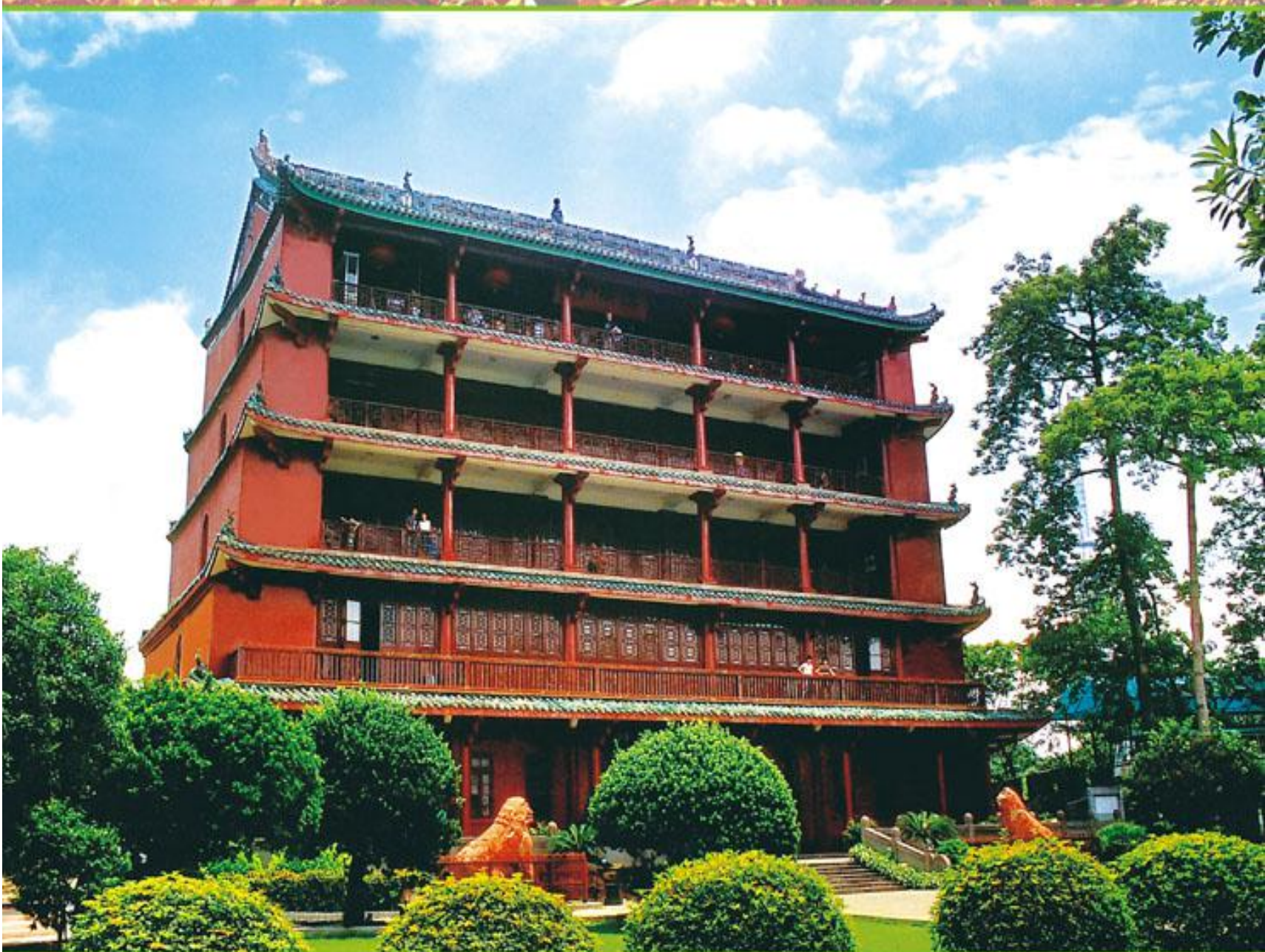


GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.19 No.3

广州环境科学

第十九卷 第三期



广州市环境科学学会 主办

3

2004

首届穗版内部资料优秀奖
中国科技期刊数据库入编期刊

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟

副 主 任 甘海章 赖光赐

委 员 王作新 刘牧弘 齐雨藻

朱锡海 陈成章 汪晋三

李萍萍 余国扬 吴政奇

吴乾钊 骆世明 姚继业

黄兆源 曾凡棠 彭绍盛

主 编 甘海章

栏目编辑 王仁宇 尹伊伟 刘牧弘

李战隆 施性清 黄卓尔

黄谦德

责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局

主办单位 广州市环境科学学会

编辑出版 《广州环境科学》编辑部

地 址 广州市吉祥路 95 号

邮政编码 510030

电 话 (020) 83355374

E-mail: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn

印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省资料性出版物登记证号粤A第1038号

内部资料·免费交流

目 次

综 述

光合细菌在环境治理中的应用 黄凤莲, 张寒冰, 夏北成, 等(1)

水环境及污染防治

一种废水 A/O 处理系统脱氮率模型 邱 维, 隋 军(4)
微生物修复技术在人工土快滤床中的实验

..... 陈健展, 肖 乡, 崔理华(9)

废水厌氧氨氧化工艺 (ANAMMOX)

..... 康海笑, 陈建中, 周明罗, 等(14)

两段 SBR 法处理味精废水的研究 许 毅, 张 航(17)

水生生物技术在水环境污染控制中的应用与研究进展

..... 黄 辉, 施永生, 李贤胜, 等(21)

物化/两级好氧生化法处理皮革废水 李亚峰(25)

IC 厌氧/好氧活性污泥法处理啤酒废水 黄志坚, 邢海涛(28)

两种聚合硫酸铁絮凝剂铁形态的比较分析

..... 刘 玲, 杨双春, 颜酉斌, 等(32)

环境监测与分析

用鸟体组织监测环境中的重金属污染 杨琼芳, 邹发生, 陈桂珠(37)

环境管理与监理

层次分析法在重要环境因素评价中的应用

..... 神芳丽, 陈东辉, 陈 亮(40)

广东省电子废弃物环境管理模式的探讨 余 斌, 岑慧贤(44)

浅谈环境监测实验室的 HSE 管理 桂烈勇(48)

环境生态

广东省红树林湿地管理探讨 郑松发, 李 玫, 章金鸿(51)

环境评价

生态风险评价方法和问题讨论 郑创伟(54)

环境与可持续发展

农村环境和国家安全探析 乐小芳(57)

关于完善荔湾老城区创建绿色社区工作的思考 李国强(61)

环境信息与计算机技术

用现代计算机技术建立区域污染物总量控制信息管理系统

..... 李东晓, 雷隆鸿(65)

动态与信息简讯

发展中国家室内空气污染程度值得重视(8) “绿色饭店”评价有章可循(24) 我国生物多样性保护向纵深发展(47) 《广州环境科学》征稿启事(68)

封面摄影

新世纪羊城新八景——越秀朝晖

毕鉴添

光合细菌在环境治理中的应用*

黄凤莲 张寒冰 夏北成 陈桂珠
(中山大学环境科学研究所, 广州 510275)

摘 要 光合细菌在环境中具有丰富的代谢多样性,对高浓度有机废水具有较强的生化降解性;可通过苯甲酸或 4-羟基苯甲酸途径降解芳香族化合物;能利用有机废水或废弃物转化太阳能产生氢能;在水产养殖系统中可净化水体、预防水产疾病等。文章通过对光合细菌的降解有机废水、光合产氢、降解芳香族化合物、净化水质等功能的综述,指出该类微生物在环境治理中的应用前景及研究发展的方向。

关键词 光合细菌 降解 净化 光合产氢 环境治理

光合细菌(photosynthetic bacteria, PSB)是一类能进行光合作用的原核生物总称,属于水圈微生物的一种,除蓝细菌外,都能在厌氧光照条件下进行不产氧的光合作用。现已知的光合细菌包括 1 目、2 亚目、4 科、19 属共约 49 种^[1]。一般以紫色非硫细菌和紫硫细菌较为普遍。在不同的自然环境下,光合细菌具有固氮、固碳、放氢、硫化物氧化等多种不同的功能,在自然界中的碳、氮、硫循环中起着重要作用。光合细菌是以光作能源,以二氧化碳和有机物作为光合作用的供氢体兼碳源而营养繁殖的微生物,具有丰富的代谢多样性,能根据外界条件的变化改变自身的代谢方式。因此,光合细菌在环境修复与治理方面具有较大的潜力,可以通过对环境的调控充分发挥其作用。

1 光合细菌处理高浓度有机废水

目前用于有机废水处理的 PSB 主要是红螺菌科的细菌群。它们不仅能在厌氧光照下以低级脂肪酸、多种二羧酸醇类、糖类、芳香族化合物等低分子有机化合物作为光合作用的电子受体,进行光能异养生长。而且能在好氧黑暗条件下,以有机物为呼吸基质进行好氧异氧生长。因此,PSB 既不像好氧的活性污泥细菌那样受污水中溶解氧浓度的限制,它可以利用光能进行高效的能量代谢,即使是微弱的光照也能被利用;又不像严格厌氧的产甲烷细菌等对氧的存在非常敏感,恰恰相反,它可以在有氧条件

下分解有机物,通过氧化磷酸化获得能量。

利用光合细菌处理高浓度有机废水和通常所用的活性污泥法和厌氧消化法比较,具有工艺设备简单,耗能少,不造成二次污染等优点,在国内外已日益受到科学家的重视。日本、韩国等已建立了日处理数百 t 废水的 PSB 实用处理系统^[2]。王德强等^[3]分离出的荚膜红假单胞菌和浑球假单胞菌为优势菌株的微生物混合菌系对味精生产废水中的有机物质具有较强的生物降解活性。方明成等^[4]采用光合细菌对生化制药废水进行处理,发现废水的降解是多种光合细菌共同作用的结果,其中以沼泽红假单胞菌和球形红假单胞菌为主。董秋明等^[5]研究了光合细菌对废水中硫化物的降解作用,发现光合细菌对各种浓度的含硫有机废水脱硫效果明显。郑爱榕等^[6]应用 PSB 将黄泔水中高浓度的有机大分子物质降解为无机的氮和磷后并用于养殖螺旋藻,达到废水的无害化和资源化。目前,利用光合细菌处理有机废水的行业并已成功投产的有豆腐加工、水产品加工、制氨工业和酵母工业的废水处理,试验中取得显著成效的有养猪业、羊毛洗涤业、淀粉工业、柠檬酸工业、罐头工业、豆腐工厂、啤酒厂、生活污水、屠宰场、油脂工厂等的废水处理^[1,7]。

用光合细菌法处理高浓度有机废水,虽有其他方法所不及的许多优点,但也存在着不足。一是需要不断地添加新鲜菌体;二是菌体细胞自然沉降困难;三是有效的最终 BOD 值大多只能降到 200 mg/L 左

* 国家 863 项目资助课题(2001 AA 627030)
收稿日期: 2004-02-21

右,还需用活性污泥法和其它方法做进一步处理^[9]。尽管如此,光合细菌法仍不失为一种较好的有机废水处理办法。

2 光合细菌降解芳香族化合物

自然界存在的芳香族化合物,一方面来自植物的木质素和次生代谢过程,另一方面来自工业上合成的各种化学产品,如杀虫剂、除草剂、染料、炸药等,它们是环境污染的一个重要来源^[9]。研究发现光合细菌对芳香族化合物具有明显的降解作用。光合细菌对芳香族化合物利用的研究始于20世纪60年代。Dutton等^[10]于1969年用同位素标记试验确定了苯甲酸厌氧光代谢过程中的关键性中间产物,提出芳香族化合物的厌氧降解是一还原过程。目前已发现能以芳香族化合物为唯一碳源生长的光合细菌有 *Rhodospseudomonas capsulatus*, *Rp.sphaeroides*, *Rp.gelationased*, *Rs.fulvm*, *Rs.rubrum*, *Rp.palustris*^[11]。Harwood等^[12]于1988年用生长谱法检测了 *Rp.palustris* 利用芳香族化合物的能力。结果发现 *Rp.palustris* 不仅能利用苯甲酸等简单芳香族化合物,而且也能在羟基化、甲氧基化以及氨基化等复杂的芳香族化合物基质上生长。研究发现光合细菌主要通过2条途径降解芳香族化合物,一条经苯甲酸,另一条经4-羟基苯甲酸。而且,芳香族化合物降解过程中的部分酶已经被分离纯化,同时其表达基因也得到了很好的研究,为最终确定其降解机制提供强有力的理论依据。

3 光合细菌转化有机物产氢研究

近年来,光合细菌的光合作用和固氮作用研究取得了可喜成就。光合细菌产氢不放氧、产氢纯度高、对太阳光谱的宽的响应范围及可与多种生物组建形成良好微生态体系的特点,倍受国内外研究者的关注。光合细菌能利用有机废水(废弃物)中的有机物质转化太阳能产生氢能,故将成为环保产业新能源开发的一个重要研究方向。近年来,光合细菌光反应中心、光合基因和固氮基因的研究取得了令人欣喜的成果,这必将大大推动光合细菌产氢研究进程。1937年Nakamura观察到的PSB在黑暗中释放氢气的现象,这是有关PSB产氢最早的报道^[13]。1949年,Gest等发表在“Science”上的一篇研究论文首次证明,光合细菌具有在光照厌氧条件下转化有机物产生氢气的特性。试验表明在限制铵的培养基中,铵

耗尽后才开始放氢,而菌体并无明显生长。而以谷氨酸为氮源时有明显的放氢。他们进而证明了光合细菌的放H₂是由于固氮酶具有依赖于ATP催化质子(H⁺)的放氢活性^[14]。光合细菌可以利用的碳源(三羧酸循环的酸)和氮源(如谷氨酸/天冬氨酸),在细胞产生了多余的ATP而还原力也超过了需要时,细胞开始放氢。Kelly等也研究了 *R capsulatus* 的产氢,发现在底物浓度较低时固氮酶产生的H₂可被HD完全回收。Zurrer和Bachofen在光照条件下用 *R rubrum* 从乳糖、乳清、酸乳酪废料连续产氢80d,中间阶段性添加乳糖。碳源转化效率为67%~99%,而产H₂能力是每g干细胞每h6mL。而用连续培养可使产H₂能力达到每g干细胞每h20mL,并且转化效率保持在70%~75%。MacIer等从浑球红细菌 *Rhodobacter sphaeroides* 分离了一株突变株,能够定量地将葡萄糖转化为H₂和CO₂,而不会像野生型那样积累葡萄糖酸,持续产H₂长达60h,而在20~30h生长期转化效率最高^[14]。光合细菌的光合放氢是在光合磷酸化提供能量和有机物降解提供还原力情况下,由固氮酶催化完成^[15]。研究发现,光合细菌中的许多红螺菌和某些绿硫菌在代谢过程中都能放氢,研究较多的是红螺菌,它可利用有机废料作为原料进行光合放氢,又由于其细胞中含有大约65%的蛋白质和大量必需的氨基酸和维生素,所以在光合产氢的同时,还可以得到微生物蛋白(SCP),并能结合有机废水的处理^[16]。因此,利用光合细菌产氢已日益受到广泛的瞩目。

4 光合细菌对养殖水体的净化作用

光合细菌是生活在海洋、湖沼和活性污泥中的微生物,在厌氧弱光条件下,能分解低分子有机物和同化水中氨氮等作用,故有净化水质的显著功能。目前PSB广泛应用于海、淡水鱼类、虾类及贝类等的养殖^[17,18]。张瑞安等^[19]经过3a的研究试验,发现使用光合细菌的虾池,氨氮降低0.006~0.155mg/L,硫化物降低0.085mg/L,溶解氧提高0.19~0.25mg/L,对减少虾池换水量,防止赤潮十分有利。而且,经试验,光合细菌对对虾红爪病、黑鳃病有明显的防治效果。邓晓皋^[20]从南充市豆制品厂污泥中,分离到5株光合细菌,经初步鉴定分别为沼泽红假单胞菌、球形红假单胞菌、嗜酸红假单胞菌,将其混合培养处理屠宰场污水和温室养鳖场污水,其NH₃-N,BOD₅,COD

均下降,而透明度增加,水质得到明显净化。吉海平等^[24]通过光合细菌在鱼池、虾池和工业污水中净化水质能力试验,结果表明在鱼、虾池中可保持水质、增氧量、pH 值的稳定,并能大幅度降低 COD、BOD₅、硫化氢和氨态氮含量。战培荣等^[25]将光合细菌固定化后用于净化养鱼水质的研究发现,在鱼的饲养期间,固定化光合细菌使水质得以净化,在溶解氧较低条件下,能够保持鱼的成活率,抑制有害菌的生长,间接的起到增加溶解氧和防治鱼病的作用。于沛芬等^[26]发现应用固定化光合细菌的鱼池,氨的去除率高达 90% 以上,有净化鱼池水质的作用。倪纯治等^[24]研究了光合细菌对养殖水体的生态调控作用,施用光合细菌后,弧菌、发光细菌等有害细菌减少,优化了养殖环境,保持养殖池微生态系统的平衡。

5 结语

科学家们已对光合细菌在处理高浓度有机废水方面进行了大量的工作,在降解芳香族化合物、净化水质、光合产氢、防治水产病害等方面也展开了研究。大量的研究工作表明,光合细菌作为生物制剂在环境污染治理中将起着不可忽视的作用。而且大多数的 PSB 具有固氮功能,可用于改善植物营养、增加土壤肥力,并在促进土壤细菌和放线菌的增殖,抑制病原生物的生长等方面有重要作用。任玉岭^[25]在 2002 年的全国人大和全国政协会议的“两会”专题上指出,应大力开展微生物在环境治理和生态农业方面的应用,尤其指出在市场上推出的以光合细菌为代表的复合微生物制剂在环境治理方面的广阔前景。

随着人们环境意识的增强,生物治理和生物修复越来越受到青睐,光合细菌在环境治理中的潜力将进一步研究开发。在实际应用中,因为光成为限制因子,如何让光合细菌成为优势菌群,从而发挥主导作用,成为一个值得深入研究的课题。在已经进行的大量研究中,主要研究集中在光合细菌利用有机物分解高浓度有机废水,而在养殖系统中,应该进一步研究过剩营养盐对水体的影响甚于有机物,光合细菌对过剩营养盐如何进行降解和利用。而且光合细菌生长速度相对缓慢,大量快速生产具有一定难度,如何加快光合细菌的生长速度,也将是光合细菌大量开发应用的一个重要课题。

参考文献:

- [1] 韩梅,陈锡时,张良,等. 光合细菌研究概况及其应用进展. 沈阳农业大学学报,2002,33(5):387~389
- [2] 周晓云. 光合细菌应用的研究及其展望. 应用微生物,1983,(1):20~27
- [3] 王德强,郭养浩,孟春,等. 厌氧光合系统中光合细菌的分离和特性. 福州大学学报,1998,26(6):128~131
- [4] 方明成,吴珊,李桂枝. 光合细菌处理制药废水可行性研究. 水利水电科技进展,1998,18(5):36~38
- [5] 董秋明,高为,余栋栋,等. 利用光合细菌降解有机废水中硫化物的初步研究. 环境与开发,1998,13(1):22~24
- [6] 郑爱榕,许伟斌,蔡阿根,等. 光合细菌和螺旋藻对黄泔水净化与利用初探. 环境科学,1999,20(4):86~89
- [7] 杨云龙,薛嵘,吴国庆. 固定化 PSB 处理亚硫酸钠造纸废水. 中国环境科学,2001,21(4):351~354
- [8] 池振明. 微生物生态学. 济南:山东大学出版社,1999.182~183
- [9] Evans W C. Anaerobic degradation of aromatic compounds. Annu. Rev. Microbiol, 1988,42:299~315
- [10] Dutton P L, Evans W C. The metabolism of aromatic compounds by *Rhodospseudomonas palustris*. Biochem. J. 1969, 113:525~536
- [11] 李建军,方德华,陈玉成. 光合细菌对芳香族化合物厌氧降解的研究进展. 微生物学杂志,2002,22(3):38~40
- [12] Harwood C S, Gibson J. Anaerobic and aerobic metabolism of diverse aromatic compounds by the photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas asahustris*. Appli Environ. microbial, 1988, 54(3):712~717
- [13] 计红芳,陈锡时,王爱杰. 光合细菌光合产氢的研究进展. 微生物学杂志,2002,22(5):44~47
- [14] 梁建光,吴永强. 生物产氢研究进展. 微生物学通报,2002, 29(6):81~86
- [15] 杨素萍,赵春贵,曲音波,等. 光合细菌产氢研究进展. 水生生物学报,2003,27(1):85~92
- [16] 徐向阳. 固定化光合细菌处理有机废水过程产氢的研究. 太阳能学报,1993,14(4):316~319
- [17] 张明,史家樑. 光合细菌在水产养殖中的应用(综述). 应用与环境生物学报,1999,(5):204~206
- [18] 朱励华,韩茵,陈勃,等. 光合细菌的培养及其在水产养殖中的应用. 江西水产科技,1996,(4):55~59
- [19] 张瑞安. 光合细菌净化水质防止赤潮技术研究. 海洋通报,1994,13(2):93~94
- [20] 邓晓皋,唐赉. 几株光合细菌的分离鉴定及用于水质净化的初步研究. 四川师范学院学报,2001,22(1):84~88
- [21] 吉海平,陈金山. 光合细菌在净化水质中的应用试验研究. 生物工程进展,1998,18(2):29~32

律研究。

A/O生物脱氮系统脱氮率与多种因素有关,在进行工艺设计中,科学确定及选择各种参数数值,是合理设计 A/O 生物脱氮系统的重要基础。在试验及实际工程运行结果的基础上积累经验数据,以合理选择参数,有助于优化工艺设计,这是需要进一步研究的问题。

6 参考文献

- [1] 汪大猷,雷乐成. 废水处理新技术及工程设计. 北京:化学工业出版社,2001. 298. 218
- [2] 严煦世. 水和废水技术研究. 北京:中国建筑工业出版社,1997. 457
- [3] 沈耀良,王宝贞. 废水生物处理新技术理论与应用. 北京:中国环境科学出版社,2001. 200

A Model of A/O Nitrogen Removal process of Wastewater Treatment System

Qiu Wei Sui Jun

Abstract According to the character of A/O nitrogen removal process, the theoretical models were deduced of nitrification rate (η_N), denitrification rate (η_D) and nitrogen removal (η), based on conventional nitrification/denitrification theory and dynamics laws. The models show the relation of dynamical constants (K_N, K_D) and A/O reactor process factors. According to the model manifestation, it can be realized theoretically to collect dynamics constant data from the engineering cases, meanwhile, by which practical purpose can also be guided. This model frames provide a method of other nitrogen removal research of wastewater treatment.

Key words A/O process nitrogen removal model

(上接第3页)

- [22] 战培荣,王丽华,于沛芬,等. 光合细菌固定化及其净化养鱼水质的研究. 水产学报,1997,21(1):97~100
- [23] 于沛芬,王丽华,战培荣. 光合细菌的分离、鉴定和固定化及其在净化鱼池水质中的应用研究. 生物技术,1995,5(3):35~36
- [24] 倪纯治,叶德赞,周宗澄. 光合细菌对养殖水体的生态调控作用. 台湾海峡,1997,16(3):265~269
- [25] 任玉岭. 应大力开展微生物在环境治理和生态农业方面的应用. 中国科技产业,2002,3:72~75

Application of Photosynthetic Bacteria on Environment Controlling

Huang Fenglian Zhang Hanbing Xia Beicheng Chen Guizhu

Abstract Photosynthetic bacteria is a kind of environmental microorganism which has multi-metabolic ways. It can degrade organic pollutants in high concentration wastewater, degrade aromatic compounds through benzoic acid or 4-hydroxybenzoic acid, produce energy of hydrogen by transforming solar energy under consuming organic matter in wastewater or solid waste, purify water environment of marine product system and prevent diseases of aquaculture. This paper synthesized the characters above and showed the perspectives and developmental tendency for this kind of bacteria in environmental bioremediation.

Key words photosynthetic bacteria degradation remediation hydrogen production by photosynthesis environmental treatment

发展中国家室内空气污染程度值得重视

丹麦技术大学环境专家范格教授在第7届国际建筑与城市环境技术研讨会上指出,据不完全统计,在中国和印度等一些发展中国家和地区,室内空气的污染程度比过去15年翻了一番,每天大约有5000人死于室内空气的污染。人一生中有大约90%的时间是在室内度过的,每天无形中要吸入大量的室内污染气体。在许多发展中国家和地区,由于居室环境受到诸如做饭、如厕、家具等所散发出气体的污染,对人

体健康带来了严重的危害。特别是随着社会的发展,现代建筑为了节能,建筑越来越严密的封闭,减少了室内空气的流通,加上室内装饰材料、现代化办公设备及家用电器释放出的有毒气体,室内空气的污染程度比过去15年翻了一番。人体吸入这些有毒气体后,表现出头晕、疲惫、乏力等症状,造成工作效率低,并且易使人感染上肺病,这种现象被称为“病态建筑综合症”。

摘自《中国人口·资源与环境》

一种废水 A/O 处理系统脱氮率模型

邱 维 隋 军

(广州市市政工程设计研究院, 广州 510060)

摘 要 根据废水处理 A/O 生物脱氮系统的特点, 基于传统硝化、反硝化原理和好氧段氨氮硝化、缺氧段硝态氮反硝化均遵循零级反应动力学规律, 进行反应器氨氮、硝态氮的物料衡算和动力学参数推导, 建立了硝化率 η_n 、反硝化率 η_d 和脱氮率 η 的理论模型。该模型反映了脱氮率与动力学常数 K_n, K_d 、进出水水质、反应器参数的函数关系, 对于指导工程实践具有一定的意义。

关键词 A/O 工艺 脱氮率 模型

A/O 脱氮工艺是目前研究和实际工程中应用较多的一种较为简单实用的生物脱氮工艺。在 A/O 生物脱氮工艺的设计中, 一般假设硝化率和反硝化率均为 100%, 且忽略细菌合成代谢所去除的氮, 由物料平衡可推得 $\eta = R / (1 + R)$, 即脱氮率 η 仅与回流比 R 相关。实际上, 硝化率和反硝化率难以达到 100%, 则上式在实际工程中的应用存在局限性。本文根据传统硝化、反硝化脱氮理论, 推求 A/O 生物脱氮系统的脱氮率、硝化率和反硝化率的普遍理论模型, 为优化废水处理 A/O 脱氮工艺设计和指导其生产运行提供理论依据。

1 A/O 脱氮系统原理简介

根据硝化和反硝化机理可知, 生物脱氮工艺逻辑上应是采用先硝化、后反硝化的工艺流程。A/O 系统是一种有回流的前置反硝化工艺, 由缺氧池 / 好氧池 / 沉淀池组成, 工艺流程见图 1。其中前置反硝化在缺氧池中进行, 硝化在好氧池中进行, 污泥和好氧池的回流保证了缺氧池和好氧池中有足够的微生物数量, 并使缺氧池得到好氧池中产生的硝酸盐。A/O 工艺具有流程简单、省去中间沉淀池、构筑物少、节省基建费用、运行费用低、占地小等优点。以原污水中的含碳有机物和内源代谢产物为碳源, 可节省投加外碳源的费用, 并可获得较高的 C/N 比, 保证充分的反硝化。好氧池在缺氧池之后, 进一步去除反硝化残留的有机污染物, 改善出水水质。缺氧池在好

氧池之前, 反硝化消耗了部分碳源有机物, 可减轻好氧池有机负荷; 缺氧池可起生物选择器的作用, 改善活性污泥的沉降性能, 利于控制污泥膨胀; 反硝化过程产生的碱度还可补偿硝化过程对碱度的消耗^[1]。

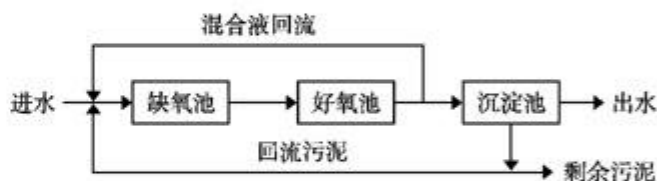


图 1 A/O 生物脱氮系统流程

2 模型建立

2.1 模型简化

1) 为了简化模型推导, 作以下合理假定:

① 进水污染物浓度保持稳定。

② 忽略进水中有机氮的不可生物降解部分对系统的影响; 忽略进水有机氮可生物降解部分在好氧段的氨化过程对系统硝化、反硝化作用的影响, 将可生物降解有机氮数量考虑在氨氮含量中。即: 总氮 = 氨氮 + 硝态氮。

③ 反应器内混合充分, 污泥浓度保持稳定, 系统处于稳定状态。

④ 缺氧段只发生反硝化 (Denitrification) 作用, 不发生硝化作用。

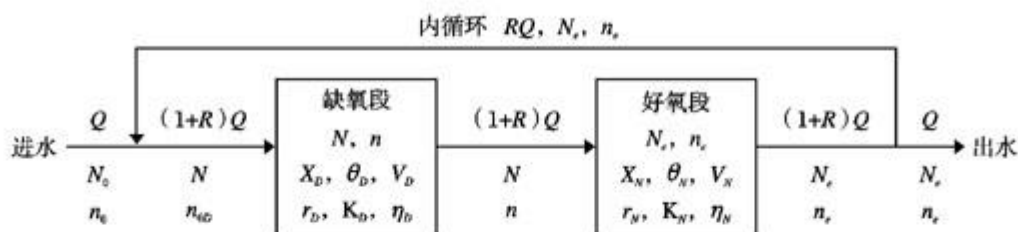
⑤ 好氧段只发生硝化 (Nitrification) 作用, 不发生反硝化作用。

⑥ 微生物在沉淀池中不进行代谢活动。

⑦ 忽略排放剩余污泥而去除的微生物细胞体内的氮。对于大多数城市污水由污泥的产生而去除

的氮,只是很小的一部分^[2]。

2) A/O 生物脱氮系统脱氮率解析过程、定义式见图 2。



Q ——反应器处理水量 (m^3/h);

R ——内循环比,内回流与污泥回流之和为 RQ ;

V_n, V_d ——好氧段、缺氧段容积 (m^3);

θ_n, θ_d ——好氧段、缺氧段名义水力停留时间 (h), $\theta_n = V_n/Q$, $\theta_d = V_d/Q$;

N_0, n_0 ——反应器进水氨氮、硝态氮浓度 (mg/L);

N_e, n_e ——反应器出水氨氮、硝态氮浓度 (mg/L);

N, n_{00} ——缺氧段进水氨氮、硝态氮浓度 (mg/L);

n ——好氧段进水硝态氮浓度 (mg/L);

TN ——总氮浓度 (mg/L), $TN = \text{氨氮} + \text{硝态氮}$;

X_n, X_d ——好氧段、缺氧段 MLVSS 浓度 (mg/L);

r_n, K_n ——好氧段 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降解速率 ($\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$)、VSS 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的降解速率常数 (硝化速率常数) ($\text{mg}/(\text{mg}\cdot\text{h})$);

r_d, K_d ——缺氧段 $\text{NO}_3\text{-N}$ 降解速率 ($\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$)、VSS 对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的降解速率常数 (反硝化速率常数) ($\text{mg}/(\text{mg}\cdot\text{h})$);

η_n, η_d ——好氧段硝化率、缺氧段反硝化率, $\eta_n = \frac{N - N_e}{N}$,

$$\eta_d = \frac{n_{00} - n}{n_{00}};$$

η ——A/O 系统脱氮率 (TN 去除率)。

图 2 A/O 生物系统脱氮率解析

2.2 模型推导

根据图 2 中节点氨氮、硝态氮物料平衡推求系统的脱氮率 η 如下:

1) 氨氮的物料平衡

进水混合:

$$QN_0 + RQN_e = (1+R)QN$$

$$N = \frac{N_0 + RN_e}{1+R} \quad (1)$$

好氧段平衡:

$$N_e = N(1 - \eta_n) \quad (2)$$

式(1)代入(2)得:

$$N_e = N(1 - \eta_n) = \frac{N_0 + RN_e}{1+R}(1 - \eta_n)$$

$$(1+R)N_e = N(1 - \eta_n) = (1 - \eta_n)(N_0 + RN_e)$$

$$= (1 - \eta_n)N_0 + (1 - \eta_n)RN_e$$

$$(1+R)N_e - (1 - \eta_n)RN_e = (1 - \eta_n)N_0$$

$$(1 + R\eta_n)N_e = (1 - \eta_n)N_0$$

所以得(3)式:

$$N_e = \frac{1 - \eta_n}{1 + R\eta_n} N_0 \quad (3)$$

由式(2)、(3)得:

$$N = \frac{N_0}{1 + R\eta_n} \quad (4)$$

又由定义式:

$$\eta_n = \frac{N - N_e}{N} \quad (5)$$

由式(4)、(5)得:

$$\eta_n = \frac{N_0 - N_e}{N_0 + RN_e} \quad (6)$$

由上式可知, η_n 与反应器进出水硝态氮浓度无关。已知 A/O 系统进水、出水氨氮浓度 N_0, N_e 及内回流比 R , 则 η_n 可根据式(6)由试验确定。

2) 硝态氮的物料平衡

进水混合:

$$Qn_0 + RQn_e = (1+R)Qn_{00}$$

$$n_{00} = \frac{n_0 + Rn_e}{1+R} \quad (7)$$

缺氧段平衡:

$$n = n_{00}(1 - \eta_d) \quad (8)$$

好氧段平衡:

$$n_e = n + N\eta_n \quad (9)$$

由式(4)、(7)、(8)、(9)得:

$$n_e = \frac{1 - \eta_d}{1 + R\eta_d} n_0 + \frac{(1+R)\eta_n}{(1+R\eta_n)(1+R\eta_d)} N_0 \quad (10)$$

将式(8)代入式(5)得:

$$n_{\text{ow}} = \frac{n_0}{1+R\eta_D} + \frac{R\eta_N}{(1+R\eta_N)(1+R\eta_D)} N_0 \quad (11)$$

又由定义式:

$$\eta_D = \frac{n_{\text{ow}} - n}{n_{\text{ow}}} \quad (12)$$

由式(1)、(9)、(11)、(12)得:

$$\eta_D = \frac{(1+R)(1+R\eta_N)n_0 + R\eta_N(N_0 + RN_e) - ((1+R)n_e - (N_0 + RN_e)\eta_N)(1+R\eta_N)}{(1+R)(1+R\eta_N)n_0 + R\eta_N(N_0 + RN_e) + R((1+R)n_e - (N_0 + RN_e)\eta_N)(1+R\eta_N)} \quad (13)$$

将式(6)代入式(13)整理后可得:

$$\eta_D = \frac{(1+R)(1+R(N_0 - N_e))n_0 + R(N_0 - N_e)(N_0 + RN_e) - (1+R)((1+R)n_e - N_0 + N_e)N_0}{(1+R)(1+R(N_0 - N_e))n_0 + R(N_0 - N_e)(N_0 + RN_e) + R(1+R)((1+R)n_e - N_0 + N_e)N_0} \quad (14)$$

已知 A/O 系统进出水氨氮浓度 N_0 、 N_e 、硝态氮浓度 n_0 、 n_e 及内回流比 R , 则 η_D 可根据式(14)由试验确定。

3) 脱氮率模型

脱氮量:

$$\Delta TN = (N_0 + n_0) - (N_e + n_e) \quad (15)$$

由式(3)、(10)、(15)得:

$$\Delta TN = \frac{R(1+R)\eta_N\eta_D}{(1+R\eta_N)(1+R\eta_D)} N_0 + \frac{(1+R)\eta_D}{1+R\eta_D} n_0 \quad (16)$$

则 A/O 系统脱氮率模型:

$$\eta = \frac{\Delta TN}{N_0 + n_0} = \frac{\frac{R(1+R)\eta_N\eta_D}{(1+R\eta_N)(1+R\eta_D)} N_0 + \frac{(1+R)\eta_D}{1+R\eta_D} n_0}{N_0 + n_0} \quad (17)$$

式(17)的模型反映了 A/O 系统脱氮率与硝化率 η_N 、反硝化率 η_D 的普遍关系。

2.3 模型动力学参数确定

1) 硝化过程

一般情况下, 好氧段氨氮硝化遵循零级反应动力学规律^[9]。作为一种近似, 本文假设硝化反应速率为:

$$r_N = -\frac{dC_{\text{Nth-N}}}{dt} = K_N X_N \quad (18)$$

物料衡算的普遍式为:

[入流量] - [反应量] = [出流量] + [净增量]

在稳态时, [净增量] = 0

对好氧段进行 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的物料衡算:

$$(1+R)QN - V_{Nr} = (1+R)QN_e \quad (19)$$

由式(18)、式(19)得:

$$N - N_e = \frac{K_N X_N \theta_N}{1+R} \quad (20)$$

$$\eta_N = \frac{K_N X_N \theta_N}{(1+R)N} \quad (21)$$

由式(4)、式(21)得:

$$\eta_N = \frac{K_N X_N \theta_N}{(1+R)N_0 - RK_N X_N \theta_N} \quad (22)$$

$$\text{或: } K_N = \frac{(1+R)N_0\eta_N}{(1+R\eta_N)X_N\theta_N} \quad (23)$$

由式(6)、式(23)得:

$$K_N = \frac{N_0 - N_e}{X_N \theta_N} \quad (24)$$

$$\text{即 } r_N = \frac{N_0 - N_e}{\theta_N} \quad (25)$$

由上式可知, K_N 、 r_N 与反应器进出水硝态氮浓度无关。

2) 反硝化过程

一般情况下, 缺氧段硝态氮反硝化遵循零级反应动力学规律^[9]。作为一种近似, 本文假设反硝化反应速率为:

$$r_D = -\frac{dC_{\text{NO}_3^- - \text{N}}}{dt} = K_D X_D \quad (26)$$

同样, 在稳态时, [净增量] = 0, 对缺氧段进行 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的物料衡算:

$$(1+R)Qn_{\text{ow}} - V_{Dr} = (1+R)Qn \quad (27)$$

由式(26)、(27)得:

$$n_{\text{ow}} - n = \frac{K_D X_D \theta_D}{1+R} \quad (28)$$

$$\eta_D = \frac{K_D X_D \theta_D}{(1+R)n_{\text{ow}}} \quad (29)$$

由式(11)、(29)得:

$$\eta_D = \frac{K_D X_D \theta_D (1+R\eta_N)}{(1+R)(1+R\eta_N)n_0 + R(1+R)\eta_N N_0 - K_D X_D \theta_D R(1+R\eta_N)} \quad (30)$$

将式(22)代入式(30)得脱氮率模型:

$$\eta_D = \frac{K_D X_D \theta_D}{(1+R)n_0 + R(K_N X_N \theta_N - K_D X_D \theta_D)} \quad (31)$$

由式(24)、(31)得:

$$K_D = \frac{\eta_D(1+R)n_0 + R\eta_D(N_0 - N_e)}{X_D \theta_D (1+R\eta_D)} \quad (32)$$

$$\text{即 } r_D = \frac{\eta_D(1+R)n_0 + R\eta_D(N_0 - N_e)}{\theta_D (1+R\eta_D)} \quad (33)$$

3) 脱氮率动力学模型

将式(22)、(31)代入式(17)得 A/O 系统的脱氮率模型:

$$\eta = \frac{RK_N X_N \theta_N K_D X_D \theta_D + (1+R) K_D X_D \theta_D n_0}{[(1+R)n_0 + RK_N X_N \theta_N] (N_0 + n_0)} \quad (34)$$

式(34)模型反映了 A/O 系统脱氮率与动力学参数的普遍关系。

3 模型的特例分析

3.1 脱氮率与硝化率、反硝化率的特例关系

如前所述,式(17)的模型反映了 A/O 系统脱氮率与硝化率 η_N 、反硝化率 η_D 的普遍关系。由式(17)可得:

1) $n_0=0$, 即进水无硝态氮, 而硝化、反硝化都不完全时:

$$\eta = \frac{R(1+R)\eta_N\eta_D}{(1+R\eta_N)(1+R\eta_D)} \quad (17a)$$

2) $\eta_D=\eta_N=1$, 即硝化、反硝化都完全时:

$$\eta = \frac{R}{1+R} \frac{N_0+n_0}{N_0+n_0} \quad (17b)$$

3) $n_0=0$, $\eta_D=\eta_N=1$, 即进水无硝态氮, 而硝化、反硝化完全时, 通用式与以往文献结果相吻合:

$$\eta = \frac{R}{1+R} \quad (17c)$$

4) $n_0=0$, $\eta_D=1$, 即进水无硝态氮, 而反硝化完全, 硝化不完全时:

$$\eta = \frac{R\eta_N}{1+R\eta_N} \quad (17d)$$

5) $n_0=0$, $\eta_N=1$, 即进水无硝态氮, 而硝化完全, 反硝化不完全时:

$$\eta = \frac{R\eta_D}{1+R\eta_D} \quad (17e)$$

3.2 反硝化率与动力学参数的特例关系

当进水无硝态氮, 即 $n_0=0$, 而硝化、反硝化都不完全时, 式(31)可化为:

$$\eta_D = \frac{K_D X_D \theta_D}{R(K_N X_N \theta_N - K_D X_D \theta_D)} \quad (31a)$$

由 $0 \leq \eta_D \leq 1$ 可知:

$$\frac{K_D X_D \theta_D}{K_N X_N \theta_N} \leq \frac{R}{1+R} \leq 1$$

上式从理论上反映了进水无硝态氮时 K_D 、 K_N 之间的必要条件关系。

3.3 脱氮率与动力学参数的特例关系

如前所述,式(34)模型反映了 A/O 系统脱氮率与动力学参数的普遍关系。其中当 $n_0=0$, 即进水无硝态氮, 而硝化、反硝化都不完全时:

$$\eta = \frac{K_D X_D \theta_D}{N_0} \quad (34a)$$

从式(34a)可以看出, 进水无硝态氮时, A/O 系统氮的最终去除是由反硝化过程来完成, 脱氮率与缺氧段的反应速率常数成正比, 而与硝化过程、进水氨氮浓度无关。但是, 缺氧段反硝化速率常数可能制约于污水性质(污水成分、营养物质、碱度、pH 值、有毒物质)、反应外部条件(DO、温度)、好氧段硝化程度等诸多因素。为探索最适宜的反应器外部条件以取得较高动力学常数值, 还需要进一步的试验和理论研究。

4 模型在实际应用中的意义

实际工程中, 运用 A/O 脱氮系统模型中脱氮率 η 与动力学常数 K_N 、 K_D 的相关关系, 对于指导工程实践具有一定的意义。

1) 在模型试验或工程实例中, 已知反应器进水、出水氨氮浓度 N_0 、 N_e 、硝态氮浓度 n_0 、 n_e 及内回流比 R , 则 η_N 可根据式(6), η_D 可根据式(14)确定; 又由式(23)、式(32), 可由进水、出水氨氮、硝态氮浓度及工艺参数确定硝化、反硝化反应中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 降解速率动力学常数 K_N 、 K_D 。

2) 在工艺设计中, 已知动力学常数 K_N 、 K_D , 根据进水水质情况和相关工艺参数, 可由式(22)、(31)和(34)分别预测硝化率 η_N 、反硝化率 η_D 、脱氮率 η 。

5 结论

根据废水处理 A/O 生物脱氮系统的工艺特点, 基于传统的硝化、反硝化原理, 由物料衡算推导出 A/O 脱氮系统硝化率 η_N 、反硝化率 η_D 与反应器进水、出水氨氮、硝态氮浓度及内回流比之间的关系, 进而推导了脱氮率 η 通用式。又根据好氧段氨氮硝化、缺氧段硝态氮反硝化均遵循零级反应动力学规律, 推导了 η_N 、 η_D 、 η 与动力学常数 K_N 、 K_D 的关系, 进而推出了 K_N 、 K_D 与反应器参数的关系。A/O 脱氮系统模型反映了脱氮率与动力学常数、进出水水质、反应器参数的函数关系, 对于指导工程实践具有一定的意义。由于本模型是基于传统理论与经典方法, 因此其基本方法也适合其它脱氮工艺的脱氮规

律研究。

A/O生物脱氮系统脱氮率与多种因素有关,在进行工艺设计中,科学确定及选择各种参数数值,是合理设计 A/O 生物脱氮系统的重要基础。在试验及实际工程运行结果的基础上积累经验数据,以合理选择参数,有助于优化工艺设计,这是需要进一步研究的问题。

6 参考文献

- [1] 汪大猷,雷乐成. 废水处理新技术及工程设计. 北京:化学工业出版社,2001. 298. 218
- [2] 严煦世. 水和废水技术研究. 北京:中国建筑工业出版社,1997. 457
- [3] 沈耀良,王宝贞. 废水生物处理新技术理论与应用. 北京:中国环境科学出版社,2001. 200

A Model of A/O Nitrogen Removal process of Wastewater Treatment System

Qiu Wei Sui Jun

Abstract According to the character of A/O nitrogen removal process, the theoretical models were deduced of nitrification rate (η_N), denitrification rate (η_D) and nitrogen removal (η), based on conventional nitrification/denitrification theory and dynamics laws. The models show the relation of dynamical constants (K_N, K_D) and A/O reactor process factors. According to the model manifestation, it can be realized theoretically to collect dynamics constant data from the engineering cases, meanwhile, by which practical purpose can also be guided. This model frames provide a method of other nitrogen removal research of wastewater treatment.

