

DOI: 10.19322/j.cnki.issn.1006-4710.2016.04.018

基于 BioWin3.1 软件对 Orbal 氧化沟中 4 种组分的模拟研究

马 昭^{1,2}, 刘玉玲¹, 白 戈¹, 宣武赞¹, 巩书涵¹

(1. 西安理工大学 水利水电学院, 西北旱区生态水利工程国家重点实验室, 陕西 西安 710048;

2. 中国电建集团贵阳勘测设计研究院, 贵州 贵阳 550081)

摘要: 为了模拟 Orbal 氧化沟工艺有机物去除与脱氮除磷效果, 基于 ASDM 数学模型, 以 BioWin3.1 软件为模拟平台, 对 Orbal 氧化沟工艺进行模拟研究。通过模型模拟值与实验实测值的对比可知, COD、TN、TP 与氨氮的模拟值与实测值误差较小。说明 BioWin3.1 软件可以较好地模拟 Orbal 氧化沟工艺的有机物去除与脱氮除磷效果, 可用于对 Orbal 氧化沟中的水质进行预测, 也可为工艺的运行调试提供参考依据。

关键词: Orbal 氧化沟; BioWin3.1; 模拟; 预测

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1006-4710(2016)04-0481-07

Simulation of four components based on BioWin software in the Orbal oxidation ditch

MA Zhao^{1,2}, LIU Yuling¹, BAI Ge¹, XUAN Wuyun¹, GONG Shuhan¹

(1. School of Water Resources and Hydroelectric Engineering, Xi'an University of Technology; State Key

Laboratory of Eco-Hydraulic Engineering, Xi'an 710048, China; 2. Guiyang Survey,

Design & Research Institute of State Power Corporation of China, Guiyang 550081, China)

Abstract: In order to simulate the organics removal and denitrification and phosphorus removal effect of the Orbal oxidation ditch process, the Orbal oxidation ditch process is numerically simulated based on the ASDM mathematical model and the BioWin simulation software. The comparisons between the analog values of the model and the experimental measured values show that the simulated COD, TN, TP and ammonia nitrogen are approximately in agreement with the experimental ones. Studies have shown that the BioWin software can precisely simulate the organics removal and denitrification and phosphorus removal effect of the Orbal oxidation ditch process, which can be used at the same time for forecast of water quality in the Orbal oxidation ditch and provide the reference basis for operation and Debugging.

Key words: Orbal oxidation ditch; BioWin3.1; simulation; forecast

根据我国 2015 年 1 月 1 日实施的《中华人民共和国环境保护法》第七十条要求, 可明显看出我国已将环境保护提到重要日程上。其中, 对污水处理企业也提出了更高的要求, 要求企业应当优先使用清洁能源, 并采用资源利用率高且污染物排放量少的工艺、设备、废弃物综合利用技术以及污染物无害化处理技术, 以减少污染物的产生。同时, 根据 2015 年 4 月 16 日由国务院通知的《水污染防治行动计

划》(简称“水十条”)正式出台的内容, 对污水排放标准与污水处理工艺都提出了更高的要求。此外, 我国目前城市污水处理能耗较高, 根据我国的能源发展战略, 需要开展污水处理工艺的节能降耗研究^[1]。

污水处理工艺涉及的过程复杂, 工艺调整一般依靠工程经验, 调整周期长, 成本高, 存在一定风险。由于数值模拟方法可以快速预测不同处理工艺条件下的出水水质, 因此在污水处理厂工艺的设计和预

收稿日期: 2015-06-11

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51178391); 陕西省教育厅重点实验室科学研究计划资助项目(15JS063); 陕西省科学研究计划资助项目(2014K15-03-05)

作者简介: 马昭, 男, 硕士生, 研究方向为环境污染控制技术。E-mail: 840192526@qq.com

通讯作者: 刘玉玲, 女, 博士, 教授, 博导, 研究方向为水污染控制理论与技术。E-mail: liuyuling@xaut.edu.cn

测运行方面得到了重视和发展^[2]。从 20 世纪 70 年代起,研究人员和机构陆续开发了多种活性污泥系统的数学模型^[3-6],其中以国际水协提出的活性污泥数学模型(Active Sludge Mathematic Models,简称 ASM_s)与厌氧硝化模型(Anaerobic Digestion Mathematic Models,简称 ADM_s)最具代表性^[1]。BioWin3.1 模拟软件的核心是主要包含 ASM_s 与 ADM_s 的 ASDM 综合模型。本文利用 BioWin3.1 软件对西安市某污水厂 Orbal 氧化沟工艺进行数值模拟,一方面可通过模型模拟的出水水质与实际工艺的出水水质对比来验证模型的准确性,另一方面可通过已验证的模型对实际污水处理工艺的水质进行预测,这对后面的工艺调试具有一定的指导意义。

