

深床过滤中的生物硝化动力学研究

范荣桂¹, 范彬², 栾兆坤²

(1 辽宁工程技术大学 资源与环境工程学院, 辽宁 阜新 123000; 2 中国科学院 生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 研究了深床过滤条件下的生物硝化技术,建立了硝化反应动力学模型和生物膜传质模型。试验结果表明,深床过滤条件下的生物硝化反应动力学级数为零级,出水氨氮、硝酸盐氮浓度与床层深度或 HRT 具有良好的线性关系;合适的 HRT=1.1~1.25 h, DO > 2.0 mg/L (即气水比 > 4.0),此时对氨氮的去除率可达 90%以上;采用正向加压水冲洗与反向加压气洗相结合的反冲洗方式,可有效恢复深床过滤的效率和生物硝化反应效率。

关键词: 深床过滤; 生物硝化; 反应动力学; 反冲洗

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2007)15-0101-04

Experimental Study on Kinetics of Bio-nitrification in Deep Bed Filtration Process

FAN Rong-gui¹, FAN Bin², LUAN Zhao-kun²

(1 College of Resource and Environmental Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China; 2 Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Bio-nitrification technique in the process of deep bed filtration was investigated. The reaction kinetics model of bio-nitrification and the model of mass transfer in biofilm were constructed. The result of experiment shows that the order of bio-nitrification reaction kinetics in the process of deep bed filtration is zero, and the ammonia nitrogen and nitrate nitrogen concentrations in the effluent have better linear relationship with the HRT or the depth of the filtration bed. When HRT is 1.1 to 1.25 h, DO is greater than 2.0 mg/L and the air/water ratio is above 4.0, the removal efficiency of ammonia nitrogen is above 90%. A combined backwashing method of down-flow pressured water and up-flow pressured air can effectively improve deep bed filtration and biological nitrification efficiencies.

Key words: deep bed filtration; bio-nitrification; reaction kinetics; backwashing

生物脱氮包括硝化和反硝化两部分。目前,对硝化机理的研究表明, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的速度非常快,脱氮的控制步骤是氨氮的亚硝化反应^[1]。笔者探讨了深床生物过滤过程中的硝化动力学及硝化效果的影响因素。

1 生物硝化反应动力学分析

1.1 硝化反应模型的建立

采用升流式填料床建立硝化反应动力学模型。首先假设:①污水以薄层的形式流过填料,在流动过程中不会产生扰流,没有返混作用,即认为流动过程

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863)项目 (2003AA601010)

类似于推流;②只考虑氨氮的硝化作用;③不考虑因浓度的变化而导致的反应速度变化,即整个装置内的硝化反应速度恒定。

升流式填料床的硝化模型如图 1 所示。

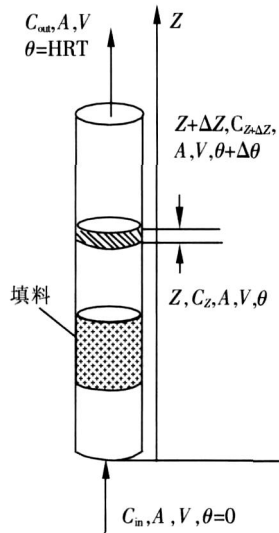


图 1 深床过滤生物硝化模型

Fig 1 Model of bio-nitrification in deep bed filtration

取填料床中任意一薄层,对其进行物料衡算:

$$V \cdot C_z + (A \cdot \Delta Z) \cdot \gamma = V \cdot C_{z+\Delta z} + (A \cdot \Delta Z) \cdot \frac{\partial C_z}{\partial t} \quad (1)$$

