

环境科学导刊 (双月刊)  
HUANJING KEXUE DAOKAN

第 38 卷 第 4 期 总第 188 期

2019 年 8 月 25 日出版

目 次

· 专题研究 ·

重组大肠杆菌 top10 (PET28a - makinase9) 抗逆性分析 ..... 朱泓宇, 魏金亚 (1)

不同种植模式土壤有机碳和含水量变化特征研究 ..... 吕娜 (6)

· 环境保护 ·

帷幕灌浆技术在库区古银杏群落保护中的应用 ..... 陈兴兰, 张全意, 刘刚, 成克雄 (11)

国内区域碳排放预测模型应用综述 ..... 张军莉, 刘丽萍 (15)

丽江玉龙雪山景区应对气候变化探索和实践 ..... 邹琼, 和赴宇, 王珂 (22)

近 10 年镇江市酸雨变化分析及趋势研究 ..... 耿勇超, 陈佩佩 (26)

· 水环境保护 ·

滇西北剑湖湿地研究进展 ..... 张秋, 彭尔瑞, 赵青青, 史静 (30)

洞庭湖水环境综合治理对策初探 ..... 姜恒, 黄兵, 钱湛 (36)

西门江流域入河污染源问题诊断及防治建议 ..... 蒋清华 (41)

· 污染防治技术 ·

云南省农村生活污水处理设施运行现状调查分析 ..... 张春敏, 金竹静, 赵祥华, 谷唯实 (45)

某金属加工公司重金属废水治理研究 ..... 孙泽萍, 王大明, 王向荣, 李福华 (51)

内置式厌氧膜生物反应器用于处理啤酒废水的研究 ..... 陈凤明, 王威 (55)

燃煤电厂脱硫废水零排放技术综述与应用研究 ..... 张全斌, 周琼芳, 梁婕 (59)

· 环境评价 ·

基于生态位模型的江苏省大气环境负荷的适宜度评价 ..... 田颖, 沈红军 (65)

大连市湿地生态系统健康评价 ..... 赵杨, 窦应瑛 (74)

工业涂装大气环境影响评价几个关注点 ..... 胡连伍, 陶银河, 陈海霞, 张杰, 段丽娟 (79)

· 环境监测 ·

CO 对定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 的干扰影响及修正 ..... 凡传明, 潘锦, 李杰鸿 (83)

曲靖市辖区水环境中痕量金属元素的线性指纹图谱特征及应用设想 ..... 陈鲁松 (87)

深圳市空港新城近岸海域海岸线及围填海变化情况初探  
..... 王震, 赵振业, 周连宁, 陈芸, 杨青云, 党二莎, 唐俊逸 (91)

《环境科学导刊》发行数字期刊的声明 ..... (29)

《环境科学导刊》征稿简则 ..... (40)

封面图片: 1988 年的昆明市中心 ..... 张卫民 摄

期刊基本参数: CN53 - 1205/X \* 1982 \* b \* A4 \* 96 \* zh \* P \* ¥15.0 \* 2000 \* 19 \* 2019 - 08

# ENVIRONMENTAL SCIENCE SURVEY

( Bimonthly) Vol. 38 No. 4 2019

---

## Contents

Stress Tolerance Analysis of Escherichia Coli Top10 Expressing the Eukaryote Transcription Initiation Factor makinase9 .....	ZHU Hongyu <i>etc.</i> (1)
Study on the Changes Characteristics of Organic Carbon and Water Content in Soil with Different Planting Modes .....	LV Na (6)
Application of Curtain Grouting Technology in the Protection of Ancient Ginkgo Biloba Communities in a Reservoir Area .....	CHEN Xinglan <i>etc.</i> (11)
Review of Application of Prediction Models of Regional Carbon Emission in China .....	ZHANG Junli <i>etc.</i> (15)
Exploration and Practice of Lijiang Yulong Snow Mountain Scenic Area in Response to Climate Change .....	ZOU Qiong <i>etc.</i> (22)
Analysis and Trend Study on the Change of Acid Rain in Zhenjiang City in Recent 10 Years .....	GENG Yongchao <i>etc.</i> (26)
Research Progress of Jianhu Wetland in Northwest Yunnan .....	ZHANG Qiu <i>etc.</i> (30)
Water Environment in the Dongting Lake Area .....	JIANG Heng <i>etc.</i> (36)
Identification of Pollution Sources and Countermeasures in the Ximenjiang River Watershed .....	JIANG Qinghua (41)
Investigation and Analysis of the Current Situation of Rural Sewage Treatment Facilities in Yunnan .....	ZHANG Chunmin <i>etc.</i> (45)
Study on Treatment of Heavy Metal Wastewater from a Metal Processing Company .....	SUN Zeping <i>etc.</i> (51)
Research on the Treatment of Beer Brewing Wastewater by Anaerobic Inner – membrane Bioreactor .....	CHEN Fengming <i>etc.</i> (55)
Technology Review and Application Research of Zero Discharge for Desulfurization Wastewater of Coal – fired Power Plant .....	ZHANG Quanbin <i>etc.</i> (59)
Suitability Evaluation of Atmospheric Environmental Load of Jiangsu Province Based on Niche Theory .....	TIAN Ying <i>etc.</i> (65)
Health Evaluation of Wetland Ecosystem in Dalian .....	ZHAO Yang <i>etc.</i> (74)
The Main Focuses on Atmospheric Environmental Impact Assessment for Industrial Surface Coating .....	HU Lianwu <i>etc.</i> (79)
Interference of CO on Determination of SO <sub>2</sub> by Constant Potential Electrolysis Method and Error Correction Models .....	FAN Chuanming <i>etc.</i> (83)
The Characteristics of the Linear Fingerprint Chromatogram of Trace Minor Metals in Water and Its Potential Application, Qujing .....	CHEN Lusong (87)
The Changes of Coast Line and Reclamation in the Nearshore of Shenzhen Airport New City .....	WANG Zhen <i>etc.</i> (91)

# 重组大肠杆菌 top10 (PET28a - makinase9) 抗逆性分析

朱泓宇<sup>1</sup>, 魏金亚<sup>2</sup>

(1. 昆明佩奇环保科技有限公司, 云南 昆明 650034;  
2. 云南省高新技术企业研究促进会, 云南 昆明 650051)

**摘要:** 将来源于蓝藻的 Makinase9 基因导入载体 PET28a 中, 在原核表达的基础上, 利用分光光度计检测重组大肠杆菌 top10 (PET28a - makinase9) 的抗逆性。重组大肠杆菌 top10 (PET28a - makinase9) 的抗 NaCl 在一定浓度范围内会随盐浓度增大而增强, 对抗 NaHCO<sub>3</sub> 较为敏感, 表现为一定范围内既有促进又有抑制, 不具有抗 O<sub>2</sub><sup>2-</sup> 和抗 Cu<sup>2+</sup> 胁迫性。为蓝藻的二元系统和双组分系统在其他生物渗透胁迫信号识别和转导中的研究提供了依据。

**关键词:** 二元系统; 双组分系统; 胁迫作用; 信号转导; Makinase9

**中图分类号:** X172 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0001 - 05

蓝藻的二元系统能够感受和调节营养元素如碳、氮、磷变化, 还有光照强度、时间, 及其多种胁迫条件, 很多调节对蓝藻的存活有着至关重要的作用<sup>[1]</sup>。

蓝藻对环境的适应和蓝藻内的一些蛋白质有关。由于目前尚未清楚一些蛋白质, 所以只能推测蓝藻对环境的抗性和双组分系统有着很大的关系。这些尚未知道的基因到底能编码哪些蛋白质是一个研究热点。通过前人的一些研究理论, 可以将类似的研究方法用以研究那些尚未明确的基因。运用前人研究出来的理论成果, 以二元信号转导以及双组分系统的基本原理, 可以推测出一些环境因素可能和蓝藻的生活以及调节有着密切的联系。本实验研究蓝藻的 makinase9 基因和环境的胁迫关系, 对重组大肠杆菌 top10 (PET28a - makinase9) 的抗盐碱、抗氧化及抗 Cu<sup>2+</sup> 胁迫性进行分析。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料

#### 1.1.1 实验材料

*E. coli* top10 (PET28a - makinase9) 由本实验室构建, *E. coli* top10 (pPET28a) 由本实验室保存。

收稿日期: 2019 - 03 - 18

作者简介: 朱泓宇 (1987 -), 男, 云南人, 汉族, 本科, 主要从事水处理方面的工作。

通信作者: 魏金亚 (1987 -), 女, 汉族, 硕士研究生, 主要从事滇池蓝藻水华机制研究。

#### 1.1.2 试剂

PCR 用的酶和试剂均购自北京全式金生物科技有限公司。

#### 1.1.3 仪器

PCR 仪、凝胶成像系统、离心机、分光光度计、超净工作台。

#### 1.1.4 培养基

蓝藻培养采用 BG11 培养基, 大肠杆菌培养采用 LB 培养基。

## 1.2 方法

### 1.2.1 *E. coli* top10 (PET28a - makinase9) 的诱导挑选

top10 (pet28a - makinase9) 和 top10 (pet28a) 的单菌落, 接种于 LB 培养基中, 37℃ 下振荡培养 12h 左右。取过夜培养物按 1% 的比例接种到 LB/kan 液体培养基中培养至 OD<sub>600</sub> = 0.5, 加诱导剂 IPTG 至终浓度为 0.5mmol/L 继续培养 4h 用于胁迫实验<sup>[4]</sup>。

### 1.2.2 *E. coli* top10 (PET - 28a - makinase9) 的 NaCl 胁迫

取诱导后的 top10 (pet28a - makinase9) 和 top10 (pet28a) 600μL, 加到含 NaCl 终浓度分别为 0.4mol/L、0.6mol/L、0.8mol/L, 设置对照。每次设置 3 个重复。37℃ 振荡培养, 每隔 1h 测定 OD<sub>600</sub>, 培养并观察 5h<sup>[4]</sup>, 且记录实验结果。

### 1.2.3 *E. coli* top10 (PET - 28a - makinase9) 的 NaHCO<sub>3</sub> 胁迫

取诱导后的 top10 (pet28a - makinase9) 和 top10 (pet28a) 600 $\mu$ L, 加到含 NaHCO<sub>3</sub> 终浓度分别为 0.44mol/L、0.52mol/L, 同时设置对照。每次设置 3 个重复。37 $^{\circ}$ C 振荡培养, 每隔 1h 测定 OD<sub>600</sub>, 培养并观察 5h<sup>[4]</sup>, 且记录实验结果。

1.2.4 *E. coli* top10 (PET - 28a - makinase9) 的氧胁迫

取诱导后的 top10 (pet28a - makinase9) 和 top10 (pet28a) 600 $\mu$ L, 加到含 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 终浓度分别为 0.5 $\mu$ L/25ml、1 $\mu$ L/25ml、1.5 $\mu$ L/25mL, 同时设置对照。每次设置 3 个重复。37 $^{\circ}$ C 振荡培养, 每隔

1h 测定 OD<sub>600</sub>, 培养并观察 5h, 且记录实验结果。  
1.2.5 重组大肠杆菌 top10 (PET - 28a - makinase9) 的抗铜离子胁迫

取诱导后的 top10 (pet28a - makinase9) 和 top10 (pet28a) 600 $\mu$ L, 加到含 Cu<sup>2+</sup> 终浓度分别为 0.2mg/L、0.3mg/L、0.4mg/L, 同时设置对照。每次设置 3 个重复。37 $^{\circ}$ C 振荡培养, 每隔 1h 测定 OD<sub>600</sub>, 培养并观察 5h, 且记录实验结果。

2 结果与分析

2.1 重组大肠杆菌 top10 (PET - 28a - makinase9) 的抗盐性

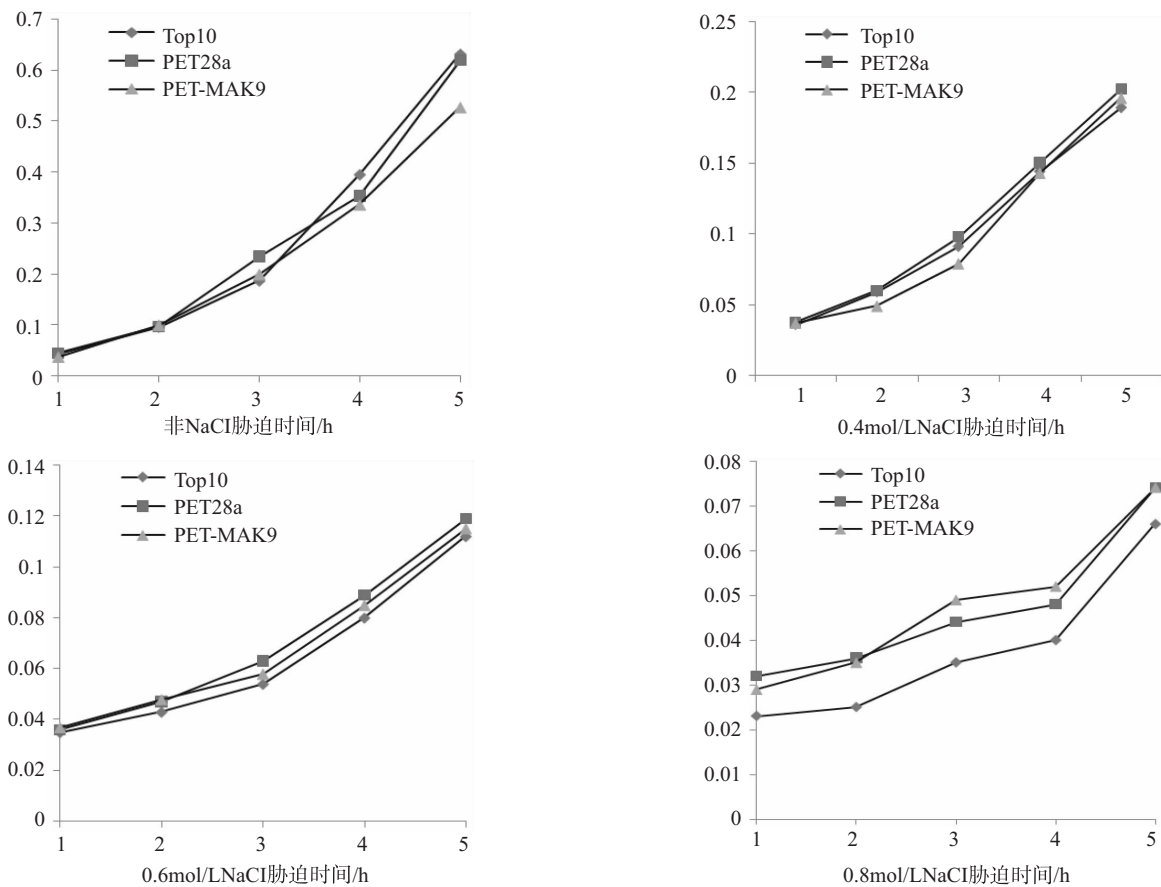


图1 不同浓度NaCl胁迫下的生长曲线

在没有 NaCl 的时候, top10 大肠杆菌的生长情况最好, 导入 pet28a 载体后次之, 导入蓝藻 makinase 基因后生长情况最差。当加入 NaCl 后, 从对 OD 值的测量结果可以看出, NaCl 对 top10、top10 - pet28a 以及 pet28a - makinase9 都有影响。但是随着 NaCl 浓度的增加, 导入了蓝藻 makinase 基因的重组大肠杆菌的生长情况明显优于 top10 大肠杆菌的。0.4mol/L 和 0.6mol/L NaCl 处理时, top10 - pet28a 和 pet28a - makinase9 达到生长高峰

的 OD<sub>600</sub> 值分别为 0.202、0.196 和 0.119、0.115, 特别当 NaCl 的浓度为 0.8mol/L 的时候 pet28a - makinase9 更具有优势, 生长情况非常显著 (图 1)。因此, 在 NaCl 的胁迫试验中初步得出结论: 蓝藻的 makinase9 基因具有对 NaCl 的抗性, 在一定的浓度范围内其抗性随着 NaCl 浓度的升高而增强。

2.2 重组大肠杆菌 top10 (PET - 28a - makinase9) 的 NaHCO<sub>3</sub> 抗性分析

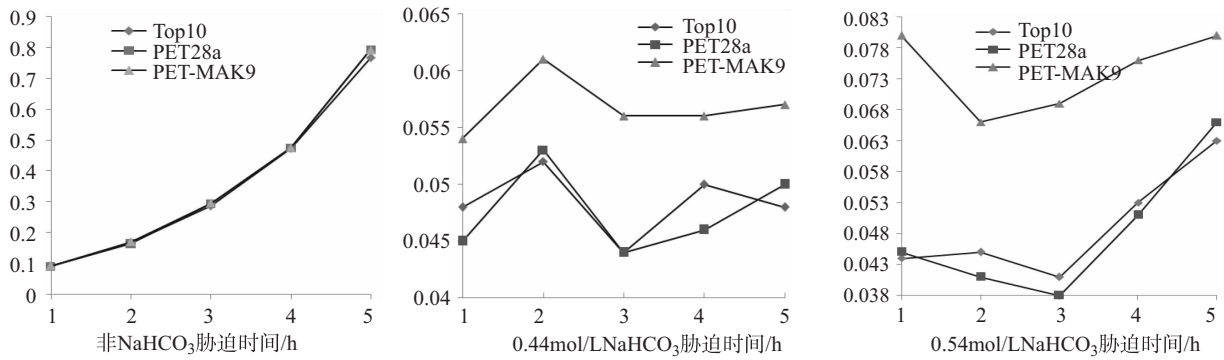


图2 不同浓度NaHCO<sub>3</sub>胁迫生长曲线

top10 大肠杆菌与 pet28a - makinase9 在没有 NaHCO<sub>3</sub> 的时候生长情况都相差不多，图 2 中曲线反映为几乎重合。当加入 NaHCO<sub>3</sub> 后，从对 OD 值的测量结果可以看出，top10 以及 pet28a - makinase9 都有影响，并且曲线波动比较大，从图 2 中可以看出当 NaHCO<sub>3</sub> 的浓度为 0.44mol/L 的时候，随着时间的变化，top10 以及 pet28a - makinase9 的生长先处于上升阶段然后又下降最后和起初持平，最大 OD<sub>600</sub> 为 0.61，然而在浓度为 0.54mol/L 的时

候情况相反，曲线呈先下降然后再上升最后和起初持平，最大 OD<sub>600</sub> 为 0.08。实验结果表明，蓝藻的 makinase9 基因对 NaHCO<sub>3</sub> 具有抗性，并且对 NaHCO<sub>3</sub> 的调节非常敏感，这可能和蓝藻的 Makinase9 基因调节的蛋白有很大关系，并且能够产生两种作用相反的蛋白质，这两种蛋白质随着时间和浓度的改变其调节起到相反的作用，既有促进又有抑制。

2.3 重组大肠杆菌 top10 (PET - 28a - makinase9) 的抗氧分析

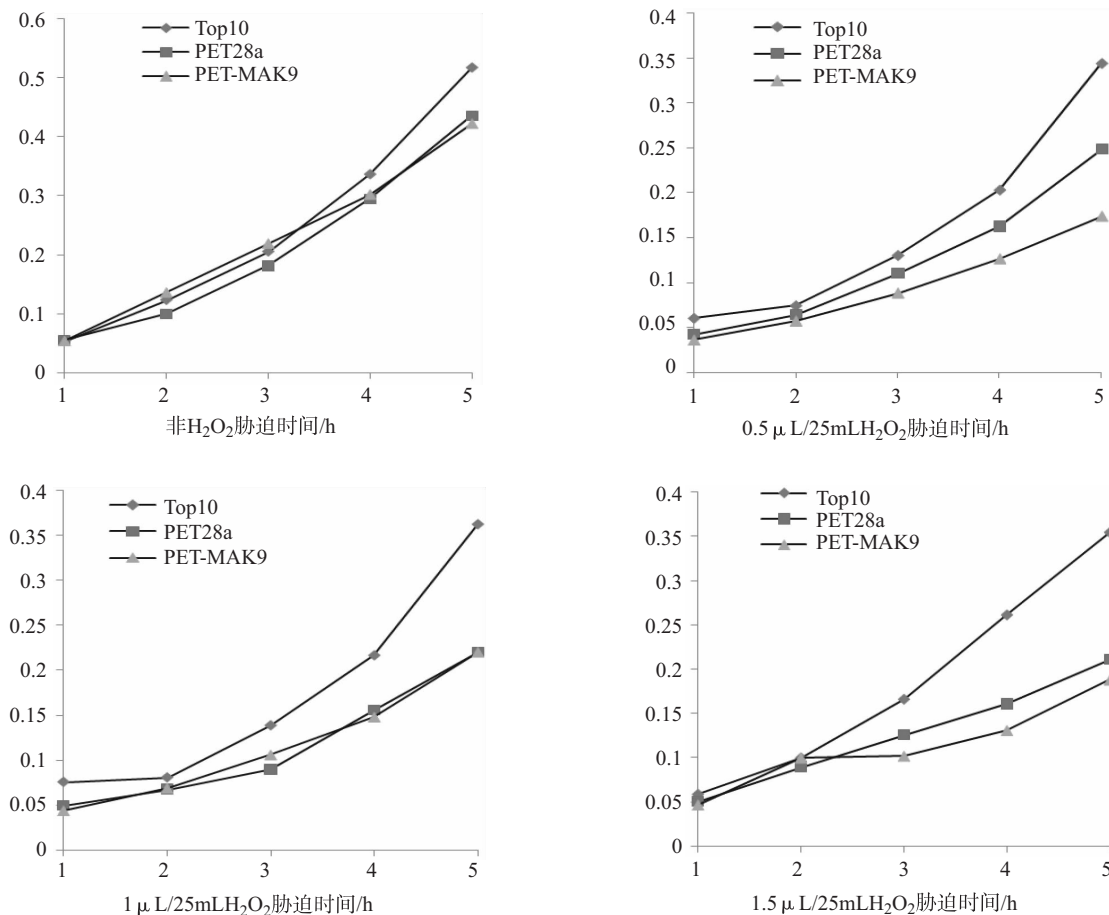


图3 不同浓度H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>胁迫下top10 (PET-28a-makinase9) 的生长曲线

由图3可见,不管有还是没有H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>,top10大肠杆菌的生长情况都是最好,对照组中top10导入pet28a载体后生长情况次之,导入蓝藻makinase9基因后在有H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>胁迫下生长情况越来越差,而pet28a载体在有H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>胁迫下生长情况次于top10大肠杆菌。当加入H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>后,从对OD值的测量结果可以看出,H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>对top10、top10-pet28a以及pet28a-makinase9都有影响。但是随着H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的浓度增加,top10大肠杆菌的生长情况明显优于top10-pet28a

以及pet28a-makinase9,5h 0.5μL/25mL、1μL/25mL和1.5μL/25mL OD<sub>600</sub>达到0.343、0.363和0.353。特别当H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的浓度为0.5μL/25mL的时候pet28a-makinase生长情况明显下降,OD<sub>600</sub>最大仅为0.118。因此,认为蓝藻的makinase9基因没有对H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的抗性,且在一定的浓度范围内H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>对重组的top10-makinase9的抑制作用逐渐增强。

#### 2.4 重组大肠杆菌top10 (PET-28a-makinase9)的铜离子抗性分析

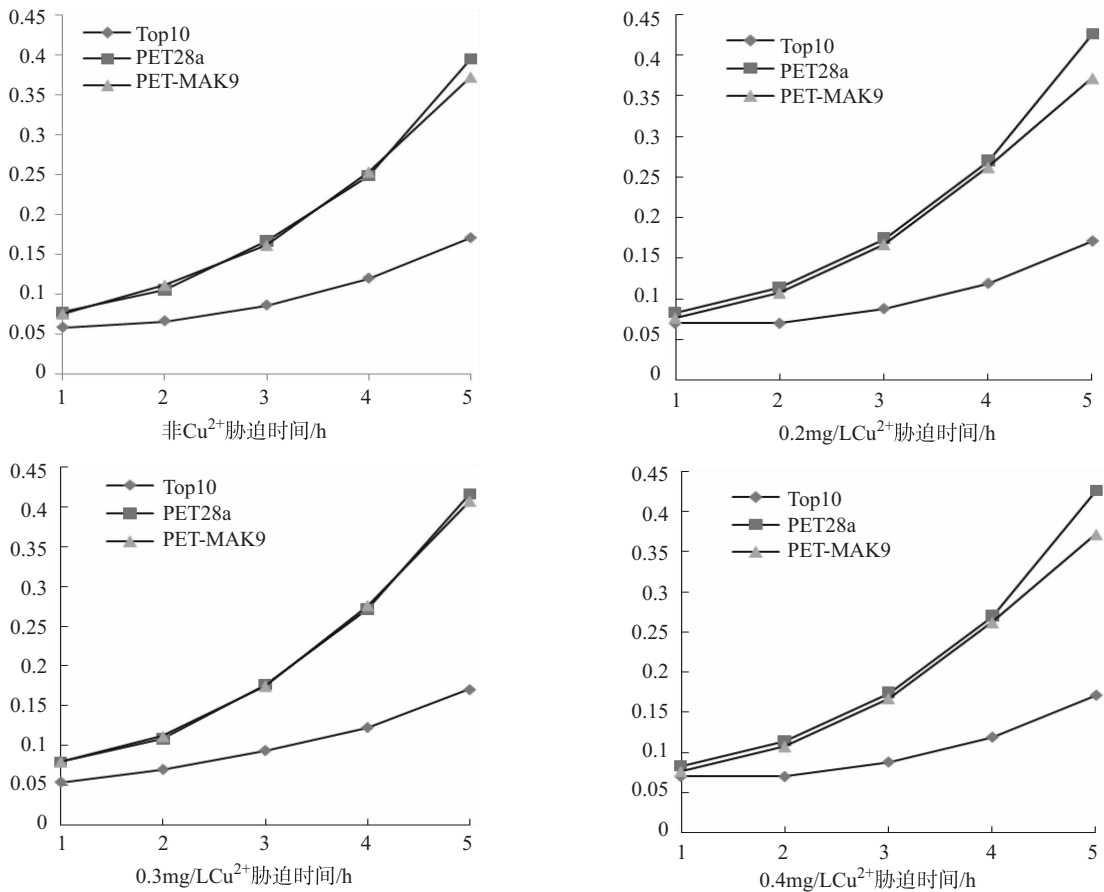


图4 不同浓度Cu<sup>2+</sup>胁迫下top10 (PET-28a-makinase9)的生长曲线

从图4中可以看出top10、top10-pet28a以及pet28a-makinase9在对照和有Cu<sup>2+</sup>的时候,它们各自的曲线走向都基本保持不变。top10-pet28a大肠杆菌的生长情况在对照和不同Cu<sup>2+</sup>浓度梯度下最好,在0.2mg/LCu<sup>2+</sup>胁迫下5h内OD<sub>600</sub>最大为0.395,导入蓝藻makinase基因后的大肠杆菌生长情况次之,0.3mg/L和0.4mg/LCu<sup>2+</sup>胁迫下5h内OD<sub>600</sub>最大为0.374,而top10大肠杆菌的生长情况最弱,OD<sub>600</sub>仅为0.171。因此,认为蓝藻的makinase9基因对Cu<sup>2+</sup>没有抗性,并且可以看出Cu<sup>2+</sup>对重组的大肠杆菌都有促进作用。

### 3 讨论

Makinase9基因是一个丝/苏氨酸激酶(STKs)基因,跟信号传导有关<sup>[2-3]</sup>,国内外对该基因的研究未见报道。1994年首次利用蛋白放射性标记技术发现蓝藻蛋白质中存在丝/苏氨酸残基上的磷酸化<sup>[5]</sup>,已在细菌基因组中找到大的STKs与细胞发育调节、胁迫反应和致病性相联系<sup>[6-7]</sup>。如STPK可能参与结核分枝杆菌致病过程中的多个环节<sup>[8]</sup>,蓝藻中如集胞藻(Synechocystis) PCC6803中SpkA和SpkB与细胞运动有关<sup>[9-10]</sup>,表皮葡萄球菌stk基因通过调控生物膜相关基因特别是PIA的表达影响生物膜,stk基因同时也影响表皮葡萄球菌的喋

呤合成和细胞壁的代谢<sup>[11]</sup>, 信号传导系统提供了一种细胞应对环境改变的基本机制, 将环境信号和胞内生理活动联系起来<sup>[12-13]</sup>。

本实验室已成功地从蓝藻中克隆获得了 makinase9 基因, 研究蓝藻的 makinase9 基因和环境的胁迫关系, 具有明显抗盐碱性, 没有明显的抗  $O_2^-$  和抗  $Cu^{2+}$  胁迫。为研究蓝藻的二元系统和双组分系统提供了依据。

#### 参考文献:

- [1] LiuXingguo, HuangWei, WuQingyu. Two - ComponentSignalTransductionSystemsintheCyanobacteriumSynechocystissp. PCC6803 [J]. Tsinghuascienceandtechnology, 2006, 11 (4): 379 - 390.
- [2] AnnH. WestandAnnM. Stock. Histidinekinasesandresponsereg  $\mu$  latorproteins in two - component signaling systems [J]. Trends inbio chemical sciences, 2001 (26): 369 - 376.
- [3] MariaA, Shoumskaya, Kalyanee, Paithoonrangsarid, et al. IdenticalHik - RreSystemsAre Involvedin Perceptionand Transduction of SaltSignalsand Hyperosmotic Signals but Reg  $\mu$  latethe Expression of Individual Genesto Different Extentsin Synechocystis [J]. Thejournal of biological chemistry, 2005, 280 (22): 21531 - 8.
- [4] 李晓泽, 姜静, 李德斌. 重组大肠杆菌 BL21 (Pet28a - eIF5A) 的抗逆性分析 [J]. 生物技术, 2006 (3): 25 - 28.
- [5] Zhang, C C Jang, J C Sakr, S Wang, et al. Protein phosphorylationonSer, Thrand Tyrresidue sinc yanobacteria [J]. Journal of molecularmicrobiology and biotechnology, 2005, 9 (3 - 4): 154 - 166.
- [6] Kennelly P J, Potts M. Life amon gtheprimitives: proteinO phosphatasesin prokaryotes [J]. Frontiers in bioscience; a journal and virtuellibrary, 1999, 15 (4): 372 - 85.
- [7] ZhangY, PrepasEE. Reg lation of the dominance of plankt onicdiatom sand cyanobacteriainoureu trophichard water lakes by nutrients [J]. watercolumnstability, andtemperature. Canad - ian Journalof Fisheriesand Aquatic Science, 1996 (53): 621 - 633.
- [8] 康涵, 吴文娟. 丝氨酸/苏氨酸蛋白激酶在结核分枝杆菌致病机制中的作用 [J]. 微生物与感染, 2012, 7 (1): 56 - 61.
- [9] Durochera D, Jackson SP, The FHA domain [J]. febslett, 2002 (513): 58 - 66.
- [10] Kamei A, Yuasa T, Orikiwa K, et al. Aeu karyotic - typeproteinkinase, SpkA, is Required for normal motility of the unicell  $\mu$  larcyanobacteriumSynechocystissp. strainPCC6803 [J]. Bacteriol, 2001 (183): 1505 - 1510.
- [11] 刘倩, 高谦, 牛晨. 丝氨酸/苏氨酸蛋白激酶 Stk 在表皮葡萄球菌生物膜形成中的作用及其机制研究 [D]. 上海: 复旦大学, 2011.
- [12] Dufresne A, Salanoubat M, Partensky E, et al. Genomesequenece of theyanaobacterium Prochlorococcusmarinus SS120, anearlyminima loxyphtotrophicgenome [J]. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 2003 (100): 10020 - 10025.
- [13] RocapG, LarimerFW, LamerdinJ., et al. Genomedivergencein two Prochlorococcusecotypespre flect soceanieni the dif ferentiation [J]. Nature, 2003 (424): 1042 - 1047.

## Stress Tolerance Analysis of Escherichia Coli Top10 Expressing the Eukaryote Transcription Initiation Factor makinase9

ZHUhong - yu<sup>1</sup>, WEIjin - ya<sup>2</sup>

(1. Kunming Peiqi Environmental Protection & Technology Co. Ltd, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** To get the fundamental function of the Eukaryote transcription initiation factor makinase9, this experiment introduced the Makinase9 gene of Cyanobacteria into the vector PET28a for the purpose of prokaryotic expression and then detect the stress resistance of E. colirecombinant top10 (PET28a - makinase9) with spectrophotometer. The result showed the stress resistance for NaCl in E. colirecombinant top10 (PET28a - makinase9) increases when the NaCl concentration grew by some range and the stress resistance for  $NaHCO_3$  was sensitive expressed as promotion and inhibition in some range of concentration, but had not obvious resistant to  $O_2^-$  and  $Cu^{2+}$  stress. E. colitop10 expressing the Makinase9 gene had obvious resistance to salt and alkali stress and had not resistance to  $O_2^-$  and  $Cu^{2+}$  stress. These results of binary system and Two - Component systems in Cyano bacteria provide scientific basis for the research of signal recognition and transduction in other bio - infiltration.

**Key words:** binary system; two - Component system; the function of stress tolerance; introduce; Makinase9

# 不同种植模式土壤有机碳和含水量 变化特征研究

吕娜

(云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034)

**摘要:**对昆明松华坝地区不同种植模式下土地的土壤剖面土壤有机碳含量和含水量进行测定研究,发现农田的有机碳含量明显高于河滩荒地,花卉大棚种植的土壤比普通大田的土壤有机碳含量高;不同种植模式下,土壤在不同剖面的有机碳年含量变化趋势和分布规律总体是一致的,土壤有机碳含量随土壤的深度呈递减趋势;在同一种种植模式下,土壤的有机碳含量有明显的时间变化趋势,有机碳含量有明显的递减趋势;不同种植模式下土壤含碳量和含水量的分布有密切联系;在农业种植生产中,人为活动对土壤的有机碳含量影响显著。

**关键词:**种植模式;土壤剖面;有机碳含量;含水量;特征

**中图分类号:** X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0006-05

## 0 前言

国内外对土地利用变化对土壤有机碳的影响已作了广泛研究。目前对森林、荒漠地区的土壤有机碳研究已经较为深入,主要集中在土壤有机碳的贮量、分布和土壤有机碳的动态影响因素等方面。这些地区的土壤有机碳受人为活动影响小,变化趋势较易掌握,现已基本得出这些地区的土壤有机碳特征及动态变化规律。而在适合人类居住的沿海丘陵地区,土壤有机碳受人类活动的干扰,影响因素复杂,土壤有机碳的微小变化直接影响大气温室气体的浓度,进而对人类的生存环境构成威胁,因此对这一区域的土壤有机碳含量特征进行研究显得尤为迫切<sup>[1,2]</sup>。土壤中有有机碳的研究表明土地利用变化是影响陆地生态系统碳循环的最大因素之一,也是仅次于化石燃料燃烧而使大气CO<sub>2</sub>浓度急剧增加的最主要人为活动。而土地利用方式的变化对陆地生态系统碳循环的影响表现在不同利用模式的土壤有机碳含量的变化上。土壤有机碳不仅能为植被生长提供碳源、维持土壤良好的物理结构,同时也以CO<sub>2</sub>等温室气体的形式向大气释放碳。同时土壤有机碳碳库具有巨大的库容,它的微小变化将可能导致大气CO<sub>2</sub>浓度的显著变化,因而在全球碳循环过程中起着极其重要的作用<sup>[1]</sup>。

我国是一个农业大国,同时面临着巨大的人口压力,在农业生产中对农田的不同利用方式影响着土壤有机碳含量,同时影响着生态系统的碳循环。土壤有

机碳含量的变化也影响着农业生产,所以需要对农田在不同种植模式下有机碳含量变化特征进行研究<sup>[13-14]</sup>。研究不同种植模式下的土壤有机碳含量变化能为农业生产中的肥料使用、土壤肥力保持和潜力开发、防治农业面源污染和优质农田土地流失等提供科学依据,便于更好地利用和开发农田。本文选择昆明松华坝地区的农业种植模式下的有机碳含量变化进行研究,研究普通农业种植、花卉大棚种植和农田附近的自然河滩地的土壤有机碳含量变化,不同剖面的有机碳含量等,希望为深入研究这个地区土地利用变化对土壤含碳量的影响提供一些科学依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究地区选择在松华坝水源保护区内坝子区域,海拔1990~2070m,属于北亚热带湿润季风气候,年均气温13.7℃,≥10℃的年积温为4163℃。年降雨量1030mm,有明显的干湿季,降雨主要集中在5—10月,其降雨量占全年降雨量的80%。该区域内土壤主要为水稻土。所研究的露天大田、花卉大棚种植田为红壤,河滩地为砂土。

目前,松华坝水源保护区的面源污染是影响昆明松华坝水库水质下降的重要原因,其中肥料流失是面源污染的主要污染源。2005年松华坝水源保护区农作物播种面积222188hm<sup>2</sup>(其中粮食作物133592hm<sup>2</sup>,经济作物88596hm<sup>2</sup>),化肥施用量6663t,化肥亩均施用量虽然低于滇池沿湖地区,却高于滇池流域亩均施用量。大量施肥后肥料的流



失严重造成地下水和地表径流的水质下降。而不同种植模式下农田肥料施用量存在着很大的差异。本次研究所选的不同种植模式（花卉大棚、大田作物）能够一定程度地反映当前松华坝水源保护区种植结构的基本状况。一般认为，大棚蔬菜、花卉高投入、高产出的种植模式，产值最高，肥料的使用量也最多，导致污染可能性也最大；大田作物的产值最低，施肥量也较小，污染可能性也较小。所以通过研究不仅可以科学地判断不同种植模式在水源地保护中的地位，更重要的是为当地政府种植结构调整、引导政策提供技术支撑，有效地减少农业面源污染对松华坝水库水质的影响。

### 1.2 研究方法

采用相邻样地相比较的方法，对地形环境相近、土壤类型相同的不同土地种植模式的土样以及不同土壤类型的土样从不同剖面对有机碳含量的变化进行研究。为了减少地形及气候差异，在相近的土壤环境条件下选取供试材料，依据不同土地种植模式——露天大田地（种植白菜）、大棚（花卉）、河滩地，选取典型地块设置土壤剖面。在7、8、9月末采集土样，各剖面均按土壤深度（依次在0~5、5~10、10~15、15~20、20~40、40~60、60~80、80~100cm处）分层采集土壤样品，并且保证每一种种植模式有3个重复样点。通过比较不同种植模式下土壤剖面有机碳含量和土壤含水量的差异，对农田的土壤有机碳含量进行研究。

土样自然风干后，用烘干法测定含水量；土样自然风干后过200目筛后采用 $K_2Cr_2O_7$ 法（外加加热法）测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同种植模式下的土壤各剖面有机碳含量的变化

土地利用方式的变化影响土壤有机碳含量在土壤剖面上的分布<sup>[1]</sup>。从图1~图3可以看出，不同种植模式下土壤有机碳的含量是有差异的。总体上所有种植模式下的土壤有机碳含量主要是集中在表层土壤中，底层较少。土壤有机碳在不同土层的含量分布是由浅到深递减的。在图1中，7月露天大田在0~5cm土壤含碳量为18.98g/kg，比花卉大棚地低22.97%，比河滩地高239.4%。露天大田在5~10cm土壤含碳量为17.25g/kg，比花卉大棚地低37.36%，比河滩地高95.20%。露天大田在10~15cm土壤含碳量为14.61g/kg，比花卉大棚地低40%，比河滩地高31.04%。露天大田在15~20cm土壤含碳量为

15.47g/kg，比花卉大棚地低30.37%，比河滩地高55.86%。露天大田在20~40cm土壤含碳量为12.64g/kg，比花卉大棚地低39.12%，比河滩地高2.411%。露天大田在40~60cm土壤含碳量为14.73g/kg，比花卉大棚地高17.92%，比河滩地高104.02%。露天大田在60~80cm土壤含碳量为12.5g/kg，比花卉大棚地高34.56%，比河滩地高347.01%。露天大田在80~100cm土壤含碳量为13g/kg，比花卉大棚地高70.95%，比河滩地高57.98%。同时可以看出在7月，露天大田的有机碳含量分布比起另外两块地分布较平稳，变化趋势不明显。

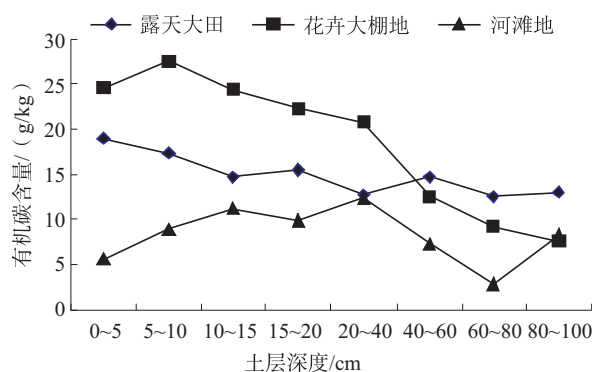


图1 7月三种种植模式有机碳含量变化

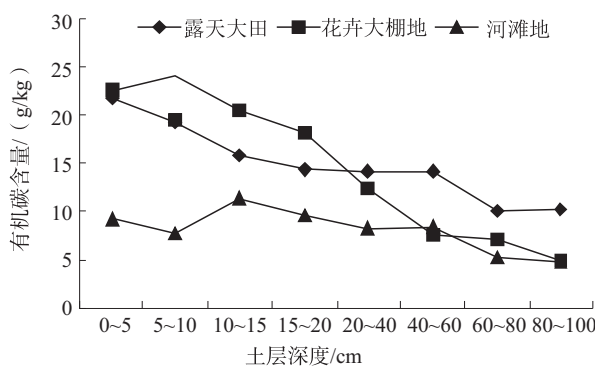


图2 8月三种种植模式有机碳含量变化

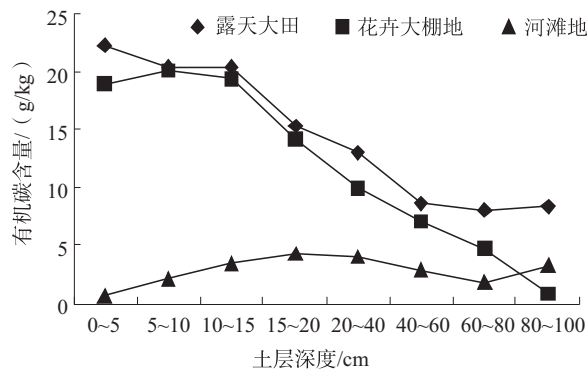


图3 9月三种种植模式有机碳含量变化

在图2中，8月露天大田在0~5cm土壤含碳

量为 21.75g/kg, 比花卉大棚地低 3.532%, 比河滩地高 134.5%。露天大田在 5~10cm 土壤含碳量为 19.33g/kg, 比花卉大棚地低 19.43%, 比河滩地高 152.1%。露天大田在 10~15cm 土壤含碳量为 15.78g/kg, 比花卉大棚地低 22.61%, 比河滩地高 38.15%。同时露天大田在 15~20cm 土壤含碳量为 14.41g/kg, 比花卉大棚地低 20.38%, 比河滩地高 49.96%。露天大田在 20~40cm 土壤含碳量为 14.24g/kg, 比花卉大棚地高 14.91%, 比河滩地高 72.92%。露天大田在 40~60cm 土壤含碳量为 14.15g/kg, 比花卉大棚地高 85.3%, 比河滩地高 68.87%。露天大田在 60~80cm 土壤含碳量为 10.1g/kg, 比花卉大棚地高了 43.64%, 比河滩地高 91.8%。图 3 中河滩地的有机碳含量总体较低, 变化不明显。露天大田和花卉大棚地的土壤含碳量有明显的、大幅的减少, 而且各土层含碳量在 5~40cm 的差异较小, 变化曲线基本一致。

从 7、8、9 三个月的不同种植模式下的土壤剖面的土壤差异可以得出, 土壤有机碳的含量是随着土壤的深度而递减的, 同时河滩地土壤各剖面的有机碳含量明显低于露天大田和花卉大棚地的土壤, 说明人为种植的土地得到的有机碳补充要高于自然条件下的土地。在大田作物种植和花卉大棚种植两种模式下, 发现在 20~40cm 土层以上的土壤, 花卉大棚地土壤有机碳含量要高于大田作物种植。调查得到当地农田有机肥施用量为普通农田种植施用有机肥 100~200kg/亩, 而花卉大棚的施肥量为 500~1100kg/亩, 所以土壤有机碳含量上的差异是由于不同种植模式的有机肥施肥量造成的。河滩地属于自然荒地, 除自身植物外, 基本没有人为的有机肥补充, 所以在拥有大量植物的情况下, 有机碳含量还是明显少于人为影响的农田, 河滩地的有机碳含量总体较低, 还因为砂土的保肥能力比水稻土差, 植物腐殖质的分解利用不完全, 而且植物量大, 根系浅造成表层土壤的含碳量大量消耗, 出现含碳量随深度先增加再减少的趋势。普通作物种植田的土壤各剖面的有机碳含量变化趋势比花卉大棚种植地要小, 这说明施肥量、浇水量、大棚种植环境的不同都对各土层的含碳量有很大的影响。

## 2.2 同一种植模式下有机碳的季度内月变化特征

土壤有机碳含量在不同时期由于自然条件, 有机碳的分解、补充等影响会有变化<sup>[2]</sup>。特别是农田还受到人为活动的影响, 所以研究农业种植模式对土壤有机碳含量的影响就必须研究不同时期的土

壤有机碳含量变化, 分析其特征<sup>[5,6]</sup>。

从图 4 中可以看出, 在露天大田种植条件下, 7—9 月不同时期各土层的有机碳含量是有差异的, 0~20cm 的浅土层有机碳含量随时间有递增的趋势, 而在 20~100cm 的深土层, 土壤含碳量则随时间递减。在 0~5cm 的土层中 8 月的含碳量比 7 月增加了 14.6%, 9 月比 7 月增加了 17.34%。在 5~10cm 的土层中 8 月的含碳量比 7 月增加了 12.1%, 9 月比 7 月增加了 17.9%。在 10~15cm 的土层中, 8 月的含碳量比 7 月增加了 8.05%, 9 月比 7 月增加了 39.7%。在 15~20cm 的土层中 8 月的含碳量比 7 月减少了 6.8%, 9 月比 7 月减少了 1.4%。浅层土壤有机碳含量受人为施肥、植物作用的影响比深层土壤严重。

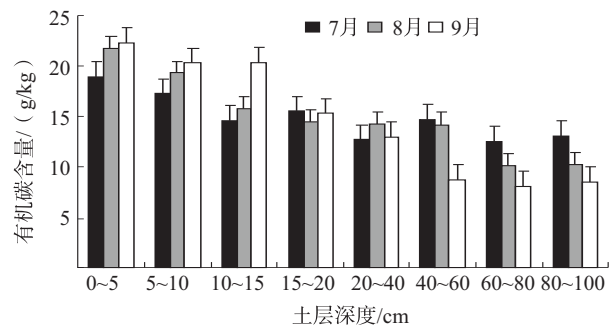


图4 露天大田有机碳含量时间变化

从图 5 可以看出花卉大棚种植条件下, 7—9 月的不同时期各土层的含碳量呈递减趋势, 7 月的土壤含碳量最多, 9 月的最少, 而且下降幅度明显一致。总体上在两种模式中各月土层有机碳含量是随土壤深度递减的。

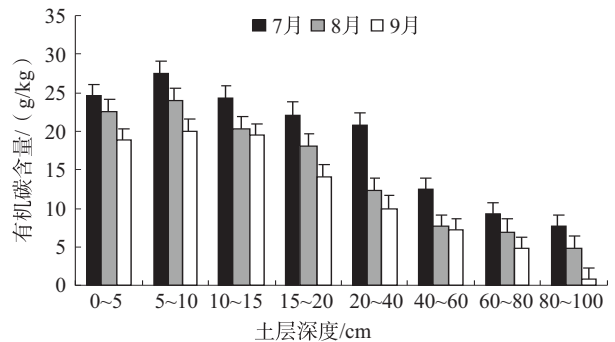


图5 花卉大棚地有机碳含量时间变化

从图 6 可以看出, 河滩地的土壤有机碳含量在 7—9 月的不同时期变化明显, 9 月的土壤有机碳含量在总含量和各土层含量上都明显小于 7 月和 8 月。并且各月的土层有机碳含量的趋势是中间高, 并向浅层和深层递减, 这说明河滩地的有机碳含量主要在 10~60cm 的中层土壤。

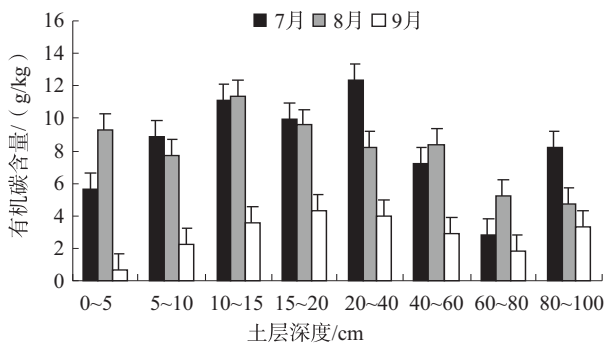


图6 河滩地有机碳含量时间变化

在分析了三种模式下土壤有机碳含量的时间变化差异后,发现在7—9月的不同时期内,各模式土地的有机碳含量都减少了。特别是花卉大棚种植土地的递减较明显。由于蔬菜作物、花卉是农业种植,所以受到人为活动的主导,土壤有机碳含量的变化与农业生产活动是有联系的。施肥量的变化、植物地上部是否被采摘等都会影响到土壤有机碳的含量。而且7—9月是作物生长的繁盛时期,植物作用也是造成有机碳含量下降的原因。河滩地受人为影响较少,没有人为的有机肥补充,砂土的自然保肥能力弱。而且在采样时可以发现9月的植物量很大,生长茂盛,对土地有机碳的吸收利用作用加强,所以土壤有机碳含量的显著减少与植物作用有关。

### 2.3 不同种植模式下土壤剖面有机碳含量与含水量的变化特征

从图7、图8、图9可以发现,在露天大田中,土壤的含水量是随着深度递增的,而在花卉大棚地和河滩地中土壤含水量随深度变化有减少的趋势。露天大田中,0~5cm的土壤比5~10cm少0.85%,比10~15cm少1.5%,比15~20cm少0.9%,比20~40cm少2.7%,比40~60cm少5.9%,比60~80cm少6.5%,比80~100cm少7.1%。露天大田表面植物量较少,土地处于裸露状态,直接曝晒在太阳下,而且地势高,受风力影响较大,表层土壤水分更易蒸发。另外,种植的白菜、小麦等作物的根系主要吸收表层水分,对土壤含水量也有很大影响。研究区的地下水位较高,土壤深层含水量增加。同时7—9月降水量较大、人为的浇水等都会造成中层和底层含水量增加。河滩地植物茂盛,主要为草本植物,基本覆盖地面,而且水量充足,含水量随深度变化不明显。大棚能遮挡阳光,减弱风力的影响作用,花卉生长需水量大,造成花卉大棚土地的土壤有机碳含水量由表层向底层递减。

从图8、图9可以看出,花卉大棚地和河滩地

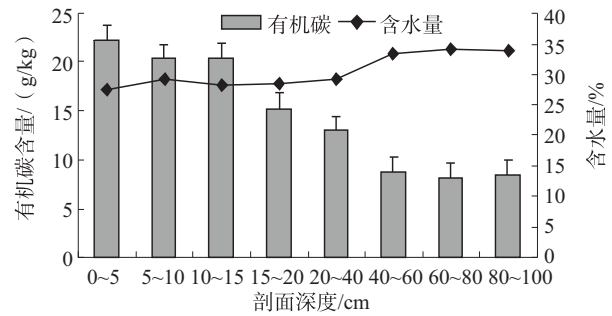


图7 露天大田不同剖面有机碳含量与含水量关系

的土壤含碳量与含水量总体上是呈正比关系的,有机碳含量越高,其含水量越高,并且花卉大棚地中二者都与深度呈递减的趋势。研究表明自然条件下含水量高的土壤的有机碳分解作用强,含水量越高,有机碳分解作用越强<sup>[8]</sup>,说明土壤有机碳含量与含水量有密切联系。

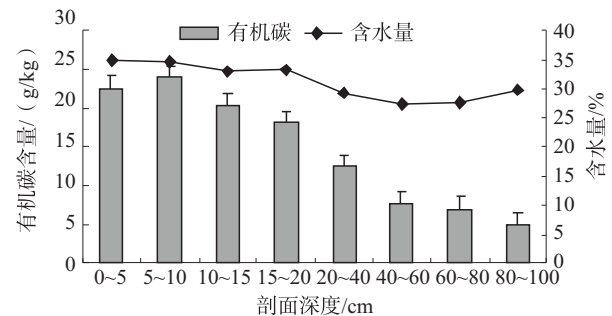


图8 花卉大棚地不同剖面含碳量与含水量关系

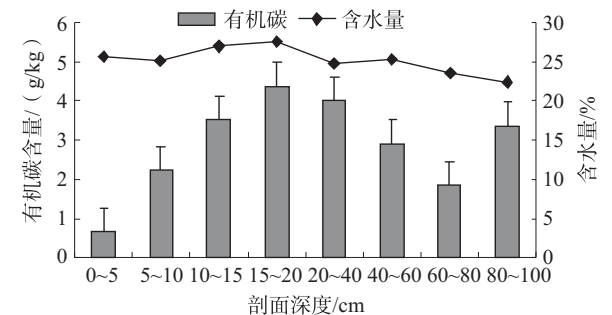


图9 河滩地不同剖面有机碳含量与含水量的关系

### 3 结论

(1) 通过研究发现农田土壤的有机碳含量、含水量都明显高于自然条件下的河滩地,这是因为农田有人为的有机肥补充,并且在植物量、水量上都受到控制。而且农田的土壤类型为水稻土,保肥能力强,河滩地的土壤为砂土,保肥能力弱<sup>[2-10]</sup>。在农田中,相同土壤条件下发现花卉大棚种植下的土壤有机碳含量比露天大田在总体上要高,这和两种种植模式的土地施肥量、种植条件有关。

(2) 在不同种植模式下,土壤在不同剖面的有机碳月含量变化趋势和分布规律总体是一致的,

土壤有机碳含量随土壤的深度呈递减趋势。不同的种植模式在同一土层含碳量有明显差异。差异是由土地的利用方式、农田的人为作用以及不同植物生长利用有机碳能力的不同造成的。

(3) 在同一种种植模式下, 土壤的有机碳含量有明显的时间变化趋势, 在所研究的7—9月, 不同种植模式下的土地有机碳含量都有明显的递减趋势。农田是因为农业生产时期的活动(如施肥量、作物播种收割、土地的翻种等活动)不同, 作物生长造成的。在自然生长的河滩地则主要因为植物过程。

(4) 不同种植模式下土壤含碳量和含水量的分布有密切联系。

(5) 在农业种植生产中, 人为活动对土壤的有机碳含量影响显著。种植作物的不同, 人为施肥量的不同, 使用大棚种植等都会对土壤的有机碳含量造成显著影响, 并且不合理地使用化肥还会造成面源污染<sup>[11-16]</sup>。所以加强对不同种植模式下农田土壤成分的变化研究, 对指导农业的发展、改善土壤的质量、防治面源污染都具有重要意义。

#### 参考文献:

- [1] 吴建国, 徐得应. 土地利用变化对土壤有机碳贮量的影响 - 理论, 方法和实践 [M]. 北京: 中国林业出版社, 2004: 7-14.
- [2] 黄昌勇. 土壤学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 36-37.
- [3] 刘楚文. 松华坝水库水源区面源污染的防治 [J]. 水资源保护, 2007 (6): 2-3.
- [4] 彭新华, 张斌, 赵其国. 土壤有机碳库与土壤结构稳定性关系的研究进展 [J]. 土壤学报, 2004, 41 (4): 618-623.
- [5] 唐国勇, 彭佩钦, 苏以荣, 等. 洞庭湖区不同利用方式下农田土壤有机碳含量特征 [J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15 (2): 212-222.
- [6] 吴乐知, 蔡祖聪. 基于长期试验资料对中国农田表土有机碳含量变化的估算 [J]. 生态环境, 2007 (6): 2-3.
- [7] 陈卓, 史锬. 两种土地利用方式下土壤有机碳含量特征 [J]. 大连交通大学学报, 2008 (3).
- [8] 李小涵, 郝明德, 王朝辉, 李利利. 农田土壤有机碳的影响因素及其研究 [J]. 干旱地区农业研究, 2008 (3).
- [9] 朱连奇, 朱小立, 李秀霞. 土壤有机碳研究进展 [J]. 河南大学学报 (自然科学版), 2006, 36 (3).
- [10] 李家永, 袁小华. 红壤丘陵区不同土地资源利用方式下有机碳储量的比较研究 [J]. 资源科学, 2001, 23 (5).
- [11] 马力, 杨林章, 慈恩, 王岩, 殷士学, 沈明星. 长期施肥条件下水稻土腐殖质组成及稳定性碳同位素特性 [J]. 应用生态学报, 2008 (9).
- [12] 李鸿博, 史锬, 孙咏红. 三种林下土壤剖面有机碳含量研究 [J]. 生态学杂志, 2005, 24 (10): 1230-1233.
- [13] 陆轶峰, 李宗逊, 雷宝坤. 滇池流域农田氮、磷肥施用现状与评价 [J]. 云南环境科学, 2003 (1).
- [14] 石健, 石润圭. 治理巢湖流域农业面源污染的基本思路 [J]. 安徽农学通报, 2006 (12).
- [15] 陈红, 王声跃, 刘俊. 抚仙湖流域农业面源污染控制研究 [J]. 云南环境科学, 2002 (3).
- [16] 高怀友, 赵玉杰, 郑向群, 张壬午. 西部地区农业面源污染现状与对策研究 [J]. 中国生态农业学报, 2003 (3).
- [17] 李鸿博, 史锬. 不同植物过程土壤剖面有机碳含量和含水量研究 [J]. 大连铁道学院学报, 2005, 26 (1).
- [18] Enejiae, Honnat, Yamamotos, et al. Soil physical and micronutrient changes following clearing of a tropical rain forest [J]. *Journals of Forest Researches*, 2003 (8): 512-219.
- [19] Tiessen, Menezes, Salcedo IH, et al. Organic matter transformations and fertility in a tree pasture in semi-arid NE Brazil [J]. *Plant and Soil*, 2003, 252 (2): 195-205.
- [20] Conant, Six J, Paustian K. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States [J]. *Biol. Fert. Soil*, 2003 (38): 386-392.

