

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2023.03.009

苦草对沉积物-水界面不同形态砷的削减

燕文明¹, 蒋超¹, 陈红², 陈翔¹, 王小林¹, 吴斌¹, 宋勇锋¹

(1. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098;
2. 河海大学实验与分析测试中心, 江苏 南京 210098)

摘要:以富营养化底泥为研究对象,从环境微界面的角度出发,采用室内培养试验研究了常见沉水植物苦草对沉积物间隙水中 As(Ⅲ)和 As(V)的迁移转化影响及环境微界面行为,并评估了苦草对沉积物-水界面中 As 的去除效果。试验结果表明:苦草增加了沉积物中溶解氧的渗透深度,降低了 pH 值、有机质(UV₂₅₄)以及溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ)、溶解态 Fe(Ⅱ)和溶解态 Mn 的质量浓度;3 种形态的 As(溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ))与溶解态 Mn 和 UV₂₅₄显著相关,与溶解态 Fe(Ⅱ)相关性较差;苦草对 As(Ⅲ)的去除效果(69.5%)优于其对 As(V)的去除效果(64.6%)。

关键词:苦草;溶解态砷;迁移转化;削减效果

中图分类号:X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1000-1980(2023)03-0065-07

Reduction effect of *Vallisneria natans* on different forms of arsenic in sediment-water interface

YAN Wenming¹, JIANG Chao¹, CHEN Hong², CHEN Xiang¹, WANG Xiaolin¹, WU Bin¹, SONG Yongfeng¹

(1. State Key Laboratory of Hydrology, Water Resources and Hydraulic Engineering Science, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. Experiment and Analysis Test Center, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Taking the eutrophic sediment as the research object, the indoor culture experiment was carried out. From the perspective of environmental micro-interface, the effects of common submerged plant *Vallisneria natans* on the migration and transformation of As(Ⅲ) and As(V) in interstitial water of sediment, the behavior of environmental micro-interface were explored, and the removal effect of *Vallisneria natans* on As in the sediment-water interface was accurately evaluated. The results showed that *Vallisneria natans* increased the penetration depth of dissolved oxygen in the sediment and decreased the pH, UV₂₅₄, dissolved As, As(V), As(Ⅲ), dissolved Fe(Ⅱ) and dissolved Mn; three forms of As (dissolved As, As(V) and As(Ⅲ)) were significantly correlated with dissolved Mn and UV₂₅₄, and were poorly correlated with dissolved Fe(Ⅱ); the removal effect of As(Ⅲ) (69.5%) was better than that of As(V) (64.6%). The research can provide a scientific basis for the control of heavy metal pollution in sediments and the water ecological restoration.

Key words: *Vallisneria natans*; dissolved arsenic; migration and transformation; reduction effect

砷(As)是一种象牙色的类金属,能在 270℃时转变为金属样形式^[1],被广泛应用于医学、畜牧养殖、电子和冶金等领域^[2]。早在 2003 年,中国地方性砷中毒分布调查协作组发现,中国受砷中毒影响人口达 234 万,高砷暴露人口 52 万;此外,智利的 3 个州有 43 万人受到砷污染的危害^[3];石臼湖中砷的浓度超过了江苏省的土壤重金属背景值^[4]。近年来,砷污染已成为全球性问题,砷被国际癌症研究机构认定为致癌物质^[5]。环境中的砷以三价砷(As(Ⅲ))、五价砷(As(V))和有机砷的形态存在,以 As(Ⅲ)和 As(V)为主。砷形态极易受氧化还原条件、pH 值、Fe(Ⅱ)/Fe(Ⅲ)、有机物、悬浮颗粒和微生物活动等环境因素的影响^[6]。形态不同的 As 所产生的生态效应也不同,As(Ⅲ)的毒性是 As(V)的 60 倍,是甲基砷的 70 倍^[7]。As(Ⅲ)和

基金项目:第二批新工科研究与实践项目(E-TMJZSLHY20202126);中科院“西部之光”项目(E129030101);国家自然科学基金(41971047);湖南省水利基金(XSKJ2019081-42);江苏省高等学校大学生创新创业训练计划(202110294178Y)

作者简介:燕文明(1982—),女,高级实验师,博士,主要从事水环境保护与生态修复研究。E-mail:ywm0815@163.com

通信作者:陈红(1981—),男,正高级实验师,博士,主要从事实验平台建设与管理研究。E-mail:chh_hhu@hhu.edu.cn

引用本文:燕文明,蒋超,陈红,等.苦草对沉积物-水界面不同形态砷的削减[J].河海大学学报(自然科学版),2023,51(3):65-71.

