

文章编号:1006-7329(1999)06-0039-06

AB 法 A 段机理及动力学研究现状

周 健 龙腾锐

(重庆建筑大学 城市建设学院 400045)

摘 要 由于传统的理论无法解释 AB 工艺的核心 A 段,在无再生条件下高效去除有机物的独特作用机理,本文综述了近年来对其机理及动力学的研究状况,以期对该问题进一步的研究。

关键词 AB 法;机理;动力学

中图法分类号 X505

文献标识码 A

AB 法 (Adsorption Biodegradation) 即吸附生物降解法,是 70 年代中期由德国 B. Bohnke 教授研究开发的一种新型两段生物处理工艺,随着 AB 法日益广泛的应用和研究显示^[1]:AB 法比普通活性污泥法高效稳定、节省能耗 20%~25%、造价低 15%~20%。技术上的突破主要在其核心部分 A 段。其工艺特征是:A 段前省去初次沉淀、以高负荷(2kgBOD/kgMLSS·d)、短停留时间(30 min)、低氧(0.5-1mg/l)的条件运行。并在含有大量工业废水的城市污水和工业污水处理中,具有高效稳定、抗冲击负荷和去除难降解有机物的能力。然而,对 A 段工艺工作机理独特性的研究还没有得到突破,如对 A 段工艺在无再生过程的条件下能保持微生物的活性的机理等,这是传统的微生物吸附氧化机理所不能解释的,也是近年来对 AB 工艺研究的重点内容。本文将阐述这方面的研究现状及进展。

1 A 段微生物研究

由于 AB 工艺的主要特征是不设初沉池;A 段和 B 段在负荷相差悬殊的条件下运行;A 段中已吸附有机物的污泥不再生直接单独回流;这些都说明了 A 段微生物的独特性。研究表明:A 段微生物的种类和特点是由以下几方面因素确定的。

1.1 A 段微生物的选择性

A 段的高负荷和低泥龄决定了只有那些快速增长和增殖的原核微生物才能够生存并占主要地位。Bahr 通过对 Rhernhanjen 城市污水厂的研究^[2]得出 A 段的细菌密度很高,是 B 段的 20 倍。Schurmann 认为^[3],在很高负荷的污水处理厂中,只存在细菌。原核微生物世代时间短,条件好时可在一小时内繁殖多次;原核微生物体积小,表面积与体积比值高,所以原核微生物具有较大的代谢活性,较大的营养储存容量以及较高的繁殖分裂速度。各种污水 AB 法处理 A 段微生物相见表^[4]。^{[5],[6]}

表 1 各种污水 AB 法处理 A 段微生物相

淄博城市污水厂	屠宰废水处理	豆制品废水处理	饮料废水处理	炼油厂废水处理	染色废水处理
好氧和兼性细菌	细菌为主,常有丝状菌	细菌、霉菌等	细菌是球衣细菌	细菌生物菌胶团 形状似花瓣、梅花枝形状	杆菌、球菌、各种菌胶团及结合紧密的污泥块

收稿日期:1999-10-20

作者简介:周 健(1964-),女,重庆人,副教授,博士生,主要从事水污染防治技术研究。

1.2 A 段微生物的外源补充性

AB 工艺不设初沉池,污水直接进入 A 段。由于在污水沟道中的污水含有人、动物排出的肠道菌族原核微生物,如变形细菌、双螺旋形细菌和肠细菌等厌氧菌和兼性菌, Potel 认为大约有 10% 的肠道细菌可在肠道外生存,故污水中的菌群可对 A 段微生物进行补充,使 A 段中的微生物种类与人类、动物的排泄物中的细菌相似。据报道^[7],流入 A 段中的细菌总数占 A 段生物量的 15% 左右。

