

偶氮染料的微生物脱色研究进展

陈 刚 陈 亮* 黄满红

(东华大学环境科学与工程学院 上海 201620)

摘 要: 微生物法是染料废水治理的重要方法。本文综述了特异性酶作用下好氧细菌和真菌对偶氮染料的脱色以及厌氧条件下氧化还原介质作为电子穿梭体时偶氮染料的非特异性还原过程。指出厌氧偶氮还原是偶氮染料还原的主要形式, 电子供体不同脱色效率不同。对目前生物法去除偶氮染料存在的问题进行了分析, 提出了相应的对策措施。

关键词: 偶氮染料, 脱色, 微生物, 电子供体

Review of Studies on Azo Dyes Decolorization

CHEN Gang CHEN Liang* HUANG Man-Hong

(College of Environmental Science & Engineering, Dong Hua University, Shanghai 201620, China)

Abstract: Biological process is an important approach to treat the dye wastewater. The azo dyes decolouration by special azoreductase of different aerobic bacteria and fungi was summarized. Under anaerobic condition, reductive decolourization of azo dyes was carried in the presence of redox mediators which act as electron shuttle. It was also pointed out that azo dye reduction occurred mainly under anaerobic condition. Different electron donor resulted in different decolourization rate. Problems of current biotechnology were analyzed and corresponding measures were discussed.

Keywords: Azo dyes, Decolouration, Microorganisms, Electron donor

随着纺织品需求的增加, 纺织工业和纺织废水一直在成比例的增加。印染废水成为世界严重污染问题的主要原因。尤其是排放到环境中的有色污水不仅因为其有色度污染还在于废水中的染料及其分解产物不但有毒还会使机体产生变异^[1]。据估计, 世界上每年染料的产量大约为 10^9 kg, 其中偶氮染料占总量的 70%左右^[2], 是工业中染料用量最大的一类。

物化法和各种物化-生物组合技术对偶氮染料的脱色比较有效但运行成本通常较高, 还会产生二

次污染。近年来发展起来的微生物法处理印染废水不仅能有效的进行偶氮染料脱色处理而且成本低, 因而受到广泛的关注。

1 好氧条件下生物脱色

1.1 细菌的好氧生物脱色

细菌对偶氮染料的好氧降解通常是通过好氧偶氮还原酶来完成的。这类酶能在分子氧存在的条件下特异性地催化偶氮化合物降解脱色。Zollinger H 等^[3]研究发现在好氧细菌 *Pseudomonas* K22 和

基金项目: 东华大学溢达棉纺织染整研究基金项目(No. 2005RD001, 11307087); 广东省教育部产学研结合项目(No. 2008B090500038); 上海市重点学科建设项目资助(No. B604)

* 通讯作者: Tel: 86-21-67792534; E-mail: chliang@dhu.edu.cn

收稿日期: 2008-11-13; 接受日期: 2009-02-10

Pseudomonas KF46 中发现了偶氮还原酶。通过纯化、特性分析和比较表明, 这些酶是非黄素依赖的还原酶。好氧偶氮还原酶能够利用 NADH 和 NAD(P)H 作为辅因子, 不仅能打开微生物的羧酸盐增长基质还可以打开磺化结构类似物。Blumel 和 Stolz^[4]从 *Pagmentiphaga Kullae* 24 中克隆并描绘出好氧偶氮还原酶的遗传代码。该链能够以羧化偶氮化合物 1-(4'-羧基苯偶氮)-4-萘酚作为唯一的碳源和能源进行生长。许玫英等^[5]从活性污泥中分离到对偶氮染料可以降解的新种——脱色希瓦氏菌(*Shewanella decolorationis*)S12T, 并证实细胞内含有成型酶。该菌株经 4 h 培养后对 50 mg/L 的偶氮染料降解率达 96%, 对偶氮染料最高脱色浓度高达 2000 mg/L。在特异性催化酶即偶氮还原酶存在的条件下, 一些好氧微生物能够还原偶氮化合物并产生芳香胺^[6]。芳香族化合物在好氧和厌氧条件下很容易生物降解, 好氧条件下某些细菌能够利用芳香胺作为氮源完全降解染料。Madigan MT 等^[7]报道好氧条件下芳环断开之前, 单氧和双氧酶催化氧气与有机化合物的芳环结合。在大多数单加氧酶中, 即使直接连接氧气是通过被 NADH 或 NAD(P)H 还原的黄素但是电子供体仍是 NADH 或 NAD(P)H。虽然偶氮染料是芳香族化合物, 但其取代基主要是-NO₂和-SO₃H, 这些基团对好氧生物降解有很强的抵抗作用^[8]。Chung KT 等^[9]认为此情况可能与偶氮键电子受体的性质以及抵抗氧化酶的进攻有关, 或由于氧气是强电子受体比偶氮键优先得到还原物质。

