

污水生化处理过程建模与控制

杜树新

(浙江大学 工业控制技术国家重点实验室, 杭州 310027)

摘要: 污水生化处理是利用微生物清除污水中有机污染物的一种有效方法, 是当前处理工业有机污水和城市生活污水的主要途径. 本文综述了污水生化处理过程, 尤其是活性污泥法处理过程的建模与控制. 从控制理论的角度, 生化污水处理过程是典型的非线性、时变、不确定性、时滞的复杂系统, 其建模与控制给控制界提出了严峻的挑战.

关键词: 建模; 控制; 污水生化处理过程

中图分类号: TP273 **文献标识码:** A

Modeling and control of biological wastewater treatment processes

DU Shu-xin

(National Laboratory for Industrial Control Technology, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China)

Abstract: Biological wastewater treatment processes, where organic materials in wastewater are removed by microorganism's metabolism, are widely used as secondary treatment for both municipal and industrial wastewaters. In this paper, modeling and control of biological wastewater treatment processes, which are of nonlinear, uncertain, time-varying and delay-time complex systems from the point of view of control theory, are reviewed.

Key words: modeling; control; biological wastewater treatment processes

1 引言(Introduction)

污水生化处理过程是通过微生物的作用, 将有机污染物转变成无害的气体产物(如 CO_2 , NO_2 , N_2)、液体产物(如水)以及富含有机物的固体产物(生物污泥), 其中生物污泥在沉淀池沉淀, 从净化后的污水中除去. 污水生化处理一般作为城市污水处理厂或工业污水处理厂的二级处理单元. 一个典型的生化污水处理过程如图 1 所示, 该生化处理过程又叫活性污泥法处理过程, 它包括生化反应池和沉淀池. 在生化反应池, 微生物消化有机物养料而生长和繁殖. 在沉淀池, 微生物絮凝在一起, 并沉淀到池底形成污泥. 处理过的污水从沉淀池溢出, 排入江河. 沉淀在沉淀池中的污泥一部分回流到反应池以维持适当的污泥浓度(微生物浓度), 剩余污泥作为固体废物排出作进一步处理. 生化反应池根据不同的处理工艺包括厌氧池和/或缺氧池和/或好氧池.

由于进水流量、成份以及浓度剧烈波动, 污水处理过程处于非稳定状态, 从而引起其他参数和出水质量的不断变化, 严重时, 出现污泥膨胀, 整个污水处理过程就会失败. 因此, 为了保证污水处理过程的正常运转以及出水的质量、降低系统能耗, 必须对污水处理过程加以控制. 在国外, 尤其是北欧^[1]、日本^[2]、美国^[3]、英国^[4]等一些国家在 20 世纪 70 与 80 年代就开始污水生化处理过程建模和控制的研究, 发表了大量的研究报告^[5], 并且在污水处理厂中得到了广泛的应用. 在国内, 即使新建的污水处理厂, 其自动化水平仍相当落后, 大多数只停留在数据采集和简单控制(如提升泵、污泥回流泵、鼓风机的开关控制)的水平上. 污水处理过程建模和控制方面的研究报告非常少.

本文主要叙述污水生化处理过程的建模和控制.

2 数学建模(System dynamic modeling)

污水生化处理过程的数学模型用来模拟各类微生物、有机养料在处理过程中的动态特性, 因而对污水生化处理系统的设计与运行管理有重要意义, 数学模型有助于新建系统的设计和优化运行管理, 也有助于对现有生化处理系统能力或功能的扩展. 另一方面, 建模对控制系统尤其是基于模型的控制器的设计具有积极意义. 在污水生化处理过程中, 主要包括生化反应池的建模和沉淀池的建模.

2.1 生化反应池的建模(Modeling for the biological reactor)

在污水生化处理过程中, 无法预先知道参与消化的微生物和污水中的有机物种类, 这是生化反应过程复杂、建模困

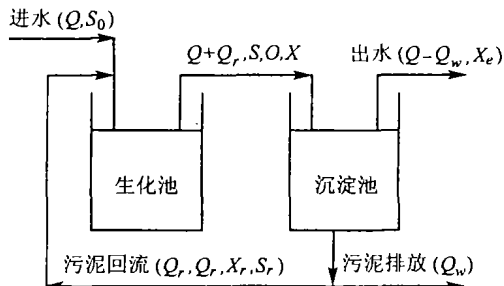


图 1 污水生化处理过程

Fig. 1 Biological wastewater treatment processes

难的原因。

国际水质协会 IAWQ(原国际水污染研究与控制协会 IAWPRC)于 1983 年成立了活性污泥通用模型国际研究小组,在总结了活性污泥处理各类模型的基础上于 1986 年推出了活性污泥 1 号数学模型(activated sludge model No.1, 简称 ASM1)^[6]。在 ASM1 中,将活性污泥中的微生物归并(lump)为活性异养菌、活性自养菌,进水的有机物归并为溶解性不可生物降解有机物、溶解性快速可生物降解有机物、颗粒性不可生物降解有机物、慢速可生物降解有机物和微生物内源衰减而产生的惰性物质,含氮物质归并为硝态氮、氨氮、溶解性可生物降解有机氮、颗粒性可生物降解有机氮。反应过程概括为异养菌的好氧生长、异养菌的缺氧生长、自养菌的好氧生长、异养菌的衰减、自养菌的衰减、溶解性有机氮氮化、絮集有机物的水解、絮集有机氮的水解等 8 个过程。在每个过程中,每种有机物与微生物都有其自身的反应速率以及化学计量系数。根据物质平衡原理,可得到每种组成成分的动态模型。1995 年 IAWQ 又推出了活性污泥 2 号模型 ASM2^[7],新增了生物除磷过程。1998 年推出了活性污泥 3 号模型 ASM3^[8]。

