

## 互花米草入侵对滨海湿地重金属的富集迁移效应

庞晓艳<sup>1</sup>, 潘继花<sup>1\*</sup>, 刘飞<sup>1</sup>, 陈长东<sup>2</sup>, 袁显龙<sup>2</sup>, 叶敦雨<sup>1</sup>, 陈迎港<sup>1</sup>

(1. 曲阜师范大学地理与旅游学院, 日照 276826; 2. 山东日照生态环境监测中心, 日照 276800)

**摘要:** 为探究互花米草 (*Spartina alterniflora*) 入侵对滨海湿地沉积物重金属的富集迁移效应, 为滨海湿地生态保护与合理利用提供依据, 在山东省日照市黄家塘湾滨海湿地选取不同互花米草入侵年限的斑块, 以 5 cm 为间隔采集 0~30 cm 沉积物样品和互花米草样品, 分析沉积物和互花米草不同部位中重金属元素 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量, 并采用地累积指数法、潜在生态风险评估法、生物富集系数及转运系数等方法进行评价。结果表明: 湿地沉积物重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量范围为 5.94~31.94 mg·kg<sup>-1</sup>, 18.59~56.87 mg·kg<sup>-1</sup>, 4.76~30.36 mg·kg<sup>-1</sup>, 0.021~0.083 mg·kg<sup>-1</sup>, 整体低于研究区域重金属环境背景值; 但 Cu、Pb 在 0~15 cm 内存在轻度污染; 与光滩湿地相比, 互花米草入侵湿地沉积物中重金属含量增加, 且随互花米草入侵年限增加, 沉积物重金属含量呈增加趋势, 在上层 (0~15 cm) 表现尤为显著; 互花米草不同部位对重金属的累积存在一定差异, 大致表现根>叶>茎; 不同重金属在根部的富集效应表现为 Cd>Zn>Cu>Pb, 互花米草对重金属转运效应为 Pb>Zn>Cu>Cd。相关分析表明, 沉积物中重金属的累积与互花米草入侵对湿地沉积物粒度组成、有机质含量及 pH 的改变密切相关。不同重金属在沉积物-植物体系的迁移转运差异则主要与互花米草各部位对重金属元素的吸收差异有关。

**关键词:** 互花米草; 滨海湿地; 沉积物; 重金属; 富集迁移

中图分类号: X55

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X (2022)06-1006-07

### Characteristics of heavy metal enrichment and migration affected by *Spartina alterniflora* invasion in coastal wetland

PANG Xiaoyan<sup>1</sup>, PAN Jihua<sup>1</sup>, LIU Fei<sup>1</sup>, CHEN Changdong<sup>2</sup>, YUAN Xianlong<sup>2</sup>, YE Dunyu<sup>1</sup>, CHEN Yinggang<sup>1</sup>

(1. School of Geography and Tourism, Qufu Normal University, Rizhao 276826;

2. Ecological and Environmental Monitoring Center, Rizhao 276800)

**Abstract:** To study the characteristics of heavy metal enrichment and migration affected by *Spartina alterniflora* invasion in coastal wetland and provide a scientific basis for the ecological protection and rational utilization of the coastal wetland, three sampling sites with different invasion years of *Spartina alterniflora* were selected, and the heavy metal contents of Cu, Zn, Pb and Cd at 5 cm intervals in 0 - 30 cm sediments and *Spartina alterniflora* were analyzed and evaluated using geo-accumulation indexes, potential ecological risks evaluation methodology, bioconcentration factor and biological translocation factor. The results suggested that: the contents of Cu, Zn, Pb and Cd in sediments were 5.94-31.94 mg·kg<sup>-1</sup>, 18.59-56.87 mg·kg<sup>-1</sup>, 4.76-30.36 mg·kg<sup>-1</sup>, 0.021-0.083 mg·kg<sup>-1</sup>, respectively, lower than the environmental background values in the study region; the contents of Cu and Pb showed mild pollution in 0-15 cm sediments; the contents of heavy metals in vegetation areas were higher than those in bare flat areas, particularly in the upper level (0-15 cm). The preferential order of contents of heavy metals in different parts of *Spartina alterniflora* was root > leaf > stem; the preferential order of enrichment effect of heavy metals in the root was Cd > Zn > Cu > Pb; the preferential order of transport efficiency was Pb > Zn > Cu > Cd. The change of the physicochemical properties of the wetland deposits was an important reason for the accumulation of heavy metals in the sediments. The differences in migration and transport of heavy metals in the sediment-plant system were mainly related to the absorption of heavy metal elements in different parts of *Spartina alterniflora*.

