



# 喀斯特地区水生光合生物群落结构组成及其对微量元素的影响

郎蕤<sup>1,2,3</sup>, 赵敏<sup>1,2\*</sup>, 李栋<sup>1,2,3</sup>, 鲍乾<sup>4</sup>, 蔡冠霞<sup>1,2,3</sup>, 陈波<sup>5</sup>, 杨海全<sup>1</sup>

1. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081;
2. 中国科学院中国生态系统研究网络普定喀斯特生态系统研究站, 贵州 普定 562100;
3. 中国科学院大学, 北京 100049;
4. 四川师范大学西南土地资源评价与监测教育部重点实验室, 成都 610066;
5. 贵州财经大学, 贵阳 550025

第一作者, E-mail: langrui@mail.gyg.ac.cn

\* 通信作者, E-mail: zhaomin@vip.gyg.ac.cn

2022-07-11 收稿; 2022-09-27 修回; 2022-10-06 接受

基金项目: 国家自然科学基金项目(42177248;41673136;41807366); 贵州省省级科技计划项目(2023-254); 中央引导地方科技发展资金项目(黔科中引地[2021]4028)

中图分类号: X172 文章编号: 2096-8523(2024)01-0315-11 doi:10.19509/j.cnki.dzkq.tb20220347

**摘要:** 微量元素是影响喀斯特地表水体水质的重要因素, 水生光合生物在光合代谢过程中能够吸收并去除部分有害元素, 然而关于不同水生光合生物群落结构组成对微量元素的吸收效果和去除潜力如何目前则少有研究。基于普定喀斯特生态系统国家野外观测站的野外监测、系统采样和实验测定以及统计分析, 构建了由裸岩地、裸土地、耕地、草地和灌丛地 5 种土地利用组成的植被-土壤-地下水-地表水模拟生态系统, 并以其中的地表水生生态系统为研究对象, 开展了水生光合生物群落结构组成对微量元素去除潜力及控制机制的研究。结果表明: ①地表水水化学和光合生物量受季节变化与土地利用类型影响显著; ②Cr, Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 6 种微量元素浓度在不同喀斯特水生光合生物系统中存在显著差异, 浮游-沉水共存系统对 Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 的吸收和去除能力优于单一浮游系统; ③喀斯特地区的自然植被恢复(灌丛地和草地)促使地表水体形成的高溶解性无机碳(DIC)环境, 有利于沉水植物生长, 从而提高了对地表水体中 Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 等微量元素的去除潜力。这些认识将有助于岩溶区地表水体水生光合生物群落结构对地表水体微量元素调控机制的研究。

**关键词:** 微量元素; 土地利用; 水生光合生物; 响应机制; 喀斯特地区

中国西南岩溶区由于岩溶作用强烈、地形地貌破碎, 与东部平原地区相比缺少天然防渗或过滤层, 地表水和地下水转换频繁, 地表水和地表污染物很容易通过裂隙直接进入地下含水层, 从而造成岩溶地下水污染<sup>[1-2]</sup>。目前我国各大江河流域均受到了不同程度的水体污染, 其中重金属污染问题尤为突出<sup>[3]</sup>。水体溶解性微量元素是影响人类生产生活

的重要因素, 对人类和水生生态系统至关重要。重金属进入水体后会在生物体内富集和积累, 不仅对水生生物或水生生态系统产生直接或间接影响, 而且可以沿食物链对人体或动物产生危害<sup>[4]</sup>; 如食用甲基汞污染的鱼贝类会导致中毒性神经系统疾病——水俣病<sup>[5]</sup>; 镉污染则会引发鱼类死亡、农业显著减产和著名的世界公害病——骨痛病<sup>[6]</sup>。因

著录信息: 郎蕤, 赵敏, 李栋, 等. 喀斯特地区水生光合生物群落结构组成及其对微量元素的影响[J]. 地质科技通报, 2024, 43(1): 315-325.

LANG Rui, ZHAO Min, LI Dong, et al. Composition of the aquatic photosynthetic organism community and its effect on trace elements in karst areas[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2024, 43(1): 315-325.

而,有效去除水中有害微量元素成为水环境研究亟待解决的科学问题。

水生植物通过吸收、挥发、吸附和根际过滤等方式能够积聚或清除水体中的重金属<sup>[7]</sup>。然而,大量且长时间滞留的重金属会对水生光合生物产生毒害,从而抑制其生长<sup>[8]</sup>。不同水生植物对重金属存在不同的积累能力,表现为沉水植物>浮游藻类、浮叶植物>挺水植物、根系发达植物>根系不发达植物<sup>[9-10]</sup>。MOHAMED<sup>[11]</sup>发现蓝藻死亡藻体比活体对 $\text{Cd}^{2+}$ 和 $\text{Mn}^{2+}$ 的吸附量更高;江用彬等<sup>[12]</sup>发现小球藻、褐藻和马尾藻等对重金属铜、铅、镉、镍有一定的吸收作用;陈国梁<sup>[13]</sup>发现沉水植物——苦草、狐尾藻、黑藻、菹草及金鱼藻能富集大量的砷,对污染水体中的类金属砷都有较好的去除作用;晏丽蓉<sup>[14]</sup>也发现菹草、苦草、黑藻和金鱼藻等沉水植物对镉、铜、铅、锌都有较高的生物富集能力。岩溶水系统中碳的来源及营养元素组成,与其上覆土地利用和地表植被密不可分。土地利用变化对流域生物成因元素的生物地球化学循环具有重要影响<sup>[15]</sup>。目前的研究主要集中在自然流域和湖泊系统,较少进行浮游藻类和沉水植物复合系统及其演替过程中对微量元素去除的研究。特别是在喀斯特地区溶解微量元素变化规律需要进一步深入研究<sup>[16]</sup>。

贵州省地处我国西南岩溶区的核心地带,碳酸盐岩广泛分布。由于碳酸盐岩具有极高的风化速率,因此在风化和溶蚀作用下,水中的溶解无机碳(DIC)、pH和 $\text{Ca}^{2+}$ 质量浓度普遍较高<sup>[17-18]</sup>。此外,伴随着风化作用大量重金属元素迅速释放出来并迁移到水环境中,成为水体重金属的重要来源之一<sup>[19-21]</sup>。土地利用变化显著影响着喀斯特河流的水化学、微量元素和营养盐<sup>[22-24]</sup>。人类改变流域土地利用方式后,水质参数和水生生物等也会相应变化<sup>[15,25-27]</sup>。然而,在喀斯特地区的自然流域中,由于其土地利用方式错综交杂,嵌套密切,难以清楚地界定流域内各水生系统对不同用地类型的响应。目前,对喀斯特地区水生光合系统的研究大多数聚焦于浮游藻类,而对沉水植物的研究相对较少<sup>[28-29]</sup>,关于水生光合系统如何响应土地利用变化,其调控机制是什么迫切需要进一步研究。