式中 V ——体积流量
 C_z —— z 断面处的氨氮浓度
 A ——填料床的横截面面积
 Δz ——薄层厚度
 γ ——硝化反应表观速度

假设 $\Delta\theta$ 为在 Δz 薄层处的水力停留时间,将其改成微分形式,有:

$$dC/d\theta = \gamma \quad (2)$$

若生物硝化反应为零级反应,即 $\gamma = -k$,则有:

$$C = -k \cdot \theta + C_{in} \quad (3)$$

因而出水氨氮浓度为:

$$C_{out} = -k \cdot HRT + C_{in} \quad (4)$$

上述模型是在质量守恒的基础上得出的,并且只考虑流体的稳态流动和进入系统的氨氮浓度保持恒定,事实上由于填料分布的不均匀性,造成流动阻力也不均匀,使得水体流态相当复杂;其次,不仅进水氨氮浓度是变化的,而且床体内各点的氨氮浓度也是变化的。因此,上述模型是理想条件下的硝化反应动力学模型。

1.2 硝化过程中生物膜的传质分析

由于硝化反应是在生物膜上(表面或内部)进行的,只有当各种基质(电子供体和电子受体)传递到生物膜时反应才能进行,也就是说,除了反应速度外传质过程也起着很重要的作用。

微生物以附着生物膜的形式生长,基质和其他营养物质被输送至生物膜供其利用,因此可视生物膜为非均相系统,需同时考虑其反应和传质。依据传质过程中的质量守恒,可以推得:

$$D_e \frac{d^2 C}{dx^2} = \gamma \quad (5)$$

式中 C ——生物膜内任一点的氨氮浓度
 D_e ——扩散系数
 x ——生物膜厚度

式(5)表明,表观反应速度与氨氮浓度及其传质有关,据此可得生物膜硝化动力学方程^[2]。

2 试验装置及方法

生物硝化试验装置如图 2 所示。

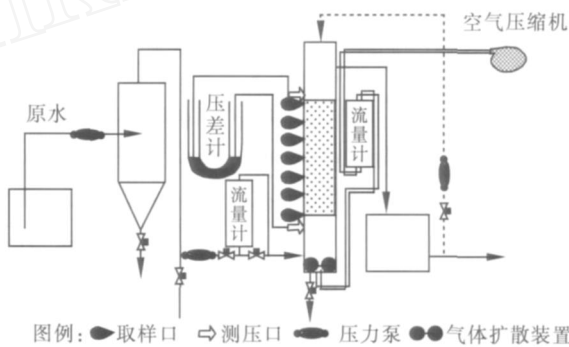


图 2 生物硝化试验装置

Fig 2 Schematic diagram of bio-nitrification experiment equipment

装置进水为某污水处理厂二沉池出水,其 COD 为 30~80 mg/L,氨氮为 30~70 mg/L。硝化塔(即升流式填料床)总高度为 3.3 m,其中填料段高度为 2.0 m;塔内填充轻质填料,采用微孔曝气。试验时水力负荷为 4~7 m³/(m²·d)。

硝化塔设 7 个取样口,在顶端和底端还设有测压点。DO 采用便携式溶氧仪测定,NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 和 COD 采用标准方法测定^[3]。