1 BioWin 简介

BioWin3.1(全污水处理厂 ASDM 数学模型)不仅内嵌了 IWA 推出的 ASM_s 活性污泥系列模型,而且整合了厌氧硝化模型(ADM_s)、pH 平衡、气体转移与化学沉淀等模型^[7-8],这使得构建的模型与实际工艺状况吻合良好。

BioWin3.1 软件基于 ASDM 数学模型,阐述了全污水处理环节中 50 种污水组分以及影响这些污水组分的 80 个化学、物理与生物反应过程。BioWin3.1 模型软件涵盖了 30 个污水处理工艺模块,包含进出水模块、生化反应器模块、沉淀池(初沉池与二沉池等)模块、污泥处理模块等。用户通过整合这些结构化工艺模块,可以构建目标污水处理工艺的概化模型^[2]。

2 污水厂概况

研究的污水处理工艺为西安市某污水处理厂以 Orbal 氧化沟为核心的二级生物处理工艺。其中,Orbal 氧化沟的外、中、内沟容积比为 52.6:29.7:

17.7,采用转刷曝气。污水进入到进水控制井,再经过粗格栅、污水泵房、细格栅、曝气沉砂池(单格尺寸为 38 m×4.8 m×2.0 m)进行除渣、沉砂、撇油等预处理后,依次经过分配井、厌氧选择池(单池尺寸为 27 m×9.8 m×4.35 m)、氧化沟(单池尺寸为 108.2 m×50.2 m×4.5 m)、沉淀池(单池直径为 42 m,深度为 4.5 m)进行生化处理,最后出水。二沉池排出的污泥进入浓缩池、平衡池并被离心脱水处理后,外运卫生填埋。具体流程见图 1。

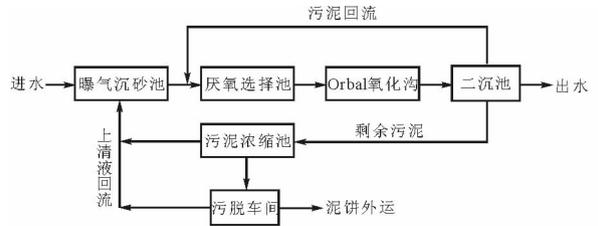


图 1 Orbal 氧化沟工艺流程图

Fig. 1 Orbal oxidation ditch process flow diagram

该污水处理厂共有 4 座氧化沟,每座氧化沟有效容积为 18 745 m³,每组池宽为 50.2 m,沟长为 108.2 m,有效水深为 4.5 m。每个氧化沟内有转刷曝气机 14 台,其中外圈 6 台,中圈 6 台,内圈 2 台。每单座氧化沟中部横跨安装 3 台潜水推进器,外沟 2 台,中沟 1 台,起推流作用。氧化沟内部混合液浓度大约为 4 000~6 000 mg/L,水力停留时间约为 20 h,污泥回流比为 60%,污泥龄约为 20 d,外、中、内三沟的宽度分别为 9 m、6 m 和 4.3 m。

3 工艺模拟过程

3.1 构建工艺概化模型

基于 Orbal 氧化沟工艺运行原理,构建 Orbal 氧化沟工艺概化模型^[9],如图 2 所示(交叉点处未连接)。同时根据上述污水厂概况中 Orbal 氧化沟的实际尺寸来设定模型各单元的几何尺寸。