1.2 真菌的好氧生物脱色

真菌还原偶氮染料的能力与外酶如过氧化酶和酚氧化酶有关。过氧化酶是血红素蛋白酶, 在过氧化氢存在的条件下能催化反应^[10]。木质素和锰过氧化物酶有类似反应机理, 即在催化循环过程中通过过氧化氢把酶氧化至还原态。然后, 在一个涉及电子连续两次转移的机制中基质如偶氮染料再把酶还原至其初始状态^[6]。Heinfling A 等^[11]用偶氮染料活性橙 96、活性紫 5 和活性黑 5 来检测能够降解木质纤维物质或木质素衍生物的 18 种真菌菌株, 只有烟管菌(*Bjerkandera adusta*)、变色栓菌(*Trametes versicolor*)和黄孢原毛平革菌(*Phanerochaete chrysosporium*)能够使所有检测的偶氮染料脱色。Glenn JK 等^[12]报道虽然木质素过氧化酶能够氧化酚类和非酚类芳香族化合物, 但是锰过氧化物酶必须将 Mn²⁺转变

成 Mn³⁺才能氧化酚类化合物。酚氧化酶分为催化氧化酶和漆酶, 能在无辅助因子的条件下催化酚和其他芳香族化合物的氧化^[10]。漆酶是含铜的酶, 具有与电子供体有关的很广的基质如染料^[13]。Claus 等^[8]研究发现尽管来源于 *T. versicolor*、*Polyporus pini-situs* 和 *Myceliophthora thermophila* 的漆酶对蒽醌和靛蓝染料有很高的脱色率, 但是对于漆酶来说偶氮染料刚果红却是贫基质。Chivukula 等^[14]报道偶氮染料必须富含电子才能被稻瘟病菌(*Pyricularia oryzae*)的漆酶氧化。这种情况也适用于苯氧自由基的产生、偶氮键的断裂和分子氮的释放。虽然氧化还原介质可以通过酚类偶氮染料的漆酶氧化反应形成, 但是氧化还原介质的添加已表明进一步扩大漆酶的基质专一性与一些染料的类别有关^[8]。

2 厌氧条件下厌氧微生物的脱色

厌氧条件下可以得到一个低氧化还原电势 (< -50 mV), 这对于染料的有效脱色是必要的^[15]。厌氧条件下的脱色主要是厌氧菌对偶氮染料的还原脱色。偶氮键的断裂经过两个阶段包括 4 个电子的转移, 每个阶段偶氮染料作为最终电子受体得到 2 个电子。偶氮染料还原反应是发生在细胞内部还是细胞外部, 其确切的机理仍未知。细胞内水溶性载体如黄素的作用也未知。Gingell R 等^[16]报道了还原的黄素作为电子穿梭体能从 NADPH 依赖的黄素蛋白到达作为电子受体的染料上。Stolz A^[6]研究发现细胞内偶氮染料还原反应不能解释所有类型偶氮染料的转变, 尤其是磺酸盐偶氮染料, 它对细胞的渗透性有限制作用。Kudlich 等^[17]证实随着细胞自由提取液和甲苯的增加即增加细胞膜溶解的化合物, 磺酸盐的脱色效率也增大。因此, 表明了这种类型染料对膜的渗透性有限制作用。目前的假设是, 偶氮染料还原反应主要是由细胞外或膜上结合酶产生的。Russ R 等^[18]研究发现还原态的细胞质辅助因子如还原的黄素由于穿过活细胞膜的不稳定性不对染料的还原反应起作用。细胞破碎试验证实了位于细胞膜上醌类还原酶活性增强了偶氮化合物的还原脱色作用且不需要染料穿过细胞膜。最近, Rau J 等^[19]报道了埃希氏大肠杆菌细胞液中 NADH 依赖的漆酶还原酶也表现出对偶氮染料还原作用的能力^[19]。

