

白洋淀底栖动物群落特征 与重金属潜在生态风险的相关性研究

张璐璐¹, 刘静玲^{1*}, James P. Lassoie², 李毅¹

(1.水环境模拟国家重点实验室, 北京师范大学环境学院, 北京 100875; 2.康奈尔大学, 农业与生命学院, 美国 纽约 14853)

摘要:在2011年4—11月,对白洋淀表层沉积物重金属含量和底栖动物群落的时空分布特征进行了分析,探讨了重金属分布对底栖动物群落结构特征的影响,采用 Hakanson 潜在生态风险指数法综合评价了白洋淀沉积物中重金属污染状况和潜在风险程度。结果表明,沉积物中重金属含量大小顺序为 $Zn > Cr > Cu > Pb > As > Cd > Hg$,表层沉积物中重金属的潜在生态风险处于低风险水平,综合潜在生态风险指数为 17.55~62.89;各种重金属元素的单项潜在生态风险大小顺序为 $Hg > Cd > As > Cu > Pb > Cr > Zn$;潜在生态风险分布也存在时空差异,就空间分布而言,生境 1 中最高,依次为生境 2 和生境 3;就时间分布而言,8 月最高,依次为 4 月和 11 月。同时,对白洋淀的底栖动物的群落结构也进行了调查分析,结构指标分布也存在时空差异。就空间分布而言, HBI、PTT、NDT、PC、PDT、CLI 的最大值均出现在生境 1, PIT、PNI、CSI 的最大值出现在生境 3, TR 的最大值出现在生境 2;就时间分布而言, HBI、PTT、TR、NDT、PNI、PC、PDT、CLI 的最大值出现在 8 月, PIT、CSI 的最大值出现在 4 月。并对重金属潜在生态风险及其与底栖动物生物指标的相关性进行了探讨,结果表明 E_i^r Cd、 E_i^r Cr、 E_i^r Cu、 E_i^r Pb,以及 RI 与 NDT 的相关性最显著, E_i^r Hg 与 CSI 的相关性最显著, E_i^r Zn 与 CLI 的相关性最显著。因此,在白洋淀重金属生态风险的生物监测中,可以考虑运用底栖动物的 NDT、CLI、CSI 指标。

关键词:白洋淀;重金属; Hakanson 潜在生态风险;底栖动物;生态监测

中图分类号:X174 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)03-0612-10 doi:10.11654/jaes.2013.03.030

The Correlational Study Between the Community Characteristics of Benthic Macroinvertebrates and the Potential Ecological Risk of Heavy Metal in Baiyangdian

ZHANG Lu-lu¹, LIU Jing-ling^{1*}, James-phlip LASSOIE², LI Yi¹

(1.State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2.School of Agriculture and Biological, Cornell University, New York 14853)

Abstract: In the present study, the contents of seven heavy metals were determined using X-ray fluorescence spectrometry in Baiyangdian Lake sediments and their spatial and temporal distribution characters were analyzed in April, August, and November 2011. Hakanson's methodology was applied to determine the degree of contamination and the ecological risk of these heavy metals: Cd, As, Pb, Cu, Hg, Cr and Zn. The results showed that according to the contents, these heavy metals in the surface sediments followed the order as $Zn > Cr > Cu > Pb > As > Cd > Hg$, the potential ecological risk index showed that the heavy metals pollution risk was relatively low in the lake. According to the impact extent of the potential ecological risk, the pollutants could be ranged as $Hg > Cd > As > Cu > Pb > Cr > Zn$, the potential ecological risk index is appeared the spatial and temporal differences. The community structure metrics of benthic macroinvertebrate were investigated, and the correlations between the risk index of heavy metals and community structural metrics were analyzed. The distribution of community structural metrics are also appeared the spatial and temporal differences. According to the spatial distribution, the maximum of HBI, PTT, NDT, PC, PDT, and CLI were appeared in Habitat 1, the maximum of PIT, PNI, and CSI were appeared in Habitat 3, the maximum of TR was appeared in Habitata 2; for the temporal distribution, the maximum of HBI, PTT, TR, NDT, PNI, PC, PDT, and CLI were appeared in August, the

收稿日期:2013-01-14

基金项目:水体污染控制与治理专项项目,白洋淀流域水生生态系统健康诊断及应用示范(2008ZX07209-009);海河流域河流物理过程演变与环境流量保障技术与应用示范(2012ZX07203-006)

作者简介:张璐璐(1985—),女,浙江浦江人,在读博士生,主要研究方向为湖泊生态系统健康和生态系统风险评价。E-mail:zhanglulu19850703@163.com

*通信作者:刘静玲 E-Mail:jingling@bnu.edu.cn

maximum of PIT and CSI were appeared in April. Through the Pearson correlation analysis between structural metrics and potential risk index, the results showed that the correlation among E_i^c Cd, E_i^c Cr, E_i^c Cu, E_i^c Pb, RI and NDT is the most significance, between E_i^c Hg and CSI is the most significance, and between E_i^c Zn and CLI is the most significance. Thus, we can use the community structural metrics, especially the NDT, CLI, and CSI metrics in the biomonitoring of ecological risk for heavy metal in Baiyangdian Lake.

Keywords: Baiyangdian; heavy metal; Hakanson potential ecological risk; benthic macroinvertebrate; biomonitoring

湖泊生态系统的服务功能对于经济和社会的可持续发展极其重要^[1]。近年来,随着工业和农业的快速发展,湖泊生态系统中重金属污染程度也日益严峻^[2-4]。尽管湖泊生态系统通过物理、化学和生物作用过程可以对重金属等有毒污染物进行吸收、固定和转化,但当湖泊生态系统遭受严重的污染并超过其承受能力的限度,重金属将从悬浮物或沉积物中重新释放,形成二次污染,甚至通过食物网产生生物放大效应^[5-7],对生态系统产生毒性效应,威胁生态系统和人类的健康^[8]。因此,湖泊生态系统的重金属污染具有重要的研究意义,已引起国内外学者的广泛关注^[9]。

运用化学方法来分析土壤和水体中重金属的污染水平是一种最直接的方法,但化学方法不能提供重金属对生物和生态系统的毒性信息^[7]。此外,化学分析方法在高密度大范围采样的情况下也难以实施^[8]。因此,原先基于化学分析方法的生态风险评价需要探索和利用新方法^[10-14]。与传统的物理和化学分析方法相比较,生物监测方法具有敏感性强、整合度高、以及普适性的优点^[7]。生物监测方法主要是利用生物指示物种,已广泛应用的生物指示物种包括:鱼类^[15]、水生植物^[16]、硅藻^[17]、大型水草^[18]、浮游藻类^[19]、鸟类^[20]、底栖动物^[21]、底栖藻类^[22]以及其他物种^[23]。

