

国内外厌氧消化模型研究进展

杨双春, 邓丹, 梁丹丹, 潘一

辽宁石油化工大学环境与生物工程学院, 辽宁抚顺 113001

摘要 厌氧生物法是一种适用于处理高浓度有机废水的高效低能耗的处理工艺, 厌氧消化模型是表述兼性细菌和厌氧细菌将可生物降解的有机物分解成二氧化碳、甲烷和水的过程模型。它是一个具有分解和水解、产酸、产乙酸和产甲烷等过程的复杂的结构化模型。本文主要介绍了国内外污泥厌氧消化模型的研究现状及其进展, 模型包括厌氧消化 1 号模型 (ADM1)、好氧活性污泥-厌氧消化模型 (ASM1-ADM1)、单相中温-厌氧消化模型 (SPMT-ADM1)、单相高温-厌氧消化模型 (SPHT-ADM1)、两相-厌氧消化模型 (TP-ADM1)、厌氧消化-活性污泥复合模型 (ADM1-ASMs)、硫酸盐还原-厌氧消化模型 (SR-ADM1)、硝酸盐还原-厌氧消化模型 (NR-ADM1)、产气-厌氧消化模型 (GPAE-ADM1)、沉淀池-厌氧消化模型 (ST-ADM1) 和抑制因子-厌氧消化模型 (IK-ADM1)。对这些模型进行了综述, 根据目前存在的不足对今后的研究方向提出了建议。

关键词 厌氧消化; 生物数学模型; 扩展模型; 污水处理; ADM1

中图分类号 X703

文献标识码 A

doi 10.3981/j.issn.1000-7857.2012.25.010

Progress in Anaerobic Digestion Models

YANG Shuangchun, DENG Dan, LIANG Dandan, PAN Yi

Department of Environmental and Biological Engineering, Liaoning Shihua University, Fushun 113001, Liaoning Province, China

Abstract The anaerobic biological method is a process of low energy consumption and high efficiency to deal with high concentration organic wastewater. An anaerobic digestion model describes how the bacteria and the facultative anaerobic bacteria decompose the biodegradable organic in the sludge into carbon dioxide, methane and water under anaerobic conditions. As a structure model, it contains all procedures, including the production processes of decomposition and hydrolysis, acid, acetic acid and methane. In this paper, some sludge anaerobic digestion models are reviewed, such as the single-phase anaerobic digestion model (SP-ADM1), the Two-Phase Anaerobic Digestion Model (TP-ADM1), the combination of the Anaerobic Digestion and the Activated Sludge (ADM1-ASMs), the Sulfate Reduction of Anaerobic Digestion Model (SR-ADM1), the Nitrate Reduction of Anaerobic Digestion Expansion Model (NR-ADM1), the Gas Production and its Expansion of the Anaerobic Digestion Model (GPAE-ADM1), the Sedimentation Tank of Anaerobic Digestion Model (ST-ADM1), and the Inhibition Kinetics of Anaerobic Digestion Model (IK-ADM1). In addition, the anaerobic digestion models are evaluated in comparison with the anaerobic digestion model 1, and some suggestions are made for future researches.

Keywords anaerobic digestion; biological mathematical model; expansion model; wastewater treatment; ADM1

0 引言

先进的水处理技术不仅包括水质的处理、污染物的资源化, 还包括技术的低能耗。如何使城市污水处理工艺实现低能耗、高效率、剩余污泥量少、脱氮除磷已经是目前水处理技术研究的方向。在众多的处理工艺中, 人们逐渐认识到采用厌氧生物处理工艺处理有机废水和有机废物的优势, 厌氧法适于处理高浓度的有机废水, 而且厌氧生物法可把有机物转化为生物能——沼气。但由于对厌氧处理技术的理论研究远

远不够, 在以往的污水厂处理工艺和运行管理中, 技术人员由于缺乏理论的指导, 在设计中出现问题, 导致很大的资源浪费^[1]。数学模型法是现代科学研究的重要手段, 利用数学模型预测进水水质和水量变化的影响以及适应这些变化所需要采取的运行措施, 能够使处理效果最优化。它有助于描述和理解生物处理系统的反应过程, 对设计提供理论上的指导; 还有助于工艺的优化和控制, 从而更好地指导实际生产运行^[2]。

收稿日期: 2012-06-14; 修回日期: 2012-07-29

基金项目: 辽宁石油化工大学博士启动资金项目 (80040118)

作者简介: 杨双春, 讲师, 研究方向为三废治理与资源化, 电子信箱: yangchun_bj@126.com

1 厌氧消化基本理论

1.1 生化-物化过程论

厌氧消化是一个极其复杂的过程,有学者将其分为生物化学过程和物理-化学过程^[9]。

(1) 生物-化学过程。一般情况下,在这个过程当中有机物质需要一些特定的酶(包括胞内酶和胞外酶)催化。还有一些复合物在这个过程中被分解为颗粒物,再经过酶的水解作用,分解为可溶性单体。

