改良 UCT 分段进水深度脱氮除磷工艺 反硝化动力学性能

葛士建¹,李夕耀¹,彭永臻¹,马 斌²,张静蓉¹ (1.北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复重点实验室,北京 100124; 2.哈尔滨工业大学市政环境工程学院,哈尔滨 150090)

摘 要:采用序批试验研究了在*T* = (15 ± 1) ℃条件下以生活污水、污泥水解酸化上清液、乙酸钠、甲醇、乙醇和葡萄糖为电子供体的活性污泥的反硝化性能以及 pH 变化规律和动力学特性.结果表明,乙酸钠的比反硝化速率和比耗碳速率最高,分别为4.13 mg/(g•h)和29.8 mg/(g•h),但其反硝化能力最低.污泥水解酸化上清液的反硝化速率与乙酸钠相当.反硝化菌需经若干周期的驯化后才能适应甲醇和乙醇电子供体.当要求直接提高反硝化速率时,不宜选择甲醇和乙醇为碳源.而葡萄糖电子供体系统在前10~120 min 出现短暂的 " $\rho(NO_x^-N)$ 还原停滞平台",当大分子葡萄糖糖酵解为小分子有机物后,反硝化过程才顺利进行,糖酵解过程是葡萄糖反硝化过程的限速步骤.此外,不同电子供体反硝化过程 pH 变化规律可以间接指示反硝化动力学特性,其缺氧异养菌产率系数为0.68~0.73.

关键词:分段进水;反硝化动力学;碳源;电子供体;比反硝化速率
 中图分类号:X703.1
 文献标志码:A
 文章编号:0254 - 0037(2011)03 - 0433 - 07

分段进水 A/O 工艺是一种基于传统 A/O 工艺而开发的新工艺,最早由国外学者于20 世纪90 年代初 提出并进行试验研究^[1-3],该工艺一般由 2~5 段 A/O 反应器串联组合而成,原水按照一定比例分别进入 各段缺氧区,可最大程度利用污水碳源,且不需要硝化液内回流设施,出水水质稳定可靠,目前已在美国、 日本、新西兰等国投入工程应用.但为了实现同步高效生物脱氮除磷功能,笔者在传统分段进水 A/O 工 艺基础上加以改进优化,提出了改良 UCT 分段进水深度脱氮除磷工艺,该工艺将 UCT 工艺和分段进水策 略联合起来,在传统分段进水 A/O 工艺首段设置厌氧区,给聚磷菌创造有利的厌氧释磷环境,有效平衡了 除磷菌和脱氮菌的生存条件,运行结果表明该工艺成功实现了同步脱氮除磷.为了将该工艺应用于富营 养化问题严重的地区,考虑到深度脱氮的需要,实现出水总氮 ρ_{TN} <5.0 mg/L,要在系统缺氧区投加外碳 源,因此设计试验研究选择廉价高效碳源以提高工艺反硝化能力.甲醇因价格便宜常被作为反硝化外碳 源,但它属易燃有毒溶剂.而以工业废水为反硝化碳源的研究也已有 20 多年的历史,如食品工业废水碳 氮比(ρ(C) /ρ(N))高,可生物利用有机物含量丰富,常常直接作为污水生物处理的补充碳源^[4-5],但工业 废水水质组分复杂,有机物含量过高或重金属离子的存在会严重抑制微生物活性,而且有机物含量过高导 致系统出水 ρ_{cop}不达标.目前关于不同碳源的反硝化特性的研究条件单一,环境因素、污泥特性或反应条 件差异导致试验结论不统一,且反硝化过程碳源利用动力学研究较少.

本文以实际污水厂生活污水、剩余污泥水解酸化上清液、乙酸钠、甲醇、乙醇和葡萄糖为碳源,采用改 良 UCT 分段进水深度脱氮除磷工艺系统污泥,考察了硝酸盐、亚硝酸盐和 ρ_{cob} 的变化规律,探讨了反硝化 过程中 pH 变化规律,分析对比了各种碳源的比反硝化速率、反硝化能力、比耗碳速率以及缺氧异养菌产 率系数,从而为提高连续流改良 UCT 分段进水工艺反硝化性能选择外投碳源奠定理论基础及提供技术支持.

