

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第34卷 第5期

Vol.34 No.5

2013

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

基于过氧化物的消毒技术研究进展	习海玲, 赵三平, 周文 (1645)
环境损害评估: 国际制度及对中国的启示	张红振, 曹东, 於方, 王金南, 齐霖, 贾倩, 张天柱, 骆永明 (1653)
不同国家基于健康风险的土壤环境基准比较研究与启示	徐猛, 颜增光, 贺萌萌, 张超艳, 侯红, 李发生 (1667)
蚯蚓堆肥及蝇蛆生物转化技术在有机废弃物处理应用中的研究进展	张志剑, 刘萌, 朱军 (1679)
基于生态分区的我国湖泊营养盐控制目标研究	刁晓君, 席北斗, 何连生, 邓祥征, 吴锋, 王鹏腾 (1687)
我国东北地区地表水酸化现状	徐光仪, 康荣华, 罗遥, 段雷 (1695)
西安市对渭河水质的影响分析	于婕, 李怀恩 (1700)
极端干旱水文年(2011年)夏季珠江口溶解氧的分布特征及影响因素研究	叶丰, 黄小平, 施震, 刘庆霞 (1707)
应用相平衡分配法建立湘江衡阳段沉积物重金属质量基准	韩超南, 秦延文, 郑丙辉, 张雷, 曹伟 (1715)
长江口海域底栖生态环境质量评价——AMBI和M-AMBI法	蔡文倩, 孟伟, 刘录三, 朱延忠, 周娟 (1725)
温州城市降雨径流中BOD ₅ 和COD污染特征及其初始冲刷效应	王骏, 毕春娟, 陈振楼, 周栋 (1735)
影响悬浮颗粒物吸收系数测量的相关因素研究	余小龙, 沈芳, 张晋芳 (1745)
香溪河库湾春季pCO ₂ 与浮游植物生物量的关系	袁希功, 黄文敏, 毕永红, 胡征宇, 赵玮, 朱孔贤 (1754)
紊流脉动强度对藻类生长及水环境的影响研究	雷雨, 龙天渝, 伞磊, 安强, 朱芳 (1761)
高铁酸钾对水中藻类及其次生臭味污染物二甲基三硫醚同步去除研究	马晓雁, 张泽华, 王红宇, 胡仕斐, 李青松 (1767)
纳米Fe ₃ O ₄ -H ₂ O ₂ 非均相Fenton反应催化氧化邻苯二酚	何洁, 杨晓芳, 张伟军, 王东升 (1773)
水中茶普生的紫外光降解机制及其产物毒性研究	马杜娟, 刘国光, 吕文英, 姚锐, 周丽华, 谢成屏 (1782)
酸活化赤泥催化臭氧氧化降解水中硝基苯的效能研究	康雅凝, 李华楠, 徐冰冰, 齐飞, 赵伦 (1790)
镉污染应急处置含镉絮体稳定性实验研究	柳玉荣, 魏清伟, 杨仁斌, 许振成, 曾东 (1797)
基于光学在线监测及形态学研究的絮凝体强度分析方法	金鹏康, 冯永宁, 王宝宝, 王晓昌 (1802)
不同电子供体下三氯苯酚的还原脱氯机制研究	万金泉, 胡梦蝶, 马邕文, 黄明智 (1808)
壳聚糖季铵盐磁性颗粒的制备及其对甲基橙的吸附效果	张聪璐, 胡筱敏, 英诗颖, 王芳 (1815)
城市污水二级出水超滤膜污染与膜特性的研究	孟晓荣, 张海珍, 王磊, 王旭东, 赵亮 (1822)
倒置A ² /O-MBR处理城市污水的中试研究	张健君, 邹高龙, 杨淑芳, 丁星, 王莉, 毛乾庄, 杨丹 (1828)
不同电子供体的硫自养反硝化脱氮实验研究	袁莹, 周伟丽, 王晖, 何圣兵 (1835)
短程同步硝化反硝化过程的脱氮与N ₂ O释放特性	梁小玲, 李平, 吴锦华, 王向德 (1845)
基于固相萃取的水中多种有毒有害有机污染物富集方法优化	张明全, 李锋民, 吴乾元, 胡洪营 (1851)
多环麝香污染胁迫对蚯蚓特异性蛋白基因表达的影响	陈春, 刘潇威, 郑顺安, 周启星, 李松 (1857)
浙江省制药行业典型挥发性有机物臭氧产生潜力分析及健康风险评价	徐志荣, 王浙明, 许明珠, 何华飞 (1864)
苯系物光催化开环降解产物低级醛类的健康效应	赵伟荣, 廖求文, 杨亚楠, 戴九松 (1871)
四川妇女血清中多溴联苯醚的浓度水平与组成特征	邵敏, 陈永亨, 李晓宇 (1877)
咪唑类离子液体毒性的QSAR/QSPR研究	赵继红, 赵永升, 张宏忠, 张香平 (1882)
宁夏石嘴山河滨工业园区表层土壤重金属污染的时空特征	樊新刚, 米文宝, 马振宁, 王婷玉 (1887)
内蒙古包头白云鄂博矿区及尾矿区周围土壤稀土污染现状和分布特征	郭伟, 付瑞英, 赵仁鑫, 赵文静, 郭江源, 张君 (1895)
福建省重点城市路面尘负荷及化学组成研究	郑桢, 杨冰玉, 吴水平, 王新红, 陈晓秋 (1901)
重金属污染场地电阻率法探测数值模拟及应用研究	王玉玲, 能昌信, 王彦文, 董路 (1908)
丛枝菌根真菌对稀土尾矿中大豆生长和稀土元素吸收的影响	郭伟, 赵仁鑫, 赵文静, 付瑞英, 郭江源, 张君 (1915)
海洋细菌N3对几种赤潮藻的溶藻效应	史荣君, 黄洪辉, 齐占会, 胡维安, 田梓杨, 戴明 (1922)
1株分离自煤矿废水的铁硫氧化细菌LY01的鉴定及其氧化特性研究	刘玉娇, 杨新萍, 王世梅, 梁银 (1930)
1株苯并[a]芘高效降解菌的筛选与降解特性	蔡瀚, 尹华, 叶锦韶, 常晶晶, 彭辉, 张娜, 何宝燕 (1937)
2,2',4,4'-四溴联苯醚的好氧微生物降解	张姝, Giulio Franco, 李晓豹, 卢晓霞, 侯珍, 杨君君 (1945)
养猪废水培养微生物絮凝剂产生菌群B-737及发酵特性	裴瑞林, 信欣, 张雪乔, 周迎芹, 姚力, 羊依金 (1951)
1997~2011年北京市空气中酸性物质与降水组分变化趋势的相关性分析	陈圆圆, 田贺忠, 杨懂艳, 邹本东, 鹿海峰, 林安国 (1958)
黄山降水酸度及电导率特征分析	石春娥, 邓学良, 吴必文, 洪杰, 张苏, 杨元建 (1964)
夏季黄山不同高度大气气溶胶水溶性离子特征分析	文彬, 银燕, 秦彦硕, 陈魁 (1973)
广州秋季灰霾污染过程大气颗粒物有机酸的污染特征	谭吉华, 赵金平, 段菁春, 马永亮, 贺克斌, 杨复沫 (1982)
福建省三大城市冬季PM _{2.5} 中有机碳和元素碳的污染特征	陈衍婷, 陈进生, 胡恭任, 徐玲玲, 尹丽倩, 张福旺 (1988)
上海市含碳大气颗粒物的粒径分布	袁宁, 刘卫, 赵修良, 王广华, 姚剑, 曾友石, 刘遂庆 (1995)
上海市浦东城区二次气溶胶生成的估算	崔虎雄, 吴迺名, 段玉森, 伏晴艳, 张懿华, 王东方, 王茜 (2003)
沙尘暴期间上海市大气颗粒物元素地球化学特征及其物源示踪意义	钱鹏, 郑祥民, 周立旻 (2010)
厦门秋季近郊地面CO ₂ 浓度变化特征研究	李燕丽, 穆超, 邓君俊, 赵淑惠, 杜可 (2018)
GC-MS和GC-ECD同时在线观测本底大气中的HCFC-142b	郭立峰, 姚波, 周凌晔, 李培昌, 许林 (2025)
城市居家环境空气真菌群落结构特征研究	方治国, 欧阳志云, 刘芃, 孙力, 王小勇 (2031)
城市污水处理厂挥发性芳香烃的气味指纹及定量评价研究	郭薇, 王伯光, 唐小东, 刘舒乐, 何洁, 张春林 (2038)
内河多点分散码头大气污染叠加影响特征	刘建昌, 李兴华, 徐洪磊, 程金香, 王忠岱, 肖杨 (2044)
义马煤中铅的热稳定性及转化行为研究	刘瑞卿, 王钧伟 (2051)
基于能源消费情景模拟的北京市主要大气污染物和温室气体协同减排研究	谢元博, 李巍 (2057)
《环境科学》征订启事(1652) 《环境科学》征稿简则(1789) 信息(1807, 1821, 1881, 1987) 专辑征稿通知(1863)	

