

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2024.06.001

## 蓝藻生消对巢湖沉积物重金属环境行为的影响

吴蕾<sup>1,2</sup>, 陈强<sup>2</sup>, 刘刚<sup>3</sup>, 钱靖<sup>1</sup>, 周春财<sup>2</sup>

(1. 安徽省生态环境科学研究院 大气环境研究所, 安徽 合肥 230061; 2. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 3. 巢湖管理局环境保护监测站, 安徽 合肥 238000)

**摘要:**为探究蓝藻生消对巢湖表层沉积物重金属环境行为的影响,文章分析蓝藻休眠期和繁盛期沉积物中Cr、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pb、Hg元素的含量水平、空间分布以及赋存形态的变化;采用地累积指数法和潜在生态风险指数法评估重金属污染情况和潜在生态风险。结果表明:蓝藻暴发后,每千克沉积物中Cd和Cr元素平均质量分别增加了0.70倍和0.35倍,其他元素质量有所下降,大部分元素质量空间分布向更加均衡的趋势转变;除Cd和Hg外,其他元素在蓝藻休眠期和繁盛期均以残渣态为主,占比为58%~97%;蓝藻繁盛期,元素各生物有效态占比发生不同程度的变化,但除Cd外其他元素生物有效态总量占比及残渣态占比变化不大,Cd迁移转化流动性最高;2个时期中,Cd和Hg环境风险均相对较高;蓝藻繁盛期重金属综合潜在生态风险有所增加,且单一元素环境风险趋向于空间均衡化。

**关键词:**蓝藻生消;巢湖;沉积物;重金属;环境行为

**中图分类号:**X703.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1003-5060(2024)06-0721-11

### Impacts of cyanobacterial growth and decline on environmental behaviour of heavy metals in sediments of Chaohu Lake

WU Lei<sup>1,2</sup>, CHEN Qiang<sup>2</sup>, LIU Gang<sup>3</sup>, QIAN Jing<sup>1</sup>, ZHOU Chuncai<sup>2</sup>

(1. Institute of Atmospheric Environment, Anhui Academy of Eco-Environmental Sciences, Hefei 230061, China; 2. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 3. Environmental Protection Monitoring Station of Chaohu Administration Bureau, Hefei 238000, China)

**Abstract:** In order to explore the impacts of cyanobacterial growth and decline on the environmental behaviour of heavy metals in surface sediments of Chaohu Lake, the content level, spatial and chemical form variation of Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb and Hg in the sediments during the dormancy and bloom periods of cyanobacteria were analyzed. The pollution status and potential ecological risk of heavy metals in sediments were assessed by the geoaccumulation index method and the potential ecological risk index method. The results showed that the average contents of Cd and Cr per kilogram sediment increased by 0.70 and 0.35 times, respectively, while that of other elements decreased due to cyanobacteria outbreak. There was a shift towards a more even spatial distribution pattern for almost all studied elements during the bloom period. The elements were primarily present in residual form with the ratios of 58%-97% during the dormancy and bloom periods, except for Cd and Hg. During the bloom period, ratios of each bioavailable form of the elements changed in varying degrees, while total ratios of bioavailable forms and ratios of residual form barely changed, except for Cd, which showed the highest migration and mobility. Cd and Hg had higher environmental risks in two periods. The comprehensive potential ecological risks increased, while the individual element showed more balanced spatial distribution during the bloom period.

**收稿日期:**2023-12-21; **修回日期:**2024-04-10

**基金项目:**国家重点研发计划资助项目(2023YFC3709404);安徽省自然科学基金资助项目(2108085QD161)和安徽省博士后经费资助项目(2020A395)

**作者简介:**吴蕾(1983—),女,山东莱西人,博士,安徽省生态环境科学研究院高级工程师,通信作者,E-mail: tianjileilei@163.com;周春财(1987—),男,福建宁化人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师。

**Key words:** cyanobacterial growth and decline; Chaohu Lake; sediments; heavy metals; environmental behaviour

湖泊作为重要的地表水资源,生态功能广泛,在灌溉、蓄洪、养殖、气候调节、维持生态平衡等方面具有很大作用<sup>[1-2]</sup>。巢湖是长江中下游典型的大型浅水富营养化湖泊,由于工业技术的发展,城市发展进程加快,使得邻近城市的巢湖受到较为严重的重金属污染<sup>[3-8]</sup>。重金属本身具有毒性高、易生物累积、难降解的特点,容易对人体健康产生巨大威胁<sup>[9]</sup>。重金属进入湖泊后,会在多种作用下以不同形态蓄积在湖泊沉积物中,当沉积物所处环境发生改变时,重金属形态可能会发生转变并从沉积物中释放,再次进入水环境中,因此沉积物的重金属污染程度不容忽视<sup>[10-11]</sup>。

对于富营养化水体而言,藻类的生长和消亡能够显著改变水体环境,对水体中的物质循环有着重要的影响<sup>[12]</sup>。近年来,关于藻类与污染物的相互作用研究主要包括藻类对水体中重金属吸附、吸收去除效果的研究以及藻类暴发对水体、沉积物中营养盐迁移释放的影响研究<sup>[12-17]</sup>。

现有关于藻类暴发过程对水体重金属迁移转化的研究多为现场采集暴发后的新鲜蓝藻运回实验室进行室内模拟实验,分析蓝藻生长旺盛期以及衰亡期对于水体和沉积物中重金属迁移转化的影响<sup>[18-21]</sup>。文献[18]取太湖新鲜蓝藻,通过室内模拟装置探究蓝藻腐解过程对水体、表层沉积物的理化性质和重金属迁移、形态的影响;文献[19]在室内模拟分析太湖蓝藻生长对水体理化性质及Cd含量的影响;文献[20]取7月份巢湖西半湖新鲜蓝藻,在实验室条件下模拟分析蓝藻聚集生长、死亡腐殖化过程中吸附重金属能力的变化以及模拟器水体中重金属的含量变化。但室内模拟实验缺乏与蓝藻休眠期结合的对比研究,虽然可以即时定量研究选择的主控因素对重金属的影响,但无法真实再现自然条件,与现实环境相割裂。

本研究以巢湖为例,根据以往对巢湖蓝藻生消过程的研究<sup>[22]</sup>,选取蓝藻休眠期(代表月份为1月)和蓝藻繁盛期(代表月份为8月)这2个典型生长期为例,探究在自然条件下大湖面蓝藻生消对表层沉积物重金属含量水平、空间分布和赋存形态的影响,并对沉积物重金属的环境风险进行评价,识别环境风险高值区及不同时期环境风险变化情况,以期探析巢湖重金属迁移规律及巢湖水环境综合治理提供一定的理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

巢湖(E117°16'54"~E117°51'46",N31°43'28"~N31°25'28")位于安徽省合肥市,为中国五大淡水湖泊之一,是长江中下游典型富营养化浅水湖泊。巢湖流域总面积为13 486 km<sup>2</sup>,其中巢湖闸以上流域面积为9 153 km<sup>2</sup>;水位8 m时,水面面积为755 km<sup>2</sup>,平均水深约2.9 m。巢湖主要入湖河流为南淝河、十五里河、派河、杭埠河、白石天河、兆河、柘皋河,这7条河流入湖水量占巢湖总入湖水量的90%以上。巢湖毗邻合肥市区及巢湖市区,周边人类活动频繁,工农业较发达,社会经济发展快速。20世纪80年代,巢湖富营养化问题开始显现,2000年之后,巢湖大面积蓝藻水华现象频发<sup>[23]</sup>。文献[24]研究表明,在湖泊外源污染输入得到一定控制时,湖泊水体富营养化仍不能有效改善。经过十几年的综合治理,巢湖流域河湖水质虽明显改善,但富营养化问题未得到根本解决,蓝藻水华频发现象仍将长期存在。