收稿日期: 2022-03-02

基金项目: 国家自然科学基金青年基金 (41301225) 资助。

作者简介: 庞晓艳, 硕士研究生。E-mail: 2903559544@qq.com

\* 通信作者: 潘继花, 博士, 副教授。E-mail: pjh78119@163.com

**Key words:** *Spartina alterniflora*; coastal wetland; sediment; heavy metal; enrichment and migration

滨海湿地生态系统处于海陆交界地带,其生态环境对于维护全球生态系统平衡具有十分重要的意义<sup>[1-3]</sup>。受海、陆两大生态系统交互影响,滨海湿地物质交换频繁,是典型的环境脆弱带。随着人类活动强度增大,工业和农业污染物随着管道、河流、大气颗粒沉降和降水被带入近岸水体和滨海湿地,并在沉积物中汇集<sup>[1]</sup>。其中,重金属污染物是对环境和人体健康最具有威胁的污染物之一,其毒性大、降解难,在湿地生态系统中发生吸附、沉淀、扩散迁移等,并通过生物富集作用,破坏生态系统平衡<sup>[2,4-6]</sup>。

互花米草 (*Spartina alterniflora*) 属禾本科多年生草本植物,原产于北美洲大西洋沿岸,自 1979 年作为生态工程种在我国引种成功后,因其独特的生存和扩散机制,在沿海地区快速蔓延,至 2015 年,覆盖面积已到 54 579.7 hm<sup>2</sup>,成为滨海湿地中入侵最严重的外来物种,严重影响湿地生态平衡。当前,有关互花米草入侵对滨海湿地影响的研究主要集中于群落特征<sup>[7-13]</sup>及营养元素含量变化等方面<sup>[13-19]</sup>,对重金属的研究相对较少<sup>[20-24]</sup>。基于此,本研究选取山东省日照市黄家塘湾滨海湿地为研究区域,对不同互花米草入侵年限的滨海湿地沉积物及互花米草不同部位中重金属元素 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量进行分析,旨在探究互花米草入侵条件下湿地沉积物中重金属富集迁移效应,为加强科学管理,维持滨海湿地生态系统平衡提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

日照市黄家塘湾位于胶南西南部,海湾口在董家口嘴与日照市殷家台嘴之间,面向东南,湾宽 14.4 km,水深 3.2~6.8 m,面积达 63 km<sup>2</sup>,属于泥质沙岸。有潮河、白马河汇入,湾口东侧有沐官岛与董家口嘴对峙,湾内有大孤石、二孤石、棋子湾、王家滩湾等。基于遥感影像以及实地调查和测量发现,互花米草自 2007 年开始在黄家塘湾出现,前期扩张速度较慢,呈零星分布;2014 年之后快速蔓延,现已形成连片大面积分布,对滨海湿地生态系统平衡及人工养殖产生重要影响<sup>[25]</sup>。

### 1.2 样品采集与前处理

结合研究区 2007—2019 年遥感影像图和实地调查,明确互花米草入侵轨迹,基于入侵年限设置 3 个采样点,NS (光滩)、S-4 (互花米草湿地,入侵 3~4 年),S-12 (互花米草湿地,入侵 12 年)。

为降低不同淹水条件对重金属输移的影响,3 个采样点距离尺度较小。在各采样点,以 5 cm 为间隔,分层采集 0~30 cm 沉积物样品,同时采集环刀样品;设置 1 m×1 m 小样方,分别采集互花米草地上和地下部分。

沉积物样品于实验室中自然风干,用玛瑙研钵研磨过筛后,装入自封袋备用待测。植物样品带回实验室后,将植株分为根、茎、叶 3 个部分,用蒸馏水洗净灰尘和杂物后,再用去离子水冲洗干净,阴干后放入烘箱 105 °C 杀青 10 min,在 65 °C 条件下烘 48 h,冷却后称重。单株植物根、茎、叶用微型植物粉碎机分别粉碎,装入塑料袋密封,放置阴凉干燥处保存待用。

### 1.3 样品测定与数据分析

重金属测定:称取 0.200 0 g 过 100 目筛的沉积物样品于聚四氟乙烯坩埚中,加入硝酸、氢氟酸、高氯酸,置于电热板高温消解至溶液澄清,冷却后转移到 25 mL 容量瓶,用 1% 的硝酸定容。将溶液转移至 25 mL 塑料瓶中,用原子吸收分光光度计测定 Cu、Zn 和 Pb,用石墨炉原子吸收光谱仪测定 Cd,并用去离子水作为空白对照以消除系统误差。分析过程中用沉积物标样进行质量控制,仪器分析结果与标准值误差均在允许范围内。植物样品采用硝酸、高氯酸消解,操作流程和测定方法同沉积物样品。

