

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第33卷 第3期

Vol.33 No.3

2012

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

典型排放源黑碳的稳定碳同位素组成研究 陈颖军,蔡伟伟,黄国培,李军,张干(673)

天山典型冰川区雪冰中碳质气溶胶浓度特征研究 王圣杰,张明军,王飞腾,李忠勤(679)

兰州市夏秋季颗粒物谱分布特征研究 赵素平,余晔,陈晋北,刘娜,何建军(687)

不同交通状况下道路边大气颗粒物数浓度粒径分布特征 杨柳,吴焯,宋少洁,郝吉明(694)

南京市夏季大气气溶胶新粒子生成事件分析 王红磊,朱彬,沈利娟,康汉青,刁一伟(701)

西北干旱区降水中 $\delta^{18}O$ 变化特征及其水汽输送 李小飞,张明军,李亚举,王圣杰,黄小燕,马潜,马雷宁(711)

海南东部河口和近岸海域总溶解态无机砷的分布及季节变化 曹秀红,任景玲,张桂玲,张金娥,杜金洲,朱德弟(720)

大辽河口痕量元素砷的河口混合行为 简慧敏,姚庆祯,于立霞,田琳(727)

渤海湾表层沉积物各形态重金属的分布特征与生态风险评价 徐亚岩,宋金明,李学刚,袁华茂,李宁(732)

青岛近岸表层海水中PAHs的分布特征及物源初步解析 李先国,邓伟,周晓,唐旭利,魏新运,王岩(741)

广西乐业大石围天坑群多环芳烃的干湿沉降 孔祥胜,祁士华,黄保健,张原,李杰(746)

上海宝山区城市土壤铅污染来源的同位素判别 董辰寅,张卫国,王冠,马鸿磊,刘圆,刘莹,叶雷平,俞立中(754)

溶质迁移模型在地下水有机污染源识别中的应用 王树芳,王丽亚,王晓红,林沛,刘久荣,辛宝东,贺国平(760)

地下水污染风险评估中特征污染物量化方法探讨 王俊杰,何江涛,陆燕,刘丽雅,张小亮(771)

用于地下水回灌的再生水预处理工艺研究 高滢滢,张薛,赵璇,赵刚(777)

菲律宾蛤仔养殖对胶州湾沉积物-水界面生源要素迁移的影响 邓可,刘素美,张桂玲,陆小兰,张经(782)

南京市九乡河流域景观格局空间分异对河流水质的影响 胡和兵,刘红玉,郝敬锋,安静(794)

上海都市农业村域地表水非点源氮素的时空分异特征 王楠,毛亮,黄海波,张进忠,周培(802)

不同粒径地表街尘中重金属在径流冲刷中的迁移转化 何小艳,赵洪涛,李叙勇,连宾,王小梅(810)

新型人工湿地对工业区降雨径流的净化研究 何丽君,马邕文,王金泉,李东亚,王艳(817)

改性膨润土应急截留液态有机物的性能及机制 李宇,刘贤君,张兴旺,雷乐成(825)

卵圆卡盾藻香港株过氧化氢产生的影响因素研究 江涛,吴霓,钟艳,江天久(832)

芽孢杆菌B1胞外活性物质对球形棕囊藻的溶藻特性研究 李蕾,赵玲,尹平河(838)

底泥对洋河水库微囊藻和鱼腥藻生长影响的研究 储昭升,张玉宝,金相灿,徐颖,杨红君(844)

新型无极准分子光源深度处理水相中含N-杂环化合物 叶招莲,汪斌,路娟娟,李峰,张仁熙(849)

La/Ce掺杂钛基二氧化铅电极的制备及电催化性能研究 郑辉,戴启洲,王家德,陈建孟(857)

DTT对三苯基甲烷染料脱色的研究 潘涛,刘大伟,任随周,郭俊,孙国萍(866)

pH及络合剂对亚铁活化 $S_2O_8^{2-}$ 氧化去除活性艳蓝的影响研究 张成,王金泉,马邕文,王艳,黄明智,兰明(871)

臭氧降解高浓度腐殖酸动力学 郑可,周少奇,杨梅梅(879)

采用体积信息熵表征颗粒污泥系统稳定性及其稳定机制 李志华,姬晓琴,李胜,谢磊,赵海龙,王晓昌(885)

活性污泥的理化性质与絮凝调理投药量的关系 李婷,王毅力,冯晶,徐萌(889)

不同颗粒龄的好氧颗粒污泥性能的研究 周曼,杨昌柱,濮文虹,罗应东,龚建宇(896)

颗粒粒径与数量对硝化与反硝化过程的影响 李志华,曾金锋,李胜,姬晓琴,王晓昌(903)

氧化沟不同曝气模式对氮磷去除性能的优化与比较 郭昌梓,彭党聪,陈雪梅,王丹(910)

生物沥浸的酸化效应对城市污泥脱水性能的影响 朱海凤,周立祥,王电站(916)

2种不同生物接触氧化工艺性能差异的微生物研究 钱殷,全向春,裴元生,马景赞,陶锬(922)

微生物群落对土壤微生物呼吸速率及其温度敏感性的影响 范分良,黄平容,唐勇军,李兆君,梁永超(932)

干旱沙区人工固沙植被演变过程中土壤有机碳氮储量及其分布特征 贾晓红,李新荣,周玉燕,李元寿(938)

密云水库上游流域土壤有机碳和全氮密度影响因素研究 王淑芳,王效科,欧阳志云(946)

外加营养源作用下微生物黏结剂对土壤团聚体的影响 莫艳华,汤佳,张仁铎,李方舟(952)

低分子量腐殖酸改性蒙脱土对黄曲霉素的吸附作用 姚佳佳,康福星,高彦征(958)

液固比对土壤洗涤去除多环芳烃效果的影响 吴威,姜林,陈家军,彭胜(965)

基于PPI的土地利用优化研究 武晓峰,李婷(971)

若尔盖高原湿地藻类多样性研究 陈曦,刘如钢,王艳芬,张洪勋(979)

3种杀真菌剂对AM真菌侵染和黄芩生长的影响 贺学礼,王平,马丽,孟静静(987)

崇明东滩夏季沉积物厌氧氨氧化菌群落结构与空间分布特征 郑艳玲,侯立军,陆敏,谢冰,刘敏,李勇,赵慧(992)

厌氧条件下2,2',4,4'-四溴联苯醚的微生物降解 卢晓霞,陈超琪,张姝,欧阳,尹力,吴蔚(1000)

重金属对白腐菌降解十溴联苯醚的影响 熊士昌,尹华,彭辉,何宝燕,龙焰,叶锦韶,张娜,彭素芬(1008)

有机农药滴滴涕和毒死蜱生物降解机制的分子模拟研究 林玉珍,曾光明,张娉,陈明,蒋敏,张嘉超,鲁伦慧,刘利锋(1015)

高效木薯渣分解复合菌群RXS的构建及其发酵特性研究 何江,毛忠贵,张庆华,张建华,唐蕾,张宏建(1020)

四环素类抗生素污染畜禽粪便的厌氧消化特征 童子林,刘元璐,胡真虎,袁守军(1028)

上推流厌氧反应器连续干发酵猪粪产沼气试验研究 陈闯,邓良伟,信欣,郑丹,刘刘,孔垂雪(1033)

《环境科学》征稿简则(878) 《环境科学》征订启事(1007) 信息(759, 770, 870, 1027)