1.3 A 段微生物的变异性和适应性

迄今为止的报导表明:原核生物不具有摄食器官,物质交换全部通过细胞表面。原核微生物细胞结构简单,没有细胞核,环状 DNA 自由分布在细胞质内。这个细菌染色体包含进行细胞增殖所必需的所有信息。此外,还存在质粒,质粒的个别基因具有抵御抗生素、重金属的能力。A 段污泥对毒物的抗性来源于质粒的转移,A 段环境特别有利于质粒的转移,质粒是环形的 DNA 分子,它们不受染色体支配,能进入菌体并利用菌体的复制系统自我复制增殖,质粒普遍携带抗性基因,有的细菌有一般细菌不具备的特殊基因,在遭遇冲击负荷时,质粒的抗毒性基因和降解特殊物质的基因赋予细菌明显的优势。在正常的细胞分裂中,质粒还能通过结合作用从携质粒细菌转移到无质粒的细胞内。接合过程不受细菌总数和质粒来源的限制。但 A 段中高密度悬浮细菌的存在对接合有利。肠道细菌的接合过程需要花费 1.5~2.0 h,假定 A 段泥龄为 8 h,那么在 A 段微生物中至少能发生 4 次结合,在此期间约 10% 细菌受到质粒接入。对污水处理厂(特别是工业污水处理厂)来说,处理效果和工艺稳定性的好坏与质粒的存在与否密切相关。Jawertz 等人曾报道,在肠道细菌属中,几乎只有革兰氏阴性细菌。这种细菌在生长过程中能创造出某种抗御机制,以保证良好的生存能力,这种抗御机制可复制在质粒的基因上,并且这种抗御机制的质粒可以转移到无质粒的细菌上,通过质粒转移可改善其它细菌抗御有毒物质的性能。

在 A 段中占优势地位的细菌由于细胞结构简单,其适应性和应变能力较强,具有对外界恶劣环境的适应能力。

1.4 A 段微生物的活性

B. Böhnke 教授认为^[8]A 段细菌的活性明显高于 B 段,在降解聚合物的生理活性方面,A 段细菌要比 B 段细菌高 90% 左右。B. Böhnke 教授还以遗传物质脱氧核糖核酸(DNA)作为生物活性的指标,比较了 A、B 两段及普通活性污泥法系统中污泥的活性。结果表明:AB 法 A 段污泥的 DNA 含量(为 MLSS 含量的 20.03%)较 B 段(18.97%)高,A、B 两段污泥的 DNA 含量均比普通活性污泥法(14.15%)高。对 A 段污泥没有经过再生仍然对污水中的有机物保持较高的去除率的问题,即其污泥保持活性的作用机理,据报导有下列几种看法:(1) A 段微生物的外源补充性,使 A 段及时得到活性微生物的补充;(2) A 段微生物的快速增长和增殖能力;(3) A 段低氧运行,含有较多小分子有机物,加快了吸收速度,提高了微生物的再生能力。此外,顾国维认为^[9],A 段污泥在没有得到再生情况下仍能保持较好的去除效果的原因是絮凝、沉淀、网捕,而非生物作用。

2 A 段污染物去除机理研究

城市污水是溶解性和不溶解性的有机物、无机物、胶体和溶解性物质组成的分散体系。污水中的 COD 有 60%~80% 是不溶性和胶体状态有机物所形成的。研究表明:可沉悬浮物在 A 段中能得到相当彻底的去除,这一部分一般占悬浮物总量的 20%~60%,相当于 BOD₅ 总量的 20%~30%。据研究^[9]在 A 段污泥负荷大于 2 kgBOD₅/kgMLSS·d 时,可沉淀物质在 A 段中一般不能为微生物所降解,只能通过沉淀为剩余污泥排除至系统外。此外,A 段还能去除部分不可沉降悬浮物和溶解性物质,相当于进水 BOD₅ 总量的 15%~40%。目前,重点研究的是这部分污染物的去除机理。

迄今为止的研究认为 A 段快速去除有机物的作用机理,主要是非生物降解。Böhnke 的研究结果表明^[10]:A 段内,有机物的去除量远远大于耗氧量。这说明 A 段内确实存在着有机物的物理、化

学去除过程。而且,A段所去除的 BOD_5 中,三分之二属吸附絮凝去除,三分之一由生物降解去除。Gethke和Malz等进一步提出了A段有机物去除的物理、化学反应模式^[7]。最近,年跃刚等报导^[11]:在A段,有机物绝大部分是以吸附、吸收的形式被去除的,占总去除量的90%左右,而氧化作用只占很小的比例,约10%左右。

2.1 絮凝、沉淀机理

静态试验表明:污水中存在大量已适应污水的微生物,这些微生物具有自发絮凝性,形成“自然絮凝剂”。当污水中的微生物进入A段曝气池时,在A段内原有的菌胶团的诱导促进下很快絮凝在一起,絮凝物结构与菌胶团类似,使污水中有机物质脱稳吸附。

据研究:1 μ m的颗粒,其脱稳依靠布朗运动就已足够,对于较大的颗粒,则需要一定的速度梯度。F. MALZ认为^[12],污水中悬浮固体和胶体带有负的表面电荷。在A段曝气池中,“自然絮凝剂”、胶体物质、游离性细菌、SS、活性污泥等相互强烈混合,将有机物质脱稳吸附。同时,A段中的悬浮絮凝体对水中悬浮物、胶体颗粒、游离细菌及溶解性物质进行网捕,吸收,使相当多的污染物被裹在悬浮絮凝体中而去除。水中的悬浮固体作为“絮核”,提高了絮凝效果。这是A级去除有机物的主要机理。

