

E方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

不同国家农用地土壤环境标准比较与启示
李勳之, 姜榕, 王国庆, 陈玉东, 龙涛, 林玉锁

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2022年2月

第43卷 第2期
Vol.43 No.2

目次

综述

不同国家农用地土壤环境标准比较与启示 李勛之, 姜蓉, 王国庆, 陈玉东, 龙涛, 林玉锁 (577)
再生水水质稳定性评价指标与体系 张馨怡, 魏东斌, 杜宇国 (586)

研究报告

兰州市采暖期和非采暖期大气降尘重金属的分布特征及来源 黄文, 王胜利 (597)
基于多种新型受体模型的PM_{2.5}来源解析对比 王振宇, 李永斌, 郭凌, 宋志强, 许艳玲, 王丰, 梁维青, 史国良, 冯银厂 (608)
华中地区夏季PM_{2.5}中水溶性离子污染特征及来源分析 苏业旺, 刘威杰, 毛瑶, 程铨, 石明明, 许安, 李星谕, 胡天鹏, 祁士华, 邢新丽 (619)

淄博2021年元宵节PM_{2.5}水溶性离子污染特征 陈巧, 吴丽萍, 徐勃, 张向炎, 李梦辉, 赵雪艳, 杨文 (629)

浙江省大气颗粒物PM_{2.5}中全氟化合物污染特征分析及健康风险评估 李冰洁, 陈金媛, 刘铮铮, 王静, 何士冲 (639)

2001~2019年气象条件对江苏省PM_{2.5}分布的影响 潘晨, 康志明 (649)

基于神经网络和数值模型的重点区域PM_{2.5}预报比较分析 高愈霄, 汪巍, 黄永海, 王晓彦, 朱媛媛, 朱莉莉, 许荣, 李健军 (663)

2015~2020年海南省臭氧时空变化及其成因分析 符传博, 徐文帅, 丹利, 佟金鹤 (675)

济南市城区夏季臭氧污染过程及来源分析 孙晓艳, 赵敏, 申恒青, 刘杨, 杜明月, 张文娟, 许宏宇, 范国兰, 公华林, 李青松, 李大秋, 高晓梅, 张丽娜 (686)

山东临沂大气夏季典型时段臭氧污染特征及其控制因素分析 杨雪, 安馨悦, 刘玉启, 江春美, 张鹏程, 李灵婕, 赵世阳, 张书源 (696)

基于气团老化程度对挥发性有机物分类改善PMF源解析效果 朱玉凡, 陈强, 刘晓, 张瑞欣, 郭文凯 (707)

日照市夏季VOCs物种空间分布特征及其对臭氧生成的影响 姚维杰, 王大玮, 谢付莹, 朱宏伟, 孟祥宇, 田雨, 刘航, 刘晓咏, 张宇婷, 雷山东, 孙业乐, 吴林, 潘小乐, 王自发 (714)

泰山大气卤代烃的长期变化趋势与来源 赵峰, 陈天舒, 董灿, 李洪勇, 刘子璐, 毕于健, 国兆新, 王新锋, 杨凌霄, 王韬, 王文兴, 薛丽坤 (723)

典型内燃叉车尾气挥发性有机物与正构烷烃的排放特征 周文钦, 李成, 刘俊文, 朱曼妮, 桂小亮, 余飞, 廖松地, 姜帆, 李光辉, 蒋斌, 郑君瑜 (735)

2000~2020年黄河流域植被时空演化驱动机制 田智慧, 任祖光, 魏海涛 (743)

西南喀斯特流域土地利用对河流溶解无机碳及其同位素的影响 徐森, 李思亮, 钟君 (752)

生物炭添加对太湖滨岸带土壤氮化和淋失特征的影响 熊钰婷, 袁旭音, 周慧华, 高一丹, 汪宜敏 (762)

不同降雨条件下北运河河岸带类型对径流污染削减效果的影响 朱利英, 赵凯, 张俊亚, 王春荣, 魏源送 (770)

雨源型城市河流污染特征及水质联合评价:以深圳龙岗河为例 毕业亮, 王华彩, 夏兵, 姜参参, 吴伟业, 李志林, 李诗敏, 宿辉, 白志辉, 徐圣君, 庄绪亮 (782)

廊坊市区径流污染时空分布特征及来源解析 潘欣荣, 左剑恶, 张宇, 门聪, 张丽萍, 黄守斌 (795)

北运河京津冀段河道浮游微生物群落多样性变化分析 郭芝芝, 苏振华, 邱琰蓉, 郭道宇 (803)

河北省典型景观水体反硝化菌群落时空分布特征及驱动因素:以石家庄为例 陈召堂, 张紫薇, 张甜娜, 周石磊, 张艺冉, 董宛佳, 于明会, 张一凡, 张家丰 (813)

青海湖流域有色可溶性有机物来源与特征分析 俞晓琴, 孟先强, 吴华武, 陈慧敏, 李宇阳, 朱俊羽, 郭燕妮, 姚磊 (826)

鄱阳湖丰枯情景对有色可溶性有机物生物可利用性及收支平衡的影响 郭燕妮, 姚晓龙, 陈慧敏, 俞晓琴, 李宇阳, 朱俊羽, 韩龙飞, 周蕾, 周永强 (837)

鄱阳湖沉积物溶解性有机质光谱特征 罗燕清, 万智巍, 晏彩霞, 聂明华, 丁明军, 鞠民, 刘赞 (847)

汤逊湖表层沉积物重金属污染与潜在生态风险评价 李星谕, 李朋, 苏业旺, 石明明, 胡天鹏, 毛瑶, 刘力, 张雅, 邢新丽, 祁士华 (859)

基于核密度估计的城市基础要素与街尘营养元素含量特征关联 王子娇, 李叙勇 (867)

新冠疫情下武汉典型饮用水水源中DBPs污染特征与风险评估 张坤峰, 昌盛, 涂响, 付青, 杨光, 樊月婷, 孙兴滨 (878)

铁改性石英砂过滤协同控制饮用水含氮消毒副产物和条件致病菌 齐鹏, 胡春, 邢学群, 毕志浩, 李泽松 (887)

氮掺杂生物炭催化臭氧对于布洛芬的降解特性与机制 柴铨, 许路, 金鑫, 石炬, 吴晨曦, 金鹏康 (896)

环糊精多孔聚合物对水中染料分子的吸附性能及主客效应 赵传靓, 王子婕, 闫仪, 徐慧, 周俊垣, 杨利伟, 王东升 (907)

冷冻PN/A颗粒污泥快速活化过程中的污泥形态与菌群演化特征分析 黄子恒, 张立, 崔舒惠, 张绮英, 文言, 钱飞跃 (920)

不同阳离子聚丙烯酰胺有机脱水剂对污泥脱水性能的影响 冯齐云, 高宝玉, 岳钦艳, 石伟杰, 冯春晖, 周继柱, 王国瑞 (928)

云南某矿区小流域土壤重金属健康风险评价 刘洋, 何朝辉, 牛学奎, 张迪, 潘波 (936)

山地平原过渡带耕地土壤重金属空间特征及潜在生态风险因素探析 张丁, 黄容, 高雪松 (946)

地累积指数法评价多金属环境质量的方法优化探索:以农业发达地区为例 鞠铁男, 雷梅 (957)

西南地质高背景区蔬菜Pb的安全生产阈值与土地质量类别划分 穆德苗, 孙约兵 (965)

典型锰矿区周边农田土壤-农作物重金属污染特征及生态风险评价 黄钟霆, 易盛炜, 陈贝贝, 彭锐, 石雪芳, 李峰 (975)

矿业废弃地不同生态修复模式下植物多样性及重金属富集迁移特征 周鹏飞, 张世文, 罗明, 魏洪斌, 宋强, 方兵, 庄红娟, 陈弘扬 (985)

不同种植年限蔬菜大棚土壤特性、重金属累积和生态风险 任强, 孙瑞玲, 郑凯旋, 刘祎丹, 阮心玲, 王洋洋 (995)

温室与大田种植方式对胡萝卜生长过程中重金属吸收的影响 曹春, 任丹, 吕贞英, 张鹏, 李锦超, 陈勋文, 王俊坚 (1004)

两种淹水模式下施用钝化材料对镉污染农田水稻安全的影响 王港, 余海英, 李廷轩, 唐焯 (1015)

复合淋洗条件下农用地耕作层土壤去镉效率及其功能调节 曹坤坤, 张沙沙, 胡学玉, 张敏, 胡晓晓, 王子劲 (1023)

产多胺细菌调控根际细菌群落阻控小麦Cd吸收效应 李晓哲, 覃善梅, 陈兆进, 张君, 姚伦广, 李娜, 鹿发虎, 韩辉 (1031)

土壤phoC和phoD微生物群落对化肥和有机肥配施生物炭的响应 杨文娜, 余烁, 罗东海, 熊子怡, 王莹燕, 王子芳, 高明 (1040)

刺槐林恢复过程中土壤微生物碳降解酶的变化及与碳库组分的关系 李文杰, 张祯敏, 赵雅萍, 许森平, 任成杰, 杨改河, 冯永忠, 任广鑫, 王晓娟, 韩新辉 (1050)

中亚热带不同林龄马尾松林土壤酶学计量特征 焦鹏宇, 郭文, 陈泽龙, 刘先, 胡亚林, 王玉哲 (1059)

稻田与旱地土壤中真菌和细菌对秸秆碳的利用特征 邓少虹, 郑小东, 毛婉琼, 陈香碧, 胡亚军, 程爱武, 何寻阳, 苏以荣 (1069)

模拟及实际根系分泌物对镉污染土壤微生物群落的影响 韩博远, 张闻, 胡芳雨, 赵庆庆, 卢媛, 孔学, 吕俊岗 (1077)

德兴铜矿区抗生素抗性基因污染特征及其驱动因子 韩柳, 楼倩, 乔敏, 刘梦婷, 钟家有, 丁惠君 (1089)

陕西渭北旱塬区农田土壤有机质空间预测方法 尉芳, 刘京, 夏利恒, 徐仲伟, 龙小翠 (1097)

长三角农田轮作系统氨排放特征、转化机制和减排潜力 徐昶, 苗文亮, 倪远之, 沈根祥, 钱晓雍, 付侃, 高宗源, 王振旗 (1108)

《环境科学》征订启事(618) 《环境科学》征稿简则(761) 信息(685, 935, 956)

青海湖流域有色可溶性有机物来源与特征分析

俞晓琴^{1,2}, 孟先强¹, 吴华武¹, 陈慧敏¹, 李宇阳¹, 朱俊羽¹, 郭燕妮¹, 姚磊^{1*}

(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. 湖南师范大学地理科学学院, 长沙 410081)