新型无极准分子光源深度处理水相中含 N-杂环化合物

叶招莲¹, 汪斌¹, 路娟娟¹, 李峰¹, 张仁熙^{2*}

(1. 江苏技术师范学院环境工程系, 常州 213001; 2. 复旦大学环境科学研究所, 上海 200433)

摘要: 采用微波激发 Kr/I₂ 混合气体产生的 206 nm 准分子紫外光降解水相含 N-杂环化合物, 考察了 206 nm 准分子光直接光解模拟喹啉和吲哚废水的效果. 结果表明, 初始浓度为 20 mg·L⁻¹ 的吲哚溶液, 光照 80 min 时去除率达 62.0%, 150 min 时 TOC 去除达 50.7%. 光照时间、初始浓度和溶液的 pH 值对喹啉的降解有一定的影响. 相同条件下, 喹啉的去除率和 TOC 损失率都明显低于吲哚. 光解后的溶液经旋转蒸发提取, 顶空注射进入气相色谱/质谱联用仪 (GC/MS) 定性分析, 结果表明, 光照下喹啉发生开环降解, 生成了甲苯、二甲苯、酸、醛和酯类化合物, 而吲哚降解过程中发生了聚合反应. 最后, 根据中间产物, 推断了 206 nm 准分子光源光解喹啉和吲哚的机制.

关键词: 准分子光源; 206 nm; 吲哚; 喹啉; 旋转蒸发

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2012)03-0849-08

New-Type Electrodeless Excilamp for Advanced Treatment on Nitrogen-Heterocyclic Compounds (NHCs) in Aqueous Solution

YE Zhao-lian¹, WANG Bin¹, LU Juan-juan¹, LI Feng¹, ZHANG Ren-xi²

(1. Department of Environmental Engineering, Jiangsu Teachers University of Technology, Changzhou 213001, China; 2. Institute of Environmental Science, Fudan University, Shanghai 200433, China)

Abstract: A novel 206 nm excilamp generated by microwave-driven Kr/I₂ mixtures was employed for nitrogen-heterocyclic compounds (NHCs) degradation in aqueous solution. The photodissociation efficiencies of indole and quinoline with 206 nm excilamp were estimated on the basis of removal efficiency of targeted compounds and the loss of total organic carbon (TOC). The results indicated that removal efficiency of 20 mg·L⁻¹ indole was as high as 62.0% after 80 min and TOC loss efficiency of 50.7% for 150 min. The irradiation time, initial concentration and pH value had some influences on quinoline degradation. Indole removal efficiency and TOC loss was markedly higher than that of quinoline under the same condition. The intermediates were identified qualitatively by gas chromatography/mass spectrum (GC/MS) with headspace sampling after they were extracted by rotary evaporator. GC/MS analysis indicated that indole and quinoline underwent ring-open dissociation under 206 nm irradiation, as a result, benzene, xylene, acetate, aldehyde, as well as ester compounds were formed, while indole aggregation reaction occurred during indole photodegradation. At last, degradation mechanisms of quinoline and indole in aqueous media with 206 nm excilamp were proposed on the basis of intermediates.

Key words: excilamp; 206 nm; indole; quinoline; rotary evaporator

近年来,关于废水深度治理方面的新技术已越来越多,如超声波、超临界流体、膜分离、等离子体和紫外光解等.紫外光解法反应条件温和、应用范围广、实用性强,被认为是一项很有发展前景的水处理技术^[1].目前光化学研究中一般用汞灯作为紫外辐射光源,但辐射波长较单一,且传统汞灯都是有电极的,导致灯管寿命短、电极材料和发光物质选择范围小等一系列问题.普通光源存在的上述局限性极大地阻碍了光化学法在废水处理中的应用.

准分子灯作为一种新型无极紫外光源,具有发光物质选择范围广、发光强度高、寿命长等显著优势,已成为研究热点^[2~4].目前,关于准分子光源的发光机制、准分子形成的反应动力学、光谱特性等的研究已比较多^[5,6],而将准分子光源应用于环保治理的研究还不多.2009年笔者曾报道了一种采用微

波激发气体放电产生 206 nm 准分子光的微波无极灯 (microwave electrodeless lamp, MWEL) 降解废水的装置^[7],并尝试将该装置用于降解罗丹明、邻苯二甲酸二甲酯 (DMP) 等,结果表明,采用 206 nm 光直接光解 60 mg·L⁻¹ DMP 废水,50 min 时 DMP 去除率达到了 92.5%,说明了该技术用于废水深度处理的可行性.

为了进一步开发该项技术应用于废水深度治理,本研究选用制药和焦化废水中广泛存在的吲哚和喹啉为研究对象^[8,9].吲哚和喹啉是一种典型的

收稿日期: 2011-04-18; 修订日期: 2011-06-13

基金项目: 江苏省基础科学研究计划 (自然科学基金) 项目 (BK2009106); 江苏省高校“青蓝工程”优秀青年骨干教师培养对象项目; 江苏技术师范学院新增教授、博士科研启动专项基金项目 (KYY10054)

作者简介: 叶招莲 (1978~), 女, 博士, 主要研究方向为环境化学与污染控制, E-mail: bess_ye@jstu.edu.cn

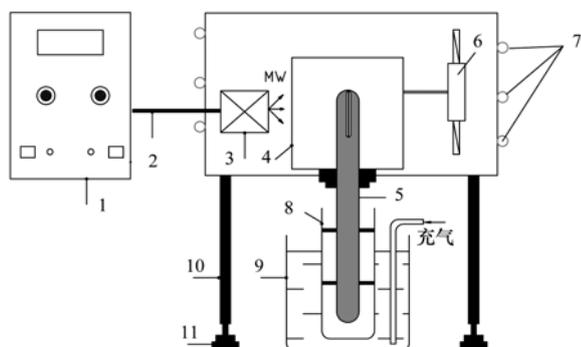
* 通讯联系人, E-mail: zrx@fudan.edu.cn

含 N-杂环化合物,具有毒性、致癌和致突变作用,且在较高级的生物体中有通过食物积累的可能性,对环境有较大威胁^[10]. 目前降解喹啉和吡啶的方法主要有生物法^[11~13]、吸附法^[14]、光化学^[15,16]、湿式氧化^[17]、微波降解^[18]等. 本研究采用微波激发产生 206 nm 紫外光直接降解吡啶和喹啉,考察不同条件下的降解效果,分析产物和降解机制,以期为焦化废水和制药废水中含 N-杂环化合物的降解提供一种新的思路. 本研究特色体现在 3 点:①在无电极灯管附近安装金属片来集中微波能量降低 MWEL 的启动功率,实现 MWEL 光源结构的优化;②采用旋转蒸发浓缩方式提取降解产物,相比固相微萃取方法操作更简单;③目标物选择焦化废水中的主要成分吡啶和喹啉,具有一定的代表性.

1 材料与方 法

1.1 实验装置

实验装置如图 1 所示. 微波电源(频率 2.45 GHz,功率 0~800 W 可调)经电缆传给磁控管,磁控管将电能转换为微波,微波在谐振腔中汇集到一定强度时可使插入到谐振腔中的无电极灯管受激发出紫外辐射,透过石英玻璃套管,直接光解水相中的污染物. 有研究表明^[19~21],灯管附近安装金属天线或在灯管外绕金属线圈来帮助降低 MWEL 的启动功率. 为此,本研究将灯管一端设计成双层石英套管,内套管抽真空后包裹一根细小的金属钼片,与外套管烧结密封在一起. 灯管上端插于谐振腔中央,下端插入盛装废水的容器中. 灯管长度为 190 mm,外径 20 mm,灯内填充物质:Kr 266 Pa, I₂ 0.5 mg.



