

# 丽江城市水资源评价

范<sup>1</sup>, 庄立会<sup>2</sup>

(1. 云南师范大学旅游与地理科学学院, 云南 昆明 650092; 2. 文山师范高等专科学校生化系, 云南 文山 663000)

**摘要** 对丽江盆地的水资源状况、水资源利用现状进行分析, 在分析地下水污染现状的基础上, 使用美国 EPA 地下水脆弱性评价方法(DRASTIC)对地下水环境进行脆弱性评价。结果显示, 该盆地的脆弱性值高。在地下水资源衰减与短缺分析的基础上, 提出了丽江市地下水资源利用和保护的适宜性区划及措施。

**关键词** 丽江市; 水资源评价; 地下水; 脆弱性评价

**中图分类号** :TV213      **文献标识码** :A      **文章编号** :1004-693X(2008)02-0065-05

## Water resources assessment in Lijiang City

FAN Tao<sup>1</sup>, ZHUANG Li-hui<sup>2</sup>

(1. College of Tourism Geography Sciences, Yunnan Normal University, Kunming 650092, China; 2. Bio-chemistry Department of Weishan Teachers College Weishan 663000, China)

**Abstract** : Based on the analyses the present condition and utilization of water resources and the status of groundwater pollution in Lijiang basin, the American EPA groundwater vulnerability assessment method(DRASTIC) was used to and to carry out an appraisal of the vulnerability of basin groundwater. It was found to be highly vulnerable. Based on analyses of the decrease and shortage of groundwater resources, an appropriate plan for the utilization and protection of groundwater resources in Lijiang City was put forward, and protection and control measures were presented.

**Key words** : Lijiang City; water resources assessment; groundwater; vulnerability

## 1 丽江市社会经济和自然概况

### 1.1 社会经济概况

丽江市地处滇西北, 是我国世界文化遗产“丽江古城”和世界记忆遗产“东巴古籍”的所在地, 也是“三江并流”世界自然遗产的重要组成部分, 已成为云南省乃至中国最具吸引力和发展前景的旅游目的地。丽江城市发展的目标是建设成为国际精品旅游城市(大香格里拉旅游中心城市), 富有文化特色的城市(国际影响较大的历史文化名城), 具有良好人居环境的生态型城市以及高新生物研发基地和金沙江水能开发后勤保障基地<sup>[1]</sup>。

2003 年末, 全市总人口 111.9 万, 其中古城区 14.08 万。2003 年全市 GDP 总量 41.4 亿元, 人均 GDP 3701 元, 三大产业结构比例为 26.2:29.9:43.9。旅游业是其支柱产业, 年接待游客 301.48 万人次, 旅游收入 24.047 亿元, 占全市 GDP 总量的 58%。

### 1.2 气象与水文特征

丽江地处低纬高原, 热量分布受纬度影响不大, 年内温度变化亦不甚明显, 四季不分明, 干湿季分明, 属南亚季风气候。丽江盆地年降水量为 995 ~ 1283 mm, 平均年降水量 1139 mm, 降雨集中于 6 ~ 9 月, 降雨量占全年降雨量的 80% 以上, 其中 7 ~ 8 月降雨约占年降雨量的一半; 多雨年降雨量达 1213.3 mm (1963 年), 少雨年降雨量仅为 648.1 mm (1983 年)<sup>[2]</sup>。

城市及其周边盆地内地表沟渠及灌渠密布, 纵横交错, 常年有水。发育于玉龙雪山南麓的漾弓江从城市蜿蜒穿过, 汇水面积 574 km<sup>2</sup>, 年平均径流量 2.414 亿 m<sup>3</sup>, 年平均流量 5.44 m<sup>3</sup>/s。位于城市南部的文笔水库, 总库容 765 万 m<sup>3</sup>。位于拉市乡的拉市海, 集水面积 265.6 km<sup>2</sup>, 相对容积 380 万 ~ 1840 万 m<sup>3</sup>。位于白沙乡文海村的文海, 集水面积 23.3 km<sup>2</sup>, 水域 160 hm<sup>2</sup>。位于金山乡的新团水库总库容 784 万 m<sup>3</sup>, 是丽江市古城区库容最大的水库<sup>[3]</sup>。城市及其周边

基金项目: 云南省自然科学基金(2005D00202); 中国地质调查局资助项目(1212010540104)

作者简介: 范 (1969—) 男, 江西赣州人, 副教授, 主要从事环境地质和生态地质研究。E-mail: fantao080@sina.com

盆地内较大的泉有 106 处,总流量  $11.66 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $3.672 \text{ 亿 m}^3/\text{a}$ )。著名的有位于大研镇玉河村的黑龙潭,最大流量达  $1.918 \text{ m}^3/\text{s}$ 。

## 2 丽江盆地水资源现状及分析

### 2.1 水资源基本状况

丽江盆地水资源主要包括地表水和地下水。玉龙雪山冰川、九子海溶蚀高原洼地等为丽江坝区周边水资源的主要补给区。盆地地下水依靠冰川融化水、周边大泉和降水补给,地表水主要有漾弓江丽江盆地段、水库和大泉,但漾弓江仅在古城北部未被污染,可以利用。20 世纪 90 年代,拉市海“通海工程”缓解了盆地水资源不足状况<sup>[4]</sup>,提高了水资源保障率。

根据丽江盆地水文地质特征,结合多年监测研究资料,丽江盆地内现状可利用水资源总量(未计入部分裂隙水)为  $1.531 \text{ 亿 m}^3/\text{a}$ <sup>[3-5]</sup>(表 1),漾弓江盆地段多年径流量为  $1.73 \text{ 亿 m}^3/\text{a}$ ,可利用水资源量以未被污染的 1/3 流域内水资源量  $0.58 \text{ 亿 m}^3/\text{a}$  计。拉市海多年平均调水量为  $0.84 \text{ 亿 m}^3/\text{a}$ 。

表 1 丽江盆地内水资源量  $\text{亿 m}^3/\text{a}$

项目	地下水径流量	漾弓江地表径流	盆地周边大泉	水库可调节库容	可利用水资源总量
资源量	0.112	0.58	0.708	0.131	1.531

### 2.2 水资源量变动与气候变动影响

丽江盆地水资源主要由大气降水(含降雪)所形成,并且有雨热同季的特征,受气候影响,年降水量变化明显,对盆地水资源量有较大影响。

a. 径流区河流的水量主要来源于大气降水,而大气降水在年内干湿季节分布很不均匀,水资源的年内变化与降水变化一致。雨季的 6~9 月,降水量占全年降水的 80% 左右,干季的 10 月~次年 5 月,仅占 20%,雨季与干季分明。丽江水资源量大小与气温的高低和降水量的大小有关。通过对丽江 1952~2004 年的气温和降水统计分析,丽江气温存在 2~3 a 短周期和 10~11 a 长周期波动,而降水的 11~12 a 周期明显(图 1)。气温升高和降水亦略增加,但降雨量 21 世纪初的略小于 20 世纪 90 年代后半期<sup>[2]</sup>。

b. 地下水水资源年际变化,随降水量的年际变化而变化,且变幅较大,并有枯水年和丰水年持续出

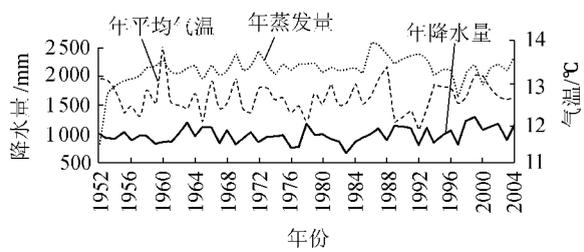


图 1 丽江气象站多年年平均温度和降水变化曲线

现的特点。丰水年的水资源量比正常年份多 25% 左右,枯水年又比正常年份少 30% 左右。古城玉河水系源头的黑龙潭泉群,泉流量丰枯变幅大,干旱年或特大干旱年出现季节性或跨年度干涸,一般干旱年 4~8 月短期干涸,特大干旱年出现跨年度持续性干涸。1982 年 6 月至 1984 年 9 月跨年干涸 755 d。2003 年年降水量仅为 887.2 mm,低于正常年 20% 左右。2004 年 6 月出现短时间干涸。

## 3 丽江市水资源开发利用现状

目前丽江盆地用水主要包括城市用水、景观用水和农业灌溉用水 3 个方面<sup>[4]</sup>。根据丽江城市发展规划,丽江坝区(含古城)近期(2003~2010 年)和中期(2010~2015 年)水资源供需关系<sup>[1]</sup>(表 2)。

表 2 丽江盆地内水资源供需关系  $\text{亿 m}^3/\text{a}$

时期	水资源总量	城市用水	景观用水	农业用水(50%灌溉保证率)	用水总量	盈余水资源量
近期	1.531	0.237	0.184	0.59	1.011	0.52
中期	1.531	0.373	0.184	0.59	1.147	0.38

从丽江盆地水资源供需分析可看出,盆地水资源量仅可以满足丽江城市近期和中期发展需要,对远期水资源保障率不足,如果对水资源不能科学合理使用,现有水资源量将会对丽江城市社会经济发展产生限制性影响。

近年来随着城市的迅速发展,对水资源的需求量剧增,导致现状供水不足,加上坝区内地表水污染加剧,使得丰富的地表径流不能得到有效利用,漾弓江水系成为景观过境水流不能得以充分利用,尤其是白沙盆地农业用水紧张,农业灌溉保证率低,使得丽江坝区现状水资源供需矛盾凸显,导致对拉市海调水及地下水的依赖性增强。目前丽江市主要水源地有黑龙潭、清溪水库和三束河。清溪水库功能从农田灌溉为主转变为黑龙潭重要的补充水源和枯季城市生活供水水源,高原湿地拉市海,也是黑龙潭及古城玉河的景观用水和城市生活用水的补给水源,三束河水源地也进一步提高了丽江工农业用水的保障率。

