

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第5期

Vol.37 No.5

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

2015年12月北京市空气重污染过程分析及污染源排放变化	薛亦峰,周震,聂滕,潘涛,齐璐,聂磊,王占山,李云婷,李雪峰,田贺忠(1593)
北京 APEC 期间大气颗粒物中类腐殖酸的污染特征及来源	周雪明,仝雪娇,项萍,谭吉华,段菁春,何晓明,贺克斌,马永亮(1602)
利用 SPAMS 分析北京市硫酸盐、硝酸盐和铵盐季节变化特征及潜在源区分布	刘浪,张文杰,杜世勇,侯鲁健,韩斌,杨文,陈敏东,白志鹏(1609)
兰州城区大气 PM _{2.5} 污染特征及来源解析	王新,聂燕,陈红,王博,黄韬,夏敦胜(1619)
成都市西南郊区春季大气 PM _{2.5} 的污染水平及来源解析	林瑜,叶芝祥,杨怀金,张菊,殷蔚雯,李晓芬(1629)
中亚热带背景区重庆四面山大气气态总汞含量变化特征	刘伟明,马明,王定勇,孙涛,魏世强(1639)
固定源排放污染物健康风险评价方法的建立	陈强,吴焕波(1646)
北京市典型燃烧源颗粒物排放水平与特征测试	胡月琪,郭晓东,王琛,梁云平,马召辉(1653)
南京公园降尘中重金属污染水平及风险评价	王呈,钱新,李慧明,孙一轩,王金花(1662)
CoCuMnO ₂ 光催化氧化多组分 VOCs 特性及其动力学	孟海龙,卜龙利,刘嘉栋,高波,冯奇奇,谭娜,谢帅(1670)
大辽河感潮河段及近岸河口氮、磷的分布及潜在性富营养化	张雷,曹伟,马迎群,韩超南,秦延文,赵艳民,刘志超,杨晨晨(1677)
典型温冰川区湖泊的稳定同位素空间分布特征	史晓宜,蒲焘,何元庆,陆浩,牛贺文,夏敦胜(1685)
利用 $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ 和 $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3^-$ 示踪北京城区河流硝酸盐来源	赵庆良,马慧雅,任玉芬,王效科,彭剑锋,贺成武,武俊良,刘梦贞,闫苗苗(1692)
柳江盆地浅层地下水硝酸盐分布特征及影响因素分析	王贺,谷洪彪,迟宝明,李海君,姜海宁(1699)
三峡库区小流域不同土地利用类型对氮素流失影响	陈成龙,高明,倪九派,谢德体,邓华(1707)
亚热带农区生态沟渠对农业径流中氮素迁移拦截效应研究	王迪,李红芳,刘锋,王毅,钟元春,何洋,肖润林,吴金水(1717)
平原河网典型污染物生物降解系数的研究	冯帅,李叙勇,邓建才(1724)
沉水植物对沉积物微生物群落结构影响:以洪泽湖湿地为例	张丁予,章婷曦,董丹萍,李德芳,王国祥(1734)
苏南水库硅藻群落结构特征及其控制因素	任杰,周涛,朱广伟,金颖薇,崔扬,许海,朱梦圆,夏明芳,陈伟民(1742)
河北衡水湖湿地汞污染现状及生态风险评价	王乃姗,张曼胤,崔丽娟,马牧源,颜亮,穆泳林,秦鹏(1754)
顺德水道土壤及沉积物中重金属分布及潜在生态风险评价	蔡怡敏,陈卫平,彭驰,王铁宇,肖荣波(1763)
台州电子垃圾拆解区水和沉积物中多溴联苯醚污染特征与生态风险	陈香平,彭宝琦,吕素平,陈强,张勇,黄长江,董巧香(1771)
乌江中上游段河水主要离子化学特征及控制因素	黄奇波,覃小群,刘朋雨,蓝芳宁,张连凯,苏春田(1779)
岩溶流域地下水 TOC 输出及影响因素分析:以重庆丰都雪玉洞地下河流域为例	王巧莲,蒋勇军,陈宇(1788)
广东英德宝晶宫洞穴滴水元素季节变化与影响因素	黄嘉仪,陈琳,陈琼,刘淑华,杨亮,童晓宁,贺海波,米小建,邓肖敏,彭小桃,李汉杰,杨琰,周厚云(1798)
基于 PCR-DGGE 和拟杆菌(<i>Bacteroides</i>) 16S rRNA 的岩溶地下水粪便污染源示踪研究:以重庆南山老龙洞地下河系统为例	张弘,蒋勇军,张远瞩,段逸凡,吕现福,贺秋芳(1805)
典型岩溶区地下河中溶解态脂类生物标志物来源解析及其变化特征	梁作兵,孙玉川,李建鸿,王尊波,谢正兰,张媚,廖昱,江泽利(1814)
钴活化过一硫酸盐氧化过程中卤代副产物的生成	刘阔,金浩,董为,季跃飞,陆隽鹤(1823)
天冬氨酸在氯化过程中生成消毒副产物二氯乙腈的研究	丁春生,李乃军,张涛,章梦青(1831)
臭氧氧化饮用水过程中可同化有机碳生成的影响因素	董秉直,张佳丽,何畅(1837)
污水管网典型混流制区域水量水质波动特征解析	程珣,张明凯,刘艳臣,施汉昌(1845)
HDTMA 改性沸石的制备及吸附废水中对硝基苯酚的性能和动力学	郭俊元,王彬(1852)
放射性废水处理中吸附铀的优势藻种筛选	李鑫,胡洪营,余骏一,赵文玉(1858)
微米 Fe ₃ O ₄ 磁粉调理-压力电场污泥脱水工艺过程研究	钱旭,王毅力,赵丽(1864)
间歇曝气 SBR 处理养猪沼液的短程脱氮性能	宋小燕,刘锐,税勇,川岸朋树,占新民,陈吕军(1873)
不同灌溉方式对华北平原冬小麦田土壤 CO ₂ 和 N ₂ O 排放通量的影响	郭树芳,齐玉春,尹飞虎,彭琴,董云社,贺云龙,闫钟清(1880)
卫河新乡市区段春季溶解 CH ₄ 与 N ₂ O 浓度特征	侯翠翠,张芳,李英臣,王奇博,刘赛(1891)
模拟氮沉降对内蒙古克什克腾草原 N ₂ O 排放的影响	杨涵越,张婷,黄永梅,段雷(1900)
土壤呼吸与土壤有机碳对不同秸秆还田的响应及其机制	曹湛波,王磊,李凡,付小花,乐毅全,吴纪华,陆兵,徐殿胜(1908)
黑土丘陵区小流域土壤有机质空间变异及分布格局	高凤杰,马泉来,韩文文,单培明,周军,张少良,张志民,王宏燕(1915)
耕作方式对紫色水稻土团聚体中有机质及重金属的分布特征影响	史琼彬,赵秀兰,常同举,卢吉文(1923)
北京东南郊典型地层重金属分布特征与潜在生态风险	赵倩,马琳,刘翼飞,何江涛,李广贺(1931)
准东煤田露天矿区土壤重金属污染现状评价及来源分析	刘巍,杨建军,汪君,王果,曹月娥(1938)
纳米 TiO ₂ 对土壤重金属释放及形态变化的影响	张金洋,王定勇,梁丽,李楚娟,张成,周雄,刘娟(1946)
纳米零价铁铜双金属对铬污染土壤中 Cr(VI) 的还原动力学	马少云,祝方,商执峰(1953)
低分子有机酸对硫杆菌活性的抑制作用及对土壤重金属脱除的影响	宋永伟,王鹤茹,曹艳晓,李飞,崔春红,周立祥(1960)
粒径和包裹物对纳米银在海洋微藻中的毒性影响	黄俊,衣俊,强丽媛,程金平(1968)
萱草修复石油烃污染土壤的根际机制和根系代谢组学分析	王亚男,程立娟,周启星(1978)
高温堆肥过程对猪粪来源抗生素抗性基因的影响	郑宁国,黄南,王卫卫,喻曼,陈晓旻,姚燕来,王卫平,洪春来(1986)
磺胺抗性消长与堆肥进程交互特征	林辉,汪建妹,孙万春,符建荣,陈红金,马军伟(1993)
《环境科学》征订启事(1830) 《环境科学》征稿简则(1977) 信息(1698,1851,1992)	