### 1.2 样品采集与分析

在巢湖湖区设置20个采样点位(S1~S20),如图1所示(基于安徽省自然资源厅监制、安徽省测绘信息中心版权所有,审图号为皖S(2024)8号的天地图公众版权标准地图制作,底图无修改)。

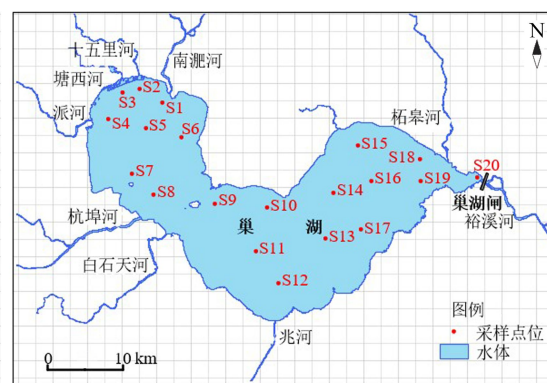


图1 巢湖沉积物采样点位分布图

为便于统计分析,根据巢湖湖区地理位置、形状及水流水动力特征<sup>[25-26]</sup>,将巢湖分为3个湖区,即西湖区(S1~S8)、中湖区(S9~S13)和东湖区(S14~S20)。样品采集时间为2022年1月(代表蓝藻休眠期)和2022年8月(代表蓝藻繁盛期)。

用抓斗式采样器抓取表层沉积物(0~5 cm),每个点位采集 1~2 kg 样品,放进聚乙烯塑料袋中,置于保温箱暂存(装有冰袋),两期共获得沉积物样品 40 个。

采用 YSI 水质多参数测定仪(EXO<sub>2</sub>)现场测定各点位上覆水的水温、溶解氧(dissolved oxygen, DO)质量浓度(下文用 DO 表示)、pH 值、氧化还原电位(oxidation reduction potential, ORP)、藻密度(algal density, AD)、透明度等理化参数。沉积物样品带回实验室后经过冷冻干燥、剔除杂物后,研磨过筛(0.149 mm)备用。按照中华人民共和国国家环境保护标准《土壤和沉积物汞、砷、硒、铋、锑的测定 微波消解/原子荧光法》(HJ 680—2013)和《土壤和沉积物 12 种金属元素的测定 王水提取-电感耦合等离子体质谱法》(HJ 803—2016),对样品中的 Cr、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pb、Hg 元素含量进行分析测试。

使用改进的 BCR 三步提取法<sup>[27-28]</sup>对 40 个沉积物样品进行形态提取,将沉积物分为 4 个形态,即弱酸提取态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)和残渣态(F4)。其中:弱酸提取态包括可交换态和碳酸盐结合态;可还原态主要为铁锰氧化物结合态;可氧化态包括有机物和硫化物结合态;残渣态主要为硅酸盐结合态。通常将弱酸提取态、可还原态和可氧化态合起来称为生物有效态或可提取态,其占元素总量的比例大小可以说明沉积物受到人为污染的程度。

使用电感耦合等离子体发射光谱仪(Avio 200)、电感耦合等离子体质谱仪(ICAP RQ)、原子荧光光度计(PF5)对提取液进行测定。实验中使用水系沉积物国家标准物质 GBW-07310 和 GBW-07311 作为标样,并设置空白对照组和对照组对实验进行质量控制,样品回收率均在 80%~120%。

### 1.3 评价方法

本研究采用地累计指数法和潜在生态风险指数(potential ecological risk index, RI)法对沉积物重金属环境风险进行重金属的污染评价及生态风险评价<sup>[29-30]</sup>。地累计指数法通过土壤及沉积物样品中重金属含量和地球化学背景值计算得到沉积物单个重金属元素污染指数,计算公式为:

$$I_{\text{geo}} = \lg \frac{C_n}{k B_n} \quad (1)$$

其中: $I_{\text{geo}}$ 为沉积物中重金属的地累计指数; $C_n$ 为每千克沉积物中重金属  $n$  的实测质量; $B_n$ 为重金

属  $n$  的地球化学背景值,本研究使用安徽省江淮流域土壤重金属背景值作为地球化学背景值<sup>[31]</sup>; $k$ 为考虑成岩作用导致重金属背景值变动而设置的系数,一般为 1.5。地累计指数法的评价标准见表 1 所列。

表 1 地累计指数的评价标准

$I_{\text{geo}}$	污染等级	污染程度	$I_{\text{geo}}$	污染等级	污染程度
$I_{\text{geo}} \leq 0$	0	无	$3 < I_{\text{geo}} \leq 4$	4	偏重度
$0 < I_{\text{geo}} \leq 1$	1	轻度	$4 < I_{\text{geo}} \leq 5$	5	重度
$1 < I_{\text{geo}} \leq 2$	2	偏中度	$I_{\text{geo}} > 5$	6	极重度

潜在生态风险指数法是基于土壤、沉积物重金属实测值与背景值比较以及重金属毒性系数的评价方法,综合考虑各个重金属元素的毒性、评价区域对重金属污染的敏感度和区域背景值差异,生态风险指数计算公式如下。

单个重金属元素潜在生态风险指数  $E_r^i$  为:

$$E_r^i = T_r^i \frac{C^i}{C_r^i} \quad (2)$$

其中: $C^i$ 为沉积物中重金属  $i$  的浓度; $C_r^i$ 为重金属  $i$  的背景值; $T_r^i$ 为重金属  $i$  的毒性值。本研究涉 9 种重金属元素的毒性值<sup>[32-33]</sup>依次为: $T_r^{\text{Zn}} = 1$ ,  $T_r^{\text{Cd}} = 2$ ,  $T_r^{\text{Cu}} = T_r^{\text{Ni}} = T_r^{\text{Co}} = T_r^{\text{Pb}} = 5$ ,  $T_r^{\text{As}} = 10$ ,  $T_r^{\text{Cr}} = 30$ ,  $T_r^{\text{Hg}} = 40$ 。

多种重金属综合潜在生态风险指数  $I_R$  为:

$$I_R = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (3)$$

其中, $I_R$ 为沉积物中各个重金属潜在生态风险指数之和。重金属潜在生态风险指数分级标准见表 2 所列。

表 2 潜在生态风险指数分级标准

单因子潜在生态风险指数		综合潜在生态风险指数	
阈值区间	风险程度	阈值区间	风险程度
$E_r^i < 40$	轻微风险	$I_R < 150$	低
$40 \leq E_r^i < 80$	中等风险	$150 \leq I_R < 300$	中
$80 \leq E_r^i < 160$	较强风险	$300 \leq I_R < 600$	高
$160 \leq E_r^i < 320$	强风险	$I_R \geq 600$	极高
$E_r^i \geq 320$	极强风险		

## 2 结果与讨论

### 2.1 蓝藻生消不同时期上覆水理化特征

巢湖全湖及西、中、东 3 个湖区上覆水体水

温、DO、pH 值、ORP、AD 和透明度等理化参数均值计算结果见表 3 所列。

表 3 巢湖上覆水主要理化参数均值

参数	时期	数值			
		全湖	西湖区	中湖区	东湖区
水温/℃	休眠期	6.4	6.5	6.2	6.3
	繁盛期	32.6	33.2	32.5	32.2
DO/(mg/L)	休眠期	10.94	10.91	10.96	10.95
	繁盛期	8.58	9.34	8.33	7.88
pH	休眠期	8.09	8.13	8.07	8.07
	繁盛期	8.96	9.06	9.01	8.80
ORP/mV	休眠期	230.8	206.9	242.1	250.1
	繁盛期	186.7	178.7	182.9	198.4
AD/(10 <sup>4</sup> 个/L)	休眠期	77	88	70	70
	繁盛期	254	393	164	160
透明度/cm	休眠期	35.4	36.3	33.6	35.7
	繁盛期	20.7	20.1	22.4	20.1