2.2 吸附机理

原核微生物体积小,比表面积大,细菌繁殖速度快、活力强,并且通过酶解作用,改变了悬浮物、胶体颗粒及大分子化合物的表面结构性质,造成了A段活性污泥对水中有机物和悬浮物较强吸附能力。研究表明:分子脂肪酸与金属氧化物的水化物反应生成疏水性物质,对溶解性的有机物也有较强的吸附力。吸附在活性污泥上的有机物,以剩余污泥的方式排出系统。

2.3 吸收、生物氧化机理

污水中溶解性的物质一般是通过扩散途径,穿过细胞膜而被细菌细胞吸收的。大部分底物如氨基酸、单糖和阳离子是由酶输入细胞的。通常在吸附以后,必须对吸附表面进行再生。研究表明^[9]:A段活性污泥中的细菌,其表面可不断通过对吸附物质进行吸收而得到再生,吸收的速率取决于吸附的底物中所含的碳原子数,分子中碳原子数越少,分子在细胞表面的停留时间越短,分子被细胞吸收的速率就越大。污水中颗粒状和胶体状物质首先必须由细胞外酶水解转化为小分子化合物,然后被细菌所吸收和降解。

3 AB法A段工艺稳定性的研究

AB工艺的稳定性与AB工艺独特的工艺流程有关,A段有较强的抗冲击能力,使B段免受冲击。

3.1 抗pH冲击

据报道^[13],Borken污水厂的AB法试验设备受到过pH最低为2的酸性冲击,这个冲击延续了几个小时,A段出乎意料地忍受了冲击。Krefeld污水厂在1983年连续3d出现过pH降低的现象,一度下降到1左右,而A段出水只是微小的波动,B段出水毫无变化。Bönhke教授在该污水厂进行了pH试验,结果表明^[13]:在pH值从7降到1,并持续1小时后,出水pH没有明显波动。Bönhke教授认为,原因是A段存在着短世代和适应性强的微生物类群,A段微生物菌群受到外界冲击影响时,主导作用的是物化和生物絮凝过程,因而对冲击负荷的敏感性较小;此外,A段污泥靠进水中细菌接种而繁殖,泥龄很短、更新快,进水中的细菌已适应原水水质,抗冲击能力较强,因此污泥无需驯化即可很快恢复正常状态;而B段是低负荷运行系统,活性污泥混合液自身具有很强的稀释缓冲能力和解毒能力。但年跃刚、顾国维在进行A段耐冲击负荷试验研究表明^[14]:低pH冲击可对系统产生的破坏性影响,程度依赖于pH冲击时间的长短,瞬间和短时间(10 min)的pH冲击,不会对系统产生破坏性影响,较长时间(50 min)的pH冲击,会对系统产生破坏性影响。当冲击时间较长,中间

沉淀池及曝气池中的污泥全部被损害后,系统将遭到严重破坏,不能在短时间内恢复。付国伟[4]在 AB 法处理染色废水的研究中发现:AB 法对于 pH 较高的 ($pH=11\sim 13$) 染色废水有显著的适应性和抗冲击负荷能力,AB 系统的出水 pH 达 7~9。毛俊琦[6]在 AB 法处理炼油厂含碱废水的报告中指出:AB 工艺处理含碱废水时,pH 不宜超过 12,试验过程中 pH 值为 8.5~9.0,试验期间 pH 有 3 d 高达 13 以上,使中间沉淀池澄清区明显混浊不清,A 段 BOD_5 去除率低于 25%。

3.2 抗毒性

据报道[13]:Krefeld 污水厂 A 段被毒物破坏后,受影响 4 h 的 A 段细菌的呼吸迅速恢复。而 B 级却几乎不受影响。研究认为:这是由于 A 段微生物具有变异性、较强的质粒转移能力,以及 A 段细菌的快速增殖与外源补充特性所决定的。如图 1 所示[15],假设细菌最佳分裂时间和 A 段分裂时间分别为 20 min 和 1 h,若 90% 细菌失去活性而死亡,根据世代时间和分裂周期可算出受损后 A 段的恢复时间为 3 h 即 3 倍世代时间。

