

方知库  
Eco-Environmental  
Knowledge Web

# 环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV  
HUANJING KEXUE

PM<sub>2.5</sub>污染对我国健康负担和经济损失的影响

李勇, 廖琴, 赵秀阁, 白云, 陶燕

PM<sub>2.5</sub>

• 中风

PM<sub>2.5</sub>控制目标  
健康经济效益

• 冠心病

• 呼吸系统疾病

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年4月

第42卷 第4期

Vol.42 No.4

目次

京津冀及周边地区秋冬季大气污染物排放变化因素解析 ..... 唐倩, 郑博, 薛文博, 张强, 雷宇, 贺克斌 (1591)

珠江三角洲大气光化学氧化剂(O<sub>3</sub>)与PM<sub>2.5</sub>复合超标污染特征及气象影响因素 ..... 颜丰华, 陈伟华, 常鸣, 王伟文, 刘永林, 钟部卿, 毛敬英, 杨士士, 王雪梅, 刘焯芳 (1600)

广州市臭氧污染溯源:基于拉格朗日光化学轨迹模型的案例分析 ..... 裴成磊, 牟江山, 张英南, 申恒青, 陈玉茹, 黄杰生, 丁浩然, 李成柳 (1615)

运城秋冬季大气细粒子化学组成特征及来源解析 ..... 赵清, 李杏茹, 王国选, 张兰, 杨阳, 刘水桥, 孙宁宁, 黄禹, 雷文凯, 刘新罡 (1626)

降雪后24 h内大气中多环芳烃的变化规律 ..... 范慧泽, 祝富杰, 胡鹏持, 马万里 (1636)

道路扬尘中PM<sub>2.5</sub>粒度乘数的测定方法及特征 ..... 李冬, 陈建华, 张月帆, 高忠阳, 高健, 张凯, 竹双 (1642)

铸造行业挥发性有机物排放成分谱及影响 ..... 李时蓓, 伯鑫, 李厚宇, 舒木水, 淡默, 屈加豹, 雷团团 (1649)

燃煤电厂和垃圾焚烧电厂燃烧产物中卤代多环芳烃的赋存特征和毒性风险 ..... 倪秀峰, 王儒威, 蔡飞旋, 蔡家伟 (1660)

兰州市春季微生物气溶胶浓度、粒径及细菌群落结构分布特性 ..... 赵炜, 李杰, 谢慧娜, 张莉红, 王亚娥 (1668)

大气污染排放格局优化方法及案例 ..... 李敏辉, 廖程浩, 常树诚, 张永波, 杨柳林, 曾武涛 (1679)

PM<sub>2.5</sub>污染对我国健康负担和经济损失的影响 ..... 李勇, 廖琴, 赵秀阁, 白云, 陶燕 (1688)

基于多同位素的不同土地利用区域水体硝酸盐源解析 ..... 金赞芳, 胡晶, 吴爱静, 李光耀, 张文辽, 李非里 (1696)

新疆叶尔羌河流域地表水水化学特征及控制因素 ..... 张杰, 周金龙, 曾妍妍, 涂治, 纪媛媛, 孙英, 雷米 (1706)

漓江流域水体中重金属污染特征及健康风险评价 ..... 黄宏伟, 肖河, 王敦球, 席北斗, 孙晓杰, 李洁月, 李向奎 (1714)

近20年来鄱阳湖流域泛濫平原沉积物微量元素含量与污染变化 ..... 李括, 杨柯, 彭敏, 刘飞, 杨峥, 赵传冬, 成杭新 (1724)

汾河流域浅层地下水水化学和氢氧稳定同位素特征及其指示意义 ..... 刘鑫, 向伟, 司炳成 (1739)

会仙岩溶湿地地下水主要离子特征及成因分析 ..... 李军, 邹胜章, 赵一, 赵瑞科, 党志文, 潘民强, 朱丹尼, 周长松 (1750)

贵州威宁草海流域地下水水化学特征及无机碳通量估算 ..... 曹星星, 吴攀, 杨诗笛, 刘闪, 廖家豪 (1761)

辽宁典型海域表层海水中在用化学农药浓度水平与潜在生态风险 ..... 杜静, 胡超魁, 解怀君, 田甲申, 李爱, 谢晴, 吴金浩, 宋伦 (1772)

辽河流域土壤中微(中)塑料的丰度、特征及潜在来源 ..... 韩丽花, 徐笠, 李巧玲, 陆安祥, 殷敬伟, 田佳宇 (1781)

津冀辽地区典型湖库沉积物PAHs污染特征及来源解析 ..... 吴鹏, 鲁逸人, 李慧, 郑天娇子, 程云轩, 焦立新 (1791)

环太湖河流及湖体中有机磷酸酯的污染特征和风险评价 ..... 张文萍, 张振飞, 郭昌胜, 吕佳佩, 邓洋慧, 张恒, 徐建 (1801)

太湖表层水体典型抗生素时空分布和生态风险评价 ..... 丁剑楠, 刘舒娇, 邹杰明, 石浚哲, 邹华, 史红星 (1811)

淮河流域南四湖可挥发性有机物污染特征及风险评价 ..... 程云轩, 高秋生, 李捷, 李慧, 吴鹏, 焦立新 (1820)

三亚河沉积物PAHs和PCBs的分布、来源及风险评价 ..... 詹咏, 韦婷婷, 叶汇彬, 董滨, 张领军, 黄远东 (1830)

三峡库区非点源污染氮磷负荷时空变化及其来源解析 ..... 李明龙, 贾梦丹, 孙天成, 褚琳, 李朝霞 (1839)

反硝化细菌、硝酸钙和锆改性沸石联用对底泥中氮磷迁移转化的影响及硝态氮释放风险评估 ..... 辛慧敏, 林建伟, 詹艳慧 (1847)

锁磷剂联合好氧反硝化菌修复富营养化水体 ..... 李炳堂, 周志勤, Ravi Naidu, 胡智泉, 郭大滨, 陈嘉鑫 (1861)

太湖蓝藻胞内有机质的微生物降解 ..... 张巧颖, 孙伟, 杜瑛琦, 巩小丽 (1870)

青藏高原拉萨河流域附石藻类群落结构特征及其驱动因子分析 ..... 魏俊伟, 李鸿然, 汪兴中, 齐文华, 汪洋, 赵彬洁, 谭香, 张全发 (1879)

基于EEMs与UV-vis分析苏州汛期景观河道中DOM光谱特性与来源 ..... 何杰, 朱学惠, 魏彬, 李学艳, 汤如涛, 林欣, 周飞, 司徒壮 (1889)

老化前后轮胎磨损微粒与聚氯乙烯微粒对抗生素的吸附-解吸行为 ..... 范秀磊, 邹峰峰, 刘加强, 李莹, 刘强, 侯俊 (1901)

磁性铁基改性生物炭去除水中氨氮 ..... 王芳君, 桑倩倩, 邓颖, 赵元添, 杨娅, 陈永志, 马娟 (1913)

城市污水处理厂进水氨氧化菌对活性污泥系统的季节性影响 ..... 于莉芳, 汪宇, 滑思思, 李韧, 张兴秀, 惠晓飞 (1923)

基于粒径分化的厌氧氨氧化污泥性能与微生物多样性分析 ..... 王晓瞳, 杨宏 (1930)

ClO<sub>2</sub>消毒工艺对污水处理厂出水超级耐药基因的影响 ..... 程春燕, 李海北, 梁永兵, 师丹阳, 陈郑珊, 杨栋, 焦巧瑞, 邵一帆, 李君文, 金敏 (1939)

微塑料PES与2,4-DCP复合污染对厌氧污泥胞外聚合物与微生物群落的影响 ..... 林旭萌, 宿程远, 吴淑敏, 黄嫫, 邓雪, 林香凤, 黄尊, 魏佳林 (1946)

城镇污水处理厂污泥泥质监测及资源化风险评价 ..... 李娟, 李金香, 杨妍妍 (1956)

气候变暖对冻结期黑土碳氮循环关键过程及指标的影响 ..... 王子龙, 刘传兴, 姜秋香, 李世强, 柴迅 (1967)

沼液秸秆联用对滨海围垦田土壤重金属迁移及形态变化的影响 ..... 王伟, 周珺楠, 汤逸帆, 申建华, 韩建刚 (1979)

地块尺度城市土地质量地球化学调查方法:以雄安新区起步区为例 ..... 周亚龙, 郭志娟, 刘飞, 韩伟, 孔牧, 赵传冬, 刘爱涛, 彭敏, 王乔林, 王成文 (1989)

雄安新区农田土壤-农作物系统重金属潜在生态风险评估及其源解析 ..... 周亚龙, 杨志斌, 王乔林, 王成文, 刘飞, 宋云涛, 郭志娟 (2003)

地质高背景农田土壤下不同水稻品种对Cd的累积特征及影响因素 ..... 代子雯, 方成, 孙斌, 魏志敏, 胡锋, 李辉信, 徐莉 (2016)

不同外源硒对镉污染土壤中小白菜生长及镉吸收的影响 ..... 刘杨, 齐明星, 王敏, 刘娜娜, Pornpimol Kleawsampanjai, 周菲, 翟辉, 王梦柯, 任蕊, 梁东丽 (2024)

影响不同农作物镉富集系数的土壤因素 ..... 陈洁, 王娟, 王怡雯, 姚启星, 苏德纯 (2031)

