



广州市市政工程设计研究院

Guangzhou Municipal Engineering Design & Research Institute

广州市 城市污水污泥 特性及 ASM 模型应 用研究

隋 军 汪传新 林敏兰 张发根 编著

广东省出版集团
广东科技出版社



广州市城市污水污泥特性 及 ASM 模型应用研究

隋 军 汪传新 林敏兰 张发根 编著

廣東省出版集團
广东科技出版社
·广州·

图书在版编目 (CIP) 数据

广州市城市污水污泥特性及 ASM 模型应用研究/隋军等编著. —广州: 广东科技出版社, 2009. 11
ISBN 978 - 7 - 5359 - 5026 - 0

I . 广… II . 隋… III . ①城市污水—污水处理—广州市
②污泥处理—广州市 IV . X703

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2009) 第 193091 号

责任编辑: 尹少群

责任印制: LHZH

出版发行: 广东科技出版社

(广州市环市东路水荫路 11 号 邮码: 510075)

E - mail: gdkjzbb@21cn. com

<http://www.gdstp.com.cn>

经 销: 广东新华发行集团股份有限公司

印 刷: 佛山市浩文彩色印刷有限公司

(南海区狮山科技工业园 A 区 邮编 528225)

规 格: 889mm × 1194mm 1/16 印张 7.5 字数 180 千

版 次: 2009 年 11 月第 1 版

2009 年 11 月第 1 次印刷

定 价: 24.00 元

如发现因印装质量问题影响阅读, 请与承印厂联系调换。

编 写 人 员

编 著 者 隋 军 汪传新 林敏兰 张发根

参编人员 牛 樱 陈贻龙 李昀涛

彭 勃 邱 维 程 瑾

序 言

生物处理是当前和未来很长一段时间污水处理和水污染治理最广泛、最有效和最经济的技术。要顺应时代的需要和发展，污水生物处理技术的智能化控制、信息化管理，以及高效利用能源成为迫切需要解决的问题。要解决这些问题，充分认识污水以及由污水处理产生的污泥的特性是非常必要的，污水生物处理数学模型是优化设计节能型污水生物处理工艺、实现智能化控制与信息化管理的基础。

本书就广州市常规水质特征和模型水质特征进行了测试分析，对部分水质测定给定了参考方法；介绍了世界流行的用于预测和模拟活性污泥过程的数学模型 ASM，并以此为基础开发了相关的软件系统；利用开发的软件系统来模拟现有污水处理厂的运行状况，并针对其中的不足作了优化模拟或优化建议。

这些模型在欧美等国家的城市污水处理厂的设计和运行中得到广泛应用，其效果显著。实践证明，利用数学模型可将城市污水的设计、运行和管理提高到一个具有规律性和定量化的高度。但是数学模型只为我们提供了模拟活性污泥系统的方法和框架，所涉及的与各地区污水和污泥特性有关的各种水质组分及动力学、化学计量学参数的确定是模型应用的前提和基础。因此，城市污水、污泥水质特性参数和动力学参数的鉴定成为城市污水处理厂精确模型化优化设计和运行的关键。

本书以 ASM 模型为概念平台，将模型中水质特性参数、动力学参数与广州地区城市污水、污泥特性关联起来，建立了污水、污泥特性与几类污水生物处理工艺动力学参数之间的定量关系，为实现活污泥法设计和运行的模型化提供必要的前提和条件，将为广州地区城市污水处理厂的设计和运行提供精确的设计和优化手段。本书具有广阔的应用前景，使广州地区城市污水生物处理向着更理性、量化的方向发展。本书根据试验测定的广州市污水和污泥特性而开发的污水和污泥 ASM 数学模型及软件，也可作为参考推广应用于其他城市污水处理厂运行管理中。如果以试验测定的该城市各污水处理厂的污水和污泥特性参数取代广州市的有关参数，其改进模型更具有使用价值。

本书主编隋军博士从事污水处理教学、研究和工程实践 20 余年，其数学功底深厚，是国内最早从事污水处理数学模型的研究与开发者之一，隋军博士在厌氧生物处理和活性污泥处理工艺数模研发中硕果累累、成就颇丰、堪称我国污水处理数模开拓先锋和杰出代表。他在广州市市政工程设计研究院担任院长期间，领导和组织该院有关同事对广州市一些污水处理厂的污水和污泥做了大量的特性测试，获得了翔实的数据。本书是他们在借鉴国外有关数学模型的基础上，运用最新的数学模型技术和方法，研究和开发的广州市污水活性污泥工艺运行和设计数学模型。本书内容充实丰富，有诸多创新和独到之处，理论水平高，实用价值大，值得阅读和参考借鉴。

国际水科学院终身院士
哈尔滨工业大学教授
王宝贞
2009 年 10 月 13 日

前 言

我国水污染状况严重，水质性缺水越来越成为困扰人民正常生活、妨碍经济持续发展的重要因素。国家近年来加大了对环境治理的投资，兴建改建了大量城市污水处理厂，努力提高城市污水的处理率。

