

目 次

· 环境保护 ·

- 呼和浩特市城市化进程及其热岛效应影响因素探讨 李建楠, 张宝林, 赵俊灵, 池梦雪 (1)
德宏州生物多样性现状及保护 陈晟, 蒲继伟, 李金发, 赵海光 (8)
区域生态资产价值评估研究——以抚仙湖流域为例 高程, 王金亮, 刘广杰 (12)
商丘市水功能区纳污能力与排污总量控制分析 陈长茵, 陈涛 (18)

· 水环境保护 ·

- 滇池流域农业虚拟水核算研究 刘嫦娥, 肖俞, 孟祥怀, 秦媛儒, 董红娟 (22)
滇池外海总磷含量时空变化趋势研究 张国涵, 杨晓冬, 刘云 (29)
洱海蓝藻水华应急控制措施及机械除藻效果初探 赵志红, 李亚妮, 廖婧璇 (33)
三峡库区丰都段回水区营养状态及其浮游植物识别初探 郭小路 (36)
一株溶藻细菌的筛选及鉴定 张洪铭, 普连仙, 张胜花 (42)

· 大气环境保护 ·

- 气象条件对深圳近地面臭氧浓度的影响分析 梁永贤, 郑卓云, 徐光仪, 颜敏 (46)
云南景洪 2016 年大气 O₃ 特征研究 邓聪, 杨善党, 曾新宇, 王健, 向峰, 尚昀 (51)

· 污染防治 ·

- 腐殖酸对铅污染土壤理化性质的影响 武瑞平, 薛金辉, 王莹 (56)
白腐真菌 *Pleurotus ostreatus* 产羟基自由基及其对苯酚的降解研究
..... 朱泽军, 吉军凯, 汤力同, 李斐 (62)
土壤中砷的固定化研究 赵海亮, 姬成岗, 段怡君, 杨子轩, 赵海光, 吴文卫 (66)

· 污染防治技术 ·

- 常见滴灌过滤器对再生水处理效果试验研究 魏国芳, 王勇 (70)
炉渣对废水中 Zn (II) 的吸附机理研究 陈小凤, 周建, 尹砾珩, 杨兆标, 古家靖, 姜泽标 (76)
以炉渣为载体处理重金属废水的吸附研究 周建, 陈小凤, 尹砾珩, 李成跃, 和学友, 李超 (81)

· 环境评价 ·

- 江苏省太仓市有关污染源对地下水环境质量的影响 梅林林, 朱大威 (85)
南昌市区大气环境质量模糊数学综合评价 丁鹏, 陈优良, 冯俊华 (88)

· 环境监测 ·

- 城镇污泥中总磷测定条件的优化选择——过硫酸钾消解后钼酸铵分光光度法
..... 孙伟香, 李淑栋, 李慧 (94)
流动注射仪测定氰化物、挥发酚的研究 张莉, 肖小林 (98)
广西环境空气质量预报预警平台建设与应用成效 潘润西, 和凌红, 付洁, 黄国平, 陆晓艳 (102)

《环境科学导刊》发行数字期刊的声明 (35)

《环境科学导刊》征稿简则 (45)

封面图片: 禄劝山乡 李一波 摄

ENVIRONMENTAL SCIENCE SURVEY

(Bimonthly) Vol. 37 No. 2 2018

Contents

Urban Growth and Heat Island Effect in Hohhot	<i>LI Jiannan etc.</i> (1)
Present Situation and Protection of Biodiversity in Dehong Prefecture	<i>CHEN Sheng etc.</i> (8)
Research on the Calculation of Regional Ecological Assets Value in the Fuxian Lake Basin	<i>GAO Cheng etc.</i> (12)
Analysis of Pollution Capacity and Total Discharge Control in Water Function Zone of Shangqiu	<i>CHEN Changyin etc.</i> (18)
Research on Agricultural Virtual Water Calculation and Analysis in the Dianchi Lake Basin	<i>LIU Change etc.</i> (22)
Study on Temporal and Spatial Trend of Total Phosphorus in the Waihai of Dianchi Lake	<i>ZHANG Guohan etc.</i> (29)
Emergency Control Measures of Cyanobacteria Bloom in Erhai Lake and Preliminary Study on the Effect of Mechanical Removal of Algae	<i>ZHAO Zhihong etc.</i> (33)
A Preliminary Study On Nutritional Status and Phytoplankton Identification in Fengdu Section of Three Gorges Reservoir Area	<i>GUO Xiaolu</i> (36)
Isolation, Screening and Identification of an Algae – lysing Bacterium	<i>ZHANG Hongming etc.</i> (42)
Analysis of the Influence of Meteorological Conditions on Ground – surface Ozone Concentration in Shenzhen	<i>LIANG Yongxian etc.</i> (46)
Research on Characteristics of Ozone in Air of Jinghong in 2016	<i>DENG Cong etc.</i> (51)
Effect of Weathered Coal Humic Acid on Soil Physical and Chemical Properties and Heavy Metal Absorption in Lead Contaminated Soil	<i>WU Ruiping etc.</i> (56)
Study on the Degradation of Phenol by Hydroxyl Radical Produced by White Rot Fungi <i>Pleurotus ostreatus</i>	<i>ZHU Zejun etc.</i> (62)
Study on Stabilization of Arsenic in Soil	<i>ZHAO Hailiang etc.</i> (66)
Experimental Research on Treatment Effects of Reclaimed Water by Regular Drip Irrigation Filter	<i>WEI Guofang etc.</i> (70)
Study on Adsorption Mechanism of Slag to Zn (II) in Wastewater	<i>CHEN Xiaofeng etc.</i> (76)
Study on Adsorption of Heavy Metal Wastewater by Slag as Carrier	<i>ZHOU Jian etc.</i> (81)
Impact of Pollutant Sources on Groundwater Environmental Quality in Taicang city, Jiangsu Province	<i>MEI Linlin etc.</i> (85)
Fuzzy Comprehensive Evaluation of Atmospheric Environmental Quality in Nanchang City	<i>DING Peng etc.</i> (88)
Optimization of Determination Conditions of Total Phosphorus in Urban Sludge—the Spectrophotometric Method of Ammonium Molybdate after Digestion with Potassium Persulfate	<i>SUN Weixiang etc.</i> (94)
The Research on Determination of the Total Cyanide and Volatile Phenol by Flow Injection Analysis	<i>ZHAN Li etc.</i> (98)
The Construction and Application Effects of Air Quality Forecast and Early Warning Platform in Guangxi	<i>PAN Runxi etc.</i> (102)

呼和浩特市城市化进程及其 热岛效应影响因素探讨

李建楠, 张宝林, 赵俊灵, 池梦雪

(内蒙古师范大学化学与环境科学学院, 内蒙古 呼和浩特 010020)

摘要: 利用呼和浩特地区 4 期 Landsat 卫星遥感影像, 采用监督分类支持向量机法, 对呼和浩特市城市化进程进行分析, 并对其热岛效应及其影响因素进行了探讨。研究表明: 呼和浩特市城市化过程中土地利用方式发生显著变化, 城市建设用地迅速增加, 水体和植被覆盖区明显减少; 随着城市的扩张, 交通网络逐步形成, 原有景观呈现明显的方向性破碎化; 呼和浩特市快速发展使城市建成区大面积增加, 主城区热岛效应明显, 热环境亟需改善。呼和浩特市热环境特征表明增加城市绿地和水面是改善城市热环境的有效途径, 水体、拥有水体的公共绿地以及大面积的绿色植被连续体冷岛效应尤其明显, 这对于城市健康发展、夏季高温预警等具有重要的指导意义。

关键词: 城市化; 热岛效应; 影响因素; 遥感影像; 向量机法; 呼和浩特

中图分类号: X16 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0001-07

城市是人类生产、生活和文明成果最集中的地域空间, 是地球物质、能量和信息交换最活跃的场所。城市化作为当今世界重要的社会经济现象, 是社会进步的重要标志^[1]。随着社会经济的急剧增长、人口膨胀以及人口分布向城中心聚集, 城市数量和规模不断增大^[2], 城市化已成为当今社会发展不可阻挡的趋势。

城市化进程的加速带来了一系列的城市气候与环境问题^[3], 其中城市热岛 (Urban Heat Island, UHI) 效应是城市化的产物, 也是城市气候变化最为显著的特征之一。UHI 是指城市中的气温明显高于外围郊区气温的现象, 是城市环境问题中一个不可忽视的问题。UHI 不仅影响城市气象^[4]、空气质量^[5]、动植物生长与发育^[6, 7]、能源消耗^[8], 还会引发呼吸系统、脑血管、心脏病等相关疾病^[9], 威胁人的健康与生命安全。北京^[10]、上海^[11]、西安^[12]、成都^[13]等地的研究均表明在快速的城市化过程中出现了强烈的热岛效应。对于城市热岛效应的研究, 传统获取地表温度的方法是使用温度计测量观测点的局部温度^[14]。近年来遥感技术的迅速发展为获取地表温度提供了新的途径^[15, 16]。热红

外遥感探测技术能够获取地表热红外谱段的辐射能量, 并基于地表物体的发射率特性反演其热力学温度, 已成为获取大区域温度及时空分布特征的重要途径^[17-19], 并在城市化热岛效应研究中得到广泛应用^[10-13]。

在当前全球气候变暖的环境背景下, UHI 已成为研究的热点之一。本文基于遥感和地理信息系统技术, 利用 Landsat 卫星数据, 对呼和浩特市城市化过程及其热岛效应影响因素进行了探讨。内蒙古自治区呼和浩特市作为中国西北地区重要的中心城市之一, 研究其城市化发展过程、热岛效应及其影响因素, 并根据其提出改善城市热环境的有效措施, 对呼和浩特城市的健康发展、夏季高温预警等有着十分重要的意义。

1 数据与方法

1.1 研究区域概况

呼和浩特市位于内蒙古自治区中部大青山南侧, 西与包头市、鄂尔多斯市接壤, 东邻乌兰察布市, 南抵山西省。全市土地面积 17 224 km², 包括 4 个市辖区 (回民区、玉泉区、新城区、赛罕区)、4 县 (托克托县、清水河县、武川县和和林格尔县)、1 旗 (土默特左旗)。地势由东北向西南倾斜, 市区平均海拔高度为 1040 m。呼和浩特属于典型的大陆性气候, 四季变化明显, 年温差、日温差大。城市的“核心区”位于二环 (城市快速路) 以内, 在市辖区的西部。本文重点研究市辖区城市

收稿日期: 2017-09-12

基金项目: 国家自然科学基金项目 (D0104/41261048)。

作者简介: 李建楠 (1993-), 女, 汉族, 内蒙古赤峰人, 硕士研究生, 研究方向为 3S 技术应用。

通信作者: 张宝林 (1971-), 男, 汉族, 内蒙古赤峰人, 副教授, 博士, 硕士生导师, 研究方向为 3S 技术应用及全球变化。

化过程及其热岛效应的空间变异，并探讨影响城市热岛效应的主要因素。

1.2 数据来源与方法

所用 Landsat 5 TM (Thematic Mapper)、Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) 和 Sentinel 2A 多光谱遥感影像数据来源于美国地质调查局相关网站 (<http://glovis.usgs.gov/>)。研究选择图像质量高(无噪声、无云盖)、时相相同或接近的遥感影像用于呼和浩特市辖区的城市扩张和热岛效应研究(表1)，技术路线如图1所示。采用遥感图像处理软件 ENVI 进行影像处理，预处理包括辐射定标、大气校正、影像增强等。城市化进程分析中采用监督分类支持向量机法将影像土地利用类型分为林地、耕地、裸地、水体、建设用地和其它用地6类，并以建设用地面积的增加来表示城市的扩张过程。样本间可分离度均 > 1.9，以验证样本为参考源对分类结果进行精度验证，4个时期分类结果的

总体分类精度分别为 94.92 %、94.05 %、96.11 % 和 94.57%，Kappa 系数分别为 0.92、0.93、0.95 和 0.93，分类效果较好；同时结合彩色合成影像，提取不同时期的城市建设用地动态信息。为了提高研究区域更高空间分辨率的地物信息，利用 Sentinel 2A 数据，结合 Landsat 数据和实地考察，获取了呼和浩特主城区公共绿地的空间信息。

表1 研究所用遥感影像数据

卫星	传感器	空间分辨率/m	成像时间
Landsat 5	TM	30	1989年7月2日
Landsat 5	TM	30	1997年7月8日
Landsat 5	TM	30	2009年7月9日
Landsat 8	OLI	30	2016年7月28日
Sentinel 2A		10	2017年5月31日

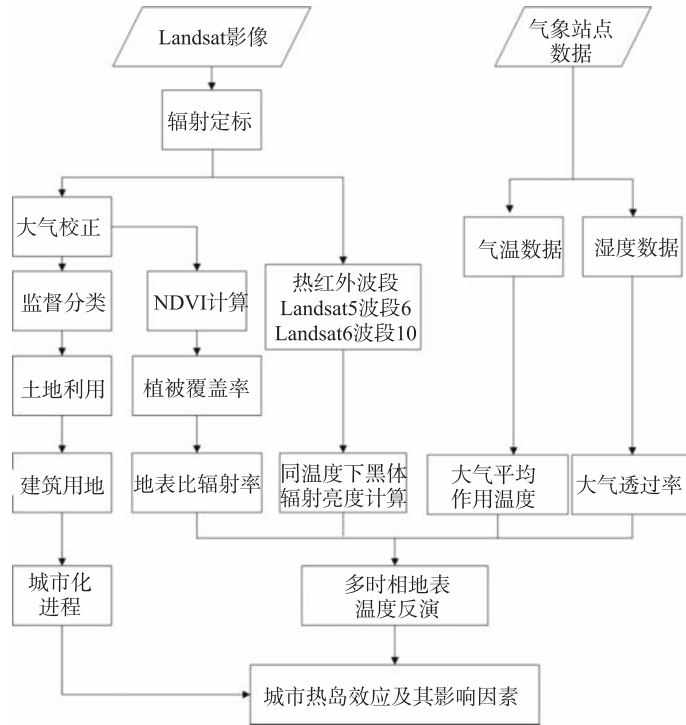


图1 技术路线

研究利用 Landsat 8 TIRS 波段 10 (10.9 μm)，采用辐射传输法进行地表温度反演^[20]。卫星传感器接收到的热红外辐射亮度值 L_{λ} 由三部分组成：大气向上辐射亮度 L_{\uparrow} 、地面的真实辐射亮度经过大气层之后到达卫星传感器的能量和大气向下辐射到达地面后反射的能量。卫星传感器接收到的热红外辐射亮度值 L_{λ} 可表示为辐射传输方程：

$$L_{\lambda} = [\varepsilon B(T_s) + (1 - \varepsilon) L_{\downarrow}] / \tau \varepsilon$$
 式中： ε 为地表比辐射率， T_s 为地表真实温度 (K)， $B(T_s)$ 为黑体热辐射亮度， τ 为大气在热红外波段的透过率。温度为 T 的黑体在热红外波段的辐射亮度 $B(T_s)$ 可表示为：

$$B(T_s) = [L_{\lambda} - L_{\uparrow} - \tau(1 - \varepsilon)L_{\downarrow}] / \tau \varepsilon$$

由 NASA 官网 (<http://atmcorr.gsfc.nasa.gov>)

gov/) 获取成像时大气在热红外波段的透过率 τ 、大气向上辐射亮度 $L\uparrow$ 和大气向下辐射亮度 $L\downarrow$ 。

T_s 可以用普朗克公式获取:

$$T_s = K_2 / \ln(K_1 / B(T_s) + 1)$$

式中: K_1 、 K_2 是定标常量, 对于 Landsat 8 波段 10, $K_1 = 774.89w / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$, $K_2 = 1321.08K$ 。

根据前人的研究^[21], 将遥感影像分为水体、城镇和自然表面 3 种类型, 水体像元的比辐射率为 0.995, 自然表面像元比辐射率 ($\epsilon_{surface}$) 和城镇像元比辐射率 ($\epsilon_{building}$) 分别为:

$$\epsilon_{surface} = 0.9625 + 0.0614P_v - 0.0461P_v^2$$

$$\epsilon_{building} = 0.9589 + 0.086P_v - 0.0671P_v^2$$

式中: P_v 为植被覆盖度。将整景影像的地类大致分为水体、植被和建筑, 采用混合像元分解法进行计算: $P_v = [(NDVI - NDVI_s) / (NDVI_v - NDVI_s)]$

式中: $NDVI$ (Normalized Difference Vegetation Index) 为归一化差异植被指数, 取 $NDVI_v = 0.70$, $NDVI_s = 0.05$, 当某个像元的 $NDVI > 0.70$ 时, P_v 取值为 1; 当 $NDVI < 0.05$, P_v 取值为 0。

目前, 常用的热岛效应分级的方法有两种: 一类是以等间距划分法为代表的硬分级法^[22], 这种按照硬性规则划分地表温度的方法使在分割阈

值及确定分级数时具有很大主观性^[23], 易造成定量研究城市热岛的不确定性; 另一类是兼顾均值和标准差的方法^[24], 通常使用研究区地表温度的均值和标准差的不同组合进行温度等级划分。标准差一般能够说明地面附近温度与地面平均温度的接近程度, 因此均值 - 标准差法比等间距划分法能够更为合理地划分地表温度。本文采用均值 - 标准差法将研究区域的地表温度分为 5 个温度区间, 即高温区、次高温区、中温区、次中温区和低温区 (表 2)。

表 2 地表温度等级划分标准

等级	温度等级	取值范围
1	高温区	$T_s > T_a + Sd$
2	次高温区	$T_a + 0.5Sd < T_s \leq T_a + Sd$
3	中温区	$T_a - 0.5Sd < T_s \leq T_a + 0.5Sd$
4	次中温区	$T_a - Sd < T_s \leq T_a - 0.5Sd$
5	低温区	$T_s < T_a - Sd$

注: 表中 T_s 表示地表温度; T_a 表示地表温度平均值; Sd 表示标准差。

2 结果与分析

2.1 呼和浩特市城市化进程分析

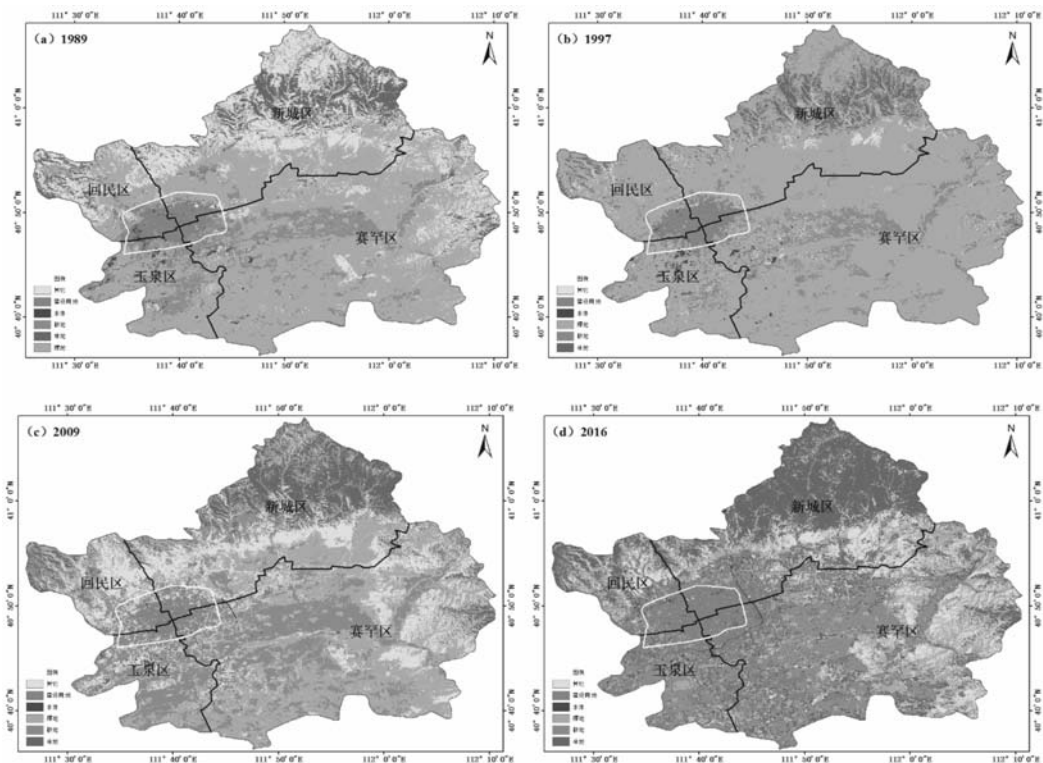


图2 1989—2016年呼和浩特市城市化进程

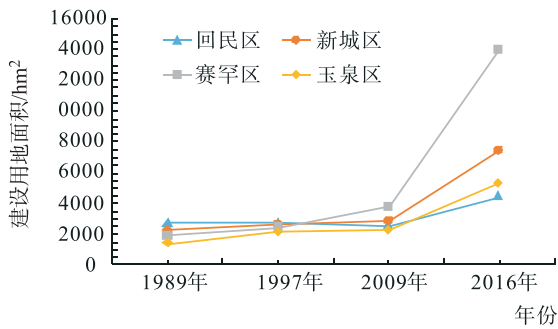


图3 1989—2016年呼和浩特市建设用地变化

1989—2016年呼和浩特市辖区建设用地在各城区均有所扩张，城市化现象明显。整体而言，随着时间的推移，呼和浩特市城市建设用地主要分布在大青山以南（图2d），市辖区建设用地在空间上主要呈现向东、向南的扩张趋势（图2）。1989—2016年呼和浩特市城市建设用地在各城区上均有发展，各城区扩张面积和扩张速度不同。2009—2016年，各城区扩展面积速度较快，且空间差异更加明显；赛罕区扩展最显著，达到10192 hm²；回民区扩展最少，仅有1896 hm²（图3）。

在建设用地增加的同时，市辖区西部的水体出现了明显的萎缩；随着城市建设用地向东、南方向

的扩张，植被覆盖区破碎化明显，交通网络逐渐形成（图2）。

2.2 呼和浩特市热岛效应分析

2009年以后，呼和浩特城市扩张迅速，为了研究城市化对热岛效应的影响，基于2016年7月28日Landsat 8遥感影像反演了研究区地表温度（图4a），并根据均值-标准差法分析了城市热岛效应（图4b）。地表温度空间变化表明呼和浩特市温度较高的区域主要出现在主城区，即二环路以内，并向东、南方向伸展（图4a）。回民区大部、新城西部、玉泉区北部和赛罕区西部温度较高；新城和回民区北部山区和赛罕区东南大部温度相对较低；主城区及其周边有零星的温度较低的斑块分布。

呼和浩特市辖区高温区集中分布于二环路以内的主城区，次高温区主要呈斑块状分布于新城南部和赛罕区东部和南部，中温区分布于城市的周边地区，低温区主要分布于回民区和新城的北部山区，次低温区除了北部山区外，主要出现在赛罕区中部和南部。呼和浩特主城区及其周边只有零星的中温区分布，高温和次高温区连片分布，热岛效应明显（图4b）。

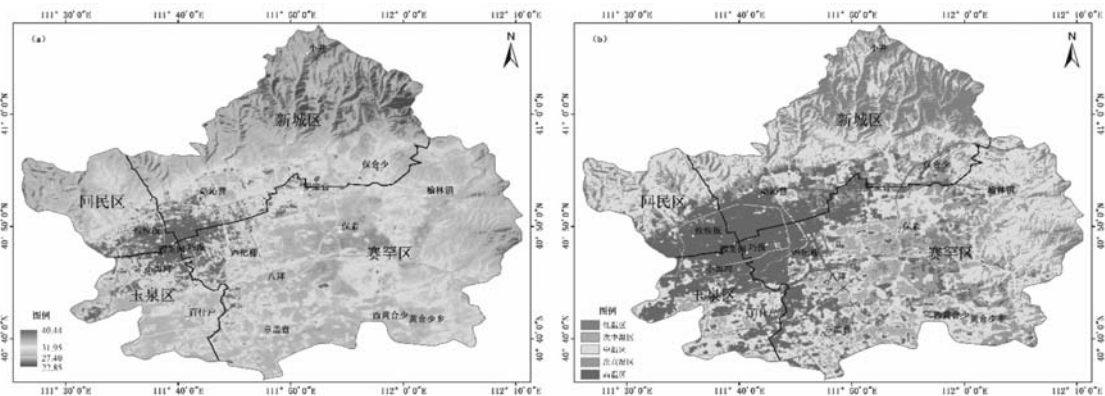


图4 呼和浩特市地表温度（a）和热岛效应（b）的空间变化

2.3 呼和浩特市热岛效应影响因素分析

2.3.1 城市建设用地

呼和浩特市城市化过程中土地利用方式发生改变，叠置土地利用类型图，可以发现研究区域地表温度和热岛效应的空间变化与建设用地的增长密切相关，地表温度较高、热岛效应显著的区域与城市建设用地在空间分布上高度一致。随着城市化的发

展，由于城市建设用地的增加，城市路网密度和城市道路宽度的增加，导致沥青和水泥路面等不透水面覆盖率的增加，加剧城市热岛效应。因此，研究区内城市建成区、道路网络形成的热岛效应明显（图2d和图4）。

2.3.2 植被

在空间分布上，地表温度低值区在土地利用上

为林地、农田等植被覆盖区（图 2d、图 4a、图 5），在热岛效应的空间变化上，除了山区林地温度较低外，主城区的公共绿地、玉泉区西南和赛罕区东南的农田起到了显著的温度抑制作用（图 5b），在城市热岛效应区形成一些零星斑块状分布

的冷岛。温度较低的区域主要分布在北部和西南部，即植被覆盖好、NDVI 值较高的地区，尤其是面积较大的绿色植被连续体，如成吉思汗公园、阿尔泰游乐场和苏雅拉公园所在区域（图 4、图 5b），降温效果显著。

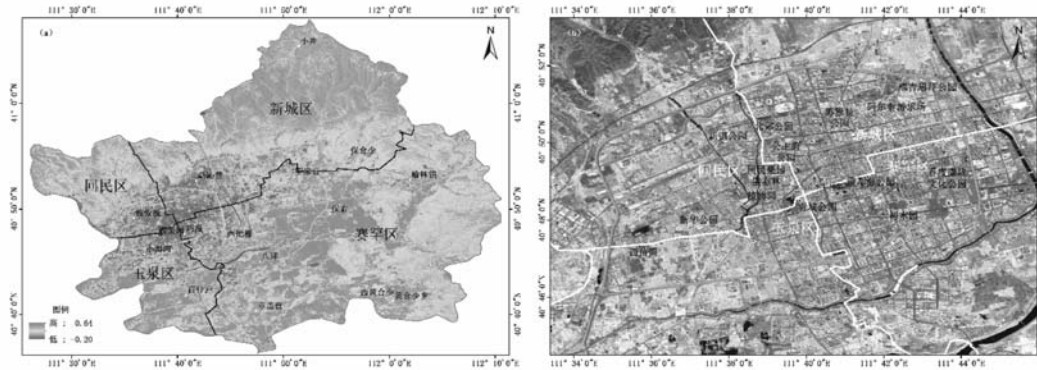


图5 呼和浩特市NDVI (a) 和主城区Sentinel 2A假彩色合成影像 (b)

2.3.3 水体

不同下垫面能在不同程度上加剧或者缓解城市热岛效应。除了植被能够有效地缓解城市热岛效应之外，水体也是缓解城市热岛效应的有效因素。城区内有河流的地方，地表温度比其他下垫面低（图 2、图 4）；拥有水体的公共绿地，如满都海公园，降温效果更为明显（图 4、图 5b）。

3 结论与讨论

(1) 基于 Landsat 系列卫星数据的遥感监测表明呼和浩特市城市扩张迅速，建成区面积不断增长。

近 30 余年，呼和浩特市城市快速发展，尤其是 2009 年以后增长迅速，东、南方向建成区大面积增加。呼和浩特市城市化进程可以为人口城镇化所证明。城市化是人口从农村向城市集中的过程，城市人口的增加必然表现为城市居民对住房、交通和公共设施等方面的需求增加，城市人口对空间的需求是城市扩展的最初动力^[25]。呼和浩特人口的基本特征是人口流入多、密度较高、分布不均匀。根据第六次全国人口普查资料，截止 2010 年 11 月 1 日，呼和浩特市常住人口为 286.66 万人，比 2000 年 11 月 1 日的第五次全国人口普查数据增加 42.87 万人，增长 17.6%，年平均增长率为 1.63%；市辖区人口增长 54.66 万人，而周边 5 旗（县）人口减少 11.79 万人（表 3）。

表 3 呼和浩特市旗县区 2000—2010 年人口变化（万人）

地区	2000 年	2010 年	2010 比 2000 年增加
呼和浩特市	243.79	286.66	42.87
市辖区	143.42	198.09	54.66
新城区	41.81	56.73	14.92
回民区	29.00	39.46	10.46
玉泉区	27.19	38.34	11.15
赛罕区	45.43	63.56	18.13
旗县	100.37	88.58	-11.79
土默特左旗	34.68	31.25	-3.43
托克托县	18.91	20.08	1.17
和林格尔县	17.94	16.99	-0.95
清水河县	12.80	9.39	-3.41
武川县	16.04	10.87	-5.17

(2) 利用 Landsat 系列卫星数据可以通过地表温度反演实现城市热岛效应的遥感监测，并开展热岛效应的空间变异分析，研究表明呼和浩特市主城区热岛效应现象显著。

呼和浩特市地表温度较高的区域集中分布于大青山以南，二环路以内及其周边的主城区。城市中心出现热岛现象区域呈斑块状分布，人口密集的车站、商业区和工业企业区在温度空间分布图上为高温地区，如新华广场、火车站、附属医院等地，城市热岛现象发生区域几乎覆盖整个建成区；随着城市扩张，高温区向呼和浩特市东部和东南部延伸。

(3) 综合地表温度反演结果与土地利用变化数据，可以开展热岛效应影响因素分析。

不同下垫面能在不同程度上加剧或者缓解城市

热岛效应。地表温度比较高的地区集中分布在大青山以南的城市建成区。城区由于其下垫面比自然地表太阳能吸收率高以及大气污染、人工热源等因素^[26]，温度表现较高。随着城市化发展，城市道路建设和交通设施的规模越来越大，城市路网也越来越发达，相对于植被而言，道路由于其沥青和水泥混凝土材料对太阳光谱的高吸收和低热容量的特性^[27]，能够吸收大量的太阳辐射，并导致地表温度快速升温；同时由于路面材料的不透水性，含水量少，导致热量不能以蒸腾降温的形式释放。由于路面温度高于大气温度，地面辐射和大气对流带走地面一部分热量，从而影响大气温度，加剧城市热岛效应。研究区内道路的地表温度相对较高，随着城市的扩张，路网密度和道路宽度增加，使水汽蒸发带走的潜热通量相对于植被覆盖区域显著减少，加上交通工具产生的废热和温室气体的排放，加剧了城市热岛效应。

一个地区的植被相对于其他下垫面类型具有较低的地表温度，主要是由于植物通过表面（主要是叶片）的蒸腾作用，引起周围湿度和温度的变化，从而起到降低温度的作用^[2]。温度较低的区域主要分布在研究区域北部和南部，即植被覆盖好、*NDVI* 值较高的地区。张春玲等^[28]在研究武汉市地表亮温与植被覆盖关系时发现，地表亮温与 *NDVI* 相关系数最高的是林地，其次是耕地、草地和园地，植被覆盖度越高，地表亮温越低。地表温度与 *NDVI* 的相关关系分析表明，地表温度与 *NDVI* 呈负相关，这是绿洲具有冷岛效应的主要原因^[29]。除了植被能够有效地缓解城市热岛效应之外，水体也是缓解城市热岛效应的有效因素。呼和浩特市内河流及其周边地区，温度比其他下垫面的温度低。因为水体的热存储功能较大，吸收空气中的热量，水面的升温值小，有利于缓解水体上空以及周边地物的热效应^[30]。呼和浩特市建成区面积大幅增加，建成区内部形成的温度较低的区域，主要是绿地、水体在热环境改善中的效应所致。因此，随着城市化的发展，城市建设用地的增加导致不透水面覆盖率增加是城市地表温度升高的重要原因，原有的植被遭到破坏，*NDVI* 值下降，植被和水体的减少对热岛效应的影响明显。

(4) 呼和浩特热岛效应特征表明增加呼和浩特市城市绿地和水面，可以有效缓解城市热岛效应。

呼和浩特市城市快速发展导致主城区热岛效应

明显，热环境亟需改善。呼和浩特主城区公园等植被覆盖度较高的区域以及水体覆盖区域，多发展成中温区及次中温区，植被和水体有明显的降温作用，尤以水体和面积较大的绿色植被连续体降温效果显著，如成吉思汗公园、阿尔泰游乐场和苏雅拉公园所在区域，这一现象在无锡^[31]等地的研究均得到证明。此外，城市风也是缓解城市热岛的重要因素^[32]。如果能将来自上风向的空气引入市区，使空气发生水平混合和垂直混合，能对热岛效应起到明显的削减作用。北京拟建立 7 条“楔形绿带”，在城市与郊区之间建立绿色生态廊道^[32]，引入郊区凉爽、洁净的空气，促进城市风的形成，改善城市热环境。呼和浩特市主城区北部面积较大的绿色植被连续体的冷岛效应与城市风的关系有待进一步研究。

参考文献:

- [1] 余华. 福建省城市化与生态环境协调发展演进分析 [J]. 南昌工程学院学报, 2011, 30 (6): 35-39.
- [2] 张震. 滨海城市化地区热岛效应的遥感分析研究 - 以青岛地区为例 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013.
- [3] 张佳华. 城市热环境遥感 [M]. 北京: 气象出版社, 2010.
- [4] Demanuele C, Mavrogianni A, Davies M, et al. Using localised weather files to assess overheating in naturally ventilated offices within London's urban heat island [J]. Building Services Engineering Research and Technology, 2012, 33 (4): 351-369.
- [5] 赵文慧, 宫辉力, 赵文吉, 等. 北京市可吸入颗粒物的空间分布特征及与气象因子的 CCA 分析 [J]. 地理与地理信息科学, 2009, 25 (1): 71-74.
- [6] 兰思思, 张琴, 黄秦, 等. 杭州城市环境中白头鹀的繁殖生态 [J]. 动物学研究, 2013, 34 (3): 182-189.
- [7] 许格希, 裴顺祥, 郭泉水, 等. 城市热岛效应对气候变暖和植物物候的影响 [J]. 世界林业研究, 2011, 24 (6): 12-17.
- [8] 周淑贞, 束炯. 城市气候学 [M]. 北京: 科学出版社, 1994.
- [9] Tan J, Zheng Y, Tang X, et al. The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai [J]. International Journal of Biometeorology, 2010, 54 (1): 75-84.
- [10] Zhang X X, Wu P F, Chen B. Relationship between vegetation greenness and urban heat island effect in Beijing City of China [J]. Procedia Environmental Sciences, 2010 (2): 1438-1450.
- [11] Li J, Wang X, Wang X, et al. Remote sensing evaluation of urban heat island and its spatial pattern of the Shanghai metropolitan area, China [J]. Ecological Complexity, 2009, 6 (4): 413-420.
- [12] 张瑜. 基于 Landsat5 TM 数据的西安市城市化进程与热岛效应关系研究 [D]. 西安: 西北大学, 2009.
- [13] 夏佳, 但尚铭, 陈刚毅. 成都市热岛效应演变趋势与城市变化关系研究 [J]. 成都信息工程学院学报, 2007, 22 (z1): 6-11.
- [14] 朱贞榕, 程朋根, 桂新, 等. 地表温度反演的算法综述 [J]. 测绘与空间地理信息, 2016, 39 (5): 70-75.
- [15] 陈桥驿, 蔡宜泳. 热红外遥感反演地表温度研究进展 [J].

- 安徽农业科学, 2013, 41 (4): 1832-1835, 1843.
- [16] 朱怀松, 刘晓猛, 裴欢. 热红外遥感反演地表温度研究现状 [J]. 干旱气象, 2007, 25 (2): 17-21.
- [17] Sobrino J A, Gómez M, Jiménez - Muñoz J C, et al. A simple algorithm to estimate evapotranspiration from DAIS data; Application to the DAISEX campaigns [J]. Journal of Hydrology, 2005, 315 (1-4): 117-125.
- [18] 覃志豪, 高懋芳, 秦晓敏, 等. 农业旱灾监测中的地表温度遥感反演方法 - 以 MODIS 数据为例 [J]. 自然灾害学报, 2005, 14 (4): 64-71.
- [19] 宋挺, 段峥, 刘军志, 等. Landsat 8 数据地表温度反演算法对比 [J]. 遥感学报, 2015, 19 (3): 451-464.
- [20] 丁凤, 徐涵秋. TM 热波段图像的地表温度反演算法与实验分析 [J]. 地球信息科学, 2006, 8 (3): 125-130.
- [21] 覃志豪, 李文娟, 徐斌, 等. 陆地卫星 TM6 波段范围内地表比辐射率的估计 [J]. 国土资源遥感, 2004 (3): 28-32, 36, 41.
- [22] 张兆明, 何国金, 肖荣波, 等. 北京市热岛演变遥感研究 [J]. 遥感信息, 2005 (6): 46-48.
- [23] 胡平. 基于 Landsat 8 的成都市中心城区城市热岛效应研究 [D]. 成都: 成都理工大学, 2015.
- [24] 陈松林, 王天星. 等间距法和均值标准差法界定城市热岛的对比研究 [J]. 地球信息科学学报, 2009, 11 (2): 145-150.
- [25] 翟继武. 近二十年呼和浩特市城市扩展研究 [D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2008.
- [26] 吴志刚, 江滔, 樊艳磊, 等. 基于 Landsat8 数据的地表温度反演及分析研究 - 以武汉市为例 [J]. 工程地球物理学报, 2016, 13 (1): 135-142.
- [27] 张瑞. 济南道路交通与城市热岛效应研究 [D]. 济南: 山东建筑大学, 2015.
- [28] 张春玲, 余华, 宫鹏, 等. 武汉市地表亮温与植被覆盖关系定量分析 [J]. 地理科学, 2009, 29 (5): 740-744.
- [29] 李润林, 时永杰, 姚艳敏, 等. 基于 LandsatTM/ETM+ 的张掖市甘州区绿洲冷岛效应时空变化研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28 (9): 139-144.
- [30] 李东海, 艾彬, 黎夏. 基于遥感和 GIS 的城市水体缓解热岛效应的研究 - 以东莞市为例 [J]. 热带地理, 2008, 28 (5): 414-418.
- [31] 宋挺, 段峥, 刘军志, 等. 基于 Landsat-8 数据和劈窗算法的地表温度反演及城市热岛效应研究 [J]. 环境监控与预警, 2014 (5): 4-14.
- [32] 苏德勒格其. 呼和浩特市城市热岛效应研究 [D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2009.

Urban Growth and Heat Island Effect in Hohhot

LI Jian - nan, ZHANG Bao - lin, ZHAO Jun - ling, CHI Meng - xue
(College of Chemistry & Environmental Sciences, Inner Mongolia Normal
University, Hohhot Inner Mongolia 010020, China)

Abstract: Hohhot expanded rapidly in the last 30 years. Four Landsat images over Hohhot city were collected to monitor urbanization process using support vector machine in supervised classification, and to discuss the urban heat island phenomena and relevant factors contributing to heating effect in Hohhot. Land uses have greatly changed with a rapid increase in urban construction land and decreases in water and vegetation areas. During the city expansion, transportation network formed resulting in directional fragmentation of the original landscapes. Rapid growth of the city displayed huge urban expansion in area, heat island effects occurred in the main urban region where thermal environment has been improved. The characters of the thermal environment in Hohhot showed that the increases of the vegetation and water coverages were effective ways to improve the urban thermal environment, which would be of great significance in guiding the healthy urban development and the high temperature alert in summer.

Key words: urbanization; heat island effect; factor; remote sense image; vector machine method; Hohhot

德宏州生物多样性现状及保护

陈 晟¹, 蒲继伟¹, 李金发², 赵海光³

(1. 云南水务投资股份有限公司, 云南 昆明 650000;

2. 盈江县环境保护局, 云南 盈江 679300; 3. 云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034)

摘 要: 针对德宏州生物多样性保护面临的问题, 提出保护德宏州生物多样性的对策措施, 包括: 生物多样性保护廊道建设; 外来入侵种控制; 加强水域生态系统的保护, 重点保护现有的河流、湿地等水生生态系统的可持续发展; 加强生物多样性保护公众宣传教育。

关键词: 生物多样性; 现状; 保护; 措施; 德宏

中图分类号: X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0008-04

德宏州位于高黎贡山以西, 怒江、伊洛瓦底江过渡的斜坡地带, 高黎贡山西部山脉延伸到德宏境内, 使德宏成为东北高而陡峻, 西南低而宽缓的切割平原。全州海拔最高点为盈江北部大娘山, 海拔 3404.6 m, 最低点在盈江西部羯羊河与拉扎河交汇处, 海拔 210 m, 高差 3194.6 m。全州山地面积 1024900 hm², 占总面积的 88.92%; 林业用地面积 765946.7 hm², 占全州土地面积的 66.5%, 其中, 国有林地面积 252960 hm², 集体林地面积 512968.7 hm², 灌木林地面积 80733.3 hm², 未成林造林地面积 6426.7 hm², 无林地面积 61306.7 hm², 森林覆盖率 59.81%。

由于地势起伏大, 山体分级下降, 地面沟谷纵横, 加之一些比较特殊的地貌形态, 构成了当地丰富的景观类型, 造就了丰富、特殊的生物多样性。依次形成了 8 种主要的地理景观和相应的植被类型, 包括雨林 (季节雨林、山地雨林)、

季雨林、常绿阔叶林 (季风常绿阔叶林、中山湿性常绿阔叶林、山顶苔藓矮林)、落叶阔叶林、竹林 (热性竹林、暖性竹林、寒温性竹林)、灌丛 (热性河滩灌丛、暖性灌丛)、温性针叶林、草甸, 是我国半常绿季雨林最有代表性的地区, 具有丰富的生物物种资源, 分布着许多珍稀濒危植物和特有种。其中不少种是具有中国和世界意义的关键类群。有许多印缅区系的动植物成分, 在我国就只分布于这一地区, 而不再往东分布, 如阿萨姆娑罗双、缅甸无忧花、少苞买麻藤、滇藏榄、盖裂木、尖叶铁青树、长果谷木、垂花蜀葵、大果马蛋果、分叉露兜、二裂瓦理棕、滇西蛇皮果、六裂山槟榔、直立省藤、盈江羽唇兰等, 是我国乃至世界生物多样性最重要的地区之一。其中, 3 种野生植物和 12 种野生动物被列入云南省极小种群物种拯救保护规划纲要 (2010—2020 年), 见表 1、表 2。

表 1 德宏州极小种群野生植物物种表

序号	中文名	拉丁名	保护级别	濒危等级	IUCN 评价	种群数量	主要分布地	云南特有种	是否在保护区
1	* ▲ 萼翅藤	<i>Calycopteris floribunda</i>	I	极危	CR	1403 株	盈江		在
2	▲ 滇藏榄	<i>Diplokenema yunnanensis</i>	I	濒危	EN	极少	盈江	是	在
3	* ▲ 滇桐	<i>Craigia yunnanensis</i>	II	极危	CR	不足 50 株	盈江、陇川、芒市、瑞丽		在

注: 依据 1997—2001 年开展的云南省野生动植物资源调查成果, 表中的种群数量和主要分布地仅指云南省内。* 为已列入 2009 年中央政府林业投资计划的 11 个物种; ▲ 为列入全国极小种群野生植物保护实施方案的物种。

1 德宏州生物多样性保护现状

截至 2010 年, 德宏州共建有省级自然保护区 1

个, 即“铜壁关省级自然保护区”, 1986 年 3 月由云南省人民政府批准建立, 1992 年被确定为我国 40 处 A 级 (具有全球保护意义) 保护区之一, 2009 年与瑞丽江省级自然保护区进行合并, 2011 年将合并后的保护区总面积调整为 51650.5 hm²。保护区最高海拔

收稿日期: 2017-08-09

作者简介: 陈昇 (1984-), 男, 工程师。

通信作者: 赵海光 (1981-), 环境科学专业, 副研究员。

3404.6 m, 最低海拔210.0 m。主要保护热带季雨林—
 杪楞双树林和生物垂直景观及珍稀濒危动植物。

2010年德宏州共完成植树造林面积45260
 hm², 森林覆盖率为67%。全州建有国家级森林公
 园2个, 分别为章凤国家森林公园和畹町国家森林

公园。国家级旅游景点6个, 其中4A级旅游景区
 3个, 2A级景区2个, 1A级景区1个。此外, 德
 宏州还分布有3个市(县)级饮用水源保护区。
 各类受保护区域的情况见表3。

表2 德宏州极小种群野生动物物种表

序号	中文名	拉丁名	保护级别	濒危等级	IUCN 评价	主要分布地	云南特有种	是否在保护区
1	绿孔雀	<i>Pavo muticus</i>	I	濒危	VU	潞西、瑞丽、陇川、盈江	是	是
2	白眉长臂猿	<i>Hoolock hoolock</i>	I	濒危	EN	陇川、盈江、瑞丽	是	是
3	马来熊	<i>Helarctos malayanus</i>	I	濒危	VU	德宏	是	是
4	熊狸	<i>Arctictis binturong</i>	I	濒危	VU	盈江		是
5	伊江巨蜥	<i>Varanus irrawadicus</i>	I	极危		陇川户撒河下游、盈江铜壁关 和蛮允、中缅边境等	是	是
6	菲氏叶猴	<i>Trachypithecus phayrei</i>	I	濒危	EN	潞西、瑞丽、陇川、盈江	是	是
7	蜂猴	<i>Nycticebus bengalensis</i>	I	濒危	VU	瑞丽、陇川、盈江、潞西		是
8	云豹	<i>Neofelis nebulosa</i>	I	濒危	VU	全州林区		
9	灰孔雀雉	<i>Polyplectron bicalcaratum</i>	I	稀有		盈江	是	是
10	双角犀鸟	<i>Buceros bicornis</i>	II	濒危	NT	盈江、瑞丽	是	是
11	花冠皱盔犀鸟	<i>Rhyticeros undulatus</i>	II			盈江、瑞丽	是	是
12	版纳鱼螈	<i>Ichthyophis bananicus</i>		濒危		盈江		是

表3 德宏州各类受保护区域现状

类型	名称	面积/hm ²	保护对象	保护区现级别
自然保护区	铜壁关省级自然保护区	51650.5	阿萨姆娑罗双、东京龙脑香和 白眉长臂猿等为标志的热带雨 林和热带动植物及其生境; 保 护瑞丽江流域的候鸟栖息地和 季节性雨林	省级
	章凤国家森林公园	7000		
国家级森林公园	畹町国家森林公园	198.9	森林覆盖率为60.8%。园内以 亚热带森林为主, 含有全国最 大的珍稀木材柚木林。	
	芒究水库水源林保护区	3170	水源涵养林	地市级
城市饮用水源保护区	梁河后山自然保护区	1000	水源涵养林	县级
	木乃河水源林保护区	4200	森林水源	县级

注: 表中章凤国家森林公园面积的数据来自《全国主体功能区划》。

2 德宏州生物多样性保护面临的问题

(1) 生境片段化

生境片段化和土著物种生境的破坏是德宏州
 生物多样性保护面临的最大威胁。多种人类活动都
 可能导致生境片段化, 且铜壁关自然保护区本身就
 是由三个互不连接的片区组成, 自然保护区内部集体

林中的农业生产活动也加速了原有生境的片段化,
 降低了土著物种的种群数量和分布范围。更为严重
 的是, 生境片段化造成了物种基因交流受阻, 使得
 土著物种的遗传多样性降低。

铜壁关自然保护区所辖的7乡1镇, 1990—
 2000年, 人口增长了1.7倍, 由于人口的增长而

导致资源的过度利用也是生物多样性受到威胁的主要原因。德宏州部分地区森林用材资源丰富,种类繁多,有用于建房和制作家具的黑心木莲、木荷、红椿、楠木、柚木等,有用作篱笆的多种竹子,有藤编原材料省藤等。近年来,由于人口的急剧增加和掠夺式砍伐,使这些林木资源迅速减少。另外,农户薪柴的消耗量巨大。据调查,每年每户需要烧柴5000~6000 kg,仅铜壁关自然保护区内3830户一年就需要22980 t薪柴,按木材平均气干容重 0.75 g/cm^3 计算,相当于消耗 30640 m^3 的木材。保护区平均立木蓄积量为 $78.9\text{ m}^3/\text{hm}^2$,平均每年消耗 388.3 hm^2 的森林,占保护区森林面积的0.7%。

(2) 毁林开荒对保护区的蚕食

甘蔗是德宏州重要的经济作物。随着地方经济的发展,甘蔗种植面积也不断扩大,甘蔗与林木争地的现象日趋严重,集体林内大面积毁林开荒,种植甘蔗现象严重,甚至部分国有林也被砍伐种植甘蔗。此外,铜壁关保护区各片区内都种植草果、砂仁等经济植物,这些经济植物适宜生长在湿度大、阴凉的雨林中,恰恰也是保护区生物多样性最高的区域。种植草果、砂仁时要清除林下的草本植物和灌木以及部分上层乔木,破坏了雨林的结构,降低了物种的多样性,不仅对群落结构的完整造成直接的影响,更大的潜在危害是森林群落难以实现自我更新,最终导致群落结构简单化。

(3) 外来物种的入侵

外来种入侵不仅导致生物多样性的丧失,同时也威胁着德宏州生态安全和经济发展。外来入侵植物通常分布于人为干扰严重,群落结构比较简单的灌丛、草丛、采伐迹地和人工林中。紫茎泽兰、薇甘菊、香泽兰(飞机草)等入侵种分布于人为干扰明显的路边、弃荒地、采伐迹地。而在发育良好,郁闭度70%以上的林分中分布则较少,这也体现出群落结构的多样性对于外来物种入侵的抑制作用。

(4) 水电开发对于水生生态系统的不利影响

德宏州的水能资源较为丰富,且多集中于盈江县境内。近年来,盈江县境内大量的水电站建设开工,使得大盈江等河流的干、支流原有的水文情势大为改变,一些适应原有急流生境的鱼类种群数量迅速下降,仅存活于河流上游原生生境保持较好的河段。此外,河流上的小型引流式电站在建成后,枯水季节为了保证发电用水量,坝前引流口下游至

坝址段常常会出现断流;筑坝河流在枯水季节,坝下的生态流量也难以保证,以上诸多因素已对河流水生生态系统造成了巨大的负面影响。

3 德宏州生物多样性保护对策措施

为了保护德宏州的生物多样性,应尽快采取有效措施,遏制目前物种资源不断减少和生境片段化的趋势,发挥生物多样性在促进生态文明建设和国民经济可持续发展中的积极作用,实现人与自然的和谐共处。

(1) 建立生物多样性保护廊道,不断提高德宏州受保护区的面积

铜壁关自然保护区位于我国西南横断山脉纵向岭谷区高黎贡山南段西延山地,地跨德宏州瑞丽市、盈江县和陇川县3个市县,总面积 51650.5 hm^2 ,由盈江县大娘山片区、盈江县铜壁关片区、陇川县陇把片区、陇川县和瑞丽市户永山片区、瑞丽市植物园片区、瑞丽市南畹河片区等6个片区组成。应通过生物多样性保护廊道,把6个片区连接成2个相对完整的大区域,即盈江陇川区域和陇川瑞丽区域。初步统计生物保护廊道面积 43097.0 hm^2 ,保护区面积和生物保护廊道面积合计为 94747.5 hm^2 。生物多样性保护廊道建设之后,将大大缓解目前野生生物生境片段化的趋势,为土著物种种群的恢复与相互之间的交流创造条件。

(2) 加大外来入侵物种的控制

外来种入侵不仅导致生物多样性的丧失,同时也威胁着德宏州生态安全和经济发展。加强对外来物种的控制,尤其对以薇甘菊为代表的入侵种的控制,将对恢复本地物种的生境、促进本地物种种群的扩大,进而提高全州生物多样性具有重要的意义。

(3) 加强生态保护的宣传教育,提高本地居民和游客保护生物多样性的自觉性

当地居民和来此进行生态旅游的游客是否具有保护生态环境的意识,是德宏州生物多样性保护的关键,因此生态保护宣传教育势在必行,应通过生物多样性保护宣传教育,使得当地居民和游客自觉的使个人行为与生境保护相互协调。宣传教育可以利用以下途径进行:一是充分利用布告、标语、图画等宣传媒介,加强对当地居民和游客生物多样性保护知识的普及教育和法规学习,提高居民和游客的生物多样性保护意识。二是通过讲座研讨等手段,帮助当地居民了解和掌握保护区植物、动物、

生态、地理等知识，认识到保护生物多样性的重要意义，同时引导当地居民和外来游客的活动内容和

消费行为合理化和生态化。三是通过保护区内设立解说指示牌，强化游客的生物多样性保护意识。

Present Situation and Protection of Biodiversity in Dehong Prefecture

CHEN Sheng¹, PU Ji - wei¹, LI Jin - fa², ZHAO Hai - guang³

(1. Yunnan water investment Limited by Share Ltd, Kunming Yunnan 650000 , China)

Abstract: The problems of protecting the biodiversity in Dehong were explored. The countermeasures were put forward involving in constructing biodiversity protection corridor, controlling alien species, and protecting water ecosystem covering rivers and wetlands, and educating the public.

