

doi:10.3969/j.issn.2095-0411.2019.02.009

基于 ASM2D 的微曝氧化沟工艺模拟与优化

赵颖慧^{1,2}, 陈俊², 董良飞¹

(1.常州大学 环境与安全工程学院,江苏 常州 213164;2.常州市排水管理处,江苏 常州 213017)

摘要:基于活性污泥数学模型 ASM2D,参照实测出水水质对所建模型进行校准与验证,优化常州市戚墅堰污水厂微孔曝气氧化沟工艺。探究微孔曝气氧化沟处理低碳源城市污水的效能。针对进水分配比、污泥回流比、SRT 及曝气区容积 4 个方面,进行模拟分析及优化调节。结果表明:缺氧段与厌氧段进水分配比为 4:6 时,系统可最大程度利用原水碳源;SRT 控制为 24.2 d、污泥回流比控制在 60%~67%时,可达到较好的脱氮除磷效果;将好氧区的前 1/3 停止曝气,对 TN 和 TP 的去除都有贡献。该优化方案的实施能在一定程度上提高污水处理厂运行效率,并节能降耗。

关键词:ASM2D;微孔曝气氧化沟;模拟;进水分配比;污泥回流比;SRT

中图分类号:O 621.3

文献标志码:A

文章编号:2095-0411(2019)02-0067-09

Simulation and Optimization Research of Microporous Aeration Oxidation Ditch Process Based on ASM2D

ZHAO Yinghui^{1,2}, CHEN Jun², DONG Liangfei¹

(1. School of Environmental & Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, China; 2. Changzhou Drainage Administration, Changzhou 213017, China)

Abstract: The microporous aeration oxidation ditch process of Changzhou Qishuyan Sewage Plant was optimized based on the activated sludge model ASM2D. The process model was structured and adjusted referring to the practical processes, the effluent water quality components and the parameters of the model. The efficiency of microporous aeration oxidation ditch was explored in the treatment of low carbon source municipal sewage. The simulation and optimization were carried out in four aspects: water inlet distribution ratio, return sludge ratio, SRT and aeration volume. The results show that the system can make full use of the raw water carbon source when the water inlet ratio was 4:6 in anoxic zone and anaerobic zone. When the SRT was 24.2 d and the return sludge ratio was controlled at 60%~67%, a good nitrogen and phosphorus removal effect can be achieved. The aeration of the first

收稿日期:2018-12-22。

基金项目:江苏省科技成果转化专项(BA2017006)。

作者简介:赵颖慧(1993—),女,黑龙江哈尔滨人,硕士生。通信联系人:董良飞(1972—),E-mail:dlf@cczu.edu.cn

引用本文:赵颖慧,陈俊,董良飞.基于 ASM2D 的微曝氧化沟工艺模拟与优化[J].常州大学学报(自然科学版),2019,31(2):67-75.

1/3 of the aerobic zone was stopped, which contributed to the removal of TN and TP. The optimization scheme can improve the operation efficiency of sewage treatment plant, save energy and reduce consumption.

Key words: ASM2D; microporous aeration oxidation ditch; simulation; water inlet distribution ratio; return sludge ratio; SRT

污水处理工艺包含多种工艺单元,反应机理复杂,存在很多干扰和不确定因素,是一个典型的非线性、多变量、非稳定的时变系统^[1]。中国传统的活性污泥工艺设计方法多数依靠工程经验,设计参数取值范围大,调整周期长,成本高,并存在一定风险。为更好地进行活性污泥工艺的优化设计和运行,采用污水处理工艺仿真模拟技术,通过动力学模型来分析和总结变化趋势。通过污水处理系统仿真模拟,可对污水处理厂的全流程(如从进水—初沉池—生化反应池—二沉池—出水)构建数学模型,对不同条件下的处理效果进行预测诊断和系统分析,得到各种优化的解决方案^[2]。污水处理系统仿真方法已经成为污水处理厂工艺设计、优化运行、过程控制与节能降耗的有力工具。

本文旨在通过建立微孔曝气氧化沟工艺工程运行的动力学模型,结合实际出水水质进行校准与验证,基于该模型优化微孔曝气氧化沟工艺的运行参数,探究处理低碳源城市污水的最佳工艺参数。