1 株苯并[a]芘高效降解菌的筛选与降解特性

蔡瀚¹, 尹华^{2,3*}, 叶锦韶¹, 常晶晶¹, 彭辉¹, 张娜¹, 何宝燕¹

(1. 暨南大学环境工程系, 广东省高校毒性污染防治与生物修复重点实验室, 广州 510632; 2. 华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510006; 3. 工业聚集区污染控制与生态修复教育部重点实验室, 广州 510006)

摘要: 从广东省贵屿镇受污染河涌底泥中筛选出1株能利用苯并[a]芘(BaP)作为唯一碳源和能源生长的高效降解菌株。经生理生化试验和16S rRNA序列测定, 鉴定该菌为短芽胞杆菌(*Brevibacillus brevis*)。该菌在7 d内对1 mg·L⁻¹ BaP的降解率达51.35%。降解性能研究表明, pH、温度、投菌量、BaP初始浓度和处理时间等是影响BaP降解的重要因素。*B. brevis*对pH与温度均有较广泛的耐受范围, 在pH 2~12和温度为25~40℃的范围内对BaP均有降解能力, 中性(pH=7)和室温(25℃)为最优条件。随着投菌量的增加, *B. brevis*对BaP的处理能力呈先增强后平缓的趋势; 而BaP初始浓度的增加, 则使降解量呈不断上升的趋势。水杨酸、琥珀酸和邻苯二甲酸的加入并不能明显提高*B. brevis*对BaP的降解效果。处理BaP后菌体表面褶皱增多, 随着时间的延长, 菌体出现表面凹陷、瘪塌变形的现象。

关键词: 苯并[a]芘; 短芽胞杆菌; 筛选; 生物降解; 特性

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2013)05-1937-08

Isolation of an Effective Benzo[a]pyrene Degrading Strain and Its Degradation Characteristics

CAI Han¹, YIN Hua^{2,3}, YE Jin-shao¹, CHANG Jing-jing¹, PENG Hui¹, ZHANG Na¹, HE Bao-yan¹

(1. Laboratory of Water/Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation of Guangdong Higher Education Institutes, Department of Environmental Engineering, Jinan University, Guangzhou 510632, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China; 3. The Key Laboratory of Pollution Control and Ecosystem Restoration in Industry Clusters, Ministry of Education, Guangzhou 510006, China)

Abstract: A strain which could utilize BaP as a sole carbon and energy source and efficiently degrade benzo[a]pyrene (BaP) was isolated from the contaminated sediments of Guiyu, Guangdong province, China. The strain was identified as *Brevibacillus brevis* based on physiological and biochemical experiments together with 16S rRNA sequence analysis. The experimental results showed that the biodegradation rate of BaP by *B. brevis* in 7 days was 51.35%. The study also demonstrated that pH, temperature, bacterial dosage, initial concentration of BaP and processing time were important factors for BaP degradation. *B. brevis* could tolerate wide pH and temperature ranges, from 2 to 12°C and 25 to 40°C, respectively. The optimum condition for BaP degradation was pH 7 and 25°C. With the increase of *B. brevis* inoculation amount, the degradation efficacy displayed an initial increasing trend and then came to a plateau. And the increase of BaP concentration led to the enhancement of BaP degradation. Addition of salicylic, succinate and phthalate showed no obvious positive effect on BaP biodegradation. After degradation of BaP, the surface of *B. brevis* was wrinkled, and became depressed and deformed over time.

Key words: benzo[a]pyrene; *Brevibacillus brevis*; screening; biodegradation; characteristics

苯并[a]芘(benzo[a]pyrene, BaP)是五环的多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs), 能在环境中稳定存在, 具有生物可降解性低、生物毒性高等特点, 可通过皮肤、呼吸道、消化道等途径被人体吸收, 破坏人体的免疫系统, 具有“三致”效应, 是衡量PAHs毒性的代表物^[1,2]。

BaP在环境中的降解主要是通过微生物的作用完成的^[3]。Hadibarata等^[4]研究了1株白腐真菌对BaP的降解效果, 结果显示, 在以BaP为唯一能源和碳源的情况下, 培养30 d后该菌对BaP的降解率为38%。Rafin等^[5]自石油污染地区筛选出1株能以BaP为唯一碳源生长的茄病镰刀菌, 经过12 d的降

解, 对BaP的降解率为4%。李晓斌^[6]等考察了筛选自焦化厂污染土壤的15株菌对PAHs的降解能力, 培养12 d后该批菌株对BaP的降解率为6.78%~33.52%。大量研究表明, BaP的微生物降解以共代谢方式为主, 利用BaP作为唯一碳源和能源进行降解的菌株较为稀少, 因此对该类菌株的研究逐渐

收稿日期: 2012-07-22; 修订日期: 2012-10-25

基金项目: 国家自然科学基金委-广东联合基金重点项目(U0933002); 国家自然科学基金项目(50978122); 广州市科技计划项目(2011J4300075); 暨南大学科研培育与创新基金项目(11612448)

作者简介: 蔡瀚(1987~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境污染微生物修复, E-mail: caihan1987416@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: thyin@jnu.edu.cn

成为热点^[7-10]。筛选对 BaP 具有高效降解效果的菌株并开展其对 BaP 降解特性方面的研究,具有重要的科学意义和实用价值。

本研究从电子垃圾拆解地广东省贵屿镇受污染的河涌底泥中筛选分离出 1 株能够高效降解 BaP 的菌株,考察了其对水相中 BaP 的降解性能,以期在水体中 BaP 的微生物修复提供实验基础。

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 底泥样品

采集自电子垃圾拆解地广东省贵屿镇长期受 PAHs 污染的河涌。

1.1.2 化学试剂

3,4-苯并[a]芘、甲醇(色谱纯)购买于 Sigma-Aldrich 公司(St. Louis, MO, USA);二氯甲烷(分析纯)购买于天津市富宇精细化工有限公司,其余试剂购买于广州化学试剂厂。

1.1.3 培养基

牛肉膏蛋白胨培养基:牛肉膏 3 g,蛋白胨 10 g, NaCl 5 g, H₂O 1 000 mL。

土豆培养基:取去皮马铃薯 200 g,切成小块,加水 1 000 mL,煮沸 30 min,双层纱布滤去马铃薯块,将滤液补足至 1 000 mL,加蔗糖 20 g, H₂O 1 000 mL。