Key words: biodiversity; present situation; protection; countermeasures; Dehong

区域生态资产价值评估研究 ——以抚仙湖流域为例

高 程, 王金亮, 刘广杰

(云南师范大学旅游与地理科学学院, 云南省高校资源与环境遥感重点实验室,
云南省地理空间信息工程技术研究中心, 云南 昆明 650500)

摘 要: 在构建生态资产价值计算体系的基础上, 运用市场价值法、费用支出法、影子工程法、替代市场法、机会成本法、生产成本法、成果参照法, 分别计算抚仙湖流域 1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年的生态资产, 结果表明: 抚仙湖流域 1995、2000、2005、2010、2015 年生态资产总价值分别为 175.18、180.04、180.96、183.75、184.32 亿元, 20 年间总体处于上升趋势; 直接使用价值在逐渐上升, 但以生态系统服务功能为主的间接使用价值在下降。

关键词: 流域保护; 生态资产; 价值评估; 抚仙湖

中图分类号: X26 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0012-06

生态资产的概念可以从广义和狭义两个方面来定义。广义来说是指以价值形式统计自然环境中的生态资源; 从狭义来说是指国家所拥有的、能够以货币价值计量的, 并拥有直接、间接或潜在经济利益的生态经济资源^[1]。把生态资产价值纳入到国民经济计算体系中是可持续发展的要求之一, 同时也是区域生态安全评价和制定生态环境补偿政策的重要前提^[2]。

随着人类活动的影响和经济的发展, 抚仙湖流域内农业、工业、生活污染现象持续加重, 土地退化、土壤肥力下降、抚仙湖湖面浮游生物增加等一系列生态问题开始涌现, 流域内的生态系统服务功能与结构出现了较大变化。从 2008 年开始, 抚仙湖部分区域的水质形成了以“北部一片、南部一点、沿岸一线”的 II 类水质, 而且水体污染呈现出从北向南、由湖岸向湖中心不断推进的趋势。总的来说抚仙湖整体水质虽然仍保持在 I 类, 但已经表现出由 I 类向 II 类快速下降的趋势, 局部区域目前甚至已临近 II 类水质。抚仙湖流域在 1992—2014 年旅游业、农业和采矿业 (以磷矿业为主)

快速发展, 城镇建设用地逐年增长, 森林面积不断减少, 同时流域内围湖造田现象频繁, 湖泊水体面积逐年减小, 人口数量快速增加, 工业排放污染量逐年增长。抚仙湖流域的自然环境遭受了不同程度的破坏, 环境承载压力不断上升^[3]。对抚仙湖流域进行生态资产的计算, 不仅可以掌握流域内生态环境的健康状况和自然资源存有量, 同时也能从实物资产价值的角度展现生态环境的变化发展趋势。

本研究在构建生态资产价值计算体系的基础上, 运用市场价值法、费用支出法、影子工程法、替代市场法、机会成本法、生产成本法、成果参照法, 分别计算抚仙湖流域 1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年的生态资产, 并分析变化趋势, 以期为流域内生态资源资产化、建立环境保护体系、制定生态补偿标准提供科学依据。

1 研究区概况

抚仙湖是我国最大的深水型淡水湖泊, 位于云南省滇中地区的玉溪市境内, 跨玉溪市的澄江、江川和华宁三个县, 地理位置为 24°21'~24°38'N, 102°49'~102°57'E。抚仙湖流域总面积约 675.85 km², 水域面积约 216.6 km², 湖长约 31.4 km, 湖最宽处约 11.8 km, 湖岸线总长约 100.8 km; 湖内最大深度约 159.8 m, 平均深度约 95.7 m, 容水量约 208.7 亿 m³, 占云南省高原湖泊蓄水总量的 71.9%, 具有渔业、灌溉、防洪、农业用水、工业用水、生活用水及旅游等综合功能^[4]。

抚仙湖位于亚热带季风气候区, 气候类型为中

收稿日期: 2017-09-06

基金项目: 云南省哲学社会科学重点项目 (编号 ZDZZD201506); 云南省中青年学术技术带头人培养项目 (编号 2008PY056); 云南师范大学研究生科研创新基金项目 (编号 2017062)。

作者简介: 高程 (1992-), 男, 云南省蒙自人, 硕士研究生, 研究方向为区域生态和土地规划。

通信作者: 王金亮 (1963-), 男, 云南省武定人, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为资源环境遥感。

亚热带半湿润季风性气候。流域常年平均气温 15.5℃，年降雨量 800 ~ 1100 mm，年蒸发量 1300 ~ 1800 mm，日照时长为 2000 ~ 2400 h。

2 研究过程

2.1 构建生态资产价值计算体系

目前生态资产价值构成有三种：五分型分类（分为直接价值、间接价值、选择价值、存在价值、遗产价值）；四分型分类（分为直接价值、间接价值、选择价值、存在价值）；二分型分类（分为直接使用价值、间接使用价值）^[5]。五分型分类和四分型分类更详细，但由于每个价值之间的界定比较模糊，因此难以对这些价值做定量计算。

根据生态资产价值的内涵，参考赵润等人对程海流域生态系统服务功能的评估^[6]，同时考虑抚仙湖流域自身的区域自然特点以及资料数据的可收集情况，本研究选择的是二分型分类。其中，直接使用价值又细分为实物价值和非实物价值。因此抚仙湖流域的生态资产总价值等于直接使用价值和间接使用价值的总和。

实物价值主要包含林业产品价值、渔业产品价值、农业产品价值、畜牧业产品价值；非实物价值主要包含科研价值、旅游价值和文化价值。间接使用价值为单位面积生态系统服务功能价值，包括水土保持、固碳释氧、涵养水源、生物多样性、营养物质循环等（表 1）。

表 1 抚仙湖流域生态资产价值计算体系

价值分类	价值类型	价值量评价指标	计算方法
直接使用价值	实物价值	林业产品价值	市场价值法
		渔业产品价值	
农业产品价值			
畜牧业产品价值			
直接使用价值	非实物价值	科研价值	市场价值法
		旅游价值	
文化价值			
水土保持			
间接使用价值	生态系统服务功能	固碳释氧	造林成本法碳税法
		涵养水源	影子工程法
		生物多样性	成果参照法
		营养物质循环	机会成本法

2.2 直接使用价值计算

2.2.1 实物价值计算

对抚仙湖流域内的所有自然实物资源进行完整清查比较困难，目前为止也没有详细的数据记录这些实物资源总量。考虑到此难点，以林业产品价值、渔业产品价值、农业产品价值、畜牧业

产品价值四种价值量作为实物价值，流域内的其它野生动植物资源由于大部分以当地居民自采自用或少量销售为主，资源的利用率相对较低，因此不对这部分的价值进行计算。实物价值的计算公式如表 2 所示^[7-9]，实物价值的计算结果如表 3 所示。

表 2 实物价值计算公式

价值类型	计算公式	说明
林业产品价值 a	$V_{\text{林业}} = P_{\text{林}} \times U_{\text{木}}$	$V_{\text{林业}}$ 为林业产品价值（元）， $P_{\text{林}}$ 为木材生产量（ m^3 ）， $U_{\text{木}}$ 为木材市场价格（元/ m^3 ）
渔业产品价值 b	$V_{\text{渔业}} = P_{\text{渔}} \times U_{\text{鱼}}$	$V_{\text{渔业}}$ 为渔业产品价值（元）， $P_{\text{渔}}$ 为鱼类产量（t）， $U_{\text{鱼}}$ 为鱼类价格（元/t）
农业产品价值 c	$V_{\text{农业}} = P_{\text{农}} \times U_{\text{农}}$	$V_{\text{农业}}$ 为农业产品价值（元）， $P_{\text{农}}$ 为农业产品产量（t）， $U_{\text{农}}$ 为农业产品价格（元/t）
畜牧业产品价值 c	$V_{\text{畜牧}} = P_{\text{畜}} \times U_{\text{畜}}$	$V_{\text{畜牧}}$ 为畜牧业产品价值（元）， $P_{\text{畜}}$ 为畜牧业产品产量（t）， $U_{\text{畜}}$ 为畜牧业产品价格（元/t）

注：a. 抚仙湖流域的优势树种为云南松、华山松、冷杉；b. 抚仙湖渔业捕捞的主体鱼类为银鱼，市场价约 40000 元/t；c. 抚仙湖流域农业产品和畜牧业产品数据来源于各县区统计年鉴。

表3 实物价值计算结果 (亿元)

价值类型	1995年	2000年	2005年	2010年	2015年
林业产品价值	0.57	0.59	0.58	0.55	0.57
渔业产品价值	1.86	2.28	2.18	2.16	2.35
农业产品价值	38.14	41.97	42.41	43.36	43.87
畜牧业产品价值	25.92	26.57	27.33	27.52	27.38
合计	66.49	71.41	72.52	73.59	74.17

2.2.2 非实物价值计算

科研价值：在国内外研究中，目前为止还没有合适的方法对科研价值进行直接计算，因此本研究主要以科研和环保项目的投资额进行计算^[10]。根据玉溪市统计年鉴和抚仙湖管理部门的统计数据：1995—2000年共投资39.75亿元，“十五”规划期间（2001—2005年）共投资42.58亿元，“十一五”规划期间（2006—2010年）共投资46.34亿元，“十二五”规划期间（2011—2015年）共投资46.42亿元；用于抚仙湖流域产业结构调整与污染减排项目、流域污染

源系统治理项目、湖泊水体保育项目、湖泊及流域管理与能力建设项目、流域清水产流机制修复项目、鱈浪白鱼种群保护研究及人工养殖项目等一系列科研和环保项目。

旅游价值：根据玉溪市旅游局和抚仙湖管理部门的统计数据，1995年抚仙湖风景区旅游收入0.76亿元，2000年1.38亿元，2005年1.44亿元，2010年1.48亿元，2015年1.56亿元。

文化价值：参照 Costanza^[11]的研究成果，全球湖泊的平均文化价值为8495美元/hm²。

非实物价值的计算结果如表4所示。

表4 非实物价值计算结果 (亿元)

价值类型	1995年	2000年	2005年	2010年	2015年
科研价值	6.62	6.62	8.51	9.26	9.28
旅游价值	0.76	1.38	1.44	1.48	1.56
文化价值	12.49	12.47	12.47	12.47	12.45
合计	19.87	20.47	22.42	23.21	23.29

2.3 间接使用价值的计算

间接使用价值是指人类从自然环境所能够提供的用来维持生产和消费活动的各类功能中间接获得的经济利益，它不直接参与人类的生产和消费过程，只为这两个过程提供必要的保证条件^[12]。根据抚仙湖流域的自然环境特点，将生态类型划分为森林、草地、耕地、水体，分别计算单位面积水土

保持价值、固碳释氧价值、涵养水源价值、生物多样性价值和营养物质循环价值^[13]。各生态系统面积数据如表5所示^[14]，间接使用价值的计算公式如表6所示^[15-17]，间接使用价值的计算结果如表7所示，各生态系统类型单位面积间接使用价值计算结果如表8所示。

表5 各生态系统面积 (hm²)

生态系统类型	1995年	2000年	2005年	2010年	2015年
森林	12477.21	12225.08	15798.89	15355.33	13867.75
草地	26496.01	25392.99	21806.08	21947.51	22269.03
耕地	4952.32	6307.94	4991.6	4924.57	4942.01
水体	22022.18	21914.5	21958.48	21925.16	21854.84

表 6 间接使用价值计算公式

价值类型	计算公式	说明
水土保持	$A_c = A_r - A_g$ $Ef = \sum A_c \times S_i \times P_i \quad (i = N, P, K)$ $Es = \frac{A_c \times B}{0.6p}$ $En = A_c \times 24\% \times C \div p$	<p>A_c 为土壤保持量 (t/hm^2), A_r 为无林地土壤侵蚀量 (t/hm^2), A_g 为有林地土壤侵蚀量 (t/hm^2)。Ef 为减少土壤肥力损失的价值 ($元/hm^2$), S 为营养元素的平均含量 (g/kg), P 为营养元素的平均价格 ($元/t$)。Es 为减少土壤侵蚀的价值, P 为土壤容重 (g/cm^3), B 为生态系统平均效益 ($元/hm^2$)。En 为减少泥沙淤积的价值 ($元/hm^2$), C 为水库工程费用 ($元/hm^2$)。</p>
固碳释氧	$Q_{CO_2} = 1.63 \times P_{CO_2} \times S$ $Q_{O_2} = 1.2 \times P_{O_2} \times S$	<p>Q_{CO_2} 为单位面积 CO_2 固定量的价值, Q_{O_2} 为单位面积释放 O_2 的价值, P_{CO_2} 为单位 CO_2 固定量的价格, P_{O_2} 为单位面积释放 O_2 的价格, S 为净初级生产力。</p>
涵养水源	$Q = A \times J \times R$	<p>A 为生态系统面积, J 为平均产流降雨量 (mm), R 为减少径流的效益系数。</p>
生物多样性	/	<p>参考谢高地的研究成果, 单位面积的生物多样性为 2884.6 元/hm^2。</p>
营养物质循环	$F = (G_N + G_P + G_K) / 3 \times S \times T$	<p>为营养物质循环价值, G_N、G_P、G_K 为氮磷钾元素在植物中的含量 为净初级生产力, 为我国氮磷钾化肥平均价格 2549 元/t。</p>

表 7 间接使用价值计算结果 (亿元)

价值类型	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
水土保持	37.19	36.92	35.54	36.08	36.05
固碳释氧	12.98	13.08	13.11	12.97	12.77
涵养水源	17.43	17.31	16.98	17.32	17.52
生物多样性	7.66	7.29	6.81	7.03	6.95
营养物质循环	13.56	13.56	13.58	13.55	13.57
合计	88.82	88.16	86.02	86.95	86.86

表 8 各生态系统单位面积间接使用价值 (万元)

生态系统类型	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
森林	7.12×10^5	7.21×10^5	5.45×10^5	5.66×10^5	6.26×10^5
草地	3.35×10^5	3.47×10^5	3.95×10^5	3.96×10^5	3.90×10^5
耕地	17.94×10^5	13.98×10^5	17.23×10^5	17.66×10^5	17.58×10^5
水体	4.03×10^5	4.02×10^5	3.92×10^5	3.96×10^5	3.97×10^5

3 结果与分析

抚仙湖流域生态资产总价值如表 9 所示。

表 9 抚仙湖流域生态资产总价值 (亿元)

价值类型	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
直接使用价值	86.36	91.88	94.94	96.80	97.46
间接使用价值	88.82	88.16	86.02	86.95	86.86
合计	175.18	180.04	180.96	183.75	184.32

如图 1、图 2、图 3 所示, 抚仙湖流域生态资产总价值在 1995—2015 年呈上升趋势, 主要是因

为直接使用价值中的林业、渔业、农业、畜牧业产品总价值在逐年增加, 并且非实物价值也都有较大

幅度的提升。1995—2000年的直接使用价值增幅最大，2000—2015年增幅有所减小，原因可能是政府部门开始重视抚仙湖流域的环境保护，限制了流域内自然资源的开发。间接使用价值整体呈下降趋势，主要原因可能是在2000年以后流域内部分林地被改造为建筑用地和农业用地，同时采矿业（以磷矿为主）也给抚仙湖流域的生态系统带来了巨大的威胁。

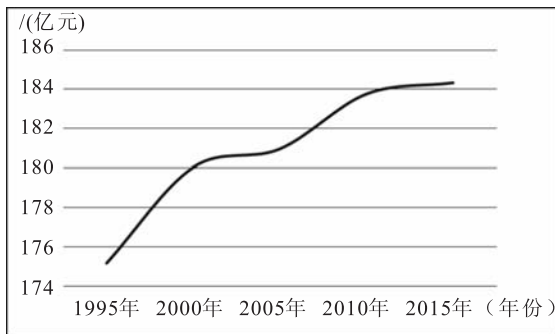


图1 抚仙湖流域生态资产总价值变化趋势

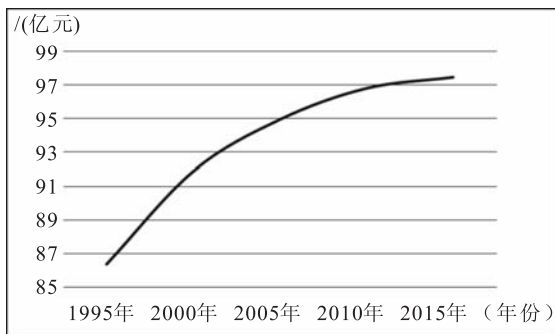


图2 抚仙湖流域直接使用价值变化趋势

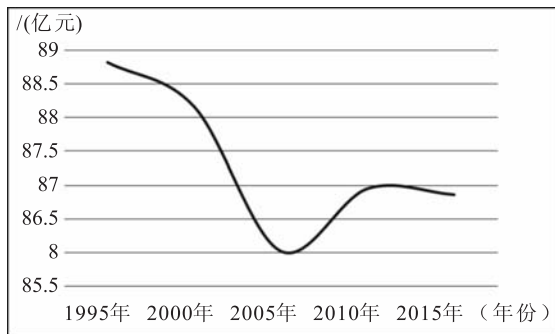


图3 抚仙湖流域间接使用价值变化趋势

从直接使用价值来看，实物价值中的林业产品价值在逐年减小，因为云南省从20世纪90年代末期开始实施天然森林保护工程，限制了森林资源的开发；渔业产品价值整体在上升，只有2005—2010年小幅下降，原因是这段时间实行鳙浪白鱼种群保护工程，一定程度上限制了渔民捕捞鱼类的数量；农业产品和畜牧业产品有较大幅度的提升，可能是

因为抚仙湖流域人口数量增长，对食物的需求量也越来越大。非实物价值中，科研价值在逐渐上升，说明抚仙湖流域的生态环境保护越来越受到重视；旅游价值的上升则说明抚仙湖的知名度和旅游资源开发程度在逐渐提高；文化价值有小幅下降是由于抚仙湖水体面积有逐年减小的现象，而湖泊的单位面积文化价值是固定的，从而文化价值随之下降。

从间接使用价值来看，水土保持价值占的比重最大，平均35.56亿元，然后是涵养水源价值平均17.31亿元、营养物质循环价值平均13.56亿元、固碳释氧价值平均12.98亿元，比重最小的是生物多样性价值，平均只有7.14亿元（图4）。

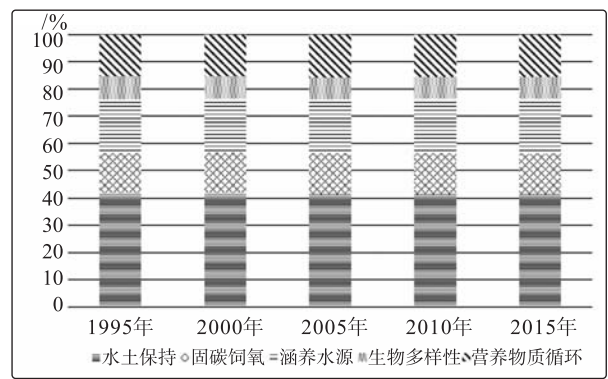


图4 各间接使用价值所占比重

总体来说，虽然间接使用价值在下降，但是由于直接使用价值总体增加幅度较大，因此抚仙湖流域的生态资产总价值仍然处于上升趋势。

4 结论

抚仙湖流域1995、2000、2005、2010、2015年生态资产总价值分别为175.18、180.04、180.96、183.75、184.32亿元，直接使用价值分别为86.36、91.88、94.94、96.80、97.46亿元，间接使用价值分别为88.82、88.16、86.02、86.95、86.86亿元。虽然生态资产总价值在上升，但是与生态环境息息相关的间接使用价值却呈下降趋势，说明流域内保护生态资源、维持生态系统服务功能已经受到了一定程度的破坏和威胁。随着滇中城市群的发展，抚仙湖流域的人口数量还将继续扩张，生态环境破坏、水资源的消耗和农业污染的速度还将增加，这些会给流域内的生态系统带来越来越大的威胁。从1998年开始，云南省启动了天然森林保护工程，国有森工企业逐渐实现了由森林采伐向森林资源保护的根本性转变，这个措施使整个云南省包括抚仙湖流域在内的重点保护区域近二十年来森林覆盖率实现快速增长。在流域生态环境恢

复过程中要继续加强对森林、草地等一系列生态系统的管理,重点是恢复与保护植被,控制水土流失及水源污染,因地制宜制定合理的法律法规来保障生态环境不遭受严重的破坏。

相比较刘阳、吴钢学者通过土地覆盖和利用模式计算抚仙湖流域的生态资产,本研究的计算方法不仅计算了生态服务功能的价值,还计算了包含林业产品价值、渔业产品价值、农业产品价值、畜牧业产品价值在内的实物价值,以及包括科研价值、旅游价值、文化价值在内的非实物价值,因此平均总价值180.05亿元要高于基于土地覆盖和利用模式的计算结果75.79亿元,除了能体现生态环境的状态外,也在一定程度上表明了经济发展趋势。

参考文献:

- [1] 高吉喜,范小杉,李慧敏,等.生态资产资本化:要素构成·运营模式·政策需求[J].环境科学研究,2016,29(3):315-322.
- [2] 高吉喜,李慧敏,田美荣,等.生态资产资本化概念及意义解析[J].生态与农村环境学报,2016,32(1):41-46.
- [3] 熊飞,李文朝,潘继征,等.云南抚仙湖鱼类资源现状与变化[J].湖泊科学,2006,18(3):305-311.
- [4] 刘阳,吴钢,高正文,等.基于土地覆盖/利用模式的云南省抚仙湖流域生态资产评估[J].生态学报,2007,27(12):5282-5290.
- [5] 张军连,李宪文.生态资产估价方法研究进展[J].中国土地科学,2003,17(3):52-55.
- [6] 赵润,董云仙,谭志卫.程海流域生态系统服务功能价值评估[J].环境科学导刊,2014(4):19-23.
- [7] 操建华.生态系统产品和服务价值的定价研究[J].生态经济,2016,32(7):24-28.
- [8] 熊皎,董丽华,罗晓波,等.荣经县生态资产评估及动态演变[J].四川林业科技,2017,38(1):54-57.
- [9] 覃剑晖.太湖新银鱼入侵高原深水贫营养湖泊-抚仙湖的生态学效应[D].北京:中国科学院,2005.
- [10] 王娟娟,王大娟,彭晓春,等.关于生态资产核算方法探讨[J].环境与可持续发展,2014,39(6):14-18.
- [11] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 1997, 387(15): 253-260.
- [12] 欧阳建国,欧小万.广东生态发展区生态系统非使用价值评估[J].环境科学导刊,2016(6):38-51.
- [13] 欧阳志云,郑华,谢高地,等.生态资产、生态补偿及生态文明科技贡献核算理论与技术[J].生态学报,2016,36(22):7136-7139.
- [14] 李石华,周峻松,金宝轩,王金亮.近40年来云南抚仙湖湖泊面积与体积变化遥感监测分析[C].云南省测绘地理信息学会学术年会,2015.
- [15] 于谦龙.基于绿当量的生态资产核算模式研究—以新疆为例[J].统计与信息论坛,2010,25(2):20-25.
- [16] 欧阳志云,王如松.生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].应用生态学报,1999,10(5):635-640.
- [17] 赵卫权,杨振华,苏维词,等.基于生态与社会资产核算的生态文明综合评价[J].生态经济,2016,32(5):215-218.

Research on the Calculation of Regional Ecological Assets Value in the Fuxian Lake Basin

GAO Cheng, WANG Jin-liang, LIU Guang-jie

(College of Tourism and Geographic Sciences, Yunnan Normal University, Key Laboratory of Resources and Environmental Remote Sensing for Universities in Yunnan, Center for Geospatial Information Engineering and Technology of Yunnan Province, Kunming Yunnan 650500, China)

Abstract: With the growth of population and economy, the ecological system of Fuxian Lake in Yunnan Province has been seriously damaged. It can reflect the changing trend and threatening factors of ecological environment in the basin by calculating the value of ecological assets. Based on the construction of the value calculation system of ecological assets, the study used the market value method, the expense expenditure method, the shadow engineering method, the substitute market method, the opportunity cost method, the production cost method, and the result reference method respectively to calculate the ecological assets of the Fuxian Lake Basin in 1995, 2000, 2005, 2010 and 2015. The results showed that the total value of ecological assets in the Fuxian Lake Basin in 1995, 2000, 2005, 2010 and 2015 was 175.18, 180.04, 180.96, 183.75 billion yuan and was in an upward trend. The direct use value was increasing gradually. However, the indirect use value of the ecosystem service function was declining.

Key words: basin protection; ecological assets; value; Fuxian Lake

商丘市水功能区纳污能力与排污总量控制分析

陈长茵, 陈 涛

(商丘水文水资源勘测局, 河南 商丘 476000)

摘 要:通过对商丘市水功能区水质达标评价和入河排污口分析评价, 合理确定水质模型和水质目标, 运用水质一维模型, 计算商丘市水功能区水域纳污能力, 确定污染物入河削减量。提出了建议。

关键词:水功能区; 水质模型; 纳污能力; 排污总量; 商丘市

中图分类号: X26 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0018-04

商丘市水资源供需矛盾突出, 大量未经处理达标的废污水直接排入河道, 水功能区水质达不到水质目标要求, 根据《2011年中共中央1号文件》提出的十二五期间, 重要江河湖库水功能区水质达标率将提高到60%左右的目标和2012年国务院《关于实行最严格水资源管理制度的意见》“确立水功能区限制纳污红线, 严格控制入河湖排污总量”。考虑到商丘市目前水功能区达标现状, 本文依据《河南省水功能区划》和《水域纳污能力计算规程》, 选取COD和氨氮为纳污能力计算控制指标, 运用水质一维模型, 分析计算商丘市水功能区纳污能力, 为商丘市科学制定限制排污总量意见提供参考依据^[1]。

1 商丘市水功能区状况

1.1 水功能区划概况

根据河南省水功能区划报告, 商丘市主要水功能区有28个, 区划河长为622.9 km。一级水功能区4个, 区划河长为146 km, 其中保护区1个、河长44 km; 缓冲区3个, 河长102 km。二级水功能区24个, 区划河长为476.9 km, 其中饮用水源区1个, 河长8 km; 景观娱乐用水区2个, 河长41 km; 过渡区1个, 河长10 km; 排污控制区9个, 河长98 km; 农业用水区11个, 河长319.9 km^[2]。

1.2 水功能区现状水质评价

根据2011年商丘市水功能区水质监测资料, 对水功能区内的水质监测断面按照全年期、汛期和非汛期进行水质评价。商丘市19个水功能区参与达标评价, 评价总河长524.9 km。全年期达标的

水功能区有1个, 达标河长为50 km, 达标率分别为5.3%和9.5%; 汛期达标4个, 达标河长122 km, 达标率分别为21.1%和23.2%; 非汛期达标1个, 达标河长50 km, 达标率5.3%和9.5%。

1.3 入河排污口评价

2011年商丘市实测入河排污口86个, 其中有72个入河排污口分布在14个二级水功能区, 水功能区入河废污水量为8477.4万m³, COD、氨氮入河量分别为5858.54 t和1031.08 t。废污水入河量最大的为通惠渠睢县排污控制区, 其入河量为1627.4万m³, 惠济河柘城农业用水区入河废污水量最小32.39万m³。商丘市水功能区废污水及主要污染物入河量见表1。

2 水功能区纳污能力分析

水体纳污能力是指对确定的水功能区, 在满足水域功能要求的前提下, 在给定的水功能区水质目标值、设计水量、排污口位置及排污方式下, 功能区水体所能容纳的最大污染量^[2]。根据《河南省水功能区划》, 以水功能区为计算单元, 结合商丘市水质现状和水污染状况, 选取COD、氨氮为纳污能力计算控制指标。

2.1 水质模型

根据商丘市河流实际情况, 水功能区纳污能力计算采用一维模型^[3]。

$$C = C_0 \exp\left(\frac{-kx}{u}\right)$$

式中: C —流经 x 距离后的污染物浓度, mg/L; x —沿河段的纵向距离, m; u —设计流量下河段断面的平均流速, m/s; C_0 —初始断面污染物浓度, mg/L; k —污染物综合衰减系数, 1/s。

水域纳污能力计算公式:

$$M = (C_s - C_x)(Q + Q_p)$$

式中: M —水域纳污能力, kg/s; C_s —水质目标浓度

收稿日期: 2017-07-27

作者简介: 陈长茵 (1978-), 女, 河南永城人, 工程师, 本科, 从事水资源保护工作。

值,mg/L; Q —初始断面的入流流量, m^3/s ; Q_p —废污水排放量, m^3/s 。

由于入河排污口散乱分布,造成河段纳污能力计算的复杂性,故需概化入河排污口在功能区上的分布。在计算商丘市纳污能力时,将入河排污口概化为水功能区中断面排污,依此计算该水功能区河段的纳污能力。

2.2 纳污能力分析成果

根据商丘市水功能区选用的纳污能力计算水质

模型及设计水文条件、水功能区水质目标等,分析计算出商丘市重要水功能区纳污能力见表2。由表2可见,2011年商丘市水功能区COD纳污能力为1814.53t,其中保护区COD纳污能力为0,排污控制区COD纳污能力最大,为1107.39t。氨氮的纳污能力为223.22t,其中保护区氨氮纳污能力为0,排污控制区氨氮纳污能力最大,为107.99t,农业用水区次之,为100.43t。商丘市重要水功能区纳污能力分析成果详见表2。

表1 商丘市水功能区废污水及主要污染物入河量

水功能区	废污水/(万 m^3)	COD/t	氨氮/t
惠济河睢县排污控制区(二)	520.61	462.16	36.93
惠济河柘城农业用水区	32.39	39.86	4.74
惠济河柘城排污控制区	107.12	118.26	39.01
通惠渠睢县排污控制区	1627.4	894.25	40.26
大沙河民权饮用水水源区	300.2	110.38	45.01
大沙河民权排污控制区	590.92	173.01	23.76
大沙河宁陵排污控制区	648.59	112.49	88.18
大沙河商丘农业用水区	308.89	499.69	34.12
包河商丘市景观娱乐用水区	307.31	762.85	127.38
包河商丘市排污控制区	441.37	857.82	135.3
沱河虞城景观娱乐用水区	84.29	45.33	18.48
沱河虞城排污控制区	1267.71	489.03	215.95
沱河夏邑排污控制区	2091.13	1091.35	182.82
沱河夏邑永城过渡区	149.47	202.06	39.14

表2 商丘市重要水功能区纳污能力分析成果表

水功能区	功能区数量/个	河长/km	水质目标	纳污能力	
				COD/(t/a)	氨氮/(t/a)
保护区	1	10	Ⅳ	0	0
缓冲区	3	102.9	Ⅲ	44.45	5.29
景观娱乐用水区	2	41	Ⅳ	47.6	3.21
过渡区	1	10	Ⅳ	129.29	6.30
排污控制区	6	51	Ⅳ	1107.39	107.99
农业用水区	7	155.5	Ⅳ	485.8	100.43
合计	20	307.4		1814.53	223.22

3 污染物总量控制分析

3.1 污染物入河控制量与削减量控制原则

商丘市2011年的污染物入河控制量与削减量采取以下原则:饮用水源区和保护区入河控制量均采

用现状纳污能力进行控制,其他水功能区排污量未超过该水功能区纳污能力时,入河控制量采用计算的纳污能力;排污量超过水功能区纳污能力时,污染物入河削减量应取纳污能力与相应的污染物入河

量之差。

3.2 水功能区入河控制量与削减量计算

商丘市水功能区污染物入河量超过计算的纳污能力值,需对入河污染物进行削减,COD入河削减量为3464.34t/a,氨氮入河削减量为790.83t/a。根据水功能区水质目标和污染物排放现状,商丘市水功能区主要污染物COD和氨氮入河削减率最大

的为沱河虞城景观娱乐用水区,COD、氨氮入河削减率分别为97.6%和100%。根据以上对商丘市水功能区纳污能力和入河削减量的分析,商丘市各水功能区的纳污能力较小,水质污染严重,水资源承载能力有限,污染物入河削减量较大,因此污染物削减量应通过其他的水资源保护措施进行削减,以达到水功能区水质保护目标的要求。

表3 2011年商丘市水功能区污染物入河控制量与削减量计算表

水功能区	COD 入河控制总量 /(t/a)	COD 入河削减量 /(t/a)	COD 入河削减率/%	NH ₃ -N 入河控制总量 /(t/a)	NH ₃ -N 入河削减量 /(t/a)	NH ₃ -N 入河削减率 /%
惠济河睢县排污控制区(二)	109.28	352.88	76.4	13.44	23.49	63.6
惠济河柘城农业用水区	30.56	9.3	23.3	2.89	1.85	39.0
惠济河柘城排污控制区	200	0	0	15.63	23.38	59.9
大沙河民权饮用水水源区	52.6	57.78	52.3	11.9	33.11	73.6
大沙河民权排污控制区	61.2	111.81	64.6	13.9	9.86	41.5
大沙河宁陵排污控制区	57.1	55.39	49.2	14.2	73.98	83.9
大沙河商丘农业用水区	110.00	389.69	78.0	24.00	10.12	29.7
包河商丘市景观娱乐用水区	46.5	716.35	93.9	3.21	124.17	97.5
包河商丘市排污控制区	86.4	771.42	89.9	6.06	129.24	95.5
沱河虞城景观娱乐用水区	1.10	44.23	97.6	0	18.48	100.0
沱河虞城排污控制区	234.16	254.87	52.1	15.87	200.08	92.7
沱河夏邑排污控制区	390.73	700.62	64.2	39.75	143.07	78.3

4 建议

(1) 水功能区纳污能力与该功能区的水质目标及设计水文条件等密切相关,随着商丘市水利工程的变化,水文条件将发生相应变化;同时由于社会经济发展对水功能区要求的变化,水功能区水质目标也将会有所调整,因此纳污能力应根据相应条件的变化重新核定。

(2) 企业排污须实现达标排放,并按水功能区水质目标和限制排污总量的要求,逐步削减污染物排放量,推行排污许可和总量控制制度。坚决执

行水污染防治的监督管理制度,坚持谁污染谁治理的原则,严格执行环保一票否决制度,促进企业污水治理工作开展,最终实现水资源综合利用^[4]。

(3) 严格执行《水功能区管理办法》;制定水功能区管理的相关技术标准,建立健全水资源保护与限制排污总量控制实时监控系統。

参考文献:

[1] 彭文启. 水功能区限制纳污红线指标体系 [J]. 中国水利, 2012.
 [2] 河南省水利厅. 河南省水功能区划 [R]. 2013.
 [3] 水域纳污能力计算规程: SL. 348-2006 [S].

[4] 陈雷. 关于水利发展与改革若干问题的思考 [J]. 中国水利, 2007.

Analysis of Pollution Capacity and Total Discharge Control in Water Function Zone of Shangqiu

CHEN Chang - yin, CHEN Tao

(Shangqiu Hydrology and Water Resources Survey, Shangqiu Henan 4760000 , China)

Abstract: Through the evaluation of the water quality standard of water function area of Shangqiu city and the sewage outfall into the river, a reasonable model with water quality and water quality objectives was determined. One - dimensional model was applied to calculate water pollution capacity with different water functional zone in Shangqiu. The reductions of pollutants into the river were calculated as well. Scientific basis for prevention and control of water pollution of Shangqiu was presented.

Key words: water function zone; water quality model; pollution capacity; total discharge amount; Shangqiu city

滇池流域农业虚拟水核算研究

刘嫦娥¹, 肖 俞¹, 孟祥怀¹, 秦媛儒¹, 董红娟^{1,2}

(1. 云南大学生态学与环境学院, 云南 昆明 650091; 2. 云南协同环保工程有限公司, 云南 昆明 650000)

摘要: 计算比较了滇池流域包括农作物、养殖业、苗圃、科技示范园、休闲农家乐及蔬菜加工等在内的 14 种农业类型的单位净产值虚拟水。研究发现, 单位产值所需虚拟水最多的是休闲农家乐, 最少的是蔬菜加工业, 其它农业类型单位产值虚拟水消耗量之间差异度较小。运用虚拟水理论核算出不同农业类型的单位产值虚拟水需求量, 可以将有限的水资源投入到低耗水的农业产品, 进口高水耗农业产品, 优化区域农业产业布局, 降低水资源的消耗, 从而缓解区域水资源压力, 实现水资源的优化配置。

关键词: 虚拟水; 农业类型; 核算; 水资源配置; 农业产业结构; 滇池流域

中图分类号: X26 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0022-07

水资源既是人类生存和生产生活最重要的物质基础, 也是一个国家综合国力的有机组成部分。水资源短缺正成为制约区域经济社会发展的瓶颈问题^[1,2]。虚拟水是指生产商品和服务所需要的水资源数量, 最早由英国学者 Allan 于 1993 年提出, 用于计算食品和消费品在生产及销售过程中的用水量。2002 年在 Delft 召开了第一次关于虚拟水的国际会议; 之后, Hoekstra 等^[3]对世界各国的水资源进行了计算, 并指出消费量、消费结构、气候和用水效率是影响水资源含量的主要影响因素。简而言之, 虚拟水并不是真正意义上的水, 而是指农作物、畜产品等在生产和服务过程中所需要消耗的所有水资源数量的综合, 因此其产品等于以“虚拟”的形式包含了大量“看不见”的水^[4,5]。

我国虚拟水方面的研究起步较晚。2003 年, 程国栋^[6]首次把虚拟水概念引入国内, 基于虚拟水消费量初步讨论了虚拟水战略的政策含义。目前, 国内针对虚拟水战略影响的研究比较少, 研究区域主要集中在西北等典型缺水地区^[7-9]。

目前, 水资源短缺已经成为云南省尤其是滇池流域社会经济可持续发展的瓶颈。云南是地区农业虚拟水资源较匮乏, 同时经济增长速度也较慢的省份^[10]。云南省已经遭遇“四年连旱”, 并且局面不断加剧, 滇中地区缺水状况尤为严重^[11]。为保

障水资源安全, 实现合理的开发、利用、配置水资源, 需要准确的虚拟水核算方法及制定相应的虚拟水战略。目前, 云南省针对水资源短缺问题的研究大都集中在实体水上, 虚拟水核算的相关研究十分有限。虚拟水战略的相关研究可使水资源短缺问题具备可预测性, 同时使应对措施更加全面。通过计算云南省滇中地区农作物、动物产品虚拟水含量和该地区虚拟水贸易量, 发现消耗水资源最多的是粮食作物^[12]。本论文基于滇池流域不同农业类型的单位净产值虚拟水的核算, 进行分类和排名, 从农业虚拟水需求量的角度为滇池流域农业类型遴选提供依据, 为典型的酸性土壤的缺水区域的水资源管理和利用提供数据支撑。

1 研究方法

1.1 研究区域及水资源概况

滇池流域在行政区划上包括昆明市五华、盘龙、官渡、西山、晋宁、呈贡、嵩明各区县的 38 个乡镇。地处云南省中部, 位于东经 102°29' ~ 103°01', 北纬 24°29' ~ 25°28'。耕地面积呈现出明显的减少趋势, 由 1990 年的 769.78 km² 减少到 2008 年的 636.36 km², 所占比例也相应地从 26.51% 降低到 21.92%; 2012 年滇池流域农业(种植业、林业、牧业、渔业、农林牧渔服务业)总产值为 825579 万元, 其中种植业产值占 67.77%。

在滇池海口以上滇池流域面积 2920 km², 湖面面积为 294.5 km², 约占流域面积的 10.0%。集水区小, 来水量少, 补给系数 9.78%, 仅及太湖补给系数 15.6% 的 62.6%。滇池流域年平均可利用

收稿日期: 2017-09-05

基金项目: 国家自然科学基金地区项目 (31660169); 云南大学服务云南行动计划 (2016MS18)。

作者简介: 刘嫦娥 (1976-), 女, 副教授, 博士, 研究方向为农业生态经济与区域发展。

水资源为 5.40 亿 m^3 ，即使加上 8.89 亿 m^3 的流域外调入水量，人均水资源量仍低于国际公认的水危机红线 500 m^3 /人。该地区多年平均降雨量为 986 mm ^[13]，且年降雨量有降低的趋势。伴随着人口数量的增长与人均用水量的不断增加，有关水资源的矛盾不断加剧。

1.2 数据获取方法及该区农产品分类

本研究通过查询 FAO 数据库中有关农作物气候数据和参数数据，结合世界贸易组织 (WTO) 提供的相关资料，得出农作物蒸腾蒸散量 (ET_c)，并进行虚拟水的核算。对于 FAO 数据库中未涉及的植被，结合前人研究成果在作物系数上进行调整，如青花作物系数参考紫甘蓝作物系数进行计算。针对滇池流域现有的 14 种典型农业类型，分别核算其单位产值虚拟水含量。

1.3 计算方法

(1) 农作物虚拟水计算方法

通常作物虚拟水量的研究是利用作物整个生育期内的蒸腾蒸散量 ET_c 来表示。而蒸腾蒸散量指的是作物叶面蒸发和裸间蒸发的总和，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。作物需水量的计算包括下垫面的作物蒸发蒸腾量和作物系数两方面^[14]，计算公式为：

$$ET_c = Kc \times ET_0$$

式中： Kc 指某阶段的作物需水量与相应阶段内的参考作物蒸发蒸腾量的比值，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，数值一般由实测数据获得。决定 Kc 大小的主要影响因素是农作物品种、气候条件以及作物生育期，通常从种植初期、生长发育期、生长中期和衰退期四个阶段进行 Kc 取值。

ET_0 指高度一致、生长旺盛、完全覆盖地面而不缺水的绿色草地 (8~12 cm 高) 的蒸发蒸腾量，它只与气象因素 (降水、气温、日照、风速、水气压) 有关。常用的 ET_0 的计算方法是修正后的 penman - Montith 公式：

$$ET_0 = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + r \frac{900}{T + 273} U_2 (e_a - e_d)}{\Delta + r (1 + 0.34 U_2)}$$

式中： ET_0 —参考作物的蒸发蒸腾损失量 (mm/d)； R_n —作物表面的净辐射 ($MJ/m^2 d$)； G —土壤热通量 ($MJ/m^2 d$)； T —平均气温 ($^{\circ}C$)； U_2 —地面以上 2 m 高处的风速 (m/s)； e_a —饱和水气压

(kPa)； e_d —实测水气压 (kPa)； Δ —饱和水气压与温度相关曲线的斜率 ($kPa/^{\circ}C$)； γ —干湿度常量 ($kPa/^{\circ}C$)。

本文对于农作物虚拟水 (ET_c) 的计算提取 FAO (联合国粮农组织) 数据库中提供的气候数据和作物参数数据，采用修正后的彭曼公式计算：

单位净产值虚拟水需求量 =

$$\frac{\text{相应作物 } ET_c \times 666.7}{\text{相应作物单位面积净产值}}$$

式中：666.7 代表每亩地的面积为 666.7 m^2 。

(2) 养殖业的虚拟水计算方法

活体动物虚拟水是家畜、家禽在生长周期中消耗食物中包含的虚拟水、生长所需要的饮用水、用来清洗家畜舍棚等清洁用水三部分的总和。食物所包含的水包括不同饲料中包含的虚拟水与混合在饲料中的水两部分，计算公式是：

$$UW_i = UW_h + UW_f$$

式中： UW_i —畜牧产品虚拟水量； UW_h —家禽、牲口生命周期的生活用水； UW_f —主要饲料虚拟水量。

单位产值虚拟水量等于单位产量虚拟水量除以相应农产品价格。由于滇池流域对畜牧产品虚拟水含量计算的研究不多，加之需要的数据难以获得，所以本文对畜牧产品虚拟水含量的计算采用 Chapagain A K 等^[15] 根据 FAO 和世界贸易组织 (WTO) 的数据资料，对 100 多个国家单位动物包含虚拟水含量估算中有关中国部分的估算结果。单位质量的虚拟水需求量：肉牛为 12596 m^3/t ，牛奶为 2201 m^3/t ，肉鸡为 3111 m^3/t ，鸡蛋为 8651 m^3/t ，生猪为 2522 m^3/t 。

(3) 苗圃的虚拟水计算方法

目前关于苗圃虚拟水的计算还没有，FAO 数据库中也没有关于苗木的计算参数，在本研究中苗木的虚拟水的计算采用果树的 ET_c 来代替。

苗圃单位净产值虚拟水需求量 =

$$\frac{\text{果树蒸发蒸腾量} \times 666.7}{\text{单位面积净产值}}$$

式中：666.7 代表每亩地的面积为 666.7 m^2 。

(4) 科技示范园、休闲农家乐的虚拟水计算方法

科技示范园经营成分复杂，单位产值虚拟水的计算比较困难，目前关于科技示范园单位产值虚拟水的计算还没有。以呈贡晨农科技示范园为例，晨农科技示范园区是集餐饮、观光、科普和娱乐为一体的休闲园区，年收入中 80% 收入来自餐饮，

20%来自花卉栽培收入、科普参观。园区蔬菜和花卉种植面积较少，因此忽略不计。休闲农家乐的经营一般包括餐饮和娱乐（棋牌和垂钓），从本研究的农家乐调查工作中发现餐饮收入占到了98%。科技示范园和休闲农家乐的单位产值虚拟水需求量的计算公式是：

$$\text{单位净产值虚拟水} = \frac{\text{园区（农家乐）年接待人数}}{2 \times \text{园区（农家乐）年利润}} \times \text{人均水资源生态足迹} \times 3140$$

式中：总接待人数除以2表示到科技示范园和休闲农家乐消费的人平均在园区（农家乐）消费半天；人均水资源生态足迹取值为生活用水足迹和生态需水足迹之和，不包括生产用水足迹；3140表示世界水资源平均生产能力，单位为 m^3/hm^2 。

(5) 蔬菜加工的虚拟水计算方法

蔬菜加工所用的水量较少，只有清洁用水和部分的设备用水。虚拟水的使用量就以实际生产过程

中水的用量来计算。

2 结果与分析

2.1 不同农业类型单位净产值虚拟水核算

(1) 大田农作物单位净产值虚拟水核算

本研究利用调查的数据结果结合FAO数据库中的相关数据对不同农业类型单位净产值的虚拟水需求量，得出大田农作物的虚拟水需求量。温室大棚里温度、光照强度、风速、水气压等与大田都不一样，灌溉方式的改变也会影响作物的需水量。根据国内外的研究，设施大棚中的作物需水量为露天相应作物需水量的75%^[16-18]。滇池流域滴灌下设施大棚可节水35%~75%^[19]，因此，本研究中结合流域实际情况取最低值35%。在本研究中设施大棚中运用了喷、滴灌方式种植的蔬菜和花卉的单位产值虚拟水量的计算公式为：大棚蔬菜（花卉）单位产量虚拟水 = 相同大田蔬菜（花卉）品种单位产量虚拟水需求量 × 35%。详见表1。

表1 大田农作物单位产值虚拟水需求量

项目	粮食	露地蔬菜		大田叶菜	水果		
	玉米	西葫芦	青花	生菜	梨	桃	葡萄
ET_c/mm	375.7	484.2	522.0	346.4			
单位面积虚拟水需求量/ $(\text{m}^3/\text{亩})$	250.5	322.8	348.0	230.9			815.1
单位面积每季净产值/ $(\text{元}/\text{亩})$	460.4	3145.9	3317.3	2890	1303.5	2063.7	6391.7
单位产值虚拟水量/ $(\text{m}^3/\text{元})$	0.544	0.103	0.105	0.08	0.44	0.70	0.085

注：FAO数据库中没有桃、梨的数据，无法由软件计算其 ET_c ，以上取值来源于前人研究结果。

从表1可见，蔬菜西葫芦、青花的农作物需水量分别为484.2 mm、522 mm，与郑和祥等人的研究结果瓜类513.03 mm与蔬菜562.01 mm相比，略低一些。原因是本次核算农作物虚拟水未考虑农业生产中所使用的化肥、农药的生产所使用的水资源^[18]。桃的单位产值虚拟水量最高，为 $0.7 \text{ m}^3/\text{元}$ ，大田的生菜最低，为 $0.08 \text{ m}^3/\text{元}$ 。而Shi等^[20]得出，2007年中国西北5省的食品、饮料与烟草单位产值虚拟水量为 $0.037 \text{ m}^3/\text{元}$ 。可见滇池流域的水资源浪费严重，利用率较低。主要原因可能是该区域的农业大都是漫灌型的非集约化农业发展方式。根据Munro SA等^[21]研究得出，2010年平水年南非的Lower Sundays流域的Navels、Valencia、Lemons、Soft citrus的虚拟水分别为 $7830 \text{ m}^3/\text{hm}^2$ （ $522 \text{ m}^3/\text{亩}$ ）、 $8197 \text{ m}^3/\text{hm}^2$ （ $546.5 \text{ m}^3/\text{亩}$ ）、

$9145 \text{ m}^3/\text{hm}^2$ （ $609.7 \text{ m}^3/\text{亩}$ ）、 $7652 \text{ m}^3/\text{hm}^2$ （ $510.1 \text{ m}^3/\text{亩}$ ），与本研究结果葡萄（ $543.3 \text{ m}^3/\text{亩}$ ）的虚拟水需求量基本一致。根据Mordini等^[22]研究，中国和美国柑橘的虚拟水分别是 $7.5 \text{ t}/\text{hm}^2$ （ $500 \text{ m}^3/\text{亩}$ ）和 $38.7 \text{ t}/\text{hm}^2$ （ $2580 \text{ m}^3/\text{亩}$ ），相比西班牙、意大利、巴西和美国，柑橘的虚拟水方面，中国的容量最大。

(2) 设施大棚单位产值虚拟水核算

为了得到单位产值虚拟水的需求量，需对奶牛和蛋鸡的单价（单位质量价格）进行确定。Chapagain A K等^[23]的研究是食用肉牛和食用肉鸡的计算结果，但是奶牛的产品包括了牛肉和牛奶，蛋鸡的产品包括鸡肉和鸡蛋，所以在计算时必须首先确定奶牛和蛋鸡的单位质量虚拟水需求量，进而得出单位产值虚拟水需求量。本研究对奶牛和蛋鸡

的单价和单位质量虚拟水需求量的计算分别采用产值分配和产量分配的原则进行^[24]。计算得出大棚蔬菜（生菜、黄白）单位产值虚拟水量： $0.08 \text{ m}^3/\text{元} \times 65\% = 0.052 \text{ m}^3/\text{元}$ ；大棚滴灌花卉单位产量

虚拟水 = 浇灌设施大棚花卉单位产值虚拟水 $\times 65\%$ ，由此可以计算出滴灌大棚花卉单位产值虚拟水量： $0.33 \text{ m}^3/\text{元} \times 65\% = 0.215 \text{ m}^3/\text{元}$ ，详见表 2。

表 2 设施大棚不同种植业单位产值虚拟水需求量

项目	大棚经济作物			大棚滴灌叶菜
	烤烟	浇灌花卉	滴灌花卉	生菜
ET_c/mm	369.3			
单位面积虚拟水需求量/ $(\text{m}^3/\text{亩})$	246.2			
单位面积每季净产值/ $(\text{元}/\text{亩})$	2525.5	12771		
单位产值虚拟水量/ $(\text{m}^3/\text{元})$	0.097	0.330	0.215	0.052

注：FAO 数据库中无花卉的数据，无法由软件计算其 ETC，以上取值来源于前人研究结果。

从表 1、表 2 可见，农作物虚拟水需求量 ET_c 最高为葡萄（815.1 mm），其次是青花（522.0 mm）、西葫芦（482.2 mm）、玉米（375.7 mm），最低为生菜（346.4 mm）。而郑和祥等^[18]对 15 种农作物虚拟水需求量的核算结果表明，农作物虚拟水需求量 ET_c 最高为玉米（694.62 mm），其次是薯类（629.86 mm）、牧草（595.50 mm）、水果（472.74 mm），最低为林（305.63 mm）；张润等^[25]对新疆 7 种农作物虚拟水需求量的核算结果表明，农作物虚拟水需求量 ET_c 最高是棉花（904.9 mm），其次是薯类（703.2 mm）、春玉米（695 mm），最低是夏玉米（404.3 mm）。与本研

究结果均不一致。主要是由于滇池流域与新疆、鄂尔多斯市在气象、农作物习性、用水效率、种植方式、作物单位面积产量等方面存在较大差异。

此外，研究表明，桃树种植的单位产值虚拟水需求量最高；其次是玉米、梨树和花卉种植；单位产值虚拟水需求量相对较少的是小瓜和青花种植；单位产值虚拟水需求量最少的是滴灌方式设施大棚生菜、葡萄和烤烟种植。

(3) 禽畜产品单位产值虚拟水核算

由以上算法可得禽畜产品单位产值虚拟水需求量，具体数据见表 3。

表 3 单位产值禽畜产品虚拟水核算

项目	奶牛	生猪	蛋鸡
单位产量综合虚拟水/ (m^3/t)	2569	2522	949.67
禽畜产品综合单价/ $(\text{元}/\text{kg})$	10.32	17	4.91
单位净产值综合虚拟水/ $(\text{m}^3/\text{元})$	0.249	0.148	0.193

注：产品价格根据 2012 年《晋宁县统计年鉴》、《呈贡县统计年鉴》、《嵩明县统计年鉴》、《官渡区统计年鉴》、《西山区统计年鉴》、《盘龙区统计年鉴》、《五华区统计年鉴》中相应的畜牧产品的产量和产值确定。

从表 3 可见，奶牛的单位产量综合虚拟水最高，为 $2569 \text{ m}^3/\text{t}$ ，蛋鸡最低为 $949.67 \text{ m}^3/\text{t}$ 。与 2020 年鄂尔多斯市动物产品虚拟水总量有些出入。2020 年鄂尔多斯市单位产量综合虚拟水牛肉 $19.90 \text{ m}^3/\text{kg}$ ，禽蛋 $9.65 \text{ m}^3/\text{kg}$ ^[18]。主要是由于用水效率及主体对象差异造成的。

单位净产值虚拟水需求量最多的是奶牛，其次是蛋鸡，最少的是生猪。蛋鸡和奶牛都有副产品产生，鸡蛋和牛奶两种副产品所需的虚拟水消耗量比较大，所以蛋鸡和奶牛养殖的单位净产值虚拟水要大于生猪养殖。奶牛养殖过程中消耗叶菜等含水率较高的食物，饮用水也比蛋鸡多得多，所以计算出来的结果是

奶牛单位净产值虚拟水需求量大于蛋鸡养殖。

(4) 苗圃单位产值虚拟水核算

在滇池流域 32 个苗圃基地的调查中，计算出来的单位面积净产值为 $23066.8 \text{ 元}/\text{亩}$ 。在计算 ET_c 时以柑橘类果树的 K_c 来代表苗圃的作物系数，计算出苗圃的 ET_c 为 $638.1 \text{ m}^3/\text{亩}$ 。基于以上数据，本研究苗圃单位净产值虚拟水的计算公式为：

$$\text{苗圃单位净产值虚拟水需求量} = \frac{638.1}{23066.8} = 0.028 \text{ m}^3/\text{元}。$$

(5) 休闲观光农业单位产值虚拟水核算

本研究中农业科技示范园和休闲农家乐单位产

值虚拟水的计算都利用云南省人均水资源生态足迹来计算。人均水生态足迹包括生活用水足迹、生产用水足迹和生态需水足迹^[26]。在本研究中科技示范园和休闲农家乐的虚拟水需求包括餐饮用水，也就是生活用水足迹和生态需水足迹两部分。

经调查，农业科技示范园的年利润为100万元，年接待人数为10000人。在调查的21家农家乐中，平均年利润为11万元，平均每年接待消费人数3000人。人均水资源生态足迹本研究取2010年云南省人均年水资源生态足迹中生活和生态用水两个方面的值进行加和，其值分别为0.0539 hm²/人和0.0144 hm²/人，世界水资源平均生产能力3140 m³/hm²。

计算得出科技示范园的单位净产值虚拟水需求量为1.07 m³/元，农家乐的单位净产值虚拟水需求量为2.92 m³/元。目前对于科技示范区与农家乐单位净产值虚拟水的需求少见报道。

(6) 蔬菜加工单位产值虚拟水核算

蔬菜加工所用的水量较少，只有清洁用水和部分的设备用水。本项目调查的蔬菜加工厂年利润为280万元，所需的水量为3500 m³/a。由此计算出

蔬菜加工厂单位产值虚拟水 = 3500 m³/280万 = 1.25 × 10⁻³ m³/元，可见蔬菜加工单位产值虚拟水需求量较少。目前对于蔬菜加工单位净产值虚拟水的需求少见报道。因此，用工业单位净产值虚拟水需求量来佐证，根据郑和祥等^[18]研究结果，工业单位净产值虚拟水需求量为3.5 × 10⁻³ m³/元，高于蔬菜加工。如此，研究结果较为合理。