Cd胁迫下不同外源植物激素对水稻幼苗抗氧化系统及Cd吸收积累的影响 ..... 张盛楠, 黄益宗, 李颜, 保琼莉, 黄永春 (2040)

不同有机物料对水稻根表铁膜及砷镉吸收转运的影响 ..... 李开叶, 赵婷婷, 陈佳, 赵秀兰 (2047)

铜尾矿坝及其周边土壤真菌群落结构与功能多样性 ..... 陈建文, 张红, 李君剑, 刘勇 (2056)

微生物群落驱动AM真菌、生物炭及联合改良沙化土壤作用潜力 ..... 张哲超, 杨久扬, 郝百惠, 郝利君, 罗俊清, 李雪, 刁风伟, 张璟霞, 郭伟 (2066)

动物粪便施肥措施促进耐药基因在粪便-土壤-蔬菜之间的散播 ..... 张红娜, 董梦洁, 周玉法, 孙佳欣, 常美洁, 翟真真 (2080)

区域水生态文明建设绩效评价及障碍诊断模型的建立与应用 ..... 万炳彤, 鲍学英, 赵建昌, 李爱春 (2089)

《环境科学》征订启事(1738) 《环境科学》征稿简则(1790) 信息(1860, 1878, 1900)

# 太湖蓝藻胞内有机质的微生物降解

张巧颖<sup>1,2</sup>, 孙伟<sup>1,3</sup>, 杜瑛珣<sup>1\*</sup>, 巩小丽<sup>1,4</sup>

(1. 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; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 江苏省太仓市璜泾镇人民政府, 太仓 215427; 4. 南京万德斯环保科技股份有限公司, 南京 211100)

**摘要:** 蓝藻水华消亡时,藻细胞裂解会产生大量的胞内溶解性有机质(I-DOM). 本研究利用紫外-可见吸收光谱(UV-Vis)和三维荧光-平行因子分析法(EEM-PARAFAC),考察太湖蓝藻 I-DOM 在微生物降解过程的组成变化,并研究了温度(20、25 和 30℃)和 I-DOM 初始浓度(5、10 和 20 mg·L<sup>-1</sup>)对 I-DOM 生物降解的影响. 结果表明,I-DOM 能较好被微生物降解,14 d 后,DOC 的去除率为 50%~74%. 初始 I-DOM 主要包含类色氨酸组分 C1(80%),存在 C2(一种广泛存在的类腐殖质,16.0%)和 C3(微生物来源类腐殖质,3.7%);几乎不含 C4(微生物来源类腐殖质,0.3%). 微生物降解过程,这些组分既被消耗,同时又能被产生,呈现以下变化趋势:C1 组分减少;C2 组分变化趋势复杂,其先下降后增加,随后又下降;C3 和 C4 先增加后减少.  $S_r$ 、 $E_2:E_3$  和 HIX 指标的变化显示,降解过程中,溶液中 DOM 分子量增大,腐殖性增强. 本实验条件的温度和 I-DOM 初始浓度范围均不改变各组分的变化趋势;3 个温度中 25℃ 条件下降解效果最佳;而随着 I-DOM 初始浓度的增加,I-DOM 降解增强. 结合笔者关于 I-DOM 光降解的研究,推断太湖水华消亡产生的 DOM 可能有以下的归趋:其中类色氨酸能被有效降解,而各类腐殖质难以完全降解;这些类腐殖质芳香性较强,极可能与金属物质发生作用而从水体中去除,被埋藏在沉积物中. 本研究有助于探明太湖蓝藻水华消亡产生 DOM 的归趋.

**关键词:** 蓝藻; 胞内有机质(I-DOM); 生物降解; 三维荧光-平行因子分析法(EEM-PARAFAC); 太湖

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)04-1870-09 DOI: 10.13227/j.hjlx.202007227

## Biodegradation of Algae-derived Organic Matter (I-DOM) from Lake Taihu

ZHANG Qiao-ying<sup>1,2</sup>, SUN Wei<sup>1,3</sup>, DU Ying-xun<sup>1\*</sup>, GONG Xiao-li<sup>1,4</sup>

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China; 3. Huangjing Town People's Government, Taicang 215427, China; 4. Nanjing Wondux Environmental Protection Technology Co., Ltd., Nanjing 211100, China)

**Abstract:** A large amount of intracellular dissolved organic matter (I-DOM) is released during the senescent phase of phytoplankton cultures. This research investigated the bio-incubation of I-DOM of cyanobacteria in Lake Taihu under various temperatures (20, 25, and 30°C) and I-DOM initial concentrations (5, 10, and 20 mg·L<sup>-1</sup>) with the aid of ultraviolet-visible spectroscopy (UV-Vis) and three-dimensional fluorescence matrix-parallel factor (EEM-PARAFAC). I-DOM was effectively degraded during the incubation. After 14 days, the DOC removal ratio was 50%~74%. A tryptophan-like component (C1), a ubiquitous humic-like component (C2), and two microbially-derived humic-like components (C3 and C4) contributed 80.0%, 16.0%, 3.7%, and 0.3% to the initial I-DOM, respectively. During the bio-degradation, these components are not only consumed but also produced. C1 decreased during the incubation, while C3 and C4 increased at the beginning of biodegradation and then decreased. The change trend of C2 was complicated, i. e., it decreased firstly and then increased, but decreased again after 7 days. The changes in the optical indices of  $S_r$ ,  $E_2:E_3$  and HIX revealed that the molecular weight of DOM increased, and the aromaticity was enhanced during degradation. The reaction temperature and the initial concentration of I-DOM did not change the trend of the PARAFAC components. The temperature of 25°C was the most suitable for I-DOM bio-degradation. Additionally, the degradation of I-DOM was enhanced with the increase in the initial concentration of I-DOM. Combined with our study on the photodegradation of I-DOM, the possible fate of I-DOM in Lake Taihu was proposed. The tryptophan-like compound could be effectively degraded, while the humic-like components could not be degraded completely. These humic-like components would potentially settle through adsorption or coprecipitation with metal substances. These results are helpful to understand the fate of I-DOM released by a cyanobacteria bloom in Lake Taihu.

**Key words:** cyanobacteria; intracellular-dissolved organic matter (I-DOM); biodegradation; three-dimensional fluorescence matrix-parallel factor (EEM-PARAFAC); Lake Taihu

营养盐的过度输入引起浮游植物的异常繁殖并引起藻华暴发. 太湖的富营养化始于 20 世纪 80 年代,蓝藻水华覆盖面积从开始时的梅梁湾逐步扩大到整个西北太湖,种类以微囊藻为主<sup>[1,2]</sup>. 浮游植物在生长、死亡过程会释放溶解性有机质(DOM),根据其存在形式可以分为胞外溶解性有机质(E-DOM)和胞内溶解性有机质(I-DOM). E-DOM 指的

是藻类在生长繁殖过程中释放到水体中的代谢产物;与 E-DOM 对应,细胞衰退阶段,藻细胞裂解会

收稿日期: 2020-07-24; 修订日期: 2020-10-13

基金项目: 国家自然科学基金项目(41671099, 41971139, 41930760)

作者简介: 张巧颖(1994~),女,硕士研究生,主要研究方向为富营养化湖泊生态修复, E-mail: 15806033905@163.com

\* 通信作者, E-mail: yxdu@niglas.ac.cn

释放大量的 I-DOM, 大幅提高溶液的 DOC 浓度<sup>[3]</sup>. DOM 在水体中会发生光化学降解或生物降解等转化过程, 影响有机质的归趋<sup>[4~8]</sup>. 在自然水体中, 这两种转化可能存在耦合作用或竞争作用<sup>[9~11]</sup>. 耦合作用指的是较难生物降解后的 DOM 经光转化后可以提高其生物降解性, 或者生物降解后的产物能进行光降解; 竞争作用是两种作用均对 DOM 有较好的转化.

DOM 的光化学反应、生物降解性与其性质、组成密切相关<sup>[10, 12~16]</sup>. 三维荧光光谱近年来广泛应用于 DOM 组成和来源的研究, 具有灵敏度高和信息丰富等优点<sup>[17]</sup>. Xiao 等<sup>[18]</sup>研究了 4 种微囊藻的胞外有机质特征, 其荧光组分包括 1 种类蛋白组分和 3 种类腐植酸组分. 笔者以往的研究表明太湖蓝藻 I-DOM 中含有类色氨酸和类腐植酸两种物质; 类色氨酸物质在紫外和可见光条件下均能快速降解; 类腐植酸物质在紫外光下可以降解, 在可见光照条件下降解很慢<sup>[19]</sup>. 有研究考察了太湖蓝藻水华期湖水中溶解性有机质的生物降解<sup>[20]</sup>, 但其对象为蓝藻水华暴发期的湖水 DOM, 包含各种来源有机质. 到目前为止, 对于太湖蓝藻胞内有机质的微生物降解的研究仍有限. 探明太湖蓝藻 I-DOM 的生物降解过程对明确水华消亡产生 DOM 的归趋具有重要的作用; 通过结合 I-DOM 光降解过程, 可推断 I-DOM 中各物质的最终归趋.