从全湖及 3 个湖区的均值来看,蓝藻繁盛期的 AD 远高于休眠期,约为休眠期的 3.3 倍。研究表明,蓝藻大量增殖很大程度上取决于温度,其

最适生长繁殖水温为 25~35 ℃,是夏季富营养化水体水华暴发的绝对优势种<sup>[34-35]</sup>。在繁盛期藻类大量繁殖会导致水体 DO、ORP 和透明度降低,通过光合作用消耗水中 CO<sub>2</sub>,致使水体 pH 值升高,这与前人研究结果一致<sup>[36-37]</sup>。从不同湖区来看,在休眠期和繁盛期,西湖区 AD 均高于中、东湖区,尤其是蓝藻繁盛期更为明显,这主要是由于流经合肥市区的南淝河、十五里河、派河等几条污染较重的入湖河流为西湖区输入了过多的以磷元素为主的营养盐,且在水环境尤其是沉积物中逐步累积难以去除<sup>[24]</sup>。而更高的 AD 使得西湖区的 ORP 低于中、东湖区,pH 值则高于中、东湖区。透明度在同一时期中各湖区相差不大。DO 在蓝藻休眠期各湖区分布较均匀,而在蓝藻繁盛期西湖区明显高于中、东湖区,这可能是由于采样时间为白天,藻密度在一定程度上与光合作用复氧成正相关。

## 2.2 蓝藻生消不同时期沉积物重金属分布特征

在蓝藻休眠期和繁盛期,巢湖每千克沉积物重金属质量范围、均值等统计结果见表 4 所列。

表 4 巢湖每千克沉积物重金属质量及统计结果

元素	时期	质量范围/ (mg/kg)	平均值±标准偏差/ (mg/kg)	变异系数/%	两时期均值/ (mg/kg)	背景值/ (mg/kg)	均值/背景值
Cr	休眠期	59.35~82.43	72.32±12.97	9.32	84.82	69.400	1.22
	繁盛期	69.36~113.05	97.31±27.95	11.62			
Co	休眠期	12.26~20.29	17.59±5.33	12.60	17.41	14.800	1.18
	繁盛期	16.27~18.16	17.23±0.96	2.55			
Ni	休眠期	28.73~49.93	41.27±12.54	14.80	38.00	25.000	1.52
	繁盛期	32.92~37.26	34.72±2.54	2.25			
Cu	休眠期	21.70~43.12	32.97±11.27	12.40	30.48	24.900	1.22
	繁盛期	25.74~29.83	27.99±2.25	2.17			
Zn	休眠期	58.84~235.81	113.14±122.67	35.98	92.84	53.200	1.75
	繁盛期	64.14~82.15	72.54±9.62	4.91			
As	休眠期	16.78~24.58	19.32±5.27	6.52	19.06	9.400	2.03
	繁盛期	17.68~20.48	18.79±1.69	3.12			
Cd	休眠期	0.17~0.78	0.40±0.38	30.42	0.54	0.104	5.24
	繁盛期	0.65~0.71	0.69±0.03	1.56			
Pb	休眠期	28.44~68.05	43.99±24.06	17.53	34.18	25.900	1.32
	繁盛期	23.05~25.91	24.37±1.54	2.25			
Hg	休眠期	0.04~0.29	0.12±0.17	50.34	0.12	0.041	2.95
	繁盛期	0.03~0.28	0.12±0.16	49.22			

从表 4 可以看出,在蓝藻繁盛期,Cd 和 Cr 全湖平均质量高于蓝藻休眠期,全湖均值分别增加 0.70 倍和 0.35 倍,这可能与季节性外源输入及水体中元素向沉积物迁移等因素有关;Hg 全湖

平均质量在 2 个时期基本不变;其余 6 种元素全湖平均质量在蓝藻繁盛期均低于蓝藻休眠期,且变异系数更低。将每千克沉积物中各元素两时期质量均值与安徽省江淮流域背景值进行对比,超

背景值最大的 3 种元素为 Cd、Hg、As, 分别达到背景值的 5.24、2.95、2.03 倍;从潜在生态风险指数评价法中的重金属毒性值来看, Hg、Cd、As 是 9 种重金属中毒性最强的 3 种, 意味着这 3 种重

金属对巢湖水生态的威胁相对较大。使用 ArcGIS 10.7 软件通过反距离权重法进行插值分析, 得到蓝藻休眠期和繁盛期巢湖表层沉积物中重金属的空间分布, 结果如图 2、图 3 所示。