碳酸盐成岩作用会提高土壤的氧化铁含量,通过较强的金属吸附作用,使铬、镍、铜和锌更容易富集在碳酸盐岩流域的沉积物和土壤中<sup>[30]</sup>。微量重金属具有不可降解、毒性强、难去除等特征,其残留富集对水生生态系统健康构成了潜在威胁,甚至直

接影响民众身体健康<sup>[31]</sup>。锌、铜、铁、铬、钴、锰和钒等14种微量元素被世界卫生组织确定为人体必须微量元素<sup>[32]</sup>。因此本研究基于喀斯特区岩性特点和人体健康考虑,选择其中9种常见微量元素Zn, Cu, Fe, Cr, Co, Mn, Ba, V和Ni进行研究。普定试验场有清晰的土地利用边界,土壤、含水介质初始条件相同,5种人工生态监测池与不同土地利用一一对应,从而为通过控制性实验探讨不同土地利用条件下水生光合生物对微量元素的吸收、利用和去除机制提供了良好的实验场地。通过对不同土地利用方式地下水系统中水质参数、浮游藻类生物量、沉水植物生物量和微量元素浓度的分析,揭示不同土地利用类型介导下微量元素对不同水生光合生物群落系统的响应。通过比较单一浮游藻类系统和浮游藻类与沉水植物共存系统对不同微量元素的利用或去除的差异,进一步认识岩溶区地表水体水生光合生物群落结构对地表水体微量元素的调控机制。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

本研究在普定喀斯特生态系统国家野外站(北纬 $26^{\circ}14'$ ~ $26^{\circ}15'$ ,东经 $105^{\circ}42'$ ~ $105^{\circ}43'$ ,海拔1200 m)内建造的水碳循环模拟试验场进行。该站位于中国西南部的贵州省普定县。气候属亚热带季风湿润气候,年平均气温为 $15.1^{\circ}\text{C}$ ,年平均降水量为1315 mm,其中约80%在雨季(5月至10月),其特征是雨热同期<sup>[33]</sup>。水碳循环模拟试验场由两部分组成,上部由5个模拟5种不同土地利用类型的大池组成,下部则是5个对应连接的人工水池(图1b,c)。每个大池长20 m,宽5 m,高3 m,池壁涂有环氧树脂以防止混凝土侵蚀对池内水化学产生影响。所有大池先填充有2.5 m厚的中三叠统关岭组石灰岩碎石,其中1个池子用于模拟裸岩地,其余4个池子上覆覆盖0.5 m厚的石灰土,分别用于模拟裸土地(不种植任何植物)、耕地(种植玉米)、草地(种植苜蓿)和灌丛地(种植刺梨)。苜蓿和刺梨于2014年1月种植,玉米则于该年4月初种植,并施用复合肥,12月秸秆还田。每个大池底部的侧向设置有一个排水孔,以模拟天然岩溶泉(1S~5S),每个岩溶泉分别连接一个3 m长、0.5 m宽、0.5 m深的人工水池(1P~5P),以模拟浅水湖泊(图1a)。同样,每个人工水池池壁用有机玻璃进行隔断,以避免水体与池壁反应而受污染。由此,我们构建了由植



a. 试验场示意图(S和P分别代表泉水和水池); b. 试验场全景图;  
c. 1P~5P分别代表了裸岩地、裸土地、耕地、草地和灌丛地5种不同的土地利用类型所对应的池水

图1 普定沙湾模拟试验场<sup>[34]</sup>

Fig. 1 Puding Shawan Simulation Test Site

被-土壤-地下水-地表水-水生光合生物组成的生态系统。于2018年1月从附近后寨河采集了5瓶5 L的水,分别倒入5个人工水池以观察单一浮游系统对微量元素的影响;2018年8月后又采集了附近后寨地表河中的优势沉水植物轮藻(*Chara* spp.)均匀地移植到了5个水池中(每个池子8 kg),用于观察浮游-沉水共存系统对微量元素的影响。

## 1.2 野外监测和取样

2018年1月到2019年6月每月月底的一个晴天对研究区进行采样。水样采集后经0.45 μm的

醋酸纤维膜过滤,用于测量微量元素的水样加入0.1 mL的二次蒸馏硝酸将pH值调至小于2,带回实验室后上机测试。此外,每月用5 L的大桶分别采集5个人工水池中2 L水样用于叶绿素a(Chl-a)的测定。考虑到沉水植物生长缓慢,2018年11月和2019年5月分别采集了每个样池中单位面积内轮藻的茎叶部分并分别放入做好标记的无菌塑料袋中,用于测定沉水植物的生物量。样品带回实验室后,所有样品均保存在4℃密闭避光的冰箱中,并于2 d内完成所有指标测定。现场水化学指标由多参数水质仪(PONSEL ODEN, 法国)监测温度(*T*)、pH、溶解氧(*DO*)、电导率(*EC*)和氧化还原电位。仪器在使用前通过pH(4.01, 6.86, 10)、*EC*(1 412 μS/cm)和*DO*(100%湿空气)标准进行校准。该仪器对*T*、pH、*DO*、*EC*和氧化还原电位的测量精度分别为0.01℃、0.01、0.01 mg/L、0.01 μS/cm和0.1 mV。

## 1.3 实验测定与分析

所有样品均在中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室完成。微量元素用美国产高效液相色谱-等离子体质谱仪(安捷伦7700X)测定<sup>[35]</sup>。Chl-a主要表征浮游藻类的生物量,测定的方法为热乙醇法<sup>[36]</sup>。将当天带回的2 L水样在室内实验室进行过滤。过滤前在水样中加入2滴饱和碳酸镁溶液。水样在使用0.45 μm的玻璃纤维滤膜过滤后,滤膜于冷库中冷藏。将滤膜剪碎后放入15 mL离心管,加入5 mL温度为80℃的90%浓度的热乙醇于超声清洗仪上提取15 min,随后于避光处提取4 h。提取后,再加入3 mL 90%浓度的乙醇,使提取液体积至8 mL。混匀后,于紫外分光光度计(测量精度为0.01)上波长为665 nm和750 nm处测定第一次,随后加入1滴1 mol/L浓度的盐酸混匀后再测定第二次,最终算出Chl-a的浓度。沉水生物量用干重(*DW*, mg/cm<sup>2</sup>)表示。采用10 cm×10 cm的方格取回样池中沉水植物后于纯水中洗净,随后放置于信封袋中于烘箱中用105℃杀青2 h,再在70℃下烘干,最后测定总干重。为计算生长期内的净生长量,用收获的总干重减去种植时的干重,再除以采样面积,最终得出了生长期单位面积生长的净干重。

## 1.4 统计分析

本研究中的图形绘制由Origin 2022和Excel 2010完成,数据统计与分析、Pearson相关性分析和显著性分析(独立样本*t*检验)均采用IBM SPSS

