

对氨基苯磺酸降解菌的分离鉴定及降解特性研究

王艳青, 张劲松*, 周集体, 王竞

(大连理工大学环境与生命学院, 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 大连 116023)

摘要:对大连某城市污水处理厂活性污泥进行长期驯化, 筛选得到好氧条件下以对氨基苯磺酸(4-aminobenzenesulphonate, 4-ABS)为唯一碳源和能源生长的高效降解菌株 W1. 根据菌株 W1 的形态特征、生理生化特征及 16S rDNA 序列分析, 初步鉴定为 *Pannonibacter* 菌属. 通过考察生长条件对降解效果的影响, 确定了该菌株降解 4-ABS 的优化条件为: 接种量 10%、30℃、pH 7、摇床转速 150 r/min, 并且在有外加碳源的情况下仍保持较高的 4-ABS 降解活性. 在 4-ABS 的降解过程中, 4-ABS 自身含有的氨基和磺酸基会以 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 的形式释放到水体中, 但浓度仅为理论释放量的 77.6% 和 91.5%, 推测原因是部分释放的 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 被菌株 W1 作为氮源和硫源利用; 菌株 W1 可以耐受 2 500 mg/L 的 4-ABS, 且在 32 h 内实现 90% 的降解率; 4-ABS 降解率为 94.7% 时, 可以实现 84.4% 的 TOC 去除率, 且没有检测到其它芳香化合物生成, 表明菌株 W1 可以实现 4-ABS 的彻底矿化.

关键词: 对氨基苯磺酸; 生物降解; *Pannonibacter* sp. W1; 矿化

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)04-1193-06

Isolation and Identification of a 4-Aminobenzenesulphonate Biodegrading Strain and Its Degradation Characteristics

WANG Yan-qing, ZHANG Jin-song, ZHOU Ji-ti, WANG Jing

(Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education, School of Environmental and Biological Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116023, China)

Abstract: A 4-aminobenzenesulphonate-degrading strain W1 was isolated from the activated sludge of Dalian municipal wastewater treatment plant. Strain W1 was able to utilize 4-ABS as sole carbon and energy source under aerobic condition. It was identified as *Pannonibacter* sp. according to its morphological, physiological and biochemical characteristics and the analysis of its 16S rDNA gene. The optimum conditions for 4-ABS biodegradation in the shaking flasks were 10% inoculum, 30 °C, pH 7.0 and were rotated at speed 150 r/min, respectively. Strain W1 could keep high degrading ability even in the presence of extra carbon source. Release of ammonia and sulfate were around 77.6% and 91.5% of theoretic concentration according to 4-ABS degradation, for 4-ABS could serve as the nitrogen and sulfur source. Strain W1 showed efficient biodegradability even at 2 500 mg/L, and 90% 4-ABS removal was achieved in 32 h. The 84.4% TOC removal was achieved after 94.7% consumption of 4-ABS, and no aromatic intermediates were detected, referring the complete mineralization of 4-ABS by strain W1.

Key words: 4-aminobenzenesulphonate (4-ABS); biodegradation; *Pannonibacter* sp. W1; mineralization

对氨基苯磺酸(4-ABS)是制造偶氮染料、印染助剂、香料、食品色素、医药和农药等产品的重要中间体,也是农药敌锈钠的主要成分,在生产和使用的过程中,不少 4-ABS 以工业废水的形式排放到环境中^[1]. 该类废水的另一重要来源由偶氮染料经厌氧生物处理后偶氮键还原断裂产生,这些含有磺酸基和氨基的芳香化合物大多具有“三致”危害,其毒性甚至比偶氮染料本身毒性更大,属于难生物降解的物质^[2,3]. 由于磺酸基和氨基的存在,使得这类物质具有良好的极性和水溶性,容易进入水体,因此对水环境危害更大^[4].

目前,国外有少数学者从受污染的污泥或者土壤中筛选出混合菌群或者单一菌株,能够以 4-ABS 为唯一的碳源和能源生长. Feigl 等^[5] 和 Dangmann 等^[6] 报道了含有 *Hydrogenophaga* 菌属和

Agrobacterium 菌属的混合菌群,其相互作用可以实现 4-ABS 的彻底降解; Perei 等^[7] 筛选出 1 株能降解 4-ABS 的纯菌 *Pseudomonas paucimobilis*, 该菌株还可以降解一些不含磺酸基的苯系物,但不能降解氨基苯磺酸的其他异构体; Singh 等^[8] 筛选出 4-ABS 降解菌 *Agrobacterium* sp. PNS-1, 并进行了降解特性的研究. 国内学者对该类废水的处理主要采用物理化学方法,如王玉军等^[9] 的膜萃取法、罗学辉等^[10] 的络合萃取法和孙越等^[11] 的树脂吸附法等,均取得了良好的处理效果,但利用成本低、能耗小、无二次污染的生物法降解 4-ABS 尚鲜见报道.

