

## 目 次

### · 专题研究 ·

- 低成本钒钛基储氢电极合金的成分结构设计及其电化学性能研究 ..... 张征宇, 高明霞 (1)  
烟气同时脱硫脱氮用生物膜填料塔脱氮性能专项强化实验探索  
..... 姜阅, 孙珮石, 邹平, 吴志浩, 郑超群, 魏中华, 毕晓伊, 王洁, 任洪强, 王艳茹 (7)  
黄河三角洲不同植被类型下土壤 pH 与盐分差异分析 ..... 时林, 冯若昂, 靖淑慧, 张天举 (14)

### · 环境管理 ·

- 基于 MATLAB GUI 功能的产业发展调控可视化 ... 王万宾, 李森, 张星梓, 任静, 贾海峰, 陈异晖 (18)  
面向空间管控的环境总体规划研究与实践 ..... 张星梓, 任静, 陈异晖, 李亚园, 姜言欣, 杨云碧 (24)  
排污权核算方法实证研究—以重庆市为例 ..... 牟璞, 陈欢, 李锟, 邓皓月, 张晶, 孙弥 (30)

### · 环境保护 ·

- 自然圣境在生物多样性保护中的作用探讨 ..... 赵新坤, 郭贤明, 王兰新 (35)  
城市河道生态整治技术研究进展 ..... 田军, 张春敏, 金竹静, 杨逢乐 (38)  
文山州重点水功能区水质达标分析 ..... 沈家吉 (42)

### · 水环境保护 ·

- 洱海湿地植物不同组合配置对氮磷的去除效果研究 ..... 陈晓希, 白晓华 (46)  
抚仙湖大型水生植物现状及其变化趋势分析 ..... 赵海光, 孔德平, 范亦农, 谭志卫 (53)  
基于 ArcGIS 的牛栏江—滇池补水工程对滇池水环境改善效果分析 ..... 蔡文静, 汪涛 (59)  
水华藻类厌氧消化研究进展及关键问题 ..... 杜昕睿, 刘传昶, 刘跃岭, 李欢 (63)

### · 大气环境保护 ·

- 宝鸡地区霾日的时空变化特征及原因分析 ..... 赵阿玲, 刘引鸽, 王艳, 武洋洋, 史鹏英, 张妍 (69)  
徐州市空气微生物年际变化分析 ..... 李朝, 杨靖, 杜娟, 蔡吉林 (76)

### · 污染防治 ·

- 不同耕地类型中砷污染修复方式研究进展 ..... 冉继伟, 张旭, 宁平, 张榆霞, 金玉, 孙鑫 (80)  
基于能值理论的德宏州农业废弃物综合处理处置方式分析 ..... 谷蕾, 段立杰 (87)  
盈江县生态文明县建设中的农村环境污染现状与对策 ..... 李金发, 张兴飞 (91)

### · 污染防治技术 ·

- 现有人工湿地污水处理工艺改进性研究 ..... 郑凌之 (95)  
一体化污水处理设备对农村生活污水的处理效果——以昆明市盘龙区铁冲小流域内火烧营村为例  
..... 徐珊珊, 李奇键, 雷文文, 杨建明 (99)

### · 环境评价与监测 ·

- 水电开发项目环境影响经济损益分析 ..... 段立杰, 谷蕾 (102)  
火焰原子吸收分光光度法测定地表水中的铜、锌、铅、镉 ..... 郭英 (106)  
柳树箐磷石膏渣场地下水水质变化跟踪监测与管理分析 ..... 朱浩东, 杨云碧, 顾正聪 (109)

《环境科学导刊》发行数字期刊的声明 ..... (13)

《环境科学导刊》征稿简则 ..... (86)

封面图片: 滇池晚霞 ..... 刘洪 摄

期刊基本参数: CN53-1205/X \* 1982 \* b \* A4 \* 116 \* zh \* P \* ¥15.0 \* 2000 \* 23 \* 2017-6

# ENVIRONMENTAL SCIENCE SURVEY

( Bimonthly ) Vol. 36 No. 3 2017

---

## Contents

The Composition and Structure Designations and Electrochemical Properties of Low – cost V – Ti – based Hydrogen Storage Electrode Alloys .....	ZHANG Zhengyu <i>etc.</i> ( 1 )
Experimental Exploration of Special Bio – augmenting on Denitrification Capability of Biofilm – packing Tower Using Simultaneous Desulfurization and Denitrification from Flue Gas .....	JIANG Yue <i>etc.</i> ( 7 )
Characteristics of Soil pH and Salinity under the Different Vegetation Types in Yellow River Delta .....	SHI Lin <i>etc.</i> ( 14 )
The Visualization of Industry Development RegulationBased on the MATLAB GUI .....	WANG Wanbin <i>etc.</i> ( 18 )
Study and Practice of Environmental Master Planning Based on Spatial Control .....	ZHANG Xingzi <i>etc.</i> ( 24 )
Study on Accounting Method of Emission Right of Industrial Enterprises – Take Chongqing City as an Example .....	MU Ying <i>etc.</i> ( 30 )
The Role of Sacred Natural Sites in Biodiversity Conservation .....	ZHAO Xinkun <i>etc.</i> ( 35 )
Advance of Urban River Ecological Remediation Technology .....	TIAN Jun <i>etc.</i> ( 38 )
Analysis of the Water Quality Up – to – standard of the Key Water Function Zones in Wenshan .....	SHEN Jiaji ( 42 )
Removal Effects of Nitrogen and Phosphorus on Wetland Plant Assemblages in Erhai Lake .....	CHEN Xiaoxi <i>etc.</i> ( 46 )
Current Status of Macrophyte and Analysis of Its Variation Trend in Fuxian Lake .....	ZHAO Haiguang <i>etc.</i> ( 53 )
Impact of the Niulan River – Dianchi Lake water Supplement Project on Water Quality of Dianchi Lake Based on ArcGIS .....	CAI Wenjing <i>etc.</i> ( 59 )
Advances and Key Problems on Anaerobic Digestion of Algae from Algal Bloom .....	DU Xinrui <i>etc.</i> ( 63 )
Spatial and Temporal Variations of Hazy Day and Its Influencing Factors in Baoji Region .....	ZHAO Ailing <i>etc.</i> ( 69 )
Airborne Microorganisms Variability of Recent Yearsin Xuzhou .....	LI Zhao <i>etc.</i> ( 76 )
Advances in Soil Remediation Polluted by Arsenic in Different Kinds of Farmland .....	RAN Jiwei <i>etc.</i> ( 80 )
Analysis of Comprehensive Disposal of Agricultural Wastes Based on Energy Theory in Dehong .....	GU Lei <i>etc.</i> ( 87 )
Present Status and Countermeasures of Environmental Pollution of Villages in Ecological Culture Construction in Yingjiang .....	LI Jinfa <i>etc.</i> ( 91 )
Applied Research on Improving Treatment Technology of Constructed Wetland System .....	ZHENG Lingzhi <i>etc.</i> ( 95 )
Treatment Effect of Integrated Wastewater Treatment Equipment on Rural Domestic Sewage .....	XU Shanshan <i>etc.</i> ( 99 )
Analysis of Environmental Economy of Hydropower Development Project .....	DUAN Lijie <i>etc.</i> ( 102 )
Determination of Copper and Zinc and Lead and Cadmium in Surface Water Using Flame Atomic Absorption Spectrometry .....	GUO Ying ( 106 )
Analysis on Monitoring and Management of Groundwater Quality Change in LiushuqingPhosphogypsum Residual Site .....	ZHU Haodong <i>etc.</i> ( 109 )

# 低成本钒钛基储氢电极合金的成分结构设计及其电化学性能研究

张征宇, 高明霞

(浙江大学材料科学与工程学院, 浙江 杭州 310027)

**摘要:** 钒钛基储氢电极合金具有高的电化学储氢容量, 但其较高的成本和较差的循环性能影响了其在镍氢 (Ni/MH) 二次电池中的商业化应用。以低成本商业钒铁为钒钛基储氢电极合金中钒的原材料, 通过合金成分的优化设计及优化其中铬的含量, 获得了具有良好综合电化学性能的低成本钒钛基储氢电极合金。合金具有优异的活化性能, 在 100 mA/g 的充放电条件下, 最大放电容量可达 315 mAh/g, 经 100 次循环后的容量保持率为 80%; 若调整合金成分, 降低合金的最大放电容量至 265 mAh/g, 则合金经 100 次循环后的容量保持率可高达 95%。分析了合金的成分结构及其电化学性能的相关性。

**关键词:** Ni/MH 电池; 钒钛基储氢电极合金; 钒铁; 微观结构; 电化学性能

**中图分类号:** X13 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0001-06

## 0 引言

以金属氢化物为负极材料的镍氢二次电池 (Ni/MH) 具有能量密度高, 环境友好, 无记忆效应, 抗过充和过放能力强等优点。与目前快速发展的锂离子二次电池相比, 镍氢电池性价比高, 高倍率性能好, 安全性能好。在动力电池领域, 镍氢电池仍具有相当的优势。目前 Ni/MH 电池的研究热点主要集中于在降低生产成本的基础上, 提高电池的能量密度与循环稳定性。

钒钛基储氢电极合金作为 Ni/MH 电池的负极材料, 具有高容量的特点, 它以六方结构的钛基 C14 型 Laves 相和体心立方结构的钒基固溶体相为主相<sup>[1]</sup>。一般认为, 钒基固溶体相具有较大的储氢容量, 但它本身在 Ni/MH 电池的电解液 (KOH 碱液) 中由于缺乏电催化活性而不能可逆地吸放氢, 而 C14 型 Laves 相则具有较高的电催化活性, 可催化钒基固溶体相, 实现其可逆电催化吸放氢, 且 C14 型 Laves 相本身也具有较高的电化学储氢容量, 从而形成了钒钛基储氢电极合金的高容量特性<sup>[2]</sup>。与以 C14 型 Laves 相和钒基固溶体相组成的多元合金化的钒钛基电极合金不同, 以较少合金元素组成的由钒基固溶体相、

Ti<sub>2</sub>Ni 结构的面心立方相及 I 型相组成的 Ti<sub>55</sub>V<sub>10</sub>Ni<sub>35</sub> 合金也具有一定的电化学储氢性能, 但容量及循环稳定性相对较差。尽管在球磨结合 10 wt% 的 ZrH<sub>2</sub> 后其最大放电容量及循环性能有一定程度的提高, 其最大放电容量为 317 mAh/g, 经 30 次循环后的容量保持率为 80%<sup>[3]</sup>, 其容量及循环性能仍处于较低水平。多元合金化是提高钒钛基储氢电极合金综合电化学性能的有效方法。在多元钒钛基储氢电极合金中, 一般 Ti、Ni 和 Zr 元素主要存在于 C14 型 Laves 相中, V、Cr 主要存在于钒基固溶体相, Mn 在钒基固溶体相中的含量略高于 C14 型 Laves 相中的含量, 而 Fe 在两相中存在的情况基本相同。Ni 具有良好的电催化作用, 而 Mn 能降低平衡氢压, 提高可逆容量, Cr 能提高合金电极的循环性能。如本课题组设计的多元 Ti<sub>0.7</sub>Y<sub>0.1</sub>Zr<sub>0.2</sub>V<sub>2.7</sub>Mn<sub>0.5</sub>Cr<sub>0.6</sub>Ni<sub>1.25</sub>Fe<sub>0.2</sub> 钒钛基储氢电极合金的最大放电容量为 360 mAh/g, 经 200 次循环后的容量保持率为 70%<sup>[4]</sup>。但由于纯钒的价格高, 制约了钒钛基储氢电极合金的产业化发展。适量 Fe 的添加能够提高合金的容量, 循环稳定性和高倍率性能<sup>[5-7]</sup>, 这为采用廉价的商业钒铁替代部分高价的纯钒, 制备钒钛基储氢电极合金, 有效降低钒钛基储氢电极合金的成本提供了可能, 从而能加快其产业化进程。本文以商业 80 号钒铁为钒钛基储氢电极合金中钒的原材料, 替代纯钒, 设计研究了 (Ti<sub>0.55</sub>Zr<sub>0.45</sub>) ((80FeV<sup>#</sup>)<sub>0.683</sub>Mn<sub>0.15</sub>Ni<sub>0.35</sub>)<sub>3.0</sub>Cr<sub>x</sub> (x = 0.03 ~

收稿日期: 2017-03-06

基金项目: 浙江省科技厅科学和技术创新团队项目(2010R50013)。

作者简介: 张征宇, 硕士研究生, 浙江大学材料科学与工程学院。

通信作者: 高明霞, 教授, 浙江大学材料科学与工程学院。

0.50) 合金的结构和电化学性能, 研究合金中 Cr 的添加量对合金结构和电化学性能的影响, 通过调节 Cr 的含量, 获得具有良好综合电化学性能的低成本钒钛基储氢电极合金。论文工作可望为采用钒铁替代部分纯钒制备低成本高性能的钒钛基储氢电极合金的进一步研究提供一定的指导作用。

## 1 实验方法

将钒钛基储氢电极合金 ( $\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45}$ ) ( $(80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35}$ ) $_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03\sim 0.50$ ) 中的各元素按配比 (摩尔比) 配置完成后, 在中频磁悬浮熔炼炉中熔炼成合金, 熔炼过程中以高纯的氩气作为保护气体。本实验中所使用的商业钒铁的牌号为 80FeV, 在本文表达为  $80\text{FeV}^\#$ , 它的成分为 80.1 wt% V、15.6 wt% Fe、3.5 wt% Al、0.7 wt% Si, 还有 S 和 P 等微量元素约为 0.1 wt. %。其它所用原材料为金属单质, 原料纯度均 >99%。为保证合金成分均匀, 将第一次熔炼所得合金锭翻转重熔, 最后得到的合金用砂纸打磨掉表面氧化皮后机械粉碎, 在空气中研磨成粉末, 并将过 300 目筛子的合金粉制作电极。

研究电极的制备过程如下: 将 100mg 合金粉与 400mg 羰基镍粉混合均匀, 然后装入特制钢制模具中, 在 11 MPa 压力下将粉末压制直径 10 mm、厚度约 1 mm 的小圆片作为待测的电极片。将电极片去除毛边后称重, 然后依据合金粉和羰基镍粉的质量比例来计算出待测电极片内的有效的储氢合金重量。

合金的相组成通过 X 射线衍射 (XRD, PRO 型, PANalytical 公司, 荷兰) 分析。仪器功率为 40 kV × 40 mA, 采用  $\text{CuK}\alpha$  射线。相含量采用 Rietveld 全谱拟合法分析。扫描搜集的数据用 Maud 软件进行分析。合金表面形貌在试样经抛光腐蚀后由金相显微镜 (Leica, DMLM, 德国) 观察分析。

储氢合金电极的电化学性能测试在标准三电极体系中进行, 包括研究电极 (储氢合金电极), 辅助电极 ( $\text{Ni}(\text{OH})_2/\text{NiOOH}$  电极), 参比电极 ( $\text{Hg}/\text{HgO}$  电极)。电解液为 6 mol/L 的 KOH 溶液, 测试温度控制在  $30 \pm 1^\circ\text{C}$ 。合金的循环性能及高倍率性能在 Land 电化学测试仪 (武汉, 金诺) 上进行, 合金循环性能的测试制度为: 以 100mA/g 的电流密度对电极充电 5 h, 然后放电, 放电截止电位为  $-0.6\text{ V}$  (vs.  $\text{Hg}/\text{HgO}$ )。合金高倍率性能的测试制度为: 电极以 100mA/g 的电流密度充电 5

h, 静置 10 min 后再以不同的电流密度  $I_d$  放电, 放电截止电位为  $-0.6\text{ V}$  (vs.  $\text{Hg}/\text{HgO}$ )。不同电流下的 HRD 值根据下面的公式计算:

$$\text{HRD}_d = C_d / (C_d + C_{60}) \times 100\% \quad (1)$$

式中:  $C_d$  为放电电流  $I_d$  下电极的放电容量 (mAh/g);  $C_{60}$  是在以大电流  $I_d$  放电结束之后, 再用小电流 ( $I=60\text{ mA/g}$ ) 放电后所计算得到的合金电极的剩余放电容量 (mAh/g)。合金电极的电化学阻抗谱在 Solartron1255B 型频谱仪 (英国) 和 SolartronSI127 型恒电位仪 (英国) 上测试, 扫描频率为 10 kHz ~ 5 mHz, 交流电位的扰动振幅为 5 mV, 扫描速率为 0.1 mV/s, 测试时, 合金电极处于开路状态。合金电极的线性极化和阳极极化的研究在 SolartronSI127 型恒电位仪 (英国) 上完成。线性极化的电位扫描范围为  $-5\sim 5\text{ mV}$  (vs. 开路电位, OCP), 阳极极化的扫描范围为  $0\sim 1500\text{ mV}$  (vs. OCP)。阻抗谱、线性极化和阳极极化的测试均在电极经活化后, 在放电深度 DOD = 50% 的条件下进行。

## 2 结果与讨论

### 2.1 合金的相结构和显微组织

图 1 (a) 为 ( $\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45}$ ) ( $(80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35}$ ) $_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03\sim 0.50$ ) 合金的 XRD 衍射图谱, 图 1 (b) 为 ( $\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45}$ ) ( $(80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35}$ ) $_{3.0}\text{Cr}_{0.07}$  合金的 Rietveld 法拟合得到的衍射谱。从图 1 (a) 可见, 不同 Cr 添加量的合金均由 C14 型 Laves 相和钒基固溶体相组成。由 Rietveld 全谱拟合法计算获得的不同 Cr 添加量下各合金中 C14 型 Laves 相和钒基固溶体相的组成列于表 1 中。从表 1 可见, 随 Cr 含量的增加, 钒基固溶体的含量增加, 从  $x=0.03$  时的 16wt% 增加到  $x=0.5$  的 21wt%, 而 C14 型 Laves 相的含量则从  $x=0.03$  的 84wt% 相应降低到  $x=0.5$  的 79wt%。Cr 元素主要存在于钒基固溶体相中<sup>[8]</sup>, 这可能是 Cr 含量增加使钒基固溶体相含量增加的主要原因。

金相观察分析表明, 不同 Cr 添加量的合金均由树枝晶状的钒基固溶体相和分布在其周围孔隙的网状结构的 C14 型 Laves 相组成。随合金中 Cr 含量的增加, 钒基固溶体相枝晶尺寸有增大的倾向。图 2 是 ( $\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45}$ ) ( $(80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35}$ ) $_{3.0}\text{Cr}_x$  相合金在  $x=0.03$ 、0.2 和 0.50 时的金相形貌。结合 XRD 分析可知, 随着 Cr 含量的增加, 钒基固溶体相不仅含量增加, 其树枝晶的尺寸也逐渐增大。



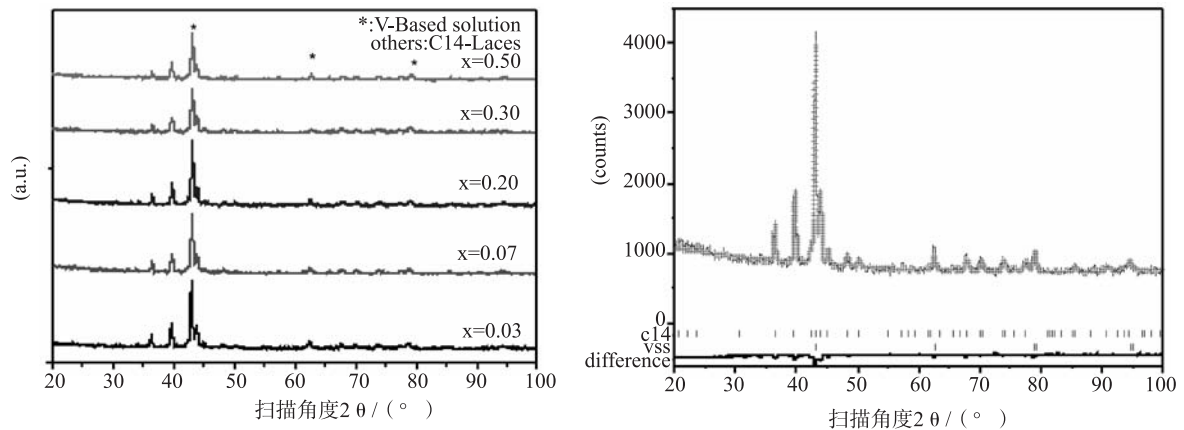


图1  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x(x=0.03 - 0.50)$ 合金的XRD图谱(a)和合金的 $x=0.07$ 时的步进扫描XRD图谱和Rietveld拟合谱(b)

表1  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x(x=0.03 - 0.50)$ 合金的相丰度

样品	空间群 (no.)	相种类	相丰度/ (wt %)
$x = 0.03$	P63/mmc (194)	C14	84
	Im3m (229)	b. c. c	16
$x = 0.07$	P63/mmc (194)	C14	82
	Im3m (229)	b. c. c	18
$x = 0.20$	P63/mmc (194)	C14	80
	Im3m (229)	b. c. c	20
$x = 0.30$	P63/mmc (194)	C14	80
	Im3m (229)	b. c. c	20
$x = 0.50$	P63/mmc (194)	C14	79
	Im3m (229)	b. c. c	21

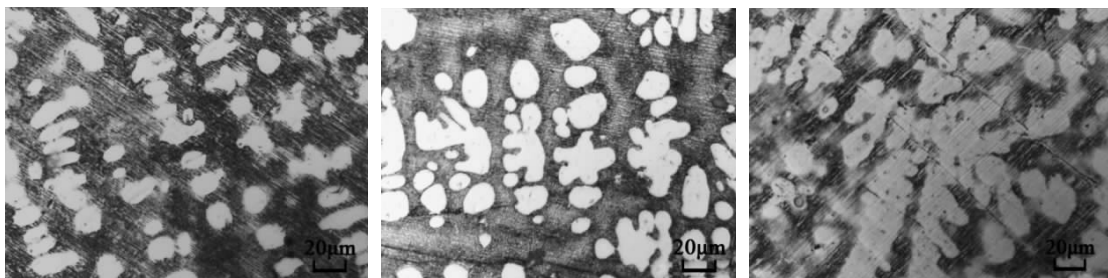


图2  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x(x=0.03 - 0.50)$ 合金的金相组织: (a)  $x=0.03$ ; (b)  $x=0.2$ ; (c)  $x=0.5$

## 2.2 合金的电化学性能

图3是  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x(x=0.03 - 0.50)$ 合金的循环性能曲线。由图可知合金均具有良好的活化性能，经过1~2次的充放电循环，合金均能达到最大的放电容量。各合金的最大放电容量列于表2中。可见，合金的最大放电容量在  $x=0.03$  时最大，为339 mAh/g。随着Cr含量的增加，最大放电容量下降，在  $x=0.07$  时，合金的最大放电容量为315 mAh/g。在  $x=0.50$  时最大放电容量最

低，已降为197 mAh/g。这可能是由于Cr含量的增加会导致钒基固溶体相和C14型Laves相晶胞体积变小，从而导致储氢量下降<sup>[9]</sup>。此外，Cr含量增加使得钒基固溶体相枝晶长大，可能造成C14型Laves相对其的催化效率降低。但从图3可见，随着Cr替代量的增加，合金的循环稳定性有显著的提高。各合金经100次循环后的放电容量和容量保持率( $C_{100}/C_{\max} \times 100\%$ ，第100次循环后的容量占合金最大放电容量的百分比)也列于表2中。可见，合金经100次循环后的容量保持率从  $x=0.03$  时的59%增加到  $x=0.07$  时的

80%。提高 Cr 的含量至  $x = 0.20$ ，合金经 100 个循环后的容量保持率高达 95%，具有优异的循环性能，但合金的最大放电容量下降为 265 mAh/g。再进一步提高 Cr 的含量，合金的循环性保持有相当高的稳定性，但其容量进一步降低。Cr 的添加增加合金循环性能的主要原因是 Cr 在合金的初始循环过程中在合金的表面形成了一层致密的 Cr 的氧化膜，能够有效地抑制合金在循环过程中受到持续的氧化腐蚀。

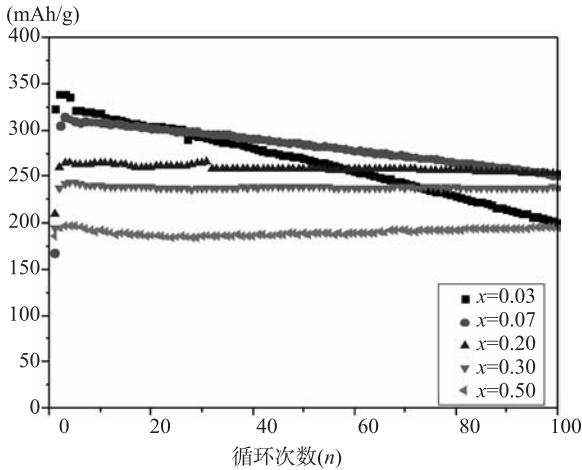


图3  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ ) 合金的循环性能曲线

表2  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ ) 合金电极的容量和循环性能

样品	$C_{\max}$ /mAh/g	$C_{100}$ /mAh/g	$C_{100}/C_{\max}$ /%
$x = 0.03$	339	200	59
$x = 0.07$	315	252	80
$x = 0.20$	265	252	95
$x = 0.30$	242	237	98
$x = 0.50$	197	195	99

表3  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ ) 合金电极的高倍率性能 ( $HRD_d$ )、交换电流密度 ( $I_0$ ) 和极限电流密度 ( $I_L$ )

	$x$				
	0.03	0.07	0.20	0.30	0.50
$HRD_{250}/\%$	87	92	85	85	82
$HRD_{750}/\%$	64	71	66	62	57
$I_0/(\text{mA/g})$	167	155	134	120	108
$I_L/(\text{mA/g})$	2074	2305	2015	1814	1498

图5 为各合金的电化学阻抗谱。交流阻抗曲

### 2.3 合金电极的动力学性能

图4 为  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ ) 合金的高倍率性能 ( $HRD$ ) 曲线。从图可见，随着  $x$  的增大，高倍率性能呈现出先增加再降低的变化，其中， $x=0.07$  的合金在不同的放电倍率下均具有最大的高倍率放电性能。但不同合金的高倍率性能的差异随着放电电流的增加而越来越明显。 $I_d = 100 \text{ mA/g}$  时，不同合金的  $HRD$  值基本相同， $I_d$  值为 250 和 750 mA/g 时，不同  $x$  值的合金的  $HRD_{250}$  和  $HRD_{750}$  值列于表3中。可见，少量 Cr 的添加 ( $x=0.07$ ) 有利于合金获得良好的高倍率性能，但过多的 Cr 的添加由于其在合金表面形成过厚的氧化膜，不利于合金的快速电化学反应，从而导致其高倍率性能下降。根据电化学理论，储氢合金的放电过程主要有以下三步：①吸收态的氢从合金内部扩散到合金表面；②吸收态的氢吸附在合金表面，特别是活性大的区域；③吸收态的氢在合金表面参加电荷转移反应。因此储氢合金的  $HRD$  值由合金内部的氢原子扩散阻抗和合金表面的电荷转移阻抗等多方面控制。

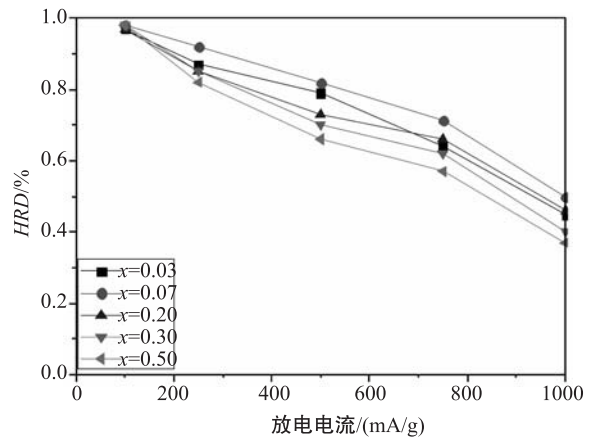


图4  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ ) 合金的高倍率性能曲线

线主要包括中频区的大半圆及高频区的小半圆。根

据 Kuriyama 等<sup>[10]</sup>的研究, 中低频区大半圆对应于合金电极表面的电化学反应阻抗, 而高频区的小半圆对应于接触阻抗, 包括了合金颗粒间、合金颗粒、镍粉之间以及电极片的接触阻抗。从图中可以看出随着  $x$  含量的增大, 高频区的小半圆基本没有变化, 说明 Cr 含量的不同对接触阻抗影响不大。而中低频区的大半圆的半径随  $x$  值的增加有不断增大的倾向, 说明合金表面的电化学反应阻抗不断增加。但  $x = 0.03$  和  $0.07$  的合金电极的表面电化学反应阻抗相差较小。这说明了在 Cr 含量较高时形成的较厚的 Cr 的氧化膜导致合金电极表面的电化学反应阻抗增加, 使合金的高倍率性能下降。而  $x = 0.03$  和  $0.07$  的合金由于 Cr 的含量相差较小, 尽管  $x = 0.07$  的合金的 Cr 的氧化物含量略多, 反应阻抗略大, 但可能其起到更好保护电极腐蚀作用及其它原因, 表现在高倍率性能上仍更优。

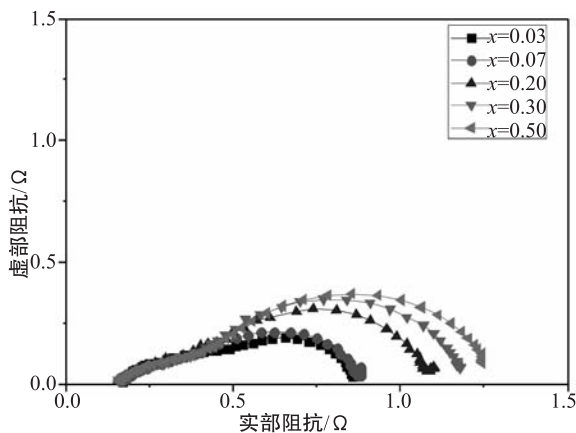


图5  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ )合金在  $DOD=50\%$  时的电化学阻抗谱

图6 是各合金在  $DOD = 50\%$  条件下的线性极化曲线。合金电极的交换电流密度  $I_0$  可通过公式 (2)<sup>[11]</sup> 计算获得。

$$I_0 = IRT / (F\eta) \quad (2)$$

其中:  $I$ 、 $R$ 、 $T$ 、 $F$  和  $\eta$  分别代表极化曲线的极化电流、气体常数、绝对温度、法拉第常数和极化电位。

在平衡电位附近, 极化电流和极化电位间存在线性关系。通过对极化曲线的线性拟合, 得到极化曲线斜率 ( $I/\eta$ , 其倒数为合金的极化电阻), 将斜率代入公式 (2), 可得到合金的  $I_0$ 。各合金的  $I_0$  值也列于表3中。从图6和表3可知, 随着  $x$  的增大, 极化曲线的斜率减小, 即极化电阻增大, 交换电流密度降低, 合金表面的电化学反应速率降低。

图7 是各合金在  $DOD = 50\%$  的情况下的阳极极化曲线。阳极极化的过程受合金电极表面电化学反应

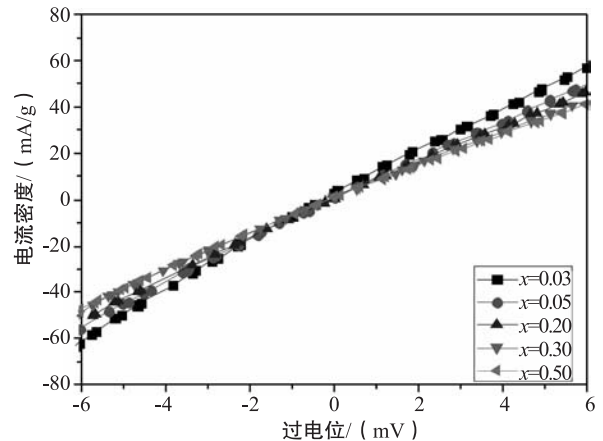


图6  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ )合金在  $DOD=50\%$  时的线性极化曲线

速率和氢在合金中扩散速度的影响。当极化电位增加到一个临界点, 阳极表面的极化电流达到一个最大值, 即极限电流密度,  $I_L$ 。此时, 电极表面的氢浓度已经降到了零, 此时氢扩散速率是影响反应速度的主要因素。 $I_L$  反映的是氢在合金内部的扩散速度。从图7获得的各合金的  $I_L$  值也列于表3中。从图7和表3可知, 随  $x$  的增大,  $I_L$  先增大后减小, 在  $x = 0.07$  时达到最大的  $2305 \text{ mA/g}$ , 说明随着 Cr 添加量的增加, 氢原子的扩散速率先增大后减小。虽然  $x = 0.03$  的合金的电化学反应阻抗及交换电流密度相对较大, 但  $x = 0.07$  的合金的极限电流密度最大。综合以上因数, 合金的高倍率性能在  $x = 0.07$  时表现出相对最好。

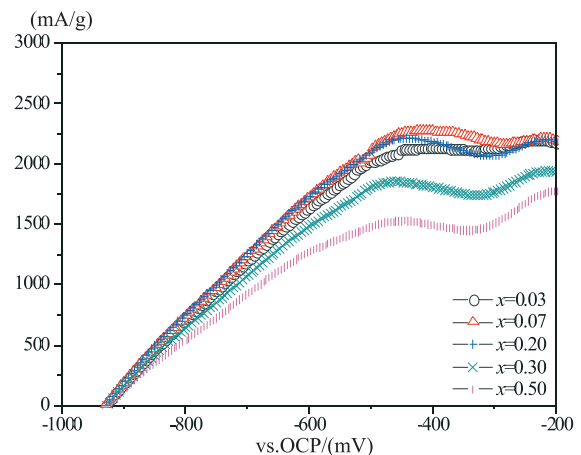


图7  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x=0.03 \sim 0.50$ )合金在  $DOD=50\%$  时的阳极极化曲线

### 3 结论

以低成本的钒铁为钒钛基储氢电极合金中钒的原材料, 研究了  $(\text{Ti}_{0.55}\text{Zr}_{0.45})((80\text{FeV}^\#)_{0.683}\text{Mn}_{0.15}\text{Ni}_{0.35})_{3.0}\text{Cr}_x$  ( $x = 0.03 \sim 0.50$ ) 合金的结构和电化学性能。发现了不同 Cr 添加量的合金均由 C14 型 Laves 和钒基固溶体相组成, 随着  $x$  的增大,

钒基固溶体相的含量增大, C14 型 Laves 相的含量相应减少。合金均表现出优异的活化性能, 经 1 ~ 2 个循环后, 合金均达到其最大放电容量。尽管随 Cr 含量的增加, 合金的最大放电容量下降, 但合金的循环性能显著提高。经 100 次循环后,  $x = 0.07$  合金的容量保持率为 80%, 其最大放电容量仍高达 315 mAh/g。提高 Cr 的含量至  $x = 0.2$ , 合金经 100 次循环后的容量保持率高达 95%, 此时合金的最大放电容量为 265 mAh/g。但再进一步增加 Cr 的含量, 尽管合金电极的循环性能再略有增加, 但合金的容量显著降低。 $x = 0.07$  的合金相对于其它合金表现出最好的高倍率性能。本文的研究结果表明了采用钒铁替代部分纯钒制备低成本高性能钒钛基储氢电极合金的可能性。

参考文献:

[1] H. Iba, E. Akiba. Hydrogen absorption and modulated structure in Ti - V - Mn alloys [J]. Journal of Alloys and Compounds, 1997 (253 - 254): 21 - 24.  
 [2] H. Iba, E. Akiba. There lation bet ween microstructure and hydrogen-absorbing property in Laves-solidsolution multi-phase alloys [J]. Journal of Alloys and Compounds, 1995 (231): 508 - 512.  
 [3] Q. Wang, T. Luo, Z. Zhao, D. Liu, C. Xing, J. Hou, D. Jiang, W. Liu. Effect of ZrH<sub>2</sub> on electrochemical hydrogen storage properties of Ti<sub>1.4</sub>V<sub>0.6</sub>Ni quasicrystal [J]. Journal of Alloys and Compounds, 2016 (665): 57 - 61.  
 [4] M. Gao, H. Miao, Y. Zhao, Y. Liu, H. Pan. Effects of rare earth elements substitution for Ti on the structure and electrochemical

properties of a Fe - doped Ti - V - based hydrogen storage alloy [J]. Journal of Alloys and Compounds, 2009 (484): 249 - 255.  
 [5] H. Miao, M. Gao, Y. Liu, Y. Lin, J. Wang, H. Pan. Micro-structure and electrochemical properties of Ti - V - based multi-phase hydrogen storage electrode alloys Ti<sub>0.8</sub>Zr<sub>0.2</sub>V<sub>2.7</sub>Mn<sub>0.5</sub>Cr<sub>0.8</sub>-xNi<sub>1.25</sub>Fe<sub>x</sub> ( $x = 0.0 - 0.8$ ) [J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2007 (32): 3947 - 3953.  
 [6] H. Pan, R. Li, Y. Liu, M. Gao, H. Miao, Y. Lei, Q. Wang. Structure and electrochemical properties of the Fe substituted Ti - V - based hydrogen storage alloys [J]. Journal of Alloys and Compounds, 2008 (463): 189 - 195.  
 [7] K. Young, T. Ouchi, J. Nei, T. Meng. Effects of Cr, Zr, V, Mn, Fe and Co to the hydride properties of Lavesphase - related body - centered - cubic solid solution alloys [J]. Journal of Power Sources, 2015 (281): 164 - 172.  
 [8] H. Pan, R. Li, M. Gao, Y. Liu, Q. Wang. Effects of Cr on the structural and electrochemical properties of TiV - based two - phase hydrogen storage alloys [J]. Journal of Alloys and Compounds, 2005 (404 - 406): 669 - 674.  
 [9] 李锐. 钛钒基贮氢电极合金结构、性能及其衰退机理研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2007.  
 [10] N. Kuriyama, M. Tsukahara, K. Takahashi, H. Yoshinaga, H. T. Takeshita, T. Sakai. Deterioration behavior of a multi - phase vanadium - based solid solution alloy electrode [J]. Journal of alloys and compounds, 2003, 356 (1): 738 - 741.  
 [11] P. H. L. Notten, P. Hokkeling, Double - phase hydride forming compounds; A new class of highly electrocatalytic materials [J]. The Electrochemical Society, 1991, 138 (7): 1877 - 1885.

## The Composition and Structure Designations and Electrochemical Properties of Low - cost V - Ti - based Hydrogen Storage Electrode Alloys

ZHANG Zheng - yu, GAO Ming - xia

(School of Materials Science and Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China)

**Abstract:** V - Ti - based hydrogen storage electrode alloys offer high electrochemical hydrogen storage capacity. However, their high cost and low cyclic stability impact their application in commercial Ni/MH batteries. In this research, a low - cost commercial V - Fe alloy was used as the raw material for the constituent of V instead of particle pure V for the V - Ti - based hydrogen storage electrode alloys. By means of optimized composition designation and optimization the content of Cr in the V - Ti - based alloys, high overall electrochemical performance and low - cost V - Ti - based hydrogen storage electrode alloys were achieved. The alloys showed high activation ability. A maximum capacity of 315mAh/g coupling with the capacity retention of 80% after 100 cycles at 100 mA/h/g was obtained for an alloy. Superior high capacity retention of 95% after 100 cycles was obtained if adjusting the composition and lowering the maximum capacity to 265 mAh/g. Correlations among the composition, structure, and electrochemical properties of the V - Ti - based electrode alloys were discussed.

**Key words:** Ni/MH battery; V - Ti - based hydrogen storage electrode alloys; V - Fe alloy; microstructure; electrochemical properties

# 烟气同时脱硫脱氮用生物膜填料塔脱氮性能专项强化实验探索

姜 阅<sup>1,2</sup>, 孙珮石<sup>2</sup>, 邹 平<sup>2</sup>, 吴志浩<sup>3,2</sup>, 郑超群<sup>3,2</sup>, 魏中华<sup>2</sup>, 毕晓伊<sup>2</sup>, 王 洁<sup>2</sup>, 任洪强<sup>4</sup>, 王艳茹<sup>4</sup>  
(1. 云南大学生态学与环境学院, 云南 昆明 650091; 2. 云南大学工程技术研究院, 云南 昆明 650091; 3. 云南大学建筑与规划学院, 云南 昆明 650091; 4. 南京大学环境学院, 江苏 南京 210023)

**摘 要:** 对采用添加脱氮功能菌群、烟气同时脱硫脱氮、生物膜填料塔烟气脱氮性能的专项生物强化方法进行探索实验研究, 结果表明: 通过专项培养并添加含有硝化菌的脱氮功能菌群、反硝化菌群以及它们的混合菌群液, 使生物膜填料塔的脱氮效率分别提高了 5.90%、4.01% 和 7.15%, 验证了该专项生物强化方法的技术可行性。

**关键词:** 生物法; 烟气同时脱硫脱氮; 脱氮性能; 生物强化; 生物膜填料塔; 实验

**中图分类号:** X17 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0007-07

随着我国经济转型以及工业化进程的不断加快, 环境污染问题越来越严峻<sup>[1-6]</sup>, 针对环境污染治理技术的研究快速增多。其中, 生物强化技术在环境污染治理技术领域的研究与应用较多, 且处理效果较好<sup>[7-13]</sup>。近年来, 本项目组<sup>[14]</sup>通过对生物强化作用方面的研究, 确认了添加功能菌人工复配对生物塔净化效果的强化作用。在此基础上, 项目组开展了对净化系统内微生物的鉴定工作, 并筛选出具有脱氮功能的菌群。针对烟气同时脱硫脱氮用生物膜填料塔的脱硫性能远强于脱氮性能的问题, 项目组继续针对生物膜填料塔的烟气脱氮性能进行了专项生物强化探索实验研究, 以期对生物强化烟气脱硫脱氮技术的深入研究与实际应用提供基础依据。

## 1 实验装置、材料与方法

### 1.1 烟气净化实验装置与流程

实验采用的主体实验模拟烟气净化设备是生物膜填料塔 (见图 1), 它由直径为 50mm、高度为 650mm 的玻璃管制成, 塔内装填直径约为 1.0 ~ 1.5cm 的类球形陶粒, 填料层总高度为 450mm。

在常温常压条件下, 实验采用动态法配制 SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>x</sub> 混合模拟烟气, 即通过 Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub> 溶液与 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液及 NaNO<sub>2</sub> 溶液与 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 FeSO<sub>4</sub> 的混

合溶液发生化学反应制取 SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>x</sub>, 之后将它们与空气混合。混合气体从生物膜填料塔的底部自下而上进入塔内, 同时塔内的循环液自上向下喷淋, 气液相在塔内逆向流动, 以促进气液两相充分接触。SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>x</sub> 混合模拟烟气在上升过程中与附着在填料表面上的湿润生物膜接触, 进而被其中的功能微生物捕获、降解, 净化后的气体从塔顶排出。循环液从生物膜填料塔塔底流出进入循环槽后, 再由人工连续输送至高位槽中, 随后从生物塔塔顶流入塔内向下喷淋, 实现循环操作。

本研究主要通过添加含有硝化菌的脱氮功能菌群、反硝化菌群、以及它们的混合菌群液, 进行生物强化对生物塔烟气脱氮性能的影响实验。在实验过程中, 总共运行了 3 套生物膜填料塔, 对应的操作运行工艺参数条件为: 入口气体 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 浓度分别为 1500 ~ 3000mg/m<sup>3</sup>、1400 ~ 1600mg/m<sup>3</sup>, 气体流量为 0.2m<sup>3</sup>/h, 循环液流量为 9.0L/h。

由于实验中各生物膜填料塔的脱硫效率一直稳定为 100%, 所以本研究主要考察了添加脱氮功能菌群对生物膜填料塔脱氮性能的强化作用。

### 1.2 功能菌的来源

由本项目组前期对生物膜填料塔内微生物菌群的分析研究结果<sup>[15]</sup>可知, 生物膜填料塔内具有脱氮作用的功能菌主要有: 硝化螺菌 (*Nitospira*)、硝化杆菌 (*Nitrobacter*)、亚硝化球菌 (*Nitrosococcus*)、亚硝化单胞菌 (*Nitrosomonas*)、鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*)、新鞘氨醇杆菌 (*Novosphingob-*

收稿日期: 2016-11-13

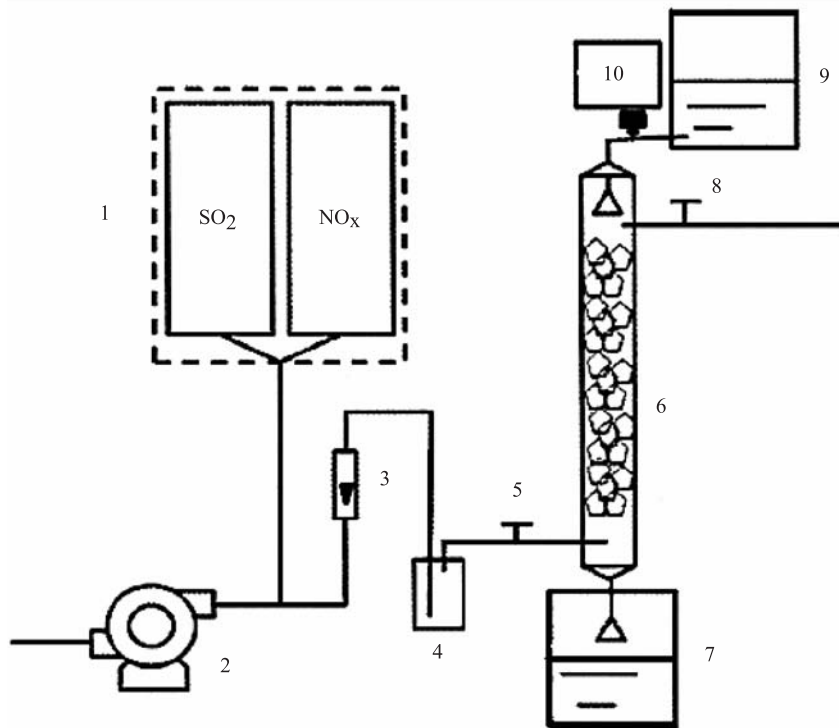
基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51278447, 51168046, 51008264)。

作者简介: 姜阅 (1989-), 女, 吉林省松原市人, 硕士研究生, 主要从事生物法烟气脱硫脱氮方面的研究。



ium)、寡养单胞菌 (*Stenotrophomonas*)、伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia*)、产碱杆菌 (*Alcaligenes*)。由上述结果可以发现,生物膜填料塔内同时存在硝化菌和反硝化菌。其中的硝化螺菌属 (*Nitospira*)、硝化杆菌属 (*Nitrobacter*)、亚硝化球菌属 (*Nitrosococcus*)、亚硝化单胞菌 (*Nitrosomonas*) 4种典型的硝化菌,是已被应用于烟气净化研究领域<sup>[15-17]</sup>的功能菌。鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*)、新鞘氨醇杆菌 (*Novosphingobium*)、寡养单胞菌

(*Stenotrophomonas*)、伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia*)、产碱杆菌 (*Alcaligenes*) 都属于反硝化菌<sup>[18-22]</sup>。经查阅文献可知,鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*) 是具有广泛降解能力的反硝化菌<sup>[23-25]</sup>,产碱杆菌 (*Alcaligenes*) 是具有反硝化能力的脱氮菌<sup>[26,27]</sup>,伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia*) 也具有一定的生物降解能力,可降解高氨氮废水、含酚废水、原油等污染物<sup>[28-30]</sup>。



1-气体发生装置 2-气泵 3-气体流量计 4-混合瓶 5-进气采样口 6-生物膜填料塔 7-循环槽 8-出气采样口 9-高位槽 10-循环液控制阀

图1 生物膜填料塔装置流程示意图

以上述文献资料记载为基础,结合《伯杰细菌鉴定手册》中对上述细菌的生长条件、性质和作用的记载,经分析比较最终筛选出了鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*)、伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia*)、产碱杆菌 (*Alcaligenes*),作为本实验使用的专项生物强化反硝化菌。反硝化菌从中国普通微生物菌种保藏管理中心 (CGMCC) 购买获得。实验中,购买了3株反硝化菌的纯菌株,分别是越南伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia vietnamiensis*)、粪产碱菌粪亚种 (*Alcaligenes faecalis subsp. faecalis*)、胞外多聚物鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas sanxanigenens*)。

本实验使用的专项生物强化用硝化菌,是利用本项目组前期研究使用的生物膜填料塔中含有硝化

功能菌群的菌液 (即循环液),经过专项培养获得。

由此,即可有针对性地对上述含有硝化菌的脱氮功能菌群和反硝化菌进行取样及专项培养,之后将完成培养的菌液直接添加到生物膜填料塔内,用以进行脱氮性能的探索实验研究。

### 1.3 脱氮功能菌培养基配方

#### (1) 硝化菌培养基配方

经查阅文献资料<sup>[31-33]</sup>,并对比本实验研究的对象、目标、条件等,经分析及预实验研究确定了硝化菌的基础培养基配方,见表1。

#### (2) 反硝化菌培养基配方

越南伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia vietnamiensis*) 和粪产碱菌粪亚种 (*Alcaligenes faecalis*)

subsp. *faecalis*) 的培养基配方见表 2, 胞外多聚物鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas sanxanigenens*) 的培养基配方见表 3, 培养温度均为 30℃。

表 1 硝化菌培养基配方

序号	试剂名称	用量
1	NaNO <sub>2</sub>	2.00g
2	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0.10g
3	MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	0.14g
4	NaCl	0.30g
5	无水 Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	0.25g
6	FeSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	0.05g
7	MnSO <sub>4</sub> · 4H <sub>2</sub> O	0.01g
8	蒸馏水	1.0L

表 2 营养肉汁琼脂培养基配方

序号	试剂名称	用量
1	蛋白胨	10.0g
2	牛肉膏	3.0g
3	NaCl	5.0g
4	蒸馏水	1.0L

表 3 PYG 培养基配方

序号	试剂名称	用量
1	蛋白胨	10.0g
2	酵母膏	5.0g
3	葡萄糖	1.0g
5	蒸馏水	1.0L

## 1.4 脱氮功能菌培养方法及培养装置

### 1.4.1 脱氮功能菌群的培养

在 1 个 1.0L 的烧杯中配制 500mL 的液体培养基 (pH=8.0, 依一般硝化菌生长条件定), 加入取自生物膜填料塔循环槽中含有专用高效硝化菌群的菌液 20mL, 充分混匀后, 放于温度为 30℃、转速为 150rpm 条件下的摇床初步培养 7d。之后, 继续进行扩大培养 6d, 使其中的菌体浓度达到后续生物强化性能实验的要求。扩大培养期间, 每隔 24h 取出菌液样品, 采用草酸铵结晶紫染色法观察细菌的生长情况, 并采用血球板计数法对样品中的细菌进行计数。

对于反硝化菌的培养, 由于菌源是外购来的纯菌株, 因此按常规微生物学菌种培养方法进行接种, 用 30℃ 恒温摇床初步培养 7d。之后, 继续进行扩大培养 6d, 使其中的菌体浓度达到后续生物强化性能实验的要求, 并对反硝化细菌进行计数及生长情况观察。

### 1.4.2 脱氮功能菌群的硝化与反硝化能力测试

在对含有硝化菌的脱氮功能菌群、反硝化菌群进行培养与观察的同时, 分别采用分光光度法跟踪测试不同时间段含有硝化菌的脱氮功能菌群、反硝化菌的菌液中硝酸根以及亚硝酸根的浓度变化, 以考察并验证上述硝化菌、反硝化菌的硝化、反硝化能力。其中, 亚硝酸根浓度均采用格里斯 (Griess) 试剂比色法测定, 硝酸根浓度均采用麝香草酚分光光度法测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 对扩大培养过程中的脱氮功能菌群生长状况的观察

(1) 对扩大培养过程中含有硝化菌的脱氮功能菌群的计数观察

对扩大培养过程中含有硝化菌的脱氮功能菌群的计数观察结果如图 2 所示。由图 2 可知, 随着培养时间的延续, 含有硝化菌的脱氮功能菌群在培养过程中菌体数目快速增多。菌液中的菌体数目从培养第 1d 的  $4.5 \times 10^5$  个/mL, 明显增加到第 6d 的  $24.1 \times 10^5$  个/mL。这表明本研究经实验确定的培养基配方适用且有效。

(2) 对扩大培养过程中反硝化菌群的计数观察

对扩大培养过程中反硝化菌群的计数观察结果如图 3 所示。由图 3A、3B 可知, 产碱杆菌 (*Alcaligenes*)、伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia*) 和鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*) 3 种反硝化菌在培养过程中菌体数目均随时间的延续而快速增多。其中以鞘氨醇单胞菌的菌体数目增加最快, 到培养第 6d 时, 其菌体数目已达到  $1150 \times 10^6$  个/mL; 而伯克霍尔德氏菌和产碱杆菌则增加较慢, 菌体数目分别达到  $550 \times 10^6$  个/mL 和  $20 \times 10^6$  个/mL。这同样表明了 3 种反硝化菌基本适合于采用本研究选用的培养基配方进行培养繁殖。

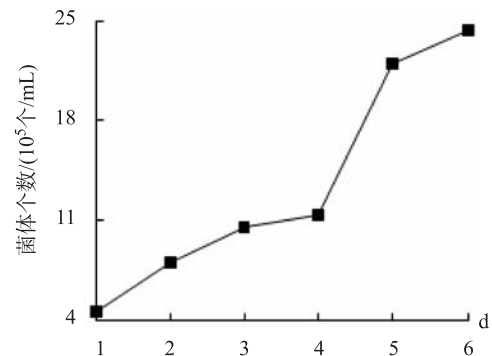


图 2 硝化菌群的计数观察结果

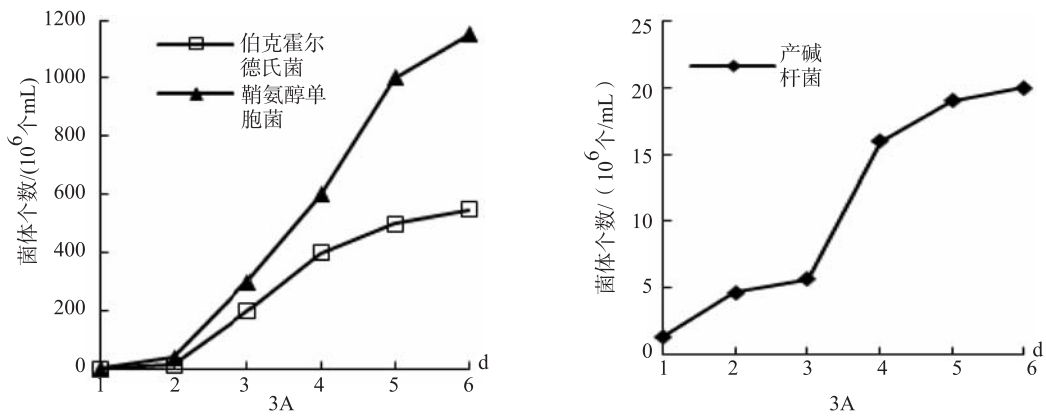


图3 反硝化菌群的计数观察结果

## 2.2 脱氮功能菌群的反硝化能力测试

### (1) 含有硝化菌的脱氮功能菌群的反硝化能力测试结果

含有硝化菌的脱氮功能菌群菌液中亚硝酸根含量、硝酸根含量随时间的变化如图4所示。

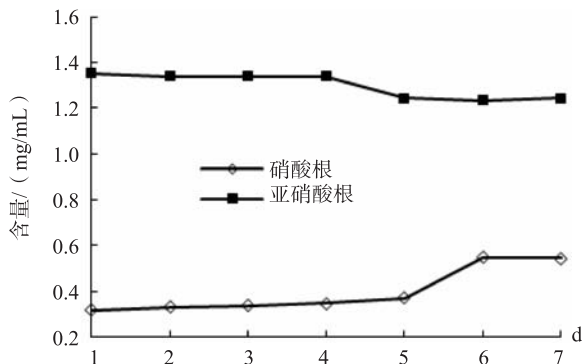


图4 含有硝化菌的菌液中硝酸根和亚硝酸根含量的变化

由图4可知，随着培养时间的延续，含有硝化菌的脱氮功能菌群菌液中出现了亚硝酸根含量逐渐减少、硝酸根含量逐渐增多的变化趋势。当培养时间至5d时，硝化菌群菌液中的亚硝酸根含量从初始的1.35mg/mL，逐步下降了0.11 mg/mL，之后基本稳定在1.24mg/mL的水平；对应的硝酸根含量则从初始的0.32mg/mL，逐步增加了0.22 mg/mL，之后基本稳定在培养6d时的0.54mg/mL水平。以上实验结果表明，含有硝化菌的脱氮功能菌群具有硝化特性。

### (2) 反硝化菌的反硝化能力测试结果

实验培养的产碱杆菌 (*Alcaligenes*)、伯克霍尔德氏菌 (*Burkholderia*) 和鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*) 等3种反硝化菌的菌液中亚硝酸根含量、硝酸根含量随时间的变化分别如图5所示。

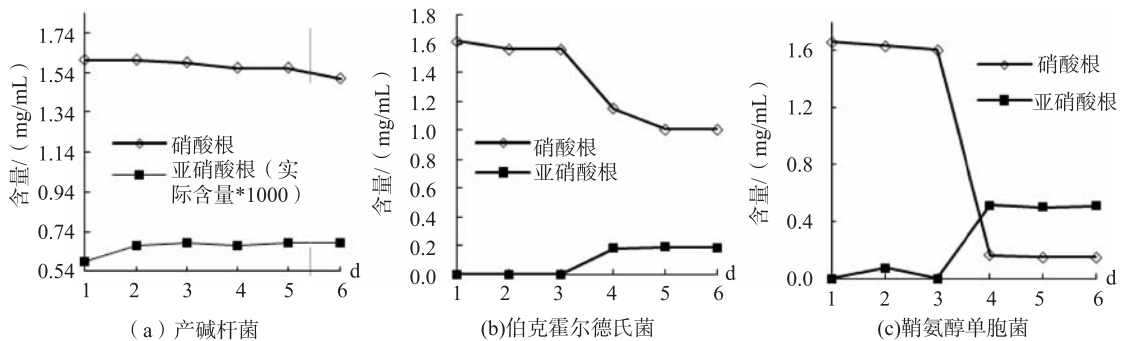


图5 含有反硝化菌的菌液中硝酸根和亚硝酸根含量的变化

由图5可以看出，随着培养时间的延续，产碱杆菌、伯克霍尔德氏菌、鞘氨醇单胞菌的菌液中亚硝酸根的含量均在逐渐增多，硝酸根含量都在逐渐减少。其中以鞘氨醇单胞菌菌液中硝酸根和亚硝酸根含量整体变化趋势最为明显。由上述结果可知，本实验采用的产碱杆菌、伯克霍尔德氏菌、鞘

氨醇单胞菌均能够利用硝酸盐作为氮源，将硝酸盐转化成亚硝酸盐，即上述3种反硝化菌均具有一定的反硝化特性。

## 2.3 添加脱氮功能菌群的强化脱氮性能实验考察

### (1) 添加含有硝化菌的脱氮功能菌群的强化脱氮性能实验考察



从生物膜填料塔内原有的 10.0L 循环液中取出 1.0L，将完成扩大培养的含有硝化菌的菌液 1000mL 添加到相应的生物膜填料塔的循环槽中，此时生物膜填料塔的循环液体积为 10.0L。之后，运行生物膜填料塔并每天定时测定其烟气脱氮效率。

添加含有硝化菌的脱氮功能菌群专项生物强化生物膜填料塔脱氮性能的实验结果，如图 6 所示。由图 6 可知，添加含有硝化菌的脱氮功能菌群后，生物膜填料塔的脱氮效率出现了明显的提升，脱氮效率的平均值由添加前的 30.01% 增至添加后的 35.91%，平均值提高了 5.90%。添加后，脱氮效率的最高值达到了 42.29%。由此可知，添加经专项培养的脱氮功能菌群可以强化提升生物膜填料塔的烟气脱氮性能。

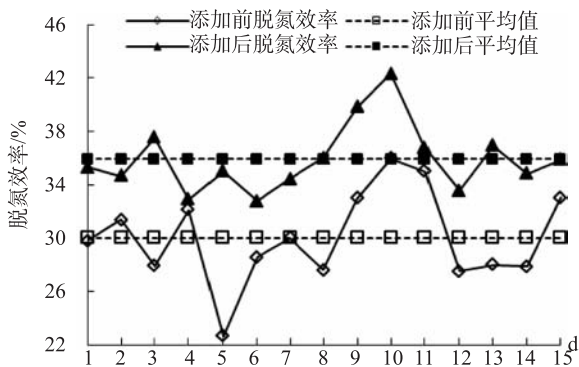


图6 添加含有硝化菌的脱氮功能菌群前后的脱氮效率对比

(2) 添加反硝化菌群的强化脱氮性能实验考察

从生物膜填料塔内原有的 10.0L 循环液中依次取出 1.0L，将完成扩大培养的 3 种反硝化菌的菌液按照 1:1:1 的比例（每种反硝化菌的菌液约为 333mL），配制成总体积为 1.0L 的反硝化菌群液，并将其添加到生物膜填料塔的循环槽中。此时生物膜填料塔的循环液体积为 10.0L。之后，运行生物膜填料塔并每天定时测定其烟气脱氮效率。

添加含有反硝化菌的脱氮功能菌群专项生物强化生物膜填料塔脱氮性能的实验结果，如图 7 所示。

由图 7 可知，含有反硝化菌的脱氮功能菌群添加后，生物膜填料塔的烟气脱氮效率最高值达到了 42.06%，平均值从添加前的 32.01%，上升到了 36.02%，即添加后比添加前提高了 4.01%。这一结果表明添加经专项培养的含有反硝化菌的脱氮功能菌群能够起到强化提升生物膜填料塔烟气脱氮性能的作用。

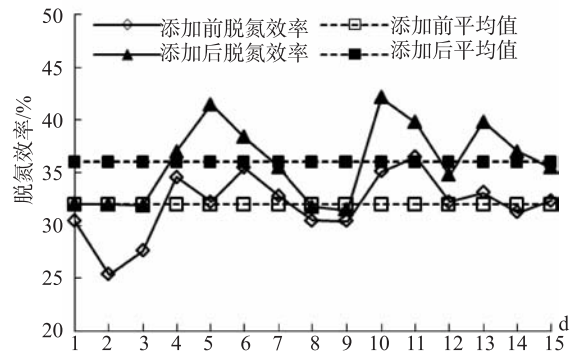


图7 添加含有反硝化菌的脱氮功能菌群前后的脱氮效率对比

(3) 添加复合脱氮功能菌群的强化脱氮性能实验考察

从生物膜填料塔内原有的 10.0L 循环液中取出 2.0L，将含有硝化菌的脱氮功能菌群的 1.0L 菌液与含有反硝化复合菌群（每种反硝化菌的菌液约为 333mL）的 1.0L 菌液混合制成 2.0L 的复合脱氮功能菌群的菌液，并添加到生物膜填料塔的循环槽中，此时生物膜填料塔的循环液体积为 10.0L。之后，运行生物膜填料塔并每天定时测定其烟气脱氮效率。

添加复合脱氮功能菌群生物强化生物膜填料塔脱氮性能的实验结果，如图 8 所示。

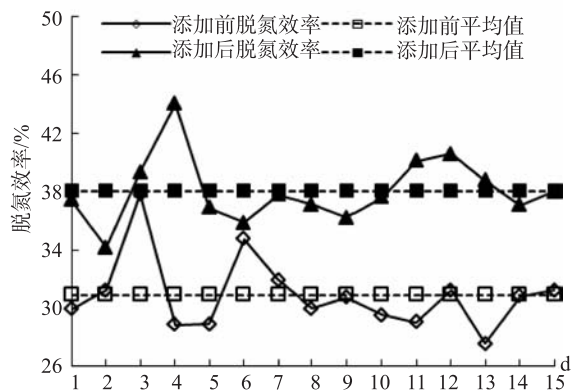


图8 添加复合脱氮功能菌群前后的脱氮效率对比

由图 8 可知，添加含有复合脱氮功能菌群后，生物膜填料塔的烟气脱氮效率出现了明显的提升，最高值达到了 44.02%。复合功能菌群添加后，生物膜填料塔运行 15d 的结果表明，添加后的生物膜填料塔的烟气脱氮效率平均值达到 38.06%，比添加前的 30.91% 提高了 7.15%，专项生物强化效果显著。

3 结论

本探索实验研究结果表明，通过添加脱氮功能菌群的专项生物强化方法能够有效提升生物膜填料

塔的烟气脱氮性能。实验中添加硝化菌、反硝化菌及它们的混合菌群液,使生物膜填料塔的烟气脱氮效率分别提高了5.90%、4.01%、7.15%。这表明采用脱氮功能菌群专项生物强化烟气同时脱硫脱氮,用生物膜填料塔的脱氮性能在技术上是可行的。本探索实验研究结果为生物法烟气脱硫脱氮技术基础研究提供了重要参考。

参考文献:

- [1] D. K. Wasiuk, M. A. H. Khan, D. E. Shallcross, et al. The impact of global aviation NO<sub>x</sub> emissions on tropospheric composition changes from 2005 to 2011 [J]. Atmospheric Research, 2016 (178-179): 73-83.
- [2] Zhenzhou Yang, Yingyi Zhang, Lili Liu, et al. Environmental investigation on co-combustion of sewage sludge and coal gangue: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and trace elements emissions [J]. Waste Management, 2016 (50): 213-221.
- [3] 张清风, 陈晓平, 余帆. 海水脱硫技术在船舶废气处理上的研究进展 [J]. 化工进展, 2016, 35 (1): 277-284.
- [4] 黎宝仁, 陈洲洋, 王剑斌, 等. 复合催化膜生物反应器处理一氧化氮废气研究 [J]. 环境科学, 2016, 37 (3): 847-853.
- [5] 肖靛, 孙大琦, 石燕, 等. 废纸造纸废水处理技术的研究进展 [J]. 水处理技术, 2016, 42 (1): 20-25.
- [6] 刘会应, 冯志江, 吴曼, 等. 复合式膜生物反应器废水处理技术研究进展 [J]. 工业水处理, 2016, 36 (1): 7-11.
- [7] 唐婧, 屈姗姗, 傅金祥, 等. 复合菌剂强化处理高盐废水脱氮效果 [J]. 环境工程学报, 2015, 9 (6): 2699-2705.
- [8] 张刚, 余春燕, 梅荣武, 等. 微生物增效技术在制药废水处理中的应用 [J]. 中国给水排水, 2015, 31 (3): 108-111.
- [9] 代鹏飞, 邵燕, 张炜铭, 等. 微生物菌剂强化 SBR 工艺处理化工园区综合废水的研究 [J]. 环境科技, 2015, 28 (5): 29-32.
- [10] 于霞, 宋文军, 李霏, 等. 煤化工废水 COD 高效降解菌降解性能研究 [J]. 浙江农业科学, 2015, 56 (6): 911-915.
- [11] 李静, 李文英. 喹啉降解菌筛选及其对焦化废水强化处理 [J]. 环境科学, 2015, 36 (4): 1385-1391.
- [12] 梁传富, 吴云蕊, 张北屿, 等. 固定化微生物处理丙烯腈化工污水的脱氮技术研究 [J]. 化学与生物工程, 2016, 33 (2): 55-59.
- [13] 戴育民, 尹文沛. 生物强化技术在环境治理中的应用 [J]. 科技风, 2014, (16): 96-98.
- [14] 姜阅, 孙珮石, 邹平, 毕晓伊, 王洁, 魏中华, 吴志浩, 任洪强, 王艳茹. 生物强化法提高生物塔烟气同时脱硫脱氮性能的实验研究 [J]. 云南大学学报 (自然科学版), 2016, 38 (1): 133-140.
- [15] 姜阅. 生物强化法提高生物塔烟气同时脱硫脱氮性能的实验研究 [D]. 昆明: 云南大学, 2016.
- [16] 毛永杨, 邹平, 孙珮石, 等. 生物法烟气脱硫脱氮研究进展 [C]. 中国环境科学学会学术年会论文集, 2012.
- [17] 黄倩茹, 陈洲洋, 黄振山, 等. 基于硝化反硝化的膜生物反应器烟气脱硝研究 [J]. 华南师范大学学报, 2016, 48 (2): 13-18.
- [18] 张艾晓. 脱氮细菌混合去除水相氮污染的条件与机理 [D]. 杭州: 浙江工业大学, 2009.
- [19] 邵基伦. Burkholderia 菌异养硝化-好氧反硝化特性及其强化废水处理的研究 [D]. 广州: 暨南大学, 2015.
- [20] 周石磊, 黄廷林, 白士远, 等. 贫营养好氧反硝化菌的分离鉴定及其脱氮特性 [J]. 中国环境科学, 2016, 36 (1): 238-248.
- [21] 杨浩锋, 唐佳琦, 胡安辉, 等. 一株反硝化细菌的分离鉴定及其反硝化特性 [J]. 环境工程学报, 2014, 8 (1): 366-371.
- [22] 郝永利, 李顺灵. 垃圾渗滤液低温脱氮菌剂同步硝化反硝化应用研究 [J]. 环境科学与管理, 2016, 41 (2): 91-96.
- [23] 陶雪琴, 余博嘉, 邹梦遥, 等. 珠江水体系中鞘氨醇单胞菌 GY2B 降解菲的特性研究 [J]. 科学技术与工程, 2016, 16 (4): 259-263.
- [24] 咎帅君. 辽河口海水及沉积环境细菌丰度时空变化与群落结构浅析 [D]. 大连: 大连海洋大学, 2015.
- [25] 韩新锋, 王志龙, 李建龙, 等. 鞘氨醇单胞菌产 3-苯氧基苯甲酸降解酶固定化条件及其酶学性质研究 [D]. 中国食品学报, 2016, 16 (2): 9-17.
- [26] 阿拉木斯, 蔡碧婧, 王峰, 等. 碳源对污水处理反硝化过程及细菌种群的影响 [J]. 四川环境, 2015, 34 (1): 13-18.
- [27] 奎一平, 张文, 林丽佳, 等. 洱海沉积物中反硝化细菌的分离与反硝化作用研究 [J]. 生物技术进展, 2014, 4 (6): 435-438.
- [28] 吴酬飞, 谢运昌, 王芬. 高氨氮污水的微生物修复初探 [J]. 浙江水利水电学院学报, 2015, 27 (4): 73-77.
- [29] 贺强礼, 关向杰, 黄水娥, 等. 典型酚类废水的微生物处理研究现状及进展 [J]. 环境工程, 2014, 32 (3): 6-9.
- [30] 潘银华. 生物降解作用对辽河原油化学组成的影响研究 [D]. 广州: 中国科学院广州地球化学研究所, 2015.
- [31] 范铮, 于鲁冀, 刘攀龙, 等. 冬季微污染河流脱氮菌的筛选及鉴定 [J]. 安全与环境工程, 2015, 22 (6): 17-22.
- [32] 南晓梅, 宋新山, 赵晓祥. 聚乙二醇和海藻酸钠混合固定化硝化细菌研究 [J]. 安全与环境工程, 2015, 15 (4): 206-210.
- [33] 郑巧东, 钟丽娜, 姚善泾. 硝化菌与反硝化菌混合培养生物脱氮的研究 [J]. 化学工程, 2010, 38 (3): 64-67.