据统计 2002 年丽江坝区总供水量为  $12356 \text{ 万 m}^3$  (不含河道内用水,即景观娱乐用水和水力发电用水),其中地表水源供水量  $11456 \text{ 万 m}^3$ ,占总供水量的 92.7%,地下水水源供水量  $900 \text{ 万 m}^3$ ,占总供水量的 7.3%。地下水水源供水量中,取用浅层水  $600 \text{ 万 m}^3$ ,深层水  $300 \text{ 万 m}^3$ 。景观用水总供水量约为  $11000 \text{ 万 m}^3$ ,水力发电供水量  $13000 \text{ 万 m}^3$ 。在  $12356 \text{ 万 m}^3$  总水量中,农业用水占 78.3%,林牧渔用水占 5.0%,城镇工业用水占 6.8%,农村工业用水占 1.3%,城镇生活用水占 3.7%,农村生活用水

占 3.4%。丽江坝区水资源消耗量呈迅速增长态势。2004 年地下水总取水量为 56.67 万 m<sup>3</sup>/a, 日平均地下水取水量为 0.16 万 m<sup>3</sup>/d 左右。目前不加限制地抽取地下水, 造成了地下水资源的浪费, 加剧地下水的污染。

## 4 丽江市城市水资源评价

### 4.1 地下水污染

丽江盆缘的各岩溶大泉系统监测资料证实, 地下水水质均属 I 类, 没有受到污染。但由于城市段地表水污染严重, 在径流中与赋存于砂、砾层中的第四系(浅层)孔隙水水力联系密切, 地表污水与地下水孔隙水间相互补给频繁, 在径流方向上造成大面积孔隙水受到污染。

据丽江市环境监测站 2004 年对丽江盆地内 7 个监测断面水质状况的监测<sup>[6]</sup>(表 3), 以黑龙潭为源头的玉河污染为例, 作为岩溶大泉的黑龙潭水质为 I 类标准, 玉河从黑龙潭流出经 0.7 km 到达玉龙桥, 玉龙桥水质为 III 类标准, 再往下穿越古城后又约 1.1 km, 古城下游水质快速变为 V 类标准, 流出古城至新城南郊约 0.6 km, 水质积累污染变为劣 V 类标准。玉河水经过短短的 2.4 km 的流程, 即迅速地从 I 类水变化到劣 V 类水。地表水上游无污染, 水质优良, 中下游污染严重, 主要污染因子依次为粪大肠菌、氨氮、总磷和 BOD<sub>5</sub><sup>[7]</sup>。检测表明, 古城区是主要的地表水污染源。

表 3 2004 年丽江市河流水质状况

河流	断面	水功能类别	水质指数		水质类别	评价	主要污染指标
			2003	2004			
漾弓江	南口桥	III	73	76	III	轻污染	粪大肠菌
漾弓江	木家桥	IV	75	72	III	轻污染	粪大肠菌
玉河	黑龙潭(泉水)	I	97	93	I	优	—
玉河(中游)	玉龙桥	III	73	73	III	轻污染	粪大肠菌
玉河(中下游)	古城下	IV	50	53	IV	较重污染	粪大肠菌、总磷
三束河	白沙取水口	II			I	优	—
三束河(中游)	市区北郊	II	89	82	II	良	—
三束河(下游)	新城区南郊	V	6	2	劣V	严重污染	粪大肠菌、总磷、氨氮

地表水之所以部分污染严重, 有历史积累原因。据 2002 年统计, 丽江坝区的工业企业排放工业废水量为 23 万 t, 常住人口生活污水排放量为 385 万 t; 各宾馆、饭店产生旅游污水量 266 万 t, 坝区各医疗单位产生医疗废水约 13 万 t; 全年合计生活(含旅游、医疗)污水排放总量为 664 万 t, 其中 60% 排入玉

河水系。由于 2000 年以前丽江市没有污水处理厂, 积累污染是十分严重的。近年来, 虽加强了达标排放, 但地表水污染状况并没有得到有效遏制。

丽江盆地内浅层地下水水质总的变化趋势: ①盆地北部(相对径流上游)及东南部团山水库流出上游区段水质较好, 但在西南部下长水、开文一带出现水污染程度较高的异常。②除开文附近 COD、氨氮、粪大肠菌指标都呈高异常外, 水质单项指标异常呈大斑点状出现于黑白水林业局、古城白龙潭—八河村一带, 并且常平行于区域深大断裂丽江—金棉断裂呈北东—南西展布。

水质变化趋势表明, 地下水污染是多因素的、局部点成因的, 而粪大肠菌指标的普遍性超标说明地下水污染主要来自生活污水<sup>[8]</sup>。

### 4.2 地下水环境脆弱性评价

丽江市城市地质环境的地下水环境调查及脆弱性评价范围主要覆盖丽江盆地的南部城市规划发展区域。为了进行地下水环境脆弱性评价, 本次研究工作大体以每平方千米一个观测点进行了系统的地下水环境特征观测, 再参考相关资料, 进行了地下水环境脆弱性评价。

按美国 EPA 地下水脆弱性评价方法(DRASTIC)<sup>[9-10]</sup>, 将调查资料评价因子逐项取值, 并将丽江盆地城区范围按 1 km × 1 km 面积为单元, 依次划分 206 个单元格进行计算。计算结果(表 4, 图 2)表明, 丽江盆地地下水脆弱性主要属高(占 96.6%), 其余属较高(3.4%)。盆地边缘的岩溶大泉脆弱性属较高, 而丽江盆地孔隙水分布区的脆弱性主要属高。在盆地范围内脆弱性呈南北向, 其次东西向展布。

表 4 丽江盆地地下水 DRASTIC 评价结果

级别	综合指数/%	脆弱性	级别	综合指数/%	脆弱性
I	80~100	高	IV	20~40	较低
II	60~80	较高	V	<20	低
III	40~60	中等			

注: 按单 DRASTIC 计算结果(点所占比例): 级别 I 为 96.6%, 级别 II 为 3.4%。

#### 4.2.1 盆地孔隙水分布区

在盆地孔隙水分布区脆弱性高的主体呈南北宽带状展布, 并有东西向分支, 其南北向宽带基本上沿东、西干河往南趋于高, 在一定程度上说明盆地(地下水)孔隙水与东、西干河污水(地表水)有一定的水力补给联系, 并已受其污染影响, 脆弱性高。此外, 在丽江古城南还有脆弱性高宽带, 跨过区域深大断裂(丽江—金棉断裂)相连, 呈北东展布, 说明南北向与北东向隐伏断裂交会沟通区域, 也使地下水孔隙水的脆弱性高。

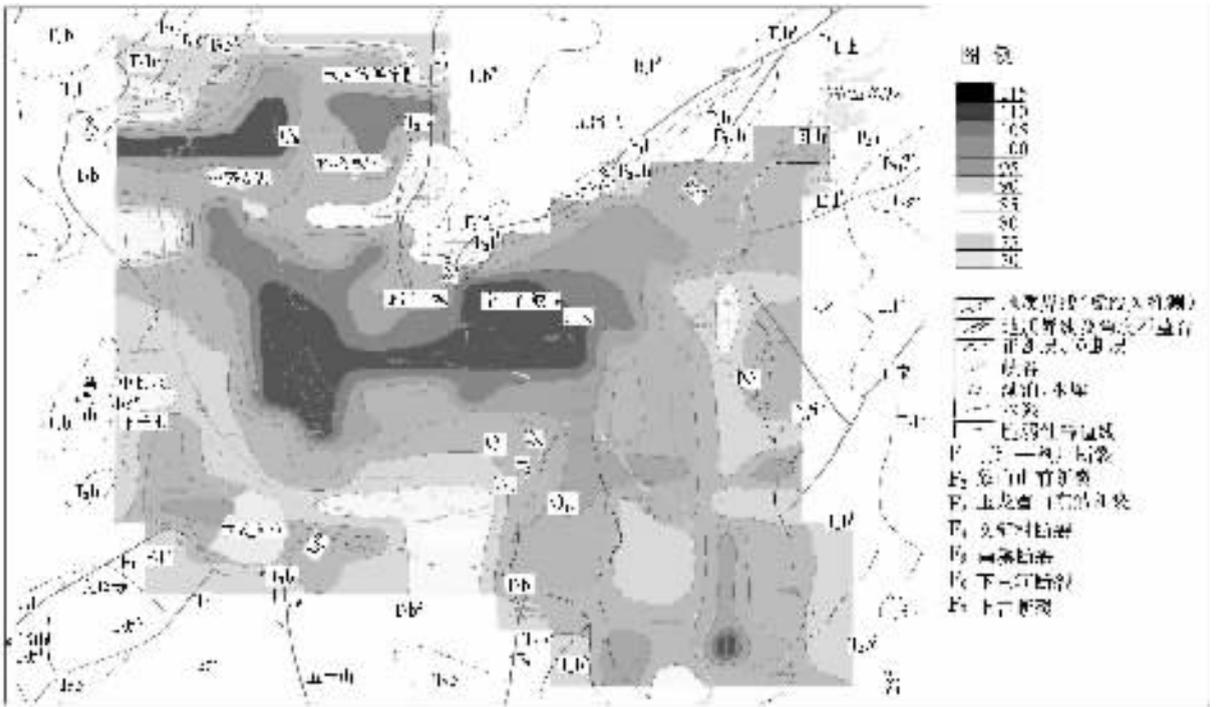


图2 丽江市城市地下水脆弱性分区

#### 4.2.2 基岩地下水分布区

在丽江盆地周边基岩,主要是碳酸盐岩分布区出现。地下水脆弱性较高区与盆地边缘平行,但孤立分段展布。这些区域,有的基岩裸露、植被相对少,平行断裂密集或交错切割,生态地质环境脆弱。缺少植被和隔水层的保护,这一部分基岩的地下水也极易遭受到污染威胁,需要加强保护。其中最主要的是盆地西侧水泥厂、上长水村至文笔水库一线脆弱性高。