平原河网典型污染物生物降解系数的研究

冯帅^{1,2}, 李叙勇^{1*}, 邓建才³

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

摘要: 生物降解是污染物综合降解的重要组成部分, 生物降解过程的快慢用生物降解系数表示。为探明太湖上游平原河网典型污染物的生物降解规律, 于2015年9月进行原位实验, 采用一级反应动力学模型对高锰酸盐指数、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、总氮(TN)和总磷(TP)的生物降解系数进行测算, 并分析了生物降解系数的影响因素。结果表明, 高锰酸盐指数、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP的生物降解系数分别为: 0.008 3~0.126 4、0.002 1~0.213 8、0.002 1~0.090 5和0.011 0~0.152 8 d^{-1} ; 高锰酸盐指数生物降解系数的主要影响因素为高锰酸盐指数和pH; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生物降解系数的主要影响因素为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和pH; TN生物降解系数的主要影响因素为无机氮浓度、总溶解固体浓度和亚硝态氮浓度; TP生物降解系数的主要影响因素为TP浓度和pH。研究结果对太湖上游平原河网的污染物去除与生态恢复具有重要指导意义。

关键词: 生物降解系数; 高锰酸盐指数; $\text{NH}_4^+\text{-N}$; TN; TP; 影响因素

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)05-1724-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.2016.05.017

Biodegradation Coefficients of Typical Pollutants in the Plain Rivers Network

FENG Shuai^{1,2}, LI Xu-yong^{1*}, DENG Jian-cai³

(1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: Biodegradation is a significant part of pollutant integrated degradation, the process rate of which is represented by the biodegradation coefficient. To investigate the biodegradation law of typical pollutants in the plain rivers network located in the upstream of the Lake Taihu, experiments were conducted in site in September 2015, one order kinetics model was used to measure the biodegradation coefficients for permanganate index, ammonia, total nitrogen and total phosphorus, and influencing factors of the biodegradation coefficients were also analyzed. The results showed that the biodegradation coefficients for permanganate index, ammonia, total nitrogen and total phosphorus were 0.008 3-0.126 4 d^{-1} , 0.002 1-0.213 8 d^{-1} , 0.002 1-0.090 5 d^{-1} and 0.011 0-0.152 8 d^{-1} , respectively. The influencing factors of the biodegradation coefficients for permanganate index were permanganate index and pH; those for ammonia were ammonia concentration and pH; those for total nitrogen were inorganic nitrogen concentration, total dissolved solid concentration and nitrite concentration; and those for total phosphorus were background concentration and pH. The research results were of important guiding significance for pollutants removal and ecological restoration of the plain rivers network located in the upstream of the Lake Taihu.

Key words: biodegradation coefficient; permanganate index; ammonia; total nitrogen; total phosphorus; influencing factors

污染物进入河流后由于物理、化学和生物的综合作用浓度会发生衰减, 这种现象称为河流的自净, 自净过程主要包括物理反应, 如沉降、稀释等; 化学反应, 如氧化还原反应、水解反应等和生物反应, 如微生物的新陈代谢、浮游植物的吸收等^[1,2]。污染物浓度衰减的三大过程中, 物理过程通常只能引起污染物浓度的重新分布或污染物形态的变化, 并不能减少污染物的总量; 生化反应能够减少水体中的污染物总量, 使污染物实现真正降解^[3], 生物降解过程是生化反应的主要方面^[4], 该过程的快慢用生物降解系数表示。

国内外关于河流污染物综合降解系数的研究较

多^[5~7], 而有关污染物生物降解系数的研究相对较少。祝万鹏等^[8]研究了酚在饱水亚砂土层中的迁移转化过程, 发现苯酚在有氧条件下的生物降解性能较好, 降解系数为0.550 0 d^{-1} 。Tien等^[9]通过实验室模拟实验采用一级动力学方程测算了河流中天然生物膜对有机磷杀虫剂二嗪农的生物降解系数, 结

收稿日期: 2015-10-22; 修订日期: 2015-12-24

基金项目: 中国科学院重点部署项目(KZZD-EW-10-02); 中国科学院生态环境研究中心“一三五”项目(YSW2013B02); 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室自主项目(SKLURE2013-1-05)

作者简介: 冯帅(1991~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境治理, E-mail: fs19910910@163.com

* 通讯联系人, E-mail: xlyli@cees.ac.cn

果表明二嗪农在春季的生物降解系数为 $0.265\ 0\sim 0.486\ 0\ \text{d}^{-1}$,冬季的生物降解系数比春季小,仅为 $0.099\ 0\sim 0.110\ 9\ \text{d}^{-1}$. 叶常明^[10]指出应当寻找有机物在水体中的生物降解与化学结构之间的关系,并通过这种关系由化学结构来预测它们在水环境中的生物降解快慢. Meckenstock 等^[11]认为流速和水动力条件对于生物降解的影响需要进行全面研究. 目前,生物降解系数的研究对象集中于毒性较强的有机污染物,有关河流中高锰酸盐指数、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 生物降解系数的研究鲜见报道.

太湖是我国长三角地区的重要水源地,近年来由于人类活动的影响,水质不断恶化,改善太湖水质的有效措施之一就是减少上游平原河网进入太湖的污染物总量^[12]. 本研究以太湖上游平原河网为研究区域,分春、夏、秋、冬这 4 个季节开展原位实验对平原河网高锰酸盐指数、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 的生物降解系数进行测算并分析生物降解系数的影响因素,本研究主要介绍 2015 年秋季的实验结果,以期以太湖上游平原河网的污染物去除和生态恢复提供重要参数.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

太湖上游平原河网位于中纬度地区,属于亚热带季风气候区,该地区四季分明,春夏之交有明显的“梅雨”期;夏季受热带风暴和台风的影响,降雨量大,易发洪水灾害. 该区域的年平均气温为 $15\sim 17\text{ }^{\circ}\text{C}$,由北到南递增;多年平均降雨量约 $1\ 100\ \text{mm}$,其中约 60% 的降雨量集中在 $5\sim 9$ 月. 太湖上游主要有宜溧河(宜兴~溧阳)、京杭大运河和丹金溧漕河等水系,这些河流河床坡降小,水流速度慢,航运量大,是重要的水上运输通道. 近年来由于人类活动的影响,太湖上游平原河网的污染状况日趋严重,大量的污染物流入太湖,增大了太湖富营养化的风险.

1.2 采样点位置

采样点一般设置在以下断面:①重要的水质监控断面;②重大水利工程和人工设施上下游断面;③水文,水质情况发生显著变化的断面;④较长河流的上游、中游及下游河段断面. 基于上述原则,在太湖上游平原河网共选取 20 个点作为现场测定污染物生物降解系数的采样点,其中宜溧河 6 个点,丹金溧漕河 3 个点,京杭大运河 4 个点,武宜漕河 2 个点,夏溪河 2 个点,孟津河、直湖港和武进港各 1

个点. 各点的具体位置见表 1 和图 1.

表 1 采样点位置

Table 1 Sampling sites

编号	所属河流	经度(E)/(°)	纬度(N)/(°)
Y1	宜溧河	119.93	31.322
Y2	宜溧河	119.84	31.352
Y3	宜溧河	119.69	31.392
Y4	宜溧河	119.69	31.444
Y5	宜溧河	119.48	31.432
Y6	宜溧河	119.32	31.454
ZH1	直湖港	120.12	31.514
WJ1	武进港	120.11	31.506
WY1	武宜漕河	119.89	31.628
WY2	武宜漕河	119.83	31.397
XX1	夏溪河	119.80	31.692
XX2	夏溪河	119.67	31.721
MJ1	孟津河	119.74	31.552
DJ1	丹金溧漕河	119.60	31.967
DJ2	丹金溧漕河	119.58	31.787
DJ3	丹金溧漕河	119.48	31.595
JH1	京杭大运河	120.12	31.689
JH2	京杭大运河	119.84	31.843
JH3	京杭大运河	119.60	31.977
JH4	京杭大运河	119.55	32.140

1.3 实验材料与方法

为开展原位实验,设计制作了一款玻璃瓶,直径大约 $90\ \text{mm}$,高度约 $150\ \text{mm}$,体积约 $700\ \text{mL}$. 瓶子的顶部和底部各有一个直径约 $35\ \text{mm}$ 的开口,底部上方约 $40\ \text{mm}$ 处有一直径为 $8\ \text{mm}$ 的侧支管,顶部橡胶塞有直径为 $5\ \text{mm}$ 的中心孔,孔中插入直径为 $5\ \text{mm}$ 的玻璃管,一头连接玻璃瓶内部,另一头通过约 $1\ \text{m}$ 长的橡皮管连接外部环境,见图 2. 底部和侧支管开口配有带橡胶圈的塑料盖. 每套实验装置由 4 个玻璃瓶和一个直径约为 $0.4\ \text{m}$ 的圆形钢架组成.

