

专论与综述

海水代用及其含盐污水的生物处理

崔有为¹, 王淑莹¹, 朱岩², 李桂星², 甘湘庆³, 彭永臻¹

(1. 北京工业大学环境与能源工程学院 北京 100022; 2. 中国市政工程东北设计研究院大连分院 辽宁 大连 116600; 3. 涪陵师范大学化学系, 重庆 408003)

[摘要] 淡水资源短缺是全球性问题。对于沿海城市, 海水代用是解决供水矛盾的有效途径。然而, 海水代用后产生的含盐污水的处理成了制约海水代用工程实施和进一步推广的因素。在概括海水代用现状的基础上, 对含盐污水生物处理技术以及无机盐对城市污水生物处理系统的影响进行了综述, 并进一步指出了今后含盐污水生物处理应深化研究的领域。

[关键词] 海水代用; 海水冲厕; 生物处理; 含盐污水

[中图分类号] X703.1; TQ085+.413 [文献标识码] A [文章编号] 1005-829X(2005)10-0001-05

Seawater substitute and bio-treatment of saline wastewater

Cui Youwei¹, Wang Shuying¹, Zhu Yan², Li Guixing², Gan Xiangqing³, Peng Yongzhen¹

(1. College of Environmental and Energy Resource Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China; 2. Dalian Branch of China Municipal Engineering Northeast Design and Research Institution, Dalian 116600, China; 3. Department of Chemistry, Fuling Normal University, Chongqing 408003, China)

Abstract: The shortage of water resource has been a worldwide problem. Seawater substitute, for the cities near the coast, is one of effective routes to keep the balance of water supply and water requirement. However, how to treat the saline wastewater generated by using seawater limits the practice and the development of projects of seawater substitute. The current situation in seawater substitute is introduced. Meanwhile, the bio-treatment technology of saline wastewater and effects of salt on the biological system in municipal wastewater treatment plants are reviewed. On basis of it, the research that should be further deepened in the treatment of saline wastewater is proposed.

Key words: seawater substitute; flush lavatory by using seawater; biological treatment; saline wastewater

水资源紧缺问题是 21 世纪我国社会可持续发展最突出的问题之一。我国是世界上 13 个贫水国家之一, 人均淡水资源占有量不足世界人均淡水资源占有量的 1/4。而相对于内陆城市, 我国沿海城市淡水资源短缺问题就更加严重, 人均水资源占有量仅 500 m³, 低于我国人均占有量的 1/4。大连、天津、连云港等地的人均水资源量甚至低于 200 m³, 处于极度缺水状况。随着沿海经济的快速发展, 沿海城市对供水的需求成倍增长^[1], 对此, 如何从长期困扰我国沿海经济发展的状况中, 找出一条合理、可行的解决水资源问题的出路, 已成为当前亟待解决的问题。在尝试了各种开源节流的措施之后, 沿海城市普遍把积极利用海水资源, 开展海水直接利用作为节约淡水资

源、缓解沿海城市水资源供求矛盾的有效途径^[2-10]。

1 海水代用

1.1 海水代用的途径与现状

海水可以在工业、农业、渔业生产以及城市生活等方面替代淡水资源。

在工业上, 海水可以广泛地用作工业冷却水, 应用到热电、核电、石化、冶金、钢铁厂等行业上。发达国家年海水冷却水用量已经超过了 1.0 × 10¹¹ m³。目前我国海水的年利用量 > 6.0 × 10⁹ m³^[6]。青岛电厂 1936 年就开始将海水作为工业冷却水, 至今已经有 60 多年的历史。青岛市电力、化工、纺织等行业的 12 家临海企业, 年用海水 8.37 × 10⁸ m³。天津年利用海水达到 1.8 × 10⁹ m³。此外, 秦皇岛热电厂、黄道热电

厂和上海石化总厂等 70 多家临海火力发电、核电、化工、石化等企业均已以不同的方式直接利用海水^[6]。

对于印染、建材、制碱、橡胶以及海产品加工等行业,海水还可以作为工业的生产用水。由于这些行业用水对溶解性固体要求不高,高盐度不会影响其生产,甚至某些行业还可以在生上实现对无机盐的利用。在印染行业海水不仅可以加速上染的速度,而且由于海水中的一些高含量的负离子使得织物纤维产生排斥灰尘的作用^[6]。对于制碱行业,海水可以用作化盐。天津化盐厂采用海水淡水混合化盐的方法化盐,不仅节约淡水,而且省盐。在海产品的养殖、生产、加工等渔业生产中,海水直接可以作为洗涤用水。烟台渔业公司每年利用海水刷牙节约淡水 $> 7.0 \times 10^7 \text{ m}^3$ ^[7]。