3 结果与讨论

3.1 生物硝化过程的动力学分析

试验历时约 400 d,限于篇幅,本文仅列出其中有代表性的 8 组数据(见表 1)。

表 1 硝化动力学拟合方程

Tab 1 Kinetic fitting equations of nitrification

序号		进水 / (mg · L ⁻¹)	出水 / (mg · L ⁻¹)	反应 温度 / ℃	HRT/ h	气水 比	拟合方程	R ²
1	氨氮	41. 50	1. 50	19. 5	0. 80	5. 4	$C_{out} = - 59. 586HRT + 41. 5$	0. 870 6
	硝态氮	3. 95	38. 28				$C_{out} = 48. 17HRT + 3. 95$	0. 918 9
2	氨氮	33. 50	2. 00	18. 5	0. 87	5. 8	$C_{out} = - 39. 278HRT + 33. 5$	0. 936 7
	硝态氮	7. 53	56. 25				$C_{out} = 56. 866HRT + 7. 53$	0. 892 4
3	氨氮	47. 50	3. 50	17. 0	1. 19	4. 9	$C_{out} = - 44. 314HRT + 47. 5$	0. 871 5
	硝态氮	8. 63	48. 13				$C_{out} = 32. 703HRT + 8. 63$	0. 981 6
4	氨氮	51. 50	1. 50	16. 5	1. 19	6. 3	$C_{out} = - 50. 936HRT + 51. 5$	0. 876 0
	硝态氮	2. 00	50. 20				$C_{out} = 43. 666HRT + 2$	0. 929 3
5	氨氮	58. 37	1. 37	12. 0	1. 74	10. 8	$C_{out} = - 29. 373HRT + 58. 37$	0. 880 8
	硝态氮	0	46. 53				$C_{out} = 26. 17HRT$	0. 956 7
6	氨氮	56. 93	2. 20	11. 0	1. 66	8. 8	$C_{out} = - 35. 575HRT + 56. 93$	0. 972 2
	硝态氮	0	51. 56				$C_{out} = 29. 708HRT$	0. 960 9
7	氨氮	32. 99	3. 66	17. 0	0. 55	4. 1	$C_{out} = - 52. 767HRT + 32. 99$	0. 987 3
	硝态氮	8. 63	27. 05				$C_{out} = 33. 811HRT + 8. 63$	0. 986 0
8	氨氮	31. 32	3. 67	17. 0	0. 72	6. 9	$C_{out} = - 34. 51HRT + 31. 32$	0. 942 5
	硝态氮	7. 60	24. 54				$C_{out} = 21. 776HRT + 7. 6$	0. 918 6

由表 1可知,当利用深床过滤进行生物硝化时,出水氨氮及硝酸盐氮浓度与水力停留时间(HRT)具有良好的线性关系。其中,出水氨氮浓度随着HRT的增加而线性递减,出水硝酸盐氮浓度则随HRT的增加而上升,这与式(3)、(4)相一致,说明深床过滤中的硝化反应速度与氨氮浓度无关,遵循零级反应动力学方程。

由国际水协的活性污泥 2号模型可知,当氨氧化半饱和常数(K_s) $\ll C$ 时,可认为硝化反应为零级。结合笔者的试验结果,说明当满足 $K_s \ll C$ 时,生物膜与活性污泥法的硝化反应动力学具有一致性。

应当说明的是,深床过滤中的生物硝化反应是典型的生物膜反应。生物膜的硝化反应主要发生在生物膜内或生物膜的表面,而不是在液相,氨氮向生物膜表面及其内部的输送以及反应产物由生物膜内部向外部的迁移和扩散,对硝化反应都有着重要的影响,此时的硝化反应是传质动力学与生物膜硝化反应动力学综合作用的结果。试验中,由于进水氨氮浓度较高,膜内外的浓度差大,传质动力学视为零级,且氨氮浓度值远远大于 K_s 值,因此其总的硝化反应动力学可视为零级。但随着进水氨氮浓度的降低,深床生物硝化反应级数由零级逐渐向 1级转变。

此外,滤料及液相的理化性能不仅影响传质过

程,对整个硝化反应也会产生影响。例如,滤料的比表面积对生物量有很大的影响^[4,5],进而会影响生物硝化反应速率。

3.2 HRT对硝化效果的影响

HRT是生物硝化反应中极其重要的参数,它有两种表述方法,一种是以空塔体积作为计算基准,另一种是以真实体积作为计算基准,本文采用后一种。

水力停留时间需满足两方面的要求,一要满足微生物生长的需要,二要能够保证硝化反应的顺利进行。首先,污水在填料床内必须有足够的停留时间,以使微生物与填料间充分接触,保证微生物的繁殖与增长,特别是像生长比较缓慢的硝化菌及亚硝化菌,一旦 HRT低于微生物生长所需的最小时间,微生物将悬浮生长,并随出水流出,降低出水质量,恶化硝化效果;其次,氨氮向生物膜表面的扩散以及硝化产物的排出都需要一定的时间。

图 3反映了 HRT对出水氨氮、硝酸盐氮及亚硝酸盐氮浓度的影响。

图 3表明,在充足的 HRT下,几乎所有的氨氮都转变为了硝酸盐氮,但当 HRT过长时,硝化反应在装置的下部即已完成,虽然对氨氮的去除效果较好,但对硝化塔的利用率不高;反之则硝化反应进行得不充分,在硝化反应尚未结束前,污水已流出硝化