## 1 材料与方法

### 1.1 I-DOM 的提取

于 2016 年 6 月 14 日在中国科学院太湖湖泊生态系统试验站 (120°12.57'E, 31°25.42'N) 采集含蓝藻水样 10 L, 再通过浮游植物网过滤得到含蓝藻浓度较高的水样; 对过滤后的藻水进行离心 (9 000 r·min<sup>-1</sup>, 15 min), 分离出藻浆; 然后将藻浆放入超纯水中混合清洗, 再离心出藻浆, 重复 3 遍; 最后用液氮将蓝藻快速冷冻, 再解冻; 重复 3 遍, 将蓝藻细胞打破. 处理后的溶液经孔径为 0.22 μm 的滤膜 (Millipore) 过滤得到 I-DOM 溶液<sup>[21, 22]</sup>, 冷藏. 经测定, 储备液浓度为 550 mg·L<sup>-1</sup>.

### 1.2 I-DOM 的生物降解

I-DOM 的生物降解反应是在温控培养箱中避光进行. 本实验一共设置不同温度 (20、25 和 30℃) 和不同 I-DOM 初始浓度 (5、10 和 20 mg·L<sup>-1</sup>) 系列实验, 共 5 个实验组, 每个实验组设置 3 个平行, 实验周期 14 d. 反应前将 I-DOM 储备液配制成相应浓度的 I-DOM 溶液 (5、10 和 20 mg·L<sup>-1</sup>) 800 mL, 调节溶液 pH 为 8.0; 接种 0.8 mL 菌种水 (取自采样点,

经 0.7 μm 滤膜过滤); 为了减少接种湖水中 DOM 对本实验的干扰, 同时考虑到 I-DOM 生物可利用性强, 所以接种比为 1:1 000; 为了减少外界污染, 瓶口采用医用棉覆盖. 在 0、1、2、4、7、10 和 14 d 取样. 样品经 0.22 μm 的滤膜过滤后, 冷藏, 在两周内进行 DOC 浓度、紫外-可见光全波扫描 (UV-Vis) 和三维荧光光谱 (EEM) 分析.

### 1.3 I-DOM 分析方法

溶解性有机质 (DOC) 浓度的测定: 采用 TOC 仪 (TOC-VCPN) 测定.

紫外-可见光全波扫描光谱 (UV-Vis Spectra) 测定: 使用 Lambda 35 (Perkin Elmer) 紫外可见分光光度计, 测试范围为 200 ~ 800 nm, 参比为 Milli-Q 水. 根据式 (1) 和 (2), 通过一定波长下的吸光度计算得到该波长下的吸收系数<sup>[23]</sup>.

$$a(\lambda') = 2.303 D(\lambda)/r \quad (1)$$

式中,  $a(\lambda')$  为波长  $\lambda'$  下未校正的吸收系数 (m<sup>-1</sup>);  $D(\lambda)$  为吸光度;  $r$  为光程路径 (0.01 m). 由于过滤清液可能残留细小颗粒会引起散射, 为此作如下散射效应订正<sup>[24]</sup>:

$$a(\lambda) = a(\lambda') - a(750)\lambda/750 \quad (2)$$

式中,  $a(\lambda)$  为波长  $\lambda$  的吸收系数 (m<sup>-1</sup>).

三维荧光光谱的测定 (EEM): 采用日立 F-7000 荧光光谱仪测定 (Hitachi High-Technologies). 激发波长 ( $E_x$ ) 为 200 ~ 450 nm, 间隔 5 nm; 发射波长 ( $E_m$ ) 为 250 ~ 550 nm, 间隔 1 nm. EEM-PARAFAC 模型的建立: 首先对三维荧光光谱进行校正: ①利用紫外-可见吸收光谱数据进行内滤效应修正<sup>[25]</sup>; ②用 Milli-Q 水做空白扣除; ③利用 Milli-Q 水的拉曼单位归一化 (R. U.) 来校准日常的荧光强度的变化. 再利用 DOMFluor 工具箱在 MATLAB R2008a 软件中得到 4 组分模型 (C1 ~ C4), 通过折半分析 (split-half analysis) 和随机初始化 (random initialization) 方法来验证模拟结果的可靠性.

光学指标计算:  $E_2:E_3$  为 250 nm 与 365 nm 吸光系数之比, 比值越大 (超过 3.5), 分子量越小, 腐植酸比例越小, 富里酸比例越大<sup>[26]</sup>.  $S_1$ : 波长 275 ~ 295 nm 和 350 ~ 400 nm 的光谱斜率的比值; 与分子量的大小成反比<sup>[27]</sup>. HIX 为腐殖化指数, 是激发波长为 254 nm, 发射波长 435 ~ 480 nm 范围荧光强度的平均值与 300 ~ 345 nm 范围荧光强度平均值的比值<sup>[28]</sup>.

### 1.4 统计分析

不同温度、不同 I-DOM 初始浓度对生物降解的影响采用均值检验分析,  $P < 0.05$  表示显著差异,  $P > 0.05$  表示无显著差异.

## 2 结果与分析

### 2.1 I-DOM 的 EEM-PARAFAC 组分

根据不同降解条件实验获得的 EEM 数据,建立了 4 个组分(C1 ~ C4)模型(图 1). C1 组分在 275 nm 存在激发波长最大值,发射波长最大值出现于 332 nm,表征类色氨酸物质<sup>[29]</sup>. C2 组分有两个最大的激发波长,分别在 270 和 365 nm 处,最大发射波长为 448 nm,与 Cawley 等<sup>[30]</sup>研究的 C3 组分以

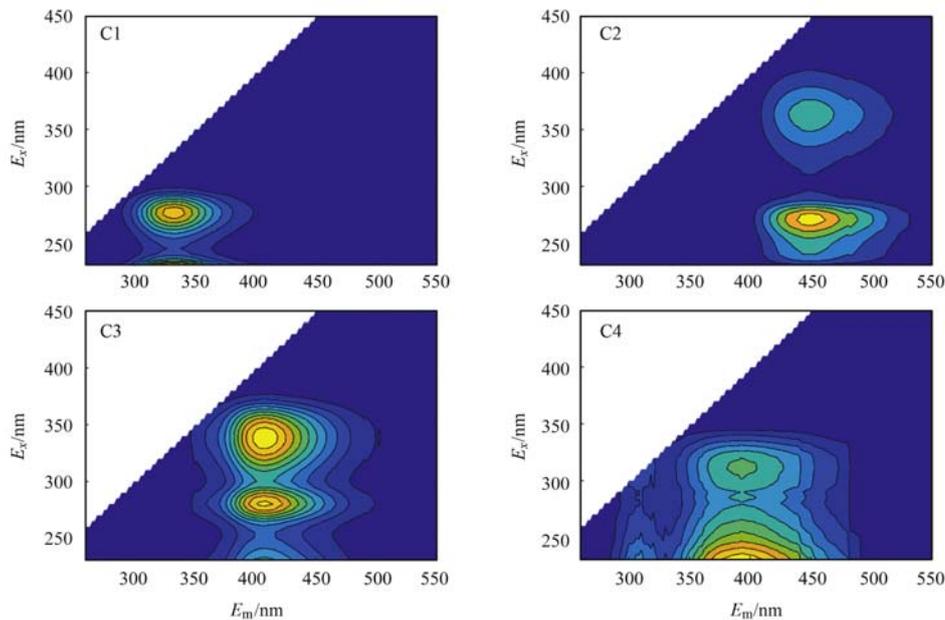


图 1 I-DOM 的 EEM-PARAFAC 组分及激发和发射波长特征

Fig. 1 EEM-PARAFAC components of I-DOM and characteristics of excitation and emission wavelengths

### 2.2 I-DOM 生物降解行为研究

图 2(a) 显示了 I-DOM 在生物降解过程中(初始浓度  $\text{DOC} = 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{pH} = 8.0$ ,  $T = 25^\circ\text{C}$ )的 UV-Vis 光谱变化,可以看出 I-DOM 在紫外区有两个吸收峰,分别为 260 nm 和 330 nm,随着 I-DOM 生物降解过程的进行,I-DOM 的吸光度不断下降,在 250

及 Chen 等<sup>[31]</sup>研究的 C3 峰位置相近,是一种广泛存在的类腐殖质成分. C3 组分在 280 nm 和 340 nm 处分别存在激发最大值,发射波长最大值存在于 408 nm 处,认为是微生物作用产生的类腐殖质<sup>[22]</sup>. C4 组分的最大激发和发射波长分别为 310 nm 和 392 nm,也被认为是一种微生物活动产生的类腐殖质<sup>[32, 33]</sup>. 提取的 I-DOM 初始样品中,C1 ~ C4 组分的相对丰度分别为 80.0%、16.0%、3.7% 和 0.3%.

~350 nm 处尤为明显. 以 260 nm 处吸收系数( $a_{260}$ )的变化率( $1 - [a_{260}]/[a_{260}]_0$ )表示 I-DOM 的降解率,经过 14 d 的生物降解,I-DOM 生物降解率达到 74.6%;前 4 d 的降解速率最大,达到 74.2%,而后趋于稳定[图 2(b)]; DOC 由初始的  $9.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  下降到  $3.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,去除率达到 61.2% (表 1).