YAN Wenming,JIANG Chao,CHEN Hong,et al.Reduction effect of *Vallisneria natans* on different forms of arsenic in sediment-water interface[J].Journal of Hohai University(Natural Sciences),2023,51(3):65-71.

As(Ⅴ)易被地表广泛存在的铁、锰化合物吸附聚集,污染土壤和沉积物^[8],目前我国沿海区域沉积物中 As 的平均质量分数已接近 10 mg/kg^[9]。As(Ⅲ)比较活跃,沉积物间隙水中的 As(Ⅲ)可释放进入上覆水中^[10],而进入水环境的 As 污染物可通过食物链最终影响人体健康^[11]。

沉积物-水界面中的 As 去除效果取决于复杂的物理、化学和生物作用,影响因素众多,作用机制复杂,一直是重金属内源污染研究和治理的难点。砷污染是可治理的,如淮河干流中的砷就得到了控制^[12]。目前砷去除方法有生物炭吸附、离子交换、植物修复、膜技术和沉淀絮凝等^[1,13-15]。生物炭/铁酸锰能对 Zn²⁺和 Cu²⁺两种重金属离子起到较好的吸附效果^[16],铁锰可能在砷的吸附上也会有较好的效果。崔晓倩等^[17]发现莱茵衣藻能够影响自由金属离子的溶出;刘爱荣等^[18]指出,纳米零价铁可以有效去除废水中的砷。砷还可以通过植物光合作用和呼吸作用调节次级代谢产物^[1],五价砷酸盐与磷酸盐有相似的化学性质,能共用高等植物中的转运蛋白被植物一同吸收,有些耐砷植物可通过改变转运蛋白的表达来控制砷的吸收^[8,19]。陈同斌等^[20]率先在中国境内找到并发现了蜈蚣草对砷的高富集性;Kumar 等^[21]证实了胭脂树叶生物吸附剂能够去除水中的 As;陈国梁^[22]通过培养试验对比研究了苦草、狐尾藻、黑藻、菹草、金鱼藻等沉水植物对沉积物砷的富集能力,发现苦草的富集能力最强。一般而言,水生植物对水环境中重金属去除效果的顺序为:沉水植物大于漂浮植物、浮叶植物大于挺水植物^[23]。可见,植物的同化吸收作用可以从土壤和沉积物中移除 As。研究植物对沉积物中砷的去除对人体健康和生态安全具有重要意义。本文以富营养化底泥和常见沉水植物苦草为研究对象,基于微电极分析技术和高分辨率扩散平衡式间隙水采集(HR-Peeper)技术,从微尺度精准评估苦草对沉积物-水界面中 As 形态的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本文所用水样和沉积物样品均采集于太湖梅梁湾。梅梁湾位于太湖北部区域,面积约 123 km²,多年平均水深介于 1.8~2.3 m 之间。近年梅梁湾长期存在水体富营养化及与富营养化相关的问题。

1.2 室内试验设计与试验材料

底泥样品用重力取样器(直径 9 cm、长 50 cm)采集在同一地点柱芯深度 25 cm 左右的柱状样。湖水用 5 L 采水器采集,并暂存于 25 L 塑料桶中。样品采集完成后尽快运至实验室。随后,将沉积柱每 2 cm 切割,并将相同的沉积层放在一起搅拌混匀。然后,使用 100 目的筛网从沉积物中去除大颗粒和大型底栖动物。根据原深度回填规则混匀过筛后的底泥,将 8 层(约 16 cm)的底泥装入 6 根有机玻璃管(内径 9 cm、长度 30 cm)。向每个沉积柱中注入过滤后的湖水,确保上覆水的深度在 10 cm 左右。最后,将所有沉积柱放入水箱中(长 70 cm、宽 50 cm、高 65 cm)培养 2 周。