(2) 物理-化学过程。该过程包括离子结合/离解,气-液转换(比如沉淀是一个物理化学过程,但它并未包括在厌氧消化1号(ADM1)模型中)。

完全按照这种分类方式进行模型构建,会导致所构建的模型非常复杂。首先,为便于对厌氧消化过程进行数学模拟,需要进行一些假定,假定复杂的混合颗粒废物是均质的,并能够被分解成糖类、蛋白质和脂类颗粒性底物,分解后发生水解。生化方程是模型的核心,它描述了一个厌氧系统中的主要反应。为了表达物理-化学状态(如 pH 值和气体浓度)对生化反应的影响模型,模型构建时也考虑了物理-化学过程。

1.2 两段论

还有学者将有机物厌氧消化过程分为两阶段^[9],第一阶段:酸性发酵阶段,复杂的有机物(糖类、脂质和蛋白质等)在产酸菌(厌氧和兼性厌氧菌)的作用下被分解成低分子中间产物,并合成新细胞;第二阶段:产甲烷阶段,产甲烷菌将第一阶段产生的中间产物分解成甲烷和二氧化碳。

但是,事实上第一阶段的最终产物不仅仅是酸,发酵所产生的气也并不全是从第二阶段产生的。

1.3 三段论

随着人们对厌氧消化研究的不断深入,20世纪70年代末,Bryant基于产氢产乙酸菌和产甲烷菌的理论研究,在两段论基础上提出了厌氧消化的三段论^[9](图1)。第一阶段,水解与发酵,在这个过程中,多糖经过水解作用和酵解作用最终转化为脂肪酸类高级有机酸;第二阶段,酸化阶段,产氢产乙酸菌将第一阶段所产生的产物转化为 H_2 、 CO_2 和乙酸;第三阶段,产甲烷阶段。甲烷菌把甲酸、乙酸、甲胺、甲醇等基质通过不同路径转化为甲烷。

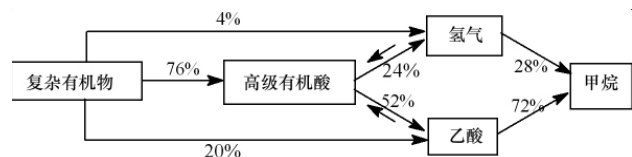


图1 厌氧发酵能流示意

Fig. 1 Anaerobic fermentation energy flow diagram

2 厌氧消化模型研究现状

2.1 模型的提出

1987年,国际水质协会推出了活性污泥1号模型(ASM1)^[6],在此之后,相继又推出了基于ASM1建立的BSM1

线性模型^[7]、ASM-AS模型(曝气系统简化数学模型)^[8]、ASM2模型^[9]、ASM3模型^[10],并且对这些模型进行不断完善^[11-13],使其很好地应用在科研和实际工程中。专家们期望建立一个厌氧消化模型,但由于厌氧消化过程中涉及的微生物种类繁多、中间产物复杂、厌氧工艺所处理的水质差异太大,再加上诸多其他限制因素,建立一个具有广泛适用性的厌氧消化模型有很大难度。2002年3月,ADM1模型才正式推出^[14]。

经过近10年的发展,国内外学者提出10余种厌氧消化模型,如单相厌氧消化模型(Single-Phase Anaerobic Digestion Model, SP-ADM1)、厌氧与活性污泥结合的模型(ADM1-ASMs)、两相厌氧消化模型(Two-Phase Anaerobic Digestion Model, TP-ADM1)、硫酸盐还原-厌氧消化模型(Sulfate Reduction of Anaerobic Digestion Model, SR-ADM1)、硝酸盐还原-厌氧消化模型(Nitrate Reduction of Anaerobic Digestion Model, NR-ADM1)和沉淀池形式的厌氧消化模型(Sedimentation Tank of Anaerobic Digestion Model, ST-ADM1)等。

2.2 ADM1模型

ADM1模型是一个由生化过程和物化过程组成,具有结构化特点的模型,它包括分解和水解、产酸、产乙酸和产甲烷等程序。该模型共有26个组分,其中包括14个可溶性组分和12个不溶性组分,底物包括长链脂肪酸(LCFAs)、氨基酸和挥发性脂肪酸(VFAs)等物质。模型采用了大量的微分代数方程(DAE),模型的生化过程和物化过程涉及7个微生物种群,方程组包括26个动态浓度变量、19个生化动力学过程、3个气液传质过程和8个隐式代数变量^[15],模型能够对厌氧生物处理工艺进行较好的预测和模拟。