摘要: 青海湖是我国最大的湖泊, 该流域生态系统健康对维系青藏高原生态安全具有重要意义. 关于我国青藏高原区内大型湖泊的有色可溶性有机物 (CDOM) 组成与来源研究甚少, 对青海湖流域开展 CDOM 的来源及特征研究对该湖水质保护及填补空白区的研究具有重要意义. 通过两次青海湖流域采样并结合三维荧光光谱-平行因子分析法 (EEMs-PARAFAC) 分析了青海湖入湖河流和湖泊水体的 CDOM 组成特征、光学特性和可能来源. 结果发现, 湖泊内溶解性有机碳 (DOC) 浓度、 $a_{250}:a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 均值均极显著高于入湖河流 ($P < 0.0001$, t -test, 下同), 而 a_{350} 、 $SUVA_{254}$ 、 $I_C:I_T$ 和腐殖化指数 HIX 均值极显著小于入湖河流 ($P < 0.0001$), 意味着湖泊内有机碳具有低芳香性特征, 而入湖河流内 CDOM 则具有高芳香性且腐殖化程度高. 通过平行因子分析法解析各水样的三维荧光光谱得到 4 个组分: 陆源类腐殖质酸 C1 ($E_x/E_m = 255/428$ nm)、微生物作用的类腐殖质酸 C2 [$E_x/E_m = 255(280)/428$ nm]、酪氨酸 C3 ($E_x/E_m = 270/316$ nm) 和类色氨酸 C4 ($E_x/E_m = 230/340$ nm). 就河源至河口连续体梯度而言, 青海湖流域河源水体的溶解性有机碳 (DOC) 浓度、 $S_{275-295}$ 和 $a_{250}:a_{365}$ 均小于下游河口区水体, 表明从河流上游至下游过程中水体 CDOM 丰度增加而相对分子质量减少, 陆源类腐殖质酸 C1 和主成分分析所得表征陆源输入的 PC1 均表现为河流显著大于湖泊 ($P < 0.001$), 再次证明河流水体 CDOM 腐殖化程度高于湖泊水体. 特别地, 在泉吉河、沙柳河和哈尔盖河流域因下游河口冲积扇区域耕地比重较大, 陆源类腐殖质 C1 组分的贡献比例相较于其他河流更高.

关键词: 有色可溶性有机物 (CDOM); 平行因子分析 (PARAFAC); 三维荧光; 青海湖; 溶解性有机碳 (DOC)

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2022)02-0826-11 DOI: 10.13227/j.hjkk.202105164

Source and Optical Dynamics of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Watershed of Lake Qinghai

YU Xiao-qin^{1,2}, MENG Xian-qiang¹, WU Hua-wu¹, CHEN Hui-min¹, LI Yu-yang¹, ZHU Jun-yu¹, GUO Yan-mi¹, YAO Lei^{1*}

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. School of Geographic Sciences, Hunan Normal University, Changsha 410081, China)

Abstract: Lake Qinghai is the largest lake in China and is of great significance to maintain the ecological security of the Qinghai-Tibet Plateau. Few studies have been carried out to investigate the optical composition and source of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in large lakes on the Qinghai-Tibet Plateau. It is of great significance to study the source and optical dynamics of CDOM in Lake Qinghai watershed for water quality protection and filling in the gaps in the knowledge of CDOM variability in a remote area. Two sampling campaigns in the Lake Qinghai watershed were carried out, and excitation-emission matrices coupled with parallel factor analysis (EEMs-PARAFAC) were used to unravel the optical composition and the sources of CDOM. Our results indicated that the mean dissolved organic carbon (DOC) concentration, $a_{250}:a_{365}$, and the spectral slope of CDOM absorption $S_{275-295}$ in the lake were significantly higher than that in the inflow river ($P < 0.0001$, t -test), whereas the mean absorption coefficient of CDOM a_{350} , humification index (HIX), fluorescence peak integration ratio $I_C:I_T$, and specific ultraviolet absorbance at 254 nm $SUVA_{254}$ of CDOM were shown to be lower in the lake than in the inflow river ($P < 0.0001$), indicating that compared with the lake itself, CDOM in the inflow was humic-rich and highly aromatic. Four fluorescent components were obtained using PARAFAC, including a terrestrial human-like component C1, a microbial human-like component C2, a tyrosine-like C3, and a tryptophan-like C4. The mean DOC concentration, $S_{275-295}$, and $a_{250}:a_{365}$ in the headwater streams of the Lake Qinghai watershed were lower than those in the downstream estuary, indicating that the CDOM abundance increased, and the molecular weight decreased, from the headwaters to the downstream river mouths. The mean of $SUVA_{254}$, C1, and the first axis of principal component analysis were positively related to terrestrial input (i. e., the PC1 values were significantly higher in rivers than in lakes ($P < 0.001$)), indicating that the aromaticity of CDOM in rivers was higher than that in lakes. Particularly, the contribution of terrestrial humic-like C1 was higher in the Quanji River, Shaliu River, and Khargai River compared with that in other tributaries due to an intensified cultivated land use at the downstream estuary of these rivers.

Key words: chromophoric dissolved organic matter (CDOM); parallel factor analysis (PARAFAC); excitation-emission matrices; Lake Qinghai; dissolved organic carbon (DOC)

青藏高原是世界海拔最高的高原, 面积约占国土面积的 27%^[1], 其上分布着中国数量最多的湖泊群. 作为“亚洲水塔”, 高原上湖泊和河流等水体对中国西部及周边地区人类社会起着重要的支撑作用^[2]. 由于全球气候急剧变化, 降水增加、冰川退缩及冻土融化极大地改变了青藏高原上湖泊与河流的水文水质^[3]. 溶解性有机物 (dissolved organic

matter, DOM) 作为全球范围内最大的碳库, 其迁移

收稿日期: 2021-05-16; 修订日期: 2021-07-15

基金项目: 第二次青藏科考项目 (2019QZKK0202); 中国科学院青年促进会项目 (2021312); 国家自然科学基金项目 (41807362); 江苏省自然科学基金项目 (BK20181104); 中国科学院南京地理与湖泊研究所项目 (EISL002)

作者简介: 俞晓琴 (1998~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为有色可溶性有机物循环, E-mail: yuxlqake@163.com

* 通信作者, E-mail: ayaolei@126.com

转化在很大程度上影响着全球碳循环和二氧化碳排放^[4]. 因此上述干旱半干旱区水源的水文和水质情况发生变化必然会改变水体中 DOM 的组成结构, 进而作用于区域气候变化.

有色可溶性有机物 (chromophoric DOM, CDOM) 是 DOM 中能强烈吸收紫外辐射部分的有机物^[5], 主要由腐殖酸、富里酸以及芳烃聚合物等物质组成, 可影响水体中重金属离子和污染物的迁移和毒理特征^[6,7]. 当水体中 CDOM 浓度过高时会产生刺鼻气味并锈蚀供水管网、消耗大量消毒剂并且在水处理过程中产生致癌物质^[7]. CDOM 经光降解与微生物降解又会释放大量无机营养盐, 直接导致湖泊和河流的富营养化^[8]. 目前, 针对上游河流如何影响下游河口和湖泊中 CDOM 的来源与组成已有了较多的研究, 但这些研究主要集中在温带或亚热带河口区^[9-11], 而对全球气候变化极为敏感的青藏高原区关于 CDOM 的相关研究开展较少.

青海湖流域是全球气候变化的敏感区域和生态系统脆弱的典型地区^[12], 是维系青藏高原生态安全的重要水体. 近年来, 该区域气候暖湿化导致青海湖水位升高, 湖泊面积扩张^[12], 而青海湖优美的景色也推动了其城镇化和旅游业的迅速发展, 带来巨大经济效益的同时流域内水体生态系统也受到一定的威胁. 关于青海湖流域水体的研究主要集中在水资源^[13,14]、水化学^[15]、水文特征^[16]和生态系统变化^[17]对气候变化的响应等方面, 并未有相关 CDOM 方面的研究.

本文通过采集青海湖流域内入湖河流和湖泊水样, 探究流域内上游河流与湖泊水体 CDOM 光谱组成特征, 了解上游与河口和湖泊中 CDOM 的来源以及其与土地覆被间的关系, 以为青海湖流域水生生态系统保护与治理提供科技支撑.

1 材料与方法

1.1 研究区域与样品采集

青海湖地处青藏高原东北部, 位于刚察县、共和县和海晏县的交界处, 是我国最大的内陆咸水湖泊, 2019 年湖泊面积达 4 519 km², 湖水呈弱碱性, 含氧量低, 含盐量为 14.1 g·L⁻¹, 透明度在 3 m 以下. 青海湖流域介于 97°50' ~ 101°20'E, 36°15' ~ 38°20'N 之间, 流域面积约为 29 661 km², 整体轮廓呈椭圆形, 地形呈现出西北高、东北低的特点. 地处东亚季风、西北部干旱区和青藏高原高寒区的交汇地带, 属于高原半干旱高寒气候, 降水年内分配不均匀. 青海湖位于流域的东南方向, 主要受河流和降水补给, 入湖河流大多为季节性河流且集中在湖泊西、

北部, 主要补给河流有布哈河、沙柳河、泉吉河、哈尔盖河、甘孜河和黑马河.

2015 年 7 月和 2019 年 9 月在青海湖各入湖河流和湖边采取共 39 个水样 (图 1), 其中 2015 年水体样品为 22 个, 主要集中于青海湖各入湖河流上游和湖泊近岸水域 (< 1 km, 因采样期间风浪较大, 皮划艇未深入湖心), 2019 年采取水样为 17 个, 主要位于入湖河流河口处与青海湖区, 采集的水样均为湖泊和河流表层水体, 且每个样点采集两个平行样本. 使用酸洗过的聚氯乙烯瓶储存水样, 将其放在装有冰块 of 黑暗避光的保温箱中冷藏保存, 采样结束后立即运至实验室.

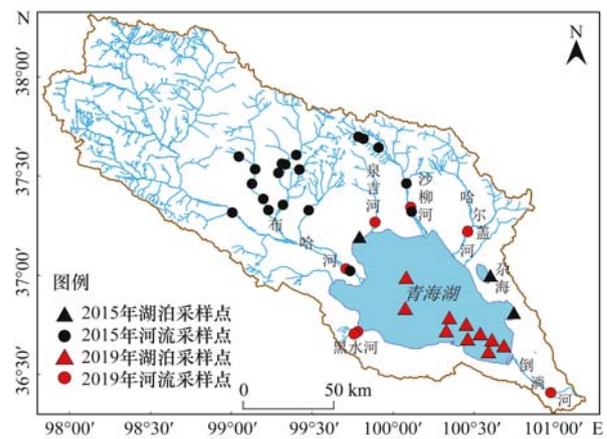


图 1 青海湖采样点示意

Fig. 1 Location of sampling sites collected from Lake Qinghai basin

1.2 样品处理与 CDOM 参数测定

先使用 0.7 μm 的 Whatman GF/F 玻璃纤维滤膜过滤水样用于测定溶解性有机碳 (dissolved organic carbon, DOC) 浓度^[18], 后使用 0.22 μm 孔径的 Millipore 滤膜过滤的水样用于测定 CDOM 吸收光谱和三维荧光光谱, 滤后水置于 4℃ 冰箱中冷藏保存. 测样前, 样品需恢复至室温方可用于测定吸收光谱和三维荧光光谱并于 3 d 内完成测样. DOC 浓度经过 Shimadzu 总有机碳分析 (TOC-L) 在 680℃ 高温环境下使用 NPOC 扫吹模式测定, 该仪器的检测范围为 0.5 ~ 500 mg·L⁻¹, 检测精度为 0.1 mg·L⁻¹^[19].