除外,生化反应池的模型还包括溶解氧的传递动态模型和污泥膨胀模型。溶解氧(DO)涉及到微生物的生长环境,从控制的角度,尤其从溶解氧控制的角度,溶解氧传递模型的研究尤为重要,一般采用气液传递中的双膜理论建立溶解氧的传递模型^[9]。在污泥膨胀建模中,由于导致污泥膨胀原因多样以及污泥膨胀相关的微生物数量众多,使得污泥膨胀的模型研究处于低水平状态^[10]。Geselbracht 等人^[11]采用基于规则的专家系统、Capodaglio 等人^[12]结合人工神经网络和自回归模型估计污泥膨胀情况。

利用生化处理过程的数学模型模拟过程的动态特性,或者依据模型设计控制系统,需要辨识模型参数。Ayesa 等人^[13]采用扩展 Kalman 滤波法、Kabouris 和 Georgakakos^[14-16]采用线性化极大似然法辨识 ASM1 的状态及其参数。由于数学模型中广泛采用 Monod 方程表示微生物、有机物的动态特性,缺乏可辨识性^[10,17]。另外,存在大量的不确定性,使辨识相当困难。

根据所建的数学模型以及一些可测量得到的现场数据估计污水生化过程中的动态特性,也是建模的一个目的。Holmberg^[18]研究了可用于进水生物耗氧量(biochemical oxygen demand,简称 BOD)和出水 BOD 估计的生化池动力学模型,且采用递推算法估计氧气吸收率(oxygen uptake rate,简称 OUR)、氧气传递系数。Holmberg 和 Olsson^[19],Goto 和 Andrews^[20]根据氧的传递模型研究了 OUR、氧气传递系数的估计,前者采用 Kalman 滤波技术,而后者考虑到溶解氧为常量控制,其导数接近于 0,从而忽略传递模型中的瞬态特性,针对稳态特性采用最小二乘算法估计这些参数。Marsili-libelli^[21]根据溶解氧的动态特性以及空气流量采用最小二乘算法实时估计 OUR 和氧气传递系数。Côté 等人^[22]将神经网络建模技术与数学模型结合研究了污水处理过程的建模,并由

该模型实时估计出水悬浮固体(suspended solid,简称 SS)浓度、出水化学耗氧量(chemical oxygen demand,简称 COD)浓度、出水氨氮浓度以及混合液溶解氧浓度。Sussoun 等人^[23]采用开关方式实现 DO 控制,并根据开、关时 DO 的动态特性估计 OUR。估计过程中考虑了 DO 传感器响应时间以及延时的影响。

2.2 沉淀池建模(Modeling for the settler)

在沉淀池,将从生化反应池流入的固液混合液通过固液分离分成净化的污水和沉淀在池底中的污泥。尽管对沉淀池的沉淀特性进行了大量的研究,并对其特性有了基本认识,但是仍然没有统一的理论来描述颗粒沉淀的动态特性^[10]。以根据流量理论建模居多。沉淀池包括净化(clarification)和加厚(thickening)过程。为了简化模型,只考虑垂直方向的流动,这样沉淀池的动态模型为一维模型。建模时,通常是将沉淀池分层(如图 2 所示),并假定各层内浓度相同,而各层间的浓度变化根据该层进口的流量等于出口流量计算得到^[24],第 j 层的流量

$$J_j = J_{sj} + J_{dij} = x_j v_{sj} + x_j v_u \quad (1)$$

其中 J_j 为第 j 层的流量, J_{sj} 为第 j 层中重力引起的下沉流量, J_{dij} 为第 j 层液体流动引起的下沉流量(下沉为正,上升为负), x_j 为 j 层的固体浓度, $v_{sj} = v_0 e^{-\alpha z_j}$ 为第 j 层的固体下沉速度(v_0 为最大下沉速度, α 为模型参数), v_u 为液体流动速度。对于流入层以上的层,

$$v_u = Q_e / A_c \quad (2)$$

其中 $Q_e = Q - Q_w$ 为溢出污水的流量, A_c 为沉淀池的截面积。对于流入层以下的层,

$$v_u = Q_{rw} / A_c \quad (3)$$

$Q_{rw} = Q_r + Q_w$ 为污泥从沉淀池排出的流量。根据该模型可得到顶部的浓度和底部的浓度。一般认为顶部的浓度即为出水的浓度,底部的浓度即为污泥排出浓度,但 Diehl 和 Jeppson^[25]借助于有限流量概念分析得到净化区顶部浓度不连续,顶部的浓度要大于出水浓度,同样在加厚区底部,排出浓度要大于底部浓度。

