

环境工程学报

Chinese Journal of Environmental Engineering



第9卷 第9期

Vol.9 No.9

中国科学院 主办
生态环境研究中心
科学出版社 出版

9
2015

目 次

水 污 染 防 治

| | | | | |
|---|-----|------|--------------|----------------------|
| 紫外线消毒对3种大肠杆菌的灭活效果和耐药性影响 | 张崇森 | 庄凯 | 巨欣 | 王晓昌(4097) |
| 强化除磷型 A/O-MBR 工艺运行稳定性 | 任金柱 | 李军 | 王朝朝 | 刘彬 高金华 常江(4102) |
| 超声波紫外线一体化推流式反应器中试装置用于污水消毒 | | | | |
| | 郭浩 | 周瑛 | 周晓琴 | 李子富 闫圆圆 靳昕(4107) |
| Ca ²⁺ 强化短程硝化颗粒污泥培养 | 吕永涛 | 贾燕妮 | 鞠恺 | 赵洁 苗瑞 王磊(4112) |
| 猪场废水厌氧自电解处理过程中关键参数优化 | 王云 | 朱能武 | 沈伟航 | 李小虎 吴平霄(4117) |
| 碳纳米管稳定纳米 Fe ₃ O ₄ 的制备及降解染料橙 II | | 邓景衡 | 李佳喜 | 余侃萍 谢建国(4125) |
| 湿式过氧化氢氧化活性艳蓝 KN-R | 贺玲 | 刘红玉 | 杨春平 | 彭艳蓉 曾光明 王鹏 刘芬(4131) |
| 草皮缓冲带对洱海流域面源污染的削减效果 | | | 胡威 | 王毅力 储昭升(4138) |
| 共培养条件下黄菖蒲和狭叶香蒲对铜绿微囊藻光合系统的影响 | 陈国元 | 李青松 | 谢莆尧 | 陈燕虹(4145) |
| Fenton 试剂协同 TiO ₂ 光催化降解三氯乙酸及协同机理 | 王芬 | 赵宝秀 | 李想 | 李伟江 杨龙(4153) |
| 城市大型缓流景观水体流场模拟及人工循环水动力优化 | | 贾泽宇 | 郑剑锋 | 孙力平 于静洁(4159) |
| 短程硝化反硝化工艺处理低 C/N 餐厨废水 | 张周 | 赵明星 | 阮文权 | 缪恒锋 任洪艳 黄振兴(4165) |
| 改性天然菱铁矿去除水中六价铬 | | | 周晓倩 | 郭华明 赵凯(4171) |
| 2种载体对厌氧同步消化、反硝化的影响 | 冉春秋 | 邹学军 | 范立明 | 崔玉波 周集体(4178) |
| 基于有效去除铅(II)的中孔炭乙二胺改性及影响因素分析 | | | | |
| | 杨美蓉 | 李坤权 | 徐恩兵 | 乔小朵 潘根兴 郑正(4185) |
| 城市污水处理过程中不同形态氮类营养物的转化特性 | | | 金鹏康 | 宋利 任武昂(4193) |
| 曝气对潜流人工湿地中木本植物的影响 | 陈永华 | 吴晓芙 | 纪智慧 | 马群 陈明利(4199) |
| 变权组合模型在景观水体水质模拟中的应用 | | | 赵加斌 | 赵新华 彭森(4206) |
| 鱼菜共生系统氮素迁移转化的研究与优化 | 邹艺娜 | 胡振 | 张建 | 谢慧君 梁爽(4211) |
| 基于虚拟治理成本法的生态环境损害量化评估 | 蔡锋 | 陈刚才 | 彭枫 | 杨清玲 赵士波 鲜思淑 吴飞(4217) |
| 漂浮型可见光催化剂 Fe-N-TiO ₂ /FP-CTS 的制备及其对溶解性柴油的降解 | | | | |
| | 黄嘉瑜 | 王学江 | 卜云洁 | 张晶 马荣荣 赵建夫(4223) |
| 非晶态 Co _{0.5} Ni _{0.5} Fe ₂ O ₄ 的制备及对水中五氯苯酚的吸附 | | 孙梦圆 | 崔春月 | 吴娟 宋姿蓉(4228) |
| pH 对同步硝化反硝化生物膜内溶解氧分布的影响 | | | 黄胜娟 | 荣宏伟 林孟霞(4233) |
| 稻壳制备介孔状二氧化硅的光催化性 | | | 穆浩荣 | 张玲玲 白淑琴(4239) |
| 玉米秆碳源去除地下水硝酸盐 | | 李同燕 | 李文奇 | 胡伟武 冯传平(4245) |
| 提高低 C/N 值农村生活污水中 TN 的去除效果 | 匡武 | 王翔宇 | 周其胤 | 杨远盛(4252) |
| 油田聚驱采出液乳化特性及其破乳-絮凝 | 翁艺斌 | 阎光绪 | 李敏 | 翟星月 郭绍辉 张佩佩(4259) |
| 西安某人工湖水质时空分布特征及其荧光特性 | | 于佳真 | 王晓昌 | 薛涛 陈荣(4265) |
| 改性钙基蒙脱土酸性条件下吸附油酸钠 | 任瑞晨 | 张乾伟 | 石倩倩 | 李彩霞 王秀兰 孟媛媛(4273) |
| 天然沸石对海水中氨氮的吸附特性 | 王文华 | 赵瑾 | 张晓青 | 成玉 王静 张雨山 李陆杨(4281) |
| 微孔曝气器脉冲式充氧效果 | | 徐鹏 | 单继宏 | 金晓航 于江忠 孙毅 张建中(4287) |
| 厌氧、好氧、厌氧/好氧交替状态对活性污泥性质的影响 | | 杨波 | 单晓明 | 田晴 李方 马春燕(4293) |
| 城市人工湖的生态治理 | | 徐后涛 | 赵凤斌 | 张玮 王丽卿 郑小燕(4300) |
| 载钴催化剂的制备及对染料降解 | 李洁冰 | 李玉龙 | Asif Hussain | 王瑾 李登新(4309) |
| 低温季大型表流湿地对微污染水体脱氮效果及优化运行 | | | | |
| | 左倬 | 仓基俊 | 朱雪诞 | 成必新 胡伟 商志清 卿杰(4314) |
| 沸石负载高锰酸钾去除低浓度氨氮 | 郭华 | 王军林 | 张小燕 | 王娜 刘俊良(4321) |
| 2-乙基蒽醌修饰石墨毡催化电极电化学降解土霉素废水二级出水 | | | | |
| | 李贵霞 | 岳琳 | 潘贵芳 | 刘艳芳 李伟 李再兴(4326) |
| 抗菌剂三氯卡班在水溶液中的光降解 | | 冯振涛 | 刘海津 | 汪应灵 冯家豪(4333) |
| 磁性水滑石快速吸附水体中 Cu(II) 离子 | 张琪 | 罗琳 | 张嘉超 | 刘武嫦 胡伟斌(4339) |
| 零价铁对水中六价铬还原性能及沉淀污泥中铬的固定化 | 陈忠林 | 李金春子 | 沈吉敏 | 王斌远 樊磊涛(4345) |
| 椰壳活性炭对水中 N-DBP 前体物的吸附 | | | 张一凡 | 金腊华 周元(4353) |