在淡水生态系统中,底栖动物作为生物监测指示物种具有很多优点,其常以沉积物为直接生境,具有移动能力差、活动范围小,对环境变化敏感且脆弱的特点,环境条件的改变会引起其种类组成和数量的变化。因此,底栖动物已经广泛应用于生物监测中^[21]。尽管如此,目前对于底栖动物应用于重金属污染的监测仅有较少研究,但大部分的研究集中于重金属的浓度,而缺乏对重金属的毒性效应的研究^[7,24-25],尤其是对重金属毒性效应与底栖动物群落的相关性研究更为缺乏。

本研究以建立底栖动物群落特征与重金属生态风险的相关关系为目标,拟将底栖动物应用到白洋淀湿地重金属生态风险的监测中,通过分析底栖动物群落相似性指数、Hilsenhoff 生物指数、群落损失指数等结构特征,对在不同时空、不同种类重金属的生态风

险与底栖动物的结构指标的相关性进行比较,筛选出适宜草型湖泊重金属生态风险监测的底栖动物群落结构指标,以期对白洋淀湿地生态系统重金属污染的生物监测提供理论依据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

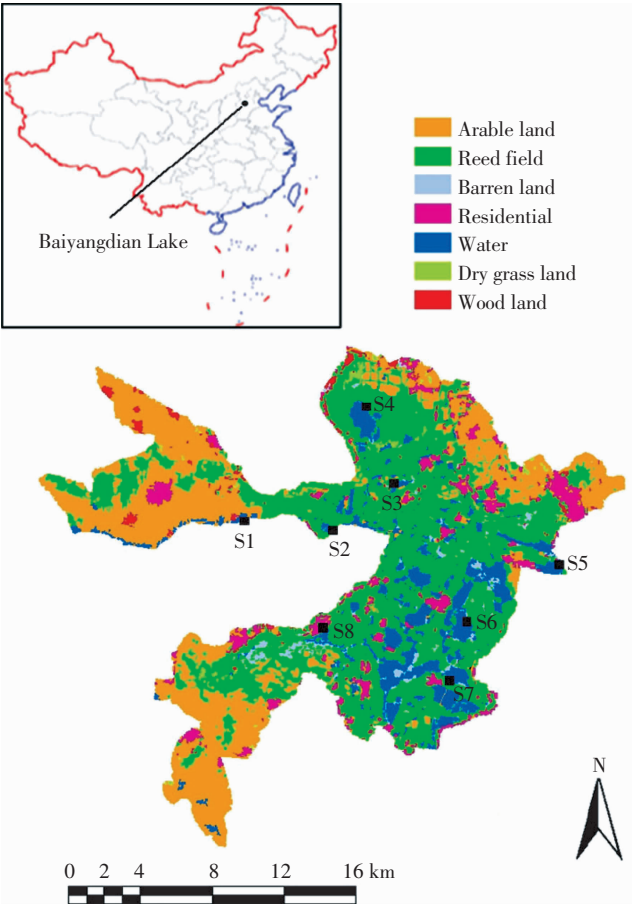
白洋淀(图1)地处华北平原中部,东经 113°39'~116°11',北纬 39°4'~40°4'之间,白洋淀流域南部,属海河流域的海河北系,总面积 366 km²。白洋淀多年平均降水量为 510.1 mm,是华北地区最大的浅水草型湖泊,白洋淀原有 9 条入淀河流,现除府河外,其余 8 条河流季节性断流,依靠流域内调水和黄河补水。

近年来由于自然因素和人为干扰的影响,复合污染状况严重,淀内湖水富营养化非常严重,水质从Ⅲ类下降到Ⅳ类或Ⅴ类水。生态环境恶化,频繁出现干淀、水质污染、鱼类等生物多样性减少,生态结构缺失等生态环境问题^[26]。淀内以沼泽为主,土壤营养物质丰富,生物种类繁多,是芦苇的理想产地。芦苇(*Phragmites australis* (Car.) Trin. Ex Steudel)在白洋淀的分布广泛,是白洋淀分布面积最大、最典型的水生植被^[27]。

采样布点见图1,采样点一般布设在航道附近或淀内人口较密集的村旁沟道。根据不同栖息地的人为干扰特征,8 个采样点可以被划分为三类生境:第一类生境主要受城市污水的影响(S1 和 S2);第二类生境主要受养殖业和农村生活污水的影响(S3、S6 和 S8),第三类生境较少受人为干扰(S4、S5 和 S7)。生物样品的收集分别在 2011 年 4 月、8 月和 11 月(表1)。

1.2 沉积物物理化学特征及重金属浓度

于 2011 年 4—11 月选取白洋淀地区典型淀区具有代表性的 8 个采样点进行采样。通过无扰动重力采样器采集采样点表层 0~10 cm 底泥,每 2 cm 为一层进行分层切分,用聚乙烯保鲜袋包装、封口并标记后带回实验室,将采集的底泥样品放入冷冻干燥机中冷冻干燥,将干燥后的样品转移至洁净搪瓷盘中,剔除石块、木屑、动植物残体等异物,混合均匀后用玛瑙研



S1—府河入淀口, S2—南刘庄, S3—王家寨, S4—烧车淀, S5—枣林庄, S6—圈头, S7—采蒲台, S8—端村

图 1 白洋淀位置及监控点分布图

Figure 1 Eight sampling sites of Baiyangdian Lake

钵研磨处理,过 100 目尼龙筛,用聚乙烯袋保存备用。
沉积物的 pH 用玻璃酸度计电极测量悬浮液(土壤:水=1:2.5)^[30];总氮(TN)和总磷(TP)的测量根据相应的标准方法(GB 7173—1987 和 GB 9387—1988);运用重铬酸钾方法测定沉积物中有机碳含量;总有机碳(TOC),溶解性有机碳(DOC)、有机质(OM)和腐殖

质(Hu)根据相关标准方法进行测定(GB 9834—1988、GB 7857—1987 和 GB 7858—1987)(表 2)。

本研究采用的底泥重金属形态分析方法是优化的 BCR 连续萃取提取法,底泥重金属总量分析是在 HCl-HNO₃-HClO₄ 消解后,进行重金属含量测定。测定过程中所需的酸均为优级纯,其他试剂均为分析纯,实验用水为超纯水。用 HCl-HNO₃ 进行消解的样品,运用原子荧光光谱(AFS)的方法测定 Hg 和 As 的浓度;用 HF-HNO₃-HClO₄ 消解的样品,运用无火焰原子吸收分光光度法(GF-AAS)测定 Cd 的浓度,运用电感耦合离子体-原子发射光谱法(ICP-AES)对 Cu、Ni、Pb、Zn 和 Cr 的浓度进行测定^[31]。

表 2 白洋淀不同时空条件下沉积物化学参数

Table 2 The spatial and temporal distribution of chemical parameters in surface sediment

