，初步预测该开发区近

期土壤环境质量能够保持良好状况，局部地点如石油化工企业的生产车间及储罐区会有苯、甲苯、二甲苯等苯系物，石油烃，铬、铅、铜、镉等重金属

以及苯并芘等多环芳烃等的富集,造船厂生产车间出现铅、锌、铜、半挥发性有机物等的富集,企业自备动力站及区域热源周边出现铅、汞、苯并芘等的富集,主要交通道路两侧出现铅、汞等重金属的富集;远期如不加强土壤污染综合防治,土壤中铅、汞、铬、铜、锌、苯系物、苯并芘等主要污染物浓度将继续增加,局部地区(企业场地)个别污染物浓度可能超过国家二级标准。与现状相比,开发区土壤累积性污染范围增加,局部风险增大。

3.3 数学模式法预测

预测共分三个步骤,首先,将评价区域划分一定的网格数;其次,计算每个网格各类污染物的年输入量;最后,应用土壤污染物累积预测模型,计算各污染物在规划水平年的累积增量,整个过程在ArcGIS平台下完成。

3.3.1 输入量计算

根据各行业燃料消费量、燃料中重金属含量和排放因子可以确定各行业铅大气排放量,并根据沉降量和影响范围^[4],估算大气源重金属输入量。

$$R = pQ/SG$$

$$Q = MCE$$

式中: R 为某污染物在土壤中的年输入量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{a})$;

p 为某污染物在评价范围内的沉降量;

Q 为排放源强, $\text{mg} \cdot \text{a}$;

S 为评价(影响)区域, km^2 ;

G 为 1km^2 耕作土壤的质量,一般取 $2.25 \times 10^8 \text{kg}/\text{km}^2$;

M 为燃料(煤炭、汽油等)消费量, kg ;

C 为燃料中重金属含量, mg/kg ;

E 为大气重金属排放因子。

3.3.2 累积增量计算

土壤污染物累积预测模式为:

$$Q = K(B + E)$$

式中: Q 为某污染物在土壤中的年累积量, mg/kg ;

K 为某污染物在土壤中的年残留率, %。

B 为土壤背景值, mg/kg ;

E 为某污染物的年输入量, mg/kg 。

假设自然源输入、迁移、转化等因素使土壤污染物保持土壤背景值,人为源输入是土壤污染物增加的主要原因,则土壤污染物累积增量为:

$$W = KR$$

式中: W 为某污染物在土壤中的年累积增量, mg/kg ;

R 为某污染物的人为源年输入量, mg/kg 。

则 n 年内土壤累积增量为: $w_n = R_1K_1 \times K_2 \times \dots \times K_n + R_2 \times K_2 \times K_3 \times K_4 \times \dots \times K_n + \dots + RK_n$

当 $K_1 = K_2 = \dots = K_n$, 则有:

$$w_n = R_1K_n + R_2K^{n-1} + \dots + R_nK$$

3.3.3 参数设置

开发区网格采用 $100\text{m} \times 100\text{m}$ 精度,煤炭中铅含量采用开发区几个煤炭来源地的平均值,汽油中铅含量采用国家标准限值,现状排放因子采用全国工业部门平均值^[17],考虑技术进步因素,2015年和2030年排放因子有不同程度降低,近期、远期各行业燃料消费量由能源专题根据现状能源结构、规划国民经济和社会发展水平、能耗系数等数据预测,其他年份插值确定,并假设工业排放源中铅排放量的40%沉降在排放源周边 1km 范围内,交通排放源中铅排放量的40%沉降在道路两侧各 50m 范围内。土壤铅残留率取 0.95 。

3.3.4 预测结果

2015年,规划区土壤铅环境质量良好,土壤表层铅浓度均低于国家二级标准,与现状相比,热电厂1周边的交通干线两侧铅累积增量 $3\text{mg}/\text{kg}$,即达到现行土壤二级标准值的 $1/100$,其他区域铅累积增量均 $< 3\text{mg}/\text{kg}$ 。2030年,规划区土壤铅环境质量良好,土壤表层铅浓度均低于国家二级标准,与现状相比,各热源厂、热电厂、企业自备动力站周边、主要交通道路两侧区域土壤铅浓度有所增加,增幅以热电厂3周边最大,在 $30\text{mg}/\text{kg}$ 以上,即累积增量为国家现行土壤二级标准的 $1/10$ 以上;热电厂1周边土壤铅累积增量超过 $15\text{mg}/\text{kg}$,即超过国家现行土壤二级标准的 $1/20$ 。

4 评价结论和建议

结合类比分析法和数学模式法,预测该开发区近期土壤环境保持良好状况,局部地点如石油化工企业的生产车间及储罐区、造船厂生产车间、热电厂、企业自备动力站及供热锅炉周边、主要交通干线两侧会有个别污染物的富集;远期如不加强土壤污染物排放控制,土壤中铅、汞、苯系物等主要污染物浓度将累积增加,尤其是位于交通干线两侧且临近工业区、热电厂的土地土壤重金属累积增量较大,局部地区(如企业场地)个别污染物浓度可能超过国家二级标准。为确保开发区土壤环境保持良好状态,需对土壤污染物易富集区进行重点防控,加强土壤污染源控制,尤其是石油化工、火电、水泥制造等行业,推广清洁能源使用,减少煤炭等燃料使用量,鼓励选择低汞、低铅煤,提高原

煤入洗率和低硫低灰份原煤比例,提高热电厂、燃煤锅炉、企业自备动力站等的除尘效率,从而减少排入环境中铅、汞等重金属量。应加强原料间、储罐区的管理,减少污染物挥发、渗漏。加强固体废物的安全处置,尤其加强危险废物焚烧过程中的有机物、重金属等的去除,避免二次污染。加强区域绿化建设,尤其加强工业企业周边、交通道路两侧、居住区周边等区域耐铅尘树种的种植,以减少土壤污染物的输入,降低有害物质对居民身体健康的影响。

参考文献:

- [1] 张俊,陈家军,王红旗.数值模拟在土壤环境影响评价中的应用[J].中国环境科学,1999,19(3):234-237.
- [2] 舒艳,王红旗.油田开发土壤污染环境影响评价方法的研究[J].农业环境科学学报,2004,23(6):1235-1240.
- [3] 王云,徐启新.再生铅冶炼对土壤环境影响及其评价和环境管理[J].上海环境科学,2001,20(4):192-194.
- [4] 刘意.再生铅冶炼的土壤环境影响评价[J].能源与环境,2008,(7):188-189.
- [5] 袁以能,曾贤平,郁建锋.再生铜冶炼项目土壤环境影响评价[J].浙江冶金,2009,(8):39-41.
- [6] 张伟.铅生产项目土壤环境影响评价简析[J].内蒙古环境科学,2009,21(4):48-51.
- [7] 林艳.基于地统计学与GIS的土壤重金属污染评价与预测[D].长沙:中南大学,2009:51-58.
- [8] 康彩霞.GIS与地统计学支持下的哈尔滨市土壤重金属污染评价与空间分布特征研究[D].长春:吉林大学,2009.
- [9] 骆永明.中国土壤环境污染态势及预防、控制和修复策略[J].环境污染与防治,2009,31(12):27-31.
- [10] 余清发,于梦德,张德强,等.广州石油化工总厂投产前后植物和土壤环境质量的比较研究[J].生态科学,1990,(2):128-133.
- [11] 吴霖,肖蕾,张伟,等.安徽东至香隅化工园区区域土壤重金属含量水平及污染评价[J].安徽农学通报,2008,14(19):52-53,130.
- [12] 赵秀峰,王强盛,石宁宁,等.石化园区周边农田土壤重金属污染分析与评价[J].环境科学学报,2010,30(1):133-141.
- [13] 龚惠红,邓泓,邓丹,等.城市工业遗留地土壤重金属污染及修复研究[J].城市环境与城市生态,2008,21(2):30-33.
- [14] 郎春燕,王登菊,黄军.成都燃煤电厂周围土壤中砷、锑、铅、锌分布特征及污染评价[J].环境化学,2011,30(8):1439-1444.
- [15] 付亚宁.宁夏火电厂周围土壤重金属空间分布与污染评价研究[D].北京:北京林业大学,2010:34-36.
- [16] 肖春艳,邵超,赵同谦,等.燃煤电厂附近农田土壤中多环芳烃的分布特征[J].环境科学学报,2008,28(8):1579-1585.
- [17] 吴文俊,蒋洪强.重点源大气砷铅污染排放模型及特征[J].生态环境学报,2011,20(12):1950-1956.

Environmental Impact Assessment of Soil for Development Zone Planning

LV Chun - ying¹, LI Wang - feng¹, LIU Yi²

(1. Beijing Tsinghua Holdings Human Settlements Environment Institute Company Limited, Beijing 100083 China)

Abstract: Taking one development zone as an example, the soil environment impact was predicted and assessed by analogy method and mathematical model method, according to the industrial structure of the plan, the economic development scale and its land layout. The pollution mitigation measures were proposed.

Key words: planning environmental impact assessment; soil environment; development zone; measures

四川省“三废”排放为代表的的环境状况分析

陈雨艳

(四川省环境监测总站, 四川 成都 610064)

摘要:对“三废”排放情况为代表的的环境状况和变化趋势进行研究和阐述。简要地介绍了评价指标体系的选择原则, 并利用2003—2010年四川省“三废”排放统计数据, 建立了废水、废气和固废为要素的环境状况评价体系, 绘制了环境状况变化趋势图。总体来看, 以“三废”为代表的的环境状况呈现变好的趋势。

关键词:“三废”排放; 环境状况; 变化趋势; 评价

中图分类号: X820 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0091-04

随着经济的高速发展, 环境恶化问题已变得非常严重, 不容忽视^[1]。环境质量与人类的生存状况息息相关, 对环境状况进行科学的评价是具有现实意义的课题。其中“三废”的排放是环境污染程度的重要指标^[2], 为了保护环境和保障经济的可持续发展, 国家制定了节能减排的工作目标。目前, 三废排放多采用单项数据进行统计, 对“三废”排放进行综合评价鲜有报道, 四川省的“三废”排放综合评价未见报道。本文利用四川省“三废”排放的统计数据, 建立了“三废”排放为代表的的环境状况体系, 采用基于指标差异的客观赋权法进行分析, 避免了人为影响, 对2003—2010年的以“三废”排放为代表的的环境状况进行了分析, 使其对“三废”排放情况和及其代表的的环境状况变化趋势的了解更为直观。

1 评价体系指标选取原则

研究和评价环境状况, 需要建立一套完整的指标, 并建立一个评价体系。在确定评价指标体系时, 主要考虑以下原则:

(1) 代表性

评价指标的选取应建立在科学准确的基础上^[3], 要选取能反映所评价环境本质特征以及环境变化状况的指标。

(2) 针对性

利用单一因子不可能对环境状况及其变化状况作出科学评价, 但对所有因子进行全面评价又不易实施, 因此, 选择评价指标应具有代表性。

(3) 全面性

构建的评价体系要尽可能全面系统地反映环境状况, 并可应用该指标体现环境状况的优劣情况。

(4) 独立性

评价指标之间要具有很强的独立性, 即非相关性, 相关系数较高的指标一般只选最重要的指标^[3], 避免对相同内容进行重复评价。

(5) 可获得性

选取的评价指标相关数据应易于获得, 在评价过程便于操作, 简便易行。

(6) 导向性

导向性即政策性, 选取指标要适应环境建设未来发展的要求, 即应具有一定的导向性。

2 评价指标的选择

评价指标的选取应建立在科学准确的基础上, 要选取能反映所评价环境状况特征及其变化状况的指标^[4], 其中, “三废”排放情况是环境污染状况的重要内容, 是环境统计的重要组成部分, 因此, 选择“三废”排放作为环境污染程度评价指标体系, 具体包括废水、废气和固废三个要素, 根据评价指标选取的原则, 每个要素选取不同的指标。

废水中可能含有各种污染物, 如氨氮、石油类和各种金属离子等等, 大量排放会造成河流污染, 水质恶化。在众多污染物中, 化学需氧量是“十一五”和“十二五”的约束控制指标, 氨氮也被“十二五”列入了约束性控制指标, 因此, 这里选择了废水排放量、化学需氧量排放量和氨氮排放量作为废水评价指标。大气污染物的来源主要有工业废气排放、生活污染(如生活炉灶)和交通运输等, 包括二氧化硫、氮的氧化物、碳化合物、烟尘

收稿日期: 2013-09-05

作者简介: 陈雨艳(1979-), 女, 吉林人, 副高, 博士, 2008年毕业于四川大学化学学院, 主要从事环境监测工作

等等，与化学需氧量一样，二氧化硫也是“十一五”和“十二五”约束控制指标，烟尘和工业粉尘对人体和环境的影响很大，根据数据的易获性和所获数据的权威性，这里选取二氧化硫排放量、烟尘排放量和工业粉尘排放量作为废气评价指标。固体废物主要包括生活垃圾、农业废弃物和工业废物，其中工业固废如未严格按照环保标准的要求进行科学合理的处理，会对土壤和水等造成严重危害；固体废物产生量虽未排放，但会堆放，也会对环境产生影响，因此，这里选择工业固废产生量和工业固废排放量作为固废评价指标。由此，建立了三因素八指标的环境状况（“三废”排放情况为代表）评价体系。

表1 环境状况评价体系（“三废”排放情况为代表）

| 目标层 | 要素层 | 指标层 |
|--------|-----|---------------------------|
| 环境状况评价 | 废水 | 废水排放总量 |
| | | 化学需氧量（COD）排放量 |
| | | 氨氮排放量 |
| | 废气 | 二氧化硫（SO ₂ ）排放量 |
| | | 烟尘排放量 |
| | 固废 | 工业粉尘排放量 |
| | | 工业固体废物排放量 |
| | | 工业固体废物产生量 |

根据四川省“三废”的排放情况，构建了环境状况的评价指标体系，2003—2010年，四川省“三废”排放情况见表2。

表2 四川省“三废”排放情况

| 指标 | 废水排放总量/万t | 化学需氧量（COD）排放量/t | 氨氮排放量/t | 二氧化硫（SO ₂ ）排放量/万t | 烟尘排放量/万t | 工业粉尘排放量/万t | 工业固体废物排放量/t | 工业固体废物产生量/万t |
|----------------------|-----------|-----------------|---------|------------------------------|----------|------------|-------------|--------------|
| 2003 ^[5] | 228414 | 936306.2 | 69726.1 | 120.7 | 83.4 | 46.5 | 1328699 | 5145 |
| 2004 ^[6] | 241720 | 882117.9 | 67348.2 | 126.5 | 86.5 | 43.8 | 1208880 | 5847 |
| 2005 ^[7] | 261651 | 783215.6 | 66502.7 | 130.0 | 79.1 | 38.4 | 1157015 | 6421 |
| 2006 ^[8] | 252375 | 805829.9 | 66039.8 | 128.1 | 61.3 | 32.8 | 848568 | 7600 |
| 2007 ^[9] | 253340.7 | 772991.1 | 63000.3 | 117.7 | 45.9 | 19.3 | 2179000 | 9651.3 |
| 2008 ^[10] | 262342.7 | 749036.1 | 61880.3 | 114.8 | 32.6 | 14.0 | 134045 | 9236.9 |
| 2009 ^[11] | 263895.2 | 747686.3 | 59506.5 | 113.5 | 28.5 | 11.4 | 61159 | 8596.9 |
| 2010 ^[12] | 256094.9 | 740830.1 | 60630.3 | 113.1 | 34.1 | 14.1 | 32240 | 11239.2 |

3 评价模型的建立

3.1 无量纲处理

由于各个指标的量纲不统一，首先要对指标数值进行无量纲化处理^[13]，这里采用极差法对其进行归一化。由于各项指标均为负向指标，对于环境状况来说，值越大，环境状况越不好，因此，需将负向指标转化为正向指标，其计算公式^[13]如下：

$$y_{ij} = (N_j - x_{ij}) / (N_j - n_j), \text{ 其中 } n_j = \min(x_{ij}, 1 \leq i \leq 8), N_j = \max(x_{ij}, 1 \leq i \leq 8)$$

x_{ij} 为第*i*个年度第*j*个指标原始数值； y_{ij} 为第*i*个年度第*j*个指标在无量纲处理化后的指标值。

“三废”排放数据经无量纲处理后的指标值见表3。

表3 四川省“三废”排放指标值无量纲化处理结果表

| 年份 | 废水排放总量 | 化学需氧量（COD）排放量 | 氨氮排放量 | 二氧化硫（SO ₂ ）排放量 | 烟尘排放量 | 工业粉尘排放量 | 工业固体废物排放量 | 工业固体废物产生量 |
|------|--------|---------------|--------|---------------------------|--------|---------|-----------|-----------|
| 2003 | 1 | 0 | 0 | 0.5503 | 0.0534 | 0 | 0.3961 | 1 |
| 2004 | 0.6250 | 0.2772 | 0.2327 | 0.2071 | 0 | 0.0769 | 0.4519 | 0.8848 |
| 2005 | 0.0633 | 0.7832 | 0.3154 | 0 | 0.1276 | 0.2308 | 0.4761 | 0.7906 |
| 2006 | 0.3247 | 0.6675 | 0.3607 | 0.1124 | 0.4345 | 0.3903 | 0.6197 | 0.5972 |
| 2007 | 0.2975 | 0.8355 | 0.6581 | 0.7278 | 0.7000 | 0.7749 | 0 | 0.2606 |
| 2008 | 0.0438 | 0.9580 | 0.7677 | 0.8994 | 0.9293 | 0.9259 | 0.9526 | 0.3286 |
| 2009 | 0 | 0.9649 | 1 | 0.9763 | 1 | 1 | 0.9865 | 0.4336 |
| 2010 | 0.2198 | 1 | 0.8900 | 1 | 0.9034 | 0.9231 | 1 | 0 |

3.2 权重的确定

权重的确定分为客观赋权法和主观赋权法，主

观赋权法一般考虑比较全面，但会带有一些主观判断，客观性较差^[14]。这里采用基于指标差异的客

观赋权法，即突出局部差异的均方差法，避免人为的影响因素，具有较高的可信度。“三废”排放指标权重 (W_j) 的计算公式^[14]如下：

$$W_j = \frac{S_j}{\sum_{k=1}^m S_k} \quad j=1, 2, \dots, m$$

表4 四川省“三废”排放指标权重表

| 指标 | 废水排放总量 | 化学需氧量(COD)排放量 | 氨氮排放量 | 二氧化硫(SO ₂)排放量 | 烟尘排放量 | 工业粉尘排放量 | 工业固体废物排放量 | 工业固体废物产生量 |
|-------|--------|---------------|-------|---------------------------|-------|---------|-----------|-----------|
| w_j | 0.323 | 0.344 | 0.334 | 0.328 | 0.339 | 0.333 | 0.507 | 0.493 |

表5 各要素数值

| 年度 | 废水 | 废气 | 固废 |
|------|--------|--------|--------|
| 2003 | 0.3230 | 0.1986 | 0.6938 |
| 2004 | 0.3749 | 0.0935 | 0.6653 |
| 2005 | 0.3952 | 0.1201 | 0.6311 |
| 2006 | 0.4550 | 0.3141 | 0.6086 |
| 2007 | 0.6033 | 0.7341 | 0.1285 |
| 2008 | 0.6001 | 0.9184 | 0.6449 |
| 2009 | 0.6659 | 0.9922 | 0.7139 |
| 2010 | 0.7123 | 0.9417 | 0.5070 |

同理，计算各要素数值的标准差，之后进行归一化处理，得到各要素的权重 (W_i)，见表6。

表6 各要素权重值

| 要素 | 废水 | 废气 | 固废 |
|--------------|--------|--------|--------|
| 权重 (W_i) | 0.2007 | 0.5388 | 0.2605 |

3.3 评价情况

采用逐层线性加权法可得“三废”排放为代表的环境状况指数，结果见表7。

表7 环境状况指数

| 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.3526 | 0.2990 | 0.3084 | 0.4191 | 0.5501 | 0.7833 | 0.8542 | 0.7824 |

绘制四川省“三废”排放环境状况指数随年份变化的趋势图，见图1。可以看出，2003—2010年，四川省“三废”排放环境状况指数呈明显的变好趋势，其大体上可分为三个阶段，第一阶段为2003—2005年，环境状况较差，这三年间环境状况指数总体变化不大，其中2004年最差，环境状况指数最低，为0.2990；第二阶段为2005—2008年，环境状况指数呈线性增长，环境状况明显好转；2008—2010年，环境状况指数变化放缓，其中2008和2010年差距不大，2010年与2009年相

比，环境状况指数有所降低。总体来说，2003—2010年，环境状况指数呈上升趋势，可见，在减少“三废”排放方面四川省取得了很大效果。

其中： S_j 为 y_j 的标准差， m 为系统中指标个数。经过计算，“三废”排放指标的权重见表4。采用线性加权的方法，各要素数值是根据其归一化数值乘各自的权重后进行的加和^[13]。计算可得各要素的值，结果见表5。

比，环境状况指数有所降低。总体来说，2003—2010年，环境状况指数呈上升趋势，可见，在减少“三废”排放方面四川省取得了很大效果。

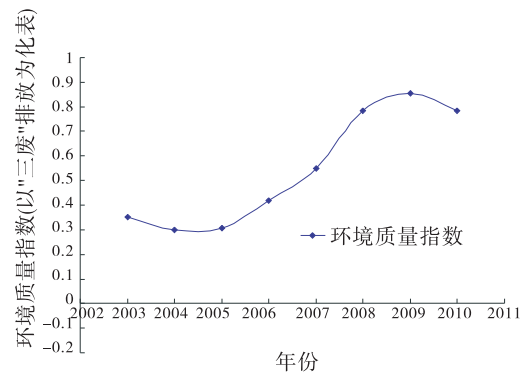


图1 环境状况 (以“三废”排放情况为代表) 指数趋势图

4 结语

“三废”排放与环境关系密切，过度的排放易造成诸如温室效应、环境污染严重、水域富营养化等环境问题，对“三废”排放为代表的环境状况进行客观的评价是科学认识“三废”排放情况和变化趋势重要的途径之一。本文构建了“三废”排放为代表的环境状况评价体系，采用均方差权值法对选取的多指标赋予权重，避免了主观赋权法随机性的弊端，具有结果客观、可信的优点。利用上述构建的环境状况评价体系对2003—2010年的评价结果表明，总体来看，“三废”排放为代表的环境状况逐渐变好，但随着经济的高速发展，环境容量的有限性，减少“三废”排放的任务越来越艰巨，但经济的高速发展不应以环境的恶化为代价，各相关部门应加大环境治理，减少“三废”排放，保护环境。

参考文献：

[1] 李艳，刘厚凤，王娇. 济南市经济发展与环境质量关系实证研

- 究 [J]. 环境科学与管理, 2008, 33 (7), 74 - 77.
- [2] 陆剑锋, 曹明霞. 江苏省工业三废排放行业差异分析 [J]. 现代商贸工业, 2010, 22 (19), 121 - 123.
- [3] 朱东红, 上官铁梁, 苏志珠, 等. 区域生态环境质量评价方法 [J]. 山西煤炭管理干部学院学报, 2003, (1), 64 - 67.
- [4] 贾向琳. 居住区生态环境评价指标体系研究 [D]. 南京: 南京林业大学, 2007.
- [5] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴—2004 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2004.
- [6] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴—2005 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2005.
- [7] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴—2006 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2006.
- [8] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴—2007 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2007.
- [9] 四川省统计局, 国家统计局, 四川调查总队. 四川统计年鉴 2009 (第一版) [M]. 北京: 中国统计出版社, 2009.
- [10] 四川省统计局, 国家统计局, 四川调查总队. 四川统计年鉴 2010 (第一版) [M]. 北京: 中国统计出版社, 2010.
- [11] 四川省统计局, 国家统计局, 四川调查总队. 四川统计年鉴 2011 (第一版) [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [12] 四川省统计局, 国家统计局, 四川调查总队. 四川统计年鉴 2012 (第一版) [M]. 北京: 中国统计出版社, 2012.
- [13] 王洪海, 范海荣, 姜铭阅. 城市人居环境质量评价指标体系与评价方法研究 [J]. 资源开发与市场, 2009, 25 (4): 311 - 313.
- [14] 王聪, 朱喜钢, 王富喜. 基于均方差权值法的山东省县域城镇化水平评价 [J]. 山东师范大学学报 (自然科学版), 2009, 24 (4): 78 - 83.

The Analysis of Environmental Condition Represented by Three Wastes Emission in Sichuan Province

CHEN Yu - yan

(Sichuan Provincial Environmental Monitoring Center, Chengdu Sichuan 610064 China)

Abstract: This paper studies and elaborates the environmental condition and its change trend represented by the three wastes emission. The rules of selecting assessment index system are briefly introduced. The appraisal index system of environmental condition including waste water, exhaust gas and solid waste has been established based on the statistical data of the three wastes discharge in Sichuan from 2003 - 2010. The development trend graph was plotted. On the whole, the environmental conditions represented by the three wastes are getting better.