1. 微波电源; 2. 电缆; 3. 磁控管; 4. 谐振腔; 5. 灯管; 6. 风扇;
7. 冷却铜管; 8. 石英套管; 9. 反应容器; 10. 立柱; 11. 可调式支脚

图 1 微波无电极准分子光源降解废水的实验流程示意

Fig. 1 Schematics of the experimental apparatus of MWEL for photolysis of wastewater

1.2 仪器和试剂

微波电源(上海亚联微波有限公司); Varian Cary 50 型紫外-可见分光光度计(美国 Varian 公司); ActonVM-505 型真空紫外单色仪(美国 Acton 公司); Shimadzu TOC 5000 型总有机碳分析仪(日本岛津公司); Shimadzu 1240 型气相色谱(日本岛津公司); Agilent 7890B + 5975c 型气相色谱/质谱联用仪(GC/MS)(美国 Agilent 公司); RE-52AA 型旋转蒸发仪(上海亚荣生化仪器厂); 上海季光特种照明电器厂生产的真空脱羟石英套管.

吡啶和喹啉为分析纯试剂,用作色谱分析的甲苯、二氯甲烷为色谱纯试剂,水为 3 次重蒸馏水,其余用来测定 pH 值的试剂均为分析纯.

1.3 实验步骤

模拟喹啉和吡啶废水由蒸馏水配制而成,原始溶液初始 pH 值分别为 7.5 和 6.5. 每次取 100 mL 喹啉或吡啶溶液于反应容器内,打开微波电源,调节微波功率使灯管完全亮到底部(本研究功率为 65 W),进行光照辐解实验. 光照前和光照后的溶液用甲苯萃取后用气相色谱测定喹啉和吡啶的峰面积,计算喹啉和吡啶的去除率. 矿化度通过测定降解前后的 TOC 来表征; 光解后的溶液用旋转蒸发浓缩后,顶空注射到 GC/MS 分析光解产物(进样体积 80 μ L),色谱柱型号: HP-5 30 m \times 0.25 mm \times 0.25 μ m; 分流比 10:1; 采用升温程序; 离子检测采用 EI 源.

2 结果与分析

2.1 光源辐射光谱

图 2 为 MWEL(Kr 0.266 kPa, I₂ 0.5 mg) 的辐射光谱,采用 ActonVM-505 真空紫外单色仪测量. 由图 2 可知, MWEL 的主波长为 206 nm,另外在真空紫外(VUV)区还有 178.3、180.1、183、184.4、187.6 nm 这 5 条谱线,但它们的辐射强度相对很弱. 此外, 342 nm 处有明显的弱峰,对应于 I₂^{*} 准分子辐射光谱. 由于本实验装置中无电极灯管外还加了层石英套管. 该石英套管起到 3 个作用:减少溶液对微波的吸收; 避免水的冷却作用,从而保证灯管持续稳定工作; 对 VUV 段紫外的透过率非常低,起到过滤 VUV 的作用. 因此本研究所研制的 MWEL 降解废水时起主要作用的是 206 nm 紫外光.

2.2 MWEL 的结构优化

本实验设计了 2 种结构的无电极灯管,一种是两端密封的单层石英管,另一种是一端为单层石英管,

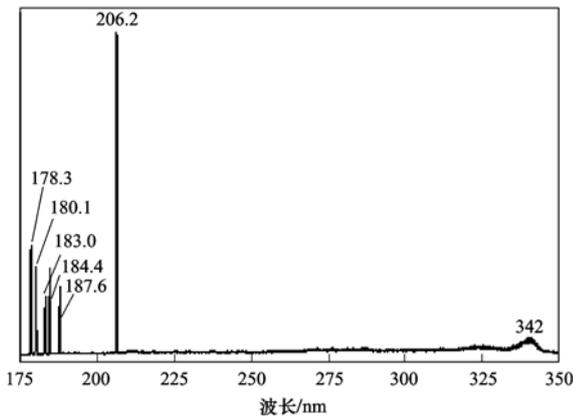


图 2 微波无极灯辐射光谱
Fig. 2 Emission spectra of MWEL

另一端设计成双层石英套管(见图 1),内层石英管包裹金属钼片后抽真空. 2 种结构的无极灯内填充相同量的气体(Kr 266 Pa, I₂ 0.5 mg),对 2 种结构的 MWEL 的启动功率进行比对,发现,外加金属钼片的 MWEL 的启动功率只需 35 W,而不加金属钼片的需要 96 W,说明加入金属钼片能显著降低 MWEL 的启动功率.

2.3 MWEL 直接光解模拟吲哚废水

图 3 是质量浓度为 20、40、60、80、100 mg·L⁻¹的模拟吲哚废水在 MWEL 辐照作用下降解时吲哚浓度随时间的变化. 由图 3 可知,不同浓度的吲哚废水在 206 nm 紫外辐照下都有不同程度的降解,表现为吲哚的浓度随光照时间的延长而下降. 例如,初始浓度为 20 mg·L⁻¹的吲哚溶液光照 80 min 后,浓度变为 7.6 mg·L⁻¹,相应的去除率达 62.0%;初始浓度为 80 mg·L⁻¹的吲哚溶液直接光

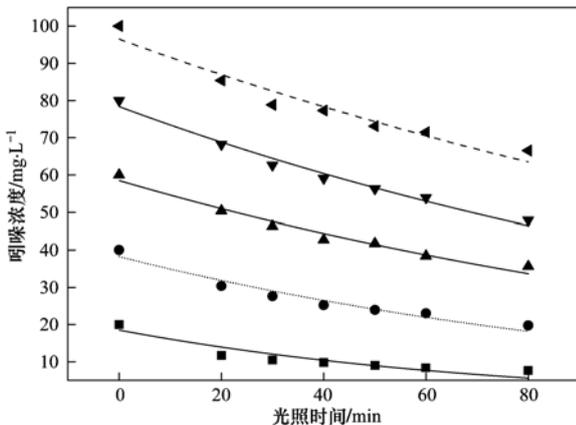


图 3 MWEL 降解吲哚废水过程中吲哚浓度随光照时间的变化
Fig. 3 Temporal change in the concentration of indole during its photodegradation with MWEL

解 80 min 后,吲哚的去除率达到 40.0%.

矿化度是衡量废水降解彻底程度的一个标志,通常用总有机碳(total organic carbon, TOC)来表示. 为了考察 206 nm 光降解吲哚废水的效果,测定了不同光照时间下的 TOC 值及去除率. 图 4 是初始浓度为 20 mg·L⁻¹和 30 mg·L⁻¹的吲哚废水在 MWEL 光解作用下 TOC 浓度及去除率随光照时间的变化. 由图 4 可知,随着光照时间的延长,溶液的 TOC 值下降,TOC 去除率升高. 初始浓度为 20 mg·L⁻¹的吲哚降解 150 min 时 TOC 去除为 50.7%.