收稿日期: 2009-06-16.

作者简介: 葛士建(1987—), 男, 河南濮阳人, 博士研究生.

基金项目: 国家"十一五"重大科技专项课题(2008ZX07317-007-105);北京工业大学第八届研究生科技基金项目(ykj-2010-3738); 2008年中韩环境共同技术研究项目.

1 材料与方法

1.1 试验装置及试验用泥

该试验在北京市某大型污水处理厂进行,以实际生活污水为处理对象,运行改良 UCT 分段进水深度 脱氮除磷工艺.装置由初沉池、水箱、主体反应器和二沉池组成(图1).主体生物反应器和沉淀池均为有 机玻璃材质,主反应器容积340 L,由1 个厌氧生物选择区和3 个连续交替缺氧区、好氧区组成.竖流式沉 淀池由有机玻璃制成,容积为88 L,采用中心进水、周边三角堰出水方式.夏季在室温下运行,冬季由热交 换器保持恒温22℃左右.工艺运行条件如下:日处理量1.02 m³/d,水力停留时间为8~10 h,污泥龄为8~ 10 d,第1 段混合液回流比为100%,污泥回流比为50%~100%.



1. 原水箱 2. 进水泵 3. 搅拌器 4. 气体流量计 5. 鼓风机 6. 厌氧池 7. 缺氧池 8. 好氧池 9. 沉淀池 10. 污泥回流泵 11. 内循环泵

图 1 改良 UCT 分段进水生物脱氮除磷工艺中试试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of pilot-scale modified UCT step feed BNR process

反硝化间歇试验采用 6 个 500 mL SBR 反应器,在恒温箱内控制温度 $T = (15 \pm 1) \, \mathbb{C}$,由磁力搅拌器控制泥水混合均匀,安装 pH、溶解氧(DO)和氧化还原电位(ORP)的在线测定仪.污泥取自上述工艺系统,试验开始前首先将所取污泥曝气 4 h,之后用蒸馏水清洗 3 遍,以保证污泥处于内源呼吸状态.为消除 pH 对反硝化的干扰作用,试验前用 HCl 溶液和 NaOH 溶液调节混合液 pH 值维持在 7.5 左右,当污泥混合液的 ρ_{D0} 降到 0.1 mg/L 时,瞬间投加硝酸盐和污水及不同碳源(污泥水解酸化上清液、乙酸钠、甲醇、乙醇和葡萄糖),试验期间向混合液通入氮气,保证缺氧状态.采用注射器定时间歇取样,经定性滤纸过滤处理后放于 4 \mathbb{C} 冰箱内保存,分析 $\rho(NO_3^-N), \rho(NO_2^-N), \rho_{COD}$ 等指标,并在线检测记录 pH、 V_{ORP}, ρ_{D0} 和水温等参数,试验数据均为 3 次平行试验而得.

1.2 检测方法

硝酸盐采用麝香草酚光度法测定;亚硝酸盐采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定;ρ_{cop}采用 5B-2 型 COD 快速测定仪测定;污泥质量浓度ρ_{MLSS}采用滤纸重量法测定;挥发性污泥质量浓度ρ_{MLVSS}采用马弗炉灼 烧重量法测定;pH、V_{ORP}、ρ_{DO}和温度均采用 WTW pH/Oxi340i 测定仪在线检测.