Statistics 19 软件完成。为了更好地体现 2 个系统对微量元素的利用或去除差异,以 2 个系统和各微量元素的关系进行 2 个独立样本 *t* 检验,并计算了 2 个系统中各微量元素的变率(2 个系统均值之差除以均值),以绝对值来体现。

## 2 结果和讨论

### 2.1 不同土地利用下地表水体水化学特征

在研究点对不同水生光合生物系统(2018 年 1 月至 8 月为单一浮游系统和 2018 年 9 月至 2019 年 6 月为浮游-沉水共存系统)分别进行了定期监测和统计分析,结果见图 2。

池水水温与气温变化趋势一致,变化范围为 3.83~29.66℃,最低温度出现在 2018 年 2 月(3.83℃),最高温度出现在 2018 年 6 月(29.66℃)。对池中 pH 值进行分析发现, pH 值均大于 7,呈弱碱性,具有明显季节变化,除草地外,冬季 pH 值较低,春夏秋季 pH 值较高,最低值出现在 2018 年 1 月,最高值出现在 2019 年 5 月,其变化范围为 7.4~9.52,总体表现为 1P>2P>3P>5P>4P(图

2)。此外,2018 年 9 月至 12 月 pH 值呈现下降趋势,其原因可能是由于 2018 年 9 月于池中移植当地优势沉水植物轮藻,此时池中浮游藻类正好处于衰退期,而沉水植物处于生长初期、生物量较小,因此光合作用消耗的无机碳少, pH 值降低<sup>[37]</sup>。3-8 月是浮游藻类的生长季,随着藻类的旺盛生长,水体 pH 值显著增高,表明 pH 值受到水生光合生物量变化的影响。DO 也表现出随季节和土地利用类型变化的较大差异, DO 呈现出冬季较低、春夏秋季较高的季节差异,这是由于水体中 DO 主要受水中光合生物生长的影响。春夏秋季水生光合生物光合作用强烈,产生大量氧气进入水体,而呼吸作用消耗的氧气较少,导致了这一时期水中 DO 浓度较高,与 pH 值的变化趋势一致。DO 的总体变化范围为 78.03%~210.30%,表现为 3P>2P>1P>4P>5P。2019 年春夏季的 DO 高于 2018 年同时期,表明 2019 年池中的生物量更大。表 1 中 Chl-a 与 pH 值和 DO 呈显著正相关关系也佐证了此观点。图 2 还表明,池水的 EC 在不同样池间也表现出了较大的差异和一定的季节变化规律,其总体变化范围为 154.90~467.60 μS/cm,表现为 4P>5P>3P>2P>1P,尤其是 4P 和 3P 季节性波动较为明显。

### 2.2 不同土地利用下地表水生光合生物特征

本研究将不同土地利用下的地表水生光合系统在不同时间构建为单一浮游系统和浮游-沉水共存系统。浮游藻类和沉水植物同属于湖泊生态系统内的初级生产者,有着类似的主要资源,生态位高度重叠<sup>[38]</sup>,存在一种复杂的竞争关系,即藻类的爆发会通过影响光照条件等抑制沉水植物生长,而沉水植物则通过释放化感物质等抑制浮游植物生长<sup>[39-40]</sup>。喀斯特地区具有高 pH 值和高 DIC 的水环境特点,研究表明高 DIC 的水环境有利于沉水植物的生长<sup>[41]</sup>,有助于吸附水中大颗粒物,具有水体净化和修复的积极作用<sup>[42]</sup>。探究浮游藻类和沉水植物生物量的时空变化,不但可以反映二者在各水化学参数影响下的竞争关系,而且结合不同水生光合植物对重金属的去除或吸附能力,可体现微量元素浓度变化对不同水生光合系统的响应。

#### 2.2.1 不同土地利用下浮游藻类生物量时空变化

水体叶绿素质量浓度是浮游藻类生长特征参数,如图 3 所示在单一浮游系统中, Chl-a 质量浓度为 0.18~4.15 μg/L,最大值出现在 2018 年 3 月的 4P 中,最小值出现在 2018 年 1 月的 5P 中,呈现出样池和季节性的分布差异。其中 3P 的 Chl-a 质量

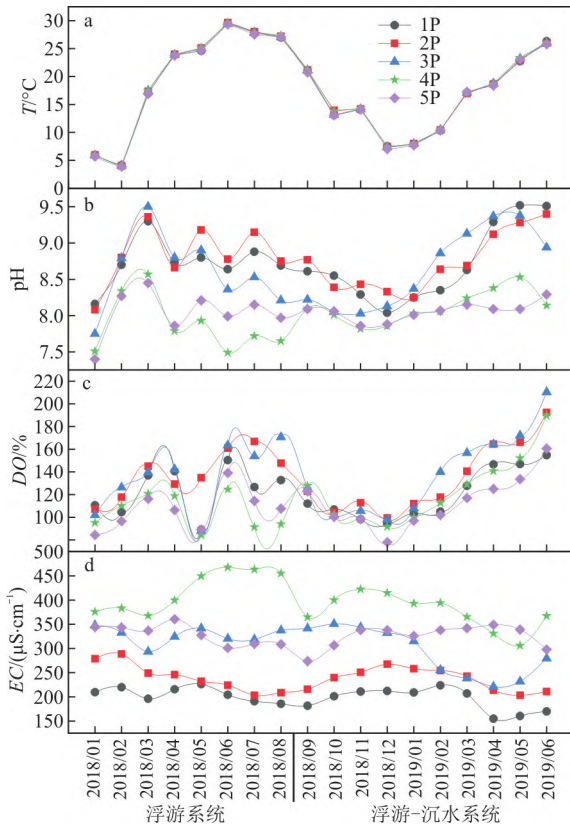


图 2 池水水质参数的时空分布

Fig. 2 Spatial and temporal distribution of water quality in the pond

浓度在整个浮游藻类生长季内都普遍较高,4P 在春季较高,夏季逐渐降低。在浮游-沉水共存系统中,Chl-a 质量浓度为 0.04~2.38  $\mu\text{g/L}$ ,最大值出现在 2018 年 9 月的 3P 中,最小值出现在 2018 年 12 月的 1P 中。跟单一浮游系统一样,3P 的 Chl-a 质量浓度在此系统中也普遍相对偏高,其原因是 3P 中化肥的施用导致其地下水中氮磷浓度较高。另外,2 个系统中夏季的 Chl-a 浓度都高于冬季,分析其原因跟水温相关。如图 3 所示,整个研究期内,Chl-a 浓度在 2018 年 3—10 月和 2019 年 3—6 月较高,其余时间较低,与水温呈现出相似的变化趋势。水温降低时,Chl-a 浓度较低;反之,水温升高时,Chl-a 浓度普遍较高。水温对于水体中浮游藻类的生长起到十分重要的作用,适宜的温度能够增强藻类体内酶的活性,促进光合作用的进行,而较低的水温则会抑制藻类的代谢和呼吸作用,甚至使其休眠或死