参数	生境类型	4 月	8 月	11 月
TN/g·kg ⁻¹	1	2.12±1.20	2.90±0.78	2.61±0.62
	2	1.77±0.27	2.26±0.48	1.54±0.83
	3	1.28±0.51	2.09±0.84	1.48±2.57
TP/g·kg ⁻¹	1	2.68±0.24	1.47±0.65	1.55±0.33
	2	2.32±1.15	0.68±0.13	0.85±0.10
	3	2.07±0.07	0.67±0.14	0.74±0.20
OM/g·kg ⁻¹	1	51.11±6.60	70.00±7.35	53.35±2.90
	2	27.32±8.52	31.17±14.76	34.50±11.88
	3	26.23±4.40	53.87±39.08	55.50±24.72
Hu/g·kg ⁻¹	1	28.98±1.75	37.85±8.13	29.50±2.40
	2	15.27±4.18	18.08±8.55	20.03±6.88
	3	15.20±2.57	31.26±22.69	32.20±14.31
TOC/g·kg ⁻¹	1	39.98±4.57	49.15±7.85	36.45±6.72
	2	16.70±6.37	18.08±8.55	20.03±6.88
	3	14.20±3.51	31.26±22.69	32.20±14.31
DOC/g·kg ⁻¹	1	0.29±0.01	0.35±0.00	0.28±0.02
	2	0.17±0.01	0.19±0.05	0.14±0.05
	3	0.25±0.08	0.31±0.04	0.24±0.20

表 1 白洋淀 8 个采样点的人为干扰特征

Table 1 The anthropogenic disturbance characteristics of eight sampling sites in Baiyangdian Lake

采样点	经纬度	人为干扰特征
S1	北纬 38.9044°东经 115.9238°	主要受保定市城市污水的影响
S2	北纬 38.9045°东经 115.9348°	主要受府河中城市污水的影响,较少的养殖业,村庄稀疏
S3	北纬 38.9177°东经 116.0114°	主要受养殖业影响,村庄密集
S4	北纬 38.9407°东经 115.9997°	养殖业少
S5	北纬 38.9021°东经 116.0804°	白洋淀的出淀口,少人为干扰
S6	北纬 38.8604°东经 116.0282°	主要受养殖业影响,离村庄近
S7	北纬 38.8249°东经 116.0102°	养殖业少,村庄稀疏
S8	北纬 38.8470°东经 115.9506°	主要受养殖业影响,村庄密集

1.3 底栖动物收集和分析

底栖动物的采样点布设与沉积物一致,采样于2011年4月至11月进行,底栖动物样品采集及分析测定参照《湖泊富营养化调查规范》进行,定量样品的采集利用改良的1/16 m²彼德生采泥器,每个采样点重复采集3~4次。底泥在现场用孔径为0.45 mm网筛洗涤,剩余物带回实验室,置于解剖盘中进一步分拣出底栖动物标本,用10%的福尔马林溶液固定,物种尽可能鉴定到种、计数和称重。称量时,先用吸水纸吸去动物表面的水分,直到吸水纸表面无水痕迹为止。定量称重用电子天平,精确到0.01 g,节肢动物、环节动物精确到0.001 g。每个采样点的实验数据以平均值表示。定性采集使用三角推网,每个采样点采样2~3次,样品的分离、鉴定同上。

对底栖动物种群进行鉴定,确定种群丰度等结构特征后,计算底栖动物的结构指标。选用的结构指标是根据本课题之前所得到的研究结果,主要依据是根据USEPA的分布范围分析、辨别能力分析和相关分析3种方法进行筛选(表3)。

1.4 重金属生态风险指数计算

沉积物重金属潜在生态风险评价采用瑞典科学家 Hakanson 提出的评价方法^[40]。潜在生态风险指数评价方法包括 Cu、Pb、Zn、Cr、Cd、Hg、As 和 PCB 共8种污染物,涵盖了重金属和典型有机污染物。该方法考虑了沉积物中污染物的毒性及其在沉积物中的普遍的迁移转化规律,通过污染物总量分析与区域背景值进行比较,消除了区域差异及异源污染的影响,已成为目前沉积物重金属污染质量评价应用广泛的一种方法^[41-42]。

沉积物污染参数及潜在生态风险评价计算公式为:

$$E_r^i=T_i\times C_f^i$$
$$C_d=\sum C_f^i$$

(1)

式中: E_r^i 表示沉积物中单个污染物的潜在生态风险参数; T_i 为某一污染物质的毒性系数; C_f^i 为某一污染物的污染参数,为全球工业化前沉积物中污染物含量 C_n^i 和表层沉积物中污染物含量实测值 C^i 的比值。

Hakanson 根据大量数据分析,提出 Hg、Cd、As、Cu、Pb、Cr 和 Zn 含量分别取 0.25、1.0、15、50、70、90 和 175 mg·kg⁻¹。毒性系数 T_i 反映了不同污染物的毒性水平和生物对不同污染物的敏感程度,揭示了单个污染物对人体和水生生态系统的危害(表4)。 C_d 为多种污染物的综合污染指数^[41]。

沉积物综合潜在生态风险指数(RI)的值由单个污染物的潜在生态风险参数(E_r^i)之和组成,RI 的风险水平的划分标准见表5^[42]:

$$RI=\sum E_r^i=\sum T_i C_f^i$$

(2)

1.5 统计分析

为了建立重金属生态风险与生物指标的相关关

表 4 不同重金属的毒性效应系数

Table 4 The toxic effect coefficient for different heavy metals

种类	E_r^i 值	C_n^i /mg·kg ⁻¹
As	10×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	15
Cd	30×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	1.0
Cr	2×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	90
Pb	5×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	70
Cu	5×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	50
Hg	40×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	0.25
Zn	1×(5) ^{1/2} /(BPI) ^{1/2}	175

表 3 白洋淀底栖动物群落生物指标

Table 3 The community structural metrics of benthic macroinvertebrates in Baiyangdian Lake

生物指标	定义	参考文献
Hilsenhoff 生物指数(HBI)	$\sum p_i t_i$, 式中: p_i 为 <i>i</i> 种个体数目的比例; t_i 是 <i>i</i> 种的耐污性指数。	[32]
耐污种百分比(PTT)	(耐污种种数/所有种数)×100	[33]
清洁种百分比(PIT)	(清洁种种数/所有种数)×100	[34]
种数(TR)	样品中所有种数	[35]
双翅目种数(NDT)	双翅目种数	[33]
非昆虫百分比(PNI)	(非昆虫种数/所有种数)×100	[34,36]
摇蚊幼虫百分比(PC)	(摇蚊幼虫种数/所有种数)×100	[37,38]
优势种百分比(PDT)	(优势种的个数/样品中总个数)×100	[38,39]
群落损失指数(CLI)	$CLI=\frac{d-a}{e}$, 式中: a 是所有样点都出现种的数目; d 是参考点出现的种的总数; e 是对照点出现的种的总数。	[34,39]
群落相似性指数(CSI)	$CSI=\frac{2C}{A+B}$, 式中: A 是参考点出现的种的总数; B 是对照点出现的种的总数; C 是所有样点都出现种的数目。	[34,39]