无机盐培养基: K₂HPO₄ 7 g, KH₂PO₄ 3 g, (NH₄)₂SO₄ 1 g, MgSO₄ 0.1 g。

1.2 实验方法

1.2.1 BaP 降解菌的筛选

从广东省贵屿镇受污染河涌底泥中筛选出能降解 BaP 的活性菌株。具体方法如下:100 mL 的无机盐培养基中,加入 10 g 底泥样品,摇床 130 r·min⁻¹ 振荡 24 h,静置 30 min,取上清液 10 mL 加入含有 BaP 的无机盐培养基中,使培养体系的总体积为 100 mL,按 BaP 最终浓度由低到高(2、5、10 和 20 mg·L⁻¹)于 25℃,130 r·min⁻¹ 避光对降解菌进行逐步培养驯化,每次驯化周期为 7 d。最后取含 20 mg·L⁻¹ BaP 的无机盐培养基中驯化的菌液分别涂布于牛肉膏蛋白胨培养基和土豆培养基平板上,35℃ 恒温培养 48 h,挑取菌落划线分离得到对 BaP 具有耐受性的菌株。分别考察所得各菌株对 BaP 的降解性能,从而获得 BaP 降解菌。

1.2.2 菌悬液的配制

挑取筛选获得的细菌和真菌,分别接种于牛肉膏蛋白胨培养液与土豆培养液中,35℃、130

r·min⁻¹ 条件下分别培养 48 h 和 72 h。培养所得菌液于 6 000 r·min⁻¹, 25℃ 高速离心 10 min,弃上清液,以 50 mL 灭菌双蒸水清洗 2 次,以灭菌无机盐培养基清洗 1 次。将离心后的菌体用灭菌无机盐培养基定容到 0.1 g·mL⁻¹,待用。

1.2.3 BaP 降解实验

在灭菌无机盐培养基中加入 BaP 储备液与菌液,配成 20 mL 培养基体系,分别调节体系初始 pH 值、环境温度、投菌量与初始 BaP 浓度,于 130 r·min⁻¹ 避光处理,分别在第 1、2、3、5、7 d 取样测定 BaP 残余量,考察以上因素对菌降解 BaP 的影响。在降解体系中分别加入 1 mg·L⁻¹ 的小分子有机物水杨酸、琥珀酸和邻苯二甲酸,考察其对 *B. brevis* 降解 BaP 的影响。

1.2.4 BaP 分析方法

取出样品后,用 6 mol·L⁻¹ HCl 调节 pH 至 2,样品转入 125 mL 分液漏斗,加入等体积的二氯甲烷萃取,充分混合后静置分层,有机相过无水硫酸钠,水相重复以上萃取步骤,收集于梨形瓶中,用旋转蒸发器于 35℃ 蒸干,甲醇洗涤、浓缩定容至 10 mL, HPLC 分析。HPLC 检测条件:色谱柱:Inertsil ODS-SP C18 柱(5 μm、4.6 × 250 mm);流动相:V_{甲醇}:V_水 = 95:5;流动相流速:1.000 mL·min⁻¹,柱温:25℃,进样量为 20 μL,紫外检测波长:254 nm^[11]。

1.2.5 菌体的扫描电镜观察

取培养 36 h 后的菌体投加至 BaP 浓度分别为 0、1 mg·L⁻¹ 的 20 mL 降解体系中,25℃、130 r·min⁻¹ 培养 2、7 d 后取样。菌体样品用 2% 戊二醛固定 24 h,再以 20%、50%、70%、90%、100% 乙醇梯度脱水,各阶段脱水时间均为 15 min。脱水后的菌体浸泡于醋酸异戊酯中 30 min,取菌液滴加于盖玻片上,CO₂ 临界点干燥 4 h。取干燥后的菌体真空喷金镀膜,增强菌体的导电性能。预处理完成后的样品于 SEM 中进行观察和拍照。同时以牛肉膏蛋白胨培养基中培养 36 h 的菌体作为对照。

2 结果与讨论

2.1 BaP 降解菌的筛选与鉴定

2.1.1 菌种的筛选结果

从河涌底泥中共筛选出对 BaP 具有耐受性的菌株 7 株,其中细菌 5 株、真菌 2 株。于无机盐培养基中对该 7 株菌进行 BaP 降解实验,测定降解 7 d 后 1 mg·L⁻¹ BaP 的降解情况,结果如图 1 所示。除 F1 外,各菌均对 BaP 有一定的降解能力,其中 B2 降

解率最高,超过 50%. 该结果证明通过 BaP 耐受性进行菌种筛选是有效的. 由于 B2 对 BaP 的降解效果最佳,与真菌相比,还具有繁殖速率快、生长代时短等优点,因此,在以下的实验中将以该菌作为研究对象,开展菌种鉴定和 BaP 降解特性研究.

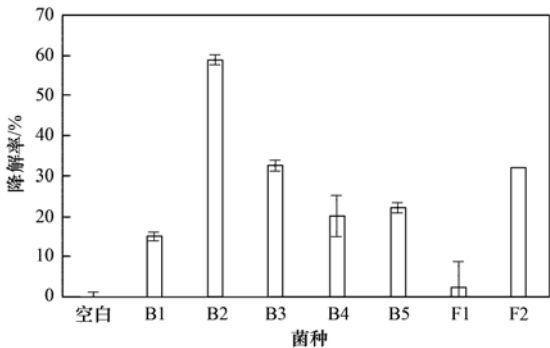


图 1 降解 7 d 后不同菌株对 BaP 的降解率

Fig. 1 Biodegradation rates of BaP by different microorganisms in 7 days

2.1.2 菌种鉴定

通过细胞形态、菌落特征、生理生化试验和 16S rRNA 序列测定实验对菌株 B2 进行了菌种鉴定. 结果发现,该菌的菌落为白色圆点,边缘光滑,菌落易连片成为菌苔;液体培养时菌液呈白色,菌

体均匀分布于培养液中,培养液有酸味,离心所得菌体用双蒸水洗涤 2 次后表面较滑,容易随水流动.

对菌体进行革兰氏染色,显微镜 1 500 倍观察,结果如图 2. 菌体细胞体积小,呈杆状,为革兰氏阳性菌;有内生芽孢,芽孢为椭圆形,偏端生;端生鞭毛.

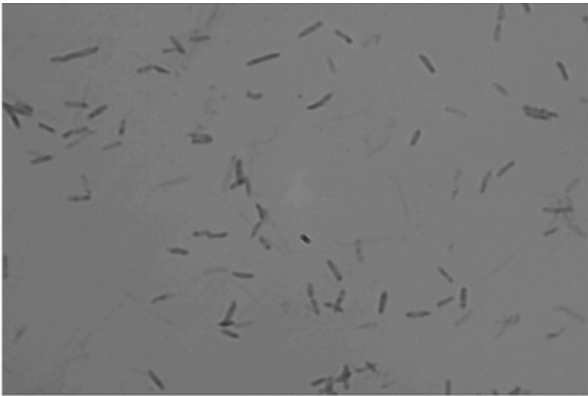


图 2 BaP 降解菌 B2 的形貌特征

Fig. 2 Morphological character of B2

对菌 B2 进行了过氧化氢酶试验、淀粉水解试验、氧化酶试验、硝酸盐还原试验、利用柠檬酸盐试验、葡萄糖氧化发酵试验、甲基红试验(MR 试验)和乙酰甲基甲醇试验(VP 试验)等生理生化反应的试验,结果见表 1.

表 1 受检菌的生理生化反应

Table 1 Physiological and biochemical responses of subject bacterium

试验内容	过氧化氢酶试验	氧化酶试验	淀粉水解试验	硝酸盐还原试验	利用柠檬酸盐试验	葡萄糖氧化发酵试验	MR 试验	VP 试验
结果	+	+	-	-	+	发酵产酸	-	-

将培养 24 h 的 B2 斜面送至广东省微生物分析检测中心进行 16S rRNA 序列测定实验. 实验内容包括 DNA 提取、PCR 扩增、序列测序和序列比对. 将测序所得的基因序列同 GenBank 数据库中序列进行同源性比对,结果表明:B2 菌的 16S rRNA 序列与短短芽胞杆菌(*Brevibacillus brevis*)的同源性达到 99.9%.

综合以上结果,鉴定该细菌为短短芽胞杆菌(*Brevibacillus brevis*).