## Study on the Changes Characteristics of Organic Carbon and Water Content in Soil with Different Planting Modes

LV Na

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

**Abstract:** The amounts of organic carbon and water content in soil profile under various planting modes in Songhuaba area of Kunming were tested. It was found that the content of organic carbon in farm land was much higher than the unfarmed land, and the content in flower planting farm with plastic green house was higher than the normal farm no plastic green house. The changes and distribution of organic carbon in various soil profile under different planting modes were always coincident. Its amounts decreased as the soil went deeper. The obvious temporal change was found for the similar planting modes. In addition, the distribution of the organic carbon and water content was highly related under different planting modes. Therefore, human activity would greatly impact the amount of organic carbon in soil.

**Key words:** planting mode; soil profile; organic carbon content; water content; characteristic

# 帷幕灌浆技术在库区古银杏群落保护中的应用

陈兴兰, 张全意, 刘刚, 成克雄

(遵义水利水电勘测设计研究院, 贵州 遵义 563000)

**摘要:** 遵义市新蒲新区永乐镇驷龙古银杏群落位于绿塘水库淹没影响区, 为防止水库蓄水后地下水位抬升对古银杏群落根系的影响, 故应用帷幕灌浆技术使古银杏群落同水库隔开, 库水不渗入到植物树根下, 同时配合根系阻断及牵引措施, 确保植物正常生长。

**关键词:** 帷幕灌浆技术; 古银杏群落; 保护; 应用

**中图分类号:** X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0011-04

帷幕灌浆 (*curtain grouting*) 是将浆液灌入岩体或土层的裂隙、孔隙, 形成连续的阻水帷幕, 以减少渗流量和降低渗透压力的灌浆工程<sup>[1]</sup>。帷幕灌浆是水工建筑物地基在防渗处理时采取的重要手段。

水库蓄水后库区地下水位抬高, 土壤水分过饱和和容易导致植物根系长期处于水淹状态。为防止水库蓄水后地下水位抬升对深根类植物的影响, 工程应用帷幕灌浆技术使植物根系同水库隔开, 库水不渗入到植物树根下, 同时配合根系阻断及牵引措施, 确保植物正常生长。其应用对于库区古大珍稀树木的保护有着积极意义。

## 1 项目概况

### 1.1 项目特点

绿塘水库工程位于贵州省遵义市新蒲新区东面, 地处永乐镇茅官河中下游河段。该水库原设计正常蓄水位 840.00m, 正常蓄水位库容 4880 万 m<sup>3</sup>, 因该规模将淹没永乐镇驷龙古银杏群落 (高程 828m), 为满足供水规模并防止水库淹没古银杏群落, 工程采取降低水库规模方式避让。优化后的水库正常蓄水位为 826.00m, 水库水位线低于古银杏群落地面高程 2m。为防止水库蓄水后地下

水位抬升对古银杏群落根系的影响, 采取相应的防护及保护措施<sup>[2]</sup>。

### 1.2 古银杏群落现状及保护方案

#### 1.2.1 古银杏群落现状

古银杏群落位于永乐镇新民村松元组的斜坡地上, 四周都是农地。一条泥石路从林中穿过, 前后距农户房屋不足 30m, 交通环境较差。

古银杏群落共 4 丛 (株), 每丛都是因中心树或遭遇雷击主干烧毁后, 由树笕萌发出的小苗长大后形成。其中最大的一丛, 有萌树 11 株, 排成圆形, 经百年生长后, 树干又接合在一起, 呈树干状, 高 28.5m, 树围 14m, 需 12 人合抱, 树冠 518m<sup>2</sup>。由于中心树已经不存在, 树龄测量用现存大树近 10 年直径的年平均生长量 1.4mm 推算, 树龄为 1592 年, 故形成了罕见的“独木成林”景观。

挖土壤剖面发现, 古银杏 80% 的树根分布在 1m 土壤中, 分布范围已超过 30m。为了确保这 4 丛古银杏树不受侵害, 林业部门已给古树挂牌和登记造册。古银杏群落生物特性及现状见表 1 及图 1。

表 1 古银杏群落生物特性

树丛号	丛胸围/丛	立木数/株	丛高/m	冠面积/m <sup>2</sup>	丛龄/年	地面海拔/m
1	14.0	11	28.5	518	1592	829.6
2	9.9	3	25	346	1126	831.3
3	10.9	5	26.5	408	1239	829.7
4	12.0	7	29.2	471	1364	828.7

收稿日期: 2019-02-16

作者简介: 陈兴兰 (1980-), 女, 贵州遵义人, 遵义水利水电勘测设计研究院, 工程师, 硕士研究生, 主要从事水资源保护、环境影响评价工作。

银杏是珍贵园林、用材、干果树种及药用植物, 是我国特有的活化石植物, 有巨大的观赏、经济、药用及研究价值。项目涉及的古银杏群落在相

邻地方, 4株银杏大树都形成独木成林的现象, 景观效果独特, 十分罕见, 有较大的观赏价值。该景点在当地早已是家喻户晓, 远近闻名, 且各大网络均有报道。其观赏价值不亚于北京潭柘寺古银杏、隐山连理银杏、千佛山古银杏及庐山古银杏。由于该古老的银杏品种有着极强的萌生能力, 有很大的

研究和保护价值; 同时该地是雷区雷击点, 该现象对研究当地气象有着积极意义; 《造林技术规程》明确要求应为保护区域内古树名木生态环境以及珍稀、濒危树种的母树下种提供条件<sup>[3]</sup>。综上, 绿塘水库库区涉及的古银杏群落就地保护对物种保护、气候变迁及生态环境研究有着积极意义。



图1 古银杏群落全貌及单株现状示意图

### 1.2.2 水库建设与古树保护间存在的主要问题

绿塘水库是新蒲新区东部新城及新舟集镇规划的主要供水水源, 无其他替代水源且必须建设。优化的水库水位线(826m) 仅比古银杏群落地面高程低2m, 如水位再降低则供水效益将无法满足, 损失代价较古树保护大。

古银杏群落是胸径3~4m的大树, 体型大且重, 若带土移栽单株重在100t以上, 按当地的道路情况, 大型机械无法进场且无施工场地。同时考虑到移栽银杏大树的成活风险和移栽对银杏群落景观及原生态环境的破坏, 移栽成本高昂且保护价值不大, 故采取就地保护措施。

古银杏群落是1500年以上的银杏树, 根系太大、太深, 且根系相互交织, 2m的地下水位, 加上土壤的向上虹吸作用, 极易引起大树死亡。

### 1.2.3 保护方案<sup>[4]</sup>

解决古银杏群落保护问题只剩下两种手段, 一方面利用工程手段降低银杏底部水位, 同时采用园艺手段提高银杏树树根高度。

(1) 工程技术手段即在水库水位线附近, 用混凝土浇筑一堵截流墙, 墙高出水库水位线0.5m, 截流墙底部设帷幕灌浆, 防止库水进入幕墙内部, 给古银杏树群落提供一个半径约30m的生长小环境。由于帷幕灌浆设计寿命为50年, 而古银杏树

的寿命远大于这个数, 为达到永久保护的效果, 必须配合采用园艺技术措施。

(2) 园艺技术措施即利用塑料膜隔断根与水位线以下土壤的联系, 防止根再在水位线以下土壤中生长, 同时利用药物及控水控肥的方法诱导银杏树在高于水位线3~4m的土壤中产生新根, 在较短的时间内形成新的根系。

古银杏群落保护方案及效果如图2所示。

## 2 工程措施设计<sup>[4]</sup>

### 2.1 截流墙设计

设计截流墙采用C<sub>20</sub>砼浇筑, 结合灌浆工作面考虑, 顶宽取3.0m, 墙顶高程结合洪水位(826.17m)和水库蓄水后大量地表水能自由排入库内, 少量地表下渗水通过抽排, 确定墙顶高程为826.50m, 基础嵌入基岩不小于0.5m, 两端连接至826.50m基岩外露高程, 截流墙长110m, 最大墙高4.5m。

### 2.2 防渗帷幕方案设计

#### 2.2.1 防渗目的

绿塘水库拟定正常蓄水位826.0m。由于银杏树群所处位置与水库正常蓄水位之间高差相差不大, 水库蓄水后, 存在库水沿浅表第四系覆盖层及下部基岩强风化、强透水岩体入渗问题, 局部存在小规模毛细水上升影响, 从而会对该区的原有水文地质环境造成影响, 进而对银杏树造成一定的影

响。为减小水库蓄水后对银杏树群的影响，工程拟 对该银杏树群周边进行适当的防渗处理。

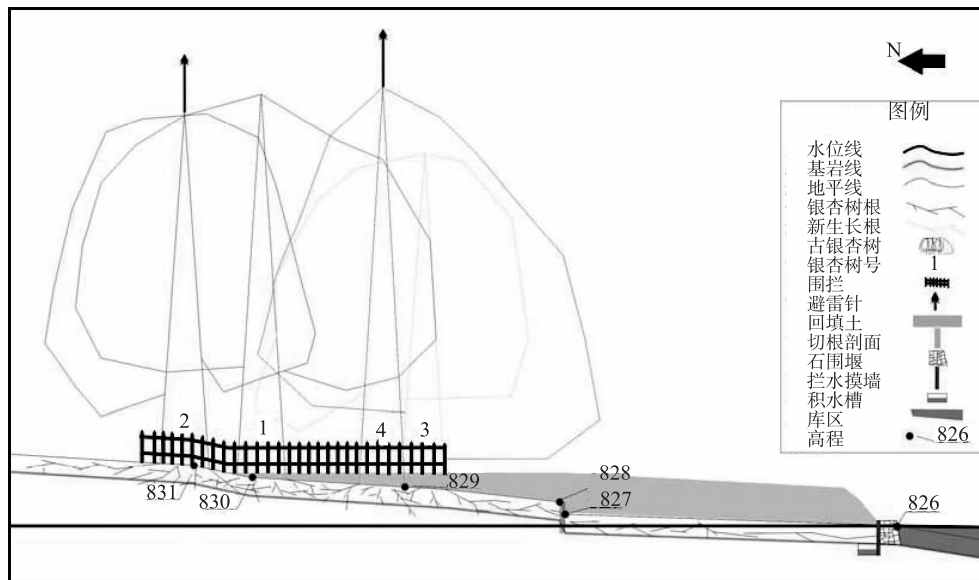


图2 古银杏群落保护方案示意图

表2 防渗灌浆工程量表

(m)

总进尺 (1884)		基岩进尺 (1722)		截流墙体进尺 (162)	
有效 (1582)	无效 (302)	有效 (1528)	无效 (194)	有效 (54)	无效 (108)

### 2.2.2 防渗标准

根据当地水文地质特点，防渗标准采用岩体的透水率  $q < 10Lu$  防渗下限。

### 2.2.3 帷幕边界及孔、排距

防渗设计拟对银杏树群周边岩体强风化带、裂隙密集带、溶蚀带等强透水岩体进行封闭。考虑到场区内局部地形较低，下部岩体溶蚀风化较严重，故防渗设计线路布置主要沿地表设置的截流墙中心线布置，平面上呈半圆弧形，大致布置如下：下游侧超过截流墙体后向北西方向较为宽厚的岸坡延至 830.0m 高程，上游侧过截流墙体后向北西方向宽厚的台地延至内侧公路平台（831.5m 高程），帷幕下限按深入基岩以下 15m（3 段）接相对弱岩溶、弱透水完整岩体，帷幕按单排孔设计，孔距为 2.0m，帷幕线全长 208m，共计 105 个孔。

### 2.2.4 先导孔布置

帷幕灌浆设计设 1#、9#、17#、33#、45#、57#、69#、73#、85#、97#、105# 孔为帷幕先导孔，灌浆施工应先钻灌先导孔，并在先导孔内作压水试验及灌浆试验，为以后的灌浆施工提供可靠参数依据。

### 2.2.5 灌浆材料及灌浆压力

一般孔段的灌浆所用水泥采用强度等级为 32.5 或以上的普通硅酸盐水泥，所用水泥的细度

宜为通过 80 $\mu$ m 方孔筛的筛余量不大于 5%，并符合规范要求。

该防渗设计孔深总体不大，根据工程的实际情况建议岩体与基岩接触带灌浆压力控制在 0.1~0.15MPa，接触带以下基岩内钻孔每加深 1m 压力增加 0.05Mpa，基岩内灌浆压力建议控制在 1.0Mpa 左右，过溢洪道段孔应在有盖重的情况下进行，各孔的灌浆压力，可在先导孔灌浆试验的基础上，根据实际情况进行调整。总之既要达到灌浆目的，又不致于破坏截流墙体以及基岩岩体。

### 2.2.6 帷幕灌浆施工

施工严格按照现行《SL62-2014 水工建筑物水泥灌浆施工技术规范》执行。

### 2.2.7 灌浆工程量

根据以上设计原则，其防渗帷幕灌浆工程量见表 2。

### 2.3 耕作土回填

配合根系阻隔及牵引措施，对截流墙后侧的田土采用附近的耕作土按 1:2.0 坡比回填至 830.0m 高程，坡面采用镀铬加筋麦克垫生态护坡，回填土顶部按 1% 的坡度向截流墙侧放坡，保证地表水能自由排出。

#### 2.4 泵房及盲沟

为了解决地表水下渗后不能自由排出截流墙外,造成土壤含水率过高的问题,沿截流墙内侧修建 $0.6 \times 0.6\text{m}$ 的排水盲沟,沟内采用碎石填充,顶部覆盖土工布反滤,将渗水集中引排至集水井后通过2台潜水泵抽排到截流墙外。

#### 2.5 水泵机组设备及启停

设计选择潜水泵(型号为100WQ12141)作为排水水泵。水泵的运行根据集水井水位采用自动控制,设置1套液位变送器,对集水井水位进行监测;水泵机组为2套,1用1备,自动轮换启动。

#### 2.6 电器设计

设计工程泵站规模为 $2 \times 5.5\text{kW}$ ,互为备用,总用电负荷为 $11\text{kW}$ ,配电容量为 $13.75\text{kVA}$ 。两台排水泵控制设置现地手动/自动切换开关,正常运行方式为两台工作排水泵控制按集水池水位自动控制,工作泵与设备备用泵应定期轮换使用。

### 3 结论

(1)帷幕灌浆技术在于减小渗流量和降低渗

透压力,是防渗处理的重要手段。

(2)帷幕灌浆技术施工时常会选用水泥浆、水泥粘土浆以及化学浆液进行施工。因浆液材料差异各有优劣,采用水泥浆材料,其施工效果比较可靠,灌浆设备以及施工工艺都比较简单,材料成本低廉,故本项目采用水泥浆作为灌浆浆液。

(3)帷幕灌浆技术现阶段已经取得了较为不错的施工效果,但仍存在着不足之处,有待进一步改进和提高。因此,项目实施后应加强防渗观测,并定期做好跟踪评价及防范措施。

#### 参考文献:

- [1] 360百科.帷幕灌浆. <https://baike.so.com/doc/6206015-6419282.html>.
- [2] 遵义水利水电勘测设计研究院.遵义市绿塘水库工程可行性研究报告[R].2015.
- [3] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会.造林技术规程:GB/T15776-2016[S].北京:中国标准出版社,2016.
- [4] 遵义森宏林业调查规划队,遵义水利水电勘测设计研究院.绿塘水库工程古银杏树保护实施方案[R].2015.

## Application of Curtain Grouting Technology in the Protection of Ancient Ginkgo Biloba Communities in a Reservoir Area

CHEN Xing-lan, ZHANG Quan-yi, Liu Gang, CHENG Ke-xiong

(Zunyi Water Conservancy and Hydropower Survey and Design Institute, Guizhou Zunyi563000, China)

**Abstract:** Lilong ancient ginkgo community, in Yongle Town, Xinpu district, is located in the Lvtang reservoir flooding zone. To prevent the root system of the ancient ginkgo community from the underground water level after reservoir impoundment, the curtain grouting technology was applied. The reservoir water would not seep into the plant roots, and coupled with the root block and traction measures, to ensure normal growth of the old trees.

**Key words:** curtain grouting technology; ancient ginkgo biloba community; protect; application



# 国内区域碳排放预测模型应用综述

张军莉, 刘丽萍

(云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034)

**摘要:** 对国内目前碳排放预测模型进行了梳理, 总结了碳排放预测模型的运用现状, 基于国内预测模型运用的实证研究, 对模型的原理、运用的空间范围、预测时段、建模的难易程度等内容进行了综述。认为今后应促进综合评价预测模型的推广应用, 深入分析不同预测模型的适应性。

**关键词:** 预测模型; 碳排放; 应用; 综述

**中图分类号:** X21      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0015 - 07

政府间气候变化专业委员会 (简称 IPCC) 最新的评估报告表明<sup>[1]</sup>, 大气中温室气体浓度持续显著上升, 全球气候系统变暖的事实是毋庸置疑的, 使用化石燃料和土地利用变化是温室气体浓度上升的主要原因。随着中国经济的快速发展, 中国已成为世界第一大碳排放国, 中国碳排放未来的发展趋势已成为世界关注的焦点。面对气候变化问题的紧迫性和严重性, 中国政府采取积极应对措施。2009年, 中国提出到2020年全国基于国内生产总值的二氧化碳排放强度比2005年下降40%~45%的目标。同年, 中国政府也首次提出我国温室气体排放的峰值年份预期为2030—2040年。为了实现这一目标, 需要了解中国碳排放量的现状, 对未来的碳排放量、碳峰值及碳峰值年等进行预测, 并在此基础上, 制定碳减排措施, 确保目标的实现。因此, 碳排放预测已成为近期我国碳减排工作中重要的研究内容之一。丁仲礼<sup>[2]</sup>提出需理性预测我国碳排放。为更加精确地预测中国未来的碳排放, 国内学术界进行了大量的分析和实证研究, 针对不同区域、不同行业, 基于不同的理论, 运用了多种碳排放预测模型。本文梳理了国内采用的碳排放预测模型, 分析模型的优缺点, 以期展现我国碳排放预测模型的应用现状, 提出碳排放预测模型未来的研究需求, 为精确地、理性地预测碳排放提供参考。

## 1 碳排放预测模型的分类

基于不同的理论基础、不同的视角和不同的预测理念, 碳排放预测模型可分为不同的类型。王灿等<sup>[3]</sup>将气候政策研究中的数学模型大致分为两类: 一类为成本分析与经济模型, 包含自上向下模型

(如宏观计量经济模型、投入产出模型、可计算一般均衡模型, 即 CGE 模型)、自底向上模型 (如工程经济计算模型、动态能源优化模型、能源系统模拟模型)、混合模型 (如 GLOBAL2100 模型、NEMS 模型等); 另一类为综合分析 - 综合模型 (如气候变化综合评估模型, 简称 IAM)。宋杰鲲<sup>[4]</sup>根据碳排放预测模型的构建方式, 将碳排放预测模型分为直接构建模式模型 (如 Kaya 等式、IPAT 或 STIRPAT 模型等) 和混合构建模式模型 (如投入产出模型、CGE 模型等)。王怡<sup>[5]</sup>提出了相似的分类方法。

## 2 预测模型应用

### 2.1 环境库兹涅茨曲线

20世纪90年代初期, 格罗斯曼和克鲁格 (Grossman and Krueger) 发现经济增长与环境质量存在“倒U”型关系, 即在经济发展的初级阶段, 经济增长会导致环境质量不断恶化, 然而, 当经济增长通过某一特定的“转折点”后, 环境质量会得到改善<sup>[6]</sup>。

国内学者应用碳排放环境库兹涅茨曲线基于两个目的, 一是试图验证国内碳排放与经济发展是否符合“倒U”型关系, 二是期望通过环境库兹涅茨分析预测碳排放的拐点及拐点出现的时间。从环境库兹涅茨曲线在国内应用的区域尺度来说, 范围可大可小, 有省市级层面的运用<sup>[7-13]</sup>, 有在国家级层面的研究<sup>[14-20]</sup>。在选用指标时, 选择不同的碳排放指标和经济指标进行建模。归纳来说, 广泛使用的两个指标为: 人均碳排放量 (代表环境指标), 人均 GDP (代表经济指标)<sup>[9,11,15-16,18-19]</sup>。林伯强等<sup>[18]</sup>指出国内在二氧化碳库兹涅茨曲线方面的研究只检验了二氧

化碳排放与人均收入间的关系,未考虑其他经济因素的影响,并对模型结果产生了质疑。因此,有学者将贸易、城市化水平、技术水平、能源强度、生产结构、消费水平等因素加入到二氧化碳库兹涅茨曲线的实证研究中<sup>[15,17]</sup>。另外,其他学者也尝试采用不同的指标进行分析<sup>[10,12,20]</sup>。刘华军等<sup>[17]</sup>选取人均排放量、碳排放强度、碳排放总量作为二氧化碳排放指标与人均纯收入分别进行环境库兹涅茨曲线分析,并认为选取不同的二氧化碳排放指标以及使用不同的估计方法将得出不同结果,这充分说明二氧化碳排放比其他本地污染物与经济发展间的关系更具复杂性。

基于上述研究发现环境库兹涅茨曲线的研究在国内产生了不同的结果。有研究验证存在“倒U”型曲线特征<sup>[7,10,15,20]</sup>。而许广月等<sup>[13]</sup>对我国东部、中部和西部的研究显示不同区域和尺度的人均碳排放环境库兹涅茨曲线不同。此外,有研究显示了不同的研究结果,林伯强等<sup>[18]</sup>从理论上计算得出中国人均碳排放与人均GDP符合环境库兹涅茨曲线,但在实证研究中发现拐点到2040年还未出现。江苏省和吉林省经济增长与能源消耗碳排放量之间的关系呈现弱“N”型变化趋势<sup>[8,10]</sup>,赵爱文等<sup>[19]</sup>对中国的研究也发现类似的结果。胡宗义等<sup>[14]</sup>发现我国的经济增长与环境质量之间不存在“倒U”型曲线关系。而韩玉军等<sup>[16]</sup>基于对环境库兹涅茨曲线假设的研究,提出对经济发展水平进行分级来研究经济发展与环境质量间的关系,结果发现在不同的经济结构和发展水平下,同时存在符合“倒U”型曲线关系和不符合的情况。与董昕等<sup>[9]</sup>对中国103个城市的研究结果相似。

从建模方法上看,大多数学者采用了回归拟合的方法<sup>[9,11-12,14-15,19]</sup>,胡宗义等<sup>[14]</sup>尝试采用非参数模型方法建模,以解决现有先假定环境库兹涅茨曲线的具体形式,然后运用时间序列数据拟合二次多项式或三次多项式建立面板模型,并据此求解模型参数或检验曲线拐点的方法。

综上所述,碳排放环境库兹涅茨曲线在国内得到许多学者的关注。然而,国内对该方法的应用显示:一方面,目前难以对研究产生的相悖结论进行解释,体现了碳排放量与经济间复杂的关系;另一方面,环境库兹涅茨曲线理论自身存在的缺陷不容忽视<sup>[21]</sup>。鉴于此方法的缺陷,应加强对该方法在中国应用的理论基础研究。在实际应用中,应谨慎使用该方法对中国碳排放量开展预测。

## 2.2 IPAT 方程和随机回归影响模型 (STIRPAT 模型)

### 2.2.1 IPAT 方程

20世纪70年代初,Ehrlich和Holdren<sup>[22]</sup>提出IPAT等式,该等式采用数学方程对经济增长与资源环境之间的关系定量,即环境影响( $I$ )表示为人口( $P$ )、富裕( $A$ ,指人均生产或消费)和技术( $T$ ,指单位生产或消费的环境影响)三个关键驱动力乘积的结果,其数学形式为: $I = P \times A \times T$ 。

国内学者应用IPAT方程来分析影响碳排放的因素并预测碳排放量。在应用该方程时,需要对方程式进行变换,选用相应的指标来代表方程式中的因子,通过对数变换和回归分析构建模型,基于情景设置预测碳排放。从IPAT方程的变换方法来看,焦文献等<sup>[23]</sup>、郑季良等<sup>[24]</sup>和聂锐等<sup>[25]</sup>采用了相似的变换方法,将碳排放总量表示为环境影响,碳排放强度表示技术,结合情景分析法,分别对甘肃省和云南省2020年的碳排放量进行预测。云南的预测表明,在实现经济增长与碳排放量绝对脱钩的情景下,云南省碳排放量在2015—2020年出现拐点。另外,聂锐等<sup>[25]</sup>在模型中考虑了GDP的年增长率、人口自然增长率和能源技术进步率,用于比较未来年份与基准年碳排放量的变化趋势。杜强等<sup>[26]</sup>考虑到不同研究所选择的影响碳排放的因素及其影响程度不尽相同、偶然因素影响等导致对未来碳排放预测值差异较大,提出对IPAT模型进行改进。通过改进模型预测中国在2010—2050年的碳排放量,表明中国将在2030年达到碳排放峰值。

### 2.2.2 随机回归影响模型 (STIRPAT 模型)

STIRPAT模型来源于IPAT模型。York等<sup>[27]</sup>研究指出了IPAT模型的局限性,并对该模型进行了修正,以IPAT模型为基础建立了STIRPAT模型,即 $I = aPbAcTde$ 。当 $a = b = c = d = e = 1$ 时,即为IPAT模型,因此IPAT模型是STIRPAT模型的特例。该模型在国内碳排放预测的运用中,多用于识别和分析碳排放的驱动因子,也结合情景分析对碳排放量或碳峰值进行预测。

应用STIRPAT模型识别碳排放驱动因子的过程如下:先选择与碳排放相关的因子构建模型,通过回归得到因子的驱动指数,然后比较驱动指数绝对值大小来分析各驱动因子对碳排放的影响程度。在实际的应用中,往往需要对基本STIRPAT模型

进行拓展,常见的拓展方式有两种:一为沿用基本模型形式,构建二次模型,并增加驱动力指标<sup>[28,35]</sup>;另一种为在原有模型的基础上,拓展影响碳排放的驱动力指标<sup>[29-36]</sup>。针对模型拓展,马卓<sup>[37]</sup>基于指标有无量纲提出了模型拓展原则,值得国内学者对 STIRPAT 模型的拓展应用进行进一步的研究。国内基于 STIRPAT 模型的研究显示,碳排放驱动因子很多,不同学者选择的因子不同,即使是针对同一研究对象或者同一研究问题所选因子也不尽相同。除了人均 GDP 指标和人口数量两个指标外,模型拓展中增加因子最多的是城镇化率<sup>[29-30,32-36]</sup>、工业增加值占 GDP 比重<sup>[28-29,33,35-36]</sup>、能源消耗强度<sup>[29-30,33,36]</sup>。此外,针对某些特定区域的突出问题,学者提出了具有代表性的驱动力因子,如对北京的能源与碳排放研究中,增加了机动车保有量<sup>[32]</sup>,对安徽城市化进程碳排放的研究中有城镇建成区面积<sup>[30]</sup>。因子的多样性说明在进行碳排放驱动力分析中,需要针对研究的区域特点、行业等选择有代表性的因子,同时也表明国内碳排放驱动力的多样性和复杂性。

在 STIRPAT 模型构建过程中,学者对构建模型的方法学进行了探索。回归分析方法构建模型是常用方法。吴振信等<sup>[32]</sup>,宋杰鲲<sup>[33]</sup>采用偏最小二乘法构建模型以避免多重共线性问题来进行驱动力分析。宋杰鲲<sup>[36]</sup>通过对比岭回归分析和偏最小二乘法,最终采用岭回归分析方法构建模型,与巩芳等<sup>[35]</sup>在对内蒙古碳排放驱动力分析中构建模型方法一致。胡哲太等<sup>[34]</sup>通过比较偏最小二乘法和两阶段最小二乘法,认为两阶段最小二乘法构建的预测模型在杭州的能源消费碳排放预测中具有更好的精度。

使用 STIRPAT 模型对碳排放进行预测,常需要结合情景分析方法。梁慎宁等<sup>[28]</sup>设置了八种情景对中国 2009—2050 年的碳排放进行了预测,预测结果显示在低中模式,中国碳峰值出现最早于 2025 年,而在高中、高低和中高模式下,中国于 2050 年前都无法达到碳峰值年份。该预测结果对中国碳控制政策的制定具有较好的借鉴意义。胡哲太等<sup>[34]</sup>设置了三种情景分别对杭州市 2015 年由于能源消费而引起的碳排放量进行了预测。宋杰鲲<sup>[36]</sup>通过设置五种不同情景,基于 STIRPAT 模型对山东省 2010—2015 年能源消费碳排放量进行了预测。

综上所述,IPAT 方程和 STIRPAT 模型同源,多用于对影响碳排放的驱动力进行分析,也可结合情景分析法对碳排放量进行预测,预测时段可长可短。

## 2.3 成本分析与经济模型

### 2.3.1 最优经济增长率模型

经济增长与碳排放间息息相关的联系启发了研究者将经济模型应用到碳排放的预测中。朱永彬等<sup>[38]</sup>基于内生增长模型 Moon - Sonn,并考虑技术进步和劳动力因素构建了中国最优经济增长率模型预测中国未来经济增长路径,分析未来能源消费结构和消费量,最终预测碳排放量。借鉴最优经济增长率模型,王铮等<sup>[39]</sup>在上述基础上,增加了水泥生产和森林碳汇的碳排放计算,更加全面地预测了中国净碳排放量,结果预测中国碳峰值将在 2033 年到达。黄蕊等<sup>[40]</sup>和蒋伟等<sup>[41]</sup>采用相同的方法分别预测了上海和贵州的碳峰值量和碳排放量。

### 2.3.2 可计算一般均衡模型 (CGE 模型)

CGE 模型已经越来越广泛地成为一种规范的政策分析工具,国内学者通过 CGE 模型分析经济与碳排放间关系的研究很多,而运用 CGE 模型进行碳排放预测的应用不多。王灿等<sup>[3]</sup>已较为全面地介绍了 CGE 模型在气候变化研究中的应用,本文不再赘述。郭正权等<sup>[42]</sup>通过双比例平衡法实现对能源部门的合理细分构建动态 CGE 模型,对我国 2007—2030 年经济增长、能源消费与碳排放的发展趋势与变化特征进行了相对准确的预测分析。

### 2.3.3 投入产出模型

王磊<sup>[43]</sup>构建了天津市的“经济 - 能源”投入产出模型,计算得出预测期能源消费总量,通过碳排放系数间接求得预测期二氧化碳排放数据。作者认为此方法可计算常被忽略的实际生产生活中应用于中间消费过程的中间产品在生产过程中的“隐性”碳排放。

综上所述,经济模型通过预测经济增长来间接预测未来碳排放量,该方法建模较为复杂,预测时段可长可短。

### 2.3.4 MARKAL - MACRO 模型

MARKAL 模型是一个基于能源系统动态的线性能源系统优化模型,模型中不同模块可对能源系统中各种能源生产和分配环节以及终端用能环节进行详细的描述。MACRO 模型是一个宏观经济模型,以资本、劳动和各个部门的能源服务为基本投入要素,产出用于投资、消费和支付能源费用,投资用于建立资本存量。陈文颖等<sup>[44]</sup>将 MARKAL 模型与 MACRO 模型基于能源服务需求进行耦合,构成中国 MARKAL - MACRO 模型。从其研究结果看,中国碳排放量出现持续增加的趋势,至 2050

年不会出现拐点。刘哲等<sup>[45]</sup>认为 MARKAL 模型适合于进行低碳技术发展路线图优选,得到合理的低碳技术发展路线图。

中国 MARKAL - MACRO 模型预测期不限,模型构建过程复杂。

#### 2.4 灰色预测模型

基于灰色系统理论的灰色预测模型在多个领域广泛应用。国内学者认为,碳排放量受到诸多影响程度难以量化的因素影响,形成一个灰色系统,因此,可采用灰色预测模型对其未来趋势进行预测。因此,多个学者运用灰色预测模型对中国及部分省区的碳排放进行预测,同时,有学者针对碳排放预测对灰色预测模型进行了方法学上的研究和改进。

在国家和区域层面,国内学者均使用了灰色预测模型进行了碳排放的预测。申笑颜<sup>[46]</sup>和赵爱文等<sup>[47]</sup>运用了灰色预测模型对中国 2010—2015 年的碳排放进行了预测。同时,灰色预测模型运用在安徽<sup>[29]</sup>、北京<sup>[32]</sup>,对其能源消费产生的碳排放进行了预测。学者运用该模型还对内蒙古<sup>[35]</sup>、天津<sup>[48]</sup>、湖南<sup>[49]</sup>等省区的碳排放量进行了预测。岳立等<sup>[50]</sup>运用新陈代谢灰色预测模型(也称等维新息灰色预测模型)预测了甘肃省 2010—2020 年的二氧化碳排放总量。

另外,国内学者从多方面对灰色预测模型适用于碳排放预测进行方法学上的改进和研究。杨克磊等<sup>[48]</sup>从对原始数据序列进行预处理,提高数据序列的光滑度和对模型背景值进行优化,使得模型背景值与灰度值趋向一致两个方面对模型进行了优化,以期进一步提高模型的精度。张勇等<sup>[51]</sup>对比了 GM(1, N) 与 GM(0, N) 模型的预测结果,认为 GM(0, N) 模型具有更高的预测精度。陈勤<sup>[52]</sup>尝试以“灰数”为建模对象预测碳排放量,改变目前大部分以“实数”为灰色建模前提的现状。路正南等<sup>[53]</sup>通过事前检验、事中检验和事后检验更严谨地检验了灰色预测模型对于江苏省的适用性。

综上所述,灰色预测模型应用广泛,计算简便,数据样本要求少,精度较高,适用于短期和中期预测。对于长期预测,由于未来的扰动因素的不确定,会使得预测精度降低<sup>[47]</sup>。国内学者正尝试对灰色预测模型进行优化,使其更加适应于对碳排放量进行预测。

#### 2.5 LEAP 模型

LEAP (Long - range Energy Alternatives Planning system) 模型由斯德哥尔摩环境研究院开发,

是一个基于情景模拟的能源 - 经济 - 环境分析工具。LEAP 模型运用灵活,其用户可以根据问题的特点在模型的基础上进行二次开发,由于其灵活的特点被广泛应用于全球、国家、区域尺度的能源战略规划和温室气体减排评价研究。国内目前有关 LEAP 模型的应用多集中在国家层面的中长期能源规划以及行业能源需求与排放预测<sup>[54]</sup>。

在碳排放预测方面,常征等<sup>[54]</sup>基于 LEAP 模型的原理构建了 LEAP - Shanghai 模型,并设计基准情景、减排情景、强化减排情景三个综合情景及产业结构优化、终端能效提高等八个子情景,模拟上海能源消费和碳排放趋势,并分析各自的情景贡献率。曹斌等<sup>[55]</sup>同样基于 LEAP 模型构建了 LEAP - Xiamen 模型,通过设置厦门市的节能减排政策情景,评价厦门的节能减排潜力,详细分析各种控制情景和各部门的节能减排贡献率。

LEAP 模型属于综合评价模型,运用灵活,但建模过程复杂,可进行短期、中期和长期的预测。

#### 2.6 中国能源政策综合评价模型 (IPAC)

IPAC 是由国家发改委能源研究所通过与众多国外知名机构开展国际国内合作,开发构架的模型,能对中国的能源和环境政策进行综合评价。IPAC 模型包括了一系列的子模型,可分别进行能源需求工业价格/投资经济影响中长期分析、技术发展、环境影响、技术战略、分地区中短期能源需求技术政策评价等分析<sup>[56]</sup>。姜克隽等应用 IPAC 模型中的三个模型,即 IPAC - CGE 模型、IPAC - emission 全球碳排放模型、IPAC - AIM/技术模型分别开展了对中国经济政策评价和短期、中长期的碳排放情景分析<sup>[56-57]</sup>。研究设置了三种情景,即基准情景、低碳情景、强化低碳情景,分别使用模型计算了 2000—2050 年我国化石燃料产生的 CO<sub>2</sub> 排放量。结果显示,能源需求导致的碳排放将持续增加,中国能源消费导致的碳排放高峰将在 2040—2050 年左右到来。

该模型专门针对中国经济、能源和碳排放进行模拟,借鉴了国外先进的模型技术,可进行碳排放量预测,同时对经济、技术、政策等进行评价,已形成一套完整的综合模型体系。模型模拟时段不受限制,但模型涉及面广,模型参数设计等方面较为复杂。

#### 2.7 其它预测模型

离散二阶差分方程预测模型 (DDEPM)。刘广为等<sup>[58]</sup>、滕欣等<sup>[59]</sup>、赵息等<sup>[60]</sup>都构建了 DDEPM 模型对中国 2010—2020 年的碳排放量进行了预测。上述学者对该方法的优势总结为:①DDEPM 以客

观存在的历史数据对未来进行预测,客观性科学性更强,准确度高;②DDEPM 非线性的特点,在预测中囊括了很多无法拟合成线的点,预测的误差小,精确度高;③ DDEPM 能对拐点进行准确预测,提高了预测的精准度。

Kaya 恒等式。日本 Yoichi Kaya 教授于 1989 年提出通过一种简单的数学公式将经济、政策和人口等因子与人类活动产生的影响联系起来,研究以上影响因素对碳排放的影响力。其文字表述的公式为:碳排放量=人口×人均 GDP×单位 GDP 的能耗×单位能耗的碳排放量。此公式常作为碳排放驱动力分析的方法之一。国内有学者将 Kaya 等式进行变换预测碳排放量。胡彩梅等<sup>[61]</sup>运用 kaya 等式,结合情景分析法,设置不同情景下各影响因素的值,对黑龙江 2011—2020 年的人均碳排放量进行了预测。王怡<sup>[5]</sup>将环境规制因素纳入 Kaya 公式,预测了中国 2010—2020 年的人均碳排放量。

基于回归分析方法构建预测模型。国内有学者基于多年的数据,采用回归分析方法构建模型对未来的碳排放进行预测。杜晓宇等<sup>[62]</sup>基于 1990—2009 年中国碳排放强度的数据,采用回归分析方法,对比了对数函数、二次函数、幂函数和指数函数模型,最终选定幂函数对我国 2020 年的碳排放强度进行预测。王磊等<sup>[63]</sup>基于回归分析方法选用幂函数模型预测了宁夏 2020 年的碳排放量。黄芳等<sup>[64]</sup>基于回归分析法,选用指数函数模型,结合情景分析法对我国能源消费进行预测,再根据能源消费对上海市 2015 和 2020 年的碳排放量进行了预测。王敬敏等<sup>[65]</sup>选用线性方程模型预测了河北省 2015 和 2020 年的碳排放情况。金三环<sup>[66]</sup>基于回归方法分析我国人均 GDP 与人均二氧化碳排放水平曲线,结合情景分析法预测中国 2015 年的碳排放量。

Logistic 模型。Logistic 数学模型形如 S 型,表示自然界增长的有界增长现象。杜强等<sup>[67]</sup>构建了碳排放的 Logistic 模型,预测了 2011—2020 年中国的碳排放量。

支持向量回归机。支持向量回归机是一种基于统计学习理论的机器学习方法,在函数逼近、回归估计等方面获得较好的应用。对样本要求不高,适合有限样本,理论上可获得全局最优点,且计算复杂度与样本维数无关。宋杰琨<sup>[4]</sup>选取 6 项影响因素作为自变量,运用支持向量回归机方法构建中国碳排放预测模型,结合情景分析方法对 2010—2015 年中国碳排放进行预测。

BP 神经网络模型。BP (Back Propagation) 网络是一种按误差逆传播算法训练的多层前馈网络,灵活性很大<sup>[68]</sup>。纪广月<sup>[68]</sup>结合灰色关联分析,选择对碳排放关联度大的因子,基于 BP 神经网络模型对中国碳排放量进行计算并检验,认为 BP 神经网络模型能很好地运用于中国碳排放的预测中。

另外,个别学者采用了情景分析法,基于 IPCC 基准方法预测碳排放<sup>[69]</sup>。包森等<sup>[70]</sup>采用埃农映射作为双组份模型从非线性方法角度对我国短期的能源消费总量进行了预测,并基于此预测碳排放量。韦保仁<sup>[71]</sup>采用 NICE 模型对中国不同行业的碳排放进行了预测。

### 3 我国碳排放预测模型未来研究需求

国内学者尝试了多种预测方法对碳排放量进行预测。有简单模型,有复杂模型,有基于环境研究的模型,也有普遍适用的预测模型,不同模型预测的结果不尽相同,表明碳排放影响因素的复杂性,对开展预测是极大的挑战。通过上述分析比较,建议我国碳排放预测模型未来研究关注如下方面:

(1) 促进综合评价预测模型的推广应用。综合评价模型建模过程复杂,所需耗费的人力物力较多,在应用推广上存在一定难度。但综合评价模型考虑的因素多,并将多个因素通过不同的子模型进行有机整合,一定程度上反映了碳排放影响因素的复杂性,所得预测结果较其他方法可信。然而,无论是国外常用的综合评价模型,如 LEAP 模型,还是基于国内情况开发的 IPAC 模型,其应用范围不广,导致国内碳排放预测模型的应用水平处于多选用简单模型,难以保证预测结果的准确度和精度。因此,应积极推广综合评价预测的应用,在应用过程中不断对其进行改进,促进国内碳排放预测模型运用整体水平的提高。

(2) 深入分析不同预测模型的适应性。从上述的分析可看出,不同模型基于其理论基础、研究方法,有其优势,也存在一定的劣势,需对不同预测模型的优劣势进行深入分析,在此基础上对不同模型的适用性进行分类分析,以保证预测结果的可靠性。

#### 参考文献:

- [1] 沈永平,王国亚. IPCC 第一工作组第五次评估报告对全球气候变化认知的最新科学要点 [J]. 冰川冻土, 2013, 35 (5): 1068 - 1076.
- [2] 丁仲礼. 理性预测我国未来碳排放 [J]. 资源环境与发展, 2013 (4): 1.
- [3] 王灿,陈吉宁,邹骥. 气候政策研究中的数学模型评述 [J]. 上海环境科学, 2002, 21 (7): 435 - 439, 454.
- [4] 宋杰琨. 基于支持向量回归机的中国碳排放预测模型 [J].

- 中国石油大学学报(自然科学版), 2012(1): 182-187.
- [5] 王怡. 我国碳排放量情景预测研究-基于环境规制视角[J]. 经济与管理, 2012, 26(4): 27-30, 41.
- [6] Grossman, G. M. Krueger, A. B. 1991 "Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement", National Bureau of Economic Research Working Paper, No. 3914 [Z].
- [7] 邵锋祥, 屈小娥, 席瑶. 陕西省碳排放环境库兹涅茨曲线及影响因素-基于1978-2008年的实证分析[J]. 干旱区资源与环境, 2012, 26(8): 37-43.
- [8] 马珩, 孙涛. 江苏能源消耗的碳排放估算及趋势检验[J]. 江西农业学报, 2014, 26(1): 97-101.
- [9] 童昕, 童磊. 碳排放环境库兹涅茨曲线及其影响因素-基于2008年中国103个地级市的截面分析[J]. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(Z1): 119-125.
- [10] 周沫. 吉林省二氧化碳环境库兹涅茨曲线及其影响因素分析[J]. 中国集体经济, 2014(22): 13-15.
- [11] 魏下海, 余玲铮. 空间依赖、碳排放与经济增长-重新解读中国的EKC假说[J]. 经济建设, 2011(1): 100-105.
- [12] 陆沛江. 我国CO<sub>2</sub>排放的变化趋势分析-基于1995-2011年的面板数据[J]. 资源与环境, 2015, 31(2): 194-198.
- [13] 许广月, 宋德勇. 中国碳排放环境库兹涅茨曲线的实证研究-基于省域面板数据[J]. 中国工业经济, 2010(5): 37-47.
- [14] 胡宗义, 刘亦文, 唐李伟. 低碳经济背景下碳排放的库兹涅茨曲线研究[J]. 统计研究, 2013, 30(2): 73-79.
- [15] 赵忠秀, 王苒, Hinrich Voss, 等. 基于经典环境库兹涅茨模型的中国碳排放拐点预测[J]. 财贸经济, 2013(10): 81-88, 48.
- [16] 韩玉军, 陆畅. 经济增长与环境的关系-基于对CO<sub>2</sub>环境库兹涅茨曲线的实证研究[J]. 经济理论与经济管理, 2009(3): 5-11.
- [17] 刘华军, 闫庆圆, 孙曰瑶. 中国二氧化碳排放的环境库兹涅茨曲线-基于时间序列与面板数据的经验估计[J]. 中国科技论坛, 2011(4): 108-113.
- [18] 林伯强, 蒋竺均. 中国二氧化碳的环境库兹涅茨曲线预测及影响因素分析[J]. 管理世界, 2009(4): 27-36.
- [19] 赵爱文, 李东. 中国碳排放的EKC检验及影响因素分析[J]. 科学学与科学技术管理, 2012, 33(10): 107-115.
- [20] 付加锋, 高庆先, 师华定. 基于生产与消费视角的CO<sub>2</sub>环境库兹涅茨曲线的实证研究[J]. 气候变化研究进展, 2008, 4(6): 376-381.
- [21] 钟茂初, 张学刚. 环境库兹涅茨曲线理论及研究的批评综论[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(2): 62-67.
- [22] Ehrlich P R, Holdren J P. Impact of Population Growth [J]. Science, 1971(171): 1212-1217.
- [23] 焦文献, 陈兴鹏. 基于IPAT等式的甘肃省能源消费碳排放特征分析及情景预测[J]. 干旱区资源与环境, 2012, 26(10): 180-184.
- [24] 郑季良, 陈墙. 云南省碳排放与经济增长关系的情景分析和预测[J]. 昆明理工大学学报(社会科学版), 2012, 12(3): 73-77.
- [25] 聂锐, 张涛, 王迪. 基于IPAT模型的江苏省能源消费与碳排放情景研究[J]. 自然资源学报, 2010, 25(9): 1557-1564.
- [26] 杜强, 陈乔, 陆宁. 基于改进IPAT模型的中国未来碳排放预测[J]. 环境科学学报, 2012, 32(9): 2294-2302.
- [27] York R, Rosa E. A., Dietz T. STIRPAT, IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts [J]. Ecological Economics, 2003(46): 351-365.
- [28] 渠慎宁, 郭朝先. 基于STIRPAT模型的中国碳排放峰值预测研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(12): 10-15.
- [29] 张乐勤, 李荣富, 陈素平, 等. 安徽省1995-2009年能源消费碳排放驱动因子分析及趋势预测-基于STIRPAT模型[J]. 资源科学, 2012, 34(2): 316-327.
- [30] 张勇, 张乐勤, 包婷婷. 安徽省城市化进程中的碳排放影响因素研究-基于STIRPAT模型[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(4): 512-517.
- [31] 张乐勤, 陈素平, 王文琴, 等. 安徽省近15年建设用地变化对碳排放效应测度及趋势预测-基于STIRPAT模型[J]. 环境科学学报, 2013, 33(3): 950-958.
- [32] 吴振信, 石佳. 基于STIRPAT和GM(1, 1)模型的北京能源碳排放影响因素分析及趋势预测[J]. 中国管理科学, 2012, 20(5): 803-809.
- [33] 宋杰鲲. 基于STIRPAT和偏最小二乘回归的碳排放预测模型[J]. 统计与决策, 2011(24): 19-22.
- [34] 胡哲太, 苏飞. 基于STIRPAT模型的杭州市能源消费碳排放预测[J]. 北方经贸, 2013(12): 80-84.
- [35] 巩芳, 陶鹤争. 内蒙古碳排放的影响因素分析及预测研究[J]. 资源开发与市场, 2013, 29(10): 1013-1015.
- [36] 宋杰鲲. 山东省能源消费碳排放预测[J]. 技术经济, 2012, 31(1): 82-94.
- [37] 马卓. 吉林省碳排放峰值预测与控制策略研究[D]. 长春: 吉林大学, 2012.
- [38] 朱永彬, 王铮, 庞丽, 等. 基于经济模拟的中国能源消费与碳排放高峰预测[J]. 地理学报, 2009, 64(8): 935-944.
- [39] 王铮, 朱永彬, 刘昌新, 等. 最优增长路径下的中国碳排放估计[J]. 地理学报, 2010, 65(12): 1559-1568.
- [40] 黄蕊, 朱永彬, 王铮. 上海市能源消费趋势和碳排放高峰估计[J]. 上海经济研究, 2010(10): 81-90.
- [41] 蒋伟, 汪卓妮, 苏方林. 贵州省能源消费及碳排放高峰模拟预测[J]. 贵州农业科学, 2013, 41(4): 151-155.
- [42] 郭正权, 郑宇花, 张兴平. 基于CGE模型的我国能源-环境-经济系统分析[J]. 系统工程学报, 2014, 29(5): 581-591.
- [43] 王磊. 基于投入产出模型的天津市碳排放预测研究[J]. 生态经济, 2014, 30(1): 52-56.
- [44] 陈文颖, 高鹏飞, 何建坤. 用MARKAL-MACRO模型研究碳减排对中国能源系统的影响[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2004, 44(3): 342-346.
- [45] 刘哲, 曾维华. 低碳技术发展路线图及优选模型研究综述[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(5): 11-13.
- [46] 申笑颜. 中国碳排放影响因素的分析与预测[J]. 统计与决策, 2010(19): 90-92.
- [47] 赵爱文, 李东. 中国碳排放灰色预测[J]. 数学的实践与认识, 2012, 42(4): 61-69.
- [48] 杨克磊, 张振宇. 天津市碳排放预测及低碳经济发展对策分析-基于改进GM(1, 1)模型[J]. 重庆理工大学学报(自然科学), 2014, 28(2): 111-114.
- [49] 欧阳强, 李奇. 湖南省碳排放影响因素的灰色关联分析与预

- 测 [J]. 长沙理工大学学报 (社会科学版), 2012, 26 (1): 65-69.
- [50] 岳立, 陈瑶. 基于新陈代谢灰色模型对甘肃省二氧化碳排放强度的预测 [J]. 西安文理学院学报 (自然科学版), 2012, 15 (4): 104-108.
- [51] 张勇, 刘婵, 姚亚平. GM (1, N) 与 GM (0, N) 模型在能源消费碳排放预测中的比较研究 [J]. 数学的实践与认识, 2014, 44 (5): 72-79.
- [52] 陈勤. 碳排放预测的区间灰数模型研究 [J]. 中小企业管理与科技, 2014 (11): 310-311.
- [53] 路正南, 彭沙沙, 王健. 基于 IPCC 清单编制法的碳排放灰色预测—以江苏省为例 [J]. 技术经济与管理研究, 2013 (9): 87-91.
- [54] 常征, 潘克西. 基于 LEAP 模型的上海长期能源消耗及碳排放分析 [J]. 当代财经, 2014 (1): 98-106.
- [55] 曹斌, 林剑艺, 崔胜辉, 等. 基于 LEAP 的厦门市节能与温室气体减排潜力情景分析 [J]. 生态学报, 2010, 30 (12): 3358-3367.
- [56] 姜克隽, 胡秀莲, 庄幸, 等. 中国 2050 年低碳情景和低碳发展之路 [J]. 中外能源, 2009, 14 (6): 1-7.
- [57] 本研究课题组. 2050 中国能源和碳排放报告 [M]. 北京: 科学出版社, 2009: 753-820.
- [58] 刘广为, 赵涛. 中国碳排放强度预测与第三产业比重检验分析 [J]. 经济管理, 2012, 34 (5): 141-152.
- [59] 滕欣, 李健, 刘广为. 中国碳排放预测与影响因素分析 [J]. 北京理工大学学报 (社会科学版), 2012, 14 (5): 11-18.
- [60] 赵息, 齐建民, 刘广为. 基于离散二阶差分算法的中国碳排放预测 [J]. 干旱区资源与环境, 2013, 27 (1): 63-69.
- [61] 胡彩梅, 韦福雷, 王攀, 等. 黑龙江省能源消费碳排放量情景预测 [J]. 资源开发与市场, 2012, 28 (12): 1083-1085, 1059.
- [62] 杜晓宇, 王雅倩. 中国碳排放强度变动趋势分析及预测 [J]. 特区经济, 2013 (9): 200-201.
- [63] 王磊, 宋乃平. 宁夏经济增长过程中的碳排放分析与预测 [J]. 干旱区资源与环境, 2011, 25 (7): 23-27.
- [64] 黄芳, 江可申, 卢愿清, 等. 低碳经济下上海市能源需求暨碳排放情景分析 [J]. 华东经济管理, 2012, 26 (4): 1-4.
- [65] 王敬敏, 朱益平. 河北省碳排放及其趋势预测研究 [J]. 安徽农业科学, 2012, 40 (10): 6086-6088, 6092.
- [66] 金三林. 我国二氧化碳排放的特点、趋势及政策取向 [J]. 中外能源, 2010, 15 (6): 18-22.
- [67] 杜强, 陈乔, 杨锐. 基于 Logistic 模型的中国各省碳排放预测 [J]. 长江流域资源与环境, 2013, 22 (2): 143-151.
- [68] 纪广月. 基于灰色关联分析的 BP 神经网络模型在中国碳排放预测中的应用 [J]. 数学的实践与认识, 2014, 44 (14): 243-249.
- [69] 刘俊杰, 李树林, 范浩杰, 等. 情景分析法应用于能源需求与碳排放预测 [J]. 节能技术, 2012, 30 (171): 70-75.
- [70] 包森, 田立新, 王军帅. 中国能源生产与消费趋势预测和碳排放研究 [J]. 自然资源学报, 2010, 25 (8): 1248-1254.
- [71] 韦保仁. 中国能源需求与二氧化碳排放的情景分析 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007: 1-259.