#### 4.3 地下水资源衰减与短缺分析

随着国民经济建设的迅速发展和人民生活水平的提高,丽江城市对地下水资源的需求不断增长,供需矛盾日益突出。丽江坝区水资源总量对丽江日益增长的用水需求保障率不高,目前资源性、水质性、工程性和管理性缺水问题已成为影响丽江城市发展的主要问题,丽江暖干气候导致了水资源的衰减,加之水资源的利用不合理、污染加剧、水资源的利用率低、城市供水能力不足,导致了目前丽江城市水资源短缺趋势的凸显。

影响丽江盆地水资源衰减与短缺的主要因素既有自然因素,也有人为因素。

##### 4.3.1 自然因素

目前全球性气候变暖导致暖干气候是丽江盆地水资源衰减的主要原因。通过对丽江50多年气候资料分析对比,20世纪末以来大气降雨量属中等偏少于平水年(图1),本世纪初降水低于正常年约20%左右,显得极为干旱。玉龙雪山是温冰川,对气候变化十分敏感,气候环境不利于冰川的稳定,呈现出波动

变化状态,玉龙雪山的原积雪面积不断减少,也影响了雪山融水量对丽江盆地地下水的补给量<sup>[11]</sup>。

##### 4.3.2 人为因素

当地水资源利用率很低,单位GDP(万元)用水量居全省较高水平,并且万元工业产值用水定额高于全省平均水平近2.5倍。丽江城市周边部分森林过度砍伐及荒漠化发展加剧,水源地生态地质环境恶化的累积效应,使降水入渗减少,地下水资源系统失衡,时程缩短,迅速形成地表洪流流走,城市及周边地表水污染严重,影响到补给地下水水质,使盆地孔隙水污染(农村民井污染),使大范围农村民井失去使用价值,形成水质性缺水。

### 5 城市地下水利用适宜性区划与保护

基于丽江市城市环境地质背景条件及环境地质问题的系统研究、城市应急(后备)地下水源地城市地质资源分析、地质环境脆弱性评价以及城市环境地质适宜性评价,对丽江城市影响和关系重大的地下水利用适宜性及其保护进行区划,以利于污染防治与地下水合理利用。

#### 5.1 地下水适宜性区划

依据地下水、水文地质特征、地下水脆弱性,可划分为:①不宜开采区,主要为盆地北部地下水补给区;②第四系松散岩类地下水限制性利用区,主要为盆地中部松散岩类浅层地下水潜水区;③深层地下水、地热水限制性开采区,主要为盆地中部第四系深层松散岩类、地下水承压水、基岩裂隙水、地热水;④第四系松散岩类地下水宜开采区,主要为盆地南

部第四系松散岩类地下水中的潜水和承压水。

## 5.2 地下水源地保护区

①地下水源地保护区:主要为补给地下水的水源地地区,包括水源地水补给区基岩裂隙,主要为盆地地表水汇水区。②第四系孔隙水地下水补给区:主要为盆地北部地下水补给区。③地下水溢出区:主要为盆地中部松散岩类地下水溢出区及盆缘基岩裂隙水溢出区。④地表水对浅表地下水污染防治区:主要指地下水明显受地表水污染地区,地表水、地下水明显的转换区,人类活动强烈影响水质的地区为重点防治区,地下水地表水转换较弱及人类活动影响水质较弱地区为一般防治区。

## 6 丽江市水资源保护和开发调控对策

### 6.1 立项加强水资源的战略性研究

重视并开展丽江坝区水资源的战略性研究工作,将水资源的有关规划纳入城市总体规划之中加强管理<sup>[12]</sup>,要充分考虑水资源的制约因素,合理确定城市发展规模;禁止在重要水源地、湖泊、水库的上游建设导致对水源污染大的娱乐和旅游项目,保护好丽江坝区水资源的水质,避免水质性缺水。

### 6.2 坚持开源和节流并重的方针

把培植新的水源点作为重点,积极开辟新水源,抓好水源工程建设,加快清溪水库除险扩容、中济水库扩容、拉市海调蓄水工程前期工作;实施文海水库、玉龙水库、文华水库、虹星水库、玉湖水库、白水河调水等新建工程项目,增强水资源的危机感和节约用水意识,坚持节约用水的方针;开展中水利用,力争城市早日实现分质供水。

### 6.3 实行水资源统一管理

从丽江实际出发,制定有关水资源保护管理的地方性法规,规范管水、用水行为;要依法划定城市生活饮用水的地表水源保护区。以丽江坝区为整体,实行水资源的统一调度管理。

### 6.4 开展水环境综合整治

按照水功能区划、环境功能区划,有计划地疏散城区内污染严重的企业,加快城市污水集中处理设施建设步伐。对已造成水资源污染的,要按照“谁污染,谁治理”的原则,督促业主抓紧进行治理。加强水及环境保护的行政执法,依法管理水资源,积极开展水污染防治工作,禁止新建有污染的企业。

### 6.5 加强对重要岩溶泉水点和水源补给区的保护

做好重要泉水点的水文地质调查分析与评价,

实现水资源的动态监测,将补给区的保护和泉水点的保护有机结合起来;治理泉水点附近及周边区域的卫生环境,保护好水源区植被,丽江坝区四周的面山及腊日光、九子海区域,是丽江盆地主要的水资源补给区,必须加大保护力度,制止各种破坏;应充分考虑玉龙雪山的旅游环境容量,确保旅游业的可持续发展。

### 6.6 加强对景观用水水质的保护

水是丽江古城的一大特色,但随着旅游业的发展和游客数量的不断增多,景观用水的水质污染有不断加剧之势,特别是以黑龙潭公园和古城水系为主要代表的景观用水水质保护问题已经刻不容缓,应做好对景观用水水质的保护。

### 参考文献:

- [1] 云南省城乡规划设计研究院. 丽江市市域城镇体系规划(2004~2025)[R]. 昆明:云南省城乡规划设计研究院, 2004.
- [2] 丽江纳西族自治县志编纂委员会. 丽江纳西族自治县志[M]. 昆明:云南人民出版社, 2001.
- [3] 中国人民解放军00939部队. 1:200000 丽江幅区域水文地质普查报告[R]. 1979.
- [4] 丽江市人民政府. 丽江古城景观用水调水方案[R]. 丽江:丽江市人民政府, 2004.
- [5] 耿宏, 王宇. 云南岩溶地区水资源开发利用[M]. 昆明:云南科技出版社, 2002.
- [6] 丽江市环保局. 2004年丽江市环境质量报告[R]. 丽江:丽江市环保局, 2005.
- [7] 丽江市政协. 关于对丽江坝区水资源保护和利用的调研报告[EB/OL]. [2004-12-03]. <http://www.lijiang.gov.cn/pubnews/doc/read/zxdt/864140654.123758557/index.asp>.
- [8] 洪峪森, 和尚勤. 丽江城市水环境调查及研究[J]. 云南环境科学, 2001, 20(增刊):143-145.
- [9] 辛欣, 杜超, 邵文彬, 等. DRASTIC指标体系法在地下水脆弱性评价中的应用[J]. 东北水利水电, 2005, 23(10):45-46.
- [10] R. C. Ground water vulnerability assessment contamination potential under conditions of uncertainty[M]. Washington D. C.: National Academy Press, 1993.
- [11] 何元庆, 姚檀栋, 程国栋, 等. 玉龙山温冰川浅冰芯内气候环境信息的初步剖析[J]. 兰州大学学报:自然科学版, 2001, 37(4):257-260.
- [12] 陶涛, 刘遂庆, 李树平, 等. 城市水资源管理模型的研究进展[J]. 水资源与水工程学报, 2005, 16(1):60-62.

(收稿日期 2006-10-30 编辑:傅伟群)

# 温排水对水体生态环境影响的分析及处理

孙艳涛<sup>1</sup>, 王惠民<sup>1</sup>, 吴修锋<sup>1, 2</sup>

(1. 河海大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098; 2. 南京水利科学研究院, 江苏 南京 210029)

**摘要** :介绍了温排水对水体生态环境的影响,结合一些工程实例,重点叙述了一些水生生物因子在受热水体中的反应。针对这些提出了改进冷却水排放方式、设计合理的运行方案、加强温排放监督管理等措施,为水体的水温控制标准和水环境评价提供科学依据。

**关键词** :温排水;水体生态环境;生物因子

**中图分类号** :X143      **文献标识码** :A      **文章编号** :1004-693X(2008)02-0070-03

## Impacts of thermal discharge on aquatic ecological environment and the countermeasures

SUN Yan-tao<sup>1</sup>, WANG Hui-min<sup>1</sup>, WU Xiu-feng<sup>1, 2</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China)

**Abstract** :The impacts of thermal discharge on aquatic ecological environment were described. Based on the previous engineering works, the responses of biological factors in heated water bodies were discussed. Some management and treatment countermeasures were provided, such as improving the discharge mode of cooling water, designing rational operating scheme, strengthening the management and supervision of thermal discharge, and so on, which would provide reliable guarantee for the protection of aquatic ecological environment.