Key words: three wastes emission; environmental conditions; development trend; evaluation; Sichuan Province

AQI vs API

——新老空气质量标准之对比

白爱民

(云南省环境监测中心站, 云南 昆明 650034)

摘要: 对昆明市空气质量监测数据分别用空气质量污染指数 (API) 和空气质量指数 (AQI) 做评价, 并进行比较。叙述了测点小时数据、测点日均数据和城市日均数据对应的空气质量及区别。环保部和云南省环保厅分别发布的昆明市空气质量差别是由于评价空气质量的标准不同所致。

关键词: API; AQI; 空气质量; 新标准; 对比

中图分类号: X820 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0095-03

1 概述

近来, 政府公开发布的空气质量信息引发公众强烈关注。如某年4月份的昆明市空气质量, 国家环保部发布的信息出现“重度污染”, 云南省环保厅发布的信息则仅出现“轻度污染”。是数据来源不同, 还是计算出错, 昆明市的空气质量是否真的明显恶化。要弄清这些情况, 必须了解政府部门发布的空气质量的相关信息及来源、空气指标 API 和 AQI 的含意、以及测点小时数据、测点日均数据和城市日均数据之间的区别。

2 政府公布的空气质量信息

公众获得的空气质量信息来源于政府部门发布的空气质量数据, 这些数据包含下列部分信息: 各种污染物的实际监测结果值、城市或测点名称、API 或者 AQI 的数值、首要污染物、级别 (I、II、III、……) 和空气类别或状况 (优、良、轻度污染、……) 等等。也就是说, 公众获得的空气质量信息包括了空间、时间、监测值或评价结果等。

| 空气质量日报 | | | | |
|-----------|----|-------|----|----|
| 2013-9-13 | | | | |
| 城市 | 指数 | 主要污染物 | 级别 | 状况 |
| 曲靖 | 44 | - | I | 优 |
| 玉溪 | 59 | 可吸入颗粒 | II | 良 |

图1 城市空气质量日报

| 2013年09月14日11时 | | | | |
|----------------|-----|------------------|----|----|
| 监测点位名称 | AOI | 首要污染物 | 级别 | 类别 |
| 碧鸡广场 | 83 | PM ₁₀ | 二级 | 良 |
| 呈贡新区 | 85 | PM ₁₀ | 二级 | 良 |

图2 测点空气质量实况

| 2013年09月13日 | | | | |
|-------------|-----|------------------|----|----|
| 监测点位名称 | AOI | 首要污染物 | 级别 | 类别 |
| 全市 | 62 | PM ₁₀ | 二级 | 良 |
| 碧鸡广场 | 66 | PM ₁₀ | 二级 | 良 |
| 呈贡新区 | 58 | PM ₁₀ | 二级 | 良 |

图3 测点空气质量日报

图1是云南省部分城市的空气质量日报 (每日更新), 包括日期、城市名称、指数 (API)、主要污染物、级别和状况信息。图2是昆明市部分测点的实时数据 (每小时更新), 包括发布时间、监测点位名称、AQI 值、首要污染物、级别和类别。图3是昆明市部分测点及全市的日报数据, 包括发布日期、监测点位名称、AQI 值、首要污染物、级别和类别。

要弄清空气质量的优劣状况, 必须了解政府部门发布的空气质量信息。

3 API 与 AQI

API (Air Pollution Index, 空气污染指数) 是一种表征空气污染程度的无量纲指数。它是根据近地面几种主要的空气污染物浓度以及它们持续时间来确定的。空气污染指数是根据环境空气质量标准和各项污染物对人体健康和生态环境的影响, 确定

收稿日期: 2013-09-16

作者简介: 白爱民 (1955-), 男, 高级工程师, 现从事环境信息、网络管理、自动监测站、数据库研究等。

各污染物浓度的限值分级。

AQI (Air Quality Index, 空气质量指数) 是定量描述空气质量状况的无量纲指数。它描述了空气清洁或者污染的程度, 以及对健康的影响。空气质量指数的重点是评估污染空气对健康的影响。

API 和 AQI 都是将常规监测的几种空气污染物的浓度简化成为单一的概念性数值形式, 分级表征空气质量状况与空气污染的程度, 其结果简明直观, 适用于表示城市的短期空气质量状况和变化趋势。

API 和 AQI 的确定原则: 空气质量的好坏取决于各种污染物中危害最大的污染物的污染程度, 危害最大的污染物又称为首要污染物。

API 和 AQI 的数值越大、级别就越高, 说明空气污染状况越严重, 对人体的健康危害也就越大。空气质量信息中通常还有与级别对应的类别 (优、良、轻度污染、……)。

AQI 分级计算参考的标准是新修订的《环境空气质量标准》(GB3095-2012), 参与评价的污染物为细颗粒物 (粒径 $\leq 2.5\mu\text{m}$, 用 $\text{PM}_{2.5}$ 表示)、可吸入颗粒物 (粒径 $\leq 10\mu\text{m}$, 用 PM_{10} 表示)、二氧化硫 (SO_2)、二氧化氮 (NO_2)、臭氧 (O_3)、一氧化碳 (CO) 6 项, 每小时和每天发布; 而 API 分级计算参考的标准是《环境空气质量标准》(GB3095-1996), 评价的污染物仅为 SO_2 、 NO_2 和 PM_{10} 共 3 项, 每天发布一次, 而灰霾的主因—— $\text{PM}_{2.5}$ 并未纳入其中。

4 昆明市 API 与 AQI 之比较

昆明市主城区共设空气质量自动监测站 7 个, 监测空气中各项污染物。并将数据实时上传至昆明市、云南省和国家等相应的管理系统, 并分别对外发布。无论 API 还是 AQI, 其评价结果值 50、100、150 和 200 都是空气质量类别发生变化的限值。下面, 对昆明市某月数据的评价结果以这些限值为基础进行比较。

按测点日均统计后 API 与 AQI 之比较 (数据 206 组): ①出现 $\text{API} \leq 50$, $\text{AQI} > 50$ 情况共 6 次, 由一氧化碳和 $\text{PM}_{2.5}$ 各造成 3 次; ② $\text{API} \leq 100$, $\text{AQI} > 100$ 情况共出现 28 次, 造成情况为: NO_2 : 3 次, O_3 : 7 次, $\text{PM}_{2.5}$: 18 次; ③ $\text{API} \leq 150$, $\text{AQI} > 150$ 的情况 7 次, 全部是 $\text{PM}_{2.5}$ 造成; ④出现 $\text{API} \leq 200$, $\text{AQI} > 200$ 的情况 1 次, 由 $\text{PM}_{2.5}$ 造成。

结论: 由于 AQI 对 6 项监测指标评价, 而 API 仅对其中 3 项监测指标评价, 因此 AQI 评出的空气状况可能差于 API 评出的空气状况。对测点的日均值数据按 API 评价, 优良率为 85.9%, 见表 1。

表 1 按 API 评价的日均值

| 类别 | 频次 |
|--------|-----|
| 优 | 10 |
| 良 | 167 |
| 轻微污染 | 29 |
| 轻度以上污染 | 0 |

对测点的日均值数据按 AQI 评价, 优良率为 72.3%, 见表 2。

表 2 按 AQI 评价的日均值

| 类别 | 频次 |
|--------|-----|
| 优 | 4 |
| 良 | 145 |
| 轻度污染 | 50 |
| 中度污染 | 6 |
| 重度以上污染 | 1 |

对比 AQI 评价与 API 评价结果, 空气优良率下降了 13.6%, 空气质量达“优”和“良”的天数均有所减少, 轻度污染以上的情况增加, 污染类别也从仅出现轻微污染上升到出现中度污染甚至重度污染。

此外, 对测点日均值数据按 API 和 AQI 评价, 各污染物项目空气污染分指数或空气质量分指数超过 50 时出现频次见表 3。

表 3 API 和 AQI 评价的污染物频次

| 污染物 | API 评价的频次 | AQI 评价的频次 |
|-----------------------------|-----------|-----------|
| 二氧化硫 | 45 | 45 |
| 二氧化氮 | 6 | 111 |
| 可吸入颗粒物 (PM_{10}) | 194 | 194 |
| 一氧化碳 | - | 71 |
| 臭氧 | - | 144 |
| 细颗粒物 ($\text{PM}_{2.5}$) | - | 148 |

AQI 评价与 API 评价, 分指数值超过 50 出现的次数相比: 二氧化氮次数明显增多, 从 6 次增加到 111 次, 二氧化硫和可吸入颗粒物 (PM_{10}) 保持不变。对测点小时均值数据 (共 4651 组) 按 AQI 评价, 优良率为 72.4%, 详见表 4。

表4 AQI评价小时均值

| 类别 | 频次 |
|------|------|
| 优 | 95 |
| 良 | 3270 |
| 轻度污染 | 1142 |
| 中度污染 | 117 |
| 重度污染 | 27 |

对测点小时均值数据按AQI评价,各污染物分指数值超过50出现的频次及所占比例见表5。

表5 AQI评价污染物分指数值超过50的频次

| 污染物 | 频次 | 比例/% |
|---------------------------|------|------|
| 二氧化硫 | 8 | 0.2 |
| 二氧化氮 | 311 | 6.7 |
| 可吸入颗粒物(PM ₁₀) | 1139 | 24.5 |
| 臭氧 | 1730 | 37.2 |
| 一氧化碳 | 232 | 5.0 |
| 细颗粒物(PM _{2.5}) | 1228 | 26.4 |

按小时测点数据进行评价时,出现中度以上污染的情况明显增加,且多是臭氧和细颗粒物(PM_{2.5})造成,因此,昆明市空气短时污染不容忽视。

对城市用API和AQI评价情况如下(数据30组):①API≤50, AQI>50,出现0次;②出现API≤100, AQI>100情况共2次,由PM_{2.5}造成;③出现API≤150, AQI>150的情况7次,由PM_{2.5}造成;④出现API≤200, AQI>200的情况1次,由PM_{2.5}造成。

对昆明市,用AQI和API评价的结果比较,

结果见表6。

表6 昆明市

| 类别 | API频次 | AQI频次 |
|------|-------|-------|
| 优 | 0 | 0 |
| 良 | 26 | 24 |
| 轻度污染 | 5 | 7 |
| 中度污染 | 0 | 0 |

昆明市分别用AQI和API评价,空气质量为优的天数均为0,空气质量为良的天数减少,污染天数(AQI>100)增加,全由PM_{2.5}造成,没有出现中度污染及中度污染以上的情况。

5 结论

从上述分析中可看出,评价方法不同,获得的结果也不同;评价的空间范围和数据采样时间段不同,也造成评价结果有较大差异。空气质量小区域(单测点)短时间(小时)出现严重污染时,较大区域(整个城市)较长时间(全天)的空气质量不一定出现严重污染。公众获得的空气质量信息并非“打架”,只是评价标准、空间和时间段不一致。

新环境空气质量标准的实施,标志着环保工作的重点开始从污染物排放控制管理阶段,向环境质量管理阶段转变。新标准更严、污染物指标更多、发布频次更高,且PM_{2.5}、臭氧等指标能够更直观地反映城市灰霾程度,其评价结果也更加接近公众的真实感受。昆明市的空气质量还是跟过去一样,只是标准更加严格了。

AQI vs API: A Comparison of New and Old Air Quality Standards

BAI Ai - min

(Yunnan Provincial Environmental Monitoring Center, Kunming Yunnan 650034 China)

Abstract: API and AQI are used to evaluate the air quality monitoring data in Kunming and a comparison is made. The air quality at the monitoring site from the hourly data, daily average data and the daily average data for the whole city is described and their difference is told. The disparity of the air quality in Kunming published respectively by Ministry of Environment Protection and Yunnan Provincial Environmental Protection Bureau is caused by the different standards applied.

Key words: API; AQI; air quality; new standards; comparison

二氧化碳地质储存环境影响监测研究

李 康, 赵学亮, 袁爱军, 李旭峰

(中国地质调查局水文地质环境地质调查中心, 河北 保定 071051)

摘 要: 结合地质调查项目——二氧化碳地质储存示范工程项目的研究, 详细阐述了本项目中二氧化碳地质储存对大气环境、土壤表层环境、地下水及地表水环境监测的方案设计。

关键词: 二氧化碳; 地质储存; 环境监测; 监测方案

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0098-03

近几年来, 空气中二氧化碳的大量排放所产生的温室效应越来越明显, 成为世界气象问题的一个难题, 将二氧化碳储存到地下被认为是最为有效的解决温室气体排放的方法。美国、英国、日本、挪威、加拿大等发达国家已经开展此类工程项目, 并且相关技术也比较成熟^[1], 我国于2010年开始在内蒙古鄂尔多斯盆地地区实施和建设了全国第一个二氧化碳地质储存示范工程项目, 该项目是通过一口灌注井将临界状态下的二氧化碳打入地下2000多m具有储存二氧化碳能力的地层。但是在长期的地下储存中, 二氧化碳会从裂缝、井筒、断层等泄露, 或者以其他方式扩散到储层之外, 对环境造成不利的影响^[2]。为了减少或者避免这些潜在的危险, 项目组通过遥感监测、非人工源地震监测、水准测量、时移VSP监测、环境监测等技术手段来对二氧化碳储盖层的完整性、二氧化碳运移及分布情况及可能对环境造成的影响进行监控。作者将对二氧化碳地质储存的环境监测的监测方案进行重点阐述。

1 环境监测工作的开展

随着二氧化碳地质储存的进行, 不能排除二氧化碳的潜在的逃逸危险, 环境监测是最直接, 也是最有效的方法之一。因此, 需要对封存区二氧化碳浓度的变化及相关环境因素进行定期监测, 以便对二氧化碳发生泄漏的风险性进行评估, 使其泄漏的风险降低到最低。根据项目的需要, 结合当地气候环境、地质条件等实际情况, 开展了大气环境、土壤表层环境、地下水和地表水环境的监测。

2 大气环境监测

2.1 监测点布设的原则

(1) 应相对均匀分布, 覆盖整个受到影响的区域, 但是在下风向多设置, 上风向少设置监测点;

(2) 点位要有代表性, 即全部点位测得浓度的平均值要能代表覆盖区域的总体浓度平均值;

(3) 根据区域内环境的不同划分几个功能区, 如地裂缝、废气井等, 要重点监测;

(4) 特殊区域要加密布点;

(5) 各监测点之间设置条件尽可能一致, 如监测点的海拔、植被情况等, 使各监测点获得的数据具有可比性;

(6) 设置监测点尽量远离烟囱、建筑、道路等影响因素;

(7) 随着监测工作的进行, 监测点位可以根据实际情况进行增减。

2.2 监测点的布设

依据环境空气质量监测规范^[3], 大气二氧化碳浓度监测布点应用同心圆多方位布点法。同心圆多方位布点法适用于孤立源所在地风向多变的情况。

具体布点方法是: 以灌注井为圆心, 划出16或8个方位的射线和若干不同半径的同心圆, 同心圆圆周与射线的交点即为监测点。根据客观条件和需要, 往往是在主导风向的下风向方位布点密些, 而其他方位疏些, 根据风向, 东南方向进行加密。确定同心圆半径的原则是在预计的高浓度区及高浓度与低浓度交接区应密些, 其他则疏些。画圈的距离是250m、500m、1000m、2000m。由上面原则, 每圈设定12个点位, 共48个点位。

结合实际情况, 在灌注井示范区的东侧, 距离近4km的采煤塌陷区加设5个监测点; 在示范区内部灌注井、两口监测井和二氧化碳缓冲罐处加设4个监测点。大气监测点布局如图1所示。

收稿日期: 2013-08-26

基金项目: 中国地质调查局项目(水[2012]01-0130004, 1212011087128)。

作者简介: 李康(1984-), 男, 硕士, 主要从事地质监测仪器研究, 环境监测研究等方面的研究工作。

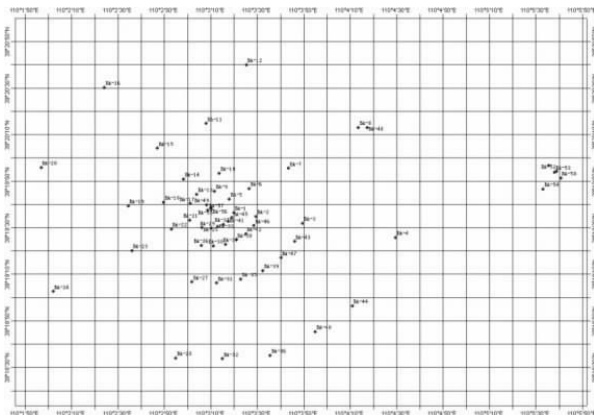


图1 大气监测点布局

2.3 监测方案的设计

大气环境监测主要在查明当时气象条件的情况下对空气中 CO₂ 浓度进行监测，监测的项目包括：时间、温度、湿度、风速、风向、大气压、云量、大气稳定性和 CO₂ 浓度。

由于泄露首先是对地表的生物产生影响，故大气 CO₂ 浓度监测主要监测近地表 1.5m 内的大气 CO₂ 浓度^[4]。分别对距地面高度 20cm、50cm、80cm、110cm、140cm 的大气 CO₂ 浓度进行监测，由于大气温度对 CO₂ 浓度的影响比较大，故也对大气温度进行相应高度的监测。

监测频率设定为每个月 1 次，确保在每个月的月末监测，且监测的时间要保持固定，这样采集的数据才更具有可比性。

监测仪器选用便携式手持红外气体分析仪 EGM-4 和便携式小型气象站 Kestrel 4000。

EGM-4 是依据红外监测的手段^[5]，利用 CO₂ 吸收激光电波束的红外光谱特性，可以测量接近地面空气中 1.5m 以下的 CO₂ 浓度，其检测范围是 10 万 ppm，精度为 1ppm。

便携式小型气象站 Kestrel 4000 用来监测大气环境，包括温度、湿度、风速、大气压等因子。

3 土壤表层 CO₂ 通量监测

土壤中的植物生长所需 CO₂ 在土壤气体中的比例一般为 0.2% ~ 4%，如果泄露的 CO₂ 导致比例超过 5% 就会对动植物生长产生危害，超过 20% 会导致植物死亡。

为了及时发现 CO₂ 逃逸的可能性，确定 CO₂ 的逃逸量，判断 CO₂ 的来源，将损失降低到最小，进行土壤二氧化碳通量的监测是很必要的。

3.1 土壤监测点的布设

碳源对土壤气体的影响范围没有空气的大，故监测布点采用网格布点法，以示范工程场区为中

心，监测 1km² 的范围，根据实际监测情况，如有需要可以扩大监测范围。

网格布点法是测量土壤环境常用的布点方法，这种布点法是将点位设在两条直线的交点处或者方格中心，监测区域地面划分为若干均匀网状方格。网格大小按照示范工程场地周围的地理环境设置，以 200m 的间距设置网格，每条线 6 个点，共 36 个点，监测 1km² 的范围。考虑到可能对示范区内的影响较大，故在示范区内中心位置加密 4 个点。

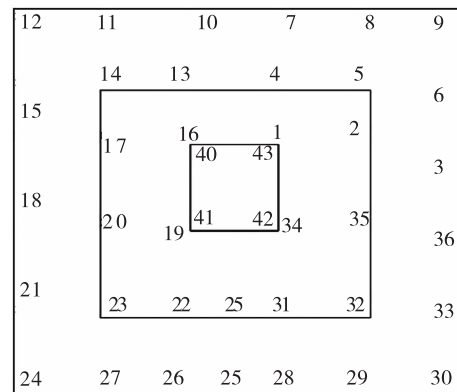


图2 土壤监测点布局

3.2 土壤 CO₂ 通量监测方案

应用汉莎科学 EGS-4 CO₂ 气体分析仪进行监测，在开机之前，将 SRC-1 土壤呼吸室连接在 EGM-4 仪器上，并且接好进气管和出气管。SRC-1 呼吸室上的电信号插头，连接到 EGM-4 分析仪的 I/O 端口上，管子上标有“R”的气路管与 ESM-4 分析仪上的进气口“GAS IN”相连接，另一根管子接到出气口“GAS OUT”上。

连接好土壤呼吸室后开机，预热到 55℃ 之后开始测量土壤二氧化碳通量。

土壤气体 CO₂ 通量监测方法：打开电源开关，屏幕上显示 1REC，按 1 键，仪器进入预热状态，预热完毕后，屏幕上显示“SOIL RESP. DATA RECORD 1ALL 2END”，其中，1ALL 是全数据存储，2END 是存储最终结果。通常选择存储最终结果，按 2 键后显示“DATA FITTING 1LINEAR 2QUAD”，其中 1LINEAR 是线性处理，2QUAD 是二次方程处理，在呼吸速率不是非常高时采用线性处理方式。按 1 键，之后按“Y”键，将土壤呼吸室置于土壤表面，这时呼吸室的风扇高速运转，向外吹风，将室内的高浓度的 CO₂ 气体交换出来，等待 15m 的时间后按“Y”键开始测量，得到土壤气体 CO₂ 通量。每个点位重复三次以上操作，取平均值。

监测频率为每个月监测 1 次，全年共计 12 次。

4 地下水及地表水检测

CO₂ 泄露对浅层地下水及地表水的影响主要有：导致 pH 值降低，酸性增强；增加水中微量元素的富集程度；矿体重金属进入饮用地下水引起重金属污染；高含盐量的卤水进入蓄水层，破坏水质。所以对地下水及地表水的监测目的是判断是否发生 CO₂ 逃逸；判断 CO₂ 的来源；判断 CO₂ 逃逸对浅层水水质的影响。

4.1 监测点布设

在示范工程场区周围 5km 范围内，依据《地下水环境监测技术规范》(HJ/T64-2004) 的有关要求，和当地地下水流向及地势的高低情况，确定监测点的位置。

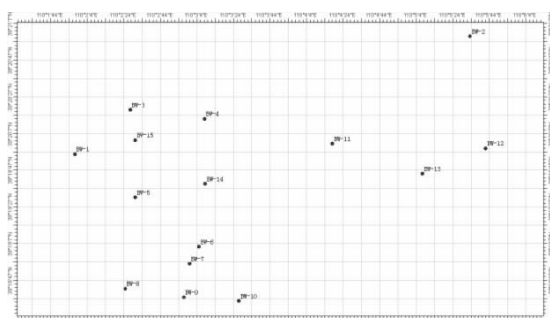


图3 地下水及地表水监测点分布图

4.2 监测方法

地下水及地表水的检测分为两部分，包括现场检测和实验室检测。

(1) 现场监测应用美国哈希便携式多参数水质分析仪。现场监测的参数有水位、水温、气温、pH 值、电导率、TDS (矿化度) 等。

水位检测：通过带刻度的浮子式水位仪测量。

pH 值测量：连接 pH 探头到便携式多参数水质分析仪，将探头插入被测液体中，开机，稳定后按 6 键，就开始测量 pH 值，等待几分钟，听到仪器滴滴作响，就可以读取数据了，按“READ”键读取数据。

电导率、TDS、水温的测量：取下 pH 探头，插上检测电导率、TDS 等的探头，按 4 键，开始测量，等待 1min，听到仪器滴滴作响，就可以读取数据，按“READ”键读取数据。

(2) 实验室通过大型水质仪器进行水样的全分析检测。测试指标包括 pH 值、K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、总 Fe、Mn、F⁻、Cl⁻、NO₂⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻、CO₃²⁻、OH⁻、矿化度等。水样送测试单位后，由测试单位按照国家、部门、行业有关标准严格执行。

5 小结

以上二氧化碳地质储存的环境监测方法经过 2a 的实施，取得了一定的成果，能够初步了解二氧化碳地质储存对当地大气、土壤、地下水及地表水的一定程度影响，对二氧化碳的逃逸具有监视作用，如果逃逸发生了，可以达到预警的功能，将逃逸造成的损失降低到最小。

参考文献：

- [1] METZ B, DAVIDSON O, CONINCK H, et al. IPCC Special Report on CO₂ Capture and Storage [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2005: 195-276.
- [2] 张森琦, 刁玉杰, 程旭学, 等. 二氧化碳地质储存逃逸通道及环境研究 [J]. 冰川冻土, 2010, 32 (6): 1251-1261.
- [3] 国家环保总局公告 2007 年第四号. 环境空气质量监测规范 (试行) [S].
- [4] 许志刚, 陈代钊. CO₂ 地下埋存分布状况及环境影响的监测 [J]. 气候变化研究进展, 2008, 4 (6): 363-368.
- [5] 赵学亮, 郭建强, 史云, 等. 二氧化碳地质储存动态监测 [J]. 环境监控与预警, 2011, 6 (3): 4-7.
- [6] 刘立新, 周凌晞, 张晓春, 等. 我国 4 个国家级本底站大气 CO₂ 浓度变化特征 [J]. 中国科学, 2009, 39 (2): 222-227.
- [7] Emberley S, Hutcheon I, Shevaller M, et al. Geo-chemical monitoring of fluid-rock interaction and CO₂ storage at the Weyburn CO₂-injection enhanced oil recovery site, Saskatchewan, Canada [J]. Energy, 2004, 29 (9-10): 1393-1401.

Environmental Monitoring of Geological Storage of CO₂

LI Kang, ZHAO Xue-liang, YUAN Ai-jun, LI Xu-feng

(Hydrological and Environmental Geology Investigation Center, Geological Investigation Bureau of China, Baoding Hebei 071051 China)

Abstract: Based on the demonstration project of the geological storage of CO₂, this paper explains the design schemes for monitoring the air quality, top soil environment, groundwater and surface water environment in geological storage of carbon dioxide.

Key words: carbon dioxide; geological storage; environmental monitoring; monitoring scheme

国标法测定无色透明清洁水中硫化物错误的原因

袁卫忠, 黄桂荣, 殷红楠, 徐波, 田乐君

(泰兴市环境监测站, 江苏 泰兴 225400)

摘要: 硫化物在进行显色反应时, 溶液中酸度的增高生成亚甲兰的产率也随之增加。国标法规定分析无色透明清洁水样时, 不加 20ml 乙酸锌-乙酸钠溶液, 这样分析的结果不正确。正确的方法应与绘制标准曲线的操作步骤完全一样, 需加 20 ml 乙酸锌-乙酸钠溶液。

关键词: 硫化物; 国标法; 测定; 清洁水; 错误; 原因

中图分类号: X 83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0101-04

水样中硫离子很容易被氧化, 硫化氢易从水样中逸出。因此, 在采样时应加适量氢氧化钠和乙酸锌-乙酸钠溶液, 使水样显碱性并形成硫化锌沉淀。不论清洁水样、浑浊水样和有色水样都要加上上述固定剂。国家标准分析方法^[1]规定, 对于无色、透明、不含悬浮物的清洁水样, 采用沉淀分离法来测定硫化物; 对于含悬浮物、浑浊度较高、有色、不透明的水样, 采用酸化-吹气-吸收法来测定。笔者在实际工作中, 在分析无色、透明、不含悬浮物的清洁水样中硫化物时, 发现国标方法存在错误的地方, 现将有关试验情况总结如下。

1 主要仪器和试剂

仪器、试剂种类及浓度与文献 [1] 一致。

2 标准曲线绘制

2.1 按国标方法绘制曲线

按文献 [1] 方法绘制的标准曲线见表 1。

2.2 不加乙酸锌-乙酸钠溶液绘制的曲线

国标方法绘制曲线是向 100ml 比色管中, 先加 20ml 乙酸锌-乙酸钠溶液, 以后分别向各浓度点加硫化钠标准使用液, 再补水到 60ml 左右, 最后加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵溶液进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色。不加乙酸锌-乙酸钠溶液来绘制曲线, 就是省去加 20ml 乙酸锌-乙酸钠的操作, 其它操作与国标法一样, 有关标准曲线的数据见表 2。

表 1 国标法绘制的标准曲线

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|--|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 标液 (10.0 $\mu\text{g}/\text{ml}$) /ml | 0.00 | 0.50 | 1.00 | 2.00 | 3.00 | 4.00 | 5.00 | 6.00 | 7.00 |
| 标物/ μg | 0.000 | 5.00 | 10.0 | 20.0 | 30.0 | 40.0 | 50.0 | 60.0 | 70.0 |
| 吸光度差 $A - A_0$ | | 0.052 | 0.103 | 0.206 | 0.313 | 0.410 | 0.507 | 0.606 | 0.708 |
| 曲线方程 | $Y = 0.003 + 0.0101x \quad r = 0.9999$ | | | | | | | | |

表 2 不加乙酸锌-乙酸钠溶液绘制的标准曲线

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|--|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 标液 (10.0 $\mu\text{g}/\text{ml}$) /ml | 0.00 | 0.50 | 1.00 | 2.00 | 3.00 | 4.00 | 5.00 | 6.00 | 7.00 |
| 标物/ μg | 0.000 | 5.00 | 10.0 | 20.0 | 30.0 | 40.0 | 50.0 | 60.0 | 70.0 |
| 吸光度差 $A - A_0$ | | 0.058 | 0.117 | 0.228 | 0.336 | 0.455 | 0.570 | 0.678 | 0.790 |
| 曲线方程 | $Y = 0.002 + 0.0113x \quad r = 0.9999$ | | | | | | | | |

由表 1 和表 2 可看出, 不加 20ml 乙酸锌-乙

酸钠溶液的吸光度或者曲线斜率, 比国标方法曲线显著要高。

3 标准样品和标准使用液试验

3.1 标准样品的考核试验

收稿日期: 2013-07-15

作者简介: 袁卫忠 (1971-), 男, 汉族, 江苏泰兴人, 大学, 工程师, 长期从事化学分析工作。

用国家标样研究所编号为 205518 浓度为 $0.326 \pm 0.028 \text{ mg/L}$ 的标样进行考核试验, 稀释方法是从安瓶中吸取 10.0ml 原液稀至 250ml, 试验方法是取 12 支 100ml 比色管分成 4 组, 第一组不加乙酸锌 - 乙酸钠溶液, 第二组加 10.0ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液, 第三组加 20.0ml

乙酸锌 - 乙酸钠溶液与绘制曲线方法一致, 第四组加 30.0ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液。向各管中加 25.0ml 标样溶液, 再补水到 60ml 左右, 最后加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色, 有关吸光度和浓度见表 3。

表 3 标准样品的考核情况

| 序号 | 乙酸锌 - 乙酸钠溶液 / ml | 吸光度差值 $A - A_0$ | | | | 浓度值 / (mg/L) | | | |
|---------------|------------------|------------------------|-------|-------|-------|---------------|-------|-------|-------|
| | | 1 | 2 | 3 | 均值 | 1 | 2 | 3 | 均值 |
| 1 组 | 0.00 | 0.098 | 0.098 | 0.103 | 0.100 | 0.376 | 0.376 | 0.396 | 0.384 |
| 2 组 | 10.0 | 0.095 | 0.093 | 0.091 | 0.093 | 0.364 | 0.356 | 0.349 | 0.356 |
| 3 组 | 20.0 | 0.082 | 0.082 | 0.085 | 0.083 | 0.313 | 0.313 | 0.325 | 0.317 |
| 4 组 | 30.0 | 0.077 | 0.072 | 0.073 | 0.074 | 0.293 | 0.273 | 0.277 | 0.281 |
| 标样浓度 / (mg/L) | | 0.326 ± 0.028 | | | | 0.354 ~ 0.298 | | | |
| 使用曲线 | | $Y = 0.003 + 0.0101 x$ | | | | $r = 0.9999$ | | | |