经过 0.22 μm 孔径的 Millipore 膜纤维素滤膜过滤后的水样使用 5 cm 比色皿, 以 Milli-Q 超纯水作为空白对照, 采用 Shimadzu UV-Vis 2550 紫外可见分光光度计测定 CDOM 吸光度, 吸光度测量范围设置为 200 ~ 800 nm, 间隔设置为 1 nm, 并减去 700 nm 处的吸光度进行基线校正^[20]. 根据公式 (1) 计算得到对应波长的吸收系数:

$$a_{\lambda} = 2.303 \times D_{\lambda} / r \quad (1)$$

式中, a_{λ} 为波长 λ 处 CDOM 的吸收系数, D_{λ} 为经

校正后在波长 λ 处的吸光度, r 为比色皿的路径长度(m). 本研究采用 CDOM 在 350 nm 处的吸收系数即 a_{350} 来表征水样中 CDOM 的相对浓度^[21], 采用 CDOM 在 250 nm 和 365 nm 处吸收系数的比值即 $a_{250}:a_{365}$ 来表示 CDOM 相对分子质量的大小^[22].

CDOM 光谱斜率 $S_{275-295}$ 在 DOM 研究中广泛应用^[23], 该值由 275 ~ 295 nm 波段的吸收光谱经指数函数进行线性拟合得出, 可半定量地表征 CDOM 的平均相对分子质量大小, 其值越小则表示 CDOM 的平均相对分子质量越大, 其计算公式如式(2)所示:

$$a_{\lambda} = a_{\lambda_0} \times \exp[S(\lambda_0 - \lambda)] \quad (2)$$

式中, a_{λ_0} 为参照波长 440 nm 处的 CDOM 吸收系数^[24].

比紫外吸收系数 $SUVA_{254}$ 为 a_{254} 与 DOC 的比值, 它与 CDOM 的腐殖化程度和芳香性呈正比^[25], 其值越高表示 CDOM 的腐殖化程度和芳香性越高.

CDOM 三维荧光激发-发射矩阵光谱(excitation-emission matrices, EEMs) 由日本 Hitachi 公司的 F-7000 荧光光谱仪在室温 $[(20 \pm 2)^\circ\text{C}]$ 下测定, 激发和发射波长范围分别设定为 200 ~ 450 nm (间隔为 5 nm) 和 250 ~ 600 nm (间隔为 1 nm). 用当天测定的 Milli-Q 超纯水作为空白来校正水样中因拉曼散射而造成的误差, 通过 MATLAB R2015b drEEM (ver. 0.2.0) 工具包中插值的方法消除瑞利散射^[26], 通过公式(3)调整相应激发和发射波长处的吸光度来校正 EEMs 的内滤波效应.

$$F_{\text{cor}} = F_{\text{obs}} \times 10^{(A-E_x + A-E_m)/2} \quad (3)$$

式中, F_{cor} 和 F_{obs} 为 EEMs 校正前和校正后的荧光强度, $A-E_x$ 和 $A-E_m$ 分别是 EEMs 相应激发和发射波长的吸光度.

$I_C:I_T$ 是 EEMs 中荧光 C 峰 ($E_x/E_m = 320 \sim 360$ nm/420 ~ 480 nm) 和 T 峰 ($E_x/E_m = 225 \sim 230, 275$ nm/340 ~ 350 nm) 积分的比值, 代表陆源类腐殖质荧光峰信号与内源类色氨酸荧光峰信号的比值差异, 能有效表征陆源类腐殖质输入信号的强弱^[27]. 腐殖化指数 HIX 为激发波长为 254 nm 时, 发射波长为 435 ~ 480 nm 与 300 ~ 345 nm 波段内的荧光强度积分的比值, 该参数可表征 CDOM 腐殖化程度^[28]. 生物鲜活指数 BIX 是指激发波长为 310 nm 时, 发射波长为 380 nm 和 430 nm 下的荧光强度比, 该值代表了自生有机物的贡献^[29]. 荧光指数 FI_{370} 为激发波长为 370 nm 时, 发射波长为 470 nm 和 520 nm 处荧光强度的比值, 该指数可用于表征 CDOM 中腐殖质来源^[30].

1.3 平行因子分析 PARAFAC

采用 MATLAB R2015b 下 drEEM 工具箱

(ver. 0.2.0) 进行平行因子分析 (PARAFAC), 本研究共选取 39 各样品 EEMs 矩阵进行计算, 每个矩阵对应 251 个发射波长和 45 个激发波长. 数据集被随机划分为 6 个子集, 取 3 个子集用于建模, 剩下 3 个子集用于模型验证, 每个 EEMs 子集均逐步从 3 个组分模型到 6 个组分检验, 结果表明 4 个组分模型能很好地通过对半检验、随机初始化分析和残差分析^[31].

1.4 数据来源与处理

本文中青海湖流域 2015 年和 2020 年土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心, 各项指标数据的平均值、标准差和主成分分析等统计值的计算和数据的可视化均使用 R (v3.6.3) 和 R-Studio 软件完成, 采样点位图和土地利用图使用 ArcGIS 10.2 绘制且使用 MATLAB R2015b 下的 drEEM 工具箱完成平行因子分析建模. 在 t 检验中, $P < 0.05$ 表征两个独立样本组具有显著性差异或者变量间显著性相关.

2 结果与分析

2.1 青海湖水位和流域土地利用变化特征

已有研究表明^[16,32,33], 1956 ~ 2019 年间青海湖水位呈现先减后增的特征, 湖泊面积表现为先萎缩后扩张的特点. 1956 ~ 2004 年青海湖水位呈下降趋势, 湖泊面积亦逐年减少, 2004 年湖泊水位与面积均达到最低点. 2005 ~ 2019 年青海湖水位逐年增加, 湖泊水域面积持续上涨, 2019 年湖泊水位达到 3 193.65 m, 面积增长至 4 519.22 km². 湖泊水位和面积的增加主要与全球气候变暖背景下高原夏季风增强有关, 青海湖流域气候暖湿化使得入湖径流量增加.

草地、湖泊、沙地和裸岩石质地等未利用土地是青海湖流域主要土地利用类型, 占流域总面积的 92% 左右 (图 2). 由于海拔和气候原因流域的西北部大多为草地和未利用土地, 耕地和城市居民用地多集中分布于入湖河流下游. 2015 ~ 2020 年间流域内不同土地利用类型的面积发生不同程度变化, 其中草地面积增加了 31.29 km², 增加比例为 10.55%; 河流和湖泊等水域面积增加了 2.23 km², 增加比例为 0.75%, 而未利用土地面积则减少了 32.92 km², 减少比例为 11.10%, 其他类型面积变化较小.

2015 ~ 2020 年间布哈河、泉吉河、沙柳河和哈尔盖河流域的土地利用类型面积也有较大改变, 河流流域内城乡居民用地面积均表现为增长状态, 且集中于河流下游, 而河流上游流域内未利用土地类

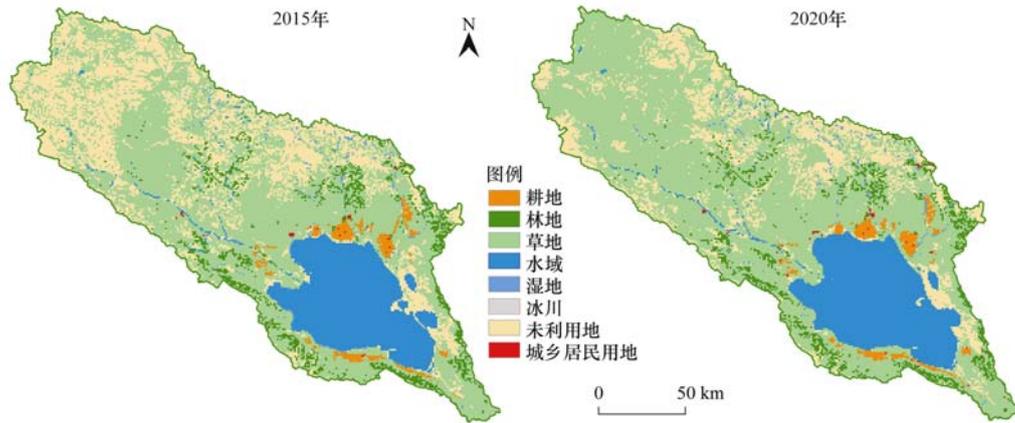


图2 青海湖流域土地利用变化

Fig. 2 Changes in land use in Qinghai Lake basin

型面积呈现减少趋势,草地面积增加.因此可大致推测出在两次采样期间,即2015~2019年间青海湖流域土地利用类型变化情况.

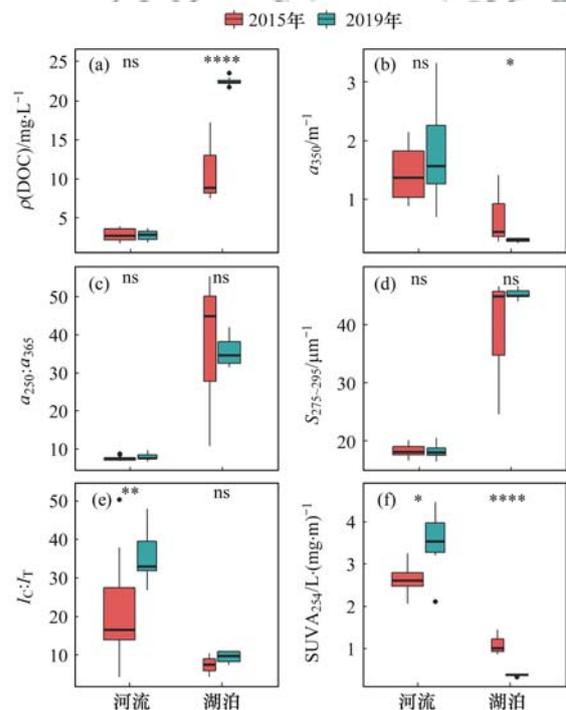
2.2 青海湖流域 CDOM 光谱参数特征

2015年青海湖各入湖河流的 $\rho(\text{DOC})$ 均值为 $(2.82 \pm 0.73) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,与2019年河流 $[(2.76 \pm 0.64) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}]$ 间无显著性差异(图3).CDOM吸收系数 a_{350} 、 $a_{250} : a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 等指标在2015~2019年亦无显著性差异,即两次采样期间河流中CDOM浓度、丰度和CDOM相对分子质量大小无显著性变化,河流中CDOM浓度较稳定且受外源输入影响较小.2019年采取水样的 $I_C : I_T$ 显著大于2015年获取的水样($P < 0.01$, t -test,下同),比紫外吸收系数 SUVA_{254} 亦表现为2019年显著大于2015年($P < 0.05$),二者均可表明2019年采样期间河流水体中受到陆源类腐殖质输入影响较大,可能是由于采样时间不同河流入湖径流量的增加有关.