2.1 氧化还原介质存在下的偶氮染料的还原脱色

厌氧还原过程是厌氧条件下发生的非特异性还

原过程主要是由一些氧化还原介质如醌、2-萘醌硫磺酸酯(2-anthraquinone sulfonate, AQS)、2-羟基-1,4-萘醌(Lawsone)、FAD、NAD(P)H 等还原偶氮化合物。氧化还原介质是加快电子从主要电子供体传递到最终电子受体的化合物,可以使反应速率增加一至几个数量级^[20],其作用表现在还原脱色方面和许多污染物如铁、硝基芳香化合物、卤化物、放射性核素等还原转移。最近,Keck A 等^[21]研究发现使用嗜热鞘氨醇单胞菌(*Sphingomonas xenophaga*) BN6 菌株

对萘-2-磺酸盐(2NS)好氧脱色产生的醌类氧化还原介质能在厌氧条件下催化偶氮染料的还原反应。Encinas Yocupicio 等^[22]报道了黄素类化合物如 FAD、FMN、核黄素以及醌类化合物如 AQS(2-萘醌硫磺酸酯)、AQDS 和漆酶在偶氮染料还原过程中作为氧化还原反应介质。Keck A 等^[23]研究认为氧化还原介质存在下偶氮染料的还原脱色分两步进行:第 1 步,非特异性酶的中间还原反应;第 2 步,偶氮染料作用下氧化还原介质的化学再氧化过程(图 1)。

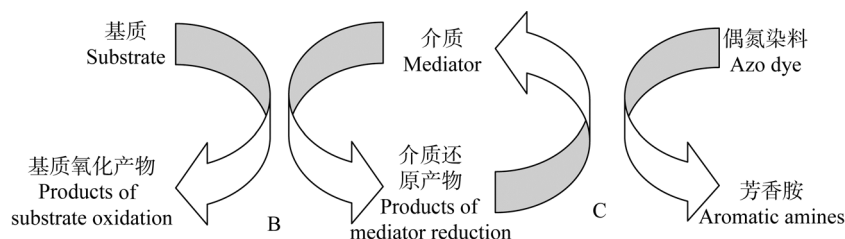


图 1 偶氮染料的间接还原作用

Fig. 1 Schematic for indirect azo dye reduction

注: B: 生物阶段; C: 化学阶段。

Note: B: Biological step; C: Chemical step.

Van der Zee 等^[24]研究认为理论上适于偶氮染料生物还原反应的氧化还原反应介质必须在偶氮染料和主要电子供体的半反应之间存在氧化还原反应电势(E_0')。 E_0' 是氧化还原介质化合物能力的一个重要指标,对多数偶氮染料来讲其 E_0' 值未知,但可以通过极谱记录仪得到它们的电势。Dubin P 等^[25]对于不同偶氮染料的 E_0' 值扫描发现, E_0' 值一般在 $-0.430\text{ V} \sim -0.180\text{ V}$ 之间。Rau 等人^[26]研究了辅助因子 NAD(P)H 的 E_0' 最低为 -0.320 V ,对氧化还原介质的使用起到了限制作用。这种情况的原因是细胞不能还原 E_0' 很低的介质并且 $E_0' > -0.05\text{ V}$ 的介质也不能有效地还原偶氮键。然而,其他因素也很重要。Dos Santos AB 等^[27]曾报道在相似 E_0' 值的介质下脱色效率不同,不同 E_0' 值的介质下却有相似的脱色率。Walker 和 Ryan^[28]曾假设脱色率与偶氮键域内电子密度有关。他们认为随着偶氮键域内电子密度的降低,脱色率将会增加。氧化还原介质的使用不仅加速了还原物质到最终电子受体即偶氮染料的转移也使染料分子的空间位阻最小化且降低了化学反应的活化能。因此,在使用了具体氧化还原介质下计算理论脱色率时必须考虑氧化还原介质与偶氮染料之间电化学因素的差异性。