## Review of Application of Prediction Models of Regional Carbon Emission in China

ZHANG Jun-li, LIU Li-ping

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

**Abstract:** China has become the world's largest carbon emitter. The whole world is focusing on the trend of Chinese carbon emission soon. Therefore, under certain circumstances people have paid more attention on China's future carbon emission and when the carbon emission will reach its peak. The prediction models of carbon emission in China have been reviewed in order to know which models have been adopted in China. Based on the practical application of these models in China, how these models were applied in terms of the application scale, the prediction period, and the complexity of building up models were analyzed. This will help to use the prediction models more precisely.

**Key words:** prediction model; carbon emission; application; review

# 丽江玉龙雪山景区应对气候变化探索和实践

邹琼<sup>1</sup>, 和赴宇<sup>2</sup>, 王珂<sup>1</sup>

(1. 云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034; 2. 玉龙雪山风景名胜区管理局, 云南 丽江 674100)

**摘要:** 丽江玉龙雪山浓缩了全球中低纬度山岳冰川的精华, 有丰富的现代冰川和古冰川遗迹, 是世界少有的城市雪山, 具有极高的科学研究和旅游观光价值。受气候变化的影响, 景区面临着冰川消融加速、雪线上升、水资源短缺以及旅游吸引力下降等问题。为应对气候变化带来的影响, 景区从减缓和适应两方面实施了包括绿色交通、低碳建筑、废弃物处理、增加森林和湿地碳汇以及改善局地气候等行动和措施, 为保护景区重要资源, 促进地区经济和社会持续健康发展作出了的探索和实践。

**关键词:** 气候变化; 减缓; 适应; 措施; 玉龙雪山

**中图分类号:** X21 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0022-04

## 0 引言

玉龙雪山景区地处玉龙县境内, 距丽江古城 15km, 主峰扇子陡是长江以南的最高峰, 终年积雪, 发育有 19 条温带海洋性冰川, 也是亚欧大陆距离赤道最近的现代冰川雪山, 浓缩了全球中低纬度山岳冰川的精华, 有丰富的现代冰川和古冰川遗迹, 是世界少有的城市雪山。景区规划总面积 415km<sup>2</sup>, 整个景区以冰川地质景观、雪山森林草甸、原生纳西村寨、世界奇峡风光和高原水体景观等为特色。具有游憩娱乐、审美与欣赏、认识求知、启迪寓教、保存保育、旅游经济与生产等多种功能的综合性山岳型景区。与此同时, 气候变化对全球的生态环境、社会和经济产生重大影响, 雪山冰川地区是对气候变化影响最敏感的地区, 以全球变暖、气温上升为特征的气候变化加剧了玉龙雪山冰川的消融、退缩和雪线上升。为减缓和适应气候变化对玉龙雪山带来的负面影响, 实现景区及所在地区的可持续发展, 景区严格贯彻“科学规划、统一管理、严格保护、永续利用”的原则, 做好景区旅游资源的保护培育、开发利用和管理工作的, 为维护风景名胜区的多种功能和作用, 开展了一系列应对气候变化的实践工作。

## 1 玉龙雪山气候变化事实与影响

### 1.1 气候变化事实分析

#### (1) 气温

从气象观测点(丽江站)近 50 年的观测数据

看, 20 世纪 60 到 90 年代, 丽江市总体呈现气温升高趋势。其中 60、70 年代气温呈下降趋势, 80 年代开始持续上升, 21 世纪以来上升最为迅速(其中, 60、70 年代分别下降 0.06℃, 80 年代上升 0.17℃, 90 年代上升 0.02℃, 本世纪前 13 年上升 0.70℃)。从季节来看, 丽江站春夏两季上升不明显, 但秋、冬两季的上升幅度较大。从 20 世纪 80 年代以来, 冬季上升了 1.16℃, 上升速率为 0.39℃/10a; 秋季升高了 0.47℃, 上升速率为 0.16℃/10a。

#### (2) 降水

近 50 年来, 丽江境内年平均降水量变化仅呈现出弱的增多趋势, 但年际振幅较大, 最多的 1998 年(1263.1mm)与最少的 1960 年(689.9mm)相差达 573.2mm。21 世纪前 10 年平均降水量较 20 世纪 60 年代年降水量增加了 36.8mm, 增加速率为 9.2mm/10a, 这一变化与近 50 年来中国年降水量有微弱增多的趋势一致, 但与全省平均减少的趋势不一致。从具体气象站点来看, 丽江站降水 80 年代最少, 90 年代最多, 自 2010 年后迅速减少。

#### (3) 其他要素变化

平均日照时数 20 世纪 70 年代有所增加, 80 年代后减少, 自 21 世纪头 10 年后迅速增加; 平均降雨日数呈现减少的趋势, 减少速率为 1.4 ~ 3.2d/10a; 平均无霜期呈现增加的趋势, 平均增加的速率为 5.1d/10a; 平均风速呈现减小的趋势, 丽江站从 20 世纪 60 年代的 3.13m/s 减少到本世纪头 10 年的 2.76m/s, 是丽江地区 4 个气象站减少最快的。

收稿日期: 2019-04-25

基金项目: 中国清洁发展机制基金赠款-云南省低碳发展试点项目(编号: 1213080)。

作者简介: 邹琼(1974-), 女, 高级工程师, 主要从事环境政策、生态建设、低碳与气候变化研究等。



## 1.2 气候变化预估分析

根据 IPCC 第五次评估报告 (AR5) 提出的“代表性浓度路径” (Representative Concentration Pathways, 简称为 RCPs) 的 RCP2.6、RCP4.5 和 RCP8.5 三种排放情景, 即低、中、高三种排放情景, 课题组对丽江玉龙县地区气候变化进行了科学预估, 结果表明 21 世纪前期 (2014—2040 年)、中期 (2041—2070 年) 和后期 (2071—2100 年) 三种不同排放情景下玉龙县平均气温、最高气温和最低气温都将呈上升趋势, 平均气温增温速率为  $0.4 \sim 5.1^{\circ}\text{C}/100\text{a}$ , 最高气温增温速率为  $0.5 \sim 5.2^{\circ}\text{C}/100\text{a}$ , 最低气温增温速率为  $0.4 \sim 5.1^{\circ}\text{C}/100\text{a}$ 。前期三种排放情景下增幅差异不大; 中期不同情景下的增幅差异加大, RCP8.5 情景下的增温幅度最大; 到 21 世纪后期, 不同情景下的增温幅度差异最大。从季节看, 前期冬春两季增温相当, 中后期冬季平均增温最大。预测结果表明增温将是长期的和明显的, 气候变化带来的影响也将是复杂和长期的。

## 1.3 气候变化影响分析

### (1) 对冰川消融的影响

气候变化导致玉龙雪山冰川面积减少, 玉龙雪山冰川 1957 年总面积为  $11.6\text{km}^2$ , 到 2001 年末冰川面积为  $5.3\text{km}^2$ , 44 年间冰川面积缩小了近 54.31%, 进入 21 世纪后加速更为明显, 仅 2001—2009 年间该区域的冰川面积就减小了  $0.88\text{km}^2$ , 年均减少  $0.138\text{km}^2$ , 19 条冰川中的 6 条已经完全消失。

### (2) 对水资源的影响

气候变化加速了冰川的消融, 玉龙雪山 1998 年以后的冰川消融量占 1957 年以来冰川总消融量的 27.62%。相关的研究指出玉龙雪山冰川为丽江盆地周边水资源的主要补给区, 冰川融化水是盆地地下水的主要补给之一, 占到了 13%<sup>[1]</sup>。但当冰川末端海拔升高到一定高度之后, 冰川末端的气温会因为垂直递减的关系而低于  $0^{\circ}\text{C}$ , 此时冰川就不再消融, 这将导致丽江盆地地下水的补给在未来会减少, 进而导致地下水资源不足的状况发生。

### (3) 对雪山景观的影响

玉龙雪山区域自 1957 年以来所有冰川的末端海拔都在上升, 气候因素对冰川末端海拔较低的冰川影响尤其明显, 已经消失的 6 条冰川, 其末端的海拔高度均低于该区域内的其它 13 条冰川, 该区域冰川的平均末端海拔已经由 4450m 上升至

4771m, 由于降水减少和温度增加的影响, 冰川的面积减少, 冰雪覆盖面积减少, 直接导致玉龙雪山的景点吸引力下降, 影响景观观赏度。

### (4) 对旅游的影响

对游客来说, 到玉龙雪山观光的最大兴趣点就是体验雪域高原冰峰奇趣, 但受气候变暖影响, 玉龙雪山冰雪覆盖量正在逐年减少, 在主要的观雪景点有些年份和季节甚至没有降雪, 这也成为相当一部分游客选择放弃攀登玉龙雪山的主要原因, 从而给景区旅游带来影响, 而旅游收入占当地财政收入的 47%<sup>[2]</sup>, 将直接影响区域经济发展。

## 2 玉龙雪山应对气候变化实践

应对气候变化影响的主要路径包括两大方面, 分别是减缓和适应。减缓是通过一系列的控制措施减少区域的温室气体排放, 从而减少温室效应带来的以气候变化为特征的影响。适应则是对已经形成的气候变化作出适应性响应, 以最大程度减少其对经济建设、社会发展、百姓民生等带来的不利影响。

### 2.1 减缓气候变化行动

#### (1) 实施“绿色交通”工程

实施清洁能源车辆替代。为减少交通领域的碳排放, 玉龙雪山景区将 108 辆燃油车辆全部替代为电力或其他清洁能源车辆, 相关研究表明纯电动汽车比柴油汽车全生命周期 (LCA) 碳排放减排显著, 减排量约在 17% ~ 21%<sup>[3]</sup>。本文以应紫敏等<sup>[4]</sup>对杭州市纯电动和柴油公交碳排放研究的结果, 即纯电动汽车和柴油公交车全生命周期碳排放量分别为 1103.237t 和 1401.319t 进行核算, 替换 108 辆燃油车为纯电动汽车, 将减少  $\text{CO}_2$  排放 32192.86t。此外景区通过构建低碳绿道系统, 结合自然资源保护和景区交通规划的要求规划绿道网络, 建设由“绿廊”+“游憩路线”(慢行系统)+“基本服务设施”组成的绿道生态系统, 鼓励绿色出行。景区大力推广使用太阳能路灯, 安装改造太阳能路灯 1000 多套, 年节能近 89 万  $\text{kW}\cdot\text{h}$ , 与传统能源相比, 减少  $\text{CO}_2$  排放约 739.23t。

#### (2) 减少建筑领域的碳排放

将绿色、低碳理念贯穿到建筑勘察、设计、施工、运营、拆除全过程, 严格建设项目报建, 在新建建筑报建方案要求增加低碳节能内容, 没有低碳节能内容不发工程建设相关许可证; 建设过程中严格执行建筑节能标准和法规, 所有新建建筑强制执行节能标准, 积极推广节能技术、节能环保型建

材,对达不到节能设计规范要求的新建建筑,一律不准施工、验收备案和使用。重点围绕低碳酒店的创建开展工作,以我国绿色饭店创建推荐标准(GB/T21084-2007)为参考,加快景区绿色酒店的创建,促进宾馆饭店在绿色设计、安全管理、环境保护、健康管理、绿色宣传等领域的全面提升,建立健全酒店能耗测量系统,按部门或系统对水泵、风机、制冷机组、照明灯具、锅炉等主要的能耗设备安装能源计量和测试仪器仪表,并统计计量仪表的数量、分布台账,建立能源统计工作制度,进行能源审计和节能效率的计算和评估。开展绿色低碳建筑示范,针对丽江地处低纬高原冬季寒冷但光照充足的优势,大力推广太阳能使用,利用太阳能循环热水地暖技术逐步替代电力空调、炭火和电暖炉,雪山景区目前已建成地暖面积近8000m<sup>2</sup>,太阳能地暖除拥有舒适、健康、不占用空间等优点外,更兼具清洁、节能、环保的优点,极其适合在高保护要求的景区推广使用。

### (3) 减少废物处理领域碳排放

加强景区污水和垃圾的收集和处理,完善景区污水和雨水收集管道系统,实施雨污分流,对雨水进行收集和储存,用于景区绿化和景观用水;污水通过收集后进行处理,采用节能高效节地的水处理工艺,建成一座日处理量为2000m<sup>3</sup>达到污水处理一级水质标准的污水处理厂并实现处理水循环利用,实施了甘海子区域全覆盖中水回收苗木喷灌系统。全面开展“禁白”和“禁塑”活动。目前景区垃圾清运率达到了100%,污水排放合格率为100%,废油、废电池等危险品无害化处理达到100%。

### (4) 合理控制景区容量

合理控制景区容量,减少游客带来的碳排放,确保景区生态安全。根据《玉龙雪山景区详细规划》,景区年容量为500万人次,高峰日最大容量为2.6万人次,针对旅游旺季、黄金周旅游高峰期,通过采取延长景区开放时间、调节游客空间分布、实行票务的预约预售等相应管理措施,调节游客在时空分布上的不均衡,合理调控景区容量。

### (5) 增加森林和湿地碳汇

实施“绿洲效应工程”。恢复景区40万m<sup>2</sup>裸露面积的植被,种植景观林木近25000株(丛),通过采取建筑覆土绿化措施,极大地改善了景区的生态环境并有效增加碳汇。从中国森林碳密度的状况看,全国森林平均植被碳密度介于39~50t/

hm<sup>2</sup>[5-6],因项目实施新增的碳汇量约为1560~2000t。投资5亿元启动了白沙片区水源地生态湖泊(湿地群)建设与保护项目,将在白沙片区规划建设165个生态湖泊,湖泊湿地面积5万亩。以湖泊湿地的固碳速率为3.48~123.3g/(m<sup>2</sup>·a)计算[7],项目完成后每年将增加湿地碳汇116~4110t。项目完工后将极大改善玉龙雪山片区脆弱的生态环境,有效调节片区小气候。

### (6) 防范森林火灾

实施“森林消防”引水工程。相关研究表明,森林火灾每年平均CO<sub>2</sub>排放量占我国总排放量的2.7%~3.9%[8],避免森林火灾的发生是保护森林碳汇和减少森林火灾碳排放的重要方面。为此,景区从南起裸美乐收费站,北至鸣音收费站,东界一碗水社区,西临玉龙雪山东麓主要林区铺设了近55km的消防、供水管网,建设库容量达4000m<sup>3</sup>的消防水池8座,安装消防栓80个,有效防范森林火灾发生,保护森林碳汇,保护景区生物资源和旅游资源。

## 2.2 适应气候变化行动

### (1) 开展气候变化科学研究

为更好地开展气候变化与冰川科学研究,玉龙雪山景区管委会与中科院合作建立了中国第二个冰川观测站即中国第一个海洋性冰川观测站——“玉龙雪山冰川与环境观测研究站”,对玉龙雪山的冰川、冻土、水资源、环境变化等开展系列课题研究,为我国季风海洋性冰川的研究,特别是玉龙雪山冰川资源的开发利用,提供了科学研究平台。管委会还与中国科学院寒区旱区环境与工程研究所先后举办了五届高规格的冰川研讨会,着重开展了《城市化与人类活动对玉龙雪山冰川的影响》《玉龙雪山冰川消融对水资源及环境的影响》等20多项科研课题,并将科研成果运用于景区的保护与开发建设中。

### (2) 人为改善局地气候

为增加空气湿度和增加降雨量,维持景区湿度与气温平衡,景区实施了“冷湖效应”工程,兴修了约30万m<sup>2</sup>的“人工湖”12个;完成白水河生态景观走廊建设,建筑6个水坝,恢复6个水面约15万m<sup>2</sup>,库容量达38万m<sup>3</sup>,有效避免了景区环境倾向于干燥恶化。根据玉龙雪山地形云的特点,在对山地作用致云雨的机制分析的基础上,利用玉龙雪山垂直高差大、容易形成降雨降雪的特点,开展人工增雨、人工降雪,建立人工增雪长效

维护雪山景观机制，增加冰川的积雪。在增强玉龙雪山冰川美感和观赏度的同时一定程度上缓解了海洋型冰川的强烈消融趋势。

### (3) 打造低碳旅游产品

以世界冰川地质公园建设、玉龙雪山国际生态休闲公园等景观项目开发打造观光旅游低碳产品；乡村低碳旅游产品，培育拓展乡村旅游，注重本土化开发和特色化开发，重点发展家庭旅游、特色餐饮、田园观光、休闲娱乐、民俗节庆等五大乡村旅游产品系列；重点围绕“玉龙雪山冰川”，开展气象、地质、动物、植物方面科考普及和教育的冰川公园产品；开发游客碳汇体验产品，鼓励游客积极参与碳减排活动，开展“消除碳足迹”、种植“低碳纪念树”、设置“碳减量计数器”等与低碳旅游相关的系列环保公益活动，引导人们树立低碳消费理念，倡导低碳消费行为，从而减缓气候变化带来的影响。

### (4) 加强防灾减灾体系建设

加强基础信息收集，建立气候变化基础数据库，加强气候变化风险及极端气候事件预测预报，实现各类极端气候事件预测预警信息的共享共用的有效传递，建立多灾种早期预警机制，健全应急联动和社会响应体系。健全气候变化风险管理机制，推动气候灾害保险，建立风险转移分担机制。加强气候灾害管理水平，提高应对气候灾害的能力。

## 3 结语

玉龙雪山风景区是国家级风景名胜，我国著

名的5A级风景区，也是我国重要的冰川地质公园，是云南省滇西北旅游线上最重要的旅游目的地，具有极高的科学研究和旅游观光价值。作为最易受到气候变化，特别是全球增温带来的负面影响地区，面临着冰川消融加速、雪线上升、降水减少、生物多样性锐减等环境问题以及由此对旅游资源、旅游产业发展带来的影响，而且这种影响可能在未来较长时间内存在。玉龙雪山景区通过采取一系列应对气候变化措施，有效减少温室气体排放，增加碳汇储量，改善了区域局部气候，减缓了气候变化带来的影响。

### 参考文献：

- [1] 陈美贞. 丽江市城市水资源及地下水脆弱性研究 [D]. 昆明: 昆明理工大学, 2006.
- [2] 宁宝英. 玉龙雪山冰川退缩对丽江社会经济的可能影响 [J]. 冰川冻土, 2006, 28 (6): 885-892.
- [3] Hawkins T R, Singh B, Majeau-Bettez G, Stromman A H. Comparative environmental life cycle assessment of environmental and electric vehicles [J]. Journal of Industrial Ecology, 2013, 17 (1): 53-64.
- [4] 应紫敏, 吴旭, 杨武. 杭州市公交车油改电项目碳排放效益核算 [J]. 生态学报, 2018, 38 (18): 6452-6464.
- [5] 林清山, 洪伟. 中国森林碳储量研究综述 [J]. 中国农学通报, 2009, 25 (6): 220-224.
- [6] 方精云, 陈安平. 中国森林植被碳库的动态变化及其意义 [J]. 植物学报, 2001, 43 (9): 967-970.
- [7] 宋洪涛, 崔丽娟, 栾军伟, 等. 湿地固碳功能与潜力 [J]. 世界林业研究, 2011, 24 (6): 6-11.
- [8] 田晓瑞, 舒立服, 王明玉. 1990-2000年中国森林火灾直接释放碳量估算 [J]. 火灾科学, 2003, 12 (1): 6-10.

## Exploration and Practice of Lijiang Yulong Snow Mountain Scenic Area in Response to Climate Change

ZOU Qiong<sup>1</sup>, He Fu-yu<sup>2</sup>, WANG Ke<sup>1</sup>

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

**Abstract:** Yulong Snow Mountain in Lijiang owns the essence of the mountain glaciers at middle and low latitude in the world. It has rich contemporary glaciers and relics of ancient glaciers. It is also the rare snow mountain located in urban area and has extremely high scientific research and touristic value. The scenic area is facing rapid glacier melting, rising snow line, water shortage, decline of touristic attraction, and so on due to climate change. To protect the important resources of the scenic area and promote the local economic and social sustainability, both climate change mitigation and adaptation measures, including green transportation, low-carbon construction, waste disposal, carbon sink by increasing forest and wetland, and other measures to improve local climate, etc. have been implemented in the scenic area, which would be a valuable exploration and practice.

**Key words:** climate change; mitigation; adaptation; practice; Yulong Snow Mountain

# 近 10 年镇江市区酸雨变化分析及趋势研究

耿勇超, 陈佩佩

(江苏省镇江环境监测中心, 江苏 镇江 212000)

**摘要:**以镇江市区 2008—2017 年降水监测数据为基础, 通过计算 Spearman 秩相关系数分析了近 10a 来镇江市区酸雨的变化及趋势。结果表明, 自 2008 年以来, 市区酸雨污染呈明显下降趋势, 酸雨主要发生在冬秋两季, 春夏两季较轻, 其中 9 月份酸雨发生率最高。降水中主要阳离子为  $\text{Ca}^{2+}$ , 主要阴离子为  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$  呈逐年下降趋势, 说明镇江市区的大气污染正在向煤烟型与机动车混合型转变。

**关键词:**酸雨; 趋势; 变化分析; 秩相关系数; 镇江市区

**中图分类号:** X517 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0026-04

酸雨是指 pH 值 < 5.6 的雨水、冻雨、雪、雹、露等大气降水<sup>[1]</sup>。我国于 20 世纪 70 年代末进行酸雨监测, 随着经济的发展, 煤炭的大量使用, 在长江以南地区发现酸雨, 降水的酸性逐渐增强, 目前中国已形成了华中、西南、华南和华东地区四大酸雨区, 占全国面积的 40%。中国已成为继北美、欧洲之后的世界第三大酸雨区, 且中国的酸雨面积仍呈加速发展的趋势<sup>[2]</sup>。我国的区域性酸雨主要是二氧化硫的大量排放造成的, 属“煤烟性”酸雨。近年来, 随着我国汽车保有量的迅速增加, 导致氮氧化物排放量逐步增大, 我国酸雨正由硫酸型向硫酸硝酸混合型转变<sup>[3]</sup>。镇江市地处江苏省西南部, 位于长江下游南岸, 属北亚热带南部气候区, 呈现冬季干冷、夏季湿热、四季分明的气候特征。本文根据镇江市区近 10a 降水监测资料, 分析了降水 pH 值、酸雨频率等内容, 对镇江市区酸雨时空变化及趋势进行了初步研究和探讨。

## 1 数据来源和处理方法

### 1.1 数据来源

采用 2008—2017 年镇江市区降水监测数据, 监测点位 3 个, 采样周期为逢降水每天上午 9:00 至次日上午 9:00 的总雨量, 且雨量 > 2mm 为一个有效样品。

### 1.2 降水监测数据处理方法

#### 1.2.1 酸雨强弱分级

以 pH 值来划分降水酸度等级。pH 值 4.50 ~ 5.59 时为弱酸性, 4.00 ~ 4.49 时为较强酸性, <

4.00 时为强酸性。

#### 1.2.2 年度降水 pH 平均值

年度降水 pH 平均值采用氢离子浓度雨量加权法, 即:

$$[\text{H}^+] = \frac{\sum_{i=1}^N [\text{H}^+] \cdot V_i}{\sum_{i=1}^N V_i}$$

$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$$

式中:  $V_i$  为第  $i$  次降水量;  $N$  为降水总次数。

#### 1.2.3 秩相关系数

采用 Spearman 秩相关系数  $r_s$  分析酸雨频率和降水 pH 均值趋势, 计算公式为:

$$r_s = 1 - (6 \sum_{i=1}^N d_i^2) / (N^3 - N) \quad (1)$$

$$d_i = X_i - Y_i \quad (2)$$

式中:  $X_i$  为周期 I 到周期 N 按浓度值从小到大排列的序号;  $Y_i$  为按时间排列的序号;  $N$  为分析周期。

将计算得到的  $r_s$  绝对值与查询秩相关系数检验临界值表对应的临界值 ( $W_p$ ) 比较。| $r_s$ | >  $W_p$  表明变化趋势有显著意义;  $r_s$  为负值, 表明为下降趋势。

## 2 结果与分析

### 2.1 降水年度情况分析

根据 2008—2017 年监测结果 (表 1), 镇江市区 3 个降水监测点近 10a 合计收集有效降水数为 1313 个, 总酸雨样品数为 224 个, 酸雨发生率为 17.1%; 年降水酸雨率在 2.7% ~ 52.3%, 其中 2008 年酸性降水个数超过总有效降水个数的一半, 酸雨率达到 52.3%, 酸雨个数最少, 且酸雨发生率最低的为 2016 年, 酸雨个数仅为 5 个, 发生率

收稿日期: 2019-12-19

作者简介: 耿勇超 (1979-), 男, 江苏镇江人, 本科, 高级工程师, 主要从事环境监测与质量管理工作。

为2.7%。10a间pH值的范围在3.82~8.10,其中仅在2009年出现过5次较强酸性降水,其余均

为弱酸性降水,年pH均值在5.33~6.47,最低均值出现在2009年,年均值为5.33。

表1 2008—2017年镇江市年降水情况表

年份	点位数	有效样品数	pH均值	酸雨总数	酸雨率/%	pH值范围
2008	3	109	5.56	57	52.3	4.98~6.20
2009	3	180	5.33	45	25	3.82~6.92
2010	3	117	5.63	21	17.9	5.14~5.76
2011	3	106	5.69	14	13.2	5.40~7.62
2012	3	112	5.46	25	22.3	4.52~7.67
2013	3	113	5.61	26	22.8	4.60~5.81
2014	3	147	5.68	12	8.2	5.42~6.00
2015	3	157	5.69	10	6.4	5.32~7.71
2016	3	183	6.38	5	2.7	5.47~8.01
2017	3	89	6.47	9	10.1	4.91~8.10

## 2.2 降水月度情况分析

镇江市近10a间每月降水监测情况表明(表2),各月酸雨率范围在11.4%~27.9%,1、5、9、12月酸雨率较高,各月均在20%以上,其中9月

份酸雨的发生概率最大,为27.9%。最终统计分析出镇江市10a间酸雨污染冬季(1、2、12月)较严重,秋季(9、10、11月)次之,春季(3、4、5月)、夏季(6、7、8月)相对较轻。

表2 2008—2017年镇江市月降水情况表

月份	点位数	有效样品数	酸雨总数	酸雨率/%	pH值范围
1	3	83	19	22.9	5.09~7.02
2	3	106	17	16.0	5.14~7.62
3	3	109	15	13.8	4.60~6.92
4	3	127	19	15.0	5.18~7.67
5	3	114	24	21.1	4.91~7.01
6	3	141	26	18.4	5.07~8.01
7	3	149	20	13.4	4.17~6.64
8	3	158	18	11.4	4.60~8.10
9	3	104	29	27.9	3.82~7.71
10	3	74	9	12.2	5.30~5.84
11	3	92	16	17.4	5.20~7.01
12	3	53	12	22.6	5.40~7.11

## 2.3 降水变化趋势分析

计算得到酸雨频率和降水pH均值的秩相关系数 $r_s$ 分别为-0.783和0.785[显著性水平 $t=0.05$ 条件下, $W_p=0.632$ ],表明自2008年以来,镇江市酸雨频率有所下降,而且趋势明显;降水pH均值呈显著上升趋势,酸性明显减弱。由此得知,镇江市酸雨问题逐渐得到改善,污染程度呈减轻趋势。2008—2017年酸雨频率和降水pH均值变化趋势见图1。从图1可以看出虽然镇江市酸雨频率总体呈下降趋势,但也是有起伏的,2017

年较前3a酸雨频率均有所提高。

## 2.4 降水离子组成分析

降水的化学成分反映了其污染特征,降水的酸度取决于化学组成阴阳离子的酸、碱平衡,从而得出酸雨的来源。由表3可见,镇江市降水化学成分中硫酸根离子浓度最高,浓度大小排序依次为: $SO_4^{2-} > Ca^{2+} > NO_3^- > NH_4^+ > Cl^- > Na^+ > K^+ > Mg^{2+} > F^-$ 。降水中起致酸作用的阴离子含量由高到低依次为: $SO_4^{2-} > NO_3^- > Cl^- > F^-$ ,硫氧化物是镇江市降水酸化的主要因素。降水

中起酸性中和作用的阳离子含量由高到低依次为： $Ca^{2+} > NH_4^+ > Mg^{2+} > Na^+ > K^+ > H^+$ ，表明来源于碱性颗粒物中钙对酸雨中和作用最大。镇江市降水中  $SO_4^{2-}/NO_3^-$  变化趋势见图2，趋势检验表明  $SO_4^{2-}/NO_3^-$  呈下降趋势，但趋势不明显，2010—2012年期间出现升高现象，以后逐年

下降，但比值仍  $> 1$ ，说明  $SO_4^{2-}$  的致酸作用依旧占主导，期间的比值升高现象有待进一步研究。2012年以后  $SO_4^{2-}/NO_3^-$  呈逐年下降趋势， $NO_3^-$  的致酸作用逐年增强，导致此现象出现的原因主要是工业  $SO_2$  排放得到控制，而大量机动车带来的  $NO_x$  排放增加。

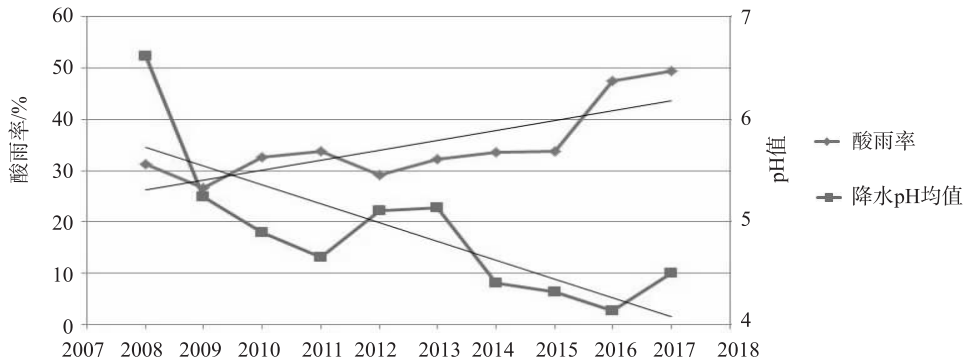


图1 酸雨频率和降水pH均值变化趋势

表3 2008—2017年降水离子组成

年度	硫酸根	硝酸根	氟离子	氯离子	铵离子	钙离子	镁离子	钠离子	钾离子
2008	17.2	6.72	0.3	2.37	1.41	9.6	0.65	0.99	0.55
2009	9.57	4.23	0.222	1.87	2.12	4.1	0.336	0.543	0.634
2010	10.84	5.45	0.27	1.86	2.87	10.74	0.51	0.66	0.41
2011	13.9	4.13	0.34	2.83	3.17	11.06	0.68	2.72	0.91
2012	19.26	5.48	0.36	2.57	1.74	6.79	0.41	0.87	1.15
2013	12.55	4.17	0.21	1.4	1.6	4.11	0.2	0.77	0.59
2014	7.64	3.43	0.12	0.79	2.05	1.12	0.1	0.29	0.18
2015	2.7	1.66	0.07	0.31	0.96	0.7	0.043	0.105	0.07
2016	2.98	1.82	0.04	0.41	1.01	0.75	0.09	0.36	0.12
平均	10.1	3.95	0.20	1.66	1.82	4.97	0.31	0.83	0.66

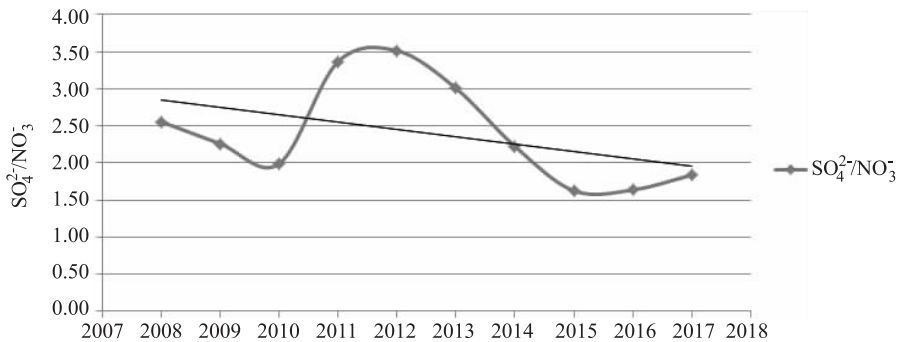


图2 降水中  $SO_4^{2-}/NO_3^-$  变化趋势

### 3 结语

镇江市区 2008—2017 年 10a 间酸雨总发生率为 17.1%，低于周边城市。虽然工业经济有了长足的发展，但由于控煤减排的力度增大，降水酸雨

率呈明显下降趋势，说明控煤效果显著。镇江市区酸雨主要发生在秋冬两季，与秋冬少雨有关，加重了酸雨的发生率。降水中  $SO_4^{2-}/NO_3^-$  比值  $> 1$ ，表明镇江市区大气污染仍旧属于煤烟型，但  $SO_4^{2-}/$

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 呈逐年下降趋势,说明镇江市的大气污染正在向煤烟型与机动车混合型转变。

目前酸雨的观测和分析主要是人工型的,水量少就很难进行全项目的分析,只有尽可能多地了解每一次降水的详细情况,才能更好地了解整个降水过程中大气污染物的变化情况。随着降水在线自动监测设备的普及,将使我们更好地了解降水污染

过程。

参考文献:

- [1] 侯青, 赵艳霞. 北京市酸雨变化趋势及成因分析 [J]. 自然灾害学报, 2012, 21 (2): 118 - 125.
- [2] 冯砚青. 中国酸雨状况和自然成因综述及防治对策研究 [J]. 云南地理环境研究, 2004, 16 (1): 25 - 28.
- [3] 周志彬, 梁鸿, 马嵩. 深圳市酸雨时空变异特征 [J]. 环境监测管理与技术, 2016, 28 (4): 65 - 68.

## Analysis and Trend Study on the Change of Acid Rain in Zhenjiang City in Recent 10 Years

GENG Yong - chao, CHEN Pei - pei

(Jiangsu Zhenjiang Environmental Monitoring Center, Zhenjiang Jiangsu 212000, China)

**Abstract:** Based on the precipitation monitoring data from 2008 to 2017 in Zhenjiang City, the change and trend of acid rain in Zhenjiang City in recent ten years were analyzed by calculating Spearman rank correlation coefficient. The results showed that the acid rain pollution in urban area has been declining since 2008. The acid rain mainly occurred in winter and autumn and was lighter in spring and summer. The incidence of acid rain in September was the highest. The main cations in precipitation was Ca<sup>2+</sup>, the main anions were SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> / NO<sub>3</sub><sup>-</sup> showing a decreasing trend year by year, which indicated that the air pollution in Zhenjiang city is changing to the mixed type of soot and motor vehicles.

**Key words:** acid rain; trend; change analysis; rank correlation coefficient; Zhenjiang urban area

## 《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: hjkxdk@163.com; 电话 (传真): 0871 - 64142389; 国内统一连续出版物号: CN 53 - 1205/X; 国际标准连续出版物号: ISSN 1673 - 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。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

# 滇西北剑湖湿地研究进展

张秋, 彭尔瑞, 赵青青, 史静

(云南农业大学资源与环境学院, 云南昆明 650201)

**摘要:** 参考大量文献, 总结了剑湖湿地研究的 6 个主要方面: 运用 3S 研究阐释了剑湖湿地土地的主要利用类型、历史变动情况及发展趋势; 景观驱动与时空演变研究表明剑湖水域景观带受环境因素影响产生了显著变化; 在对剑湖水体研究过程中发现剑湖湿地水体呈现富营养化的特征, 并揭示了外源污染源的输入路径以及水体中 N、P 元素的动态分布; 在剑湖湿地土壤方面, 湿地流域中的沼泽土、水稻土、冲积土及松栎混交林下的红壤呈现出不同的肥力特征; 在湿地土壤微生物方面, 剑湖湿地植物根际与非根际微生物在数量和多样性上表现迥然不同, 有研究表明, 区域独特的气候环境也会影响微生物的呼吸强度和多样性; 从恢复后的剑湖湿地产生的生态和经济效益评价了剑湖湿地的保护。对剑湖湿地的研究与保护提出了合理化建议。

**关键词:** 剑湖湿地; 景观演变; 土壤微生物; 生态修复; 评价; 大理

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0030-06

湿地是地球表层生态系统的重要组成部分, 是由水陆相互作用而形成的具有特殊功能的自然综合体<sup>[1]</sup>。湿地在调节气候、净化水体、保护生物多样性和维持区域生态平衡等方面起着不可替代的作用<sup>[2]</sup>。中国湿地面积占世界湿地面积的 10%, 居亚洲第一、世界第四<sup>[3]</sup>, 从寒温带到热带、沿海到内陆、平原到高原山区均有湿地分布, 拥有丰富多样的组合类型<sup>[4]</sup>。

剑湖湿地省级自然保护区位于云南省西部大理州的剑川县境内, 距剑川县城约 7km, 总面积 4630.28 hm<sup>2</sup>, 位置为东经 99°55'~99°59.5'、北纬 26°25'~26°31.5'。剑湖湿地省级自然保护区由剑湖、玉华水库、二者周围面山流域汇水区及面山森林集水域组成, 南北长 12.3km, 东西宽 6.2km。剑湖湿地海拔 2186m, 形如“元宝状”, 在达到海拔 2188m 水位时, 剑湖面积 6.23km<sup>2</sup>。湖盆南北长 3.35km, 东西最宽处 3.25km, 平均水深 2.7m, 最大水深 6m<sup>[5]</sup>。

随着工业化、城镇化的加快, 作为对大理剑川县具有重要经济和生态意义的剑湖湿地, 也出现了湿地面积萎缩、森林覆盖率下降、泥沙淤积、污染加剧、生态失衡等一系列生态环境问题<sup>[6]</sup>, 严重影响了区域经济社会的可持续发展。为此, 开展了

对剑湖湿地的系列研究, 以期对剑湖湿地的保护和发展提供理论依据。本文从 6 个方面总结了剑湖湿地研究的主要内容和成果, 同时对剑湖湿地的保护与发展提出了系列建议。

## 1 剑湖湿地研究主要进展

### 1.1 基于 3S 技术的遥感测量研究

3S 技术是遥感技术 (Remote sensing, RS)、地理信息系统 (Geography information systems, GIS) 和全球定位系统 (Global positioning systems, GPS) 的统称, 是空间技术、传感器技术、卫星定位与导航技术和计算机技术、通讯技术相结合, 多学科高度集成的对空间信息进行采集、处理、管理、分析、表达、传播和应用的现代信息技术<sup>[7]</sup>。运用 3S 技术对剑湖湿地的研究参照了不同年份时间段, 相同年份的不同时间点的卫星影像原始资料, 通过对遥感影像进行几何校正、影像拼接、数据融合、波段组合等, 运用 RS 提取湿地类型、GIS 空间数据分析等技术处理方法<sup>[8]</sup>, 采用目视解译和人工解译相结合的方式获取剑湖湿地的矢量数据, 达到对剑湖湿地研究的目的。

近年来随着人类对剑湖湿地区域开发强度的增加和活动范围的扩大, 出现了剑湖湿地生态失衡的环境问题。利用遥感测量研究发现近年来土地利用方式和面积发生了较为显著的改变, 湿地面积呈现逐渐减少的趋势。预测未来 5—10 年, 因剑湖湿地沼泽区域转化为农田的概率会逐渐增加, 同时农田转化为建筑用地的趋势也在增强, 剑湖湿地区域的湖泊面积将进一步减少。呈现以上现象主要是因为

收稿日期: 2019-01-04

基金项目: 云南省科技惠民计划 (2016RA024)。

作者简介: 张秋 (1988-), 男, 云南农业大学在读硕士, 研究方向: 土壤微生物。

通信作者: 史静 (1980-), 女, 副教授, 硕士生导师, 主要从事土壤重金属污染防治方面的研究。



剑湖湿地区域土地利用方式发生了显著改变,由于土地利用方式的改变,直接导致了剑湖湿地区域面积的减少。遥感测量表明,1990—2015年的25a间,剑湖湿地区域未利用土地面积减少2664.99hm<sup>2</sup>,农业用地面积增加了1038.42hm<sup>2</sup>,林地面积增加了450.81hm<sup>2</sup>,建筑用地面积增加1269.27hm<sup>2</sup>,这其中的土地类型主要是由沼泽地转化为农业用地,农业用地再变为建筑用地;同时有研究表明1974—2015年40a间,剑湖面积总体上呈递减趋势,由1974年的504.47hm<sup>2</sup>减少到2015年的451.72hm<sup>2</sup>,面积减少了52.75hm<sup>2</sup>[9]。剑湖湿地因其面积减少,湿地形状也发生了较为明显的变化,据研究图像显示,剑湖湿地区域形状已经发生了明显的改变,在1957—2012年的55a间,剑湖水域形状随着时间的变化,其形状变得越来越复杂[10]。

## 1.2 景观环境演变及驱动机制研究

### 1.2.1 景观演变研究

#### (1) 湿地湖滨带变化方面

从1957—2015年的研究数据来看,剑湖湿地的景观演变主要表现在湖滨带植被景观多样性的改变。由于外在自然或人为因素引起的湿地湖滨带中水生植物的竞争性行为导致的群落优势物种发生改变,与湿地陆地景观带的植物多样性呈现的伴生种数量和多样性增加不同[11],这种湖滨带水生植物群落结构及多样性发生改变后,呈现出景观带群落结构由多样性到单一化的趋势。如剑湖湿地水体受到农业肥料和生活废水污染,大量的有机物,比如,N、P大量元素进入湿地中,水质产生变化后,一些湿地原生植物如国家二级保护植物海菜花逐渐减少,加之种群内部的拥挤效应和竞争程度,在部分水体污染严重区域对海菜花种源造成严重威胁[12],另一些植物如茭草因其耐污能力强,适当或稍大量的有机大量元素则能促进茭草的生长繁殖,同时水体中的P元素也逐渐转移到植物的叶茎体中并不断累积[13],这些优势植物在对水体营养和生长空间的竞争下,逐渐形成以茭草为代表的湿地湖滨带优势物种,这种单一的湖滨带群落结构,虽然使得湖滨带景观美学层次上显得单调统一,丧失了部分美感,降低了观赏性,但是在防洪、蓄水、泥沙拦截和净化水质的自然水土保持功能上产生了积极的作用,起到了对剑湖水体环境的保护作用[14]。

#### (2) 在森林覆盖率及土地利用类型方面

1986年以后,剑川县森林覆盖率呈上升趋势,但是由于受滥砍滥伐、疏浚河道等人为因素的影响,剑湖流域天然植被退化严重[15],加之陡坡垦殖、高

速公路建设、采石、采矿等的作用,剑湖流域土壤侵蚀没有得到有效控制,因而森林覆盖率近年来又呈现逐渐下降的趋势,导致流域内水土流失进一步加剧,流域泥沙年年随河流进入湖内沉积并不断加厚,进而影响了植被的生长和生态环境的恢复[16]。除了森林植被因人为因素的干扰造成覆盖率下降引发景观产生变化以外,湿地湖滨带农田利用方式的转变,也在不断挤压着湖滨带湿地面积,慢慢地改变着湖滨带的景观。其各类型土地之间的转变趋势为:湖滨变鱼塘,鱼塘变沼泽,沼泽地变农田,农田变建筑用地。在1957—2012年的55a间,景观类型面积变化规律呈现出湖泊和农业用地减少的趋势,非农用地呈现不断增加的趋势;1957—2012年7个景观类型面积变化从大到小的排序是湖泊→沼泽→林地→农村居民用地→农地→鱼塘→河流[17]。湖滨带湿地土地利用方式的变化,对湿地湖滨带景观产生不利变化,最终导致湿地湖滨带面积的减少,其净化水质、拦截泥沙、保护环境的功能进一步被削弱[18]。

### 1.2.2 驱动机制研究

#### (1) 驱动要素

引起剑湖湿地景观变化的驱动要素主要包含两个方面。一是自然因子驱动,如气候变化,1958—2011年滇西北年均温度变化折线呈逐渐上升的趋势,年降雨量则显示无明显增减趋势的波动变化特征,年均温度和年降雨量的这些变化会影响到滇西北流域景观研究区域的水分平衡,会对研究区域植物群落演替和景观演变产生一定影响[19]。二是人为驱动因子,人类生产活动干扰了剑湖湿地景观的正常演变和发展,使得剑湖湿地加速演化,逐渐演变成为老年湖泊型湿地,湖滨带作为剑湖湿地的屏障首先遭到破坏,景观带群落结构的失衡进一步导致环境问题日益严重。湿地区域环境问题主要包含湿地面积被挤压、农业用地增加且土壤肥力逐渐降低[20],在人为驱动因子的人类干扰活动中,最主要的活动是疏浚河道、滥砍滥伐、湖滩开发和湖水污染。

#### (2) 驱动方向、速度和过程

剑湖驱动机制除了表现为驱动要素外,还表现为驱动方向、驱动速度和驱动过程。1957—2012年,剑湖水域萎缩的驱动方向发生在全湖周围,从1957年开始自湖泊的四周向湖心萎缩,剑湖河流入湖口和流出口周围成为湖泊萎缩的主要方向,而金龙河入湖口周围是剑湖萎缩的最主要方向,这些湖水水量及湿地面积变化的特征符合滇西北的气候环境[21]。驱动速度是指湖泊水域年均减少的面积数量,单位是hm<sup>2</sup>/a。总体看来,1957—

2012年,剑湖水域平均驱动速度为  $-3.69\text{hm}^2/\text{a}$ ,在研究的7个时段中,驱动速度最大的为1990—2001年,最小的是1974—1989年,7个时段驱动速度从大到小的排序是:1990—2001年 → 1957—1974年 → 2006—2011年 → 1989—1990年 → 2001—2006年 → 2011—2012年 → 1974—1989年。从驱动过程上来讲,虽然跨越的年数有所差异,驱动速度各不相同,但是总体上反映出湿地水域逐渐萎缩的过程,即形成了不同驱动速度导致的湿地水域逐渐萎缩而进程不尽相同的驱动过程<sup>[22]</sup>。

### 1.3 湖水水质及水体营养状况变化及分析

因受到周边农田肥料污染和城镇未经处理的生活污水排放两个因素的综合作用,剑湖湿地湖水水质已由Ⅱ类水质演变为Ⅲ类甚至劣Ⅳ类水,其中,湖滨带区域水稻田施肥引起的面源污染以及森林破坏后引起的表土养分流失,是导致湖泊水质变劣和富营养化的潜在因素。湿地中水体质量变化主要表现为COD含量的不同以及N、P元素的富集,使得湿地水体有效需氧量不足和呈现富营养化的状态<sup>[23]</sup>。相关资料显示,剑川县剑湖流域周边每年施用农药化肥数量为3230万t,湿地区域客栈的修建过程中、游船和游客产生的大量垃圾也造成了严重的旅游污染,加之村庄垃圾、未完全有效处理的生活污水经各种途径最终进入湿地,湿地污染更加严重<sup>[24]</sup>。在湿地湖水污染成分里,有机质污染是该水体主要的污染源,其来源主要是有机废水、污水排放和动植物残体的腐烂分解。在湖水富营养化水体差异方面,主要入湖河流处N、P元素远超正常水体的平均水平,其中入河口永丰河含量最高,入河口区域N、P元素超过平均正常水体水平的3~10倍,这其中 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 约为4倍,悬浮物增加约1倍<sup>[25]</sup>。在剑湖水体沉积物中主要有6种磷形态,平均含量由高到低的排序为 $\text{HCl-P} > \text{Res-P} > \text{NaOH-rP} > \text{NaOH-mrP} > \text{BD-P} > \text{NH}_4\text{-Cl-P}$ ,这6种磷形态含量平均值之和是湖区周围浅水区的1.40倍<sup>[26]</sup>,而出河口N、P元素含量最低。水体富营养化导致某些需磷量大的植物长势迅速,影响了其他水生植物的光合作用效率,使得目前剑湖中COD含量处于一个较低的水平,导致水体中浮游生物及动植物残体得不到微生物的有效分解而使湖水水体内部生态系统失衡,进一步加剧了水质的恶化。

### 1.4 剑湖湿地土壤肥力状况研究

剑湖湿地主要有沼泽土、水稻土、冲积土、红壤4个土类,其中剑湖湿地中的红壤在不同的森林

植被条件下土壤肥力状况有差异。

#### 1.4.1 剑湖湿地中沼泽土、水稻土、冲积土肥力状况

在剑湖的沼泽土壤中,有机质平均含量10%,全氮含量达0.23%~0.26%,且上下层差异不大。C/N比值较高,泥炭层19.1,潜育层32.4,养分均处于积累状态,有效养分分解释放少。泥炭层全钾含量高达1.45%,而速效钾仅为42.97mg/kg,全磷含量0.08%~0.14%,速效磷仅为21.60~27.55mg/kg,水解氮高达155.8~558.8mg/kg,这种较高氮营养含量可能为外来补给所致,可能与周围农业施肥引起的氮肥营养进入有关<sup>[27]</sup>。

水稻土剖面上下层的盐基变化较小,pH值较为接近,同其沼泽母土相比较,水稻土表层有机质从10.11%降至9.46%,全氮从0.28%降至0.22%,略低于母土。速效磷和速效钾养分含量仍然较低,仍以缺氧条件下的有机物质积累为主<sup>[28]</sup>。

影响湿地发育的冲积土是由冲积母质发育形成的,有机质和氮素营养含量低<sup>[29]</sup>,表层有机质3.06%,下层仅为1.85%,表层全氮0.07%,下层仅为0.04%,养分贫瘠,尤其是速效磷含量较低。另外在剑湖湿地发育的冲积土壤中有有机质和氮素营养含量较高,分别为5.76和0.11,犁底层有机质也高达4.53,有效养分也有所增加,但水解氮含量仅增加了8.5,速效磷增加了一倍,速效钾增加了近1.5倍。

#### 1.4.2 剑湖集水面的森林及植被特征土壤肥力状况

剑湖集水面的森林及植被大体类型有红壤-松栎混交林、棕红壤-云南松次生林,山坡红壤-灌草,坡耕地-玉米。由于混交林能积累较多的有机质<sup>[30]</sup>,在剑湖湿地流域松栎混交林下发育的红壤表层有机质和全氮含量均较高,有机质高达6.96,全氮0.16,水解氮192.7~232mg/kg,pH值中性,速效磷、钾含量较低,速效磷7.85~8.5mg/kg。近年来由于人为干扰活动的影响,毁林开荒及围湖建田导致土壤中有有机质、土壤中氮含量及土壤表层有机质含量分别流失了62.93%、54.6%、46.26%,冲积形成的旱耕地有机质和全氮含量分别流失了11.3%和15.91%<sup>[31]</sup>。

### 1.5 剑湖湿地环境中微生物的研究

#### 1.5.1 剑湖湿地中土壤微生物群落多样性及影响营养元素研究

研究表明,在剑湖湿地的冲积土壤中,植物根际微生物群落、丰度等指数方面差别不大,群落相似度

高,在植物非根际环境中差别较大,群落相似度低,其中茭草根际土壤微生物量最大,在茭草根际土壤中氮磷含量也最高<sup>[32]</sup>。由于入水口与出水口的水体营养状况不同,入水口茭草根际固氮菌 SHANNON 和 SIMPSON 指数明显优于出水口,且  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  显著影响了根际土壤微生物固氮菌的群落结构。剑湖湿地土壤细菌的优势种群分别是变形菌门 (Proteobacteria)、草酸杆菌科 (Oxalobacteraceae)、紫色杆菌属 (Janthinobacterium)、杜榭氏菌属 (Duganel - la)、埃希氏菌属 (Escherichia) 和链球菌属 (Streptococcus)。同时有研究表明,湿地土壤细菌多样性与土壤有机质、总 N、总 P 的含量呈正相关关系,而与土壤 pH 值呈负相关关系<sup>[33]</sup>。

### 1.5.2 剑湖湿地中土壤微生物活性研究

通过  $\text{CO}_2$  通量测序土壤中微生物的呼吸强度表明,6月、10月的数据指标表现迥异,其中季节原因及种植制度是主要影响因素。不同种植制度下的土壤团粒结构及营养比例不同,湖滨带土壤微生物的多样性与农业利用方式有很大关系,典型表现为农业耕作土多样性小于非耕作土,这可能是农业耕作后的土壤有机质降低,土壤结构出现变化等系列因素不利于土壤微生物的生长和繁殖<sup>[34]</sup>。在影响微生物呼吸速率及活性方面,其他因素如土壤含水率同微生物活性呈显著关系<sup>[35]</sup>。

### 1.6 湿地生态修复与评价

(1) 剑湖湿地湖滨带恢复对生态环境积极作用显著。研究表明,恢复后的剑湖湿地湖滨带对入湖泥沙的截留具有显著的效果,同时在涵养水源、固定碳源、净化水质方面起到了不可替代的作用<sup>[36]</sup>。剑湖湖滨带对湖水的环境作用尤为显著,湖滨带的存在引起入湖水氮素、总磷、总锰、钠钾和泥层厚度的显著变化<sup>[37]</sup>。

(2) 湖滨带工程措施与植被恢复对湿地生态功能的富营养化抑制作用显著。采用工程措施如基地修复和人工堆岛影响水体环境变化,如水体透明度不断提高,出水口 TN 的含量明显降低,水体  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  量明显减少,以及水体中 TP 和 COD 含量变化显著。剑湖湖滨带的茭草对剑湖流域农业面源污染中 N、P 有机污染的控制起到了较好的作用<sup>[38]</sup>。

(3) 湖滨带美感与观赏性。湖滨带景观被破坏后,出现景观破碎化的趋势,植物景观单一,观赏性较低,湿地美学价值丧失,一度成为当地放养家禽的场所。经过湿地基地修复和湖泊景观带重塑后,入湖河口湿地景观得到恢复,区域景观格局得到极大改善。此外,从横向与垂向两个维度出发构

建的岸带景观及多种植被群落的配置丰富了湿地景观单元<sup>[39]</sup>,逐步形成以水生植物-沼生植物-陆生植物相结合的多重景观层次。利用天然的湿地修建湿地公园,协调了生态与社会的平衡,促进了自然生态的良性循环<sup>[40]</sup>。

(4) 经济效益分析。剑川县建的污水处理厂,平均每天可处理生活污水约 4320m<sup>3</sup>,可节省污水处理站约 43% 的能耗,可节省约 20 万元/a 的能耗开销;在 6hm<sup>2</sup> 恢复区进行生态养鱼,恢复区进行生态渔业养殖可增收约 270 万元/a<sup>[41]</sup>。政策性主导的保护措施对剑湖湿地的退化产生缓和作用,剑湖湿地自 2006 年晋升为省级自然保护区以来,云南省和地方政府都非常重视剑湖湿地的保护,以保护湿地生物多样性为优先,使剑湖湿地得到了有效保护<sup>[42]</sup>。

## 2 展望

近年来,随着社会和经济的发展,剑湖湿地区域不可避免地受到了人为因素的干扰,出现了系列的生态环境问题,如湿地面积萎缩、森林植被覆盖率下降、水质富营养化等,这些问题显著影响了区域的可持续发展。人们利用系统方法与手段开展了对剑湖湿地机理机制的研究,并取得了大量研究成果,如运用遥感测量方法揭示了湿地面积的变动情况,且更进一步预测了湿地未来面积变化的动态趋势;采用动态采样水体进行理化性质化验,证明了剑湖湿地的水质富营养化,并论证了湿地污染的主要污染源和路径;采用化学土壤理化性质测定法、 $\text{CO}_2$  通量测序和高通量测序法分析了湿地土壤理化性质的特征及肥力、土壤微生物活性及群落结构特征;采用科学方法论证,如前后对比研究检验了湿地修复的效果并进行了综合评价:这些研究成果都为剑湖湿地的保护与可持续发展提供了坚实的理论基础。

科学研究方法及研究成果对剑湖湿地的保护和发展起到了积极的促进作用,但仍存在一些局限需要突破。运用 3S 技术进行测量时,因选取的卫星影像的分辨率、时间节点不同以及对卫星影像进行人工解译时受到主观性影响较大,因此在进行技术测量时,应尽量选取高中低分辨率不同影响组合的图像、规律选取时间点、综合运用人工和智能解译法,在原始资料的采集上尽量详尽,在数据及结果的分析上尽量精确,同时在对趋势预测方面的研究上,不仅要能取得湿地发展趋势,还要能取得湖泊水量、水质变化等趋势,为剑湖湿地保护提供详实可靠的决策参照资料;采用动态采样水体取样所得的数据虽然揭示出了剑湖湿地水质变化和污染路径,但缺乏连续长时期、动态平衡的数据支持,水体污

染和水质变化是一个长期动态的变化过程,不仅影响因素众多,且水体本身有一个自我修复的过程,这就需要在进行水体营养研究时更加注重时效性与持续性,力求揭示剑湖湿地水体状况变化的规律;剑湖湿地土壤中主要以沼泽土为主,兼以受人为因素影响的农耕土,不同森林植被覆盖下的红壤土为辅,这些土壤的理化性质均已测定并表现出如农耕土肥力低于非耕土,湖滨带土壤中植物根际内微生物结构及多样性相对于植物非根际环境更加趋于稳定的特征,但在选取的研究供试植物中,大多选取茭草为研究对象,供试对象较为单一,研究结果可能缺乏共性数据的支持,因此需要在研究中尽量扩大研究范围,在大量且共性的数据基础上得出相关的研究结论;通过对剑湖湿地相关治理结果运用科学测评的方法进行评价后,得出积极有益的结论,但测评指标大部分为定性测评,且缺乏严格的行业内统一量化指标,这样在综合测评的效果上会有部分损益,因而统一参考国内外的相关指标分析方法与数据、尽量制定出系列的科学量化指标很有必要。

总而言之,剑湖湿地研究与保护是一个长期化、动态化、科学化的过程,需要将先进系统的方法与积极实践相结合,用研究成果为剑湖湿地的保护提供持续的动力。

参考文献:

[1] 吕宪国, 刘晓辉. 中国湿地研究进展——献给中国科学院东北地理与农业生态研究所建所50周年 [J]. 地理科学, 2008 (3): 301-308.

