

废水处理一体化装置试验

邱 维

(广州市市政工程设计研究院, 广州 510060)

摘要 通过小试研究了生物絮凝沉淀/生物膜过滤复合式工艺一体化装置对城市污水去除的效能和机理, 试验结果表明: 在较低溶解氧条件(DO 为 0.1~0.5 mg/L)下, 该工艺装置对 SS、COD 去除效果较好; 在 DO=0.2 mg/L, 生物絮凝反应区水力停留时间 2.16 h 时, 反应区内发生同步硝化反硝化(SND), 脱氮效果较好, NH₃-N 平均去除率 87.5%, 出水 SS、COD、NH₃-N 均能达到国家标准(GB 18918-2002)中一级标准的 B 标准。该一体化装置对于城市污水的有机物去除和脱氮具有一定的优越性, 是一种高效低耗的污水处理技术。

关键词 一体化装置 城市污水 生物絮凝吸附 生物膜 过滤

研究开发符合我国国情的高效低投资低能耗的城市污水处理新工艺是当务之急。强化一级处理与一级出水过滤(或生物膜)联用, 是目前强化一级处理技术研究的主要方向之一^[1]。结合生物絮凝吸附强化一级处理和生物膜法的特点, 将生物膜工艺过滤串联于生物絮凝吸附之后, 形成“生物絮凝沉淀/生物膜过滤复合式工艺”。该工艺前段取消初沉池, 并采取低氧运行, 利用短世代微生物的吸附能力, 可减小曝气强度, 降低能耗; 后段利用生物膜的降解和过滤作用, 可省去二沉池。通过串联分段, 充分利用高负荷段的生物絮凝吸附和低负荷的生物膜过滤优势, 形成了一种高效低能耗的新型污水处理工艺。以此工艺为基础, 创新性地把 2 段工艺有机集成于一体化装置内。本研究旨在考察该装置处理城市污水的实用性和优越性, 为实现该工艺技术的设备化、装置化, 以用于城市污水处理的中、小型污水处理装置和小城镇污水处理设施的开发设计提供试验依据, 并为此技术在其它污水处理的推广应用提供一定的理论依据。

1 一体化装置和试验方法

1.1 工艺流程

试验装置工艺流程示意图 1, 沉砂池出水进入系统后, 依次经过生物絮凝吸附段(A 级)、生物膜过滤段(BF 级)。

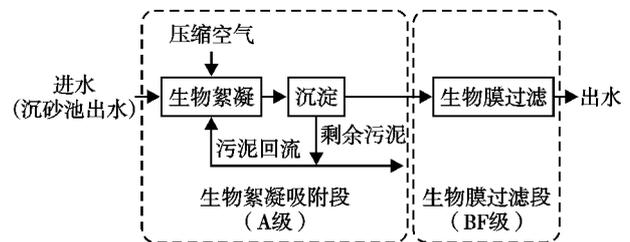


图 1 一体化装置废水处理工艺流程

1.2 废水处理一体化装置构造

废水处理一体化装置包括贮泥区、絮凝反应区、斜板沉淀区、污泥回流缝、生物变速过滤区等部分, 没有污泥回流动力装置, 见示意图 2。

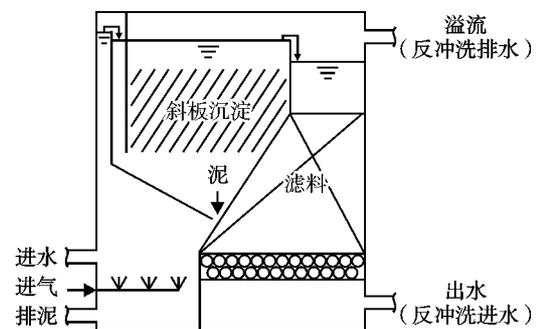


图 2 废水处理一体化装置示意

滤池采用变速生物滤池^[2], 滤料选用重庆大学城环学院研制开发的新型酶促填料^[3], 滤料粒径

2.0~5.0 mm, 平均粒径 2.8 mm。该滤料具备挂膜迅速、微生物活性高、有机物去除效果好、承受冲击负荷能力强等特点。

1.3 试验条件及方法

本试验在南方某城市污水处理厂内进行。装置进水为城市污水处理厂内沉砂池出水, 进水水质见表 1, 试验水温 20~40 °C。

表 1 装置进水水质 mg/L (pH 除外)

指标	数值范围	平均值
SS	32~65	51
BOD ₅	64.2~78.3	70.1
COD	144~248	194
SCOD	103~189	139
NH ₃ -N	41.3~59.3	47.7
NO ₃ -N	13.7~16.2	14.8
TP	8.99~12.08	10.79
PO ₄ ³⁻ -P	7.90~11.09	9.60
pH	6.5~7.5	

整个试验从开始到结束历时 6 个月, 经历了几个阶段: ① 试验装置的设计、改造和完善阶段, 包括装置的安装; ② 试验装置的试运行和启动挂膜阶段; ③ 溶解氧单因素试验: 在 Q=1.0 m³/d 条件下, 分别考察 DO 为 0.1、0.2、0.3、0.4、0.5 mg/L 工况下运行的变化规律, 以确定较佳溶解氧条件; ④ 在较佳溶解氧条件下, 在 Q 为 0.6~4.0 m³/d 范围内逐步提高运行流量, 针对不同水力负荷下的运行工况, 研究试验的运行规律。

2 试验对比数据

考察生物絮凝吸附反应条件在溶解氧较低条件下的处理工况。考察 DO 为 0.1~0.5 mg/L 范围内不同溶解氧条件下运行工况; 考察在 DO=0.2 mg/L 时, 不同流量(Q 为 0.6、1.0、2.0、3.0、4.0 m³/d)时的运行工况。不同流量条件下装置水力停留时间、负荷见表 2。5 组不同流量的工况对比结果见表 3。

3 一体化装置运行结果与分析

3.1 溶解氧的影响

不同溶解氧条件下 COD、NH₃-N、TP 去除规律曲线见图 3(a. ~ c.)。

在 Q=1.0 m³/d, DO 为 0.1~0.5 mg/L 范围内, COD 去除较好, COD、NH₃-N、TP 去除率变化幅度较小,

表 2 装置工作流量、水力停留时间及负荷

工作流量	Q/m ³ ·d ⁻¹	0.6	1.0	2.0	3.0	4.0
生物絮凝反应区	水力停留时间 h					
	反应区 HRT ₁	2.16	1.30	0.65	0.43	0.32
	沉淀区 HRT ₂	3.36	2.02	1.01	0.67	0.50
	HRT ₁ +HRT ₂	5.52	3.312	1.656	1.104	0.828
斜板沉淀区	反应区容积负荷 kg/(m ³ ·d)	2.26	3.70	6.39	11.32	14.02
	沉淀表面负荷 m ³ /(m ² ·h)	0.43	0.71	1.42	2.14	2.85
生物膜过滤区	滤速(首层) m/h	0.63	1.06	2.11	3.17	4.22
	表面负荷 m ³ /(m ² ·d)	13.48	22.46	44.92	67.39	89.85

表 3 进出水污染物浓度平均值汇总 (DO=0.2 mg/L) mg/L

	Q/m ³ ·d ⁻¹	0.6	1.0	2.0	3.0	4.0
SS	进水	38	44	55	59	60
	A 级出水	18	19	27	33	46
	出水	5	7	10	14	17
BOD ₅	进水	66.5	70.8	64.2	78.3	70.8
	A 级出水	17.2	25.6	33.8	47.4	51.7
	出水	9.5	13.2	15.1	25.8	28.9
COD	进水	203	200	173	204	189
	A 级出水	46	66	82	114	129
	出水	28	39	47	73	84
SCOD	进水	147	144	124	146	132
	A 级出水	39	54	63	91	95
	出水	27	36	41	65	77
NH ₃ -N	进水	53.0	50.1	46.5	44.0	45.1
	A 级出水	9.7	36.5	35.4	37.1	40.8
	出水	6.8	26.1	26.9	32.8	37.5
TP	进水	10.00	10.74	11.33	10.94	10.96
	A 级出水	7.80	8.45	9.53	9.87	10.09
	出水	6.81	7.68	8.47	9.11	9.59
PO ₄ ³⁻ -P	进水	8.90	9.69	10.05	9.83	9.52
	A 级出水	7.39	8.05	8.98	9.22	8.96
	出水	6.67	7.55	8.29	8.81	8.71

分别为 77%~84%、44%~49%、28%~31%。总的来说, DO 浓度增高, COD、NH₃-N、TP 去除率增长的幅度不大; 相对来说, DO=0.2 mg/L 时去除率增长较大。这说明, 在微氧曝气的条件下, 较低的溶解氧条件能够满足生物絮凝反应所需的供氧和混合要求, COD 容易去除。另外, 氮、磷的去除率较低, 低氧条件的生物絮凝反应不利于硝化作用脱氮, 在进水有机负荷较低的情况下因排泥较少使除磷效果较差。

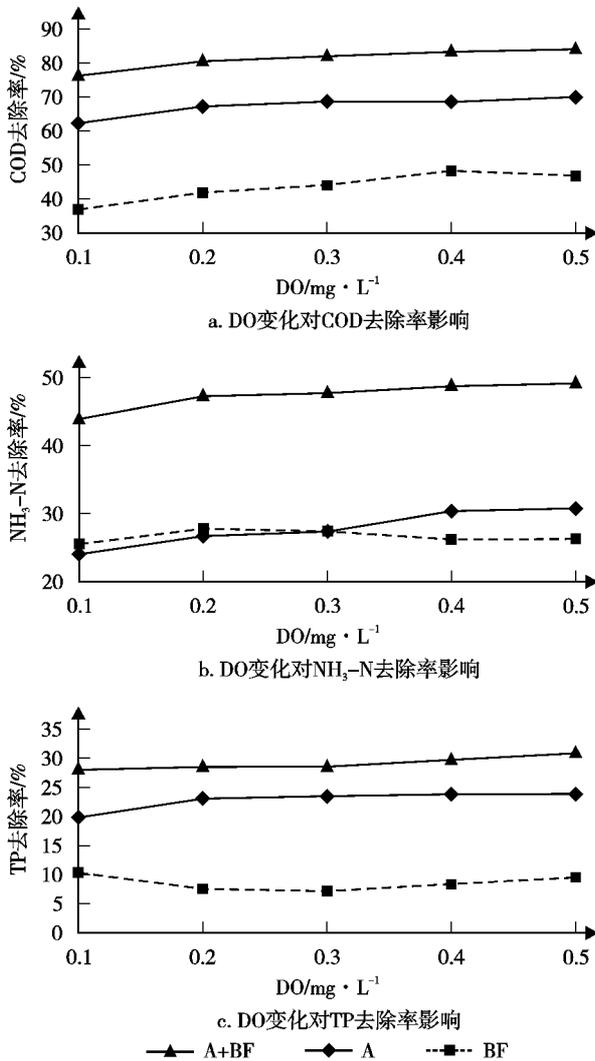


图3 不同溶解氧条件污染物去除规律

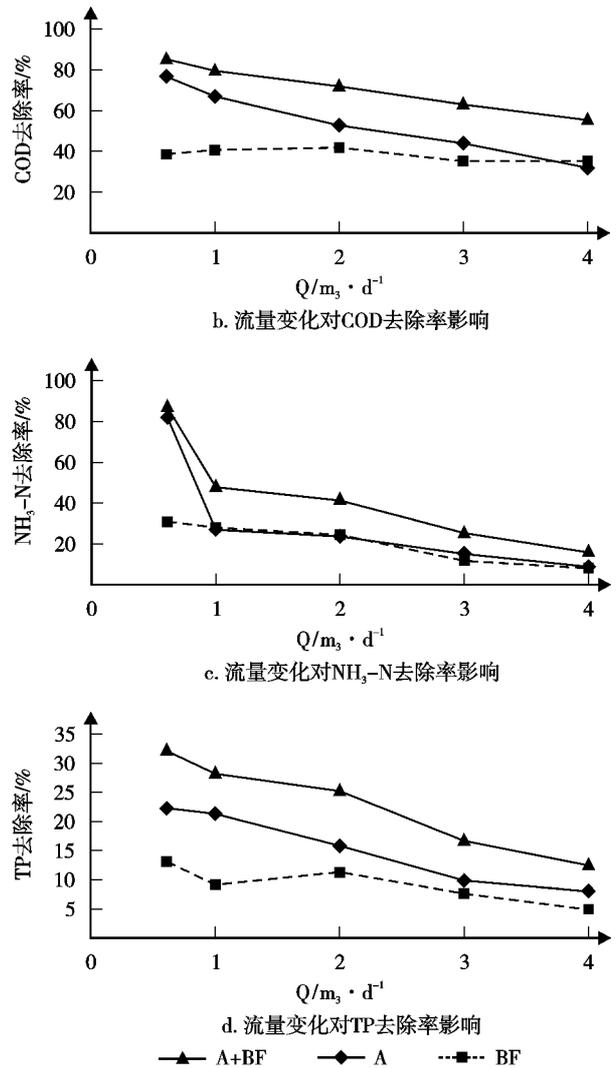
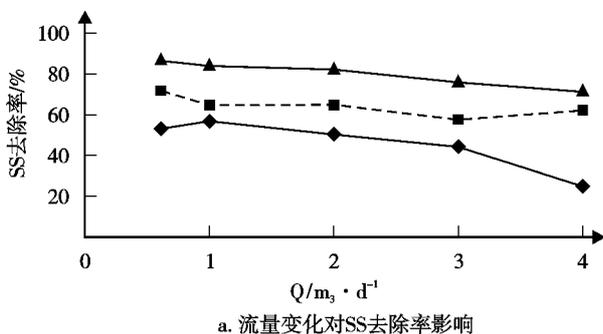


图4 不同负荷下污染物去除规律

3.2 流量负荷的影响

为考察流量负荷对装置运行的影响,在DO=0.2 mg/L条件下,对不同进水流量(0.6、1.0、2.0、3.0、4.0 m³/d)进行试验,污染物去除规律曲线见图4。试验结果分析表明:



a. 流量变化对SS去除率影响

3.2.1 对SS的去除

从图4(a.)可以看出,装置对SS去除效果较好,去除率大于71%。在较低溶解氧水平、较高污泥负荷及较短的水力停留时间,A级对进水SS去除作用是以生物絮凝吸附作用为主,同时也伴有一定的生物吸收及氧化作用;SS在BF级的去除主要靠滤料的过滤作用和生物膜的生物降解性能。过滤作用能非常有效地去除SS,其中上层滤料对SS和有机物去除作用更大。BF级对污染物的去除相对较稳定,其中Q为1.0~2.0 m³/d,滤速为1.06~2.11 m/h时,BF级对有机物的去除率最大。BF级的去除有机物的潜力较大,可较好的适应A级SS去除率的较大波动。

3.2.2 对COD的去除

从图4(b.)可以看出,装置对COD去除效果较

好,去除率大于55%。如前所述,进水中以悬浮物或胶体状态存在的COD可通过A级污泥絮体有效的生物絮凝、吸附和BF级滤料的过滤作用而去除;对于溶解性COD,微生物吸收溶解性物质并将其转化为细胞质和贮存物质,在细胞内得到降解以提供能量,细菌得到增殖。总之,污水中COD的去除是生物絮凝、吸附、吸收及生物氧化等过程综合作用的结果。

3.2.3 脱氮

$\text{NH}_3\text{-N}$ 去除规律曲线见图4(c.), $Q \geq 1 \text{ m}^3/\text{d}$ 时装置 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率小于49%,生物絮凝反应区低氧条件和低进水有机物负荷下氨氮的硝化作用不强。 $Q=0.6 \text{ m}^3/\text{d}$, A级絮凝反应水力停留时间2.16 h,泥龄7.7 d, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率为87.5%。如表4所示,该工况下, A级使氨氮和总氮平均去除率分别为81.3%、53.4%,总氮得到较好的去除。该工况下总氮得以有效去除,说明A级反应区内发生了SND脱氮。反应区低溶解氧、长水力停留时间(2.16 h)、长泥龄(7.7 d)的条件可使生物絮体内形成适宜的溶解氧梯度,形成了利于SND的物理学微环境,亦即可以通过延长水力停留时间和絮凝区污泥泥龄以引导和强化SND来高效率的脱氮。

表4 $Q=0.6 \text{ m}^3/\text{d}$ A级氮的去除 ($\text{DO}=0.2 \text{ mg/L}$)

N 指标	A级进水 mg/L	A级出水 mg/L	A级去除率 %
$\text{NH}_3\text{-N}$	51.2	9.6	81.3
$\text{NO}_3\text{-N}$	14.8	19.5	-31.7
TN	73.8	34.3	53.4

3.2.4 除磷

由图4(d.)可知,装置对TP去除率小于32%。生物絮凝反应区因泥龄较长、排泥较少使除磷效果较差;BF级缺氧或厌氧条件和低有机物浓度不利于磷的去除。为弥补工艺除磷的不足,可投加混凝剂或絮凝剂除磷,投药位置可置于A级或A级前形成化学-生物联合絮凝沉淀/生物膜过滤复合式工艺,也可置于BF级后,形成生物絮凝沉淀/生物膜过滤/化学除磷复合式工艺。

3.2.5 装置运行周期及反冲洗

随着生物膜过滤区的运行时间增加,生物膜因老化而脱落,滤层的水头损失逐渐增加,其中以首段0~100 mm滤层水头损失增加较大、较快。池内水位随过滤历时不断上升,各测压管内的水位也相应上升,生物膜过滤区内水位上升0.6 m至溢流口,或滤

层总水头损失增加到500~600 mm,确定为生物膜过滤区运行周期结束,需要进行反冲洗。适时的反冲洗,是为了将老化易脱落的生物膜反冲洗最后进入排泥区,有利于出水SS控制在一定范围内。不同流量下滤池运行周期及反冲洗特性见表5。生物膜过滤区运行周期受滤层水头损失的制约,随流量和进水SS增大,水头损失增加加快,导致运行周期缩短,趋势极为明显。生物膜法一般都存在生物填料易堵塞的问题,这就要求进入生物滤池的污水应预先去除SS、油脂等。流量从0.6~4.0 m^3/d ,滤池的运行周期从11 d缩短到1.5 d。在各流量条件下生物膜过滤区反冲洗耗水量较少,占周期处理水量的比例为3.3%~6.7%。适量反冲洗能有效实现生物膜特性的恢复。

表5 装置运行周期与反冲洗特征

流量 / $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	0.6	1.0	2.0	3.0	4.0
运行周期 /d	11	8	6	3	1.5
周期处理水量 / m^3	6.6	8	12	9	6
反冲洗耗水率 /%	6.1	5.0	3.3	4.4	6.7

4 结论

生物絮凝沉淀/生物膜过滤复合式工艺废水处理一体化装置在较低溶解氧条件下也能对有机物的去除取得较好效果;而且,可通过延长水力停留时间和絮凝区污泥泥龄以引导和强化生物絮凝反应同步硝化反硝化可实现高效脱氮。在试验条件下, $Q=0.6 \text{ m}^3/\text{d}$, A级絮凝反应水力停留时间2.16 h,泥龄7.7 d,工艺装置对SS、COD及氮到达较好的去除作用。最优工况下的试验结果为微氧曝气时同时去除有机物和脱氮的高效低能耗污水处理工艺提供了试验实例。

该废水处理一体化装置具有以下特点:

1) 创新地把2段工艺有机集成于一体化装置内,占地小,并且省去了污泥回流装置。

2) 生物絮凝反应产生的污泥沉入集泥区之前全部在沉淀区底部由回流缝回流,并全部经由絮凝反应区曝气活化作用,可充分发挥大部分污泥的吸附作用。

3) 斜板沉淀可强化沉淀效率。

4) 变速生物滤池小断面进水大断面出水,可使有机物利于较高的水流速度随水进入滤池深层,利于深层滤料发挥作用。

5) 滤料选用新型酶促填料,具有其优越的生物学和理化性能及微生物学等方面的优势。

6) 该废水处理一体化装置对于城市污水有机物去除和脱氮具有一定的优越性, 是一种高效低能耗的污水处理技术。

5 参考文献

[1] 张智, 邱维, 张国庆. 城市污水强化一级处理技术及发展

趋势. 重庆环境科学, 2001, 22(1): 46~49

[2] 张智, 阳春, 邓晓莉, 等. 复合变速生物滤池深度处理城市污水研究. 中国给水排水, 2000, 29(5): 5~8

[3] 龙腾锐, 郭劲松. 一种废水处理新型填料的研究·环境、发展与保护. 北京: 中国环境科学出版社, 1995

Study on an Integrative Device for Municipal Wastewater Treatment

Qiu Wei

Abstract An integrative device was designed for the treatment of municipal wastewater with primary enhanced bio-treatment and biofiltration. Under low DO (0.1~0.5 mg/L) condition, SS and COD could be treated effectively. Under the conditions of 2.16 h HRT and DO 0.2 mg/L, nitrification and denitrification (SND) occurred simultaneously with nitrogen removal of 87.5% (NH₃-N), and the concentrations of SS, COD and NH₃-N in the effluent met the requirement of National Wastewater Discharge Standard at the first level (GB 18918-2002).

Key words integrative device municipal wastewater biological flocculation and adsorption biofilm filtration

召开《广州市环境科学学会 2005 年学术年会》的预通知

党的十六届四中全会提出了坚持以人为本、全面协调可持续发展的科学发展观, 要求全党全国人民充分认识转变经济增长方式的极端重要性和紧迫性, 改变传统的粗放型经济增长方式, 采取有利于节约能源资源和保护生态环境的生产和消费方式, 加强生态保护和建设, 解决严重威胁人民群众健康安全的环境问题。当前, 我国正处于环境污染和生态破坏十分严重的时期, 2003 年到 2004 年, 全国主要污染物排放出现大面积反弹, 主要污染物排放量大大超过环境承载能力, 环境污染相当严重; 生态环境边建设、边破坏, 生态破坏范围在扩大; 老的环境问题尚未解决, 新的环境问题接踵而至, 环境形势十分严峻。可以预期, “十一五”期间, 我国的环境保护工作将会更加艰巨。

我国环境问题对经济社会负面影响主要表现在制约经济的发展、危害群众健康和社会稳定, 影响对外贸易。总体上看, 我国环境问题的特点是发达国家工业化百年来分阶段出现分阶段解决的环境问题在我国短短 20 年发展中集中体现了出来, 呈现压缩型、复合型的明显特征。面对如此艰巨的任务, 胡锦涛总书记指出: “要加快转变经济增长方式, 将循环经济的理念贯穿到区域经济发展、城乡建设和产品生产中, 使资源得到最有效的利用。最大限度地减少废弃物排放, 逐步步入生态良性循环”。发展循环经济, 建设循环型社会, 是当前经济发展与环境保护有机的结合, 是转变经济增长方

式, 实现可持续发展的重要途径, 是我国“十一五”期间环境保护的重要工作方向。

以“广州市‘十一五’环境保护”为主题, 我会拟于 6 月底召开 2005 年学术年会, 围绕我市“十一五”期间环境规划、城市环境保护、企业环境保护、资源有效利用等四个方面未来环境保护急需解决的四个问题, 充分总结以往环保工作的得与失, 为未来环保事业的可持续发展献计献策。请各位会员积极撰写论文并参加交流。论文请按要求依时提交, 我会将部份安排会上发言及在论文集刊登。

论文要求:

1. 论文采用 A4 纸规格, 5 号宋体, 每页 43 行, 每行 45 个字。论文一般不超过 4 页。

2. 题目下方为作者姓名、单位、联系电话(手机)、通讯地址、邮编。

3. 论文摘要以 100 字为宜, 并附有关键词及主要参考文献目录。

4. 提交电子文版, 电子信箱地址为: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn。

5. 提交论文截止日期为 2005 年 6 月 3 日。

地 址: 广州市吉祥路 95 号广州市环境科学学会

邮 编: 510030

联系人: 罗晶 电话: 83327515

采用 BP 神经网络模型预测油田废水混凝处理效果

王仁雷 林衍

(重庆大学资源及环境科学学院, 重庆 400044)

摘要 采用均匀设计方法选择神经网络的训练样本, 并建立了基于 BP 人工神经网络的油田废水混凝处理系统的数学模型。利用该模型对实验数据进行预测, 结果表明模型的预测值与实测值的平均绝对误差仅为 0.74%。可见这种方法预测精度高, 具有一定的实际应用价值。

关键词 均匀设计 BP 神经网络 混凝 油田废水

油田废水成分复杂, 乳化程度高, 该废水的处理是比较困难的。目前混凝-沉淀-过滤 3 段工艺是净化处理油田废水的一种常用方法^[1-3], 其中投加混凝剂是关键步骤。混凝剂的除油效果取决于混凝剂的投加量和废水中的含油量, 对不同的含油废水和除油率要求, 混凝剂的投加量目前都是通过实验确定的, 这样既花费时间、浪费药剂、又不便于运行管理。因此就除油率和混凝剂的投量及废水含油量之间的关系, 建立恰当的数学模型, 对于确定最优的药剂投加量, 提高运行控制水平将会有很大的帮助。但是由于混凝除油过程是一个复杂的物理化学过程, 目前还很难通过对其化学反应机理的研究, 准确地建立起基于反应过程的数学模型。近年来兴起的人工神经网络(Artificial Neural Network, ANN)是模仿大脑神经元网络结构和功能而建立的一种信息处理系统。神经网络不需要设计任何数学模型, 可以处理模糊的、非线性的甚至含有噪声的数据, 它基本上类似黑箱理论, 即只根据输入数据和输出数据来建立模型, 网络的统计信息贮存在数量巨大的加权矩阵内, 可以反映十分复杂的关系, 非常适合复杂非线性系统的建模。然而, 人工神经网络并不是万能的, 我们知道, 神经网络是靠已经获得的数据, 通过学习和训练来解决问题的。由于网络靠学习来记住问题应有的模式, 所以训练数据应尽可能的包含问题的全部模式, 即要有足够的代表性。为此选择质量高而数量适当的训练样本是提高神经网络建模效果和效率的一种有效手段^[4]。