Key words A/O process nitrogen removal model

(上接第3页)

- [22] 战培荣,王丽华,于沛芬,等. 光合细菌固定化及其净化养鱼水质的研究. 水产学报,1997,21(1):97~100
- [23] 于沛芬,王丽华,战培荣. 光合细菌的分离、鉴定和固定化及其在净化鱼池水质中的应用研究. 生物技术,1995,5(3):35~36
- [24] 倪纯治,叶德赞,周宗澄. 光合细菌对养殖水体的生态调控作用. 台湾海峡,1997,16(3):265~269
- [25] 任玉岭. 应大力开展微生物在环境治理和生态农业方面的应用. 中国科技产业,2002,3:72~75

Application of Photosynthetic Bacteria on Environment Controlling

Huang Fenglian Zhang Hanbing Xia Beicheng Chen Guizhu

Abstract Photosynthetic bacteria is a kind of environmental microorganism which has multi-metabolic ways. It can degrade organic pollutants in high concentration wastewater, degrade aromatic compounds through benzoic acid or 4-hydroxybenzoic acid, produce energy of hydrogen by transforming solar energy under consuming organic matter in wastewater or solid waste, purify water environment of marine product system and prevent diseases of aquaculture. This paper synthesized the characters above and showed the perspectives and developmental tendency for this kind of bacteria in environmental bioremediation.

Key words photosynthetic bacteria degradation remediation hydrogen production by photosynthesis environmental treatment

发展中国家室内空气污染程度值得重视

丹麦技术大学环境专家范格教授在第7届国际建筑与城市环境技术研讨会上指出,据不完全统计,在中国和印度等一些发展中国家和地区,室内空气的污染程度比过去15年翻了一番,每天大约有5000人死于室内空气的污染。人一生中有大约90%的时间是在室内度过的,每天无形中要吸入大量的室内污染气体。在许多发展中国家和地区,由于居室环境受到诸如做饭、如厕、家具等所散发出气体的污染,对人

体健康带来了严重的危害。特别是随着社会的发展,现代建筑为了节能,建筑越来越严密的封闭,减少了室内空气的流通,加上室内装饰材料、现代化办公设备及家用电器释放出的有毒气体,室内空气的污染程度比过去15年翻了一番。人体吸入这些有毒气体后,表现出头晕、疲惫、乏力等症状,造成工作效率低,并且易使人感染上肺病,这种现象被称为“病态建筑综合症”。

摘自《中国人口·资源与环境》

微生物修复技术在人工土快滤床中的实验

陈健展

(广州市环境保护工程设计院, 广州 510115)

肖 乡

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

崔理华

(华南农业大学, 广州 510032)

摘 要 文章针对人工土快滤床系统表层有机质积累造成系统堵塞的问题,从稳定系统分离得的 22 株菌中,筛选出了 10 株对污水中 COD、TN、TP 去除效果较好的菌株作为优势菌,混合后分别接种处理 1(配水周期 2 d,湿干比 1:5)和处理 2(配水周期 3 d,湿干比 1:8)。结果表明,经过 5 个月的配水试验,处理土柱对污水中 BOD₅、COD、TP 的去除效果与对照相比显著提高,且处理土柱各层有机质和总氮含量明显低于对照,有机质含量的增加趋势也相对缓慢。从处理效果和处理水量两方面综合考虑,湿干比 1:5 配水周期 2 d 的运行方式更经济实用。

关键词 人工土快滤床 微生物修复 有机质积累

人工土快滤床处理法采用人工配置的土壤系统代替自然土壤系统,使土地处理法应用起来更为灵活方便。由于人工土快滤床系统主要是依靠微生物分解和人工土过滤来实现对污水的净化,当进水的有机物浓度或水力负荷增大或温度较低,有机负荷超过了人工土快滤床中微生物的生物氧化分解能力,就必然会导致有机污染物滤床中积累,产生黑色生物黏膜,造成系统过滤介质堵塞^[1,2]。目前解决这一问题的主要方法有:一是采用延长系统的干化时间,表面积累的多糖可作为微生物生长活动所必需的营养物质进一步被分解消耗,使得堵塞现象得以缓解^[3],但这会降低系统的处理量,影响其对 NH₃-N 的处理效果。二是采用定期干化刮除表层生物膜,然后填入新土。这种方法一方面比较费时,还会影响系统的微生物组成,使得清除表层初期出水水质下降。本文研究了微生物修复技术在人工土快滤床中的应用,试图找到一条既可以提高系统对污水处理能力和处理效果,又能解决系统有机质积累和堵塞问题的方法。

1 方法与材料

1.1 试验材料

供试污水:华南农业大学 5 号楼的化粪池出水,其主要特征见表 1。

表 1 供试污水水质状况 mg/L (pH 除外)

COD _{Cr}	BOD ₅	NH ₃ -N	SS	TN	TP	pH
116~597	54~155	52~157	93	70~166	6~25	6~7

供试土柱:采用直径 15.2 cm、长 100 cm 的 PVC 管,其中填充了由草炭、砂和耕层土一定配比混合成的人工土,人工土的主要理化性质见表 2。土层厚度为 80 cm,土柱体积为 9.04 L,低部为 10 cm 的垫层(由砾石和豆石铺垫)。将土柱竖直放入铁架中固定。在 PVC 管一侧的不同位置(自上而下 10、20、40、60、80 cm 处)分别钻取直径约为 1 cm 的 5 个孔。

表 2 人工土的主要性状

物理性质		化学性质	
pH	6.7~7.1	阳离子交换量 /mg·g ⁻¹	0.002 3
容重 /g·cm ⁻³	1.26	有机质 /g·kg ⁻¹	3.79
密度 /g·cm ⁻³	2.47	全氮 /%	0.126
含水率 /%	1.71	全磷 /%	0.151

集水装置:4个6 L塑料小桶,4个直径20 cm的塑料漏斗。

供试菌群:从原系统土壤中筛选的优势混合菌群。

肉膏蛋白胨培养基:肉膏0.5 g,蛋白胨1.0 g,NaCl 0.5 g,琼脂1.5~2 g,水1 000 mL,pH 7.0~7.2,121 kPa 灭菌20 min。

无机氮培养基:(NH₄)₂SO₄ 0.5 g,MgSO₄ 0.05 g,KH₂PO₄ 0.1 g,NaCl 0.05 g,葡萄糖0.5 g,水1 000 mL,pH 7.0~7.2,121 kPa 灭菌20 min。

1.2 试验设计

从运行2个月后出水基本稳定的土柱各层取人工土,混匀后进行微生物分离培养。挑取单菌分别接种至等量灭菌生活污水中,选取对污水COD_{cr}的降解率高于50%或TN去除率高于20%或TP去除率高于45%的菌株,混和扩大培养后作为本试验的供试菌群。

将无机氮培养基扩大培养后的供试菌群与土壤以1:10的体积比分别接种至4个人工土柱中,放置2 d后以湿干比1:5配水周期2 d(处理1)和湿干比1:8配水周期3 d(处理2)两种运行方式,每次灌水8 h,灌水速率2.5 L/h,水力负荷分别为88.5和59 cm/d进行配水试验。系统运行从2001年11月开始至2002年3月结束。试验每15 d测定出水COD_{cr}、BOD₅、NH₃-N、TN、TP,并在每个月的运行周期末测定土壤各层次中的有机质、TN、TP。

1.3 测定项目和分析方法

各测定项目的分析方法^[9]如下:

COD_{cr}用重铬酸盐法,BOD₅用稀释与接种法,NH₃-N用半微量凯氏蒸馏酸滴定法,TN用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法,TP用钼酸铵分光光度法。

土壤有机质用重铬酸钾氧化法,总氮用混合催化剂-硫酸消化蒸馏法,总磷用硫酸钼锑抗比色法。

细菌分离筛选用梯度稀释平板涂布法和平板划线纯化法。

2 结果和讨论

2.1 微生物的分离筛选

人工土快滤床系统对可溶性有机物质和氮磷的去除主要是依靠微生物的氧化分解作用。本试验从分离得到的22株好氧单菌中筛选出10株优势菌

种,其中菌株B、C、D、F、G、J对污水COD_{cr}去除率可达到50%以上,菌株A、E、F、I对TP的去除率可达45%以上,菌株A、B、C、H对TN的去除能力在20%以上(见表3)。将其混合扩大培养后接种到运行调试2个月的人工土柱中。

表3 分离细菌对污水的净化效果

菌株	COD _{cr}		TN		TP	
	含量 mg/L	降解率 %	含量 mg/L	降解率 %	含量 mg/L	降解率 %
CK	311.7		51.8		6.9	
A	182.9	41.3	44.6	22.8	2.8	65
B	118.8	61.6	43.5	24.8	5.5	31.7
C	111.9	64.1	45.8	20.7	4.5	43.1
D	141.7	54.5	56.5	2.2	6.1	23.2
E	158.1	49.1	62.9	-8.9	3.0	62
F	109.5	64.9	61.1	-6.5	2.0	74.9
G	131.6	57.8	54.9	5.0	7.0	12.2
H	191.2	38.6	44.8	22.4	5.7	28.2
I	165.9	46.8	48.3	16.5	4.3	45.4
J	147.9	52.5	58.4	-1.1	6.6	17.7

2.2 微生物修复技术对出水水质的影响

经过5个月的配水实验,接种微生物的人工土柱的出水水质与对照有显著差异(如图1和图2所示)。接种微生物后的土柱出水COD_{cr}、BOD₅明显低于对照。由表4可以看出,处理1的出水BOD₅、NH₃-N、COD_{cr}分别为7.2、8.1、32.3 mg/L,去除率比对照1分别提高了25.4%、27.3%、13.1%。从出水TN含量来看,对照和处理的出水TN高于进水的,这主要是因为此次人工土的土质松散,土壤吸附能力低,NH₃-N转化为NO₃⁻-N后,不易被土壤吸附而随水淋溶下渗。在对TP去除效果上,对照和处理间的相差不大。

由图1、图2和表4可以看出,两种配水方式下的处理土柱均可获得较好的出水水质,处理效果相当,其中配水周期2 d、湿干比1:5的处理1与配水周期3 d、湿干比1:8的处理2相比干化时间短,处理水量大。

2.3 微生物修复技术对土壤有机质分布状况的影响

此次实验和现场微生物修复的原理相同,向处理系统中投加对相应污染物具有较高处理效果的菌种,改变人工土柱中微生物的组成,以在短时间内有

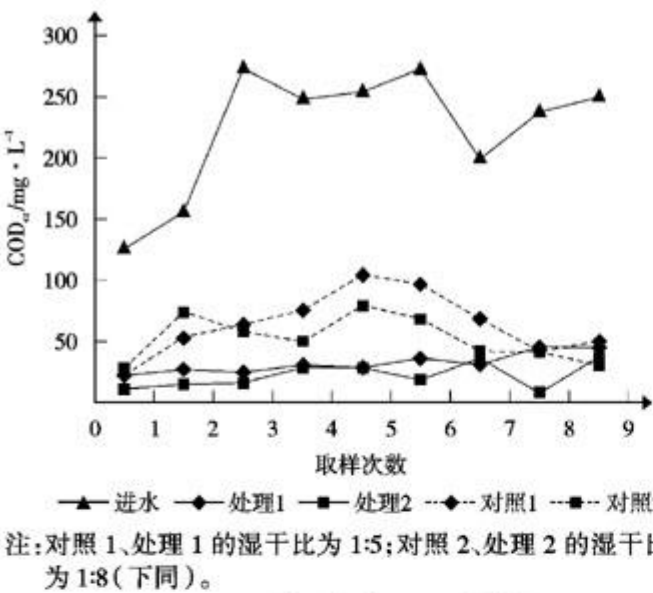


图 1 进水和出水 COD_{cr} 的变化

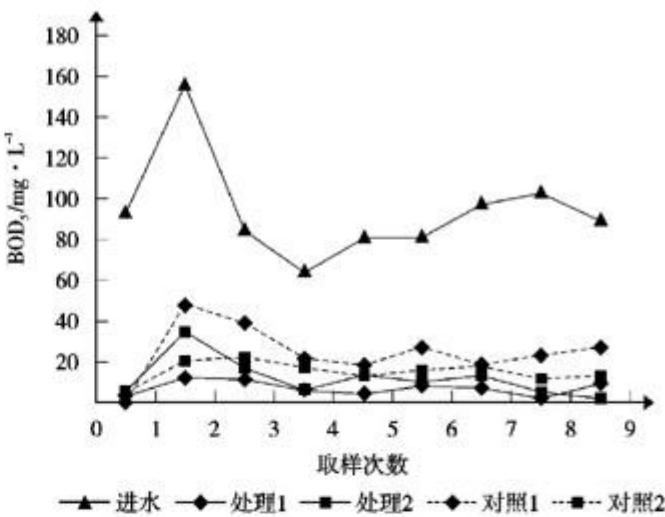


图 2 进水和出水 BOD₅ 的变化

表 4 土柱出水水质

项 目	处理 1 (配水周期 2 d, 湿干比 1:5)					处理 2 (配水周期 3 d, 湿干比 1:8)				
	BOD ₅	NH ₃ -N	COD _{cr}	TN	TP	BOD ₅	NH ₃ -N	COD _{cr}	TN	TP
进水 /mg·L ⁻¹	92	116.2	223.8	162.1	11.4	92	116.2	223.8	162.1	11.4
对照 /mg·L ⁻¹	30.6	38.6	63.8	180.8	5.9	19.1	18.6	52.8	151.6	5.0
处理 /mg·L ⁻¹	7.2	8.1	32.3	209.9	5.2	3.5	6.8	20.7	176.9	4.3
对照去除率 /%	66.7	65.9	71.8		52.1	79.3	82.4	74.1		46.3
处理去除率 /%	92.1	93.2	84.9		53.4	96.2	93.6	90.6		55.4

效地去除系统中的污染物。结果表明:对照人工土柱中的有机质随土层深度呈降低趋势,经过接种后的人工土柱中的有机质含量与对照有显著差异(见表 5),有机质含量明显低于对照,且随着土层深度增加有机质含量基本保持不变。

表 5 土柱各层有机质含量 %

项目	土层深度 /cm				
	10	20	40	60	80
对照 1	4.20 ^a	3.43 ^a	3.47 ^a	3.63 ^a	3.11 ^a
对照 2	3.90 ^b	3.44 ^b	3.26 ^b	3.32 ^b	3.40 ^b
处理 1	3.22 ^c	3.13 ^c	3.10 ^c	3.23 ^c	3.21 ^c
处理 2	3.07 ^c	2.90 ^c	3.00 ^c	2.93 ^c	2.98 ^c

注:方法 DMRT,P=0.05,同列内含有相同上标字母表示差异不显著(下同)。

从图 3 可以看出,两种运行方式下,各层有机质的含量有显著差异。处理 2 各层的有机质含量明显低于处理 1 各层的有机质含量,这主要是由于处理 2 的干化时间长,水利负荷较小所造成的。

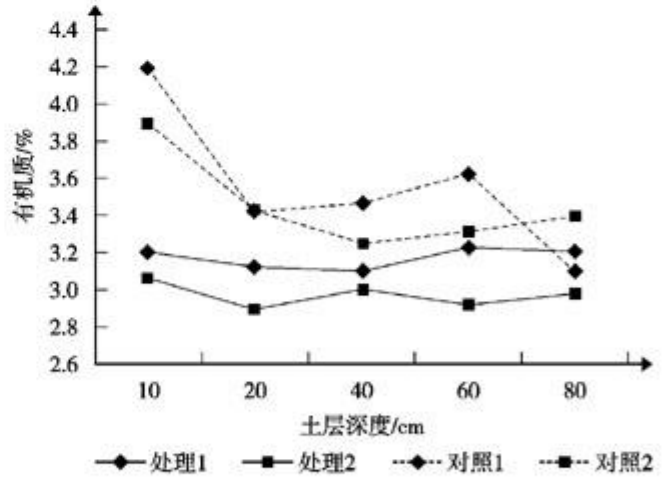


图 3 土柱各层有机质含量

2.4 微生物修复技术对土壤总氮分布状况的影响

土地处理系统去除污水中的 NH₃-N 和有机态氮主要是依靠土壤截留固定作用和土壤微生物的氧化分解作用。其中污水中的有机氮一部分和土壤腐殖质或无机胶体结合而难于分解,另一部分则通过细菌的矿化作用和氨氧化细菌和亚硝化氧化细菌的氧化作用,最终转化成 NO₃⁻-N^[9]。由图 4 可以看

出,对照和处理各层中的总氮含量随土层深度呈降低趋势,但变化程度不大。根据污灌土壤中氮素的流失来看,土柱在最初灌水期间表层土壤的氮素含量迅速增加,土层的氮含量应该是逐层降低,随着灌水次数增加,表层吸附的氮达到饱和并向下层土壤淋溶,各层土壤吸附的氮逐渐达到饱和并趋向一种动态平衡。其中处理土柱在 40~60 cm 处的氮含量略低。这可能是由于接种的微生物有利于硝化反应的进行,使得土壤中吸附的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 大部分快速转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$,而土壤对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的吸附能力有限,多余的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 会随水流失,这一点和出水中的 TN 含量相对应。

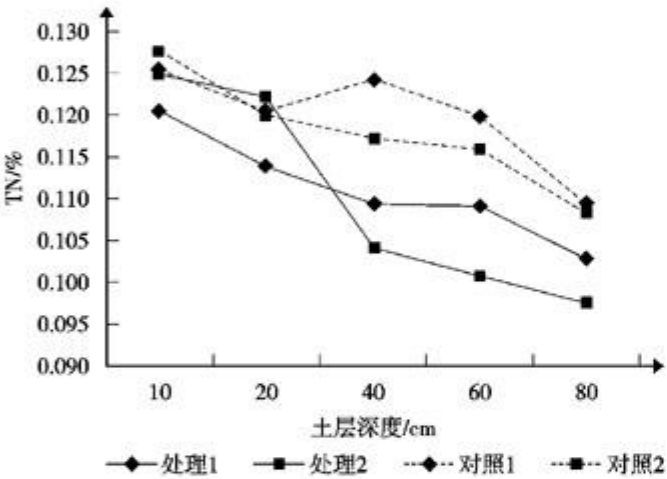


图4 土柱各层总氮含量

从表 6 看,处理土柱各层土壤的 TN 含量显著低于对照。一方面可能是接种优势微生物群对污水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 具有较高处理效果,使大部分 $\text{NH}_3\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$,后经淋失作用而降低土壤系统内的氮含量;另一方面可能是接种的微生物菌群有利于反硝化反应的进行,使得土壤中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 经反硝化反应而去除。

项目	土层深度 /cm					%
	10	20	40	60	80	
对照 1	0.125 ^a	0.120 ^a	0.124 ^a	0.119 ^a	0.109 ^a	
对照 2	0.127 ^b	0.119 ^b	0.116 ^b	0.116 ^b	0.108 ^b	
处理 1	0.120 ^c	0.113 ^c	0.109 ^c	0.109 ^c	0.103 ^c	
处理 2	0.124 ^d	0.121 ^d	0.104 ^d	0.101 ^d	0.097 ^d	

注:方法 DMRT, $P=0.05$,同列内含有相同上标字母表示差异不显著(下同)。

2.5 微生物修复技术对土壤总磷分布状况的影响

微生物对污水中磷的去除,包括对磷的正常同化作用和对磷的过量累积。土地处理对污水中磷的去除主要是通过土壤的物理化学作用和土壤微生物的同化积累,使得磷在土壤中固定从而被去除。污水进入土壤后,其中一部分无机磷通过微生物吸收转化为细胞物质,一部分有机磷则要靠微生物的缓慢分解转化为可以吸收的形式,少部分可溶性磷会淋失。从试验土壤各层中磷的含量来看(见图 5),两种运行方式下的处理和对照在磷的分布上没有太大区别,均是随土层深度逐渐下降,在 40 cm 以下土层磷的含量有所回升。经微生物处理后的土柱各层中的磷含量和对照相近,这一结果和处理对污水中 TP 的去除效果一致。对于污水土地处理系统中的介质土壤来说是作为磷的接纳体。随着灌水次数的增加土壤对磷的接纳程度逐渐接近饱和,呈现一种动态平衡。这也是土地处理经长期运行后对污水中磷的去除能力逐渐下降趋于稳定的原因。此次分析的土壤取自系统运行 3 个月后的土柱。可以看出在 20 cm 以下土层中的磷含量相当,基本保持在 0.10%~0.12%之间。说明此时土壤各层对磷的吸附已基本达到饱和状态,与此时出水水质状况相吻合。

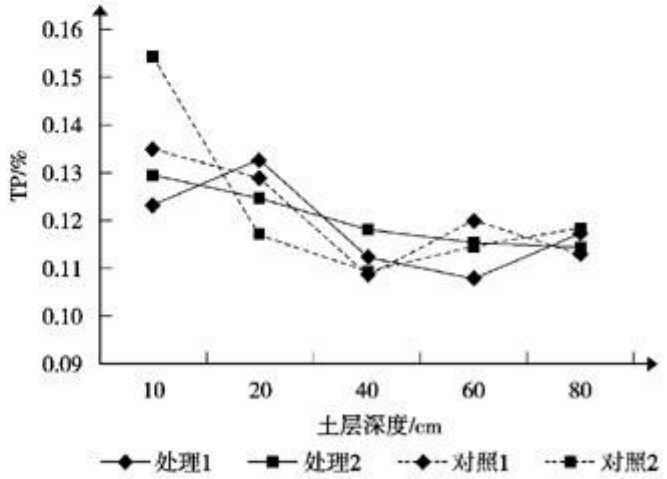


图5 土柱各层总磷含量

2.6 微生物修复技术对土壤有机质积累变化的影响

由于土壤快滤系统中微生物基本处于天然环境状态下,随外界温度季节变化而变化,所以当春季气温高时,微生物活性大,系统处理效果好;而冬季气温低时,微生物活性大大降低,系统处理污水的能力降低^[3]。如图 6 所示。在相同运行方式下,处理土柱表

层有机质含量明显低于对照,且表层土壤有机质含量较稳定,基本保持在 3.6%~2.6%之间。其中处理 2,水力负荷小、干化时间长,有利于土壤中有有机物质的氧化分解,因此土壤中残留的有机质比处理 1 少。

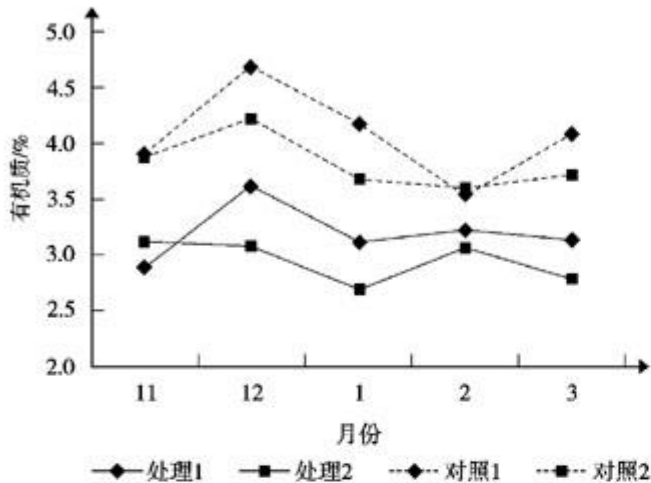


图 6 10 cm 土层有机质的积累变化

3 结论

1) 微生物修复技术从优化微生物组成方面应用于人工土快滤床系统中。经驯化、富集、筛选、培养使具有特定功能的微生物的数量增多后,形成对某些难降解有机物有更强去除效果的稳定微生物体系。从而有效提高系统对污水难降解物质、 BOD_5 、 COD_{Cr} 、 NH_3-N 的深度处理去除率, BOD_5 可以达到 5 mg/L

左右, COD_{Cr} 可以达到 30 mg/L 左右,以低成本达到对污水的三级深度处理。由于土壤氮的淋溶,出水 TN 含量高于进水。

2) 经接种混合好氧微生物后的人工土柱各层有机质和总氮含量明显降低,且随着土层深度增加有机质的含量基本保持不变。但由于受土壤吸附和磷淋溶作用的影响,土柱各层土壤总磷的变化不大。

3) 微生物修复技术可有效改善土柱表层土壤的有机质积累状况,但随着土层深度的增加,处理土层的有机质含量和对照的差别越来越不明显。

4) 从经济、处理能力、处理效果等方面考虑,湿干比 1:5 配水周期 2 d 的运行方式比湿干比 1:8 配水周期 3 d 的处理水量大,且处理效果和有机质、氮、磷积累状况相差不大,因此更实用。

4 参考文献

- [1] 田光明. 人工土滤床降解有机污染物综合指标 COD 的机制探讨:学位论文. 北京:北京农业大学, 1992
- [2] 何江涛,钟佐焱,汤明皋. 解决污水快速渗滤土地处理系统占地突出的新方法. 现代地质, 2001, 15(3): 339~345
- [3] 崔理华,白瑛,张祖锡. 城市污水人工快滤处理后回用的环境效应研究. 农业环境保护, 1997, 16(4): 153~157
- [4] 何增耀. 环境监测. 农业出版社, 1994. 33~56
- [5] 刘德敏,彭波,唐乃红. 污灌系统氮素在土壤中的转化与渗漏污染. 西北师范大学学报, 1995, 31(2): 57~60

Application of Bioremediation Technology in Sewage Artificial Soil Rapid Infiltration Bed

Chen Jianzhan Xiao Xiang Cui Lihua

Abstract In order to find a way to solve organic matter accumulation in the surface of artificial soil rapid infiltration bad, this paper discussed a method that ten strains which have more effective removal rate of COD, TN or phosphorus were separated from the stable system being superior strains, then were inoculated in two soil column different in operation regime after being mixed nurtured. The removal rate of BOD_5 , COD, phosphorus were above 92.1%, 84.9% and 53.4% respectively in tow inoculated soil column different in operate regime. The status of organic matter accumulation in the surface of treatment column can be dulled effectively compared with the control. The experiment showed that the 1:5 wet/drg and 2 days operation regime were more economic and efficient and met with the standards of sewage treatment.

Key words artificial soil rapid infiltration bed bioremediation organic matter accumulation

废水厌氧氨氧化工艺 (ANAMMOX)

康海笑 陈建中 周明罗 刘志勇
(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘 要 厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 工艺是近年来废水处理领域的一个新发现。它是指在厌氧条件下由自养型 ANAMMOX 细菌将 NH_4^+-N 直接转化为 N_2 。国内外已经有了广泛的研究和初步的应用。ANAMMOX 工艺与传统的生物脱氮工艺相比有明显的优势。文章分析了 ANAMMOX 细菌的生理特性, ANAMMOX 工艺的理论、影响因素和存在的问题。最后展望了 ANAMMOX 工艺未来的发展。

关键词 生物脱氮 厌氧氨氧化 ANAMMOX 细菌

随着社会经济的发展和人民生活水平的提高, 大量含氮有机物进入水体, 因其大量消耗水体中溶解氧、致使水体发生富营养化等污染作用, 使得有效的控制水体的氮污染越来越重要。普遍认为最有效的脱氮工艺是生物脱氮工艺, 但传统的生物脱氮的工艺都存在基建投资和运行费用较高、运行控制较为复杂等不足, 在这一前提下国内外生物脱氮理论的创新和研究显得尤为重要, 并且为新的脱氮方法和工艺奠定坚实基础。

1 生物脱氮工艺原理

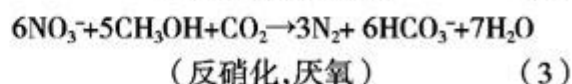
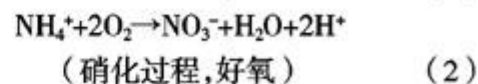
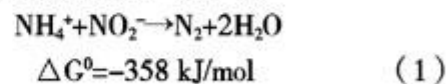
传统的先硝化后反硝化的生物脱氮工艺认为, 必须经过 $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$ 的过程才能有效地去除废水中的氮。整个过程的基本原理是首先在硝化细菌和亚硝化细菌的作用下将废水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 再转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 然后在反硝化细菌的作用下将 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 最后转化为对环境无害的氮气 (N_2)。前一过程即硝化过程中的细菌属自养型细菌。这两类细菌生长缓慢且过程中会产生 H^+ 使系统的 pH 值下降, 从而抑制整个硝化过程, 因此需投加碱性物质来维持系统合适的 pH 值。后一过程即反硝化过程中的细菌属异养型细菌, 过程中需投加有机物作为电子受体来维持反应正常进行。从整个硝化反硝化过程可以看出, 废水中的 N 从最初的 -3 价到中间的 +5 价, 最后逐渐到 0 价, 整个生物脱氮过程较为复杂。

厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 工艺是一个全新的生物脱氮工艺, 完全突破了传统生物脱氮工艺的基本概念。

2 厌氧氨氧化工艺 (ANAMMOX)

2.1 ANAMMOX 工艺简介

ANAMMOX (anaerobic ammonium oxidation) 即厌氧氨氧化工艺是由荷兰 Delft 大学 1990 年提出的一种新型脱氮工艺^[1], 该工艺是在厌氧条件下以亚硝酸盐作为电子受体由自养型细菌 (ANAMMOX 细菌) 直接将氨转化为氮气 (N_2)^[2]。Graaf^[3] 的研究表明, ANAMMOX 工艺的反应是按 (1) 式进行的, 该反应是一个自发过程; 与传统的生物脱氮反应式 [(2)、(3) 式] 相比, 理论上可节省 62.5% 的氧气 (O_2), 同时不需要任何外加有机底物和碱性物质 (反硝化细菌的碳源和电子供体)。



Graaf 等^[4] 采用 ^{15}N 的示踪实验研究表明, ANAMMOX 是通过生物氧化的途径实现的, 过程中最可能的电子受体是羟胺 (NH_2OH), 而羟胺本身是由亚硝

酸盐产生的。他们提出可能的反应途径见图 1 所示。沈耀良等^[2]的文章表明,当反应系统中有过量的羟胺和氨时,将发生暂时的联氨(N_2H_4)的积累(见图 1),联氨转化为氮气的过程是为了给 NO_2^- 还原为羟胺的反应提供等量的电子。Jetten 等^[3]通过 ^{15}N 的示踪研究同样表明,羟胺和联氨是 ANAMMOX 工艺中重要的中间产物,他们提出羟胺作为中间产物的 ANAMMOX 工艺可能反应式如下:

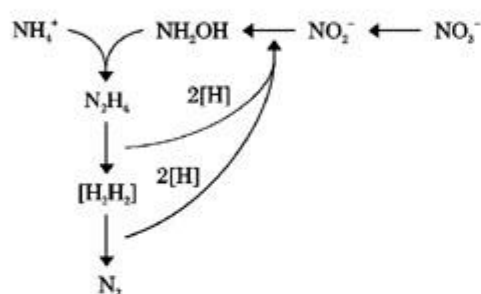
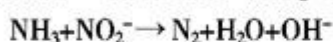
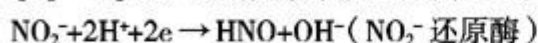
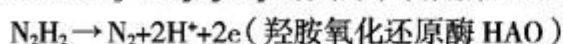
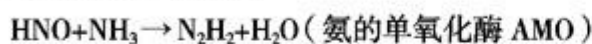


图 1 Graaf 等提出的 ANAMMOX 工艺的可能途径

Schalk 等^[6]研究了联氨的厌氧氧化,他们结合 ^{15}N 的示踪研究的结果,提出了 ANAMMOX 工艺的反应机理(见图 2)。可见与 Graaf 等提出的理论是相类似的。

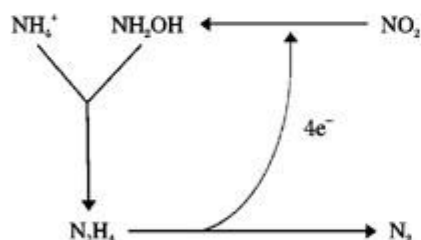


图 2 Schalk 等提出的 ANAMMOX 工艺的反应机理

2.2 ANAMMOX 细菌的生理特性

Graaf^[7]的研究表明,参与 ANAMMOX 反应的细菌是一种自养型细菌,因此在反应过程中不需要投加有机物。另有研究表明^[2],ANAMMOX 自养细菌属于 *Planctomycetales* 属,称之为 *Candidatus Brocadia anammoxidans*。Egli 等^[8]利用生物转盘处理高浓度含氮废水(垃圾渗滤液)时发现性质类似于 ANAMMOX 细菌的微生物团,经研究,*Candidatus Brocadia anammoxidans* 在 90% 以上,而且该微生物团对亚硝酸

盐具有较强的适应能力,最大承受浓度为 13 mmol/L,当亚硝酸盐浓度低时活性更高,最适 pH 值为 8 和温度为 37℃。ANAMMOX 细菌的生长速率很低,但将厌氧氨氧化的能力很强,杨虹^[9]的研究表明,在最适条件:温度 10~43℃、pH 值 6.7~8.3 时,厌氧氨氧化速率(以 TN 计)可达 4.8 kg/(m³·d)。

Strous 等^[10]用 SBR 反应器准确地测定了 ANAMMOX 细菌的几个重要生理参数,分别为生物团细胞产率为 (0.066 ± 0.001) mol/mol (以单位氨计);最大比氨消耗速率为 (45 ± 2) nmol/(min·mg) (以单位蛋白质计);最大比增长率为 0.002 7 h⁻¹,即倍增时间为 11 d。而 Jetten 等^[3]、Graaf 等^[3,7]的研究表明,氧气、乙炔和一些化学药品(如氯霉素、氨比西林、氯化汞等)在一定的浓度之下对 ANAMMOX 细菌具有抑制作用。

2.3 ANAMMOX 工艺的影响因素

ANAMMOX 工艺是通过生物氧化的途径实现的,工艺的影响因素主要集中在系统环境对 ANAMMOX 细菌的抑制。相比较而言,系统的底物对 ANAMMOX 细菌的影响最大,而 pH 值、温度及水力停留时间(HRT)和固体停留时间(SRT)的影响较容易控制。以下分别论述。

2.3.1 抑制底物

氨和亚硝酸盐浓度高时会对 ANAMMOX 细菌产生抑制作用^[11],氨的抑制常数为 38.0~98.5 mmol/L,当 NO_2^- 大于 20 mmol/L 时,ANAMMOX 过程受到抑制,但较低浓度(10 mmol/L)时,ANAMMOX 的活性很高。这与 Egli 等^[8]的结论是一致的。