[2] 李珂, 杨永兴, 杨杨. 中国高原湿地退化与恢复研究进展 [J]. 安徽农业科学, 2011, 39 (11): 6714-6716, 6719.

[3] 卞建民, 林年丰, 杨洁. 吉林西部向海湿地环境退化及驱动机制研究 [J]. 吉林大学学报 (地球科学版), 2004 (3): 441-444, 458.

[4] 杨阳, 张亦. 我国湿地研究现状与进展 [J]. 环境工程, 2014, 32 (7): 43-48, 78.

[5] 张绪岗, 张瑛. 滇西北剑湖保护与利用的利弊分析 [J]. 绿色科技, 2014 (1): 14-17.

[6] 张宝元. 对保护高原湖泊剑湖的思考 [J]. 环境科学导刊, 2011, 30 (3): 49-52.

[7] 张静静. 基于GIS的县域资源环境承载力研究 [D]. 绵阳: 西南科技大学, 2018.

[8] 闫小满, 周逢旭, 赵弼皇. 3S技术在湿地景观资源调查中的应用 [J]. 现代园艺, 2018 (18): 148-149.

[9] 郭玉静, 王妍, 郑毅. 1990-2005年剑湖流域土地利用变化动态及趋势预测 [J]. 西南林业大学学报, 2016, 36 (6): 87-93.

[10] 郭玉静, 郑毅, 王妍. 滇西北高原湖泊剑湖演变过程及其生态环境效应分析 [J]. 环境工程, 2017, 35 (4): 45-50, 105.

[11] 肖德荣, 田昆, 张利权. 滇西北高原纳帕海湿地生物多样性

与土壤肥力的关系 [J]. 生态学报, 2008 (7): 3116-3124.

[12] 李宁云, 陈玉惠, 胡金明. 滇西北剑湖湿地海菜花 (*Ottelia acuminata*) 群落物种组成及种群分布格局 [J]. 湖泊科学, 2017, 29 (3): 687-695.

[13] 王强, 卢少勇, 黄国忠. 14条环太湖河流水质与茭草、水花生氮磷含量 [J]. 农业环境科学学报, 2012, 31 (6): 1189-1194.

[14] 李卫东, 刘云根, 田昆, 等. 滇西北高原剑湖茭草湿地湖滨带对入湖泥沙截留效果研究 [J]. 安徽农业科学, 2010, 38 (31): 17643-17645, 17685.

[15] 喻庆国, 董跃宇, 杨宇明. 滇西北高原湖泊剑湖时空演变规律及驱动机制 [J]. 中南林业科技大学学报, 2014, 34 (10): 76-83.

[16] Kern Ewing. Tolerance of four wetland plant species to flooding and sediment deposition [J]. Environmental and Experimental Botany, 1996, 36 (2).

[17] 喻庆国, 李昊民, 董跃宇, 等. 1957—2012年滇西北剑湖景观演变特征及驱动因子研究 [J]. 西部林业科学, 2014, 43 (2): 1-12.

[18] 陈戈岩, 杨普秋, 樊国盛, 等. 剑湖湿地茭草根际土壤固氮菌多样性分析 [J]. 西部林业科学, 2014, 43 (3): 129-133.

[19] 姚平, 喻庆国, 陈先刚. 气候变化对滇西北碧塔海流域景观演变的影响 [J]. 生态学报, 2016, 36 (5): 1453-1461.

[20] 田昆, 陆梅, 常凤来. 农业利用和人为干扰对剑湖湿地土壤特性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2004 (2): 267-271.

[21] HU Lijie, DENG Jinming, HUANG Wei, JIA Shengli, ZHU Haifeng, LUO Chunling, Huaixiu. Revealing Storage-area Relationship of Open Water in Ungauged Subalpine Wetland - Napahai in Northwest Yunnan, China [J]. Journal of Mountain Science, 2013, 10 (4): 553-563.

[22] 田昆, 陆梅, 常凤来. 云南纳帕海岩溶湿地生态环境变化及驱动机制 [J]. 湖泊科学, 2004 (1): 35-42.

[23] Shan Zhao, Nian Qing Zhou, XinPing Shen. Driving mechanisms of nitrogen transport and transformation in lacustrine wetlands [J]. Science China Earth Sciences, 2016, 59 (3).

[24] 施雯. 大理州湿地保护管理现状与对策 [J]. 林业调查规划, 2016, 41 (2): 145-148.

[25] 王澍, 熊智, 杨宇明. 剑湖高原湿地茭草根系内生细菌多样性及其土壤影响因子研究 [J]. 西部林业科学, 2013, 42 (4): 36-40.

[26] 张奇, 喻庆国, 王胜龙. 滇西北剑湖沉积物磷形态、空间分布及释放贡献 [J]. 环境科学学报, 2017, 37 (10): 3792-3803.

[27] 邓仕槐, 吴晓斌, 卢益武. 施肥对环境质量的影响 [J]. 西南农业学报, 1998 (3): 107-112.

[28] 李娅娟, 何晓滨. 云南省主要土壤类型养分状况及变化特征 [J]. 中国农技推广, 2014, 30 (8): 35-37.

[29] 李晓婷, 张静, 吕凯. 云南省植烟土壤理化性状及其相关性研究 [J]. 西南大学学报 (自然科学版), 2018, 40 (10): 1-11.

[30] 朱小强, 张亚雯, 王英宏, 等. 秦岭山区油松纯林与松栎混交林下土壤养分状况分析 [J]. 辽宁林业科技, 2007 (4): 33-34.

[31] 田昆, 莫剑锋, 常凤来, 等. 剑湖湿地保护区土壤特性及其环境影响研究 [J]. 西南林学院学报, 2003 (4): 21-24, 78.

[32] 刘绍雄, 王明月, 杨宇明, 熊智, 王金华, 缪福俊, 张敬

- 宜, 王娟. 剑湖湿地湖滨带 5 种植物群落类型氮和磷根际效应 [J]. 环境科学与技术, 2013, 36 (10): 73 - 77.
- [33] 刘绍雄, 王明月, 王娟. 基于 PCR - DGGE 技术的剑湖湿地湖滨带土壤微生物群落结构多样性分析 [J]. 农业环境科学学报, 2013, 32 (7): 1405 - 1412.
- [34] 朱云轩. 不同土地利用方式下剑湖湿地土壤微生物活性研究 [J]. 绿色科技, 2017 (10): 123 - 125.
- [35] 王明月, 毕荣璐, 熊智. 农田利用方式对剑湖湿地土壤微生物多样性的影响 [J]. 南方农业学报, 2014, 45 (3): 395 - 400.
- [36] 肖宏现. 剑湖湿地湖滨带功能效益研究 [J]. 现代农业科技, 2011 (13): 256 - 259.
- [37] 徐守国, 郭辉军, 田昆. 高原湿地剑湖湖滨带对水质影响的定量研究 [J]. 山东林业科技, 2011, 41 (5): 16 - 19.
- [38] 朱小强, 张亚雯, 王英宏. 秦岭山区油松纯林与松栎混交林下土壤养分状况分析 [J]. 辽宁林业科技, 2007 (4): 33 - 34.
- [39] 都刘宁, 杨利. 我国湿地景观研究进展 [J/OL]. 中国环境管理干部学院学报: 1 - 4 [2018 - 10 - 24]. <https://doi.org/10.13358/j.issn.1008-813x.2018.0914.02.>
- [40] 羊晓琳. 剑湖湿地保护管理现状评价 [J]. 现代园艺, 2016 (8): 142 - 143.
- [41] 符文超, 田昆, 肖德荣. 滇西北高原入湖河口退化湿地生态修复效益分析 [J]. 生态学报, 2014, 34 (9): 2187 - 2194.
- [42] 殷德恩, 田昆, 岳海涛. 滇西北高原剑湖湿地生态质量评价研究 [J]. 旅游纵览 (下半月), 2015 (2): 242 - 243.

## Research Progress of Jianhu Wetland in Northwest Yunnan

ZHANG Qiu, PENG Er - rui, ZHAO Qing - qing, SHI Jing

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

**Abstract:** In this paper, Jianhu wetland in Dali prefecture of Yunnan was selected as the research object, and a large number of relevant literatures on Jianhu wetland were referenced. Six main achievements of Jianhu wetland research were systematically summarized. Remote sensing measurement research reveals the changes in the land use pattern of Jianhu wetland and the current situation and future trends of the Jianhu wetland area, and also reflects the changes of the shape of Jianhu wetland; The study of landscape evolution and its driving mechanism mainly reflects the current situation of Jianhu landscape from diversity to single landscape, the competition changes of weak crops and dominant plants, and the increase and decrease of forest coverage in Jianhu wetland basin. From the perspective of natural and human factors of landscape driving mechanism, human factors contribute greatly to the driving mechanism, and the driving mechanism is also reflected in the driving direction, speed and process of the wetland landscape of Jianhu lake; The study on the change of water quality status mainly discusses the main source of external pollution, its input path and dynamic distribution. On the whole, the water in the wetland presents the characteristics of eutrophication. In the process of entering the wetland of Jianhu lake with organic pollutants, the content of N and P at the estuary is far higher than the average value of the lake body, and the content of organic nitrogen and phosphorus at the outlet is lower than the average value, which also reflects the dynamic purification process of the wetland lake. The study of soil fertility showed that different soil types, such as swamp soil, rice soil and alluvial soil, has different fertility characteristics in the Jianhu wetland basin. At the same time, red soil also showed unique soil fertility characteristics under the influence of vegetation and planting system. Wetland soil microbial research was carried out from microbial diversity and respiration intensity, different types of plant rhizosphere and non - rhizosphere microbes on the number and diversity presents a very different situation. Northwest Yunnan area due to its unique climate environment at different time points also would lead to the microbial respiration intensity difference. The ecological restoration and evaluation study mainly evaluated the balance of ecological environment after the restoration of Jianhu wetland, the elevation of the landscape level of the lakeside zone of wetland, and the reduction of the degree of eutrophication of wetland water and the economic benefits of the treatment of pollutants to protect wetlands. On the basis of summarizing the research results of Jianhu wetland, suggestions are put forward for the research and protection of Jianhu wetland.

**Key words:** Jianhu wetland; landscape evolution; soil microorganisms; ecological rehabilitation; evaluation; Dali

# 洞庭湖水环境综合治理对策初探

姜恒, 黄兵, 钱湛

(湖南省水利水电勘测设计研究总院, 洞庭湖研究中心, 湖南长沙 410007)

**摘要:** 总结分析了洞庭湖湖体水质情况、入湖河流水质情况、污染排放情况, 识别了洞庭湖存在问题: 湖体水质污染呈逐年加重趋势; 生态功能退化严重; 流域综合管理亟待加强。提出措施: 空间管控和绿色发展; 强化水污染防治; 保护与修复水生态。

**关键词:** 水环境; 现状; 问题; 建议; 洞庭湖

**中图分类号:** X52    **文献标志码:** A    **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0036-05

洞庭湖地处长江中游荆江南岸, 地跨湘、鄂两省, 东、南、西三面为山脉高地, 北部为平原水网区。湖区生物资源丰富, 有中华鲟、白鲟、东方白鹳等国家一级保护动物 13 种, 二级保护动物 35 种, 国家一、二级保护植物 30 多种, 是国家重点保护野生动物江豚和麋鹿的栖息地。洞庭湖是我国第二大淡水湖, 是“长江之肾”, 是长江中下游重要水源地、长江中游地区调蓄滞洪、国际重要湿地、农副渔业生产基地, 在保障长江中下游防洪安全、供水安全、生态安全和航运安全等方面, 区域地位极高。受荆江裁弯、上游水库群建设、三峡工程运行等多方面因素的影响, 长江与洞庭湖的江湖关系发生显著变化。三峡工程建成运行后在蓄水拦沙方面发挥了重要作用, 但与此同时, 导致清水下切冲刷河道, 荆江河段平均纵向冲刷深度达 2.1m。此外, 受三峡蓄水下水泄水量减少的影响, 同流量长江河道水位显著下降, 导致洞庭湖出流量加大, 形成长江对洞庭湖的拉空作用, 江水流不进且湖水出流加快, 洞庭湖枯水期入湖水量减少 80% 以上。近 10 多年来, 多年平均入湖水量由 2501 亿  $m^3$  减少至 2050 亿  $m^3$ , 减少近 22%。荆南三口分流分沙量显著减少, 年平均输沙量减少近 78%, 荆南三河淤积、洪水位不断抬高, 洞庭湖淤积萎缩, 湖泊水量减少, 自净能力减弱, 水质污染、湖体富营养化程度呈加剧态势<sup>[1-2]</sup>。因此, 如何改善洞庭

湖水环境质量、恢复水生态系统的健康和稳定, 是摆在我们面前的新课题, 值得我们去思考和探索。

## 1 水环境状况

### 1.1 湖体水质情况

由表 1 可知, 2016 年洞庭湖湖体总体水质为 IV 类, 属于中营养状态, 营养状态指数为 48.74, 主要超标因子为总磷。洞庭湖上共有 11 个监测点位, 水质为 IV ~ V 类, 西洞庭湖的南嘴点位水质最差, 水质为 V 类, 总磷超标倍数最高, 达到 1.2 倍; 洞庭湖出口点位水质为 IV 类, 富营养状态等级为轻度富营养。

### 1.2 入湖河流水质情况

由表 2 可知, 2016 年洞庭湖入湖河流国控监测断面共有 11 个, 其中 II 类水质断面 6 个, 占比 54.5%; III 类水质断面 4 个, 占比 36.4%; IV 类水质断面 1 个, 占比 9.1%; 入湖河流总体水质为优。华容河的六门闸断面水质为 IV 类, 主要超标因子为五日生化需氧量和化学需氧量。

根据 2016 年资料统计发现, 湘江流域水质总体为优, 180 个省控监测断面中, 达到或优于 III 类水质断面 176 个, IV 类水质断面 3 个, V 类水质断面 1 个。资江流域水质总体为优, 44 个省控监测断面中, 达到或优于 III 类水质断面 43 个, IV 类水质断面 1 个。沅江流域水质总体为优, 92 个省控监测断面中, 达到或优于 III 类水质断面有 91 个, V 类水质断面 1 个。澧水流域水质总体为优, 23 个省控监测断面均达到或优于 III 类水质标准。藕池河、松滋西河、松滋东河、虎渡河入河水质均保持在 II ~ III 类。

收稿日期: 2018-11-20

基金项目: 国家重点研发计划 (2017YFC0405302), 湖南省重大水利科技项目 (湘水科计 [2016] 194-12, 湘水科计 [2017] 230-15), 湖南省科技重大专项 (2018SK1010)。

作者简介: 姜恒 (1988-), 男, 湖南长沙人, 工程师, 博士, 研究方向: 水资源与水生态。

表1 洞庭湖区湖体国控监测点位水质情况（平均值）

序号	所在城市	湖区	断面名称	水质类别	超标污染物 (超标倍数)	富营养化 状态等级	营养状 态指数
1	岳阳市	东洞庭湖	岳阳楼	IV类	总磷(IV类) 0.8	轻度富营养	50.59
2	岳阳市	洞庭湖出口	洞庭湖出口	IV类	总磷(IV类) 0.9	轻度富营养	50.84
3	岳阳市	东洞庭湖	鹿角	IV类	总磷(IV类) 0.8	中营养	49.92
4	岳阳市	东洞庭湖	东洞庭湖	IV类	总磷(IV类) 0.9	轻度富营养	51.31
5	岳阳市	南洞庭湖	横岭湖	IV类	总磷(IV类) 0.3	中营养	47.01
6	岳阳市	南洞庭湖	虞公庙	IV类	总磷(IV类) 0.4	中营养	48.8
7	岳阳市	东洞庭湖	扁山	IV类	总磷(IV类) 0.8	轻度富营养	50.33
8	常德市	西洞庭湖	蒋家嘴	IV类	总磷(IV类) 0.5	中营养	46.09
9	益阳市	西洞庭湖	小河嘴	IV类	总磷(IV类) 0.3	中营养	46.27
10	益阳市	南洞庭湖	万子湖	IV类	总磷(IV类) 0.5	中营养	46.6
11	益阳市	西洞庭湖	南嘴	V类	总磷(V类) 1.2	中营养	47.71
		全湖		IV类	总磷(IV类) 0.7	中营养	48.74

注：数据源于湖南省环境监测站。

表2 洞庭湖区入湖河流国控监测断面水质情况（GB3838-2002）

序号	省市	河流名称	断面名称	断面类型	水(环境) 功能区目标	水质类别	主要超标 污染物	水质 状况
1	湖南省	湘江干流	樟树港	国控		II	-	优
2	湖南省	资江干流	万家嘴	国控		II	-	优
3	湖南省	沅江干流	坡头	国控		II	-	优
4	湖南省	澧水干流	沙河口	国控		II	-	优
5	湖南省	华容河	六门闸	国控		IV	五日生化需氧量 (IV类) 0.2、化学 需氧量(IV类) 0.2	轻度 污染
6	湖南省	汨罗江	南渡	国控		III	-	良好
7	湖南省	新墙河	八仙桥	国控		III	-	良好
8	湖北省	藕池河	康家岗	国控	III	III	-	良好
9	湖北省	松滋西河	杨家垱	国控	II	II	-	优
10	湖北省	松滋东河	淤泥湖	国控	II	II	-	优
11	湖北省	虎渡河	黄山头	国控	III	III	-	良好

注：数据源于湖南省监测站。

### 1.3 污染排放情况

根据2016年年鉴和水资源公报、环境监测统计数据，洞庭湖流域COD、氨氮、总磷和总氮排放量分别为69.3、8.9、2.9和17.4万t/a；COD

和氨氮的主要来源是农业源、生活源，总磷的主要来源是集中式治理设施、农业源，总氮的主要来源是农业源（表3）。

表3 洞庭湖区各类污染物的排放情况

污染源	COD		氨氮		总磷		总氮	
	量/(t/a)	比例/%	量/(t/a)	比例/%	量/(t/a)	比例/%	量/(t/a)	比例/%
工业源	66340	9.57	11803	13.33	293	1.01	12641	7.27
农业源	255179	36.80	24389	27.54	12108	41.84	99788	57.38
生活源	277358	40.00	33870	38.24	4095	14.15	38909	22.37
集中式治理设施	94458	13.62	18505	20.89	12445	43.00	22575	12.98
合计	693336	100	88566	100	28941	100	173913	100

## 2 问题识别

### 2.1 洞庭湖湖体水质污染呈逐年加重趋势

近年来,洞庭湖水水质总体呈现恶化趋势,IV类水所占比例达到90.1%,出现8.9%的V类水质,西洞庭湖的南嘴点位水质为轻度富营养。2000年以来,洞庭湖湖体总磷持续超标,长期维持在中营养水平,且整体呈逐年上升趋势,局部水域多次出现蓝藻水华。农业面源污染是水质污染的主要原因,对洞庭湖总磷、总氮的贡献率已超过70%。种植业化肥施用量超过 $400\text{kg}/\text{hm}^2$ ,高出国际标准1倍,农药施用量高出全国平均水平20%。区内年生猪出栏约2000万头,500头以上规模化养猪场超过5000家,35%左右养殖场废水未经处理或处理未达标而直接排放。投肥养鱼问题较为严重,高峰时每亩水面年投肥量接近500kg。

### 2.2 洞庭湖生态功能退化严重

过去10年间,洞庭湖区湿地面积减少了24万亩,湿地功能呈现退化、萎缩趋势,湿地景观破碎化严重,草洲斑块个数增加了10倍,而平均斑块面积减少到原来的1/15,动植物生存环境遭到破坏,动物栖息地逐步丧失。早期洞庭湖区分布的扬子鳄、白鳍豚等我国特有物种的野生种群基本灭绝,中华鲟、江豚等物种濒临灭绝。近20年来,洞庭湖水鸟由20万只以上减少至13万只。主要是河湖天然水力联系被阻隔,导致水量锐减,加上淤塞严重,垅内原本四通八达的水系被切断,造成水体流动性差,内湖、河流等被用于鱼虾、珍珠养殖和莲藕种植,环境容量不断下降,致使水生生物多样性减少。

### 2.3 流域综合管理亟待加强

流域治理与保护涉及多行业、多部门,长期以来,区域间缺乏有效的协调配合,部门间职责交叉协同履职不到位,湖泊管理体制机制尚未理顺。一些地方湖泊保护观念淡薄,湖泊保护地方主体责任未全面落实,水资源环境水生态保护责任追究制度亟待健全。湖泊保护法律法规还不完善,由于违法成本较低、水行政执法能力较弱,重经济轻生态、先污染后治理的传统思维还没有消除,非法采砂、违法排污、侵占水域、破坏生态等问题时有发生。湖区水资源水环境水生态监控体系尚不完善,相关行业监测站点及数据缺乏有机整合和共享。

## 3 问题治理措施

### 3.1 空间管控和绿色发展

严格落实各级主体功能区划,结合流域水资

源、水环境与水生态承载能力、发展基础和未来发展潜力,统筹考虑流域人口分布、生产力布局、国土利用和城镇化格局,构建科学合理的国土空间布局,促进生产空间集约高效、生活空间宜居适度、生态空间山清水秀。开展空间开发评价,科学划定城镇、农业、生态空间,构建集约高效的产业和城镇布局,从而实现流域内资源环境的高效配置。在环境影响评价、排污许可、节能评估审查、用地预审、水土保持方案、入河排污口设置、取水许可等制度完善和实施过程中,强化红线管控要求。

根据辖区内水体水质目标、水环境状况和主体功能区规划要求,制定、执行禁止和限制在洞庭湖及其主要支流流域发展的产业、产品目录。按照供给侧改革的要求,限制、淘汰落后产能,限制现有企业盲目扩张和低水平扩能。根据流域水质目标和主体功能区规划要求,明确区域环境准入条件,细化功能分区,实施差别化环境准入政策。以促进产业绿色发展为根本,严把环境准入关卡和绿色招商,完善流域产业准入制度;挖掘高新技术和战略新兴产业发展潜力,推动产业转型升级;依托流域水环境综合整治成效,着力打造“生态旅游”为内核的流域特色生活性服务业,提高土地开发的生态价值,深化流域可持续发展;严抓农业规模化、清洁化和产业化发展,构建高效生态农业体系。

### 3.2 强化水污染防治

#### 3.2.1 治理城乡生活污染

因地制宜地开展污水收集和处理设施的改造,力争做到城镇、建制镇实现污水全收集、全处理。加强污水处理厂进水水质监测,确保进水水质符合要求,不定期组织对各个城乡生活污水处理厂进行现场检查,确保污水处理设施正常运行。加快城镇污水处理设施产生的污泥进行稳定化、无害化处理处置,鼓励资源化利用建设。加快推进城镇生活垃圾收集与处理设施建设,实现城镇垃圾处理设施全覆盖,消除生活垃圾无害化处理空白县(市),优先开展水源地等环境敏感区域的存量垃圾治理工作。打破行政区划,优先支持有条件的城镇与毗邻的市(县)共建生活垃圾无害化处理设施,湖区生活垃圾优先采用焚烧处理方式,逐步减少垃圾填埋。加快与城市黑臭水体综合整治相关的新增及改造排水管网、新建与提标改造城市污水处理设施等设施建设。

#### 3.2.2 防治工业点源污染



加强日常督查与检查,对流域范围内不符合产业政策的小型工业严重污染水环境的生产项目、污水处理设施不完善的企业实行限期整改,整改不到位的依法实施停产整治或关闭。引导产业向园区集中,加强区域内经济技术开发区、高新技术产业开发区、出口加工区等工业集聚区污染治理。加强监督管理,提高环保执法力度,开展各项环保专项执法检查。利用环境监控平台加强网上监管,对安装在线监控设备的省市重点污染企业、饮用水源地及洞庭湖生态监控点进行实时监控。加强对污染源的监督监测,增加监测频次,对连续监测不达标的企业通过媒体给予公开曝光。

### 3.2.3 严格控制农业面源污染

深入推进测土配方施肥,大力推进新肥料新技术应用,推进有机肥替代化肥和水肥一体化、控缓肥示范,减少化肥投入,提高耕地质量水平。科学规划布局,推行标准化规模养殖,严格按照畜禽养殖禁养区、限养区、适养区划定结果进行管控。全面取缔湖库围栏围网养殖、网箱养殖、珍珠养殖,全面整治湖库投肥养殖。建立水产养殖水体重金属和抗生素污染监管体系,加强养殖投入品管理,深化水产养殖水污染治理,进一步优化和推广清水养殖、稻田养殖等生态养殖技术。

### 3.2.4 实施湖区内源污染防治

对淤积比较严重的湖泊河网适度进行生态清淤,并妥善解决可能出现的底泥重金属或持久性有机污染物超标等问题;对水质污染较重、且两边自然堤岸塌方严重的河段,应实施生态清淤及生态护岸工程。依法强制报废超过使用年限的船舶,分批淘汰现有不合环保要求的船舶。严格规范水上餐饮,配备水上漂浮物收集船、收集物转运车,控制水上垃圾及餐饮等内源污染。在湖区内主要集中式旅游区域开展地埋式污水处理系统建设,完善旅游垃圾处理设施建设,实现旅游垃圾分类回收,有效处理旅游污水排放和固废污染,控制湖区内源污染。

### 3.2.5 加强湖区排污口管理与综合整治

优化入河(湖)排污口布局,明确入河(湖)排污口禁止设置、限制设置河段(水域)。以两湖水功能区划及其纳污限排总量控制要求为依据,推进排污口设置(新建、改建和扩大)分类管理,加强禁止设置和严格限制河段管控力度。对超出纳污能力或水质不达标的水域,一律禁止新建、扩建入河(湖)排污口,并严格限制入河(湖)污染

物排放。对非法设置的入河(湖)排污口,一律限期拆除。按照排污口分类管理布局,并考虑河道管理、岸线规划等要求,因地制宜采取排污口关闭、调整、深度处理和规范化建设等措施,全面整治已有排污口。

### 3.3 保护与修复水生态

加强湿地保护和自然保护区建设,逐步建立国际、国家、省、市县区四级湿地保护体系,构建重要湿地、湿地自然保护区、水产种质资源保护区、湿地公园、湿地自然保护区、湿地野生动植物保护栖息地等多类型的湿地保护网络体系,加强湿地保护与恢复,实施湿地资源科学管理,维护生物多样性;整治和联通水系,提升水体交换能力,通过水量水质协同调配,维持河、湖的健康与长久稳定,增强区域自然生态与环境系统的稳定性,改善湖区水系联通和水循环动力条件,增强水生态系统修复能力。重点实施四口水系地区、东洞庭湖城区连通片、湘资水尾闾片、沅江市城区五湖连通片、沅澧地区和松澧地区等水网连通工程。对垸内哑河、塘堰进行全面治理,恢复自然水力联系,减少河湖阻隔对生物多样性的影响。开展入湖河流已建梯级水利工程鱼类洄游通道恢复研究,逐步恢复湖区与主要汇入支流的水生生物通道。推进森林生态系统建设,保护水土资源,提高林草覆盖率,增强水源涵养能力,最终实现山水林田湖草系统治理和保护。

## 4 结语

加强保护水生态与资源环境协调发展、促进人与自然的和谐相处,已成为当代的普遍认识。虽然各部门已经制定和实施了大量相关洞庭湖水环境治理的规划和措施,为洞庭湖区水环境的改善提供了一定的帮助,但要从根本上改善水环境还有很长的路要走,需要不断创新和应用先进技术,加快相关人才储备和培养,深入理解人与生态环境的响应和平衡机制。

#### 参考文献:

- [1] 洞庭湖生态经济区规划 [R]. 2014.
- [2] 湖南省“十三五”水利发展规划 [R]. 2016.
- [3] 湖南省推进“一湖四水”生态环境综合整治总体方案 [R]. 2018.
- [4] 王晓东,李丽娟.天津市水污染基本情况和防治措施 [J]. 河海水利, 2009 (4): 13-14.
- [5] 朱玫.太湖流域治理十年回顾与展望 [J]. 环境保护, 2018, DOI: 10.14026/j.cnki.0253-9705.2017.24.022.
- [6] 田石强,杨弋,卢少勇.洞庭湖区主要水环境问题及综合治理对策 [J]. 科技导报, 2016, 34 (18): 144-148.

[7] 邱蓓. 洞庭湖区环境破坏现状与生态修复对策研究 [D]. 南京林业大学, 2014.

[8] 虞锐. 三峡工程运营后对洞庭湖水环境影响及其治理对策研究 [J]. 湖南农业大学, 2011.

## Water Environment in the Dongting Lake Area

JIANG Heng, HUANG Bing, QIAN Zhan

(Hunan Hydro & Power Design Institute, Dongting Lake Research Center, Changsha Hunan 410007, China)

**Abstract:** This paper briefly described the basic conditions and problems of water quality in the Dongting Lake area and discussed three aspects of spatial management and green development, water pollution prevention, and protection and restoration of water ecology. Suggestions for the governance of water environment in Dongting Lake area were proposed.

**Key words:** water environment; current state; problem; suggestion; Dongting Lake

## 《环境科学导刊》征稿简则

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：[hjkxdk@163.com](mailto:hjkxdk@163.com)；电话（传真）：0871-64142389；国内统一连续出版物号：CN53-1205/X；国际标准连续出版物号：ISSN1673-9655。

《环境科学导刊》是云南省生态环境厅主管，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。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

# 西门江流域入河污染源问题诊断及防治建议

蒋清华

(广西壮族自治区海洋环境监测中心站, 广西 北海 536000)

**摘要:** 收集调查了2015年西门江流域范围内各类污染源排污及污染物处理处置情况的基础数据, 依据排污系数法和入河系数法核算污染物排放量及入河量。结果表明, 对西门江影响最大的污染源为城镇生活污水的排放和农村面源的排放, 占比分别为28.2%和31%, 这两大污染源超过了50%的占比; 其次是规模化养殖场的污染物排放, 占比为22.1%; 污水处理厂尾水污染物排放占比17.3%, 工业污染源占比1.5%。流域主要污染问题为: 流域污染源未得到有效控制; 县城污水管网不完善, 雨污不分问题突出; 城镇生活污水收集和治理能力不足; 畜禽养殖污染物排放持续加大增加西门江承污压力。提出了相应对策建议。

**关键词:** 入河污染源; 污染物处置; 调查; 基础数据; 问题; 防治; 西门江流域

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0041-04

西门江又称周江、廉州江、合浦河, 位于广西南部北海市合浦县境内, 由北向南贯穿整个合浦县县城, 地理坐标为东经 $108^{\circ}30'$ ~ $109^{\circ}30'$ , 北纬 $21^{\circ}50'$ ~ $22^{\circ}36'$ 。西门江曾经是古合浦丝绸之路的黄金水道, 是北海市和合浦县的重要河流。近年来, 随着西门江流域周边地区城镇化建设, 养殖业、工业的发展, 西门江已受到来自生活、养殖、工业等的污染。本文基于2015年西门江流域污染源调查数据进行研究与分析, 对流域污染源及其问题进行诊断并提出防治建议, 为西门江流域的生态环境保护及经济开发提供技术参考。

## 1 材料与方 法

以2015年为基准年, 针对西门江流域范围内的工业、污水处理厂、城镇生活、农村生活、种植业、畜禽养殖业、水产养殖等七种主要污染源, 收集与调查排污及其污染物处理处置情况的基础数据, 依据排污系数法计算污染物排放量, 再按污染源入河系数计算出污染物入河量。

### 1.1 污染物排放量计算

#### (1) 工业污染源

工业污染源调查主要以向合浦县环保局及监察支队核实排污企业和现场调查为主, 结合2015年环境统计数据按各企业排放情况统计。污水进入污水处理厂的企业及考核断面以下的企业不列入统计。

#### (2) 污水处理厂

西门江流域污水处理厂排污调查主要以2015年环境统计数据为基础, 主要调查指标为污水处理厂废水排放量、废水中的化学需氧量、氨氮、总氮和总磷的排放浓度及排放量。

#### (3) 城镇生活污染源

本文计算的城镇生活污染源指的是未纳入城镇污水处理厂处理的城镇居民生活污水, 西门江流域城镇生活污染源调查范围主要是廉州镇, 城镇人口数量以合浦县统计局提供资料以及人口普查数据为依据。

根据城镇人口数量和污水排放系数可计算城镇生活污水排放量。生活污染物排放量采用人均综合排污系数法计算, 按照《第一次全国污染源普查城镇生活源产排污系数手册》中的规定计算。

#### (4) 畜禽养殖污染源

以乡镇为最小统计单元, 按不同的动物种类、饲养阶段、排污系数核算2015年流域内的畜禽养殖业的化学需氧量、氨氮、总氮、总磷等污染物的排放量。

排污系数来源于《第一次全国污染源普查畜禽养殖业污染源产排污系数手册》, 畜禽养殖相关数据来源于当地环境统计数据及当地统计部门的统计数据。鉴于《第一次全国污染源普查畜禽养殖业源产排污系数手册》中无羊和鸭、鹅的排污系数, 故根据《畜禽养殖业污染物排放标准》的折算比例, 将羊折算成猪再进行产排污情况计算, 折算比例为: 3只羊折算成1头猪, 折算后仍按照羊的品种来计算生长周期; 将1只鸭折算成2只肉

收稿日期: 2019-03-12

作者简介: 蒋清华 (1982-), 男, 广西北海人, 在职研究生, 工程师, 主要从事环境保护工作。

鸡, 1只鹅折算成4只肉鸡进行污染物排放量计算, 折成之后仍按照原有品种来计算生长周期。

(5) 种植业

按不同的土地利用方式以及肥料流失系数核算种植业化学需氧量、氨氮、总氮和总磷排污量。

种植业污染物的产生量计算公式为:

$$W_{\text{产生}} = \sum A_{fi} \times \phi_{fi}$$

式中:  $i$ —土地利用方式;  $A_{fi}$ —某土地利用方式的土地面积, 亩;  $C_{fi}$ —某土地利用方式肥料流失系数,  $\text{kg}/\text{亩}$ 。

表1 《太湖流域水质目标管理技术体系研究》各类污染源污染物的入河系数<sup>[M]</sup>

	工业	处理厂	城镇生活	农村生活	农田	畜禽养殖	水产养殖
COD	0.7~1	1	0.6~0.9	0.1~0.2	0.1~0.3	0.1~0.2	0.7~1
氨氮	0.7~1	1	0.6~0.9	0.1~0.2	0.1~0.3	0.1~0.2	0.7~1
总氮	0.7~1	1	0.6~0.9	0.1~0.2	0.1~0.3	0.1~0.2	0.7~1
总磷	0.7~1	1	0.6~0.9	0.1~0.2	0.1~0.3	0.1~0.2	0.7~1

表2 西门江流域各类污染源基本情况

污染源	指标	数量	
工业企业	废水入河企业数量/个	2	
	城镇污水处理厂/座	1	
污水处理	农村污水处理设施/座	2	
	城镇人口	人数/万人	13.17
农村人口	人数/万人	9.7	
规模化养殖	猪存栏量/头	59950	
	猪出栏量/头	44356	
	鸡存栏量/只	70000	
	鸡出栏量/只	56000	
	牛存栏量/头	4210	
	牛出栏量/头	500	
	猪存栏量/万头	17.47	
	猪出栏量/万头	18.13	
	牛存栏量/万头	2.24	
	牛出栏量/万头	0.53	
散养式畜禽养殖	山羊存栏量/万头	0.28	
	山羊出栏量/万头	0.32	
	鸡存栏量/万只	261.81	
	鸡出栏量/万只	532.46	
	鸭存栏量/万只	97.01	
	鸭出栏量/万只	240.61	
	鹅存栏量/万只	32.68	
	鹅出栏量/万只	93.61	
	种植业	水田/亩	99245.55
		旱地/亩	60143.25
园地/亩		4302.15	
水产养殖	鱼/t	27894	

(6) 水产养殖业

水产养殖业污染物排放量按《第一次全国污染源普查水产养殖业污染源产排污系数手册》中的相关系数进行核算。水产养殖数据来源于当地统

计部门或水产畜牧兽医部门的2015年的统计数据。

1.2 污染源入河量估算

根据污染源排放口与入河排放口的相对位置、排污渠道类型以及当地的自然条件等, 估算各控制单元中各类污染源的入河系数和入河量, 汇总每个控制单元的废水量、COD和氨氮入河量, 理清各类污染源入河量的结构比例, 分析规划区内点源与面源入河量的比例关系及地区分布特征。

污染源入河总量计算方法如下:

$$W_{\text{总入河}} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n w_{\text{排放}ij} \times \phi_{ij}$$

式中:  $W_{\text{总入河}}$ —污染物入河总量,  $\text{kg}/\text{a}$ ;  $i$ —某种污染源;  $j$ —某种污染物;  $w_{\text{排放}ij}$ —第 $i$ 种污染源第 $j$ 种污染物的排放量,  $\text{kg}/\text{a}$ ;  $\phi_{ij}$ —第 $i$ 种污染源第 $j$ 种污染物入河系数。

根据现场调查结果, 结合《太湖流域水质目标管理技术体系研究》成果, 确定各种污染源各个污染物的入河系数如表1。其中畜禽散养和农村居民在干流和主要支流周边分布相对而言并不密集, 因此涉及到农村生活污水和畜禽散养的系数均取最低值, 其余均取最高值。

本文采用各污染源入河系数为:

- (1) 工业污染源污染物入河系数取1.0。
- (2) 污水处理厂入河系数取1.0。
- (3) 城镇生活污染源入河系数取0.9。
- (4) 农村生活入河系数取0.1。
- (5) 农田入河系数取0.3。

(6) 规模化养殖入河系数取1; 散养式畜禽养殖入河系数取0.1。

(7) 水产养殖污染物入河系数取1。

2 结果和讨论

2.1 流域各类污染源基本情况

2015年西门江流域各类污染源基本情况见表2。

2.2 流域各污染源排放量分析

西门江流域县城污染源排放总量中农村面源占比大，占整个流域污染源的68%，几乎是大部分的污染来源，其中畜禽散养占比最大，占43.7%。结合西门江现状调研，将分析结果与污染现状比较

可知，现实中面源是西门江污染的重要因素，但并非绝对性因素，因此有必要考虑各污染源的入河情况。

2.3 流域各污染源入河量分析

西门江流域各污染源入河总量见表4和图2。

表3 西门江流域现状污染物排放总量

污染来源	排放量/(t/a)				污染物排放总量	
	化学需氧量	氨氮	总氮	总磷		
点源	工业污染源	40.3	2.23	18.28	0.21	61.02
	城镇生活污染源	887.83	157.36	236.5	13.88	1295.57
	污水处理厂污染源	447.57	35.88	216.96	14.85	715.26
	规模化养殖污染源	754.31	51.79	103.87	7.20	917.17
	点源小计	2130.01	247.26	575.65	36.14	2989.06
面源	农村生活污染源	1440.28	144.02	450.09	39.60	2073.99
	散养式畜禽养殖污染源	3330.72	96.79	235.35	61.42	3724.28
	种植业污染源	232.12	16.58	136.10	8.65	393.45
	水产养殖污染源	486.41	14.27	75.46	8.07	584.21
	面源小计	5489.54	271.65	896.99	117.74	6775.92
合计	7619.55	518.91	1472.60	153.88	9764.94	

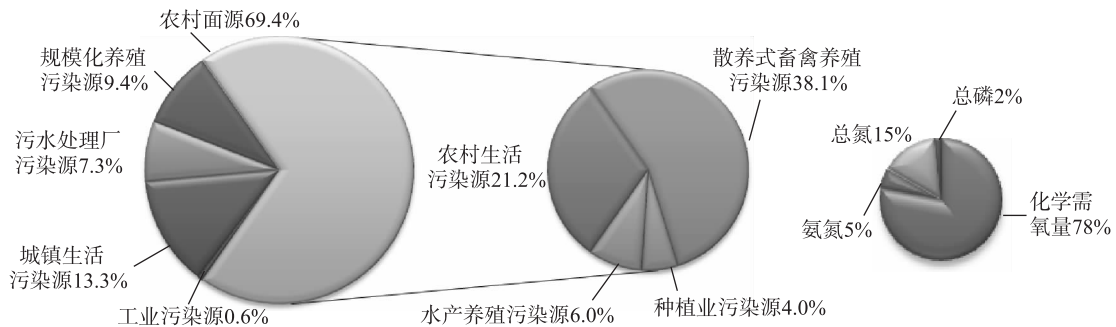


图1 西门江流域点源及面源污染物排放量情况

表4 西门江流域各污染源入河总量

(t/a)

污染来源	入河量				污染物入河总量	
	化学需氧量	氨氮	总氮	总磷		
点源	工业污染源	40.3	2.23	18.28	0.21	61.02
	城镇生活污染源	799.05	141.62	212.85	12.49	1166.01
	污水处理厂污染源	447.57	35.88	216.96	14.85	715.26
	规模化养殖污染源	754.31	51.79	103.87	7.20	917.17
	点源小计	2041.23	231.52	551.96	34.75	2859.46
面源	农村生活污染源	144.03	14.40	45.01	3.96	207.40
	散养式畜禽养殖污染源	333.07	9.68	23.53	6.14	372.43
	种植业污染源	69.64	4.97	40.83	2.60	118.03
	水产养殖污染源	486.41	14.27	75.46	8.07	584.21
	面源小计	1033.15	43.32	184.83	20.77	1282.07
合计	3074.38	274.85	736.79	55.52	4141.53	

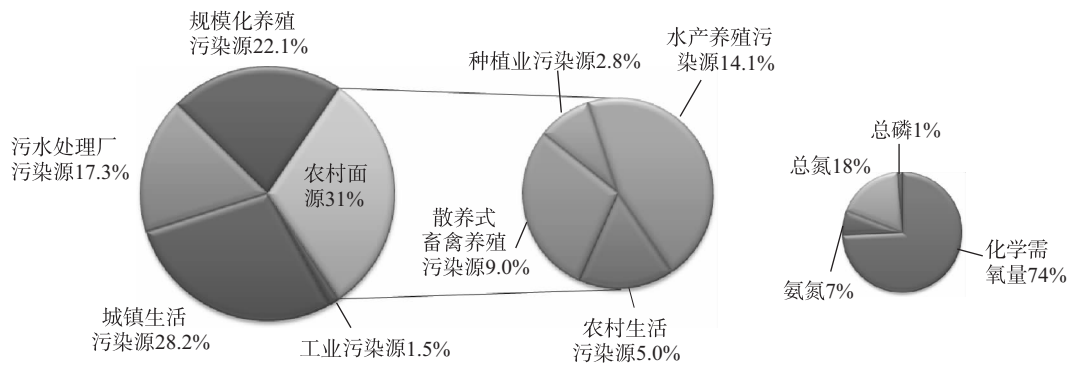


图2 西门江流域各污染源占比图

由表4和图2可知,对西门江影响最大的污染源为城镇生活污水的排放和农村面源的排放,占比分别为28.2%和31%,这两大污染源超过了50%的占比;其次是规模化养殖场的污染物排放,占比为22.1%,污水处理厂尾水污染物排放占比17.3%,工业污染源占比1.5%。虽然面源产生量大,但是最终入河的量远远小于点源,说明西门江流域最主要的污染源为点源,控制点源排放是西门江流域污染防治的重点。

#### 2.4 流域主要污染问题

##### (1) 流域污染源未得到有效控制

县城是历史悠久的古城,原城镇建设没有排污规划,西门江沿江两岸是旧城区。多年来,沿江民房仅通过化粪池处理,甚至不设化粪池,生活污水直接排放到西门江,同时西门江长期存在周边居民往江内倾倒生活垃圾的现象,西门江水质逐步恶化,河底污泥淤积严重。

##### (2) 县城污水管网不完善,雨污不分问题突出

县城区大部分区域排水为雨污合流制,未形成完整体系,缺乏统一管理,部分生活污水未经统一处理就近直接排入附近的水塘和水道,造成县城有多处臭水塘和臭水沟。

##### (3) 城镇生活污水收集和处理能力不足

现有污水处理厂接近满负荷运行,但目前县城污水管网不完善,有大量污水没有收纳,污水管网完善后,现有污水处理厂的处理能力不能满足处理要求。

##### (4) 畜禽养殖污染物排放持续加大增加西门江承污压力

西门江流域中畜禽养殖量大,部分养殖场地存在不同程度的超额养殖现象。流域养殖模式普遍传统粗放,资金投入不足,缺乏充足的排污处理设备和配套设施,环境设施简陋,污染治理能力有待提

高,废水、臭味问题突出。

#### 3 防治建议

(1) 全面加强完善合浦县城污水管网建设。在现有管网的基础上,进一步延伸覆盖整个县城,实现建成区污水管网全覆盖,并向县城周边农村人口聚集区延伸管网和服务。加快推进污水处理厂的提标升级改造及扩建建设,以满足合浦县城镇化的发展以及城乡结合部、区域内企业和郊区人口聚集区污水处理的需求。

(2) 采取控源截污、垃圾清理、清淤疏浚、生态修复等措施对西门江河道和合浦建成区内的沟渠、水塘等城市水体进行整治。

(3) 推进种植业面源污染治理。推广落实精准施肥,减少化肥使用量。制定实施西门江流域农、林、果面源污染综合防治方案,切实实行测土配方施肥,推广精准施肥技术和机具,推广更为环保的水肥一体化技术。

(4) 整治规模畜禽养殖和农村小散畜禽养殖污染。对流域范围内规模养殖场进行整治改造,建成较为完善的雨污分流、干清粪以及粪便污水贮存、处理、资源化利用设施的配套建设,与粪污产生量相匹配的粪污处理设施和储存利用设施,实现畜禽粪便无害化处理和综合利用。对农村中禽畜场所进行统一规划,把分散的猪栏、牛棚集中一处,并修建雨污分流沟、粪便存储池、沼气池及农灌管等设施加强对畜禽粪污的减排利用,有效减少禽畜场所产生的污染。

##### 参考文献:

[1] 广西壮族自治区海洋环境监测中心站. 北海市合浦县西门江老哥渡断面水体达标方案 [R]. 2016.  
 [2] 闵庆文. 太湖流域水质目标管理技术体系研究 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012: 80-97.