| | | | | |
|---|-----|-----|-----|-----------------------|
| 混凝和活性炭吸附深度处理制药废水中有机物去除特征 | 崔凤国 | 杨 鹏 | 张伟军 | 王东升(4359) |
| Fenton 试剂氧化处理火炸药污染土壤淋洗液 | 薛江鹏 | 王建中 | 赵泉林 | 王中友 叶正芳(4365) |
| 微波法对吸附扑热息痛废水活性炭的再生 | 吴 坚 | 夏洪应 | 彭金辉 | 张利波 郑照强 张声洲(4371) |
| ES 稳定重金属污染底泥效果 | 蒋玉广 | 袁珊珊 | 杨 伟 | 梁静波 巢军委(4376) |
| <i>Halothiobacillus neapolitanus</i> 脱硫性能及限制性因素影响 | | | 冯守帅 | 陈金才 杨海麟(4385) |
| 曝气速率对附加微通道湍流促进器 SMBR 流体动力学性能的影响 | | | 解 芳 | 王建敏 刘进荣(4391) |
| H ₂ O ₂ /Fe ⁰ 、H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ 、H ₂ O ₂ /Fe ³⁺ 3种体系处理印染废水 | | | 姚 兴 | 颜幼平 冯 霞(4398) |
| 以游泳馆污水为处理对象的 SBR 中不同污泥负荷下氨氧化菌群落的演变 | | | | |
| | 薛士琼 | 孙宝盛 | 于凤庆 | 王明圆 李 恺 薛圆圆(4403) |
| 环糊精改性蛭石对水中 Cr(VI) 的吸附 | | | 张太亮 | 吴 凤 阳 萍 欧阳斌(4409) |
| 滤材的表面改性对淤泥脱水过程中渗透性能的影响 | | | 浩 婷 | 王 曦 周 颜 吴 燕(4415) |
| 不同混凝剂处理低温低浊水 | | | | 洪 云 徐 慧(4421) |
| SMBBR 工艺不同填料处理生活污水 | 李卫平 | 李 杰 | 朱浩君 | 杨文焕 敬双怡 殷震育 刘 燕(4427) |

大气污染防治

| | | | | |
|---|-----|-----|-----|-----------------------|
| 煤矿井下高压喷雾雾化特性研究 | 王鹏飞 | 刘荣华 | 汤 梦 | 张 文 桂 哲(4433) |
| 露天堆场防风抑尘网遮蔽效果的数值模拟 | | | 潘武轩 | 宋翀芳 何鸿展(4440) |
| TEPA/TETA 改性 SBA-15 对 CO ₂ 吸附性能的影响 | | | 魏建文 | 和凯凯 孟令硕 廖 雷(4447) |
| 改性粉煤灰基吸附剂烟气脱汞 | | | 郑慧敏 | 刘清才 王 铸 孟 飞 牛德良(4453) |
| 改性 Fe ₂ O ₃ 脱硫剂脱除 H ₂ S 反应特性 | 沈洪波 | 张 辉 | 刘应书 | 李皓琰 张 贺 郝智天(4458) |
| 一株鱼粉加工硫化氢恶臭气体脱除菌株的分离与鉴定 | | | 孙佩璇 | 娄永江 庄荣玉 严小军(4465) |
| 北京市近 12 年空气污染变化特征及其与气象要素的相关性分析 | 谢志英 | 刘 浩 | 唐新明 | 李腾腾 张文君(4471) |
| 循环灰加湿量对密相塔半干法脱硫效率的影响 | | | 韩剑宏 | 黄永海 卢熙宁 童震松(4479) |
| 折流式反应器空气净化效果 | | | 刘 鹏 | 郑 洁 宋雪瑞 王小艳(4483) |