污水处理厂的投资是非常昂贵的，这使得投资者希望污水处理厂的建设费尽可能地节省，而污水处理厂的运营管理希望污水处理厂在运行中能够发挥其最大的功效。然而在目前，城市污水处理的工艺虽然基本成熟，但工程师们对污水处理效果的预测还是基本停留在依靠经验的水平上。有时候为了减少工程造价采用比较大胆的设计参数，结果达不到要求的处理能力，不得不重新改造；有时候又为了避免设计不达标，过于保守的选择设计参数，造成投资的浪费。

对于现有的污水处理厂，如何有效地运行管理是主要问题。随着排水标准的日趋严格与城市的发展，早期的污水处理厂逐渐无法适应新的要求。是否可以通过调整运行方式解决这一问题呢？如果需要改建，如何改建呢？新建的污水处理厂，通常总是有一定的预留量，设计规模往往远大于实际污水负荷，那么在现阶段，又如何调整运行方案，可以在节省运行成本的同时又保证污水处理厂的正常运行？通常面对这些问题的时候，工程师选择通过试验来解决，但是试验方法具有很大的局限性。首先，生物试验周期太长，一个试验要花费半年到一年的时间；其次，为了得到最优结果，试验需要多参数、多方案比较，要求大量时间与花费。第三，由于试验与实际工程规模上的巨大差距，试验并不能完全反映工程实际。

污水处理数学模型能够在很大程度上弥补这些缺陷。工程师能够通过计算机方便快捷的模拟各种方案，并预测处理效果与运行费用，不受时间与费用的制约。利用数学模型的计算机模拟，选择适当的方案，与实际试验相结合，可以使试验周期最短，花费最省，而得到的结论更具有可靠性。

国际水质协会组织成立了活性污泥模型国际专家组，研究用数学模型来描述活性污泥系统内各种复杂的反应过程，并将其用于城市污水处理厂的工艺设计和运行控制。经多年努力专家组开发出了活性污泥数学模型 ASM1、ASM2 和 ASM3。这些模型在欧美等国家的城市污水处理厂的设计和运行中得到广泛应用，其效果显著。实践证明，利用数学模型可将城市污水的设计、运行和管理提高到一个非常理性的、定量化的高度。但是数学模型只是为我们提供了模拟活性污泥系统的方法和框架，所涉及的与污水、污泥特性有关的各种水质组分及动力学、化学计量学参数的确定是模型应用的前提和基础。因此，城市污水、污泥水质特性参数和动力学参数的鉴定成为城市污水处理厂精确型模型化优化设计和运行的关键。

本书以广州地区城市污水、污泥为研究对象，以 ASM 系列模型为概念平台，将模型中水质特性参数、动力学参数与广州地区城市污水、污泥特性关联起来，建立污水、污泥特性与动力学参数之间的定量关系，为实现活污泥法设计和运行的模型化提供必要的前提和条件，为广州地区城市污水处理厂的设计和运行提供精确的设计和优化手段。

目 录

前 言

第一章 活性污泥数学模型的历史与现状	(1)
第一节 污水生物处理模型发展历史	(1)
第二节 活性污泥数学模型的现实必要性	(2)
第三节 模型在国内的研究应用现状	(3)
第四节 小结	(4)
第二章 ASM 主要模型的机理与构建	(5)
第一节 概述	(5)
一、简要说明	(5)
二、模型基础	(5)
第二节 ASM3 介绍	(6)
一、出现的背景	(6)
二、ASM1 与 ASM3 的理论差异	(6)
三、ASM3 模型的基本内容与结构	(7)
第三节 ASM2D 介绍	(10)
一、出现的背景	(10)
二、ASM2D 模型的基本内容与结构	(10)
第四节 模型应用的构建基础	(15)
一、基本质量守恒方程式	(15)
二、区分组分的质量守恒方程式	(16)
第五节 模型应用约束条件	(17)
一、ASM3 的使用限制	(17)
二、ASM2D 的使用限制	(17)
第六节 小结	(17)
第三章 广州市水质特性参数分析	(18)
第一节 基本概况	(18)
一、广州市概况	(18)
二、城市排水概况	(18)
三、调查点概况	(18)
第二节 常规水质分析	(18)
一、主要水质指标	(19)
二、可生化性分析	(26)
三、碳氮比分析	(27)