下面将利用均匀设计和人工神经网络相结合的方法对油田废水混凝处理系统建立数学模型, 并对建立的 ANN 模型进行预测和评价。

1 均匀设计方法选择训练样本

均匀设计是我国数学家独创的一门试验设计技术, 它着重在试验范围内考虑试验点均匀散布以求通过较少的试验来获得最多的信息, 因此其代表性比正交实验等其他的部分因子实验要好得多, 特别适合于多因素多水平的试验和系统模型完全未知的情况^[5]。由此可见, 用均匀设计方法来构筑神经网络的训练样本是保证样本质量和数量的一条可行途径。

采用的混凝剂为 PACS(聚合硫酸铝), 主要通过电荷中和及吸附架桥作用使水中的油粒脱稳而聚沉去除。由于硫酸根离子通过配位聚合的形式或通过氢键形式, 把 PAC(聚合氯化铝)分子连接起来, 增加了分子量, 从而增加 PACS 对粒子的吸附架桥能力, 故它比 PAC 具有更好的除油效果, 在油田含油废水的净化中得到了广泛的应用^[6]。

根据文献[6]中提供的实验数据, 决定选用二因素六水平的均匀设计表。具体有 $U_6(6^2)$ 、 $U_{12}(6^2)$ 、 $U_{18}(6^2)$ 、 $U_{24}(6^2)$ 等^[7], 考虑到样本点数目不能太少, 实验次数又不能太多, 故选用 $U_{18}(6^2)$, 其内容见表 1, 试验因素与水平见表 2。根据表 1 和表 2 得到试验方案与结果, 见表 3。

2 油田废水混凝处理系统 BP 神经网络的建立

表 1 $U_{18}(6^2)$ 均匀设计

试验号	水平		试验号	水平	
	1	2		1	2
1	4	2	10	1	2
2	4	5	11	5	6
3	2	1	12	6	3
4	5	1	13	3	6
5	6	2	14	2	3
6	2	5	15	4	4
7	5	4	16	1	4
8	3	1	17	3	3
9	6	5	18	1	6

表 2 试验因素与水平

水平	因 素	
	1. 混凝剂投加量	2. 废水含油量
	mg/L	mg/L
1	30	60
2	60	80
3	75	100
4	90	120
5	120	160
6	150	180

表 3 试验方案与结果

编号	混凝剂投加量	废 水 含油量	去除率 %	编号	混凝剂投加量	废 水 含油量	去除率 %
	mg/L	mg/L			mg/L	mg/L	
1	90	80	95.35	10	30	80	81.21
2	90	160	92.23	11	120	180	94.00
3	60	60	95.20	12	150	100	97.54
4	120	60	98.05	13	75	180	90.03
5	150	80	98.32	14	60	100	90.05
6	60	160	85.67	15	90	120	93.16
7	120	120	95.33	16	30	120	74.83
8	75	60	96.00	17	75	100	94.82
9	150	160	95.92	18	30	180	70.37

神经网络的类型多种多样,它们是从不同角度对生物神经系统不同层次的抽象和模拟。从功能特性和学习特性来分,典型的神经网络模型主要包括感知器、线性神经网络、BP 网络、径向基函数网络、自组织映射网络和反馈神经网络等。BP 神经网络通常是指基于误差反向传播算法的多层前向神经网络,该模型已成为目前最为广泛应用和研究的神经网络。BP 网络一般具有 1 个或多个隐含层,隐含层通常采用对数或正切 Sigmoid 性传递函数,而输出层神经元则采用线性传递函数。理论上已经证明 3 层 BP 网络,只要隐含层数目足够多,就可以以任意精度逼近 1 个有有限个间断点的非线性函数,即能

实现输入与输出间的任意非线性映射,这使得它在函数逼近、模式识别、数据压缩等诸多领域有着广泛的应用。下面采用 BP 神经网络对油田废水混凝处理系统进行建模分析。

我们用 $U_{18}(6^2)$ 确定了 18 个试验点,并通过线性变换将表 3 中的数据变换到 $[0, 1]$, 设向量为 V_0 , 标准后的向量为 V , 变换原则为: 混凝剂投加量, $V=V_0/160$; 废水含油量, $V=V_0/195$; 去除率以小数来表示。用变换后的数据作为学习样本,采用 BP 神经网络模型,选择 3 层网络。经过多次试验,隐含层单元数确定为 3 个。整个神经网络为 2-3-1 结构。隐含层采用对数 Sigmoid 传递函数,输出层则采用线性传递函数。利用数学软件 MATLAB 6.5 中的神经网络工具箱对系统进行辨识^⑧。限于梯度下降算法的固有缺点,标准的 BP 算法通常具有收敛速度慢、易陷入局部极小值等缺点,故训练算法采用收敛速度较快的、能有效抑制局部极小的 Levenberg-Marquardt 优化算法,目标误差定为 5×10^{-5} 。网络的权值矩阵和偏置的初始化方法为 Nguyen-Widrow 方法,该方法可以使每个神经元的激活区域均匀地分布在输入空间,从而避免神经元的浪费,同时提高了训练效率。BP 神经网络模型如图 1 所示。

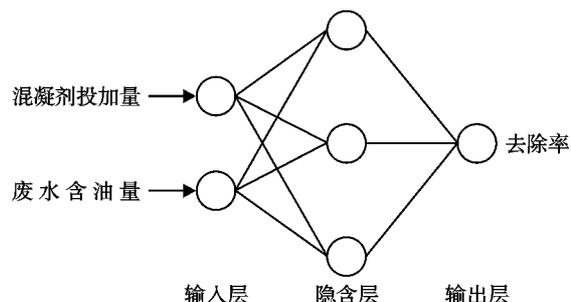


图 1 BP 神经网络模型

网络经过 100 余次训练,很快达到稳定,由此得到收敛时的连接权值和偏置。BP 网络的输入层与隐含层的连接权值依次为 $(7.731\ 5, -4.452\ 7; -1.727\ 7, 12.248\ 1; 11.452\ 6, -3.226\ 0)$, 偏置为 $(-11.731\ 0; -4.231\ 8; -0.842\ 1)$; 输出层与隐含层连接权值为 $(6.135\ 9, -0.032\ 6, 0.288\ 3)$, 偏置为 $(0.689\ 3)$, 这样便确定了油田废水混凝处理系统的人工神经网络模型。

3 模型预测结果和分析

3.1 模型预测结果

所建立的 BP 神经网络对训练样本具有很高的逼近精度,但是人工神经网络模型的性能主要不是看它对训练样本的拟合能力,而是看它对测试样本(非训练样本)的泛化预测能力。因此利用剩余的 18 组数据作为测试样本。对模型进行性能检测评估,并将预测与实测结果进行比较,见表 4。

表 4 神经网络模型预测值与实测值比较

样本号	混凝剂投加量 mg/L	废水含油量 mg/L	去除率 实测值 %	去除率 预测值 %
1	30	60	83.42	84.56
2	30	100	79.60	78.08
3	30	160	72.52	71.56
4	60	80	94.12	92.95
5	60	120	87.86	89.31
6	60	180	82.73	83.44
7	75	80	95.34	95.04
8	75	120	92.01	92.65
9	75	160	91.12	90.70
10	90	60	96.82	96.94
11	90	100	94.89	94.81
12	90	180	91.02	92.55
13	120	80	97.32	96.74
14	120	100	96.95	95.64
15	120	160	94.84	94.39
16	150	60	99.10	99.15
17	150	120	96.38	95.44
18	150	180	94.55	94.59

从表 4 中可以看出神经网络预测值与实测值相当接近,最大绝对误差为 1.53%,平均绝对误差 0.74%,最大相对误差为 1.91%,要大大优于文献[6]中采用经验回归方法建模的效果(文献[6]用指数函数来拟合 42 个样本,拟合结果的最大绝对误差为 3.8%,且未进行预测)。

3.2 神经网络对边界外样本的预测能力

另外当废水含油量为 200 mg/L 时(含油量已大于 180 mg/L,属于边界外的样本),神经网络预测值与实测值见表 5。

表 5 边界外样本的神经网络预测值与实测值比较

混凝剂投加量 mg/L	30	60	75	90	120	150
实测值 / %	68.34	80.50	88.25	91.01	92.87	94.02
预测值 / %	69.09	81.11	87.91	91.85	94.17	94.53

可见即使对于边界外的样本,预测效果也是比较好的。这说明只要原先的训练样本有足够的代表性,神经网络也能具有一定的外推能力。以上结果说明所建立的 ANN 模型较好地考虑了因素间的相互影响和作用,在预测中取得了满意的效果。

3.3 BP 神经网络建模效果分析

图 2 是表示神经网络建模效果的三维网格图,其中 X 轴为混凝剂投加量,Y 轴为废水中的含油量,Z 轴为去除率。它反映了去除率与混凝剂投加量及废水含油量的关系。

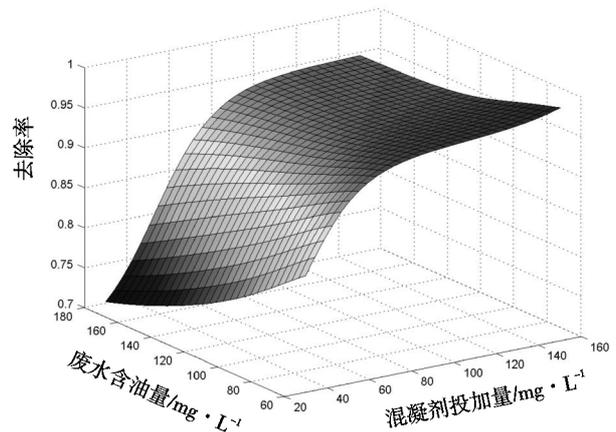


图 2 BP 神经网络建模结果

从图 2 我们可以发现:混凝剂投加量对处理效果的影响随着废水中含油量不同而有所区别,但大体趋势是一样的。起初随着混凝剂投加量的不断增加,去除率升高得很快,当混凝剂投加量达到一定值后,去除率趋于稳定,变化不大。

4 结论

1) 采用均匀设计方法构筑神经网络的训练样本,可以大大提高网络的学习性能和预测准确度。

2) 建立了油田废水混凝处理系统的 3 层 BP 神经网络模型,并利用该模型对实验数据进行预测,结果表明神经网络预测值与实测值相当接近,最大相对误差仅为 1.91%,而且对于边界外的样本,其预测效果也比较好。这说明模型具有泛化能力,有较好的通用性和客观性,具备一定的实用价值。

3) 与文献[6]所采用的非线性回归分析方法相比,人工神经网络具有准确、简单、快捷的特点。仅通过系统的输入与输出数据即可获得一较为可靠的模

(下转第 21 页)

吹脱法处理高浓度氨氮废水

周明罗 陈建中 刘志勇

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要 文章阐述了高浓度氨氮废水的来源及危害, 论述了吹脱法处理高浓度氨氮废水的技术原理、影响因素, 重点分析了液气比的影响和确定, 提出了采用催化氧化法解决吹脱氨气的二次污染问题。

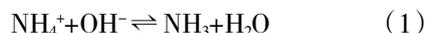
关键词 高浓度氨氮废水 吹脱法 液气比 催化氧化

高浓度氨氮废水来源甚广且排放量大。如化肥、焦化、石化、制药、食品、垃圾填埋场等均产生大量高浓度氨氮废水。大量氨氮废水排入水体不仅引起水体富营养化、造成水体黑臭, 而且将增加给水处理的难度和成本, 甚至对人群及生物产生毒害作用^[1]。氨氮废水对环境的影响已引起环保领域和全球范围的重视, 近 20 年来, 国内外对氨氮废水处理方面开展了较多的研究。其研究范围涉及生物法、物化法等各种处理工艺, 如生物方法有硝化及藻类养殖; 物理方法有反渗透、蒸馏、土壤灌溉; 化学法有离子交换法、氨吹脱、化学沉淀法、折点氯化、电化学处理、催化裂解等。新的技术不断出现, 在处理氨氮废水的应用方面展现出诱人的前景。本文侧重介绍吹脱法处理高浓度氨氮废水的技术特点及研究应用。

1 吹脱技术

吹脱法用于脱除水中氨氮, 即将气体通入水中, 使气液相互充分接触, 使水中溶解的游离氨穿过气液界面, 向气相转移, 从而达到脱除氨氮的目的。常用空气为载体(若用水蒸气为载体则称汽提)。

水中的氨氮, 大多以铵离子(NH_4^+)和游离氨(NH_3)保持平衡的状态而存在。其平衡关系式如下:



氨与铵离子之间的百分分配率可用下式进行计算:

$$K_a = K_w / K_b = (\text{C}_{\text{NH}_3} \cdot \text{C}_{\text{H}^+}) / \text{C}_{\text{NH}_4^+} \quad (2)$$

式中: K_a ——铵离子的电离常数;

K_w ——水的电离常数;

K_b ——氨水的电离常数;

C——物质浓度。

式(1)受 pH 值的影响, 当 pH 值高时, 平衡向右移动, 游离氨的比例较大, 当 pH 值为 11 左右时, 游离氨大致占 90%。

由式(2)可以看出, pH 值是影响游离氨在水中百分率的主要因素之一。另外, 温度也会影响反应式(1)的平衡, 温度升高, 平衡向右移动。表 1 列出了不同条件下氨氮的离解率的计算值。表中数据表明, 当 pH 值大于 10 时, 离解率在 80% 以上, 当 pH 值达 11 时, 离解率高达 98% 且受温度的影响甚微。

表 1 不同 pH、温度下氨氮的离解率 %

pH	20℃	30℃	35℃
9.0	25	50	58
9.5	60	80	83
10.0	80	90	93
11.0	98	98	98

氨吹脱一般采用吹脱池和吹脱塔 2 类设备, 但吹脱池占地面积大, 而且易造成二次污染, 所以氨气的吹脱常采用塔式设备。

吹脱塔常采用逆流操作, 塔内装有一定高度的填料, 以增加气—液传质面积从而有利于氨气从废水中解吸。常用填料有拉西环、聚丙烯鲍尔环、聚丙烯多面空心球等。废水被提升到填料塔的塔顶, 并分布到填料的整个表面, 通过填料往下流, 与气体逆向流动, 空气中氨的分压随氨的去除程度增加而增加, 随气液比增加而减少。

2 影响因素及液气比的确定

影响游离氨在水中分布的 pH 值、温度等因素都会影响吹脱效率。另外气液比、喷淋密度等操作条件也是影响吹脱效率的主要因素。下面以逆流塔为例分析液气比的确定及其影响。

氨吹脱是一个相转移过程，推动力来自空气中氨的分压与废水中氨浓度相当的平衡分压之间的差，由物料守恒(见图 1)可得吹脱塔操作线方程为：

$$Y=L/V(X-X_1)+Y_1 \quad (3)$$

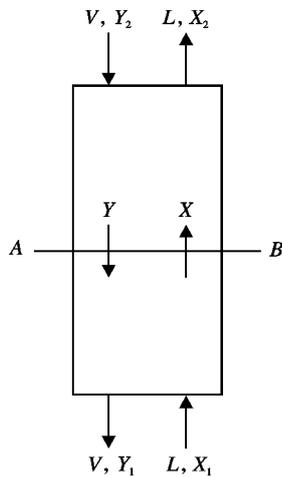


图 1 逆流吹脱塔物料衡算

即以(L/V)为斜率的直线，如图 2 的直线 MN。在此，L 值已经确定，若减少吹脱气体的用量，操作线斜率将会增大，点 N 便沿垂直线 X=X₂ 向上移动，传质推动力(X₂~X₂^{*})或(Y₂~Y₂^{*})随之减小，当点 N 落在线 Y^{*} 上时，Y₂=Y₂^{*}，塔顶吹脱气体浓度达到平衡，即最高浓度。此时气体用量最小，这是理论上液气比能达到的最大值，但推动力变为 0。

$$(L/V)_{max}=(Y_2^*-Y_1)/(X_2-X_1) \quad (4)$$

通常要求达到的氨去除程度(X₁)、进口浓度(X₂)为已知，空气进口浓度(Y₁)为零，Y₂^{*} 为与 X₂ 对应的气体平衡浓度，可由亨利定律求得^[2,3]，如下式：

$$Y=mX \quad (5)$$

因此最大液气比可表示为：

$$(L/V)_{max}=mX_2/(X_2-X_1) \quad (6)$$

式中 m 为平衡常数，是温度的函数。所以温度对气体平衡浓度进而对(L/V)_{max} 有较大的影响。有文献报道^[4]，当温度从 10℃ 变为 40℃ 时，(L/V)_{max} 从 0.58 增大到 2.4。

在逆流吹脱塔中，对确定的废水量而言，增大气体量，传质推动力相应增大，有利于氨氮吹脱去除。

但气量太大，气速过高，将影响废水沿填料正常下流甚至不能流下，即引起液泛现象。因此，对一定废水量，最小液气比受液泛气速控制。液泛气速与塔式结构、填料种类和液体物性等因素都有关。显然，实际的液气比应满足下式要求：

$$(L/V)_{泛} < (L/V) < (L/V)_{max} \quad (7)$$

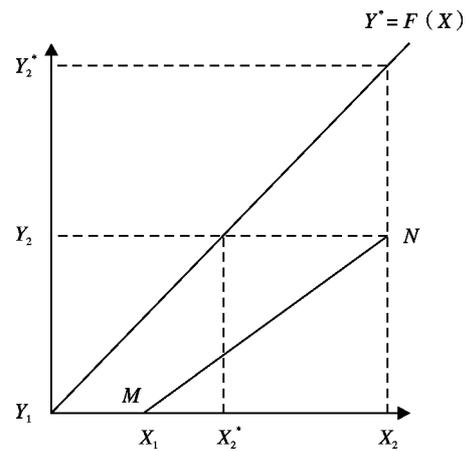


图 2 逆流吹脱塔操作线

3 吹脱工艺的应用

吹脱法已广泛用于化肥厂废水、垃圾渗滤液、石化、炼油厂等^[5-8]含氨氮废水。低浓度废水通常在常温下用空气吹脱，而高浓度废水则常用蒸汽进行吹脱。有些高浓度废水经吹脱处理后，仍含有较高的氨。因而常与其它工艺相结合。

3.1 吹脱法 + 生物法

卢平等^[9]采用吹脱—缺氧—两级好氧工艺处理垃圾渗滤液，其中氨氮含量达 1 400 mg/L，COD 浓度为 4 000~5 000 mg/L。选定 pH 值为 9.5，吹脱时间 12 h，经吹脱后氨氮去除率为 60%，经生化处理后氨氮去除率达 95%，同时取得 90% 以上的 COD 去除效果。倪佩兰等^[10]采用吹脱法与生物法相结合处理垃圾渗滤液取得了成功的效果，其工艺流程如图 3。

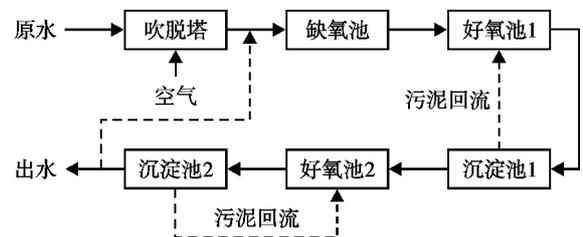
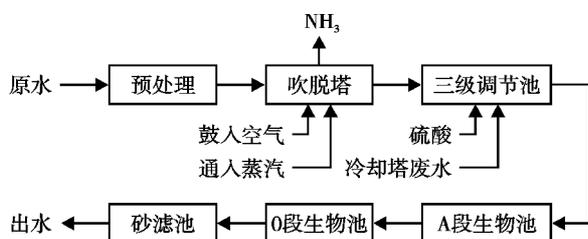


图 3 垃圾渗滤液处理工艺流程

某油墨厂采用吹脱法与生物法相结合的工艺

处理酞菁蓝生产废水^[11],其工艺流程如图 4 所示。吹脱 pH 值为 11,经空气吹脱后,废水中氨氮浓度从 1 034 mg/L 降到 140 mg/L。再经两级生化处理后,出水中污染物浓度可以达到排放标准。某制药厂产生的部分高浓度氨氮废水,不适宜于直接用生物硝化处理,对氨氮废水先进行吹脱,大大降低 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度,后与其它废水混合进生化处理系统进一步处理。吹脱效率与 pH 值和温度有直接关系,需做试验确定吹脱条件,达到最佳处理效果。

3.2 吹脱法 + 折点氯化法



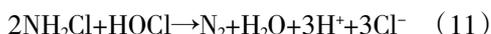
注: 预处理包括两级调节、铜置换、沉淀

图 4 酞菁蓝生产废水处理工艺

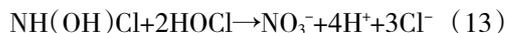
折点氯化法是投加过量的氯或次氯酸钠,使废水中氨完全氧化为 N_2 或硝酸盐的方法^[12],可用以下反应式表示:



一氯胺进一步氧化为氮:



二氯胺经下列反应生成硝酸盐:



氯化法处理率达 90%~100%,效果稳定,不受水温影响、操作方便、投资省,但对于高浓度氨氮废水的处理运行成本很高。若在此之前用吹脱法降低废水中氨氮含量,可以减少加氯量,极大地降低处理成本。

某新材料厂排出的含 NH_4Cl 4 200 mg/L 工业废水经技术经济比较,采用氨闭路吹脱盐酸液吸收回收 NH_4Cl 与折点加氯法联合处理^[13],结果出水水质为:pH 值 8~9, $\text{NH}_4\text{Cl} \leq 15$ mg/L。目前该方法已应用于工业生产。

4 讨论

吹脱法用于处理高浓度氨氮废水具有流程简

单、处理效果稳定、基建费和运行费较低等优点,实用性较强。采用与生物法、氯化法等方法相结合的工艺能很好解决吹脱处理后废水中氨氮的含量仍然无法满足排放要求这一问题。然而,吹脱出来的氨气随空气进入大气,仍然容易引起二次污染。国外已有关于用镍、镉等金属作催化剂,在高温下将氨气转化为氮气的报道^[14,15]。李晟^[16]采用复合金属氧化物为催化剂氧化吹脱处理出来的氨气,在 500 °C 左右氨气转化率在 90% 以上。目前,本课题组正致力于采用吹脱法与催化氧化法串联处理氨氮废水的研究,后续氧化阶段采用过渡金属氧化物为催化剂。笔者认为,如何将吹脱出来的氨气无害化,避免二次污染,达到环境效益、经济效益相统一,将是今后吹脱法处理高浓度废水的一个研究方向。

5 参考文献

- [1] 钱易,唐考炎. 环境保护与可持续发展. 北京:高等教育出版社,2000. 50~51
- [2] 姚玉英. 化工原理. 天津:天津科学技术出版社,1995. 74~82, 88~93
- [3] 冯德华. 化学工程手册. 北京:化学工业出版社,1989. 7~12
- [4] 夏素兰,周勇,曹丽淑,等. 城市垃圾渗滤液氨氮吹脱技术研究. 环境科学与技术,2000,(3):26~29
- [5] 蔡秀珍,李吉生,温俨. 吹脱法处理高浓度氨氮废水试验. 环境科学动态,1998,(4):21~23
- [6] 林奇. 吹脱法处理中低浓度氨氮废水. 福建环境,2000,17(6):35~37
- [7] 余宗学,安立超. 高氨氮、高盐度有机颜料废水处理工艺研究. 环境科学与技术,2004,27(1):80~81
- [8] 蒋林时,张洪林,唐玉斌,等. 炼油厂含锌高浓度氨氮废水汽提性能研究. 环境工程,2000,18(1):7~10
- [9] 卢平,曾丽璇,张秋平,等. 高浓度氨氮垃圾渗滤液处理方法研究. 中国给水排水,2003,19(5):44~45
- [10] 倪佩兰,郑学娟,徐月恩,等. 垃圾填埋渗滤液氨氮的吹脱处理工艺技术研究. 环境卫生工程,2001,9(3):133~135
- [11] 顾秀煜. 酞菁蓝生产废水处理浅议. 给水排水,2000,26(12):42~43
- [12] 汪大口,徐新华,宋真,等. 工业废水中专项污染物处理手册. 北京:化学工业出版社,2000. 210~220
- [13] 宁平,曾凡勇,刘新. 中高浓度氨氮废水综合处理. 有色金属,2003,55(增刊):130~132
- [14] M Amblard, R Burch, B W L Southward. A Study of the Mechanism of Selective Conversion of Ammonia to Nitrogen on Ni/y- Al_2O_3 under Strongly Oxidizing Conditions. Catalysis Today, 2000, 59:365~371

(下转第 30 页)

生活污水的生物除磷工艺综述

易灵 赵仕林 李京 何继辉 马骏

(四川师范大学化学学院, 成都 610066)