(下转第50页)

# 云南省农村生活污水处理设施运行现状调查分析

张春敏, 金竹静, 赵祥华, 谷唯实

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

**摘要:**对云南省9个市县农村污水处理设施进行调查及采样研究,按不同处理工艺对农村生活污水处理系统进出水水质进行了对比分析,提出云南省农村生活污水处理存在的问题:部分村落旱季收集不到污水,大部分污水通过沟渠排入农灌沟或者下游水体,污水处理设施没有进水,无法正常运行;缺乏有效的管理措施;缺乏适应云南省农村污水处理的排放标准;缺乏后期有效维护资金。

**关键词:**农村生活污水;运行效果;对比分析;云南省

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0045 - 06

云南省从2009年开展农村环境综合整治以来,以九大高原湖泊流域沿湖村落的环境综合整治作为切入点,全面推进农村环境保护工作。根据云南省生态环境厅相关的规定<sup>[1]</sup>,十三五期间(至2020年年底),将新增完成环境综合整治的建制村3500个。云南省已开展了多年的农村环境综合整治工作,相关研究人员对云南省农村生活污水处理技术模式已有介绍<sup>[2]</sup>,但是尚未对污水处理设施运行情况进行调查分析。鉴于此,本文对云南省内运行较好的9个县市农村污水处理设施进行采样调查分析。

## 1 概况

本次全省调查采样涉及9个县市共35个村落

(村落分布位置见图1),共采集水样66个。包括了云南省滇东北、滇中、滇南和滇西的村落。村落污水处理共有6种处理工艺,也是省内农村生活污水应用较广的几种处理工艺,包括多级氧化塘工艺<sup>[3]</sup>、氧化塘+表流湿地工艺、人工快渗工艺<sup>[4]</sup>、生态填料土壤渗滤系统、A<sup>2</sup>/O工艺<sup>[5]</sup>和MBR膜处理<sup>[6]</sup>等工艺。处理规模最小为15m<sup>3</sup>/d,最大为200m<sup>3</sup>/d,共15种处理规模。大部分工艺均有较好的处理效果。由于处理工艺对村落生活污水处理效果起决定性作用,因此本文将根据不同的处理工艺对村落生活污水处理效果进行分类分析。

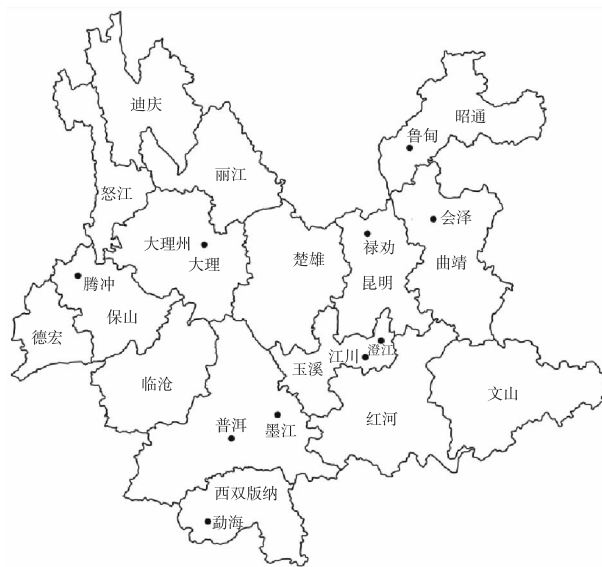


图1 采样点分布图

## 2 数据分析

### 2.1 多级氧化塘系统工艺数据分析

由图2可以看出,多级氧化塘系统工艺处理的进

水水质各指标浓度较低。该工艺对COD和BOD<sub>5</sub>的去除率最高时可达70%和80%以上;TN和TP最高去除率可达60%以上;氨氮的去除率可达40%以上。

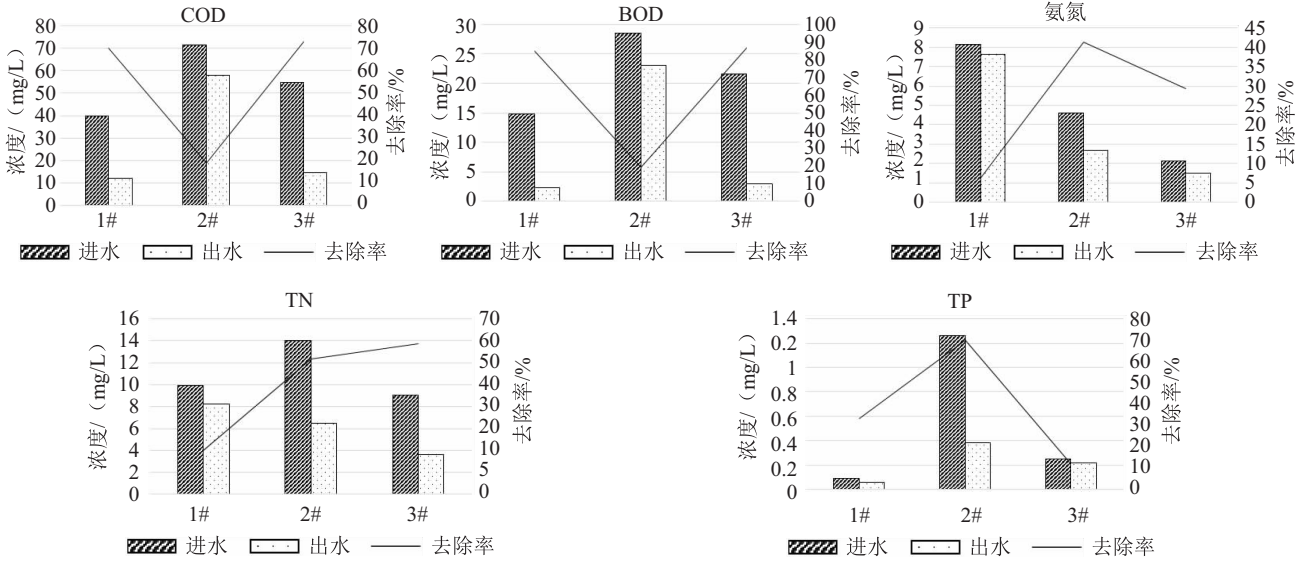


图2 多级氧化塘系统进出水水质对比图

### 2.2 氧化塘+表流湿地系统工艺数据分析

从图3可以看出,氧化塘+表流湿地系统工艺进水各指标浓度相对较高。这几个村落污水处理设施运行管理较好,各指标出水水质均有较高的去除率,COD和BOD的去除效果为70%~80%;SS均

有较好的去除率,范围在84%~93%,出水浓度低于0.1mg/L;TN和TP的去除率变化较大,TN的去除率为34.7%~93.3%;TP的去除率为22.4%~89.6%。氨氮只有一个村里测样,去除率可达99.3%。

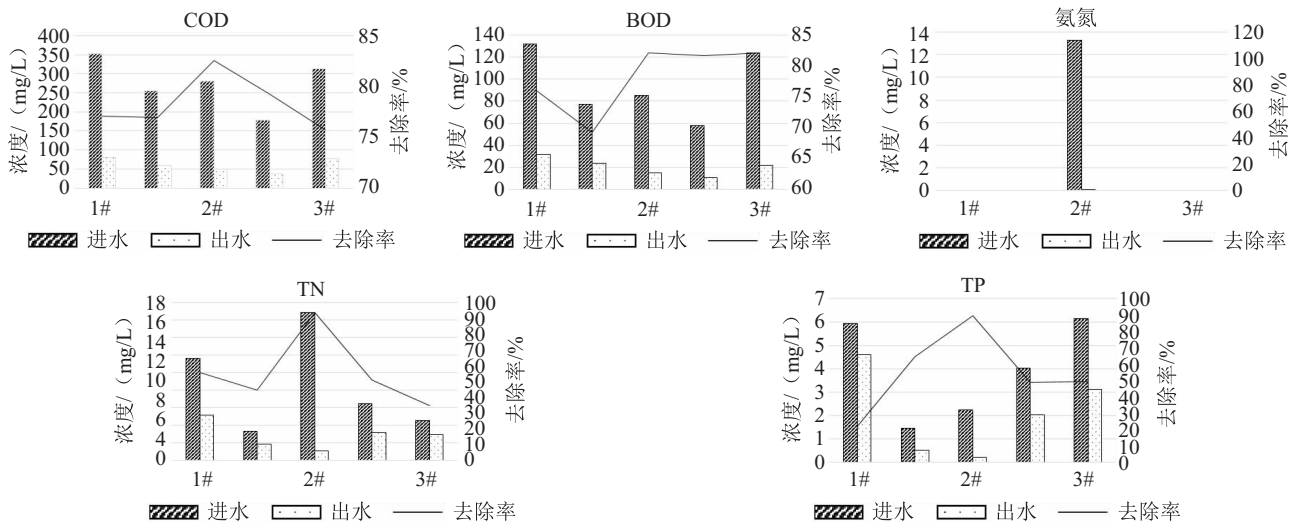


图3 氧化塘+表流湿地系统进出水水质对比图

### 2.3 氧化塘+人工快渗系统工艺数据分析

从图4可以看出,除了12#效果一般外,不管进水浓度是低还是高,各指标去除率效果非常好。其

中COD和BOD<sub>5</sub>的去除率大部分在70%~90%;氨氮的去除率集中在80%~90%;SS的去除率为70%~90%;TN和TP的去除率集中在80%~90%。



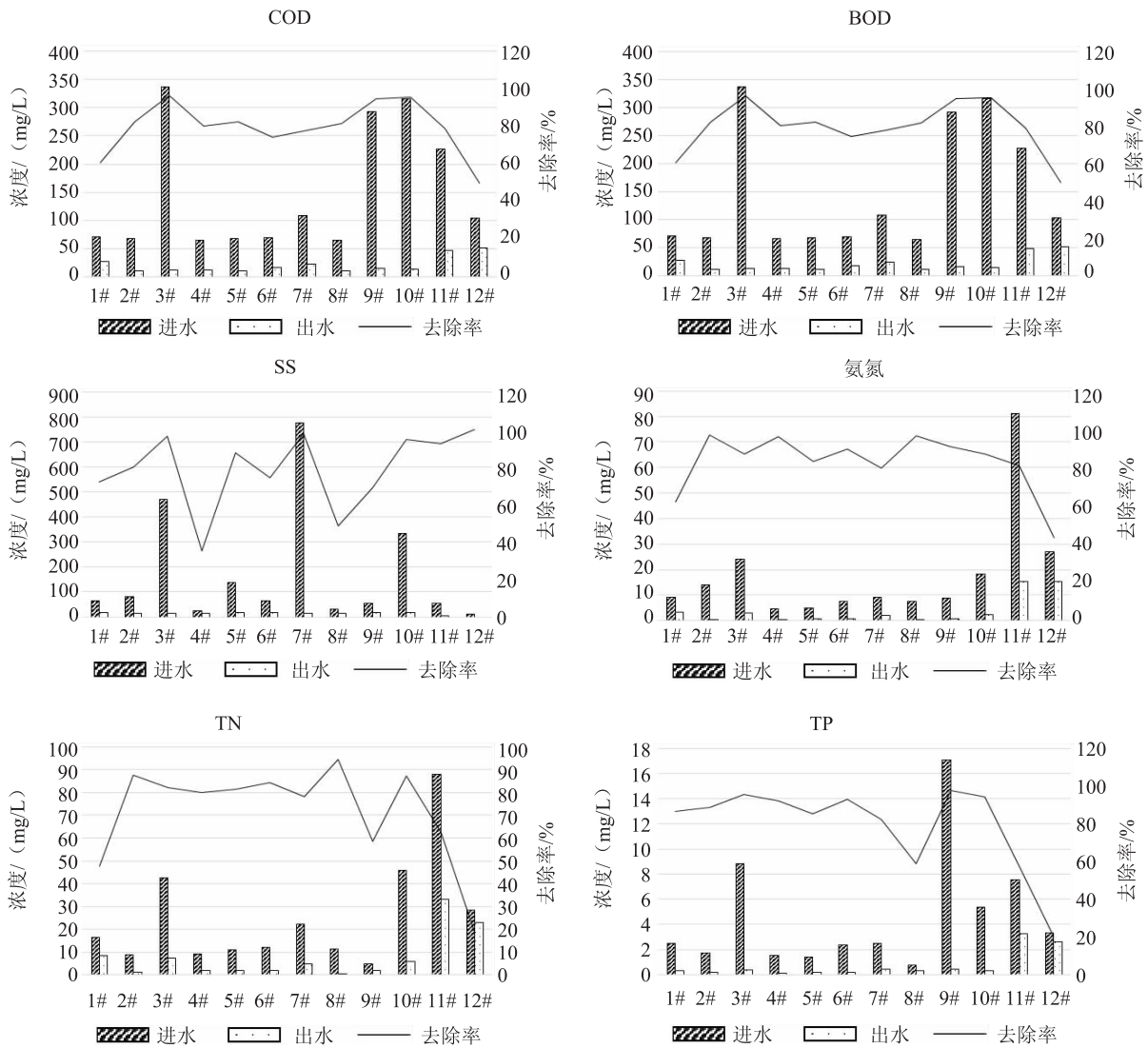


图4 氧化塘+人工快渗系统进出水水质对比图

#### 2.4 生态填料土壤渗滤系统工艺数据分析

从图5可以看出,部分村落运行管理不善,运行效果较差,部分指标出水大于进水。生态填料土壤渗滤系统工艺运行较好的村落,对COD的去除率达到94%;对BOD的去除效果达99%;氨氮的去除率达93.2%;SS的去除率达84.3%;TN的去除率达92%。其他净化去除效果一般,也可能是由于部分村落进水浓度过低,不容易达到较高的去除率。

#### 2.5 A<sup>2</sup>/O一体化设备工艺数据分析

A<sup>2</sup>/O一体化设备工艺用到鼓风机和水泵,容易发生故障和损坏,以及管理运行人员的不专业,导致该工艺处理效果不好。部分村落TN和TP出

水水质很不稳定,出水反而超过进水。从图6可以看出,运行好时,A<sup>2</sup>/O一体化设备工艺对COD的去除率可达40%以上;对BOD的去除效果为70%以上;对氨氮的去除率达17.4%~32%;对SS的去除率为61.6%~100%。

#### 2.6 MBR膜生物处理工艺数据分析

MBR膜生物处理工艺处理效果较好。从图7可以看出,MBR膜生物处理工艺对COD的去除率达89.6%;对BOD的去除效果为92.8%;对氨氮的去除率为71.2%;对SS的去除率为94%;对TN的去除率为53.8%;对TP的去除率为57.5%;对动植物油的去除率为95.3%;对阴离子表面活性剂去除率为98.4%。

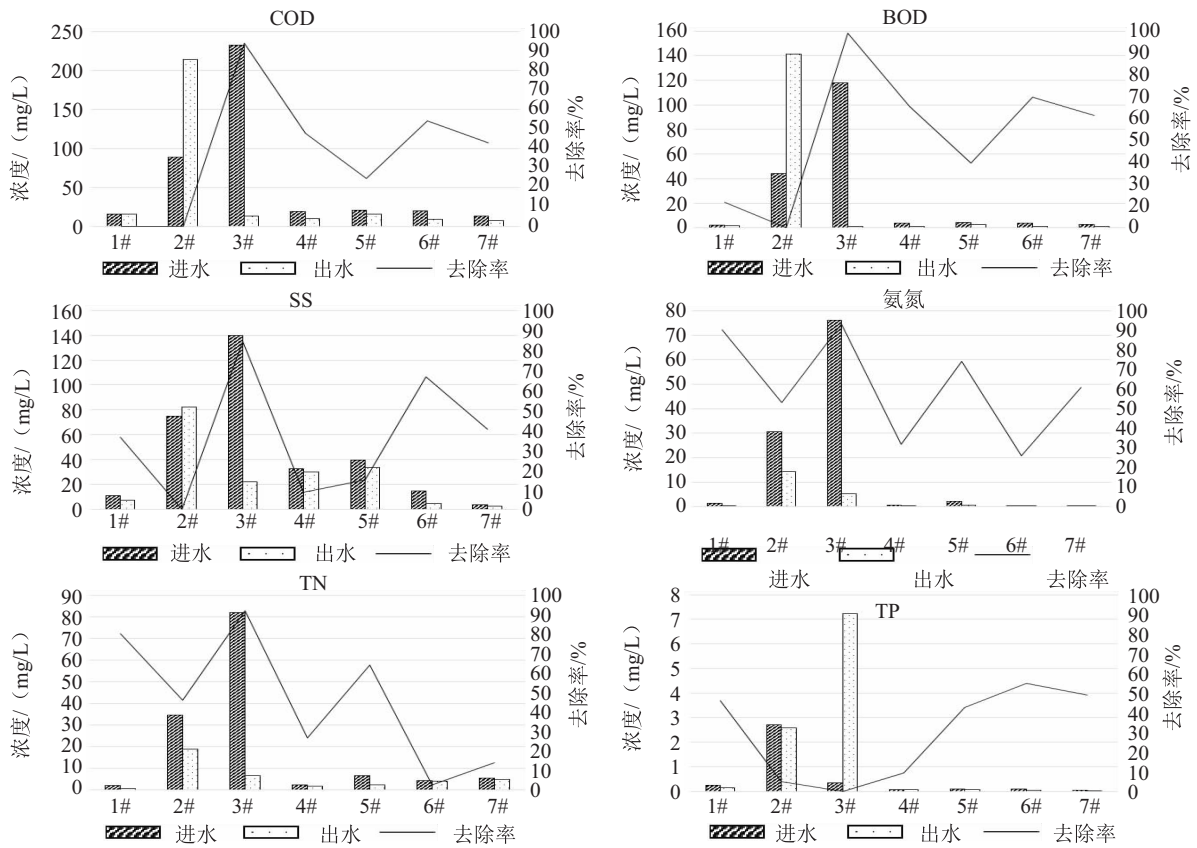


图5 生态填料土壤渗滤系统进出水水质对比图

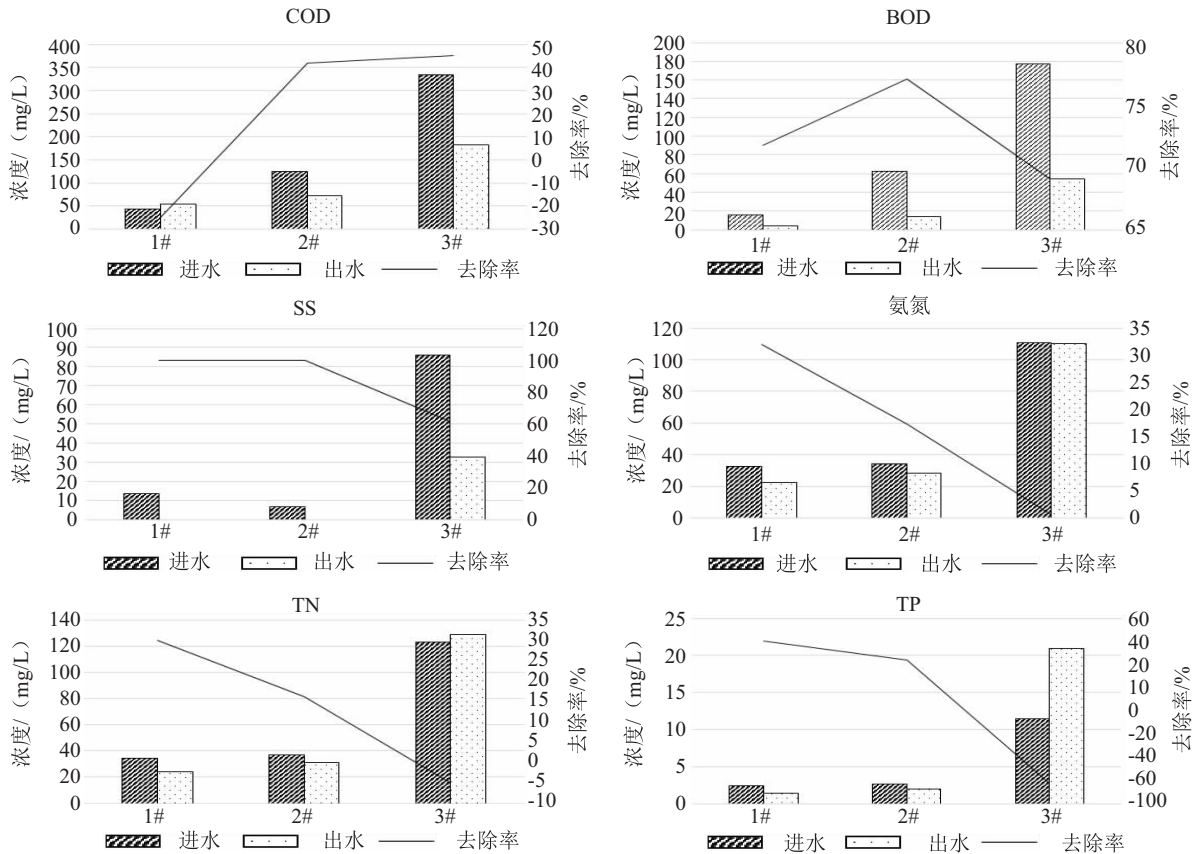


图6 A<sup>2</sup>/O一体化设备工艺进出水水质对比图

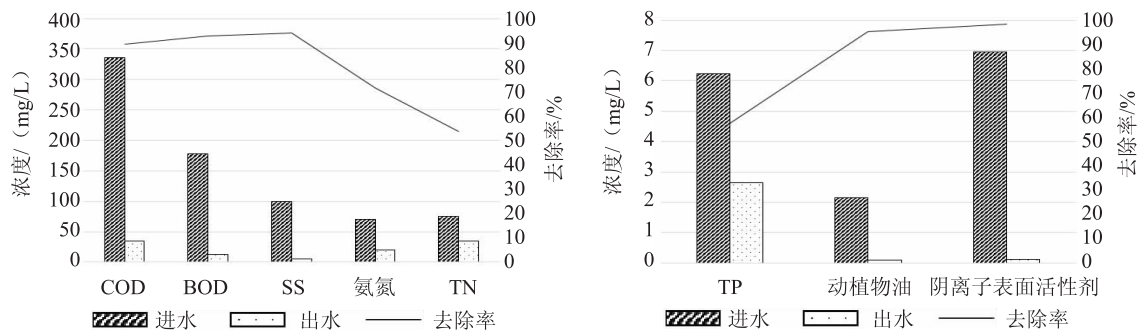


图7 MBR膜生物处理工艺进出水水质对比

### 3 结论

从采样点水质数据分析结果可以看出，由于各地区经济发展不同、村落居民生活习俗各异，各地区各村落相同指标的进水水质浓度差异很大。虽然村落建立了污水处理设施，但专业人员配置不齐全，导致当地污水处理设施运行管理参差不齐，处理设施运行效果差别很大。另外并非有能耗或者人工措施多的处理工艺出水水质效果就好，有一些仿自然生态的处理系统也能达到较好的处理效果。同时根据现场采样调查，发现云南省农村生活污水处理设施存在以下几个问题：

(1) 部分村落旱季收集不到污水，大部分污水通过沟渠排入农灌沟或者下游水体，污水处理设施没有进水，无法正常运行。

(2) 缺乏有效的管理措施。由于相关农村环境污染问题法律法规缺乏，导致管理和责任主体不明确，部分村落污水设施建好验收完成后没有相关单位运行管理。也有部分州市实施了专门人员管护，但部分污水处理设施管理人员多为当地农民，有一些对污水处理工艺不熟悉，设备开启时间不能达到工艺要求，运行效果较差。

(3) 缺乏适应云南省农村污水处理的排放

标准。目前国内只有几个省市发布了本省的农村污水排放标准，云南省尚未有自己的针对本地环境特点、水域功能的农村生活污水污染物排放限值。

(4) 缺乏后期有效维护资金。俗话说“三分建，七分管”。由于污水处理设施运行需要管护人员，部分工艺需要动力费用等，属于全国西部落后的云南省农村地区，当地政府没有足够的资金维护后期污水处理实施的运行管理，导致许多农村污水处理设施存在建好后没人管的状态。

#### 参考文献：

- [1] 云南省环境保护厅关于下达“十三五”期间农村环境综合整治目标任务的通知(云环通[2016]177号)[Z].
- [2] 赵祥华, 谷唯实, 候娟, 张凯. 云南省农村污水处理现状与技术模式[J]. 环境科学导刊, 2015, 34(6): 63-68.
- [3] 林奕艺. 氧化塘升级改造工艺及其农村生活污水中的应用[J]. 化学工程与装备, 2016(6): 297-300.
- [4] 姜廷亮, 汪翠萍, 刘晓吉, 张国臣, 王凯军. 人工快渗-人工湿地处理农村生活污水[J]. 水处理技术, 2017, 43(8).
- [5] 李思敏, 杜国帅, 唐锋兵. 改良A<sup>2</sup>/O工艺对低碳源污水的脱氮除磷性能分析[J]. 中国给水排水, 2013, 29(12): 25-29, 87-89, 96.
- [6] 郭浩, 马伟芳, 薛同来, 丁志伟, 汪辉. 间歇运行的MBR工艺处理农村生活污水的中试研究[J]. 水处理技术, 2011, 37(10): 106-108, 112.

## Investigation and Analysis of the Current Situation of Rural Sewage Treatment Facilities in Yunnan

ZHANG Chun-min, JIN Zhu-jing, ZHAO Xianghua, GU Wei-shi

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

**Abstract:** The rural sewage treatment facilities of nine counties and cities in Yunnan province were investigated and sampled, and a comparative analysis of the inlet and outlet water quality of the rural domestic sewage treatment sys-

tem from different treatment processes was conducted. The existing problems of rural sewage treatment were identified. There was no sewage water collected for some facilities in dry season, which resulted in unfunctional facilities. So, the sewage water went to irrigation ditches. The lack of effective management and operational money could not maintain the facilities work well. Additionally, there is no corresponding sewage water discharge standard for rural facility.

**Key words:** rural domestic sewage; operation effect; comparison analysis; Yunnan



(上接第44页)

## Identification of Pollution Sources and Countermeasures in the Ximenjiang River Watershed

JIANG Qing - hua

(Guangxi Zhuang Autonomous Region Marine Environment Monitoring  
Center Station, Beihai Guangxi 536000, China)

**Abstract:** The discharge amount and the amount entering to river of major pollutants were calculated by discharge coefficient method and entry coefficient method based on the basic data of pollution sources and their corresponding treatment ways in the Ximenjiang River watershed in 2015. The results showed that the domestic water and the agriculture non - point source were the main pollution sources to the river, with their contributions of 28.2% and 31%, respectively. The two sources were accounted for more than 50% in total. The second source was the scaled poultry farm, which was accounted for 22.1%. The tail water from the wastewater treatment plant was accounted for 17.3% and the industrial source was only 1.5%. The main pollution issues in the watershed covered the inefficient pollution control, the imperfect urban pipeline system without separating the rain water and domestic sewage, the shortage of urban domestic sewage collecting and disposing capacity, and the increasing pollution from the poultry farm. These all put Ximenjiang River in higher water pollution risk. Countermeasures were proposed.

**Key words:** pollution sources entering river; disposal of pollutant; survey; basic data; problem; prevent; the Ximenjiang River watershed

# 某金属加工公司重金属废水治理研究

孙泽萍, 王大明, 王向荣, 李福华

(云南碧蓝环境工程有限公司, 云南 昆明 650032)

**摘要:** 采用盐酸进行湿法冶炼的金属加工公司产生的废水中, 含有铜、铅、锌、镉、砷等重金属, 同时也含有大量的氯离子和钙离子。针对该重金属废水治理进行了四个阶段的调试及实验, 找出了能够使该废水达标的两种方法, 并对两种方法的处理成本进行了比较。最终确定, 对于这种含多种重金属且重金属浓度较高, 氯离子和钙离子含量高的废水, 采用蒸馏法处理成本相对较低且出水稳定达标。

**关键词:** 湿法冶炼; 重金属废水; 蒸馏法; 治理研究

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0051 - 04

某金属湿法冶炼公司生产工艺前段主要为化学过程, 后段主要是物理过程。是将含金属的原料通过化学与物理提纯的方法来降低目标金属中的杂质。其中生产废水主要来自于氯化蒸馏阶段。在氯化蒸馏的过程中, 会产生浓度为 22% ~ 24% 左右的废盐酸, 该废盐酸中含有多种重金属, 主要重金属有铜、铅、锌、镉、砷等。该废盐酸暂储后再通过加入新盐酸后循环利用。由于该废酸不能一直循环下去, 所以最终剩下的废盐酸采用生石灰进行中和后成生产废水。

## 1 治理方法的选择

治理含重金属的废水有很多方法, 大体可以分为两类: 一类是使重金属离子变为难溶或者不溶的金属化合物, 从而将其从水中除去。常用的有硫化物沉淀法、氢氧化物沉淀法、铁氧体法、氧化还原法等。第二类为在不改变重金属形态的情况下进行浓缩分离, 包括反渗透法、电渗析法、蒸发浓缩法等<sup>[1]</sup>。另外, 近几年来, 人们也发现了高分子螯合剂对废水中重金属有一定的去除效果<sup>[2-4]</sup>。

### (一) 氢氧化物沉淀法

溶液的 pH 值决定了对一定浓度的某种金属离子  $M^{n+}$  是否能生成难溶的氢氧化物沉淀<sup>[5]</sup>。根据金属氢氧化物的溶度积  $K_{sp}$  及水的离子积  $K_w$ , 可以计算出使氢氧化物沉淀的 pH 值。计算公式为:

$$Ph = 14 - \frac{I}{n} (\lg [M^{n+}] - \lg K_{sp}) \quad (1)$$

从式 (1) 可以看出, 同一金属离子, 浓度愈

大, 开始析出沉淀的 pH 值愈低; 金属离子浓度  $[M^{n+}]$  相同时, 溶度积  $K_{sp}$  愈小, 则开始析出氢氧化物沉淀的 pH 值愈低。金属氢氧化物沉淀法常用 CaO、NaOH、 $NH_3 \cdot H_2O$  作为沉淀剂。

### (二) 硫化物沉淀法

硫化物沉淀法常用的沉淀剂有  $Na_2S$ 、 $(NH_4)_2S$ 、 $H_2S$ 、 $Na_2HS$  等。硫化物沉淀法处理含重金属废水, 具有适应 pH 值范围大、泥渣中重金属含量高、去除率高、可分步沉淀等优点。

### (三) 碳酸盐沉淀法

对于不同的处理对象, 可以利用投加难溶碳酸盐 (如碳酸钙)、投加石灰造成水中碳酸盐硬度的碳酸氢钙和碳酸氢镁、投加可溶性碳酸盐这三种不同的应用方式实现。

### (四) 铁氧体沉淀法

污水中重金属可通过形成  $MxFe_3 - xO_4$  尖晶石型铁氧体而去除。通过向废水中投加铁盐, 然后进行工艺条件的控制, 使废水中的各种金属离子形成不溶性的铁氧体晶粒, 再采用固液分离的手段, 达到去除重金属离子的目的。

### (五) 置换法

根据金属活动顺序表, 利用金属单质跟盐溶液中相对较不活泼金属的阳离子发生置换, 将重金属置换出来。

### (六) 离子交换法

利用固相离子交换剂功能集团所带的可交换离子, 与接触交换剂的溶液中相同电性的离子进行交换反应, 以达到离子的置换、分离、去除的目的。

### (七) 重金属捕集剂沉淀法

利用螯合剂能与废水中的多种金属离子发生螯

收稿日期: 2019 - 01 - 02

作者简介: 孙泽萍 (1987 -), 女, 云南省彝良县人, 西南交通大学硕士研究生, 主要从事污水处理工艺设计工作, 研究方向: 水污染控制。

合反应，生成稳定且不溶于水的金属螯合物来除去废水中的重金属离子<sup>[6]</sup>，且捕集效果不受溶液 pH 变化的影响<sup>[7]</sup>。本文选用重金属捕捉剂 1.3.5 - 三嗪 - 2.4.6 - 三硫醇三钠盐（简称 TMT - Na<sub>3</sub>）进

行了该重金属废水治理的实验。

## 2 处理流程及装置

针对该生产废水，采用多种方法相结合的方式进行处理，处理工艺流程见图 1。

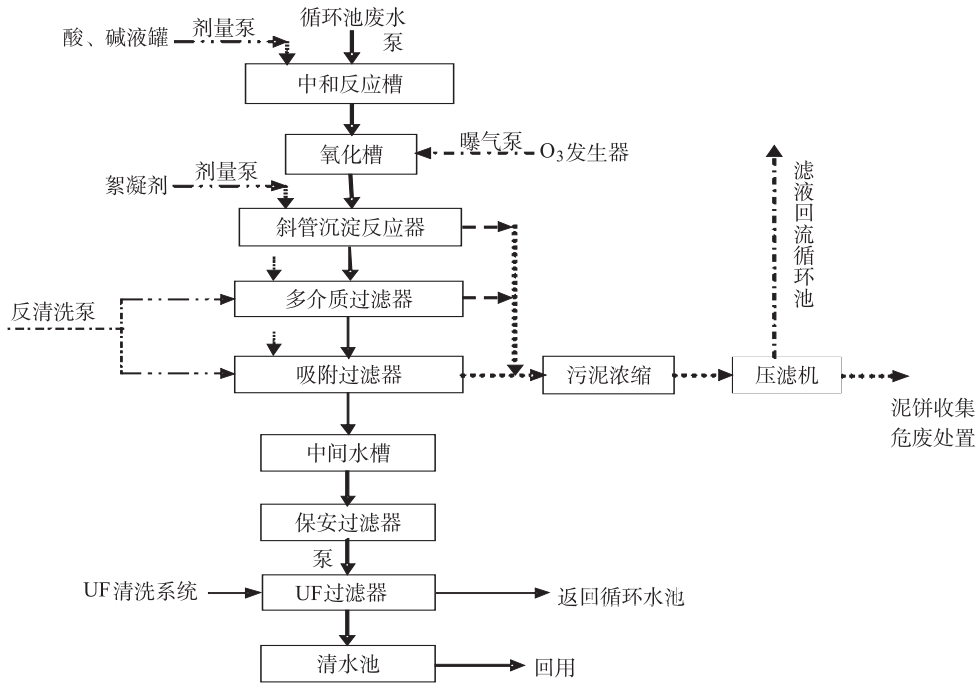


图1 工艺流程图

## 3 调试及实验过程

调试阶段，在该装置的基础上，利用目前重金属废水常用的方法做了如下四阶段的实验：

第一阶段：生产废水进入调节池后用泵提升进入反应槽，在反应槽内先投加氢氧化钠进行 pH 值调节至 8 左右，再投加硫酸亚铁进行絮凝，然后进行臭氧氧化，沉淀后通过多介质过滤器、吸附过滤器，进入中间水槽后进入超滤设备过滤后出水。该方案处理后，通过检测，各段出水的水质情况见表 1。

由表 1 可见，仅采用该方案处理废水至达标是远远不够的，同时超滤设备对废水重金属的去除效果不明显。

第二阶段：针对方法一调试的结果，对废水进行实验，见表 2。

第二阶段实验结果见图 2。

表 1 水质检测结果表 (mg/L)

采样点项目	Cu	Zn	As	Cd	Pb
调节池	85	1223	0.1	1747	385
中间池	32	807	0.0126	572	247
出水	29	907	0.0126	601	230
去除率/%	60	34	87	67	40

实验结果分析如下：

(1) 调 pH > 11 对 Cu（去除率 87.6%）和 Cd（去除率 83%）的去除效果较好，而对 Zn（去除率 20%）和 Pb 去除效果较差。这是因为在不同酸碱度下，不同金属氢氧化物的溶解度不同，对 Cd<sup>2+</sup> 用氢氧化物沉淀法去除，pH 值应控制在 10.5 ~ 12.5；而 Zn<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup> 的氢氧化物属于两性氢氧化物，在碱性提高时，可明显地生成络合阴离子，从而使氢氧化物的溶解度增加，去除效率较低，因此方案三和方案二相比，调节 pH = 11 对 Zn 去除效果（去除率 58%）比 pH > 11 去除效果好。

(2) 从方案 4 可以看出，加硫化钠对铜（去除率 54%）和镉（去除率 31.3%）有去除效果；方案 5 和方案 3 对比，充二氧化碳对各重金属的去除效果都不好。

(3) 方案 6 和方案 5 对比可知，酸性条件下加镀锌铁屑进去置换重金属，几乎没有效果，而且已经生产的 Zn(OH)<sub>2</sub> 在酸性条件下出现了复溶，导致 Zn 的去除率较低。

(4) 方案 7 和 6 相比可知，反复调节 pH 值，增加处理工艺流程后，各重金属去除率都有所提高。

(5) 方案 8 和 5 相比可知, 反复调节 pH 值, 投加硫化钠, 对各重金属去除率都有所提高。

由以上分析可知, 该废水如果只利用传统的氢氧化物沉淀法或者硫化物沉淀法来进行处理的话, 需要多次调整 pH 值, 且多次投加硫化钠来进行沉淀。

第三阶段: 采用重金属捕集剂来进行研究。采用两个方案:

方案一: 200mL 原水 + 4 滴 TMT;

方案二: 200mL 原水 + 10 滴 TMT。

检测结果见表 3。

表 2 第二阶段实验内容安排

方案编号	方案内容
方案一	原水
方案二	原水 + 氢氧化钠 pH > 11
方案三	原水 + 氢氧化钠 pH = 11
方案四	原水 + 氢氧化钠 pH = 11 + Na <sub>2</sub> S + 聚丙烯酰胺
方案五	原水 + 氢氧化钠 pH = 11 + 二氧化碳
方案六	原水 + 氢氧化钠 pH = 11 + 二氧化碳 + 盐酸 pH = 3 左右 + 镀锌铁屑
方案七	6 号水 + 氢氧化钠 pH = 8 + 硫酸亚铁 + 氢氧化钠 pH = 10 左右 + PAM
方案八	5 号水 + 氢氧化钠 pH = 8 + Na <sub>2</sub> S + 聚丙烯酰胺

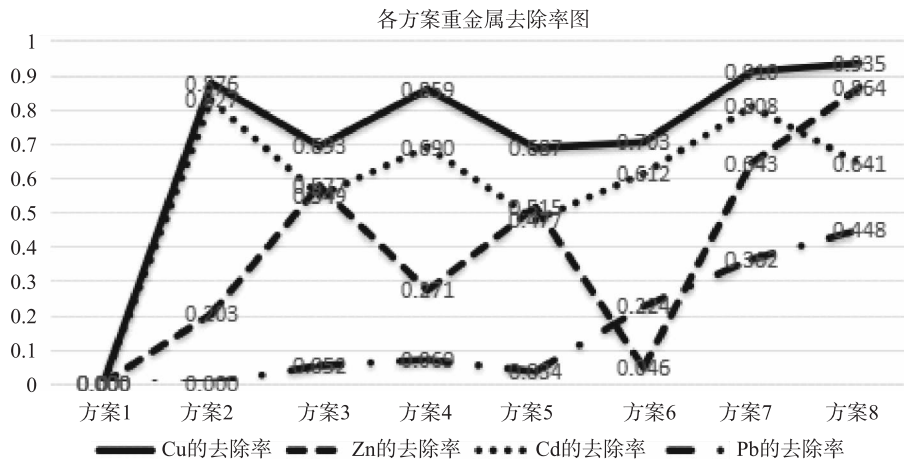


图 2 二阶段实验结果对比表

项目	Cu	Zn	As	Cd	Pb
方案一	0.52	2239	0.4	215.5	926.4
方案二	0.33	936.21	0.31	214.6	287.6
方案二相对于方案一的去除率/%	36.5	58.2	29	4	68.9

项目	Cu	Zn	Cd	Pb
原水	553	454	474	580
方案一	0.1	0.08	0.01	0.1
方案二	0.1	0.04	0	0

由表 3 可以看出, TMT 对各重金属均有一定的去除效果, 尤其是对 Zn 和 Pb 去除效果最好。但是仅靠 TMT 来对所有的重金属进行沉淀, 这是不可能的。

第四阶段: 采用两个方案:

方案一: 采用在生产废水中加入足量的碳酸钠进行沉淀过滤后再采用铁氧体法进行处理。

方案二: 采用蒸馏法进行处理。检测数据见表 4。

通过与《GB18918 - 2002 城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标做对比, 可知, 方案一与方案二的处理效果都比较好, 都能够确保出水达标。

#### 4 运行费用

通过以上 4 个调试阶段, 可以看出, 该废水由于含有的重金属浓度较高、重金属种类较多, 分段沉淀的话, 需要的流程特别长, 稍控制不好, 就会影响出水效果, 而能够在较短流程内就处理达标的

方法为碳酸钠 + 铁氧体法、蒸馏法。两种方法运行费用如下：

(1) 选用蒸馏法进行处理，将 1t 水从 25° 升温到 80° 所需的蒸汽量约为 0.1t，按照市场价 200 元/t，则需要的蒸汽费用  $E_2 = 200 * 0.1 = 20$  元/t。

(2) 采用碳酸钠和铁氧体法，碳酸钠按照市场价 1500 元/t 计，需要用到的药剂费约为 400 元/t。

## 5 结论与建议

(1) 采用盐酸进行湿法冶炼的金属产生的废水中含有多种重金属，所用的原料来源不同，重金属含量也不同。

(2) 由于废水中含有多种重金属，且重金属含量较高，如果要进行化学沉淀的话，必须经过多次调节酸碱度、多次沉淀的过程，且必须有多次压滤的过程，防止两性金属沉淀物复溶。

(3) 利用多介质过滤、离子交换、超滤等方法处理该类型的废水，处理效果不理想，因为废水中不仅含有大量的重金属离子，同时也含有大量的氯离子、钙离子等，很容易造成滤膜堵塞，影响处理效果。

(4) 对于低浓度含重的金属废水处理，重金属捕集剂的效果较好，但是对于高浓度的废水，效

果不理想，治理成本较高。

(5) 该废水采用碳酸钠 + 铁氧体结合的方法和蒸馏法进行处理，均能够达标排放，但是对比两种方法的处理成本，蒸馏法优于沉淀法。

(6) 采用蒸馏法处理该废水，必须考虑到废水中氯离子浓度对设备的腐蚀性，可以采用钛材或者别的新型材料来制作。

### 参考文献：

- [1] 周家庆. 工业废水处理技术 [M]. 北京：化学工业出版社，2003：274.
- [2] 孟祥和，胡国飞. 重金属废水处理 [M]. 北京：化学工业出版社，2000.
- [3] 黛玉芬，吴少林，钟玉凤，张婷，朱振兴. 螯合剂处理复合型重金属废水研究 [J]. 有色冶金设计与研究，2007，28 (2)：230 - 232.
- [4] 李倩倩，李义久，相波. 高分子螯合剂在重金属废水处理中的应用 [J]. 工业水处理，2004，24 (7)：5.
- [5] 王进. 冶炼水处理污泥制备高纯度硫酸铜的研究 [D]. 武汉：武汉工程大学.
- [6] 冯爱红，迟大明. 重金属螯合剂在印制电路板含铜废水治理中的应用 [J]. 电镀与环保，2006，26 (6)：39.
- [7] 蒋建国，王伟，赵翔龙，那崇铮. 重金属螯合剂在废水治理中的应用研究 [J]. 环境科学，1999，20 (1).

## Study on Treatment of Heavy Metal Wastewater from a Metal Processing Company

SUN Ze - Ping, WANG Da - Ming, WANG Xiang - Rong, LI Fu - Hua

(Yunnan Bilan Environmental Engineering Co. Ltd, Kunming Yunnan 650032, China)

**Abstract:** The waste water produced by the metal smelting company using hydrochloric acid contains heavy metals such as copper, lead, zinc, cadmium and arsenic, also contains large amounts of chloride ions and calcium ions. The wastewater treatment was experimented in four stages. In the end, two methods were found out to achieve the goal. The treatment costs of the two methods were compared. It was concluded that using the distillation method was relatively lower cost with stable outcomes

**Key words:** hydrometallurgy; heavy metal wastewater; distillation method; treatment research



# 内置式厌氧膜生物反应器用于处理啤酒废水的研究

陈凤明<sup>1</sup>, 王 威<sup>2</sup>

(1. 云南博世科环保科技有限公司, 云南 昆明 650228;

2. 云南地质工程第二勘察院, 云南 昆明 650218)

**摘要:** 考察了内置式 AnMBR 降解啤酒废水的运行情况。当啤酒废水的进水  $COD_{Cr}$  为 1000 ~ 4800mg/L, 水力停留时间 (HRT) 为 2 ~ 3h, 温度为 31 ~ 38.8℃ 时, AnMBR 对  $COD_{Cr}$  的去除率可达 90% 以上。膜组件经过清水反洗加 NaClO 浸泡在 60d 的运行期内, 能恢复通量产水。

**关键词:** AnMBR; 啤酒废水; 水力停留时间; 膜污染

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0055 - 04

厌氧膜生物反应器 (Anaerobic Membrane Bio-reactor, AnMBR), 其研究始于 1978 年, Grethlein<sup>[1]</sup> 将外置式错流过滤膜用于处理厌氧生物池出水, 取得了良好的出水水质。近几年伴随 MBR 技术的飞速发展, AnMBR 引起了广泛关注和研究。在相同条件下, AnMBR 对 COD 的去除率比 EGSB (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB) 高约 15%<sup>[2]</sup>。作为厌氧处理技术和膜生物反应器的耦合, 它同时具备了二者的优缺点, 具有耐冲击负荷强, 污泥停留时间 (Sludge Retention Time, SRT) 和水力停留时间 (Hydraulic Retention Time, HRT) 完全分离, 剩余污泥量少, 占地面积小和工艺设备集中等特点, 是处理高浓度有机废水的有效工艺<sup>[3-7]</sup>。

AnMBR 通常由厌氧反应器和膜过滤系统两部分组成, 膜过滤系统主要有三种构型存在: 外部横流、内部浸没和外部浸没三种<sup>[8]</sup>。本实验装置采用膜过滤系统内部浸没式。目前报道的文献大部分为 MBR 外部浸没式, 本次实验采用 MBR 内部浸没式, 厌氧反应器以 EGSB 为原型, 第一层为三相分离器, 第二层为膜生物反应区。

本实验采用的 AnMBR 具有沼气循环和污泥分散两大特点, 厌氧产生的沼气通过沼气风机和曝气管对 MBR 生物反应区膜组件充分搅拌, 使污泥分散细碎, 增加传质面积且在一定程度上能缓解膜

污染。

## 1 实验装置和方法

### 1.1 实验装置及工艺流程

实验装置所采用的 AnMBR 为自主研发设计, 其装置如图 1 所示。反应器的主体材料为 Q235 钢板, 厚度为 8mm, 内部三相分离器采用 304 不锈钢, 所有管道均为 PPR 管, 厌氧反应器尺寸  $\phi 1.5 \times 7.6m$ , 有效容积约为 12.0m<sup>3</sup>, 膜生物反应器 (SMM - 1010, 共 11 只, 每帘膜面积为 1m<sup>2</sup>) 尺寸为 1.2 × 0.9 × 1.2m, 膜面积为 110m<sup>2</sup>。本次实验装置包括厌氧反应器 (EGSB)、MBR 膜生物反应区和内循环系统, 厌氧反应器和 MBR 膜生物反应区均按照规范进行设计, 内循环主要通过三相分离器出水回流, 与进水混合后进入系统 (按需开启)。实验过程中, 啤酒废水从底部与内循环水一起进入 AnMBR 系统, 在厌氧反应器内充分接触反应后, 经过三相分离器时进行气、液、固相分离后, 污泥靠重力作用返回厌氧反应器; 生成的沼气通过收集管收集至沼气收集系统, 定期外排; 三相分离器的出水 (泥水混合液) 到达 MBR, 经过 MBR 进一步过滤分离后, 出水排放, 浓缩液 (浓缩污泥) 靠重力作用重新回流到厌氧反应器循环处理。集气罩收集的沼气通过沼气风机和曝气管对膜组件和厌氧反应器循环曝气。沼气循环曝气一方面使污泥分散细碎, 增大了与有机物接触的表面积, 可提高有机物去除效率; 另一方面使膜表面受到冲刷剪切, 可缓解膜污染。

收稿日期: 2019 - 01 - 25

作者简介: 陈凤明 (1990 -), 女, 学士, 助理工程师, 研究方向: 高难度有机废水处理。

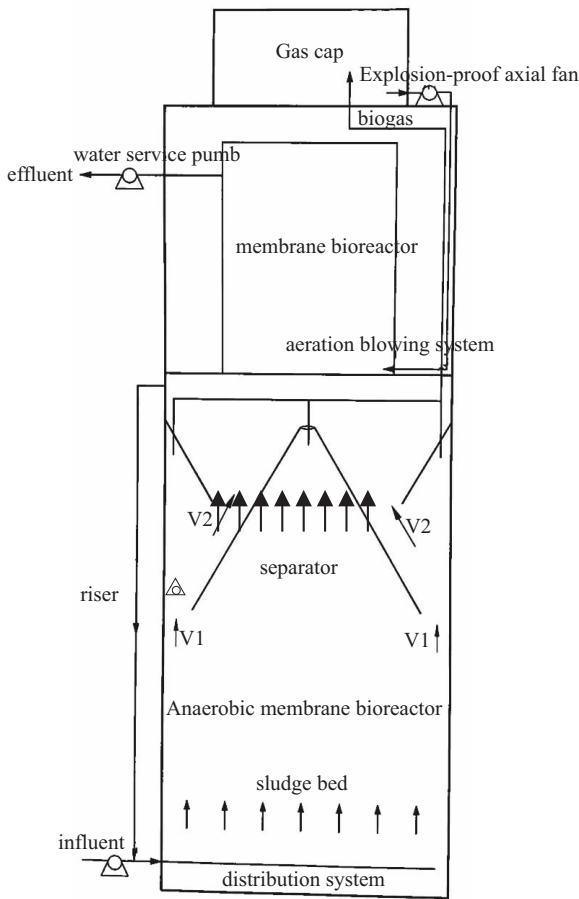


图1 实验装置图

本实验设置了3个取样口，1#取样口位于污泥床区，2#取样口位于三相分离器下部，3#取样口位于三相分离器沉淀区，通过取样口定期取样分析其理化指标，用以分析厌氧反应器的生化反应状态。

### 1.2 实验基本参数

厌氧 MBR 实验设备设计处理水量： $3\text{m}^3/\text{h}$ ；容积负荷： $2\text{kgCOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。本实验的废水为昆明某啤酒厂废水，取  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  为  $2000\text{mg/L}$ （实际日处理  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的平均值）。

### 1.3 主要分析项目及方法

$\text{COD}$ ：重铬酸钾法； $\text{pH}$ ：便携式  $\text{pH}$  计；温度：便携式溶解氧测定仪<sup>[9]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 厌氧反应器的启动及处理效果分析

#### 2.1.1 厌氧反应器的启动

针对当地现场情况，根据处理的水质水量条件，为满足工艺处理要求，并缩短培菌时间，选择颗粒污泥进行菌种培养。接种于反应器的污泥来自同类型的啤酒厂，为颗粒污泥，通过 AnMBR 反应器人孔均匀投加后立即灌入废水浸泡 1d，进水量按总水量的 20%、30%、60%、80% 直至满负荷运行。

本次实验的温度范围为  $31 \sim 38.8^\circ\text{C}$ ，12d 完成了启动，后进入稳定运行阶段。

#### 2.1.2 AnMBR 的处理效果分析

AnMBR 第一阶段累积运行了 60d，总计处理废水  $405\text{m}^3$ 。在进水波动较大的情况下，进水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  最高为  $4807\text{mg/L}$ ，最低为  $1149\text{mg/L}$ ，平均浓度  $2111.7\text{mg/L}$ ，AnMBR 的出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  基本能稳定在  $400\text{mg/L}$  以下，平均值为  $187\text{mg/L}$ ，去除率能稳定在 90% 以上，平均值为 91.8%。

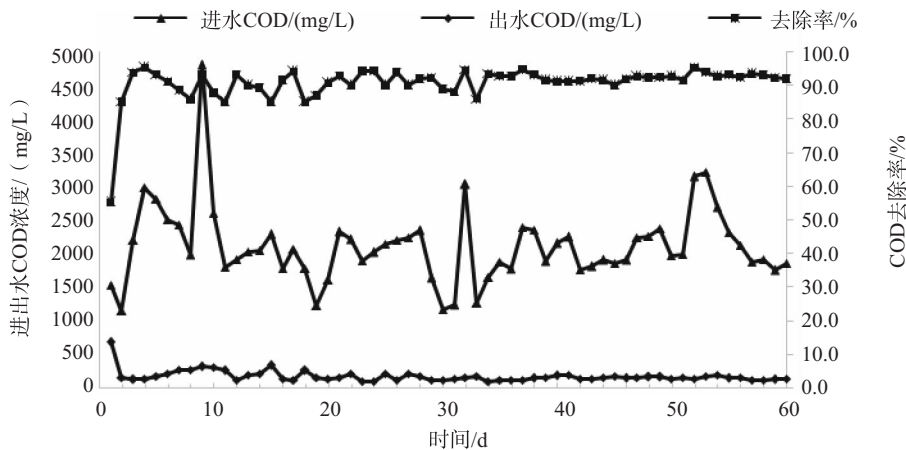


图2 AnMBR反应器的进出水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 以及 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率

本次实验启动期内容积负荷为  $1.0\text{kg COD}_{\text{Cr}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  以内；稳定运行阶段，容积负荷为  $1 \sim 2.5\text{kg COD}_{\text{Cr}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，在设计负荷下进行实验。水力停留时间在  $1 \sim 20\text{d}$  为  $9 \sim 12\text{h}$ ，在第  $21 \sim 40\text{d}$

内为  $4 \sim 6\text{h}$ ；在第  $41 \sim 60\text{d}$  内为  $2 \sim 4\text{h}$ 。结合图 2 实验结果分析，本次实验水力停留时间对  $\text{COD}$  的去除效果影响不明显，因此靠延长水力停留时间来提高  $\text{COD}$  的去除率在实际工程运用中意义不大，

这与冯斐等的研究具有类似的观点<sup>[10]</sup>。

厌氧反应器的基本特征在于其反应器内有较高的水力上升流速，但水力上升流速与反应器运行效果之间的具体关系还不十分清楚。有实验数据表明，水力上升流速在一定范围内增加（从2m/h提高到4m/h）有利于COD去除效

率的提高<sup>[11]</sup>。本次实验在1~20d范围内，上升流速在0.5~0.6m/h，随后上升流速逐步增加，但因实际来水波动较大，上升流速出现了波动，最高为2.39m/h。结合图2实验结果分析，本次水力上升流速对COD去除效率的影响并不明显。

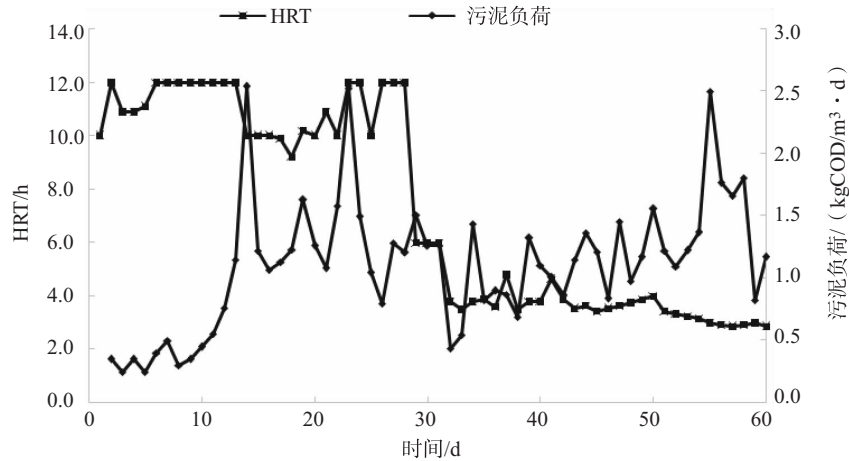


图3 AnMBR反应器的HRT以及污泥负荷

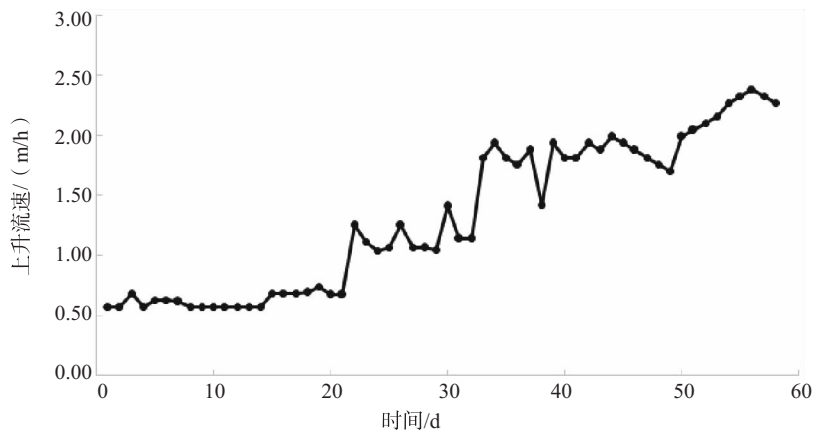


图4 AnMBR反应器上升流速

## 2.2 AnMBR 污泥变化

本次实验的污泥情况，主要通过三个取样口进行观察，1#和2#取样口污泥层均分为2层，上层体积在10%~40%变化，下层体积在10%~40%变化，3#取样口则为底部有少量颗粒污泥，体积约2%~5%，甚至无污泥。从3#取样口的污泥浓度特征来看，EGSB的第一层三相分离器对污泥有较好的分离作用，能降低MBR反应区的污泥浓度，从而延缓膜堵塞的时间。本次实验MBR第一次化学清洗时间为第37d，参照厂家提供的关于MBR的清洗频率建议（次氯酸钠每周1~7次，酸洗每月1~2次），本次设计的AnMBR能延长MBR的清洗时间，对延缓污泥对MBR的堵塞具有一定的指导意义。

## 3 结论

(1) 本次实验验证了内置式AnMBR在处理啤酒废水中的可行性，且降低水力停留时间至2~3h，温度为31~38.8℃时，在水质波动较大的情况下，AnMBR对COD<sub>Cr</sub>的去除率仍能保持90%以上。

(2) 在实际工程运用中，内置式AnMBR靠延长水力停留时间和提高上升流速对COD的去除率影响不明显。

(3) 本次设计的AnMBR实验设备，污泥浓度在20%~80%内变化，三相分离器沉淀区污泥浓度较低，体积约2%~5%，甚至无污泥，实验开展至第37d进行第一次NaClO的在线反洗，其余时间为产水反洗，这对三相分离器应用在内置

式厌氧 MBR 设备中, 延缓膜堵塞具有一定的指导意义。

参考文献:

- [1] Grethlein H E. Anaerobic digestion and membrane separation of domestic wastewater [J]. J Water Poll Control Fed, 1978 (50): 754 - 763.
- [2] 孙凯, 陆晓峰, 周宝昌, 等. 厌氧膜生物反应器 (AnMBR) 处理高浓度豆制品废水的研究 [J]. 膜科学与技术, 2011.
- [3] Strohwalde N K H, Ross W R. Application of the ADUFR process to brewery effluent on a laboratory scale [J]. Water Sci Technol, 1992, 25 (10): 95 - 105.
- [4] Saddoud A, Hassairi I, Sayadi S. Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey [J]. Bioresour Technol, 2007, 98 (11): 2102 - 2108.
- [5] He Y, Xu P, Li C, et al. High - concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor [J]. Water Res, 2005, 39 (17): 4110 - 4118.
- [6] Harada H, Momoni K, Yamazaki S, et al. Application of anaerobic - UF membrane reactor for treatment of a wastewater containing high strength particulate organics [J]. Water Sci Technol, 1994, 30 (12): 307 - 319.
- [7] Amal Zayen, Sami Mnif, Fathi Aloui, et al. Anaerobic membrane bioreactor for the treatment of leachates from Jebel Chakir discharge in Tunisia [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010 (177): 918 - 923.
- [8] 袁博, 李靖, 郭强. 厌氧膜生物反应器在废水处理中的研究及发展方向 [J]. 工业水处理, 2015, 35 (10).
- [9] 国家环保局总局. 水监测分析方法 (4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 210 - 276.
- [10] 冯斐, 周文斌, 吴婷, 等. 厌氧 MBR 处理垃圾渗滤液的实验研究 [J]. 工业水处理, 2012, 32 (9).
- [11] 左剑恶, 王研纯, 陈浩, 等. 膨胀颗粒污泥床 (EGSB) 反应器处理高浓度自配水的试验研究 [J]. 中国沼气, 2001.
- [12] 祁高月, 李勇, 仇海波, gbh 等. 常温下 AnMBR 处理丙酮、异丙酮混合废水中试启动研究 [J]. 水处理技术, 2015.
- [13] 百灵, 蓝伟光, 万金保. 厌氧膜生物反应器在废水处理中的研究进展 [J]. 工业水处理, 2007, 27 (9): 16 - 19.
- [14] 林红军, 陆晓峰, 梁国民, 等. 厌氧膜生物反应器的研究和应用进展 [J]. 净水技术, 2007, 26 (6): 1 - 6.
- [15] 张欣欣, 沈菊李, 朱宝库, 等. 厌氧膜 - 生物反应器的研究及其在废水处理中的应用 [J]. 膜科学与技术, 2008, 28 (2): 79 - 84.