亡<sup>[43]</sup>。表 1 中水温跟 Chl-a 浓度呈显著正相关关系也能佐证这一观点。此外,前期研究还发现地表水体中的氮磷浓度主要受土地利用方式影响,有植被生长的土地利用总氮、总磷浓度及通量均明显低于无植被生长的土地利用<sup>[33]</sup>。并且 Chl-a 受到土地利用下氮磷的影响,随着浮游藻类的生长,Chl-a 浓度变化表现为 3P>2P>1P>4P>5P,变化趋势与泉水中的  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度一致<sup>[17]</sup>。由于 4P 和 5P 上覆植被的生长大量地消耗了土壤中的氮磷,且除大气沉降以外没有其他方式对氮磷进行补充,从而导致输入到地下水中的氮磷浓度较低。而水体中含氮和磷的营养物质能够加速藻类和浮游生物的生长,因此其对应池水中的浮游生物量也较少。已有研究<sup>[44]</sup>发现 5 种土地利用方式下泉水  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度均与 Chl-a 浓度呈现出了线性正相关关系。在  $\text{PO}_4^{3-}$  与 Chl-a 浓度的线性正相关关系中,单一浮游

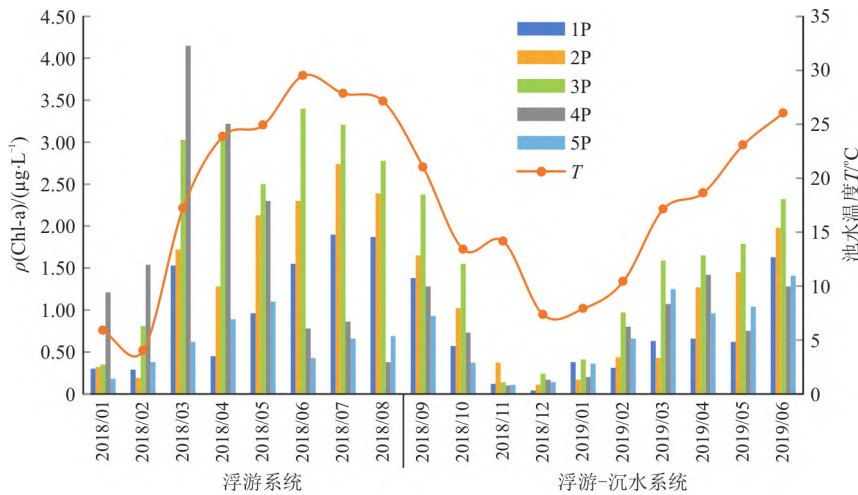


图 3 池中浮游藻类生物量的时空变化

Fig. 3 Temporal and spatial variation in planktonic algal biomass in the pond

表 1 池中水质参数与叶绿素之间相关关系

Table 1 Correlations between water quality parameters and chlorophyll in the pond

相关性系数	系统	水温	pH	电导率	溶解氧	叶绿素
水温	浮游系统	1				
	浮游-沉水系统	1				
pH	浮游系统	0.082	1			
	浮游-沉水系统	0.533 <sup>**</sup>	1			
电导率	浮游系统	-0.037	-0.691 <sup>**</sup>	1		
	浮游-沉水系统	-0.250	-0.759 <sup>**</sup>	1		
溶解氧	浮游系统	0.389 <sup>*</sup>	0.580 <sup>**</sup>	-0.459 <sup>**</sup>	1	
	浮游-沉水系统	0.371 <sup>**</sup>	0.677 <sup>**</sup>	-0.318 <sup>*</sup>	1	
叶绿素	浮游系统	0.430 <sup>**</sup>	0.386 <sup>*</sup>	-0.019	0.580 <sup>**</sup>	1
	浮游-沉水系统	0.755 <sup>**</sup>	0.516 <sup>**</sup>	-0.169	0.475 <sup>**</sup>	1

注: \* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关; \*\* 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关

系统和浮游-沉水共存系统均表现为极显著 ( $P < 0.01$ )。而在  $\text{NO}_3^-$  与 Chl-a 浓度的线性正相关关系中,单一浮游系统表现为极显著 ( $P < 0.01$ ),浮游-沉水共存系统仅表现为显著 ( $P = 0.02$ )。可能存在以下两方面原因,一是 4P 和 5P 具有较高的 DIC 浓度,高 DIC 促进了沉水植物的生长,说明碳施肥的重要影响;二是在浮游-沉水共存系统中,浮游藻类与沉水植物在生长过程中进行营养盐竞争的同时,沉水植物释放的化感物质可能抑制了浮游藻类的生长。综上表明了地表水体中浮游藻类生物量受不同土地利用方式下输出的碳、氮、磷元素浓度的影响。随着由单一浮游系统向浮游-沉水共存系统的演替,浮游藻类的生物量总体有所降低,后者 Chl-a 浓度明显低于单一浮游系统,表明在此贫营养的环境中浮游藻类在与沉水植物的竞争中处于劣势地位。

2.2.2 沉水植物生物量

沉水植物对水生生态系统具有重要的功能作用<sup>[45]</sup>,可以通过各种机制改善水质<sup>[46-47]</sup>。图4为沉水植物生物量时空变化图。随着季节和土地利用的变化,沉水植物生物量表现出显著的差异。从时间上来看,2018年9至11月各样池中沉水植物生物量普遍高于2019年3至5月,一方面春季(3-5月)为浮游藻类的生长季,它的旺盛生长导致的低光环境抑制了沉水植物的生长;另一方面可能是该时间段还没有到沉水植物生长的旺季,其生物量还有一定上升空间。这与熊飞等<sup>[48]</sup>对抚仙湖中轮藻植物研究的结论一致,8月和11月轮藻植物生物量较高且稳定,1月和4月较低。不同土地利用下沉水植物单位面积的净干重在5个样池间差异显著。2个时间段除3P和5P外,其余样池所对应的沉水植物净干重变化呈现出相同的变化趋势,均表现为4P