在农业上海水代用主要用于适宜海水灌溉的植被。我国有对一些作物进行耐盐性试验的研究^[7]。开发适合海水灌溉的植被新种,发展海水灌溉农业一直是沿海农业发展的一个方向。

在大生活用水上实施海水代用是近几年沿海城市努力的方向。目前大生活用水量约占城市供水的 10.5%,冲厕、道路冲洗等可以实施海水代用。香港在 1958 年就开始实施海水冲厕的实践^[10],以立法形式确定了海水冲厕的地位,目前普及率 $> 70\%$,未来计划普及率达到 100%。目前香港海水冲厕水日需求量为 $5.2 \times 10^5 \text{ m}^3$,占淡水总需求量的 21.6%。而在大连、天津、青岛、烟台等城市的个别单位,也有采用海水冲厕的实践,但规模较小。

1.2 海水代用的技术限制

海水代用在我国的规模有限,与国外差距很大。制约海水代用的社会和行政因素很多^[6,7,8]。海水代用工程的实施必须考虑三方面的技术。

(1) 海水在取用之前要经过前处理。目前国内普遍采用的方法有加氯杀生、电解海水杀生以及窒息法杀生等。在国外也有采用臭氧杀生、电击杀生和辐射杀生等技术。由于对代用海水的水质要求不高,微生物灭活的前处理技术也较简单有效。因此海水的前处理不是海水代用的制约因素。

(2) 在海水输送技术中主要考虑的是供水管路的防腐技术。海水的高度腐蚀性主要与溶解氧和温度有关。防止海水供水系统腐蚀的途径有合理选择防腐管材、防腐涂料和阴极保护技术。这些技术在国内都有很好的工程应用^[9]。

(3) 海水代用的关键是海水代用后产生的含盐

污水的处理和最终排放。目前,一个途径是深海排放,其主要利用海洋的自净能力实现对污染物的降解。但是,深海排放势必造成海洋环境的污染。由于海洋环境的恶化,其自净能力和生态系统都异常脆弱,随着海洋环境的进一步恶化和海洋环境管理的严格,最终对代用产生的污水势必要进行处理。另一个途径是与城市污水混合后进入城市污水处理厂。由于城市污水处理普遍采用生物处理的方法,海水的引入势必造成对生物处理系统中微生物的影响,有可能造成处理厂生物处理的失败。因此,无论是深海排放还是进入污水处理厂,对海水代用产生的含盐污水的后继处理成为限制海水代用的关键因素。

2 含盐污水的生物处理

含盐污水主要来源于海水代用后排放的含盐污水和多种工业废水^[11]。无机盐含量的高低直接影响水的活度,从而导致水环境渗透压的改变。在对含盐污水生物处理有限的研究中,发现盐度对生物处理系统产生一系列的不利影响可概括为如下四个方面。

2.1 盐度适应的有限性

适于生活在淡水或淡水生物处理设施中的微生物在进入含盐环境中时,会通过自身渗透压调节机制来平衡细胞内的渗透压或者保护细胞内的原生质^[12]。由于对渗透压的调节能力以及微生物体内酶对渗透压变化的适应能力的不同,污水处理中的微生物对污水盐度的适应能力也不同。因此,处理含盐污水必须对微生物进行驯化。活性污泥的驯化过程是使微生物代谢逐渐适应高盐环境,并使耐盐菌大量繁殖的过程^[13]。

通过一定时间的盐度驯化,可以利用驯化后的微生物实现对一定含盐量污水中污染物的降解。但超过一定的盐度范围,即使通过长时间的盐度驯化也无法实现污染物的生物去除。而且,可生物降解的临界盐度也不固定,其范围和污水种类、处理工艺、运行参数和生物种群有关。

杨健和王士芬^[14]在利用 SBR 活性污泥处理法对高含盐量的石油发酵工业废水进行处理时,发现当废水中总溶解性固体质量浓度(TDS)在 50~65g/L,盐度对驯化后的活性污泥处理系统没有明显的抑制作用。COD 的去除率 $> 90\%$, BOD_5 去除率 $> 95\%$ 。而采用 A—B 两段法处理高盐皂化废水的实验研究中^[15],含盐量达 20g/L,通过盐度驯化处理后出水达到国家一级排放标准,COD 总去除率可达 80%~86%。在