四、碳磷比分析	(28)
第三节 模型水质特性参数分析	(29)
一、测定分析概述	(29)
二、BCOD 的测定	(30)
三、溶解性及颗粒性 COD 等的分析	(32)
四、其他测定	(33)
第四节 小结	(33)
一、常规水质参数	(33)
二、模型水质特性参数	(34)
第四章 基于 ASM3 的运用研究	(35)
第一节 模型建立及应用条件探讨	(35)
第二节 模型参数确定	(36)
一、动力学参数	(36)
二、决定性动力学参数的数值确定	(37)
三、化学计量学参数	(40)
第三节 模型验证与仿真	(40)
一、猎德污水处理厂一期工艺简介	(40)
二、猎德污水处理厂一期运行模拟模型	(40)
三、模拟结果分析	(41)
第四节 工艺的运行优化	(44)
一、猎德污水处理厂目前存在的问题与改进的方案	(44)
二、模拟计算及结果分析	(46)
第五节 小结	(48)
第五章 交替式生物反应器研究	(49)
第一节 概述	(49)
第二节 污泥浓度变化	(50)
一、理论分析	(50)
二、实际测量	(53)
三、理论与实际数据的结合	(58)
第三节 中间池水质变化研究	(59)
一、实验安排	(59)
二、测定结果	(59)
第四节 沉淀池出水水质研究	(62)
一、实验安排	(62)
二、测定结果	(62)
第五节 运行优化	(64)
一、常规的脱氮除磷过程	(64)
二、UNITANK 与 SBR 的关系	(65)
三、UNITANK 与 AA/O 或 A/O 的关系	(65)
四、UNITANK 生物脱氮除磷效能简析	(65)
五、优化分析与建议	(66)

第六节 小结	(66)
第六章 基于 ASM2D 的软件开发	(68)
第一节 软件开发的基础	(68)
一、工艺模型的选择和构建	(68)
二、生化模型的选择	(68)
三、数据收集	(68)
四、运行操作及核定	(69)
五、模拟目标	(69)
第二节 软件规划设计	(69)
第三节 软件简介	(70)
一、系统启动	(70)
二、用户登录	(70)
三、系统主界面	(71)
四、数据库管理	(72)
五、动力学模型	(72)
六、工艺模型	(76)
七、辅助功能	(89)
第四节 小结	(91)
第七章 软件在 UNITANK 工艺模拟中的应用	(92)
第一节 模型参数的确立	(92)
一、水质特性参数	(92)
二、化学计量系数	(92)
三、动力学参数	(93)
第二节 模拟工艺构建	(93)
第三节 污泥分布模拟结果	(94)
一、A 池（边池）	(94)
二、B 池（中间池）	(95)
第四节 过程水质模拟结果	(96)
一、溶解氧模拟	(96)
二、B 池模拟	(97)
三、C 池出水模拟	(99)
第五节 模拟策略对比	(101)
一、对比策略选择	(101)
二、结果对比	(101)
第六节 小结	(103)
参考文献	(104)
后 记	(107)

第一章 活性污泥数学模型的历史与现状

第一节 污水生物处理模型发展历史

在活性污泥的运行与设计中，多年来长期采用经验与半经验公式的方法。由于这种设计方式是一种粗放式的设计方式，难以使工程设计实现最优化，同时也难以准确指导污水处理厂的运行管理。所以，从 20 世纪 40 年代起，国外一些学者开始深入研究基质降解与微生物生长的规律，并引入化工领域的反应器理论及微生物的生理学理论，将基质降解、微生物生长以及各参数之间的关系用数学模型表示。

1942 年 Monod 提出了著名的以米 - 门公式为基础的 Monod 方程，建立了活性污泥数学模型的基础。在此基础上 Eckenfelder, Mckinney, Lawrence 和 McCarty 等人相继建立了活性污泥法数学模型，这些数学模型都是静态的，单单考虑了污水中含碳有机物的去除，其中 1970 年推出的 Lawrence - McCany 模型，强调了生物固体停留时间 SRT 的重要性，在污水处理学术界得到了比较广泛的承认。

传统静态模型经过长期的使用结果表明，静态模型无法在进水水质发生波动时及时预测系统运行结果，无法反映污水处理的实际情况。要突破这种局限就必须建立动态模型。

活性污泥的动态模型是从 20 世纪 80 年代，结合计算机的发展而逐步建立与完善起来的。活性污泥法动态模型主要有 3 种：语言模型、时间序列模型和机理模型。语言模型主要指专家系统，其研究尚处在初始阶段；时间序列模型又称为辨识模型，对监测控制系统的要求较高；目前发展与运用比较多的是机理模型。

比较著名的几种动态机理模型有：

1) Andrews 模型：由美国的 J. F. Andrews 等人于 20 世纪 80 年代提出。该模型提出了“贮存 - 代谢”机理，引入底物在生物絮体（活性污泥）中的贮存机理，区别溶解和非溶解性底物，解释有机物的快速去除现象，预测实际中观察到的底物浓度增加时微生物增长速度变化的滞后现象和耗氧速率的瞬变响应特性。

2) WRC 模型：强调了非存活细胞的生物代谢活性，认为有机物的降解可以在不伴随微生物量增长的情况下完成，以此解释在应用 Monod 动力学根据有机物的去除预测微生物量增长时出现的问题。