4 个瓶子分为两组,每组 2 个瓶子进行平行实验,其中一组做上记号以区别于另一组. 在每个采样断面中点取水面以下 $0.5\ \text{m}$ 的河水装满 4 个玻璃瓶,并用塑料采样瓶保留一瓶采集的河水作为降解前水样,在做记号一组的玻璃瓶里加入 $10\ \text{mL}\ 0.1\%$ 的 HgCl_2 溶液^[13]抑制生物降解作用,另一组不作任何处理. 瓶口封好后,4 个瓶子对称地挂在钢架四周,将橡皮管固定在吊钢架的绳子上;最后将整套装置放入采样点水面以下 $0.5\ \text{m}$ 位置并固定. 两天后,取出玻璃瓶,静置后将上层水从侧支管导入到塑料采样瓶,作为降解后的水样.

利用便携式仪器现场测定水样的温度(T)、溶解氧(DO)浓度、pH、氧化还原电位(ORP)、电导

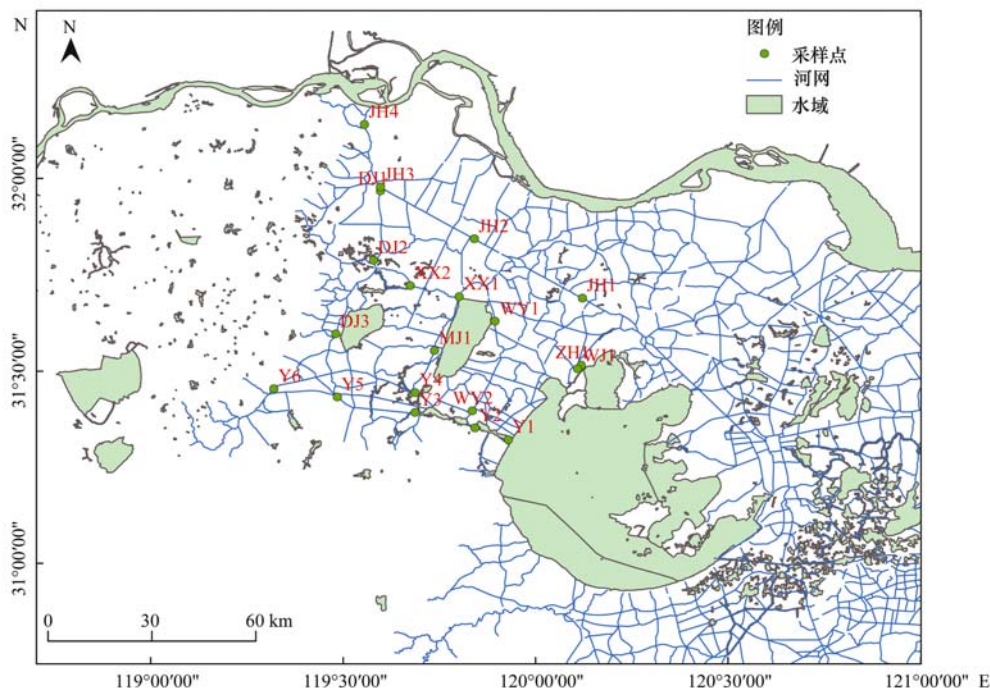


图1 采样点位置示意

Fig. 1 Map of the sampling sites

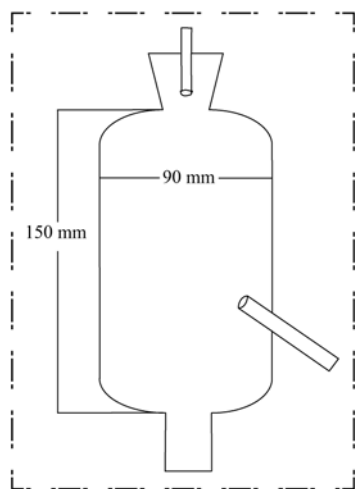


图2 实验装置示意

Fig. 2 Diagram of experimental device

率(EC)和总溶解固体(TDS)浓度。降解前水样和不作任何处理的降解后水样中加入5 mL 0.1%的氯化汞试剂作为保存药剂^[14],所有水样存放在放有冰块的保温箱中,然后送入实验室测试分析高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN、TP、亚硝酸盐(NO_2^- -N)、硝酸盐(NO_3^- -N)和磷酸盐(PO_4^{3-} -P)的浓度,分析方法见文献[15]。

2015年9月底,按照上述方法,在研究区域共20个采样点进行了原位实验并分析了水样中各水质指标的浓度。

1.4 数据分析与处理

降解前水样,不作任何处理降解后水样以及加入 HgCl_2 溶液处理过的降解后水样的污染物浓度分别用 c_0 、 $c_{\text{综}}$ 、 c_2 表示,单位均为 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,由物理、化学和生物这3种作用共同降解引起的浓度变化为 $c_0 - c_{\text{综}}$;只有物理和化学作用降解引起的浓度变化为 $c_0 - c_2$ 。由于瓶子里水样体积不变,根据物质守恒, $(c_0 - c_{\text{综}}) - (c_0 - c_2)$ 表示单独由生物作用降解的浓度差,根据降解前的污染物浓度 c_0 可间接求得只有生物作用降解后的污染物浓度: $c_{\text{生}} = c_0 - [(c_0 - c_{\text{综}}) - (c_0 - c_2)]$,化简后: $c_{\text{生}} = c_0 - c_{\text{综}} + c_2$,单位为 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。根据生物降解前后的污染物浓度 c_0 和 $c_{\text{生}}$ 可测算生物降解系数。

国内外研究表明,污染物的生物降解原理符合米氏方程,污染物浓度远大于米氏常数时,降解规律符合零级反应,污染物浓度远小于米氏常数时,则符合一级反应^[16]。河流中污染物浓度一般小于米氏常数,所以生物降解系数可用一级反应动力学模型进行计算。本研究对高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN和TP的生物降解系数均采用一级反应动力学模型计算。一级反应动力学模型如下:

$$k = \frac{\ln(c_0/c)}{t}$$

式中, k 为生物降解系数, d^{-1} ; c_0 和 c 为生物降解前后的污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; t 为降解时间, d 。

将 k 与 T 、 DO 、 pH 、 ORP 、 EC 、 TDS 和降解前的浓度 c_0 进行相关分析确定生物降解系数的主要影响因素,利用回归分析建立 k 与主要影响因素的经验公式. 相关分析和回归分析借助软件 SPSS 20.0 完成,回归图采用软件 Origin 8.0 完成.

2 结果与分析

2.1 物理化学指标

20 个采样点水样的物理化学指标 T 、 DO 、 pH 、 ORP 、 EC 和 TDS 以及每项指标的变异系数(CV)见表 2.

从表 2 可以看出: T 的变化范围为 24.00 ~ 29.00℃, pH 的变化范围为 7.00 ~ 8.00,河水显弱碱性,这两项指标的空间变异性较小,CV 值分别为

0.05 和 0.02. DO 的变化范围为 2.50 ~ 8.40 $mg \cdot L^{-1}$, ORP 的变化范围为 73.00 ~ 167.00 mV, EC 的变化范围为 109.20 ~ 608.70 $\mu S \cdot cm^{-1}$, TDS 的变化范围为 217.50 ~ 719.30 $mg \cdot L^{-1}$,它们的空间变异性较大,CV 值依次为 0.27、0.24、0.26 和 0.35. XX2 点的 EC 明显小于其它采样点,而 TDS 明显高于其它采样点,可能与该点污染物的来源与性质有关.

2.2 生物降解系数

除 JH3 点数据缺失外,其它采样点均取两次平行实验的平均值作为生物降解系数的最终结果(个别采样点只有一次有效数据,以一次数据作为最终结果). 高锰酸盐指数、 NH_4^+-N 、 TN 和 TP 的生物降解系数及其 CV 值见表 3.

表 2 物理化学指标
Table 2 Results of physical and chemical indexes

采样点	$T/^\circ C$	$DO/mg \cdot L^{-1}$	pH	ORP/mV	$EC/\mu S \cdot cm^{-1}$	$TDS/mg \cdot L^{-1}$
Y1	24.30	4.30	7.67	110.00	464.20	299.60
Y2	24.30	4.60	7.65	82.00	452.40	291.80
Y3	26.20	4.90	7.77	80.00	524.60	338.30
Y4	24.80	2.50	7.45	85.00	455.20	293.00
Y5	24.10	3.70	7.60	158.00	589.60	383.00
Y6	24.30	5.50	7.89	120.00	477.60	308.50
ZH1	24.50	6.80	7.65	116.00	608.70	396.90
WJ1	24.10	8.40	7.59	101.00	602.10	390.30
WY1	24.30	6.50	7.71	142.00	403.30	257.20
WY2	24.70	4.30	7.70	73.00	507.10	327.90
XX1	25.50	7.40	7.71	122.00	398.60	253.30
XX2	26.40	7.00	7.94	147.00	109.20	719.30
MJ1	25.90	7.68	7.90	134.00	501.90	323.30
DJ1	27.30	7.60	7.92	137.00	344.40	217.70
DJ2	26.50	5.40	7.89	134.00	351.20	222.40
DJ3	24.60	4.90	7.78	91.00	447.80	287.60
JH1	27.90	3.80	7.28	123.00	502.60	323.20
JH2	27.30	5.10	7.75	160.00	343.90	217.50
JH3	27.20	5.80	7.92	167.00	348.50	220.50
JH4	28.60	6.10	7.94	164.00	348.20	219.80
CV	0.05	0.27	0.02	0.24	0.26	0.35

由表 3 可知,太湖上游平原河网高锰酸盐指数、 NH_4^+-N 、 TN 和 TP 的生物降解系数分别为:0.008 3 ~ 0.126 4、0.002 1 ~ 0.213 8、0.002 1 ~ 0.090 5 和 0.011 0 ~ 0.152 8 d^{-1} ,该研究结果比国内其它研究报道的这 4 种水质指标的综合降解系数小^[17~19],符合生物降解是污染物综合降解组成部分的基本结论. 高锰酸盐指数、 NH_4^+-N 、 TN 和 TP 生物降解系数的变异系数依次为:0.72、0.95、0.73 和 0.68, NH_4^+-N 生物降解系数的空间变异性最大,表明太湖上游平原河网不同河段 NH_4^+-N 的生物降解能力存

在较大差异,高锰酸盐指数、 TN 和 TP 生物降解系数的空间变异性相对较小.