1 ASMs 系列模型

20 世纪 70 年代,活性污泥工艺模型已从简单的去除 COD 和硝化过程发展为同时生物脱氮除磷模型^[3-5],从稳态模型(Monod 方程、Eckenfelder 模型、Mc Kinney 模型、Lawrence-Mc Carty 模型)^[6-7]发展到动态模型(Andrews 模型、WRC 模型、UCTOLD 模型与 UCTPHO 模型)^[8-9],从单一的生物反应器模型发展到能同时模拟污水和污泥处理的全污水处理厂模型^[10]。1987 年,国际水协(IWA)推出活性污泥系列模型 ASMs(Activated Sludge Model)。1999 年,IWA 对 ASM2 做了进一步完善,推出活性污泥 2d 号模型(ASM2D)^[11]。ASM2D 模型弥补了前几种模型的不足,是活性污泥系列模型中最为复杂、包含参数最多的模型,共有 21 个反应过程来描述污水组分在污水生物处理中的动态反应过程,这些过程与组分之间的关系共涉及 22 个化学计量系数与 45 个动力学参数。通过更正模型的一些敏感性参数,得出相似度最高的模型,用于通过理论结果指导实践方法^[11]。

本文采用丹麦水动力学研究所(DHI)研发的 WEST 模型仿真软件,基于活性污泥模型 ASM2D,对实际微孔曝气氧化沟工艺进行模拟与优化。在全面分析污水厂进水水质与工艺控制过程的基础上,对不同处理工艺条件下的出水水质进行模拟预测,以提高污水处理厂运行效率。

2 模拟对象

2.1 中试氧化沟系统

中试装置模拟常州市戚墅堰污水厂三期微孔曝气氧化沟工艺建造,采用推流方式,设计进水流量为 10 m³/d,进水经厂内沉砂池预处理后进入中试装置调节池,氧化沟部分分为预缺氧段、厌氧段、缺氧段和好氧曝气段,设计水力停留时间分别为 1.5,1.5,3.5,9.3 h。工艺运行参数:污泥质量浓度为 4 000~4 800 mg/L;混合液回流比为 150%,污泥回流比为 70%;厌氧段溶解氧质量浓度≤0.2 mg/L,缺氧段溶解氧质量浓度≤0.5 mg/L,好氧段溶解氧质量浓度为 2.0~4.0 mg/L。工艺流程如图 1 所示。

该工艺采用分段进水的方式,污水进入调节池后等分到厌氧池和缺氧池。在厌氧池前增设预缺氧池,进行内源反硝化,可有效防止回流污泥中残留的溶解氧和硝酸盐破坏厌氧区释磷环境,混合液由好

氧池末端直接回流至缺氧池进行反硝化脱氮。该装置自投入运行以来未投加外部碳源和化学除磷药剂, TN, TP 全部由生物作用去除, 因此强化生物脱氮除磷成为运行控制的研究重点。

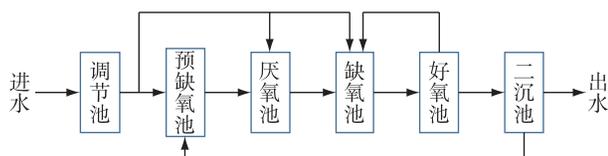


图 1 微孔曝气氧化沟工艺流程图

2.2 进水水质特点

中试装置进水来自污水厂沉砂池出水, 经过中试调节池混合, 采用蠕动泵控制氧化沟进水流量。与厂内进水组分相比, 中试进水组分与其存在一定差异: 颗粒性物质含量下降, 溶解性物质的含量有所上升。这主要是由于颗粒性物质在调节池内沉淀, 在进水 COD 浓度中所占比例下降, 另一方面污水停留时间较长, 一些成分在微生物的作用下发生水解。因此, 重新测定进水水质指标, 保证仿真模型模拟结果的准确性, 进水水质组分见表 1。

3 工艺模拟

3.1 模型构建

本模型仅探究中试装置氧化沟部分污染物浓度的变化情况, 根据实际尺寸构建微孔曝气

氧化沟工艺概化模型如图 2 所示。为了通过模型分别监控多位点污染物质浓度变化情况, 将预缺氧段分为串联的 2 个区、厌氧段分为串联的 2 个区、缺氧段分为串联的 4 个区、好氧段分为串联的 3 个区和一个二沉池。设置工艺运行条件: 进水量 $10 \text{ m}^3/\text{d}$, 以 1:1 比例分配入厌氧池和缺氧池, 提供脱氮除磷所需碳源; 内回流比为 150%; 外回流比为 70%; 好氧段末端溶解氧质量浓度 $\leq 4 \text{ mg/L}$; 污泥龄 (SRT) 为 25 d; 温度为 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 。