固体废物处置

| | | | | |
|---|-----|-----|-----|-------------------------------|
| 市政污泥干化动力学研究 | 范海宏 | 武亚磊 | 李斌斌 | 马 增(4488) |
| 响应曲面法优化 CO ₂ 活化制备夏威夷坚果壳基活性炭 | 程 松 | 张利波 | 夏洪应 | 彭金辉 张声洲 周朝金(4495) |
| 胞外聚合物对生物浸出线路板金属粉末中铜的作用 | | | 杨 崇 | 朱能武 崔佳莹 吴平霄(4503) |
| 微波超声协同处理废弃印刷线路板中非金属 | | | 蔡丽楠 | 殷 进 张 桐 孔晓露(4509) |
| 水淬钢渣碳化固定 CO ₂ | 涂茂霞 | 雷 泽 | 吕晓芳 | 赵宏欣 王丽娜 张军玲 陈德胜 宋文婉 齐 涛(4514) |
| O ₂ /CO ₂ 气氛下市政污泥混煤燃烧及动力学特性 | | | 邵志伟 | 黄亚继 严玉朋 刘长奇(4519) |
| 提高硅钙渣胶凝活性的热活化实验 | | | 杨志杰 | 孙俊民 张战军 苗瑞平(4526) |
| 医疗废物处理中生物指示剂湿热灭菌动力学方程 | | | 靳登超 | 李 阳 鲍振博 刘 娜(4531) |
| 三七渣固态发酵生产康宁木霉生防菌 | 谭显东 | 王君君 | 王 浪 | 羊依金 郭俊元 彭 兰 覃璐琳(4535) |
| 3 种畜禽粪便产气特性差异分析 | | | 陈 芬 | 李 伟 刘奋武 张吴平 李筱梅 卜玉山(4540) |
| 黑曲霉固态发酵三七渣产纤维素酶 | | | 黄 凡 | 谭显东 胡 伟 羊依金 林巧玉 任晓霞(4547) |
| 常温下好氧颗粒污泥的形成过程及除污性能 | | | 姚 力 | 信 欣 郭 毅 宋 幻 李 姣(4553) |
| 垃圾填埋场 HDPE 膜漏洞密度及其影响因素的统计分析 | | | 徐 亚 | 能昌信 刘玉强 刘景财 董 路(4558) |
| 富集同型产乙酸菌污泥厌氧产酸 | | | 王 晋 | 李习伟 符 波 杨 彦 刘 和(4565) |

土壤污染防治

| | | | | |
|---------------------------|-----|-----|-----|-------------------|
| 海泡石及其复配原位修复镉污染稻田 | 梁学峰 | 韩 君 | 徐应明 | 谭适娟 雷 勇 罗文军(4571) |
| 水泥固封镉污染土离子释放规律与微观结构 | | | | 董祯琴 陆海军 李继祥(4578) |

环境生物技术

| | | | | |
|-----------------------------------|-----|-----|-----|-------------------|
| 嗜酸氧化亚铁硫杆菌脱煤矸石中硫影响因素的筛选及条件优化 | | | | |
| | 赵尚明 | 何 环 | 于忠琦 | 黄冠华 冷云伟 陶秀祥(4585) |
| 高岭土固定 GY2B 优化其降解性能 | | | 李跃武 | 吴平霄 李丽萍 党 志(4591) |

环境 监 测

| | | | | |
|-------------------------|-----|-----|-----|-------------------|
| 成都市道路细颗粒物污染特征 | 袁小燕 | 叶芝祥 | 杨怀金 | 张 菊(4598) |
| 基于远程图像色度的点源水质监测方法 | | | 李 文 | 杨守波 罗学科(4603) |
| 海洋石油工程新型溢油监测系统研究 | | | 隋迎光 | 彭吉友 刘志明 任 华(4609) |

厌氧、好氧、厌氧/好氧交替状态 对活性污泥性质的影响

杨波 单晓明 田晴 李方 马春燕
(东华大学环境科学与工程学院, 上海 201620)

摘要 实验采用活性污泥处理模拟印染废水,研究厌氧、好氧、厌氧/好氧交替3种条件对活性污泥性质的影响。3种实验条件下,污泥沉降比(SV%)均基本保持在18%~25%之间,污泥容积指数(SVI)保持在62~66 mL/g之间。活性污泥混合液中胞外聚合物(EPS)除EPS_B-蛋白质浓度持续升高外,其余形式均呈现积累、达到最大值后下降的趋势,其中厌氧/好氧交替条件下EPS浓度最高而好氧条件下最小。在整个实验期间,活性污泥的脱氢酶活性基本呈上升状态,在厌氧/好氧间歇曝气条件下脱氢酶活性最高、好氧条件次之、厌氧条件最低,最终3种条件下的脱氢酶活性分别为31.27、26.63和24.37 mg/(g·h)。活性污泥中ATP浓度基本呈现先增加后减小、再趋于稳定的变化趋势。实验结果表明,活性污泥表观产率系数顺序是好氧>厌氧>厌氧/好氧交替运行,厌氧/好氧交替实现了系统内污泥减量,微生物的产率系数和能量状态密切相关。脱氢酶活性对污染物的降解影响明显,而实验条件下微生物能量状态和污泥减量并不对污染物降解产生影响。

关键词 活性污泥 厌氧 好氧 厌氧/好氧交替 污泥减量

中图分类号 X703.1 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2015)09-4293-07

Impact of anaerobic, aerobic, and alternative anaerobic-aerobic operating conditions on sludge characteristics

Yang Bo Shan Xiaoming Tian Qing Li Fang Ma Chunyan
(College of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China)

Abstract The impacts of anaerobic, aerobic and alternative anaerobic-aerobic operating conditions on activated sludge characteristics were investigated by using the activated sludge process to treat the simulated dyeing wastewater. Under the three conditions, the sludge settling ratio (SV%) and the sludge volume index (SVI) could keep between 18% to 25% and 62 mL/g to 66 mL/g. The extracellular polymeric substances (EPS) concentration in the activated sludge except EPS_B-protein which continuously increased during the whole experiment presented a tendency of accumulating to a maximum in first, then declining. The EPS concentration of alternative anaerobic-aerobic condition was the highest and that of the aerobic condition was the lowest. Dehydrogenase activity of the activated sludge increased persistently throughout the experimental period for all conditions. The dehydrogenase activity of alternative anaerobic-aerobic condition had the highest value followed by aerobic, anaerobic condition, which were 31.27, 26.63 and 24.37 mg/(g·h), respectively at the end of the experiment. The concentration of ATP showed a gradually increasing trend in the early stage, then a decreasing to a stable state. The result showed that the sludge yield coefficient presented a consequence of aerobic > anaerobic > alternative anaerobic-aerobic for three conditions, which meant alternative anaerobic-aerobic condition achieved sludge reduction and the yield coefficient was relative to the energy state of microorganism closely. Dehydrogenase activity had a significant impact on the degradation of pollutants, while the microbial energy state and sludge reduction did not influence the degradation efficiency under the three conditions.