## Experimental Exploration of Special Bio – augmenting on Denitrification Capability of Biofilm – packing Tower Using Simultaneous Desulfurization and Denitrification from Flue Gas

JIANG Yue<sup>1,2</sup>, SUN Pei – shi<sup>2</sup>, ZOU Ping<sup>2</sup>, WU Zhi – hao<sup>2,3</sup>, ZHENG Chao – qun<sup>2,3</sup>, WEI Zhong – hua<sup>2</sup>,  
BI Xiao – yi<sup>2</sup>, WANG Jie<sup>2</sup>, REN Hong – qiang<sup>4</sup>, WANG Yan – ru<sup>4</sup>

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

**Abstract:** An exploring test for the feasibility of bio – augmenting the denitrification capability of biofilm – packing tower using simultaneous desulfurization and denitrification from flue gas was done by adding denitrogenationbacteri-  
apopulation. The test results indicated that the denitrification efficiency ofbiofilm – packing tower had beenincreased  
5.90% , 4.01% and 7.15% respectively through adding denitrogenation bacteria population containing nitrification  
bacteria, denitrification bacteria population, and their mixed bacteria liquid. The feasibility of special bioaugmenta-  
tion technique had been verified.

**Key words:** bio – method; simultaneous desulfurization and denitrification from flue gas; special bio – augmenta-  
tion on performance of denitrification; biofilm – packing tower; test

---

## 《环境科学导刊》发行数字期刊的声明

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

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

《环境科学导刊》编辑部

# 黄河三角洲不同植被类型下土壤 pH 与盐分差异分析

时 林, 冯若昂, 靖淑慧, 张天举

(聊城大学环境与规划学院, 山东 聊城 252059)

**摘 要:** 在土壤样品资料的基础上, 分析了黄河三角洲柽柳、碱蓬、芦苇、棉田 4 种植被类型下土壤 pH 与全盐的差异, 结果表明: ①土壤垂直剖面上, 柽柳、碱蓬全盐为表聚型, 其中, 柽柳群落土壤盐分明显高于碱蓬; 而 pH 在 0~10cm 的土层上表现为碱蓬 > 棉田地 > 芦苇 > 柽柳, 柽柳群落土壤表现出全盐含量越高, pH 越小的趋势。②土壤全盐、pH 表层与深层差异显示出两种状态, 一种是表层低于深层, 如碱蓬、芦苇群落; 另一种是表层高于深层, 如柽柳群落、棉田地; 而 pH 以棉田地为代表表层高于深层, 其它 3 个群落土壤表层 pH 均低于深层。③变异系数表明, 水平分布的表层土中全盐强变异类群是芦苇群落, 这是因为芦苇群落生境的异质性较高, 其 pH 变异相对较低; 而在垂直土壤剖面上, 土壤全盐及 pH 都以柽柳群落变异性较高, 属于强变异类群, 这与柽柳灌木的根际微生物活动有密切关系。

**关键词:** 黄河三角洲湿地; 不同植被; 盐分; pH; 差异

**中图分类号:** X171.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0014-04

黄河三角洲位于渤海西岸的渤海湾与莱州湾之间, 以山东省垦利县宁海为顶点, 北起套尔河口, 南至淄脉沟口, 陆地面积约 5400km<sup>2</sup><sup>[1]</sup>。受海洋和黄河河道摆动、径流侧渗等因素的影响, 黄河三角洲形成了我国暖温带地区最年轻、最广阔、生物多样性最丰富的河口滨海湿地<sup>[2,3]</sup>。该区域土壤以潮土为主, 且成土的时间较短, 土壤质地疏松, 养分含量少, 加之地势低, 地下水位高, 使得盐分向地表聚集, 导致湿地土壤盐渍化较严重<sup>[4]</sup>。突出的盐渍化问题已引起众多学者的重视, 有研究表明, 在黄河三角洲高水位高盐分地区, 以柽柳、碱蓬为优势种的群落为主, 低水位低盐分地区, 以芦苇为优势种的群落为主<sup>[5]</sup>, 其潮间带和潮上带土壤盐分及养分在不同群落间也存在着明显差异<sup>[6]</sup>, 表现为土壤全氮与全盐之间存在明显的倒数关系<sup>[5]</sup>。本文将运用统计学方法, 分析典型植被群落的盐分及 pH 空间分布差异, 探讨不同植物类型影响下土壤盐分及 pH 空间差异特征, 为黄河三角洲湿地盐渍化土壤改良

提供一定的理论基础。

## 1 数据采集与方法

### 1.1 土壤样品的采集和制备

分别于柽柳群落、碱蓬群落、芦苇群落、棉田群落, 设置典型土壤剖面, 每个采样剖面按 0~5cm、5~10cm、10~20cm、20~40cm、40~60cm、60~80cm 等进行分层采样直至地下水埋深处, 同时, 每个群落采集表层 0~5cm 的土样 6 个, 采样总数 50 个, 带回实验室分析。野外采回的土壤经自然风干后, 剔除石块、植物根茎、人为侵入物等杂物, 经过磨细, 然后过 100 目的筛, 装入聚乙烯袋, 然后进行土壤 pH 和全盐含量的测定。

### 1.2 样品测定与数据分析

土壤 pH 在 1:5 土水比浸提后, 采用哈希 Sension + PH1 型号 pH 测定仪进行测定; 土壤全盐采用离子加和法计算得出; 文中的土壤变异系数用标准差与平均值的比值表示; 全盐变异系数的等级的划分以 <10% (弱性变异), 10%~100% (中等变异), >100% (强性变异) 3 个等级<sup>[12]</sup>, pH 变异系数的等级的划分以 <1% (弱性变异), 1%~5% (中等变异), >5% (强性变异) 3 个等级。实验数据采用 Excel、SPSS18.0 软件进行统计分析。

收稿日期: 2016-11-15

基金项目: 聊城大学基金: 黄河三角洲湿地“柽柳肥岛”效应研究 (318011407) 与大学生创新项目 (26312151007) 资助。

通信作者: 刘加珍 (1974-), 女, 四川遂宁人, 教授, 从事与陆面生态过程相关的教学与科研工作。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤全盐与 pH 的垂直变化特征

在 0~10cm 土壤层上 (图 1A), 怪柳群落的全盐含量最高, 碱蓬仅次于怪柳, 而芦苇群落与棉田地的全盐含量相对要低的多; 在土层 10cm 以下, 除碱蓬外其它 3 种群落土壤全盐都有较明显的下降趋势, 碱蓬在垂直剖面上盐分的波动性较大, 这是因为怪柳、碱蓬群落可溶性盐分布具有较强的表聚性<sup>[7]</sup>, 且碱蓬为真盐生植物, 对  $\text{Na}^+$ 、 $\text{Cl}^-$  吸收能力尤为突出<sup>[8]</sup>, 故碱蓬群落土壤表层含盐量低于怪柳的全盐含量, 垂直分布波动较大。

土壤 pH 则表明 (图 1B), 0~10cm 的土层上

碱蓬群落 pH 最高, 棉田地、芦苇次之, 怪柳群落 pH 值最小; 在 10~20cm 土层, 怪柳 pH 值却相对较大, 土层 20cm 以下, 4 种植被类型土壤 pH 都有较明显的下降趋势。这是因为碱蓬生长的土壤含有较高的可交换型钠, 其不断进入土壤胶体, 可使土壤呈较强的碱性<sup>[8]</sup>; 怪柳整体表现为 pH 值越小, 土层全盐含量越高, 这是怪柳根系与土壤微生物共同作用的结果<sup>[9]</sup>, 怪柳的根际微生物呼吸作用会产生  $\text{CO}_2$ , 植物残体经微生物分解会产生有机酸<sup>[10]</sup>, 且植物根系呼吸作用也会产生  $\text{CO}_2$ , 这些酸性物质会使得土壤碱性降低, 增加土壤中盐分的可溶性, 使得土壤中可溶性盐分的含量升高。

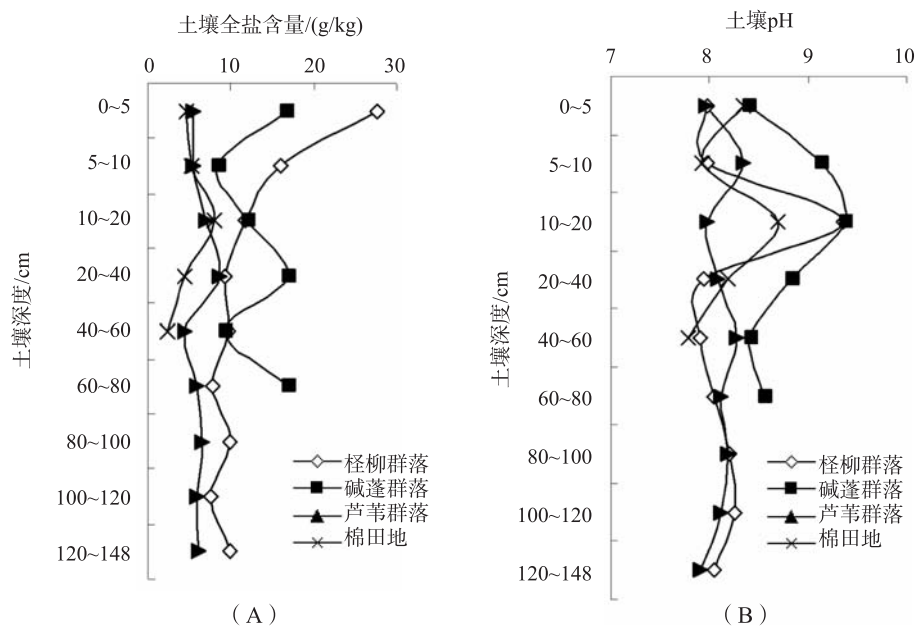


图1 不同群落土壤pH与全盐垂直分布特征

### 2.2 表层与深层全盐及 pH 差异

由图 2 (A) 可知, 怪柳群落土壤表层与深层差异最大且表层的盐分明显高于深层, 棉田表层、深层的差异规律与怪柳相同, 这是因为怪柳灌丛间较稀疏, 棉田裸露的地面也较多且地下水埋深较浅, 强烈的蒸发作用使表层土壤的盐分含量相对增加; 另一方面, 怪柳属于泌盐植物, 根系吸收盐分, 但灌木根系相对较深, 所吸收盐分的土层不是土壤表层而是较深土层, 加之其含盐分的枯枝叶, 掉落在灌丛周边, 使得表层含盐量升高。碱蓬是草本植物, 土壤表层覆盖度较低, 强烈的蒸发作用使表层积盐, 但碱蓬对  $\text{Na}^+$ 、 $\text{Cl}^-$  吸收能力较强, 从而降低了表层土壤的盐分; 芦苇群落覆盖度较高, 表层有积累多年的枯枝落

叶, 从而有效地减少了地面的蒸发作用, 致使表层盐分含量略低于深层。

由图 2 (B) 可知, 怪柳、碱蓬、芦苇 3 种群落的土壤表层 pH 均低于深层, 而棉田地土壤表层 pH 明显高于深层。分析原因可知, 原生自然植被因为不受翻耕、施肥的影响, 植物根际微生物呼吸作用会产生  $\text{CO}_2$ , 加之植物残体经微生物分解会产生有机酸, 这些酸性物质会使得土壤碱性降低, 从而使自然植被表层 pH 值低于深层。然而, 棉田属于耕作田地, 距离黄河较近, 有定期的淡水补给, 使土壤表层的碳酸氢根离子被稀释, 加之棉田的种植会使土壤中碱解氮含量升高<sup>[11]</sup>, 从而使得土壤表层碱性增强, 明显高于深层。



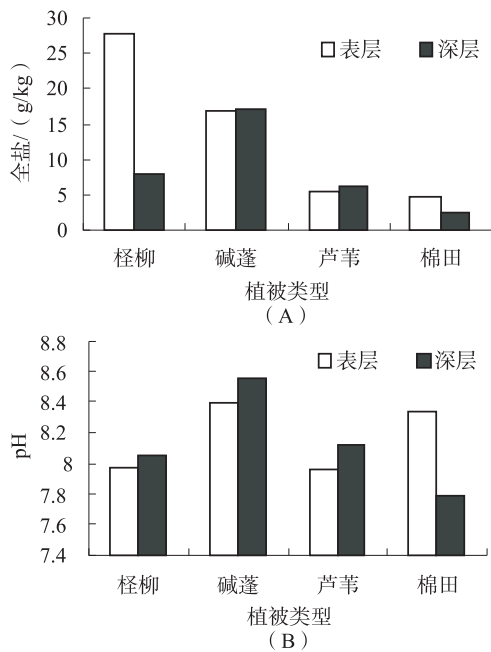


图2 不同群落土壤表层与深层差异

### 2.3 变异分析

不同植被在土壤 0~5cm 土层的全盐具有明显的空间变异性 (表1), 变异系数为 0.20~1.21, 其

中芦苇的变异系数最大, 为 1.21, 属于强变异群落, 棉田变异系数仅次于芦苇, 柽柳群落的最小; 这是因为芦苇根系发达, 有横向根状茎, 地上部分对地面覆盖度较大, 但局部生境存在盐斑裸地, 故 0~5cm 土层全盐具有较大变异性。而 0~5cm 表层土壤的 pH 以棉田地变异系数最大, 为 0.05, 碱蓬群落 pH 变异系数次之, 芦苇群落的最小; 这是因为棉田属于耕作田地, 其在田地是成行的有规律分布, 作物生长过程能使土壤中碱解氮含量升高, 同时有定期的黄河淡水灌溉, 易在裸露土壤与作物之间形成不均匀酸碱值, 故其 pH 具有较大变异性。

土壤垂直剖面上 (表2), 不同植物群落的土壤全盐变异系数在 0.19~0.52, 以柽柳群落的变异系数最大, 为 0.52, 棉田地土壤变异性次之, 芦苇的最小; 而土壤垂直剖面 pH 变异系数在 0.02~0.06, 其中, 柽柳群落变异系数最大, 为 0.06, 属于强变异群落, 碱蓬群落次之, 芦苇群落的最小; 这由于柽柳的根际微生物易产生 CO<sub>2</sub>, 植物残体经微生物分解会产生有机酸, 这些物质造成柽柳群落土壤垂直剖面上的 pH 强变异。

表1 不同植被 0~5cm 表层全盐及 pH 统计分析

统计指标	统计项目	群落类型			
		柽柳群落	碱蓬群落	芦苇群落	棉田地
全盐	极差	16.77	49.23	40.96	24.55
	平均值	30.01	48.95	12.74	24.55
	方差	36.31	319.15	238.39	69.61
	标准差	6.03	17.86	15.44	8.34
	变异系数	0.20	0.36	1.21	0.65
pH	极差	0.43	1.04	0.26	1.1
	平均值	7.74	7.85	7.86	7.61
	方差	0.02	0.11	0.01	0.17
	标准差	0.15	0.09	0.09	0.41
	变异系数	0.02	0.04	0.01	0.05

表2 不同植被垂直剖面全盐及 pH 统计分析表

统计指标	统计项目	群落类型			
		柽柳群落	碱蓬群落	芦苇群落	棉田地
全盐	极差	20	8.47	4.18	5.74
	平均值	12.20	13.37	6.16	4.93
	方差	40.11	15.79	1.37	4.24
	标准差	6.33	3.97	1.11	2.06
	变异系数	0.52	0.30	0.19	0.42
pH	极差	1.45	0.99	0.45	0.91
	平均值	8.19	8.79	8.11	8.19
	方差	0.21	0.16	0.02	0.13
	标准差	0.45	0.40	0.36	0.36
	变异系数	0.06	0.05	0.02	0.04

### 3 小结

(1) 从土壤全盐与 pH 的垂直变化来看, 在 0 ~ 10cm 土壤全盐含量柽柳 > 碱蓬 > 芦苇 > 棉田, 在土层 10cm 以下, 碱蓬群落垂直分布波动较大, 其它 3 种群落土壤全盐含量均有下降趋势; 在 0 ~ 10cm 的土层 pH 表现为碱蓬 > 棉田 > 芦苇 > 柽柳, 土层 20cm 以下, 4 种植被类型土壤 pH 都有下降趋势, 这与植被对可溶性盐吸收及其根系作用有关。

(2) 从土壤全盐、pH 表层与深层差异来看, 碱蓬、芦苇表层的盐分低于深层, 柽柳群落、棉田地土壤表层高于深层, 这是因为柽柳群落、棉田地覆盖度较低且地下水埋深较浅, 强烈的蒸发作用使表层土壤的盐分含量相对增加; 柽柳、碱蓬、芦苇群落的土壤表层 pH 均低于深层, 棉田地表层高于深层, 这是因为棉田属耕作田地, 有淡水补给, 碳酸氢根离子被稀释, 加之棉田的种植会使土壤中碱解氮含量升高, 从而使得土壤表层碱性增强。

(3) 从变异性来看, 芦苇群落表层土壤全盐属于强变异, 与生境的异质性较高有关, 表层土全盐空间变异大小为芦苇 > 棉田 > 碱蓬 > 柽柳, 而表层的 pH 变异大小顺序为棉田 > 碱蓬 > 柽柳 > 芦苇; 但在土壤垂直剖面上, 全盐空间变异性为柽柳 > 棉田 > 碱蓬 > 芦苇, 而土壤 pH 变异性为柽柳 > 碱蓬 > 棉田 > 芦苇, 柽柳群落属于强变异群落, pH 变异系数为 0.06。

### 参考文献:

- [1] 李元芳. 废黄河三角洲的演变 [J]. 地理研究, 1991, 10 (4): 29 - 39.
- [2] 陆建建. 中国湿地 [M]. 上海: 华东师范大学出版社, 1990: 25 - 36.
- [3] 赵焕庭, 王丽荣. 中国海岸湿地的类型 [J]. 海洋通报, 2000, 19 (6): 72 - 82.
- [4] 杨敏, 孙涛, 刘世梁, 等. 黄河三角洲湿地景观边界变化及其对土壤性质的影响 [J]. 湿地科学, 2009, 7 (1): 67 - 74.
- [5] 刘加珍, 李卫卫, 陈永金, 等. 黄河三角洲湿地水盐影响下灌草群落的物种多样性研究 [J]. 生态科学, 2015, 34 (5): 135 - 141.
- [6] 陈永金, 刘加珍, 刘亚琦, 董芝. 黄河河口湿地潮汐作用下土壤盐分异质响应研究 [J]. 聊城大学学报, 2014, 4 (12): 72 - 77.
- [7] 陈永金, 靖淑惠, 杜婷婷, 刘加珍, 徐梦辰, 刘亚琦. 滨海湿地原生灌草群落土壤养分与盐分关系 [J]. 南水北调与水利科技, 2015, 5 (10): 895 - 900.
- [8] 韦玮, 李胜男, 朱耀军, 郭嘉, 于一雷. 湿地植物在盐胁迫下的生理代谢响应研究 [J]. 林业资源管理, 2005, 2 (4): 125 - 129.
- [9] 王立艳, 潘杰, 肖辉, 等. 不同耐盐植物对滨海盐土可溶性盐分运移的影响 [J]. 中国农学通报, 2012, 28 (20): 250 - 254.
- [10] 王玉珍, 刘永信, 魏春兰, 等. 6 种盐生植物对盐碱地土壤改良情况的研究 [J]. 安徽农业科学, 2006, 34 (5): 951 - 952, 957.
- [11] 刘建国, 张伟, 李彦斌, 孙艳艳, 卞新民. 新疆绿洲棉花长期连作对土壤理化性质与土壤酶活性的影响 [J]. 中国农业科学, 2009, 42 (2): 725 - 733.
- [12] 孙艳伟, 李生宇, 徐新文, 等. 流动沙漠人工绿地土壤盐分空间分异特征 [J]. 土壤通报, 2012, 41 (3): 700 - 705.

## Characteristics of Soil pH and Salinity under the Different Vegetation Types in Yellow River Delta

SHI Lin, FENG Ruo - ang, JING Shu - hui, ZHANG Tian - ju

(School of Environment and Planning, Liaocheng University, Liaocheng Shandong 252059, China)

**Abstract:** The differences of soil pH and salts in the soil sample were analyzed among tamarixchinensis, suaeda salsa, phragmitescommunis, and cotton fields. The results showed that tamarixchinensis and suaeda salsa were accumulated in the soil surface on the vertical soil profile. And the soil salts of tamarixchinensis were significantly higher than that of suaeda salsa. While pH value in 0 ~ 10cm soil layer showed as follows, suaeda salsa > cotton field > phragmitescommunis > tamarixchinensis. The soil salts of tamarixchinensis showed that the more total salts, the less pH. Two states of total salt and pH of soil between the surface and the deep layer were revealed. One is that they are lower in surface than in deep layer like suaeda salsa and phragmitescommunis. The other is that they are higher in surface than in deep layer like tamarixchinensis and cotton fields. However, pH showed that apart from the cotton fields, the soil pH in surface is lower than the deep in other three communities. Coefficients of variation showed that the horizontal distribution surface of soil total salt of phragmitescommunis had the strongest variability due to the high heterogeneity of habit with relatively low variability of pH. On the vertical soil profile, the soil total salt and pH of tamarixchinensis were higher with strong variation, which had close relations with the tamarix shrub rhizosphere microbial activities.

**Key words:** Yellow River Delta; the differences of plant communities; salts; pH

# 基于 MATLAB GUI 功能的产业发展调控可视化

王万宾, 李 森, 张星梓, 任 静, 贾海峰, 陈异晖

(云南省环境科学研究院环境规划研究中心, 云南 昆明 650034)

**摘 要:** 实现基于资源环境承载力约束条件下的产业发展调控可视化将为环境规划管理者提供有效决策依据。本研究首先在水资源量、土地资源量(耕地面积、建设用地面积)、污染物环境容量(COD、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ )、粮食产量等约束条件下, 分别建立了经济和人口最大化、资源环境利用参数(单位产值用水量、污染物排放量等)最优化为目标函数的规划模型, 然后以 MATLAB GUI 功能为基础, 实现了其可视化。最后, 通过简单实例分析, 验证了基于 MATLAB GUI 功能的产业发展调控可视化程序的适用性及正确性。

**关键词:** MATLAB; GUI; 产业发展调控; 资源环境承载力; 可视化

**中图分类号:** X321 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0018-06

当前, 资源环境承载力分析及产业发展调控被广泛应用于环境规划中。作为环境规划系统重要的组成部分, 基于资源环境承载力的产业发展调控研究已引起广大研究者的兴趣<sup>[1-5]</sup>。目前, 对于部分资源环境承载力(比如水环境<sup>[6,7]</sup>)的产业发展调控的研究众多, 但缺少综合及全面的基于资源环境承载力约束的产业发展调控研究。在大量的产业发展调控研究中, 线性规划模型得到了普遍的应用。MATLAB GUI 功能的可视化及其程序的易于封装, 为实现产业发展调控可视化提供了坚实的基础<sup>[8,9]</sup>。本研究将基于线性规划的基本理论及 MATLAB GUI 方法, 以资源环境承载力(水资源、土地资源、污染物环境容量等)约束为前提, 实现产业发展调控的两个子功能: 规划未来的资源环境利用效率, 获知最佳发展人口和经济规模; 规划未来的产业发展趋势, 获知最优的资源环境利用效率。基于资源环境承载力约束的产业发展调控规划模型的完善, 将进一步指导规划模型在产业发展调控中的应用研究。基于 MATLAB GUI 功能的产业发展调控的可视化, 将为政府管理部门做出决策提供理论依据和科学支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 规划模型方法

线性规划问题是在一组线性约束条件的限制下, 求线性目标函数最大或最小的问题<sup>[10]</sup>。决策变量、约束条件、目标函数是线性规划的三要素。在解决实际问题时, 把问题归结成一个线性规划数

学模型是很重要的一步, 但往往也是困难的一步, 模型建立得是否恰当, 直接影响到求解。而选取适当的决策变量, 是建立有效模型的关键之一。

本研究采用线性规划方法, 对区域规划的规划结构进行建模, 可以解决规划中的规划结构优化问题。具体为: 以区域规划的人口经济收益最大化为目标函数, 以规划的各产业规模为变量, 以区域水资源、耕地面积、粮食产量、污染物排放量为约束条件, 通过线性优化分析, 可以对区域规划的产业规模结构进行优化, 在不突破区域资源环境承载力的情况下实现人口经济目标最大化(称为规划模型一); 以区域规划的资源环境利用效率系数(单位 GDP 用水系数、单位 GDP 污染物排放系数、单位 GDP 耕地利用及粮食产量系数等)最优为目标函数, 以规划的各产业资源环境利用系数为变量, 分别以区域水资源、耕地面积、粮食产量、污染物排放量为约束条件, 最终得出资源环境承载力约束范围内的单位 GDP 资源环境利用系数等优化值(称为规划模型二)。

### 1.2 MATLAB GUI 方法

MATLAB 是目前在国际上被广泛使用的计算机工具, 是一种集数值与符号运算、数据可视化、图形用户界面设计、编程、仿真等多功能于一体的集成软件, 具有功能强大、易于学习、应用广泛等特点。其图形用户界面(Graphical User Interface, GUI)是由窗口、光标、按钮、菜单、文字说明等对象构成的一个界面, 它可以通过鼠标激活图形控件, 使计算机产生某种动作, 形成一个供反复使用且操作简单的专业工具<sup>[11]</sup>。本研究基于 MATLAB

收稿日期: 2016-10-12

作者简介: 王万宾(1988-), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为资源环境承载力分析与产业发展调控。



自带 LINPROG 函数及 GUI 功能，实现了产业发展调控的程序封装。

### 1.3 案例数据方法

为初步验证在 MATALB GUI 环境下，基于资源环

境承载力约束条件下的产业发展调控可视化的效果，本研究以云南某县城基础数据为依据进行程序验证，数据获取主要资料为：历年统计年鉴、历年水资源公报、土地利用总体规划、历年环境统计数据等。

表 1 规划模型参数及变量含义一览表

符号	含义	单位	符号	含义	单位
GDP	国内生产总值	万元	$n_p$	第一产业单位增加氨氮排放量	kg/万元
$X_p$	第一产业增加值	万元	$n_s$	第二产业单位增加氨氮排放量	kg/万元
$X_s$	第二产业增加值	万元	$n_t$	第三产业单位增加值氨氮排放量	kg/万元
$X_t$	第三产业增加值	万元	$S_p$	第一产业单位增加值 SO <sub>2</sub> 排放量	kg/万元
POP	人口总数	人	$S_s$	第二产业单位增加值 SO <sub>2</sub> 排放量	kg/万元
$P_p$	第一产业单位增加值从业人口数	人/万元	$S_t$	第三产业单位增加值 SO <sub>2</sub> 排放量	kg/万元
$P_s$	第二产业单位增加值从业人口数	人/万元	$N_p$	第一产业单位增加值 NOx 排放量	kg/万元
$P_t$	第三产业单位增加值从业人口数	人/万元	$N_s$	第二产业单位增加值 NOx 排放量	kg/万元
e	从业人口占比	%	$N_t$	第三产业单位增加值 NOx 排放量	kg/万元
u	城市化率	%	$a_p$	单位耕地面积所能产生增加值	万元/亩
$W_p$	第一产业单位增加值用水量	m <sup>3</sup> /万元	$I_s$	单位建设用地面积所能产生增加值	万元/亩
$W_s$	第二产业单位增加值用水量	m <sup>3</sup> /万元	$\gamma_p$	单位耕地面积粮食产量	∕亩
$W_t$	第三产业单位增加值用水量	m <sup>3</sup> /万元	PGDP	人均 GDP	万元/人
$W_u$	城镇居民人均生活用水定额	L/人·d	$C_p$	第一产业单位增加值污染物排放量	kg/万元
$W_r$	农村居民人均生活用水定额	L/人·d	$C_s$	第二产业单位增加值污染物排放量	kg/万元
TW	用水总量控制线	亿 m <sup>3</sup>	$C_t$	第三产业单位增加值污染物排放量	kg/万元
$C_p$	第一产业单位增加值 COD 排放量	kg/万元	$W_i$	单位产业增加值用水量系数下线	m <sup>3</sup> /万元
$C_s$	第二产业单位增加值 COD 排放量	kg/万元	$W_u$	单位产业增加值用水量系数上线	m <sup>3</sup> /万元
$C_t$	第三产业单位增加值 COD 排放量	kg/万元	$C_i$	单位产业增加值污染物系数下线	kg/万元
TCOD	COD 实际容量	kg	$C_u$	单位产业增加值污染物系数上线	kg/万元
TAN	氨氮实际容量	kg	$U_i$	单位耕地面积所能产生增加值、 单位建设用地面积所能产生增加值、 单位耕地面积粮食产量、 人均 GDP 系数下线	万元/亩、 万元/亩、 ∕亩、 万元/人
TSO <sub>2</sub>	二氧化硫实际容量	kg	$U_u$	单位耕地面积所能产生增加值、 单位建设用地面积所能产生增加值、 单位耕地面积粮食产量、 人均 GDP 系数上线	万元/亩、 万元/亩、 ∕亩、万元/人
TNO <sub>x</sub>	氮氧化物实际容量	kg	ACL	建设用地保有量	亩
CAL	耕地面积保有量	亩	GY	最小粮食产量	kg

## 2 结果与讨论

### 2.1 规划模型的建立

本研究的规划模型之一<sup>[7,12,13]</sup>为：双目标函数为经济和人口规模最大，约束条件为三产业的用水量必须小于用水总量控制线，污染物排放量（COD、氨氮、SO<sub>2</sub>、氮氧化物）必须小于该区域的实际环境容量，耕地面积、建设用地面积必须小于实际控制线，粮食产量必须大于最低粮食产量，居民生活质量必须大于最低生活质量保障。其模型

表述如下：

$$\begin{aligned}
 \text{MaxGDP} &= X_p + X_s + X_t \\
 \text{MaxPOP} &= \frac{1}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t) \\
 W_p x_p + W_s x_s + W_t x_t + \frac{W_u u}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t) \\
 + \frac{W_r (1-u)}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t) \\
 &\leq \text{TW} \quad \dots\dots \text{水资源约束 (1)}
 \end{aligned}$$

$$C_p x_p + C_s x_s + C_t x_t \leq TCOD \cdots \cdots COD$$

排放约束 (2)

$$n_p x_p + n_s x_s + n_t x_t \leq TAN$$

氨氮排放约束 (3)

$$s_p x_p + s_s x_s + S_t x_t \leq TSO2$$

SO<sub>2</sub> 排放约束 (4)

$$N_p x_p + N_s x_s + S_t x_t \leq TNOx$$

……NO<sub>x</sub> 排放约束 (5)

$$\frac{x_p}{a_p} \geq CAL$$

……耕地面积约束 (6)

$$\frac{x_s}{I_s} \geq AGL$$

……建设用地面积约束 (7)

$$\frac{y_p x_p}{ap} \geq GY$$

……粮食产量约束 (8)

$$x_p + x_s + x_t \geq \frac{PGDP}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t)$$

……居民生活保障约束 (9)

$$x_p \geq 0; x_s \geq 0; x_t \geq 0$$

本研究的规划模型之二<sup>[6]</sup>为水资源约束条件下的单位 GDP 用水量系数最优化, 其为:

$$Maxw = W_p + W_s + W_t$$

$$W_p x_p + W_s x_s + W_t x_t + \frac{W_u u}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t) + \frac{w_r (1-u)}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t) \leq TW$$

$$W_i \leq W_p (W_s, W_t) \leq W_u$$

污染物排放约束条件下的单位 GDP 排放量系数最优化, 其为:

$$Max = C_p + C_s + C_t$$

$$C_p x_p + C_s x_s + C_t x_t \leq TC$$

$$C_t \leq C_p (C_s, C_t) \leq C_u$$

耕地面积、粮食产量、建设用地面积、居民生活保障约束条件下单位耕地面积及建设用地所能产生增加值、单位耕地面积粮食产量、人均 GDP 系数最优化, 其为:

$$Min = a_p + y_p + I_s + PGDP$$

$$\frac{x_p}{a_p} \geq CAL$$

$$\frac{x_s}{I_s} \geq ACL$$

$$\frac{y_p x_p}{a_p} \geq CY$$

$$x_p + x_s + x_t \geq \frac{PGDP}{e} (P_p X_p + P_s X_s + P_t X_t)$$

$$U_i \leq a_p (y_p, I_s, PGDP) \leq U_u$$

以上规划模型的变量及参数含义单位见表 1。

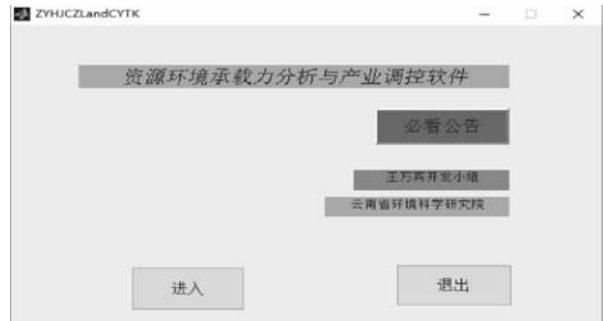


图1 产业发展调控可视化软件窗口



图2 产业发展调控可视化界面示意图

表 2 产业发展调控软件主程序

```

% 双目标线性规划优化 f1 =
[-1; -1; -1]; % 目标函数
for i=1:3 % 循环模式
f21 = -1/e (i) * Pp (i);
f22 = -1/e (i) * Ps (i);
f23 = -1/e (i) * Pt (i);
f2 = [f21; f22; f23];
A = [ A11, A12, A13; A21,
A11 = Wp (i) + Wu (i) * 0. A22, A23; A31, A32, A33;
001 * u (i) * 365/e (i) * Pp A41, A42, A43; A51, A52,
(i) + Wr (i) * 0.001 * 365 * A53; A61, A62, A63; A71,
(1 - u (i)) /e (i) * Pp A72, A73; A81, A82, A83;
(i); A12 = Ws (i) + Wu (i) A91, A92, A93]; lb = [0; 0;
* 0.001 * u (i) * 365/e (i)
* Ps (i) + Wr (i) * 0.001 *
365 * (1 - u (i)) /e (i) *
Ps (i); A13 = Wt (i) + Wu
(i) * 0.001 * u (i) * 365/e
(i) * Pt (i) + Wr (i) *
0.001 * 365 * (1 - u (i)) /e
(i) * Pt (i); % 水资源约束
A21 = - (1 - PGDP (i) /e
(i) * Pp (i)); A22 = - (1 -
PGDP (i) /e (i) * Ps (i));
A23 = - (1 - PGDP (i) /e
(i) * Pt (i)); % 居民生活保
障约束
A31 = -0.50/ap (i);
A32 = 0;
A33 = 0; % 耕地面积约束
A41 = - 0.50 * yp (i) /ap
(i);
A42 = 0;
A43 = 0; % 粮食产量约束
A51 = Cp (i);
A52 = Cs (i);
A53 = Ct (i); % COD 约束
A61 = np (i);
A62 = ns (i);
A63 = nt (i); % 氨氮约束
A71 = Sp (i); A72 = Ss (i);
A73 = St (i); % SO2 约束
A81 = Np (i);
A82 = Ns (i);
A83 = Nt (i); % 氮氧化物
约束
A91 = 0;
A92 = 1/Is (i);
A93 = 0; % 建设用地面积
约束
A = [ A11, A12, A13; A21,
A22, A23; A31, A32, A33;
A41, A42, A43; A51, A52,
A53; A61, A62, A63; A71,
A72, A73; A81, A82, A83;
A91, A92, A93]; lb = [0; 0;
0];
if i = 1 Aeq11 = 1;
Aeq12 = -Ral (1);
Aeq13 = 0; Aeq21 = 0;
Aeq22 = 1; Aeq23 = -Ral (2);
elseif i = 2 Aeq11 = 1; Aeq12 = -
Ral (1); Aeq13 = 0;
Aeq21 = 0; Aeq22 = 1;
Aeq23 = -Ral (2);
elseif i = 3 Aeq11 = 1; Aeq12 = -
Ral (1); Aeq13 = 0;
Aeq21 = 0; Aeq22 = 1;
Aeq23 = -Ral (2);
end
end % 不同产业比约束
Aeq = [ Aeq11, Aeq12, Aeq13;
Aeq21, Aeq22, Aeq23];
beq = [0; 0];
[x1, fval] = linprog (f1, A, b,
Aeq, beq, lb, []) % 求 GDP 目
标最大值
XG (:, i) = x1; % GDP 目标下
的三产增加值优化值
XGt (i) = fval; % 最大 GDP 值
[x2, fval2] = linprog (f2, A,
b, Aeq, beq, lb, []) % 求人口
目标最大值
XP (:, i) = x2; % 人口目标下
的三产增加值优化值
XPt (i) = fval2; % 最大人口数
    
```

## 2.2 产业发展调控可视化

基于 2.1 节的规划模型的建立，首先利用 MATLAB GUI 功能新建相关可视化窗口见图 1，点击“进入”按钮进行输入参数及输出窗口的设置（部分展示见图 2）。其中，主程序的编写在“计算”按钮里，部分程序见表 2<sup>[14]</sup>。

## 2.3 案例分析与应用

通过规划模型的建立及产业发展调控可视化，基于云南某县城的统计数据，得出模型的部分输入参数数据见表 3（模式一）。为了验证模式的正确性，现通过增加单位耕地面积所能产生增加值、单位耕地面积粮食产量、第一产业单位增加值用水量等参数（见表 3 模式二和模式三）。

表 3 案例分析验证部分参数

参数	模式一	模式二	模式三
人均 GDP	1.987	1.987	1.987
城市化率/%	0.3477	0.3477	0.3477
从业人口占比	0.48	0.48	0.48
单位耕地面积所能产生增加值/ (万元/亩)	0.16	0.18	0.2
单位耕地面积粮食产量/(t/亩)	0.36	0.38	0.4
第一产业单位增加值用水量 (m <sup>3</sup> /万元)	517.36	350	200
第二产业单位增加值用水量 (m <sup>3</sup> /万元)	109	109	109
城镇居民人均生活用水定额/ (L/d)	125	125	125
农村居民人均生活用水定额/ (L/d)	135	135	135
第一产业单位增加值从业人口 数(人/万元)	0.7	0.7	0.7
第二产业单位增加值从业人口 数(人/万元)	0.11	0.11	0.11
第三产业单位增加值从业人口 数(人/万元)	0.08	0.08	0.08
一产:二产:三产	24:35:41	24:35:41	24:35:41

运行模型后，部分结果显示：在人为增加耕地利用系数、第一产业用水量系数及减少排污系数的条件下，其在资源环境承载力范围之内，能容纳的人口和经济规模逐步增大（见图 3）；在加大 GDP 规模（一产、二产、三产产值相应增大）的情况

下，其在 COD 排放容量限制范围内，不同产业的 COD 排放系数需相应减小，以便满足 GDP 的进一步发展（见图4）。

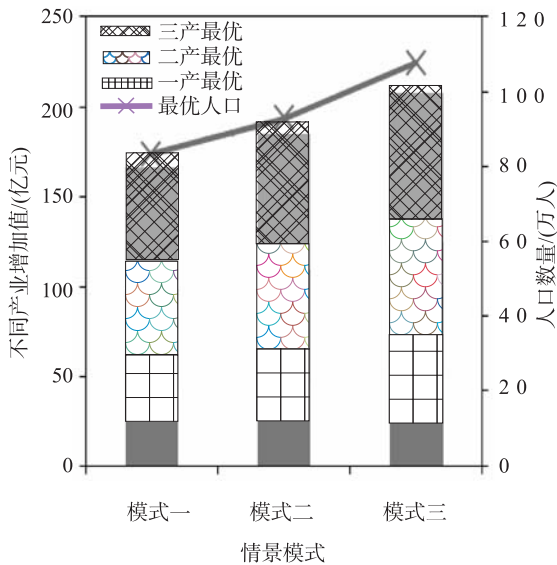


图3 规划模型一的验证

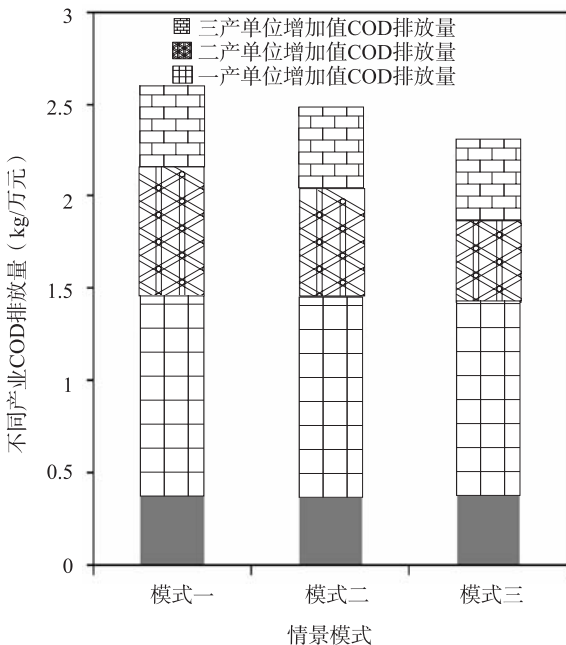


图4 规划模型二的验证

### 3 结论

(1) 通过 MATLAB GUI 功能，建立了完整的基于资源环境承载力约束的产业发展调控规划模型之一：以产业增加值为变量，以资源环境承载力为约束条件，以人口和经济最大化为目标函数。通过

案例验证，模型应用可靠。

(2) 通过 MATLAB GUI 功能，分别建立了全面的基于资源环境承载力约束的产业发展调控规划模型之二：分别以资源环境利用系数为变量，以资源环境承载力为约束条件，以资源环境利用系数最大化为目标函数。通过案例验证，模型应用可行。

(3) 通过 MATLAB GUI 功能建立的基于资源环境承载力约束的产业发展调控可视化，将在一定程度上为区域环境规划决策提供理论基础及实践参考。

#### 参考文献：

- [1] 任一鑫, 盖丽, 王伟. 资源环境承载力约束下产品结构优化方法研究 [J]. 荆楚学刊, 2015, 16 (5): 45 - 50.
- [2] 时进钢, 王亚男, 祝晓燕, 等. 基于资源环境承载力的规划结构优化方法探讨 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (9): 187 - 191.
- [3] 郭健, 江明. 资源环境承载力研究在城乡总体规划中的应用——以河北省武安市为例 [C]. 昆明: 中国城市规划年会论文集, 2012.
- [4] 顾晨洁, 李海涛. 基于资源环境承载力的区域产业适宜规模初探 [J]. 国土与自然资源研究, 2010 (2): 8 - 10.
- [5] 马仁锋, 王筱春, 易琦, 等. 资源环境约束下的昆明都市区发展模式 [J]. 复旦学报 (自然科学版), 2010, 49 (1): 104 - 115.
- [6] 冉芸. 基于水环境承载力的区域产业发展战略调控分析研究 [D]. 北京: 清华大学, 2010.
- [7] 温鑫. 基于 IFMOP 模型的四平市水环境承载力及环境经济系统综合规划研究 [D]. 吉林: 吉林大学, 2015.
- [8] 宗节保, 段柳云, 王莹, 等. 基于 MATLAB GUI 软件制作方法的研究与实现 [J]. 电子设计工程, 2010, 18 (7): 54 - 56.
- [9] 张志涌, 杨祖樱. MATLAB 教程 [M]. 北京: 航空航天大学出版社, 2010: 23 - 28.
- [10] 束金龙, 闻人凯. 线性规划理论与模型应用 [M]. 北京: 科学出版社, 2003: 34 - 42.
- [11] 杨德平. 经济预测模型的 MATLAB GUI 开发及应用 [M]. 北京: 机械工业出版社, 2015: 1 - 2.
- [12] AHMADI P, DINCER I, ROSEN M A. Thermodynamic modeling and multi - objective evolutionary - based optimization of a new multigeneration energy system [J]. Energy Conversion and Management, 2013 (76): 282 - 300.
- [13] GUAN Z, PHILPOTT A B. A multistage stochastic programming model for the New Zealand dairy industry [J]. International Journal of Production Economics, 2011, 134 (2): 289 - 99.
- [14] Goodarzi E, Ziaei M, Hosseini-pour E Z. Optimization Analysis Using LINGO and MATLAB [M]. New York: Springer International Publishing, 2014: 149 - 193.

## The Visualization of Industry Development Regulation based on the MATLAB GUI

WANG Wan – bin, LI Sen, ZHANG Xing – zi, REN Jing, JIA Hai – feng, CHEN Yi – hui  
(Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** The visualization of industry development regulation would provide a basis for environmental planning to make effective decision under the carrying capacity of resources and environment. In this study, firstly, the planning models with the maximum total output value of population and economy were built up. Some parameters of consumption of resources and environment (e. g. the quantity of water consumption and pollutant discharge each added – value of industrial output) have been determined under the constraint condition of water resources, land resources (plough, construction land, environmental capacity of pollutant (COD、NH<sub>4</sub> – N、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>) and grain output. Then, the visual simulation was achieved using the function of MATLAB GUI. The visualization of industry development regulation based on the MATLAB GUI has been verified by a simple and practical example.

**Key words:** MATLAB; GUI; industry development regulation; carrying capacity of resources and environment; visualization

# 面向空间管控的环境总体规划研究与实践

张星梓<sup>1</sup>, 任 静<sup>1,2</sup>, 陈异晖<sup>1</sup>, 李亚园<sup>3</sup>, 姜言欣<sup>3</sup>, 杨云碧<sup>3</sup>

(1. 云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034; 2. 云南师范大学旅游与地理科学学院, 高原湖泊生态与全球变化重点实验室, 高原地理过程与环境云南省重点实验室, 云南 昆明 650500; 3. 云南湖柏环保科技有限公司, 云南 昆明 650034)

**摘要:**以 ARCGIS 为技术平台, 基于空间数据, 利用空间分析、统计学、遥感等多种方法, 通过对区域生态系统服务功能的评价, 采用主导因素法对区域环境功能进行识别, 综合考虑评价单元具有重要影响的主导因子及相关的政策、规划, 对区域环境空间管控格局进行解析。以瑞丽市为例进行研究, 系统划定城市环境资源上线、生态保护红线、环境质量底线, 构建城市发展的环境约束的底线框架。

**关键词:** 环境总体规划; 生态保护红线; 空间规划; 空间管控

**中图分类号:** X321 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0024-06

## 0 引言

尊重自然山水格局, 建立严格的空间环境管控制度, 形成人口资源环境相协调的国土开发格局和城镇格局, 是优化城镇化格局的必要手段<sup>[1]</sup>。经历了缓慢发展期、加速发展期, 我国城镇化正步入快速发展期。城市快速扩张, 生活、生产空间规模将不断集中、扩大, 因人口集聚造成的生活污染以及因经济集聚造成的生产污染的集中排放成为城市环境治理的重点<sup>[2]</sup>。多样化的污染源和脆弱性载体的空间集中, 为城市及其周边生态环境埋下了巨大的安全隐患, 城市环境风险大大增加。在新型城镇化中, 环境保护既是基础, 也是短板, 既是新型城镇化建设的重点内容, 也是新型城镇化的重要标准<sup>[3]</sup>。

近年来, 我国耕地减少过多过快、生态系统功能退化、资源开发强度大、环境问题凸显、空间结构不合理、绿色生态空间减少过多等问题突出, 优化国土空间格局成为城镇化建设的核心任务。与此同时, 实施空间管控也成为生态文明建设的核心内容, 这也为解决环境保护规划在城市建设中的“软、窄、短、弱”的问题提供了平台和方法。环境总体规划作为一项新的环境规划, 具有长期性、战略性、系统性、空间性等基本特点。环境总体规划意在系统划定城市环境资源上线、生态保护红线、环境质量底线, 构建城市发展的环境约束的底线框架, 引导城市建设和产业布局, 控制环境资源

开发强度, 提高环境承载力和生态环境质量<sup>[4]</sup>。环境空间管控是以自然规律为准则, 遵循环境系统自身特征, 开展综合环境功能分区, 划定生态保护、大气环境和水环境的红线管理体系, 保护城市生态敏感区、脆弱区与重要区不受侵占, 留出城市通风廊道、清水通道等生态用地, 维护城市生态系统完整性, 保留城镇山水结构, 实现城市发展由“在什么地方建设”到“在什么地方不可建设”的转变, 为城市发展空间格局、产业空间合理布局、生态安全系统维护等提供环境空间指引。

## 1 研究方法

以 ARCGIS 为技术平台, 基于空间数据, 利用空间分析、统计学、遥感等多种方法, 通过对区域生态系统服务功能的评价, 采用主导因素法对区域环境功能进行识别, 综合考虑评价单元具有重要影响的主导因子及相关的政策、规划, 对区域环境空间管控格局进行解析。

### 1.1 空间数据库建设

环境总体规划空间数据主要包括基础地理数据、规划成果数据、社会经济空间化数据、遥感数据四大类, 通过资料收集、遥感解译、数据空间化处理等方式获取空间数据建立规划数据库。数据库需要统一的标准, 包括坐标系统、比例尺。一般情况采用 2000 国家大地坐标系统, 1985 国家高程基准; 国家层面基本比例尺为 1:25 万, 省级层面基本比例尺不小于 1:5 万, 勘测定界图基本比例尺与当地土地利用图件保持一致。在数据库建立中需要

数据库，具体数据需求如表 1。

表 1 空间管控涉及主要数据

数据类型	数据名称
基础地理数据	地形地貌、水系、行政区划、土壤类型、气象数据（降雨、风速风向、总云量、低云量、气温、气压等）、行政驻地、交通道路等
规划成果数据	土地利用规划数据、城市总体规划数据、林业保护规划、禁止开发区（自然保护区、水源保护区、风景名胜区等）分布、环境监测数据、旅游发展规划数据、矿产资源规划数据等
社会经济空间化数据	总人口、常住人口、流动人口分布，GDP，城市供水设施、污水处理厂、垃圾处理厂分布情况，矿产资源分布，等
遥感数据	Landsat - TM、NPP 等

### 1.2 空间管控体系

根据综合环境功能区划，对区域进行环境功能

识别，以主导环境功能进行空间管控解析，并制定相关管控策略，空间管控体系见图 1。

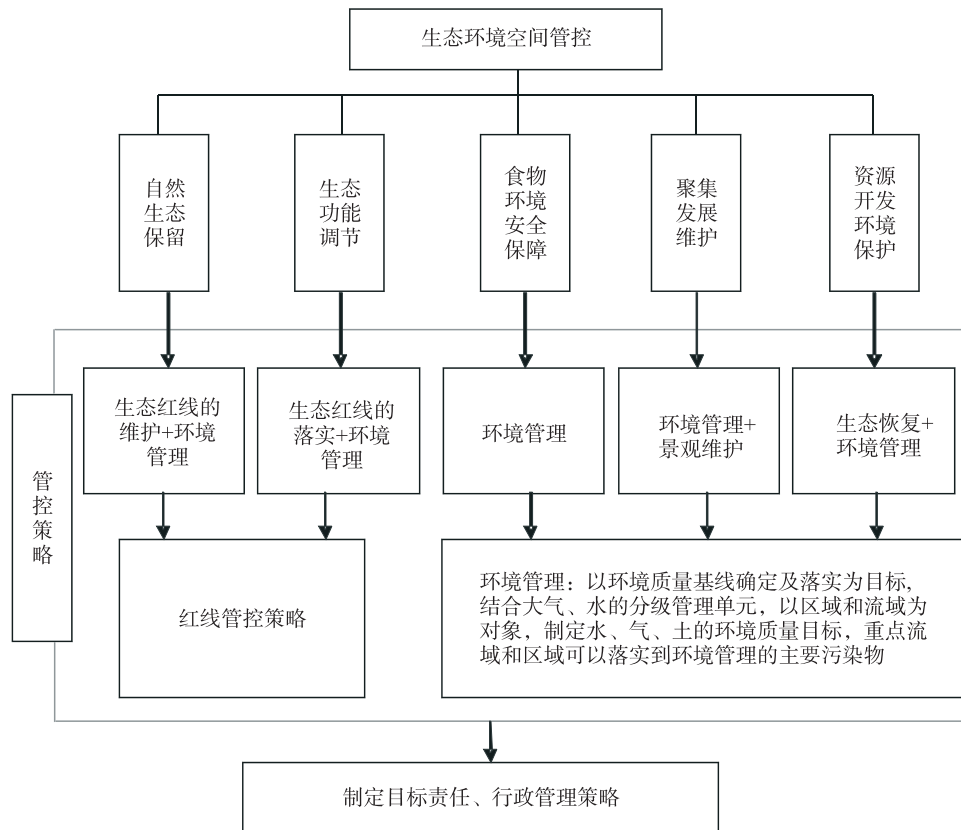


图1 生态环境空间管控体系

## 2 案例研究

### 2.1 研究区概况

瑞丽市位于我国西南边陲、与缅甸山水相连，是中国对缅甸贸易的最大陆路口岸，区位与生态资源优势突出，同时也是边境少数民族地区，经济欠发达。面临大发展的机遇期，如何从源头奠定可持续发展格局，维护良好环境质量，是摆在瑞丽市面前的一道现

实难题。以推进国家重点开发开放试验区建设为契机，为促进全市环境保护与经济社会的协调发展，瑞丽市在云南省率先制定实施城乡环境总体规划。

### 2.2 研究结果分析

#### 2.2.1 环境功能区划

以生态系统服务功能评价为基础，采用主导因素法对环境功能区进行识别。主导因子见表 2。

表2 环境功能类型区主导因子

环境功能一类区	主导因子
自然生态保育区	生态环境极敏感和生态服务功能极重要 人口密度极低，人口流动性极差 经济总量小，经济活力低
生态功能保育区	具有较高的水源涵养、水土保持、生物多样性保护及其它生态系统服务功能 存在土壤侵蚀等风险 生态系统的完整性、稳定性
食物环境安全保障区	主要粮食及农作物产地、食用农产品种植地、集中连片耕地、园地 人口聚居规模较大，城镇化水平高 以居住、商贸、文教科研为主
聚集环境维护区	区域开发较为成熟、产业聚集度高，经济总量大 环境承载力趋于饱和、生态环境问题相对突出 区位优势明显、环境敏感度和重要性不高

注：相关区划与规划：土地利用总体规划、城镇体系规划、主体功能区规划、城市（县域）总体规划、要素环境功能区划（生态功能区划、水环境功能区划等）等。

以区域主导环境功能为基础，采用妥协优化、  
专家评价完成最终划定方案，瑞丽市分区体系如表3

表3 瑞丽市环境功能区划分区体系

一级区	二级区	面积/ (km <sup>2</sup> )	范围及分布
自然生态保育区	自然生态保育区	142.22	铜壁关自然保护区、城镇景观绿地
	水源涵养区	142.89	勐秀山系所在山脉地带
生态功能保育区	水土保持区	350.56	西部坡度较大、以坡耕地为主及河谷地带，尤其是勐秀山脉向丘陵坝区过渡地带
	生物多样性保护区	57.02	生物多样性保护的生态廊道建设区
食物环境安全保障区	食物环境安全保障区	124.65	土地利用总体规划中集中连片的耕地、园地等基本农田保护区
	环境优化区	18.22	勐卯镇中心城区，人口聚居度高、经济社会发达、污染治理设施完善、环境质量相对较好区域，无可利用土地资源
聚集环境维护区	环境风险防范区	82.52	瑞丽市规划工业园区的一园四片区及城镇周边规划建设用地、矿产开发用地
	环境治理区	76.67	瑞丽市畹町芒棒片区及其下游、芒令等人口聚居度较高但污染较重、污染治理设施不完善、环境质量较差等地区