表 1 设计进出水水质指标

项目	COD	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN	TP	SS
设计进水水质	238.03	28.61	35.75	4.76	108.15
设计出水水质	30	5	10	0.5	5

mg/L

说明: 本研究中, 模型水质组分基本按照 ASM 中推荐的比例划分, 模型参数取 ASM 推荐值。

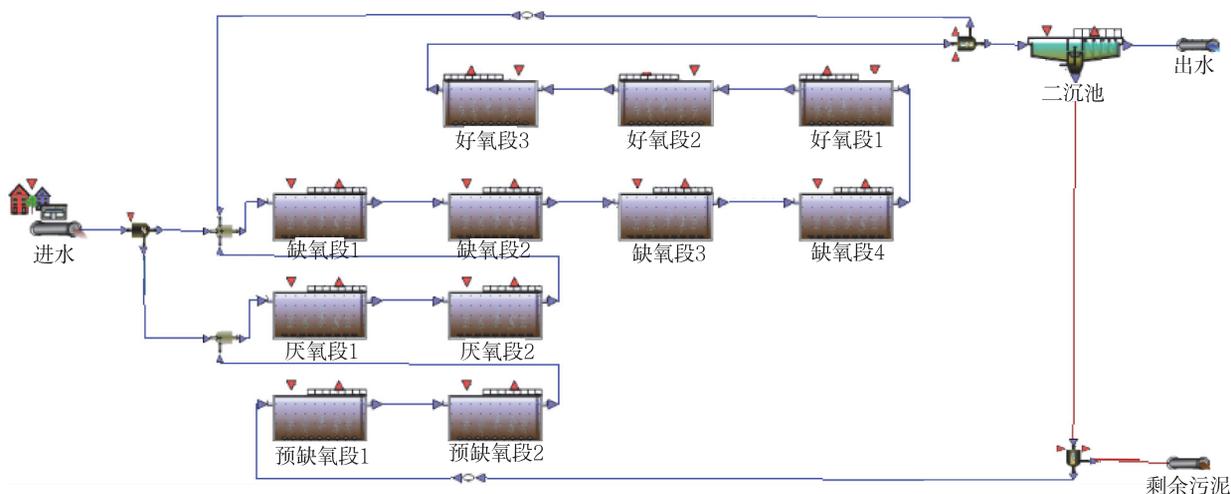


图 2 微孔曝气氧化沟工艺概化模型

模型中每个生化反应单元都包括: 反应单元体积 V 和流量 Q 。通过对 ASM2D 模型中部分参数的敏感性分析, 进行反应单元内组分初始浓度校准与模型验证, 分别得出对出水 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$, TN 和 TP 较为敏感的参数, 进行反复测定或调整, 有效降低模型的应用难度, 为模型的应用奠定良好的基础。

3.2 模型校正

根据周雪飞等^[12]采用的调节模拟参数的方法,当模拟结果与实测值有很大误差时,首先调整进水组分,然后根据工艺运行情况调整模型的动力学参数。通过对模型灵敏度的分析,找出对预测结果影响大的组分和参数。许多研究结果表明^[4-5],在活性污泥数学模型的某一具体实例运用中,一般只需对文献缺省值中的灵敏度高的少数几个参数进行调整和修正,就可以取得较好的预测效果。

3.2.1 进水组分参数校正

因实验进水取自污水厂初沉池,经过中试调节池混合沉淀,溶解性 COD 质量浓度与发酵产物质量浓度的比值和溶解性 COD 质量浓度与易生物降解有机物质量浓度的比值需做相应调整(见表 2),使得模拟值更接近实际测量值。根据实验测定结果得:总氮质量浓度与氨氮质量浓度的比值 $\rho(\text{NH}_3\text{-N})/\rho(\text{TN})=0.81$;总磷质量浓度与磷酸盐质量浓度的比值 $\rho(\text{PO})/\rho(\text{TP})=0.70$ 。

表 2 进水水质组分转换参数调整

比值	默认值	修正值
$\rho(\text{发酵产物})/\rho(\text{溶解性 COD})$	0.375	0.550
$\rho(\text{易生物降解有机物})/\rho(\text{溶解性 COD})$	0.250	0.350
$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/\rho(\text{TN})$	0.600	0.810
$\rho(\text{PO})/\rho(\text{TP})$	0.600	0.700
$\rho(\text{COD}/\text{TSS})$	0.750	0.850
$\rho(\text{异氧菌})/\rho(\text{颗粒态 COD})$	0.690	—
$\rho(\text{缓慢降解颗粒态有机物})/\rho(\text{颗粒态 COD})$	0.170	—