**Key words** :thermal discharge; aquatic ecological environment; biological factor

随着电力工业的发展,温排水对水环境造成的污染愈来愈受到人们的关注,对于担负电厂冷却池之用的天然水体,其生态环境系统的活力不仅和天然水体大量富集的营养物质、水体流动情况、光照、气温条件等密切相关,而且往往和电厂的取排水有关。一些发达国家在 20 世纪 70 年代以前就已开始研究电厂温排水对水生生态系统的影响。从 20 世纪 80 年代初,我国陆续发表与电厂温排水有关的研究成果<sup>[1-3]</sup>。

目前,国内外关于电厂温排水对水生生态环境的影响的研究可归纳为 3 种情况:①根据电厂温排水的实际情况,采用数值计算温排水引起的温升范围;②根据实际调查资料,分析电厂温排水引起的周围水域水产资源数量减少的程度;③在电厂温排水

引起的温升范围内,定性分析温排水对水生生态的影响。可见,电厂温排水影响水生生态环境的研究尚未达到定量的程度,尚有深入探讨的必要。因此掌握温排水对水域生态环境的影响和制定温排水水质标准具有重要意义。

## 1 温排水对水体生态环境的影响分析

### 1.1 对水体理化性质的影响

#### 1.1.1 溶解氧

水环境中溶解氧的状况在很大程度上决定着水生生物的生命活动,是新陈代谢过程所必需的物质条件之一。研究表明<sup>[4-5]</sup>:当水温  $T$  从  $0^{\circ}\text{C}$  升高到  $40^{\circ}\text{C}$  时,  $T$  与溶解氧 DO 含量呈负相关。水温每升高  $6^{\circ}\text{C} \sim 10^{\circ}\text{C}$ ,  $\rho(\text{DO})$  要减少  $0.5 \sim 3.0 \text{ mg/L}$ 。当水

温升至 35℃ 时,  $\rho(\text{DO})$  仍高于 5.0 mg/L。当  $T < 40^\circ\text{C}$  时,  $\rho(\text{DO}) > 4.0 \text{ mg/L}$ , 就是说在一般情况下, 非污染水体中的增温所造成的溶解氧浓度改变不低于鱼类对溶解氧的最低要求, 但在由水温升高造成水体分层的水库中, 深层溶解氧浓度相当低, 应引起注意。

在淡水中, 溶解氧浓度同空气大气压、空气中氧的分压及水温均有密切关系, 它随氧的分压加大、温度升高而降低。有人对河北省陡河水库、辽宁省大伙房水库和吉林省库里泡水库 3 个不同水体中研究了电厂热排水对水生生态系统的影响, 根据几年来的实测结果, 获得两者之间的回归方程<sup>[4]</sup>, 3 个水库中水温与溶解氧的相关系数都相当高, 如表 1 所示。

表 1 不同水体中水温与溶解氧浓度之间的关系

水体	相关方程	相关系数 $r$
大伙房水库	$\rho(\text{DO}) = 1090(T + 56.6) - 6.64$	0.87
库里泡水库	$\rho(\text{DO}) = 276(T + 26.7) + 1.5$	0.95
陡河水库	$\rho(\text{DO}) = 520(T + 34.4) - 1.25$	0.98

### 1.1.2 其他理化性质

非离子态氨对水生生物有害。非离子态氨的含量随着水温的升高而升高, 相关方程为<sup>[6]</sup>

$$A = 0.042e^{0.417T} \quad r = 0.98$$

式中:  $A$  为非离子态氨质量浓度, mg/L;  $T$  为水温, °C;  $r$  为相关系数。

温排水还有可能使水色变浊, 透明度降低, 氨氮浓度增高, 水质矿化度加强, 总磷、总氮浓度偏高<sup>[7-8]</sup>, 会加重接纳水体的富营养进程。

### 1.2 对浮游生物的影响

一般说来, 当水体适度增温时 ( $\Delta T \leq 3^\circ\text{C}$ ), 群落中的种类数增加, 其中浮游植物的种类数平均增加 50%, 浮游动物的种类数平均增加 76%。观测结果表明<sup>[9]</sup>, 春季温度场弱增温区 ( $\Delta T < 3^\circ\text{C}$ ) 生物量最高, 是自然水温区生物量的 1.3 倍, 而冬季的浮游动物生物量是自然水温区生物量的 2.4 倍。但是在水体强增温时 ( $\Delta T > 3^\circ\text{C}$ ), 水生生物群落中种类出现减少。特别是在夏季自然水温较高时, 在强增温 ( $\Delta T > 4^\circ\text{C}$ ) 区内, 亦即水温超过 35℃ 时, 浮游动物的种类和数量都会减少, 降低了群落的物种多样性, 还会改变群落中的物种组成, 有些种类的个体数量明显减少, 而个别耐热种类数量开始增加, 成为明显的优势种。

### 1.3 对底栖动物的影响

温升对底栖动物的种类组成和生物量没有明显的规律性影响, 但是季节不同, 水温对底栖动物的影响有所差别。在春秋两季, 温升对节肢动物种类和数量的增加有利, 其次为环节动物, 但强增温除外。增温 6℃ 以上, 将对底栖动物造成危害, 即使是冬季也是如此, 而增温 4℃ 对底栖动物有利, 并且在一定的水温

范围内, 自然水温越低, 增温对底栖动物种类与数量的增加越有利<sup>[10]</sup>。在夏季, 自然水温很高, 若再提高水温, 动物的生长可能受到抑制或导致死亡。因此, 在夏至至中秋季节, 温升对底栖动物造成不利影响最大, 动物极度减少的区域会向中增温区扩展。

底栖动物能忍受的最高温度约为 35 ~ 42℃。因此, 只要温升不是过高, 影响范围不是过大, 不会造成很大危害。在夏季的强增温区内, 底栖动物会减少, 如果增温区仅限于表层, 则对底栖动物无影响。另外, 法国的一项研究结果也表明, 只有靠近出水口 3 km<sup>2</sup> 海域内的底栖生物才受到显著影响<sup>[11]</sup>。底栖动物在不同水区中的分布不同, 除非温排水与底层水充分混合, 并且温度升高到一定程度, 底栖动物的群落组成才会出现异样变化, 甚至造成直接的热杀死效应。

### 1.4 对鱼类的影响

在自然水体中, 近水域鱼类一般都有随季节水温变化而进行巡游的现象。国内对升温水体中鱼类生态学的研究做了一些工作。金岚<sup>[3]</sup>分析了电厂温排水对鲤鱼胚胎发育的影响。盛连喜等<sup>[1]</sup>报道了升温水体中的鱼类种群动态。结果表明, 温排水对鱼类的影响十分复杂。评价这种影响需要考虑到整个生态系统, 包括鱼类的营养学特征和空间生态位。现有的研究成果还不能从整体上评价温排水给鱼类带来的生态影响。

中国水产科学研究院通过对我国几大水系鱼类及水产动物共 65 种的抽样调查、急性热冲击试验、热回避试验、最大起始致死温度和持续热影响试验, 探讨了我国渔业水域的废热排水对鱼类影响的温度标准<sup>[12]</sup>。认为我国夏季废热排水最高温度珠江水系和湛江沿岸水域不得超过 36℃; 长江和钱塘江水系、黄河水系不得超过 35℃; 黑龙江和松花江水系不得超过 26℃; 大连湾近岸水域不得超过 24℃; 西北地区冷水性鱼类水域不超过 21℃, 且各水系最大水温变化范围不能超过  $\pm 3^\circ\text{C}$ 。

### 1.5 对水生生物的卷吸和冲撞影响

电厂温排水取水卷吸影响和冲撞影响是一个取水过程引发的两个问题, 两者既有联系又有区别。取水口周围水流汇流流势明显, 对水生生物的卷吸影响和冲撞影响不可忽视, 应当在取水口周围设置合适的防护网, 尽量降低这种卷吸影响程度。根据国外的研究结果, 电厂卷吸影响对浮游生物数量损伤率范围在 10% ~ 30% 左右。根据我国科研工作者的研究, 电厂温排水系统对海水浮游藻类数量的损伤率变化范围为 11.98% ~ 27.08%, 均值为 19.82%, 卷吸对浮游动物数量的损伤率较浮游藻类

高 根据青岛电厂的监测结果,原生动物的损伤率为 23%~27%,挠足类损伤率为 29%~34%,受损的种类多是偶见种,特别是个体较大的种类,如中华哲水蚤、太平洋哲水蚤等。

## 2 水体温度有关标准

根据对目前现有环境质量标准及污染物排放标准查询<sup>[13]</sup>,共收集到 4 种与温度有关标准,4 种标准均为水环境质量标准,其中部分标准是经过修改的,从标准修订过程可以看出相关部门对热污染已经开始重视,并力求标准的严密与严格。GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中温度标准与旧标准 GB 3838—1988《地面水环境质量标准》中的有所不同,旧标准仅针对夏季及冬季,而新标准泛指四季,由此可见新标准更加全面具体。

GB 3838—2002 中规定,人为造成的环境水温变化应限制在:周平均最大温升 $\leq 1^{\circ}\text{C}$ ,周平均最大温 $\leq 2^{\circ}\text{C}$ ;而旧标准 GB 3838—1988 中规定,人为造成的环境水温变化应限制在:夏季周平均最大温升 $\leq 1^{\circ}\text{C}$ ,冬季周平均最大温降 $\leq 2^{\circ}\text{C}$ 。