过滤后的湖水水质指标如下:湖水 As 质量浓度为 1.22 μg/L,TOC、TN、TP、磷酸根分别为 7.43 mg/L,0.93 mg/L,0.04 mg/L,0.02 mg/L,pH 值为 7.57。用离心法得到过筛混匀后分层底泥的间隙水,测定间隙水中溶解态 As、As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)的质量浓度(表 1)。

稳定两周后,取出沉积柱,在其中 3 根沉积柱中种植苦草,作为苦草组,苦草的种植密度为 157.2 株/m²;剩余 3 根不处理,作为对照组。分别将苦草组和对照组置于 2 个水箱中淹没培养,并用 LED 灯补充光照,在前 15 d 对两个水箱进行曝气,以确保苦草的成活率,15 d 后取消曝气。

1.3 样品采取和分析

对苦草的生长初期,快速生长期以及稳定生长期内沉积物变化进行观察,分别在第 15 天、第 35 天、第 66 天进行取样观测。在每个采样时间点,先用微电极(OXO -50,Unisense,丹麦)测量苦草组和对照组沉积物-水界面中的 pH 值和 DO 浓度。然后,投入 HP-Peeper 装置(购自南京智感环境科技有限公司),平衡时间为 48 h。移除 HR-Peeper 装置后,从每个 HR-Peeper 小室收集大约 400 uL 的水样,用邻菲咯啉比色法在多功能酶标仪(M2e,Molecular Devices,美国)上测定可溶性 Fe(Ⅱ)^[24]。取一定量样品添加 3% HNO₃酸化后,

表 1 过筛混匀后的间隙水中溶解态 As、As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)质量浓度

Table 1 Concentrations of dissolved As, As(Ⅲ) and As(Ⅴ) in interstitial water after screening and mixing

深度/cm	质量浓度/(μg·L ⁻¹)		
	溶解态 As	As(Ⅲ)	As(Ⅴ)
0~2	31.3	18.3	5.7
2~4	108.1	82.1	16.7
4~6	116.4	98.2	17.8
6~8	89.7	75.6	13.8
8~10	80.6	67.3	13
10~12	72.9	60.8	11.7

用 ICP-MS(NEXION350 X,PerkinElmer,美国)测量溶解态 As 和溶解态 Mn 的质量浓度。本试验中所用的化学试剂均为分析纯。

1.4 数据分析

采用 SPSS 25.0 软件(US SPSS)和 Excel 2013 进行统计分析,图形均用 Origin 2019 软件绘制。

2 结果与分析

2.1 沉积物 pH 值和 DO 浓度变化

对照组和苦草组沉积物-水界面 pH 值和 DO 浓度变化如图 1 所示。对照组与苦草组沉积物-水界面的 pH 值介于 7~8.5 之间,整体为弱碱性。试验过程中,苦草组的 pH 平均值低于同期对照组。在种植苦草后的第 15 天、第 35 天、第 66 天,苦草组的 pH 平均值分别降低了 2.20%、2.64%、0.77%。从图 1 可知,整个试验阶段,沉积物-水界面中 DO 浓度平均值苦草组高于同期对照组;前 2 个试验阶段(第 15 天和第 35 天),苦草组略高于同期对照组;而到第 66 天时,苦草组显著高于同期对照组,高约 137%。这可能是因为第 66 天时,苦草的植株和根系较幼苗时期(第 15 天、第 35 天)深长,光合作用更强,进而提升了根际区间的 DO 浓度。在种植苦草后的第 15 天、第 35 天、第 66 天,苦草组的溶解氧渗透深度(OPD)分别为 40 mm、17 mm、31 mm,对照组的 OPD 分别为 23 mm、11 mm、19 mm。可见,试验过程中苦草组的 OPD 均高于同期对照组。