收稿日期: 2008-05-07; 修订日期: 2008-07-08

基金项目: 辽宁省自然科学基金项目(20032122)

作者简介: 王艳青(1983~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境生物工程, E-mail: aben_001@126.com

* 通讯联系人, E-mail: zhangjs@dlut.edu.cn

本研究通过对活性污泥长时间的驯化,分离出 1 株 4-ABS 的高效降解菌,对其进行菌种的 16S rDNA 鉴定和降解特性的考察,初步鉴定为 *Pannonibacter* sp.,是该菌属降解芳香化合物的首次报道,以期为磺酸类有机废水的生物降解提供可行性依据。

1 材料与方法

1.1 主要试剂

对氨基苯磺酸(4-ABS),纯度为 99%,分析纯,购于天津市光复精细化工研究所;甲醇和冰醋酸,色谱纯,购于 Fisher Chemical 公司(美国)。

1.2 培养基

无机盐培养基(g/L): $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 2; KH_2PO_4 1; NH_4Cl 0.5; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.25; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.002; K_2SO_4 0.06; $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0.035; 按照需要加一定量的 4-ABS 溶液(配制成 10 000 mg/L 母液,由 NaOH 溶液调节 pH 值至 7.0,灭菌保存)。

固体培养基:在上述无机盐培养基的基础上加入 20 g/L 的琼脂粉。另外,所有的培养基均采用 121℃ 高压蒸汽灭菌。

1.3 菌种的驯化与筛选

以大连地区某城市污水处理厂的活性污泥作为菌源。取 100 mL 活性污泥静置 30 min,移出上清液,以沉降污泥接种。培养基为以 4-ABS 为唯一碳源的无机盐培养基,采用梯度压力式驯化^[12,13],浓度从 50 mg/L 开始。每次取 10% 菌悬液接种到新的无机盐培养基中,待降解率达到 80% 以后,进入下一个批次驯化,经多次转接后,底物浓度逐渐增至 800 mg/L。经过 2 个月的驯化培养,得到以 4-ABS 为唯一碳源生长的混合菌液。反复进行平板涂布分离、纯化,得到 1 株 4-ABS 的高效降解菌株,斜面划线保存于 4℃ 冰箱,并定期转接。

1.4 降解菌 16S rDNA 扩增及序列测定

16S rDNA 扩增及序列测定方法:在固体培养基上挑取单菌落于 10 μL 灭菌水中变性后离心,取上清液作为模板,反应条件为 99℃,10 min; 16S rDNA 扩增引物为正向测序引物(5'-GAGCGcGATAACAA-TTTCACACAGG-3')和反向测序引物(5'-CGCCAGG-GTTTTCCCAGTCACGAC-3'),采用 TaKaRa 16S rDNA 聚合酶链式反应(PCR)试剂盒进行目的片段的 PCR 扩增,反应条件为:94℃ 变性 1 min,55℃ 复性 1 min,72℃ 延伸 1.5 min,循环 30 次,反应前 94℃ 预变性 5 min,循环结束后 72℃ 延伸 5 min,4℃ 保存。取 5 μL

PCR 产物进行 1% 琼脂糖凝胶电泳检测。扩增后的 PCR 产物由宝生物工程(大连)有限公司测序。将测得的 16S rDNA 序列与 GenBank 进行 Blast 比对,分析其序列相似性。

1.5 微生物的培养

除特殊说明以外,每次试验均采用含 800 mg/L 4-ABS 的无机盐培养基培养至对数末期的菌液接种,接种量 10% (体积分数),以保证菌液中含有菌量一致($D_{555} \approx 0.08$,干重约为 23.7 mg/L);测定样品中 NH_4^+ 浓度变化时,无机盐培养基中不加 NH_4Cl ,测定 SO_4^{2-} 浓度变化时,则由 MgCl_2 、 FeCl_2 、 KCl 代替无机盐中的 MgSO_4 、 FeSO_4 、 K_2SO_4 。液体培养基培养在温度为 30℃、转速为 150 r/min 的恒温摇床中进行;固体培养基培养在恒温 30℃ 的培养箱中进行。所有试验均作平行试验,并且以不加菌液的空白试验作对照。