Key words activated sludge; anaerobic; aerobic; anaerobic-aerobic; sludge reduction

传统的活性污泥处理工艺是最常见的污水、废水处理办法,但该处理工艺会产生大量的剩余污泥,从而带来剩余污泥处理和提高运行成本等后续问题。在出水排放满足达标要求的条件下,通过某些工艺条件的选择和控制,在废水生物处理系统内部

实现剩余污泥的有效减量,充分减少污水、废水处理

基金项目:上海市自然科学基金资助(13ZR1401000)

收稿日期:2014-09-24; 修订日期:2014-11-06

作者简介:杨波(1973—),男,博士,副教授,主要研究方向为印染废水处理以及污泥减量化。E-mail: yangbo@dhu.edu.cn

系统向外排放的生物固体数量,是解决目前剩余污泥处理与处置难题的重要途径^[1-3]。

有研究表明,活性污泥经过好氧和厌氧状态的转换,可以降低污泥产率系数,实现系统内剩余污泥减量^[4,6]。本实验即是通过厌氧、好氧、厌氧/好氧交替3种不同条件下活性污泥性质的研究,对比分析3种条件下的活性污泥特性以及污泥各参数之间的关系,本研究结果可为通过好氧、厌氧转换实现系统内剩余污泥减量提供证据和支持,也为对该系统的有效调控提供依据。

1 材料与方法

1.1 实验装置

圆桶形反应器3只,分别作为厌氧、好氧、厌氧/好氧交替3种反应器,每只反应器高27 cm、直径28 cm,有效容积为10 L。其中厌氧反应器(1[#]反应器)设置搅拌器;好氧反应器(2[#]反应器)设置曝气系统,采用微孔曝气方式,并设有曝气量控制阀门;厌氧/好氧交替反应器(3[#]反应器)同时设置搅拌装置和曝气系统。实验装置示意图见图1。

3个反应器均采用序批式的运行方式:每个运行周期为24 h。进水后:1[#]反应器处于厌氧状态,启动搅拌器,22 h后停止搅拌,静置沉淀2 h后排出上清液,并重新进水启动下一个周期;2[#]反应器为好氧状态,连续曝气22 h、再静置沉淀2 h后排出上清液,并重新进水启动下一个周期;3[#]反应器,先厌氧8 h,然后持续曝气14 h,再静置沉淀2 h后排出上清液,并重新进水启动下一个周期。各个反应器每个周期均排出4 L上清液,再进原水4 L,反应器混合液容积为10 L。

1.2 实验用水与接种污泥

实验进水使用模拟印染废水。该模拟废水的COD约为1 000 mg/L、色度约为120倍左右。模拟印

染废水组成及浓度为:葡萄糖1 000 mg/L、氯化铵76.4 mg/L、磷酸二氢钾17.5 mg/L、碳酸氢钠225 mg/L、无水氯化钙10.6 mg/L、七水硫酸镁180 mg/L、活性艳蓝X-BR10 mg/L。

反应器接种某污水处理厂的活性污泥,接种污泥SVI在60~100 mL/g之间,VSS/SS为0.68,污泥平均粒径小于100 μm,沉降速度0.17~0.42 cm/s。在研究不同实验条件(厌氧、好氧及厌氧/好氧交替)对活性污泥性能影响时,将接种活性污泥分别转移到厌氧、好氧及厌氧/好氧交替反应器中,保证活性污泥初始性质一致,污泥浓度在5 000~6 000 mg/L,污泥在3只反应器中驯化30 d;在正式实验前,系统进行了排泥,3个反应器中污泥浓度基本一致,分别为3 619、3 745和3 584 mg/L;实验过程中定期测定反应器中的污泥浓度,通过排泥保持各个反应器中污泥浓度在3 000~4 000 mg/L。实验期间,反应器的温度在20~25℃。

1.3 分析项目与方法

在3个反应器静置沉淀之前取混合液测定各项分析指标,其中COD、BOD₅、MLSS和MLVSS的测定采用标准方法^[7];pH值的测定采用pHS-3C型精密酸度计;色度的测定采用标准稀释倍数法;脱氢酶活性的测定采用TTC-脱氢酶活性法^[8,9];胞外聚合物(EPS)的测定:①蛋白质的测定:蛋白质的测定采用改进lowry法^[10]。②多糖含量的测定:多糖含量的测定采用苯酚-硫酸法^[11];ATP含量的测定采用应用荧光素酶法测定,仪器是GloMax 20/20发光检测仪。

2 实验结果与讨论

2.1 不同运行条件对污泥沉降性能的影响

不同的实验条件(厌氧、好氧及间歇)对污泥沉降性能的影响如图2、图3所示。

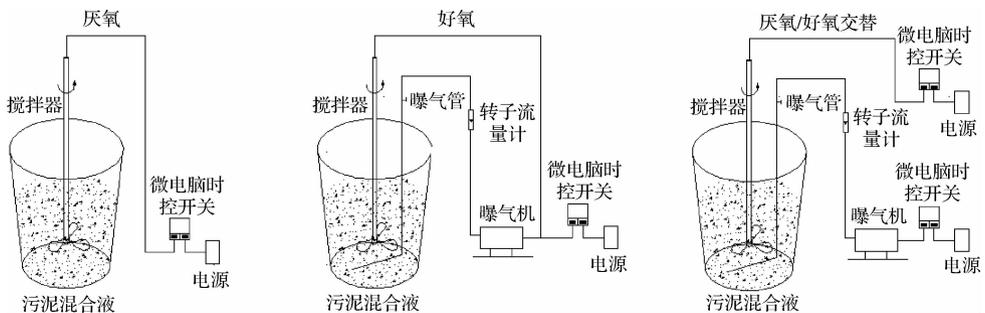


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental equipment

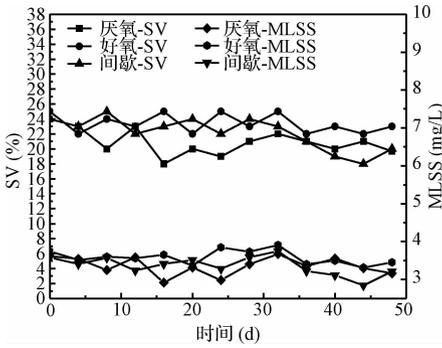


图 2 不同实验条件下污泥 SV% 和污泥浓度的变化

Fig. 2 Variation of SV% and sludge concentration with time under different experimental conditions