2 理论分析

2.1 比反硝化速率

根据活性污泥模型 ASM. No. 1 和 No. 2, Henze 等^[6-7] 提出实际生活污水中有机物 COD 分为 3 类: 溶 解性可快速生物降解 COD(S_s)、颗粒性可慢速生物降解 COD(X_s) 和内源有机物,因而反硝化过程也存在 3 个硝酸盐还原速率,其中内源比反硝化速率(γ_{ende} ,mg/(g•h))可计算为 $\gamma_{\text{endo}} = \mathrm{d}\rho(N_3(t)) / (\mathrm{d}t \cdot \rho_{\text{MLVSS}})$

不考虑内源呼吸作用还原过程,外碳源比反硝化速率(γ₁,mg/(g•h))可计算为

 $\gamma_1 = \mathrm{d}\rho(N_1(t)) / (\mathrm{d}t \cdot \rho_{\mathrm{MLVSS}})$

式中, $\rho(N_1(t))_{\rho}(N_3(t))$ 分别为处于外碳源反硝化阶段,内源反硝化阶段硝酸盐质量浓度.本试验比反 硝化速率的计算均不考虑内源反硝化作用.

2.2 反硝化能力

反硝化能力(κ_{DN})指反硝化菌利用单位有机物碳源所还原的硝酸盐量($\rho(NO_x^- -N) = \rho(NO_3^- -N) + 0.6\rho(NO_2^- -N)$)^[8-9].它与反硝化过程提供的可利用碳源量有关,其中碳源量 ρ_{CODa} 等于反应起始碳源量 ρ_{CODO} 减去发酵菌和反硝化菌自身氧化生长消耗的碳源 ρ_{CODb} .然而 ρ_{CODb} 因活性污泥组分(发酵菌与反硝化 菌的比例)和碳源性质差异而不同,但可以用异养菌产率系数(Y_{H})来衡量,可计算为

 $1 - Y_{\rm H} = 2.86 \kappa_{\rm DN}$

由于活性污泥微生物中发酵菌和反硝化菌的比例各不相同,所以反硝化能力 κ_{DN}需要通过反硝化试 验测定,试验应在严格的缺氧环境下进行.生活污水中溶解性可快速生物降解 COD(S_s)可计算为

 $S_{\rm s} = 2.86 \, {\rm d}\rho ({\rm NO}_x - {\rm N})_{S_{\rm s}} / (1 - Y_{\rm H})$

因此总的反硝化能力(即利用 S_s 和 X_s)可计算为

 $\kappa_{\rm DN} = \alpha \kappa_{\rm DN} (X_{\rm S}) + \beta \kappa_{\rm DN} (S_{\rm S})$

 $\kappa_{\rm DN} = (\rho(N_0) - \rho(N_{\infty})) / (\rho_{\rm COD0} - \rho_{\rm COD\infty})$

式中, $d\rho(NO_x-N)_{s_s}$ 是以 S_s 为碳源的硝酸盐还原量(包括亚硝酸盐); $\alpha \cdot \beta$ 分别为 X_s 和 S_s 占有机物碳源 COD 的比例; $\rho(N_0) \cdot \rho(N_x)$ 分别为反应初始和反应结束时的硝酸盐质量浓度($\rho(NO_x^--N) = \rho(NO_3^--N) + 0.6\rho(NO_2^--N)$); ρ_{CODx} 分别为反应初始和反应结束时的 COD 的质量浓度.

3 结果与讨论

3.1 生活污水的反硝化试验

为满足系统出水 $\rho_{\text{TN}} < 5 \text{ mg/L}$ 的要求,需要研究 分段进水工艺系统活性污泥的反硝化特性.研究表 明,反硝化性能是可利用有机物含量(初始混合液 $\rho(C) / \rho(N)$)的函数.Nyberg 等^[10]认为反硝化完全 所需最佳 $\rho(C) / \rho(N)$ 为4~15,最小范围为3.5~4. 因此,本试验通过调节污泥与污水投配比使得反硝化 试验初始混合液 $\rho(C) / \rho(N)$ 为15左右, ρ_{MLVSS} 为 2472 mg/L.图2是以实际生活污水为电子供体的反 硝化过程各指标变化情况,随着反硝化过程的进行, 硝酸盐浓度逐渐降低,亚硝酸盐浓度先增加后减小. 这主要是因为反硝化过程分为2个过程,即 NO₃⁻-N



 \rightarrow NO₂⁻-N \rightarrow N₂, 而 NO₃⁻-N 的还原速率大于 NO₂⁻-N 的还原速率,因此系统出现了 NO₂⁻-N 的少量短暂积累 后逐渐减少的现象.