2019年青海湖区 $\rho(\text{DOC})$ 均值为 $(22.52 \pm 0.49) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,极显著大于2015年青海湖区样点均值 $[(11.19 \pm 4.32) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}, P < 0.0001]$.CDOM吸收系数 a_{350} 表现为2019年均值显著高于2015年的,表明2019年的湖泊CDOM浓度高于2015年,可能与不同年份采样点位置偏移有关. $a_{250} : a_{365}$ 、 $S_{275-295}$ 和 $I_C : I_T$ 在两次采样期间无显著性差异,则此期间青海湖水中CDOM相对分子质量和丰度变化不大,且受到陆源腐殖质输入影响较小.2015年湖泊水样的 SUVA_{254} 极显著高于2019年湖泊水样($P < 0.0001$),表明2019年采样期间青海湖水CDOM的腐殖化程度和芳香性显著高于2015年获取的湖水样本.

青海湖泊内溶解性有机碳含量较高,DOC浓度均值极显著大于各入湖河流样点($P < 0.0001$,图3),且湖泊样点的 $a_{250} : a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 均值亦极显著大

于入湖河流($P < 0.0001$),这一定程度上显示流域内湖泊水体CDOM相对分子质量显著小于入湖河流.而青海湖泊样点的 a_{350} 、 $I_C : I_T$ 、 SUVA_{254} 等指标均值均极显著小于入湖河流样点($P < 0.0001$),表明河流水体的CDOM含量和陆源类腐殖质输入的影响均高于青海湖泊水体.



*表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$, ****表示 $P < 0.0001$, ns表示不显著,黑点表示箱体图中超出箱体异常值

图3 青海湖流域DOC、 a_{350} 、 $a_{250} : a_{365}$ 、 $S_{275-295}$ 、 $I_C : I_T$ 和 SUVA_{254} 的变化特征

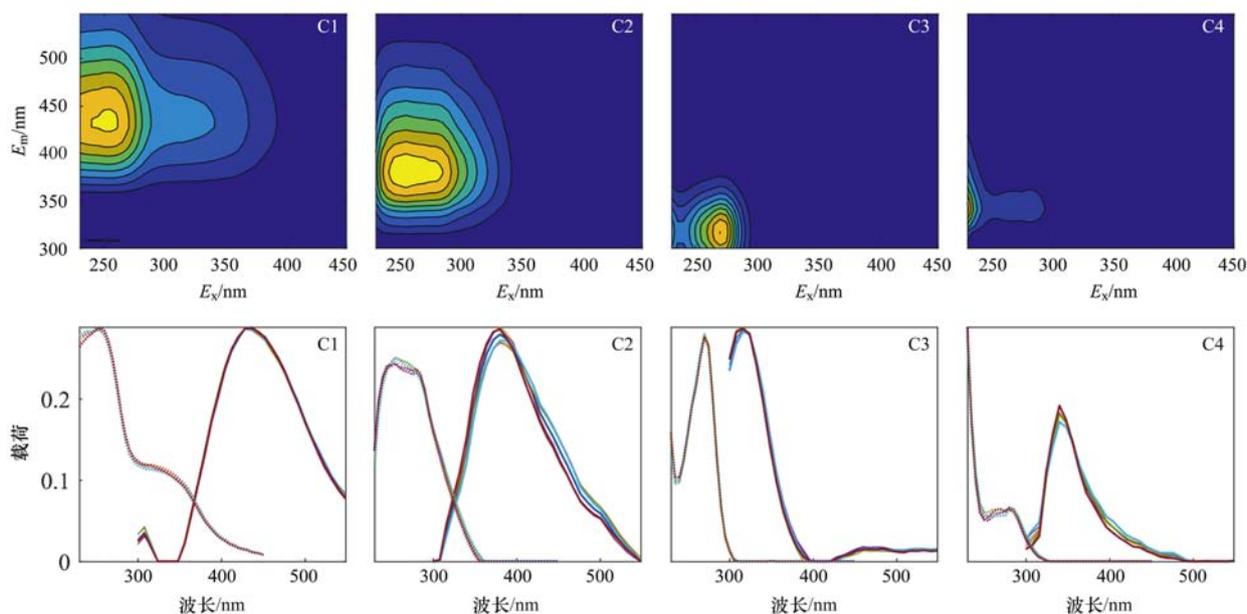
Fig. 3 Variability in DOC, a_{350} , $a_{250} : a_{365}$, spectral slope $S_{275-295}$, $I_C : I_T$, and SUVA_{254} of CDOM in Lake Qinghai basin

2.3 青海湖流域 CDOM 荧光组分特征

使用OpenFluor的在线荧光组分光谱库^[34]与PARAFAC所得的4个组分进行对比(图4),发现组分C1($E_x/E_m = 255/428 \text{ nm}$)与紫外区的A峰有着

相似的光谱形态,为陆源类腐殖质酸,具有强烈的陆源土壤有机质类腐殖质的光谱特性^[35]. 组分 C2 ($E_x/E_m = 255(280)/428$ nm) 与 M 峰有着类似的光谱形态,可归为微生物作用的类腐殖质酸^[36]. 组分

C3 ($E_x/E_m = 270/316$ nm) 与传统 B 峰对应,光谱形态类似于类蛋白质组分中的类酪氨酸^[37]. 组分 C4 ($E_x/E_m = 230/340$ nm) 为类蛋白质中的类色氨酸,与微生物降解或外来生活污水输入有关^[38].



4 个组分模型能很好地通过对半检验

图 4 平行因子分析所得到的 4 个荧光组分荧光光谱和对半检验结果

Fig. 4 Fluorescent spectra of the four PARAFAC components and split-half validation results

在两次采样中,2015 年河流样品中陆源类腐殖质 C1 的荧光强度均值高于 2019 年河流样品,但无显著性差异(表 1),微生物作用的类腐殖质酸 C2 荧光强度表现为 2019 年河流水样极显著高于 2015 年河流水样($P < 0.001$),类蛋白质中的类酪氨酸 C3 表现为 2015 年极显著高于 2019 年($P < 0.001$). 2015 年湖泊样品中陆源类腐殖质 C1 ($P < 0.01$) 与类酪氨酸 C3 ($P < 0.001$) 的荧光强度均显著高于 2019 年采集水样. 相反地,2019 年的湖泊水样中微生物作用的类腐殖质酸 C2 的荧光强度显著大于 2015 年水样. 2015 年河流样品和 2019 年湖泊样品 CDOM 中类腐殖质组分与类蛋白质组分贡献相当,2019 年河流样品 CDOM 结构中类腐殖质组分占比较高,尤其是陆源类腐殖质占比高达 62%,而 2015 年湖泊样品 CDOM 结构中类蛋白质组分占比稍高于类腐殖质组分(图 5).

值得注意的是,2019 年的湖泊和河流水样中的 CDOM 均含荧光强度极低的类色氨酸 C4 组分,这意味着 2019 年采样期间青海湖流域内外源污水输入的影响极其微弱.

2.4 青海湖流域 CDOM 荧光参数特征

青海湖入湖河流的 CDOM 荧光参数在两次不同时期采样中变化一致(图 6),2019 年河流样点的

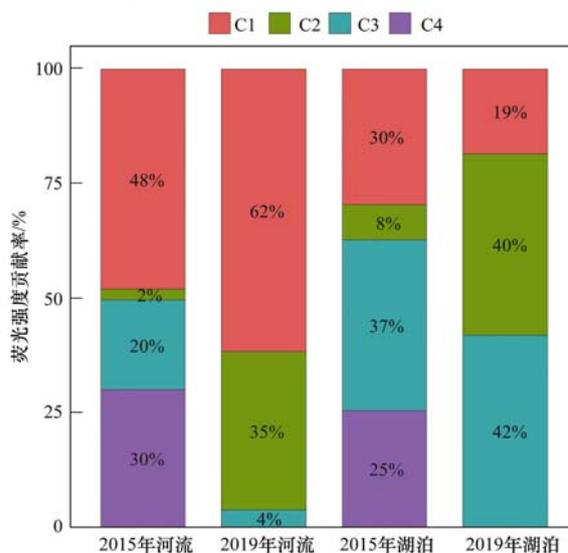


图 5 两次采样中 4 个组分荧光强度贡献率

Fig. 5 Contribution percentages of the four PARAFAC components during the two field sampling campaigns

荧光指数 FI_{370} 、腐殖化指数 HIX 和生物鲜活指数 BIX 均值均显著大于 2015 年河流样点. 对于青海湖,生物鲜活指数 BIX 在两次采样中无显著性差异,2019 年湖泊样点的荧光指数 FI_{370} 和腐殖化指数 HIX 的均值稍大于 2015 年,这表明 2015 ~ 2019 年间湖泊和入湖河流水体中腐殖质的陆源输入影响

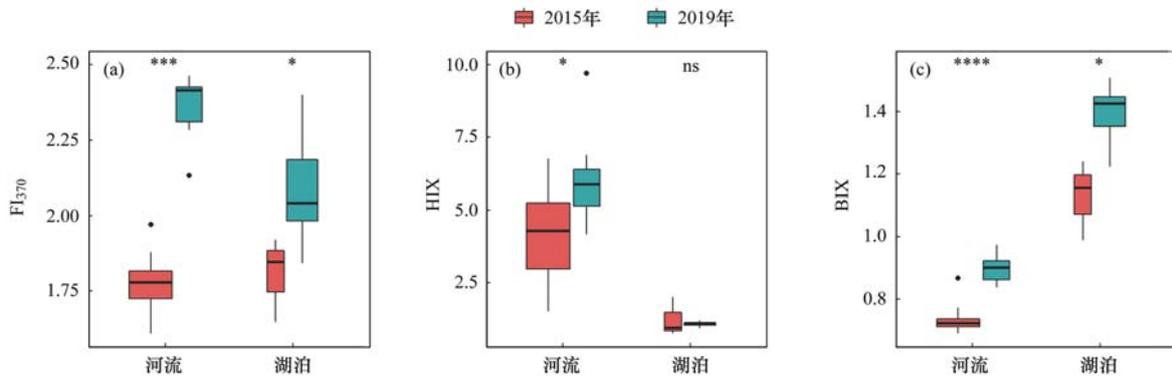
表 1 两次采样中 4 个组分荧光强度的均值

Table 1 Mean values of fluorescence intensity of the four PARAFAC components during the two field sampling campaigns							
类型	采样年份	C1/R. U.	C2/R. U.	C3/R. U.	C4/R. U.	类腐殖质组分/%	类蛋白质组分/%
河流	2015	0.28 ± 0.06	0.01 ± 0.01	0.11 ± 0.09	0.17 ± 0.15	50.5	49.5
	2019	0.37 ± 0.15	0.21 ± 0.07	0.02 ± 0.02	0	96.4	3.6
湖泊	2015	0.10 ± 0.05	0.03 ± 0.01	0.12 ± 0.02	0.08 ± 0.06	37.4	62.6
	2019	0.03 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.08 ± 0.01	0	58.1	41.9

逐渐强烈,水体的腐殖化程度也逐渐加强.