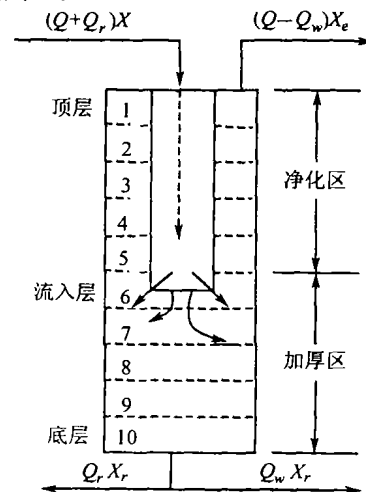


图 2 沉淀池的分层模型

Fig. 2 A multi-layer model of the settler

Olsson 和 Chapman^[26]将沉淀池的进水流量与出水 SS 浓度的关系近似为一阶模型,并根据实际的数据采用系统辨识算法辨识模型参数,从而得到沉淀池的动态模型.

2.3 生化池与沉淀池的耦合(Coupling between the reactor and the settler)

从图 1 可看出,生化池与沉淀池是强耦合的,生化池的出水为沉淀池的进水,而沉淀池的一部分污泥回流到生化池.但是无论 ASM1 还是 ASM2, ASM3 都只考虑了生化池的动态特性,而没有考虑生化池与沉淀池的强耦合.在污水生化处理过程建模中,大多数是将生化池与沉淀池独立考虑的,很少研究两者之间的相互作用.因此,如何处理生化池与沉淀池的耦合作用是污水生化处理过程建模的一个重要问题.近几年来,许多学者开始研究如何将生化池与沉淀池相结合,得到污水处理过程的数学模型^[25,27,28].

在生化池,所考虑的固体成分包括多种有机物、氨氮及微生物,并得到不同的动态特性.而在沉淀池所考虑的固体是笼统的单一成分.这样,在考虑污泥回流到生化池时,必须考虑如何将污泥成分扩展到与生化池相同的成分,这是考虑生化池与沉淀池耦合的污水处理过程建模的困难所在^[25].

2.4 适合于控制系统设计的简化模型(Simplified model for control system design)

尽管 ASM1 ~ ASM3 可以描述生化反应池的动态特性,但是利用这些模型来设计控制系统仍是相当困难的,主要在于:1) 模型极为复杂,是不确定、非线性、强耦合系统.在单个生化池中,ASM1 中有 13 个状态变量,在 ASM2 中有 19 个状态变量,且模型中许多定量关系是由经验得到的,如模型中广泛采用了“开关函数”概念.2) 模型中未知参数多,难以实时辨识(在单个生化池中,ASM1 共有 19 个待辨识参数,ASM2 共有 54 个待辨识参数).另外,不确定参数在不同的环境呈现不确定变化.

在设计污水生化处理过程的控制系統时,为了得到简化模型,将微生物和有机物归并为两类,即溶解性物质(有机物)和颗粒性物质(微生物).针对图 1 的污水生化处理过程,建立简化数学模型.图中的符号意义如下:

Q, Q_r, Q_w : 进水、污泥回流和污泥排放的流量(m^3/h);

X, X_r : MLSS(混合液悬浮固体)浓度和回流污泥浓度(mg/L);

S_0, S, S_r : 进水、生化池和回流污泥的底物浓度(mg/L);

O, O_r : 生化池和回流污泥的溶解氧浓度(mg/L);

V : 生化池有效容积(m^3).

并作以下假定:

① 进水中的微生物浓度、溶解氧浓度为 0;

② 沉淀池中无微生物的代谢作用.

2.4.1 生化池(A model of the reactor)

对底物(有机物)作物料平衡,即

$$\left[\begin{array}{c} \text{生化池底物} \\ \text{的变化率} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{底物的} \\ \text{输入速率} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{底物的} \\ \text{利用速率} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{底物的} \\ \text{输出速率} \end{array} \right]. \quad (4)$$

得到

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 + Q_r S_r - VX \frac{k_{\max} S}{K_S + S} - (Q + Q_r)S. \quad (5)$$

其中在 Monod 方程 $k = \frac{k_{\max} S}{K_S + S}$ 中, k 为底物的比生长速率, k_{\max} 为底物最大比生长速率, K_S 为饱和常数.对微生物作物料平衡,即

$$\left[\begin{array}{c} \text{微生物} \\ \text{变化率} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{微生物} \\ \text{输入速率} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{微生物净} \\ \text{生长速率} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{c} \text{微生物} \\ \text{排放速率} \end{array} \right]. \quad (6)$$

得到

$$V \frac{dX}{dt} = Q_r X_r + VX \left(Y \frac{k_{\max} S}{K_S + S} - K_d \right) - (Q + Q_r)X. \quad (7)$$

其中 K_d 为微生物的衰减速率(d^{-1}), Y 为产率系数.