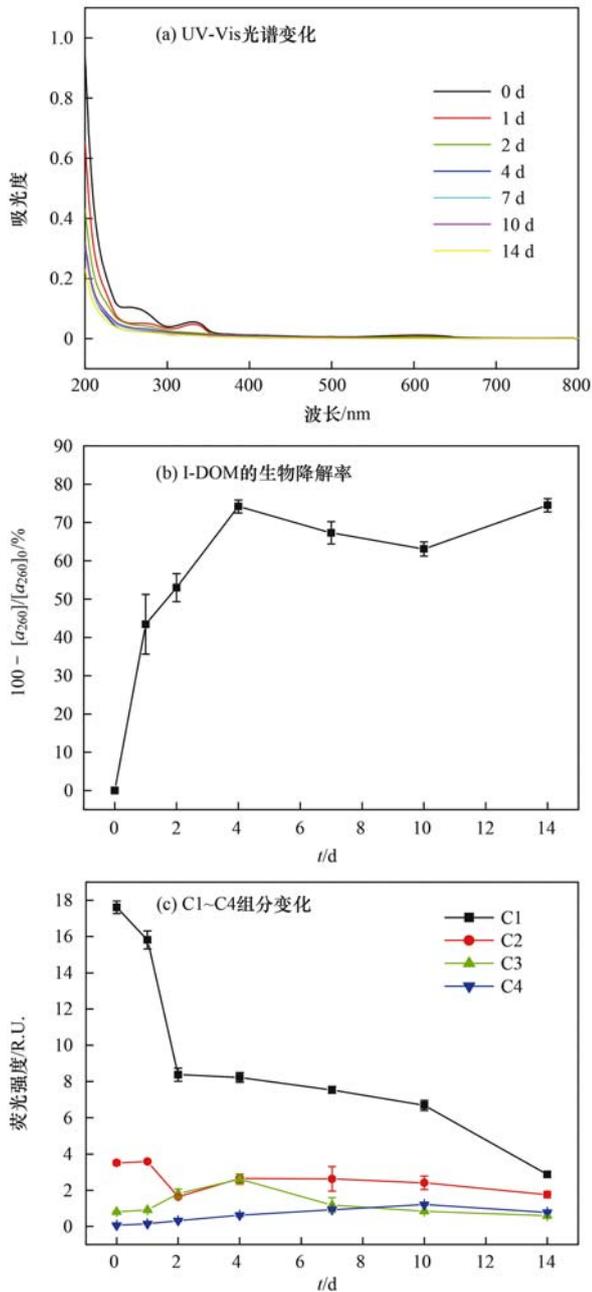
表 1 不同生物降解条件下 DOC 的变化

Table 1 Changes in the DOC during the biodegradation of I-DOM under various conditions

项目	$[\text{DOC}]_0/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	10	10	10	5	20
	$T/^\circ\text{C}$	25	20	30	25	25
$t = 0 \text{ d}$		$9.68 \pm 0.20$	$9.93 \pm 0.09$	$9.84 \pm 0.11$	$4.94 \pm 0.09$	$23.26 \pm 0.23$
$t = 14 \text{ d}$		$3.80 \pm 0.12$	$4.33 \pm 0.31$	$4.00 \pm 0.35$	$2.41 \pm 0.12$	$6.34 \pm 0.36$
去除率/%		$61.2 \pm 0.5$	$56.5 \pm 2.7$	$58.7 \pm 3.9$	$50.4 \pm 2.1$	$73.6 \pm 1.3$

图 2(c) 显示了 I-DOM 在生物降解过程中 C1 ~ C4 组分的变化. 可以看到,类蛋白质组分 C1 在 14 d 的降解过程中持续下降; C1 组分初始浓度为 17.61 R. U.,在降解的第 2 d 浓度下降为 8.38 R. U.,降解率达到 52.43%,随后降解变慢,反应结束时(14 d)浓度为 2.87 R. U.,降解率达到 83.71%. 类腐殖质组分 C2 ~ C4 变化规律不相一致,C2 组分在前 2 d

时降解较快,由初始的 3.51 R. U. 下降到 1.63 R. U.,降解率为 53.38%;但在 2 ~ 7 d 时浓度上升,而后再缓慢下降,14 d 时浓度为 1.76 R. U.,降解率为 49.89%. C3 和 C4 组分在降解过程中均呈现先上升后下降的变化,C3 组分荧光强度的最大值出现在第 4 d(2.61 R. U.),而 C4 组分的最大值则出现在第 10 d(1.21 R. U.).



DOC = 10 mg·L<sup>-1</sup>, pH = 8.0, T = 25°C

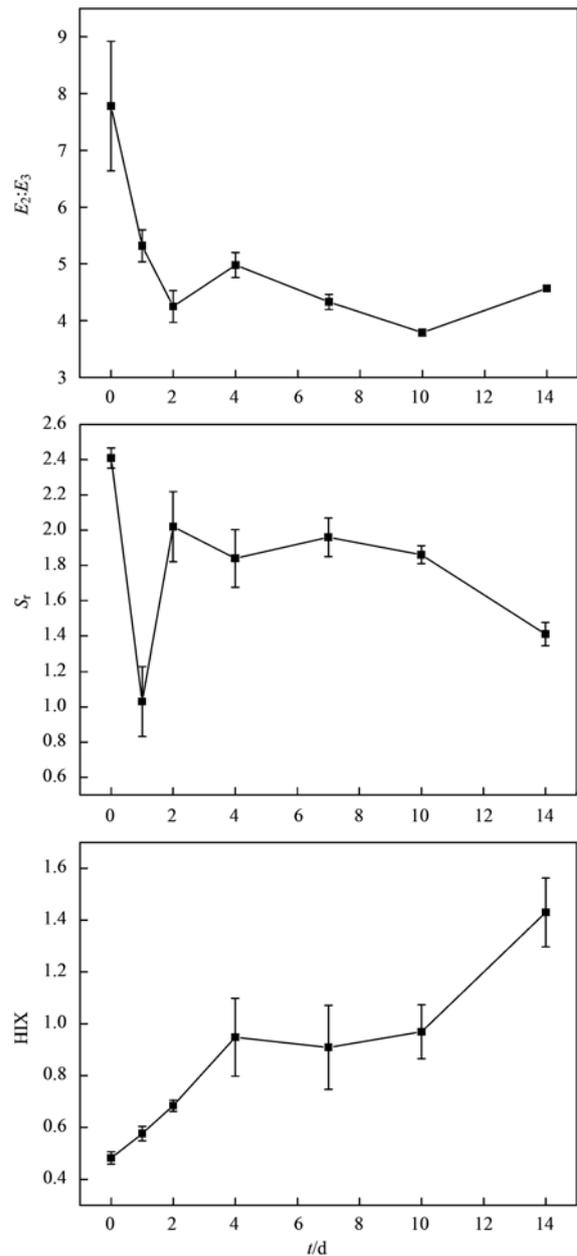
图2 I-DOM 生物降解过程 UV-Vis 光谱、I-DOM 的生物降解率和 C1-C4 组分变化

Fig. 2 Changes in the UV-Vis spectra, biodegradation ratio, and C1-C4 during the biodegradation of I-DOM

图3为I-DOM在生物降解过程中 $E_2:E_3$ 、 $S_r$ 和HIX的变化.可以得到,随着生物降解过程的进行, $E_2:E_3$ 呈下降趋势,特别是前2d,由7.78下降到4.25;降解结束后, $E_2:E_3$ 值为4.57; $S_r$ 值在第1d时下降幅度最大,由初始的2.41下降到1.03,但在2d时又迅速上升至2.02,而后缓慢下降,14d时为1.41;HIX则不断上升,由初始的0.48增加为1.43.

### 2.3 温度对I-DOM微生物降解的影响

本实验设置了3个实验组(20、25和30°C)探



DOC = 10 mg·L<sup>-1</sup>, pH = 8.0, T = 25°C

图3 生物降解过程中 $E_2:E_3$ 、 $S_r$ 和HIX的变化

Fig. 3 Changes in the  $E_2:E_3$ ,  $S_r$ , and HIX during the biodegradation of I-DOM

究温度变化对I-DOM微生物降解的影响(图4). 20、25和30°C条件下,经14d微生物降解后DOC的去除率分别为56.5%、61.2%和58.7%(表1);三者比较,25°C为最佳的I-DOM微生物降解温度.在前4d,降解率逐渐上升,25°C和30°C条件下 $a_{260}$ 降解率要显著高于20°C条件下( $P < 0.05$ ),4d后3个温度实验组中 $a_{260}$ 的降解率逐渐趋于稳定.当14d降解结束后,20°C时C1组分的荧光强度要显著大于25°C和30°C实验组( $P < 0.05$ ).C2组分的荧光强度在3个温度实验组中呈现出一致的趋势,在反应前两天,C2组分减少;后出现增加至峰值后又减