用普通活性污泥法与接触氧化法处理该废水的比较试验中发现有机物去除率基本相当,活性污泥法略好些。张雨山等^[6]采用完全混合式连续流活性污泥反应器研究了模拟海水冲厕污水对生物处理的影响。在生活污水中含海水 $<36\%$ 时,有机物去除率没有降低,COD去除率保持 $>80\%$,出水满足城市污水排放要求。但是,当海水比例 $>48\%$ 时,处理水无法达标。S. Belkin等^[47]证明了厌氧段可提高含盐污水生物处理效果和减少盐度对微生物的毒害作用。在厌氧/好氧两相生物处理系统中,在TDS高达 90 g/L 的化工污水中,对溶解性有机碳(DOC)的去除率甚至达到 50% 。而采用好氧上流淹没式生物滤池和滴滤池联合工艺处理含盐度在 20 g/L 海水中的柴油表明,在进水总有机碳(TOC)质量浓度 $1\,000\text{ mg/L}$ 和TOC容积负荷 $1.5\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 时,TOC去除率 $>90\%$ ^[48]。除了工艺和污水来源的影响外,运行参数,如有机负荷,也影响微生物在高盐度下的去除率和微生物的盐度适应性。A. R. Dincer等^[49]的研究表明,COD去除率是有机负荷和进水盐度的函数。随着有机负荷和盐度的增长,有机物去除率下降。这表明,盐度的适应性还和有机负荷有关。有机负荷低有利于提高生物在高盐环境下的处理效果。A. Li等^[50]研究了在两段接触氧化法内有机负荷和进水盐度对生物处理效果的影响。通过污泥驯化,含盐 35 g/L 的污水在进水 BOD_5 有机负荷 $0.95\sim 2.80\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 内,盐度对处理系统产生很小的影响,而对于含盐 25 g/L 的污水,其盐度对系统不产生影响的 BOD 有机负荷范围为 $0.95\sim 2.90\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,超过这个最高负荷范围,随着负荷的增长,有机物去除效率会下降。该结果反映了在不同盐度条件下,系统降解有机物的能力。相对于降解有机物的好氧微生物,营养污染物去除的功能菌对盐度的适应性更差。N. Intrasingkha等^[51]采用SBR反应器将进水盐度由低逐渐升高研究了盐度对氮磷去除的影响。在进水盐度 $300\sim 2\,000\text{ mg/L}$,氮的去除不受盐度的影响,保持良好的去除率。而当盐度 $>5\text{ g/L}$ 时,磷的去除率大幅下降,无法进行生物除磷。

淡水微生物对盐度适应的有限性,使高盐污水的生物处理受到限制。但是,由于微生物的适应性和环境诱导关系甚大,因此可以通过调节最佳环境因素,提高微生物的耐盐范围,并进一步提高微生物在高盐环境下的有机物代谢能力,实现高盐污水的生物处理。

2.2 盐度变化的敏感性

研究盐度对有机物降解过程和对处理系统运行行为的影响十分重要,而同样重要的是阶段的盐度变化对处理系统的影响。研究普遍发现盐度的骤然变化较缓慢变化更有害。当进水盐度骤然变化时生化系统会出现典型的失稳现象:有机物去除的下降甚至出现负去除现象,出水悬浮固体的大幅增加,污泥大量流失^[52]。这种因盐度骤然变化而造成处理系统失稳的程度取决于微生物种群、废水组成、盐度变化速率与范围和系统驯化程度。