由于溶解氧浓度对底物最大比生长速率 k_{\max} 和衰减速率 K_d 有影响,当考虑溶解氧浓度对上述方程的影响时,一般采用开关函数来表示 DO 对 k_{\max} 和 K_d 的影响^[6],即 $\frac{O}{K_0 + O}$,式中 K_0 为溶解氧的开关常数或称溶解氧的饱和常数(mg/L),它的取值定量地反映了 DO 对 k_{\max} 和 K_d 的影响大小.用上式修正 DO 对生化反应速率 k_{\max} 和 K_d 的影响,可得到

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 + Q_r S_r - VX \frac{k_{\max} S}{K_S + S} \frac{O}{K_0 + O} - (Q + Q_r)S, \quad (8)$$

$$V \frac{dX}{dt} = Q_r X_r + VX \left(Y \frac{k_{\max} S}{K_S + S} - K_d \right) \frac{O}{K_0 + O} - (Q + Q_r)X. \quad (9)$$

2.4.2 溶解氧传递模型(A model of the dissolved oxygen process)

溶解氧传递模型为

$$\frac{dO}{dt} = \left(\frac{Q_r}{V} O_r - \frac{Q + Q_r}{V} O \right) + K_L a (O_{\text{sat}} - O) - \text{OUR}. \quad (10)$$

其中

① O_{sat} 为与温度有关的溶解氧饱和浓度,与温度 T 的关系可近似为

$$O_{\text{sat}} = 14.161 - 0.3943T + 0.007714T^2 - 0.0000646T^3. \quad (11)$$

② $K_L a$ 为氧的传递系数,一般近似为空气流量(U)的线性函数,即

$$K_L a = k_1 + k_2 U. \quad (12)$$

③ OUR 为氧气吸收率,该值与进水的底物浓度 S_0 有关^[21].

2.4.3 沉淀池(A model of the settler)

由物料平衡得到

$$(Q - Q_w)X_c + (Q_r + Q_w)X_r = (Q + Q_r)X. \quad (13)$$

3 自动控制(Automatic control)

在生化污水处理过程中采用自动控制技术不仅保证微生物生长环境和新陈代谢最优,而且提高系统的可靠性和稳定性、降低运行成本和维护成本、保证出水质量符合排放标准^[30].

3.1 污水生化处理过程控制 (Control of biological wastewater treatment processes)

为了使污水生化处理过程安全、平稳地运行,以达到优化的目的,必须对处理过程进行自动控制.通常进行以下的污水处理过程控制.

1) 溶解氧(DO)浓度控制:好氧池中的氧气不足和过量都会导致污泥生存环境的恶化.当氧气不足时,一方面由于好氧池中丝状菌会大量繁殖,最终产生污泥膨胀;另一方面由于好氧菌的生长速率降低而引起出水水质的下降.而氧气过量(即过量曝气)会引起悬浮固体沉降性能变差,能耗也会过高;另外,含有过高溶解氧的污泥回流到厌氧区(或缺氧区),会抑制该区厌氧菌的生长.由于溶解氧的控制涉及到微生物的生长环境以及处理过程的能耗,因此,DO控制一直是研究的重点.

2) 污泥回流控制:污泥中附着大量的微生物,通过污泥回流确保生化池的微生物达到一定浓度.污泥回流少,生化池的微生物浓度(用混合液悬浮固体浓度 MLSS 表达)偏低,细菌的生长率下降,影响污水处理效果,并且污泥回流过少,意味着污泥排放量的增加,从而增加污泥处理费用.而污泥回流过量时,沉淀池的进水量增加,从而增加了沉淀池的水力冲击,影响沉淀池的固液分离效果,使一些本来可沉淀在池底的颗粒性有机物随出水一道排出.

3) 污泥排放控制:生化反应所产生的污泥一部分通过污泥回流控制回流到生化池,剩余的污泥需通过污泥排放控制排出.通过污泥排放控制保持污泥的泥龄在某一适当的范围.目前,一般通过污泥层高度控制达到污泥排放控制目的.

4) 进水流量控制:生化处理过程作为二级处理过程,一般在预处理过程包括了用于均衡的平衡池.这样尽管进污水的流量波动剧烈,但通过平衡池的均衡可以使生化处理过程的进水得到缓冲,也就是说,采用自动控制技术控制生化处理的进水.进水流量大小决定了有机污水在处理过程中的滞留时间即微生物的新陈代谢时间,因此进水量的变化往往使系统中所有的变量都受到影响.另外,微生物对污水中底物的浓度阶跃变化非常敏感.为了缓和生化池中进水量的变化而使微生物有一个适应的过程,需采用自动控制技术对进水量进行控制.

5) pH控制:好氧池中好氧菌的繁殖对 pH 值有一定的要求(较低的 pH 是发生污泥膨胀的一个因素),pH 值会影响氧化分解反应的速度,此外,出水的排放标准对 pH 也有严格的限制,因此,在污水生化处理过程需要进行 pH 控制.

6) 加碳控制:在好氧区和厌氧区,通过硝化和反硝化,达到除氮的目的.而在反硝化过程中,需要含碳物质作为反硝化过程的电子供体.根据污水成份决定是否进行加碳控制,如果污水有含碳的有机物,则以该有机物为碳源,保证充分的反硝化反应;如果污水中碳源不足,应投加易于生物降解的碳源有机物如甲醇,此时需要实施加碳控制.加碳控制过程中,硝酸盐浓度作为过程输出,碳作为过程输入.