此外, ρ_{con} 与硝酸盐浓度变化呈现很好的相关性,随反应进程, ρ_{con} 逐渐降低. 与 HENZE 等^[6-7] 试验结 果相比,本反硝化过程仅存在基于 *S*_s 和内源有机物的 2 个反硝化速率. 原因在于: 试验用水为某脱氮除 磷工艺中试初沉池出水,大量 *X*_s 在初沉池内部已经水解成 *S*_s,污水中的 COD 组分中 *S*_s 比例大大提高,所 以原水有机物 *S*_s 和内源物质决定了系统的总反硝化能力(见表 1).反硝化过程中 pH 值不断升高,而变 化曲线斜率逐渐减小,到反应结束时刻出现拐点,指示反硝化过程的结束.

3.2 不同电子供体的反硝化试验

图 3(a) 为不同电子供体条件下, NO_x⁻-N(ρ (NO_x⁻-N) = ρ (NO₃⁻-N) +0.6 ρ (NO₂⁻-N))的还原过程. 试验温度 *T* 控制在(15±1)℃, 其中乙酸钠、污泥水解酸化上清液、甲醇、乙醇和葡萄糖系统的 ρ_{MLVSS} 分别为2400、2777、3476、3500和4312 mg/L. 试验投加的各种电子供体均过量, 在相同初始硝酸盐浓度下, 乙酸钠和水解酸化上清液的反硝化速率最快, 其次是生活污水, 而乙醇、甲醇、葡萄糖为电子供体时, NO_x⁻-N还原较慢, 结论与 Tam 等^[11]、Gerber 等^[12]和 Kristensen 等^[13]试验结果一致.



图 3 不同电子供体下反硝化过程 NO_x⁻-N 和 pH 变化规律曲线 Fig. 3 Variation profile of NO_x⁻-N(a) and pH(b) during denitrification with different electron donors

分析原因如下:乙酸钠为低碳有机物,可以通过 β – 氧化直接转化为乙酰辅酶 A 进入三羧基酸 (Krebs) 循环,而水解酸化上清液为挥发性脂肪酸(VFA),易于被反硝化菌直接利用.所以 2 种电子供体 比反硝化速率大.而甲醇是 C₁化合物,不能直接进入 Krebs 循环产生还原能量^[11],NO_x-N 还原速率相对 较低.葡萄糖利用代谢过程更为复杂,首先葡萄糖需经糖酵解过程分解成丙酮酸盐,之后在脱氢酶作用下 才能进入 Krebs 循环^[8].由图 3(a) 葡萄糖的反硝化曲线可以看出,10 ~ 120 min 出现短暂的 "NO_x-N 还原 停滞平台",之后 $\rho(NO_x - N)$ 随反应进行逐渐减少,这主要是因为葡萄糖需要 120 min 才能分解成反硝化 菌可利用的小分子有机物,同时也说明糖酵解过程是反硝化反应的限速步骤.