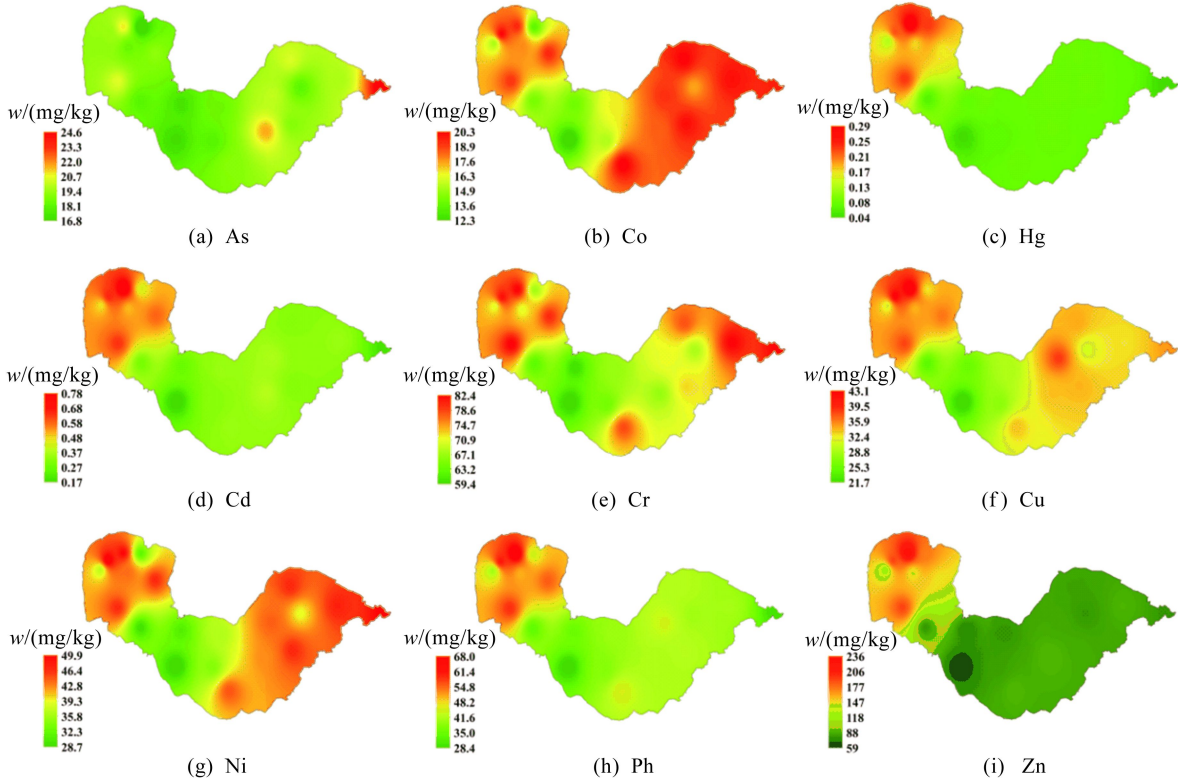


图 2 蓝藻休眠期表层沉积物重金属空间分布

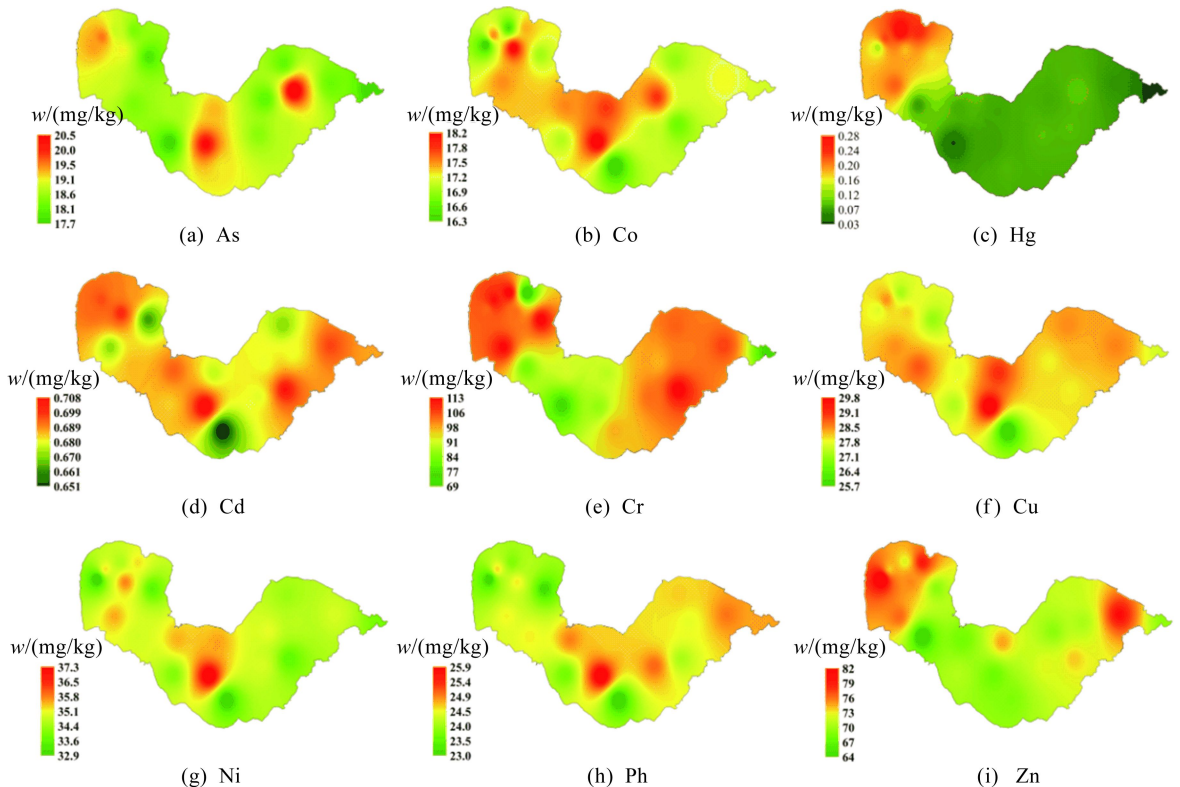


图 3 蓝藻繁盛期表层沉积物重金属空间分布

从图 2、图 3 可以看出,重金属含量高值区主要集中在西湖区和东湖区,个别元素在蓝藻繁盛期的中湖区也有高值区分布。在蓝藻休眠期, Cr、Co、Ni、Cu 高值区主要分布于湖区西部和东部, Cd、Hg、Pb、Zn 高值区则主要分布在西部湖区, As 仅在湖区最东部有高值区分布;在蓝藻繁盛期,结合表 4 中各元素 2 个时期的变异系数变化可知, Hg 和 Cr 的空间分布相对较为稳定,而 Co、Ni、Cu、Cd、Pb、Zn、As 的空间分布相较于蓝藻休眠期向更加均衡的趋势转变,且在中湖区出现高值区,除外源输入等影响外,这可能与繁盛期处于丰水期、巢湖中部的回流现象有所加强有关<sup>[38]</sup>。文献[5]对 2015 年、2016 年初的巢湖沉积物重金属 Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、Cd、Hg 含量进行分析,发现 Ni 和 Cr 在湖区西部与东部均出现高值区,其他元素的分布呈现西高东低的特征,这与本研究蓝藻休眠期元素空间分布特征基本一致;文献[39]对 2009 年夏季巢湖沉积物重金属 Cr、Co、Ni、Cu、Cd、Zn、V、Pb 含量进行的分析发现,整体表现出东西高、中间低的分布特征,与本研究蓝藻繁盛期部分元素空间分布特征相符。以上分析表明近十几年来,巢湖沉积物元素含量空间分布特征发生了一定变化,但蓝藻繁盛期比蓝藻休眠期分布更加均衡的规律基本没有改变。

结合图 1 采样点位置及周边入湖河流与城镇的分布发现,西部湖区大部分元素含量高值区大多出现在西北部几条主要入湖河流(南淝河、十五里河、塘西河和派河)的入湖口附近,说明西部湖区沉积物中的重金属仍主要来自陆源输入<sup>[4]</sup>。西部湖区邻近合肥市区与肥西县城,2021 年合肥市区工业企业约 2 150 家,工业污水排放量达到  $5.8454 \times 10^7$  t,其中大部分工业废水处理后经南淝河、十五里河和塘西河汇入巢湖;肥西县近年来经济发展迅速,冶炼、化工等工业企业排放的污水多随流经肥西县的派河汇入巢湖<sup>[7]</sup>。部分元素在东湖区出现高值分布,这可能与湖区东部巢湖市农业发展逐步强盛、农业源重金属污染日趋严重有关。因此,除了要继续加强湖区西北部工业废水治理外,还需对湖区东部农业退水加以重视,提高农业面源污染治理能力。