3) Wentzel 模型：Wentzel 在 1989 年推出其活性污泥的动力学模型。不过此时 Wentzel 模型主要针对生物除磷。Wentzel 模型同样使用矩阵形式。1997 年 Wentzel 在 ASM1 的基础上加入其生物除磷的动力学模型，形成了新的 Wentzel 模型。Wentzel 模型中考虑了 COD 的损失这一现象，选用非聚磷异养菌的，把易生物降解的 COD 转化为 SCFA 的发酵过程，以 Monod 方程表示其动力学，同时假设其转化并不完全，即一单位的易生物降解的 COD 转化为不足一单位的 SCFA，从而可解释部分的 COD 损失。聚磷菌在厌氧时吸收 SCFA 并以 PHB 的形式贮存，伴随着磷的释放。根据 Wentzel 的生化模型，若有 2.25 mol 的醋酸，则其中 2 mol 进入 PHB（聚 β 羟基丁酸），0.25 mol 直接进入 TCA 循环（三羧酸循环）。基于此，每单位的 SCFA 转化成为 0.89 单位的 PHB。

目前最流行并且得到最广泛关注与运用的就是由国际水协会（前国际水污染研究与控制协会）推出的 ASM 系列模型。

1982 年，当时的国际水污染与控制协会成立了活性污泥法设计和运用数学模型课题组，并在 1987 年推出了活性污泥 1 号模型（ASMI），该模型包括了碳氧化、硝化和反硝化作用，以矩阵形式描述了污

水中异养菌的生化过程等 8 种反应。模型中包含 13 种组分、5 个化学计量常数和 14 个动力学参数。它可以很好的描述污水系统的构造状况、进水水质特性以及系统运行参数，所以得到了普遍的认同。并广泛作为模型进一步深化发展的基石。

ASMI 自推出以来在欧美得到广泛应用，但随着生物除磷工艺自 20 世纪 90 年代初被普遍地应用，研究者对除磷工艺基本现象有了更为深刻的认识。同时，ASM1 由于没有包含磷的吸收和释放过程，无法模拟包含除磷的活性污泥处理，进一步应用受到了限制。

就是在这一背景下，1994 年，国际水质协会的专家组又推出了 ASM2，它不仅包含污水中含碳有机物和氮的去除，还包含了生物除磷和化学除磷过程，ASM2 包含 19 种物质，19 种反应，22 个化学计量系数及 42 个动力学参数。后来基于对反硝化时候聚磷作用的进一步认识，ASM2 在 1999 年被拓展成为 ASM2D，其中包括了对反硝化聚磷菌的模拟。

随着对活性污泥工艺的深入的理解，特别是认识到胞内物质在微生物新陈代谢中起到了及其重要的作用。同时，ASM1 号模型经过长期的应用也暴露了一些缺陷。所以，1998 年，数学模型课题组开发了新的模型平台——ASM3，以便为下一代模型的应用建立工具。

纵观活性污泥数学模型的发展历史，我们可以发现，活性污泥数学模型的发展史也就是研究者对活性污泥法理论认识的发展史。近 15 年的经验表明，取得新进展的周期越来越短。而模型发展的终极目标，获取一个最终的总模型，也将指日可行。

第二节 活性污泥数学模型的现实必要性

目前我国水污染状况严重，2004 年废水排放量为 482.4 亿 t，其中工业废水排放量为 221.1 亿 t，生活污水排放量为 261.3 亿 t。化学需氧量（COD）排放总量为 1 339.2 万 t，其中工业排放量为 509.7 万 t，生活排放量为 829.5 万 t。氨氮则分别为 133.0 万、42.2 万和 90.8 万 t。当年的城市污水处理率为 45.6%，其中生活污水处理率仅为 32.3%。

近年来，为减少或消除水环境污染对人民正常生活及社会经济持续发展的影响，国家加大了对水环境治理的投资，兴建改建了许多城市污水处理厂，努力提高城市污水的处理率。同时，由于污水的活性污泥生物处理法具有处理效果好、运行成本低等特点而成为控制水环境污染的一项基本与主要的方法。到目前为止，绝大多数城市污水处理厂采用了活性污泥工艺。

但是，城市污水处理厂的投资通常是非常昂贵的，如何节省建设和运行成本，发挥污水处理工艺的最大效能是投资者及运营者最为关注的问题。目前城市污水处理工艺虽然基本成熟，但预测污水处理效果基本上还是停留在依靠经验的水平上。有时候为了减少工程造价采用比较大胆的设计参数，结果达不到要求的处理效果，不得不重新改造；有时候又为了避免设计不达标，过于保守地选择设计参数，造成投资的浪费。