摘要 文章综述了生活污水的生物除磷工艺的基本原理以及目前国内外流行的几种除磷方法,并且探讨了生物除磷的影响因素。

关键词 生物除磷 影响因素 生活污水

废水生物除磷的设想最早是由 Greenging 于 1955 年提出的。在 20 世纪 60 年代,美国的一些废水处理厂发现,由于曝气不足而使呈厌氧状态的 PO_4^{3-} 浓度增加。之后,生物除磷工艺便得到了人们的广泛关注。目前国内外普遍采用的除磷方法主要有化学除磷法、生物除磷法以及后来更加先进的化学和生物除磷相结合的生化除磷法。化学除磷法的优点是除磷效率一般可达 85%,且稳定可靠,污泥在处理和处置过程中不会重新释放磷而造成二次污染,但其费用高,所产生的污泥量大,这对污泥的后期处理不利。然而,生物除磷法可避免化学除磷法中出现的大量化学污泥^[1],减少活性污泥的膨胀现象,节约能源,且运行费用较低,还可在除磷同时除去废水中有有机物^[2]。因此,是生活污水处理较流行的除磷工艺。

1 生物除磷机制

磷有着不同于氮、硫的性质,无论它的氧化态或是还原态都不可能成为气态而被排放到空气中,一般只能通过化学或者生物学的方法将其转化为固态从废水中去除。在微生物的增殖过程中,好氧微生物一旦处于厌氧条件下,它会释放出在好氧条件下吸收的部分磷,当其置于好氧环境中时,则能吸收比它在厌氧下释放的磷多好几倍的磷,这个变化一般称之为 *luxuryuptake* 现象(对磷的过多摄取)^[3]。据有关资料表明,微生物在好氧条件下吸收的磷是厌氧条件下放出磷的 11 倍^[4]。生物除磷正是利用一些微生物的嗜磷性,把微生物作为磷的载体,将水体中的磷富集到微生物的体内从而达到除磷的效果。

与生物除磷有关的细胞须同时含有异染粒(含聚磷)和聚 β 羟基丁酸(PHB)^[5]。聚磷是一种高能无机化合物,有低分子和高分子之分。低分子聚磷在厌氧条件下起能源库作用,高分子聚磷则作为细胞生长的供磷库,两者都在除磷工艺的污泥中高度积累,而与磷的释放和吸收相关的是低分子磷。PHB 是一种碳源物质,许多好氧菌能合成 PHB,并把它作为 H^+ 缓冲体或电子库。生物除磷本质上是活性污泥在厌氧、好氧环境间循环的过程中,聚磷与 PHB 在生物体内相互消长的结果,并且在聚磷菌的作用过程中,需要外源电子给予体,而不需要电子接受体^[6]。

2 除磷菌种:

20 世纪 70 年代中期,人们在传统活性污泥工艺的运行管理中,发现了一类特殊的兼性细菌,如不动细菌属(*Acinetobacter*)、假单胞菌属(*Aeromonas*)、棒杆菌属(*Corynebacterium*)等。不动杆菌属,它们有能力在厌氧条件下吸收小分子有机物(乙酸、乙醇等),是活性污泥中既能积累聚磷酸盐又能积累聚羟基丁酸盐的细菌。假单胞菌属,宽 0.5~1.0 μm ,长 1.5~3.0 μm ,多数是有机营养型的,利用有机碳化合物为碳源,但也有少数是无机型的,利用 H_2 或 CO_2 为能源^[7]。在好氧状态下这些菌属能超量地将污水中的磷吸入体内,使体内的含磷量超过 10%,有时甚至高达 30%,如假单胞菌,它们能够累积达细菌干重的 1/3 左右聚磷酸盐,而一般细菌体内的含磷量只有 2%左右。这类细菌被广泛地用于生物除磷,称之为聚磷菌。当在厌氧条件时聚磷菌吸收有机物(如脂

肪酸),利用某些糖和醇为基质,代谢生成短链挥发性脂肪酸,同时将细胞质中聚合磷酸盐颗粒的磷释放出来,提供必需的能量。在随后的好氧条件下,所吸收的有机物将被氧化并提供能量,同时从废水中吸收超过其生长需要的磷,并以聚磷酸盐的形式贮存起来。不动杆菌能在体内贮存聚磷酸,厌氧状态下,可水解聚磷酸产生能量,在竞争中占有优势,并可以限制硝化菌的生长^[7]。将除磷工艺好氧段溶解氧含量控制在 2~4 mg/L,可恰好满足聚磷菌在好氧段过量摄取磷的生理活动中的需氧量。

一般的,生物除磷和脱氮被认为是存在一定的冲突,因为在厌氧阶段,有 NO_3^- 存在会发生反硝化反应,会消耗聚磷菌碳源,致使其除磷效率降低^[8]。但是一种兼性反硝化细菌生物的发现被认为不仅拓宽了磷的去除途径,而且,更重要的是这种细菌的生物摄磷作用将反硝化脱氮与生物除磷有机地合二为一^[9]。这就为可持续污水处理工艺的发展奠定了十分有力的技术基础。在缺氧(无氧但存在硝酸盐)条件下,反硝化除磷细菌 DPB(Denitrifying Phosphorus removing Bacteria)能够同在好氧条件下一样,利用硝酸盐充当电子受体,产生同样的生物摄磷作用。在生物摄磷的同时,硝酸盐被还原为氮气。显然,被 DPB 合并后的反硝化除磷过程能够节省相当的 COD 与曝气量,同时也意味着较少的细胞合成量。

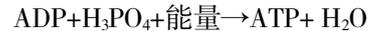
3 聚磷菌的代谢活动

在厌氧的条件下,聚磷菌体内的 ATP(三磷酸腺苷)进行水解,放出 H_3PO_4 和能量,形成 ADP(二磷酸

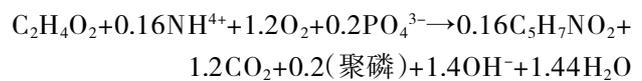
腺甘),即:



在好氧条件下,聚磷菌对磷过剩摄取。聚磷菌通过有氧呼吸,不断的氧化体内储存的有机底物,同时也不断从外部环境向其体内摄取有机底物。由于氧化分解,又不断的放出能量,能量又为 ADP 所获得,并结合 H_3PO_4 而合成 ATP。即:



而在好氧状况下磷的累积可以按照简化的方式描述如下^[10-11]:



这样,聚磷菌便具有能在好氧条件下过剩摄取 H_3PO_4 ,在厌氧条件下释放出 H_3PO_4 的功能。还有研究显示^[12-13],根据各种聚磷菌的特性,发挥其嗜磷最好效果应该在厌氧和好氧交替的过程中进行,且厌氧和好氧环境不能倒置。在相同的好氧时间下,系统的厌氧时间越长,除磷的效果越好,与此同时,在相同的厌氧时间下,系统的好氧时间越长,除磷的效果也越好。

在对聚磷菌活动以及其耐磷特性的研究中,李广科等^[14]培养研究出一种光合细菌红螺菌科中的球形红杆菌,发现此菌种用于废水除磷工艺中,只要废水中存在足够的碳源,即使是在全部是微好氧过程,也具有很好的除磷特性,这样无疑使生物除磷技术又进了一步,在以后的工艺设计中可以推广应用。

4 除磷工艺

几种主要的生物除磷工艺的比较见表 1。

表 1 几种主要的生物除磷工艺效率比较

主要生物除磷工艺	磷的去除率	主要特点
A/O	60%~76%	工艺流程简单,不需要投加化学药品;建设费用和运行费用均较低。存在的问题是脱磷效果决定于剩余污泥排放量,在二沉池中还难免有磷的释放
A ² /O	85%~90%	A ² /O 法是 A/O 工艺基础上的改进,中间加了一级缺氧过程,它不但能有效地去除 BOD 和磷,还能进行硝化、反硝化以去除水中的氮
Bardenpho	90%~75%	虽有较好的脱磷效果,但是在二沉池中会有磷的释放,工艺流程长、构筑物多,运行费用高
Phoredox	70%~80%	Bardenpho 工艺流程的改进,其差别仅在于第一个缺氧池前增加了一个厌氧池,以保证磷的释放
Phostrip	90%~95%	此工艺是与化学沉淀相结合的生物除磷工艺。它的除磷效果达到 90%以上,出水中的磷可以降低到 1 mg/L 以下。但增加了流程的复杂性,运行费用也会因投加化学药品而增加
氧化沟类型	80%~92%	利用传统的活性污泥进行除磷、除氮

表2 几种工艺的进水与出水总磷含量比较

除磷工艺	A/O	A ² /O	Bardenpho	Phoredox	Phostrip	氧化沟类型
进水	4.0~12.0	4.0~12.0	4.0~12.0	4.0~12.0	4.0~12.0	4.0~12.0
出水	1.92~3.20	0.80~1.20	0.40~0.80	1.60~2.40	0.40~0.80	0.64~1.60

假设以目前污水处理厂的进水含磷为4~12 mg/L来计,估计表1中几种除磷工艺的除磷效率如表2所示。

由此可见,虽然几种工艺分属于不同的类型,但是基本上都遵从了利用聚磷菌自身的特点,在厌、好氧交替的情况下操作工艺过程,从而到达除磷效果。采用新工艺的处理厂能使进水总磷(TP)含量为4.0~12.0 mg/L左右的污水经过生物除磷后,出水TP能达到国家排放标准(GB 8978-88)中的二级标准,甚至是达到一级标准(<0.5 mg/L)。但是在各废水处理厂除磷过程实际的结果却与工艺的理想效果有很大的差别,是因为诸多因素影响所致。

5 生物除磷系统的主要影响因素

5.1 溶解氧

从生物除磷的原理可以知道,整个除磷系统的摄磷和释磷的控制主要是由溶解氧(DO)决定的^[15],DO是影响除磷的一个重要因子。经实验证明,好氧池中的DO应大于2 mg/L^[16],在厌氧池的厌氧条件也是极为重要的,一般的,要求厌氧池的DO应小于0.2 mg/L。总的来说,应尽可能拉大厌氧和好氧池中DO含量的差值,或是在好氧工艺可行的情况下尽可能增加曝气时间和曝气量。

5.2 碳磷比

生物除磷工艺中厌氧段的有机基质含量、种类与微生物营养物之间的比例关系(主要是碳磷比,即是BOD₅/TP)也是影响聚磷菌摄磷效果的一个不可忽视的控制要点。当BOD₅/TP过低时,就会出现聚磷菌在好氧池中的吸磷不足,从而使出水的磷含量偏高。为使出水的磷含量在1 mg/L以下,废水BOD₅/TP应大于20^[17]。

5.3 硝酸盐的含量

在生物除磷中,硝酸盐的去除是除磷的先决条件。Brodisch等已证实气单胞杆菌具有将高分子有机基质转化为低分子脂肪类物质的能力,在除磷过程中存在着发酵产酸——聚磷之间的连锁反应,而

其中气单胞杆菌能否发挥其发酵中间产物为电子受体的发酵产酸能力,是决定其他的聚磷菌能否发挥功效的重要因素,另有资料表明,假单胞杆菌也是一种利用硝酸盐作为最终电子受体的兼性反硝化菌,而且,只要是存在NO₃⁻,在厌氧条件下进行反硝化反应,对有机基质的发酵产酸作用就会受到抑制,从而使在好氧条件下的有机碳源量减少,也要影响聚磷菌的摄磷能力,这便从理论上解释了为什么在好氧段有硝酸盐存在时系统的处理能力较低。回流污泥中携带的硝酸盐抑制了厌氧条件下磷的释放。由于聚磷菌,硝化菌,反硝化菌及其他多种微生物共同生长在一个系统内,并在整个系统内循环,使得从好氧段回流的污水中含有大量的硝酸盐,造成厌氧段中反硝化菌与聚磷菌对底物形成竞争^[18]。使聚磷菌无法得到足够的短链脂肪酸(SCFAS)进行充分释磷,从而降低了除磷效率。

还有研究表明,长期低负荷运行是导致城市污水处理厂生物除磷效率降低的重要原因之一^[19]。低负荷下的好氧延时曝气使聚磷菌细胞内的聚β-羟基丁酸(PHB)含量下降,导致磷的吸收速率和吸磷量下降,而使之不能有效地吸收细胞外的磷酸盐合成聚磷,最终丧失生物除磷能力。

6 结论

综上所述,生物除磷是利用聚磷菌的嗜磷特性,使之在符合其生长代谢的厌氧、好氧环境交替的条件下,吸取废水中各种形式的磷(尤其是磷酸盐形式)。

目前,国内外生活污水生物除磷技术已有很大的进步,只要严格控制除磷过程中的限制因素,其除磷效率都会有很大的提高。不难预测,在目前化学和生物除磷方法都有较大进步的情况下,生物与化学相结合的方法将会成为未来污水除磷的主流。

7 参考文献

- [1] 吴海林,杨开,王红宇,等. 废水除磷技术的研究和发展. 环境污染治理技术与设备,2003,4(1):53~54
- [2] 田淑媛,杨睿,顾平,等. 生物除磷工艺技术发展. 城市环境与城市生态,2000,13(4):46~47

(下转第25页)

广东省城市污水处理厂适用工艺优化分析

焦瑞虎¹ 许振成²

(¹广东省建筑设计研究院市政分院, 广州 510010; ²国家环境保护总局华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘要 在城市污水处理厂建设中,工艺方案的优化选择除其直接影响整个工程的投资,还对后续设计工作的开展和污水处理厂建成后合理有效地运行起着决定性的影响。文章运用灰色关联分析方法进行候选方案的优化决策,推荐出 A²O 生物除磷脱氮工艺为广东省城市污水处理厂处理工艺的优选方案。

关键词 污水处理厂 工艺 优化 广东省

污水处理工艺的选择是污水处理厂建设的关键,工艺方案优化选择是否得当,不仅影响整个污水处理厂建设的单方投资、单方占地、单方运行成本、单方电耗、去除单位有机物运行成本,以及污水处理的效果,还影响着处理工艺的可靠程度、运行方式是否灵活、管理操作是否复杂。因此,必须结合当地污水的水量、水质以及温度、地理、经济等实际情况选择适宜的处理工艺,使出水符合排放标准,并结合长远发展综合考虑。很明显,城市污水处理厂工艺方案的优化,需要考虑经济、技术、操作管理和环境影响等诸多因素。这里就涉及到一个很关键的问题:如何将这些评价指标通过一种方法,对其进行归一化处理,最后得出综合评价系数,找出最优工艺方案。针对城市污水处理厂工艺方案优化,同时考虑到某些因素具有其模糊性,本文拟应用灰色关联分析方法进行其优化决策。

1 灰色关联分析方法简介

灰色关联分析方法^[1]是一种新的系统分析方法。它是用关联度的大小来描述受多因素影响的灰色系统之间关联程度的一种定量化方法,以序列之间关联度的计算进行系统的决策分析。城市污水处理厂的工艺方案决策过程可以视为灰色系统的决策分析过程^[2],可通过候选方案的理想方案的关联分析来完成,关联度大的方案与理想方案最为接近。关联度由大到小的顺序为方案优劣的顺序。其分析方法与步骤说明如下:

1.1 建立备选方案及理想方案

设有 n 种候选方案 $S_i(i=1, 2, \dots, n)$, 对于每种方案有 k 个影响因素, 以 $X_i(j)$ 表示第 i 种方案的第 j 个因素值, 于是可建立关于候选方案的比较数列。

$$\{X_i(j)\} = \{X_i(1), X_i(2), \dots, X_i(k)\} \\ (i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, k) \quad (1)$$

在上述 n 种方案的基础上确定理想方案 S_0 。确定方法是将 n 种候选方案中第 j 项因素的理想值作为理想方案 S_0 的第 j 项因素值, 即 $X_0(j)$ 。例如, 候选方案工艺投资的最小值即为投资指针的理想值, 在合理的范围内占地面积最小值即为占地面积指针的理想值; 对于不确定性指针, 应用模糊数学方法可采用 5 级划分进行度量, 即优、良、中、差、劣 5 个等级, 然后按一定的标准予以量化。理想方案的参考数列表示如下:

$$\{X_0(j)\} = \{X_0(1), X_0(2), \dots, X_0(k)\} \\ (j=1, 2, \dots, k) \quad (2)$$

1.2 资料归一化处理

由于各评价指针的量纲不同, 不能直接进行比较, 因此需对参考数列和比较数列进行规范化处理, 这里选用归一化方法对原始资料作无量纲化处理, 即:

$$X_i'(j) = X_i(j)/X_0(j); X_0'(j) = 1 \\ (i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, k) \quad (3)$$

式中:

$X_0'(j)$ 为规范后的理想方案参考数列

1.3 计算关联系数

$$\zeta_i(j) = \frac{\min \min |X_0(j) - X_i(j)| + p \max \max |X_0(j) - X_i(j)|}{|X_0(j) - X_i(j)| + p \max \max |X_0(j) - X_i(j)|} \quad (i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, k) \quad (4)$$

式中:

$\zeta_i(j)$ 表示 X_i 与 X_0 在第 j 个因素处的关联系数;

$|X_0(j) - X_i(j)|$ 表示比较数列 X_i 与参考数列 X_0 在第 j 个因素处的绝对差;

$\min \min |X_0(j) - X_i(j)|$ 表示 X_i 与 X_0 在方案 $i=1, 2, \dots, n$, 与因素 $j=1, 2, \dots, k$ 处的最小最小绝对差, 即 X_0 与比较数列 X_i 各行对应元素相减后, 比较数列中所有元素的最小绝对值;

$\max \max |X_0(j) - X_i(j)|$ 表示 X_i 与 X_0 在方案 $i=1, 2, \dots, n$, 与因素 $j=1, 2, \dots, k$ 处的最大最大绝对差;

p 为分辨率系数, 在 0~1 之间取值。

1.4 计算关联度

关联系数反应比较数列与参考数列在指针 j 处的关联程度, 是一个点的比较, 并不能反应候选方案与理想方案就全部指针的综合关联程度。因此这里采用比较数列各关联系数的均值作为整个关联度的度量, 其计算公式如下:

$$r_i = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k \zeta_i(j) \quad (i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, k) \quad (5)$$

1.5 确定最佳方案

关联分析方法是通过比较数列与参考数列曲线间的相似程度来判断其关联度的, 两条曲线越相似, 其关联度越大, 亦即候选方案与理想方案越接近, 反之关联度越小。因此, 关联度最大的备选方案即可作为最佳方案。

2 广东省城市污水处理厂处理工艺调查

据实际调查, 由于生活习惯的不同, 广东省城市污水普遍存在着进水有机物浓度偏低, 碳、氮、磷比例不合理的特点, 这些特点在一定程度上影响了污水处理的效率。

另一方面, 随着水体富营养化趋势的日益加重, 在污水处理工艺选择要求上, 除有效去除碳源污染物外, 还要具备较强的除磷脱氮功能。再者, 广东地区人口密度大, 用地紧张。综合考虑, 广东省污水处理厂应首选的工艺包括: 氧化沟、SBR、A²/O, 其它工艺都或多或少存在一些缺陷。如缺氧水解-两级氧化工艺主要还是针对有机物的去除; 深圳南山的沉

淀排海工程, 由于近几年一度的发生赤潮而将被迫进行改造, 除磷脱氮已成为今后城市污水处理的一项重要指标; 氧化塘工艺由于其占地面积大, 当有机负荷变化时, 将导致运行不稳定等方面的原因, 也将限制其推广应用; 而单一的 A/O 工艺不能满足较高的除磷脱氮功能; 对于 AB 工艺, 如广州猎德污水处理厂, 由于现在进水有机物浓度偏低, 远远低于其当初设计值, 这样低的有机负荷不适合选用 AB 工艺, 致使 AB 工艺的 A 段的运行出现困难。现在该厂已经将 AB 工艺的 A、B 段分开, 各自独立并联运行(这时的工艺已相当于传统活性污泥法的曝气段); 深圳罗芳污水处理厂一期也是 AB 工艺, 对 AB 工艺而言, 其脱氮除磷功能较差, 故在建设二期时采用了具有 A²/O 功能的氧化沟工艺, 而对于深圳滨河三期选用的 AB 法工艺, 主要是考虑到其污水中含有部分垃圾渗滤液, 使得其进水 COD 浓度偏高, 达到 280 mg/L, 此时考虑以去除有机物为主; 而对于传统活性污泥法, 由于其主要以去除有机物为主, 对于富营养化较严重的污水不适宜。

从以上实际调查情况分析, 选择具备除磷脱氮功能的污水处理工艺是当今及日后长远发展的必然趋势。

3 广东省城市污水处理厂适用工艺优化分析

从脱氮除磷角度考虑, 我们拟选择三种工艺进行优化分析, 综合得出广东省适用的最优工艺。从实际调查结果分析后, 我们已经得出氧化沟、SBR、A²/O 3 种工艺的单方投资、单方占地、单方运行费、单方电耗、去除单位有机物运行费用、除磷脱氮效率等方面的比较分析。利用前面提到的“灰色关联分析方法进行候选方案的优化决策”推荐优化方案, 其实质是对已有的数据进行归一化处理, 综合得出较好的评价参数。拟选的 3 种工艺的比较分析数据列于表 1:

3.1 比较数列和参考数列

由表 1 确定候选方案的比较数列为:

$$X_1(j) = \{2779.43, 1.27, 0.407, 0.258, 4.45, 0.6, 0.8\}$$

$$X_2(j) = \{1495, 0.60, 0.35, 0.23, 3.62, 0.5, 0.7\}$$

$$X_3(j) = \{1266.67, 0.47, 0.42, 0.22, 4.25, 0.8, 0.9\}$$

理想方案的参考数列为:

$$X_0(j) = \{1266.67, 0.47, 0.35, 0.22, 3.62, 0.8, 0.9\}$$

3.2 资料规范化处理

$$X_0'(j) = \{1.00, 1.00, 1.00, 1.00, 1.00, 1.00, 1.00\}$$

表 1 3 种处理工艺与理想工艺的对比

工艺	投资 元 /m ³	占地 m ² /m ³	运行费 元 /m ³	电耗 kWh/m ³	去除 BOD ₅ 运行费 元 /kg	除磷效率	脱氮效率
氧化沟	2 779.43	1.27	0.407	0.258	4.45	0.60	0.80
SBR	1 495	0.60	0.35	0.23	3.62	0.50	0.70
A ² /O	1 266.67	0.47	0.42	0.22	4.25	0.80	0.90
理想	1 266.67	0.47	0.35	0.22	3.62	0.80	0.90

注:表中数据是广东省环保局科技研究开发项目《污水处理厂集资、效益优化分析及其在碧水计划中的应用研究》课题项目从实际调查 24 家污水处理厂统计出的平均值,具有一定的代表性。

$$X_1'(j) = \{2.19, 2.70, 1.16, 1.17, 1.23, 0.75, 0.89\}$$

$$r_1=0.69 \quad r_2=0.86 \quad r_3=0.94$$

$$X_2'(j) = \{1.18, 1.28, 1.00, 1.05, 1.00, 0.63, 0.78\}$$

3.5 结果分析

对上述结果进行排序可得: $r_3 > r_2 > r_1$, 即各方案的优劣排序为 A²/O、SBR、氧化沟工艺。因此 A²/O 生物除磷脱氮工艺为广东省城市污水处理厂处理工艺的优化方案。

$$X_3'(j) = \{1.00, 1.00, 1.20, 1.00, 1.17, 1.00, 1.00\}$$

3.3 计算关联系数

计算参考数列与比较数列在对应点的绝对差

$$\Delta_i(j) = |X_0'(j) - X_i'(j)| \quad (i=1, 2, 3; j=1, 2, 3, 4, 5, 6, 7)$$

可得

$$\Delta_1(j) = \{1.19, 1.70, 0.16, 0.17, 0.23, 0.25, 0.11\}$$

$$\Delta_2(j) = \{0.18, 0.28, 0.00, 0.05, 0.00, 0.37, 0.22\}$$

$$\Delta_3(j) = \{0.00, 0.00, 0.20, 0.00, 0.17, 0.00, 0.00\}$$

于是

$$\min \min |X_0(j) - X_i(j)| = 0$$

$$\max \max |X_0(j) - X_i(j)| = 1.70$$

取分辨率系数 $p=0.5$ 代入公式(4), 并简化计算式为:

$$\zeta_i(j) = \frac{0.86}{\Delta_i(j) + 0.86}$$

代入各点绝对差, 计算得出各对应点的关联系数为:

$$\zeta_1(j) = \{0.42, 0.34, 0.84, 0.83, 0.79, 0.77, 0.87\}$$

$$\zeta_2(j) = \{0.83, 0.75, 1.00, 0.95, 1.00, 0.70, 0.80\}$$

$$\zeta_3(j) = \{1.00, 1.00, 0.81, 1.00, 0.83, 1.00, 1.00\}$$

3.4 计算关联度

将上述 $\zeta_i(j)$ 代入公式(5), 可得各候选方案对理想方案的关联度为:

4 结论

广东省目前正在申请环保模范城市, 所以现正在大规模搞城市污水处理厂的建设。当前省内已建的污水处理厂工艺类型比较多, 而哪种工艺是广东省的适用工艺? 如何从经济、技术、操作管理和环境影响等多方面因素当中选出最佳工艺方案? 如何将这些评价指标通过一种方法, 对其进行归一化处理, 最后得出综合评价指标, 找出最优工艺方案? 应用“灰色关联分析方法”可以很好地解决这个问题。

城市污水处理厂工艺方案的选择一般只有定性的比较, 不能从整体上给人一个很好的说服力, 而应用归一化方法则可以很好地从定量上说明这个问题, 从而为工程决策提供科学依据。

5 参考文献

- [1] 向跃霖. 环境治理工程方案的灰色优选新模型及其应用. 环境工程, 1998, 16(3): 52~55
- [2] 贺仲雄, 赵大勇. 模糊数学及其派生决策方法. 北京: 中国铁道出版社, 1992. 34~36

Optimizing Analysis of Applicable Processes for Urban Sewage Treatment Plant in Guangdong Province

Jiao Ruihu Xu Zhencheng

Abstract The method of grey relevancy analysis was applied to optimizing the selection of applicable processes for urban sewage treatment plant in Guangdong province, and the A²/O process with dephosphorization and denitrification was recommended.