2.2 不同农业类型按虚拟水需求量分类

指标进行转化后运用系统聚类分析方法以平方欧氏距离衡量不同农业类型单位净产值虚拟水需求量差异的大小，采用最短距离法对不同农业类型按单位净产值虚拟水需求量进行聚类划分节水型农业。

根据聚类分析得出的数据结果显示科技示范园、休闲农家乐、桃树种植、玉米种植、梨树种植、大棚花卉、奶牛养殖、蛋鸡养殖、生猪养殖、青花种植、西葫芦种植、烤烟种植、葡萄种植、大棚蔬菜种植和苗圃种植单位净产值虚拟水需求量之间的差异比较小；而蔬菜加工单位净产值虚拟水需求量与上述13种农业类型差异度比较大。

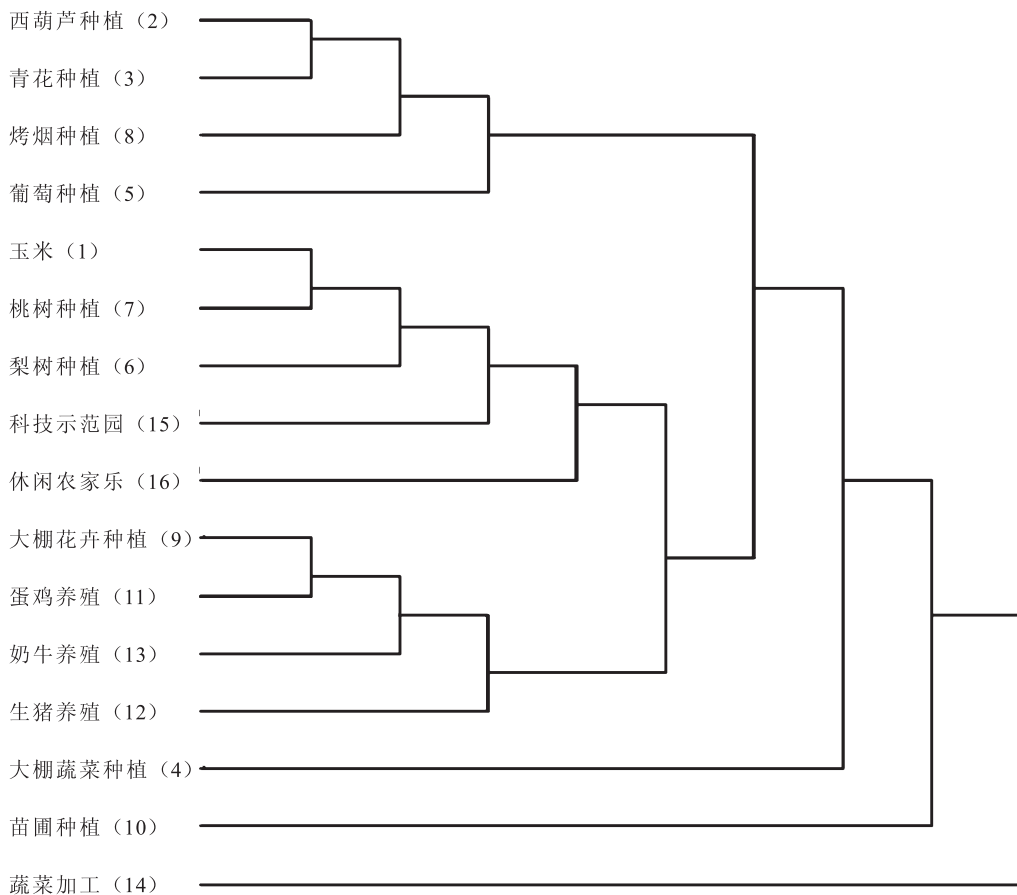


图1 单位产值虚拟水需求量聚类谱系图

从图 1 可见,将不同的农业类型划分为三类,则蔬菜加工为一类,苗圃种植为一类,其它所有类型为一类。即蔬菜加工单位净产值虚拟水需求量最少,是最节水型的农业类型;苗圃种植次之;虚拟水消耗最大的是第三类产业,尤以休闲农家乐耗水最多,达到 $2.92 \text{ m}^3/\text{元}$ 。

2.3 不同农业类型虚拟水需求量排名分析

对 13 种不同农业类型的单位净产值虚拟水需求量分析得到以下两个结果:

(1) 利用系统聚类分析方法按单位净产值虚拟水需求量对 13 种不同农业进行分类,蔬菜加工单位净产值耗水较少,每万元需要的水为 12.5 m^3 ;苗圃种植次之,为 280 m^3 ;其它产业较高。其中休闲农家乐和科技示范园是耗水最多的,科技示范园每万元净产值消耗的虚拟水达到 10700 m^3 ,休闲农家乐每万元净产值消耗的虚拟水为 29200 m^3 。具体而言,不同农业类型按单位净产值虚拟水需求量排序:休闲农家乐 > 科技示范园 > 桃树种植 > 玉米种植 > 梨树种植 > 大棚花卉 > 奶牛养殖 > 蛋鸡养殖 > 生猪养殖 > 青花种植 > 西葫芦种植 > 烤烟种植 > 葡萄种植 > 大棚蔬菜种植 > 苗圃种植 > 蔬菜加工。

(2) 蔬菜加工业单位净产值最低的原因是只需要维持部分机械正常工作,基本不产生垃圾,清洁用水消耗少,是一种新型农业类型。苗圃种植单位面积虚拟水略低于其他作物类型,虽然虚拟水消耗优势不显著,但单位面积净产值较高,为 23066.8 元 ,种植性价比较高。大棚蔬菜、烤烟和玉米单位面积虚拟水量相差较小,但产量差异较大,所以单位净产值虚拟水差异显著。养殖业因生长周期长、清洁用水多、食物含水量高等因素影响,单位产值虚拟用水量较高。科技示范园与农家乐用水量最高,其中居民用水占据较大部分,每人年水资源生态足迹为 214.46 m^3 。科技示范园尚处于起步阶段,经营经济效益不好,农家乐则较为分散,难以形成规模,两者经营模式都比较单一,以餐饮为主,农家乐依赖程度更高,故导致单位产值虚拟水需求量居高不下。

运用虚拟水理论核算出不同农业类型的单位产值虚拟水需求量,可以将有限的水资源投入到低耗水的农业产品,进口高水耗农业产品,优化区域农业产业布局,降低水资源的消耗,从而缓解区域水资源压力,实现水资源的优化配置。

3 结论

不同农业类型按单位净产值虚拟水需求量排

序:休闲农家乐 > 科技示范园 > 桃树种植 > 玉米种植 > 梨树种植 > 大棚花卉 > 奶牛养殖 > 蛋鸡养殖 > 生猪养殖 > 青花种植 > 西葫芦种植 > 烤烟种植 > 葡萄种植 > 大棚蔬菜种植 > 苗圃种植 > 蔬菜加工。蔬菜加工单位产值虚拟水消耗量最少,且与其它农业类型相比差异度较大,休闲农家乐单位产值虚拟水消耗最高,其它农业类型(除蔬菜加工与休闲农家乐之外的 12 种农业类型)单位产值虚拟水消耗量之间差异度较小。

参考文献:

- [1] 杨志峰,支摇援,尹心安. 虚拟水研究进展 [J]. 水利水电科技进展, 2015, 35 (5): 181-190.
- [2] Zhuo L, Mekonnen M M, Hoekstra A Y. The effect of inter-annual variability of consumption, production, trade and climate on crop-related green and blue water footprints and inter-regional virtual water trade: A study for China (1978-2008) [J]. Water Research, 2016 (94): 73-85.
- [3] Hoekstra A Y, Chapagain A K. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern [J]. Water Resource. Manage, 2007 (21): 35-48.
- [4] Huang J, Ridoutt B G, Zhang HL, et al. Water footprint of cereals and vegetables for the Beijing market [J]. Journal of Industrial Ecology, 2014, 18 (1): 40-48.
- [5] Mekonnen M M, Hoekstra A Y. Water footprint benchmarks for crop production: A first global assessment [J]. Ecological Indicators, 2014 (46): 214-223.
- [6] 程国栋. 虚拟水-中国水资源安全战略的新思路 [J]. 中国科学院院刊, 2003, 18 (4): 260-265.
- [7] 李吉玫,徐海量,张占江,等. 不同情境下的虚拟水战略对塔里木河流域水资源和生态环境的影响 [J]. 干旱区资源与环境, 2008, 22 (7): 120-125.
- [8] 刘梅,许新宜,王红瑞,等. 基于情景分析的河北省虚拟水战略环境影响评价 [J]. 资源科学, 2012, 34 (12): 2282-2288.
- [9] 孙克. 中国西北地区虚拟水战略影响评价 [D]. 兰州: 西北师范大学, 2009.
- [10] 田贵良,郑慧祥子. 基于省际面板数据农业虚拟水“资源诅咒”效应的实证检验 [J]. 水利经济, 2015, 33 (1): 4-8.
- [11] 魏博娴,张乃明,张哲宇. 基于农作物虚拟水的云南省水资源战略研究 [J]. 环境科学导刊, 2013, 32 (6): 20-23.
- [12] 余艳玲,王新华,饶碧玉. 云南省滇中地区虚拟水贸易初步研究 [J]. 人民长江, 2011, 42 (21): 53-55.
- [13] Wang Z, Zou R, Zhu X, et al. Predicting lake water quality responses to load reduction: a three-dimensional modeling approach for total maximum daily load [J]. International Journal of Environmental Sciences and Technology, 2014, 11 (1): 423-436.
- [14] 陈玉民,郭国双,王广兴,等. 中国主要作物需水量和灌溉 [M]. 北京: 水利电力出版社, 1995.
- [15] Chapagain A K, Hoekstra A Y. Virtual Water Trade: a Quantifica-

- tion of Virtual Water Flows between Nations in Relation to International Trade [J]. *Journal of Organic Chemistry*, 2003, 11 (7): 835 – 855.
- [16] Orgaz F, Fernández M D, Bonachela S, et al. Evapotranspiration of horticultural crops in an unheated plastic greenhouse [J]. *Agricultural Water Management*, 2005, 72 (2): 81 – 96.
- [17] Harmanto, Salokhe V M, Babel MS, et al. Water requirement of drip irrigated tomatoes grown in greenhouse in tropical environment [J]. *Agricultural Water Management*, 2005, 71 (3): 225 – 242 .
- [18] 郑和祥, 李和平, 白巴特尔, 等. 基于产业结构优化的鄂尔多斯市虚拟水计算分析 [J]. *中国农村水利水电*, 2016 (9): 216 – 220.
- [19] 刘华波, 陈华, 付利波, 尹梅, 陈检锋, 洪丽芳. 滴灌与浇灌条件下氮磷肥施用量对黄瓜产量及经济效益的影响 [J]. *江苏农业科学*, 2014, 42 (1): 123 – 124.
- [20] Shi C C, Zhan J Y. An input – output table based analysis on the virtual water by sectors with the five northwest provinces in China [J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2015 (79 – 82): 47 – 53.
- [21] Munro S A, Fraser G C G, Snowball J D, et al. Water footprint assessment of citrus production in South Africa: A case study of the Lower Sundays River Valley [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016 (135): 668 – 678.
- [22] Mordini, Nemecek T, Gaillard G. Carbon and water footprint of oranges and strawberries a literature review [D]. Switzerland: AgroscopeReckenholz – Tänikon Research Station, 2009.
- [23] Chapagain A K, Hoekstra A Y. The global component of freshwater demand and supply: an assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products [J]. *Water International*, 2008 (33): 19 – 32.
- [24] 王钟书. 农产品虚拟水及云南种植业结构优化 [D]. 昆明: 云南大学, 2010.
- [25] 张润, 刘志辉, 秦艳, 等. 新疆 2000—2012 年主要农作物虚拟水含量计算与分析 [J]. *水土保持研究*, 2015, 22 (4): 265 – 268.
- [26] 黄林楠, 张伟新, 姜翠玲, 等. 水资源生态足迹计算方法 [J]. *生态学报*, 2008, 28 (3): 1279 – 1286.

Research on Agricultural Virtual Water Calculation and Analysis in the Dianchi Lake Basin

LIU Chang – e¹, XIAO Yu¹, MENG Xiang – huai¹, QIN Yuan – ru¹, DONG Hong – juan^{1,2}

(1. School of Ecology and Environmental Sciences, Yunnan University, Kunming Yunnan 650091, China)

Abstract: As a Macro Control Policy tool of a country or region, virtual water strategies the strategy of regional water resources and the combination of the water resources management and international trade. It will affect economy, society, and environment. Virtual water is a useful tool to help solve water crises, ecological degradation, and grain production issues. This study slected planting, breeding, leisure farm including 14 typical agriculture types in the Dianchi Lake basin and calculated the virtual water per unit of output. The virtual water per unit of output of leisure farm was the highest, vegetable processing was the least. This study has guided significance for selecting agriculture type, optimizing agricultural region in the Dianchi Lake basin, and improving water resource use efficiency, and mitigating regional water resources shortage.

Key words: virtual water; agricultural type; calculate; water resources allocation; agricultural industry structure; the Dianchi Lake basin

滇池外海总磷含量时空变化趋势研究

张国涵, 杨晓冬, 刘云

(昆明市环境监测中心, 云南 昆明 650228)

摘要:通过秩相关系数法, 结合 Pearson 相关系数、标准偏差等参数以及图表分析方法, 对滇池外海 2011—2016 年 8 个点位总磷含量时空变化趋势进行了研究, 得出了滇池外海总磷含量时空变化趋势, 即总磷含量随时间变化呈现出逐步下降的趋势, 在空间分布上离散程度较小、分布较均匀。同时由 7 个位点的 Pearson 相关系数计算结果得知: 滇池外海不同点位总磷污染物变化的相关性较高, 初步推断滇池外海总磷污染物具有相同的来源。

关键词:总磷含量; 时空变化; 变化趋势; 滇池外海

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0029-04

滇池位于云南省昆明市西南, 古名滇南泽, 又称昆明湖, 是云南省最大的淡水湖。其湖面海拔高度为 1886 m, 南北长 39 km, 东西最宽为 13 km, 面积约 300 km², 容水量约 15.7 亿 m³。主要入湖河流有盘龙江、宝象河、马料河、捞鱼河等。出水口为螳螂川, 经由海口注入普渡河汇入金沙江, 属长江水系, 流域面积 2855 km², 为我国的第六大淡水湖。

20 世纪 70 年代以后, 随着昆明市城镇化进程加快和经济的发展, 进入滇池的生产和生活污水大量增加, 水质逐年变差, 严重影响了流域内居民的用水及社会的发展。常年水质监测数据显示, 滇池的污染类型主要为水中氮、磷含量升高引起的水体富营养化, 其结果导致蓝藻疯狂生长, 大量蓝藻形成水华, 既影响景观, 又加剧了水体污染。

查阅相关资料得知: 氮、磷元素为生物地球化学循环中物质流的基础, 是污染物排放总量控制的主要对象, 主要通过地表径流及生产、生活废水等途径进入地表水体, 是诱发水体富营养化的主要原因之一^[1,2]。以往对滇池蓝藻泥氮磷含量的研究表明: 移动式打捞的藻泥氮磷含量比最大值为 12.3, 最小值为 8.6, 平均为 10.5, 标准差为 0.94, 变异系数 8.97%; 固定式打捞的藻泥氮磷含量比最大值为 10.0, 最小值为 6.9, 平均为 8.7, 标准差为 0.92, 变异系数为 10.7%^[3]。由这一结果可以看出, 水中磷元素是蓝藻生长的限制因子, 类似于

“木桶理论”中的短板。因此, 本文选用总磷这一指标作为评价参数研究其时空变化趋势, 为控制水体富营养化提供参考。

1 分析数据来源

分析数据来源于昆明市环境监测中心 2011—2016 年的滇池水质例行监测数据。监测断面为晖湾中、罗家营、观音山东、观音山中、观音山西、海口西、滇池南和白鱼口共 8 个点位 (见图 1)。

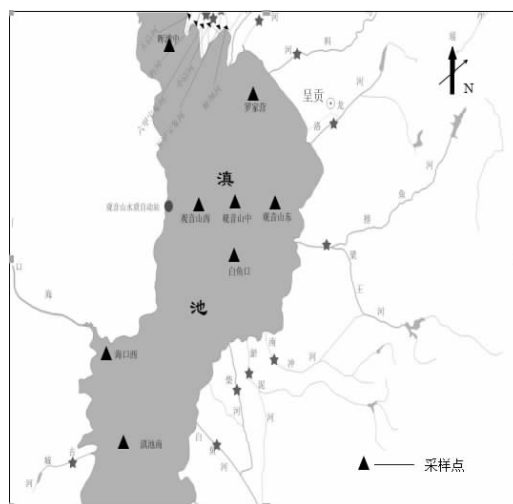


图1 滇池外海采样点位图

2 研究方法

使用秩相关系数法结合图表分析总磷的时间变化趋势, 通过 Pearson 相关系数 (由数据分析软件 SPSS 计算所得) 和标准偏差等参数分析总磷的空间变化趋势。

2.1 秩相关系数法

衡量环境污染变化趋势在统计上是否有显著性,

一种常用的技术是 Daniel 趋势检验，它使用了 spearman 秩相关系数，称为秩相关系数法。使用该方法要具备足够的的数据，一般至少要采用4个区间的数据。给出时间周期 y_1, \dots, y_n ，和它们的相应值 x （即监测的年均值 c_1, \dots, c_n ），从小到大排列后，统计检验用的秩相关系数按下式计算：

$$r_s = 1 - [6 \sum_{i=1}^N d_i^2] / [N^3 - N]$$

$$d_i = X_i - Y_i$$

式中： d_i —变量 X_i 和变量 Y_i 之间的差值； X_i —周期 i 到周期 N 按浓度值从小到大排列的序号； Y_i —按时间排列的序号。

将秩相关系数 r_s 的绝对值同 spearman 秩相关系数统计表（见表1）中的临界值 W_p 进行比较，如果 $|r_s| > W_p$ ，则表明变化趋势有显著意义，如果 r_s 是负值则表明监测值呈现下降趋势。

表1 秩相关系数 r_s 的临界值 (W_p)

N	显著性水平（单次检验） W_p	
	0.05	0.1
5	0.900	1.00
6	0.829	0.943
7	0.714	0.893
8	0.643	0.833
9	0.600	0.783
10	0.564	0.746

2.2 Pearson 相关系数和标准偏差

Pearson 相关系数是一种度量两个变量间相关程度的方法。它是一个介于1和-1之间的值。其中，1表示变量完全正相关，0表示无关，-1表示完全负相关。

标准偏差 (SD) 是一种量度数据分布分散程度的标准，用以衡量数据值偏离算术平均值的程度。标准偏差越小，这些值偏离平均值就越多，反之亦然。其计算公式如下：

$$SD = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}$$

式中： X_i —所取样本中第 i 个数据的值； \bar{x} —样本数据 X_1, X_2, \dots, X_n 的算术均值。

3 分析结果

3.1 总磷时间变化特征分析结果

将表2数据代入公式(1)得：

$$r_s = 1 - [6 \sum_{i=1}^6 d_i^2] / [6^3 - 6] = -0.943$$

查表1可知： $N=6$ 时显著性水平0.05对应的临界值 $W_p = 0.829$ ， $|r_s| > W_p$ ，表明变化水平在0.05的可信度水平上是有意义的。同时，由 $r_s < 0$ 可以得出，滇池水中总磷的含量随时间变化呈现出下降趋势。

将总磷含量随时间变化的趋势作柱状图如图2所示。

表2 滇池外海 2011—2016 年总磷年均值序列

(mg/L)

年度	Y_i	总磷年均值	从小到大排列 X_i	$d_i = X_i - Y_i$
2011	1	0.160	5	4
2012	2	0.175	6	4
2013	3	0.153	4	1
2014	4	0.136	3	-1
2015	5	0.106	2	-3
2016	6	0.091	1	-5

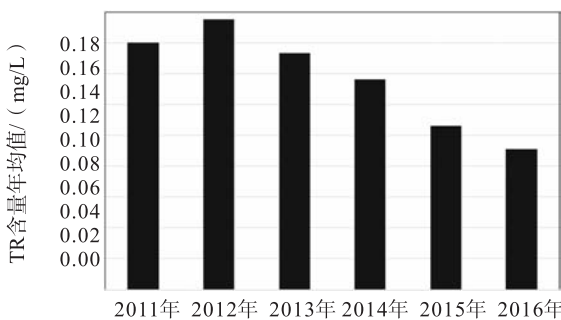


图2 2011—2016年滇池外海总磷含量年均值变化图

由图2可以看出：对比2011年，2012年外海总磷含量呈上升趋势，约上升了9.38%；2012—

2016年，总磷含量呈现持续下降的趋势，平均降幅为14.97%，下降最明显为2014—2015年，降幅约为22.06%。由表3《地表水环境质量标准》中总磷污染物标准限值可知：截至2016年，滇池外海中的总磷含量已达到Ⅲ类水标准，总磷污染已得到明显改善。经初步分析，滇池外海总磷含量变化的主要原因如下：“十二五”期间（即2011—2015年），昆明市政府开展了“生态清淤”、“引水入滇”、“环湖截污”、“生态修复”等六大滇池治理工程，实现了“从点源转变为系统综合治理、从小流域治理转变为全流域治理、从末端截污治理

转变为源头截污治理”三个转变。其中，河道生态清淤工程从2011年开始实施，清淤过程将不可避免地搅动到水中沉积物。已有相关研究表明：在一定条件下，沉积物中的营养盐有可能成为富营养化的主导因子^[4]，沉积物磷是浅水湖泊富营养化的重要营养源之一，湖泊沉积物向水体释放可溶性磷是内源磷的基本来源^[5]，因此，清淤工程启动时对沉积物的搅动可导致2011—2012年滇池外海总磷含量阶段性的上升。从2012年开始，随着河

道清淤工作的初步完成，以及“环湖截污”“生态修复”等工程的实施，外海总磷含量呈现出逐年下降的趋势。2013年12月29日，牛栏江—滇池补水工程正式通水，年均引水量约5.66亿m³。一方面，引入的清洁水对滇池外海水体起到了置换和稀释作用，降低了污染物浓度；另一方面，引水工程加速了滇池水循环，大量污染物随之排出水体，使得2014—2015年外海总磷含量呈现出明显下降趋势。

表3 《GB3838-2002 地表水环境质量标准》总磷含量标准限值 (mg/L)

项目标准值分类	I类	II类	III类	IV类	V类
总磷(以P计)	0.02(湖、库0.01)	0.1(湖、库0.025)	0.2(湖、库0.05)	0.3(湖、库0.1)	0.4(湖、库0.2)

3.2 总磷空间分布特征分析结果

表4 滇池外海8个点位标准偏差计算结果 (mg/L)

时间/含量	点位							平均值	中位值	标准偏差 SD
	晖湾中	罗家营	观音山东	观音山西	海口西	滇池南	白鱼口			
2011年	0.205	0.160	0.170	0.160	0.145	0.139	0.153	0.159	0.157	0.021
2012年	0.179	0.178	0.182	0.175	0.164	0.170	0.168	0.175	0.177	0.007
2013年	0.172	0.155	0.136	0.155	0.147	0.156	0.161	0.153	0.155	0.012
2014年	0.147	0.137	0.136	0.136	0.119	0.140	0.136	0.138	0.137	0.010
2015年	0.126	0.109	0.049	0.105	0.099	0.102	0.113	0.105	0.107	0.026
2016年	0.106	0.095	0.080	0.092	0.088	0.093	0.087	0.093	0.093	0.009

由表4计算结果可以看出，2011—2016年外海8个点位每一年总磷含量的平均值和中位值相差较小，说明滇池外海总磷污染物分布均匀，没有出现污染物高浓度集中的点位。除2011年和2015年外，其余4年各点位总磷含量的标准偏差值较小，

说明外海总磷污染物离散程度较小，总体分布均匀。分析原因：一方面，这与牛栏江—滇池补水工程加速了滇池外海水体流动有一定关系；另一方面，污染物含量空间分布均匀也说明了滇池外海总磷污染物可能具有相同的污染来源。

表5 滇池外海各点位总磷含量 Pearson 相关系数计算结果表

	晖湾中	罗家营	观音山东	观音山中	观音山西	海口西	滇池南	白鱼口
晖湾中	1	/	/	/	/	/	/	/
罗家营	0.913*	1	/	/	/	/	/	/
观音山东	0.862*	0.924**	1	/	/	/	/	/
观音山中	0.601	0.822*	0.688	1	/	/	/	/
观音山西	0.923**	0.999**	0.930**	0.803	1	/	/	/
海口西	0.901*	0.992**	0.900*	0.778	0.991**	1	/	/
滇池南	0.796	0.962**	0.882*	0.839*	0.962**	0.957**	1	/
白鱼口	0.897*	0.978**	0.847*	0.807	0.980**	0.975**	0.964**	1

注：* - 在0.05水平(双侧)上显著相关；** - 在0.01水平(双侧)上显著相关。

由表5相关系数计算结果可以看出：除观音山中一点以外，其余各点位总磷含量变化表现出较高

的相关性,进一步说明了各点位总磷污染物具有相同的污染来源。而观音山中这一点位总磷含量变化与其他点位相关性不高,其原因可能是该点位所处区域的底质沉积物等内源性污染因素与其他点位有差异,还有待进一步研究论证。

4 结论

滇池外海总磷含量时空变化趋势为:2012—2016年一直呈现下降趋势,平均降幅为14.97%,下降最明显为2014—2015年,降幅约22.06%。2016年,滇池外海中的总磷含量已达到Ⅲ类水标准,总磷污染状况明显改善,可以看出:“十二五”期间昆明市政府开展的“生态清淤”“引水入滇”“环湖截污”“生态修复”等六大治理工程对于降低总磷污染、改善滇池富营养化和防止蓝藻暴发起到了重要作用。在空间变化上,总磷含量在滇池外海中离散程度较小,总体分布均匀,未出现总磷污染物高浓度集中的点位,这与牛栏江—滇池引水工程加快了水体流动和水体置换有关。由7个点位总磷含量相关性较

高可以推断:滇池外海区域总磷污染物可能具有相同的污染来源。建议相关部门对总磷污染物的来源进行深入调查,从源头治理污染。同时将六大治理工程持续有效地进行下去,使滇池水质进一步得到改善。

参考文献:

- [1] LAU S S S, LANE S N. Biological and chemical factors in influencing shallow lake eutrophication: a long-term Study [J]. The science of the Total Environment, 2002 (288): 167-181.
- [2] ZHOU M, SHEN Z, YU R. Responses of coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang (Yangtze) River [J]. Continental Shelf Research, 2008 (28): 1483-1489.
- [3] 吴德喜,向丽红,陈齐斌,等.滇池打捞的蓝藻泥磷含量变化研究[J].安徽农业科学,2014,42(20):6634-6636.
- [4] 王少梅.武汉东湖沉积物中氮和磷释放试验[J].水生生物学报,1991,15(4):379-380.
- [5] Micheal R, Martin T A, Eric L V, et al. Phosphorus diagenesis in lake sediments: investigation using fraction techniques [J]. Mar Freshwater Res, 1995 (46): 89-99.

Study on Temporal and Spatial Trend of Total Phosphorus in the Waihai of Dianchi Lake

ZHANG Guo-han, YANG Xiao-dong, LIU Yun

(Kunming Environmental Monitoring Center, Kunming Yunnan 650228, China)

Abstract: Through Spearman rank correlation analysis and in combination with parameters such as Pearson correlation coefficient, standard deviation and chart analysis method, the spatial and temporal changes of total phosphorus content in the 8 points of Waihai of Dian Lake from 2011 to 2016 was studied. The temporal and spatial changes of total phosphorus content were examined. The content of total phosphorus was gradually decreasing with time. The discrete degree was small and the distribution was uniform in the spatial distribution. At the same time by Pearson correlation coefficient calculation from 7 points, it was shown that the total phosphorus pollutants in different points were highly correlated, which indicated that the total phosphorus pollutants might come from the similar sources.

Key words: total phosphorus; temporal and spatial changes; trend; Waihai of Dianchi Lake

洱海蓝藻水华应急控制措施及机械除藻效果初探

赵志红¹, 李亚妮¹, 廖婧璇²

(1. 大理市洱海保护管理局北区分局, 云南 大理 671000;

2. 大理洱海保护投资建设有限责任公司, 云南 大理 671000)

摘要: 对洱海机械除藻设备的运行效果进行了初步研究, 结果表明: 利用机械的方法清除水华蓝藻, 每收集 100g 藻水可以清除 0.72g 的蓝藻, 应急效果明显。如采用蓝藻机械打捞、蓝藻陷阱、人工打捞控藻及调水引流应急处置等 4 种技术结合的控藻方法, 可以更有效地控制洱海藻类数量的增加, 最大限度地抑制洱海蓝藻的暴发。

关键词: 蓝藻水华; 应急措施; 机械除藻; 洱海

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0033-03

洱海是云南省第二大高原淡水湖泊, 湖面面积约 252.91 km²^[1], 是大理市及其部分下游地区的主要饮用水源, 又是苍山洱海国家级自然保护区和国家级风景名胜区的核心。在大理州的经济社会交流中有着重要的战略地位, 具有调节气候、提供工农业生产用水、保护水生生物多样性等多种功能, 被称为大理人民的“母亲湖”。

洱海目前正处于中营养向富营养湖泊的过渡阶段^[2,3]。洱海生态基础十分脆弱, 特别是随着流域内城镇化、工业化、农业现代化进程加快, 旅游业快速发展, 人口增加和经济社会进一步发展, 大面积暴发水华的风险日益增加, 趋势严峻。以 1996 年、2003 年秋季暴发的大面积蓝藻水华最为突出^[4]。水华发生期间, 水体透明度由 3.3 m 骤降至 1.5 m, 严重影响了洱海水源的安全^[5]。近几年国家重视, 地方政府采取了很多措施加大了对洱海的

治理力度, 洱海达 II 类水质的比例逐渐增加至 50% 左右, 水质年度综合评价稳定在 III 类, 但洱海的水生态系统恢复和蓝藻水华暴发的局势仍不容乐观。本文对洱海机械除藻设备的运行效果进行了初步研究, 以期对洱海蓝藻的治理提供基础性的研究资料。

1 洱海机械除藻设备

目前洱海使用的机械化蓝藻除藻设备为中国科学院南京地理与湖泊研究所研发的“YL500 型仿生除藻设备”。“YL500 型仿生除藻设备”采用仿生式过滤除藻工艺, 具有超强的富集除藻能力, 能够分离汲取富含蓝藻的浅表水层, 纯物理方式处理蓝藻, 对蓝藻进行初级分离, 无任何污染, 且“YL500 型仿生除藻设备”生产周期短, 运行成本低, 在洱海蓝藻水华应急上比较适用。主要由载体平台、汲取过滤系统、发电机组、驾驶控制系统等组成。

表 1 优缺点对比表

设备	优点	缺点
YL500 型仿生式水面除藻船	①运行成本低; ②生产周期短。	①设备密封性差; ②出航速度慢; ③藻浆含水率高。

2 “YL500 型仿生除藻设备”除藻效果初探

大理市人民政府于 2014 年下旬采购该设备 1 台, 在洱海蓝藻水华较为集中的双廊等重点湖湾

进行水面作业, 运行 50d, 共除蓝藻藻浆 85t。2015 年新增 2 台该除藻设备, 在洱海水华较突出的下关滨海大道沿线、湾桥镇古生村、双廊镇进行除藻工作, 运行 136d, 3 台除藻设备共除去藻浆 315t。2016 年新增 3 台除藻设备, 具体运行情况如表 2。

2016年7月5日起,1~3号洱海蓝藻除藻设备开始下水除藻,除藻范围为双廊镇大建旁湾、风情岛北及下关镇滨海大道;9月2日起,4~5号洱海蓝藻除藻设备陆续开始下水除藻,除藻范围为双廊镇大建旁湾、风情岛北及下关镇滨海大道、喜洲镇桃园码头、湾桥镇古生村等地。截止11月30日,6艘除藻设备共正常运行134d,收集处理水量1454400m³,收集处理富藻水量414t。

经试验监测,该除藻设备收集的藻浆中叶绿素含量为4973.3mg/m³,藻总量为13.26亿个/L,叶绿素去除率为61.7%,藻总量去除率为82.9%,藻浆干重率为0.72%。2014—2016年收集藻浆共

计814t,即去除蓝藻净重5.86t,除藻效果很明显。

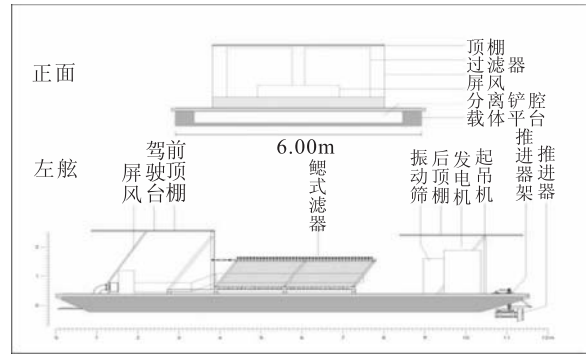


图1 “YL500型仿生除藻设备”正面、侧面

表2 “YL500型仿生除藻设备”运行情况

日期	除藻地点: 双廊镇、下关镇、喜洲镇					
	除藻设备	除藻时间	运行情况	收集处理水量/m ³	收集处理富藻/t	运送车次
7月	1~3号	9:00~18:00	正常运行23d	140100	72	24
8月	1~3号	9:00~18:00	正常运行23d	235600	96	32
9月	1~6号	9:00~19:00	正常运行28d	334700	93	31
10月	1~5号	9:00~18:00	正常运行30d	433000	72	24
11月	1、2、4、5号	9:00~18:00	正常运行30d	311000	81	27
合计			134d	145400	414	138

3 讨论

洱海蓝藻水华一般发生在每年的6—10月份,水华发生时蓝藻数量高达107cells/L^[6],因此在水华发生时的应急控藻措施十分重要。目前洱海上采取的控藻技术多样,蓝藻机械打捞技术快速,且人工使用较少,但仅用打捞船收集蓝藻,收集面积过小,其对洱海整体水华控制作用不大,且打捞船因池水深度、船体面积等因素限制,无法抵达水较浅、湖湾面积较小的地区进行蓝藻打捞作业。蓝藻陷阱技术在湖面和岸边所有装置可以方便撤离,不留痕迹,但洱海风浪较大,无法在水较深的地方设置。人工打捞控藻技术灵活性大,能在蓝藻暴发第一时间进行打捞,但大规模组织打捞人员难度大,打捞效率一般,且成本较高,优点是能打捞机械及其他不能接触到的地方;日常的辅助控藻技术是洱海保护管理工作中的重要措施。因此采用蓝藻机械

打捞、蓝藻陷阱、人工打捞控藻及调水引流应急处置等4种技术结合的控藻方法,可以更有效地控制洱海藻类数量的增加,最大限度地抑制洱海蓝藻的暴发。

参考文献:

- [1] 大理市教育局. 洱海保护 [R]. 大理地矿绘图印刷有限公司. 2014.
- [2] 杨晓雪. 洱海总磷、总氮污染现状分析 [J]. 云南环境科学, 2006, 25 (增刊): 113-115.
- [3] 潘红玺, 王云飞, 董云生. 洱海富营养化影响因素分析 [J]. 湖泊科学, 1999, 11 (2): 184-188.
- [4] 吕兴菊, 朱江, 孟良. 洱海水华蓝藻多样性初步研究 [J]. 环境科学导刊, 2010, 29 (3): 32-35.
- [5] 董云仙. 洱海蓝藻水华研究 [J]. 云南环境科学, 1999, 18 (4): 28-31.
- [6] 陈建良, 胡明明, 周怀东, 等. 洱海蓝藻水华暴发期浮游植物群落变化及影响因素 [J]. 水生生物学报, 2015, 39 (1): 24-28.

Emergency Control Measures of Cyanobacteria Bloom in Erhai Lake and Preliminary Study on the Effect of Mechanical Removal of Algae

ZHAO Zhi-hong¹, LI Ya-ni¹, LIAO Jing-xuan²

(1. North District Branch, Erhai Protection Administration Bureau, Dali Yunnan 671000, China)

Abstract: This article tries to present effects of algae removal using mechanical emergency control measures in Erhai Lake. The results showed that the mechanical method can remove 0.72% cyanobacteria. The effect was obvious for emergency. The emergent mechanical salvage cyanobacteria, algae trap, artificial fishing and algae control of water diversion and drainage emergency disposal technology were combined to effectively control the increase of the number of algae in order to minimize the outbreak of cyanobacteria in Erhai Lake.

Key words: cyanobacteria bloom; emergency measures; mechanical algae removal; Erhai Lake

《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：ynehjx@163.com；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）》、“超星移动图书馆”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

三峡库区丰都段回水区营养状态及其浮游植物识别初探

郭小路

(丰都县环境监测站, 重庆 丰都 408299)

摘要: 2016 年对三峡库区丰都段两条长江一级支流回水河段的 TP、TN、Chla、COD_{Mn}、SD 进行监测, 利用综合营养状态指数法评价了回水区的富营养化程度。结果表明, 营养状态指数为 44.22 ~ 51.07, 处于轻度富营养和中营养状态。用流式细胞术对回水区浮游植物藻类进行初探, 结果表明, 赤溪河高跳蹬断面鉴别出优势藻种为绿藻、硅藻和蓝藻; 龙河以及赤溪河的溜沙坡断面优势藻类均为绿藻。

关键词: 三峡库区; 丰都段; 回水区; 营养状态; 流式细胞术; 浮游植物

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0036-06

三峡工程是一项举世瞩目的大型水利枢纽工程, 在防洪、发电、航运等方面已成效显著。2003 年 6 月和 2006 年 9 月进行了 135 m 和 156 m 蓄水^[1]。随着 175m 蓄水目标的进行, 水面变宽, 水位抬高, 水流逐渐减缓后水体扩散能力减弱, 许多支流和湖库的污染物滞留时间延长, 致使三峡库区水华频发。近年来, 长江三峡水库蓄水对长江干流回水段水质的影响, 已有刘永明^[2]、蔡庆华^[3]等人对其富营养化的问题进行探讨, 张远^[4]等还对三峡库区二期蓄水后的浮游植物组成与分布变化进行了研究, 探讨了营养盐的变化对库区浮游植物结构和数量的影响。本文在 2016 年对三峡库区丰都段回水区进行营养状态研究, 并使用流式细胞仪对微型浮游植物的自发荧光进行了有效快速识别的尝试。

1 材料与方法

1.1 采样点的选择

于 2016 年在丰都县的两条主要长江一级支流龙河和赤溪河回水区, 设 4 个断面, 4 个监测点。龙河设金竹滩、安宁 2 个断面, 每个断面设 1 个监测点; 赤溪河设高跳蹬、溜沙坡 2 个断面, 每个断面设 1 个监测点。乘船采集 0.5 m 以上表层水。

1.2 监测项目与方法

水质监测项目包括总磷 (TP)、总氮 (TN)、高锰酸盐指数 (COD_{Mn})、叶绿素 a (Chla)、透明度

(SD) 五项。总磷采用钼酸铵分光光度法 (GB11893-89)、总氮采用碱性过硫酸钾消解分光光度法 (HJ636-2012)、高锰酸盐指数采用酸性法 (GB11892-89)、叶绿素 a 采用分光光度法 (《水和废水监测分析方法》第四版)、透明度采用塞氏圆盘法 (《水和废水监测分析方法》第四版) 测定。

对浮游植物的检测, 传统的方法是显微镜镜检法, 这种方法耗费时间和人力, 且需要丰富的种类鉴别经验, 鉴别的误差也较大。本文所使用的流式细胞术不仅分析速度快, 而且可以根据藻体内的自发荧光对其进行分辨, 节约了大量的时间成本。

1.3 浮游植物的采集与处理

本研究使用 BECKMAN COULTER 公司生产的 CytoFLEX 水体荧光计数仪。用有机玻璃采水器取表层水样 1L, 分装在多支 5mL 的取样管中, 每支取样管每 1mL 水样加 0.1 mL 0.5% 戊二醛溶液固定, 在室温下放置 5 ~ 15min, 然后放在液氮罐中保存。在实验室中水浴条件下 (37℃) 融化后过 50μm 滤膜。移入样品管待测, 另用 Milli-Q 系统处理的蒸馏水做空白对照组。

1.4 评价方法

评价方法采用中国环境监测总站制定的“湖泊 (水库) 富营养化评价方法及分级技术规范”——综合营养状态指数法进行评价。综合营养状态指数计算公式为:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \cdot TLI(j)$$

式中: $TLI(\Sigma)$ —综合营养状态指数; W_j —第 j 种参数的营养状态指数的相关权重; $TLI(j)$ —第

收稿日期: 2017-08-07

作者简介: 郭小路 (1982-), 女, 重庆人, 理学硕士, 丰都县环境监测站, 高级工程师, 研究方向: 环境监测。

j 种参数的营养状态指数。

以 chla 作为基准参数, 则第 j 种参数的归一化的相关权重计算公式为:

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2}$$

表 1 中国湖泊 (水库) 部分参数与 chla 的相关关系

参数	chla	TP	TN	SD	COD _{Mn}
r_{ij}	1	0.8400	0.8200	-0.8300	0.8300
r_{ij}^2	1	0.7056	0.6724	0.6889	0.6889

各项目营养状态指数计算公式为:

$$TLI(\text{chla}) = 10(2.5 + 1.086 \ln(\text{chla}))$$

$$TLI(\text{TP}) = 10(9.436 + 1.624 \ln(\text{TP}))$$

$$TLI(\text{TN}) = 10(5.453 + 1.694 \ln(\text{TN}))$$

$$TLI(\text{SD}) = 10(5.118 - 1.94 \ln(\text{SD}))$$

$$TLI(\text{COD}_{Mn}) = 10(0.109 + 2.661 \ln(\text{COD}_{Mn}))$$

式中: 叶绿素 a (chla) 单位为 mg/m^3 , 透明度 (SD) 单位为 m; 其它指标单位均为 mg/L 。

采用 0~100 的一系列连续数字对水体营养状态进行分级: $TLI(\Sigma) < 30$ 为贫营养 (Oligotropher); $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$ 为中营养 (Mesotropher); $TLI(\Sigma) > 50$ 为富营养 (Eutropher); $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$ 为轻度富营养 (light eutropher); $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$ 为中度富营养 (Middle eutropher); $TLI(\Sigma) > 70$ 为重度富营养 (Hyper eutropher)。在同一营养状态下, 指数值越高, 其营养程度越高。

2 结果与分析

2.1 回水区水质状况

长江支流回水区已成湖库, 已具备湖库的特点。由于蓄水的原因, 其水体流速下降, 自净能力减弱, 因而水体感观及水体功能较长江有较大差异。丰都县三峡库区回水区水质监测结果见表 2。

据表 2 结果, 从氮、磷类污染物来看, 龙河两个回水断面金竹滩和安宁的 TP 含量范围在 0.017~0.185 mg/L , TN 含量范围在 1.51~2.51 mg/L ; 赤溪河两个回水断面高跳蹬和溜沙坡 TP 含量范围在 0.091~0.218 mg/L , TN 含量范围在 1.64~3.15 mg/L ; TP、TN 均是赤溪河稍高于龙河。国际上认为 TP 浓度为 0.02 mg/L , TN 浓度为 0.2 mg/L , 是湖泊水库富营养化的发生浓度^[5]。

式中: r_{ij} —第 j 种参数与基准参数 chla 的相关系数; m —评价参数的个数。

中国湖泊 (水库) 的 chla 与其它参数之间的相关关系 r_{ij} 及 r_{ij}^2 见表 1。

按照这样的标准, 龙河和赤溪河 4 个回水断面均具有产生富营养化的条件。通常叶绿素 a 的含量多少可以作为浮游植物生物量的重要指标, 代表富营养化结果。从表 2 最大值的比较, 可以看出溜沙坡 > 金竹滩 > 高跳蹬 > 安宁。COD_{Mn} 作为有机污染指标, 当超过 4 mg/L 时, 表明水体受到有机污染^[6]。从 4 个断面的 COD_{Mn} 来说, 赤溪河总体稍高于龙河, 但都没有超过 4 mg/L , 表明 4 个回水段还未受到有机污染的影响。三峡库区是水土流失相当严重的地区, 水体中悬浮物含量高影响了水体的透明度。从表中可以看出, SD 含量范围在 0.2~3.8 m, 差异性较大, 其最高值出现在赤溪河的高跳蹬断面。

日本湖沼学家合田建提出一个理论, 当湖水的 TN/TP 为 12:1~13:1 时, 最适宜浮游植物生长, 当该比值 < 4 时, N 是水体富营养化的限制性因素^[7]。对监测的两条河流 4 个回水断面进行计算, 其比值均 > 4, 表明三峡库区丰都段回水区中的 N 不是发生富营养化的限制因子, 4 个断面的 TN/TP 的范围在 12.05~21.33, 较适宜浮游植物生长, P 可能成为回水区的浮游植物生长限制因子。

2.2 相关性分析

由于春季是水华的高发季节, 将丰都段回水区春季数据进行相关性分析, 结果如表 3 所示。Chla 与 TP、COD_{Mn} 成显著正相关 ($r_{\text{chla-TP}} = 0.777$, $r_{\text{chla-COD}_{Mn}} = 0.923$, $P < 0.01$); 与 SD 成显著负相关 ($r_{\text{chla-SD}} = -0.824$, $P < 0.01$); 与 TN 成负相关, 但是相关性不明显。SD 与 TN、TP 成负相关, 与 COD_{Mn} 成显著负相关 ($r_{\text{SD-COD}_{Mn}} = -0.712$, $P < 0.01$); COD_{Mn} 与 TP、TN 成显著正相关 ($r_{\text{COD}_{Mn-TP}} = 0.751$, $r_{\text{COD}_{Mn-TN}} = 0.826$, $P < 0.01$)。这与曹承进^[1]等人研究基本相同。

2.3 富营养化评价

由于回水区已成湖库, 存在较普遍的富营养化

状况，因而同时选取叶绿素 a、透明度、高锰酸盐指数、总氮、总磷 5 项指标采用综合营养状态指数法进行评价，详见表 4。2016 年丰都县次级河流龙河、赤溪河回水区综合营养状态指数基本相当，为 44.22 ~ 51.07。最高为赤溪河的溜沙坡断面，为轻

度富营养，其余 3 个断面为中营养。

分析回水区 4 个断面的富营养指数的月际变化可知（图 1），两条次级河流回水区全年水体状况较均衡，其营养化状态指数基本处于同一水平，月际变化不大。

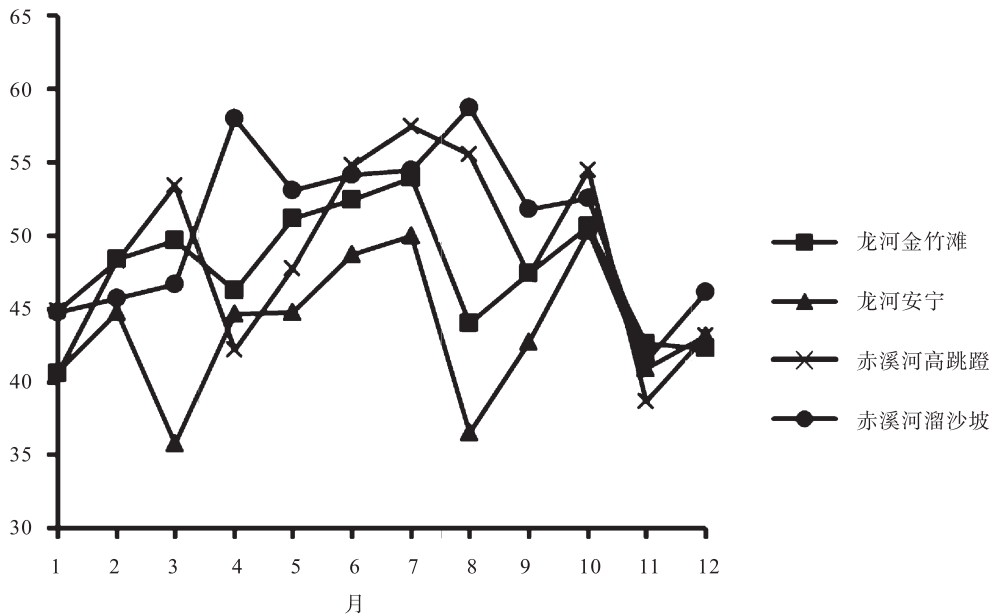


图1 丰都段回水区富营养化指数月际变化图

表 2 龙河和赤溪河水水质监测结果

		龙河		赤溪河	
		金竹滩	安宁	高跳蹬	溜沙坡
TP/ (mg/L)	最小值	0.059	0.017	0.091	0.128
	最大值	0.185	0.177	0.205	0.218
	平均值	0.133	0.086	0.151	0.18
TN/ (mg/L)	最小值	1.51	1.54	1.68	1.64
	最大值	2.43	2.51	2.86	3.15
	平均值	1.822	1.834	1.977	2.169
COD _{Mn} / (mg/L)	最小值	1.45	1.32	1.47	1.35
	最大值	3.32	2.83	3.36	3.81
	平均值	2.12	1.94	2.25	2.13
Chla/ (mg/m ³)	最小值	1.69	1.25	1.38	2.82
	最大值	31.1	12.9	27.9	46.5
	平均值	10.039	6.076	11.784	13.222
SD/m	最小值	0.3	0.4	0.3	0.2
	最大值	3.3	3.6	3.8	3.5
	平均值	1.55	1.92	1.81	1.3

表3 各指标间相关性分析 (Pearson 相关性)

	TP	TN	Chla	SD	COD _{Mn}
TP	1				
TN	.777**	1			
Chla	.739**	-.127	1		
SD	-.565	-.518	-.824**	1	
COD _{Mn}	.751**	.826**	.923**	-.712**	1

表4 龙河和赤溪河综合营养状态评价统计

河流名称	断面名称	总磷	叶绿素 a	透明度	高锰酸盐指数	总氮	综合营养指数	富营养化状态
龙河	金竹滩	0.133	10.039	1.55	2.12	1.822	48.18	中营养
	安宁	0.086	6.076	1.92	1.94	1.834	44.22	中营养
赤溪河	高跳蹬	0.151	11.784	1.81	2.25	1.977	49.01	中营养
	溜沙坡	0.180	13.222	1.30	2.13	2.169	51.07	轻度富营养

2.4 回水区优势藻类组成

浮游植物作为初级生产者，能对水体营养状态的变化做出迅速反应，被广泛用作水体营养状态的指示种^[8]。三峡库区次级河流的浮游植物种类丰

富，共 129 种，分属 7 门 67 属^[9]。其中前三位是：硅藻门 29 属 62 种，占 48%；绿藻门 17 属 31 种，占 24%；蓝藻门 11 属 24 种，占 18.6%。回水区主要藻类组成见图 2~图 5。

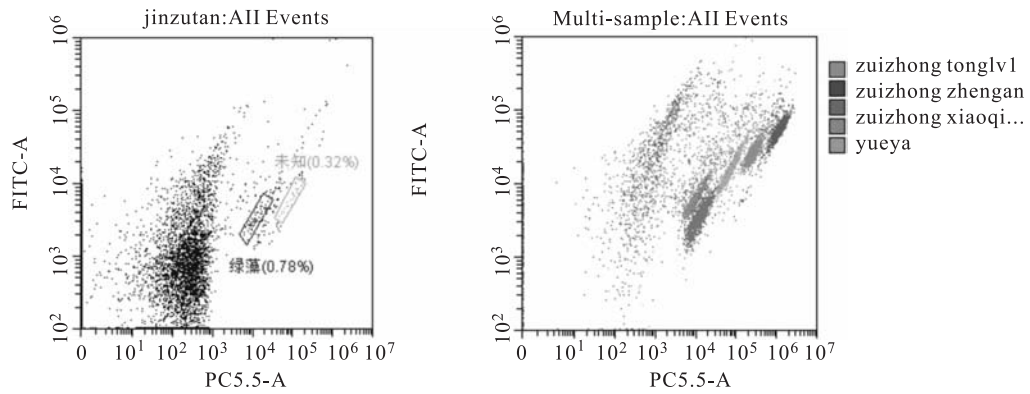


图2 龙河金竹滩优势藻类组成

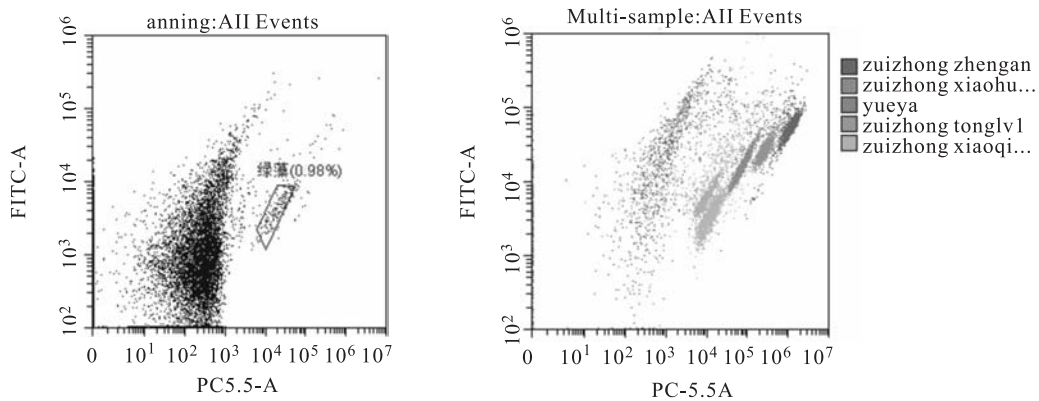


图3 龙河安宁优势藻类组成

由图2~图5可以看出,用流式细胞仪测量水体中各藻类亚群分布时,只能得到其相对分度(待测颗粒在总测定颗粒中的比率),不能直接测定在水体中的浓度,也就不能得到绝对丰度值,因而只能做比较性质的研究^[10]。不同门类的浮游植物细胞内共含有近30种光合色素^[11],这些色素在

激发光下能产生不同特征的荧光信号,流式细胞仪根据不同种浮游植物细胞多个光信号数据的差异,可以把不同种类的浮游植物群落区分开来。由图谱可以看出,赤溪河高跳蹬断面鉴别出优势藻种为绿藻、硅藻和蓝藻;龙河金竹滩、安宁、赤溪河的溜沙坡优势藻类均为绿藻。

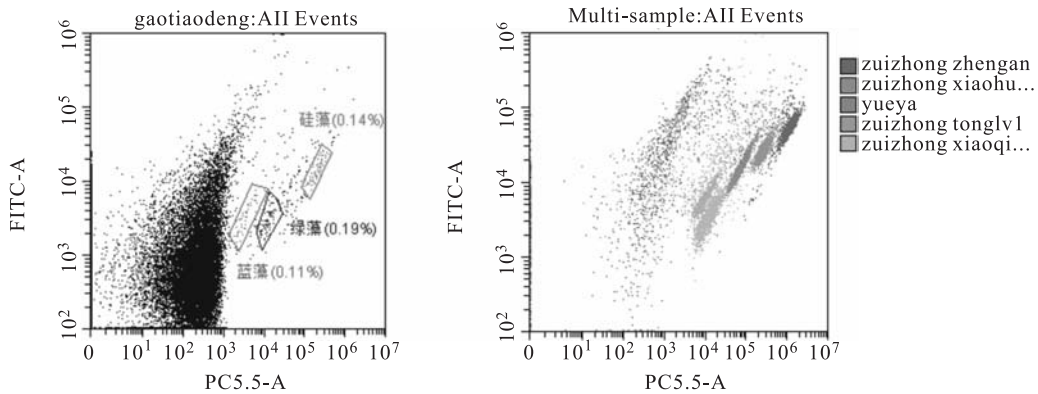


图4 赤溪河高跳蹬优势藻类组成

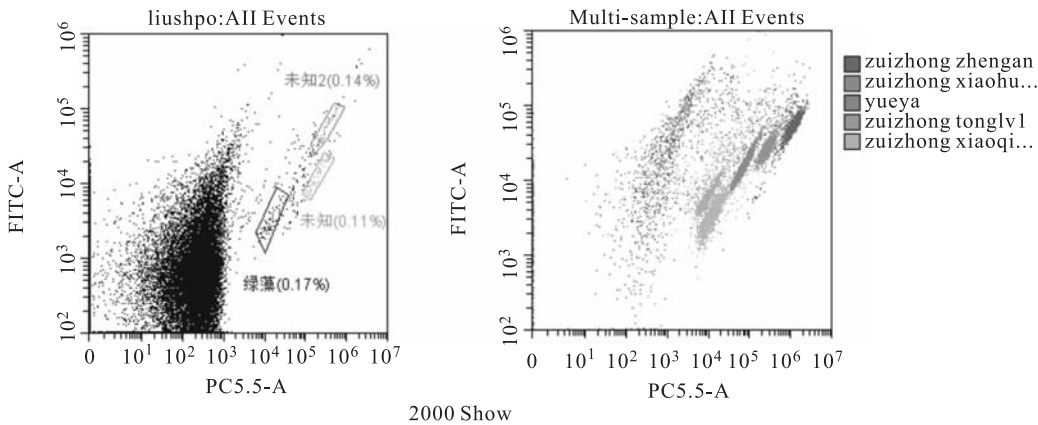


图5 赤溪河溜沙坡优势藻类组成

3 结论

(1) 大量研究表明,适宜的温度和滞缓的水流在营养盐相对充足的情况下,会出现富营养化。本研究对三峡库区丰都段长江一级支流回水段龙河和赤溪河进行历时一年的追踪监测后发现,2016年龙河、赤溪河回水区没有出现水华现象,表明龙河流域的污染(特别是面源污染状况)有所减轻。而且在三峡水库试验性蓄水期间,监测结果表明水质保持稳定,没有发生明显变化。这可能是由于龙河和赤溪河处于水库干流回水段,水体受干流顶托的影响较小,水体流速相对较快。

(2) 此次运用流式细胞术对三峡库区丰都段回水区藻类进行了初步鉴别。赤溪河高跳蹬断面优势藻种为绿藻、硅藻和蓝藻;龙河金竹滩、安宁、

赤溪河的溜沙坡优势藻类均为绿藻。由于河流、湖泊等淡水样品成分复杂,杂质较多,背景不单一,如何有效利用染料去除杂质,使流式细胞术能更为准确地进行动态分析,广泛成为三峡库区水华暴发预测预报手段之一,是下一步的研究目标。

参考文献:

[1] 曹承进, 郑丙辉, 张佳磊, 黄民生, 陈振楼. 三峡水库支流大宁河冬、春节水华调查研究 [J]. 环境科学, 2009, 30 (12): 3471 - 3480.