3.2.2 敏感性分析

敏感性分析是计算由于敏感参数的变化导致某个变量的绝对或者相对敏感性,通过敏感性方程(敏感性参数—敏感性变量组)实现^[13]。活性污泥法数学模型参数灵敏度的较简单表达式如式(1)所示。

$$S_j^i = \frac{Y_{ij} - Y_{i0}}{P_{j1} - P_{j0}} = \frac{\Delta Y_i}{\Delta P_j} \quad (1)$$

如果灵敏度计算采用式(1),对同一个参数,因为组分浓度数量级不同的缘故,灵敏度的计算值也会相差很大,这样的灵敏度计算值之间缺乏可比性。因此,对式(1)进行了改进,推出公式(2)。其结果可确定应当调整(校正)的参数,以得到准确的模拟结果。

$$S_j^i = \frac{\frac{Y_{i1} - Y_{i0}}{Y_{i0}}}{\frac{P_{j1} - P_{j0}}{P_{j0}}} = \frac{\frac{\Delta Y_i}{Y_{i0}}}{\frac{\Delta P_j}{P_{j0}}} \quad (2)$$

本文利用 WEST 软件自带的灵敏度分析工具针对相应污染物质的去除效果,对系统中化学计量系数与动力学参数进行了灵敏度分析。其中, $S_j^i > 0$,表明模型组分浓度与参数的变化方向一致; $S_j^i < 0$,表明模型组份浓度与参数的变化方向相反; $|S_j^i| > 1$ 时,称此参数对模型组分 i “影响很大”; $|S_j^i| > 0.2$ 时,称此参数对模型组分 i “有影响”; $|S_j^i| \leq 0.2$ 时,称此参数对模型组分 i “略有影响”; $|S_j^i| \leq 0.01$ 时,称此参数对模型组份 i “基本无影响”。通过调整模型参数,使模型计算得出的模拟值与实测值尽可能吻合,从而保证仿真模型能够真实地反映实际过程,提高模拟的有效性及准确性,调整前后的参数值见表 3。

3.2.3 校准与验证

利用校正后的模型进行工艺动态模拟,模型模拟值与污水厂实测出水水质值如图 3~图 6 所示。从图中可以看出,模拟值较实测值平稳,且两者基本吻合,工艺模型建立成功。

表 3 参数的校正

参数	默认值	校正值
自养菌产率系数	0.240	0.360
异氧菌产率系数	0.625	0.835
聚磷菌产率系数	0.625	0.755
基于易降解有机物的生长饱和/抑制系数	4.000	6.000
自养菌的最大生长速率	1.000	1.370
聚磷菌的溶菌速率常数	0.200	0.226
溶菌和衰减的速率常数	0.400	0.500