注:耐污值(PTV)的范围为0~10,(PTV<4 清洁种;4≤PTV≤6 兼性种;PTV>6 耐污种);耐污种的确定根据 USEPA, 1999。

表 5 不同生态风险水平的划分

Table 5 The division for different ecological risk

E_i	RI	潜在生态风险程度
$E_i < 10$	$RI < 30$	低生态风险
$10 \leq E_i < 20$	$30 \leq RI < 60$	中生态风险
$20 \leq E_i < 40$	$60 \leq RI < 120$	较高生态风险
$40 \leq E_i < 80$	$RI \geq 120$	高生态风险
$E_i \geq 80$		极高生态风险

系,运用 Pearson 相关分析方法分析非正态分布的数据,显著性水平分别设为 $P<0.05$, $P<0.01$, 统计分析运用 SPSS 16.0 软件。

2 结果与分析

2.1 白洋淀重金属及其生态风险的时空分布

白洋淀表层沉积物中 7 种重金属元素含量的变化见表 6。在 2011 年 4—11 月,As、Cd、Cr、Cu、Pb、Hg、Zn 的浓度范围分别为 7.97~20.79、0.07~0.67、51.74~100.50、13.61~61.50、15.42~53.00、0.04~0.10、21.90~134.00 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 6)。重金属的空间分布规律为在生境 1 中最高,该空间分布规律与人为干扰的程度直接相关。重金属浓度的季节分布规律为从 4 月到

表 6 白洋淀沉积物中重金属浓度时空变化

表 6 The spatial-temporal distribution of heavy metals in sediment

重金属	生境类型	4 月	8 月	11 月
As/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	10.79±2.13	20.79±2.60	10.67±1.65
	2	9.40±1.45	17.73±1.85	9.03±1.50
	3	8.50±3.27	15.77±4.68	7.97±3.00
Cd/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	0.38±0.02	0.67±0.37	0.25±0.04
	2	0.25±0.02	0.33±0.10	0.17±0.05
	3	0.11±0.02	0.16±0.03	0.07±0.02
Cr/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	84.53±1.77	100.50±9.19	75.49±1.26
	2	76.8±7.22	76.67±12.50	67.54±5.23
	3	65.70±3.11	75.00±5.00	51.74±4.56
Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	35.90±1.78	61.50±19.09	36.49±0.17
	2	28.12±1.95	31.00±5.57	30.03±3.17
	3	20.59±1.38	27.33±1.15	13.61±1.65
Pb/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	32.40±3.13	53.00±11.31	29.35±2.10
	2	26.82±1.99	26.00±4.58	24.55±2.35
	3	22.22±2.10	24.67±3.05	15.42±0.43
Hg/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	0.08±0.02	0.10±0.04	0.08±0.01
	2	0.05±0.01	0.05±0.02	0.05±0.01
	3	0.04±0.01	0.04±0.01	0.04±0.01
Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1	127.96±22.41	134.00±18.38	71.15±2.04
	2	75.30±8.80	98.67±12.70	53.72±0.80
	3	57.28±4.49	75.00±2.65	21.90±4.53

8 月逐渐增加,而从 8 月到 11 月逐渐降低。As 在 3 种生境中的平均浓度在 4 月分别为 10.79、9.40、8.50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;在 8 月分别为 20.79、17.73、15.77 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;在 11 月分别为 10.67、9.03、7.97 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其他重金属的时空分布与 As 相似(表 6)。所有的重金属呈显著相关性($r=0.559\sim0.967$),表明这些重金属具有相似来源。

在不同生境中各种重金属所占 RI 的百分比 RI_{ij} (%)如图 2 所示,生态风险的时空变化具有差异。4 月:在生境 1 和生境 2 中,主要的生态风险来自于 Hg(32.07% 和 27.94%),其次为 Cd(28.57% 和 26.20%)和 As(18.03% 和 21.89%);在生境 3 中,主要的生态风险来自于 Hg(30.77%),其次为 As(27.24%)和 Cd(15.87%)。8 月:在生境 1 中主要的生态风险来自于 Cd(31.96%),其次为 Hg(25.44%)和 As(22.04%);在生境 2 中主要的生态风险来自于 As(31.99%),其次为 Cd(26.80%)和 Hg(21.65%);在生境 3 中主要的生态风险来自于 As(37.14%),其次为 Hg(22.61%)和 Cd(16.96%)。11 月:在生境 1 主要的生态风险来自于 Hg(36.32%),其次为 Cd(21.28%)和 As(20.18%);在生境 2 和生境 3 主要的生态风险来自于 Hg(31.15% 和 36.47%),其次为 As(23.44% 和 30.27%)和 Cd(19.86% 和 11.97%)。

生态风险(RI)值的空间分布规律为在生境 1 中最高($RI_{4月}=39.91$, $RI_{8月}=62.89$, $RI_{11月}=35.24$),其次为生境 2($RI_{4月}=28.63$, $RI_{8月}=36.94$, $RI_{11月}=25.68$)和生境 3($RI_{4月}=20.80$, $RI_{8月}=28.30$, $RI_{11月}=17.55$)。RI 的时间分布规律为,从 4 月到 8 月逐渐增加,而从 8 月到 11 月逐渐减少,重金属生态风险的时空变化规律与人为干扰的程度显著相关(图 2)。

2.2 白洋淀底栖动物结构特征的时空分布

在 2011 年 4—11 月对白洋淀底栖动物进行采样期间,一共采集到 13 种底栖动物,其中在生境 1 中有 4 种,生境 2 中有 7 种,生境 3 中有 10 种(表 7)。生境 1 中的优势种群为耐污种 *Chironomus plumosus* 和 *Glyptotendipes* sp., 其次为兼性种 *Tendipes insolita* 为主。生境 2 中也以耐污种为优势种群,耐污种主要以 *Bithynia* sp.、*Tokunagayusurika akamushi* 和 *Glyptotendipes* sp. 为主;其次为兼性种 *Cipangopaludia Chinensis*、*Cipangopaludina Cathayensis* 和 *Bellamya purificata* 为主,以及相对较少的清洁种 *Caridina denticulata*。生境 3 中以兼性种为优势种群,兼性种主要以 *Cipangopaludia Chinensis* 和 *Bellamya purificata* 为主,其次为清洁种 *Caridina denticulata* 组成。