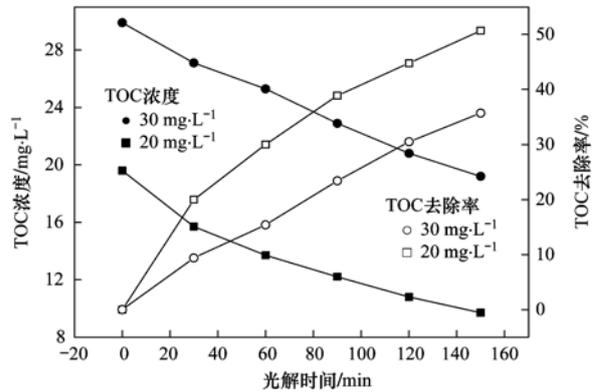


图 4 吲哚光解过程中 TOC 浓度和去除率随光照时间的变化
Fig. 4 Temporal variations of TOC and loss efficiency during the photolysis of indole

2.4 MWEL 光解模拟喹啉废水

2.4.1 影响喹啉降解的因素

图 5 是初始浓度分别为 25、50、100 mg·L⁻¹喹啉光解过程中去除率与光照时间的关系. 由图 5 可知,光照时间越长,喹啉去除率越高. 例如,初始浓度为 25 mg·L⁻¹的喹啉光照时间从 10 min 升高到 120

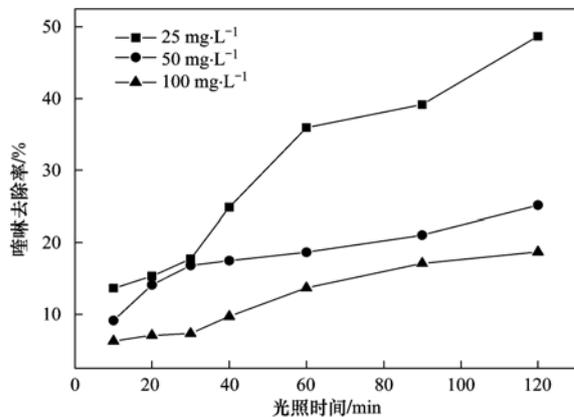


图 5 喹啉去除率与光照时间的关系
Fig. 5 Relationship between quinoline removal efficiency and photolysis time

min 时,去除率从 13.7% 升高到 48.7%。

图 6 是降解 30 min 和 60 min 时,不同初始浓度的喹啉的光解效果. 从中可知,随着初始浓度的升高,相同光照时间下喹啉去除率下降. 这是因为,相同的光照时间下,体系的光子数量和能量是一定的,导致浓度越高,喹啉的去除率越低.

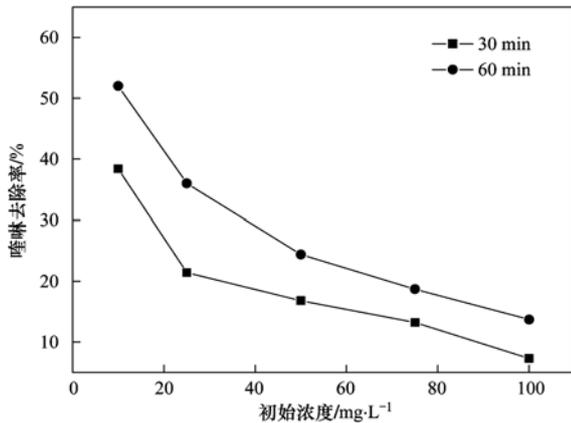


图 6 喹啉去除率与初始浓度的关系

Fig. 6 Relationship between quinoline removal efficiency and its initial concentration

根据文献[22]报道,喹啉的吡啶环中含有一个 N 原子,是一种质子碱,在水溶液中会与 H^+ 结合生成相应的共轭酸,导致水溶液中喹啉的紫外吸收与溶液的酸度有很大的关系. 以此可以推测,喹啉的光解效率与溶液的初始 pH 值有一定的关系. 图 7 是初始浓度为 $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的喹啉在不同 pH 值下的光解效率. 由图 7 可知,喹啉的去除率随 pH 值升高呈先升高后下降的趋势,中性偏弱碱性条件下喹啉去除率最高.

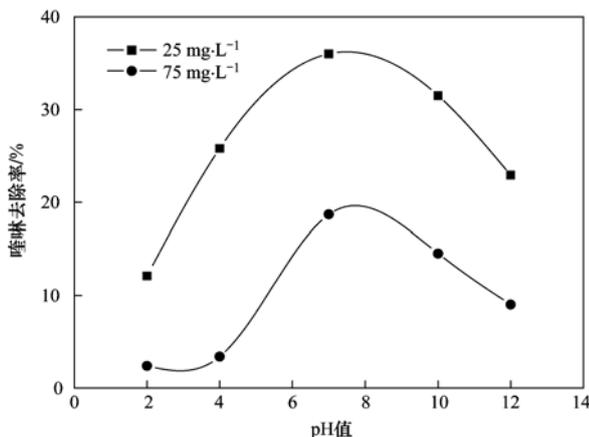


图 7 喹啉去除率与 pH 值的关系

Fig. 7 Relationship between quinoline removal efficiency and pH value

2.4.2 喹啉降解过程中 TOC 的变化

图 8 是初始浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的喹啉在不同光照时间下的 TOC 浓度及去除率. 由图 8 可知,TOC 浓度随辐照时间延长而下降,相应的去除率随辐照时间的延长而升高. 与 2.3 节中图 4 对比还发现,相同条件下喹啉光解时 TOC 去除率比吡啶的低,实验结果与文献[23]报道的一致. 原因是:吡啶是苯环和吡咯(五元环)环稠合而成的稠杂环化合物,而喹啉是苯环与吡啶环(六元环)的稠合体,相比之下喹啉更稳定. 进一步分析还发现,相同条件下喹啉的去除率高于 TOC 去除率,说明喹啉并不是完全被矿化为 CO_2 和 H_2O ,降解过程中有中间产物生成. 原因是:有机大分子降解生成小分子的速度比较快,但要把有机物彻底去除则是一个比较慢的过程,需要经过一系列的化学反应才能使生成的中间产物被完全矿化.

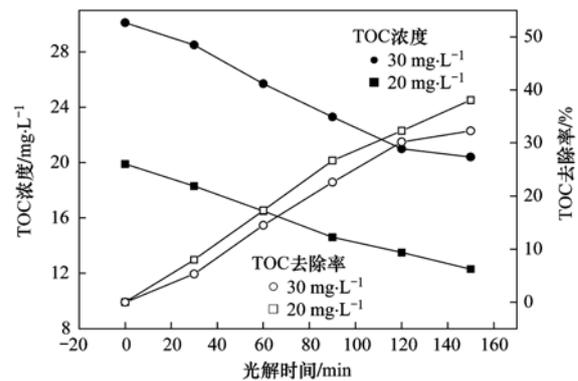


图 8 喹啉光解过程中 TOC 浓度和去除率随光照时间的变化

Fig. 8 Temporal variations of TOC concentration and loss efficiency during photolysis of quinoline

2.5 MWEL 光解吡啶和喹啉的产物分析

实验发现,喹啉降解后溶液呈现淡黄色,吡啶降解后溶液呈淡褐色,说明降解过程中有中间产物生成. 为此,采用紫外-可见吸收光谱(UV-vis)和 GC/MS 作为分析手段,定性分析降解后溶液的中间产物组分.

2.5.1 含 N-杂环化合物降解过程中 UV-vis 谱图

图 9 是 206 nm 紫外光光照下吡啶和喹啉溶液的 UV-vis 谱图随时间的变化. 由图 9(a)可知,降解后 215 nm 处吡啶的特征峰吸光度随降解时间的延长而逐渐下降,说明吡啶随光照时间延长不断地被光解. 由图 9(b)可知,喹啉紫外特征吸收峰为 219 、 277 、 301 、 313 nm ,随降解时间的延长,特征吸收峰处的吸光度都呈现不同程度的下降,表明喹啉环结构遭到破坏.