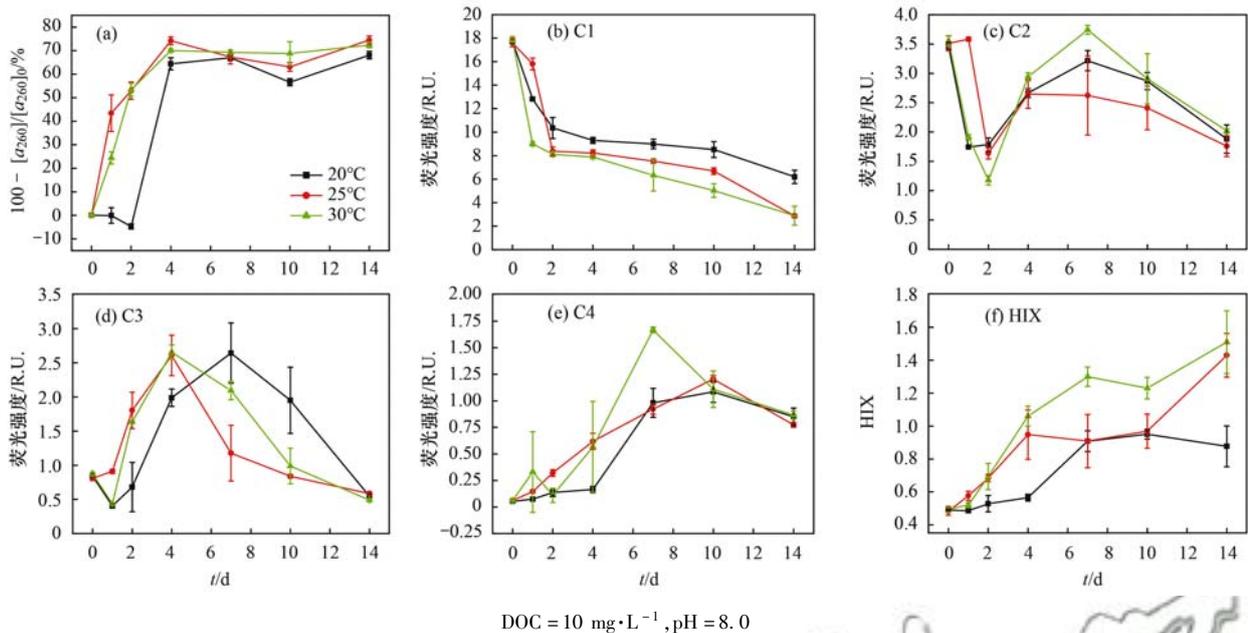


图4 温度变化对 I-DOM 生物降解过程的影响

Fig. 4 Effects of temperature on biodegradation of I-DOM

少. 3 个温度下 C2 组分峰的大小和出现时间有所差异. 20°C 和 30°C, C2 组分的峰值均出现在第 7 d, 分别为 3.22 R. U. 和 3.74 R. U.; 25°C 条件下, 峰值出现在反应的第 4 d, 为 2.65 R. U., 显著低于 20°C 和 30°C 的峰值 ( $P < 0.05$ ). C3 和 C4 组分 14 d 降解结束后荧光强度 (第 14 d) 没有显著差异 ( $P > 0.05$ ), 但 C3 的累积峰值在 25°C 和 30°C 时较 20°C 左移; C4 的累积峰值在 30°C 时左移并显著高于 25°C 和 20°C 的峰值 ( $P < 0.05$ ). 另外, 14 d 降解结束时, 25°C 和 30°C 的 HIX 值要显著高于 20°C ( $P < 0.05$ ), 表明适当升温可以促进 I-DOM 的腐殖化 [图 4(f)].

#### 2.4 不同 I-DOM 初始浓度的微生物降解过程

设置 3 个实验组 (初始 DOC 为 5、10 和 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 考察 I-DOM 的生物降解过程 (图 5). [DOC]<sub>0</sub> 为 5、10 和 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  这 3 个不同 I-DOM 浓度, 经 14 d 微生物降解后 DOC 的去除率分别为 50.4%, 61.2% 和 73.6%. 在实验范围内, 更高的 I-DOM 初始浓度会促进其降解率的增加. 前 2 d,  $a_{260}$  的降解率为 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} > 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} > 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $P < 0.05$ ); 4 d 之后, 3 个实验组  $a_{260}$  的降解率逐渐稳定. 对于 PARAFAC 组分, 3 个不同初始 DOC 浓度下, 4 个组分均呈现较一致的趋势. C1 组分在 14 d 的微生物降解过程中均下降: 反应前两天快速下降; 2~7 d 出现停滞; 7 d 后, 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的初始浓度溶液中, C1 组分的剩余率再次出现下降, 10  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的初始浓度溶液中 C1 组分的剩余率也出现下降, 而 5  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的溶液中没有出现此现象. 从整体上看, C1 组分 14 d 后的剩余率为 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} < 10$

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} < 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $P < 0.05$ ). 3 个实验组 C2 组分均在降解初期荧光强度降低后又增加出现峰值, 10 和 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  组 C2 组分的峰值相较于 5  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  提早. C3 和 C4 组分均先增后减, 初始浓度为 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的实验组 C3 组分峰值出现较其他两组早.

从图 5(f) 可以看出, 随着初始 DOC 浓度的上升, I-DOM 在 14 d 生物降解结束后的 HIX 也越大 ( $P < 0.05$ ), 腐殖化程度更高.

### 3 讨论

#### 3.1 I-DOM 降解过程的组分和性质变化

I-DOM 的初始荧光组分以类色氨酸 C1 占绝对优势 (80%), 含有少量的类腐植酸 C2 (广泛存在, 16.0%, peak A + C); 与以往报道的胞内有机质 DOM 的特征一致, 类色氨酸组分占一些藻类胞内 FDOM (荧光溶解性有机质) 的 75%~93% [22]. 以初始浓度在 10  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的 I-DOM 在 25°C 下的降解为例, 在反应前两天, C1 和 C2 均出现大幅度的下降, 随后 C1 组分荧光强度下降速度变缓, 而 C2 组分由减少转为增加; C3 和 C4 也出现了先增后减. C1 组分荧光强度减少速度放缓, C2、C3 和 C4 组分的增加表明了微生物生长过程会释放此类物质. 不过后续 C1 的进一步减少、C2、C3 和 C4 达到峰值后减少都提示这些物质能被微生物进一步消耗. 细菌在消耗这些组分的同时, 也产生这些组分, 这也导致了在微生物转化过程中, 各组分的变化是比较复杂的, 观测到的各组分变化是其消耗和产生的净结果. 湖泊中细菌对溶解性有机质的同时消耗和产生在文献

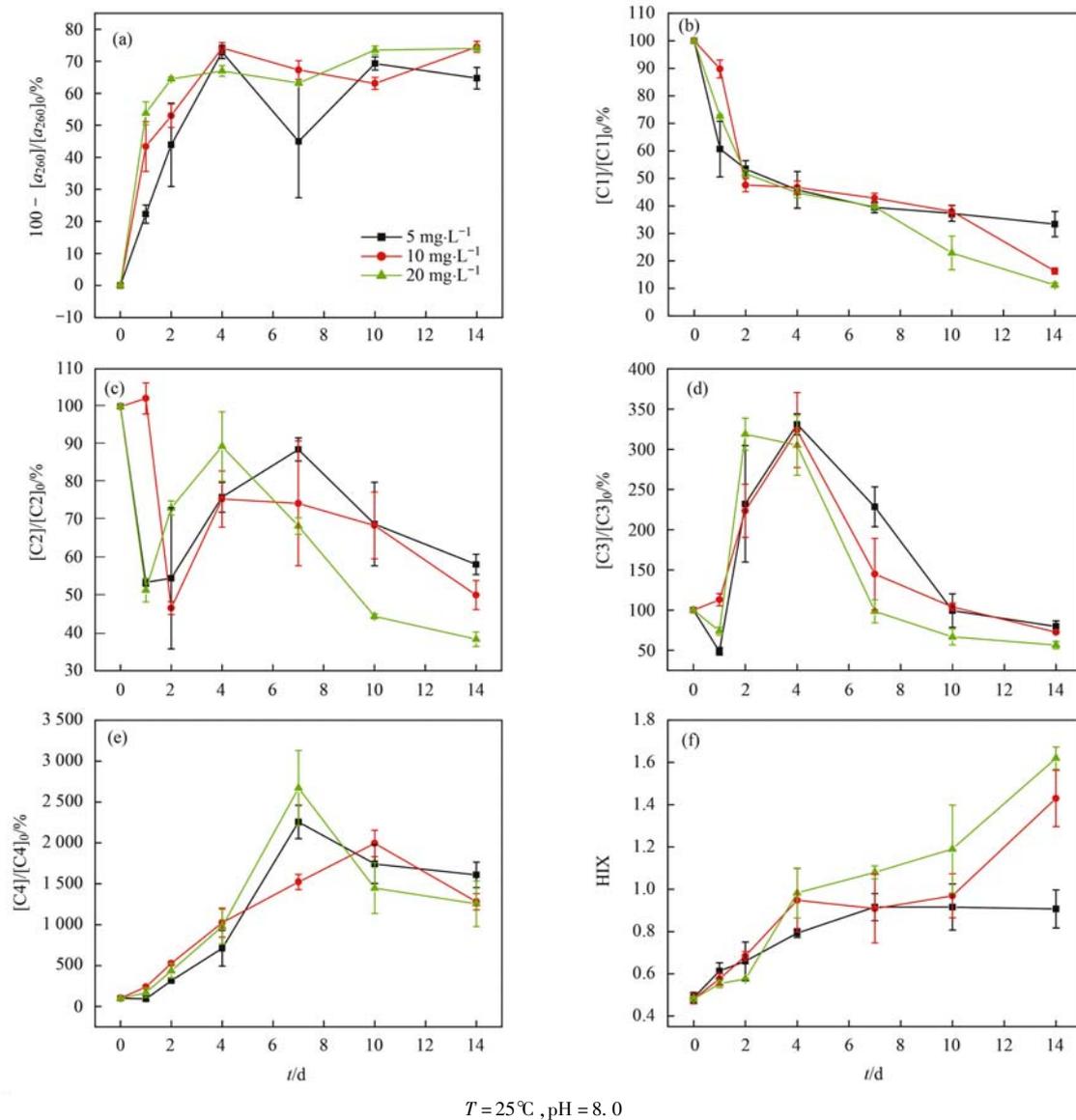


图5 初始 DOC 浓度对 I-DOM 生物降解的影响

Fig. 5 Effects of initial DOC concentrations on biodegradation of I-DOM

中也有报道<sup>[34,35]</sup>。

光学指标  $E_2:E_3$  和  $S_r$  呈现一致的下降趋势,说明在微生物降解过程,溶液中产生的物质的分子量增大. 腐殖化指数 HIX 在微生物降解过程中的上升趋势表明,溶液的腐殖化程度增加,初始时溶液的 HIX 仅为 0.42,腐殖化程度很低,存在的腐植酸仅占 20%;降解结束时,溶液 HIX 为 1.43,腐殖化程度提高,溶液中类腐殖质 (C2、C3 和 C4) 的丰度为 52%. 溶液 DOM 腐殖化程度的增加,可能是其生物可利用性降低的原因;这导致荧光组分在反应后期变化速率减缓.