[2] 刘永明, 贾绍凤, 蒋良维, 张士锋. 三峡水库重庆段一级支流回水河段富营养化潜势研究 [J]. 地理研究, 2003, 22 (1): 67 - 72.

[3] 蔡庆华, 胡征宇. 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): 7 - 11.

[4] 张远, 郑丙辉, 刘鸿亮. 三峡水库蓄水后的浮游植物特征变

- 化及影响因素 [J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15 (2): 254-258.
- [5] 刘玉洁, 张晟. 三峡库区重庆段大中型水库富营养化调查及评价 [J]. 安徽农业科学, 2007, 35 (17): 5236-5237.
- [6] Reynolds C S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status [J]. Hydrobiologia, 1998 (369/370): 11-26.
- [7] 彭近新, 陈慧君. 水质富营养化与防治 [M]. 北京: 中国环境出版社, 1988: 15-47.
- [8] 沈韞芬, 章宗涉, 龚循矩, 等. 微生物监测新技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990: 120-125.
- [9] 张晟, 李崇明, 郑丙辉, 翟崇志, 郑坚, 张芹. 三峡库区次级河流营养状态及营养盐输出影响 [J]. 环境科学, 2007, 28 (3): 500-505.
- [10] 张利华. 流式细胞术在微型浮游植物研究中的应用 [J]. 华东师范大学学报 (自然科学版), 2000 (3): 85-89.
- [11] 巴恩斯, R. S. K. 王珍如译. 海洋生态学导论 [M]. 北京: 地质出版社, 1990: 27-31.

A Preliminary Study On Nutritional Status and Phytoplankton Identification in Fengdu Section of Three Gorges Reservoir Area

GUO Xiao-lu

(Fengdu Environmental Monitoring Station, Fengdu Chongqing 408299, China)

Abstract: The TP, TN, Chla, CODMn and SD from two tributaries of the Yangtze River in the Fengdu section of the Three Gorges Reservoir were monitored in 2016. The nutrient status of the backwater area was analyzed by Phytoplankton Identification using flow cytometry. The degree of eutrophication in the backwater area was evaluated by the comprehensive nutritional status index method. The results showed that the nutritional status index was between 44.22 and 51.07, which was in the range of light eutrophic and mesotrophic status. The results of flow cytometry identified that the dominant species of algae in High jump pedal section of Chixi River are chlorophyta, cyanophyta and bacillariophyta. And chlorophyta was the dominant species in Liushapo cross section of the Long River and Chixi River.

Key words: Three Gorges Reservoir Area; Fengdu section; backwater area; nutrient status; flow cytometry; phytoplankton

一株溶藻细菌的筛选及鉴定

张洪铭¹, 普连仙², 张胜花³

- (1. 云南利鲁环境建设有限公司, 云南 昆明 650041;
2. 云南省建筑材料科学研究设计院, 云南 昆明 650221;
3. 中南民族大学, 湖北 武汉 430074)

摘要: 从景观水体中筛选出具有溶藻作用的细菌, 并对其抑藻效果和生理生化特征进行了初步研究, 研究表明: 溶藻效果随着菌液浓度的增加而增加, 同时确定该菌株通过分泌胞外物质进行溶藻, 经鉴定为柠檬酸菌属的一种。

关键词: 溶藻细菌; 筛选; 鉴定; 柠檬酸菌属; 溶藻效果

中图分类号: X172 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0042-04

近年来, 随着我国人口的增长和经济的快速发展, 资源利用强度加大, 工业化、城市化发展迅速, 导致我国湖泊生态系统退化, 蓝藻水华频繁暴发, 湖泊富营养化呈现迅猛发展的趋势。一些城市河道和小型景观水体由于污水的排入量大大超过其自净能力, 水质急剧下降, 水华频发, 严重制约了经济建设和社会发展。因此, 如何有效控制富营养化水体中的藻类, 防止水华发生已经成为迫切需要突破的重要环境问题之一。利用溶藻细菌克藻具有克藻效果好、不易产生二次污染等特点, 有可能成为防治水华的有效手段, 因此引起了广泛的关注。

城市景观水体一般具有水域面积小、易污染、水环境容量小、水体自净能力低、静止或流动性差等特点, 加上再生水水质差、城市居民以及水生生物的影响, 在气温较高时, 富含 N、P 等营养元素的水体会迅速滋长藻类, 藻类的异常繁殖破坏了景观水环境的生态平衡, 甚至造成水体发黑发臭, 严重影响景观水体的美观。本文在仔细分析蓝藻水华种类及性质特点的基础上, 从景观水体中筛选出具有溶藻作用的细菌, 并对其抑藻效果和生理生化特征进行了初步研究, 鉴定其类别。

1 实验设计

在昆明市某人工湖内均匀分布 3 个采样点, 采样器设在水面下 10 cm 处, 在对湖水中的优势藻种群进行鉴别后, 选用由武汉水生所提供的铜绿微囊藻进行扩大培养, 同时开展有溶藻作用的细菌筛选工作, 将筛选后的细菌进行纯培养后进行溶藻实

验, 并对有溶藻作用的细菌进行溶藻特性、生理、生化的鉴定, 通过 DNA 鉴定, 从而确定其种属。

2 溶藻菌的筛选

将湖水样品根据一定梯度涂布在固体培养基上, 培养基含有果胶和刚果红, 37℃ 条件下培养 24 h, 部分供试的细菌生长发育过程中分泌出果胶酶, 分解培养基上的果胶, 产生透明圈。果胶是藻类细胞壁的必要组分, 理论上能够分解利用培养基上的果胶细菌, 也可以分解藻类细胞壁上的果胶, 从而达到杀死藻类的目的。观察透明圈的大小后, 通过测量选取平板上 D/d (水解圈/菌落直径) 值最大的 16 个菌株, 进行下一步溶藻试验, 进一步对溶藻菌筛选。

在液体牛肉膏蛋白胨培养基里对能产生透明圈 (图 1) 的菌株进行纯培养, 37℃、200 rpm 条件下摇床培养 48 h。将培养好的藻液稀释至 4×10^8 cells/mL 然后再将具有溶藻作用的细菌培养液按照一定的比例加入藻液中, 置于 25℃ 光照恒温条件下培养, 观察溶藻作用的效果。每天对混有溶藻细菌的混合液摇动 4~6 次。48h 后即观察到三菌株有很好的实验效果, 分别是 KM02、KM10 和 KM12, 72h 后 KM02、KM10 和 KM12 三角瓶中藻菌混合液黄化变白, 瓶底有沉淀物。

计数显示, 实验中 KM12、KM10 和 KM02 三菌株的杀藻效果分别为 60.6%、78.4% 和 83.7% (图 2), 而未加细菌培养液的对照组内藻类数量则增加到 4.12×10^8 cells/mL。继续观察实验 6d 后, 三菌株中的藻类去除率达到 100%, 藻类全部死亡, 而对照组的藻类去除效果不明显。再次选择

KM02 菌株培养液分别按 10%、5% 和 2% 的比例进行测试, 48h 后计数, 三种浓度下藻类去除率分别为 82.4%、50.7% 和 43.8%。本次选择溶藻效果较好的实验组 KM02 菌株作为鉴定的对象。

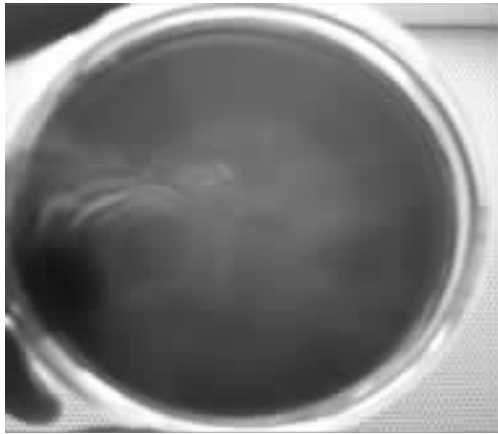


图1 培养基上的透明圈



图2 溶藻实验效果

3 细菌的生理生化特征和溶藻方式鉴定

本研究首先对菌株做了生理生化鉴定, 显微镜下 KM02 细菌呈棒状; 革兰氏染色呈阳性, 菌落颜色为浅黄色 (图 3)。挑取实验细菌到培养基中, 37℃、200rpm 摇床条件下培养, 在波长为 600 nm 处测其吸收值, 每隔 1h 测一次吸收值 (图 4)。

KM02 菌株在 8h 达到生长对数期, 15h 即达到稳定生长期。为了确定菌株的溶藻方式, 挑取对数生长期的菌体, 在 37℃、200rpm 摇床培养条件下培养 48h, 培养液在 0.22 mm 滤膜上抽滤后按 10% 的比例将抽滤液加入藻液中, 可见到明显的溶藻现象; 将细菌培养液在 4℃、4000rpm 条件下离心后弃掉上清液, 蒸馏水冲洗后加入藻液中, 没有观察到溶藻现象, 由此确定菌株通过分泌胞外物质杀藻。

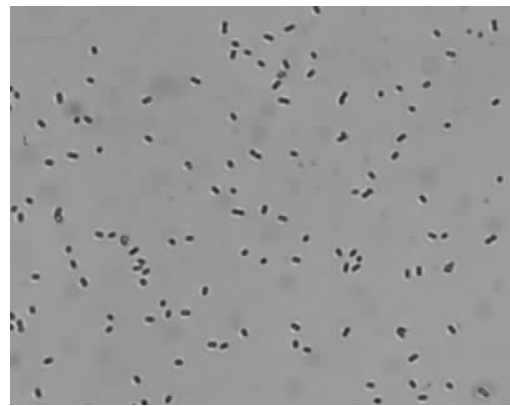


图3 KM02菌株革兰氏染色显微照片 (100×)

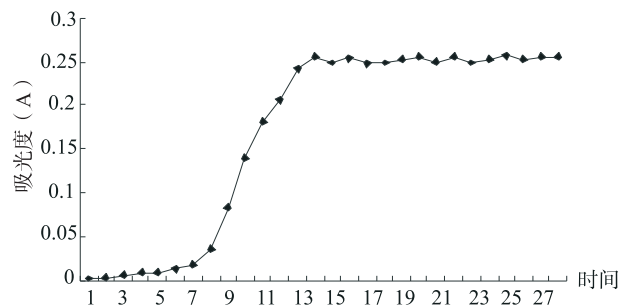


图4 菌株KM02生长曲线

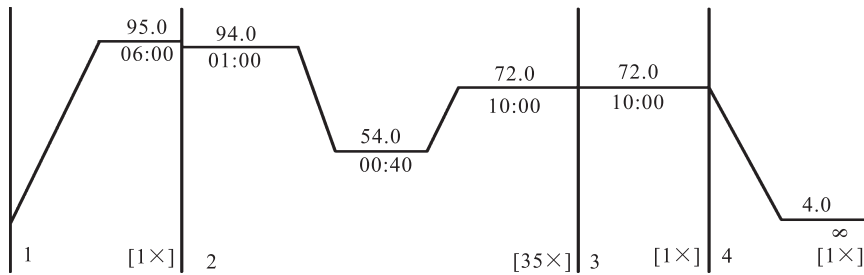
4 菌株 KM02 的鉴定

为了进一步确定细菌的种类, 本研究利用 16SrDNA 序列鉴别其种类, 在提取 KM02 的基因组 DNA 后通过细菌鉴定的引物: R5 - GGT TAC CTT GTT ACG ACT T - 3', F5 - AGA GTT TGA TCC TGG CTC AG - 3', 对菌株的基因组 DNA 进行 PCR 扩增实验, 从而获取目的 DNA 片段。

表1 PCR 扩增反应体系

10 × PCR buffer	5 L
MgCl ₂ (25mM)	5 L
dNTP (各 10mM)	2 L
10 μM 引物 P1	1 L
10 μM 引物 P2	1 L
基因组 DNA	1 L
Taq DNA 聚合酶	0.5 L
无菌水	34.5 L
总体积	50 L

PCR 结束后, 用 DNA 琼脂糖凝胶电泳检测 PCR 产物, 利用 Goldview 调和最终浓度为 0.05 μL/mL, 电泳结束后, 利用紫外检测仪观察 PCR 扩增结果 (图 6)。



(横线上表示为温度 (°C)，横线下表示为为时间 (min : s)，最下部在括号内的为循环数，不在括号内的为程序的循环编号)

图5 16S rDNA PCR扩增条件

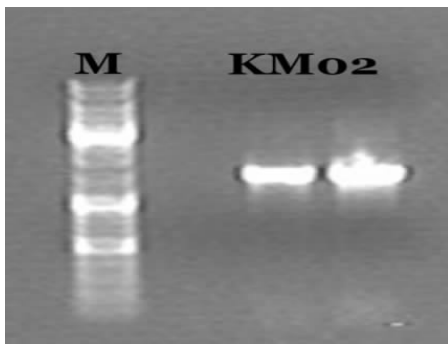


图6 PCR扩增产物电泳照片

对 KM02 菌株的基因组 DNA 进行 PCR 扩增后，测序结果获得 1434bp 目的 DNA 片段。

将该序列提交到 NCBI 后，使用贝叶斯法构建 KM02 的系统发育树，依构建的分子系统树来看，所筛选 KM02 菌株所在的分支由 *Citrobacter* 属的种构成，KM02 菌株和 *Citrobactergilleni* 聚合构成一个小的分支，后验概率为 0.98，结果显示 KM02 这个菌种地位分类属于 *Citrobacter* 属，其与 *Citrobactergilleni* 亲缘关系非常接近。

5 结果与讨论

本研究通过初筛和复筛，获得对铜绿微囊藻有很好去除效果的一菌株，经分析鉴定确定为柠檬酸菌属的一种，添加菌液 72h 后溶藻效果达 83.7%，效果显著。同时溶藻试验还证明，初始菌液浓度越大，溶藻效果越好，达到最佳溶藻效果时间越短，此结果与彭超等 (2003) 的研究结果相同。对其溶藻方式进行研究分析，确定该菌株为分泌胞外物质进行间接溶藻 (刘晶等，2007)。本研究筛选的菌株，为扩大除藻菌的筛选范围提供参考，并可为水体水华治理以及开发新型的杀藻剂提供基础资料。

本研究仅是柠檬酸菌对铜绿微囊藻的溶藻效果，没有对其他引起水华的藻类进行试验研究，由于不同藻类、菌株的生理特性差异较大，是否对其他藻类具有溶藻效果需进一步验证。

本实验是在特定的条件下进行的，溶藻菌的溶藻特性在不同温度和 pH 条件下可能会表现出不同的溶藻效果 (沈琦等，2007)，本文并未对溶藻物质的热稳定性做深入研究。

本研究仅确定其通过分泌胞外物质进行溶藻，对其物质未做成分、结构性的分析。

在防治水华的过程中，微生物因其自身的种群多样性、生理生化类群多样性、生态功能多样性、遗传特征多样性等特点以及藻类间错综复杂的生态关系，在水华消长过程中有着非常重要的作用。利用溶藻菌的抑藻作用，使得水体保持良好的生态平衡，继而达到防治水华的目的，可以避免化学法带来的污染，是微生物防治水华的优越性。在利用微生物防治水华的同时，还应考虑溶藻菌的生态安全，避免水体生态系统失衡，防止溶藻菌带来水体的二次污染。

参考文献:

- [1] 赵传鹏, 浦跃朴, 尹立红. 溶藻细菌及其测定评价方法的研究进展 [J]. 东南大学学报 (医学版), 2005, 24 (3): 202-206.
- [2] 彭超, 吴刚, 席宇, 等. 3 株溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻效应 [J]. 环境科学研究, 2003, 16 (1).
- [3] 刘晶, 潘伟斌, 秦玉洁, 丘焱伦, 黄海伟. 两株溶藻细菌的分离鉴定及其溶藻特性 [J]. 环境科学与技术, 2007, 30 (2): 17-22.
- [4] 沈琦, 唐晨, 程凯, 廖明军, 赵以军. 一株溶藻细菌溶藻活性物质的性质 [J]. 环境科学与技术, 2007, 30 (6): 1-5.

Isolation, Screening and Identification of an Algae – lysing Bacterium

ZHANG Hong – ming¹, PU Lian – xian², ZHANG Sheng – hua³

(1. Yunnan Lilu Environment Construction Co., Ltd. Kunming Yunnan 650041, China)

Abstract: In this study, an algae – lysing bacterium was screened from landscape waterbody. The results showed that the algae – lysing effect improved with the increase of the concentration of the bacteria and the algae – lysing effect was caused by extra cellular substances secreted from this isolated bacterium. According to its physiological, biochemical and molecular characteristics, this strain of bacterium was identified as one of species of citric acid bacteria.

Key words: algae – lysing bacterium; screen; identify; citrobacter; effect of algae – lysing

《环境科学导刊》 征稿简则

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：ynhjkx@163.com；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、高原湖泊研究、生态环境保护、污染防治、污染治理技术、大气污染防治、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）》、“超星移动图书馆”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

气象条件对深圳近地面臭氧浓度的影响分析

梁永贤, 郑卓云, 徐光仪, 颜敏

(深圳市环境科学研究院, 广东 深圳 518001)

摘要:以深圳近地面臭氧浓度和气象条件为研究对象, 分析了深圳臭氧污染与气温、相对湿度、风速、气团轨迹等气象因素关系。结果表明, 深圳臭氧污染与气象要素密切相关, 一般在气温高于 24℃, 相对湿度在 55%~85%, 日平均风速低于 2m/s, 受到偏北气团影响时, 深圳易出现臭氧污染。

关键词:臭氧; 气温; 相对湿度; 风速; 气团; 深圳

中图分类号: X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0046-05

近年来, 深圳的二氧化硫、二氧化氮、颗粒物浓度总体在不断下降, 但臭氧浓度却持续处于较高污染水平。深圳市 $PM_{2.5}$ 浓度从 2006 年的 $62\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降至 2016 年的 $27\mu\text{g}/\text{m}^3$, 降幅高达 56%; 而臭氧浓度从 2006 年的 $33\mu\text{g}/\text{m}^3$ 快速上升至 2009 年的 $57\mu\text{g}/\text{m}^3$, 升幅高达 73%。臭氧逐渐成为深圳的首要污染物, 是制约深圳整体空气质量提升的决定因素。分析研究影响臭氧污染形成的条件, 对于控制臭氧污染具有重要的意义。

影响近地面臭氧浓度主要有 4 个因子: 气象条件、光化学反应、扩散和输送。气象条件对近地面臭氧浓度的影响非常重要, 是造成臭氧浓度昼夜变化、日际变化、季节变化、年际变化的主要原因。许多专家学者对此开展了大量研究, 并在影响臭氧浓度的局地光化学、区域臭氧积累与气象要素关系方面取得了一些结论, 发现气象要素对臭氧光化学过程的影响很大程度上取决于当地的气候特征和污染源排放规律。气象要素在空气污染物的形成、沉降、传输和扩散稀释中扮演着重要角色。局地气象条件如太阳辐射 (SR)、气温 (T)、相对湿度 (RH)、风速 (WS) 和风向 (WD) 等对臭氧及其前体物的浓度变化有重要影响^[1-8]。

本文选取 2015—2016 年深圳市臭氧浓度数据资料以及同步气象资料 (气温、相对湿度、风速、气团传输) 进行相关性分析, 以期找到气象因子与臭氧污染形成的内在联系。

1 气温与臭氧浓度的关系

臭氧是光化学作用的产物, 太阳光照强度和温度与其有直接关系。温度能较好地反应太阳光照的强度, 太阳光照越强, 地表气温也就越高。因此, 用近地面温度来分析臭氧浓度与之的关系。图 1 是深圳 2015—2016 年臭氧日最大 8h 平均值与平均气温的相关性。从图 1 可以看出, 臭氧浓度与气温相关性不强。按臭氧日最大 8h 平均值国家二级标准 ($160\mu\text{g}/\text{m}^3$) 评价, 一般在气温高于 24℃ 时, 易出现臭氧污染。

2 相对湿度与臭氧浓度的关系

图 2 为 2015—2016 年臭氧日最大 8h 平均值与平均相对湿度的关系图。从图上可以看出, 臭氧浓度与相对湿度有明显的负相关性, 即随着湿度的增加, 臭氧日最大 8h 平均值降低。按臭氧日最大 8h 平均值国家二级标准 ($160\mu\text{g}/\text{m}^3$) 评价, 相对湿度在 55%~85% 时, 易出现臭氧浓度高值。

3 风速与臭氧浓度的关系

图 3 是臭氧日最大 8h 平均值与平均风速的相关性。臭氧的生成是一个二次反应的过程。既受本区域内自身排放源的影响, 又受其他区域污染物通过大气输送通道输送的影响。可以看出, 随着风速的增大, 臭氧高值出现的频率越少, 说明大风不利于臭氧前体污染物的积累, 不利于臭氧的生成。从图 2 可知, 按臭氧日最大 8h 平均值国家二级标准 ($160\mu\text{g}/\text{m}^3$) 评价, 一般日平均风速低于 2m/s 的静小风, 易出现臭氧浓度超标。

4 气团传输对臭氧浓度的影响

深圳臭氧浓度高低的影响因素除了局地影响外, 区域的远距离输送作用也十分重要。本文利用后向轨迹分析方法反演分析大气输送情况, 来讨论

收稿日期: 2017-08-22

基金项目: 深圳市环境科技计划项目 (2015-2016)。

作者简介: 梁永贤 (1981-), 男, 高级工程师, 硕士, 主要从事大气环境模拟与大气污染控制研究工作。

本地和其他区域对深圳臭氧生成的贡献。

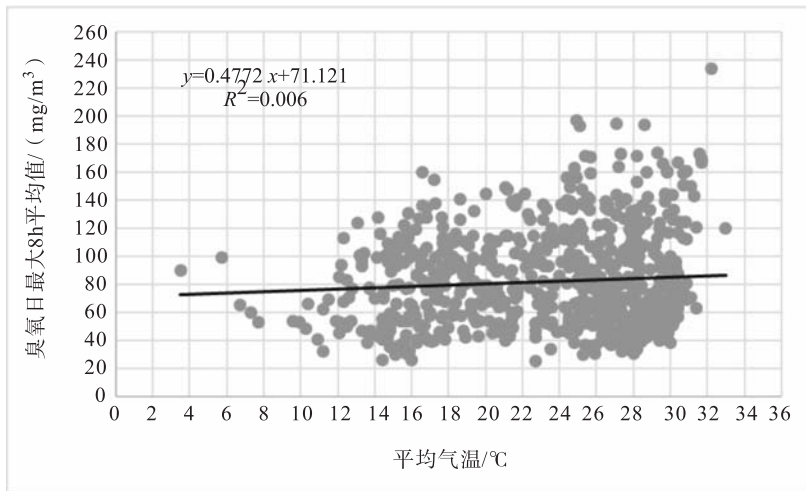


图1 2015—2016年臭氧日最大8h平均值与平均气温的关系

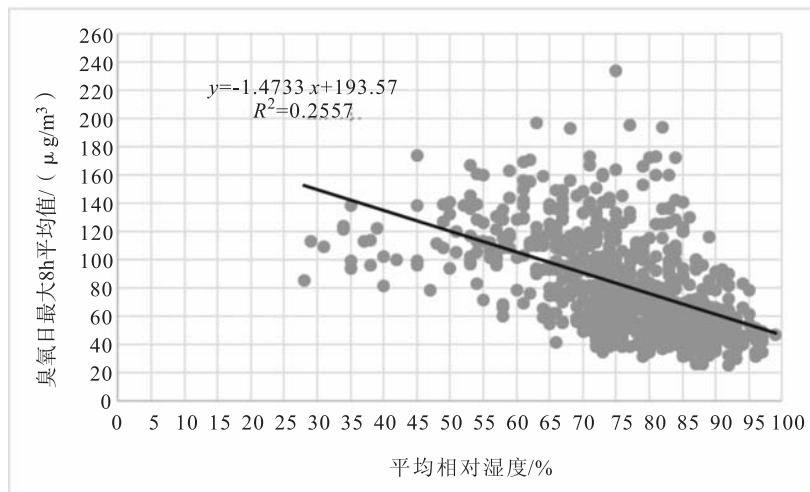


图2 2015—2016年臭氧日最大8h平均值与平均相对湿度的关系

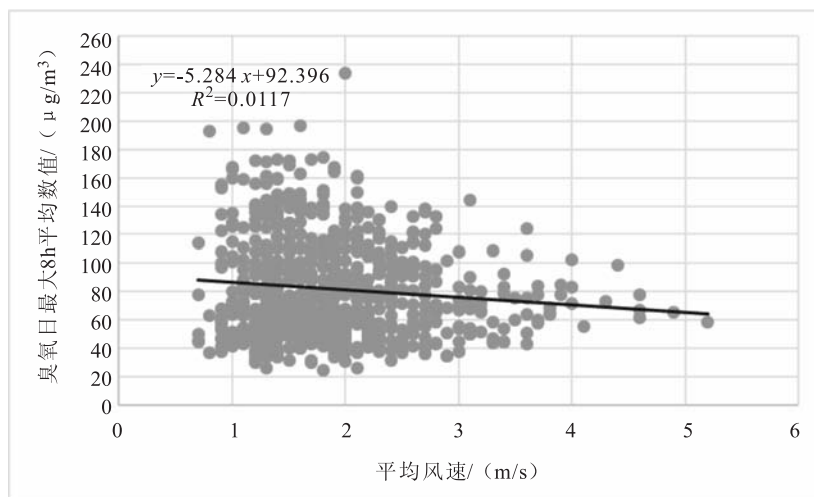


图3 2015—2016年臭氧日最大8h平均值与平均风速的关系

表1是2015—2016年臭氧超标统计及对应的气象条件。图4为臭氧超标日每日上午8:00到达深圳离地面100m高气团过去72h的后向轨迹。从

图4轨迹分布特点可以看出影响深圳臭氧超标的气团轨迹主要有两类：①区域影响型，在偏北气流影响下，深圳上风向地区排放的高臭氧及其前体物浓

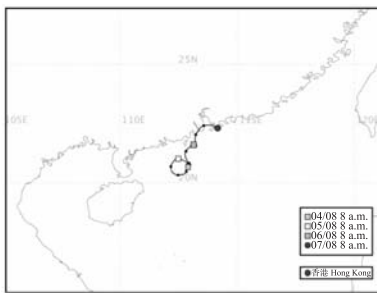
度的气团对深圳臭氧浓度高值有显著贡献，典型的有2015年8月24日、2015年9月29日、2015年10月13日—16日、2016年3月28日等；②局地影响型，主要受偏东或偏南气团影响，气团轨迹移动缓慢，主要受珠三角局地污染排放的影响，典型的有2015年8月7日、2016年8月6日、2016年

8月27日、2016年11月15日等。

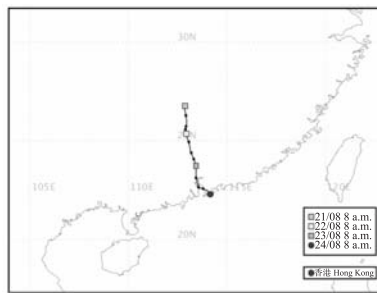
从2015年和2016年22d臭氧超标的气团轨迹分类看，区域影响型共有15d，占比68.2%，局地影响型共有7d，占比31.8%。因此，总体来说，深圳出现臭氧超标，一般都会受到偏北气团的影响，是本地污染和区域传输共同作用的结果。

表1 2015—2016年臭氧超标统计

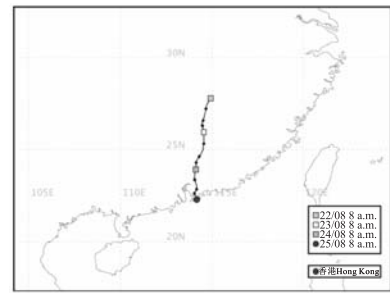
日期	平均气温/℃	平均相对湿度/%	平均风速/(m/s)	平均能见度/km	臭氧日最大8h平均值
2015年8月7日	31.7	61	1.5	16	169
2015年8月24日	31.7	53	1		167
2015年8月25日	30.9	54	2.1	13	161
2015年9月29日	29.3	45	1.8	14	174
2015年10月13日	24.8	59	1.6	15.3	163
2015年10月14日	24.9	63	1.6	11	197
2015年10月15日	25.1	68	0.8	8	193
2015年10月16日	25.7	62	1.3	9.7	171
2016年3月28日	16.6	55	2.1	15.61	160
2016年5月24日	27.3	81	1.4	5.68	173
2016年7月8日	31.6	71	1.7	20.5	173
2016年7月9日	32.2	75	2	10.47	234
2016年7月31日	29.8	73	1.3	16.4	161
2016年8月1日	30.4	71	1.9	16.18	167
2016年8月6日	29.8	83	1.4	24.38	160
2016年8月23日	29.6	79	1	16.8	166
2016年8月27日	28.7	81	1	15.69	160
2016年8月30日	27.1	77	1.1	12.93	195
2016年9月21日	27.2	75	1.9	10.48	164
2016年9月25日	28.2	80	1.5	10.01	172
2016年9月26日	28.6	82	1.3	6.36	194
2016年11月15日	25.4	84	1.2	4.92	172



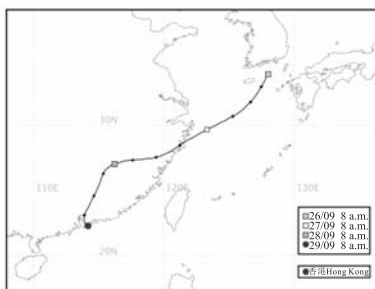
2015年8月7日 (局地影响型)



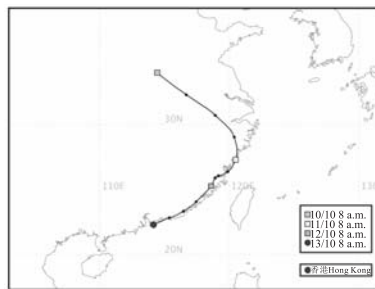
2015年8月24日 (区域影响型)



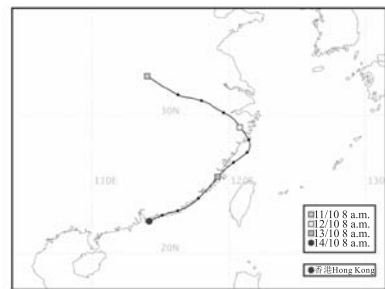
2015年8月25日 (区域影响型)



2015年9月29日 (区域影响型)



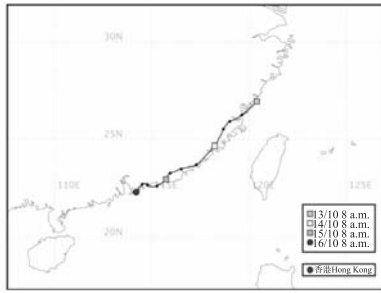
2015年10月13日 (区域影响型)



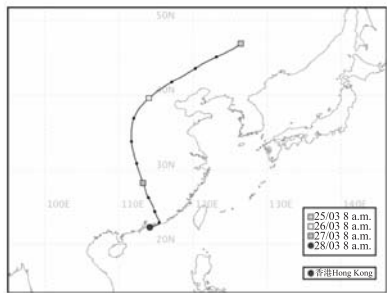
2015年10月14日 (区域影响型)



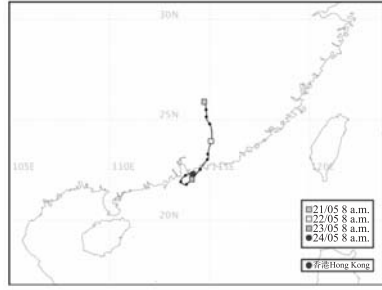
2015年10月15日 (区域影响型)



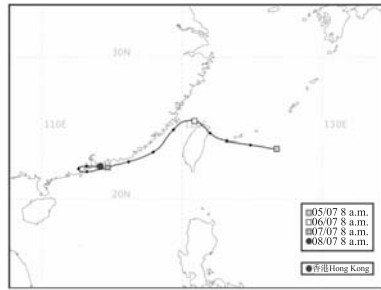
2015年10月16日 (区域影响型)



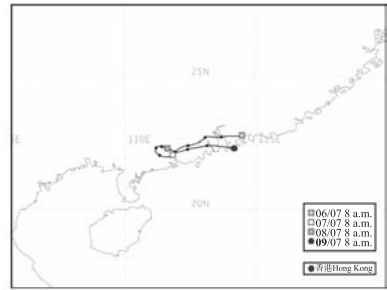
2016年3月28日 (区域影响型)



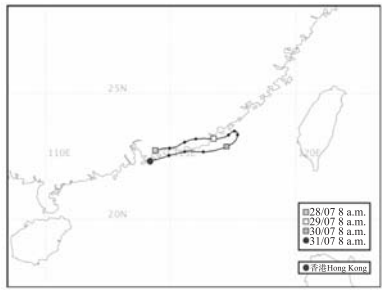
2016年5月24日 (区域影响型)



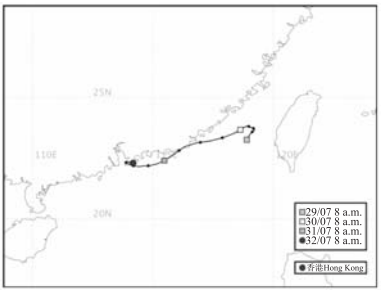
2016年7月8日 (区域影响型)



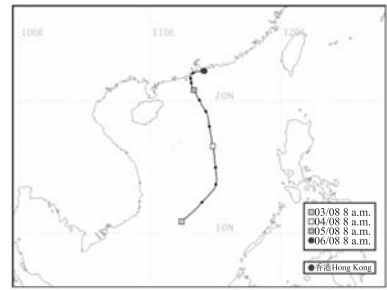
2016年7月9日 (局地影响型)



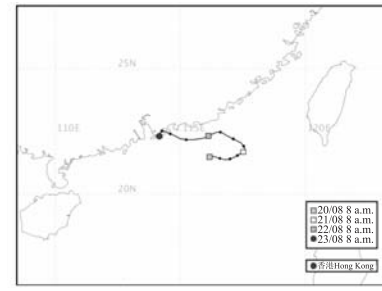
2016年7月31日 (局地影响型)



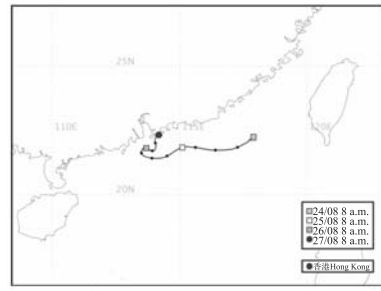
2016年8月1日 (区域影响型)



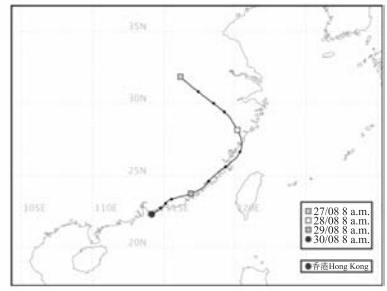
2016年8月6日 (局地影响型)



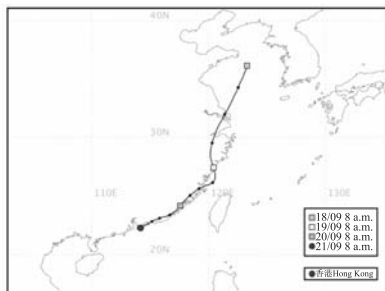
2016年8月23日 (局地影响型)



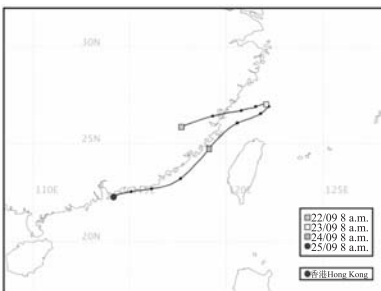
2016年8月27日 (局地影响型)



2016年8月30日 (区域影响型)



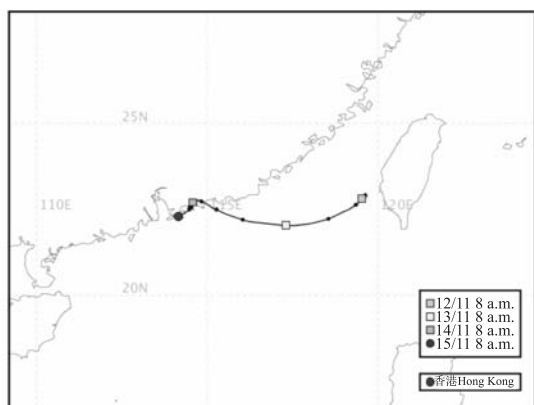
2016年9月21日 (区域影响型)



2016年9月25日 (区域影响型)



2016年9月26日 (区域影响型)



2016年11月15日(局地影响型)

图4 2015—2016年深圳臭氧超标日的72小时向后轨迹图

5 结论

(1) 通过比较气温与臭氧浓度的关系,发现一般在气温高于 24°C ,易出现臭氧污染。

(2) 相对湿度与臭氧浓度有一定的负相关性,相对湿度在 $55\% \sim 85\%$ 时,易出现臭氧浓度高值。

(3) 风速大不利于臭氧累积和生成,通过比较,发现一般日平均风速低于 2m/s 的静小风,易出现臭氧浓度超标。

(4) 污染气团的来源对臭氧污染有重要的影响,通过气团后向轨迹分析发现,深圳出现臭氧超标,一般都会受到偏北气团的影响,是本地污染和

区域传输共同作用的结果。

参考文献:

- [1] 单文坡, 殷永泉, 杜世勇, 等. 夏季城市大气 O_3 浓度影响因素及其相关关系 [J]. 环境科学, 2006, 27 (7): 1276 - 1281.
- [2] Danalatos, D., Glavas, S. Diurnal and seasonal variations of surface in a Mediterranean coastal site, Patras, Greece [J]. science of the Total Environment, 1996 (177): 291 - 301.
- [3] Chatterton T, Doring S, Lovett A, et al. Air quality in Norwich, LTK; multi - scale modeling to assess the significance of city, county and regional pollution sources [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2000 (65): 425 - 433.
- [4] Lehman J, Swinton K, Bortnick S, et al. Spatio - temporal characterization of tropospheric ozone across the eastern United States [J]. Atmospheric Environment, 2004 (38): 4357 - 4369.
- [5] 朱帅, 马建中, 王堰, 等. 长江三角洲地区春季臭氧异常高值的数值模拟研究 [J]. 环境科学研究, 2006, 19 (6): 1 - 8.
- [6] Saito S, Nagao I, Tanaka H. Relationship of NO_x and NMHC to photochemical O_3 production in a coastal and metropolitan area of Japan [J]. Atmospheric Environment, 2002(36): 1277 - 1286.
- [7] Chou C C K, Liu S C, Lin C Y, et al. The trend of surface ozone in Taipei, Taiwan, and its causes: Implications for ozone control strategies [J]. Atmospheric Environment, 2006 (40): 3898 - 3908.
- [8] 谈建国, 陆国良, 耿福海, 等. 上海夏季近地面臭氧浓度及其相关气象因子的分析和预报 [J]. 热带气象学报, 2007, 23 (5): 515 - 519.

Analysis of the Influence of Meteorological Conditions on Ground - surface Ozone Concentration in Shenzhen

LIANG Yong - xian, ZHENG Zhuo - yun, XU Guang - yi, YAN Min

(Shenzhen Academy of Environmental Science, Shenzhen Guangdong 518001, China)

Abstract: In this paper, the ozone concentration and meteorological conditions in Shenzhen were studied. The relationships between ozone pollution, air temperature, relative humidity, wind speed and air mass trajectory were examined. The results showed that the ozone pollution in Shenzhen was closely related to the weather elements, in general, when temperature was higher than 24°C , relative humidity was $55\% \sim 85\%$, the average daily wind speed was less than 2m/s , and the air mass was from north, Shenzhen was prone to ozone Pollution.

Key words: ozone; temperature; relative humidity; wind speed; air mass; Shenzhen

云南景洪 2016 年大气 O₃ 特征研究

邓 聪, 杨善党, 曾新宇, 王 健, 向 峰, 尚 昀

(云南省环境监测中心站, 云南 昆明 650034)

摘 要: 以云南省景洪市大气 O₃ 为研究对象, 分析了其质量浓度的时空分布特征及气象影响情况。结果表明, 景洪 O₃ 质量浓度日变化呈现单峰特征, 每天下午 15 点前后浓度达到最高值, 8h 最大浓度超标天数达 51d, 集中在天气干燥的 3—5 月份, 且云南高原地区紫外线照射强烈存在典型的大气光化学生成臭氧现象。相关性研究表明, 该地区 O₃ 浓度变化与紫外辐射强度及 NO₂ 的相关性较好。

关键词: O₃ 特征; 时空发布; 气象影响; 相关性; 景洪

中图分类号: X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0051-05

臭氧污染已成为我国城市空气污染的主要问题之一。2016 年云南省平均优良天数比例为 98.3%, 出现轻度及以上污染天气累计 101d, 其中轻度污染 98d, 中度污染 3d。首要污染物以细颗粒物为主, 占 77.2%; 其次就是臭氧, 占 18.8%。人类活动排放的 NO_x 和挥发性有机物引起的大气光化学反应是导致近地面臭氧污染的重要原因^[1-11]。紫外线照射是其中至关重要的反应条件。

西双版纳景洪市是以旅游和农业为主的, 与省内其他州市相比工业化程度不算高, 人口也少, 按理应该空气质量名列前茅, 但 2015 年出现了 11d 的以臭氧为首要污染物的空气污染, 严重影响了景洪市空气质量和人体健康。因此有必要对景洪的臭氧污染进行研究。本研究采用 2016 年云南省西双版纳城市的 O₃ 的连续在线观测数据和文献中查询的太阳紫外辐射的相关资料, 分析了 O₃ 污染分布规律与太阳紫外辐射等气象参数和污染因子的相关性, 为科学掌握景洪臭氧污染规律, 有效防治臭氧污染提供相应的支持。

1 实验部分

本研究中, 在景洪市设置了 2 个大气臭氧采样点, 采样点离地 3m 以上, 观测时间为 2016 年 1 月 1 日—12 月 31 日。主要观测仪器采用美国热电公司生产的 49i 型紫外光度法 O₃ 分析仪, 最低检测限 1.0 μg/m³; 42i 型化学发光法 NO - NO₂ - NO_x 分析仪, 最低检测限 1.0 μg/m³。两台仪器均为每天连续 24h 采样监测, 每 5min 记录 1 次数据, 每隔 15d 都进行气体流量校正及目标物标定 1 次。O₃ 分析仪采用仪器自带的 O₃ 发生器进行标定, 数

据处理采用 Microsoft Excel 及 Origin 软件, 剔除因仪器维护和标定、设备故障等原因造成的异常值后, 对 5min 数据进行算术平均, 得到小时均值, 在此基础上计算 8h 最大日均值、月均值、季均值和年均值等。环境质量标准中的表一其他污染物浓度来自与臭氧同点位的空气自动站数据, 太阳紫外辐射等资料均来自文献查询。风速等气象参数由云南省气象局提供。

2 结果与讨论

2.1 景洪市臭氧浓度日变化特征

对 2016 年景洪市两个监测点臭氧浓度小时浓度数据进行平均, 发现臭氧平均浓度从 0 点到 24 点时段在 8.80 ~ 69.97 μg/m³, 浓度分布呈现单峰的特点, 最高浓度出现在 15 点, 极值浓度为 69.97 μg/m³, 最低浓度出现在早晨 8 点, 浓度为 8.80 μg/m³。如图 1 所示, 臭氧浓度每天从 9 点开始逐渐上升, 在 15 点达到最大值, 之后浓度开始下降, 缺乏紫外线照射的夜间臭氧浓度较低, 尤其是 0—6 点, 浓度平均仅为 13.50 μg/m³ 左右。

全天在 10 μg/m³ 以下的有 2 个时段, 占比 8.4%, 即 7:00—9:00 时段; 10 ~ 20 μg/m³ 有 11 个时段, 占比 45.8%, 即 21:00—次日 7:00, 9:00—10:00 时段; 臭氧浓度在 20 ~ 50 μg/m³ 有 5 个时段, 占比 20.8%, 即 10:00—12:00, 19:00—21:00 时段。浓度在 50 ~ 60 μg/m³ 的时段占比 25.0%, 即 12:00—19:00 时段。15 点臭氧达到最高浓度, 与一天中太阳紫外线辐射强度变化趋势极为相似, 由此判断大气臭氧浓度的变化与紫外线强度密切相关。图 2 给出了云南地区典型的太阳紫外辐射强度日变化特征图, 可以看出, 不同区域每天

的太阳紫外辐射均出现单峰值变化情况，且最强辐射时间出现在中午 13:00—14:00 时段，远高于早晨和傍晚。紫外辐射强度变化特征趋势与臭氧浓度

变化特征很相似，不同的是臭氧浓度最大值出现在下午 15:00 左右，峰值稍晚于紫外辐射高峰值，也说明臭氧具有逐渐积累形成的特征。

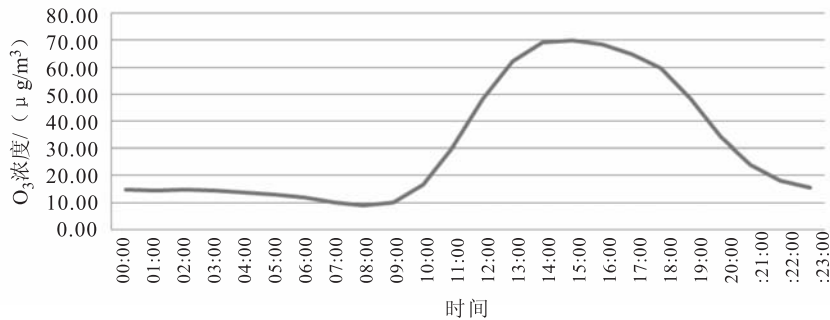


图1 景洪市臭氧浓度日变化特征图

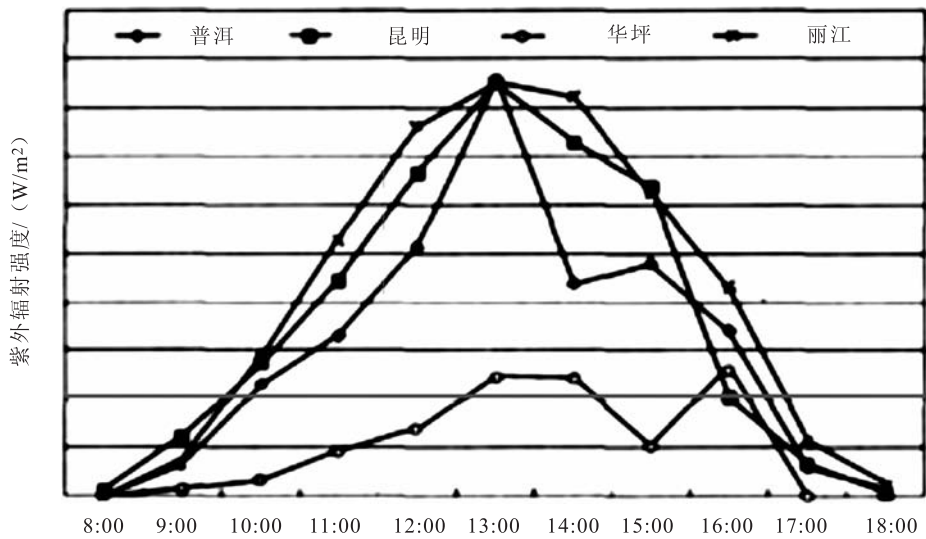


图2 云南地区紫外辐射强度日变化特征图

2.2 日最大 8h 浓度变化规律

景洪市 16 个城市臭氧日均浓度为 $61\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最高为 $152\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最低为 $14\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。一级天数 314d，约占全年天数的 86%；二级天数 51d，约占全年总天数的 14%。二级天数全年集中分布在 3 月 6 日—5 月 12 日，最高出现在 4 月 16 日，临近轻度污染。其中 3 月 20d 达二级标准天数，4 月 23d，5 月 8d。

2.3 月最大 8h 浓度变化规律

如图 3 所示，臭氧浓度月变化最低值出现在 7 月，浓度仅为 $29.23\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最高浓度出现在 4 月，浓度为 $113.73\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。臭氧浓度从 1 月开始持续上升至 4 月达到最高点，月递增率约为 $15.5\mu\text{g}/\text{月}$ ，然后由于雨季的来临浓度急剧下降，7 月达到最低点，4—7 月的递减率约为 $21\mu\text{g}/\text{月}$ ，8—12 月在低浓度范围内逐渐上升，递增率约为 $4.4\mu\text{g}/\text{月}$ 。全

年月最大 8h 浓度在 $20\sim 30\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的仅有 7 月 1 个月，占全年总月份的 8.3%； $40\sim 50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 有 6 月、8 月、9 月共 3 个月，占全年总月份的 25%； $50\sim 60\mu\text{g}/\text{m}^3$ 有 1、10、11、12 共 4 个月，占全年总月份的 33.5%； $60\sim 70\mu\text{g}/\text{m}^3$ 仅有 2 月份 1 个月，占全年总月份的 8.3%； $70\sim 80\mu\text{g}/\text{m}^3$ 有 5 月份 1 个月，占全年总月份的 8.3%； $90\sim 100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 有 3 月份 1 个月，占全年总月份的 8.3%；超过 $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的只有 4 月份 1 个月，占全年总月份的 8.3%。从月份变化看，臭氧浓度变化与云南地区典型的干季和湿季关系密切。

图 4 给出了云南地区紫外辐射强度月季变化特征图^[12]。从图中可以看出，云南省太阳紫外辐射强度在 2—3 月份达到最大值，即干季紫外辐射最强，7—8 月雨量充沛的季节紫外辐射较弱，说明在干季紫外辐射强度要高于湿季，与臭氧月季变化

趋势也较为相似。景洪市地处高原，紫外辐射强烈，存在明显的旱季和雨季，且干季时间较长，易造成此季节的臭氧高浓度长时间的持续。

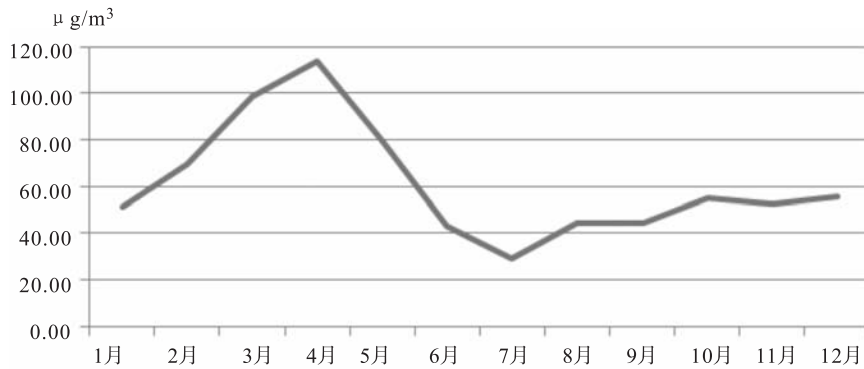


图3 景洪市臭氧最大8h浓度变化规律

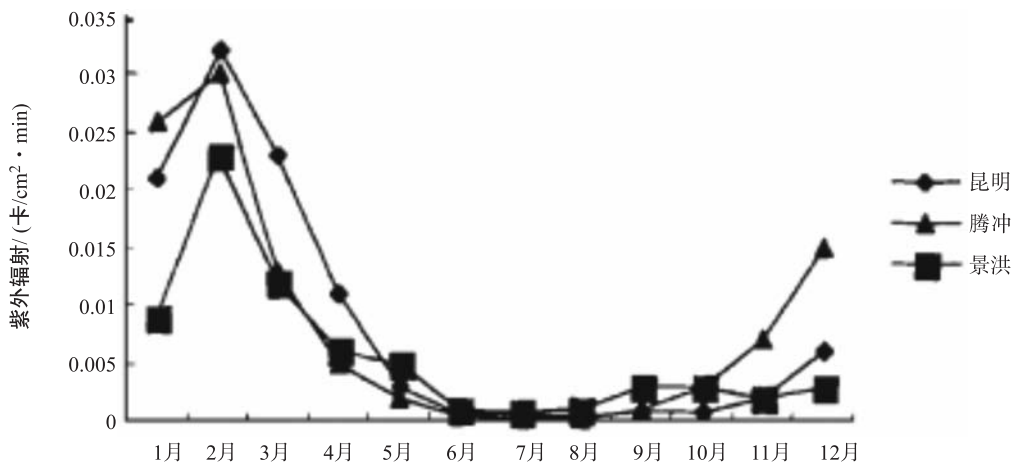


图4 云南地区紫外辐射强度月季变化特征图

2.4 季最大8h变化规律

景洪市春夏秋冬四季臭氧浓度变化如图5所示。臭氧最低浓度 39.37 μg/m³ 出现在夏季，最高 78.70 μg/m³ 出现在春季。这与云南省太阳紫外辐射季节变化趋势较为符合，即在辐射强度较高的季节臭氧浓度同样升高。

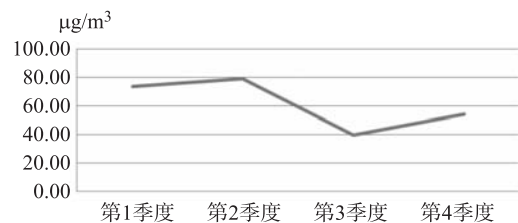


图5 季最大8h变化规律

表1 月辐射总量

1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
6137	7635	7367	7092	7225	4581	4088	4920	6351	5847	4751	5058

3 相关性分析

对流层 O₃ 与 NO 和 NO₂ 的相互关系可简要概括为：人类活动排放的 NO_x，进入对流层大气中，在太阳光照射下，生成原子氧和 NO，原子氧和 O₂ 结

合生成 O₃，同时大气中的 VOCs 和 CO 等还原态物质迅速消耗 NO，O₃ 与 NO 和 NO₂ 处于动态平衡^[11]。气象条件是影响近地面 O₃ 浓度的最主要因素之一，是造成 O₃ 浓度昼夜变化、日际变化、季节变

化、年际变化的主要原因。大气光化学反应能量来源于太阳辐射中的紫外线，因此臭氧浓度一般在紫外线充足的晴好天气下的白昼较高。采用 Pearson 相关分析法，进一步分析臭氧与温度、气压、湿度、风速、气象参数的相关性，以及与 SO₂、NO₂、PM_{2.5}、CO、PM_{2.5} 的相关性。表 1 ~ 表 4 给出了景洪市大气 O₃ 浓度紫外辐射强度，气象参数及其他大气污染物浓度的相关性分析数据。从表 2 可以看出，臭氧浓度与紫外辐射强度的相关性达到了 0.84，两者具有非常好的相关性，表明两者之间有着密切的

关系，从机理可以看出强烈的紫外辐射强度是对流层臭氧生成的关键气象因素。表 3 中与其他气象参数相关性的研究表明，臭氧与其他气象指标相关性较差。而表 4 显示出臭氧与 NO₂ 相关性较好，表明景洪地区 NO₂ 的排放会影响臭氧的生成。

表 2 景洪市臭氧与辐射总量相关性统计

	臭氧	辐射总量
臭氧	1	
辐射总量	0.84	1

表 3 景洪市大气臭氧与气象参数相关性分析

	气压	温度	湿度	风速	臭氧
气压	1				
温度	-0.67846	1			
湿度	0.201443	-0.64852	1		
风速	-0.19488	0.427444	-0.53251	1	
臭氧	-0.04184	-0.14483	-0.01574	-0.17861	1

表 4 景洪市大气污染物之间相关性分析

西双版纳	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	CO	O ₃	PM _{2.5}
SO ₂	1.00	0.30	0.37	0.30	0.27	0.43
NO ₂		1.00	0.91	0.79	0.75	0.86
PM ₁₀			1.00	0.76	0.84	0.95
CO				1.00	0.52	0.74
O ₃					1.00	0.75
PM _{2.5}						1.00

4 结论

(1) 2016 年景洪市臭氧 8h 最大浓度超标现象频繁，存在严重的臭氧污染现象。

(2) 景洪市臭氧浓度春季最高，夏季最低，与太阳辐射强度变化趋势一致，表明太阳辐射强度是该地区臭氧生成的关键影响因素。

(3) 从相关性看，景洪市臭氧与紫外辐射和 NO₂ 浓度变化的相关性较好，表明以大气光化学反应生成臭氧的特征较为明显。

参考文献:

[1] Atkinson, R. Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x [J]. Atmospheric Environment, 2000, 34 (12-14): 2063-2101.
 [2] Wang X., Shen Z., Cao J., Zhang L., Liu L., Li J., Liu S., Sun Y. Characteristics of surface ozone at an urban site of Xi'an in Northwest China [J]. Journal of Environmental Monitoring, 2012 (14): 116-126.
 [3] K. S. Lam, T. J. Wang, C. L. Wu, Y. S. Li. Study on an ozone episode in hot season in Hong Kong and transboundary air pollution over Pearl River Delta region of China [J]. Atmospheric En-

vironment, 2005 (39): 1967-77.