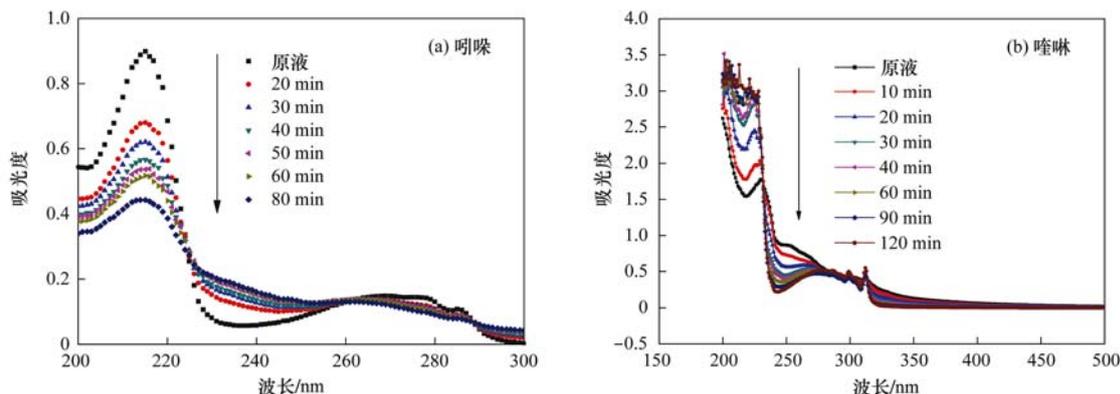


图9 206 nm 光照下吲哚和喹啉溶液的紫外-可见光谱图随时间的变化

Fig. 9 UV-vis spectral changes of indole and quinoline in solution as a function of time under 206 nm UV irradiation

2.5.2 降解产物分析

由于降解产物浓度比较低,二氯甲烷萃取后用 GC/MS 检测时,溶剂二氯甲烷自身的浓度又太高,GC/MS 图上看不到明显的降解产物.为此,

将 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 喹啉和吲哚分别降解 2 h 和 1 h 后的产物通过旋转蒸发浓缩后,顶空进样注入 GC/MS 分析,结果见表 1. 从中可知,紫外光照下,喹啉发生开环降解,生成了甲苯、乙苯、二甲

表 1 喹啉和吲哚降解后的溶液 GC/MS 分析

Table 1 Degradation products of quinoline and indole identified by GC/MS

样品	序号	停留时间/min	化合物名称	结构式	分子式
喹啉	1	4.55	甲苯		C_7H_8
	2	5.53	己醛		$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}$
	3	6.06	丁酸甲酯		$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_2$
	4	7.44	乙苯		C_8H_{10}
	5	7.73	间二甲苯		C_8H_{10}
	6	7.93	1-甲氧基-2-丙基醋酸		$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_3$
	7	8.50	邻二甲苯		C_8H_{10}
	8	9.20	2-乙氧基乙烷醋酸		$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_3$
吲哚	1	6.27	2-苯基-5-甲基喹啉		$\text{C}_{16}\text{H}_{14}\text{N}$
	2	19.78	5H-萘酚[2,3-c]咪唑		$\text{C}_{20}\text{H}_{13}\text{N}$
	3	20.95	1-庚烯醇, 1,3-苯基-1-(三甲硅烷基)		$\text{C}_{20}\text{H}_{30}\text{SiO}$

苯、醛、酸和酯类化合物. 吡啶降解过程中发生了聚合反应, 生成 2-苯基-5-甲基喹啉、5H-萘酚[2,3-c]吡啶等物质. 比较 2 个化合物发现, 喹啉降解后中间产物的种类和相对浓度都远远高于吡啶, 其原因: 一是吡啶较喹啉易降解, 矿化度高; 二是吡啶降解过程中发生了聚合反应, 相应的水相中产物少, 浓度低, 这个现象与文献[24]描述的一致.

3 讨论

3.1 MWEL 结构优化的理论依据

有文献表明[19], MWEL 直接浸没在水里时, 由于水本身具有较高的介电损耗因子, 导致大部分微波能量被水吸收, 无极灯很难持续发光. 解决的方法有 2 种, 一种是通过升高水的温度来降低水的介电损耗因子, 减少水对微波的吸收, 但这种方法不适合处理大规模工业废水; 另一种是外加金属天线将微波能量引出到无极灯底部, 降低无极灯的启动功率. 对于第二种方法, Horikoshi 等[19]在近年来进行过较系统的研究, 采用金属钨将微波能量从波导引出, 对比常规的 MWEL, 启动功率可以从常规的 620 W 降到 75 W, MWEL 发光效率提高了 7 倍. 根据这 2 种思路, 本研究在无极灯与水溶液之间用石英套管进行隔开, 避免了无极灯直接与水进行接触, 解决了无极灯不能持续发光的问题. 另外, 实验过程中还发现, MWEL 的启动功率比较高, 灯管表面比较热, 说明部分微波能量转化为热能而散发掉了, 导致发光效率降低. 因此本研究将灯管一端设计成双层石英套管, 内套管抽真空后包裹一根细小的金属钼片, 与外套管烧结密封在一起, 金属钼片起到集中微波能量降低 MWEL 的启动功率的作用. 通过以上 2 种途径, 实现了 MWEL 光源结构的优化.

3.2 吡啶和喹啉降解效果分析

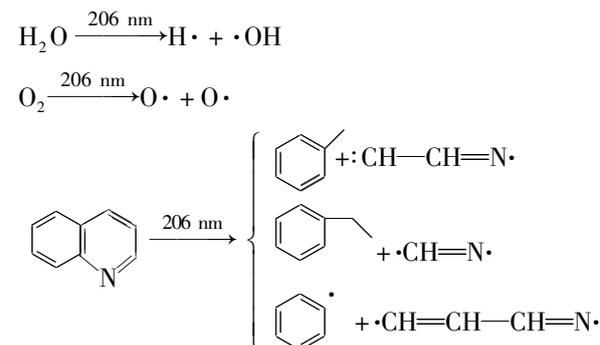
上述结果与分析表明, 206 nm 准分子紫外光可以直接光解吡啶和喹啉, 无需任何外加氧化剂或者催化剂, 并且相同反应条件下, 吡啶的去除效果好于喹啉. 然而, 直接光解对于吡啶和喹啉的矿化效果不是很高. 原始浓度为 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的吡啶, 光解 150 min 时 TOC 去除仅为 50.7%, 相比之下, 吡啶和喹啉本身的去除率较高. 这可能是由于吡啶和喹啉吸收紫外光先发生开环, 降解为初级中间产物, 这些初级中间产物需要在随后继续光照下才能被降解为次级中间产物, 直至被完全降解为 CO_2 和 H_2O , 说明本课题所研发的 MWEL 用于含 N-杂环化合物的降解工艺还需优化.

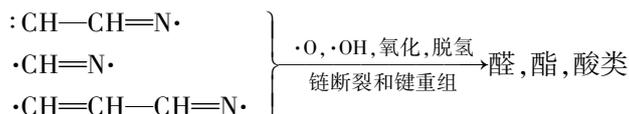
有研究表明[22], 水溶液中喹啉的紫外-可见吸收光谱在中性和碱性条件下基本相同, 而酸性条件下, 喹啉与 H^+ 结合生成相应的共轭酸, 导致喹啉特征吸收峰 313 nm 处的吸收明显增强, 吸收峰明显加宽. 为此, 推断酸性条件下喹啉的降解效果应该是最好的. 然而, 本实验的结果表明, 中性偏弱碱性条件下喹啉的降解效果最好. 这可能与本研究的光源的发射光谱有关, 本研究所采用的光源为窄带光源(主波长 206 nm), 不同于自然光源或高压汞灯(宽谱线光源). 课题研究的这种光源能使 H_2O 光解为 $\cdot\text{H}$ 和 $\cdot\text{OH}$, 酸性条件下不利于 $\cdot\text{OH}$ 的生成. 同时, 本课题所采用的光源不产生 313 nm 及附近波长的紫外光, 因此喹啉酸性条件下在 313 nm 吸收强度增加的优越性在本实验中得不到体现.