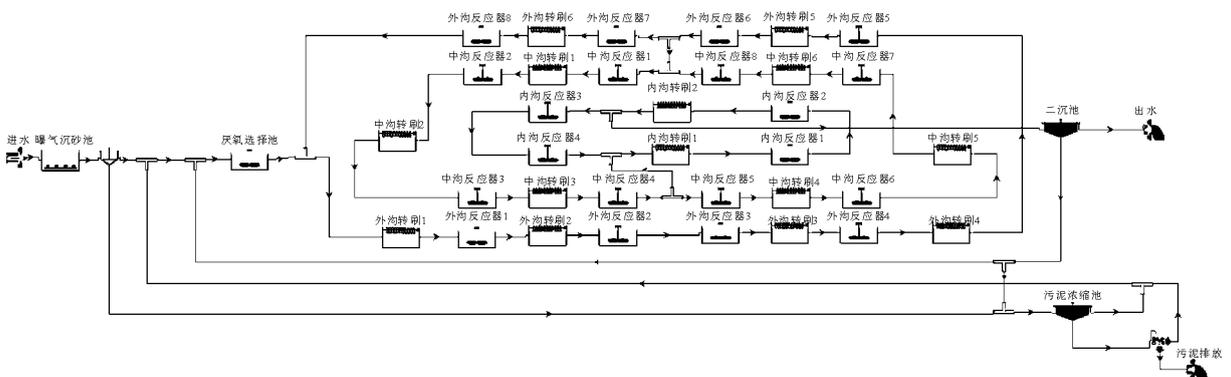


图 2 Orbal 氧化沟概化模型

Fig. 2 Generalized model of the Orbal oxidation ditch

BioWin3.1 软件中没有提供推流式反应器结构模块,但提供了转刷曝气反应器与生物反应器等结构单元。通过设置与编辑其中的相关参数,可以利用这些单元来构建可以用于准确模拟的推流式反应器。因此,根据实际氧化沟的有效容积、沟长、有效水深等几何尺寸以及其他附属设备的数量与功能来构建工艺概化模型。本文应用了 14 个转刷曝气单元与 20 个非曝气的生物反应器单元来进行建模。转刷曝气单元用来模拟氧化沟中的曝气转刷及其附属构筑物,非曝气的生物反应器单元通过连接两个相邻转刷曝气单元来模拟相邻转刷间的沟道。

根据稳态模拟^[7]的结果,转刷曝气单元的体积在外、中、内三沟道分别设为 150 m^3 、 100 m^3 和 90 m^3 。同时,外沟中每个厌氧反应器单元的几何尺寸(长 \times 宽 \times 深度)为 $10.73\text{ m}\times 9\text{ m}\times 4.5\text{ m}$,溶解氧控制在 0.0 mg/L ;中沟每个反应器单元的几何尺寸设为 $6.8\text{ m}\times 6\text{ m}\times 4.5\text{ m}$,溶解氧控制在 1.0 mg/L ;内沟中每

个反应器单元的几何尺寸设为 $28.21\text{ m}\times 4.3\text{ m}\times 4.5\text{ m}$,溶解氧控制在 2.0 mg/L ,以此实现与 Orbal 氧化沟实际情况的最佳吻合。

在模型中,曝气沉砂池后的点沉淀池没有体积,点沉淀池的作用只是将曝气沉砂池中沉淀的物质排至污泥浓缩池,进行后续处理,直至污泥排放。同时,对于污泥浓缩池构筑物,由于模型中没有单独的模块来构建污泥浓缩池,本模型中应用污泥浓缩池与脱水间模块共同构建污泥浓缩池,如图 3(a)所示。污泥浓缩池运行参数的设置见图 3(b)与(c),污泥浓缩池底流流量设置为 $100.0000\text{ m}^3/\text{d}$,脱水间底流流量设置为 $1.0000\text{ m}^3/\text{d}$ 。如图 3(d)与(e)所示,二沉池构筑物由理想沉淀池模块构建,其运行参数的设置选择同步流,同步于进水流量(即同步流)的 25%,此时,设定的运行参数可以使模型出水模拟值与污水厂出水实测值吻合较好,说明模型可以准确反映实际污水处理工艺的运行状况。