注: 取标样溶液 25.0 ml 分析。

由表 3 可看出, 只有第三组的浓度值在保证值范围内, 且较接近标样真值; 第一组和第二组浓度都高于标样上限值; 第一组浓度远高于标样上限值, 第四组浓度远低于标样下限值。

3.2 标准使用液试验

用 10.0 $\mu\text{g/ml}$ 硫化钠标准使用液, 加不同体积乙酸锌 - 乙酸钠溶液进行相关试验: 取 12 支 100ml 比色管分成四组, 第一组不加乙酸锌 - 乙酸钠溶液, 第二组加 10.0ml, 第三组加 20.0ml, 第

四组加 30.0ml。向各管中加 5.0ml 标准使用液, 标准物质绝对量为 50.0 μg , 再补水到 60ml 左右, 最后加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵溶液进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色。由表 4 可看出, 试验加入的 50.0 μg 标准物质量, 第一、二组分析结果都大于 50.0 μg 理论值; 第四组的结果在 46 μg 左右, 低于 50.0 理论值; 只有第三组的结果很接近 50.0 μg , 是正确的。

表 4 标准使用液试验情况

| 序号 | 乙酸锌 - 乙酸钠溶液 / ml | 吸光度差值 $A - A_0$ | | | | 标准物质量 / μg | | | |
|-----------------------|------------------|------------------------|-------|-------|-------|-----------------------|------|------|------|
| | | 1 | 2 | 3 | 均值 | 1 | 2 | 3 | 均值 |
| 1 组 | 0.00 | 0.570 | 0.572 | 0.574 | 0.572 | 56.1 | 56.3 | 56.5 | 56.3 |
| 2 组 | 10.0 | 0.538 | 0.540 | 0.536 | 0.538 | 53.0 | 53.2 | 52.8 | 53.0 |
| 3 组 | 20.0 | 0.503 | 0.505 | 0.506 | 0.505 | 49.5 | 49.7 | 49.8 | 49.7 |
| 4 组 | 30.0 | 0.470 | 0.468 | 0.473 | 0.470 | 46.2 | 46.0 | 46.5 | 46.2 |
| 标准物质量 / μg | | 50.0 | | | | | | | |
| 使用曲线 | | $Y = 0.003 + 0.0101 x$ | | | | $r = 0.9999$ | | | |

4 无色透明清洁水样的测定

对无色透明清洁水样中硫化物的测定, 采用两种分析方法。第一种方法: 取一定体积并加固定剂的水样于分液漏斗中, 待沉淀与溶液分层后将沉淀物全部放入 100ml 比色管中, 加水到 60ml 左右, 最后加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵溶液进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色, 这就是国标法规定的操作方法, 有关数据见表 5。第二种分析方法与第一种方法的差别, 在加水到 60ml 左右

之前, 向各比色管中加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液, 再加水到 60ml 左右, 最后也是加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵溶液进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色, 有关数据也见表 5。

由表 5 可看出, 按国标法规定方法分析的水样浓度, 略高于按绘制曲线操作方法分析的水样浓度。如地面水样, 按国标法分析的结果均值为 0.206mg/L, 按绘制曲线操作方法分析的结果均值为 0.182mg/L, 前者的结果为地面水 IV 类水质, 后者为地面水 III 类水质。

表5 无色透明清洁水样测定硫化物的情况

| | 0.00ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液 | | | | 20.0ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液 | | | |
|-------------------|--|-------|-------|-------|--------------------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 均值 | 1 | 2 | 3 | 均值 |
| 地面水体积/ ml | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 吸光度差值 $A - A_0$ | 0.210 | 0.208 | 0.214 | 0.211 | 0.189 | 0.186 | 0.187 | 0.187 |
| 地面水浓度/ (mg/L) | 0.205 | 0.203 | 0.209 | 0.206 | 0.184 | 0.181 | 0.182 | 0.182 |
| 废水体积/ ml | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| 吸光度差值 $A - A_0$ | 0.704 | 0.714 | 0.707 | 0.708 | 0.628 | 0.638 | 0.629 | 0.632 |
| 废水浓度 / (mg/L) | 1.39 | 1.41 | 1.39 | 1.40 | 1.24 | 1.26 | 1.24 | 1.25 |
| Ⅲ类地表水水质标准 使用曲线 | 0.20 mg/L $Y = 0.003 + 0.0101 x \quad r = 0.9999$ | | | | | | | |

5 错误原因分析

5.1 硫化物分析原理

当含硫离子的溶液与对氨基二甲基苯胺的酸性溶液混合, 加入 Fe^{3+} 离子后, 溶液首先变成红色的中间体化合物, 继而生成兰色的亚甲兰 (MB) 染料^[2]。关于反应的机理 Bernthsen^[2] 认为, 首先 Fe^{3+} 与对氨基二甲基苯胺生成红色氧化产物, 并通过几条途径与 H_2S 反应, 从而生成硫化绿、无色亚甲兰和亚甲红 (MR), 前两个化合物易转变为亚甲兰 (MB) 染料, 而亚甲红 (MR) 则否。

反应时的酸度可影响到亚甲兰的生成产率, 由 Gtustafsson 作的试验可知, 反应时溶液中酸度增高亚甲兰 (MB) 的产率也随之增加^[2]。

5.2 错误原因

国标法规定绘制标准曲线时, 首先向 100ml 比色管中加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液, 以后加硫化钠标准溶液, 向各比色管中补水到 60ml 左右, 最后加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵溶液进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色。而测定无色透明清洁水样硫化物时, 国标法规定不加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液, 具体操作是: 直接取一定体积水样中沉淀物 (ZnS) 于 100ml 比色管中, 以后补水到 60ml 左右, 最后加对氨基二甲基苯胺和硫酸铁铵溶液进行显色反应, 到时间后补水到 100ml 进行比色。我们知道 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液是显碱性的, 绘制标准曲线显色反应时的酸度, 比分析无色透明清洁水样显色反应时的酸度低, 由反应机理可知, 当显色反应时溶液中酸度增加亚甲兰的产物也随之增加。就是说不加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液绘制的标准曲线斜率比国标法绘制的标准曲线斜率高, 表 2 中的斜率比表 1 中斜率高就证明了硫化物显色反应的机理。标准样品和标准使用液试验的情况, 表 3 和表 4 中第一组的试验结果都远大于

标样浓度真值和标准使用液绝对量, 如表 4 中第一组分析结果均值为 $56.3\mu g$, 而我们加入的 $10.0\mu g/ml$ 5.0ml 体积进行试验的, 标准物质绝对量只有 $50.0\mu g$, 导致试验结果错误的原因, 也是显色反应时酸度偏高的缘故, 根本原因是没有加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液。标准样品的考核试验情况也是一样。无色透明清洁水样分析试验的情况, 从表 5 中数据可看出。在分析某个地表水硫化物时, 按国标方法分析的浓度均值为 $0.206mg/ml$, 按标准曲线绘制方法分析的浓度均值为 $0.182mg/ml$ 。对照地表水水质类别, 前者为Ⅳ类水质是错误的结论, 后者为Ⅲ类水质, 是正确、准确的结论。

5.3 国标法绘制曲线操作和样品分析操作的比较

对国标法绘制标准曲线的操作, 以及无色透明清洁水样和有色不透明浑浊水样分析的操作进行了比较, 有关内容见表 6。

表6 国标法绘制曲线和样品分析操作情况的比较

| | 绘制曲线 | 无色透明清洁水分析 | 有色不透明浑浊水分析 |
|----------------------|------|-----------|------------|
| 加 20.0ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液 | 加 | 不加 | 加 |
| 显色反应时酸度 | 正常 | 偏高 | 正常 |
| 生成亚甲兰产物 | 正常 | 偏高 | 正常 |
| 分析结果 | 正常 | 偏高 | 正确 |
| 加入显色剂量 | 一样 | 一样 | 一样 |
| 酸化吹气吸收 | 不需要 | 不需要 | 需要 |

由表 6 的比较可看出, 绘制曲线的操作与有色不透明浑浊水样分析的操作和加入试剂情况完全一样, 无色透明清洁水样分析的操作情况与它们比较, 少一个加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶液的操作。

6 结语

由于分析无色透明清洁水样中硫化物时, 没有与绘制标准曲线一样, 加 20ml 乙酸锌 - 乙酸钠溶

液,在进行显色反应时酸度相对偏高,使得亚甲兰产物的生成相对偏多,最后导致分析结果出现错误。正确的分析方法应在取水样之前,向100ml比色管中加20ml乙酸锌-乙酸钠溶液,这样分析出来的结果,才是科学、正确、准确的。

建议相关行政主管部门,就现行硫化物国家标准分析方法中,对无色、透明、不含悬浮物清洁水

样的分析方法,作一个补充说明,确保全国广大监测人员的分析结果正确和准确。

参考文献:

- [1] GB/T16489-1996,水质 硫化物的测定 [S].
- [2] 本书编委会.水和废水监测分析方法指南(上册) [M].北京:中国环境科学出版社,1990:207.

Why Does the Error Occur When Using National Standard Method to Determine Sulfide in Colorless Transparent Clean Water

YUAN Wei-zhong, HUANG Gui-rong, YIN Hong-nan, XU Bo, TIAN Le-jun
(Taixing Environmental Monitoring Station, Taixing Jiangsu 225400 China)

Abstract: When sulfide is in chromogenic reaction, the acidity of the solution increases and so the yield of the methylene blue. In the National Standard Method, 20ml of zinc acetate - sodium acetate solution is not to be added when analyzing the transparent clean water samples. But it produces wrong analytical results. The correct operation should be the same as that of drawing standard curve, in which, the solution of 20ml is added.

Key words: sulfide; National Standard Method; determine; clean water; error; reason

闽江流域地表水环境监测断面优化布设

白亮

(福建省环境监测中心站, 福建 福州 350003)

摘要: 利用 2010 年监测数据和 GIS 技术, 对闽江流域地表水水质监测断面的布设现状和存在问题进行分析, 提出监测断面分级控制原则, 运用水质分段法对闽江流域地表水环境监测断面的优化设置进行研究。研究表明: 闽江流域共设置 168 个监测断面, 其中省控断面 77 个、市控断面 39 个、县控断面 52 个, 并根据断面级别确定了相应的监测项目和频率。

关键词: 闽江; 监测断面; 地表水; 优化; 研究

中图分类号: X 83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0105-04

闽江是福建省最大的河流, 总长 2872km, 流域面积 60992km², 约占全省陆域总面积的一半。流域集水面积在 1000km² 以上的支流有 19 条, 500~1000km² 的有 21 条, 100~500km² 的有 150 条。福建省环保部门分别在闽江流域布设了 57 个水质监测断面。传统监测断面的设置主要以城市为中心, 随着社会经济的快速发展、城市规划布局和水环境条件的变迁, 现有的地表水环境监测断面已不能全面、客观、科学地反映流域水环境总体质量、说清污染的变化趋势和满足环境管理需要的要求^[1~3]。因此, 地表水监测断面的布设需要进行优化调整以适应新的变化, 保证监测断面设置的科学性。

数理统计的方法常用于监测断面优化布设^[4], 如聚类分析法^[5]、经验公式法^[6]、主成分分析法^[7]、多目标决策法^[8]、物元分析法^[9]、遗传算法^[10]等, 但数理统计类的优化方法仅适用于对已有水质断面的优化分析。较大的江河流域广阔, 无法对全流域开展水质监测, 基于 GIS 技术及克里格插值技术的水环境空间插值方法可解决水质的时空分布问题^[3], 地表水环境数值模拟方法可以提供流域任意断面的水质信息, 结合数理统计方法能够实现全流域水质监测断面的优化布设。但 GIS 技术是对数据的空间分析, 物理基础不牢靠, 地表水环境数值模拟方法要掌握详尽的水文资料和污染源排放资料, 模型的建立存在难度^[11~12]。本文利用河

流水质分段优化法对闽江全流域开展监测断面布设研究, 形成一套层次分明、分级管理、目标明确的河流水质监测网络, 每级监测网络对应不同的监测项目、频率, 从而使流域监测网络具有客观性、全面性以及合理性。

1 现有监测断面及水质状况

福建省环保部门在闽江流域上共布设 74 个水质监测断面, 其中国控断面 9 个, 省控断面 48 个, 市控断面 17 个。其中省、市、县行政区间交界断面 29 个。2010 年, 闽江水质保持优等, 水域功能达标率 99.4%, I 类~III 类水质比例 99.1%, 交界断面水质达标率 99.4%。各类水质比例中, I 类水质比例 3.5%, II 类水质比例 59.9%, III 类水质比例 35.7%, IV 类水质比例 0.9%, 未出现 V 类和劣 V 类水。全水系超过 III 类标准的断面有 3 个: 干流福州段闽清梅溪口断面、沙溪水汾桥断面和建溪建阳洪尾断面, 超标项目为溶解氧、氨氮、总磷和石油类^[13]。运用 GIS 空间插值技术分析闽江流域水质分布情况, 沙溪流域水质较差, 尤其沙县河段河流污染相对严重; 富屯溪流经邵武和顺昌后, 水质明显下降; 建溪流域水质较好, 闽江干流在古田溪和梅溪汇入后, 水质有所下降。

2 监测断面布设研究

2.1 河流的分级控制

根据闽江流域的基础资料调研, 绘制流域水系柘扑图, 由河流流域面积和河长等指标确定河流控制级别。

(1) 省控河流: 闽江干流和流域面积 > 1000km², 且河道长度 > 100km 的重要一、二级支流和跨界河流、入海河流, 大型水利设施所在水体

收稿日期: 2013-07-23

基金项目: 福建省重点流域水环境综合管理科技支撑项目。

作者简介: 白亮 (1972-), 男, 高级工程师, 大学本科, 主要从事环境监测工作。

等要纳入省控河流；另外，断面的设置应考虑跨省、市、县交界的环境管理的需要，以及流域的综合整治的需要。结果表明，闽江流域面积 $> 1000\text{km}^2$ ，河道长度 $> 100\text{km}$ 的河流共有 12 条，分别为南浦溪、松溪、麻阳溪、崇阳溪、建溪、金溪、富屯溪、沙溪、尤溪、大樟溪、古田溪、闽江；流域面积 $> 1000\text{km}^2$ ，河道长度 $< 100\text{km}$ ，但属于跨市县交界的河流共有 4 条，分别为罗口、文川溪、文江溪、均溪；流域面积 $< 1000\text{km}^2$ ，但流经市县行政单位的河流共有 2 条，分别为杉溪、大产溪。因此，确定以上 18 条河流为省控河流。

(2) 市控河流：闽江流域的污染较严重（水质低于 III 类标准）的一级支流，闽江流域中流域面积 $> 500\text{km}^2$ 的二级支流，流域面积在 $800 \sim 1000\text{km}^2$ 的河流，流经市、县行政区域和大中型水利设施所在水体等要纳入市控河流，断面的设置应考虑市县交界的环境管理需求。结果表明，闽江流域面积在 $800 \sim 1000\text{km}^2$ 的河流共有 7 条，分别为七星溪、光泽北溪和西溪、铺溪、宁化东溪、沙县东溪和梅溪；流域面积 $> 500\text{km}^2$ 二级以上支流共有 9 条，分别为高阳溪、仁寿溪、宁化西溪、桂口溪、渔塘溪、清印溪、后亭溪、武步溪和吉源溪；闽江一级支流共有 7 条，分别为大目溪、第一溪、杜溪、荆溪、陶江、新岭溪和玉西溪。基于环境管理需要，污染较为严重的小流域碧溪、安丰沟、晒口溪也应纳入市控河流，因此，确定以上 26 条河流为市控河流。

(3) 县控河流：闽江流域的污染较严重（水质低于 III 类标准）的一级支流，闽江流域中流域面积 $> 500\text{km}^2$ 的二级支流，流域面积在 $800 \sim 1000\text{km}^2$ 的河流，流经市、县行政区域和大中型水利设施所在水体等要纳入市控河流，断面的设置应考虑市县交界的环境管理需求。结果表明，闽江流域面积在 $500 \sim 800\text{km}^2$ 的河流共有 7 条，分别为富岭溪、临江溪、九曲溪、五夫溪、澜溪、长潭河和文昌溪；流域面积 $> 200\text{km}^2$ 二级以上支流共有 20 条，分别为小松溪、小桥溪、古山溪、同青溪、水口寨溪、路兹溪、嵩溪、罗峰溪、溪源溪、胡贡溪、清溪、华兰溪、涌溪、长庆溪、潼关溪、富泉溪、清凉溪、柏源溪、芹溪、安仁溪和芝溪。环境管理需要将宁溪、大田溪、泰宁北溪（流域水资源保护），沙县南溪（规划水源地）、杉溪（源头、饮用水源地）和渭田溪纳入县控河流。因此，闽江流域县控河流共有 33 条。

2.2 确定水质突变点

在河流水文特性和污染源调查的基础上，确定水质突变点，将河流划分为若干水质不同的河段，水质突变点类型如下^[1-2]：

(1) 支流汇入口型：当支流与干流属同一控制级别时，支流汇入口可直接确定为该干流的水质突变点；当支流的控制级别仅次于干流的控制级别时，如果支流流量占干流流量份额较大、水质又与干流有显著差别，或支流流量虽小，但纳污量很大，对干流水质有明显影响，则该支流的汇入口确定为干流的水质突变点。

(2) 污染源排入口型：县城、县级市及其以上城市市政污水的排入口可直接确定为河流的水质突变点；对人口较多、工商业较发达的建制镇，当确知其污水的排入导致河流水质发生显著变化时，则该污水排入口确定为该河流的水质突变点；较大污染源的污水直接排入河流时，河流水质发生显著变化时，确定该污水入河口为污染源直排口型水质突变点。

(3) 其他水质突变点：当相邻水质突变点之间距离太远时，污染物经过降解，水质已发生显著变化，可以在中间适当位置暂设一个断面；当水质突变点较为分布集中、间隔距离较小时，可将一定区域内水质突变点归纳为一个水质突变点。

依据地理信息系统统计河流流经的乡镇、县市，水系拓扑图中支流汇入的个数，再结合流域污染源分布和当地社会经济发展状况，最终闽江流域共确认 98 个水质突变点。其中支流汇入型水质突变点共 19 个，分别为七星溪、崇阳溪和南浦溪汇合口，松溪、里沙溪、铺溪、杉溪、五夫溪、晒口溪、夏阳溪、文川溪、罗口溪、文江溪、芝溪、富屯溪与沙溪汇合，尤溪、古田溪、梅溪、大樟溪和闽江入海口等河口；市政排入口型和污染源型的水质突变点共 75 个；富屯溪干流邵武至顺昌段、罗口溪和尤溪干流尤溪县至河口段确定距离衰减型水质突变点；闽江干流上水口电站确定为水质突变点。

2.3 监测断面的布设

根据河水质的明显分段性质对河流水质监测断面进行优化，将河流划分为若干水质明显不同的河段，每个河段设置一个监测断面，从而组成河流水质监测网络，各监测断面的水质监测结果代表其所在河段的水质，即将不同控制级别的河流根据水质突变点设置相应级别的控制监测断面。按照河流

监测断面设置原则、技术要求,通过实地考察和地理信息系统,充分考虑断面采样的可操作性,考察断面定位是否落在河道顺直、水流顺畅、无边滩心滩、无急流湍流、采样及样品运输方便处;同时利用完全混合模型对较大污染源带进行估算,使断面布设于水质混合均匀处,避开附近的污染源和直接排放口等因素^[14]。运用GIS技术将监测断面空间定位,输出的结果可视化。

建溪流域原设置14个省控断面,优化后省控断面19个,市控断面7个,县控断面12个;对于省控断面,南浦溪新增4个,分别位于浦城县上游、富岭溪河口上游、浦城县茅洲村和建阳市小湖镇下游;麻阳溪新增1个,位于建阳市杜潭村,将建阳西门电站断面调整至上游考亭村;崇阳溪增1个,位于武夷山市上游;因局部污染源,将水东大桥断面调整至上游陈墩村;九曲溪将省控断面调整为市控断面。

富屯溪流域原设置8个省控断面,优化后省控断面为17个,市控断面7个,县控断面14个;对于省控断面,杉溪新增2个,分别位于泰宁县上游约5km和泰宁县下游约3km;金溪新增4个,分别位于将乐县积善村、将乐县乾滩村、泰宁县梅口村和建宁县水西村;富屯溪干流新增4个,分别位于邵武市下游、顺昌县上游、顺昌县上凤村和金溪河口上游。将邵武晒口溪桥断面调整至下游吴家塘镇,浪石断面调整至峡阳镇;取消邵武越王桥断面。

沙溪流域原设置15个省控断面,优化后省控断面16个,市控断面9个,县控断面9个;对于省控断面,沙溪干流新增3个,位于沙县茅坪村、永安市虾蛤村和清流县下游;罗口溪新增1个,位于清流县田口村;将莘口断面调整至荆西街道下游,永安洪田断面调整至河口上游的吉山村;将沙县东溪断面调整为市控断面;取消沙县渡口和翁墩渡口断面。

尤溪流域原设置2个省控断面,优化后省控断面6个,市控断面1个,县控断面2个。对于省控断面,文江溪新增1个,位于大田县大中村;尤溪干流新增3个,分别位于尤溪县西滨镇、尤溪县埔头村和尤溪县蒋坑村。大樟溪流域原设置3个省控断面,优化后省控断面4个,市控断面0个,县控断面7个。对于省控断面,大樟溪干流新增1个,位于永泰县富泉乡。

2.4 确定断面的监测项目和频率

河流断面的监测项目和频率应依据不同的水文地质条件,结合当地污染源、污染物排放实际情况,力求以最低的采样频次,取得最有时间代表性的样品,达到全面反映区域水质状况、污染原因和规律的目的。即明确不同控制级别监测断面的监测目的和监测要求,省控断面着眼于反映河流的整体水质情况和监控重要敏感目标水质;市控断面应监控重要污染源排放情况和当地主要水质敏感目标;县控断面应贴近当地居民生活、以服务基层环境管理工作为主要目标。

(1) 省控断面:监测项目为《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)表1的基本项目(24项,含总氮)。感潮河段加测盐度,入海河口加测盐度、硝酸盐、亚硝酸盐。监测频率为重点断面(含国控断面)每月监测1次,其它省控断面逢单月监测1次。

(2) 市控断面:基本必测项目为pH值、溶解氧、高锰酸盐指数、五日生化需氧量、氨氮、总磷等6项;特征污染物闽江梅溪加测挥发酚,晒口溪加测氟化物,仁寿溪加测氰化物;其他河流根据具体情况加测特殊污染物。监测频率为每年监测4次,时间为3月、5月、7月、11月。

(3) 县控断面:基本必测监测项目为pH值、溶解氧、高锰酸盐指数、氨氮等4项,各河流根据具体情况加测特殊污染物。监测频率:每年监测2次,时间为5月、11月。

3 结论

(1) 河流分段优化法适用于区域地表水水质监测断面优化,具有监测断面分级管理、分类分段有序优化、监测断面与监测频率同时优化等优点。

(2) 通过河流分段法,按照断面优选原则,综合考虑各种因素。本研究在福建省闽江流域共设置168个监测断面,其中省控断面77个、市控断面39个、县控断面52个。不同级别的断面对应不同的监测项目和频率,并充分考虑地域的差异性。

(3) 将GIS运用到地表水环境监测断面布设中,将含有流域自然和人文属性的图层、含有水系信息的图层与含有断面属性的图层叠加分析,将监测断面空间定位,输出的结果可视化。

参考文献:

- [1] 丁卫东,王中平,赵颖,等.水质分段法优化河流监测断面及其在水功能区达标监测中的应用[J].中国环境监测,2005,21(6):4-7.
- [2] 王中平,孟西林,霍清广,等.河南省地表水环境监测断面优化的原则及其运用[J].中国环境监测,2003,19(5):15-18.

- [3] 吴文强, 陈求稳, 李基明, 等. 江河水质监测断面优化布设方法 [J]. 环境科学学报, 2010, 30 (8): 1537-1542.
- [4] Hunt C, Rust S, Sinnott L. Application of statistical modeling to optimize a coastal water quality monitoring program [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 137 (1): 505-522.
- [5] 马飞, 蒋莉. 河流水质监测断面优化设置研究—以南运河为例 [J]. 环境科学与管理, 2006, 31 (8): 171-172.
- [6] Macdonald D D, Clark M J R, Whitfield P H, et al. Designing monitoring programs for water quality based on experience in Canada I. Theory and framework [J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2009, 28 (2): 204-213.
- [7] Strobl R, Robillard P, Day R, et al. A water quality monitoring network design methodology for the selection of critical sampling points: Part II [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 122 (1): 319-334.
- [8] Chilundo M, Kelderman P, Okeffe J H. Design of a water quality monitoring network for the Limpopo River Basin in Mozambique [J]. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 2008, 33 (8213): 655-665.
- [9] 高明慧. 用物元分析进行水质环境监测优化布点的研究 [J]. 环境科学进展, 1997, 5 (3): 77-81.
- [10] Telci I T, Nam K, Guan J, et al. Optimal water quality monitoring network design for river systems [J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90 (10): 2987-2998.
- [11] 肖中新. 安徽省辖淮河流域省控地表水环境监测点位优化研究 [D]. 安徽: 合肥工业大学, 2008.
- [12] 董超. 山东省河流水质监测网优化布点 [D]. 山东: 山东大学, 2004.
- [13] 福建省环境监测中心站. 福建省环境质量报告书 (2006年-2010年) [R]. 2011.
- [14] 国家环境保护总局. 地表水和污水监测技术规范 [M]. 北京: 环境科学出版社, 2003.

Layout Optimization of Surface Water Environmental Monitoring Cross Sections of Min River Catchment

BAI Liang

(Fujian Provincial Environmental Monitoring Center, Fuzhou Fujian 350003 China)

Abstract: The surface water environmental monitoring data of 2010 and GIS technology is used for analyzing the layout status and problems of the surface water environment monitoring cross sections of Min River. The principle of hierarchical control of monitoring cross sections is proposed. The method of water quality segmentation is used for optimizing the layout of the monitoring cross sections. The results show that there are 168 monitoring cross sections in Min River catchment, 77 of which are provincial ones, 39 for municipal, 52 for county level. Different monitoring items and frequency are suggested for different cross sections according to their levels.