本研究选择 206 nm 紫外光源降解含 N-杂环化合物, 原因有三: 一是大多数有机物在 $\sim 200 \text{ nm}$ 波段都有吸收; 二是 $>200 \text{ nm}$ 的紫外光在水中光程较长; 三是 $\sim 200 \text{ nm}$ 的光子能量(约 6eV)能使大多数有机物分子断键分解. 因此, 理论上, 206 nm 能直接分解水相中很多有机污染物. 但有些有机物完全矿化还需要借助较高能量的自由基, 即所谓的高级氧化技术(即 $\cdot\text{OH}$ 氧化, 它的氧化电位较高, 酸性条件下为 2.7 V, 中性条件下为 1.8 V). 而文献[25]表明, 水对 VUV ($\lambda < 190 \text{ nm}$) 吸收较强, VUV 能使 H_2O 分解产生 $\cdot\text{OH}$ 活性自由基将有机污染物降解, 而水对 $\lambda > 200 \text{ nm}$ 的 UV 吸收较弱. 因此推断, 206 nm 直接光解水相有机物体系中 $\cdot\text{OH}$ 浓度很低, 导致有机物的矿化度比较低, 如何通过添加一些离子或试剂来促使 206 nm 直接光解有机物过程中的链反应形成更多的活性自由基, 进而提高有机物的矿化度是今后研究的重点.

3.3 喹啉降解机制分析

根据表 1 中 GC/MS 的分析结果, 结合化学反应动力学参数及喹啉的性质, 推测 206 nm 光解喹啉的机制主要分为以下几步:



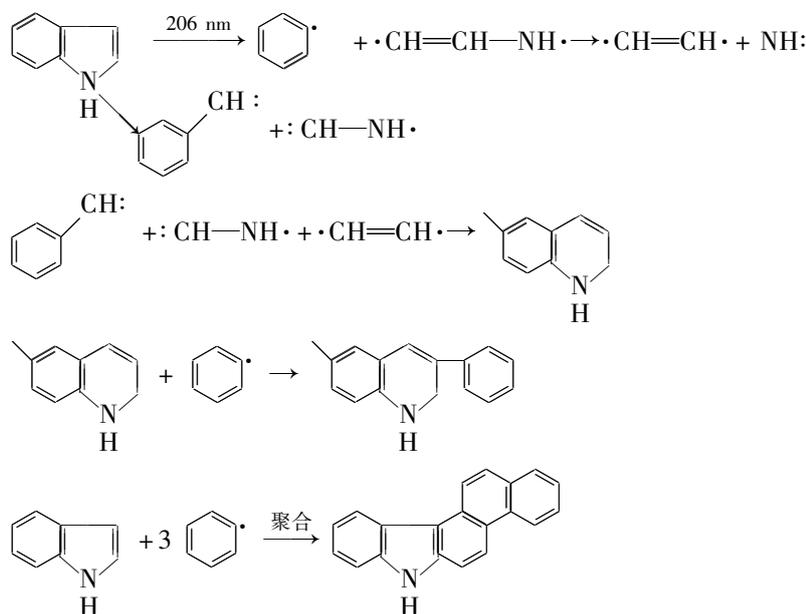


首先, 206 nm 光解 H_2O 和 O_2 生成 $\cdot\text{H}$ 、 $\cdot\text{OH}$ 和 $\cdot\text{O}$, 喹啉分子在 206 nm 紫外光作用下, 苯环上连接的六元杂环开环生成一些链状含 N 的短链碳自由基, 这些短链碳自由基进一步被 $\cdot\text{OH}$ 和 $\cdot\text{O}$ 氧化, 脱氢并发生重组生成一些链状的脂肪醛、酯和酸。

3.4 吡啶降解机制分析

吡啶分子是由苯环和吡咯环(五元环)稠合而成, 吡咯环相比喹啉中的六元环更活泼, 导致了吡啶

的降解历程和降解产物与喹啉有很大的差异. 从 GC/MS 分析结果来看, 吡啶降解比较彻底, 中间产物量很少, 降解后生成了一些大分子聚合物. 因此分析其主要的历程是: 206 nm 紫外光光解吡啶、 H_2O 和溶解氧, 产生 $\cdot\text{H}$ 、 $\cdot\text{OH}$ 和 $\cdot\text{O}$ 和苯自由基、含 C 短链自由基; 短链自由基发生断裂、脱氢和重排或者被 $\cdot\text{OH}$ 和 $\cdot\text{O}$ 完全降解为 CO_2 和 H_2O . 同时, 这些自由基与吡啶本底物发生聚合反应生成一些大分子杂环化合物. 其反应历程可以简单地表示为:



然而, 表 1 中吡啶降解产物分析中还出现了含 Si 的芳香族化合物, 是由于石英玻璃套管离紫外灯管比较近, 在紫外灯照射下与吡啶发生了聚合反应. 不过, 从色谱图可以看出该产物的量非常少, 因此对吡啶的降解影响可以忽略。

4 结论

在 MWEL(主波长 206 nm) 光照下, 水相中吡啶和喹啉 2 种含 N-杂环化合物都得到了一定的降解. 初始浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的吡啶溶液, 光照 80 min 和 150 min, 去除率和矿化度分别达 62.0% 和 50.7%. 光照时间升高、初始浓度降低有利于喹啉的降解. 喹啉中性条件下是质子碱, 酸性条件下与 H^+ 结合生成相应的共轭酸, 使喹啉的紫外吸收与溶液的酸度有很大的关系, 实验发现, 中性偏弱碱性条件下喹啉降解率最高. 相同条件下, 吡啶的去除率和 TOC 损失率都明显高于喹啉. 光解后的溶液经旋转蒸发浓

缩后, 顶空气相色谱质谱法对其进行定性分析, 结果表明, 光照下喹啉发生开环降解, 生成了苯取代物、醛、酸和酯类, 而吡啶降解过程中发生了聚合反应. 根据中间产物, 推断 206 nm 准分子光源光解喹啉和吡啶经历了开环及短链碳自由基形成、脱氢、自由基重组、聚合等过程。

参考文献:

- [1] 杜瑛珣, 周明华, 雷乐成. 新型光催化氧化体系 $\text{UV}/\text{Fe}^{2+}/$ 空气降解 4-CP 废水[J]. 科学通报, 2005, **50**(17): 1920-1922.
- [2] 马莹, 孙晓, 何炼, 等. 微波紫外无极碘灯降解硫化氢气体[J]. 环境科学研究, 2010, **23**(5): 663-665.
- [3] Horikoshi S, Kajitani M, Horikoshi N, et al. Use of microwave discharge electrodeless lamps (MDEL) II. Photodegradation of acetaldehyde over TiO_2 pellets[J]. Journal of Photochemistry and Photobiology A, 2008, **193**(2-3): 284-287.
- [4] Eliasson B, Kogelschatz U. UV excimer radiation from dielectric-barrier discharges[J]. Applied Physics B, 1988, **46**(4): 299-