微量氧气对 ANAMMOX 会产生抑制作用,但过程是可逆的。Strous 等^[12]的研究表明,在好氧和微氧条件下都不发生厌氧氨氧化反应,也论证了氧气对 ANAMMOX 细菌的抑制作用;他们同时指出,氧气对 ANAMMOX 细菌的抑制作用是可逆的。杜兵等^[13]通过向 ANAMMOX 细菌培养器中通入氩气驱赶氧气或在进水中添加少量的羟胺或联氨即可消除氧气的抑制作用。

γ 射线或 121℃ 下消毒污泥,或在细菌繁殖期排泥都会抑制 ANAMMOX 过程。在细菌繁殖期投加抑制剂如 HgCl₂,会完全抑制 ANAMMOX 过程^[9]。

2.3.2 pH 值

废水中的氨和 NO_2^- 会发生离解,所以 pH 值对氨

和 NO_2^- 的浓度影响较大。Jetten 等^[14] 认为 ANAMMOX 工艺的 pH 值范围是 6.7~8.3, 最适 pH 值为 8。胡勇有等^[15] 的研究结果为适合 ANAMMOX 细菌生长的 pH 值范围是 7.4~8.2。胡宝兰等^[16] 的研究表明, 当 pH 值由 6 上升到 7.5 时, ANAMMOX 速率逐渐提高, pH 值由 7.5 上升到 8.5 时, 增幅更大, pH 值超过 8.5 时, 速率逐渐下降, 但绝对活性仍然较高, 最适 pH 值为 8.5。

2.3.3 温度

温度对 ANAMMOX 工艺有一定影响。郑平的研究表明^[17], 当温度从 15℃ 上升到 30℃ 时, ANAMMOX 速率逐渐增大, 如果继续上升到 35℃, 反应速率下降, 认为最适温度在 30℃ 左右。Egli 等^[18] 认为最适温度为 37℃。Jetten 等^[19] 认为 ANAMMOX 适合的温度范围是 20~43℃, 最适温度为 40℃。

2.3.4 水力停留时间(HRT)和固体停留时间(SRT)

郑平等^[17] 的研究表明, ANAMMOX 工艺中, 亚硝酸盐的去除率受水力停留时间(HRT)和固体停留时间(SRT)的影响不大, 但对氨的去除率影响较大。当 HRT 较大时, 氨去除率相当稳定, 当 $\text{HRT} < 9.6 \text{ h}$ 时, 氨去除率明显下降。由于 ANAMMOX 混合培养物产率较低, 当 HRT 缩短时, SRT 也随之减少。在一定的 SRT 范围内, 氨去除率较高而且稳定, 低于下限值(约 100 d)时, 氨去除率明显下降。这与 Sheintuch 等^[18] 的报道是一致的。

2.4 ANAMMOX 工艺存在的问题

ANAMMOX 工艺与目前广泛应用的多级生物脱氮工艺相比, 具有运行费用低、操作简便、设备投资省等优点, 但该工艺还存在以下几个方面的问题^[2]: ①工艺还没有实现实用化和长期稳定运行; ②由于 ANAMMOX 过程会产生大量亚硝酸盐, 这种强活性物质可与芳香类物质反应产生有害的亚硝化和硝化副产物; ③自养型 ANAMMOX 细菌生长缓慢, 启动时间长, 为使 ANAMMOX 污泥保留在反应器中以得到足够多的生物量, 需要有效的截流污泥^[19]; ④还没有实现中等或低浓度氨氮废水的脱氮处理。

3 今后的发展

尽管对于 ANAMMOX 工艺和 ANAMMOX 细菌的生理特性等基础方面有了广泛的研究, 但目前 ANAMMOX 细菌的培养技术还不能应用于实际废

水处理工程的自养硝化和厌氧氨氧化细菌优势菌株的培养和富集。因此, 今后的研究在解决上述问题时会意义更大; 另外对如何实现中等或低浓度氨氮废水脱氮处理的研究具有重大的理论及使用价值。

4 参考文献

- [1] A Mulder, Van de Graaf A A, L A Robertson. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, 16: 177~184
- [2] 沈耀良, 赵丹, 黄勇. 废水生物脱氮新技术—氨的厌氧氧化. *苏州城建环保学院学报*, 2002, 12(1): 23~28
- [3] Van de Graaf A A, Huenen J G. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Environ Microbiol*, 1995, 61(4): 1246~1251
- [4] Van de Graaf A A, L A Robertson, Huenen J G. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, 1997, 143: 2415~2421
- [5] Mike S M Jetten, Marc Strous. The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiology Review*, 1999, 22: 421~437
- [6] Jos Schalk, Oustad H, Huenen J G, et al. The anaerobic oxidation of hydrazine: a novel reaction in microbial nitrogen metabolism. *FEMS Microbiology Letters*, 1998, 158: 61~67
- [7] Van de Graaf A A, L A Robertson, M S M Jetten, et al. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, 1996, 142: 2187~2196
- [8] Egli K, Fanger U, Alvarez P J J, et al. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. *Arch Microbiol*, 2001, 175(2): 198~201
- [9] 杨虹. 全程自养脱氮新技术处理污泥脱水液的研究. *环境科学*, 2001, 22(5): 23~25
- [10] Strous M, Huenen J G, Jetten M S M. The sequencing batch reactor as a powerful tool to study very slowly growing micro-organisms. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1998, 50(8): 589~596
- [11] 袁怡, 黄勇, 龙腾锐. 厌氧氨氧化过程的研究进展. *工业水处理*, 2003, 23(2): 1~6
- [12] Marc Strous, Van Gerven E, Huenen J G, et al. Effects of aerobic and microaerobic condition on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge. *Environ Microbiol*, 1997, (6): 2446~2448
- [13] 杜兵, 司亚安, 孙艳玲. 推流固定化生物反应器培养 ANAMMOX 菌. *中国给水排水*, 2003, 19(7): 62~65
- [14] 左剑恶, 蒙爱红. 一种新型生物脱氮工艺—SHARON—ANAMMOX 组合工艺. *给水排水*, 2001, 27(10): 22~28

“多样性”才能使我们的“绿色社区”更有生命力。

4)专业和业余结合。在广泛发动各方力量和群众的同时,成立环保专家顾问团,作为创建工作的智力支持。以提升“绿色社区”的创建水平。

5)宏观与细节结合。将创建“绿色社区”考评标准进一步以计划、细则、分步实施方案等步骤加以细化,使整个“绿色社区”创建工作逐步细化到每个居民、每个单位的日常行为,与身边小事结合,逐步改变人们观念,形成自觉环保行为。

6)长期和短期结合。“绿色社区”创建不可能一步到位,应分阶段、分层次进行,只有持续完善“绿色社区”创建,才能使其真正成为推动社会可持续发展的良好措施之一。

7)与其他各项社区创建结合。促产业化、服务化、

市场化、信息化和网络化的同时体现环境保护理念。

3.10 加强交流,不断完善

积极鼓励、支持各社区间加强交流,通过召开绿色社区联谊会,交流会和研讨会,分享经验,探讨新的理论,互相取长补短,达到在实践中不断总结、完善的目的。

4 参考文献

- [1] 荔湾区地方志编纂委员会. 荔湾区志. 广州:广东人民出版社,1999. 65~71
- [2] 丘朝阳. 浅谈社区环境教育. 广州环境科学,2002,(2):46
- [3] 廖晓义. 环境教育和环境管理的新模式——绿色社区. <http://www.gvchina.org.cn/public/view.Asp?NewsID=154>. 2004-02-12

Reflection on Improving Green Community Foundation Work in Liwan District

Li Guoqiang

Abstract This paper analyzes the characteristics and existing problems of green community foundation work in Liwan district in Guangzhou. It puts forward some suggestions on improving work about green community foundation.

Key words Guangzhou city Liwan old city zone foundation green community

(上接第16页)

- [15] 胡勇有, 雒怀庆, 陈柱. 厌氧氨氧化菌的培养与驯化研究. 华南理工大学学报(自然科学版), 2002, 30(11):160~164
- [16] 胡宝兰, 郑平, 官丽莉. Anammox 反应器中氨氧化菌的分离鉴定及特性研究. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2001, 27(3):314~316
- [17] 郑平, 冯孝善, M.S.M.Jetten, 等. ANAMMOX 流化床反应器性能的研究. 环境科学学报, 1998, 18(4):367~372
- [18] Sheintuch M, Rebhun M. Substrate inhibition and multiple states in a continuous nitrification process. Wat Res, 1995, 29: 953~963
- [19] 赵丹, 任南琪, 黄勇. 改进 AB 工艺以达到优化脱氮的探讨. 给水排水, 2002, 18(8):30~32

The Anaerobic Ammonium Oxidation Process of Wastewater Treatment

Kang Haixiao Chen Jianzhong Zhou Mingluo Liu Zhiyong

Abstract Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) is a new discovery in field of wastewater treatment. It is characterized of autotrophic ANAMMOX bacteria transferring NH_4^+-N to N_2 in anaerobic condition. ANAMMOX process has been widely studied and applied preliminarily in wastewater treatment. This paper compares ANAMMOX process with the traditional biological denitrification process, the former has obvious advantages. The mechanisms of ANAMMOX process, the characteristics of ANAMMOX bacteria and effect of each factor for ANAMMOX process have been analyzed. The prospect for development of the anaerobic ammonium oxidation process is discussed in this paper.

Key words biological denitrification anaerobic ammonium oxidation ANAMMOX bacteria

两段 SBR 法处理味精废水的研究

许 毅

(广州市花都区环境监测站, 广州 510800)

张 航

(中山大学, 广州 510275)

摘 要 采用两段 SBR 法对味精废水中的 COD 和 NH₃-N 去除进行了试验研究, 结果表明: 在适当的条件下, 两段 SBR 对 COD_{cr} 和 NH₃-N 的去除率分别为 93% 和 95% 左右, 并保持了稳定的亚硝化型硝化, 出水水质稳定, 耐冲击负荷强, 两段 SBR 法结合了 AB 工艺和 SBR 工艺的优点, 并采用新型生物脱氮技术, 是一种高效节能的污水处理工艺。

关键词 味精废水 SBR 两段

味精行业是我国发酵的主要行业之一, 2002 年我国味精的生产量已超过 100 万 t, 随着味精生产的不断发展, 其废水排放量在不断增加, 污染周围环境, 损坏企业形象, 因此寻找经济、高效的味精废水治理方法, 对保护环境、味精企业的可持续发展都有重要的意义。本试验采用两段 SBR 工艺对含 COD 和 NH₃-N 较高的味精废水进行处理, 有效结合 SBR 反应器灵活便捷的特点和短程硝化反硝化的新型脱氮技术, 提高了反应效率, 节约了能耗。

1 试验方法

1.1 试验装置

两段 SBR 工艺系统由 2 套相同的 SBR 反应器串联而成, 该 SBR 反应器均为圆柱形, 内径为 550 mm, 高为 800 mm, 总有效容积为 160 L。一段反应器 (SBR1) 主要去除大部分有机物; 二段反应器 (SBR2) 控制硝化反应至亚硝化阶段再反硝化, 试验装置见图 1。

1.2 试验水质

试验用水取自广州味精厂 (奥桑) 调节池废水, 主要来源于发酵车间、糖化车间、精炼车间经过预处理后的低浓度废水以及生产冷却水。具体水质如表 1 所示。

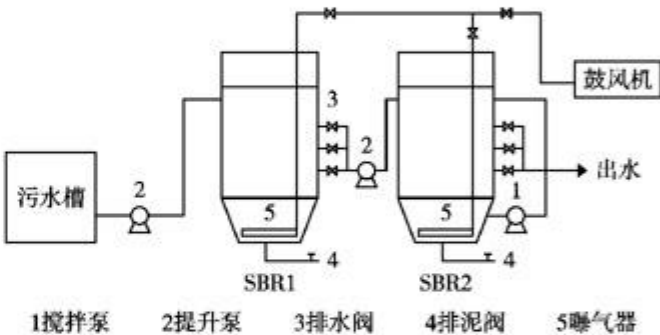


图 1 两段 SBR 试验装置

表 1 试验水质情况

COD _{cr} mg/L	BOD ₅ mg/L	NH ₃ -N mg/L	pH	SS mg/L	温度 ℃
1 000~2 000	600~1 300	100~150	8.5~9.5	1 000~1 500	30~35

1.3 水质分析方法

表 2 水质指标及分析方法

水质指标	测试方法
COD _{cr}	重铬酸钾法
NH ₃ -N	纳氏试剂分光光度法
NO ₂ ⁻ -N	N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法
NO ₃ ⁻ -N	酚二磺酸分光光度法
pH	pH 试纸法、酸度计法
DO	溶氧仪测定

2 实验结果及讨论

2.1 两段 SBR 工艺影响因素分析

2.1.1 污泥的硝化和启动

试验污泥均采用广州味精厂(奥桑)曝气池污泥,活性较强,污泥沉降性能良好。SBR2 的启动采用不设固定的水力停留时间(HRT)的方法,根据原水氨氮浓度的变化与 pH 值具有很好的相关性^[1],在线检测 pH 值来控制反应时间,实现亚硝化反应。经过半个月时间,亚硝化率达 90%以上,成功实现短程硝化,见图 2。

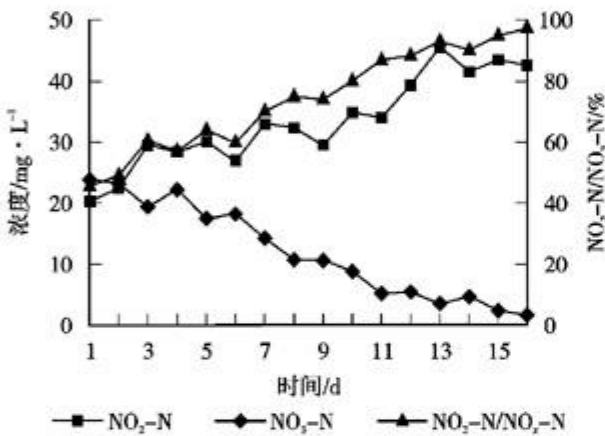


图2 SBR反应器启动过程硝酸盐氮和亚硝酸盐氮浓度变化

2.1.2 溶解氧对处理效果的影响

1)SBR1 反应器中 DO 对有机物去除率的影响

在初始混合液 COD_{cr} 浓度为 1 000 mg/L 左右时,控制不同的曝气量使反应过程中 DO 的平均值分别为 0.5、1.0、1.5、2.0 mg/L 左右,MLSS 为 5.0~5.5 g/L,混合液 pH 值为 8.5,曝气 3 h,DO 与 COD_{cr} 的去除关系见图 3。

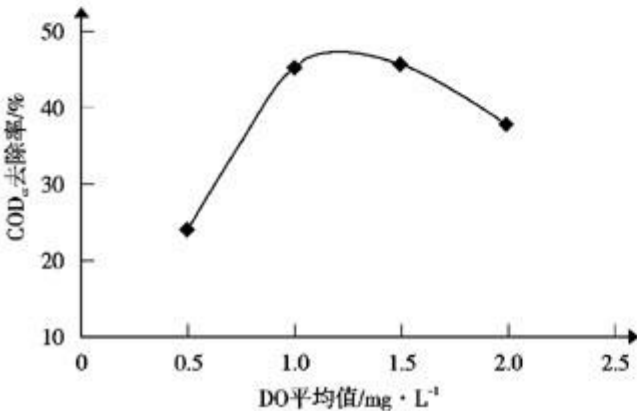


图3 DO与COD_{cr}去除率的关系

由图可知,SBR1 溶解氧平均控制在 1.0~1.5 mg/L 左右时,COD_{cr} 的去除率较高,经过 3 h 反应出水为 560 mg/L,反应器中 45% 的有机物得到了去除,反应中未检测出 NO₂-N,较高的有机物含量和低溶解氧抑制了硝化反应的发生。DO>2 mg/L,容易发生硝化反应,COD_{cr} 去除率降低,说明再增加溶解氧在较短的时间内并不能有效地提高去除率,而且以完全好氧方式,亦增加能耗和运行费用。当 DO<0.5 mg/L 时,由于 DO 不足,抑制了细菌正常的代谢活动,此时微生物不甚活跃,出水混浊。

所以 DO 控制在 1.0~1.5 mg/L 左右,对反应最为有利,由于味精废水属于发酵废水,有机物含量高,分析认为,SBR1 在一段反应器中存在着生物降解反应以外的生物吸附和絮凝作用,正是这种生物吸附、絮凝连同生物氧化作用,使有机物在短时间高负荷的情况下得到了较高的去除率。两段 SBR 法的第一段与 AB 法中的 A 段有相似的机理和优势。

2)SBR2 反应器中 DO 对反应速率的影响

增加曝气量,使 SBR2 反应器内的溶解氧浓度逐渐提高,探讨不同曝气量下对硝化速率(MLSS 对 NH₃-N)的影响,为实际工程选择最佳曝气量提供理论依据,初始混合液的 NH₃-N 为 40 mg/L 左右,MLSS 在 3 500 mg/L 时试验结果见表 3。

表3 混合液溶解氧对硝化速率的影响

硝化过程中 DO 平均值 /mg·L ⁻¹	1.0	1.5	2.0	2.5
硝化速率 /mg·(g·min) ⁻¹	0.010	0.021	0.027	0.036

由表 3 可看出,提高混合液溶解氧浓度,可加快硝化反应进程,反之,则硝化速率下降。硝化过程中平均 DO<2 mg/L,则 DO 成为硝化反应的限制因素,反应速率慢;DO>2 mg/L 时硝化反应速率明显增快,当 DO 在 2.5 mg/L 左右时,硝化速率最高,再增加 DO 浓度则对反应速率影响不大,也不经济,而且溶解氧太高还会使亚硝酸盐氧化,不利于亚硝酸盐的积累。亚硝化菌换代周期长,增长慢。溶解氧过高,还会导致微生物的新陈代谢旺盛,活性污泥量减少,所以综合考虑,DO 以 2.5 mg/L 为宜。

2.1.3 曝气时间对处理效果的影响

SBR1 主要利用微生物的吸附和絮凝来净化水质,而不是利用微生物的氧化分解,经过 2 h 的曝气后,废水中大量胶体和悬浮物,被微生物吸附,易降

解的有机物已被微生物氧化分解, COD_α 下降至最小, 随着曝气时间的延长, 吸附的有机固体物在生物酶作用下变成可溶性物质再向水中扩散, 致使水中 COD_α 又有所回升, SBR1 的最佳曝气时间为 2 h。

2.1.4 pH 值对处理效果的影响

将试验进水的 pH 值用硫酸调至 7.0 左右, 与进水为 pH 8.5~9.0 值相比, SBR1 出水 COD_α 浓度略有降低, 但差异不明显, 说明在 SBR1 阶段, pH 值对于 COD_α 降解无明显影响, 异氧菌对环境条件的适应能力较强。但进水 pH 大于 10 时, 微生物代谢速度受影响, 出现污泥解体 and 上浮, 所以 pH 值应小于 10。将进水 pH 值维持在 8.5~9.0 之间, 对 SBR1 反应速度及去除率影响不大, 又保证了 SBR2 反应器处于碱性状态 (8.0~8.5), 符合亚硝酸型硝化的条件。

2.1.5 进水浓度 (负荷) 的影响

1) 进水 COD_α 去除效果的影响

在 $\text{DO}=1.0 \text{ mg/L}$, 污泥浓度在 5000 mg/L , 分析初始混合溶液 COD_α 分别在 700 mg/L , 900 mg/L , 1100 mg/L 三个水平下 COD_α 的降解效果, 反应时间为 2 h, 每隔 0.5 h 取一次样。

由图 4 可知, 在反应时间和曝气条件相同的情况下, 进水 COD_α 浓度越高, 出水 COD_α 浓度越高。但随着污泥负荷从 $1.05 \text{ kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 增加到 $2.24 \text{ kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 污泥去除能力也由 $0.648 \text{ kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 增加到 $1.425 \text{ kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 即污泥负荷增加, 单位重量活性污泥 MLSS 单位时间内降解的 COD_α 也增加, 说明 SBR1 在高污泥负荷下活性污泥代谢能力强, 对有机物有很好的净化能力。出水沉淀后, 经 SBR2 混合稀释, 初始 COD_α 在 $200\sim300 \text{ mg/L}$, 反应过程中 COD_α 进一步缓慢下降。

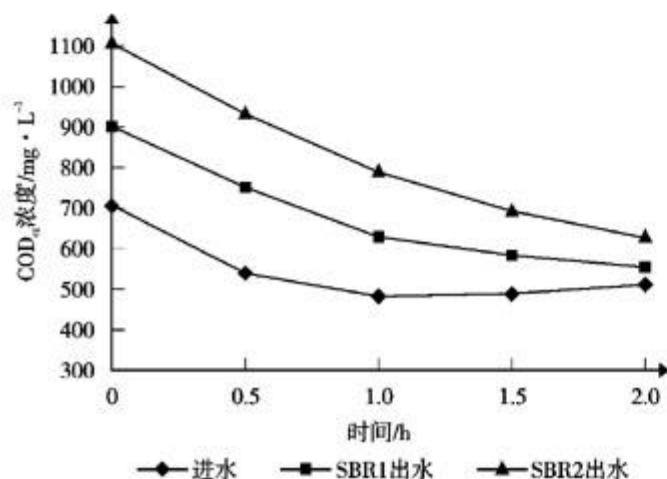


图 4 SBR1 反应阶段 COD_α 浓度随时间变化情况

2) 进水氨氮浓度对脱氮效果的影响

原水经 SBR1 反应, 一方面味精废水中蛋白质等物质在反应中转化为氨氮, 使氨氮浓度有所上升, 另一方面随着 COD_α 浓度下降, 微生物同化作用分解利用部分营养物质使得氨氮浓度降低。所以总体上进水氨氮浓度与出水氨氮浓度几乎没有变化, 出水未检测到 $\text{NO}_3\text{-N}$, 说明没有硝化反应发生。

SBR2 反应器中, 主要发生硝化反应, 生物硝化为低污泥负荷工艺, 研究认为^[2], 只有 $\text{BOD}_5 < 20 \text{ mg/L}$ 时硝化反应才能完成。而本系统中有机负荷较低, COD_α 污泥负荷只有 $0.314 \text{ kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 避免了高有机负荷下异氧菌的大量繁殖, 使硝化进行很充分。

对于 SBR2 反应阶段, 从图 5 中氨氮和亚硝态氮浓度随时间变化可看出, 提高氨氮浓度时, 要达到较高的氨氮去除率必须延长硝化时间, 同时亚硝态氮的增加也使反硝化时间增加。反应结束, 出水氨氮浓度基本在 5.5 mg/L 以下, 说明在此进水浓度下, 氨氮保持了很好的去除率。

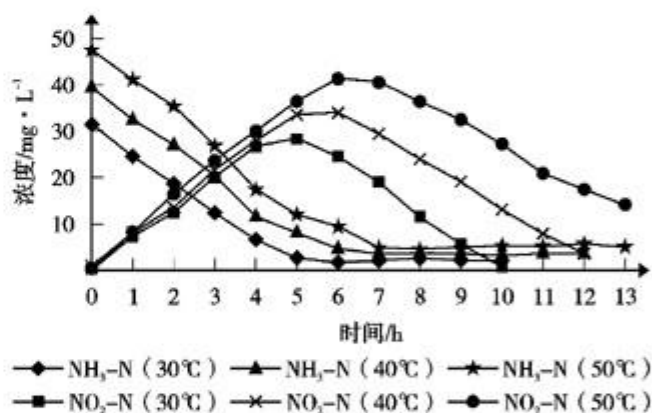


图 5 SBR2 反应阶段不同进水浓度下氨氮和亚硝态氮随时间变化情况

研究认为氨氮浓度过低, 体系中游离氨的浓度也低, 不利于亚硝化菌的积累, 所以, 从这方面来说, 亚硝化反应更适合高氨氮废水的处理。但另一方面, 氨氮浓度高, 则反硝化需要碳源多, 反应时间长, 如果在反硝化时投加有机物, 能大大加快反硝化的速率和缩短反应时间, 但增加了成本, 所以应控制一定的氨氮负荷, 保证一定的脱氮效果。赵庆良等^[3]在对比亚硝酸型生物脱氮与硝酸型生物脱氮处理焦化废水的试验表明, 在 $\text{COD}_\alpha/\text{TN}$ 值为 2 的条件下, 亚硝酸型硝化和反硝化比正常的硝酸型硝化总氮去除率提高 13%, 本试验中总氮的去除率达 80% 以上, 可见亚硝酸型硝化需要的碳源较少。为保证内源呼吸溶出足够的有

机物作为碳源和能源,污泥浓度要大于 3.0 g/L。在本试验中,SBR2 污泥浓度维持在 3.5 g/L 左右。

2.2 两段 SBR 系统连续运行情况的分析和探讨

2.2.1 两段 SBR 工艺对 COD_{cr} 的处理效果

由图 6 可知,当进水 COD_{cr} 浓度在 1 000~2 000 mg/L 间变动时,SBR1 能大幅度的降低 COD_{cr} 的值,使出水在 500~600 mg/L,SBR2 使 COD_{cr} 值进一步降低,出水在 100 mg/L 左右,两段 SBR 耐冲击负荷能力强,保持相对均匀稳定的出水。

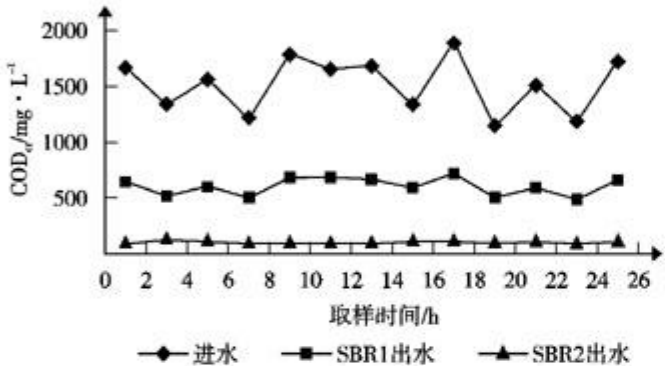


图 6 两段 SBR 连续运行进、出水 COD_{cr} 浓度变化

2.2.2 两段 SBR 工艺对氨氮的处理效果

从图 7 可见 SBR1 对氨氮去除作用不大,有一定调节作用,出水一般较为稳定,在 100~120 mg/L 波动。

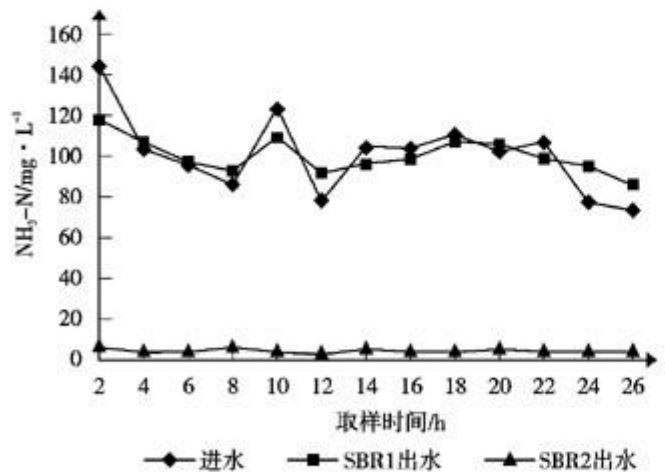


图 7 两段 SBR 连续运行进、出水氨氮浓度变化

SBR2 中短程硝化反硝化状态稳定,氨氮出水在 2~5 mg/L,亚硝氮浓度在 5~15 mg/L,总氮去除率达 80%以上,较大的氨氮负荷冲击对出水浓度影响不大,但 TN 去除率会有所下降。

2.2.3 温度的影响

本试验在 9~12 月进行,受天气影响,水温也随

季节逐渐降低,异氧菌对温度条件不太敏感,对温度的影响不明显。而硝化菌对各温度下硝化反应速率影响较大,其平均速率统计见表 4。

表 4 不同温度条件下硝化反硝化速率				
温度 /℃	35	30	25	20
硝化速率 /mg·(g·min) ⁻¹	0.041	0.035	0.030	0.020

温度在 25~30℃,硝化速率较高,在 0.030 mg/(g·min) 以上,当温度下降到 25℃以下时,则反应速率明显变慢,当温度上升到 30℃以上时,硝化速率又明显加快。Hyungseok Yoo 等^[4]的研究结果表明,亚硝化反应的最佳温度应控制在 22~27℃,至少不能低于 15℃,该温度范围内亚硝化细菌的活性最强,在 15℃以下硝化细菌的活性最强。Balmelle 等也认为亚硝化反应的最佳温度为 25℃,这与 Hyungseok Yoo 等人的研究结果一致,但却与 Ford 的结果不同,他们认为最佳温度是 30~36℃。本试验认为温度大于 25℃,能保证较高的亚硝化速率,广州味精厂废水水温在 25℃以上,夏季高达 36℃,应用短程硝化反硝化非常适宜,节约了能耗,加快了反应速率。

3 结论

- 1) 采用两段 SBR 法处理味精废水可成功实现短程硝化反应,亚硝酸盐积累率达 90%。
- 2) 分析了各反应因素对系统影响,结果表明, SBR1 的最佳条件为:DO 浓度为 1.0~1.5 mg/L,进水 pH 值为 9.0~8.5;SBR2 的最佳条件为:DO 浓度为 2.5 mg/L,进水 pH 值为 8.2~8.5,温度大于 25℃。
- 3) 进水 COD_{cr} 浓度对反应影响不大,而氨氮浓度增加使 SBR2 硝化反硝化时间增加。SBR2 在低有机负荷下运行,提高了硝化速率。
- 4) 运行结果表明:进水 COD_{cr} 为 1 000~2 000 mg/L, NH₃-N 为 90~120 mg/L 的情况下,出水 COD_{cr} 为 100 mg/L 左右, NH₃-N 在 5 mg/L 以下, TN 去除率达 80%以上。基本达到国家 GB 8978-1996 一级标准。

4 参考文献

[1] 高大文,彭永臻,郑庆柱. SBR 工艺中短程硝化反硝化的过程控制. 中国给水排水,2002,18(11):13~18
[2] 郑兴灿,李亚新. 污水除磷脱氮技术. 北京:中国建筑工业出版社,1997. 45~55

经过 1.5 a 的运行, 污水处理系统未出现异常, 厂方和环保部门定期监测结果表明, 处理效果良好, 出水达到排放标准。

5 总结

1) 本实例将物化 / 两级好氧生化法应用于皮革废水处理工程, 处理效果良好。主要工程特点是: 沉渣池能有效地去除废水中皮屑类的悬浮物, 使进入调节池的废水中含有悬浮物浓度大大降低; 沉渣池采用带切碎撕裂作用的潜水泵使用效果良好, 避免

了同类型污水处理站沉渣池经常堵塞排渣泵问题。

2) 由于该厂原废水收集系统设计上的原因, 管网改造比较困难, 含铬废水暂未能单独处理, 已建议厂方进行管网改造, 实施含铬废水回收处理, 以降低废水中的含铬量。

6 参考文献

- [1] 孙春文, 王晓娟. 含铬废水处理工艺与综合利用. 辽宁化工, 1999, 28(5): 257~260
- [2] 郑永东, 白端超. 物化 - 生化工艺处理皮革废水. 工业用水与废水, 2001, 32(5): 32~35

Leather Industry Wastewater Treatment With Physico-chemical / Two-stage Aerobic Biochemical Process

Li Yafeng

Abstract It introduces the research on leather industry wastewater treatment by physico-chemical/two-stage aerobic biochemical process of Guangzhou Xinxing tannery sewage treatment station, whose project capacity is 200 m³/d. The water quality of drainage is COD_{cr} ≤ 80 mg/L, BOD₅ ≤ 30 mg/L, SS ≤ 70 mg/L, pH 6~9, Cr_{total} ≤ 1.2 mg/L, Cr⁶⁺ ≤ 0.4 mg/L, chroma ≤ 40 times. After treatment the quality of effluent is COD_{cr} 2 500~3000 mg/L, BOD₅ 1 200~1 500 mg/L, SS 320~600 mg/L, pH 6~10, Cr_{total} ≤ 52.7 mg/L, Cr⁶⁺ ≤ 5.6 mg/L, chroma about 240 times. It shows that the drainage meets with the Guangzhou municipal sewage discharge standard (DB 44/37-90).

Key words tannery wastewater treatment physico-chemical process aerobic biochemical process

(上接第 20 页)

- [3] 赵庆良, 李伟光. 特种废水处理技术. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2004. 71~74
- [4] Hyungseok Yoo. Nitrogen removal from synthetic wastewater by

simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an intermittently-aerated reactor. Wat. Res., 1999, 33(1): 146

Research on Monosodium Glutamate Wastewater Treatment by two-stage SBR Process

Xu Yi Zhang Hang

Abstract It introduces the research on experiment of COD and NH₃-N disposal in monosodium glutamate wastewater by two-stage SBR process. It shows that in proper condition the removal efficiency for COD_{cr} and NH₃-N reach 93% and 95% respectively and water quality of drainage is stable with high impact load and stable nitrosation-type nitration. The two-stage SBR process, which combines the advantages of AB process and SBR process and introduces new type of biological denitrification technology, is high efficiency and energy saving wastewater treatment process.

Key words glutamate wastewater SBR two-stage

水生生物技术在水环境污染控制中的应用与研究进展

黄 辉 施永生 李贤胜 吕其军
(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘 要 文章介绍了我国水生生物治理废水的现状,分别阐述了利用水生植物、水生微生物治理废水及富营养化的技术原理和应用。同时指出利用水生生物技术处理废水还存在的问题及其今后研究的方向和趋势。

关键词 水生生物 藻类 微生物 人工湿地 污水处理

随着人口的增长和工农业的发展,大量生活污水和工农业废水所引起的水环境污染问题已日益引起人们的关注。近年来,作为一项行之有效的技术,水生生物在治理废水和防治湖泊富营养化中得到了广泛重视,并在应用中得以逐步完善。本文在资料调研的基础上,重点论述了水生生物在水污染防治中的研究、应用和发展趋势。

1 水生植物治理废水技术

1.1 技术原理

我国利用水生植物净化废水始于在 20 世纪 70 年代中期^[1],80 年代以后获得迅速发展,其原理是利用水生植物密布于水中的发达根系,形成巨大的截污能力,同时水生植物又能吸收富集水体中的有害物质,靠根系周围繁殖着好氧细菌,形成净化污水的生物过滤体系,使水中悬浮的有机物迅速分解,特别是有些水生植物在生长繁茂期可以大量吸收废水中毒性很大的重金属、农药、化学试剂等有机物和吸收 N、P 等无机物做营养物,实现污水净化^[2]。

1.2 研究及应用

近年来,利用水生植物净化富营养化水体的生态工程方法以其良好的净化效果、独特的经济效益、能耗低、简单易行等特点,正日益引起人们的关注。不少水生植物如凤眼莲、喜旱莲子草(又名水花生)、伊乐藻、宽叶香蒲、野生荷花、睡莲、水葱、芦苇等都被应用到废水处理中^[2-6]。目前,从研究情况来看,人们对凤眼莲、水花生的研究较多,而其它水生植物的研究

则相对较少。

凤眼莲在净化污水方面具有较好的效果,除了可以去除 N、P 外,夏会龙等^[7]对其修复水溶液中农药甲基对硫磷的效果与机理进行了研究,结果表明,与空白抑菌水溶液相比,10~11 g 凤眼莲抑菌液可将 250 mL 的 10 mg/L 的甲基对硫磷降解速度提高 763.52%,处理 10 d 后甲基对硫磷的消除率,凤眼莲培养液为 99.9%,对照水溶液为 40.1%。在不抑菌条件下,凤眼莲对水溶液中甲基对硫磷净化的贡献率达 67.28%。可以认为它具有高效修复甲基对硫磷或性质接近的有机磷农药污染水体的能力。刘建武等^[8]进行了水生植物净化苯污水能力的研究,结果表明,在实验的几种水生植物中,凤眼莲的净化率最高,其 7 d 净化率分别为 97.1%、93.7% 和 90.4%,且净化能力随温度升高而增强。戴全裕等^[9]在凤眼莲等水生植物对含银废水的净化与银回收研究一文中提到该法对银的去除率达 90%~98.6%,水质净化效果好,取代了原来的活性炭吸附和臭氧三级处理,大大节省了费用。尽管凤眼莲在净化水质方面有杰出的功效,但由于它们繁殖快,难以利用,容易造成二次污染,且有些品种在低温情况下出现不同程度寒害或生理代谢受阻,从而限制了它们的广泛应用^[6]。

王国祥等^[10]在太湖湖湾的物理生态工程围区内,采用覆膜和改变生态位的越冬技术,使喜旱莲子草、凤眼莲等漂浮植物能安全越冬,并有效地改善水体透明度,为沉水植物生长及种群自我演替提供了保障。静态试验结果表明,采取简易的防寒越冬技术,改变生态位的喜旱莲子草对 TN、NH₃-N、Chl a 的去

除率达 77.2%、90.1%、58.3%，透明度提高 1.5 倍；用喜旱莲子草覆膜并兼种沉水植物，这一镶嵌组合对 TN、NH₃-N、Chl a 的去除率达 65.7%、90.7%、58.7%，透明度提高 1.6 倍。动态实验表明，当富营养化湖水在围区内滞留时间达 7.33 d 时，经越冬处理的镶嵌组合群落使围区内水体透明度达 90~100 cm，比区外提高 2.6~3.0 倍；TN、TP 及 NH₃-N 的浓度分别比区外降低 37.5%、52.0% 及 75.4%，而滞留时间低于 4.33 d 时，净化效果不明显。贾凤芝等^[10]在水花生处理城市污水净化的研究中经过对 10 几种水生植物进行了长达 10 a 的驯化，培育出了优势种水花生，其结果证明：水花生对净化污水来说是比较理想的，遇污生长迅速，生物量大。投放污水池后，既可净化污水，又可美化环境。

香蒲植物^[11]由于可以有效地净化城市生活污水及工业废水中的 N、P、COD_{Cr}、BOD₅、TSS 等污染物质，也越来越受到人们的重视。早在 1982 年，澳大利亚曾用东方香蒲作为废水处理生物过滤器，并取得良好效益。近年来国内也有研究，中山大学陈桂珠等^[12]在这一领域进行了卓有成效的研究，发现香蒲植物在处理工矿废水方面有独特的净化效果。并利用香蒲植物成功治理了韶关凡口铅锌矿废水污染，该香蒲湿地系统对废水中 COD_{Cr}、TSS 的去除率为 92.19%、99.62%，对 Pb、Zn、Cu、Cd 的去除率分别为 93.98%、97.02%、96.87%、96.39%，使得该矿山废水出水水质达到工业排放标准，接近农灌标准，5 a 可节省排污费 115 万元，并在以后的运行中发挥巨大的作用。

此外，谷孝鸿等^[13]对东太湖伊乐藻去除 N、P 进行了研究；刘建武等^[13]用水葫芦的动态实验和静态实验进行禁废水的降解；吾甫尔·米吉提等^[14]利用水浮莲净化城市污水进行了实践。杨丹青等^[15]经过研究发现水葫芦用于防治水体富营养化，具有吸收 N、P 能力强，且净化周期长，单位水面有较大的生物量，能产生一定的经济效益，几乎没有二次污染和易管理等特点。

陈汉辉^[15]利用水网藻来以藻治藻，控制水体的富营养化。水网藻是大型的网片状或网袋形绿藻，其繁殖能力比形成水华的蓝绿藻更强，在其生长的过程中可大量地吸收水体中的 N、P，而使蓝绿藻由于失去赖以生长的高营养条件，无法在水体中大量繁殖，可达到以藻治藻的目的。中试结果表明水网藻在冬季仍可作为净化水源水质的一项生态工程措施。