### 2.3 蓝藻生消不同时期沉积物重金属赋存变化

为探究蓝藻生消对重金属迁移转化的影响,对不同时期沉积物中各元素的赋存形态进行分析,蓝藻休眠期和繁盛期各元素 4 种形态占比全湖均值统计结果如图 4 所示。

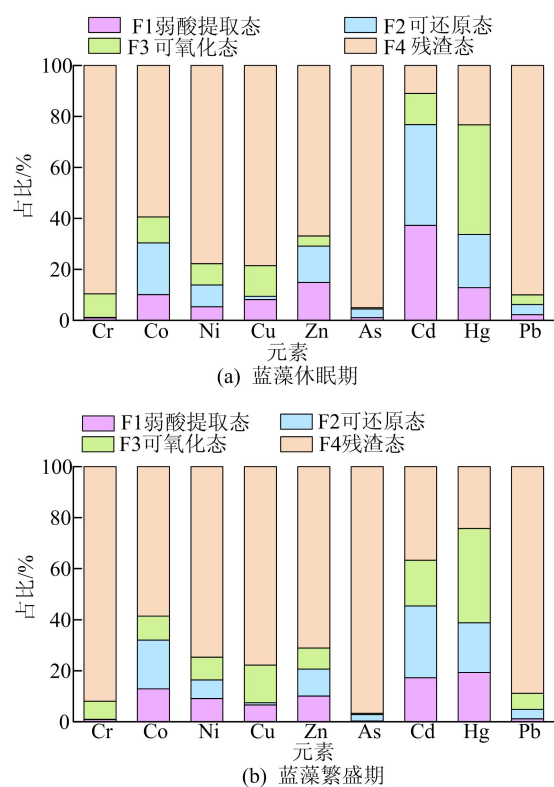


图 4 蓝藻生消不同时期巢湖表层沉积物重金属赋存形态占比

从图 4 可以看出: 2 个时期 Cr、Co、Ni、Cu、Zn、As、Pb 主要以 F4 形态为主; As、Cr、Pb 2 个时期 F4 占比均值分别高达 95.87%、90.76%、89.43%; Cu、Ni、Zn、Co 的 F4 占比均值分别为 78.17%、76.20%、69.02%、59.02%。Cu 的生物有效态以 F3 和 F1 为主,占比均值分别为 13.38% 和 7.38%; Ni 的 3 种生物有效态占比较为均匀, F1、F2、F3 占比均值分别为 7.26%、7.84%、8.70%; Zn 的生物有效态以 F1 和 F2 为主,占比分别为 12.50% 和 12.39%; Co 的生物有效态以 F2 为主,占比为 19.66%, F1 与 F3 占比分别为 11.51% 和 9.81%。Cd 和 Hg 以生物有效态为主, 2 个时期的占比均值分别高达 76.16% 和 76.20%, 这意味着 Cd 和 Hg 相较于其他元素生物可利用性更高,且更容易因受到扰动和环境变化的影响而重新进入水体中<sup>[8,40]</sup>。近年来,国内外众多湖泊沉积物重金属污染程度最高的都是 Cd,这可能是由于在碳酸盐矿物形成过程中,  $Cd^{2+}$  的离子半径(0.097 nm)与  $Ca^{2+}$  的离子半径(0.103 nm)极为接近,导致  $Cd^{2+}$  和  $Ca^{2+}$  发生同相类质替代,取代  $Ca^{2+}$  形成碳酸盐矿物,从而使 Cd 的生物有效态占比更高,具有更大的环境风险<sup>[41]</sup>。

对比图 4 蓝藻不同生长周期巢湖沉积物中各

重金属的赋存形态可以发现,随着蓝藻生消形态变化最大的元素是 Cd,蓝藻繁盛期相较于休眠期,F1 占比由 37.27% 下降到 17.30%,F2 占比由 39.57% 下降至 28.13%,F3 和 F4 占比随之上升,说明 Cd 元素迁移转化流动性最强。吸附是 Cd 在土壤和沉积物中最基本的环境化学行为,金属氧化物对 Cd 具有较强的吸附固定能力。有研究表明,Cd 在富营养化湖泊沉积物中的高迁移率与高微生物活性对锰氧化物态 Cd 的还原溶解有关<sup>[42]</sup>。夏季水环境中微生物活性强,蓝藻大量增殖引起水体 pH 值升高、ORP 降低,且蓝藻死亡后沉积到湖底增加了沉积物有机质含量,促使沉积物中 Cd 元素迁移释放及形态转变;另外,由上文分析可知,季节性外源输入等影响使得蓝藻繁盛期全湖 Cd 含量明显高于蓝藻休眠期,这可能

也是导致 Cd 赋存形态发生较大变化的原因之一。与 Cd 类似,在蓝藻繁盛期,Zn、Cu、Pb 也呈 F1 和 F2 占比降低、F3 占比升高的趋势,但各形态占比变幅不大;Hg 元素 F1 占比升高、F3 占比下降、F2 和 F4 占比相对稳定;Co 和 Ni 元素则 F1 占比升高、F2 和 F4 占比降低、F3 占比相对稳定,但总体各形态占比变化不大;Cr 和 As 则各形态占比相对稳定。

为进一步探讨蓝藻生消不同时期水体理化性质与重金属赋存形态的关系,运用斯皮尔曼相关系数法对 2 个时期沉积物中重金属的不同赋存形态占比及其对应点位上覆水体中的 pH 值、DO、AD、ORP 等理化参数进行相关性分析,结果如图 5 所示。图 5 中,\* 表示  $P < 0.05$ ; \*\* 表示  $P < 0.01$ 。

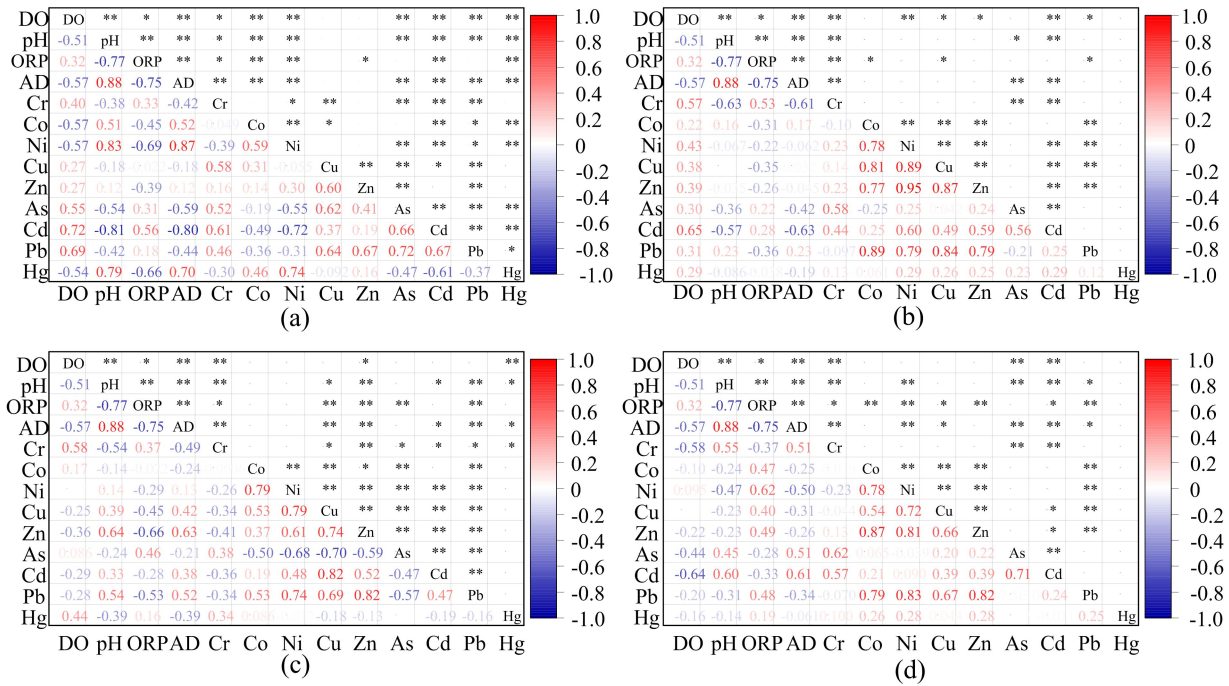


图 5 沉积物重金属各赋存形态占比与水体理化参数相关性分析

图 5a、图 5b、图 5c、图 5d 分别为重金属 F1、F2、F3、F4 形态占比与上覆水体理化参数相互之间的相关性分析结果。水体 4 个理化参数之间,AD 与 pH 值(0.88)呈显著正相关,与 ORP(-0.75)、DO(-0.57)呈显著负相关,这说明 AD 的上升在很大程度上会促使 pH 值升高和 ORP 降低;DO 同时受上层藻类光合作用复氧及下层藻类衰亡分解耗氧等因素的影响,由相关性分析可知,AD 过高时藻类衰亡分解耗氧对 DO 的影响可能占据主导地位。pH 值与 ORP(-0.77)呈显著负相关,这是由于当 pH 值上升时,水体中  $H^+$  含量下降,