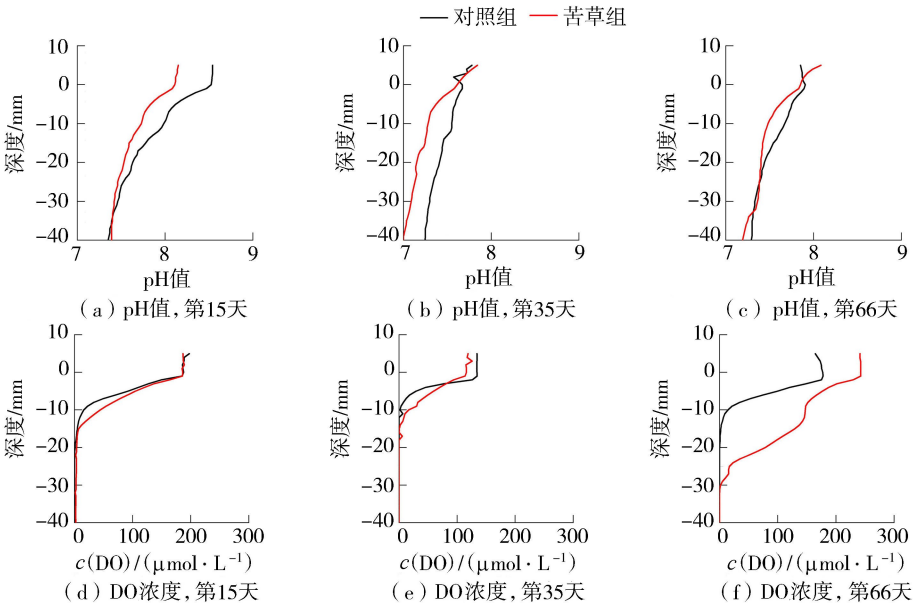


图 1 沉积物-水界面 pH 值与 DO 浓度的垂向变化特征

Fig.1 Vertical variation characteristics of pH and DO concentrations at sediment-water interface

2.2 沉积物间隙水中溶解态 Fe(II)/溶解态 Mn 质量浓度和 UV₂₅₄ 的变化

沉积物间隙水中的溶解态 Fe(II)质量浓度变化如图 2 所示。在 3 个试验阶段,苦草组的溶解态 Fe(II)质量浓度平均值都小于同期对照组。在试验开始后的第 15 天、第 35 天、第 66 天,苦草组的溶解态 Fe(II)

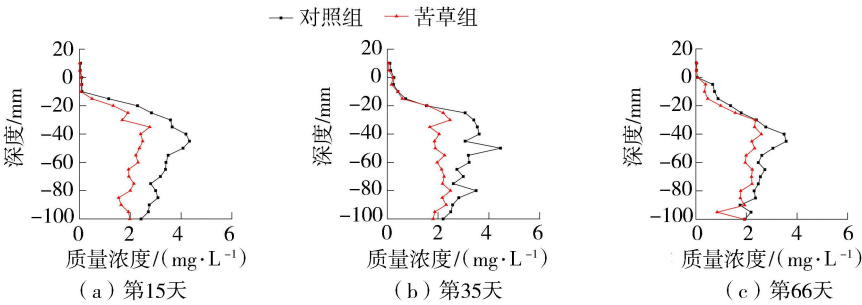


图 2 沉积物溶解态 Fe(II) 质量浓度变化趋势

Fig.2 Variation trend of dissolved Fe(II) concentration in sediment

质量浓度分别是同期对照组的40.51%、75.80%、68.93%。苦草组与对照组溶解态Fe(Ⅱ)质量浓度平均值的最大差异出现在试验初期的第15天。在3次取样结果中,苦草组与对照组中溶解态Fe(Ⅱ)在表层0~-20 mm范围内差异较小,而在-20~-80 mm范围内出现显著差异,苦草组Fe(Ⅱ)质量浓度显著降低。

在试验开始后的第15天、第35天、第66天,苦草组沉积物间隙水中溶解态Mn质量浓度平均值都小于同期对照组(图3),苦草组溶解态Mn质量浓度分别是同期对照组的65.83%、82.37%、94.56%。可见,随着试验的进行,两组之间的溶解态Mn质量浓度差异逐渐减小。