国内外对 *B. brevis* 的研究多集中在其抑菌作用及其在植物病菌生物防治方面的应用^[12~14]. Kim 等^[15]报道 *B. brevis* 可通过共代谢作用降解聚

乙烯醇. 张宏波等^[16]发现 *B. brevis* 能以高环多环芳烃芘作为碳源生长,7 d 芘的降解率达到 51.02%. 关于利用 *B. brevis* 降解 BaP 的研究鲜见报道.

2.2 不同处理条件对 *B. brevis* 降解 BaP 的影响

2.2.1 初始 pH 对 *B. brevis* 降解 BaP 的影响

当投菌量 1 g·L⁻¹,BaP 初始浓度 1 mg·L⁻¹,环境温度 30℃,初始 pH 分别为 2、4、6、7、8、10、12 时,*B. brevis* 对 BaP 的降解率如图 3. 降解 7 d 后,体系 pH 变化如表 2.

培养环境的 pH 值会影响菌对营养物质的吸收利用和酶的诱导与活性,从而影响菌对 BaP 的降

表 2 降解前后体系 pH 值

Table 2 The pH values before and after 7 days biodegradation

初始 pH	2.01	4.00	6.02	7.00	8.01	10.01	12.02
降解 7 d 后 pH	4.59	5.06	5.34	5.76	5.64	5.81	5.98

解. 由图 3 可知, *B. brevis* 对 pH 有着很强的适应能力, 在 pH 2 ~ 12 范围内均能以 BaP 为唯一碳源和能源生长, 对 BaP 具有降解能力. 体系 pH 水平能显著影响 *B. brevis* 对 BaP 的降解效率. 在中性和弱碱性体系中, *B. brevis* 对 BaP 的降解率为 40% ~ 50%, 效果优于酸性体系, 这可能是因为 BaP 在降解过程中生成了小分子有机酸类的中间产物, 使碱性体系 pH 趋向中性或弱酸性^[17], 更有利于微生物的生长繁殖和代谢降解. 菌种鉴定实验中, 葡萄糖氧化发酵产酸的试验结果也证实了该菌具备降解碳源并产生酸性产物的能力, 从而进一步验证了本实验结果. pH = 7 时, BaP 的降解率达到最高, 为 46.32%. 而当环境条件过酸和过碱时, *B. brevis* 的活性和代谢能力都受到了抑制^[18,19], 细胞表面电位遭到破坏^[20], 甚至细胞结构出现改变, 从而降低了 *B. brevis* 对 BaP 的降解, BaP 降解率低于 25%.

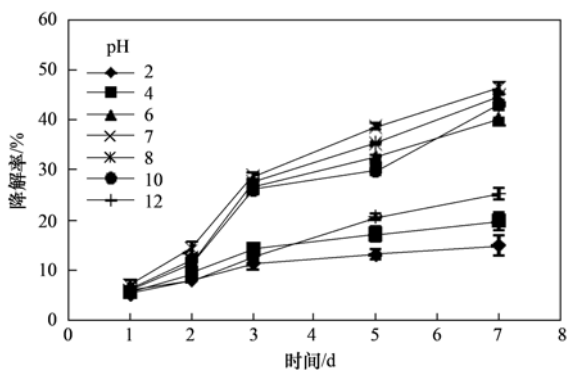


图 3 不同 pH 条件下菌对 BaP 的去除效果

Fig. 3 Biodegradation rates of BaP by *B. brevis* under different pH levels

由表 2 可以看出, 在培养 7 d 后, 体系 pH 显示出较为一致的趋向性, 即基本上趋于 pH 5 ~ 6 的弱酸性环境. 这一方面与培养过程中空气溶入的 CO₂ 有关, 另一方面则主要归因于菌生长过程分泌的物质. 微生物会通过自我调节适应变化的外界环境. 在不同 pH 下, 菌体会通过自身的分泌物对环境 pH 值进行调节, 使之趋向于适合自身生长的环境. 在中强酸性体系中, 菌生长较慢, 菌体一方面通过分泌物调节 pH, 另一方面则在利用 BaP 生长繁殖的过程中又产生了小分子有机酸, 从而导致体系 pH 值变化缓慢, 尽管 pH 最终也趋向于弱酸性, 但变化不如其它体系明显. 从降解效果上看, 初始条件较酸时菌对 BaP 的降解能力也较低.

2.2.2 环境温度对 *B. brevis* 降解 BaP 的影响

环境温度会影响微生物的生长与代谢, 不同的

环境温度对生物酶的活性有不同的影响. 本实验考察了在投菌量 1 g·L⁻¹, BaP 初始浓度 1 mg·L⁻¹, 初始 pH = 7, 环境温度分别为 20、25、30、35 和 40℃ 时, *B. brevis* 对 BaP 的降解效果, 结果如图 4 所示.

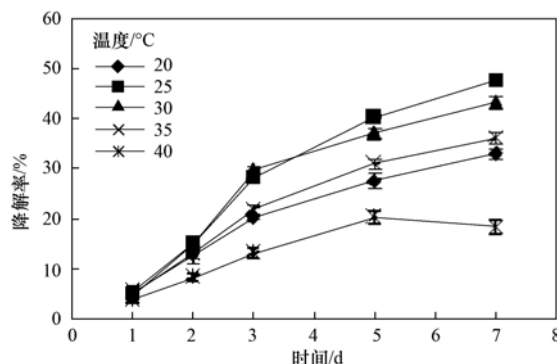


图 4 不同温度条件下 *B. brevis* 对 BaP 的去除效果

Fig. 4 Biodegradation rates of BaP by *B. brevis* under different temperatures

B. brevis 对 BaP 的最佳降解温度为 25℃. 温度的升高与降低均会对 *B. brevis* 降解 BaP 产生一定的抑制作用. 温度为 40℃ 时, *B. brevis* 对 BaP 的降解受到了明显的抑制. 在 20 ~ 40℃ 这个温度区间内, BaP 的理化性质基本没有变化. 空白对照实验显示, BaP 在 7 d 的处理时间内几乎没有分解 (残余率为 99.82%). 因此, 体系中 BaP 的减少主要是由 *B. brevis* 作用引起的. 研究表明, 微生物对污染物的降解, 受到微生物自身的生长与诱导酶的制约, 而微生物的生长和酶的活性都与温度息息相关^[21]. 当环境温度较低时, 微生物生长代谢缓慢, 体内酶产量少, 对污染物降解率较低. 随着温度的升高, 微生物代谢趋于旺盛, 繁殖迅速, 且受污染物诱导产生的降解酶增多^[22], 大大增加了降解酶与污染物接触的机率, 故而降解率增加. 当环境温度高于最适生长温度时, 微生物生长代谢受到抑制, 受诱导产生的酶量减少, 对污染物降解作用减弱. 而若环境温度高于降解酶最高温度时, 降解酶变性失活, 此时微生物对污染物几乎无降解作用.

2.2.3 投菌量与 BaP 初始浓度对 *B. brevis* 降解 BaP 的影响

图 5 考察了环境温度 25℃, 初始 pH = 7 时, 0.1、0.5、1.0、2.5、5.0、7.0 和 10.0 g·L⁻¹ *B. brevis* (湿重) 在不同时间对 1 mg·L⁻¹ BaP 的降解效果.