GB 3097—1997《海水水质标准》温度标准比旧标准 GB 3097—1982 中更加严格,旧标准中海水水质仅分 3 类:一、二类水质用途基本与新标准一、二类相对应,但对温度的要求却与新标准中的三、四类相同,而三类水质对温度没有要求,GB 3097—1997 规定:一、二类水质的温度标准为人为造成的海水温升夏季不超过当时当地 $1^{\circ}\text{C}$ ,其他季节不超过 $2^{\circ}\text{C}$ ;而三、四类水质为人为造成的海水温升不超过当时当地 $4^{\circ}\text{C}$ 。旧标准 GB 3097—1982 规定:一、二类水质的温度标准为人为造成的海水温升不超过当时当地 $4^{\circ}\text{C}$ 。其余两个标准分别为 GB 12941—1991《景观娱乐用水水质标准》、GB 5084—1992《农田灌溉水质标准》。GB 12941—1991 规定:A、B 类水质温度标准不高于近 10 年当月平均水温 $2^{\circ}\text{C}$ ,而 C 类水质不高于近 10 年当月平均水温 $4^{\circ}\text{C}$ 。GB 5084—1992 规定:旱作农田灌溉水温不超过 $35^{\circ}\text{C}$ 。

## 3 几点建议

针对目前国家的电厂温排水状况和环境保护中的相关水质水温标准,笔者提出了几点建议:

a. 提高能源的转化利用。在电能的消耗上,使用良好设计的节能、散发额外热能少的电器设备。

b. 对废热进行综合利用。对产生的废热可以作为热源加以利用,如用于水产养殖、农业灌溉、冬

季供暖、预防水运航道和港口结冰等<sup>[14]</sup>。

c. 改进冷却排放方式。在进行温排放时,宜采取离岸排放方式,将排放口设置至潮下带,以避免温升对生物多样性较丰富的潮间带生态群落的影响,也有利于温排水在河流下泄流量下稀释、扩散和温降,将不利影响降至最小。

d. 设计合理的运行方案。利用当地的水文条件和实测数据,对电厂投入建设和运行前可以采用数学模型和物理模型的方法对排放水域进行模拟计算,计算验证模型的可靠性,同时优化取排水口的方案,对电厂温排水水域进行环境影响评价。

e. 加强温排放监督管理。定期监控附近水域的温度状况以及水生生态群落结构的变化,一旦发现异常,需及时采取应急预案措施。

## 参考文献:

- [1] 盛连喜,侯文礼. 电厂冷却系统对梭幼鱼和对虾仔虾卷载效应的初步探讨[J]. 环境科学学报,1994,14(1): 47-55.
- [2] 盛连喜,刘伟. 热污染对陡河水库鱼类及其水环境的影响[J]. 环境科学学报,1990,10(4):453-463.
- [3] 金岚. 水域热影响概论[M]. 北京:高等教育出版社,1993.
- [4] 徐镜波. 电厂热排水对水体溶解氧的影响[J]. 重庆环境科学,1990,12(6):24-28.
- [5] 徐镜波. 我国北方几个蓄水水体溶解氧的初步分析[J]. 东北师大学报,1988(1):15-18.
- [6] 盛连喜,孙刚. 电厂热排水对水生生态系统的影响[J]. 农业环境保护,2000,19(6):330-331.
- [7] 胡国强. 水体热污染[J]. 环境导报,1989(3):27-28.
- [8] CHEN C W, WEINTRAUB L H Z, HERR J, et al. Impacts of a thermal power plant on the phosphorus TMDL of a reservoir [J]. Environmental Science & Policy, 2000(3):217-223.
- [9] 金腊华,黄报远,刘慧璇,等. 湛江电厂对周围水域生态的影响分析[J]. 生态科学,2003,22(2):165-167.
- [10] 胡德良,杨华南. 热排放对湘江大型底栖无脊椎动物的影响[J]. 环境污染治理技术与设备,2001,2(1):25-27.
- [11] 黄宗国,吴启泉. 核电站与生态系[J]. 海洋环境科学,1989,18(4):36-40.
- [12] 姜礼燧. 热冲击对鱼类影响的研究[J]. 中国水产研究,2000,2(2):77-81.
- [13] 王新兰. 热污染的危害及管理建议[J]. 环境保护科学,2006,30(6):69-71.
- [14] KOKAJI I. The present status for thermal discharge of nuclear power plant[J]. Progress in Nuclear Energy,1995,29:413-420.

(收稿日期:2007-06-20 编辑:高渭文)

# 一株青霉菌异养硝化和好氧反硝化特性的研究

赵中艳

(中国辐射防护研究院,山西太原 030006)

**摘要** :从活性污泥中分离出一株青霉菌,培养特性为中温好氧性。初步研究表明,该菌株可利用多种含碳化合物及含氮化合物作为唯一碳源和氮源,并将含氮化合物转化为亚硝态氮,在好氧条件下,能还原硝酸盐,具有同步硝化和反硝化作用。在实验条件下,以铵盐作为反应底物,培养 24 h 后,溶液中  $\rho(\text{NO}_2^-)$  为  $0.35 \mu\text{g}/\text{mL}$ ,对硝酸盐有较强的还原能力,24 ~ 72 h 培养后,溶液中的  $\rho(\text{NO}_2^-)$  为  $3 \sim 5 \mu\text{g}/\text{mL}$ ;在  $\text{pH} = 5 \sim 11$ , 48 h 后对人工合成污水的氨氮去除率可达 90% ~ 97.7%。

**关键词** :青霉菌;异养硝化;好氧反硝化

中图分类号 :Q93-3 文献标识码 :A 文章编号 :1004-693X(2008)02-0073-03

## Characteristics of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification of a penicillium strain

ZHAO Zhong-yan

(China Institute for Radiation Protection, Taiyuan 030006, China)

**Abstract** : A penicillium strain was isolated from activated sludge under moderate temperature aerobic conditions. It was shown that many of the carbonaceous compounds and nitrogenous compounds were utilized as the sole source of C and N for the strain. The strain has the capabilities of simultaneous heterotrophic nitrification and denitrification; that is, it can turn the nitrogenous compounds into nitrite nitrogen and deoxidize the nitrate under aerobic conditions. In the experiment in which ammonium compounds were the medium, the  $\text{NO}_2^-$  concentration reached  $0.35 \mu\text{g}/\text{mL}$  after a 24-hour culture, and the liquid had strong reduction activity on the nitrate. When the solution was cultured for 24 ~ 72 hours, the  $\text{NO}_2^-$  concentration was  $3 \sim 5 \mu\text{g}/\text{mL}$ . The experimental results also showed that 90-97.7% of the ammonium-nitrogen in the artificial wastewater was removed when the solution was cultured for 48 hours and the pH was 5 ~ 11.

**Key words** : penicillium; heterotrophic nitrification; aerobic denitrification

近年来,国内外大量报道了在污水生物脱氮领域中的异养硝化和好氧反硝化现象,并陆续分离出一些相关菌株<sup>[1-3]</sup>。结果表明,多数异养硝化菌同时也是好氧反硝化菌,具有同步硝化反硝化的独特功能。这一发现可能有助于解决传统生物脱氮工艺启动时间长、要求条件苛刻以及硝化与反硝化不能在同一个反应器中进行等缺点。本文研究了已分离出一株青霉菌的某些生物学特征及其异养硝化和好氧反硝化活性,以考察其潜在的推广应用前景。

## 1 实验材料和方法

### 1.1 材料及仪器

实验所用的各种试剂均为分析纯级试剂。

主要仪器:生化培养箱,LRH-250-11型,广东省医疗器械厂生产;CTL型化学需氧量速测仪,承德华通环保仪器厂生产。

### 1.2 实验方法

#### 1.2.1 富集和分离

取太原市杨家堡污水处理厂活性污泥 10 g 于锥

形瓶中,加入 200 mL 无菌水,置于摇瓶机上振荡 30 min(120 r/min),静置 1 h 后吸取上清液 10 mL 接种于富集培养基,30℃、120 r/min 振荡培养 2~4 d,每 24 h 用格里斯试剂检测培养液中的  $\text{NO}_2^-$ ,出现强阳性呈色反应者便可进行菌株的分离培养。

取自  $\text{NO}_2^-$  检出阳性的培养液,分别用稀释涂布法和原液直接划线法接种平板,于 30℃ 培养 24~48 h,每平板挑选 10 个菌落再接种于含铵盐的液体培养基中震荡培养,从  $\text{NO}_2^-$  阳性培养液中再作纯种分离。从初筛中选出一株青霉菌,作为实验用菌株,命名为 EC-3 菌株。

### 1.2.2 EC-3 菌株形态和培养特征观察

用玻璃纸透析培养法,于无菌的洁净载物玻片上倾注一薄层分离培养基,贴上一张无菌玻璃纸,于其上接种 EC-3 菌株,置 30℃ 湿盒中培养 24~48 h 后取下玻璃纸贴于载玻片上,染色观察形态;观察 EC-3 菌株在无机盐琼脂培养基和有机营养琼脂培养基及马铃薯培养基上生长特征及液体培养的生长特点;观察不同温度和不同 pH 值条件下菌株培养的生长以及耐盐试验。

### 1.2.3 EC-3 菌株对各种碳源和氮源的利用

以无机盐液体培养基为基础,分别加入各种碳源和指示剂,同时试管中放一倒置小管收集气体。测定 EC-3 菌株对糖类、醇类和有机酸的利用情况,以发酵过程产酸或产酸产气作为观察指标;对无机氮源与有机氮源的利用与否则以格里斯试剂测定培养液中出现  $\text{NO}_2^-$  为特定的判断依据。

### 1.2.4 EC-3 菌株的某些生化反应试验

分别配制试验  $\text{H}_2\text{S}$ 、吲哚、V.P 及接触酶的培养基,在 30℃ 培养 3~7 d 后测定  $\text{H}_2\text{S}$  和吲哚的生成、V.P 反应及接触酶反应。