沉积物理化性质测定:称取过 0.3~0.4 g 过 100 目筛的沉积物样品于 100 mL 高脚烧杯中,加入 10 mL 10% 的过氧化氢,摇匀,静置过夜;将烧杯摇匀放置到电炉上加热去除多余的过氧化氢,冷却;加入 10 mL 10% 盐酸,摇匀,待反应完全后,放置到电炉上加热去除多余的盐酸,冷却;加入 20 mL 蒸馏水,10 mL 0.05 mol·L<sup>-1</sup> 的六偏磷酸钠分散剂,超声 10 min,采用 Malvern 2000 激光粒度分析仪进行粒度分析。采用高温外热重铬酸钾氧化—容量法测定有机质,采用 2.5:1 水土比、用雷磁 pH 计测定 pH,具体方法参见《土壤农化分析方法》<sup>[26]</sup>。各指标的分析方法、检出限、准确度和精密度均符合有关规范要求,数据可靠。

数据分析:使用 Excel2010 对沉积物重金属含量进行统计作图;使用 SPSS17.0 对沉积物重金属和理化性质进行相关分析。

### 1.4 评价方法

1.4.1 地积累指数法 地积累指数 ( $I_{geo}$ ),又称 Muller 指数,是由德国科学家 Muller 首先提出并用

于研究沉积物中重金属污染程度的定量指标<sup>[27]</sup>,后被广泛应用于其他环境介质的重金属污染评价<sup>[27-30]</sup>。地累积指数指数的计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_n}{K \times B_n} \right) \quad (1)$$

式(1)中,  $C_n$  为样品中某种重金属的实际含量 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),  $K$  为校正系数,一般取 1.5,  $B_n$  为重金属的地球化学背景值。背景值的选取对评价结果的影响比较明显,为确保评价结果更符合区域实际,本研究采用相关学者研究的黄海及毗邻海域沉积物中重金属背景值作为参比值, Cu、Zn、Pb、Cd 分别为 10.5、62.5、18.3 和 0.053  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[31-33]</sup>。地累积指数法污染等级分类见表 1。

表 1 地累积指数法分类等级

Table 1 Geo-accumulation index of heavy metals and their grades in sediments

地累积指数值	污染程度分级
$I_{geo} \leq 0$	无污染
$0 < I_{geo} < 1$	无污染到中度污染
$1 \leq I_{geo} < 2$	中度污染
$2 \leq I_{geo} < 3$	中度污染到重度污染
$3 \leq I_{geo} < 4$	重度污染
$4 \leq I_{geo} < 5$	重度污染到严重污染
$5 \leq I_{geo}$	严重污染

**1.4.2 Hakanson 潜在生态风险评价法** 瑞典科学家 Hakanson<sup>[34]</sup>研究的潜在生态风险指数法 (potential ecological risk index, RI) 是目前最常用的土壤重金属潜在生态风险评价方法之一,基于各重金属元素生态环境效应和毒理效应存在差异,能够定量评估重金属可能引起的生态环境风险,计算区域内沉积物中第  $i$  种重金属的潜在生态危害系数  $E_r^i$  及沉积物中重金属的潜在生态危害指数  $RI$ :

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \cdot C_f^i = T_r^i \cdot C_s^i / C_n^i \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot C_f^i \quad (4)$$

式中,  $C_f^i$  为重金属  $i$  的污染指数;  $C_s^i$  为重金属  $i$  的实测含量 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ );  $C_n^i$  为重金属  $i$  的地球化学背景值 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ );  $E_r^i$  为重金属  $i$  的潜在生态风险系数;  $T_r^i$  为重金属  $i$  的毒性系数, (各重金属毒性系数为: Cu:5, Zn:1, Pb:5, Cd:30)<sup>[35]</sup>;  $RI$  为重金属综合潜在生态风险指数。

**1.4.3 生物富集系数** 生物富集系数 (bioconcentration factor, BCF), 可以反映生物从环境中吸收富

集重金属的能力,通常用生物(或某部位)重金属含量与环境重金属含量的比值表示<sup>[36]</sup>。其计算公式为:

$$BCF = \frac{C_R}{C_S} \quad (5)$$

式(5)中,  $BCF$  为生物富集系数,  $C_R$  为生物中重金属的含量 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),  $C_S$  为环境中重金属的含量 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。BCF 数值越大,说明生物对重金属的吸收富集能力越强。