## Research on the Treatment of Beer Brewing Wastewater by Anaerobic Inner - membrane Bioreactor

CHEN Feng - ming<sup>1</sup>, WANG Wei<sup>2</sup>

(1. Yunnan Bossco Environmental Technology Co. LTD, Kunming Yunnan 650228, China)

**Abstract:** The status of the beer wastewater treatment using inner - anaerobic membrane bioreactor was examined. When the inflow COD<sub>Cr</sub> was 1000 ~ 4800 mg/L with hydraulic retention time 2d and temperature 31 ~ 38℃, the average COD<sub>Cr</sub> removal rate exceeded 90%. Membrane flux recovering rate could be obtained by hydraulic cleaning and acid cleaning in 60 days of operation

**Key words:** anaerobic membrane bio - reactor; beer brewing wastewater; hydraulic retention time; membrane flux

# 燃煤电厂脱硫废水零排放技术综述与应用研究

张全斌<sup>1</sup>, 周琼芳<sup>2</sup>, 梁 婕<sup>3</sup>

(1. 浙江省能源集团有限公司, 浙江 杭州 310007; 2. 浙江省电力设计院有限公司, 浙江 杭州 310012;  
3. 湖南大学环境科学与工程学院, 湖南 长沙 410082)

**摘 要:** 水资源的日益匮乏及严格的环保要求, 使得燃煤电厂废水零排放势在必行。脱硫废水零排放是实现燃煤电厂废水零排放的关键和难点。脱硫废水零排放技术主要包括蒸发结晶技术和利用烟气余热干化技术, 两种技术各有优缺点。利用烟气余热干化的旁路烟气直接干化技术具有投资成本和运行费用低, 不产生新的固废, 设备系统简单, 蒸发效果好, 运行维护方便等优势, 粉煤灰氯离子含量满足国家综合利用标准, 经工程实践验证, 具有推广价值。

**关键词:** 燃煤电厂; 脱硫废水; 零排放; 烟气余热干化; 旁路烟气

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0059-06

## 0 引言

燃煤电厂作为用水大户, 耗用水量很大, 其用水量占全国工业用水总量的 20% 以上<sup>[1-2]</sup>。随着水资源的日益匮乏以及严格的环保要求, 燃煤电厂不断加大废水处理能力建设, 提高废水回用率, 电厂废水零排放将是不可避免的发展趋势。脱硫废水是燃煤电厂的末端废水, 如何处理脱硫废水是实现电厂废水零排放的关键<sup>[3-4]</sup>。

截至 2017 年年底, 全国已投运燃煤电厂烟气脱硫机组的容量超过  $9.4 \times 10^8$  kW, 占全国煤电机组容量的 95.8%<sup>[5]</sup>, 其中 90% 以上燃煤电厂采用石灰石-石膏湿法烟气脱硫技术<sup>[6-7]</sup>。石灰石-石膏烟气湿法烟气脱硫过程中产生含有高盐和重金属的脱硫废水, 废水直接排放会引起严重的环境污染。

为了解决燃煤电厂的环境保护问题, 2017 年国家生态环境部先后颁布了《火电厂污染防治技术政策》和《HJ 2301-2017 火电厂污染防治可行技术指南》, 文件鼓励采用蒸发干燥或蒸发结晶等处理工艺, 实现脱硫废水零排放。上述政策性文件指明了燃煤电厂脱硫废水处理的技术导向, 具有技术引领作用。

## 1 脱硫废水零排放的概念

脱硫废水零排放是指燃煤电厂脱硫废水经过循环利用后浓缩减量, 对废水中的盐类和污染物进行

处置以固体形式排出。也就是说, 真正意义上的脱硫废水零排放应是将需要排放的脱硫废水以水蒸气或固体的形式排放, 而没有任何液体形式的排放。

废水零排放的概念最早是 20 世纪 70 年代由西方发达国家首先提出、研究和应用, 即 Zero Liquid Discharge (简称 ZLD)。ZLD 一般是指工业废水除蒸发、风吹等自然损失以外, 经过处理后全部循环使用, 不向环境排放任何废水, 水循环过程中积累的盐类等杂质通过蒸发结晶以固体形式排出。由于 ZLD 是一项综合性应用技术, 需要大量的余(废)热资源, 而燃煤电厂具有这种条件且废水处理量大, 因而燃煤电厂成为 ZLD 的主要应用领域<sup>[6]</sup>。国内首个燃煤电厂脱硫废水零排放项目在广东河源电厂实施并取得了显著的环保效益<sup>[2]</sup>。

目前, 实现脱硫废水零排放主要有 3 种思路:

①通过蒸发结晶, 将溶解盐结晶并达到固化处理; ②充分利用灰渣的环境容量, 将脱硫废水的杂质转移至灰渣中, 实现污染物固态转移<sup>[8]</sup>; ③利用锅炉烟气余热干化脱硫废水, 杂质通过灰渣方式进行综合利用。

## 2 燃煤电厂脱硫废水处理现状

燃煤电厂脱硫废水来自石灰石-石膏烟气湿法脱硫过程, 脱硫浆液系统为了维持物料平衡排污产生脱硫废水, 废水含有高浓度硅、硫酸盐、氯化盐和重金属等有害物质, 脱硫废水水质硬度高、易结垢、腐蚀性强, 水质波动幅度大, 回用难度大<sup>[6-7,9-12]</sup>。目前国内外尚没有脱硫废水回用于前端设备的报道<sup>[2]</sup>, 脱硫废水的处理是燃煤电厂废

收稿日期: 2019-01-04

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 51479072, 51679082)。

作者简介: 张全斌 (1974-), 男, 浙江宁波人, 教授级高级工程师, 硕士, 主要从事热力发电厂环保治理技术管理工作。

水零排放的难点<sup>[8-13]</sup>。

目前, 脱硫废水零排放处理技术有: 湿式除渣系统补水、煤场(灰场)喷洒、自然蒸发、蒸发结晶、利用烟气余热干化等<sup>[14]</sup>。

对于经过常规处理的脱硫废水可用作水力除渣系统的补充用水, 但是新型燃煤电厂普遍采用干出灰系统, 且进行灰渣综合利用, 除灰渣系统已不具备回用脱硫废水的能力。

煤场(灰场)喷洒是出于安全和抑尘等目的将脱硫废水喷洒入煤场或灰场, 在实际应用中废水耗用量较小, 无法消耗全厂脱硫废水。另外, 煤场(灰场)喷洒用水未经过环保处理, 存在污染物转移问题, 容易对周边环境造成污染。

蒸发池(塘)是脱硫废水自然蒸发的主要形式。蒸发池(塘)的处理效率取决于废水水量而

非污染物浓度, 适用于处理高浓度、总量少的脱硫废水。但是此技术存在液滴的风吹损失, 易造成周边环境的盐渍化<sup>[15]</sup>。

蒸发结晶和利用烟气余热干化是近几年发展起来的脱硫废水处理技术, 这两类技术是燃煤电厂脱硫废水零排放处理技术的主要代表<sup>[11-16]</sup>。

### 3 脱硫废水零排放技术路线

脱硫废水零排放技术一般由预处理、浓缩和固化等三个过程组成, 技术路线见图1。

蒸发结晶是利用烟气、蒸汽或热水等热源蒸发脱硫废水, 蒸发产生的水汽冷凝后回用, 结晶盐干燥后综合利用或处置。利用烟气余热干化是将脱硫废水雾化后喷入烟道或旁路烟道, 经过烟气加热、蒸发, 溶解性盐结晶析出, 随烟气中的烟尘一起进入灰渣系统。

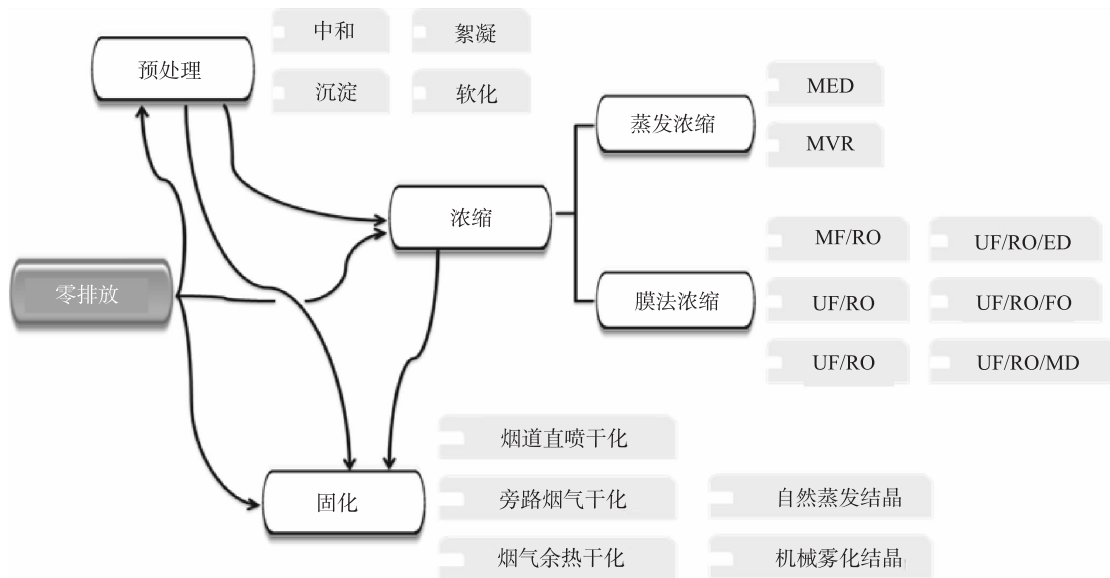


图1 脱硫废水零排放工艺的技术路线示意图

目前, 国内脱硫废水零排放技术的理论研究日臻成熟, 相关技术已有工程应用, 见表1。其中, 广东河源、佛山三水恒益和华能长兴电厂采用了蒸

发结晶技术<sup>[2-17]</sup>, 河南万方铝业、山西临汾热电以及浙能长兴电厂采用了利用烟气余热干化技术<sup>[4, 8, 18-20]</sup>。

表1 国内燃煤电厂脱硫废水零排放技术一览表

	广东河源	华能长兴	万方铝业	佛山三水	浙能长兴	临汾热电
机组容量/MW	2 × 600	2 × 660	2 × 350	2 × 600	1 × 300	1 × 300
处理工艺	预处理 + 四效多级蒸发 + 蒸发结晶	树脂软化 + 反渗透 + 正渗透 + 蒸发结晶	利用烟气余热干化	预处理 + 多效蒸发 + 蒸发结晶	利用烟气余热干化	利用烟气余热干化
处理水量/t/h	22	22	20	20	3	5

### 4 脱硫废水零排放技术的应用研究

蒸发结晶和利用烟气余热干化具有各自固有的

优缺点和适用边界条件, 在制定具体的脱硫废水零排放技术路线时, 从燃煤电厂实际情况出发, 选用

技术成熟、适用性强、性价比高的技术路线。脱硫废水零排放技术路线选择主要考虑以下因素：①电厂脱硫废水的处理能力；②电厂可利用的场地；③结晶盐的市场消纳水平；④煤价水平；⑤燃煤机组的容量以及锅炉烟气抽取能力；⑥粉煤灰氯离子含量限值及粉煤灰综合利用情况；⑦锅炉尾部烟道布置；⑧投资成本及综合运行费用水平。

#### 4.1 利用烟气余热干化技术

国内有大量科研机构针对脱硫废水利用烟气余热干化技术进行了研究，主要包括脱硫废水蒸发过程的产物迁移与转化机制、烟气与脱硫废水间传热过程的数值模拟以及动力学模型等。翁卫国等人<sup>[12,16,21-24]</sup>分别利用计算流体力学软件建立脱硫废水蒸发过程数学模型，开展了烟气温度、流速、运动方向，液滴雾化喷嘴形式、喷嘴布置方式，液滴粒径、停留时间以及烟道结构、流场等参数的数值研究。研究结果表明：烟气温度越高，雾化液滴粒径越小，越有利于脱硫废水的蒸发；为了保证干化效果，烟道应保证足够的有效长度。

利用烟气余热干化技术的热源选择主要考虑烟温和对后续环保设备的影响，锅炉脱硝反应器（SCR）前的高温烟气要进行NO<sub>x</sub>脱除，且脱硫废水在烟道干化过程中释放大气态HCl和HF，容易腐蚀烟道<sup>[25]</sup>，不适合作为干化热源；SCR至空气预热器（AH）的烟气温度350℃左右，且不影响后续烟气的处理，比较适合作为干化用热源<sup>[8]</sup>；AH至电除尘器（ESP）之间的烟气烟温较低，不影响机组热效率，且烟气湿度的增加有利于提升电除尘器的除尘效率，适合作为干化用热源。

目前，利用烟气余热干化技术主要有烟道直喷干化技术、烟气余热浓缩蒸发技术和旁路烟气喷雾干化技术。

##### 4.1.1 烟道直喷干化技术

烟道直喷干化技术是将脱硫废水雾化后喷入空气预热器与电除尘器之间的烟道，废水干化后，固态杂质被电除尘器捕捉、脱除。该技术充分利用锅炉尾部低温烟气余热，不影响锅炉热效率，具有系统简单、新增设备少，投资和运行费用低，对场地要求低等优点。

由于空气预热器与电除尘器之间的烟气烟温较低，废水干化速度较慢，烟道直喷干化技术要求烟道需要10m以上的长度才能保证脱硫废水充分干化<sup>[16-24]</sup>。目前，超低排放的燃煤机组的空气预热器至烟气换热器（GGH）之间的烟道仅有3~5m

的有效长度，无法保证脱硫废水充分干化。

另外，国内燃煤机组发电小时数逐年下降，机组负荷率普遍较低，空气预热器排烟温度降至110℃以下，影响废水液滴的蒸发效果<sup>[23]</sup>，导致未干燥的废水进入烟气换热器和电除尘器，发生换热管积灰、结垢以及电除尘极板腐蚀等现象。华能上都电厂600MW机组采用烟道直喷干化技术，于2011年12月投入运行，系统运行过程中存在烟道盐垢问题，以及粉煤灰中氯离子含量超标，影响粉煤灰综合利用<sup>[13]</sup>。

因此，超低排放燃煤机组不推荐采用烟道直喷干化技术。

##### 4.1.2 烟气余热浓缩蒸发技术

烟气余热浓缩蒸发技术是利用电除尘器与脱硫塔之间的烟气余热，通过外置浓缩塔将脱硫废水循环蒸发，脱硫废水在浓缩塔内不断浓缩，废水溶解物饱和并析出，析出的杂质采用压滤机压制成泥饼后外运处理。该技术充分利用燃煤电厂难以利用的废热，工艺简单，运行维护费用低，废水无需进行预处理。烟气余热浓缩蒸发技术会造成脱硫塔入口烟温降低，影响后续脱硫系统的蒸发量，破坏脱硫系统的水平衡。目前该技术处于中试阶段，尚待后续依托项目实施验证<sup>[3]</sup>。

##### 4.1.3 旁路烟气喷雾干化技术

旁路烟气喷雾干化技术采用锅炉SCR出口热烟气，经旁路烟道至喷雾干燥塔，脱硫废水在喷雾干燥塔与烟气进行热交换，利用烟气余热干化脱硫废水，换热后的冷烟气至电除尘器入口，干化产生的固体杂质进入灰渣系统综合利用<sup>[3]</sup>。该技术烟气热量利用率高，热损失小，不产生新的固废；系统工艺、设备简单，自动化程度高，运行可靠性高，占地面积小，具有明显优势<sup>[26]</sup>。河南万方铝业、浙能长兴电厂都采用了此类技术路线。

该技术需要从锅炉尾部抽取3%~5%的350℃左右的高温热烟气，在一定程度上会降低锅炉热效率，造成机组煤耗上升0.6~1.39g/kWh<sup>[8-20]</sup>。为了降低废水干化时的烟气热量损失，可对脱硫废水进行浓缩减量系统。

##### 4.1.4 旁路烟气喷雾干化技术的经济比较

旁路烟气喷雾干化技术是否需要配置浓缩减量系统应视具体情况而定。以某电厂1000MW机组为例，脱硫废水处理量12.9t/h，旁路烟气直接干化技术的投资费用为2669×10<sup>4</sup>元，浓缩+旁路烟气干化技术的投资费用为3445×10<sup>4</sup>元，煤价按

900元/t(标煤价,下同),机组年运行按5000h核算,年运行费用(含折旧)分别为 $787 \times 10^4$ 元和 $898 \times 10^4$ 元。年运行费用随煤价波动,运行费

用测算情况见图2。由图中可见,当煤价<1200元/t时,旁路烟气直接干化技术在经济性上占有优势。

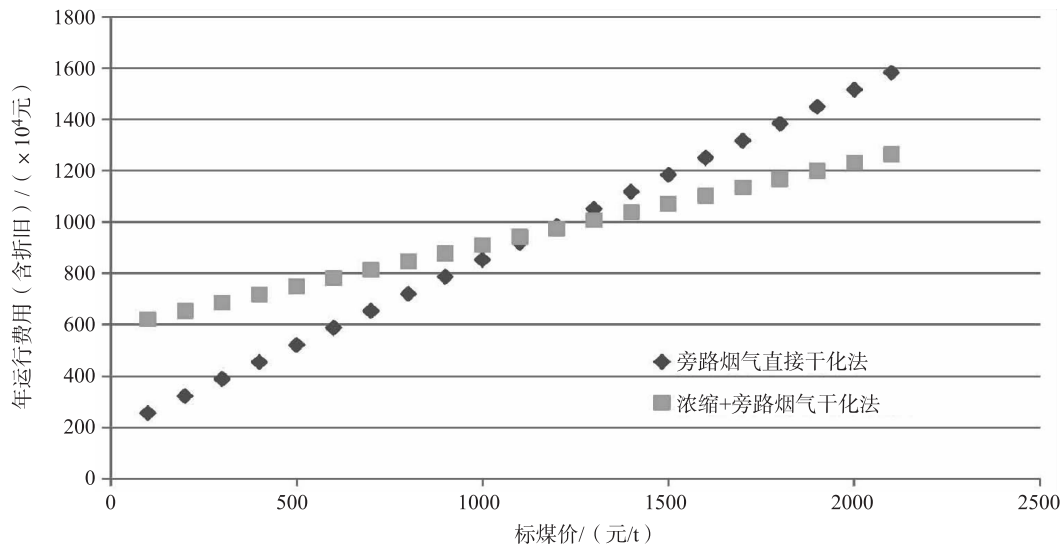


图2 旁路烟气喷雾干化技术经济性比较示意图

另外,旁路烟气直接干化技术受到锅炉尾部烟气量的限制,单台机组可消纳脱硫废水的水量限值见表2。当脱硫废水的处理量超出表2的限值,则需对脱硫废水进行浓缩减量。

表2 旁路烟气直接干化技术脱硫废水设计限值 (t/h)

	机组容量/MW		
	300	600	1000
100% 负荷	4	8	15
75% 负荷	3	6	9
50% 负荷	2	4	6

综合而言,进行浓缩减量处理所需的预处理浓缩设备占地大,废水软化过程需要大量药剂导致产生污泥等次生废物。旁路烟气直接干化技术占地小,干化后固态杂质全部进入灰渣系统,其经济性及灰品质、占地方面有较大优势,应优先选用旁路烟气直接干化技术。

#### 4.2 蒸发结晶技术

蒸发结晶技术是利用电厂余热蒸发脱硫废水,获得结晶盐和淡水以达到固化处理的目的。目前,蒸发结晶技术已广泛应用于燃煤电厂脱硫废水的零排放工程,广东河源、佛山三水恒益和华能长兴电厂都采用了此类技术路线。

蒸发结晶技术主要有预处理-蒸发结晶和预处理-浓缩-蒸发结晶2种方案<sup>[11]</sup>。预处理-蒸发结晶处理工艺由于脱硫废水未进行浓缩处理,蒸发

结晶系统处理的废水量较大,吨水电耗量和耗汽量较高,运行成本高、能耗大,结晶盐为杂盐,且投资成本较高<sup>[3-11]</sup>。预处理-浓缩-蒸发结晶处理工艺引入反渗透和正渗透等膜浓缩技术,尤其正渗透技术降低了蒸发结晶系统的废水处理量,大大减少电耗和汽耗,相对于预处理-蒸发结晶处理工艺,吨水处理成本可降低20元/t以上<sup>[11]</sup>。

#### 4.3 旁路烟气直接干化和蒸发结晶的技术经济比较

旁路烟气直接干化和蒸发结晶作为2条主流的燃煤电厂脱硫废水零排放路线,蒸发结晶对废水预处理要求较高,旁路烟气直接干化则通过烟气直接干化废水,无需预处理,对电厂生产影响较小。

以某电厂2×1000MW机组为例,设计处理脱硫废水能力16t/h。旁路烟气直接干化与蒸发结晶技术经济比较见表3。

通过比选,旁路烟气直接干化在工程投资、年运行费用及后续固废处置方面均具有较大的优势,脱硫废水零排放首选旁路烟气直接干化技术。

#### 5 脱硫废水零排放的工程应用实践

某电厂2×1000MW燃煤机组脱硫废水零排放采用旁路烟气直接干化技术,全厂脱硫废水产生量12.9t/h,设计处理能力16t/h,每台机组设置1套处理能力8t/h的喷雾干燥塔,工程总投资 $2669 \times 10^4$ 元,设计年运行小时5000h。旁路烟气直接干化系统设置1座喷雾干燥塔,锅炉热烟气从SCR



出口与锅炉空气预热器入口之间的管道引出，脱硫废水通过增压泵经雾化器喷入喷雾干燥塔，脱硫废水与热烟气在喷雾干燥塔内进行热交换，干化产生

的固体杂质从喷雾干燥塔底部的排放口排出，其余随换热后的冷烟气进入电除尘系统被电除尘捕获，系统流程见图3。

表3 旁路烟气直接干化与蒸发结晶技术比较表

	旁路烟气直接干化	蒸发结晶
技术优势	<ul style="list-style-type: none"> <li>①脱硫废水的固体杂质直接被除尘器捕获，无新生固废；</li> <li>②脱硫废水无需预处理，运行费用低；</li> <li>③占地面积小。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>①废水处理能力无限制，可根据工程需求配置系统；</li> <li>②多台机组可设置一套系统；</li> <li>③淡水可以回用。</li> </ul>
技术劣势	<ul style="list-style-type: none"> <li>①需消耗3%~5%左右的锅炉高温烟气的热量，机组煤耗增加约0.6~0.8g/kWh；</li> <li>②不能回收水资源。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>①需考虑结晶盐的出路和处置方案；</li> <li>②脱硫废水预处理投资费用偏高；</li> <li>③脱硫废水处理系统流程长，稳定运行难度较高，运维工作量大；</li> <li>④占地面积大。</li> </ul>
总投资/×10 <sup>4</sup> 元	2669	3445
年运行费用(含折旧)/×10 <sup>4</sup> 元	787	898

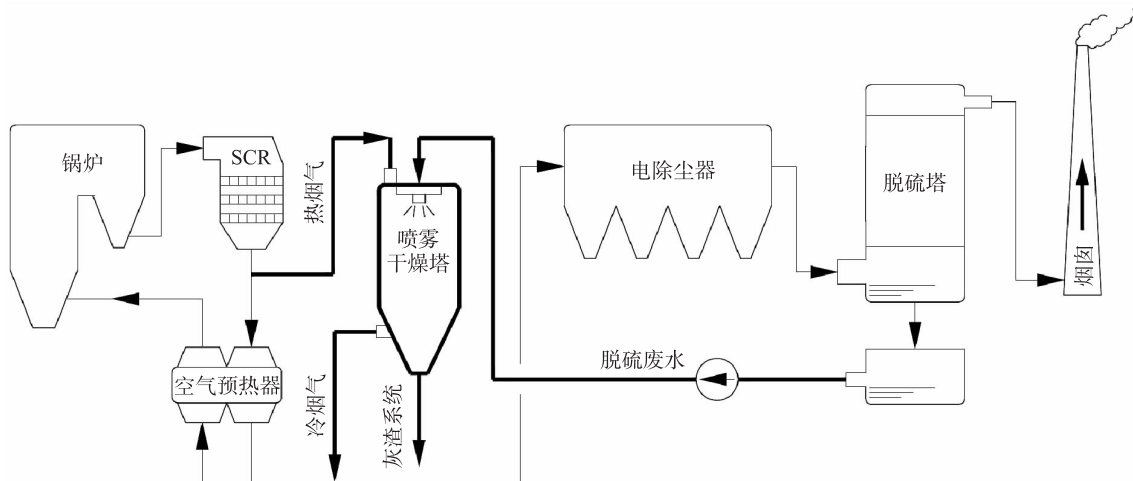


图3 旁路烟气直接干化技术系统流程示意图

2018年10月脱硫废水零排放工程投运，运行数据满足各项技术要求，结果符合预期。工程投运后，锅炉热效率降低约0.2%，煤耗升高约0.65g/kWh。电厂粉煤灰氯离子含量平均值为1372mg/kg，氯离子质量占比0.137%，粉煤灰掺混比例按照30%测算，水泥石灰石、生料氯离子含量平均值按照0.015%控制，成品粉煤灰硅酸盐水泥中氯离子质量分数为0.137%×30%+0.015%×70%=0.0516%，满足《GB175-2007通用硅酸盐水泥》氯离子质量分数<0.06%的要求。

## 6 结语

(1) 旁路烟气直接干化技术与蒸发结晶技术是两种主流脱硫废水零排放技术，具有固有的优缺点和适用边界条件，在制定具体的脱硫废水零排放

技术路线时，应从电厂实际情况出发，进行详细的可行性分析，选用技术成熟、适用性强、性价比高的技术路线。

(2) 旁路烟气直接干化技术投资成本和运行费用相对较低，设备系统简单，蒸发效果好，运行维护方便，粉煤灰氯离子含量满足《通用硅酸盐水泥》要求，具有较高的推广价值。标煤价格上涨至1200元/t时，建议增设脱硫废水浓缩减量系统，降低运行费用。

(3) 目前，我国燃煤电厂脱硫废水零排放技术仍处于研究与探索应用阶段，现有零排放技术的投资成本普遍较高且运行费用较大，如何整合现有处理技术，实现低成本脱硫废水零排放，将是今后脱硫废水零排放技术研究的重点。

参考文献:

- [1] 曹蕃. 火电厂废水零排放技术研究进展 [J]. 工业用水与废水, 2018, 49 (3): 6-11.
- [2] 莫华, 吴来贵, 周加桂. 燃煤电厂废水零排放系统开发与工程应用 [J]. 合肥工业大学学报 (自然科学版), 2013, 36 (11): 1368-1372.
- [3] 任丹丹, 冯罗澍, 陈颖. 大型燃煤电厂脱硫废水烟气利用技术研究 [J]. 浙江电力, 2018, 37 (3): 82-85.
- [4] 张净瑞, 刘其彬, 李飞, 等. 燃煤电厂脱硫废水烟气余热蒸发零排放工程的设计与应用 [J]. 电力科技与环保, 2016, 32 (3): 16-20.
- [5] 中国电力企业联合会. 中国电力行业年度发展报告 2018 [M]. 北京: 中国市场出版社, 2018: 177.
- [6] 卢晗, 何姗姗, 李薇. 火电厂废水零排放的技术研究 [J]. 科技通报, 2017, 33 (11): 11-15.
- [7] 叶春松, 罗珊, 张弦, 等. 燃煤电厂脱硫废水零排放处理工艺 [J]. 热力发电, 2016, 45 (9): 105-108.
- [8] 姚子麟, 袁伟中, 陈彪, 等. 燃煤电厂末端废水调质与干化技术研究及其工程示范 [J]. 中国电力, 2018, 51 (6): 48-53.
- [9] 邵瑞莹, 林建中. 燃煤电厂脱硫废水零排放工艺路线研究 [J]. 南方能源建设, 2018, 5 (1): 107-112.
- [10] 王敏琪. 火电厂湿式烟气脱硫废水特性及处理系统研究 [D]. 杭州: 浙江工业大学, 2013.
- [11] 吴优福, 刘捷, 海玉琰, 等. 超超临界 1000MW 机组脱硫废水零排放技术 [J]. 热力发电, 2017, 46 (5): 108-114.
- [12] 刘海洋, 江澄宇, 谷小兵, 等. 燃煤电厂湿法脱硫废水零排放处理技术进展 [J]. 环境工程, 2016, 34 (4): 33-36.
- [13] 李兵, 张其龙, 王学同, 等. 燃煤电厂废水零排放处理技术 [J]. 水处理技术, 2017, 43 (6): 24-28.
- [14] 叶春松, 黄建伟, 刘通, 等. 燃煤电厂烟气脱硫废水处理方法与技术进展 [J]. 环境工程, 2017, 35 (11): 10-13.
- [15] 马双忱, 于伟静, 贾绍广, 等. 燃煤电厂脱硫废水处理技术研究与应用进展 [J]. 化工进展, 2016, 35 (1): 255-262.
- [16] 吴帅帅, 李红智, 陈鸿伟, 等. 脱硫废水烟道喷雾蒸发过程的数值模拟 [J]. 热力发电, 2015, 44 (12): 31-36.
- [17] 窦晓春, 张婷婷. 对华能长兴电厂废水零排放调研的几点思考 [J]. 电力科技与环保, 2017, 33 (6): 31-33.
- [18] 袁伟中, 刘春红, 童小忠, 等. 燃煤锅炉采用烟气旁路干燥技术实现脱硫废水零排放 [J]. 电力科技与环保, 2017, 33 (3): 18-21.
- [19] 杜乐, 于佳冉. 燃煤电厂脱硫废水零排放方案比选研究 [J]. 环境与发展, 2017, 29 (1): 28-32.
- [20] 杜艳玲, 柴启华, 员在斌. 旋转喷雾干燥法在火电厂脱硫废水零排放改造中的应用 [J]. 内蒙古电力技术, 2018, 36 (2): 50-53.
- [21] 翁卫国, 孙建国, 李钦武, 等. 脱硫废水零排放系统关键参数数值模拟研究 [J]. 中国电力, 2018, 51 (6): 42-47.
- [22] 晋银佳, 王帅, 姬海宏, 等. 深度过滤-烟道蒸发处理脱硫废水的数值模拟 [J]. 中国电力, 2016, 49 (12): 174-179.
- [23] 马双忱, 柴峰, 吴文龙, 等. 脱硫废水烟道喷雾蒸发的数值模拟 [J]. 计算机与应用化学, 2016, 33 (1): 47-53.
- [24] 康梅强, 邓佳佳, 陈德奇, 等. 脱硫废水烟道蒸发零排放处理的可行性分析 [J]. 土木建筑与环境工程, 2013, 35 (SI): 238-240.
- [25] 王祖林, 张翼, 苏国萍, 等. 燃煤电站脱硫废水零排放烟道喷雾蒸发特性的试验研究 [J]. 动力工程学报, 2018, 38 (4): 291-297.
- [26] 杨跃伞, 苑志华, 张净瑞, 等. 燃煤电厂脱硫废水零排放技术研究进展 [J]. 水处理技术, 2017, 43 (6): 29-33.

## Technology Review and Application Research of Zero Discharge for Desulfurization Wastewater of Coal-fired Power Plant

ZHANG Quan-bin<sup>1</sup>, ZHOU Qiong-fang<sup>2</sup>, LIANG Jie<sup>3</sup>

(1. Zhejiang Provincial Energy Group Company Ltd., Hangzhou Zhejiang 310007, China)

**Abstract:** With the shortage of water resources and strict environmental protection requirements, zero liquid discharge of coal-fired power plant will be imperative. The zero discharge of desulfurization wastewater is the key and difficulty to realize for coal-fired power plant. Zero discharge technology of desulfurization wastewater mainly includes evaporation crystallization and drying with flue gas waste heat, which each technology has its advantages and shortcomings. Direct drying technology with bypass flue gas has the advantages of low investment cost & operation cost, no secondary solid-waste, simple equipment system, good evaporation effect, convenient operation & maintenance, and the chloride content of fly ash meets the national comprehensive utilization standard. Direct drying technology with bypass flue gas has important engineering application by engineering practice.

**Key words:** coal-fired power plant; desulfurization wastewater; zero discharge; drying with flue gas waste heat; bypass flue gas

# 基于生态位模型的江苏省大气环境负荷的适宜度评价

田颖, 沈红军

(江苏省环境监测中心, 江苏 南京 210036)

**摘要:** 选取2001—2015年的相关数据, 根据生态位态势理论, 建立重点行业的大气环境经济综合效率生态位模型, 分析了电力行业等江苏省大气污染重点行业SO<sub>2</sub>和烟粉尘的环境经济污染综合效率生态位, 同时利用适宜度模型, 基于生态位模型, 对江苏省大气环境负荷的程度进行了评价。结果表明: ①2002—2015年, 重点行业SO<sub>2</sub>生态位较低的行业为电力行业、非金属行业和化学工业, 烟尘生态位较低的行业为电力行业、非金属行业和木材加工行业; ②与2002年相比, 2015年三大产业的SO<sub>2</sub>和烟尘生态位均呈上升趋势, 烟尘生态位的“绝对值”呈上升趋势; ③对SO<sub>2</sub>、烟尘生态位较低的行业与生态位较高的行业进行对比分析, 二者的生态位差呈现出波动上升趋势; ④江苏省“十一五”期间大气环境负荷较高, “十五”和“十一五”呈下降趋势, “十二五”呈上升趋势, 2015年达到理想状态。

**关键词:** 大气环境负荷; 经济综合效率; 生态位; 适宜度; 评价; 江苏

**中图分类号:** X82 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0065-09

随着经济的发展, 资源短缺、环境污染和生态破坏日益严重。人们开始反思传统的经济发展模式, 提出了可持续发展、循环经济、生态产业等发展模式<sup>[1-4]</sup>。研究影响污染排放的因素, 通过调控这些因素来减少污染排放变得尤为重要<sup>[5-7]</sup>。近年来, 我国大部分地区大气污染严重, 造成这种现象的根本原因是区域污染物的大量排放。江苏省作为全国经济发展较快的区域之一, 环境建设取得了一定成效, 高投入、高消耗、高污染、低效益的粗放型经济增长模式不可避免地给地区带来了较为严重的环境问题, 环境承受能力较脆弱<sup>[8]</sup>。因此, 研究江苏省大气环境与经济的可持续发展成为重要的课题。

生态位理论是近年来被广泛关注的热点生态学理论之一, 它在城市建设和规划、土地利用等研究方面得到了多次的应用, 具有一定的实践指导意义<sup>[9-12]</sup>。1917年Grinnell提出生态位概念, 认为生态位是种的最后分布单位, 强调空间性。在生态位的基础上, 李自珍<sup>[13]</sup>提出生态位适宜度概念, 定义了种居住地的现实生境条件与最适生境条件之间的贴近程度, 已广泛应用于区域资源、城市系统等

领域。郭燕青、姚远<sup>[14]</sup>等人将生态位适宜度相关理论推广到创新生态系统评价问题, 构建了创新生态系统生态位适宜度评价模型。周青和陈畴镛<sup>[15]</sup>、苒千里<sup>[16]</sup>等分别应用生态位适宜度模型和模糊层次分析法对不同地区的区域创新生态系统适宜度情况作出评价与分析。

本文以江苏省为例, 将生态位理论应用于影响大气环境的重点行业(以下简称重点行业)的环境经济演变研究, 选取行业总产值和煤炭消费总量作为经济要素, 二氧化硫和烟粉尘贡献较大的行业的污染物排放量作为环境要素, 分析二者长时间的演变过程。同时, 基于生态位理论, 建立生态位适宜度模型, 对江苏省大气环境负荷的适宜度进行评价。

## 1 重点行业的生态位内涵

### 1.1 生态位的定义

生态位是生物单元在特定生态系统中与环境相互作用过程中所形成的相对地位与作用。任何生物都在不断地与其他生物相互作用并不可避免地对其所生存的物理化学环境产生影响, 其地位与作用也必然是在一定环境条件下与其他生物相对比较中才体现出来。生态位应当包含两个方面: 一是生物单元的状态(能量、生物量、个体数量、资源占有量、适应能力、智能水平、经济发展水平、科技发展水平等), 是通过生长发育、学习、社会发展以及与环境相互作用积累的结果; 二是生物单元

收稿日期: 2018-12-12

基金项目: 江苏省第四期“333工程”培养资金资助项目; 江苏省环境监测科研基金项目(项目编号1821)。

作者简介: 田颖(1982-), 女, 河北承德人, 高级工程师, 硕士, 主要从事环境质量综合分析、地理信息系统等方面研究。

对环境的现实影响力或支配力，如能量和物质变化的速率、生产力、增长率、经济增长率、占据新环境的能力。前者可视为生物单元的态，后者可视为生物单元的势。这两个方面的综合体现了特定生物单元在生态系统中的相对地位与作用<sup>[17]</sup>。通过定量计算生态位的态和势，可以比较科学地反映特定生物单元在生态系统中的相对地位与作用。

### 1.2 重点行业的生态位内涵

生态位综合反映了个体和种群在生态系统中所占有的空间、所处的地位和所具有的功能，可见，生态位的重要特征是其综合性和相对性<sup>[17]</sup>。工业发展与大气污染物排放密切相关，本文对环境统计数据中的行业进行筛选，选取2015年二氧化硫和烟粉尘排放量均排名前20位的行业作为本文研究的“重点行业”，因为重点行业的生态位也即大环境与发展中的地位和作用，文中的生态位的高低指的是大环境经济综合效率的高低，生态位较低的行业需要特别的关注，以期达到经济发展和大环境达到和谐健康的发展。

## 2 评价方法和数据来源

### 2.1 重点行业的生态位量化

根据生态位态势理论，以及上述重点行业的生态位的定义，建立重点行业的大环境经济综合效率生态位模型如下<sup>[18]</sup>：

$$N_{ij} = \frac{S_{ij} + A_{ij}P_{ij}}{\sum_{i=1}^n (S_{ij} + A_{ij}P_{ij})} \quad (1)$$

其中： $N_{ij}$ 为重点行业大环境经济综合效率的生态位（以下简称生态位）； $i=1, 2, \dots, n$ ， $n$ 为不同行业类型， $j=1, 2, \dots, m$ ， $m$ 为不同年份； $S$ 和 $P$ 为不同行业类型的态和势； $A$ 为量纲转化系数。行业生态位值越接近1，说明在研究的系统中所发挥的作用越大，越接近0说明所发挥的作用越小。这里将所选取的重点行业作为一个完整的系统考虑，将行业总产值和大气污染物排放量分别作为经济和大环境要素的态，而增长量作为经济和环境要素的势。

理论上，模型应包括所有对大环境经济综合效率有影响的因子，但限于研究手段、认知水平和数据来源等因素，这里选取某些关键作用的因子。令

$$S_{ij} = \frac{M_{ij}}{R_{ij}}, P_{ij} = \frac{Y_{ij}}{R_{ij}} \quad (2)$$

式中： $M_{ij}$ 为行业总产值； $Y_{ij}$ 为行业总产值的年增长量； $R_{ij}$ 为大气污染物排放量。

### 2.2 基于生态位模型的大环境负荷的适宜度评价

本文选取大环境负荷适宜度模型，基于江苏省重点行业的生态位量化模型，对大环境负荷的适宜度进行评估<sup>[19-20]</sup>。

设有个 $m$ 评估年份， $N'_{ij}$ 为 $N_{ij}$ 标准化处理后的大环境经济综合效率的生态位，其中 $N_{\max}$ 表示 $N_{ij}$ 中的最大值。

$$N'_{ij} = \frac{N_{ij}}{N_{\max}} \quad (3)$$

无纲化处理后，又设 $N_{ai}$ 表示第 $i$ 个生态位因子的最佳生态位，即

$$N_{ai} = \max (N'_{ij}) \quad (4)$$

则大环境负荷适宜度可通过如下模型得出：

$$F_i = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^n \frac{\min \{ |N'_{ij} - N_{ai}| \} + \varepsilon \max \{ |N'_{ij} - N_{ai}| \}}{|N'_{ij} - N_{ai}| + \varepsilon \max \{ |N'_{ij} - N_{ai}| \}} \quad (5)$$

其中 $\varepsilon \in [0, 1]$ ，其值通常由 $F_i = 0.5$ 估算出来。具体计算公式为：

$$\frac{1}{N_{ai}} = \frac{1}{m \times n} \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n N_{ai} \quad (6)$$

$$\frac{\min (N_{ai}) + \varepsilon \max (N_{ai})}{(N_{ai} + \varepsilon \max (N_{ai}))} = 0.5 \quad (7)$$

### 2.3 数据来源

本文采用2001—2015年时间序列数据。行业总产值、二氧化硫和烟粉尘排放数据均来自历年的环境统计数据。

文中所选用的“重点行业”为2015年二氧化硫和烟粉尘排放量均排名前20位的行业，行业分类采用的是2011年国民经济行业分类与代码（GB/4754-2011），行业代码与行业名称对照表见表1。

## 3 结果分析

### 3.1 重点行业主要污染物大环境经济综合效率生态位分析

根据重点行业的大环境经济综合效率生态位模型，对江苏省大环境重点行业 $SO_2$ 和烟粉尘的大环境经济综合效率生态位进行分析（表2和表3）。

#### 3.1.1 大气中 $SO_2$ 大环境经济综合效率生态位变化分析

2002—2015年，江苏省大环境重点行业 $SO_2$ 的生态位较低的行业分别是44（电力行业）、30（非金属行业）、26（化工行业），其中最低的为电力行业。2015年较2002年三个行业的 $SO_2$ 生态位均有不同程度的上升，2002—2015年，电力行业、非金属行业和化工行业 $SO_2$ 生态位平均变化速度分别

为7.1%、1.9%和14.3%。以5年为一个阶段，2002—2005年，电力行业SO<sub>2</sub>生态位呈下降趋势，平均下降幅度为12.5%，非金属行业生态位没有变化，化工行业呈上升趋势，平均上升幅度为3.4%。2006—2010年，电力行业生态位没有变化，非金属行业和化工行业生态位均呈现下降趋势，平均下降幅度均为7.1%。2011—2015年，电力行业、非金

属行业和化工行业生态位均呈现上升趋势，平均上升幅度分别为60%、6.7%和11.1%。从三个阶段三个行业生态位变化幅度可以看出，与“十五”和“十一五”相比，“十二五”期间，SO<sub>2</sub>的生态位较低三个行业，生态位较低的现状得到了较明显的改善，生态位上升幅度较大，表明“十二五”期间，三个行业在SO<sub>2</sub>的减排方面效果显著。

表1 大气污染重点行业代码和行业名称对照表

行业代码	行业名称
13	农副食品加工业
14	食品制造业
15	酒、饮料和精制茶制造业
17	纺织业
20	木材加工和木、竹、藤、棕、草制品业（以下简称木材加工业）
22	造纸和纸制品业（以下简称造纸业）
25	石油加工、炼焦和核燃料加工业（以下简称石油加工业）
26	化学原料和化学制品制造业（以下简称化工行业）
27	医药制造业
28	化学纤维制造业
29	橡胶和塑料制品业
30	非金属矿物制品业（以下简称非金属行业）
31	黑色金属冶炼和压延加工业（以下简称黑色金属行业）
32	有色金属冶炼和压延加工业（以下简称有色金属行业）
33	金属制品业
44	电力、热力生产和供应业（以下简称电力行业）

表2 2002—2015年江苏省大气污染重点行业SO<sub>2</sub>环境经济综合效率的生态位

行业	年份													
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
13	0.097	0.100	0.106	0.112	0.028	0.083	0.120	0.093	0.047	0.104	0.101	0.117	0.103	0.051
14	0.018	0.051	0.053	0.029	0.021	0.029	0.026	0.034	0.021	0.050	0.045	0.066	0.065	0.053
15	0.032	0.045	0.029	0.043	0.024	0.029	0.029	0.058	0.264	0.038	0.007	0.033	0.050	0.043
17	0.046	0.067	0.035	0.034	0.022	0.043	0.131	0.026	0.019	0.055	0.031	0.041	0.040	0.032
20	0.030	0.066	0.100	0.026	0.006	0.015	0.006	0.006	0.007	0.014	0.013	0.015	0.017	0.009
22	0.023	0.069	0.019	0.027	0.053	0.016	0.027	0.018	0.007	0.012	0.012	0.012	0.017	0.017
25	0.224	0.081	0.079	0.083	0.076	0.040	0.033	0.043	0.046	0.037	0.047	0.044	0.043	0.024
26	0.022	0.080	0.008	0.025	0.028	0.048	0.020	0.035	0.018	0.042	0.042	0.027	0.041	0.028
27	0.086	0.123	0.101	0.165	0.180	0.126	0.158	0.186	0.116	0.133	0.187	0.139	0.123	0.360
28	0.033	0.026	0.025	0.025	0.024	0.037	0.016	0.026	0.023	0.040	0.042	0.059	0.049	0.049
29	0.156	0.053	0.074	0.063	0.178	0.088	0.122	0.136	0.078	0.117	0.122	0.108	0.093	0.088
30	0.004	0.009	0.010	0.004	0.014	0.011	0.009	0.010	0.009	0.013	0.014	0.011	0.015	0.012
31	0.029	0.052	0.048	0.035	0.050	0.056	0.048	0.035	0.041	0.036	0.034	0.026	0.033	0.017
32	0.044	0.031	0.084	0.134	0.346	0.135	0.130	0.209	0.192	0.182	0.173	0.157	0.133	0.117
33	0.154	0.142	0.228	0.194	0.173	0.241	0.123	0.134	0.112	0.125	0.128	0.141	0.173	0.095
44	0.002	0.004	0.001	0.001	0.022	0.003	0.003	0.003	0.001	0.002	0.003	0.005	0.007	0.004

表3 2002—2015年江苏省大气污染重点行业烟粉尘环境经济综合效率的生态位

行业	年份													
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
13	0.047	0.062	0.093	0.107	0.020	0.073	0.091	0.083	0.037	0.070	0.080	0.106	0.081	0.045
14	0.009	0.044	0.048	0.023	0.011	0.031	0.027	0.022	0.011	0.043	0.031	0.058	0.114	0.083
15	0.027	0.022	0.030	0.034	0.020	0.025	0.026	0.056	0.284	0.039	0.006	0.028	0.045	0.050
17	0.024	0.051	0.040	0.029	0.016	0.039	0.113	0.023	0.014	0.069	0.032	0.056	0.059	0.043
20	0.012	0.061	0.083	0.020	0.004	0.020	0.008	0.006	0.006	0.001	0.001	0.002	0.002	0.001
22	0.012	0.044	0.020	0.032	0.052	0.028	0.047	0.029	0.016	0.038	0.036	0.037	0.048	0.039
25	0.562	0.353	0.163	0.130	0.056	0.052	0.046	0.058	0.071	0.117	0.128	0.073	0.064	0.043
26	0.011	0.055	0.010	0.029	0.022	0.047	0.020	0.034	0.021	0.069	0.055	0.036	0.058	0.033
27	0.075	0.068	0.122	0.159	0.205	0.153	0.178	0.166	0.115	0.156	0.244	0.173	0.170	0.342
28	0.018	0.024	0.025	0.028	0.025	0.043	0.031	0.040	0.040	0.082	0.095	0.140	0.090	0.092
29	0.086	0.049	0.085	0.080	0.159	0.060	0.102	0.114	0.068	0.149	0.151	0.127	0.100	0.124
30	0.002	0.006	0.011	0.005	0.005	0.007	0.006	0.008	0.005	0.005	0.006	0.004	0.004	0.004
31	0.024	0.063	0.076	0.071	0.046	0.043	0.041	0.037	0.030	0.024	0.020	0.018	0.006	0.004
32	0.051	0.032	0.076	0.150	0.369	0.236	0.158	0.266	0.187	0.058	0.038	0.044	0.034	0.029
33	0.040	0.062	0.116	0.100	0.119	0.136	0.101	0.097	0.091	0.075	0.068	0.091	0.115	0.062
44	0.001	0.004	0.002	0.002	0.004	0.005	0.006	0.005	0.003	0.006	0.008	0.008	0.010	0.007

江苏省SO<sub>2</sub>污染主要来自工业污染，其中电力行业尤其火电行业 and 水泥行业均是重点污染行业，工业发展的同时带来了污染物的增加。但是近年来，由于江苏省开展火电脱硫脱硝设施升级改造，强化电力行业脱硫脱硝设施运行监管，同时加快非电行业脱硫脱硝步伐，使得江苏省SO<sub>2</sub>排放强度在前期随着工业的发展呈现持续下降的趋势，这与以上三个行业的生态位在“十二五”期间升高的结果是一致的。未来环境与经济达到和谐发展，加大脱硫脱硝设备的投运率，加强新能源发电技术的研发和投入使用将是重中之重。

### 3.1.2 大气中烟粉尘环境经济综合效率生态位变化分析

2002—2015年，江苏省大气污染重点行业烟粉尘的生态位较低的行业分别是44（电力行业）、30（非金属行业）、20（木材加工业）。2015年较2002年，电力行业和非金属行业的烟粉尘生态位有小幅升高，木材加工业下降，2002—2015年，电力行业、非金属行业和木材加工业烟粉尘生态位平均变化速度分别为42.8%、7.1%和-6.5%。以5年为一个阶段，2002—2005年，电力行业烟粉尘生态位呈上升趋势，平均上升幅度为25%，非金属行业烟粉尘生态位呈上升趋势，平均上升

幅度为37.5%，木材加工业呈上升趋势，平均上升幅度为16.7%。2006—2010年，电力行业烟粉尘生态位呈上升趋势，平均上升幅度为5%，非金属行业烟粉尘生态位没有变化，木材加工业烟粉尘生态位呈上升趋势，平均上升幅度为10%。2011—2015年，电力行业烟粉尘上升，平均上升幅度为3.3%，非金属行业烟粉尘下降，平均下降幅度为4%，木材加工业烟粉尘生态位不变。从三个阶段三个行业生态位变化幅度可以看出，2002—2015年，电力行业、非金属行业和木材加工业烟粉尘生态位较低的现状得到了较明显的改善，其中“十五”较之“十一五”和“十二五”上升幅度较大，这与SO<sub>2</sub>的生态位变化具有相反的趋势。

据统计，江苏省水泥行业是烟粉尘排放的主要行业，曾占全省烟粉尘排放总量的一半以上。“十二五”以来，江苏省加强工业烟粉尘控制，大力推进燃煤电厂除尘设施改造，按烟尘最新特别排放限值要求实施改造，积极推进非电行业除尘设施改造，制定实施水泥、钢铁行业除尘设施改造计划，推进燃煤锅炉除尘设施建设，同时加快推进燃煤锅炉清洁能源替代，这也是随着工业发展，烟粉尘的排放强度得到控制的最主要原因。但是烟粉尘的排放现状依然不可忽视，从数据分析来看，相比对

SO<sub>2</sub> 的控制, 近些年对烟粉尘的治理投入较低, 但烟粉尘对大气环境质量的改善尤为重要, 经济得到发展的同时, 由于采取了新的工艺和污染治理措施的不断加强的, 环境质量得到改善。在原有基数较大的基础上, 相应的环保政策和措施的实施, 使得污染物排放强度可以迅速下降, 但是当污染物下降到一定程度时, 其减排的空间变小, 减排的难度加大, 下降的幅度有所缓和。因此在未来的经济发展过程中, 采用具有更高清洁生产水平的技术方法, 实施更高效除尘技术改造, 探索更深入的减排模式, 才能进入经济与环境可持续发展的阶段。

### 3.2 与重点行业中生态位较高行业的比较

#### 3.2.1 大气中 SO<sub>2</sub> 环境经济综合效率生态位对比分析

大气污染重点行业 SO<sub>2</sub> 环境经济综合效率生态位排序结果发现, 27 (医药制造业) 在生态位排序前三名中出现次数最多, 因此将医药制造业作为重点行业中 SO<sub>2</sub> 环境经济综合效率生态位较高行业, 分别将 44 (电力行业)、30 (非金属行业)、26 (化工行业) 与其进行对比分析 (图 1)。由生态位较低行业 SO<sub>2</sub> 环境经济综合效率较低与较高生态位差变化图可知, 44 (电力行业)、30 (非金属

行业)、26 (化工行业) 与较高行业的生态位差呈现波动上升趋势, 2002—2015 年, 其平均变化速度分别为 23.1%、29.9% 和 23.2%。以 5 年为一个阶段, 2002—2005 年、2006—2010 年和 2011—2015 年, 电力行业与较高行业的生态位差平均上升幅度分别为 23.8%、-5.4% 和 34.4%, 非金属行业与较高行业的生态位差平均上升幅度分别为 29.7%、-7.1% 和 53%, 化工行业与较高行业的生态位差平均上升幅度分别为 24.1%、-7.1% 和 38%。

“十五”和“十二五”期间, 三个行业与较高行业的生态位差均有较大幅度的上升, “十二五”期间上升幅度为最大, “十一五”期间生态位差下降, 这说明“十五”和“十二五”期间生态位较低行业与生态位较高行业的差距较大, 尤其是“十二五”期间, 差距为最大。虽然 2002—2015 年, 电力行业、非金属行业、化工行业的生态位有所上升, 但是其与具有较高生态位行业的差距却在变大, 三个行业在 SO<sub>2</sub> 的减排以及治理方面虽然效果显著, 但是与生态位较高行业的发展和对污染治理速度相比, 该三个行业的 SO<sub>2</sub> 环境经济综合效率生态位现状不容乐观。