生化方程是ADM1模型的核心,物化过程分为液相中的酸碱离解平衡以及气液相间的传质过程。模型选择化学需氧量COD作为化学组分的基本单位,因为COD可作浓缩流中污水特性的鉴定指标,碳氧化状态的内在平衡也可用COD表达,并能与ASMs部分兼容;模型的无机碳(CO_2 和 HCO_3^-)和无机氮(NH_4^+ 和 NH_3)用物质的量浓度单位表示,可表达为酸-碱对的浓度之和:

$$S_{IC} = S_{CO_2} + S_{HCO_3^-}$$

$$S_{\alpha} = S_{AC} + S_{HAC}$$

其中, S_{IC} 是无机碳浓度, S_{CO_2} 是二氧化碳浓度, $S_{HCO_3^-}$ 是碳酸氢根浓度, S_{α} 是总乙酸盐浓度, S_{AC} 是醋酸根浓度, S_{HAC} 是醋酸浓度。模型中生化反应的过程速率和化学计量矩阵形式与ASMs相同,这有利于模型与ASMs的兼容。

Fezzani等^[16]利用ADM1模型模拟了橄榄油废水和含苯酚化合物废水的生物降解过程。实验温度为55℃,3个进水COD分别为43、67、130g/L。结果表明,3个进水管状厌氧消化器停留时间为24d或36d时,模型能很好地模拟出水中苯酚的浓度、pH值和气体流量。

ADM1模型主要应用于两个领域,一是与其他污水处理

数学模型结合,主要考虑的是现有标准,特别是与活性污泥相结合;二是在分布参数模型中应用,主要进行理论分析。前者形成通用模型的方法,仍需要实验验证其通用性,后者很大程度上不受应用模型的限制,可适用于生物膜反应器、活塞流反应器和固相反应器等反应系统。糖类产酸、糖类发酵产酸过程中,发酵产物种类繁多,其类型易受运行条件影响难以预测。

2.3 ASM1-ADM1 模型

国际水质学会推出厌氧消化数学模型,模型能较好地模拟和预测不同厌氧工艺在不同工况下的运行条件,并且具有很好的拓展性,可与活性污泥数学模型相结合形成通用或链接模型。除了结构、微生物代谢状态和物理-化学系统方面的差异,ADM1 与 ASMs 相比,主要有两个差异:(1) 单位用 kg COD/m^3 取代 g COD/m^3 ;对于 H_2CO_3 来说,用 kmol/m^3 取代 mol/m^3 , kmol/m^3 取代 g/m^3 和 mg/L ;(2) ADM 采用基于基质降解动力学方程而不是微生物增殖动力学方程。虽然 ADM1 提供了其与 ASM 相结合形成通用模型的方法,但仍需要通过实验验证其适用性。目前已有部分学者对 ADM1 与 ASMs 相结合的模型进行了研究,如 UZaher 等^[17]将两个模型组分用同一方式表达,建立了 ASM1-ADM1 和 ADM1-ASM1 结合模型的新的矩阵,并分别转化两个模型的化学剂量学参数和动力学参数,将两个模型的组分在各自反应过程中的动力学进行了统一。

为了有效地符合物化系统,并与大多数厌氧动力学研究保持一致,在模拟较低产率的厌氧工艺时便于得到较好的抑制动力学表示法,造成 ADM1 和 ASM 模型存在差异。

Kauder 等^[18]建立了 ASM2d-ADM1 模型,用 ASM2d 模拟好氧过程,用 ADM1 模拟高温消化过程,并且在序列间歇式活性污泥法(SBR)中用 Fortranode 解算器将二者结合起来,结合后的模型节约成本、优化工艺运行条件,可以更清晰地认识间歇运行的动力学特征。Brdjanovic 等^[19]将 ADM1 号模型和活性污泥 3 号模型(ASM3)进行结合,结合后的模型为一些发展中国家的污水处理厂的改进提供了有利条件,在优化工艺条件的同时,还能够对污水处理厂的运行状况做出预测。

2.4 单相中温厌氧消化 SPMT-ADM1 模型

因为高温厌氧消化稳定性较差,且维持高温需要耗能,中温消化(33—35℃)目前比较常见。Parker^[20]基于 ADM1 模型对厌氧消化反应过程作了模拟,建立了 SPMT-ADM1 模型,对单相中温消化、两相厌氧消化的模拟实验值作了比较。模拟结果和实验结果吻合较佳。试验中也发现在较短的污泥停留时间下,挥发性脂肪酸浓度模拟值比实验值大。Veeken 等^[21]研究了中温下生物垃圾中 6 种成分的水解和生物降解速率,建立了中温厌氧一级反应模型,一级反应速率常数在 20℃ 时为 0.03—0.15 d^{-1} ,在 40℃ 为 0.24—0.47 d^{-1} 。Ahring 等^[22]提出在中温和高温之间的 45℃ 左右,有机物的降解效果差,产气量低,因此模型参数温度的范围要考虑这个温度区。