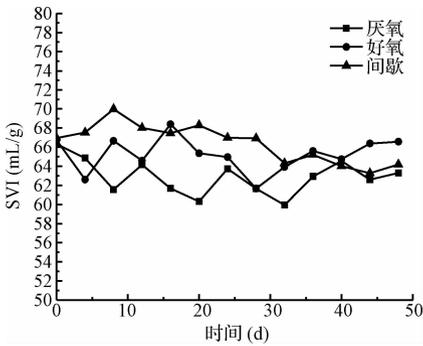


图 3 不同实验条件下 SVI 变化

Fig. 3 Variation of SVI with time under different experimental conditions

从图 2、图 3 可以看出,活性污泥在厌氧、好氧及厌氧/好氧交替条件下均可以获得良好的凝聚沉降性能,随着活性污泥对不同实验条件的适应,3 种实验条件下 SV% 均基本保持在 18% ~ 25% 之间,SVI 保持在 62 ~ 66 mL/g 之间。对于 SV%,在厌氧条件下相对最小,好氧条件下相对最高,而间歇条件居于中间,厌氧条件下的活性污泥颗粒更细小是造成此现象的主要原因;对于 SVI,同样在厌氧条件下相对最小,但是间歇条件下最高,而好氧条件下居中,这一方面与污泥颗粒大小有关,另一方面也与污泥颗粒外部的胞外聚合物 (EPS) 含量有关系,3 种实验条件厌氧/好氧交替条件下活性污泥的 EPS 含量最大,一般来说,一定浓度条件下的胞外聚合物浓度增高,活性污泥的絮凝性会下降^[12,13]。

2.2 不同实验条件下污泥混合液中胞外聚合物 (EPS) 组分及含量的变化

胞外聚合物 (EPS) 是分布于细胞表面的高分子物质,能够改变细胞表面的物理、化学特性,对于活性污泥的结构稳定性有着重要作用^[13,14]。EPS 占活

性污泥细胞外有机物含量的 50% ~ 90%,在细胞物质和能量交换过程中起架桥作用^[15]。不同实验条件活性污泥混合液 EPS 的组分及含量如图 4、图 5 所示。

2.2.1 混合液中的溶解性胞外聚合物 (EPSs) 含量

由图 4、图 5 可见,从实验开始的 25 d 左右,活性污泥混合液中 EPSs-蛋白质和 EPSs-多糖均呈现一定程度的积累,而达到最大值之后开始下降,在实验后期基本保持降低的趋势^[16]。比较图 4 和图 5,可以看出实验后期间歇条件下活性污泥中 EPSs 浓度最高,厌氧条件次之,而好氧条件下最小。在好氧条件下,微生物对代谢基质更彻底的降解作用,应是该条件下 EPSs 浓度相对最低的主要原因;而厌氧条件下,微生物水解作用(是指针对污泥自身的水解,促使了细胞内容物的释放)会产生一定量蛋白质和糖类^[17],也就是说该条件下测定的 EPSs-蛋白质和 EPSs-多糖实际含有水解作用产生的蛋白质和多糖,因此该条件下 EPS 浓度要高于好氧条件;在厌氧/好氧交替条件下活性污泥中 EPS 浓度最高,一方面有污泥自身的水解产生一定量蛋白质和糖类的原

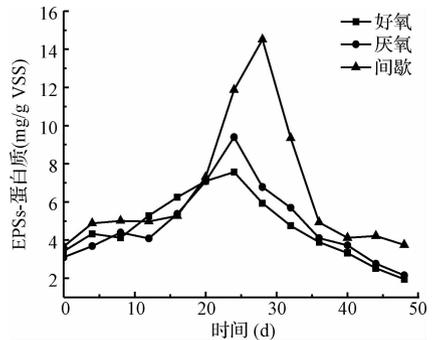


图 4 不同实验条件下 EPS_s-蛋白质含量变化

Fig. 4 Variation of EPS_s-protein with time under different experimental conditions

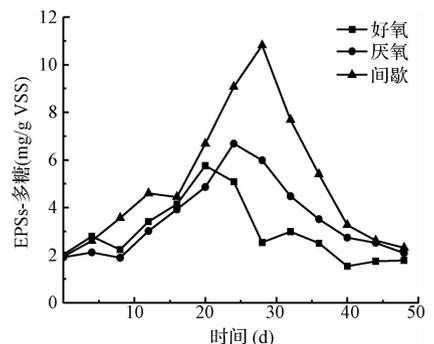


图 5 不同实验条件下 EPS_s-多糖含量变化

Fig. 5 Variation of EPS_s-polysaccharide with time under different experimental conditions

因,另一方面应该是随着代谢底物量的增加(如释放的细胞内容物),EPSs的相对难生物降解降低了微生物对EPSs作为代谢底物的选择性。

从图4、图5可以看出,蛋白质的积累比多糖的更加显著,这意味着微生物EPSs中的多糖类物质较蛋白质更容易被微生物利用。

2.2.2 污泥混合液中的固着性胞外聚合物(EPS_B)含量

由图6与图7可以看出,活性污泥混合液中的EPS_B含量基本是厌氧/好氧交替条件最高,厌氧条件其次,好氧条件最低,和活性污泥中的EPSs含量变化规律一致;3种实验条件下EPS_B-蛋白质含量变化基本是上升趋势,在实验后期的累积速度降低,而多糖的含量是先上升再下降,在实验后期下降的趋势趋于缓和。这也证明了系统中微生物代谢产生的多糖类物质更易于被微生物作为代谢底物为自身所利用,蛋白质则在污泥中富集和积累。比较图4、图6,由于蛋白质的疏水性,固着性的蛋白质浓度要远高于溶解性的蛋白质浓度。