- 303.
- [5] Zhang J Y, Boyd I W. Multi-wavelength excimer ultraviolet sources from a mixture of krypton and iodine in a dielectric barrier discharge[J]. *Applied Physics B*, 2000, **71**(2): 177-179.
- [6] Feng X F, Zhu S L, Hou H Q. Investigation of 207 nm UV radiation for degradation of organic dye in water[J]. *Water SA*, 2006, **32**(1): 43-48.
- [7] Ye Z L, Cao C Q, He J C, *et al.* Photolysis of organic pollutants in wastewater with 206nm UV irradiation[J]. *Chinese Chemical Letters*, 2009, **20**(6): 706-710.
- [8] 李海涛, 李玉平, 张安洋, 等. 新型非均相电-Fenton 技术深度处理焦化废水[J]. *环境科学*, 2011, **32**(1): 171-178.
- [9] 韦朝海, 贺明和, 任源, 等. 焦化废水污染特征及其控制过程与策略分析[J]. *环境科学学报*, 2007, **27**(7): 1083-1093.
- [10] Padoley K V, Mudliar S N, Pandey R A. Heterocyclic nitrogenous pollutants in the environment and their treatment options-an overview [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(10): 4029-4043.
- [11] 陈姗姗, 张翠萍, 刘广立, 等. 纯菌株与混合菌株在 MFC 中降解喹啉及产电性能的研究[J]. *环境科学*, 2010, **31**(9): 2148-2154.
- [12] Lai P, Zhao H Z, Ye Z F, *et al.* Assessing the effectiveness of treating coking effluents using anaerobic and aerobic biofilms [J]. *Process Biochemistry*, 2008, **43**(3): 229-237.
- [13] Bai Y H, Sun Q H, Zhao C, *et al.* Bioaugmentation treatment for coking wastewater containing pyridine and quinoline in a sequencing batch reactor [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2010, **87**(5): 1943-1951.
- [14] 柏耀辉, 孙庆华, 邢瑞, 等. 生物沸石对吡啶、喹啉的降解与吸附作用[J]. *环境科学*, 2010, **31**(9): 2143-2147.
- [15] Wang X M, Huang X, Zuo C Y, *et al.* Kinetics of quinoline degradation by O₃/UV in aqueous phase [J]. *Chemosphere*, 2004, **55**(5): 733-741.
- [16] 肖俊霞, 吴贤格. 焦化废水外排水的 TiO₂ 光催化氧化深度处理及有机物组分分析[J]. *环境科学研究*, 2009, **22**(9): 1049-1055.
- [17] Thomsen A B. Degradation of quinoline by wet oxidation-kinetic aspects and reaction mechanisms[J]. *Water Research*, 1998, **32**(1): 136-146.
- [18] 古昌红, 傅敏, 余纯丽, 等. 在微波辐射下用 ACF 处理吡啶溶液的实验研究[J]. *重庆环境科学*, 2003, **25**(3): 29-31.
- [19] Horikoshi S, Miura T, Kajitani M, *et al.* Microwave discharge electrodeless lamps (MDEL). III. A novel tungsten-triggered MDEL device emitting VUV and UVC radiation for use in wastewater treatment [J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2008, **7**(3): 303-310.
- [20] Horikoshi S, Tokunaga A, Watanabe N, *et al.* Environmental remediation by an integrated microwave/UV illumination technique: IX. Peculiar hydrolytic and co-catalytic effects of platinum on the TiO₂ photocatalyzed degradation of the 4-chlorophenol toxin in a microwave radiation field[J]. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2006, **177**(2-3): 129-143.
- [21] Horikoshi S, Serpone N. Photochemistry with microwaves: catalysts and environmental applications [J]. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, 2009, **10**(2): 96-110.
- [22] 朱大章, 孙冬梅, 汪世龙, 等. 喹啉水溶液真空紫外降解过程中的吸收光谱分析[J]. *光谱学与光谱分析*, 2009, **29**(7): 1933-1936.
- [23] Li Y M, Gu G W, Zhao J F, *et al.* Anoxic degradation of nitrogenous heterocyclic compounds by acclimated activated sludge[J]. *Process Biochemistry*, 2001, **37**(1): 81-86.
- [24] 吴高明, 袁松虎, 黄艳超, 等. 基于阳极氧化和电芬顿法的吡啶降解机理研究[J]. *华中科技大学学报(自然科学版)*, 2007, **35**(4): 126-128.
- [25] Heit G, Neuner A, Saugy P Y, *et al.* Vacuum-UV (172 nm) actinometry. The quantum yield of the photolysis of water[J]. *Journal of Physical Chemistry A*, 1998, **102**(28): 5551-5561.