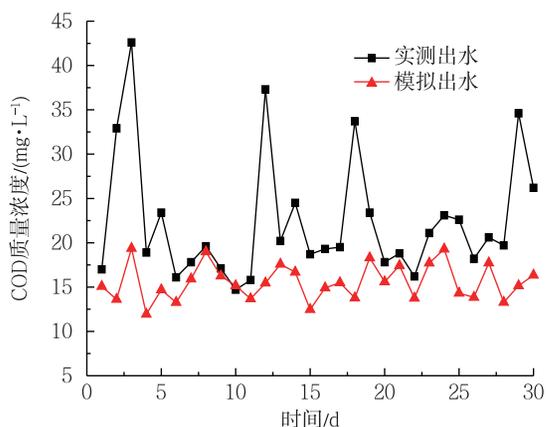


图 3 出水 COD 的模拟与实测质量浓度值

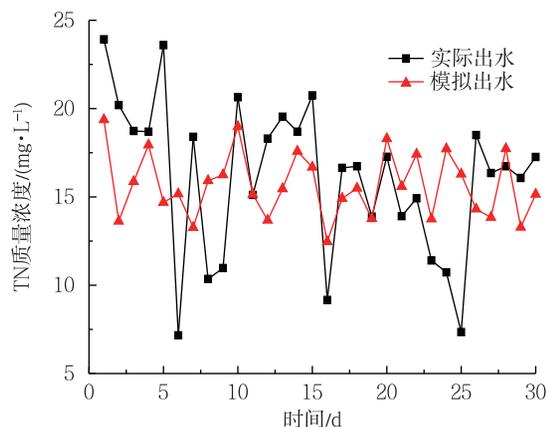


图 4 出水 TN 的模拟与实测质量浓度值

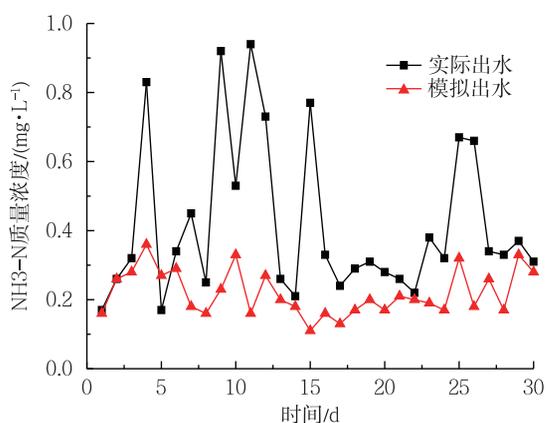
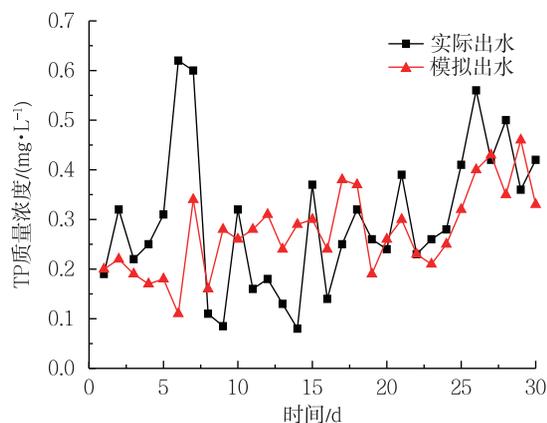
图 5 出水 NH₃-N 的模拟与实测质量浓度值

图 6 出水 TP 的模拟与实测质量浓度值

由图 3 可知, COD 实测出水质量浓度在 14.7~42.6 mg/L 范围内, 平均值为 22.38 mg/L, 模型模拟 COD 出水质量浓度值为 11.94~19.48 mg/L, 平均值为 15.57 mg/L, 平均相对误差值 30.4%。虽然 COD 的相对误差值较大, 但模拟出水值均小于污水厂排放标准, 因此可对出水 COD 进行有效模拟。图 4 中 TN 实测出水质量浓度为 7.16~23.9 mg/L, 平均值为 16.06 mg/L, 模拟值范围为 12.47~19.37 mg/L, 平均值为 15.66 mg/L, 平均相对误差值很小, 仅为 3.1%。这表明模型可以准确地模拟出水 TN 浓度。而图 5 中氨氮实测出水质量浓度在 0.17~0.94 mg/L 之间, 平均值为 0.42 mg/L, 校正后模拟的 NH₃-N 质量浓度范围为 0.17~0.53 mg/L, 平均值为 0.22 mg/L, 平均相对误差值为 47.6%, 两者吻合度一般。可能原因是受到温度的影响, 模型的模拟温度恒定为 18.1℃, 而实验期间为秋季, 存在温度偏低的情况影响自养菌的硝化效果。但模拟出水值均在合理范围内, 可用于后续模拟研究。图 6 中实测出水 TP 质量浓度波动较大在 0.08~0.62 mg/L 范围内, 平均值为 0.30 mg/L, 但校正后模拟的 TP 质量浓度为 0.11~0.46 mg/L, 平均值为 0.28 mg/L, 平均相对误差值为 6.5%, 表明模型可以对出水 TP 进行适当地预测。

综上所述, 通过模型模拟值与实测值的对比, 模型出水 COD, TN, TP 与 NH₃-N 的模拟质量浓度值与实测质量浓度值基本相符, 验证了模型模拟的准确性, 说明模型能较为准确反映实际污水处理工艺的运行。

4 低碳源进水工艺条件优化

4.1 进水分分配比

微孔曝气氧化沟中试装置自运行以来, COD, NH₃-N 和 TP 的去除效果皆低于厂内自控出水指标, 但 TN 的去除效果不稳定。因此, 在未投外部碳源的基础上, 将厌氧段进水改进为厌氧段、缺氧段两点进水。采用 WEST 软件进行仿真模拟, 探讨最佳的进水分分配比, 结果见表 4。

从表 4 的模拟结果可知, 进水碳源分配对出水 TN, TP 有明显的影响。当缺氧段进水量减少时, 出水 TN 浓度增加, 当厌氧段碳源不足时, 出水 TP 超出排放标准, 因此, 选取进水分分配比为 4:6 时, 效果最佳。

表 4 不同进水分分配比对出水水质的影响

缺氧段与厌氧段 进水量分配比	mg/L			
	COD	NH ₃ -N	TN	TP
7:3	16.34	0.35	13.91	0.56
6:4	15.54	0.42	13.47	0.57
5:5	16.12	0.41	16.31	0.42
4:6	15.98	0.35	16.84	0.34
3:7	16.37	0.32	16.95	0.31