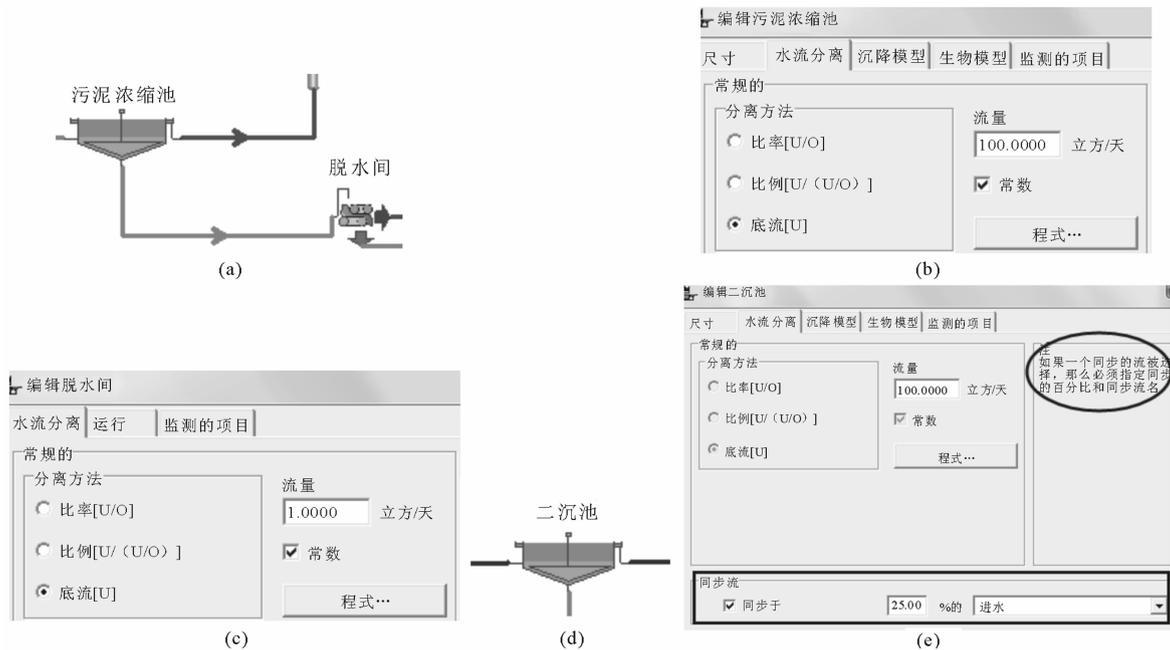


图 3 Orbal 氧化沟模型中污泥浓缩池与二沉池

Fig. 3 Sludge thickener and secondary clarifier in the Orbal oxidation ditch model

3.2 输入水质水量与相关参数

构建的 Orbal 氧化沟工艺模型中,进水水量与水质采用实测进水水量与水质的平均值(见表 1)。由于实验条件的限制,目前我处实验设备不能测定部分组分数据,则模型不能进行准确模拟,所以本文这部分组分默认为 IWA 推荐的典型污水组分(见表 2)。IWA 推荐的典型污水组分与污水厂组分有一定的差异,但两者的偏差在

模拟误差允许的范围内,模型可以较为准确地对工艺进行模拟,模拟结果能反映出污水厂的运行状况。对于涉及的模型参数(动力学与化学计量学参数)的设置,其中部分模型相关参数基于间歇 OUR 法^[10]原理,通过呼吸计量装置(见图 4)在特定条件下对污水中微生物氧呼吸速率(OUR)^[11]进行实测,再通过相关参数计算公式进行计算,实测与计算的参数值见表 3。

表 1 污水处理厂实测水量与组分
Tab. 1 Water quantity and constituent in the sewage treatment plant

月份	水量/(m ³ /d)		pH		悬浮固体/(mg/L)		COD/(mg/L)		总氮/(mg/L)		总磷/(mg/L)		氨氮/(mg/L)	
	实测 进水	实测 进水	实测 进水	实测 出水	实测 进水	实测 出水	实测 进水	实测 出水	实测 进水	实测 出水	实测 进水	实测 出水	实测 进水	实测 出水
1	89 834.161	6.67	257.150	7.350	530.161	28.687	51.672	11.652	4.113	0.063	39.298	3.7780		
2	90 513.500	6.70	319.882	9.259	525.607	29.096	48.984	11.541	3.886	0.132	37.905	3.2330		
3	88 755.032	6.61	298.609	10.000	519.548	31.216	50.328	12.500	4.130	0.154	40.717	4.7720		
4	89 139.400	6.69	414.333	12.762	517.000	32.240	43.370	11.126	4.276	0.141	31.000	4.2480		
5	86 013.806	7.19	422.368	13.000	512.300	33.170	39.964	14.016	4.185	0.177	31.282	5.3290		
6	89 338.333	7.76	482.250	13.200	608.903	38.431	57.398	15.546	4.628	0.176	54.134	9.6750		
7	92 779.774	7.71	342.619	10.238	493.533	30.667	53.179	12.277	4.022	0.117	41.885	7.6720		
8	90 598.742	7.63	467.500	15.909	580.290	37.803	60.564	19.242	4.849	0.184	59.269	12.035		
9	86 096.893	7.20	339.750	12.600	474.667	31.707	47.104	11.610	4.012	0.151	44.238	3.2430		
10	92 788.774	7.18	350.882	10.471	418.452	28.726	46.425	11.061	3.243	0.091	45.045	1.9790		
11	94 571.400	7.51	349.545	12.818	355.633	30.480	33.620	8.713	3.325	0.105	31.748	3.7770		
12	83 238.032	7.49	361.818	10.500	458.833	32.783	45.142	11.162	3.855	0.137	33.888	3.3340		