Key words: Min River; monitoring cross section; surface water; optimization; research

浅谈纳氏试剂光度法测定水体中氨氮的影响因素及消除方法

许卫娟

(启东市环境监测站, 江苏 启东 226200)

摘要: 纳氏试剂光度法是测定水体中氨氮的最标准和经典的方法。本文就其测定过程中的诸多影响因素作了详尽的论述, 并进一步提出消除干扰的方法。

关键词: 纳氏试剂光度法; 氨氮; 影响因素; 消除方法

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0109-02

氨氮是水质监测的重要指标, 以游离氨 (NH_3) 或铵盐 (NH_4^+) 形式存在于水中。两者的组成比取决于水的 pH 值和水温。非离子氨所占的比例随着水温和 pH 值的升高而急剧增加。水体中氨氮的浓度与有机物的含量、溶解氧的大小有着相关性, 是水污染程度的重要标志物。氨氮测定的方法通常有纳氏试剂光度法、水杨酸-次氯酸盐光度法、滴定法和电极法。纳氏试剂光度法 (GB7479-87) 是测定水体中氨氮的国家标准方法和经典方法, 也是氨氮测定的首选方法^[1]。该方法具有操作简单、快速、灵敏度高等特点, 可适用于地表水、地下水、工业废水、生活污水的氨氮测定。但在实际监测分析工作中, 有诸多的影响因素, 本文将作详述, 并对各种干扰因素提出消除办法。

1 水样的采集保存和运输对氨氮测定的影响

样品的采集必须具有代表性。含氨氮的水样采集保存应放在经充分洗净的聚乙烯塑料瓶或玻璃瓶子中, 加硫酸 ($\rho = 1.84 \text{ kg/l}$) 酸化至 $\text{pH} < 2$, $2 \sim 5^\circ\text{C}$ 冷藏, 24h 内测定。因为有机废水在酸性条件下, 由于有机物的分解, 有机氮转化为氨氮, 致使氨氮的测量值随放置时间的延长而加大。而无机废水在酸性条件下, 氨氮有一部分转化为亚硝酸盐氮和硝酸盐氮, 影响测定结果。因此, 氨氮的水样应在 24h 内尽快分析。为保证所加硫酸质量及避免在运输过程中受到污染, 要求采样人员用无氨水做全程序空白试验。全程序空白样品的测得值必须低于纳氏试剂光度法的检出限 0.025 mg/L 。

2 水体自身含有成分的影响

水体自身的特性对氨氮的测定影响极大。如 pH、色度、浊度等。同时水体中含有脂肪胺、芳香胺、醛类、丙酮、醇类和有机氯胺等有机化合物, 以及铁、锰、钙、镁和硫、氯等无机离子, 均影响氨氮的测定。为此, 在分析时, 水样需作适当的预处理。

2.1 调节 pH 值的影响

方法规定样品要尽快分析, 要用硫酸将样品酸化至 $\text{pH} < 2$, 但小到什么程度没有明确说明。根据长期的实验经验, 如果水样酸度过大, 加入纳氏试剂后仍呈酸性, 会出现红色沉淀, 影响测定的准确性。在实际测定时, 要先把水样的 pH 值调到 7 左右, 才能保证测定结果准确可靠。

2.2 水样色度、浊度以及有机物的干扰及处理

(1) 对较清洁的水, 可采用絮凝沉淀法: 加适量硫酸锌于水样中, 并加氢氧化钠使呈碱性, 再经过滤纸过滤除去颜色和浑浊等。但滤纸中常含有痕量铵盐, 使用前要用无氨水洗涤 3~4 次后才能测定, 比较麻烦。俞春霖^[2]通过实验发现只需将滤纸折叠于无氨水中浸泡 1~2h 即可用于过滤。

(2) 对污染严重的水或工业废水, 则以蒸馏法使之消除干扰。经调节好 pH 至 $6.0 \sim 7.4$ 的水样加入适量氧化镁使呈碱性, 蒸馏释放出的氨以硼酸溶液为吸收液。蒸馏时可加少许石蜡碎片于凯氏瓶中, 防止在蒸馏时产生泡沫; 还应避免发生爆沸, 否则将造成蒸馏液温度升高, 氨吸收不完全。

2.3 钙、镁、铁等金属离子的干扰与消除

钙离子浓度 $> 0.10 \text{ mg/L}$ 时加入试剂后水样会变得浑浊, 从而影响吸光度值。经验是遇到这种情况可加入 1ml 15% EDTA 或酒石酸钾钠溶液来消除

收稿日期: 2013-09-25

作者简介: 许卫娟 (1969-), 女, 江苏启东人, 工程师, 学士学位, 从事环境监测工作。

干扰。同时对其它金属离子干扰也可去除。

2.4 余氯的干扰与消除

水样如含有余氯,则加入适量0.35%硫代硫酸钠溶液,每0.5 ml可除去0.25mg余氯。

3 实验室分析测定过程中氨氮影响因素及消除

3.1 实验室环境的影响

实验室环境对氨氮测定有很大影响。如总硬度、挥发酸、硝酸盐氮中均使用氨水,这样会对氨氮造成污染,使测定值偏高。因此,测定氨氮应在无氨、无尘、通风良好的实验室中进行。

3.2 实验用水的影响

根据GB7479-87方法要求,实验用水应使用无氨水,如果环境中氨或铵盐通过其它途径进入实验用水中,含量达到方法检测限,会导致空白值偏高,所以,无氨水每次用后应注意密闭保存,最好使用新鲜的蒸馏水。实验对空白值有所要求,浓度应低于纳氏试剂光度法的最低检出浓度,吸光度 $A \leq 0.030$ 。

3.3 纳氏试剂配制的影响

纳氏试剂配制常用两种方法。第一种方法是利用KI、 $HgCl_2$ 、KOH配制;在配制过程中要严格控制 $HgCl_2$ 加入量。当出现朱红色沉淀不再溶解时,改为滴加饱和 $HgCl_2$ 溶液。配制碱溶液时,将配制好的KOH溶液充分冷却到室温后,方可将 $HgCl_2$ 与KI混合液在搅拌下徐徐注入KOH溶液中。实验表明,当 $HgCl_2$ 与KI质量比接近0.41:1时即 $[m(HgCl_2)/m(KI) = 0.41:1]$ 测试结果最理想^[3]。第二种方法是利用KI、 HgI_2 、NaOH配制。徐立生等对这两种配制方法作了全面比较^[4],得出第一种方法空白值和检出限较低,精密度、灵敏度和准确度较高,且含汞量较低;第二种方法的空白值和检出限较高,精密度、灵敏度和准确度不如前者,而且含汞量较高。因此优先使用第一种方法。

3.4 试剂纯度对氨氮测定的影响

市售的酒石酸钾钠常含有铵盐,影响测定。需进行提纯:①用纳氏试剂对酒石酸钾钠溶液(50%)进行提纯,加2ml纳氏试剂于100ml酒石酸钾钠溶液中即可。②向100ml 50%酒石酸钾钠溶液中加入适量碱溶液,煮沸蒸至50ml左右,冷却并定容至100ml,空白值均能达到要求。

3.5 显色反应时间、温度、显色体系pH影响

GB7479-87中规定,显色反应时间为10min。在日常工作中发现,显色时间的长短对显色有一定影响,把握显色时间是准确测定的关键点。经过对比分析表明:0~10min,溶液显色不完全,10~20min,溶液颜色较稳定,20~40min,溶液颜色相对较深,40~60min,溶液颜色逐渐减退^[5]。显色温度对显色也有影响。显色温度为5~15℃时,显色不完全,显色温度为20~25℃时,显色较完全,显色温度为30~35℃时,显色体系不稳定,产生褪色和少量沉淀。因此,显色温度以20~25℃为宜。显色溶液的pH一般为11.8~12.4^[5]。如pH值低于11.8,不产生显色反应,pH值高于12.4,溶液变浑而无法比色。因此在显色前将pH调至11.8~12.4。

3.6 实验后玻璃器皿的清洗

实验中所用过的玻璃器皿均应用(1+9)盐酸溶液浸泡洗涤。最后用自来水及蒸馏水洗净,以免对下次测定造成污染。存放时也应避开氨的污染,要专项专用。

4 结论

综上所述,在环境监测分析整个过程中,用纳氏试剂光度法测定水体中氨氮的影响因素是众多的。包括:①水样的采集保存和运输;②水体自身的含有成分;③实验室分析测定;④实验后玻璃器皿的清洗。针对每个干扰,要切实采取措施,消除干扰。要运用科学严谨、认真求实的态度进行逐个分析研究后,才能很全面地掌握每一个细节,才能做到准确无误,提高环境监测工作水平。

参考文献:

- [1] 国家环保总局,水和废水监测分析方法编委会.水和废水监测分析方法(第4版)[M].北京:中国环境科学出版社,2002:276-281.
- [2] 余春霖,张书海,胡咏梅.氨氮测试预处理中滤纸洗涤方法的比较[J].环境监测管理与技术,2004,16(5):36.
- [3] 申开旭,纳氏试剂比色法测定水中氨氮技术的改进[J].水利水电杂志,2010,(4):21.
- [4] 徐立生,蔡裕丰.纳氏试剂两种配制方法对氨氮测定的影响比较[J].环境科学导刊,2009,28(5):88-89.
- [5] 胡裕明.纳氏试剂光度法测定氨氮过程中影响因素的探讨[J].治淮,2007,(12):32-33.
- [6] 国家环保总局,水和废水监测分析方法编委会.水和废水监测分析指南(上册)[M].北京:中国环境科学出版社,1990:138-139.

(下转第114页)

氰化物监测影响因素控制与监测质量评定

浦恩远

(宣威市环境监测站, 云南 宣威 655400)

摘要: 在多年的氰化物监测经验中总结出一些行之有效的质量控制措施, 并论述了氰化物监测质量评定方法。

关键词: 氰化物; 影响因素; 加标回收; 质量保证;:

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0111-04

氰化物具有很强的毒性, 是水质监测中的重要项目。氰化物监测有多种方法, 其中异烟酸—吡啶啉酮光度法为各国选用的标准方法。宣威市环境监测站多年来采用该法测定水质中的总氰化物, 该法的优点是测定的检出限低于《地表水环境质量标准》(GB3838—2002) 中的 I 类水质标准限值, 操作简便, 所用仪器设备和试剂易得, 但在实际监测中发现该法稳定性较差, 监测质量与蒸馏装置密闭性、显色剂氯胺 T 溶液和异烟酸—吡啶啉酮溶液配制质量、显色温度和时间等因素有关。采用分阶段加标回收实验可以评定各阶段实验操作水平, 查找各阶段中影响监测质量的因素, 是氰化物监测中全面质量管理的重要手段。

1 实验方法

实验方法同 HJ484—2009。

2 影响因素及其控制

2.1 蒸馏

2.1.1 蒸馏装置

宣威市环境监测站在 2009 年以前在连体电炉上安装一组简易蒸馏瓶, 2009—2012 年 10 月改用电热套代替连体电炉, 从 2012 年 11 月起改用一体化智能蒸馏装置, 使蒸馏的均匀性和密闭性不断提高, 为氰化物的彻底、完全蒸馏奠定良好的物质基础。

2.1.2 蒸馏操作影响因素控制

(1) 蒸馏须在 $\text{pH} < 2$ 的条件下进行, 对于用 NaOH 固定 ($\text{pH} > 12$) 的水样, 蒸馏前以酚酞为指示剂, 滴加磷酸至红色褪去, 再进行蒸馏。

(2) 蒸馏装置连接时磨口用水润湿后完全对严吻合, 以增加密封性, 蒸馏装置连接后检查其气密性, 可在磨口结合部滴加一些“封口水”, 以便

观察是否有气泡冒出。

(3) 蒸馏操作时要求快速加入磷酸, 最好用小量筒量取 10ml 磷酸后迅速倒入, 随即塞好瓶塞。蒸馏开始时把电炉调到低档微热, 接收液面在 30ml 时, 逐渐调高电炉温度, 蒸馏速度以 2~4ml/min 为宜, 防止加热不均匀使接收液倒吸入蒸馏瓶内; 当接收液面达到 70ml 时, 将冷凝导管下端移出液面, 用少量水淋洗馏出液导管, 将淋洗液放入接收管并定容至 100ml。

2.2 试剂质量影响

2.2.1 方法原理

异烟酸—吡啶啉酮分光光度法的化学原理为: 在 pH 中性条件下, 样品中的氰化物与氯胺 T 反应生成氯化氰, 再与异烟酸作用, 经水解后生成戊烯二醛, 最后与吡啶啉酮缩合生成蓝色染料。其色度与氰化物含量成正比, 在 638nm 波长进行光度测定^[1]。

2.2.2 试剂质量控制

显色反应所用的试剂如磷酸二氢钾、磷酸氢二钠、氯胺 T、异烟酸、吡啶啉酮药品质量不仅要符合实验分析要求, 而且配制成的溶液应在最佳条件下使用:

(1) 磷酸盐缓冲溶液 ($\text{pH} = 7$): 该法的化学反应须在中性条件下完成, 当实验室温度较低时, 磷酸盐缓冲溶液会析出结晶而改变溶液的 pH, 而且会使显色液混浊而影响显色反应。因此磷酸盐缓冲溶液在临用时应使结晶溶解, 混匀后方可使用。

(2) 氯胺 T 溶液: 该法化学反应第一步就是样品中的氰化物与氯胺 T 反应生成氯化氰, 因此氯胺 T 必须有足够的有效氯才能与氰离子反应完全, 正常情况下氯胺 T 有效氯含量为 23%~26%, 若因保存不当或超过保质期, 试剂受光和空气作用

会逐渐分解,有效氯容易损失,而且氯胺 T 发生结块不易溶解时,配制成的溶液会出现浑浊沉淀,使有效氯含量偏低导致显色不充分。有资料表明,氯胺 T 有效氯含量低于 11% 不能使用^[2]。1% 氯胺 T 溶液用量为 0.2ml 较适宜,超过 0.3ml 则吸光值降低^[3]。加入氯胺 T 后应放置 3~5min,当室温比较低时,更应放置足够时间,使之氯化完全。

(3) 异烟酸—吡唑啉酮溶液:异烟酸溶液的配制是保证监测质量的另一个因素。异烟酸是一种两性化合物,既溶于酸也溶于碱,易溶于热水,难溶于冷水。在配制异烟酸溶液时,应先将 1.5g 异烟酸晶体置于 24ml 2% 的氢氧化钠溶液中加热完全溶解得到清亮溶液,再定容至 100ml。如果不加热配制成混浊的溶液,所绘制的标准曲线斜率偏低,线性较差,难以得到真实可靠的实验结果。

2.3 显色反应条件控制

适宜的温度在显色反应中很重要,温度过高导致反应不能向正反应方向进行,尤其是加入氯胺 T 后生成的氯化氰遇到光和热容易分解或逸出;温度偏低使显色不充分。显色温度控制在 25~35℃ 为宜。根据宣威市监测站多年经验,显色温度控制在 30℃ 时具有较高的灵敏度和稳定性。显色时间 40min 为宜。

2.4 显色操作影响

标准曲线各浓度系列和样品加入磷酸盐缓冲溶液后形成的 HCN 和加入氯胺 T 后形成的氯化氰容易挥发逸出,因此从加缓冲液后,以下每一显色步骤都要迅速操作,每加完一种试剂,要立即盖塞摇匀。

(1) 操作不当的影响。一般情况下在分析项目时,加入试剂没有摇匀,接着加入另外一种试剂,只要定容时摇匀,对测定结果没有太大的影响。但在进行氰化物测定时,在加入氯胺 T 没有摇匀直接加入异烟酸—吡唑啉酮溶液,测定结果严重偏低。

(2) 操作速度的影响。显色操作速度过分缓慢,如加入氯胺 T 后放置 10min 以上,测定结果明显偏低^[3];操作过程中有时比色管没有及时盖上塞子,操作太慢会导致显色失败。

3 实验操作经验总结

3.1 蒸馏

蒸馏装置组装链接完毕后,应检查蒸馏装置气密性。待蒸馏的水样加氢氧化钠固定使样品呈碱性时,蒸馏前应以酚酞为指示剂,滴加磷酸溶液至红

色退去再进行蒸馏。当用小量筒迅速加入 10ml Na₂-EDTA 溶液和 10ml 磷酸后,应立即盖好瓶塞,调节电炉,由低档逐渐升高。控制蒸馏速度,以 2~4ml/min 馏出液速度为宜。馏出液置于 30℃ 的恒温箱内备用。

3.2 加入磷酸盐缓冲溶液和显色剂

磷酸盐缓冲溶液临用前加热完全溶解,与配制好的氯胺 T 溶液、异烟酸和吡唑啉酮溶液一起置于 30℃ 的恒温箱内备用。从加缓冲液后,每一显色步骤都要迅速操作,每加完一种试剂,立即盖塞摇匀,加完显色剂后置于恒温箱内。显色温度控制在 30℃ 时具有较高的灵敏度和稳定性。显色时间在 40min 为宜。

4 氰化物监测质量评定

4.1 各阶段加标回收实验

4.1.1 蒸馏前加标回收率和馏出液加标回收率对比

连接好一组 6 个蒸馏瓶,分别量取 200ml 实验用水代替样品加入到蒸馏瓶内,1 号作为空白,在 2~6 号蒸馏瓶内加入氰化物含量为 10.0μg 的氰化钾标准使用液,以下按蒸馏步骤操作,得到一组馏出液。

空白馏出液加标系列:从上述 1 号空白馏出液(100ml)分别吸取 10.00ml 于 6 只具塞比色管(1~6 号)中,1 号比色管作为空白,在 2~6 号比色管内加入氰化物含量为 1.00μg 的氰化钾标准使用液得到空白馏出液加标系列。

空白蒸馏前加标系列:取上述 2~6 号蒸馏瓶的馏出液 10ml 于 5 只具塞比色管(2~6 号)中得到空白蒸馏前加标系列,以下按标准曲线的绘制步骤进行操作,测定氰化物加标回收率,得到表 1 分析结果。

表 1 空白蒸馏前加标和空白馏出液加标回收率比较 (%)

| | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 平均值 |
|---------|------|------|------|------|------|------|
| 空白馏出液加标 | 96.8 | 96.8 | 93.2 | 93.3 | 95.3 | 95.1 |
| 空白蒸馏前加标 | 86.9 | 91.8 | 86.2 | 92.5 | 93.2 | 90.1 |

从表 1 可看出,空白馏出液加标回收率比空白蒸馏前样品加标回收率平均高 5%。用同样的方法可得出表 2~表 5 的结果。

表 2 已知样蒸馏前加标和馏出液加标比较 (%)

| | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 平均值 |
|----------|------|------|------|------|------|------|
| 已知样馏出液加标 | 99.1 | 89.0 | 90.0 | 95.0 | 99.0 | 94.4 |
| 已知样蒸馏前加标 | 92.1 | 93.8 | 86.0 | 85.0 | 87.3 | 88.8 |

从表2可看出,已知样馏出液加标比蒸馏前加标回收率平均高出5.6%。

表3 地表水蒸馏前加标和馏出液加标比较 (%)

| | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 平均值 |
|----------|-------|-------|-------|------|------|-------|
| 地表水馏出液加标 | 107.2 | 102.6 | 101.2 | 98.6 | 97.1 | 101.3 |
| 地表水蒸馏前加标 | 86.4 | 85.0 | 98.6 | 89.6 | 94.2 | 90.8 |

从表3可看出,地表水样馏出液加标比蒸馏前加标回收率平均高10.5%。

表4 未预处理的工业废水蒸馏前加标和馏出液加标比较

| | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 平均值 |
|-------|------|------|------|------|------|------|
| 馏出液加标 | 93.9 | 95.3 | 93.9 | 96.0 | 96.8 | 95.2 |
| 蒸馏前加标 | 75.6 | 74.2 | 79.1 | 77.6 | 77.0 | 76.7 |

从表4可看出,未预处理的工业废水馏出液加标回收率比蒸馏前加标回收率平均高18.5%,明显不符合加标回收质控要求。

表5 预处理后的工业废水蒸馏前加标和馏出液加标比较

| | 2# | 3# | 4# | 5# | 6# | 平均值 |
|-------|------|------|------|------|------|------|
| 馏出液加标 | 91.8 | 90.4 | 95.3 | 93.9 | 93.2 | 92.9 |
| 蒸馏前加标 | 87.5 | 86.2 | 91.1 | 92.5 | 88.9 | 89.2 |

从表5可看出,预处理后的工业废水馏出液加标回收率比蒸馏前加标回收率平均高3.7%,符合加标回收质控要求。

综合表1~表5数据,得到各类不同水样加标回收率比较情况,见表6。

表6 各类水样全程序加标和馏出液加标比较 (%)

| | 空白样 | 已知样 | 地表水样 | 未预处理的工业废水 | 预处理后的工业废水 |
|-------|------|------|-------|-----------|-----------|
| 馏出液加标 | 95.1 | 94.4 | 101.3 | 95.2 | 92.9 |
| 蒸馏前加标 | 90.1 | 88.8 | 90.8 | 76.7 | 89.2 |
| 差值 | 5.0 | 5.6 | 10.5 | 18.5 | 3.7 |

从表6可看出,氰化物蒸馏以后的馏出液加标回收率均高于蒸馏前加标回收率,说明蒸馏过程氰化物挥发不完全,而且难免存在“跑、冒、滴、漏”。空白样、已知样和经预处理后的工业废水馏出液加标回收率与全程序加标回收率差距较小,一些受到污染的地表水样和未经预处理的工业废水存在硫化物及活性氯等干扰成分,馏出液加标回收率与全程序加标回收率差距较大,必要时须采取预处理措施。馏出液加标回收实验是检验试剂药品质量

和显色操作的质控手段,氰化物全程序加标回收实验不仅检验样品的预处理效果和蒸馏效果,而且是实验室分析全面质量管理的重要手段。

4.1.2 加标回收率

在样品分析中,每批样品一般做不少于10%的加标样作为质量检查样,以检查分析的准确度,异烟酸—吡啶啉酮分光光度法加标回收率范围以90%~110%为目标,当样品浓度低于0.05mg/L时,加标回收率范围可以放宽到85%~115%。

4.2 校准曲线

校准曲线回归方程的相关系数 $\gamma \geq 0.999$ 为合格,截距 $|a| \leq 0.005$ 为合格,当 γ 和 a 都合格时曲线才能使用。异烟酸—吡啶啉酮分光光度法在控制各种影响因素时,校准曲线斜率较为稳定,斜率一般在0.12~0.16。对于一批水样,当两个中等浓度标准点和两份空白测得值与原有校准曲线相对应浓度值的相对偏差 $< 5\%$ 时,可使用原有校准曲线,否则应重新绘制校准曲线。

4.3 精密度

在每批样品监测过程中,应做10%的平行样,样品数不足10个时,应做50%~100%的平行样,以检查分析的精密度。当样品总氰化物浓度 $\leq 0.05\text{mg/L}$ 时,相对标准偏差控制在20%以内;当样品总氰化物浓度在0.05~0.5mg/L时,相对标准偏差控制在15%以内;样品总氰化物浓度低于检出限时,若平行双样均低于检出限,可以认为精密度符合质量控制目标。

4.4 准确度

在大批量样品分析或重大环境污染事故监测时,应同时做1次标准样(已知样),每半年做1次标准样,当样品总氰化物浓度 $\leq 0.05\text{mg/L}$ 时,相对误差控制在 $\pm 15\%$ 以内;当样品总氰化物浓度在0.05~0.5mg/L时,相对误差控制在 $\pm 10\%$ 以内。

5 结论

(1) 严格控制水体中总氰化物测定的影响因素是实现监测质量目标的根本保障。

(2) 水样预处理和蒸馏操作是影响监测质量的关键因素,氰化物监测中空白馏出液加标回收实验可有效检验试剂药品质量和显色操作水平,包括空白在内的样品全程序加标回收实验不仅检验水样预处理和蒸馏效果,而且是实验室分析全面质量评定的重要手段。

(3) 校准曲线检验、平行双样精密度、已知

样准确度是氰化物监测质量评定的重要手段。

参考文献:

- [1] 本书编委会. 水和废水监测分析方法 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 144 - 156.
[2] 本书编委会. 水和废水监测分析方法指南 (上册) [M]. 北

京: 中国环境科学出版社, 1990: 112 - 116.

- [3] 张同英. 异烟酸-吡啶啉酮光度法测定微量氰化物时稳定测定灵敏度的有效措施 [J]. 福建环境, 1994, 12 (4).
[4] HJ484—2009, 水质 氰化物的测定—容量法和分光光度法 [S].

Influence Factor Control in Cyanide Monitoring and Evaluation of Monitoring Quality

PU En - yuan

(Xuanwei Municipal Environmental Monitoring Station, Xuanwei Yunnan 655400 China)

Abstract: The quality control measures have been learnt through the long - term experience in cyanide monitoring. The author discusses the methods used for evaluating the cyanide monitoring quality.

Key words: cyanide; influence factor; recovery; quality guarantee

(上接第 110 页)

Influence Factors and Their Elimination Methods in Determination of Ammonia Nitrogen in Water by Nash Reagent Photometry

XU Wei - juan

(Qidong Environmental Monitoring Station, Qidong Jiangsu 226200 China)

Abstract: Nash reagent photometry is the most standard and classical method in determination of ammonia nitrogen in water. Some influence factors in determination are discussed in details and the solutions are proposed to eliminate their disturbance.

Key words: Nash reagent photometry; ammonia nitrogen ; influence factor; elimination method

硼氢化钾-原子荧光光谱分析法测定水中硒 仪器参数条件优化及可靠性分析

申开旭, 宋大恩

(云南省水文水资源局昭通分局, 云南 昭通 657000)

摘要: 结合水环境监测与评价工作的实际, 研究水中硒测定方法 (SL327.3-2005^[1] 和 GB/T5750.6-2006^[2])。通过实验, 全面分析了硼氢化钾-原子荧光光谱分析法测定水中硒的最佳适宜条件, 并对仪器的参数及条件进行优化设置。该方法的检出限为 0.0002mg/L, 加标回收率为 97.1%~105%, 保证了检测数据准确性、精密性、代表性和方法的可靠性。

关键词: 水质; 检测; 硒; 参数; 条件; 可靠性

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0115-04

硒是人体所必须的微量元素, 近年来得到人们的普遍重视和关注。有资料显示: 硒能抗癌、保护心脏、预防心血管疾病, 具有提高人体免疫力的功能。因此, 人体内的硒含量与健康程度存在密切关系。硒主要来源于水和食品, 准确测定其含量, 显得重要而迫切。随着社会经济的协调发展, 测定水及食品中硒的方法和仪器也得到完善和更新。当前, 硼氢化钾-原子荧光光谱分析法由于具有较高的灵敏度、较低检出限和取样量少等优点, 常作为水利、环保、农业和卫生等部门的首选方法推荐使用。

1 实验部分

1.1 方法原理

样品经预处理后, 保证各种形态的硒全部转化为四价硒, 加入硼氢化钾, 与其反应, 生成气态的氢化硒, 由载气带入原子化器进行原子化, 在硒空心阴极灯的照射下, 硒原子受光辐射激发发射出特征波长的荧光, 在一定的浓度范围内其荧光值的强度与硒的含量成正比, 从而能计算出样品中的硒含量。

1.2 仪器与试剂

1.2.1 仪器

仪器名称: AF610C 原子荧光光谱仪, 编号: 12-66, 产地: 北京瑞利分析仪器公司; 硒高强度空心阴极灯, 电炉等。

1.2.2 试剂

盐酸: $\rho = 1.18 \text{ g/mL}$, 优级纯 (使用液浓度为 6.0%)。硝酸: $\rho = 1.42 \text{ g/mL}$, 优级纯。

氢氧化钾: 优级纯, (使用液浓度为 0.5%)。

硒标准物质: 100mg/L (购于环境保护部)。

中间液: 准确量取 1ml 硒标准物质 ($100 \pm 1\%$) 于 100ml 容量瓶中, 用 6.0% 的盐酸溶液定容到刻度线, 摇匀, 此时溶液标准浓度为 1mg/L。

标准使用液: 准确量取中间液 10ml 于 100ml 容量瓶中, 用 6.0% 的盐酸溶液定容到刻度线, 摇匀, 此时溶液标准浓度为 0.10mg/L。

硒盲样: 用吸管准确取 10ml 盲样于 250ml 容量瓶中, 用 6.0% 的盐酸溶液定容到刻度线。

硼氢化钾溶液 (7.0%): 称取 3.5g 硼氢化钾, 溶于 500ml 0.5% 的氢氧化钾溶液中, 摇匀备用。

铁氰化钾: 称取 10.0g 铁氰化钾溶于 100ml 蒸馏水中, 混匀。实验证明: 铁氰化钾对硒的荧光强度没有影响, 可用可不用。

1.2.3 各种玻璃量器

量筒, 三角锥形瓶, 比色管等。使用前需要 (1+1) 的硝酸浸泡 24h 以上, 然后清洗干净。

1.3 仪器工作环境与条件 (表 1)

1.4 检测方法

1.4.1 水样的预处理

准确量取适量水样置于 150ml 锥形瓶中, 加硝酸 (优级纯) 3.00~5.00ml, 摇匀后置于电热板上加热消解至约 1.00ml, 若溶液浑浊不清, 可适当加 1~2ml 硝酸继续消解至溶液清澈透明, 注意不要将溶液蒸干为宜, 冷却后, 小心转入 25ml 比色管中, 再加 5.00ml 5% 的盐酸, 用水稀释到标线, 放置 10min 后, 上机测定, 同时做试剂空白。