2.2 生物和化学还原脱色

厌氧下偶氮染料的还原脱色反应是生物和化学相互作用的机理。生物作用可归为存在于细菌中可以仅利用偶氮染料作为碳源和能源生长的特异性酶即偶氮还原酶。然而,至今还没有厌氧还原酶的确凿证据或存在非特异性酶可以催化接受电子的污染物包括偶氮染料^[6]。因此,辅助代谢反应可能是染料还原反应的主要机理(图 2),在此反应中还原态物质或还原的辅助因子如 NADH、NAD(P)H、FMNH₂、FADH₂ 作为辅助电子供体传递电子来打开偶氮键^[16]。

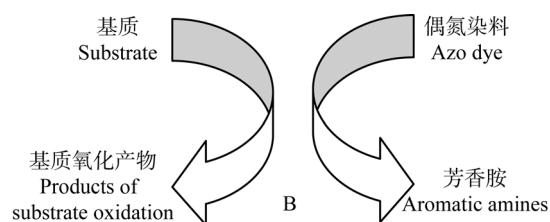


图 2 直接酶催化偶氮还原反应(B 表示生物阶段)

Fig. 2 Schematic for direct enzymatic azo dye reduction (B: Biological step)

厌氧条件下偶氮染料的还原脱色反应包含生物还原剂如硫化物、半胱氨酸、抗坏血酸、 Fe^{2+} 。尤

其是硫化物, 可以通过厌氧反应器中的硫酸盐的还原反应生成。因此, 在还原反应中硫酸盐和染料之间会竞争还原态物质成为最终电子受体。Van der Zee 等^[24]指出不论是批量检测还是反应器检测, 不同的硫酸盐浓度不会对RR2的还原反应产生不利作用并得出即使硫酸盐浓度达到 60 mmol/L 也不会阻碍电子转移到偶氮染料上。然而, 试验中硫酸盐对染料脱色率却有显著影响。在另一个脱色研究中, Albuquerque 等^[29]使用厌氧-好氧连续反应器, 进水硫酸盐浓度为 0.35 mmol/L, 尽管硫酸盐还原微生物大量存在, 但酸性橙 7 的脱色效果并没有改善。因此, 在实际应用中, 硫酸盐还原产生的硫化物作用可以忽略, 脱色主要是微生物过程。

然而, 不论是使用厌氧条件下的纯培养污泥还是使用颗粒污泥, 其对具体某种染料的还原脱色率很低^[30]。而且脱色效率主要取决于染料的种类, 其中偶氮染料的脱色效率最高。另一方面, 蒽醌类和酞菁类染料较难脱色。另外一些染料对厌氧微生物有毒害作用。一些情况下很低浓度的染料就可以导致产甲烷微生物永久失活^[31]。Dos Santos 等^[32]曾报道 30°C 时使产甲烷微生物失活 50% 的 RB19 的浓度为 55 mg/L。

2.3 电子供体对偶氮染料还原脱色的影响

偶氮染料还原脱色主要取决于不同类型的电子供体。乙酸和其他挥发性脂肪酸一般是弱电子供体而乙醇、葡萄糖、H₂/CO₂ 和甲酸对于染料还原反应是更有效的电子供体^[33]。Donlon 等^[34]曾报道由诸如丁酸、丙酸和乙醇等基质可以产生中间氢且乙醇可以给还原物质提供介质催化硝基苯酚的还原反应。厌氧反应中, 甲烷的前体乙酸和甲醇并没有提高硝基苯酚的还原率。Cervantes FJ 等^[35]报道了厌氧颗粒污泥还原四氯化碳, 其中乙酸和甲醇最小限度的使用来维持四氯化碳的脱氯。对于还原生物转移来说, 乙酸、甲醇和 VFA 是弱电子供体的原因还未知。然而, 可能的解释是乙酸发酵产烷菌并非有效地参与染料还原反应, 而主要的贡献是有发酵能力的微生物和氢营养型产烷菌。因此, VFA 是弱电子供体的原因可能是它们在热作用下转变为乙酸。事实上, 厌氧条件下在有机物的转变过程中, 染料还原剂与其他微生物之间存在着对还原物质的竞争。