2.3 高锰酸盐指数生物降解系数的主要影响因素

将高锰酸盐指数的生物降解系数与 T 、 pH 、 DO 、 EC 、 ORP 、 TDS 浓度以及高锰酸盐指数共计 19 组数据进行 Pearson 相关分析,分析结果见表 4.

相关分析结果表明高锰酸盐指数的生物降解系数与 T 、 pH 、 DO 、 EC 、 ORP 、 TDS 浓度和高锰酸盐指数的相关性不显著,显著性水平排在前两位的因子分别为 pH (Sig. = 0.074,相关系数 = 0.419) 和高

锰酸盐指数 (Sig. = 0.106, 相关系数 = 0.383).

剔除 Y4 和 WY2 的数据, 高锰酸盐指数的生物降解系数与高锰酸盐指数有显著的回归关系: $y = 0.011x - 0.026$ (Sig. = 0.030, $R^2 = 0.278$),

见图 3. 从中可知, 高锰酸盐指数的生物降解系数与高锰酸盐指数呈正相关线性关系, 随着高锰酸盐指数的增大, 高锰酸盐指数的生物降解系数同步增大.

表 3 生物降解系数

Table 3 Results of biodegradation coefficients				
采样点	$k(\text{高锰酸盐指数})/\text{d}^{-1}$	$k(\text{NH}_4^+-\text{N})/\text{d}^{-1}$	$k(\text{TN})/\text{d}^{-1}$	$k(\text{TP})/\text{d}^{-1}$
Y1	0.017 1	0.067 8	0.046 1	0.023 3
Y2	0.030 1	0.086 2	0.036 7	0.020 5
Y3	0.057 0	0.079 4	0.022 1	0.062 3
Y4	0.009 1	0.034 0	0.034 2	0.040 4
Y5	0.074 1	0.123 7	0.090 5	0.052 4
Y6	0.126 4	0.119 9	0.046 0	0.152 6
ZH1	0.028 0	0.020 9	0.055 7	0.029 7
WJ1	0.043 7	0.148 3	0.009 2	0.025 6
WY1	0.061 6	0.213 8	0.014 6	0.022 9
WY2	0.008 3	0.031 8	0.004 3	0.117 2
XX1	0.008 4	0.007 3	0.016 4	0.092 0
XX2	0.063 8	0.115 1	0.066 4	0.021 6
MJ1	0.035 3	0.015 1	0.031 1	0.063 4
DJ1	0.041 2	0.023 1	0.033 7	0.072 5
DJ2	0.019 7	0.091 9	0.009 4	0.082 1
DJ3	0.093 0	0.015 7	0.030 4	0.031 7
JH1	0.025 0	0.294 6	0.009 1	0.011 0
JH2	0.023 1	0.097 0	0.002 1	0.110 4
JH4	0.064 8	0.002 1	0.054 2	0.057 5
CV	0.72	0.95	0.73	0.68

表 4 相关分析结果¹⁾

Table 4 Results of correlation analysis		
相关指标	Sig.	Pearson 相关系数
T	0.641	-0.114
pH	0.074	0.419
DO	0.693	0.097
EC	0.887	-0.035
ORP	0.397	0.206
TDS	0.449	0.185
高锰酸盐指数	0.106	0.383

1) 全文中若无特殊说明, Sig. 表示显著性水平, Sig. < 0.05 表示显著, Sig. < 0.01 表示极显著

剔除 DJ2 的数据, 高锰酸盐指数的生物降解系数与 pH 有显著的回归关系: $y = 0.093x - 0.669$ (Sig. = 0.039, $R^2 = 0.240$), 图 4 显示高锰酸盐指数的生物降解系数随着 pH 的增大而增大.

2.4 NH₄⁺-N 生物降解系数的主要影响因素

将 NH₄⁺-N 的生物降解系数与 T、pH、DO、EC、ORP、TDS 浓度、NO₃⁻-N 浓度、NO₂⁻-N 浓度、NH₄⁺-N 浓度、TN 浓度以及无机氮 (NO₂⁻-N + NO₃⁻-N + NH₄⁺-N) 浓度共计 19 组数据进行 Pearson 相关分析. 分析结果表明 NH₄⁺-N 的生物降解系数与 pH 有

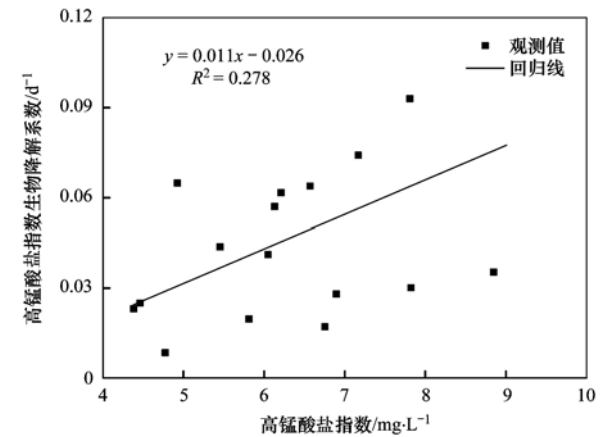


图 3 高锰酸钾生物降解系数与高锰酸盐指数的回归关系
Fig. 3 Regression relationship between permanganate index biodegradation coefficient and permanganate index

显著的相关关系 (Sig. = 0.035, 相关系数 = -0.485), 可见 pH 是影响 NH₄⁺-N 生物降解系数的重要因素. 将 NH₄⁺-N 的生物降解系数与 pH 进行二次多项式回归分析, 回归效果较好, 回归方程为 $y = 0.69x^2 - 10.78x + 42.174$ (Sig. = 0.027, $R^2 = 0.363$). 图 5 显示 pH 小于 7.70, 随 pH 增大 NH₄⁺-N 的生物降解系数变小, pH 处于 7.70 ~ 8.00 之间,

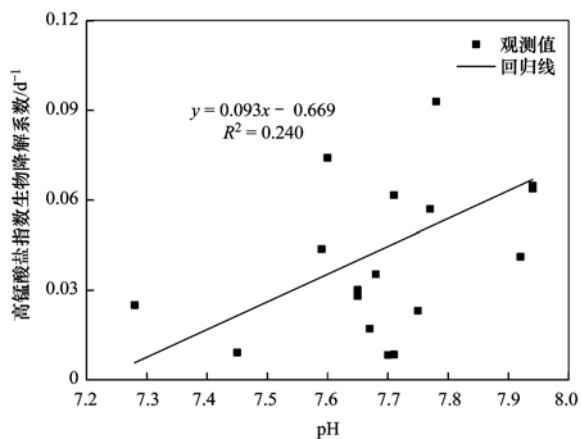


图4 高锰酸盐指数生物降解系数与 pH 的回归关系

Fig. 4 Regression relationship between permanganate index biodegradation coefficient and pH

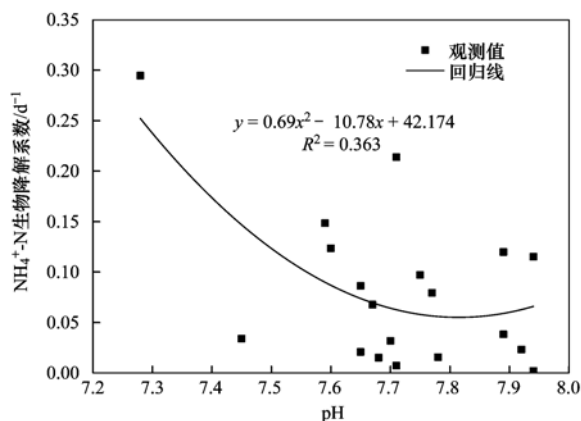
图5 NH_4^+ -N生物降解系数与 pH 的回归关系

Fig. 5 Regression relationship between NH_4^+ -N biodegradation coefficient and pH