Key words sewage treatment plant process optimization Guangdong province

惠州市水资源可持续利用对策探索

黄先玉

(惠州市大亚湾环境监测站, 广东 惠州 516081)

摘要 文章通过介绍惠州市水资源开发、利用、管理现状,分析了惠州市水资源开发、利用、管理中存在的问题,并对实现惠州市水资源可持续利用的对策进行了初步的探索。

关键词 水资源 开发 利用 管理 惠州市

1 惠州市水资源开发、利用、管理现状概述

1.1 水量丰富

惠州市地处东江中下游,水资源量丰富。惠州市拥有自东北向西南横贯全市的东江干流,还拥有西枝江、淡水河、公庄河、沙河、增河等较大的支流,其中集雨面积超过 1 000 km² 的河流就有 6 条。据 2004 年《惠州市水资源开发利用专题调研》(以下简称《调研资料》),全市多年平均本地水资源量为 122.18 亿 m³,东江、地派河的过境水合计 230.99 亿 m³,总计水资源量 353.17 亿 m³。2000 年全市人均水资源占有量为 4 853 m³,是全国人均水平 2 200 m³ 的 2.2 倍,是全省人均水平 2 682 m³ 的 1.8 倍。

1.2 水质优良

据惠州市水文局环境监测中心及市环保局近几年来对市境内各主要河库进行水质监测和水质评价来看,全市主要江河、水库水质良好,但个别河段,如淡水河污染严重,不仅造成该河水资源丧失了利用价值,而且还影响到西枝江下游及东江的水质。

1.3 供水、用水分配情况

据《调研资料》所载,2003 年全市各类供水设施的总供水量为 201 355 万 m³,供水水源组成以地表水为主,占总供水量的 95% 以上。在总用水量中,农田灌溉用水 140 993 万 m³,占用水总量的 70%;林牧渔畜用水 5 278 万 m³,占用水总量的 2.6%;工业用水 18 137 万 m³,占用水总量的 9%;城镇公共用水 9 694 万 m³,占用水总量的 4.8%;城镇居民生活

用水 8 480 万 m³,占用水总量的 4.2%;农村生活用水 9 000 万 m³,占用水总量的 4.6%;生态环境用水 861 万 m³,占用水总量的 0.4%;其它用水 8 912 万 m³,占总用水量的 4.4%。目前,城市工业用水量以及城镇居民生活用水量有逐年上升的趋势,而农业灌溉则呈逐年下降态势。

1.4 水工程设计能力较大

据 2003 年制定的《惠州市水利现代化建设规划》中统计,惠州市目前拥有各类蓄水工程 1 462 宗,蓄水总库容为 283 357 万 m³;引水工程 2 004 宗,设计引水量 60 573 万 m³;全市机电提水工程 1 008 宗(不包括乡镇供水、市区自来水),设计年提水量 66 580 万 m³。此外,截至 2000 年底,农村手摇井约 19 万眼。其它供水工程(如自来水和企业自备供水设施)281 宗,年设计供水能力 35 500 万 m³。总的说来,惠州市现有水工程设计能力较大。

1.5 水处理、中水回用与节水情况

目前惠州市生活污水处理严重滞后,全市仅有 1 座污水处理厂,日处理能力 10 万 m³,处理率不足 20%,工矿企业虽然很多都有自己的污水处理设施,但处理效果并不十分理想,工业用水重复利用率低于全国平均水平的 50%。

节水意识淡薄,水资源浪费严重,农业仍以漫灌为主,灌溉渠系利用系数在 0.26~0.7 之间,利用率较低,全市节水器具使用率接近零。

1.6 水管理体制

目前惠州市实行的还是计划经济条件下形成的

多部门管水体制,参与水资源管理的部门较多,具体有建委、市政、环保以及国土,这些部门之间相对独立,各成体系,管理分割。

1.7 水法制建设

《水法》颁布以来,我市根据水法律法规的有关规定,结合本市实际情况,制定了一系列有关水管政策的措施和规范性文件。如《惠州市实施〈水土保持法〉办法》、《惠州市河道管理范围内建设项目管理办法》、《惠州市实施〈水利建设基金筹集和使用管理暂行办法〉细则》、《惠州市水利工程水费计收和管理实施细则》、《惠州市水利规模费征收和管理办法》、《关于惠州市辖区内东江西枝江禁止采挖河砂区域的通知》等等,内容涉及水资源管理、河道采砂管理、河道管理、防汛抗洪、水土保持、水利工程建设与保护、水利规费的征收等各项工作。这些水规范性文件和政策措施的颁布执行,对加快惠州市水行政管理工作的规范化、促进惠州市水利事业的发展起到了积极的作用。

2 惠州市水资源开发、利用、管理存在问题分析

2.1 季节性、区域性、水质性、水工程性缺水

1) 季节性及区域性缺水:由于水资源在年内、年际及区域分配不均,年降水量集中在4~9月,年降水量最大与最少年相差4.8倍,而部分沿海区域,如大亚湾及惠东稔平半岛由于河流短小、降水很快流入大海,水利工程调节能力有限,因此易出现季节性和区域性缺水。

2) 水质性缺水:目前惠州市污水处理严重滞后,全市仅有1座污水处理厂,日处理能力10万 m^3 ,处理率不足20%。淡水河水质长期处于超V类状态,造成淡水河区域有水不能用,只能从西枝江中游调水,惠州市区原一直在西枝江下游取水也被迫全部转移到东江取水。

3) 工程性缺水:我市许多工程建设标准低,加之低水平的维护和多年的运行,老化失修严重,灌区配套设施不全,渗漏损失严重,供水管网渗漏率达20%,部分地区出现工程性缺水。

2.2 水利工程利用率低

惠州市目前蓄水工程蓄水总库容为283 357万 m^3 ,

设计年供水能力275 837万 m^3 ,现状供水能力只有229 031万 m^3 ,占设计供水能力的83%;引水工程设计年供水能力60 573万 m^3 ,现状供水能力30 854万 m^3 ,占设计供水能力的50.9%;再如提水工程设计供水能力66 580万 m^3 ,现状供水能力只有33 079万 m^3 ,占设计供水能力的49.7%。由此可见,惠州市水利工程利用率较低,现状供水能力与设计能力尚有一定的差距。

2.3 节水意识淡薄,水资源浪费严重

惠州市人均用水量高于全省和全国平均水平,农业以漫灌为主,节水器具使用率低下。从某种程度可以看出,惠州市整个节水意识淡薄,节水机制欠缺。造成这种现状不仅说明我们市民的思想素质有待于提高,而且也说明我们的宣传不到位,更说明我们的水价格不合理。

2.4 水资源管理体制落后

惠州市目前实行的还是多部门管水,这种在计划经济条件下形成的水资源管理体制使得水资源的管理中采水、水资源开发、利用、治理、配置、节约、保护出现脱节,各管理部门职能交叉,职责不清,水资源管理效率较低,主要表现在以下几个方面:

1) 水资源管理政出多门,水资源管理界限不清,加大了协调难度。部门间的分割管理体制,管水源的不管供水,管供水的不管排水,管排水的不管治污,管治污的不管回用,违背了水资源良性循环规律^[1]。

2) 由于不同管理部门追求各自效益的最大化,开发目标单一,无法统筹考虑水资源的综合利用价值,难于充分发挥水资源的最大效益。

3) 难以合理分配有限的水资源管理资金,使有限的水资源管理资金不能用在“刀刃”上,发挥规模效应。

4) 难以按照市场经济原则建立合理的供水、节水、排水、污水处理以及回用的水价格体系和经济调节机制^[2]。

5) 各部门利益之争,难以优化配置水资源,难以充分发挥各类水工程的价值。如供水的希望供给的水越多越好,水位越高越好,防洪的希望水位越低越好,节水的希望用水越少越好。

2.5 水法治意识不强,依法治水阻力大

由于惠州市的水资源量较丰富,水资源费收取较

低以及其它原因,市民水法治意识不强,节水意识薄弱,浪费严重。且由于水法规宣传不到位,以及多部门分割管理,造成水行政执法存在一些人为的阻力。

3 惠州市水资源可持续利用对策探讨

3.1 以人为本,建立高效的水务一体化管理机制

惠州市水资源丰富,但仍存在季节性、区域性、水质性以及工程性的缺水,总的来说,这些缺水问题都是可以依靠有效的管理机制来解决的。而这个有效的管理机制应该是符合水的自然属性以及符合市场经济规律的水务一体化管理机制,只有在这种机制下才能有效解决部门职能交叉、政出多门,水资源管理执法难的问题,才能对水资源在时间、空间以及水质上进行有效配置,才能提高水利工程利用效率以及提高水资源管理资金的使用效益,才能形成合理的水价,提高水资源利用效率,并保证供水的安全。

3.2 水资源管理中要做到“六个结合”

3.2.1 流域管理和区域管理有效结合

单纯的流域管理,得不到当地政府的支持,管理能力薄弱;而单纯的区域管理,又违背了水的自然属性,不利于水资源的优化配置。因此,只有将流域管理和区域管理结合起来,才能有效地保护水资源,实现水资源的可持续利用^[9]。

3.2.2 水量管理与水质管理有效结合

仅仅有充足的水资源量,而没有优良的水质,显然不能满足各方面的用水需求;但仅仅有优良的水质,而没有充足的水量,也是不能满足工、农、林、副、牧、渔等行业以及城镇生活用水的要求。因此,将保证水资源量与保证优良的水质相结合起来的管理才是有效的管理^[4]。

3.2.3 开源与节流相结合

开源能产生更多的水资源,但仅仅有开源,而不改变以往粗犷的用水方式,再多的水也能被消耗,而且用水越多,产生的污水也更多。目前,我国乃至全世界都已经受到水危机的威胁,因此,我们提倡节约用水,一方面可以缓解水资源量的压力,另一方面也可以产生较少的污水,从源头上减少污水量,从而减少污水处理的成本。

3.2.4 防洪与抗旱相结合

“水能载舟也能覆舟”,1998年洪水泛滥造成的灾害还历历在目,而“大禹治水”的故事至今仍广为

流传。这都充分说明用水安全格外重要。但同时,由于近年来气候异常,部分地区由于缺水,农业减产,工业上不去,甚至有的地方饮水都十分困难。因此,如何在丰水季节储蓄足够的水资源保护国民生产的需要,而又不致于导致洪涝灾害显得尤为重要。

3.2.5 城乡用水相结合

目前,由于城镇生活污水处理率不高,而且工业较为发达,从而产生的污水较多,对附近河流的污染也加重了,使得城镇区域河流的使用价值有所降低;另一方面,城镇人口不断增加,工矿企业也越来越多,对水资源的需求也越来越多,从而导致许多城镇的水源地转移到农村,因此,如何保护农村水源地,在保证城镇用水的同时,又如何促进城乡经济的一体化就成为摆在我们水资源管理者面前的一个难题了^[5,6]。

3.2.6 经济杠杆和法律杠杆相结合

我们目前实行的是市场经济,市场规律是我们必须尊重的自然规律之一。市场是敏感的,它最能反应事物本身的价值,也最能通过价格调节供求关系,因此,在水资源的管理中,我们也要充分发挥市场的作用,让市场在水资源量和质的分配上趋近于合理,让水资源的配置优化起来。如理顺水权、放开水价、广纳社会资金修建水利工程等等。市场经济条件下形成的水资源管理机制,应该充分发挥市场的作用^[9]。

同时,我们提倡全面依法治国、依法行政,因此,在水资源的管理中,我们也要依靠法制的先定力、强制力和约束力来保障我们水资源管理的有效性。

3.3 加强水法制法规建设,依法治国

虽然目前我国已经出台了《水法》,惠州市也相应出台了許多水资源管理和保护的法规文件,但有些文件已经跟不上时代的需求,这就要求我们不断地更新和完善我们的水资源管理的各项制度和规定,让我们的水资源管理有法可依。

3.4 广纳社会资金,加强水工程建设

前面已经提到,惠州市许多水利工程的设计能力还是挺大的,但实际供水能力却较小,这一方面是由于水资源管理资金缺乏,许多水利工程多年失修,功能慢慢退化。此外,生活污水处理率低,也是由于政府财政支持不力,投入不够,因此,在这种情况下,我们可以广纳社会资金,通过BOT(建设—运营—移交)、TOT(移交—运营—移交)等方式,融资修建这些水工程,让商家得利,让社会得益,让政府得税,

让银行得息,“一举四得”^[7]。

3.5 提高市民的节水及保护水资源的意识

市民节水、保护水资源的意识不高,必然导致水资源浪费严重,因此,利用各种媒体、介质进行水法宣传以及水环境保护宣传,不仅为节约水资源打下良好的基础,而且也能水行政执法扫清人为障碍。

4 参考文献

- [1] 宁念孙. 城乡水务一体化管理是南宁市水资源可持续发展的必然选择. 广西水利水电, 2001, (2): 13
- [2] 魏文达. 积极推进城乡水务一体化管理 建立水资源管理

的新体制. 广西水利水电, 2001, (2): 9~12, 16

- [3] 林洪孝. 水资源管理理论与实践. 北京: 中国水利水电出版社, 2003
- [4] 刘昌林. 水资源优化配置与可持续利用的基本内容和实现机制. 四川水利, 2001, (2): 12~15
- [5] 生效有. 城乡水务一体化管理是水资源可持续利用的必然选择. 内蒙古水利, 2001, (2): 45~48
- [6] 吴季松. 为什么要以水务局管理城市水资源——对陕西、北京、黑龙江、深圳、天津、图森(美国)、巴黎、德国的调研报告. 江苏水利, 2000, (4): 4~6
- [7] 高杰. 一举四得的治污模式. 环境经济, 2004, (1): 30~31

Search on Strategy of Water Resource Sustainable Utilization in Huizhou City

Huang Xianyu

Abstract This paper introduces the exploitation, utilization and administration status quo of water resource in Huizhou city, then analyzes the questions in it. The strategy of water resource sustainable utilization is provided.

Key words water resource exploitation utilization administration Huizhou city

(上接第 8 页)

型,模型的通用性及时效性只取决于输入样本。

4) 将均匀设计与人工神经网络方法用于油田废水混凝处理系统的建模,为类似水处理过程的模拟研究,实现复杂水处理系统的优化设计,提高其运行控制水平提供了一条新的可行途径。

5 参考文献

- [1] 邹启贤,陆正禹. 油田废水处理综述. 工业水处理, 2001, 21(8): 1~3, 33
- [2] 北京市环境保护科学研究院. 三废处理工程技术手册 - 废水卷. 北京: 化学工业出版社, 2000

- [3] 关卫省, 赵方周. 利用混凝法处理油田废水的研究. 水处理技术, 1999, 25(5): 307~310
- [4] 袁曾任. 人工神经网络及其应用. 北京: 清华大学出版社, 1999
- [5] 方开泰, 马长兴. 正交与均匀试验设计. 北京: 科学出版社, 2000
- [6] 刘保东, 高宝玉. PACS 絮凝除油效果及其数学模型研究. 环境工程, 1997, 15(4): 14~16
- [7] 香港浸会大学数学系. 均匀设计表.
- [8] 许东, 吴铮. 基于 MATLAB6.x 的系统分析与设计——神经网络. 第 2 版. 西安: 西安电子科技大学出版社, 2002

Predication of the Efficiency of Coagulating Treatment for Oil Field Sewage by BP Neural Network

Wang Renlei Lin Yan

Abstract A mathematic model based on BP artificial neural network was established for the coagulating treatment of oil field sewage, and uniform design was used to choose samples for training the neural network. With this model, the average absolute error between the predicted data and experimental data was only 0.74%, indicating that the model has high predicting accuracy and is worth of practical application.

Key words BP neural network uniform design coagulation oil field sewage

燃煤微生物预处理脱硫法的研究进展

孙楹煌 李彦旭

(广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510090)

摘要 在总结国内外相关文献的基础上对燃煤微生物预处理脱硫技术进行了介绍和综合论述, 内容涉及燃煤微生物脱硫发展历史、技术现状、原理, 国内外 3 年来在燃煤微生物预处理脱硫上所取得的最新研究进展, 还有微生物预处理脱硫方法、反应器的研究进展等。此技术一旦在国内获得成功, 将为我国在治理因燃煤而造成的 SO_2 污染上带来巨大的经济效益和环境效益, 因此该技术具有非常广泛的发展前景。

关键词 燃煤 预处理 脱硫 微生物

煤炭微生物脱硫可追溯到应用微生物选矿的历史。1947 年 Colmer 和 Hinkle 发现并证实化能自养微生物 *Thiobacillus ferrooxidans*, 即氧化亚铁硫杆菌(简称 T.f 菌), 并迅速用于湿法冶金^[1]。与此同时 Zurabin(1959)和 Silverman(1963)使用 T.f 菌从煤炭中脱除黄铁矿。随后 A·哈特纳伽等采用微生物预处理后油团聚的综合技术, 将煤中 90% 黄铁矿的去除时间从 20~30 d 缩短为 30~240 min^[1]。1990 年徐毅等分离得到 T.f-4 菌种, 8 d 可脱除 88%~95% 的煤中无机硫。1992 年钟慧芳等利用 P.m 菌, 15 d 可脱除煤中有机硫的 22%~32%, 从而取得煤中脱硫的重要进展^[1]。1993 年郑士民等在实验室条件下, 用 T.f 菌对炼油厂催化裂解干气和工业沼气进行脱硫, H_2S 去除率分别达 71.15% 和 46.91%^[1], 开创了工业废气生物法脱硫的先河。

1 燃煤微生物法预处理脱硫的原理

煤炭中的硫分为无机硫和有机硫两大类, 两者的比例视煤炭种类而异。煤中无机硫以黄铁矿硫(FeS_2)为主, 还会有少量的硫酸盐和单质硫。有机硫则种类较多, 结构复杂, 它们在煤中与碳原子共价键相结合^[2]。

在微生物的作用下, 无机硫被氧化, 溶解而脱除。无机硫脱除机理如下: 首先微生物附着在黄铁矿(FeS_2)表面发生氧化溶解作用, 生成硫酸和 Fe^{2+} ; 而且 Fe^{2+} 被氧化为 Fe^{3+} 具氧化性, 又与其他的黄铁矿

发生化学氧化作用, 自身被还原成 Fe^{2+} 同时生成单质硫, 单质硫在微生物作用下被氧化成硫酸而除去^[3]。

有机硫的脱除可以认为是通过细菌作用将碳硫键切断而达到目的。煤炭中的有机硫主要以噻吩基($\text{C}_4\text{H}_4\text{S}$ -)、硫基(-S-)和多硫链(-S-)_x 的形式存在, 二苯并噻吩(DBT)是煤炭中含量较高的一类有机硫。微生物降解有 2 种途径: 一是以碳代谢为目的的 Kodama 途径^[4]: 环羟基化, 使碳环开环、结构降解, 把不溶于水的 DBT 生成可溶性的噻吩衍生物; 二是以硫代谢为目的的 4-S 途径: 通过微生物直接作用于噻吩核上的硫原子, 最终生成硫酸。因噻吩是环状结构, 不破坏热键, 故煤就不损失热量。

2 国内外燃煤微生物预处理脱硫研究进展

近年来国内外在燃煤微生物预处理方法上的研究, 包括了不同的煤浆密度, 水力停留时间, 菌液循环停歇时间, 煤炭中的重金属颗粒等因素对微生物预处理脱硫效果的影响。

Anushree Malik 等^[5] 研究了传统的分批间歇输煤微生物脱硫法(Batch)、脉冲恒量输煤微生物脱硫法(CVPF)、脉冲渐增输煤微生物脱硫法(IVPF)和脱硫菌滤液回流法(Leachate Recycle), 共 4 种微生物脱硫法的脱硫效率, 并进行对比。经过 30 d 的实验之后, 发现 IVPF 无论在脱硫速率上还是脱硫效率上都是最好的, 脱硫速率为 0.19 g/d 和脱硫效率达到 97%。

西班牙 J Cara 等^[6]对浸透柱燃煤微生物脱硫方法进行了实验研究,实验把菌液两次循环之间的停歇时间分别设为 1~7 d,发现当停歇时间为 3 和 5 d 时,脱硫效率最高,分别为 56% 和 49%,虽然停歇时间为 5 d 时的脱硫效率比 3 d 的时候低,但是停歇时间越长运行的费用就越低,所以最佳的循环停歇时间在 3~5 d 之间。同时在实验中他们观察了滤液中铁离子浓度分别为 500~4 000 mg/L 时的脱硫效率,发现当铁离子浓度为 3 000 mg/L 时脱硫效率最高,为 57%。

R A Pandey 等^[7]进行了燃煤微生物浮选法脱硫的实验研究,观察它在不同水力停留时间(24~144 h)和不同煤浆密度下(50~400 g/L)的脱硫效率。使用的微生物主要是 T.f 菌,煤炭含硫率为 3.9%。研究表明,当水力停留时间为 96 h 时脱硫效率最佳,脱硫率为 78%~80%。其中,煤浆密度为 150 g/L 时,脱硫率为 80%。

在微生物氧化黄铁矿脱硫的过程中,溶解氧浓度,温度,pH 值等都会影响脱硫效率,A Malik 等对微生物脱硫过程脱硫效率的影响因素做了更深入的研究,他们发现,悬浮颗粒(煤炭、活性炭等),重金属颗粒(镍、硅、锌等)都会对微生物氧化黄铁矿的过程产生影响,其中活性炭颗粒和硅粒子对脱硫效率影响最大。

我国东北大学的魏德洲等^[8]对燃煤微生物预处理的浮选脱硫做了实验,研究了煤样中黄铁矿硫的赋存状态,指出煤样中黄铁矿硫的赋存状态适合用微生物预处理浮选脱硫的方法脱除,利用微生物脱硫是一种有效的洁煤方式,脱硫率(全硫)可达到近 42%。在他们的实验中煤的粒度为 0.5~1 mm 时,微生物浮选脱硫的效果最好。而且还发现煤驯化接种二次的菌液脱硫效果要比用 9 k 培养基培养的菌液和用煤驯化接种一次的效果要好,但是差别不是太大,细菌的分泌物和细菌细胞在浮选脱硫中是共同起作用的。试验脱硫率不高的一个主要原因,是该实验的研究结果,仅是初步试验结果,更细致的研究工作尚在进行之中。

3 燃煤微生物预处理脱硫方法及反应器的研究

目前对燃煤微生物预处理脱硫的研究方法主要有浸滤法脱硫和微生物浮选法脱硫等。

3.1 浸滤法脱硫及反应器

浸滤法所用反应器有浸透柱、搅拌式反应器、管道式反应器和堆积滤取式等。①浸透柱脱硫:就是给圆柱状桶中装填上煤,使微生物菌液从上部进入,在菌液流下浸透的过程中实现脱硫。其特点是不需要特殊设备,因此价格便宜,但缺点是脱硫时间长,脱硫效率低。②搅拌式反应器:是采用搅拌浆或空气进行搅拌以促使煤与微生物接触,与浸透柱相比,脱硫效率高,脱除速率快。③管道反应器:在水煤浆输送过程中进行脱硫,其反应速率快,脱硫效率较高,但由于设备在野外,难以保证温度等脱硫条件的稳定,实际脱硫效率并不太高^[9]。④堆积滤取式:煤料在开放的固定位置或移动床上堆放,脱硫菌液从表面喷下,液体渗入煤料后微生物与含硫物接触并产生代谢反应,使其转化为水溶性物质,随沥出液排出,其特点是成本低,但脱硫效率不高。

浸滤法脱硫周期时间长,不适宜连续处理系统的应用,而且会产生大量酸性废液。但对于船舶运输或贮煤场等煤炭贮存期较长的场合,宜采用堆积滤取法脱硫。另外,使用高硫煤部门亦适宜建贮煤场并采用此技术脱硫。随着能脱除有机硫的微生物的进一步开发,亦能拓宽浸滤法脱硫的应用范围。

3.2 微生物预处理浮选法脱硫及反应器

微生物预处理浮选法是将煤炭的物理浮选技术与微生物作用结合起来,利用微生物的作用增加不同性质颗粒之间的表面润湿性差异,从而进行脱硫。也就是使疏水性粒子随着在气泡之上而浮游,未附着气泡的亲水性粒子就沉降下来,从而得以分离。反应器主要是浆态床流动式,其特征是煤料经磨细后与含微生物菌液的介质混合成浆。在封闭的反应槽内接触,为满足微生物生长所需的碳源、氧源(CO₂、O₂、空气)等被接入反应系统;为保证微生物正常生长,并使之与煤颗粒均匀接触,各种混合装置或混合方式被应用在反应器内,如机械搅拌、气体搅拌等。这种脱硫法的优点是:在脱除煤中黄铁矿硫的同时,经浮选可沉降灰分。所以具有同时脱硫脱灰的特点。此外,微生物预处理浮选法脱硫由于是通过微生物的催化作用而进行的,因而不产生酸性废液^[2]。