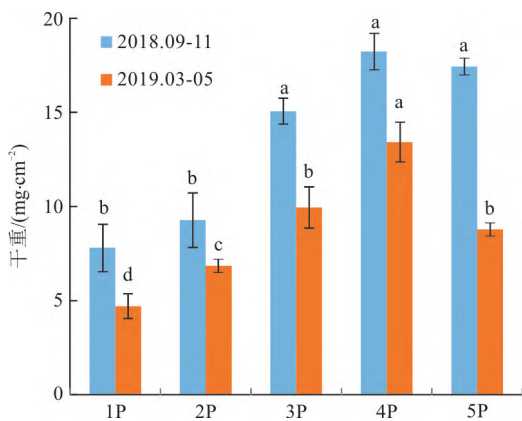


图4 池水中沉水植物生物量的时空变化

Fig. 4 Temporal and spatial variation in submerged plant biomass in the pond

最大,2P 和 1P 最小。2018 年 9-11 月表现为 4P>5P>3P>2P>1P,其变化范围在 7.81~18.23 mg/cm<sup>2</sup>,2019 年 3-5 月表现为 4P>3P>5P>2P>1P,其变化范围在 4.70~13.41 mg/cm<sup>2</sup>,相较于 2018 年,3P 净干重高于 5P。总体而言,4P 具有最高的沉水植物生物量主要与其高 DIC 有关,高的 DIC 浓度促进了沉水植物的生长<sup>[49]</sup>。此外,轮藻适合生长于含钙质丰富的水体中,其生长不需要高营养,因此,轮藻植物多喜贫-中营养水体<sup>[50]</sup>,喀斯特地区也为其提供了适宜的生长环境。在贫营养环境中,相比沉水植物浮游藻类处于劣势地位。

2.3 微量元素对不同水生光合系统的响应

本研究选取普遍关注的 V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Fe, Zn 和 Ba 9 种微量元素,它们对于人体健康和水生生物的正常生理过程都有着十分重要的作用。水体中微量元素的浓度变化可以反映水生植物对水体重金属的吸收利用或去除差异。

水体微量元素浓度差异明显(表2)。在单一浮游系统中各微量元素浓度的均值分别为 Ba>Fe>Mn>Zn>V>Cu>Cr>Ni>Co; 在浮游-沉水共存系统中各微量元素质量浓度的均值分别为 Ba>Fe>Zn>Mn>V>Cu>Cr>Ni>Co。从表2可以看出,除微量元素 Ba 以外,其余 8 种微量元素在水体中的质量浓度均处

表2 2种水生系统中微量元素的平均浓度与显著性

Table 2 Average concentrations and significance of trace elements in two aquatic systems

微量元素	系统	N	$\rho_B$ 均值/ ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	变率	t 检验	显著性
V	浮游	40	0.78	0.06	-0.500	0.618
	浮游-沉水	50	0.82	0.06		
Cr	浮游	40	0.36	0.63	-3.946	0.000**
	浮游-沉水	50	0.59	0.39		
Mn	浮游	40	8.10	0.71	2.120	0.040*
	浮游-沉水	50	2.35	2.44		
Co	浮游	40	0.07	0.38	3.050	0.004**
	浮游-沉水	50	0.04	0.62		
Ni	浮游	40	0.34	0.40	3.863	0.000**
	浮游-沉水	50	0.20	0.67		
Cu	浮游	40	0.60	0.14	-1.182	0.240
	浮游-沉水	50	0.69	0.13		
Fe	浮游	40	20.33	0.72	7.371	0.000**
	浮游-沉水	50	5.73	2.55		
Zn	浮游	40	7.15	0.55	3.750	0.000**
	浮游-沉水	50	3.25	1.20		
Ba	浮游	40	40.63	0.00	0.006	0.995
	浮游-沉水	50	40.61	0.00		

注: \*表示显著性水平0.05下(双侧)呈现差异; \*\*表示显著性水平0.01下(双侧)呈现差异

于较低水平, Ba 是 2 个系统中质量浓度最大的微量元素, 其次为 Fe, 质量浓度最小的为 Co。在上述 9 种微量元素中, V, Cu 和 Ba 在 2 个系统中没有显著性差异, 而 Cr, Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 6 种微量元素浓度在 2 个系统中存在显著差异。

从图 5 可以看出, Cr 质量浓度在 2 种系统中表现出增加趋势, 说明无论是浮游系统还是浮游-沉水共存系统对 Cr 的去除效果都不理想。虽然有研究<sup>[51]</sup>表明, 当 Cr 质量浓度较低时, 沉水植物菹草对 Cr 有较好的富集作用和较高的去除率, 但由于本研究种植的是轮藻, 因此并未体现对 Cr 去除的影响。除 Cr 外, 其余 5 种微量元素在 2 个系统中的平均浓度表现为单一浮游系统>浮游-沉水共存系统; 变率表现为浮游-沉水共存系统>单一浮游系统, 反映了浮游-沉水共存系统对这 5 种微量元素的吸收利用或去除作用优于单一浮游系统。另外, 从表 2 中还可以看出, 在浮游-沉水共存系统中, Fe, Mn 和 Zn 的变率较大, 一方面, 说明浮游-沉水共存系统对上述 3 种微量元素的吸收、去除能力较好; 另一方面, DO 浓度的升高, 导致 Fe, Mn 会形成高价态沉淀, 从

而使得水体中溶解的 Fe 和 Mn 质量浓度降低。从图 5 也可以看出, Co, Ni, Mn, Fe, Zn 在池水中的平均质量浓度总体上均呈现出由单一浮游系统到浮游-沉水共存系统降低的趋势, 表明浮游-沉水共存系统对上述 5 种微量元素具有明显去除作用。此外, 在浮游-沉水共存系统初期 5 种微量元素质量浓度较低, 随着浮游藻类生长季的到来又小幅度上升, 再次说明了浮游藻类与沉水植物的竞争以及沉水植物对这 5 种微量元素的吸收利用与去除效应。张饮江等<sup>[52]</sup>研究也表明某些沉水植物对 Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 等都存在一定的去除效果<sup>[53-54]</sup>。由于沉水植物具有抑藻作用及其较强的吸收能力<sup>[52, 55]</sup>, 表明沉水植物的种植可以促进以上 5 种元素的吸收。因此可以通过种植沉水植物增强重金属的吸收从而达到改善水质的目的。

### 3 结 论

(1) 研究区水体为微碱性水, 各微量元素总体处于较低水平。各水化学参数和水生植物生物量均随时间与样池的变化而产生差异。

(2) 浮游藻类生物量在耕地中普遍偏高, 夏季高于冬季, 与温度和 pH 值呈显著正相关。浮游-沉水共存系统的 Chl-a 小于单一浮游系统, 说明了沉水植物与浮游藻类存在竞争关系。

(3) Cr, Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 6 种微量元素浓度在 2 个系统中存在显著差异, 浮游-沉水共存系统对重金属 Mn, Co, Ni, Fe 和 Zn 的吸收利用或去除作用优于单一浮游系统, 说明在喀斯特地区高 DIC 背景下浮游-沉水共存的水环境条件更利于对重金属的去除, 从而对水体水质净化有着更积极的作用。

所有作者声明不存在利益冲突。

The authors declare that no competing interests exist.