**1.4.4 转运系数** 转移系数 (Biological transportation factor, BTF), 是指植物体地上部分(茎叶花果)某种重金属含量与地下部分(根系)同种重金属含量的比值,可作为植物从地下部分向地上部分转移重金属能力的反映<sup>[37]</sup>。转运系数大的植物从根系向地上部部位转移的吸收量大。其计算公式为:

$$BTF = \frac{C_{above}}{C_{under}} \quad (6)$$

式(6)中,  $BTF$  为转运系数,  $C_{above}$  为植物地上部分的重金属含量 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),  $C_{under}$  为植物地下部位相应的重金属含量 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 滨海湿地沉积物重金属含量分布

黄家塘湾滨海湿地沉积物重金属元素 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量范围分别为 5.94~31.94  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 18.59~56.87  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 4.76~30.36  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 0.021~0.083  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 整体重金属含量表现为  $Zn > Cu > Pb > Cd$ 。从垂直分布来看,光滩湿地(NS)各重金属含量在 0~30 cm 范围内各层基本一致,互花米草入侵湿地(S-4, S-12)重金属含量在上部土层(0~15 cm)含量较高。随互花米草入侵年限增加,上述 4 种重金属含量总体呈增加趋势,其中, Cu 和 Zn 在 0~15 cm 范围内增加最为显著。

与研究区域沉积物重金属背景值相比,光滩湿地(NS)各重金属含量均低于背景值,互花米草入侵 4 年(S-4)湿地中 Pb 含量高于背景值,互花米草入侵 12 年(S-12)湿地中 Cu、Pb 含量高于背景值。

对湿地沉积物重金属和其他理化性质进行相关分析。结果(表 2)表明,除 Pb 外,重金属 Cu、Zn、Cd 两两相关,且与沉积物黏粒(clay)比例、粉粒(silt)比例、有机质(OM)含量呈极显著正相关,与砂粒(Sand)比例呈极显著负相关,Cu、Zn 与 pH 呈显著正相关,反映了沉积物理化性质对重金属含量的影响<sup>[23]</sup>。

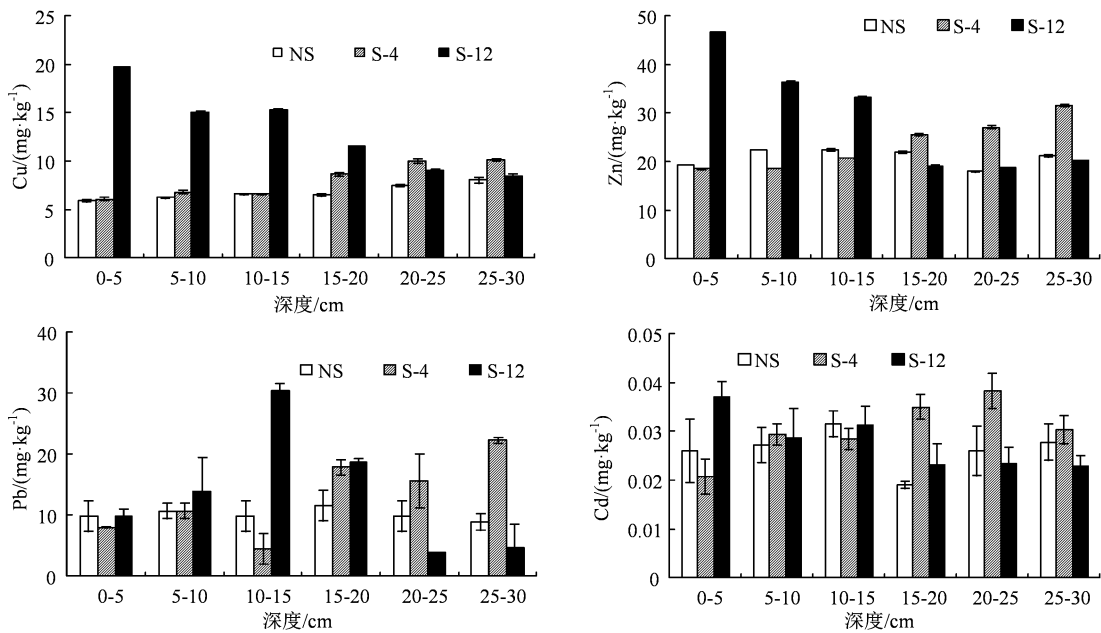


图 1 黄家塘湾滨海湿地互花米草不同入侵年限沉积物中重金属垂直分布

Figure 1 Vertical distribution of heavy metal content in sediments of Huangjiatang bay coastal wetland with different invasion years of *Spartina alterniflora*