1.6 分析方法与检测手段

菌量的测定:采用 JASCO V-560 紫外-可见分光光度计,于 555 nm 固定波长下测定菌的光密度(D_{555})。

4-ABS 的定量测定:采用岛津 LC-6AD 高效液相色谱(HPLC)测定,色谱柱为 C 18 柱(岛津 Shim-pack VP-ODS,4.6 $\times$ 250 mm),柱温为 25℃,进样量为 20 μL ,流动相为 55% 甲醇:43% 水:2% 冰醋酸,流速为 1 mL/min,检测器为紫外可见分光光度检测器,检测波长为 249 nm。采用 Beckman 离心机将样品于 12 000 r/min 高速离心 10 min,取上清液经 0.22 μm 微滤膜过滤后进样测定,根据浓度与峰面积的标准曲线计算 4-ABS 浓度和降解率。

TOC 的测定:采用岛津 TOC-VCPH 测定仪测定,将样品于 12 000 r/min 高速离心 10 min,取上清液经 0.22 μm 微滤膜过滤后稀释测定。

NH_4^+ 浓度和 SO_4^{2-} 浓度分别采用纳氏试剂法和铬酸钡法测定^[14]。

2 结果与讨论

2.1 4-ABS 降解菌的分离鉴定

从活性污泥中筛选到 2 株对 4-ABS 具有降解作用的菌株,分别命名为 W1 和 W2。考察两菌株在 20 h 内对初始浓度为 600 mg/L 4-ABS 的降解能力,结果表明菌株 W1 对 4-ABS 降解率为 95%,远远高于菌株 W2 的 8%,故选择菌株 W1 作为进一步研究的菌种。菌株 W1 在固体平板上生长时,菌落直径为

0.8~1.2 mm, 圆形, 边缘整齐, 凸面, 乳白色, 半透明, 表面光滑; 革兰氏阴性, 无鞭毛和芽孢, 杆状, 长度为 1.3~1.8 μm , 直径为 0.3~0.5 μm .

2.2 16S rDNA 扩增及序列分析

对菌株 W1 进行 16S rDNA 序列测定, 测序结果在 GenBank 中的登录号为 EU617334. Blast 比对表明菌株 W1 与 *Pannonibacter phragmitetus* 的相似性高达 99%, 结合菌落形态和生理生化特征初步鉴定菌株 W1 为 *Pannonibacter* 菌属, 命名为 *Pannonibacter* sp. W1. 该菌属是 2003 年由 Holmes 等^[15]首次命名的新菌属, 发现于匈牙利的高碱湖, 在此之前一直以为该菌属是 *Achromobacter* 菌属的 B 类或 E 类, 与 Singh 等^[8]报道的 4-ABS 降解菌 *Agrobacterium* 菌属同源性较远, 目前尚没有关于该菌属降解芳香化合物的报道.

2.3 接种量对 4-ABS 降解的影响

在初始浓度为 600 mg/L 的无机盐培养基中, 调节 pH 值为 7.0, 分别接种 1%、2%、5%、10%、15% 和 20% (体积分数) 的菌液, 在转速为 150 r/min、温度为 30℃ 的恒温摇床中培养, 定时取样, 通过 HPLC 测定 4-ABS 的剩余浓度, 以考察接种量对底物降解的影响. 由图 1 可知, 接种量越多, 停滞期越短, 降解速率越快. 接种量条件的影响显著, 这种降解特点在难降解有机物的生物降解中比较普遍^[16,17]. 在 1%、2% 和 5% 的低接种量条件下, 该菌株降解 4-ABS 的停滞期较长, 降解速率较慢; 而在 10%、15% 和 20% 的高接种量条件下, 停滞期明显低于低接种量, 降解效果好. 比较 3 种高接种量条件下的降解效果, 15% 和 20% 的接种量在初始阶段的降解速率略高于 10% 的接种量, 但是经过 14 h 的降解, 降解率均可达到 90% 以上, 降解效果相差不大. 因此, 从应用角度考虑, 选择 10% 作为优化接种量.