厌氧消化技术具有节省动力消耗、可产生生物能,污泥

量少、对难降解有机物具有较好的降解能力等优点,单相中温厌氧消化在蔬菜废物、餐厨垃圾、污泥处理等方面现已得到了广泛的应用。如国内李东等^[23]以城市生活有机垃圾中纤维素类、蛋白质类、淀粉类和脂类 4 种典型组分为研究对象,对气相的氢气浓度和挥发性脂肪酸浓度有微观过程积累效应的表达式进行了周监测,建立了没有中间产物的积累的厌氧消化模型,属于一级动力学方程,模型方程为 $-ds/dt=ks$,模型涉及可生物降解底物的量 s 和底物降解速率常数 k ,模型中的厌氧降解速率常数分别为 0.183、0.147、0.190、和 0.020 d^{-1} 。国内学者^[24-26]针对单相中温厌氧消化进行了深入研究,其实验数据为 SPMT-ADM1 模型的验证提供了数据基础。

2.5 单相高温厌氧消化 SPHT-ADM 模型

高温厌氧消化可以有效地杀灭污泥病原菌,提高土地利用效率,其不足之处在工艺的稳定性较差,接种物的选择比较困难^[27]。Hansruedi 等^[28]根据城市污水厂污泥在连续式搅拌罐反应器(Continuous Stirred-Tank Reactor, CSTR)中进行厌氧消化反应特点,建立了中温和高温消化下的动力学模型,模型考虑了温度、pH 值和自由氨抑制引起乙酸浓度变化的情况,该模型能够模拟蛋白质、富氮物和自由氨增加的状态。最后作者进行了负载变化实验,将实验结果和 Aquasim 软件模拟结果对比,获得的结果令人满意。Batstone 和 Kelle^[29]针对工业废水处理系统考查了高温条件下 UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) 反应器内的反应,进行了不同条件下的模拟,其中 ADM1 模型被用以研究加酸对于 pH 值的降低和产生碳酸钙沉淀的影响,模拟结果表明加酸并不经济也没有实际效果;模型还特别考查了高温条件下如何减小氨抑制,提高反应稳定性,以及固体反应器中气体产量的情况。

国内学者在 SPHT-ADM1 模型建立方面做的工作很少,张翔等^[30]以针对奶牛场粪便废水高温厌氧消化过程,通过实验得出了奶牛场粪便废水高温厌氧消化过程中有机物降解动力学及甲烷产率动力学方程,参数包括有机负荷率、进出水有机物浓度、有机物去除速率等,可以计算高温厌氧消化过程中甲烷的产率。还有对高温厌氧消化的产物进行详细分析的报道,如何晶晶等^[31]采用三维荧光光谱分析的方法对水中溶解性微生物产物(SMP)的特性进行研究,结果表明溶解性微生物产物在中等、低分子量内的芳香度远低于其在高分子量内的芳香度;废水高温厌氧消化出水中溶解性微生物腐殖酸类的物质和富里酸的含量较低,而酪氨酸类的物质含量较高。

总之,鉴于高温厌氧消化较差的稳定性和高能耗,国内外对相关模型研究的报道不多,但与中温消化相比,高温消化(55℃左右)微生物生长速率较高,微生物的种间氢转移速率较快,在较短的水力停留时间内,可以获得较好脱水性能、致病微生物少的消化后污泥,今后对它的研究还将继续。

2.6 两相厌氧消化 TP-ADM1 模型

1971 年,外国学者根据厌氧生物分解机理和微生物类群的理论,首先提出了两相厌氧消化的概念。Blumensaat 等^[32]对

城市污水厂污泥的两相厌氧消化的动力学进行了研究,用 Simulink 软件和 Matlab 编程对 ADM1 进行了模拟,根据两相厌氧消化系统的实验数据进行了参数调整,建立了中温消化和高温消化两个系统,并将实验结果与调整后处理效果进行了对比,原始的模型经过调整运用在一个两阶段的消化过程。测试程序包括平衡调查和基准试验,用以确定两相厌氧消化系统实验的准确性。还有一些关于两相厌氧消化的实验研究^[33-34],为模型的校正提供了数据参考,研究认为两相分离可提高处理效率,系统受到负荷冲击后,两相厌氧消化恢复正常运行的时间比单相反应器少,但对某些特种废水如造纸废水效果不好。高廷耀等^[35]在中温甲烷化和高温酸化的条件下研究了城市污水厂的气浮浓缩污泥,并将中温单相厌氧消化工艺与研究结果进行了比较,认为在缩短水力停留时间的同时并提高进水浓度时,在灭活病原微生物性能上中温单相工艺明显不及中温甲烷化、高温酸化两相工艺,在水力停留时间较长的情况下两相工艺并无突出的优越性。

两相厌氧处理能较好的控制酸化阶段和产甲烷阶段,减少了反应器体积,具有较高的悬浮物去除率,可以增强产酸微生物生长,第二相中具有更高的产甲烷活性。此外,第一相产生的有毒物质可以在两相中间阶段除去,由于两相厌氧具有一系列优点,使其具有广泛的适用范围。由于厌氧消化过程具有非线性、超复杂、多反馈等特点,国内对污泥两相厌氧消化的研究也多停留在实验阶段,在模型的建立方面做的工作也很少。