收稿日期: 2013-09-15

作者简介: 申开旭 (1978-), 男, 汉族, 本科学历, 环境科学专业毕业。工程师, 主要从事水环境监测与评价工作。

表1 仪器工作的环境与条件

| 环境温度 湿度/℃ | 负高压 /v | 氩气纯 度/% | 灯电流/ (mA) | 原子化器 高度/mm | 载气流量/ (ml/min) | 屏蔽流量/ (ml/min) | 读数时间 /s | 延长时间 /s | 载流浓度 /% | 积分方式 |
|--------------|-----------|------------|--------------|---------------|-------------------|-------------------|------------|------------|------------|---------|
| 18-23 | 280 | 99.99 | 70 | 8 | 700 | 800 | 13 | 1 | 6.0 | 峰面积≤60% |

1.4.2 工作曲线绘制和样品的测定

分别取 0.00ml, 0.00ml, 1.00ml, 2.00ml, 4.00ml, 6.00ml, 8.00ml, 10.00ml 硒标准液于 25ml 比色管中, 分别加入 5.00ml 6.0% 的盐酸, 用水稀释到标线摇匀, 放置 10min 后测定。

开机预热 30min, 接通气源, 调整好出口压力, 按照表 1 仪器工作的环境与条件调整仪器后, 用 6.0% 的盐酸作载流, 以 7.0% 的硼氢化钾溶液作还原剂, 测定工作曲线和样品。

2 AF610C 原子荧光光谱仪最佳参数优化设置^[3-4]

2.1 光电倍增管负高压对荧光强度的影响^[5]

光电倍增管是原子光谱仪器的光电检测器, 其作用是把光信号转换成电信号, 再经放大电路把信号放大。放大倍数与加于光电倍增管之间的电压(负高压)有关, 在一定范围内负高压与荧光强度成正比。负高压越大, 放大倍数越大, 同时暗电流等噪声也相应增大, 此时检出限和工作曲线的斜率和截距随着负高压的增大而降低。因此, 在满足分析要求的前提下, 尽量不要把光电倍增管负高压设置太高, 即提高负高压, 不改善性噪比。实验研究表明: 负高压取 280V 时, 荧光值较稳定, 而且灵敏度较高。负高压与荧光值之间的关系见图 1。

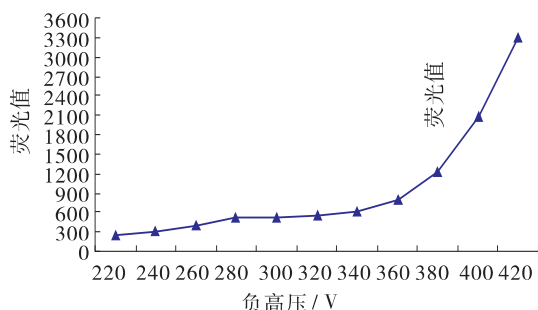


图1 负高压与荧光强度之间的关系

2.2 灯电流对荧光强度的影响^[6]

原子荧光光谱仪是以脉冲灯电流的大小决定激发光源发射强度的大小, 在一定范围内, 灯电流与荧光强度值成正比。但灯电流过大, 会使荧光强度不稳定, 而且噪声也相应增大, 会缩短灯的寿命。实验结果表明: 较小灯电流, 仪器的灵敏度降低, 稳定性和信噪比降低, 大大影响测定结果, 增大灯电流, 荧光值随之增加, 不过重现性较差, 工作曲

线检验不合格的情况时有发生。从图 2 灯电流与荧光强度之间的关系上可看出, 灯电流在 20mA ~ 70 mA 时与荧光值有线性关系, 但线性较差, 在 70mA ~ 120mA 时荧光值较为稳定。故本实验选取灯电流为 70mA。

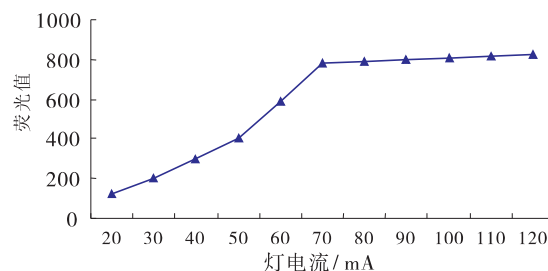


图2 灯电流与荧光强度之间的关系

2.3 原子化器高度对荧光强度的影响

原子化器顶端到检测透镜中心水平线的垂直距离, 数值越大, 原子化器高度越低, 氩氢火焰的位置越低。实验结果表明: 原子化器高度过低, 试剂空白的荧光值变高, 检出限变差, 原子化器高度过高, 仪器的重现性和灵敏度变差。在气流量、反应条件相同的情况下, 氩氢火焰的形状是固定的, 因此, 在光路不变的情况下, 原子化器的高低, 决定了激发光源照射在氩氢火焰上的位置。当激发光源照射在氩氢火焰上原子蒸汽密度最大的位置时, 得到的原子荧光强度也越大。从图 3 可看出, 原子化的高度在 8 ~ 15mm 时, 荧光强度随原子化高度的增大而发生微小的波动, 因此实验选用原子化高度为 8mm。

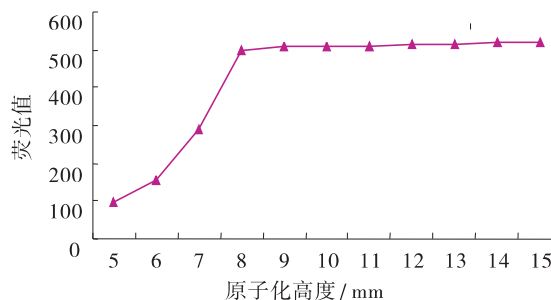


图3 原子化高度与荧光强度这间的关系

2.4 载气与屏蔽气流量对荧光强度的影响

载气流量的大小在反应条件一定的情况下对氩氢火焰的稳定性、测量荧光强度的大小有很大的影

响。载气流量小, 氩氢火焰不稳定, 测量的重现性差; 载气流量大, 原子蒸汽被冲稀, 测量的荧光信号降低, 过大的载气流量可能导致氩氢火焰被冲断, 无法形成氩氢火焰, 导致没有信号。屏蔽气, 作为氩氢火焰的外围保护气体, 起到保持火焰形状稳定, 防止原子蒸气被周围空气氧化的作用。屏蔽气流量小时, 氩氢火焰肥大, 信号不稳定; 屏蔽气流量大时, 氩氢火焰细长, 信号亦不稳定且灵敏度降低。因此, 选用纯度 >99.999% 的氩气, 实验选取载气流量为 700 ml/min, 屏蔽气流量为 800ml/min。

2.5 硼氢化钾浓度对荧光强度的影响^[7]

硼氢化钾作为还原剂直接影响荧光强度, 其浓度过低不能产生足够的氢气和砷的氢化物, 浓度过高时, 反应生成的氢气量过大, 稀释了砷的氢化物, 灵敏度降低, 重现性变差, 背景值增加。硼氢化物的形成决定于二个因素, 一是被测元素与氢化合的速率, 此外还决定于硼氢化钾在酸性溶液中分解的速率。硼氢化钾的用量不足, 氢化反应不完全, 灵敏度低; 硼氢化钾用量过大, 反应生成的氢气量太大, 稀释原子蒸气, 灵敏度也会下降, 荧光强度就会减弱, 重现性也变差, 实验表明: 硼氢化钾浓度与砷的荧光信号关系见图 4, 砷的荧光强度随着硼氢化钾浓度 (1.0% ~7.0% 时) 的增大而增大, 这是符合规律的。不过, 硼氢化钾浓度太低则荧光强度低, 灵敏度差; 硼氢化钾浓度过高, 会产生大量的氢气, 信号稳定性较差, 精确度较低。同时可以看出氢化钾浓度 >7.0% 时, 荧光强度趋于稳定, 若选用太高浓度, 不但精确度降低而且造成药品浪费, 因此本实验选取硼氢化钾浓度为 7.0%。

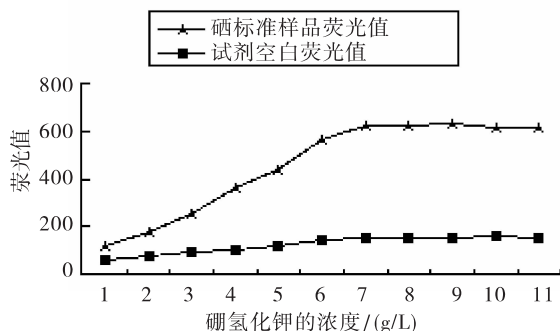


图4 硼氢化钾浓度与砷标准物质荧光强度的关系

2.6 读数时间与延迟时间对荧光强度的影响

读数时间的长短与蠕动 (注射) 泵的泵速、硼氢化钾的浓度、进样体积的多少等有关。读数时间确定时, 将整个峰面积全部纳入积分计算时为最佳。延迟时间设置准确, 可以有效地延长灯的使用

寿命, 并减少空白噪声。本实验选取读数时间为 13s, 延长时间为 1s。

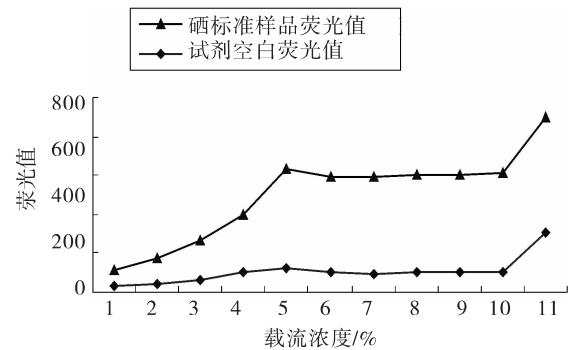


图5 载流盐酸浓度与荧光强度之间的关系

2.7 载流浓度对荧光强度的影响^[8]

实验研究了载流浓度分别为 1.0% ~ 11.0% 的盐酸溶液与荧光值之间的关系。从图 5 可以看出, 载流浓度对砷标准样品和试剂空白的荧光值产生影响较大, 载流浓度为 1.0% ~ 5.0% 时, 盐酸的浓度与荧光值之间存在线性关系, 但线性较差; 浓度在 5.0% ~ 6.0% 时, 荧光值呈下降趋势; 浓度为 6.0% ~ 10%, 荧光值存在微小变化; 浓度 10%, 荧光值突然变大, 不过线性关系较差。考虑到载流浓度过大, 会对仪器造成腐蚀, 因此实验选取载流空白的浓度为 6.0%。

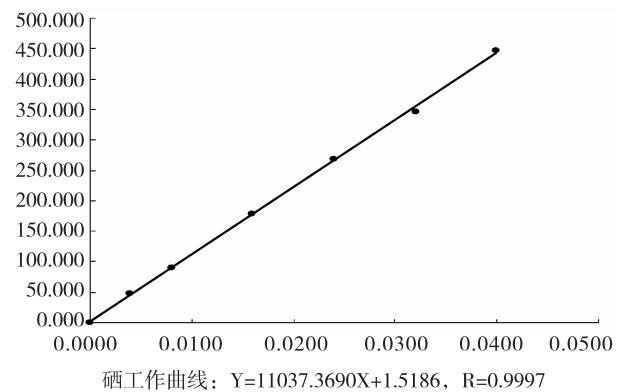


图6 浓度与荧光值强度之间的关系

3 工作曲线绘制和样品测定

3.1 工作曲线与方法的检出限

开机接通气源, 调整好出口压力, 按照表 1 及 2.1 ~ 2.7 方法配制溶液和设置参数, 预热 30min, 分别取 0.00ml, 1.00ml, 2.00ml, 4.00ml, 6.00ml, 8.00ml, 10.00ml 砷标准液于 25ml 比色管中, 分别加入 5.00ml 6.0% 的盐酸。工作曲线: $Y = 11037.3690X + 1.518$, $R = 0.9997$, 表明砷浓

度与峰面积之间存在较好的线性关系。对试剂空白连续测定11次，按3倍标准偏差除以斜率，计算出检出限为0.0002mg/L，即0.2μg/L。小于SL327.3-2005的0.0003mg/L，GB/T5750.6-2006的0.0004mg/L。实验还表明铁氰化钾溶液加入与否，对实验无影响，可用可不用。

3.2 样品测定 加标率回收率计算 精密度 (RSD) 评定

量取10ml 硒盲样于7支25ml 比色管中，选取其中两支分别加入1.00ml 0.1mg/L 硒标准液，加入5.00ml 6.0%的盐酸，用水稀释到刻度，与工作曲线同步测定。

表2 样品测定、加标率回收率计算及精密度 (RSD) 评定

| 样品编号 | 含量 / (mg/L) | 平均值 / (mg/L) | 标准偏差 | 精密度 /% | 加标浓度 / (mg/L) | 加标体积 / (ml) | 加标测定 / (mg/L) | 回收率 /% |
|------|-------------|--------------|-----------|--------|---------------|-------------|---------------|--------|
| 1 | 0.0083 | | | | 0.10 | 1.00 | 0.0170 | 105 |
| 2 | 0.0081 | | | | 0.10 | 1.00 | 0.0163 | 97.1 |
| 3 | 0.0082 | 0.0083 | 0.0000837 | 1.012 | | | | |
| 4 | 0.0083 | | | | | | | |
| 5 | 0.0082 | | | | | | | |

从表2可看出：样品的平均值为0.0083mg/L，标准偏差为0.0000837，精密度为1.012%，加标回收率为(97.1~105)%，盲样考核数据报云南省水环境监测中心质量控制室评定合格，表明数据是受控的。

4 结论

影响检测数据准确性、精密性、代表性和可比性的因素是多方面的。仪器设备在外界环境相同的条件下，通过实验研究和分析仪器在最佳分析条件下运行是比较重要的环节。本实验研究结果表明：按照表1的参数优化设置，该方法灵敏度高，检出限低，重现性好，准确度高，检测数据质量是可靠的；另外，硼氢化钾浓度可以从15.0%降到7.0%，在用量上减少一半，铁氰化钾溶液对实验无影响，可用可不用；该方法用在实际工作中，在

提高工作效率和水环境保护方面有积极的作用，可以推荐使用。

参考文献：

- [1] 朱华明. 仪器分析 [M]. 北京：高等教育出版社（第三版），2005.
- [2] SL327.3-200, 水质硒的测定原子荧光光度法 [S].
- [3] GB/T5750.1-13-2006, 生活饮用水卫生标准, 生活饮用水标准检验方法 [S].
- [4] 北京瑞利分析仪器公司. 原子荧光分析方法 [Z]. 2010
- [5] 牛兆红. 原子荧光法测定饲料中的硒 [J]. 现代化农业, 2007, (6): 17-18.
- [6] 刘欣, 廖敏, 陈红, 等. 微波消解-荧光光谱法测定饲料中的砷、汞、硒的研究 [S]. 粮食与饲料工业, 2002, (2): 56-59.
- [7] 罗鹏程. 浅论原子荧光法测定食品中的硒 [J]. 大众科技, 2009, (6): 143, 119.
- [8] 彭太丁, 莫通伟, 蔡凌云. 氢化物原子荧光光度法测定水中硒方法的改进 [J]. 光谱实验室, 2012, (3): 1491-1493.

Optimization of Instrument Parameters and Reliability Analysis in Determination of Selenium in Water by Potassium Borohydride – Atomic Fluorescence Spectrometry

SHEN Kai-xu SONG Da-en

(Zhaotong Division of Yunnan Hydrology and Water Resource Bureau, Zhaotong Yunnan 657000 China)

Abstract: In combination with the actual water environmental monitoring and evaluation, the method of determining selenium in water (SL327.3-2005 and GB/T5750.6-2006) is studied. Through the experiments, the optimum conditions of selenium determination by potassium hydride atomic fluorescence spectrometry are analyzed. The instrument parameters and conditions are optimized. The detection limit of the method is 0.0002mg/L, and the recovery is 97.1% - 105%. The accuracy, precision and representativeness of the data, as well as the reliability of the detection method are guaranteed.

Key words: water quality; determination; selenium; parameter; condition; reliability

浅议环境监测部门的外来文件管理工作

茅文湖

(启东市环境监测站, 江苏 启东 226200)

摘要: 针对环境监测部门外来文件管理中普遍存在的问题, 提出了加强外来文件管理的措施, 为环境监测质量体系的持续有效运行提供有力保障。

关键词: 环境监测; 外来文件; 管理

中图分类号: X32 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0119-02

文件控制是保证环境监测部门质量体系持续有效运行的一个重要要素, 而其中的外来文件既是环境监测工作能顺利开展的重要依据, 又是实验室资质认定/认可能力确认的准则。要确保外来文件为现行有效版本, 防止过期、无效、作废文件的混用, 从而保证环境监测数据的真实、客观、公正性, 在执行过程中, 必须对这些文件进行严格管理。

1 外来文件的范畴

环境监测部门的外来文件包括两大类, 一类是指与环境监测工作有关的专业性文件, 包括环境保护法律法规和技术标准, 如监测方法标准、环境质量标准、污染物排放控制标准、监测技术规范等。我国的标准依据《中华人民共和国标准化法》的规定, 按照适用范围划分为四种: 国家标准、行业标准、地方标准、企业标准, 而环境监测相关的技术标准主要指前三项, 即: 国家标准, 如《地表水环境质量标准》(GB3838-2002); 地方标准, 如《化学工业主要水污染物排放标准》(DB32/939-2006); 行业标准, 如《环境空气颗粒物(PM₁₀和PM_{2.5})连续自动监测系统安装和验收技术规范》(HJ 655-2013)等。对于没有明确的测定规范的测试工作, 行业内有关科技文献或权威期刊上发表的方法也可纳入外来文件的范畴。另一类是指与实验室体系运行有关的通用性文件, 它不是局限于某个固定的检定或校准规范, 而是指导实验室体系运行的通用基础标准, 如《检测和校准实验室能力的通用要求》(GB/T27025-2008/ISO/IEC17025:2005)、《数值修约规则与极限数值的

表示和判定》(GB/T 8170-2008)、《量值溯源要求》(CNAS-CL06:2011)等。

2 外来文件管理中普遍存在的问题

一是不能确保外来文件的齐备性。环境监测部门不但负责对辖区内水、气、声、土壤等各种环境要素进行监测, 还须负责污染源常规监测、污染事故应急监测、污染事故仲裁监测等, 各项工作所依据的外来文件范畴广、种类多, 因而常常会出现受控的外来文件涵盖不全, 不能做到全要素、全过程覆盖的现象。

二是不能确保外来文件的及时更新。随着近几年环境保护压力的不断增大, 环境监管的要求也随之逐步提高, 相应的各种环保法律法规以及环境质量标准、污染物排放标准等标准文件也在不断地修订完善, 推陈出新。而监测人员往往偏重于监测数据的准确、可靠, 却忽略了监测依据的有效、合法, 不去跟踪标准版本的变化, 从而直接影响到监测结果的有效性, 导致监测部门处于非常不利的境地。

三是外来文件不能做到方便易获取。要确保环境监测体系运作良好, 相应文件的受控版本应放至对体系有效运作起重要作用的所有场所, 以便于工作人员随时参详。而人们常常顾及了固定场所比如分析实验室的外来文件发放, 却忽略了现场检测等流动场所的外来文件管理工作。

四是外来文件新旧版本的混用。外来文件的管理过程是一个动态的过程, 需要在日常工作中经常性地以新换旧。但在日常工作中, 人们在发放新文件的时候有时会忘了收回失效文件, 导致这些无效文件的继续使用, 严重时甚至酿成技术质量事故。

3 规范外来文件管理的途径

为了更好地解决外来文件管理中出现的问题,

收稿日期: 2013-09-17

作者简介: 茅文湖 (1975-), 女, 江苏启东人, 工程师, 大学本科, 学士, 主要从事环境监测工作。

确保环境监测体系运行所依据的外来文件始终是现行有效版本,在平时文件管理工作中应注意把被动管理变为主动管理,把静态管理变为动态管理^[1]。

3.1 识别

查找、选择与环境监测部门工作性质相适应、相匹配的文件,这就是外来文件的识别过程。这需要监测部门畅通信息来源渠道,确保在最短的时间内获取最新的信息。主要可通过以下途径:一是委托国家、部门或地方的标准情报部门定期提供相关产品标准的发布、更新信息^[2],从中选取自己所需要的标准;二是订购每年由国家标准化委员会编制、中国标准出版社出版的《中华人民共和国国家标准目录及信息总汇》,全面检索相关标准的出台、更新替换情况;三是定期到环境保护部网站及国家标准情报部门网站上检索标准更新情况。

3.2 购置

有效的标准文件必须购置由标准化管理部门正式批准并公开发布的文本,而不是网站下载打印的版本,或者是购买一些“合订本”,因为这些版本往往摘录了部分章节而不是全部,或者由于影印差错,使得标准文件的有效性得不到保障。

3.3 发放

购置的外来文件应纳入实验室质量体系文件控制的管理^[2],根据质量体系中受控文件的编号规

则进行编号,在文件上加盖“受控”印章后,及时发送到相关人员手中或放至相关场所,同时填写《文件发放/回收登记表》,详细记录领取人、领取时间等。对所有现行有效的外来文件编制“外来文件清单”予以登记,并及时更新。

3.4 回收

对于被替代的旧版本文件,需及时回收,并填写《文件发放/回收登记表》,详细记录回收人、回收时间等。对于没有保留价值的文件,按照实验室的相关规定办理销毁手续;对于因工作参考等原因确需保留的文件,需在封面上加盖“作废”印章,以对文件的状态进行明显标识,防止错用过期文件^[2]。

4 结语

环境监测部门的外来文件管理是一个动态的、全过程管理的工作。加强外来文件的管理,确保体系运行过程中所有的外来文件处于现行有效状态,才能保证环境监测工作的客观、公正、科学、准确。

参考文献:

- [1] 龙敏. 浅谈质量体系中外来文件的受控与管理[J]. 中国计量, 2003, (4): 27.
- [2] 闫道广, 李莉, 高川. 计量实验室外来文件的管理与控制[J]. 计量管理, 2009, (4): 48-50.

Management of the External Files in Environmental Monitoring Agency

MAO Wen - hu

(Qidong Environmental Monitoring Station, Qidong Jiangsu 226200 China)

Abstract: For the common issues existed in the management of the external files in environmental monitoring agencies, the measures are proposed to strengthen the file management, in order to provide strong support for a sustained and effective operation of the environmental monitoring quality system.

Key words: environmental monitoring; external file; management

被动采样监测遂宁市 NO₂ 时空分布特征

龙 帅, 张 凯, 唐红军, 李双志, 王 洁, 何 芮

(遂宁市环境监测中心站, 四川 遂宁 629000)

摘 要: 采用被动扩散采样技术, 在遂宁市辖区 16km × 16km 网格区域内开展了为期 1a 的环境空气 NO₂ 监测, 分析了不同时空内的 NO₂ 浓度变化趋势。研究表明: NO₂ 浓度季节变化规律是: 冬季 > 春季 > 秋季 > 夏季; 在全市各个区域中, 浓度最高值出现在全市工业集中及车流量较大的区域 (船山区); 受遂宁市污染源整体布局以及主导风向 (西北风) 的影响, 全辖区范围内 NO₂ 呈现西北低、东南高的趋势。

关键词: NO₂; 被动采样; 时空分布; 遂宁

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0121-03

NO₂ 是一种普遍存在的大气污染物, 是光化学烟雾发生的重要条件, 对人体的呼吸系统有严重危害。近年来的监测中, 全国许多城市大气中 NO₂ 的污染水平有上升趋势^[1]。目前, 我国对区域环境空气 NO₂ 的时空分布研究较多^[2]。

遂宁市位于四川盆地中部, 涪江中游, 主要产业为电子、石油、化工、化肥、食品、水泥、轻纺等, 工业排放和能源消耗排放的废气量快速增长; 随着人民生活水平的日益提高, 城市汽车拥有量迅猛增加, 机动车尾气排放造成的空气污染正呈上升趋势。覃钦晏等曾经对遂宁市城区大气主要污染物污染水平及变化规律进行过研究^[3], 但对整个遂宁市环境空气污染浓度时空分布特征的研究还是空白, 本研究采用成熟^[4]、相关性好^[5-6]的被动采样方法, 通过为期 1a 的监测分析, 获得整个遂宁市辖区内 NO₂ 浓度水平及时空分布, 为遂宁市大气污染防治提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样仪器

采用 Handy SONOX 分子扩散采样器, 购于日本绿蓝公司, 由固定托盘和扩散盘组成, 内置浸药滤膜与不锈钢挡风纱网, 网与滤膜之间由特氟龙密封垫隔开, 具有重量轻、体积小, 操作简便、无需电源等特点。其滤膜也购于日本绿蓝公司, 浸有三乙醇胺溶液。刘敏等在与遂宁市相邻的重庆市研究了该采样器监测结果与自动监测的比对分析, 结果表明数据偏差均 < 10%, 且相关性较好, 具有较好

的稳定性^[7]。

其基本原理为: 气体污染物在采样器扩散腔中传递的过程都遵循 Fick's 定律^[8], 其数学表达式为:

$$W = \left(\frac{D \times A}{L} \right) \times C \times t = K \times C \times t$$

对于特定的气体污染物和特定的被动式采样器, 其扩散系数 D 、总有效扩散面积 A 和总的有效扩散腔长度 L 是一定值, 因此 K 是一个常数, 它相当于泵采样器的流量, 称为被动式采样器的采样速率。当已知 K , 测得被吸收层所采集的被测污染物含量 W 和采样时间 t , 可由上式计算出空气中污染物的浓度 c , 这就是被动式采样器的基本原理。

1.2 监测点位布设

在遂宁市整个辖区内, 以 16km × 16km 的均匀网格布设点位 18 个, 采样点位分布见图 1, 点位布设时避开交通干线、工业大气污染源, 尽量监测自然点位, 以了解区域 NO₂ 背景含量状况。

1.3 样品分析与数据处理

采样周期为 1 个月, 研究时间为 2011 年 3 月至 2012 年 2 月。样品采集后, 在避光冷藏的条件下, 统一送至四川省环境监测中心站进行分析。采用 Microsoft Office Excel 2003 和 SPSS Statistics 17.0 软件进行数据处理、分析; 采用 Arcgis ArcMap 10 进行绘制等值线图。

2 结果与讨论

2.1 NO₂ 浓度的时间差异

2.1.1 月浓度变化

通过对遂宁市辖区为期 1a 的监测, 获得 NO₂ 的监测数据 210 个, 结果表明遂宁市 NO₂ 平均浓

收稿日期: 2013-07-17

作者简介: 龙帅 (1983-), 男, 硕士研究生, 工程师, 主要从事生态环境监测及保护方向研究。

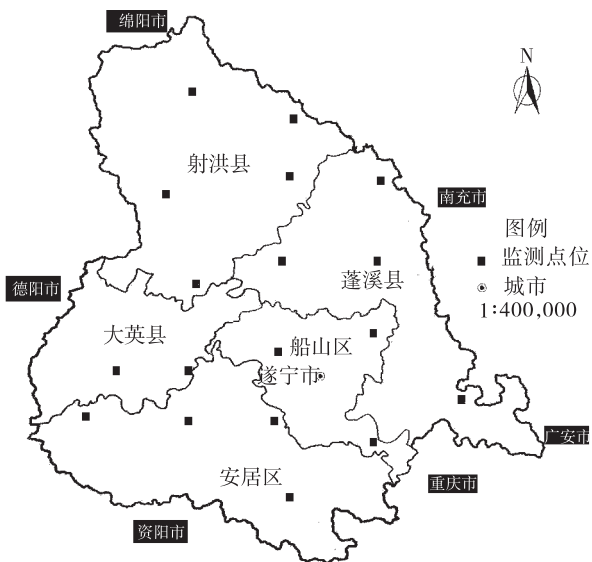


图1 采样点位示意图

度为 $(3.44 \pm 1.80) \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，浓度水平并不高。通过分析遂宁市辖区内不同月份的 NO_2 的平均浓度（图2），可以看出，二氧化氮浓度在全年与气温呈反方向变化：气温高，浓度低，反之，浓度高。