NH_4^+ -N的生物降解系数较小。

剔除 JH4 的数据, NH_4^+ -N 的生物降解系数与 NH_4^+ -N 浓度有显著的二次回归关系: $y = -0.174x^2 + 0.708x - 0.574$ (Sig. = 0.047, $R^2 = 0.334$)。图 6 显示 NH_4^+ -N 浓度在小于 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的范围内, NH_4^+ -N 的生物降解系数随着 NH_4^+ -N 浓度的增大而增大, NH_4^+ -N 浓度超过 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 的生物降解系数随着 NH_4^+ -N 浓度的增大反而减小, 可见 NH_4^+ -N 的浓度超过 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 会降低 NH_4^+ -N 的生物降解速率。

2.5 TN 生物降解系数的主要影响因素

将 TN 的生物降解系数与 T、pH、DO、EC、ORP、TDS 浓度、 NO_3^- -N 浓度、 NO_2^- -N 浓度、 NH_4^+ -N 浓度、TN 浓度和无机氮浓度共计 19 组数据进行 Pearson 相关分析。分析结果显示 TN 的生物降解系数与无机氮浓度显著相关 (Sig. = 0.005, 相关系数 = 0.618), 另外两个显著性水平较高的因子是

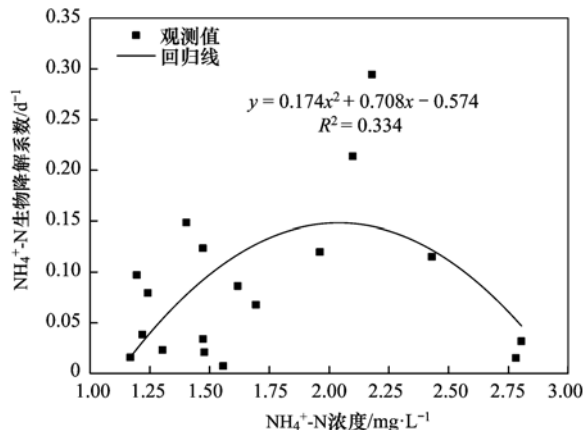
图6 NH_4^+ -N生物降解系数与浓度的回归关系

Fig. 6 Regression relationship between NH_4^+ -N biodegradation coefficient and its concentration

TDS 浓度 (Sig. = 0.051, 相关系数 = -0.454) 和 NO_2^- -N 浓度 (Sig. = 0.106, 相关系数 = -0.383)。

TN 的生物降解系数与无机氮浓度有显著的回归关系: $y = 0.258 \ln x - 0.255$ (Sig. = 0.007, $R^2 = 0.360$)。图 7 显示 TN 的生物降解系数随着无机氮浓度的增大而增大, 但增大的速率逐渐减小, 最后几乎为零, 表明无机氮的浓度达到一定水平后 TN 的生物降解作用基本达到了饱和, 增加无机氮的浓度对 TN 的生物降解系数影响较小。

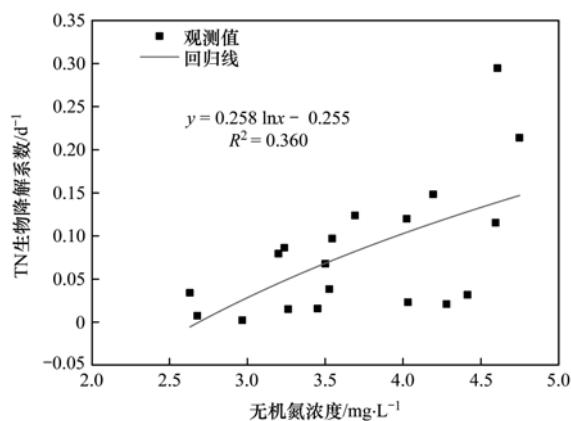


图7 TN 生物降解系数与无机氮浓度的回归关系

Fig. 7 Regression relationship between TN biodegradation coefficient and inorganic nitrogen concentration

剔除 Y5 的数据, TN 的生物降解系数与 TDS 浓度有显著的回归关系: $y = 7.946 \times 10^{-5}x + 0.004$ (Sig. = 0.049, $R^2 = 0.221$)。图 8 显示 TDS 的浓度越高, TN 的生物降解系数越大。

剔除 WY2 和 JH2 的数据, TN 的生物降解系数与 NO_2^- -N 浓度有显著的回归关系, $y = 0.052 \exp(-5.358x)$ (Sig. = 0.033, $R^2 = 0.269$)。图 9 显示

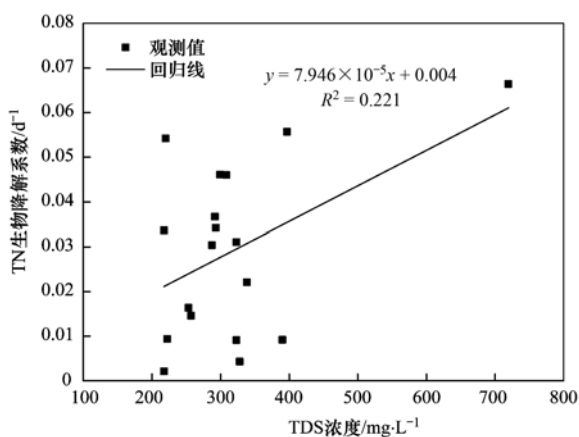


图8 TN生物降解系数与TDS浓度的回归关系

Fig. 8 Regression relationship between TN biodegradation coefficient and total dissolved solid concentration

TN的生物降解系数与 NO_2^- -N浓度呈负相关关系,随着 NO_2^- -N浓度的增大,TN的生物降解系数减小。

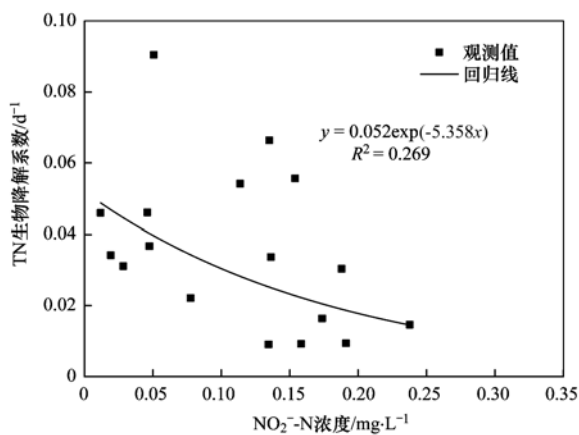
图9 TN生物降解系数与 NO_2^- -N浓度的回归关系

Fig. 9 Regression relationship between TN biodegradation coefficient and nitrite concentration

2.6 TP生物降解系数的主要影响因素

将TP的生物降解系数与T、pH、DO、EC、ORP、TDS浓度以及TP浓度共计19组数据进行Pearson相关分析。分析结果表明显著性水平较高的两位因子为TP浓度(Sig. = 0.057, 相关系数 = 0.443)和pH(Sig. = 0.070, 相关系数 = 0.424), 90%的置信度水平下,可认为TP的生物降解系数与TP浓度和pH显著相关。

剔除WY2和XX1的数据,TP的生物降解系数与pH有显著的回归关系: $y = x - 0.722$ (Sig. = 0.05, $R^2 = 0.233$)。图10显示pH在7.28~7.94的范围内,TP的生物降解系数随着pH的升高而增大。

剔除WY2的数据,TP的生物降解系数与TP浓

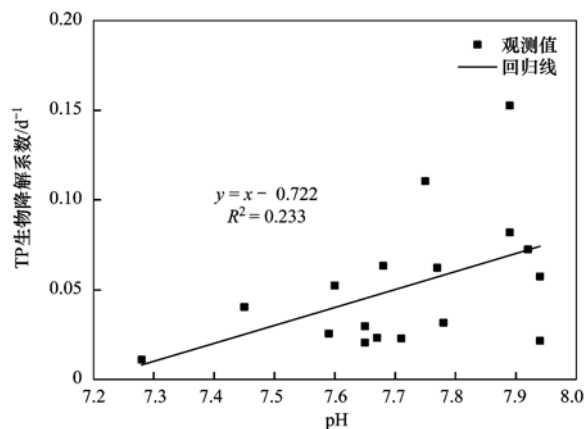


图10 TP生物降解系数与pH的回归关系

Fig. 10 Regression relationship between TP biodegradation coefficient and pH

度有显著的回归关系: $y = 0.145x + 0.013$ (Sig. = 0.025, $R^2 = 0.262$)。图11显示TP浓度在0.167~0.713 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的范围内,随着浓度的增大TP的生物降解系数增大,可推测太湖上游平原河网的TP污染还未达到破坏河流自净能力的程度。