2.7 SR-ADM1 模型

因为硫化物在厌氧消化系统中的存在方式很复杂,ADM1 模型不包括硫酸盐过程。2003 年, Fedorovich 等^[36]提出了含硫酸盐还原过程的硫酸盐模型。SR-ADM1 模型涉及了能够氧化乙酸盐、丙酸盐、丁酸盐、戊酸盐和氢气的 4 个微生物种群,模型包括了微生物增长动力学方程、气相化学平衡方程和反应化学计量方程等与硫酸盐还原过程相关的平衡过程。模型中硫酸盐作为电子受体被还原为硫化氢,SR-ADM1 模型能够预测厌氧消化系统中硫酸盐还原菌、产乙酸菌和产甲烷菌之间的底物竞争状况。只是该模型较复杂,比较适用于硫酸盐浓度较高的系统。Batstone^[37]提出了一种描述硫酸盐还原过程的简便方法,该方法是针对特定废水提出的,模型通过氢气的氧化来实现硫酸盐的还原,模拟结果表明,当进水的硫与化学需氧量的质量之比为 1:10 时,模型中包含 1 个硫酸盐还原生物种群;当进水的硫与化学需氧量的质量之比大于 1:10 时,模拟的出水硫酸盐结果会出现错误,认为此时硫酸盐还原菌氧化了挥发性脂肪酸。ADM1 模型并不能适用所有的废水,在进行某些特殊废水模拟时,采用含特殊模块的厌氧消化模型是今后研究的方向。

2.8 NR-ADM1 模型

由于硝酸盐还原反应过于复杂,起初它并没有包括在 ADM1 中。一般进行基于 ADM1 模型的扩充不进行反应速率的修改,但硝酸盐的还原对微生物竞争和抑制、碳和电子的

流向以及气体组分都会产生影响。如有机大分子物质的水解产物:丁酸、戊酸酯和丙酸盐,它们的降解是在缺乏氮氧化物的情况下进行的,最终反硝化细菌会将基质和硝酸盐逐渐转化为亚硝酸盐、一氧化氮和氮气。为了说明硝酸盐还原对发酵和产甲烷过程的影响, Tugtas 等^[38]提出了包含硝酸盐还原的扩展模型。该模型对衰减微生物和复杂有机底物的水解速率和分解速率进行了修正,模型假定不存在硝酸根时某些反硝化菌能利用发酵进行生长,同时还对产甲烷、发酵和反硝化三者之间的相互作用与影响因素进行了分析,认为氮氧化物的中间产物对整个动力学过程中具有抑制作用,现有的化学动力学与计量学方程还不能很好地描述产甲烷、发酵和反硝化三者之间的相互作用,对模型的模拟结果与实验数据进行比较,并对原始的氮浓度进行了修正。

2.9 含产气厌氧消化 GPAE-ADM1 模型

厌氧消化工艺的一大优势在于它能将有机物转化为生物能——沼气,有学者进行了包含产气的厌氧消化模型的研究。如 Parker 等^[39]基于 ADM1 模型,提出了 GPAE-ADM 模型。模型包含了与产气相关的物化、生化反应过程以及与产气有关的底物,该模型能够估算水力停留时间、污泥中的重金属含量和温度对产气浓度的影响以及厌氧消化产生气体的浓度。因为沼气的净产能效应,对于沼气产能的研究报道较多。Bouallagui 等^[40]研究了与甲烷气有关的研究,结果表明,当进料浓度较高时,系统性能会受到一定抑制,当系统浓度保持在某一正常值时,系统 pH 值保持在 6.8—7.6,且系统能够稳定运行。在水力停留时间为 20d 的条件下进行发酵,负荷(以挥发固体(VS)质量浓度计)为 2.89 g VS/(L·d)时,有利于废弃物转化为沼气,此时甲烷在沼气中的含量较高。高温平均沼气产量比中温和常温高 44%和 144%。Bouallagui 等^[40]还对市场的水果蔬菜垃圾进行了两相处理的研究,得到水解酸化反应器的产物在甲烷化厌氧序批式反应器(ASBR)中有高达 0.32L/g COD 的甲烷产率,总 COD 去除率达到 96%。刘广青等^[41]对混合废弃物、庭院和厨余垃圾不同负荷下的产气性能进行了研究,结果表明,在 6.59 VS/L 的负荷下高温消化 3 种废弃物的最大沼气产率分别为 0.865t/g VS, 0.950L/g VS 和 1.012L/g VS。