此外，马卫东等^[16]就丰产廉价的海洋巨藻所制成的生物吸附剂对 Hg²⁺ 的吸附性能进行了研究。该生物吸附剂经特殊的稳定化预处理而得。研究表明，该生物吸附剂对 Hg²⁺ 的去除率可达 99% 以上，可以有效地去除工业废水中的 Hg²⁺。

2 水生微生物治理废水技术

2.1 技术原理

微生物是一大类个体微小生物的总称，包括细菌、真菌、微型藻类、微型动物（原生动物和一些小型的后生动物，如轮虫）等。它们占据着各自的生态位，彼此复杂的相互作用，在水生生态系统中构成一个完整的生态单元——微型生物群落^[17]。微生物水体净化的机理就是污水中的物质先经过微生物的（如有机物经耗氧菌氧化分解）新陈代谢作用，将废物吸收、分解，然后藻类通过光合作用再利用被微生物分解的物质，如氨、磷酸盐和 CO₂ 等物质合成自身的细胞物质，不断形成新的藻体，从而达到去除水中污染物的目的。与此同时，藻类在进行光合作用的同时释放出 O₂，供细菌继续氧化水体中的污染物循环耗氧。

2.2 研究及应用

微生物处理废水技术由来已久，尤其是 20 世纪 60 年代固定化微生物技术迅速发展以来，微生物技术处理废水的研究一直是水处理领域的热点。而对水生微生物处理废水的研究则相对滞后，大多停留在藻类方面，水生的细菌、真菌和微型动物的研究也只是和藻类的研究共同出现在有关文献中。藻类最初应用于废水处理是 Oswald 等^[18]在 1957 年提出的，在此后的逐渐发展中得到了国内外学者的广泛关注。利用藻类的吸收、富集和降解作用，可有效地去除水中的污染物。迄今为止，藻类在用于处理生活污水、各种工业废水，防治河水黑臭以及净化养鱼废水、沼液等方面已经进行了广泛的研究^[19]。

利用藻菌共生系统，因地制宜，可开发出许多高效的净化系统，常用的就是氧化塘和藻类转盘法。目前，用藻类氧化塘作为二级处理，在去除 N、P 效率上还达不到 80%~90% 的水平。山西大学与山西针织厂合作试验用布质扁袋插片式菌藻转盘处理印染废水，在转盘上接种镰头颤藻、阿氏颤藻、两栖颤藻，氨氮去除率达 100%，磷酸盐去除率达 79.55%^[20]。陶颖等^[21]利用藻类、真菌、细菌以及代谢产物制成生物

吸附剂吸附水溶液中的重金属。结果证明:该法具有良好的处理效果,尤其在低浓度废水处理中具有独特优势。

此外,光合复合菌技术也是目前改善水质、进行富营养化治理的新技术,其治理主要以光合细菌(简称PSB)为主,目前已广泛应用于废水处理中^[22,23]。光合细菌是自然界中重要的微生物类群,是一种供养丰富的水生微生物^[24]。在光合作用与生物固氮等基础理论研究方面有其突出的贡献。在水生态系统中,它们作为生产者,在某些湖泊中占有相当大的比重;它们又是分解者,可利用和转化多种有机物和无机物,在水体净化过程中起着重要的作用。近年来对好氧光合细菌研究较多,尤其是在日本^[25]。

3 人工湿地

湿地通常处于陆地生态系统和水生生态系统之间的过渡区域,它一般由湿生、沼生和水生植物、动物、微生物等生物因子以及与其紧密相关的阳光、水分、土壤等非生物因子所构成。人工湿地对污染物的降解,它是利用生态系统中物理、化学、生物的三重协调作用,通过过滤、吸附、沉淀、植物吸收、微生物降解来实现对污染物的高效分解与净化^[26]。

3.1 人工湿地对污水的净化机理

人工基质、水生植物和微生物是人工湿地的主要组成部分。人工基质为微生物的生长提供稳定的依附表面,为水生植物提供载体和营养物质,并通过一些物理和化学途径净化废水;水生植物除直接吸收利用污水中的营养物质及吸附、富集一些有毒有害物质外,还有输送氧气到根区和维持水力传输的作用;微生物的代谢作用是污水中有机物降解的主要机制,同时他们形成相互作用、相互联系的一个系统。

3.2 研究及应用

人工湿地系统于20世纪70年代提出^[27],之后得到飞速发展。目前,人工湿地废水处理工艺有两种形式:一种称地表流工艺,另一种称地下潜流工艺。人工湿地是一个综合的生态系统,具有缓冲作用大、处理效果好、工艺简单、投资省、耗电低、运行费用低、维持技术低等特点。它应用生态系统中物种共生、物质循环再生原理,结构与功能协调原则,在促进水中污染物质良性循环条件下,充分发挥资源的生产潜力,防止环境的再污染,获得污水处理与资源

化的最佳效益。

有关研究结果表明:在进水浓度较低条件下,人工湿地对BOD₅的去除率可达85%~95%,COD_{Cr}的去除率可达80%以上,处理出水中BOD₅的浓度在10 mg/L左右,SS小于20 mg/L^[28]。湿地对N、P去除率可分别为60%~90%以上^[29],而城市二级污水处理厂对N、P的去除率仅达20%~40%^[30]。1987年天津市环保所建成我国第一个占地6 hm²,处理规模为1 400 m³/d的芦苇湿地工程;北京市环保所在北京昌平区建成了处理规模为500 m³/d的芦苇湿地处理系统示范工程;国家环保总局华南环保所1990年在深圳建立了白泥坑人工湿地示范工程,占地面积为12.6 hm²,处理规模为3 100 m³/d。

4 技术发展前景及展望

利用水生生物处理废水是一项正在不断发展和应用的废水处理技术,由于在治理面源污染方面具有独特的优点,必将被越来越多的环保工作者所关注。今后,其研究的主要方向在于利用包括微生物群(尤其是藻类)、水生动物和各种水生植物(水生维管束植物)建立人工湿地治理面源污染,以及重建水生生态环境,防治湖泊富营养化等方面。但作为一项正在发展中的技术,水生生物处理废水还存在着很多的问题需要研究解决,例如利用水生植物处理废水中,水生植物的越冬,处理后水生植物的回收利用,不同地区、不同气候环境条件和不同污水特性的水生植物的选择,以及人工湿地环境条件下水生植物的生理生态研究、植物种类筛选及适宜人类生存环境的研究与创建等。解决好这些问题,利用水生生物处理废水的技术将更加完善,也必将得到更为广泛的应用。

5 参考文献

- [1] 湖北省水生生物研究所第五藻类应用组. 水生植物和净化废水的研究. 水生生物学集刊, 1976, 6(1): 67~73
- [2] 杨继武. 凤眼莲在净化废水方面的应用. 重庆环境科学, 1993, 15(2): 47~50
- [3] 陈飞星, 朱斌. 利用水生植物改善北京动物园水环境的研究初探. 上海环境科学, 2002, 21(8): 469~472
- [4] 王国祥, 濮培民, 张圣照, 等. 冬季水生高等植物对富营养化湖水的净化作用. 中国环境科学, 1999, 19(2): 106~109
- [5] 谷孝鸿, 陈开宁, 胡耀辉. 东太湖伊乐藻的营养繁殖及对渔业污水的净化. 上海环境科学, 2002, 21(1): 43~45
- [6] 杨丹菁, 靖元孝, 陈兆平, 等. 水翁对富营养化水体氮、磷去

- 除效果及规律研究. 环境科学学报, 2001, 21(5): 637~639
- [7] 夏会龙, 吴良欢, 陶勤南. 凤眼莲植物修复水溶液中甲基对硫磷的效果与机理研究. 环境科学学报, 2002, 22(3): 329~332
- [8] 刘建武, 林逢凯, 王郁, 等. 水生植物净化生活污水能力研究. 上海环境科学, 2002, 21(7): 421~415
- [9] 戴全裕, 郭耀基, 陈源高, 等. 凤眼莲等水生植物对含银废水的净化与银回收研究. 科学通报, 1991, (21): 1657~1660
- [10] 贾凤芝, 谢平, 陈俊玲, 等. 水花生对城市污水净化能力的研究. 水处理技术, 1998, 24(5): 308~310
- [11] 温志良, 徐海宇, 毛友发. 香蒲植物在环境保护中的开发利用. 环境保护, 1999(10): 39~42
- [12] 陈桂珠, 马曼杰, 蓝崇钰, 等. 香蒲植物净化塘生态系统调查研究. 生态学杂志, 1990, 9(4): 11~15
- [13] 刘建武, 林逢凯, 王郁, 等. 水葫芦对氮的降解作用研究. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(6): 19~23
- [14] 吾甫尔·米吉提. 利用水浮莲净化城市污水的实践. 中国环境科学, 2002, 22(3): 268~271
- [15] 陈汉辉. 冬季水网藻对源水水质的净化作用. 上海环境科学, 2000, 19(2): 76~78
- [16] 马卫东, 顾国维. 海洋巨藻生物吸附剂对 Hg^{2+} 吸附性能的研究. 上海环境科学, 2001, 20(10): 489~491
- [17] 王荣昌, 文湘华, 李翠珍, 等. 水体微型生物群参数与水质指标相关性的研究. 环境科学研究, 2002, 15(4): 43~49
- [18] Oswald W J, Borowilzka M A. Micro-algal biotechnology. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. 305
- [19] 王维, 刘彬, 邓南圣. 藻类在污水净化中的应用及机理简介. 重庆环境科学, 2002, 21(6): 41~43
- [20] 王树功. 藻类污染生态学研究进展. 环境科学进展, 1998, 6(4): 75~79
- [21] 陶颖, 王竞, 周集体. 新型生物吸附剂去除水中六价铬的研究. 上海环境科学, 2000, 19(2): 572~574
- [22] 李思明. 光合细菌在污水处理中的应用. 辽宁城乡环境科技, 2003, 23(4): 36~37
- [23] 韩梅, 陈锡时, 张良, 等. 光合细菌研究概况及其研究进展. 沈阳农业大学, 2002, 33(5): 337~389
- [24] 刘琴. 光合细菌及其在畜牧业中的应用. 山东饲料, 2003, (6): 1~2
- [25] Keiji Harashims, Tsuneo Shiba, Norio Murata. Aerobic photosynthetic Bacteria. Tokyo: Japan Scientific societies press, 1989. 235~238
- [26] 安树青主编. 湿地生态工程. 北京: 化学工业出版社, 2003. 329~331
- [27] Yonika D. Wetland disposal of waster treatment plant effluent. Interdiscip. Environment planning Ino. Wetland. Mass, 1978, 23(5): 63~66
- [28] 沈耀良, 杨铨大. 新型废水处理技术—人工湿地. 污染防治技术. 1996, 9(1-2): 1~8
- [29] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理. 环境科学, 1995, 16(3): 83~86
- [30] 国家环保总局主编. 水污染防治及城市污水资源化技术. 北京: 科学出版社, 1993. 530

Progress on Application Research of Hydrobios Technology in Wastewater and Eutrophication Treatment

Huang Hui Shi Yongsheng Li Xiansheng Lv Qijun

Abstract In this paper the current status of hydrobios in treating wastewater and eutrophication water has been introduced systematically, the principles, application and study status of aquatic plant, aquatic animal and aquatic microorganism were clarified, and it said the conjunctive function of them in artificial wetland. Combined with many questions of existing in hydrobios technology, This article put forward the content of study importantly in the future.

Key words hydrobios algae microorganism artificial wetland wastewater treatment

“绿色饭店”评价有章可循

国家经贸委近日发布了《绿色饭店等级评定规定》国家行业标准, 用安全、健康、环保 3 项指标对中国饭店企业进行评价与分级。

绿色饭店是指运用安全、健康、环保理念, 坚持绿色管理、倡导绿色消费、保护生态和合理使用资源的饭店。绿色饭店分为 A 级到 AAAAA 级 5 个等级, 用具有中国特色的银杏

叶为标识, 授予根据标准评定的饭店。

这一标准是在中国饭店协会制定、试行的《绿色饭店等级评定规定》基础上进一步完善, 由国家经贸委作为国家行业标准正式发布的。绿色饭店的评定将由中国饭店协会组织专家委员会进行。

摘自《中国人口·资源与环境》

物化 / 两级好氧生化法处理皮革废水

李亚峰

(广州市环境保护工程设计院有限公司, 广州 510115)

摘 要 广州市新星皮革厂污水处理站规模为 200 m³/d, 采用物化 / 两级好氧处理工艺, 在进水 COD_{cr} 为 2 500~3 000 mg/L, BOD₅ 为 1 200~1 500 mg/L, SS 为 320~600 mg/L, pH 为 6~10, Cr₆≤52.7 mg/L, Cr⁶⁺≤5.6 mg/L 色度约为 240 倍的条件下, 处理后出水水质为 COD_{cr}≤80 mg/L, BOD₅≤30 mg/L, SS≤70 mg/L, pH 为 6~9, Cr₆≤1.2 mg/L, Cr⁶⁺≤0.4 mg/L, 色度≤40 倍。达到了《广州市污水排放标准》(DB 44/37-90)新扩改一级标准。

关键词 皮革废水处理 物化法 好氧生化法

新星皮革厂位于广州市白云区, 是专门进行牛皮加工的一家企业, 为周围皮制品企业提供熟皮。车间排水采用明渠方式, 不同生产工艺排放的废水均进入收集系统。该厂原有一套简易的配套污水处理设施, 采用气浮法处理工艺, 设计处理规模为 100 m³/d。由于生产规模扩大和原污水处理设施的损坏, 运行达不到排放标准。该厂于 2002 年对原污水处理系统进行改造, 改造后处理水量为 200 m³/d, 采用物化两级好氧处理工艺, 取得了良好的处理效果。

1 设计水质水量

设计处理水量为 200 m³/d, 设计进水水质, COD_{cr} 为 2 500~3 000 mg/L, BOD₅ 为 1 200~1 500 mg/L, Cr₆≤52.7 mg/L, Cr⁶⁺≤5.6 mg/L, pH 为 6~10, 色度为 240 倍, SS 为 320~600 mg/L。

污水处理系统外排水执行《广州市污水排放标准》(DB 44/37-90)新扩改一级标准, 见表 1。

2 工艺流程

制革废水污染物含量高, 成分复杂, 经常采用的是物化与生化处理相结合的工艺流程^[1]。本污水处理工程工艺流程见图 1。

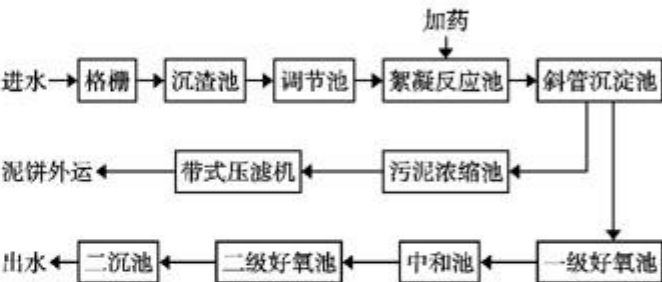


图 1 废水处理站工艺流程

工艺说明:

废水首先通过格栅除去悬浮杂质如大块碎皮、毛及塑料袋, 然后流入沉渣池除去可沉淀物。再进入调节池, 在调节池内进行水质均衡和水量调节。调节池废水经污水提升泵提升到絮凝反应池, 在反应池内加入絮凝剂, 通过搅拌使废水中的污染物与絮凝剂发生化学絮凝反应形成絮体, 在斜管沉淀池进行泥水分离。最后废水再经污水提升泵一次提升到后续两级好氧池, 利用好氧生物去除废水中的有机污染物。第一级好氧处理单元采用活性污泥法, 第二级好氧处理单元采用接触氧化法, 每个好氧单元处理后均采用竖流式沉淀池并分段单独回流污泥, 保持每个处理单元的优势菌落。

物化处理在整个工艺流程中起到非常关键的作

表 1 《广州市污水排放标准》(DB 44/37-90)新扩改一级标准

项 目	COD _{cr} /mg·L ⁻¹	BOD ₅ /mg·L ⁻¹	SS/mg·L ⁻¹	pH	Cr ₆ /mg·L ⁻¹	Cr ⁶⁺ /mg·L ⁻¹	色度 / 倍
标准值	≤80	≤30	≤70	6~9	≤1.2	≤0.4	≤40

用,首先是有机污染物的去除方面;其次在废水中铬的去除有很好的效果。物化系统通过投加 FeSO_4 、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、PAC 和 PAM 进行混凝反应基本能将废水中铬去除到排放要求。

污泥处置是皮革废水处理系统的一个重要组成部分。皮革废水中含有大量泥渣以及比较高浓度的污染物,整套污水处理系统产生的污泥量大。本工程采用运行管理方便的带式压滤机进行机械脱水,污水处理系统产生的污泥属于有毒有害污染物,污泥经脱水后外运至垃圾厂进行填埋处置。

3 主要设备、构筑物及设计参数

1) 格栅井

格栅井 1 座, $B \times L \times H=2.0\text{ m} \times 1.0\text{ m} \times 0.8\text{ m}$, 采用人工格栅, 栅间距 5 mm, 安装角度 60° , 人工清渣。

2) 沉渣池

沉渣池 1 座, $B \times L \times H=11.0\text{ m} \times 2.0\text{ m} \times 2.7\text{ m}$, 池中共设 3 个渣斗, 每个渣斗中安装排渣泵 1 台, 单机功率 2.2 kW。

3) 调节池

调节池 1 座, $B \times L \times H=10.5\text{ m} \times 7.2\text{ m} \times 2.7\text{ m}$, 有效水深 2.3 m, 有效容积 173.9 m^3 , 水力停留时间 20.4 h。

4) 絮凝反应池

絮凝反应池 1 座, $B \times L \times H=2.5\text{ m} \times 1.0\text{ m} \times 3.0\text{ m}$, 分 3 格, 每格安装搅拌装置 JB-1.0 型搅拌机 1 套。

5) 斜管沉淀池

斜管沉淀池 1 座, $B \times L \times H=5.0\text{ m} \times 2.0\text{ m} \times 5.0\text{ m}$, 表面负荷为 $0.8\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。

6) 一级好氧池

一级好氧池 1 座, $B \times L \times H=6.2\text{ m} \times 6.0\text{ m} \times 5.0\text{ m}$, 有效水深 4.5 m, 一级好氧为活性污泥法, 采用鼓风曝气、微孔布气系统, 气水比采用 18:1。活性污泥浓度为 2.6 mg/L , 容积负荷为(以 BOD_5 计) $1.2\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

7) 中沉池

中沉池 1 座, $B \times L \times H=3.0\text{ m} \times 3.0\text{ m} \times 5.0\text{ m}$, 采用竖流式沉淀池, 表面负荷为 $1.2\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 污泥回流至活性污泥池。

8) 二级好氧池

二级好氧 1 座, $B \times L \times H=6.2\text{ m} \times 3.0\text{ m} \times 5.0\text{ m}$, 有效水深 4.3 m, 生物填料高度 3.0 m, 填料体积 55.8 m^3 , 填料负荷(以 BOD_5 计) $0.6\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 气水比采用 10:1。二级好氧为接触氧化法, 采用鼓风曝

气、穿孔管布气系统。

9) 二沉池

二沉池 1 座, $B \times L \times H=3.0\text{ m} \times 3.0\text{ m} \times 5.0\text{ m}$, 采用竖流式沉淀池, 表面负荷 $1.2\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 污泥回流至接触氧化池。

10) 污泥浓缩池

污泥浓缩池 1 座, $B \times L \times H=5.0\text{ m} \times 2.5\text{ m} \times 3.5\text{ m}$, 浓缩池采用重力浓缩, 上清液回至沉渣池, 污泥浓缩后采用带式压滤机进行机械脱水, 泥饼外运。污泥浓缩池旁安装污泥输送螺杆泵 I-IB2 型 2 台, 1 用 1 备; $Q=5.6\text{ m}^3/\text{h}$, $H=80\text{ m}$, $N=4.0\text{ kW}$ 。

11) 离心风机

离心风机 2 台, 型号为 SSR125, 风机参数: $Q=5.11\text{ m}^3/\text{min}$, $P=50\text{ kPa}$ 。

12) 加药系统分别投加 PAC、 FeSO_4 、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、PAM, 共 4 种药剂罐。

4 工程实施情况

2002 年 9 月改造工程竣工, 9 月中旬开始进水调试, 11 月中旬调试基本完成, 12 月 6 日委托广州市白云区环境监测站进行测试, 出水达到排放标准, 2002 年 12 月通过了广州市白云区环保局的工程验收, 污水处理系统处理出水达到广州市地方标准, 即《广州市污水排放标准》(DB 44/37-90) 新扩改一级标准。

调试期间我们对污水系统进行系统监测, 调试监测结果及白云区环境监测站的验收监测结果见表 2。

表 2 系统监测及验收监测结果

项目 日期		COD _{cr}	BOD ₅	SS	Cr ₆₊	Cr ³⁺	色度	pH
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		
9月25日	进水	2 683	1 512	571	38.8	5.3	220	7
	出水	472	233	98	0.9	0.2	80	7
10月11日	进水	2 238	1 432	483	39.7	5.6	200	9
	出水	243	153	70	0.8	0.3	80	7
10月25日	进水	2 898	1 242	472	42.5	5.3	200	8
	出水	113	44	56	0.8	0.2	80	7
11月3日	进水	2 557	1 259	472	33.9	5.2	200	7
	出水	72	15	41	0.8	0.2	80	7
11月9日	进水	2 683	1 347	544	35.7	5.4	240	9
	出水	53	15	45	0.8	0.2	80	7
验收监测	进水	2 572	1 328	464	39.6	5.4	200	8
	出水	57	16	43	0.8	0.2	80	7

经过 1.5 a 的运行, 污水处理系统未出现异常, 厂方和环保部门定期监测结果表明, 处理效果良好, 出水达到排放标准。

5 总结

1) 本实例将物化 / 两级好氧生化法应用于皮革废水处理工程, 处理效果良好。主要工程特点是: 沉渣池能有效地去除废水中皮屑类的悬浮物, 使进入调节池的废水中含有悬浮物浓度大大降低; 沉渣池采用带切碎撕裂作用的潜水泵使用效果良好, 避免

了同类型污水处理站沉渣池经常堵塞排渣泵问题。

2) 由于该厂原废水收集系统设计上的原因, 管网改造比较困难, 含铬废水暂未能单独处理, 已建议厂方进行管网改造, 实施含铬废水回收处理, 以降低废水中的含铬量。

6 参考文献

- [1] 孙春文, 王晓娟. 含铬废水处理工艺与综合利用. 辽宁化工, 1999, 28(5): 257~260
- [2] 郑永东, 白端超. 物化 - 生化工艺处理皮革废水. 工业用水与废水, 2001, 32(5): 32~35

Leather Industry Wastewater Treatment With Physico-chemical / Two-stage Aerobic Biochemical Process

Li Yafeng

Abstract It introduces the research on leather industry wastewater treatment by physico-chemical/two-stage aerobic biochemical process of Guangzhou Xinxing tannery sewage treatment station, whose project capacity is 200 m³/d. The water quality of drainage is COD_{cr} ≤ 80 mg/L, BOD₅ ≤ 30 mg/L, SS ≤ 70 mg/L, pH 6~9, Cr_{total} ≤ 1.2 mg/L, Cr⁶⁺ ≤ 0.4 mg/L, chroma ≤ 40 times. After treatment the quality of effluent is COD_{cr} 2 500~3000 mg/L, BOD₅ 1 200~1 500 mg/L, SS 320~600 mg/L, pH 6~10, Cr_{total} ≤ 52.7 mg/L, Cr⁶⁺ ≤ 5.6 mg/L, chroma about 240 times. It shows that the drainage meets with the Guangzhou municipal sewage discharge standard (DB 44/37-90).

Key words tannery wastewater treatment physico-chemical process aerobic biochemical process

(上接第 20 页)

- [3] 赵庆良, 李伟光. 特种废水处理技术. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2004. 71~74
- [4] Hyungseok Yoo. Nitrogen removal from synthetic wastewater by

simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an intermittently-aerated reactor. Wat. Res., 1999, 33(1): 146

Research on Monosodium Glutamate Wastewater Treatment by two-stage SBR Process

Xu Yi Zhang Hang

Abstract It introduces the research on experiment of COD and NH₃-N disposal in monosodium glutamate wastewater by two-stage SBR process. It shows that in proper condition the removal efficiency for COD_{cr} and NH₃-N reach 93% and 95% respectively and water quality of drainage is stable with high impact load and stable nitrosation-type nitration. The two-stage SBR process, which combines the advantages of AB process and SBR process and introduces new type of biological denitrification technology, is high efficiency and energy saving wastewater treatment process.

Key words glutamate wastewater SBR two-stage

IC 厌氧 / 好氧活性污泥法处理啤酒废水

黄志坚

(广州怡地环保实业总公司, 广州 510030)

邢海涛

(珠江啤酒集团公司, 广州 510308)

摘 要 介绍采用 IC 厌氧 / 好氧活性污泥工艺处理啤酒废水的效果及工艺设计、IC (inner cycle) 反应器的特点以及运行管理经验。IC 厌氧 / 好氧活性污泥工艺具有处理效果好、能耗低、占地面积小、产泥少等优点。

关键词 啤酒废水 IC 厌氧 / 好氧活性污泥工艺 IC (inner cycle) 反应器

1 珠江啤酒集团污水处理发展概况

珠江啤酒集团一、二期啤酒产量达 15 万 t/a, 污水处理设施采用 2 套比利时 SEGHERS 公司的 TUS 工艺, 处理量为 4 000 m³/d 的啤酒废水。该工艺属于活性污泥中的延时曝气方法的发展。同传统的延时曝气方法相比, 该方法充分利用微生物的新陈代谢规律, 发挥了微生物群体的最佳活性来净化废水中的有机污染物质, 从而使得整个处理工艺的污染负荷提高。但该套控制系统比较复杂, 经过几年时间的运行, 很多关键仪表及监控用计算机等已损坏, 使计算机控制变为手动控制, 失去了原设计中自动控制系统的优势。

三期改造啤酒产量达 30 万 t/a, 废水量增至 12 000 m³/d。配套污水处理设施利用原有一、二期污水处理构筑物, 新建 B 段曝气池和 B 段沉淀池, 采用 AB 法废水处理工艺。AB 法不但投资省, 用地少。而且抗 pH 值变化、抗冲击负荷能力强。但 AB 法能耗大, 污泥量大。

四期改造啤酒产量达 80 万 t/a, 废水量增至 25 000 m³/d。三期污水处理构筑物已经不能满足要求, 因此要在现有的污水处理站场地基础上, 对原有 AB 法处理工艺进行改造。经对多种处理工艺比较, 最后选用高效节能的 IC 厌氧 / 好氧活性污泥处理工艺。

2 IC 厌氧 / 好氧活性污泥法工艺流程

IC 厌氧 / 好氧活性污泥法工艺流程见图 1。

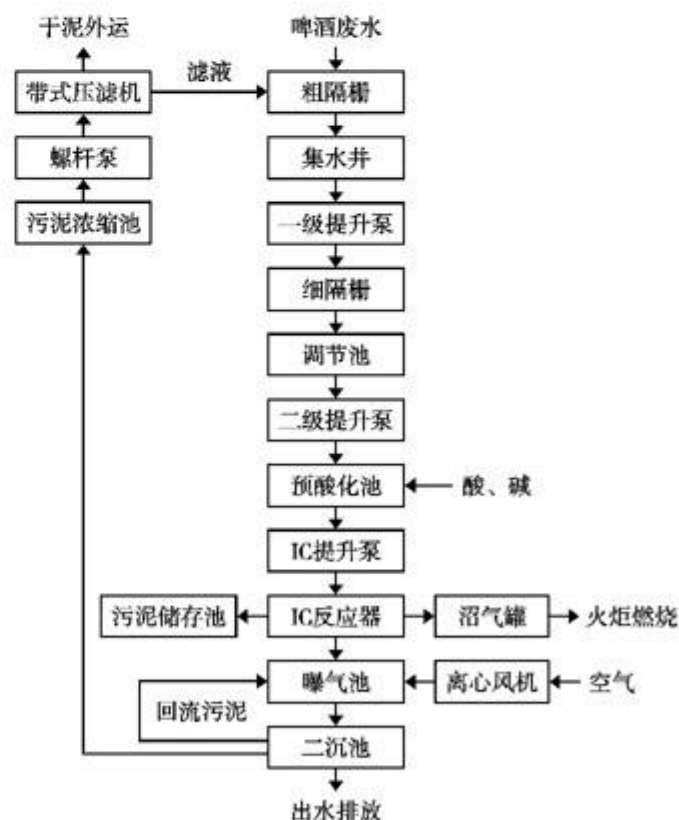


图 1 废水处理工艺流程

啤酒废水先经粗隔栅去除大颗粒漂浮物及杂物, 流入集水池。集水池污水由一级提升泵提升, 经

细隔栅格隔去招纸、吸管、麦皮等细杂质后流入调节池。污水在调节池均衡水质、水量后由二级提升泵提升到预酸化池,在预酸化池里污水进行自动加酸、加碱调节 pH 和厌氧的预酸化,使污水满足 IC 反应器进水条件。经预酸化后污水由 IC 供料泵提升至 IC 反应器,在 IC 反应器里,大部分有机物被厌氧活性污泥降解转化成沼气,沼气排去储罐或火炬燃烧。经厌氧处理后污水流入曝气池,曝气池由高压离心风机供气。在曝气池里剩余有机物进一步被好氧菌降解,出水经二沉池沉淀,上清液达标排放。二沉池污泥回流至曝气池进水,剩余污泥排去污泥浓缩池,浓缩污泥经带式压滤机脱水,干泥外运。

3 设计参数

3.1 设计水量

最大水量 25 000 m³/d,设计平均流量为 1 040 m³/h。

3.2 设计水质 (见表 1)

表 1 设计进、出水水质		mg/L (pH 除外)				
污染物名称	pH	COD _{cr}	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	TP
进水水质	4~12	1 000~4 000	600~2 000	700~1 000	≤10	≤1.0
出水水质	6~9	≤80	≤30	≤100	≤10	≤1.0
排放标准	6~9	≤100	≤30	≤100	≤10	≤1

3.3 主要设施设计参数

- 1)集水井:有效容积 170 m³,停留时间 10 min,结构尺寸 Ø9 m×8 m。
- 2)调节池:有效容积 5 280 m³,调节时间 5 h,结构尺寸 32 m×30 m×6 m。配 2 台 7.5 kW 水下搅拌机。
- 3)预酸化池:有效容积 3 300 m³,停留时间 2.5 h,结构尺寸 20 m×30 m×6 m。该池设 pH 自动调节加酸,加碱装置。设 pH 超出范围报警、水温超高报警及关闭 IC 反应器供料泵装置。配 4 台 7.5 kW 水下搅拌机。
- 4)厌氧 IC (inner cycle) 反应器:共 2 套,单台容积 1 400 m³,停留时间 2.5 h,结构尺寸 Ø9.5 m×20 m,配套有沼气罐和火炬燃烧系统。
- 5)好氧池:利用原三期 B 段的 1、2 号曝气池。有效容积 6 500 m³,停留时间 6.5 h。单池结构尺寸 30 m×20 m×6 m。MLSS (活性污泥浓度) 4~5 g/L,

污泥负荷 (以 BOD₅ 计) 0.11~0.14 kg/(kg·d)。供气量 8 500 m³/h,用 2 500 个微孔曝气头,高压离心风机供气。

6)沉淀池:保留原三期 3 个 Ø16.5 m×4 m 沉淀池,新增加平流式沉淀池 30 m×20 m×4 m (由原 3[#] B2 曝气池改建),二沉池表面负荷 0.87 m³/(m²·h),污泥回流比 R=50%。

4 IC 反应器特点

厌氧设施使用 IC (内循环) 反应器,它与其它厌氧反应器相比,具有其独特的特点 (见图 2)。

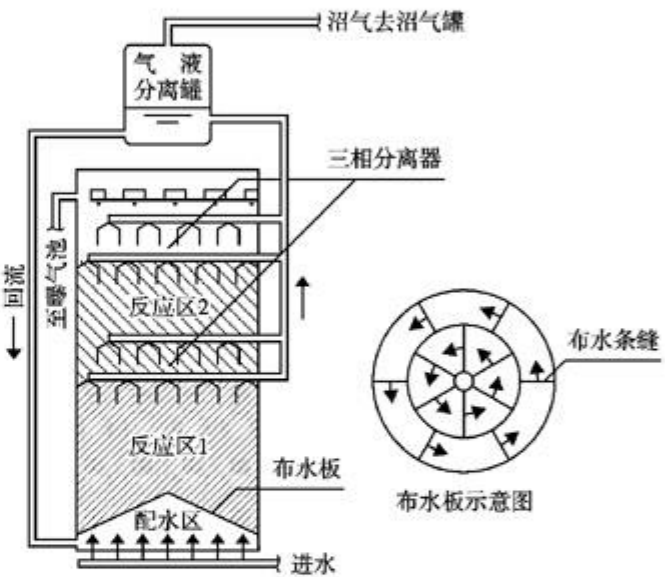


图 2 IC (内循环) 反应器示意图

4.1 布水系统

采用底部条缝切线布水,使塔内水流旋转上升,塔内没有死角,旋转水流使固液混合均匀,搅拌作用大,利于微生物与有机物接触。

4.2 立式结构

IC 反应器高度 20 m,内设双层三相分离器,占地面积小,固、液、气分离完全。

4.3 内循环系统

进入三相分离器的固、液、气三相混合物由于气提的作用,沿收集立管上升至塔顶的气液分离罐进行气液分离,沼气进入去沼气罐,固、液相沿回流立管流回塔底布水区,完成内循环。通过内循环可加强 IC 反应器内的混合搅拌作用,将上升的污泥回流到进水区,稀释进水的 COD_{cr} 浓度,缓冲 COD_{cr} 负荷,

还可降低进水的酸度,减少碱液的投加。

4.4 颗粒污泥

颗粒污泥具有生物活性强、沉降速度快、有一定的机械强度特点。IC 反应器颗粒污泥浓度高,TSS(总悬浮物)平均为 24.9 g/L;VSS(挥发性悬浮物)/TSS(总悬浮物)≥80%。粒径 0.5~5 mm 之间,沉降性好,能克服上流速度 10 m/h 水流。

4.5 有机负荷高,水力停留时间短

各种厌氧处理工艺的有机负荷和有效停留时间比较见表 2。

表 2 各种厌氧处理工艺的有机负荷和有效停留时间

工艺名称	COD _{cr} 负荷 kg/(m ³ ·d) ⁻¹	水力停留时间 h
普通消化池	0.5~2	>90
接触消化池	2~4	10~15
厌氧过滤器	3~10	>20
UASB	15~30	1~8
IC反应器	18~40	2~5

4.6 剩余污泥量少

剩余污泥约为进水 COD_{cr} 的 1%,2[#]IC 反应器运行 1 a 多,还未有剩余厌氧污泥排出。

4.7 耐冲击负荷能力强,处理效率高

COD_{cr} 去除率达 75%~90%。

5 运行管理

5.1 IC 反应器调试

2[#]IC 罐接种某味精厂厌氧颗粒污泥 600 t,第一

个月进水量 200 m³/h,第二个月进水量 300 m³/h,第三个月进水量 400 m³/h,第四个月进水量 500 m³/h,达到满负荷运行。2[#]IC 罐运行 1 a 后,由于水量增加,启动 1[#]IC 罐,1[#]IC 罐从某造纸厂接种 300 t 厌氧颗粒污泥,第一个月进水量 100 m³/h,第二个月进水量 200 m³/h,第三个月进水量 300 m³/h,目前 2[#]IC 罐满负荷运行,1[#]IC 维持进水量 300 m³/h 即可满足目前废水处理水量要求。

5.2 运行结果

2003 年 9 月 1 日至 2003 年 9 月 7 日监测结果见表 3。

从监测数据可知:IC 反应器停留时间短(2.5 h),负荷高(16 752 kg/d),去除率高(80%~90%)。

5.3 经济分析

污水处理站四期改造总投资约 2 200 万元,废水处理量增加 13 000 m³/d,处理每 t 废水投资不到 2 000 元,单位废水处理投资与纯好氧处理相比较低。根据目前统计,处理废水运行费用为 0.66~0.75 元/m³。如满负荷运行时,运行费用将更低,新工艺处理每 t 废水费用为 AB 法处理工艺的一半。主要费用组成依次为:电费、酸/碱药剂费,人工费用等。其中电费降低明显。

6 运行中出现的问题及解决办法

6.1 水温过高和水温过低

水温过高:夏天时出现水温高达 45℃,当预酸化池水温持续高于 42℃时,IC 反应器内厌氧颗粒污泥会发生膨胀,沉降性降低,出现颗粒污泥上浮现

表 3 运行监测结果*

污染物名称		调节池	预酸化池	2 [#] IC 出水	二沉池出水	去除率/%		总去除率/%
						IC段	好氧段	
COD _{cr} /mg·L ⁻¹	范围	1 258~2 871	1 135~1 942	28~368	29~54.3	78.4~98.6	72.3~86.0	98
	平均	1 939	1 396	192	31	90	81	
BOD ₅ /mg·L ⁻¹	范围	1 271~2 176			8.1~29.5			99
	平均	1 404			15			
pH	范围	6.4~8.3	6.96~7.56	6.86~7.05	7.6~8.0			
	平均	7.18	7.15	6.95	7.9			
SS/mg·L ⁻¹	范围	100~1 700	300~1 700	200~1 000	40			96
	平均	900	657	517	40			

注:2[#]IC 罐进平均水量 511 m³/h。

象, IC 反应器出水可见膨胀的厌氧污泥, 目前先采用加河水办法降温, 使预酸化池水温低于 41℃。

水温过低: 2003 年春节啤酒厂大修, 污水处理设施停运 19 d, 污水水温降到 20℃, 启动 IC 反应器时, IC 反应器不产气, COD_{cr} 降解趋于 0。待污水水温升到 30℃ 以上时, IC 反应器经 10 d 后才慢慢恢复正常。

珠啤排放废水温度为 30~45℃, 冬天低, 夏天高, 属中温废水, 相应的啤酒废水处理厌氧污泥属嗜温微生物, 生长温度介于 20~42℃。当温度高于细菌生长温度的上限时, 将导致细菌死亡。如果温度过高或持续时间足够长, 当温度恢复后, 细胞(或污泥)的活性也不能恢复, 当温度下降并低于温度范围的下限, 细菌不会死亡, 只是逐渐停止或减弱其代谢活动, 菌种处于休眠状态, 当温度上升至其原来生长温度时, 细胞(或污泥)的活性能很快恢复。中温废水最佳处理温度为 35~40℃。

6.2 VFA(挥发性脂肪酸)偏高

出水的 VFA 浓度是厌氧反应最重要控制指标, 在正常运行情况下, IC 反应器出水的 VFA 浓度(以 COD_{cr} 计)为 0~66 mg/L, VFA(以 COD_{cr} 计) < 200 mg/L 为可控制范围。在运行中出现过 IC 反应器出水的 VFA(以 COD_{cr} 计)达 800 mg/L, 酸化池的 VFA(以 COD_{cr} 计)达 950 mg/L, COD_{cr} 去除率不到 30%, 说明 IC 反应器内甲烷菌活性降低。主要原因是污泥负荷过大或预酸化时间过长。采取办法是: 降低预酸化池自控水位以减少预酸化时间, 控制有机物的预酸化程度(酸化度控制在 30%~70%), 减少进水量, 降低污泥负荷。目前水量较少的情况下, 预酸化池水位调到池深的一半就可满足工艺要求。

6.3 酸、碱加药量大

目前, 废水加酸、碱药剂量比较大, 主要原因有两方面:

1) 调节池结构不合理, 酸、碱调节能力差。现调节池有部分由原曝气池改造而成, 池体的隔墙阻碍废水传质的进行, 加上安装的搅拌器偏少, 无法完成均匀搅拌, 增加搅拌器对均匀水质有一定作用。

2) 车间 7 条洗瓶流水线排碱时间没有错开, 造成瞬间排碱量增大, 解决办法是控制每天一条洗瓶流水线排碱, 或将洗瓶碱水收集, 均匀排入污水处理站。

6.4 提高污泥增长速度办法

污泥接种初期, 为了提高污泥增长速度, 可适当提高 IC 反应器进水的酸化程度(延长预酸化时间), IC 反应器进水 pH 控制在 7.5~8(正常情况下 IC 反应器进水 pH 控制在 6.5~7.5), 使 IC 反应器出水挥发性脂肪酸控制在 3~5 mg/L, 厌氧污泥可提高增长速度, 实践结果很有效。

6.5 IC 反应器对悬浮物的处理情况

运行中发现 IC 反应器进、出水的悬浮物浓度没变化, 说明 IC 反应器上流速度快, 悬浮物在 IC 反应器很少沉降。

7 进一步开发综合利用

7.1 沼气利用

厌氧 IC 反应器处理 25 000 m³/d 啤酒废水, 沼气产量为 11 800 m³/h, 其经济价格在每天 14 000 元人民币以上(沼气价格 1.2 元/m³), 目前沼气的火炬燃烧排空, 浪费资源, 沼气可以作为发电或供职工饭堂炉灶热源等热源利用。

7.2 废水回用

目前该啤酒厂每天抽取大量河水作为冷却等用途, 废水处理直接外排。处理后的废水经深度处理后可回用。废水回用工程正在实施阶段, 深度处理水量为 600 m³/h。废水深度处理工艺流程为: 废水处理站出水→泵→消毒→过滤→回用水池→用水点。

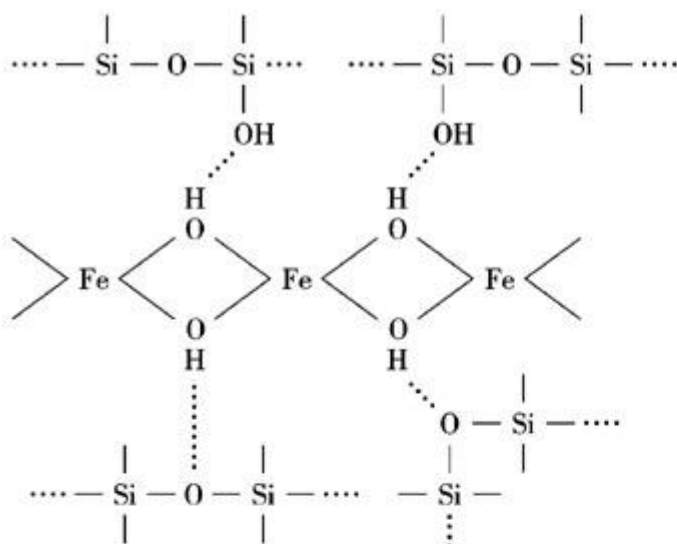
8 结论

珠江啤酒集团公司污水处理系统四期改造使用 IC 厌氧 / 好氧活性污泥工艺处理啤酒废水, 利用厌氧 IC 反应器高效、节能的优势, 在占地面积不变的情况下, 处理能力从 12 000 m³/d 提高到 25 000 m³/d, 同时每 t 废水处理运行费用降低一半, 说明该工艺处理啤酒废水非常成功。但沼气利用, 废水回用有待进一步开发。

9 参考文献

- [1] 贺延龄. 废水的厌氧生物处理. 北京: 中国轻工业出版社, 1998
- [2] 张希衡. 废水厌氧生物处理工程. 北京: 中国环境科学出版社, 1996
- [3] 冀贞泉. 啤酒工业废水处理管理技术应用. 北京: 中国环境科学出版社, 1997

(下转第 36 页)



析,并且与 PFSS 絮凝剂的比较,可得出如下结论:

1) 随着碱化度的升高,两种硅铁絮凝剂的 Fe(a) 含量下降,Fe(b)、Fe(c) 量升高;各硅铁中 Si(a)、Si(b) 含量升高,Si(c) 含量下降。PFSS 絮凝剂中的高聚合态铁 Fe(b)、Fe(c) 量低于 PFS-PS 絮凝剂的含量,而硅各形态分布相差不大。PFSS 中 Fe(b) 含量在 15%~20%,PFS-PS 中 Fe(b) 含量在 25%~35%,两种硅铁絮凝剂的 Si(b) 含量均在 30% 左右。

2) 熟化时间对 PFSS 和 PFS-PS 中的硅铁形态

有相似影响:两种絮凝剂都是在较长时间内才能达到稳定;硅铁间的相互作用延缓了硅的胶凝时间。

3) Si/Fe 比的变化对 PFSS 和 PFS-PS 中的硅铁形态有不同影响:当 Si/Fe 不同时,PFSS 絮凝剂中的硅、铁形态向各自的优势方向发展,而 PFS-PS 絮凝剂的铁中的 Fe(b) 在 Si/Fe=1 时有较高值,而硅在 Si/Fe 为 1 时,有最大含量的高聚合态 Si(c) 和最小含量的 Si(a)。

5 参考文献

- [1] 郡维仁,朱传俊. 聚合硫酸铁产品的质量检验. 工业水处理,1994,(1):30~32
- [2] 王东升,汤鸿霄,栾兆坤. 含硅酸盐水解 Fe(III) 溶液的形态分析方法:Fe-Ferron 与 β -Silicomol 法相结合. 环境化学,1998,17(3):225~231
- [3] 王东升,汤鸿霄. 三类氧化硅的形态分布及其转化特性. 环境化学,1997,16(6):515~523
- [4] 高宝玉,岳钦艳. 聚硅酸的絮凝性能及胶凝特性研究,山东大学学报(自然科学版),1993,28(4):482~487
- [5] 田宝珍,汤鸿霄. 聚合铁的红外光谱和电导特征. 环境化学,1990,9(6):70~75
- [6] 李和平. 活性硅酸聚合硫酸铁的研究. 重庆环境科学,2000,22(1):36~38

The Comparison Analysis of Species Distribution of Silicon and Iron of Two Kinds of Polymeric Ferric Silicate Flocculants

Liu Ling Yang Shuangchun Yan Youbin Zhang Honglin

Abstract This paper discusses the polymeric ferric silicate flocculants including synthesizing polymeric ferric silicate sulfate flocculant with ferric sulfate and poly-ferric sulfate respectively, analyzing the species distribution of iron and silicon in the PFSS with Fe-Ferron and β -silicomolybdate methods, studying the influence of the ratio of Silicon/Fe, basicity, aging time on species distribution of silicon and iron. It puts forward the theory foundation of research on polymeric ferric silicate flocculants.

Key words flocculants poly-ferric sulfate polymeric ferric silicate sulfate species distribution

(上接第 31 页)

Brewage Industry Wastewater Disposal by IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process

Huang Zhijian Xing Haitao

Abstract It introduces the effect of Brewage industry wastewater Disposal by IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process, the characteristic of process project and inner cycle reactor and running management experience. IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process has advantage of high disposal efficiency, low energy consumption, space saving, less sludge product.

Key words brewage industry wastewater IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process inner cycle reactor

两种聚合硫酸硅铁絮凝剂硅铁形态的比较分析

刘 玲 杨双春 颜酉斌 张洪林
(辽宁石油化工大学环境工程系, 辽宁 抚顺 113001)

摘 要 分别以引入硫酸铁和聚合硫酸铁的方式合成聚合硫酸硅铁(PFSS 和 PFS-PS), 采用 Fe-Ferron 和 β -Silicomobdate 相结合的方法分析两种絮凝剂中硅铁的形态分布, 考察 Fe/Si 摩尔比、碱化度及熟化时间对硅铁形态分布的影响, 为聚硅铁絮凝剂研制提供理论基础。

关键词 絮凝剂 硫酸铁 聚合硫酸硅铁 形态分布

聚硅酸金属盐类絮凝剂是近年来人们高度重视的新型无机高分子絮凝剂, 主要有聚合硅酸铁, 聚合硅酸铝等它们在水处理中效果明显优于传统无机絮凝剂。在进行聚硅酸等复合型无机高分子絮凝剂的研制过程中, 首先要了解絮凝剂的形态分布, 才能进一步了解其混凝机理, 促进无机高分子絮凝剂向更高方向发展。

本文主要是采用 Fe-Ferron 和 β -Silicomobdate 相结合的方法, 研究各种条件对两种聚硅铁絮凝剂中硅铁的形态分布的影响, 为研制聚硅铁絮凝剂提供理论基础, 为聚合硅酸铁的合成探索道路。

1 实验部分

1.1 实验装置和仪器

- 1) WHF-0.5 型高压釜(威海市自控反应釜厂)
- 2) FA 2004 型电子天平(上海天平仪器厂)
- 3) PXS-215 型离子活度计(上海雷磁仪器厂)
- 4) LCJJ-931 型磁力加热搅拌器(金坛县振兴仪器厂)
- 5) 惠普上分 6010 紫外-可见光度计
- 6) 721 分光光度计(上海第三分析仪器厂)

1.2 聚合硫酸铁的制备

方法: 称取一定量的硫酸亚铁和水($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 量为 200 g; 水 106 g (mL)), 按总铁摩尔比全部硫酸根为一定的量取浓硫酸。再取其总质量一定百分比的催化剂 NaNO_2 , 同时快速地放入高压釜内, 温度

控制在一定范围内, 在一定搅拌速度(800 r/min)条件下, 反应一定的时间, 通入一定压强的氧气, 在封闭条件下进行聚合反应。

PFS 的组成为: 全铁 11.84%; 盐基度 12.22%; pH 值 2.54。

1.3 聚硅铁絮凝剂的制备

PFS-PS 的制备: 活化硅酸、硫酸铁为原料, 制备出一定 Si/Fe 摩尔比的聚合硅酸硫酸铁。

PFSS 的制备: 活化硅酸、自制聚合硫酸铁为原料, 制备出一定 Si/Fe 摩尔比的聚合硅酸硫酸铁。

PFS-PS 及 PFSS 的制备: 取一定量的水玻璃, 用去离子水稀释至 2%, 在 250 mL 烧杯中快速搅拌的同时用酸式滴定管滴加 20% 硫酸溶液酸化调节 pH 值到一定值, 控制反应时间进行聚合, 当聚合完成后加入一定量的聚铁(或硫酸铁溶液), 搅拌使其聚合, 通过加入碳酸氢钠溶液(0.5 mol/L)调节碱化度, 熟化后得到液体聚硅铁絮凝剂制品。

2 分析方法

1) 不同制备条件的聚硅铁絮凝剂的含铁量用重铬酸钾滴定法^[1]。

2) 硅铁絮凝剂中铁、硅的形态分析分别采用 Fe-Ferron 逐时络合比色法和 β -Silicomolybdate 法^[2-3]。

3 结果与讨论

分别分析不同制备条件下的硅铁絮凝剂熟化

24 h 后的铁、硅的形态和部分絮凝剂在 24 h 中的铁、硅形态变化。

3.1 铁的形态分析

根据 Fe(Ⅲ) 与 Ferron 反应的速度,可将其分为 Fe(a)、Fe(b)、Fe(c) 3 类: Fe(a) 即瞬间与 Ferron 反应的种类,包括自由离子及各级单核羟基络合物; Fe(b) 是一系列多合羟基络合物或低聚合度的无机高分子,在 2~3 h 内可与 Ferron 反应; Fe(c) 代表铁的高聚物,一般有数百个铁原子组成,其与 Ferron 反应的速度缓慢。

1) 碱化度对 Fe(Ⅲ) 形态影响 (24 h)

从图 1 可见, PFSS 絮凝剂在碱化度为 0 时, Fe(a) 的含量在 80% 左右,其值随碱化度的增大而减小,碱化度为 0.5 时, Fe(a) 的含量降至 50%~55%,而当碱化度进一步升至 1.0, Fe(a) 的含量为 12% 左右。这说明 Fe(a) 的含量随碱化度的提高而减小。对 Fe(b),碱化度为 0 时,其值为 9%~10% 左右,碱化度 0.5 时,各 PFSS 絮凝剂中 Fe(b) 含量在 15%~20%,而碱化度进一步升高,对 Fe(b) 的影响较小。在碱化度为 0 时,高聚合态的 Fe(c) 含量低于 20%,而在高碱化度 (>1.0) 时, Fe(c) 含量显著增加,达 70% 以上。

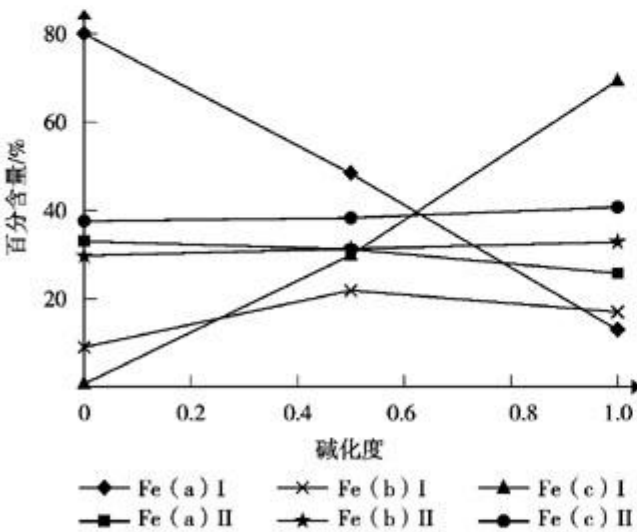


图 1 碱化度对 PFSS 和 PFS-PS 絮凝剂 Fe(Ⅲ) 形态的影响

PFS-PS 絮凝剂中 Fe(a) 的含量也是随碱化度的增大而减小:在碱化度为 0 时, Fe(a) 的含量为 35%,碱化度为 0.5 时, Fe(a) 的含量降至 30%,而当碱化度进一步升至 1.0, Fe(a) 的含量为 25% 左右;对 Fe(b),碱化度对其影响较小,碱化度为 0 时,其值

在 29% 左右,碱化度为 0.5 时, Fe(b) 含量在 31% 左右,而高碱化度 (>1.0),其值在 33% 左右; Fe(c) 含量随碱化度的增大而增大,但增加不显著:碱化度为 0 时, Fe(c) 含量低于 40%,而在高碱化度 (>1.0) 时, Fe(c) 含量也仅在 45% 左右。

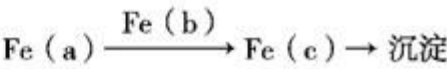
2) 熟化时间对 Fe(Ⅲ) 形态影响

选取碱化度为 0 的 PFSS 和 PFS-PS 絮凝剂进行研究,结果见表 1。

表 1 PFSS 和 PFS-PS 絮凝剂中 Fe(Ⅲ) 形态与熟化时间的关系 (碱化度为 0)

Si/Fe	铁形态	PFSS 时间 (h)		PFS-PS 时间 (h)	
		0~1	23~24	0~1	23~24
2/1	Fe(a)	69.8	75.2	33.3	32.1
	Fe(b)	21.2	12.8	27.3	29.4
	Fe(c)	10	12.0	39.4	40.5
1/1	Fe(a)	75.0	80.4	36.5	32.5
	Fe(b)	15.0	9.2	32.4	33.5
	Fe(c)	10	10.4	31.1	34
1/2	Fe(a)	88.5	80.6	39.1	36.8
	Fe(b)	1.5	9.0	27.6	29.4
	Fe(c)	10	10.4	33.3	33.8

实验结果表明, PFSS 絮凝剂, 当碱化度一定时, Si/Fe>1 的絮凝剂其 Fe(a) 随熟化时间增加而增大, 而对 Si/Fe<1 的絮凝剂, Fe(a) 随熟化时间减小; Fe(b) 与 Fe(a) 情况相反; Fe(c) 均随熟化时间而增大。其原因可能是: 对 Si/Fe>1 的絮凝剂, 由于硅含量占优, 使 Fe(Ⅲ) 迅速聚合而成过饱和状态, 当其达到稳定时, 过饱和的 Fe(Ⅲ) 便逐步释放出而达到稳定, 这就导致了 Fe(a) 含量的先小后大; 对 Si/Fe<1 的絮凝剂, Fe(Ⅲ) 多于 Si(Ⅳ), 在制备初期大量的 Fe(Ⅲ) 离子或低聚态形式存在, Si(Ⅳ) 未能参与硅铁间的聚合, 所以测量出的 Fe(a) 含量较高, 经一定时间熟化, Fe(a) 逐渐减少而平衡。由此可见, 合成制备的初期, 硅铁聚合反应并未达到真正化学平衡状态; 在整个的稳定 (暂稳) → 胶凝过程中, 铁的形态一直发生变化, 其最终结果为生成大量的高聚态 Fe(c) 并进一步生成自由能低的 Fe(OH)₃ 沉淀:



PFS-PS 絮凝剂, Fe(a) 随熟化时间增加而减小, Fe(b) 与 Fe(c) 都是随着熟化时间的增加而增大, 这与 PFSS 絮凝剂有所不同。

3) Si/Fe 对 Fe(Ⅲ) 形态的影响

由图 2 知, PFSS 絮凝剂在 $Si/Fe < 1$ 时, $Fe(a)$ 随比值的增大而减小, $Fe(b)$ 与 $Fe(c)$ 都是随着比值的增加而增大; 在 $Si/Fe > 1$ 时, $Fe(a)$ 、 $Fe(b)$ 与 $Fe(c)$ 均没有明显变化。

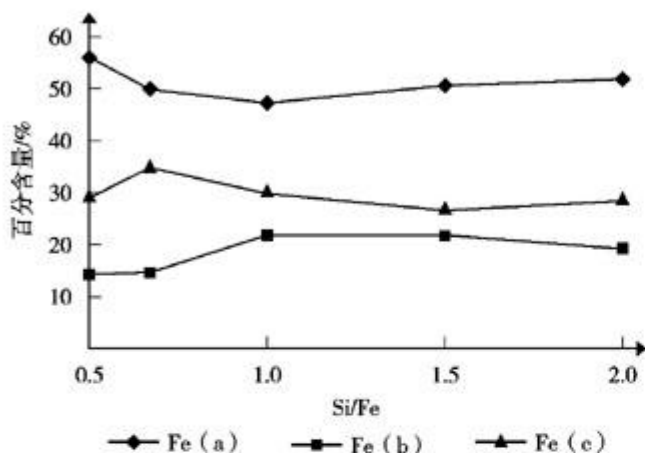


图2 Si/Fe 摩尔比对 PFSS 絮凝剂 Fe(Ⅲ) 形态的影响

由图 3 知, PFS-PS 絮凝剂, 在 $Si/Fe > 1$, $Fe(b)$ 含量随 Si/Fe 的增大而减小, $Fe(c)$ 减少, $Fe(a)$ 量基本保持不变; $Si/Fe < 1$, $Fe(b)$ 、 $Fe(c)$ 含量随 Si/Fe 的减小而减小, 而 $Fe(a)$ 则相反; $Fe(b)$ 含量在 Si/Fe 为 1 时, 出现最高峰, 此时 $Fe(b)$ 为 33.5%。

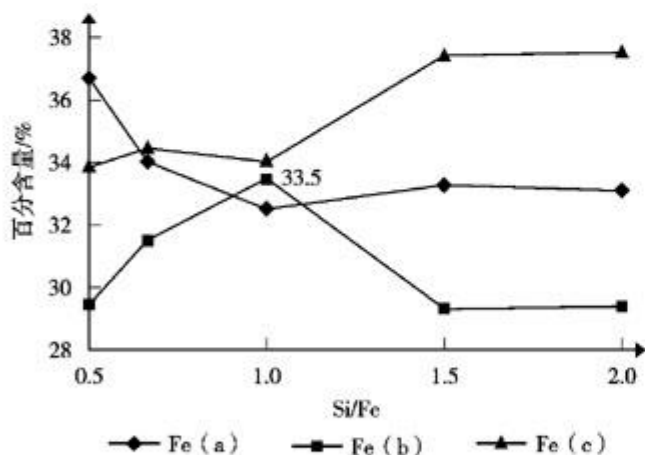


图3 Si/Fe 摩尔比对 PFS-PS 絮凝剂 Fe(Ⅲ) 形态的影响

3.2 硅的形态分析

根据不同形态的硅与比色液反应速率的不同将其区分为 $Si(a)$ 、 $Si(b)$ 、 $Si(c)$: $Si(a)$ 为硅自由离子及各级单核羟基络合物, 瞬间即可与比色液反应; $Si(b)$ 为过渡性较低度聚合物, 可缓慢与硅钼比色液反应; $Si(c)$ 为稳定的高聚体, 基本不与硅钼比色液反应。

3.2.1 碱化度对 Si(Ⅳ) 的影响 (24 h)

由图 4 可知, PFSS 和 PFS-PS 絮凝剂中, $Si(a)$ 、 $Si(b)$ 含量随着碱化度的增大而增大, $Si(c)$ 随着碱化度的增大而减小。

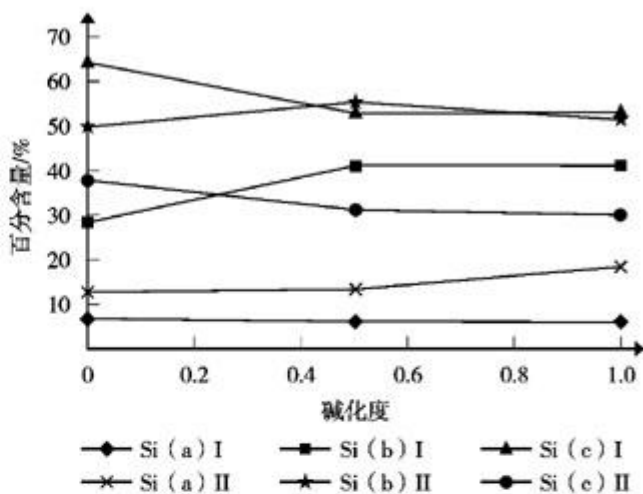
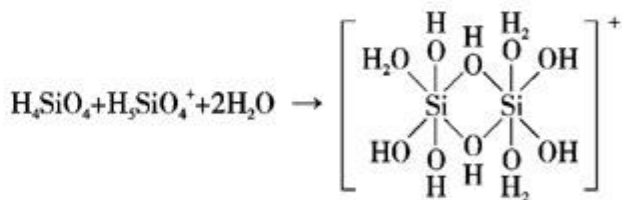


图4 碱化度对 PFSS 和 PFS-PS 絮凝剂 Si(Ⅳ) 形态的影响

加酸于硅酸钠(水玻璃)溶液中, 首先硅酸钠水化反应生成 $H_2SiO_4^{2-}$ 二价阴离子, 再经二步水解生成 $H_3SiO_4^-$ 一价阴离子和 H_4SiO_4 硅酸。在酸性溶液中, 硅酸显出碱性而与 H^+ 结合成正离子 ($H_5SiO_4^+$), 而且其浓度随 pH 值减小而增长^[4]。因此, 硅酸与硅酸一价阳离子发生聚合反应生成聚硅酸, 并按此反应形成多元体。



碱 (HCO_3^-) 的加入, 使 $H_5SiO_4^+$ 量减少 (中和了一部分酸), 从而使硅酸的高聚合度聚合受到限制, 即 $Si(c)$ 量减少。

3.2.2 熟化时间对 Si(Ⅳ) 形态影响

PFSS 和 PFS-PS 絮凝剂, 随着熟化时间的增加, $Si(a)$ 、 $Si(b)$ 含量减少, $Si(c)$ 含量增加, 这与文献相一致^[3], 见图 5、图 6。

这也说明, 硅铁聚合需要很长时间才能达到稳定, 虽然铁离子的加入, 延缓了硅酸的聚合胶凝时间, 但整个反映的发展方向仍不变。而如何能利用铁与硅的水解和聚合中间产物或二者缩聚的共同产物来制备高稳定性能的聚硅铁是这类絮凝剂开发、研究的主要方向, 也是目前需要解决的主要问题。

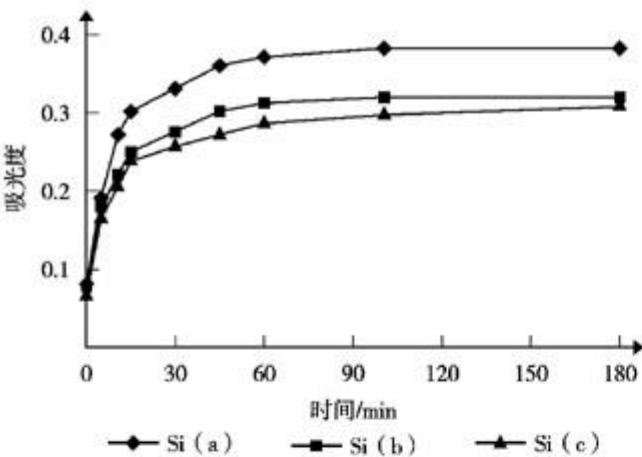


图 5 熟化时间对 PFSS 中 Si 形态分布的影响[Si-Mo 法]

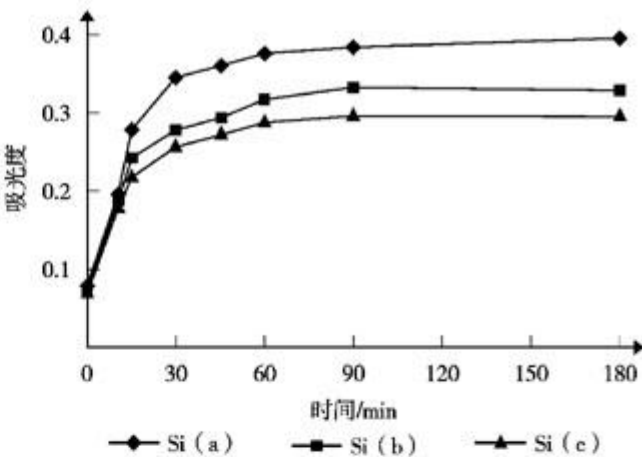


图 6 熟化时间对 PFS-PS 中 Si 形态分布的影响[Si-Mo 法]

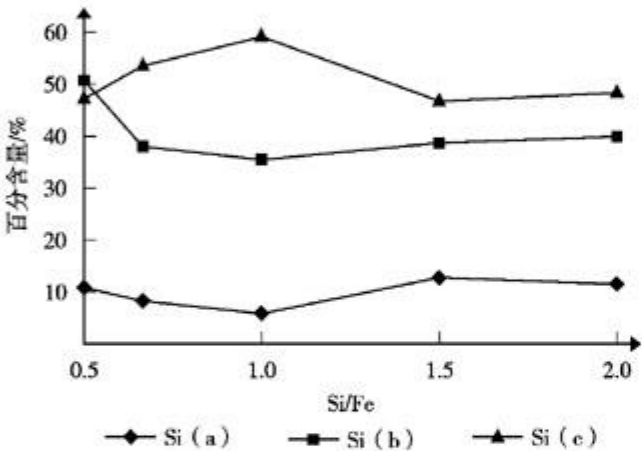


图 7 PFSS 絮凝剂 Si(IV)形态与 Si/Fe 的关系曲线

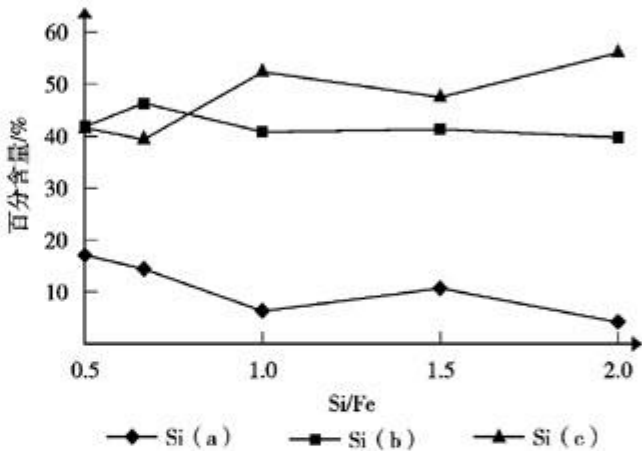


图 8 PFS-PS 絮凝剂 Si(IV)形态与 Si/Fe 的关系曲线

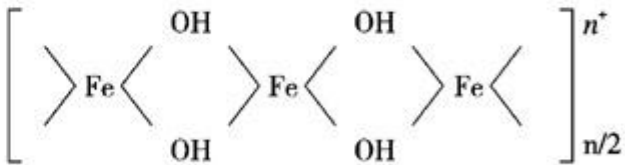
3.2.3 Si/Fe 比对 Si(IV)形态影响

随 Si/Fe 比的增大,对 PFSS 絮凝剂(图 7),其 Si(a) 含量呈下降趋势;而 Si(c) 则呈上升趋势;Si(b) 基本保持不变。按酸性机制理论,硅酸钠生成的多硅酸带正电荷。在制备 PFSS 时,加入的 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$,在酸性聚硅酸溶液中水解,形成带正电荷的铁离子及铁的水解产物。当加入 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 量低时(Si/Fe 大),铁离子及铁的水解产物所形成的正电荷量低于 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 加入量高(Si/Fe 小)所产生的量,因此前者在改变硅酸的聚合速度上的能力低于后者。从数量上分析,当 Si/Fe 大时,低聚态硅较少,而高聚态硅含量较高;当 Si/Fe 小时,则反之。

对于 PFS-PS 絮凝剂(图 8),在 Si/Fe 为 1 时,有最大含量的高聚态 Si(c) 和最小含量的 Si(a),而当硅与铁含量相差较大(Si/Fe 为 2 或 0.5),Si(a) 含量升高。

通过 PFSS 和 PFS-PS 两种絮凝剂硅铁的比较分析,可以看到两者之间存在着差异,产生差异最主

要是由于所引进的铁盐形式不同,对 PFSS 絮凝剂而言, Fe^{3+} 的引入可以阻碍硅酸的聚合,同时,自身的水解亦受到一定限制,两者相互影响。在制备 PFS-PS 絮凝剂时所引入的铁盐是聚合态的 PFS, PFS 具有以下结构^[3]:

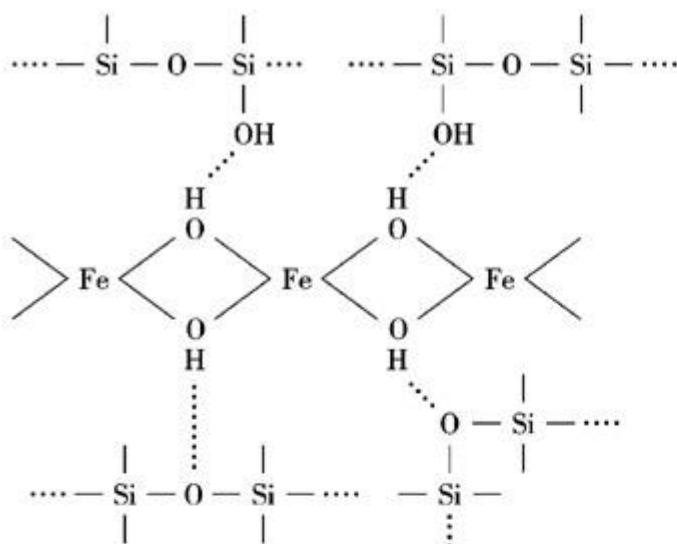


在向硅酸中加入聚铁后,当硅酸量较低,PFS 仍可保持原有结构形成了下面的结构^[4]:

且低价铁离子和聚硅酸结合,形成高聚合态铁;而当 Si/Fe 过大,硅酸有可能破坏 PFS 原有结构,使其聚合度减小。因此,当 Si/Fe 在一定时,铁可以达到最大的聚合度。

4 结论

通过以上对 PFS-PS 絮凝剂中的铁、硅形态分



析,并且与 PFSS 絮凝剂的比较,可得出如下结论:

1)随着碱化度的升高,两种硅铁絮凝剂的 Fe(a)含量下降,Fe(b)、Fe(c)量升高;各硅铁中 Si(a)、Si(b)含量升高,Si(c)含量下降。PFSS 絮凝剂中的高聚合态铁 Fe(b)、Fe(c)量低于 PFS-PS 絮凝剂的含量,而硅各形态分布相差不大。PFSS 中 Fe(b)含量在 15%~20%,PFS-PS 中 Fe(b)含量在 25%~35%,两种硅铁絮凝剂的 Si(b)含量均在 30%左右。

2)熟化时间对 PFSS 和 PFS-PS 中的硅铁形态

有相似影响:两种絮凝剂都是在较长时间内才能达到稳定;硅铁间的相互作用延缓了硅的胶凝时间。

3)Si/Fe 比的变化对 PFSS 和 PFS-PS 中的硅铁形态有不同影响:当 Si/Fe 不同时,PFSS 絮凝剂中的硅、铁形态向各自的优势方向发展,而 PFS-PS 絮凝剂的铁中的 Fe(b)在 Si/Fe=1 时有较高值,而硅在 Si/Fe 为 1 时,有最大含量的高聚合态 Si(c)和最小含量的 Si(a)。

5 参考文献

- [1] 郡维仁,朱传俊.聚合硫酸铁产品的质量检验.工业水处理,1994,(1):30~32
- [2] 王东升,汤鸿霄,栾兆坤.含硅酸盐水解 Fe(III)溶液的形态分析方法:Fe-Ferron 与 β -Silicomol 法相结合.环境化学,1998,17(3):225~231
- [3] 王东升,汤鸿霄.三类氧化硅的形态分布及其转化特性.环境化学,1997,16(6):515~523
- [4] 高宝玉,岳钦艳.聚硅酸的絮凝性能及胶凝特性研究,山东大学学报(自然科学版),1993,28(4):482~487
- [5] 田宝珍,汤鸿霄.聚合铁的红外光谱和电导特征.环境化学,1990,9(6):70~75
- [6] 李和平.活性硅酸聚合硫酸铁的研究.重庆环境科学,2000,22(1):36~38

The Comparison Analysis of Species Distribution of Silicon and Iron of Two Kinds of Polymeric Ferric Silicate Flocculants

Liu Ling Yang Shuangchun Yan Youbin Zhang Honglin

Abstract This paper discusses the polymeric ferric silicate flocculants including synthesizing polymeric ferric silicate sulfate flocculant with ferric sulfate and poly-ferric sulfate respectively, analyzing the species distribution of iron and silicon in the PFSS with Fe-Ferron and β -silicomolybdate methods, studying the influence of the ratio of Silicon/Fe, basicity, aging time on species distribution of silicon and iron. It puts forward the theory foundation of research on polymeric ferric silicate flocculants.

Key words flocculants poly-ferric sulfate polymeric ferric silicate sulfate species distribution

(上接第 31 页)

Brewage Industry Wastewater Disposal by IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process

Huang Zhijian Xing Haitao

Abstract It introduces the effect of Brewage industry wastewater Disposal by IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process, the characteristic of process project and inner cycle reactor and running management experience. IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process has advantage of high disposal efficiency, low energy consumption, space saving, less sludge product.