上述以单变量控制为主,也有多变量控制.一般,生化污

水处理过程控制为递阶的 2 层控制,上层控制主要完成各变量的设定值计算,如溶解氧设定值、污泥回流设定值计算等,一般采用最优控制、模糊控制、专家控制等控制方法.下层控制是设定值控制,即根据上层计算的设定值与实际值的差进行反馈(前馈)控制,采用常规控制方法如开关控制、PID 控制等,也有诸如自适应控制、模糊控制等高级控制.

3.2 控制理论的应用 (Application of control theory)

3.2.1 常规控制 (Classical control methods)

尽管采用开关控制会产生比较大的波动和高的能耗,但在实际的生化污水处理过程控制中仍有应用^[23,29,30],主要用于溶解氧控制、污泥回流控制、污泥排放控制以及进水流量控制等.PID 控制是应用最多的有效控制方法^[17].

3.2.2 最优化控制 (Optimal control methods)

污水生化处理过程的最优化控制是根据性能指标(平均出水底物浓度最小^[31]、出水底物浓度和能耗最小^[32,33]、运行费用最小^[34]、有机物的排放总量最小^[35]、最高出水有机物浓度最小^[36]、平均和最高出水有机物浓度最小^[36]、出水氨氮浓度和出水硝化氮浓度最小^[37]等)采用最优化计算方法(如牛顿法、庞特里亚金极大值原理等)计算溶解氧浓度的设定值、污泥回流设定值以及污泥排放设定值.由于在最优化计算中需预先已知进水流量和浓度的变化以及动力学常数、化学计量常数,在实际应用中有一定的困难.由于生化过程模型的复杂性(非线性、多变量等),最优化计算存在费时、局部最优问题.最优控制的实际价值不很大^[17].

3.2.3 自适应控制 (Adaptive control methods)

微生物的动态特性要适应于不断波动的进水水量水质以及变化的环境,对于这样的非线性系统,自适应控制是理想的^[17].在生化污水处理过程中,自校正控制得到了广泛的研究,主要集中在 DO 控制.在 Ko^[38]的自适应控制中,首先采用递推最小二乘法估计过程参数,并设置一步预测输出为期望的输出,这样得到最小方差自校正控制.在 Olsson 等人^[39]和 Marsili-libelli 等人^[40]文献中,为了消除测量得到的 OUR 及其扰动,采用最小二乘法辨识简化模型的参数,并由这些参数得到 PI 控制算法(隐式自校正 PID 控制).Marsili libelli^[21]、Lee 等人^[41]采用最小二乘法直接辨识 PID 控制器的控制参数,得到控制作用(显式自校正 PID 控制).

此外,Cheruy 等人^[42]提出了基于模型加权的多模型控制方法,即针对非线性系统建立多个线性化模型,根据各自的线性化模型计算最优控制,并通过计算参数的后验概率确定控制器输出的加权值,最后由各控制器输出与权重乘积之和作为实际的控制输出.Barros 和 Carlsson^[43]研究了加碳的极点配置自校正控制.

3.2.4 智能控制 (Intelligent control methods)

从控制角度,污水生化处理过程具有如下特性:

① 非线性.污水生化处理过程中的各变量间为高度非线性,并且由于涉及到机理复杂的生化反应,这些非线性无法用传统的方法来描述;

② 不确定性.污水生化处理过程的不确定性包括由于

进水水量水质剧烈波动而引起的系统不确定性和传感器检测信息的不确定性;

③ 大滞后. 进水水量水质在滞后较长时间后才与生化池的 MLSS 浓度有关. 生化池的 MLSS、DO 浓度滞后一段时间后才影响到出水的 SS、BOD、COD 等质量指标. 这样的滞后一般以小时为单位, 并且滞后时间与进水流量有关, 因此滞后时间也是不确定的. 另一方面, 传感器检测也存在滞后, 一般在十多分钟左右.

针对这样的控制过程, 基于模型的传统控制技术(如最优控制、自适应控制)面临极大的困难, 在污水生化处理过程中, 智能控制大有用武之地.

3.2.4.1 基于规则的智能控制 (Intelligent control based on rules)

污水处理过程的目标是使出水的 BOD、COD 为最小. 实验表明^[44,45], 出水的 COD、BOD 浓度与出水的 SS 浓度直接相关. Tsai 等人^[44,45]通过控制出水 SS 达到降低出水 COD、BOD 浓度的目的. Tsai 等人^[44]根据模糊控制理论构造出水 SS 与污泥回流量、进水流量的模糊关系, 并根据该模型, 针对进水流量以及出水 SS 的要求, 计算污泥回流量, 从而得到污泥回流模糊控制算法. Tsai 等人^[45]根据进水流量进行污泥回流的模糊控制, 以达到 SS 最低的要求. 模糊逻辑包括 2 部分, 即当进水流量低于平均流量时, 增加污泥回流量; 当进水流量高于平均流量时, 停止污泥的回流. 通过这样的模糊控制逻辑确保了对沉淀池的水力冲击为最小, 保证沉淀池的固液分离效果, 从而保证 SS 浓度维持在低水平上, 同时也保证生化池的微生物达到一定的浓度. Chang 等人^[46]认为采用常规的 F/M (food/micro-organism, 有机养料与微生物比) 为常数的控制方法会严重引起沉淀池的水力冲击, 例如当进水流量增加时, 为了保持 F/M, 需要增加污泥回流量, 这样沉淀池的进水量就大大增加, 从而增加了水力冲击, 影响固液分离效果, 使出水 SS 浓度增加. 他们提出了根据进水流量以及生化池的 F/M 计算污泥回流量的模糊控制算法.