而  $H^+$  是氧化剂,其含量下降后相应地势能也随之下降,从而导致 ORP 下降<sup>[43]</sup>。

由图 5a 可知:各元素 F1 形态占比中,Cr、As、Cd、Pb 与 DO 呈正相关,与 pH 值、AD 呈负相关;Co、Ni、Hg 与 DO、ORP 呈负相关;与 pH 值、AD 呈正相关。由图 5b 可知,各元素 F2 形态占比中,Cr、Cd 与 DO 呈正相关,与 pH 值、AD 呈负相关。由图 5c 可知:各元素 F3 形态占比中,Cr、Hg 与 DO 呈正相关,与 pH 值、AD 呈负相关;Cu、Zn、Pb 与 pH 值、AD 呈正相关,与 ORP 呈负相关。由图 5d 可知:各元素 F4 形态占比

中,Cr、As、Cd 与 DO 和 ORP 呈负相关,与 pH 值、AD 呈正相关;Co、Ni、Cu、Zn、Pb 与 ORP 呈正相关,与 pH 值、AD 呈负相关。

结合蓝藻生消不同时期沉积物重金属赋存形态的变化、不同形态与上覆水理化参数的相关性以及上文对沉积物重金属含量变化的分析发现,水体理化性质的变化可能是影响沉积物重金属含量及其赋存形态发生变化的主要原因之一。蓝藻繁盛期与休眠期相比,Cd、Zn、Cu、Pb 等元素的 F2 占比降低、F3 占比升高,这主要是由于 DO、ORP 降低导致 F2 形态的重金属被还原为离子态重新进入水环境,有一部分同时被硫化物等结合转化为 F3 形态,因水体缺氧条件下硫化物会更容易固定重金属阳离子,且生成的金属硫化物在 DO 和 ORP 较低的情况下更易累积<sup>[39]</sup>。与 Cd 等元素不同,Hg 元素的 F1 占比升高、F3 占比下降,其中 F1 占比升高是由于随着 pH 值的升高,某些重金属的吸附和沉淀会得到促进,如 pH 值升高时会增强有机物、黏土矿物和硫化物表面的电负性,提高基团的结合力,促进重金属的固定,或者重金属在 pH 值升高时可能会生成氢氧化物沉淀<sup>[39-40,42]</sup>;结合图 5c 中重金属的 F3 与水体理化参数的相关性来看,Hg 的 F3 形态占比与 DO 呈一定的正相关性,故其 F3 占比随着 DO 的降低呈下降趋势。

以上分析意味着除了前人通过在实验室内模拟实验发现的环境因子影响方式外<sup>[18-20]</sup>,在自然环境大尺度湖面下,沉积物中重金属的迁移转化仍存在许多目前难以解释的复杂过程。

#### 2.4 蓝藻生消不同时期沉积物重金属环境评价

采用地累计指数法对巢湖沉积物重金属进行污染评价,蓝藻休眠期和繁盛期的评价结果如图 6 所示。

图 6 中: $I_{geo} \leq 0$  代表无风险; $0 < I_{geo} \leq 1$  代表轻度风险; $1 < I_{geo} \leq 2$  代表偏中度风险; $2 < I_{geo} \leq 3$  代表中度风险。

从图 6 可以看出:巢湖沉积物主要污染元素以 Cd 和 Hg 为主,达到了偏中度污染和中度污染程度;部分点位的 Zn 含量表现为偏中度污染;Cr、Co、Ni、Cu、As、Pb 均表现为无污染或轻度污染。2 个时期的地累计指数评价结果差异明显,蓝藻休眠期主要污染元素为 Cd、Hg、Zn,污染主要集中于西湖区(S1~S7),东湖区和中湖区仅有 Cd 表现出偏中度污染,且

污染程度低于西湖区;蓝藻繁盛期主要污染元素为 Cd 和 Hg,Cd 污染程度呈升高趋势,全湖污染程度均达到了中度,Hg 污染程度相对稳定,Cr 污染程度稍有升高,但仍为无污染水平,其他元素污染程度均整体有所下降;从污染风险值空间分布来看,蓝藻繁盛期除 Cr、Hg 元素外,其他元素空间分布均呈全湖更加均一化趋势,与元素含量空间分布变化趋势一致。

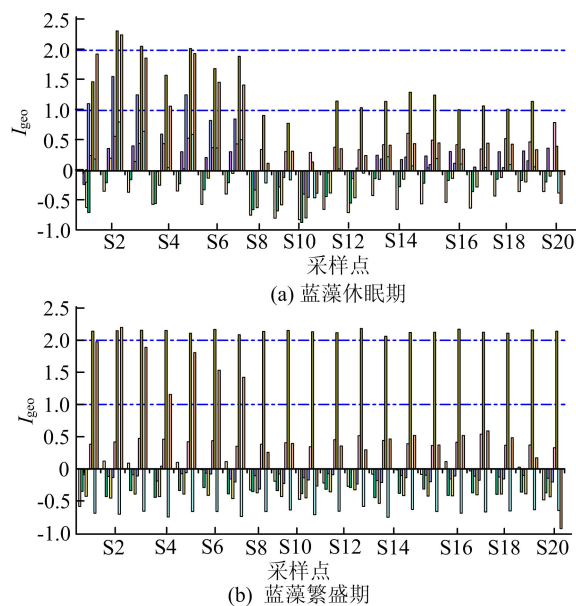


图 6 巢湖沉积物重金属污染指数

采用潜在生态风险指数法对巢湖沉积物中各重金属进行潜在生态风险评价,蓝藻休眠期和蓝藻繁盛期单个重金属评价结果如图 7 所示,2 个时期重金属综合潜在生态风险评价结果如图 8 所示。

由图 7 可知,蓝藻生消 2 个时期所有点位的 Cd 和 Hg 元素潜在生态风险均达到中等-较强风险,绝大部分湖区重金属综合潜在生态风险达到了中-高风险。

蓝藻休眠期,Cd 和 Hg 元素西湖区风险值最高,蓝藻大量增殖加剧了 Cd 元素的潜在生态风险,全湖均呈现出较强风险值;Hg 元素因其 2 个时期含量水平及空间分布变化不大,故潜在生态风险值相对稳定。

蓝藻繁盛期,9 种元素中虽有 7 种元素全湖平均含量比蓝藻休眠期有所下降或相对保持稳定,但受 Cd 元素含量上升且毒性值较高影响,全湖重金属综合潜在生态风险程度整体增加。