Dos Santos 等^[36]研究发现在产烷基质乙酸和甲醇存在下缺失氧化还原介质核黄素, 产烷生物抑制剂 BES 对偶氮染料的还原作用可以忽略。相反, 在

H 和甲酸作为电子供体的介质中抑制作用很明显。与没有抑制剂相比, 存在抑制剂情况下的脱色效率很高(达到 1.7 倍)。从而得出 BES 催化偶氮染料还原是通过产烷微生物对 H₂ 和甲酸基质中还原物质的化学外部竞争实现的。因此, 在乙酸和甲醇基质中产烷微生物对还原脱色不起作用。H 作为电子供体下 BES 的作用与 Field^[37]通过产烷生物来研究砷酸盐的还原作用得出的结论一致。研究中发现, 产烷生物和砷酸盐还原剂可能竞争相同的电子, 这与在染料还原反应中发现的还原作用机理相似。

如果生物反应器中微生物群体之间存在平衡, 则电子供体如乙醇、葡萄糖的转变仅用于维持染料的还原反应和甲烷化。Schink B^[38]曾报道微生物之间相互独立性差异很大, 尽管在微生物食物链中下一级数量取决于上一级数量如产烷生物和产乙酸菌(*Acetogens*)间相互依赖性, 但是在消耗链中代谢产物的去除对于初级微生物来说相当重要。Dos Santos 等^[32]发现酞类染料 RB19 主要对利用乙酸的产烷生物有毒害作用而酸性微生物则免受其害。在另一个研究中, Lee 等^[31]发现尽管抑制了产烷生物的活性, 但是通过在好氧/厌氧条件下供应不同的碳源, 酞类染料脱色率大于 84% 酞菁类染料的脱色率在 49%~66% 之间。因此, 在同一生物反应器中必须全面考虑相互耦合性、染料还原反应和电子供体成为甲烷的转变。

3 存在问题及研究展望

尽管好氧/厌氧条件下细菌利用偶氮还原酶对偶氮染料的还原脱色已有一定研究。但细菌对偶氮染料还原的确切机理和模型还尚未清楚, 仍停留在假说和个别还原酶的研究阶段。虽然氧化还原介质的添加可以提高脱色效率, 但是氧化还原介质在偶氮染料还原过程中的具体作用以及其固定和回收利用仍是问题。生物处理过程中大多数单株菌株的广谱性较差, 环境适应性能力较弱, 脱色速度不能满足实际废水处理的要求。混合微生物群落中由于微生物之间的代谢互补或共代谢作用可以对染料分子高度降解和矿化。因此, 寻找繁殖速率快、脱色范围广的微生物类群, 利用共生代谢或生理互补的混合微生物进行染料降解和脱色, 进一步弄清各类酶的作用以及污染物的降解途径对于资源利用、水循环和生态修复有着重要意义。