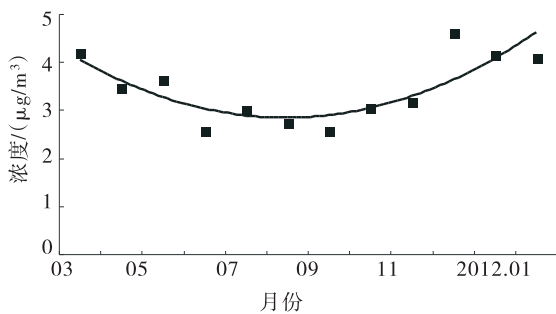


图2 遂宁市NO₂月平均浓度

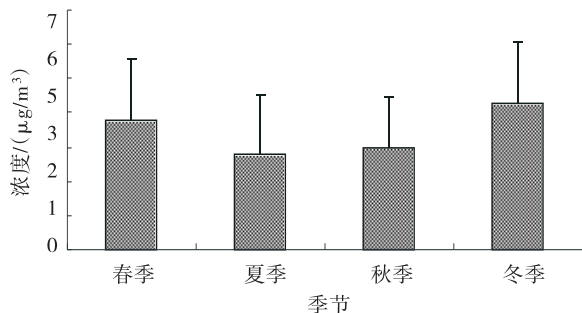


图3 遂宁市各季度NO₂浓度

2.1.2 季浓度变化

将3~5月划分为春季，6~8月为夏季，9~11月为秋季，12~次年2月为冬季，遂宁市各季节 NO_2 浓度变化如图3。通过 Kruskal - Wallis H 检验显示，不同季节 NO_2 浓度大小差异极显著 (χ_2

$=32.176$, $df=3$, $p=0.00 < 0.01$)，表明遂宁市不同 NO_2 浓度季节变化规律是：冬季 > 春季 > 秋季 > 夏季。我们分析主要是受遂宁市气候影响较大，夏季是遂宁市的雨季，空气潮湿、多雨，对大气污染物有很好的稀释清除作用，有研究表明雨量大小与污染物稀释程度存在正相关关系^[9-10]。秋、冬季节降水量小，故 NO_2 浓度相对较高。

2.2 不同区域内 NO₂ 浓度差异

按照遂宁市管辖范围内的不同行政区划分为不同区域，各区域的 NO_2 浓度见图4。通过 Kruskal - Wallis H 检验显示，不同区县 NO_2 浓度大小差异极显著 ($\chi^2 = 78.288$, $df = 4$, $p = 0.00 < 0.01$)，表明 NO_2 浓度由大到小的区域依次是：船山区 > 安居区 > 大英县 > 蓬溪县 > 射洪县。我们分析造成这种分布原因主要是与各区域的污染源数量及车流量有关。

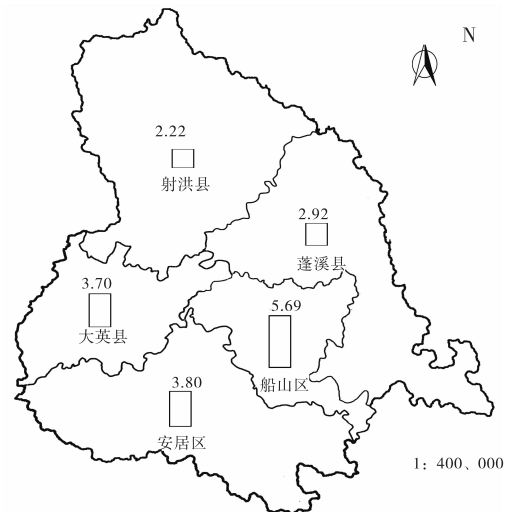


图4 遂宁市各区县NO₂浓度 / (μg/m³)

2.3 NO₂ 的等值线图

污染问题的图形化是近年来国际上研究区域性环境问题的重要手段^[11]。通过 Arcgis ArcMap 10 获得遂宁市辖区全年 NO_2 等值线图，见图5。由图5可以看出：① NO_2 的高值区域主要集中在人口稠密、交通密集的城市区、船山区一带，有研究表明大气中 NO_x 主要来自于边界层内的直接排放且化学活性很强，受局地人为活动的影响较大^[12]，也与交通强度密切相关^[13]；②全遂宁市辖区范围内 NO_2 呈现西北低、东南高的趋势，这与遂宁市污染源整体布局以及主导风向（西北风）有关。

图5 遂宁市NO₂浓度等值线图

3 结论

(1) 遂宁市 NO₂ 平均浓度为 $(3.44 \pm 1.80) \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，浓度水平并不高，高浓度值出现在冬季，低浓度值出现在夏季。浓度季节变化规律是：冬季 > 春季 > 秋季 > 夏季。

(2) 从不同区域范围内 NO₂ 浓度看，浓度最高值出现在全市工业集中及车流量较大的区域（船山区）。

(3) 受遂宁市污染源整体布局以及主导风向（西北风）的影响，全辖区范围内 NO₂ 呈现西北低、东南高的趋势。

致谢：本次研究在采样过程中得到了遂宁市射洪县、蓬溪县、船山区、安居区环境保护局的大力

协助，技术方面得到了四川省环境监测中心站的悉心指导，在此一并感谢。

参考文献：

- [1] 程春明, 吴忠勇, 燕娥. 我国的城市发展与大气污染 [J]. 环境科学研究, 1994, 7 (2): 13-17.
- [2] 张羽, 牛生杰. 湛江市空气 NO₂ 浓度变化特征及时频分析 [J]. 中国环境监测, 2009, 25 (5): 107-113.
- [3] 覃钦晏, 张凯, 韩常清. 遂宁市大气主要污染物污染水平及变化规律 [J]. 内江师范学院学报, 2011, 26 (4): 45-48.
- [4] 吴丹, 王跃思, 潘月鹏, 等. 被动采样法观测研究京津冀区域大气中气态污染物 [J]. 环境科学, 2010, 31 (12): 2844-2851.
- [5] 张兆年, 张彩香. 浅析被动采样器监测环境空气质量数据的可比性 [J]. 中国环境监测, 2006, (4).
- [6] 陈魁, 张震, 梅鹏蔚, 等. 被动采样监测环境空气中 SO₂ 和 NO₂ [J]. 环境监测管理与技术, 2007, 19 (5): 43-45.
- [7] 刘敏, 李礼, 刘建萍, 等. 被动吸收采样与自动监测仪对空气中 SO₂、NO₂ 的对比监测研究 [J]. 三峡环境与生态, 2012, 201 (6): 36-38.
- [8] 陈桂贻, 汤利民, 陈志莲. 被动式采样器的现状与发展 [J]. 中国卫生检验杂志, 2000, 10 (4): 494-496.
- [9] 陈吟晖, 姜丽萍, 朱舒曼. 中山市地面气象要素与环境空气质量的关系 [J]. 广东气象, 2006, 28 (2): 36-39.
- [10] 冯宏芳, 隋平, 邱丽霞. 福州市污染物浓度时空分布及影响因素分析 [J]. 气象科学, 2003, 31 (6): 356-360.
- [11] 李杰, 吴其重, 高超, 等. 东亚春季边界层臭氧的数值模拟研究 [J]. 环境科学研究, 2009, 22 (1): 1-6.
- [12] 叶堤, 陈刚才, 陶俊, 等. 重庆市春季大气 NO₂ 浓度空间分布特征研究 [J]. 四川环境, 2005, 24 (1): 34-37.

Monitoring Spatial and Temporal Distribution Patterns of NO₂ in Suining by Passive Sampling

LONG Shuai, ZHANG Kai, TANG Hong-Jun, LI Shuang-Zhi, WANG Jie, HE Rui
(Suining Municipal Environmental Monitoring Center, Suining Sichuan 629000 China)

Abstract: The atmospheric NO₂ concentration has been monitored for one year by using the passive sampling method within the grid area of 16km × 16km in Suining. We analyzed the change of NO₂ concentration in different time and area. The results showed that the seasonal change trend of NO₂ concentration was: winter > spring > autumn > summer. In the whole city, the highest concentration occurred in the industrial area and the area with large vehicle flow (Chuanshan District). Influenced by the layout of the pollution sources and the dominant wind direction (northwest), the NO₂ concentration in the northwest is lower than the southeast.

Key words: NO₂; passive sampling; spatial and temporal distribution; Suining

电感耦合等离子法测定环境积尘中铅的研究

张广柱¹, 管超¹, 刘莎²

(1. 梅州市环境监测中心站, 广东 梅州 514071; 2. 江都市环境保护科学研究所, 扬州 江都 225200)

摘要:用细毛刷清扫收集普通居民房顶积尘, 参照土壤样品预处理方法-普通酸分解法处理样品, 以国标样品、不确定度实验、加标回收实验为质控手段, 探索采用电感耦合等离子法测定环境积尘中铅的含量。实验结果表明, 该法能将积尘样品完全消解, 且电感耦合等离子法测试方法性能稳定、快速、准确, 优于其他方法。

关键词:积尘; 电感耦合等离子法; 铅; 测定

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0124-02

环境空气中铅的来源主要有两种: 自然源和人为源^[1]。自然源贡献率较低, 铅的人为排放是当今世界铅污染的主要成因^[2]。铅难以降解, 且半衰期较长, 铅可经水、空气、土壤等媒介传播并通过食物链进入人体, 并表现出富集效应, 对人体产生危害。积尘不仅接受大气沉降、机动车、路面磨损等来源的污染物, 也在风力等外力的干扰下再次悬浮进入大气, 成为一种二次污染源。积尘是空气中铅的重要载体, 越来越受到人们的重视。近年来, 各地区多次出现血铅超标等事件, 铅污染严重危害人民群众的身体健康, 造成了不良社会影响。

本文参照土壤消解方法-普通酸分解法消解积尘样品, 探索采用电感耦合等离子法测定环境积尘中铅的含量, 为科学认识铅污染及监测分析提供一些科学依据。

1 仪器与试剂

1.1 仪器

电感耦合等离子发射光谱仪, Perkin Elmer 公司; 万分之一天平, 日本, HM-200, 电热板。

1.2 试剂

硝酸(优级纯), 广州化学试剂厂; 盐酸(优级纯), 广州化学试剂厂; 氢氟酸(分析纯), 广州化学试剂工程技术研究开发中心; 高氯酸(优级纯), 天津政成化学制品有限公司; 铅标液(500mg/L), 国家标准物质中心; 铅标准使用液(2.0mg/L), 用1%稀硝酸将铅标液逐级稀释获

得; 土壤标准参考样(GBW-07406), 地矿部物化探所、测试所。

2 实验部分

2.1 样品采集

环境积尘样品采自建有防雨棚的某居民家顶楼, 用细毛刷清扫。积尘主要是经自然沉降为主, 尽量避免受雨水冲刷和居民日常生活影响, 参照土壤环境监测技术规范中系统随机布点方法, 采集量约2g, 混合于密封袋中。

2.2 样品制备

积尘样品自然风干, 挑除树叶、石块等碎屑。所采集的样品按土壤环境监测技术规范要求制样, 采用普通酸分解法处理样品^[3]。

称取约0.5000g风干样品于50ml聚四氟乙烯坩埚中, 加入几滴水润湿后, 加入10ml盐酸于通风厨内电热板上低温消解使样品初步分解, 待蒸发至约3ml左右时, 取下稍冷, 然后加入5ml硝酸, 5ml氢氟酸, 3ml高氯酸, 加盖后于电热板上中温加热1h后, 开盖, 继续加热, 且摇动坩埚, 至冒白烟时, 加盖继续加热。待内容物呈粘稠状, 当白烟冒尽, 取下坩埚稍冷, 用蒸馏水冲洗坩埚盖和内壁, 加入1ml硝酸溶解残渣, 然后转入50ml容量瓶定容。

2.3 测试条件

发射光谱波长: 220.35nm; 气体流量(等离子体气 15L/min; 辅助: 0.2L/min; 雾化器 0.8L/min); 射频功率: 1300W; 进样量: 1.5ml/min; 进样冲洗时间: 15s; 读书延迟 15s。

2.4 标准曲线

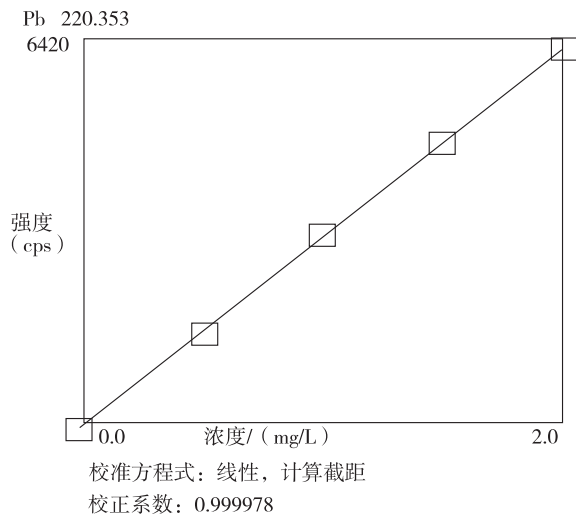


图1 标准曲线

3 结果与讨论

3.1 样品分析结果

本实验共采集6个样品,经测试分析积尘中铅含量为318~386 mg/kg,质控样浓度在质量控制范围之内。具体分析结果详见表1。

表1 样品分析结果表

| 序号 | 编号 | 分析结果/(mg/kg) |
|----|-----------|--------------|
| 1 | Sample1 | 357 |
| 2 | Sample2 | 318 |
| 3 | Sample3 | 320 |
| 4 | Sample4 | 353 |
| 5 | Sample5 | 386 |
| 6 | Sample6 | 343 |
| 7 | GBW-07406 | 320 |

3.2 不确定度实验

随机对同一样品连续进行10次测定,不确定度 $U_c = 0.42$, 相对不确定度 $U_r = 0.12\%$, 测量结果 $D = 352.6 \pm 0.42$ 。

表2 不确定度实验结果

| 序号 | 测定结果/(mg/kg) |
|----|--------------|
| 1 | 351 |
| 2 | 354 |
| 3 | 350 |
| 4 | 354 |
| 5 | 352 |
| 6 | 353 |
| 7 | 353 |
| 8 | 354 |
| 9 | 352 |
| 10 | 353 |

3.3 加标回收率实验

对一个空白样品、2个实际样品进行加标回收率实验,具体实验结果详见表3。

表3 加标回收率实验结果表

| 编号 | 样品名称 | 样品量/g | 铅含量/ μg | 加标量/ μg | 测定值/ μg | 回收率/ μg |
|----|---------|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| 1 | blank | 0 | 0 | 0.50 | 0.49 | 98.0 |
| 2 | Sample2 | 0.1 | 31.8 | 32 | 64.9 | 103 |
| 3 | Sample6 | 0.1 | 34.3 | 34 | 66.4 | 94.4 |

4 结论

该法采用普通酸分解法预处理采集到的尘样,探讨了用电感耦合等离子体法测定环境积尘中铅的方法。结果表明,该法可靠,加标回收率高,可在环境监测实践中推广。

参考文献:

- [1] 钱华. 环境铅污染来源及其对人体健康的影响 [J]. 环境监测管理与技术, 1998, 10 (6): 14-17.
- [2] 于瑞莲, 胡恭任, 袁星, 等. 大气降尘中重金属污染源解析研究进展 [J]. 地球与环境, 2009, 37 (1): 73-79.
- [3] HJ/166-2004, 土壤环境监测技术规范 [S].

Determination of Lead in Environmental Dust by ICP-MS

ZHANG Guang-zhu¹, GUAN Chao¹, LIU Sha²

(1. Meizhou Municipal Environmental Monitoring Center, Meizhou Guangdong 514071 China)

Abstract: The dust on the roof of the residential building was collected with the fine brush. The samples were processed by the common acid decomposition method with reference of the soil sample pretreatment methods. With national standard samples, the uncertainty experiment and the recovery experiment as the quality control methods, the lead in the environmental dust was determined by ICP-MS. The experimental results showed that the sample could be completely digested, and the ICP-MS is a stable, rapid, accurate and superior method.

Key words: dust; ICP-MS; lead; determination

顶空气相色谱法同时测定空气中甲醇和乙醇

张 峰

(江苏康达检测技术有限公司, 江苏 苏州 215001)

摘 要: 顶空气相色谱测定空气中甲醇和乙醇含量, 以蒸馏水吸收空气中甲醇和乙醇, 顶空进样经 DB-624 毛细管柱分离, 氢火焰离子化检测器检测。实际操作证明, 该法能满足工业废气和空气中的甲醇和乙醇的监测。

关键词: 空气; 甲醇; 乙醇; 监测; 顶空气相色谱法:

中图分类号: X 83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0126-02

甲醇和乙醇在常温、常压下都是易燃、易挥发的无色透明液体。甲醇有毒, 乙醇俗称酒精, 二者能以任何比例与水混合, 也几乎与所有的有机溶剂混合。甲醇和乙醇用途广泛, 是基础的有机化工原料和优质燃料, 但是在生产和使用甲醇时若设备不严密, 会污染空气。甲醇和乙醇是以蒸气状态存在于空气中, 其蒸气比空气重, 能在较低处扩散到相当远的地方。甲醇、乙醇在水中的溶解度都很大, 而且溶解的速度也很快, 以蒸馏水吸收采集气体中的这二类醇比较理想。测定气体中的有机物常用活性炭吸附, 有机溶剂解析, 会造成环境的二次污染^[2~3]。本文采用蒸馏水吸收空气中甲醇和乙醇, 顶空-毛细管气相色谱法直接测定水吸液中样品, 避免使用有机溶剂解析过程, 方法简单、快速。

1 试验部分

1.1 仪器与试剂

美国安捷伦 7890 气相色谱仪及化学工作站; 氢火焰离子化检测器 (FID); DB-624 弹性石英毛细管柱 (30m × 0.53mm × 3μm); 安捷伦 7697A 顶空进样器; 20ml 顶空瓶; 甲醇、乙醇均为色谱纯; 氯化钠 (GR); 蒸馏水: 经色谱检测无待测组分。

1.2 色谱条件

载气为高纯氮气 (>99.999%), 柱流量为 4.0ml/min; 柱温 60℃; 进样口温度 180℃; 检测器温度 220℃; 空气流量 300ml/min; 氢气流量 40ml/min; 分流进样, 分流比为 1:1。

1.3 顶空进样器条件

样品体积 10ml, 顶空瓶温度 85℃, 顶空瓶压力 10.0psi (1psi = 6.8954Pa)。加压时间 0.13min, 传输线温度 100℃, 载气压力 9.3psi, 进样时间 1min。

1.4 样品处理

将装有 10ml 蒸馏水的 U 型多孔玻板吸收管 (也称吸收管) 以 1L/min 的流量采集空气样品 40min^[1]。在实验室用吸耳球将吸收管中的吸收液吹入顶空瓶中, 加入 4g 氯化钠, 盖上硅胶垫和铝盖的密封。按色谱条件, 进液上气体 5ml 注入气相色谱仪分析。温度高的季节采样时, 需在吸收管周围放冰块降温, 以保持较高的采样效率。

2 结果与讨论

2.1 线性关系和最小检出量

分别精密称取二种有机物适量, 用蒸馏水将色谱纯甲醇和乙醇逐步稀释到同一个 100ml 容量瓶中后, 得到一系列不同浓度的标准液, 其中甲醇的质量浓度分别为 3.16、4.75、7.91、11.9、15.8mg/L, 乙醇的质量浓度分别为 3.26、4.89、8.16、12.2、16.3mg/L, 取各浓度混合醇溶液各 10ml 分别注入 20ml 顶空瓶中, 加入 4g 氯化钠, 密封, 按上述气相色谱和顶空进样器条件进行分析, 以保留时间定性, 色谱峰面积外标曲线法定量进行线性回归, 得甲醇线性回归方程为 $Y = 1.428X - 1.051$, 相关系数 $r = 0.9992$; 乙醇线性回归方程为 $Y = 1.639X - 0.941$, 相关系数 $r = 0.9995$ 。

按照样品分析的全部步骤, 连续分析 7 个低浓度样品, 计算测定结果的标准偏差 S , 检出限 $MDL = S \cdot t_{(n-1, 0.99)}$, 式中 $t_{(n-1, 0.99)}$ 为置信度 99%、自由度为 $n-1$ 时的 t 值 ($t_{(6, 0.99)} = 3.143$), S 表示 n 次平行测定的标准偏差。结果表明, 该方法甲醇的

收稿日期: 2013-07-22

作者简介: 张峰 (1973-), 男, 江苏泰兴人。硕士, 江苏康达检测技术有限公司高级工程师, 从事实验室管理及分析工作。

检出限为 0.43 mg/L, 乙醇的检出限为 0.45 mg/L。在采样体积为 40L 的条件下, 甲醇和乙醇最低检出质量浓度均为 0.11mg/m³。

2.2 顶空温度

甲醇的沸点为 64.6℃, 乙醇的沸点为 78.4℃, 将水样分别在 70、80 和 85℃ 下平衡 30min, 以考察平衡温度对该方法的影响。结果发现, 温度越高灵敏度越高。但是, 温度太高会产生较多水汽并随样品进入色谱柱, 水汽会对毛细管色谱柱产生较强的破坏性, 影响色谱柱寿命。从理论和实际出发, 选择 85℃ 平衡温度是可行的。

2.3 平衡时间

顶空气相色谱法中, 需要待测组分在水相和顶空气相间达到平衡时才能测定, 平衡时间直接影响测定的灵敏度和精密度。本试验考察了平衡时间为

20、30 和 40 min 时对测定的影响。发现, 随着平衡时间的增加, 灵敏度随之增加。当平衡时间为 30min 时, 灵敏度达到最高, 平衡时间继续增加时, 灵敏度没有明显变化。这是由于 30min 时, 甲醇和乙醇已经在水和顶空气相间达到了分配平衡, 时间继续增加时, 并未对分配平衡造成影响。考虑到测定效率, 选用 30min 的平衡时间。

2.4 精密度和准确度

取 10 个吸收管分成 2 组, 向第一组 5 个吸收管中依次加入 10ml 浓度为 4.75mg/L 甲醇和 4.89mg/L 乙醇标准溶液, 向第二组 5 个吸收管中依次加入 10ml 浓度为 7.91mg/L 甲醇和 8.16mg/L 乙醇标准溶液, 用上述气相色谱和顶空进样器条件进行分析测定, 结果见表 1 和表 2。

表 1 甲醇精密度与回收率的测定结果

| | | | | | | | (mg/L) | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| | | | | | | | 平均值 | RSD/% |
| 1 | 加标值 | 4.75 | 4.75 | 4.75 | 4.75 | 4.75 | 4.90 | 4.82 |
| | 测定值 | 4.84 | 4.92 | 4.97 | 4.88 | 4.90 | | |
| | 回收率/% | 101.9 | 103.6 | 104.6 | 102.7 | 103.2 | | |
| 2 | 加标值 | 7.91 | 7.91 | 7.91 | 7.91 | 7.91 | 7.72 | 5.68 |
| | 测定值 | 7.80 | 7.70 | 7.65 | 7.74 | 7.69 | | |
| | 回收率/% | 98.6 | 97.3 | 96.7 | 97.9 | 97.2 | | |

表 2 乙醇精密度与回收率的测定结果

| | | | | | | | (mg/L) | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| | | | | | | | 平均值 | RSD/% |
| 1 | 加标值 | 4.89 | 4.89 | 4.89 | 4.89 | 4.89 | 4.68 | 3.83 |
| | 测定值 | 4.73 | 4.66 | 4.70 | 4.63 | 4.69 | | |
| | 回收率/% | 96.7 | 95.3 | 96.1 | 94.7 | 95.9 | | |
| 2 | 加标值 | 8.16 | 8.16 | 8.16 | 8.16 | 8.16 | 8.40 | 5.77 |
| | 测定值 | 8.32 | 8.41 | 8.44 | 8.38 | 8.47 | | |
| | 回收率/% | 101.9 | 103.1 | 103.4 | 102.7 | 103.8 | | |

由表 1 和表 2 可见, 2 种醇标准溶液测定的结果重现性较好, 相对标准偏差范围均 <6%, 甲醇加标回收率为 96.7% ~ 104.6%, 乙醇加标回收率为 94.7% ~ 103.8%, 因此该方法精密度和准确度均符合分析测试质量控制要求。

3 结论

本方法采用蒸馏水采集空气中甲醇和乙醇, 顶空进样经 DB-624 毛细管色谱柱分离, 氢焰离子化检测器检测。该方法已成功应用于环境评价中特

征污染因子的分析, 方法的灵敏度高、线性良好, 能快速、准确地测定空气中的甲醇和乙醇, 能满足实际分析的需要。

参考文献:

- [1] 国家环保总局. 空气和废气监测分析方法指南 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.
- [2] 杨静红, 马亚文, 韩东海. 气相色谱法测定工业污水中的甲醇 [J]. 中国卫生检验杂志, 2001, 11 (3): 317-318.
- [3] 黄宪升. 动态顶空气相色谱测定水中的痕量甲醇 [J]. 中国环境监测, 2000, (3): 15-17.