投菌量由 0.1 g·L⁻¹ 增加到 1.0 g·L⁻¹ 时, *B. brevis* 对 BaP 的降解能力迅速提升, 但当投菌量较高

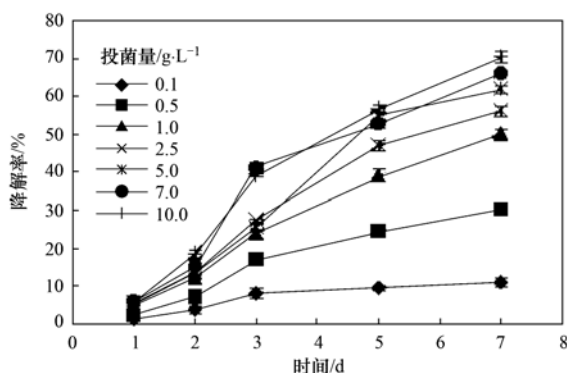


图5 不同投菌量菌体对 BaP 的降解效果

Fig. 5 Biodegradation rates of BaP by *B. brevis* under different bacterial inoculation amount

(投菌量 $\geq 2.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) 时, *B. brevis* 对 BaP 的降解效果的增幅并不明显. 这是由于随着投菌量的增加, 体系中 BaP 与菌体的相对比例降低, 单位质量菌体与 BaP 结合的机率也减小, 菌体之间发生竞争性抑制作用, 导致其对 BaP 降解速率下降.

从时间方面考虑, 当投菌量为 $0.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, *B. brevis* 对 BaP 的降解速度呈现两个阶段, 其中在 1~3 d 时, 降解率的增幅较大; 3 d 后增幅减小. 当投菌量为 $1 \sim 10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, *B. brevis* 对 BaP 的降解速率基本呈线性增加的态势. 该实验结果与如下原因有关: 首先, 该菌对 BaP 的降解存在饱和的有机负荷率 (F/M) 值^[23], 如投菌量为 $0.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 3 d 后 BaP 的降解率基本不增加; 其次, BaP 对菌体具有毒性. 当投菌量较小时, 单位质量菌体承受的毒害作用大, 随着时间的延长与营养物质的消耗, *B. brevis* 对 BaP 的抗性减弱, 从而导致低生物量时, 随着时间的延长, 菌体对 BaP 的降解率增幅不大. 菌量的增加降低了 BaP 对单位质量菌体的毒性, 菌体对 BaP 的解毒和降解能力增加, 因而 BaP 的降解率呈线性增长的趋势. 此外, 微生物会根据环境条件调节自身以适应外界环境的变化. 这种自我调节与环境变化的程度有关. 当环境条件变化较大时, 微生物对之反应较敏感, 能较快地作出调节以适应环境. 故环境中污染物浓度较大时, 这种调节效应也相对明显. 当 BaP 浓度较低时, 菌体对之反应不太敏感, 导致细胞功能受到 BaP 毒性的抑制, 致使菌体对 BaP 利用能力下降.

图 6 与图 7 分别表示环境温度 25°C , 初始 $\text{pH} = 7$ 时, $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ *B. brevis* 在不同时间时, 对 0.1 、 0.5 、 1.0 、 2.0 、 5.0 和 $10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ BaP 的降解率与降解量. 由图 6 可知, 当 BaP 初始浓度为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,

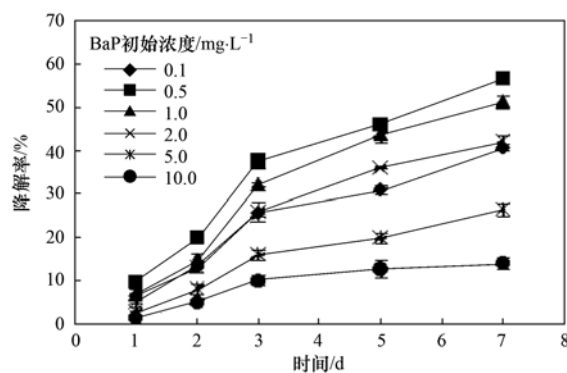
图6 *B. brevis* 对不同初始浓度 BaP 的降解效率

Fig. 6 Biodegradation rates of BaP by *B. brevis* under different initial BaP concentrations

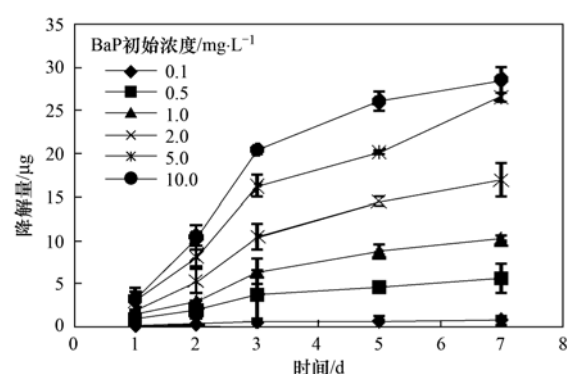
图7 *B. brevis* 对不同初始浓度 BaP 的降解量

Fig. 7 Biodegradation quantity of BaP by *B. brevis* under different initial BaP concentrations

B. brevis 对其利用最充分, 7 d 降解率达到 56.79%; 当 BaP 初始浓度升至 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 7 d 降解率亦能达到 51.35%. 而随着 BaP 初始浓度的继续升高, *B. brevis* 对 BaP 的降解率呈下降趋势. 而图 7 则显示出, *B. brevis* 对 BaP 的降解量随着 BaP 初始浓度升高而增大.

BaP 的初始浓度过低时, 由于体系内碳源过少, 压抑了菌体的生长, 同时, 由 BaP 诱导产生的降解酶量也较少, 其生物可利用性差. 体系 BaP 浓度的升高增加了菌体与 BaP 接触的机率, 菌体外的 BaP 在浓度梯度的作用下更容易与菌体接触, BaP 为菌体提供了较充足的碳源. 随着 BaP 浓度的升高, BaP 与菌体相对比例增大, 受诱导产生的降解酶量比例也相应地增加, 菌对 BaP 的利用量上升. 当 BaP 浓度达到一定程度后, 继续增加的 BaP 诱导菌体产生的降解酶量减少, 且过高的 BaP 对菌体生长表现出较强的抑制性, 故而 BaP 总体利用率降低. 从总体上看, BaP 初始浓度较高时, 菌体对 BaP 的吸附量比较高, 由 BaP 诱导菌体产生的降解酶数量也较多,

故而在一定程度上对 BaP 的利用量较高。

从时间上看,菌体对 BaP 的降解遵循着从停滞期到快速降解,再进入平缓的过程。说明菌体在反应开始阶段对外源异生物质有一个适应的过程,在这段时间里,一方面 BaP 固有的毒性与稀缺的速效碳源压抑着菌体的生长,另一方面,菌体在 BaP 诱导下开始产生降解酶,故此时降解率较低;2 d 后菌体繁殖速度加快,在降解酶的作用下菌体对 BaP 的利用增加,体系中 BaP 含量随之下降,在 2~5 d 这段时间里出现了 BaP 的大量降解。在 5 d 之后, BaP 的降解趋向平缓,可能的原因有:①随着降解的进行,某些小分子有机酸改变了体系的 pH,使体系酸化,菌体的生长代谢受到抑制;②小分子产物的增加也为菌体提供了更多的碳源选择,与 BaP 形成了竞争关系;③某些有毒性中间产物^[24]如 *cis*-BP4,5-dihydrodiol 和 *cis*-BP7,8-dihydrodiol 在菌体内累积,菌体为了降解中间产物又需要新的适应期,故而对 BaP 的利用率下降。

2.3 小分子碳源物质对 *B. brevis* 降解 BaP 的影响

图 8 显示了投菌量 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, BaP 初始浓度 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,环境温度 25°C ,初始 pH=7 的条件下,分别加入小分子有机物水杨酸、琥珀酸和邻苯二甲酸^[25,26] ($1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 时 *B. brevis* 对 BaP 的降解情况。加入底物水杨酸和琥珀酸后, BaP 的降解率分别提高了 5.35% 和 3.02%,而邻苯二甲酸体系则与无机盐培养基体系 BaP 降解率相近。一定浓度小分子有机物的存在,为微生物生长提供了碳源选择,并诱导微生物产生相应的酶,促进对 BaP 的降解^[5]。周乐等^[27]的研究表明,水杨酸作为高环分子的共代谢底物,可诱导相关降解酶的表达,从而促进 BaP 的降解。臧淑艳等^[25]通过添加琥珀酸钠,显著提高了 BaP 降解率。Dean-Ross 等^[28]研究发现,某些小分子有机