4.2 曝气区容积

总氮去除的关键是强化反硝化过程, 通过分析实测沿程氮转化情况与模拟分析, 发现在缺氧 4 区硝氮浓度依然较高, 对出水硝氮的贡献大, 这是在碳源梯级利用过程中, 不断积累残余硝氮的结果。同时, 第 3 段好氧区的氨氮质量浓度一般低于 0.5 mg/L, 冗余度较大, 见图 7。因此, 可以考虑通过减少曝气区容积即增加缺氧区停留时间来加强反硝化过程。

本例中, 将好氧区前 1/3 容积停止曝气, 使缺氧段与好氧段停留时间比从 1:3 变为 1:1。由图 8 可知, 该方法对总氮和总磷的去除都有贡献, 好氧区减小会导致出水氨氮略有升高, 但能维持 0.8 mg/L 以下。

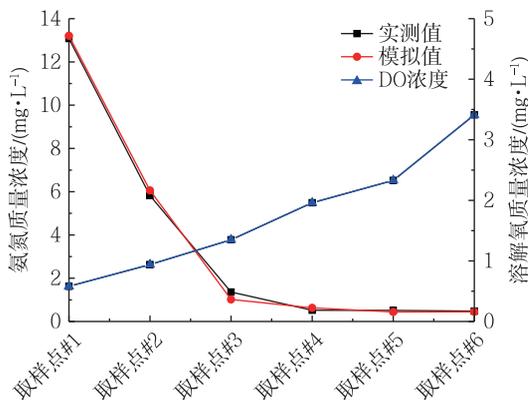


图 7 曝气区沿程 DO 与氨氮的质量浓度

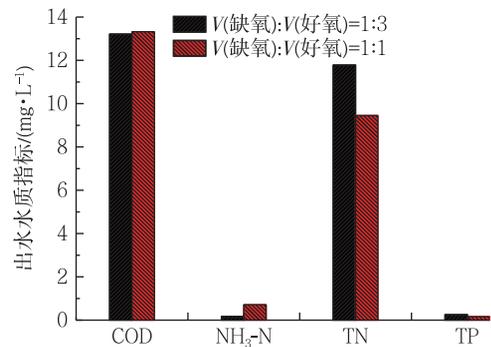


图 8 减少曝气容积后出水水质指标对比

4.3 污泥回流比

污泥回流比增大的结果是 MLSS 的增加和 SRT 的增长。相对于混合液回流比, 污泥回流比对系统的影响更大。为了运行工艺拥有较好的处理能力, 系统应该维持一定的污泥浓度, 污泥回流可保证系统中有效生物含量, 并累积慢速生长的生物群落, 如硝化菌等^[14]。出水通常会含有一定浓度的硝态氮, 对于脱氮工艺来说, 回流污泥的同时也是硝化液的回流, 污泥回流还具有进一步去除硝酸盐的作用。因此

对污泥回流系统的控制是整个污水处理过程中较为重要的因素,不仅影响工艺运行的稳定性、氮的去除效率同时也影响着工艺运行能耗。因此,通过仿真模型研究污泥回流比对脱氮除磷效果的影响,分析不同污泥回流比条件下系统对 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$, TN 和 TP 去除达标率的变化,以及其对系统反硝化效果的影响,如图 9、图 10 所示。