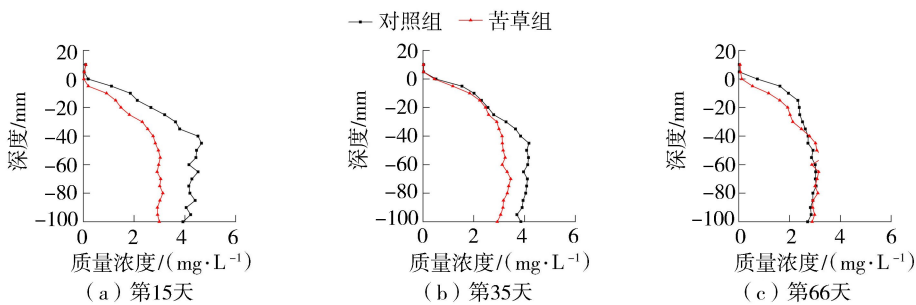


图3 沉积物溶解态Mn质量浓度变化趋势
Fig.3 Variation trend of dissolved Mn in sediment

沉积物UV₂₅₄的变化如图4所示。在3个试验阶段,苦草组的UV₂₅₄平均值都小于同期对照组,且随着试验的开展,苦草组与对照组UV₂₅₄平均值差别越来越小。在试验开始后的第15天、第35天、第66天,苦草组的UV₂₅₄分别是同期对照组的71.92%、84.81%、90.45%。苦草组与对照组UV₂₅₄平均值的最大差异出现在试验初期的第15天。

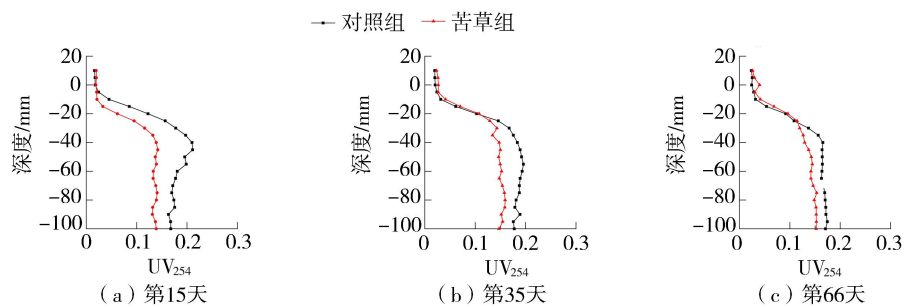


图4 沉积物UV₂₅₄变化趋势
Fig.4 Variation trend of UV₂₅₄ in sediment

2.3 沉积物间隙水中溶解态As、As(Ⅲ)和As(Ⅴ)质量浓度变化

沉积物间隙水中的溶解态As质量浓度变化如图5所示。在3个试验阶段,苦草组溶解态As质量浓度小于对照组,苦草组对溶解态As的去除率始终大于同期对照组(表2)。在试验开始后的第15天、第35天、第66天,苦草组的溶解态As质量浓度分别是同期对照组的68.89%、54.49%、51.19%,呈现逐步递减与递减速度变缓的规律,可能是逐步达到了苦草吸收As的阈值,或者是因为As对苦草造成了损伤^[22]。

表2 苦草对间隙水中溶解态As、As(Ⅲ)和As(Ⅴ)的去除率

试验组	溶解态As去除率/%			As(Ⅲ)去除率/%			As(Ⅴ)去除率/%		
	第15天	第35天	第66天	第15天	第35天	第66天	第15天	第35天	第66天
对照组	3.21	15.03	28.18	5.48	9.84	28.8	6.48	4.27	23.39
苦草组	36.11	51.53	62.52	37.46	62.27	64.65	31.58	23.39	69.48

如图5所示,在3个试验阶段,苦草组的As(Ⅲ)和As(Ⅴ)质量浓度均低于同期对照组。在第15天、第35天、第66天,苦草组溶解态As(Ⅲ)质量浓度分别是同期对照组的68.38%、44.09%、52.88%(表2);苦草组溶解态As(Ⅴ)质量浓度分别是同期对照组的76.07%、82.32%、49.46%。3个试验时段,对照组和苦草对As(Ⅲ)的平均去除率分别为14.7%和54.8%,As(Ⅴ)的平均去除率分别为11.38%和41.48%。可