### 1.2.5 EC-3 菌株的氨氧化活性试验

培养基以无机盐液体培养基为基础,加入氯化铵 1.0 g,醋酸钠 1.64 g, pH = 7.5。在每个三角锥形瓶分装 500 mL,高压蒸汽灭菌备用。按  $v(2\%)$  接入培养 8 h 活化的菌液,30℃ 通气培养 5 d,每隔 24 h 取样,用钠氏试剂光度法测定  $\rho(\text{NO}_2^-)$ 。

### 1.2.6 EC-3 菌株的好氧反硝化活性试验

反硝化的试验底物为硝酸钾,按  $u(0.1\%)$  加入无机盐液体培养基中, pH = 7.5,培养条件和测试方法与 1.2.5 相同。

### 1.2.7 EC-3 菌株对人工合成污水的氨氮去除试验

人工合成污水水质指标为:  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}}) = 1300 \text{ mg/L}$ ,  $\rho(\text{NH}_3\text{-N}) = 63.0 \text{ mg/L}$ , pH = 3~12,按  $v(2\%)$  接入 8 h 培养活化的菌液,通入过滤空气,培养 48 h 后,分别取样测定  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率。

## 2 结果与讨论

### 2.1 EC-3 菌株的形态学和培养特征

在光学显微镜下进行形态观察,可见菌丝纵横交错,十分发达,横隔明显,孢子梗和分生孢子呈帚状排列,分生孢子为卵圆形和短链串生,具有青霉的典型形态特征(图 1)。因此,可将 EC-3 菌株初步鉴定为青霉菌属(*Penicillium SP.*)<sup>[4]</sup>。EC-3 菌株可在无机或有机培养基上生长,但在有机培养基上的生长较快。在马铃薯蔗糖培养基上生长尤为茂盛,呈毛茸茸的黄褐色菌苔;在缺氧条件下液体培养时,液面上形成一层柔韧而丰厚的菌膜。生长温度为 15~45℃,最适温度为 30~40℃,60℃ 以上为致死温度,可在 pH = 3~12 的条件下生长,但最适 pH 值为 6~9;可耐受  $v(7\%)$  高盐(NaCl)的培养条件。以上实验结果表明,EC-3 菌株为中温需氧性,对不同温度和 pH 值有较强的适应能力。

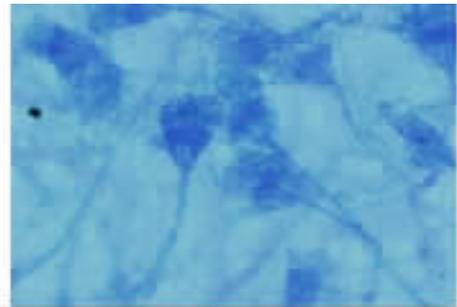


图 1 EC-3 菌株的形态特征

### 2.2 EC-3 菌株对各种碳源的利用

用于试验的 18 种碳源中有 14 种可以被 EC-3 菌株利用,说明其营养物质来源十分广泛,可预示其在污水处理中有广阔的应用前景。具体实验结果见表 1。

表 1 EC-3 菌株对含碳化合物的利用情况

碳化合物	发酵过程		碳化合物	发酵过程	
	产酸 (+)	产酸并产气(⊕)		产酸 (+)	产酸并产气(⊕)
葡萄糖	+		甘油		⊕
乳糖		⊕	乙醇	+	
麦芽糖		⊕	甲醇	-	-
甘露糖		⊕	异丁醇	-	-
蔗糖	+		草酸铵	+	
木糖		⊕	丙酮酸钠		⊕
淀粉		⊕	酒石酸	-	-
甘露醇		⊕	柠檬酸	-	
山梨醇		⊕	氨基乙酸	+	

注: - 代表不产酸、不产气。

### 2.3 EC-3 菌株对各种氮源的利用

本项选用 14 种含氮化合物试验 EC-3 菌株的分解利用情况,以生成产物  $\text{NO}_2^-$  为特定的检测指标。试验结果表明,14 种含氮化合物均能作为唯一氮源被 EC-3 菌株利用,并转化为亚硝态氮。具体试验结

果见表 2。

表 2 EC-3 菌株对含氮化合物的利用情况

含氮化合物名称	检出 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	含氮化合物名称	检出 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	含氮化合物名称	检出 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
硫酸铵	+	柠檬酸氢二铵	+	蛋白胨	+
氯化铵	+	氨基甲酸乙酯	+	尿素	+
硫氰酸铵	+	硫酸亚铁铵	+	苯丙氨酸	+
溴化铵	+	磷酸氢钠铵	+	二苯胺	+
乙酰胺	+	乙酸铵	+		

## 2.4 EC-3 菌株的某些生化反应试验结果

某些细菌可分解含硫氨基酸而生成 H<sub>2</sub>S, 产生恶臭气味, 水体中的 H<sub>2</sub>S 积累到一定浓度时, 对金属有腐蚀作用。本菌株能利用胱氨酸或半胱氨酸, 但没有生成 H<sub>2</sub>S 这种有毒产物, 吲哚试验反应为阳性、接触酶试验反应为阳性、V.P 试验为阴性反应。

## 2.5 EC-3 菌株氨氧化活性试验结果

该菌株在培养 10 h 后, 用格里斯试剂便可测到培养液中有微量的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 出现, 培养 24 h 后,  $\rho(\text{NO}_2^-)$  为 0.011  $\mu\text{g}/\text{mL}$ , 随培养时间的延长呈上升趋势。培养至 120 h 后,  $\rho(\text{NO}_2^-)$  为 0.057  $\mu\text{g}/\text{mL}$ , 见图 2。EC-3 菌株还能将有机氮直接转化成亚硝态氮, 这是许多异养硝化菌共同具有的独特生理生化功能。某些菌株在氨氧化过程中, 仅形成少量的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 积累, 主要转化成气态氮逸出。培养基的碳源含量对本菌株的氨氧化作用有直接的影响。当质量分数超过 0.5% 以上时, 不利于氨氧化进行, 在培养基中测不到 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 存在, 但菌株却生长迅速, 生物量猛增, 胡宝兰等<sup>[5]</sup>也报道了类似的现象, 说明培养基的营养主要被用于合成代谢, 也是菌株生长所需主要能源的来源。

## 2.6 EC-3 菌株的好氧反硝化活性试验结果

EC-3 菌株好氧反硝化活性试验结果见图 3 所

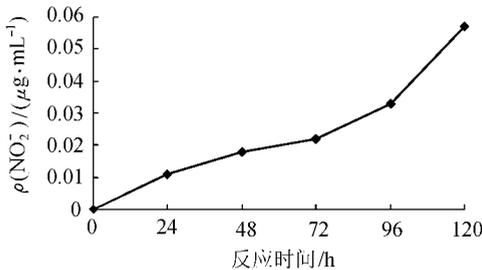


图 2 EC-3 菌株的氨氧化活性试验结果

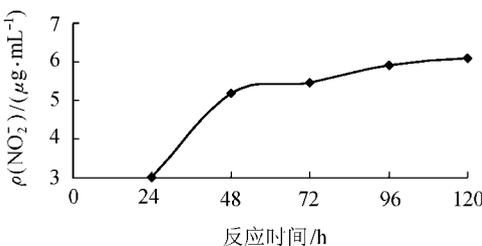


图 3 EC-3 菌株好氧反硝化活性试验结果

示。在培养 5 h 便可用格里斯氏试剂测出微量的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 存在; 24 ~ 48 h 后, 溶液中  $\rho(\text{NO}_2^-) = 3 \sim 5 \mu\text{g}/\text{mL}$ , 96 ~ 120 h 趋于平稳,  $\rho(\text{NO}_2^-)$  为 6  $\mu\text{g}/\text{mL}$  左右。传统生物脱氮理论认为, 反硝化作用只能在缺氧情况下产生, 有氧存在时, 细菌以分子氧而不是以硝酸根的结合态氧为受体, 所以反硝化酶系统不能启动。但近年来对好氧反硝化细菌的研究发现, O<sub>2</sub> 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 均可作为电子受体而不影响反硝化细菌的呼吸酶和反硝化酶系统的活力及酶的合成。缺少 O<sub>2</sub> 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 都可能导致细菌生长和反硝化速率的降低<sup>[6]</sup>, 异养硝化和好氧反硝化细菌的发现为生物脱氮技术提供了崭新的思路。

## 2.7 EC-3 菌株对人工合成污水氨氮的去除

EC-3 菌株对人工合成污水氨氮的去除情况见图 4。pH = 3 ~ 5 时, 对氨氮去除率有明显影响, 在培养 48 h 后, 其去除率分别为 36.8% 和 68.2%, 这是与在此 pH 条件下 EC-3 菌株的生长速率较低有直接关系。pH = 5 ~ 11, 培养 48 h 后, 氨氮的去除率稳定在 90% 以上, 最高可达到 97.7%。在这一酸碱度范围内, 菌株的生长繁殖没有明显受阻。在 pH = 12 条件下, 对菌株生长速率影响较大, 氨氮的去除率也随之下降到 60.1%。

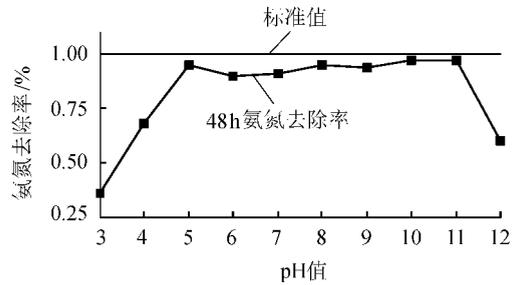


图 4 EC-3 菌株对人工合成废水氨氮去除率的试验结果

## 参考文献:

- [1] VERSTRAETE W, ALEXANDER M. Heterotrophic nitrification by *Arthrobacter* sp. [J]. *Bacteriology*, 1972, 110(3): 955-961.
- [2] 温东辉, 唐孝炎. 异氧硝化及其在污水脱氮中的作用 [J]. *环境污染与防治*, 2003, 25(5): 283-285.
- [3] 李平, 张山, 刘德立. 细菌好氧反硝化研究进展 [J]. *微生物学杂志*, 2005, 25(1): 60-64.
- [4] 魏景超. 真菌鉴定手册 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1979: 135-127.
- [5] 胡宝兰, 郑平, 武小鹰, 等. 一株氨氧化链霉菌的分类鉴定及其氨氧化特性的研究 [J]. *微生物学报*, 2005, 45(3): 321-324.
- [6] ROBERTSON L A, KUENEN J G. Aerobic denitrification: a controversy revived [J]. *Arch Microbiol*, 1984, 139: 351-354.