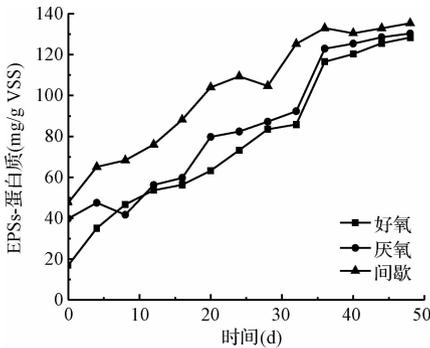


图6 不同实验条件下EPS_B-蛋白质含量变化

Fig. 6 Variation of EPS_B-protein with time under different experimental conditions

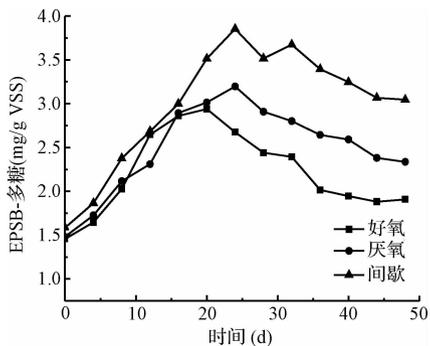


图7 不同实验条件下EPS_B-多糖含量变化

Fig. 7 Variation of EPS_B-polysaccharide with time under experimental conditions

比较EPS和污泥沉降性能的关系,各实验条件下系统内EPSs-多糖、EPSs-蛋白质和EPS_B-多糖均呈现先增加后降低的趋势,而系统内污泥的沉降性能一直良好,EPS_B-蛋白质的含量对于维系污泥沉降性能应该具有更主要的作用。

2.3 不同实验条件下污泥混合液中脱氢酶活性的变化

用活性污泥处理污水的过程实质上是酶促反应过程。无论是厌氧代谢还是好氧代谢,均起始于对代谢底物的脱氢氧化,脱氢酶活性的高低是反应有机污染物生物降解状况的重要参数^[18]。各实验条件下活性污泥脱氢酶的活性如图8所示。

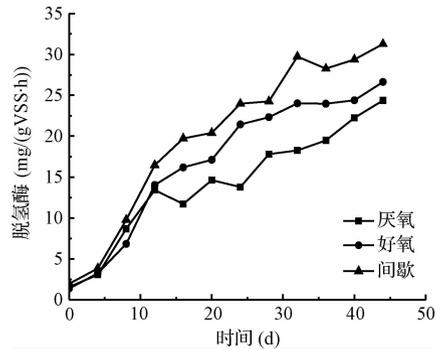


图8 不同实验条件下活性污泥脱氢酶的变化

Fig. 8 Variation of dehydrogenase activity with time under different experimental conditions

由图8可见,实验期间3种条件下的活性污泥脱氢酶活性基本呈上升趋势,在间歇曝气条件下脱氢酶活性最高,好氧条件次之,厌氧条件最低,实验结束时3种条件下脱氢酶活性分别达到31.27、26.63和24.37 mg/(g·h)。在间歇曝气环境中,厌氧水解等作用(而且有利于还原性酶的产生)可为微生物代谢提供更易脱氧化的代谢基质,而在好氧时微生物可以实现对这些代谢基质的迅速降解,因此该条件下微生物脱氢酶活性最高;在厌氧条件下,由于厌氧发酵的速率要低于好氧代谢速率,代谢底物的脱氢产物在一定程度上会出现积累,从而制约后续的脱氢进程,结果造成该条件下活性污泥脱氢酶活性最低^[19];而在持续的好氧环境中,由于缺少厌氧环境对代谢底物降解的促进作用,脱氢酶活性居于二者之间。

2.4 不同实验条件下污泥中ATP含量的变化

ATP是微生物新陈代谢过程最重要储能和供能高能化合物,通过测定ATP含量的多少,可以间接反映出微生物的活性。不同实验条件下活性污泥中

ATP 和水中游离 ATP 含量的变化如图 9、图 10 所示。接指标。用污泥表观产率系数来表征不同实验条件下微生物产率系数,其变化情况如图 11 所示。

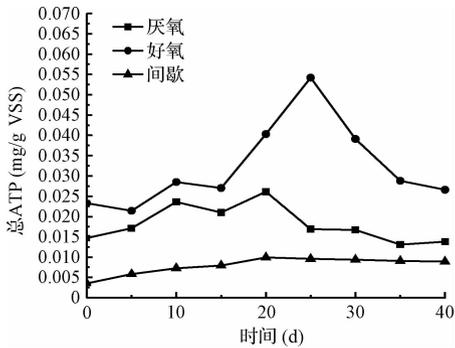


图 9 不同实验条件下总 ATP 的变化

Fig. 9 Variation of total ATP with time under different experimental conditions

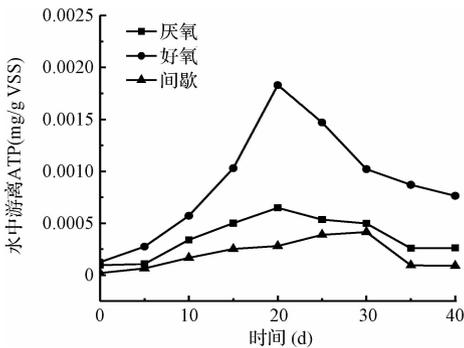


图 10 不同实验条件下水中游离 ATP 的变化

Fig. 10 Variation of dissociate ATP with time under different experimental conditions

由图 9、图 10 可见,活性污泥中总 ATP 和游离 ATP 基本均是随着时间先逐渐增加而后减小、在实验后期趋于稳定的变化趋势,好氧条件下两种形式的 ATP 浓度最高,厌氧次之,间歇条件下是最小。好氧条件下,由于代谢过程最终受体为氧,该过程产生的能量最多,因此产生的 ATP 浓度也最高;厌氧条件下,由于底物代谢的并不彻底,生成的代谢产物中依然含有大量的化学能,厌氧代谢产生的 ATP 量也较少。在厌氧/好氧交替条件下,扩大了异化作用和同化作用之间的能级差,同时限制了同化作用可利用的能量,在底物被氧化的同时并不大量合成 ATP 或者合成后迅速经由其他途径释放,因此间歇曝气条件下产生的 ATP 量最少,亦即厌氧/好氧的间歇曝气条件使微生物的分解代谢和合成代谢发生了解耦联^[19,20],因此该条件下活性污泥中的 ATP 浓度也最低。