3.3 对城市污水难降解物的去除

当进水是城市生活污水与工业废水的混合污水或只有工业废水时,污水中往往含有许多难降解物,比如多环芳香族化合物、卤代烃等。如在 A 段实行缺氧运行,A 段中的一部分微生物可通过厌氧消化和不完全氧化等方式将一部分难降解的物质转化成易降解的物质。Voncken 观测到:A 段兼性厌氧运行时,高分子脂肪烃化合物和芳香族化合物被转化成短链化合物。根据 Bonhke 教授的研究[17],A 段出水 BOD_5/COD 值与进水 BOD_5/COD 值相比,其变化幅度是很大的(-40%~50%),负值表明 BOD_5 去除率大于 COD,正值表明污水的可生化性有所提高。有报导称[4]:A 段在 DO 为 0.5 mg/l 左右条件下处理印染废水,出水中的 BOD_5/COD 值可提高 0.05~0.12。

除了生物学转化外,A 段絮凝吸附作用也可能是难降解物去除率较高的重要原因,因为许多难降解的大分子量聚合物,在污水中常以悬浮物或胶体形式存在。

3.4 污泥的沉降性能

A 段的活性污泥是增殖快,世代期短、活性高的细菌。按道理,增殖快的活性污泥,耗氧速率高,沉降性能差。但实际上 A 段活性污泥的 SVI 很低,沉降性好。AB 法污水厂的 SVI 实测值见表 2[16]。由表可知,A 段的 SVI < 60 mg/l。研究认为,这是由于 A 段存在生物絮凝及无机颗粒的结果。顾国维研究发现[19]A 段中常形成粗大的“辫状”、“梅花枝”形状的污泥,是由 A 段中细菌产生的粘液物质(荚膜和粘液层)粘附了城市污水中的一些纤维物质,从而形成的紧密的污泥絮体。同时认为 AB 工艺不设初次沉淀池可以消除因污水腐化所引起的丝状菌膨胀现象。日本的某污水处理厂污泥沉降性能一直较差,丝状菌较多,取消初次沉淀池后,曝气池中的丝状菌消失,沉降效果明显好转。由于 A 段去除了部分不可沉淀的悬浮物和溶解性有机物。A 段产生的剩余污泥量比初次沉淀池高 30%。在 AB 法中,A 段排出的污泥量占总污泥量的 80%。

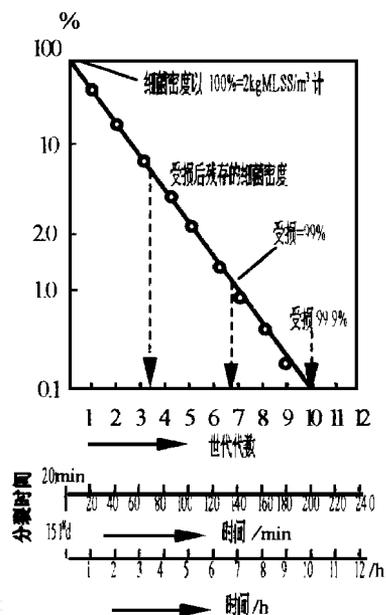


图 1 受损后细菌密度和恢复时间之间的关系

表 2 AB 法污水厂 A 段污泥指数 SVI

污水厂	克雷费尔德 (Krefeld)	莱茵哈森 (Rheinhausen)	普尔海姆 (Pulgeim)	巴特霍涅夫 (Bad Hounof)	格洛顿 (Gruiten)
A 段 SVI(ml/g)	50	60	40/58	40/60	50

4 A段动力学性能研究

由于在A段工艺中考虑了进水含有的微生物量,且进水中含有不溶解的物质,从而改变了传统活性污泥法建立动力学模型的边界条件,因此需要特别研究。

4.1 反应级数

AB工艺A段处于零级反应还是一级反应并没有定论。主要与负荷有关。根据一些实验结果^[19],只有当负荷高到一定程度时(如5.5 kgCOD/ kgMLSS·d以上),A段才会处于零级反应。

4.2 污泥龄

张亚雷^[17]通过对系统生物量的平衡计算,推求了A段的污泥龄动力学模型。该模型显示,A段在对数增殖期时,其泥龄与对数增殖速率常数、进水微生物浓度、曝气池中污泥浓度及水力停留时间有关。

4.3 动力学常数

曲际水^[18]在对北京市某污水站的污水进行AB法试验中得出了A段的动力学常数,见表3。由表可知,A段动力学常数与B段、传统处理法不同,这主要是由于A段微生物的独有特性决定的。通常 Y 、 b 、 K 是微生物降解有机物的反应动力学常数,但A段中包含了生物降解与较强的吸附絮凝两种作用,因此只能把表3中的上述 Y 、 b 、 K 值看作是A段中实际的有机物去除(吸附絮凝+降解)与污泥增加(吸附+增殖)关系的表观动力学常数。