入湖河流样点的荧光指数 FI_{370} 与青海湖泊水体间无显著差异,腐殖化指数 HIX 均值极显著高于湖泊水体 ($P < 0.0001$),表明河流水体内 CDOM 的腐殖化程度更高.而入湖河流 CDOM 的

BIX 均值 (0.77 ± 0.08) 极显著小于湖泊水体 (1.34 ± 0.14),说明湖泊水体中 CDOM 主要来源于微生物与细菌分解,而入湖河流中 CDOM 介于微生物和细菌分解以及陆源输入二者的共同影响^[28].



* 表示 $P < 0.05$, *** 表示 $P < 0.001$, **** 表示 $P < 0.0001$, ns 表示不显著,黑点表示箱线图中超出箱体异常值

图 6 青海湖流域 CDOM 荧光参数变化特征

Fig. 6 Variability of fluorescence indexes in Lake Qinghai basin

2.5 CDOM 相关参数的主成分分析 PCA 结果

对 CDOM 相关参数运用主成分法进行分析,结果表明前两个主成分分别解释了所有变量信息的 58.4% 和 23.9%,两者解释率达 82.3%,可以代表所有变量信息(图 7).其中,CDOM 吸收系数 a_{350} 、

CDOM 组分 C1、C2 和 C4 均与 PC1 表现为正相关,这表明主成分 1 可能表征 CDOM 的丰度. $I_C:I_T$ 、 $SUVA_{254}$ 亦与 PC1 呈正相关关系, $I_C:I_T$ 和 $SUVA_{254}$ 可以表示 CDOM 的腐殖化程度,因此 PC1 也有可能与 CDOM 的腐殖化程度正相关.与 CDOM 组成结构

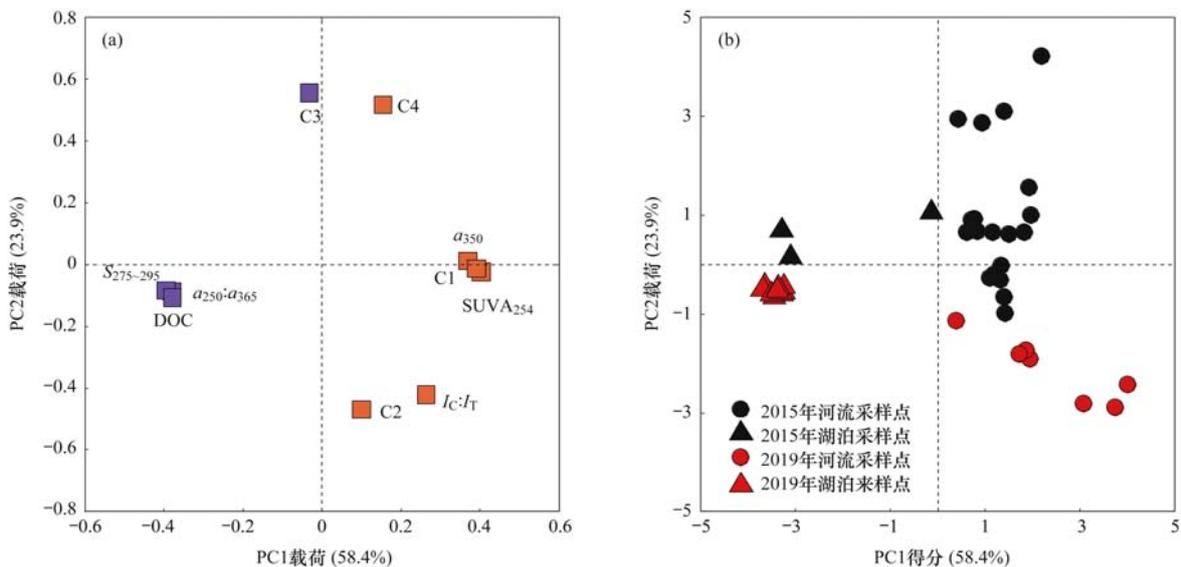


图 7 两次采样数据主成分分析结果

Fig. 7 Principal component analysis results of the two field sampling campaigns

有关的 $a_{250}:a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 与 PC1 表现为负相关, 由于二者与 CDOM 相对分子质量大小负相关, 即 $a_{250}:a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 值越大, CDOM 相对分子质量越小, 腐殖化程度越低, 这进一步验证了 PC1 可能与 CDOM 相对丰度和腐殖化程度正相关. $a_{250}:a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 与两个类腐殖质组分 (C1、C2) 和 PC2 负相关, 表征腐殖化程度的 $SUVA_{254}$ 与陆源类腐殖质的 $I_C:I_T$ 和 PC2 负相关, 而类蛋白质组分 (C3 和 C4) 与 PC2 正相关, 意味着 PC2 可能表征样品的类蛋白质组分. 两次采样河流样品 PC1 均值显著高于青海湖内样品 ($P < 0.0001$), 这表明河流水体腐殖化程度明显高于湖泊水体.

2.6 CDOM 相关参数空间变化情况

两次采样所得水样中 DOC 浓度与 CDOM 光谱

斜率 $S_{275-295}$ 和表征 CDOM 相对分子质量的 $a_{250}:a_{365}$ 在流域内空间变化上表现一致 (图 8), 上游河流样品指标均值稍高于下游河口均值, 表明河流上游到下游河口 CDOM 相对分子质量减小, 而 CDOM 丰度逐渐增加. 比紫外吸收系数 $SUVA_{254}$ 和组分 C1 与 PC1 呈正相关, 主成分 PC1 可一定程度上表征 CDOM 腐殖化程度, 三者空间变化上具有相似的变化趋势, 河流水体的 $SUVA_{254}$ 、C1 与 PC1 的均值明显高于湖泊内样点均值 ($P < 0.001$), 表明青海湖流域河流水体 CDOM 腐殖化程度高于湖泊水体. 陆源类腐殖质酸 C1 与 CDOM 光谱斜率 $S_{275-295}$ 和表征 CDOM 相对分子质量的 $a_{250}:a_{365}$ 的空间变化趋势相反, 与 $SUVA_{254}$ 的空间变化趋势相同, 进一步验证了本文中各参数之间相关分析的结果.

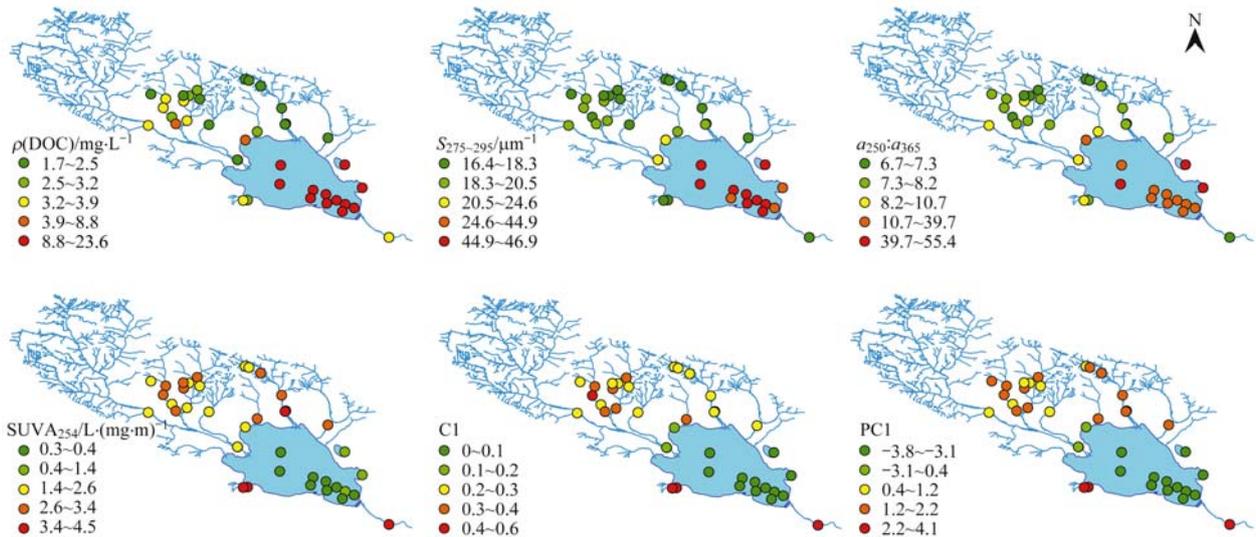


图 8 青海湖 DOC、 $S_{275-295}$ 、 $a_{250}:a_{365}$ 、 $SUVA_{254}$ 、C1 和第一主成分 PC1 的空间变化

Fig. 8 Spatial distributions of DOC, the spectral slopes $S_{275-295}$, $a_{250}:a_{365}$, $SUVA_{254}$, C1, and PC1 of the samples collected from Lake Qinghai watershed

布哈河下游河口处的 PC1、 $SUVA_{254}$ 和 C1 均值低于上游流域, 泉吉河、沙柳河和哈尔盖河的表现相反, 根据青海湖流域土地利用情况, 泉吉河、沙柳河和哈尔盖河下游流域内耕地与布哈河流域相比, 分布较为集中且面积较广, 因此与土壤有机质密切相关的陆源类腐殖质的输入信号更加强烈.

2.7 CDOM 相关参数的相关分析结果

在两次采样中, 湖泊 ($r = 0.97$)、河流 ($r = 0.95$) 样品的陆源类腐殖质 C1 与 a_{350} 均呈显著正相关 ($P < 0.01$), 表明 CDOM 吸收系数 a_{350} 可在一定程度上表征 CDOM 中陆源类腐殖质的变化情况 (表 2 和表 3). 且两类水体样品中陆源类腐殖质 C1 与 $SUVA_{254}$ 亦均呈显著正相关. 湖泊样品 CDOM 的陆源类腐殖质 C1 与 $S_{275-295}$ 呈显著负相关关系 ($r = -0.95$, $P < 0.01$), 表明陆源类腐殖质 C1 荧光强度

越强, $S_{275-295}$ 的值越小, 即 CDOM 的相对分子质量越大.

湖泊样品的微生物作用的类腐殖质酸 C2 与 DOC 浓度呈显著正相关 ($r = 0.89$, $P < 0.01$), 与 $SUVA_{254}$ 呈显著负相关 ($r = -0.85$, $P < 0.01$), 而河流样品微生物作用的类腐殖质酸 C2 与 $SUVA_{254}$ 呈显著正相关 ($r = 0.80$, $P < 0.01$). 类酪氨酸 C3 在湖泊与河流样品中与 $I_C:I_T$ 均呈显著负相关 ($r = -0.77$, $P < 0.01$), 表明随着类酪氨酸荧光强度的增大, $I_C:I_T$ 逐渐减小, 即陆源类腐殖质输入的信号越弱.