表 2 黄家塘湾滨海湿地沉积物中重金属与基本理化性质相关分析

Table 2 Correlation analysis for heavy metals and physicochemical characteristics in sediments of Huangjiatang bay coastal wetland

项目	Cu	Zn	Pb	Cd	Clay	Silt	Sand	OM	pH
Cu	1								
Zn	0.811**	1							
Pb	0.314	0.350	1						
Cd	0.768**	0.839**	0.294	1					
Clay	0.821**	0.772**	0.367	0.879**	1				
Silt	0.968**	0.743**	0.203	0.663**	0.761**	1			
Sand	-0.984**	-0.750**	-0.267	-0.708**	-0.797**	-0.990**	1		
OM	0.929**	0.682**	0.356	0.600**	0.625**	0.919**	-0.928**	1	
pH	0.456*	0.417*	0.009	0.185	0.328	0.393	0.646**	-0.623**	1

注: “\*” 和 “\*\*” 分别表示显著相关 ( $P < 0.05$ ) 和极显著相关 ( $P < 0.01$ )。

表 3 黄家塘湾滨海湿地 0~30 cm 沉积物重金属地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 评价结果

Table 3 Geo-accumulation index of heavy metals in 0-30 cm sediments of Huangjiatang bay coastal wetland

样地	Cu	Zn	Pb	Cd
NS	-1.25	-2.21	-2.13	-2.12
S-4	-1.11	-1.99	-1.58	-1.57
S-12	-0.33	-1.80	-0.62	-1.56

表 4 黄家塘湾滨海湿地 0~30 cm 沉积物重金属潜在生态风险指数评价结果

Table 4 Potential ecological risk index of heavy metals in 0-30 cm sediments of Huangjiatang bay coastal etland

样地	$E_r^i$				RI
	Cu	Zn	Pb	Cd	
NS	3.16	0.32	1.71	10.32	15.51
S-4	3.48	0.38	2.50	15.11	21.47
S-12	5.96	0.43	4.88	15.29	26.56

表 5 不同年限互花米草各部位中重金属的含量

Table 5 Contents of heavy metals in different parts of *Spartina alterniflora* with different invasion years

样地	部位	互花米草各部位重金属含量 / ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )			
		Cu	Zn	Pb	Cd
S-4	根	5.66	21.28	1.67	0.059
	茎	1.57	11.40	0.95	0.004
	叶	2.70	16.02	7.74	0.009
S-12	根	6.09	24.97	5.24	0.044
	茎	1.48	8.31	3.10	0.003
	叶	2.34	10.74	4.17	0.004

## 2.2 滨海湿地沉积物重金属风险评价

采用地累积指数法对研究区域湿地沉积物中的重金属进行评价。结果 (表 3) 显示, 黄家塘湾湿地滨海湿地 0~30 cm 沉积物不同重金属地累积指数均小于 0, 总体表现为无污染。但随互花米草入

侵年限增加,各重金属地累积指数均呈增加趋势,且在互花米草入侵 12 年样地中,Cu、Pb 的地累积指数分别在 0~5 cm 和 10~15 cm 均大于 0,属于轻度污染等级。

黄家塘湾滨海湿地 0~30 cm 沉积物不同重金

属潜在生态风险程度表现为  $Cd > Cu > Pb > Zn$  (表 4),各重金属潜在生态风险系数小于 40,潜在生态风险轻微。无论是单因子重金属潜在生态风险系数还是重金属综合潜在生态风险系数,随互花米草入侵年限增加均有增加趋势。

表 6 黄家塘湾滨海湿地互花米草对沉积物中重金属的富集系数 (BCF) 与转运系数 (BTF)

Table 6 Bioconcentration factor of heavy metals in *Spartina alterniflora* and biological translocation factor of heavy metals among sediment and *Spartina alterniflora* system in Huangjiatang bay coastal wetland

样地	互花米草部位	Cu		Zn		Pb		Cd	
		BCF	BTF	BCF	BTF	BCF	BTF	BCF	BTF
S-4	根	0.77	0.34	0.90	0.60	0.18	1.80	2.19	0.10
	茎	0.21		0.48		0.10		0.15	
	叶	0.37		0.68		0.85		0.34	
S-12	根	0.49	0.27	0.93	0.35	0.29	0.63	1.61	0.06
	茎	0.12		0.31		0.17		0.09	
	叶	0.19		0.40		0.23		0.13	