(收稿日期 2007-01-20 编辑 高渭文)

# 曝气生物滤池去除有机物及氨氮的影响因素分析

徐 颖<sup>1,2,3</sup>, 张林军<sup>3</sup>, 曹 忠<sup>4</sup>

(1. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098; 2. 浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098; 3. 河海大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098; 4. 南京大学化学化工学院, 江苏 南京 210093)

**摘要** 采用以陶粒为填料的曝气生物滤池(BAF)处理生活污水,研究气水比、水力负荷、进水 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 负荷对 BAF 去除 COD 及 NH<sub>3</sub>-N 的影响,分析 COD 及 NH<sub>3</sub>-N 沿滤柱的变化规律。结果表明:当试验进水 COD 及 NH<sub>3</sub>-N 质量浓度分别为 300~370mg/L 和 20~40mg/L 时,最佳气水比为 4:1~5:1,最佳水力负荷为 1.0~2.0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h)。当进水 COD 负荷为 1.69~6.47 kg/(m<sup>3</sup>·d)时,COD 去除率与进水 COD 负荷成正相关。BAF 的硝化性能与进水 NH<sub>3</sub>-N 和 COD 负荷成负相关。

**关键词** 曝气生物滤池;生活污水;硝化;去除率

中图分类号:X703 文献标识码:A 文章编号:1004-693X(2008)02-0076-03

## Factors influencing organism and ammonia nitrogen removal by a biological aerated filter

XU Ying<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Lin-jun<sup>3</sup>, CAO Zhong<sup>4</sup>

(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on shallow Lakes, Ministry of Education, Nanjing 210098, China; 3. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. College of Chemistry and Chemical Engineering, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

**Abstract**: A biological aerated filter (BAF) with clay granular media was used for domestic wastewater treatment. The effects of gas to liquid ratio, hydraulic loading, and COD and NH<sub>3</sub>-N loading in influent on the COD and NH<sub>3</sub>-N removal rate of the BAF were analyzed, as well as the rule of COD and NH<sub>3</sub>-N variation along the length of the granular media. The results showed that when COD and NH<sub>3</sub>-N in influent were between 300~370 mg/L and 20~40 mg/L, respectively, the optimum gas to liquid ratio was between 4:1~5:1 and the optimum hydraulic loading was between 1.0~2.0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h). When COD loading in influent was between 1.69~6.47 kg/(m<sup>3</sup>·d), the removal rate of COD was positively related to COD loading in influent. The amount of ammonia nitrogen nitrified by the BAF was negatively related to NH<sub>3</sub>-N and COD loading in influent.

**Key words**: biological aerated filter; domestic wastewater; nitrification; removal rate

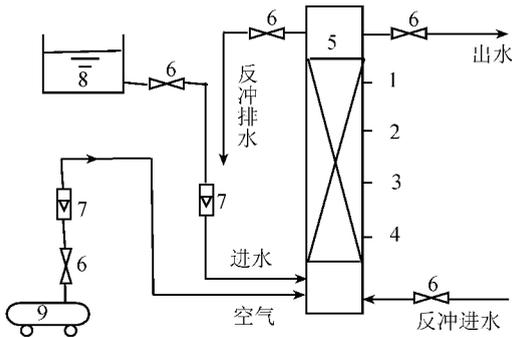
曝气生物滤池(BAF)是 20 世纪 80 年代末在欧美发展起来的一种新型污水处理技术,它充分借鉴污水处理接触氧化法和给水快滤池的设计思路,将生物降解与吸附过滤两种处理过程在同一单元反应器中完成<sup>[1]</sup>,BAF 具有处理效率高和出水水质好等特点。由于 BAF 降解有机物的过程由附着生长在

载体表面的微生物完成,而这些微生物又都生活在各自形成的特定环境中,与环境的关系尤为密切,因此为保证反应器高效运行,研究影响反应器运行的主要因素,为工程实际提供可借鉴的理论和实践资料十分必要。

# 1 材料和方法

## 1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示,采用直径为 7 cm 的有机玻璃柱,柱高 250 cm,滤柱上安装 4 个取样口。底部设有穿孔曝气管和反冲洗布水管,反应器采用上向流设计,污水由柱底进入,出水由上部排出。采用国产轻质陶粒滤料,粒径 3~5 mm,填料体积 5.77 L,堆积密度为 1400 kg/m<sup>3</sup>,填料层高度 150 cm。采用气水联合反冲洗,反冲水由顶部排出。



1、2、3、4—取样口 5—BAF 6—阀门；  
7—流量计 8—水箱 9—空压机

图 1 BAF 装置示意图

## 1.2 试验水质

试验采用自配污水与实际生活污水的混合水,实际生活污水取自某校集水池,自配污水采用葡萄糖、面粉上清液、碳酸氢铵以及适量的氯化钙、磷酸二氢钾等加自来水配成。试验中有机物和 NH<sub>3</sub>-N 浓度的改变通过投加葡萄糖、面粉上清液和碳酸氢铵实现。

# 2 试验结果与讨论

## 2.1 BAF 的启动和生物相

为尽快挂膜,取用某污水处理厂曝气池的回流污泥进行接种。将 3 L 活性污泥适当稀释后投加到滤柱内,同时投加 4 L 生活污水浸没填料,然后在曝气强度为 0.3 L/min 的条件下闷曝。经过 3 d 闷曝后,改用小流量循环方式运行,将曝气量调整到 0.15 L/min,进水流量调为 3.0 L/h。挂膜期间滤柱冲洗采用气水反冲,冲洗强度以滤料的膨胀度达到 8%~10% 为宜,反冲洗周期为 3~4 d。为使微生物得到驯化,逐渐提高待处理污水的浓度,并定时测定 COD、NH<sub>3</sub>-N 浓度,以 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 的去除率达到 70% 作为生物膜成熟的标志,本次挂膜经历了 20 d。

微生物在挂膜初期主要为大量细菌,可以明显观察到生物膜内存在大量丝状菌和球形、指形的菌胶团,而其他微生物很少。随着时间推移,生物膜内逐渐出现许多较高等的微生物,如游泳型纤毛虫、钟

虫和吸管虫等。在挂膜后期处理效率较高的情况下,出水较为清澈,在显微镜下可看到生物膜大量的菌胶团和吸附在其上的固着型纤毛虫及游泳型纤毛虫,有时还可以看到少量线虫和纤虫。反冲洗出的生物膜具有较好的沉降速度,镜下观察同样可以发现大量高活性微生物。

## 2.2 气水比对 BAF 处理效果的影响

试验进水 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 质量浓度分别为 300~340 mg/L 和 26~40 mg/L,水力负荷为 1.0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h),依次改变气水比,测定出水 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 浓度,气水比对 BAF 处理有机物及 NH<sub>3</sub>-N 的影响如图 2 所示。试验结果表明,COD 和 NH<sub>3</sub>-N 去除率与气水比的关系存在最佳值。在本试验条件下,最佳气水比为 4:1~5:1,此时 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 平均去除率分别可达 82% 和 74%。

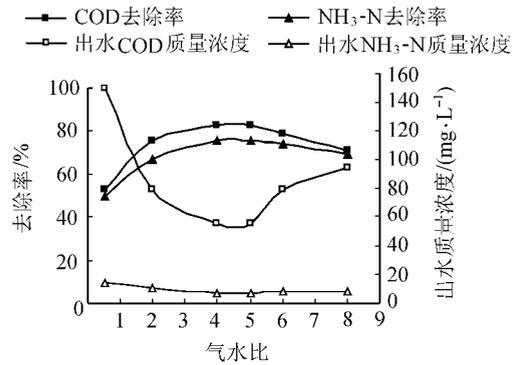


图 2 气水比对出水污染物质量浓度及去除率的影响

水力负荷和进水污染物浓度保持稳定时,曝气量是影响处理效果的主要因素之一。曝气量过小,会造成污水中溶解氧浓度较低,不利于好氧异养菌的繁殖生长。随着曝气量的增大,生物膜内的好氧微生物活性增强,所以 COD 的去除率提高。同时由于溶解氧水平的提高,硝化菌增殖速度增加,NH<sub>3</sub>-N 的去除率也得到提高。但在一定温度下,当曝气量增大到一定程度后,湍流过强会造成填料上生物膜的脱落,致使 COD 及 NH<sub>3</sub>-N 的去除率降低。