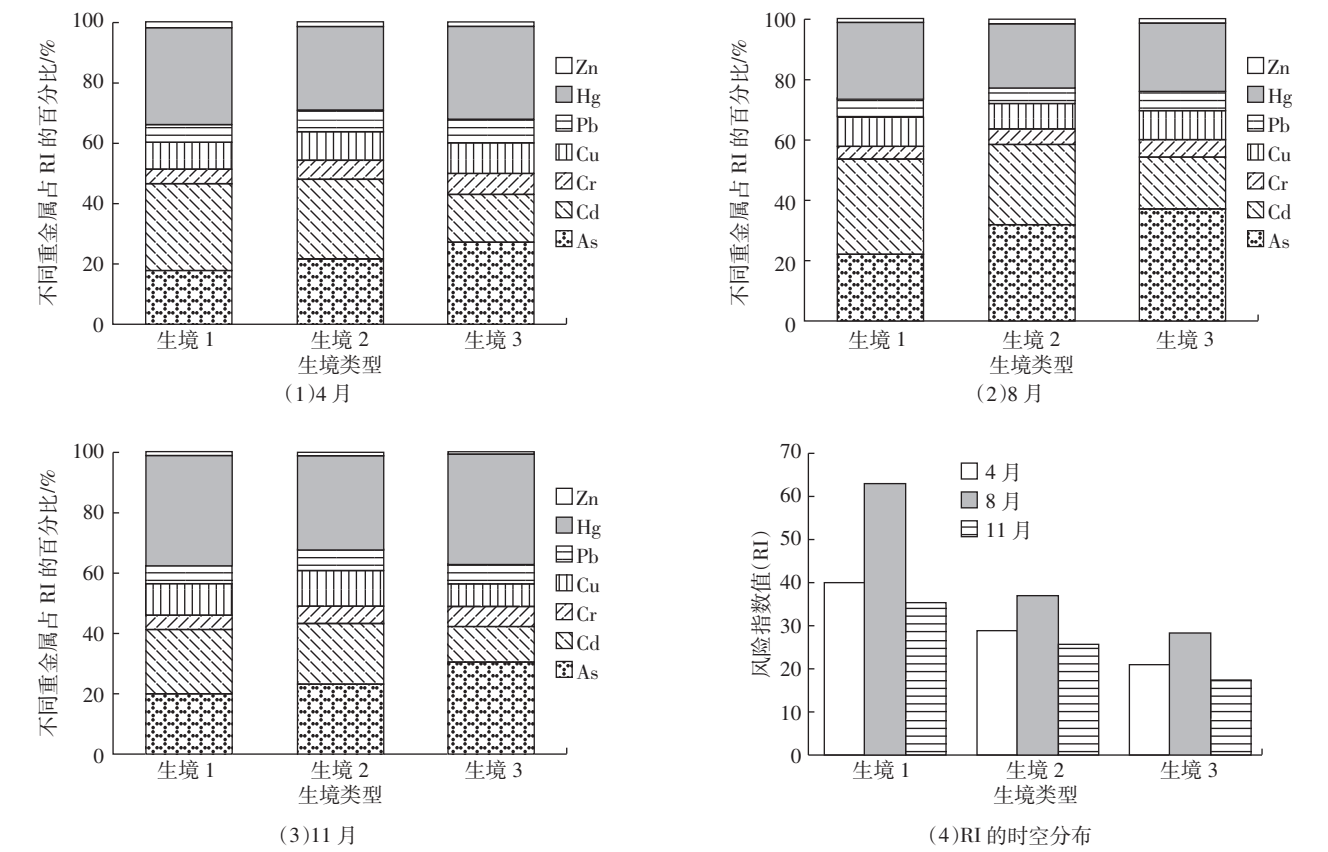


图 2 不同重金属占 RI 的百分比的时空分布
Figure 2 The spatial and temporal distribution of risk index for heavy metals in sediment

在采样期间,HBI 的范围为 4.87~9.18(S.D.=±1.68), PTT 的范围为 0.15~0.88(S.D.= ±0.23),PIT 的范围为

0.00~0.30(S.D.=±0.12),TR 的范围为 0.50~3.33(S.D.= ±1.01),NDT 的范围为 0.67~3.50(S.D.=±0.99),PNI 的范围为 0.00~0.89(S.D.=±0.31),PC 的范围为 0.07~1.0 (S.D.=±0.40),PDT 的范围为 0.50~0.93(S.D.=±0.17), CLI 的范围为 0.48~1.88(S.D.= ±0.57),CSI 的范围为 0.00~0.60(S.D.=±0.23)。从空间分布来看,HBI、PTT、 NDT、PC、PDT、CLI 的最大值均出现在生境 1 中,PIT、 PNI、CSI 的最大值出现生境 3 中,TR 的最大值出现在生境 2 中;从时间分布来看,HBI、PTT、TR、NDT、 PNI、PC、PDT、CLI 的最大值出现在 8 月,PIT、CSI 的最大值出现在 4 月(图 3)。

表 7 白洋淀不同生境中底栖动物组成

Table 7 Benthic macroinvertebrate composition of Baiyangdian

Lake		生境 1 生境 2 生境 3						
门	学名	S1	S2	S3	S6	S8	S4	S5 S7
环节动物门	<i>Whitmania pigra</i>							0
	<i>Cipangopaludia Chinensis</i>		X	X	X	X	X	X
软体动物门	<i>Cipangopaludina Cathayensis</i>		0				0	+
	<i>Bellamya purificata</i>		X	XX	X	X	X	0
	<i>Radix</i> sp				0			0 0
	<i>Bithynia</i> sp			+	X	X	X	0
	<i>Caridina denticulata</i>			0			0	0
	<i>Eriocheir sinensis</i>							0
	<i>Tokunagayusurika akamushi</i>	0	+	X		0		X
节足动物门	<i>Tendipes insolita</i>		+	0				
	<i>Chironomus plumosus</i>		XX	XX				
	<i>Glyptotendipes</i> sp		X	0				
	<i>Pantala flarescens</i>							0

Abundance classes of the macroinvertebrate taxa are indicated by: +; 2%~5%; 0; 5%~10%; X; 10%~50%; XX; 50%~95%.