### 2.3 互花米草对重金属的富集迁移效应

对互花米草重金属含量进行分析,结果显示各重金属在互花米草根、茎、叶的平均含量分别如下:Cu, 5.88、1.53 和 2.52  $mg \cdot kg^{-1}$ ; Zn, 23.13、9.86 和 13.38  $mg \cdot kg^{-1}$ ; Pb, 3.46、2.03 和 5.96  $mg \cdot kg^{-1}$ ; Cd, 0.05、0.00 和 0.01  $mg \cdot kg^{-1}$  (表 5)。重金属在不同部位中的含量整体表现为根>叶>茎,且根部重金属含量远大于茎、叶。随入侵年限增加,互花米草根部分重金属含量呈增加趋势,茎、叶重金属含量变化不明显。

植物对重金属的累积效应,主要通过富集转运系数来衡量。互花米草对沉积物中重金属的生物富集系数、转运系数结果 (表 6) 显示:不同部位对重金属的生物富集系数表现为根>叶>茎。除 Pb 外,根系对重金属的生物富集系数是茎、叶的 2 倍以上,说明互花米草对重金属的吸收富集主要集中在根部,这与很多学者关于植物不同部位对重金属吸收富集能力的研究结论一致<sup>[38-40]</sup>。根对 Cd 的生物富集系数两种入侵年限样地中均大于 1,说明互花米草根更容易富集 Cd,其次是 Zn、Cu 和 Pb。除 Pb 外,随入侵年限增加,互花米草根部分重金属含量增加,但富集系数呈下降趋势,这可能是由于沉积物中重金属含量增加幅度大于互花米草对重金属吸收富集水平。

互花米草对沉积物中不同重金属转运系数整体表现为  $Pb > Zn > Cu > Cd$ ,这与陈莲等<sup>[20]</sup>的研究结论一致。其中,互花米草入侵 4 年样地中,对 Pb 的转运系数达到 1.8,且 Pb 在茎、叶中所占的含量百分比为 70%,说明互花米草体内有较好的 Pb 运

输机制。而 Cd 的转运系数在 0.1 以下,说明沉积物中 Cd 被互花米草吸收以后主要限制在根部,而较少向地上部分转移;Zn 和 Cu 的转运系数介于上述两种重金属之间,整体较低,这可能是由于植物体内存在着 Zn 和 Cu 的还原解毒机制<sup>[41]</sup>,故转运效率不高。

### 3 讨论与结论

生物入侵是严峻的全球性问题,给全球经济与环境管理带来巨大的冲击<sup>[42]</sup>。互花米草凭借极强的适应性和繁殖能力,自 1979 年被我国引入后在滨海地区迅速扩散,目前在福建、浙江、上海、江苏、山东、天津和辽宁等沿海地区均有分布<sup>[43]</sup>,对滨海湿地生态系统构成严重威胁。本研究中,黄家塘湾滨海湿地沉积物中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 含量总体低于研究区域背景值,仅 Cu、Pb 在 0~15 cm 有轻度污染。但与光滩湿地相比,互花米草入侵湿地重金属含量增加,且随互花米草入侵年限增加,沉积物重金属含量有明显增加趋势,且在上层表现更为明显,说明互花米草入侵对沉积物中重金属有累积效应。相关分析表明,沉积物中重金属含量与有机质含量、黏粒比例和粉粒比例呈显著正相关,这与互花米草入侵使该区域沉积物颗粒细化、有机质含量增加的研究结果一致<sup>[25]</sup>,这主要是由于随互花米草入侵,发达的根系削弱水动力,沉积物中粉砂颗粒与黏粒含量增加,颗粒物总表面积和孔隙率提高,增加了对重金属的吸附能力。同时,互花米草根部和凋落物的死亡残体在微生物作用下分解,使沉积物中有机质含量增加,可通过物理吸附和化学螯合反应

等与重金属形成金属-有机络合物,且随 pH 降低,重金属溶解度增大,利于吸附和螯合反应进行,从而增加沉积物中重金属含量<sup>[23, 44-45]</sup>。

重金属在互花米草不同部位含量不同,Cu、Zn、Cd 在根部含量最高,其次是叶、茎;Pb 在叶部含量最高,其次是根、茎。互花米草对不同重金属的吸收富集能力不同,总体表现为  $Cd > Zn > Cu > Pb$ ,不同部位对重金属的吸收富集能力表现为根>叶>茎。不同重金属在互花米草体内的迁移能力表现为  $Pb > Zn > Cu > Cd$ 。

尽管湿地沉积物重金属含量总体低于研究区域重金属环境背景值,但重金属生态风险评价结果显示 Cu、Pb 在上层 0~15 cm 表现出轻度污染。且由于互花米草入侵对湿地沉积物中重金属具有累积效应,随入侵年限增加引起的潜在生态风险不容忽视。结合重金属元素在互花米草体内的迁移规律,可以适当刈割互花米草地上部分,降低重金属污染风险,维持滨海湿地生态系统的动态平衡。