2.10 ST-ADM1 模型

还有一些学者对固体底物的水解过程进行了研究,并建立了相关模型。Batstone 等^[29]建立了 ST-ADM1 模型,考虑了 CaCO_3 沉淀过程,因为 CaCO_3 可用来代表一般的沉淀物,模型包含了产气相关的物化、生化反应过程以及与产气有关的底物,并为其他矿物质沉淀反应提供了参考。Yasui^[42]及其课题组基于修正的 ADM1 模型进行了对城市污水处理厂初沉污泥的水解过程的模拟,依据实验得到的甲烷含量,结合时间绘制速率曲线,认为初沉污泥厌氧消化时应该分为 3 种具备不同动力学特性的组分分别进行水解。Ristow 等则研究了 HRT 从 60d 到 5d,进水 COD 浓度分别为 40、25、13 和 2g/L 时初沉污泥的水解速率。

2.11 含抑制动力学形式的厌氧消化 IK-ADM 模型

厌氧处理系统生化反应中某些抑制因子直接影响生物产率、有机物的降解途径,最终导致厌氧工艺效率降低,甚至运行失败。ADM1 模型进行生化抑制动力学考查时,考虑了 pH 值抑制、氢抑制、弱酸和碱抑制等几种抑制形式。低 pH 值下,微生物生理平衡受到破坏,并导致弱酸浓度增加;高 pH 值下,微生物受弱碱抑制,微生物与环境之间的物质传递受到限制,这是 pH 抑制的两种表现形式。为了减少模型的复杂性,增加其灵活性,Lehninger 提出了非竞争性抑制形式,用于模拟氢对微生物产生的抑制^[43],其表达形式为

$$I = 1 / (1 + SI/KI)$$

其中, I 为抑制函数, SI 为抑制剂浓度, KI 为抑制参数。游离酸和碱的抑制是指 pH 值的变化能破坏细胞生理平衡,经验 pH 抑制函数还可能包括游离酸或碱抑制的累积效应。有些物质如氰化物对微生物有影响,针对这种情况可以建立相应的模型,如 Zaher 等^[44]利用 3 个上流式厌氧污泥床反应器对氰化物的相关生物降解及其浓度对厌氧消化产生的影响进行了研究,建立了一个有关厌氧氰化物降解的模型,并将包含氰化物降解的扩展模型和实验结果进行了校正和模拟,ADM1 扩展模型可以很好地模拟反应器中不同氰负载的动态工艺,预测存在不可逆毒性的动态工艺,因此,该模型可以用于研究厌氧废水中的不可逆毒性物质——氰化物。厌氧消化中的抑制形式是变化多样的,在含抑制动力学形式的厌氧消化模拟时,其抑制方程表达形式为

$$\rho_j = \frac{k_m S}{K_s + S} X \prod_{k=1}^n I_k$$

其中, ρ_j 为抑制函数; $\frac{k_m S}{K_s + S}$ 为不受抑制的 Monod 形式吸收; k_m 为半饱和系数; K_s 为抑制参数; S 为抑制剂浓度; X 为生物浓度;, $I_k = f(S_k)$ ($k=1,2,\dots,n$)为 pH 值、氢、弱酸和碱等抑制剂的抑制函数。

3 问题及展望

厌氧消化的高有机负荷率和低污泥产率使其成为人们关注的焦点,尤其是其产甲烷气的优点,使其普及范围大大增加。已经推出的 ADM1 模型能很好地模拟和预测出水化学需氧量、气体组成和 pH 值等,可以具体描述厌氧工艺在不同工况下的运行效果。它的建立为厌氧工艺优化提供理论指导和技术支持。

但同时 ADM1 模型提供的仅仅是一个通用的模拟平台,模型中的生化反应涉及到许多平行的中间反应,反应过程非常复杂,模型的形式和计算过程也十分复杂,目前模型仅停留在理论的研究上,不能在实际工作中发挥较好的作用。就模型本身而言,也存在很多缺点和不足,如目前完整地分析所有的混合物的浓度是不可能的,对底物厌氧降解过程的描述时,模型的参数推荐值也多取自相关文献报道,具有一定

随意性,今后应加强基础参数的分析研究。另外,其他的基于 ADM1 模型的模型(如 SPMT-ADM1、TP-ADM1、ADM1-ASMs、SR-ADM1、NR-ADM1、GPAE-ADM1)还在探索中,这些模拟程序还缺乏大量的实验数据支持。

综上所述,包含污水处理过程产生的剩余污泥中磷的去除的扩展模型目前仍需进一步去探究;糖类厌氧发酵过程会有氢气产生,可以为人类提供大量的可再生资源,对其发酵产物的模拟亦将是今后研究的一个重要方向。此外,对不同类型废水建立专一的模型是今后厌氧消化模型的发展方向。

参考文献 (References)