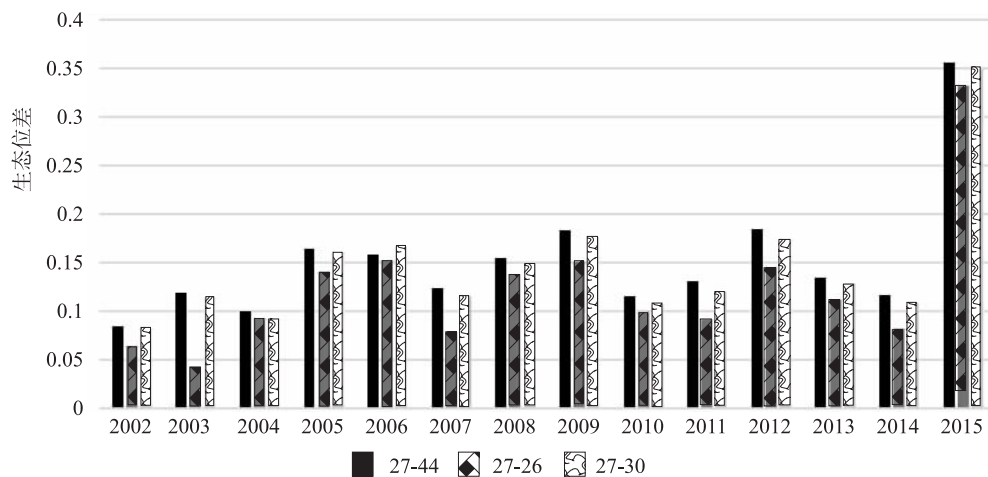


图1 重点行业SO<sub>2</sub>环境经济综合效率较低与较高生态位差变化图

#### 3.2.2 大气中烟粉尘环境经济综合效率生态位对比分析

大气污染重点行业烟粉尘环境经济综合效率生态位排序结果发现, 27 (医药制造业) 在生态位排序前三名中出现次数最多, 因此将医药制造业作为重点行业中烟粉尘环境经济综合效率生态位较高行业, 分别将 44 (电力行业)、30 (非金属行业)、20 (木材加工业) 与其进行对比分析 (图

2)。由生态位较低行业 SO<sub>2</sub> 环境经济综合效率较低与较高生态位差变化图可知, 44 (电力行业)、30 (非金属行业)、20 (木材加工业) 与较高行业的生态位差呈现波动上升趋势, 2002—2015 年, 其平均变化速度分别为 25.2%、25.9% 和 31.5%。以 5 年为一个阶段, 2002—2005 年、2006—2010 年和 2011—2015 年, 电力行业与较高行业的生态位差平均上升幅度分别为 28%、-8.9% 和

24.7%，非金属行业与较高行业的生态位差平均上升幅度分别为27.7%、-9%和24.8%，木材加工业与较高行业的生态位差平均上升幅度分别为30.2%、-9.2%和24%。

烟粉尘环境经济综合效率较低生态位与较高生态位行业的生态位差的变化趋势，与SO<sub>2</sub>一致，即“十五”和“十二五”期间，三个行业与较高行业的生态位差均有较大幅度的上升，“十二五”

期间上升幅度为最大，“十一五”期间生态位差下降。2002—2015年间，电力行业、非金属行业、木材加工业的生态位有所上升，但是其与具有较高生态位行业的差距却在变大，虽然三个行业在对烟粉尘的控制中采取了相应的措施，也取得了一定的成效，但是相对于其他行业，新的控制措施以及提高其清洁生产力度仍应为重中之重。

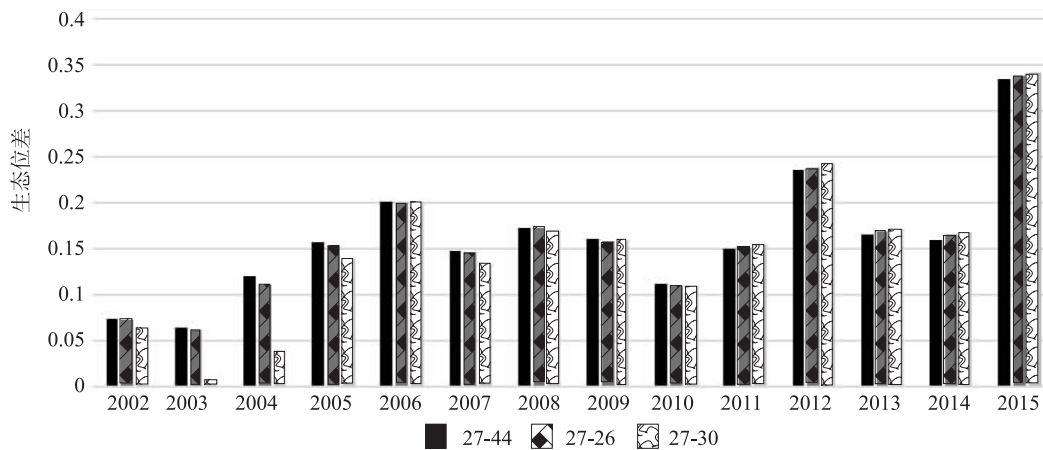


图2 重点行业烟粉尘环境经济综合效率较低与较高生态位差变化图

### 3.3 基于生态位模型的江苏省大气环境负荷的适宜度评价

按照公式(3)~(7)分别计算模型中SO<sub>2</sub>和烟粉尘2002—2015年参数ε的值和适宜度水平值(表4)。

由于生态位适宜度水平介于0到1之间，故根据模糊聚类中的K距离方法，将江苏省2002—2015年大气环境负荷的适宜度水平进行简单聚类，得到了处于[0, 0.4]的适宜度水平属于低度适宜，处于(0.4, 0.7]的适宜度水平属于中度适宜，而处于(0.7, 1]的适宜度水平属于高度适宜。如表4所示，江苏省2002—2015年大气环境负荷适宜度整体呈现波动变化趋势，SO<sub>2</sub>和烟粉尘的平均值分别约为0.55和0.56，属于中等适宜；SO<sub>2</sub>和烟粉尘有着相似的变化趋势，均在2003年适宜度水平处于低谷，而2006年和2015年的适宜度水平最为理想。

#### 3.3.1 江苏省SO<sub>2</sub>大气环境负荷的适宜度分析

以5年为一个阶段，2002—2005年，江苏省SO<sub>2</sub>大气环境负荷的适宜度呈现波动下降的趋势，平均值为0.54，属于中度适宜。平均下降幅度为0.4%，2003年适宜度水平处于低谷，2002年的适宜度水平最为理想。

2006—2010年，江苏省SO<sub>2</sub>大气环境负荷的适宜度呈现波动下降的趋势，平均值为0.58，属于中度适宜。平均下降幅度为1.8%，2008年适宜度水平处于低谷，2006年的适宜度水平最为理想。

2011—2015年，江苏省SO<sub>2</sub>大气环境负荷的适宜度呈现波动上升的趋势，平均值为0.56，属于中度适宜。平均上升幅度为3.7%，2014年适宜度水平处于低谷，2015年的适宜度水平最为理想。

#### 3.3.2 江苏省烟粉尘大气环境负荷的适宜度分析

以5年为一个阶段，2002—2005年，江苏省烟粉尘大气环境负荷的适宜度呈现波动上升的趋势，平均值为0.52，属于中度适宜。平均上升幅度为5.1%，2003年适宜度水平处于低谷，2004年的适宜度水平最为理想。

2006—2010年，江苏省烟粉尘大气环境负荷的适宜度呈现波动下降的趋势，平均值为0.56，属于中度适宜。平均下降幅度为1.9%，2008年适宜度水平处于低谷，2006年的适宜度水平最为理想。

2011—2015年，江苏省烟粉尘大气环境负荷的适宜度呈现波动上升的趋势，平均值为0.55，属于中度适宜。平均上升幅度为2.5%，2012年适



宜度水平处于低谷, 2015 年的适宜度水平最为理想。

表 4 江苏省 2002—2015 年大气环境负荷适宜度计算结果

年份	$\varepsilon$		适宜度水平	
	SO <sub>2</sub>	烟粉尘	SO <sub>2</sub>	烟粉尘
2002	0.6167	0.9964	0.5605	0.4932
2003	0.3889	0.6246	0.5123	0.3965
2004	0.6278	0.2865	0.5561	0.6120
2005	0.5333	0.2794	0.5487	0.5927
2006	0.9556	0.6530	0.6477	0.6354
2007	0.6639	0.4164	0.5643	0.5679
2008	0.4333	0.3132	0.5487	0.5092
2009	0.5750	0.4698	0.5656	0.5225
2010	0.7278	0.5018	0.5869	0.5783
2011	0.5000	0.2740	0.5357	0.5717
2012	0.5139	0.4306	0.5496	0.4988
2013	0.4306	0.3043	0.5412	0.5052
2014	0.4750	0.2989	0.5224	0.5218
2015	0.9944	0.6050	0.6378	0.6411

从三个阶段分析可以看出,“十一五”期间江苏省大气环境负荷具有较高的适宜度,但是此期间适宜度总体呈现下降趋势。SO<sub>2</sub> 和烟粉尘大气环境负荷的适宜度在“十二五”期间变化幅度最大,且均处于上升状态。

“十一五”和“十二五”是江苏省整体经济增长比较快的年份,地区生产总值的增长速度逐年攀升,煤炭消费总量日益增加,污染物排放量较多。2013 年,江苏省煤炭消费总量 3.03 亿 t,仅次于山东、河北,是浙江的一倍;粗钢产量 8.18 万 t,生铁产量 6.5 万 t,位居全国第三;水泥熟料产量 5.25 万 t,位居全国第二;同时由于江苏省产业结构偏重、能源结构不合理,导致全省大气污染物排放量居高难下。因此虽然“十一五”期间江苏省大气环境负荷具有较高的适宜度,但是却呈现下降趋势。“十二五”期间,江苏省深化产业结构调整,推进大气污染源头整治,淘汰钢铁、水泥等重点行业落后产能,强化污染治理,削减大气污染物排放总量,持续提高清洁生产水平,控制煤炭消费总量,大力发展清洁能源。由于各种措施的采取,使得“十二五”期间江苏省大气环境负荷适宜度呈现上升的趋势,并在 2015 年达到最理想状态。

## 4 结论与讨论

### 4.1 结论

(1) 2002—2015 年,江苏省大气污染重点行业 SO<sub>2</sub> 的生态位较低的行业分别是电力行业、非金属行业和化工行业,其中最低的为电力行业。2015 年较 2002 年三个行业的 SO<sub>2</sub> 生态位均有不同程度的上升,以 5 年为一个阶段,从三个阶段三个行业生态位变化幅度可以看出,与“十五”和“十一五”相比,“十二五”期间,SO<sub>2</sub> 的生态位较低的两个行业,生态位较低的现状得到了较明显的改善,生态位上升幅度较大,表明“十二五”期间,三个行业在 SO<sub>2</sub> 的减排方面效果显著。

(2) 2002—2015 年,江苏省大气污染重点行业烟粉尘的生态位较低的行业分别是电力行业、非金属行业和木材加工业。2015 年较 2002 年,电力行业和非金属行业的烟粉尘生态位有小幅升高,木材加工业下降。2002—2015 年,电力行业、非金属行业和木材加工业烟粉尘生态位较低的现状得到了较明显的改善,其中“十五”较之“十一五”和“十二五”上升幅度较大,与 SO<sub>2</sub> 的生态位变化具有相反的趋势。

(3) 将 SO<sub>2</sub> 生态位较低的电力行业、非金属行业和化工行业与生态位较高行业的对比分析的结

果显示,二者生态位差均呈现波动上升趋势,以5年为一个阶段,“十五”和“十二五”期间,三个行业与较高行业的生态位差均有较大幅度的上升,“十二五”期间上升幅度为最大,“十一五”期间生态位差下降,这说明“十五”和“十二五”期间生态位较低行业与生态位较高行业的差距较大,尤其是“十二五”期间,差距为最大。

(4) 将烟粉尘生态位较低的电力行业、非金属行业和化工行业与生态位较高行业的对比分析的结果显示,二者生态位差均呈现波动上升趋势,以5年为一个阶段,烟粉尘环境经济综合效率较低生态位与较高生态位行业的生态位差的变化趋势,与SO<sub>2</sub>一致,即“十五”和“十二五”期间,三个行业与较高行业的生态位差均有较大幅度的上升,“十二五”期间上升幅度为最大,“十一五”期间生态位差下降。

(5) “十一五”期间江苏省大气环境负荷具有较高的适宜度,“十五”和“十一五”均呈现下降趋势,“十二五”为上升趋势。由于经济增长速度较快,煤炭消费总量日益增加,污染物排放量较多,同时由于江苏省产业结构偏重、能源结构不合理,导致全省大气污染物排放量居高难下,因此三个阶段相比,虽然“十一五”期间江苏省大气环境负荷具有较高的适宜度,但是却呈现下降的趋势。“十二五”期间,由于各种措施的采取,使得“十二五”期间江苏省大气环境负荷适宜度呈现上升的趋势,并在2015年达到最理想状态。

#### 4.2 讨论

14年间,重点行业中SO<sub>2</sub>和烟粉尘生态位较低的行业的生态位呈现波动上升趋势,以5年为一个阶段进行分析,较之“十五”和“十一五”,“十二五”期间上升幅度较大,虽然其生态位“绝对值”呈现上升趋势,但是其与重点行业中的生态位较高行业的生态位差却逐年变大,尤其是在“十二五”期间。这说明,虽然其生态位较低的现状得到了缓解,但是相对于其他行业,该行业生态位较低的现状并没有得到改善,并且其与生态位高的行业的差距在加大,因此生态位较低行业如电力行业、非金属行业、化工行业和木材加工业等,针对SO<sub>2</sub>和烟粉尘的新的控制措施以及提高其清洁生产力度仍为重中之重。

从三个阶段总体上来看,“十一五”期间具有较高的大气环境负荷的适宜度,但是总体处于下降趋势,“十二五”相对于“十一五”期间大气环境

负荷的适宜度较低,但是总体处于上升态势,说明“十二五”期间江苏省针对大气污染的削减,强化治理取得了初步成效。未来发展过程中,持续提高清洁生产水平,控制煤炭消费总量,大力发展清洁能源尤为重要。

在指标选择方面,经济指标只选取了行业总产值和煤炭消费总量,污染物排放治标只选择了二氧化硫和烟粉尘,没有从生态系统方面选择更多指标对江苏省大气环境的污染负荷程度进行研究,可在以后研究中进行探讨;由于受资料和数据限制,文章仅仅基于时间序列对江苏省大气环境的污染负荷程度进行了研究,没有从空间上进行分述探讨,研究略显不够立体,有待今后继续探讨。

#### 参考文献:

- [1] Wang Z, Shi L, Hu D, et al. Pursuing Sustainable Industrial Development through the Ecoindustrial Parks: Three Case Studies of China [J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2010, 1195Suppl 1: 145 - 153.
- [2] Geng Y, Cote R. Applying Industrial Ecology in Rapidly Industrializing Asian Countries [J]. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2004, 11 (1): 69 - 85.
- [3] Gibbs D, Deutz P. Reflections on Implementing Industrial Ecology through Eco-industrial Park Development [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2007, 15 (17): 1683 - 1695.
- [4] Shi H, Moriguchi Y, Yang J. Industrial Ecology in China, Part I: Research [J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2002, 6 (3-4): 7 - 11.
- [5] 江珂. 不同污染类型工业行业的环境污染分解分析 [J]. *生态经济*, 2010 (4): 96 - 99.
- [6] 田颖, 沈红军. 江苏省水泥制造业经济发展与大气环境变化相关性分析 [J]. *环境监控与预警*, 2016, 8 (4): 13 - 16.
- [7] 田颖, 沈红军. 江苏省工业发展与大气污染物排放的时空演变关系 [J]. *环境监控与预警*, 2017, 9 (5): 5 - 9.
- [8] 赵彤, 丁萍. 区域产业结构转变对生态环境影响的实证分析 - 以江苏省为例 [J]. *工业技术经济*, 2008, 12 (27): 90 - 93.
- [9] 陈绍愿, 林建平, 杨丽娟, 等. 基于生态位理论的城市竞争策略研究 [J]. *人文地理*, 2006, 21 (2): 72 - 76.
- [10] 倪九派, 魏朝富, 谢德体. 土地利用的生态位及调控机制的研究 [J]. *农业工程学报*, 2005, 21 (S): 113 - 115.
- [11] 李艳萍, 葛又松. 基于生态位理论探析江苏省沿江城市发展 [J]. *河北师范大学学报 (自然科学版)*, 2005, 29 (6): 631 - 636.
- [12] 张侠, 葛向东, 濮励杰, 等. 土地利用的经济生态位分析和耕地保护机制研究 [J]. *自然资源学报*, 2002, 17 (6): 677 - 683.
- [13] 李自珍, 韩晓卓, 李文龙. 具有生态位构建作用的种群进化动力学模型及其应用研究 [J]. *应用数学和力学*, 2006, 27 (3): 293 - 299.
- [14] 郭燕青, 姚远, 徐菁鸿. 基于生态位适宜度的创新生态系统评价模型 [J]. 2015 (15): 13 - 16.

- [15] 周青, 陈畴镛. 中国区域技术创新生态系统适宜度的实证研究 [J]. 科学学研究, 2008, 26 (S1): 242-246.
- [16] 裴千里. 基于生态位适宜度理论的区域创新系统评价研究 [J]. 经济研究导刊, 2012 (13): 170-171.
- [17] 朱春全. 生态位态势理论与扩充假说 [J]. 生态学报, 1997, 17 (3): 324-332.
- [18] 陈逸, 黄资金, 陈志刚, 等. 基于生态位理论的区域土地利用时空演变研究 [J]. 生态经济学报, 2007, 5 (1-4): 51-55.
- [19] 赵奥. 基于生态位适宜度的辽宁省生态环境负荷水平测度 [J]. 大连民族大学学报, 2017, 19 (2): 119-123.
- [20] 赵奥. 辽宁省工业化进程与生态环境负荷的交互相应研究 [J]. 南昌师范学院学报 (社会科学), 2017, 38 (1): 23-26.

## Suitability Evaluation of Atmospheric Environmental Load of Jiangsu Province Based on Niche Theory

TIAN Ying, SHEN Hong-jun

(Jiangsu Environmental Monitoring Center, Nanjing Jiangsu 210036, China)

**Abstract:** Based on the data of 2001-2015, according to the theory of niche situation, a comprehensive ecological niche model associated with air environment for key industries was established, the comprehensive efficiency of the key industries of air pollution was analyzed, at the same time, based on the fitness model, the atmospheric environmental load based on niche model was evaluated. The results showed that in the past 2002-2015 years, the low niche industries of SO<sub>2</sub> in the key industries are electric power industry, non-metallic industry and chemical industry, the lower ecological niche of smoke and dust is power industry, non-metal industry and wood processing industry. Compared to 2002, the SO<sub>2</sub> and smoke dust niche of three industries increased and the "absolute value" of the niche was on the rise in 2015. A comparative analysis was conducted between the industries with lower SO<sub>2</sub> and smoke dust niche and higher niche industries, the ecological potential difference of the two showed a trend of fluctuation and became bigger and bigger year by year. The atmospheric environment load of Jiangsu during the 11<sup>th</sup> Five-Year was relatively high, the 10<sup>th</sup> and the 11<sup>th</sup> Five-Year showed a downward trend, the 12<sup>th</sup> Five-Year was the rising trend, and reached the ideal state in 2015.

**Key words:** atmospheric environmental load; economic and comprehensive efficiency; ecological niche; suitability; evaluation; Jiangsu

# 大连市湿地生态系统健康评价

赵 杨, 窦应瑛

(大连市环境科学设计研究院, 辽宁 大连 116023)

**摘 要:**通过专家咨询法, 选取相应指标构建适合大连湿地的生态系统健康评价体系。根据模糊综合评价模型, 利用层次分析法确定指标权重和隶属度, 采用模糊综合评价模型, 计算湿地功能整合性、生态特征、社会环境隶属度, 并计算其健康度为 0.4977, 属于第Ⅳ等级 (0.3~0.5) 疾病状态。湿地生态功能已不能满足维持湿地生态系统的需要, 湿地生态系统已开始退化, 对大连市湿地生态系统作出预警分析。

**关键词:**湿地; 生态系统; 健康评价; 大连

**中图分类号:** X82 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0074 - 05

## 1 大连市湿地概况

大连市三面环海, 各区 (市、县) 从海边到陆地、从陆地到山区都有湿地分布, 有多种湿地类型和一种湿地分布于多个地区的特点。根据辽宁《野生动物植物和湿地资源》《辽宁省湿地资源调查技术实施细则》, 以及大连市的有关统计数据, 大连湿地分为 4 类 11 型, 全市湿地总面积 408371hm<sup>2</sup>, 占辽宁省湿地面积的 33.5%, 居全省第 1 位。其中: 浅海水面积 174180hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 42.7%; 岩石海岸面积 4830hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 1.2%; 沙石海滩面积 9900hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 2.4%。淤泥质海滩面积 89310hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 21.9%; 河口水域面积 1220hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 0.3%; 永久性河流面积 2871hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 0.7%; 草本沼泽面积 1300hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 0.3%; 水库面积 14160hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 3.5%; 盐场及养殖场面积 63100hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 15.4%; 稻田面积 47500hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 11.6%; 自然湿地面积 283611hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 69.4%; 湿地保护面积 57471hm<sup>2</sup>, 占全市湿地面积的 14.1%。

## 2 生态系统健康评价指标的选取

### 2.1 指标体系的构建

本研究共邀请了 20 名专家 (分别来自大连市规划局、环保局、中国科学院 (长春地质研究所、

大连理工大学、海洋大学等科研院所, 现主要从事湿地生态学、植物生态学、环境生态学、生态环境保护、环境科学、环境工程、景观生态学、资源环境信息系统、资源生态、环境评价与规划、区域环境等领域研究) 进行评判, 采用专家咨询法, 将问卷资料整理后, 使用 Excel 统计软件计算各项指标重要度的平均数及众数百分比, 进行变异系数分析。经过两轮评判, 建立指标体系框架, 准则层从湿地功能整合性、湿地生态特征、湿地社会环境三方面着手, 指标层共选 26 个具体的指标 (见表 1)。

### 2.2 指标相关性分析

降水量、水质、生物多样性、土壤性状、景观多样性指数、景观均匀度指数、洪水调控、水文调节、侵蚀控制、净化能力、物质生产、周边人口素质、环保投资指数、污水处理指数、湿地保护意识、湿地管理水平, 这些指标的数值越大, 生态系统健康状况越好。以上指标为正相关性。

蒸发量、湿地面积变化、湿地受胁状况、自然灾害、斑块个数、人类活动强度、农药施用强度、化肥施用强度, 这些指标的数值越小, 生态系统健康状况越好, 为负相关性。

物质生活指数 (人均 GDP 指标) 数值的高低不能简单地说明生态健康状况好坏。人均 GDP 高, 如果人们在环境方面的投入多了, 对生态环境有好处, 对生态安全状况有益; 另外一种情况, 人们生活水平提高了, 可能追求的一些活动是以破坏生态环境为代价的, 对生态健康状况有危害。这要根据不同地区不同对待, 与一定的人口规模、人口素质、当地政策等有关。观光旅游功能指标的大小与

收稿日期: 2019 - 09 - 17

基金项目: 大连市科技局项目, 编号 2014D21ZC011。

作者简介: 赵杨 (1983 -), 女, 汉族, 硕士研究生, 大连市环境科学设计研究院工程师, 主要研究方向: 环境保护、环境规划。

生态系统健康的关系要根据不同地区不同对待，与一定的地区有考虑。因此以上指标具有不确定性。

表 1 湿地生态系统健康评价指标体系

目标层 (A)	准则层 (B)	序号	指标层 (C)	指标来源或获取方式
湿地生态系统健康综合指标 (A)	湿地生态特征 (B1)	1	降水量	统计数据
		2	蒸发量	统计数据
		3	水质	实地监测、统计数据
		4	土壤性状	实地监测与定量
		5	生物多样性	统计数据
		6	湿地面积变化	统计数据
		7	湿地受胁状况	定性与定量
		8	自然灾害	定性与定量
		9	斑块个数	TM 解译的湿地数据推算
		10	景观多样性指数	TM 解译的湿地数据推算
		11	景观均匀度指数	TM 解译的湿地数据推算
	湿地功能整合性 (B2)	12	洪水调控	定性与定量
		13	水文调节	定性与定量
		14	侵蚀控制	定性与定量
		15	净化能力	定性与定量
		16	物质生产	定性与定量
		17	观光旅游功能	定性与定量
		18	人类活动强度	统计数据
		19	周边人口素质	统计数据
	湿地社会环境 (B3)	20	物质生活指数	统计数据
		21	环保投资指数	统计数据
		22	污水处理指数	统计数据
		23	农药施用强度	统计数据
		24	化肥施用强度	统计数据
		25	湿地保护意识	统计数据
		26	湿地管理水平	定性

2.3 评价指标现状

本文在大连市湿地生态系统健康评价过程中将评价指标分为健康、亚健康、脆弱、疾病、恶劣 5

个等级。大连市湿地生态系统健康评价各指标年现状值见表 2。

表 2 大连市湿地生态系统健康评价各指标年现状值

生态特征		功能整合性		社会环境	
指标序号	现状值	指标序号	现状值	指标序号	现状值
C1	581.6mm	C12	-	C18	532 人/km <sup>2</sup>
C2	1548mm	C13	-	C19	99.80%
C3	II 类	C14	-	C20	27800 元/年
C4	0.50%	C15	-	C21	0.75%
C5	32.40%	C16	0.70%	C22	68%
C6	14.85%	C17	-	C23	505kg/hm <sup>2</sup>
C7	-			C24	38.3kg/hm <sup>2</sup>
C8	-			C25	0.613
C9	8595			C26	-
C10	1.5779				
C11	0.658				

### 2.4 评价等级划分标准

参考了国内外研究湿地评价的标准<sup>[1,2-5]</sup>、大连市湿地保护发展规划,按照综合评价的得分高低,从高到低排序,以反映湿地生态健康从优到劣的变化,在评价大连市湿地生态系统健康时划分为健康(阈值≥0.9)、亚健康(0.7≤阈值<0.9)、脆弱(0.5≤阈值<0.7)、疾病(0.3≤阈值<0.5)、恶劣(阈值<0.3)5个健康级别。

## 3 评价指标体系的应用

### 3.1 模糊综合评判模型的构建

用模糊数学方法进行生态系统健康的评价,可通过隶属函数来描述评价标准的级别并能够刻划出界线的模糊性,平滑标准界线两边的跳跃性,也可用隶属度来评价区域的适宜状态。本论文结合建立的大连湿地生态系统健康评价指标体系,采用二级

模糊综合评判,其评判模型为:

$$B = A \bullet R = A \bullet \begin{pmatrix} B_1 \\ B_2 \\ B_3 \end{pmatrix} = A \bullet \begin{pmatrix} A_1 \bullet R_1 \\ A_2 \bullet R_2 \\ A_3 \bullet R_3 \end{pmatrix}$$

$$W = B \bullet C^T$$

### 3.2 评价指标权重的确定

在模糊综合评价中,最重要的是权重,各指标在整个评价体系中的相对重要程度则为指标的权重。确定指标权重,就是要确定各因子对评价单元综合分值高低的贡献程度。不同指标对生态系统健康的影响、贡献程度都是不同的。本研究在参考大量相关文献和经过多名有关专家学者打分评价的基础上,通过层次分析法(AHP法)和特尔菲法计算出各指标的权重,详见表3。

表3 湿地生态系统健康指标权重表

目标层	指标层	湿地生态特征 0.4905	湿地功能整合性 0.1976	湿地社会环境 0.3119	归一化权重	排序
湿地生态系统健康	降水量	0.0217			0.0106	25
	蒸发量	0.0308			0.0151	22
	水质	0.0848			0.0416	10
	土壤性状	0.1487			0.0729	3
	生物多样性	0.134			0.0657	4
	湿地面积变化	0.0335			0.0164	21
	湿地受胁状况	0.0786			0.0386	11
	湿地自然灾害	0.0449			0.0220	17
	斑块个数	0.1247			0.0612	5
	景观多样性指数	0.1247			0.0612	5
	景观均匀度指数	0.0737			0.0361	12
	洪水调控		0.1616		0.0319	13
	水文调节		0.1035		0.0205	18
	侵蚀控制		0.2499		0.0494	9
	净化能力		0.3711		0.0733	1
	物质生产		0.0608		0.0120	23
	观光旅游功能		0.053		0.0105	26
	人类活动强度			0.2341	0.0730	2
	周边人口素质			0.0357	0.0111	24
	物质生活指数			0.0893	0.0279	16
	环保投资指数			0.1664	0.0519	8
	污水处理指数			0.1795	0.0560	7
	农药施用强度			0.0934	0.0291	14
化肥施用强度			0.0934	0.0291	14	
湿地保护意识			0.0541	0.0169	19	
湿地管理水平			0.0541	0.0169	19	

### 3.3 湿地生态系统健康评价

将大连市湿地生态特征、功能整合性和社会环

境各指标的现状值代入隶属度计算公式,分别可得到湿地生态特征隶属度(表4),湿地功能整合性

隶属度（表5），湿地社会环境隶属度（表6）。

表4 湿地生态特征隶属度

指标	健康	亚健康	脆弱	疾病	恶劣
降水量	0	0.32	0.68	0	0
蒸发量	0	0	0.58	0.42	0
水质	0.3	0.5	0.2	0	0
土壤性状	0	0	0	0.1	0.9
生物多样性	0	0	0.74	0.26	0
湿地面积变化	0	0	0	0.09	0.91
湿地受胁状况	0	0.25	0.5	0.25	0
湿地自然灾害	0.7	0.3	0	0	0
斑块个数	0.68	0.32	0	0	0
景观多样性指数	0	0	0.39	0.61	0
景观均匀度指数	0	0.08	0.92	0	0

表5 湿地功能整合性隶属度

指标	健康	亚健康	脆弱	疾病	恶劣
洪水调控	0	0.25	0.5	0.25	0
水文调节	0	0	0.2	0.5	0.3
侵蚀控制	0	0	0.2	0.5	0.3
净化能力	0	0.25	0.5	0.25	0
物质生产	0	0	0.36	0.64	0
观光旅游功能	0.3	0.5	0.2	0	0

表6 湿地社会环境隶属度

指标	健康	亚健康	脆弱	疾病	恶劣
人类活动强度	0	0	0	0.04	0.96
周边人口素质	0.9	0.1	0	0	0
物质生活指数	0.98	0.02	0	0	0
环保投资指数	0	0	0	0.34	0.66
污水处理指数	0	0	0.3	0.7	0
农药施用强度	0	0	0	0.24	0.76
化肥施用强度	0	0	0	0.01	0.99
湿地保护意识	0	0	0.63	0.37	0
湿地管理水平	0.3	0.5	0.2	0	0

湿地生态系统健康度最终是通过生态特征、功能整合性和社会环境三项指标来决定的，具体计算如下：

$$A = \{0.4905, 0.1976, 0.3119\}$$

$$B_1 = (0.1417, 0.1283, 0.2820, 0.1863, 0.2553)$$

$$B_2 = (0.0159, 0.1597, 0.3695, 0.3488, 0.1060)$$

$$B_3 = (0.1359, 0.0324, 0.0988, 0.2350,$$

0.4980)

$$B = A \times R = A \times (B_1, B_2, B_3)^T = (0.1150, 0.1046, 0.2421, 0.2336, 0.3015)$$

$$W = B \times C^T = 1 \times 0.1150 + 0.8 \times 0.1046 + 0.6 \times 0.2421 + 0.4 \times 0.2336 + 0.2 \times 0.3015 = 0.4977$$

即大连市湿地生态系统健康度为0.4977。

#### 4 大连市湿地生态系统健康评价结果及分析

##### 4.1 大连市湿地健康评价结果

经计算大连市湿地生态系统健康度为0.4977，

根据上文湿地生态系统健康等级划分标准,可得到如下结论:目前大连市湿地生态系统健康属于第IV等级(0.3~0.5)疾病状态,湿地生态结构出现

缺陷,系统活力较低,外界压力大,生态异常较多,湿地生态功能已不能满足维持湿地生态系统的需要,湿地生态系统已开始退化。

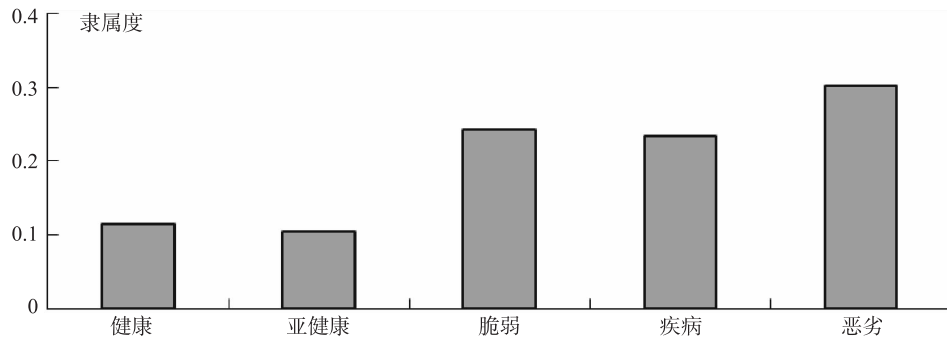


图1 大连市湿地生态系统综合评价结果

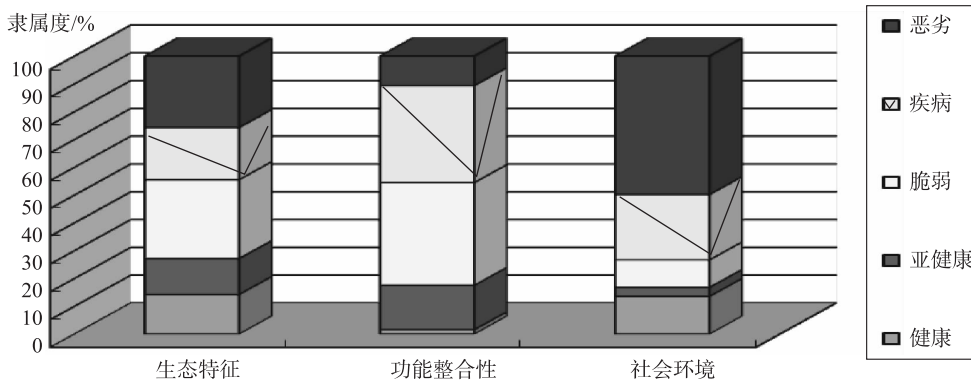


图2 大连市湿地生态系统准则层各因素隶属度

从隶属度分析评价结果可知,整个研究区湿地生态系统在0.1150的程度上属于健康状态,0.1046的程度上属于亚健康状态,0.2421的程度上属于脆弱状态,0.2336的程度上属于疾病状态,0.3015的程度上属于恶劣状态。根据最大隶属度原则,大连市湿地整体处于疾病状态。

生态特征健康度为0.5391,处于脆弱状态;湿地功能整合性健康度为0.5261,处于脆弱状态;社会环境健康度为0.4147,处于疾病状态。由此可见大连市湿地生态环境受社会环境指标的制约作用更大。

#### 4.2 结果诊断分析及预警分析

湿地生态系统是一个复杂的非线性系统,其健康状况存在着明显的不确定性和变异性。本文主要通过红绿灯法来显示湿地区的健康程度<sup>[6]</sup>。表7是大连市健康预警信号表,从表中可明显看到大连市湿地在生态特征、功能整合性、社会环境、综合值方面的健康程度。

表7 大连市湿地健康预警信号表

特征	健康隶属度	信号指示		
		绿灯	黄灯	红灯
生态特征	0.5391		● →	
功能整合性	0.5261		● →	
社会环境	0.4147			● →
综合值	0.4977		■	

注:“●”表示该指标的健康度信号;“→”或“←”表示该指标所反映的特征在近4a的变化趋势;“■”代表大连市湿地健康度信号的综合表现。阈值采用非等间距方法,相对应的阈值分别为绿灯 $\geq 0.7$ , $0.7 >$ 黄灯 $> 0.3$ ,红灯 $< 0.3$ 。

表7中最明显的表现就是湿地的各项指标健康度均处于黄灯附近,综合指标健康度为0.4977,属于中等,并有继续恶化的趋势。生态特征指标及功能整合性指标都处于脆弱到疾病的临界状态(健康度为0.53左右),对这些指标需要进行跟踪以便采取合理的管理模式。



# 工业涂装大气环境影响评价几个关注点

胡连伍<sup>1</sup>, 陶银河<sup>1</sup>, 陈海霞<sup>2</sup>, 张杰<sup>1</sup>, 段丽娟<sup>1</sup>

(1. 北京北方节能环保有限公司, 北京 100070; 2. 北京戏曲艺术职业学院, 北京 100068)

**摘要:**介绍了工业涂装的基本知识, 系统梳理了工业涂装大气环评中的几个关注点, 包括涂装项目环评应获取的重要参数、涂料消耗量和涂装废气量的研判、涂装项目概况要点、涂装 VOCs 污染综合防治体系等。工业涂装项目的 VOCs 排放为该类型项目的环境影响评价重点和关注焦点。

**关键词:**挥发性有机物; 工业涂装; 大气复合污染; 影响评价; 关注点

**中图分类号:** X82    **文献标志码:** A    **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0079-04

《“十三五”挥发性有机物污染防治工作方案》(2017.09.13)指出, 当前, 我国以 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 为特征污染物的大气复合污染形势依然严峻, 从其前体物控制来看, 全国 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、烟粉尘控制取得明显进展, 但 VOCs 排放量仍呈增长趋势, 对大气环境影响日益突出。工业涂装作为 VOCs 排放重点行业之一, 其环境污染问题越来越突出。

## 1 涂装基本概况<sup>[1-6]</sup>

涂装, 又叫涂料施工, 其所用涂料的种类及组分、涂装工艺、涂装室和固化设备的形式及原理等是开展此类项目环评的基础信息。本文所讨论的涂装, 不含施涂/涂覆前的预处理。

### 1.1 涂料的组成

涂料一般由不挥发组分(即成膜组分、固体分)和挥发组分两大部分组成; 同时也可以认为由成膜物质(基料)、溶剂、颜料、助剂四种物质组成。涂料中成膜物质、颜料在成膜过程中附着在被涂物表面形成保护膜; 溶剂完全挥发; 助剂根据成分和作用的差异性, 部分会挥发, 部分会残留。

### 1.2 涂料的分类

涂料的分类方法很多, 与 VOCs 排放核算密切相关的分类方法有:

(1) 按照涂料的形态分类: 固态涂料(即粉末涂料)、液态涂料(包括溶剂型涂料、水性涂料、无溶剂涂料、高固体分涂料等);

(2) 按照成膜机理分类: 转化型涂料(又称热固性涂料)、非转化型涂料(又称热塑性涂料);

(3) 按照干燥方式分类: 常温干燥、烘干、湿气固化、蒸汽固化、辐射能固化涂料等;

(4) 按照施工方法分类: 刷涂、刮涂、辊涂、浸涂、淋涂、喷涂(包括空气喷涂、高压无气喷涂、静电喷涂等)、电泳涂料、自泳涂料、粉末涂料等。

### 1.3 涂装工艺

涂装工艺的选择受多种因素的制约(如涂装环境、被涂物材质及结构、选用涂料的特性、涂层质量和性能要求、经济成本、节能环保因素等), 主要涂装工艺有: 刷涂、刮涂、滚涂、浸涂、淋涂、转鼓涂装、空气喷涂、无空气喷涂、辊涂、帘幕涂、静电喷涂(涂料利用率可达 80%~90%)、电泳涂装(涂料利用率可达 95%以上)、自泳涂装(工作液不含有机溶剂)、粉末涂装(不含有机溶剂)等。自动涂装、机器人涂装由机械代替人工, 自动化程度提高, 改善了涂装质量。随着科技的进步, 新的涂装方法不断出现, 比如干冰雾化涂装、分子涂装等。环评中常遇到的涂装工艺多为喷涂、电泳涂装和粉末静电涂装等。

### 1.4 涂装室

涂装室是提供涂装作业专用环境的设备, 其能满足作业对环境的温度、湿度、照度、洁净度要求, 保护操作者安全卫生, 治理涂装作业废物排放等。涂装室包括喷粉室、浸漆室、滚涂室、帘式涂装室、喷漆室等。

### 1.5 涂层固化

涂层固化是指被涂物表面涂层由液态或粉末状态转变成无定型的固态薄膜的过程; 包括溶剂的蒸发、熔融等物理过程或缩合、聚合等化学交联过程, 或同时包含物理与化学成膜过程。涂膜固化方法包括自然干燥、加热固化(包括强制干燥和加热烘干, 加热方式有对流、辐射、电感应等)、催

收稿日期: 2018-12-13

作者简介: 胡连伍(1979-), 男, 汉族, 硕士, 高级工程师, 主要从事环境影响评价、区域环境保护研究等工作。

化固化、照射固化等。

## 2 工业涂装大气环评中的几个关注点

工业涂装主要污染环节涉及 VOCs 排放（调漆、施涂/涂覆、涂层干燥固化、补漆等）、废水（湿式喷漆室、电泳涂装等）、粉尘（粉末涂装、漆雾、腻子或涂层中间打磨等）及燃料燃烧废气、噪声、工业固废（漆渣、废吸附材料、废过滤材料、废涂料、涂料容器、污泥等），VOCs 排放为该类型项目的评价重点和关注焦点。

### 2.1 相关的法规、政策

国家层面的法规、政策需关注：《关于推进大气污染联防联控工作改善区域空气质量指导意见的通知》（2010），《挥发性有机物（VOCs）污染防治技术政策》（2013），《大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南（试行）》（2014），《中华人民共和国大气污染防治法》（2015），《涂装行业清洁生产评价指标体系》（2016），《重点行业挥发性有机物削减行动计划》（2016），《2016 年国家先进污染防治技术目录（VOCs 防治领域）》，《“十三五”生态环境保护规划》（2016），《“十三五”挥发性有机物污染防治工作方案》（2017），《打赢蓝天保卫战三年行动计划》（2018），以及相关的排放标准、技术规范规程、排污许可、清洁生产标准、环境标志产品技术要求等。另外，地方层面在挥发性有机物综合整治方面往往会采取严于国家层面的要求，制定地方层面挥发性有机物排放标准和排放量核算方法等，应重点关注。

### 2.2 工业涂装项目大气污染分析中的几个关注点

#### 2.2.1 涂装相关重要参数

涂布率（单位体积的涂料可涂覆的面积，不考虑损耗），涂料组分及各组分含量，涂料消耗定额，生产节奏（又称生产节拍，涂装一台（挂、筐）产品所用的平均时间），不挥发组分附着率（即有效利用率），固体分在烘干过程中的失重率（电泳涂装、粉末涂装等涉及热固性涂料的烘干过程），工作制度，设备年时基数，设备利用率，生产纲领等；这些参数对于大气源强的确定至关重要，也是用以判断企业/设计单位提供数据真实性、准确性的基础参数，应尽量获取。

#### 2.2.2 涂料消耗量合理性判断

环评阶段涂料消耗量一般由企业/设计单位直接提供，评价单位应对数据的真实性、可靠性进行研判，可根据掌握的数据资料，采用以下方式进行分析。

$$q = \frac{(\sigma \times d)}{(n \times m \times (1 - \eta))} \quad [3] \quad (1)$$

式中： $q$  为单位面积的涂料消耗量； $\sigma$  为涂层厚度（干膜）； $d$  为涂层密度； $n$  为涂料固体分含量； $m$  为材料利用率或涂着效率； $\eta$  为加热减量。

$$e = S \times w \quad [2] \quad (2)$$

式中： $e$  为涂料消耗量； $S$  为涂装面积； $W$  为涂料消耗定额（常用涂料的消耗定额可参考文献 [2] 中表 6.2-9 或采用企业实际消耗定额）。

#### 2.2.3 涂装废气量合理性判断

涂装室、固化室的排风量（区别于循环风量）一般由企业/设计单位直接提供，评价单位应对数据的真实性、可靠性进行研判。资料详尽的，可根据《涂装作业安全规程》系列标准及相关设计手册进行计算校核；已有资料无法详细计算的，可采用反推法进行研判。

##### (1) 反推法

《涂装作业安全规程》系列标准 [7] 对相关作业空间易燃易爆的气体蒸汽的体积浓度、粉尘浓度做出了相关要求；《工作场所有害因素职业接触限值》[8] 系列标准对劳动者接触有害因素容许浓度做出规定；环评可根据物料平衡和企业/设计单位提供的排风量计算易燃易爆气体的产生源强，与以上相关标准进行对标，数据接近，则可判定企业/设计单位提供的数据基本可信，数据差别很大，则应查找分析原因。

##### (2) 公式计算法

①对于喷涂作业间供风量，可采用下式计算：

$$Q = 3600AV \quad [3]$$

式中： $Q$  为供风量， $m^3/h$ ； $A$  为气流通过部位的截面积，在上供风、下抽风场合就是喷涂作业区段的面积，在侧抽风的场合就是喷漆室本体的截面积， $m^2$ ； $V$  为风速，随被涂物的形状大小变化：遮盖面积大的可选风速的下限，遮盖面小的选风速的上限， $m/s$ ；手工喷涂 0.35 ~ 0.50、自动静电喷涂 0.25 ~ 0.30、擦净间 0.20 ~ 0.30、晾干室 0.10 ~ 0.20。

##### ②电泳涂装：

对于通过式电泳涂装：

$$Q = 3600FV \quad [1]$$

式中： $Q$  为通风量， $m^3/h$ ； $F$  为通过式电泳涂装设备通风室挂件出入口面积之和， $m^2$ ； $V$  为挂件出入口的空气流速，一般取 0.6 ~ 0.8  $m/s$ 。

对于固定式电泳涂装设备通风装置的计算，可参考文献 [1] 中表 8-22 和表 8-23。

### (3) 经验判断法<sup>[1]</sup>

对于喷涂作业间供风量,还可采用换气次数测算:补漆作业间不小于120次/h、喷漆室不小于300次/h、自动静电涂装间不小于200次/h、晾干室不小于20次/h、调漆间换气次数不小于15次/h。

对于热风式烘干室,循环风量一般为2~7次/min,一般希望烘干室内上下方向有0.3m/s的风速。在烘炉中,循环风量一般为10次/min。烘干室的排气量一般为10~30次/h。

#### 2.2.4 工业涂装涂料物料平衡

物料平衡是涂装项目废气源强确定的主要方法。涂装的物料平衡应按照工序给出,以喷涂工艺为例(其它涂装工艺相对喷涂工艺而言比较简单),通常包括调漆、涂装、晾干(流平)、固化等工序,每一工序的物料输入输出均应细分固体分、挥发分、有毒有害组分等。有机溶剂在各工序的挥发比例及固体分的附着率,与涂装工艺、涂料属性、被涂物结构特征等密切相关,可要求企业/设计单位提供相关设计数据。对于湿式漆雾净化工艺,飞散涂料中不挥发组分大部分成为漆渣,少部分及挥发性组分中可溶性部分进入废水,挥发性组分中的不可溶部分以无组织形式排放,该部分VOCs的损耗容易被忽视。

#### 2.2.5 涂装项目概况通常应包含的内容

产品方案:被涂物名称、材质及规格、年产量(件或吨)、涂装面积等。

涂料消耗量及组分:按照底涂、中涂、面涂等分别给出涂料的名称、年消耗量和小时消耗量、固体分、挥发分、危害较大组分的含量。

涂装工艺:各涂层(底涂、中涂、面涂)的涂装工艺、涂层厚度、涂装时间;晾干(流平)时间;固化工艺、温度及时间;以及涂装件的输送方式等。

另外,为做好环评与排污许可的衔接,一般还应包括产污环节、污染物及污染防治设施;排污口基本信息;污染物排放信息;企业自行监测方案;生产设施及设施参数;台账管理信息等。

### 2.3 工业涂装废气污染综合防治关键点

涂装废气污染防治应遵循源头和过程控制与末端治理相结合的综合防治原则,同时应重视管理要素在减排中的重要作用。

#### 2.3.1 源头控制措施

根据涂装工艺和被涂物特性不同,可采用水性

涂料、高固体分涂料、无溶剂涂料、粉末涂料、辐射固化涂料等环境友好型绿色涂料。

#### 2.3.2 采用节能低耗的涂装工艺

根据不同行业特征和被涂物特性,采用涂布率高的技术、“湿碰湿”涂装工艺(喷涂的第一道漆膜还没有实干时接着就喷涂第二道,这种喷涂工艺叫做“湿碰湿”)、低温固化技术;淋涂;浸涂;辊涂;“三涂一烘”“两涂一烘”或免中涂等紧凑型涂装工艺;静电喷涂、高压无气喷涂等高效涂装工艺;自动化、智能化喷涂;空气辅助无气喷涂、热喷涂等涂装技术。

#### 2.3.3 末端治理

根据不同行业 and 不同工序 VOCs 排放浓度、成分,可采用催化燃烧、蓄热燃烧、吸附、生物法、冷凝收集净化、电子焚烧、臭氧氧化除臭、等离子处理、光催化等工艺或不同工艺的组合措施,调配、涂装、晾干有机废气多需要组合处理处置措施。漆雾处理采用干式过滤高效除漆雾、湿式水帘/水旋+多级过滤除漆雾、静电漆雾捕集等措施。

电泳涂装和粉末涂装等涉热固性涂料施工烘干时或排出的油烟状废气较多(即加热减量,分解物最多可达10%以上),溶剂挥发废气很少,这种废气可采用直接燃烧法、吸收法或不同方法的组合进行废气处理,不宜采用单一的触媒氧化法和吸附法处理。

吸附浓缩+燃烧组合净化技术为2016年国家先进污染防治技术目录(VOCs防治领域)推荐适用于涂装行业低浓度有机废气净化的推广应用技术之一。

#### 2.3.4 管理措施

新建涉VOCs排放量较大的工业涂装企业原则上要入园;实施区域内VOCs排放等量或倍量削减替代;工业涂装等VOCs排放重点源纳入重点排污单位名录,主要排污口要安装污染物排放自动监测设备,并与环保部门联网。

提高涂装工序前的表面处理质量,改善涂装附着效果。

含有机溶剂涂料采取密封存储和密闭存放,调配作业在独立密闭间内完成。

调好的涂料应及时用完,以免原料浪费;停产时未用完涂料应储存在密闭容器或槽罐内,或储存在符合要求的加盖板的浸槽中。

发生涂料泄漏时,应迅速采用安全的方式处理

或清理。

漆膜厚度控制在规定的范围内；加强涂装环境（温度、湿度、粉尘等）及涂装工艺精益控制，提高涂布效率、降低涂装不合格率。

溶剂型涂料喷枪清洗、管路清洗等要密闭。

### 3 小结

工业涂装项目的 VOCs 排放为该类项目的环境影响评价重点和关注焦点。本文在工业涂装基本知识介绍的基础上，系统梳理了工业涂装大气环评中的几个关注点，包括涂装项目环评应获取的重要参数、涂料消耗量和涂装废气量的研判、涂装项目概况要点、涂装 VOCs 污染综合防治体系等，可供相关环评工作者参考。

### 参考文献：

- [1] 陈治良. 现代涂装手册 [M]. 北京：化学工业出版社，2009.
- [2] 叶扬祥，潘肇基. 涂装技术实用手册 [M]. 北京：机械工业出版社，2003.
- [3] 王锡春. 涂装车间设计手册 [M]. 北京：化学工业出版社，2008.
- [4] 王光彬，郝明. 涂料与涂装技术 [M]. 北京：国防工业出版社，1994.
- [5] 南仁植. 粉末涂料与涂装技术 [M]. 北京：化学工业出版社，2000.
- [6] 宋华，王锡春. 电泳涂装技术 [M]. 北京：化学工业出版社，2008.
- [7] 《涂装作业安全规程》系列标准 [Z].
- [8] 《工作场所所有害因素职业接触限值》系列标准 [Z].

## The Main Focuses on Atmospheric Environmental Impact Assessment for Industrial Surface Coating

HU Lian-wu<sup>1</sup>, TAO Yin-he<sup>1</sup>, CHEN Hai-xia<sup>2</sup>, ZHANG Jie<sup>1</sup>, DUAN Li-juan<sup>1</sup>  
(1. Beijing North Saving and Environmental Protection, Ltd. Beijing 100070, China)

**Abstract:** The key points on atmospheric environmental impact assessment and the basic knowledge for industrial surface coating were systematically introduced, which covered the significant parameters that need to obtain, the initial study on the consumed amount and possible waste air of coating material, the general information of the coating project, and the comprehensive pollution prevention measures of VOCs. Therefore, the discharge of VOCs was the key for industrial surface coating project.