微生物预处理浮选法脱硫效率高,脱硫速率快,且同时能除去灰分。因此适合于短时间进行大批量煤的处理,还可与近年来正在开发的水煤浆技术相

结合。如在煤炭产地进行水煤浆制造工序中增加微生物预处理浮选法脱硫、脱灰工艺,在提高水煤浆质量的同时,又可提高水煤浆的输送效率^[10]。而且此法非常经济,是适合我国国情的简便有效的脱硫方法。

4 脱硫菌的研究进展

如何大规模地培养和及时供应脱硫菌种是燃煤微生物法脱硫投入工业化生产的关键技术,但国内外还鲜有大规模培菌成果的报道。目前用于燃煤微生物法预处理脱硫研究的主要菌种是 T.f 菌,它是一种无机化能自养型细菌,特性好氧、嗜酸、革兰氏阴性,主要代谢特点:碳源为 CO₂,氮源为 NH₄⁺,以氧化 2 价铁、元素硫以及还原态硫化化合物等来获得生长过程所需的能量^[11]。

随着研究工作的进展,发现了越来越多的可以用于脱硫的菌种。研究和培育出更多的高效脱硫菌种,为燃煤微生物预处理脱硫提供丰富的菌源也是使这项技术工业化的有效途径。F Gomez 等^[12]从 *Xanthomonas*, *Pseudomonas*, *Chryseomonas* 和 *Moraxella* 等菌属中分离出了许多不同种类的高效脱硫菌,如 B(30)8、B(30)10、B(30)15 和 T(30)10 等,他们都是好氧菌,能生活在 pH 值 =7,温度为 30℃ 的环境中。在这些脱硫菌中,B(30)15 和 T(30)10 对有机硫的脱硫效率能达到 70%,其它脱硫菌如 B(30)8 对无机硫的去除率可达到 67% 以上,B(30)10 既可以脱除有机硫又可以脱除无机硫,脱硫效率分别为 69% 和 68%。IGTS7 菌^[13]据说能脱掉高达 91% 的有机硫,总脱硫率也达到了 85%。好温细菌 *Sulfobolus brierleyi*^[14] 也可以同时脱除有机硫和无机硫。还有目前对有机硫脱除最有效的菌种是假单胞菌(*Pseudomonas*)属的 CB1 和硫化叶菌属的 *S. acidocaldarius* 等^[15]。这些菌种对于燃煤微生物预处理脱硫法最终走向工业化具有非常重要的意义。

5 研究方向与展望

虽然目前燃煤微生物预处理脱硫法,如浸滤法、浮选法在实验中已经达到了较高的脱硫效率,但要用于实际的工业生产中还是有一定的困难。如何平衡微生物脱硫方法的经济效益和脱硫效率,在获得较高的脱硫效率的同时尽量地节省投入和运行的费用,仍然需要进一步研究解决。

一般硫杆菌生长速度较慢,在连续脱硫系统中,

微生物的供应能力是左右设备总体处理能力的重要因素,因此如何大规模地培养高效的脱硫菌种成为关键的问题。最彻底的解决方法是用微生物遗传学手段,改变微生物的遗传性状。随着基因工程技术的发展,微生物脱硫的研究工作已经从单一地寻找筛选嗜硫微生物和研究生物脱硫的代谢机理方面提升到应用分子遗传学开发具有高脱硫活性的细菌菌株、研究制备方法和微生物脱硫催化剂等领域。此外,进行脱硫菌株的抗毒能力、脱硫能力增强研究也是方向之一^[14]。生物工程技术的发展将会突破诸多制约研究工作的瓶颈。

6 结束语

我国的能源结构决定了我国比其它国家更迫切需要在燃煤脱硫问题上做更多的研究,微生物脱硫方法尽管还存在许多问题,但其对生态环境的效益是其它脱硫过程无可比拟的,而且该法在技术和成本上分析都适合我国的国情。我们应该借鉴国外先进研究成果,加快在这方面的研究进程,使其早日投入到工业化应用中去。

7 参考文献

- [1] 张俊姣,董长青,刘启旺,等.液相生化法烟气脱硫的研究——原理及前景.锅炉技术,2004,5(35):77~80
- [2] 周志付,魏德洲,王英敏,等.燃煤微生物预处理浮选脱硫的研究进展.工业安全与环保,2002,2(28):3~7
- [3] 雷仲存.工业脱硫技术.北京:化学工业出版社,2001.55~56
- [4] Boogerdt F C, Van derBeemd C, Stoelwinder T, et al. *Biotechnol. Bioeng.*, 1991, 38: 109~115
- [5] Anushree Malik, Manisha Ghosh Dastidar, Pradip Kumar Roy-choudhury. *Bio-desulphurization of coal: effect of pulse feeding and leachate recycle. Enzyme and Microbial Technology.*, 2001, 28: 49~56
- [6] J Cara, A Aller, M Otero, et al. Idle time in the washing and iron concentration in leachate removed. *Appl Microbiol Biotechnol.*, 2001, 55: 49~54
- [7] R A Pandey, V K Raman, S Y Bodkhe, et al. *Microbial desulphurization of coal containing pyritic sulphur in a continuously operated bench scale coal slurry reactor. Fuel.*, 2004, 84: 81~87
- [8] 魏德洲,周志付,王英敏,等.燃煤微生物预处理浮选脱硫的试验研究.东北大学学报,2002,5(23):477~479
- [9] Ishistre J D, Wyza R E, Lippold J, et al. *Reducing Risk Environment. Chem. Biotech.*, 1988. 281~293
- [10] 赵彬侠,陈五岭,张小里,等.煤炭的微生物脱硫.西安矿

- 业学院学报,1997,17(4):16~18
- [11] 王安,张永奎,陈华,等. 微生物法烟气脱硫技术研究. 重庆环境科学,2001,4(23):37~39
- [12] F Gomez, R Amils, I Marin. Bioremoval of organic and inorganic sulphur from coal samples. Appl Microbiol Biotechnol, 1999,52:118~121
- [13] 康淑云. 微生物脱硫技术进展. 中国煤炭,1999,25(5):35~39
- [14] 赵新法,张光华,杨黎燕. 煤有机硫赋存形态模拟与微生物脱硫研究进展. 煤炭转化,2003,26(3):16~20

Progress in the Research on Microbial Pretreatment for the Desulphurization of Coal

Sun Yinghuang Li Yanxu

Abstract The literatures on microbial pretreatment for the desulphurization of coal are reviewed, including development history, theories and the current status of techniques. The progress in microbial pretreatment techniques and reactors for desulphurization of coal during the past three years is discussed. If the microbial pretreatment techniques can be applied successfully in China to desulphurization of coal, it will create great economic and environmental benefits in the treatment of sulphur dioxide pollution caused by burning coal.

Key words coal pretreatment desulphurization microorganism

(上接第 14 页)

- [3] Levin G V, Peter John. Biological Phosphorus Removal from Waste Water. WPCF, 1972, 44(10):56~60
- [4] 邓聪, 邓春玲, 杨育喜. 污水除磷技术. 云南环境科学, 2003, 22(1):37~38
- [5] Norbert Jardin, Johannes Poel H. Behavior of waste Activated Sludge from Enhanced Biological Phosphorus Removal during Sludge Treatment. Water Environment Research, 1996, 68(6):965~971
- [6] 张唯, 杨启峰, 刘秀芝. 生物除磷机理及实验研究. 环境工程, 1999, 17(5):17~18
- [7] 张诚, 于清江, 王艳秋. 生物除磷工艺的探讨. 高师理科学刊, 2002, 22(1):37~38
- [8] 罗宁, 罗国源, 许晓毅. 从细菌的生化特征看生物脱氮和生物除磷的关系. 重庆环境科学, 2003, 25(5):33~35
- [9] 郝晓地, 汪慧贞, 钱易, 等. 欧洲城市污水处理技术新概念——可持续生物除磷脱氮工艺. 给水排水, 2002, 28(7):78
- [10] Tracy K D, A Flammrino. Biochemistry and Energetics of Biological Phosphorus Removal. Biological Phosphorus Removal from wastewater, 1987, (9):15~26
- [11] L Mino T, Edison L. Effect of Phosphorus Accumulation on Metabolism in the Biological Phosphorus Removal Process. Biological Phosphorus Removal from wastewater, 1987, (9):28~30
- [12] 张波, 高廷耀. 生物脱氮除磷工艺厌氧/好氧环境倒置效应. 给水排水, 1997, 13(3):7~13
- [13] 金雪标, 俞勇梅, 张翼飞. 生物除磷与化学生物除磷比较. 上海师范大学学报, 2002, 31(1):79
- [14] 李广科, 赵由才, 桑楠. 球形红杆菌耐受能力和除磷特性的研究. 农业环境保护, 2002, 21(5):403~405
- [15] C P Leslie, Grady Jr, Glen T Daigger. 废水生物处理. 北京: 化学工业出版社, 2003. 156~157
- [16] 涂保华, 张洁, 张雁秋. 生物除磷及其新工艺. 能源环境保护, 2003, 17(2):26
- [17] 赵耘攀, 刘振鸿. SBR 工艺脱氮除磷研究进展. 工业用水与废水, 2002, 33(4):7~8
- [18] 付春平, 钟成华, 邓春光. 废水生物脱氮除磷新工艺的构想. 重庆环境科学, 2003, 25(2):39~44
- [19] 毕学军, 张波, 丁曰堂, 等. 长期低负荷运行对污水生物除磷的影响. 上海环境科学, 2002, 9(27):56~58

Review of Biotechniques for Dephosphorization of Wastewater

Yi Ling Zhao Shilin Li Jing He jihui Ma Jun

Abstract The principles and popular bio-techniques for the removal of phosphorus from wastewater have been reviewed, and the factors having influence on the biological phosphorus removal are discussed.

Key words bio-dephosphorization influence factors wastewater

关于环境空气自动监测站规范管理的讨论

陈群

(广州海珠区环境监测站, 广州 510240)

摘要 文章以广州市海珠区环境空气自动监测站为例,介绍了自动监测站的运行管理特点,并着重从监测仪器质量控制、系统模块化管理方面探讨了提高自动化监测系统管理效率,保证监测质量的根本性措施,为提高自动监测管理水平提供了参考。

关键词 环境空气 自动监测 质量控制 规范管理

步入 21 世纪,我国环境空气质量监测技术发展迅猛,建成了一大批环境空气自动监测站,这对于研究区域环境空气质量变化趋势,分析评价环保技术政策提供了科学依据。与此同时,自动监测站长期性、连续性、自动化运行的特点决定了必须通过高质高效的管理维护才能保证仪器设备可靠运行及监测数据准确有效。

1 环境空气自动监测站运行管理基本要求

环境空气自动监测站的运行,涉及到监测仪器、信息处理、仪器使用维护等技术的综合应用,其有效运行需要整合系统内外的所有关联信息,任何链节点出现故障都可能导致结果偏差。常见的故障类型及其影响有:①软件设计上稍有命令冲突,极可能导致仪器间的干扰,影响数据采集、分析、传输。②各监测仪器内置元器件性能降低或损坏,将影响监测质量,甚至导致该项目监测系统瘫痪。比如,对于紫外荧光 SO_2 测定仪来说,紫外灯老化、灯位置偏移、变压器损坏、检测器老化或损坏等现象,会影响数据的可靠性等后果;对于化学发光 NO_2 测定仪来说,钨炉转化器转化效率低会导致结果偏低,臭氧发生器性能下降,会导致 NO 、 NO_2 无法检出。③附属设备未及时维护保养或消耗物品未及时更换,如空压机等气路系统漏气、标准气体不稳定等,会影响到零气、校零、校标的较大误差,使结果偏移;又如过滤膜失效后未及时更换,会污染气路、集尘器、限流孔等,轻则流量偏低,重则杂质进入,损坏仪器元件。④采

样管、传输线路、通讯接口等出现的大小故障,都将影响系统的正常运转。

为尽量避免上述故障,确保系统可靠运行,就必须采取系统化、规范化的管理维护措施,其基本要求是:①建立持续有效的质量保证监督体系,在系统验收及日常校准、审核过程中保证监测仪器性能检测方法、监测程序规范有效,各项技术指标合格;②严格按照规定加强系统日常巡检、维护保养、预防性检修、针对性检修及运行考核等,确保系统连续、可靠、稳定运行;③及时反馈监测管理信息,进行有效管理、利用,促进系统持续改进;④提高对信息的敏感性,不断提高故障识别及处理能力。鉴此,在实践中,我们着重从规范监测仪器性能检测方法及程序和实行电脑模块化运行管理的角度入手,全方位监控系统运行状态,提高管理效率和质量。

2 监测仪器性能检测工作的规范化

在系统监测管理工作中,最关键、最基础的环节是保证监测仪器性能良好、运行状态可靠。为此,在把好仪器选型、购置关的基础上,应按照中国环境监测总站《环境空气质量连续自动监测仪器技术要求》(征求意见稿)对仪器性能进行验收测试,并在日常系统的质量保证和质量控制过程中结合国家技术规范及工作实际,制定规范可靠的简化性能测试程序,以切实掌握系统运行状况及性能指标,适时开展针对性或预防性检修。下面以广州市海珠区环境空气自动监测站运行管理为例具体阐述。

2.1 PM₁₀ 监测仪性能测试方法及程序

PM₁₀ 监测仪性能测试方法及程序见表 1^[1]。

2.2 SO₂/NO₂/CO 监测仪性能测试方法及程序

SO₂/NO₂/CO 监测仪性能测试方法及程序见表 2^[1]。

表 1 PM₁₀ 监测仪性能测试方法及程序

步骤	测试项	操作步骤	指标要求	质检频次
1	流量检测	将经检定的大流量计接入仪器进气口,其读数计为 Q _s ,仪器质量流量控制器读数计为 RC。分别将 RC 设于 0 点、100%满量程、50%满量程处,并调节内部电位器使 RC 与显示的标准状态下 Q _s 相符。重复多次直至不用调节电位器,RC 能稳定地达到要求值。然后分别设 RC 在满量程的 20%、40%、60%、80%处,得到对应的流量显示读数 RM、Q _s ,据此绘制校准曲线。	$Q_s = b \times (RM) + a$ 相关系数 $R > 0.9999$; $0.99 \leq b \leq 1.01$; $a < \pm 1\%$ 满量程	1 次 / a
2	标准膜测试	用标准膜片连续测定 5 次	标准膜重现性 $\leq \pm 2\%$ 标准值	1 次 / 月

表 2 SO₂/NO₂/CO 监测仪性能测试方法及程序

步骤	测试项	操作步骤	指标要求	质检频次
1	流量检测	步骤同 PM ₁₀ 流量测试步骤,但以经检定的皂膜流量计代替大流量计接入仪器进气口	同 PM ₁₀	1 次 / a
2	零点校准	通入零气,零气流量应超过仪器采样流量的 10%以上,稳定后测定响应值	零点百分漂移: $ZD = (Z' - Z) / R \times 100\%$ Z': 仪器响应值; Z: 校准用零气的浓度值=0; R 为测定量程的上限值; $ZD \leq \pm 5\%$	1 次 / d
3	标点校准	通入满刻度 70%~90%的标准气,稳定后测其响应值 S'	标点百分漂移: $SD = (S' - Z' - Z - S) / S \times 100\%$ S: 校准用标气浓度值; $SD \leq \pm 25\%$	1 次 / 月
4	精密度审核	仪器不经调节先通零气,稳定后再通入满量程 70%~90%的标气,稳定后读数并记录结果	$d_i = \frac{Y_i - X_i}{X_i} \times 100\%$ (Y _i : 响应值; X _i : 标气浓度) $S_j = \sqrt{\frac{\sum d_i^2 - (\sum d_i)^2}{n-1}} \leq 15\%$ (95%置信区间) n: 在某个时间段(如 1 a)的精密度审核次数	1 次 / a
5	准确度审核	仪器不经调节,先后通入 0%、10%、30%、50%、70%、90%满量程的标气,稳定后读数并记录,获得校准曲线	d_i : 每个审核点的百分误差,计算同上; k: 审核点数; 校准曲线: 相关系数 $R > 0.995$; 斜率百分偏差 $< 5\%$; $a < \pm 3\%$ 满量程	1 次 / a
6	线性检测	先后通入零气及 90%满量程的标气,必要时调节零点和标点,使响应值达到零 / 标气浓度值。重复多次直至不需调节可稳定达到要求值。然后通入满量程 10%、30%、50%、70%的标准气,稳定后读数并获校准曲线	校准曲线: 相关系数 $R > 0.999$; $0.99 \leq b \leq 1.01$; $a < \pm 1\%$ 满量程	1 次 / a

注: 以上测定均在仪器稳定运行时进行。在仪器经过检修或维修后、系统运行不正常等情况下应增加检测频次。

3 环境空气自动监测站模块化

在确保监测仪器性能达标、运行状态良好的前提下,我们进一步从系统管理的角度出发,以 Visual

Foxpro 电脑软件为载体,将系统资源按性质、类别分类整理,构建 6 个子模块组成的数据库管理系统,将系统流动的所有重要信息纳入监控范围,实现管理模块化、系统化。数据库结构简图见图 1。

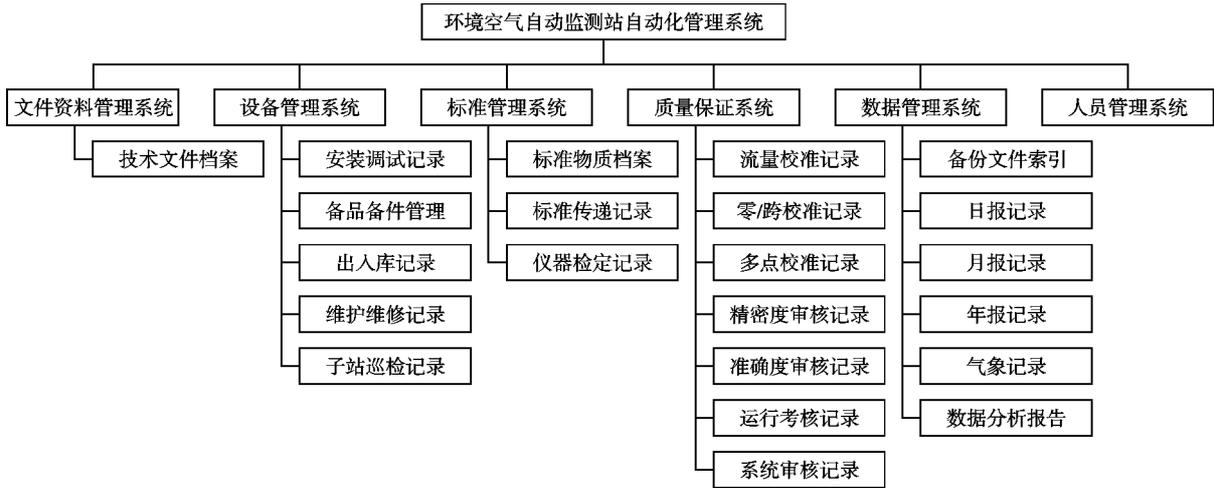


图 1 广州市海珠区空气自动监测站数据库管理系统

如图 1 所示,系统按照模块管理、层级管理模式,建立 6 个基本数据库(即 6 个子模块),分别是文件资料管理、仪器设备管理、标准管理、质量保证、数据管理、人员管理数据库,各自分管特定的信息资源。各子模块具体创建过程见图 2。

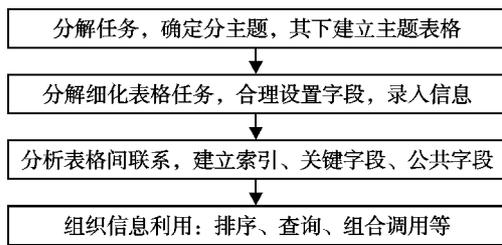


图 2 子模块创建流程图

以上构建的管理系统利用数据库将各分目标贯穿在一起,做到了管理目标明确完备,管理层次清晰,管理流程标准化、规范化和程序化。具体而言,实现了信息分类收集、贮存、管理,提高了信息调阅速率及组织利用效率,并可随时补充、更新、反馈信息,开展信息综合分析,跟踪并监督各项管理行为,实现动态管理。

4 管理目标

在日常监测活动中,我们注重将实验室认可的

思想、做法融入到模块化管理活动中,严格遵照程序文件规定开展日常质量保证工作,由质量监督员对日常运行状况进行全面细致、经常性的检查,并与本站内审活动结合开展系统审核,及时查找发现不符合项,制定纠正措施并跟踪落实,促使运行管理经常化、规范化,主要实现了以下管理目标:

4.1 健全系统文件档案,促进管理规范

将各类程序文件、作业指导书及日常巡检、维护、校准过程中形成的技术记录、审核评价报告等按类进行唯一性编号并归档,档案信息涵盖了各类文件生成、收集、保管、发放、应用的全过程。同时跟踪国家有关自动站的技术规定,定期评价文件有效性,补充、修正现有文件。做到文件体系明晰、现行有效、管理完善、全面受控,充分发挥文件的工作指南及历史资料追溯作用。

4.2 严格仪器设备管理

指定专门管理员,负责跟踪仪器设备的购置、验收、投入使用、检定、维护(修)的全过程,确保仪器正常使用,延长使用寿命。并及时总结技术管理经验,组织开展经验交流,提高仪器维护(修)业务水平。

4.3 加强质量控制,保证数据溯源性

质控员跟踪所有标准物质的标物证书编号、参
(下转第 44 页)

轻度污染地表水 COD_{Mn} 分析中稀释倍数的估算

张 瑶

(宁波市环境监测中心站, 浙江宁波 315012)

摘 要 对于 COD_{Mn} 小于 60 mg/L 的轻度污染的地表水,我们可以先取 100 mL 水样,加热处理,根据样品颜色变化需要的时间来估算高锰酸盐指数的大小,以确定水样分析时应稀释的倍数,避免多次重复稀释。

关键词 高锰酸盐指数 加热时间 颜色变化

高锰酸盐指数测定范围为 0.5~4.5 mg/L, 大于 10 mg/L 加热时,溶液红色退去^[1]。当水体被轻度污染,浓度比较大的情况下,我们无法判断高锰酸盐指数有多少,也就无法确定稀释倍数,多次稀释,会造成取样的误差,也浪费了时间和物力。所以我们对水样通过测定加热时间与颜色变淡、退尽的关系来估算高锰酸盐指数大小,以便确定稀释倍数,避免多次稀释。

1 实验方法

1) 配制高锰酸盐指数为 100 mg/L 的葡萄糖贮备液。称取 0.158 4 g 在 102~105 °C 烘干 1 h 并冷却的分析纯葡萄糖溶于水,移入 1 L 容量瓶中,用水稀释至标线。

2) 将上述贮备液稀释 25 倍,则稀释后的葡萄糖指数为 4.0 mg/L,按高锰酸盐指数测定方法测定该溶液的指数: COD_{Mn} 为 4.22 和 4.20 mg/L,平均值 = 4.21 mg/L。随带质控样测量结果:测量值 4.04 mg/L、保证值 4.02 ± 0.16 mg/L。

3) 取上述贮备液配制成 10.5、15.0、21.0、26.3、42.1、52.6、61.9 mg/L 7 种浓度的标准样品。取标准样品 100.0 mL 置于 250 mL 锥形瓶中,加入 5 mL (1+3) 硫酸,10.00 mL 0.01 mol/L 高锰酸钾溶液,摇匀,加入防暴沸玻璃珠 3~5 粒,锥形瓶置于电炉上加热,自开始沸腾时计时,记下变淡红时间和退色时间。测定结果见表 1、图 1。

由图 1 可知,随着高锰酸盐指数由 10 mg/L 增加到 60 mg/L,样品退色时间由 7 min 减少到 1 min。而且当浓度到 40 mg/L 以后时,样品变淡和退色的

表 1 加热时间与样品颜色变化关系(n=4)

	高锰酸盐指数 /mg·L ⁻¹						
	10.5	15.0	21.0	26.3	42.1	52.6	61.9
变淡红时间 /min	5	4	3.5	3	2	1	0.45
退色时间 /min	7	5	4.5	4	2.5	1.5	1

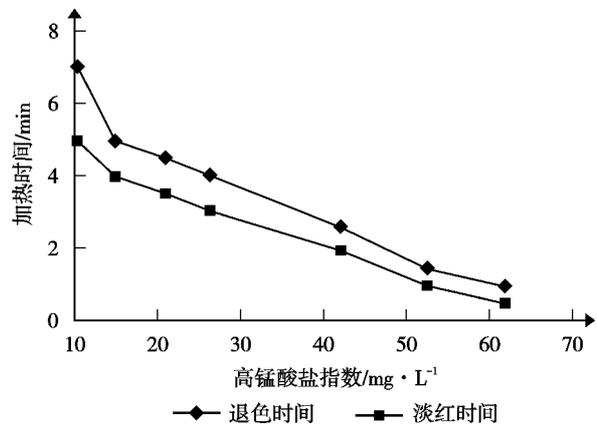


图 1 加热颜色变化时间与高锰酸盐指数的关系

时间间隔也越小。当浓度达到 60 mg/L 以上时,在 1 min 内颜色已经变淡、退尽,因此我认为 60 mg/L 为一个临界点,超过该浓度的水样已经无法通过本文实验方法来确定稀释倍数。因此对于高锰酸盐指数小于 60 mg/L 的水样,我们可以先取 100 mL 水样,加热处理,根据样品颜色变化时间来确定水样分析时应稀释的倍数(以 5 mg/L 为单位),见表 2。

表 2 样品加热退色时间与稀释倍数的关系

稀释倍数 / 倍	2	3	4	5	8	10	12
退色时间 /min	7.0	5.0	4.5	4.0	2.5	1.5	1.0
COD _{Mn} /mg·L ⁻¹	10.5	15.0	21.0	26.3	42.1	52.6	61.9

2 结论

实验结果表明,随着 COD_{Mn} 由 10 mg/L 增加到 60 mg/L,样品加热退色时间由 7 min 减少到 1 min,稀释倍数由 2 倍增加到 12 倍。因此对于轻度污染的

地表水、高锰酸盐指数小于 60 mg/L 的水样,我们根据加热退色时间来估算高锰酸盐指数大小以确定稀释倍数的方法是可行的,具有快速、简便等优点,尤其适宜大批高浓度水样的测定。

Estimation of the Dilute Fold of Light-polluted Surface Water for Permanganate Salt Index Test

Zhang Yao

Abstract For the surface water samples with COD_{Mn} less than 60 mg/L, 100 mL of water sample was heat-treated in the presence of permanganate, and the dilute fold for COD_{Mn} test was estimated according to the period of time for permanganate color change during the heat-treatment, and repeat-dilution of sample was avoided.