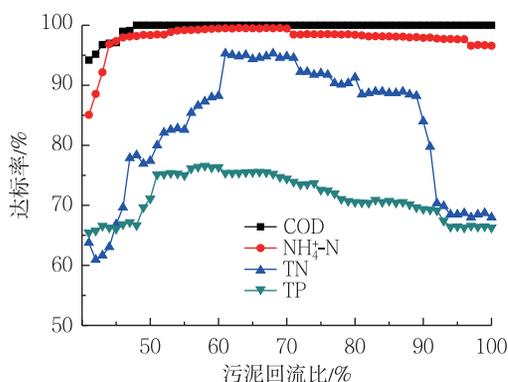


图 9 不同污泥回流比时出水水质达标率

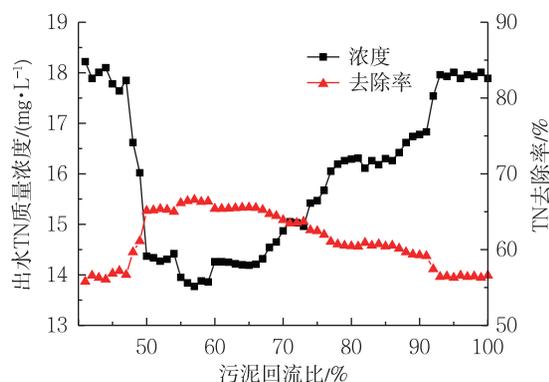


图 10 不同污泥回流比时出水 TN 质量浓度及去除率

图 9 可知,由于进水 COD 含量较低,混合液中可生物降解有机物的量有限,随着污泥回流比增大,泥水混合液中微生物的量增加,当系统内活性污泥达到一定浓度后,COD 达标率保持在 100%,去除率均达到 96% 以上;污泥回流比为 40%~45% 时,工艺模型进行动态模拟后,污泥质量浓度保持在 2 052~2 634 mg/L,出水 COD 达标率在 97% 以上;当污泥回流比为 45% 以上时,改变污泥回流比对出水 COD 浓度无明显影响。因此,适宜的污泥回流比需大于 45%。

足够的污泥回流比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率影响不大,但是当污泥回流比降至 43% 以下时,去除率明显降低,超标现象严重,主要是由于此时系统处于临界回流点,低回流比破坏了二沉池与氧化沟之间的平衡,氧化沟内污泥浓度明显降低,从而导致系统生物量的下降。而污泥回流比为 40%~53% 时,出水氨氮达标率随着污泥回流比增大而显著上升;当污泥回流比大于 53% 时,出水氨氮达标率在 98.2%~99.5% 之间;当污泥回流比在 70% 以上时,出水氨氮达标率下降 2.75%,其原因可能是过大的污泥回流导致其它菌种大量繁殖,使硝化菌的硝化作用受到一定限制。

相对于 TP 而言,当污泥回流比为 40%~60% 时,污泥浓度相对较低,出水总磷达标率随着污泥回流比增大显著上升;当污泥回流比为 60%~67% 时,出水总磷浓度随污泥回流比增大而无显著变化,去除率达到 94% 以上;当污泥回流比由 68% 增至 79% 时,TP 达标率出现波动并缓慢下降;污泥回流比大于 80%,TP 去除率开始下降。造成这一现象的原因可能是因为增加回流比的同时会增加厌氧池的 HRT,缩短 PAO 在厌氧池中的时间,从而使 PAO 无法充分释磷,另外过大的污泥回流携带大量硝酸盐抑制了厌氧段聚磷菌释磷,进而影响易降解有机物的贮存与好氧段吸磷^[15-16],都会使除磷效果降低。因此,推断适宜的污泥回流比为 60%~67%。

由于进水碳源含量较低,在不外加碳源的情况下,TN 达标率略低。由图 9、图 10 可知,污泥回流比对总氮的去除效果影响明显。当污泥回流比为 40%~49% 时,出水总氮浓度随着污泥回流比增大而显著降低,TN 达标率也由 60.9% 上升至 80%。而当污泥回流比大于 50% 时,出水总氮浓度随污泥回流比增大而缓慢上升,尤其当污泥回流比大于 69% 时,上升更为明显,出水达标率也呈下降趋势。就总氮去除率而言,当污泥回流比由 40% 增至 49%,TN 去除率增加 9.66%;而当污泥回流比由 50% 增至 69% 时,TN 去除率下降 1.97%;当污泥回流比由 70% 增至 100% 时,TN 去除率下降 7.88%。TN

去除率下降的原因为较高的污泥浓度导致氧化沟内混合液溶解性 COD 降低,从而导致反硝化过程缺乏碳源。

综上所述,就 COD 去除效果而言,污泥回流比需大于 45%;从氨氮去除率来看,适宜的污泥回流比需控制在 53%~69%之间;就总氮去除而言,较好的污泥回流比为 49%~69%;从总磷去除效果来看,适宜的污泥回流比需 60%~67%。权衡各因素,最适宜的污泥回流比应为 60%~67%。

4.4 SRT

对于生物脱氮除磷系统,SRT 的选择直接影响处理系统的硝化、反硝化和除磷能力,以及处理系统污泥的特性。相对较短的 SRT 不利于硝化菌的生长繁殖,并在系统中获得竞争优势,致使硝化效率受到一定影响,增大 SRT 又不可避免地增大生化池体积和惰性固体含量,加大系统内源呼吸耗氧量,耗能增大。因此 SRT 是活性污泥法生物除磷脱氮系统重要的工艺参数。本次仿真模拟维持系统优化工况参数基本不变,通过系统不同排泥量控制反应器的 SRT,考察不同 SRT 对出水 COD、NH₃-N、TN 和 TP 去除效果的影响,结果如表 5 所示。