物的存在会对高分子 PAHs 的降解起抑制作用。本研究中,水杨酸、琥珀酸的加入,能略微提高 *B. brevis* 对 BaP 的降解,说明水杨酸和琥珀酸增加了菌体对碳源的选择,促进了菌体的生长代谢与降解酶的产生,从而促进了菌体对 BaP 的利用。然而所选择的 3 种底物对 BaP 降解的促进作用均不明显,这主要是因为 *B. brevis* 能以 BaP 为唯一碳源进行降解,并不依赖于共代谢作用。

2.4 降解 BaP 前后 *B. brevis* 表面的扫描电镜观察

图 9 (a) 是在牛肉膏培养液中振荡培养 36 h 的菌体;图 9 (b) 是无机盐培养基中生长 5 d 的细胞,作为对照组;图 9 (c) 和 9 (d) 分别是对 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ BaP 降解 2 d 和 5 d 后的菌体。与对照组相比,牛肉膏蛋白胨培养液中生长的 *B. brevis* 菌体细长,表面粗糙,存在着自然褶皱,菌体细胞饱满。生长于无机盐培养基的 *B. brevis* 菌体则由于营养的相对匮乏,菌体较短,其余形态与牛肉膏蛋白胨培养液中生长的 *B. brevis* 相似。

降解 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ BaP 2 d 后的 *B. brevis* 细胞完整,菌体表面以细褶皱为主,部分菌体出现凹陷的情况。随着处理时间的延长,到了第 5 d,细胞表面褶皱更加明显,菌体凹陷情况严重,部分细胞变形严重。

B. brevis 细胞表面出现变化可能与体系 pH 值和 BaP 的毒性作用有关。对照图 9 (b) 与图 9 (c)、9 (d) 可以看出, BaP 的毒害起了主要作用。在降解初期, BaP 对 *B. brevis* 产生一定的毒害作用,导致细胞褶皱增多,细胞内部分物质流失,从而出现表面凹陷;随着处理时间的延长,胞内物质的流失量增加,从而使菌体细胞活性降低,细胞表面结构发生较大改变。

结合降解实验的结果,第 5~7 d 期间菌体对 BaP 降解速率开始有下降趋势,但依然具有一定的降解能力。菌体降解能力受到抑制的原因包括体系的酸化、小分子产物的竞争、有毒中间产物的增加和菌体自身的适应性改变与菌体的老化。对比降解效果可以发现,此期间 BaP 虽然使 *B. brevis* 产生结构的部分改变,但细胞并未完全失去活性。即细胞依旧能产生相应的酶对 BaP 进行利用。此时菌对环境处于再适应过程。由于有毒中间产物的增加与体系环境的改变,对菌体的生长产生抑制作用,导致菌体产生的酶量减少,故反映出利用率下降的结果,降解曲线开始趋向平缓。结合降解曲线,此时菌对 BaP 依然具有降解能力,依然能够繁殖生长,故延长

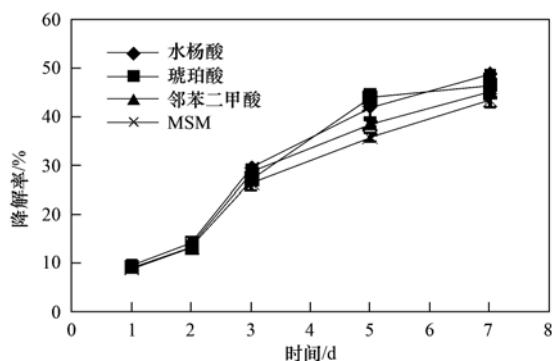


图 8 其它碳源物质的加入对 BaP 降解的效果

Fig. 8 Effects of the addition of other carbon sources on BaP biodegradation by *B. brevis*

处理时间 BaP 的降解率亦能相应提高。



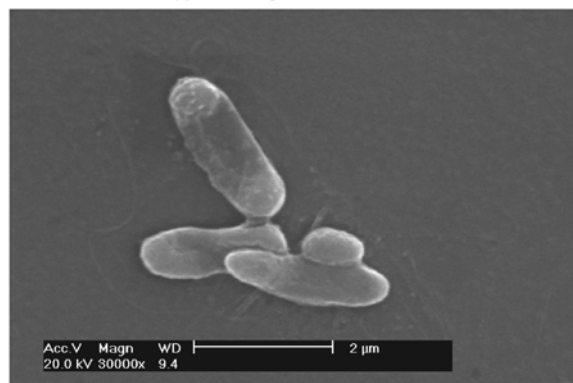
(a) 营养细胞



(b) 对照细胞



(c) 降解 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BaP 2 d的细胞



(d) 降解 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BaP 5 d的细胞

图9 菌体处理 BaP 前后的细胞表面特征

Fig. 9 Surface characteristics of *B. brevis* before and after treatment of BaP

3 结论

(1)筛选得到的 *B. brevis* 能利用 BaP 作为唯一的碳源和能源生长,在 $\text{pH}=7$,环境温度 25°C ,投菌量 $1\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下,7 d 对 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BaP 的降解率达到 51.35%。

(2) pH 、温度、投菌量、BaP 初始浓度、处理时间是影响 *B. brevis* 降解 BaP 的重要因素。*B. brevis* 对 pH 值与环境温度均有较广泛的耐受范围,最佳降解条件为中性与室温。*B. brevis* 对 BaP 的处理能力随投菌量的增加而提高,但投菌量达 $2.5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 后,投菌量的继续增加并不能显著提高对 BaP 的处理效果。在 $0.1\sim 10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度区间内,随着 BaP 浓度的增加,*B. brevis* 对 BaP 的降解效果呈一直增加的趋势。

(3)小分子有机物水杨酸、琥珀酸和邻苯二甲酸的加入并不能有效提高 *B. brevis* 对 BaP 的降解能力,7 d 的降解率最多只提高了 5.35%。

(4)处理 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BaP 5 d 后,菌体细胞出现凹陷,部分细胞瘪塌变形,BaP 对菌体存在毒害作用,导致菌体对 BaP 降解速率减缓。

参考文献:

- [1] Jules G E, Pratap S, Ramesh A, *et al.* In utero exposure to benzo (a) pyrene predisposes offspring to cardiovascular dysfunction in later-life[J]. Toxicology, 2012, **295**(1-3): 56-67.
- [2] Ohura T, Amagai T, Fusaya M, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor environments and factors affecting their concentrations [J]. Environmental Science & Technology, 2004, **38**(1): 77-83.
- [3] Haritash A K, Kaushik C P. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **169**(1-3): 1-15.
- [4] Hadibarata T, Kristanti R A. Fate and cometabolic degradation of benzo[a] pyrene by white-rot fungus *Armillaria* sp. F022 [J]. Bioresource Technology, 2012, **107**: 314-318.
- [5] Rafin C, Veignie E, Fayeulle A, *et al.* Benzo [a] pyrene degradation using simultaneously combined chemical oxidation, biotreatment with *Fusarium solani* and cyclodextrins [J]. Bioresource Technology, 2009, **100**(12): 3157-3160.
- [6] 李晓斌,孙寓姣,王红旗,等. 焦化厂污染土壤中多环芳烃降解菌群解析[J]. 化工学报, 2010, **61**(2): 477-483.
- [7] 刘世亮,骆永明,吴龙华,等. 真菌对污染旱地红壤中苯并 [a] 芘共代谢降解研究[J]. 环境科学, 2010, **31**(8): 1944-1950.
- [8] Lily K M, Bahuguna A, Dangwal K, *et al.* Degradation of Benzo [a] Pyrene by a novel strain *Bacillus subtilis* BMT4i (MTCC 9447) [J]. Brazilian Journal of Microbiology, 2009, **40**(4):