Key words permanganate salt index heating time color variation

(上接第 11 页)

[15] A C M van den Broek, J van Grondelle, R A van Santen. De-termination of Surface Coverage of Catalysts: Temperature Programmed Experiments on Platinum and Iridium Sponge Catalysts after Low Temperature Ammonia Oxidation. Jour-

nal of Catalysts, 1999, 185: 297~306

[16] 李晟. 常压下吹脱法与气相氨催化氧化法串联处理高浓度氨氮废水的研究: [学位论文], 昆明: 昆明理工大学, 2004

Treatment of the Wastewater Containing High $\text{NH}_3\text{-N}$ by Stripping

Zhou Mingluo Chen Jianzhong Liu Zhiyong

Abstract The sources and harm of wastewater with high ammonia-nitrogen are described, and the mechanism of stripping technique and influencing factors for the treatment of ammonia-nitrogen in wastewater are discussed with focus on the ratio of water to air. The catalytic oxidizing technique can be used to solve the pollution from the stripped ammonia.

Key words ammonia-nitrogen wastewater stripping ratio of water to air catalytic oxidation

污水处理厂处理负荷不得低于 60%

建设部近日下发有关意见,要求各地加快配套污水管网的建设,保证城镇污水处理厂投入运行后的实际处理负荷,在一年内不得低于设计能力的 60%,三年内不得低于设计能力的 75%。

意见提出,城镇污水处理厂的运营管理必须按照政事分开、政企分开的原则,明确城镇污水处理厂运营单位的责权,使城镇污水处理厂运营单位逐步成为产权清晰、独立核算、自主经营的经营实体。要大力推行特许经营制度。城市政府要通过其授权的行业行政主管部门与城镇污水处理厂运营单位签订城镇污水处理厂特许经营协议,明确协议双方的权利与义务。

要严格实施城市排水许可制度。城市建设行政主管部门要依据城市排水许可制度的要求,加强对排入城镇污水收集

系统的主要排放口特别是重点工业排放口水量水质的监督和监测,保障各类城镇排水设施的安全运行,保证城镇污水处理厂的正常运转。

意见要求,要进一步完善城镇污水处理收费制度,特别要加强对自备水用户的污水处理费征收工作。对自备水用户,可由污水处理费征收部门核定污水排放量,按照有关规定通过协议方式委托银行直接划拨污水处理费。各地征收的污水处理费应优先用于城镇污水处理设施的运行。

城市建设行政主管部门应委托有资格的检测单位对城镇污水处理厂进出水水质、水量和污泥进行定期监测,并监督污水处理厂的实际运行情况。在严格监管和监测的基础上,加强对污水处理厂运营费拨付的核定工作。

摘自《中国人口·资源与环境》

博弈理论在环境保护中的应用

彭林¹ 潘南明² 卢彦¹

(¹广州市环境保护科学研究所, 广州 510620; ²广东省环境技术中心, 广州 510630)

摘要 市场经济条件下, 企业进行生产决策的前提是市场需求。但市场在调节公众活动和环境公共资源的供需关系上却往往无能为力, 因此我们迫切需要寻求一种有利于环境保护的激励机制。文章以基于博弈论的理论和方法阐释了环境污染治理中存在的冲突问题和深层原因, 并给出了企业与企业之间、企业与政府之间的博弈求解, 为环境保护的决策提供了一个新的参考。

关键词 环境保护 公共资源 污染治理 博弈

1 博弈的概念

市场经济条件下, 企业进行生产决策的依据是市场需求。生产什么、生产多少和资源的流向都由市场需求所决定, 这也就容易产生环境污染问题。但作为一种自然资源, 环境没有所有权, 无法参与市场交换, 不能通过价格、竞争等市场机制来实现其最优配置, 这时政府就应当伸出“看得见的手”对企业的污染物排放进行控制。当然, 政府所采取的各种污染控制手段是一种制度安排, 其效果大小决定于企业面临制度时采取何种对策, 而这些对策的如何又将影响到政府的下一步行为以及其他企业的行为。不难看出, 在环境保护中存在着许许多多这样的博弈关系。

博弈论(Game Theory)可以被定义为是对智能的理性决策者之间冲突与合作的数学模型的研究, 是一种“冲突分析”和“相互影响”的决策理论。作为一门正式的学科, 博弈论是在 20 世纪 40 年代才形成并发展起来的, 80 年代开始融入主流经济学, 并在经济管理学、产业组织理论等方面都取得了重要成就。博弈的基本特征在于游戏参与者之间的相互依存关系, 局中人可以理智地选择他所参与游戏的策略, 遵守规则, 从而达到其所追求的目标——赢或是平局, 而竭力避免败局。

根据其所采用的假设, 不同博弈论可以分为合作博弈理论和非合作博弈理论。前者主要强调的是团体理性; 而后者主要研究人们在利益相互影响的

局势中如何选择合适的策略使得自身的收益最大, 它强调的是个人理性。针对环境污染治理的特点, 本文所采用的博弈论主要指的是非合作博弈, 也就是各方在给定的约束条件下如何追求各自利益最大化, 最后达到力量均衡。在这一点上, 博弈论和人们对环境资源的利用行为研究模式是完全一样的, 特别是利用行为的相互影响和相互作用。

求解博弈的主要关键在于寻找各博弈方都不愿或不会单独改变自己策略的策略组合, 只要这种策略组合存在且是唯一的, 博弈就有绝对确定的解。这种各博弈方都不愿单独改变策略的策略组合就是所谓的“纳什均衡”(Nash Equilibrium)^[1], 其定义为:

在博弈 $G = \{S_1, L, S_n; u_1, L, u_n\}$ 中, 如果由各个博弈方的各个策略组成的某个策略组合 (s_1^*, Λ, s_n^*) 中, 任一博弈方 i 的策略 S_i^* , 都是对其余博弈方的策略组合 $(s_1^*, \Lambda, s_{i-1}^*, s_{i+1}^*, \Lambda, s_n^*)$ 的最佳对策。即对任意 $s_{ij} \in S_i$, 都有:

$$u_i(s_1^*, \Lambda, s_{i-1}^*, s_i^*, s_{i+1}^*, \Lambda, s_n^*) \geq u_i(s_1^*, \Lambda, s_{i-1}^*, s_{ij}, s_{i+1}^*, \Lambda, s_n^*)$$

则称 (s_1^*, Λ, s_n^*) 为 G 的一个纳什均衡。

2 企业之间的环境保护博弈分析

如果考虑外部性的经济, 企业在不受约束的环境里为了追求利润最大化, 宁可污染环境也不愿安装昂贵的治污处理设备。由此, 人们对环境资源价值的漠不关心往往导致市场失灵; 而如果某个企业从

利他目的出发,投资治理污染,但其它企业仍然污染环境,那么该企业的生产成本就增加,价格也相应提高,导致其产品丧失竞争力,甚至造成企业破产。因此,在这种模式下,企业不是通过更有效地利用资源、通过技术革新来增加盈利,而是通过过度使用不属于自己的环境资源,把本应支付的成本转嫁到别人身上来增加自己的盈利。这种过度的使用必然会导致环境的污染和破坏、生物多样性减少、生态退化等等一系列问题,也就是哈丁所提出的“公地悲剧”现象。以上所说的这种企业之间的环境保护博弈可以用如下的矩阵图 1 来表示:

		企业 1	
		治理	不治理
企业 2	治理	50, 50	50, 100
	不治理	50, 100	100, 100

图 1 两企业之间的得益矩阵

进行污染治理时,环境会得到改善。但由于环境改善的长期性和正的外部性,往往使得对环保的投资大于从其中得到的短期直接得益,从而造成不治理得益大于治理得益。可以从模型上设定有两个相同的企业 1 和 2,它们对污染了的环境都有两种选择:投资保护和不保护。假设如果都不治理污染,他们的得益分别为 100 和 100;当投资于污染治理时其得益分别为 50 和 50。两企业之间的得益矩阵如图 1 所示,前者为企业 1 的得益,后者为 2 的得益。很明显,无论 1 选择哪种决策,2 的最优决策均为不治理(得益为 100);反之,无论 2 选择治理还是不治理,1 的占优战略同样是不治理(得益为 100)。总之,该问题的纳什均衡即为(不治理,不治理)。出现这种现象的原因是每个可以利用公共资源的企业都面临着一种“囚徒困境”局面:若政府没有采用适当的制度来控制和管理这些行为,对于追求利润最大化的企业将会自动寻求其利用环境资源的纳什均衡,而不会去寻求整体性帕累托均衡^[2],从而造成环境资源被浪费、低效率的利用。

3 企业与政府之间的博弈分析

从上述分析可以得出结论:在完全市场或者没有政府的干预或社会矫正的情况下,企业将在环境保护问题上采取非合作博弈,即双方之间并不趋于

共商合作、共同保护环境。因而“环境保护”这种正外部效益很强的公共资源的提供将是低效率的,即会出现“市场失灵”。“市场失灵”往往是政府干预的理由,而一旦政府对企业环境保护行为进行相应的监督,企业与政府之间就面临着投资保护与监督管理的博弈,下面将进一步分析此类问题。

以污水排放控制为例,假设企业治理污水所需费用为 a ,政府部门检查费用为 C ,若检查出企业未经治理排放罚款为 $F+a$ (F 为惩罚款项, a 为所交纳的治污费),在此将企业治理达标后环境受益列为政府得益。矩阵图 2 表示企业和政府的得益矩阵,每格中前者为政府得益,后者为企业得益。由图中可知,该得益矩阵没有纯策略纳什均衡。因此,我们只能考虑混合策略。

		企业	
		不治理	治理
政府	检查	$a-C+F, -a-f$	$a-C, -a$
	不检查	$0, 0$	$a, -a$

图 2 政府和企业的得益矩阵

设政府以 x 概率选择检查监管,以 $(1-x)$ 概率选择不管,且 $0 \leq x \leq 1$;企业以 y 概率选择治理,以 $(1-y)$ 概率选择不治理,且 $0 \leq y \leq 1$ 。又令 $\sigma_1=(x, 1-x), \sigma_2=(y, 1-y)$ 分别为政府和企业选择的混合策略,则政府的期望得益函数为:

$$U_G=(x \ 1-x) \begin{bmatrix} a-c+F & a-c \\ 0 & a \end{bmatrix} \begin{pmatrix} y \\ 1-y \end{pmatrix}$$

而企业的期望得益函数为:

$$U_E=(x \ 1-x) \begin{bmatrix} -a-F & -a \\ 0 & -a \end{bmatrix} \begin{pmatrix} y \\ 1-y \end{pmatrix}$$

U_G 对 x 求导得 $y=C/(a+F)$ 。因此,当 $y > C/(a+F)$ 时,政府加大监管力度;当 $y < C/(a+F)$ 时,政府不予监管;而当 $y=C/(a+F)$ 时处于临界状态,政府选择不明确。

U_E 对 y 求导得 $x=a/(a+F)$ 。因此,当 $x > a/(a+F)$ 时,企业就治理污染;当 $x < a/(a+F)$ 时,企业不治理污染,而当 $x=a/(a+F)$ 时处于临界状态,企业选择不明确。

综上,政府和企业选择的最优概率为: $x^*=a/(a+F), y^*=C/(a+F)$,即混合策略的纳什均衡为: $(a/(a+F), F/(a+F)), (C/(a+F), 1-C/(a+F))$ 。

计算所得的混合策略纳什均衡表明:处罚金越 (下转第 40 页)

循环经济在区域规划中的应用

申霞 姚琪 王鹏

(河海大学环境科学与工程学院, 南京 210098)

摘要 概述了循环经济理论及其在全球的发展,结合淮安市外向型农业综合开发区的规划实例,讨论如何将循环经济理念和工业生态学原理融入到区域规划中,实现区内物质与能量利用的最优化,最后提出实践中的困难及对策措施。

关键词 循环经济 工业生态学 区域规划 外向型农业 淮安

1 循环经济理论

1.1 循环经济的内涵

循环经济(Circular Economy)的思想萌芽可以追溯到环境保护思潮兴起的时代,20世纪60年代美国经济学家鲍尔丁提出的“宇宙飞船理论”可以作为循环经济的早期代表^[1]。传统工业社会的经济是一种“资源—产品—污染排放”单向流动的线性经济,而循环经济倡导的是一种与地球和谐发展的经济模式,它要求把经济活动组织成一个“资源—产品—再生资源”的反馈式流程,实现低开采、高利用、低排放的资源利用方式,把经济活动对自然环境的影响降到最低。

循环经济在实施过程中遵循3R原则^[2]:一是减量化(Reduce),这一原则针对的是系统输入端,目的在于减少进入生产和消费过程的物质流量,遏制资源消耗的线性增长,从源头上节约资源使用量和减少污染物排放;二是再利用(Reuse),这一原则针对的是系统的过程性,旨在提高产品和服务的利用效率,减少一次性用品的污染量;三是再循环(Recycle),这一原则针对的是系统的输出端,它要求物品完成使用功能后重新变成再生资源,回收利用,加入到新的生产循环中。3R原则在循环经济中的重要性并不是并列的。例如,1996年生效的德国《循环经济与废物管理法》规定,对待废物问题的优先顺序为避免产生—循环利用—最终处置^[3]。

1.2 工业生态学原理

1989年9月,美国通用汽车公司的研究部总裁 Robert Frosch 和负责发动机研究的 Nicolas Gallopoulos 在《科学美国人》杂志上发表了题为《可持续工业发展战略》的文章,首次提出了“工业生态学”的概念,认为工业系统中的各个企业也与自然生态系统中的各种物质一样,在一定的条件下存在相互关联作用。20世纪90年代,一些发达国家把工业生态学原理应用到工业体系的建设中,形成工业生态系统,使不同企业、不同产业之间形成类似于自然生态链的关系,从而达到充分利用资源、减少废物产生、提高经济发展规模和质量的目。除非生产过程和产业系统的物质循环是封闭的,否则作为整个的工业系统发展将是不可持续的^[4]。Frosch 等产业生态学家虽然也承认工业生态系统与自然生态系统之间并非完全类同,但工业生态系统的思维方式却是推动人类向更高效利用自然资源,减少环境影响方面迈进了一步^[4]。

循环经济在工业生态系统中有以下3个层次的循环:小循环——企业内部物质与能量的循环,即组织单个企业的循环经济,如美国杜邦化学公司;中循环——企业之间物质与能量的循环,即面向共生企业的循环经济,如丹麦卡伦堡工业共生体;大循环——整个区域或社会物质与能量的循环,即针对消费后排放的循环经济,如德国双元系统模式。

2 循环经济在全球的发展

循环经济思想最早出现在上世纪60年代,但是,这一思想直到90年代人类确立了可持续发展战

略之后才引起足够的重视。90年代中期,德、日、美等国家把发展循环型经济、建立循环型社会看作是实现可持续发展的重要途径。到了90年代后期,中国学者也加入到循环经济及相关理论的研究。循环经济发展的一个重要载体就是建立生态工业园区,它是生态工业的重要实践形式,同时也是工业园区的高级形式^[5,6]。

1994年,生态工业园概念最先由Lowe在美国提出^[7],美国可持续发展总统理事会(PCSD)专门成立了研究生态工业园的特别工作组,并首批进行了4个试点项目,分别为Baltimore, MD、Cape Charles, VA、Brownsville, TX和Chattanooga, TN^[8]。随后在欧洲的奥地利、瑞典、爱尔兰、荷兰、法国、芬兰、英国、意大利等国家,生态工业园也得到了迅速发展。

丹麦卡伦堡(Kalundborg)工业共生体被称为循环经济的经典范例^[9],至今仍成功运行着。卡伦堡是1个仅有2万居民的工业港口城市,位于北海之滨。当初,该市的几个重要企业试图在减少费用、废料管理和淡水利用等方面寻求革新,建立了紧密协作的关系。20世纪80年代以后,当地主管发展部门意识到该新体系,并给予了支持,将其称为“工业共生体”(industrial symbiosis)。卡伦堡共生体系中主要有4家企业:①Asnaesvaerket发电厂;②Statoil炼油厂;③Novo Nordisk制药公司;④Gyproc石膏材料公司。它们按照互惠互利的原则,以贸易方式利用对方生产过程产生的废物或副产品,紧密地联系在一起,从而取得了突出的环境和经济效益。

我国从1999年开始启动了循环经济理念的生态工业示范区建设试点工作,并在“十五”期间准备确立一批国家级的生态工业示范园区。2002年,国家环保总局已正式确认贵港生态工业(制糖)园区和南海生态工业园区为国家生态工业示范园区,正在规划建设的还有黄兴国家生态工业示范园区、包头国家生态工业(铝业)示范园区、石河子国家生态工业(造纸)示范园区和大连开发区。贵港生态工业(制糖)示范园区以上市公司贵糖(集团)股份有限公司为核心,以蔗田系统、制糖系统、酒精系统、造纸系统、热电联产系统、环境综合处理系统为框架,通过盘活、优化、提升、扩张等步骤进行规划和生产发展。南海生态工业示范园区以华南环保科技产业园为核心,根据循环经济思想对园区进行规划,通过环保科技产业园和虚拟生态工业园的工业生态链建设,分

别建立资源再生园(RRP)、零排放园(ZIP)和虚拟生态园(VEP),实现园区、企业和产品3个层次的生态管理,为全国树立了一个最能体现循环经济的生态工业园区范例。

3 循环经济在区域规划中的应用

下面以淮安市外向型农业综合开发区为例,讨论循环经济在区域规划中的应用。

3.1 发展外向型循环农业

外向型农业是指根据比较优势和要素禀赋原理,以国际市场需求为导向,以经济效益的提高和企业利润最大化为原则,以促进农业经济乃至整个国民经济的发展为目标,涵盖科研开发、信息及金融服务等各种服务体系的农产品及其加工品的生产、流通系统^[10]。

与工业相比,农业与自然生态环境相连更紧密,水乳交融的“先天条件”使农业生态系统更易于和谐地纳入到自然生态系统的物质循环过程中。“腐屑食物链”的开发是对传统农业“生食食物链”的延伸,它使农业资源体系中提供经济产品的每一环节所附带生产的非经济产品均成为下一环节的利用“原料”,形成范围大小不同、层次高低不同的循环利用途径,最大限度地获取符合人类利益要求的经济产品,避免“废弃物”导致的“环境污染”,这是一种节约资源获取经济效益的新经济模式,符合循环经济和可持续发展的要求。

3.2 改造现有工业企业

开发区的西北区域现有钢铁、制药等企业,由于建设初期该区域没有合理的总体规划,企业在生产过程中产生的大量污染物质会对周围环境(如京杭运河)造成污染。根据循环经济理念和企业本身的特点,必须调整其产业结构和企业布局,构建新型工业生态体系。开发区要按照工业生态学原理,制定相应政策和措施,科学筛选入区项目,实现物流、能流、技术信息与基础设施共享,达到整体效益最大化。

3.3 推行清洁生产

清洁生产是实现循环经济的基本形式。淮安外向型农业综合开发区规划过程中,必须引导所有行业实现清洁生产,具体实施细则如下:

1) 农业:加强研制和生产对环境温和的新型控

释肥料,提高肥料利用率;研制对环境温和的绿色农药,开发高效低毒、低残留的农药,开发生物农药取代化学农药;开展节水农田灌溉;培育优良农业品种。

2) 农产品加工业: 引进先进食品加工设备,提升产品品质,合理处置流程中的废弃物。

3) 钢铁行业: 提高工业用水的重复利用率,全面推广余能、余压、余热的回收利用技术,实现炼钢废物的资源化、无害化、最小化。

4) 制药行业: 提高材料操作和输送的自动化程度;改进技术水平,使生产流程现代化(如控制反应参数,提高自动化水平);避免不必要的清洗,可能时用水基溶液代替有机溶剂;使用低流量、高效率的清洗装备(如高效喷射头等)。

5) 物流中心: 区内农产品出口流通过程中易产生较多的生活废弃物和包装废弃物等,应该配备高效、便利、快捷的配送系统;实施绿色包装,减少包装原料的消耗;设立垃圾回收装置,积极回收消费者的废弃物。

3.4 构筑产业链网

在淮安外向型农业综合开发区的规划中,既要考虑农产品生产加工过程内部的物质能量循环,同时还应充分考虑农业区与周围工业区、高教园区的耦合,见图 1。

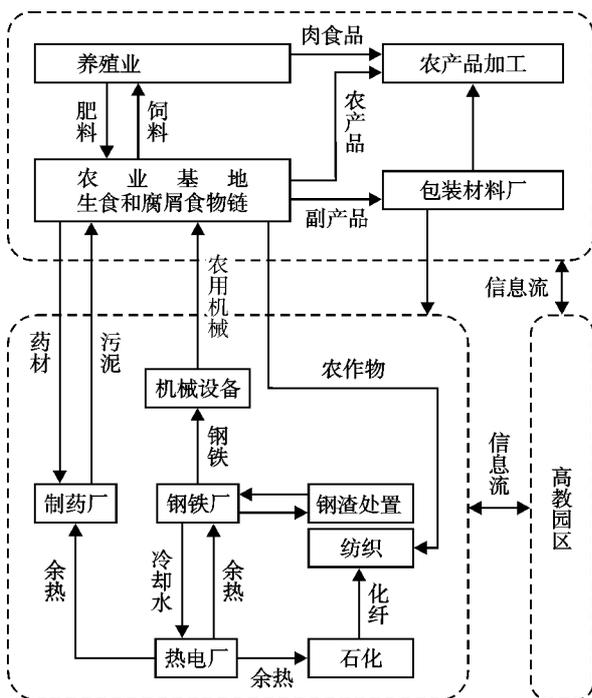


图 1 淮安外向型农业综合开发区产业链

3.4.1 小循环

农业基地内的“腐屑食物链”和“生食食物链”可看作农业生态系统中的小循环。

3.4.2 中循环

开发区中现有钢铁、药业、石化等行业,在建设的还有机械制造、钢渣处理、纺织等工业,它们彼此之间形成产业链,实现了物质能量的循环利用,形成工业区内的中循环。

淮安地区生态环境较好,有大力发展生态农业、有机农业的潜在优势。开发区加强现代农业科技园的建设,大力发展无公害、反季节、高品质、高产量的优质农产品,形成农产品初加工业、深加工业以及农产品贸易服务业和消费领域相连的生态产业链网,形成了农业区的中循环。

3.4.3 大循环

开发区东面是淮安市高教园区,所以规划中还应考虑到与科研院所、高等院校的多种方式合作,开展新技术、新品种、新成果、新机制的课堂,有效地引导工业区、农业区在循环经济的指导下耦合发展,生产出有市场竞争力的淮安品牌农产品和工业成品,出口海外,推动淮安外向型农业综合开发区的发展,走科、农、工一体化综合发展的道路,提升区域竞争力。

3.5 建立区域环境管理体系

联合国环境规划署认为,解决区域环境问题的有效方法是加强环境规划和做好环境管理。淮安外向型农业综合开发区建立精简、高效、统一的开发区管理委员会,并组建外向型农业开发总公司,主要从事以下事务:①鼓励企业采取清洁生产等预防性措施,提供环境服务;②为开发区制订环境政策和环境目标,依据环保部门分配的污染物排放总量进行区内再分配,协助企业做好排污权交易工作;③引导企业通过 ISO 14001 环境管理体系认证,引入市场机制进行催化,增加农产品出口创汇的利润;④在项目引进之前,公开项目对区内环境可能造成的影响,征求周围群众的意见,以人为本。

4 实践的困难及对策

循环经济在区域规划中的应用在我国还处于起步阶段,尚未形成完整的理论体系和经验总结,将它应用在淮安外向型农业综合开发区的规划建设中,难免会遇到一些困难,从以下方面进行分析。

4.1 稳固区内核心产业

利用循环经济思想指导区域规划时,必须注意到产业链中核心的资源应具有稳定性,核心的产业应具有发展前景。作为外向型农业综合开发区的运行模式,必须积极引进作物优良品种、努力提高产品技术含量,把农产品粗放生产的资源消耗型转变为精致农产品生产的资本技术密集型。同时整合周边其它要素,实现开发区产业优化升级。

4.2 公布企业环境报告

利用循环经济思想指导区域规划时,必须了解区内各单元的生产流程及产污状况,便于规划中将各单元合理地关联起来,形成有效的产业结构链网。在我国,很多企业的环境措施薄弱,清洁生产水平不高,他们不乐意公布自身的环境报告。所以开发区管委会必须加强对企业的指导和培训,提高管理人员的素质,积极引进国际上先进的环境保护理念和经济管理战略,使企业树立可持续发展的理念,从而全面提升企业的经济绩效和环境绩效。企业还可以利用国际环境要求和绿色消费趋势确保产品质量,提升企业形象。

4.3 引进资金和技术

企业是发展循环经济的基础和主体,必须投入大量的资金和技术来改善生产流程、优化产品设计、推行绿色包装。这就要求开发区必须加强与国内外金融、科研机构的交流合作,学习和借鉴发达国家清洁生产运行的成功经验,因地制宜,将循环经济引导下的区域规划步入正规。

5 结论

从淮安外向型农业综合开发区的规划实例可以

看出,将循环经济应用到区域规划中,可以缓解目前经济增长与资源短缺的矛盾,同时减少区域开发对生态环境带来的不利影响。我们应在学习国外循环经济理论与实践的基础上,结合我国实际,做好区域的生态型规划建设。这样,就有可能跨越发达国家在解决环境与发展的过程中走过的漫长道路,走出具有中国特色的环境与发展相协调的道路。

6 参考文献

- [1] 诸大建. 从可持续发展到循环型经济. 世界环境, 2000, (3):6~12
- [2] 余德辉,王金南. 循环经济 21 世纪的战略选择. 再生资源研究, 2001, (5):2~5
- [3] Ayres R U. Industrial Metabolism: Closing The Materials Cycle. SEI Conference on Principles of Clean Production. Stockholm, 1991
- [4] R A Frosch, N E Callopoulos. Towards An Industrial Ecology. In: The Treatment and Handling of Wastes. Sec Ed. London: Chapman & HALL, 1992. 269~292
- [5] 罗宏. 国外工业园区的环境管理. 环境导报, 2001, (1): 48~50
- [6] United Nations. The Environmental Management of Industrial Estates. Kazakhstan: UNEP, 1997
- [7] Lowe E., Warren J, Moran S. Discovering industrial ecology. In: Jorger J. An Executive Briefing and Source Book. First Ed. Columbus: Battelle press, 1997
- [8] Cape Charles. Eco-industrial Park Workshop Proceedings. 1996-10-18
- [9] Ehrenfeld J, Gertler N. The Evolution of Interdependence at Kalundborg. Journal of Industrial Ecology, 1997, 1(1):67~80
- [10] 王学真, 高峰, 曲建忠. 中国发展外向型农业的思考. 农业经济问题, 2002, (6):39~42

Application of Circular Economy Principles in Region Planning

Shen Xia Yao Qi Wang Peng

Abstract The global progress in circular economy theory has been reviewed. In the case of region planning for Huai'an integrative development district of Foreign-oriented agriculture, the principles of circular economy and industrial ecology were applied for the optimization of resource usage. In addition, the difficulties in practice are discussed, and a few recommendations have been made.