2.3 白洋淀底栖动物结构指标与重金属潜在生态风险的相关性

本研究试图建立底栖动物结构指标与重金属生态风险之间的相关性,表 8 显示了生物指标与风险指数的 Pearson 相关系数。除了 E_i As,HBI、PTT、PIT、 NDT、PC、PDT、CLI 和 CSI 指标与各种重金属生态风险指数的相关性显著;TR 和 PNI 指标与重金属生态风险指数的相关性较弱。HBI、PTT、NDT、PNI、PC、 PDT、CLI、CSI 与 E_i Hg 的相关性最显著 ($r=0.975$, $P<$

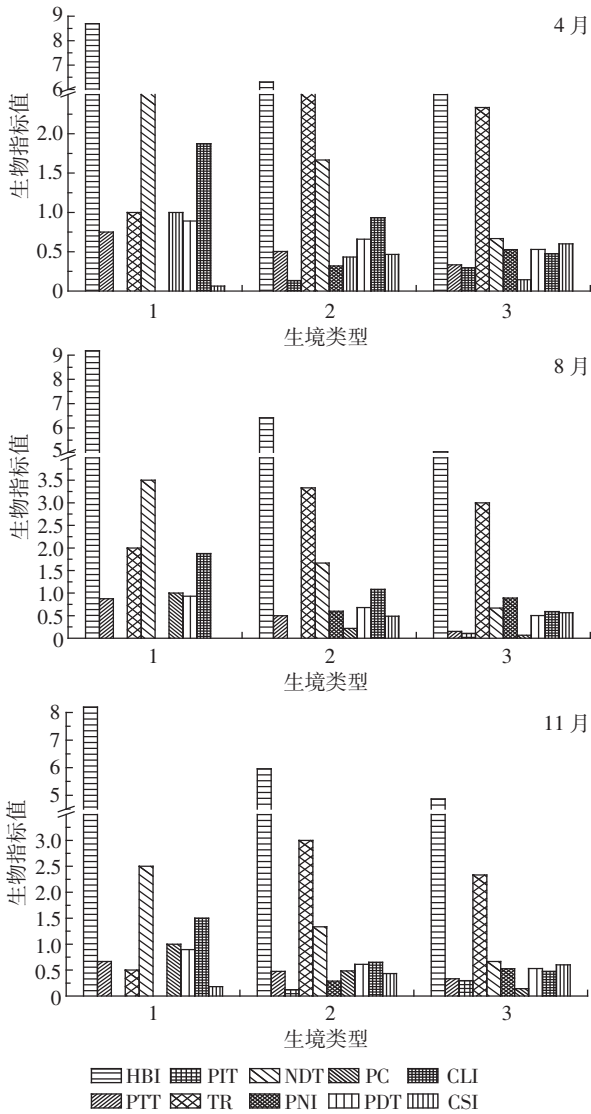


图 3 白洋淀底栖动物结构指标时空分布

Figure 3 The community structural metrics of benthic macroinvertebrate in Baiyangdian Lake

0.01; $r=0.935,P<0.01;r=0.974,P<0.01;r=-0.856,P<0.01;r=0.945,P<0.01;r=0.965,P<0.01;r=0.948,P<0.01;r=-0.983,P<0.01$),PIT 与 E_r Zn 的相关性最显著($r=-0.795,P<0.05$)。 E_r As 与 PIT 的相关性最显著($r=-0.626$), E_r Cd、 E_r Cr、 E_r Cu、 E_r Pb 与 NDT 的相关性最显著 ($r=0.911,P<0.01;r=0.850,P<0.01;r=0.913,P<0.01;r=0.890,P<0.01$), E_r Hg 与 CSI 的相关性最显著 ($r=-0.983,P<0.01$), E_r Zn 与 CLI 的相关性最显著 ($r=0.861,P<0.01$),RI 与 NDT 的相关性最显著 ($r=0.913,P<0.01$)。

3 讨论

3.1 沉积物中重金属污染指数的水平特征

由 2.1 节研究结果整体分析各个生境沉积物中重金属的单项污染系数 C_i^j 、多项污染系数 C_d 、单项潜在生态风险系数 E_r 和潜在生态风险指数 RI, 可以发现,白洋淀生境 1 中的各项指标均高于白洋淀生境 2 和生境 3 中,生境 1 在 8 月处于高风险水平,其余月份处于中度风险水平,而生境 2 在 8 月处于中度风险水平,其余月份处于低风险水平,生境 3 一直处于低风险水平。时间差异的状况是由于上游府河季节性外源输入的变化引起,而这种空间差异状况的出现可能与生境 1 直接承受来自于保定市城市污水的污染有关,而生境 2 分布着大量的农村,主要承受养殖业和农村生活污水的污染有关,生境 3 较少承受人为干扰的状况有关。在生境 3 中,各种指数在 S5 处最低,这可能与其处于白洋淀出水通道有关,府河携带的重金属在白洋淀中逐渐被吸收、沉淀,使得到达出水口时重金属的含量已经极大降低;S4 位于白洋淀的生态保护区中,因而其各项指数也较低;S7 则由于位于引

表 8 白洋淀底栖动物生物指标与重金属生态风险值的 Pearson 相关系数

Table 8 The Pearson correlation coefficient between community structural metrics and ecological risk of heavy metals

Metrics 生物指标	E_r As	E_r Cd	E_r Cr	E_r Cu	E_r Pb	E_r Hg	E_r Zn	RI
HBI	0.429	0.854**	0.817**	0.856**	0.827**	0.975**	0.810**	0.862**
PTT	0.329	0.839**	0.729*	0.810**	0.797*	0.935**	0.724*	0.813**
PIT	-0.626	-0.731*	-0.785*	-0.752*	-0.655	-0.723*	-0.795*	-0.770*
TR	0.130	-0.235	-0.221	-0.305	-0.289	-0.657	-0.257	-0.293
NDT	0.510	0.911**	0.850**	0.913**	0.890**	0.974**	0.801**	0.913**
PNI	0.019	-0.597	-0.516	-0.630	-0.613	-0.856**	-0.484	-0.577
PC	0.188	0.701*	0.677*	0.757*	0.723*	0.945**	0.643	0.715*
PDT	0.372	0.807**	0.759*	0.811**	0.777*	0.965**	0.753*	0.817**
CLI	0.470	0.860**	0.829**	0.824**	0.807**	0.948**	0.861**	0.863**
CSI	-0.394	-0.833**	-0.801**	-0.857**	-0.837**	-0.983**	-0.788*	-0.847**

注:* 相关显著性在 0.05;** 相关显著性在 0.01。

黄河水的入水口,因此该点的各项指数也较低。

上述特征反映出在承受较高人为干扰的生境 1 中,重金属的自然分布状态已经受到严重干扰,极大地增加了其污染程度和生态风险水平。在这种情况下,需要加强对上游府河城市污水的控制和管理,尽量减少其对白洋淀生态系统健康的影响。

3.2 各重金属之间相关性分析

对湖泊沉积物中各种主要微量重金属元素的含量进行相关性分析(表 9),结果表明,除 Hg 与 As 外($r=0.389$),其余 Cd、As、Cu、Pb、Cr、Zn 相互之间都存在显著相关性($P<0.05$)。这说明白洋淀中上述重金属元素的含量具有共同的变化趋势,在来源、运输、沉降、富集等方面有着十分相似的地球化学行为^[43]。