## 2.3 水力负荷对 BAF 处理效果的影响

控制进水 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 质量浓度分别为 310~370 mg/L 和 20~33 mg/L,在气水比为 5:1 的条件下,依次改变水力负荷,测定出水 COD 及 NH<sub>3</sub>-N 质量浓度,考察水力负荷对处理效果的影响,结果如图 3 所示。试验表明:COD、NH<sub>3</sub>-N 去除率呈现先增加后降低的趋势。这是由于在水力负荷较小时,气、水在滤池中的传递阻力较大,容易形成气、水流在滤池中的分布不均,此外在低水力负荷条件下,微生物会出现营养不足的情况<sup>[2]</sup>,导致 COD、NH<sub>3</sub>-N 的去除率下降。随着水力负荷的提高,滤池中微生物营养丰富,促进了生物膜的生长,同时,较大的水力负荷也

强化了水流对填料表面生物膜的冲刷,促进了生物膜的更新,使 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率得到提高。

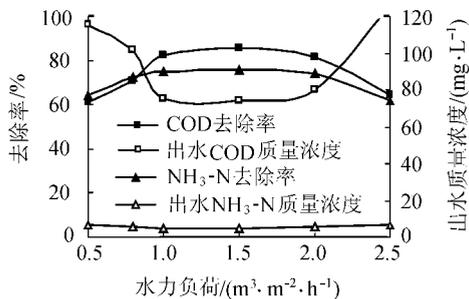


图3 水力负荷对出水污染物质量浓度及去除率的影响

但是,在一定的滤层高度下,水力负荷的提高超过一定限度时,会使污水在曝气生物滤池中的水力停留时间过短,污染物降解不充分,造成污染物去除率明显降低,同时水力负荷太大,气水流动对生物膜的扰动和冲击增大,会造成生物膜脱落和滤料间生物絮体的破碎。此外水力负荷提高至一定程度后,由于滤柱中有机物负荷提高,好氧微生物数量增多,相应硝化菌的生长受到抑制,因而导致  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率的下降。在本试验条件下,最佳水力负荷为  $1.0 \sim 2.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。

## 2.4 进水 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 负荷对 BAF 处理效果的影响

在气水比为 5:1,水力负荷为  $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  的条件下,改变进水 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的浓度,观察进水 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度的变化对处理效果的影响,由图 4 可见,当进水 COD 负荷在  $1.69 \sim 6.47 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  时,COD 去除率随着进水有机负荷的增高而加大,但当 COD 负荷增高至  $7.61 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  后,COD 去除率明显下降。其原因为随着有机负荷的增加,微生物可利用的营养物质增多,在溶解氧较为充足的条件下,微生物生长旺盛,从而使 COD 去除率较高,但是在滤柱高度及滤料体积一定的条件下,若进水有机物浓度太大,超出了生物膜的氧化分解能力,未被降解的有机物穿透滤料,导致出水 COD 增加。

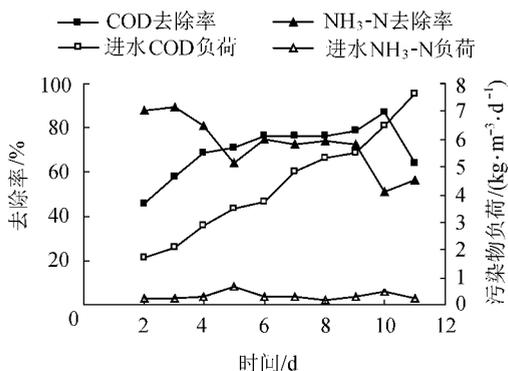


图4 进水污染物负荷对去除率的影响

图 4 表明,进水  $\text{NH}_3\text{-N}$  负荷在  $0.20 \sim 0.71 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  时, $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率随着  $\text{NH}_3\text{-N}$  负荷的增加而下降,可见进水  $\text{NH}_3\text{-N}$  负荷是影响 BAF 硝化性能的重要参数,此外有机负荷也是影响 BAF 硝化效率的控制指标,当进水 COD 负荷达  $7.61 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  时,由于 C、N 的质量比偏高,好氧异养菌与硝化自氧菌之间存在竞争性<sup>[3-4]</sup>,此时将抑制硝化菌的生长及代谢能力,致使  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率明显下降。因此采用 BAF 进行同步除碳和硝化时,必须控制进水 COD 负荷或延长生物降解的流程。

## 2.5 沿滤柱不同高度 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率的变化

污水在滤柱内由下往上的流动过程中,对滤柱上的 4 个取样口及滤柱进出水取样,测定水样 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度,观察沿滤柱不同高度 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率的变化。由图 5 可见,COD 的降解主要在 80 cm 填料以下处,COD 的去除率可达 76.16%,80 cm 填料以上部分 COD 的去除率增加缓慢。 $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率沿滤柱高度的变化与 COD 有所不同,在 45 cm 填料以下的进水端, $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率仅为 21.91%,在 45 ~ 115 cm 填料之间, $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率增加至 64.88%,在 115 cm 填料以上部分  $\text{NH}_3\text{-N}$  的去除率增加缓慢。

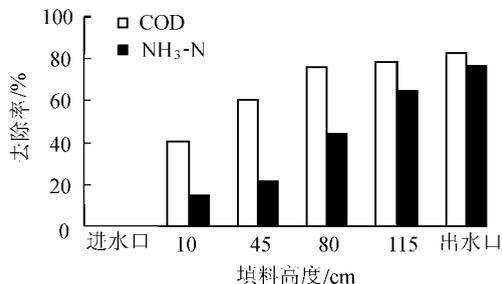


图5 污染物去除率的沿程变化

可见,滤柱中有机物的氧化主要在下部,而  $\text{NH}_3\text{-N}$  的硝化主要在滤柱的中上部。可以认为:降解有机物的好氧异养微生物和自养硝化菌在滤料中的空间分布是不同的。这主要因为异养菌对营养物质和氧的竞争能力要强于硝化菌,所以在滤柱底部有机物浓度高、氧的传质速度快的条件下,异养菌具有较快的增殖速度,成为底部空间的优势菌种<sup>[5]</sup>。随着污水向上流动,有机物逐步被降解,硝化菌开始正常的代谢活动,其数量逐渐增加,所以硝化菌的活跃层在滤柱的中上部。

## 3 结论

a. BAF 处理生活污水对 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  均有较好的去除能力。本试验中,在进水 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  质量浓度分别为  $300 \sim 370 \text{ mg}/\text{L}$  和  $20 \sim 40 \text{ mg}/\text{L}$  的条件下,最佳气水比为  $4:1 \sim 5:1$ , (下转第 81 页)

# 清水充氧实验中饱和溶解氧值确定方法的探讨

袁金华, 王有乐

(兰州大学资源环境学院, 甘肃 兰州 730000)

**摘要** 结合具体实验情况, 对目前国内外 5 种确定饱和溶解氧值的方法进行了研究和探讨。在同一实验条件下对这 5 种方法的计算结果进行了对比, 根据对比结果提出了一种确定饱和溶解氧值的新方法, 并进一步论证了所提出方法的合理性和准确性, 以期对清水充氧实验起到改进作用, 从而获得较为准确的计算结果。

**关键词** 清水充氧实验; 饱和溶解氧值; 表面曝气; 实验方法

**中图分类号** X703.1      **文献标识码** A      **文章编号** 1004-693X(2008)02-0079-03

## Saturation values of dissolved oxygen in oxygenated clean water experiments

YUAN Jin-hua, WANG You-le

(College of Resources and Environment, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China)

**Abstract:** Five methods used to measure dissolved oxygen in experiments at home and abroad were analyzed and discussed. Through comparison of the results of those methods under the same experimental conditions, a new method for measuring saturated dissolved oxygen was presented. With proven rationality and validity, the method is expected to improve oxygenated clean water experiments and obtain more accurate results.

**Key words:** oxygenated clean water experiment; saturation values of dissolved oxygen; surface aeration; experimental method

曝气是在水处理领域中经常使用的一种单元操作, 尤其在城市生活污水的活性污泥法处理中使用最为广泛。曝气设备是污水处理系统中最主要的机械设备, 对于废水好氧生物处理来说是必不可少的, 兼有充氧、混合等功能。而曝气设备的性能指标则是选择曝气设备的依据。氧总传质系数  $K_{La}$  是评价曝气设备供氧能力的重要指标。准确测定计算曝气设备曝气过程中的  $K_{La}$  至关重要。在实际中, 测定  $K_{La}$  的方法大多采用清水充氧实验(即清水条件下无氧消耗不稳定状态实验)测定。根据 HJ/T 252—2006《中华人民共和国环境保护行业标准》附录 A(规范性附录)曝气器清水充氧性能的计算的要求, 曝气器清水充氧性能测试中的数据处理, 使用以下计算公式。

液膜内氧传递微分方程式:

$$dC/dt = K_{La}(C_s - C) \quad (1)$$

其积分形式为

$$\ln(C_s - C) = \ln C_s - K_{La}t \quad (2)$$

式中:  $C_s$  为水中饱和溶解氧质量浓度, mg/L;  $C$  为与曝气时间相应的水中溶解氧质量浓度, mg/L;  $t$  为曝气时间, min;  $K_{La}$  为曝气器在测试条件下的氧总传质系数,  $\text{min}^{-1}$ 。

根据式(2)对所得数据用作图法进行处理, 从而得到  $K_{La}$  值。

### 1 水中饱和溶解氧浓度

水中饱和溶解氧浓度  $C_s$  受到水质、水温、气压、水中盐浓度以及水流的稳定状态等条件影响, 并随着它们的变化而变化, 因此确定正确的  $C_s$  值对于计算准确的  $K_{La}$  值是非常重要的。确定  $C_s$  值目前国内外有 5 种方法: 查表法、计算法、实测法、试算法和根据亨利定律确定。本文结合具体的实验情况, 主