统计结果显示，瑞丽市一级区划面积比例约为1:4:1:1，生态功能保育区面积最大，生态建设应以各类生态系统生态功能的维护和保护为重点。

### 2.2.2 生态保护红线划定

在环境功能区划的基础上，结合现有受保护地，在水源涵养、水土保持、生物多样性保护、河滨带敏感区及城镇景观保护区等生态保护的关键区域划定生态保护红线，明确非发展地域的界限，维护城市环境系统本身在空间结构、过程和功能方面的特性以确保城市可持续发展基底格局不受破坏。根据划定结果：瑞丽

市生态保护红线区占地面积为 376.47km<sup>2</sup>，占瑞丽市国土总面积的 37.84%。其中水源涵养功能保护红线区面积为 121.47 km<sup>2</sup>，占瑞丽市国土总面积的 12.21%；水土保持功能保护红线区面积为 53.91 km<sup>2</sup>，占瑞丽市国土总面积的 5.42%；生物多样性保护红线区面积为 184.25km<sup>2</sup>，占瑞丽市国土总面积的 18.52%；瑞丽江河流滨岸带保护红线区面积为 2.94 km<sup>2</sup>，占瑞丽市国土总面积的 0.29%；城镇景观绿地保护红线区面积为 13.9 km<sup>2</sup>，占瑞丽市国土总面积的 1.36%。各红线区参照环境质量目标要求及总体管控策略进行建设与保护。



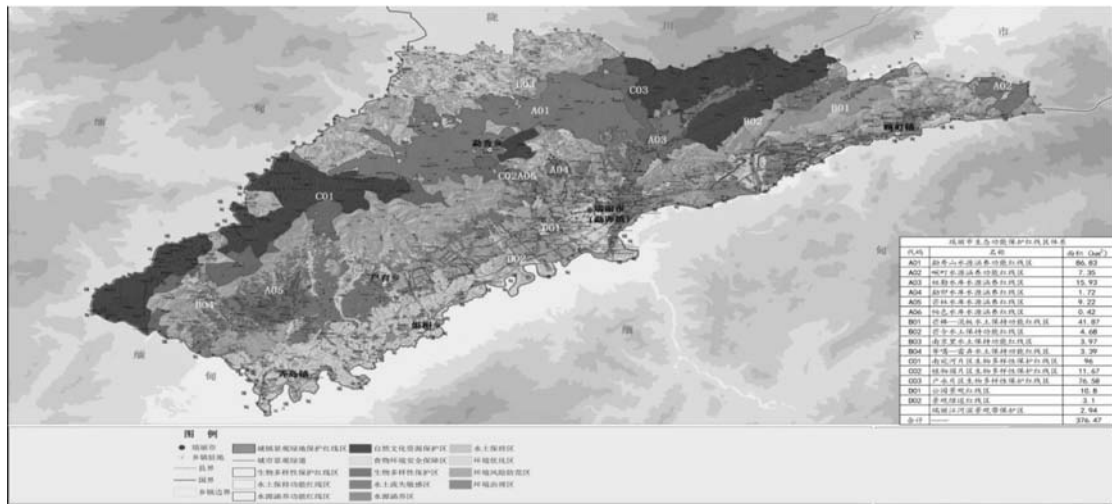


图2 瑞丽市生态保护红线体系分布图

### 2.2.3 大气环境格局解析及分级控制 综合布局敏感性、聚集敏感性和受体敏感性评

价结果，利用 ARCGIS 空间融合技术，进行大气环境分级格局解析，结果如图 3。

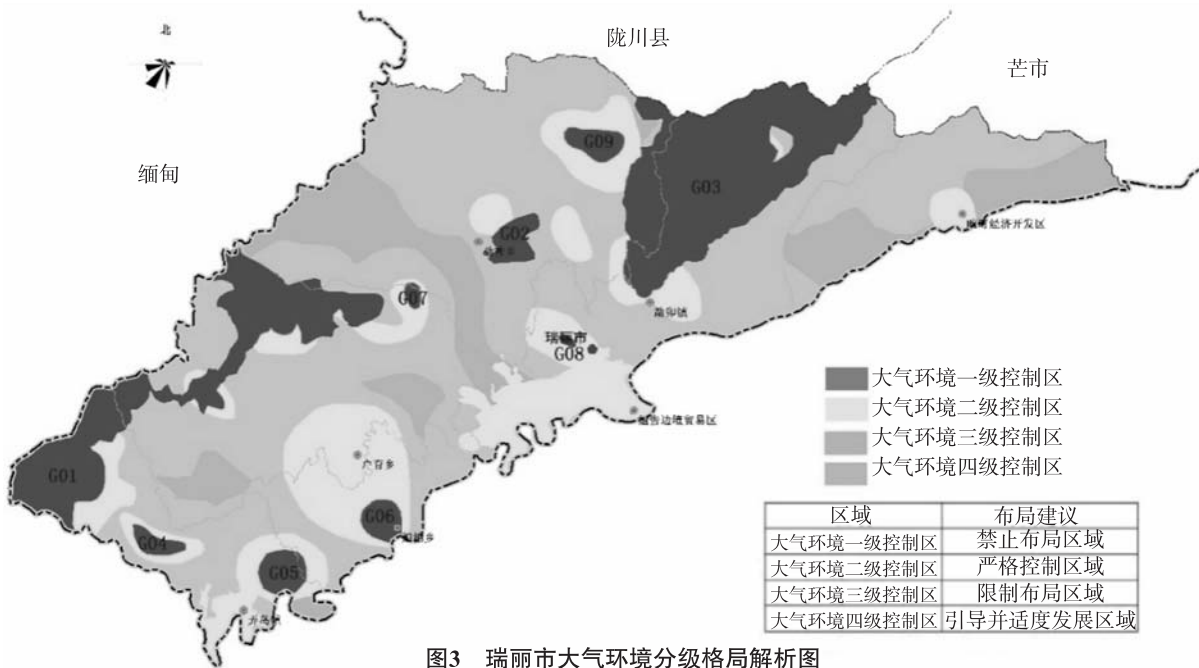


图3 瑞丽市大气环境分级格局解析图

瑞丽市大气环境红线区域面积分布如表 4。

大气环境一级控制区（红线区）是综合排放极敏感区域、自然保护区、水源保护区等划定的区域，属于禁止区。根据红线区域划定的属性，红线区域应该严格禁止布局以大气污染物排放为主的工业污染项目，同时严格禁止布局环境空气敏感受体（如集中居住区、村庄、学校、医院等以及其他人口相对集中的建设项目）。大气环境二级控制区（黄线区）是综合排放敏感区、受体敏感区和非保护区一类大气环境功能区等要素划定的区域，属于严控区。

严格限制布局以大气污染物排放为主的工业污染项目的数量和规模，同时应在考虑聚集敏感的前提下，适度布局环境空气敏感受体的数量及规模（如集中居住区、村庄、学校、医院等以及其他人口相对集中的建设项目）。根据瑞丽市现状人口分布，人口集中区域主要位于黄线区域，故针对瑞丽市现状，建议该区域严格限制发展以废气排放为主的工业项目。大气环境三级控制区（蓝线区）是综合排放较敏感、受体较敏感区域等要素划定的区域，列为警戒区。该区域可对以大气污染物排放为主的工业污染

项目进行合理引导布局，在控制数量和规模的前提下，属于可布局区域，但应注意布局以及数量、规模的合理性。同时，结合其他城市规划、工业布局规划等，合理进行环境空气敏感受体的适度适量布局。结合瑞丽市现状，上述区域大多位于瑞丽市人口相对稀少以及扩散条件相对较好的区域，由于部分蓝线区域位于瑞丽市主城区及其他人口集中区域的上风向，故该区域应进行适度引导，严格限制发

展以废气污染物排放为主的工业项目。大气环境四级控制区（绿线区）属于上述区域划定要素外的剩余区域，列为引导区。该区域属于规划范围内适宜发展或者适宜优先布局以大气污染物排放为主的工业项目，也可进行人口集中区域等的布局。根据瑞丽市大气环境分级控制红线范围图，瑞丽市绿线范围比重不大，仅占市域面积的12.57%，故推荐在该区域优先布置以废气排放为主的工业项目。

表4 大气环境分级控制红线范围

范围	面积/(km <sup>2</sup> )	占市域面积的比例/%	备注	区域布局建议
大气环境一级控制区（红线区）	300.12	30.17	禁止区	该区域禁止布局居住区以及以废气排放为主的工业项目
大气环境二级控制区（黄线区）	163.24	16.41	严控区	该区域可以布局居住区，但应严格限制布局以废气污染物排放为主的工业项目
大气环境三级控制区（蓝线区）	406.35	40.85	警戒区	该区域可以布局居住区，以及适度布局以废气污染物排放为主的工业项目，但应综合考虑现状环境空气敏感区分布，适度发展，严控数量和规模
大气环境四级控制区（绿线区）	125.04	12.57	引导区	该区域属于适宜布局以废气污染物排放为主的工业项目，在必要布局居住区时，应综合考虑聚集敏感和布局敏感建议进行合理布置。
合计	994.75	100		

2.2.4 水环境格局解析与分级控制

以重点流域为对象，综合瑞丽市重点保护区、生态脆弱区、污染物汇集区、排放负荷重点区，划

分水环境一级控制区（红线区）、二级控制区（黄线区）、三级控制区（蓝线区）、四级控制区（绿线区），实施分级管理。

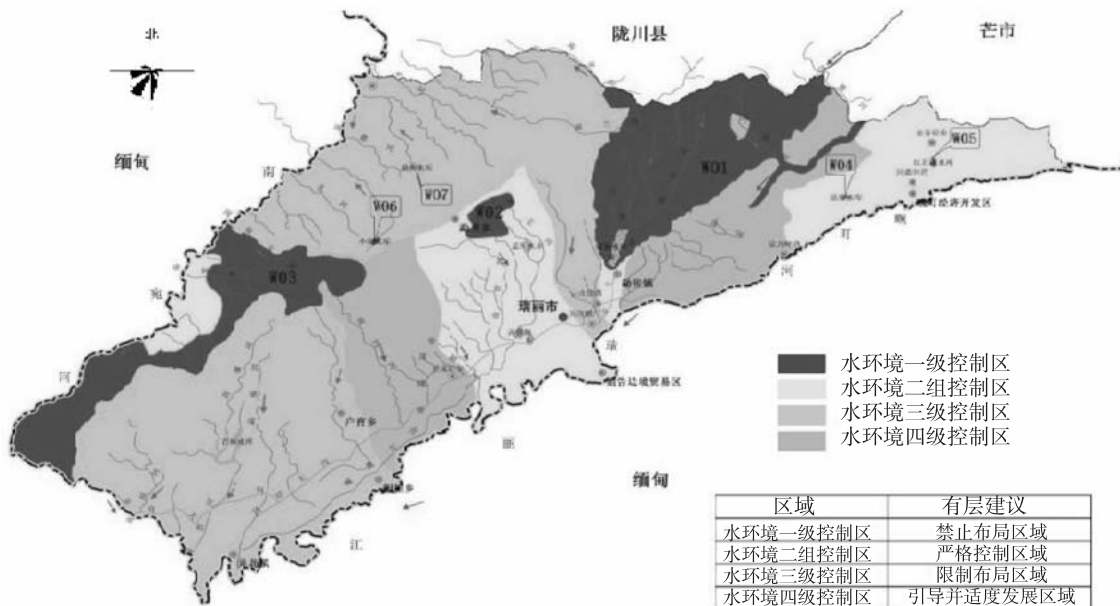


图4 瑞丽市水环境管控分区图

表5 瑞丽市水环境管控分区面积统计

序号	范围	面积/(km <sup>2</sup> )	占市域面积比例/%	备注
1	一级控制区(红线区)	170.8	17.16	禁止区
2	二级控制区(黄线区)	187.51	18.85	严控区
3	三级控制区(蓝线区)	485.24	48.78	警戒区
4	四级控制区(绿线区)	151.2	15.19	引导区

水环境质量目标要求：红线控制单元范围内的控制断面和各水（环境）功能区应以现状水质为底限，不能突破。水污染排放控制要求：水环境红线区严格实施污染物排放总量控制，执行基于水质目标的水污染物排放标准（必要时严于国家、行业制定的污染物排放标准中相应水污染物特别排放限值）。以区域水环境容量参考确定水污染物的排放量，统筹水环境容量资源，科学制定区域减排指标，并最终确保目标总量控制在水环境容量以下。水环境风险管理要求：建立水环境红线区的风险源数据库。将水环境红线区作为优先风险防范区，按照相应区域环保要求开展污染风险防范工作。将工业园区、危险化学品和危险废物储存区、核能利用厂区等安全防护距离内的区域，作为重点水污染风险防范区，禁止居民点布设、人群聚集和居民生活，加强水环境监控预警。将这些区域的直接影响区作为一般水污染风险防范区，限制大规模人群聚集、居民建设用地开发和医院、学校等敏感目标布设。

### 3 结束语

通过区域生态环境空间管控解析，对区域重点

生态区、大气污染防治、水环境污染防控进行空间管理，是优化国土空间开发格局的重要措施。环境总体规划要系统划定城市环境资源上线、生态保护红线、环境质量底线，构建城市发展的环境约束的底线框架，引导城市建设和产业布局，控制环境资源开发强度，提高环境承载力和生态环境质量。随着“多规合一”试点工作的推进，空间规划体系的再建与推广对环境总体规划是个很好的机遇，须乘势而上，找准定位，积极探索，为城镇化进程中出现的环境短板、资源紧缺等问题提出破解之道。

#### 参考文献：

- [1] 吴舜泽. 确立环境底线建设新型城镇—关于积极应对城镇化中环保挑战的调研报告 [N]. 人民日报, 2014-7-20 (05).
- [2] 秋缙滢. 空间管控—环境管理的新视角 [J]. 时评, 2016 (44).
- [3] 让环保为美丽城镇护航—访环境保护部副部长吴晓青 [N]. 人民日报·观察版, 2014-7-20.
- [4] 洪亚雄. 以环境总体规划参与“多规合一” [N]. 中国环境报, 2016-6-20 (3).
- [5] 环境保护部环境规划院. 城市环境总体规划理论方法探索与实践 [M]. 北京: 中国环境出版社, 2014.

## Study and Practice of Environmental Master Planning Based on Spatial Control

ZHANG Xing - zi<sup>1</sup>, REN Jing<sup>1,2</sup>, CHEN Yi - hui<sup>1</sup>, LI Ya - yuan<sup>3</sup>, JIANG Yan - xin<sup>3</sup>, YANG Bi - yun<sup>3</sup>

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

**Abstract:** The regional ecosystem service function was assessed by spatial analysis, statistics, and remote sense method using ARCGIS software based on spatial data. The principal factor method was applied to identify the regional environmental function and the major principal factors and their related policies and planning in order to analyze the environmental spatial control pattern. Ruili city was taken as a case to delineate the city environmental resources line, ecological protection red line, environmental quality bottom line to form the bottom frame of environmental constraints for urban development.

**Key words:** environmental master planning; ecological protection red line; spatial planning; spatial control

# 排污权核算方法实证研究 —以重庆市为例

牟 瑛<sup>1</sup>, 陈 欢<sup>2</sup>, 李 锐<sup>1</sup>, 邓皓月<sup>1</sup>, 张 晶<sup>1</sup>, 孙 弥<sup>1</sup>

(1. 重庆资源与环境交易所, 重庆 401147; 2. 重庆工商大学会计学院, 重庆 400067)

**摘要:**以重庆市工业企业排污权核定实例为研究背景。按照总量控制原则, 根据环境管理部门规定, 要求行政审批部门在核定工业企业排污权量时在申报值、核算值、环境影响评价值三者之间取最小者来核定最终排污权量。如何进行比较取小值, 现存二种方法: 方法一, 将企业作为一个大单元, 每个排污口作为一个小单元, 每个小单元在 3 个值中比较取小值; 方法二, 将企业作为一个大单元, 用申报值、核算值、环境影响评价值分别计算大单元值, 再对三者进行横向比较取小值。根据实例研究, 提出用方法二作为核定排污权的主要方法。

**关键词:** 环境管理; 排污权; 核算方法; 实证

**中图分类号:** X24 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0030-05

重庆市从 2015 年 7 月 1 日起, 在全市范围内对所有工业企业全面实施排污权有偿使用和交易政策, 明确规定将化学需氧量、氨氮、二氧化硫、氮氧化物、一般工业固体废弃物 5 项指标纳入有偿使用和交易范围。重庆市排污权有偿使用和交易政策走在全国前列, 根据相关文件规定, 企业初始排污权是否从政府购买作为办理排污许可证的前提条件。如此以来, 工业企业的排污权核定是否公正、公平、科学与企业生产紧密相关。按照总量控制原则, 尊重历史, 尊重科学, 公平、公正原则, 重庆市要求环境行政管理部门对工业企业排污权核定时要与申报值、核算值、环境影响评价值三者进行比较, 以取小者为原则, 确定工业企业在今后一段时间内排污权量。在核算过程中, 3 种数据如何进行比较, 会造成最终结果有较大差异, 管理部门内部也存在二种不同的算法争议。对此, 作者利用举证的方法研究排污权不同计算方法对结果的影响, 最终提出自己的见解和结论, 供大家借鉴和参考。

## 1 排污权核定原则

由图 1 重庆市工业企业购买排污权和办理排污许可证流程可见, 工业企业排污权核定是整个流程中的重要环节。在此我们先对 3 个概念进行定义:

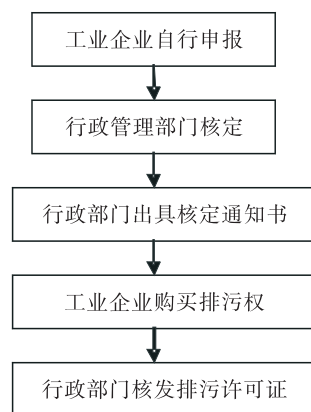


图1 重庆市工业企业购买排污权和办理排污许可证流程

申报值是指工业企业根据自身产能、环保设施运行状态和污染物排放情况预测的今后一段时间污染物排放量, 以工业企业排污权申报表形式正式提交给相关环境管理部门。

核算值是指环境行政管理部门根据企业对排污权的申报情况, 运用排污权核算相关方法, 即根据绩效法、产排污系数等相关方法计算企业排污因子排污权量。本文作者在另一篇《试论工业企业排污权核算方法》文章中已经详细作了介绍, 在此

收稿日期: 2016-12-27

基金项目: 2013 年度重庆工商大学青年博士基金项目“融资约束、交叉补贴与企业价值研究”(批准号: 1351013); 重庆工商大学科研启动经费项目(批准号: 701-670101237)阶段性研究成果; 重庆市教委科研项目“政府补贴对战略性新兴产业创新的影响机制与效应研究”(批准号: KJ1600617)。

作者简介: 牟瑛, 研究生, 工程师, 主要研究方向为排污权交易与管理。

不再详述。

环境影响评价是指工业企业在新、改扩建时环境管理行政部门在企业申报的环评文件批复阶段时给予相关污染因子的总量。

在总量控制下，要求对具体企业核定排污权时要对3种数据进行比较，并取小值作为最终核定量。核定量 =  $\min \{ \text{申报值、核算值、环境影响评价值} \}$ 。但三者是在核定过程中比较还是在最终结果比较，现存在两种方法的分歧。即：方法一，将企业作为一个大单元，每个排污口作为一个小单元，每个小单元在3个值中比较取小值；方法二，

将企业作为一个大单元，用申报值、核算值、环境影响评价值分别计算大单元值，再对三者进行横向比较取小值。

## 2 不同方法计算过程

### 2.1 假定企业背景

某化工企业是以光气、芳胺为主要中间体生产有机精细化学品、复杂化合物，并提供光气化反应等加工服务的专业化工企业。主要生产包括苯胺、二苯甲酮、硝基苯、芳胺系列、N-烷基化芳胺系列产品及衍生物等。该企业某次申报基本信息如表1。

表1 企业部分申报信息表

产品名称	计量单位	设计能力	申报年产量	生产工艺	主要设备
苯胺	t	35000	24000	加氢还原法	流化床
二苯甲酮	t	6000	5000	酰化反应	光化釜
碳酸二苯酯	t	8000	1000	酰化反应	光化釜
……	……	……	……	……	……

### 2.2 污水排放情况核算

首先用方法一核算化学需氧量、氨氮排污权

量，计算过程如表2 如示。

表2 用方法一计算工业企业化学需氧量、氨氮排污权量

排污口名称	申报情况				排放 执行 标准	核算量	方法一结果	
	污染物名称	排放浓度 / (mg/L)	排放量 / (t/a)	排放去向		排放量 / (t/a)	化学需氧量	氨氮
1、污水处理场	废水	/	164800	长江上游某二级支流河	污水综合排放标准 (GB8978-1996) 一级标准限值: 化学需氧量 100mg/L、氨氮 15 mg/L)	1648000	14.36	1.98
	化学需氧量	87.5	14.36			$① 164800 \times 100 \times 10^{-6} = 16.48$		
	氨氮	12	1.98			$① 164800 \times 15 \times 10^{-6} = 2.472$		
2、冷却水排污口	废水	/	102000	长江上游某二级支流河	污水综合排放标准 (GB8978-1996) 一级标准限值: 化学需氧量 100mg/L、氨氮 15 mg/L)	102000	8.67	1.22
	化学需氧量	85	8.67			$① 102000 \times 100 \times 10^{-6} = 10.2$		
	氨氮	12	1.22			$① 102000 \times 15 \times 10^{-6} = 1.53$		
合计							23.03	3.2

注：①根据排放标准核算，废水量采用企业申报量。

用方法二核算化学需氧量、氨氮排污权量，计算过程如表3 如示。

首先用方法一核算二氧化硫、氮氧化物，计算

过程如表4 如示。

用方法二核算二氧化硫、氮氧化物，计算过程如表5 如示。

表3 用方法二计算工业企业化学需氧量、氨氮排污权量

排污口名称	污染物名称	申报情况		排放去向	排放执行标准	核算量	
		排放浓度/(mg/m <sup>3</sup> )	排放量			排放量/(t/a)	
	废水	/	164800				1648000
1、污水处理场	化学需氧量	87.5	14.36	长江上游某二级支流河	污水综合排放标准 (GB8978-1996) 一级标准 限值:化学需氧量 100mg/L、 氨氮 15 mg/L)		<sup>①</sup> 164800 × 100 × 10 <sup>-6</sup> = 16.48
	氨氮	12	1.98				<sup>①</sup> 164800 × 15 × 10 <sup>-6</sup> = 2.472
	废水	/	102000				
2、冷却水排污口	化学需氧量	85	8.67				<sup>①</sup> 102000 × 100 × 10 <sup>-6</sup> = 10.2
	氨氮	12	1.22				<sup>①</sup> 102000 × 15 × 10 <sup>-6</sup> = 1.53
	化学需氧量	14.36 + 8.67 = 23.03			化学需氧量		16.48 + 10.2 = 26.68
	氨氮	1.98 + 1.22 = 3.2			氨氮		2.472 + 1.53 = 4.002

2.3 废气排污权核算

表4 用方法一计算工业企业二氧化硫、氮氧化物

排污口序号及名称	污染物名称	申报情况		执行标准	核算情况		初核值	
		排放浓度/(mg/m <sup>3</sup> )	排放量		排放量	二氧化硫排放量/(t/a)	氮氧化物排放量/(t/a)	
1、排放口	废气 (万·m <sup>3</sup> /q)	/	6868.8	重庆市工业炉窑大气污染物排放标准 (DB50/659-2016) 表1和表2 其他区域: 二氧化硫 400mg/m <sup>3</sup> , 氮氧化物 700mg/m <sup>3</sup>	200 × 12 = 2400			
	二氧化硫	100	6.87		<sup>③</sup> 2400 × 400 × 10 <sup>-5</sup> = 9.6	6.870		
	氮氧化物	400	27.48		<sup>③</sup> 2400 × 700 × 10 <sup>-5</sup> = 16.8			16.800
2、废气排放口	废气 (万·m <sup>3</sup> /a)	/	1944	重庆市锅炉大气污染物排放标准 (DB50/658-2016) 表1和表2 其它区域: 二氧化硫 100mg/m <sup>3</sup> , 氮氧化物 400mg/m <sup>3</sup>	<sup>①</sup> 108 × 136259.17 × 10 <sup>-4</sup> = 1471			
	二氧化硫	100	1.94		<sup>②</sup> 2.25 × 7920 × 0.1 × 10 <sup>-3</sup> = 1.782	1.782		
	氮氧化物	400	7.78		<sup>②</sup> 2.25 × 7920 × 0.4 × 10 <sup>-3</sup> = 7.128			7.128
						8.652	23.928	

注: ①产排污系数法; ②绩效值法; ③窑炉采用经验公式法燃烧 1m<sup>3</sup> 天然气产生 12m<sup>3</sup> 废气, 各排放因子量 = 废气量 × 排放标准。



表5 用方法二计算工业企业二氧化硫、氮氧化物

排污口序号及名称	污染物名称	申报情况			核算情况
		排放浓度/(mg/m <sup>3</sup> )	排放量	执行标准	
1、排放口	废气/(万·m <sup>3</sup> /a)	/	6868.8	重庆市工业炉窑大气污染物排放标准	<sup>①</sup> 200 × 12 = 2400
	二氧化硫	100	6.87	(DB50/659-2016)	<sup>②</sup> 2400 × 400 × 10 <sup>-5</sup> = 9.6
	氮氧化物	400	27.48	表1和表2其他区域: 二氧化硫400mg/m <sup>3</sup> , 氮氧化物700mg/m <sup>3</sup>	<sup>③</sup> 2400 × 700 × 10 <sup>-5</sup> = 16.8
2、废气排放口	废气/(万·m <sup>3</sup> /a)	/	1944	重庆市锅炉大气污染物排放标准	<sup>①</sup> 108 × 136259.17 × 10 <sup>-4</sup> = 1471
	二氧化硫	100	1.94	(DB50/658-2016)	<sup>②</sup> 2.25 × 7920 × 0.1 × 10 <sup>-3</sup> = 1.782
	氮氧化物	400	7.78	表1和表2其它区域: 二氧化硫100mg/m <sup>3</sup> , 氮氧化物400mg/m <sup>3</sup>	<sup>②</sup> 2.25 × 7920 × 0.4 × 10 <sup>-3</sup> = 7.128
	二氧化硫	6.87 + 1.94 = 8.81		二氧化硫	9.6 + 1.782 = 11.382
	氮氧化物	27.48 + 7.78 = 35.26		氮氧化物	16.8 + 7.128 = 23.928

### 3 核算结果表

#### 3.1 用方法一核定结果表

表6 用方法一核定结果表

序号	核算因子/(t/a)	申报值	核算值	环评值	终核定值
1	化学需氧量	23.030	23.030	68.478	23.030
2	氨氮	3.200	3.200	13.213	3.200
3	二氧化硫	8.810	8.652	20.000	8.652
4	氮氧化物	35.260	23.928	46.145	23.928

#### 3.2 用方法二核定结果表

表7 用方法二核定结果表

序号	核算因子/(t/a)	申报值	核算值	环评值	终核定值
1	化学需氧量	23.030	26.68	68.478	23.030
2	氨氮	3.200	4.002	13.213	3.200
3	二氧化硫	8.810	11.382	20.000	8.810
4	氮氧化物	35.260	23.928	46.145	23.928

### 4 结论

从表6、表7对比结果看,不同的方法对最终核定值有较大影响。二氧化硫用方法一核定出来是8.652t,而用方法二核定出来是8.810t。本文作者认为方法二比方法一优,原因如下:

(1) 排污权核定原则是在申报值、核算值、环境影响评价值中取小值,而不是在企业单个排污口三者之间取小者。

(2) 对于具体企业用核算方法来核算时,计算方法不同,最终排污权量更不相同。

(3) 按照稳步过度原则,环评批复量是一家工业企业作为一个大单元的一个总量,它是在环评文件汇编过程中,用各个排污口的加合而来的。在现在信息管理条件下,核算排污权量的环境管理人员不可能去查询环评全部文本内容,把各个排污口排放量罗列出来,那样太耗时耗力,无疑加大环境管

理的行政成本、降低效率。

(4) 企业作为一个大单元的时候,如果申报量少于核算方法和环评验收批复量,从少购买排污权,即少占用企业生产资金的角度出发,企业不超核算值、环境影响评价值是可以的。

(5) 严格来说环评批复量是一个科学、严谨的,具有法律效力的数据,可以直接采用数据。但环评文件中污染因子总量数据因各种历史原因,会有很大一部分不可信。

(6) 众所周知,我国企业环境管理方面历史欠账太多,很大一部分企业无环评文件。假设环评数据是真实、科学可用的,对于已经批复较长时间的,如5a以上甚至更长时间的企业,随着环保技术进步和环境管理要求的提高,现有企业环境排污量大为减少,如果只采用环评数据作为上限值,可能就有部分老企业在初始时候按最大量购买,而实际排得很少。按重庆市的排污权政策,节余的排污权可以到二级市场去交易,如此以来可能获得丰厚的回报。这样有驱优存劣的嫌疑,违背了整个排污权政策的初衷和目的,破坏了市场的公平、公正。

(7) 企业的申报量,只是对未来一段时间的

一个预测值。企业在市场中激烈竞争,不可能一成不变一直按原计划执行生产。机动灵活的企业,完全按照市场销售状态不断调整生产,特别是对于产品众多的企业,他们完全有可能在实际中打破原计划,调整不同产品之间的结构比例。这样,随着产品的变化,企业的排污量也在随之变动,有可能要加大产量的某一产品是多排污的,而减停的某一产品是少排污的。方法一的核算方法是计划模式,不变、固定的,如果按照方法一核算排污权量,就会对企业不公平。

综上所述,用方法二计算工业企业排污权更显得科学、客观、公正。

#### 参考文献:

- [1] Rolf Färe, Shawna Grosskopf, Carl A. Pasurka, Tradable permits and unrealized gains from trade [J]. *Energy Economics*, 2013 (40).
- [2] 王洁方. 总量控制下流域初始排污权分配的竞争性混合决策方法 [J]. *中国人口·资源与环境*, 2014 (5): 90-94.
- [3] 涂正革, 湛仁俊. 排污权交易机制在中国能否实现波特效应 [J]. *经济研究*, 2015 (7): 162-175.
- [4] 牟瑛, 陈欢, 万丹, 孙弥. 试论工业企业排污权核算方法 [J]. *河南科技*, 2016 (11).

## Study on Accounting Method of Emission Right of Industrial Enterprises ——Take Chongqing city as an Example

MU Ying<sup>1</sup>, CHEN Huan<sup>2</sup>, LI Kun<sup>1</sup>, DENG hao-yue<sup>1</sup>, ZHANG Jing<sup>1</sup>, SUN Mi<sup>1</sup>

(1. Chongqing Resources and Environment Exchange, Chongqing 401147, China)

**Abstract:** The approved example of industrial enterprises in Chongqing city environmental pollution rights was taken as the research background. In strict accordance with the principle of total control, the least value among the declared value, amount of accounting, and environmental impact assessment value was chosen as the final emission amount. There are two methods to answer how to make comparison among the small values. The first method was to look the whole enterprise as a big unit, and each emission outlet was a small unit. The least value of each small unit was selected. The second method was to calculate the big unit value based the declared value, amount of accounting, and environmental impact assessment value. The least value was determined among these three values. According to the case study, the second method was appointed as the main way to determine the approved emission right.

**Key words:** Environmental management; emission rights; accounting method; case study



# 自然圣境在生物多样性保护中的作用探讨

赵新坤<sup>1</sup>, 郭贤明<sup>2</sup>, 王兰新<sup>2</sup>

(1. 云南西双版纳国家级自然保护区曼搞管理所, 云南 勐海 666200;

2. 云南西双版纳国家级自然保护区科学研究所, 云南 景洪 666100)

**摘要:**通过分析, 认为自然圣境在物种保护中起到了重要的作用, 保护了大量的物种, 是生物多样性保护中的一类重要场所, 同时也分析了自然圣境在保护过程中所面临的问题, 提出了相应的保护建议。

**关键词:** 自然圣境; 生物多样性; 作用; 探讨

**中图分类号:** X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0035-03

我国是一个多民族国家, 很多民族都有自己传统的习俗, 很多习俗对生物多样性保护起到很好的促进作用。自然圣境就是其中最典型的形式之一。

“自然圣境”(SNS, sacred natural sites)泛指由原住民族和当地人公认的赋有精神和信仰文化意义的自然地域<sup>[1]</sup>。我国自然圣境研究起步较晚, 最早始于民族植物学的研究, 20世纪80年代, 裴盛基等从民族植物学的角度首次对西双版纳傣族竜山的起源、背景及生态功能等进行了系统的研究<sup>[2]</sup>, 奠定了自然圣境研究的基础。随后部分学者针对自然圣境在生物多样性保护中的地位及所起的作用进行了研究, 并取得了一定的成果<sup>[3-7]</sup>, 均认为民族自然圣境对生物多样性保护具有积极的作用。

## 1 自然圣境在生物多样性保护中的作用

自然保护区是进行多样性保护的重要场所, 很多现代的自然保护区都是在自然圣境的基础上建立起来的, 有很多保护区实际上就是自然圣境<sup>[2,5]</sup>, 因此可以看出自然圣境在物种保护中的作用和地位。我国各民族的传统信仰中, 含有丰富的生态思想, 尤其是自然崇拜, 有利于生物多样性的保护<sup>[8]</sup>。

“龙山”是西双版纳傣族传统文化中自然圣境的主要表现形式, 过去西双版纳分布较广的以箭毒木、龙果、橄榄为标志的干性季节性雨林, 由于天然植物的大量破坏, 目前仅在“龙山”中有分

布<sup>[9]</sup>。针对西双版纳4个龙山的物种调查, 每个1500m<sup>2</sup>的样方中都有100多种植物, 这些物种中许多具有重要的科研或经济价值, 如大叶木兰(*Magnolia henryi*)、老挝天料木(*Homalium laoticum*)、假海桐(*Pittosporopsis kerrii*)等是第三纪的古热带区系成分, 景洪暗罗(*Polyalthia chelienensis*)、勐仑琼楠(*Beilschmiedia brachythyrsa*)、云南厚壳桂(*Cryptocarya yunnanensis*)等为西双版纳特有种, 其中的大叶木兰、四数木(*Tetrameles nui-flora*)、箭毒木(*Antiaris toxicaria*)、绒毛番龙眼(*Pometia tomentosa*)等均为我国珍稀、濒危植物<sup>[10]</sup>。西双版纳勐宋地区的哈尼族十分重视对榕树的保护, 他们认为通过绞杀其它树木而发展成乔木或大乔木的榕树是神灵居住的地方, 砍伐榕树或破坏周围环境会触犯神灵而使人生病甚至死亡<sup>[11]</sup>。刘爱忠等通过对云南楚雄彝族的“神树林”、自然保护区、村社集体林三者相比, “神树林”群落的物种总数、样方特有种、Shannon-Wiener指数分别为67、17、2.96, 这3个指标在自然保护区群落和集体林群落中分别是44、8、2.17和34、4、2.39<sup>[12]</sup>, 可以看出“神树林”在生物多样性保护中的作用是非常重要的。

寺庙林也是物种保护的一个重要场所, 据研究, 佛主的“成道树”共有21种, 如毛果桐(*Mallotus barbatus*)、千张纸(*Oroxylum indicum*)、聚果榕(*Ficus racemosa*)等, 除此之外, 傣族的佛教中也还有许多重要的植物, 如贝叶棕(*Corypha umbraculifera*)、铁力木(*Mesua ferrea*)等<sup>[10]</sup>, 这些物种广泛种植在各寺庙周围, 有的树龄已高达数百年。龙脑香科的羯布罗香(*Dipterocarpus turbinatus*)在西双版纳傣族的龙山和寺庙旁也有种

收稿日期: 2016-01-04

基金项目: 西双版纳热带雨林保护基金会资助项目。

作者简介: 赵新坤(1961-), 男, 河南社旗人, 工程师, 主要从事自然保护区管理工作。

通信作者: 郭贤明(1965-), 男, 湖南醴陵人, 硕士, 正高级工程师, 主要从事保护区科研及生态学研究工作。

植<sup>[13]</sup>，因此，佛教文化对物种的保护也起到了积极的作用。

除对植物进行保护外，对动物也起到了一定的保护作用。作为藏族神山的香格里拉大峡谷不仅分布着1300多种植物，还有200多种陆生脊椎野生动物，这些动物中，有国家一级保护动物5种，二级保护动物25种<sup>[14]</sup>。根据西双版纳布朗族的习俗，对于将产仔和哺乳幼仔的动物，以及受伤或逃进龙山的野生动物都不会捕猎<sup>[15]</sup>，这些习俗，对野生动物的保护起到了积极的作用。

自然圣境是由各个分散的地块组成，面积有大有小。为了保护生物多样性，我国政府及有关部门划定了很多不同类型的自然保护区，而这些保护区也是由各个相互分离的区域组成，如西双版纳国家级自然保护区就是由互不相连的5个片区所组成，中间缺少相应的连接机制，使各个片区间的物种难以交流。分布在各个保护区片区之间的自然圣境地块就可以起到一种踏石的作用，有利于各分散的保护区片区中的物种基因的交流。

## 2 自然圣境保护面临的困境

自然圣境是作为一种民族传统而保留下来的，带有一定的宗教色彩，这种传统随着社会的进步和经济的发展不断受到挑战<sup>[16]</sup>，很多优秀的传统文化不断丧失<sup>[17]</sup>。如西双版纳傣族神山林在1957年总面积有100000hm<sup>2</sup>，占全州总面积的5%，到2000年，神山总面积为1000~1500hm<sup>2</sup>，仅占全州总面积的0.05%~0.08%<sup>[18]</sup>。郭贤明等针对西双版纳傣族、布朗族、哈尼族和壮族等自然圣境现状的调查显示，到目前为止，各民族自然圣境的总面积已不到2000hm<sup>2</sup><sup>[19]</sup>。消失的自然圣境，已不同程度地被当地群众用来开垦种植了各种经济作物，或作为其他用途进行了开发。

造成自然圣境面积大量减少的原因是多方面的，除20世纪发动的“除四旧、立四新”等政治运动外，随着社会的进步，文化的普及，很多人开始认为自然崇拜是人类原始、愚昧、落后的文化代表，被现代主流文化所不齿，逐渐质疑自然崇拜<sup>[8]</sup>，对自然界和自然现象不再畏惧和崇敬<sup>[20]</sup>，导致年轻一代不再参与村寨有关传统文化活动<sup>[21]</sup>。也有很多人认为保护森林资源是国家的责任，与自己关系不大，最后导致保护意识逐渐减弱<sup>[22]</sup>。

政府主导的缺失也是造成自然圣境面积不断减少的原因之一。自然圣境的保护长期以来一直是村民自发的，政府部门一直未将其纳入管理范围<sup>[2]</sup>，

也缺少对自然圣境保护相应的激励机制，这种机制，一旦受到外部的冲击，极易被破坏。

## 3 加强自然圣境保护的建议

### 3.1 建立完善的村规民约，发挥各民族的主体作用

自然圣境往往是通过一定的宗教信仰保护下来的，靠信仰来约束人们的行为，但在宗教信仰观念逐渐淡化的情况下，靠宗教信仰来继续保护自然圣境有很大的难度。为了规范村民行为，很多村寨都制定了村规民约，而这些村规民约并未将自然圣境的保护内容纳入其中，造成了自然圣境保护制度的缺失。为了加强对自然圣境的保护力度，有必要将自然圣境保护的有关内容纳入到村寨的村规民约中，由所有村民共同遵守。

### 3.2 加大宣传力度，增加自然圣境在生物多样性保护作用的认知度

虽然很多民族、很多村寨都有不同形式的自然圣境，但这些圣境在生物多样性保护中的作用和地位却很少有人知道。政府部门或有关组织应加大这方面的宣传力度，使所有村民为自己参与了自然生态保护而自豪，从而也更愿意在今后更多的从事自然圣境的保护工作。

### 3.3 建立保护小区

目前所存在的自然圣境地块面积相对较小，而且相互分离，难以建立成通常意义上的自然保护区。可以在政府或民间组织的主导下，根据自然圣境的实际情况，选择具有一定保护价值的地块建立保护小区，小区的管理主体为当地村民，充分发挥群众的主导作用。

### 3.4 纳入公益林管理，加强政府职能部门的监管力度

可与建立保护小区相结合，将有较高保护价值的保护小区纳入公益林范畴，根据其所具有的保护价值，确定公益林的级别，投入相应的公益林生态补偿费用，保证村寨在保护自然圣境的同时有一定的经济收入，也可避免村民因发展经济而破坏或开发自然圣境。

#### 参考文献：

- [1] 裴盛基. 自然圣境与生物多样性保护 [J]. 中央民族大学学报(自然科学版), 2015, 24(4): 7-10.
- [2] 裴盛基. 自然圣境与生物多样性保护 [J]. 科学, 2006, 58(6): 29-31.
- [3] 龙春林, 张方玉, 裴盛基, 等. 云南紫溪山彝族传统文化对生物多样性的影响 [J]. 生物多样性, 1999, 7(3): 245-249.
- [4] 刘宏茂, 许再富, 陶国达, 等. 西双版纳傣族“龙山”的生

- 态学意义 [J]. 生态学杂志, 1992, 11 (2): 41-43, 60.
- [5] 罗鹏, 裴盛基, 许建初. 云南的圣境及其在环境和生物多样性保护中的意义 [J]. 山地学报, 2001, 19 (4): 327-333.
- [6] 裴盛基. 云南民族文化多样性与自然保护 [J]. 云南植物研究, 2004 (4): 1-11.
- [7] 艾菊红. 宗教圣境与生物多样性保护 [J]. 民族学刊, 2013 (2): 69-78.
- [8] 吴微, 李丹, 刘丙万. 民族传统文化在生物多样性保护中的作用 [J]. 北京林业大学学报 (社会科学版), 2010, 9 (2): 52-56.
- [9] 吴征镒. 云南植被 [M]. 北京: 科学出版社, 1987: 116-130.
- [10] 刘宏茂, 许再富, 段其武, 等. 运用傣族的传统信仰保护西双版纳植物多样性的探讨 [J]. 广西植物, 2001, 21 (2): 173, 176.
- [11] 王建华, 许建初, 裴盛基. 西双版纳勐宋哈尼族的传统文化与生态系统多样性管理 [J]. 生态学杂志, 2000, 19 (2): 36-41.
- [12] 刘爱忠, 裴盛基, 陈三阳. 云南楚雄彝族的“神树林”与生物多样性保护 [J]. 应用生态学报, 2000, 11 (4): 489-492.
- [13] 肖文武, 王兰新. 论自然圣境在生物多样性保护中的作用 [J]. 林业调查规划, 2015, 40 (5): 49-52.
- [14] 邹莉, 谢宗强, 欧晓昆. 云南省香格里拉大峡谷藏族神山在自然保护中的意义 [J]. 生物多样性, 2005, 13 (1): 51-57.
- [15] 吴兆录. 西双版纳勐养自然保护区布朗族龙山传统的生态研究 [J]. 生态学杂志, 1997, 16 (3): 45-49.
- [16] 马平. 现代化的碰撞与少数民族文化生态保护 [J]. 宁夏社会科学, 2005 (1): 86-88.
- [17] 郭贤明, 王兰新, 赵建伟. 我国自然圣境与生物多样性保护研究进展 [J]. 生态经济, 2016, 32 (1): 194-196, 206.
- [18] 陈剑, 刘宏茂, 许又凯, 等. 西双版纳傣族传统森林资源管理调查研究 - 以景洪市曼典村为例 [J]. 安徽农业科学, 2007, 35 (19): 5844-5846, 5856.
- [19] Mianming GUO, Zhengbin YANG, Lanxin WANG, et al. Status quo and Major Causes of Traditional Sacred Natural Sites in Xishuangbanna Prefecture [J]. Agricultural Science & Technology, 2014, 15 (9): 1558-1561, 1566.
- [20] 韩斌, 孔继君, 陈爱国, 等. 西双版纳傣族传统文化影响下的土地资源管理研究 [J]. 安徽农业科学, 2009, 37 (18): 8718-8721.
- [21] 裴盛基. 民族文化与生物多样性保护 [J]. 中国科学院院刊, 2011, 26 (2): 190-196.
- [22] 刘光裕, 陈进. 西双版纳傣族对生物多样性保护的态度 [J]. 云南大学学报 (自然科学版), 2012, 34 (S1): 141-148.

## Role of Sacred Natural Sites in Biodiversity Conservation

ZHAO Xin-kun<sup>1</sup>, GUO Xian-ming<sup>2</sup>, WANG Lan-xin<sup>2</sup>

(1. Xishuangbanna National Nature Reserve Mangao Management Bureau, Menghai Yunnan 666200, China)

**Abstract:** The sacred natural sites have played an important role in biodiversity conservation. They have protected a large number of species, which has become one of the most important places in biodiversity conservation. However, the sacred natural sites are facing lots of problems and risks. The corresponding protection Suggestions were put forward.

**Key words:** sacred natural sites; biodiversity; role; discussion

# 城市河道生态整治技术研究进展

田 军, 张春敏, 金竹静, 杨逢乐  
(云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034)

**摘 要:** 河流是城市建设发展的重要因素, 由于城市的过快发展, 导致河流生态系统受损。介绍了河道的水环境修复技术和河道生态整治工程, 可根据城市河道的特点, 因地制宜地选择各项技术对河流生态系统健康进行修复。

**关键词:** 城市河道; 水环境修复; 生态工程

**中图分类号:** X171      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0038-04

城市河道是城市生存与发展必不可少的要素, 在城市及周边地区经济发展和生态保护中有着十分重要的地位<sup>[1]</sup>。由于当前社会经济及城市建设的迅速发展, 城市河道被过度开发利用, 导致河流生态系统出现了不同程度的衰弱和退化。河岸出现了渠化、硬化的现象, 河流水体出现水质恶化、河滨带消失、生物多样性减少、栖息地萎缩等问题<sup>[2]</sup>。怎样修复受损的河流生态系统, 重现河流的健康状态, 并能够满足城市区域的景观需求, 是目前城市河流治理中急需解决的问题。

由于我国城市河道多数位于已建成的城区内, 这些区域空间拥挤、人口居住密度较高, 河道进行工程化整治的难度较大。本文根据对河道结构整改力度的不同, 介绍城市河道水环境修复技术和城市河道生态整治工程。水环境修复技术是在不改变河道结构的基础上, 采用一系列的修复方法来改善河水水质, 该方法适用于无法进行工程化整治的城市河道。生态整治工程是对三面光、硬质化的河道进行生态化改造, 使得河流生态系统逐步恢复健康。

## 1 城市河道水环境修复技术

目前, 国内外应用于城市河道的水环境修复技术, 主要可以分为三大类, 包括: 物理修复、化学修复和生物修复。

物理修复技术在河道治理中使用较多的是机械除藻、底泥疏浚、调水稀释等技术。机械除藻是人工操作机械设备将河道中出现的大量藻类打捞, 通过藻类的清除修复水体环境的技术方法。此后, 在机械除藻技术的基础上又发展出臭氧/超声波除藻技术, 可以更高效地清除水体中的藻类。屠清瑛

等<sup>[3]</sup>在北京什刹海后海运用臭氧/超声波技术进行实地研究, 结果显示该技术对藻类的去除率高达80%, 并且处理过程中总磷也有很好的净化效果。底泥疏浚法<sup>[4]</sup>能快速清除河道中的内源污染物, 并且由于该方法易于操作, 通常在受污染较为严重的河流修复中运用较多。底泥疏浚技术是目前我国中小河道内源负荷削减最常用的治理措施之一, 南明河、苏州河的治理均用到此技术, 也取得了较好的治理效果。此外, 城市河道还可以采用一定规模的环境调水进行水体污染治理。该方法一般是在特定区域范围内进行, 从流域外引入清洁水源, 通过增加河道流量的方式冲走河道淤积的底泥, 并将河水中污染物的浓度稀释, 从而达到降低污染物浓度、改善河流生态环境、修复河道的目的<sup>[5]</sup>。韩国清溪川生态修复工程<sup>[6]</sup>就是通过外流域大规模调水, 来实现河流生态修复的一个成功案例。

物理修复方法的特点是操作简单、见效显著, 但是往往使用过程中投资大、工程量大, 并且在治理过程中, 河流中的污染物仅仅是发生转移, 而未从根本上减少。所以该方法治标不治本, 不是最理想的修复方法。

化学修复技术主要包括: 复氧曝气、化学絮凝等。河道复氧曝气技术是采用人工方式将空气或纯氧气充入河水中, 通过增加水体中溶解氧的含量来恢复和增强好氧微生物的活力, 强化后的微生物可以净化水体中的污染物质, 从而改善河流的水质环境<sup>[7]</sup>。河道复氧曝气一般采用两种方式, 固定式充氧站和移动式充氧平台<sup>[8]</sup>。采用纯氧曝气技术对污染严重的苏州河支流新泾港下游进行治理, 结果显示黑臭水体中的COD浓度有明显降低<sup>[9]</sup>。化学絮凝技术是投入化学药剂(一般为混凝剂)来

收稿日期: 2016-12-22

基金项目: 国家“十二五”重大水专项课题(2012ZX07102002)。

去除水体中污染物,常用的试剂有:硫酸亚铁、硫酸铝、氯化亚铁、碱式氯化铝、明矾、聚丙烯酸钠、聚丙烯酰胺等。絮凝沉淀常用于对受污染河流的内源负荷进行控制,特别是河流底泥的磷释放净化效果较为显著<sup>[10]</sup>。许春华等<sup>[11]</sup>在淄博市猪龙河和白家河进行水环境治理过程中采用 APAM、CPAM 絮凝剂,结果显示总磷的去除率达 80% 以上,水体净化效果显著。

化学修复技术虽然比物理修复技术更快速,操作更简便,效果更好,但是大量投入药剂会对河流中的其它生物构成危害,造成二次污染。因此该方法常用于处理突发性水污染,仅仅只能作为一种辅助的河流治理手段。

生物修复技术是利用各种生物的生长特性,对河流中有毒有害物质进行吸收、降解、转化的治理方法。按照生物修复技术在河流治理中主要采用的生物种类,可分为微生物修复和水生植物修复。微生物主要通过氧化还原作用、硝化反硝化作用等对有机污染物进行分解。微生物在生态系统中作用是分解者,不仅可以对有机污染物进行分解和转化,还可以降低某些重金属污染的毒性,该作用也是河流生物修复技术的核心所在。目前,常用的生物修复措施包括:菌种和营养物投放、污染物的可利用性提高、生物操纵等<sup>[12]</sup>。菌种投放可以是外环境的高效菌种,也可以是从本水体环境中富集的土著微生物,一般来说外源菌具有强大的降解功能,可以增强水体自净能力<sup>[13]</sup>。曾宇等<sup>[14]</sup>在滇池草海、鱼塘和大观河进行光合细菌水体净化效果试验,结果显示该菌种对大观河的治理效果明显。投加微生物生长缺乏的营养物,也可以使其大量繁殖,增强水体的净化效果。唐玉斌等<sup>[15]</sup>采用美国 EIT 公司生产的生物促生剂,在上海植物园的景观水体进行了修复试验研究,水体净化效果显著。水生植物修复技术<sup>[16]</sup>是利用高等水生植物及其根际微生物的共同作用净化水体中的污染物。研究表明水生植物能够削减水体中的重金属和氮磷等污染物,水麻、一年蓬能高效吸收重金属镉;水芹菜、马尾草能吸收水体中 N、P;金鱼藻、眼子菜可向水体中释放化感物质抑制藻类的大量繁殖<sup>[17]</sup>。

生物修复技术利用微生物和水生植物对水中污染物进行处理,使得河流水环境得到改善。该方法具有治理效果好、工程造价相对较低、不需要过多能耗、运行成本较低、不产生二次污染、并且还可以与城市景观相结合的优点,是目前城市河道治理

中广泛应用的修复技术。

河道水环境修复技术对于已建成的城市河道来说,是河流水环境改善的主要方法。城市河道空间有限,难以对其重新进行生态化建设,因此在不破坏河道原有结构的基础上,采用一系列的生态修复技术可以使得受损的河流水体生态系统得到恢复。

## 2 城市河道生态整治工程

对于有条件进行工程化改造的城市河道,可以采用生态工程技术,改善原有只注重河道防洪安全的建设思路,摒弃裁弯取直、直立浆砌石河岸的工程理念,以河道生态构建为主,兼顾河岸景观功能开展河道生态整治工程。

河岸带是陆地和水体两大类生态系统的联系纽带,是河流健康生态系统的一个重要部分。在对城市河道进行生态整治时,首先需要确保河道防洪功能和行洪安全,在此基础上采用生态护岸工程来修复河流的健康生态系统。目前对河岸带的定义尚未有一个统一的标准,不同学科的界定范围不同。广义河岸带是指靠近河边植物群落包括其组成、植物种类多度及土壤湿度等高低植被明显不同的地带;狭义河岸带是指河水—陆地交界处的区域,直至河水影响消失为止的地带<sup>[18]</sup>。本文中的城市河岸带是根据狭义定义,指城市河道受河水影响的区域及其近岸绿化空间,其主要功能有廊道、缓冲带和护岸三大类<sup>[19]</sup>。城市化区域的河道中河岸带护岸工程由人工建设,处于水陆交界的第一线,对河流生态功能的修复起着重要作用<sup>[20]</sup>。因此,城市河道的生态整治工程中,为了恢复城市河道的生态系统健康状态,对河岸进行生态整治具有重要的意义。

建设生态岸带一般可分为自然原型岸带、半自然岸带和人工自然型岸带。自然原型岸带一般是用植被来护岸,利用植物的发达根系来稳固堤岸,既可保持堤岸的自然特性,又能抗洪、保护河堤。自然原型岸带一般多出现在乡村河流,城市河道空间有限,很少采用这种方式<sup>[21]</sup>。半自然岸带在植被种植的基础上,还采用了石材、木材等天然材料,以增强堤岸稳固和抗洪能力<sup>[22]</sup>。人工自然型岸带使用了钢筋混凝土等强度较大的工程材料,使得岸带具有较大的抗洪能力。此外,河岸的水生植物能够在缝隙中正常生长。城市河道岸带的空间较小进行生态整治,最适宜采用人工自然型岸带形式。在城市河岸生态整治工程中常用的几种技术是:植草护岸技术、网垫护岸技术、生态混凝土护岸技术。

植草护岸技术,是现阶段应用最为广泛的一种

技术方法,该方法施工简单、使用成本低廉。选用根系发达的植物在河道岸带进行种植,既可以稳固堤岸防止水土流失,又可以满足生态环境的需要,还能够兼顾城市景观。在吉林省用当地的牛毛草、翦股颖等8种草本植物作为护坡植物,河柳等作为迎水面坡脚防浪林的护坡植物,采用此植物搭配对河道岸坡进行生态修复有良好的效果<sup>[23-24]</sup>。

网垫护岸技术,是通过人工添加的方式在河岸设置网格,并在网格内种植适宜生长的植物,以此方式进行河道岸带的生态改造。这种护岸技术是通过植物的搭配在河岸带构建一个复杂的活性防护体系,通过多层次植物生长对河岸带进行加固的一种生态修复技术。本技术优点是:适应性较好,特别是在汛期,不会因河水水位的上涨而遭到破坏;实用性强,可应用于多种结构形式的堤岸<sup>[25]</sup>。在河岸中使用网垫护岸技术,岸带的稳固程度会随着植被覆盖率和长势的提高随之提高。有研究显示,河岸植物生长旺盛时,能抵抗冲刷的径流流速达6m/s,是普通草皮的2倍多;河岸植被覆盖率30%以上,只可以承受小雨的冲刷;当覆盖率达80%以上,能够承受暴雨的冲刷<sup>[26]</sup>。

生态混凝土护岸技术,是采用特殊工艺生产的具有连续孔隙的混凝土进行河岸建设。该护岸具有一定的强度又有透水性和透气性,可以抵抗较大的冲刷,能满足河岸植物生长和水中生物栖息的需要,其优点是可以净化水质环境、改善河道景观并且修复生态系统。生态混凝土主要分为环境友好型和生物相容型两类。环境友好型是指在生产、使用、直至解体全过程中,可以降低环境负荷的混凝土。生物相容型指能与动物、植物共存,对生态平衡协调、河道景观美化、实现人类与自然协调具有积极作用的混凝土。环境友好型生态混凝土通常应用于改善河道绿化环境,如植生型生态混凝土;生物相容型混凝土的应用,则更加注重于水质的改善。生态混凝土是因其空隙多,内部和外部生长的微生物、小动物和藻类可以有效地促进水质的自然净化<sup>[27]</sup>。将生态混凝土应用于城市河道的岸带建设中,既可以满足河岸的安全防护标准,又有利于河道生态系统的恢复。研究和实地应用结果显示,紫羊毛、无芒雀麦不仅能够很好地生长在生态混凝土上,还表现出了较好的耐碱性和耐旱性<sup>[28]</sup>。

### 3 结论与展望

城市河道整治初期太过于注重水利安全,为了满足泄洪、排涝等要求,曾过多地使用混凝土等硬

质材料导致水陆空间阻断。随着人们的环保意识不断提高,对城市河道水环境的要求也越来越高,不仅仅是景观美化,还需要有亲水空间和健康的河流生态环境。因此,今后对城市河道的治理或开发过程中,不能在破坏河流生态环境的前提下进行,要避免先破坏后修复的整治模式。为了对已经受损的河流生态系统进行修复,可因地制宜地选用河流水环境生态修复技术和河道生态整治工程。

#### 参考文献:

- [1] 王雪,田涛,杨建英,等.城市河道生态治理综述[J].中国水土保持科学,2008,6(5):106-111.
- [2] 赵鸿,刘媛,李婧.基于河道治理的城市河流生态修复[J].西北水电,2015(1):12-15.
- [3] 屠清瑛,章永泰,杨贤智.北京什刹海生态修复试验工程[J].湖泊科学,2004,16(1):61-67.
- [4] 江惠霞,肖继波.污染河流生态修复研究现状与进展[J].环境科学与技术,2011,34(3):138-143.
- [5] 谷勇峰,李梅,陈淑芬,等.城市河道生态修复技术研究进展[J].环境科学与管理,2013,38(4):25-29.
- [6] 王军,王淑燕.韩国清溪川的生态化整治对中国河道治理的启示[J].中国发展,2009,9(3):15-18.
- [7] 孙从军,张明旭.河道曝气技术在河流污染治理中的应用[J].环境保护,2001(4):12-15.
- [8] 杨逢乐,金竹静.城市河流原位治理技术研究进展[J].环境科学导刊,2008,27(2):1-4.
- [9] 凌晖,王诚信,史可红.纯氧曝气在污水处理和河道复氧中的应用[J].中国给水排水,1999,15(8):49-51.
- [10] 嵇晓燕,崔广柏.河流健康修复方法综述[J].三峡大学学报(自然科学版),2008,30(2):38-43.
- [11] 许春华,高宝玉,卢磊,等.城市纳污河道废水化学强化一级处理的研究[J].山东大学学报(理学版),2006,41(2):116-120.
- [12] 林超,张毅敏,巫丹,等.河流生态修复技术研究进展[C].湖泊保护与生态文明建设——第四届中国湖泊论坛论文集,2014:351-356.
- [13] 丁浩,徐亚同,杨清海.污染河道生物修复技术进展[J].上海化工,2006,31(2):5-8.
- [14] 曾宇,秦松.光合细菌法在水处理中的应用[J].城市环境与城市生态,2000,13(6):29-31.
- [15] 唐玉斌,郝永胜,陆柱,等.景观水体的生物激活剂修复[J].城市环境与城市生态,2003,16(4):37-39.
- [16] 廖思红,陈亮,王超.河道生态修复技术[J].绿色科技,2014(10):24-25.
- [17] 王雪芬,李志炎.水生植物对景观水体的生态修复研究进展[J].山东林业科技,2011(2):97-101.
- [18] 汪冬冬,施展,杨凯,等.城市河流滨岸带土地利用变化的环境效应——以上海苏州河为例[J].中国人口·资源与环境,2009,19(3):96-101.
- [19] 张建春,彭补拙.河岸带研究及其退化生态系统的恢复与重建[J].生态学报,2003,23(1):56-63.
- [20] 王新军,罗继润.城市河道综合整治中生态护岸建设初探



- [J]. 复旦学报 (自然科学版), 2006, 45 (2): 120 - 126.
- [21] 丁丽泽. 城市河道生态驳岸评价与设计应用——以宁波江东区河道为例 [D]. 浙江: 浙江工业大学, 2012
- [22] 邓欢欢. 河道生态修复中的生态护岸技术 [C]. 中国可持续发展研究会 2006 学术年会, 2006: 1216 - 1218.
- [23] 刘晓晖, 王炜亮, 鞠甜甜, 等. 城市河道岸坡的生态型修复研究 [J]. 环境科技, 2015, 28 (2): 75 - 80.
- [24] 刘小梅. 现代城市河道生态修复方法与实践 [J]. 山西水利科技, 2010 (4): 70 - 71.
- [25] 万涛. 生态护坡在中小河流治理工程中的应用 [J]. 江西建材, 2015 (4): 108.
- [26] 高晓琴, 姜姜, 张金池, 等. 生态河道研究进展及其发展趋势 [J]. 南京林业大学学报 (自然科学版), 2008, 32 (1): 100 - 106.
- [27] 谢巍. 生态护坡技术在城市河道治理中的应用 [J]. 河岸建材, 2015 (3): 175 - 176.
- [28] 陈庆锋, 单保庆, 尹澄清, 等. 生态混凝土在改善城市水环境中的应用前景 [J]. 中国给水排水, 2008, 24 (1): 15 - 19.

## Advance of Urban River Ecological Remediation Technology

TIAN Jun, ZHANG Chun - min, JIN Zhu - jing, YANG Feng - le  
(Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** Rivers play an important role in the city' s development. However, the river ecosystem was damaged due to the rapid development of city. In this paper, river aquatic environment restoration technology and river ecological engineering were introduced. According to the environmental characteristics of urban rivers, the suitable and effective technology to repair river ecosystem health could be selected.