另一方面，调整工艺运行方案、改造旧工艺或者开发新工艺，其运行效果一般通过小规模甚至现场大规模试验进行预测，但是试验方法具有很大的局限性。首先，生物试验周期长，一个试验要花费半年甚至更多的时间；其次，为了得到最优结果，试验需要多参数、多方案比较，耗费大量时间与费用；最后，由于试验装置与实际工程规模上的巨大差距，试验结果并不能完全正确地反映工程实际运行效果。

污水处理数学模型能够在很大程度上弥补试验方法的缺陷。将污水处理数学模型与计算机技术相结合，可以方便快捷地模拟各种试验方案，并预测处理效果与运行费用，不受时间与费用的制约。利用计算机模拟，选择适当的方案和控制参数，与实际试验分析相结合，可以使试验周期短，花费少，得到的结论更具可靠性。

ASM 系列模型在欧美等地区的城市污水处理厂的设计和运行中得到广泛应用，效果显著。实践证明，利用数学模型可将城市污水的设计、运行和管理提高到一个非常理性的、定量化的高度。但是数学模型只是为我们提供了模拟活性污泥系统的方法和框架，所涉及的与污水、污泥特性有关的各种水质组

分及动力学、化学计量学参数的确定是模型应用的前提和基础。因此，城市污水、污泥特性参数和动力学参数的鉴定成为城市污水处理厂优化设计和运行的关键。

广州市为建设“碧水蓝天”的宜居城市、首善之区，在城市污水整治方面投入了大量人力物力，以达到节能减排的效果。同时，为提高污水处理的管理水平，正努力建设信息化、自动化平台。可以肯定，活性污泥数学模型将为广州的污水处理事业提供必要和基础的技术支持。但是，若要有效使用活性污泥数学模型，高精度设计和运行活性污泥工艺，就必须具备广州地区城市污水、污泥特性的基础材料以及污水、污泥特性与动力学参数之间的关系。

第三节 模型在国内的研究应用现状

我国在活性污泥模型方面的研究、使用起步较晚，相对国外而言还比较落后。国内的活性污泥系统的设计和运行大多基于稳态，而城市污水处理厂的实际运行表明污水的水质水量随时间不断变化，使实际的系统出水水质不断波动，给运行管理带来了很多困难。

国内在活性污泥模型方面做的工作，大多局限于对稳态模型的介绍和研究。例如顾夏声着重介绍各种废水与生物处理数学模型的推导和基本应用；钱易等应用 Lawrence – McCarty 模型对活性污泥工艺中泥龄的影响进行了实验研究；张自杰等对 EcKenfelder、McKinney、Lawrence – McCarty 等模型的理论、应用和研究成果作了较为全面的论述。

在动态模型研究方面，有研究者利用 ASMI 和 ASM2 提出了活性污泥好氧生物稳定过程的数学模型。陈立利用 EFOR 软件对某奥贝尔氧化沟处理工艺的波动负荷进行动态模拟。结果表明高峰负荷与高峰流量下，微生物的耗氧速率、硝化反硝化速率呈基本相似的变化，在运行 10d 后系统才趋于稳定。黄勇博士通过理论分析和实验的方法，系统深入地研究了悬浮生长反应器去除废水中有机污染物的生物反应动力学，建立了活性污泥工艺系统的综合动态数学模型，这一模型反映了活性污泥工艺系统的各种主要的过程特性和动态行为，适用于研究普通活性污泥法及其他以含碳有机物去除为目的的各种改良的活性污泥工艺；可用于模拟和预测曝气 – 二次沉淀池综合系统的稳态和动态性能。而且，较为全面地探讨了动力学和计量参数估值和废水特性测定的基本理论和试验方法，并针对城市污水进行了试验研究和测定；提出、发展和应用了以系统的溶解氧 DO、耗氧速率 OUR、混合液及滤液的化学需氧量 COD 为测定量的几项基本试验技术以及相应的数据处理方法：包括分批反应器中脉冲负荷试验、适当初始负荷试验和污泥消化试验以及流动全混反应器矩形波负荷试验，得到了有关的模型参数和试验废水的水质特性参数。

具体应用模型于污水处理厂的设计或改造的文献报道几乎为零。一方面，如果要利用 IAWQ 数学模型，就必须对进水水质进行划分以及确认模型中众多参数。由于此两者的具体实现方法并没规范化，而且国内基于这个目的的研究与实验数据积累几乎为一片空白，所以以此为基础模型的应用就非常困难。另一方面，模型的模拟和应用离不开计算机软件技术的支持，在模型的建立、改进、使用中必然需要软件设计方法。

因此，加强对活性污泥系统反应机理研究的重要性不言而喻，但是加快适合我国特点的活性污泥模型研究更是当务之急。由于我国幅员辽阔，各地区经济发展不平衡，污水水质差异很大，必须在不同的地区选出几个不同处理工艺，以有代表性的活性污泥法的城市污水处理厂作为试点进行试验，进而建立适合我国的活性污泥模型，使之可以进行稳态及动态模拟，同时也为污水处理的自动化打好基础。以前国内关于动态活性污泥系统的模拟程序或相关软件的开发近乎空白，因此环境科学与计算机科学技术之间需要互相合作，进行污泥模型相关软件的开发，弥补国内同类软件的空白，为将来活性污泥模型在我国的广泛应用奠定基础。