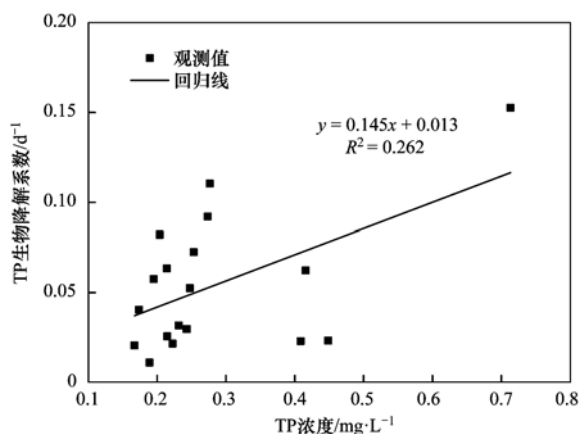


图11 TP生物降解系数与TP浓度的回归关系

Fig. 11 Regression relationship between TP biodegradation coefficient and its concentration

3 讨论

3.1 生物降解系数的测算结果

开展原位实验对太湖上游平原河网高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN和TP的生物降解系数进行了测算,测算结果比国内上述4种污染指标的综合降解系数小^[20],符合生物降解是污染物综合降解组成部分的基本理论。从表3可以看出,高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN和TP的生物降解系数最大值对应的采样点依次为:Y6、WY1、Y5和Y6,其中3个点位于宜溧河水系,可能原因是Y5和Y6两个采样点位于宜溧河水系的上游,河段两岸的土地利用方式主要

为农业用地,河道基本处于自然状态,受到的人工干扰较小.该结果符合 Vagnetti 等^[1]提出的自然状态下的河流能较好地利用自净功能改善水质的结论.高锰酸盐指数、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 的生物降解系数最小值对应的采样点依次为:WY2、JH4、JH2 和 JH1,其中 3 个点位于京杭大运河,可能原因是京杭大运河作为主要航道,较大的通航量对河流的自净能力产生负面影响^[21].

3.2 高锰酸钾生物降解系数的主要影响因素

由图 3 可以看出,高锰酸盐指数的生物降解系数与高锰酸盐指数呈线性正相关关系,随着高锰酸盐指数的增大,高锰酸盐指数的生物降解系数同步增大.该结果与黄河花园口 COD 的降解规律一致^[22].邱巍^[23]发现 $5 \sim 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度范围内,COD 的降解系数随着 COD 浓度的增大而增大,与本研究结果相符.研究区域内 20 个采样点高锰酸盐指数的范围为 $4.38 \sim 9.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,由图 3 可推测 $9.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度未超过太湖上游平原河网生物降解高锰酸盐指数的能力.韩言柱等^[24]建立了由河流流速和 COD 浓度估计 COD 衰减系数的经验模型,该模型中 COD 的衰减系数与浓度呈指数关系,与本研究得出的线性关系存在较大差异,这种差异可能是由研究区域的不同造成的.

微生物降解污染物的最适 pH 范围为 $7.50 \sim 8.00$ ^[5],20 个采样点的 pH 基本处于该范围内,图 4 显示高锰酸盐指数的生物降解系数随着 pH 的增大而增大.郭栋鹏等^[25]指出 pH 对黄海南部海水中 COD 的降解系数有一定影响,但不是主要因素.本研究中高锰酸盐指数的生物降解系数与 pH 虽有显著的回归关系,但决定系数较小($R^2 = 0.240$),说明 pH 对高锰酸盐指数生物降解系数的影响有限.

3.3 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生物降解系数的主要影响因素

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在水体中的迁移转化过程复杂,生物降解 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的机理包括浮游植物吸收和微生物的新陈代谢^[26],太湖上游平原河网浮游植物较少, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生物降解主要靠微生物作用.硝化反应和反硝化反应是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生物降解的主要过程, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 先通过硝化反应转变为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,接着 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 经过反硝化反应最终转变为 N_2 实现降解,正常情况下,硝化过程是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生物降解的速率控制步骤^[27].

微生物的新陈代谢需要适宜的环境,pH 是微生物生长环境的重要方面,pH 的变化对微生物活动有显著影响.图 5 显示 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生物降解系数与 pH

呈抛物线的回归关系:pH 小于 7.70, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生物降解系数较大,pH 处在 $7.70 \sim 8.00$ 之间, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生物降解系数较小.Wild 等^[28]发现硝化速率对应的最适 pH 为 8.40,比本研究得出的硝化反硝化两个过程的最适 pH 范围略大.

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的生物降解受到诸多因素的影响, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度是其中一个重要因素.图 6 显示 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时生物降解系数最大, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度小于 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,微生物降解 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的能力随 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的增大而增大, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度大于 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,微生物降解 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的能力随 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的增大而减小.朱晓娟等^[29]在松花江干流 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 综合衰减系数的研究中发现河流污染程度越重,自净作用越弱,衰减系数越小,该结论与本研究的结果一致.Wild 等^[28]发现当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度小于 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,硝化作用不会受到抑制,与本研究的结果相差较大,可能原因是 Wild 等在研究 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度对硝化反应的影响时,将 T 、停留时间等其它影响硝化过程的因素调节为最佳水平.

3.4 TN 生物降解系数的主要影响因素

TN 在水体中分为有机氮和无机氮两种存在形式,两种形式之间可以相互转化.20 个采样点的水质分析结果显示 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度之和占到了 TN 浓度的 90% 以上.经过生物降解 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度出现不同程度的下降, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度反而增大,可能原因是一定量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 经过硝化过程生成了大量的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,而反硝化过程未来得及消耗大量的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,造成了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度上升,该结果与北运河中无机氮的降解规律一致^[30].虽然 TN 中各成分的浓度有升有降,总体上生物降解降低了 TN 的浓度.20 个采样点 TN 的生物降解系数为 $0.0021 \sim 0.0905 \text{ d}^{-1}$,该结果明显小于密西西比河上游河流 TN 的综合降解系数 $0.0050 \sim 0.4500 \text{ d}^{-1}$ ^[31].

图 7 显示 TN 的生物降解系数随着无机氮浓度的增大而增大,说明 TN 中无机氮浓度的升高有利于 TN 的生物降解.正常情况下,无机氮中的主要成分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 均可直接通过硝化反硝化作用实现降解,而有机氮一般需要先通过氨化过程转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,然后通过无机氮的途径实现降解^[32],可见有机氮的生物降解相对于无机氮过程较为繁琐.一般认为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 占 TN 比例高的水体自净能力较强^[33],本研究发现生物降解后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度升高而 TN 浓度下降,即生物降解后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 占 TN 比例升

高,说明生物降解后河水的自净能力有所提高。

图 8 显示 TN 的生物降解系数随着 TDS 浓度的增大而增大。一方面,较高浓度的 TDS 有利于微生物与微生物附着,增大了微生物与污染物的接触机会,从而加快了污染物的生物降解;另一方面较高浓度的 TDS 可以吸附大量的污染物,然后因为沉降作用而降低水体中污染物的浓度。张学青等^[34]在黄河水体硝化过程实验室模拟研究中发现,在实验室控制的泥沙范围内,泥沙含量越高,驯化期愈短,硝化效率相应愈高。泥沙虽与 TDS 有区别,但都有吸附水体中微生物和污染物的特性,都能够提高生物降解效果。

图 9 显示随着 NO_2^- -N 浓度的升高,TN 的生物降解系数下降。 NO_2^- -N 既是硝化过程的中间产物,同时也是反硝化过程的中间产物^[27]。根据化学反应规律,高浓度的 NO_2^- -N 虽然有利于反硝化反应的正向进行,但不利于硝化反应的正向进行,而硝化反应是硝化反硝化过程的控制步骤,因此可推断较低的 NO_2^- -N 浓度有利于提高 TN 的生物降解效率。

3.5 TP 生物降解系数的主要影响因素

TP 的生物降解过程受到诸多因素的影响,张亚丽等^[35]在淮河支流 TP 综合降解系数的研究中指出河流水文条件是影响 TP 综合降解系数的主要因素;Keller 等^[36]指出停留时间和河床坡度是影响 TP 浓度衰减的主要因素。图 10 显示 pH 在 7.20 ~ 8.00 的范围内,TP 的生物降解系数随着 pH 的增大而增大,pH 不仅能够影响微生物的降解活性,还能够通过改变水体中 TP 的吸附特性从而间接影响 TP 的生物降解。