**Key words:** urban river; aquatic environment restoration; ecological engineering

# 文山州重点水功能区水质达标分析

沈家吉

(云南省水文水资源局文山分局, 云南 文山 663099)

**摘要:**以2015年文山州重点水功能区监测资料为依据,利用均值法、频次法对文山州重点水功能区进行达标评价分析,得出:文山州重点水功能区汛期达标率低,红河流域水功能区达标率较珠江流域达标率低,所有重点水功能区中保护区达标率最低。通过分析,掌握了水功能区水质现状及达标状况,从而为水环境保护和水资源管理提供有力依据。

**关键词:**水功能区;达标评价;对策措施;文山州

**中图分类号:**X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1673-9655(2017)03-0042-04

水是人们赖以生存的重要条件之一,无论是在工业、农业和生活中,还是在国民经济的发展中,水资源都起到举足轻重的作用,科学合理地利用水资源越来越成为人类及社会关注的焦点。因此,在水资源的开发利用过程中应根据水资源的地质地貌、环境条件、水体利用要求、水体开发利用现状进行综合规划,按其主导功能在相应水域划定水功能区,并执行相应质量标准目标,充分发挥其综合效益,以达到水资源的可持续利用。

## 1 水功能区的划分

### 1.1 水功能区划分标准

按照《GB/T50594-2010 水功能区划分标准》,水功能区分为水功能一级区和水功能二级区。水功能一级区分为保护区、缓冲区、开发利用区和保留区四类。水功能二级区在水功能一级区划定的开发利用区中划分,分为饮用水源区、工业用水区、农业用水区、渔业用水区、景观娱乐用水区、过渡区和排污控制区七类<sup>[1]</sup>。

### 1.2 文山州重点水功能区划分

根据《全国重要江河湖泊水功能区划(2011-2030)》,按照《云南省水功能区划》(2014年修订),文山州辖区内共划分一、二级重点水功能区34个,其中保护区7个、保留区13个、缓冲区6个、饮用水源区3个、农业用水区3个、景观娱乐用水区2个。具体见表1。

## 2 水功能区评价方法及评价结果

根据《GB3838-2002 地表水环境质量标准》,

评价项目27项<sup>[2]</sup>,采用单因子评价方法评价水质类别,按照均值法、频次法对水功能区进行全年达标评价。评价结果来源于云南省水环境监测中心文山分中心监测数据。

(1) 均值法:年均值达标评价水功能区,评价年度水质类别,并根据水功能区水质目标评价其达标状况;

(2) 频次法:频次达标评价水功能区,统计全年1~12月评价次数、达标次数,计算年度达标率,按照80%标准确定年度达标状况<sup>[3]</sup>。

### 2.1 按水期评价

按照均值法、频次法对水功能区进行全年、汛期、非汛期的全因子达标评价,全年文山州重点水功能区达标率为58.8%,汛期为50.0%,非汛期为67.6%。具体见表2。

### 2.2 按流域评价

文山州主要分为珠江、红河两大流域,对水功能区河流控制评价河长进行评价,功能区控制评价河段总长1473.9km,达标河长862.4km,达标率为58.5%。珠江流域水功能区16个,达标11个,达标率为68.8%,评价河长792.8km,达标河长489.1km,达标率为61.7%,主要超标因子为氨氮、挥发性酚、总磷;红河流域水功能区18个,达标9个,达标率为50.0%,评价河长681.1km,达标河长373.3km,达标率为54.8%,主要超标因子为氨氮、挥发性酚、总磷、溶解氧、五日生化需氧量。具体见表3。

表1 文山州重点水功能区一览表

序号	一级水功能区名称	二级水功能区名称	水功能区类型	水质目标
1	清水河丘北开发利用区	红旗水库饮用、农业用水区	饮用水源区	II
2	清水江砚山-丘北保留区		保留区	II
3	清水河丘北保留区		保留区	III
4	清水河丘北开发利用区	普者黑景观、农业用水区	景观娱乐用水区	III
5	清水江砚山源头水保护区		保护区	II
6	清水江滇桂缓冲区		缓冲区	II
7	西洋江广南保留区		保留区	III
8	驮娘江下游滇桂缓冲区		缓冲区	III
9	普厅河富宁保留区		保留区	III
10	西洋江广南源头水保护区		保护区	II
11	驮娘江广南源头水保护区		保护区	II
12	驮娘江上游滇桂缓冲区		缓冲区	III
13	普厅河富宁源头水保护区		保护区	II
14	普厅河(谷拉河)滇桂缓冲区		缓冲区	III
15	那马河富宁保留区		保留区	III
16	西洋江滇桂缓冲区		缓冲区	II
17	百南河(百都河)富宁保留区		保留区	II
18	百南河(百都河)滇桂缓冲区		缓冲区	II
19	盘龙河文山州-麻栗坡保留区		保留区	III
20	八布河西畴-麻栗坡保留区		保留区	II
21	普梅江砚山-西畴源头水保护区		保护区	II
22	普梅江西畴-富宁保留区		保留区	III
23	响水河马关保留区		保留区	III
24	响水河马关开发利用区	响水河马关农业、工业用水区	农业用水区	III
25	盘龙河蒙自-砚山源头水保护区		保护区	II
26	盘龙河砚山-文山州开发利用区	盘龙河砚山-文山州农业、工业用水区	农业用水区	II
27	盘龙河砚山-文山州开发利用区	盘龙河文山州饮用水源区	饮用水源区	II
28	盘龙河砚山-文山州开发利用区	盘龙河文山州景观、农业用水区	景观娱乐用水区	III
29	畴阳河西畴源头水保护区		保护区	II
30	畴阳河西畴-麻栗坡开发利用区	畴阳河西畴-麻栗坡农业、工业用水区	农业用水区	III
31	畴阳河麻栗坡保留区		保留区	II
32	迷福河马关保留区		保留区	II
33	斋河马关保留区		保留区	III
34	暮底河水库文山州开发利用区	暮底河水库文山州饮用、农业用水区	饮用水源区	II

表2 文山州重点水功能区按水期评价结果表

水期	水功能区评价 个数/个	水功能区达标 个数/个	水功能区达 标率/%	主要超标因子
全年	34	20	58.8	氨氮、挥发性酚、总磷
汛期	34	17	50.0	氨氮、挥发性酚、总磷
非汛期	34	23	67.6	氨氮、溶解氧、总磷

表3 文山州重点水功能区按流域控制河长评价结果表

流域	河流长度达标评价/(km)			水库蓄水量达标评价/(亿 m <sup>3</sup> )			主要超标因子
	评价河长	达标河长	河长达标比例/%	评价蓄水量	达标蓄水量	蓄水量达标比例/%	
南北盘江	5.5	5.5	100.0				
	163.6	25.5	15.6				
	36.0	36.0	100.0	5.40	5.40	100.0	
珠江	56.0	56.0	100.0				氨氮、挥发性酚、总磷
	122.1	0.0	0.0				
	288.1	288.1	100.0				
	121.5	78.0	64.2				
	小计	792.8	489.1	61.7	5.40	5.40	
西南诸河	79.6	0.0	0.0				氨氮、挥发性酚、总磷、溶解氧、五日生化需氧量、铁、锰
	399.3	340.2	85.2				
	10.0	0.0	0.0				
	9.3	0.0	0.0	5.7849	5.7849	100.0	
	154.9	33.1	21.4				
	28.0	0.0	0.0				
	小计	681.1	373.3	54.8	5.7849	5.7849	
合计	1473.9	862.4	58.5	11.1849	11.1849	100.0	

2.3 按水功能区评价

一级水功能区共26个，达标16个，达标率为61.5%，其中保护区达标率为14.3%、保留区达标率为84.6%、缓冲区达标率为66.7%，主要超标因子为氨氮、挥发性酚、总磷、溶解氧、五日生

化需氧量、铁、锰；二级水功能区共8个，达标4个，达标率为50.0%，其中饮用水源区达标率为66.7%，农业用水区达标率为33.3%，景观娱乐用水区达标率为50.0%，主要超标因子为氨氮、五日生化需氧量。具体见表4。

表4 文山州重点水功能区达标评价结果表

水功能区	个数达标评价/个			主要超标因子
	评价个数	达标个数	达标比例/%	
保护区	7	1	14.3	氨氮、挥发性酚、总磷
保留区	13	11	84.6	氨氮、挥发性酚、溶解氧
缓冲区	6	4	66.7	挥发性酚、溶解氧、五日生化需氧量
饮用水源区	3	2	66.7	铁、锰
工业用水区	0	0	0	
农业用水区	3	1	33.3	氨氮
渔业用水区	0	0	0	
景观娱乐用水区	2	1	50.0	氨氮、五日生化需氧量
过渡区	0	0	0	
排污控制区	0	0	0	
水功能区合计	34	20	58.8	氨氮、挥发性酚、总磷、溶解氧、五日生化需氧量、铁、锰

3 结果分析与措施

3.1 结果分析

(1) 汛期水功能区达标率仅为50.0%，超标因子主要为氨氮、总磷，分析主要原因为文山州重点水功能区控制范围内，周边多有农田或耕地，且无隔离带和防护栏，且各村镇均无污水处理设施，农

村居民生活废水、人畜粪便、垃圾废水随意排放，在汛期大量降水或灌溉过程中，泥沙、农药、各种废污水通过农田地表径流、农田排水和地下渗漏，进入河流而形成面源污染，对水功能区水质影响较为严重。

(2) 文山州红河流域水功能区较珠江流域水

功能区达标率低,超标因子主要为氨氮、挥发性酚、总磷、溶解氧、五日生化需氧量、铁、锰。原因分析为珠江流域内水功能区主要为保护区、保留区和缓冲区,属需进行保护和开发利用程度不高,需标准控制的水域,受生产生活等人类活动影响较小;而红河流域中包含6个开发利用区,且红河流域最大的干流盘龙河流经文山州州府政治、经济、文化中心文山市及其他4个县,水资源开发利用程度高,工业、农业、生活等城市点源污染较为严重,对水功能区水质影响较大。

(3)文山州重点水功能区以保留区达标率最高,其次为缓冲区和饮用水源区,保护区达标率最低。主要原因分析为文山州保留区区域内开发利用程度不高,农业生产方式比较落后,农村发展大部分还处于初级阶段,污染较小;保护区控制范围内代表断面多属城市饮用水源,距离城市中心较近,虽有政府及相关部门的管理和治理,但由于居民环保意识较弱,还经常有在水域周边洗衣、洗菜、烧烤、游泳等行为发生,不能满足规定的水质目标。

### 3.2 措施

#### 3.2.1 加强点、面源污水治理,提高环保意识

充分考虑水功能区的自然条件和水体自净能力,根据水功能区的地理位置、接纳水体水文条件等环境背景条件,提出因地制宜、经济实用的治理工艺。①面源污染的治理:采取合理的灌溉方式,强化施用无公害农药,减少化肥使用量,增施有机肥等措施。同时,大力提倡农村修建化粪池,消纳人畜粪便及生活污水,利用河道两侧现成的植被建设小型人工湿地,将污水引入净化后再排放到河流

中。②点源污染的治理:加强排污口的合理布局及入河排污量控制,通过人工湿地、前置库、库岸消落带生态修复、生态塘、生态浮床等工程,使污水达标排放。另外,大力开展环境宣传教育,提高居民环保意识,使其主动参与维护和保护水资源。

#### 3.2.2 提升监测能力,完善水功能区监控体系

实行水功能区监测全覆盖,增加水功能区监测频次及代表断面,及时了解水功能区水质变化及变化趋势,为科学管理水功能区提供技术依据和支撑基础。完善实验室仪器设备,加强实验室基础设施建设,提高连续检测和应急监测能力,加强检测人员技术培训,提高人员检测能力和结果分析能力。

#### 3.2.3 加强政府职能,健全管理机制

实行最严格的水资源管理制度,以“三条红线”、“四项制度”为标尺,定期对水功能区的水资源开发利用状况、水资源保护情况进行检查和考核,发现重点污染物排放总量超过控制指标的,或者水功能区水质未达到要求的,应当及时报告有关水行政主管部门;水行政主管部门根据监测结果定期或不定期对水功能区的水资源开发利用状况、水资源保护情况进行检查、抽查和考核,并及时向政府及社会公布结果。

#### 参考文献:

- [1] 云南省水利厅. 云南省水功能区划(2014年修订)[Z]. 2014.
- [2] 国家环境保护部总局. 地表水环境质量标准: GB3838-2002[S]. 2002.
- [3] 中华人民共和国水利部. 地表水资源质量评价技术规程: SL395-2007[S]. 2007.

## Analysis of the Water Quality Up - to - standard of the Key Water Function Zones in Wenshan

SHEN Jia - ji

(Wenshan Branch Bureau of Yunnan Hydrology and Water Resources, Wenshan Yunnan 663000, China)

**Abstract:** The water quality up - to - standard of the key water function zones in Wenshan was analyzed using averaging method and frequency method based on the water monitoring data in 2015. The results showed that the water quality up - to - standard rate was low in the rainy season. Generally, the rate of Honghe River basin was lower than that of Zhujiang River basin, which was also the lowest among all the key water function zones. The analysis disclosed the present status of water quality of water function zones, which has provided powerful basis for water management in Wenshan.

**Key words:** water function zones; up - to - standard assessment; countermeasures; Wenshan

# 洱海湿地植物不同组合配置对氮磷的去除效果研究

陈晓希<sup>1</sup>, 白晓华<sup>2</sup>

(1. 大理市洱海保护管理局, 云南 大理 671000; 2. 云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034)

**摘要:** 建立多种水生植物模拟控制实验, 揭示洱海湖滨大型水生植物组合在湿地中去除氮磷功能的差异: 纸莎草、再力花和芦苇与其他植物搭配组合对氮磷去除效果最佳; 美人蕉对水质的影响效果最不稳定, 但当美人蕉与其他植物搭配时, 却起到很好的水质影响效果。挺水植物可以较快地降低水体氮磷水平, 但是氮磷去除率与水体氮磷含量成正相关关系。

**关键词:** 湿地植物; 组合; 氮磷去除; 去除效果; 洱海

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0046-07

大型水生植物是水域生态系统中的初级生产者之一。水生植物在生长过程中可生产大量有机物质, 为水生动物提供直接或间接的饲料<sup>[1-3]</sup>, 同时吸收同化水体和底泥中的氮、磷等营养物质, 对降低水体营养水平、防止富营养化有重要的作用<sup>[4-5]</sup>。

近年来, 随着洱海保护治理工作的深入开展, 大理市在洱海重要入湖河口逐步实施和恢复了一系列湖滨湿地, 旨在通过构建湿地对入湖径流进行治理, 达到削减入湖污染负荷的目的<sup>[6-8]</sup>。

为优化湿地植物配置, 本文在洱海弥苴河口区湖滨带开展模拟控制实验, 以探讨不同水生植物组合的水质净化效果。控制试验分别加注洱海湖水和弥苴河水, 研究不同植物组合在不同氮磷水平下对不同形态氮、磷的去除效果。

## 1 实验方法

根据云南大理的气候特征和湖滨植物种类, 选择了15种水生植物: 再力花、香蒲、菖蒲、纸莎草、梭鱼草、茭白、千屈菜、水葱、美人蕉、旱伞草、鸢尾、芦苇、薄荷、灯心草和花叶芦竹。在弥苴河示范区附近开展植物组合水质实验, 比较各种植物组合对水体氮磷的影响。

室外培养实验植物组合各组植物构成如表1所示。

## 2 实验结果

### 2.1 不同植物组合对水体中氮的去除效果分析

#### 2.1.1 不同植物组合对总氮(TN)的去除

6月各植物组TN去除率差异较大, 加注弥苴河水试验组各组从17%~98%不等, 洱海水试验组各组在3%~93%(图1)。各植物组洱海水试验组和加注弥苴河水试验组均在7月达到较好的去除效果, 加注弥苴河水试验组中, 去除率达90%左右, 洱海水试验组达82%以上。8—10月, 弥苴河+植物试验组中, TN去除率呈逐月下降趋势。洱海水试验组去除率在8—10月变幅较小。

#### 2.1.2 不同植物组合对硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)的去除

加注弥苴河水试验组与洱海水试验组NO<sub>3</sub>-N的变化趋势基本相同(图2)。加注弥苴河水试验组在5—7月R1、R2、R8、R9和R14 5组去除率先降低后升高, 其余各组去除率逐月上升。洱海水试验组6—7月去除率均呈上升趋势。7月份各植物组对NO<sub>3</sub>-N去除率效果最好, 均可达90%左右。8月两组NO<sub>3</sub>-N去除率均显著下降, 加注弥苴河水试验组降至15%左右, 洱海水试验组降至0%~5%左右。9—10月NO<sub>3</sub>-N去除率又显著回升。10月份, 加注弥苴河水试验组NO<sub>3</sub>-N去除率达90%以上, 洱海水试验组之间略有差异, 去除率在35%~70%。

整体去除效果表现为: 加注弥苴河水试验组 > 洱海水试验组。

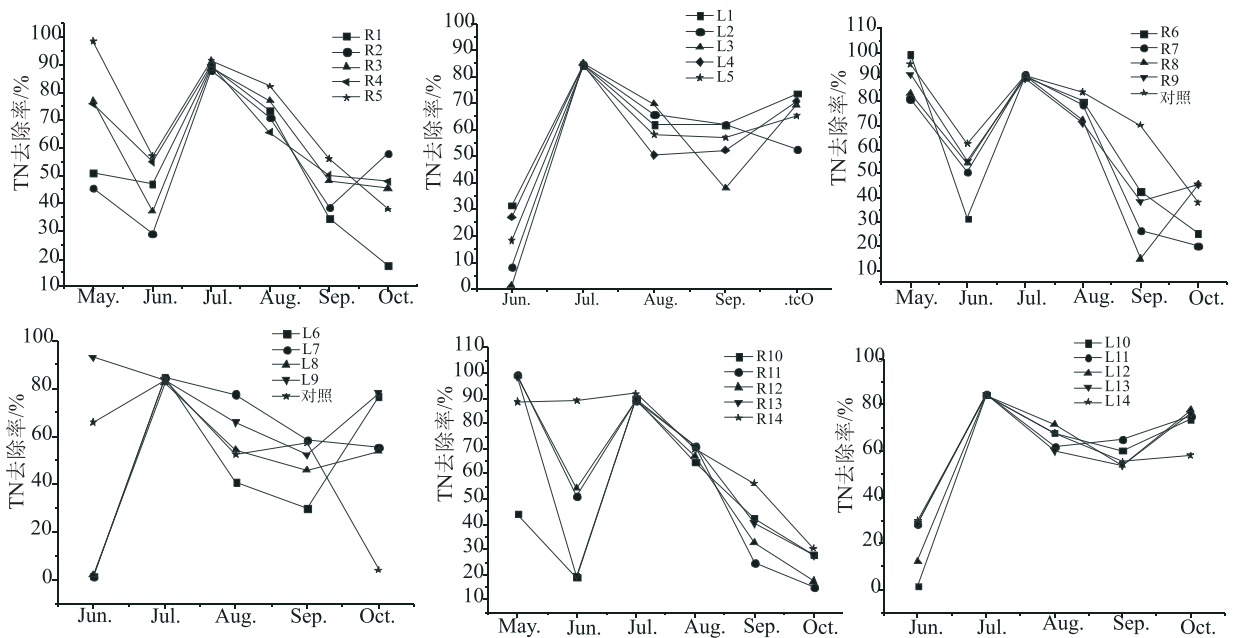
收稿日期: 2017-02-13

作者简介: 陈晓希(1984-), 女, 汉族, 云南大理人, 本科, 环境保护工程师, 主要从事湖泊生态学方面的研究。



表1 植物组合

序号	弥苴河组 (R)			洱海组 (L)		
1	梭鱼草	鸢尾	芦苇	梭鱼草	鸢尾	芦苇
2	梭鱼草	鸢尾	纸莎草	梭鱼草	鸢尾	纸莎草
3	纸莎草	鸢尾	菖蒲	纸莎草	鸢尾	菖蒲
4	灯心草	薄荷	菖蒲	灯心草	薄荷	菖蒲
5	灯心草	梭鱼草	再力花	灯心草	梭鱼草	再力花
6	茭白	香蒲	芦苇	旱伞	香蒲	芦苇
7	水葱	千屈菜	菖蒲	水葱	千屈菜	菖蒲
8	水葱	梭鱼草	茭白	水葱	梭鱼草	茭白
9	纸莎草	再力花	芦苇	纸莎草	再力花	芦苇
10	花叶芦竹	鸢尾	美人蕉	花叶芦竹	鸢尾	美人蕉
11	再力花	香蒲	美人蕉	再力花	香蒲	美人蕉
12	水葱	薄荷	美人蕉	水葱	薄荷	美人蕉
13	再力花	茭白	美人蕉	再力花	茭白	美人蕉
14	水葱	纸莎草	美人蕉	水葱	纸莎草	美人蕉



(R代表加注弥苴河水试验组, L代表洱海水试验组)

图1 不同植物组合TN变化

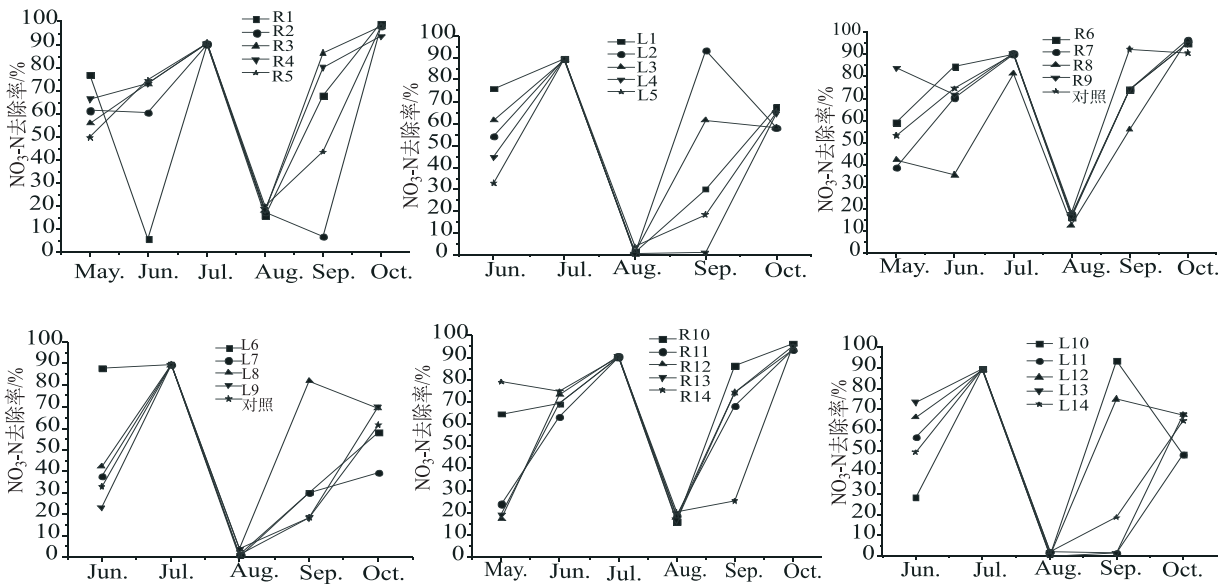
### 2.1.3 不同植物组合对氨态氮 (NH<sub>3</sub> - N) 的去除

各植物组两种 N、P 水平 NH<sub>3</sub> - N 去除效果差异较大 (图 3)。加注弥苴河水试验组 NH<sub>3</sub> - N 去除率在 5% ~ 80%，且不呈现明显的规律。洱海水试验组 NH<sub>3</sub> - N 去除率随时间呈较微弱的先降低后升高的趋势，去除率在 0% ~ 105%。

### 2.2 不同植物组合对水体中磷的去除效果分析

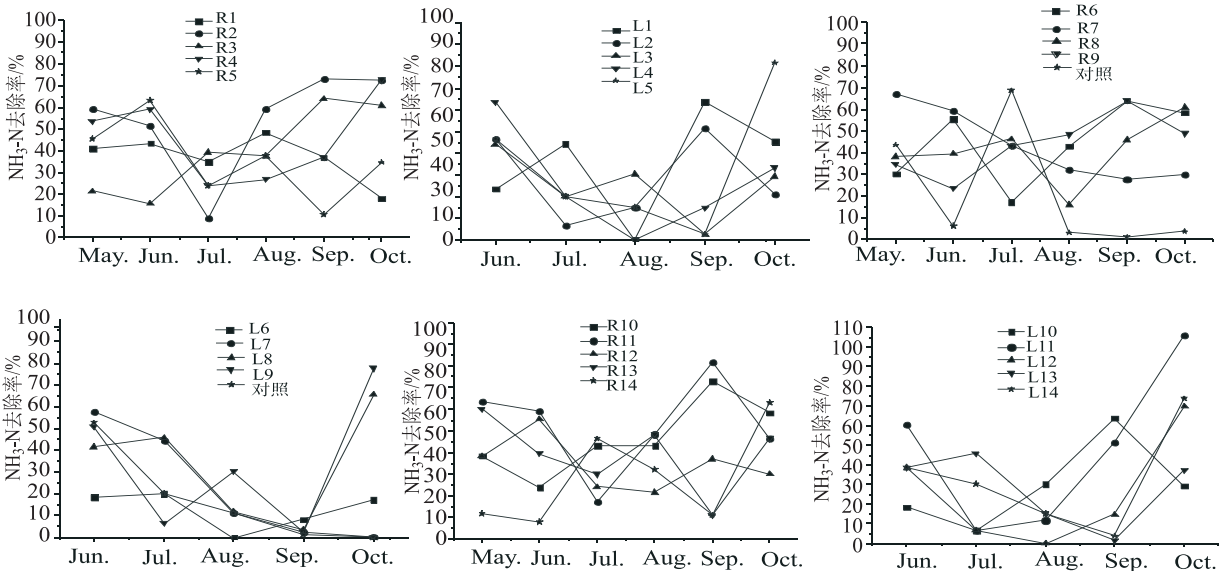
#### 2.2.1 不同植物组合对总磷 (TP) 的去除效果分析

加注弥苴河水试验组和洱海水试验组对 TP 的去除效果随时间变化趋势见图 4，去除率变化趋势基本一致，均有逐月上升的趋势。弥苴河水 + 植物试验组，对 TP 的去除范围在 5% ~ 85%，洱海水 + 植物试验组，TP 变化在 0% ~ 95%。



(R代表加注弥苴河水试验组, L代表洱海水试验组)

图2 不同植物组合NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N去除率



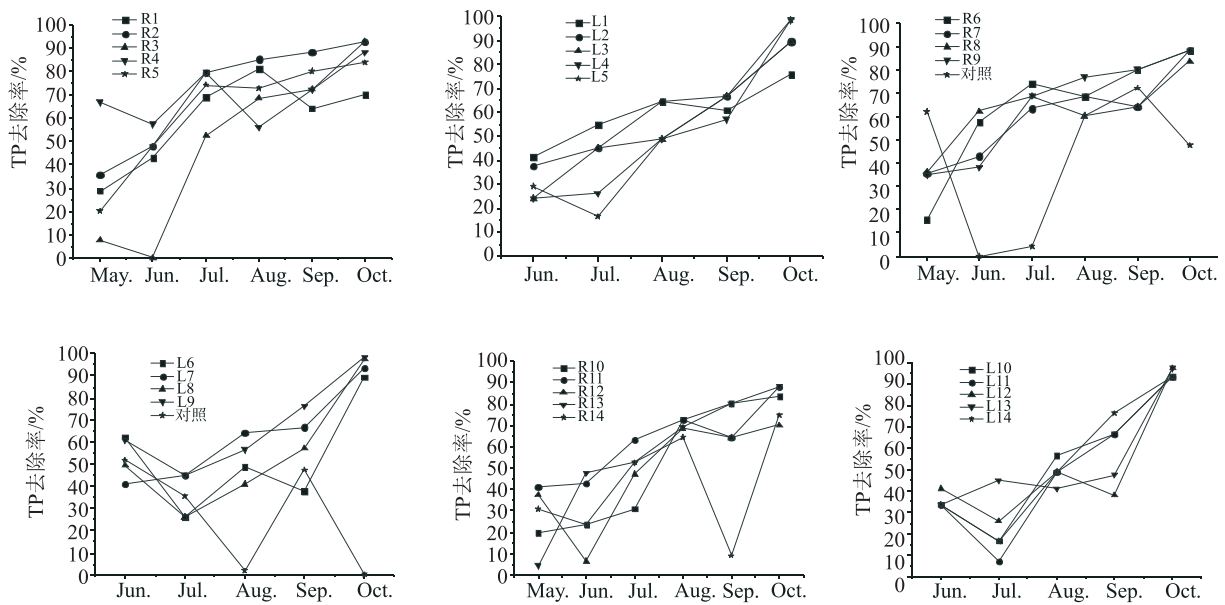
(R代表加注弥苴河水试验组, L代表洱海水试验组)

图3 不同植物组合NH<sub>3</sub>-N变化

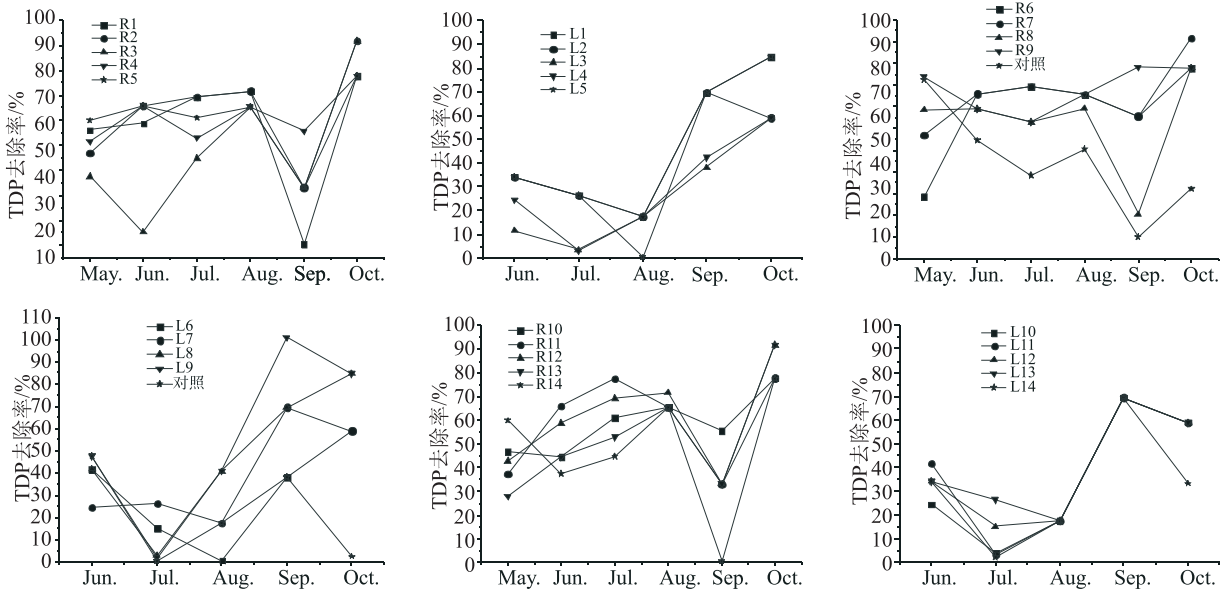
### 2.2.2 不同植物组合对总溶解性磷 (TDP) 的去除效果分析

各植物组 TDP 各月去除率变化差异较大 (图 5)。加注弥苴河水试验组的 R3、R8、R9 和 R14 试验组, 5—8 月去除率先降低后升高, 其他各植物组均逐月上升, TDP 去除率 8 月可达 60% 左右。9 月加注弥苴河水试验组中, R9 组去除率略有上

升, 其余各植物组均明显下降。10 月, 有植物组去除率回升幅度较大, 去除率达 70% 以上, 对照组去除率为 20%。有植物组 TDP 去除率优于对照组。洱海水试验组各组随时间推移, 去除率先降后升, 各试验组 9 月份 TDP 去除效果最好, 去除率在 30% ~ 98%。进入秋季 (10 月份) TDP 去除率略有下降。



(R代表加注弥苴河水试验组, L代表洱海水试验组)  
图4 不同植物组TP变化



(R代表加注弥苴河水试验组, L代表洱海水试验组)  
图5 不同植物组合TDP变化

### 2.3 各植物组合在不同进水条件下对 TN、TP 的去除效果分析

#### 2.3.1 各植物组合在不同进水条件下对 TN 的去除效果分析

洱海水中, TN 变化范围为 0.668 ~ 0.940 mg/L, 7 月 TN 浓度最大, 8 月有所降低, 9—10 月上升但幅度不大 (表 2)。弥苴河水体 TN 浓度逐月降低, 变化范围为 0.456 ~ 1.819 mg/L, 6—8 月弥苴河水体 TN 含量高于洱海水体, 9 月和 10 月洱海水 TN 含量高于弥苴河水。

表 2 试验植物组加注水的氮磷浓度 (mg/L)

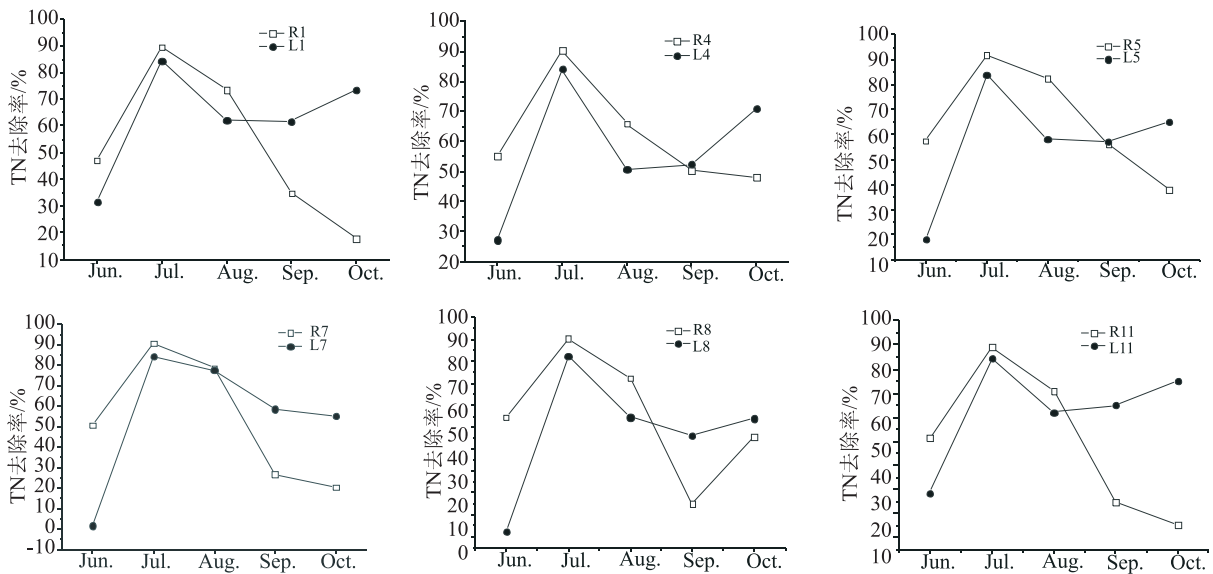
时间	TN		TP	
	洱海	弥苴河	洱海	弥苴河
6 月	0.917	1.819	0.049	0.097
7 月	0.940	1.206	0.050	0.087
8 月	0.668	1.006	0.060	0.113
9 月	0.709	0.568	0.049	0.058
10 月	0.812	0.456	0.115	0.104

洱海 TP 含量变化范围为 0.049 ~ 0.115mg/L,

6—8月TP含量比较接近但逐月略有上升,9月有所下降,10月显著升高。TP变化范围为0.058~0.113 mg/L,8月TP含量最高。相比较,6~9月弥苴河水体TP含量高于洱海水体,10月洱海TP含量较弥苴河略高。

图6和图7为弥苴河与洱海水+植物对TN去除效果的比较。所选6组植物组合TN去除率随时间变化趋势基本一致。加注弥苴河水试验组中,7月去除效果最好,除R8组外,其余各植物组TN去除率8—

10月持续降低,R8组10月去除率较9月略有上升。加注弥苴河水试验组TN去除率8—10月去除率变化趋势与水体TN浓度变化趋势较一致。洱海水试验组在7月去除效果最好,8—10月去除率先降低后升高。洱海水试验组TN去除率变化趋势与洱海水体TN浓度变化趋势相一致。6—8月,加注弥苴河水试验组各组去除率高于洱海水试验组,9月和10月洱海水试验组的TN去除率高于加注弥苴河水试验组。



(R代表加注弥苴河水试验组,L代表洱海水试验组)

图6 两种水源+植物组合下TN去除率

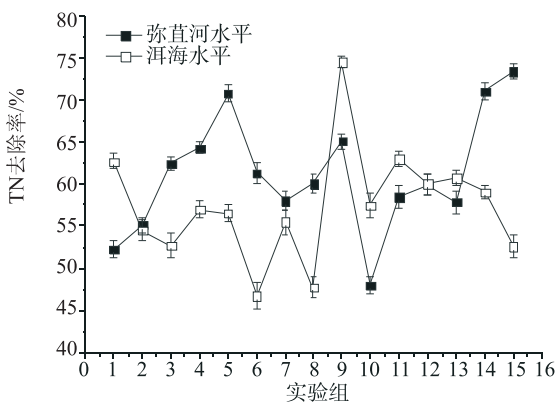


图7 不同植物组合平均TN去除效果(均值+标准误差)

### 2.3.2 各植物组合在不同进水条件下对TP的去除效果分析

弥苴河与洱海水试验组中,TP含量持续下降(图8、图9)。弥苴河R1组8月份下降幅度最大,其余各植物组均在10月份TP去除率达到最大。洱海水试验组中,TP去除率变化趋势与水体中TP浓度变化趋势较一致,水体TP浓度越高去除率越大。1、4、5、8 4组6—9月加注弥苴河

水试验组TP去除率高于洱海水试验组,10月低于洱海水试验组,与两种水体TP浓度变化趋势相一致。7和11两组6—8月TP去除率加注弥苴河水试验组高于洱海水试验组,9月和10月低于洱海水试验组。

### 3 讨论

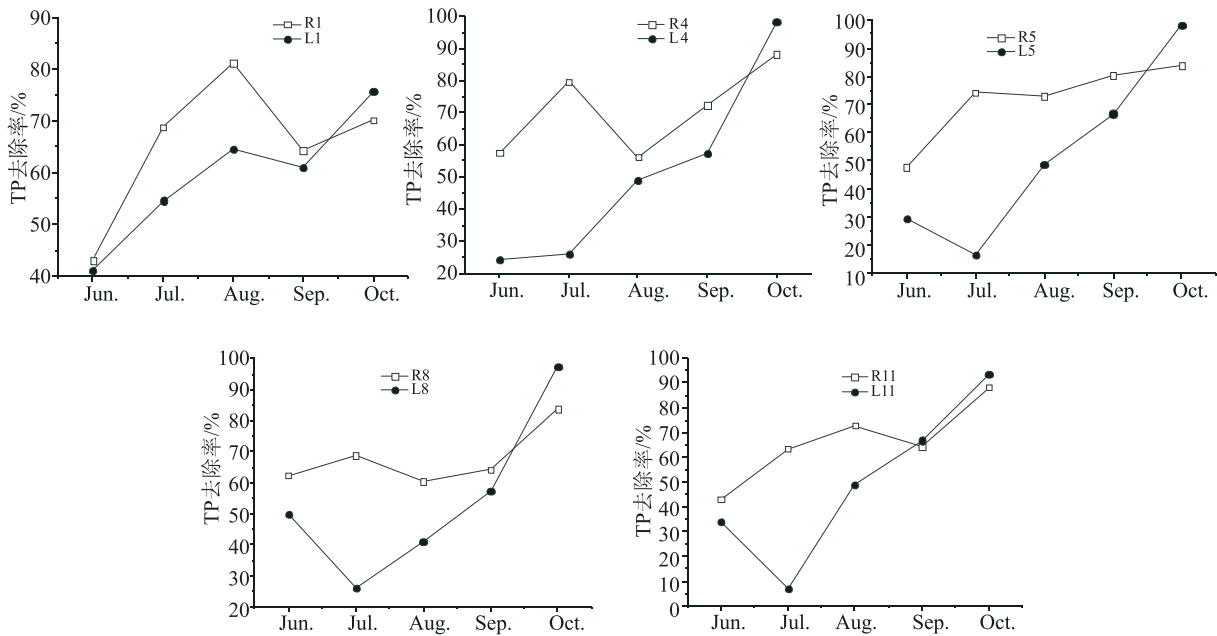
洱海组TN去除率排名前五位的分别是L9(纸莎草、再力花、芦苇)、L11(再力花、香蒲、美人蕉)、L1(梭鱼草、鸢尾、芦苇)、L13(再力花、茭白、美人蕉)、L12(水葱、薄荷、美人蕉)。TP去除率排名前五位的是L9(纸莎草、再力花、芦苇)、L7(水葱、千屈菜、菖蒲)、L2(梭鱼草、鸢尾、纸莎草)、L1(梭鱼草、鸢尾、芦苇)、L3(纸莎草、鸢尾、菖蒲)。可见,低氮磷浓度的水源下,美人蕉、梭鱼草、再力花、纸莎草和鸢尾在与其他植物组合时,对氮磷的去除效果较好。本研究中洱海水试验组对TN和TP处理效果均较好的是L1和L9两组。

加注弥苴河水试验组TN去除率从高到低依次

是：R14（水葱、纸莎草、美人蕉）、R5（灯心草、梭鱼草、再力花）、R9（纸莎草、再力花、芦苇）、R4（灯心草、薄荷、菖蒲）。TP去除率由高到低是：R2（梭鱼草、鸢尾、纸莎草）、R4（灯心草、薄荷、菖蒲）、R9（纸莎草、再力花、芦苇）、R6（茭白、香蒲、芦苇）、R5（灯心草、梭鱼草、再力花）。加注的水源中氮磷含量较高时，灯心草、梭鱼草、纸莎草和再力花在与其他植物配

合组成植物组合时对氮磷的去除效果较好。本研究中加注弥苴河水试验组对TN和TP处理效果均较好，特别是R4、R5和R9。

洱海水试验组与弥苴河水试验组各植物组去除效果相比，加注弥苴河水试验组去除效果相对稳定，且去除率相对较高。两种氮磷水平对比发现，氮磷去除率与水体氮磷含量成正相关关系。



(R代表加注弥苴河水试验组，L代表洱海水试验组)

图8 两种氮磷水平植物组合TP去除率

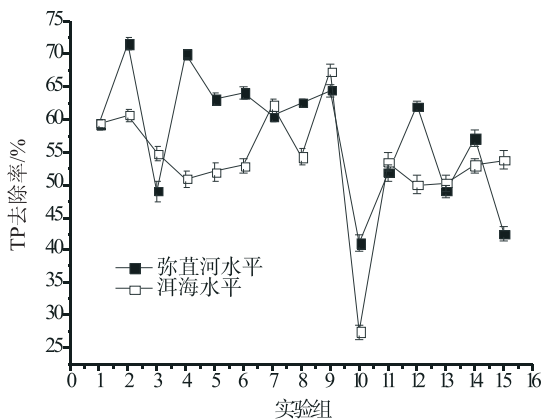


图9 不同植物组合平均TP去除效果 (均值+标准误差)

#### 4 结论

(1) 洱海和弥苴河两种氮磷水平下，纸莎草、再力花和芦苇与其他植物搭配组合时，对水质影响效果最为稳定，氮磷去除率最高。美人蕉对水质的影响效果最不稳定，但当美人蕉与其他植物搭配时，却有很好的水质影响效果。挺水植物可以较快

地降低水体氮磷水平。

(2) 洱海水试验组与加注弥苴河水试验组各植物组去除效果相比，加注弥苴河水试验组去除效果相对稳定，且去除率相对较高。两种氮磷水平对比发现，氮磷去除率与水体氮磷含量成正相关关系。本研究氮磷水平较低，所以从治理富营养化的角度来说，还需要考虑综合其他措施，同时要重视对大型水生植物的收获利用，减少因植物掉落腐烂引起的二次污染。

#### 参考文献:

- [1] 殷康前, 倪晋仁. 湿地研究综述 [J]. 生态学报, 1998, 18 (5): 539-546.
- [2] 张虎成, 田卫, 俞穆清, 等. 人工湿地生态系统污水净化研究进展 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5 (2): 11-14.
- [3] 张军, 周琪, 何蓉. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理 [J]. 生态环境, 2004, 13 (1): 98-101.
- [4] 吴建强, 黄沈发, 丁玲, 等. 人工湿地中的SND机理以及DO、pH对其的影响 [J]. 环境污染与防治, 2005, 6 (27): 476-478.
- [5] 潘继花, 何岩, 邓伟, 等. 湿地对水中磷素净化作用的研究进

- 展 [J]. 生态环境, 2004, 13 (1): 102 - 104, 108.
- [6] 李修岭, 李伟, 李夜光, 桂建平, 耿亚红, 胡鸿钧. 几种植物去除高度富营养化湖水中氮磷及抑藻效果的初步研究 [J]. 武汉植物学研究, 2005, 23 (1): 53 - 57.
- [7] 刘剑彤, 丘昌强, 陈珠金, 等. 复合生态系统工程中高效去除磷、氮植被植物的筛选研究 [J]. 水生生物学报, 1998, 22 (1): 1 - 8.
- [8] 由文辉, 刘淑媛, 钱晓燕. 水生经济植物净化受污染水体研究 [J]. 华东师范大学学报 (自然科学版), 2000, 3 (1): 99 - 102.

## Removal Effects of Nitrogen and Phosphorus on Wetland Plant Assemblages in Erhai Lake

CHEN Xiao - xi<sup>1</sup>, BAI Xiao - hua<sup>2</sup>

(1. Erhai Lake Conservation and Management Bureau of Dali, Dali Yunnan 671000, China)

**Abstract:** Removal effects of nitrogen and phosphorus on wetland plant assemblages were studied by the wetland plant experiments in Miju River, Erhai Lake. Papyrus, Hardy Canna, and Reed had the best removal effect of nitrogen and phosphorus. Canna had a poor result. However a better effect was appeared when Canna assorted with other plants. Emergent plants could remove nitrogen and phosphorus rapidly. But their removal effects of nitrogen and phosphorus were positively correlated with the concentrations of nitrogen and phosphorus.

**Key words:** wetland Plant; combination; removal effects; nitrogen and phosphorus; Erhai Lake



# 抚仙湖大型水生植物现状及其变化趋势分析

赵海光, 孔德平, 范亦农, 谭志卫

(云南省环境科学研究院, 云南省高原湖泊流域污染过程与管理重点实验室, 云南 昆明 650034)

**摘要:** 2014年12月和2015年4月对抚仙湖水生植物进行了调查。共采集到大型水生植物22种。大型水生植物在抚仙湖沿岸浅水区均有不同程度的分布, 主要分布在北岸、南岸、河口以及湖湾。优势种为轮藻类植物、穗状狐尾藻、苦草和篦齿眼子菜; 根据优势种及组成特征, 可将大型水生植物群落分为10个类型。2015年4月全湖大型水生植物分布区面积约为506.51 hm<sup>2</sup>, 占湖泊总面积的2.37%; 资源现存量约为1.30万 t·FW, 平均生物量为2999.2 g/m<sup>2</sup>·FW。与之前的报道相比, 抚仙湖湖滨带大型水生植物的分布范围显著增加。

**关键词:** 大型水生植物; 现状; 变化趋势; 抚仙湖

**中图分类号:** X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0053-06

## 0 引言

抚仙湖是中国最大的深水型淡水湖泊, 为珠江源头第一大湖, 属南盘江水系, 位于云南省玉溪市澄江、江川、华宁三县之间, 距昆明市60km。抚仙湖是一个南北向的断层溶蚀湖泊, 形如倒置葫芦状, 两端大。湖面海拔高度为1722.5m, 湖面积216.6 km<sup>2</sup>, 湖容积为206.2亿 m<sup>3</sup>, 湖水平均深度95.2m, 最深处有158.9m。湖容量占云南九大高原湖泊总蓄水量的72.8%, 占全国淡水湖泊蓄水量的9.16%<sup>[1]</sup>。抚仙湖水体透明度一般为5 m, 有的可达7~8 m。由于湖水深风浪大、湖岸较陡、湖滨缓冲带较窄以及底质以砾石砂石为主, 导致挺水植物和浮叶植物不易在湖中生长<sup>[2,3]</sup>。在湖面水线范围内, 均未发现有大型的挺水植物生长, 因此, 抚仙湖是属于沉水植物生长类型的湖泊。

大型水生植物是生活在水体当中的维管束植物和大型藻类的总称, 它包括水生蕨类、藻类植物和水生被子植物(挺水型、浮水型和沉水型植物)。水生蕨类和被子植物均有由韧皮部和木质部组成的维管系统, 韧皮部和木质部分别担任有

肌物和水分的输送, 维管束植物是植物界的高级类群, 它们中的大多数有根、茎、叶的分化<sup>[4]</sup>。轮藻类植物有类似根、茎、叶的分化, 植株一般高15~30 cm, 有的高达3 m, 一般呈绿色、灰绿色或褐绿色, 表面常覆盖有大量钙质, 属于大型沉水植物<sup>[5]</sup>。

根据文献记载, 抚仙湖到目前为止共记录有水生植物22种, 隶属13科16属, 其中沉水植物13种, 漂浮植物3种, 其它为湿生杂草。关于抚仙湖大型水生植物, 最早调查是在20世纪50年代, 但仅提及在除海口出湖河道以及在牛魔湾和明星乡沿岸有一些水生植物, 其它地方水生植物较少, 且未具体列出抚仙湖植物种类及数目<sup>[6]</sup>。同样, 李恒在20世纪70年代末调查时, 也仅提及抚仙湖7种水生植物群落类型<sup>[7]</sup>。戴全裕在前人工作的基础上, 于20世纪80年代初期对抚仙湖水生植被进行调查, 首次记录水生植物的种类, 共采集到19种, 其中沉水植物10种, 漂浮植物3种, 其它为湿生杂草, 并对水生植物的分布、现存量等状况进行说明<sup>[8,9]</sup>。21世纪初, 研究人员陆续研究了抚仙湖的水生植物种类、群落类型、时空分布格局以及资源量等, 对抚仙湖水生植物进行了系统的分析<sup>[5,10,11]</sup>。

近年来, 由于人类活动的影响与自然环境条件的变化, 抚仙湖水体中营养物质逐年增加, 富营养化指数持续升高, 透明度出现下降, 表明抚仙湖优良的生态系统已渐渐处于失衡的状态<sup>[2,12]</sup>, 大型水生植被随之会发生一定的变化。

收稿日期: 2016-12-30

基金项目: 云南省科技厅项目“阳宗海流域生态安全调查与评估”, 入湖河流河口滞洪调蓄及氮磷负荷再削减生态技术集成研究与工程示范(2012ZX07102002-02-03), 云南省环境保护厅生物多样性保护专项项目“泸沽湖、洱海、抚仙湖三大高原湖泊生态调查与评估”。

作者简介: 赵海光(1981-), 男, 山东临沂人, 副研究员, 主要从事湖泊水生态研究。



因此,本文于2014年12月和2015年4月对抚仙湖大型水生植物进行采样,并结合历史文献记录数据进行分析,旨在揭示抚仙湖大型水生植物种类、群落的发展趋势,为维护抚仙湖生态系统的稳定性及安全性、了解该湖生态系统结构变化提供基础资料。

## 1 研究地点与方法

### 1.1 野外调查时间

分别于2014年12月和2015年4月对抚仙湖湖滨带进行了两次大型水生植物调查,其中一次做断面调查(2015年4月),另外一次做点样调查(2014年12月)。

### 1.2 采样点设置

根据抚仙湖的水动力学条件和出、入湖河流情况以及湖湾的位置,分区对湖泊进行调查并设置采样点,在隔河、牛摩、立昌、路歧、新河口、海口、居乐、海边等设置9个采样断面对沉水植物群落结构进行详细采样、分析,具体采样点(或采样断面)见图1。每个断面视沉水植物的分布梯度由岸边垂直向湖中设若干采样点,直至找到深水植物分布的外界,并记录水深。每个样点用GARMIN-II型GPS记录经纬度坐标。

### 1.3 研究内容与方法

详细记录各种沉水植物的分布情况和周边环境特征等,目测法估算盖度。在每个样点,挺水和浮叶植物样方面积一般采用 $1 \times 1 \text{ m}^2$ ,植株稀疏群落( $< 100 \text{ 株}/\text{m}^2$ )采用 $2 \times 2 \text{ m}^2$ ,植株密度大( $> 100 \text{ 株}/\text{m}^2$ )采用 $0.5 \times 0.5 \text{ m}^2$ 样方;沉水植物用 $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ 大型底栖生物采样器视情况采2~3次,将采上来的全部植物及时冲洗干净,按种类分开,称量鲜重,计算生物量。

植物种类的鉴定参考有关文献<sup>[13,14]</sup>。根据沉水植物的分布界限和GPS数据,在已有的抚仙湖遥感影像地图上确定分布区域,分区计算沉水植物的分布面积和生物量,并对抚仙湖大型水生植物的多样性进行评估。

物种优势度根据频度和生物量来确定<sup>[5]</sup>:

$$\text{优势度 (DV)} = (\text{相对频度} + \text{相对生物量}) / 2 \times 100\%$$

$$\text{相对频度 (RF)} = \text{该物种的频度} / \text{所有物种频度之和} \times 100\%$$

$$\text{相对生物量 (RB)} = \text{该物种的生物量} / \text{所有物种生物量之和} \times 100\%$$

$$\text{频度 (F)} = \text{某物种出现的样本数} / \text{样本总数}$$

$\times 100\%$

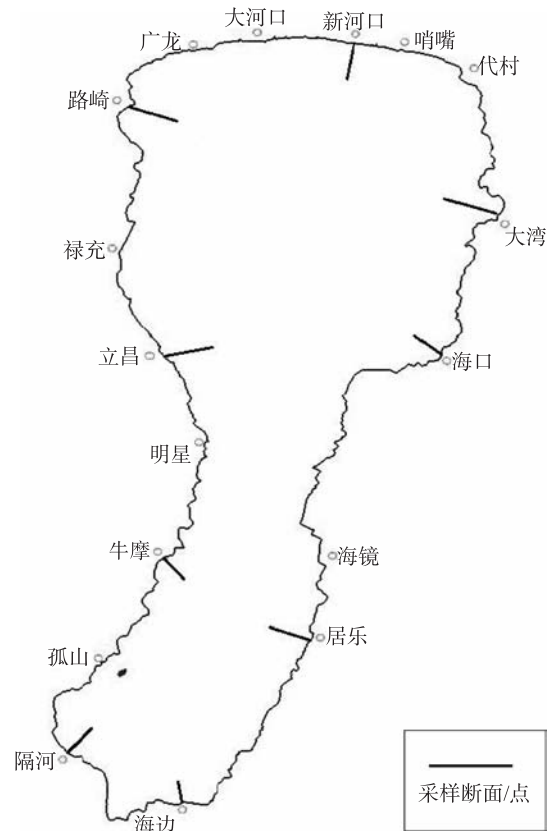


图1 抚仙湖水生植物采集样点分布图

## 2 调查结果

### 2.1 抚仙湖滨带大型水生植物组成

2014年12月和2015年4月水生植物调查结果表明,抚仙湖水陆交错带大型水生植物较为丰富,共计22种,隶属11科(见表1),其中包括单子叶植物18种,占81.82%;双子叶植物2种,占9.09%;轮藻科植物2种。按照水生植物的生活型,挺水植物为9种,占40.91%,分属于禾本科、莎草科等5科;浮叶植物1种,占4.55%,为睡莲科植物;沉水植物12种,占54.55%,分属于轮藻科、眼子菜科和水鳖科等5科。

### 2.2 水生植物生物量及分布范围

水生植物定量定样共采集了9个断面/点(具体采样位置见图1),共计采集37个样方,其中2014年11月有14个样方,2015年4月有23个样方。各样方生物量在 $115.6 \sim 7036.0 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{FW}$ ,平均值为 $2561.7 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{FW}$ ,其中2014年12月各样方生物量在 $115.6 \sim 4443.6 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{FW}$ ,平均值为 $1842.8 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{FW}$ ;2015年4月各样方生物量在 $226.5 \sim 7036.0 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{FW}$ ,平均值为

2999.2 g/m<sup>2</sup> · FW。其中以分布最深的轮藻类的单位面积生物量最大,最高值可达 7036.0 g/m<sup>2</sup> · FW。经分区计算,抚仙湖大型水生植被现存量约为 1.30 万 t · FW。

表 1 抚仙湖大型水生植物名录

序号	中文名	拉丁名	所属科	生活型
1	穿叶眼子菜	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	眼子菜科	沉水
2	篦齿眼子菜	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	眼子菜科	沉水
3	竹叶眼子菜	<i>Potamogeton malaianus</i> Miq.	眼子菜科	沉水
4	菹草	<i>Potamogeton crispus</i> L.	眼子菜科	沉水
5	微齿眼子菜	<i>Potamogeton maackianus</i> A. Benn.	眼子菜科	沉水
6	伊乐藻	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	水鳖科	沉水
7	苦草	<i>Vallisneria spiralis</i> (L.) H. Hara	水鳖科	沉水
8	黑藻	<i>Hydrilla verticillata</i> (L. f.) Royle	水鳖科	沉水
9	穗状狐尾藻	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	小二仙草科	沉水
10	金鱼藻	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	金鱼藻科	沉水
11	轮藻	<i>Chara</i> spp.	轮藻科	沉水
12	丽藻	<i>Nitella</i> spp.	轮藻科	沉水
13	睡莲	<i>Nymphaea tetragona</i> Georgi	睡莲科	浮叶
14	美人蕉	<i>Canna indica</i> L.	美人蕉科	挺水
15	芦苇	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	禾本科	挺水
16	稗	<i>Echinochloa crusgalli</i> L.	禾本科	挺水
17	象草	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	禾本科	挺水
18	水蓼	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	蓼科	挺水
19	香蒲	<i>Typha orientalis</i> C. Presl.	香蒲科	挺水
20	旱伞草	<i>Cyperus alternifolius</i> L.	莎草科	挺水
21	球穗莎草	<i>Cyperus glomeratus</i> L.	莎草科	挺水
22	水莎草	<i>Juncellus serotinus</i> Rottb.	莎草科	挺水

抚仙湖水生植物沿湖岸基本呈带状分布,尤其是在湖南部、北部河口及较平坦的湖湾,沉水植物分布较广,生物量也较大;东西两岸较陡峭,水生植物分布较少。抚仙湖水生植物分布面积约为 506.51 hm<sup>2</sup>,占湖泊总面积的 2.37%。从三大类植物群落类型来看,抚仙湖几乎没有挺水、浮叶植物群落的分布,沉水植物群落占据绝对优势。抚仙湖

水生植被分布状况见表 2,分布最广为轮藻类植物,面积约为 327.48 hm<sup>2</sup>,占水生植物分布面积的 64.66%;其次为狐尾藻,面积约为 119.14 hm<sup>2</sup>,比例为 23.52%;再次为篦齿眼子菜,分布面积为 39.25 hm<sup>2</sup>,所占比例为 7.75%;其它种水生植物分布面积及所占比例较小。抚仙湖水生植被分布状况见表 2。

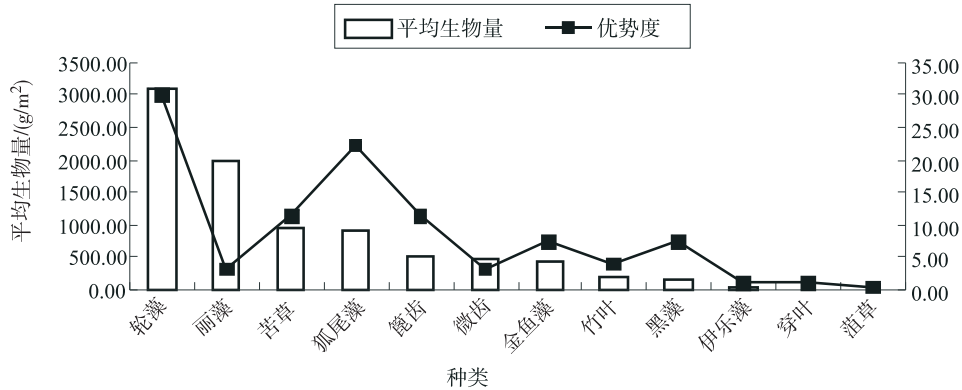
表 2 抚仙湖主要水生植被分布概况

类型	群落	分布面积/hm <sup>2</sup>	所占比例/%
沉水	篦齿眼子菜	39.25	7.75
	竹叶眼子菜	0.31	0.06
	黑藻 + 穗状狐尾藻 + 竹叶眼子菜	0.48	0.09
	金鱼藻	5.25	1.04
	轮藻类植物	327.48	64.66
	穗状狐尾藻	119.14	23.52
	苦草	14.59	2.88
	总计	506.51	100

### 2.3 优势种群

从优势度曲线可以看出(图2),抚仙湖沉水植物优势种为轮藻、穗状狐尾藻、苦草、篦齿眼子菜和金鱼藻,其优势度分别为30.05%、22.28%、

11.36%、11.32%和7.49%。单从生物量看,轮藻和丽藻的平均生物量较大,苦草和穗状狐尾藻平均生物量相近,竹叶眼子菜、黑藻、穿眼子菜的较小,菹草的最小。



轮藻=轮藻未定种, 丽藻=丽藻未定种, 狐尾藻=穗状狐尾藻, 篦齿=篦齿眼子菜, 微齿=微齿眼子菜, 竹叶=竹叶眼子菜, 穿叶=穿眼子菜

图2 抚仙湖各种沉水植物平均生物量和优势度

### 2.4 生物多样性评估

抚仙湖大型水生植物的生物多样性采用 Margalef 丰富度指数 (Margalef's richness index) 进行评价<sup>[15]</sup>, 它表示一个群落或环境中物种数目的多寡, 亦表示生物群聚 (或样品) 中种类丰富程度的指数。公式为:  $D = (S - 1) / \ln(N)$ , 式中  $S$  为群落中物种数目,  $N$  为观察到的个体总数。

经计算, 抚仙湖 (沉水植物) 的 Margalef 丰富度指数  $D$  为 1.19。

### 2.5 主要的水生植物群落

由于抚仙湖湖床崎岖不平且较陡, 其水生植被结构以沉水植物为主, 仅有少量的挺水植物生长于湖边。主要的水生植物群落如下:

#### (1) 轮藻类植物群落

轮藻类植物, 是抚仙湖中分布最深的水生植物, 一般可达 7.0 ~ 8.0 m 左右, 最深为 12.0 m, 该群落常常形成单优势种, 也可与其它水生植物伴生, 如穗状狐尾藻、黑藻、金钱藻。该类植物生物量在抚仙湖中是最大的。海口、路歧、立昌、海镜、隔河口、牛摩均有生长分布。

#### (2) 穗状狐尾藻群落

本群落植物分布范围较广且面积较大, 在所调查的断面中, 几乎均有穗状狐尾藻的分布, 常形成单优群落, 与其它的水生植物群落镶嵌出现; 与其它水生植物如黑藻、篦齿眼子菜、竹叶眼子菜、苦草、金鱼藻、轮藻等伴生, 分布水深为 0.8 ~ 3.0 m 左右。

#### (3) 篦齿眼子菜群落

在大湾、牛摩、东大河口、新河口等地呈明显的带状分布, 伴生少量穗状狐尾藻、竹叶眼子菜、黑藻、轮藻和苦草等, 分布水深为 3.0 ~ 5.0 m。

#### (4) 苦草群落

主要分布在海口、居乐、牛摩、尖山、立昌等地, 伴生穗状狐尾藻、篦齿眼子菜等, 分布水深主要为 2.0 ~ 5.0 m。

#### (5) 金鱼藻群落

主要分布在隔河口、东大河口、新河口等地, 一般分布水深 4.0 ~ 6.0 m, 伴生黑藻、穗状狐尾藻、微齿眼子菜等。

#### (6) 微齿眼子菜群落

该植物群落在抚仙湖内分布较少, 仅见于个别湖湾中, 分布水深为 1.0 ~ 3.0 m 左右, 其伴生种类较多, 如穗状狐尾藻、金鱼藻、伊乐藻等。

#### (7) 黑藻 + 穗状狐尾藻 + 竹叶眼子菜群落

该类型的植物群落在抚仙湖内分布较少, 仅见于路歧, 分布水深为 3.0 ~ 5.0 m 左右, 其它伴生种类有苦草等。

#### (8) 苦草 + 穗状狐尾藻群落

该类型的植物群落在抚仙湖内分布较少, 仅见于居乐、立昌, 分布水深为 2.5 ~ 5.0 m 左右, 其它伴生种类有竹叶眼子菜、篦齿眼子菜等。

#### (9) 竹叶眼子菜群落

该群落主要在北部湖区分布, 分部水深可达 1.0 ~ 3.0 m, 伴生穗状狐尾藻等其它沉水植物。

### (10) 芦苇群落

该植物在抚仙湖分布较少, 主要分布在北岸, 多为人工种植, 呈斑块状分布。

## 3 讨论

### 3.1 种类变化

戴全裕等采集到的水生植物种类有 19 种, 隶属于 12 科 15 属, 其中沉水植物 10 种, 漂浮植物 3 种, 其它属于湿生杂草<sup>[8,9]</sup>。另外有轮藻群落的分布<sup>[10]</sup>。熊飞等对抚仙湖沉水植物的调查研究中, 共采集到沉水植物 12 种, 其中轮藻植物有 2 种, 其余种类均为水生维管束植物, 无挺水或浮叶植物, 且新增微齿眼子菜、轮藻和丽藻 3 种, 但未发现小眼子菜<sup>[5,10]</sup>。在本次调查中共采集到 22 种水生植物, 其中沉水植物 12 种, 挺水植物 9 种, 浮叶植物 1 种, 沉水植物的种类与 2005 年的植物调查没有变化。新记录的挺水植物、浮叶植物主要集中于北部湖岸建设的人工湿地及湖岸边, 基本上为人工引种。

### 3.2 群落结构变化

熊飞等于 2005 年调查时发现沉水植物群落类型共计 11 种。沉水植物黑藻群落为全湖普遍分布, 是抚仙湖第一优势群落, 其次为穗状狐尾藻群落, 再次为篦齿眼子菜群落<sup>[5,10]</sup>。

此次的调查发现, 水生植物群落类型为 10 种 (其中沉水植物群落类型 9 种), 总体上, 群落类型没有发生明显变化。然而, 抚仙湖的水生植物群落在结构组成上发生了重大变化。轮藻类植物群落是抚仙湖第一优势群落, 是全湖分布面积最大、最深的一类, 在南北岸的平缓地带普遍分布, 常伴生金鱼藻、黑藻和苦草等其它水生植物, 其生物量在  $1.5 \sim 7036.4 \text{ g/m}^2 \cdot \text{FW}$ , 平均生物量为  $3071.2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{FW}$ ; 其次为穗状狐尾藻 (每个调查样点均有穗状狐尾藻的分布), 再次为苦草和篦齿眼子菜群落。群落主要由耐污性较强的水生植物种类组成。

### 3.3 水生植物生物量及分布范围变化

据报道, 早在 20 世纪 50 年代, 抚仙湖除海口有大量的水草 (以苦草为主, 并伴生眼子菜、聚草、黑藻等), 以及在牛魔湾和明星乡沿岸有少量水草, 其它沿岸带底质为砂质, 水草极少<sup>[6]</sup>。之后, 戴全裕报道抚仙湖水生植物的分布面积约  $20 \text{ hm}^2$  (300 亩), 占全湖面积的 0.01%, 生物量为 400t (鲜重), 主要分布于湖南岸、湖湾<sup>[8,9]</sup>。熊飞和夏天翔等调查发现沉水植物主要分布在南岸、河口及湖湾中, 其中以河口型和湖湾中植物分

布较多, 分布区内平均水深为 4.27 m, 全湖沉水植物分布区面积  $318.8 \text{ hm}^2$ , 资源量 1.95 万 t, 单位面积生物量最高值为  $15200 \text{ g/m}^2$  (轮藻植物群落), 平均生物量为  $6118 \text{ g/m}^2$ <sup>[5,10,11]</sup>。本次调查中, 水生植物也主要分布于北部、南部河口及湖湾中, 水生植物分布面积约为  $548.74 \text{ hm}^2$ , 占全湖面积的 2.57%, 现存资源量约为 1.41 万 t (鲜重), 单位面积生物量最高值为  $7036.4 \text{ g/m}^2 \cdot \text{FW}$ , 平均生物量平均值为  $2999.2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{FW}$ 。总体上, 抚仙湖水生植物的分布范围及位置相对稳定, 无明显的变化。相比之前的报道, 水生植物分布面积有所增加, 单位面积生物量、平均生物量和现存资源量反而是减少的, 这可能与采样的季节不同有关, 不具有可比性。

## 4 结论

(1) 本次调查发现, 抚仙湖大型水生植物有 11 科 22 种, 以种子植物为主体; 以沉水植物为主, 多达 12 种, 轮藻、丽藻、黑藻、穗状狐尾藻、金鱼藻、苦草、微齿眼子菜、篦齿眼子菜等, 均为云南常见物种; 沉水植物只分布在水深为 0 ~ 12 m 的范围内; 沉水植物在抚仙湖中分布最广, 占水生植物总分布面积的 90% 以上; 挺水植物及浮叶植物分布较少, 多为修复湖滨湿地的人工引入种。

(2) 抚仙湖优势种为轮藻、穗状狐尾藻、苦草和篦齿眼子菜; 根据优势种及组成特征, 可将大型水生植物群落分为 10 个类型。

(3) 抚仙湖水生植物分布面积约为  $506.51 \text{ hm}^2$ , 占湖泊总面积的 2.37%, 分布面积显著增加。

(4) 抚仙湖的重要水生植物群落和优势物种均发生重大变化, 群落组成正向耐污性较强的种类方向演替, 进一步表明抚仙湖优良的生态系统在渐渐失衡, 其生态系统面临退化的威胁。

### 参考文献:

- [1] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 抚仙湖 [M]. 北京: 海洋出版社, 1990.
- [2] 侯长定. 抚仙湖富营养化现状趋势及其原因分析 [J]. 云南环境科学, 2001, 20 (3): 39-41.
- [3] 李荫玺, 刘红, 陆娅, 等. 抚仙湖富营养化初探 [J]. 湖泊科学, 2003, 15 (3): 285-288.
- [4] Robert G W. Limnology third edition (Lake and River Ecosystem) [M]. New York: CBS College Publishing, 1997.
- [5] 熊飞, 刘红艳, 董元火, 等. 抚仙湖轮藻植物的时空格局 [J]. 江汉大学学报 (自然科学版), 2011, 39 (3): 102-107.
- [6] 黎尚豪, 俞敏娟, 李光正, 等. 云南高原湖泊调查 [J]. 海洋与湖沼, 1963, 5 (2): 87-114.