#### 参考文献:

- [1] 张军以, 王腊春, 马小雪, 等. 西南岩溶地区地下水污染及防治途径[J]. 水土保持通报, 2014, 34(2): 245-249.  
ZHANG J Y, WANG L C, MA X X, et al. Groundwater pollution in karst areas of Southwest China and its control methods[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2014, 34(2): 245-249. (in Chinese with English abstract)
- [2] 鄯贵权, 丁坚平, 王伍军, 等. 贵州典型岩溶区岩溶地下水污染评价[J]. 中国地质灾害与防治学报, 1999, 10(1): 82-88.

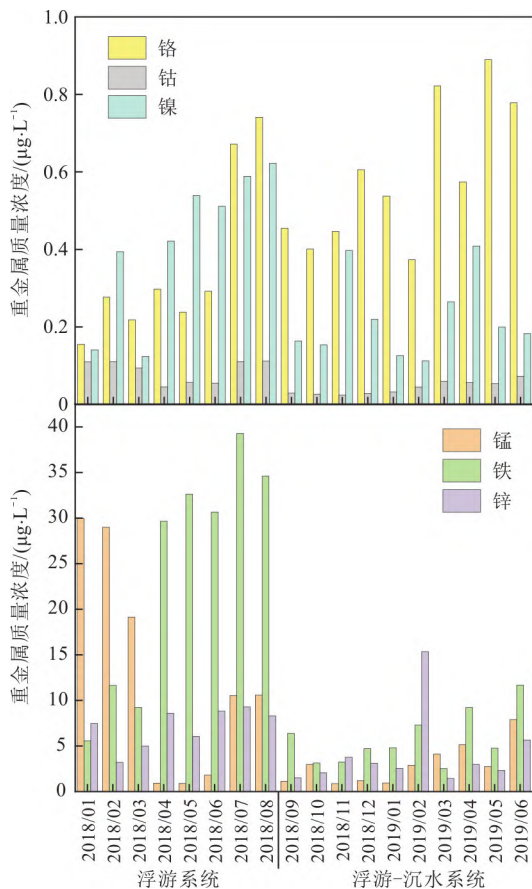


图 5 池中微量元素平均质量浓度的时空变化

Fig. 5 Temporal and spatial variation in the average concentration of trace elements in the pond

- YAN G Q, DING J P, WANG W J, et al. Karst groundwater pollution assessment in typical karst areas in Guizhou [J]. Chinese Journal of Geological Hazards and Prevention, 1999, 10(1): 82-88. (in Chinese with English abstract)
- [3] HARGUINTEGUY C A, CIRELLI A F, PIGNATA M L. Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its relationship with sediment and water in the Suquía River (Argentina) [J]. Microchemical Journal, 2014, 114: 111-118.
- [4] MD S I, MASARU T. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis [J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, 48(7/8): 624-649.
- [5] 杨伟利. 日本水俣病[J]. 环境, 2006(3): 96-97.  
YANG W L. Minamata disease in Japan [J]. Environment, 2006(3): 96-97. (in Chinese with English abstract)
- [6] 黄吉厚. 镉对环境的污染及其对策研究[J]. 辽宁教育学院学报, 2000, 17(5): 29-31.  
HUANG J H. Research on the pollution of cadmium to the environment and its countermeasures [J]. Journal of Liaoning Institute of Education, 2000, 17(5): 29-31. (in Chinese with English abstract)
- [7] 何刚, 耿晨光, 罗睿. 重金属污染的治理及重金属对水生植物的影响[J]. 贵州农业科学, 2008, 36(3): 147-150, 153.  
HE G, GENG C G, LUO R. Treatment of heavy metal pollution and effects of heavy metals on aquatic plants [J]. Guizhou Agricultural Science, 2008, 36(3): 147-150, 153. (in Chinese with English abstract)
- [8] 常晋娜, 瞿建国. 水体重金属污染的生态效应及生物监测[J]. 四川环境, 2005, 24(4): 29-33.  
CHANG J N, QU J G. Ecological effects and biological monitoring of heavy metal pollution in water [J]. Sichuan Environment, 2005, 24(4): 29-33. (in Chinese with English abstract)
- [9] 王海东, 方凤满, 谢宏芳. 中国水体重金属污染研究现状与展望[J]. 广东微量元素科学, 2010, 17(1): 14-18.  
WANG H D, FANG F M, XIE H F. Research status and prospect of heavy metal pollution in water in China [J]. Guangdong Science of Trace Elements, 2010, 17(1): 14-18. (in Chinese with English abstract)
- [10] 黄永杰, 刘登义, 王友保, 等. 八种水生植物对重金属富集能力的比较研究[J]. 生态学杂志, 2006, 25(5): 541-545.  
HUANG Y J, LIU D Y, WANG Y B, et al. A comparative study on the accumulation capacity of heavy metals in eight aquatic plants [J]. Journal of Ecology, 2006, 25(5): 541-545. (in Chinese with English abstract)
- [11] MOHAMED Z A. Removal of cadmium and manganese by a non-toxic strain of the freshwater cyanobacterium *Gloeothece magna* [J]. Water Research, 2001, 35(18): 4405-4409.
- [12] 江用彬, 季宏兵. 藻类对重金属污染水体的生物修复[J]. 地理科学进展, 2007, 26(1): 56-67.  
JIANG Y B, JI H B. Bioremediation of heavy metal polluted water by algae [J]. Advances in Geography, 2007, 26(1): 56-67. (in Chinese with English abstract)
- [13] 陈国梁. 沉水植物对镉的富集特征及机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.  
CHEN G L. Characteristics and mechanism of arsenic accumulation in submerged plants [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014. (in Chinese with English abstract)
- [14] 晏丽蓉. 几种沉水植物对底泥中镉、铜、铅、锌修复作用的研究[D]. 杭州: 浙江师范大学, 2013.  
YAN L R. Remediation effect of several submerged plants on cadmium, copper, lead and zinc in sediment [D]. Hangzhou: Zhejiang Normal University, 2013. (in Chinese with English abstract)
- [15] SR R A P. Land use and climate change [J]. Science, 2005, 310: 1625-1626.
- [16] XU S, LANG Y, ZHONG J, et al. Coupled controls of climate, lithology and land use on dissolved trace elements in a karst river system [J]. Journal of Hydrology, 2020, 591: 125328.
- [17] BAO Q, LIU Z, ZHAO M, et al. Primary productivity and seasonal dynamics of planktonic algae species composition in karst surface waters under different land uses [J]. Journal of Hydrology, 2020, 591: 125295.
- [18] 陈波, 陈文瑾, 陆莘茹, 等. 基于CCM机制的水生碳泵效应协同富营养化缓解研究进展[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2022, 40(2): 19-26.  
CHEN B, CHEN W J, LU P R, et al. Research progress of aquatic carbon pump effect synergistic eutrophication mitigation based on CCM mechanism [J]. Journal of Guizhou Normal University (Natural Science Edition), 2022, 40(2): 19-26. (in Chinese with English abstract)
- [19] 韩贵琳, 刘丛强. 贵州喀斯特地区河流的研究: 碳酸盐岩溶解控制的水文地球化学特征[J]. 地球科学进展, 2005, 20(4): 394-406.  
HAN G L, LIU C Q. Research on rivers in karst areas of Guizhou: Hydrogeochemical characteristics controlled by carbonate dissolution [J]. Advances in Earth Science, 2005, 20(4): 394-406. (in Chinese with English abstract)
- [20] MICHEL M. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads [J]. American Journal