塔,造成出水中的氨氮浓度较高。在本试验条件下,合适的 HRT 为 1.1~1.25 h。

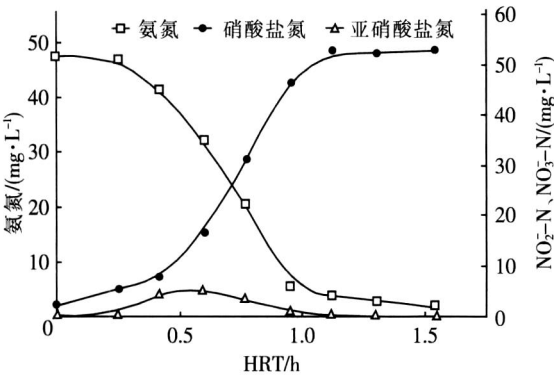


图 3 出水氨氮、硝酸盐氮及亚硝酸盐氮浓度随 HRT 的变化

Fig 3 Variation of ammonia nitrogen, nitrate and nitrite with HRT

3.3 DO对硝化效果的影响

生物硝化是典型的好氧过程,其消耗的溶解氧约有 2/3 用于氨的氧化,其余的 1/3 用于硝化菌及亚硝化菌的细胞合成^[6],因此溶解氧浓度直接影响氨的转化率。试验中发现,一旦 DO < 1.0 mg/L,则硝化反应迅速恶化,氨氮的转化率下降;而当 DO > 2.0 mg/L 即气水比 > 4.0 时,硝化反应能够顺利进行。此外还应保证床层布气的均匀性,以免发生局部缺氧现象。试验中采用孔径为 10~20 μm 的钛合金微孔曝气装置,确保了布气的均匀性。

3.4 反冲洗方式对硝化效果的影响

在装置运行的过程中,生物膜的加厚和对污染物的截留使水流通道逐渐减小,严重时会造成堵塔现象,因此需及时进行反冲洗。

经反复试验后,确定了正向加压水冲洗和反向加压气洗相结合的反冲洗方式,即在停止运行后,先进行正向加压水冲洗,去除与填料结合不是很牢固的污染物及老化的生物膜;然后以压缩空气进行反向冲洗,使填料充分湍动、碰撞,以剥离与之结合相

对牢固的污染物和生物膜,最后再以正向加压水冲洗,如此重复一次,可恢复装置的过滤和硝化性能。

4 结论

① 在深床过滤过程中可有效地进行生物硝化反应,其反应动力学级数表现为零级,即出水氨氮、硝酸盐氮浓度与 HRT 呈线性相关。

② 生物膜内的传质过程对硝化反应有影响,但当液相主体中的氨氮浓度较高时,这种影响会大大降低。

③ HRT、DO 对氨氮去除率的影响较大,试验条件下,合适的 HRT 为 1.1~1.25 h、DO > 2.0 mg/L (即气水比 > 4.0),此时对氨氮的去除率可达 90% 以上。

④ 采用正向加压水冲洗与反向加压气洗相结合的反冲洗方式,可有效恢复深床过滤及硝化反应的效率。

参考文献:

[1] 章非娟. 生物脱氮技术 [M]. 北京:中国环境科学出版社,1992

[2] Shabbir H Gheewala, Rupa K Pole, Ajit P Annachhatre. Nitrification modeling in biofilm under inhibitory conditions[J]. Water Res, 2004, 38 (14 - 15): 3179 - 3188

[3] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 (第 4 版) [M]. 北京:中国环境科学出版社,2002

[4] Grady Jr C P L, Daigger G T, Lin H C. 废水生物处理 (第 2 版) [M]. 张锡辉等译. 北京:化学工业出版社,2003

[5] 田文华,文湘华. 滤料粒径对曝气生物滤池硝化性能的影响 [J]. 中国给水排水,2003,19 (5): 48 - 50

[6] Metcalf & Eddy Inc. Wastewater Engineering Treatment and Reuse (4th ed) [M]. 北京:清华大学出版社,2003

E - mail: fanronggui@163. com

收稿日期: 2007 - 03 - 25

保护自然 保护水源 行胜于言