<http://journals.im.ac.cn/wwxtbcn>

参考文献

- [1] Weisburger JH. Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health. *Mutation research*, 2002, (506–507): 9–20.
- [2] Zollinger H. Color chemistry—syntheses, properties and applications of organic dyes pigments. New York: Wiley-VCH, 2003.
- [3] Zimmermann T, Gasser F, Kulla H, *et al.* Comparison of two bacterial azoreductases acquired during adaptation to growth on azo dyes. *Archives of Microbiology*, 1984, 138(1): 37–43.
- [4] Blumel S, Stolz A. Cloning and characterization of the gene coding for the aerobic azoreductase from *Pigmentiphaga kullae* k24. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, 62(2-3): 186–190.
- [5] 许玫英, 钟小燕, 曹渭, 等. 微生物学通报, 2005, 32(1): 9–13.
- [6] Stolz A. Basic and applied aspects in the microbial degradation of azo dyes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2001, 56(1-2): 69–80.
- [7] Madigan MT, Martinko JM, Parker J. Brock biology of microorganisms[M]. 10th ed. NY: Prentice-Hall, 2003.
- [8] Claus H, Faber G, Koenig H. Redox-mediated decoloration of synthetic dyes by fungal laccases. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2002, 59(6): 672–678.
- [9] Chung KT, Stevens SEJ, Cerniglia CE. The reduction of azo dyes by the intestinal microflora. *Critical Reviews in Microbiology*, 1992, 18(3): 175–197.
- [10] Duran N, Rosa MA, D'Annibale A, *et al.* Applications of laccases and tyrosinases (phenoloxidases) immobilized on different supports: a review. *Enzyme and Microbial Technology*, 2002, 31(7): 907–931.
- [11] Heinfling A, Bergbauer M, Szewzyk U. Biodegradation of azo and phthalocyanine dyes by *Trametes versicolor* and *Bjerkandera adusta*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1997, 48(2): 261–266.
- [12] Glenn JK, Akileswaran L, Gold MH. Manganese-II oxidation is the principal function of the extracellular manganese peroxidase from *Phanerochaete chrysosporium*. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 1986, 251: 688–696.
- [13] Abadulla E, Tzanov T, Costa S, *et al.* Decolorization and detoxification of textile dyes with a laccase from *Trametes hirsuta*. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(8): 3357–3362.
- [14] Chivukula M, Renganathan V. Phenolic azo dye oxidation by laccase from *pyricularia oryzae*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1995, 61(2): 4374–4377.
- [15] Bromley-Challenor KCA, Knapp JS, Zhang Z, *et al.* Decolorization of an azo dye by unacclimated activated sludge under anaerobic conditions. *Water Research*, 2000, 34(18): 4410–4418.
- [16] Gingell R, Walker R. Mechanism of azo reduction by *Streptococcus faecalis* II. The role of soluble flavins. *Xenobiotica*, 1971, 1: 231–239.
- [17] Kudlich M, Keck A, Klein J. Localization of the enzyme system involved in anaerobic reduction of azo dyes by *Sphingomonas* sp. strain BN6 and effect of artificial redox mediators on the rate of azo dye reduction. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63: 3691–3694.
- [18] Russ R, Rau J, Stolz A. The function of cytoplasmic flavin reductases in the reduction of azo dyes by bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66(4): 1429–1434.
- [19] Rau J, Stolz A. Oxygen-insensitive nitroreductases NfsA and NfsB of *Escherichia coli* function under anaerobic conditions as lawsone-dependent azo reductases. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(8): 3448–3455.
- [20] Dos Santos AB. Reductive decolourisation of dyes by thermophilic anaerobic granular sludge. UPT. No 1749355.
- [21] Keck A, Rau J, Reemtsma T, *et al.* Identification of quinoid redox mediators that are formed during the degradation of naphthalene-2-sulfonate by *Sphingomonas xenophaga* BN6. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, 68(9): 4341–4349.
- [22] Encinas Yocupicio AA, Razo-Flores E, Sanchez Diaz F. Catalytic effects of different redox mediators on the reductive decolorization of azo dyes. *Water science and technology*, 2006, 54(2): 165–170.
- [23] Keck A, Klein J, Kudlich M, *et al.* Reduction of azo dyes by redox mediators originating in the naphthalenesulfonic acid degradation pathway of *Sphingomonas* sp. strain BN6. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63(9): 3684–3690.
- [24] Van der Zee FP, Bisschops IAE, Blanchard VG, *et al.* The contribution of biotic and abiotic processes during azo dye reduction in anaerobic sludge. *Water Research*, 2003, 37(13): 3098–3109.
- [25] Dubin P, Wright KL. Reduction of azo food dyes in cultures of *proteus vulgaris*. *Xenobiotica*, 1975, 5(9): 563–571.
- [26] Rau J, Knackmuss HJ, Stolz A. Effects of different quinoid redox mediators on the anaerobic reduction of azo dyes by bacteria. *Environmental science & technology*, 2002, 36(7): 1497–1504.
- [27] Dos Santos AB, Cervantes FJ, Van Lier JB. Azo dye reduction by thermophilic anaerobic granular sludge, and the impact of the redox mediator AQDS on the reductive biochemical transformation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004b, 64(1): 62–69.
- [28] Walker R, Ryan AJ. Some molecular parameters influencing rate of reductions of azo compounds by intestinal microflora. *Xenobiotica*, 1971, 1(4): 483–486.
- [29] Albuquerque MGE, Lopes AT, Serralheiro ML, *et al.* Biological sulphate reduction and redox mediator effects on