Key words brewage industry wastewater IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process inner cycle reactor

用鸟体组织监测环境中的重金属污染

杨琼芳 邹发生

(华南濒危动物研究所, 广州 510260)

陈桂珠

(中山大学环境科学研究所, 广州 510275)

摘 要 鸟类是食物链中的高级消费者。环境中的重金属可通过食物链传递并在鸟体内富集,受重金属污染的鸟的体色、体形和行为发生变化,鸟体组织中的重金属浓度反映了鸟类所处环境背景中的重金属浓度的高低,因此可以用鸟类作为监测环境的指示生物来监测重金属污染。文章对重金属在鸟体内富集的一些特点、用鸟类作环境监测的指示生物时应注意的问题进行了分析,对今后的研究进行了展望,期望今后用鸟类监测环境污染的方法能在我国得到广泛应用。

关键词 鸟类 重金属 指示生物

1 鸟体组织是监测重金属污染的好材料

鸟类是高等脊椎动物,是食物链中的高级消费者。鸟类与环境的关系十分密切,环境中的重金属会通过食物链在鸟体内富集,鸟体组织中的重金属浓度反映了鸟类所处环境背景中的重金属浓度的高低。Beyer 等测定了哥斯达黎加和美国佛罗里达州的黑头鸚鵡 (*Mycteria americana*) 胸羽汞的浓度(都为干重值)。结果表明,哥斯达黎加的黑头鸚鵡的胸羽汞浓度为 $0.7 \mu\text{g/g}$,佛罗里达北部黑头鸚鵡胸羽汞浓度为 $1.9 \mu\text{g/g}$ 、佛罗里达南部黑头鸚鵡胸羽汞浓度为 $9.93 \mu\text{g/g}$ 。很明显,哥斯达黎加的黑头鸚鵡胸羽汞浓度比美国的黑头鸚鵡胸羽的汞浓度低,这正反映了两地环境本底汞浓度的差异^[1]。又如,Erry 等研究了英格兰西南部和苏格兰西南部的红隼 (*Falco tinnunculus*) 体内砷浓度(干重值),在这两个地区中,英格兰西南部地区受砷污染比较严重,而苏格兰地区未受砷污染,英格兰红隼的肝、肾和肌肉中的砷浓度分别为 0.346 、 0.278 和 $0.187 \mu\text{g/g}$,而苏格兰红隼肝、肾和肌肉中砷浓度分别为 0.121 、 0.094 和 $0.057 \mu\text{g/g}$,英格兰红隼肝、肾和肌肉中砷浓度是苏格兰红隼肝、肾和肌肉中的砷浓度的几倍^[2]。Hutton 研究了伦敦地区的原鸽 (*Columba livia*) 体内铅、镉的富集,发现越近城市中心,铅、镉在鸽体内的浓度越高,与伦敦市中

心比周边地区环境背景中铅、镉浓度高相吻合^[3]。这些结果都表明鸟富集重金属的水平能反映环境中重金属浓度的差异。可以通过测定鸟的羽毛、组织、卵中的重金属来监测环境中的重金属污染。

在用作监测环境污染的鸟体组织中,又以用鸟的羽毛作为监测环境污染的材料为最好。首先,羽毛对许多重金属有更高的富集,便于检测;其次,鸟类的羽毛会再生,鸟类的羽毛被取样后不会对鸟类的生存造成大的影响,更避免了因监测取样造成鸟只死亡;第三,羽毛易长期保存,通过分析不同时期保存的鸟羽毛中残留的重金属浓度,就可以比较不同历史时期同一地区环境的变化。因此羽毛提供了一种相对无损伤、非侵犯性的监测环境污染的生物监测方法^[4]。监测环境污染的鸟又以雏鸟为好,因为雏鸟的食物是亲鸟从营巢地周边取来的食物,其污染程度能反映当地的环境污染状况^[5]。目前,在用鸟类组织监测重金属污染时,大多数研究是利用海鸟、水禽和猛禽的组织来作为测试对象^[6],测定鸟体组织中的重金属元素主要有镉(Cd)、铅(Pb)、汞(Hg)、钴(Co)、硒(Se)、锌(Zn)、铜(Cu)、锰(Mn)、镍(Ni)、钪(Sc)、铬(Cr)、钒(V)等。在我国,关于重金属在鸟类体内的富集以及重金属对鸟类的生长和繁殖的影响研究,已有一些学者进行过探讨^[7-11],但无论是研究的深度还是广度都很不够,可以说,此方

面的工作仅仅是刚刚开始。用鸟类监测环境污染状况是一种值得提倡的方法。

2 鸟类能反映重金属污染的危害

从鸟类繁殖行为的异常反应、羽毛的颜色、体形的改变、鸟类死亡等特征均可反映环境中的重金属对鸟类的危害。有报道称,在北美地区,约有2%~3%的水禽死于铅弹进入体内后引起的铅中毒。每年在加拿大,死于铅弹中毒的鸟有25万只。为了减少野生动物铅中毒,加拿大和美国政府现已禁止使用铅弹打猎^[12]。重金属污染使鸟的蛋壳变薄、受精率降低、胚胎的死亡率高、雏鸟异形、出现不正常的繁殖行为等症^[7,13]。

3 重金属在鸟体组织中残留的分布特性

3.1 鸟体富集重金属的种间差异

鸟类对重金属的富集有种间差异。生活于佛罗里达南部几种鹭科鸟类胸羽汞浓度情况是:大白鹭(*Egretta alba*)汞浓度最高,为8.2 μg/g(干重);大蓝鹭(*Ardea herodias*)浓度居中,为3.5 μg/g(干重);粉红琵鹭(*Ajaia ajaja*)浓度最低,为2.0 μg/g(干重)^[14]。又如Mochizuki等研究了几种鸭体内钒的富集,结果表明,不同种鸭的肝与肾内钒浓度不一样(如表1)^[14],斑嘴鸭(*Anas poecilorhyncha*)的浓度最高,肾中钒的浓度约是其它鸭肾中钒浓度的2倍;肝中钒的浓度是其它鸭肝中钒浓度的3倍以上。

表1 几种鸭肝和肾中钒的浓度 μg/g,干重

鸟 种	肾 脏	肝 脏
	平均数±标准差	平均数±标准差
斑嘴鸭 (<i>Anas poecilorhyncha</i>)	8.11±4.12 (n=7)	3.69±1.25 (n=9)
绿头鸭 (<i>Anas platyrhynchos</i>)	4.06±2.51 (n=6)	0.67±0.16 (n=4)
针尾鸭 (<i>Anas acuta</i>)	4.85±1.34 (n=6)	0.97 (n=2)
赤颈鸭 (<i>Anas penelope</i>)	3.69±1.33 (n=4)	0.39 (n=2)

* 括号中的数值为样本数

3.2 鸟体富集重金属的组织间差异

鸟的不同组织对重金属的富集能力是有差别的,Lewis用不同浓度的甲基汞喂红嘴鸥(*Larus ridi-*

bundus),结果表明内部组织中汞浓度的大小顺序是:肾脏>肝脏>肌肉,而所有羽毛中汞含量都比内部组织高^[15]。从表1的结果也可看出。斑嘴鸭、绿头鸭、针尾鸭和赤颈鸭肾脏中钒浓度分别是这些鸭肝脏中钒浓度的2.2、6.1、5.0、9.5倍,表明鸭肾比鸭肝富集更高的钒^[15]。

3.3 鸟体富集重金属的年龄差异

鸟类不同的发育阶段,羽毛中汞浓度不一样。以美国佛罗里达南部大白鹭为例,成鸟羽毛中汞浓度最高,为8.2 μg/g(干重);幼鸟居中,为6.7 μg/g(干重);雏鸟最低,为4.7 μg/g(干重)^[16]。北京城区成年麻雀(*Passer montanus*)体内的Hg、Se、Cd、Pb、Cu都高于幼年麻雀体内的浓度^[10]。Burger在综述了多位作者的研究结果后指出,大多数成鸟组织中的汞、铅和硒浓度比幼鸟相应组织的汞、铅和硒浓度高^[16]。Lock等指出,在非基本元素中,有成鸟残留比幼鸟高的趋势^[17]。

3.4 鸟体富集重金属的性别差异

Gochfeld等发现,几种鸭组织中的重金属浓度有性别差异,雌性斑背潜鸭(*Aythya marila*)比雄鸭有更高的铅和镁浓度^[18]。对蛎鹬(*Haematopus ostralegus*)的研究发现,锌和镉有性别差异^[19]。Gasaway在实验室用锌饲喂绿头鸭做毒性试验,结果表明,肾脏中的锌浓度雄鸭高于雌鸭,雄性北美黑鸭(*Anas rubripes*)肝中的铜和锌浓度比雌鸭显著高^[20]。

3.5 鸟类对重金属的富集与其食性有关

Doi等研究了日本Shiranui海(一个受汞污染地区)鸟类翼羽的汞浓度(湿重):食鱼鸟为7.1 μg/g,杂食性涉禽为5.5 μg/g,食肉鸟为3.6 μg/g,其它杂食性鸟为1.5 μg/g,食草涉禽为0.9 μg/g^[21]。Lee等研究韩国鸟类胸羽汞残留(湿重)时指出:食鱼的海鸟平均为3.23 μg/g,食肉鸟平均为2.91 μg/g,涉禽平均为0.97 μg/g^[22]。Hahn等报道食鱼猛禽羽毛汞浓度最高,然后依次是陆生猛禽、杂食性鸟和草食性鸟^[23]。处于食物链越高层的鸟类富集的浓度越高。

所以,用鸟类组织监测重金属污染时,评价的指标应注意以下几方面问题:①要有明确的地点,因为不同环境本底的地区,重金属在鸟体内的残留是不一样的。②注意重金属在鸟体内残留的变异,用重金属在鸟体内的残留量来评价不同地区环境污染状况,要在同一条件下进行,如用同一种鸟、同一年

龄(或相近年龄)的鸟、用鸟的同一组织材料,才能进行客观的评价。

4 研究展望

在国外许多环境研究中心、大学已建立起冷冻室,保存在野外收集到的死亡鸟类及鸟类组织或器官。这些材料对外开放,提供给有需要研究的单位或个人^[13]。建议在我国科研单位或大专院校建立类似的冷冻室,对有确定来源的没收的野生鸟类或意外死亡的鸟类给予保存,对保存的鸟类、鸟类组织或器官建立档案。为今后相关的环境监测和科学研究服务。目前,以下方面是当前研究重点。

4.1 监测不同历史时期环境变化

可以利用博物馆保存的鸟类标本的羽毛,经过测定,比较不同历史时期重金属在鸟类羽毛中的残留,研究不同历史条件下重金属的残留情况,揭示当时的环境状况及环境动态变化^[24]。同时建立国家级数据库,便于长期和大尺度的研究。

4.2 重金属元素在生态系统中的迁移研究

重金属元素通过食物链可以在生态系统中迁移。关于重金属元素在环境背景中(如水样、底泥)、不同有机体中的浓度测定做过大量工作。但关于重金属元素在生态系统中迁移的研究很少。在生态系统中,重金属从无机环境开始,经生产者、消费者逐级富集,到顶级消费者达到最大的质数。研究重金属在各营养级的浓度水平、分布规律、存在形态、迁移转化和生态效应是当前生态系统物质流研究的重要内容之一^[25]。鸟类是顶级消费者,水鸟摄食鱼类和水生无脊椎动物,通过测定重金属在水样(或底泥)、水生无脊椎动物、鱼、鸟等生物体中的浓度,可以了解重金属元素在生态系统食物链中的分布特点和迁移规律,进而评价重金属对环境的影响程度。

5 参考文献

[1] Beyer W N, Saplding M, Morrison D. 佛罗里达涉禽羽毛的汞浓度. *Ambio*, 1997, 26(2): 94-97

[2] Erry B V, Macnair M R, Meharg A A, et al. Arsenic residues in predatory birds from an area of Britain with naturally and anthropogenically elevated arsenic levels. *Enviornmental Pollution*, 1999, 106: 91-95

[3] Hutton M. Metal contamination of feral pigeons *Columba livia*

from the London area Part2-Biological effects of lead exposure. *Enviornmental Pollution*, 1980, 22(A): 281-293

[4] Thompson D R, Hamer K C, Furness R W. Mercury accumulation in great skuas (*Catharacta skua*) of known age and sex, and its effects upon breeding and survival. *Journal of Applied Ecology*, 1991, 28: 672-684

[5] Burger J, Gochfeld M. Heavy metal and selenium levels in feathers of young egrets and herons from Hong Kong and Szechuan, China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1993, 25: 322-327

[6] Movalli P A. Heavy metal and other residues in feathers of Laggar Falcon *Falco biarmicus* jugger from six districts of Pakistan. *Environmental Pollution*, 2000, 109(2): 267-275

[7] 李福来, 秦在贤, 滕怀妹. 朱鹮卵壳的微观结构和成分研究. *动物学研究*, 1990, 11(3): 173-176

[8] 郭东龙, 席玉英, 周梅素. 汞在喜鹊组织和器官中的分布规律. *中国环境科学*, 1996, 16(2): 153-156

[9] 何文珊, 陆健健. 迁徙滨鹚对重金属的富集及其环境检测意义. 见: *中国动物科学研究*, 北京: 中国林业出版社, 1999. 558-561

[10] 潘超, 郑光美, 张正旺, 等. 北京城区麻雀体内污染物的研究. *北京师范大学学报*, 2001, 37(6): 820-824

[11] 董元华, 龚钟明, 王辉, 等. 无锡鼋头渚夜鹭体内重金属残留与分布特征. *应用生态学报*, 2002, 13(2): 213-216

[12] Scheuhammer A M, Perrault J A, Routhier E, et al. Elevated lead concentration in edible portions of game birds. *Environmental Pollution*, 1998, 102: 251-257

[13] Kubiak T J, Harris H J, Smith L M, et al. Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's tern on Green Bay, Lake Michigan-1983. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1989, 18: 706-727

[14] Mochizuki M, Ueda F, Sasaki S, et al. Vanadium contamination and the relation between vanadium and other elements in wild birds. *Environmental Pollution*, 1999, 106: 249-251

[15] Lewis S A. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* Chicks. *Archives of Environment Contamination and Toxicology*, 1991, 21: 316-320

[16] Burger J. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Review of Environmental Toxicology*, 1994, 5: 203-211

[17] Lock J W, Thompson D R, Furness R W, et al. Metal concentrations in seabirds of the New Zealand region. *Environmental Pollution*, 1992, 75: 289-300

[18] Gochfeld M, Burger J. Heavy metal concentrations in the liver of three duck species: influence of species and sex. *Environ-*

- [5] Woodside Gayle, Aurichio Patrick. ISO 14001 auditing manual. New York: Mc Graw-Hill, 2000
- [6] 李巍, 杨志峰, 张远, 等. ISO 14000 标准中重大环境因素的判别方法. 中国环境科学, 1999, 19(4): 333~337
- [7] 刘玉芳, 成佳方, 李素云, 等. 关于几种重要环境因素评价方法的探讨. 中国 ISO 14000 认证, 2003, (2): 30~32
- [8] 李茵. 初始环境评审中环境因素的识别和评价方法. 环境污染与防治, 2002, 15(1): 6~7, 35
- [9] 毛孝明. 环境因素和环境影响的识别与评估. 电子质量, 1999, (10): 47~50
- [10] 中国进出口质量认证中心编. ISO 14001 环境管理体系的建立和审核. 北京: 中国检察出版社, 2000. 161~168
- [11] 罗榜圣. 基于 AHP 的企业环境因素群决策评估方法. 石油工业技术监督, 2001, 17(11): 30~34

Application of AHP in Assessment of the Significant Aspects

Shen Fangli Chen Donghui Chen Liang

Abstract According to the theory of the Analytic Hierarchy Process (AHP), this paper designs three analytic hierarchy molds to evaluate the significant aspects in establishing ISO 14001 environmental management system and introduces the application of the first mold. A new idea is proposed to confirm the significant aspects in ISO 14001 environmental management system.

Key words the analytic hierarchy process ISO 14001 environmental management system the significant aspects hierarchy molds assessment

(上接第 39 页)

- mental Pollution, 1987, 45: 1~15
- [19] Furness R W, Lewis S A. Mercury level in the plumage of Red-billed gulls *Larus novaehollandiae* scopulinus of known sex and age. Environmental Pollution, 1990, 63: 33~39
- [20] Gasaway W C. Zinc toxicity in the mallard duck. Journal of Wildlife Management, 1972, 36(4): 1107~1117
- [21] Doi R, Ohno H, Harada M. Mercury in feathers of wild birds from mercury-polluted area along the shore of Shiranui Sea, Japan. Sci. Total Environ., 1984, 40: 155~167
- [22] Lee D P, Honda K, Tatsukawa R, et al. Distribution and resident level of mercury, cadmium and lead in Korean birds. Bull. Environ. Contam. Toxi, 1989, 43: 550~555
- [23] Hahn E, Hahn K, Stoeppler M. Bird feathers as bioindicators in areas of the German Environmental Specimen Bank—bioaccumulation of mercury in food chains and exogenous deposition of atmospheric pollution with lead and cadmium. Sci. Total Environ., 1993, 49: 259~270
- [24] Thompson D R. Long-term changes in mercury concentration in herring gulls *Larus argentatus* and common terns *Sterna hirundo* from the German North Sea coast. Journal of Applied Ecology, 1993, 30: 316~320
- [25] 陆健健, 唐亚文. 崇明东滩湿地生态系统中重金属元素的分布和迁移. 见: 郎惠卿主编, 中国湿地研究和保护. 上海: 华东师范大学出版社, 1998. 259~272

Monitoring Heavy Metal Pollution in Enviroment Using Tissues of Birds

Yang Qiongfang Zou Fasheng Chen Guizhu

Abstract Birds are the top consumers in the ecosystem and the tissues of birds can accumulated heavy metals from their ambience or foods. Concentrations of heavy metals in tissues of birds reflect environmental background values of heavy metals. As a result the tissues of birds are widely used in monitoring environmental pollution. But, concentrations of heavy metals in tissues of birds vary with environmental background, foods, bird species, bird sex, bird ages, kinds of tissues etc. This paper discussed the characteristics of heavy metal accumulation in the tissues of birds. These characteristics are considered when using birds as bioindicator of environmental monitoring. Some topics of study on birds as bioindicator in the future are put forward in the paper as well.

Key words birds heavy metal bioindicator

层次分析法在重要环境因素评价中的应用

神芳丽 陈东辉 陈 亮

(东华大学环境科学与工程学院, 上海 200051)

摘 要 根据层次分析法的原理,在建立 ISO 14001 环境管理体系中,提出建立三种层次模型来评价重要环境因素,并结合实例介绍了第一种层次模型的运用。为 ISO 14001 环境管理体系中确定重要环境因素提供新思路。

关键词 层次分析法 ISO 14001 环境管理体系 重要环境因素 层次模型 评价

层次分析法(The Analytic Hierarchy Process即 AHP)是由美国运筹学家、匹兹堡大学教授 T.L.Saaty 于 20 世纪 70 年代创立的一种系统分析与决策的综合评价方法^[1],它较合理地解决了定性问题量化的处理过程。AHP 的主要特点是通过建立递阶层次结构,把人们的判断转化为若干因素两两之间重要度的比较上面,从而把难于量化的定性判断转化为可操作的重要度的比较,极大提高决策的有效性、可靠性和可行性。有学者将 AHP 方法用于决定是否实施环境管理体系^[2]。评价重要环境因素也需要将主观定性评价转化为客观定量的评价,所以运用层次分析法是一种比较适用、全面和实用的定性评价方法。

1 环境因素

环境因素是“组织的活动、产品或服务中能与环境发生相互作用的要素”,它是 ISO 14001 环境管理体系的重要要素,也是环境管理体系得以建立的基石。ISO 14001 标准中的其它要素都是围绕它来开展管理活动的。我国国家 EMS 认证机构认可制度中将环境因素列为四个需要重点审核的要素之一^[3]。另一方面,在建立 EMS 时如何有效、充分地识别、评价环境因素,在实施审核时如何审查组织在这方面的成效是 EMS 工作中最困难的任务之一。因而,环境因素的识别与重要环境因素的评价会对环境管理体系的有效性产生重大的影响。Robert C. Wilson^[4]提出 ISO 14001 标准并未提供方法决定重要环境因素,但组织应该为此设立一个评价体系识别和判定出重要环境因素,同时指出识别环境因素是个不断更新的

过程。Woodside Gayle 等^[5]也提出可用定量方法也可以采用定性方法去评价,重要是要设定一个程序,并按程序去实施。

2 重要环境因素评价中层次分析法的应用

2.1 评价方法介绍

用来评价重要环境因素的方法很多,其中专家判断法、相关方意见收集统计分析法、跟踪环境影响法、重要环境因素评价矩阵法等主观性强;是/非判断法、等标污染负荷法、频率对比法、多因子评价法有一定的定性基础,但是单从环境方面的依据来设立指标进行评价的环境因素^[6~8],不适用于资源能源方面的环境因素;而打分法则设定若干条判别标准,对识别出来的环境因素分别在各条标准下人为主观打分,将分数相加或相乘比较大小进行排序,从而得出重要的环境因素,这种方法考虑比较全面,但对各条判别标准的重要性等同对待。从上述各种方法的不足出发,本文结合街道区域建立 ISO 14001 环境管理体系的实例,介绍用层次分析法构造 3 种层次模型,结合打分法全面定性评价出组织的重要环境因素的方法。

2.2 第一种层次模型

由于在街道区域建立 ISO 14001 环境管理体系,将判别标准^[9]分为自然特性和社会特性,其中自然特性包括发生频率、影响程度、影响范围 3 个标准;社会特性考虑法规符合性或法规要求程度、政府(社区)关注程度、公众关注程度 3 个标准。将判别标准作为目标层(A),将两个特性作为资源层(B),

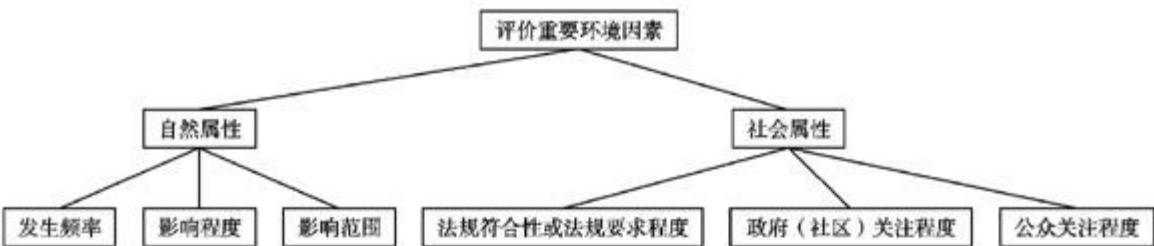


图 1 判断标准的层次模型

将标准作为方案层(C),建立其层次模型见图 1。
根据层次模型,在专家咨询的基础上,依据表 1 对所列标准分别两两比较自然特性和社会特性两者,自然特性的 5 个标准,社会特性的 3 个标准的重要程度,构造 3 个判断矩阵,见表 2~表 4。

表 1 相对重要性标度

标度	定 义
1	i 因素与 j 因素相同重要
3	i 因素较 j 因素稍微重要
5	i 因素较 j 因素明显重要
7	i 因素较 j 因素强烈重要
9	i 因素较 j 因素极度重要
2,4,6,8	介于以上两判断之间的中间状态对应的标度
倒数	若 i 因素与 j 因素比较得到判断值为 $a_{ij}=1/a_{ji}$, $a_{ii}=1$

表 2 A-B 矩阵

	自然特性	社会特性	ω
自然特性	1	1/3	0.25
社会特性	3	1	0.75

$\lambda_{\max}=3.04$ RI=0.58 CR=0.034<0.10

表 3 B₁-C 矩阵

	影响范围	影响程度	发生频率	ω
影响范围	1	3	5	0.64
影响程度	1/3	1	3	0.25
发生频率	1/5	1/3	1	0.11

$\lambda_{\max}=3.04$ RI=0.58 CR=0.034<0.10

表 5 各判别标准分级打分情况

评判标准	7	5	3	1
发生频率	每天	间歇	偶发	极低
影响程度	严重	一般	较小	很小
影响范围	极大	较大	较小	很小
法规符合性或法规要求程度	不符合	有严格要求	有要求	无要求
政府(社区)关注程度	极关注	较关注	一般关注	尚不关注
公众关注程度	关注热点	较关注	一般关注	不大关注

表 4 B₂-C 矩阵

	法规符合性或法规要求程度	政 府 (社区)关注程度	公众关注程度	ω
法规符合性或法规要求程度	1	5	3	0.64
政府(社区)关注程度	1/5	1	1/3	0.11
公众关注程度	1/3	3	1	0.25

$\lambda_{\max}=3.04$ RI=0.58 CR=0.034<0.10

然后利用方根法进行计算各个判断矩阵的最大特征值和特征向量。同时进行一致性检验,特征向量即为同一层次相应要素对上一层次某一要素相对重要性权值,完成层次单排序,再进行总的判断一致性检验,最终计算结果得出最低层次元素,即各条判断标准的相对权重 ω_i 。经计算得 CR 均小于 0.10,具有满意的一致性。

将每一判别标准分为 4 个等级,具体打分见表 5。

对识别出来的环境因素分别对 6 个标准打分 X_i , 分值乘以权重再求和, $\sum_{i=1}^6 \omega_i x_i$ 为这个环境因素的分数,比较得分可以评价出重要环境因素了。不同组织可以根据自己实际设定相应的评判标准和标准分级^[10]。

我们对街道区域识别出来的 960 个环境因素,将重复的环境因素进行归纳合并后还有 306 项,用上述层次分析法加权结合打分法评价出 182 个重要环境因素。再将重要环境因素划分为 18 大类作为环

境管理体系的管理和控制的重点，为以后体系的运行打下了良好的基础。

2.3 第二种层次模型

构造层次模型如图 2 所示，第一层为目标层：评价重要环境因素；第二层为评判标准层；第三层为环境因素层。

同样根据表 1 的相对重要性标度，先将评判标准两两比较得一比较矩阵，然后针对每一个评判标准，将环境因素两两比较后得到一个比较矩阵，6 个评判标准下就有 6 个比较矩阵，再根据层次分析法原理求出每个环境因素的总排序权值。按照权值大小同样可以评价出重要环境因素。如果每个专家都独立作出比较矩阵，给不同专家设定不同权重，再结

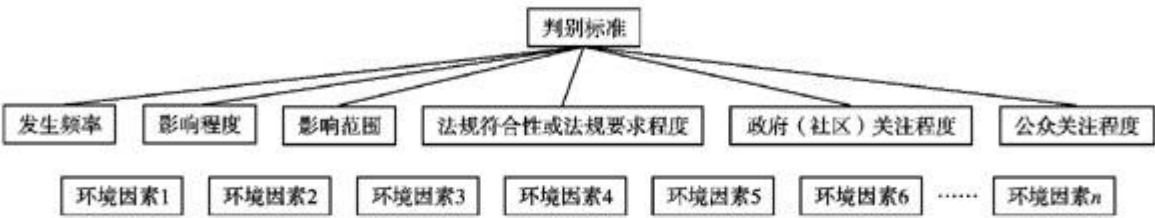


图 2 第二种层次模型

合到环境因素的权值，评价结果会更客观和全面^[11]。这种模型适用于识别出来的环境因素较少的体系，不需要打分，根据总排序权值大小可直接评价出重要环境因素。也可以先将识别出来的环境因素先进行初步筛选，剔出不重要的，再运用本层次模型评价。

2.4 第三种层次模型

构造层次模型如图 3 所示，第一层为目标层：评价重要环境因素；第二层为七大类环境因素；第三层

为环境因素层。
这种层次模型将环境因素先分成 7 个方面，比较这 7 个方面的重要程度，每个方面下的环境因素再进行两两比较。同样根据层次分析法求出每个环境因素的总排序权值。这种模型比较适用于体系在环境管理上有较明确的方向或在某方面环境问题上特别需要加强管理和控制的，而且不同方面的环境因素之间相互是比较独立的情况。

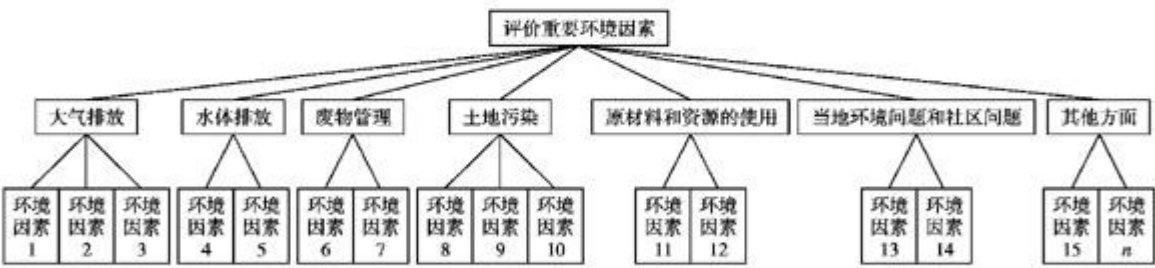


图 3 第三种层次模型

3 结论

应用层次分析法能准确地评价重要环境因素，可以为建立和实施 ISO 14001 环境管理体系提供比较可靠客观全面的依据。该法具有较强的逻辑性、实用性和系统性，特别适合生产型企业 and 那些环境情况比较复杂的组织。由于层次分析法是专家法的延伸，仍带有一定的主观性。各个组织根据具体情况采用不同的层次模型。将层次分析法应用在重要环境因素评价，关键是设计好层次模型，这为发展重要环境因素评价方法提供了一种新思路。

4 参考文献

[1] 蔡锁章. 数学建模原理与方法. 北京:海洋出版社,1999. 234~243

[2] Alberto petron. Developing a methodology for analysis of benefit and shortcoming of ISO 14001 registration: lessons from experience of a large machinery manufacturer. Journal of Cleaner Production, 2001, (9): 315~364

[3] 张剑青,钱利军. 环境因素的识别与评价对环境管理体系有效性的影响. 质量春秋,2001, (10): 17~19

[4] Robert C. Wilson. Identifying your plant's environmental "aspects". Pollution Engineering, 2000, (7): 33

- [5] Woodside Gayle, Aurichio Patrick. ISO 14001 auditing manual. New York: Mc Graw-Hill, 2000
- [6] 李巍, 杨志峰, 张远, 等. ISO 14000 标准中重大环境因素的判别方法. 中国环境科学, 1999, 19(4): 333~337
- [7] 刘玉芳, 成佳方, 李素云, 等. 关于几种重要环境因素评价方法的探讨. 中国 ISO 14000 认证, 2003, (2): 30~32
- [8] 李茵. 初始环境评审中环境因素的识别和评价方法. 环境污染与防治, 2002, 15(1): 6~7, 35
- [9] 毛孝明. 环境因素和环境影响的识别与评估. 电子质量, 1999, (10): 47~50
- [10] 中国进出口质量认证中心编. ISO 14001 环境管理体系的建立和审核. 北京: 中国检察出版社, 2000. 161~168
- [11] 罗榜圣. 基于 AHP 的企业环境因素群决策评估方法. 石油工业技术监督, 2001, 17(11): 30~34

Application of AHP in Assessment of the Significant Aspects

Shen Fangli Chen Donghui Chen Liang

Abstract According to the theory of the Analytic Hierarchy Process (AHP), this paper designs three analytic hierarchy molds to evaluate the significant aspects in establishing ISO 14001 environmental management system and introduces the application of the first mold. A new idea is proposed to confirm the significant aspects in ISO 14001 environmental management system.

Key words the analytic hierarchy process ISO 14001 environmental management system the significant aspects hierarchy molds assessment

(上接第 39 页)

- mental Pollution, 1987, 45: 1~15
- [19] Furness R W, Lewis S A. Mercury level in the plumage of Red-billed gulls *Larus novaehollandiae* scopulinus of known sex and age. Environmental Pollution, 1990, 63: 33~39
- [20] Gasaway W C. Zinc toxicity in the mallard duck. Journal of Wildlife Management, 1972, 36(4): 1107~1117
- [21] Doi R, Ohno H, Harada M. Mercury in feathers of wild birds from mercury-polluted area along the shore of Shiranui Sea, Japan. Sci. Total Environ., 1984, 40: 155~167
- [22] Lee D P, Honda K, Tatsukawa R, et al. Distribution and resident level of mercury, cadmium and lead in Korean birds. Bull. Environ. Contam. Toxi, 1989, 43: 550~555
- [23] Hahn E, Hahn K, Stoeppler M. Bird feathers as bioindicators in areas of the German Environmental Specimen Bank—bioaccumulation of mercury in food chains and exogenous deposition of atmospheric pollution with lead and cadmium. Sci. Total Environ., 1993, 49: 259~270
- [24] Thompson D R. Long-term changes in mercury concentration in herring gulls *Larus argentatus* and common terns *Sterna hirundo* from the German North Sea coast. Journal of Applied Ecology, 1993, 30: 316~320
- [25] 陆健健, 唐亚文. 崇明东滩湿地生态系统中重金属元素的分布和迁移. 见: 郎惠卿主编, 中国湿地研究和保护. 上海: 华东师范大学出版社, 1998. 259~272

Monitoring Heavy Metal Pollution in Enviroment Using Tissues of Birds

Yang Qiongfang Zou Fasheng Chen Guizhu

Abstract Birds are the top consumers in the ecosystem and the tissues of birds can accumulated heavy metals from their ambience or foods. Concentrations of heavy metals in tissues of birds reflect environmental background values of heavy metals. As a result the tissues of birds are widely used in monitoring environmental pollution. But, concentrations of heavy metals in tissues of birds vary with environmental background, foods, bird species, bird sex, bird ages, kinds of tissues etc. This paper discussed the characteristics of heavy metal accumulation in the tissues of birds. These characteristics are considered when using birds as bioindicator of environmental monitoring. Some topics of study on birds as bioindicator in the future are put forward in the paper as well.

Key words birds heavy metal bioindicator

广东省电子废弃物环境管理模式的探讨

余 斌 岑慧贤

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 文章简要分析了广东省电子产品、电子废弃物产生量及回收管理现状、存在问题,对电子废弃物可能释放的环境污染物、现有拆解回收模式及其污染危害进行了剖析。以循环经济作为指导思想,借助生命周期评价方法,探讨了以减量化、资源化、无害化为目标的广东省电子废弃物的产业化/专业化环境管理模式。

关键词 电子废弃物 环境管理 循环经济

1 广东省电子产品产量及电子废弃物产生量情况

人类生活越来越离不开电子产品,但由于电子产品本身寿命有限,人类追求新型电子产品的消费欲望不断攀升,而社会可持续性消费观念尚未形成,可以预见,随着国民经济的迅速发展在未来相当长一段时期内电子废弃物必将快速增加,成为一类新型的固体废弃物。

我国逐步发展成为世界最大的家用电器生产国和主要消费国之一。广东省位居我国电子产品的生产、进出口及消费的首位,据《广东省统计年鉴-2003》统计,2002 年电话机、电风扇、电视机和空调机的产量超过 2 亿台。据《广东省固体废物污染防治规划(2001~2010)》预测,2005 年广东省电器废弃量约 2 000 万台,废物重量约 46 万 t,2010 年电器废弃量将达到约 2 500 万台,废物重量约 55 万 t。据估计,制作电路板部件平均每 t 要使用约 0.9 kg 黄金、270 kg 塑料、128.7 kg 铜、1 kg 铁、58.5 kg 铅、39.6 kg 锡、36 kg 镍、39.8 kg 铈,还要使用钨、铂等贵金属。因此,电子废弃物不仅是环境问题,也是资源问题。电子废弃物可造成广泛的环境污染(可污染土壤、水体和环境空气),具有复杂性和长期性等特点,而目前广东省对电子废弃物的管理力度不足,迫切需要建立科学的环境管理模式以加强电子废弃物的管理力度,防止电子废弃物污染恶化。本文将从循环经济和生命周期评价(Life Cycle Assessment)等观念出发,探讨

广东省电子废弃物的环境管理模式。

2 电子废弃物可能释放的环境污染物

由于国内对电子废弃物的关注相对较晚,在已颁布的危险废物名录中并没有将电子废弃物列为单独条款,而关于电子废弃物向环境释放污染物的研究也相对较少。但据文献资料^[1],电子废弃物中含有大量《巴塞尔公约》禁止越境转移的有毒有害物质,因此将用后废弃的计算机、电子设备及其废弃物判定为“危险废物”。对于电子废弃物的环境污染,大多认为主要是重金属污染^[2-3]。事实上,一台个人电脑约含 700 多种化学物质,电脑显像管内就含有大量铅、锡、镉、汞、六价铬、聚氯乙烯塑料、酞酸酯和溴化阻燃剂等有毒有害物质,电路板、电容器、荧光管和水银高速继电器等电器中也不同程度地含有这些有毒有害物质,甚至含有多氯联苯等持久性高“三致”毒性有机物。毫无疑问,电子废弃物是一类毒性很强的固体废物,在环境中可释放出大量重金属、有毒有害有机物或持久性有机污染物,给生态环境造成复杂而长久的污染危害。

3 广东省现有拆解回收模式及其污染危害

据调查,广东省在废旧电子电器拆解回收方面有着 20 a 的历史。不可否定,通过有选择性地回收或进口一些废旧电器,拆解回收某些资源(如铜、锡、铅、银等金属),可在一定程度上缓解经济发展对资源的需求。然而,目前广东省电子废弃物的回收

模式主要以小商贩回收、作坊式拆解为主,管理粗放,资源回收利用率不高,污染严重。

电子废弃物收购集中后一般运到具有一定规模的作坊进行拆解、回收。经简单拆解后,有的电子元件直接重新进入二手电器市场,但更多的废弃物是被堆积在路旁、河岸或荒野。焚烧电线电缆是最简单而常见的金属回收方式。为提取电路板和电子元件中的金属(如贵金属、铜和铅等),酸性液体提取法被广泛采用,甚至用烘烤法溶取焊锡和电子元件。然而,这些粗犷的回收模式导致周围环境遭到严重污染。焚烧产生大量毒性烟雾,酸液池排放大量腐蚀性有毒液体,大量尚可深层次回收的电脑废物和电器垃圾散落、堆置于农田或路边;蓄电池外壳倾倒在河边,堆积如山,外壳中残余的含铅酸液流入河中。饮用水源、灌溉用水和耕种土地被严重污染,令人担忧的是一些有害重金属和持久性毒害有机物将长期污染水源和土壤。广东省潮阳市的贵屿镇和清远市的龙塘镇曾出现大面积废旧电器拆解污染事件,影响恶劣。若放任这种粗犷回收模式继续发展下去,废旧电子电器污染必将引发严重的区域生态问题,危害深远。

根据《广东省固体废物污染防治规划(2001~2010)》,广东省将在广州、佛山、深圳、珠海、湛江、清远、汕头各建一个符合环保标准要求的废旧电子电器产品回收处置中心,并在惠州建设一个省级危险废物回收中心,显示屏等器件将在此回收处理。2004年5月1日起实施的《广东省固体废物污染环境防治条例》,明确禁止露天焚烧或者使用未经环境保护行政主管部门批准的设施焚烧处理电线电缆、电路板、敷铜板、电子电器等,禁止在广东省经营、处置和利用进口的废旧电子电器类固体废物。该条例首次将电子废弃物纳入管理范围,其实施将在一定程度上遏制因废电器、废线路板、废塑胶、废电线电缆等焚烧、堆置或简易处理造成的环境污染。然而,该条例在电子废弃物回收利用及污染防治方面尚有可商榷之处,比如尚未深入阐明或全面规定电子废弃物的资源化途径,尚未涉及电子产品的设计、原材料使用等环节,生产者和消费者的回收责任亦未纳入管理范畴。

4 广东省电子废弃物环境管理模式探讨

电子废弃物的环境管理模式本质上是社会经济运作模式的一个侧面,这种管理从资源利用/环境保护的角度去规范电子产品的“设计—生产—消费

使用—废物回收—再生资源利用及废物处置”全过程,以期达到尽可能减轻电子废弃物的环境影响强度的目的。因此,电子废弃物环境管理模式的建立应全面考虑电子产品生命周期各环节与电子废弃物环境影响强度之间的关系,只有这样才能达到“减量化、资源化、无害化”的废物环境管理目标。

4.1 循环经济与电子废弃物环境管理

传统经济发展模式下出现高强度的资源消耗和环境污染与我国人口众多、资源相对贫乏、生态环境脆弱等国情极不相称,建立资源/环境负荷较低的经济增长/社会消费模式是实现可持续发展的要求,而走循环经济之路将是我国经济发展的必然选择。循环经济^[4]是人类按照自然生态系统物质循环和能量流动规律建构的经济发展模式,使得社会经济系统和谐地纳入到自然生态系统的物质循环过程中去,在最大程度上减轻人类社会经济发展对自然生态系统的破坏程度,其特征是自然资源的低投入、高利用和废弃物的低排放。显然,循环经济倡导的是一种建立在物质不断循环利用基础上的经济发展模式,而构建“资源—产品—消费—资源再生”这样一种物质循环流程是实施循环经济理念的核心内容。电子产品属于寿命长、社会化程度高的一类产品,建立循环经济产业模式将有利于实现电子废物的环境管理目标。

循环经济与产品的生命周期息息相关,而对电子产品进行生命周期环境影响评价将有助于充分认识电子废弃物的环境影响。从图1可以看出,电子产品的生命周期包含产品设计、原材料使用、产品制造、产品使用、废物产生、废物收集、废物回收利用和处理处置等环节。电子产品生命周期的各个环节均对电子废物的环境影响强度作出贡献,其中产品设计、原材料选用和产品制造等环节主要发生在生产者内部,使用环节主要与消费者有关,而废物收集、废物管理/资源再生/处置等环节则具有明显的社会特性。因此,完整的电子废弃物环境管理系统应涉及产品设计、原材料选用、生产工艺(产品质量)、废物收集、废物管理/资源再生/处置等环节。

目前国内固体废物的环境管理一般都侧重于末端管理,比如《广东省固体废物污染环境防治条例》其重点就是废物产生后的环境管理。事实上,电子产品的设计和制造过程已经直接决定了电子废物的环境影响强度,比如产品设计理念决定产品的回收利用

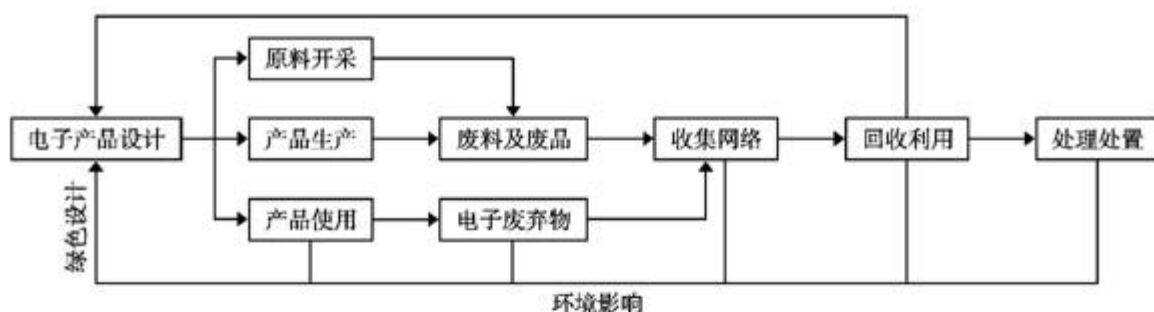


图1 电子产品生命周期环境影响评价框图

特性,原材料选用决定产品废物的安全性及其回收利用特性,而生产工艺影响产品的质量及其使用寿命。如果在电子产品的设计和制造过程充分考虑电子废物的回收利用与再生资源化,树立循环经济产业理念,可从源头上有效减轻电子废物的环境影响强度。因此,电子废物的环境管理应有利于促进生产者走循环经济产业道路,强化绿色设计和绿色产品理念。