图 11 显示随着 TP 浓度的增大,其生物降解系数增大。微生物降解污染物均有一个污染物浓度的忍耐点,污染物浓度低于忍耐点,生物降解系数随着污染物浓度增大而增大;污染物浓度一旦超过忍耐点,生物降解系数或保持不变,或减小。根据图 11 的结果可以推测,太湖上游平原河网 TP 的浓度还未达到生物降解 TP 的忍耐点。

4 结论

(1)开展原位实验,利用一级反应动力学模型对太湖上游平原河网高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN 和 TP 的生物降解系数进行了测算,初步探明了高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN 和 TP 的生物降解规律。

(2)太湖上游平原河网不同河段 NH_4^+ -N 生物降解系数的空间变异性最大,高锰酸盐指数、TN 和

TP 的空间变异性相对较小。

(3)明确了太湖上游平原河网高锰酸盐指数、 NH_4^+ -N、TN 和 TP 生物降解系数的主要影响因素,研究结果可对该地区的污染物去除和生态恢复有重要指导意义。

参考文献:

- [1] Vagnetti R, Miana P, Fabris M, *et al.* Self-purification ability of a resurgence stream[J]. *Chemosphere*, 2003, **52**(10): 1781-1795.
- [2] Obst U. Strategies of maintaining the natural purification potential of rivers and lakes[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2003, **10**(4): 251-255.
- [3] 王平, 史晓新. 水体自净系数的研究[J]. *环境科学与技术*, 1997, (2): 13-16.
- [4] Ostroumov S A. Polyfunctional role of biodiversity in processes leading to water purification: current conceptualizations and concluding remarks[J]. *Hydrobiologia*, 2002, **469**(1-3): 203-204.
- [5] 吴建兰, 李曦, 陈秀梅. 实验室率定法测算长江南通段污染物降解系数[J]. *四川环境*, 2012, **31**(5): 36-40.
- [6] 慕金波, 韩言柱. 南四湖港口污染物扩散区 COD 降解系数的研究[J]. *中国环境监测*, 1997, **13**(4): 47-50.
- [7] Tian S M, Wang Z Y, Shang H X. Study on the self-purification of Juma River[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, **11**(Part C): 1328-1333.
- [8] 祝万鹏, 陈燕波, 杨志华, 等. 酚在饱水亚砂土层中迁移转化的研究[J]. *环境科学*, 1994, **15**(5): 15-18.
- [9] Tien C J, Chuang T L, Chen C S. The role of naturally occurring river biofilms on the degradation kinetics of diazinon [J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2011, **39**(10): 931-938.
- [10] 叶常明. 水中有机污染物的生物降解性与化学结构的关系[J]. *环境科学丛刊*, 1983, **4**(6): 6-11.
- [11] Meckenstock R U, Elsner M, Griebler C, *et al.* Biodegradation: updating the concepts of control for microbial cleanup in contaminated aquifers[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**(12): 7073-7081.
- [12] 周笑白, 张宁红, 张咏, 等. 太湖水质与水生生物健康的关联性初探[J]. *环境科学*, 2014, **35**(1): 271-278.
- [13] 徐云麟. 某些可降解有机污染物在河道中自净作用的初步研究[J]. *环境科学*, 1980, (1): 5-11.
- [14] 徐少华. 水样的采集与保存的技术方法探析[J]. *科技传播*, 2010, (18): 61-62.
- [15] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 223-284.
- [16] 冯建中, 乔苏亚. 水体自净系数计算[J]. *山西化工*, 1993, (2): 51-53.
- [17] 汪亮, 张海欧, 解建仓, 等. 黄河龙门至三门峡河段污染物降解系数动态特征研究[J]. *西安理工大学学报*, 2012, **28**(3): 293-297.
- [18] 陶威, 刘颖, 任怡然. 长江宜宾段氨氮降解系数的实验室研究[J]. *污染防治技术*, 2009, **22**(6): 8-9, 20.

- [19] 郭栋鹏, 杨契, 徐明德. 黄海南部海水中 TN 降解规律的研究[J]. 山西农业大学学报(自然科学版), 2009, **29**(2): 178-181.
- [20] 郭儒, 李宇斌, 富国. 河流中污染物衰减系数影响因素分析[J]. 气象与环境学报, 2008, **24**(1): 56-59.
- [21] Lorenz S, Gabel F, Dobra N, *et al.* Modelling the effects of recreational boating on self-purification activity provided by bivalve mollusks in a lowland river[J]. *Freshwater Science*, 2013, **32**(1): 82-93.
- [22] 张世坤, 张建军, 田依林, 等. 黄河花园口典型污染物自净降解规律研究[J]. 人民黄河, 2006, **28**(4): 46-47.
- [23] 邱巍. 长江口竹园排污区 COD 降解系数的测试与分析[J]. 上海水利, 1996, (4): 33-36, 12.
- [24] 韩言柱, 翟素军, 孙洪涛. 由河流流速、COD 浓度估计河流 COD 衰减系数的经验模型[J]. 中国环境监测, 1998, **14**(5): 40-42.
- [25] 郭栋鹏, 徐明德. 黄海南部海水中 COD 降解规律的研究[J]. 太原理工大学学报, 2008, **39**(4): 358-361.
- [26] Scott J A, Abumoghli I. Modelling nitrification in the River Zarka of Jordan[J]. *Water Research*, 1995, **29**(4): 1121-1127.
- [27] Peng Y Z, Zhu G B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, **73**(1): 15-26.
- [28] Wild Jr H E, Sawyer C N, McMahon T C. Factors affecting nitrification kinetics[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1971, **43**(9): 1845-1854.
- [29] 朱晓娟, 沈万斌, 高凯, 等. 吉林省松花江干流氨氮综合衰减系数分段研究[J]. 科学技术与工程, 2013, **13**(10): 2758-2761, 2773.
- [30] Yu Y, Wu J, Wang X Y, *et al.* Degradation of inorganic nitrogen in Beiyun River of Beijing, China[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, **13**: 1069-1075.
- [31] Alexander R B, Smith R A, Schwarz G E. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico[J]. *Nature*, 2000, **403**(6771): 758-761.
- [32] Edeline F, Lambert G. A simple simulation method for river self-purification studies[J]. *Water Research*, 1974, **8**(5): 297-306.
- [33] Lincheva S, Todorova Y, Topalova Y. Long-term assessment of the self-purification potential of a technological managed ecosystem: the Middle Iskar cascade[J]. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 2014, **28**(3): 455-462.
- [34] 张学青, 杨志峰, 夏星辉. 黄河水体硝化过程的模拟实验研究[J]. 环境化学, 2005, **24**(3): 245-249.
- [35] 张亚丽, 申剑, 史淑娟, 等. 淮河支流污染物综合降解系数动态测算[J]. 中国环境监测, 2015, **31**(2): 64-67.
- [36] Keller A A, Chen X L, Fox J, *et al.* Attenuation coefficients for water quality trading[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(12): 6788-6794.