CONTENTS

Stable Carbon Isotope of Black Carbon from Typical Emission Sources in China	CHEN Ying-jun, CAI Wei-wei, HUANG Guo-pei, <i>et al.</i> (673)
Characteristics of Carbonaceous Aerosol Concentration in Snow and Ice of Glaciers in Tianshan Mountains	WANG Sheng-jie, ZHANG Ming-jun, WANG Fei-teng, <i>et al.</i> (679)
Size Distribution Properties of Atmospheric Aerosol Particles During Summer and Autumn in Lanzhou	ZHAO Su-ping, YU Ye, CHEN Jin-bei, <i>et al.</i> (687)
Particle Number Size Distribution near a Major Road with Different Traffic Conditions	YANG Liu, WU Ye, SONG Shao-jie, <i>et al.</i> (694)
Atmospheric Particle Formation Events in Nanjing During Summer 2010	WANG Hong-lei, ZHU Bin, SHEN Li-juan, <i>et al.</i> (701)
Characteristics of $\delta^{18}\text{O}$ in Precipitation and Moisture Transports over the Arid Region in Northwest China	LI Xiao-fei, ZHANG Ming-jun, LI Ya-ju, <i>et al.</i> (711)
Distributions and Seasonal Variations of Total Dissolved Inorganic Arsenic in the Estuaries and Coastal Area of Eastern Hainan	CAO Xiu-hong, REN Jing-ling, ZHANG Gui-ling, <i>et al.</i> (720)
Mixing Behavior of Arsenic in the Daliaohe Estuary	JIAN Hui-min, YAO Qing-zheng, YU Li-xia, <i>et al.</i> (727)
Variation Characteristics and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Surface Sediments of Bohai Bay	XU Ya-yan, SONG Jin-ming, LI Xue-gang, <i>et al.</i> (732)
Distribution of PAHs in Surface Seawater of Qingdao Coast Area and Their Preliminary Apportionment	LI Xian-guo, DENG Wei, ZHOU Xiao, <i>et al.</i> (741)
Atmospheric Deposition of PAHs in Dashiwei Karst Tiankeng Group in Leye, Guangxi	KONG Xiang-sheng, QI Shi-hua, HUANG Bao-jian, <i>et al.</i> (746)
Lead Isotope Signatures and Source Identification in Urban Soil of Baoshan District, Shanghai	DONG Chen-yin, ZHANG Wei-guo, WANG Guan, <i>et al.</i> (754)
Solute Transport Modeling Application in Groundwater Organic Contaminant Source Identification	WANG Shu-fang, WANG Li-ya, WANG Xiao-hong, <i>et al.</i> (760)
Quantitative Method of Representative Contaminants in Groundwater Pollution Risk Assessment	WANG Jun-jie, HE Jiang-tao, LU Yan, <i>et al.</i> (771)
Study on the Advanced Pre-treatments of Reclaimed Water Used for Groundwater Recharge	GAO Yu-tuan, ZHANG Xue, ZHAO Xuan, <i>et al.</i> (777)
Influence of <i>Ruditapes philippinarum</i> Aquaculture on Benthic Fluxes of Biogenic Elements in Jiaozhou Bay	DENG Ke, LIU Su-mei, ZHANG Gui-ling, <i>et al.</i> (782)
Influence of Spatial Difference on Water Quality in Jiuxiang River Watershed, Nanjing	HU He-bing, LIU Hong-yu, HAO Jing-feng, <i>et al.</i> (794)
Temporal and Spatial Variation of Non-Point Source Nitrogen in Surface Water in Urban Agricultural Region of Shanghai	WANG Nan, MAO Liang, HUANG Hai-bo, <i>et al.</i> (802)
Migration and Transformation of Heavy Metals in Street Dusts with Different Particle Sizes During Urban Runoff	HE Xiao-yan, ZHAO Hong-tao, LI Xu-yong, <i>et al.</i> (810)
Treatment Studies of Industrial Rainoff With a New Type of Constructed Wetland	HE Li-jun, MA Yong-wen, WAN Jin-quan, <i>et al.</i> (817)
Emergent Retention of Organic Liquid by Modified Bentonites: Property and Mechanism	LI Yu, LIU Xian-jun, ZHANG Xing-wang, <i>et al.</i> (825)
Production of Peroxide Hydrogen in <i>Chattonella ovata</i> Hong Kong Strain	JIANG Tao, WU Ni, ZHONG Yan, <i>et al.</i> (832)
Characteristics Study of Extracellular Active Substance of <i>Bacillus</i> sp. B1 on <i>Phaeocystis globosa</i>	LI Qiang, ZHAO Ling, YIN Ping-he (838)
Effects of Sediment on the Growth of <i>Microcystis</i> and <i>Anabaena</i> in Yanghe Reservoir	CHU Zhao-sheng, ZHANG Yu-bao, JIN Xiang-can, <i>et al.</i> (844)
New-Type Electroless Excilamp for Advanced Treatment on Nitrogen-Heterocyclic Compounds (NHCs) in Aqueous Solution	YE Zhao-lian, WANG Bin, LU Juan-juan, <i>et al.</i> (849)
Preparation and Electro-catalytic Characterization on La/Ce Doped Ti-base Lead Dioxide Electrodes	ZHENG Hui, DAI Qi-zhou, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (857)
Study on Decolorization of Triphenylmethane Dyes by DTT	PAN Tao, LIU Da-wei, REN Sui-zhou, <i>et al.</i> (866)
Influences of pH and Complexing Agents on Degradation of Reactive Brilliant Blue KN-R by Ferrous Activated Persulfate	ZHANG Cheng, WAN Jin-quan, MA Yong-wen, <i>et al.</i> (871)
Degradation Kinetics of Ozone Oxidation on High Concentration of Humic Substances	ZHENG Ke, ZHOU Shao-qi, YANG Mei-mei (879)
Index of Stability and Its Mechanisms of Aerobic Granular System Using Volume-based Information Entropy	LI Zhi-hua, JI Xiao-qin, LI Sheng, <i>et al.</i> (885)
Relationship Between Physicochemical Characteristics of Activated Sludge and Polymer Conditioning Dosage	LI Ting, WANG Yi-li, FENG Jing, <i>et al.</i> (889)
Research of Aerobic Granule Characteristics with Different Granule Age	ZHOU Man, YANG Chang-zhu, PU Wen-hong, <i>et al.</i> (896)
Effect of Size and Number of Aerobic Granules on Nitrification and Denitrification	LI Zhi-hua, ZENG Jin-feng, LI Sheng, <i>et al.</i> (903)
Optimization and Comparison of Nitrogen and Phosphorus Removal by Different Aeration Modes in Oxidation Ditch	GUO Chang-zi, PENG Dang-cong, CHENG Xue-mei, <i>et al.</i> (910)
Effect of Acidification on the Dewaterability of Sewage Sludge in Bioleaching	ZHU Hai-feng, ZHOU Li-xiang, WANG Dian-zhan (916)
Microbial Ecology Analysis of the Biofilm from Two Biological Contact Oxidation Processes with Different Performance	QIAN Yin, QUAN Xiang-chun, PEI Yuan-sheng, <i>et al.</i> (922)
Altered Microbial Communities Change Soil Respiration Rates and Their Temperature Sensitivity	FAN Fen-liang, HUANG Ping-rong, TANG Yong-jun, <i>et al.</i> (932)
Storages and Distributed Patterns of Soil Organic Carbon and Total Nitrogen During the Succession of Artificial Sand-Binding Vegetation in Arid Desert Ecosystem	JIA Xiao-hong, LI Xin-rong, ZHOU Yu-yan, <i>et al.</i> (938)
Factors Controlling Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Densities in the Upstream Watershed of Miyun Reservoir, North China	WANG Shu-fang, WANG Xiao-ke, OUYANG Zhi-yun (946)
Impact of Microbial Aggregating Agents on Soil Aggregate Stability Under Addition of Exogenous Nutrients	MO Yan-hua, TANG Jia, ZHANG Ren-duo, <i>et al.</i> (952)
Adsorption of Aflatoxin on Montmorillonite Modified by Low-Molecular-Weight Humic Acids	YAO Jia-jia, KANG Fu-xing, GAO Yan-zheng (958)
Influence of Operating Parameters on Surfactant-enhanced Washing to Remedy PAHs Contaminated Soil	WU Wei, JIANG Lin, CHEN Jia-jun, <i>et al.</i> (965)
Study on the Land Use Optimization Based on PPI	WU Xiao-feng, LI Ting (971)
Research on Algal Diversity in Zoige Alpine Wetland	CHEN Xi, LIU Ru-yin, WANG Yan-fen, <i>et al.</i> (979)
Effects of Three Fungicides on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Infection and Growth of <i>Scutellaria baicalensis</i> Georgi	HE Xue-li, WANG Ping, MA Li, <i>et al.</i> (987)
Community Structure and Spatial Distribution of Anaerobic Ammonium Oxidation Bacteria in the Sediments of Chongming Eastern Tidal Flat in Summer	ZHENG Yan-ling, HOU Li-jun, LU Min, <i>et al.</i> (992)
Microbial Degradation of 2,2',4,4'-Tetrabrominated Diphenyl Ether Under Anaerobic Condition	LU Xiao-xia, CHEN Chao-qi, ZHANG Shu, <i>et al.</i> (1000)
Effect of Heavy Metals on Degradation of BDE-209 by White-rot Fungus	XIONG Shi-chang, YIN Hua, PENG Hui, <i>et al.</i> (1008)
Biodegradation Mechanism of DDT and Chlorpyrifos Using Molecular Simulation	LIN Yu-zhen, ZENG Guang-ming, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (1015)
Construction of a Microbial Consortium RXS with High Degradation Ability for Cassava Residues and Studies on Its Fermentative Characteristics	HE Jiang, MAO Zhong-gui, ZHANG Qing-hua, <i>et al.</i> (1020)
Anaerobic Digestion of Animal Manure Contaminated by Tetracyclines	TONG Zi-lin, LIU Yuan-lu, HU Zhen-hu, <i>et al.</i> (1028)
Continuous Dry Fermentation of Pig Manure Using Up Plug-Flow Type Anaerobic Reactor	CHEN Chuang, DENG Liang-wei, XIN Xin, <i>et al.</i> (1033)

《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)

2012年3月15日 33卷 第3期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 33 No. 3 Mar. 15, 2012

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: 70.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行