4.2 电子废弃物环境管理的法律建设

发达国家在家电废物立法管理方面已经相当完善,特别是欧盟国家和日本。1992年德国开始实施《电子废物条例》,规定制造商和零售商有回收电子废物的责任。荷兰的《电子电器产品废弃物法》规定2000年电冰箱、洗衣机的材料再利用率要达到90%。1990年奥地利制定灯具及白色家电的回收再利用法,1994年提出《电子电器废弃物法》草案。1998年比利时一些地区制定了白色和褐色家电的法规,规定含铁金属、非铁金属及塑料的回收目标。2002年,欧盟成员国提出《制造商扩展负责》法案,要求欧盟境内的电子产品制造商有义务回收各类废旧电子产品,并严格限制使用特定的有毒原材料。其后,欧洲议会和欧盟部长理事会出台两部法律文书:《废弃电气及电子设备指令》(2002/95/EC)和《关于在电气及电子设备中禁止使用某些有害物质的指令》(2002/96/EC),其中涉及10大类100多小类的电子电气设备。估计到2006年欧盟成员国90%的电视、电脑、手机等电子产品的废弃物将由制造商负责回收再利用。日本也于2001年4月专门颁布了《家用电器再循环法》,提出废旧家电要“再商品化”即建设一个“生产—使用—回收—再利用”的循环型经济模式,该法规定家电的生产企业、零售商、消费者共同承担家电回收再利用的义务。发达国家的家用电器废物立法管理工作已从末端污染控制管理向源头污染预防管理转变。

我国由于缺乏政府法律法规的约束,几乎没有电子产品企业进行产品包装物和产品废旧物的回收利用。因此很有必要借鉴发达国家的相关立法管理办法,结合我国具体国情,进一步加强我国电子废物管理力度。《广东省固体废物污染防治规划(2001~2010)》虽有要求电子产品生产者和经营者对其生产和经营的产品进行回收及处理,但《广东省固体废物污染环境防治条例》(2004)对电子废物的管理力度仍然不足,管理程序亦不够明确。

在国家未出台相关法律法规之前,广东省可根据本省的实际,先行制定有关电子废弃物的专门管理办法,明确规定电子废弃物的管理流程,明确电子产品制造者、销售者和消费者在电子废物回收利用和处置等方面的责任,同时规范电子废物管理资金积累及其使用过程。通过立法促使制造商开发绿色家电,强化循环经济产业理念,形成“资源—产品—再生资源”的良性循环,从根本上减轻电子废物的环境影响强度。制定相应的规章制度和信贷、税收等优惠政策,用经济手段促进电子废弃物的回收利用及处理产业健康发展。

4.3 加快开发电子废弃物资源回收技术

废物资源再生技术开发是目前国内电子废弃物环境管理升级上档次的关键所在,开发安全而资源回收率较高的回收技术是废弃物资源回收产业化的必要技术支持。政府需要投资立项开发废物资源回收技术,促进电子废弃物回收产业健康发展。

马晓茜等^[9]应用生命周期评价法分析了广东省某电视机生产基地的生产过程、废旧塑料资源化利用的两种不同过程对环境的影响,认为塑料废弃物热解联合循环发电在环境效益和经济效益方面均优于气化联合循环发电,是一种值得推荐的废旧塑料再生能源(资源)转化方案。广东省每年报废的50万台电视机中,若20%无法回收利用而转为再生能源化

利用,则可发电 $1.19 \times 10^6 \text{ kW} \cdot \text{h}$,当然在废物运输、塑料热解及燃烧发电等过程中都会排放一定量的污染物,而且废旧塑料在热解处理过程中具有排放毒性污染物的潜在危险,需要适当控制。

4.4 电子废弃物产业化/专业化管理

目前广东省电子废弃物的回收主要力量是小商贩,而作为国内电子产品生产、消费的大省,每年产生的电子废弃物数量巨大,政府有必要投资组建有效的废物回收网络,保证回收渠道的顺畅,使回收网络、再生资源利用和废物处置构成一条结构紧密的产业链。广东省可借鉴美国的电子废弃物产业化/专业化管理经验^[1](管理流程见图2),建立全省电子废物定点回收网络,各大城镇建立电子废物专业化处理中心,使电子废弃物环境管理走上产业化、专业化和正规化的发展道路,实现“减量化、资源化、无害化”的废物环境管理目标。电子废弃物产业化/专业化管理不仅可收到良好的环境效益,减轻资源负荷,而且可创造一定的经济效益,增加就业机会,社会效益显著。

5 参考文献

- [1] 段晨龙,王海峰,何亚群,等. 电子废弃物的特点. 江苏环境科技,2003,16(3):31~33

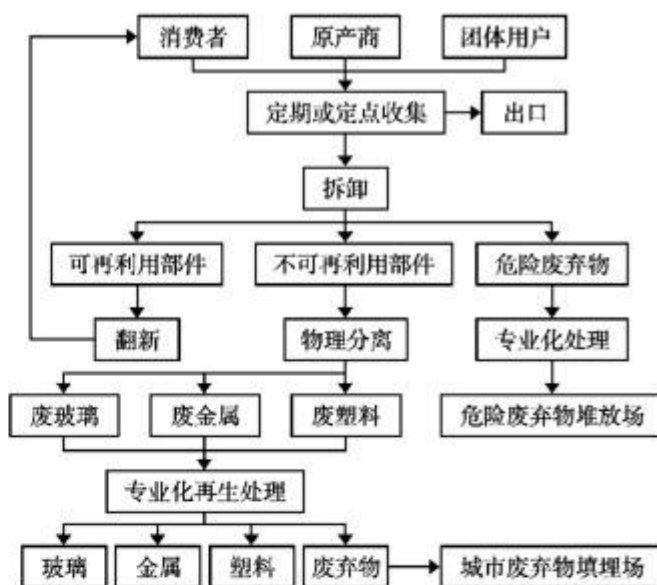


图2 美国电子废弃物产业化管理流程

- [2] 查建宁. 电子废弃物的环境污染及防治对策. 污染防治技术,2002,15(3):35~37
 [3] 宋国勇,许涛,裴晓明. 电子废弃物的回收与利用. 辽宁城乡环境科技,2003,23(5):50~52
 [4] 曲格平. 走发展与环境双赢之路. <http://www.sars.gov.cn/chinese/huanjing/445022.htm>
 [5] 马晓茜,李飞,李敏,等. 电视机生产及其塑料废弃物资源化利用的 LCA 分析. 中国塑料,2003,17(7):72~77

Discussion on Environmental Management Pattern of Electronic Rejected Material in Guangdong Province

Yu Bin Cen Huixian

Abstract This paper introduces briefly the output and reclaim of electronic product and electronic rejected material and analyzes the existing problems, and studies the potential pollutants releasing, dismantling mode and harm of contamination. According to the theory of recycle economy, it discusses the industrial and professional environmental management pattern for electronic rejected material in Guangdong province aiming at electronic rejected material reduced, reused, innocuous and proposes suggestion and countermeasure.

Key words electronic rejected material environmental management recycle economy

我国生物多样性保护向纵深发展

5月22日是国际生物多样性日,我国加入《生物多样性公约》10年来,不断完善保护和管理体制,扩大自然保护区面积,生物多样性保护日益向纵深发展。

今年国际生物多样性日的主题是“生物多样性:全人类食物、水和健康的保障”,旨在强调在确保粮食安全和适当供水方面,以及在保护基于世界生物宝藏的众多传统药物和现代药品方面,生物多样性非常重要。

到2003年底,全国共建立自然保护区1999个,占国土面积的14.4%,初步形成了全国性的保护区网络。目前我国70%的陆地生态系统种类、80%的野生动物和60%的高等植物,特别是国家重点保护的珍稀濒危动植物绝大多数都在自然保护区里得到较好的保护。自然保护区的建设和管理得到长足发展。

摘自《中国人口·资源与环境》

浅谈环境监测实验室的 HSE 管理

桂烈勇

(太仓市环境保护局环科所, 江苏 太仓 215400)

摘 要 文章对环境监测实验室的安全、环保与健康的管理工作进行了全面的阐述, 提出要对此项工作实行程序化、制度化、规范化和一体化的管理, 并建立 HSE 管理体系。这是实施实验室国家认可的要求, 也是环境监测实验室走向标准化和现代化的重要标志。

关键词 环境监测 实验室 安全 环保 健康

HSE 是英文 Health、Safety、Environment 的缩写, 意为健康、安全、环境。HSE 管理体系就是健康、安全与环境的一体化管理, 是当前国际石油、石化行业广泛推行的一种管理方法。环境监测实验室涉及的样品极为广泛, 所用分析方法和手段也很庞杂, 工作中经常要接触各种化学危险品, 产生的废气、废液、固体废物还会污染环境。为保证分析人员的安全和健康, 减少环境污染, 环境监测实验室也有必要建立 HSE 管理体系, 以加强对健康、安全和环保方面的管理。

1 实验室的安全管理

1.1 化学危险品的管理

环境监测实验室的化学危险品一般包括 6 大类, 即爆炸物品、强氧化剂、自燃物品和遇水易燃物品、易燃液体、毒害品和腐蚀品、压缩气体和液化气体。化学危险品必须储存在专用仓库或专用储存室(柜)内, 并有专人管理。危险品仓库必须符合《建筑设计防火规范》(GB 116-87)的要求, 室内最高温度不得超过 30℃, 且必须有通风换气和灭火设备, 并注意防潮防水; 仓库的照明电源开关应安装在仓库门口。各种危险化学品必须按照其分类(见表 1), 进行分区储存, 不得混合储存。同时应注意: 化学性质不同, 灭火方法不同的化学危险品, 切忌放在同一间库房或同一储存室(柜)内, 以免发生事故; 剧毒物品应严格按“五双制”管理, 即双人保管、双人领发、双本账、双把锁、双人使用; 亚硝酸盐和硝酸盐必须与硝酸铵、过氧化钠等强氧化剂隔离存放, 硝酸铵应单

独存放; 黄磷在空气中会着火, 应放入 pH 值 7~9 的水中保存, 并避免阳光照射; 经常对仓库进行安全检查, 如发现试剂变质失效、标签脱落等异常情况, 应立即处理。

1.2 实验室的安全防护

化学危险品若使用不当, 可能引起爆炸、火灾和中毒等事故, 危害人身安全和健康。分析人员必须牢固树立安全第一的思想, 并采取适当的防护措施(包括现场采样和监测时的安全防护)^[1]。此外还应注意: 化验室内不得放置超过短期必须用量的化学危险品, 并按照表 1 进行分类存放, 定期检查; 易燃易爆的有机试剂不宜放冰箱内保存, 以免挥发出的蒸气因冰箱开启时的火花而引爆; 使用腐蚀性试剂时应戴上防护手套, 用后实行漱口、洗脸等措施; 使用挥发性强的有机试剂时要注意避免明火, 绝对禁止使用明火加热; 充分了解所用试剂的特性及其化学反应, 并严格按照分析方法规定的步骤操作, 严禁任意混合各种化学物质, 以免发生危险; 电器设备应有良好接地保护措施, 对电压高、电流大的设备, 要使其接地电阻在几个 Ω 以下。不得使用超过设备规定的熔断丝。

2 实验室的环保管理

环境监测实验室实际上是一类典型的小型污染源, 产生的污染物主要是废水和固体废弃物。除大气自动监测和噪声监测等少数监测项目外, 几乎所有的常规监测项目都不同程度存在着废水污染问题。

表 1 环境监测实验室常见化学危险品分类^[1,2]

类 别	代表性品名
易爆炸试剂	叠氮化钠
氧化性试剂	硝酸盐类:硝酸钾、硝酸钠、硝酸铜、硝酸铵、硝酸镍、硝酸铅、硝酸镉 亚硝酸盐类:亚硝酸钾、亚硝酸钠 氯酸盐类:氯酸钠、氯酸钾 高锰酸盐类:高锰酸钾 其它类:过硫酸钾、过硫酸铵、重铬酸钾、铬酸钾、碘酸钾、溴酸钾
遇水燃烧试剂	锌粉、碳化钙
易燃液体试剂	极易燃烧试剂:乙醚、二硫化碳、丙酮、石油醚 一般易燃试剂:乙腈、乙酸乙酯、乙酸丁酯、甲醇、1,1-二氯乙烷、无水乙醇、甲苯、二甲苯、正丁醇、苯、苯乙烯、丙烯腈、异丙醇、异戊醇、吡啶
易自燃试剂	黄磷
毒害性试剂	固体剧毒品:氰化钾、氰化钠、三氧化二砷、亚砷酸钠、硒粉、氯化汞 一般固体毒品:乙酸铅、硫氰酸汞、秋水仙碱、氰化钠、红色氧化汞、氯化钡、碳酸钡、硫酸汞、碘化汞、铬酸钡、硫酸铍、金属铍、对氨基二甲基苯胺、硝酸铈、硫酸银 一般液体毒品:三氯甲烷、三溴甲烷、四氯化碳、汞、苯胺、乙苯、硝基苯、四氯乙烯、二乙胺、丙烯醛、乙二醇甲基醚
腐蚀性试剂	无机类:过氧化氢、高氯酸镁 无机酸类:氢氟酸、盐酸、高氯酸、浓硝酸、发烟硫酸、浓硫酸、碘、磷酸 有机酸类:乙酸酐、三氯乙酸、甲醛溶液、冰乙酸、苯酚、氯乙酸 碱类:氢氧化钠、氢氧化钾、浓氨水、氧化钙、硫化钠

环境监测实验室作为环保系统的基层单位，在为环境保护作贡献的同时，却在污染着环境，这与其工作宗旨是相违背的。目前由于种种原因，环境监测部门往往忽视自身的环保工作，一些基层的环境监测实验室对产生的废液基本不做任何处理而直接倒入下水道，在污染环境的同时，也危害着自身健康。随着我国环保工作的逐步推进，环境监测实验室的工作量在不断增大，产生的污染物也越来越多，应引起实验室及其上级主管部门的高度重视。

2.1 危险废物的处理

对于产生的废液和固体废弃物,按照《国家危险废物名录》和《危险废物鉴别标准》(GB 5085.1~3-1996)属于危险废物的,如废化学试剂、废酸、废碱等,应按照固体废弃物污染防治法的有关规定先进行分类收集,然后送交专门的处置机构进行处理。若无此专门机构,也可按照“三化”(减量化、资源化、无害化)原则自行处理。

2.2 实验室废液的处理

环境监测实验室产生的废液虽然量不多,但种类较杂,且常含有腐蚀性、剧毒性和致癌性物质,应按照分类收集、分质处理、兼顾回收的原则,首先做好分类收集,一些有机溶剂如四氯化碳、石油醚等,应尽量回收(可委托相关厂家回收)。由于环境监测部门的工作任务繁重,不可能将所产生的全部废液都进行处理,一般低毒性的少量废液可用大量水冲稀后排入下水道,大部分废液可根据其主要成分,委托有资质、有能力的工厂、化工废水处理站或城镇污水处理厂进行处理。但对于含剧毒物质废液、含重金属废液以及某些有机废液,应自行处理(属危险废物的按 2.1 处理),达标后方可排放。处理过程中应注意:选择没有破损且不会被废液腐蚀的密闭容器进行收集,置于安全地点妥善保存,特别是剧毒、易燃易爆以及会产生有毒气体的废液,要防止泄露,并尽快进行处理;对于为了分解氰基而加入次氯酸钠,以致产生游离氯,以及由于用硫化物沉淀法处理废液而生成水溶性的硫化物等情况,其处理后的废水往往有害。因此,必须视情况把它们加以再处理;对于甲醇、乙醇及醋酸之类溶剂,能被细菌作用而易于分解,故对这类溶剂的稀溶液,经大量水稀释后,即可排放^[3-5]。

2.3 实验室的污染控制

实验室应重视监测分析的每一个过程和环节可能产生的污染,推行清洁分析和清洁操作,尽可能减少污染物的排放量和毒性。具体措施有:尽可能选择清洁、安全、污染少的分析方法,逐步淘汰那些有毒有害、存在二次污染的分析方法。一般采用传感器、色谱仪等现代仪器要比化学方法污染少;在不影响分析结果的准确度和精密度的前提下,可对某些分析方法进行适当的改进,如用毒性小、易降解、易处

理、可回收利用的代用品,代替那些会产生有害废液的试剂,或减少有毒有害试剂的使用量;废水(特别是未经处理的废水)的采样量应根据分析项目的多少和使用量来确定,避免采集过多;根据目前监测工作的需要购买试剂,不要一次购买大量试剂,快过期的试剂应尽快使用;制定实验室废弃物处理与处置管理办法,加强监测人员的环保意识教育,提高自身素质。

3 实验室的健康管理

在做好安全和环保的同时,还要注意自身健康。实验用的化学试剂大多对人体有害,特别是一些挥发性较强的有机试剂(如苯、苯酚、甲醛等),若吸入其高浓度的蒸气,对人体的健康危害较大。有些化学物质对人体的危害具有蓄积性(或引起慢性中毒),如苯中毒主要是慢性中毒^[9],即便是浓度非常低的苯蒸汽,也能引起慢性苯中毒。因此,不可忽视分析测试过程对健康的慢性影响。为确保自身健康,应注意:经常保持化验室通风,尽量少在室内停留,严禁在室内吸烟和饮食;手上皮肤有破损时,最好暂停分析工作,或戴防护手套操作;在进化验室工作前严禁饮酒或其它醇类饮料,以免加快有毒物质的吸收;保持下水道通畅,以免有毒有害气体从下水道挥发进入室内;定期体检,发现疾病及时治疗。

4 建立 HSE 管理体系

目前,许多环境监测实验室都在积极申请实验室

国家认可,《实验室认可准则》(CNACL 201-2001)第“5.3.6”条明确要求:“实验室应符合有关健康、安全和环保的要求”。因此,实验室在全面加强能力建设和质量管理的同时,还应建立完备的 HSE 管理体系,本着“安全第一、重视环保、确保健康”的原则,对实验室的安全、环保和健康工作实行程序化、规范化、制度化和一体化管理。当前,可参照石油、石化行业的 HSE 管理体系,按照体系的理念和要求并结合自身实际,全面考察环境监测分析的各个方面,制定相应的程序文件,并按照“规划—实施—验证—改进”的模式,建立系统的预防和管理机制,杜绝实验室安全事故的发生,并最大限度地减少环境污染,从而不断提高实验室的管理水平。这不仅是实验室国家认可的需要,也是环境监测走向标准化和现代化的前提和保证。

5 参考文献

- [1] 中国环境监测总站. 环境水质监测质量保证手册. 第2版, 北京:化学工业出版社,1994. 200~219
- [2] 吕春绪, 诸松渊. 化验室工作手册. 南京:江苏科学技术出版社,1994. 10~35
- [3] 张卫星. 环境监测实验室的废液处理. 四川环境,2003,22(2):38~39
- [4] 俞美香. 常见实验室废液处理. 环境导报,2002,(3):17~18
- [5] 徐衍忠. 实验室常见废弃物的处理. 中国环境监测,1996,12(6):46~50
- [6] 堀口 博. 公害与毒物、危险物(有机篇). 刘文宗,张凤臣,车吉泰,等译. 北京:化学工业出版社,1980. 14~19

Elementary Study on HSE Management of Environmental Monitoring Laboratories

Gui Lieyong

Abstract The safety, environmental protection and health management of environmental monitoring laboratories was discussed. The procedural, standardized and integrated management system was proposed for building HSE Management System for meeting with state laboratory qualification. It indicated that standardization and modernization became a trend to the environmental monitoring laboratories.

Key words environmental monitoring laboratory safety environmental protection health

广东省红树林湿地管理探讨

郑松发 李 玫

(中国林科院热带林业研究所, 广州 510520)

章金鸿

(广州市环境保护研究所, 广州 510620)

摘 要 文章概述了广东省红树林湿地的管理历程、现状, 分析了管理中普遍存在的问题, 提出了目前为加强红树林湿地管理而急待完成的任务。

关键词 红树林湿地 管理 广东省

广东省有很长的海岸线和较丰富的红树林湿地资源。红树林具有很高的生态、社会和经济价值, 尤其在固岸护堤、发展近海渔业、维持生物多样性、防治污染净化环境、提取海洋药物、美化景观发展旅游、科学研究以及维持海岸带生态平衡等方面具有重大的价值^[1]。然而长期以来对红树林的不合理利用与开发, 致使广东省红树林湿地面积急剧减少、物种多样性降低、生态系统结构受损和功能衰退。红树林遭受破坏后给海岸的生态环境造成了不良影响, 如导致红树林区的动植物资源减少, 风暴潮、赤潮等的经济损失加重。广东省现存的红树林多数是次生林或残次林, 生长不良、层次简单, 不能有效发挥红树林湿地的生态、经济和社会效益^[2]。如何科学地保护和管理红树林湿地, 是维持广东红树林湿地可持续发展、促使其发挥应有的生态效益的基础。本文就广东省的红树林湿地管理提出了建议, 希望对今后的红树林湿地保护、管理和科研有所帮助。

1 广东红树林湿地保护与管理历程

1979 年国家林业部致函广东省政府, 指出应重视广东的红树林保护和发展。1980 年省农委批转林业厅关于加强沿海红树林保护管理的意见, 各地开始将红树林列入沿海防护林范畴进行保护管理; 同年成立海南(原属广东省管辖)东寨港红树林自然保护区。1984 年国家级深圳内伶仃-福田自然保护区成立, 该保护区以红树林湿地及鸟类为主要保护

对象; 同年省林业厅向省政府报告, 要求采取一系列措施保护、恢复和发展我省红树林资源。1985 年深圳、香港举办了“水之边缘生命”为主题的红树林湿地展览, 达到良好的宣传教育效果; 同年省林业厅派出专家赴马来西亚、泰国等国考察红树林。1988 年底, 湛江市开始对现有红树林进行全面调查, 作出红树林发展规划。

1991 年建立湛江红树林省级自然保护区, 管护面积为 1 533 hm²。制订了政府扶持、重点管护的办法鼓励营造红树林, 并每年拨出专款用于红树林的管理与培育。1994 年 9 月, 全国红树林保护管理座谈会召开, 讨论了编制全国红树林生态系保护与管理行动计划, 将红树林保护与管理列入 21 世纪议程优先项目。1996 年 4 月, 广东省海域使用管理规定出台, 其中第十四条列出的重点保护海域中包括红树林湿地。1997 年 12 月湛江红树林国家级保护区成立, 管护面积扩大到 20 000 hm², 1999 年湛江市完成了《广东湛江红树林国家级自然保护区总体规划》。1998 年至今, 珠海市成功人工营造红树林共计约 250 hm², 1999 年年底珠海市红树林自然保护区(市级)成立(管护面积 1 000 hm²), 主要保护对象为沿海滩涂红树林和候鸟。

2000 年在惠东县红海湾建立 533 hm² 的红树林保护区。2000 年 11 月, 全国红树林保护管理工作会议召开, 要求加大红树林保护区的建设和保护管理工作力度。2001 年广东省对现有的红树林资源进行

了调查,并计划制定“地方湿地行动计划”以保护和发展红树林。同年9月中国与荷兰合作的雷州半岛红树林综合管理和沿海保护项目正式启动,建设期为2001~2006年,主要包括红树林及相关资源调查、红树林保护区建设、人工营造红树林、技术援助和管理人员培训、沿海社区公众环保教育等。2002年为加快红树林的建设力度,广东省将红树林纳入了生态公益林的管理范畴,湛江、茂名、阳江、江门、珠海、广州和汕头等市作为恢复发展红树林的试点市,采用适地适树、科学种植的措施,使红树林恢复发展工作取得成功。“十五”期间广东还将人工营造红树林8 000 hm²,并通过人工促进天然更新和建立自然保护区等办法,保护、恢复、发展红树林和湿地生态系统,力争在红树林适生地区建成分布较均匀、结构较合理、生态功能较稳定的18 000 hm²红树林体系^[9]。

2 广东红树林湿地管理现状及存在问题

广东省早在第三纪初期的始新世(距今56~35Ma)就有红树林分布^[9]。广东原有红树林湿地近8.6万hm²,但由于近30a来的不断围海造田、建造盐场和围塘养殖等使红树林湿地遭到严重破坏,至今仅存2.14万hm²^[10]。据2001年《广东省湿地资源调查报告》显示,广东省约有红树林湿地2.14万hm²,绝大部分分布在粤西,湛江和雷州半岛有18 199 hm²,珠江口地区有1 859 hm²,粤东地区仅零星分布。全省共有红树林植物29种17科21属,种类数量仅次于海南岛。其中真红树11科14属21种、半红树6科7属8种,还有伴生植物14科23属24种。广东主要的红树林湿地共有10个,包括湛江红树林保护区(管护面积20 000 hm²)、深圳福田红树林保护区(865.5 hm²)、汕头海岸湿地保护区(20 000 hm²)、珠海市红树林保护区(1 000 hm²)、茂名市红树林保护区(2 847 hm²)等。

由于红树林自然保护区的红树林是广东省红树林的主体,红树林湿地的管理活动主要也在各保护区中开展。迄今为止广东已建立两个国家级红树林保护区、8个县、市级保护区,其中深圳福田国家级红树林自然保护区是管理得最好的。该保护区设立了管理站、派出所和科研室,现拥有一支38人组成的管理队伍,其中有3名科研人员。深圳市政府和林业部门投入了大量资金用于基础设施建设,行政事

业经费也较充足。近年来,保护区还与多家科研单位和高校联合开展了各种科研项目,内容包括红树林生态系统恢复与发展、鸟类生态学、保护区总体规划、环境监测及环境影响评价等。

目前各保护区的管理中普遍存在较多问题,如大多数保护区基础设施差,管理经费得不到保障;科研力量薄弱,基础性的科研工作开展不够,少数保护区连基本的本底资料都没有;有的保护区被短期利益驱使,任意在保护区内进行破坏性开发利用活动;有的保护区没有妥善处理好与周边社区民众的关系,常发生利益冲突。保护区管理水平较低主要原因有:人们对红树林保护意识淡薄、法规不完善、管理机构不健全、执法不严、经费短缺以及缺乏交流与合作等^[9]。一些保护区在规划、建设和管理中,没有将红树林湿地作为一个特殊的整体纳入整个海岸带综合管理中,大多数仍属单纯的对红树林的保护,难以实现保护区的有效管理。而非保护区的红树林湿地资源几乎得不到妥善保护和管理。由于国家缺乏保护红树林的专门法规,宏观上对海洋开发的有效控制和总体规划不够,各行业各部门各取所需,使一些分布零散、面积较小的红树林湿地毁坏、消失。

3 广东省红树林湿地管理的首要任务

3.1 解决管理和开发之间的矛盾

红树林及其宜林海滩的管理和开发利用矛盾突出。红树林大多位于广东省沿海城市的边缘地带,极易受到各种人为因素的干扰(主要是经济活动,如围垦、养殖、城建),增加了其管理的难度。

如何解决这些矛盾呢?笔者认为应做到以下几点:

1)在全面调查我省红树林资源现状基础上进行功能区划分。详细调查红树林资源利用现状,建立地理信息系统,将之划分为自然保护区、生态综合开发区、恢复造林区、新发展区等,实行分类管理。

2)增设和完善红树林自然保护区。设立保护区是加强红树林资源保护和管理的有效方法,至今我省已建立了10个红树林自然保护区,还宜在红树林零星分布区增设自然保护小区。

3)加强各部门的沟通。由于红树林湿地位于海陆交界处,林业、海洋、水产、环保、国土等8个部门都参与相关的开发与管理,各级政府应把红树林湿地保护和合理利用纳入本地区的经济社会发展规

划,同时加强各相关部门的沟通、协调,共同保护和管理红树林湿地。

4)加强红树林研究的宣传教育工作。利用多种宣传方式,大力宣传红树林在改善海洋生态环境、提高生物多样性和促进近海渔业发展等方面的作用,争取社会各界和公众对红树林保护和恢复的支持。

5)制定完整的红树林管理规章和发展规划,以确保红树林管护和建设的各项工作的有法可依和顺利开展。

3.2 恢复遭受破坏的红树林湿地

恢复红树林是管理沿海生态系统的一个潜在手段。恢复红树林的目的应该是积极地促进其自然群体的结构和自我维持的功能恢复(在自然变动范围内)。在保护和管理现存红树林湿地的同时,要大力开展红树林造林工作,以恢复红树林湿地资源。要全面规划,因地制宜,有计划、有步骤地在红树林宜林地(全省约 22 260.6 hm²)开展红树林的营造。珠江口东岸过去有近 1 000 hm² 红树林,现在仅剩 320 hm²,应该尽量恢复,粤东海滩也应营造恢复一定数量的红树林^[6]。

广东属热带、亚热带季风气候,高温多雨,海岸线曲折多湾,发展红树林的潜力巨大。然而,近 10 多年来大量填海造地、围塘养殖使原来相对隐蔽、曲折的海岸线变直,使原来相对风平浪静的海湾河口不再平静,近岸滩涂的浸水深度也加大,红树林失去了生长的理想生境,红树林湿地生态系统恢复的难度加大。要使红树林的恢复取得大面积成效,选择耐潮水浸淹、速生树种或加高某些浸水过深的滩地是必要的技术手段。规划时要注意多树种搭配,以形成系统的多元化结构,避免因种类单一而产生不良影响;要根据不同树种的生物生态特性,设计合理的种植密度,利用大乔木、小乔木和灌木配置合理的系统结构,创造出一个可供多种生物生活的多样化植被环境^[7]。

3.3 建设红树林湿地监测体系

目前,红树林湿地监测尚缺乏现代管理技术和

手段,特别是缺乏连续的、系统的监测研究,对湿地生态系统结构、功能及环境变化过程还缺乏理性认识,满足不了决策部门进行科学管理和合理利用的需要,从而影响了各项管理法规的落实。只有在典型的红树林湿地上建立规范的、合理的监测体系,对红树林湿地生态系统结构、功能及环境变化过程实施长期的定位监测,并建立完善的系统动态变化信息数据库,才能及时准确掌握环境健康状况、功能状况和未来的变化趋势,为湿地退化、物种遭受威胁提前发出预警,保证一切实施红树林湿地保护、管理和利用的计划和步骤建立在科学的基础之上。

4 结语

广东省红树林湿地管理任务依然繁重,培育和保护好红树林资源是维护广东省海域生态平衡,促进沿海经济发展的基础工程。必须遵循生态学、生态学经济原理,加大红树林湿地(尤其是自然保护区)的管理工作和科研工作力度,重视红树林湿地监测研究工作,完善红树林湿地管理的法规体系,使红树林湿地生态系统得以可持续发展。

5 参考文献

- [1] 林鹏. 红树林. 北京:海洋出版社,1984. 1~104
- [2] 黎植权. 广东红树林在林业生态建设中的定位与经营管理. 防护林科技,2003,3:36~38
- [3] 王伯荪,廖宝文,王勇军,等. 深圳湾红树林生态系统及其持续发展. 北京:科学出版社,2002. 302~309
- [4] 陈卉,李涛. 广东省“湿地行动”将营造 1.8 万公顷红树林. 广州日报,2002-02-02
- [5] 何明海. 我国海洋自然保护区管理刍议. 台湾海峡,1992,11(3):281~284
- [6] 安树青. 湿地生态工程—湿地资源利用与保护的优化模式. 北京:化学工业出版社,环境科学与工程出版中心,2003. 293
- [7] 郑德璋,廖宝文,郑松发. 中国的红树林及其经营管理状况. 见:郑德璋,郑松发,廖宝文,等主编. 海南岛清澜港红树林发展动态研究. 广州:广东科技出版社,1995. 112~118

Management of Mangrove Wetlands in Guangdong Province

Zeng Songfa Li Mei Zhang Jinhong

Abstract This paper reviews the course of management and status quo on mangrove wetlands in Guangdong Province and then proposes some common problems. It puts forward some suggestions to enhance the management of mangrove wetlands in Guangdong Province.

Key words mangrove wetlands management Guangdong Province

生态风险评价方法和问题讨论

郑创伟

(广州怡地环保实业总公司, 广州 510030)

摘 要 文章综述了生态风险评价的基本概念和生态风险评价的研究方法, 并就生态风险评价中的有关问题和我国生态风险评价现状进行了讨论。

关键词 风险 受体 暴露 不确定性 生态风险评价

在环境风险评价中, “风险”一词比较通用与严格的定义如下: 风险 R 是事故发生概率 P 与事故造成的环境(或健康)后果 C 的乘积, 即: $R[\text{危害/单位时间}] = P[\text{事故/单位时间}] \times C[\text{危害/事故}]^{[1]}$ 。

环境风险评价 (Environmental Risk Assessment) 是对人类活动以及自然灾害对人类健康、经济发展、工程设施、生态系统可能带来的损失进行识别、度量和管理的^[2]。根据环境风险评价中的风险受体(即风险承受者)的不同, 可以将其分为健康风险评价 (Health Risk Assessment) 和生态风险评价 (Ecological Risk Assessment)。

1992年, 美国国家环保局 (U.S.EPA) 将生态风险评价定义为: 研究一种或多种应激物形成或可能形成不利生态效应可能性的过程, 用来评估由于化学品排放、人类活动和自然灾害产生非预期影响的可能性和强度, 对暴露和影响进行定性/定量研究的一整套方式/方法。

1 生态风险评价方法

Barnthouse 和 Suter (1986 年) 概述了生态风险评价的一般程序: 有害性鉴定、受体鉴定、暴露评价和风险评价 4 个部分是生态风险评价基本要素^[3]。美国 EPA 总结了 20 多个用于生态风险评价的方法, 推荐生态风险评价由 4 部分构成: 受体评价、暴露评价、危害评价和风险表征^[2]。国内也有专家主张生态风险评价分为 5 个基本部分^[4]: 源分析、受体分析、暴露评价、危害评价和风险表征, 实际是将受体分析这一程序进一步细化。

1.1 受体评价

评价之初, 首先要定义生态风险评价的目的和范围、确定生态受体与生态效应、选择评价终端, 由此方可制定分析计划以便进行其后的暴露和生态效应评价。具体评价中, 确定生态受体与生态效应时应特别关注当地生物种指示生物、在该地或附近的稀有或濒危物种、政府法规保护地物种。

对于污染物生态效应的确定, 一是由数据库和出版物查找, 例如 U.S.EPA 环境水质标准 (AWQC) 和水毒理信息修复数据库 (AQUIRE); 二是使用专门的模拟技术通过替代化学品对生态效应确认。

1.2 暴露评价

暴露评价是对污染物从污染源排入环境到被生物吸收, 以及对生态受体发生作用的整个过程的评价。暴露分析首先要确定源项, 即有害物质的浓度、剂量等。然后分析暴露介质和暴露浓度, 确定污染物暴露方式、暴露的持续时间和暴露频率。暴露分析方式中, 一般通过直接采样来得到污染物目前的污染状况, 通过迁移模型来预测污染物平衡分配过程, 如各种大气扩散模型。

2.3 危害评价

危害评价首先应进行目标化学污染物分析和受体分析。

在暴露评价中通过相应扩散模式分析已获得受体暴露区域的污染物浓度分布, 以此为基础分析受体所摄取的污染物浓度。应当注意的是, 当污染物在

生物群落中有着复杂的传递、转化关系时,还要对食物链和污染物在食物链的转化过程进行分析。

受体分析主要是对生态系统中受体的调查,最终得到有害物质的可接受剂量或浓度阈值,或者提供剂量—效应、浓度—效应、时间—剂量—效应等关系,确定污染物的危害及临界浓度。临界浓度又叫“基准”,目前不同组织制定了各种基准,如 LC_{50} 、 LD_{50} 等。在评价要求不高或缺乏相应实验资料时候,可以参看相关基准。

1.4 风险表征

风险表征是将暴露评价信息同危害评价信息结合,以评估潜在风险。通过风险表征可确定当前暴露水平或者可预见的暴露水平是否在生态受体的致害水平之上;分析可能的负面效应的类型、程度、范围如何;分析表征的不确定性有哪些。综合风险和不确定性做出最终的风险描述。实际评价中,风险表征方法包括两大类,一是定性表征、一是定量表征。

1.4.1 风险定性表征方法

专家判断法:具体做法是组织不同行业的专家对评价目标进行分析,或者将评价目标按专业和学科分解成不同问题,分别咨询有关专家,对讨论和咨询结果进行综合分析,由此作出风险判断。

风险分级法:这是欧盟提出的风险表征方法。通过有毒有害物质的不同浓度、生物毒性、累积效应等,对污染物可能引起的生态风险进行分级,做出比较全面、直观的评价。

比较评价法:该方法由美国 EPA 提出。通过筛选一系列有环境问题的风险,由专家组进行判断,对其相对大小进行排序。而评价中,如果评价目标风险与排序中的风险相同或相似,则可通过比较确定其风险的高低。

1.4.2 风险定量表征方法

风险定量表征是要给出不利影响的概率。常用的方法有商值法、连续法、错误数法、外推误差法、层次分析法和系统不确定分析等。而其中应用最普遍的为商值法。

商值法的基本做法^[2]是把实际监测或由模型计算出的污染物环境暴露浓度与表征该污染物的危害阈值相比较,即:

$$Q = EEC / TOX_k$$

式中 Q ——商值;

EEC ——有害物质环境暴露浓度;

TOX_k ——有害物质毒性参数或临界阈值。

上式为商值法最基本的表达式, $Q > 1$ 为有风险, $Q < 1$ 为无风险。

为保护特定受体或者未知受体,商值法中往往引入一个安全因子 SF ^[3],即:

$$Q = (EEC / TOX_k) \times SF$$

根据 Q 值的大小,风险的表述可以进一步细分为:

$Q < 0.1$:有可能风险; $0.1 \leq Q \leq 10$:潜在风险; $Q > 10$:有风险。

美国农药规划办公室(OPP)则根据不同的 Q 值划分为“无风险”、“控制条件下可缓和的风险”和“不可接受的风险”。

2 问题讨论

2.1 生态风险中的不确定性

在生态风险中,生态系统风险的种类和成因往往是不确定的,人们只能根据所收集的概率信息,去推断和预测风险类型和大小。例如污染物的输入具有不确定性;评价中将实验室研究结果外推到种群或群落级别的风险效应分析;多种污染物的相互影响和协同效应无法完全清晰地被表达;生态效应、化学效应和物理效应的相互影响具有相当的复杂性。

为了尽可能减小生态风险中的不确定性,评价中应注意:

1) 不过分依赖查阅数据资料而应注重实际的调查、监测和实验。生态系统往往具有比较明显的地域特征,相似地域的不同群落又往往独有特性,因此过分依赖现有数据资料,往往会抹杀这些差异,使评价结果产生偏差。

2) 选择适当的基准,有可能的话尽量针对主要评价对象建立基准。现有基准往往基于不同的测试条件,为此需要结合评价对象进行筛选;同时现有的基准往往是非常保守的数据,为了得到更准确的而不是最保守的结论,有必要针对主要评价对象建立基准。

3) 评价中要对不确定性进行分析以供风险管理决策者参考。评价的最终目的是为决策者提供决策依据,通过对不确定性的分析,可令决策者更全面地了解风险的存在以及可能的变化,进而使其决策更

为全面系统。

2.2 生态系统的内在价值

生态风险评价的目的是评价具有危害和不确定性事件对生态系统及其组分可能造成的影响,体现生态系统自身的价值和功能^[6]。目前对于生态系统经济损失,一般通过污染区与非污染区的劳动力资源、能源消耗、物料消耗、动植物具体价值等的价值差异进行比较,以其价值差异的总合来核算^[7]。实际上,生态系统更重要的价值在于其本身的健康、安全和完整,针对生态系统所作的生态风险评价,不应仅仅将风险值用简单的物质或经济损失来表示。例如某一物种灭绝了,它的直接经济损失可能并不会很大,但是其潜在的损失却难以估量,而且可能是不可挽回。因此,分析和表征生态风险一定要与生态系统自身的结构和功能相结合,不仅仅从经济层面进行分析,更要对生态系统的内在价值进行阐述。

2.3 我国生态风险评价现状

环境风险评价分为健康风险评价和生态风险评价等。前者的基础方法是已经成熟的毒理学方法,而后的研究方法尚不成熟,生态毒理学还存在许多空白。

目前我国缺乏生态风险评价相关技术规范 and 法律法规,相关生态毒理、生态模型的研究方面也比较欠缺。这些原因导致了我国目前生态风险评价方面存在诸多问题^[8]:如在我国的生态风险评价实例中,大多没有进行风险表征,仅进行了评价;评价中没有进行不确定性分析,从而降低了评价结果的准确性;采用的指标往往只从物理、化学方面讨论其毒性效应,缺少生物学效应方面的研究;缺乏毒理学实验依据等。