表3 生物动力学常数比较表

常数	方法		
	AB法		常规活性污泥法
	A	B	
t_s (d)	0.24~0.29	4~17	3~14
Y	0.924	0.614	0.5~0.65
b (1/d)	0.087	0.016	0.05~0.10
K (L/mg·d)	0.050 1	/	/
K (1/d)	/	2.03	2~10
K_s (mg/L)	/	73.36	25~100
a	0.504	1.44	0.42~0.53
b	0.132	0.111	0.188~0.11

5 结束语

综上所述,A段机理的研究取得了一些进展。从有机物生物处理的历史可知,任何一种污水处理工艺的开发和进展都有赖于其微生物的组成与性能改善。随着对A段机理研究的深入,AB法污水处理技术将会在污水处理中发挥更大的作用。为此,笔者认为,下述问题值得进一步深入研究:

- 1) A段微生物的种类、特性、增殖及絮凝的影响因素;
- 2) A段微生物保持活性的机理;
- 3) 在高负荷的条件下,A段具有良好沉降性能的原因;
- 4) A段剩余污泥产生及其减少的途径。

参考文献

- [1] D. Beitelmann, A. Diering, F. - B. Frechen, Zukunftsweisende Abwassertechnologie auch für belastete Abwasser[J]. Korrespondenz Abwässer 3/86
- [2] Bahr, H., Einfahrtbetrieb und Betriebsergebnisse der Klaranlage Rheinhausen für 170,000E/EG[J]. GWA, 1984, Band 70, Aachen
- [3] Schürmann, B., Biocoenosen Von Belebungsanlagen Unterschoedliecher Schlammbelastung[J]. GWA, 1984, Band 70 Aachen
- [4] 付国伟, 刘存礼, 等. 生物吸附曝气氧化法(AB法)处理染色废水的研究[J]. 中国环境科学, 1992, 12(3): 221
- [5] 郑丹丹. 兼氧-AB工艺处理屠宰废水工程性试验及其微生物学特性研究[J]. 环境科学, 14(4): 66

- [6] 毛俊琦. AB 法处理炼油厂含碱废水[J]. 中国给水排水, 1993, 9(3): 34
- [7] Antheunisse J et. Water Res. 1987, 21(1): 129
- [8] B. Böhnke. Reaktionsabläufe in der A - Stufe als Funktion Von Variabilität, Selektion und Mutation Sowie Von der Konjugation[J]. GWA, 1984, Band 70, Aachen
- [9] 顾国维. 水污染治理技术研究[M]. 上海: 同济大学出版社, 1997
- [10] B. Böhke. A, Strohmeier, Mehrstufige biologische Anlage, Korrespondenz Abwasser 5/ 83
- [11] 年跃刚. AB 工艺的运行机理[J]. 给水排水, 1995, 20(10): 5
- [12] F. Malz, Vorgänge in der A - Stufe aus Physiko - chemischer Sicht in Bezug Zu Mikrobiologischen Reaktionen, GWA 1984, Band 70, Aachen
- [13] B Böhke, Vergleichende Betrachtung von Versuchs - und Betriebsergebnissen der zwei - stufigen AB - Technik[J]. Korrespondenz Abwässer 7/ 83
- [14] 年跃刚. AB 工艺 A 段耐(低 PH 值)冲击的试验研究[J]. 上海环境科学, 1996, 15(5): 20
- [15] 严世煦. 水和废水处理技术研究[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1991
- [16] 李志强. AB 法污水生物处理技术[J]. 上海环境科学, 1987, 6(6): 18 ~ 21
- [17] 张亚雷, 年跃刚, 顾国维. AB 工艺 A 段动力学性能研究[J]. 环境保护, 1998, 2: 33
- [18] 曲际水. 关于 AB 法处理城市污水试验及动力学解析的研究报告[C]. 北京市政设计研究院

Review on the Adsorption Mechanism and Kinetics of Adsorption Biodegradation Process

ZHOU Jian LONG Teng-rui

(Faculty of Urban Construction, Chongqing Jianzhu University, 400045, China)

Abstract Due to that the traditional theory cannot explain the special adsorption mechanism concerning the removal of organic waste with high efficiency in non-generated situation. The research on adsorption mechanism and kinetics in recent years was reviewed in this paper for further research on this problem.

Key Words Adsorption Biodegradation Process; mechanism; kinetics