2.5 不同实验条件下对污泥产率系数的变化

污泥产率系数是反应系统污泥减量效果的最直

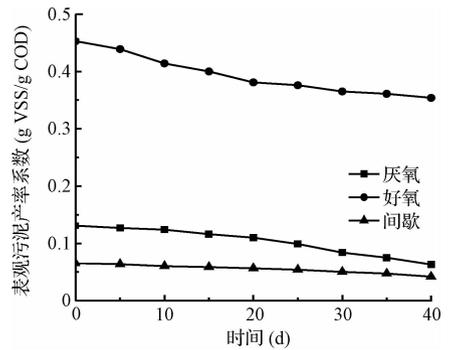


图 11 不同实验条件下活性污泥产率系数

Fig. 11 Yield coefficient of activated sludge under different experimental conditions

由图 11 看出,好氧条件下污泥表观产率系数最大,幅度范围在 0.35 ~ 0.45 g VSS/g COD,厌氧条件次之,范围在 0.07 ~ 0.13 g VSS/g COD,间歇条件下最少,范围在 0.04 ~ 0.06 g VSS/g COD;3 种实验条件下,反应器中污泥平均停留时间 (SRT) 分别为 12.3、18.5 和 23.8 d。比照 3 种实验条件下活性污泥中 ATP 的含量,在好氧条件下由于电子受体是 O_2 ,产生了更多可以被利用作为合成代谢能量的 ATP,活性污泥表观产率系数最大;由于厌氧条件产生的 ATP 量较少,该条件下污泥产率较低;而交替运行的好氧/厌氧状态使微生物,分解代谢产生的能量通过其他方式散失,并未转化为合成代谢所需的 ATP,该条件下活性污泥的产率系数最低,从而达到污泥减量的效果。由此可见,污泥产率系数的大小与混合液中 ATP 含量的高低是相对应的,微生物的能量状态和产率系数密切相关。

2.6 不同实验条件下对 COD 和色度去除效果

不同实验条件对废水 COD 和色度去除效果如图 12、图 13 所示。

由图 12、图 13 可知,活性污泥经过一段时间驯化后,3 种条件下系统对 COD 和色度的去除率均逐步提高,实验结束时对 COD 的去除效率均超过 90%,对色度的去除效率超过 60%。对于 COD 的去除,从实验开始至 45 d 时好氧条件下为最高,而后厌氧/好氧交替条件超过好氧条件,厌氧条件下的去除率始终最低;对于色度去除率,基本在厌氧/好氧交替条件下为最高,厌氧条件次之,好氧条件下去除率最低。模拟废水中有机碳源主要为葡萄糖,具

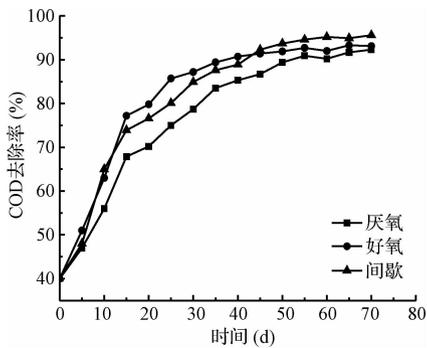


图12 不同实验条件下 COD 去除率

Fig. 12 COD removal efficiency under different experimental conditions

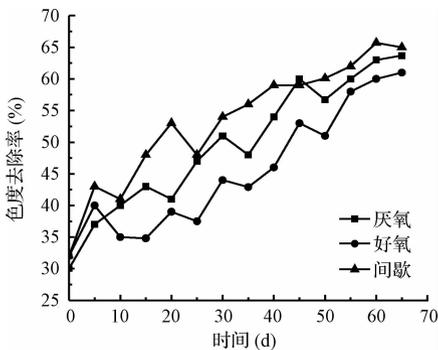


图13 不同实验条件下色度去除率

Fig. 13 Chroma removal efficiency under different experimental conditions

有良好的生物降解性能,因此3种条件下COD的去除效率均很高,间歇条件 and 好氧条件下的COD去除效果区别不大;对于产生色度的染料,其分子结构较为复杂,不同曝气条件对色度去除效果影响还是比较明显的,这也验证了厌氧条件对色度的去除具有重要作用^[21,22]。由此可见,厌氧/好氧条件的转换能够提高生物处理系统对印染废水特征污染物的去除效率,同时有效降低了系统内污泥的产率系数。

结合活性污泥的脱氢酶活性变化规律,3种实验条件下脱氢酶活性和污染物去除状况基本相对应,脱氢酶活性对污染物降解影响明显,脱氢酶活性可以作为反映生物处理系统运行状况的重要参数。再联系系统中ATP变化规律,实验条件下微生物的能量状态并不影响微生物对污染物的降解;进而言之,实验条件下厌氧/好氧交替对污泥产率系数的降低并不对微生物降解污染物产生负面影响。

比较4种不同形式EPS浓度的变化规律、微生物对COD的降解效率,随着微生物代谢能力的逐渐增强,EPSs-多糖、EPSs-蛋白质和EPS_B-多糖均可以

作为有效的代谢基质被微生物所利用,而EPS_B-蛋白质由于其较强的疏水性,很难被微生物利用而在系统内逐渐积累。

3 结论

(1)应用活性污泥工艺处理模拟废水,活性污泥在厌氧、好氧和厌氧/好氧交替条件下均可以获得良好的凝聚沉降性,3种实验条件下SV%均基本保持在18%~25%之间,SVI保持在62~66 mL/g之间。

(2)3种实验条件下活性污泥混合液中除EPS_B-蛋白质浓度一直增加外,其余形式的EPS均呈现先积累、而达到最大值之后开始下降的趋势,其中厌氧/好氧交替条件下活性污泥中EPS浓度最高、厌氧条件次之、而好氧条件下最小,EPS中的蛋白质积累比多糖显著,其中固着性的蛋白质含量要远高于溶解性蛋白质。