- of Science, 1987, 287(5):401-428.
- [21] WU W, QU S, NEL W, et al. The impact of natural weathering and mining on heavy metal accumulation in the karst areas of the Pearl River Basin, China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 734:139480.
- [22] JIANG Y, ZHANG C, YUAN D, et al. Impact of land use change on groundwater quality in a typical karst watershed of southwest China: A case study of the Xiaojiang watershed, Yunnan Province[J]. Hydrogeology Journal, 2008, 16(4):727-735.
- [23] YUE F J, WALDRON S, LI S L, et al. Land use interacts with changes in catchment hydrology to generate chronic nitrate pollution in karst waters and strong seasonality in excess nitrate export[J]. Science of the Total Environment, 2019, 696:134062.
- [24] 魏星宇, 杨永琼, 王敬富, 等. 贵州草海流域下不同土地类型重金属污染空间分布特征及评价[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2021, 39(4):39-45.  
WEI X Y, YANG Y Q, WANG J F, et al. Spatial distribution characteristics and evaluation of heavy metal pollution in different land types in the Caohai watershed of Guizhou[J]. Journal of Guizhou Normal University (Natural Science Edition), 2021, 39(4):39-45. (in Chinese with English abstract)
- [25] COOPER S R. Chesapeake bay watershed historical land use: Impact on water quality and diatom communities[J]. Ecological Applications, 1995, 5(3):703-723.
- [26] ARBUCKLE K E, DOWNING J A. The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape[J]. Limnology and Oceanography, 2001, 46(4):970-975.
- [27] NGOYE E, MACHIWA J F. The influence of land-use patterns in the Ruvu River watershed on water quality in the river system[J]. Physics and Chemistry of the Earth, 2004, 29:15a18.
- [28] WANG B, LIU C Q, WANG F, et al. The distributions of autumn picoplankton in relation to environmental factors in the reservoirs along the Wujiang River in Guizhou Province, SW China[J]. Hydrobiologia, 2008, 598(1):35-45.
- [29] WANG F S, WANG B L, LIU C Q, et al. Changes in nutrient ratios and phytoplankton community structure caused by hydropower development in the Maotiao River, China[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2014, 36(3):595-603.
- [30] QU S, WU W, NEL W, et al. The behavior of metals/metalloids during natural weathering: A systematic study of the mono-lithological watersheds in the upper Pearl River Basin, China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 708(C):134572.
- [31] 龚杰, 孙紫童, 冯璐, 等. 武汉市东西湖区主要湖泊表层沉积物重金属污染特征与生态风险评估[J]. 地质科技通报, 2021, 40(3):204-210.  
GONG J, SUN Z T, FENG L, et al. Characteristics and ecological risk assessment of heavy metal pollution in surface sediments of main lakes in Dongxihu District, Wuhan City[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2021, 40(3):204-210. (in Chinese with English abstract)
- [32] 夏敏. 必需微量元素的生理功能[J]. 微量元素与健康研究, 2003, 20(3):41-44.  
XIA M. Physiological functions of essential trace elements[J]. Trace Elements and Health Research, 2003, 20(3):41-44. (in Chinese with English abstract)
- [33] 武阳, 刘再华, 于青春, 等. 土地利用变化对喀斯特水体溶解无机碳、总氮和总磷输出的影响:以贵州普定沙湾模拟试验场为例[J]. 地球与环境, 2022, 50(4):547-557.  
WU Y, LIU Z H, YU Q C, et al. Effects of land use change on the output of dissolved inorganic carbon, total nitrogen and total phosphorus in karst waters: Taking the Puding Shawan simulation test site in Guizhou as an example[J]. Earth and Environment, 2022, 50(4):547-557. (in Chinese with English abstract)
- [34] XIA F, LIU Z H, ZHAO M, et al. High stability of autochthonous dissolved organic matter in karst aquatic ecosystems: Evidence from fluorescence[J]. Water Research, 2022, 220:118723.
- [35] LI L, LIU H, LI H X. Distribution and migration of antimony and other trace elements in Akarstic River system, Southwest China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(28):28061-28074.
- [36] 陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨[J]. 湖泊科学, 2006, 18(5):550-552.  
CHEN Y W, CHEN K N, HU Y H. "Hot ethanol method" for the determination of phytoplankton chlorophyll a and its measurement error[J]. Lake Science, 2006, 18(5):550-552. (in Chinese with English abstract)
- [37] 张澎浪, 孙承军. 地表水体中藻类的生长对 pH 值及溶解氧含量的影响[J]. 中国环境监测, 2004, 20(4):49-50.  
ZHANG P L, SUN C J. Effects of algal growth on pH and dissolved oxygen content in surface water[J]. China Environmental Monitoring, 2004, 20(4):49-50. (in Chinese with English abstract)
- [38] 杨清心. 富营养水体中沉水植物与浮游藻类相互竞争的研究[J]. 湖泊科学, 1996, 8(增刊1):17-24.  
YANG Q X. Study on the competition between submerged