第四节 小 结

本章简要介绍了活性污泥数学模型的发展历程及其在国内外的研究应用情况。

活性污泥数学模型是联系活性污泥工艺传统设计运行方式和计算机自动化、高精度设计运行的桥梁，是实现活性污泥工艺智能和信息化管理的基础。开展活性污泥数学模型相关的污水、污泥水质特性和动力学参数研究，是有效利用数学模型的必要条件。

第二章 ASM 主要模型的机理与构建

第一节 概述

一、简要说明

依据现有城市污水处理厂实际应用的工艺现状，并考虑到未来城市污水处理工艺的发展趋势，跟随对生物过程和模型的研究进展，把结合了模型研究最新研究成果的 ASM3 以及扩展了模拟对象的 ASM2D 作为 ASM 模型研究的基础模板，并以此为基础，来探讨模型应用的相关问题。

二、模型基础

1. 组分

1) 概念：模型所包含的并参与活性污泥的生物化学过程的物质，如有机底质、溶解氧、氨氮、生物体、内贮物等。

2) 命名： S 表示可溶性组分； X 表示不可溶性组分。下标 B , S , O 分别表示微生物、底物、氧。指数 i 代表组分编号（用于化学计量矩阵）。

2. 生化过程

1) 概念：模型所包含的系统中与微生物生命活动、物理化学反应相关的各个过程，它包括了动力学参数、过程速率。如微生物的生长和衰减。

2) 命名：指数 j 代表过程编号（用于化学计量矩阵）； ρ 表示过程速率，如 ρ_j 表示第 j 个过程的速率。

3. 化学计量矩阵的建立

作者提出用矩阵格式来描述模型是最好的方法。现以 ASM2 中的硝化菌的生长和衰减为例来加以说明，其化学计量矩阵如表 2-1 所示。

表 2-1 硝化菌生化过程的化学计量矩阵

组分 i 过程 j	1 S_{O_2}	2 S_{NH_4}	3 S_{NO_3}	4 S_{PO_4}	5 X_I	6 X_S	7 AUT
16. X_{AUT} 的好氧生长	$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$	$-i_{NBM} - \frac{1}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{PBM}$			1
17. 溶菌		v_{17, NH_4}		v_{17, PO_4}	f_{X_I}	$1 - f_{X_I}$	-1

注：①矩阵中元素（组分和过程交叉点）为化学计量系数 v_{ji} ，它描述了单个过程中各组分之间的数量关系，比如产生 1 单位的硝化菌，同时产生 $1/Y_A$ 的硝态氮。②负号表示消耗，正号表示产生。③空白表示该组分不参与对应的过程。

1) 所涉及组分：溶解性的有氧、氨氮、硝酸盐氮和磷，分别记为、 S_{O_2} 、 S_{NH_4} 、 S_{NO_3} 、 S_{PO_4} 。不可溶的有惰性颗粒有机物、慢性降解有机物和菌体，分别记为、 X_I 、 X_S 、 X_{AUT} 。

2) 所涉及过程：硝化菌的生长和衰减（溶菌）。

4. 质量平衡方程

在系统的边界内（限定体积或微分体积），单个组分的浓度可能受到各种不同过程的影响。用矩阵描述可以简单地认识各组分的变化过程，列出质量平衡方程。质量平衡的基本关系式是：

$$\text{累计} = \text{输入} - \text{输出} + \text{生成}$$

输入和输出由被模拟的系统的物理特性决定，生成项代表所有相关组分参与的所有反应的总和。对某组分而言，如果生成项是正的表示系统有该组分的产生，负的表示该组分被消耗。生成项 r_i 通过计算化学计量系数 v_{ji} 和组分 i 的过程速率式 ρ_j 乘积之和得到：