因此,在各时期均需重视沉积物中 Cd 和 Hg

元素的潜在生态风险,且在蓝藻暴发时尤其需要

关注 Cd 元素可能会增加的生态风险。

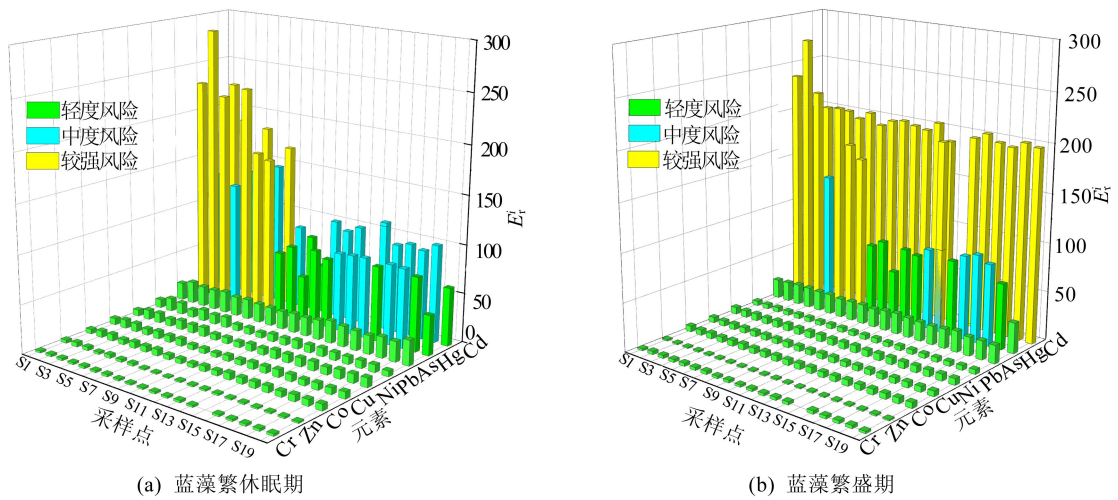


图 7 巢湖沉积物重金属潜在生态风险指数

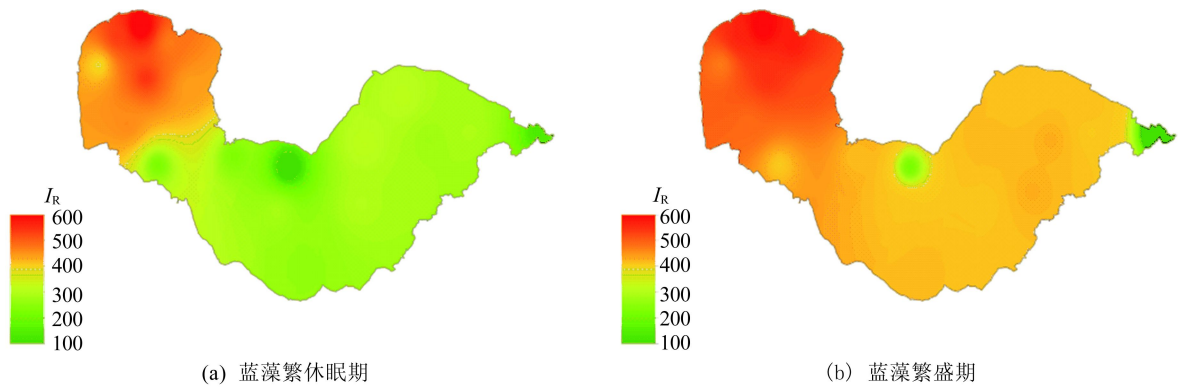


图 8 巢湖沉积物重金属综合潜在生态风险指数空间变化

综上所述,虽然近十几年来巢湖综合治理已取得阶段性明显成效,入湖河流和湖区水质持续改善,但其沉积物重金属综合污染问题仍不容忽视,需进一步加强内源清除工作并维持对外源输入的严格控制。

### 3 结 论

1) 巢湖沉积物重金属含量超背景值较多的 2 种元素为 Cd 和 Hg。在蓝藻休眠期,除 As 元素外,其他元素含量不同湖区分布差异明显,高值区主要集中在东、西湖区;在蓝藻繁盛期,Cd 和 Cr 元素含量整体升高,其他元素含量均值有所下降,且除 Hg 和 Cr 元素外,其他元素含量空间分布与休眠期相比更加均一化。

2) 巢湖沉积物中 Cd 和 Hg 以生物有效态为主,其他元素以残渣态为主。蓝藻暴发后,Cd 残渣态占比由 11% 上升至 37%,其他元素残渣态占比变化不大;大部分元素各生物有效态占比变化

较大,Cd、Zn、Cu、Pb 元素 F1、F2 形态占比降低、F3 形态占比升高,Hg 元素则 F1 形态占比升高、F3 形态占比下降。沉积物中重金属赋存形态受到蓝藻生消过程的显著影响,Cd 迁移转化流动性最高。

3) 巢湖沉积物重金属环境风险较大的为 Cd 和 Hg。在蓝藻休眠期,重金属环境风险高值区主要集中在西湖区。蓝藻繁盛期 Cd 元素环境风险上升明显,Hg 元素环境风险值和空间分布相对稳定,其他元素环境风险大多有所下降,但受 Cd 元素影响全湖重金属综合潜在生态风险程度有所上升。除 Cr、Hg 元素外,其他元素在蓝藻繁盛期的环境风险值空间分布向全湖更加均衡趋势转变。

建议相关部门着重加强对巢湖流域 Cd 和 Hg 元素的污染防控,重点关注湖区西北部工业源及东部农业源的治理,并加强对沉积物中 Cd 和 Hg 元素的监测及环境风险评估。