湖泊样品中 CDOM 的类色氨酸组分 C4 与陆源类腐殖质 C1 呈显著正相关 ($r = 0.97$, $P < 0.01$), 表明湖泊样品中的类色氨酸可能来源于陆源输入的污水. 河流样品中 CDOM 的类色氨酸组分 C4 与类酪

氨酸 C3 呈显著正相关关系 ($r = 0.61$, $P < 0.01$), 二者均属于类蛋白质组分。

表 2 湖泊样品 CDOM 光谱特征参数的皮尔逊相关系数¹⁾

Table 2 Pearson correlation coefficients of linear regressions between CDOM spectral-related parameters of lake samples

	a_{350}	$a_{250}:a_{365}$	$S_{275-295}$	$I_C:I_T$	DOC	SUVA ₂₅₄	C1	C2	C3	C4
a_{350}	1									
$a_{250}:a_{365}$	-0.75**	1								
$S_{275-295}$	-0.98**	0.78**	1							
$I_C:I_T$	-0.34	-0.02	0.14	1						
DOC	-0.69**	0.11	0.68*	0.20	1					
SUVA ₂₅₄	0.81**	-0.25	-0.77**	-0.37	-0.96**	1				
C1	0.97**	-0.58*	-0.95**	-0.30	-0.84**	0.93**	1			
C2	-0.41	-0.22	0.35	0.27	0.89**	-0.85**	-0.60*	1		
C3	0.32	0.26	-0.16	-0.77**	-0.58*	0.67*	0.44	-0.76**	1	
C4	0.96**	-0.57*	-0.89**	-0.47	-0.77**	0.90**	0.97**	-0.59*	0.55	1

1) **表示在 $P < 0.01$ 水平上(双侧)相关; *表示在 $P < 0.05$ 水平上(双侧)相关,下同

表 3 河流样品 CDOM 光谱特征参数的皮尔逊相关系数

Table 3 Pearson correlation coefficients of linear regressions between CDOM spectral-related parameters of river samples

	a_{350}	$a_{250}:a_{365}$	$S_{275-295}$	$I_C:I_T$	DOC	SUVA ₂₅₄	C1	C2	C3	C4
a_{350}	1									
$a_{250}:a_{365}$	-0.17	1								
$S_{275-295}$	0.05	0.53**	1							
$I_C:I_T$	0.06	-0.05	-0.52**	1						
DOC	0.75**	0.14	0.47*	-0.26	1					
SUVA ₂₅₄	0.74**	-0.13	-0.27	0.37	0.20	1				
C1	0.95**	-0.09	-0.10	0.20	0.68**	0.81**	1			
C2	0.56**	0.23	-0.14	0.56**	0.17	0.80**	0.65**	1		
C3	-0.05	-0.09	0.32	-0.77**	0.11	-0.21	-0.11	-0.44*	1	
C4	0.13	0.16	0.35	-0.68**	0.40*	-0.13	0.08	-0.42*	0.61**	1

3 讨论

水体中 CDOM 浓度和组成结构主要受外源输入与内源自生两方面的影响^[39]。青海湖流域处于我国半干旱气候区,受夏季风影响不明显,降水季节分配不均,流域内河流主要受大气降水与冰川融水补给,湖泊主要受季节性河流与降水补给。本研究发现青海湖泊水体的 DOC 浓度均值明显高于上游入湖河流,这可能是由于青海湖特殊的地理位置和气候条件较季风区湖泊而言蒸发量更高^[11],湖泊内水位变化受湖泊蒸发影响更加强烈^[16,40],因此湖泊拥有较高的有机物浓度,这也符合干旱区湖泊特殊的水力特性^[41]。

本研究中青海湖泊水体中 CDOM 的 $a_{250}:a_{365}$ 和 $S_{275-295}$ 均值较入湖河流更高,这意味着青海湖泊水体 CDOM 的丰度更高且 CDOM 相对分子质量较小,表明青海湖泊中存在较多相对分子质量较小且芳香性低的有机碳,这一结果证实了 Song 等^[42]对咸水湖中较淡水存在更多的低芳香性有机物的研究。此外,青海湖中丰富的低芳香性的 CDOM 也有可能是湖泊中的微生物降解陆地有机质以及浮游动植物的

遗骸或者粪便产生的^[43],这也就说明了青海湖泊中微生物作用的类腐殖质酸的贡献较高。有研究表明^[44,45],紫外线辐射会导致细胞迅速丧失腐殖质酸组分的荧光强度从而提高类蛋白质组分的荧光强度。青海湖纬度和海拔均较高,且湖水深达 21 m,受到长时间强烈的紫外辐射,因此水体中浮游植物会被快速降解产生类蛋白质,限制了类腐殖质组分对湖泊 CDOM 的贡献,而类蛋白质组分的贡献尤其是类氨基酸 C3 的贡献率会升高。

青海湖流域各入湖河流中 CDOM 的 a_{350} 、 $I_C:I_T$ 、SUVA₂₅₄ 和组分 C1 均值高于湖泊水体,这意味着入湖河流中含有更多高芳香性且腐殖化程度高的 CDOM,且 CDOM 中陆源类腐殖质酸的贡献较大。此外,Zhou 等^[46]的研究表明来自陆地源的 CDOM 的陆源 $a_{250}:a_{365}$ 值比来自水生生物降解的 CDOM 更低,本文与前者的研究结果一致。从时间上看,2019 年入湖河流 CDOM 的 $I_C:I_T$ 、SUVA₂₅₄、腐殖化指数 HIX 和陆源类腐殖质酸均高于 2015 年河流样品,这与近年来青海湖流域气候变暖变湿相关,流域内多年冻土退化和草地面积增加使得入湖河流径流量显著增大,因而河流中陆源类腐殖质输入影响也增强。从空间上看,由于流域内人类活动扰动和

城镇化会导致下游水体中 CDOM 陆源类腐殖质酸的贡献会减小而类蛋白质组分则增加^[8,47,48], 而布哈河流域内土地利用类型的改变, 尤其是城乡居民地的增加使其下游水体 CDOM 特性符合该类情况. 泉吉河、沙柳河和哈尔盖河下游区域耕地面积的增加使得河流下游水体中陆源类腐殖质对水体中 CDOM 的贡献比例更高^[49]. 与人类生活污水相关的类色氨酸组分 C4 在 2019 年的湖泊与河流水体含量极低, 显示流域内水质较为清洁, 受周边城镇生活污水释放影响较小.

综上所述, 青海湖泊水体 CDOM 的动态变化受蒸发和入湖河流的共同控制, 这是气候变化和人类活动的综合影响. 青海湖各入湖河口处如沙柳河和哈尔盖河, 耕地面积较广, 因此入湖河口处具有高浓度的陆源类腐殖质 CDOM, 而 CDOM 是支持异养微生物代谢的重要底物, 因此这会刺激河口处微生物与细菌的代谢与繁殖, 对河口处植物碎片和悬浮物的清除有积极地影响, 从而改善湖泊水质^[11].

4 结论

(1) 由于特殊的地理位置和气候条件, 青海湖蒸发强烈且盐度较高, 湖泊内聚集了高浓度的 DOC, 较高均值的 a_{250} ; a_{365} 和 $S_{275-295}$ 以及较低均值的 I_C ; I_T 和 $SUVA_{254}$ 表明湖泊较河流水体含有更少芳香性或发色团的有机碳, 而河流水体中 CDOM 具有高芳香性且高腐殖化程度的特点.

(2) 运用 PARAFAC 模型解析得到陆源类腐殖质酸 C1、微生物作用的类腐殖质酸 C2、类酪氨酸 C3 和类色氨酸 C4. 荧光指数 FI_{370} 、腐殖化指数 HIX 和鲜活指数 BIX 表明, 流域内河流水体受到陆源类腐殖质输入信号较湖泊更加强烈, 而青海湖由于紫外辐射的强烈照射, 水体中类蛋白质组分的贡献更高.

(3) 随着流域内耕地和城乡居民用地的增加, 林地和草地的减少, 下游河口口 CDOM 的类蛋白质组分比例会增加, 本研究中布哈河下游符合此类情形. 而泉吉河、沙柳河和哈尔盖河由于下游河口处耕地面积的增加, 因此陆源类腐殖质酸 C1 组分的贡献比例更高.

致谢: 感谢倪振宇、张洁和张成英等同志在野外采样与室内测样中给予的帮助.

参考文献:

[1] 张懿铨, 李炳元, 郑度. 论青藏高原范围与面积[J]. 地理研究, 2002, 21(1): 1-8.
Zhang Y L, Li B Y, Zheng D. A discussion on the boundary and area of the Tibetan Plateau in China[J]. Geographical Research, 2002, 21(1): 1-8.

[2] Pritchard H D. Asia's shrinking glaciers protect large populations from drought stress[J]. Nature, 2019, 569(7758): 649-654.
[3] 朱立平, 彭萍, 张国庆, 等. 全球变化下青藏高原湖泊在地表水循环中的作用[J]. 湖泊科学, 2020, 32(3): 597-608.
Zhu L P, Peng P, Zhang G Q, et al. The role of Tibetan Plateau lakes in surface water cycle under global changes[J]. Journal of Lake Sciences, 2020, 32(3): 597-608.
[4] Zhou Y Q, Zhou L, Zhang Y L, et al. Autochthonous dissolved organic matter potentially fuels methane ebullition from experimental lakes[J]. Water Research, 2019, 166, doi: 10.1016/j.watres.2019.115048.
[5] Zhang Y L, Yin Y, Feng L Q, et al. Characterizing chromophoric dissolved organic matter in Lake Tianmuhu and its catchment basin using excitation-emission matrix fluorescence and parallel factor analysis[J]. Water Research, 2011, 45(16): 5110-5122.
[6] Wufuer R, Liu Y, Mu S Y, et al. Interaction of dissolved organic matter with Hg(II) along salinity gradient in Boston Lake[J]. Geochemistry International, 2014, 52(12): 1072-1077.
[7] Wang M, Chen Y G. Generation and characterization of DOM in wastewater treatment processes[J]. Chemosphere, 2018, 201: 96-109.
[8] Liu Q, Jiang Y, Tian Y L, et al. Impact of land use on the DOM composition in different seasons in a subtropical river flowing through a region undergoing rapid urbanization[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 212: 1224-1231.
[9] Li Y, Song G S, Massicotte P, et al. Distribution, seasonality, and fluxes of dissolved organic matter in the Pearl River (Zhujiang) estuary, China[J]. Biogeosciences, 2019, 16(13): 2751-2770.
[10] Zhou Y Q, Li Y, Yao X L, et al. Response of chromophoric dissolved organic matter dynamics to tidal oscillations and anthropogenic disturbances in a large subtropical estuary[J]. Science of the Total Environment, 2019, 662: 769-778.
[11] Zhou Y Q, Zhang Y L, Jeppesen E, et al. Inflow rate-driven changes in the composition and dynamics of chromophoric dissolved organic matter in a large drinking water lake[J]. Water Research, 2016, 100: 211-221.
[12] 李惠梅, 张安录, 高泽兵, 等. 青海湖地区生态系统服务价值变化分析[J]. 地理科学进展, 2012, 31(12): 1747-1754.
Li H M, Zhang A L, Gao Z B, et al. Quantitative analysis of the impacts of climate and socio-economic driving factors of land use change on the ecosystem services value in the Qinghai Lake area[J]. Progress in Geography, 2012, 31(12): 1747-1754.
[13] 陈强, 李其江. 对青海省三次水资源量评价差异问题的思考[J]. 水文, 2019, 39(4): 57-62.
Chen Q, Li Q J. Discussion on differences between three assessments of water resources in Qinghai Province[J]. Journal of China Hydrology, 2019, 39(4): 57-62.
[14] 戴升, 保广裕, 祁贵明, 等. 气候变暖背景下极端气候对青海祁连山水文水资源的影响[J]. 冰川冻土, 2019, 41(5): 1053-1066.
Dai S, Bao G Y, Qi G M, et al. Impacts of extreme climatic events under the context of climate warming on hydrology and water resources in the Qinghai Qilian Mountains[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2019, 41(5): 1053-1066.
[15] 雷义珍, 曹生奎, 曹广超, 等. 基于氢氧稳定同位素和水化学的青藏高原高寒内陆流域水文过程示踪研究[J]. 地理研究, 2021, 40(5): 1239-1252.
Lei Y Z, Cao S K, Cao G C, et al. Hydrological process tracing