$$r_i = \sum_j v_{ji} \rho_j$$

对特定的物理系统，还需考虑回流项。而且由于任何一个组分的反应项都可能是几种其他组分浓度的函数，所以有必要同时求解几个质量平衡方程以得到给定系统内几种组分的浓度。

5. 连续性

连续性方程遵循数学平衡原则，即在生化反应中，元素、电子（或 COD）及净电荷既未形成也未被破坏，与连续性有关的物质 c 可以是 COD、氮、磷和电荷等。

对所有过程 j 和所有与连续性有关的物质 c 都有效的连续性方程可写为：

$$\sum v_{ji} i_{ci} = 0 \quad (\text{对所有组分 } i \text{ 而言})$$

每个连续性方程包含一个预测性信息，可应用于每个相应的过程。如果其他系数已知，每个连续性方程允许对一个化学计量系数进行预测而不必通过试验测定。

第二节 ASM3 介绍

一、出现的背景

1987 年国际水质协会（IAWQ）推出了活性污泥 1 号模型（ASM1），相关的数学模型已被编制成各种计算机程序，用于模拟市政污水的活性污泥处理系统，已成为科学的研究和实际工程强有力的工具。ASM1 运用 10 多年来，模型中的一些缺陷逐渐暴露出来。针对 ASM1 在实际运用中的缺陷以及在理论上对有机物贮存的新的认识，国际水协决定提出新的模型以克服这些不足，并以新模型的发展作为模拟应用的新标准。于是在 1999 年推出了 ASM3。ASM3 所涉及的主要反应过程和 ASM1 相同——以处理生活污水为主的活性污泥系统中的氧消耗、产污泥、硝化和反硝化作用等。

二、ASM1 与 ASM3 的理论差异

ASM1 和 ASM3 在理论上存在两个重要的区别，一个是关于衰减过程，一个是关于有机物的贮存过程。

在 ASM1 中，曾引入一个单独的衰减过程（死亡分解）来概括所有环境条件下（好氧、缺氧）的所有衰减过程。这是因为当 1985 年 ASM1 初次发表的时候，计算能力还很有限，采用最简单的描述方法可以节省计算时间。目前，由于计算机的快速发展，计算不会是模拟的限制因素，故在 ASM3 中引入一个可以真实反映死亡分解的衰减过程——内源呼吸，接近于观察到的现象。

在 ASM1 中，由于采用死亡分解理论，COD 反应流程非常复杂。异养菌的死亡（衰减）、再生循环，与硝化菌衰减的相互影响作用非常强烈。这两种衰减过程在反应细节上差异很大，这导致了 ASM1 中两种衰减速率意义上的差异，并且容易混淆。而在 ASM3 中，分别对两种生物体的所有转换过程进行了清晰的区分，并以相同的模式进行描述。

ASM1 中，反应的重点是水解过程；在 ASM3 中，反应过程的重点由水解转到了有机物的贮存。认定易生物降解的底物 (S_s) 的变化是基于贮存过程，而不是基于生长过程。

三、ASM3 模型的基本内容与结构

1. 组分组成

ASM3 将所有物质分为 13 种组分，其中溶解性物质 6 种，颗粒性物质 7 种。

1) S_{O_2} ——溶解氧：溶解氧可以直接进行测定，并受到气体交换的影响。在化学计量学计算中， S_{O_2} 被看做为负理论需氧量。

2) S_i ——惰性溶解性有机质：进水带入或在颗粒性物质水解的过程中产生，在处理装置中不会再进一步被降解。

3) S_s ——易生物降解有机底物：可直接被异养菌降解利用，在 ASM3 中这些基质首先被异养生物占有，并以 X_{sto} 的形式贮藏。

4) S_{NH_4} ——氨态氮：进水中体现为总凯氏氮减去进水组分所含有机氮。

5) S_{N_2} ——氮气：由反硝化产生，可用来预测由 N_2 过饱和而在二次沉淀池中产生诸如浮泥等问题。

6) S_{NOX} ——硝酸盐加亚硝酸盐：在化学计量学计算中，假定 S_{NOX} 仅仅是硝酸盐，表现为负理论需氧量。

7) S_{ALK} ——污水碱度：用重碳酸盐表示，用来及早预测可能出现的低 pH 值情况。

8) X_i ——惰性颗粒性有机物质：这一物质在系统内不再降解，并且附着在活性污泥絮体上。来源于进水和生物衰减。

9) X_s ——慢速可生物降解底物：属高分子量、可溶、胶态颗粒物质，必须通过胞外水解作用转化为 S_s 才能被降解利用，只来源于进水。

10) X_h ——异养菌：完成对 X_s 的水解和将 S_s 以 PHA 或糖原形式形成机贮藏产物 X_{sto} ，大部分还可以缺氧生长。

11) X_{sto} ——异养菌胞内贮存物质：包括 PHA、糖原等。仅伴随 X_h 而产生，但并不包含在的 X_h 质量里，不能直接通过分析测定 PHA 或糖原浓度来进行测定。它仅是模型要求的功能性组分，不能直接用化学方法鉴别。

12) X_a ——硝化菌：硝化生物直接将氨氮氧化为硝酸盐，ASM3 中没有考虑作为硝化中间产物的亚硝酸盐。

13) X_{ss} ——悬浮固体：包括无机部分和有机部分，既 MLSS。

2. 反应过程

ASM3 模型中的反应过程只考虑了微生物工艺转换过程，共包括 12 个生物动力学过程，国际水质协会并为每个过程提供了一个动力学表达式，并且给出了所有动力学表达式中的动力学系数在常温下的典型值。所有的动力学表达式的选定并没有基于实验数据的验证，而是以 Monod 方程式为理论基础，考虑数学计算方便的需要而确定。