Tong 等人^[47]根据出水的 BOD、SS、NH₃-N、生化池的 MLSS、污泥回流的悬浮固体浓度采用模糊控制技术计算溶解氧、污泥回流、污泥排放的设定值. Manesis 等人^[48]根据生化反应池的氨氮浓度、硝酸盐浓度、DO、MLSS、温度以及进水与出水的 BOD 差, 采用模糊控制规则控制好氧池的空气(氧气)流量、污泥回流量、内回流量(好氧池的混合液回流到厌氧池/缺氧池). 在 Nam 等人^[49]所设计的污水处理过程的控制结构中, 上层包括了 DO 设定值计算专家系统, 下层包括了曝气补偿专家系统、阀门位置控制和鼓风机负载分配专家系统. 采用该控制系统, 出水 COD 下降了 50%, 曝气费用下降了 47%.

Ferrer 等人^[50]研究了曝气过程的模糊控制(溶解氧控制), 实际 DO 浓度与设定值的误差、误差变化以及累计误差作为模糊控制器的输入, 空气流量及其变化作为控制器的输出, 与常规的开关控制相比, 节省耗能 40% 左右. Kalker 等人^[51]采用模糊控制方法研究了 DO 设定值控制和除氮的曝气循环控制.

3.2.4.2 基于神经网络的智能控制 (Intelligent control based on neural networks)

Syu 和 Chen^[52]采用 BP 神经网络模型研究了污水处理过程的加药自适应控制. 控制系统设计以加药量最小为性能指标, 且出水 COD 满足排放指标. BP 网络结构为 7-4-1, 并考虑了时间延迟.

3.2.4.3 多智能体控制 (Intelligent control based on multi-agents theory)

Ohtsuki 等人^[53]研究了基于多智能体理论的污水处理过程的智能控制, 采用黑板结构作为与各软件智能体(专家模块 EM)进行交流的场所. EM 包括将原始数据模糊化的模糊专家 EM、产生控制作用的模糊 EM、基于 ASM1 的理论模型 EM、在线数据采集 EM、人机接口 EM 等. 采用黑板结构, 一方面, 各 EM 可随时从黑板上了解其它 EM 的信息, 并取走所需信息, 另一方面, 各 EM 将自己的信息发表在黑板上, 供其他 EM 参考.

4 结束语 (Summary)

为了确保在处理过程中微生物的生长环境和新陈代谢过程最优、提高系统的可靠性和稳定性、降低运行成本和维护成本、确保出水符合国家排放标准, 必须对污水处理过程进行自动控制. 从控制角度, 污水生化处理过程是典型的非线性、时变、不确定性、大滞后的复杂大系统, 其建模与控制对控制界提出了严峻挑战. 在我国, 有关污水生化处理过程建模与控制方面的研究报道很少, 与国外形成巨大反差.

本文综述了污水生化处理过程的建模与控制, 希望能起到抛砖引玉作用, 进一步开展污水处理过程的建模与控制方面的研究, 开辟自动控制在环境自动化方面的研究领域.

参考文献 (References)

- [1] Olsson G, Aspegren H, Nielsen M K. Operation and control of wastewater treatment—a Scandinavian perspective over 20 years [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12): 1-13
- [2] Ohts T. Control, computers and communications: Fusion in instrumentation, control and automation of water and wastewater system in Japan [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12): 15-19
- [3] Garrett M T. Instrumentation, control and automation progress in the United States in the last 24 years [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12): 21-25
- [4] Huntingdo R. Twenty years developments of ICA in a water utility [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12): 27-34
- [5] Kabouris J C. Modeling, instrumentation, automation, and optimization of wastewater treatment facilities [J]. *Water Environment Research*, 1999, 71(5): 729-736
- [6] Henze M, Grady C P, Gujer W, et al. Activated sludge model No. 1 [R]. London, England: Int. Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC), Scientific and Technical Report No. 1, 1986
- [7] Henze M, Gujer W, Mino T, et al. Activated sludge model No. 2 [R]. London, England: Int. Association on Water Pollution Re-