表 9 白洋淀沉积物中各种重金属元素的相关性

Table 9 The correlation among each heavy metals in sediment

Metrics 重金属元素	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Zn
As	1						
Cd	0.752*	1					
Cr	0.740*	0.931**	1				
Cu	0.725*	0.952**	0.936**	1			
Pb	0.708*	0.962**	0.941**	0.983**	1		
Hg	0.389	0.825**	0.784*	0.870**	0.850**	1	
Zn	0.696*	0.889**	0.942**	0.824**	0.834**	0.708**	1

注: * $P<0.05$; ** $P<0.01$ (双尾检验)。

3.3 沉积物中重金属潜在生态风险与底栖动物群落结构指标的相关性分析

有研究资料表明,沉积物中重金属含量在一定程度上对不同类群的底栖动物有着不同的影响^[44-45]。由于底栖动物种群组成时空差异大,本研究着重研究底栖动物的群落结构指标,将白洋淀各生境底栖动物的群落结构特征与其沉积物重金属生态风险指数进行相关性分析(表 8),结果表明,HBI、PTT、NDT、PC、PDT 和 CLI 与 E_r^i Cd、 E_r^i Cr、 E_r^i Cu、 E_r^i Pb、 E_r^i Hg、 E_r^i Zn 和 RI 呈显著正相关关系($P<0.05$),除了 PC 与 E_r^i Zn 之外;PIT 和 CSI 与 E_r^i Cd、 E_r^i Cr、 E_r^i Cu、 E_r^i Hg、 E_r^i Zn 和 RI 呈显著负相关关系($P<0.05$)。

本研究结果表明,底栖动物群落的 HBI、PTT、NDT、PNI、PC、PDT、CLI、CSI 与 E_r^i Hg 的相关性最显著($r=0.975, P<0.01; r=0.935, P<0.01; r=0.974, P<0.01; r=-0.856, P<0.01; r=0.945, P<0.01; r=0.965, P<0.01; r=0.948, P<0.01; r=-0.983, P<0.01$),这一结果与长江江苏段的结果相似,该水域的颤蚓寡毛类也可以作为重金属污染尤其是 Hg 污染的指示物种^[46]。结合本研究的结果,说明

在重金属生态风险较高的区域,耐污种(主要为摇蚊幼虫)作为优势种群大量存在,而清洁种不适合生存,造成底栖动物群落种群数量的减少,群落损失指数增加。因此,将底栖生物的群落结构指标作为白洋淀沉积物中重金属潜在生态风险的指示生物指标具有一定的意义。

4 结论

(1)白洋淀表层沉积物中微量重金属元素含量大小顺序为 $Zn>Cr>Cu>Pb>As>Cd>Hg$,且各重金属元素的时空分布具有差异。

(2)对白洋淀不同生境表层沉积物的 7 种重金属的潜在生态风险研究表明,白洋淀整体处于低生态风险水平,生境 1 在 8 月处于高风险水平,其余月份处于中度风险水平;而生境 2 在 8 月处于中度风险水平;其余月份处于低风险水平;生境 3 一直处于低风险水平。这种差异主要是由上游府河季节性外源输入的变化所造成的。各种重金属元素的单项潜在生态风险大小顺序为 $Hg>Cd>As>Cu>Pb>Cr>Zn$ 。

(3)根据底栖动物群落结构指标与重金属生态风险之间的相关分析结果,HBI、PTT、NDT、PC、PDT 和 CLI 与 E_r^i Cd、 E_r^i Cr、 E_r^i Cu、 E_r^i Pb、 E_r^i Hg、 E_r^i Zn 和 RI 呈显著正相关关系($P<0.05$),除了 PC 与 E_r^i Zn 之外;PIT 和 CSI 与 E_r^i Cd、 E_r^i Cr、 E_r^i Cu、 E_r^i Hg、 E_r^i Zn 和 RI 呈显著负相关关系($P<0.05$)。

(4) E_r^i Cd、 E_r^i Cr、 E_r^i Cu、 E_r^i Pb 以及 RI 与 NDT 的相关性最显著, E_r^i Hg 与 CSI 的相关性最显著, E_r^i Zn 与 CLI 的相关性最显著,我们得出的结论是底栖动物的结构指标与重金属生态风险的相关性较显著。因此,在白洋淀重金属生态风险的生物监测中,可以考虑运用底栖动物的 NDT、CLI、CSI 指标。

参考文献:

- [1] Constanza R, d'Arge R, deGroot R. The values of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387: 253-260.
- [2] Ali M B, et al. Physico-chemical characteristics and pollution level of lake Nainital (U. P., India); Role of macrophytes and phytoplankton in biomonitoring and phytoremediation of toxic metal ions[J]. *Chemosphere*, 1999, 39 (12): 2171-2182.
- [3] Long E R, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments[J]. *Environment Management*, 1995, 19: 81-97.
- [4] Burton, G A. Sediment quality criteria in use around the world[J]. *Limnology*, 2002, 3: 65-75.
- [5] Clearwater S J, Farag A M, Meyer J S. Bioavailability and toxicity of di-