3.3 不同电子供体反硝化性能对比

为了比较不同电子供体反硝化性能,结合各种电子供体碳源的消耗速率,对当量硝酸盐浓度随时间变 化拟合动力学,得到各种电子供体情况下当量 NO_x-N 和有机物的降解速率(见表1).几种电子供体的比 反硝化速率(以单位 MLVSS 计,下同)维持在0.50~4.13 mg/h.综合比较可以发现,乙酸钠的脱氮速率和 比耗碳速率都比较高,分别为4.13 mg/h、29.8 mg/h,与 Henze 等^[16]研究结果(2.0~10.0 mg/h)基本吻 合,说明乙酸钠为高效可利用生物降解有机物,适合作为反硝化过程的投加碳源,但其比耗碳速率和表观 碳氮比高,即单位时间内单位 MLVSS 消耗的碳源有机物多,可能存在除反硝菌利用之外其他的碳源消耗 途径,如生物吸附、缺氧降解等.试验将剩余污泥水解酸化10 d 左右的上清液作为电子供体进行反硝化试 验,结果发现,它的比反硝化速率和碳源利用速率与乙酸钠相当,而且还可以解决大量剩余污泥的处置问题.HENZE等^[1649]以不同生活污水为电子供体测定的比反硝化速率分别为1.5~16.7、2.5~6.0、0.6~ 3.0和1.0~5.0mg/h,而本试验结果为2.87mg/h,略低于以水解酸化上清液为碳源,可见不同污水水质 有机物组分直接影响污泥比反硝化速率的大小,本试验用水经过初沉池的水解酸化作用,污水的可生化性 得以改善.而甲醇、乙醇的反硝化速率较低,主要是因为投加初期污泥不能很快地适应这两种碳源,将甲 醇大概驯化20个周期后比反硝化速率可增至2.12mg/h(同样温度条件下),乙醇只需8个驯化周期. Louzeiro等^[20]研究也发现,甲醇作为反硝化碳源时存在着一定时间的适应期.几种碳源类型中葡萄糖属 于大分子有机物,不能被微生物直接利用,需要经过糖代谢分解成小分子物质才能被吸收转化,而葡萄糖 的糖酵解需要11个步骤完成,因此反应前120min左右基本为葡萄糖的分解代谢过程,当大分子葡萄糖 糖酵解为小分子有机物后,NO_x-N 还原过程才顺利进行.

表1 不同电子供体的反硝化潜力和比反硝化速率				
Table 1 Denitrification potential and rates of different electron donors				
电子供体	比反硝化速率/(mg•h ⁻¹)	反硝化潜力	比耗碳速率/(mg•h ⁻¹)	表观碳氮比
生活污水	2.87	0. 140	20. 4	7.10
水解酸化	3. 54	0. 142	24.9	7.03
乙酸钠	4.13	0. 138	29.8	7.20
甲醇	0.95	0. 243	3.93	4.12
乙醇	1.09	0. 210	5.60	4.76
葡萄糖	0. 50	0. 155	3.20	6. 43

■ 1.155 5.26 0.45
比较各种电子供体的反硝化能力和表观碳氮比发现,甲醇和乙醇利用单位有机物碳源还原的 NO_x⁻-N 较多.根据甲醇反硝化反应计量方程式可知,1.0 g NO₃⁻-N 完全反硝化需 2.47 g 甲醇,相当于 3.72 g 的 COD,实际测定结果显示为单位 NO₃⁻-N 需要 4.12,比理论值稍高,其他几种电子供体的试验结果均高于 理论计算值.这主要是因为反硝化过程中碳源利用途径较多,包括还原 NO_x⁻-N、微生物细胞合成或生物吸 附降解等,而且 BEUN 等^[23]指出,长期处于缺乏有机物碳源环境的微生物对碳源利用表现出"迟钝性",碳 源利用率下降,因此微生物的生存环境也会影响碳源的利用情况.此外由表 2 可知,本试验条件下几种电

表 2	不同电子供体的缺氧异养菌产率系数比较
-----	--------------------

子供体的异养菌产率系数 Y_H差别不大(0.67~0.73),与文献报道值基本吻合.