注:表 1 中提及的每月水质数据平均值是由每日监测的水质数据求平均所得;表 1 中只列举部分常用水质数据。

表 2 典型污水组分(最初污水)
Tab. 2 Typical wastewater components (Initially sewage)

组分	单位	参数值	备注
Fbs -快速降解 COD(包括醋酸)	[克 COD/克总 COD]	0.160 0	默认值
Fac -醋酸	[克 COD/克 快速降解 COD]	0.150 0	默认值
Fxsp -非胶体的慢速降解 COD	[克 COD/克 慢速降解 COD]	0.750 0	默认值
Fus -非降解溶解	[克 COD/克总 COD]	0.050 0	默认值
Fup -非降解颗粒 COD	[克 COD/克总 COD]	0.130 0	默认值
Fna -氨	[克氨氮/克 总凯氏氮]	0.729 7	测量值
Fnox -颗粒有机氮	[克氨氮/克 有机氮]	0.060 6	测量值
Fnus -溶解非降解总凯氏氮	[克氨氮/克 总凯氏氮]	0.010 0	测量值
FupN -非降解颗粒 COD 中氮的含量	[克氮/克 COD]	0.010 0	测量值
Fpo ₄ -磷酸盐	[克磷酸盐磷/克总磷]	0.500 0	默认值
FupP -非降解颗粒 COD 中磷的含量	[克磷/克 COD]	0.011 0	默认值
FZbh -普通异养菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZbm -缺氧的甲醇利用菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZaob -氨氧化菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZnob -亚硝酸盐氧化菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZamob -厌氧氨氧化菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZbp -聚磷菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZbpa -酸酸菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZbam -醋甲烷菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值
FZbhm -氢甲烷菌	[克 COD/克总 COD]	0.000 1	默认值

表 3 Orbal 氧化沟工艺中化学计量学与动力学参数推荐值
与实测值

Tab. 3 Recommended values of the model and experimental values in the Orbal oxidation ditch

参数	Y_H	b_H/d	u_H/d	Y_A	b_A/d	u_A/d
推荐值	0.67	0.62	6.10	0.24	0.15	1.00
实测值	0.70	0.67	4.78	0.23	0.15	0.98

注:由于实验条件的限制,只实测了部分化学计量学与动力学参数(列于表 4)。

表 3 中实测的化学计量参数有异养菌与自养菌的产率系数 Y_H 与 Y_A ,动力学参数有异养菌与自养菌的衰减系数 b_H 与 b_A ,异养菌与自养菌的比增长速率 u_H 与 u_A 。

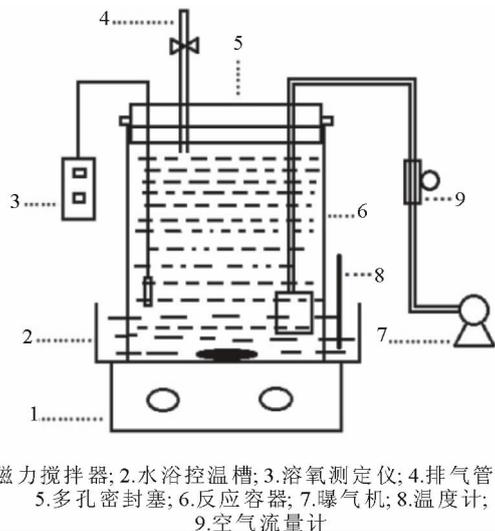
模型中其它参数值默认为国际水协(IWA)推荐值(见表 4)。

表 4 化学计量学与动力学参数的推荐值

Tab. 4 Recommended values of the stoichiometric and dynamics parameters

名称	单位	AOB	NOB	ANAMMOX	异养菌	聚磷菌	酸化菌	酸甲烷菌
最大单位生长速率	1/d	0.900	0.700	0.100	3.200	0.950	0.250	0.300
基质的半饱和系数	mg 基质/L	0.700	0.100	2.000	5.000	0.100	10.000	100.000
产率系数	mg/mg 基质	0.150	0.090	0.114	0.666	0.639	0.100	0.100