B. William等^[53]研究淡水和高盐水交替变化对活性污泥处理系统的冲击表明盐度变化是造成污水处理厂处理效果阶段性恶化的原因。在研究中发现盐度变化引起BOD去除率的降低、出水悬浮固体浓度的升高、污泥流失和微生态系统组成的改变。G. W. Lawton等^[54]在盐度对滴滤池影响的研究中发现了盐度变化对处理干扰的一些证据。当淡水或低盐稳定运行系统的进水突然变为 20 g/L 盐度时,出现了BOD负去除现象。当滴滤池系统适应了 20 g/L 盐度后,将进水变为淡水,BOD负去除现象再次出现。在研究中发现升高盐度造成系统失稳程度较盐度降低引起系统失稳程度要小。将淡水条件下稳定运行系统冲击 50 g/L 盐度,出水BOD去除率为 32% ;而将适应 50 g/L 盐度的系统的进水变为淡水,出水BOD甚至是进水的 1.65 倍。在用延时曝气处理船舶废水的试验中,M. J. Stewart等^[55]调查了盐度变化对系统的影响。在高的有机负荷和水利负荷的条件下将盐度骤然变化,会出现处理效率暂时的下降。其恢复时间和冲击时间、盐度变化的程度以及负荷有关。而在正常的负荷条件下,即使急速的改变进水盐度,系统的处理效果也不会产生重大的干扰。在盐度变化对生物处理产生的影响中,F. J. Ludzack等^[56]得出了相似结论。将进水盐度从 30 g/L 逐渐降低,发现在降到 $8\sim 10\text{ g/L}$ 细胞产量会有显著的增加。崔有为等^[57]的研究发现系统抗盐度冲击的能力还和驯化污泥的盐度直接相关。不同盐度下稳定运行系统表现出不同的抗盐度冲击能力。具体抗盐度范围为淡水系统的最大耐盐度冲击范围是 $0\sim 20\text{ g/L}$, 25 g/L 盐度驯化系统的最大耐盐度冲击范围是 $5\sim 30\text{ g/L}$, 35 g/L 盐度驯化系统的最大耐盐度冲击范围是 $15\sim 35\text{ g/L}$ 。

2.3 降解动力的缓慢性

在处理含盐污水时,另一个遇到的问题就是处

理动力的缓慢性。由于盐度对系统的抑制作用,含盐污水处理降解速度普遍下降、有机物去除率降低、出水有机物浓度升高。而且随着盐度的升高降解缓慢程度加剧,去除率下降幅度增大^[43]。张雨山等^[48]采用完全混合活性污泥法研究了不同含海水量的污水的基质降解动力学。在进水 COD 为 300~500 mg/L、海水体积分数 < 36% 的条件下,基质的去除遵循一级反应动力学关系式。随着海水含量的增加,盐度对微生物的抑制作用加强,基质降解速率常数逐渐变小。刘洁玲^[45]的研究虽然也得出 A—B 两段接触氧化处理含盐皂化废水的基质降解遵循一级反应动力学,但是其得出的 A、B 段 COD 基质降解速率常数分别为 29.41 mg/(L·h) 和 6.61 mg/(L·h),高于张雨山的结果。F. Kargi 等^[49]为了定量盐度对生物处理系统的影响,采用间接进水方式研究了 10~50 g/L 盐度内污水降解的动力学。其研究求得的 COD 最大基质降解速率为 890 mg/(L·h),饱和常数为 820 mg/L,而盐抑制常数高达 100 g/L。崔有为等^[50]通过对含盐污水的试验研究发现随着盐度的升高,有机物降解速率下降。盐度对有机物降解的抑制作用属于非竞争性抑制,同时影响最大降解速率和饱和常数。COD 最大降解速率随着盐度的升高而下降。在 < 20 g/L 盐度环境内,随着盐度的升高,饱和常数逐渐增大。而在 > 20 g/L 盐度环境内,随着盐度的升高,饱和常数逐渐降低。根据试验可以推断,耐盐能力高的微生物具有低的饱和常数。试验数据得到盐抑制系数 K_Y 为 2 333 mg/L。

通过研究发现,相对于淡水生态系统的降解动力学参数,高盐污水污染物的降解动力普遍下降。其具体盐度抑制程度取决于不同的生态系统、处理工艺和废水种类。

2.4 污泥流失的严重性

在处理高盐污水时,出水悬浮固体浓度一直很高。生物处理系统内的污泥呈现不同程度的流失^[43]。造成这种现象的可能原因有两个。一是高盐污水的理化性质。由于海水中含有多种离子,海水系统呈现高的分散性。而且海水的密度较高。水中固体不易沉降^[41]。另一个原因在于高盐生态系统内微生物结构的改变。张雨山等^[42]研究发现在淡水处理系统内,镜检发现微生物种类丰富,有大量的原生动物,如豆形虫、钟虫等,也有后生动物轮虫的出现。但是随着盐度的升高,微生物组成发生变化,后生动物基本消失。杨健等^[43]的研究也得出类似结果。在用高盐驯