- [7] 李恒. 云南高原湖泊水生植被研究 [J]. 云南植物研究, 1980, 2 (2): 113 - 141.
- [8] 戴全裕, 高礼存, 誇大栋. 云南抚仙湖的水生植被及其微量元素 [J]. 海洋湖沼通报, 1983, (1): 52 - 58.
- [9] 戴全裕. 云南抚仙湖、洱海、滇池水生植被的生态特征 [J]. 生态学报, 1985, 5 (4): 324 - 335.
- [10] 熊飞, 李文朝, 潘继征, 等. 云南抚仙湖沉水植物分布及群落结构特征 [J]. 云南植物研究, 2006, 28 (3): 277 - 282.
- [11] 夏天翔, 李文朝, 熊飞. 抚仙湖不同类型岸带沉水植物分布及水体氮磷特征 [J]. 生态学杂志, 2007, 26 (6): 846 - 852.
- [12] 王林, 唐金焰, 刘宇, 等. 抚仙湖生态环境脆弱性分析研究 [J]. 湖北农业科学, 2012, 51 (14): 2968 - 2970, 2975.
- [13] 中国科学院武汉植物研究所. 中国水生维管束植物图谱 [M]. 武汉: 湖北人民出版社, 1983.
- [14] 韩茂森, 束蕴芳. 中国淡水生物图谱 [M]. 北京: 海洋出版社, 1995.
- [15] 厉恩华, 王学雷, 蔡晓斌, 等. 洱海湖滨带植被特征及其影响因素分析 [J]. 湖泊科学, 2011, 23 (5): 738 - 746.

## Current Status of Macrophyte and Analysis of Its Variation Trend in Fuxian Lake

ZHAO Hai - guang, KONG De - ping, FAN Yi - nong, TAN Zhi - wei

(Yunnan Institute of Environmental Science, Yunnan Key Laboratory of Pollution Process and Management of Plateau Lake Watershed, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** Field surveys for aquatic macrophytes in lakeside zone of Fuxian Lake were carried out in December, 2014 and April, 2015. Twenty - two species of aquatic macrophytes were collected. They distributed differently in the shallow water areas along the lakeshore, majorly in the north and south lakeshore, river estuaries, and lake bends. The dominant species were Characeae, *Myriophyllum spicatum* L., *Vallisneria spiralis* (Lour.) H. Hara, and *Potamogeton pectinatus* L. The aquatic macrophyte communities were divided into 10 types according to the dominant species and their composition characteristics. In April, 2015, the distribution area of aquatic macrophytes in lakeside zone of the lake was 506.51 hm<sup>2</sup>, accounting for about 2.37%. The resources quantity was 13000 t · FW and the average biomass was 2999.2 g/m<sup>2</sup> · FW. Compared with the past survey, the distribution area of aquatic macrophytes in lakeside zone of Fuxian Lake has increased obviously.

**Key words:** aquatic macrophyte; current status; variation; Fuxian Lake

# 基于 ArcGIS 的牛栏江—滇池补水工程对滇池水环境改善效果分析

蔡文静, 汪涛

(云南省水文水资源局, 云南昆明 650106)

**摘要:** 利用 2009—2015 年滇池水质监测资料, 结合 ArcGIS 空间插值方法, 分析评价牛栏江—滇池补水工程对滇池水环境改善效果。结果表明: 牛栏江—滇池补水工程运行后, 滇池外海的氨氮、总氮、高锰酸盐指数和总磷平均浓度分别下降 47.9%、28.3%、22.0% 和 48.2%, 水质明显好转; 滇池外海中部、南部水域水质优于北部水域, 西部水质优于东部, 补水工程对滇池水环境改善效果明显。

**关键词:** ArcGIS 空间插值; 牛栏江—滇池补水工程; 水环境改善; 效果; 滇池

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0059-04

滇池流域面积 2920km<sup>2</sup>, 为云南省省会昆明所在地, 人口和生产布局密集, 水资源开发利用程度高, 属全国最缺水的区域之一。20 世纪 70 年代以后, 随着滇池流域内经济社会的发展与城市化进程的加快, 大量污染物和营养物的排入, 致使滇池水质恶化, 水体富营养化异常严重, 被列为全国“三湖三河”治理的重点湖泊之一。滇池综合治理耗时近 30a, 先后投入资金近 200 亿元, 湖泊生态恶化问题不仅没有逆转, 部分水域污染状况还继续加重, 富营养化程度加剧, 水体变色, 功能衰退, 水葫芦、蓝藻暴发性繁殖势头不减。原来极为丰富的水生植物从种类、分布、数量、演替均发生巨变, 一些敏感群落灭绝或濒临灭绝, 15 种土著鱼类仅剩 4 种。国家环保部领导、专家在视察滇池后, 称滇池生态已演化到“生态癌”的地步<sup>[1]</sup>。究其原因, 主要是由于在水资源紧缺的压力下, 进入滇池的清洁水越来越少, 内源污染严重, 自我调节能力下降, 致使以污染源控制为主的治理措施成效不明显。因此, 通过外流域调水打开清水通道<sup>[2-3]</sup>, 逐步置换滇池污染水体, 对改善滇池水环境意义重大<sup>[1-8]</sup>。为此, 2007 年, 云南省委、省政府决定立项牛栏江—滇池补水工程, 从外流域调水补给滇池生态用水, 逐步置换滇池污染水体, 改善水质。为客观评价过程效益, 利用 2009—2015 年滇池外海水水质监测采样点氨氮、总氮、高锰酸盐和总磷监测数据, 结合 ArcGIS 空间插值方法, 分

析评价牛栏江—滇池补水工程对滇池水环境改善效果。

## 1 牛栏江—滇池补水工程概况

滇池属长江流域金沙江水系, 是云贵高原上湖面最大的淡水湖泊, 呈南北向弓形分布, 水域分为草海、外海两部分, 其中外海为滇池的主体部分。滇池位于昆明市主城区下游西南面, 目前正常水位下平均水深 4.4m, 湖水面积约 300km<sup>2</sup>, 湖容约 12.9 亿 m<sup>3</sup>。

牛栏江—滇池补水工程主要由德泽水库、干河提水泵站及输水线路组成。其中, 水源工程德泽水库坝高 142m、总库容 4.48 亿 m<sup>3</sup>; 干河提水泵站位于距大坝 17.3km 处的库区, 建设装机 9.2 万 kW, 扬程 233m; 输水线路总长 115.85km, 由泵站提水送到输水线路渠首, 输水线路末点在盘龙江松华坝水库下游 2.2km 处, 利用盘龙江河道输水到滇池外海<sup>[1-8]</sup>。该工程投资近 80 亿元, 2013 年 12 月 28 日正式投入运行, 调水水源水质为 II 类。截至 2015 年底, 牛栏江—滇池补水工程运行已满两年, 共调水 10.71 亿 m<sup>3</sup>, 其中 2014 年调水 4.46 亿 m<sup>3</sup>, 2015 年调水 6.25 亿 m<sup>3</sup>。

## 2 资料与方法

从 20 世纪 90 年代起, 云南省水环境监测中心于滇池外海共设置 6 个常规水质监测采样点。自 2013 年起, 为了科学评估工程实施前后对滇池水环境改善效果, 在滇池外海的水质监测采样点增设至 22 个, 监测频次为每月监测 1 次。本文利用 2009—2015 年滇池外海水水质监测采样点氨氮、总氮、高锰酸盐和总磷多年均值, 分析牛栏江—滇池

收稿日期: 2016-11-11

作者简介: 工作蔡文静 (1984-), 男, 云南曲靖人, 工程师, 主要从事地理信息方面的工作。



补水工程对滇池外海水环境改善效果。滇池外海的水质监测采样点分布见图1。



图1 采样点分布示意图

以牛栏江-滇池补水工程2013年12月28日竣工通水为时间节点,结合滇池外海水污染特性,选取滇池外海水体的关键污染控制因子氨氮、总氮、高锰酸盐指数和总磷,利用ArcGIS空间插值方法,对比分析补水前(2009—2013年)和补水后(2014—2015年)滇池外海的氨氮、总氮、高锰酸盐和总磷的空间变化,科学评估滇池外海水环境的变化趋势和改善效果。

滇池外海的主要污染控制因子空间插值采用ArcGIS地统计分析模块的样条函数法工具。其插值公式如下:

$$S(x, y) = T(x, y) + \sum_{(j=1)}^N \lambda_j R(r_j) \quad (1)$$

式中:  $j = 1, 2, \dots, N$ ,  $N$  为点数;  $\lambda_j$  是通过求解线性方程组而获得的系数;  $r_j$  是点  $(x, y)$  到第  $j$  点之间的距离; 根据所选的选项,  $T(x, y)$  和  $R(r)$  的定义将有所不同。

$$T(x, y) = a_1 + a_2 x + a_3 y \quad (2)$$

式中:  $a_i$  是通过求解线性方程组而获得的系数。

$$R(r) = \frac{1}{2\pi} \left\{ \frac{r^2}{4} \left[ \ln\left(\frac{r}{2\tau}\right) + c - 1 \right] + \tau^2 \left[ K_0\left(\frac{r}{\tau}\right) + c + \ln\left(\frac{r}{2\tau}\right) \right] \right\} \quad (3)$$

式中:  $r$  是点与样本之间的距离;  $\tau^2$  是权重参数;  $K_0$  是修正贝塞尔函数;  $c$  是大小等于 0.577215 的常数。

出于计算目的,输出栅格的整个空间被划分为大小相等的块或区域。 $x$  方向和  $y$  方向上的区域数相等,并且这些区域的形状均为矩形。将输入点数数据集中的总点数除以指定的点数值可以确定区域数。如果数据的分布不太均匀,则这些区域包含的点数可能会明显不同,而点数值只是粗略的平均值。如果任何一个区域中的点数  $< 8$ , 则该区域将会扩张,直到至少包含 8 个点。

### 3 结果分析

#### 3.1 氨氮

由图2可知,氨氮多年平均值从补水前(2009—2013年) 0.587mg/L 下降到补水后(2014—2015年) 0.306mg/L,下降率为 47.9%,单项水质类别从Ⅲ类上升为Ⅱ类。补水前氨氮高值区主要位于滇池外海北部海埂和盘龙江入湖口之间的水域,氨氮含量为 0.8~1.4mg/L,补水后氨氮含量下降为 0.4~0.8mg/L;补水前滇池以东水域氨氮含量为 0.6~0.8mg/L,补水后下降至 0.5mg/L 左右;其他水域含量从 0.3~0.6mg/L 下降为 0.2~0.4mg/L。

#### 3.2 总氮

由图3可知,总氮多年平均值从 2.19mg/L 下降到 1.57mg/L,下降率为 28.3%,单项水质类别从劣Ⅴ类上升为Ⅴ类,超标倍数从 1.19 倍下降为 0.57 倍。补水前总氮高值区主要位于滇池外海北部海埂和盘龙江入湖口的水域,总氮年度均值为 3.0~5.0mg/L,补水后总氮年度均值下降至 2.0~2.5mg/L;其他水域补水前总氮含量为 1.0~3.0mg/L,补水后下降为 1.0~2.0mg/L。

#### 3.3 高锰酸盐指数

由图4可知,高锰酸盐指数多年平均值从 10.17mg/L 下降到 7.93mg/L,下降率为 22.0%,单项水质类别从Ⅴ类上升为Ⅳ类,超标倍数从 0.70 倍下降为 0.32 倍。补水前盘龙江入湖口高锰酸盐指数年度均值  $< 7.0$  mg/L,补水后下降至 3.0mg/L 左右;其他水域补水前为 9.0~11.0mg/L,补水后下降为 7.0~9.0mg/L。



### 3.4 总磷

由图 5 可知，总磷多年平均值从补水前 0.110mg/L 下降到补水后 0.057mg/L，下降率为 48.2%，单项水质类别从 V 类上升为 IV 类，超标倍数从 1.2 倍下降为 0.13 倍。补水前总磷高值区主要位于滇池北部、南部及东部沿岸的水域，年度均

值在 0.20 ~ 0.45mg/L，补水后总磷含量年度均值下降至 0.15mg/L 左右；盘龙江入湖口、晋宁海口东北和呈贡斗南以西的水域年度均值在 0.10 ~ 0.20mg/L，补水后年度均值下降至 0.05 ~ 0.10mg/L；其他水域含量从 0.05 ~ 0.10mg/L 下降至 0.06mg/L 以内。

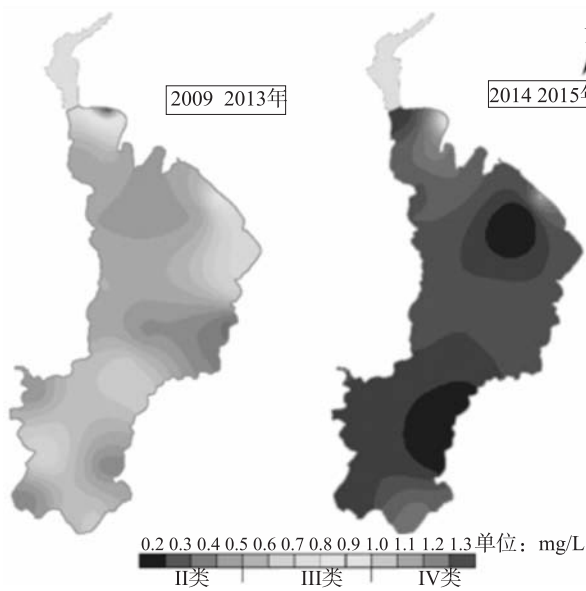


图2 氨氮浓度空间分布变化图

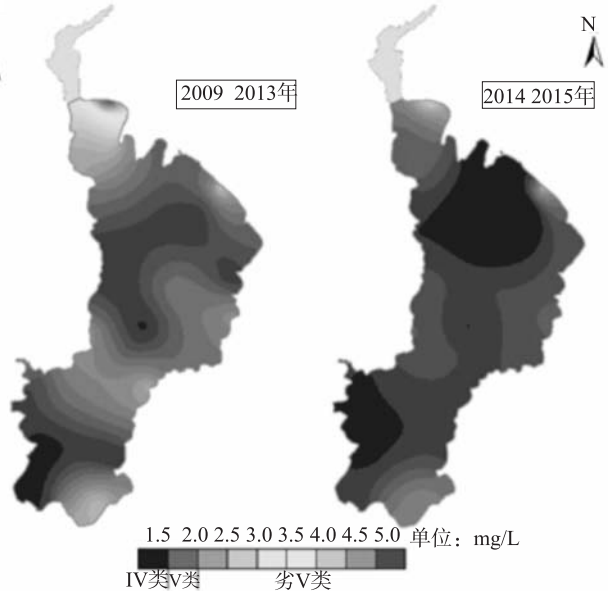


图3 总氮浓度空间分布变化图

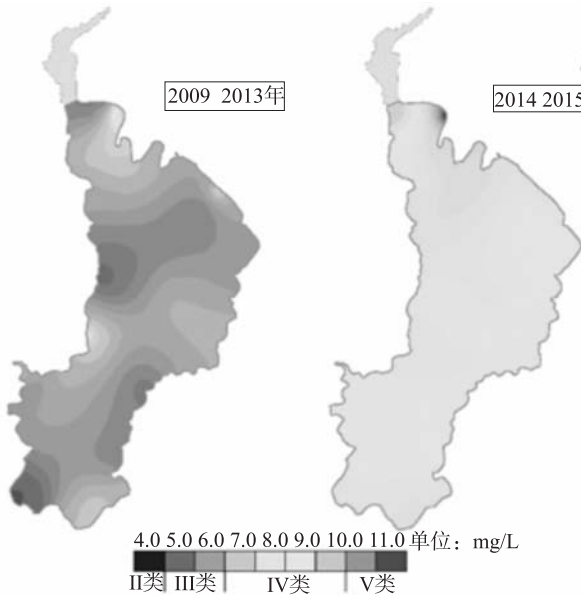


图4 高锰酸盐指数空间分布变化图

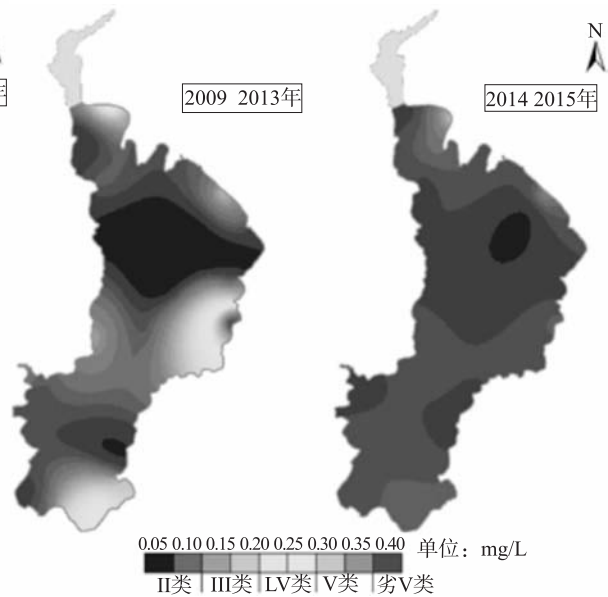


图5 总磷浓度空间分布变化图

通过 ArcGIS 对滇池外海的氨氮、总氮、高锰酸盐指数和总磷进行空间插值，可有效分析各污染因子在滇池外海的空间分布和变化趋势。分析结果表明，牛栏江—滇池补水工程运行后，补水水源满足水质目标要求下，滇池外海的氨氮、总氮、高锰

酸盐指数和总磷平均浓度分别下降 47.9%、28.3%、22.0% 和 48.2%，水质明显好转。滇池外海中部、南部水域水质优于北部水域，西部水质优于东部。牛栏江—滇池补水工程向滇池补充的优质水源，改善了滇池的水环境和水资源条件，缩短

了滇池水循环周期,补水后水环境由恶化趋势转为好的趋势,补水对滇池水环境改善效果明显。

近年来多项水污染防治工程投入运行与牛栏江-滇池补水工程共同发挥了入湖污染物控制和水质改善效益,本文以工程运行前后水质变化情况分析滇池外海水环境改善效果,下一步可结合污染物迁移模型分析牛栏江-滇池补水工程的污染物质的输入、输出情况,以确定牛栏江-滇池补水工程对滇池外海水环境改善是否起到决定性的作用。

滇池治理是一项综合性的工程,虽然牛栏江-滇池补水工程对滇池外海水环境改善效果较好,仍应加大流域污染治理,严格控制入湖污染物总量。

参考文献:

- [1] 李伯根. 控制滇池生态环境的关键 [J]. 水资源保护, 2002 (1): 18-22.
- [2] 张国涵, 高原. 牛栏江-滇池补水工程对滇池外海总磷和总氮含量的影响 [J]. 环境科学导刊, 2015, 34 (5): 22-26.
- [3] 桂重, 段波. 牛栏江引水盘龙入湖对滇池水质改善效果分析 [J]. 山西建筑, 2015, 41 (31): 209-210.
- [4] 何佳, 徐晓梅. 滇池水环境综合治理成效与存在问题 [J]. 湖泊科学, 2015, 27 (2): 195-199.
- [5] 徐天宝, 马巍, 黄伟. 牛栏江-滇池补水工程改善滇池水环境效果预测 [J]. 人民长江, 2013, 44 (12): 11-13.
- [6] 罗佳翠, 马巍, 禹雪中. 滇池环境需水量及牛栏江引水效果预测 [J]. 中国农村水利水电, 2010 (7): 25-28.
- [7] 成功, 朱战军. 滇池水环境污染成因及治理策略分析 [J]. 环境科学与技术, 2012, 35 (12): 356-359.
- [8] 胥勤勉, 杨达源, 董杰. 滇池水环境治理的“调水”“活水”工程 [J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15 (1): 116-119.
- [9] 罗强, 李畅游, 黄健, 高敏. 基于 ArcGIS 的乌梁素海水质及富营养化评价 [J]. 人民黄河, 2014, 34 (7): 53-55.
- [10] 裴源生, 王建华, 罗琳. 南水北调对海河流域水生态环境影响分析 [J]. 生态学报, 2004, 24 (10): 2115-2123.
- [11] 金相灿, 胡小贞. 湖泊流域清水产流机制修复方法及其修复策略 [J]. 中国环境科学, 2010, 30 (3): 374-379.

## Impact of Niulan River - Dianchi Lake water Supplement Project on Water Quality of Dianchi Lake based on ArcGIS

CAI Wen-jing, WANG Tao

(Yunnan Hydrology and Water Resources Bureau, Kunming Yunnan 650106, China)

**Abstract:** By integrating the water quality monitoring data from 2009 to 2015 with spatial interpolation method of ArcGIS, the paper analyzed and evaluated the Niulan River - Dianchi Lake Water Supplement Project and its effect of improving the water quality of Dianchi Lake. The results suggested that the index of total nitrogen, ammonia nitrogen, permanganate, and total phosphorus contents decreased 47.9%、28.3%、22.0% and 48.2% respectively, accompanied with the overall improved obviously water quality. In addition, in the surrounding area of Dianchi Lake, the water quality of the middle part and southern part was better than that of northern part, water quality of western part was better than that of eastern part. Those demonstrated that the supplement project had obvious effect on water environment improvement of Dianchi Lake.

**Key words:** water environment; Niulan River - Dianchi Lake water supplement project; ArcGIS; spatial interpolation; Dianchi Lake

# 水华藻类厌氧消化研究进展及关键问题

杜昕睿, 刘传畅, 刘跃岭, 李欢

(深圳市环境微生物利用与安全控制重点实验室, 清华大学深圳研究生院, 广东 深圳 518055)

**摘要:** 综述了目前水华藻类厌氧消化的研究进展, 包括水华藻类的种类和组分、厌氧消化特性、共消化方法、预处理方法、藻毒素的降解情况以及沼液沼渣的资源化途径等, 最后提出了水华藻类厌氧消化需要关注的优化脱水、调控碳氮比、水华季节性、预处理破胞、沼液沼渣科学施用等问题。

**关键词:** 水华; 蓝藻; 厌氧消化; 研究进展

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0063-06

近年来, 随着污水排放量日益增加, 湖泊资源开发活动加剧, 大量氮、磷等营养元素进入水体, 导致我国许多湖泊、水库处于富营养化的状况。湖泊水体的富营养化可能会引发水华, 蓝藻、绿藻、硅藻等藻类成为水体中的优势种群, 大量繁殖后使水体呈现蓝色或绿色。我国巢湖、太湖、滇池等重要湖泊均发生过水华暴发, 导致水质恶化和水生态环境破坏, 给周边居民生活、工农业生产用水带来威胁。

除根本性的截污减排外, 目前末端治理水华的方法有化学法、生物法和物理法<sup>[1]</sup>。化学法是在水体中施用铜离子制剂、硫氰酸红霉素等杀藻剂, 见效较快, 但可能引起重金属及抗生素的二次污染。生物法包括微生物防治、水生植物抑制、放养食藻生物等, 该方法短时间内难有成效, 可以作为长期生态调控手段。物理方法主要是指机械打捞, 是目前降低水华危害及避免再次暴发的最直接有效的措施, 也是实践中治理水华的主要措施。打捞上来的藻类经脱水后成为藻泥, 藻泥含水率高达80%以上, 不宜直接填埋, 而堆积时会腐烂发臭并再次释放氮、磷等营养盐, 造成二次污染<sup>[2]</sup>。因此, 利用藻类有机质丰富的特性, 通过厌氧消化实现藻泥的资源化利用, 成为目前藻泥处理的一种重要手段<sup>[3]</sup>。

由于国内湖泊治理的紧迫性, 研究机构和相关企业投入了大量资源研究水华藻类的控制问题, 近

年来国内发表的有关水华藻类厌氧消化的论文就超过80篇。由于发达国家较少存在淡水水华问题, 研究者对此很少关注, 其研究重点在于针对以小球藻、螺旋藻等为代表的能源藻类开展厌氧消化研究, 其研究成果可供借鉴。本文对这些文献进行了归纳分析, 总结了水华藻类厌氧消化的潜力和前景, 提出了后续研究需要解决的问题。

## 1 水华藻类种类及其主要成分

水华藻类以蓝藻为主, 此外还含有绿藻、硅藻等。以滇池为例, 5月、12月全湖平均藻类密度分别为  $1.398 \times 10^8$ 、 $2.180 \times 10^8$  个/L, 全湖藻类中蓝藻门的微囊藻属占绝对优势, 其次为绿藻门的栅藻属(图1)<sup>[4]</sup>。由于水体水质、所在区域气候的不同, 藻种相对含量也存在一定差异。例如山东潍坊峡山水库水进入眉村水厂气浮池后, 9月初收集的藻类中蓝藻占99.08%, 其中边缘微囊藻和鱼腥藻占97.16%; 其余藻类包括绿藻(0.77%)、硅藻(0.12%)、黄藻(0.02%)和甲藻(0.01%)<sup>[5]</sup>。蓝藻也是巢湖中浮游藻类的常年优势种群, 主要包括微囊藻和鱼腥藻<sup>[6]</sup>, 太湖蓝藻水华也是以微囊藻、鱼腥藻等为主<sup>[7]</sup>。

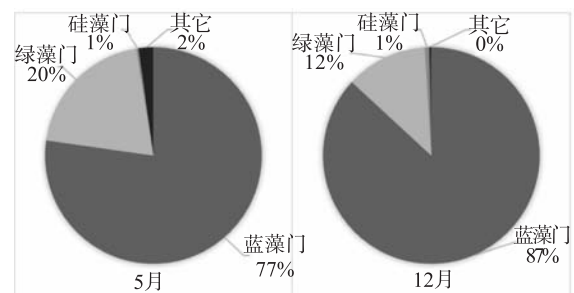


图1 滇池浮游藻类构成

藻类有机质含量(VS)占总固体(TS)的

收稿日期: 2016-12-29

基金项目: 广东省科技项目(2015A010106002), 深圳市科技项目(JCYJ20150320154458994)。

作者简介: 杜昕睿(1993-), 女, 吉林省吉林市人, 清华大学深圳研究生院能源与环境学部环境工程专业, 2014级在读硕士研究生, 研究方向为固体废物处理处置。

90%以上,包括蛋白质、碳水化合物、脂类等,适于进行厌氧消化(表1)。由于水华藻类有机质以蛋白质为主,其C/N较低,如巢湖蓝藻的C/N仅有5:1<sup>[8]</sup>。

表1 水华藻类的主要有机组分(干重百分比)

	蛋白质	碳水化合物	脂类	核酸	文献
滇池蓝藻	44~54	-	0.27	-	[9]
太湖蓝藻	42	9	0.25	-	[10]
斜生栅藻	50~56	10~17	12~14	3~6	[11]
四尾栅藻	47	-	1.9	-	[11]

## 2 水华藻类的厌氧消化及共消化

厌氧消化是利用多种功能微生物对藻类有机质进行逐步降解和转化的过程,包括水解、酸化、乙酸化、产甲烷等阶段。虽然根据水华藻类的有机元素组成可以理论上推测其厌氧消化的产气潜力,但潜力值与实际值差距较大<sup>[12]</sup>。相对于餐厨垃圾等易降解有机废弃物,蓝藻的厌氧消化性能较差,这主要受到蓝藻细胞结构和碳氮比的影响<sup>[13]</sup>。

蓝藻藻液本身浓度较低,这一方面不利于能源回收,另一方面,蓝藻在消化过程中容易上浮结壳<sup>[14]</sup>,因此可以采用强化搅拌、絮凝调理或高固体厌氧消化方式,避免这一问题。在研究和实践中,通常将蓝藻藻液进行预脱水,使其含固率达到10%以上,利用藻渣进行消化。

室温下蓝藻发酵70d,产气量仅为235.9 mL/g VS<sup>[15]</sup>。滇池蓝藻在20.2℃条件下发酵66d的产气潜力为491.0 mL/g VS<sup>[16]</sup>。升高温度至厌氧消化常用的中温条件35℃,可以提高消化效率。35℃下厌氧消化29d,产气潜力为285 mL/g VS<sup>[17]</sup>。接种物比例对于序批式消化效果有一定影响,当接种物浓度为5%时,蓝藻沼气产率为55.75 mL/g VS,甲烷含量为55%,分别是接种量2.5%、10%时的2.97、1.24倍,且氨氮含量和pH值均在正常范围内<sup>[18]</sup>。

厌氧消化底物的适宜碳氮比一般为15~25,而蓝藻碳氮比远低于此,营养不均衡也会导致消化产气量低、效率差。为了改善蓝藻厌氧消化的效果,可以将其与稻草、秸秆等高碳氮比废物共消化。35℃发酵60d时,单独蓝藻的产气率为267 mL/g TS,单独稻草厌氧发酵TS产气率为320 mL/g TS,而蓝藻与稻草1:1混合时(TS比),产气率增加至362 mL/g TS<sup>[19]</sup>。当蓝藻与玉米秸秆按2:8(VS比)混合时,沼气量可达687.3 mL/g VS,其中甲烷体积占比63.3%<sup>[8]</sup>。由于稻草、秸秆的木

质素、纤维素含量较高,消化时间也较长,达到50d<sup>[8]</sup>。

虽然有些废弃物碳氮比也偏低,但是由于藻类水华的季节性,藻类量不稳定,因此可以利用污泥、禽畜粪便、餐厨垃圾等废弃物的厌氧消化设施,以节约投资和运行成本。胡萍<sup>[20]</sup>研究表明,当蓝藻与厌氧颗粒污泥、消化污泥和剩余污泥干物质量之比分别为6:1、5:1和4:1时,其厌氧发酵产沼气量及甲烷含量都达到最高。其中,以厌氧颗粒污泥与蓝藻的混合发酵液产气效果最佳,沼气产量为73 mL/g VS,平均甲烷含量为69%。徐富等人<sup>[21]</sup>将藻类与猪粪共消化,在蓝藻与猪粪TS比为1:2、总TS浓度2.9%的条件下,20d产气停止,有机质降解率为25.2%。赵明星等人<sup>[10]</sup>将蓝藻与餐厨垃圾按1:2.5(TS比)共消化时,产甲烷量最大,可达到124 mL/g TS,相对于1:0.5的混合比例,产甲烷量增加了44%。总体上,由于污泥、禽畜粪便的碳氮比也较低,蓝藻与这些废弃物混合时,厌氧消化的优化效果有限,其主要优点在于可以利用现有的厌氧消化设施处理季节性的水华藻类。

## 3 水华藻类厌氧消化的预处理方法

蓝藻细胞壁主要为肽聚糖,细胞壁外还有胶质层,由于胞内有机质难以释放,导致其厌氧消化过程较慢<sup>[22]</sup>,甚至消化液中可以发现完整的藻细胞<sup>[23]</sup>。为了加速藻细胞水解,释放胞内物,可以采用预处理方法打破细胞壁,这些方法主要包括腐熟法、碱处理法、热处理法、冷冻法、超声法、微波法以及它们的联合应用<sup>[24,25]</sup>。

许丽娟<sup>[26]</sup>等人取新鲜蓝藻,在自然条件下(30~35℃)进行腐熟,腐熟过程促进了细胞破碎,加速了厌氧反应。腐熟蓝藻产气量与蓝藻腐熟程度密切相关,腐熟7d后,可在中温厌氧消化中获得最高的产气速率和产气量,产气潜力为354 mL/g VS。消化时间15~18d,少于以新鲜蓝藻为基质的厌氧消化时间。

由于蓝藻腐熟也需要较长时间,还可以采用物化方法进行预处理。预处理一方面促使细胞壁破裂,细胞内含物溶出,加速蓝藻的水解过程,达到缩短发酵时间的目的;另一方面使蓝藻中的难降解物质变为易降解物质,难溶物变为易溶物,增大产酸菌可利用的底物浓度,提高厌氧消化产率。在针对其它藻类的研究中,热处理温度从50℃到270℃不等<sup>[25]</sup>,它们可以分为100℃以下的低温常压热

处理<sup>[27]</sup>、100℃以上的高温高压热处理<sup>[28]</sup>以及高温高压处理后的汽爆法,即高压下急速泄压<sup>[29]</sup>。高温条件主要是针对含有不易分解的木质素的藻类<sup>[30]</sup>,对于蓝藻为主的水华藻类,处理温度通常在170℃以下<sup>[25]</sup>。热处理后,藻类厌氧消化产气量有所增加,但由于藻类种类和消化条件的差异,沼气增加量的差别很大,可达10%至220%<sup>[31,32]</sup>,但最终的甲烷产量仍在70~400 mL/gVS<sup>[25]</sup>。此外,冷冻法也是一种有效的预处理方法。Samson and Leduy采用低温冷冻法预处理微藻,通过冰晶破坏了微藻细胞壁,使得溶解性底物增加了26%<sup>[33]</sup>。

酸碱处理可以通过溶胀、水解作用促进细胞壁破坏。少量的残留碱还可能有助于防止消化过程酸化阶段的pH下降,但是一些溶出的有机化合物有可能促使生成一些具有潜在毒性副产物<sup>[34]</sup>。碱处理可以单独作用,也可以与热处理联合应用,以强化热处理的效果。碱热联合处理的优化条件为NaOH浓度3%、78℃处理5.6 h,此时蓝藻溶解性COD达到5446 mg/L,产气率较对照提高了4.72倍,达425.4 ml/g VS,且没有延滞期<sup>[35]</sup>。

超声处理包括低频(<50 kHz)和低频(>50 kHz)两种,前者主要依赖机械效应破坏细胞壁,后者主要依靠自由基氧化。超声处理的效果与输入能量、温度(涉及超声空穴的蒸汽压)、藻种等有关,目前关于超声处理蓝藻的报道很少。对于废水塘中的微藻,经67 MJ/kg TS超声处理后甲烷产量增加了33%<sup>[36]</sup>。虽然超声处理效果随着能量输入增加而提高,但超声处理的高能耗是其主要限制因素。类似于超声处理的还有微波处理,其主要依赖热效应和电介质极化,甲烷产量可以从170提高到270 mL/g VS<sup>[37]</sup>,能耗也是其主要问题。

除上述预处理手段外,在蓝藻厌氧消化过程中加入亚铁离子,可以协助电子传递,刺激多种水解酶活性,从而增强厌氧消化沼气产量。亚铁离子或零价铁的作用已经在污泥、餐厨垃圾厌氧消化领域得到了较多研究,而马素丽等人将其用于蓝藻的厌氧消化,发现在亚铁离子浓度为3 mg/L时,甲烷产量达到79 mL/g TS,相对于对照组提高了43倍<sup>[38]</sup>。

#### 4 藻类厌氧消化过程中藻毒素的降解

藻类生长过程会向水体释放藻毒素<sup>[39]</sup>。地球上现存蓝藻150种以上,其中可以产生毒素的约有12属26种<sup>[40]</sup>,鱼腥藻、束丝藻和铜绿微囊藻是已

知的最常见的产毒蓝藻,其形成的水华中约有50%~70%带有毒性。微囊藻毒素(Microcystins, MCs)是蓝藻水华的代表性毒素,是一种强烈的肝肿瘤促进剂,主要有3种类型,分别是Microcystin-LR, RR和YR(L, R, Y分别代表亮氨酸,精氨酸和酪氨酸),其中MC-LR的毒性大于MC-RR和MC-YR<sup>[5]</sup>。

厌氧消化过程中,在多种厌氧微生物的作用下,藻毒素可以达到较高的降解率,直至检出限以下<sup>[26]</sup>。例如,胡萍等人发现,厌氧发酵后,藻毒素含量从244~366 μg/L降低到检测限5 μg/L以下<sup>[20]</sup>。经厌氧发酵后,藻渣中藻毒素含量很少。刘刚等人研究表明,藻毒素含量远低于世界卫生组织规定的1 μg/kg(1 μg/L)以下的标准,可安全地做为复合肥的有机质原料<sup>[35]</sup>。

目前对于藻毒素的降解过程尚不明确。根据同位素示踪技术显示的结果,MC-LR的厌氧降解过程中的降解产物包括苯乙酸、鸟氨酸及尿素等以及最终降解产物甲烷,推测MC-LR的厌氧降解途径为MC-LR先发生开环然后进一步被降解为苯乙酸、鸟氨酸、尿素等<sup>[41]</sup>。相对于MC-YR,MC-RR更容易降解,这可能是因为MC-RR的环状结构更易被厌氧微生物分泌的酶降解<sup>[35]</sup>。

#### 5 水华藻类厌氧消化沼液的利用

藻类厌氧消化过程中,碳元素转变为二氧化碳和甲烷,而氮、磷等营养元素仍然存留在消化后剩余的沼液(沼渣)里;另一方面,藻类含有的重金属量较少,如在标准限值内,沼液沼渣可以直接作为有机肥施用或进一步加工。

太湖蓝藻经厌氧发酵后沼液中的总氮(TN)含量为1.82 g/L、总磷(TP)含量为0.42 g/L、钾含量为0.43 g/L;重金属砷、汞、铅、镉、铬含量分别为0.140、0.007、0.160、0.015、0.022 mg/kg。以化肥氮肥为对照,施用蓝藻发酵沼液后,甘蓝、辣椒、白菜分别增产9.96%、19.28%、13.51%,它们的维生素C含量分别提高16.63%、20.90%、29.26%,亚硝酸盐含量分别降低了10.34%、9.41%、30.79%;与土壤本底值相比,土壤有机质含量增加4.72%~14.38%,有效磷含量增加2.49%~10.91%,而甘蓝地土壤及甘蓝植株中重金属含量均在限量范围内<sup>[42]</sup>。将沼液用于小白菜时,相对于对照组,小白菜生物量增加3.71倍,而化学肥料处理组植株生物量增加2.04倍,同时沼液处理后土壤全氮含量相对



于土壤本底值增加 19.2%，有效磷含量相对于土壤本底值增加 16.9%，这说明蓝藻沼渣沼液施用不仅可以促进作物生长，还可以提高土壤氮、磷、有机质含量<sup>[43]</sup>。

需要注意的是，不同环境采集的水华藻类，其重金属含量有较大差异。如窦春菊等人<sup>[5]</sup>在水厂采集的藻中氮、磷含量分别为 663、1249 mg/kg，而铜、镍、铅、铬、锌、汞、砷等重金属含量达 125、53、23、73、156、2.87 mg/kg，其中汞金属含量较高，其沼液沼渣不宜作为肥料使用。除沼渣沼液本身的性质外，还需要考虑沼液沼渣的施用量和施用频次，以避免微量藻毒素、重金属等有害物质在土壤、作物中的累积，并最终通过食物链危害生态、人体健康。例如，施用适量沼液时，可有效增加青菜的生物量、株高、可溶性糖和维生素 C 含量并降低亚硝酸盐含量，但随着沼液施用量的增加，单位鲜重青菜体内 MC-LR 含量和生物富集系数增加，说明沼液中的 MC-LR 可被作物吸收并进行积累，对人类的健康存在潜在的威胁<sup>[44]</sup>。

## 6 水华藻类厌氧消化需要解决的问题

(1) 藻液脱水问题。由于水体中藻类浓度很低，即使水华暴发时其 TS 也在 1% 以下，为了便于输送和厌氧消化，需要进行脱水<sup>[45]</sup>。脱水方式包括气浮浓缩、机械脱水等<sup>[46]</sup>，均需要使用絮凝剂。目前常用的絮凝剂主要是聚合氯化铝 (PAC)，虽然脱水后藻泥含固率增加，更适于厌氧消化，但高浓度的铝盐有可能会抑制厌氧消化的进行。例如，窦春菊等人发现，水厂采用无机絮凝剂与气浮方法分离藻类，虽然藻渣含水率降低至 91%，但有机质含量降低至 39%，铝、铁含量分别达到 4.36、3.09 g/kg<sup>[5]</sup>。一方面，低有机质含量的藻渣不利于厌氧消化产沼气，另一方面，高浓度的铝盐还会抑制厌氧微生物。研究表明，当铝离子的浓度为 0.4 mg/L，即相当于 PAC 投加量 40~60 mg/L 时，就可能使产甲烷菌活性下降 50%<sup>[47]</sup>。张亮等人研究了 PAC 添加量对厌氧消化系统沼气产量的影响，发现随着投药量的增加，沼气产量呈降低趋势<sup>[48]</sup>。厌氧消化结束后，这些铝盐还会残留在沼渣中，影响沼渣的资源化利用。因此，如以厌氧消化为水华蓝藻的处理方法，需要在前序脱水步骤考虑非铝盐絮凝剂；如考虑藻渣的肥料化利用，还需要尽量减少无机絮凝剂的用量。

(2) 藻细胞破壁问题。由于藻类的细胞结构限制了其厌氧消化的效率，需要考虑采用适当的预

处理方式加速其水解。目前热水解预处理在污泥、餐厨垃圾等有机废弃物厌氧消化中已获得良好效果，并且进行了大规模的工业应用<sup>[49]</sup>。其它预处理方式现阶段受制于成本因素，暂未获得广泛应用。为了降低热水解预处理的费用，可以考虑和酸碱联合应用，当达到同样破解效果时，可以减少处理时间、降低处理温度<sup>[50]</sup>。

(3) 底物营养比例问题。水化藻类以蓝藻为主，其碳氮比远低于厌氧消化的需求，导致其单独消化时周期较长、产气量较低。为了解决这一问题，可以考虑与其它高碳氮比废弃物进行共消化，如餐厨垃圾、秸秆、水葫芦等。需要注意的是，如果引入高木质素含量的废弃物，虽然可能增强累积产气量，但由于木质素降解困难，消化时间会大大延长。

(4) 季节性问题。藻类水化通常发生在一年中的某一段时间。例如，滇池水华暴发的时间一般在 3—10 月，其它季节水体藻类浓度很低，而厌氧消化系统需要持续稳定运行。因此，采用厌氧消化方法处理水华藻类时，需要考虑与其它一种或多种有机废弃物共消化，以便保证进料的可靠供应，另一方面，还可以利用处理其它有机废弃物的厌氧消化设施。

(5) 沼液沼渣的处理问题。如水华藻类仅作为其它厌氧消化设施的补充性底物，消化沼渣的性质还主要取决于其它废弃物；如以水华藻类为主进行厌氧消化，沼液沼渣的性质基本满足有机肥料的要求，可以进行土地利用。需要注意的是，藻类厌氧消化的沼气产量一般在 70~400 mL/g VS，相应的有机质降解率约为 7%~40%，这意味着厌氧消化后沼液沼渣的量还很多，需要考虑土地消纳的能力。另一方面，虽然藻毒素、重金属已获得了较多研究，但对水体抗生素等新兴污染物的研究还较少，同时施用产生的污染物累积效应还缺乏系统研究，因此针对沼液沼渣的资源化利用还要开展科学施用的研究。

## 7 结论

水华藻类以蓝藻为主，其中又以微囊藻为主要藻属，蛋白质是蓝藻的主要成分。水华藻类偏低的碳氮比、细胞壁结构是制约其厌氧消化效率和产气量的关键因素，可以采用破壁预处理、与高碳氮比有机废弃物共消化的方法予以克服。总体上，藻类厌氧消化产沼气量在 70~400 mL/g VS。藻毒素在厌氧消化过程中几乎完全降解，藻类消化后残余的

沼液沼渣富含氮、磷等营养元素，可以作为有机肥料，但需要科学施用避免污染物的累积效应。

参考文献：

- [1] 姜继辉, 严少华, 陈巍, 等. 蓝藻沼肥对土壤的影响 [J]. 2010, 42 (4): 678-680.
- [2] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟. 蓝藻死亡分解过程中胶体态磷、氮、有机碳的释放 [J]. 中国环境科学, 2007, 27 (3): 341-345.
- [3] 杨海麟, 李克朗, 张玲, 等. 蓝藻资源无害化利用技术的研究 [J]. 生物技术, 2008, 18 (6): 95-98.
- [4] 施择, 李爱军, 张榆霞, 等. 滇池浮游藻类群落构成调查 [J]. 中国环境监测, 2014 (5): 121-124.
- [5] 窦春菊. 气浮藻渣成分分析和微囊藻毒素的提取、纯化、富集、分析 [C]. 2010 第五届山东城镇水大会——第四届“黄河杯”城镇饮用水安全保障技术论坛暨城市供水水质监测技术交流会·济南, 2010: 461-467.
- [6] 姜霞, 王书航, 钟立香, 等. 巢湖藻类生物量季节性变化特征 [J]. 环境科学, 2010, 31 (9): 2056-2062.
- [7] 朱冰川, 黄君, 宋挺, 等. 太湖蓝藻水华种类及其演替规律研究 [C]. 2014 中国环境科学学会学术年会, 成都, 2014.
- [8] 彭书传, 侯成虎, 王进, 等. 玉米秸秆与巢湖蓝藻混合厌氧发酵的产沼气性能 [J]. 农业工程学报, 2012 (15): 173-178.
- [9] 范良民. 滇池蓝藻成份分析及利用途径探讨 [J]. 云南环境科学, 1999 (2): 47-48.
- [10] 赵明星, 李静, 张欢, 等. 蓝藻与厨余垃圾混合消化产甲烷研究 [J]. 上海环境科学, 2012 (3): 93-96.
- [11] Becker EW. Micro-algae as a source of protein [J]. Biotechnol. Adv, 2007 (25): 207-210.
- [12] Sialve B, Bernet N, Bernard O. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable [J]. Biotechnol. Adv, 2009 (27): 409-416.
- [13] Ward AJ, Lewis DM, Green B. Anaerobic digestion of algae biomass: A review [J]. Algal Res, 2014 (5): 204-214.
- [14] 余亚琴, 吴义锋. 蓝藻厌氧发酵产沼气机械搅拌工艺优化及中试验证 [J]. 农业工程学报, 2014, 30 (22): 253-259.
- [15] 徐锐. 滇池蓝藻的沼气发酵及低密度蓝藻水体处理研究 [D]. 昆明: 云南师范大学, 2004.
- [16] 董诗旭, 董锦艳, 宋洪川, 等. 滇池蓝藻发酵产沼气的研究 [J]. 可再生能源, 2006 (2): 16-18.
- [17] 张建鸿, 杨红, 郭德芳, 等. 不同温度下滇池蓝藻沼气发酵的实验研究 [J]. 云南师范大学学报 (自然科学版), 2013, 33 (3): 17-21.
- [18] 任洪艳, 胡萍, 阮文权. 接种物浓度对太湖蓝藻厌氧发酵产沼气的过程的影响 [J]. 上海环境科学, 2011 (4): 158-162.
- [19] 姚建刚, 陈智远, 李国梁, 等. 蓝藻与稻草混合厌氧发酵产沼气的研究 [J]. 安徽农业科学, 2014 (17): 5558-5559.
- [20] 胡萍, 严群, 宋任涛, 等. 蓝藻与污泥混合厌氧发酵产沼气的初步研究 [J]. 环境工程学报, 2009 (3): 559-563.
- [21] 徐富, 李学尧. 蓝藻厌氧消化产沼气的技术研究 [J]. 环境科学与管理, 2013 (1): 90-94.
- [22] Mussnug JH, Klassen V, Schlueter A, Kruse O. Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept [J]. Biotechnol, 2010; 150, 51-56.
- [23] 周庆, 严少华, 宋伟, 等. 悬浮载体对蓝藻厌氧发酵产沼气的过程的影响 [J]. 江苏农业学报, 2009, 1305-1308.
- [24] Gonzalez-Fernandez C, Sialve B, Bernet N, Steyer JP. Thermal pretreatment to improve methane production of Scenedesmus biomass [J]. Biomass Bioenergy, 2012 (40) 105-111.
- [25] Passos F, Uggetti E, Carrere H, Ferrer I. Pretreatment of microalgae to improve biogas production: A review [J]. Bioresource Technol, 2014 (172): 403-412.
- [26] 许丽娟, 朱光灿, 吕锡武, 等. 腐熟蓝藻与厌氧污泥混合厌氧发酵特性 [J]. 环境工程学报, 2013, 3345-3350.
- [27] Passos F, García J, Ferrer I. Impact of low temperature pretreatment on the anaerobic digestion of microalgal biomass [J]. Bioresource Technol, 2013.
- [28] Alzate ME, Mu Oz R, Rogalla F, Fdz-Polanco F, Pérez-Elvira SI. Biochemical methane potential of microalgae: Influence of substrate to inoculum ratio, biomass concentration and pretreatment [J]. Bioresource Technol, 2012 (123): 488-494.
- [29] Mendez L, Mahdy A, Demuez M, Ballesteros M, González-Fernández C. Effect of high pressure thermal pretreatment on Chlorella vulgaris biomass: Organic matter solubilisation and biochemical methane potential [J]. Fuel, 2014 (117): 674-679.
- [30] Hendriks ATWM, Zeeman G. Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass [J]. Bioresource Technol, 2009 (100): 10-18.
- [31] Cho S, Park S, Seon J, Yu J, Lee T. Evaluation of thermal, ultrasonic and alkali pretreatments on mixed-microalgal biomass to enhance anaerobic methane production [J]. Bioresource Technol, 2013 (143): 330-336.
- [32] González-Fernández C, Sialve B, Bernet N, Steyer JP. Thermal pretreatment to improve methane production of Scenedesmus biomass [J]. Biomass and Bioenergy, 2012 (40): 105-111.
- [33] Samson R, Leduy A. Influence of mechanical and thermochemical pretreatments on anaerobic digestion of Spirulina maxima algal biomass [J]. Biotechnol. Lett, 1983 (5): 671-676.
- [34] Mendez L, Mahdy A, Timmers RA, Ballesteros M, González-Fernández C. Enhancing methane production of Chlorella vulgaris via thermochemical pretreatments [J]. Bioresource Technol, 2013 (149): 136-141.
- [35] 刘刚, 屠春宝, 毕相东, 等. 碱法热处理对蓝藻厌氧发酵生物转化及微囊藻毒素降解效果的影响 [J]. 农业资源与环境学报, 2016 (6): 547-553.
- [36] Passos F, Astals S, Ferrer I. Anaerobic digestion of microalgal biomass after ultrasound pretreatment [J]. Waste Manage, 2014 (34): 2098-2103.
- [37] Passos F, Hernandez-Marine M, Garcia J, Ferrer I. Long-term anaerobic digestion of microalgae grown in HRAP for wastewater treatment. Effect of microwave pretreatment [J]. Water Res, 2014 (49): 351-359.
- [38] 马素丽, 刘浩, 严群. Fe<sup>2+</sup>对太湖蓝藻厌氧发酵产



- 甲烷过程中关键酶的影响 [J]. 食品与生物技术学报, 2011 (2): 306-310.
- [39] 张敬平, 肖付刚, 赵晓联. 微囊藻毒素分析检测技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2010.
- [40] Welker M, Steinberg C. Rates of humic substance photosensitized degradation of microcystin-LR in natural waters [J]. Environ. Sci. Technol, 2000 (34): 3415-3419.
- [41] 王玉萍. 微囊藻毒素的厌氧降解途径研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2014.
- [42] 刘海琴, 韩士群, 严少华, 等. 太湖蓝藻厌氧发酵后沼液的肥效 [J]. 江苏农业学报, 2011 (4): 770-774.
- [43] 姜继辉. 蓝藻厌氧发酵后沼肥对小白菜的肥效研究 [D]. 南京: 南京农业大学, 2009.
- [44] 薛延丰, 李慧明, 石志琦. 蓝藻发酵沼液对青菜生物学特性和品质影响初探 [J]. 江西农业学报, 2009, 21 (10): 59-62.
- [45] De Schampelaire L, Verstraete W. Revival of the Biological Sunlight-to-Biogas Energy Conversion System. Biotechnol [J]. Bioeng, 2009 (103): 296-304.
- [46] Collet P, Helias A, Lardon L, Ras M, Goy R, Steyer J. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production [J]. Bioresource Technol, 2011 (102): 207-214.
- [47] 莫懿娉, 陈志坚, 迟莉娜, 张振家. 铝离子浓度对厌氧处理城市污水混凝污泥的影响 [J]. 中国给水排水, 2006, 22 (11): 100-103.
- [48] 刘亮, 王黎佳, 付友先, 等. 聚合氯化铝对污泥中温厌氧消化的影响 [J]. 安徽农业科学, 2015 (2): 232-234.
- [49] Ennouri H, Miladi B, Diaz SZ, Guelfo LA, Solera R, Hamdi M, et al. Effect of thermal pretreatment on the biogas production and microbial communities balance during anaerobic digestion of urban and industrial waste activated sludge [J]. Bioresour Technol, 2016 (214): 184-191.
- [50] Rodriguez C, Alaswad A, Mooney J, Prescott T, Olabi AG. Pre-treatment techniques used for anaerobic digestion of algae [J]. Fuel Process. Technol, 2015 (138): 765-779.

## Advances and Key Problems on Anaerobic Digestion of Algae from Algal Bloom

DU Xin-rui, LIU Chuan-yang, LIU Yue-ling, LI Huan

(Key Laboratory of Microorganism Application and Risk Control of Shenzhen, Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen Guangzhou 518055, China)

**Abstract:** Algal bloom caused by eutrophication of lakes is an important problem for some of the lakes in our country. Disposing algae refloated from Dianchi Lake by anaerobic digestion is an important end-treatment method to solve the problem of algal bloom. This paper summarized the current research process of anaerobic digestion of algae from algal bloom, including the form of algae, the characterization of anaerobic digestion of algae and co-digestion between algae and sludge, pre-treatment method of algae, the degradation of microcystins and the ways of recycling the biogas slurry and residue. Then some problems that we need to concern came out such as the optimization of dehydration, the control of the C/N, seasonal effects on algal bloom, methods and effects of the pre-treatment on algae, the scientific use of biogas slurry and residue.