### 3.2 温度或 I-DOM 初始浓度的影响

在 20 ~ 30°C 范围内,各 PARAFAC 组分的变化趋势一致,说明在该温度范围内,微生物的生长并不会受到限制. 不过,相对于 25°C 和 30°C, 20°C 实验组表现出较显著的延迟;这可能是随着温度的降

低,微生物生长较为缓慢,抑制其对有机质的利用和生长释放有机质过程较慢<sup>[36]</sup>. 太湖水华一般在 10 ~ 11 月份衰退,此时水体温度为 15 ~ 24°C<sup>[37]</sup>. 据本实验结果,此温度下 I-DOM 依然能得到较好降解.

10 mg·L<sup>-1</sup> 和 20 mg·L<sup>-1</sup> 的初始 DOC 浓度 I-DOM 的生物降解率要略高于 5 mg·L<sup>-1</sup> 的. 较高浓度的 I-DOM,可能支撑更多的微生物生长,微生物对 I-DOM 的利用导致较高的降解率. 这一点与光降解相反,光降解过程中,由于光照(光强)一定,提供的光子数量固定,随着 I-DOM 浓度的增大,单位 DOM 能利用光子的数量减少,因此光降解率随 I-DOM 初始浓度的增大而减少.

### 3.3 与光降解结合推断 I-DOM 的可能归趋

太湖水华消退阶段,藻类释放的 I-DOM 在湖泊中能发生微生物降解和光降解. 笔者前期对 I-DOM 的光降解研究<sup>[19]</sup>表明,类色氨酸物质 (C1) 在紫外

和可见光条件下均能快速降解;而对于广泛存在的类腐殖质(C2)和微生物来源类腐殖质(C4),可见光并不能使其降解;同样地,UV-A区的紫外光(320~400 nm)不能降解C2和C4,而UV-B区(280~400 nm)的紫外光能使40%~50%的C2和C4降解,但不能完全降解.由于能进入到地面的紫外光仅占5%左右,且紫外光在水体中衰减很快,仅能穿透几cm;可以推断在实际水体中类腐殖质不能被光降解

而对于微生物降解,在本研究结束时(14 d),C2组分还处于快速下降阶段(图2);虽然本研究未明确C2在长时间内能否完全降解,Zhang等<sup>[38]</sup>对微囊藻降解过程的研究,与C2荧光特征相似的组分在反应14 d后,荧光强度变化较小,到21 d后还有略微上升,说明微生物降解不能使C2完全降解.对于其他两种类腐殖质(C3和C4),本研究结果显示,随着反应的进行,微生物来源类腐殖质(C3和C4)减少速率降低(图2).因此,光降解和微生物降解研究表明,I-DOM中的类腐殖质组分难以完全光降解或生物降解.除了光降解和微生物降解,在颗粒性物质/金属矿物上的吸附或共沉淀是DOM的另一归趋<sup>[21,39,40]</sup>.类腐殖质其具有芳香性,较易发生吸附或共沉淀作用<sup>[14,41]</sup>.结合本实验结果(I-DOM的微生物降解)和光降解结果<sup>[19]</sup>,推测I-DOM在自然水体中的可能归趋.蓝藻水华消亡产生的I-DOM组分,其归趋可能是:类色氨酸既能被光降解,又能被生物降解,而广泛存在的类腐殖质(C2)也能被光降解和生物降解,生物降解可能更彻底地去除C2.微生物来源类腐殖质,部分能被光降解或生物降解.在光降解或生物降解中,类腐殖质难以彻底被去除;由于其芳香性,其可能发生沉降而从水体中去除,埋藏在沉积物中.微生物作用过程中产生的这些难降解的物质的产生是水体碳埋藏的重要途径<sup>[42]</sup>.不过在同时存在光降解和生物降解体系中,类腐殖质组分是否可能被彻底去除还需要进一步研究.

#### 4 结论

(1)I-DOM的腐殖性小,荧光组分以类色氨酸组分C1为主(80%),存在少量的类腐殖质组分C2和微生物来源类腐殖质组分(C3、C4).微生物作用过程中,C2、C3和C4组分既被消耗,同时又能产生.

(2)在较低温度(类似于太湖水华消亡阶段的水体温度),I-DOM的降解在前两天有所延迟,随后能有效被微生物降解;5~20 mg·L<sup>-1</sup>的范围内的I-DOM能被微生物有效降解;降解过程以20 mg·L<sup>-1</sup>

的I-DOM最快.

(3)结合各荧光组分的光降解结果,推断太湖水华消亡产生的I-DOM可能有以下的归趋:类色氨酸能被光降解和生物降解;而广泛存在的类腐殖质(C2)和微生物来源类腐殖质(C3、C4)能部分被光降解和生物降解,但难以完全降解,这些类腐殖质极可能与金属物质发生作用而从水体中去除,埋藏在沉积物中.

#### 参考文献:

- [1] 刘俊杰, 陆隽, 朱广伟, 等. 2009-2017年太湖湖泛发生特征及其影响因素[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1196-1205.  
Liu J J, Lu J, Zhu G W, et al. Occurrence characteristics of black patch events and their influencing factors in Lake Taihu during 2009 and 2017[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(5): 1196-1205.
- [2] 辛华荣, 朱广伟, 王雪松, 等. 2009~2018年太湖湖泛强度变化及其影响因素[J]. 环境科学, 2020, **41**(11): 4914-4923.  
Xin H R, Zhu G W, Wang X S, et al. Variation and driving factors of black water event intensity in Lake Taihu during 2009 to 2018[J]. Environmental Science, 2020, **41**(11): 4914-4923.
- [3] 叶琳琳, 史小丽, 吴晓东, 等. 西太湖秋季蓝藻水华过后细胞裂解对溶解性有机碳影响[J]. 中国环境科学, 2011, **31**(1): 131-136.  
Ye L L, Shi X L, Wu X D, et al. The effect of cyanobacteria on dissolved organic carbon post the bloom in autumn in Western Lake Taihu[J]. China Environmental Science, 2011, **31**(1): 131-136.
- [4] Du Y X, Zhang Y Y, Chen F Z, et al. Photochemical reactivities of Dissolved Organic Matter (DOM) in a sub-alpine lake revealed by EEM-PARAFAC: An insight into the fate of allochthonous DOM in alpine lakes affected by climate change[J]. Science of the Total Environment, 2016, **568**: 216-225.
- [5] Groenewald M, Tranvik L, Natchimuthu S, et al. Photochemical mineralisation in a boreal brown water lake: considerable temporal variability and minor contribution to carbon dioxide production[J]. Biogeosciences, 2016, **13**(13): 3931-3943.
- [6] Kellerman A M, Guillemette F, Podgorski D C, et al. Unifying concepts linking dissolved organic matter composition to persistence in aquatic ecosystems[J]. Environmental Science & Technology, 2018, **52**(5): 2538-2548.
- [7] 刘堰杨, 孙辉, 刘琛, 等. 川西高原河流水体CDOM的光化学降解特性[J]. 环境科学, 2019, **40**(12): 5318-5329.  
Liu Y Y, Sun H, Liu C, et al. Characteristics of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in natural rivers of Western Sichuan Plateau[J]. Environmental Science, 2019, **40**(12): 5318-5329.
- [8] 祁闯, 方家琪, 张利民, 等. 太湖藻型湖区沉积物中生物易降解物质组成及分布规律[J]. 湖泊科学, 2019, **31**(4): 941-949.  
Qi C, Fang J Q, Zhang L M, et al. Composition and distribution of biodegradable compounds in phytoplankton-dominated zone of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, **31**(4): 941-949.
- [9] Bittar T B, Vieira A A H, Stubbins A, et al. Competition between photochemical and biological degradation of dissolved organic matter from the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*[J].