注:由于模型中化学计量学与动力学参数较多,加之文章篇幅限制,所以此处只列举了部分推荐数据,而模型模拟时所需参数已默认为推荐值。



1.磁力搅拌器;2.水浴控温槽;3.溶氧测定仪;4.排气管、阀;
5.多孔密封塞;6.反应容器;7.曝气机;8.温度计;
9.空气流量计

图 4 呼吸计量装置

Fig. 4 Respiratory measuring device

3.3 工艺模拟与结果分析

先将表 1 与表 3 的实测数据输入到上述概化模型中,设置其它参数为污水厂实际运行参数或国际水协推荐值来进行稳态模拟;后将出水模拟值与实测值进行对比分析,同时通过调整部分参数实现模型的校准。以下对模型校正前后 TN、TP、氨氮与 COD 的出水浓度与去除率的模拟值进行分析,见图 5~8。

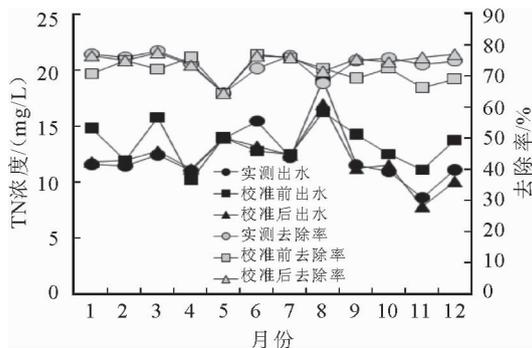


图 5 模型校准前后总氮 TN 出水浓度与去除率
Fig. 5 TN effluent concentrations and removal effect before and after the model calibration

由图 5 可知,出水 TN 浓度的模拟值与实测值

存在偏差。其原因有:6 月与 8 月含有污染物浓度较高的污水进入污水厂,使进水 TN 浓度偏高,再者污水厂工艺中微生物长期处于稳定环境中,含有较高浓度污染物的污水混入,使微生物受冲击而对 TN 的去除率下降;西安市 8 月份雨水较多,大量雨水的混入,超过污水厂处理水量,部分污水未经处理直接排放;在活性污泥系统中生物脱氮由硝化与反硝化两个过程共同来完成,其中生物硝化是硝化细菌(包含硝化杆菌与亚硝化单胞菌)将污水中氨氮最终转化为硝酸盐的生化过程,而生物反硝化是反硝化菌将硝化过程产生的硝酸盐转化为 N_2 、NO 与 N_2O 的生化过程,最终达到脱氮的效果^[12]。生物脱氮的适宜温度为 $25\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$,而西安市 11 月与 12 月正处于冬季,气温较低,低温不但影响硝化细菌的比增长速率,而且影响硝化细菌中生化酶的活性,继而影响生物脱氮率;在对污水厂水质测定时,人为因素带来的误差也不可避免。这些因素均会使出水 TN 浓度模拟值与实测值存在一定偏差。由图 5 还可知, TN 的实际去除率大致在 $64.929\%\sim 78.570\%$ 范围内,模拟去除率范围大致为 $64.914\%\sim 77.896\%$,两者的 TN 去除率百分比差值在 $0.024\%\sim 3.971\%$ 范围内。就 TN 总体去除率而言,模型可以准确模拟出水 TN 浓度。

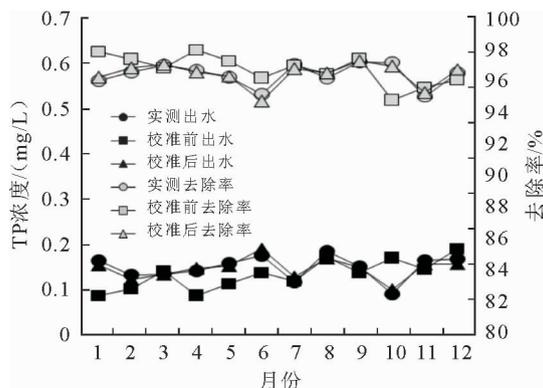


图 6 模型校准前后总磷 TP 出水浓度与去除率
Fig. 6 TP effluent concentrations and removal effect before and after the model calibration

由图 6 可知,总磷 TP 出水浓度的模拟值与实

测值也存在偏差。其原因除了上述高浓度污水的混入对微生物的冲击、雨水量大造成部分污水直排以及低温与微生物生理活动的关系等因素外,还有硝化作用产生的硝酸盐抑制厌氧段聚磷菌释磷,继而影响易降解有机物的贮存与聚磷菌好氧段吸磷,这些因素都会使出水 TP 浓度的模拟值与实测值存在一定偏差。由图 6 还可知,实际的 TP 去除率在 95.052%~97.087%之间,模拟的 TP 去除率大致范围为 94.795%~97.064%,两者的 TP 去除率百分比差值在 0.031%~0.385%范围内。综上所述,模型可以对出水 TP 浓度进行较为准确的模拟。