- 884-892.
- [9] McLellan S L, Warshawsky D, Shann J R. The effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on the degradation of benzo[a] pyrene by *Mycobacterium* sp. strain RJGII-135 [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, **21**(2): 253-259.
- [10] 张银萍, 王芳, 杨兴伦, 等. 土壤中高环多环芳烃微生物降解的研究进展[J]. *微生物学通报*, 2010, **37**(2): 280-288.
- [11] 陈炼娜. BaP-Cu²⁺ 复合污染中 BaP 的微生物降解及污染物对降解菌嗜麦芽窄食单胞菌细胞特性的影响[D]. 广州: 暨南大学, 2012. 33.
- [12] Chandel S, Allan E J, Woodward S. Biological control of *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* on tomato by *Brevibacillus brevis*[J]. *Journal of Phytopathology*, 2010, **158**(7-8): 470-478.
- [13] 汪茜, 胡春锦, 柯仿钢, 等. 生防菌株 1404 的鉴定及其对采后柑橘炭疽病的防治效果[J]. *微生物学报*, 2010, **50**(9): 1208-1217.
- [14] Edwards S G, Seddon, B. Mode of antagonism of *Brevibacillus brevis* against *Botrytis cinerea* *in vitro* [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2001, **91**(4): 652-659.
- [15] Kim M N, Yoon M G. Isolation of strains degrading poly(vinyl alcohol) at high temperatures and their biodegradation ability [J]. *Polymer Degradation and Stability*, 2010, **95**(1): 89-93.
- [16] 张宏波, 林爱军, 刘爽, 等. 芘高效降解菌的分离鉴定及其降解特性研究[J]. *环境科学*, 2010, **31**(1): 243-248.
- [17] Zang S Y, Li P J, Yu X C, *et al.* Degradation of metabolites of benzo[a] pyrene by coupling *Penicillium chrysogenum* with KMnO₄ [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, **19**(2): 238-243.
- [18] Rentz J A, Alvarez P J J, Schnoor J L. Benzo[a] pyrene degradation by *Sphingomonas yanoikuyae* JAR02 [J]. *Environmental Pollution*, 2008, **151**(3): 669-677.
- [19] Silva I S, Grossman M, Durrant L R. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (2-7 rings) under microaerobic and very-low-oxygen conditions by soil fungi [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2009, **63**(2): 24-229.
- [20] 梁梦晓, 倪晋仁. SBR 中好氧颗粒污泥的培养及特性研究[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2009, **17**(4): 502-512.
- [21] 谷洁, 李生秀, 秦清军, 等. 农业废弃物静态高温堆腐过程中的生物化学变化[J]. *中国农业科学*, 2005, **38**(8): 1699-1705.
- [22] Ye J S, Yin H, Qiang J, *et al.* Biodegradation of anthracene by *Aspergillus fumigatus* [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **185**(1): 174-181.
- [23] 高岩, 戴兴春, 陈曦, 等. 城市合流污水 A²/O 处理系统中 TTC-ETS 活性监测研究[J]. *环境科学*, 2009, **30**(6): 1711-1715.
- [24] 郑天凌, 骆苑蓉, 曹晓星, 等. 高分子量多环芳烃——苯并[a]芘的生物降解研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2006, **12**(6): 884-890.
- [25] 臧淑艳, 李培军, 周启星, 等. 苯并[a]芘及其代谢产物的连续降解研究[J]. *环境科学*, 2006, **27**(12): 2531-2535.
- [26] 刘世亮, 骆永明, 吴龙华, 等. 污染土壤中苯并[a]芘的微生物共代谢修复研究[J]. *土壤学报*, 2010, **47**(2): 364-369.
- [27] 周乐, 盛下放. 芘降解菌株的筛选及降解条件的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2006, **25**(6): 1504-1507.
- [28] Dean-Ross D, Moodyb J, Cerniglia C E. Utilization of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria isolated from contaminated sediment[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, **41**(1): 1-7.