- Limnology and Oceanography, 2015, **60**(4): 1172-1194.
- [10] Bowen J C, Kaplan L A, Cory R M. Photodegradation disproportionately impacts biodegradation of semi-labile DOM in streams[J]. Limnology and Oceanography, 2020, **65**(1): 13-26.
- [11] Cory R M, Kling G W. Interactions between sunlight and microorganisms influence dissolved organic matter degradation along the aquatic continuum[J]. Limnology and Oceanography Letters, 2018, **3**(3): 102-116.
- [12] 劳心宇, 原杰, 刘瑜, 等. 思林水库荧光溶解性有机质的特征、来源及其转化动力学[J]. 环境科学, 2019, **40**(3): 1209-1216.
- Lao X Y, Yuan J, Liu Y, *et al.* Sources, characteristics and transformation dynamics of fluorescent dissolved organic matter in the Silin reservoir[J]. Environmental Science, 2019, **40**(3): 1209-1216.
- [13] Sankar M S, Dash P, Singh S, *et al.* Effect of photo-biodegradation and biodegradation on the biogeochemical cycling of dissolved organic matter across diverse surface water bodies [J]. Journal of Environmental Science, 2019, **77**: 130-147.
- [14] Du Y X, Ramirez C E, Jaffé R. Fractionation of dissolved organic matter by co-precipitation with iron: effects of composition [J]. Environmental Processes, 2018, **5**(1): 5-21.
- [15] Ward C P, Cory R M. Assessing the prevalence, products, and pathways of dissolved organic matter partial photo-oxidation in arctic surface waters[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2020, **22**(5): 1214-1223.
- [16] Zhou L, Zhou Y Q, Hu Y, *et al.* Microbial production and consumption of dissolved organic matter in glacial ecosystems on the Tibetan Plateau[J]. Water Research, 2019, **160**: 18-28.
- [17] Jaffé R, Cawley K M, Yamashita Y. Advances in the physicochemical characterization of dissolved organic matter: Impact on natural and engineered systems [M]. Washington: American Chemical Society, 2014. 27-73.
- [18] Xiao M, Li M, Duan P F, *et al.* Insights into the relationship between colony formation and extracellular polymeric substances (EPS) composition of the cyanobacterium *Microcystis* spp. [J]. Harmful Algae, 2019, **83**: 34-41.
- [19] 孙伟, 巩小丽, 陈煜, 等. 太湖藻源溶解性有机质光化学降解研究[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(1): 91-101.
- Sun W, Gong X L, Chen Y, *et al.* Photochemical degradation of the algae-derived dissolved organic matter in Lake Taihu [J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(1): 91-101.
- [20] 许明, 刘伟京, 白永刚, 等. 太湖蓝藻水华期可溶有机物的生物降解[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(9): 3494-3501.
- Xu M, Liu W J, Bai Y G, *et al.* Biodegradation of dissolved organic matter in Lake Taihu during cyanobacterial blooms[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(9): 3494-3501.
- [21] Lalonde K, Mucci A, Ouellet A, *et al.* Preservation of organic matter in sediments promoted by iron[J]. Nature, 2012, **483**(7388): 198-200.
- [22] Lee D, Kwon M, Ahn Y, *et al.* Characteristics of intracellular algogenic organic matter and its reactivity with hydroxyl radicals [J]. Water Research, 2018, **144**: 13-25.
- [23] Vecchio R D, Blough N V. Photobleaching of chromophoric dissolved organic matter in natural waters: kinetics and modeling [J]. Marine Chemistry, 2002, **78**(4): 231-253.
- [24] Keith D J, Yoder J A, Freeman S A. Spatial and temporal distribution of coloured dissolved organic matter (CDOM) in Narragansett Bay, Rhode Island; implications for phytoplankton in coastal waters [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2002, **55**(5): 705-717.
- [25] McKnight D M, Boyer E W, Westerhoff P K, *et al.* Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity [J]. Limnology and Oceanography, 2001, **46**(1): 38-48.
- [26] Minero C, Lauri V, Falletti G, *et al.* Spectrophotometric characterisation of surface lakewater samples; implications for the quantification of nitrate and the properties of dissolved organic matter[J]. Annali Di Chimica, 2007, **97**(10): 1107-1116.
- [27] Helms J R, Stubbins A, Ritchie J D, *et al.* Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter[J]. Limnology and Oceanography, 2008, **53**(3): 955-969.
- [28] Zsolnay A, Baigar E, Jimenez M, *et al.* Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying[J]. Chemosphere, 1999, **38**(1): 45-50.
- [29] Kida M, Kojima T, Tanabe Y, *et al.* Origin, distributions, and environmental significance of ubiquitous humic-like fluorophores in Antarctic lakes and streams[J]. Water Research, 2019, **163**, doi: 10.1016/j.watres.2019.114901.
- [30] Cawley K M, Ding Y, Fourqurean J, *et al.* Characterising the sources and fate of dissolved organic matter in Shark Bay, Australia: a preliminary study using optical properties and stable carbon isotopes[J]. Marine and Freshwater Research, 2012, **63**(11): 1098-1107.
- [31] Chen M L, Kim J H, Nam S I, *et al.* Production of fluorescent dissolved organic matter in Arctic Ocean sediments[J]. Scientific Reports, 2016, **6**(1), doi: 10.1038/srep39213.
- [32] Lapierre J F, Del Giorgio P A. Partial coupling and differential regulation of biologically and photochemically labile dissolved organic carbon across boreal aquatic networks [J]. Biogeosciences, 2014, **11**(20): 5969-5985.
- [33] Wünsch U J, Murphy K R, Stedmon C A. The one-sample PARAFAC approach reveals molecular size distributions of fluorescent components in dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2017, **51**(20): 11900-11908.
- [34] Fox B G, Thorn R M S, Anesio A M, *et al.* The *in situ* bacterial production of fluorescent organic matter; an investigation at a species level[J]. Water Research, 2017, **125**: 350-359.
- [35] Guillemette F, Del Giorgio P A. Simultaneous consumption and production of fluorescent dissolved organic matter by lake bacterioplankton [J]. Environmental Microbiology, 2012, **14**(6): 1432-1443.
- [36] Moinet G Y K, Hunt J E, Kirschbaum M U F, *et al.* The temperature sensitivity of soil organic matter decomposition is constrained by microbial access to substrates[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, **116**: 333-339.
- [37] 曾野, 朱金格, 王艳平, 等. 东太湖水温变化与水-沉积物界面热通量初探[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(6): 1599-1609.
- Zeng Y, Zhu J G, Wang Y P, *et al.* Changes of water temperature and heat flux at water-sediment interface, East Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(6): 1599-1609.
- [38] Zhang Y L, Van Dijk M A, Liu M L, *et al.* The contribution of phytoplankton degradation to chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in eutrophic shallow lakes: field and experimental evidence [J]. Water Research, 2009, **43**(18): 4685-4697.

- [39] Du Y X, Zhang Q Y, Liu Z W, *et al.* Composition of dissolved organic matter controls interactions with La and Al ions: implications for phosphorus immobilization in eutrophic lakes [J]. *Environmental Pollution*, 2019, **248**: 36-47.
- [40] Sowers T D, Adhikari D, Wang J, *et al.* Spatial associations and chemical composition of organic carbon sequestered in Fe, Ca, and organic carbon ternary systems[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, **52**(12): 6936-6944.
- [41] Coward E K, Ohno T, Sparks D L. Direct evidence for temporal molecular fractionation of dissolved organic matter at the iron oxyhydroxide interface [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**(2): 642-650.
- [42] Jiao N Z, Herndl G J, Hansell D A, *et al.* Microbial production of recalcitrant dissolved organic matter: long-term carbon storage in the global ocean[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2010, **8**(8): 593-599.

---

## 《环境科学》连续 9 次荣获 “中国最具国际影响力学术期刊”称号

2020 年 12 月 17 日,中国学术期刊(光盘版)电子杂志社(CNKI)等机构发布“2020 中国最具国际影响力学术期刊”评选结果。《环境科学》荣获“2020 中国最具国际影响力学术期刊”称号,是唯一入选的环境科学与资源科学类中文期刊,也是自首次评选以来连续 9 次获此殊荣。评选以期刊国际影响力指数进行排序,遴选出排名前 5% (Top5%) 的期刊获评“中国最具国际影响力学术期刊”。