2.4 温度对 4-ABS 降解率及菌体生长特性的影响

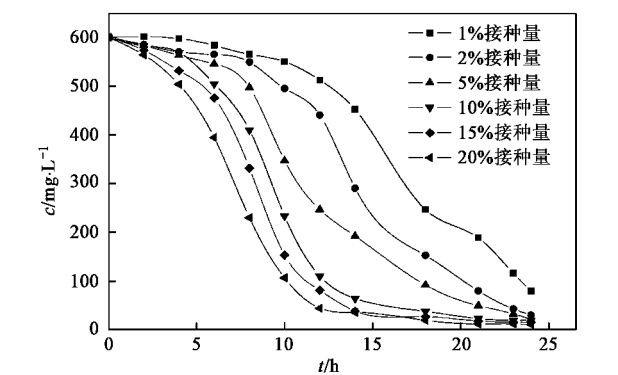


图1 接种量对 4-ABS 降解速率的影响

Fig.1 Effects of inoculation on degradation of 4-ABS

采用 4-ABS 初始浓度为 600 mg/L、pH 值为 7.0 的无机盐培养基, 接种量为 10%, 置于不同温度的摇床中培养 15 h, 考察温度对降解率和该菌株生长情况的影响. 由图 2 可以看出, 温度对降解率影响较为显著. 在 25~30℃ 这个范围内降解率随温度升高而增加, 是因为低温下菌的活性较差, 这与温度对生物降解影响的相关报道一致^[18,19]. 菌株 W1 降解 4-ABS 的最佳温度为 30℃, 降解率高达 95% 以上, 在较低温度 20℃ 和较高温度 45℃ 时, 降解率分别为 68% 和 60%, 而相邻的 25℃ 和 40℃ 条件下, 4-ABS 的降解率均可达到 90%. 因此, 对该菌株来说, 低温和高温均不利于 4-ABS 的降解.

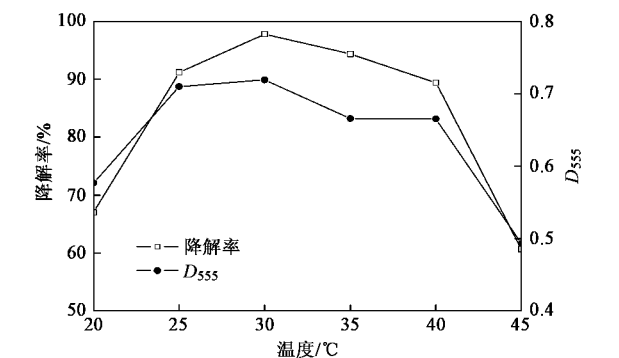


图2 温度对 4-ABS 降解率及菌体生长的影响

Fig.2 Effects of temperature on growth of strain W1 and degradation of 4-ABS

2.5 pH 值对 4-ABS 降解率及菌体生长特性的影响

采用初始浓度为 600 mg/L 的无机盐培养基, 分别调节 pH 值为 2、4、6、7、8、9、10, 接种量为 10%, 于 30℃ 恒温摇床中培养 15 h, 考察 pH 值对降解率及菌体生长的影响. 由图 3 可知, 中性条件下菌体的降解效率和生长状态良好, 降解率可达 90%, 酸性环境对降解率和菌体生长抑制严重, 菌体在 pH 值低于 4 时停止生长, 但在 pH 值高于 9 时仍保持一定的生长和降解能力, 表明该菌株适合在中性或偏碱的条件下降解 4-ABS.

2.6 摇床转速对 4-ABS 降解率及菌体生长特性的影响

在初始 pH 值为 7.0 的无机盐培养基中加入一定量的 4-ABS, 使其初始浓度为 600 mg/L, 于不同转速的恒温摇床中培养 15 h, 接种量为 10%, 考察转速对降解率及菌体生长特性的影响(图 4). 摇床转速直接影响水体中的溶解氧, 低于 100 r/min 时, 由于供氧不足, 菌体生长速率慢, 降解率较低, 提高摇床

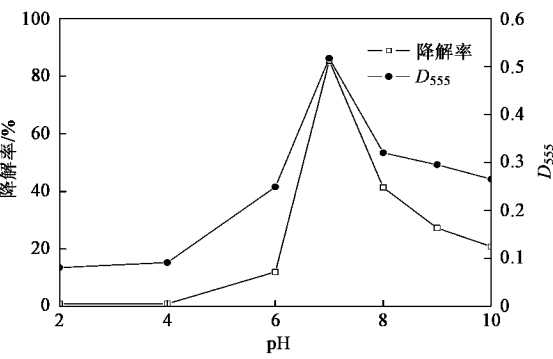


图 3 pH 值对 4-ABS 降解率及菌体生长的的影响
Fig.3 Effects of pH on growth of strain W1 and degradation of 4-ABS