CONTENTS

Exploring the Severe Haze in Beijing During December, 2015; Pollution Process and Emissions Variation	XUE Yi-feng, ZHOU Zhen, NIE Teng, <i>et al.</i> (1593)
Pollution Characteristics and Source of HULIS in the Fine Particle During the Beijing APEC	ZHOU Xue-ming, QI Xue-jiao, XIANG Ping, <i>et al.</i> (1602)
Seasonal Variation Characteristics and Potential Source Contribution of Sulfate, Nitrate and Ammonium in Beijing by Using Single Particle Aerosol Mass Spectrometry	LIU Lang, ZHANG Wen-jie, DU Shi-yong, <i>et al.</i> (1609)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of PM _{2.5} in Lanzhou City	WANG Xin, NIE Yan, CHEN Hong, <i>et al.</i> (1619)
Pollution Level and Source Apportionment of Atmospheric Particles PM _{2.5} in Southwest Suburb of Chengdu in Spring	LIN Yu, YE Zhi-xiang, YANG Huai-jin, <i>et al.</i> (1629)
Variation Characteristics of Total Gaseous Mercury at Simian Mountain Background Station in Mid-subtropical Region	LIU Wei-ming, MA Ming, WANG Ding-yong, <i>et al.</i> (1639)
Establishment of Method for Health Risk Assessment of Pollutants from Fixed Sources	CHEN Qiang, WU Huan-bo (1646)
Testing of Concentration and Characteristics of Particulate Matters Emitted from Stationary Combustion Sources in Beijing	HU Yue-qi, WU Xiao-dong, WANG Chen, <i>et al.</i> (1653)
Pollution Evaluation and Risk Assessment of Heavy Metals from Atmospheric Deposition in the Parks of Nanjing	WANG Cheng, QIAN Xin, LI Hui-ming, <i>et al.</i> (1662)
CoCuMnO ₂ Photocatalyzed Oxidation of Multi-component VOCs and Kinetic Analysis	MENG Hai-long, BO Long-li, LIU Jia-dong, <i>et al.</i> (1670)
Distribution of Nitrogen and Phosphorus in the Tidal Reach and Estuary of the Daliao River and Analysis of Potential Eutrophication	ZHANG Lei, CAO Wei, MA Ying-qun, <i>et al.</i> (1677)
Spatial Distribution of Stable Isotope from the Lakes in Typical Temperate Glacier Region	SHI Xiao-yi, PU Tao, HE Yuan-qing, <i>et al.</i> (1685)
$\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ and $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ Tracing of Nitrate Sources in Beijing Urban Rivers	ZHAO Qing-liang, MA Hui-ya, REN Yu-fen, <i>et al.</i> (1692)
Distribution Characteristics and Influencing Factors of Nitrate Pollution in Shallow Groundwater of Liujiang Basin	WANG He, GU Hong-biao, CHI Bao-ming, <i>et al.</i> (1699)
Nitrogen Losses Under the Action of Different Land Use Types of Small Catchment in Three Gorges Region	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1707)
Interception Effect of Ecological Ditch on Nitrogen Transport in Agricultural Runoff in Subtropical China	WANG Di, LI Hong-fang, LIU Feng, <i>et al.</i> (1717)
Biodegradation Coefficients of Typical Pollutants in the Plain Rivers Network	FENG Shuai, LI Xu-yong, DENG Jian-cai (1724)
Influence of Submerged Plants on Microbial Community Structure in Sediment of Hongze Lake	ZHANG Ding-yu, ZHANG Ting-xi, DONG Dan-ping, <i>et al.</i> (1734)
Community Structure Characteristics of Diatom in Reservoirs Located in the South of Jiangsu Province, China and Its Control Factors	REN Jie, ZHOU Tao, ZHU Guang-wei, <i>et al.</i> (1742)
Contamination and Ecological Risk Assessment of Mercury in Hengshuihu Wetland, Hebei Province	WANG Nai-shan, ZHANG Man-yin, CUI Li-juan, <i>et al.</i> (1754)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Soils and Sediments in Shunde Waterway, Southern China	CAI Yi-min, CHEN Wei-ping, PENG Chi, <i>et al.</i> (1763)
Pollution Characteristics and Ecological Risk of PBDEs in Water and Sediment from an Electronic Waste Dismantling Area in Taizhou	CHEN Xiang-ping, PENG Bao-qi, LÜ Su-ping, <i>et al.</i> (1771)
Major Ionic Features and Their Controlling Factors in the Upper-Middle Reaches of Wujiang River	HUANG Qi-bo, QIN Xiao-qun, LIU Peng-yu, <i>et al.</i> (1779)
Export of Total Organic Carbon (TOC) from Karst Watershed and Its Influencing Factors; An Example from Xueyudong Underground River System, Chongqing	WANG Qiao-lian, JIANG Yong-jun, CHEN Yu (1788)
Seasonal Variations and Controlling Factors of the Element Contents in Drip Waters Collected from the Baojinggong Cave in Guangdong Province	HUANG Jia-yi, CHEN Lin, CHEN Qiong, <i>et al.</i> (1798)
Tracing the Fecal Contamination Sources Based on <i>Bacteroides</i> 16S rRNA PCR-DGGE in Karst Groundwater; Taking Laolongdong Underground River System, Nanshan, Chongqing as an Example	ZHANG Hong, JIANG Yong-jun, ZHANG Yuan-zhu, <i>et al.</i> (1805)
Sources and Variation Characteristics of Dissolved Lipid Biomarkers in a Typical Karst Underground River	LIANG Zuo-bing, SUN Yu-chuan, LI Jian-hong, <i>et al.</i> (1814)
Formation of Halogenated By-products in Co ²⁺ Activated Peroxymonosulfate Oxidation Process	LIU Kuo, JIN Hao, DONG Wei, <i>et al.</i> (1823)
Aspartic Acid Generated in the Process of Chlorination Disinfection By-product Dichloroacetonitrile	DING Chun-sheng, LI Nai-jun, ZHANG Tao, <i>et al.</i> (1831)
Influencing Factors of Assimilable Organic Carbon (AOC) Formation in Drinking Water During Ozonation Process	DONG Bing-zhi, ZHANG Jia-li, HE Chang (1837)
Wastewater Quantity and Quality Fluctuation Characteristics of Typical Area of Hybrid Sewage System	CHENG Xun, ZHANG Ming-kai, LIU Yan-chen, <i>et al.</i> (1845)
Preparation of HDTMA-modified Zeolite and Its Performance in Nitro-phenol Adsorption from Wastewaters	GUO Jun-yuan, WANG Bin (1852)
Selection of Suitable Microalgal Species for Sorption of Uranium in Radioactive Wastewater Treatment	LI Xin, HU Hong-ying, YU Jun-yi, <i>et al.</i> (1858)
Magnetic Fe ₃ O ₄ Microparticles Conditioning-Pressure Electro-osmotic Dewatering (MPEOD) of Sewage Sludge	QIAN Xu, WANG Yi-li, ZHAO Li (1864)
Stability of Short-cut Nitrification Nitrogen Removal in Digested Piggery Wastewater with an Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactor	SONG Xiao-yan, LIU Rui, SHUI Yong, <i>et al.</i> (1873)
Effect of Irrigation Patterns on Soil CO ₂ and N ₂ O Emissions from Winter Wheat Field in North China Plain	GUO Shu-fang, QI Yu-chun, YIN Fei-hu, <i>et al.</i> (1880)
Characteristics of Dissolved CH ₄ and N ₂ O Concentrations of Weihe River in Xinxiang Section in Spring	HOU Cui-cui, ZHANG Fang, LI Ying-chen, <i>et al.</i> (1891)
Effect of Stimulated N Deposition on N ₂ O Emission from a <i>Stipa krylovii</i> Steppe in Inner Mongolia, China	YANG Han-yue, ZHANG Ting, HUANG Yong-mei, <i>et al.</i> (1900)
Response of Soil Respiration and Organic Carbon to Returning of Different Agricultural Straws and Its Mechanism	CAO Zhan-bo, WANG Lei, LI Fan, <i>et al.</i> (1908)
Spatial Variability and Distribution Pattern of Soil Organic Matter in a Mollisol Watershed of China	GAO Feng-jie, MA Quan-lai, HAN Wen-wen, <i>et al.</i> (1915)
Effects of Tillage on Distribution of Heavy Metals and Organic Matter Within Purple Paddy Soil Aggregates	SHI Qiong-bin, ZHAO Xiu-lan, CHANG Tong-ju, <i>et al.</i> (1923)
Distribution Characteristics and Potential Ecological Hazards Assessment of Soil Heavy Metals in Typical Soil Profiles in Southeast Suburb of Beijing	ZHAO Qian, MA Lin, LIU Yi-fei, <i>et al.</i> (1931)
Contamination Assessment and Sources Analysis of Soil Heavy Metals in Opencast Mine of East Junggar Basin in Xinjiang	LIU Wei, YANG Jian-jun, WANG Jun, <i>et al.</i> (1938)
Effect of Nano-TiO ₂ on Release and Speciation Changes of Heavy Metals in Soil	ZHANG Jin-yang, WANG Ding-yong, LIANG Li, <i>et al.</i> (1946)
Reduction Kinetics of Cr(VI) in Chromium Contaminated Soil by Nanoscale Zerovalent Iron-copper Bimetallic	MA Shao-yun, ZHU Fang, SHANG Zhi-feng (1953)
Inhibition of Low Molecular Organic Acids on the Activity of <i>Acidithiobacillus</i> Species and Its Effect on the Removal of Heavy Metals from Contaminated Soil	SONG Yong-wei, WANG He-ru, CAO Yan-xiao, <i>et al.</i> (1960)
Contribution of Particle Size and Surface Coating of Silver Nanoparticles to Its Toxicity in Marine Diatom <i>Skeletonema costatum</i>	HUANG Jun, YI Jun, QIANG Li-yuan, <i>et al.</i> (1968)
Rhizospheric Mechanisms of <i>Hemerocallis middendorffii</i> Trautv. et Mey. Remediating Petroleum-contaminated Soil and Metabonomic Analyses of the Root Systems	WANG Ya-nan, CHENG Li-juan, ZHOU Qi-xing (1978)
Effects of Thermophilic Composting on Antibiotic Resistance Genes (ARGs) of Swine Manure Source	ZHENG Ning-guo, HUANG Nan, WANG Wei-wei, <i>et al.</i> (1986)
Interaction Between Sulfonamide Antibiotics Fates and Chicken Manure Composting	LIN Hui, WANG Jian-mei, SUN Wan-chun, <i>et al.</i> (1993)

《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 刘 毅 汤鸿霄 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)

2016年5月15日 第37卷 第5期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 5 May 15, 2016

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: 120.00 元

国外发行代号: M 205

国 内 外 公 开 发 行