环 境 科 学

## CONTENTS

Contributors to Air Pollutant Emission Changes in Autumn and Winter in Beijing-Tianjin-Hebei and Surrounding Areas .....	TANG Qian, ZHENG Bo, XUE Wen-bo, <i>et al.</i> (1591)
Characteristics and Meteorological Factors of Complex Nonattainment Pollution of Atmospheric Photochemical Oxidant ( $O_x$ ) and $PM_{2.5}$ in the Pearl River Delta Region, China .....	YAN Feng-hua, CHEN Wei-hua, CHANG Ming, <i>et al.</i> (1600)
Source Apportionment of Ozone Pollution in Guangzhou; Case Study with the Application of Lagrangian Photochemical Trajectory Model .....	PEI Cheng-lei, MU Jiang-shan, ZHANG Ying-nan, <i>et al.</i> (1615)
Chemical Composition and Source Analysis of $PM_{2.5}$ in Yuncheng, Shanxi Province in Autumn and Winter .....	ZHAO Qing, LI Xing-ru, WANG Guo-xuan, <i>et al.</i> (1626)
Temporal Trend of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Atmosphere Within 24 Hours After Snowfall .....	FAN Hui-ze, ZHU Fu-jie, HU Peng-tuan, <i>et al.</i> (1636)
Determination Method and Characteristics of Particle Size Multiplier of $PM_{2.5}$ in Road Dust .....	LI Dong, CHEN Jian-hua, ZHANG Yue-fan, <i>et al.</i> (1642)
Source Profiles and Impact of VOCs Based on Production Processes in Foundry Industries .....	GAO Shuang, LI Shi-bei, BO Xin, <i>et al.</i> (1649)
Emission Characteristics and Toxicity Effects of Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Coal-Fired and Waste Incineration Power Plants .....	NI Xiu-feng, WANG Ru-wei, CAI Fei-xuan, <i>et al.</i> (1660)
Concentration and Particle Size Distribution Characteristics of Microbial Aerosol and Bacterial Community Structure During Spring in Lanzhou City, China .....	ZHAO Wei, LI Jie, XIE Hui-na, <i>et al.</i> (1668)
Optimization Method and Case Study of Air Pollution Emission Spatial Pattern .....	LI Min-hui, LIAO Cheng-hao, CHANG Shu-cheng, <i>et al.</i> (1679)
Influence of $PM_{2.5}$ Pollution on Health Burden and Economic Loss in China .....	LI Yong, LIAO Qin, ZHAO Xiu-ge, <i>et al.</i> (1688)
Identify the Nitrate Sources in Different Land Use Areas Based on Multiple Isotopes .....	JIN Zan-fang, HU Jing, WU Ai-jing, <i>et al.</i> (1696)
Hydrochemical Characteristic and Their Controlling Factors in the Yarkant River Basin of Xinjiang .....	ZHANG Jie, ZHOU Jin-long, ZENG Yan-yan, <i>et al.</i> (1706)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Water of Lijiang River Basin .....	HUANG Hong-wei, XIAO He, WANG Dun-qiu, <i>et al.</i> (1714)
Changes in Concentrations and Pollution Levels of Trace Elements of Floodplain Sediments of Poyang Lake Basin in Recent Twenty Years .....	LI Kuo, YANG Ke, PENG Min, <i>et al.</i> (1724)
Hydrochemical and Isotopic Characteristics in the Shallow Groundwater of the Fenhe River Basin and Indicative Significance .....	LIU Xin, XIANG Wei, SI Bing-cheng (1739)
Major Ionic Characteristics and Factors of Karst Groundwater at Huixian Karst Wetland, China .....	LI Jun, ZOU Sheng-zhang, ZHAO Yi, <i>et al.</i> (1750)
Hydrochemistry Characteristics and Estimation of the Dissolved Inorganic Carbon Flux in the Caohai Lake Wetland Catchment of Guizhou Province .....	CAO Xing-xing, WU Pan, YANG Shi-di, <i>et al.</i> (1761)
Concentration Levels and Potential Ecological Risks of Current Use Pesticides in the Surface Seawater of Typical Liaoning Sea Areas .....	DU Jing, HU Chao-kui, XIE Huai-jun, <i>et al.</i> (1772)
Levels, Characteristics, and Potential Source of Micro(meso)plastic Pollution of Soil in Liaohe River Basin .....	HAN Li-hua, XU Li, LI Qiao-ling, <i>et al.</i> (1781)
PAHs Pollution Characteristics and Source Analysis of Typical Lake and Reservoir Sediments in Jin-Ji-Liao Area .....	WU Peng, LU Yi-ren, LI Hui, <i>et al.</i> (1791)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Organophosphate Esters in Rivers and Water Body Around Taihu Lake .....	ZHANG Wen-ping, ZHANG Zhen-fei, GUO Chang-sheng, <i>et al.</i> (1801)
Spatiotemporal Distributions and Ecological Risk Assessments of Typical Antibiotics in Surface Water of Taihu Lake .....	DING Jian-nan, LIU Shu-jiao, ZOU Jie-ming, <i>et al.</i> (1811)
Characteristics of Volatile Organic Compounds Pollution and Risk Assessment of Nansi Lake in Huaihe River Basin .....	CHENG Yun-xuan, GAO Qiu-sheng, LI Jie, <i>et al.</i> (1820)
Distribution, Source, and Ecological Risk Evaluation of the PAHs and PCBs in the Sediments from Sanya River .....	ZHAN Yong, WEI Ting-ting, YE Hui-bin, <i>et al.</i> (1830)
Spatiotemporal Change and Source Apportionment of Non-point Source Nitrogen and Phosphorus Pollution Loads in the Three Gorges Reservoir Area .....	LI Ming-long, JIA Meng-dan, SUN Tian-cheng, <i>et al.</i> (1839)
Effect of the Combined Use of Denitrifying Bacteria, Calcium Nitrate, and Zirconium-Modified Zeolite on the Mobilization of Nitrogen and Phosphorus in Sediments and Evaluation of Its Nitrate-Nitrogen Releasing Risk .....	XIN Hui-min, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui (1847)
Combined Remediation of Eutrophic Water by Phoslock® and Aerobic Denitrifying Bacteria .....	LI Bing-tang, ZHOU Zhi-qin, Ravi Naidu, <i>et al.</i> (1861)
Biodegradation of Algae-derived Organic Matter (I-DOM) from Lake Taihu .....	ZHANG Qiao-ying, SUN Wei, DU Ying-xun, <i>et al.</i> (1870)
Structure Characteristics and Driving Variables of Epilithic Algae Community in Lhasa River Basin of Qinghai-Tibet Plateau .....	WEI Jun-wei, LI Hong-ran, WANG Xing-zhong, <i>et al.</i> (1879)
Spectral Characteristics and Sources of Dissolved Organic Matter from Landscape River During Flood Season in Suzhou Based on EEMs and UV-vis .....	HE Jie, ZHU Xue-hui, WEI Bin, <i>et al.</i> (1889)
Adsorption and Desorption Behaviors of Antibiotics on TWP and PVC Particles Before and After Aging .....	FAN Xiu-lei, ZOU Ye-feng, LIU Jia-qiang, <i>et al.</i> (1901)
Synthesis of Magnetic Iron Modifying Biochar for Ammonia Nitrogen Removal from Water .....	WANG Fang-jun, SANG Qian-qian, DENG Ying, <i>et al.</i> (1913)
Seasonal Effects of Influent Ammonia Oxidizing Bacteria of Municipal Wastewater Treatment Plants on Activated Sludge System .....	YU Li-fang, WANG Yu, HUA Si-si, <i>et al.</i> (1923)
Analysis of Performance and Microbial Diversity of ANAMMOX Sludge Based on Particle Size Differentiation .....	WANG Xiao-tong, YANG Hong (1930)
Effects of Chlorine Dioxide Disinfection on the Profile of the Super Antibiotic Resistance Genes in a Wastewater Treatment Plant .....	CHENG Chun-yan, LI Hai-bei, LIANG Yong-bing, <i>et al.</i> (1939)
Effects of PES and 2,4-DCP on the Extracellular Polymeric Substances and Microbial Community of Anaerobic Granular Sludge .....	LIN Xu-meng, SU Cheng-yuan, WU Shu-min, <i>et al.</i> (1946)
Characteristics of Sludge and Associated Risk Assessment of Urban Sewage Treatment Plants .....	LI Juan, LI Jin-xiang, YANG Yan-yan (1956)
Effects of Climate Warming on the Key Process and Index of Black Soil Carbon and Nitrogen Cycle During Freezing Period .....	WANG Zi-long, LIU Chuan-xing, JIANG Qiu-xiang, <i>et al.</i> (1967)
Effects of Combined Application of Biogas Slurry and Straw on the Migration and Fractions of Soil Heavy Metals in Rice-wheat Rotation System in Coastal Reclamation Areas .....	WANG Wei, ZHOU Jun-nan, TANG Yi-fan, <i>et al.</i> (1979)
Geochemical Survey Method of Land Quality in Land Parcel Scale City: A Case Study of the Initial Area of the Xiong'an New District .....	ZHOU Ya-long, GUO Zhi-juan, LIU Fei, <i>et al.</i> (1989)
Potential Ecological Risk Assessment and Source Analysis of Heavy Metals in Soil-crop System in Xiong'an New District .....	ZHOU Ya-long, YANG Zhi-bin, WANG Qiao-lin, <i>et al.</i> (2003)
Cadmium Accumulation Characteristics and Impacting Factors of Different Rice Varieties Under Paddy Soils with High Geological Backgrounds .....	DAI Zi-wei, FANG Cheng, SUN Bin, <i>et al.</i> (2016)
Effects of Different Exogenous Selenium Species Application on Growth and Cadmium Uptake of Pak Choi in Cadmium Contaminated Soil .....	LIU Yang, QI Ming-xing, WANG Min, <i>et al.</i> (2024)
Influencing Factors of Cadmium Bioaccumulation Factor in Crops .....	CHEN Jie, WANG Juan, WANG Yi-wen, <i>et al.</i> (2031)
Effects of Different Exogenous Plant Hormones on the Antioxidant System and Cd Absorption and Accumulation of Rice Seedlings Under Cd Stress .....	ZHANG Sheng-nan, HUANG Yi-zong, LI Yan, <i>et al.</i> (2040)
Effects of Different Organic Materials on Absorption and Translocation of Arsenic and Cadmium in Rice .....	LI Kai-ye, ZHAO Ting-ting, CHEN Jia, <i>et al.</i> (2047)
Soil Fungal Community Structure and Functional Diversity in a Copper Tailing Dam and Its Surrounding Areas .....	CHEN Jian-wen, ZHANG Hong, LI Jun-jian, <i>et al.</i> (2056)
Potential of Arbuscular Mycorrhizal Fungi, Biochar, and Combined Amendment on Sandy Soil Improvement Driven by Microbial Community .....	ZHANG Zhe-chao, YANG Jiu-yang, HAO Bai-hui, <i>et al.</i> (2066)
Animal Manure Fertilization Promotes Antibiotic Resistance Gene Dissemination Among Manure, Soil, and Vegetables .....	ZHANG Hong-na, DONG Meng-jie, ZHOU Yu-fa, <i>et al.</i> (2080)
Establishment and Application of Performance Evaluation and Obstacle Diagnosis Model for Regional Water Ecological Civilization Construction .....	WAN Bing-tong, BAO Xue-ying, ZHAO Jian-chang, <i>et al.</i> (2089)