CONTENTS

Advances in Peroxide-Based Decontaminating Technologies	XI Hai-ling, ZHAO San-ping, ZHOU Wen (1645)
Environmental Damage Assessment; International Regulations and Revelation to China	ZHANG Hong-zhen, CAO Dong, YU Fang, <i>et al.</i> (1653)
Human Health Risk-Based Environmental Criteria for Soil: A Comparative Study Between Countries and Implication for China	XU Meng, YAN Zeng-guang, HE Meng-meng, <i>et al.</i> (1667)
Organic Waste Treatment by Earthworm Vermicomposting and Larvae Bioconversion: Review and Perspective	ZHANG Zhi-jian, LIU Meng, ZHU Jun (1679)
Strategies of Nutrients Control in Lakes Based on Ecoregions of Lakes in China	DIAO Xiao-jun, XI Bei-dou, HE Lian-sheng, <i>et al.</i> (1687)
Current Status of Surface Water Acidification in Northeast China	XU Guang-yi, KANG Rong-hua, LUO Yao, <i>et al.</i> (1695)
Impact Analysis of Xi'an to the Water Quality of Weihe River	YU Jie, LI Huai-en (1700)
Distribution Characteristics of Dissolved Oxygen and Its Affecting Factors in the Pearl River Estuary During the Summer of the Extremely Drought Hydrological Year 2011	YE Feng, HUANG Xiao-ping, SHI Zhen, <i>et al.</i> (1707)
Application of Equilibrium Partitioning Approach to Establish Sediment Quality Criteria for Heavy Metals in Hengyang Section of Xiangjiang River	HAN Chao-nan, QIN Yan-wen, ZHENG Bing-hui, <i>et al.</i> (1715)
Assessing the Benthic Ecological Status in Yangtze River Estuary Using AMBI and M-AMBI	CAI Wen-qian, MENG Wei, LIU Lu-san, <i>et al.</i> (1725)
Pollution Load and the First Flush Effect of BOD ₅ and COD in Urban Runoff of Wenzhou City	WANG Jun, BI Chun-juan, CHEN Zhen-lou, <i>et al.</i> (1735)
Influencing Factors in Measuring Absorption Coefficient of Suspended Particulate Matters	YU Xiao-long, SHEN Fang, ZHANG Jin-fang (1745)
Relationship Between pCO ₂ and Algal Biomass in Xiangxi Bay in Spring	YUAN Xi-gong, HUANG Wen-min, BI Yong-hong, <i>et al.</i> (1754)
Effects of Turbulent Fluctuation Intensity on the Growth of Algae and Water Environment	LEI Yu, LONG Tian-yu, SAN Lei, <i>et al.</i> (1761)
Simultaneous Removal of Algae and Its Odorous Metabolite Dimethyl Trisulfide in Water by Potassium Ferrate	MA Xiao-yan, ZHANG Ze-hua, WANG Hong-yu, <i>et al.</i> (1767)
Catalyzed Oxidation of Catechol by the Heterogeneous Fenton-like Reaction of Nano-Fe ₃ O ₄ -H ₂ O ₂ System	HE Jie, YANG Xiao-fang, ZHANG Wei-jun, <i>et al.</i> (1773)
Photodegradation of Naproxen in Aqueous Systems by UV Irradiation: Mechanism and Toxicity of Photolysis Products	MA Du-juan, LIU Guo-guang, LÜ Wen-ying, <i>et al.</i> (1782)
Catalytic Ozonation of Nitrobenzene in Water by Acidification-activated Red Mud	KANG Ya-ning, LI Hua-nan, XU Bing-bing, <i>et al.</i> (1790)
Experimental Studies on Stability of Floes from Cadmium Pollution Emergency Treatment	LIU Wang-rong, GUO Qing-wei, YANG Ren-bin, <i>et al.</i> (1797)
Evaluation of Floc Strength Based on Morphological Analysis and Optical Online Monitoring	JIN Peng-kang, FENG Yong-ning, WANG Bao-bao, <i>et al.</i> (1802)
Mechanism of Reductive Dechlorination of Trichlorophenol with Different Electron Donors	WAN Jin-quan, HU Meng-die, MA Yong-wen, <i>et al.</i> (1808)
Preparation of Magnetic Quaternary Chitosan Salt and Its Adsorption of Methyl Orange from Water	ZHANG Cong-lu, HU Xiao-min, YING Shi-ying, <i>et al.</i> (1815)
Membrane Fouling by Secondary Effluent of Urban Sewage and the Membrane Properties	MENG Xiao-rong, ZHANG Hai-zhen, WANG Lei, <i>et al.</i> (1822)
Treatment of Municipal Wastewater Using the Combined Reversed A ² /O-MBR Process	ZHANG Jian-jun, ZOU Gao-long, YANG Shu-fang, <i>et al.</i> (1828)
Study on Sulfur-based Autotrophic Denitrification with Different Electron Donors	YUAN Ying, ZHOU Wei-li, WANG Hui, <i>et al.</i> (1835)
Nitrogen Removal and N ₂ O Emission Characteristics During the Shortcut Simultaneous Nitrification and Denitrification Process	LIANG Xiao-ling, LI Ping, WU Jin-hua, <i>et al.</i> (1845)
Optimization of Solid-Phase Extraction for Enrichment of Toxic Organic Compounds in Water Samples	ZHANG Ming-quan, LI Feng-min, WU Qian-yuan, <i>et al.</i> (1851)
Polycyclic Musks Exposure Affects Gene Expression of Specific Proteins in Earthworm <i>Eisenia fetida</i>	CHEN Chun, LIU Xiao-wei, ZHENG Shun-an, <i>et al.</i> (1857)
Health Risk Assessment and Ozone Formation Potentials of Volatile Organic Compounds from Pharmaceutical Industry in Zhejiang Province	XU Zhi-rong, WANG Zhe-ming, XU Ming-zhu, <i>et al.</i> (1864)
Health Effect of Volatile Aldehyde Compounds in Photocatalytic Oxidation of Aromatics Compounds	ZHAO Wei-rong, LIAO Qiu-wen, YANG Ya-nan, <i>et al.</i> (1871)
Compositions and Distribution Characteristics of Polybrominated Diphenyl Ethers in Serum of Women from Sichuan Province	SHAO Min, CHEN Yong-heng, LI Xiao-yu (1877)
QSAR/QSPR for Predicting the Toxicity of Imidazolium Ionic Liquids	ZHAO Ji-hong, ZHAO Yong-sheng, ZHANG Hong-zhong, <i>et al.</i> (1882)
Spatial and Temporal Characteristics of Heavy Metal Concentration of Surface Soil in Hebin Industrial Park in Shizuishan Northwest China	FAN Xin-gang, MI Wen-bao, MA Zhen-ning, <i>et al.</i> (1887)
Distribution Characteristic and Current Situation of Soil Rare Earth Contamination in the Bayan Obo Mining Area and Baotou Tailing Reservoir in Inner Mongolia	GUO Wei, FU Rui-ying, ZHAO Ren-xin, <i>et al.</i> (1895)
Road Dust Loading and Chemical Composition at Major Cities in Fujian Province	ZHENG An, YANG Bing-yu, WU Shui-ping, <i>et al.</i> (1901)
Numerical Simulation and Application of Electrical Resistivity Survey in Heavy Metal Contaminated Sites	WANG Yu-ling, NAI Chang-xin, WANG Yan-wen, <i>et al.</i> (1908)
Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Growth and Rare Earth Elements Uptake of Soybean Grown in Rare Earth Mine Tailings	GUO Wei, ZHAO Ren-xin, ZHAO Wen-jing, <i>et al.</i> (1915)
Algicidal Activity Against Red-tide Algae by Marine Bacterial Strain N3 Isolated from a HABs Area, Southern China	SHI Rong-jun, HUANG Hong-hui, QI Zhan-hui, <i>et al.</i> (1922)
Isolation, Identification and Oxidizing Characterization of an Iron-Sulfur Oxidizing Bacterium LY01 from Acid Mine Drainage	LIU Yu-jiao, YANG Xin-ping, WANG Shi-mei, <i>et al.</i> (1930)
Isolation of an Effective Benzo[a]pyrene Degrading Strain and Its Degradation Characteristics	CAI Han, YIN Hua, YE Jin-shao, <i>et al.</i> (1937)
Aerobic Microbial Degradation of 2,2',4,4'-Tetrabrominated Diphenyl Ether	ZHANG Shu, Franco Giulio, LI Xiao-bao, <i>et al.</i> (1945)
Piggery Wastewater Cultivating Biofloculant-Producing Flora B-737 and the Fermentation Characteristics	PEI Rui-lin, XIN Xin, ZHANG Xue-qiao, <i>et al.</i> (1951)
Correlation Between Acidic Materials and Acid Deposition in Beijing During 1997-2011	CHEN Yuan-yuan, TIAN He-zhong, YANG Dong-yan, <i>et al.</i> (1958)
Characteristics of Precipitation pH and Conductivity at Mt. Huang	SHI Chun-e, DENG Xue-liang, WU Bi-wen, <i>et al.</i> (1964)
Chemical Characteristics of Water-Soluble Components of Aerosol Particles at Different Altitudes of the Mount Huang in the Summer	WEN Bin, YIN Yan, QING Yan-shuo, <i>et al.</i> (1973)
Pollution Characteristics of Organic Acids in Atmospheric Particles During Haze Periods in Autumn in Guangzhou	TAN Ji-hua, ZHAO Jing-ping, DUAN Jing-chun, <i>et al.</i> (1982)
Characterization of Organic Carbon (OC) and Elemental Carbon (EC) in PM _{2.5} During the Winter in Three Major Cities in Fujian Province, China	CHEN Yan-ting, CHEN Jin-sheng, HU Gong-ren, <i>et al.</i> (1988)
Size Distribution of Carbonaceous Particulate Matter in Atmosphere of Shanghai, China	YUAN Ning, LIU Wei, ZHAO Xiu-liang, <i>et al.</i> (1995)
Secondary Aerosol Formation Through Photochemical Reactions Estimated by Using Air Quality Monitoring Data in the Downtown of Pudong, Shanghai	CUI Hu-xiong, WU Ya-ming, DUAN Yu-sen, <i>et al.</i> (2003)
Geochemical Characteristics and Sources of Atmospheric Particulates in Shanghai During Dust Storm Event	QIAN Peng, ZHENG Xiang-min, ZHOU Li-min (2010)
Near Surface Atmospheric CO ₂ Variations in Autumn at Suburban Xiamen, China	LI Yan-li, MU Chao, DENG Jun-jun, <i>et al.</i> (2018)
<i>In-situ</i> Measurement of Background Atmospheric HCFC-142b Using GC-MS and GC-ECD Method	GUO Li-feng, YAO Bo, ZHOU Ling-xi, <i>et al.</i> (2025)
Airborne Fungal Community Composition in Indoor Environments in Beijing	FANG Zhi-guo, OUYANG Zhi-yun, LIU Peng, <i>et al.</i> (2031)
Study on Quantification Assessment and Odor Fingerprint of Volatile Aromatic Hydrocarbons from Sewage Treatment Plant	GUO Wei, WANG Bo-guang, TANG Xiao-dong, <i>et al.</i> (2038)
Superposition Impact Character of Air Pollution from Decentralization Docks in a Freshwater Port	LIU Jian-chang, LI Xing-hua, XU Hong-lei, <i>et al.</i> (2044)
Thermal Stability and Transformation Behaviors of Pb in Yima Coal	LIU Rui-qing, WANG Jun-wei (2051)
Synergistic Emission Reduction of Chief Air Pollutants and Greenhouse Gases Based on Scenario Simulations of Energy Consumptions in Beijing	XIE Yuan-bo, LI Wei (2057)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2013年5月15日 34卷 第5期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 34 No. 5 May 15, 2013

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel: 010-62941102, 010-62849343; Fax: 010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel: 010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国 内 定 价: 90.00 元

国外发行代号: M 205

国 内 外 公 开 发 行