- study of the alpine inland basin of the Tibetan Plateau based on hydrogen and oxygen stable isotopes and hydrochemistry [J]. *Geographical Research*, 2021, **40**(5): 1239-1252.
- [16] 杜嘉妮, 李其江, 刘希胜, 等. 青海湖 1956-2017 年水文变化特征分析[J]. *水生态学杂志*, 2020, **41**(4): 27-33.
Du J N, Li Q J, Liu X S, *et al.* Hydrological characteristics of Qinghai Lake, 1956-2017[J]. *Journal of Hydroecology*, 2020, **41**(4): 27-33.
- [17] 李少华, 王学全, 高琪, 等. 青海湖流域河流生态系统评价指标间的相关性[J]. *水土保持通报*, 2016, **36**(5): 278-282, 293.
Li S H, Wang X Q, Gao Q, *et al.* Correlation among evaluation indexes of river ecosystem in Qinghai Lake Basin[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2016, **36**(5): 278-282, 293.
- [18] Fowler R A, Osburn C L, Saros J E. Climate-driven changes in dissolved organic carbon and water clarity in Arctic Lakes of West Greenland [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, **125**(2), doi: 10.1029/2019JG005170.
- [19] Wang Y, Zhang D, Shen Z Y, *et al.* Characterization and spacial distribution variability of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in the Yangtze Estuary [J]. *Chemosphere*, 2014, **95**: 353-362.
- [20] 李元鹏, 张柳青, 江威, 等. 千岛湖有色可溶性有机物的生物可利用性特征及其环境指示意义[J]. *光谱学与光谱分析*, 2021, **41**(3): 858-864.
Li Y P, Zhang L Q, Jiang W, *et al.* Variability of the bio-labile fraction of chromophoric dissolved organic matter in Lake Qiandao, a large drinking water reservoir[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2021, **41**(3): 858-864.
- [21] Lyu L L, Wen Z D, Jacinthe P A, *et al.* Absorption characteristics of CDOM in treated and non-treated urban lakes in Changchun, China[J]. *Environmental Research*, 2020, **182**, doi: 10.1016/j.envres.2019.109084.
- [22] 周蕾, 周永强, 张运林, 等. 重要饮用水源地天目湖水库有色可溶性有机物来源与组成特征[J]. *环境科学*, 2021, **42**(8): 3709-3718.
Zhou L, Zhou Y Q, Zhang Y L, *et al.* Characterizing sources and composition of chromophoric dissolved organic matter in a key drinking water reservoir Lake Tianmu [J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(8): 3709-3718.
- [23] Li P H, Hur J. Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies; a review [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, **47**(3): 131-154.
- [24] Xu J, Fang C Y, Gao D, *et al.* Optical models for remote sensing of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) absorption in Poyang Lake[J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2018, **142**: 124-136.
- [25] 宁成武, 包妍, 黄涛, 等. 夏季巢湖入湖河流溶解性有机质来源及其空间变化[J]. *环境科学*, 2021, **42**(8): 3743-3752.
Ning C W, Bao Y, Huang T, *et al.* Sources and spatial variation of dissolved organic matters in summer water of inflow rivers along Chaohu watershed[J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(8): 3743-3752.
- [26] Murphy K R, Stedmon C A, Graeber D, *et al.* Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC [J]. *Analytical Methods*, 2013, **5**(23): 6557-6566.
- [27] Zhao Y, Song K S, Wen Z D, *et al.* Evaluation of CDOM sources and their links with water quality in the lakes of Northeast China using fluorescence spectroscopy[J]. *Journal of Hydrology*, 2017, **550**: 80-91.
- [28] Zhou Y Q, Davidson T A, Yao X L, *et al.* How autochthonous dissolved organic matter responds to eutrophication and climate warming; evidence from a cross-continental data analysis and experiments [J]. *Earth-Science Reviews*, 2018, **185**: 928-937.
- [29] 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.
- [30] 冯可心, 李永峰, 姜霞, 等. 丹江口水库表层沉积物有色可溶性有机物空间分布特征及其来源分析[J]. *环境化学*, 2016, **35**(2): 373-382.
Feng K X, Li Y F, Jiang X, *et al.* Distribution and source analysis of chromophoric dissolved organic matter in the surface sediments of the Danjiangkou Reservoir [J]. *Environmental Chemistry*, 2016, **35**(2): 373-382.
- [31] García P E, García R D, Cárdenas C S, *et al.* Fluorescence components of natural dissolved organic matter (DOM) from aquatic systems of an Andean Patagonian catchment: applying different data restriction criteria for PARAFAC modelling [J]. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 2020, **229**, doi: 10.1016/j.saa.2019.117957.
- [32] 李林, 申红艳, 刘彩红, 等. 青海湖水位波动对气候暖湿化情景的响应及其机理研究[J]. *气候变化研究进展*, 2020, **16**(5): 600-608.
Li L, Shen H Y, Liu C H, *et al.* Response of water level fluctuation to climate warming and wetting scenarios and its mechanism on Qinghai Lake [J]. *Climate Change Research*, 2020, **16**(5): 600-608.
- [33] 程俭, 刘昌华, 刘凯, 等. 2004 年以来青海湖快速扩张对人居设施与草地的潜在影响[J]. *湖泊科学*, 2021, **33**(3): 922-934.
Cheng J, Liu C H, Liu K, *et al.* Potential impact of the dramatical expansion of Lake Qinghai on the habitat facilities and grassland since 2004 [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, **33**(3): 922-934.
- [34] Murphy K R, Stedmon C A, Wenig P, *et al.* OpenFluor—an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment[J]. *Analytical Methods*, 2014, **6**(3): 658-661.
- [35] Zhou Y Q, Jeppesen E, Zhang Y L, *et al.* Dissolved organic matter fluorescence at wavelength 275/342 nm as a key indicator for detection of point-source contamination in a large Chinese drinking water lake[J]. *Chemosphere*, 2016, **144**: 503-509.
- [36] Walker S A, Amon R M W, Stedmon C A. Variations in high-latitude riverine fluorescent dissolved organic matter: a comparison of large Arctic rivers [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2013, **118**(4): 1689-1702.
- [37] Burns M A, Barnard H R, Gabor R S, *et al.* Dissolved organic matter transport reflects hillslope to stream connectivity during snowmelt in a montane catchment [J]. *Water Resources Research*, 2016, **52**(6): 4905-4923.
- [38] 石玉, 李元鹏, 张柳青, 等. 不同丰枯情景下长江三角洲非通江湖泊(溇湖、淀山湖和阳澄湖)有色可溶性有机物组成特征[J]. *湖泊科学*, 2021, **33**(1): 168-180.
Shi Y, Li Y P, Zhang L Q, *et al.* Characterizing chromophoric dissolved organic matter in Lake Gehu, Lake Dianshan and Lake Yangcheng in different hydrological seasons[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, **33**(1): 168-180.
- [39] Zhang Y L, Liu X H, Osburn C L, *et al.* Photobleaching response of different sources of chromophoric dissolved organic

- matter exposed to natural solar radiation using absorption and excitation-emission matrix spectra [J]. *PLoS One*, 2013, **8** (10), doi: 10.1371/journal.pone.0077515.
- [40] 江卜明. 基于SWAT模型的青海湖入湖水量与湖水位变化研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2018.
Jiang B M. Study on the change of lake water inflow and lake level in Qinghai Lake based on SWAT model [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2018.
- [41] Osburn C L, Wigdahl C R, Fritz S C, *et al.* Dissolved organic matter composition and photoreactivity in prairie lakes of the U. S. Great Plains [J]. *Limnology and Oceanography*, 2011, **56** (6): 2371-2390.
- [42] Song K S, Wen Z D, Jacinthe P A, *et al.* Dissolved carbon and CDOM in lake ice and underlying waters along a salinity gradient in shallow lakes of Northeast China [J]. *Journal of Hydrology*, 2019, **571**: 545-558.
- [43] Zhou L, Zhou Y Q, Hu Y, *et al.* Hydraulic connectivity and evaporation control the water quality and sources of chromophoric dissolved organic matter in Lake Bosten in arid northwest China [J]. *Chemosphere*, 2017, **188**: 608-617.
- [44] 刘堰杨, 秦纪洪, 孙辉. 川西高海拔河流中溶解性有机质(DOM)紫外-可见光吸收光谱特征[J]. *环境科学学报*, 2018, **38**(9): 3662-3671.
Liu Y Y, Qin J H, Sun H. UV-VIS spectral characteristics of dissolved organic matter (DOM) of the natural alpine rivers in the western Sichuan Province [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, **38**(9): 3662-3671.
- [45] Li S D, Hou X, Shi Y, *et al.* Rapid photodegradation of terrestrial soil dissolved organic matter (DOM) with abundant humic-like substances under simulated ultraviolet radiation [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2020, **192**(2), doi: 10.1007/s10661-019-7945-7.
- [46] Zhou Y Q, Yao X L, Zhang Y L, *et al.* Response of dissolved organic matter optical properties to net inflow runoff in a large fluvial plain lake and the connecting channels [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **639**: 876-887.
- [47] Gücker B, Silva R C S, Graeber D, *et al.* Urbanization and agriculture increase exports and differentially alter elemental stoichiometry of dissolved organic matter (DOM) from tropical catchments [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **550**: 785-792.
- [48] Hosen J D, Mcdonough O T, Febria C M, *et al.* Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in Headwater Streams [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(14): 7817-7824.
- [49] Zhou Y Q, Shi K, Zhang Y L, *et al.* Fluorescence peak integration ratio $I_C : I_T$ as a new potential indicator tracing the compositional changes in chromophoric dissolved organic matter [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **574**: 1588-1598.