- azo dye decoloration in anaerobic-aerobic sequencing batch reactors. *Enzyme and microbial technology*, 2005, **36**(5-6): 790-799.
- [30] Brown MA, DeVito SC. Predicting azo dye toxicity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1993, **23**(3): 249-324.
- [31] Lee YH, Matthews RD, Pavlostathis SG. Biological decolorization of reactive anthraquinone and phthalocyanine dyes under various oxidation-reduction conditions. *Water Environmental Resource*, 2006, **78**(2): 156-169.
- [32] Dos Santos AB, Bisschops IAE, Cervantes FJ. The transformation and toxicity of anthraquinone dyes during thermophilic(55°C) and mesophilic(30°C) anaerobic treatments. *Journal of biotechnology*, 2005, **15**(4): 345-353.
- [33] Pearce CI, Christie R, Boothman C, *et al.* Reactive azo dye reduction by *Shewanella* Strain J18 143. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, **95**(4): 692-703.
- [34] Donlon BA, Razo-Flores E, Luijten M, *et al.* Detoxification and partial mineralization of the azo dye mordant orange I in a continuous up-flow anaerobic sludge blanket reactor. *Applied microbiology and biotechnology*, 1997, **47**(1): 83-90.
- [35] Cervantes FJ, Vu-Thi-Thu L, Lettinga G, *et al.* Quinone respiration improves dechlorination of carbon tetrachloride by anaerobic sludge. *Applied microbiology and biotechnology*, 2004, **64**(5): 702-711.
- [36] Dos Santos AB, Madrid MP, DE Bok FAM, *et al.* The contribution of fermentative bacteria and methanogenic archaea to azo dye reduction by thermophilic anaerobic consortium. *Enzyme and microbial technology*, 2006b, **39**(1): 38-46.
- [37] Field J, Sierra-Alvarez R, Cortinas I, *et al.* Facile reduction of arsenate in methanogenic sludge. *Biodegradation*, 2004, **15**(3): 185-196.
- [38] Schink B. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 1997, **61**(2): 262-280.

2009 年中国微生物学会及各专业委员会学术活动计划表(2-1)

序号	会议名称	主办单位	时间	人数	地点	联系人
1	致病菌微进化论坛	中国微生物学会分析微生物学专业委员会	1 月	80	北京	杨瑞馥 yangrf@nic.bmi.ac.cn
2	第十五届国际神经免疫, 病毒及药理学学会 (SNIP) 年会	中国微生物学会病毒学专业委员会	4 月	待定	湖北武汉	www.whcdc.org
3	2009 国际医学真菌大会北京卫星会	中国微生物学会真菌学专业委员会	5 月 29-31 日	400	北京	www.fungalinfection.cn/isham 2009 何苗苗 010-65041809
4	第十二届全国微生物学教学科研研讨会	中国微生物学会基础、农业微生物学专业委员会	7 月	100	湖北武汉	孙明 027-87283455
5	食品微生物监测技术与实验室质量管理	中国微生物学会分析微生物学专业委员会	8 月	100	山东青岛	杨瑞馥 yangrf@nic.bmi.ac.cn
6	第八届全国病毒学术研讨会	中国微生物学会病毒学专业委员会	8 月 17-19 日	150	北京	王健伟 bdhy2009@163.com
7	全国第六届感染与免疫和生物制品学术研讨会	中国微生物学会医学微生物学与免疫学专业委员会	8 月	100	吉林延吉	孟繁平
8	第三届病毒学国际学术会议	中国微生物学会病毒学专业委员会	9 月	200	湖北武汉	刘芳 027-68754592
9	第十五届国际放线菌生物学大会	中国微生物学会	8 月 20-25 日	600	上海	白林泉 021-62932418

<http://journals.im.ac.cn/wwxtbcn>