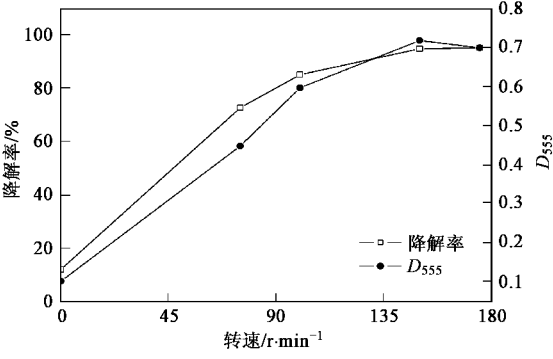


图 4 转速对 4-ABS 降解率及菌体生长特性的影响
Fig.4 Effects of shaking speed on growth of strain W1 and degradation of 4-ABS

转速能够明显促进菌体的生长和 4-ABS 的降解. 摇床转速为 100 r/min 时, 该菌株对 4-ABS 降解率即可达到 85%, 150 r/min 和 175 r/min 的转速下降解率均达到 90% 以上, 几乎相同, 而 175 r/min 时, 可能由于转速较高, 导致溶氧过剩, 使菌体呼吸作用旺盛, 表现为菌量略有下降^[20]. 因此, 该菌株降解 4-ABS 的适宜摇床转速在 150 r/min.

2.7 外加碳源对 4-ABS 降解率的影响

从应用角度考虑, 单一底物的 4-ABS 废水几乎不存在, 因此需要考察在有外加碳源, 尤其是营养丰富的外加碳源条件下, 该菌株能否保持较高的 4-ABS 降解率. 采用 4-ABS 初始浓度为 800 mg/L 的无

机盐培养基, 分别加入不同的外加碳源, 调节 pH 值至 7.0, 于 150 r/min、30℃ 的恒温摇床中培养, 接种量为 10%, 培养时间为 14 h. 由图 5(a) 可知, 外加碳源存在时, 该菌株仍能够利用 4-ABS 并保持较高的降解效率, 且外加碳源对 4-ABS 的降解有明显的促进作用, 是因为外加碳源的存在使得菌体增殖较快; 图 5(b) 为不同葡萄糖浓度对降解率的影响, 结果表明 0.1 g/L 和 1.50 g/L 的浓度下, 降解率较高, 前者效果好是因为较低的葡萄糖浓度引起的水体酸化程度低, 后者效果好则可能因为菌体的增殖效应抵消了酸化影响. pH 值对 4-ABS 降解率的影响实验也表明酸性条件不适合菌体的生长及其对 4-ABS 的降解.

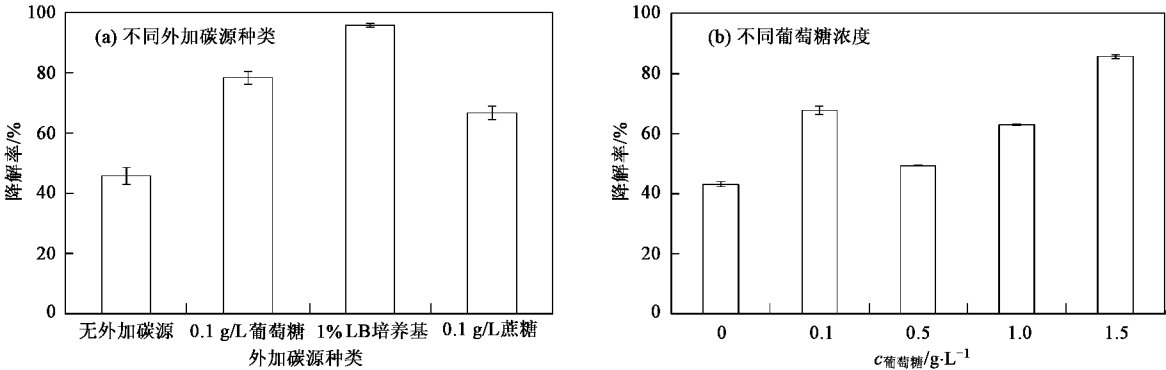


图 5 不同外加碳源种类和含量对 4-ABS 降解率的影响
Fig.5 Effects of different extra carbon sources and concentration on degradation of 4-ABS