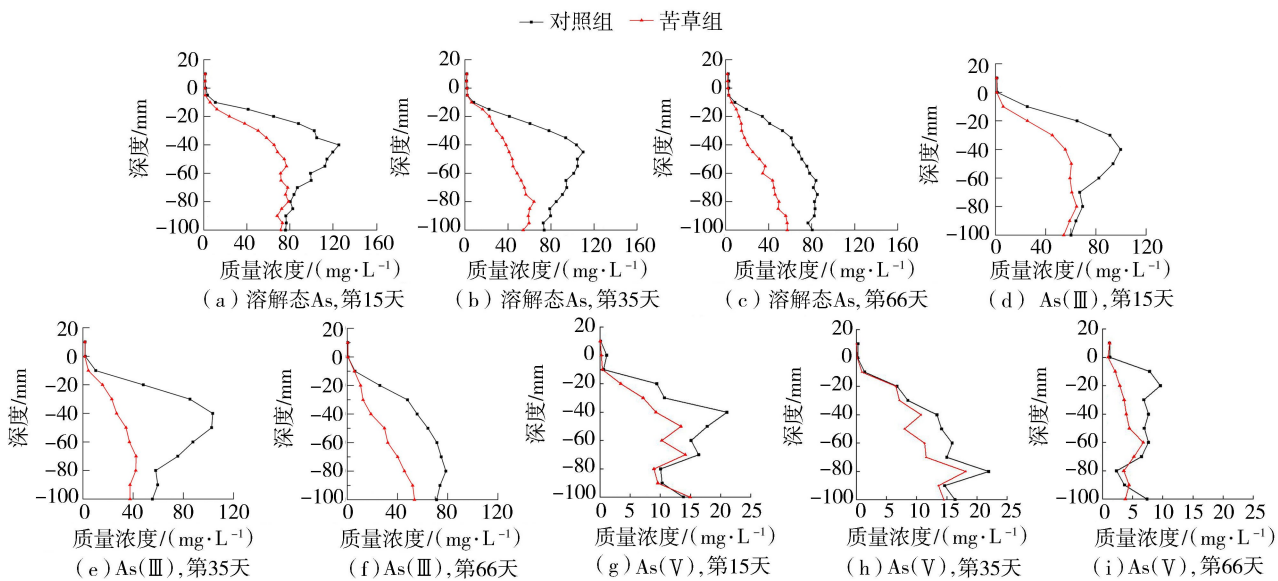


图5 苦草对沉积物剖面中溶解态 As、As(Ⅲ)和 As(V)质量浓度的影响

Fig.5 Effect of *Vallisneria natans* on dissolved As, As(Ⅲ) and As(V) in sediment profiles

见,苦草对 As(Ⅲ)的去除效果优于其对 As(V)的去除效果。试验过程中,As(Ⅲ)平均质量浓度的最小值出现在第35天,As(V)平均质量浓度的最小值出现在第66天,这可能是因为苦草对 As(Ⅲ)和 As(V)的同化吸收机制不同^[25]造成的。

2.4 相关性分析

苦草种植后的第15天、第35天和第66天,苦草组与对照组沉积物间隙水中溶解态 As、溶解态 Fe(Ⅱ)、溶解态 Mn、UV₂₅₄、As(Ⅲ)以及 As(V)之间的相关关系如图6所示,图中左上为对照组,右下为枯草组。3个试验阶段,苦草组和对照组沉积物间隙水中的溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ)与溶解态 Mn 和 UV₂₅₄显著相关。对照组的溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ)与溶解态 Fe(Ⅱ)有较好的相关性,而苦草组溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ)与溶解态 Fe(Ⅱ)相关性较差或不存在相关性。