- plants and planktonic algae in eutrophic waters[J]. Journal of Lake Sciences, 1996, 8(S1): 17-24. (in Chinese with English abstract)
- [39] LI H, LI Q, LUO X, et al. Responses of the submerged macrophyte *Vallisneria natans* to a water depth gradient [J]. Science of the Total Environment, 2020, 701(C): 134944.
- [40] ZHU J, LIU B, WANG J, et al. Study on the mechanism of allelopathic influence on cyanobacteria and chlorophytes by submerged macrophyte (*Myriophyllum spicatum*) and its secretion [J]. Aquatic Toxicology, 2010, 98(2): 196-203.
- [41] JONES J I, YOUNG J O, EATON J W, et al. The influence of nutrient loading, dissolved inorganic carbon and higher trophic levels on the interaction between submerged plants and periphyton [J]. Journal of Ecology, 2002, 90(1): 12-24.
- [42] 秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究 [J]. 湖泊科学, 2020, 32(5): 1229-1243.  
QIN B Q. Limnology of shallow lakes and eutrophication control of Taihu Lake [J]. Journal of Lake Sciences, 2020, 32(5): 1229-1243. (in Chinese with English abstract)
- [43] 李梦. 巢湖西半湖浮游藻类群落及体内微量元素的研究 [D]. 合肥: 合肥工业大学, 2015.  
LI M. Study on the phytoplankton community and trace elements in the west half of Chaohu Lake [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2015. (in Chinese with English abstract)
- [44] 鲍乾. 喀斯特地表水水生光合作用的碳限制及其环境效应: 以普定沙湾模拟试验场为例 [D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2021.  
BAO Q. Carbon limitation of aquatic photosynthesis in karst surface waters and its environmental effects: A case study of Puding Shawan simulation test site [D]. Guiyang: Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, 2021. (in Chinese with English abstract)
- [45] ERIK J, MARTIN S, MORTEN S, et al. The structuring role of submerged macrophytes in lakes [M]. New York: Springer, 1998.
- [46] SCHEFFER M, HOSPER S H, MEIJER M L, et al. Alternative equilibria in shallow lakes [J]. Trends in Ecology & Evolution, 1993, 8(8): 275-279.
- [47] BORNETTE G, PUIJALON S. Response of aquatic plants to abiotic factors: A review [J]. Aquatic Sciences, 2011, 73(1): 1-14.
- [48] 熊飞, 刘红艳, 董元火, 等. 抚仙湖轮藻植物的时空格局 [J]. 江汉大学学报(自然科学版), 2011, 39(3): 102-107.  
XIONG F, LIU H Y, DONG Y H, et al. The spatiotemporal pattern of charophytes in Fuxian Lake [J]. Journal of Jiangnan University (Natural Science Edition), 2011, 39(3): 102-107. (in Chinese with English abstract)
- [49] 李栋, 赵敏, 刘再华, 等. 普定岩溶水-碳循环模拟试验场水体双碳同位素特征 ( $\delta^{13}\text{C}$ - $\Delta^{14}\text{C}$ ) 与碳足迹 [J]. 地学前缘, 2022, 29(3): 155-166.  
LI D, ZHAO M, LIU Z H, et al. Double carbon isotopic characteristics ( $\delta^{13}\text{C}$ - $\Delta^{14}\text{C}$ ) and carbon footprint of water in Puding karst water-carbon cycle simulation test site [J]. Earth Science Frontier, 2022, 29(3): 155-166. (in Chinese with English abstract)
- [50] 王和云, 于丹, 倪乐意. 浅析轮藻植物与水体富营养化的关系 [J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(5): 693-699.  
WANG H Y, YU D, NI L Y. Analysis on the relationship between charophytes and water eutrophication [J]. Resources and Environment in the Yangtze River Basin, 2014, 23(5): 693-699. (in Chinese with English abstract)
- [51] 王爱丽, 王芳, 商书波, 等. 沉水植物菹草对含铬废水的修复实验设计 [J]. 实验技术与管理, 2018, 35(12): 62-64.  
WANG A L, WANG F, SHANG S B, et al. Experimental design of the remediation of chromium-containing wastewater by the submerged plant *S. japonica* [J]. Experimental Technology and Management, 2018, 35(12): 62-64. (in Chinese with English abstract)
- [52] 张江江, 刘晓培, 金晶, 等. 沉水植物对水体净化的研究进展 [J]. 科技导报, 2012, 30(27): 72-79.  
ZHANG Y J, LIU X P, JIN J, et al. Research progress on water purification by submerged plants [J]. Science and Technology Review, 2012, 30(27): 72-79. (in Chinese with English abstract)
- [53] AYSEL S, EMIRE E, FATI H G, et al. Removal of cadmium by *Myriophyllum heterophyllum* Michx. and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic compounds [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2008, 54(4): 612-618.
- [54] BUNLUESIN S, POKETHITIYOOK P, LANZA G R, et al. Influences of cadmium and zinc interaction and humic acid on metal accumulation in ceratophyllum demersum [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2007, 180(1/4): 225-235.
- [55] 周婕, 曾诚. 水生植物对湖泊生态系统的影响 [J]. 人民长江, 2008, 39(6): 88-91.  
ZHOU J, ZENG C. Effects of aquatic plants on lake ecosystems [J]. People's Yangtze River, 2008, 39(6): 88-91. (in Chinese with English abstract)

Summary for “喀斯特地区水生光合生物群落结构组成及其对微量元素的影响”

## Composition of the aquatic photosynthetic organism community and its effect on trace elements in karst areas

LANG Rui<sup>1,2,3</sup>, ZHAO Min<sup>1,2\*</sup>, LI Dong<sup>1,2,3</sup>, BAO Qian<sup>4</sup>, CAI Guanxia<sup>1,2,3</sup>, CHEN Bo<sup>5</sup>, YANG Haiquan<sup>1</sup>

1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China;
2. Puding Karst Ecosystem Research Station, Chinese Ecosystem Research Network, Chinese Academy of Sciences, Puding Guizhou 562100, China;
3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;
4. Key Laboratory of Land Resources Evaluation and Monitoring in Southwest China of Ministry of Education, Sichuan Normal University, Chengdu 610066, China;
5. Guizhou University of Finance and Economics, Guiyang 550025, China

First author, E-mail: langrui@mail.gyig.ac.cn

\* Corresponding author, E-mail: zhaomin@vip.gyig.ac.cn

**Abstract:** [ **Objective** ] Trace elements are an important factor affecting the water quality of karst surface waters. Aquatic photosynthetic organisms can absorb and remove harmful elements in the process of photosynthetic metabolism. However, little research has been conducted on the absorption effect and removal potential of trace elements by different aquatic photosynthetic organism community structures. [ **Methods** ] This study was conducted at the Puding Karst Ecosystem National Observation and Research Station, which constructed a vegetation-soil-groundwater-surface water simulation ecosystem consisting of five types of land use: bare rock land, bare land, cultivated land, grassland and shrub land. Among them, the surface aquatic ecosystem was taken as the research object to carry out research on the removal potential and control mechanism of trace elements by the composition of aquatic photosynthetic organism community structure. [ **Results** ] Results showed that (1) The surface water chemistry parameters and aquatic photosynthetic biomass were significantly affected by seasonal changes and land use types; (2) The concentrations of Cr, Mn, Co, Ni, Fe and Zn varies significantly in different aquatic photosynthetic ecosystems, and the absorption and removal of Mn, Co, Ni, Fe, and Zn by the planktonic-submerged coexistence system were better than those of a single planktonic system; (3) The formation of a highly dissolved inorganic carbon (DIC) environment in surface water bodies was promoted by the restoration of natural vegetation (shrublands and grasslands) in karst areas, which was conducive to the growth of submerged plants, simultaneously increasing the impact on Mn, Co, Ni, Fe and Zn removal potential in surface water bodies. [ **Conclusion** ] This understanding will contribute to research on the regulatory mechanism of trace elements in surface water by the structure of aquatic photosynthetic organisms in karst areas.

**Key words:** trace element; land use; aquatic photosynthetic organism; response mechanism; karst area

Received: 2022-07-11; Revised: 2022-09-27; Accepted: 2022-10-06

doi:10.19509/j.cnki.dzqk.tb20220347