Table 2	Comparisons of	heterotrophy	anoxic y	yields v	with	different	electron	donors
---------	----------------	--------------	----------	----------	------	-----------	----------	--------

电子供体	异养菌产率系数 Y _H	文献来源
生活污水	0.68 ± 0.02	
水解酸化	0.73 ± 0.02	
乙酸钠	0.69 ± 0.01	
甲醇	0.69 ± 0.03	平义
乙醇	0.67 ± 0.04	
葡萄糖	0.73 ± 0.05	
乙酸钠	0. 66	[10]
乙酸钠	0.31 ± 0.03	[21]
乙醇	0.35 ± 0.01	[21]
葡萄糖	0. 54	[22]

4 结论

1) T = (15 ± 1) ℃条件下,相对其他电子供体,乙酸钠的比反硝化速率最快,但其表观碳氮比为7.20,

比耗碳速率为29.8 mg/h,均大于其他几种电子受体. 单纯考虑反硝化速率时可以选择乙酸钠为外加碳源.

2) 污泥水解酸化上清液的比反硝化速率仅次于乙酸钠,且属生物可再生清洁能源,因此可以考虑将 其作为连续流改良 UCT 分段进水工艺的外加碳源.只需另外设置初沉污泥或剩余污泥水解酸化反应器, 同时解决了剩余污泥处置问题和分段进水工艺深度脱氮除磷的碳源需求.

3) 葡萄糖为碳源时,10~120 min 期间出现短暂的"NO_x-N 还原停滞平台",葡萄糖的糖酵解过程是反硝化反应的限速步骤.

4) 污泥对甲醇和乙醇的适应性较差,反硝化速率低,需要经过若干周期的驯化后才能提高反硝化性能.当要求直接提高反硝化速率时,不宜选择甲醇和乙醇为碳源.

5) 几种电子供体的异养菌产率系数 Y_H差别不大,在0.67~0.73.

6) 反硝化过程中 pH 的增加速率与电子供体的反硝化速率大小呈正相关性,可以间接指示不同电子 供体的反硝化动力学性能.

参考文献:

- PAIT Y, TSAI Y P, CHOU Y J, et al. Microbial kinetic analysis of three different types of EBNR process [J]. Chemosphere, 2004, 55(1): 109-118.
- [2] ZHU G B, PENG Y Z, ZHAI L M, et al. Performance and optimization of biological nitrogen removal process enhanced by anoxic/oxic step feeding [J]. Biochemical Engineering Journal, 2009, 43(3): 280–287.
- [3] ZHU G B, PENG Y Z, MA B, et al. Optimization of anoxic/oxic step feeding active sludge process with fuzzy control model for improving nitrogen removal [J]. Chemical Engineering Journal, 2009, 151(1/3): 195–201.
- [4] BARLINDHAUG J, ODEGARD H. Thermal hydrolysate as a carbon source for denitrification [J]. Water Science and Technology, 1996, 33(12): 99-108.
- [5] ZAYED G, WINTER J. Removal of organic pollutants and nitrate from wastewater from the dairy industry by denitrification
 [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1998, 49(4): 469–474.
- [6] HENZE M, GRADY C J, GUJER W, et al. Activated sludge model No. 1. IAWPRC scientific and Technical Report No. 1 [M]. London: IAWPRC, 1987.
- [7] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. Activated sludge model No. 2. IAWQ scientific and Technical Report No. 3 [M]. London: IAWPRC, 1987.
- [8] SAGE M, DAUFIN G, GÈSAN-GUIZIOU G, et al. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system [J]. Water Research, 2006, 40(14): 2747-2755.
- [9] KUJAWA K, KLAPWIJK B. A method to estimate denitrification potential for pre-denitrification systems using NUR batch tests [J]. Water Research, 1999, 33(10): 2291–2300.
- [10] NYBERG U, ASPEGREN H, ANDERSSON B, et al. Full-scale applications of nitrogen removal with methanol as carbon source [J]. Water Science and Technology, 1992, 26(5/6): 1077-1086.
- [11] TAM N F Y, WONG Y S, LEUNG G. Significance of external carbon sources on simultaneous removal of nutrients from wastewater [J]. Water Science and Technology, 1992, 26(1/2): 104721055.
- [12] GERBER A, MOSTERT E S, WINTER C T, et al. The effect of acetate and other short-chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal [J]. Water SA, 1986, 12(20): 7-12.
- [13] KRISTENSEN G H, JORGENSEN P T. Precipitation followed by biological denitrification supported by addition of biological or thermal/chemical hydrolysis products [C] // Proceedings from 4th Gothenburg Symposium. Madrid: Springer Verlag, 1990: 313-328.
- [14] ELEFSINIOTIS P, LI D. The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids [J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, 28(1): 148-155.
- [15] BEAUBIEN A, HU Y, BELLAHCEN D, et al. Denitrification processes using gas production measurements [J]. Water Research, 1995, 29(10): 2269-2274.
- [16] HENZE M, HARREMOEÈ S P. Chemical biological nutrient removal: the HYPRO concept [C] // Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium Chemical Water and Wastewater Treatment. Madrid: Springer Verlag, 1990: 145-149.