[4] C. Duenas, M. C. Fernandez, S. Canete, J. Carretero., E. Liger. Assessment of ozone variations and meteorological effects in an urban area in the Mediterranean Coast [J]. Science of the Total Environment, 2002 (299): 97-113.
 [7] 安俊琳, 王跃思, 李昕, 等. 北京大气中 NO、NO₂ 和 O₃ 浓度变化的相关性分析 [J]. 环境科学, 2007, 28 (4): 706-711.
 [8] 贾龙, 葛茂发, 徐永福, 等. 大气臭氧化学研究进展 [J]. 化学进展, 2006, 18 (11): 1565-1574.
 [9] 姚青, 樊文雁, 黄鹤, 等. 天津夏季地面 O₃ 浓度变化规律与影响因素 [J]. 生态环境学报, 2009, 18 (1): 12-16.
 [10] 韩素芹, 黄岁樑, 边海, 等. 天津市秋季臭氧浓度影响因素及相关关系研究 [J]. 环境污染与防治, 2007, 29 (12): 893-895.
 [11] 邓聪. 云南省 16 个城市主城区大气 O₃ 污染特征研究 [J]. 环境科学导刊, 2017 (1): 36-41.
 [12] 刘滔, 李云苍, 刘群生, 等. 云南省太阳紫外辐射研究 [J]. 云南师范大学学报 (自然科学版), 2001 (6): 37-42.
 [13] 周平, 陈宗瑜. 云南高原紫外辐射强度变化时空特征分析

[J]. 自然资源学报, 2008, 23 (3): 487 - 493.

Research on Characteristics of Ozone in Air of Jinghong in 2016

DENG Cong, YANG Shan - dang, ZENG Xin - yu, WANG Jian, XIANG Feng, SHANG Yun
(Yunnan Environmental Monitoring Center, Kunming Yunnan 650034, China)

Abstract: The temporal and spatial distribution of mass concentration of ozone in air in Jinghong was examined as well as the meteorological factors. The results showed that a single daily peak emerged around 3pm in the afternoon. The days of 8h maximal concentration that was over the national standard were 51 days. All of them were observed during the dry season between March and May. Furthermore, ozone phenomenon was formed by air solar photochemistry due to the strong ultraviolet irradiation in plateau area. The research also indicated that the changes of ozone concentration were highly correlated with ultraviolet irradiation and NO₂.

Key words: ozone characteristics; temporal and spatial distribution; meteorological impact; correlation; Jinghong

腐殖酸对铅污染土壤理化性质的影响

武瑞平, 薛金辉, 王莹

(吕梁学院化学化工系, 山西 吕梁 033001)

摘要: 通过盆栽试验, 研究不同铅污染水平下, 不同腐殖酸施用量对土壤理化性质、重金属吸收特性的影响。结果表明: 腐殖酸能有效改善土壤质量, 提高土壤有机质含量, 为土壤提供养分来源, 在 1000 mg/kg 高浓度铅污染水平下, 施用 2.00% 的腐殖酸, 土壤有机质含量较对照增加最大达 836%。腐殖酸能有效降低铅在土壤中的迁移、转化和生物毒性, 随着腐殖酸施用量的增加, 土壤中铅去除率最大可以达到 15%; 主要是通过调节土壤 pH 值和有机质含量来抑制铅的生物有效性, 其中土壤 pH 值占主导因子。腐殖酸可以抑制土壤中铅向植物的转运, 减少铅在油菜中的积累。

关键词: 腐殖酸; 风化煤; 铅污染; 土壤治理; 理化性质

中图分类号: X131.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0056-06

外源重金属进入土壤后, 被植物通过根系代谢吸收, 重金属进入植物体内后大部分残留在根部, 还有一部分随着植物蒸腾作用向地上部分迁移, 甚至累积在植物的茎叶和籽实部分, 并通过食物链在动物体内富集进一步危及人类的健康^[1]。植物对铅的吸收与积累, 与环境中铅的浓度、土壤条件、植物的叶片大小和形状等有关^[2-3]。

腐殖酸是动、植物残体腐烂分解的产物, 是一种天然大分子有机物, 其分子内含有大量羧基、羰基、醇羟基和酚羟基等多种活性官能团, 具有良好的生理活性和吸收、络合、交换等功能^[4-5], 施用到土壤中对土壤的多种理化性质有较大的影响, 并能够和土壤中重金属发生各种形式的结合, 从而影响重金属在土壤环境中的形态转化、移动性和生物

有效性。从风化煤中提取的腐殖酸同土壤有机质中天然存在的腐殖酸结构和性质相似, 我国的风化煤资源非常丰富。目前利用风化煤中腐殖酸进行土壤改良的研究较少, 且对土壤的改良作用尚不清楚。

本研究通过温室盆栽试验, 研究了不同水平铅污染土壤中施用腐殖酸后土壤基本理化性质和土壤以及植物中重金属铅含量的变化, 以期腐殖酸在重金属污染土壤修复作用中的合理利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为山西吕梁黄土状母质上发育的石灰性褐土。自然风干后, 过 2 mm 筛备用。土壤基本理化性质如表 1 所示。

表 1 土壤基本理化性质

pH (H ₂ O)	有机质 OM/ %	总氮 Total N/ (g/kg)	速效磷 Available P / (mg/kg)	速效钾 Available K / (mg/kg)	阳离子交换量 CEC/ (cmol/kg)	铅 Pb/ (mg/kg)
8.65	0.36	0.16	1.45	89.9	5.19	未检出

供试腐殖酸选用山西煤矿产的风化煤粉, 含水量 10.0%, 腐殖酸 25.1%, pH6.54, 有机质 91.9%, 全氮 5.58 g/kg, 速效磷痕量, 速效钾 22.60mg/kg, Pb

未检出。

供试植物为油菜。

1.2 实验设计

采用双因素随机组合设计。分别设置 4 个铅污染水平: 0 mg/kg、250 mg/kg、500 mg/kg、1000 mg/kg, 按表 2 实验方案中设置的腐殖酸含量施用风化煤粉。共 16 个处理组合, 各处理 3 次重复。

收稿日期: 2017-09-17

基金项目: 校内青年基金项目 (ZRQN201601); 山西省教育厅: 应用型化工类专业无机化学课程改革研究 (J2017125)。

作者简介: 武瑞平 (1982-), 女, 山西省吕梁市人, 硕士研究生, 助教, 主要研究方向为环境污染治理, 固体废弃物资源化。

采用塑料盆进行室内土培实验，每盆盛过筛的风干土 5 kg，根据盆栽植物对养分的需求分别加入尿素 4.5 g、磷酸二氢钾 2.0 g 和有有机肥 66.5 g 作为底肥，并充分混匀。用分析纯的硝酸铅制备不同浓度铅污染土壤，充分混匀后在室温下培养 7d，

随后加入腐殖酸，混匀后直接播种，发芽出苗后每盆留 5 株，植株培养 30 d 后收获。在此期间每天通过重量法向土壤补给水分以保证含水量达到田间降水量的 60%（该地区年平均有效降雨量约为 450 mm，40% 水分地表径流）。

表 2 实验方案

序号	腐殖酸质量百分含量/%	风干土/kg	风化石施用量/g
1	0.00	5	0.00
2	0.50	5	111.63
3	1.00	5	223.26
4	2.00	5	446.52

1.3 样品的采集与处理

盆栽土壤风干后，磨碎，过筛，备用。

植株分地上部和根系两部分取样，地上部、根系部用自来水洗干净后再用蒸馏水冲洗两遍，晾干。在 105 °C 下杀青 0.5 h，70 ~ 80 °C 恒温烘干至恒重，粉碎过 40 目筛备用。

1.4 试验方法和数据分析

采用电位法（水土比为 2.5:1）测定土壤 pH 值^[6]；重铬酸钾容量（外加热）法测定土壤有机质^[7]；半微量凯氏法测定土壤全氮^[7]；碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定土壤速效磷^[7]；火焰光度计法测定土壤速效钾^[7]；盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸消煮，用岛津 AA-6800 型原子吸收分光光度计测定土壤重金属 Pb 的含量^[6]；HNO₃-HClO₄ 混合酸消煮浸提，用岛津 AA-6800 型原子吸收分光光度计测定植株重金属 Pb 的含量^[7]。

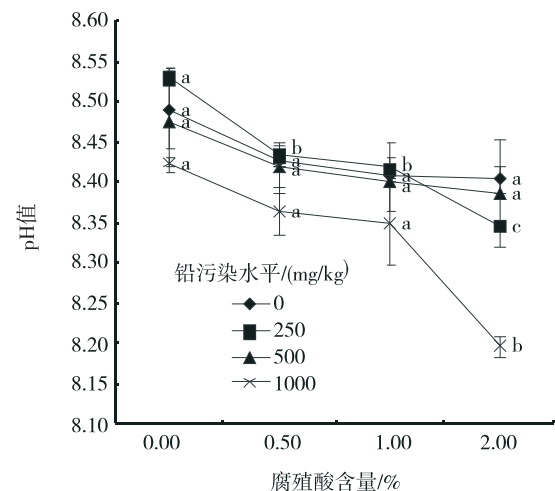
采用 Excel2007 和 SPSS13.0 对数据进行方差分析和多重比较。

2 结果与讨论

2.1 腐殖酸对土壤 pH 值的影响

土壤酸碱度是土壤重要的基本性质之一。土壤酸碱度对土壤中养分存在的形态和有效性，对土壤的理化性质、植物生长发育及微生物活动都有很大的影响。不同腐殖酸施用量对土壤 pH 值的影响如图 1 所示。由图 1 可知，施用腐殖酸一定程度上降低了土壤的 pH 值，这是因为腐殖酸本身就是酸性物质，可以调节土壤酸碱度；同时腐殖酸促进了土壤中微生物的活性^[8]，微生物在维持自身生命活动的同时不断向周围环境释放 CO₂，并且分泌一些有机酸类物质，所以土壤的 pH 值会降低。在 250 mg/kg 低浓度和 1000 mg/kg 高浓度铅污染水平下，土壤 pH 值均随着腐殖酸

施用量的增加而显著降低 ($P < 0.05$)。



注：用LSD法进行多重比较。同一曲线中标有不同小写字母者表示各组间差异显著($P < 0.05$)；标有相同小写字母者表示各组间差异不显著($P > 0.05$)，下同。

图 1 腐殖酸对土壤 pH 值的影响

2.2 腐殖酸对土壤有机质的影响

土壤有机物质不仅能为作物提供所需的各种营养元素，同时对土壤物理、化学和生物学性质有着深刻影响，其中的腐殖质具有络合作用，有助于消除土壤的污染^[9]。同时，也有研究表明，土壤重金属铅污染对其有机质的形成产生不利影响^[10]。由图 2 可知，在不同浓度铅污染土壤中施用腐殖酸，土壤有机质含量均随腐殖酸施用量的增加而显著升高 ($P < 0.05$)。在未施用腐殖酸时，土壤中有机质的含量随着铅污染水平的增加而递减，说明重金属铅对土壤有机质的形成有不利影响，这与 You X H 等人的研究结果^[10]是一致的。在高浓度铅污染水平下，施用 2.00% 的腐殖酸，土壤有机质含量较对照（腐殖酸施用量 0.00%）增加最大达 836%。可见，在土壤中微生物的分解转化作用

下，腐殖酸的施用有效提高了土壤有机质的含量，为土壤提供了丰富的养分来源。

2.3 腐殖酸对土壤全氮的影响

土壤中氮素是成土过程中由于生物作用而积累的，绝大部分呈有机态，故氮素含量的高低与有机碳的多少密切相关^[11]。由图3可知不同腐殖酸施用量对土壤全氮的影响，在各浓度的铅污染土壤中施用腐殖酸，随着腐殖酸施用量的增加，土壤全氮含量不断增加。对一般耕地土壤而言，土壤全氮含量与有机质呈正相关。腐殖酸的施用有效提高了土壤有机质的含量，同时风化煤中本身含有丰富的氮素，所以风化煤腐殖酸的施用提高了土壤全氮的含量。在未受铅污染和低浓度铅污染的土壤中施用1.00%腐殖酸时，土壤全氮的含量较对照（腐殖酸施用量0.00%）显著增加（ $P < 0.05$ ），而500 mg/kg中等浓度和高浓度的铅污染土壤在施用2.00%腐殖酸时，土壤全氮含量较对照显著增加（ $P < 0.05$ ）。可见，土壤中的重金属铅影响了土壤有机质的形成^[14]，同时也影响了土壤中氮养分的来源。

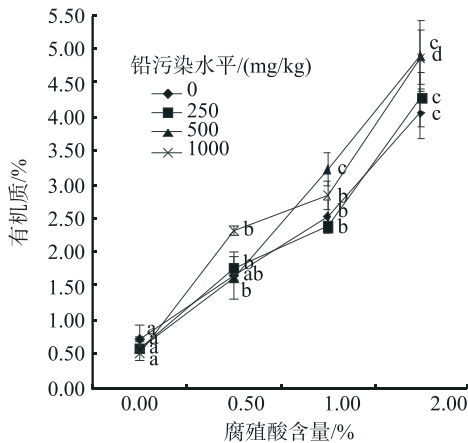


图2 腐殖酸对土壤有机质的影响

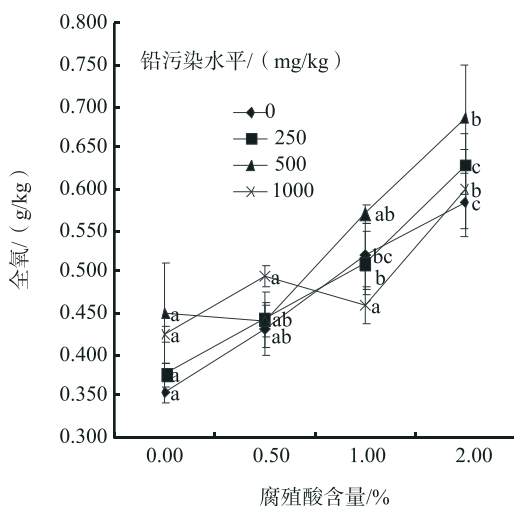


图3 腐殖酸对土壤全氮的影响

2.4 腐殖酸对土壤速效磷的影响

土壤磷素属于沉积性的矿物，是影响土壤肥力的重要因子之一。土壤酸碱度是影响有效磷的重要因子。同时有机质含量多的土壤，速效磷含量一般也较丰富。有研究表明，腐殖酸复合肥在一定程度上降低土壤pH值，这有利于土壤中磷的有效转化^[12]。由图4可知，腐殖酸的施用对铅污染土壤的速效磷含量没有显著性影响（ $P > 0.05$ ），且随着土壤中铅浓度的增加，土壤速效磷含量降低。这是因为腐殖酸是富含氮的有机化合物，施用腐殖酸对土壤速效磷的影响不大。在未受重金属铅污染的土壤中施用腐殖酸，土壤速效磷含量随腐殖酸施用量的增加而降低，当腐殖酸施用量为1.00%时，土壤速效磷含量较对照（腐殖酸施用量0.00%）显著降低34.3%（ $P < 0.05$ ），可能是由于风化煤自身特性及富含的腐殖酸对土壤中的速效磷有吸附固定作用。

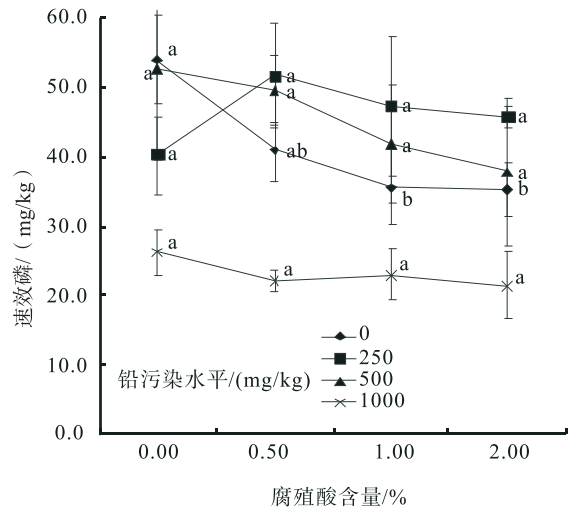


图4 腐殖酸对土壤速效磷的影响

2.5 腐殖酸对土壤速效钾的影响

土壤速效钾包括水溶性钾和交换性钾，能直接反映土壤供钾能力，尤其对当季作物而言，速效钾和作物吸钾量之间往往有比较好的相关性^[13]。不同腐殖酸施用量对土壤速效钾的影响如图5所示。由图5可知，在未污染的土壤中施用腐殖酸0.50%时，土壤速效钾含量增加到最大值225 mg/kg，之后随着腐殖酸施用量的增加呈降低的趋势。可见，施用适量的腐殖酸可促使土壤中速效钾的累积，这是由于腐殖酸分解过程中所产生的有机酸，促进了含钾矿物的化学风化，使其由封闭的无效钾转变为水溶性或交换性钾，从而提高了土壤中速效钾的含量。在铅污染的土壤中随着腐殖酸施加量的

增加, 土壤速效钾含量均呈现出先显著降低后趋于稳定的趋势。土壤中速效钾含量之所以会降低, 可能是由于腐殖酸中氮、磷投入量较大, 加剧了土壤中钾的消耗。另外一方面, 这也取决于油菜生长过程中的养分变化, 实际上是植物对养分的消耗与累积的动态过程。由于油菜受重金属铅的毒害作用, 其生物量较少, 对养分的累积能力较低, 养分消耗大于累积, 土壤速效钾含量减少^[14-15]。

2.6 腐殖酸对土壤铅含量的影响

不同腐殖酸施用量对土壤铅含量的影响如表 3 所示。由表 3 可知, 在低浓度铅污染土壤中施用腐殖酸对土壤铅含量没有显著性变化 ($P > 0.05$)。在中等浓度和高浓度铅污染水平时, 土壤铅含量随风化煤腐殖酸施用量的增加而降低, 且分别在腐殖酸施用量为 1.00%、2.00% 时, 显著降低 9.1%、15.0%。可见, 在铅污染土壤中施用腐殖酸可降低土壤中铅的含量, 尤其在中高浓度 (≥ 500 mg/

kg) 下, 随施用腐殖酸施用量的增加, 去除效果越好、越明显。

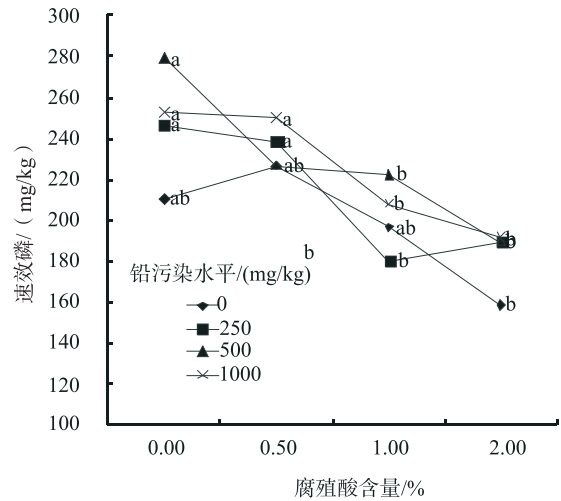


图5 腐殖酸对土壤速效钾的影响

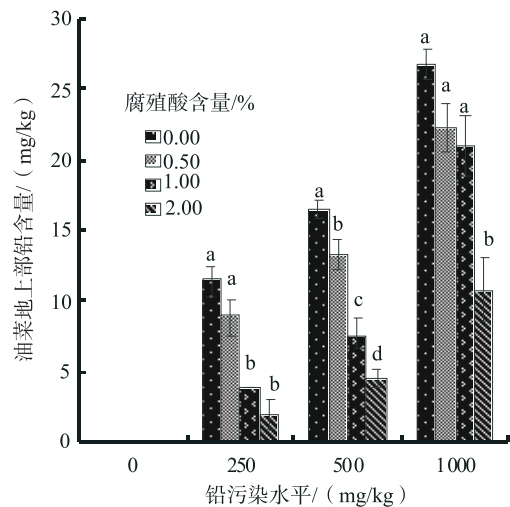
表 3 风化煤腐殖酸对土壤铅含量的影响

腐殖酸质量百分含量 (腐殖酸质量/风干土质量) /%	铅污染水平 / (mg/kg)			
	0	250	500	1000
0.00	0.00 ± 0.00	169.2 ± 8.19a	406.1 ± 7.64a	907.8 ± 27.2a
0.50	0.00 ± 0.00	157.4 ± 11.5a	379.6 ± 6.74ab	859.2 ± 23.7ab
1.00	0.00 ± 0.00	144.2 ± 21.2a	369.3 ± 13.1b	857.7 ± 13.1ab
2.00	0.00 ± 0.00	128.0 ± 13.2a	361.9 ± 11.7b	770.9 ± 39.5b

注: 平均值 ± SE, n=3。用 LSD 法进行多重比较。同列标有不同小写字母者表示各组间差异显著 ($P < 0.05$); 标有相同小写字母者表示各组间差异不显著 ($P > 0.05$)。下同。

2.7 腐殖酸对油菜 Pb 含量的影响

油菜地上部铅含量受不同腐殖酸含量的影响如图 6 所示。在不同铅污染水平下, 油菜地上部铅含量均随腐殖酸施用量的增加而呈现下降趋势。低浓度铅污染土壤, 施用腐殖酸后可抑制油菜地上部 Pb 含量最高达 83.3%; 中等浓度铅污染土壤, 施用腐殖酸后油菜地上部 Pb 含量被抑制最高达 73.1%; 而在高浓度铅污染土中施用腐殖酸后, 油菜地上部 Pb 含量被抑制最高, 为 59.5%。可见, 施用腐殖酸对中低等浓度铅污染土壤上种植的油菜地上部 Pb 含量抑制效果明显高于高浓度铅污染土壤 ($P < 0.05$)。不同腐殖酸施用量对油菜根部铅含量的影响如图 7 所示。由图 7 可知, 与地上部铅含量变化趋势相似, 在各个铅污染水平下, 油菜根部铅含量均随腐殖酸施用量的增加呈显著 ($P < 0.05$) 性下降趋势。



注: 用LSD法进行多重比较。同一污染水平下, 标有不同小写字母者表示各组间差异显著($P < 0.05$); 标有相同小写字母者表示各组间差异不显著($P > 0.05$)。下同。

图6 腐殖酸对油菜地上部Pb含量的影响

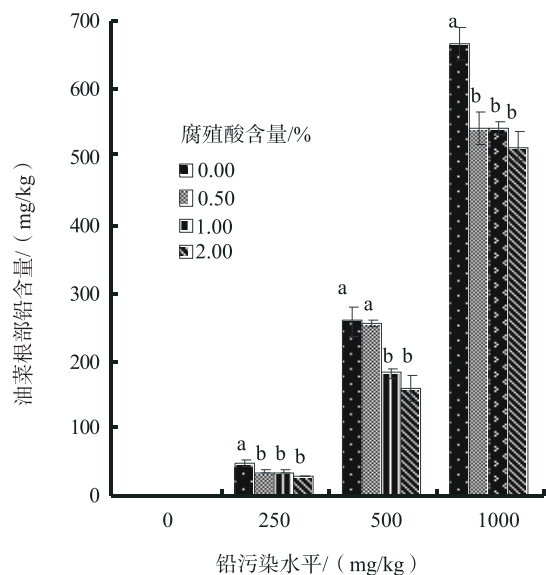


图7 腐殖酸对油菜根部Pb含量的影响

研究表明,施用腐殖酸可降低油菜中重金属铅的含量,即使在高浓度的铅污染土壤中,当腐殖酸施用量达到2.00%时,依然能显著降低油菜地上部铅含量 ($P < 0.05$)。但是,在腐殖酸修复铅污染土壤中种植的油菜地上部铅含量仍明显高于国家制定的食品卫生标准(叶菜蔬菜Pb的标准限量为0.3 mg/kg)^[16]。所以,考虑腐殖酸修复可以作为一种辅助手段或用于对较低浓度铅污染土壤的修复。

3 结论

(1) 腐殖酸能有效改善土壤质量,同时可提高土壤有机质含量,为土壤提供养分来源。在高浓度铅污染水平下,施用2.00%的腐殖酸,土壤有机质含量较对照增加最大达836%。

(2) 腐殖酸通过与金属铅的螯合反应及对土壤中重金属铅离子较强的吸附作用,有效降低铅在土壤中的迁移、转化和生物毒性,随腐殖酸施用量的增加,去除率最大可以达到15%;腐殖酸是通过调节土壤pH值和有机质含量来抑制铅的生物有效性的,其中土壤pH值占主导因子。

(3) 腐殖酸可以抑制土壤中铅向植物中的转运,减少铅在油菜中的积累。

可见,施用一定量的腐殖酸既可以增加土壤肥力又可以有效地降低有毒重金属铅的危害。

参考文献:

- [1] 孔祥海. 重金属离子对植物的毒害及其机理 [J]. 龙岩学院学报, 2005, 3 (23): 83-87.
- [2] 周敏, 王安群. 土壤的重金属污染危害及防治措施 [J]. 职教与成教, 2006 (4): 120-121.
- [3] 李静, 陈宏, 陈玉成, 等. 腐殖酸对土壤汞、镉、铅植物可利用性的影响 [J]. 四川农业大学学报, 2003, 21 (3): 234-236, 240.
- [4] 武天云, Jeff J. Schoenau, 等. 土壤有机质概念和分组技术研究进展 [J]. 应用生态学报, 2004, 15 (4): 717-722.
- [5] Kosuke Ikeyaa, Shuichi Yamamoto, Akira Watanabe. Semiquantitative GC/MS analysis of thermochemolysis products of soil humic acids with various degrees of humification [J]. Organic Geochemistry, 2004 (35): 583-594.
- [6] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [7] 鲍士坦. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [8] 武瑞平, 李华, 曹鹏. 风化煤施用对复垦土壤理化性质酶活性及植被恢复的影响研究 [J]. 农业环境科学学报, 2009, 28 (9): 1855-1861.
- [9] 黄昌勇. 土壤学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 80-89, 305-310.
- [10] You X H. A Study on the Effect of Soil Aggregate on Organic Matter in Mixed Forests of Chinese Fir and Phyllostachys heterocycla cv [J]. Pubescen. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2004 (26): 536-539.
- [11] 李菊梅, 王朝晖, 李生秀. 有机质、全氮和可矿化氮在反映土壤供氮能力方面的意义 [J]. 土壤学报, 2003, 40 (2): 232-238.
- [12] 彭正萍, 门明新, 薛宝民, 等. 腐殖酸复合肥料对土壤养分转化和土壤酶活性的影响 [J]. 河北农业大学学报, 2005, 28 (4): 1-4.
- [13] McLen, E. O. Watson, M. E. Soil measurement of plant-available potassium. In R. D. Munson (ed.) Potassium in agriculture [M]. Am. Soc., Crop Sci. Soc. Am., and Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, USA, 1985: 278-308.
- [14] 郑顺安, 常庆瑞. 黄土高原不同类型人工林对土壤肥力的影响 [J]. 西北农林科技大学学报, 2006, 34 (2): 121-125.
- [15] 林大仪. 土壤学 [M]. 北京: 中国林业出版社, 2002: 189-191.
- [16] 中华人民共和国卫生部. 食品安全国家标准食品中污染物限量: GB2762-2012 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2012.

Effect of Weathered Coal Humic Acid on Soil Physical and Chemical Properties and Heavy Metal Absorption in Lead Contaminated Soil

WU Rui-ping, XUE Jin-hui, WANG Ying

(Department of Chemistry and Chemical Engineering, Lvliang University, Lvliang Shangxi 033001, China)

Abstract: The Effects of different content humic acid on soil physical and chemical properties, and heavy metal characteristics at the different levels of lead pollution were studied by pot experiments. The results showed that weathered coal humic acid could improve the soil quality, increase soil organic matter content, and provide nutrients source for soil. Especially in the level of high contamination of 1000 mg/kg lead pollution, soil organic matter content was 836% higher than the contrast. Humic acid could effectively reduce the migration, transformation and toxicity of lead in soil, the removal rate of lead in soil could reach 15% with the increase of weathered coal humic acid content. Weathered coal humic acid suppressed the soil lead bioavailability by regulating the pH value and organic matter content of soil, and soil pH value was the dominant factor. Weathered coal humic acid could inhibit the transfer of lead to plants, and reduce the accumulation of lead in the rape.

Key words: humic acid; weathered coal; lead pollution; soil treatment; physical and chemical property

白腐真菌 *Pleurotus ostreatus* 产羟基自由基及其对苯酚的降解研究

朱泽军, 吉军凯, 汤力同, 李 斐
(河南省环境监测中心, 河南 郑州 450004)

摘要: 白腐真菌可通过醌 (Quinone, 简称 Q) 氧化还原循环产生羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$)。本研究以 *Pleurotus ostreatus* 为供试白腐真菌并建立了醌氧化还原循环, 通过单因素评价了醌种类、醌含量、菌丝量和 $\text{Fe}^{3+}/\text{EDTA}$ 对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率和苯酚去除率的影响。结果表明当醌为 2, 6-二甲氧基-1, 4-苯醌 (DBQ) 且其含量为 $600\ \mu\text{M}$ (在 $300\sim 600\ \mu\text{M}$ 范围), 菌丝量为 $120\ \text{mg}$ (在 $0\sim 120\ \text{mg}$ 范围), $\text{Fe}^{3+}/\text{EDTA}$ 为 $100/600$ (在 $100/700\sim 100/300$ 范围) 时, $\cdot\text{OH}$ 的产生速率和苯酚的去除效率均最高; 同时发现 $\cdot\text{OH}$ 的产生速率越高, 苯酚去除率也越高, 由此推测在氧化还原循环中 $\cdot\text{OH}$ 的氧化作用是去除苯酚的主要原因。

关键词: 白腐真菌; 羟基自由基; 苯酚; 醌氧化还原循环

中图分类号: X13 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0062-04

白腐真菌是一类能引起木材白色腐烂的真菌总称^[1]。白腐真菌最初只用于木材的降解, 后来发现白腐真菌能够降解多种有机污染物, 在环境领域具有重要的应用价值, 因此成为研究热点^[1]。早期认为白腐真菌依赖木质素降解酶系降解底物^[2], 但是后来人们发现白腐真菌对木质素的降解能力并不与木质素降解酶的活性呈正相关, 而与 $\cdot\text{OH}$ 的产生速率有一定的相关性, 因此推测 $\cdot\text{OH}$ 有可能也是白腐真菌导致底物氧化的机制之一^[3]。

白腐真菌可以通过多种循环系统产生 $\cdot\text{OH}$, 醌氧化还原循环便是其中之一。其具体过程为: ①细胞内的醌还原酶把 Q 还原为 QH_2 ; ②细胞结合态或者自由态的漆酶氧化 QH_2 生成 $\text{Q}^{\cdot-}$; ③ $\text{Q}^{\cdot-}$ 发生自发氧化生成 $\text{O}_2^{\cdot-}$, 同时把 Fe^3-EDTA 还原为 Fe^2-EDTA ; ④ $\text{O}_2^{\cdot-}$ 发生歧化作用生成 H_2O_2 ; ⑤ H_2O_2 与 Fe^2-EDTA 发生类似与芬顿试剂的反应, 生成 $\cdot\text{OH}$ 。由此可见, 在这个循环中, 醌类、醌还原酶、漆酶和 Fe^3-EDTA 是生成 $\cdot\text{OH}$ 必须的^[3]。

苯酚作为工业生产原料或中间体, 是工业排放废水中的主要有害污染物, 对水生生物具有很强的毒害作用, 已被美国环保署列入优先控制污染

物^[4]。本研究以白腐真菌 *Pleurotus ostreatus* 菌丝为醌还原酶和漆酶的来源, 建立醌氧化还原循环, 研究醌种类、醌含量、白腐真菌菌丝量和 Fe_3/EDTA 对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率和苯酚降解率的影响, 旨在阐明白腐真菌产生 $\cdot\text{OH}$ 的影响因素, 以及降解底物的机制。

1 材料与方法

1.1 试剂

苯酚、2-脱氧核糖、硫代巴比妥酸钠 (TBA) 均购于 Sigma, 其它试剂均为国产分析纯。

1.2 菌株及培养基

菌株 *Pleurotus ostreatus* 购买于河南农科院食用菌研究中心。

采用 GP 培养基培养真菌, 成分为 (L^{-1}): $20\ \text{g}$ 葡萄糖, $5\ \text{g}$ 蛋白胨, $2\ \text{g}$ 酵母膏, $1\ \text{g}$ KH_2PO_4 , $0.5\ \text{g}$ $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 。

1.3 醌氧化还原循环实验

以 $50\ \text{mL}$ 磷酸盐缓冲液 ($20\ \text{mM}$, $\text{pH}\ 5$) 为反应体系进行醌氧化还原循环实验。反应体系同时加入 $60\ \text{mg}$ 菌丝 (在 GP 培养基中培养 $7\ \text{d}$), $500\ \mu\text{M}$ 2, 6-二甲氧基-1, 4-苯醌, $100\ \mu\text{M}$ Fe^{3+} - $300\ \mu\text{M}$ EDTA, $2.8\ \mu\text{M}$ 2-脱氧核糖。当上述成分加入反应体系后, 培养 $360\ \text{min}$ ($28\ ^\circ\text{C}$, $150\ \text{rpm}$), 每 $60\ \text{min}$ 取样分析 $\cdot\text{OH}$ 含量。对于不同醌类实验, 在反应体系中分别加入 $500\ \mu\text{M}$ 2, 6-二甲氧基-1, 4-苯醌, 2-甲基-1, 4-苯醌 (MBQ) 和 1, 4-苯

收稿日期: 2017-07-31

作者简介: 朱泽军 (1979-), 男, 河南信阳人。

醌 (BQ); 对于不同醌类含量实验, 在反应体系中分别加入 300、400、500 和 600 μM 2, 6-二甲氧基-1, 4-苯醌; 对于不同菌丝量实验, 在反应体系中分别加入 0、30、60 和 120 mg 菌丝; 对于不同 $\text{Fe}^{3+}/\text{EDTA}$ 实验, 分别在反应体系中加入 100 μM Fe^{3+} 以及 300 μM 、400 μM 、500 μM 、600 μM 和 700 μM EDTA; 其它条件不变。对于苯酚降解实验, 在上述反应体系中分别加入 200 μM 苯酚。

1.4 分析方法

以 2-脱氧核糖转化 TBARS 的产量表征 $\cdot\text{OH}$ 的产量。具体方法为: 0.5 mL 三氯乙酸 (2.8%, m/v) 与 0.5 mL TBA (1%, m/v, 溶解于 50 mM NaOH 溶液) 混匀, 加入 1 mL 样品, 加热 10 min (100 $^{\circ}\text{C}$), 冷却后在 532 nm 处测定吸光度^[5]。苯酚浓度的测定采用 4-氨基安替比林比色法^[6]。参照高大文等 (2006) 的方法分析漆酶活性; 参照 Toribio 等 (2009) 的方法进行醌还原酶活性分析。

1.5 数据统计

采用 SPSS17.0 软件进行数据统计分析。

2 结果与讨论

2.1 不同醌类种类对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率和苯酚降解的影响

DBQ、MBQ 和 BQ 均为木质素 3 种基本单元 (愈创木基丙烷、紫丁香基丙烷和对羟基苯丙烷) 的衍生物, 在白腐真菌降解木质素过程中具有典型意义。因此, 本研究比较了 DBQ、MBQ 和 BQ 3 种醌类物质对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率的影响。结果表明 (图 1), 当醌类物质为 DBQ 时, $\cdot\text{OH}$ 的产生速率最高, 达到 14.7 mU/min; 其次为 MBQ 和 BQ, $\cdot\text{OH}$ 产生率为 8.9 和 5.8 mU/min; 不添加醌类物质 (CK) 没有 $\cdot\text{OH}$ 产生。这与 Toribio et al (2009a) 的研究结果相似^[3]。表明 DBQ 是一种较为有效的产生 $\cdot\text{OH}$ 的醌类物质。

分析苯酚的去除率发现 (图 2), 当 DBQ 为醌类物质时, 苯酚的去除率最高, 达到 61.9%; 其次为 MBQ 和 BQ, 去除率分别为 33.5% 和 20.4%。这与 $\cdot\text{OH}$ 产生速率呈现类似的规律, 表明 $\cdot\text{OH}$ 的氧化作用是去除苯酚的主要原因。同时也发现当反应体系中没有醌类物质加入, 仍有一定量的苯酚被去除 (8.7%), 这有可能是菌丝细胞内的 P450 的氧化作用导致的。P450 是一类含高铁血红素 IX 的单加氧酶, 在许多生物体中担负着解毒功能, 具有底物非特异性, 可以转化多种有机污染物^[7]。

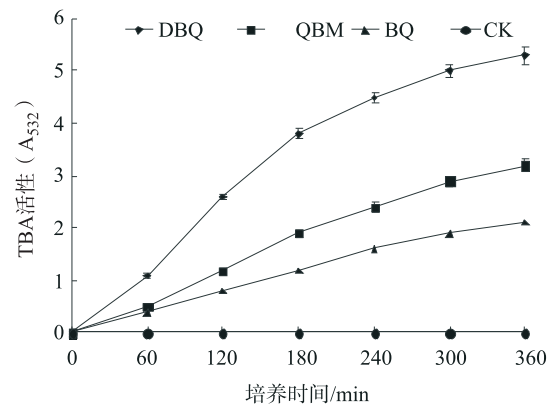


图1 不同醌类物质对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率的影响

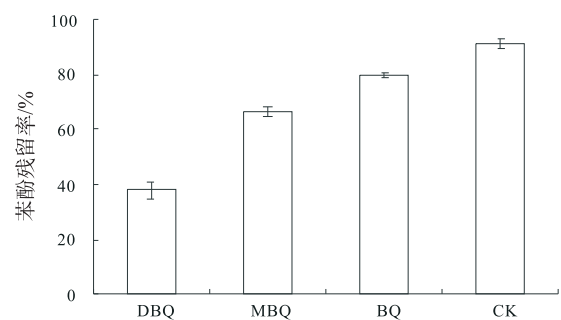
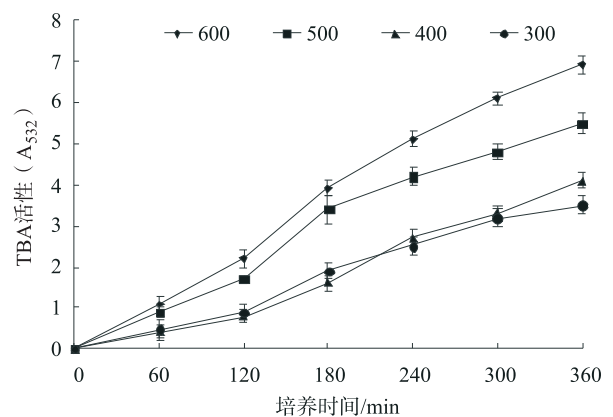


图2 不同醌类对苯酚去除率的影响

2.2 不同醌类含量对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率和苯酚降解的影响

以 DBQ 为供试醌类物质, 研究了不同浓度 DBQ 对 $\cdot\text{OH}$ 产生速率和苯酚降解的影响。结果表明 (图 3), 在 300 ~ 600 μM 范围, $\cdot\text{OH}$ 产生速率随着 DBQ 浓度的增加而增大, 当 DBQ 浓度为 600 μM 时达到最大值 (19.2 mU/min)。苯酚的去除率同样随着 DBQ 浓度增加而增加, 其中 600 μM 最大, 达到 63.7%。不难发现 $\cdot\text{OH}$ 产生速率越大, 苯酚的去除率也越高, 因此推测 $\cdot\text{OH}$ 的氧化作用是苯酚去除的主要原因。



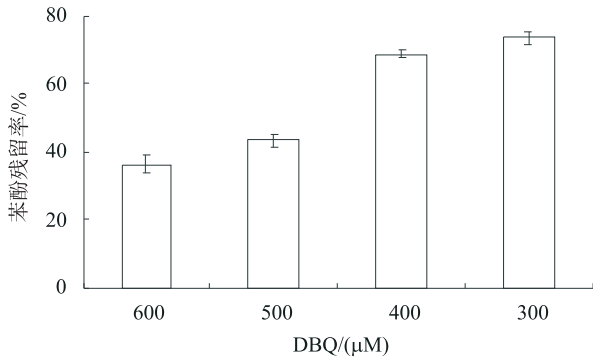


图4 醌含量对苯酚去除率的影响

2.3 不同菌丝对·OH产生速率和苯酚降解的影响

通过研究不同菌丝含量对·OH产生速率和苯酚的去除能力的影响发现(图5),当反应体系中菌丝添加量为0~120mg时,·OH产生速率随着菌丝量的增加而增大。其中,当菌丝量为120mg时,·OH产生速率最大,达到18.3 mU/min;其次为60mg和30mg,·OH产生速率为14.4和8.6 mU/min;当无菌丝加入时,反应体系中没有·OH产生。这与Aranda et al (2010)的研究结果类似^[8]。在醌氧化还原循环系统中,菌丝起着提供醌还原酶和胞外酶的作用。醌还原酶属于胞内酶,而漆酶尽管属于胞外酶,但是常在细胞中检测到细胞结合态漆酶的存在。Toribio et al (2009b)发现细胞内结合态漆酶活性可达8~11 mU/min,醌还原酶活性28~30 mU/min^[9]。本研究也发现经过7 d培养的Pleurotus ostreatus菌丝中,漆酶和醌还原酶活性分别为15.4和21.2 mU/min,进一步表明漆酶和醌还原酶在醌氧化还原循环系统中起到了作用。

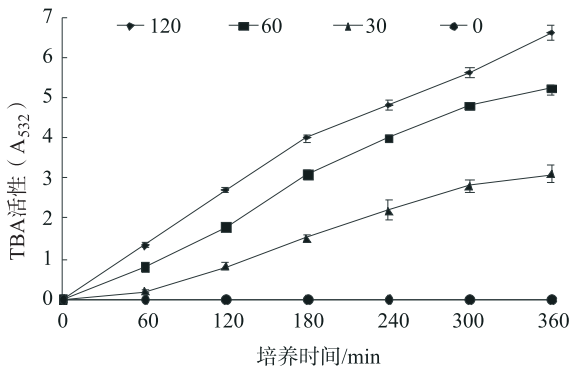


图5 菌丝量对·OH产生速率的影响

分析苯酚的降解率发现(图6),菌丝添加量为120mg时,苯酚的去除率最大,达到70.7%;其次为60mg和30mg,苯酚的去除率分别达到

58.8%和36.9%;当没有菌丝加入时,苯酚没有被显著去除。由此可见,菌丝添加量越大,·OH产生速率和苯酚的去除率也越大。

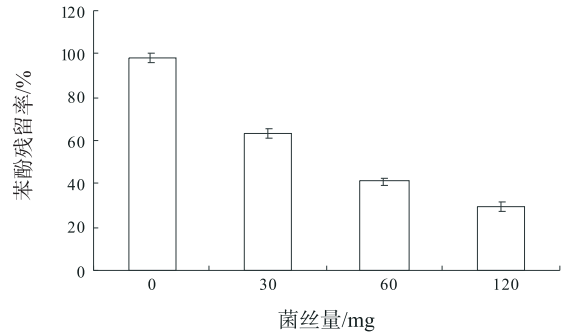


图6 菌丝量对苯酚去除率的影响

2.4 不同Fe³⁺/EDTA对·OH产生速率和苯酚降解的影响

通过研究不同的Fe³⁺/EDTA对·OH产生速率和苯酚降解的影响发现(图7),随着比值的增加,·OH呈现先增加后降低的趋势。其中,当Fe³⁺/EDTA比值为100/600时,·OH产生速率最大,达到20.0 mU/min。在醌氧化还原循环系统中,Fe³⁺/EDTA被O₂⁻还原为Fe²⁺/EDTA,Fe²⁺/EDTA与体系中产生的H₂O₂发生Fenton反应生成·OH,因此体系中Fe³⁺/EDTA可以影响·OH的产生。在另一个研究中,Toribio et al (2009)采用Fe³⁺/草酸替代Fe³⁺/EDTA不仅可以形成醌氧化还原循环,而且导致更高的·OH产生速率,同时发现Fe³⁺/草酸最佳比为100/300。

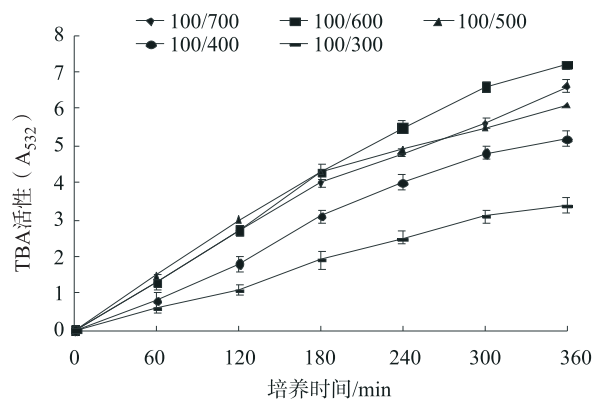


图7 不同Fe³⁺/EDTA对·OH产生速率的影响

反应体系中苯酚的去除率也随Fe³⁺/EDTA的增加呈现先增加后降低的趋势(图8),当Fe³⁺/EDTA比值为100/600时,苯酚的降解率最大,达到65.8%。这些结果表明Fe³⁺/EDTA可影响·OH的产生速率和苯酚的降解率,比值为100/600时,·OH的产生速率和苯酚的降解率达到最大。

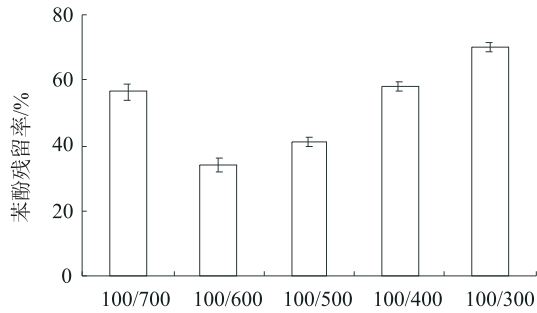


图8 不同Fe³⁺/EDTA对苯酚去除率的影响

3 结论

醌种类、醌含量、菌丝量和 Fe³⁺/EDTA 均可影响醌氧化还原循环·OH 产生速率,进而影响苯酚的去除效果,其中当醌为 DBQ 且其含量为 600 μM (在 300 ~ 600 μM 范围),菌丝量为 120 mg (在 0 ~ 120 mg 范围),Fe³⁺/EDTA 为 100/600 (在 100/700 ~ 100/300 范围)时,·OH 的产生速率和苯酚的去除效率均最高。·OH 的产生速率越大,苯酚去除率也越大,由此推测·OH 的氧化作用是去除苯酚的主要原因。这些结果表明,白腐真菌通过醌氧化还原循环产生·OH,并通过·OH 的氧化作用攻击底物,有可能是白腐真菌降解底物的机制之一。

参考文献:

- [1] Bamforth S M, Singleton I. Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Current Knowledge and Future Directions [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2005, 80 (7): 723 - 736.
- [2] Pointing S B. Feasibility of Bioremediation by White - Rot Fungi [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, 57 (1 - 2): 20 - 33.
- [3] Gomez - toibio V, Garcia - Martin A B, Martinez M J, et al. Enhancing the Production of Hydroxyl Radicals by *Pleurotus Eryngii* Via Quinone Redox Cycling for Pollutant Removal [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, 75 (12): 3954 - 3962.
- [4] 周集体, 关晓燕, 曲媛媛, 等. 苯酚降解菌株 GXY - 1 分离鉴定、降解及其粗酶特性研究 [J]. 大连理工大学学报, 2010, 50 (3): 340 - 345.
- [5] Gutteridge J M. Reactivity of Hydroxyl and Hydroxyl - Like Radicals Discriminated by Release of Thiobarbituric Acid - Reactive Material from Deoxy Sugars, Nucleosides and Benzoate [J]. Biochemical Journal, 1984, 224 (3): 761 - 767.
- [6] 国家环境保护总局. 水和废水检测监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [7] 宁大亮, 王慧, 王立华, 等. 难降解有机物对白腐真菌 P450 的诱导及 P450 的作用 [J]. 中国环境科学, 2009, 29 (4): 407 - 412.
- [8] Aranda E, Marco - Urrea E, Caminal G, et al. Advanced Oxidation of Benzene, Toluene, Ethylbenzene and Xylene Isomers (Btex) by *Trametes Versicolor* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181 (1 - 3): 181 - 186.
- [9] Gomez - Toribio V, Garcia - Martin A B, Martinez M J, et al. Induction of Extracellular Hydroxyl Radical Production by White - Rot Fungi through Quinone Redox Cycling [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, 75 (12): 3944 - 3953.

Study on the Degradation of Phenol by Hydroxyl Radical Produced by White Rot Fungi *Pleurotostreatus*

ZHU Ze - jun, JI Jun - Kai, TANG Li - tong, LI Fei

(Henan Environmental Monitoring Center, Henan Zhengzhou 450004, China)

Abstract: White rot fungi can produce hydroxyl radical via quinone redox cycling. The fungus *Pleurotostreatus* was employed as the tested white rot fungi to establish the quinone redox cycling to evaluate the effects of quinone species and amount, mycelium amount and Fe³⁺/EDTA on the production of hydroxyl radical and phenol removal. The results showed that the maximal production and phenol removal were obtained when 600 μM 2, 6 - dimethoxy - 1, 4 - benzoquinone (DBQ), 120 mg mycelium and 100 μM Fe³⁺ - 600 μM EDTA were present. The phenol removal increased with increasing hydroxyl radical production suggesting that the oxidation of hydroxyl radical has played an important role in phenol removal.