2.8 4-ABS 降解过程中 NH₄⁺ 和 SO₄²⁻ 浓度的变化

4-ABS 的分子结构中含有氨基和磺酸基, 因此在没有外加氮源和硫酸盐的条件下, 考察 4-ABS 降解过程中 NH₄⁺ 和 SO₄²⁻ 浓度的变化, 有助于理解 4-ABS 的矿化过程及降解机制. 由图 6(a) 可知, 降解过程中 NH₄⁺ 的浓度逐渐增高, 但始终低于理论上 4-ABS 降

解后释放的 NH₄⁺ 含量, 在 4-ABS 降解率为 96.8% 时, 溶液中的 NH₄⁺ 浓度仅为理论释放量的 77.6%; 图 6(b) 则表明, 水样中的 SO₄²⁻ 浓度只比 4-ABS 降解后应释放出的 SO₄²⁻ 浓度略低, 在 4-ABS 降解率为 89.2% 时, 溶液中的 SO₄²⁻ 浓度为理论释放量的 91.5%. 该结果与以 4-ABS 为唯一碳氮源降解的文献报道相

似^[8].实际测得的 NH_4^+ 浓度与理论值相差较大的原因是,在 4-ABS 降解过程中会产生大量的 NH_4^+ ,一部分被菌体同化作用作为氮源利用,剩余部分释放

到水中;而硫元素只是作为微量元素,被菌体吸收利用较少,因此可以保持测量值与理论值的基本一致.

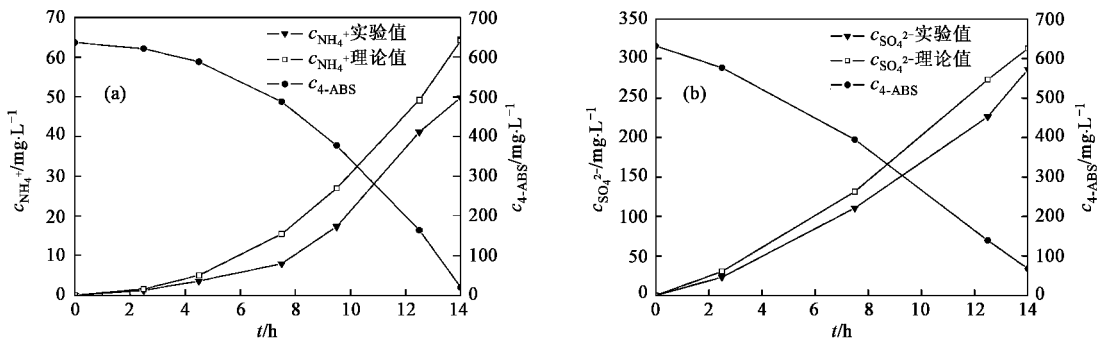


图 6 4-ABS降解过程中 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 浓度的变化

Fig.6 Time course of NH_4^+ and SO_4^{2-} during degradation of 4-ABS

2.9 菌株 W1 对4-ABS的降解及矿化

在优化的降解条件下,菌株 W1 可以降解 200 ~ 2 500 mg/L不同初始浓度的4-ABS,且在降解过程中可以实现彻底矿化.由图 7(a)可以看出,菌株 W1 至少可以耐受2 500 mg/L的4-ABS,且在 32 h 内可以达到 90%的降解率;图 7(b)则表明,降解过程中 TOC 的去除率与4-ABS的降解率呈正相关,菌株 W1 在 16 h 内对 720 mg/L的4-ABS降解率为 94.7%时,TOC 的去除率为 84.4%.可见相比于混合菌相互作用矿化 4-ABS的报道,菌株 W1 是 1 株能够彻底矿化4-ABS 的高效降解菌^[5,6].

目前关于 4-ABS 的降解存在 2 种推测路径,Feigal 等^[5,21]报道了含 *Hydrogenophaga intermedia* S1 和 *Agrobacterium radiobacter* S2 的混合菌群相互作用能够以4-ABS为唯一的碳源和能源生长,其降解过程为 S1 把4-ABS转化为 4-磺酸基-儿茶酚(catechol-4-sulfonate, CS),而 S2 利用 CS 生长;Singh 等^[8,22]则发现菌株 *Agrobacterium* sp. PNS-1 降解 4-ABS的过程