Key words circular economy industrial ecology region planning foreign-oriented agriculture Huai'an

土壤养分与微生物关系研究及其应用

朱丹 周跃

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要 土壤养分与土壤微生物群落间关系密切, 并且二者对土壤生态环境都具有一定的指示作用。文章针对大姚县生态修复工程实施的具体情况, 就以上两方面进行详细阐述。

关键词 水土保持 生态恢复 微生物 土壤

一个地区土壤微生物群落及其植被的调查构成了评价该地区生态修复效益评价体系中的重要部分^[1]。本文通过对云南省大姚县水土流失典型监测区的土壤养分和微生物群落调查研究, 说明了土壤—微生物所构成系统的内部互动关系。

1 项目区基本概况及其生态退化与水土流失情况

大姚县地处云贵高原, 位于云南省楚雄彝族自治州西北部。金沙江过境 68 km, 全县大小河流均属金沙江水系。境内海拔高差悬殊, 地形地貌复杂, 形成了北亚热带气候为主, 亚热带、温带、寒温带气候兼具的立体气候特点, 年平均气温 15.6 °C, 极端最高气温 33 °C, 最低气温 -7 °C, 年日照时数 2 534 h, 全年无霜期 329 d。年均降雨量 787 mm, 年均蒸发量 2 758 mm。6~10 月为雨季, 11 月至次年 5 月为旱季。全县国土总面积 414 600 hm², 其中水土流失面积 211 398 hm², 水土流失较严重。

2 材料与方法

2.1 土壤养分测定

2.1.1 土壤样品采集

在各监测小区按梅花布点, 挖至土壤剖面, 按 0~30、30~60、60~90 cm 分 3 层采集。采样后将土样放入干净的托盘中自然风干 1~2 星期。风干后的各土样经一系列预处理后分别装入棕色广口瓶中, 置于阴凉处备用。

2.1.2 土壤养分测定方法

本研究测定了大姚生态修复区的常规土壤养分含量, 测定项目及方法为: 速效 N 采用 NaOH 扩散法; 速效 P 采用 Na₂CO₃ 提取, 钼蓝比色法; 速效 K 采用 NH₄Ac 提取, 原子吸收法; 全 N 采用浓 H₂SO₄ 消煮, 蒸馏滴定, 即半微量开氏法; 全 P 采用 NaOH 熔融, 钼蓝比色法; 全 K 采用 NaOH 熔融, 原子吸收; 有机质采用重铬酸钾容量法。

2.2 土壤微生物研究

2003 年 4 月在大姚县各观测点内按梅花布点法进行了微生物采样, 在样地的 4 个角及中心共采 5 点土壤样本, 每个点又分别在土壤垂直剖面分 0~10、10~20、20~30 cm 层采样, 然后混合。微生物分离采用牛肉膏蛋白胨培养基分离细菌, 高氏一号培养基分离放线菌, 查氏培养基分离真菌; 微生物计数采用平板菌落法; 微生物属类鉴别根据细菌、放线菌及真菌鉴定手册所述实验方法进行鉴定。

3 结果与讨论

3.1 土壤养分测定结果

土壤养分的测定结果如表 1。由表 1 可以看出, 各观测点土壤的养分差异较大。其中, 土壤的全氮和速效氮的变化基本一致, 最高和最低分别均为大罗古草地和赵家店果林地。而土壤磷和钾的速效与全效形式变化就不具有这样的相关性, 全磷最高的是鲁村灌丛, 赵家店针叶林地、大罗古云南松林地和赵家店果林地最低, 速效磷则是碧么针阔混交林最高

表1 2003年4月土壤养分测定结果

取样点名称	速氮 mg/kg	速磷 mg/kg	速钾 mg/kg	有机质 %	pH	全氮 %	全磷 %	全钾 %
赵家店经济果林	16.92	0.90	103.77	0.42	5.42	0.042	0.014	0.411
赵家店针叶林地	25.95	痕量	116.66	1.08	5.43	0.062	0.014	0.602
鲁村灌丛	24.68	2.01	65.40	1.06	6.92	0.076	0.038	1.757
鲁村荒草地	48.35	0.11	91.44	1.52	6.22	0.082	0.019	1.679
鲁村坡经济果林	71.19	1.71	169.81	1.05	6.03	0.121	0.026	2.104
大罗古荒草地	83.74	0.78	67.47	2.28	5.69	0.124	0.021	1.100
大罗古云南松林地	39.13	0.18	111.11	1.37	5.55	0.072	0.014	1.167
碧么针阔混交林地	36.67	2.49	147.63	1.25	5.68	0.070	0.020	1.492

而赵家店针叶林地最低；全钾最高的是鲁村坡经济果林地，最低为赵家店果林地，而速效钾则是鲁村坡经济果林地最高，鲁村灌丛最低。由土壤的pH值测定结果可得出，各监测点的土壤除鲁村灌丛接近中性外，其它均偏酸性，最低的是赵家店果林地。有机质是

土壤养分的重要指标，从表1中可得出大罗古荒草地的有机质含量最高，而赵家店经济果林地的最低。

3.2 微生物研究结果

项目区各观测点土壤微生物情况见表2~表7。

表2 项目区各观测点土壤细菌数量

万个/g

优势菌属名	土样编号*	1	2	3	4	5	6	7	8
拜叶林克氏菌属(<i>Beijerinckia</i>)		72.5	0	0	0	0	0	0	0
节细菌属(<i>Arthrobacter</i>)		0	0	0	0	237.5	0	0	0
假单胞菌属(<i>Pseudomonas</i>)		0	5.75	12.25	0	0	0	0	0
芽孢杆菌属(<i>Bacillus</i>)		0	0	0	0	22.5	2.75	17.5	1.75
细菌总数		72.5	5.75	12.25	0	260	2.75	17.5	1.75

注：* 样地编号分别代表：1—赵家店经济果林地；2—赵家店针叶林地；3—鲁村灌丛；4—鲁村荒草地；5—鲁村坡经济果林；6—大罗古荒草地；7—大罗古云南松林地；8—碧么针阔混交林地。表3~表7同。

表3 项目区各观测点土壤放线菌数量

万个/g

优势菌属名	土样编号	1	2	3	4	5	6	7	8
链霉菌属(<i>Streptomyces</i>)		4.75	10.75	3.608	3.167	20	5.417	1.75	3.0
诺卡氏菌属(<i>Nocardia</i>)		0	5.75	4.75	3.75	18	0	3.5	6.25
罗氏菌属(<i>Rothia</i>)		12.5	17.5	6.0	10	0	17.5	0	0
放线菌总数		17.25	34	14.36	16.92	38	22.92	5.25	9.25

表4 项目区各观测点土壤真菌数量

万个/g

优势菌属名	土样编号	1	2	3	4	5	6	7	8
青霉菌属(<i>Penicillium</i>)		1.125	0.4	1.117	0	5.0	3.75	2.35	0
无孢群属(<i>Mycelia</i>)		1.1	0	0.375	1.225	1.75	2.75	0.4	0
头孢霉菌属(<i>Cephalosporium</i>)		0	0	0	0	1.0	0	0	1.475
毛霉菌属(<i>Mucor</i>)		0	0	0	0.075	0	0	0.075	0
木霉菌属(<i>Trichoderma</i>)		0	0.75	0	0	0	0	0	0
真菌总数		2.225	1.15	1.492	1.3	7.75	6.5	2.825	1.475

表 5 项目区各观测点中细菌种群分布

株

种 属	土样编号	1	2	3	4	5	6	7	8
芽孢杆菌属(<i>Bacillus</i>)		0	0	0	0	1	1	1	1
假单胞菌属(<i>Pseudomonas</i>)		0	1	1	0	0	0	0	0
拜叶林克氏菌属(<i>Beijerinckia</i>)		1	0	0	0	0	0	0	0
节细菌属(<i>Arthrobacter</i>)		0	0	0	0	1	0	0	0
合 计		1	1	1	0	2	1	1	1

表 6 项目区各观测点中放线菌种群分布

株

种 属	土样编号	1	2	3	4	5	6	7	8
链霉菌属(<i>Streptomyces</i>)		2	1	4	3	1	3	1	2
诺卡氏菌属(<i>Nocardia</i>)		0	1	1	1	1	0	1	1
罗氏菌属(<i>Rothia</i>)		1	1	0	1	0	0	0	0
合 计		3	3	5	5	2	3	2	3

表 7 项目区各观测点中真菌种群分布

株

种 属	土样编号	1	2	3	4	5	6	7	8
青霉属(<i>Penicillium</i>)		1	1	3	0	1	1	1	0
无孢群属(<i>Mycelia</i>)		1	0	1	1	1	1	1	0
头孢霉属(<i>Cephalosporium</i>)		0	0	0	0	1	0	0	1
毛霉属(<i>Mucor</i>)		0	0	0	1	0	0	1	0
木霉属(<i>Trichoderma</i>)		0	1	0	0	0	0	0	0
合 计		2	2	4	2	3	2	3	1

大姚县生态修复区的土壤养分高低直接影响着其土壤微生物群落。8 个样区土样的分离结果,从菌种数量来看(见表 2~表 4),5 号土样即鲁村坡经济果林观测点土壤中细菌、放线菌及真菌总数最多。从菌株整理的结果来看(见表 5~表 7),共获土壤细菌 8 株,放线菌 26 株,真菌 19 株,放线菌的菌株数最大;从面上出现率来看,细菌中芽孢杆菌属、放线菌中链霉菌属、真菌中青霉菌属的面上出现率最高,这说明芽孢杆菌属、链霉菌属、青霉菌属在 8 个样区的土壤中分布最为广泛。

4 结论

以上结果表明微生物数量及活动在各观测点土壤的差异与其土壤养分变化大致呈一致,具体结论如下:

1) 细菌中的芽孢杆菌的增加,有利于枯落物的分解,加速土壤中有机养分的转化。5、6、7、8 号土样中均含有芽孢杆菌属,说明这 4 个观测点的土壤中有

养分的含量较高;从土壤养分调查来看,鲁村坡经济果林地、大罗古荒草地、大罗古云南松林地、碧么针阔混交林地观测点即分别为 5、6、7、8 号样地的有机质含量均居前几位;

2) 真菌中青霉菌的数量多通常是土壤性质不良的反映^[2-3],研究表明,青霉菌属在 8 个样区的土壤中出现率最高,说明这 8 个观测点土壤性质不良。从土壤养分测定结果来看,8 个观测点土壤养分均较肥沃土壤养分含量有所差异。二者结果一致;

3) 实践证明,一个地区土壤中微生物数量越大,说明该地区土壤环境越好^[4]。鲁村坡经济果林地观测点细菌、放线菌和真菌的总数在 8 个观测点中最大,说明鲁村坡经济果林地观测点附近的环境较好,进而表明鲁村坡经济果林地观测点地区的水土保持生态修复取得了一定的效益。

5 参考文献

[1] 梁宗锁,左长清.简论生态修复与水土保持生态建设.中

国水土保持, 2003, (4): 12~13

[2] 焦如珍, 杨承栋, 屠星男. 杉木人工林不同发育阶段林下植被、土壤微生物、酶活性及养分的变化. 林业科学研究, 1997, 10(4): 373~379

[3] 焦如珍, 杨承栋. 不同代杉木人工林根际及非根际土壤微生物数量及种类的变化. 林业科学研究, 1999, 12(1): 13~18

[4] 潘惠霞, 王秀云, 王林霞. 生态环境对微生物分布的影响. 干旱区研究, 1990, (2): 44~49

Study on the Relationship Between Soil Nutrimment and Microbe and Its Application

Zhu Dan Zhou Yue

Abstract The soil microbe is in close relationship with the soil nutriment, and they can be used as indices of soil ecologic environment. The relationship between soil nutriment and microbe has been studied in the case of ecologic restoration project in Dayao, Yunnan.

Key words protection of water and soil ecological restoration microbe soil

(上接第 32 页)

大,企业治理污水的概率就越大;反之政府的检查成本越大,企业治理污水的概率就越小。为促使企业能够自觉地投资保护环境,一方面有关管理部门应加大处罚力度,即提高相应的 F 值;另一方面政府要提高检查水平,降低检查所需费用。

综上所述,当政府部门加大对企业排污的监督检查时和加大对企业非法排污的处罚力度时,企业就会治理污染达标排放,企业与企业之间的博弈就会趋向于合作,避免在环境保护中出现“囚徒困境”,进而实现环境资源利用的可持性。

4 结论

由本文的博弈分析容易看出:在没有政府介入和约束的完全竞争市场经济下,博弈双方受理性的支配,趋于不合作的结果,形成非合作博弈,博弈的纳什均衡对环境保护是不利的或低效率的;而在政府有效监督的情况下,博弈的纳什均衡得到改善,使

博弈达到有利于环境保护的均衡,从而实现环境资源的可持性利用。因此,政府可以通过使环境政策制度化来产生激励,政府权威的干预主要是促使外部效应“内部化”,包括制订环境政策,改变低成本使用资源和排放污染的状况,确定环境资源的价值,使环境成本反映在产品价格中;同时落实“污染者负担”原则,污染者必须支付“环境净化成本”或“环境损害成本”;此外,还应加强环保意识教育。先进的技术设备、高素质的人才,以及大量的资金等都可以从外国引进,唯独环境是不能引进的,良好的生存环境,只能依靠大家的共同努力来创造和维护。

5 参考文献

[1] 谢识予. 经济博弈论. 第 2 版. 上海: 复旦大学出版社, 2002. 68~69

[2] 黄曠琳, 叶民强, 金式容. 公共河道水污染的博弈分析. 华侨大学学报(自然科学版), 2001, 22(3): 326~330

Application Game Theory in Environmental Protection

Peng Lin Pan Nanming Lu Yan

Abstract Under market economy conditions, the major motivation for enterprises to make decisions is the market demand. For the purpose of environment protection, however, the market demand is helpless in adjusting the relationship between the public environment resource and the producing activities. Therefore, it is necessary to establish an effective promoting mechanism for environmental protection. With the principles and methods of game theory, the conflicts and deep-level factors in prevention of pollution were discussed, and the “game solutions” were solved for both enterprise-to-enterprise and enterprise-to-government. The results would provide alternative references for making environmental protection decisions.

Key words environmental protection common resource pollution control game theory

广州市北兴湖畔生态居住区的景观生态评价

黄益宏¹ 李林玲²

(¹广州市环境保护投资发展公司, 广州 510055; ²中港第四航务工程局, 广州 510231)

摘要 应用景观生态学的评价方法,从景观空间结构、恢复能力、内在异质性、物种流动以及组织开放等方面,对广州北兴湖畔生态居住区的开发建设进行景观生态评价,并提出了相应的生态保护措施和应注意的问题。

关键词 景观生态 生态居住区 评价

1 景观生态学的评价方法

景观生态学,特别强调空间异质性、层次性结构和尺度在研究生态学格局和过程中的重要性,从而突破了传统生态学的概念和框架。异质性既是景观生态学的基本出发点,又是它的方法论和核心。生态系统是相对质的系统,而景观是异质性的。景观结构中结构单元中拼块、廊道和模地等是不同生态系统组成的异质成份。这些相互作用的生态系统使得景观产生特定规律的物流、能流、物种流,通过这些“流”对体系中的生物和非生物过程发生影响,导致景观结构和功能的变化^[1]。

景观元素由 3 种类型构成:拼块、廊道和模地。其中模地是景观中的背景地域,是一种重要的景观元素类型,在很大程度上决定着景观的性质,对景观的动态起主导作用。判断模地一般有 3 个标准,即相对面积要大,连通程度要高,具有动态控制功能。景观生态学对生态环境的评价是通过 2 个方面进行的:一是空间结构分析,二是功能与稳定性分析。

目前对景观模地判定的方法还不成熟,现多采用传统生态学中计算植被优势度的方法,来决定某一拼块类型在景观中的优势,称为优势值(D_0)。优势值可由 3 种参数计算得出,即密度(R_d)、频率(R_f)和景观比例(L_p),根据国家环境保护总局编制的《环境影响评价技术导则——非污染生态影响》的景观评价方法进行计算,即

$$D_0 = \frac{(R_d + R_f)/2 + L_p}{2} \times 100\%$$

2 北兴湖畔的景观生态现状

北兴湖畔生态居住区(下称居住区)位于广州市花都区北兴镇犁头嘴水库周边,居住区东、北、西面均为山地,南面紧靠旅游大道,总占地面积为 48.788 hm²,规划为生态居住区。

居住区所在区域属于亚热带气候区,气候温和、雨量充沛、土壤的生产能力强、植被较多,植被类型主要为半自然半人工植被和人工植被,以人工林为主,前者包括山坡林地等,后者包括人工林和水、旱田作物群系,此外还有少量的坡边荒草地。总体而言,该区域内除经济林(果林和竹林)外,马尾松林和大叶相思林属幼龄林,树高不超过 8 m,胸径多介于 4~12 cm 之间,但林下植被生长较好,多以芒箕、桃金娘、岗松、鹧鸪草和杂草为主,野生动物资源比较贫乏,群落的覆盖度达到 80%以上。地形、地势多为四周低山矮丘,为半自然半人工林地,西北延伸方向多为山丘地带;东南方向沿流溪河西岸,地势逐渐降低,近似于平地,多为居住区。

3 北兴湖畔的景观生态分析

3.1 景观空间结构分析

景观空间结构是指景观中大小和形状不一致的景观元素在空间上的分布关系,景观格局的变化在于外界的干扰作用,这些干扰作用往往是综合性的,它包括自然环境、各种生物以及人类社会之间复杂的相互作用。北兴湖畔将是以人类干扰为主,这种新

的格局带有强烈的人为因素。

根据景观生态的评价方法结合生态居住区的总体规划,分别对居住区建设前后的主要拼块类型、面积和优势度值等进行了计算,详见表1、表2。

表1 居住区建设前的主要拼块类型、面积和优势度值

拼块类型	面积/hm ²	R _d /%	R _f /%	L _p /%	D ₀ /%
林地	16.407	7.0	45.3	33.6	29.9
蔬菜地	7.072	8.0	19.4	14.5	14.1
果树	10.294	15.4	39.5	21.1	24.3
荒地	7.004	25.3	16.3	14.4	17.6
灌丛草地	8.011	44.1	35.4	16.4	28.2

表2 居住区建设后的主要拼块类型、面积和优势度值

拼块类型	面积/hm ²	R _d /%	R _f /%	L _p /%	D ₀ /%
各类建筑物	24.261	68.3	91.3	49.7	64.8
道路	4.982	18.4	56.4	10.2	23.8
各类绿地	19.545	23.4	49.9	40.1	38.4

由表1统计数据表明,北兴湖畔建设前,景观的生态环境中林地的优势度值最大,达到29.9%;灌丛草地次之达到28.2%;荒地的优势度值为17.6%。荒地是建设前主要的生态景观的不利拼块,但优势度较低,不起主导作用,林地、草地、果园的优势值占优势,且连通程度较好,因此可以认为林地、草地拼块是北兴湖畔建成前的景观模块,是该区生态环境质量良好的决定性组成。

居住区建成后,土地的属性发生很大的变化。由于人工干扰程度的增加,各类拼块的类型及比例将发生巨大变化。蔬菜、果林等将全部消失,各类建筑物拼块的优势值上升到64.8%,占有土地达到24.261 hm²,为总面积的49.7%,其密度(R_d)、频率(R_f)和景观比例(L_p)较大,说明拟建居住区的建筑密度较大,为41%,且分散较广,在区域内占主导地位。其次为绿地,优势值为38.4%,这一拼块虽然不占主导地位,但其优势度值仍然相对较高,是区域内的主要景观元素。从总体来说,区域内不利于生态环境的拼块类型占据了主导地位,但因为人工建造的居住小区,其功能以居住为主,且绿地率达到40.1%,按国家标准《城市居住区规划设计规范》(GB 50180-93)规定居住区建设绿地率不低于30%,高级住宅小区的建筑密度不宜超过30%,可见,其生态环境质量属于较好范畴,但作为生态生活区,仍应提高绿地率,降低建筑密度,将建筑密度控制在

30%以下。

3.2 景观生态稳定性分析

景观生态基本的稳定性类型是由具有较高的生物量和生命周期较长的物种(如树木和大型哺乳动物)起决定作用的高亚稳定性的类型。稳定性主要是以生态系统受到干扰时,系统的恢复(指发生变化后恢复原来的能力)和抗性(指景观在环境变化或潜在干扰下抗干扰作用的能力)来评价。

3.2.1 景观的恢复能力分析

景观的生物恢复能力,是由景观的基本元素的再生能力,即高亚稳定性的元素是否占主导地位来决定的。本项目建成后的高亚稳定性元素为林木、草地。该元素所占的面积及发展动向对景观发展和维修具有决定性的作用。据有关资料介绍,林地的蒸发量一般比非林地少9%,相对湿度提高16%,风速降低20%~50%,每亩林地可吸粉尘22~60 t/a,吸收CO₂ 67 kg/a,吸收SO₂等有害气体48 kg/a。沿街道延伸20 m宽的绿带,可以降低汽车尾气的浓度15%左右^[2]。此外,绿地还具有物种保存、景观美化、调节区域环境质量的多种功能。只要绿地设计符合基本生态规律,则绿地可利用自身的功能,为遭到破坏的部分提供修补的条件。可见,绿地作为模地具有重要的环境意义和社会意义。

由于本地区气候湿润、雨量充沛、阳光充足,很适合生命力较强树种如相思树、马尾松和果树,以及次生植物如桃金娘、两耳草等的生长,因此在居住区内种植乔木、灌木草坪等,一般在8年内就可以形成较为稳定的乔木和次生地带性植被群落。因此,如果人类干扰的程度不再增加,保持现有绿地模块地位,则生态环境质量的恢复能力是很强的。