Key words: white rot fungi; hydroxyl radical; phenol; quinone redox cycling

土壤中砷的固定化研究

赵海亮, 姬成岗, 段怡君, 杨子轩, 赵海光, 吴文卫

(云南省环境科学研究院, 中国昆明高原湖泊国际研究中心, 云南 昆明 650034)

摘要: 固化/稳定化技术作为一种快速、简单、高效的土壤重金属污染处理方法备受关注。该法是以固化剂和稳定剂的物化作用来降低土壤重金属的含量和改变存在形态, 以此得到修复和治理土壤的目的。本文着重介绍处理土壤砷的固化剂/稳定化剂, 探讨对砷修复的机理。同时提出技术的缺点和未来的发展趋势。

关键词: 固化/稳定化技术; 土壤; 重金属; 污染; 机理

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0066-04

0 引言

土壤是农业发展的基本条件, 更是人类得以生存的根本保障。但是在社会经济、工业化和城镇化快速发展的情况下, 人类为了满足物质需求, 不得不牺牲环境, 使其遭受大气污染、水体污染和土壤污染。土壤规模的庞大性和环境的复杂性, 导致土壤污染物变成了全球关注的问题^[1,2]。我国国土面积广阔, 但是农作物耕地面积相对较少, 加之人口基数大, 使我国面临严重缺粮的问题。土壤重金属污染的严重性更使我国的粮食供给雪上加霜。土壤重金属污染是由于人类日常活动使土壤重金属含量高于自然值而引起的土壤污染问题^[3]。污染土壤中的重金属主要有 Cd、Pb、Hg、Cr、Cu、Zn、Ni 和类金属 As 等元素^[4]。尽管有些低含量的重金属是土壤有机生物体的必需营养成分, 但是含量超过背景值就会带来严重的危害, 比如降低土壤肥力、抑制微生物活性和影响植物生长, 并可通过食物链在人体内富集最终危害身体健康^[5]。可见土壤中的重金属具有累积性、移动性、隐蔽性、持续时间长和不易被微生物降解等特点。

As 在地壳中的含量丰富, 被认为是对人类和动植物有极大危害的类金属元素^[6]。环境土壤中的 As 主要由自然和人为因素组成。自然成土母质的分解导致土壤中的砷平均量大约为 1.8mg/kg, 由于工业三废的排放、矿山的开采和金属冶炼、农

业中污水的灌溉以及农药和化肥的施用、生活垃圾的堆放等人为因素, 使该数值不断上升, 造成土壤中砷的超标^[7]。砷在土壤中的无机形态主要包括 As (III) 和 As (V), 不同于 As (V), As (III) 具有毒性大、易致癌等特点^[8]。有害有机或无机硫结合砷态在土壤中被大量发现, 该类物质一旦进入体内便会与有机成分络合, 不易排出体外, 会进一步损坏机体的肾、脾和肝等组织^[9]。因此 WHO 规定土壤中砷的安全标准值要低于其他重金属含量, 可见土壤中砷污染的修复和治理十分重要。

重金属的风险取决于总量和存在形态, 而对于土壤中砷的生物有效性和生理毒理效应主要由砷的存在形态分布决定。目前, 针对土壤中砷的防控, 有物理法 (包括工程修复法、电动法、电热法和林洗法)、生物法 (包括微生物富集和动植物富集法) 和化学法 (包括化学氧化还原法和固定稳定化法)。其中, 物理法存在适用范围窄、投资成本高、二次污染等缺陷; 生物法投资成本低和适用范围广, 但修复周期长和选择性差限制了其广泛推广; 化学法的固化/稳定化技术是指利用固化稳定剂的吸附、包胶、离子交换和沉淀等物化作用来降低土壤中重金属的溶解性、迁移性和毒性的一种有效方法。由于该技术成本低、操作简单、修复时间短、效果好以及稳定周期长, 成为国内外的研究重点。

1 土壤重金属固化/稳定剂

由美国环境保护署 (EPA) 规定可知两者是有区别的, 固定技术是指加入惰性或者低渗透材料来降低污染物在土壤中的迁移性; 而稳定技术

收稿日期: 2017-08-28

作者简介: 赵海亮 (1988-), 男, 硕士, 助理工程师, 主要研究方向为污染控制与生态修复。

通信作者: 吴文卫 (1979-), 男, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为污染控制与生态修复。

是指加入稳定剂来控制污染物的形态, 以此来弱化污染物的迁移性、毒性和溶解性, 进而防控对

生态环境的危害。常用的土壤重金属固化/稳定剂如表 1 所示。

表 1 常用土壤重金属固化/稳定剂

固化剂	有机类 无机类	沥青、聚乙烯、脲甲醛、聚酯 水泥、石灰、粉煤灰、炉渣
稳定剂	硫酸亚铁、硫化亚铁、含磷材料、氧化铝、氧化锰、铁锰氧化物、粘土、沸石、生物炭、有机肥等	

2 固定/稳定化机理

2.1 水泥

水泥是一种来源丰富、易制备且易操作的水硬性胶结无机材料, 通过水化反应而形成坚硬的固化体。

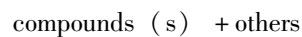
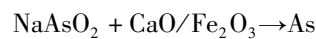
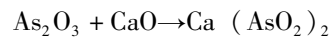
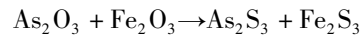
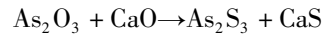
Choi^[10]等人采用水泥对尾矿中的砷和铅进行固定/稳定化 (s/s) 处理, 其中砷在尾矿中主要以水合羟基铁或氧化铁或羟基硫酸铁的结合态存在。通过无侧限抗压强度试验 (UCS)、韩国标准浸出试验 (KSLT)、毒性浸出试验 (TCLP)、合成沉淀浸出试验 (SPLP) 等试验方法评估固化/稳定化产物中砷的浸出行为。结果反映出水泥类的固化/稳定化剂可以有效降低尾矿中砷和重金属的迁移性和危害风险。Voglar^[11]等人使用硅酸盐水泥、铝酸钙水泥、火山灰水泥以及添加剂作为组配剂来对工业污染土壤进行固定/稳定化研究。实验中利用经验模型、TCLP 和土壤中元素的迁移性考察了 S/S 技术的有效性。其中铝酸钙水泥和水性丙烯酸聚丙烯纤维的组配效果最佳, 使原浓度为 7085mg/kg 的砷降低到了 TCLP 浸出值的 1.2 倍, 且该元素在土壤的迁移性也大大减弱。

可见, 水泥可以作为固定砷的粘合剂, 通过吸附和包裹作用将方解石封存在固化体的空隙中, 同时在固化体表面形成了亚砷酸钙盐, 以此达到对含砷土壤或者尾矿的固定稳定化处理。

2.2 石灰/粉煤灰

石灰是一种碱性的非水硬性无机胶结固化剂, 主要影响土壤的 pH 值来对重金属进行固化/稳定化。粉煤灰是一种从煤燃烧后收集来, 且类似水泥特性的灰分, 通常与其他材料一起作为重金属的固化/稳定化剂。

Han^[12]等人研究在高温煅烧污泥时, 加入 CaO/Fe₂O₃ 对砷释放行为的影响。实验结果显示煅烧温度越高, CaO/Fe₂O₃ 对砷释放的抑制效果更优, 作者利用 TGA 和 XRF 表征手段解释了抑制机理:



Lu^[13]等人以生石灰和七水硫酸亚铁作为固定/稳定化剂对含砷土壤进行处理, 通过研究化学浸出、形态以及结构说明当 Fe:As 的摩尔比为 6:1~8:1、CaO 质量投加比为 0.05%~0.1% 时, 该组配剂对土壤中砷有效态的稳定率为 85%, 同时由连续提取实验和 XRD 结果可知砷的有效态转化为弱结晶或结晶的 Fe-Al、Fe-Mn 水化氧化物态, 同时也形成了新物种羟砷铜矿 (As₂Cu₅H₄O₁₂)。

有文献报道固化后的石灰遇到潮湿的环境就会溶解, 因此常使其与其他材料一同使用。在固化稳定化过程中, CaO 可以将砷有效态转变成偏亚砷酸钙 Ca(AsO₂)₂ 或者碳酸态, 同时还可以作为碱性辅助剂调节由硫酸亚铁盐中硫酸引起的酸化问题。

2.3 化学药剂

化学药剂稳定技术是利用药剂的氧化/还原性、表面官能团和共沉淀性来降低土壤重金属的溶解性、迁移性和毒性。常用的化学药剂有铁、锰和铝氧化物、硫化亚铁、磷酸盐、硫酸亚铁和高分子有机物等。

2.3.1 铁锰氧化物

由于铁氧化物与砷有很强的亲和力, 因此铁氧化物常被用作含砷土壤的牺牲剂达到降低土壤中砷的迁移率、生物可利用性^[14-16]。但是砷的形态和种类会影响其处理效果和处理条件, 铁氧化物需要在高的 pH 值下吸附 As(III), 而在低的 pH 下吸附 As(V)^[17]。但是对于锰氧化物, 除了吸附性, 还可以改变元素 (如变价态的铬和砷) 的价态, 从而形成新的物相^[18]。锰氧化物稳定砷的机理为: 首先, As(III) 与水钠锰矿的内部络合, 进一步将高毒的 As(III) 氧化成 As(V)^[19], 最后与锰氧化物形成配位体或者与水合锰氧化物形成共

沉淀^[18,20]。

可见氧化物固定稳定化机理为其表面⁻OH官能团络合AsO₄³⁻外,氧化物还可以氧化还原土壤中的砷而形成新的稳定的物相。

2.3.2 硫化亚铁

硫化亚铁(FeS)在无氧条件下普遍存在以及其良好的治理效果,已经被用于土壤中重金属的稳定化研究。

Gallegos^[21]和Han^[22]等人采用铁硫矿材料来去除土壤中的砷,实验结果显示:实验条件是无氧情况。pH对砷的去除机理有很大的影响,在低pH范围内,FeS与As(III)反应形成硫化砷沉淀;随着pH值的升高,As(III)和As(V)将吸附于FeS表面。

2.3.3 高分子材料

有机高分子稳定剂主要是通过螯合作用来降低土壤中重金属的毒性。Singh^[23]等人通过TCLP和动态浸出试验探讨了硅酸盐水泥、粉煤灰和高分子材料(聚苯乙烯和聚甲基丙烯酸甲酯)对土壤砷的稳定化效果,结果显示高分子材料与砷种类之间没有物化反应,因此说明高分子材料不利于对砷的稳定化。

2.4 矿物材料

矿物材料是指由矿物及其改性产物组成,对生态环境友好或具有防治污染和修复环境功能的一类矿物材料^[24]。其中主要包括硅藻土、高岭土、蒙脱石、海泡石、膨润土、沸石等矿物质,利用本身的结构或者特性对土壤中重金属的固化稳定化处理。

3 结论与展望

尽管固定/稳定化技术(S/S)具有低成本、高效率、易操作等优点,但是应该根据用地的实际情况,有针对性地开发药剂,才能取得事半功倍的效果。对于工业用地的污染土壤可以使用水泥和石灰对其固化稳定化处理,而对农业用地的土壤,如果使用水泥和石灰将会使其板结,不利于土壤的呼吸、植物生产以及微生物的生产。同时固化稳定化后的土壤要考虑其长期稳定效果。因此环保部门应尽快出台关于S/S技术在场调查、药剂选用、修复评价方法和风险评估的使用指南,以便指导土壤修复工程。

参考文献:

[1] Gong Y, Tang J, Zhao D. Application of iron sulfide particles for groundwater and soil remediation: A review. [J]. Water Research, 2016 (89): 309-320.

[2] Voglar G E, Leštan D. Equilibrium leaching of toxic elements from cement stabilized soil [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 246-247 (4): 18.

[3] 曹心德,魏晓欣,代革联,等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展 [J]. 环境工程学报, 2011, 5 (7): 1441-1453.

[4] Guemiza K, Coudert L, Metahni S, et al. Treatment technologies used for the removal of As, Cr, Cu, PCP and/or PCDD/F from contaminated soil: A review [J]. Journal of Hazardous Materials, 2017 (333): 194.

[5] 徐超. 组固固化剂的研制及其对土壤重金属的固化效果 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2012.

[6] Perry M R, Prajapati V K, Menten J, et al. Arsenic Exposure and Outcomes of Antimonial Treatment in Visceral Leishmaniasis Patients in Bihar, India: A Retrospective Cohort Study [J]. Plos Neglected Tropical Diseases, 2015, 9 (3).

[7] Vithanage M, Herath I, Joseph S, et al. Interaction of arsenic with biochar in soil and water: A critical review [J]. Carbon, 2016 (113).

[8] Karn S K, Pan X, Jenkinson I R. Bio-transformation and stabilization of arsenic (As) in contaminated soil using arsenic oxidizing bacteria and FeCl₃ amendment [J]. Biotech, 2017, 7 (1): 50.

[9] 雷鸣. 两种含磷物质对土壤重金属和砷向水稻迁移的影响 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2014.

[10] Choi W H, Lee S R, Park J Y. Cement based solidification/stabilization of arsenic-contaminated mine tailings [J]. Waste Management, 2009, 29 (5): 1766-71.

[11] Voglar G E, Leštan D. Efficiency modeling of solidification/stabilization of multi-metal contaminated industrial soil using cement and additives [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 192 (2): 753.

[12] Han H, Hu S, Lu C, et al. Inhibitory effects of CaO/Fe₂O₃ on arsenic emission during sewage sludge pyrolysis. [J]. Bioresource Technology, 2016 (218): 134-139.

[13] Lu C, Li Q Q, Luo Q S, et al. Stabilization treatment of available arsenic in contaminated soils and mechanism studies [J]. China Environmental Science, 2013, 33 (2): 298-304.

[14] Nickson, R., McArthur, J., Ravenscroft, P., et al. Mechanism of arsenic poisoning of groundwater in Bangladesh and West Bengal [J]. Applied Geochemistry, 2000 (15), 403-413.

[15] Stüben D, Berner Z, Chandrasekhar D, et al. Arsenic enrichment in groundwater of West Bengal, India: geochemical evidence for mobilization of As under reducing conditions [J]. Applied Geochemistry, 2003, 18 (9): 1417-1434.

[16] Mench M, Vangronsveld J, Beckx C, et al. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil [J]. Environmental Pollution, 2006, 144 (1): 51-61.

[17] Masue Y, Loeppert R H, Kramer T A. Arsenate and arsenite adsorption and desorption behavior on coprecipitated aluminum: iron hydroxides [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41 (3): 837.

[18] B A M., S E F, Benjamin Bostick A, et al. Arsenic (III) Oxidation and Arsenic (V) Adsorption Reactions on Synthetic Bir-

- nessite [J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36 (5): 976.
- [19] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – a review [J]. *Waste Management*, 2008, 28 (1): 215–225.
- [20] Tourmassat C, Charlet L, Bosbach D, et al. Arsenic (III) oxidation by birnessite and precipitation of manganese (II) arsenate. [J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36 (3): 493.
- [21] Gallegos T J, Han Y S, Hayes K F. Model predictions of realgar precipitation by reaction of As (III) with synthetic Mackinawite under anoxic conditions. [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42 (24): 9338–43.
- [22] Han Y S, Jeong H Y, Demond A H, et al. X-ray absorption and photoelectron spectroscopic study of the association of As (III) with nanoparticulate FeS and FeS-coated sand [J]. *Water Research*, 2011, 45 (17): 5727–35.
- [23] Singh T S, Pant K K. Solidification/stabilization of arsenic containing solid wastes using portland cement, fly ash and polymeric materials [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 131 (1–3): 29–36.
- [24] 王永强, 蔡信德, 肖立中. 多金属污染农田土壤固化/稳定化修复研究进展 [J]. *南方农业学报*, 2009, 40 (7): 881–888.

Study on Stabilization of Arsenic in Soil

ZHAO Hai-liang, JI Cheng-gang, DUAN Yi-jun, YANG Zi-xuan,
ZHAO Hai-guang, WU Wen-wei

(Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming China International Research
Center for Plateau-Lake, Kunming Yunnan 650034, China)

Abstract: The rapid development of industrialization and urbanization has led to excessive levels of arsenic in the soil, which has caused harm to soil environment and human health. In recent years, solidification/stabilization technology has attracted much attention with fast, simple and efficient characteristics. In order to obtain the purpose of repairing and controlling soil pollution, the method based on the role of curing agent and stabilizer to reduce the soil heavy metal and change the form of the existence was applied. This paper focused on the treatment of arsenic-contaminated soil by solidification/stabilization technology and explored the mechanism of arsenic. Meanwhile the shortcomings of the technology and its future development trend were put forward.

Key words: solidification/stabilization; soil; heavy metal; pollution; mechanism

常见滴灌过滤器对再生水处理效果试验研究

魏国芳, 王 勇

(内蒙古师范大学内蒙古节水农业工程研究中心,
内蒙古师范大学化学与环境科学学院, 内蒙古 呼和浩特 010022)

摘 要: 再生水回用于滴灌是解决水资源短缺的有效途径, 针对滴灌技术对水质要求高的特点, 以 4 套过滤器单体及其 4 种组合为研究对象, 通过室外模拟试验, 对 8 类过滤系统对再生水的处理效果进行比较研究。结果表明: 对于悬浮物含量高的再生水, 选用砂石-叠片过滤系统处理效果最佳; 离心-叠片过滤系统对再生水中有机污染物有一定的去除效果, 过滤器组合系统优于过滤器单体系统。

关键词: 再生水处理; 过滤器; 过滤系统; 试验研究

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0070-06

滴灌系统一般由首部枢纽、管路和滴头组成。过滤器是其中重要的组成部分。由于滴灌系统通过灌水器滴头来调节流量, 灌水器的流道直径一般很小, 容易堵塞。灌水器堵塞除细菌、藻类等单因素堵塞原因外, 物理、化学、生物因素综合作用也会形成堵塞。灌水器一旦堵塞, 会引起管道配水不均, 系统性能下降, 造成整个滴灌系统不能工作。再生水中含有各种微生物、固体颗粒物质、盐分离子, 堵塞机制更为复杂, 更易引起灌水器堵塞^[1-3]。过滤器可以强化水质处理, 是解决滴灌堵塞问题的有效途径^[4]。滴灌常用过滤器有筛网式、砂石过滤、离心式以及叠片式过滤器, 一般用户都采用单一的网式过滤, 一些大的过滤站则采用组合式过滤器方式^[5]。许多学者通过对过滤设备的设计、选择、性能评估和运作管理等方面的研究^[6-7], 认为过滤器类型以及组合布置方式要根据水质、灌水器流量、要求的水头损失来选择。当水中杂质主要为泥沙时, 采用工程措施结合过滤措施进行拦堵, 过滤器多为离心式和网式过滤器的组合, 筛网目数 120 目即可满足要求^[8]; 水中杂质主要为有机物、藻类或淤泥, 过滤器选择多为砂石过滤器和叠片过滤器的组合。但这些成果多针对于常规水源(地下水或地表水)。再生水水质复杂, 除含有泥沙、悬浮物外, 还含有大量的有机物、细菌、微生物等。本研究以常用滴

灌过滤器及其组合为研究对象, 探讨其对再生水的处理效果, 以期为再生水滴灌过滤系统的选型配套或优化设计提供依据。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

试验在内蒙古师范大学盛乐校区内蒙古节水农业工程研究中心试验基地进行。试验所用再生水是由校区生活污水经水解酸化技术 + SBR (间歇式活性污泥法) 得到。试验包括 8 套过滤系统, 分别为 4 种过滤器单体和 4 套过滤器组合。4 种过滤单体分别为砂石过滤器、离心过滤器、网式过滤器、叠片过滤器, 4 套组合为砂-网过滤器、砂-叠片过滤器、离-网过滤器、离-叠片过滤器。试验布置如图 1 所示。相关设备有三相异步电动机、ZW 无堵塞排污泵、水表、压力表等, 设备基本参数见表 1。控制阀门有 5 个, 分别安装在 4 条支管道的进口和排水管处。取水口(水龙头) 9 个, 分别安装在进水口处和每一套过滤系统的出水口处(见图 1)。

1.2 实验方法

试验设备安装在盛乐污水处理厂的回用池旁边。实验前, 先将回用池内注满再生水(回用池容积: 200m³); 将管道上的阀门开启。每次启泵前记录水表和压力表示数。然后合上电闸, 电动机带动排污泵将回用池内的再生水抽出, 使水流依次通过砂石-网式过滤器、砂石-叠片过滤器、离心-网式过滤器、离心-叠片过滤器、网式过滤器、叠片过滤器。最后水流回流到回用池中, 形成循环水系统。共 9 个水样, 包括各过滤器及其组合的出

收稿日期: 2017-08-07

基金项目: 内蒙古水利科技项目(nsk201404); 国家自然科学基金项目(51269018); 内蒙古科技创新引导项目。

作者简介: 魏国芳(1992-), 女, 硕士研究生, 研究方向: 节水灌溉理论与再生水可持续利用。

通信作者: 王勇(1970-), 男, 研究员, 博士, 从事节水灌溉理论与技术方面的研究。

水口（8个）和总进水口J（1个）。水样编号见表2。待系统稳定3h后在各管道水龙头取样。停泵记

录水表示数。试验自2016年8月23日开始，2016年10月2日结束，共运行5次。

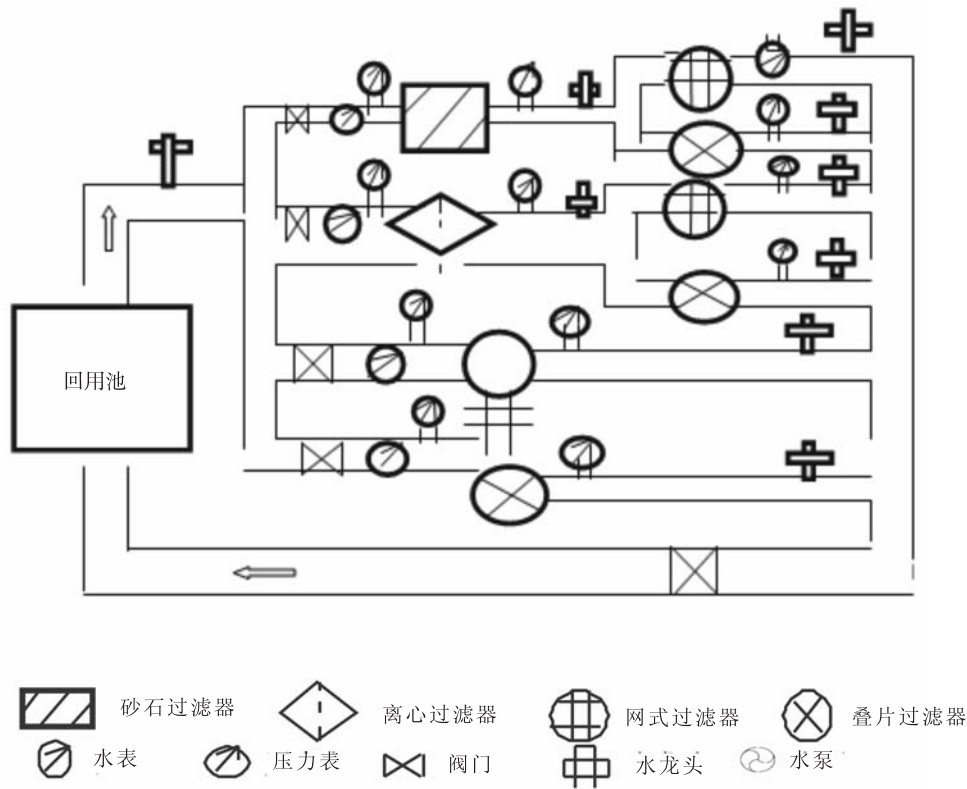


图1 过滤系统试验装置示意图

表1 主要设备设计参数

主要设备	设计参数	数量
三相异步电动机	$R = 8900\text{r/min}$ 、 $P = 4\text{W}$ 、 $U = 380\text{v}$	1台
ZW无堵塞排污泵	$Q = 20\text{ m}^3/\text{h}$ 、 $H = 25\text{m}$ 、 $P = 4\text{kW}$ 、 $R = 2900\text{ r/min}$	1台
水表	$Q3 = 25$ 、 $Q3/Q1 = 80$	4块
压力表	测量范围：0~1Mpa	12块
PVC排污管	外径：2寸；公称压力：1Mpa	数根
砂石过滤器	$Q = 20\text{ m}^3/\text{h}$ ；管道进出口直径：50mm	1台
离心过滤器	$Q = 20\text{ m}^3/\text{h}$ ；额定压力：1Mpa	1台
网式过滤器	过滤精度：120目；型号：2寸； $Q = 15\text{ m}^3/\text{h}$ ；外压：0.6Mpa；温度：60℃	3台
叠片过滤器	过滤精度：120目；型号：2寸； $Q = 15\text{ m}^3/\text{h}$ ；外压：0.6Mpa；温度：60℃	3台

表2 水样编号

过滤器	过滤器单体				过滤器组合			
	砂石	离心	网式	叠片	砂-网	砂-叠	离-网	离-叠
编号	S	L	W	D	SW	SD	LW	LD

1.2.1 样品的采集与保存

每次取样时，用编号为J、S、SW、SD、L、LW、LD、W、D的9个清洁的1000mL塑料瓶在进水口和过滤器的出水口取约800mL的水样，取

样前用待取水样润洗塑料瓶3次。取样后立即对水样进行测定。

1.2.2 样品的测定与分析

根据国家环保部主编的《水和废水监测分析

方法》对9个水样的pH、电导率、浊度、SS、COD、氨氮等水质指标进行测定。将各水样混合均匀测定化学指标，物理指标从混合水样中取3次测定平行对照。水质指标测定方法见表3。

表3 水质分析方法和主要实验设备

分析项目	测试方法	仪器设备
pH	pH计	pHS-3C精密酸度计
电导率	电导率仪法	DDS-307型电导率仪
浊度	浊度计法	Turb 550IR浊度仪
SS	滤纸过滤烘干称重测定	wi439微孔滤膜过滤器
COD _{Cr}	重铬酸钾法	全玻璃回流装置
氨氮	纳氏试剂分光光度法	752N紫外分光光度计

2 试验结果与分析

2.1 不同过滤器pH变化规律分析

由表4结合方差分析得出，单体过滤器过滤后的再生水pH值与原再生水相比，没有显著性变化 ($P=0.329$)。组合过滤器在工作过程中，过滤器对再生水pH值的影响不显著 ($P=0.99$)，而过滤

器对再生水pH的处理效果受过滤前再生水的pH影响非常显著 ($P<0.05$)。随着过滤次数的增加，过滤后的再生水pH值变化规律与原再生水变化规律相同，可见在过滤器工作过程中，不同的过滤方式对再生水的pH值没有影响。

表4 各过滤器及过滤器组合下的pH

过滤器	日期				
	8.23	9.2	9.12	9.22	10.2
J	7.37	6.97	6.84	7.54	7.84
S	7.34	6.71	6.77	7.37	7.82
L	7.32	6.89	6.77	7.06	7.74
W	7.33	6.82	6.76	7.41	7.81
D	7.35	7.35	6.77	7.37	7.82
SW	7.34	6.55	6.77	7.20	7.76
SD	7.32	6.47	6.82	7.21	7.75
LW	7.34	6.72	6.81	7.13	7.75
LD	7.34	6.73	6.67	7.19	7.72

2.2 不同过滤器电导率的变化规律分析

本试验采用的再生水电导率为790~1030 us/cm。经方差分析得出，各单体过滤器对再生水全盐量无显著影响 ($P=0.22$)。经过二级过滤器过滤后，再生水前后的全盐量没有显著性变化 ($P=$

0.457)。而原再生水的电导率对过滤器对电导率的处理效果影响非常显著 ($P<0.05$)。随着过滤次数的增加，过滤后的再生水全盐量变化规律与原再生水的变化规律相近。说明过滤器对于再生水的全盐量没有影响。

表5 各过滤器及过滤器组合下的电导率

过滤器	日期				
	8.23	9.2	9.12	9.22	10.2
J	792	953	1032	1002	1002
S	948	1029	999	1001	1001
L	881	956	1029	1001	1003
W	805	951	1029	1000	1001
D	869	950	1029	1000	1001
SW	822	950	1030	1001	1000
SD	794	951	1029	1001	1001
LW	821	949	1028	1002	1001
LD	799	949	1029	1001	1001

2.3 不同过滤器浊度变化规律分析

从图2可以看出,各过滤器及其组合对浊度都有去除效果,变化趋势基本一致。但砂石+网式过滤器的去除率明显高于其他过滤器。进水浊度范围

为7~13.3NTU,平均值为8.509。砂石+网式过滤器出水浊度范围为5.29~7.03NTU,平均值为7.23;浊度去除率范围为1%~25%,平均去除率为13%。

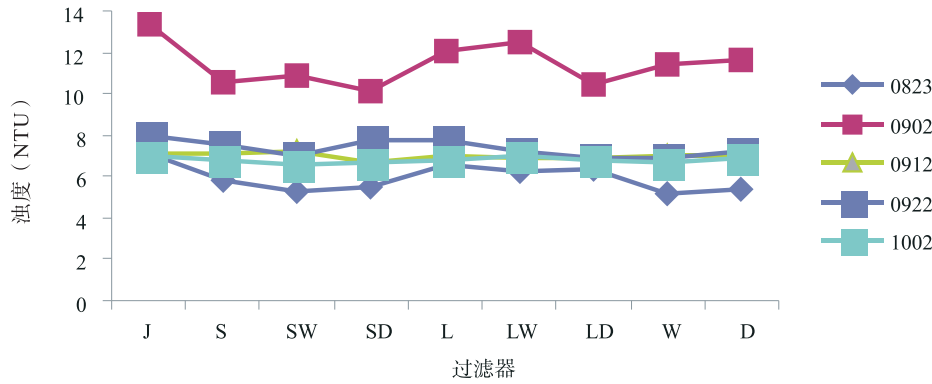


图2 各过滤器及其组合的浊度变化

2.4 不同过滤器SS变化规律分析

从图3可以看出,经过过滤器过滤后,SS有不同程度的降低,说明过滤器对悬浮固体有一定的过滤作用。但降低的幅度有差别。对于叠片式过滤器,第一次过滤SS浓度降低幅度25%左右,第二次为40%,第三次为33%。由此可见,叠片式过滤器随着过滤次数的变化,其过滤能力出现一定的波动性,过滤器堵塞以后,过滤芯上的杂质在水压

的作用下,会透过过滤器,进入滴灌系统。

经过二级过滤,再生水的SS均有不同程度的降低。离心-网式过滤器的降低范围是44%~62%,平均去除率为51%。离心-叠片过滤器的降低范围是33%~67%,平均去除率为46%。砂石-网式降低范围分别40%~57%,平均去除率为46%。砂石-叠片过滤前后再生水SS降低范围为44%~62%,平均去除率为52%。

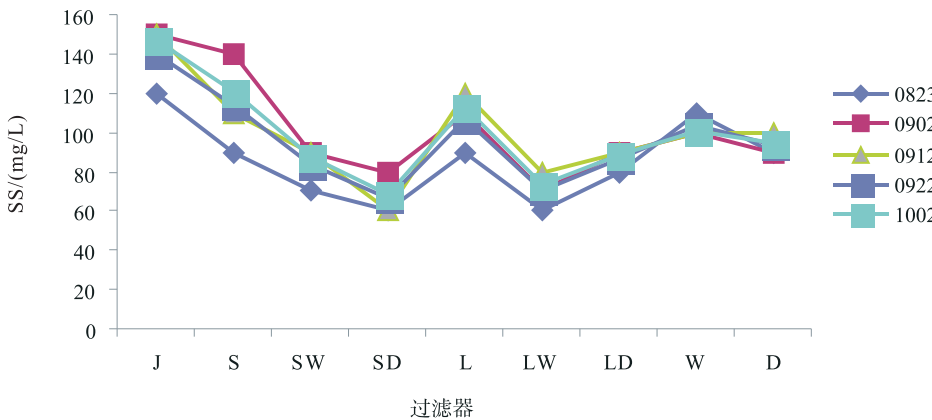


图3 各过滤器及其组合的SS变化

2.5 不同过滤器COD变化规律分析

由图4可知,原水COD浓度为88~140mg/L,再生水经网式过滤器过滤后,出水浓度为50~124mg/L,对COD的去除率为6%~43%。再生水经叠片过滤器过滤后,出水浓度为50~126mg/L,去除率为6%~43%。砂石过滤器的去除率为4%~40%,离心过滤器的去除率为6%~48%。

再生水经砂石-网式过滤器过滤后,出水COD浓度为24~124mg/L,对COD的去除率为11%~76%,平均去除率为36%。砂石-叠片过滤器的出水COD浓度为48~116mg/L,对COD的去除率为17%~52%,平均去除率为35%。离心+网式过滤器的出水COD浓度为44~116mg/L,对COD的去除率为12%~56%,平均去除率为

31%。再生水经离心+叠片过滤器过滤后，出水浓度在52~116mg/L，对COD的去除率为8%~52%，平均去除率为34%。

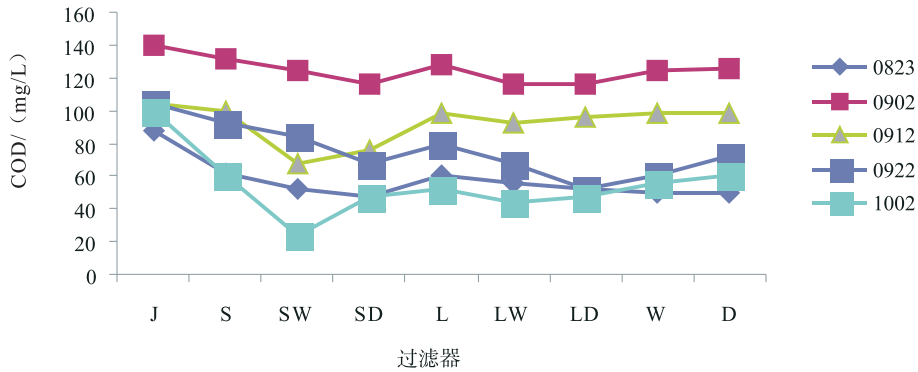


图4 各过滤器及其组合的COD变化

2.6 不同过滤器氨氮变化规律分析

从图5可以得出，砂石过滤器对氨氮的平均去除率为31%；离心过滤器的平均去除率为43%；网式过滤器平均去除率为23%；叠片过滤器的去

除率为26%。砂石-网式过滤器平均去除率为50%，砂石-叠片过滤器平均去除率为50%，离心-网式过滤器平均去除率为46%，离心-叠片过滤器平均去除率为52%。

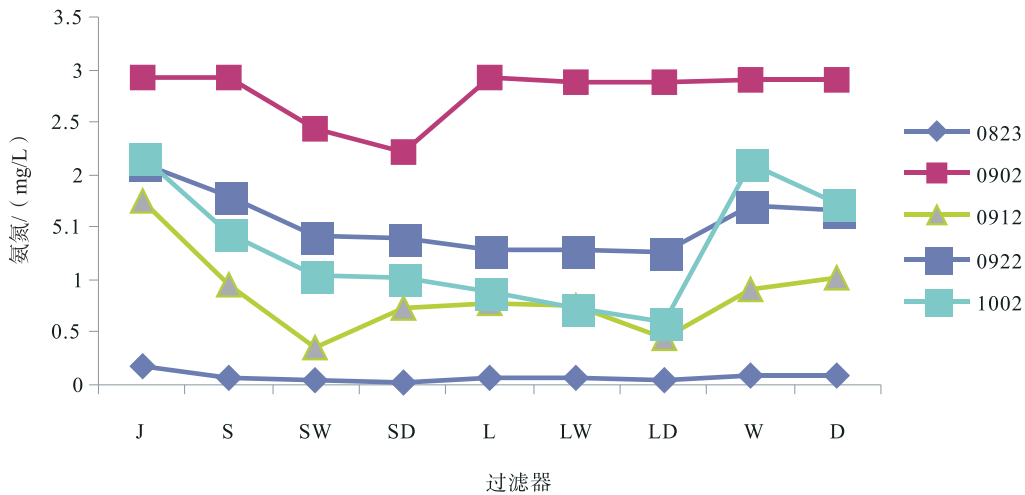


图5 各过滤器及其组合的氨氮变化

3 结语

(1) 过滤系统在连续运行15h后，pH值和电导率等参数没有显著变化，对水体的酸碱环境影响较小。

(2) 砂石过滤器、离心过滤器、网式过滤器及叠片过滤器对再生水污染物的去除率为5%~13%，砂石-网式过滤器、砂石-叠片过滤器、离心-网式过滤器及离心-叠片过滤器对再生水污染物的去除率为30%~79%。

(3) 对再生水中无机污染物处理效果较好的为砂石-叠片过滤器，砂石-叠片过滤后再生水SS降低范围为44%~62%，平均去除率为52%。

对再生水中有机污染物处理效果较好的是离心-叠片过滤器，平均去除率为52%。因此，对于悬浮物含量高的再生水，建议选用砂石-叠片过滤系统。

参考文献:

[1] 戚印鑫. 河水滴灌重力泥沙过滤池对河水泥沙处理效果的试验研究 [J]. 中国农村水利水电, 2014 (4): 15-17.
 [2] Nakayama F S, Bucks D A. Water quality in drip-trickle irrigation: A review [J]. Irrigation Science, 1991 (12): 187-192.
 [3] 杜慧慧. 乌海市引黄滴灌水净化过程中浊度及生物指标变化规律解析 [J]. 节水灌溉, 2014 (2): 40-43.
 [4] 刘璐. 滴灌灌水器流道堵塞及防治研究进展 [J]. 农机化研

- 究, 2012 (4): 13 - 18.
- [5] 刘燕芳, 吴普特, 朱德兰, 等. 滴灌条件下水的硬度对滴头堵塞的影响 [J]. 农业工程学报, 2015, 31 (20): 95 - 100.
- [6] Li YK, Song P, Pei YT, et al. Effect of lateral flushing on emitter clogging and biofilm components in drip irrigation systems with reclaimed water [J]. Irrigation Science, 2015 (33): 235 - 245.
- [7] Zong Quanli, Zheng Tiegang, Liu Huanfang, et al. Development of head loss equations for self - cleaning screen filters in drip irrigation systems using dimensional analysis [J]. Biosystems Engineering, 2015 (133): 116 - 127.
- [8] Hills D J, M Brenes. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape [J]. Applied Engineering in Agriculture, 2001, 17 (3): 303 - 308.

Experimental Research on Treatment Effects of Reclaimed Water by Regular Drip Irrigation Filter

WEI Guo - fang, WANG Yong

(Inner Mongolia Engineering Research Center for Water Saving Agriculture, Inner Mongolia Normal University, Hohhot Inner Mongolia 010022, China)

Abstract: Using reclaimed water as drip irrigation source is an effective way to alleviate water shortage. Four kinds of drip irrigation filters and four combinations of filters were studied in terms of high water quality requirements. The outdoor experiments of the eight filter system were conducted to compare their treatment effects. The results showed that dinas - lamination filter had the best effects for the reclaimed water with high concentration of suspended substance. Centrifugation - lamination filter showed certain removal rate to organic pollutants. Combined filter system indicated better effects than single filter system.

Key words: treatment of reclaimed water; filter; filter system; experiment

炉渣对废水中 Zn (II) 的吸附机理研究

陈小凤, 周建, 尹砾珩, 杨兆标, 古家靖, 姜泽标

(云南大地丰源环保有限公司, 云南 昆明 650000)

摘要:以昆明危险废物处理处置中心高温焚烧车间的焚烧炉渣为吸附剂, 对废水中 Zn (II) 进行吸附处理。采用扫描电镜 (SEM) 和 X 荧光能谱仪 (EDXRF) 对其进行表征。研究表明: 炉渣能有效吸附去除废水中的 Zn (II), 反应 150min 后达到吸附平衡, 最大吸附率为 99.99%; 炉渣对废水中 Zn (II) 的吸附为多层物理吸附, 吸附过程包括表面扩散、颗粒内部扩散和吸附平衡 3 个阶段, 吸附动力学符合准二级动力学吸附。

关键词: 炉渣; 重金属废水; Zn (II); 吸附机理; 研究

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0076-05

废水中的重金属离子属于不能分解污染物, 常见的处理方法有化学法、吸附法和生物法等。吸附法由于处置成本低, 处理方式简单, 去除效率高等优点, 成为最普遍的方法。

吕双等^[1]进行了纳米 Fe_3O_4 对六价铬的吸附机理研究, 表明纳米 Fe_3O_4 对六价铬的吸附效果很好, 说明 Fe_3O_4 纳米粒子吸附除去水中重金属离子在实际工业生产中是一种行之有效的方法。张引娥^[2]探讨了用水合氧化铁吸附处理含重金属离子废水, 结果表明, 该方法成本较低, 操作简单, 处理能力好。刘艳等^[3]研究了负载型二氧化钛对重金属离子吸附性能, 研究表明, 负载型二氧化钛对 Cd^{2+} 、 Cr^{3+} 和 Cu^{2+} 的静态吸附容量分别为 8.3mg/g、13.1mg/g 和 12.6mg/g, 与未负载的纳米二氧化钛相近。

高温焚烧可燃烧固体危险废物后产生的炉渣其主要成分有石英 (SiO_2)、赤铁矿 (Fe_2O_3)、钠长石 ($\text{Na}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$)、橄榄石 ($2\text{Fe}-\text{SiO}_2, \text{CaO}-\text{FeO}-\text{SiO}_2$)、铁酸锌 (ZnFe_2O_4)、铝铁酸钙 ($\text{CaAl}_2\text{FeO}_{10}$) 及沸石 ($\text{Na}_2\text{O}-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{SiO}_2-\text{H}_2\text{O}$) 等^[4-6]。昆明危险废物处理处置中心高温焚烧系统产生的炉渣, 其结构复杂, 存在大小不同的空腔, 可以吸附重金属离子。本文以昆明危险废物处理处置中心焚烧炉渣为吸附材料, 研究其对含 Zn (II) 重金属废水的吸附机理。

1 实验部分

1.1 原料与仪器

实验选用的炉渣为高温焚烧染料涂料、油泥废渣、油漆废渣等危险废物所得, 其疏松多孔、比表面积较大、硬度高。依据 HJ557-2010 固体废物毒性浸出方法-水平振荡法, 对炉渣进行毒性浸出检测, 检测结果显示, 炉渣的重金属浸出浓度均低于检测限值, 该炉渣满足实验要求。

高浓度含锌废水来自某皮革厂, 锌的总量均超出《GB8978-96 污水综合排放标准》一级标准 100 倍, 其余重金属均低于标准限值。

主要仪器: 电子天平, FA2004 上海舜宇恒平科学仪器有限公司; 水平恒温水浴振荡器, HY-2 江苏省金坛市容华仪器制造有限公司。

1.2 表征

采用扫描电子显微镜 (SEM)、X 荧光能谱仪 (EDXRF) 等分析炉渣的形貌、组成和含量, 采用原子吸收分光光度法分析废水中重金属 Zn 的浓度变化, 探究炉渣对重金属 Zn 的吸附机理。

1.3 吸附试验

在 250mL 锥形瓶中加入 100mL 144mg/L 含锌废液, 在锥形瓶中分别加入 1g 粒径 <5mm 的炉渣, 将锥形瓶放置于恒温振荡器中, 设置温度为 25℃, 调节振荡频率为 110 ± 10 次/min、振幅为 40mm, 在室温下振荡 8h 后取下锥形瓶, 静置 16h。间隔一定时间用带针式过滤器的注射器移取 3.0mL 的反应溶液于样品管中, 再准确移取 1.0mL 过滤后的溶液, 用可见分光光度计测定其吸光度, 监测重金属 Zn (II) 的浓度变化, 重复上述步骤, 直至吸光度不发

收稿日期: 2017-08-09

作者简介: 陈小凤 (1989-), 女, 云南大地丰源环保有限公司, 主要从事危险废物处理技术研究。

生变化, 吸附达到平衡。改变初始含 Zn (II) 废液的浓度, 按照以上步骤进行重复实验。

2 结果与讨论

2.1 扫描电镜分析

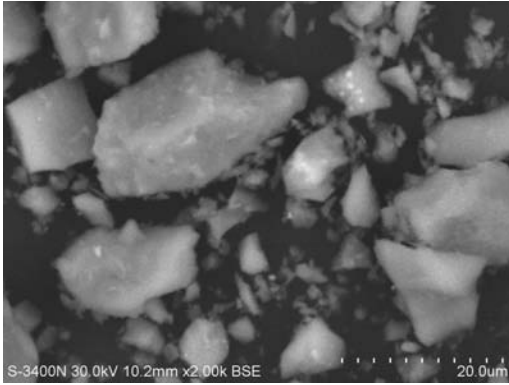


图1 炉渣的SEM图

炉渣的扫描电镜图 (SEM) 如图 1 所示, 炉渣

呈不均匀块状, 表面粗糙, 比表面积大, 可以与重金属离子有较大的接触面积, 可能对重金属离子有较强的吸附能力。

2.2 X 荧光能谱分析

对炉渣进行 X 荧光能谱分析 (EDXRF), 结果表明, 试验所用炉渣主要成分及含量为: Fe_2O_3 : 23.3%; TiO_2 : 20.7%; SiO_2 : 13.3%; Al_2O_3 : 10.3%; CaO : 7% 等。

2.3 Zn (II) 的吸附

在相同条件下研究不同浓度的含 Zn (II) 废液对吸附效果的影响, 实验结果如图 2 所示, 随着吸附时间的增加, Zn (II) 的去除率增加, 在反应 150min 时达到吸附平衡, 炉渣对不同浓度的含 Zn (II) 废水均有吸附作用, 但是吸附效果存在差异, Zn (II) 的初始浓度越低, 炉渣对 Zn (II) 的去除率就越高, 吸附率最高可达 99.99%。

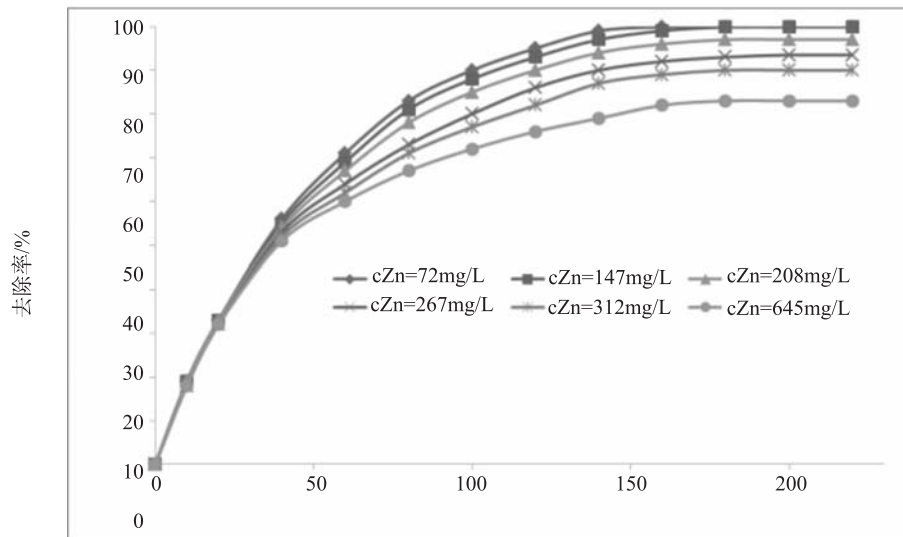


图2 不同初始浓度Zn的吸附过程

2.4 吸附等温线

常用的吸附等温线模型有 Langmuir 和 Freundlich 两种吸附模型。

Langmuir 吸附等温线的假设条件为单层表面吸附, 所有的吸附位均相同, 被吸附的粒子完全独立, Langmuir 吸附模型常用于均相吸附。Freundlich 吸附等温线是一个经验方程, 没有假设条件, Freundlich 吸附模型^[7]常用于非均相表面吸附, 本研究中选用 Freundlich 模型进行讨论。

Freundlich 方程为

$$q_e = K_F c_e^{1/n} \quad (1)$$

式中: q_e 为吸附剂表面的平衡吸附量, mg/g ; c_e 为吸附剂平衡时废水中的 Zn (II) 的浓度, mg/

L ; K_F 为 Freundlich 常数, $(\text{mg/g}) \cdot (\text{mg/g})^{1/n}$; $1/n$ 为非均相吸附指数。

一般认为, 当 $0 < 1/n < 1$ 时, 其值表示浓度对吸附量的影响, $1/n$ 越小吸附性能越好, $1/n$ 在 $0.1 \sim 0.5$ 时, 易于吸附, $1/n > 2$ 时难以吸附。在 Freundlich 吸附模型中, 当 $n > 1$ 时为多层物理吸附; 当 $n < 1$ 时为单层化学吸附^[8]。本研究得到吸附指数 $1/n = 0.254 < 1$, 表明炉渣对废水中的 Zn (II) 的吸附较为容易, 吸附模型为多层物理吸附。

2.5 吸附动力学

为了研究炉渣对 Zn (II) 的吸附机理, 分别采用准一级动力学方程和准二级动力学方程进行讨论。

准一级动力学方程^[9]为:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e - k_1 t) \quad (2)$$

以时间 t 为横坐标, $\ln(q_e - q_t)$ 为纵坐标作

图, 得到拟合曲线如图3所示。

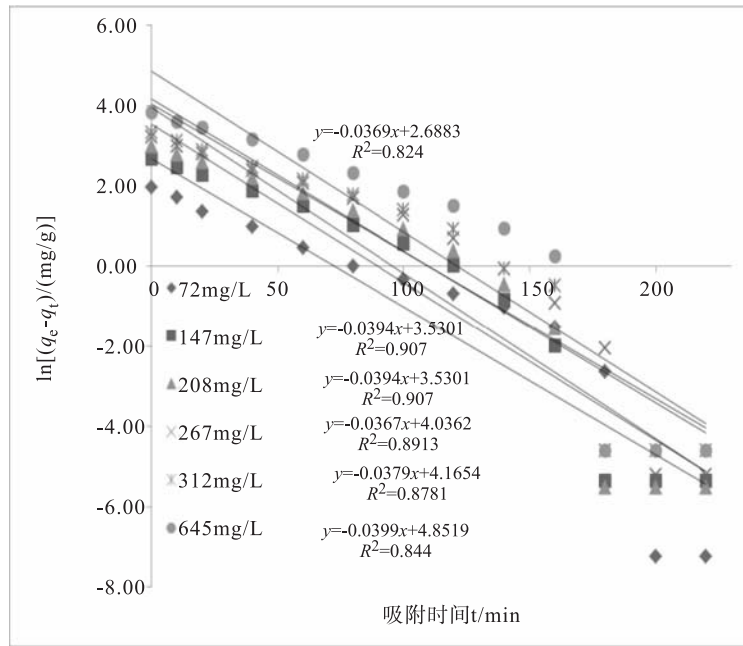


图3 不同初始浓度的准一级动力学曲线

准二级动力学方程^[9]为:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (3)$$

反应时间, min; k_1 为准一级吸附速率常数, min;

k^2 为准二级吸附速率常数, $g/(mg/min)$ 。

公式(2)(3)中 q_e 为吸附剂表面的平衡吸附量, mg/g ; q_t 为各个时间的吸附量, mg/g ; t 为

以时间 t 为横坐标, $\frac{t}{q_t}$ 为纵坐标作图, 得到拟合曲线如图4所示。

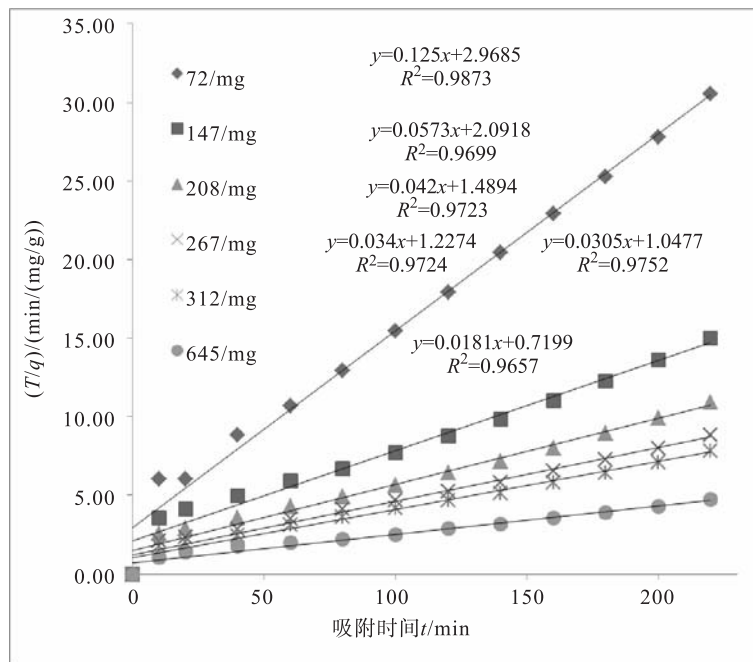


图4 不同初始浓度的准一级动力学曲线

吸附动力学常数如表 1 所示, 准一级动力学中 $q_{e,cal}$ 与 $q_{e,exp}$ 相差比准二级动力学的更大, 并且准二

级动力学中的拟合度优于准一级动力学, 所以炉渣对重金属 Zn (II) 的吸附更符合准二级动力学吸附。

表 1 吸附动力学模型常数

初始浓度 / (mg/L)	$q_{e,cal}$ / (mg/g)	准一级动力学模型			准二级动力学模型		
		$q_{e,exp}$ / (mg/g)	k^1 / min	R^2	$q_{e,exp}$ / (mg/g)	k^1 / min	R^2
72	7.20	14.71	0.0369	0.824	8.00	0.0464	0.987
147	14.69	34.12	0.0394	0.907	17.45	0.00687	0.970
208	20.18	52.19	0.0413	0.887	23.81	0.00263	0.972
267	24.96	56.61	0.0367	0.891	29.41	0.00142	0.972
312	28.08	64.42	0.0379	0.878	32.79	0.00097	0.975
645	46.44	127.98	0.0399	0.844	55.25	0.00024	0.966

注: $q_{e,cal}$ 为理论计算平衡吸附量; $q_{e,exp}$ 为实验计算平衡吸附量。

2.6 粒子扩散分析

本研究中采用颗粒内扩散方程^[10-11]:

$$q_e = k_i t^{1/2} \quad (4)$$

式中: K_i 为颗粒内扩散速率常数, $g / (mg/min)$ 。

图 5 为炉渣吸附 Zn (II) 的颗粒内扩散曲线。表明炉渣对 Zn (II) 的吸附过程经过了 3 个阶段。第一阶段是外表面扩散过程, 也称为膜扩散, 即

Zn (II) 通过扩散作用扩散到吸附剂炉渣的表面; 第二阶段是内表面扩散过程, 也称为颗粒的内部扩散或者孔扩散, 是速率控制阶段; 第三阶段为吸附平衡阶段。假设第一阶段、第二阶段、第三阶段的斜率分别为 k_1 、 k_2 、 k_3 , 由图 5 可以直观地看出 $k_1 > k_2 > k_3$, 所以炉渣对 Zn (II) 吸附速率是由第一阶段和第二阶段共同控制。

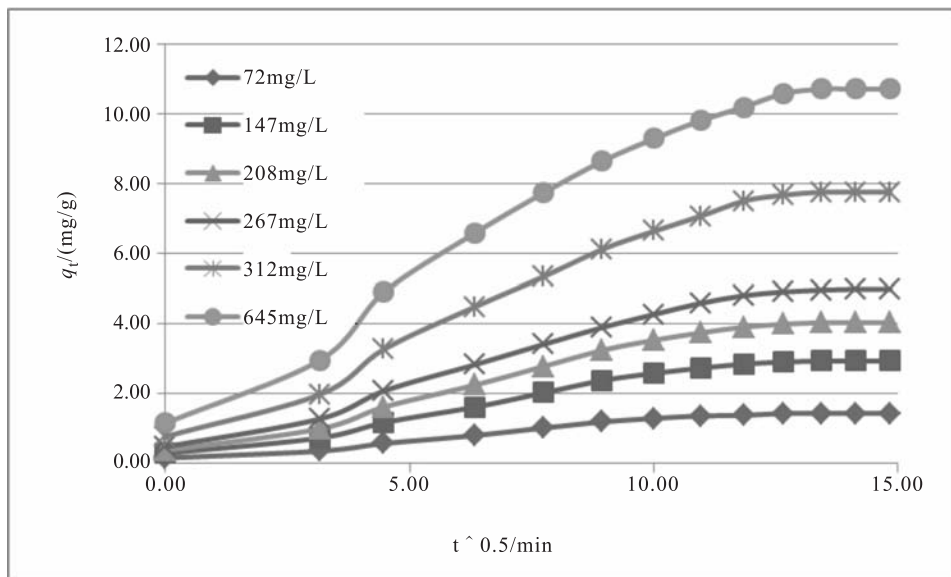


图5 炉渣吸附Zn的颗粒内扩散曲线

3 结论

以昆明危险废物处理处置中心焚烧炉渣为吸附材料, 研究其对含 Zn (II) 重金属废水的吸附机理。结果表明, 炉渣对多种浓度的含 Zn (II) 重金属废水吸附效果较好, 吸附反应 150min 后达到吸附平衡, 最大吸附率为 99.99%。对其吸附机理研究表明, 炉渣对废水中的 Zn (II) 的吸附符合

Freundlich 吸附模型, 吸附模型为多层物理吸附, 吸附过程包括表面扩散、颗粒内部扩散和吸附平衡 3 个阶段, 吸附速率是由第一阶段和第二阶段共同控制, 吸附动力学符合准二级动力学吸附。利用炉渣对废水中的重金属 Zn (II) 进行吸附处理达到以废治废的目的, 是一种行之有效的方法。

参考文献:

[1] 吕双, 杨雪, 吕洁, 等. Fe₃O₄ 纳米吸附剂的制备及其去除水

- 中 Cr (VI) 的吸附机理研究 [J]. 青岛科技大学学报 (自然科学版): 2016, 37 (4): 412 - 417.
- [2] 张引娥. 用水合氧化铁吸附处理含重金属离子废水的研究 [J]. 青岛环境, 1993, 3 (3): 136 - 138.
- [3] 刘艳, 梁沛, 郭立, 等. 负载型纳米二氧化钛对重金属离子吸附性能的研究 [J]. 化学学报, 2005, 63 (4): 312 - 316.
- [4] 何晶晶, 宋立群, 章骅, 等. 垃圾焚烧炉渣的性质及其应用前景 [J]. 中国环境科学, 2003, 23 (4): 395 - 398.
- [5] 李春雨. 典型危险废物在两段式回转窑焚烧系统内的热处置和结渣特性研究及其应用 [D]. 浙江: 浙江大学, 2011.
- [6] 石爱娟, 何晶晶, 邵立明, 等. 城市生活垃圾焚烧炉渣工程性质研究 [J]. 环境工程, 2004, 22 (1): 47 - 50.
- [7] 张增强, 孟昭福, 张一平. Freundlich 动力学方程及其参数的物理意义 [J]. 西北农林科技大学学报 (自然科学版), 2003, 31 (5): 202 - 204.
- [8] Jiaguo Yu, Lifang Qi, MietekJaroniec. Hydrogen Production by Photocatalytic Water Splitting over Pt/TiO₂Nanosheets with Exposed (001) Facets [J]. The Journal of Physical Chemistry C (ACS Publications), 2010, 114 (30): 113118 - 13125.
- [9] Skodras G, Diamantopoulou I, Pantoleontos G, et al. Kinetic studies of elemental mercury adsorption inactivated carbon fixed bed reactor [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 158 (1): 1 - 13.
- [10] 尹艳山, 张军, 盛昌栋, 等. NO 在活性炭表面的吸附平衡和动力学研究 [J]. 中国电机工程学报, 2010, 30 (35): 49 - 54.
- [11] 李兵, 蒋海涛, 张立强, 等. SO₂ 在活性炭表面的吸附平衡和吸附动力学 [J]. 煤炭学报, 2012, 37 (10): 1737 - 1742.