**Key words:** algal bloom; blue algae; anaerobic digestion; advance

# 宝鸡地区霾日的时空变化特征及原因分析

赵阿玲, 刘引鸽, 王 艳, 武洋洋, 史鹏英, 张 妍

(陕西省灾害监测与机理模拟重点实验室, 宝鸡文理学院地理与环境学院, 陕西 宝鸡 721013)

**摘 要:** 利用 1981—2011 年宝鸡各县区日平均能见度、日平均相对湿度、天气现象记录以及其他气象观测资料, 采用线性趋势分析、小波分析以及主成分分析等气候研究方法, 分析了宝鸡地区霾日的长期变化趋势和空间分布特征, 探讨了霾日发生的原因。结果表明: 宝鸡地区年均霾日变化呈波动下降趋势, 宝鸡地区霾日变化呈现多时间尺度的特征; 冬春两季霾日波动变化下降趋势最为明显, 秋季次之, 夏季霾日变化呈明显上升趋势; 宝鸡地区的霾日多发地主要集中在以渭河为中心的中部地区; 风速、相对湿度和地面温度对霾日的增减影响显著, 能源利用等因素对霾日的发生有着显著的影响。

**关键词:** 霾; 时空变化; 小波分析; 空间分布; 原因分析; 宝鸡地区

**中图分类号:** X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0069-07

## 0 引言

近年来, 由于经济的快速发展和城市扩张等原因, 造成空气污染严重, 雾霾天气频发。对灾害性雾霾天气的研究与整治引起政府及社会各界的广泛关注。霾的气象定义是悬浮在大气中的大量微小尘粒、烟粒或盐粒的集合体, 使空气浑浊, 水平能见度降低到 10km 以下的一种天气现象<sup>[1]</sup>。同时, 霾一般呈乳白色, 它能使物体的颜色减弱, 使远处光亮物体微带黄红色, 而黑暗物体微带蓝色<sup>[2]</sup>。组成霾的粒子极小, 不能用肉眼分辨。当大气凝结核由于各种原因长大后也能形成霾, 在这种情况下水汽进一步凝结可能使霾演变成轻雾、雾和云<sup>[3]</sup>。霾主要由气溶胶组成, 它可在一天中的任何时候出现。霾是一种危害严重且影响较广的灾害性天气。霾天出现时, 天空中漂浮着诸多悬浮颗粒物, 造成大气污染。一方面, 空气的低能见度会导致视觉障碍, 给出行造成不便, 引发交通事故, 造成财产和生命安全损失。另一方面, 会对人体健康产生不利影响, 如诱发呼吸道疾病、小儿佝偻病等<sup>[4]</sup>。同时, 由于霾天的大气能见度极低, 且悬浮颗粒物对大气辐射和传输影响显著, 导致气候变化剧烈、灾害事件频发。近年来频发的雾霾天气引起广大学者的关注。吴兑<sup>[5]</sup>在研究中指出雾和霾是不同的天

气现象, 并给出了划分依据。近 5a 对雾霾天气的相关研究, 多集中于对某地区雾霾天气气候变化特征及原因分析等方面研究<sup>[6-9]</sup>, 对雾霾天的形成机制进行数值模拟, 对大气颗粒物的气溶胶光学特性和雾霾天的关系研究<sup>[10-14]</sup>, 对雾霾天的研究主要集中在大尺度的时空变化特征分析研究<sup>[15-17]</sup>。

宝鸡市位于关中平原中部, 南、西、北三面环山, 以渭河为中轴向东拓展, 呈尖角开口槽形。山、川、原兼备, 以山地、丘陵为主。宝鸡是一个重工业城市, 雾霾天气出现频繁, 不仅对经济发展造成不利影响, 也给人们的生产生活带来诸多不便, 引发学者的思考和关注。庞翻、韩洁、周旗、孟妙志等<sup>[18-21]</sup>主要分析了宝鸡市的雾霾以及重霾的变化, 但对宝鸡雾霾的区域气候时空特征分析及其与气候要素关系的研究很少。本研究主要利用宝鸡地区 11 县区的能见度、相对湿度日观测值, 以及天气现象观测记录和相关气候要素日观测值等资料数据, 分析 1981—2011 年宝鸡地区霾日的变化趋势及突变规律, 探讨不同区域的霾气候变化趋势及空间分布特征, 并结合相关气象要素剖析霾日频发的原因, 以期对宝鸡地区霾天的监测、控制和治理提供合理科学的理论依据。

## 1 资料和方法

本文所用资料为 1981—2011 年宝鸡地区 11 个县的地面观测数据, 包括地面水平能见度 (8 时、14 时、20 时)、日均相对湿度、天气现象记录和地面风速、地面温度等。文中以前一年的 12 月和当年的 1、2 月作为冬季, 以 3、4、5 月作为春季, 6、7、8 月作为夏季, 9、10、11 月作为秋季。同时, 文中霾日月

收稿日期: 2016-12-11

基金项目: 国家社会科学基金项目 (15XZZ012); 陕西省教育厅计划项目 (13JS010); 宝鸡文理学院重点项目 (ZK16061)。

作者简介: 赵阿玲 (1992-), 女, 汉族, 陕西咸阳人, 硕士研究生, 从事资源环境研究工作。

通信作者: 刘引鸽 (1965-), 女, 汉族, 博士, 教授, 主要从事资源环境、生态风险以及气候变化和灾害学方面研究。

平均资料数据来源于日平均霾天资料的统计，霾季节平均资料来源于月资料的统计，全年平均资料来源于日平均霾日资料的统计。由于天气现象记录规定标准的不同及受记录人员主观判断等因素的影响，没有直接采用天气现象记录资料作为霾日的判断根据。本文选用水平能见度和相对湿度的日均值资料，定义同时满足日均能见度 < 10km、日均相对湿度 < 90% 的条件，且排除降水、沙尘暴、扬沙、浮尘、烟雾、吹雪、雪暴等其它导致能见度变化事件的情况记做一个霾日<sup>[5]</sup>，以此统计分析宝鸡地区霾日的长期变化趋势、周期变化规律和空间分布特征。

本文采用条件统计、趋势系数、一般线性回归分析、小波分析和主成分分析等方法分析研究霾日的时空变化特征、周期变化规律及其与气象要素之间的相关关系。

## 2 结果分析

### 2.1 宝鸡地区霾日的特征分析

#### 2.1.1 霾日年际变化及周期变化

通过统计分析得出，宝鸡地区 31 年平均霾日 7.5d，与西安 169.8d (王珊, 2014)、全国 100d 左右

(吴兑, 2010) 的年均霾日数相比，宝鸡地区霾日相对较少。但研究宝鸡地区的霾并寻求合理有效的方法控制霾天的扩散和加剧对于整个关中地区气候变化的研究具有重要意义。图 1 给出的是 1981—2011 年宝鸡地区年均霾日数变化趋势特征。可以看出，宝鸡地区年均霾日变化呈明显的波动下降趋势，且 31 年间以 0.3d/10a 的趋势下降。在 1980—1990 十年间宝鸡地区霾日数变化趋势最明显，峰值出现在 1984 年的 4.4d，最少霾日 2.7d 出现在 1989 年。1990—2000 年霾日数波动变化整体呈小幅下降趋势，波动趋势不明显。2000 年以后，霾日变化整体呈现降—升—降显著下降趋势，年均霾日数最大值 4.3d 出现在 2006 年，且 2010 年出现了最低值 2d。20 世纪 80 年代的宝鸡地区年均霾日为 3.7d，整体的变化趋势呈波动下降趋势。20 世纪 90 年代，霾日变化小有波动但无明显减少，变化趋势较稳定，但此时期的宝鸡地区霾日平均值相对较高，约为 4.2d。21 世纪以后，霾日下降趋势十分显著，2010 年霾日数平均值出现了近 30 年来的最小值 2d，十年平均霾日数为 3.3d。霾日的减少很可能与宝鸡生态环境改善相关。

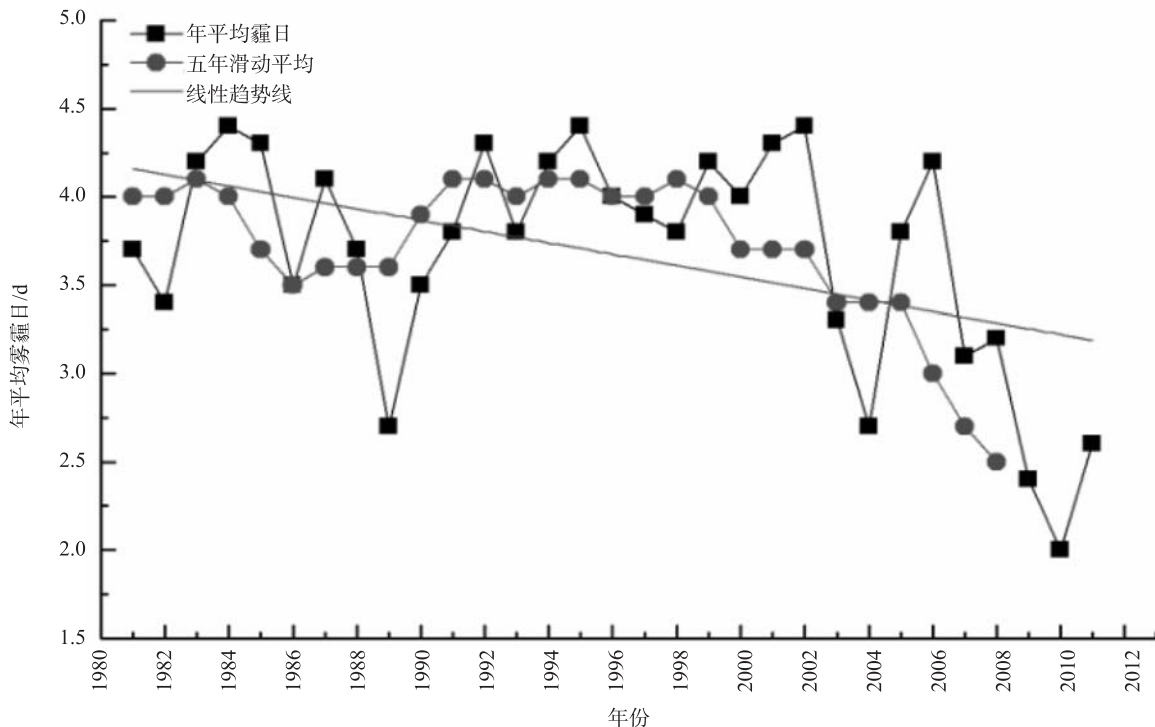


图1 1981—2011年宝鸡地区年均霾日数

从图 2 小波变化实部图可以看出宝鸡地区霾日数变化过程存在多时间尺度的特征。总体上，霾日数变化存在 4~7a、8~11a 和 13~16a 3 个尺度的周期变化。其中 13~16a 和 8~11a 尺度上都出现了 3

次震荡，同时可以看出 13~16a 尺度周期变化范围大致在 1981—2005 年，而 8~11a 的尺度周期变化范围大致在 1995—2010 年。此外，可以看出在 4~7a 尺度上存在准 8 次的震荡且变化相对稳定。总之，

宝鸡地区年均霾日数变化存在 5a 短周期和 10a、15a 的长周期变化。小波方差能反映出信号波动的能量随尺度年份的分布 (卢爱刚等, 2012)。图 3 中可以看出宝鸡地区霾日数方差存在 3 个较为明显的波峰, 依次对应 5a、10a 和 15a 的时间尺度。其中最大峰值对应 10a 的时间尺度, 说明 10a 左右的周期震荡

最为强烈, 为霾日数变化的第 1 主周期; 第 2 峰值为 15a 的时间尺度, 是霾日数变化第 2 主周期; 第 3 峰值的 5a 时间尺度能量震荡较弱, 对小波方差贡献小, 为霾日数变化的第 3 主周期。结果表明: 5a、10a 和 15a 3 个周期的波动控制着宝鸡地区年均霾日数在 31a 间的主要变化特征。

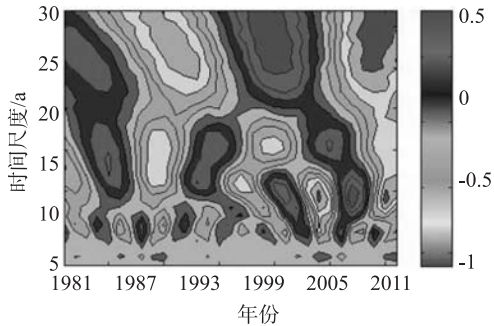


图2 小波变化实部图

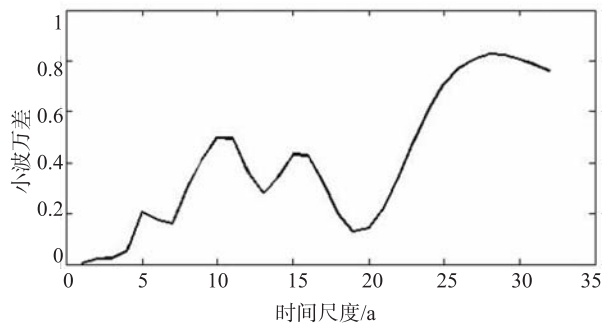


图3 小波方差图

### 2.1.2 霾日季、月变化特征

图 4 和图 5 分别给出了 1981—2011 年宝鸡地区霾日的季平均变化趋势和月平均分布图。从图 4 可以看出, 一年之中霾日多发季节为冬季, 平均霾日数最高可达 7d, 春秋两季次之, 夏季最少。从图 5 霾日的月平均分布可知, 当年 12 月至次年 3 月是霾天的高发期, 各月平均霾日数均高于 4.5d。其中 1 月份的霾日数最多, 平均 7d 左右。5—10 月霾日数最少, 大致在 1.1~2.3d 波动。值得注意

的是, 7、8 月的夏季平均霾日数均高于秋季前两月, 各月平均霾日数为 2d。说明了宝鸡地区的霾天不仅在冬、春两季频繁出现, 夏季也时常发生。同时, 由图 4 分析发现, 宝鸡地区 31 年间霾日数的变化整体呈现下降趋势。其中, 冬春两季霾日波动下降趋势最为明显, 平均以 1d/10a 的趋势下降。其中, 秋季霾日波动变化不大, 趋势不明显。与其他季节相比, 夏季霾日的变化呈明显上升趋势, 这可能和大气环流、区域气候变化等有关。

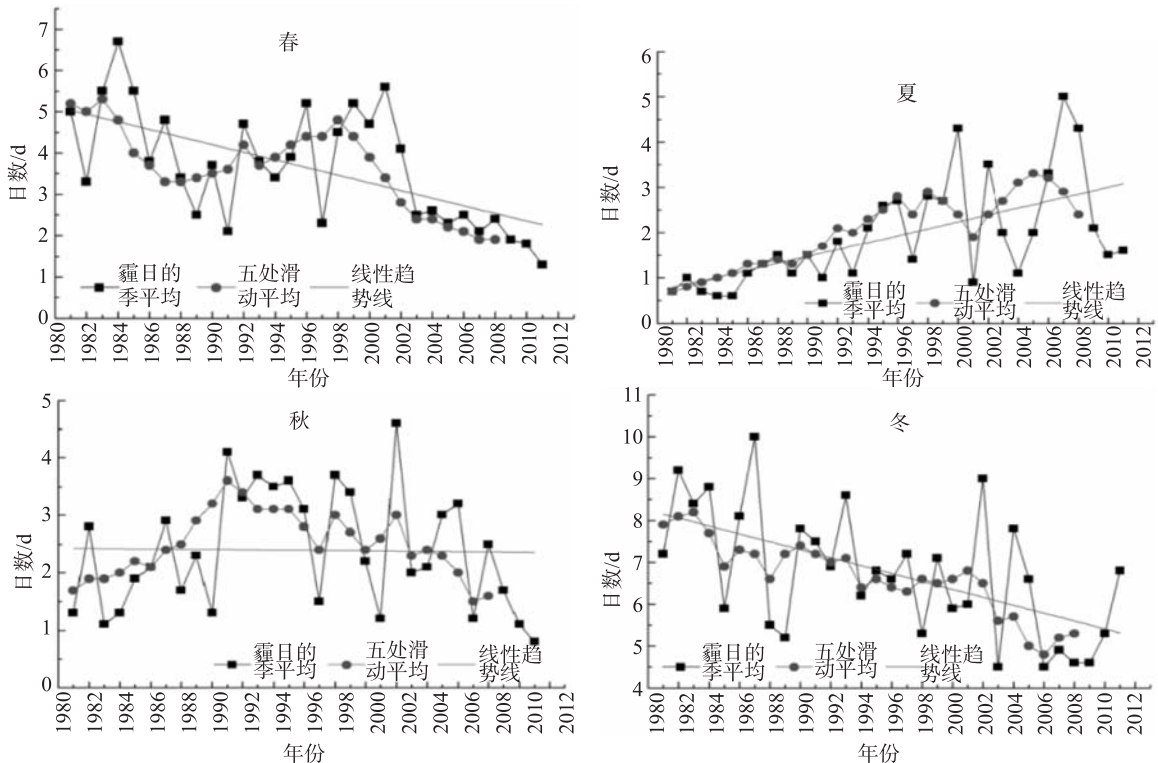


图4 宝鸡地区霾日的季平均变化

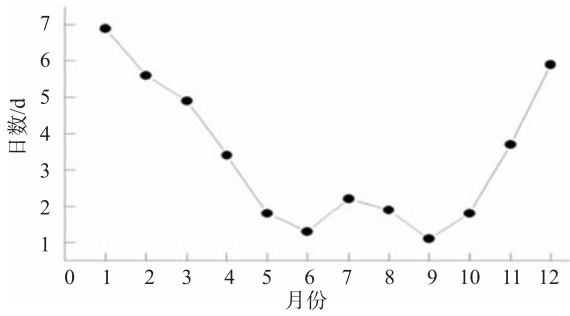


图5 宝鸡地区霾日的月平均分布

### 2.1.3 空间分布特征

在图6和图7中分别给出了宝鸡地区霾日的多年平均空间分布图和各季平均分布图。总体来看，霾日的多年平均空间分布和各季平均分布所呈现的变化规律相似。从图6可以看出霾日的多发地主要集中在以渭河为中心的中部地区，同时呈从中部地区向南北两地减少的趋势，这与宝鸡地区的地理环境有关。中部川塬地区的霾日聚集严重，南北丘陵山地稀少。霾日数的年平均变化最大值出现在宝鸡市，高达79.6d，其次是凤翔，

年平均日数为69.8d。而在麟游、陇县以及凤县西部和太白县中部偏北一带地区的霾日相对较少，低值中心出现在太白县，年均霾日仅为2d。在霾的各季节空间分布图(图7)中可以看出，春季和夏季的高值中心均有宝鸡市、凤翔县和眉县北部3个中心，秋季和冬季的霾日存在2个多发高值中心。总体来看，宝鸡市一直都是霾天的多发区。

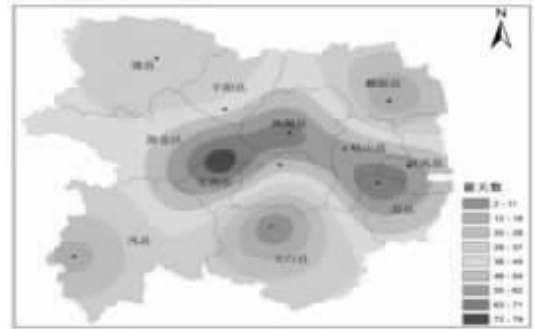


图6 宝鸡地区1981—2011年年均霾日数分布

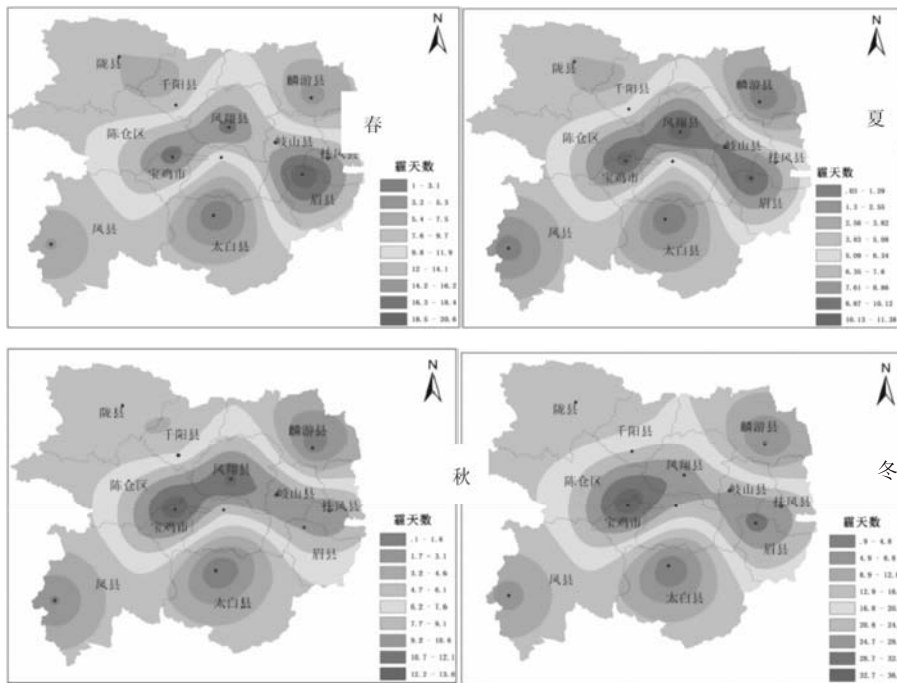


图7 宝鸡地区1981—2011年霾日数春季、夏季、秋季和冬季季节分布

### 2.2 不同地理位置霾日的变化特征

根据1981—2011年宝鸡地区年均霾日数空间分布特征，将宝鸡地区划分为北部丘陵(包括陇县、千阳县和麟游县)、中部川塬(宝鸡市、陈仓区、扶风、凤翔和岐山)、南部秦岭山地(眉县、凤县

和太白)3个区域。分别统计了各区域1981—2011年逐年平均霾日数并绘制各区域的霾日变化趋势(图8)。可以看出，不同区域的霾日数变化趋势各不相同。南部秦岭山地31a间霾日数的波动下降趋势最为明显，尤其是在1995—1999年的下降趋势十



分显著。北部丘陵地区变化趋势不明显，霾日数变化整体保持在年均 2.2d 左右，年均霾日数最大值 4.5d 出现在 2002 年。中部川源地区分布的霾日数最多，与图 6 宝鸡地区霾日数变化的年均空间分布十分吻合。1981—1990 年间霾日数波动变化较大，最小值在 1989 年改革开放时期，1990—2000 年霾日数的年均值都相对较大，波动变化不明显。2000—2011 年霾日数的波动变化趋势显著，呈明显的降—

升—降趋势。宝鸡市位于中部川源地区，且霾天数是各地区之最，可以作为宝鸡地区霾气候变化研究的典例。通过条件统计和趋势分析发现，宝鸡市年均霾日数的变化呈显著下降趋势。其中，在 1980—1990 年宝鸡市的霾日数小有波动，平均霾日数为 6.7d。1990—2000 年霾日数波动变化呈现小幅下降趋势，变化不明显。2000 年以后，霾日数变化呈降—升—降的显著下降趋势，年均霾日数约为 4.1d。

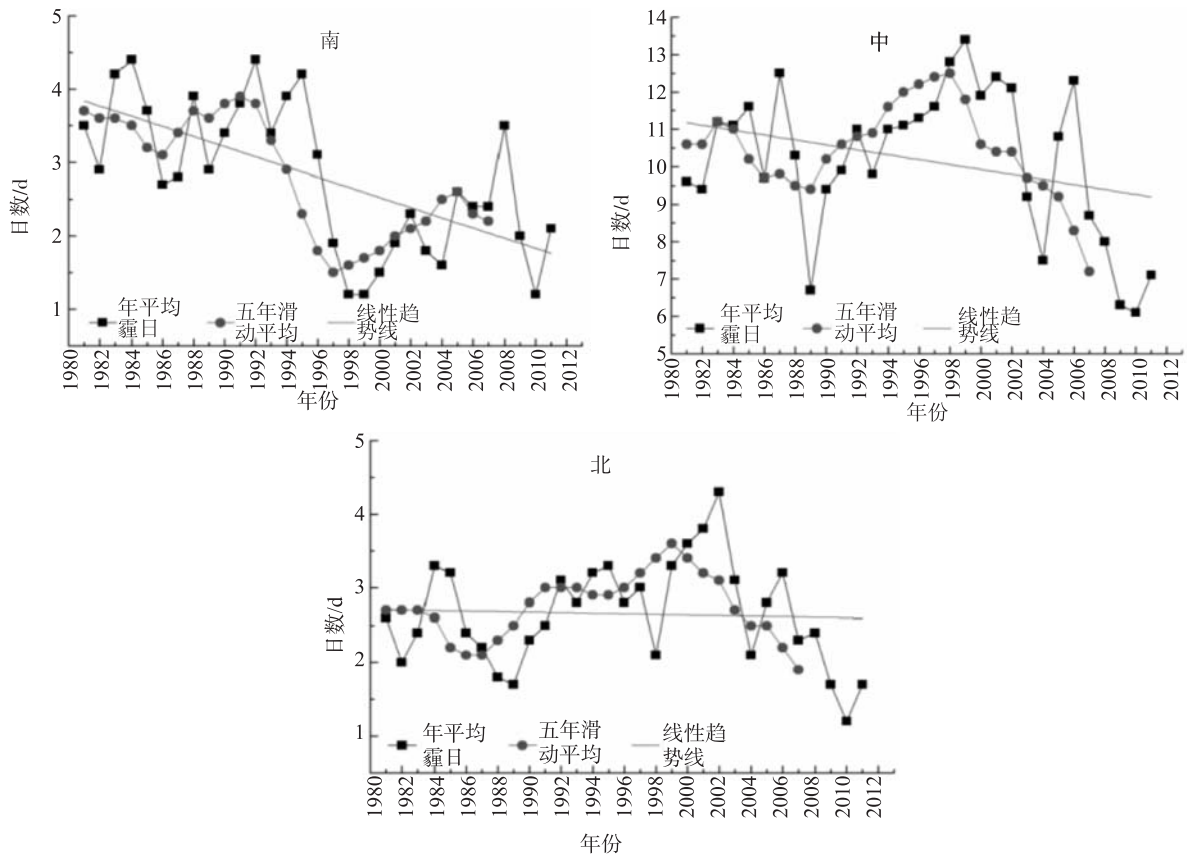


图8 1981—2011年宝鸡各区域年均霾日数

### 2.3 原因分析

#### 2.3.1 气象要素与霾日的关系

图 9 给出了宝鸡地区 31 年间年均相对湿度、风速和地面温度等气候要素的演变趋势。可以看出，1980—1990 年相对湿度的变化波动趋势下降明显，1985 年以后出现上升变化的趋势，2000 年以后波动变化较为平稳。同时，年均风速在明显的波动下降趋势变化。可以看出，年均相对湿度和风速的变化趋势与宝鸡地区霾日数变化趋势（图 1）是相同的，都呈波动下降的变化趋势，但年均相对湿度与霾日变化呈正相关（0.549）关系（见表 1），风速变化与霾日的变化呈负相关（-0.386）。而年均地面温度的变化 1981—2011

年呈明显的波动上升变化趋势，与宝鸡地区霾日数的变化呈负相关（-0.453）。

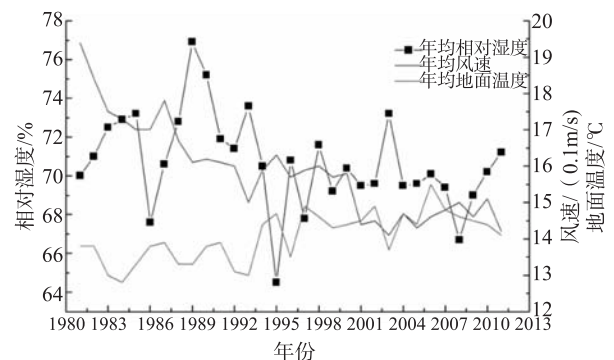


图9 1981—2011年宝鸡地区相对湿度、年平均风速和地面温度的年际变化

主成分分析 (PCA) 是一种分析、简化数据集的技术, 可以消除评价指标之间的相关影响。在综合评价函数中, 各主成分的权数为其贡献率, 它反映了该主成分包含原始数据的信息量占全部信息量的比重, 这样确定的权数是客观的、合理的, 并克服了某些评价方法中认为确定权数的缺陷。应用主成分分析法分析霾日数与风速、相对湿度和地面温度之间的相关性发现气候要素

的变化对霾气候变化影响显著。从霾日数与各要素之间的相关矩阵 (表 1) 可以看出, 霾日数与风速之间通过了 0.05 的显著性检验, 且与相对湿度和地面温度的显著性水平通过了 0.01 的显著性检验, 表明了风速、相对湿度和地面温度等气象要素与霾日数之间关系密切, 对霾日数的变化有显著影响。

表 1 宝鸡地区气象因子变化与霾日数的相关矩阵

名称	年均霾日数/d	年平均风速/(m/s)	相对湿度/%	地面温度/℃
年均霾日数/d	1.000	-0.386*	0.549**	-0.453**
年平均风速/(m/s)		1.000	-0.347	-0.444*
相对湿度/%			1.000	-0.746**
地面温度/℃				1.000

注: \*—0.05, \*\*—0.01。

### 2.3.2 其他因素对霾日的影响

宝鸡市是我国重点建设的老工业基地, 现已发展成为门类比较齐全的重要工业基地, 重工业占经济的比重过高。随着关天经济区的建立和发展, 宝鸡市的人口数量也在不断增长, 对能源的需求量大, 但利用率较低, 工业生产和居民生活排放大气污染物较多, 导致了 PM<sub>2.5</sub> 和 SO<sub>2</sub> 等浓度增加, 大气能见度降低, 霾日频发。对大气污染的彻底治理需要提高设备科技含量, 开发清洁新能源等。

### 3 结论

(1) 宝鸡地区年均霾日数变化呈现波动下降的趋势, 冬春两季霾日变化波动下降趋势最为明显, 秋季次之, 但夏季霾日变化呈明显的上升趋势。年均霾日数变化过程存在多时间尺度的特征, 具有长周期和短周期变化。

(2) 宝鸡地区的霾多发地主要集中于以渭河为中心的中部地区, 同时呈现从中部地区向南北两地减少的趋势。南部秦岭山区霾日波动下降趋势最为明显; 中部川源地区霾日最多, 且波动变化不大; 北部丘陵地区没有明显变化。

(3) 宝鸡地区霾与风速、相对湿度和地面温度等气象要素之间的相关关系密切, 对霾日影响显著。能源利用导致的污染物排放对能见度的影响极大, 加剧了宝鸡地区霾日的发生频率。

#### 参考文献:

[1] 中国气象局. 地面气象观测规范 [M]. 北京: 气象出版社, 2003.  
 [2] 中国气象局. 地面气象观测规范第 4 部分: 天气现象观测:

QX/T 48—2007 [S].

[3] 成都气象学院. 气象学 [M]. 北京: 农业出版社, 1980.  
 [4] 石春娥, 王喜全, 李元妮, 等. 1980—2013 年安徽霾天气变化趋势及可能成因 [J]. 大气科学, 2016, 40 (2): 357—370.  
 [5] 吴兑, 吴晓京, 李菲, 等. 1951—2005 年中国大陆霾的时空变化 [J]. 气象学报, 2010, 68 (5): 680—688.  
 [6] 吴兑. 近十年中国灰霾天气研究综述 [J]. 环境科学学报, 2012, 32 (2): 257—269.  
 [7] 王珊, 修天阳, 孙扬, 等. 1960—2012 年西安地区雾霾日数与气象因素变化规律分析 [J]. 环境科学学报, 2014, 34 (1): 19—26.  
 [8] 刘宁微, 马雁军, 刘晓梅, 等. 1980—2009 年沈阳灰霾的变化趋势研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24 (10): 92—94.  
 [9] 王喜全, 孙明生, 杨婷, 王自发. 京津冀平原地区灰霾天气的年代变化 [J]. 气候与环境研究, 2013, 18 (2): 165—170.  
 [10] 王自发, 李杰, 王哲, 等. 2013 年 1 月我国中东部强霾污染的数值模拟和防控对策 [J]. 中国科学: 地球科学, 2014, 44 (1): 3—14.  
 [11] 廖晓农, 张小玲, 王迎春, 等. 北京地区秋冬季持续性雾—霾发生的环境气象条件对比分析 [J]. 环境科学, 2014, 35 (6): 2031—2044.  
 [12] 赵秀娟, 蒲维维, 孟伟, 等. 北京地区秋季霾天 PM<sub>2.5</sub> 污染与气溶胶光学特征分析 [J]. 环境科学, 2013, 34 (2): 416—423.  
 [13] 王静, 牛生杰, 许丹, 于兴娜. 南京一次典型雾霾天气气溶胶光学特性 [J]. 中国环境科学, 2013, 33 (2): 201—208.  
 [14] 曹玲娟, 耿红, 姚晨婷, 赵磊, 段鹏丽, 宣莹莹, 李红. 太原市冬季灰霾期间大气细颗粒物化学成分特征 [J]. 环境科学, 2014, 34 (4): 837—843.



- [15] 符传博, 唐家翔, 丹利, 等. 1960—2013 年我国霾污染的时空变化 [J]. 环境科学, 2016, 37 (9): 3237 - 3248.
- [16] 戴永立, 陶俊, 林泽健, 等. 2006—2009 年我国超大城市霾天气特征及影响因子分析 [J]. 环境科学, 2013, 34 (8): 2925 - 2932.
- [17] 王明洁, 朱小雅, 陈申鹏. 1981—2010 年深圳市不同等级霾天气特征分析 [J]. 中国环境科学, 2013, 33 (9): 1563 - 1568.
- [18] 庞翻, 韩洁, 王婷. 宝鸡市重度灰霾天气气候特征及气象条件分析 [J]. 陕西气象, 2013, (6): 22 - 25.
- [19] 韩洁, 庞翻, 王婷, 肖舜. 近 31 年宝鸡市灰霾天气时空分布特征 [J]. 陕西气象, 2014, (4): 11 - 14.
- [20] 李改萍, 周旗, 赵丹. 1981—2013 年宝鸡市霾日数变化趋势及突变分析 [J]. 宝鸡文理学院学报 (自然科学版), 2015, 35 (4): 62 - 67.
- [21] 孟妙志, 卢晔, 王仲文, 等. 2013 年冬季宝鸡重度霾污染分析 [J]. 陕西气象, 2015, (3): 48 - 52.
- [22] CHEN Huizhong, WU Meng, et al. Comparison of three statistical methods on calculating haze days—Taking areas around the capital for example [J]. China Environmental Science (in Chinese), 2014, 34 (3): 545 - 554.
- [23] WANG H, TAN S, WANG Y, et al. Amultisource observation study of the severe prolonged regional haze episode over eastern China in January 2013 [J]. Atmos. Environ, 2014 (89): 807 - 815.
- [24] ZHANG Q, MENG J, QUAN J, et al. Impact of aerosol composition on cloud condensation nuclei activity [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012 (12): 3783 - 3790.

## Spatial and Temporal Variations of Hazy Day and Its Influencing Factors in Baoji Region

ZHAO A - ling, LIU Yin - ge, WANG Yan, WU Yang - yang, SHI Peng - ying, ZHANG Yan  
(Key Laboratory of Disaster Monitoring and Mechanism Simulating in Shanxi Province, Geography and Environmental Engineering Department of Baoji college of Arts and Science, Baoji Shanxi 721013, China)

**Abstract:** The meteorological and environmental data including the weather phenomenon and the average daily visibility and relative humidity and other meteorological observation data in 1981 - 2011 were applied to analyze the variation, spatial characters, and reasons of haze using the climatic linear - trend estimation, wavelet analysis, and principal component analysis. The main conclusions showed that the annual hazy days in Baoji were decreasing. The haze days declined in winter and spring season was most obvious. While hazy days increased in summer. The hotspot areas were focused on the central region of the Wei River watershed. At the same time, it was decreasing from the central area to the north and south. The principal component analysis results showed that the change of meteorological factors had a significant impact on the increase or decrease of hazydays. And the correlation coefficient of average wind speed, relative humidity, and surface temperature with hazy days were 0.386, 0.549 and 0.549. Energy and other factors had a significant effect on the occurrence of hazy days.

**Key words:** haze; wavelet analysis; spatial distribution; analysis of causes; Baoji region

# 徐州市空气微生物年际变化分析

李朝, 杨靖, 杜娟, 蔡吉林

(徐州市环境监测中心站, 江苏 徐州 221002)

**摘要:** 2012年4月—2016年9月每年两次对徐州市的风景区、居民区和工业区3个监测点位的空气微生物进行监测。结果显示, 工业区的细菌和霉菌菌落总数在大部分监测结果中处于最高值, 不同年份空气微生物变化不明显, 但在最近一年达到最低值。对空气微生物质量进行评价, 徐州市最近五年都处于清洁水平, 相比于国内其他城市处于较好的水平。

**关键词:** 空气微生物; 年际变化; 评价; 徐州

**中图分类号:** X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0076-04

空气微生物是指空气中细菌、霉菌和放线菌等有生命的活体, 它主要来源于自然界的土壤、水体、动植物和人类活动<sup>[1]</sup>。空气微生物是城市生态系统重要的生物组成部分, 空气中广泛分布的细菌、真菌孢子、放线菌、病毒等生物粒子不仅具有极其重要的生态系统功能, 还与城市空气污染、城市环境质量和人体健康密切相关, 空气中微生物浓度过高会导致各种疾病的发生<sup>[2]</sup>。环境监测部门应该把空气微生物监测作为重点内容, 及时、准确地报告空气微生物含量等数据, 并严格控制空气微生物含量水平<sup>[3]</sup>。

目前对于空气微生物的研究主要有对于采样方法的研究<sup>[4]</sup>, 不同城市功能区的分布规律研究<sup>[5,6]</sup>, 不同高度的分布特征<sup>[7]</sup>, 微生物影响因素分析<sup>[8]</sup>等。

徐州市以煤炭、钢铁等行业作为支柱产业, 加之处于北方, 由于气候原因, 空气污染物不容易扩散, 雾霾天气时有发生, 所以对空气微生物的研究十分必要。

## 1 研究方法

1.1 采样方法 (撞击法、培养基、培养时间、采样高度、频次)

在徐州市区范围内选取有代表性的风景区、居民区和工业区共3个采样点, 2012—2016年每年的4月和9月分别对空气中的细菌菌落总数和霉菌菌落总数采样2次。微生物采样使用撞击式

空气微生物采样器 (FA-2型), 采样时将培养皿固定在距离地面1.5m高处。细菌采用营养琼脂培养基, 在37℃的培养箱中培养48h; 霉菌采用霉菌培养基<sup>[9]</sup>, 在28℃的培养箱培养96h。培养时间到后, 对各个培养皿上的菌落数分别计数。

## 1.2 数据处理 (菌落数计算、软件)

每个样品的采样时长为5min, 采样流速为28.3L/min。空气中的微生物菌落数计算公式如下:

$$\text{空气中微生物数量 (CFU/m}^3\text{)} = \frac{\text{各层培养皿菌落总数}}{\text{采样时长 (min)} \times \text{采样流速 (L/min)}} \times 1000$$

## 2 结果与分析

### 2.1 细菌菌落数年际分析

由图1可知, 风景区的细菌菌落数在10次监测中有8次最低。细菌菌落数近几年监测到的最高值为2012年4月, 出现在居民区, 五年均值最高的为工业区, 平均细菌菌落数为801CFU/m<sup>3</sup>。同一监测点位9月份的细菌菌落数值大部分高于4月份的监测数值。整体看来, 近五年来居民区的细菌菌落数年际变化较大, 风景区和居民区的细菌菌落数在2016年达到了最低值, 工业区年度最低值出现在2015年。

### 2.2 霉菌菌落数年际分析

由图2可知, 各监测点位的霉菌变化趋势呈现很强的相关性, 大部分年份中, 9月份的霉菌菌落数高于同年4月份的菌落数。在总计10次监测中, 工业区霉菌菌落数在7次都处于最高水平。2014年9月和2015年4月的两次监测中, 3个点位的霉菌菌落数非常接近。2012—2015年各监测点位的霉菌菌落数变化不大, 2016年各监测

收稿日期: 2016-12-07

作者简介: 李朝 (1985-), 男, 工程师, 硕士, 研究方向为生物监测。

点位霉菌菌落数显著下降，空气质量明显好转。

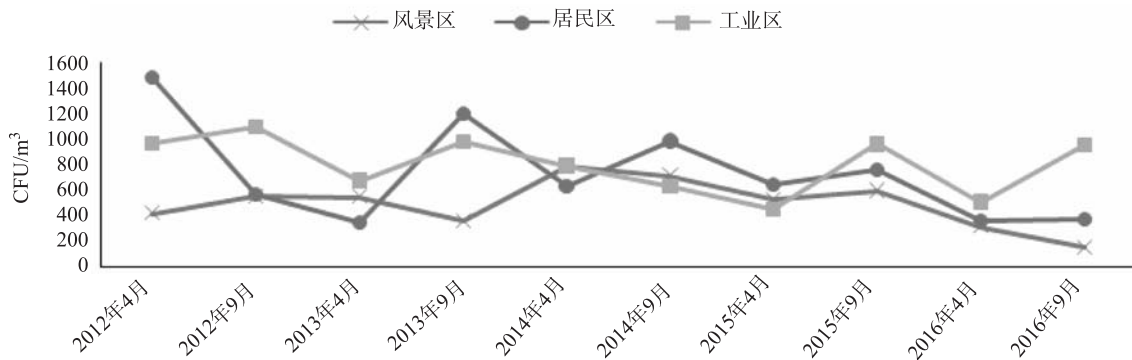


图1 细菌菌落数CFU/m<sup>3</sup>

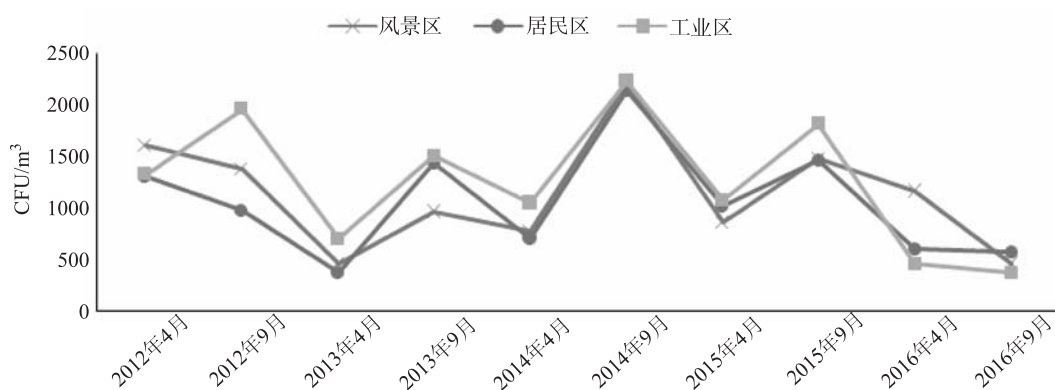


图2 霉菌落数CFU/m<sup>3</sup>

### 2.3 微生物分级评价

进行大气微生物评价。

根据表 1<sup>[10]</sup> 中科院生态研究中心推荐的表格

级别	细菌	霉菌	微生物总数
清洁	< 1000	< 500	< 3000
较清洁	1000 ~ 2500	500 ~ 750	3000 ~ 5000
轻微污染	2500 ~ 5000	750 ~ 1000	5000 ~ 10000
污染	5000 ~ 10000	1000 ~ 2500	10000 ~ 15000
中污染	10000 ~ 20000	2500 ~ 6000	15000 ~ 30000
严重污染	20000 ~ 45000	6000 ~ 20000	30000 ~ 60000
极严重污染	> 45000	> 20000	> 60000

将每年各个点位的监测结果平均作为该点的平均值，参照表 1 进行空气微生物污染级别评价，评价结果见表 2。

由表 2 可知，5a 来 3 个点位的细菌污染级别在清洁和较清洁之间，霉菌污染级别在清洁到污染之间，微生物总数全部处于清洁水平；3 个监测点位中工业区的霉菌污染较为严重；最近一年

3 个监测点的空气微生物污染级别为 5a 来最好水平。

### 2.4 不同城市空气微生物比较

收集近几年的文献资料<sup>[11-15]</sup>，对不同城市空气微生物监测结果比较研究。

由表 3 可知，同一城市的不同监测点位，细菌、霉菌和微生物总菌落数有较大的差异，不同城

市间同一类空气微生物的菌落数相差也较大。相对于国内其他城市，徐州市的空气微生物污染较轻。总体看来人类活动的工业区、居民区、交通区等空

气微生物污染较重，风景区空气微生物污染较轻或者没有受到污染。

表2 空气微生物污染级别评价结果表

采样地点	采样时间	细菌污染级别	霉菌污染级别	微生物总数污染级别
风景区	2012年	清洁	污染	清洁
	2013年	清洁	较清洁	清洁
	2014年	清洁	污染	清洁
	2015年	清洁	污染	清洁
	2016年	清洁	较清洁	清洁
居民区	2012年	较清洁	污染	清洁
	2013年	清洁	轻微污染	清洁
	2014年	清洁	污染	清洁
	2015年	清洁	污染	清洁
	2016年	清洁	较清洁	清洁
工业区	2012年	较清洁	污染	清洁
	2013年	清洁	污染	清洁
	2014年	清洁	污染	清洁
	2015年	清洁	污染	清洁
	2016年	清洁	清洁	清洁

表3 不同城市空气微生物监测结果比较

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

城市	细菌菌落数	霉菌菌落数	微生物总菌落数
淮安	1730 ~ 20131	536 ~ 1572	2739 ~ 21703
宜春	2760 ~ 10100	1480 ~ 3290	4480 ~ 12700
昆明	1083 ~ 17536	367 ~ 2961	1607 ~ 17968
泉州	2250 ~ 11190	3600 ~ 11800	2600 ~ 22190
黄石	1278 ~ 9059	458 ~ 3129	1835 ~ 12155
盐城	540 ~ 10128	120 ~ 1302	/
徐州	148 ~ 1488	371 ~ 1965	721 ~ 2926

### 3 讨论

2012—2016年，徐州市空气微生物3个监测点位细菌的监测值为148~1488CFU/m<sup>3</sup>，霉菌的监测值为371~1965CFU/m<sup>3</sup>，微生物总数的监测值为721~2926CFU/m<sup>3</sup>。对空气微生物污染状况进行评价，风景区最好，工业区最差，居民区处于两者之间。工业区的人为活动使得空气中PM<sub>10</sub>的含量较高，而空气微生物群落与PM<sub>10</sub>显著相关<sup>[16]</sup>，使得这一区域的空气微生物数量较多。风景区中的植物对空气微生物有抑制作用<sup>[17]</sup>，所以这一区域的空气质量最好。

徐州市的空气微生物污染类型主要是霉菌，2013年和2016年是徐州市空气微生物菌落较少的两个年份，其他3a空气微生物数量较为稳定。相

比于国内其他城市，徐州市的空气微生物污染较轻，并且在朝着好的方向发展。

#### 参考文献:

- [1] Bovallius A, Bucht B, Roffy R, et al, Three - year investigation of natural airborne bacterial flora at four localities in Sweden [J]. Applied and environmental Microbiology, 1978, 35 (5): 847 - 852.
- [2] 方治国, 欧阳志云, 胡利锋, 等. 城市生态系统空气微生物群落研究进展 [J]. 生态学报, 2004, 24 (2): 315 - 322.
- [3] 韩佳, 王中卫. 空气微生物作为大气污染常规分析指标的必要性 [J]. 环境科学与管理, 2012, 37 (8): 129 - 131.
- [4] 梁晓军, 刘凡. 低浓度空气微生物采样与效果评价技术研究进展 [J]. 环境与健康杂志, 2011, 28 (3): 278 - 282.
- [5] 韩毅, 潘少兵, 李小亮. 安庆师范学院菱湖校区主要功能区空气微生物污染调查与分析 [J]. 安庆师范学院学报 (自然科学版), 2011, 17 (3): 86 - 88.
- [6] 肖新云, 赵先平, 王永华. 空气中微生物的分布规律研究 [J]. 中国微生态学杂志, 2015, 27 (4): 406 - 416.

- [7] 郝翠梅, 方治国. 不同高度空气微生物浓度总体特征 [J]. 环境科技与资源, 2016 (1): 140-141.
- [8] 黄敏, 刘婷, 李建文, 等. 黄石市空气微生物分布及影响因素分析 [J]. 湖北理工学院学报, 2014, 30 (1): 30-33.
- [9] 潘立勇, 李勇, 付红, 等. 徐州城市主要环境功能区空气微生物污染状况评价 [J]. 中国环境监测, 2008, 24 (3): 72-73.
- [10] 王焕校. 污染生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- [11] 王芹, 田甜, 金焰. 楚州城区空气微生物含量的测定 [J]. 仪器仪表与分析监测, 2011 (1): 28-29.
- [12] 王瑞君, 包帆. 宜春市城区空气微生物数量测定及分析 [J]. 宜春学院学报, 2011, 33 (4): 118-119.
- [13] 傅本重, 赵洪波, 洪英娣, 等. 昆明部分地区秋季空气微生物污染监测与评价 [J]. 环境与健康杂志, 2011, 28 (12): 1111-1112.
- [14] 唐坚. 泉州市区空气微生物污染的检测及评价 [J]. 台湾农业探索, 2012 (3): 60-62.
- [15] 黄敏, 刘婷, 李建文, 等. 黄石市空气微生物分布及影响因素分析 [J]. 湖北理工学院学报, 2014, 30 (1): 30-33.
- [16] 葛伟, 蔡琨, 马晶晶. 盐城市空气微生物调查与评价 [J]. 环境监控与预警, 20157 (2): 46-49.
- [17] 潘立勇, 王海棠, 李勇, 等. 城市人居环境空气微生物群落变化影响因素的研究 [C]. 北京: 中国环境科学学会学术年会, 2015: 4703-4707.
- [18] 周连玉, 乔枫, 米琴, 等. 校园绿地空气微生物的含量及抑菌效应 [J]. 江苏农业科学, 2012, 40 (7): 160-162.

## Airborne Microorganisms Variability of Recent Years in Xuzhou

LI Zhao, YANG Jing, DU Juan, CAI Ji-lin

(Xuzhou Environmental Monitoring Center, Xuzhou Jiangsu 221002, China)

**Abstract:** Three sampling sites were distributed in scenic, residential and industrial area in Xuzhou to examine the airborne microorganism pollution from April, 2012 to September, 2016. The industrial area had the highest numbers of bacteria and fungus. Airborne microorganisms had little variability in different years and lowest number in 2016. The yearly continuous monitoring results showed that the pollution level of Xuzhou was cleaner than other cities in the recent five years.

**Key words:** airborne microorganisms; yearly changes; assess; Xuzhou

# 不同耕地类型中砷污染修复方式研究进展

冉继伟<sup>1</sup>, 张旭<sup>2</sup>, 宁平<sup>1</sup>, 张榆霞<sup>3</sup>, 金玉<sup>3</sup>, 孙鑫<sup>1</sup>

(1. 昆明理工大学环境科学与工程学院, 云南昆明 650000;

2. 昆明市城市排水监测站, 云南昆明 650034; 3. 云南省环境监测中心站, 云南昆明 650034)

**摘要:**总结了砷的危害、耕地中砷的来源及污染现状, 综述了不同耕地类型的砷污染修复技术, 探讨了不同耕地类型中砷污染修复方式的选择, 展望了砷污染耕地修复技术的未来研究方向。

**关键词:**砷污染; 土壤修复; 旱地; 水田; 修复方式

**中图分类号:** X131 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0080-07

## 0 引言

砷是一种类金属元素, 因其具有重金属的相关性质, 故常将其归类于重金属行列。地壳中砷的质量分数约为 3mg/kg<sup>[1]</sup>。地球上的砷储量为 3 × 10<sup>8</sup>t<sup>[2]</sup>, 排列第 20 位, 海水中排列第 14 位, 人体中排列第 12 位。砷的工业产量约 5 × 10<sup>4</sup>t/a, 中国与欧美发达国家是主要的砷出产国, 这些国家的砷产量约占全球的 90%<sup>[3]</sup>。人类在采矿、农业生产的过程中, 均会导致土壤中砷浓度的上升。相关资料显示, 我国土壤中砷浓度的平均值为 11.2 mg/kg, 约为全球平均值 (6 mg/kg) 的两倍<sup>[4]</sup>。在我国分布着广泛砷矿资源, 据报道<sup>[5]</sup>我国每年产砷

废渣约为 5 × 10<sup>5</sup>t, 已围积的砷渣达到 2 × 10<sup>6</sup>t。但是针对砷的废物利用及无害化处理开展的不够理想, 大量含砷尾矿库任意堆放, 使土壤中砷元素的含量逐年上升。因此在采矿和工业活动频繁的地区, 土壤砷污染相当严重<sup>[6]</sup>。湖南、云南因矿区众多, 砷污染区域较广; 在新疆、内蒙古、广东等砷污染严重的地域出现了砷中毒的现象<sup>[7,8]</sup>。

## 1 砷的危害

砷的存在形式分为单质砷、无机砷、有机砷等。其毒性大小依次为: 砷化氢 > 三价砷 > 五价无机砷 > 有机砷 > 元素砷<sup>[9]</sup>。据研究无机 As<sup>3+</sup> 的毒性约为无机 As<sup>5+</sup> 毒性的 60 倍。

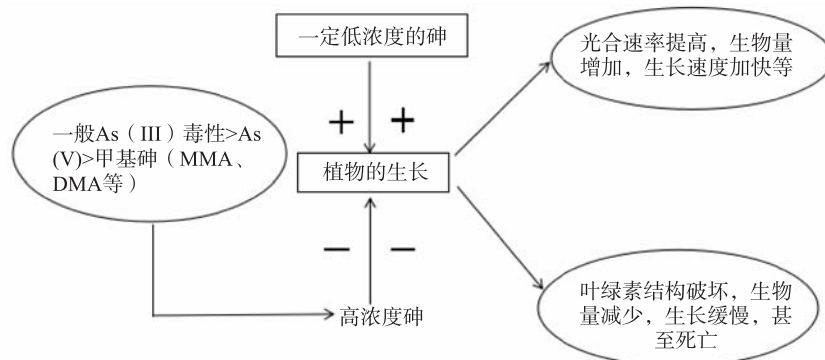


图1 砷对植物生长过程的影响

在植物的各个生长阶段, 相关部位会主动或者被动地从外界吸收砷, 因此其正常生长常受阻碍。低含量的砷对植物影响较小, 甚至对某些植物的生长发

育具有促进作用<sup>[10]</sup>。但在高浓度的土壤砷环境中, 植物生长受到抑制甚至死亡<sup>[11]</sup>。各浓度砷对植物根、茎、叶等组织和代谢活动的影响如图 1。总之, 土壤中不同含量的砷会对植物的生长发育造成一定的影响。同时, 砷被植物作物吸收后, 经食物链等方式进入人体, 也会给人类健康带来极大危害。砷的毒性及其生物作用, 主要是由于砷与酶蛋白质中的巯基 (-SH)、胱氨酸和半胱氨酸含硫的氨基 (-NH)

收稿日期: 2016-12-03

基金项目: 云南省环保厅资助: 云南省典型重金属污染耕地对农作物影响研究。

作者简介: 冉继伟 (1993-), 硕士生, 主要研究方向为土壤污染修复。

通信作者: 孙鑫 (1987-), 博士, 讲师, 主要从事大宗固体废物环境风险评价等方面研究。



结合, 结合后细胞代谢停止, 细胞死亡<sup>[12]</sup>。砷作为动物营养元素的作用仍然有争议, 但砷可能是鸡、大鼠和猪必不可少的超痕量营养元素, 适量的砷可以促进家禽的生长, 有利于血红蛋白的形成, 促进组织和细胞的生长繁殖; 砷在生物体内有积累效应, 具体表现在砷可经鱼类肠或鳃被吸收, 同时海洋甲壳类动物和软体动物比鳕鱼有更强的吸收能力<sup>[13]</sup>。

在砷背景值较高地区, 环境中砷通过呼吸道、消化道或皮肤进入人体。砷对人体的毒害机制是与人体细胞中酶系统的巯基相结合, 使细胞酶系统运行出现障碍, 进而破坏细胞的正常代谢。砷混入血液后, 可破坏毛细血管, 同时使心、肝、肾等内脏产生脂肪性病变<sup>[14]</sup>。

## 2 耕地中砷的来源及污染现状

### 2.1 耕地土壤中砷的来源

砷进入耕地土壤环境主要有两个来源<sup>[9]</sup>。一是人类活动, 人类工业如采矿、冶炼、电镀、化工、废物焚化处理等行业排出的“三废”和使用大量含砷的化肥和灭虫剂等都会使土壤中砷浓度上升。砷矿和砷伴生矿的采集会同时产出大量的砷, 在全球分布着数万个污染点, 每年通过各种方式流入土壤环境的砷总量约为  $9.4 \times 10^4$  t, 最高土壤 As 含量可达  $265000 \text{ mg/kg}$ <sup>[15]</sup>。工业产生的含 As 废水、含 As 废渣、火力(煤)发电等同样是导致砷污染的主要来源。农业活动产生的 As 主要是以砷化物为主要成分的农药和化肥: 如无机砷(砷酸铅、乙酰亚砷酸铜、亚砷酸钠和砷酸钙等)和有机砷酸盐(稻脚青、巴黎绿、稻宁等); 除草剂(甲肿酸、二甲次肿酸等)<sup>[9]</sup>。总之, 人类活动的砷污染是 As 污染的主要来源。

二是自然流动, 如经风化作用后的矿石中含有大量的砷。此外, 土壤侵蚀、森林火灾、微生物代谢和火山喷发都会伴生出砷化物。矿石中 As 和硫化物有较强的亲和性, 在硫化物矿区, 土壤砷的含量很高, 大部分以硫化物的形态存在, 有砷黄铁矿( $\text{FeAsS}$ )、雄黄( $\text{AsS}$ )、雌黄( $\text{As}_2\text{S}_3$ )等。

### 2.2 耕地砷的污染现状

全球土壤中 As 的平均背景值约为  $6 \text{ mg/kg}$ , 中国为  $11.2 \text{ mg/kg}$ <sup>[16]</sup>。从土壤 As 背景值对比来看, 中国在世界范围内属高 As 地区。资料显示我国有近 2000 万人口生活在土壤砷污染高风险区, 如内蒙古额济纳地区、新疆塔里木盆地、甘肃省黑河地区、北部平原的河南省和山东省等。

我国土壤砷浓度在  $10 \mu\text{g/L}$  以上的区域达到 58 万  $\text{km}^2$ <sup>[17]</sup>。农作物中砷浓度超标给人类健康带来很多安全隐患, 产生了严重的社会影响。农田土壤中的砷不单能经地表径流和淋洗的方式污染水源, 还会经食物链进入人体, 进而对人体健康造成损害<sup>[18]</sup>。曾希柏等<sup>[19]</sup>针对我国代表性地域农业用地中砷的浓度做了调查总结, 结论显示, 菜地中砷的富集情况很显著, 统计点位有 44.2% 出现砷累积现象, 9.2% 的样本砷含量超标。总的来说, 我国农田砷浓度较高甚至超标的地区主要分布于含砷矿区和工厂附近, 而农作物产地砷累积的趋势表现明显<sup>[18]</sup>。据相关报道, 云南、湖南、广东、内蒙古等区域土壤砷污染较为严重, 有些种植的农作物(水稻、玉米、蔬菜等)砷浓度高于国家相关标准。近年来湖南郴州、石门等地有严重的砷中毒事故发生, 致使多人患癌死亡<sup>[20]</sup>。总之, 近些年我国砷污染事件频发, 土壤是最大受害者, 而耕地中砷经农作物进入人体, 给人类健康带来了严重危害。因此, 耕地砷污染的修复应受到足够重视。

## 3 不同耕地类型的砷污染修复技术

### 3.1 现状

当前, 耕地砷污染修复的主要方法有物理法、化学法、生物法等。具体修复方法概述和优缺点见表 1。因不同耕地类型中土壤的种类、理化性质的不同, 导致土壤中 As 的存在形态不同, 故对不同农作物生长影响不同<sup>[20]</sup>。资料显示<sup>[21]</sup>, 对大多数农作物来说, 对砷耐性表现为: 旱生作物 > 水生作物、谷类农作物 > 蔬菜、豆类作物。一般农作物的砷含量自上而下呈递增规律, 即子粒、果实 < 叶 < 茎 < 根<sup>[22]</sup>。因此, 在将修复技术运用于实际之前, 需先考虑除砷的定向效果、成本效益、污染程度、以及最终用途。针对旱地和水田这两种不同耕地类型, 选择修复方式对提高修复效率、降低农作物的吸收具有重要意义。

针对多种土地利用类型, 探究土壤中砷的积累情况, 结果发现, 旱地砷含量最高, 水田砷含量次之<sup>[26]</sup>。我国 1996 年颁布的水田、旱地砷土壤环境质量标准如表 2。

### 3.2 旱地砷修复方式

在旱地土壤中砷存在的形态主要为砷酸盐、砷酸, 也有少量的亚砷酸盐、亚砷酸及有机态砷。在这种情况下针对旱地运用较广的修复方式主要有以下几类:

针对中度或轻度的旱地砷污染应用较多的有农艺生态修复。主要包括两个方面：一是指采用农艺方法，通过控制土壤含水量、选择性施肥、低累积品种替换、改变土壤的理化性质、调整种植结构等方式来减轻土壤砷污染。二是采用相关的工程措施，客土法、换土法和翻土法都是常见的方法。客土法是指在受污染的土上加盖一些砷未超标的新土；换土法即挖去部分或全部受污染的土壤，再换

上未受污染的土壤；翻土法是指将受污染的表层土翻至底层<sup>[28]</sup>。其他修复方式工作量大，花费较高，且只能运用于小面积的、砷污染程度高的土壤修复；对于大面积土壤砷污染修复不单所需成本较高，并且极易导致土壤肥力减弱、耕地遭到破坏。应用农艺修复的方式操作简便，费用较低，应用较为广泛。

表1 几种砷污染修复方式的比较<sup>[18, 23-25]</sup>

修复方法	除砷概述	优势与缺点
固化/稳定化修复	指向土壤中添加固化稳定剂，通过吸附、沉淀使重金属在土壤中的存在形式发生变化	具有快捷、价格低廉且二次污染小等优势，重金属仍未从土壤中除去，土壤恢复到原始状态比较困难，大范围利用效果较差
植物修复	采用具有以强耐性和超富集能力的植物和共生的微生物体系消除砷	处理成本较低，后期处理简单，但是植物生长发育不良，且修复时间较长，超富集植物较少，修复效率较低
微生物修复	通过微生物将砷转变成毒性较低的形态，或促进砷化物与土壤胶体的沉淀/络合	微生物需要一定的生长条件和生活环境且实际效果可能与实验室效果有较大出入
土壤淋洗修复	通过土壤和淋洗剂的高能量接触来完成污染物的分散、隔离和无害化处理	操作简便、修复效果好、完成时间短，但会使某些营养元素流失和沉积
原位电动修复	利用电渗析、电泳、电迁移3种方式除去土壤中的重金属	操作便利、二次污染少，在实验条件下已经有了一定的成果，但针对不同类型的土壤，还需要进一步探究
农艺修复技术	改变某些耕作管理制度或减轻土壤砷污染危害	降低修复费用，且实施较方便，但处理时间长，仍待更深入研究，通常用于中、轻度污染土壤的修复

表2 土壤环境质量标准值 (砷)<sup>[27]</sup> (mg/kg)

pH 值	一级		二级		三级
	自然背景	<6.5	6.5~7.5	>7.5	>6.5
水田	15	30	25	20	30
旱地	15	40	30	25	40

在砷污染比较严重的区域，例如众多矿区由于常年开采，同时产生大量重金属，或是冶炼厂排出随大气沉降到土壤中，由于没有正确处理，导致土壤中交换态砷浓度偏高，使土壤中砷的迁移和吸收加快，导致周边土壤肥力缺乏，重金属污染严重，耕地退化严重。针对这类旱地土壤，土壤淋洗修复技术是首选。黄宝荣等<sup>[29]</sup>研究发现，用柠檬酸、Na—EDTA、HCl 作淋洗剂在多种环境下对湖南湘潭锰矿受污染土壤进行淋洗修复，结果显示，其除砷效果良好，且淋洗剂种类、浓度和淋洗的时长是影响除砷效果的关键。ko 等<sup>[30]</sup>探究重金属复合污染土壤淋洗时发现，当淋洗剂种类不同、反应时长

变化时 (10~25 min)，淋洗的最佳时长为 13 min，但是如果继续淋洗的话，淋洗效果却显著变差。除此之外，土壤淋洗/提取技术已经应用于美国的数个砷污染区域。其原理是利用淋洗液将砷从土壤固相迁移至土壤液相的物理过程，用水冲刷受污染的土壤，使砷转移至较深的根外部，以降低农作物根部砷的浓度。为预防二次污染，再选用含有特定配位体的化合物，或使用磷酸盐冲刷土壤，使其和砷构成新的络合物<sup>[31]</sup>。此种方法适用于面积小、污染严重的土壤修复，同时也会导致某些生长必须物质的流失<sup>[32]</sup>。

旱地土壤中无机砷多表现为 As (V)。近些年来兴起了结合电动修复技术与渗透反应墙技术的修复技术 (EK - PRB 联合修复技术)，欧美国家有学者尝试使用该技术去除砷，并取得了良好的效果。江姿幸等<sup>[33]</sup>对 EK - PRB 联合修复技术修复土壤砷污染进行了探究：试验中未设置 PRB，As (V) 的去除率仅为 26.78% ~ 26.91%；

当设置 PRB 后, As (V) 的去除率提升至 43.89% ~ 70.25%; 从阳极吸收的砷浓度较高, 表明砷在联合修复过程中受离子迁移的影响较为明显; 当仅采用电动修复技术处理时, 首要除砷机制为电力装置带来的移除效应。该技术不搅动土层, 同时可缩短修复时间, 后期处理便捷, 且可回收砷, 具有一定的经济价值。该项技术近年来发展较快, 在一些发达国家已步入商业化阶段, 在我国该项技术大多处于实验室阶段, 只需解决大面积修复土壤存在的问题, 未来该技术将具有较好的应用前景。