黄家塘湾滨海湿地沉积物中 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量  $5.94 \sim 31.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $18.59 \sim 56.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $4.76 \sim 30.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $0.021 \sim 0.083 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。其中,光滩湿地各重金属含量均低于研究区域背景值,互花米草入侵湿地 0~15 cm 中 Cu、Pb 含量高于背景值,存在轻度污染。随互花米草入侵年限增加,沉积物中重金属含量呈增加趋势。

互花米草对不同重金属的吸收富集能力不同,总体表现为  $Cd > Zn > Cu > Pb$ ,不同部位对重金属的吸收富集能力表现为根>叶>茎,不同重金属在互花米草体内的迁移能力表现为  $Pb > Zn > Cu > Cd$ 。

互花米草入侵对滨海湿地沉积物重金属的累积效应主要是由于随互花米草入侵,沉积物中粉砂和黏粒比例加大,有机质含量增加,对重金属的络合、吸附作用增强。

## 参考文献:

- [1] HUGHES C E, BINNING P, WILLGOOSE G R. Characterisation of the hydrology of an estuarine wetland[J]. *J Hydrol*, 1998, 211(1/2/3/4): 34-49.
- [2] GRAEME K A, POLLACK C V. Heavy metal toxicity, part I: arsenic and mercury[J]. *J Emerg Med*, 1998, 16(1): 45-56.
- [3] 陈增奇,金均,陈奕. 中国滨海湿地现状及其保护意义[J]. *环境污染与防治*, 2006, 28(12): 930-933.
- [4] GRAEME K A, POLLACK C V. Heavy metal toxicity, part ii: lead and metal fume fever[J]. *J Emerg Med*, 1998, 16(2): 171-177.
- [5] 陈飘雪,王变,孙庆业. 焦岗湖及入湖河流表层沉积物重金属潜在生态风险评价[J]. *湿地科学*, 2016, 14(1): 37-43.
- [6] 黎静,孙志高,孙万龙,等. 黄河尾闾河段和河口区沉积物中重金属污染及潜在生态毒性风险评价[J]. *湿地科学*, 2018, 16(3): 407-416.
- [7] 王卿. 长江口盐沼植物群落分布动态及互花米草入侵的影响[D]. 上海:复旦大学, 2007.
- [8] 陈正勇,王国祥,刘金娥,等. 苏北潮滩群落交错带互花米草斑块与土著种竞争关系研究[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(10): 1436-1442.
- [9] 郑洁,刘金福,吴则焰,等. 闽江河口红树林土壤微生物群落对互花米草入侵的响应[J]. *生态学报*, 2017, 37(21): 7293-7303.
- [10] 许亚杰. 杭州湾湿地凋落物分解过程中线虫群落特征及其对互花米草入侵的响应[D]. 杭州:杭州师范大学, 2018.
- [11] 隋皓辰,闫家国,崔保山,等. 互花米草与海草床的共生效应对盐沼湿地底栖动物群落的影响[J]. *环境生态学*, 2019, 1(8): 21-27.
- [12] 尹晓雷,陈桂香,王纯,等. 互花米草入侵对河口湿地土壤真菌群落结构及多样性影响[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(6): 2186-2194.
- [13] 潘婷,曾六福,曾从盛,等. 互花米草入侵对闽江河口裸滩湿地土壤有机碳的影响[J]. *中国水土保持科学*, 2015, 13(1): 84-90.
- [14] 陈桂香,高灯州,陈刚,等. 互花米草入侵对我国红树林湿地土壤碳组分的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(6): 249-256.
- [15] 郗敏,刘姝红,张艳艳,等. 胶州湾滨海湿地土壤溶解性有机碳淋溶特征[J]. *水土保持通报*, 2019, 39(1): 16-22.
- [16] 李萍,谢文霞,王志强,等. 互花米草入侵对胶州湾潮滩湿地硫素时空分布的影响[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3): 870-879.
- [17] 曾阿莹. 互花米草入侵对闽江河口湿地植物-土壤系统硫循环的影响研究[D]. 福州:福建师范大学, 2019.
- [18] 潘卫华,陈家金,王岩. 近 20 年福建红树林和互花米草群落时空变化及景观特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(11): 1428-1436.
- [19] 毛立,孙志高,陈冰冰,等. 闽江河口互花米草入侵湿地土壤无机硫赋存形态及其影响因素[J]. *生态学报*, 2021, 41(12): 4840-4852.
- [20] 陈莲,高建华,冯振兴,等. 重金属在互花米草盐沼湿地中的富集及迁移规律[J]. *南京大学学报(自然科学)*, 2014, 50(5): 695-705.
- [21] 陈权,马克明. 互花米草入侵对红树林湿地沉积物重金属累积的效应与潜在机制[J]. *植物生态学报*, 2017, 41(4): 409-417.
- [22] 龙颂元,张曼胤,刘魏魏,等. 互花米草入侵对滨海盐沼土壤甲基汞的影响[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(12):