Study on Adsorption Mechanism of Slag to Zn (II) in Wastewater

CHEN Xiao - feng, ZHOU Jian, YIN Li - heng, YANG Zhao - biao, GU Jia - jing, JIANG Ze - biao
(Yunnan Dadifengyuan Environmental Protection Co. , LTD, Kunming Yunnan 650000, China)

Abstract: The adsorption of Zn (II) in wastewater was tested by incineration slag as the adsorbent in high temperature incineration plant in Kunming hazardous waste treatment center. They were characterized by scanning electron microscopy (SEM) and X - ray fluorescence spectrometer (EDXRF). The results showed that the adsorption of Zn (II) in the wastewater could reach the adsorption equilibrium after 150 min reaction, and the maximum adsorption rate was 99.99%. The adsorption of Zn (II) in the waste water was multilayer physical adsorption. The adsorption process included three stages: surface diffusion, internal diffusion and adsorption equilibrium. The adsorption kinetics are in accordance with the quasi - second order kinetic adsorption.

Key words: Slag; heavy metal wastewater; Zn (II); adsorption mechanism; research

以炉渣为载体处理重金属废水的吸附研究

周建, 陈小凤, 尹砾珩, 李成跃, 和学友, 李超

(云南大地丰源环保有限公司, 云南昆明 650000)

摘要:通过对昆明危险废物处理处置中心高温焚烧车间的焚烧炉渣进行筛选、毒性浸出检测及预处理, 将其用于处理重金属废水研究中。结果表明, 经过预处理的炉渣对含砷、铬、锌的重金属有较好的吸附效果, 粒径 < 10mm 的炉渣, 加入最佳比例为 13.33%, 对砷、铬、锌的去除率分别达到 87.09%、99.31% 和 99.99%。

关键词: 炉渣; 重金属废水; 吸附; 资源化

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0081-04

重金属污染指由重金属及其化合物造成的环境污染, 主要产生于有色金属冶炼与加工厂、钢铁酸洗及电解、电镀洗涤、油漆、染料等生产和使用过程^[1]。近年来, 随着工业化进程加快, 大量的重金属废水不断产生, 给人们的正常生产生活带来了影响, 严重破坏了水体、土壤的生态平衡。2008年云南某企业违规排放未经处理的含砷污染废水, 导致阳宗海严重污染, 使之多年成为人类及鱼虾等生物的活动禁区; 2011年曲靖南盘江遭受 5000 余 t 铬渣污染, 致使水中重金属超标近 2000 倍, 造成大量牛羊死亡, 并成了现在的癌症村; 2014年广西壮族自治区大新铅锌矿, 由于未处理好排污措施, 大量废水进入到灌溉区, 大面积的耕作地被污染, 导致土壤及作物中的铅、锌等重金属超标, 严重影响人们的生活健康。水体重金属污染已成为当今重要的环境问题之一, 因此如何经济有效地处理重金属废水是当前亟待解决的问题。

目前, 人们对水体重金属污染问题已有相对深入的研究, 重金属废水的处理方法主要有化学沉淀法、物理法和生物法三种方法^[2-4]。采用高温焚烧的方式对可燃烧的固体危险废物进行焚烧处理, 焚烧后的炉渣其主要成分有石英 (SiO_2)、赤铁矿 (Fe_2O_3)、钠长石 ($\text{Na}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$)、橄榄石 ($2\text{Fe}-\text{SiO}_2, \text{CaO}-\text{FeO}-\text{SiO}_2$)、铁酸锌 (ZnFe_2O_4)、铝铁酸钙 ($\text{CaAl}_2\text{FeO}_{10}$) 及沸石 ($\text{Na}_2\text{O}-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{SiO}_2-\text{H}_2\text{O}$) 等^[5-7]。炉渣结构复杂, 存在大小不同的空腔, 可以吸取或过滤大小不同的其他物质。为了提高炉渣的经

济效应, 降低重金属废水的处置成本, 考虑对其进行资源化利用。本文以昆明危险废物处理处置中心焚烧炉渣为研究对象来处理含砷、铬、锌重金属废水。

1 实验部分

1.1 炉渣的产生

昆明危险废物处理处置中心的焚烧系统包括废物预处理系统、进料系统、回转窑、二燃室、余热锅炉、急冷塔、循环流化床、布袋除尘、碱洗塔、烟囱。焚烧系统主要运行参数: 固体废物窑内停留时间 50~80min, 窑尾温度 850~950℃, 二燃室温度 1100~1200℃, 烟气停留时间 > 2s, 烟气中氧体积分数 6%~10%。

实验选用的炉渣为高温焚烧染料涂料、含油土壤等危险废物, 具有疏松多孔、比表面积较大、硬度强的特点。

1.2 炉渣预处理

炉渣采用 EPS-1/8 密封式颚式破碎机进行破碎 (粒径 < 10mm), 按照粒径大小进行筛分。依据 HJ557-2010 固体废物毒性浸出方法-水平振荡法, 对炉渣进行毒性浸出检测, 防止炉渣自身携带的重金属影响试验效果。炉渣的重金属浸出浓度均低于标准值, 该炉渣满足实验要求。

炉渣的扫描电镜 (SEM) 图如图 1 所示, 经破碎后的炉渣呈不均匀块状, 表面粗糙, 比表面积大, 可以与重金属离子有较大的接触面积, 可能对重金属离子有较大的吸附能力。

1.3 重金属废水

实验所用重金属废水来源于某皮革厂, 主要包含砷、铬、锌三种重金属离子, 按照《GB8978-96 污水综合排放标准》一级标准, 砷超标准 40

收稿日期: 2017-08-09

作者简介: 周建 (1990-), 男, 云南大地丰源环保有限公司, 主要从事危险废物处理技术研究工作。

倍, 铬和锌的总量均超标准 100 倍以上, 其余重金属均低于标准限值。

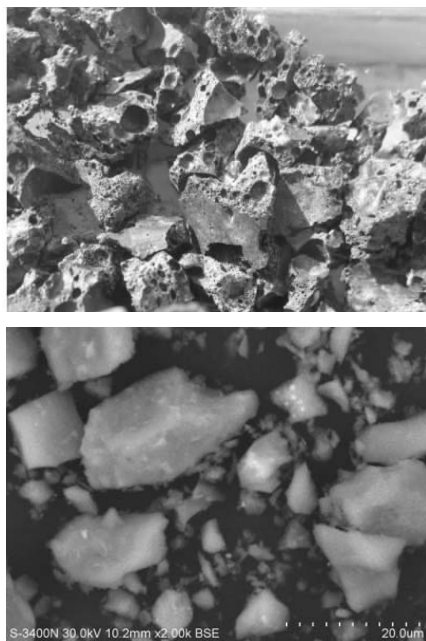


图1 炉渣的破碎图和SEM图

2 结果与讨论

2.1 炉渣粒径对吸附效果的影响

炉渣对重金属废水进行吸附处理。炉渣破碎后, 分别使用 4 目、7 目、18 目的标准筛筛选出 4.75 ~ 10mm、2.8 ~ 4.75mm、1 ~ 2.8mm、< 1mm 及 10mm 以下 5 种粒径的炉渣。实验所用的重金属废水中砷、铬、锌的浓度分别为 19.98mg/L、144mg/L、178mg/L, 控制炉渣与重金属废水的比例在同条件下进行实验。实验检测结果及重金属去除率见表 1。

如表 1 所示, 炉渣对重金属砷、铬、锌有较好的去除效果, 去除率分别可达 78.72%、94.10%、99.80%。①粒径为 1 ~ 4.75mm, 对锌的去除效果最好, 锌的去除率达到 99.80%, 达到国家污水排放一级标准; ②粒径 < 1mm 时, 对总铬的去除效果最好; ③10mm 以内粒径的炉渣对砷、铬、锌三种重金属去除率的影响较小, 其变化基本保持在 5% 以内。

表 1 炉渣粒径对重金属吸附实验的影响

粒径/mm	炉渣用量/g	废水量/mL	总砷 / (mg/L)	总砷 去除率/%	总铬 / (mg/L)	总铬 去除率/%	总锌 / (mg/L)	总锌 去除率/%
4.75 ~ 10	10	150	4.56	77.17	16.5	85.80	0.513	99.70
2.8 ~ 4.75	10	150	4.25	78.72	19.9	86.20	0.24	99.80
1 ~ 2.8	10	150	4.32	78.37	17.9	87.50	0.254	99.80
< 1	10	150	4.44	77.77	8.45	94.10	0.411	99.70
< 10	10	150	4.97	75.12	23.2	83.80	0.82	99.50

2.2 炉渣用量对吸附效果的影响

由 2 可知, 炉渣粒径对整体实验的影响较小,

因此选择粒径 < 10mm 的炉渣进行实验, 研究不同炉渣用量对实验的影响, 实验结果如表 2 所示。

表 2 炉渣用量对重金属吸附实验的影响

废水量/mL	炉渣用量/g	总砷 / (mg/L)	总铬 / (mg/L)	总锌 / (mg/L)
150	2	5.12	6.73	0.021
150	5	4.67	5.43	0.062
150	10	4.04	4.23	0.078
150	12	3.71	3.69	0.056
150	18	3.45	2.38	0.071
150	20	3.23	1.82	0.074
150	30	2.79	1.23	0.13
150	38	2.62	0.98	0.126
150	50	2.58	0.77	0.159

整体而言, 炉渣对锌的吸附效果最好, 在所有

实验中均达到国家污水排放一级标准; 其次为铬,

当废水量为 150mL 时，炉渣用量为 38g 时达到国家污水排放一级标准；对砷的吸附率达到 87.09%，但是结果均不达标，实际生产中应考虑结合其他方法对砷进行处理。

结合废水原始检测数据，对其去除率进行变化趋势分析如图 2 所示。总锌去除率很稳定，接近于 100%；总铬去除率先增加后达到平衡，在炉渣用量达到 20g 时达到平衡；砷的去除率随着炉渣用量的增加其去除率增加，在炉渣用量达到 30g 时基本达到平衡。结合试验参照炉渣加入最佳比例为 13.33%，即炉渣用量为 20g。

2.3 重金属废水浓度对吸附效果的影响

选择粒径 < 10mm 的炉渣，加入最佳比例为 13.33%，即 150mL 废水中加入 20g 炉渣进行实验，研究不同浓度的重金属废水对实验的影响，实验结果如表 3 所示。

表 3 中，1、2、3 组为单一重金属废水，4、

5、6、7 为含砷、铬、锌的重金属废水，由实验结果可知，不同浓度的重金属废水对实验的影响不大。用炉渣处理含砷、铬、锌的重金属废水应用范围很广，实用性很强，充分体现了以废治废的危废处理理念。

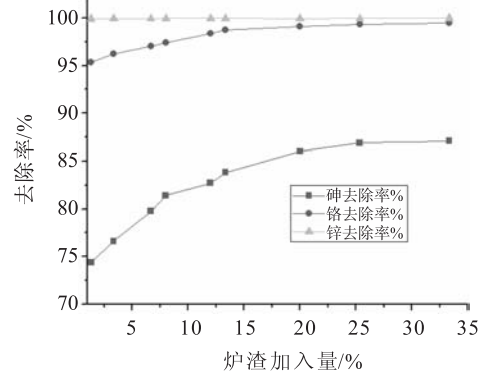


图2 炉渣用量对重金属去除率的影响

表 3 重金属废水浓度对吸附效果的影响

序号	项目	初始浓度/(mg/L)	吸附后浓度/(mg/L)	去除率/%
1	As	25	3.88	84.48
2	Cr	150	1.42	99.05
3	Zn	180	0.076	99.96
4	As	5	0.62	87.60
	Cr	35	0.427	98.78
	Zn	45	0.022	99.95
5	As	10	1.43	85.70
	Cr	70	0.95	98.64
	Zn	90	0.08	99.91
6	As	20	3.18	84.10
	Cr	140	1.764	98.74
	Zn	180	0.13	99.93
7	As	30	4.67	84.43
	Cr	210	2.88	98.63
	Zn	270	0.15	99.94

2.4 对吸附后炉渣进行稳定化/固化

将试验后的炉渣先进行稳定化/固化然后进行安全填埋，依据 HJ557-2010 固体废物毒性浸出方法-水平振荡法对稳定化/固化的炉渣进行毒性浸出检测，检测浓度满足 GB18598-2001 危险废物填埋污染控制标准。

焚烧炉渣的形成过程经历了小颗粒向大颗粒团聚的过程，所形成的团聚物颗粒表面较为粗糙，呈

现蜂窝状，表现出多孔性和多晶体聚合性的特征。重金属污水中的重金属离子大多以离子态的形式存在于污水中，通过炉渣内部的孔道形成诸多细小支流，使得污水中某一种或多种重金属离子吸附在炉渣表面，从而降低水中的重金属污染。

3 结论

整体而言，炉渣对砷、铬和锌的去除率分别为 87.09%、99.31% 和 99.99%。高温焚烧后残留的

炉渣通过检测基本没有重金属析出的情况下, 可以替代废水处理的吸附材料, 用于去除 As、Cr 及 Zn 等重金属离子, 特别是含有 Cr 及 Zn 的两种重金属离子。该方法减少了处理过程中的污泥量, 对炉渣进行资源化利用, 降低成本, 实现了以废治废的环保理念。

参考文献:

[1] Srivastava NK, Majumder C B. Novel bio - filtration methods industrial waste water [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008 (151): 1 - 8.
[2] Fu F, Wang Q. Removal of heavy metal ions from waste water [J].

Journal of Environment Management, 2011 (92): 407 - 418.

[3] Lia, Gao C, Xu W J. Magnetic dendritic materials for highly efficient adsorption of dyes and drugs [J]. Mater Interfaces, 2010 (2): 1483 - 1491.
[4] 马前, 张小龙. 国内外重金属废水处理新技术的研究进展 [J]. 环境工程学报: 2007 (7): 10 - 14.
[5] 何晶晶, 宋立群, 章骅, 等. 垃圾焚烧炉渣的性质及其应用前景 [J]. 中国环境科学, 2003, 23 (4): 395 - 398.
[6] 李春雨. 典型危险废物在两段式回转窑焚烧系统内的热处置和结渣特性研究及其应用 [D]. 浙江: 浙江大学, 2011.
[7] 石爱娟, 何晶晶, 邵立明, 等. 城市生活垃圾焚烧炉渣工程性质研究 [J]. 环境工程, 2004, 22 (1): 47 - 50.

Study on Adsorption of Heavy Metal Wastewater by Slag as Carrier

ZHOU Jian, CHEN Xiao - feng, YIN Li - heng, LI Cheng - yue, HE Xue - you, LI Chao
(Yunnan Dadifengyuan Environmental Protection Co., LTD, Kunming Yunnan 650000, China)

Abstract: The screening and pretreatment of incineration slag in the high temperature incineration plant of Kunming treatment center and dangerous waste was used in the treatment of heavy metal wastewater. The results showed that the pretreated slag had good adsorption effect on the heavy metals containing arsenic, chromium and zinc, the slag with particle size less than 10mm was added with the best ratio of 13.33%, and the removal rates of arsenic, chromium and zinc were 87.09%, 99.31% and 99.99%. The use of slag to treat heavy metal wastewater could be an effective method.

Key words: slag; heavy metal wastewater; adsorption; reuse

江苏省太仓市有关污染源对地下水环境质量的影 响

梅林林^{1,2}, 朱大威¹

(1. 江苏省农业科学院, 江苏 南京 210014; 2. 太仓市环境保护局, 江苏 太仓 215400)

摘 要:以江苏省太仓市为例,研究了江苏省苏南地区重点污染排放企业对周边地下水质的影响。结果表明,在细菌总数指标参与评价的情况下,太仓市8个污染场监测点位中,水质为Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ类的点位分别有1、4、3个;在细菌总数指标不参与评价的情况下,水质为Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ类的点位分别有2、3、3个;太仓市涉及重金属企业和固废处置企业尚未对周边地下水环境造成污染,但垃圾填埋场已经对其范围内的地下水产生严重污染。

关键词:地下水;污染源;水环境质量;影响;太仓市

中图分类号: X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0085-03

地下水分布广泛、便于开采、相对不易受到污染,是人类生产生活的重要供水水源之一。随着我国工业化、城市化的飞速发展,很多未经处理或不符合相关排放标准的污水随意排放,其有毒液体原料以及有害固体废弃物的浸出液随地表水入渗,导致我国地下水环境污染的问题日趋严重。地下水污染对人类生活和经济发展的影响逐渐显露。因此,亟待加强对地下水污染的研究与治理,以及相应技术的开发工作。江苏省苏南地区是我国工业化、城市化率先发展的典型,其环境质量变化情况更加值得关注。一些学者开展了苏南地区地下水环境质量相关研究。黄家柱研究指出,苏南地区浅层地下水主要是“三氮”超标、有机污染,深层地下水中氯离子、钙离子、重碳酸根含量及硬度都有较大增加^[1]。顾阿明等研究发现,苏南部分地区浅层地下水铁、锰超标,局部受到氮的轻微污染, NH_4^+ 、 NO_3^- 、 NO_2^- 、耗氧量4项污染指标均有不同程度超标^[2]。汪珊等研究显示,江苏省太仓地区地下水呈轻度污染,主要超标项目是无机、化学和金属组分^[3]。针对特定污染源对苏南地区地下水质量的影响研究,尚不多见。本研究以太仓市为例,探

讨苏南地区重点污染排放企业对周边地下水质的影响,以期为提高地下水环境质量管理科学化水平提供依据。

1 材料与方法

1.1 监测点位布设

在太仓市重点污染区域附近设置污染控制点位8个。考虑钻凿监测井存在一定难度,点位选择上仍以最近的民用井为主。垃圾填埋场内设有专门监测井,将该井作为污染源的地下水监测点(D29)。具体监测点位布设见表1。

表1 污染源地下水监测点位

编号	涉及重点污染源	监测井位置
D27	某有色金属制品有限公司	该公司西200m
D28		该公司西南600m
D29	某生活垃圾填埋场	该垃圾填埋场内部
D30		该垃圾场东北200m
D31	某固废处置有限公司	该公司东30m
D32		该公司北700m
D33	某电镀作业区	该作业区内部
D34		该作业区附近

1.2 地下水水质监测方法

根据《HJ/T164-2004 地下水环境监测技术规范》和《水和废水监测分析方法(第4版)》^[4]进行样品采样、实验室检测分析。

现场测试项目:水位、pH值、水温、色、嗅和味、浑浊度、肉眼可见物。

实验室测试项目:电导率、总硬度、溶解性总

收稿日期:2017-07-28

基金项目:江苏省农业科技自主创新资金(编号:0040456100ZX(17)4033)。

作者简介:梅林林(1980-),男,辽宁大连人,硕士,工程师,研究方向为环境监测。

通信作者:朱大威,男,硕士,副研究员,研究方向为农业政策与农业科技管理。

固体、氯化物、硫酸盐铜、铁、锌、锰、挥发酚、高锰酸盐指数、阴离子合成洗涤剂、硝酸盐、氨氮、亚硝酸盐、氰化物、氟化物、汞、铅、硒、镉、砷、六价铬、总铬、镍、六六六、滴滴涕、总大肠菌群、细菌总数、钠、钙、镁、钾。

1.3 地下水环境质量分级

根据《GB/T14848-93 地下水质量标准》确定各项组分水质级别，如果有1项指标值超过该标准Ⅲ类标准限值，就认为本监测点位超标。评价结果分为细菌总数参与评价和不参与评价2类。

该标准依据我国地下水水质现状、人体健康基准值及地下水质量保护目标，并参照生活饮用水、工业用水水质要求，将地下水质量划分为5类。Ⅰ类主要反映地下水化学组分的天然低背景含量，适用于各种用途；Ⅱ类主要反映地下水化学组分的天然背景含量，适用于各种用途；Ⅲ类以人体健康基准值为依据，主要适用于工、农业用水及集中式生活饮用水水源；Ⅳ类以工业和农业用水要求为依据，除适用于农业和部分工业用水外，适当处理后可作生活饮水；Ⅴ类不宜饮用，其他用水可根据使用目的选用。

1.4 数据分析

采用SPSS 13.0软件进行数据统计分析，当测定结果低于分析方法的最低检出浓度时，参考《SL219-98 水环境监测规范》，按1/2最低检出浓度值参加统计处理。

2 结果与分析

2.1 监测点位地下水环境质量状况

2.1.1 理化指标

监测结果表明，太仓市污染源监测点位地下水pH值为7.3~7.8，平均为7.5；电导率（25℃）为57~93ms/m，平均为77ms/m；总硬度为254~613mg/L，平均为465mg/L；溶解性总固体含量为479~762mg/L，平均为645mg/L；硫酸盐含量为94.2~202.0mg/L，平均为131.9mg/L；氯化物含量为21.9~155mg/L，平均为84.8mg/L；氟化物含量在未检出~0.68mg/L，平均为0.27mg/L；氰化物含量在未检出~2μg/L，平均为0.94μg/L；高锰酸盐指数为0.6~5.9mg/L，平均为1.8mg/L；氨氮含量在未检出~3.78mg/L，平均为0.54mg/L；硝酸盐含量为2.05~33.3mg/L，平均为13.4mg/L；亚硝酸盐含量在未检出~0.369mg/L，平均为0.0474mg/L。

2.1.2 金属和类金属元素指标

监测结果表明，太仓市污染源监测点位地下水

钙含量为62.2~144mg/L，平均106.6mg/L；钾含量为1.5~67.8mg/L，平均22.6mg/L；镁含量为17.1~44.6mg/L，平均30.6mg/L；钠含量为27.4~111.0mg/L，平均为72.9mg/L；镉含量在未检出~1μg/L，平均为0.29μg/L；铜含量在未检出~43μg/L，平均为12μg/L；铅含量在未检出~2μg/L，平均为1.2μg/L；汞含量在未检出~30ng/L，平均为21ng/L；砷含量在未检出~0.9μg/L，平均为0.38μg/L；镍含量在未检出~40μg/L，平均为9.4μg/L；锰含量在未检出~134mg/L，平均为33.5mg/L；铁含量在未检出~0.22mg/L，平均为0.055mg/L；锌含量在未检出~123μg/L，平均为20.4μg/L；硒、六价铬、总铬均未检出。

2.1.3 有机物和生物指标

监测结果表明，太仓市污染源监测点位地下水挥发酚含量在未检出~4μg/L，平均为1.5μg/L；阴离子洗涤剂含量在未检出~0.36mg/L，平均为0.011mg/L；DDT含量在未检出~39ng/L，平均为11ng/L；六六六含量在未检出~22ng/L，平均为4.9ng/L；细菌总数为64~960个/mL，平均为318个/mL。

2.2 监测点位地下水环境质量分级

监测结果表明，在细菌总数指标参与评价的情况下，太仓市8个污染场监测点位中，水质达到Ⅲ类的点位有1个，地下水达标率为12.5%；水质为Ⅳ类的点位有4个，占50.0%；水质为Ⅴ类的点位有3个，占37.5%。在细菌总数指标不参与评价的情况下，水质达到Ⅲ类的点位有2个，地下水达标率为25.0%；水质为Ⅳ类的点位有3个，占37.5%；水质为Ⅴ类的点位有3个，占37.5%。

2.3 污染源地下水超标指标分析

重点污染源某有色金属制品有限公司的监测点位是D27、D28。这2个点位的地下水水质均为Ⅳ类，超标因子为总硬度、细菌总数。镉、铜、铅、汞、砷、六价铬、锌等重金属含量均达到地下水环境质量Ⅰ类水平，表明该公司污染物排放尚未对其周边地下水环境产生影响。

重点污染源某固废处置有限公司的监测点位是D31、D32。D31点位距污染源30m，地下水水质为Ⅲ类；D32点位距污染源700m，地下水水质为Ⅴ类，超标因子为总硬度、硝酸盐，表明D32点位超标不是受该公司污染物排放影响，该公司尚未对其周边地下水环境产生影响。

重点污染源某电镀作业区的监测点位是D33、

D34。D33 点位位于该电镀作业区，地下水水质为 IV 类，超标因子为总硬度、细菌总数、硝酸盐；D34 点位位于双凤电镀作业区周边，地下水水质为 V 类，超标因子为总硬度（V）、细菌总数、硝酸盐。镉、铜、铅、汞、硒、砷、六价铬、锌等重金属含量均达到地下水环境质量 I 类或 II 类水平，表明该作业区污染物排放尚未对其周边地下水环境产生影响。

重点污染源某垃圾填埋场的监测点位是 D29、D30。D29 点位位于垃圾填埋场内，地下水水质为 V 类，超标项目有高锰酸盐指数、挥发酚、氨氮、阴离子洗涤剂、锰、细菌总数、亚硝酸盐，其中氨氮、阴离子洗涤剂、亚硝酸盐 3 个指标达到 V 类；D30 点位位于垃圾填埋场周边，位于垃圾电厂东北 200m，地下水水质为 III 类。表明该垃圾填埋场已经对其范围内的地下水产生严重污染。

3 结论与建议

3.1 结论

本研究表明，在细菌总数指标参与评价的情况下，太仓市 8 个污染场监测点位中，水质为 III、IV、V 类的点位分别有 1、4、3 个；在细菌总数指标不参与评价的情况下，水质为 III、IV、V 类的点位分别有 2、3、3 个；太仓市涉及重金属企业和固废处置企业尚未对周边地下水环境造成污染，但垃圾填埋场已经对其范围内的地下水产生严重污染。

3.2 建议

针对太仓市地下水环境质量现状，提出了太仓市地下水环境保护策略：一是强化地下水污染防治，削减城镇生活污染负荷，完善生活垃圾填埋场防渗和渗滤液引流措施；加强工业废水处理，加强重点工业行业地下水环境监管；控制农业与农村面源污染，保护地下水饮用水源；改善地表水环境质量，减少地表水体中氮等营养盐向地下水的迁移。二是加强地下水环境监管，落实地方政府环境质量负责制，明确各个部门地下水环境保护责任分工；建立地下水污染责任终身追究制，加强地下水环境保护执法管理；完善地下水环境监测网络，建立健全地下水环境监测体系。三是完善地下水环境保护的各类保障措施，建立多元化环保投融资机制，加大地下水环境保护资金投入；加强地下水环境保护宣传教育，形成全社会保护地下水环境的良好氛围。

参考文献：

- [1] 黄家柱. 苏锡常地区地下水资源开发利用与环境保护 [J]. 农村生态环境, 1998, 14 (1): 10-13.
- [2] 顾阿明, 王彩会, 朱锦旗. 苏锡常地区浅层地下水开发利用前景分析 [J]. 水文地质工程地质, 2003 (4): 90-92.
- [3] 汪珊, 孙继朝, 李政红. 长江三角洲地区地下水环境质量评价 [J]. 水文地质工程地质, 2005 (6): 30-33.
- [4] 本书编委会. 水和废水监测分析方法 (4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

Impact of Pollutant Sources on Groundwater Environmental Quality in Taicang city, Jiangsu Province

MEI Lin - lin^{1,2}, ZHU Da - wei¹

(1. Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing Jiangsu 210014, China)

Abstract: Taking Taicang city as the example, the impact of key polluting enterprises on around groundwater quality in South of Jiangsu area was discussed. Under the case of total bacterial involved in evaluation, water quality was third - class with 1 sample, fourth - class with 4 samples and fifth - class with 3 samples. Under the case of total bacterial not included in evaluation, water quality was third - class with 2 samples, fourth - class with 3 samples and fifth - class with 3 samples. In Taicang city, key enterprises had not polluted the groundwater environment, but refuse landfill had produced serious pollution to groundwater.

Key words: groundwater; pollutant source; water environmental quality; impact; Taicang city

南昌市区大气环境质量模糊数学综合评价

丁 鹏, 陈优良, 冯俊华

(江西理工大学建筑与测绘工程学院, 江西 赣州 341000)

摘 要:以南昌市2014—2016年空气环境监测数据为依据,参照新标准《GB3095-2012环境空气质量标准》,选取 SO_2 、 NO_2 、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 CO 、 O_3 共6个大气环境污染因子作为评价参数,采用模糊数学综合评价法计算各污染因子权重及其分配系数和隶属度,建立模糊关系矩阵和模糊权重矩阵,分析各大气污染因子对南昌市大气环境质量的影响,得到模糊综合评价结果。结果表明:南昌市总体大气环境质量为尚清洁(Ⅱ级),近三年空气质量在逐渐好转,可吸入颗粒物 PM_{10} 和细颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 是影响南昌市空气质量的主要污染物质,二氧化氮 NO_2 污染呈逐年上升趋势,臭氧 O_3 在近三年也呈上升趋势且上升幅度较大,应引起重视。

关键词:空气环境质量;模糊数学;综合评价;南昌市

中图分类号:X823 **文献标志码:**A **文章编号:**1673-9655(2018)02-0088-06

0 引言

随着城市经济的快速发展和城市化进程的不断加快,我国的城市空气污染状况日益严峻,城市的发展对环境的破坏越来越大。面对越来越恶劣的生存环境,国家也逐渐重视,提高了对环境污染行为的打击力度,并且提出了一系列的法律法规和决策建议来减缓城市环境污染的步伐。2001年6月5日起,国家环境保护总局和中国气象局联合发布了47个重点保护城市的空气质量预报^[1]。2016年1月,环境保护部与国家质量监督检验检疫总局联合发布国家环境空气质量标准《GB3095-2012环境空气质量标准》,并废止了此前使用的《GB3095-1996环境空气质量标准》。这些都体现了国家对改善城市空气质量的迫切要求,也表明了城市空气污染的治理刻不容缓。

目前,运用于空气环境质量综合评价的方法很多^[2],有环境质量指数法、污染损失率法、人工神经网络法、层次分析法、灰关联分析法和变权识别模型法等^[3]。许多学者运用这些方法对我国不同城市空气质量进行了评价研究。如吴宁^[4]等通过对城市环境指标的分析,运用层次分析法对城市空气质量进行评价,此方法可以将多层次评价转换为定量评价,从而使空气质量状况的分析和比较更

加合理有效。张美华^[5]等采用无加权、超标加权、灰色加权和模糊加权四种方式来计算权重,用倍斜率和等斜率两种方式来构建隶属函数,并将各种方法在空气环境质量评价的应用进行比较,结果表明,倍斜率聚类法对大气环境综合评价更加科学合理。周宾^[5]通过采集2004年甘肃省5个重点城市的空气质量监测数据,使用模糊聚类法对5个重点城市进行大气环境质量综合评价,展示了模糊聚类法在环境评价中的积极作用和重要意义。利用上述方法评价空气环境质量虽然可以得到一个客观的结果,但是不能体现环境质量结构的多因子综合性。基于模糊理论的模糊评价方法可以将环境质量结构中各因子之间的不确定性、随机性和模糊性综合考虑,非常适合多因素作用下的空气环境质量评价。1965年美国控制论专家查德(Zadeh L A)首次提出模糊集合的概念,标志着模糊数学的诞生^[6-7]。模糊数学又称Fuzzy数学,是研究和处理模糊性现象的一种数学理论和方法,它是在集合论的基础上建立的,将特征函数推广到模糊集中的 $[0, 1]$ 区间。模糊综合评价是以模糊数学为基础,应用模糊关系合成的原理,将一些模糊的、难以量化的且受到多种因素制约的事物或者对象做出一个总体评价的方法^[8]。在环境质量的综合评价中,涉及到多种不确定因素和各种复杂现象的相互作用,所以,评价中存在着许多模糊现象和模糊概念^[9]。

南昌市作为环鄱阳湖城市群的核心城市和长江

收稿日期:2017-08-25

基金项目:江西省自然科学基金(2010GQS0080)。

作者简介:丁鹏(1993-),男,硕士,研究方向:城市环境与GIS应用。

流域承东启西的重点战略节点城市，地理位置特殊。模糊数学综合评价法是目前最有效合理的评价方法，它可以满足大气环境系统中各个因素间的不确定性、随机性和模糊性，能更加全面合理地评价大气环境质量的客观现状^[10]。本研究将使用新的国家环境质量标准《GB3095-2012 环境空气质量标准》，并对该标准进行必要的补充，根据南昌市的实际情况将其扩充至3个级别，再结合模糊数学评价法，通过分析不同年度的空气指标对南昌市空气质量状况进行评价，分析其年度动态变化规律，为改善南昌市大气质量状况提供依据。

1 研究区域概况和数据来源

1.1 研究区域概况

南昌市位于江西省中部偏北，赣江、抚河下游，滨临中国第一大淡水湖鄱阳湖。南昌市辖五个区，分别为东湖区、西湖区、湾里区、青云谱区和青山湖区；共4个县，分别为南昌县、新建县、进贤县和安义县。全市总人口623.5万人。南昌市全境以平原为主，东南平坦，西北丘陵起伏；总面积7402.36km²；全市平均海拔25m，城区地势偏低洼。西部是西山山脉，最高点梅岭主峰洗药坞，海拔841.4m^[11]。南昌市水网密布，赣江、抚河、玉带河、锦江、潦河纵横境内；湖泊众多，有军山湖、金溪湖、青岚湖、瑶湖等数百个大小湖泊。市区湖泊主要有城外四湖：青山湖、艾溪湖、象湖、黄家湖（含礼步湖、蝶子湖）；城内四湖：东湖、西湖、南湖、北湖。南昌市属于中亚热带湿润季风气候，气候湿润温和，日照充足，一年中夏冬季长，春秋短，是典型的“夏炎冬寒”型城市，夏天非常炎热，有“火炉”之称，冬天又比较寒冷。年平均气温17~17.7℃，极端最高气温

40.9℃，极端最低气温-15.2℃；年降雨量1600~1700mm，降水日为147~157d；年平均暴雨日5.6d；年平均相对湿度为78.5%；年日照时间1723~1820h，日照率为40%；年平均风速2.3m/s；年无霜期251~272d；冬季多偏北风，夏季多偏南风。适合植物、花卉生长，是营造“花园城市”的理想地区。

南昌市近年来经济发展非常迅速，但随着经济发展的加快，环境污染治理成为一个不可忽视的问题。全市共设有9个监测点，分别为省站、省林业公司、省东镇政府、林科所、武术学校、省外办、象湖、机电学校和建工学校。虽然南昌市为建设花园城市对全市的环境质量改善做了很多工作，但由于市区耗煤量大、静风频率高、大气扩散能力差，大气污染浓度偏高、城区大气污染突出、大气污染区域集中等问题依然存在，使得南昌市空气环境污染的治理刻不容缓。

1.2 数据来源

从2014年开始，全国所有城市都已经开始使用AQI（Air Quality Index，空气质量指数）代替原来的API（Air Pollution Index，空气污染指数），为了保证空气质量数据时间度量上的一致性和完整性，本文选取2014—2016年空气质量数据进行分析研究。文章所用的南昌市环境污染指数数据主要来自于中华人民共和国环境保护部数据中心，时间段为2014年1月1日—2016年12月31日，数据获取后保存于Excel文件中。选取2014—2016年的空气质量主要污染物SO₂、NO₂、PM₁₀、PM_{2.5}、CO、O₃的年平均值作为评价对象，具体数据如表1所示。

表1 南昌市大气污染物年平均监测数据

年份	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	CO	O ₃
2014	0.024	0.030	0.081	0.051	1.040	0.087
2015	0.025	0.029	0.074	0.042	0.944	0.111
2016	0.017	0.033	0.079	0.043	0.975	0.101

2 模糊数学综合评价方法

模糊综合评价是根据给出的评价标准和实际测量数值，综合考虑各个相关的因素，通过模糊变换原理和最大隶属度原则对事物进行评价。其主要过程是首先对各单项参数进行评价，然后考虑各项参数在总体中的地位配以适当权重，在此基础上用模

糊概念进行推理，经过运算得出评价结果^[12]。其基本步骤：

(1) 建立评价空间

确定被评价污染物各因子的集合，假定评价集 $U = \{u_1, u_2, u_3 \dots u_n\}$ ， u 为各污染物的实测值；确定评价标准集合，通常使用 V 表示，即 $V =$

$\{v_1, v_2, v_3 \dots v_n\}$, v 表示各个污染因子相应的空气质量分级标准值。评价集是指评价对象可能做出各种评价结果集合的总体, 模糊数学综合评价的目的就是在综合考虑所有影响因子的基础上, 从评价集中得到最佳的评价结果^[13]。

(2) 建立隶属度函数

隶属度是描述污染物的含量与各污染等级之间相关程度的参数^[14], 由于空气污染的程度有一个空气分级标准, 根据具体的污染物实测值和空气分级标准可以得到污染物相对于各个污染等级的隶属

度。在计算污染物的隶属度时, 需要选择一个适合的隶属度函数, 常用的隶属度函数有降半阶隶属度函数、三角隶属度函数和高斯隶属度函数等^[15]。鉴于各隶属度函数优缺点不一, 本文采用降半阶梯形隶属度函数。使用 j 表示污染的等级, 使用 X_i 表示大气环境中第 i 种污染物的实测值, 用 r_{ij} 表示第 i 种污染物对第 j 级标准的隶属度^[16]。则隶属度函数的表达式如下:

当 $j=1$ 时, 隶属度计算公式如式 (1) 所示。

$$r_{ij} = \begin{cases} 0, & x_i \geq S_{i(j+1)} \\ \frac{S_{i(j+1)} - x_i}{S_{i(j+1)} - S_{ij}}, & S_{ij} < x_i < S_{i(j+1)} \\ 1, & x_i \leq S_{ij} \end{cases} \quad (1)$$

当 $j=2, 3, \dots, n-1$ 时, 隶属度计算公式如式 (2) 所示。

$$r_{ij} = \begin{cases} 0, & x_i \geq S_{i(j+1)} \text{ 或 } x_i < S_{i(j-1)} \\ \frac{x_i - S_{i(j+1)}}{S_{ij} - S_{i(j+1)}}, & S_{i(j-1)} < x_i < S_{ij} \\ \frac{S_{i(j-1)} - x_i}{S_{i(j-1)} - S_{ij}}, & S_{ij} \leq x_i < S_{i(j+1)} \end{cases} \quad (2)$$

当 $j=n$ 时, 隶属度计算公式如式 (3) 所示。

$$r_{ij} = \begin{cases} 0, & x_i \geq S_{i(j+1)} \\ \frac{x_i - S_{i(j-1)}}{S_{ij} - S_{i(j-1)}}, & S_{i(j-1)} < x_i < S_{ij} \\ 1, & x_i \leq S_{ij} \end{cases} \quad (3)$$

(3) 建立模糊关系矩阵 (R)

模糊关系矩阵的建立是用全部污染物实测值和污染物评价标准值带入上述的隶属度函数中, 得到一个 $m \times n$ 的隶属度矩阵。本文研究的污染物项目数 $m=6$, 大气环境质量评价标准 $n=3$, 即建立一个第 k 年的 6×3 的模糊关系矩阵 R_k ^[17], 详见式 (4)。

$$R_k = \begin{matrix} & & & & r_{11} & r_{12} & r_{13} & \text{SO}_2 \\ & r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1n} & r_{21} & r_{22} & r_{23} & \text{NO}_2 \\ & r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2n} & r_{31} & r_{32} & r_{33} & \text{PM}_{10} \\ & \vdots & \vdots & & \vdots & r_{41} & r_{42} & r_{43} & \text{PM}_{2.5} \\ & r_{m1} & r_{m2} & \dots & r_{mn} & r_{51} & r_{52} & r_{53} & \text{CO} \\ & & & & & r_{61} & r_{62} & r_{63} & \text{O}_3 \end{matrix} = \quad (4)$$

(4) 确定模糊权重矩阵 (A)

权重是指各污染因子在整体评价中的相对重要程度, 而模糊权重矩阵是考虑到各项污染因子在总体中的地位, 做出权数分配构成的一个行矩阵, 用 A 表示, 即 $A = (a_1, a_2, \dots, a_n)$, 其中 $a_i (i=1, 2, \dots, n)$ 即为权重。在模糊综合评价中赋权的方法有很多种, 主要可以分为主因素突出赋权法和标准赋权法两大类。由于标准赋权法重点在考虑评价标准之间的差异, 有时会得出荒谬的结论, 所以并不适合在环境质量评价中使用^[18]。在环境质量评价中既要突出主要污染物的作用, 又要考虑不同污染物标准值的差异。因此本文选择主因素突出赋权法中的超标倍数赋权法, 该方法能较好地实现目标^[19]。但不同的权重定义使得评价结果相差很大, 所以最终要将权重进行归一化处理, 具体计算见式 (5)。

$$a_i = \frac{x_i/S_i}{\sum_{i=1}^n x_i/S_i} \quad (5)$$

式中: a_i 表示污染物 i 的权重值; x_i 表示污染物 i 的实际浓度值; s_i 表示第 i 种污染物的各个级别标准的算数平均值。

对上述每项因子 U 进行权重计算, 对 a_i 进行归一化后可得到一个 1×3 的权重值矩阵, 即模糊权重矩阵 A 。

(5) 确立模糊综合评价结果矩阵 (B), 得到最终评价结果

在建立了模糊权重矩阵 A 和模糊关系矩阵 R 之后, 就可以得到各被评价事物的模糊综合评价结果矩阵 B , 具体计算如式 (6) 所示。

$$B = A \cdot R = (a_1, a_2, \dots, a_n) \times \begin{matrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \dots & r_{mn} \end{matrix} = (b_1, b_2, \dots, b_n) \quad (6)$$

A 中的数值表示单项污染因素对于总体污染作用的权重大小, R 中各列表示单项污染因素对于各级空气污染水平级别的隶属度, b_k 是由 A 与 R 的第 k 列计算得到的, 表示被评价对象从整体上对 k 等级模糊子集的隶属度。根据最大隶属度的原则, 如在矩阵 $B = (b_1, b_2, \dots, b_n)$ 中存在 $b_m = \max (b_1, b_2, \dots, b_n)$, 则该评价对象的级别应该为第 m 级。

关于模糊综合评价结果矩阵 B 的计算有两种复合运算的方法, 其一是“ \wedge (交) 和 \vee (并)”, 即先取小后取大的方法; 其二是“ \cdot (乘) 和 \vee (并)”, 即先乘后并的方法。但是, 使用先取小后取大的方法所得到的评价结果有时会使矩阵中某些元素的数值非常接近, 以至于无法根据综合评价结果矩阵判断出评价对象的污染等级, 而且这种算法会丢失较多的数据信息。所以为了获得比较清晰的综合评价结果矩阵, 本文采用先乘后并的方法, 以便能够准确得出评价对象的污染等级, 从而可以对评价对象做出更好的描述^[20]。

3 结果与分析

3.1 评价标准

根据《GB3095 - 2012 环境空气质量标准》, 将南昌市的空气环境质量分为三级, 其中一级表示清洁、二级表示尚清洁、三级表示轻污染^[21]。具体等级划分如表 2 所示。

3.2 建立模糊关系矩阵 (R)

将每年的各相应数据带入对应的隶属度公式中, 可以得到其隶属度。建立各年的模糊关系矩阵, 即南昌市 2014—2016 年的模糊矩阵:

$$R_{2014} = \begin{matrix} 0.9 & 0.1 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.317 & 0.683 & 0 \\ 0 & 0.6 & 0.4 \\ 0.96 & 0.04 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{matrix}$$

$$R_{2015} = \begin{matrix} 0.875 & 0.125 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.433 & 0.567 & 0 \\ 0 & 0.825 & 0.175 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.817 & 0.183 & 0 \end{matrix}$$

$$R_{2016} = \begin{matrix} 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.35 & 0.65 & 0 \\ 0 & 0.8 & 0.2 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.983 & 0.017 & 0 \end{matrix}$$

以2014年为例。二氧化硫的浓度为一级标准达90%的程度，二氧化氮的浓度为一级标准达100%的程度，可吸入颗粒物PM₁₀浓度为二级标准达68.3%的程度，细颗粒物PM_{2.5}浓度为二级标准达60%的程度，一氧化碳的浓度为一级标准达96%的程度，臭

氧的浓度为一级标准达100%的程度。

3.3 建立模糊权重矩阵(A)

将每年的数据带入权重计算公式，可得出南昌市2014—2016年的权重结果。各年权重系数结果如表3所示。

表3 权重计算结果

年份	权重系数					
	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	CO	O ₃
2014	0.103	0.115	0.215	0.312	0.115	0.140
2015	0.112	0.117	0.206	0.269	0.109	0.187
2016	0.077	0.134	0.222	0.279	0.114	0.172

表3给出了各年3种污染因子权重系数的值，它反应了各个污染物贡献值的大小。从表中的权重计算结果可以看出，可吸入颗粒物PM₁₀和细颗粒物PM_{2.5}的浓度要高出二氧化硫、二氧化氮、一氧化碳和臭氧的浓度，因此可吸入颗粒物PM₁₀和细颗粒物PM_{2.5}是影响南昌市空气环境质量的主要污染物质，各年的首要污染物都是细颗粒物PM_{2.5}。从表3中还可看出，

二氧化硫在空气环境质量中所占的比重正在不断下降，但是二氧化氮、颗粒物PM₁₀和臭氧在空气环境质量中所占的比重却在不断上升。

3.4 模糊综合评价

在得到模糊关系矩阵和模糊权重矩阵之后，通过公式(6)可得到南昌市各年度模糊综合评价结果，详见表4。

表4 模糊综合评价结果

年份	I级	II级	III级	最大值	级别
2014	0.140	0.187	0.125	0.187	II级
2015	0.153	0.222	0.047	0.222	II级
2016	0.169	0.224	0.056	0.224	II级

通过模糊综合评价结果和权重系数的综合分析，可以看出近年来南昌市的空气环境质量都属于二级，为尚清洁，说明南昌市在环境保护方面做出了很多的努力。但是不得不引起重视的一个问题是可吸入颗粒物PM₁₀和细颗粒物PM_{2.5}在空气环境质量中所占的比重已经远远超过了其他污染物所占的比重。

4 结论

模糊综合评价法结果显示2014—2016年南昌市大气环境质量均为II级，属于尚清洁状态，说明南昌市作为全国的“花园城市”，在空气环境污染方面控制的很好，并没有因为全国空气质量的下降而影响这座“花园城市”的生存环境。三年来，I级的评分结果有显著的提高，III级的评分结果在不断下降并接近平缓，这是一个很明显的进步，说明南昌市大气环境质量正在逐年改善。

从整个模糊综合评价过程中可以看出，二氧化氮呈逐年缓慢上升趋势，说明南昌市的机动车数量正在不断增多，其尾气污染对大气环境质量的影响

逐渐加大。三年来首要污染物都是细颗粒物PM_{2.5}，而且可吸入颗粒物PM₁₀和细颗粒物PM_{2.5}对大气环境造成的影响远远超过其他污染因子。根据南昌市的实际情况，不难得出这是因为市区燃煤量过大且静风频率高，大气扩散能力差所造成的。近三年臭氧的权重也增加不少，主要体现在夏季。南昌市夏季光照强，气温高，导致机动车尾气和工业废气等污染物在阳光照射下生成臭氧。

南昌市整体的空气质量属于尚清洁状态，可是其局部的趋势却不容乐观。城市经济的快速发展，居民生活水平的提高以及不利的气象环境等因素，致使空气环境污染防治任务刻不容缓，环境质量压力也会越来越大。因此，必须从根本上改善南昌市环境质量、恢复生态平衡。应从强化对城市环境综合治理的领导，完善大气污染防治制度，优化城市功能分区，加强技术改造，控制工业污染等多方面入手，改善城市环境质量，以达成建设“花园城市”的目标。

参考文献:

- [1] 刘波. 天气形势对南昌市空气质量影响的初步分析 [J]. 气象与减灾研究, 2013, 36 (2): 57-64.
- [2] 郑健. 2001—2011年乌鲁木齐市大气环境质量模糊数学综合评价 [J]. 环境污染与防治, 2014, 36 (1): 28-34.
- [3] 杨帆, 杨士林. 层次分析法的改进及其在环境空气质量评价中的应用 [J]. 环境工程, 2016 (S1): 887-889.
- [4] 高明美, 孙涛, 张坤. 基于超标倍数赋权法的济南市大气质量模糊动态评价 [J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28 (9): 150-154.
- [5] 丁卉, 刘永红, 曹生现. 基于模糊-灰色聚类方法的城市空气质量评价研究 [J]. 环境科学与技术, 2013 (12): 374-379.
- [6] Yin Y Y, Huang G H, Hipel K W. Fuzzy relation analysis for multicriteria water resources management [J]. Journal of water resources planning and management, 1999, 125 (1): 41-47.
- [7] Sasikumar K, Mujumdar P P. Fuzzy optimization model for water quality management of a river system [J]. Journal of water resources planning and management, 1998, 124 (2): 79-88.
- [8] 张征, 沈珍瑶, 韩海荣. 环境评价学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2004.
- [9] 王文成, 李铁松, 单礼堂, 等. 应用模糊数学评价南充市大气环境质量 [J]. 环境科学与管理, 2008 (7): 39-42.
- [10] 宋盈, 全攀瑞. 安阳市大气环境质量的模糊综合评价 [J]. 能源与节能, 2012 (12): 77-78.
- [11] 樊孝俊, 徐义邦, 赵阳. 南昌市秋季大气 $PM_{2.5}$ 中金属元素污染及生态风险评价 [J]. 中国环境监测, 2016, 32 (2): 26-30.
- [12] 魏毅. 基于模糊数学的大气环境质量综合评价 [J]. 四川环境, 2012, 31 (3): 61-64.
- [13] 周挺进, 黄娟, 张江山, 等. 厦门市环境空气质量的模糊综合评价 [J]. 环境科学与管理, 2012, 37 (2): 167-170.
- [14] 梁淑轩, 吴虹, 李占臣, 等. 环境空气质量动态变化规律的模糊数学综合评价 [J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24 (6): 77-81.
- [15] 张永成, 李磊, 朱文娟. 应用模糊数学法综合评价淮安市大气环境质量 [J]. 畜牧与饲料科学, 2009 (4): 85-87.
- [16] 梁静, 陈新国. 北京市大气环境质量的模糊综合评价 [J]. 数学的实践与认识, 2014 (12): 151-156.
- [17] 罗根华, 马云东, 张悦, 等. 阜新市环境空气质量模糊综合评价 [J]. 地球与环境, 2011, 39 (2): 242-245.
- [18] 王颖, 彭省临, 刘峰. 模糊数学理论及其在大气环境测评中的应用 [J]. 中南林业科技大学学报, 2008, 28 (3): 139-143.
- [19] 吕铃钥, 李洪远. 基于模糊综合评判的京津冀地区空气质量评价 [J]. 南开大学学报 (自然科学版), 2016 (1): 62-68.
- [20] 张春娜, 李良玉. 唐山市大气环境质量的模糊数学综合评价 [J]. 中国农学通报, 2012, 28 (35): 192-196.
- [21] 潘本锋, 李莉娜. 环境空气质量指数计算方法与分级方案比较 [J]. 中国环境监测, 2016 (1): 13-17.