图2 矿区周边现场图



图3 砷污染土地现场图

### 3.3 水田砷修复方式

水稻土长期处于淹水的还原状态, 砷主要以 As (III) 形态存在。As (III) 易于与稻田中的硫结合形成硫化砷, 土壤中硫的浓度与 As (III) 的溶解性存在显著的相关性, 且土壤中硫含量与有机质的含量呈正比, 因此土壤有机质的含量决定了 As (III) 的溶解性。由于毒性 As (III) > As (V), 故水田中农作物耐受性一般要差于旱生植物。针对水田砷修复, 首要考虑的就是如何将 As (III) 转换为毒性较低的形态。与菜地不

同的是, 由于水田土壤中的微生物铁氧化作用, 部分 As (III) 被转化为 As (V) 并被新生成的铁氧化物所固定。

针对水田砷污染土壤, 添加固化/稳定剂铁氧化物 (水铁矿、纤铁矿、针铁矿、赤铁矿)、锰氧化物 (水锰矿、水钠锰矿和软锰矿) 和铝氧化物 (三水铝矿、勃姆石、水吕石)<sup>[28]</sup> 是一种有效的方法。将金属氧化物作为固化剂修复土壤砷污染不单效果良好, 同时成本较低。金属氧化物与土壤中砷接触, 在表面发生氧化还原反应改变了砷的存在形态, Masue 等<sup>[34]</sup> 研究结果表明砷的形态是去除砷过程的关键: 在碱性条件下 (pH 为 8 ~ 10), 铁氧化剂表面对 As (III) 的吸附效果更显著; 酸性环境下 (pH 为 3 ~ 5), As (V) 吸附效果更好。同时, 短时间内 As (V) 在金属铁或溶解铁表面不会发生反应, 然而在有氧环境下, As (III) 在铁氧化物表面被氧化。胡立琼<sup>[35]</sup> 通过对水稻进行化学稳定实验, 探究用 4 种含铁材料 (FeCl<sub>3</sub>、FeO、FeCl<sub>2</sub> 和 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) 固定土壤砷的效果, 结果发现 Fe<sup>0</sup> 提高了水稻产量, 降低了根、壳、糙米中砷浓度, 对茎部位中无机砷和总砷浓度没有明显影响。总而言之, 固化/稳定化技术能够显著降低 As 在水田土壤中的溶解、迁移性及有效性。但因只是改变了 As 的形态, 而未真正将 As 从土壤中移除, 故需与其他修复技术联合修复。

近几年来, 植物修复成为新的研究热点。蜈蚣草就是一种应用在植物修复中的超富集植物。在土壤中, As 主要经质体流动的方式到达根部表层<sup>[36]</sup>, 由植物根部经由共质体进入植物体<sup>[37]</sup>。植物木质部细胞壁的阳离子交换能量高, 对金属离子向上运输有显著的阻碍作用<sup>[38]</sup>。但在蜈蚣草中, As 的存在形式主要是亚砷酸根离子, 让蜈蚣草木质部对 As 的阻碍作用减弱, 一些 As 随木质部质流向根上部分迁移。陈同斌等<sup>[39]</sup> 的研究显示, 在含 As 9mg/kg 的正常土壤中和含 As 400mg/kg 的土壤中, 蜈蚣草地上部的富集系数分别为 77.6 和 11.0。这说明, 不管是在含 As 的自然土壤或者人为加砷的土壤中, 蜈蚣草都能快速、高效地吸收大量的 As, 并转移到其地上羽叶中; 且呈现出蜈蚣草内 As 浓度随植株生长<sup>[40]</sup> 及其生长环境中 As 含量的增加而增加的趋势<sup>[41,42]</sup>。蜈蚣草能将相对不溶于水的 AlAsO<sub>4</sub>、FeAsO<sub>4</sub>、Ca<sub>3</sub>(AsO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> 等物质富集于其羽叶

中<sup>[40,43]</sup>，还能吸附土壤中的 MMA、DMA 等有机态砷<sup>[44]</sup>，这表明蜈蚣草能富集不同形态的 As。但需要注意的是，水培条件下蜈蚣草对亚硝酸盐的富集效率很慢，大概是吸收砷酸盐速率的 1/10，以 As (V) 形式吸收的也只是总砷的一部分。在水培情况下，实验结果表明：培养液中 As (III) 的吸收效率与时间成正比，随浓度不同而不同。例如蜈蚣草对 As (III) 处理浓度为 10mg/L，吸收百分比在 1d 后达到 97.57%，而在 500mg/L、1000mg/kg 条件下，吸收率明显下降，吸收效率分别只有 16.5%、3.43%。200mg/L 时，吸收率最高<sup>[45]</sup>。因此，尽管植物修复成本较低，无二次污染，后期处理方便，但在水田除砷的应用中仍存在一定的问題。

针对植物修复的缺陷，研究者提出了利用微生物或蚯蚓等措施进行强化修复的措施<sup>[46]</sup>。例如在特定的水田环境下，某些微生物的生殖能力很强，能对砷达到富集转换的效果。细菌和真菌都能进行砷的甲基化作用，而二者的产物却存在差异：真菌的甲基化产物一般为三甲基砷 (TMA)，而细菌的产物是单甲基砷 (MMA) 及二甲基砷 (DMA)。不同形态的砷对生物体的毒性排序为：DMA (III) > MMA (IV) > As (IV) > As (V) > DMA (V) > MMA (V) > TMAO。砷的微生物甲基化作用的主要产物为 DMA (V) 和 TMAO，DMA (V) 毒性比无机砷弱，而 TMAO 具有挥发性，其挥发时能除去一部分砷。虽然中间产物 MMA (III) 和 DMA (III) 毒性强于 As (III)，但因其其在细胞内存在的时间较短，故微生物对砷的甲基化作用不单被认为是生物体去除砷的适应性过程，还被当做是高效的土壤砷污染的生物修复方式<sup>[47]</sup>。Liu 等<sup>[48]</sup>曾在砷含量 300mg/kg 的土壤中接种菌根时发现，蜈蚣草砷累积量比没接种时提高了 44%。杨倩<sup>[49]</sup>探究结果表明，施用砷酸还原菌显著改良了超积累植物蜈蚣草的生长状况，增强了对砷的富集，蜈蚣草对砷污染土壤的修复效率提高了 67%~478%。由此看来，利用微生物—植物联合修复无疑是水田修复的有效方式。

除了前 3 种方式以外，为了降低水田中砷的浓度，还可以采取水田改旱地的种植模式。但在镉砷复合污染下，水田改旱地会增强镉的生物有效性。所以镉砷污染农田修复需要综合考虑，以免在减轻砷污染危害的同时，加重了镉污染。

#### 4 耕地砷污染修复总结与展望

(1) 针对耕地类型不同的砷污染，应加强对

砷在土壤中迁移、吸收方式的研究，重在控制和从根本上消除污染源。在使用化学改良剂、螯合剂或微生物制剂减弱土壤砷污染毒性的前提下，应按照农作物抗 (耐) 性、收获部位和利用方式的不同，分析造成耕地砷污染的根本原因，采用综合防治措施，因地制宜，尽量做到安全高效地除砷。

(2) 物理化学类方法主要针对砷污染严重的小面积区域，而新兴的投资成本低、二次污染少的植物修复技术更具前景。

(3) 当今的固砷材料中基本为简单的含 (铁铝) 材料，除砷效果有限，大面积治理存在成本较高的问题，因此可考虑研发复合可回收材料。

(4) 应寻求多种修复方式的综合运用，如引入分子生物学、转基因技术与植物修复相结合，获得生物量大、吸收砷能力强、适应能力强的超富集植物；针对具体土壤、作物环境，研发微生物—植物联合修复技术、化学/物化—生物联合修复技术、物理—化学联合修复技术，从而达到更加高效除砷的目的。

#### 参考文献:

- [1] CULLEN W R, REIMER K J. Arsenic speciation in the environment [J]. *Chem Rev*, 1989 (89): 713 - 763.
- [2] 毕伟东, 王成艳, 王成贤. 砷及砷化物与人类疾病 [J]. *微量元素与健康研究*, 2002, 19 (2): 76 - 79.
- [3] 徐红宁, 许嘉琳. 我国砷异常区的成因及分布 [J]. *土壤*, 1996 (2): 80 - 84.
- [4] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究 [J]. *环境科学*, 1991, 12 (4): 12 - 19.
- [5] CHAO S, JING L Q, ZHANG W J. A review on heavy metal-contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation techniques [J]. *Environmental Skeptics and Critics*, 2014, 3 (2): 24 - 38.
- [6] 纪冬丽, 孟凡生, 薛浩, 等. 国内外土壤砷污染及其修复技术现状与展望 [J]. *环境工程技术学报*, 2016, (1): 90 - 99.
- [7] 金银龙, 梁超柯, 何公理, 等. 中国地方性砷中毒分布调查 (总报告) [J]. *卫生研究*, 2003, 32 (6): 519 - 540.
- [8] 王国荃, 吴顺华. 地方性砷中毒的研究进展 [J]. *新疆医科大学学报*, 2004, 27 (1): 18 - 20.
- [9] 李圣发, 王宏镛. 土壤砷污染及其修复技术的研究进展 [J]. *水土保持研究*, 2011, 18 (4): 248 - 253.
- [10] 朱云集, 王晨阳, 马元喜, 等. 砷胁迫对小麦根系生长及活性氧代谢的影响 [J]. *生态学报*, 2000, 20 (4): 797 - 710.
- [11] 徐鼎, 刘艳丽, 杜克兵, 王晓湘, 等. 砷对植物生长的影响及抗氧化系统响应机制研究进展 [J]. *湖北林业科技*, 2014, 2 (1): 8 - 15.
- [12] 王云, 魏复盛. 土壤环境元素化学 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
- [13] Wright D A, Welbourn P. 环境毒理学 [M]. 朱琳, 译. 北

- 京：高等教育出版社，2007.
- [14] 李典友，陆亦农，等. 土壤中砷污染的危害和防治对策研究 [J]. 新疆师范大学学报，2005，24 (4)：89-91.
- [15] 李圣发. 土壤砷污染及其植物修复的研究进展与展望 [J]. 地球与环境，2011，39 (3)：429-434.
- [16] Hingston J A, Collins C D, Murphy R J, et al. Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives; a review [J]. Environment Pollution, 2001, 111 (1)：53-66.
- [17] RODRIGUEZ-LADO L, SUN G, BERG M, et al. Groundwater arsenic contamination throughout China [J]. Science, 2013, 341 (6148)：866-868.
- [18] 冯秋分，苏世鸣，曾希柏，等. 我国农田中砷污染现状及微生物修复机理的研究与展望 [J]. 湖南农业科学，2013 (7)：73-75.
- [19] 曾希柏，李莲芳，梅旭，等. 中国蔬菜土壤重金属含量及来源分析 [J]. 中国农业科学，2007 (11).
- [20] 杨文婕，刘更另. 植物体内砷和硒积累和分布的相互作用 [J]. 中国农业科学，1997 (3)：89-91.
- [21] 夏立江，华璐，韦东普，等. 部分地区蔬菜的含砷量土壤 [J]. 土壤，1996 (2)：105-110.
- [22] Baroni F, Boscagli A, Di L L A, et al. A rsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany ( Italy ) 1 Journal of Geochemical Exploration, 2004 (81)：1-141.
- [23] 纪冬丽，孟凡生，薛浩，等. 国内外土壤砷污染及其修复技术现状与展望 [J]. 环境工程技术学报，2016 (1)：90-99.
- [24] 郎明林，张玉秀，柴团耀. 植物重金属超富集机理研究进展 [J]. 西北植物学报，2003，23 (11)：2021-2030.
- [25] 赵述华，陈志良，张太平，等. 土壤砷污染及其修复技术研究进展 [C] //中国环境科学学会学术年会论文集. 2013：4880-4886.
- [26] 师荣光，周其文，赵玉杰，等. 不同土地利用类型下土壤-作物砷的积累特征及健康风险 [J]. 土壤学报，2011 (7)：754-758.
- [27] 中华人民共和国环境保护部. 土壤环境质量标准：GB 15618-1995 [S].
- [28] KOMAREK M, VANEK A, ETTLER V. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides; a review [J]. Environmental Pollution, 2013, 172 (1)：9-22.
- [29] MASUE Y, LOEPPERT R H, KRAMER T A. Arsenate and arsenite adsorption and desorption behavior on coprecipitated aluminum: iron hydroxide [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 41 (3)：837-842.
- [30] Ko I, Chang Y Y, Lee C H, et al. Assessment of pilot-scale acid washing of soil contaminated with As Zn and Ni using the BCR three-step sequential extraction [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, 127 (1-3)：1-13.
- [31] 黄宝荣，刘云国，张慧智，等. 化学萃取技术在重金属污染土壤修复中应用的研究 [J]. 环境工程，2003，21 (4)：48-50.
- [32] 高松，谢丽，等. 中国土壤砷污染现状及修复治理技术研究进展 [J]. 安徽农业科学，2009，37 (14)：6587-6589.
- [33] 江姿幸. 渗透性反应墙对于砷污染土壤进行电动力法修复影响之研究 [D]. 高雄：国立中山大学，2005.
- [34] MASUE Y, LOEPPERT R H, KRAMER T A. Arsenate and arsenite adsorption and desorption behavior on coprecipitated aluminum: iron hydroxide [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 41 (3)：837-842.
- [35] 胡立琼. 外源铁控制水稻吸收土壤砷的研究 [D]. 长沙：中南林业科技大学，2011.
- [36] 陈玉成. 污染环境生物修复工程 [M]. 北京：化学工业出版社，2003：39-47.
- [37] 张素芹，杨居荣. 农作物对镉、铅、砷的吸收与运输 [J]. 农业环境保护，1992，11 (4)：171-175.
- [38] 杨肖娥，龙新宪，倪吾钟. 超累积植物吸收重金属的生理及分子机制 [J]. 植物营养与肥料学报，2002，8 (1)：8-15.
- [39] 陈同斌，韦朝阳，黄泽春，黄启飞，鲁全国，范稚莲. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征 [J]. 科学通报，2002，47 (3)：207-210.
- [40] Tu C, Ma LQ, Bondada B. Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese brake and its utilization potential for phytoremediation [J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31 (5)：1671-1675.
- [41] Ma LQ, Komar KM, Tu C, Zhang W, Cai Y, Kennelley E. A fern that hyperaccumulates arsenic [J]. Nature, 2001 (409)：579.
- [42] Rivastava M, Ma LQ, Singh N, Singh S. Antioxidant responses of hyper-accumulator and sensitive fern species to arsenic [J]. Journal of Experimental Botany, 2005, 56 (415)：1335-1342.
- [43] Tu C, Ma LQ. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator Ladder brake [J]. Journal of Environmental Quality, 2002 (31)：641-647.
- [44] Chen R, Smith BW, Winefordner JD, Tu MS, Kertulis G, Ma LQ. Arsenic speciation in Chinese brake fern by ion-pair HPLC-performance liquid chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry [J]. Analytica Chimica Acta, 2004 (504)：199-207.
- [45] 宋卫锋，严明，林梓河，罗丽丽，张坤峰，邓琪. 蜈蚣草根对 As (III) 的吸收特性 [J]. 环境化学，2011 (8)：173.
- [46] 杨金红. 砷污染土壤的生物修复研究进展 [J]. 江西农业学报，2012，24 (3)：125-127.
- [47] 杨婧，朱永官. 微生物砷代谢机制的研究进展 [J]. 生态毒理学学报，2009，6 (4)：761-768.
- [48] Liu Y, Zhu Y G, Chen B, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus Glomus mosseae on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator Pteris vittata [J]. Mycorrhiza, 2005 (15)：187-192.
- [49] 杨倩. 微生物提高植物修复砷污染土壤的效果和机理研究 [D]. 武汉：华中农业大学，2006.

## Advances in Soil Remediation Polluted by Arsenic in Different Kinds of Farmland

RAN Ji-wei<sup>1</sup>, ZHANG Xu<sup>2</sup>, NING Ping<sup>1</sup>, ZHANG Yu-xia<sup>3</sup>, JIN Yu<sup>3</sup>, SUN Xin<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science and Environmental Engineering, Kunming Science and Technology University, Kunming Yunnan 650000, China)

**Abstract:** Arsenic pollution incidents have occurred from time to time in recent years. The soil is undoubtedly the biggest victim. This paper reviewed the status of arsenic pollution, soil remediation of arsenic, and arsenic pollution remediation. The various ways to remediate different cultivated land types were discussed. The future research on remediation technologies for farmland arsenic pollution was forecasted.

**Key words:** arsenic; soil remediation; dry land; paddy field; remediation ways

---

## 《环境科学导刊》发行数字期刊的声明

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

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

《环境科学导刊》编辑部



# 基于能值理论的德宏州农业废弃物 综合处理处置方式分析

谷蕾, 段立杰

(德宏州环境监察支队, 云南 芒市 678400)

**摘要:** 农业废弃物蕴涵着巨大的能量, 德宏州农业废弃物太阳能值达  $9.217 \times 10^{22}$  sej。不当的处理方式会造成能量损失, 还可能产生污染空气、水体、土壤的污染物, 要稀释这些污染物, 大气、水体污染降级所需环境贡献能值分别为  $1.76 \times 10^{15}$  sej 和  $1.74 \times 10^{22}$  sej。德宏州原有的处理方式废弃物利用率仅为  $1.338 \times 10^4$  sej/J, 而使用(饲料+有机肥)废弃物循环处理法, 废弃物资源利用率达到了  $2.54 \times 10^6$  sej/J, 具有较好的资源效益和环境效益。

**关键词:** 农业废弃物; 能值理论; 综合处置; 方式; 德宏州

**中图分类号:** X71 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0087-04

## 1 德宏州农业废弃物产生背景

德宏州地处云南省西部中缅边界, 面积  $1.15$  万  $\text{km}^2$ , 位于东经  $97^\circ 31' \sim 98^\circ 43'$ 、北纬  $23^\circ 50' \sim 25^\circ 20'$ 。气候温和, 年平均气温  $18.4^\circ\text{C} \sim 20^\circ\text{C}$ 。热量丰富, 年日照  $2281 \sim 2453\text{h}$ , 年积温  $6400 \sim 7300^\circ\text{C}$ 。雨水充沛, 年降雨量  $1400 \sim 1700\text{mm}$ 。是一个传统的农业州, 全州耕地面积  $12.6$  万  $\text{hm}^2$ , 其中水田面积  $6.0$  万  $\text{hm}^2$ , 旱地面积  $6.6$  万  $\text{hm}^2$ 。

德宏州内盛产水稻、甘蔗、橡胶、茶叶、咖啡等粮食和经济作物, 是云南省的商品粮和蔗糖生产基地。全州年农作物总播种面积约  $229966.7\text{hm}^2$ , 年产生农作物秸秆总量约  $192.88$  万 t。由于秸秆综合利用的意识薄弱, 秸秆一直被视作废弃物, 特别是夏秋时节, 其中的西瓜藤及烟叶秆, 用作饲养饲料效果不是很好, 大多被随意丢弃或焚烧。随意丢弃的秸秆进入水体后, 对水体环境产生很大的影响。采用焚烧处理, 烟气中含有  $\text{CO}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$  以及颗粒物, 对大气环境污染严重, 导致空气质量逐渐下降, 经常有雾霾现象出现。大气污染问题已经引起政府部门的高度重视, 专门发布了《德宏州人民政府关于加强环境整治禁止露天焚烧秸秆的通告》, 禁止露天焚烧农业废弃物, 但收效甚微。德宏州秸秆资源的作用不但没有被充分发挥, 还造成了安全隐患、环境污染、土壤肥力下降等一系列环境问题。因此, 如何从根本上增强农民的环保意

识, 寻求合理合适的处理方法, 已成为德宏州农业和农村经济可持续发展面临的一项重大难题。

德宏州养殖业蓬勃发展, 截至 2015 年底, 全州生猪出栏  $73.1$  万头, 生猪存栏  $77.4$  万头; 肉牛存栏  $4.5$  万头, 肉牛出栏  $6.5$  万头; 全州家禽出栏  $667.3$  万只, 家禽存栏达  $437.0$  万只; 肉用羊出栏  $6.0$  万头, 羊存栏达到  $9.4$  万头; 水奶牛存栏量  $1.5$  万头。如表 1 所示, 养殖业粪便尿液年产生量约  $305$  万 t。大部分养殖户为小规模散户养殖, 污染物处理随意性强。不当的处理可能影响地下水水质、空气质量、土壤环境、人类健康, 是环境的重大隐患。

## 2 研究方法分析

能值分析是以能值为基准, 把生态系统和生态经济系统中的不同种类、不可比较的能量转换成同一标准的能值来衡量和分析, 以评价其在系统中的作用和功能。HTOdum<sup>[1]</sup> 认为任何资源、产品或劳务形成过程中, 直接或间接消耗的能量, 都可以转化成太阳能值, 单位为太阳能焦耳 (solar Energy joules, 缩写为 sej)。太阳能值是通过能值转化率来进行计算的, 能值转化率是指形成  $1\text{J}$  产品或劳务所需要的太阳能值, 单位: sej/J 或 sej/g。

农业废弃物能值总量中的畜禽粪便由排泄系数法计算所得。

农业废弃物人均生态承载力:  $E = e/P_1$

式中:  $E$  为区域农业废弃物人均生态承载力;  $e$  为 人均农业废弃物理论能值;  $p_1$  为全国农业废弃物能值密度。

表1 德宏州主要畜禽粪便年平均排放量

种类	数量存栏 / (万头/只)	数量出栏 / (万头/只)	污染物排放量 (粪便) / (t/a)	污染物排放量 (尿液) / (t/a)
生猪	77.4	73.1	677250	812700
肉牛	4.5	6.5	830375	401500
家禽	437.0	667.3	109325.7	109325.7
羊	9.4	6.0	84315	28105
合计			1701265.7	1351630.7

污染降级所需环境服务能值:

$$E_A = DCxm_AxV^2$$

$$E_W = m_w x G$$

式中:  $DC$  为风阻系数 (0.002);  $v$  表示风速 (1.7m/s);  $G$  表示吉布斯自由能 (4900J/kg);  $m_A$ 、 $m_w$  表示稀释系统环境潜在的污染排放所需要的空气和地表水质量。空气密度 1.29g/L, 水密度 1kg/L。

废弃物利用率 = 系统中再利用废弃物贡献的总能量/系统产出的产品有效能量, 单位  $Sej/J$ , 是衡量系统对废弃物的再利用程度<sup>[2]</sup>。

将德宏州内原有的处理方式作为模式1 (能

流图如图1), 秸秆与畜禽粪便分别为两个单独的处理系统。秸秆 45.85% 用于还田, 25.39% 用来生产饲料, 1.03% 用来作为食用菌基料生产食用菌, 还有部分丢弃或焚烧。畜禽养殖粪便尿液年产生量约为 305 万 t, 综合利用率为 54.67%, 主要一部分用于制沼气, 沼液沼渣用于还田。模式2 主要将秸秆与畜禽粪便用于生产有机肥, 有机肥的生产是利用秸秆与畜禽粪便经过配比后, 在一定温度及湿度下, 采用好氧堆肥堆制而成。有机肥用来种植, 部分秸秆用来生产有机饲料, 饲料用来喂养畜禽, 形成一个闭合的废弃物利用系统, 最终产出高品质的种植物及畜禽 (能流图如图2)。

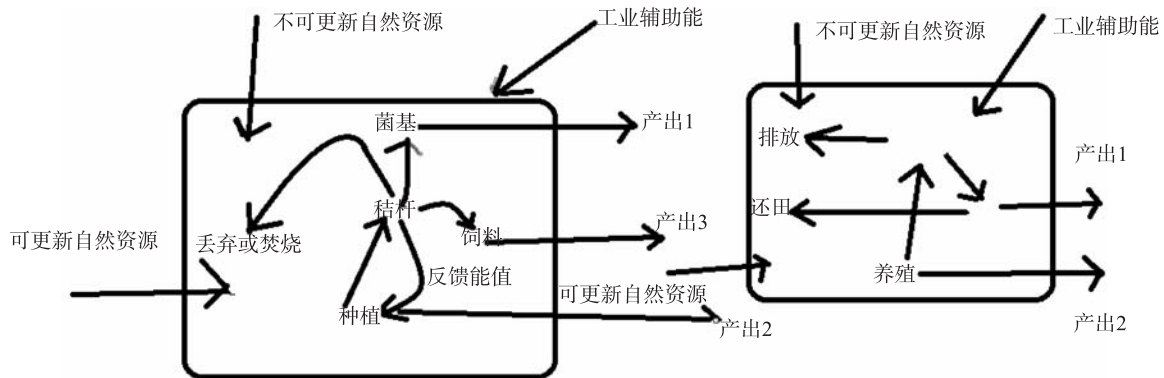


图1 模式1能值流动图

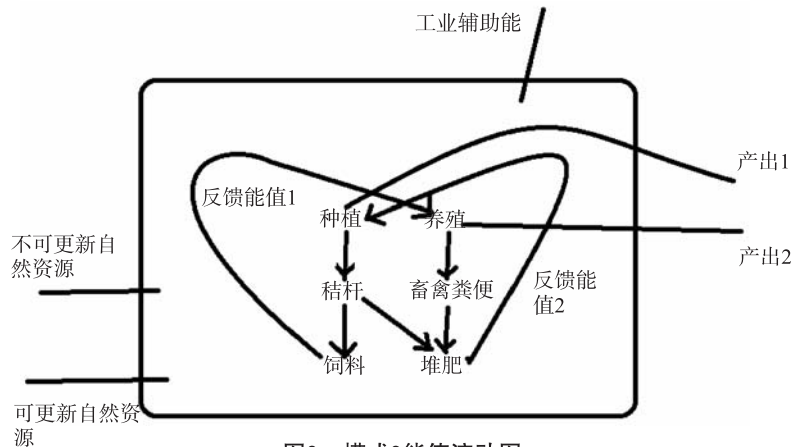


图2 模式2能值流动图

### 3 结果分析及结论

德宏州国土面积 1.15 万 km<sup>2</sup>，人口 121.144 万人。其中农村人口 797370 人，占 65.82%（据德宏州第六次全国人口普查资料）。每年约产生农业废弃物 4981696t，共蕴含太阳能值 9.217 × 10<sup>22</sup> sej（表 2）。由于该人均生态承载力为农业废弃物，选取人口为农村人口，则通过计算求得德宏州人均生态承载力为 0.3635 × 10<sup>3</sup> hm<sup>2</sup>/人。与福建省年平均生态承载力 2.262hm<sup>2</sup>/人相比<sup>[3]</sup>，人均生态承载力较强。

由于传统观念的影响，现有的处理方式使大量的能源流失：秸秆每年焚烧量为 40.5 万 t，占 21%；弃置乱丢量为 138400t，占总量的 7.18%：造成大量的烟气污染及固体废弃物污染<sup>[4]</sup>。秸秆焚烧后，按照秸秆燃烧排放因子计算<sup>[5]</sup>，可能产生一氧化碳量为 3.726 万 t，二氧化碳量为

61.35752 万 t，氮氧化物量为 1012.5t，二氧化硫 32.4t，颗粒物 5265t，甲烷 1093.5t，挥发性有机污染物 6358.5t。这些污染物是造成空气质量下降，导致温室效应的重要原因。德宏州属于亚热带季风气候，雨量充沛，早晨易形成雾，风少，导致污染物不易消散，附着于潮湿空气中，易出现雾霾天气。

德宏州粪便尿液年产生量约为 305 万 t，综合利用率仅为 54.67%，主要用于制沼气。虽然沼气为低污染能源，但沼气锅炉燃烧，每年仍然会产生烟尘 6.188t，SO<sub>2</sub> 1.91t。未利用的畜禽养殖污染物，随意排入自然界。每年进入自然界的 COD、BOD、氨氮和总氮分别为 8.104 万 t、5.84 万 t、1.77 万 t、0.723 万 t（表 3）。

表 2 秸秆和畜禽粪便能值转化率表

秸秆		畜禽粪便		总计/10 <sup>22</sup> sej
原始数据/ (10 <sup>16</sup> J)	能值/ (10 <sup>20</sup> sej)	原始数据/ (10 <sup>16</sup> J)	能值/ (10 <sup>22</sup> sej)	
3.63	9.79	1.063	1.414	9.217

表 3 现有处理方法产污情况

	数量/万 t	占比/%
秸秆丢弃量	13.84	7.18
秸秆焚烧量	40.5	21
畜禽养殖粪便	166.74	54.67
产生烟气污染 [5]	排污因子/ (g/kg)	排污量/t
SO <sub>2</sub>	0.08	32.4
CO	92	37260
CO <sub>2</sub>	1515	613575
NO <sub>x</sub>	2.5	1012.5
颗粒物	13	5265
CH <sub>4</sub>	2.7	1093.5
VOC	15.7	6358.5
沼气锅炉废气	排污系数	排污量/t
烟尘 SO <sub>2</sub>	2.38kg/万 m <sup>3</sup>	6.188
	73.4mg/m <sup>3</sup>	1.91
畜禽养殖粪便	排污系数/ (kg/t)	排污量/t
COD	牛粪 31,牛尿 6,猪粪 52,猪尿 9,鸡粪 45,羊粪 4.63,羊尿 4.63	8.104 万
BOD	牛粪 24.53,牛尿 4,猪粪 57.03,猪尿 5,鸡粪 47.9,羊粪 4.10,羊尿 4.10	5.84 万
氨氮	牛粪 1.7,牛尿 3.5,猪粪 3.1,猪尿 1.4,鸡粪 47.9,羊粪 0.80,羊尿 1.96	1.77 万
TP	牛粪 1.18,牛尿 0.4,猪粪 3.41,猪尿 0.52,鸡粪 5.37,羊粪 2.60,羊尿 14.0	0.723 万

《GB3095 - 2012 空气环境质量标准》规定二氧化硫日平均浓度值为 0.150mg/m<sup>3</sup>，氮氧化物日平均浓度值为 0.12mg/m<sup>3</sup>，颗粒物日平均浓度值为

0.15mg/m<sup>3</sup>，一氧化氮小时平均浓度值为 10mg/m<sup>3</sup>；《GB3838 - 2002 地表水环境质量标准》规定 COD 浓度值为 20mg/L，BOD 浓度值为 4mg/L，NH<sub>3</sub> - N 浓

度值为 1mg/L, TP 浓度值为 0.05mg/L。需要空气  $96.13 \times 10^9 \text{ m}^3$  及  $144.6 \times 10^9 \text{ m}^3$  的地表水来进行稀释。大气、水体污染降级所需环境贡献能值分别为  $1.76 \times 10^{15} \text{ sej}$  和  $1.74 \times 10^{22} \text{ sej}$ , 这么大的污染量给自然界空气、水体及土壤都带来了重大环境隐患。

模式 2 不存在产污情况, 废弃物全部利用。模式 2 中的废弃物资源利用率达到了  $2.54 \times 10^6 \text{ sej/J}$ , 与模式 1 中的废弃物利用率  $1.338 \times 10^4 \text{ sej/J}$  相比, 大大提高了资源的利用率。

使用(饲料+有机肥)废弃物循环处理法, 能够较好地处理掉农业废弃物, 不存在废弃物存留, 有较高的资源效益与环境效益。但微生物好氧堆肥对于过程中温度、湿度的控制及菌剂的选取都有一定的要求, 如果没有合理的技术处理, 堆肥过程中产生的臭气及蚊虫的滋生也可能产生环境问

题。解决好堆肥过程中几个关键点的问题对于废气物循环利用至关重要。

秸秆能值转化率为  $2.7 \times 10^4 \text{ sej/J}$ , 畜禽粪便能值转化率为  $1.33 \times 10^6 \text{ sej/J}$ 。

参考文献:

- [1] 蓝盛芳, 钦佩, 陆红芳. 生态经济系统能值分析 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 11-76.
- [2] 王小龙. 基于生命周期评价与能值分析的循环农业评价理论、方法与实证研究 [D]. 北京: 中国农业大学, 2016: 1-70.
- [3] 边淑娟, 黄民生, 李娟, 陈晓丽. 基于福建省农业废弃物再利用方式评估 [J]. 生态学报, 2010, 30 (10): 2678-2686.
- [4] 毕生斌, 张国云, 杨顺华, 雷明. 德宏州农业秸秆焚烧成因及建议 [J]. 现代农业科技, 2016 (9).
- [5] 曹国良, 张小曳, 王亚强, 郑方成. 中国区域农田秸秆露天焚烧排放量的估算 [J]. 科学通报, 2007, 52 (15): 1826-1831.

## Analysis of Comprehensive Disposal of Agricultural Wastes Based on Energy Theory in Dehong

GU Lei, DUAN Li-jie

(Dehong Environmental Supervision Detachment, Mangshi Yunnan 678400, China)

**Abstract:** The agricultural wastes in Dehong contain  $9.217 \times 10^{22} \text{ sej}$  of huge energy. Inappropriate disposal of the wastes would lose energy and pollute air, water, and soil. In order to consume these wastes,  $1.76 \times 10^{15} \text{ sej}$  and  $1.74 \times 10^{22} \text{ sej}$  of energy were needed to degrade air and water pollution. The utilization rate of the previous ways of disposing the waste was just  $1.338 \times 10^4 \text{ sej/J}$ . However, the utilization rate would reach to  $2.54 \times 10^6 \text{ sej/J}$  when the recycling process of forage and organic fertilizer was applied, which indicated a better resource benefits and environmental benefits.

**Key words:** agricultural waste; energy theory; comprehensive disposal; way; Dehong

# 盈江县生态文明县建设中的农村环境 污染现状与对策

李金发, 张兴飞

(盈江县环境保护局, 云南 盈江 679300)

**摘要:**盈江县党委、政府高度重视生态文明建设, 提出在2018年前将盈江县建设为云南省生态文明县的目标。通过分析盈江县农村的面源污染和点源污染现状, 结合盈江县实际, 提出治理农村环境污染的对策和建议, 以尽早实现云南省生态文明县的创建目标。

**关键词:**生态文明县; 农村环境; 污染现状; 对策; 盈江

**中图分类号:** X71 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0091-04

生态文明<sup>[1]</sup>建设是中国特色社会主义事业的重要内容, 关系人民福祉, 关乎民族未来, 事关“两个一百年”奋斗目标和中华民族伟大复兴中国梦的实现。党中央、国务院高度重视生态文明建设, 先后出台了一系列重大决策部署, 推动生态文明建设取得了重大进展和积极成效<sup>[2]</sup>。实践证明, 生态创建活动作为生态文明建设的一项重要措施已成为全面落实科学发展观, 走“生产发展、生活富裕、生态良好”的文明发展道路的重要抓手和有效载体。2013年, 云南省提出争当全国生态文明建设排头兵的决定后, 盈江县紧紧围绕生态文明建设的工作目标, 开展了一系列的“生态村”、“生态乡镇”创建活动。随着创建活动的深入, 创建成果逐渐显现; 与此同时, 盈江县农村地区的环境问题不断暴露出来, 已成为今后生态文明建设的一大制约因素。本文旨在通过分析盈江县农村面源污染和点源污染的主要问题, 探索农村环境保护与治理的对策, 为实现生态文明建设的目标提供保障。

## 1 盈江县农村环境现状分析

盈江县地处云南省西部, 德宏州西北部, 其东北面与腾冲县接壤, 东南面与梁河县接壤, 南面与陇川县接壤, 西面、西北、西南面与缅甸为界。属喜马拉雅山延伸的横断山脉之西南端, 高黎贡山南延支系一尖高山的西南余脉构成的山区地形。境内低山与宽谷盆地交错相间, 地势东北高、西南低, 起伏较大。最高点海拔3404.6m, 最低点海拔

210m。全县山脉、河流、盆地与大地构造线走向基本一致, 形成由东北向西南直下的“两山夹一坝一河”的地貌景观。全县辖15个乡镇, 97个村民委员会, 6个居委会, 1151个村民小组, 1个农场管理委员会。2014年, 全县总人口31.1万人, 其中非农业人口45223人, 农业人口265860人; 国土面积4429km<sup>2</sup>。盈江县是典型的农业大县, 环境污染源主要有农村面源<sup>[3]</sup>和点源<sup>[4]</sup>。农村面源污染主要来自种植、养殖; 点源污染主要来自乡镇辖区内企业排放的污染物和农村居民“两污”排放等。

### 1.1 农村面源污染现状分析

#### (1) 农业生产生态化程度低

盈江县农业产业复种指数高, 农用化肥、农药施用量大, 农用地膜回收利用率不高。据农业部门统计, 盈江县2014年底全县共有耕地面积3.69万hm<sup>2</sup> (55.4万亩), 播种面积8.9万hm<sup>2</sup> (133.5万亩)。主要种植农作物有水稻、甘蔗、玉米、马铃薯等。农用化肥施用量15966t, 其中: 氮肥(折纯)11488t、磷肥(折纯)1568t、钾肥(折纯)2015t。化肥施用强度(折纯)432.29 kg/hm<sup>2</sup>。全县农药施用量达181184 kg, 其中: 杀菌剂72315kg; 杀虫剂66924kg; 除草剂41945kg。农药施用强度4.9 kg/hm<sup>2</sup>。农用塑料薄膜使用量497t, 残留量为68.58t, 占使用量的13.8%。全年秸秆产生量为26.16万t, 田间焚烧量为2.88万t, 占11%; 饲料利用量2.71万t, 占10.4%; 还田量16.8万t, 占64.2%; 燃烧量0.28万t, 占1.07%; 堆肥量2万t, 占7.64%; 丢弃量0.7万t, 占2.68%。农药、化肥和各种化学杀虫剂的用量不断增加, 严重污染了地表水和浅层地下水资源<sup>[5]</sup>。

(2) 畜禽养殖与粪便处理设施不规范

据统计, 2014年盈江县有12个养牛专业合作社、15个养猪专业合作社、2个养羊专业合作社、2个养鸡专业合作社; 同时, 受传统影响, 盈江县大部分的农户均有散养畜禽的习惯。盈江县虽有养殖专业合作社, 但由于养殖规模未达到国家规定的规模化要求, 从养殖现场来看, 合作社管理水平不高, 认识不到位, 小、散养殖户环境差、乱、脏; 粪污处理设施配套覆盖面不广, 粪污能源方向利用率不高; 畜禽粪便未纳入统计, 未建立利用台账。

1.2 农村点源污染现状分析

盈江县农村点源污染源主要来自农村“两污”

(生活垃圾、污水) 以及位于农村地区的工业企业污染物排放。

(1) 乡镇农村基础设施建设滞后, “两污” 污染现象明显

盈江各乡镇“两污”基础设施建设滞后, 农村地区乃至乡政府所在地均没有建设健全的污水处理系统、垃圾清运处理系统, 导致农村地区污水直排、“白色污染”等现象日益突出。全县31.1万人, 生活垃圾产生量按每人每天1kg计, 人均用水量按100L/人·d算, 则全县的两污产生量、排放量和处理情况如表1所示。

表1 2013年盈江县两污产排污及处理情况 (万t/a)

污染物名称	产生量	排放量	处理量	备注
生活垃圾	11.3515	11.3515	3.65	
生活污水	1135.2	908.16	233.6	排放系数取0.8

由表1可见, 盈江县大约1/3的生活垃圾、生活污水可被县城的污水处理厂、垃圾填埋处理规范处理, 其余的2/3基本上处于直排状态, 对环境的影响十分明显。

(2) 工业污染

盈江县重点工业污染源有制糖业、水泥制造业、硅冶炼业、电解铝、铅锌矿采选等行业。受电价、原料来源等影响, 部分企业污染物排放以季节性排放为主。如: 甘蔗为一年生植物, 制糖业生产一般于每年的12月底开始, 于次年的4月底结束; 盈江县小水电站较多, 每年的丰水季(6-9月)电价较便宜, 硅行业一般于雨季进行生产。据统计, 2014年, 重点工业污染源共排放废水648.9万t, COD2894.9t, 氨氮

97.3t; 排放废气128.1亿m<sup>3</sup>, 二氧化硫1726.5t, 氮氧化物646.6t, 烟(粉)尘1841.2t。以上企业在生产期间, 如遇到逆温、大雾等不利于污染物扩散的天气, 再与秸秆焚烧废气、汽车尾气、城市扬尘等污染物叠加时, 对地区环境影响尤其突出, 甚至局部地区会出现“尘霾”天气。

2 农村污染现状与云南省生态文明县建设指标差距分析

盈江县农村污染现状中涉及的生态文明建设指标有: 城镇污水集中处理率、生活垃圾无害化处理率、秸秆综合利用率、规模化畜禽养殖场粪便综合利用率、化肥施用强度(折纯)。2014年各项指标的差距如表2所示。

表2 农村污染现状与云南省生态文明县建设指标差距

指标名称	指标要求	2014年现状	备注
城镇污水集中处理率	≥80%	25.7%	不达标
城镇生活垃圾无害化处理率	≥80%	32.2%	不达标
秸秆综合利用率	≥85%	83.31%	不达标
规模化畜禽养殖场粪便综合利用率	≥95%	不考核	2014年养殖场未达到规定的规模化要求
化肥施用强度(折纯)	<280kg/hm <sup>2</sup>	432.29 kg/hm <sup>2</sup>	不达标
主要污染物排放(COD、NH <sub>3</sub> -N、SO <sub>2</sub> 、NO <sub>x</sub> )	完成总量控制目标和任务	已完成	

由表2可知, 农村污染现状中制约盈江县生态文明建设的指标是城镇污水集中处理率、秸秆综



合利用率、生活垃圾无害化处理率、化肥施用强度。

### 3 对策及建议

破解盈江县农村环境污染难题,要结合县域特点,以生态乡镇创建为契机,严格落实各乡镇环境保护规划措施,通过建设生态农业,发展生态工业,完善“两污”设施等措施,最终实现生态文明县创建的目标。

#### 3.1 大力推进生态农业<sup>[6]</sup>建设,切实控制农业面源污染

##### (1) 构建农业综合生态系统

合理配置种植业、养殖业和加工业,注重农、林、牧、副、渔等各业的全面发展,构建多部门、多层次协调发展的农业生态体系。利用科学技术,提高农业生产率和农业生产系统的物质与能量转换,实现农业生态技术的升级换代<sup>[7]</sup>。结合盈江实际,大力推进以蔗叶、蔗尾为主的农业废物及制糖废物的综合利用,推广蔗叶还田技术,增加土壤有机质;利用蔗叶、蔗尾(梢)为饲料,发展畜牧业,粪便还田,形成“甘蔗-蔗叶、蔗尾-畜牧业-粪便还田”生态链;利用制糖滤泥作肥料,形成“甘蔗-制糖-制糖滤泥-甘蔗”生态链<sup>[8]</sup>;加大秸秆综合利用开发力度,推广秸秆机械化还田、秸秆青贮氨化、秸秆垫圈、秸秆堆沤等多种利用方式,提高秸秆利用率;推广可降解膜,治理农田白色污染。

##### (2) 合理使用农药、化肥

继续大力推广测土配方施肥,减少化肥尤其是氮肥的施用量,协调氮、磷、钾肥施用比例;引导农民多施农家肥,培肥地力;选择高效、低毒、易于降解且对人畜、土壤微生物安全的农药;积极推进三品认证工作,搞好全县无公害农产品产地认定整体推进工作和“沃土工程”建设,发展保护性耕作。

##### (3) 加强畜禽养殖污染防治

加强规模化畜禽养殖宣传,改变散养的陈风陋习。提倡并推广规模化养殖小区(场)养殖模式、技术,发展生态营养饲料的配制技术,科学投料,减少药物使用,减少水体污染。严格执行环境影响评价制度,严格落实“三同时”环保验收,推进“养殖规模化、管理专业化、产品绿色化、粪便无害化”的“四化型”畜禽场的建设。同时,合理开展对规模化畜禽养殖场的综合治理、分期治理,发展“青料+畜+沼+农作物”立体生态模式,

使畜禽粪便减量化、无害化和资源化。

#### 3.2 文明生活,建设生态农村

通过实施生态农业,可以消除或减少农村面源的污染。另一方面,实施文明生活,消除生活污水和垃圾带来的污染,可实现农民生活无污染。

##### (1) 加强宣传,提高意识

公众是环境保护的重要力量<sup>[9]</sup>,环境保护和环境可持续发展的根本动力在于环境保护的全民参与,而全民参与的基础是公众环境意识的普遍提高。提高公众的环境意识有利于公众自觉参与保护环境<sup>[10]</sup>,文明生活离不开每个人的共同努力。因此,要大力开展生态文明建设宣传工作,增强群众社会公德意识、环保意识。提倡环境保护从我做起,从小事做起。

##### (2) 因地制宜,加强农村“两污基础设施”建设

乡镇垃圾管理应逐步由单一管理向综合管理发展。对于坝区生活垃圾,鼓励坝区企业发展垃圾发电、余热利用等技术,由此为依托将坝区垃圾全部送往企业进行处理处置,减轻垃圾填埋场负担。在山区,对有机垃圾和可利用垃圾实现“零排放”,即宣传引导农户实行垃圾分类,将易腐有机类垃圾进行堆肥还田,将可回收利用的废弃材料回收利用,其余交由村级部门进行收集转运,乡镇进行处理,建立户分类-村收集-镇处理的模式。

对于农村生活污水处理,应采取分散或相对集中、生物或土地等多种处理方式。在坝区人口相对集中的地区可采用环境工程设施处理;在人口密度较低、空闲土地多的农村区域,利用湿地、生态沟塘等自然系统就地处理。结合农村沼气建设与改水、改厕、改厨、改圈,逐步提高生活污水处理率。

##### (3) 加强农村环保组织建设和能力建设

建议建立各乡镇主要领导负责制,设置专门的环保机构,配备负责环境保护的乡镇分管领导和干部职工,做到层层抓落实。有计划地进行人员培训,提高环保业务素质。要建立镇(乡)、村、组环境保护工作三级考核奖惩机制,把辖区环境质量作为考核各级主要领导的重要内容,使考核结果与领导干部的任免升降奖惩紧密挂钩;有关职能部门应加强对乡镇环保工作的指导和监督,并积极给予支持。

#### 3.3 严格控制工业污染,发展生态工业

(1) 严格执行各乡镇环境保护规划,严格落实项目准入制度。加强资源与环境的监测与管理,

坚决控制新出现的污染源。规范建设农业产业化园区和生态工业园区。

(2) 优化产业结构, 调整布局。对现有的污染, 实施清洁生产审核, 综合治理与分期治理相结合, 尽量降低污染物叠加对环境的影响程度; 通过以新带老实现增产不增污; 逐步关、停、并、转布局不合理、能源和原材料消耗高、经济效益差、污染严重又难以治理的企业。

(3) 强化环境管理。企业要加大对管理人员、工人的环境教育, 提高环境意识。生产期间要及时更换陈旧、带病零部件, 保证环保设施正常运行, 杜绝“跑、冒、滴、漏”现象。环保行政主管部门要加强对现有工业企业的环境管理, 充分发挥视频监控、污染物排放在线监测等“千里眼”、“顺风耳”的作用, 加大环境监察力度, 严厉打击环境违法行为。

#### 4 结语

加快建设美丽盈江, 使蓝天常在、青山常在、绿水常在, 是盈江县各族干部群众的殷切期望。各族干部群众要紧紧围绕习总书记关于云南建设生态文明排头兵重要讲话的精神, 充分认识加快推进生态文明建设的极端重要性和紧迫性, 切实增强责任感和使命感, 牢固树立尊重自然、顺应自然、保护

自然的理念, 坚持绿水青山就是金山银山, 将盈江县建设成为“生态经济发展、生态环境优美、人居环境舒适、人民富裕安康、社会和谐进步、人与自然和谐共处”的现代化生态文明城市。

#### 参考文献:

- [1] 胡锦涛. 高举中国特色社会主义伟大旗帜, 为夺取全面建设小康社会新胜利而奋斗——在中国共产党第十七次全国代表大会上的报告 [M]. 北京: 人民出版社, 2007: 20.
- [2] 中共中央国务院关于加快推进生态文明建设的意见 [Z].
- [3] 陈伟. 官厅水库流域上游张家口点源污染调查分析 [J]. 水资源保护, 2004 (1): 46-48, 62.
- [4] 金春久, 李环, 蔡宇. 松花江流域面源污染调查方法初探 [J]. 东北水利水电, 2004, 22 (6): 54-55.
- [5] 黄禄星, 黄国勤. 农村资源、生态、环境问题与社会主义新农村建设 [J]. 江西农业大学学报 (社会科学版), 2006, 5 (3).
- [6] 汪为民. 中国生态农业的理论与实践 [J]. 生态经济, 1998 (6).
- [7] 彭光华. 新农村建设中的生态环境保护与政府治理 [D]. 南昌: 南昌大学, 2009.
- [8] 盈江县生态县建设规划 (2011-2020) [Z]. 2012.
- [9] 潘岳. 环境保护与公众参与 [J]. 理论前沿, 2004 (6): 12-13.
- [10] 汪晓权, 汪家权. 中国古代的环境保护 [J]. 合肥工业大学学报 (社会科学版), 2000, 14 (3): 34-36.

## Present Status and Countermeasures of Environmental Pollution of Villages in Ecological Culture Construction in Yingjiang

LI Jin-fa, ZHANG Xing-fei

(Yingjiang Environmental Protection Bureau, Yingjiang Yunnan 679300, China)

**Abstract:** Yingjiang committee party and government highly focus on ecological culture construction and set up the goal of becoming ecological culture county before the year of 2018. After analyzing the present status of point source pollution and non-point source pollution of villages in Yingjiang, countermeasures were put forward to alleviate the issues in terms of the facts of Yingjiang in order to achieve the goal of ecological culture construction.

**Key words:** ecological culture county; environment of village; status of pollution; countermeasures; Yingjiang

# 现有人工湿地污水处理工艺改进性研究

郑凌之

(梅州市环境监测中心站, 广东 梅州 514021)

**摘要:** 在梅州市五华县县城污水厂人工湿地中试现场, 结合查阅相关资料, 了解了该人工湿地的工艺参数, 对人工湿地中基质、植物及运行方式进行了试验研究。通过改变人工湿地基质、出水回流、增加水力停留时间及改进湿地植被种类, 总磷、氨氮、总氮的最佳去除率分别达到 85.9%、84.8%、47.9%, 出水浓度分别达到 0.44 mg/L、2.4 mg/L、11.2 mg/L。

**关键词:** 污水处理; 人工湿地; 改进性研究; 脱磷除氮; 小城镇

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0095-04

## 1 研究背景

用人工湿地方法处理城镇污水, 与其他常规工艺相比, 具有效率高、投资低、低运转费用、低维持技术、低耗能和出水水质好、环境效益大等多项优点。采用人工湿地污水处理技术, 要结合不同地区的具体情况深入开展实验研究, 以获得针对不同地区特点、不同环境气候条件及不同污水特性的人工湿地污水处理效果及相关实用数据。

本文对现有污水处理厂人工湿地进行试验研究, 主要是为保证水厂出水指标符合环保部门审批中的排放标准要求, 尤其要满足排放标准中对氮磷指标的要求。氮磷是造成水体富营养化的主要原因, 富营养化会破坏水生态系统平衡, 影响水体功能, 控制好氮磷污染物指标的排放浓度十分重要。

本研究通过对县城污水污染物的分析, 在对实验结果进行分析的基础上, 指出了人工湿地存在的不足, 提出了一些改进措施。所得研究成果为梅州市县城污水厂一级强化处理+人工湿地示范工程提供了重要的数据参考<sup>[1,2]</sup>。

## 2 实验部分

### 2.1 监测点位与监测频次

在污水处理厂细格栅后进水和二级出水总排口设置 2 个点位。

### 2.2 监测频次

每月初采样, 连续 3d, 1d 4 次。

### 2.3 结果与分析

2012—2013 年 1 个周期年的监测情况如表 1 所示。

表 1 主要污染物监测结果汇总表

(mg/L)

月份	COD			氨氮			总磷			总氮		
	进水	出水	去除率/%	进水	出水	去除率/%	进水	出水	去除率/%	进水	出水	去除率/%
1	113	28.7	74.6	14.3	6.2	56.6	3.18	1.62	49.1	25.5	15.9	37.6
2	95	26.5	72.1	14.7	5.3	63.9	2.67	1.02	61.8	21.4	12.8	40.2
3	101	21.6	78.6	14.2	3.9	72.5	2.94	0.94	68.0	22.5	13.3	40.9
4	104	20.7	80.1	13.2	3.5	73.5	3.02	0.95	68.5	23.4	13.1	44.0
5	92	20.8	77.4	11.6	3.3	71.6	3.14	0.91	71.0	21.7	12.2	43.8
6	112	19.6	82.5	13.1	2.8	78.6	3.55	0.94	73.5	22.8	11.8	48.2
7	108	15.7	85.5	12.8	2.3	82.0	2.95	0.81	72.5	23.2	11.1	52.2
8	99	17.7	82.1	13.6	2.5	81.6	2.45	0.77	68.6	22.8	10.7	53.1
9	106	20.8	80.4	12.4	2.4	80.6	2.93	0.87	70.3	23.1	11.3	51.1
10	87	16.5	81.0	11.3	2.7	76.1	2.67	0.98	63.3	20.7	10.7	48.3
11	108	18	83.3	14.8	4.5	69.6	2.87	1.12	61.0	27.8	15.4	44.6
12	105	27.4	73.9	13.2	5.8	56.1	3.13	1.53	51.1	24.9	16.5	33.7

## 2.4 现有工艺污染物去除效果分析

### 2.4.1 去除有机物效果分析

现有工艺对有机物的去除效果良好,监测的COD<sub>Cr</sub>出水浓度值在15.7~28.7 mg/L,出水水质远低于排放标准,去除效率在72%以上。在没有超过设计工艺负荷的情况下,去除效率随着污水进厂浓度的增大而呈现增高趋势。

### 2.4.2 去除氨氮效果分析

现有工艺对氨氮的去除效果随温度的变化较大,去除效率为56.1%~82.0%。氨氮出水浓度值在2.3~6.2 mg/L,出水水质低于排放标准。在实际现场的观察中,发现植物的生产情况与氨氮的去除关系明显。

### 2.4.3 去除总磷效果分析

现有工艺对总磷的去除效果较好,监测的总磷出水浓度值在0.77~1.62 mg/L。由于排放标准的提高,在水质波动的情况下,有时总磷的排放浓度要高于排放标准值,总磷的去除效率是制约人工湿地工艺的最主要因子。

### 2.4.4 去除总氮效果分析

现有工艺对总氮的去除效果不好,监测的总氮出水浓度值在10.7~16.5 mg/L,出水水质低于排放标准。总氮在没有超过设计工艺负荷的情况下,去除效率随着污水进厂浓度的增大而呈现增高趋势。

## 3 现有人工湿地系统改进性研究

### 3.1 试验条件

表2 水质条件 (mg/L)

	COD	氨氮	总磷	总氮
浓度范围	87~113	11.3~14.8	2.45~3.55	20.7~27.8
平均浓度	102	13.3	2.96	23.3

水深设计为1.5~2.0 m。试验现场污水厂的人工湿地系统分8座,并联运行,每座分4段处理池,设计处理污水规模为2500m<sup>3</sup>/d。可8套并联运行的人工湿地系统从1~8号顺序编号。试验准备时间为3—7月,试验进行时间为8月—次年1月。

### 3.2 人工湿地系统中基质改进性设计

从物理性质上考虑,在池内部填充多孔的、有较大比表面积的基质,对系统污染物的去除有以下促进作用:能改善人工湿地的水力学性能,能给微生物提供更大更有效的附着面,从而增强整个系统去除污染物的能力。从基质的

化学特性上分析,人工湿地如选用石灰石或矿渣、粉煤灰等,这些材料的特性对磷吸附能力好,可以达到较好的去磷效果;而选用煤灰、沸石、累托石等基质,则能够有效提高去除氨氮的效率<sup>[3,4]</sup>。

### 3.3 水力停留时间改进性设计

潜流人工湿地的一级动力学模型多参数的计算结果<sup>[5]</sup>:水力停留时间愈长,污染物去除率愈高。因此,可以通过增加水力停留时间提高对污染物的去除效率。可以通过2种方式实现:

回流式进水的方式:①可对进水进行一定的稀释,减轻湿地的污染负荷;②增加水中的溶解氧,采用低扬程水泵,通过水力喷射的方式进行充氧;③增加污水的水力停留时间。本设计中3号池采用处理后回流的方式提高污水的去除效率。

第二种方式是通过改变原来人工湿地连续进水,调整为间歇式进水的方式增加水力停留时间。本设计4号池采用间歇式的进水方式。

### 3.4 植物改进性设计

筛选适宜的人工湿地植物,对提高和稳定人工湿地的净化功能具有重要意义。植物的选择应尽量考虑增加系统的生物多样性,生态系统的物种越多,结构越复杂,稳定性较强的植被有助于磷的去除。对于潜流人工湿地,种植具有浓密和较长根系的湿地植物较为理想<sup>[6]</sup>。

现有湿地的植被为一级、二级生物池水葫芦,一级、二级碎石床主要选用芦苇、席草、蒲草、美人蕉、伞草、风车草。

本文改用对脱磷除氮效果好的、在本地生长容易种植的、且有观赏价值的植物,对其脱氮除磷效果进行研究,旨在为人工湿地脱氮除磷工程应用提供多种植物选择。有研究表明<sup>[7]</sup>,通过对潜流湿地系统中芦苇、香蒲的收割实验发现,每克干重芦苇、香蒲能净吸收污水中32 mg氮。因此,在5号池体中前2级适当增加植被间距,同时在6号池体改变植物种类。在第一级碎石池种植芦苇、香蒲和芦竹,二级碎石池种植风车草、美人蕉,间距约为30×50 cm。

## 4 试验结果分析

### 4.1 水质监测点位和监测频次

在1~6号池的出水口位置各设置1个监测点位,监测项目为氨氮、总磷、总氮。每个月月初连续采样3d,1d采样4次,采样期180d。

### 4.2 水质监测结果

表3、表4、表5为所得监测数据。

表3 总磷监测结果汇总表

(mg/L)

月份	进水	出水					
		1#	2#	3#	4#	5#	6#
8	3.12	0.66	0.48	0.53	0.65	0.72	0.44
9	2.93	0.68	0.46	0.56	0.64	0.68	0.42
10	3.02	0.89	0.5	0.65	0.92	0.89	0.54
11	2.87	1.02	0.87	0.98	1.1	1.02	0.71
12	3.42	1.43	0.91	1.17	1.24	1.43	0.99
1	3.11	1.64	1.13	1.32	1.43	1.64	1.21

表4 氨氮监测结果汇总表

(mg/L)

月份	进水	出水					
		1#	2#	3#	4#	5#	6#
8	15.8	2.8	2.9	2.8	4.1	2.4	2.5
9	16.6	3.9	3.4	3.5	4.4	3.2	3.2
10	13.4	3.5	2.8	3.3	3.8	3.0	2.4
11	15.3	5.2	4.5	4.9	5.1	2.9	4.5
12	17.8	5.8	5.1	5.1	5.9	4.2	4.5
1	16.8	6.1	5.2	5.5	6.2	4.5	5.8

表5 总氮监测结果汇总表

(mg/L)

月份	进水	出水					
		1#	2#	3#	4#	5#	6#
8	22.7	13.2	12.5	12.2	11.9	13.2	12.2
9	23.8	14.5	13.8	14.5	12.4	14.5	13.1
10	21.4	13.4	12.4	13	11.2	13.4	11.9
11	24.6	16.4	14.6	14.8	13.7	16.4	13.4
12	26.1	15.7	14.4	14.2	13.8	15.7	14.7
1	24.7	16.5	15.1	16.5	15.6	16.5	15.8

4.3 改进性工艺污染物去除效果分析

4.3.1 对总磷的去除效率分析

从图1可以看出：通过改变人工湿地基质、出水回流及改进湿地植被种类，可以明显提高总磷的去除效率。

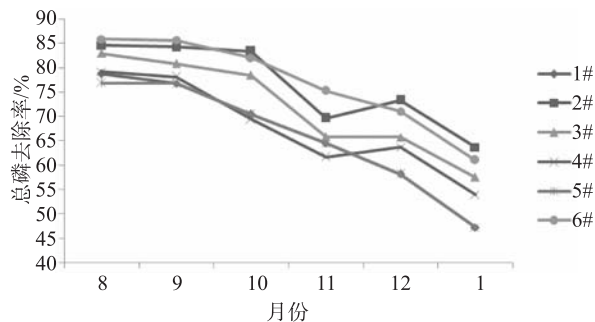


图1 改进性工艺对总磷去除效果

4.3.2 对总氮的去除效率分析

从图2可以看出：通过改变人工湿地基质、增

加水力停留时间及改进湿地植被种类，可以明显提高总氮的去除效率。

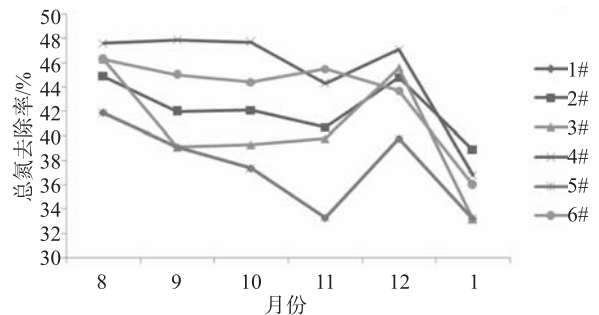


图2 改进性工艺对总氮去除效果

4.4 小结

通过改变人工湿地基质、出水回流及改进湿地植被种类，明显提高了污水中总磷的去除效率，总磷的最佳去除率达到 85.9%，出水总磷浓度为 0.44 mg/L。通过改变人工湿地基质、改进湿地植

被种类,可以提高氨氮的去除效率,氨氮最佳去除率达到84.8%,出水氨氮浓度为2.4 mg/L,但是增加水力停留时间反而降低氨氮的去除效果。通过改变人工湿地基质、增加水力停留时间及改进湿地植被种类,均可以明显提高总氮的去除效率,总氮最佳去除率达到47.9%,出水总氮浓度为11.2 mg/L。与原有人工湿地工艺相比,改进性人工湿地不仅减轻湿地的污染负荷,增加水中溶解氧,同时提高了水质污染物的去除效率。

## 5 结论

试验期间,在梅州市五华县县城污水厂人工湿地中试现场,结合查阅相关资料,了解了该人工湿地的工艺参数,对人工湿地中基质、植物及运行方式进行了试验研究。经测定污水厂进口污水和处理后出口水水质中化学需氧量、氨氮、总氮、总磷等指标的浓度,取得如下结果:

(1) 使用一级强化处理后,再经人工湿地系统净化水质,COD的处理效率达到72%以上,出水水质COD浓度在25mg/L左右,去除有机物效果较好。

(2) 湿地系统采用煤渣和砾石的混合料作为基质滤料后,与之前湿地系统的单一采用砾石作为基质相比,前者对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TP的去除效率较高。填料的选择从尽量就地取材、容易获得且价格便宜的角度考虑,因此可以改用混合填料作为基质。

(3) 优选适合本地生长的,并在各种污水浓度下去除效果好的植物。第一级碎石池适合种植芦苇、菖蒲和芦竹,二级池适合种植风车草、美人蕉。

(4) 在一级生物池中适当控制植株的密度可避免影响水面复氧。

(5) 冬季芦苇及芦竹枯萎时要及时收割,收割后芦竹可以作为保温材料覆盖在池体上,有利于提高微生物对污染物的去除效率。

### 参考文献:

- [1] 吴彩斌,向速林,鲁秀国. 处理农村生活污水的生物接触氧化-人工湿地组合工艺[J]. 湖北农业科学, 2008, 47(1): 44-46.
- [2] 白永刚,吴浩汀. 滴滤池-人工湿地组合工艺处理农村生活污水[J]. 中国给水排水, 2007, 23(17): 55-57.
- [3] 徐丽花,周琪. 不同人工填料人工湿地处理系统的净化能力研究[J]. 上海环境科学, 2002, 21(10): 603-605.
- [4] 徐丽花,周琪. 人工湿地控制暴雨径流污染的实验研究[J]. 上海环境科学, 2002, 21(5): 275-277.
- [5] 李丽. 潜流人工湿地去除生活污水中氮磷的试验研究[D]. 上海: 华东交通大学, 2008.
- [6] 李旭东,周琪,张荣社,等. 三种人工湿地脱氮除磷效果比较研究[J]. 地学前缘, 2005(12): 73-76.
- [7] Fennessy M S, Cronk J K, Mitsch W J. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions[J]. EcolEng, 1994, 3(4): 469-484.