化淡水生物处理系统时,相对于淡水生态系统,菌落形态差别减少,丝状菌消失,只有少量的原生动物。王淑莹等^[34]针对海水冲厕工程,试验研究了无机盐对活性污泥沉降性的影响。以无盐稳定运行系统作为参照系统,分别研究了 20 g/L 和 35 g/L 盐度驯化系统内活性污泥絮体的形态、污泥沉降特点以及污泥微生物生态。无机盐改变了活性污泥微生物生态。随着盐度的增加,原生动物减少直至消失。丝状菌数量也在减少,在 35 g/L 盐度环境下,几乎看不到丝状菌。这些研究可以归结为两点:一是后生动物的消失导致浮游细菌没有了摄食对象,造成其在水中含量的升高。另一个是由于丝状菌的消失,导致游离细菌的增多^[46]。

3 尚待研究的问题

(1) 高盐条件下的营养物污染物去除研究。目前,针对高盐污水营养污染的生物去除的研究很是有限,研究结论也相差很大。

(2) 含盐废水处理系统调控方法及其对含盐废水工艺自控研究。对含盐污水的处理的调控要求较高,良好的调控是处理效果的保障。高盐污水的生物处理的控制具有特异性^[46],而且如何有效的针对含盐污水处理工艺进行自动控制,达到节能增效的目的,需要深入研究。

(3) 高盐污水的消毒。一般来说,当淡水与海水快速混合时,淡水中的微生物很快死亡。但海水在城市用水中的直接利用,使得病原微生物先经历了一个低盐环境的适应期,再进入海水后,生存期有可能延长,传播距离可能更远。如何采用有效的消毒方式和最佳的操作条件,实现对含盐污水的消毒处理亟待研究。

(4) 淡水微生物高盐环境下特异生理反应在污水处理上的利用研究。由于淡水微生物在进入含盐环境下,会通过自身的调节适应含盐环境。其表现出一系列的生理特异反应,将其有效的诱导利用,可以极大的提高生物处理效率。

(5) 高盐水处理方法、工程设计和改造研究。针对于海水代用工程的实施,很多大中小型的含盐污水处理工程将实施和改造。而目前对含盐污水研究得出数据的有限性和不系统性,造成工程设计和实施上的困难。

参考文献]