表 5 不同 SRT 对出水水质的影响

日排泥量/(m ³ /d)	SRT/d	$\rho(\text{COD})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{TN})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{TP})/(\text{mg/L})$
0.15	34.2	14.06	0.24	16.46	0.95
0.17	30.2	16.33	0.28	16.03	0.89
0.19	26.8	15.98	0.31	15.86	0.45
0.21	24.4	15.56	0.65	14.47	0.40
0.23	22.3	13.14	1.17	13.78	0.34

根据模拟结果可知,排泥量越大,污泥中携带的磷被排出越多,出水 TP 越小。但同时活性污泥系统中污泥龄越小,越不利于硝化菌存活,硝化反应效果越差,出水氨氮越高。因此,在满足系统除磷效果的情况下,SRT 对于系统脱氮性能的影响较大,确定最佳排泥量为 0.21 m³/d,污泥龄为 24.4 d 时,出水 TP 达到排放标准,出水氨氮浓度也在适宜范围内。

5 结 论

利用 WEST 软件基于 ASM2D 模型对实际微孔曝气氧化沟中试装置进行建模,并对所建模型校准与验证,最后通过优化氧化沟进水分配比、污泥回流比、曝气区容积及 SRT 改善了工艺运行效果。

- 1) 通过模型的模拟分析,缺氧段与厌氧段进水比为 4:6 时,可以最大程度利用原水碳源。
- 2) 将好氧区的前 1/3 停止曝气,使缺氧段与好氧段停留时间比从 1:3 变为 1:1,能在一定程度上节省污水厂能耗,保证较好的污染物去除效率。
- 3) 利用 WEST 软件模拟分析可知,当污泥回流比为 60%~67% 时,系统可以达到更好的脱氮除磷效果。
- 4) 排泥量越大,污泥中携带的磷被排出越多,出水 TP 越小,同时活性污泥系统中污泥龄越小,越不利于硝化菌存活,因此,在满足系统除磷效果的情况下,确定最佳排泥量为 0.21 m³/d,污泥龄为 24.4 d。

仿真模拟方法经过合理的参数校正可以较准确地表征活性污泥系统,进而分析污水厂处理情况,优化污水厂的运行。WEST 仿真软件能提供较好模拟污水厂运行的平台,在污水厂分析与管理上具有很大的优势,可以作为一种经济有效的污水厂设计和优化的辅助工具。

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 Bio WIN 的应用研究,水资源保护与水处理技术国际学术研讨会论文集. 石家庄:中国科学技术协会,2012: 1-8.
- [2]黄宇,刘胜军,陈阳. 仿真模拟在污水处理厂升级改造方案优化比选中的应用[J]. 给水排水, 2016(9):125-127.
- [3]周振,吴志超,顾国维. 活性污泥系统仿真软件的研究进展[J]. 中国给水排水, 2010, 26(4):1-5.
- [4]HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3[M]. London: IWA Publishing, 2000: 8-37.
- [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]WANNER O. Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimisation techniquea comparison[J]. Wat Sci Tech, 1992, 25(6): 141-148.
- [7]ANAREOTTOLA G. Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors[J]. Wat Sci Tech, 1997, 35(1): 113-120.
- [8]MELCER H. Full scale experience with biological process modelscalibration issues[J]. Wat Sci Tech, 1999, 39(1): 245- 252.
- [9]DEMEY D. Validation and implementation of model based control strategies at an industrial wastewater treatment plant[J]. Wat Sci Tech, 2001, 44(2/3): 145-153.
- [10]BURY S J. Dynamics simulation of chemical industry wastewater treatment plants[J]. Wat Sci Tech, 2002, 45(4/ 5): 355-363.
- [11]国际水协废水生物处理设计与运行数学模型课题组.活性污泥数学模型[M]. 上海: 同济大学出版社,2002: 85-106.
- [12]周雪飞,顾国维,刘建勇,等. 城市污水厂生物处理工艺运行效果的数学模拟[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2004, 32(6):745-748.
- [13]刘剑,孙大伟. 基于 WEST 软件对 ASM2D 模型参数的敏感性分析[J]. 中国市政工程, 2013(4):64-65.
- [14]刘新超,贾磊,俞勤,等. AAO 工艺在不同 HRT 和回流比条件下对实际污水的处理效果[J]. 环境工程,2017,35(1): 51-54.
- [15]刘博,杨爱,周勇,等. A²/O-MBR 工艺在市政工程中的应用研究[J]. 常州大学学报(自然科学版),2015,27(2): 55-58.
- [16]廖建胜,林元昆,吴亨,等. 低碳源污水的奥贝尔氧化沟脱氮除磷影响因素分析[J]. 中国给水排水, 2017(11):27-32.

(责任编辑:李艳)