- search and Control (IAWPRC), Scientific and Technical Report No.3, 1995
- [8] Gujer W, Henze M, Mino T, et al. Activated sludge model No.3 [J]. *Water Science and Technology*, 1999,39(1):183 - 193
- [9] Wang S. Modeling and Computer Control of Biological Reactor Processes [M]. Hangzhou: Zhejiang University Press, 1998
- [10] Lessard P, Beck M B. Dynamic modeling of wastewater treatment processes: Its current status [J]. *Environment Science Technology*, 1991, 25(1):30 - 39
- [11] Geselbracht J J, Brill E D Jr, Pfeffer J T. Rule-based model of design judgement about sludge bulking [J]. *J. of Environment Engineering*, 1988, 114(1):54 - 73
- [12] Capodaglio A G, Jones H V, Hovotuy V, et al. Sludge bulking analysis and forecasting application of system identification and artificial neural computing technologies [J]. *Water Research*, 1991,25(10):1217 - 1224
- [13] Ayesa E, Florez J, Garcia-Heras J L, et al. State and coefficient estimation for the activated sludge process using a modified Kalman filter algorithm [J]. *Water Science and Technology*, 1991, 24(6):225 - 247
- [14] Kabouris J C, Georgakakos A P. Parameter and state estimation of the activated sludge process—I: model development [J]. *Water Research*, 1996, 30(12):2853 - 2865
- [15] Kabouris J C, Georgakakos A P. Parameter and state estimation of the activated sludge process—II: application [J]. *Water Research*, 1996, 30(12):2867 - 2882
- [16] Kabouris J C, Georgakakos A P. Parameter and state estimation of the activated sludge process: on-line algorithm [J]. *Water Research*, 1996, 30(12):3115 - 3129
- [17] Beck M B. Identification, estimation and control of biological wastewater treatment process [J]. *IEE Proc-D*, 1986,133(5):254 - 264
- [18] Holmberg A. Modelling of the activated sludge process for microprocessor-based state estimation and control [J]. *Water Research*, 1982,16(5):1233 - 1246
- [19] Holmberg A, Olsson G. Simultaneous on-line estimation of oxygen transfer rate and respiration rate [A]. In: IFAC Modelling and Control of Biotechnological Process [C]. Noordwijkerhout, Finland, 1985,205 - 209
- [20] Goto M, Andrews J F. On-line estimation of oxygen uptake rate in the activated sludge process [A]. In: Halme A. Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport System—Proc. 4th IAQPRC Workshop [C]. Pergamon, Oxford, 1985,465 - 472
- [21] Marsili-libelli S. Adaptive estimation of bioactivities in the activated sludge process [J]. *IEE Proc-D*, 1990,137(6):349 - 356
- [22] Côté M, Grandjean B P A, Lessard P, et al. Dynamic modeling of the activated sludge process: improving prediction using neural networks [J]. *Water Research*, 1995, 29(4):995 - 1004
- [23] Snesoun J, Irizar I, Ostolza X, et al. Dissolved oxygen control and simultaneous estimation of oxygen uptake rate in activated-sludge plants[J]. *Water Environment Research*, 1998, 70(3):316 - 322
- [24] Takacs I, Patry G G, Nolasco D. A dynamic model of the clarification-thickening process [J]. *Water Research*, 1991,25(10):1263 - 1271
- [25] Diehl S, Jeppsson U. A model of the settler coupled to the biological reactor[J]. *Water Research*, 1998, 32(2):331 - 342
- [26] Olsson G, Chapman D. Modelling the dynamics of clarifier behaviour in activated sludge systems [A]. In: Halme A. Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems—Proc. 4th IAQPRC Workshop [C]. Pergamon. Oxford, 1985, 405 - 412
- [27] Cho S H, Chang H N, Prost C. Steady state analysis of the coupling aerator and secondary settling tank in activated sludge process [J]. *Water Research*, 1996,30(11):2601 - 2608
- [28] Dupout R and Henze M. Modelling of the secondary clarifier combined the activated sludge model No. 1 [J]. *Water Science and Technology*, 1992,25(6):285 - 300
- [29] Andrews J F. Dynamic models and control strategies for wastewater treatment processes [J]. *Water Research*, 1974, 8(3):261 - 289
- [30] Andrews J F. Dynamic control of wastewater treatment plants[J]. *Environment Science Technology*, 1994,28(9):434 - 441
- [31] Yeung S Y S, Sincis D, Bailey J E. Optimal periodic control of activated sludge processes-II: Comparison with conventional control for structured sludge kinetics [J]. *Water Research*, 1980, 14(1):77 - 83
- [32] Kabouris J C, Georgakos A P. Optimal control of the activated sludge process[J]. *Water Research*, 1990,24(10):1197 - 1208
- [33] Kabouris J C, Georgakos A P, Camara A. Optimal control of the activated sludge process: Effect of sludge storage[J]. *Water Research*, 1992,26(4):507 - 517
- [34] Peng Y, Wang B, Wang S. Multivariable optimal control of activated sludge process-I: Basic theory and effect of DO on operational cost [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(1):11 - 19
- [35] Peng Y, Wang B, Wang S. Multivariable optimal control of activated sludge process-II: Limitation of total substrate (BOD) discharge mass [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(1):20 - 27
- [36] Peng Y, Wang B, Wang S, et al. Multivariable optimal control of activated sludge process-III: the comparison of limiting average and/or maximum BOD effluent concentration[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(2):128 - 136
- [37] Lukasse L J S, Kessman K J, Klapwijk A, et al. Optimal control of N-removal in ASPs[J]. *Water Science and Technology*, 1998,38(3):255 - 262
- [38] Ko K Y-J, McInnis B C, Goodwin G C. Adaptive control and identification of the dissolved oxygen process[J]. *Automatica*, 1982, 18(6):727 - 730
- [39] Olsson G, Rundqwist L, Eriksson L, et al. Self-tuning control of the dissolved oxygen concentration in activated sludge systems [A]. In: Halme A. Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport System-Proc. 4th IAQPRC Workshop [C]. Pergamon, Oxford, 1985,473 - 480
- [40] Marsili-libelli S, Giardi R, Lasagni M. Self-tuning control of the activated sludge process [J]. *Environment Technology Letter*,