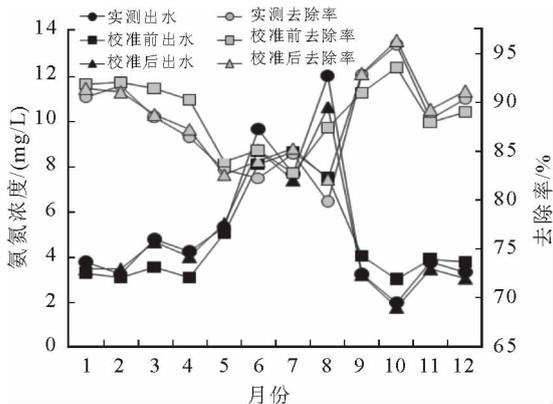


图 7 模型校准前后氨氮出水浓度与去除率

Fig. 7 Ammonia effluent concentrations and removal effect before and after the model calibration

由图 7 可知,出水氨氮浓度的模拟值与实测值也存在偏差。尤其是 6 月与 8 月的出水氨氮平均浓度相对偏高,原因为 6 月与 8 月含有污染物浓度较高的污水进入污水厂,污水中含有大量的氨氮成分,高浓度的氨氮对微生物活性有抑制作用,会降低微生物对有机污染物的降解效率;高浓度的氨氮使污水中碳氮比过低,因此微生物营养元素比例失调,难以进行有效的硝化作用;污水中还存在一定量的重金属、络合离子或有毒有机物,对硝化细菌与反硝化细菌有毒害作用。这些都会造成实测出水氨氮浓度偏高,与模型模拟值存在一定的偏差。由图 7 还可知,氨氮的实测去除率大致在 79.694%~95.606%之间,氨氮的模拟去除率大致范围为 82.009%~96.095%,两者的氨氮去除率百分比差值在 0.078%~2.905%范围内。就氨氮整体去除率而言,模型可以准确模拟出水氨氮浓度。

由图 8 可知,COD 出水浓度的模拟值与实测值也存在偏差,其原因除了人为监测带来的误差、污水量过大部分直排、高浓度污水进入水厂对系统的冲击等影响因素外,还有环境温度的影响,由于活性污泥系统中的微生物多属嗜温菌,其适宜温度介于

15℃~30℃之间^[12],适宜的温度能够促进微生物的新陈代谢并强化微生物体内生化酶的活性,有助于微生物对污染物进行降解。相反,温度较低会抑制微生物对污染物的降解。由图 8 还可知,COD 的实际去除率大致在 91.429%~94.589%范围内,模拟去除率范围大致为 91.957%~94.477%,两者 COD 去除率百分比差值在 0.013%~0.577%范围内。综上所述,模型可以对出水 COD 浓度进行较为准确的模拟。

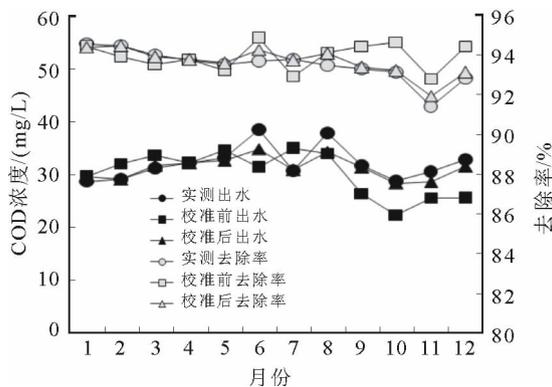


图 8 模型校准前后 COD 出水浓度与去除率

Fig. 8 COD effluent concentrations and removal effect before and after the model calibration

奥贝尔氧化沟工艺中 COD、TN、TP 与氨氮的模拟值与实测值出现误差的共同原因主要有以下几点。

- 1) 试验过程中难免存在测定误差,将它们运用到模型中对模拟结果的准确度必然产生一定影响;
- 2) 所建模型将 Orbal 氧化沟工艺模型化,部分模拟过程被理想化,同时模型中使用的参数推荐值与实际污水处理工艺的运行参数有出入,也会对模拟结果造成一定的影响;
- 3) 模拟温度均设为 20℃,而实际反应温度随着环境温度变化,这会对模拟结果造成一定的误差;
- 4) 所建模型对工艺中曝气池的流态、二沉池的功能等都进行了一定的简化,这与实际情况也存在一定差距;
- 5) BioWin3.1 构建的模型只是一个与实际 Orbal 氧化沟工艺不断靠近的模型,然而模型设定的条件与实际污水处理工艺的环境条件存在一定差距。