ASM3 所涉及的 12 个动力学过程及速率方程式如下：

1) 水解：此过程描述进水中的所有 X_s 在异养菌作用下转变为 S_s ，并设定水解过程很活跃，与电子供体无关。这个过程不同于 ASM1 中的水解过程，对控制氧消耗速率和反硝化作用甚微。

$$\rho_1 = k_h \frac{\frac{X_s}{X_h}}{K_x + \frac{X_s}{X_h}} X_h$$

2) 易生物降解基质的好氧贮藏：描述易生物降解物质 S_s 的贮藏，以 X_{sto} 贮藏在细胞内。这个过程需要的 ATP 从有氧呼吸中获得，所有的基质首先成为贮藏物质，然后再固化为生物体，显而易见实际上无法观察到此过程，但现存模型中均未预测分别转化为贮藏、同化、异化的基质通量。在此仅提出了最简单的假设。

$$\rho_2 = k_{\text{STO}} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2}} \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} X_h$$

3) 易生物降解物质的缺氧贮藏: 这一进程等同于好氧贮藏, 由反硝化作用而不是有氧呼吸提供所需的能量, 活性污泥中仅有一部分异养生物 X_h 能够反硝化。考虑到这些, ASM3 降低了缺氧异养贮藏速率 (相对有氧呼吸而言)。

$$\rho_3 = k_{\text{STO}} \eta_{\text{NO}_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{\text{NO}_x}}{K_{\text{NO}_x} + S_{\text{NO}_x}} \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} X_h$$

4) 异养生物的好氧生长: 模型假定用于异养生物生长的基质全部由 X_{STO} 组成, 从而大大简化了模型的复杂程度。

$$\rho_4 = \mu_h \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4}}{K_{\text{NH}_4} + S_{\text{NH}_4}} \cdot \frac{S_{\text{ALK}}}{K_{\text{ALK}} + S_{\text{ALK}}} \cdot \frac{\frac{X_{\text{STO}}}{X_h}}{K_{\text{STO}} + \frac{X_{\text{STO}}}{X_h}} X_h$$

5) 异养生物的缺氧生长: 这个过程与好氧生长相似, 但呼吸基于反硝化作用, 考虑到异养菌只有一部分能反硝化, ASM3 采用了比好氧速率低的缺氧贮存速率。

$$\rho_5 = \mu_h \eta_{\text{NO}_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{\text{NO}_x}}{K_{\text{NO}_x} + S_{\text{NO}_x}} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4}}{K_{\text{NH}_4} + S_{\text{NH}_4}} \cdot \frac{S_{\text{ALK}}}{K_{\text{ALK}} + S_{\text{ALK}}} \cdot \frac{\frac{X_{\text{STO}}}{X_h}}{K_{\text{STO}} + \frac{X_{\text{STO}}}{X_h}} X_h$$

6) 好氧内源呼吸: 描述在好氧条件下考虑由与生长无关的异养菌呼吸作用而引起的各种形式生物体的减少和能量需求: 衰减、内源呼吸、溶胞作用、捕食、死亡等, 此过程与 ASMI 介绍的衰减截然不同。

$$\rho_6 = b_{h,O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} X_h$$

7) 缺氧内源呼吸: 此过程与好氧内源呼吸相似但相当慢, 尤其在反硝化过程中捕食作用的活性显著低于有氧条件。

$$\rho_7 = b_{h,\text{NO}_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{\text{NO}_x}}{K_{\text{NO}_x} + S_{\text{NO}_x}} X_h$$

8) 贮藏产物的好氧呼吸: 此过程类似于内源呼吸贮藏产物与生物体一起衰减。

$$\rho_8 = b_{\text{STO},O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} X_{\text{STO}}$$

(9) 贮藏产物的缺氧呼吸: 此过程类似于有氧过程但发生在反硝化的条件下。

$$\rho_9 = b_{\text{STO},\text{NO}_x} \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{\text{NO}_x}}{K_{\text{NO}_x} + S_{\text{NO}_x}} X_{\text{STO}}$$

10) 自养菌的好氧生长: 此过程就是好氧硝化的过程。

$$\rho_{10} = \mu_a \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4}}{K_{A,\text{NH}_4} + S_{\text{NH}_4}} \cdot \frac{S_{\text{ALK}}}{K_{A,\text{ALK}} + S_{\text{ALK}}} \cdot X_A$$

11) 自养菌的好氧内源呼吸: 描述在好氧条件下自养菌与生长无关的呼吸作用而引起的各种形式生物体的减少和能量需求: 衰减、内源呼吸、溶胞作用、捕食、死亡等。

$$\rho_{11} = b_{A,O_2} \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} X_A$$

12) 自养菌的缺氧内源呼吸: 与异养菌的缺氧内源呼吸相似。