基于上述问题,我国应加强对群落和生态系统风险评价预测模型的建立、完善一系列的生态毒理指标测定;另一方面在实际的工作中,应强调对风险的表征描述、对非确定性进行统计学的处理、完善生态风险评价的定量研究方法等。事实上,在建立完善一系列指标体系、模型和规范的同时,我们完全可以根据风险评价目标的特性,有选择地借鉴国际上先进的研究成果,使我们目前的环境风险评价工作更具体更具有价值。如刘成、王兆印等^[9]在环渤海湾诸河口潜在生态风险评价中,成功地采用了瑞典学者Håkansonde

的生态风险指数法(Ecological Risk Index),通过实际测定分析,完成了对各种重金属和砷的潜在风险的确定和综合评价。

3 结语

在环境科学研究中,生态风险评价是目前十分活跃的前沿领域,而且正朝着多重性和实用性方向发展。目前环评研究的新热点——生态安全评价,就是以生态风险和健康评价为核心,对生态系统完整性以及对各种风险下维持其健康的可持续能力进行研究^[10];另一方面,从地学领域出发,围绕灾害性气候、区域可持续性发展等内容,区域生态风险评价也受到关注^[6]。

生态风险评价在我国还处于起步阶段,理论技术研究相对薄弱,也缺乏生态风险管理的相关技术规范 and 法律法规。因此我国应加强生态风险评价的基础理论和技术方法的研究及法制管理,尽快建立适合我国生态环境的生态风险评价的标准方法和技术指南。同时,开展生态风险评价项目,发挥生态风险评价在环境保护和管理中的重要作用。从而保护生态环境,实现环境—经济的可持续发展。

4 参考文献

- [1] 胡二邦,彭理通,陆雍林,等. 环境风险评价实用技术和方法. 中国环境科学出版社,2000. 2
- [2] 胡二邦,彭理通,陆雍林,等. 环境风险评价实用技术和方法. 中国环境科学出版社,2000. 305~310
- [3] Edward J Calabrese, Linda A Baldwin. Performing Ecological Risk Assessments. Lewis Publishers, 1993
- [4] 徐镜波,王咏. 生态风险评价. 松辽学刊(自然科学版) 1999, (2): 10~13
- [5] 殷浩文. 水环境生态风险评价程序. 上海环境科学, 1995, (11): 11~14
- [6] 付在毅,许学工. 区域生态风险评价. 地球科学进展, 2001, 16(2): 267~271
- [7] 沈德富,邱晓华. 环境污染对生态危害经济损失风险评估模式的综述. 干旱环境监测, 1998, 12(3): 161~165
- [8] 朱琳,佟玉洁. 中国生态风险评价应用探讨. 安全与环境学报, 2003, (3): 22~24
- [9] 刘成,王兆印,何耘,等. 环渤海湾诸河口潜在生态风险评价. 环境科学研究, 2002, 15(5): 33~37
- [10] 王根绪,程国栋,钱鞠. 生态安全评价研究中的若干问题. 应用生态学报, 2003, 14(9): 1551~1556

我国农村环境关系到农民的收入增减,农业收益的高低;关系到“三农问题”是否能够顺利解决;关系到农村社会的稳定;关系到我国的国家安全。所以要从国家安全的角度,政府的高度,重视农村环境的保护。

3)加强宣传教育,提高农村居民的环境意识水平。

农村居民环境意识普遍较低,以至他们并没有认识到化肥农业带来的环境危害,城市化、工业化伴随而来的环境污染,从而使得他们难以接受法律或政策上的环境控制手段,也无法自觉地保护环境,向政府提出环境保护的要求。

所以一定要在农村加强环境保护的宣传力度,使农民认识到哪些行为对环境有益的,哪些行为会破坏环境,环境的污染和破坏与他们的切身利益的关系。

4)建立农村环境机构,培育民间环保社团。

农村环境的保护和改善需依赖于有力的环保机构,农村环保机构的设立,担任的不只是环境执法和环境监督的任务,还有环境宣传和环境教育的义务,以提高农村居民的环保意识。农村的环境保护和建设,是一项公益事业,更有赖于政府机构的投入、支持以及建设有力的农村环境保护机构。但鉴于农村建设资金的匮乏,农村环境机构也要着重于民间环保社团的培育,以降低政府环境监督成本,而且农村

自己的环保社团,可以代表广大农村居民,对政府一些不合理的工程项目施加压力,从而加强农村环境保护力度。

5)保护农村的环境,根本的是保护农民的收益。

农村环境的恶化实际上是农村衰败的一个方面,农村衰败的突出表现是农民收入下跌,农业效益下降,从这个层面来讲,保护农村环境,要从保护农民收益,农业效益做起。只有农民的收入增加,农业增效了,农民才会珍爱农村这块热土,自觉维护农村环境的健康和优美。

4 参考文献

- [1] 乐小芳,栾胜基.农村问题研究的新视角——城乡环境差现象与理论初探.科技导报,2003,(8):14~17
- [2] 赫修贵.中国农村和农民贫困解析.行政论坛,2001,47(5):66~67
- [3] 洪大用.当代中国社会转型与环境问题——一个初步分析框架.东南学术,2000,(5):83~90
- [4] 潘海平,慎海雄.绿色壁垒挡在前 忧中之忧是农业.市场报,2002-04-23
- [5] 黄宏,刘引华,赵红泽.欧盟解禁动物源产品进口 浙江企业决心抓好质量.浙江日报,2004-07-20
- [6] 程国强.压力还在后头——加入WTO以来的中国农产品贸易形势.国研网.2003-04-30
- [7] 张宇.中国茶出口遭遇“绿色壁垒”.安徽商报,2003-01-29

Analysis of Rural Environment and State Security

Yue Xiaofang

Abstract Issues concerning agriculture, countryside and farmers are related with the social stabilization and countries' security. And the deterioration of the rural environment inspires it. The relations between rural environment and social security are studied, the manner and way of rural environment impact on social security is discussed. It proposes some suggestions on how to protect rural environment to insure state security.

Key words rural environment Issues concerning agriculture countryside and farmers state security

.....
(上接第56页)

Discussion on Methods and Problems of Ecological Risk Assessment

Zheng Chuangwei

Abstract This paper reviews the primary conception and research methods of ecological risk assessment. It discusses some problems and status quo of ecological risk assessment.

Key words risk acceptor exposure uncertainty ecological risk assessment

农村环境和国家安全探析

乐小芳

(深圳大学辅导员办公室, 广东 深圳 518060)

摘 要 “三农问题”关系到我国农村社会的稳定、我国国家的安全。而我国农村环境的恶化对于“三农问题”的凸现起着重要的推进作用。文章在此基础上探讨了农村环境问题和我国国家安全的关系,农村环境问题对我国国家安全的影响方式和途径,以及加强农村环境的保护,确保我国国家安全的几点建议。

关键词 农村环境 三农问题 国家安全

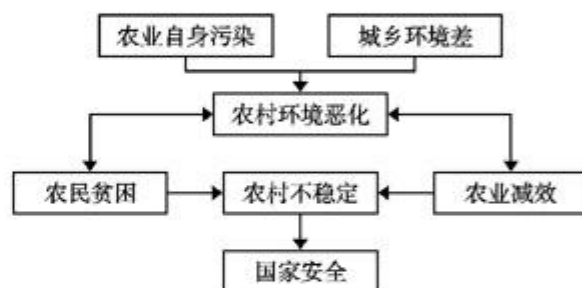
1 农村环境问题和我国国家安全理论框架

我国农村不仅受到千百年来的农业自身的污染,还受到自城市和农村分野以来的“城乡环境差”^[1]的积极贡献。城乡环境差是指农村的环境支出大于其所得到的环境收益;而城市的环境支出远小于其得到的环境收益这种社会现象。其中,农村的环境支出是指农村向城市的资源供给和城市污染物转移至农村引起农村环境质量的下降和生态的破坏所导致的经济损失,农村的环境收益主要是指农村从城市获得的以补偿形式获得的经济收益;城市的环境支出是指城市对农村以环境补偿形式缴纳的排污费和购买资源所付的费用,城市的环境收益是指城市从农村获得资源和向农村转移污染物而维持自身的环境质量状况和经济发展的支持力度所获得的收益。从理论上讲,农村的环境收益应等于城市的环境支出,但实际上,城市以排污费形式的环境支出并没有转移到农村,而是用于城市自身的治理。

20 世纪 90 年代至 21 世纪相当长的时间内,这种贡献将会更加突出,正是千百年来农业自身污染的累积效应加上城乡环境差对农村环境的长久持续压力加剧了农村环境的恶化,我国农村环境的污染和破坏导致作为农村主体的农民贫困,作为农村客体的农业减效,农民贫困、农业减产关系到我国农村社会稳定,从而导致我国国家安全受到威胁。

1.1 农村环境与国家安全理论框架图示

城乡环境差、农村环境、三农问题与国家安全之间的关系可以用下图来表示。



1.2 农村环境与农民贫困

中国的贫困人口主要分布在两大区块之中,这两大区块分别是中西部地区(特别是西部地区)和深山、石山、沙漠化、高寒、水土流失严重的地区。这两大区块的共同特征是生态环境恶劣,自然条件差,人们赖以生存的耕地资源贫瘠,土地生产力极低^[2]。这在一定程度上显示了农村环境和农村贫困的关系。从经济学角度来分析,因为土地的贫瘠,资源的匮乏,土地的投入产出比率较大,即在相同产出的情况下,生态环境恶劣,自然条件差的地方,生产要素或劳动力的投入比其它地方的多,从而导致该地区的贫穷。农民要致富,需要农民自身劳动力和其他生产要素结合,在农村资金短缺,农民缺乏科学技术的情况下,其中在农村最主要的生产要素就是自然资源的质和量了,所以环境资源的短缺和自然环境的恶化将导致农民的贫困,成为了三农问题的制约因素。

在我国,农民贫困和农村环境恶化成为一对孪生姐妹。农村环境的恶化导致农民的贫困,而农民的贫困也将导致农村环境的进一步恶化。这除了因为农民的贫困,受教育水平和认知能力较低,导致了污染物向农村的恶性转移。同时,因为农民的贫困,农民和市民处于不对等的经济水平下,这也会导致污染物向农村转移的合理性而非公平性问题。其次,农民的贫困也导致城乡的区域分化,从而导致了农民急欲求富的短期行为和流动性变化。农民的行为短期化对环境的影响是非常明显的,因为环境变化(无论是恶化还是改善)都是一个积累的过程,往往是一个由不起眼的量变到“突然感觉到”的过程。因此,一旦其严重后果被感知被确认,常常已经太晚,于是需要后人付出加倍代价来挽救,或者造成难以弥补的不可逆转的损失。而目前短期行为在农村带有普遍性和群体性质,在农村环境法制几乎空白的情况下,短期行为还有自我强化的趋势,也就是说,如果行为者采取了短期行为方式获得了利益,在很大程度上将意味着他将会继续、反复地采取这种方式,别人也会跟随使用这种方式^[9]。城乡的区域分化导致农民向外地的流动性增加,这一方面使得农村农业成为“女人村”和“老人农业”,由于劳动力的缺乏,导致农业的粗放经营,加大对农药化肥的依赖性;另一方面,流动的人群感觉到农村不再是生活的中心,对农村的依恋没有了,对农村环境的污染和破坏便也没有了犯罪感。从这层来看,农村生态环境的恶化实际上是农村衰败的一个方面,长此以往,农村将不农村了,将成为人群躲避,垃圾进驻的一个角落。

从上面可以看出,农村环境问题和农民贫困问题已经形成了恶性循环的趋势,农民依然是我国的主体,农民的贫困关系到整个国家的发展后劲,一个国家占人口大多数人处于贫困状态,这个国家将时刻面临着一种政治危机,社会稳定、国家安全将受到严重的威胁。

1.3 农村环境和农业减效

农村环境的污染、破坏从两个方面导致农业减效,一是由于农业产量降低;二是农产品质量的降低。这两者都导致我国农业的效益的低下。

我国由于农村水体、土壤遭到污染、破坏而导致农业减产的事例不胜枚举,如中央电视台“经济半小时”栏目1997年8月3日播出一则消息:辽河支

流条子河河水严重污染造成巨大经济损失。这条小河的上游在吉林省四平市,该地有一家生产早田除草剂的化工厂,年获利不到100万元,但其未经科学处理而排入条子河的农药,使辽宁省昌图县沿河9个乡镇、23个村、17487人无一幸免,造成整个污染地区粮食绝收,当年粮食减产2300多万kg,直接经济损失达4700万元,受污染的稻田在两年内无法生长任何农作物。

在当今买方市场条件下,普通农产品需求严重不足,高品质农产品成为消费热点,由于农村环境的污染,农产品质量受到损害,有害物质残留超标,使农产品价格受损。在我国多数农产品国内市场趋于饱和情况下,争取外贸份额,发展外向农业是农业增效、农民增收的一条重要途径。我国已经加入WTO,由于我国农产品有害物质超标,许多传统大宗出口创汇农产品由此被迫退出国际市场,使我国的生产优势难以转变为经济优势,成为加入世贸组织后面临激烈国际市场竞争的一个巨大隐忧。近年来,有关我国农产品出口受阻的多起事件不时见诸媒体,浙江省台州的蔬菜西兰花,在日本临时加严的检验中部分被检出农药残留超标,出口受阻^[10];我国出口欧盟的蜂蜜被以“抗生素超标”为由遭到“封杀”,随后,日本、加拿大、美国等也加强了对来自中国大陆的蜂蜜检验^[11];浙江舟山冻虾仁被欧洲一些公司退货并索赔,原因是当地检验部门查出了极微量的氯霉素;此后,欧盟兽医委员会又宣布禁止从中国进口虾、兔和家禽肉等动物源性食品,日本对从我国进口的蔬菜实行临时加严检验措施^[12];中国曾经几乎垄断世界的茶叶出口也备受“绿色壁垒”打击,欧洲已经削减了对中国茶的进口^[13]。虽然绿色壁垒是发达国家玩技术标准的游戏,但勿须否认的一个事实是,我国由于农村环境的污染和破坏,导致了农产品的有害物质残留超标。

另一方面,农业效益低下可能导致农村环境的进一步恶化。因为生产要素总是流入经济效益高、回报率高的行业,这其中就包括劳动力、资金和技术。农村、农业离开了高素质的劳动力、资金和技术的投入,只能重复简单的农业再生产活动,行为分散,组织强度差,这正是农村环境日益恶化的原因。民以食为天,我国人口众多,农业无论是产量的下降还是品质的降低都将影响到全国人民的吃饭问题和健康问题。农业目前还是占我国绝大多数人赖以生存的职

业,农业减效,预示着城乡差距的进一步扩大,在一个社会中,存在着经济条件悬殊的两个不同的群体,这个社会安全将会受到质疑。

1.4 农村环境和国家安全

根据中华经济研究院田君美研究员计算出来的农村不稳定指标计有:成灾率、粮食人均不足率、城乡消费水平差率、城乡储蓄水平差率、城乡人均收入差距、农村非农业就业率、城镇登记失业率及农村人均农业税率。20世纪90年代以来,中国洪灾,旱灾,蝗灾迭起;1994年美国民间研究机构世界观察研究所的来斯特·布朗出版了《谁来养活中国》一书,虽然一些结论有危言耸听之嫌,但是指出了中国的粮食安全问题,在中国,确保粮食的供给具有特殊的政治意义,“无粮则乱”是一条古训;城乡消费水平差率、城乡储蓄水平差率、城乡人均收入差距越来越高。而所有这些都与农民减收、农业减效密切相关。从20世纪80年代后期以来中国经历了很多风波,都没有动摇国体,就是因为农村稳定,而农村稳定的基础在于农民收入能够保持持续的增长。但是1997年以来农业持续减收,绝大多数以农业为主要收入来源的农户,人均纯收入实际上处于负增长。农民收入面临这样严重的局面,这么坚持下去,社会稳定的根基就会被破坏,这直接维系到我国国家的安全。

虽然更多的学者从制度和市场的角度来分析农民减收的问题,但是农村环境的恶化从长远的视角来看,也许才是最重要的原因。毋庸置疑的是农民贫困、农业减效将会进一步恶化农村的环境。也许正是对农民、农业和农村环境之间这种恶性循环关系的考虑,美国出台了命名为《2002年农场安全与农村投资法案》(The Farm Security and Rural Investment Act of 2002)的美国新农业法案,其中6a中(2002~2007年)增加对农产品补贴估值为290亿美元,占增加补贴支出的50%,其次是生态保护,增加预算额达171亿美元,占总增加额的30%,这不能不引起我们对农村环境与国家安全关系的高度警惕。

2 农村环境问题对我国国家安全的影响方式和途径

农村环境对我国国家安全的威胁分为直接威胁和间接威胁,直接威胁或称内部威胁是指农村环境对农村区域主体和客体的威胁,包括主体的经济状

况和身体健康状况、客体的经济效益状况。上面论述了农村环境和农民贫困、农业减效之间的相互关系,农民贫困、农业减效导致社会的不稳定。农村环境的恶化还会威胁农民的身体健康,它不仅指污染了的大气和水体对农民的直接危害,还指通过食物链作用,有害物质通过大气、水体、土壤进入农产品从而对农民身体健康造成的威胁。

间接威胁,也可称外部威胁,是指农村环境对我国城市居民及城市工业的影响。这可从以下几个方面来阐述。一是农村作为城市工业原材料的提供者,当农村环境被污染和破坏时,不仅影响到城市工业原材料的数量,更重要的是影响到原材料的质量;二是农村作为城市工业污染物质和城市生活污染物质最终的净化和削减的场地,农村环境的污染和破坏使城市的污染转移受阻;三是农村环境的污染和破坏通过食物链作用也将影响到城市居民的健康。

3 加强农村环境的保护,确保我国国家安全

我国农村环境已经接近于警戒线的水平,而且还将继续受到来自农业自身和“城乡环境差”的巨大压力,所以要把对农村的环境保护提高到国家安全的角度,多方努力,保护改善农村的环境,具体来说,须作到以下几点:

1)对我国现行的环境政策体系进行创新,制定适合于农村环境保护的法律、法规,促使城乡环境政策一体化。

我国农村环境保护无论是从环境法律法规,还是从环境机构建设来看,几乎是一片空白。所以要加强农村的环境保护,首先就要对现行的环境政策进行创新,使城乡环境政策一体化,改变我国过去环境政策仅服务于城市和城市工业的局面。制定适合于农村环境保护的法律,以责任、义务明确的法律来约束污染和破坏农村环境的行为。

2)彻底扭转环境保护重城市轻农村的倾向。

我国的环境保护长期倾向于城市及城市工业的保护,而忽视了对农村的环境保护,很大程度上起因于环境保护压力分布的差异,城市居民环保意识强,有更多的人关心环境,组织性强,可以向政府施加较大的压力,而农村居民居住分散,组织性差,环境意识薄弱,来自农村或代表农村就环境问题对政府施加压力则比较小。再次,我国长期以来的“重城市、轻农村”的发展战略也妨碍了农村环境受到保护。

我国农村环境关系到农民的收入增减,农业收益的高低;关系到“三农问题”是否能够顺利解决;关系到农村社会的稳定;关系到我国的国家安全。所以要从国家安全的角度,政府的高度,重视农村环境的保护。

3)加强宣传教育,提高农村居民的环境意识水平。

农村居民环境意识普遍较低,以至他们并没有认识到化肥农业带来的环境危害,城市化、工业化伴随而来的环境污染,从而使得他们难以接受法律或政策上的环境控制手段,也无法自觉地保护环境,向政府提出环境保护的要求。

所以一定要在农村加强环境保护的宣传力度,使农民认识到哪些行为对环境有益的,哪些行为会破坏环境,环境的污染和破坏与他们的切身利益的关系。

4)建立农村环境机构,培育民间环保社团。

农村环境的保护和改善需依赖于有力的环保机构,农村环保机构的设立,担任的不只是环境执法和环境监督的任务,还有环境宣传和环境教育的义务,以提高农村居民的环保意识。农村的环境保护和建设,是一项公益事业,更有赖于政府机构的投入、支持以及建设有力的农村环境保护机构。但鉴于农村建设资金的匮乏,农村环境机构也要着重于民间环保社团的培育,以降低政府环境监督成本,而且农村

自己的环保社团,可以代表广大农村居民,对政府一些不合理的工程项目施加压力,从而加强农村环境保护力度。

5)保护农村的环境,根本的是保护农民的收益。

农村环境的恶化实际上是农村衰败的一个方面,农村衰败的突出表现是农民收入下跌,农业效益下降,从这个层面来讲,保护农村环境,要从保护农民收益,农业效益做起。只有农民的收入增加,农业增效了,农民才会珍爱农村这块热土,自觉维护农村环境的健康和优美。

4 参考文献

- [1] 乐小芳,栾胜基.农村问题研究的新视角——城乡环境差现象与理论初探.科技导报,2003,(8):14~17
- [2] 赫修贵.中国农村和农民贫困解析.行政论坛,2001,47(5):66~67
- [3] 洪大用.当代中国社会转型与环境问题——一个初步分析框架.东南学术,2000,(5):83~90
- [4] 潘海平,慎海雄.绿色壁垒挡在前 忧中之忧是农业.市场报,2002-04-23
- [5] 黄宏,刘引华,赵红泽.欧盟解禁动物源产品进口 浙江企业决心抓好质量.浙江日报,2004-07-20
- [6] 程国强.压力还在后头——加入WTO以来的中国农产品贸易形势.国研网.2003-04-30
- [7] 张宇.中国茶出口遭遇“绿色壁垒”.安徽商报,2003-01-29

Analysis of Rural Environment and State Security

Yue Xiaofang

Abstract Issues concerning agriculture, countryside and farmers are related with the social stabilization and countries' security. And the deterioration of the rural environment inspires it. The relations between rural environment and social security are studied, the manner and way of rural environment impact on social security is discussed. It proposes some suggestions on how to protect rural environment to insure state security.

Key words rural environment Issues concerning agriculture countryside and farmers state security

.....
(上接第56页)

Discussion on Methods and Problems of Ecological Risk Assessment

Zheng Chuangwei

Abstract This paper reviews the primary conception and research methods of ecological risk assessment. It discusses some problems and status quo of ecological risk assessment.

Key words risk acceptor exposure uncertainty ecological risk assessment

关于完善荔湾老城区创建绿色社区工作的思考

李国强

(广州市荔湾区环境保护局, 广州 510175)

摘 要 通过对广州市荔湾老城区创建“绿色社区”工作的特点及存在问题的分析,提出完善老城区创建“绿色社区”工作的建议。

关键词 广州市 荔湾 老城区 创建 绿色社区

自从中宣部、国家环保总局、国家教育部于 2001 年联合颁发《2001 年—2005 年全国环境宣传教育工作纲要》提出建设“绿色社区”以来,全国各地纷纷开展创建工作。广州市政府 2001 年 12 月行文提出“要以 2004 年创建国家环保模范城市为目标,大力推进创建‘绿色社区’的工作”。目前,广州地区创建命名的“绿色社区”共 80 多个,近六成是旧城改造的旧社区。老城区由于其历史原因和规划上的不足,创建工作难度大且富挑战性。荔湾区是广州的老城区,本文通过分析荔湾老城区创建“绿色社区”工作的特点及存在问题,探讨完善旧城区创建“绿色社区”工作的对策。

1 创建工作基本情况

荔湾区创建“绿色社区”的工作始于 1998 年。当时结合广州创建环保模范城市活动,为促进城区面貌和环境质量得到切实改善以及提高居民的环境意识,提出了通过每年在各行行政街道建设一个环保模范小区(即现在的“绿色社区”)来创建模范城区的思路,并制订了环保模范小区标准、评审办法和奖励办法等,开始了对“绿色社区”创建工作的有益摸索。

2001 年 12 月,广州市政府在全市范围开展“绿色社区”创建工作。此后,荔湾区在原环保模范小区基础上,坚持“化整为零、以点带面”的创建思路,通过协调区、街两级组织,实行区、街、居委会三级管理,发动区、街、居委会与居民四方参与,走多元化、有特色的创建路子,深化创建“绿色社区”工作。荔湾区共有 126 个社区,目前,荔湾区共有区级“绿色

社区”14 个,其中 4 个被命名为省级“绿色社区”,12 个被命名为市级“绿色社区”。

2 创建过程中面临的困难、问题和存在的误区

2.1 全社会共建意识有待进一步加强

“绿色社区”建设作为以环保为主要内涵的社区创建活动,它把环保理念和公民的日常生活有机结合,需要全社会广泛参与。但由于受国民综合素质不高和社会发展水平的限制,知易行难,全社会共建“绿色社区”的意识还没有进入到千家万户当中。单靠政府的“一厢情愿”而没有千家万户的市民参与,创建效果是表层的。如何形成全社会广泛共识,值得深入探讨。

2.2 宏观协调有待加强,共创机制有待创新

当前,除“绿色社区”以外,区内还开展多项社区创建活动,涉及市政、公安、绿化、环卫、城管、妇联、教育、精神文明、民政、体育、环保等部门。目前,一方面,各社区创建牵头部门各自为政,宏观把握和融合不够,导致总体投入大,而相对综合效果不明显;另一方面,基层创建单位要应付多项创建任务,加上机构精简后人手不够,压力大,容易出现粗糙创建现象。因此,必须加强宏观协调,创新共创机制。

2.3 按比例创建的做法不科学

目前,全市的做法是各区在社区总数一定比例的社区中开展创建活动,这种按比例创建的做法不符合科学原则,容易形成被动创建。随着创建的深

人,条件好的社区已创建,难度会不断增加,硬要指标创建,最终会导致为了应付检查而形式创建,达不到真正创建“绿色社区”的目的。

2.4 偏重政府行为,民间力量引导不足,社区自治程度低

目前,“绿色社区”的创建主要由各级政府推动,尤其是街道办事处和居委会及社区单位来实施,在创建期间也比较重视环保宣传和环境改造,但缺乏长远持续的可操作性的管理措施。没有最大限度地广泛发动社会及社区的民间力量,居民或普通民众的参与不充分,参与机制也不健全,社区组织的自治程度低,社区环保的自我教育、自我管理体系和公众参与机制有待建立。

2.5 重视现有社区的改造,忽视新建社区的前置创建

一直以来,创建工作只注重旧城改造。对于新楼盘建设形成的新社区,由于没能及早在审批时介入引导进行“绿色社区”的创建,因而出现新楼盘社区创建滞后的现象。

2.6 环境管理与创建工作接轨有待完善

目前,环境管理对象是直接对排污单位,环境管理没有考虑社区管理上的配合。而“绿色社区”的创建也只是将社区创建作为创建目标来完成,偏重环境改造与环保宣传,没有很好同日常的环保管理有效结合。也就是说在环境管理上,一直没有从社区这一层面加以管理。

2.7 市政基础设施不完善,创建难度大

区内人口密集、绿地不足、道路狭窄、市政基础设施不完善,违章建筑多,社区建筑物陈旧,是创建硬件基础较差的城区。加上开放式的居民区占多数,管理难度大。而且区内省市机团单位多,侨房、侨民多^[4],创建工作涉及方方面面问题,创建难度大。

2.8 考评标准的有待完善

经过几年的实践,发现《广州市“绿色社区”考评标准(试行)》存在如下不足,有待完善:①没有突出居民的主动参与精神;②社区环境教育和环境管理的持续改进考虑不足;③新社区前置创建引导不足;④未考虑相关因素对社区环境教育和环境管理成果的影响等。

2.9 认识不足,导致误区

误区 1:以为把环境整治好了就等同于绿色社区。这就把绿色社区当作单纯的环境保护。“绿色社区”还应该包括社区公民参与的内容,一定要有广大公民的积极参与,并且能够通过该活动培养公民的参与意识。

误区 2:以为绿化美化好了就等于绿色社区,把绿色和绿化概念混淆了。

误区 3:以为被命名为“绿色社区”了就永远是绿色社区。不再进一步开展维持、加强和深化工作,使创建工作停滞不前。

误区 4:以为创建绿色社区的实施主体是街道和居委会。实际上,实施主体还包括社区内的所有单位和学校。只有所有单位都积极行动、主动实施,才能达到创建效果。

误区 5:以为绿色社区创建活动,仅仅是“户外”活动。其实,环境教育可以在任何时间、任何地点中进行^[5]。

3 完善创建工作的建议

3.1 加强舆论宣传,逐步形成全社会参与的共识

多渠道、多形式、多媒介、多层面地加强舆论宣传,一方面着力提高各单位领导层的认识,从而加强组织领导,进一步加大创建力度;另一方面着力提高居民环境公德、参与意识,形成全社会主动参与创建“绿色社区”的共识。

3.2 结合区情,拓宽思路,创新创建机制

宏观管理上,环保部门应改变观念,把“绿色社区”的建设上升到社区建设层面,从社区创建大局出发,密切各相关部门关系,加强沟通,应融合“文明社区”、“城市管理示范小区”、无“六乱”社区、推进物业管理社区等项目,理顺各方面的关系,解决各方面问题,资源共享,共同创建,从而收到事半功倍的效果。在操作上,由作为协调部门的区创建办牵头,各职能部门、街道、社区对照各自创建标准,一起商量,统筹作出统一的创建目标和工作安排,共同投资、协调组织、实施创建工作。为确保创建工作的有效运转,还应建立工作联系机制、定期会议机制、调查研究机制和综合考评验收机制。

3.3 加强持续管理的措施,逐步建立和完善环境保护工作的公众参与制度,扩大民众的环保实践

绿色社区建设的总体目标是建立社区环保的自我教育、自我管理体系和公众参与机制^①。通过该机制,引导居民选择绿色生活,选择环保、文明的生活方式,从而把可持续消费模式落实到社区。

成立社区管理联席会,形成绿色社区环境管理体系的核心,负责社区的环境管理和具体实施。根据其管理主体的特点,大致分为3种模式。一是由政府有关部门(包括精神文明办、环保局、环卫局、绿委、街道办事处等)、民间环保组织、居委会和有关企业(物业公司)组成联席会。二是以居委会为主的社区环境管理。三是以物业公司、业主委员会为主的社区环境管理。随着绿色社区的推广,社会各界的关注和参与程度越来越高,会有更多的组织机构、单位参与绿色社区的创建工作,因此,联席会的形式可以多样,关键是要建立起社区层面的环境管理体系和公民参与机制。

管理机构成立后,要明确各方职责,逐步建立和完善定期会议、汇报及听政和监督等制度,定期举行形式多样、贴近生活的宣传、培训和实践活动,甚至可以与高校联合在社区设立环保教学课程,进行自主的环保自我教育。

3.4 进一步加强教育培训,准确把握“绿色社区”内涵

进一步加强教育培训,普及环境知识,使社区内的各界真正理解、把握“绿色社区”内涵,避免出现误解,使其积极主动参与创建。进行绿色社区培训可分以下几个层面:

1)对街道办事处的有关人员及居委会干部培训。

2)对社区志愿者队伍进行培训。

3)抓好社区孩子的环保培训,可以把培训学校的环保积极分子和培训社区的志愿者结合起来。把校园环保和社区环保结合起来。

4)对家庭和社区内企业进行培训。

3.5 借鉴 ISO 14000 环境管理体系,完善考评标准

ISO 14000 环境管理体系的特点包括自愿性和灵活性,要求对活动进行全过程管理、强调全员参与和行动、注重持续改进等,将该环境管理体系的思想引入到“绿色社区”评价标准,逐步完善“绿色社区”考评标准,将有利于提高社区环境管理和环境教育水平,促进“绿色社区”创建。

3.6 努力实现环境管理与“绿色社区”创建接轨

通过创建绿色社区工作,将环境管理纳入社区管理层面,理顺社区环保管理问题,完善环境管理体制。并在社区内推动环境保护的法制化建设和加强环境保护决策的民主化、科学化,将公众参与环境执法监督落到实处。逐步形成由“自上而下”的“政府行为”到“上下互动”甚至“自下而上”的“公民行为”的转变。

3.7 实事求是,科学创建

1)强调科学创建,要有目标不要有指标。实行自愿原则,避免形式主义,但也强调主动创建。提防功利环保,要把保护环境当作义务和责任,积极寻求解决良策,而不是作秀。

2)由于荔湾区是旧城区,基础设施差,随着创建工作的深入,以整个社区创建“绿色社区”可能很难全面达到标准,在适当时候,根据区情,事实求是,适当的以小区(而不是整个社区)为创建对象,更有利于旧城区“由点及面”带动整个辖区的环保工作。

3.8 建立新楼盘社区的源头审批创建“绿色社区”机制

联合有关部门,创新新建楼盘社区的源头审批创建“绿色社区”机制。使房地产公司从开发房地产开始,引进生态理念,科学规划社区环境和科学设计房屋。在兴建过程促其选用环保建材和在各种配套设施上体现环保理念。这就将绿色环保建筑的理念贯穿于设计、施工、管理的全过程,使社区一开始就符合环保标准。同时在其物业管理上也提前引入环境管理,建设绿色社区的软件体系,“先入为主”引导入住业主提高环保意识。

3.9 实行“7个结合”推动创建工作

1)硬件和软件结合。在创建过程强调环境建设和环境管理“两手抓、两手硬”,既要整治美化环境,也要加强环境教育和环境管理,不偏颇任何一面。

2)总体与个体结合。在创建“绿色社区”基础上,对社区内的企业、单位和家庭逐步深入开展绿色机关、绿色企业、绿色商场、绿色酒店、绿色家庭、绿色使者、绿色学校等绿色系列活动,使创建效果不断得到深化。

3)共性与特色结合。在创建过程注重突出本社区、本地区的特色文化,使之与环保共性互相融合,

“多样性”才能使我们的“绿色社区”更有生命力。

4)专业和业余结合。在广泛发动各方力量和群众的同时,成立环保专家顾问团,作为创建工作的智力支持。以提升“绿色社区”的创建水平。

5)宏观与细节结合。将创建“绿色社区”考评标准进一步以计划、细则、分步实施方案等步骤加以细化,使整个“绿色社区”创建工作逐步细化到每个居民、每个单位的日常行为,与身边小事结合,逐步改变人们观念,形成自觉环保行为。

6)长期和短期结合。“绿色社区”创建不可能一步到位,应分阶段、分层次进行,只有持续完善“绿色社区”创建,才能使其真正成为推动社会可持续发展的良好措施之一。

7)与其他各项社区创建结合。促产业化、服务化、

市场化、信息化和网络化的同时体现环境保护理念。

3.10 加强交流,不断完善

积极鼓励、支持各社区间加强交流,通过召开绿色社区联谊会,交流会和研讨会,分享经验,探讨新的理论,互相取长补短,达到在实践中不断总结、完善的目的。

4 参考文献

- [1] 荔湾区地方志编纂委员会. 荔湾区区志. 广州:广东人民出版社,1999. 65~71
- [2] 丘朝阳. 浅谈社区环境教育. 广州环境科学,2002,(2):46
- [3] 廖晓义. 环境教育和环境管理的新模式——绿色社区. <http://www.gvchina.org.cn/public/view.Asp?NewsID=154>. 2004-02-12

Reflection on Improving Green Community Foundation Work in Liwan District

Li Guoqiang

Abstract This paper analyzes the characteristics and existing problems of green community foundation work in Liwan district in Guangzhou. It puts forward some suggestions on improving work about green community foundation.

Key words Guangzhou city Liwan old city zone foundation green community

(上接第16页)

- [15] 胡勇有, 雒怀庆, 陈柱. 厌氧氨氧化菌的培养与驯化研究. 华南理工大学学报(自然科学版), 2002, 30(11):160~164
- [16] 胡宝兰, 郑平, 官丽莉. Anammox 反应器中氨氧化菌的分离鉴定及特性研究. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2001, 27(3):314~316
- [17] 郑平, 冯孝善, M.S.M.Jetten, 等. ANAMMOX 流化床反应器性能的研究. 环境科学学报, 1998, 18(4):367~372
- [18] Sheintuch M, Rebhun M. Substrate inhibition and multiple states in a continuous nitrification process. Wat Res, 1995, 29: 953~963
- [19] 赵丹, 任南琪, 黄勇. 改进 AB 工艺以达到优化脱氮的探讨. 给水排水, 2002, 18(8):30~32

The Anaerobic Ammonium Oxidation Process of Wastewater Treatment

Kang Haixiao Chen Jianzhong Zhou Mingluo Liu Zhiyong

Abstract Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) is a new discovery in field of wastewater treatment. It is characterized of autotrophic ANAMMOX bacteria transferring NH_4^+-N to N_2 in anaerobic condition. ANAMMOX process has been widely studied and applied preliminarily in wastewater treatment. This paper compares ANAMMOX process with the traditional biological denitrification process, the former has obvious advantages. The mechanisms of ANAMMOX process, the characteristics of ANAMMOX bacteria and effect of each factor for ANAMMOX process have been analyzed. The prospect for development of the anaerobic ammonium oxidation process is discussed in this paper.

Key words biological denitrification anaerobic ammonium oxidation ANAMMOX bacteria

CONTENTS

Application of Photosynthetic Bacteria on Environment Controlling	<i>Huang Fenglian, Zhang Hanbing, Xia Beicheng, et al</i> (1)
A Model of A/O Nitrogen Removal process of Wastewater Treatment System	<i>Qiu Wei, Sui Jun</i> (4)
Application of Bioremediation Technology in Sewage Artificial Soil Rapid Infiltration Bed	<i>Chen Jianzhan, Xiao Xiang, Cui Lihua</i> (9)
The Anaerobic Ammonium Oxidation Process of Wastewater Treatment	<i>Kang Haixiao, Chen Jianzhong, Zhou Mingluo, et al</i> (14)
Research on Monosodium Glutamate Wastewater Treatment by two-stage SBR Process	<i>Xu Yi, Zhang Hang</i> (17)
Progress on Application Research of Hydrobios Technology in Wastewater and Eutrophication Treatment	<i>Huang Hui, Shi Yongsheng, Li Xiansheng, et al</i> (21)
Leather Industry Wastewater Treatment With Physico-chemical / Two-stage Aerobic Biochemical Process	<i>Li Yafeng</i> (25)
Brewage Industry Wastewater Disposal by IC Anaerobic/Aerobic Active Sludge Process	<i>Huang Zhijian, Xing Haitao</i> (28)
The Comparison Analysis of Species Distribution of Silicon and Iron of Two Kinds of Polymeric Ferric Silicate Flocculants	<i>Liu Ling, Yang Shuangchun, Yan Youbin, et al</i> (32)
Monitoring Heavy Metal Pollution in Enviroment Using Tissues of Birds	<i>Yang Qiongfang, Zou Fasheng, Chen Guizhu</i> (37)
Application of AHP in Assessment of the Significant Aspects	<i>Shen Fangli, Chen Donghui, Chen Liang</i> (40)
Discussion on Environmental Management Pattern of Electronic Rejected Material in Guangdong Province	<i>Yu Bin, Cen Huixian</i> (44)
Elementary Study on HSE Management of Environmental Monitoring Laboratories	<i>Gui Lieyong</i> (48)
Management of Mangrove Wetlands in Guangdong Province	<i>Zeng Songfa, Li Mei, Zhang Jinhong</i> (51)
Discussion on Methods and Problems of Ecological Risk Assessment	<i>Zheng Chuangwei</i> (54)
Analysis of Rural Environment and State Security	<i>Yue Xiaofang</i> (57)
Reflection on Improving Green Community Foundation Work in Liwan District	<i>Li Guoqiang</i> (61)
Information Management System of Regional Contamination Cross Control Foundation by Modern Computer Technology	<i>Li Dongxiao, Lei Longhong</i> (65)