Fuzzy Comprehensive Evaluation of Atmospheric Environmental Quality in Nanchang City

DING Peng, CHEN You-liang, FENG Jun-hua

(School of Architectural and Surveying Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou Jiangxi 341000, China)

Abstract: In recent years, the decline of atmospheric quality has negatively impacted human living standards. Based on the data of air environment monitoring in Nanchang from 2014 to 2016, SO_2 、 NO_2 、 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、 CO 、 O_3 were selected as ambient factors to assess the air quality referencing to the new standard “ambient air quality standards” (GB3095-2012). The comprehensive evaluation method using fuzzy pollution factor was applied to calculate their weights and distribution coefficient membership that helped to set up fuzzy relation matrix and fuzzy weight matrix, which was used to analyze the results of fuzzy comprehensive evaluation on the basis of assessing each of environmental quality factors of air pollution. The results showed that Nanchang overall atmospheric environmental quality was still clean (II grade). The air quality in recent three years has been gradually improved. Inhalable particulate PM_{10} and fine particulate matter $PM_{2.5}$ were the main pollutants that affected the quality of air environment in Nanchang. Meanwhile, nitric oxide concentration was increasing year by year. Ozone in the past three years also showed an upward trend that needed to be focused on. Fuzzy mathematics comprehensive evaluation results were more intuitive, which could be an objective and accurate assessment of environmental quality level, the results of the evaluation were consistent with the actual ambient air pollution.

Key words: air environmental quality; fuzzy mathematics; comprehensive evaluation; Nanchang City

城镇污泥中总磷测定条件的优化选择 ——过硫酸钾消解后钼酸铵分光光度法

孙伟香, 李淑栋, 李 慧

(青岛市城市排水监测站, 山东 青岛 266002)

摘要: 依据水中总磷的测定原理, 通过过硫酸钾消解后钼酸铵分光光度法对污泥中的总磷进行测定, 并对过硫酸钾消解后钼酸铵分光光度法的实验条件, 包括污泥样品取样量、过硫酸钾溶液加入量和消解时间进行了优化选择。结果发现污泥样品取样量为 0.1g 左右 (以干泥计), 过硫酸钾溶液加入量为 50mL, 消解时间为 30min 的条件下, 加标回收率为 90% ~ 105%。因此, 优化选择的方法能满足实验室的要求, 可作为城镇污泥中总磷的测定方法。

关键词: 城镇污泥; 总磷测定; 测定条件; 过硫酸钾; 钼酸铵; 分光光度法

中图分类号: X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0094-04

城镇污水处理厂在污水处理过程中产生大量污泥, 其数量约占处理水量的 0.3% ~ 0.5% (以含水率为 97% 计), 污泥的处理与处置越来越受到重视^[1]。城镇污泥成分复杂, 含有大量有毒有害物质, 如寄生虫卵、病原微生物、细菌、合成有机物及重金属离子等; 同时污泥中又含有植物营养素 (氮、磷、钾)、有机物及水分等有用物质。污泥的主要处置方法有填埋、绿化农用、焚烧等。

目前污泥中总磷的测定方法是氢氧化钠熔融后钼锑抗分光光度法^[2]。此方法在实际操作中由于城镇污泥里的有机物含量高, 在 650℃ 马弗炉中灼烧时容易溢出, 造成测定时转移困难, 不能把试样无损地转移进容量瓶中。

本文借鉴水中总磷测定方法, 用过硫酸钾消解后钼酸铵比色法测定城镇污泥中的总磷^[3,4]。如果能取得满意实验效果, 可以和污水测定总磷使用相同仪器和试剂, 减少其它设备投入, 也便于操作人员操作。

1 实验

1.1 主要仪器和试剂

主要仪器: 座式灭菌器 (CL-32L, 日本 ALP); 紫外可见分光光度计 (UV2600, 上海尤尼柯)。

过硫酸钾溶液 ($\rho = 50\text{g/L}$): 将 50g 过硫酸钾 ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) 溶解于水, 并稀释至 1000mL。

硫酸 (H_2SO_4): 水: 硫酸 = 1:1。

抗坏血酸 ($\rho = 100\text{g/L}$): 溶解 10g 抗坏血酸于水中, 并稀释至 100mL, 储存于棕色瓶中。

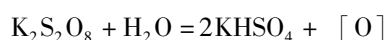
钼酸盐溶液: 溶解 13g 钼酸铵于 100mL 水中; 溶解 0.35g 酒石酸锑钾于 100mL 水中; 在不断搅拌下把钼酸铵溶液徐徐加到 300mL 硫酸中, 加酒石酸锑钾溶液并且混合均匀。

磷标准储备溶液 ($\rho = 50\text{mg/L}$): 称取 (0.2197 ± 0.001) g 于 110℃ 干燥 2h、在干燥器中放冷的磷酸二氢钾 (KH_2PO_4), 用水溶解后转移至 1000mL 容量瓶中, 加入大约 800mL 水、5mL 硫酸, 用水稀释至标线混匀。

磷标准使用溶液 ($\rho = 2\text{mg/L}$): 将 10.00mL 的磷标准储备溶液转移至 250mL 容量瓶中, 用水稀释至标线。此溶液使用当天配制。

1.2 实验原理

在中性条件下, 过硫酸钾溶液在高压锅内经 120℃ 以上加热, 产生反应, 从而将污泥中的有机磷、无机磷, 可溶性的和不可溶性的磷全部氧化成正磷酸。



在酸性介质中, 正磷酸与钼酸铵反应, 在锑盐存在下生成磷钼杂多酸后, 立即被抗坏血酸还原, 生成蓝色的络合物, 在 700nm 波长下有最大吸收。

2 结果与讨论

2.1 工作曲线绘制

取 7 支 50mL 具塞刻度管分别加入不同体积 (0.00、0.50、1.00、3.00、5.00、10.0、15.0mL)

收稿日期: 2017-07-28

作者简介: 孙伟香 (1971-), 女, 青岛市人, 毕业于武汉大学化学系, 高级工程师, 主要从事污水检测工作。

磷酸盐标准溶液。加水至 25mL。然后加入 4mL 过硫酸钾溶液，将具塞比色管的盖塞紧后，用布及绳等扎紧瓶塞，置于压力锅中，待压力上升至 1.1 kg/cm²，保持此压力消解 30min。停止加热，待压力表读数降至零后，取出放冷。用水稀释至标线。

分别向校准曲线系列溶液中加入 1mL 抗坏血酸溶液摇匀，30s 后加入 2mL 钼酸铵溶液，于 15℃ 以上温度放置 15min。使用 10mm 比色皿，在波长 700nm 处，以水为参比，测定吸光度。扣除空白试验吸光度后，绘制工作曲线（图 1），*R* 值为 0.999。

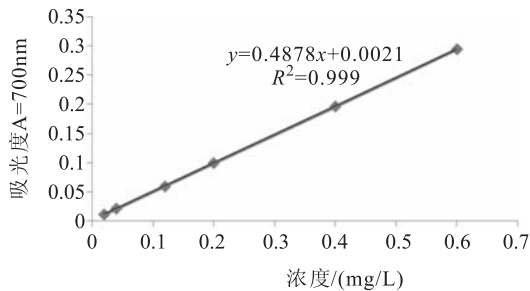


图1 工作曲线

2.2 实验条件选择

2.2.1 污泥样品取样量选择

根据污水总磷测定方法，把样品由污水换成污泥，由于污泥中总磷含量高，污泥取样又不容易混匀，故把消解体积较水的增大 5 倍，为的是能取得有代表性的样品。因此，使用 250mL 具塞锥形瓶，称取一定量的污泥样品，加入过硫酸钾溶液进行

消解。

具体操作：称取不同质量的同一污泥，加入 50mL 过硫酸钾溶液、100mL 去离子水，混匀，塞紧磨口塞，用布及绳等扎紧瓶塞，将三角瓶置于压力锅中加热，待压力上升至 1.1 kg/cm²，保持此压力消解 30min。停止加热，待压力表读数降至零后，取出放冷。消解后的消解液经滤纸过滤后，转移到 250mL 容量瓶中定容。移取 1~25mL 溶液（根据含磷量确定取样量，磷含量不超过 30μg）于 50mL 比色管中定容，待测。同时用 100mL 去离子水做空白，采用相同步骤和试剂制备全程序空白试液。按照工作曲线中的方法进行检测。扣除空白试验吸光度后，从工作曲线上查得磷的含量。实验数据见表 1。

由于污泥样品的特殊性，污泥取样量不能太少，否则影响样品的代表性；又因为污泥样品总磷含量很高，污泥取样量不能太多，否则容易造成加入试剂量不够而使消解不完全。综合两方面因素，只能取适量的污泥样品，加入一定量试剂后既能保证消解完全，又能取得稳定结果。从实验数据来看，污泥取样至 0.20g 左右时，结果有所下降，取 0.15g 左右时与取 0.01~0.1g 左右结果相差不大，证明取样量 0.15g 时样品消解已经完全。考虑到污泥样品的总磷含量高，既要保证消解完全，又要取得有代表性的样品，本实验选择取样量为 0.1g 左右（以干泥计）。

表 1 不同污泥取样量的总磷检测结果

	污泥量/g											
	0.0102	0.0107	0.0300	0.0311	0.0502	0.0506	0.1008	0.1031	0.1516	0.1502	0.2014	0.2022
过硫酸钾溶液/mL	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
吸光度 (已扣空白)	0.221	0.244	0.268	0.281	0.218	0.223	0.18	0.18	0.139	0.134	0.17	0.168
结果* /(mg/L)	23.5	24.7	24.2	24.6	23.5	23.9	24.1	23.6	24.7	24	22.7	22.4

*：结果以干泥计，污泥含水率为 6.33%。

2.2.2 过硫酸钾溶液加入量的选择

在本方法中，为保证污泥样品消解完全，必须加入足够的过硫酸钾溶液。

具体操作：称取 0.1g 的污泥样品，放入 250μmL 具塞锥形瓶中，分别加入过硫酸钾溶液（10mL、20mL、30mL、40mL、50mL、60mL），加入 100mL 去离子水，混匀，塞紧磨口塞，用布及

绳等扎紧瓶塞，将三角瓶置于压力锅中加热，待压力上升至 1.1 kg/cm²，保持此压力消解 30min。停止加热，待压力表读数降至零后，取出放冷。消解后的消解液经滤纸过滤后，转移到 250μmL 容量瓶中定容。移取 2mL 溶液（根据含磷量可增加或减少取样量，磷含量不超过 30μg）于 50μmL 比色管中定容，待测。同时用 100mL 去离子水做空白，

采用相同步骤和试剂制备全程序空白试液。按照工作曲线中的方法进行检测，扣除空白试验吸光度后，从工作曲线上查得磷的含量，结果见表2。

因本方法中需要加入一定量的过硫酸钾溶液，从测定结果来看，称取同一污泥样品的量相近时，

加入过硫酸钾溶液的量会影响消解的程度。实验数据验证加入40mL过硫酸钾时消解的污泥样品已接近完全，考虑到污泥磷含量高，为保证所有污泥中总磷能消解完全，本实验条件下选择加入50mL过硫酸钾溶液。

表2 不同过硫酸钾溶液加入量的总磷检测结果

	过硫酸钾溶液/mL					
	10	20	30	40	50	60
取样量/g	0.1018	0.1019	0.1014	0.1012	0.1016	0.1013
吸光度(已扣空白)	0.156	0.167	0.174	0.177	0.178	0.178
结果*/(mg/L)	20.6	22.1	23.2	23.6	23.7	23.7

*: 结果以干泥计，污泥含水率为6.33%。

2.2.3 消解时间的选择

污泥取样量增大，也就是含磷量增加，需要增加消解液的量，也需对消解时间进行选择。

具体操作：称取0.1g的同一污泥样品6份，分别加入50mL过硫酸钾溶液，加入100mL去离子水，混匀，塞紧磨口塞，用布及绳等扎紧瓶塞，以防弹出。将三角瓶置于压力锅中加热，待压力上升至1.1 kg/cm²，保持此压力消解。3份样品保持30min，3份样品保持60min。停止加热，待压力表读数降至零后，取出放冷。消解后的消解液经滤纸

过滤后，转移到250mL容量瓶中定容。移取2mL溶液（根据含磷量可增加或减少取样量，磷含量不超过30μg）于50mL比色管中定容，待测。同时用100mL去离子水做空白，采用相同步骤和试剂制备全程序空白试液。按照工作曲线中的方法进行检测，扣除空白试验吸光度后，从工作曲线上查得磷的含量，实验结果见表3。

从测定结果看，增大了取样量，虽然加入试剂体积增加，但消解时间不用增加就可以使样品消解完全。所以本实验条件选择消解时间为30min。

表3 不同消解时间的总磷检测结果

	消解30min			消解60min		
	1	2	3	1	2	3
取样量	0.1009	0.1021	0.1011	0.1020	0.1005	0.1010
吸光度(已扣空白)	0.183	0.187	0.181	0.186	0.175	0.179
结果*/(mg/L)	24.5	24.8	24.2	24.6	23.5	23.9

*: 结果以干泥计，污泥含水率为6.33%。

2.3 加标实验

在选择了污泥消解的各种条件后，加入总磷标准物质，在选择的条件下进行加标^[5]。选取两个不

同的污泥样品(SMHG与TDHG)，分别对0.5C加标和1.0C加标进行检测，共重复3次进行实验。检测结果(表4)显示加标回收率为90%~105%。

表4 加标实验结果

	SMHG			TDHG		
	1	2	3	1	2	3
0.5C 样品含量#/mg	2.74	2.76	2.79	2.32	2.43	2.36
加标量/mg	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25
回收量/mg	1.13	1.16	1.21	1.31	1.24	1.27
回收率/%	90.4	92.8	96.8	104.8	99.2	101.6
1.0C 样品含量#/mg	2.98	2.94	2.80	2.34	2.38	2.41
加标量/mg	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50
回收量/mg	2.30	2.32	2.41	2.62	2.34	2.40
回收率/%	92.0	92.8	96.4	104.8	93.6	96.0

#: 样品含量为污泥含磷量。

3 结语

通过实验优化选择了过硫酸钾消解后钼酸铵分光光度法测定城镇污泥中总磷的条件。即称取 0.1g 左右（以干泥计）的污泥于 250mL 锥形瓶中，加入 50mL 过硫酸钾溶液，加入 100mL 去离子水，混匀，塞紧磨口塞，用布及绳等扎紧瓶塞，以防弹出。将三角瓶置于压力锅中加热，待压力上升至 1.1 kg/cm^2 ，保持此压力消解 30min。该条件下，方法的精密度和准确度都能满足实验室要求，可作为城镇污泥中总磷的测定方法。

参考文献：

- [1] 余兰兰, 钟秦. 城市污泥的处置及资源化展望 [J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18 (2): 32-34.
- [2] 中华人民共和国建设部. 城市污水处理厂污泥标准检验方法: CJ/T221-2005 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [3] 张肖静, 高健磊, 刘航航, 等. 城市污水厂剩余污泥中总磷的测定 [J]. 环境监测管理与技术, 2010, 22 (5): 39-41.
- [4] 本书编委会. 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.
- [5] 郭晓菲. 环境样品加标回收率的控制限探讨 [J]. 环境监测管理与技术, 2004, 16 (2): 42-43.

Optimization of Determination Conditions of Total Phosphorus in Urban Sludge—the Spectrophotometric Method of Ammonium Molybdate after Digestion with Potassium Persulfate

SUN Wei-xiang, LI Shu-dong, LI Hui

(Qingdao Municipal Drainage Monitoring Center, Qingdao Shangdong 266002, China)

Abstract: Based on the determination of total phosphorus in water, the total phosphorus content in the sludge was determined by ammonium persulfate digestion after potassium persulfate digestion, and the experimental conditions including the sample volume of sludge sample, the amount of potassium persulfate solution and the digestion time were optimized. The results showed that the recovery rate of plus standard were between 90% and 105% when the weight of sludge sample was about 0.1 g (in dry mud), the volume of potassium persulfate solution was 50 mL and the digestion time was 30min. Therefore, the optimization method in this paper could meet the requirements of the laboratory, and could be used as the method of determination of total phosphorus in urban sludge.

Key words: urban sludge; determination of total phosphorus; test condition; potassium persulfate; ammonium molybdate; spectrophotometric method

流动注射仪测定氰化物、挥发酚的研究

张莉¹, 肖小林²

(1. 沿河自治县环境保护局, 贵州 沿河 565300; 2. 铜仁市国土资源局, 贵州 铜仁 554300)

摘要: 采用 Skalar San++ 型全自动流动注射仪对地表水中挥发酚、氰化物进行测定, 结果较为满意。挥发酚、氰化物标准曲线的相关系数分别为 0.9995 和 0.99997, 检出限分别为 0.2 μg/L 和 0.3 μg/L, 准确度高。精密度检查中相对标准偏差低于 10%, 中高浓度低于 3%。总结了在流动注射测定过程中遇到的问题, 并给出解决方法。

关键词: 流动注射; 挥发酚; 氰化物

中图分类号: X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0098-04

氰化物、挥发酚是《地表水质量标准》^[1] 中一个重要的水质评价指标, 研究其分析测定方法具有重要的现实意义。挥发酚^[2]、氰化物^[3] 使用传统的分光光度行业标准, 操作复杂, 效率低, 易产生环境二次污染。而流动注射仪对氰化物、挥发酚的分析大大缩短了反应时间, 提高了分析效率。流动注射仪是通过封闭的管路连接样品、蒸馏试剂、缓冲溶液、萃取溶液、显色剂, 利用空气片段使样品和试剂混合均匀, 通过蒸馏、萃取、显色等反应生成在特定波长下与吸光度成正比的物质, 然后通过数据转换器和软件实现测量和数据处理的自动化; 50 个地表水样品测定, 4~5h 就能分析完成, 利用中间仪器的分析时间, 实验人员还可以完成其他污染物的测定工作。可以让实验人员更好地利用时间, 还能保护实验人员的安全。本文主要对氰化物、挥发酚的实验条件、检出限、精密度、回收率展开论述, 并总结实验过程中遇到的问题及解决办法。

1 材料及方法

1.1 仪器

流动注射分析仪 (SAN++, 荷兰 Skalar)。包括自动进样器 (SA1100)、蠕动泵、检测器 (包括螺旋圈、加热器、保温圈、冷凝圈、避光圈、比色池、滤光片、紫外消解等)、数据转换器、循环冷却水 (DC-0506)、软件 (FlowAccess V3) 等。

1.2 试剂

挥发酚: 蒸馏溶液 (磷酸), 4-氨基安替比

林, 铁氰化钾溶液 (铁氰化钾、硼酸、氯化钾)。4-氨基安替比林进口优级纯才能满足实验要求, 铁氰化钾要求国药试剂, 后面讨论中有论述。

氰化物: 蒸馏溶液 (柠檬酸、盐酸、氢氧化钠), 缓冲溶液 (邻苯二甲酸氢钾、氢氧化钠), 氯氨-T, 显色剂 (1, 3-二甲基巴比妥酸/巴比妥酸、异烟酸、氢氧化钠), 其他 (纯水、1mol 氢氧化钠)。

挥发酚、氰化物的淋洗液均为 0.01mol 氢氧化钠。

配置试剂 4℃ 低温保存, 备用。

1.3 仪器条件

实验室自动进样器选配了两个进样针, 仪器条件见表 1。进样时间和冲洗时间的选择, 一是进样时间要满足分析所需量, 二是冲洗时间要满足淋洗液可以完全将进样针冲洗“干净”。氰化物与挥发酚仪器条件互不干扰, 使用的淋洗液都为 0.01M 氢氧化钠, 所以实验室选择将氰化物与挥发酚同时测定, 可以节省大量实验时间。

1.4 方法原理

氰化物与蒸馏溶液混合蒸馏, 释放出氢氰酸, 通过与氯氨-T 反应转化成单氯化氰, 然后与异烟酸及巴比妥酸反应形成紫色物质, 在 600nm 处测定吸光度。

样品与磷酸蒸馏出的挥发酚, 与 4-氨基安替比林、碱性铁氰化钾形成一种黄色的复合物, 在 505nm 处测定吸光度。

1.5 流动注射装置

自动进样器—蠕动泵—分析模块—检测器—数据处理系统。

收稿日期: 2017-08-21

作者简介: 张莉 (1989-), 女, 贵州沿河自治县环境保护局, 硕士研究生, 主要从事环境监测工作。

表1 流动注射仪器条件

条件	进样时间/s	冲洗时间/s	进样量/mL	出峰时间/s	加热器温度/°C	载气	是否需要循环冷却水	其他条件
氰化物	80	90	0.8	1105	37	空气	是	紫外消解灯
挥发酚	80	90	2.7	655	155	氮气	是	/

挥发酚与蒸馏试剂混合进入 155°C 加热器，在氮气的作用下，一部分杂质通过废液排出，挥发酚在冷凝管内冷凝，加入 4-氨基安替比林混匀，然后加入铁氰化钾避光反应，最后进入 505nm 比色池比色。

氰化物与 0.01M 氢氧化钠和蒸馏试剂混匀，经过紫外消解灯，与蒸馏水混合一起进入 125°C 加热器，部分废液冷凝排出，含氰化物的样品与缓冲溶液、氯氨-T 混匀，继续加入显色剂（巴比妥酸与异烟酸），在 37°C 保温显色，进入 600nm 比色池比色。

2 校准曲线

Skalar 流动注射仪的校准曲线是浓度与峰高的线性函数，采用 ISO 8466 一次线性拟合而得。影响校准曲线的因素很多，包括标准溶液的配制、试剂的纯度、管路的润滑、分析模板状态、进样器蠕动泵等。校准曲线能否做好，一是可以查清流动注射整体的状态，二是影响测定结果。因为实验室主要是地表水断面及饮用水的检测，通过地表水与饮用水的数据资料及之前的测定结果可知，挥发酚与氰化物均未检出。所以污染物的校准曲线浓度配制应靠近低浓度：氰化物的曲线范围定为 0 ~ 75 μg/L，挥发酚定为 0 ~ 50 μg/L。

氰化物校准曲线： $y = 2.59 \times 10^{-3}x + 2.21 \times 10^{-4}$ ，测定范围 1 ~ 250 μg/L，相关系数为 0.99997。挥发酚校准曲线： $y = 3.26 \times 10^{-4}x - 2.78 \times 10^{-4}$ ，测定范围 1 ~ 250 μg/L，相关系数为 0.9995。校准曲线见图 1。

3 结果

3.1 检出限

传统分光光度法测定挥发酚的方法检出限为 0.3 μg/L^[2]，氰化物为 1 μg/L^[3]。流动注射仪连续测定空白 7 次，计算其标准偏差和检出限（美国）^[4]。检出限的计算采用美国的计算方法，检出限由 3.143 乘标准偏差^[4]而得。表 2 显示挥发酚标准偏差为 0.058，检出限为 0.2 μg/L；氰化物标准偏差为 0.09，检出限为 0.3 μg/L。两者测定基线平稳，可以获得较低的检出限。与传统手工添加试剂、手动比色相比，流动注射仪有较低的检出限，能更好地满足地表水质量标准要求。

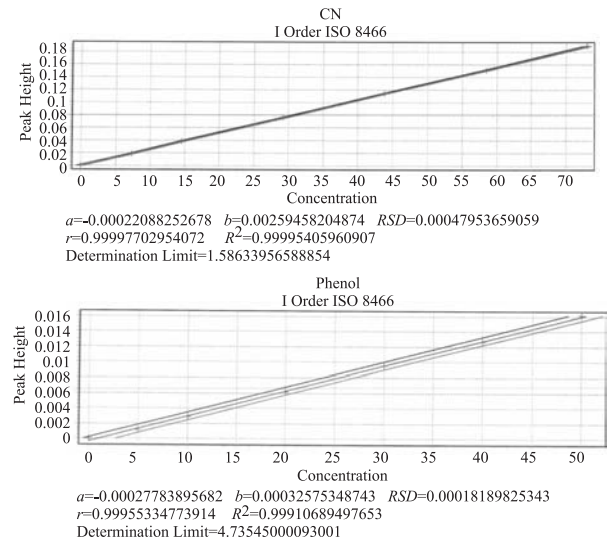


图1 氰化物、挥发酚校准曲线

表2 挥发酚、氰化物空白测定结果及检出限

	测定次数							标准偏差	检出限
	1	2	3	4	5	6	7		
挥发酚	-0.19	-0.16	-0.10	-0.22	-0.28	-0.18	-0.14	0.058	0.2
氰化物	-0.17	-0.37	-0.27	-0.16	-0.12	-0.27	-0.15	0.090	0.3

3.2 回收率

对地表水样品进行挥发酚加标实验，地表水中挥发酚未检出，加入标准溶液后样品中理论浓度为 7.0 μg/L，测定 3 次后，挥发酚测定平均值为 7.4 μg/L，平均回收率为 105.7%，相对标准偏差为 0.6%。测定结果见表 3。

表3 挥发酚加标回收

	测定次数			平均值	相对标准偏差/%
	1	2	3		
挥发酚/ (μg/L)	7.41	7.44	7.35	7.4	0.6
回收率/%	105.9	106.3	105.0	105.7	/

3.3 准确度

氰化物、挥发酚分别采用国家标准物质研究中心购买的标准样品进行测定,测定6次结果见表4。两者的测定值均在标准样品允许范围内,且相对标准偏差分别为0.9%、1.4%,均<2%,对标准样品的分析有较好的准确度。

3.4 批间精密度

批间精密度是对低、中、高浓度不同次测定的精密度。氰化物对7.3 μg/L、29.2 μg/L、58.4 μg/L,挥发酚对5.0 μg/L、20.0 μg/L、50.0 μg/L进行三个不同浓度的批间精密度检查,结果见表5。氰化物与挥发酚不同浓度的标准偏差变化不大,氰化物整体变化在0.2~0.5,挥发酚整体变化在0.4~0.6。但是氰化物的低浓度值的相对标

准偏差为4.3%,挥发酚的为8.7%,中、高浓度值的相对标准偏差均<3.0%。

表4 氰化物、挥发酚标准样品测定

标准样品编号及名称	202258 (氰化物)	200343 (挥发酚)
标准值及范围/(μg/L)	45.1 ± 5.1	11.5 ± 0.9
测量值 /(μg/L)	44.43	10.78
	44.33	10.90
	44.24	10.58
	44.98	10.70
	44.55	10.98
	45.29	10.92
平均值/(μg/L)	44.64	10.81
相对标准偏差/%	0.9	1.4

表5 氰化物、挥发酚低中高浓度测定

	氰化物配置浓度/(μg/L)			挥发酚配置浓度/(μg/L)		
	7.3	29.2	58.4	5.0	20.0	50.0
测定浓度/ (μg/L)	7.12	29.45	58.16	5.76	19.66	49.77
	7.26	29.29	58.40	4.93	19.46	50.98
	6.88	29.42	59.18	4.97	19.92	50.34
	7.03	29.66	58.52	4.93	20.67	49.49
	6.99	28.77	59.50	5.67	20.33	49.42
	7.75	29.42	58.22	4.37	19.66	50.46
	7.49	29.28	58.97	5.55	19.60	49.76
	平均值/(μg/L)	7.22	29.33	58.71	5.20	19.90
标准偏差	0.31	0.28	0.51	0.45	0.44	0.58
相对标准偏差/%	4.3	0.9	0.9	8.7	2.2	1.2

4 讨论

4.1 流动注射仪

4.1.1 进样器

自动进样器 SA 1100 主要故障有:①使用较长时间后,自动进样器的转盘的精确度降低,有可能出现进样针不能准确进样。②仪器发出的“命令”,进样器收不到。

保养及改进:①尽量减少进样器的重量,开始做样时,取下进样器盖。提前测试其转动,注意放松进样针螺丝,避免因转盘精确度降低,进样针错位扎到其他硬质材料上、折断。②关掉软件、数据转换器、进样器,数分钟后,按照开机顺序重新开启。

4.1.2 蠕动泵

蠕动泵是精确进样的保证,为了延长蠕动泵软管的寿命,应经常检查其润滑效果,并增加润滑油。

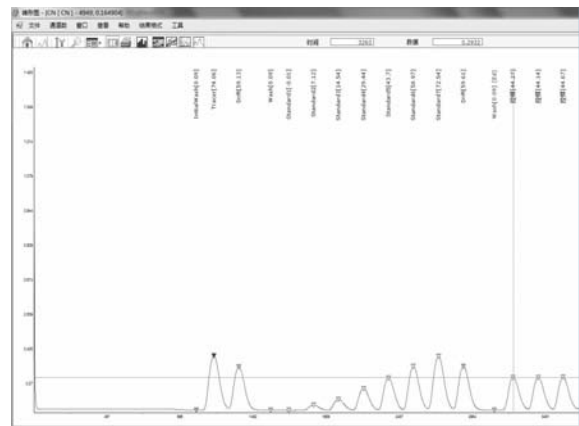
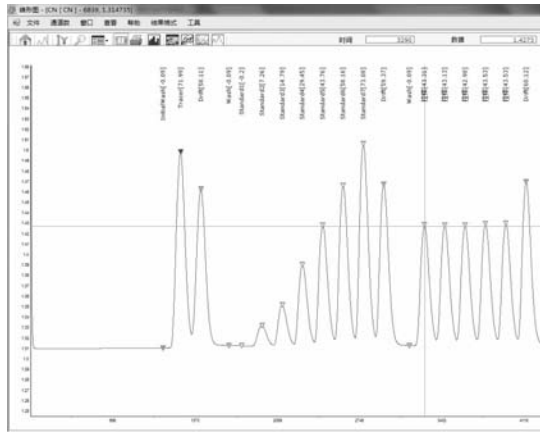
4.1.3 分析模块

挥发酚基线。挥发酚走试剂基线的时候,总是会出现基线躁动,排查发现主要是试剂不纯。实验室使用的4-氨基安替比林是国药生产的,直接使用达不到实验要求。要么更换进口4-氨基安替比林,要么对其进行提纯。提纯方法:4-氨基安替比林与乙醇2:1混合,充分接触后,倒出上清液,反复2~3次,4-氨基安替比林颜色变为黄色,然后烘干,再用 HJ 503-2009 的附录 B^[2]中给出的方法,用硅镁型吸附剂进行提纯,这样4-氨基安替比林基本能达到实验要求。铁氰化钾试剂不纯,建议使用国药生产的。若润滑剂不够,增加其用量可以解决。

氰化物。氰化物的试剂管较多,分析时间较长,但是氰化物的分析比较顺利,基线平稳,每次实验几乎都是走半个多小时的基线,就能开始进样分析。流动注射法测定氰化物的检出限低,曲线相

关性好, 准确度高。厂家要求购置的 1, 3 巴比妥酸价格昂贵, 实验表明巴比妥酸也可以达到 1, 3 巴比妥酸的效果, 只是氰化物整体的峰高变低, 但

并不影响其测定结果。建议选用巴比妥酸, 经济实惠, 测定结果差别不大。从图 2 可以看出相同浓度的标准样品的峰高分别为 1.4273 和 0.2932。



(左为1,3巴比妥酸, 右巴比妥酸)

图2 显色剂为1,3巴比妥酸与巴比妥酸的峰型图

4.1.4 其他

挥发酚、氰化物试剂较多, 一般试剂和溶液放置在 4℃ 冰箱中, 虽然配制说明里面提到了保存时间, 但是在实验过程中发现, 当调取上一次实验曲线, 用曲线中间点进行观察, 如果测试结果满足 $\pm 10\%$, 曲线和试剂就认定可以继续使用。一般试剂过期会很容易发现, 像显色剂过期, 在测试溶液时很可能就不会出峰, 或者峰会很低。

连机失败有几种表现: 钨灯无法亮起; 进样器无法启动。解决办法是关掉软件和数据转换器, 数分钟后, 先打开数据转换器, 然后打开软件即可解决。如果进行了上述操作还是无法解决钨灯问题, 这时候可能需要打开数据转换器机箱查看电路板、线路是否受潮接触不良。

样品与试剂在比色池里面通过滤光片, 获得特定波长的吸光度。滤光片是分析最后环节最重要的部分, 禁止任何液体溅入。

数据库管理备份, 数据软件上会记录之前的工作文件, 一般应定时备份, 以防因电脑故障, 无法找回之前数据。

4.2 分光光度法

氰化物、挥发酚是地表水质量标准里面的必测项目, 使用手工的分光光度法, 需要手动进行水样蒸馏、萃取、显色、比色分析等步骤, 效率低且毒性较大, 实验室操作较为复杂。氰化物在预蒸馏的

时候, 如果气密性未严格检查, 出现氰化氢泄露, 将极其危险; 挥发酚的直接显色分光光度法操作简单, 但是检出限不能满足要求, 必须使用萃取分光光度法, 其操作复杂, 三氯甲烷易挥发, 易发生光化学反应, 严重的可致死。所以实验室购置了四通道流动注射仪(氰化物、挥发酚、阴离子表面活性剂、硫化物)。

5 结论

(1) 流动注射测定水质挥发酚、氰化物的方法具有较好的线性相关性, 检出限满足分析要求, 准确度高, 精密度好。

(2) 流动注射仪有消耗试剂少、自动化程度高、分析时间短、检测效率高等优点, 但价钱昂贵, 适合大批量样品的测定。

(3) 作为精密仪器, 要求流动注射使用的试剂要纯, 特别是挥发酚测定中 4-氨基安替比林的纯度, 对基线躁动及结果的干扰影响很大。

(4) 使用流动注射仪遇到问题时, 需要实验人员认真观察、仔细排查。

参考文献:

- [1] 地表水环境质量标准: GB 3838-2002 [S].
- [2] 水质 挥发酚的测定 4-氨基安替比林分光光度法: HJ 503-2009 [S].
- [3] 水质 氰化物的测定 容量法和分光光度法: HJ 659-2009 [S].
- [4] 本书编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境出版社, 2002.

(下转第 106 页)

广西环境空气质量预报预警 平台建设与应用成效

潘润西, 和凌红, 付洁, 黄国平, 陆晓艳

(广西壮族自治区环境监测中心站, 广西南宁 530028)

摘要: 分析了广西 2009—2015 年第一季度空气质量状况, 结果表明广西空气质量持续恶化, 大气污染形势严峻, 亟需建设广西重污染天气监测预警体系, 妥善应对重污染天气。概述了广西环境空气质量预报预警平台建设内容, 并对平台数值预报、统计模型效果评价和预报预警平台应用成效进行了阐述。实践证明, 空气质量预报预警平台投入运行以来在服务公众和环境管理部门以及建立空气质量预报队伍方面发挥了积极的作用。

关键词: 空气质量; 预报预警平台; 应用成效; 广西

中图分类号: X84 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 02-0102-05

随着我国经济的高速发展, 快速的城市化进程和工业结构转变, 特别是城市群规模的迅速扩大以及机动车数量的大幅增长, 2013 年 1 月份以来, 我国频发区域性重污染天气, 对城市能见度和公众健康构成较大威胁^[1-4]。2013 年 9 月国务院颁布了《大气污染防治行动计划》, 即“大气十条”, 要求建立监测预警应急体系, 妥善应对重污染天气。各地逐步开展了空气质量预报预警体系建设的探索和实践^[5-9], 三年来, 代表着中国空气质量预报技术先进水平的京津冀、长三角和珠三角的区域空气质量预报预警体系, 在空气质量预报、重污染天气妥善应对、重大活动空气质量保障^[10]和大气污染源解析及污染防治方面做出了重大贡献, 也积累了丰富的经验。广西在 2015 年底建成了空气质量预报预警平台, 也发挥了积极的作用。

1 建设初期广西空气质量状况

2009—2014 年, 广西大气可吸入颗粒物 PM_{10} 年均浓度及超标天数比例均显著上升, 尤其南宁、柳州、桂林 3 个环保重点城市的上升趋势更为显著, 其中 2014 年 3 个城市大气可吸入颗粒物 PM_{10} 年均浓度较 2012 年上升幅度达 23%~31%。2014 年南宁、柳州、桂林和北海 4 个环保重点城市平均达标天数比例仅为 76.0%, 低于珠三角区域 5.6 个百分点; 各项污染物 NO_2 、 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 -8h 日均浓度均出现超标现象, 其中 $PM_{2.5}$ 日均浓度超标较严重, 超标率分别为 1.2%、9.2%、22.2%、5.3%; 细颗粒物 $PM_{2.5}$ 年均浓度比珠三角区域高 26.2%。2014 年全区 PM_{10} 浓度较 2012 年 PM_{10} 浓度上升 21.1%, 2015 年第一季度重污染天气明显增加, 详见表 1。

表 1 2015 年广西第一季度和 2014 年第一季度污染天气对比 (天次)

时间	轻度污染	中度污染	重度污染	严重污染
2015 年第一季度	67	44	8	2
2016 年第一季度	258	139	31	1

备注: 一个城市出现一天的污染统计为 1 天次。

广西空气质量持续恶化, 大气污染形势严峻。

推进广西重污染天气预警监测体系建设, 提升环境空气质量预报预警能力, 是应对全区大气污染严峻形势的迫切需要, 是有效防治污染天气的强有力的技术支撑, 是提升政府科学决策和公众服务水平的重要途径, 对广西区域空气质量持续改善有着深远意义。

收稿日期: 2017-07-31

基金项目: 广西重点研发计划项目 (桂科 AB16380292)。

作者简介: 潘润西 (1982-), 男, 广西北海人, 工程师, 硕士, 从事空气质量预报预警工作。

2 广西环境空气质量预报预警平台建设概况

2.1 预报预警平台设计总体框架

广西环境空气质量预报预警平台基于2012年全国大气污染源清单,同化空气质量自动监测网络实况数据^[11-12],采用中尺度气象模式WRF模拟结果作为统一气象场,集成国内外主流的空气质量管理数值预报模式(CMAQ)和统计预报模式(神经网络)

),搭建多模式预报系统。多模式预报系统模拟结果与空气质量预报预警业务应用平台有机结合,从而达到空气质量预报会商、空气质量预报信息发布、空气污染成因分析和大气污染防治措施决策等方面的运用要求。空气质量预报预警系统业务构架如图1所示。

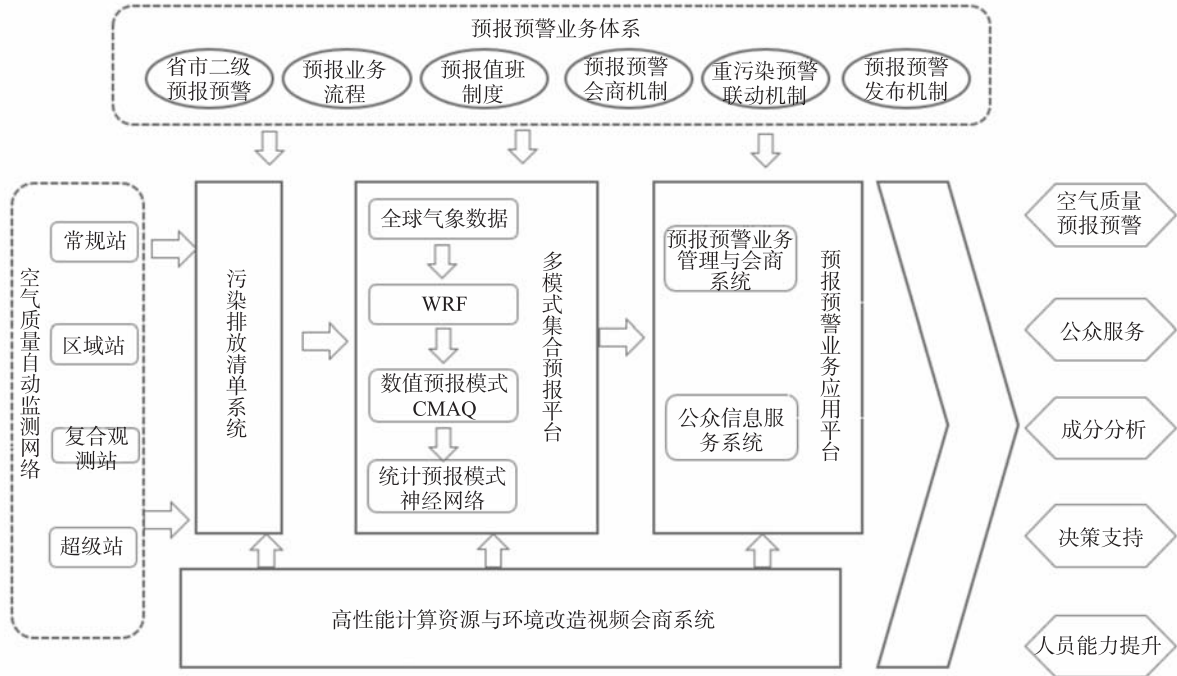


图1 空气质量预报预警系统业务架构图

2.2 数值预报系统

数值预报系统采用三重嵌套网格设置方案,空间分辨率分别为中东部27km×27km,华南区域

9km×9km,广西区域3km×3km。采用Lambert Conformal Conic(兰伯特正形投影)投影方式,各层网格数如图2所示。

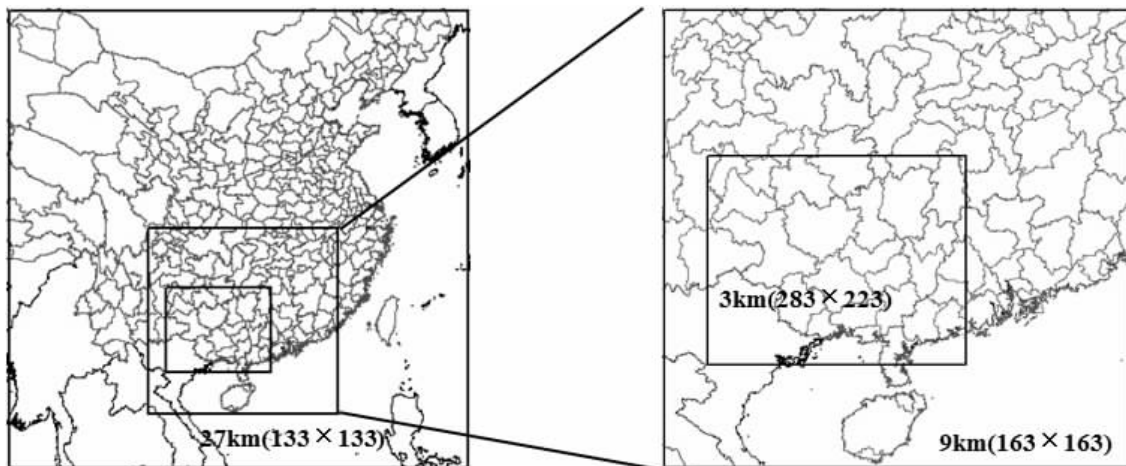


图2 数值预报模型三重嵌套网格设置

数值模型模拟空间范围由地面到大气20km高度层,对污染物的排放、平流输送、扩散、气象液相及非均匀反应、干沉降以及湿沉降等物理过程进行模拟。提供多种数值预报产品供空气质量预报员参考,包括空气质量新标准6项污染物(SO₂、NO₂、CO、O₃、PM₁₀、PM_{2.5})的未来72h空间分布图、廓线图,并提供降水、相对湿度、温度、气压、风场及边界层高度等气象产品,污染物前后向轨迹分析产品。

2.3 空气质量自动监测网络

全区空气质量监测网络包括14个地级市66个空气质量自动监测站点,监测SO₂、NO₂、CO、O₃、PM₁₀、PM_{2.5}6个参数,反映中心城区的环境空气质量。其中区域环境空气自动监测站2个,布设在桂林阳朔县和南宁武鸣县,反映农村和区域环境空气质量;大气复合观测站1个,位于广西首府南宁市,集合了气溶胶激光雷达、粒径谱仪、黑炭分析仪、O₃分析仪、风廓线雷达、大气稳定度等大气监测设备,对大气复合污染进行监测,为诊断大气复合污染成因和形成规律提供基础研究数据。

这些监测数据一是可以反映城市空气质量的变化趋势,监控区域大范围重污染过程,诊断大气污染成因及发展规律,协助开展大气污染防治成效评估;二是作为实时观测数据,对数值预报模式结果进行同化,提供模式的初始场再次输入模式;三是为公众提供广西环境空气质量信息实时发布服务。

2.4 预报预警业务应用平台

预报预警业务应用平台主要是对预报产品进行管理,包括预报结果展示、预报信息制作、预报信息发布、预警自动识别、专题制作和历史产品查询。

预报数据展示是对模式输出结果的可视化表征,展现6项污染物时空变化图以及时间变化曲线,预报与实况对比分析图;展示各等压面上天气图时空变化及各监测站点的气象要素时间变化曲

线;基于多维图形显示和GIS技术,建立空间数据分析及图形显示系统,模拟关注时段内气象场、大气污染物浓度分布的演变过程。

预报预警业务平台支持例行会商、重污染天气会商、回顾性会商等多种模式,具备“向导式会商流程”,支持区市两级预报产品查看、气象网络资源查看、会商流程及制度管理、会商数据管理、预报订正及制作、预报预警信息审核及发布。

3 空气质量预报预警平台应用成效

3.1 预报模型效果评价

2015年10月投入运行以来,空气质量预报预警平台均能正常运转,每天上午12时前,数值预报模式和统计预报模式基本能模拟出未来三天的空气质量预报结果,满足业务化运行的时效需求。

以WRF-CMAQ数值预报模式和神经网络统计模型对广西14个地市未来三天的预报结果为例进行测试评估。评估方法为将预测值与实测值进行对比分析,评估时段为2016年3月1日—2017年2月28日。按级别准确率、偏高率、偏低率和首要污染物准确率进行评价。详见表2和表3。

从表中可以看出,数值预报模型和统计模型夏季(6—8月)预报准确率最高,基本达到70%以上,冬季(12—2月)准确率最低,平均准确率50%左右。数值预报结果偏低率普遍较高,说明数值预报系统存在明显的系统偏差;神经网络统计模型冬季预报结果偏低,其他季节预报偏高,说明神经网络统计模型对冬季重污染天气存在高值低报现象。由于没有广西本地化的大气污染源清单的驱动,总体上数值预报模型预报准确率低于神经网络统计模型,但是,数值预报模型通过相关参数调整和优化,预报准确率还有很大的改善空间。因此,在没有建立广西大气污染源排放清单前,神经网络统计模型可以满足全区14个地市开展空气质量预报业务运用需求,其预报准确率具有较好的预报参考价值。

表2 WRF-CMAQ模型2016年3月—2017年2月预报结果统计 (%)

评价指标	春季(3-5月)			夏季(6-8月)			秋季(9-11月)			冬季(12-2月)		
	24h	48h	72h	24h	48h	72h	24h	48h	72h	24h	48h	72h
AQI等级准确率	58.7	56.4	52.9	76.0	74.3	71.6	56.3	52.8	51.5	50.2	49.2	49.5
首要污染物准确率	41.6	40.8	39.7	44.6	42.9	38.1	42.3	37.0	37.0	43.9	40.7	41.6
级别偏高率	3.0	3.2	3.0	4.8	9.2	12.4	0.4	1.6	2.6	2.9	5.5	9.8
级别偏低率	38.3	40.4	44.1	19.2	16.5	16.0	43.3	45.6	45.9	46.9	45.3	41.7

表3 神经网络统计模型 2016 年 3 月—2017 年 2 月预报结果统计 (%)

评价指标	春季 (3-5月)			夏季 (6-8月)			秋季 (9-11月)			冬季 (12-2月)		
	24h	48h	72h	24h	48h	72h	24h	48h	72h	24h	48h	72h
AQI 等级准确率	62.1	60.2	59.9	75.7	72.7	70.3	65.7	62.7	58.9	55.1	55.0	50
首要污染物准确率	44.3	42.7	41.5	48.3	46.8	45.8	43.7	42.3	40.6	53.5	58.5	50.4
级别偏高率	24.2	26.9	27.6	17	20.2	22.8	20.0	21.5	25.3	20.3	19.3	19.2
级别偏低率	13.7	12.9	12.5	7.3	7.1	6.9	14.3	15.8	15.8	24.6	25.7	30.8

3.2 空气质量预报预警平台应用成效

空气质量预报预警平台投入运行以来,发挥了积极的作用,取得了一定的成效,主要体现在以下几方面:

(1) 发布了空气质量预报信息,为广大公众提供及时的空气质量预报预警信息,为日常生活提供参考;每年举办环保公众开放日,接待了来自社会环保组织、环保志愿者、学生等社会公众的参观,介绍了空气质量预报制作流程和大气污染现状及来源,增强了公众对环境空气质量预报的认知和理解度,为全民参与大气污染防治提供了较好的宣传教育平台。

(2) 利用空气质量预报预警平台专题报告模块,开展了空气质量在时间和空间尺度上的演变和发展趋势分析,定期为环境管理部门提供空气质量预测会商报告;2015—2016年广西在大气污染减排方面取得了较好的成效,空气质量逐步改善。可以认为,空气质量预报预警平台在环境管理部门制定大气污染防治目标和措施方面发挥了重要作用。

(3) 空气质量预报预警平台为定期开展重污染天气应急预案桌面推演、空气质量预报会商和大气污染成因诊断分析提供了较好的技术支持;在培养空气质量预报技术人员和建立空气质量预报相关制度方面发挥了积极的作用;同时,作为华南空气质量预测区域中心成员单位,空气质量预报预警平台也为区域联合会商和大气污染联防联控机制提供了较好的前期实践基础。

4 结论

(1) 空气质量预报预警平台建设是妥善应对重污染天气的有效手段,空气自动监测网络不仅能反映空气质量状况,还可以对模式模拟结果进行同化,作为初始场资料输入数值模式,提高数值模式模拟的准确率。

(2) 数值预报模式由于缺少广西本地化的大气污染源清单,预报结果偏低,模拟效果相对较差,亟需更新本地大气污染源清单,但是,神经网络统计模型整体预报准确率较高,具有较好的空气

质量预报参考价值。

(3) 空气质量预报预警平台投入运行以来,在服务公众和环境管理部门以及建立空气质量预报队伍方面发挥了积极的作用,为广西大气污染防治目标和措施制定、空气质量达标规划和大气污染防治的精细化、精准化管理提供了技术支撑。

(4) 空气质量预报预警平台还存在很多不足之处,例如污染预报准确率、大气污染成因及来源解析等,需要在空气质量预报技术推动过程中不断完善。

参考文献:

- [1] 程念亮,李云婷,张大伟,等. 2013年1月北京市一次空气重污染成因分析[J]. 环境科学, 2015, 36(4): 1154-1163.
- [2] 丁铭,邹强,郁建桥. 2013年苏州春季一次重污染天气过程分析[J]. 中国环境监测, 2015, 31(4): 44-47.
- [3] 高庆先,李亮,马占云,等. 2013—2016年天气形势对北京秋季空气重污染过程的影响[J]. 环境科学研究, 2017, 30(4): 173-183.
- [4] 喻义勇,陆晓波,朱志峰,等. 南京2013年12月初持续重污染天气特征及成因分析[J]. 环境监测管理与技术, 2015, 27(2): 4-16.
- [5] 解淑艳,刘冰,李建军. 全国环境空气质量数值预报预警系统建立探析[J]. 环境监控与预警, 2013, 5(4): 1-3.
- [6] 陆涛. 上海世博会长三角区域空气质量预警联动系统开发与应用[J]. 中国环境监测, 2013, 29(1): 141-146.
- [7] 江峰琴,杨雪,王晨波,等. 江苏省区域空气质量多模式预报预警系统研究与设计[J]. 环境监控与预警, 2015, 7(2): 4-7.
- [8] 彭庆庆,罗岳平,黄钟霆,等. 开展环境空气质量预报预警工作的研究[J]. 环境科学与管理, 2015, 40(4): 9-12.
- [9] 元洁,陈魁,肖致美,等. 新标准下天津市大气环境监测预警体系的构建[J]. 环境与可持续发展, 2015, 40(4): 75-77.
- [10] 徐文帅,李云婷,吴其重,等. AQI标准下北京市空气质量数值预报系统及其在重大活动保障中的应用[J]. 中国环境监测, 2016, 32(4): 11-19.
- [11] 唐晓,朱江,王自发,等. 基于集合卡尔曼滤波的区域臭氧资料同化试验[J]. 环境科学学报, 2013, 33(3): 794-805.
- [12] 张金谱,胡嘉镗,王雪梅,等. 集合最优插值同化方法在珠三角空气质量模拟中的初步应用[J]. 环境科学学报, 2014, 34(3): 558-566.

The Construction and Application Effects of Air Quality Forecast and Early Warning Platform in Guangxi

PAN Run-xi, HE Ling-hong, FU Jie, HUANG Guo-ping, LU Xiao-yan

(Guangxi Zhuang Autonomous Region Environmental Monitoring Center, Nanning Guangxi 530028, China)

Abstract: The air quality of Guangxi during 2009 to the first quarter of 2015 has been analyzed. The results showed that the air quality continued to deteriorate and the air pollution situation was serious. The heavy pollution weather monitoring and warning system was urgent to be established aiming to properly response to heavy pollution. An overview of the construction contents of the environmental air quality forecast and early warning platform were presented. The application effect of numerical model and statistics prediction mode and the application achievement of the environmental air quality forecast and early warning platform have been elaborated. Practices showed that the environmental air quality forecast and early warning platform has played a positive role in the service of the public and environmental management departments and the establishment of air quality forecasting teams.

Key words: air quality; forecast and early warning platform; application effects



(上接第 101 页)

The Research on Determination of the Total Cyanide and Volatile Phenol by Flow Injection Analysis

ZHAN Li¹, XIAO Xiao-lin²

(1. Yanhe Autonomous County Environmental Protection Bureau, Yanhe Guizhou 565300, China)

Abstract: Volatile phenol and the total cyanide in surface water were determined by flow injection analysis skalar san + +. It was found that the detection limit of volatile phenol was 0.2 μg/L with correlation coefficient of 0.9995 and the total cyanide was 0.3 μg/L with correlation coefficient of 0.99997. Determination of standard sample had high accuracy. *RSD* was less than 10% in precision inspection, *RSD* of middle and high concentration was less than 3%. The problems were identified and suggestions were provided.

Key words: flow injection analysis; volatile phenol; the total cyanide