中,未检测到芳香类中间产物,而是发现有 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 生成,由此推测菌株 PNS-1 可能遵循更直接的降解路径.有报道指出^[23~25],原儿茶酸(protocatechuate, PCA)是多种芳香化合物降解的重要中间产物,其芳环裂解方式分为邻位断裂和间位断裂 2 种,相关的催化剂分别为 PCA-3,4 双加氧酶和 PCA-4,5 双加氧酶.在菌株 S1 和 S2 降解4-ABS的过程中,磺酸类底物只能诱导菌株 S2 产生 PCA-3,4 双加氧酶,即遵从邻位断裂^[17].而 PNS-1 降解4-ABS的过程中并没有检测到黄色的邻位断裂标志性物质^[8].能否检测到中间产物,取决于菌的降解能力,如果菌株可以彻底降解4-ABS,则可能在酶的催化作用下,不残留中间产物,而直接进入三羧酸循环.本研究的 HPLC 检测结果显示,降解过程中并未发现其它芳香类化合物生成,与 Singh 等^[8]报道一致,说明菌株 W1 能够独立实现4-ABS的彻底矿化.但 CS 这一中间产物是被菌株 W1 迅速分解而未累积,还是不经过 CS 这一中间环节,直接脱去氨基和磺酸基

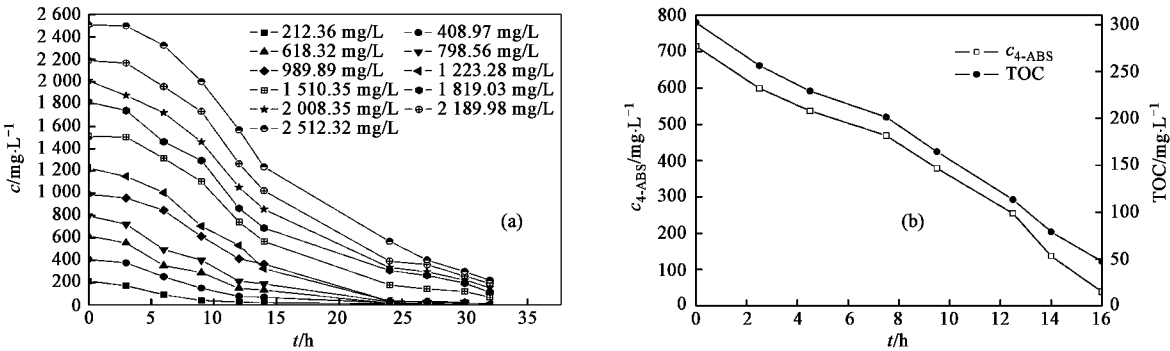


图 7 菌株 W1 对4-ABS的降解及矿化

Fig.7 Degradation and mineralization of 4-ABS by strain W1

进入三羧酸驯化,仍需要作进一步研究.

3 结论

(1) 经过长期的驯化,从城市污水处理厂的活性污泥中筛选出 1 株能以 4-ABS 为唯一碳源生长的菌株 W1,经 16S rDNA 测序分析,初步鉴定为 *Pannonibacter* 菌属,GenBank 登录号为 EU617334.

(2) 菌株 W1 降解 4-ABS 的最佳条件为:接种量为 10%、温度为 30℃、pH 值为 7、转速为 150 r/min,至少可以耐受 2 500 mg/L 的 4-ABS;在有外加碳源的情况下,菌株 W1 仍具有良好的 4-ABS 降解特性,同时外加碳源能够促进菌株 W1 对 4-ABS 的降解.

(3) 4-ABS 降解过程中,无外加氮源和硫酸盐时, NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 的浓度随底物浓度减少而不同程度地增加,且均低于 4-ABS 降解的理论释放量,说明 NH_4^+ 可作为菌株 W1 生长的氮源,而 SO_4^{2-} 只作为微量元素被利用;HPLC 和 TOC 测定结果显示,菌株 W1 能够彻底矿化 4-ABS,且降解过程中未检测到其它芳香类化合物产生.

参考文献:

- [1] Tan N C G, Leeuwen A, Voorthuizen E M, *et al.* Fate and biodegradability of sulfonated aromatic amines[J]. *Biodegradation*, 2005, **16**: 527-537.
- [2] Coughlin M F, Kinkle B K, Bishop P L. Degradation of acid orange 7 in an aerobic biofilm[J]. *Chemosphere*, 2002, **46**: 11-19.
- [3] Riu J, Schonsee I, Barcelo D, *et al.* Determination of sulphonated azo dyes in water and wastewater[J]. *Trends Anal Chem*, 1997, **16**: 405-419.
- [4] Voyksner R, Straub R, Keever J. Determination of aromatic amines originating from azo dyes by chemical reduction combined with liquid chromatography/mass spectrometry[J]. *Environ Sci Technol*, 1993, **27**: 1665-1672.
- [5] Feigl B, Knackmuss H J. Syntropic interactions during degradation of 4-aminobenzenesulfonic acid by a two species bacterial culture[J]. *Archives of Microbiology*, 1993, **159**: 124-130.
- [6] Dangmann E, Stolz A, Kuhm A E, *et al.* Degradation of 4-aminobenzenesulfonate by a two-species bacterial culture [J]. *Biodegradation*, 1996, **7**: 223-229.
- [7] Perei K, Rakhely G, Kiss I, *et al.* Biodegradation of sulfanilic acid by *Pseudomonas paucimobilis*[J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2000, **55**: 101-107.
- [8] Singh P, Birkeland N K, Iyengar L, *et al.* Mineralization of 4-aminobenzenesulfonate (4-ABS) by *Agrobacterium* sp. strain PNS-1 [J]. *Biodegradation*, 2006, **17**: 495-502.
- [9] 王玉军, 骆广生, 蔡卫滨, 等. 膜萃取去除水中对氨基苯磺酸的研究[J]. *现代化工*, 2000, **20**(10): 31-33.
- [10] 罗学辉, 秦炜, 符钰, 等. 络合萃取法处理磺酸类染料中间体工业废水的研究[J]. *化学工程*, 2003, **31**(2): 51-54.
- [11] 孙越, 朱兆连, 潘丙才, 等. 树脂吸附法处理磺胺中间体生产废水的研究[J]. *化工环保*, 2003, **23**(1): 9-13.
- [12] 李旭春, 刘桂芳, 马军, 等. 1 株任基酚降解菌的分离鉴定及其降解特性研究[J]. *环境科学*, 2008, **29**(1): 231-236.
- [13] 万年升, 顾继东, 黄锦辉, 等. *Achromobacter xylosoxidans* NS12 的分离和对硝基苯酚的降解[J]. *环境科学*, 2007, **28**(2): 422-426.
- [14] 魏复盛. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998. 254-256, 321-322.
- [15] Holmes B, Segers P, Coenye T, *et al.* *Pannonibacter phragmitetus*, described from a Hungarian soda lake in 2003, had been recognized several decades earlier from human blood cultures as *Achromobacter* groups B and E[J]. *Int J Syst Evol Microbiol*, 2006, **56**: 2945-2948.
- [16] 袁理, 曾光明, 张长, 等. 双酚 A 降解菌的分离鉴定及其降解特性[J]. *环境科学*, 2006, **27**(10): 2095-2099.
- [17] 曲媛媛, 周集体, 王竞, 等. 溴氨酸降解菌株的分离鉴定及特性研究[J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(6): 785-790.
- [18] Manzano M, Perales J A, Sales D, *et al.* The effect of temperature on the biodegradation of a nonylphenol polyethoxylate in the river water[J]. *Water Research*, 1999, **11**: 2593-2600.
- [19] Kang J H, Kondo F. Effects of bacterial counts and temperature on the biodegradation of bisphenol A in river water[J]. *Chemosphere*, 2002, **49**: 493-498.
- [20] 朱顺妮, 刘冬启, 樊丽, 等. 喹啉降解菌 *Rhodococcus* sp. Q12 的分离鉴定及降解特性[J]. *环境科学*, 2008, **29**(2): 488-493.
- [21] Feigl B, Knackmuss H J. Bacterial catabolism of sulfanilic acid via catechol-4-sulfonic acid[J]. *FEMS Microbiology Letters*, 1988, **55**: 113-118.
- [22] Singh P, Mishra L C, Iyengar L. Biodegradation of 4-aminobenzenesulfonate by a newly isolated bacterial Strain PNS-1[J]. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2004, **20**: 845-849.
- [23] 冯杨阳, 陈俊, 刘波, 等. 一株对苯二甲酸降解菌的鉴定及其降解特性[J]. *化工学报*, 2006, **57**(8): 1968-1973.
- [24] 贾凌志, 李君文. *Pseudomonas* sp. W2 双酚 A 代谢途径的研究[J]. *微生物学通报*, 2006, **33**(1): 78-83.
- [25] Akio S, Kenji N, Ryuichiro K, *et al.* *o*-, *m*- and *p*-Hydroxybenzoate degradative pathways in *Rhodococcus erythropolis* [J]. *FEMS Microbiology Letters*, 1995, **125**: 31-35.