- 1985, 6(12):576-583
- [41] Lee B K, Sung S W, Chun H D, et al. Automatic control for DO and pH in the activated sludge process in a coke wastewater treatment plant [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12):141-148
- [42] Cheruy A, Panzarella L, Denat J P. Multimodel simulation and adaptive stochastic control of an activated sludge process [A]. *Proc. of Modelling and Control of Biotechnical Processes [C]*. Finland, 1982, 127-133
- [43] Barros P R, Carlsson B. Iterative design of a nitrate controller using an external carbon source in an activated sludge process [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12):95-102
- [44] Tsai Y P, Ouyang C F, Chiang W L, et al. Construction of an on-line fuzzy controller for the dynamic activated sludge process [J]. *Water Research*, 1994, 28(4):913-921
- [45] Tsai Y P, Ouyang C F, Chiang W L, et al. Effluent suspended solid control of activated sludge process by fuzzy control approach [J]. *Water Environment Research*, 1996, 68(6):1045-1053
- [46] Chang W C, Ouyang C F, Chiang W L, et al. Sludge pre-recycle control of dynamic enhanced biological phosphorus removal system: an application of on-line fuzzy controller [J]. *Water Research*, 1998, 32(4):727-736
- [47] Tong R M, Beck M B, Latten A. Fuzzy control of the activated sludge wastewater treatment process [J]. *Automatica*, 1980, 16(3):695-701
- [48] Manesis S A, Sapidis D J, King R E. Intelligent control of wastewater treatment plants [J]. *Artificial Intelligence in Engineering*, 1998, 12(2):275-281
- [49] Nam S W, Myung N J, Lee K S. On-line integrated control system for an industrial activated sludge process [J]. *Water Environment Research*, 1996, 68(1):70-75
- [50] Ferrer J, Rodrigo M A, Seco A, et al. Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38(3):209-217
- [51] Kalker T J J, van Goer C P, Roeleveld P J, et al. Fuzzy control of aeration in an activated sludge wastewater treatment plant: Design, simulation and evaluation [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(4):71-78
- [52] Syu M J, Chen B C. Back-propagation neural network adaptive control of a continuous wastewater treatment process [J]. *Industrial Engineering Chemistry Research*, 1998, 37(12):3625-3630
- [53] Ohtsuki T, Kuwazoe T, Masui T. Intelligent control system based on blackboard concept for wastewater treatment process [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(12):77-85

本文作者简介

杜树新 1967年生,副研究员.分别于1989年,1992年,1995年在江苏理工大学,西安交通大学,西北工业大学获学士,硕士和博士学位,1995~1997年在浙江大学从事博士后研究工作,1997年留校任教至今.主要研究方向为自适应控制,分散控制,污水处理过程建模与控制. Email: shxdu@iipc.zju.edu.cn

(上接第659页)

- [73] Bousson K, Steyer J, Trave Massuyes L, et al. From a rule-based to a predictive qualitative model-based approach using automated model generation [J]. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 1998, 11(4):477-493
- [74] Milne R, Trave-Massuyes L. Real-time model based diagnosis of gas turbines [A]. *Proceedings of the 8th Int. Conference on Applications of Artificial Intelligence in Engineering [C]*. Toulouse, France, 1993, 2:265-278
- [75] Milne R, Nicol C, Ghallab M, et al. TIGER: Real-time situation assessment of dynamic systems [J]. *Intelligent Systems Engineering*, 1994, 3(3):103-124
- [76] Leyval L, Ledoux A. Qualitative simulation for supervision of a nuclear reprocessing plant [A]. *IFAC/IMACS Symposia on Fault Detection, Supervision and Safety for Technical Processes SAFEPROCESS'91 [C]*. Baden-Baden, Germany, 1991, 523-527
- [77] Leyval L, Montmain J, Gentil S. Qualitative analysis for decision making in supervision of industrial continuous processes [J]. *Mathematics and Computers in Simulation*, 1994, 36(2):149-163
- [78] Leyval L, Gentil S, Feray-Beaumont S. Model-based causal reasoning for process supervision [J]. *Automatica*, 1994, 30(8):1295-1306
- [79] Lackinger F, Nejedl W. Integrating model-based monitoring and diagnosis of complex dynamic systems [A]. *Proc. of the 12th Int. Conference on Artificial Intelligent [C]*. Sydney, Australia, 1991, 2:1116-1122
- [80] Forstner D, Lunze J. Qualitative model-based fault detection of a fuel injection system [A]. *4th IFAC Symposium on Fault Detection Supervision and Safety for Technical Processes' 2000 [C]*. Budapest, Hungary, 2000, 1:28-39

本文作者简介

王文辉 1975年生,1999年7月于清华大学获学士学位,目前为清华大学博士研究生.研究方向:故障诊断,定性推理. Email: wangwenhui99@mails.tsinghua.edu.cn

周东华 1963年生,1990年于上海交通大学获博士学位,目前为清华大学教授,博士生导师,中国自动化学会副秘书长,技术过程的故障诊断与安全性专业委员会秘书长.研究方向:动态系统的故障诊断与容错控制.