438

- [17] HENZE M. Nitrate versus oxygen utilization rates in wastewater and activated sludge systems [J]. Water Science and Technology, 1986, 18(6): 115-122.
- [18] HENZE M. The influence of raw wastewater biomass on activated sludge oxygen respiration rates and denitrification rates [J]. Water Science and Technology, 1989, 21(6/7): 603-607.
- [19] HENZE M. Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater [J]. Water Science and Technology, 1991, 23(4/6): 669-679.
- [20] LOUZEIRO N R, MAVINIC D S, OLDHAM W K, et al. Methanol induced biological nutrient removal kinetics in a full scale sequencing batch reactor [J]. Water Research, 2002, 36(11): 2721–2732.
- [21] LEE N, WELANDER T. The effect of different carbon sources on respiratory denitrification in biological wastewater treatment
 [J]. Journal of Biotechnology and Bioengineering, 1996, 82(3): 277–285.
- [22] MULLER A, WENTZEL M C, LOEWENTHAL R E, et al. Heterotroph anoxic yield in anoxic aerobic activated sludge system treating municipal wastewater [J]. Water Research, 2003, 37(10): 2435-2441.
- [23] BEUN J J, VERHOEF E V, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Stoichiometry and kinetics of poly-β-hydroxybutyrate metabolism under denitrifying conditions in activated sludge cultures [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2000, 68(5): 496–507.

The Denitrification Dynamics of Modified UCT Step Feed Enhanced Biological Nutrients Removal Process

GE Shi-jian¹, LI Xi-yao¹, PENG Yong-zhen¹, MA Bin², ZHANG Jing-rong¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. School of Municipal and Environment Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Batch experiments are conducted to investigate the denitrification prosperities, denitrification dynamics and pH variation with municipal wastewater, supernatants of sludge hydrolyzed acidification, acetic sodium, methanol, ethanol and glucose as electron donors as well as nitrate as electron acceptor under $T = (15 \pm 1)$ °C. The results show that the maximum specific denitrification rate and specific organic compounds utilization rate, which is 4. 13 mg/h and 29. 8 mg/h, respectively, were attained when acetic sodium is used as the electron donor, whereas the lowest denitrification potential was also observed. As for supernatants of sludge hydrolyzed acidification, its denitrification performance is nearly as same as acetic sodium. Furthermore, denitrification bacteria can adapt to methanol and ethanol until a period of sludge acclimations, so these two electron donors could not be used as soon as it needed to improve the denitrification efficiency. As for glucose, there is a " ρ (NO_x⁻-N) reduction stop platform" during 10 – 120 mins of reaction process, after glucose molecules decomposing into small molecules organisms the denitrification could go on successfully, so glycoside is the rate–limiting step of denitrification with glucose as the electron donor. Besides, pH indicates the denitrification characteristics of different electron donors with heterotrophy anoxic yields of 0. 68 – 0. 73.

Key words: step feed; denitrification dynamics; carbon source; electron donors; specific denitrification rate

(责任编辑 苗艳玲)