CONTENTS

A Comparative Study of Soil Environmental Standards for Agricultural Land Among Different Countries and Its Implication for China	LI Xu-zhi, JIANG Rong, WANG Guo-qing, <i>et al.</i>	(577)
Evaluation Parameters and System for Reclaimed Water Quality Stability	ZHANG Xin-yi, WEI Dong-bin, DU Yu-guo	(586)
Distribution Characteristics and Sources of Heavy Metals in Atmospheric Deposition During Heating and Non-heating Period in Lanzhou	HUANG Wen, WANG Sheng-li	(597)
PM _{2.5} Source Apportionment Based on a Variety of New Receptor Models	WANG Zhen-yu, LI Yong-bin, GUO Ling, <i>et al.</i>	(608)
Characteristics and Source Analysis of Water-soluble Inorganic Pollution in PM _{2.5} During Summer in Central China	SU Ye-wang, LIU Wei-jie, MAO Yao, <i>et al.</i>	(619)
Pollution Characteristics of Water-soluble Ions in PM _{2.5} During the Lantern Festival of 2021 in Zibo City	CHEN Qiao, WU Li-ping, XU Bo, <i>et al.</i>	(629)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Perfluorinated Compounds in PM _{2.5} in Zhejiang Province	LI Bing-jie, CHEN Jin-yuan, LIU Zheng-zheng, <i>et al.</i>	(639)
Impact of Meteorological Conditions on PM _{2.5} in Jiangsu Province from 2001 to 2019	PAN Chen, KANG Zhi-ming	(649)
Comparison and Analysis of PM _{2.5} Forecast in Key Areas Based on the Neural Network Model and Numerical Model	GAO Yu-xiao, WANG Wei, HUANG Yong-hai, <i>et al.</i>	(663)
Temporal and Spatial Variations in Ozone and Its Causes over Hainan Province from 2015 to 2020	FU Chuan-bo, XU Wen-shuai, DAN Li, <i>et al.</i>	(675)
Ozone Formation and Key VOCs of a Continuous Summertime O ₃ Pollution Event in Ji'nan	SUN Xiao-yan, ZHAO Min, SHEN Heng-qing, <i>et al.</i>	(686)
Pollution Characteristic and Control Factor Analysis of Atmospheric Ozone During Summer Typical Periods in Linyi, Shandong	YANG Xue, AN Xin-yue, LIU Yu-qi, <i>et al.</i>	(696)
Improved Performance of PMF Source Apportionment for Volatile Organic Compounds Based on Classification of VOCs' Aging Degree in Air Mass	ZHU Yu-fan, CHEN Qiang, LIU Xiao, <i>et al.</i>	(707)
Spatial Distribution Characteristics of VOCs and Its Impact on Ozone Formation Potential in Rizhao City in Summer	YAO Wei-jie, WANG Da-wei, XIE Fu-ying, <i>et al.</i>	(714)
Long-term Trends and Sources of Atmospheric Halocarbons at Mount Taishan, Northern China	ZHAO Feng, CHEN Tian-shu, DONG Can, <i>et al.</i>	(723)
Emission Characteristics of VOCs and <i>n</i> -alkanes from Diesel Forklifts	ZHOU Wen-qin, LI Cheng, LIU Jun-wen, <i>et al.</i>	(735)
Driving Mechanism of the Spatiotemporal Evolution of Vegetation in the Yellow River Basin from 2000 to 2020	TIAN Zhi-hui, REN Zu-guang, WEI Hai-tao	(743)
Effects of Land Use on Riverine Dissolved Inorganic Carbon (DIC) and $\delta^{13}C_{DIC}$ in a Karst River Basin, Southwestern China	XU Sen, LI Si-liang, ZHONG Jun	(752)
Effects of Biochar Addition on Soil Nitrogen Mineralization and Leaching Characteristics in Riparian Zone of Taihu Lake	XIONG Yu-ting, YUAN Xu-yin, ZHOU Hui-hua, <i>et al.</i>	(762)
Impacts of Riparian Buffer Zone Type on Reduction in Runoff Pollution in the North Canal River Under Different Rainfall Events	ZHU Li-ying, ZHAO Kai, ZHANG Jun-ya, <i>et al.</i>	(770)
Pollution Characterization and Comprehensive Water Quality Assessment of Rain-source River: A Case Study of the Longgang River in Shenzhen	BI Ye-liang, WANG Hua-cai, XIA Bing, <i>et al.</i>	(782)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Source Apportionment of Runoff Pollution in Langfang City	PAN Xin-rong, ZUO Jian-e, ZHANG Yu, <i>et al.</i>	(795)
Analysis on Diversity of Plankton Microbial Community in the Beijing-Tianjin-Hebei Section of the North Canal River	GUO Zhi-zhi, SU Zhen-hua, DI Yan-ming, <i>et al.</i>	(803)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Driving Factors of Denitrification Bacterial Community Structure from Landscape Water in Hebei Province: Taking Shijiazhuang as Example	CHEN Zhao-ying, ZHANG Zi-wei, ZHANG Tian-na, <i>et al.</i>	(813)
Source and Optical Dynamics of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Watershed of Lake Qinghai	YU Xiao-qin, MENG Xian-qiang, WU Hua-wu, <i>et al.</i>	(826)
Influences of Hydrological Scenarios on the Bioavailability, Fate, and Balance of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Lake Poyang	GUO Yan-ni, YAO Xiao-long, CHEN Hui-min, <i>et al.</i>	(837)
Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter in Sediments from Poyang Lake	LUO Yan-qing, WAN Zhi-wei, YAN Cai-xia, <i>et al.</i>	(847)
Pollution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Tangxun Lake	LI Xing-yu, LI Peng, SU Ye-wang, SHI Ming-ming, <i>et al.</i>	(859)
Identifying Relationship Between Nutrient Contents in Road-Deposited Sediment and Urban Basic Elements Based on Kernel Density Estimation	WANG Zi-qiao, LI Xu-yong	(867)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of DBPs in Typical Drinking Water Sources in Wuhan Under the COVID-19 Pandemic	ZHANG Kun-feng, CHANG Sheng, TU Xiang, <i>et al.</i>	(878)
Synergistic Control of Nitrogenous Disinfection By-products and Opportunistic Pathogens in Drinking Water by Iron-Modified Quartz Sand Filtration	QI Peng, HU Chun, XING Xue-ci, <i>et al.</i>	(887)
Degradation Characteristics and Mechanism of Ibuprofen by Ozone Catalyzed by Nitrogen-Doped Biochar	CHAI Cheng, XU Lu, JIN Xin, <i>et al.</i>	(896)
Adsorption Properties and Host-guest Effects of Porous Cyclodextrin Polymers for Dye Molecules in Water	ZHAO Chuan-liang, WANG Zi-jie, YAN Yi, <i>et al.</i>	(907)
Characterization of Sludge Morphology and Bacterial Community Evolution in the Rapid Activation of Freeze-stored PV/A Granular Sludge	HUANG Zi-heng, ZHANG Li, CUI Shu-hui, <i>et al.</i>	(920)
Effect of Different Cationic Polyacrylamide Organic Dehydrating Agents on Sludge Dewatering Performance	FENG Qi-yun, GAO Bao-yu, YUE Qin-yan, <i>et al.</i>	(928)
Health Risk Assessment of Soil Heavy Metals in a Small Watershed of a Mining Area in Yunnan	LIU Yang, HE Zhao-hui, NIU Xue-kui, <i>et al.</i>	(936)
Spatial Characteristics and Potential Ecological Risk Factors of Heavy Metals in Cultivated Land in the Transition Zone of a Mountain Plain	ZHANG Ding, HUANG Rong, GAO Xue-song	(946)
Geo-accumulation Index Method to Optimize the Evaluation Method of Polymetallic Environment Quality: Taking Developed Agricultural Areas as an Example	JU Tie-nan, LEI Mei	(957)
Safety Production Threshold and Land Quality Classification of Vegetable Pb in High Geological Background Area of Southwest China	MU De-miao, SUN Yue-bing	(965)
Pollution Properties and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Farmland Soils and Crops Around a Typical Manganese Mining Area	HUANG Zhong-ting, YI Sheng-wei, CHEN Bei-bei, <i>et al.</i>	(975)
Characteristics of Plant Diversity and Heavy Metal Enrichment and Migration Under Different Ecological Restoration Modes in Abandoned Mining Areas	ZHOU Peng-fei, ZHANG Shi-wen, LUO Ming, <i>et al.</i>	(985)
Soil Properties, Heavy Metal Accumulation, and Ecological Risk in Vegetable Greenhouses of Different Planting Years	REN Qiang, SUN Rui-ling, ZHENG Kai-xuan, <i>et al.</i>	(995)
Effects of Greenhouse and Open-field Cultivation on Heavy Metal Uptake During Carrot Growth	CAO Chun, REN Dan, LÜ Zhen-ying, <i>et al.</i>	(1004)
Effects of Different Amendments on Cadmium Accumulation in Rice Safety in Cadmium-Contaminated Farmland Under Two Flooding Treatments	WANG Gang, YU Hai-ying, LI Ting-xuan, <i>et al.</i>	(1015)
Effect of Composite Leaching on Cadmium Removal Efficiency in Plow Layer Soil of Agricultural Land and Its Functional Regulation	CAO Kun-kun, ZHANG Sha-sha, HU Xue-yu, <i>et al.</i>	(1023)
Polyamine-producing Bacteria Regulated the Community Structure of Rhizosphere Bacteria and Reduced the Absorption of Cd in Wheat	LI Xiao-zhe, QIN Shan-mei, CHEN Zhao-jin, <i>et al.</i>	(1031)
Responses of Soil <i>PhoC</i> and <i>PhoD</i> Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	YANG Wen-na, YU Luo, LUO Dong-hai, <i>et al.</i>	(1040)
Changes in Soil Microbial Carbon-Degrading Enzymes and Their Relationships with Carbon Pool Components During the Restoration Process of <i>Robinia pseudoacacia</i>	LI Wen-jie, ZHANG Zhen-jiao, ZHAO Ya-ping, <i>et al.</i>	(1050)
Soil Enzyme Stoichiometric Characteristics of <i>Pinus massoniana</i> Plantations at Different Stand Ages in Mid-subtropical Areas	JIAO Peng-yu, GUO Wen, CHEN Ze-long, <i>et al.</i>	(1059)
Characteristics of Microbial Utilization for Crop Residue-Derived C in Paddy and Upland Soils	DENG Shao-hong, ZHENG Xiao-dong, MAO Wan-qiong, <i>et al.</i>	(1069)
Influence of Artificial Root Exudates and Actual Root Exudates on the Microbial Community in Pyrene-contaminated Soil	HAN Bo-yuan, ZHANG Wen, HU Fang-yu, <i>et al.</i>	(1077)
Pollution Characteristics and Driving Factors of Antibiotic Resistance Genes in Dexing Copper Mine	HAN Liu, LOU Qian, QIAO Min, <i>et al.</i>	(1089)
Spatial Prediction Method of Farmland Soil Organic Matter in Weibei Dryland of Shaanxi Province	WEI Fang, LIU Jing, XIA Li-heng, <i>et al.</i>	(1097)
Emission Characteristics, Transformation Mechanism, and Reduction Potential of Ammonia Emissions from a Crop Rotation System in Yangtze River Delta	XU Chang, MIAO Wen-liang, NI Yuan-zhi, <i>et al.</i>	(1108)