**Key words:** volatile organic compounds; industrial surface coating; atmospheric compound pollution; main focus

# CO 对定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 的 干扰影响及修正

凡传明, 潘 锦, 李杰鸿

(中山市环境监测站, 广东 中山 528400)

**摘 要:** 针对 CO 对定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 产生的干扰影响, 课题组通过开展 CO 和 SO<sub>2</sub> 混气干扰实验, 分析 CO 对 SO<sub>2</sub> 测定的干扰规律, 建立了方程组干扰修正模型和多元方程干扰修正模型, 以优化 CO 对 SO<sub>2</sub> 测定干扰的修正。结果表明, 混气中 SO<sub>2</sub> 和 CO 存在着不同程度的交叉干扰影响; 与目前的研究和生产厂家采用的单方程干扰修正模型相比, 方程组干扰修正模型和多元方程干扰修正模型提高了 CO 干扰修正的准确性。

**关键词:** 定电位电解法; SO<sub>2</sub> 测定; CO 干扰; 混气实验; 修正模型

**中图分类号:** X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0083-04

目前, 国内固定污染源 SO<sub>2</sub> 的现场测定方法中, 定电位电解法因其技术成熟, 仪器便携, 操作灵活, 适应多种恶劣工作环境, 是固定污染源废气中测定 SO<sub>2</sub> 最主要的使用方法, 已被全国各级监测站及监测机构广泛应用。定电位电解法在测定固定污染源 SO<sub>2</sub> 过程中, CO 对 SO<sub>2</sub> 的测定干扰最为普遍且复杂多变<sup>[1]</sup>, 标准对烟气分析仪提出抗 CO 干扰指标要求, 当烟气中 CO 浓度 > 50ppm, 需要做烟气干扰实验, 满足抗干扰指标的烟气分析仪方可使用<sup>[2]</sup>。在干扰实验中, 测试人员发现未进行 CO 干扰修正的传感器, 测试结果的相对误差普遍超过 ± 5%, 但是, 通过对干扰结果的进一步分析, CO 对 SO<sub>2</sub> 测定的干扰并非随机性、无规律。张迪声等曾经进行实验, 将 CO 气体直接通入 SO<sub>2</sub> 传感器, 分析传感器的响应值跟通入 CO 气体浓度的关系, 得出 CO 对 SO<sub>2</sub> 测定的干扰具有线性拟合关系, 利用回归方程建立修正模型修正 CO 对 SO<sub>2</sub> 测定的干扰<sup>[3-5]</sup>。但是这仅仅是在 SO<sub>2</sub> 浓度为零的条件下通入 CO 气体得出的干扰结果, 然而现实情况中, 烟气中的 CO 和 SO<sub>2</sub> 多是并行存在, 对于两种气体并行存在的条件下, 干扰是否依然具有线性拟合关系, 干扰修正是否可行, 实验中并没有进一步研究。因此, 本课题实验

人员开展了 CO 和 SO<sub>2</sub> 混气干扰实验, 研究在混气交叉干扰的条件下, CO 对 SO<sub>2</sub> 测定的干扰关系, 建立数学模型对干扰进行修正, 提高定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 的准确性。目前国内烟气分析仪生产厂家多是购买英国城市科技公司的定电位传感器, 通过软件运算实现干扰修正, 每个厂家的干扰修正方法均有所不同, 视为厂家间的商业秘密。本课题的干扰实验结果可为生产厂家进行干扰修正提供一定的参考价值。

## 1 实验

### 1.1 主要仪器与设备

青岛崂应 3022 型烟气综合分析仪、1080D 型烟气预处理器, 青岛崂应环境科技有限公司; 众瑞 ZR-5211 型动态气体配气仪, 青岛众瑞智能仪器有限公司; 质量浓度为 500、1000、3000、8000mg/m<sup>3</sup> 的 CO 系列标准气体, 质量浓度为 1250、2500、5000mg/m<sup>3</sup> 的 SO<sub>2</sub> 系列标准气体, 稀释气为高纯氮气, 含量 > 99.99%, 佛山市科的气体化工有限公司, 标准气体不确定度不大于 2%。

### 1.2 混气干扰实验方法

在干扰实验开始之前, 检查或用气体流量计校准测定仪的采样流量, 检查烟气分析仪的气密性, 确保系统气密性合格, 以高纯氮气校准烟气测定仪零点, 以 SO<sub>2</sub> 标准气体、CO 标准气体分别对仪器进行检查或校准。正确连接测定仪的主机、导气管、预处理器 (含滤尘装置和加热除湿装置), 干扰实验 CO 气体浓度水平分别设置为 125、375、

收稿日期: 2019-02-01

作者简介: 凡传明 (1986-), 男, 安徽亳州人, 硕士研究生, 工程师, 从事环境监测工作。

625、1250、2500、3750、5000mg/m<sup>3</sup>，SO<sub>2</sub> 气体浓度水平分别设置为 0、286、572、1144、2288mg/m<sup>3</sup>，利用动态气体配气仪、CO 标准气体、SO<sub>2</sub> 标准气体及高纯氮气分别配制不同 SO<sub>2</sub> 浓度水平和不同 CO 浓度水平的混气，通入烟气分析仪进行混气干扰实验，并记录结果。

## 2 结果与讨论

### 2.1 干扰实验结果

采用定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 时，因 CO 气体与

SO<sub>2</sub> 气体有着相似的电解电位，能够在 SO<sub>2</sub> 传感器中发生电解，对测定产生正干扰。张迪声等曾经进行实验，将单一 CO 气体直接通入 SO<sub>2</sub> 传感器，分析传感器的响应值跟通入 CO 气体浓度的关系，得出 CO 对 SO<sub>2</sub> 测定的干扰与 CO 浓度具有线性拟合关系<sup>[3]</sup>。本课题组在之前研究的基础上，增加了 CO 气体与 SO<sub>2</sub> 气体的混气干扰实验，实验结果见表 1。

表 1 CO 与 SO<sub>2</sub> 混气干扰实验结果

(mg/m<sup>3</sup>)

CO 混气浓度	不同 SO <sub>2</sub> 混气浓度下传感器示值				
	0	286	572	1144	2288
125	9	291	578	1152	2298
375	32	325	614	1190	2336
625	63	358	646	1224	2372
1250	156	450	748	1308	2417
2500	334	593	873	1435	2573
3750	486	754	1015	1582	2720
5000	646	895	1175	1730	2845

结果表明，CO 气体对 SO<sub>2</sub> 的测定产生正干扰<sup>[6]</sup>，SO<sub>2</sub> 浓度为 0 时，传感器示值随 CO 浓度的增加而增大，这与张迪声等<sup>[3]</sup>的研究结果一致。同样，对于其他 SO<sub>2</sub> 混气浓度水平，提高混气中 CO 气体浓度导致 SO<sub>2</sub> 传感器示值的增加。

以 CO 气体浓度 (x) 与 SO<sub>2</sub> 传感器示值 (y) 进行线性拟合，得到回归方程如表 2 所示。可以看出，不同 SO<sub>2</sub> 混气浓度水平，得到不同的回归方程，每条线性回归方程的决定系数都达到 0.99 以上，具有显著的线性相关性。

表 2 CO 浓度与 SO<sub>2</sub> 测定结果的线性拟合关系

SO <sub>2</sub> 混气水平	回归方程	决定系数 r <sup>2</sup>
0	y = 0.1328x - 11.887	0.9990
286	y = 0.1241x + 282.16	0.9990
572	y = 0.1201x + 573.3	0.9973
1144	y = 0.1164x + 1147.8	0.9987
2288	y = 0.1121x + 2290.5	0.9981

### 2.2 不同 SO<sub>2</sub> 混气水平对干扰的影响

混气实验中，不同 SO<sub>2</sub> 浓度水平下，CO 气体对传感器测定产生的绝对误差（传感器示值减去 SO<sub>2</sub> 混气浓度）如图 1 所示。将 CO 气体浓度 (x) 与绝对误差 (y) 进行线性拟合，得到不同 SO<sub>2</sub> 混气浓度水平下的回归方程，可以看出，不同 SO<sub>2</sub> 浓度导致 CO 气体浓度与绝对误差的拟合曲线发生偏转。CO 气体浓度为 5000mg/m<sup>3</sup> 时，测定的绝对误差的范围在 557 ~ 646mg/m<sup>3</sup>，随着混气中 SO<sub>2</sub> 浓度

的提高，绝对误差呈下降趋势，这种趋势同样出现在 CO 气体浓度为 2500mg/m<sup>3</sup>、3750mg/m<sup>3</sup> 的情况下。这说明，高浓度 CO 气体对定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 产生的干扰随混气中 SO<sub>2</sub> 浓度的变化产生不同的影响，两者存在不同程度交叉干扰的影响。所以，在实际烟气 SO<sub>2</sub> 测定的过程中，若只根据烟气中 CO 气体的浓度进行干扰的修正，不考虑烟气中 SO<sub>2</sub> 的浓度，将会产生较大的误差，尤其是在 CO 气体和 SO<sub>2</sub> 气体浓度都比较高的情况下。

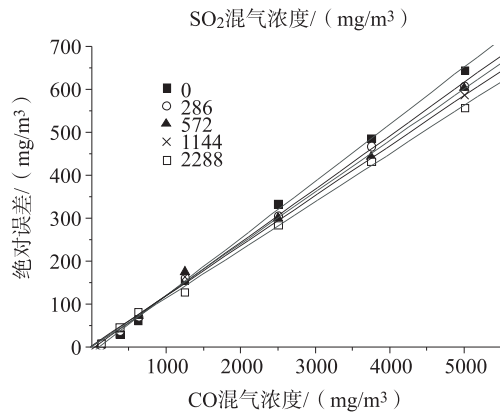


图1 不同SO<sub>2</sub>浓度水平、CO浓度与SO<sub>2</sub>测定绝对误差的线性关系比较

### 2.3 干扰修正模型的建立与验证

目前的研究，都是通过单一 CO 气体浓度与干扰的线性拟合方程建立模型，但是 CO 气体对传感器产生的干扰会因为混气中 SO<sub>2</sub> 的浓度而受到影响，所以干扰修正模型的建立必须考虑到测量过程中 SO<sub>2</sub> 气体的浓度。与单一 CO 气体干扰的线性拟

合方程建立模型相比，本课题组依据干扰实验的结果，构建了两种不同的方式建立干扰修正模型，一是，建立方程组修正模型，利用表 2 中不同 SO<sub>2</sub> 混气浓度水平下，CO 浓度与 SO<sub>2</sub> 传感器示值的线性回归方程，以方程组的形式建立模型；二是，将 CO 气体浓度 ( $x_1$ )、SO<sub>2</sub> 传感器示值 ( $x_2$ ) 作为自变量，以混气中 SO<sub>2</sub> 浓度 ( $y$ ) 作为因变量，进行多元线性回归分析，得到回归方程  $y = -0.1223x_1 + 1.010x_2 - 6.861$  ( $r^2 = 0.9983$ )，以多元线性拟合方程建立模型。

为了验证两种干扰修正模型的准确性，在现场测试中，选择某造纸厂燃煤锅炉除尘器出口烟气，分别利用定电位电解法和非分散红外吸收法<sup>[7]</sup>测定烟气中的 CO 与 SO<sub>2</sub> 浓度，定电位电解法测量值通过三种模型（单方程模型、方程组模型、多元方程模型）进行修正，与非分散红外吸收法测量值进行对比，验证结果见表 3。

表 3 不同修正模型的验证结果

非分散红外吸收法 SO <sub>2</sub> 测量值	定电位电解法测量值		单方程模型		方程组模型		多元方程模型	
	CO	SO <sub>2</sub>	修正值	误差/%	修正值	误差/%	修正值	误差/%
1170	3901	1577	1071	-8.5	1119	-4.4	1109	-5.2
1226	4157	1656	1116	-9.3	1168	-5.1	1157	-6.0
1298	4230	1739	1189	-8.4	1243	-4.2	1232	-5.1

可以看出，利用定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 与非分散红外吸收法的测定结果相差甚远，对比三种模型的修正结果，单方程模型修正后的误差明显大于方程组模型和多元方程模型，这也验证了干扰修正模型的建立应当考虑到测量过程中 SO<sub>2</sub> 气体的浓度。对比方程组模型和多元方程模型，两种模型的修正值相差不大，而方程组模型修正后的误差略小于多元方程模型。

### 3 结论

(1) 利用定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 时，CO 气体的存在对 SO<sub>2</sub> 的测定产生正干扰，影响测定结果。目前的研究和一些生产厂家为了修正干扰，普遍的做法是将不同浓度的单一 CO 气体直接通入 SO<sub>2</sub> 传感器，通过 CO 气体浓度与干扰的线性拟合方程建立单方程干扰修正模型，但是本课题组混气干扰实验的研究发现，混气中 SO<sub>2</sub> 气体和 CO 气体存在不同程度的交叉干扰影响，尤其是在 CO 气体和 SO<sub>2</sub> 气体浓度都比较高的情况下。

(2) 干扰修正模型的建立必须考虑到测量过程中 SO<sub>2</sub> 气体的浓度，单方程模型修正后的误差明显大于方程组模型和多元方程模型，而对比方程组模型和多元方程模型，两者相差不大。所以，选用方程组模型和多元方程模型作为干扰修正模型具有更高的准确性。

#### 参考文献:

- [1] 姜汉山, 赵辉. 定电位电解法测定烟道内二氧化硫准确性探讨 [J]. 辽宁城乡环境技术, 2006, 26 (3): 35-36.
- [2] 国家环境保护总局. 固定污染源废气二氧化硫的测定定电位电解法: HJ57-2017 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2017.
- [3] 张迪生, 谢馨. CO 对定电位电解法测定 SO<sub>2</sub> 的影响及对策探讨 [J]. 环境监测管理与技术, 2014 (2): 60-62.
- [4] 张志辉. 一氧化碳对定电位电解法测定烧结烟道气二氧化硫干扰的研究 [D]. 石家庄: 河北科技大学, 2017.
- [5] 高帅鹏, 张北, 朱正威, 等. 一氧化碳对定电位电解法测定二氧化硫的影响 [J]. 辽宁化工, 2017 (12).
- [6] 谢馨, 柏松. 定电位电解法测定烟气中 SO<sub>2</sub> 的干扰问题及解决方法 [J]. 环境监控与预警, 2010 (5): 25-26.

[7] 国家环境保护总局. 固定污染源废气二氧化硫的测定非分散  
红外吸收法: HJ629 - 2011 [S]. 北京: 中国环境科学出版  
社, 2011.

## Interference of CO on Determination of SO<sub>2</sub> by Constant Potential Electrolysis Method and Error Correction Models

FAN Chuan - ming, PAN Jin, LI Jie - hong

(Zhongshan Environmental Monitoring Station, Zhongshan Guangdong 528400, China)

**Abstract:** Due to the interference of CO on determination of SO<sub>2</sub> using the constant potential electrolysis method, A CO/SO<sub>2</sub> cross interference experiment was performed to examine the regularity of CO interference. An equations model and a multiple regression model had been built to optimize error correction. The results showed that to different degrees the CO/SO<sub>2</sub> cross interference existed. In contrast to linear single equation model that previous studies and some manufacturers adopted, the equations model and the multiple regression model could improve the accuracy of error correction.

**Key words:** fixed potential by electrolysis method; SO<sub>2</sub> determination; CO interference; gas mixture experiment; correction model

(上接第79页)

### 参考文献:

- [1] 崔保山, 杨志峰. 湿地生态系统健康评价指标体系 II 方法与案例 [J]. 生态学报, 2002, 22 (8): 1231 - 1239.
- [2] 崔保山, 杨志峰. 湿地生态系统健康评价指标体系 [J]. 生态学报, 2002, 22 (7): 1005 - 1012.
- [3] Rapport, D. J. Evolution of indicators of ecosystem health [A]. In: Daniel, H. (eds). Ecological Indicators [C]. Barking: Elsevier Science Publishers Ltd, 1992: 121 - 134.
- [4] 崔保山, 刘兴土. 班江平原挠力河流域湿地生态特征变化研究 [J]. 自然资源学报, 2001, 16 (2): 107 - 114.
- [5] 刘永, 郭怀成, 戴永立, 陆轶峰. 湖泊生态系统健康评价方法研究 [J]. 环境科学学报, 2004, 22 (4): 723 - 729.
- [6] 崔保山, 杨志峰. 湿地学 [M]. 北京: 北京师范大学出版社, 2006: 407.

## Health Evaluation of Wetland Ecosystem in Dalian

ZHAO Yang, DOU Ying - ying

(Dalian Environmental Science Design Research Institute, Dalian Liaoning 116023, China)

**Abstract:** Based on the fuzzy comprehensive evaluation model, the index weight and membership degree of the evaluation system for wetland ecosystem were determined by AHP, and the function integration, ecological characteristics and social environment membership were calculated by fuzzy comprehensive evaluation model. The evaluation system was applied to assess the wetland in Dalian. The results showed that the wetland ecological function could not meet the needs of maintaining the wetland ecosystem. It has started to degenerate, and the warning analysis of the wetland ecosystem in Dalian has been conducted.

**Key words:** wetland; ecosystem; health evaluation; Dalian



# 曲靖市辖区水环境中痕量金属元素的线性指纹图谱特征及应用设想

陈鲁松

(曲靖市环境监测站, 云南 曲靖 655000)

**摘要:**通过对水环境中痕量稀有金属元素 Mo、Co、Be、B、Sb、Ni、Ba、V、Ti、Tl 的浓度的多年分析, 以及曲靖市辖区水环境的位置关系, 构建了曲靖市 8 个水环境中痕量金属元素的线性指纹图谱, 以期通过此种方法帮助建立水质溯源的科学方法, 并最终希望运用到地下水的溯源和其他水源溯源工作中。

**关键词:** 稀有金属元素; 线性指纹图谱; 水源溯源; 应用; 曲靖

**中图分类号:** X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2019) 04 - 0087 - 04

水是生命之源, 对人体的生存至关重要。一个水质样品究竟来源于何处, 对于这个问题, 经查阅资料, 发现科学界并没有深入研究水质水源的追溯方法。目前水质监测中对水样的来源的追溯仅限于采样人员的记录和编号, 商品饮用水仅限于厂家标注, 急需一种科学的方法去追溯水的来源。

科学追溯水的来源的方法, 有利于水质样品的管理, 有利于实验室的溯源质量管理。我国西南地区喀斯特地貌众多, 科学可靠的追溯水源的方法还可用于地下水水质的寻源, 防治地下水污染。笔者从事环境监测工作 10 余年, 希望通过对水质痕量稀有金属的分析, 找到科学确定水的水源的方法。本文通过对水质痕量稀有金属元素 Mo、Co、Be、B、Sb、Ni、Ba、V、Ti、Tl 的分析, 绘制曲靖市辖区内水质稀有金属元素线性指纹图谱, 建立曲靖市水质溯源的科学辅助方法。

## 1 科学依据

天然水体中, 重金属微量元素随水环境条件改变而改变。水中的重金属主要来自环境矿物质析出和悬浮物, 悬浮物是水体污染物迁移的主要载体, 沉积物则成为污染物的主要储存场所。重金属在水体中的迁移转化过程包括了各种物理、化学及生物过程。影响天然水体中重金属含量的主导因素有: ① Eh 值、pH 值; ② 生物活动; ③ 潮汐、风暴潮、静水压力等作用; ④ 人为作用等<sup>[1]</sup>。因天然水体一般为动态稳定水环境, 在不受到巨大人为干预的

情况下, 同一水体非常见微量元素 Mo、Co、Be、B、Sb、Ni、Ba、V、Ti、Tl 含量变化不大, 处于基本稳定状态, 可以利用这一特征追溯水质样品的水源。

指纹图谱技术常用于食品、药品质量控制及产地溯源<sup>[2]</sup>。目前应用于植物资源评价的指纹图谱技术主要针对有机化合物<sup>[3]</sup>。咖啡、小麦、水稻等物种的研究表明矿质元素及其含量可用于构建指纹图谱, 辅助植物资源的评价研究<sup>[4]</sup>。综合以上因素, 可利用曲靖市水体中非常见微量元素 Mo、Co、Be、B、Sb、Ni、Ba、V、Ti、Tl 含量构建指纹图谱, 辅助追溯曲靖市各水质样品的水源确定。

## 2 数据的取得

### 2.1 数据监测点位情况

曲靖市是云南省第二大城市, 位于云贵高原中部, 云南省东部偏北, 地处滇、黔、桂三省结合部, 是长江和珠江两大水系上游的分水岭, 又是珠江的发源地。本文选取的饮用水监测点位: 潇湘水库、西河水库、独木水库、水城水库等 4 个监测点位; 同时选取了地表水国控、省控监测断面: 花山水库出口、牛栏江大桥、以礼河水文站、天生桥 4 个监测点位。均为两大水系有代表性点位<sup>[3]</sup>。

### 2.2 数据监测时间频次

根据监测工作安排, 对潇湘水库点位自 2014 年至 2017 年 4 年, 每年 4 次或 12 次监测; 对西河水库点位自 2014 年至 2017 年 4 年, 每年 4 次或 12 次监测; 对独木水库点位自 2014 年至 2017 年 4 年, 每年 4 次或 12 次监测; 对水城水库点位自

2014年至2017年4年, 每年4次或12次监测; 对花山水库出口点位自2013年至2017年5年, 每年1次共5次监测; 对牛栏江大桥点位自2014年至2017年4年, 每年1次共4次监测; 对以礼河水文站点自2014年至2017年4年, 每年1次共4次监测; 对天生桥点位自2013年至2017年5年, 每年1次共5次监测。

### 2.3 分析方法

#### 2.3.1 采样

专业采样人员按经纬度到达点位实地, 参照《HJ/T91-2002 地表水和污水监测技术规范》的相关规定, 采取样品加入硝酸, 调节pH值 < 2, 密封保存。

#### 2.3.2 仪器和试剂

(1) 仪器: 电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS X series II, 美国热电公司); 温控电热板 (微控数显电热板, 北京莱伯泰科仪器有限公司); 纯水系统 (优普纯水制造系统, 云南优普科技有限公司); 去离子水系统 (MILLI-Q 超纯水系统, 密理博中国有限公司)。

(2) 试剂: 测定微量金属元素 Mo、Co、Be、B、Sb、Ni、Ba、V、Ti、Tl 标准溶液, 均购自美国 Accustandard 公司; 硝酸为德国默克公司生产的分析级 65% 硝酸, 残留指标好于国内优级纯试剂; 去离子水, 由纯水系统制造的 II 级水经去离子水系统净化的 I 级水。

#### 2.3.3 样品分析

为测量元素总量, 待测样品先用硝酸酸化, 然后用控温电炉控制温度消解, 最后转移至 50mL 聚乙烯容量瓶, 用去离子水定容, 加盖摇匀备测。用

预热准备好的电感耦合等离子体质谱仪上机测试。各稀有金属元素的测定均参照《HJ700-2014 水质 65 中元素的测定电感耦合等离子体质谱法》进行测定, 得到分析数据。

#### 2.3.4 数据质量保证

每批样品的测试均使用现配不同浓度的标准溶液做回归曲线方程, 回归方程相关性系数、线性范围和检出限均满足质控要求, 每批样品均按质控要求比例做平行样品和加标样品, 平行样品的相对标准偏差和加标样品的加标回收率均满足质控要求。

### 3 数据分析

依据微量金属元素监测结果, 按照公式计算出各稀有金属元素年均浓度值。计算公式如下:

$$a = \frac{\sum_{i=1}^n Xi}{n} \quad (1)$$

式中:  $a$  为单个金属元素年均浓度值;  $n$  为监测次数;  $Xi$  为第  $i$  次监测的单个金属元素浓度值。

采用格鲁布斯法剔除离群年均浓度值, 用下面公式计算出单个元素年均浓度值的  $T$  值。

$$T = \frac{|a - \bar{a}|}{S} \quad (2)$$

式中:  $T$  为格鲁布斯法计算值  $G$  值;  $\bar{a}$  为多年金属元素浓度均值;  $S$  为这组数据的标准差。

若计算出的  $T$  值比查表得到的相应值大, 则为离群值舍去; 若计算出的  $T$  值比查表得到的相应值小, 则为有用数据留下, 根据有用数据计算各点位稀有金属元素浓度总均值。

经统计多年测试结果计算, 得到各点位不同稀有金属元素浓度总均值见表 1。

表 1 曲靖市 8 点位水环境 10 种稀有金属元素浓度总均值结果表

( $\mu\text{g/L}$ )

点位	Mo	Co	Be	B	Sb	Ni	Ba	V	Ti	Tl
潇湘水库	0.309	0.098	0.019	10.100	0.268	1.209	26.617	0.346	1.501	0.009
西河水库	0.144	0.130	0.020	5.762	0.121	0.983	31.485	0.561	0.884	0.010
独木水库	0.049	2.706	0.020	2.771	0.075	5.657	28.572	0.142	0.983	0.010
水城水库	0.051	0.104	0.020	5.397	0.100	1.186	5.867	0.446	1.610	0.010
花山水库出口	0.186	0.112	0.018	0.849	0.093	1.178	9.554	0.366	0.608	0.013
牛栏江大桥	0.453	0.160	0.020	7.229	0.062	2.250	22.023	1.383	3.093	0.010
以礼河水文站	0.333	0.080	0.020	0.763	0.075	0.958	18.763	0.900	2.918	0.010
天生桥	0.318	0.228	0.018	4.650	0.175	1.339	21.945	1.218	1.508	0.010

#### 4 结果与分析

##### 4.1 曲靖市 8 点位水环境金属元素浓度线性指纹图谱的建立

8 点位水环境中稀有金属元素浓度结果见表 1，总体曲靖市水环境中 10 种稀有金属元素浓度由大到小为：Ba > B > Ni > Ti > V > Co > Mo > Sb > Be > Tl。曲靖市水体中稀有浓度最大值为 Ba，最小值

为 Tl。Co 元素浓度变化值最大，最大值是最小值的 33.8 倍。

计算各点位水环境中的单种稀有金属元素浓度占 10 种稀有金属元素浓度总均值总和的百分比（表 2），以百分比堆积折线图构建曲靖市辖区水环境中痕量金属元素的线性指纹图谱。构建的线性指纹图谱见图 1。

表 2 稀有金属元素浓度占 10 种稀有金属元素浓度总均值总和的百分比 (%)

点位	Mo	Co	Be	B	Sb	Ni	Ba	V	Ti	Tl
潇湘水库	0.76	0.24	0.05	24.95	0.66	2.99	65.76	0.85	3.71	0.02
西河水库	0.36	0.32	0.05	14.37	0.30	2.45	78.52	1.40	2.20	0.02
独木水库	0.12	6.60	0.05	6.76	0.18	13.80	69.71	0.35	2.40	0.02
水城水库	0.35	0.70	0.14	36.49	0.68	8.02	39.66	3.02	10.88	0.07
花山水库出口	1.43	0.86	0.14	6.54	0.72	9.07	73.63	2.82	4.68	0.10
牛栏江大桥	1.24	0.44	0.05	19.71	0.17	6.13	60.04	3.77	8.43	0.03
以礼河水文站	1.34	0.32	0.08	3.08	0.30	3.86	75.60	3.63	11.76	0.04
天生桥	1.01	0.73	0.06	14.81	0.56	4.26	69.87	3.88	4.80	0.03

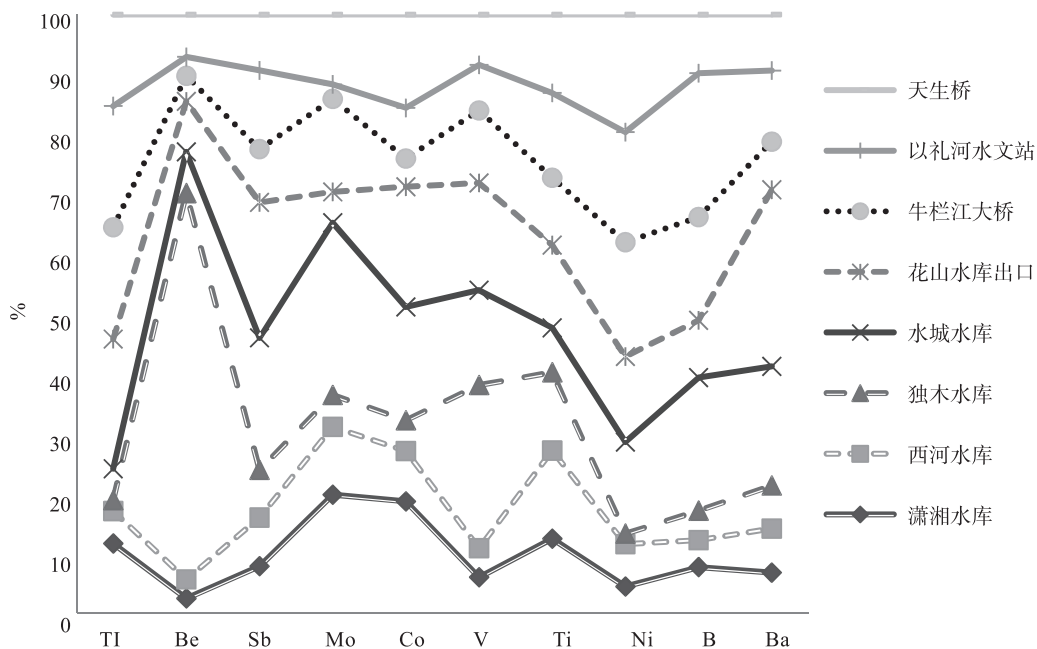


图 1 曲靖市辖区 8 点位水环境中 10 种痕量金属元素的线性指纹图谱

由表 2 可看出，Ba、B、Ni 3 种元素的浓度占比成分较高，Ba 占比 78.52% ~ 39.66%，B 占比 36.49% ~ 3.08%，Ni 占比 13.80% ~ 2.45%，其他元素占比较少。

##### 4.2 线性指纹图谱地缘分析

所选取的点位在曲靖市水文及地理位置见图 2。根据曲靖市辖区 8 点位水环境中痕量金属元

素的线性指纹图谱、表 2 和图 2 可看出，牛栏江大桥和以礼河水文站两个点位，距其他点位较远，但两点位间地缘关系较近，人为作用等其他因素影响相似，所以两点位 10 种痕量金属元素的线性指纹图谱较为相似，仅稀有金属 B 元素占比差异较大。

其余 6 个点位中，独木水库和水城水库位置虽

然相近，但独木水库受煤矿及其他人为因素影响，所以图谱并不相似。

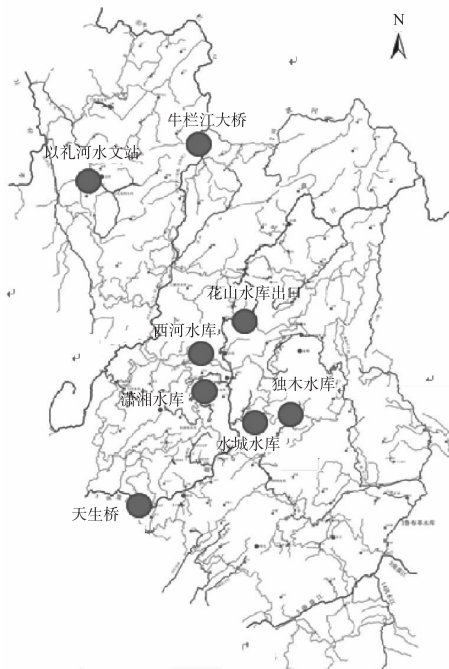


图2 曲靖市水环境8点位水系位置图

### 5 应用设想及讨论

如今追溯水源的方法较少，仅有部分物理方法，如追踪同位素示踪法等，且适用条件和范围都有限。而用化学元素分析的方法追溯水源目前应用尚少。

利用该方法对喀斯特地貌地下水的流经途径进行研究具有明显优势。以往较成熟的分析方法有分析特征同位素法等，但成本较高，且不易寻找特征同位素。所以用稀有金属元素 Mo、Co、Be、B、Sb、Ni、Ba、V、Ti、Tl 的浓度对应水环境中 10 种痕量金属元素的线性指纹图谱的方法，成本低，易于操作，可方便水的溯源。本文仅对曲靖市 8 个点位水环境中 10 种痕量金属元素浓度构建了线性指纹图谱，未来可利用此种方法对全国的水源进行追溯。

本方法还需进一步完善，特别是对单次水体环境的检测值，可能存在部分金属元素浓度由于突发影响造成数值变动较大、无法溯源水源的情况，还需多次、多时段监测，取得 10 种痕量金属元素浓度均值，提高追溯水源的准确性。

#### 参考文献:

- [1] 王艳, 黄玉明. 我国水环境重金属污染行为和相关效应的研究进展 [J]. 癌变·畸变·突变, 2007, 19 (3): 198-218.
- [2] 沈涛, 贾琳, 杨亚丽, 等. 云南薯蓣属植物矿质元素指纹图谱研究 [J]. 热带植物学报, 2014, 35 (12): 2332-2339.
- [3] Chen F, Luo J, Kong L. Determination of 10 ginsenosides in Panax ginseng of different harvest times based on HPLC fingerprints and principal component analysis [J]. Nat Prod Res, 2013, 27 (9): 851-854.
- [4] Anderson K A, Smith B W. Chemical profiling to differentiate geographic growing origins of coffee [J]. J Agr Food Chem, 2002, 50 (7): 2068-2075.

## The Characteristics of the Linear Fingerprint Chromatogram of Trace Minor Metals in Water and Its Potential Application, Qujing

CHEN Lu - song

(Qujing Environmental Monitoring Station, Qujing Yunnan 655000, China)

**Abstract:** The linear fingerprint chromatogram of trace minor metals including Mo, Co, Be, B, Sb, Ni, Ba, V, Ti, Tl in water was made coupled with the spatial water environment based on several years' water monitoring and analysis. The fingerprint chromatogram would help to set up a scientific method of water quality to trace the source. Hopefully, the method could be used to trace the source in underground water and other research.

**Key words:** minor metal; linear fingerprint chromatogram; trace the water source; application; Qujing

# 深圳市空港新城近岸海域海岸线及围填海变化情况初探

王震<sup>1,2</sup>, 赵振业<sup>1,2</sup>, 周连宁<sup>1,2</sup>, 陈芸<sup>2</sup>, 杨青云<sup>2</sup>, 党二莎<sup>2</sup>, 唐俊逸<sup>3</sup>

- (1. 深港产学研基地, 广东深圳 518057; 2. 深圳市源清环境技术服务有限公司, 广东深圳 518071;  
3. 广东省环境科学研究院, 广东广州 510045)

**摘要:** 利用 Landsat TM 遥感影像数据, 通过 ArcGIS 技术提取深圳市空港新城 1986—2017 年 5 个时段的海岸线及围填海信息, 对区域 30 年间海岸线及填海面积的变化情况进行分析。结果表明: 研究区域内岸线总长度和深圳辖区内岸线长度分别由 23.21km 和 13.09km 增长至 38.96km 和 21.96km, 总填海面积为 1968.15hm<sup>2</sup>; 1986—2002 年间前增长速度较快, 2002 年后速度变缓。建议从推进海岸线立法, 加强围填海管控, 实施岸线生态修复等方面进行保护与管理。

**关键词:** 空港新城; 近岸海域; 遥感影像; 海岸线; 填海面积; 变化情况; 深圳市

**中图分类号:** X87 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2019) 04-0091-06

海岸线是陆地与海洋的重要标识, 是海岸带最重要的自然要素之一<sup>[1-2]</sup>。在自然因素和人类活动的双重影响下, 海岸线是不断变化的<sup>[3-4]</sup>, 这种变化不仅是海岸对各种动态效应的响应, 也是对海岸环境演变的直接反映<sup>[5]</sup>。杨秀丽等<sup>[6]</sup>以 Landsat—TM 遥感影像为基础, 采用空间叠加技术分析了 20a 深圳西海岸湿地资源类型以及地理分布和面积的变化情况; 易琳等<sup>[7]</sup>以海滨城市为研究对象, 利用 TM 和 HJ 卫星影像数据, 分析了 20a 深圳海岸带区域的生态环境变化整体特征, 并表明了不同开发阶段下人类活动引起的生态环境时空变化特征。汪小钦等<sup>[8]</sup>利用 Landsat—TM 和 Landsat—ETM+ 等多平台遥感数据, 采用层次分析法对福州海岸带湿地资源进行提取和分类, 并分析了 1986—2009 年间福州海岸带湿地的时空分析和演化规律。

随着深圳沿海区域经济快速发展, 土地需求剧增的供应趋紧, 掀起了填海造地的热潮, 围填海造地成为拓展空间、落实耕地占补平衡、促进经济持续较快发展的有效途径<sup>[9]</sup>。但大规模的人工填海造地等人类活动, 导致了自然岸线资源缩减, 海岸

利用结构发生变化, 海洋生态系统失衡, 成为海岸线变化的主导因素<sup>[10]</sup>。有鉴于此, 本文以深圳市空港新城为例, 采用 Landsat TM 遥感影像数据, 对 1986—2017 年 30 年间研究区域的海岸线变化以及填海面积变化进行了分析, 并初步探讨海岸线及围填海的演变规律, 旨在为深圳市海岸带环境保护和可持续发展提供参考。

## 1 研究区域与方法

### 1.1 研究区域概况

空港新城位于深圳市宝安区北部, 北至茅洲河深圳和东莞行政分界线, 南至福永河, 东至松福大道, 西至珠江治导线, 总面积约 45km<sup>2</sup><sup>[11]</sup>。该区域地处珠江口入海口的东岸, 临近远东航运中心香港, 背靠我国外向型经济最活跃的珠江三角洲地区, 是中国南方最早的发达地区, 拥有最发达的社会经济和对外贸易, 也是最繁忙的空港地区之一<sup>[12]</sup>。该区域内有现状工业园区、鱼塘滩涂、红树林湿地、河涌、沿江高速等, 景观风貌丰富多样。受季风和海洋的影响, 形成独特的海洋性季风气候, 整体环境比较温和湿润。

### 1.2 研究范围

以空港新城规划中心为圆心, 8km 为半径的圆为研究范围, 包括茅洲河口、交椅湾以及东莞长安镇和深圳宝安国际机场的部分区域 (如图 1)。

### 1.3 数据来源

本研究中所用遥感影像均从美国地质勘探局网站 (地址: <http://glovis.usgs.gov>) 处下载。遥感

收稿日期: 2019-04-15

基金项目: 深圳市规划和国土资源委员会宝安管理局国土专项资金项目“空港新城近岸海域生态环境演变规律及治理对策研究”(2017年)。

作者简介: 王震 (1989-), 男, 河南正阳人, 硕士, 主要从事海洋生态环境研究。

影像拍摄时间分别为1986年11月3日(卫星为Landsat5,空间分辨率为30m)、1994年1月25日(卫星为Landsat5,空间分辨率为30m)、2002年11月7日(卫星为Landsat5,空间分辨率为30m)、2010年3月26日(卫星为Landsat5,空间分辨率为30m)和2017年10月23日(卫星为Landsat5,空间分辨率为30m)(如图2)。所用卫星数据都是在晴朗的天气状况下接收,无云层覆盖,图像质量良好。

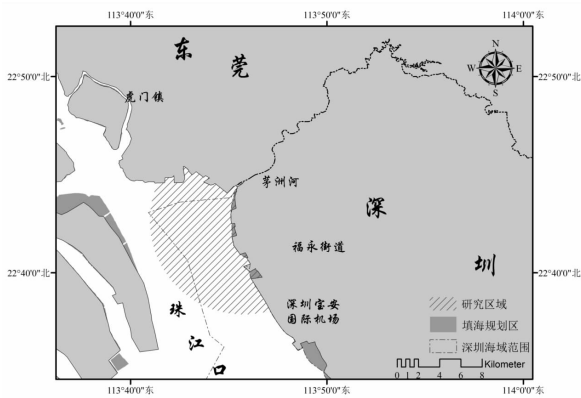


图1 空港新城海岸线及围填海研究范围

#### 1.4 研究方法

对获得的多期卫星遥感数据首先进行预处理,包括辐射校正和大气校正,然后利用1:50000国家基础地理信息数据,对1986年11月3日采集的遥感影像进行几何校正,基于校正后的图像,选择适合数量与分布区域的特征点,为其他年份的遥感影像进行配准相同的地理坐标和投影,并进行波段合成和增强处理。

因为海岸线作为平均大潮高潮的水路痕迹线,严格来讲,基于遥感影像提取的瞬间水边线不能确定海岸线的位置,而在目视解译的过程中,结合影像的季节和地物分布特征,同时利用地理常识进一步推断岸线的位置<sup>[13]</sup>。



(a) 1986年



(b) 1994年



(c) 2002年



(d) 2010年



(e) 2017年

图2 1986—2017年空港新城遥感影像

## 2 结果与分析

本文以 1986 年为基础年，以 8 年为间隔对 1986—2017 年间空港新城区域的岸线以及区域内深圳辖区的岸线变化进行分析。1986—2017 年空

港新城近岸海域岸线变化，以及围填海区域变化分布如图 3 所示，深圳辖区海岸线与填海面积的变化如图 4 所示。



图3 1986—2017年空港新城区域岸线变化总体分布



图4 1986—2017年研究区域深圳辖区岸线变化总体分布

### 2.1 岸线长度的变化分析

由图 3 可知，空港新城近岸研究范围内岸线基本为陆地岸线，因此本文中的海岸线均指陆地岸

线。由图 5 和图 6 可以看出，1986—2017 年空港新城近岸海域岸线呈现出增长的趋势。

根据研究结果可知，1986—2002 年增长岸线

达到30年间岸线增长总长度的85.01%。其中1986—1994年研究区域海岸线由23.21km增长至31.80km, 总共增长8.79km, 年均增长速度为1.09km/a; 1994—2002年由31.80km增长至36.60km, 共增长岸线4.79km, 年均增长速度为0.59km/a。2002—2017年岸线增长2.36km, 增长速度降低。2002—2010年研究区域内增长1.63km岸线, 年增长速度为0.20km/a, 而2010—2017年内仅增长0.73km, 年增长速度仅为0.09km/a。

研究区域内深圳辖区1986—1994年岸线增加1.26km, 年均增长速度为0.16km/a; 1994—2002年深圳辖区岸线增长4.39km, 年均增长速度达到30年间的最大值, 为0.54km/a; 2002—2010年深圳辖区岸线增长3.04km, 超过研究区域内岸线增加总长度, 主要是由于东莞虎门区域岸线长度较2002年前减少所致。2010—2017年深圳辖区仅增长0.18km, 年均增长速度仅为0.02km/a。

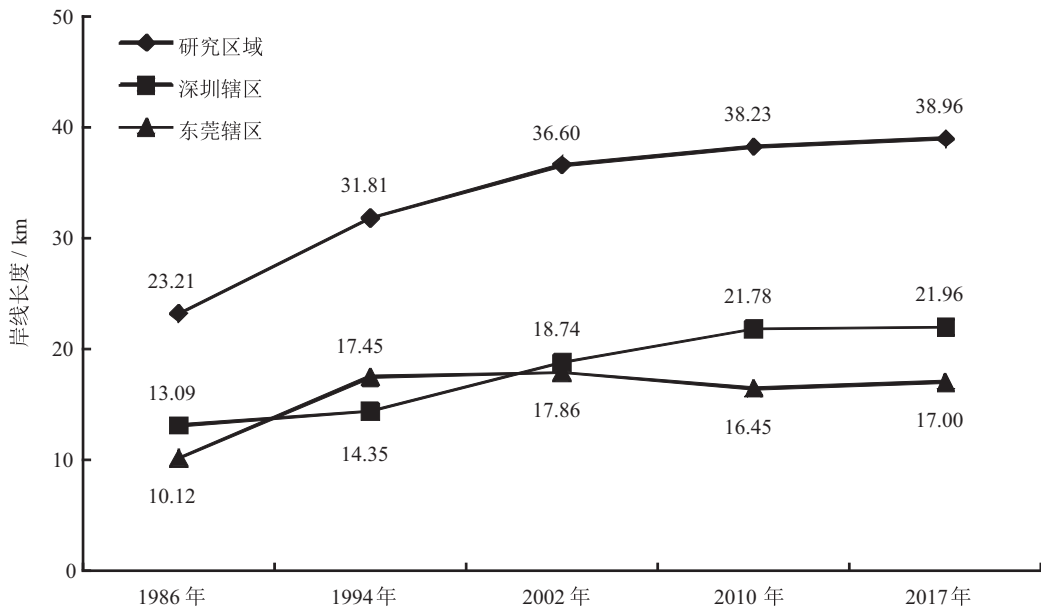


图5 1986—2017年研究区域海岸线长度总体变化

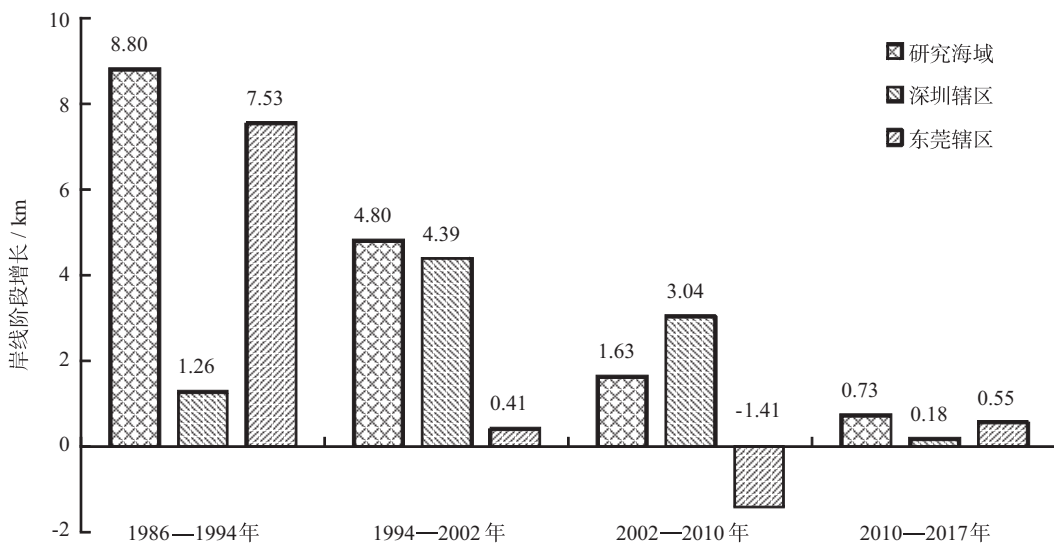


图6 1986—2017年研究区域海岸线阶段增长

## 2.2 围填海区域的变化分析

由图7和图8可知, 1986—2017年空港新城近岸海域填海面积与海岸线增长表现出同样的增长态势, 1986—2002年空港新城近岸海域围填海面积处于高速增长的态势, 2010年后, 研究范围内

深圳辖区和东莞辖区围填海面积的增长趋势均受到遏制, 增长速度明显放缓。

1986—2002年为围填海的快速增长阶段, 研究区域围填海总面积增长1547.44hm<sup>2</sup>, 占1986—2017年围填海总面积的78.62%, 年均增长速度为



96.72hm<sup>2</sup>/a。2002年后,围填海增长速度明显下降,其中2002—2010年填海面积为348.58hm<sup>2</sup>,约为1994—2002年填海面积的50%,年均填海面积为43.57hm<sup>2</sup>/a,2010—2017年填海面积再度下降,仅为72.15hm<sup>2</sup>,填海增长速度降低到9.01hm<sup>2</sup>/a。

1986—2002年,研究区域内深圳辖区填海面积累计增长为631.45hm<sup>2</sup>,年均增长速度为39.46hm<sup>2</sup>/a;2002—2010年填海面积为290.21hm<sup>2</sup>,年均填海面积为36.27hm<sup>2</sup>/a;2010—2017年填海面积为44.02hm<sup>2</sup>,年均填海面积为5.50hm<sup>2</sup>/a。

对比研究区域在1986—2017年的围填海状况,可以看出,1986—1994年,研究区域内东莞地区虎门镇沿岸填海面积较多,占总填海面积的63.76%,研究区域内深圳辖区仅增加320.35hm<sup>2</sup>;1994—2002年,东莞部分填海352.22hm<sup>2</sup>,深圳辖区填海面积为311.10hm<sup>2</sup>;2002—2010年研究区域内深圳辖区和东莞辖区分别增加290.21hm<sup>2</sup>和58.36hm<sup>2</sup>,深圳辖区填海面积首次超过东莞辖区;2010—2017年深圳辖区和东莞辖区分别增加44.01hm<sup>2</sup>和28.12hm<sup>2</sup>。

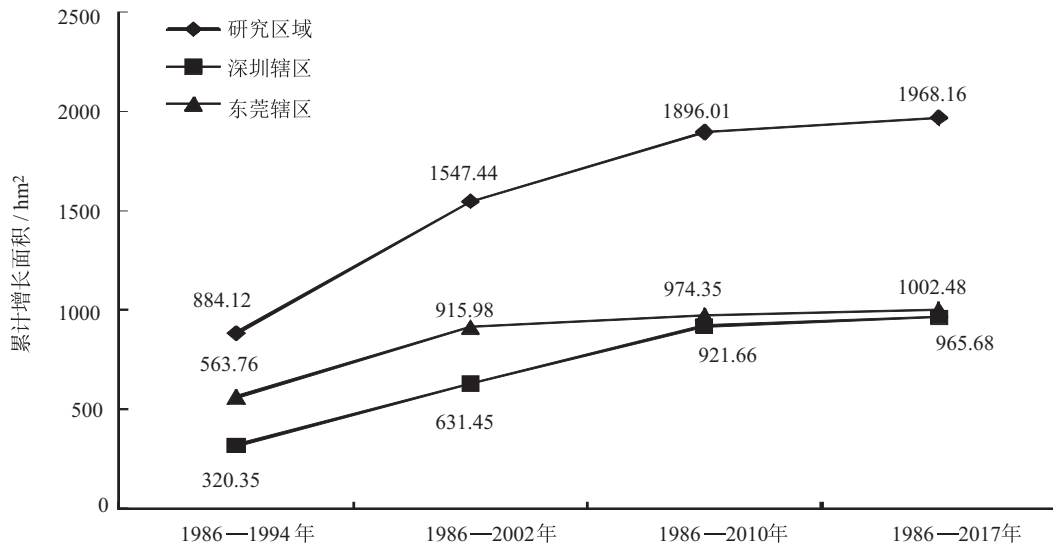


图7 1986—2017年研究区域填海面积总体变化

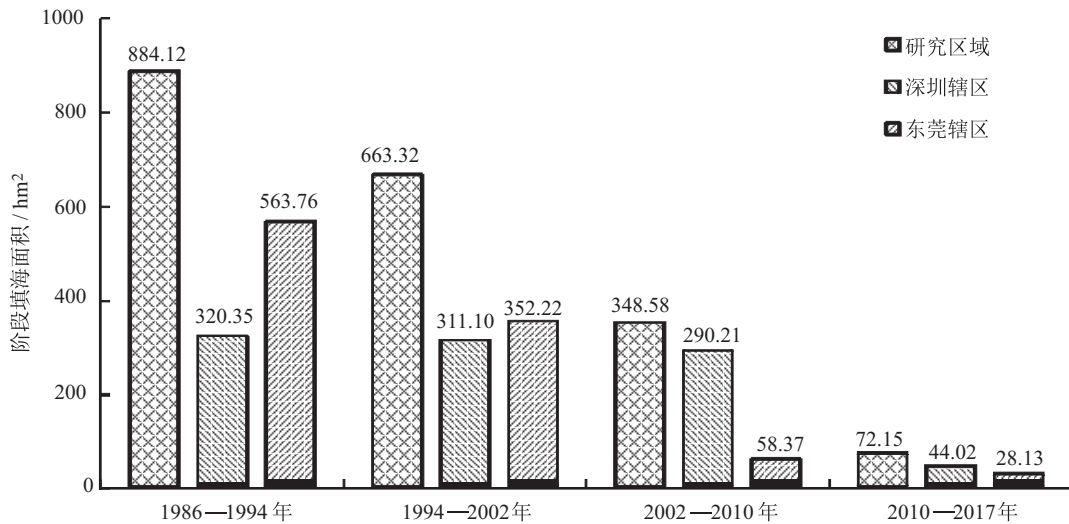


图8 1986—2017年研究区域填海阶段增长面积

### 3 结论及建议

#### 3.1 结论

(1) 1986—2017年,研究区域内岸线总长度由23.21km增长至38.96km,总填海面积为1968.15hm<sup>2</sup>;

(2) 研究区域深圳辖区内岸线总长度由

13.09km增长至21.96km,总填海面积为965.68hm<sup>2</sup>;

(3) 1986—2017年均表现出逐渐增长的趋势,1986—2002年《中华人民共和国海域使用管理法》实施前,为岸线和围填海区域的快速扩张期,其主要原因是1978年改革开放之后,深圳经济飞速发

展,同时大量海域资源被开发利用;2002年以后,出台了《中华人民共和国海域使用管理法》《深圳市海洋功能区划》(2004)及《广东省海洋功能区划》(2008),在以上法规管制和约束下,研究区域岸线和围填海变化受到遏制,增长总量和对应的年增长速度均呈现明显下降趋势。

### 3.2 建议

(1) 加强岸线资源利用与海洋功能区划、近岸海域环境功能区划的协调,严格控制围填海规模,清除不符合规划的围垦工程。加强自然岸线保护,调整不符合海洋功能区划的海域使用项目,实施海岸带治理与恢复专项整治。

(2) 加强近岸湿地生态修复。为保护近海及海岸湿地等湿地生态系统,根据地区经济发展的前景和需求,在满足生态可持续发展的条件下,对陆地、海域的开发、利用、保护及治理有必要在时间和空间上规划管制和管理。

(3) 加强海岸线修复,结合不同海岸线类型,因地制宜实施差异化岸线修复,提高岸线的多样性。

(4) 推动海岸带管理措施制定,统一立法实施对海岸带环境保护、规划管理、资源利用,建立健全海岸带综合管理体系,规范海岸带保护与利用。

(5) 建立完善海岸线立体监测预警机制,实现对海岸带生态环境、使用功能等的动态监测,强

化海岸带的监督管理。

#### 参考文献:

- [1] 李猷,王仰麟,彭建,等. 深圳市1978年至2005年海岸线的动态演变分析[J]. 资源科学,2009,31(5):875-883.
- [2] 王敏,韩美,惠洪宽,等. 海岸线变迁及驱动因素进展研究[J]. 环境科学与管理,2017,42(4):37-41.
- [3] 吴春生. 基于遥感的环渤海地区海岸线变化及驱动力分析[J]. 海洋开发与管理,2015,32(5):30-36.
- [4] 刘宝银. 中国海岸带与海岛遥感调查[M]. 北京:海洋出版社,2005.
- [5] 张霞,庄智,张旭凯,等. 秦皇岛市海岸线遥感提取及变化监测[J]. 遥感技术与应用,2014,29(4):625-630.
- [6] 杨秀丽,黄玲玲,成建梅,等. 深圳西海岸湿地资源遥感动态监测[J]. 安全与环境工程,2008,15(1):38-42.
- [7] 易琳,陈劲松,朱方,等. 海滨城市海岸带区域生态环境时空变化特征研究——以深圳市为例[J]. 海洋环境科学,2017,36(2):229-236.
- [8] 汪小钦,石义方,魏兰,等. 福州海岸带湿地分类与变化的遥感分析[J]. 地球信息科学学报,2014,16(5):833-838.
- [9] 陈晓英. 近40年来海州湾海岸线时空变化分析[J]. 海洋科学进展,2014,32(3):324-334.
- [10] 杜家伟,柯丽娜,李钰,等. 大连市海岸线及围填海时空演变分析[J]. 国土与自然资源研究,2017(6):34-37.
- [11] 申小艾,雷新财. 深圳市空港新城海绵城市建设策略研究[J]. 市政技术,2018,36(4):143-146.
- [12] 刘斌玲,李立辉. 通过低影响开发实现径流总量控制——以深圳市大空港新城为例[J]. 城市建筑,2015(20):268-268.
- [13] 张晓浩,黄华梅,王平,等. 1973—2015年珠江口海域岸线和围填海变化分析[J]. 海洋湖沼通报,2016(5):9-5.

## The Changes of Coast Line and Reclamation in the Nearshore of Shenzhen Airport New City

WANG Zhen<sup>1,2</sup>, ZHAO Zhen-ye<sup>1,2</sup>, ZHOU Lian-ning<sup>1,2</sup>, CHEN Yun<sup>2</sup>,  
YANG Qing-yun<sup>2</sup>, DANG Er-sha<sup>2</sup>, TANG Jun-yi<sup>3</sup>

(1. PKU-HKUST Shenzhen-HongKong Institution, Shenzhen Guangdong 518057, China)

**Abstract:** Landsat TM remote sensing image data was used to extract the coastline and reclamation information of Shenzhen Airport New City from 1986 to 2017 through ArcGIS technology. The changes of coastline and reclamation area in the region over 30 years were examined. The results showed that the total length of the shoreline in the study area and the length of the coastline in Shenzhen area increased from 23.21 km and 13.09 km to 38.96 km and 21.96 km, respectively. The total reclamation area is 1968.15 hm<sup>2</sup>; the growth rate was fast before 1986-2002. After 2002, the speed slowed down. It is recommended to protect and manage the coastal line legislation, strengthen the reclamation control, and implement shoreline ecological restoration.

**Key words:** airport new city; nearshore waters; remote sensing image; coastline; reclamation area; preliminary study