- [1] 陈功, 宋玲玲, 戴晓虎, 等. 城市污水处理厂节能降耗途径水处理技术[J]. 水处理技术, 2012, 38(4): 13-15.
Chen Gong, Song Lingling, Dai Xiaohu, et al. *Technology of Water Treatment*, 2012, 38(4): 13-15.
- [2] 陈莉荣. 污水处理厂活性污泥工艺设计中模拟软件的应用[J]. 环境工程, 2008, 26(4): 45-47.
Chen Lirong. *Environmental Engineering*, 2008, 26(4): 45-47.
- [3] Madsen M, Holm-Nielsen J B, Esbensen K H. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2011, 15(6): 3141-3155.
- [4] Blumensaat F, Keller J. Modelling of two-stage anaerobic digestion using the IWA Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1) [J]. *Water Research*, 2005, 39(1): 171-183.
- [5] 张自杰. 排水工程(下)[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1997.
Zhang Zijie. *Drainage engineering (volume two)* [M]. Beijing: China Architectural Industry Press, 1997.
- [6] Henze M, Grady C P L, Gujer W, et al. Activated sludge model No.1-IAWPRC scientific and technical report No.1 [R]. IAW-PRC Scientific and Technological Report No.1, London: IAW-PRC, 1987.
- [7] Abdelhay B, Mohamed H, Moussa C. Linearization of the full activated sludge model No 1 for interaction analysis[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2010, 33(4): 759-771.
- [8] 舒海涛, 罗建旭. 基于简化 ASM1 模型的污水处理厂曝气系统优化控制[J]. 计算机与应用化学, 2012, 29(1): 67-70.
Shu Haitao, Luo Jianxu. *Computers and Applied Chemistry*, 2012, 29(1): 67-70.
- [9] Gujer W, Henze M, Mino T, Loosdrecht M V. Activated sludge model No.3 [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(1): 183-193.
- [10] Janus T, Ulanicki B. Modelling SMP and EPS formation and degradation kinetics with an extended ASM3 model [J]. *Contents lists available at Science Direct*, 2010, 261(1-2): 117-125.
- [11] Rosen C, Jeppsson U, Vanrolleghem P A. Towards a common benchmark for long-term process control and monitoring performance evaluation[J]. *Water Science and Technology*, 2004, 50(11): 41-49.
- [12] Jeppsson U, Rosen C, Alex J. Towards a bench-mark simulation model for plant-wide control strategy performance evaluation of WTPs [J]. *Water Science and Technology*, 2006, 53(1): 287-295.
- [13] Trutnau M, Petzold M, Mehliq L, et al. Using a carbon-based ASM3 EAWAG Bio-P for modeling the enhanced biological phosphorus removal in anaerobic/aerobic activated sludge systems [J]. *Bioprocess Biosyst Eng*, 2011, 34(3): 287-295.
- [14] IWA Task Group for Mathematical Modeling of Anaerobic Digestion