## Applied Research on Improving Treatment Technology of Constructed Wetland System

ZHENG Ling-zhi

(Meizhou Station of Environment Monitoring, Meizhou, Guangdong 514021, China)

**Abstract:** The experimental study on the existing constructed wetland in Wuhua County was conducted in Meizhou. The process parameters, the substrate, plants, and operation ways of the wetland were tested. The optimal removal rates of total phosphorus, ammonia, and total nitrogen were 85.9%, 84.8%, and 47.9% respectively after adjusting the substrate of the wetland, the varieties of plants, the back flow, and increasing the water detention time. The after concentrations of the pollutants were 0.44 mg/L, 2.4 mg/L, and 11.2 mg/L respectively.

**Key words:** wastewater treatment; constructed wetland; improved research; removal of nitrogen and phosphorus; small town



# 一体化污水处理设备对农村生活污水的处理效果 ——以昆明市盘龙区铁冲小流域 内火烧营村为例

徐珊珊, 李奇键, 雷文文, 杨建明

(西南有色昆明勘测设计(院)股份有限公司, 云南 昆明 650217)

**摘要:**以昆明市盘龙区铁冲小流域内火烧营村为例,对一体化污水处理设备的运行情况及对污水处理的效果进行监测。认为一体化污水处理设备对农村生活污水有良好的处理效果,处理后可明显控制农村生活污水对周边河流、湖泊等的污染。并对一体化污水处理设备的维护运行提出了建议。

**关键词:**一体化污水处理设备;农村生活污水;处理效果

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0099-03

我国农村具有分布较广、农户居住分散的特点,农村生活污水呈现出污水排放量小、排放分散、氮磷等营养成分含量高、污水排放流量和有机负荷波动性大等特点<sup>[1]</sup>。一体化污水处理设备具有处理效果好、投资及运行费用少、占地小、管理方便等优点,可以有效处理分散式污水<sup>[2]</sup>。国外的小型分散式一体化装置发展比较迅速,如日本的净化槽技术,瑞典、挪威等北欧国家开发的 Bivac、Biodisc 设备等<sup>[3]</sup>。我国近年也有较广泛的应用,小型一体化污水处理装置在云南洱海流域沿湖村落环境综合整治工程已取得较好的效果<sup>[4]</sup>。

松华坝水库作为昆明市的重点饮用水源,1991年起水质开始出现恶化迹象,1991—1995年水质基本在Ⅱ、Ⅲ类水之间波动,1996年以来均为Ⅲ类水,总氮含量严重超标,有时降至Ⅳ类水标准<sup>[5]</sup>。据研究松华坝水库主要污染源为农民的生产生活所排放的垃圾废水<sup>[6]</sup>。铁冲小流域属松华坝水库水源区,土地总面积 18.56km<sup>2</sup>,在生态清洁小流域治理过程中各村庄建立了小型污水处理厂,采用一体化污水处理装置对流域内农村生活污水进行收集处理。笔者对铁冲小流域内火烧营村污水处理厂的处理效果进行了监测,为今后农村生活污水的处理提供技术参考。

## 1 材料与方法

收稿日期: 2016-11-05

作者简介: 徐珊珊(1984-),女,学士,工程师,主要从事水土保持和地质灾害防治等工作。

### 1.1 研究区概况

铁冲小流域位于盘龙区北部阿子营乡境内,属于铁冲村委会,流域汇水汇入牧羊河,属松华坝水库水源区,流域总面积 18.56km<sup>2</sup>。火烧营村位于流域下游,铁冲河左岸,村内共有居民 82 户,270 人,大牲畜 40 头,猪 41 头,羊 21000 只,家禽 4700 只。预测该村庄污水量为 10.80m<sup>3</sup>/d,清洁小流域治理过程中采用 PE 管对各户污水进行收集后排入村庄西南角污水处理站进行处理,污水处理站采用一体化生物接触氧化法污水处理装置进行处理,处理能力为 10t/d。

### 1.2 水样采集与分析

#### (1) 取样点及取样时间

分别在污水处理站入口及出口设 2 个取样点,取样点位于水面下 10cm 左右,用注射器抽取水样 200mL 于聚氯乙烯瓶中。2011 年 2 月污水处理站建成后开始进行监测取样,每季度取样 1 次,连续观测 3a (2011 年 2 月—2013 年 12 月),共监测 11 次。水样采集后 2h 内进行分析,水样较多时将水样置于 4℃ 低温保存,24h 内处理完毕。

#### (2) 测定方法

测定指标及方法为: pH 值采用玻璃电极法测定 (GB/T6920-1986)<sup>[7]</sup>; 总氮用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定 (GB/T 11894-1989)<sup>[8]</sup>; 总磷用钼酸铵分光光度法测定 (GB/T 11893-1989)<sup>[9]</sup>; 五日生化需氧量 (BOD<sub>5</sub>) 用稀释与接种法 (GB/T 7488-1987)<sup>[10]</sup>; 化学需氧量 (COD) 用重铬酸盐法 (GB/T11914-1989)<sup>[11]</sup>;

高锰酸钾指数按水质高锰酸钾指数测定标准进行 (GB/T 11892 - 1989)<sup>[12]</sup>; 悬浮物用重量法测定 (GB/T 11901 - 1989)<sup>[13]</sup>。

### (3) 评价标准

根据城镇污水处理厂污染物排放标准 (GB18918 - 2002)<sup>[14]</sup>对污水处理站出口污染物的排放进行评价, 污水处理厂执行一级 B 标准; 根

据地表水环境质量标准 (GB3838 - 2002), 对污水处理厂进出水口水质进行评价。

## 2 结果与分析

### 2.1 监测结果

污水处理厂进口、出口水质监测结果详见表 1。

表 1 污水处理厂进口、出口水质监测结果

(mg/L)

项目	监测频次	入口水质监测结果		出口水质监测结果		去除率/%
		范围	平均值	范围	平均值	
pH 值	12	7.15 ~ 8.32	7.70	6.96 ~ 8.13	7.58	—
总氮	12	0.8 ~ 18.52	9.18	0.08 ~ 3.17	0.80	91.32
总磷	12	0.15 ~ 3.35	1.27	0.05 ~ 1.28	0.27	78.87
BOD <sub>5</sub>	12	1.63 ~ 9.54	5.49	1.58 ~ 9.42	4.83	12.04
COD	12	6.49 ~ 51.2	26.37	2.14 ~ 37.11	9.64	63.43
高锰酸钾指数	12	6.87 ~ 218.37	33.26	0.5 ~ 30.7	10.17	69.43
悬浮物	12	0.4 ~ 106	21.63	0.4 ~ 12	4.22	80.50
水质等级	12	V类		II ~ III类		
污水处理达标情况	12	一级 A: 11 次, 二级: 1 次 (2012 年 4 月 23 日)				

注: 出水口高锰酸钾指数自 2013 年 1 月起均 < 0.5mg/L; 悬浮物自 2012 年 6 月起均 < 0.4mg/L。

### 2.2 结果分析

根据上述监测结果分析, 农村生活污水经一体化设备处理后基本达到预期标准, 该污水处理设备稳定性好, 出口水质稳定在 II ~ III 类水范围内, 出水 90% 以上达一级 A 标准, 仅 2012 年 4 月 23 日出现 1 次达二级标准的情况。一体化污水处理设备对悬浮物处理效果良好, 自 2012 年 6 月起出口水中悬浮物均 < 0.4mg/L, 异味也明显减轻; 总氮、总磷的去除率均在 75% 以上, 有效控制了氮、磷进入铁冲河, 避免了农村生活污水造成水体的富营养化; BOD<sub>5</sub>、COD、高锰酸钾指数也有较明显的降低。

监测过程中 2012 年 4 月 23 日污水处理未达预期效果, 据现场调查分析, 主要原因为日污水量过大, 污水处理不足, 造成排放不达标。

## 3 结论及建议

利用一体化污水处理设备对农村生活污水有良好的处理效果, 处理后可明显控制农村生活污水对周边河流、湖泊等的污染。针对研究区一体化污水处理设备的运行情况提出以下建议:

(1) 在污水处理设备购置前需对村内人口、牲畜等进行详细调查, 确定合理的污水处理能力, 避免处理能力不足造成的超标排放;

(2) 建设完善的污水收集系统, 确保村内污水全部经处理后排放;

(3) 运行过程中需做好污水处理设备的维护, 避免出现因设备故障造成超标排放;

(4) 寻找稳定的资金支持, 确保污水处理设备的长期运行。

#### 参考文献:

- [1] 杨利伟, 黄廷林, 周岳溪, 等. 农村分散式污水处理的适宜技术 [J]. 安徽农业科学, 2011, 39 (15): 9199 - 9201.
- [2] 董景, 翟宇超, 周湘杰. 一体化污水处理设备的研究现状 [J]. 四川化工, 2012, 15 (6): 38 - 42.
- [3] 贾晓亮, 毕东苏, 周雪飞, 等. 一体化装置处理低浓度农村生活污水的中试研究 [J]. 中国给水排水, 2011, 27 (19): 6 - 9.
- [4] 杨逢贵, 张春敏, 韩金涛. 云南农村面源污染及防治技术 [J]. 环境科学导刊, 2013, 32 (增刊): 38 - 41.
- [5] 刘楚文. 松华坝水库水源区面源污染的防治 [J]. 水利规划与设计, 2006 (6): 12 - 13.
- [6] 孔桂芬. 松华坝水库水质现状及变化趋势分析 [J]. 云南环境科学, 2006, 25 (增刊): 116 - 118.
- [7] 水质 pH 值的测定玻璃电极法: GB/T 6920 - 1986 [S].
- [8] 水质总氮的测定碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法: GB/T 11894 - 1989 [S].
- [9] 水质总磷的测定钼酸铵分光光度法: GB/T 11893 - 1989 [S].
- [10] 水质五日生化需氧量 (BOD<sub>5</sub>) 的测定稀释与接种法: GB/T 7488 - 1987 [S].
- [11] 水质化学需氧量的测量重铬酸盐法: GB/T 11914 - 1989 [S].

[12] 水质高锰酸钾指数的测定: GB/T 11892 - 1989 [S].

[14] 城镇污水处理厂污染物排放标准: GB18918 - 2002 [S].

[13] 水质悬浮物的测定重量法: GB/T 11901 - 1989 [S].

## **Treatment Effect of Integrated Wastewater Treatment Equipment on Rural Domestic Sewage**

XU Shan - shan, LI Qi - jian, LEI Wen - wen, YANG Jian - ming  
(Southwest Non - Ferrous Kunming Survey and Design (Institute) Ltd. Company,  
Kunming Yunnan 650217, China)

**Abstract:** The effect of applying integrated wastewater treatment equipment in Huoshaoying village on the treatment of rural domestic sewage was monitored. Integrated wastewater treatment equipment for rural domestic sewage had a good effect. Rural sewage treatment can obviously control the pollution of rural domestic sewage to rivers and lakes. Some suggestions are put forward for the maintenance and operation of the integrated wastewater treatment equipment.

**Key words:** integrated wastewater treatment equipment; rural sewage; treatment effect

# 水电开发项目环境影响经济损益分析

段立杰, 谷 蕾

(德宏州环境监察支队, 云南 芒市 678400)

**摘 要:** 针对水电站开发项目对环境的影响, 以云南大盈江三级水电站为例, 采用损失价值法、市场价值法、接受补偿法、防护费用法, 对项目的环境情况进行货币化评估: 建设水电站产生的环境效益为 169210453 元, 环境成本为 1983202 元, 得到净环境效益 167227251 元。水电站开发项目具有良好的环境效益。对项目的评估情况作了分析。

**关键词:** 水电站; 环境效益; 环境成本; 损益分析

**中图分类号:** X82 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0102-04

## 0 引言

自然生态环境是人类赖以生存发展的基础, 只有合理开发利用, 并加以保护, 才能实现可持续发展, 这是人们的共识; “十八大”以来, 党中央、国务院多次提到把生态文明建设作为工作重点, 并列入了“十三五规划”, 生态保护及生态文明建设势在必行。

水电开发项目一方面带来了发展必不可少的电力资源, 另一方面开发又在很大程度上影响着原有的生态环境系统。对项目进行环境影响经济损益分析, 可为区域环境管理提供指导, 为环境保护提供科学依据, 为工程引起的环境污染及生态破坏提供可行的减缓或补偿措施, 使负面影响减少到最小程度。环境影响经济损益分析是环境影响的经济评价, 是将环境影响转换为货币的形式, 可估算出环境影响的经济价值。其中包括正面的环境影响与负面的环境影响。一般认为, 除了电站自身的开发任务外, 对环境产生的正面环境影响称为环境效益, 如防洪、农业灌溉等; 负面的影响称为环境成本, 主要是项目工程临时、永久占地, 淹没区等对于动植物的侵扰, 生产、生活中产生的污染物对于生态环境的不利影响。环境影响经济损益核算方法主要包括损失价值法、市场价值法、接受补偿法、防护费用法、调查评价法、机会成本法、影子工程法等。本文以大盈江三级水电开发项目为例进行计算。针对大盈江三级水电开发项目的特点, 主要采用损失价值法、市场价值法、接受补偿法、防护费用法、调查评价法进行估算。

大盈江水系分布于盈江县境东、南部中低山宽谷盆地地区, 以大盈江为主流构成的河网系统。集中面积 2726.6 km<sup>2</sup>, 产水量 35.1 亿 m<sup>3</sup>, 水能蕴藏量为 134.3 万 kW。具有丰富的水能资源, 特别是虎跳石-38 号界桩之间 7km 河段, 天然落差约 180m, 平均比降 25‰, 落差十分集中, 水能资源开发条件十分优越。大盈江三级水电站首部位于盈江县境内大盈江下游的支流户撒河汇口以下河段, 为引水式开发, 属径流式电站, 多年平均发电量 7.01 亿 KW·h, 多年平均流量 243 m<sup>3</sup>/s, 正常蓄水位 692m。主要以发电为主要任务, 无通航、防洪、灌溉、供水等其他要求。对满足德宏州用户需求、促进德宏州社会发展具有重要作用。

## 1 项目的环境影响因素分析

以零方案情景作为参考。供电依靠火电, 库区及下游区域的陆生、水生生态环境将维持原来的自然状态。水电站开发项目的运行带来的环境影响主要有: ①原有库区及下游的生态系统被新的库区湖泊生态系统所替代。②对项目所处的河流进行了阻断, 河流的水文状况有了改变, 影响了其中鱼类的生活状态。③水电开发替代火电产生的污染。④项目施工及运行过程中产生的污染物, 对环境有不利影响。

## 2 环境效益及成本货币化分析

### 2.1 库区湖泊环境效益

大盈江三级水电站开发项目建成后, 蓄水后, 淹没区变成水库, 水库型湖泊的效益低于天然型湖泊。根据陈仲新研究的生态效益总体评价, 天然湖泊的效益约为 8498 美元/(hm<sup>2</sup>·a)。该项目为南

方的人工湖泊,取效益为天然湖泊效益的60%,美元兑人民币汇率为6.94,社会折现率按8%来计算,按照5a折1次,则该项目单位效益为

27554.398元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),该水库正常蓄水位692m,库容152.67万 $\text{m}^3$ ,则该项目库区湖泊环境效益为6078.5元。

表1 项目环境影响经济损益汇总表

环境效益	环境成本
库区湖泊环境效益	库区原生态系统环境成本
水电代替火电效益	鱼类生态系统损失 污染物对环境产生的不利影响

## 2.2 库区及下游淹没及工程施工环境成本

到达正常蓄水位时,项目主要涉及损失土地类型为林地、水域以及其余的荒地。①林地具有良好的生态服务功能,主要为半常绿季雨林,有木材提供的直接价值,并具有净化空气、保持水土、防风护沙的间接作用。项目处于热带地区,热带/亚热带林地价值为2007美元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),美元兑人民币汇率为6.94,社会折现率按8%来计算,按照5a折1次,则单位价

值10846.0181元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。②水域具有蓄水的作用,具有较高的价值,按8498美元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )计算,则单位价值45923.9969元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。③其余土地资源以678美元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )计算,则单位价值3663.976元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ),具体侵占土地面积见表2。通过计算,得出淹没区及施工占用的林地环境成本每年为291107.126元,水域年均环境成本为174511.188元,其余空地为58110.6594元。

表2 项目淹没区及施工占地面积

	草地	林地	水域	河滩地	其余空地	合计
大盈江三级		26.84	3.8		15.86	46.5

对无法估量但又极其重要的物种采用防护费用法进行计量转化。一种方式是将防护措施费用计作损失。库区、下游,如动物、植物、鱼类的生存环境的影响是长期的,且难以用货币来计量,则可采用恢复费用法进行估算。

大盈江三级电站上下游水域共分布有鱼类38种,其中重要的物种包括云纹鳗鲡、滇西低线鳃、墨脱四须鲃、盈江结鱼、东方墨头鱼、云南野鲮、南方裂腹鱼、胡子鲇、黄斑褶鲃等。大坝拦阻将一定程度上减少上下游鱼群之间的基因交流,影响鱼类基因多样性,同时也会影响部分鱼类洄游,造成鱼种数量减少。该工程用于建设鱼类增殖站及种群多样保护等措施的费用为108万元,则该项目的鱼类环境成本为108万元。淹没区及工程施工地,影响到如国家一级保护动物猫头鹰、松雀鹰等,猕猴、穿山甲、大灵猫等二级保护动物的生存活动。施工场地及淹没区生长着国家二级保护植物鹿角蕨180余株及1株婆罗双,可采取移植保护。厂地、道路临时占地需种植一些植被树木,用于生态恢复。用于动物、植物保护的宣传、巡查,以及植物的移栽,所花费的费

用为32万元,则该项目的动物、植物保护环境成本可算作32万元。

## 2.3 水电代替火电效益

水电是清洁、可再生能源,目前火电仍然是除水电外主要的发电供能形式,水电代替火电产生了间接的环境效益。我国于2005年2月16日开始履行《京都议定书》中要求的减排义务。水电项目较火电项目,减少了大量的 $\text{CO}_2$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 和粉尘颗粒物排放,利于国家减排大计。与燃煤发电项目相比,水电项目每生产10MW·h电,可减少排放 $\text{CO}_2$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 、粉尘颗粒物的量分别为9.9094t、0.07914t、0.0449t和0.49654t。

项目多年平均发电量为7.01亿( $\text{kW} \cdot \text{h}$ ),则每年可减少 $\text{CO}_2$ 排放694648.94t。目前我国水电碳排放交易(CDM)价, $\text{CO}_2$ 平均约为10欧元/t,人民币与欧元的汇率按1:7.264计,每年减少 $\text{CO}_2$ 带来的效益是50459299元。

项目每年可减少粉尘量为34807.454t,粉尘颗粒的环境价值为2.908元/kg,则每年减少粉尘产生的环境效益为101220076元。

项目每年可减少 SO<sub>2</sub>5547.714t, NO<sub>x</sub>3147.49t, 按照国家发改委相关规定, 脱硫、脱销电价加价 0.015 元/kW·h、0.01 元/kW·h, 则估算产生的环境效益分别为 10515000 元、7010000 元; 粉尘颗粒、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 的环境效益也可使用污染物价值计算法来进行计算。

#### 2.4 污染物对环境产生的不利影响

水电站生产和运营期都可能会产生一定量的污染物: 施工过程中, 挖掘出来的大量渣土, 施工人员产生的生活垃圾, 砂石加工系统的粉尘, 爆破的废气, 燃油排放的废气, 生活生产废水; 运营过程中可能会产生生活垃圾、废机油、生活废水等。这些污染物的产生一定程度上加重了环境的负荷, 增加了环境成本。产生的污染物损益, 可以采用排污收费计算法。施工产生弃渣共计 35.20 万 m<sup>3</sup> (1 松方渣土约为 1~1.5t, 计算时取 1.2t, 则渣土量为 42.24t)。

施工期平均施工人员 450 人。生活垃圾产生量共计 540t, 产生 CO 量为 51.15t, 燃油机械产生的有害气体总量为 23.256t。生活废水排放量 5.952 万 m<sup>3</sup>。根据我国典型生活污水水质分析, 其 COD 浓度为 350~500mg/L, BOD<sub>5</sub> 浓度为 100~400mg/L, SS 浓度为 100~350mg/L。此处取值

COD 为 400mg/L, BOD<sub>5</sub> 为 250mg/L, SS 浓度为 200mg/L, 氨氮为 30mg/L, 总磷为 3mg/L, 则共产生 BOD<sub>5</sub>14.88t, SS11.904t, COD23.81t, 氨氮 10.56t, 总磷 0.179t。生产废水排放量为 476.28 万 m<sup>3</sup>, SS 平均浓度取 2000mg/L, 产生 SS 约 9525.6t。

运营期厂里有 20 人左右。每人每天以 1kg 计算, 年生活垃圾产生量为 7.3t。生活废水按人均每天 0.1m<sup>3</sup>, 排放量为用水量 80% 计, 则年排放量为 584m<sup>3</sup>, BOD<sub>5</sub> 为 0.146t, SS 为 0.1168t, COD 为 0.2336t, 氨氮为 0.01752t, 总磷为 1.752kg。废机油年产生量约为 60kg。

按照排污收费标准, 废渣土一次性收费为 25 元/t, 将生活垃圾按照废渣收费计价。危废为 1000 元/t, SS 每一污染当量 (4kg) 为 0.7 元, BOD<sub>5</sub> 每一污染当量 (0.5kg) 为 0.7 元, COD 每一污染当量 (1kg) 为 1.4 元, 氨氮每一污染当量 (0.8kg) 为 1.4 元, 总磷每一污染当量 (0.25kg) 0.7 元, CO 每一污染当量 (16.7kg) 为 0.6 元, 其他有害 (SO<sub>2</sub>, 氮氧化物) 气体每一污染当量 (0.95kg) 为 0.6 元。通过计算, 得到各项污染物产生的环境成本, 结果如表 3 所示。

表 3 大盈江三级水电站污染物排放分析表

项目	施工期		运行期		
	总量/t	环境成本/元	年产生量/t	环境成本/元	
固废	废渣土	42.24	1056		
	生活垃圾	540	13500	7.3	182.5
	SS	9525.6	2083.2	0.1168	20.44
	COD	23.81	33334	0.2336	327.04
污水	BOD <sub>5</sub>	14.88	20832	0.146	204.4
	氨氮	10.56	18480	0.01752	30.66
	总磷	0.179	501.2	0.00175	4.91
	生产废水	SS	9525.6	1666980	
废气	CO	51.15	1837.72		
	其他有害气体	23.256	835.54		
危险废物	废机油			0.06	60
合计		1759439.56, 以 30 年为服务年限, 年均费用为 58647.99 元。		825.04	

这部分污染物的产生主要在项目的施工过程中, 需做好堆渣场下方泄洪沟及挡墙的设置, 并在工程结束后对渣场、边坡、道路进行植被恢复。生活生产废水不能随意排入河流, 可用于浇灌林地、

草地。特别需注意的是如废机油一类的危险废物, 国家管控要求严格, 需设置专门暂存间, 并挂上标牌, 需建立完整的储存台账, 如需清理, 需交有资质的单位。

表4 大盈江三级水电站年损益分析表

环境效益：合计为 169210453 元			
库区生态效益/元	6078.5	水电代替火电的环境效益/元	CO <sub>2</sub> 50459299 粉尘 101220076 SO <sub>2</sub> 10515000 NO <sub>x</sub> 7010000
环境成本：合计为 1983202 元			
库区及下游 环境成本/元	林地 291107.126 其余空地 58110.6594	水域 174511.188	生物资源保护 成本/元 1400000
污染物排放成本/元	施工期平均：58647.99；运营期：825.04		

### 3 总结

(1) 目前对于环境损益的评估，在很多方面可以进行具体的量化，但水生生物及动物的种群繁杂，个体数量难以估量，评估还存在缺陷，无法较好地进行量化。

(2) 通过计算（详见表4）得到建设水电站产生的环境效益为 169210453 元，而环境成本为 1983202 元，得到净环境效益 167227251 元。可见水电站开发项目具有良好的环境效益。但水电站的开发对环境也存在很多隐形的不利影响：河流下游出现浅滩，湿地因上游水流拦阻而退化，影响到河流水质的净化作用，同时也会影响到其保水、蓄水的能力。水电项目的建成，一定程度上会影响到动物、植物，以及水生生物的生存空间；库区及厂区的建设，占用了动植物的栖息地。植物可通过移栽等方式进行保护，但动物生存环境受到影响，会导致其生存质量下降，进而影响其寿命。对于水生生物

物的影响可能更为巨大：河段片段化，影响了鱼类洄游，导致遗传多样性下降，同时也改变了水中浮游动物、底栖动物、鱼类的区域组成：这些影响都是不可逆的。

(3) 为了保护好国家丰富的生物资源与生态环境，一方面要求当地政府要科学规划，合理开发。虽然大盈江水系水能资源开发条件十分优越，但一条江水系上，坐落 80 多家水电站（不包括在建的），这样庞大的水电站系统工程仍然会给生态环境带来不小的负担。另一方面要求管理部门做到严格管理，严格执法，违法必究。国家建立和完善生态补偿机制，主张“谁开发谁保护，谁受益谁补偿”的原则。如资源使用权、排污交易权等方式都是可以对生态系统中的资源进行量化的方法，也是对人们改善区域环境的约束性要求，但必须要求开发者实施具体的保护措施，否则又会出现用经济换资源的不良开发局面。

## Analysis of Environmental Economy of Hydropower Development Project

DUAN Li - jie, GU Lei

(Dehong Environmental Supervision Detachment, Mangshi Yunnan 678400, China)

**Abstract:** In terms of environmental impacts of hydropower development project, loss value method, market value method, acceptance compensation method, and defensive expenditures method were applied to evaluate the environmental impacts of the three stage hydropower station of Dayingjiang River. The results showed that the environmental benefit of the hydropower station was about 169 million RMB. Its environmental cost was almost 2 million RMB. Therefore, the net environmental benefit was about 167 million RMB, which indicated that the hydropower station project could bring good environmental benefits.

**Key words:** hydropower station; environmental cost; benefit analysis



# 火焰原子吸收分光光度法测定地表水中的铜、锌、铅、镉

郭英

(昆明市官渡区环境保护监测站, 云南 昆明 650200)

**摘要:** 采用火焰原子吸收分光光度法测定地表水中的铜、锌、铅、镉时, 通过消解、浓缩水样后测定铜、锌, 能提高测量准确度; 用共沉淀法对水样金属离子进行共沉淀捕集后测定铅、镉, 有效提高了灵敏度, 扩大了仪器分析运用范围。

**关键词:** 火焰原子吸收分光光度法; Cu; Zn; Pb; Cd; 浓缩; 共沉淀; 比对试验

**中图分类号:** X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0106-03

铜、锌、铅、镉是地表水监测的必测项目, 火焰原子吸收分光光度法可以同时测定水样中的铜、锌、铅、镉。因铜、锌的地表水环境质量标准限值较高, 用直接吸入火焰原子吸收分光光度法即可测定铜、锌, 通过消解、浓缩水样后测定, 能提高测量准确度。

用直接吸入火焰原子吸收分光光度法测定铅、镉, 则检出限较高。用螯合萃取火焰原子吸收分光光度法测定铅、镉, 虽然检出限较低, 但方法重复性较差, 且使用的试剂甲基异丁基甲酮麻醉和刺激性较大, 给分析人员的操作带来不便。采用共沉淀-火焰原子吸收分光光度法测定铅、镉, 测定结果准确, 铅的检出限低于地表水Ⅲ类水标准限值, 镉的检出限低于地表水Ⅱ类水标准限值, 能满足地表水相关检测要求。

## 1 铜、锌测定试验部分

### 1.1 测定方法原理

将样品或消解处理过的样品直接吸入火焰, 在火焰中形成的原子对特征电磁辐射产生吸收, 将测得的样品吸光度和标准溶液的吸光度进行比较, 确定样品中被测元素的浓度。

### 1.2 主要试剂及仪器

试剂: 硝酸, 优级纯; 高氯酸, 优级纯; 1%硝酸溶液; 1000mg/L铜标准溶液、500mg/L锌标准溶液(环境保护部标准样品研究所生产)。

仪器: 电热板; AA6880原子吸收分光光度计, 岛津企业管理(中国)有限公司生产; 原子

吸收分光光度计相应辅助设备。

### 1.3 试验过程

#### 1.3.1 样品的预处理

取100mL水样置于200mL烧杯中, 加入5mL硝酸溶液, 在电热板上加热消解(样品不沸腾), 蒸至10mL左右, 加入5mL硝酸溶液和2mL高氯酸, 再蒸至1mL左右。如果消解不完全, 再加入5mL硝酸和2mL高氯酸, 再蒸至1mL左右。取下冷却, 加水溶解残渣, 转移至25mL的容量瓶中, 用水稀释至标线。

取1%硝酸溶液, 按上述相同的程序操作, 以此为空白样。

#### 1.3.2 校准曲线的配制

取1000 mg/L铜标准溶液5.00mL、500mg/L, 锌标准溶液2.00mL于100mL容量瓶中, 用1%硝酸溶液定容至标线, 配制成含铜50.0mg/L、锌10.0mg/L的混合标准溶液。分别取此混合标准溶液0、0.20、0.50、1.00、2.00、3.00、4.00、5.00mL于100mL容量瓶中, 用1%硝酸溶液定容, 配制成含铜浓度分别为0、0.10、0.25、0.50、1.00、2.00mg/L的标准系列和含锌浓度0、0.02、0.05、0.10、0.20、0.30、0.50mg/L的标准系列。

#### 1.3.3 样品测定

选择适合的分析线和调节火焰, 仪器用1%硝酸溶液调零, 吸入标准系列和样品空白及水样, 测量吸光度。将样品空白和水样吸光度代入校准曲线计算浓度值(计算时代入浓缩系数), 用测定浓度值减去样品空白浓度值即为水样的浓度值(测定铜、锌已知样不需要消解, 仪器用1%的硝酸溶液调零后即可测定)。校准曲线绘制见表1、表2。

表1 铜校准曲线绘制表

浓度值/ (mg/L)	0.00	0.10	0.25	0.50	1.00	2.00	$y = 0.0014 + 0.1475x$
吸光度/ (A)	0.0002	0.0158	0.0382	0.0763	0.1505	0.2953	$r = 0.9999$

表2 锌校准曲线绘制表

浓度值/ (mg/L)	0.00	0.02	0.05	0.10	0.20	0.30	$y = 0.0028 + 0.5095x$
吸光度/ (A)	0.0001	0.0127	0.0286	0.0552	0.1060	0.1580	$r = 0.9998$

表3 铜、锌已知样测定结果表

测定项目	标样浓度 保证值/ (mg/L)	测定均 值/ (mg/L)	相对误差/%	相对偏差/%	加标回收率/%
铜	0.810 ± 0.038	0.819	1.1	0.4	102
锌	1.77 ± 0.08	1.80	1.7	0	101

对含铜 0.810 ± 0.038 mg/L、锌 1.77 ± 0.08 mg/L 的已知样（混合标准溶液）进行测定，测定结果均在保证值范围内，见表3。

## 2 铅、镉测定试验部分

### 2.1 测定方法原理

水样中的铅、镉等金属离子经氢氧化镁共沉淀捕集后，加硝酸溶解沉淀，酸液喷雾进入原子化器，测定各自波长下的吸光度，求出待测金属离子的浓度。

### 2.2 主要试剂及仪器

药品：氯化镁，优级纯；氢氧化钠，优级纯；硝酸，优级纯。

试剂：1 + 1 硝酸溶液；100g/L 氯化镁溶液；200g/L 氢氧化钠溶液；100mg/L 镉标准溶液；1000mg/L 的铅标准溶液（环境保护部标准样品研究所生产）。

仪器：电热板；BSA3202S 电子天平，赛多利斯科学仪器（北京有限公司）生产；AA6880 原子吸收分光光度计，岛津企业管理（中国）有限公司生产；原子吸收分光光度计相应辅助设备。

### 2.3 试验过程

(1) 取 250mL 水样置于烧杯中，加入 2mL

100mg/L 氯化镁溶液，边搅拌边滴加 200mg/L 氢氧化钠溶液 2mL，然后继续搅拌 1min。静置使沉淀下降到 25mL 以下（约需 2h），用虹吸法吸去上清液至剩余体积为 20mL 左右，加 1mL 1 + 1 的硝酸溶液溶解沉淀，转入 25mL 容量瓶中，加纯水至刻度，摇匀。

(2) 取 1000 mg/L 的铅标准溶液 10.00mL 于 100mL 容量瓶中，用 0.15% 的硝酸溶液定容至标线，摇匀，此溶液为 100mg/L 铅标准中间液。吸取此标准中间液 5.00mL 及 100mg/L 镉标准溶液 1.00mL 于 100mL 的容量瓶中，用 0.15% 的硝酸溶液定容至标线，摇匀，配制成含铅 5.0mg/L、镉 1.0mg/L 的混合标准溶液。取此混合标准溶液 0、1.00、2.00、3.00、4.00、5.00mL 于烧杯中，加纯水至 250mL。以下操作按（1）进行。

(3) 将水样及标准系列分别喷雾，测量各自波长下的吸光度。

(4) 将水样吸光度代入曲线计算浓度值，再减去样品空白浓度值即为水样浓度值。

铅、镉校准曲线绘制见表4。

表4 校准曲线绘制表

铅	浓度值/ (mg/L)	0.00	0.02	0.04	0.06	0.08	0.10	$y = 0.0012 + 0.2634x$
	吸光度 (A)	0.0010	0.0071	0.0112	0.0169	0.022	0.02788	$r = 0.9991$
镉	浓度值/ (mg/L)	0.000	0.004	0.008	0.012	0.016	0.020	$y = 0.0023 + 3.7171x$
	吸光度/ (A)	0.0015	0.0175	0.0334	0.0468	0.0610	0.0768	$r = 0.9996$

(5) 标准样品的比对试验

用直接吸入法和共沉淀法对铅浓度为  $0.621 \pm 0.025$  mg/L、镉浓度为  $0.0580 \pm 0.0045$  mg/L

的混合标准样品进行测定，测定结果均在保证值范围内，两种方法的测定值具有较好的比对性。

表5 标准样品测定结果表

测定项目	标样浓度 保证值/ (mg/L)	共沉淀-火焰 原子吸收分光 光度法测定均 值/ (mg/L)	相对误差/%	直接吸入原子 吸收分光光度 法测定均值/ (mg/L)	相对误差/%	两种方法测定结 果相对偏差/%
铅	$0.621 \pm 0.025$	0.625	0.6	0.639	2.9	1.1
镉	$0.0580 \pm 0.0045$	0.0584	0.7	0.0588	1.4	0.3

(6) 注意事项

①测定铜、锌消解时，不能使水样沸腾，且注意观察，不能蒸干水样，否则测定结果偏低。

②测定铅、镉时，如水样系加酸保存，应使用氨水调节至中性再测定，沉淀溶解移入容量瓶的过程应小心操作，防止铅损失。

③仪器测定时选用最佳实验条件，如选择适合的空心阴极灯工作电流、分析线、狭缝宽度、火焰类型和燃烧器高度、进样量等。

④原子吸收测量所测样品的吸光度必须落在两个标准的信号之间才能得到准确结果，同时原子吸收信号常常在高浓度时出现灵敏度变低的情况，将标准曲线的中间点设在样品浓度附近，或是将样品溶液浓度调节到接近标准曲线中间位置能使测定结果准确度提高。

3 结论

采用直接吸入火焰原子吸收分光光度法测定水样中的铜、锌，测定线性较好，结果可靠。通过消

解、浓缩水样后再测定，能提高测量准确度，该方法适合地表水中总铜、总锌的测定。用共沉淀-火焰原子吸收分光光度法测定铅、镉，有效提高了灵敏度，扩大了仪器分析运用范围，能满足地表水相关检测要求，与直接吸入法测定结果有较好的比对性，适合地表水、清洁水中铅、镉的测定。

参考文献:

[1] 生活饮用水标准检验方法 金属指标: GB/T5750. 6 - 2006 [S].  
 [2] 水质 铜、锌、铅、镉的测定 原子吸收分光光度法: GB7475 - 87 [S].  
 [3] 国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法 (第4版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.  
 [4] 方惠群, 于俊生, 史坚. 仪器分析 [M]. 北京: 科学出版社, 2002: 260 - 263.  
 [5] 张扬祖. 原子吸收光谱分析应用基础 [M]. 上海: 华东理工大学出版社, 2007: 166

## Determination of Copper and Zinc and Lead and Cadmium in Surface Water Using Flame Atomic Absorption Spectrometry

GUO Ying

(Guandu Station of Environmental Monitoring, Kunming Yunnan 650200, China)

**Abstract:** The accuracy of determining copper and zinc and lead and cadmium in surface could be improved through digestion and water sample concentrate. The sensitivity of testing lead and cadmium after trapping the metal ions using co-precipitation method was effectively promoted. These would expand the usage of the equipment.

**Key words:** flame atomic absorption spectrometry; Cu; Zn; Pb; Cd; concentrate; comparative experiment

# 柳树箐磷石膏渣场地下水水质变化 跟踪监测与管理分析

朱浩东<sup>1</sup>, 杨云碧<sup>2</sup>, 顾正聪<sup>2</sup>

(1. 云南三环化工有限公司, 云南 昆明 650000; 2. 云南湖柏环保科技有限公司, 云南 昆明 650034)

**摘要:** 根据柳树箐磷石膏渣场区域的地形地貌、地质构造、地层岩性及水文地质条件, 分析地下水监测井布置及监测层位的合理性, 提出在渣场南侧邻谷桃树箐增设地下水监测井的建议。通过对各监测井水质变化情况进行跟踪监测, 分析渣场区域地下水受污染范围和程度, 为渣场下游各厂区及白塔村水井的水质安全提供依据, 预防环境风险的发生。

**关键词:** 磷石膏渣场; 水文地质条件; 地下水监测井; 跟踪监测

**中图分类号:** X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2017) 03-0109-06

随着磷肥行业的发展, 磷石膏排放量日益增大, 须配套建设磷石膏渣场进行堆存, 磷石膏在堆存过程中会产生大量的磷石膏渗滤液, 对地下水产生较大的影响。磷石膏渣场建成运营后, 渗滤液对地下水环境的影响不易发现, 存在一定的滞后性, 只能对监测井进行跟踪监测, 监视地下水水质变化情况, 为处于渣场下游水井的水质安全提供依据, 因此, 地下水监测井布置是否合理十分重要。本文就柳树箐磷石膏渣场地下水监测井布置合理性及跟踪监测情况进行分析, 掌握渣场区域地下水水质变化情况, 为渣场下游各厂区及白塔村水井的水质安全提供依据, 预防环境风险的发生, 保障居民饮用水安全。

## 1 渣场概况

柳树箐磷石膏渣场位于昆明海口工业园区, 渣场东侧为云南三环中化化肥有限公司、达子村和螳螂川, 北侧为小场村和双哨村, 西侧为柳树箐村, 南侧为桃树村(图1)。

磷石膏渣场属于山谷型尾矿库, 采用上游式筑坝法筑坝, 主体工程包括水工坝、初期坝、磷石膏堆场、回水隧道、回水库等。渣场于2003年开始建设, 2006年1月投入使用, 截至2016年5月磷石膏渣已堆存至17级子坝, 堆积高度115m, 堆存量约4200万 $m^3$ 。

## 2 渣场区地质概况

### 2.1 地形地貌

柳树箐磷石膏渣场为一大致呈东西走势的宽缓

沟谷, 呈U字型, 地势西高东低、北高南低。场区汇水面积约5.70 $km^2$ , 全谷长约5.0km。谷内植被稀少, 两侧谷坡有部分灌木、乔木覆盖, 冲沟内有少量坡耕地, 谷坡两侧有数处个体采矿点。渣场南侧邻谷为桃树箐, 两谷之间山体宽度900~2000m。渣场北侧邻谷为小麦地, 两谷之间山体宽度1300~1500m。

### 2.2 地质构造

渣场区在区域上属于“康滇台背斜”与“滇东台褶皱带”交界区, 发育有普渡河~西山断裂、云龙村断裂和香条村背斜等, 区域地质构造纲要图见图2。

普渡河~西山断裂(编号13): 断层北段, 兆古龙村南断层面倾向东, 倾角70~80°, 东盘奥陶系逆冲于西盘二叠系之上, 破碎带宽约400m, 由宽度0.2~1.0cm的碎裂岩组成, 断层壁上可见“X”型张扭节理。断层南段, 断层面倾向东, 倾角较陡, 具正断层性质。昆明西山一带, 断层西盘古生代地层呈南北走向, 其间纵裂3~4条冲断层, 断层倾向东, 倾角60~80°。

云龙村断层(编号84): 走向NW, 长度>22km, 断层带宽约7~50m。断层面倾向NE, 倾角较大, 约48~60°。该断层具有转换性质, 北西端上盘逆冲, 南东盘上盘下降。

香条村背斜(编号44): 走向EW, 轴长约10.4km, 影响宽度达5.0km。其北西近直立, 轴部 $Pt_2hs$ 、 $Z_1d$ 、 $Z_1dn$ ; 两翼 $Zny^1 \sim \in 1y^{1-5}$ 。背斜向东倾伏, 西部仰起端被云龙村断层破坏, 其核部宽度3.75km。

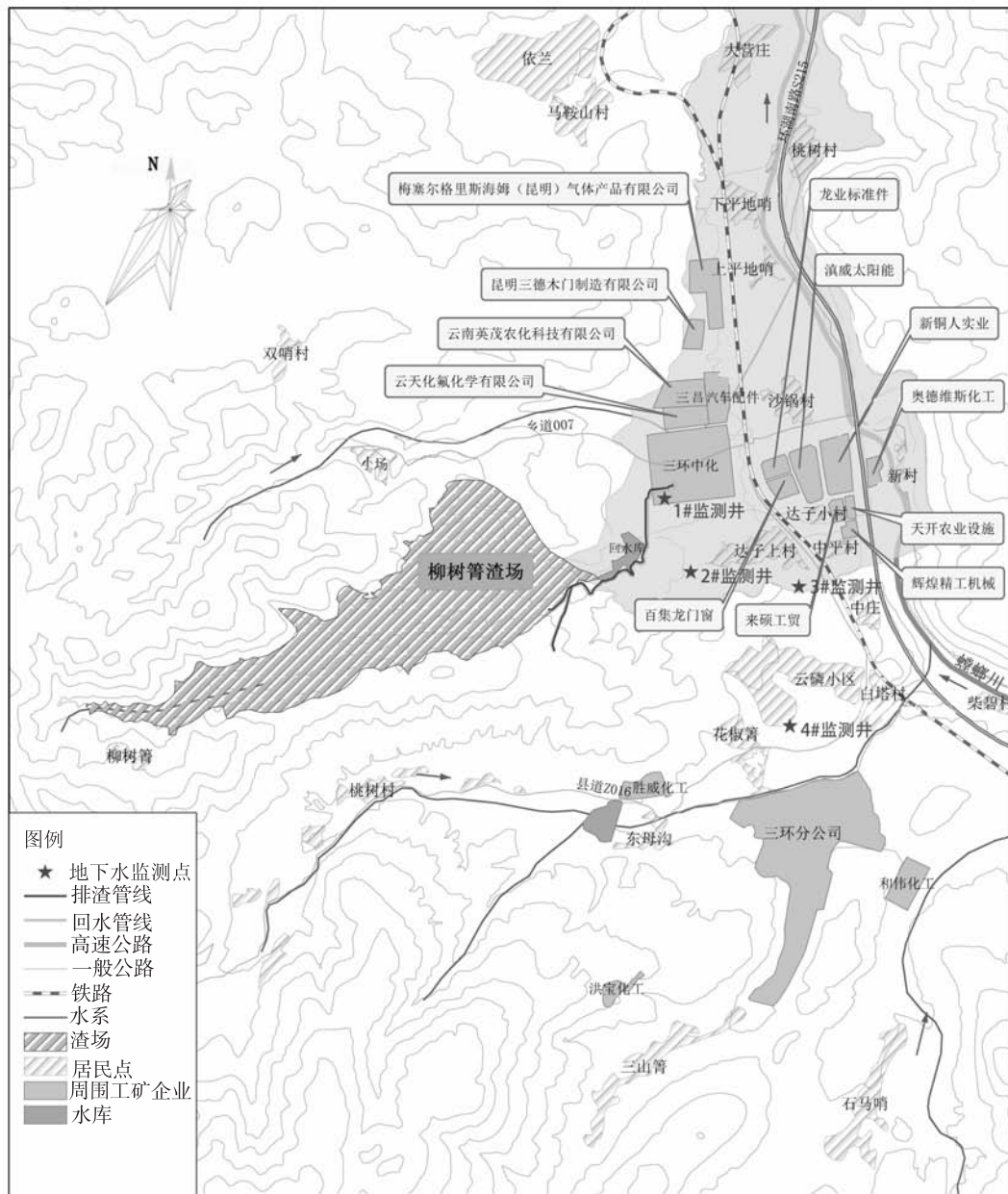


图1 柳树箐磷石膏渣场与外环境关系图

### 2.3 地层岩性

渣场区地层从上到下依次为第四系人工填土、耕植土、粉质粘土，寒武系渔户村组砂岩和白云岩。人工填土分布于沟谷两侧采矿点附近，成分不均，为松散堆积体；耕植土含植物根系，结构松散，分布于沟谷两侧及谷底；粉质粘土呈褐黄色，分布于整个场地，厚1.8~7.9m；砂岩呈灰黄、灰绿色，砂泥质结构，薄层状构造，强~中风化，节理不发育；白云岩呈浅灰色，细晶结构，中厚层状构造，微~中风化，节理裂隙不发育。

### 3 渣场区水文地质条件

渣场处于柳树箐水文地质单元（编号I<sub>1</sub>）

内，该单元为一较完整的水文地质单元。阻水边界为北面耳目村、花坝、云龙大村一线（云龙村断层（阻水断层）、 $\epsilon_{1q}$ 碎屑岩），西部小尖山、杉松园顶一线（ $Zby^1$ 碎屑岩），南部东山顶一线（ $Zby^1$ 泥砂岩），东部小场、凤凰山、鞍山一线（ $\epsilon_{1q}$ 碎屑岩），透水边界为螳螂川。渣场区地下水类型主要为岩溶水，含水层为渔户村组（ $\epsilon_{1y}$ ）白云岩，覆盖层厚10~20m。该区地形坡度相对较缓，地下水补给条件较好，总体上由西向东径流，在东北部受箐竹寺组（ $\epsilon_{1q}$ ）泥页岩阻挡，改为由北西向南东径流，在花椒箐、白塔村一带富集和排泄，形成白塔村地下水富水块段。

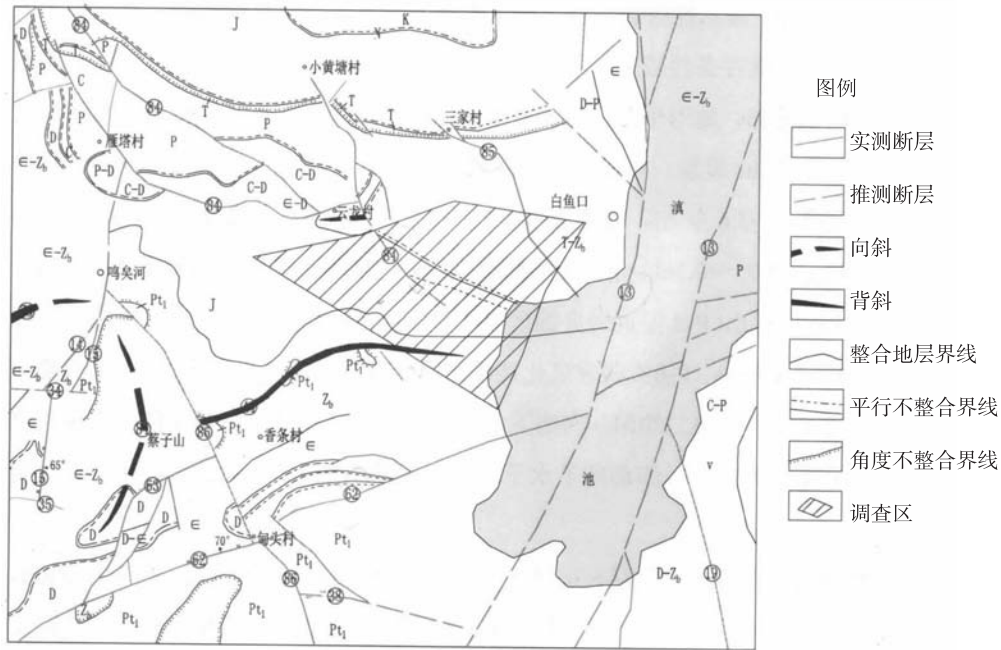


图2 区域地质构造纲要图

4 渣场磷石膏属性

依据危险废物鉴别标准对柳树箐渣场堆存的磷石膏进行浸出毒性鉴别和腐蚀性鉴别（表1），实验结果表明磷石膏浸出毒性低于《GB5085.3-2007危

险废物鉴别标准-浸出毒性鉴别》规定的标准限值，其pH值不在《GB5085.1-2007危险废物鉴别标准-腐蚀性鉴别》规定的标准限值内，因此磷石膏不属于危险废物，属于第II类一般工业固体废物。

表1 磷石膏浸出毒性鉴别和腐蚀性鉴别结果表

项目	浓度值	标准值	项目	浓度值	标准值
pH	4.22~4.99	$pH \geq 12.5$ 或 $pH \leq 2.0$	硒/ ( $\mu\text{g/L}$ )	0.093~4.2	1000
氟化物	10.1~98.0	100	总汞/ ( $\mu\text{g/L}$ )	<0.015~1.59	100
氰化物	<0.004	5	砷/ ( $\mu\text{g/L}$ )	3.32~30.0	5000
银	0.045~0.144	5	总铬	0.04~0.17	15
镍	0.15~0.28	5	铅	0.72~2.00	5
铍	0.005~0.009	0.02	锌	0.097~0.415	100
六价铬	<0.004	5	镉	0.015~0.05	1
钡	0.05~0.064	100	铜	0.04~0.11	100

(mg/L)

注：pH标准值指《GB5085.1-2007危险废物鉴别标准-腐蚀性鉴别》中规定的标准限值；其余标准值指《GB5085.3-2007危险废物鉴别标准-浸出毒性鉴别》中规定的标准限值。

表2 地下水监测井基本情况表

监测点	相对位置	水点类型	含水层及岩性	地下水类型	监测目的
1#监测井	渣场下游，距回水水库坝址约500m	监测井井深100m	D <sub>3</sub> z白云岩	岩溶水	回水水库下游污染监测井
2#监测井	渣场东南侧，距渣场回水水库约480m	监测井井深151m	ε <sub>1</sub> y白云岩	岩溶水	回水水库侧边，污染扩散监测井
3#监测井	渣场下游，距回水水库坝址约1500m	达子上村供水井井深270m	ε <sub>1</sub> y白云岩	岩溶水	ε <sub>1</sub> y深部循环监测井
4#监测井	渣场东南侧，距渣场回水水库约2000m	三环公司供水井井深110m	ε <sub>1</sub> y白云岩	岩溶水	白塔村水源地监测井



## 5 地下水污染跟踪监测分析

### 5.1 地下水监测点设置

渣场采取的地下水污染防治措施主要为库底粘土防渗层、回水隧道、监测井。由于库底粘土防渗层为隐蔽工程，渣场运行期不易察觉和修复，因此，渣场运行期地下水污染防治措施为定期对监测井水质进行监测，监控地下水受影响范围和程度，为渣场运行管理提供依据，渣场地下水监测井布置图见图1，监测井基本情况见表2。

渣场区地下水总体上由西向东径流，在东北部受筇竹寺组 ( $\epsilon_{1q}$ ) 泥页岩阻挡，改为由北西向南东径流，在花椒箐、白塔村一带富集和排泄，形成白塔村地下水富水块段。1#监测井位于回水库正下方，2#和3#监测井位于回水库侧方向上，4#监测井位于渣场区地下水主径

流方向上，1#、2#、3#和4#监测井位于渣场和回水库下游可能会出现污染或扩散处，监测井点位设置基本合理。

监测井的监测层位主要设在岩溶水含水层 ( $\epsilon_{1y}$  白云岩、 $D_3z$  白云岩)，岩溶水含水层 ( $\epsilon_{1y}$  白云岩、 $D_3z$  白云岩) 是柳树箐渣场区主要含水层，且岩溶水含水层是渣场区下游各水井的主要开采层，因此，监测岩溶水受污染情况可为水质安全提供依据，其监测井并深及监测层位设置合理。

### 5.2 地下水污染监测结果分析

每月对1#、2#、3#和4#监测井进行取样监测，每半年送昆明市疾病预防控制中心检测，其各监测井地下水 pH 值变化曲线见图3，氟化物浓度变化曲线见图4，砷浓度变化曲线见图5。

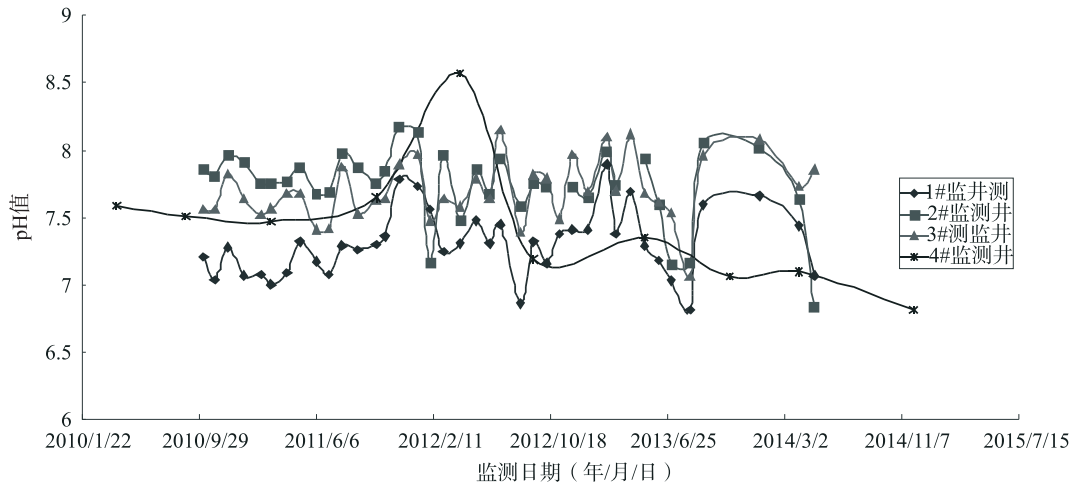


图3 pH值变化曲线图

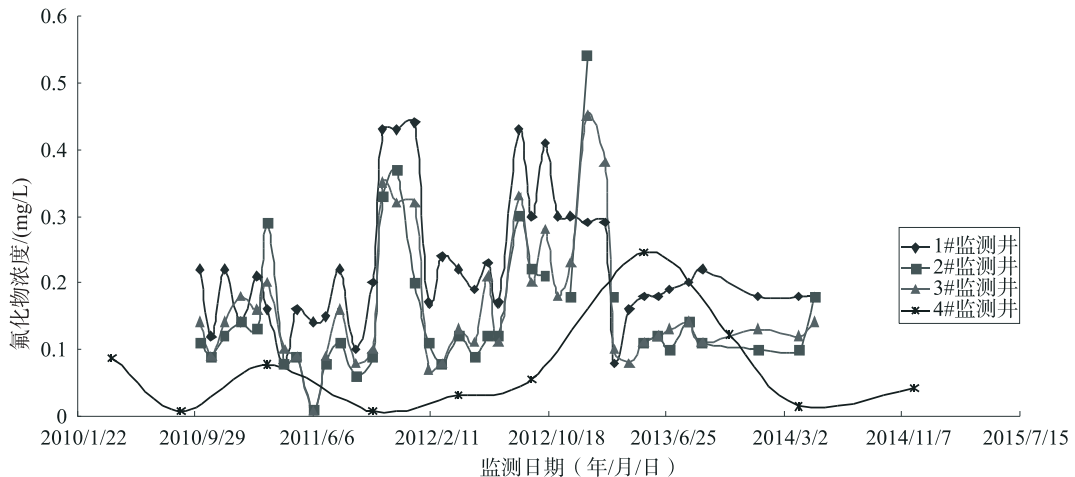


图4 氟化物浓度变化曲线



从图3中可看出,1#、2#和3#监测井地下水中pH值随时间的变化平稳,且各监测井地下水的pH值变化趋势基本相同,未超出《GB/T14848-93地下水质量标准》中的Ⅲ类标准值(pH值6.5~8.5)。4#监测井地下水中pH值随时间的变化较大,出现先增大后减小的趋势,呈酸性趋势发展,说明4#监测井中地下水受渣场及周边企业的影响较大。

从图4中可看出,1#、2#、3#和4#监测井地

下水中氟化物的变化趋势基本相同,最大值均出现在2011年12月和2013年6月左右,但均未超出《GB/T14848-93地下水质量标准》中的Ⅲ类标准值(氟化物 $\leq 1.0\text{mg/L}$ )。

从图5中可看出,1#、2#和3#监测井地下水中砷浓度随时间的变化平稳,4#监测井地下水中砷浓度变化紊乱,但浓度均较低,远低于《GB/T14848-93地下水质量标准》中的Ⅲ类标准值(砷 $\leq 0.05\text{mg/L}$ )。

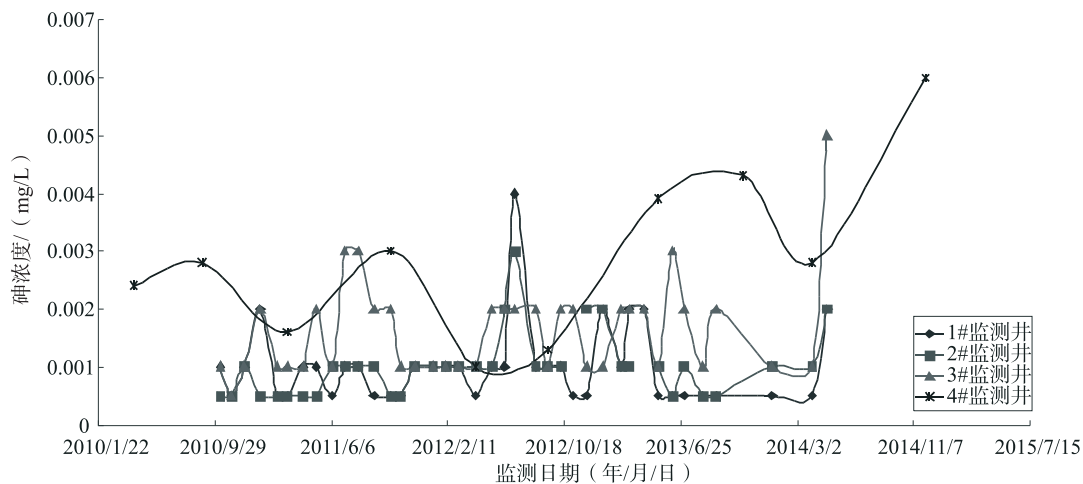


图5 砷浓度变化曲线

从1#、2#、3#和4#监测井地下水的监测结果可知,渣场区下游各监测井中地下水未受到磷石膏渗滤液的污染,渣场磷石膏渗滤液到目前为止未运移到监测井内,渣场对地下水环境的影响在可控范围内。但4#监测井地下水中pH值呈酸性趋势发展,应增加其监测频率,监控地下水受污染情况。

### 5.3 地下水污染跟踪监测建议

柳树箐磷石膏渣场库尾暂存有大量的磷石膏渗滤液,作为尾水库使用,渗滤液向渣场南侧邻谷桃树箐发生渗漏污染地下水的较大可能性,因此建议在渣场南侧邻谷桃树箐设置1个地下水监测井,监测渗滤液向侧方向上的运移情况。

## 6 结论

1#、2#、3#和4#监测井位于渣场和回水库下游可能会出现污染或扩散处,监测井点位设置基本合理。各监测井监测层位为岩溶水含水层( $\epsilon_{1y}$ 白云岩、 $D_{3z}$ 白云岩),岩溶水含水层是渣场区下游各水井的主要开采层,监测井井

深及监测层位设置合理。根据各监测井水质跟踪监测结果可知,1#、2#、3#和4#监测井地下水中pH、氟化物、砷浓度到目前为止未超出《GB/T14848-93地下水质量标准》中的Ⅲ类标准值,渣场区下游各监测井中地下水未受到磷石膏渗滤液的污染,渣场磷石膏渗滤液到目前为止未运移到监测井内,渣场对地下水环境的影响在可控范围内。

### 参考文献:

- [1] 杨涛毅,段先前,杨元丽,余朝雯.长空渣场岩溶渗漏污染预测[J].贵州地质,2009,26(4):313-316.
- [2] 彭展翔,褚学伟.摆纪磷石膏堆场渗漏分析[J].地下水,2012,34(5):14-15.
- [3] 段先前,韦俊发,丁坚平.贵州某磷石膏堆场渗漏污染评价[J].资源与环境工程,2008,22(2):218-221.
- [4] 杨杰,魏浪,邱兴春.岩溶地区磷石膏堆场对地下水污染研究及防治对策[C].贵州省岩石力学与工程学会2011年度学术交流论文集.
- [5] 周仰效,李文鹏.地下水水质监测与评价[J].水文地质工程地质,2008(1):1-11.

## Analysis on Monitoring and Management of Groundwater Quality Change in Liushuqing Phosphogypsum Residual Site

ZHU Hao - dong<sup>1</sup>, YANG Yun - bi<sup>2</sup>, GU Zheng - cong<sup>2</sup>

(1. Yunnan Three Circles Chemical Ltd. Co. , Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** This paper analyzed the rationality for the position arrangement of groundwater monitoring wells according to the topography, geological structure, lithology of the Stratum and hydrogeological conditions. It was suggested that adding some groundwater monitoring wells in Taoshuqing valley near the southern side of the slag site. By tracking the changes of the groundwater quality in different monitoring wells and analyzing the scope and levels of the polluted groundwater, it provided the security of groundwater quality for the factory and Baita Village around the slag sites, which would prevent the occurrence of environmental risks.

**Key words:** Phosphogypsum slag field; hydrogeological conditions; groundwater monitoring well; tracking monitoring