[1] 杨波,等. 我国沿海地区海水资源开发利用的现状和发展趋势

- [D] 海洋技术, 2003, 22 (2): 66- 71
- [5] 刘崇义. 缓解水资源短缺的最佳选择 [J]. 海岸工程, 1996, 15 (1): 30- 33
- [6] 韩增林. 试论我国海水资源的开发利用 [J]. 经济地理, 1996, 16 (2): 77- 80
- [4] 季云. 海水利用——解决水资源危机的出路之一 [J]. 水利科技与经济, 1998, 4 (1): 8- 9
- [5] 全国政协人口资环委“海水直接利用”专题调查组. 关于“海水直接利用”的调查报告 [J]. 资源产业, 1999, (9): 34- 35
- [6] 尤作亮, 等. 海水直接利用及其环境问题分析 [J]. 给水排水, 1998, 24 (3): 64- 67
- [7] 蔺国东, 等. 海水利用及其影响因素分析 [J]. 地理研究, 1999, 18 (2): 191- 198
- [8] 刘洪滨. 我国海水淡化和海水直接利用事业前景的分析 [J]. 海洋技术, 1995, 14 (4): 73- 78
- [9] 兰锡军, 等. 利用海水资源缓解滨海城市水资源供需矛盾 [J]. 海岸技术, 2003, 22 (4): 42- 47
- [10] 武周虎, 等. 香港利用海水冲厕的实践 [J]. 中国给水排水, 2000, 16 (11): 49- 50
- [11] 文湘华, 等. 含盐废水的生物处理研究进展 [J]. 环境科学, 1999, 30 (3): 104- 106
- [12] Gauthier M J, Flatau G N, Breittmayer U A. Protective effect of glycine betaine on survival of *Escherichia coli* cells in marine environment [J]. Wat. Sci. Tech., 1991, 24 (2): 129- 132
- [13] 崔有为, 等. NaCl 盐度对活性污泥处理系统的综合影响 [J]. 环境工程, 2004, 22 (1): 19- 21
- [14] 杨健, 王士芬. 高含盐量石油发酵工业废水处理研究 [J]. 给水排水, 1999, 25 (3): 35- 38
- [15] 刘洁玲. A-B 两段法处理高含盐量皂化废水的研究 [J]. 工业用水与废水, 1999, 30 (1): 19- 22
- [16] 张雨山, 等. 利用海水冲厕对城市污水处理的影响研究 [J]. 中国给水排水, 1999, 15 (9): 4- 6
- [17] Belkin S, Brenner A, Abeliovich A. Biological treatment of a high salinity chemical industrial wastewater [J]. Wat. Sci. Tech., 1993, 27 (7- 8): 105- 112
- [18] Lei Y, Ching-ting L, Wen K S. Biodegradation of dispersed diesel fuel under high salinity conditions [J]. Wat. Res., 2000, 34 (13): 3303- 3314
- [19] Dincer A R, Kargi F. Performance of rotating biological disc system treating saline wastewater [J]. Process Biochemistry, 2001, 36 (8- 9): 901- 906
- [20] Li A, Guovei G. The treatment of saline wastewater using a two-stage contact oxidation method [J]. Wat. Sci. Tech., 1993, 28 (7): 31- 37
- [21] Intrasingkha N et al. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater [J]. Wat. Sci. Tech., 1999, 13 (6): 183- 190
- [22] 雷中方. 高浓度钠盐对废水生物处理系统的失稳影响综述 [J]. 工业水处理, 2000, 20 (4): 6- 9
- [23] William B, Burnett E. The effect of salinity variations on the activated sludge Process [J]. Water & Sewage Works, 1974, 10 (3): 37- 38, 54- 55
- [24] Lawton G W, Eggert E V. Some Effect of High Sodium Chloride Concentrations on Trickling Filter Simes [J]. Sewage and Wastes, 1957, 29 (11): 121- 128
- [25] Stewart M J, Ludwig H F, Kearn W H. Effects of Varying Salinity on the Extended Aeration Process [J]. WPCF, 1962, 34 (11): 1161- 1177
- [26] Ludzack F J, Noran D K. Tolerance of high salinities by conventional wastewater treatment processes [J]. WPCF, 1962, 34 (11): 1404- 1412
- [27] 崔有为, 等. 活性污泥处理系统抗盐度冲击的能力 [J]. 中国给水排水, 2003, 19 (11): 12- 15
- [28] 张雨山, 王静. 完全活性污泥法处理含海水污水的基质降解动力学研究 [J]. 工业水处理, 2000, 20 (5): 16- 18
- [29] Kargi F, Dincer A R. Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation [J]. Enzyme and Microbial Technology, 1996, 19 (7): 529- 537
- [30] 崔有为, 等. 生物处理含盐污水的盐抑制动力学 [J]. 环境污染治理与设备, 2005, 6 (5): 38- 41
- [31] 刘正. 高含盐废水生物处理技术探讨 [J]. 给水排水, 2001, 27 (11): 54- 56
- [32] 张雨山, 王静. 海水盐度对曝气反应器中微生物生态的影响 [J]. 工业水处理, 1999, 19 (5): 17- 18
- [33] 杨健, 王士芬. 驯化活性污泥处理高含盐量有机废水研究 [J]. 上海环境科学, 1998, 17 (9): 8- 10
- [34] 王淑莹, 等. 无机盐对活性污泥沉降性的影响 [J]. 环境工程, 2003, 21 (5): 7- 9
- [35] Woolard C R, Irvine R L. Treatment of hypersaline wastewater in the sequence batch reactor [J]. Wat. Res., 1995, 29 (4): 1159- 1168
- [36] 崔有为, 等. 以溶解氧作为 SBR 法处理含盐污水的计算机控制参数可行性研究 [J]. 给水排水, 2003, 29 (6): 54- 57

【作者简介】崔有为 (1977—), 2002 年毕业于哈尔滨工业大学, 获硕士学位, 现北京工业大学攻读博士学位。电话: 010- 67392627, E-mail: enviroto@163.com。
【收稿日期】2005- 07- 29 (修改稿)

水处理动态

冷却水装置破坏的冶金学检查——Etephen M. McIntyre, 等.
IWC- 03- 30

腐蚀可导致生产过早地不正常以及昂贵的换热设备过早地被破坏, 要找出引起破坏的根本原因, 冶金学分析是一

种有效的手段, 本文简单地介绍了引起冷却水系统破坏的腐蚀机理, 分析了几起案例, 说明了在确切诊断并采取有效措施中实验室检测的重要性。

(纪永亮供稿)