## [参 考 文 献]

- [1] 滑丽萍,华璐,高娟,等. 中国湖泊底泥的重金属污染评价研究[J]. 土壤,2006,38(4):366-373.
- [2] 丁之勇,蒲佳,吉力力·阿不都外力. 中国主要湖泊表层沉积物重金属污染特征与评价分析[J]. 环境工程,2017,35(6):136-141,102.
- [3] 李贺,王书航,车霏霏,等. 巢湖、洞庭湖、鄱阳湖沉积物重金属污染及来源的 Meta 分析[J]. 中国环境科学,2023,43(2):831-842.
- [4] 夏建东,龙锦云,高亚萍,等. 巢湖沉积物重金属污染生态风险评价及来源解析[J]. 地球与环境,2020,48(2):220-227.
- [5] 刘刚,蒋晨韵,李小龙,等. 巢湖沉积物重金属浓度分布及风险指数[J]. 环境科学与技术,2018,41(增刊1):376-380.
- [6] 齐翠翠,张雨笛,胡淑恒,等. 巢湖东湖心沉积物重金属的分布及其在外力扰动下的释放特征[J]. 环境化学,2022,41(10):3267-3278.
- [7] 何苗,刘桂建,吴蕾,等. 巢湖流域丰水期可溶态重金属空间分布及污染评价[J]. 环境科学,2021,42(11):5346-5354.
- [8] FANG T, YANG K, WANG H, et al. Trace metals in sediment from Chaohu Lake in China: bioavailability and probabilistic risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2022, 849: 157862.
- [9] LIU J, KANG H, TAO W, et al. A spatial distribution-principal component analysis (SD-PCA) model to assess pollution of heavy metals in soil[J]. Science of the Total Environment, 2023, 859: 160112.
- [10] GUO B, LIU Y, ZHANG F, et al. Heavy metals in the surface sediments of lakes on the Tibetan Plateau, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(4): 3695-3707.
- [11] 卢振峰,唐棣,李乐,等. 海南老舍海表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. 海洋环境科学, 2023, 42(3): 410-417.
- [12] 林玉清,焦聪聪,施鸿昊,等. 蓝藻暴发对莫愁湖水体和沉积物营养盐的影响[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(2): 1-11.
- [13] 杨茨,刘莉文,李建宏. 微藻富集重金属的机制及在环境修复中的应用综述[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(21): 88-94.
- [14] RAJFUR M, KOS A, WACAWEK M. Sorption properties of algae *Spirogyra* sp. and their use for determination of heavy metal ions concentrations in surface water[J]. Bioelectrochemistry, 2010, 80(1): 81-86.
- [15] ANASTOPOULOS I, KYZAS G Z. Progress in batch bio-sorption of heavy metals onto algae[J]. Journal of Molecular Liquids, 2015, 209: 77-86.
- [16] RANGABHASHIYAM S, BALASUBRAMANIAN P. Characteristics, performances, equilibrium and kinetic modeling aspects of heavy metal removal using algae[J]. Bioresource Technology Reports, 2019, 5: 261-279.
- [17] 陈丙法. 湖岸带蓝藻聚积污染物特性变化及控制研究[D]. 苏州: 苏州科技学院, 2015.
- [18] 顾国秀,倪利晓,荣诗怡,等. 太湖蓝藻降解过程对沉积物重金属迁移转化影响[J]. 环境科技, 2019, 32(1): 12-19.
- [19] 王佳佳,方元奕,胡玲玲,等. 蓝藻生长对水体理化性质及水体中 Cd 含量的影响[J]. 环境科技, 2019, 32(4): 12-15, 22.
- [20] 江江,李玉成,王宁,等. 巢湖蓝藻聚集对重金属迁移释放的影响[J]. 湖泊科学, 2017, 29(3): 558-566.
- [21] 汪静柔. 蓝藻降解过程及其对沉积物中锰释放的作用机理研究[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2018.
- [22] WANG S G, DIAO X J, HE L S. Effects of algal bloom formation, outbreak, and extinction on heavy metal fractionation in the surficial sediments of Chaohu Lake[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(18): 14269-14279.
- [23] 袁俊,曹志刚,马金戈,等. 1980s 以来巢湖藻华物候时空变化遥感分析[J]. 湖泊科学, 2023, 35(1): 57-72.
- [24] 张红,陈敬安,王敬富,等. 贵州红枫湖底泥磷释放的模拟实验研究[J]. 地球与环境, 2015, 43(2): 243-251.
- [25] ZHANG L, LIAO Q, SHAO S, et al. Heavy metal pollution, fractionation, and potential ecological risks in sediments from Lake Chaohu (Eastern China) and the surrounding rivers[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12(11): 14115-14131.
- [26] 吴蕾,刘桂建,周春财,等. 巢湖水体可溶态重金属时空分布及污染评价[J]. 环境科学, 2018, 39(2): 738-747.
- [27] LIU B, LUO J, JIANG S, et al. Geochemical fractionation, bioavailability, and potential risk of heavy metals in sediments of the largest influent river into Chaohu Lake, China[J]. Environmental Pollution, 2021, 290: 118018.
- [28] PUEYO M, MATEU J, RIGOL A, et al. Use of the modified BCR three-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils[J]. Environmental Pollution, 2008, 152(2): 330-341.
- [29] WANG Z, LUO P, ZHA X, et al. Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 379: 134043.
- [30] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [31] 陈兴仁,陈富荣,贾十军,等. 安徽省江淮流域土壤地球化学基准值与背景值研究[J]. 中国地质, 2012, 39(2): 302-310.
- [32] WILLIAMS J A, ANTOINE J. Evaluation of the elemental pollution status of Jamaican surface sediments using enrichment factor, geoaccumulation index, ecological risk and potential ecological risk index[J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 157: 111288.
- [33] 徐争启,倪师军,虞先国,等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008(2): 112-115.
- [34] 韦洁琳,崔玉静,李亦真,等. 南水北调东线山东境内调蓄湖库蓝藻种群分布特征及环境驱动因子[J]. 环境科学, 2023, 44(11): 6137-6148.

- fer remediation strategies[J]. *Environmental Engineering Sciences*, 2015, 32(12): 1016-1026.
- [18] ZHAO Y, QU R Z, XIN Z X, et al. Identifying groundwater contaminant sources based on a KELM surrogate model together with four heuristic optimization algorithms[J]. *Advances in Water Resources*, 2020, 138: 103540.
- [19] KITTLER J, HATEF M, DUIN R, et al. On combining classifiers[J]. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 1998, 20(3): 226-239.
- [20] 代兴兰. 回归支持向量机集成模型在年径流预测中的应用[J]. *长江科学院院报*, 2015, 32(4): 12-17.
- [21] XING Z X, QU R Z, ZHAO Y, et al. Identifying the release history of a groundwater contaminant source based on an ensemble surrogate model[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 572: 501-516.
- [22] LAXMIDHAR B, SWAGAT K, AWHAN P. On adaptive learning rate that guarantees convergence in feedforward networks[J]. *IEEE Transactions on Neural Networks*, 2006, 17(5): 1116-1125.
- [23] ZHENG Z Q, HUO J Y, LI B B, et al. Model-based Lagrangian multiplier derivation method for depth map coding[J]. *Electronics Letters*, 2018, 54(14): 880-882.
- [24] 张建波, 张忠伟, 杨洋. 改进拉丁超立方蒙特卡罗模拟[J]. *吉林大学学报(信息科学版)*, 2018, 36(4): 452-458.
- [25] HOU Z Y, LU W X. Comparative study of surrogate models for groundwater contamination source identification at DNAPL-contaminated sites[J]. *Hydrogeology Journal*, 2018, 26: 923-932.
- [26] 李远远, 梅红波, 任晓杰, 等. 基于确定性系数和支持向量机的地质灾害易发性评价[J]. *地球信息科学学报*, 2018, 20(12): 1699-1709.

(责任编辑 吴亮)

**(上接第 730 页)**

- [35] 王玲, 李林, 刘小昌, 等. 山口岩水库浮游植物季节演替及影响因子分析[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(增刊 2): 284-291.
- [36] WU H, FU S, HU W, et al. Response of different benthic biotic indices to eutrophication and sediment heavy metal pollution, in Fujian coastal water, East China Sea[J]. *Chemosphere*, 2022, 307: 135653.
- [37] GUO C, CHEN Y, XIA W, et al. Eutrophication and heavy metal pollution patterns in the water supplying lakes of China's South-to-North Water Diversion Project[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 711: 134543.
- [38] CHEN Y Y, LIU Q Q. Numerical study of hydrodynamic process in Chaohu Lake[J]. *Journal of Hydrodynamics, Ser B*, 2015, 27(5): 720-729.
- [39] 余秀娟, 霍守亮, 管逢宇, 等. 巢湖表层沉积物中重金属的分布特征及其污染评价[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(2): 439-450.
- [40] ZHANG T, LI L, XU F, et al. Assessing the remobilization and fraction of cadmium and lead in sediment of the Jialing River by sequential extraction and diffusive gradients in films (DGT) technique[J]. *Chemosphere*, 2020, 257: 127181.
- [41] 王意茹, 武晓郟, 何静, 等. 碳酸盐矿物中稀土元素分馏特征及其获取方法研究进展[J]. *岩矿测试*, 2022, 41(6): 935-946.
- [42] CHEN M, DING S, LI C, et al. High cadmium pollution from sediments in a eutrophic lake caused by dissolved organic matter complexation and reduction of manganese oxide[J]. *Water Research*, 2021, 190: 116711.
- [43] 王琳杰, 余辉, 牛勇, 等. 抚仙湖夏季热分层时期水温及水质分布特征[J]. *环境科学*, 2017, 38(4): 1384-1392.

(责任编辑 胡亚敏)

**· 信息与动态 ·****《合肥工业大学学报(自然科学版)》专栏征稿启事**

为了贯彻落实党的二十大精神,紧密围绕科教兴国战略、人才强国战略、创新驱动发展战略,《合肥工业大学学报(自然科学版)》设置“机器人与人工智能”“环境污染与防治”两个专栏,面向国内外专家学者征集“机器人与人工智能”“环境污染与防治”领域的原创性学术论文、专题综述;稿件一经录用将优先刊发。

来稿要求政治导向正确、论证充分、具有较强的引领性和创新性。格式要求参见《合肥工业大学学报(自然科学版)》网页投稿指南的征稿简则和投稿模板。

在线投稿网址: <http://xbzss.hfut.edu.cn/xbzk.html>。