- 5200-5209.
- [23] 谢蓉蓉, 吴如林, 唐晨, 等. 互花米草入侵对河口湿地沉积物重金属累积效应[J]. 自然资源学报, 2020, 35(5): 1238-1249.
- [24] 王志刚, 周立旻, 郑祥民, 等. 长江河口湿地互花米草入侵对沉积物中汞形态特征的影响研究[J]. 海洋学报, 2021, 43(8): 31-40.
- [25] 高冉. 互花米草入侵对黄家塘湾滨海湿地土壤理化性质的影响[D]. 曲阜: 曲阜师范大学, 2021.
- [26] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [27] MULLER G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geol J*, 1969, 2: 108-118.
- [28] HASAN A B, KABIR S, SELIM REZA A H M, et al. Enrichment factor and geo-accumulation index of trace metals in sediments of the ship breaking area of Sitakund Upazilla (Bhatiary-Kumira), Chittagong, Bangladesh[J]. *J Geochem Explor*, 2013, 125: 130-137.
- [29] LANZERSTORFER C. Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments[J]. *Environ Pollut*, 2018, 239: 522-531.
- [30] LU X W, PAN H Y, WANG Y W. Pollution evaluation and source analysis of heavy metal in roadway dust from a resource-typed industrial city in Northwest China[J]. *Atmos Pollut Res*, 2017, 8(3): 587-595.
- [31] 祁路杨, 姜胜辉. 日照近海表层沉积物中重金属分布特征及其生态风险评估[J]. 应用海洋学学报, 2020, 39(4): 511-521.
- [32] 余运勇, 王剑, 王艳华, 等. 南黄海海洋表层沉积物中重金属的分布特征及潜在生态风险评估[J]. 海洋环境科学, 2011, 30(5): 631-635.
- [33] 王菊英, 马德毅, 鲍永恩, 等. 黄海和东海海域沉积物的环境质量评价[J]. 海洋环境科学, 2003, 22(4): 21-24.
- [34] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Res*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [35] 李名升, 佟连军. 辽宁省污灌区土壤重金属污染特征与生态风险评估[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(6): 1517-1522.
- [36] 张龙, 张云霞, 宋波, 等. 云南兰坪铅锌矿区优势植物重金属富集特性及应用潜力[J]. 环境科学, 2020, 41(9): 4210-4217.
- [37] 赵雅曼, 陈顺钰, 李宗勋, 等. 铅锌矿集区 7 种草本植物对重金属的富集效果[J]. 森林与环境学报, 2019, 39(3): 232-240.
- [38] 郑文教, 林鹏. 深圳福田白骨壤红树林 Cu, Pb, Zn, Cd 的累积及分布[J]. 海洋与湖沼, 1996, 27(4): 386-393.
- [39] ZU Y Q, LI Y, CHEN J J, et al. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China[J]. *Environ Int*, 2005, 31(5): 755-762.
- [40] 简敏菲, 弓晓峰, 游海, 等. 水生植物对铜、铅、锌等重金属元素富集作用的评价研究[J]. 南昌大学学报(工科版), 2004, 26(1): 85-88.
- [41] LYTLE C M, LYTLE F W, YANG N, et al. Reduction of Cr(VI) to Cr(III) by wetland plants: potential for in situ heavy metal detoxification[J]. *Environ Sci Technol*, 1998, 32(20): 3087-3093.
- [42] SIMBERLOFF D, MARTIN J L, GENOVESI P, et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward[J]. *Trends Ecol Evol*, 2013, 28(1): 58-66.
- [43] 李加林, 杨晓平, 童亿勤, 等. 互花米草入侵对潮滩生态系统服务功能的影响及其管理[J]. 海洋通报, 2005, 24(5): 33-38.
- [44] MUDD S M, D'ALPAOS A, MORRIS J T. How does vegetation affect sedimentation on tidal marshes? Investigating particle capture and hydrodynamic controls on biologically mediated sedimentation[J]. *J Geophys Res*, 2010, 115(F3): F03029.
- [45] BILALI L E, RASMUSSEN P E, HALL G E M, et al. Role of sediment composition in trace metal distribution in lake sediments[J]. *Appl Geochem*, 2002, 17(9): 1171-1181.