(下转第 132 页)

工作场所空气中二乙二醇的测定

崔 丽

(重庆市荣昌县环境监测站, 重庆 402460)

摘 要: 建立工作场所空气中二乙二醇的气相色谱测定法。二乙二醇用活性炭采样管采集, 丙酮溶液解析后进样, 经毛细管色谱柱分离, 氢焰离子化检测器检测, 以保留时间定性, 峰面积定量。该方法灵敏度高, 精密度好, 准确度好。

关键词: 二乙二醇; 丙酮; 空气; 测定; 气相色谱法

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0128-02

二乙二醇又名二甘醇, 外观为无色透明、无机机械杂质的液体, 主要用作溶剂, 还可作树脂的增塑剂、烟草防干剂、纤维润滑剂和天然气的干燥剂等。二乙二醇沸点 245℃, 相对密度 1.1164, 能与水、乙醇、乙醚、丙酮和乙二醇混溶, 不溶于苯和四氯化碳。目前气相色谱法对工业废气中二乙二醇的测定还没有过文献报道, 也无标准分析方法。本文采用活性炭吸附工作场所空气中二乙二醇, 用丙酮洗脱解析, 以 DB-624 毛细管柱分离, 气相色谱法直接测定空气中二乙二醇的含量, 方法简单、快速。

1 试验

1.1 仪器与试剂

Agilent 6890 型气相色谱仪 (美国安捷伦科技有限公司), 附 FID 检测器、化学工作站软件; TH-150C 智能中流量采样器; 活性炭吸附采样管, 内装 100mg 活性炭; DB-624 型毛细管气相色谱柱 (30m × 0.53mm × 3μm); 2ml 安捷伦样品瓶; 10ml 溶剂解析瓶; 丙酮、二乙二醇均为色谱纯; 微量注射器 10μl、25μl; 1000μl 移液器。

1.2 色谱条件

载气为 > 99.999% 高纯氮, 柱流量 4.0ml/min; 进样口温度 250℃; 检测器温度 300℃; 氢气流量 50ml/min, 空气流量 300ml/min; 柱温 255℃; 分流比 10: 1, 进样量为 1μl。

1.3 样品采集和前处理

采用富集采样方法, 用橡胶管将活性炭采样管与采样器连接, 进行工作场所空气中样品的采集。在采样过程中采样流量设为 1.0L/min, 采样时间为 40min。同时将空白活性炭采样管带到现场, 打

开不抽空气, 作空白样品分析。采样完毕, 用橡胶帽封好, 贮于清洁容器内, 带回实验室分析^[1]。将采过样的前后段活性炭倒入溶剂解吸瓶中, 加 1.0ml 丙酮, 封闭后振摇 1 min, 解析 30 min 并不时振摇, 解析液供测定, 取 1μl 进样分析。

2 结果与讨论

2.1 色谱柱的选择

根据二乙二醇的理化性质, 比较了 HP-5 型、DB-624 型以及 NNOWAX 型极性毛细管气相色谱柱对二乙二醇的测定结果, 结果表明 30m DB-624 型毛细管气相色谱柱能很好地分离工作场所空气中二乙二醇。

2.2 样品色谱图

在上述色谱条件下, 取 1.0μl 浓度为 8.93mg/L 样品溶液, 进行毛细管色谱分析, 保留时间定性, 峰面积定量, 二乙二醇色谱图见图 1。

2.3 标准曲线与方法检出限

取 2ml 安捷伦样品瓶, 加入 1ml 丙酮, 用微量注射器准确移去 4μl 丙酮, 再准确加入 4μl 二乙二醇, 此时标准储备溶液浓度为 4465mg/L。用丙酮将二乙二醇标准储备液系列稀释后配制成 4.46, 13.4, 22.3, 35.7, 44.6mg/L 标准溶液系列, 取 1.0μl 在上述色谱条件下测定, 以二乙二醇保留时间定性, 色谱峰面积外标曲线法定量进行线性回归, 得线性回归方程为 $Y = 0.778X - 2.859$, 相关系数 $r = 0.9993$ 。二乙二醇标准用丙酮稀释成从高到低的溶液, 在上述色谱条件下经气相色谱分析, 以仪器恰好能产生与噪声相区别的响应信号时, 以 3 倍信噪比计^[2], 进入色谱柱的二乙二醇最低检出浓度为 0.43mg/L, 在采样体积为 40L 的条件下, 二乙二醇最低检出质量浓度为 0.01mg/m³。

2.4 解析效率

收稿日期: 2013-09-14

作者简介: 崔丽 (1963-), 女, 汉族, 大专学历, 重庆市荣昌县环境监测站, 工程师, 从事环境监测及环境管理工作。

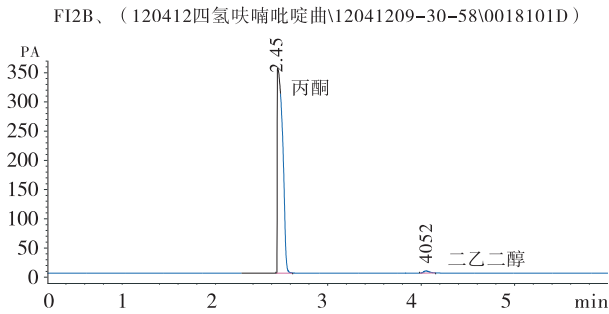


图1 样品色谱图

取 15 支刚断开的活性炭管分成 3 组，每支活性炭管分别加入 1.0 μ l 浓度为 13.4、22.3、35.7mg/L 的二乙二醇标准溶液，立即将断开的活性炭管两端套上塑料帽，放置过夜。第 2 天解析并测定每支活性炭管二乙二醇的含量，同时做样品空白，计算解析效率。结果显示：浓度值为 13.4mg/L 的样品解析效率为 93.8%，浓度值为 22.3mg/L 的样品解析效率为 95.4%，浓度值为 35.7mg/L 的样品解析效率为 96.6%。因此解析效率平均值为 95.3%。

2.5 精密度试验

配制二乙二醇质量浓度为 8.93mg/L 标准溶液（配制方法与校准一致），在给定色谱条件下进行色谱分析，重复进样 6 次，计算二乙二醇的 RSD 为 3.33%（表 1）。试验结果表明，该方法测定结果重现性比较好，符合精密度试验要求。

表 1 二乙二醇精密度试验

| 项目 | 二乙二醇 | | | | | |
|-----|-------|------|------|------|------|------|
| 测定值 | 8.94 | 8.96 | 8.89 | 8.92 | 8.90 | 8.87 |
| 平均值 | 8.92 | | | | | |
| RSD | 3.33% | | | | | |

2.6 回收率试验

采用加标回收法，在活性炭管中加入 2.0、

4.0、6.0 μ l 二乙二醇标准贮备溶液，加入 1.0 ml 丙酮解析，浓度分别为 8.93、17.9、26.8mg/L，然后测定加标样品各 3 次，计算平均回收率，见表 2。二乙二醇的加标回收率为 94.1% ~ 102.6%，该方法加标回收率符合分析测试质量控制要求。

表 2 回收率试验

| 样品 | 成份 | 本底值 / (mg/L) | 加入量 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 /% |
|----|------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------|
| 1 | 二乙二醇 | 0.00 | 8.93 | 8.40 | 94.1 |
| 2 | 二乙二醇 | 0.00 | 17.9 | 17.3 | 96.6 |
| 3 | 二乙二醇 | 0.00 | 26.8 | 27.5 | 102.6 |

2.7 实际样品的测定

该方法已成功应用于环境评价中特征污染因子的分析，效果良好。采用该方法对某企业使用二乙二醇的工作场所进行采样分析，车间 1 采样分析结果为 5.36 mg/m³，车间 2 采样分析结果为 6.38 mg/m³，符合现场情况。

3 结论

二乙二醇常温下不易挥发，但在大量使用乙二醇情况下，监测表明工作场所空气中存在一定量的二乙二醇。本研究建立了工作场所空气中二乙二醇的检测方法，采用活性炭采样管采集，丙酮解析后进样，经毛细管色谱柱分离，氢焰离子化检测器检测（FID）。结果表明，该方法分离效果好，灵敏度高，准确度好，能满足工作场所空气和工业废气中二乙二醇的监测要求。

参考文献：

- [1] 国家环保总局. 空气和废气监测分析方法指南（第四版）[M]. 北京：中国环境科学出版社，2004.
[2] HJ168-2010, 环境监测分析方法标准制订修订技术导则 [S].

Determination of Diethylene Glycol in the Air of Workplace

CUI Li

(Rongchang County Environmental Monitoring Station, Chongqing 402460 China)

Abstract: The gas chromatographic method is established for detecting the diethylene glycol in the air of workplace. The diethylene glycol is collected by activated charcoal sampling tube. The sample is injected after being dissolved by the acetone solution. After the separation by the capillary chromatographic column and the detection by the hydrogen flame ionization detector, it could be qualified according to the retention time, and quantified by the peak area. The method has high sensitivity, good precision and accuracy.

Key words: diethylene glycol; acetone; air; determination; gas chromatography

气相色谱法同时测定空气中乙酸甲酯和乙酸乙酯

付晓瑞

(南阳市环境监测站, 河南 南阳 473000)

摘要:建立了用气相色谱法测定空气中乙酸甲酯和乙酸乙酯的方法。本方法前处理简便, 分离度高, 干扰少, 分析灵敏度高, 有机试剂使用量少, 满足环境分析要求。

关键词:乙酸甲酯; 乙酸乙酯; 空气; 气相色谱法; 测定

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0130-03

乙酸甲酯和乙酸乙酯都是有香味的无色透明液体, 微溶于水, 可混溶于氯仿、丙酮、乙醇、乙醚和二硫化碳等多数有机溶剂。乙酸甲酯和乙酸乙酯在化工方面应用广泛, 吸入、口服或经皮肤吸收均对身体有害, 二者蒸气或雾对眼睛、粘膜和呼吸道有刺激作用, 在生产和使用过程中不可避免地会造成对人体的损害和对环境的污染。目前国内对环境空气和工业废气中乙酸甲酯和乙酸乙酯同时测定少有报道^[1]。本文用活性炭吸附, 二硫化碳解析, 毛细管柱气相色谱直接测定空气中乙酸甲酯和乙酸乙酯。

1 实验部分

1.1 试验仪器和试剂

安捷伦 6890N 气相色谱仪及化学工作站, 氢火焰离子化检测器 (FID); 30m × 0.53mm × 1μm DB-200 弹性石英毛细管柱; 2ml 安捷伦螺纹口样品瓶; 10ml 溶剂解析瓶; 活性炭吸附采样管; 二硫化碳、乙酸甲酯和乙酸乙酯均为色谱纯; 安捷伦微量注射器 10μl、25μl; 1000μl 移液器; 气体采样器。

1.2 色谱条件

柱温: 70℃; 汽化室温度: 220℃; 检测器温度: 250℃; 空气流量: 400ml/min; 氢气流量 60ml/min; 载气为高纯氮气流量: 5.0ml/min 分流进样, 分流比为 5: 1, 进样量为 1μl。

1.3 样品前处理

活性炭吸附采集空气中的有机污染物技术成熟, 操作方便, 适用范围较广, 因此在采集环境空

气和工业废气中有机污染物时常用活性炭进行富集浓缩。用橡胶管将活性炭采样管与采样器连接, 进行空气样品的采集, 采样流量为 0.5L/min, 采样时间为 30min, 同时在现场作样品空白^[2]。采样后将活性炭管两端套上塑料帽, 带回实验室分析。将上述采过样的活性炭倒入 10ml 解析瓶中, 加 1ml 二硫化碳, 塞紧管塞, 放置 30min 并不时振摇, 解析液供测定, 取 1μl 进样分析。

2 结果与讨论

2.1 线性关系和样品测定

用 1000μl 移液器移取 1000μl 二硫化碳到螺纹口样品瓶中, 用 10μl 微量注射器移去 8μl, 再补充加入 4μl 乙酸乙酯和 4μl 乙酸甲酯, 配制标准储备混合液, 浓度分别为 3608mg/L 和 3680mg/L。用 1000μl 移液器移取 1000μl 二硫化碳到螺纹口样品瓶中, 用 25μl 微量注射器分别移去 1μl、5μl、10μl、15μl、25μl, 再补充加入相同量的乙酸甲酯和乙酸乙酯标准储备混合液, 以保留时间定性, 色谱峰面积外标曲线法定量进行线性回归, 得线性回归方程, 校准曲线方程见表 1、表 2。

表 1 乙酸甲酯校准曲线

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----------------|----------------------|--------|---------|---------|---------|
| 标液 3680mg/L/μl | 1.00 | 5.00 | 10.00 | 15.00 | 25.0 |
| 标物/(mg/L) | 3.68 | 18.4 | 36.8 | 55.2 | 92.0 |
| 峰面积响应值 | 1.5253 | 6.6315 | 11.9844 | 17.0826 | 28.3520 |
| 曲线方程 | $Y = 0.300X + 0.749$ | | | | |
| 相关系数 | $r = 0.9996$ | | | | |

用测定标准曲线的操作条件, 测定样品和空白样品的解析液, 测定样品的峰面积减去空白样品的峰面积后, 由标准曲线得出样品浓度。

收稿日期: 2013-08-20

作者简介: 付晓瑞 (1978-), 女, 河南南阳, 汉, 河南省南阳市环境监测站, 本科, 助理工程师, 从事环境监测工作。

表2 乙酸乙酯校准曲线

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----------------------|----------------------|--------|---------|---------|---------|
| 标液 3608mg/L/ μ l | 1.00 | 5.00 | 10.00 | 15.00 | 25.0 |
| 标物/ (mg/L) | 3.61 | 18.0 | 36.1 | 54.1 | 90.2 |
| 峰面积响应值 | 1.6684 | 7.8542 | 13.0853 | 19.6950 | 32.2853 |
| 曲线方程 | $Y = 0.349X + 0.827$ | | | | |
| 相关系数 | $R = 0.9992$ | | | | |

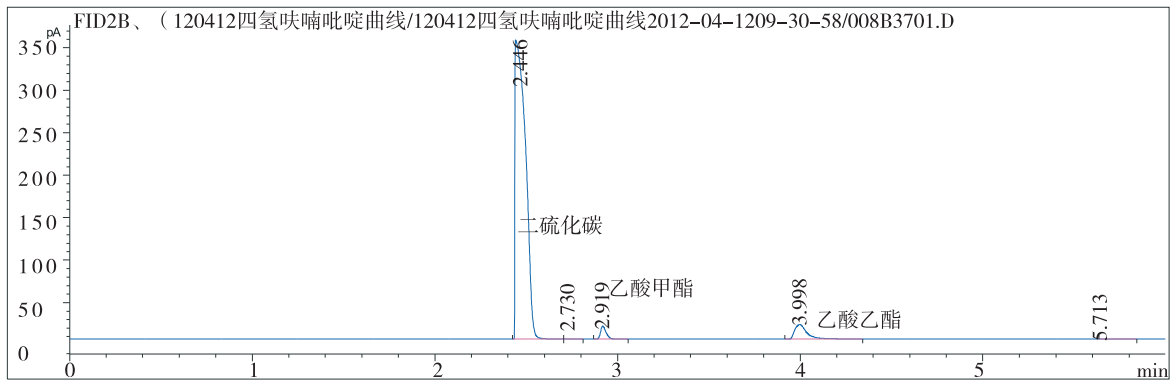
2.2 检出限的测定

乙酸甲酯和乙酸乙酯标准系列稀释后经气相色谱

分析,以仪器恰好能产生与噪声相区别的响应信号时,以3倍信噪比^[3]。进入色谱柱二种物质的检出限均为0.06mg/L,在采样体积为15L的条件下,乙酸甲酯和乙酸乙酯最低检出质量浓度均为0.004mg/m³。

2.3 标准样品色谱图

在上述色谱条件下,取8.0 μ l标准样品混合溶液,进行毛细管色谱分析,保留时间定性,峰面积定量。乙酸甲酯和乙酸乙酯标准样品色谱见图1。



1.二硫化碳, 2.乙酸甲酯, 3.乙酸乙酯

图1 标准样品色谱分离图

2.4 精密度和准确度

取15个空白活性炭管,平均分成3组,向第一组5个活性炭管中依次加入1 μ l的标准贮备混合液,向第二组5个活性炭管中依次加入2 μ l的标

准贮备混合液,向第三组5个活性炭管中依次加入3 μ l标准贮备混合液,最后再按1.3进行样品处理后进入色谱柱测定。结果见表3、表4。

表3 乙酸甲酯精密度与回收率的测定结果

| | 1 | | | 2 | | | 3 | | |
|-----|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|
| | 加标值 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 / % | 加标值 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 / % | 加标值 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 / % |
| | 3.68 | 3.53 | 95.9 | 7.36 | 7.01 | 95.2 | 11.0 | 11.4 | 103.6 |
| | 3.68 | 3.58 | 97.3 | 7.36 | 7.08 | 96.2 | 11.0 | 11.4 | 103.6 |
| | 3.68 | 3.60 | 97.8 | 7.36 | 7.06 | 95.9 | 11.0 | 11.3 | 102.7 |
| | 3.68 | 3.55 | 96.5 | 7.36 | 7.10 | 96.5 | 11.0 | 11.2 | 101.8 |
| | 3.68 | 3.59 | 97.6 | 7.36 | 7.05 | 95.8 | 11.0 | 11.4 | 103.6 |
| 平均值 | | 3.57 | | | 7.06 | | | 11.3 | |
| RSD | | 2.92 | | | 3.39 | | | 8.94 | |

表4 乙酸乙酯精密度与回收率的测定结果

| | 1 | | | 2 | | | 3 | | |
|-----|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|--------------|--------------|---------|
| | 加标值 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 / % | 加标值 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 / % | 加标值 / (mg/L) | 测定值 / (mg/L) | 回收率 / % |
| | 3.61 | 3.40 | 94.2 | 7.22 | 7.06 | 97.8 | 10.8 | 11.3 | 104.6 |
| | 3.61 | 3.39 | 93.9 | 7.22 | 7.11 | 98.5 | 10.8 | 11.4 | 105.6 |
| | 3.61 | 3.47 | 96.1 | 7.22 | 7.08 | 98.1 | 10.8 | 11.4 | 105.6 |
| | 3.61 | 3.45 | 95.6 | 7.22 | 7.07 | 97.9 | 10.8 | 11.5 | 106.5 |
| | 3.61 | 3.43 | 95.0 | 7.22 | 7.06 | 97.8 | 10.8 | 11.3 | 104.6 |
| 平均值 | | 3.43 | | | 7.08 | | | 11.4 | |
| RSD | | 3.35 | | | 2.07 | | | 8.37 | |

由表3、4可见,三组样品测定的结果重现性较好,乙酸甲酯和乙酸乙酯相对标准偏差范围均<10%。乙酸甲酯加标回收率为95.2%~103.6%;乙酸乙酯加标回收率为93.9%~106.5%。因此该方法精密度和准确度均符合分析测试质量控制要求。

3 结论

应用活性炭采集空气中的乙酸甲酯和乙酸乙酯,用二硫化碳解析,毛细管柱气相色谱法测定其

质量浓度,操作简单方便,且回收率高,精密度好,检出限低。本方法已成功应用于环境评价中特征污染因子的分析,效果良好。

参考文献:

- [1] 杨丽莉,胡恩宇.气相色谱法同时测定空气中痕量乙酸乙酯和乙酸乙烯酯[J].化学分析计量,2006,(5):40-42.
- [2] 国家环保总局.空气和废气监测分析方法指南(第四版)[M].北京:中国环境科学出版社,2004.
- [3] HJ168-2010,环境监测分析方法标准制修订技术导则[S].

Simultaneous Determination of Methyl Acetate and Ethyl Acetate in the Air by Gas Chromatography

FU Xiao-rui

(Nanyang Municipal Environmental Monitoring Station, Nanyang Henan 473000 China)

Abstract: The gas chromatography method is established to determine the methyl acetate and ethyl acetate in the air. The pretreatment of this method is simple, with good separation, less interference, high sensitivity and less use of organic reagent use. It could meet the demands of environmental analysis.

Key words: methyl acetate; ethyl acetate; air; gas chromatography; determination



(上接第127页)

Simultaneous Determination of Methanol and Ethanol in the Air by Headspace Gas Chromatography

ZHANG Feng

(Jiangsu Kangda Detection Technology Company Limited, Suzhou Jiangsu 215001 China)

Abstract: In the determination of methanol and ethanol content in the air by headspace gas chromatography, the methanol and ethylene are absorbed by the distilled water. The headspace sample is separated by DB-624 capillary column, and detected by flame ionization detector. The actual operation shows that this method can meet the requirements of the methanol and ethanol monitoring in industrial exhaust gas and in the air.

Key words: air; methanol; ethanol; monitoring; headspace gas chromatography

离子色谱法测定环境空气中丁酸

史旭雯

(澳实分析检测上海有限公司, 上海 201206)

摘要:建立了用离子色谱法测定环境空气中丁酸的新方法。对实际样品进行分析, 丁酸的回收率为 94.5% ~ 103.8%, 当采样体积为 60L 时环境空气中丁酸的检出限为 0.003mg/m³。本方法分析速度快, 所需样品量少, 且无需复杂的前处理, 简便、灵敏、可靠。

关键词: 离子色谱法; 环境空气; 测定; 丁酸

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2013) 06-0133-02

丁酸为无色至浅黄色透明油状液体, 具有浓烈的奶油、干酪般的气息和奶油味。正丁酸是一种重要的合成香料以及其他精细化工产品的原料, 主要用于丁酸酯类和丁酸纤维素的合成。高浓度丁酸气体可引起皮肤、眼或粘膜和中度刺激性损害。目前, 丁酸的测定主要采用活性炭吸附, 有机溶剂解析, 气相色谱法测定^[1], 分析过程大量使用有机试剂易造成实验室空气污染。丁酸是呈弱酸性脂肪酸, 在水中的溶解度很大, 而且溶解的速度也很快。本文采用氢氧化钠为吸收液采集环境空气中的丁酸并进行离子色谱法测定, 避免使用有机溶剂解析过程, 方法简单、快速。

1 实验部分

1.1 仪器和试剂

Dionex ICS-900 离子色谱仪 (附电导检测器, 美国戴安公司); 艾科浦超纯化水机; GS-3 型交直流两用大气采样器 (上海宏伟仪器厂); 棕色气泡吸收管。

Na₂CO₃: 基准级; NaHCO₃: 优级纯; NaOH: 优级纯; 丁酸标准储备液 (为 100mg/L): 由上海安谱科学仪器有限公司购得。所用溶液均用电阻率为 18.3MΩ·cm 的超纯水配制。

1.2 色谱条件

淋洗液: 4.5mmol/L 的碳酸钠和 0.8mmol/L 的碳酸氢钠混合溶液, 流速为 1.0 ml/min; 分离柱: IonPac AS23 柱; 保护柱: AG23 柱; 抑制器: ASRS300-4 自动再生抑制器, 抑制电流 25MA; 进样量为 25μl。

1.3 采样和样品处理

根据丁酸的理化特性, 废气采样时选用串联两支棕色气泡吸收管, 且每支内装 10 ml 淋洗液, 以 1.0L/min 流量, 采样 60min。采样口串联装有 0.45μm 乙酸纤维微孔滤膜的滤膜夹, 以滤除颗粒物^[1]。选用 C (NaOH) = 2.0 × 10⁻³mol/L 吸收液有利于丁酸的吸收, 同时对测定无干扰, 丁酸经吸收后变成较稳定的丁酸钠, 丁酸不会随吸收瓶内气泡挥发。样品、淋洗液均用 0.45μm 微孔滤膜过滤, 分析前置于冰箱冷藏室中保存备用。

2 结果与讨论

2.1 标准曲线线性和方法检出限

用移液管从 100mg/L 丁酸和异丁酸标准储备液中移取 0.00、1.00、4.00、8.0、12.0、20.0ml 用超纯水定容于 100ml 容量瓶配成系列标准液。丁酸标准使用液的浓度为 0.00、1.00、4.00、8.0、12.0、20.0mg/L。以丁酸浓度对色谱峰高响应值 (μs) 进行线性回归, 绘制校准曲线, 校准曲线方程见表 1。

表 1 丁酸校准曲线

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----------------------|---------------------|-------|-------|-------|-------|
| 标液 100.0μg/ml / (ml) | 0.00 | 1.00 | 4.00 | 8.00 | 12.00 |
| 标物 / (mg/L) | 0.00 | 1.00 | 4.00 | 8.00 | 12.00 |
| 响应值 / (μs) | 0.000 | 0.203 | 0.465 | 0.773 | 1.096 |
| 曲线方程 | Y = 0.0801x + 0.133 | | | | |
| 相关系数 | r = 0.9999 | | | | |

色谱噪声响应信号为 0.001μS, 1.00mg/L 丁酸标准溶液的峰高为 0.203, 按进样体积 25μl 计, 以产生 3 倍噪声水平信号所代表的待测组分最小浓度来计算丁酸检出限为 0.01mg/L, 该方法测定环

收稿日期: 2013-09-10

作者简介: 史旭雯 (1984-), 女, 上海人, 汉族, 本科, 澳实分析检测上海有限公司分析师, 从事环境工程工作。

境空气中丁酸的检出限为 $0.003\text{mg}/\text{m}^3$ (采样体积为 60L, 吸收液体积为 20ml)。

2.2 方法的精密度

用含丁酸为 $4.0\text{mg}/\text{L}$ 的样品做 6 次平行试验, 丁酸根保留时间、峰高、峰面积的变异系数分别为 0.11%、0.63%、0.58%, 由此可见该方法精密度良好, 符合分析测试质量控制要求。

2.3 样品测定

用本方法测定某公司附近环境空气中丁酸浓度, 同时采集 3 组气体样品, 每组双份。在各组采样管中, 1 份直接采样, 另 1 份用 $1000\mu\text{l}$ 移液器分别从 $100\text{mg}/\text{L}$ 丁酸标准液移取 300、400、 $500\mu\text{l}$ 至加有 9.70、9.60、9.50ml 吸收液的气泡吸收管中进行采样, 测定计算其加标回收率, 结果见表 2。

表 2 回收率实验结果 (mg/L)

| 样品 | 成分 | 本底值 | 加标值 | 测定值 | 回收率/% |
|----|----|------|------|------|-------|
| 1 | 丁酸 | 0.00 | 3.00 | 2.84 | 94.5 |
| 2 | 丁酸 | 0.00 | 4.00 | 3.85 | 96.2 |
| 3 | 丁酸 | 0.00 | 5.00 | 5.19 | 103.8 |

由表 2 可见, 某公司附近环境空气中没有检出丁酸, 丁酸加标回收率为 94.5% ~ 103.8%, 该方

法准确度符合分析测试质量控制要求。实测结果进一步表明, 本方法是一种监测环境空气中丁酸的较为理想的方法。

3 结论

本文建立了以溶液吸收 - 离子色谱法测定环境空气中丁酸的方法。在实际工作中, 大部分实验室都是利用活性炭吸附 - 二硫化碳解析 - 气相色谱法或高效液相色谱法测定空气和废气中丁酸, 但是样品前处理较复杂, 必须经过富集、提纯、浓缩等许多步骤, 易造成误差, 而且在分析过程中大量使用二硫化碳易造成试验室空气污染, 损害分析人员身体健康。该方法操作简便, 采样效率高, 有较好的线性关系、精密度和准确度, 与气相色谱法相比, 在分析过程中避免了有机试剂的使用, 不会对环境造成二次污染, 提高了工作效率。该方法已成功应用于环境评价中特征污染因子的分析, 能快速、准确地测定工业废气和环境空气中的丁酸。

参考文献:

- [1] GBZT 160.59-2004, 工作场所空气有毒物质测定羧酸类化合物 [S].
- [2] 国家环境保护总局. 空气和废气监测分析方法 (第 4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 50-51.

Determination of Butyric Acid in Air by Ion Chromatography

SHI Xu-wen

(ALS Chemex Shanghai Company Limited, Shanghai 201206 China)

Abstract: The method of determining the butyric acid in air by ion chromatography is established. After the analysis of real samples, the recovery rate of butyric acid is 94.5% ~ 103.8%. When the sampling volume is 60L, the detection limit is $0.003\text{mg}/\text{m}^3$. This method is fast with less demand of sample quantity. There is no complex pre-treatment, so it is simple, sensitive and reliable.