3.2.2 模地的内在异质性分析

异质性是景观生态学研究的核心问题之一。景观异质性的内涵是景观内部组分、要素(模地、拼块、廊道)的属性存在巨大的差异,并随时间发生变化的景观空间结构的特征的变异程度。模地的抗干扰能力是由组成模地的各资源拼块的异质性来决定,异质性有利吸收环境的干扰。

根据北兴湖畔的开发性质和发展目标,区内未来的绿化植被将由绿化公园、草坪地、道路及建筑物周围的绿地等几种类型构成。绿地植被的抗干性能力将由这几种资源拼块内部的异质性来决定的。

由于北兴湖畔的总体规划中,没有提供绿地拼块异质性的设计措施和方案,建议工程规划设计时,林木拼块内树种尽可能丰富,并注意垂直结构的丰富,区内水库应保持原有的功能,并增加边缘绿地面积,种植林木、果树,区内林间适当种植茶科、樟科及壳斗科的适生树种,同时种植具有观赏价值的地带性阔叶林,区内树种及群落的结构层次复杂化、树种多样化,使得区内绿化地异质性程度达到足以维护绿化模块地位,从而达到增强景观稳定性的作用。

3.2.3 拼块之间以及与周边地区的廊道流动性分析

廊道是指不同于两侧模地的狭长地带,绿色廊道是指便于植物物种和动物物种从一个资源拼块运动到另一个资源拼块内的树篱,树篱廊道是景观中生物组分保持平衡的重要景观,对物种多样性保护和景观质量维护起重要作用。在人类活动干扰频繁的地区如生活居住区,树篱及由树篱组成的网络,将成为物种流动的主要通道。

根据北兴湖畔道路的规划,在居住区规划宽 10 m 的外围环形路,作为车辆的主要通道,并有 2 个出入口与南面的山前大道相连。另有一横(宽 10 m)一纵(宽 7 m) 2 条主要道路贯穿居住区,道路两侧划定了 2~8 m 的绿化带。而且道路网与建筑物四周的绿化带相匹配形成了林带网络,但这个规划设计从整体生态功能的协调性方面存在如下缺陷:

1) 林带宽度不足,不利于物种,尤其是功能物种的迁徙。宽的树篱廊道是可以造成一个内部的环境,每个侧面都存在边缘效应。大量研究证明,适应物种迁移的树篱廊道的宽度应有 12~30 m^[9],而居住区内的廊道宽度远低于 12 m,不足以形成一个内部环境,不利于一些物种的迁入。

2) 树篱与周边资源拼块的连接程度不足。居住区建成后,动物物种与周边的资源拼块发生了严重的阻断,如果不注意修建林带廊道与周边连通,尤其是与水库连通,则生物组分恢复较难。由于规划上的树篱廊道的宽度不足,没有形成有效的绿色走廊,不利于物种迁入在居住区内保持生物组分的平衡。因此建议居住区在进行绿地景观规划中,加强树篱网络的设计,充分利用区内交通枢纽和南面的城市主干道纵横交错的有利条件,布设绿色廊道网络,沿水库岸边各规划不少于 50 m 的绿色走廊,在区内外主干道两侧设 30 m 宽树篱,在区次干道上设 12 m 宽树篱,这些树篱交织形成区内生物物种移动的网络,

区支路和人行街道要设计行道树,物种配置上要考虑上、中、下主体结合,在道路交叉处设置节点,有利物种暂存。

3.2.4 景观组织开放性分析

景观是一个开放系统,不断地与环境进行物质、能量和物种的交换,这种开放性可以增加景观组织的抵抗力和恢复力。

随着北兴湖畔居住区的开发建设,将以人类居住为主,因此受人类的干扰程度较大,区内资源拼块对于干扰的抗性以及受到干扰后的自然调节能力相对较弱,形成了较大范围的生态不稳定地带;另外,由于缺少对周边环境相配套的规划和建设,也不利于景观的稳定和生态完整性的维护。因此,除在居住区内设置绿色通道且与周边环境进行能量、物种交流外,还应在居住区周边设置生态平衡地带和缓冲地带,如在水库周边及交通主干道边设置生态平衡地带,减少公共设施的频繁渗透,扩大周边自然保护区,建立物种资源库拼块,并以树篱与居住区内沟通,这样才能提高居住区内景观元素的抵抗力和恢复力,增加组织的开放效果。

3.2.5 人流物流对生态的干扰

随着居住区的发展及人口的增加,必然产生各种经济活动。社会经济系统从外部区域调入到居住区内,以满足居民的各种生活所需,从而形成物流、人流等现象,这种现象不可避免地产生废水、废气、噪声、固废等的排放,这一切均改变了原有的物流运行。人类的活动将对生态环境造成巨大的影响,这种影响将随居住人口的增加而呈明显加剧趋势。居住区的人口与建筑容积率有很大的关系,根据小区的设计规范,当建筑容积率达到 1.8 时,小区内的人口密度就可能达到 15 000~21 500 人/km²;当建筑容积率达到 2.4 时,小区内的人口密度就可能达到 21 000~29 000 人/km²。建筑容积率越大,规划的居住人口越多,对生态环境的影响越大,根据对广州几个生态居住区如保利世纪生态居住区、碧桂园假日半岛等的考察,其建筑容积率都不高于 50%。居住区的生态环境良好。北兴湖畔居住区的建筑容积率为 59.9%,建筑容积率稍微偏大,因此建议减少建筑数量,确保成为良好的生态居住区。

4 结论

1) 北兴湖畔开发前是以林地、果树占优势的类

型,随着区域的开发与建设,该部分类型将由建筑物和道路等类型取代,由于区内总体规划中绿地率将达到40.1%以上,故可认为居住区规划绿地基本达到模地所要求的面积和连通程度,作为以居住为主的人工建造的居住区,其生态环境质量仍属于较好的范畴,但作为生态居住区,其建筑密度、建筑容积率偏大,绿地面积较小,建议降低建筑密度及建筑容积率,提高绿地率。

2) 由于区域所处的地理环境优越,区域的植被恢复力很强,在人类干扰的程度不再增加,维持绿地的模块地位,则该生态环境质量的恢复是有可能的。

3) 由于北兴湖畔总体规划中,没有绿地拼块异质性的设计方案和措施,且物种的流动性、景观组织开放性等方面的设计存在缺陷,不利于物种的交流

以及保持生物组分的平衡、景观的稳定和恢复,因此建议按景观生态学的原理进行科学的景观规划,增加树篱的宽度,设置水库周边的生态保护带,加大树篱之间的连通性,大力培植树、草木,将绿地率提高到50%以上,这样北兴湖畔居住区将可建设成为真正的生态居住区。

5 参考资料

- [1] 田红,何晓静. 景观生态学在建设项目生态环境影响评价中的应用. 四川环境, 2003, 22(4): 13~16
- [2] 吴飏,陈尧华. 景观生态学在生态环境影响评价中的应用. 重庆环境科学, 2000, 22(5): 32~40
- [3] 陈金平. 福州华夏世纪园的景观生态评价. 福建环境, 2001, 18(4): 24~25

Scenic Ecology Assessment of Beixing Lake Ecologic District in Guangzhou

Huang Yihong Li Linling

Abstract The scenic situation of Beixing lake ecologic district in Guangzhou has been assessed with the methods of scenic ecology, including the structure of scene, recovery capability, internal difference, species exchange and organization opening. The measures for ecologic environment protection have been discussed.

Key words scenic ecology ecologic district

(上接第28页)

考指标、不确定度、有效期等基本问题,按照规范化程序开展监测仪器质检;内审员及质量监督员督促落实各项质量控制、质量保证措施,确保监测质量。

4.4 保证监测数据准确、安全、完整,逐步建立监测数据库

指定专人每天对监测数据进行分析、判断、处理(如剔除异常值)、备份。在此基础上,形成日报、周报、季报、年报的原始记录,保证数据的充分完整性。

当前,我们的注重点不仅在于监测数据的基本应用,开展简单的趋势分析,更在于利用数据挖掘等先进的应用技术研究开发适合的数据库,开展数据的深层次分析,提高为管理决策服务的水平。

5 参考文献

- [1] 国家环境保护总局《空气和废气监测分析方法》编委会. 空气和废气监测分析方法. 第4版. 北京:中国环境科学出版社, 2003. 267~270, 274~281, 283, 286~290

Discussion on Standardizing Management of Environmental Atmosphere Automatic Monitoring Station

Chen Qun

Abstract This article introduced operational management characteristic of environmental atmosphere automatic monitoring station of Haizhu District, Guangzhou City, expounded the procedure of monitoring equipment quality detecting and constructing course of automatic management system, described the performance of standardizing management system, helped to promote the management efficiency.

Key words environmental atmosphere automatic monitoring quality control standardizing management

区域环境污染积累评价模型探讨

张宝春

(广州市芳村区环境保护局, 广州 510380)

摘要 通过评价区域的能量、物质、信息中已知的可定量因素对区域污染的积累影响, 提出污染积累的评价模型及解释, 模型的意义在于区域生态环境目标确定情况下, 评价并使污染积累现状与区域生态环境目标的动态差距显化。

关键词 区域水环境 污染积累 概念模型

污染积累在环境植物学研究中比较成熟, 因此, 我们在环境污染问题的研究中, 也经常选择寻找“指示植物”^[1]。当我们把区域当作有机整体来对待时, 对于污染问题, 也可以参考植物对污染物的反应, 研究污染积累的现象, 而植物的污染积累其实就是区域污染积累的一种反应。在研究污染积累时, 完全从客观角度寻找物证, 去计算污染物量的积累, 是比较困难的, 我们考虑可以从另一个角度, 即经济学角度去考虑评价污染积累: 在社会经济发展的过程中, 环境污染随之产生, 当环境污染治理投入达不到污染治理所需时, 就产生污染积累。污染积累对环境的影响, 表现在环境恶化和二次污染。

1 评价目的

对于区域经济社会发展与环境的关系, 常用的理论就是可持续发展理论, 可持续发展的定义是既满足当代人的要求, 又不对后代人满足其需求的能力构成危害的发展。对于这一定义当代人的需求和后代人的需求的边界在哪里, 没有人能够给一个权威的答案。可持续发展应该是更多地应用在大区域甚至全球系统的宏观发展上。由于可持续发展定量研究的一些缺陷, 现在又在提倡绿色 GDP 或绿色国内生产净值(EDP)^[2]。绿色国民经济核算是将自然资源和环境纳入国民经济核算体系, 建立资源环境与经济一体化核算体系, 拓展国民经济核算体系的功能。在绿色国民经济核算中, 自然资源耗减和环境质量变化的成本的识别可用于修正宏观经济指标, 从而使绿色国民经济指标的计算成为可能^[3]。

对于小区域的社会经济发展与环境的关系, 如果用可持续发展和绿色 GDP(或 EDP)来评价, 其在实际操作上也是存在局限的。GDP 通常以市场交易为前提的, 是以产品为核心的核算体系, 就是服务和劳务也作为产品的一种表现形式, 而资源和环境的产品化和价值化与市场的实际操作存在很大的距离, 并且在不同的政治历史、科技和消费习惯等的因素下, 市场供求规律所决定的自由市场价格, 是 GDP 权威性唯一来源, 却不是绿色 GDP 合理性的来源^[3]。因此, 我们对小区域的经济社会发展和环境进行评价时, 探讨使用污染积累的评价方法。

资源环境系统的价值是可变的, 很难对其进行永久的界定, 对于小区域我们可以依据小区域的生态环境目标定位, 调整小区域内的物质、能量、信息中可操作的因素, 促进其最可能接近生态环境目标, 其资源环境系统的价值由其自身发展去实现。进行污染积累评价, 是评价小区域的能量、物质、信息中已知的可定量因素对区域污染的积累的影响, 并使现状与目标的动态差距显化。

2 污染积累的模型探讨

2.1 概念模型的主要评价指标及相互关系

污染积累概念模型的主要评价指标及相互关系见图 1, 分析如下:

1) 污染产生量/经济发展量: 按照工业革命以来经济社会传统的发展模式, 随着经济发展, 污染产生是同时增量的;

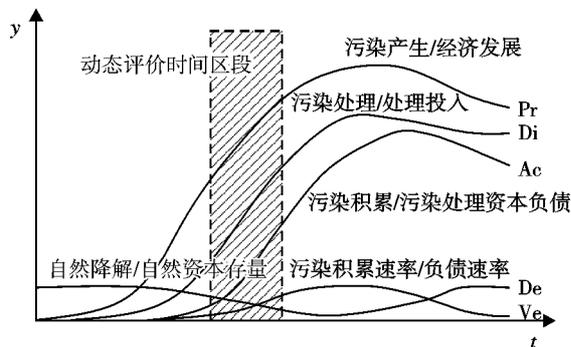


图1 污染积累概念模型

2) 污染处理 / 处理投入: 污染处理投入与污染处理量有正相关性, 污染处理量增加, 污染积累可能减少, 或污染积累速率减低;

3) 污染积累 / 污染处理资本负债: 由于污染治理投入远远没有达到处理需求, 则产生了污染积累, 相应的为维护区域生态环境目标的负债也在积累;

4) 污染积累速率 / 污染处理资本负债速率: 主要反映污染积累的增长速度, 如果出现负值, 表明积累在削减, 同时反映了环境资本的负债速率;

5) 自然降解 / 自然资本存量: 自然降解可以看作自然资本的存量, 随着污染积累的增加, 自然降解能力也会减弱, 自然资本存量相对减少。

2.2 模型确定^[4]

在经济增长评价模型中, 龚珀兹 (Gompertz) 曲线适用性较好, 能够取得比较接近实际的评价结果, 进行污染积累评价, 所选定的指标都与经济增长相关, 所以污染积累评价中选择龚珀兹曲线来进行评价。

龚珀兹曲线是不对称 S 线, 属于生长曲线回归模型, 龚珀兹生长曲线表达式为:

$$y = ka^{bt} \quad (1)$$

式中: y ——污染产生量 / 经济发展量; 污染处理 / 污染投入; 污染积累 / 污染处理资本负债; 污染积累速率 / 污染处理资本负债速率; 自然降解 / 自然资本存量

t ——相对时间

k, a, b 为回归参数, $k > 0, a > 0, b > 0$

2.3 模型的数学特征及模型分析

1) 当 $t \rightarrow -\infty$ 时, $y \rightarrow 0$; $t \rightarrow \infty$ 时, $y \rightarrow k$; y 在 $0 \sim k$ 之间变化, k 为上限。

2) 龚珀兹曲线的拐点为 $((-(-a))/b, k/e)$

3) 曲线的形式决定于参数, 改变参数的值, 可

以对曲线的形状和位置独立地进行控制。不同参数的曲线特征如图 2: a. 意味增长遇到阻力, 属于接近阶段性峰值状态; b. 属于阶段性发展波峰开始向阶段性波谷下降状态; c. 迅速下降状态; d. 由阶段性波谷开始迅速上升。

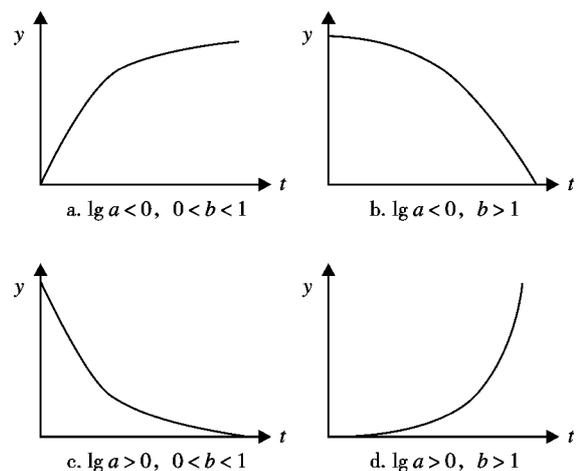


图2 龚珀兹生长曲线的4种状态

3 模型内容及解释

3.1 经济发展评价模型意义

由于社会经济发展受多方面的因素影响, 在社会经济发展的模型评价上, 有多种方式可以选择, 总体来说, 社会经济发展的模型是与生物生长曲线近似。社会经济的发展总是经过一段时间的积累, 尤其是遇到生产力技术飞跃或和平环境时, 就有一段快速增长期, 当产生一定的发展制约因素后或接近一定生产力技术增长极限时, 又进入一个缓慢增长期, 按整个人类社会的发展来讲, 这种区段式的发展又构成了人类社会整体发展的增长曲线。

相对应图 2 的 4 种状态: a. 经济增长遇到阻力, 属于接近阶段性峰值状态; b. 开始出现经济衰退; c. 经济迅速衰退状态; d. 经济开始迅速上升。

环境相关主要经济发展因素评价: 在经济发展中, 贡献较大的行业、产业发展评价, 并分析评价相关行业、产业的环境影响相关性。

3.2 污染治理投入评价

污染治理是按目前经济发展模式维护环境目标最有效的最主要的方式。在 EDP 体系中, 污染治理投入看作维护成本, 并产生了环境效益; 在传统的

GDP 体系中,污染治理投入也产生了经济效益。污染治理投入对维护整体的社会发展目标的意义不是单一的,不论从 EDP 还是传统 GDP 的角度分析,其都对社会经济发展产生贡献。污染治理投入,反映了在区域经济系统中,对于维护环境目标所采取的力度。污染治理投入组成和变化与经济发展的关系,表明区域环境目标维护体系的深度和广度。在图 1 的概念模型中,如果经济增长曲线和污染治理投入曲线的分离增大,表明区域生态环境质量现状的降低存在可能。

相对应图 2 的 4 种状态: a. 治理投入接近阶段性峰值状态; b. 治理投入开始削减; c. 治理投入迅速削减状态; d. 治理投入开始迅速上升。

相应的根据曲线状态,分析污染治理投入的变化和组成,评价污染治理投入体系的深度(纵向)和广度(横向)。

3.3 区域污染积累评价

如果用生态学观点来评价社会经济系统发展,物质、能量、信息循环流动组成原始的动力因素,那么在系统评价中,物质不灭、能量守恒,只有信息增量才是财富累积的唯一源泉。我们传统的 GDP 评价体系中,信息增量不是社会财富增长的唯一组成,在目前的生产方式和科技条件下,生产和生活污染物不能完全资源化,那么污染物没有经过人工过程和自然过程完全消减,必然产生污染积累。GDP 是社会经济财富积累的当时市场价值,增量积累来自于信息增量,就是要扣除维护区域生产资本、自然资本和社会资本后的增量。那么区域 GDP 和污染产生存在相应的线性关系。事实上的社会财富累积过程就是环境污染的累积过程,在我们没有去仔细计算时,隐性的污染积累存在很多,就是说很多环境问题目前并没有显化出来。因此,污染积累也是环境资产负债的一种积累。在针对区域污染积累评价时有两种途径,一个是利用 GDP 与污染产生的线性关系结合区域环境目标和环境容量进行评价;另一个是用已知并可量化的污染物(例如水污染的 COD、重金属等),结合区域环境目标和环境容量,进行单因子或多因子的积累评价。

相对应图 2 的 4 种状态: a. 污染积累接近阶段性峰值状态; b. 污染积累开始削减; c. 污染积累迅速削减状态; d. 污染积累开始迅速上升。

对于区域污染积累评价,由于目前水环境污染比空气污染的不确定度小,存在一定的相应量化途径,因此在水环境污染上可以实现积累评价。但是,由于区域不平衡及市场作用,财富增量出现不同区域非等值性,在第一种方法评价中应进行考虑;由于目前已知的污染物不能代表污染的全部,完全从客观角度寻找污染物量化积累的物证也比较困难,第二种方法虽然不能完全反映区域污染积累,但在趋势和程度上可以得出近似的结论。

3.4 内源/外源污染积累评价

在对区域的环境污染积累评价时,由于流域不是一个完全封闭的环境系统,与区域外部的物质、能量、信息交流无时无刻都在进行,污染物的交换也同样存在,对于流域的区域污染积累,是外源污染积累为主还是内源污染积累为主,是选择污染治理政策时必须考虑的因素。内源/外源污染积累评价时适合用污染物的单因子或多因子评价,相应反映区域内外污染源对区域污染的长期作用,以及区域污染物输入输出的关系。

3.5 经济社会增长和污染积累综合评价

以上的评价单方面地反映了指标的现状,综合各项指标进行综合评价,才能够反映区域的污染积累状况,单纯的污染积累评价不具有社会政治经济意义,综合评价才能够反映出污染积累的经济意义,在选取污染治理的政策时,更利于从整体社会经济发展的关系上考虑。

对于各项指标的综合评价,采用变化速率对比,主因素相关分析和离散度分析。综合评价经济发展和污染积累的趋势关系,显化发展的差距。

4 模型应用实例及讨论

4.1 实例介绍

花地河是广州市西南部的一个流经城乡结合区域的珠江支流,长 8 km。花地河的汇水区是一个相对独立的地理单元,属于广州市准水源保护区,面积 46.2 km²。在进行环境污染积累评价中,经济评价数据采用了 1991 年~2003 年的 GDP 数据,污染治理投入则采用了 1991 年~2003 年的区域市政维护、环卫、绿化、水利、环保治理投入的综合数据。利用最小二乘法得经济发展和环境治理投入回归公式

(2)、(3)。在没有去除自然降解量时,污染积累为“绝对污染积累”,曲线通过经济发展和环境治理投入曲线的积分差获得。“绝对污染积累”速率曲线则通过污染积累曲线的一阶导数获得。自然降解曲线采用1991年~2003年的水环境监测数据,采用地面水环境质量标准 GB 3838-2002 中的 IV 类标准计算环境容量变化,求得曲线结果,以1991年~2003年年平均万元产值水污染物排放量曲线对环境容量进行经济量化,结合环境容量变化曲线获得污染积累削减量,与“绝对污染积累”相减得到区域动态时间段污染积累曲线。在1991年~2003年的动态评价区间内,经济发展、污染治理、污染积累3条曲线的结果见图3。

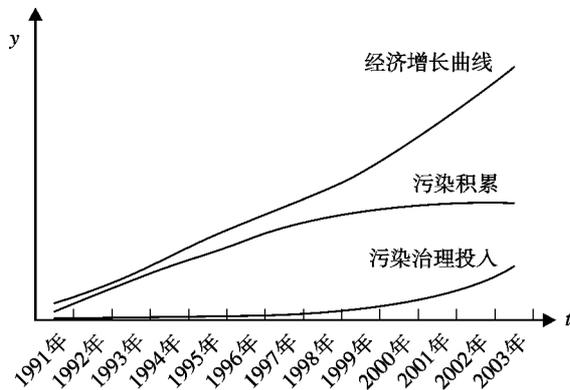


图3 经济发展、污染治理、污染积累3条曲线动态关系

GDP 增长 Gompertz 曲线:

$$y=82\,466.505\,6 \times 0.004\,076^{0.805\,756t} \quad (2)$$

环境治理投入增长 Gompertz 曲线:

$$y=1\,148.430\,603 \times 2.042\,978^{1.389\,238t} \quad (3)$$

曲线的模拟结果表明,经济增长将进入缓慢增长的阶段性平台期,污染治理投入处于迅速增长期,污染积累则出现停止增长趋势。

在对2000年~2003年的数据进行处理过程中得

到图4。2001年~2003年投入城市污水处理场建设资金接近当年GDP总量,所以出现如图4的曲线关系,较1991年~2003年的评价区间的动态变化更明显。

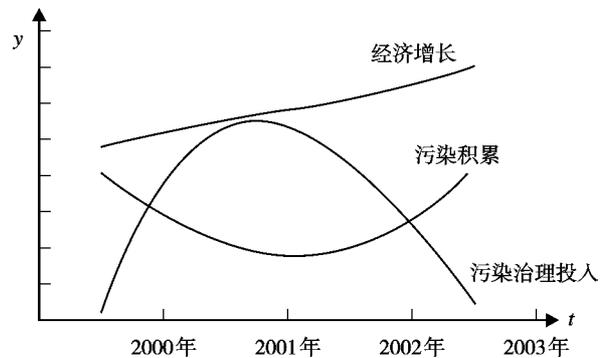


图4 2000年~2003年污染积累评价曲线

4.2 讨论

对于在此次应用中,采用的数据为整个区域的经济发展与环境治理投入数据,所得到的结果应该认为是区域环境污染积累,对于经济发展和环境治理投入与水环境变化的关系,通过线性回归证明存在相关性。线性关系表明的是—种趋势相关,而此例中采用动态区间曲线评价则显化了各曲线的相互变化关系。由于目前数据采集体系不能完全反映经济发展各个方面与水污染的关系,同时我们认为这种评价并不能完全反映经济发展与污染积累的关系,在目前的条件下,这是一种途径,定性的意义大于定量的意义。

5 参考文献

- [1] 殷捷,周竹渝.超积累植物的研究进展.重庆环境科学,2003,25(11):150
- [2] 张建华.绿色GDP与EDP辨析.统计与决策,2002,12:4~5
- [3] 余燕琴.可持续发展与绿色GDP核算.江汉论坛,2003,(5):43~45
- [4] 王式安.数理统计.北京:北京理工大学出版社,1995

Study on the Accumulative Assessment Model of Area Environment

Zhang Baochun

Abstract The accumulative effects of pollutants on an area can be assessed according to the factors which may be described quantitatively in energy, mass and information. The accumulative assessment model and its meaning are explained. The kinetic-difference between the objective of ecologic environment management and the actual situation of accumulative pollution in an area may be distinguished with the accumulative assessment model.

Key words regional water environment pollutants accumulation accumulative assessment model