4 结 语

本文以西安市某污水处理厂 Orbal 氧化沟工艺为研究对象,先通过 BioWin3.1 软件构建工艺模型并进行模型校正,后用校正后的模型对 TN、TP、氨

氮与 COD 进行模拟,模拟结果表明 BioWin3.1 模型软件可以较准确地模拟污水处理工艺的运行状况,同时验证了实测相关参数的准确性。该模型可为后期的水质预测、故障诊断与工艺调试、设计和提标改造提供参考依据。

参考文献:

- [1] 施汉昌,邱勇,沈童刚. 城市污水处理厂全流程模拟软件 BioWIN 的应用研究 [C]//中国科学技术协会,河北省人民政府. 水资源保护与水处理技术国际学术研讨会论文集. 2012:1-8.
SHI Hanchang, QIU Yong, SHEN Tonggang. Application of the simulation software BioWIN of the whole process in the urban sewage treatment plant [C]//China Science and Technology Association, Hebei Provincial People's Government. Protection of water resources and water treatment technology International Symposium. 2012: 1-8.
- [2] 沈童刚,邱勇,应启锋,等. 污水处理厂模拟软件 BioWIN 的应用 [J]. 给水排水,2009,35:459-462.
SHEN Tonggang, QIU Yong, YING Qifeng, et al. Application of the simulation software BioWIN of the sewage treatment plant [J]. Water Supply and Sewerage,2009, 35: 459-462.
- [3] BARKER P S, DOLD P L. General model for biological nutrient removal activated sludge systems; model presentation [J]. Water Environ Res, 1997, 69 (5): 969-984.
- [4] BRDJANOVIC D. Modeling COD, N and P removal in a full-scale wwtpp Haarlem Waarderpolder [J]. Water Research, 2000, 34(3): 846-858.
- [5] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3 [M]. London, IWA Publishing, 2000: 725-736.
- [6] IWA Task Group. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3 [M]. IWA publishing in its scientific and technical report series, London, 2000: 8-37.
- [7] 胡志荣, CHAPMAN K, DOLD P, 等. 全污水处理厂数学模拟的 BioWin 模型 [J]. 给水排水, 2008, 34(增刊 1): 159-166.
HU Zhirong, CHAPMAN K, DOLD P, et al. BioWin model of the mathematical simulation of the whole sewage treatment plant [J]. Water Supply and Sewerage, 2008, 34 (S1): 159-166.
- [8] 刘玉玲,白昱,杨侃. A²/O 工艺脱氮除磷数值模拟研究 [J]. 西安理工大学学报, 2013, 29(3): 295-300.
LIU Yuling, BAI Yu, YANG Kan. Numerical simulation of the A²/O process in the Nitrogen and phosphorus removal [J]. Journal of Xi'an University of Technology, 2013, 29(3): 295-300.
- [9] 陈慧禾,刘天顺,邬素艳. 某城镇污水厂奥贝尔氧化沟工艺的设计与运行 [J]. 中国给水排水, 2012, 28(10): 48-50.
CHEN Huihe, LIU Tianshun, WU Suyan. Design and operation of the Orbal oxidation ditch process in a municipal wastewater plant [J]. Chinese Water Supply and Sewerage, 2012, 28(10): 48-50.
- [10] 胡志荣,周军,甘一萍,等. 基于 BioWin 的污水处理工艺数学模拟与工程应用 [J]. 中国给水排水, 2008, 24(4): 19-23.
HU Zhirong, ZHOU Jun, GAN Yiping, et al. Applications of the mathematical simulation and engineering of the sewage treatment process based on BioWin [J]. Chinese Water Supply and Sewerage, 2008, 24(4): 19-23.
- [11] OLIVEIRA C S, ORDAZ A, FERREIRA E C. In situ pulse respirometric methods for the estimation of kinetic and stoichiometric parameters in aerobic microbial communities [J]. Biochemical Engineering Journal, 2011, 58-59: 12-19.
- [12] 李圭白,张杰. 水质工程学 [M]. 北京,中国建筑工业出版社, 2005: 372-375.

(责任编辑 王卫勋)