Key words: ion chromatography; ambient air; determination; butyric acid

《环境科学导刊》

2013 年第 32 卷总目次

第 1 期

· 专题研究 ·

- AA-HPA-AMPS 阻垢剂最佳合成条件研究 周江 (1)
腐殖质修复 TNT 污染土壤的机理探索 李恒, 譙华, 周从直 (5)
污染负荷对人工湿地污染处理效果的影响 张萍, 和丽萍, 陈静, 杨逢乐, 田军 (8)

· 环境管理 ·

- 巧借他山石 助我振翅飞——推进国家重大水专项滇池洱海项目的思考 周东际, 李湘, 贾丽娟 (13)
陕西省环保投资绩效 DEA 实证分析 赵志华, 董小林 (17)
环境保护与公众参与 曹冬梅 (22)
浅谈环境影响评价在建设项目环境管理中的作用 王伟, 黄志民 (25)
浅谈如何加强兰坪矿山生态环境保护 陈春, 和杏丽 (27)

· 水环境保护 ·

- 滇池沿湖地区农田污染生态控制关键技术研究 杨育华, 和兰娣, 支国强, 刘滔, 毕金 (29)
杞麓湖湖滨带农田排涝区农田排水入湖污染负荷研究 张军莉, 赵磊, 赵琳娜, 谭志卫, 王俊松, 李转寿 (33)
杞麓湖南岸农业生产分析及最佳农业生产模式选择 谭志卫, 赵磊, 赵琳娜, 王俊松, 揭学远, 许迪, 李转寿 (35)
浅谈菏泽市水环境问题与水环境保护对策 侯艳玲 (41)

· 污染防治 ·

- “十一五”期间昆明市工业固体废物现状分析及污染防治对策 王红梅, 丁宏翔, 杨小珊 (45)
香格里拉城区空气污染特征及其变化趋势分析 高春燕, 杨海云, 周卉 (49)
昆明市餐饮废水污染现状与防治对策 耿国斌 (51)
静态清灰袋式除尘技术的产业化推广问题探讨 李泓泽, 王宝, 赵健飞 (54)
临沧孟定镇天然橡胶加工业对环境的污染及防治措施 杨丽娟 (58)

· 污染治理技术 ·

- 宝钢不锈钢有限公司冷轧废水处理工艺设计 金亚飏, 刘勇, 赵湧, 袁军, 田麟, 王乐为, 王智铭 (61)
剑川县垃圾填埋场渗滤液处理站处理规模计算方法分析 张俊, 邵翎, 侯娟 (65)
昆钢制氢站二次净化系统的优化改进 闫莉 (72)
制浆废水的回用中试研究 杨淑霞, 沈鸿 (76)
海泡石在重金属废水处理中的应用 李冬, 陈华军 (78)

· 环境评价 ·

- 基于生态足迹的福州仓山区生态安全评价 薛若晗 (82)
基于信息熵的重庆开县乡镇集中式饮用水水源地水质模糊综合评价 付青, 郑丙辉, 陈浩, 李章安, 王勇 (86)
金沙江上游底泥重金属污染及潜在生态风险评价 赵祖军 (91)
云南思小高速公路交通噪声对生态敏感区的影响分析 唐勤 (95)
云南铁矿放射性水平及对环境的影响分析 王顺生, 喻亦林 (98)
大连北三市土地利用景观格局及其生态环境效应 艾晓荣, 张华 (101)
香格里拉县农村生活饮用水水质理化指标现状分析 杨海云, 王秋菊 (105)
营口地表水资源质量现状分析 李耀伟, 王林 (108)

· 环境监测 ·

- 哈希多参数水质监测仪 DS5X 在大宁河白水河段藻类研究的应用 万丹, 吴光应, 洪尚波, 邹莉 (111)
甲醛吸收——副玫瑰苯胺光度法测定环境空气中二氧化硫试剂对空白吸光度的影响分析 赵洲 (114)
地表水自动监测预警系统验收应注意的问题 陆锦标 (117)
垫江县环境应急能力建设的现状与思考 蒋玥, 江学谦 (120)
金沙江中游流域水环境监测体系建设的构想 倪静洁 (123)
浅谈环境空气自动监测站质控方式 杨晓红, 师莉莉, 王立前, 张榆霞 (125)
通过实验室资质认定的县级环境监测站如何有效运行质量管理体系 李萍 (128)
快速求解 pH 平均值 白爱民 (130)

第 2 期

· 环境管理 ·

- 求木之长先固本 欲流之远须浚源——环境科技支撑为更好环境管理服务的思考 周东际, 李湘 (1)

| | |
|--|------------------------------|
| 法国公海保护的和管理和实践及其对我国的借鉴意义 | 王琦, 桂静, 公衍芬, 范晓婷 (7) |
| 浅谈宣威市“十一五城考”工作 | 李萍 (14) |
| · 环境保护 · | |
| 昆明市主城区三种温室气体的月份和干、湿季的小时变化规律及原因分析 | 向峰, 杨良, 李爱军, 谢海涛, 金玉 (16) |
| 威远江自然保护区思茅松种群的林窗更新研究 | 廖迎芸, 彭明春, 党承林 (20) |
| 基于 RS 与 GIS 通海县土地利用/土地覆盖变化研究 | 王艳英, 王金亮 (26) |
| 滇中经济区生态环境现状及改善对策 | 张俊黎, 王金亮, 吴风志, 李进存 (30) |
| 临沧市农村主要环境问题及其保护对策 | 杨丽娟 (35) |
| 绿色能源技术在绿色建筑中的应用 | 刘邦禹 (38) |
| · 水环境保护 · | |
| 滇池流域土地利用变化与入湖河流水质关系研究 | 刘松波 (42) |
| 安宁市车木河水库治理中表流湿地技术应用 | 赵祥华, 殷晓松, 金晓瑾, 田军 (45) |
| 关于蓝藻浜水环境污染的调查研究与思考 | 吴红岩 (49) |
| 沘江流域环境保护综合治理措施探讨 | 陈春 (52) |
| 玉溪尖山河小流域 N 的输出特点研究 | 邵智, 赵永宾, 李洪波, 王放 (58) |
| · 污染防治 · | |
| 利用微生物菌剂净化城市河道水质试验研究 | 吴文卫, 杨逢乐, 李转寿 (63) |
| 水体磷污染控制与治理技术研究 | 任婧, 金雪莲, 夏峰 (66) |
| 玩具行业清洁生产潜力分析及实施办法研究 | 郑定成, 戴琴 (70) |
| 我国 SO ₂ 污染、危害及控制技术 | 曹冬梅 (73) |
| · 污染治理技术 · | |
| 西南村镇生活污水处理技术适宜性研究分析 | 叶长兵, 杨勇, 李兰 (75) |
| 液体零排放技术在工业水处理领域的应用 | 卢少红, 施明清 (78) |
| 昆钢煤气系统的经济安全性分析与优化 | 闫莉 (82) |
| 喷雾预处理 + 二级吸收法处理酸洗废气中 NO _x | 赵根成, 贾劲松, 蒋利华 (86) |
| · 环境评价 · | |
| 本地及周边地区污染排放对深圳市夏季空气质量的影响 | 颜敏, 李焕承, 梁永贤, 刘宝章 (88) |
| 高校地表景观水水质现状评价 | 王琼, 伍扬, 魏燕芳 (92) |
| 清镇市区空气质量评价与污染防治对策 | 杨文娟, 肖致强, 龙皓 (97) |
| 云南省“十二五”期间重点建设项目环境影响评价相关问题及对策研究 | 和丽萍, 张萍, 王瑞波, 陈玥, 范建 (100) |
| 上海嘉定区 PM ₁₀ 污染状况分析 | 王晓, 陈浩杰 (106) |
| 电磁炉电磁辐射水平调查 | 王东, 郭键锋, 时劲松, 刘宝华 (109) |
| · 环境监测方法 · | |
| 微波消解 ICP-OES 法同时测定总悬浮颗粒物中多种重金属 | 朱奕, 葛飞, 许雄飞 (112) |
| 次灵敏线测定电镀污泥中高含量镍 | 樊霞 (116) |
| 淡水藻类的分离纯化方法探索 | 王梅梅, 熊亚南, 刘爱华, 章广玲 (118) |
| 气相色谱法测定大气中乙酸乙酯和甲基丙烯酸甲酯 | 夏荣波 (122) |
| · 环境监测研究 · | |
| 高锰酸盐指数测定方法的现状及研究动态 | 陈丽琼, 茹婉红, 胡勇, 余东波, 茹菁宇 (125) |
| 不同实验方法对测定叶绿素 a 的结果分析对比相关关系探讨 | 殷丽萍, 孙洋 (129) |
| 嘉定区水污染源在线监控系统现状 | 陈浩杰 (131) |
| 水环境监测中现代化萃取技术的应用 | 卢守舟 (134) |
| 西部地级市环境监测站转型期视野中的环境统计组织体系建设探讨 | 丁宏翔 (137) |
| 咸潮预警值设定的研究 | 管擎宇 (139) |
| 尽量减少输变电工频电场测量中畸变电场影响的测量方法 | 张召文 (142) |

第 3 期

| | |
|----------------------------------|-------------------------|
| · 专题研究 · | |
| 不同类型土壤和植物对柴油微生物降解的影响 | 陆泗进, 何立环, 孙聪, 彭福利 (1) |
| 矿化度对清水型水生态系统结构的影响 | 龙伦明, 柴夏, 蒋伟 (6) |
| 生态环境利益相关者的界定与分类——基于环境外部性视角 | 王晓亮, 杨裕钦, 曾春媛 (11) |
| · 环境管理 · | |
| 云南省安宁市村庄环境综合整治的思考与探索 | 李燕琼 (16) |
| 移动通信基站电磁辐射环境保护与管理 | 黄晓华, 姚颖, 杨斌, 陈帅 (20) |
| 燃煤电厂环境监理报告内容框架实践与分析 | 濮文青, 刘红志, 王圣 (22) |
| · 环境保护 · | |
| 2011 年抚仙湖浮游植物群落结构研究 | 此里能布, 毛建忠, 赵华刚, 田伟 (26) |
| 河口前置库对水土流失防治效果研究 | 杨琏, 何锋 (31) |
| 辽河流域水生态环境问题分析 | 刘光辉 (36) |

· 污染防治 ·

哈尔滨市冬季局部空气污染原因分析 李雷, 滕世长, 徐盛荣 (39)
我国重点城市功能区噪声监测现状及存在问题 滕世长, 李雷, 李冰菲 (41)
废水生态处理技术研究 闫佩, 常文韬, 袁向华 (44)
云南省固体废物污染 DPSIR 模型指标体系的构建 胡玉之, 朱翔 (47)

· 污染治理技术 ·

冷轧酸性废水处理设施的设计与运行 金亚彪, 刘勇, 袁军, 王乐为, 李志霞, 王倩煜 (51)
土霉素废水的强化臭氧氧化试验研究 刁玲玲, 王帅, 王忠岱 (55)
尾砂充填技术在大红山铜矿的运用与研究 赵丽琼, 张应平 (58)
稀土湿法分解工艺过程中铅分布及排放量研究 帅星 (61)
生态治污工艺与污水零排放方案及实践 王文明, 危建新, 聂世辉, 左锋, 李毅 (64)
活性炭-Fe 组成的微电池净化印染废水的研究 孙伟华, 徐长城, 宁平 (68)
金属氧化物在沈阳锅炉烟气脱硫脱氮过程中的研究应用 周娜, 金洪涛, 钟甦, 张嘉治, 贾玉鹤 (72)

· 清洁生产 ·

陆良西桥工业园区循环经济中产业链修复研究 罗友明 (76)
硫铁矿制酸企业强制性清洁生产审核潜力分析 孔慈明 (80)
云南省重点企业清洁生产审核现状及对策 常蓉, 李炎昆, 陶豫萍 (88)

· 环境评价 ·

建设项目影响地表水环境水量工作等级划分初步研究 叶长兵, 李文朝, 刘琴, 张晶晶 (93)
320 国道保山段绿化带 Cr、Pb 污染的考察 侯洪波, 杨保海, 杨鸾芳 (96)
LM- BP 神经网络在湖泊营养状态评价中的应用 王泽平 (98)
昆明市生态环境状况评价及对策 赵世民, 王道玮, 王江涛 (102)

· 环境监测方法 ·

浅析总氮测定中的影响因素 张锦鹏 (106)
浅析环评中监测工作的新挑战 姜建华 (108)
活性炭吸附-气相色谱法测定大气中的辛醇 徐兰 (111)
火焰原子吸收光度法连续测定电镀污水中的锌和铜 樊霞, 蔡裕丰 (113)
毛细管气相色谱法测定环境空气中的丙二醇 吴红星 (115)
气相色谱法测定工业废气中的四氢呋喃 赵雅芳 (117)
十通阀切换气相色谱法测定空气中甲烷和非甲烷总烃 马小杰, 房贤文 (119)

· 环境监测研究 ·

湖泊水体中 COD_{Cr} 、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、 DO 之间相互关系的研究 高明, 黄绍祥, 彭小明 (121)
广州大学城内珠江流域不同流段的水质监测及分析 耿新华, 沈为真, 陈火玲, 黄丹虹, 许琼娜, 曾娟, 刘冰梅 (124)
开展 $PM_{2.5}$ 监测对昆明市环境空气质量影响的探讨 殷雨萍 (128)
实验室分析测量中的质量保证——以云南省辐射环境监督站为例 张召文 (131)

第 4 期

· 专题研究 ·

CO_2 活化木屑炭制备活性炭及工艺优化 余峻峰, 俞志敏 (1)
活性污泥模型参数实际可识别性研究方法 张天, 刘姣姣 (6)
自然生物膜对水体中磷浓度的影响研究 扈新莹, 罗雄鑫, 史静, 张乃明, 吴永红, 李运东, 杨林章 (10)
紫荇泽兰和鬼针草对重金属铬的竞争富集作用 侯洪波, 杨鸾芳, 刘忆明, 穆建升 (15)

· 水环境保护 ·

RMA2 模型在洱海湖滨湿地流场模拟中的应用 刘辉, 陈君, 白晓华, 关志成 (17)
基于 Google Earth 三维信息构建纳帕海湿地数字高程模型 李杰, 杨燕平 (21)
东大河生物修复系统研究 李淑红 (26)
杞麓湖南岸蔬菜种植区农业面源污染物流失特征 杨逢贵, 赵磊, 聂菊芬, 王俊松, 宋迪 (30)
牛栏江—滇池补水工程生态保护与污染防治研究 陈云进 (35)
瑞丽江水质现状与污染防治对策分析 徐永刚 (39)
抚仙湖窑泥沟人工湿地工程运行效益分析 马彦华, 施艳峰, 刘红, 王林 (43)

· 水质评价 ·

抚仙湖后生浮游动物种类组成及水质评价 杜程鹏, 李艳华, 赵萍萍, 赵华刚 (46)
秋季清水河大型底栖动物群落结构及其水质评价 此里能布, 毛建忠, 赵华刚, 寇建山 (51)
2008~2012 年洱海总磷、总氮变化分析 孙怀英 (56)
曲靖市境内南盘江水质变化趋势及影响因素分析 张宏 (59)

· 污染防治 ·

城市生活污水处理中紫外线消毒工艺方案的设计与运用 刘云红, 刘波 (64)
昆明城市环境空气降尘污染的演变与防治对策分析研究 余冬 (70)
浅谈生态类—气田水输送管道工程竣工环保验收调查 程玉周, 欧阳峰 (74)
典型锌冶炼工艺的汞污染源去向分析及其监控方案研究 莫招育, 陈志明, 谢鸿, 林华, 毛敬英, 陶胜康 (76)

· 污染治理技术 ·

- 双浮箱滗水器的设计 申小颂, 曾友为 (79)
纤维素酶法废纸脱墨机理的初步研究 王帅, 刁玲玲, 郝海龙 (83)
折流式人工湿地处理校园生活污水试验研究 叶长兵, 刘琴, 张晶晶 (87)
赣榆县污水处理厂污泥处置对策探讨 万涛 (91)

· 环境评价 ·

- 基于 GIS 的云南省生态系统评价模型关键技术研究 王珺, 李卓卿, 杨仙瑜 (94)
呈贡县菜区大棚土壤中重金属污染调查研究 李健平, 李玉聪 (102)
涂料项目环境影响评价中的清洁生产分析 邹迪, 杨光, 蒋海飞, 吴彝 (106)

· 环境监测方法 ·

- 梯度洗脱离子色谱法同时测定降水中 9 种有机及无机阴离子 韦进进, 刘维明 (109)
顶空-气相色谱法测定水中三乙胺浓度 赵延飞, 王晓青, 瞿贤, 王乔 (113)
混酸消解玻璃纤维滤膜法测定大气颗粒物中的铅 孙靖, 张长寿 (117)
连续光源原子吸收法测定地表水中钾钠钙镁 杨华, 张永刚, 王静, 赵一, 王鑫 (120)
梯度洗脱离子色谱法测定降水中六种阴离子及离子平衡的讨论 唐姚瑶, 陆华, 季彦崑 (123)
探讨总氰化物测定的影响因素及其控制方法——以 2011 年上半年实样考核为例 李素梅 (126)
浅谈土壤消解方法对重金属元素的选择 孙滨 (130)

· 环境监测研究 ·

- 脱硫在线实时监测系统研究与应用 郑斐 (135)
硝化法提纯二硫化碳及成本核算 夏荣波, 张长寿 (138)
风沙土对放射性核素的吸附与解吸 何岱, 袁世斌, 周婷, 李福德, 李娜, 张晋秋, 董微 (141)
嘉定区国控水污染源在线监控系统监督考核现状 许海滨, 郝怡然 (144)
污染源自动监测运行中常见问题探讨 管擎宇, 许海滨 (146)
省辖市环境监测站人才的培养与发展——以扬州市环境监测中心站为例 陈谊, 谢继征 (149)

第 5 期

· 专题研究 ·

- 苯胺泄露至土壤中的迁移及应急处置试验模拟研究 陈志刚, 于萍, 罗运柏, 郭新良 (1)
兰坪铅锌矿区周边农田土壤—玉米体系 Pb 含量及其污染特征研究 杨炳旭 (6)
运用盐充法测量双壳贝类的壳腔体积 杨红伟, 黄宏, 朱静敏, 吴粒铰, 施华宏 (10)
浅议轮胎企业有机废气排放因子 丁学锋, 张慧君, 曹睿 (14)

· 环境保护 ·

- 云南藏区旅游生态安全及其防控研究 赵翠娥, 丁文荣 (17)
中国温室气体自愿减排发展现状及其建议 胡牡丹 (21)
沾益县花山煤化工园区防护林建设探究 胡加寿 (24)
深圳市经济增长与水污染物减排 彭胜巍, 王越, 彭溢 (28)
基于 TM 影像的弥勒县植被覆盖变化率研究 曾浩, 王金亮, 牛怡, 温世万 (31)

· 环境管理 ·

- 福州生态市建设指标体系与对策研究 郑彩红 (35)
构建广西生态补偿机制对策探析 陈洋, 李霖 (39)
城市社区生态能力建设公众认知研究 王映雪, 许晓毅, 王文慧 (43)
对我国基层环境执法后督察机制建设的思考 刘勇生, 姬胜军 (46)
昆明市环境应急监测能力建设现状及对策建议 王兴龙 (49)

· 水环境保护 ·

- 滇池水环境演变与藻类监控技术发展分析 余冬, 李发荣, 王江涛 (53)
新运粮河下游水质研究 聂菊芬, 杨逢乐, 金竹静, 张春敏 (58)
阳宗海钾浓度与浮游植物的变化分析 徐永梅 (62)
“十二五”辽河流域沈阳段污染治理对策初探 韩苏 (65)
澜沧江上游云南江段污染现状及防治对策 赵祖军, 李妍丽 (68)

· 污染防治 ·

- 1991—2010 年贵阳市二氧化硫变化趋势、影响因素和防控措施 毛竹, 王浩 (71)
保山市隆阳区城区尘污染发展趋势分析 杨鸿亮, 李羚 (75)
微生物法治理室内空气污染的可行性探讨 霍亚颀, 王敏, 李阳阳 (80)

· 污染治理技术 ·

- 湿地植物对郊区污水中氨氮净化效果的研究 李宝华, 邢玉亮, 陈静, 程辉, 张茜, 于俊萍 (83)
次氯酸钠吸收磷化氢尾气的实验研究 丁祖高 (85)
大型磷复肥企业生产废水零外排技术 王丽琼 (89)
多金属伴生铜矿选矿与湿法冶炼中废水零排放探讨 苏跃龙 (95)

· 环境评价 ·

| | |
|---|----------------------------|
| 临沧市省级划分水功能区入河排污口分析评价 | 王凯, 周怀兰 (98) |
| 新泰市地表水水质评价与防治策略 | 刘正朋 (101) |
| 昆明东郊垃圾填埋场渗滤水水质污染的评析 | 贝荣塔, 杨子枝, 刘朱燕, 陈露露 (105) |
| 老经济开发区的环评经验 | 邱波 (111) |
| 深圳市环境影响评价审批的廉政风险防控对策研究 | 黄少彬, 袁恒士, 李彬, 魏真, 黄徽 (114) |
| 加大云南省环评市场培育力度以促进环评行业良性发展的建议 | 薛寒锋, 孙宇红, 杨美临 (117) |
| · 环境监测 · | |
| 气相色谱法、气质联用法测定土壤中多氯联苯 | 杨素娜, 陆华 (121) |
| 精密度偏性试验在水质分析中的应用 | 张晓威, 姚建, 李耀伟 (125) |
| 工作场所有害物质氮氧化物测定的质量保证 | 洪雪花, 梁志坚, 欧利华 (128) |
| 装修住宅室内总挥发性有机物 (TVOC) 浓度预测模型研究 | 刘志强 (131) |
| ExcelVBA 和 Access 数据库对道路噪声自动监测数据统计的改进 | 亓靓, 张韬, 赵璐, 盖冬君 (134) |

第 6 期

| | |
|--|---------------------------------|
| · 专题研究 · | |
| 昆明磷矿复垦土壤细菌群落特征与理化因子的相关性分析 | 李云驹, 李耀基, 许建初 (1) |
| 云南某砷矿区冶炼渣中 Hg 存在形态研究 | 王福转 (6) |
| 低温沼气技术: 低温产甲烷过程及嗜冷产甲烷菌 | 裴昭君, 李军, 郑文婕 (11) |
| · 环境保护 · | |
| 英国公海保护的政策措施研究及设立公海保护区的利弊分析 | 王琦, 万芳芳, 黄南艳, 姜丽, 公衍芬, 范晓婷 (14) |
| 基于农作物虚拟水的云南省水资源战略研究 | 魏博娴, 张乃明, 张哲宇 (20) |
| 浅议云南省公路养护与环境保护对策 | 唐勤 (24) |
| · 环境管理 · | |
| 环保法首修: 生态文明入法——评析环保法修正案 (草案) 之指导思想 | 钟凰元 (27) |
| 河北省矿山开发生态环境监察研究 | 张惠娟 (32) |
| 沈阳市农村环境基础设施运营与管理对策探讨 | 韩苏 (35) |
| 建设项目环境监理探讨 | 杨晓波, 傅廷波 (37) |
| 云南省社会环境监测发展思考 | 杨鸿亮, 李羚 (40) |
| · 水环境保护 · | |
| 利用人工湿地处理云南高原湖泊入湖河水的净化效果分析 | 杜良梅, 张丽, 和丽萍, 陈静 (44) |
| 南宁市朝阳溪水污染调查与对策分析 | 贺亮, 王燕舞, 李波, 易祥, 温瑜, 闭璐琳 (48) |
| 水生植物对漓江流域水环境的影响 | 梁忠管, 高政豪, 马丽娟, 曹长春 (51) |
| · 污染治理技术 · | |
| 曝气生物滤池处理性能影响因素实验研究 | 张连科 (54) |
| 燃煤电厂烟气中的 VOCs 治理技术研究进展 | 邹祥波, 周恂, 吴云强 (57) |
| 阳极泥处理过程氯气污染治理新技术探讨 | 陈俊华 (63) |
| 改性陶粒处理含磷废水研究 | 茹菁宇, 尹雯, 王家强 (66) |
| · 环境评价 · | |
| 高校校园景观水体浮游植物调查与水质评价 | 魏燕芳, 王琼, 池丽云 (70) |
| 危险废物填埋场地下水污染风险评价的研究现状 | 李军, 裴昭君, 韩国睿, 杨衔 (74) |
| 钢铁产业规划环评指标体系与综合评价研究 | 熊樱 (78) |
| 基于主成分分析法的渭河陕西段水环境质量评价 | 吴勇, 刘有军, 陈伟, 江强 (82) |
| 开发区规划的土壤环境影响评价 | 吕春英, 李王锋, 刘毅 (87) |
| 四川省“三废”排放为代表性的环境状况分析 | 陈雨艳 (91) |
| AQI vs API——新老空气质量标准之对比 | 白爱民 (95) |
| · 环境监测研究 · | |
| 二氧化碳地质储存环境影响监测研究 | 李康, 赵学亮, 袁爱军, 李旭峰 (98) |
| 国标法测定无色透明清洁水中硫化物错误的原因 | 袁卫忠, 黄桂荣, 殷红楠, 徐波, 田乐君 (101) |
| 闽江流域地表水环境监测断面优化布设 | 白亮 (105) |
| 浅谈纳氏试剂光度法测定水体中氨氮的影响因素及消除方法 | 许卫娟 (109) |
| 氰化物监测影响因素控制与监测质量评定 | 浦恩远 (111) |
| 硼氢化钾-原子荧光光谱分析法测定水中砷仪器参数条件优化及可靠性分析 | 申开旭, 宋大恩 (115) |
| 浅议环境监测部门的外来文件管理工作 | 茅文湖 (119) |
| · 环境监测方法 · | |
| 被动采样监测遂宁市 NO ₂ 时空分布特征 | 龙帅, 张凯, 唐红军, 李双志, 王洁, 何芮 (121) |
| 电感耦合等离子体法测定环境积尘中铅的研究 | 张广柱, 管超, 刘莎 (124) |
| 顶空气相色谱法同时测定空气中甲醇和乙醇 | 张峰 (126) |
| 工作场所空气中二乙二乙醇的测定 | 崔丽 (128) |
| 气相色谱法同时测定空气中乙酸甲酯和乙酸乙酯 | 付晓瑞 (130) |
| 离子色谱法测定环境空气中丁酸 | 史旭雯 (133) |

增刊

· 专题研究 ·

- 生物强化技术优势及环保菌剂研究应用现状 肖晶晶, 牛奕娜, 刘洋, 陈曦, 李昌春, 于明 (1)
人为驱动力和环境压力影响模型应用研究进展 刘光辉 (5)
辽宁省加油站油气回收系统项目经济可行性研究 付鸿超 (9)

· 环境保护 ·

- 沈阳市棋盘山区域生态建设应重点把握的问题 郎丽娜 (12)
浅析沈阳市环保绿色标识路 张甦, 付鸿超, 王志刚 (14)
实施可持续发展战略 创建环保型绿色矿山 张应平 (17)
推广农用沼气促进农村节能与优化能源结构研究 陈云进 (20)
加大宣传力度 提高公众防氨意识 李莲红 (24)

· 环境管理 ·

- 浅谈基层环境监测面临的困难及对策 孙滨 (26)
加快推动云南省循环经济发展的对策建议 黄金菊, 白翔 (29)
开发利用环保科技档案的一些思考 齐天峰 (32)
加强实验室管理 争创合格三级站 常天平 (34)
浅析基层核与辐射安全监管中存在的问题及对策措施 杨迎春 (36)

· 水环境保护 ·

- 云南农村面源污染及防治技术 杨逢贵, 张春敏, 韩金涛 (38)
从“铁冲模式”看水源区生态清洁小流域特色 杨琏, 李虎 (42)
洱海总磷、总氮时空变化规律分析 孙伟华, 徐长城, 严谷芬, 张福庆 (46)
安宁市境内螳螂川流域水质现状及变化趋势 马艳琼 (49)
临沧市博尚水库周边环境现状调查与水资源保护对策 王凯, 周怀兰 (52)
南盘江水体中重金属特征污染物及控制断面的筛选 胡涛, 施凤宁 (56)
曲靖市独木水库铁、锰元素现状调查分析 孙滨 (59)

· 污染防治 ·

- 流域水电开发中固体废物污染特征分析及管理对策探讨 王廷坤, 和晓荣, 李晓璐 (61)
楚雄市城区环境噪声达标区建设及治理措施 谢健 (64)
浅谈禄丰县酸雨现状、成因及防治对策 李祖香, 华建萍 (67)
瑞丽市环境空气中PM₁₀污染等级与气象因素和城市建设的关系 徐永刚 (69)
西畴县石漠化现状、形成原因及治理对策 周玉俊, 夏天才, 杨妍 (72)
云南矿产开发的放射性污染隐患及其防范对策 张佳兵 (75)
云南省重点水泥行业大气污染物排放量考核依据研究 王开德 (77)

· 环境评价 ·

- 浅谈昆明市环境污染损害鉴定评估 王兴龙, 葛鹏 (81)
简述水利工程对生态环境的影响 白昕, 刘洋 (85)
钽、铌、钨、锡多金属矿冶炼项目环评应关注的几个问题 黄江波, 张静, 徐文妍 (88)
南宁市局部地区电磁辐射水平调查 罗大江, 韦超威 (90)
浅谈环评机构内部质量管理体系的建立 孔慈明 (92)
建设项目环境影响评价报告质量存在的问题及对策建议 张萍, 和丽萍, 王瑞波, 杨硕 (97)

· 环境监测方法 ·

- 吹扫捕集-车载GC/MS联用在应急监测现场测定水中挥发性有机物
..... 施凤宁, 胡涛, 孙艳丽, 刘帮波, 李鑫, 李慧超 (100)
生活饮用水中22种挥发性有机物检测方法优化 林杰 (103)
微波消解-混合基体改进剂石墨炉原子吸收光谱法测定沉积物中的铜锌铅镉 施凤宁, 胡涛 (107)
新老亚甲蓝比色法测定水中阴离子表面活性剂的方法比较 马志红 (110)
水体总磷测定消解方法比对 段学新, 徐晓东 (114)
容量法与分光光度法测定水中的化学需氧量方法比对 杨凤娥 (117)

· 环境监测研究 ·

- 有效实施实验室管理体系内部审核的思考 罗友明 (120)
地表水检测中总氮小于三氮的原因分析及优化建议 胡涛 (122)
总氮空白测定的影响因素分析 孙怀英 (124)
去除浊度对地表水中总磷测定干扰的方法探讨 张宏 (127)
环境监测三级站如何做好应急监测工作 马艳琼, 彭进琼 (129)
“3S”技术在环境应急响应中的应用——以昆明市环境应急响应系统为例
..... 杨景, 周洁, 张冰, 郭林岗, 陶硕, 李泠璐, 施海洋 (131)
GIS集成三维全景在环境应急中的应用 郭林岗, 周洁, 张冰, 杨景, 陶硕, 李泠璐, 李懿颖 (134)