- etborne copper and zinc to fish[J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 2002, 132:269–313.
- [6] De Schampelaere K A C, et al. Reproductive toxicity of dietary zinc to *Daphnia magna*[J]. *Aquatic Toxicology*, 2004, 70:233–244.
- [7] Zhou Q F, et al. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2008, 606:135–150.
- [8] Blasco P, Picó Y. Prospects for combining chemical and biological methods for integrated environmental assessment[J]. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 2009, 28(6):745–757.
- [9] Ancion P Y, Lear G, Lewis G D. Three common metal contaminants of urban runoff (Zn, Cu & Pb) accumulate in freshwater biofilm and modify embedded bacterial communities[J]. *Environment Pollution*, 2010, 158:2738–2745.
- [10] Rodriguez-Mozaz S, Lopez de Alda M J, Barceló D. Biosensors as useful tools for environmental analysis and monitoring[J]. *Anal Bioanal Chemosphere*, 2006, 386:1025–1041.
- [11] Gonzalez-Martinez M A, Puchades R, Maquieira A. Optical immunosensors for environmental monitoring: How far have we come?[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2007, 387:205–218.
- [12] Brack W, et al. How to confirm identified toxicants in effect-directed analysis[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2008, 390:1959–1973.
- [13] Fernandez M P, et al. Toxicity identification fractionation of environmental estrogens in waste water and sludge using gas and liquid chromatography coupled to mass spectrometry and recombinant yeast assay[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2009, 394:957–968.
- [14] Pesce S, Margoum C, Montuelle B. In situ relationship between spatio-temporal variations in diuron concentrations and phototrophic biofilm tolerance in a contaminated river[J]. *Water Research*, 2010, 44:1941–1949.
- [15] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. *Fisheries*, 1981, 6:21–27.
- [16] Rothrock P E, Simon T P, Stewart P M. Development, calibration, and validation of a littoral zone plant index of biotic integrity (PIBI) for lacustrine wetlands[J]. *Ecological Indicator*, 2008, 8:79–88.
- [17] Kireta A R, et al. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models[J]. *Ecological Indicator*, 2012, 13:222–231.
- [18] Moore M J C, Langrehr H A, Angradi T R. A submersed macrophyte index of condition for the Upper Mississippi River[J]. *Ecological Indicator*, 2012, 13:196–205.
- [19] Fano E A, Mistri M, Rossi R. The ecofunctional quality index (EQI): A new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment[J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2003, 56:709–716.
- [20] Sorace A, et al. The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy[J]. *Environment Pollution*, 2002, 118:89–96.
- [21] Gabriels W, et al. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)[J]. *Limnologia*, 2010, 40:199–207.
- [22] Griffith M B, et al. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams[J]. *Ecological Indicator*, 2005, 5:117–136.
- [23] Zhang, L L, et al. Macrophyte-dominated lake integrative ecosystem health assessment: Metrics and models[J]. *Ecological Modelling*, 2013, (In press).
- [24] De Jonge M, et al. Response of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: A comparison of diatoms and macroinvertebrates[J]. *Science of Total Environment*, 2008, 407:615–629.
- [25] Farag A M, et al. Concentrations of metals in water, sediment, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish in the Boulder River watershed, Montana, and the role of colloids in metal uptake[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, 52:397–409.
- [26] 张婷, 刘静玲, 王雪梅. 白洋淀水质时空变化及影响因子评价与分析[J]. 环境科学学报, 2010, 30(2):261–267.
- Zhang T, Liu J L, Wang X M. 2010. Causal analysis of the spatial-temporal variation of water quality in Baiyangdian Lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(2):261–267.
- [27] 李博, 刘存岐, 王军霞, 等. 白洋淀湿地典型植被芦苇储碳固碳功能研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12):2603–2607.
- LI B, LIU Cun-qí, WANG Jun-xia, et al. Carbon storage and Fixation Function by *Phragmites australis*, a typical vegetation in Baiyangdian Lake[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12):2603–2607.
- [28] 中国环保局. 监视和分析方法的水和废水[M]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- China Environmental Protection Agency. Water and Wastewater Monitoring and Analytical Method[M]. The fourth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [29] Tesgaye T, et al. Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2006, 174:161–179.
- [30] 鲁如坤, 等. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- Lu R K, et al. Methods for soil agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [31] Zhu J G, Chai Z Y, Mao Z C. Using reduction gasification-AFS method quickly measure of arsenic and mercury in the soil of organic food base[J]. *Analytica Testing Technology Instrument*, 2002, 8(2):103–106.
- [32] Hilsenhoff W L. An improved biotic index of organic stream pollution[J]. *Great Lakes Entomologist*, 1987, 30:31–39.
- [33] Blocksom K A, et al. Development and evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for New Jersey Lakes and Reservoirs[J]. *Environment Monitoring and Assessment*, 2002, 77:311–333.
- [34] Lewis P A, Klemm D J, Thoeny W T. perspectives on use of a multimetric lake bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates[J]. *Northeastern Nature*, 2001, 8(2):233–246.
- [35] Barbour M T, et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates[J]. *Journal of The North American Benthological Society*, 1996, 15:185–211.
- [36] Mason W T, Lewis Jr P A, Anderson J B. Macroinvertebrate collections

- and water quality in the Ohio River Basin, 1963–1967. Office of Technical Programs, AQC Laboratory, Water Quality Office, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1971:52, Appendix A-1 to A-65.
- [37] Brinkhurst R O, Hamilton A L, Herrington H B. Components of the bottom fauna of the St. Lawrence, Great Lakes. No. PR33, Great Lakes Institute, University of Toronto, Toronto, ON, Canada, 1968:50.
- [38] Triga C, Carcía-Criado F, Fernández-Aláez C. Among-habitat and temporal variability of selected macroinvertebrate based metrics in a Mediterranean shallow lake (NW Spain)[J]. *Hydrobiologia*, 2006, 563: 371–384.
- [39] Plafkin J L, et al. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers; Benthic macroinvertebrates and fish. EPS/440/4–89/001. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1989:1–1 to 8–19, Appendices A-1 to A-42.
- [40] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sediment ecological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975–1001.
- [41] 刘志杰, 李培英, 张晓龙, 等. 黄河三角洲滨海湿地表层沉积物重金属区域分布及生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2012, 33(4): 1182–1188.
- LIU Zhi-jie, LI Pei-ying, ZHANG Xiao-long, et al. Regional distribution and ecological risk evaluation of heavy metals in surface sediments from coastal wetlands of the Yellow River Delta[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 33(4):1182–1188.
- [42] 雷凯, 卢新卫, 王利军, 等. 渭河西安段表层沉积物重金属元素分布及潜在生态风险评价[J]. 地质科技情报, 2008, 27(3):83–87.
- LEI Kai, LU Xing-wei, WANG Li-jun, et al. Distribution and evaluation on potential ecological risk of heavy metals in Wei River Surface Sediment of Xi'an [J]. *Geological Science and Technology Information*, 2008, 27(3):83–87.
- [43] 吴攀碧, 解启来, 卜艳蕊, 等. 扎龙湿地湖泊表层沉积物重金属污染评价[J]. 华南农业大学学报, 2010, 31(3):24–27.
- WU Pan-bi, XIE Qi-lai, BU Yan-rui, et al. Assessment of heavy metals pollution in the surface sediments of lakes in Zhalong Wetlands[J]. *Journal of South China Agricultural University*, 2010, 31(3):24–27.
- [44] 杨丽, 蔡立哲, 童玉贵, 等. 深圳湾福田潮滩重金属含量及对大型底栖动物的影响[J]. 台湾海峡, 2005, 24(2):157–164.
- YANG Li, CAI Li-zhe, TONG Yu-gui, et al. Heavy metal contents on Futian tidal flat in Shenzhen Bay and their effect on macrobenthos[J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2005, 24(2):157–164.
- [45] 徐霖林, 马长安, 田伟, 等. 淀山湖沉积物重金属分布特征及其与底栖动物的关系[J]. 环境科学学报, 2011, 31(10):2223–2232.
- XU Lin-lin, MA Chang-an, TIAN Wei, et al. The distribution of heavy metals in surface sediment of Lake Dianshan and its correlations with macrozoobenthos[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(10): 2223–2232.
- [46] 沈敏, 于红霞, 陈校辉. 长江江苏段沉积物中重金属与底栖动物调查及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(6):1616–1619.
- Shen M, Yu H X, Chen X H. Investigation of heavy metals and zoobenthos in Jiangsu Section of the Yangtze River and ecological risk assessment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(6):1616–1619.