- processes. Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)[R]. IWA scientific and technical report No.13, London: IWA, 2002.
- [15] 张亚雷, 周雪飞. 厌氧消化数学模型 [M]. 上海: 同济大学出版社, 2004.
Zhang Yalei, Zhou Xuefei. Mathematical modeling of anaerobic digestion [M]. Shanghai: Tongji University Press, 2004.
- [16] Fezzani B, Cheikh R. Extension of the anaerobic digestion model No.1 (ADM1) to include phenolic compounds biodegradation processes for the simulation of anaerobic co-digestion of olive mill wastes at thermophilic temperature[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 162(2-3): 1563-1570.
- [17] Zaher U. Transformers for interfacing anaerobic digestion models to pre-and post-treatment Processes in a plant-wide modeling context[J]. *Environment Modeling & Software*, 2007, 22: 40-58.
- [18] Kauder J, Boes N, Pasel C, et al. Combining models ADM1 and ASM2d in a sequencing batch reactor simulation [J]. *Chemical Engineering & Technology*, 2007, 30(8): 1100-1112.
- [19] Brdjanovic D, Mithai W, Moussa M S, et al. Use of modeling for optimization and upgrade of a tropical wastewater treatment plant in a developing country[J]. *Water Science and Technology*, 2007, 56(7): 21-31.
- [20] Parker W J. Application of the ADM1 model to advanced anaerobic digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2005, 96: 1832-1842.
- [21] Veeken A, Hamelers B. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected bioisite components [J]. *Bioresource Technology*, 1999, 69(3): 249-254.
- [22] Ahring B K, Ibrahim A A, Mladenovska Z. Effect of temperature increase from 55 to 65°C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattlemanure [J]. *Water Research*, 2001, 35(10): 2446-2452.
- [23] 李东, 孙永明, 袁振宏, 等. 有机垃圾组分中温厌氧消化产甲烷动力学研究[J]. 2010, 31(3): 85-90.
Li Dong, Sun Yongming, Yuan Zhenhong, et al. *Acta Energetica Sinica*, 2010, 31(3): 85-90.
- [24] 范丽华, 雷雪飞, 李亚焕, 等. 剩余污泥中温厌氧消化处理试验研究[J]. 能源环境保护, 2006, 20(3): 33-35.
Fan Lihua, Lei Xuefei, Li Yahuan, et al. *Energy Environmental Protection*, 2006, 20(3): 33-35.
- [25] 张毅, 王伟, 唐秋萍, 等. 污泥中温厌氧消化的实验研究[J]. 环境卫生工程, 2001, 19(1): 43-45.
Zhang Yi, Wang Wei, Tang Qiuping, et al. *Environmental Sanitation Engineering*, 2001, 19(1): 43-45.
- [26] 徐晓秋, 王阳, 刘伟, 等. 高温厌氧消化液二次厌氧消化产气特性的研究[J]. 生物技术, 2011, 21(2): 58.
Xu Xiaoqiu, Wang Yang, Liu Wei, et al. *Biology Technology*, 2011, 21(2): 58.
- [27] 韩育宏, 季民, 柴建荣, 等. 高温厌氧消化污泥的培养试验研究[J]. 环境工程, 2009, 27(1): 78-84.
Han Yuhong, Ji Min, Chai Jianrong, et al. *Environmental Engineering*, 2009, 27(1): 78-84.
- [28] Hansruedi S, Dea V, Jaime L, et al. Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion [J]. *Environmental Science and Technology*, 2002(36): 1113-1123.
- [29] Batstone D J, Keller J. Industrial applications of the IWA anaerobic digestion model No. 1 (ADM1)[J]. *Water Science and Technology*, 2003, 47(12): 199-206.
- [30] 张翔, 刘金盾, 张浩勤, 等. 废水高温厌氧消化动力学研究[J]. 南京理工大学学报, 2008, 32(4): 26-30.
Zhang Xiang, Liu Jindun, Zhang Haoqin, et al. *Journal of Nanjing University of Science and Technology*, 2008, 32(4): 26-30.
- [31] 何晶晶, 赵有亮, 郝丽萍, 等. 模拟废水高温厌氧消化出水中 SMP 的特性研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(3): 315-323.
He Pinjing, Zhao Youliang, Hao Liping, et al. *China Environmental Technology*, 2010, 30(3): 315-323.
- [32] Blumensaat F, Keller J. Modeling of two-stage anaerobic digestion using the IWA Anaerobic Digestion Model No.1(ADM1) [J]. *Water Research*, 2004, 39: 171-183.
- [33] 刘蕾, 张立国, 尹军, 等. 不同有机质含量剩余污泥的两相厌氧消化研究[J]. 中国给水排水, 2011, 27(3): 29-32.
Liu Lei, Zhang Liguang, Yin Jun, et al. *China Water Supply and Drainage*, 2011, 27(3): 29-32.
- [34] 万小春, 董保成, 赵立欣, 等. 固态物料两相厌氧消化工艺的研究进展[J]. 中国沼气, 2011, 29(6): 20-23.
Wan Xiaochun, Dong Baocheng, Zhao Lixin, et al. *China Biogas*, 2011, 29(6): 20-23.
- [35] 高廷耀, 周恭明, 周增炎. 气浮浓缩污泥两相厌氧消化 [J]. 同济大学学报: 自然科学版, 1999, 27(1): 43-46.
Gao Tingyao, Zhou Gongming, Zhou Zengyan. *Journal of Tongji University: Natural Science*, 1999, 27(1): 43-46.
- [36] Fedorovich V, Lens P, Kalyuzhnyi S. Extension of anaerobic digestion model No.1 with processes of sulfate reduction[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2003, 109(1-3): 33-45.
- [37] Batstone D J. Mathematical modeling of anaerobic reactors treating domestic wastewater: rational criteria for model use [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 2006, 5(1): 57-71.
- [38] Tugtas A E, Tezel U, Pavlostathis S G. An extension of the anaerobic digestion model No.1 to include the effect of nitrate reduction processes [J]. *Water Science and Technology*, 2005, 54(4): 41-49.
- [39] Parker W J, Wu G H. Modifying ADM1 to include formation and emission of odourants [J]. *Water Science and Technology*, 2006, 54(4): 111-117.
- [40] Bouallagui H, Ben C R, Marouani L, et al. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester [J]. *Bioresource Technology*, 2003, 86(1): 85-89.
- [41] 刘广青, 张瑞红, El-Mashad H M, 等. 批式与两相高温厌氧消化厨余和杂草废弃物对比研究[J]. 中国农业大学学报, 2006, 11(6): 111-115.
Liu Guangqing, Zhang Ruihong, El-Mashad H M, et al. *Journal of China Agricultural University*, 2006, 11(6): 111-115.
- [42] Yasui H, Goel R, Li Y Y, et al. Modified Adm1 structure for modeling municipal primary sludge hydrolysis [J]. *Water Research*, 2008, 42: 249-259.
- [43] 吴正高. 厌氧消化数学模型研究与应用 [D]. 北京: 北京交通大学, 2007: 64-70.
Wu Zhenggao. Study and Application of anaerobic digestion mathematical model [D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2007: 64-70.
- [44] Zaher U, Moussa M S, Widyatmika I N. Modeling anaerobic digestion acclimatization to a biodegradable toxicant: application to cyanide[J]. *Water Science and Technology*, 2006, 54(4): 129-137.

(责任编辑 刘志远)