(3)3种实验条件下的活性污泥脱氢酶活性基本呈上升趋势,在间歇曝气条件下脱氢酶活性最高、好氧条件次之、厌氧条件最低,实验结束时厌氧/好氧交替条件脱氢酶活性达到31.27 mg/(g·h),好氧条件为26.63 mg/(g·h),厌氧条件为24.37 mg/(g·h)。

(4)3种实验条件下活性污泥中的ATP和游离的ATP基本均是随着时间先逐渐增加而后减小、在实验后期趋于稳定的变化趋势,其中好氧条件下两种形式的ATP浓度最高,厌氧次之,厌氧/好氧交替条件下最小。

(5)好氧条件下污泥表观产率系数最大,在0.35~0.45 g VSS/g COD之间,厌氧条件次之,范围在0.07~0.13 g VSS/g COD,厌氧/好氧交替条件下最少,范围在0.04~0.06 g VSS/g COD,不同实验条件下污泥产率系数的大小与混合液中ATP含量的高低是相对应的,微生物的能量状态和产率系数密切相关。

(6)在实验后期,3种实验条件下系统对COD和色度的去除效率分别均超过90%和60%,脱氢酶活性对污染物的降解影响明显,实验条件下活性污泥能量状态和污泥减量并不对污染物降解产生影响。

(7)厌氧/好氧条件的转换能够提高生物处理系统对印染废水特征污染物的去除效率,同时可以有效降低系统内污泥的产率系数,实现系统内污泥减量。

参考文献

- [1] Liu Yu, Tay J. H. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Bio-technology Advances*, **2001**, 19(2): 97-107
- [2] 顾国维. 水污染治理研究. 上海: 同济大学出版社, **1997**: 276-277
- [3] Wei Yuansong, Van Houten R. T., Borger A. R., et al. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, **2003**, 37(18): 4453-4467
- [4] Saby S., Djafer M., Chen Guanghao. Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process. *Water Research*, **2003**, 37(1): 11-20
- [5] 于安峰. 好氧-厌氧耦合体系污泥减量化的机理研究及工程应用. 北京: 清华大学博士学位论文, **2008**
Yu Anfeng. Mechanism study of the on-site sludge reduction in a biological process with repeated coupling of aerobic and anaerobic conditions and its application. Beijing: Doctor Dissertation of Tsinghua University, **2008** (in Chinese)
- [6] 贾丽. A + OSA 污泥减量工艺物质能量转化及其微生物生态特性研究. 重庆: 重庆大学博士学位论文, **2012**: 17-23
Jia Li. Study on conversion of the mass and energy and microecological characters in A + OSA excess sludge reduction process. Chongqing: Doctor Dissertation of Chongqing University, **2012**: 17-23 (in Chinese)
- [7] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第4版). 北京: 中国环境科学出版社, **2002**: 105-280
- [8] Serra-Wittling C., Houot S., Barriuso E. Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste compost. *Biology and Fertility of Soils*, **1995**, 20(4): 226-236
- [9] Liu Hong, He Yunhua, Quan Xiangchun, et al. Enhancement of organic pollutant biodegradation by ultrasound irradiation in a biological activated carbon membrane reactor. *Process Biochemistry*, **2005**, 40(9): 3002-3007
- [10] Frølund B., Palmgren R., Keiding K., et al. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. *Water Research*, **1996**, 30(8): 1749-1758
- [11] 耿霞, 梁冰, 梁玉祥, 等. 苯酚—硫酸导数光谱法快速测定中药中多糖的研究. *四川大学学报(工程科学版)*, **2002**, 34(3): 62-64
Geng Xia, Liang Bing, Liang Yuxiang, et al. Study on derivative spectrometry of polysaccharide-phenol-sulfuric acid reaction system for rapid determination of polysaccharides in Chinese herbal medicine. *Journal of Sichuan University (Engineering Science Edition)*, **2002**, 34(3): 62-64 (in Chinese)
- [12] 周健, 龙腾锐, 苗利利. 胞外聚合物 EPS 对活性污泥沉降性能的影响研究. *环境科学学报*, **2004**, 24(4): 613-618
Zhou Jian, Long Tengrui, Miao Lili. Effect of extracellular polymeric substances (EPS) on sedimentation of activated sludge. *Acta Scientiae Circumstantiae*, **2004**, 24(4): 613-618 (in Chinese)
- [13] Liao B. Q., Allen D. G., Droppo I. G., et al. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, **2001**, 35(2): 339-350
- [14] Liao B. Q., Allen D. G., Droppo I. G., et al. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, **2001**, 35(2): 339-350
- [15] Urbain V., Block J. C., Manem J. Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach. *Water Research*, **1993**, 27(5): 829-838
- [16] Huang Xia, Liu Rui, Qian Yi. Behaviour of soluble microbial products in a membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, **2000**, 36(5): 401-406
- [17] 李方, 杨波, 田晴, 等. 水解酸化应用于剩余污泥减量的试验研究. *环境工程学报*, **2008**, 2(9): 1247-1250
Li Fang, Yang Bo, Tian Qing, et al. Experimental study on application of hydrolysis-acidification process to residual sludge reducing. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **2008**, 2(9): 1247-1250 (in Chinese)
- [18] 洪梅. 脱氢酶活性检测技术在污水处理厂的应用研究. *石油化工环境保护*, **2001**, (4): 30-33
Hong Mei. Application of dehydrogenase activity determination in activated sludge plants. *Environmental Protection in Petrochemical Industry*, **2001**, (4): 30-33 (in Chinese)
- [19] Foladori P., Andreattola G., Ziglio G. 污水处理厂污泥减量化技术. 周玲玲, 董滨, 译. 北京: 中国建筑工业出版社, **2012**: 23-24
- [20] Low E. W., Chase H. A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Research*, **1999**, 33(5): 1119-1132
- [21] Luangdilok W., Panswad T. Effect of chemical structures of reactive dyes on color removal by anaerobic-aerobic process. *Water Science and Technology*, **2000**, 42(3-4): 377-382
- [22] Bromley-Challenor K. C. A., Knapp J. S., Zhang Z., et al. Decolorization of an azo dye by unacclimated activated sludge under anaerobic conditions. *Water Research*, **2000**, 34(18): 4410-4418