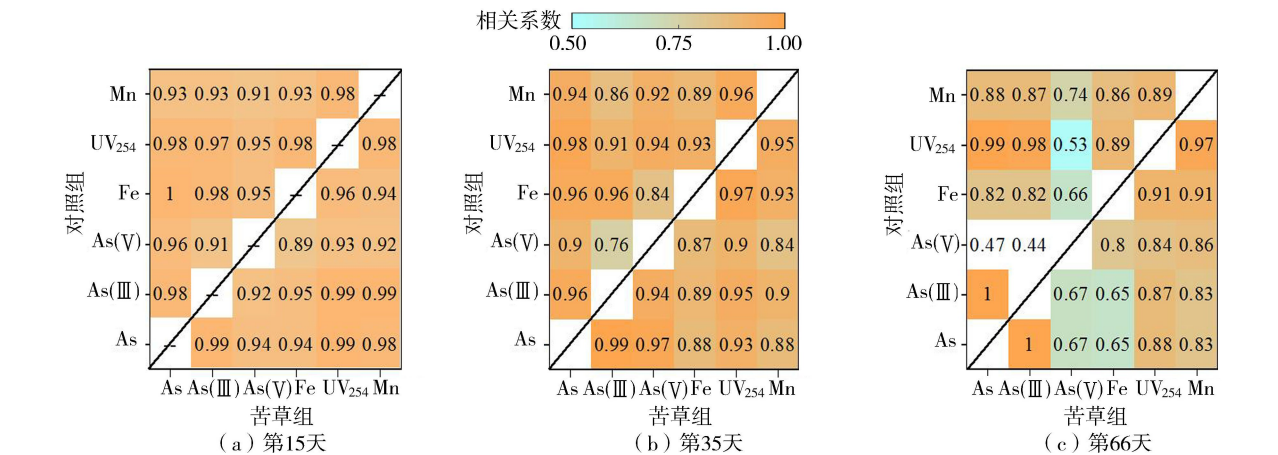


图6 沉积物间隙水中 As 与 Fe、Mn、UV₂₅₄的相关性分析

Fig.6 Correlation analysis between As and Fe, Mn, UV₂₅₄ in interstitial water of sediment

2.5 苦草对沉积物 As 迁移转化的影响机制

氧化还原作用制约着砷在环境中的存在形态,随着 DO 浓度的下降,As(V)逐步被还原成 As(Ⅲ)^[26]。沉积物-水界面中的 DO 浓度越低,砷越易从五价被还原为三价^[19]。苦草通过光合作用和根系泌氧使得苦草组沉积物-水界面 DO 浓度增加(图1),As(Ⅲ)被氧化为 As(V),砷酸盐沉淀增加,沉积物间隙水中溶解态 As、As(Ⅲ)与 As(V)质量浓度减小(图5)。可见苦草有利于削减沉积物中的 As,这与 DO 浓度增加促进沉积物磷去除的机制相似^[27]。

沉积物间隙水中的 pH 值和 UV_{254} 含量影响着沉积物 As 的存在形态和迁移转化过程^[28-31]。苦草组和对照组中溶解态 As、As(Ⅲ)、As(V) 含量变化均与 UV_{254} 及 Mn 含量呈显著正相关关系(图 6),表明存在耦合释放的现象。苦草组中溶解态 Mn 在 DO 浓度较高的情况下被氧化,并与间隙水中的砷酸根离子反应生成难溶的锰砷化合物,释放 H^+ ,降低苦草组的 pH 值(图 1),且新生成的锰砷化合物与铁砷化合物可吸附 UV_{254} 和溶解态 As,形成络合物沉淀,砷的氧化和吸附能力增强,有效性降低^[32-36]。本文 3 个试验时段,苦草组溶解态 As、As(Ⅲ)与 As(V)的平均去除率呈现先增后减的趋势,可见受到了该组 pH 值降低的影响。

此外,植物的根系可以通过螯合作用、表面形成氧化铁/锰化合物胶体、区隔化作用等机制降低重(类)金属的吸收^[37]。苦草根系分泌的有机酸能够有效促进沉积物中磷、铁在根系周边形成铁锰胶膜^[38]。随着试验的进行,苦草对间隙水中溶解态 As、As(Ⅲ)与 As(V)质量浓度的平均值与同期对照组的差异越来越小(图 3),苦草对 As 的同化吸收效果降低。因此,苦草通过根系泌氧提升了表层沉积物的 DO,促进了铁砷化合物和锰砷化合物的形成,有效去除了沉积物间隙水中的溶解态 As、As(Ⅲ)与 As(V)。

3 结 论

- a. 苦草通过根系泌氧增加了沉积物-水界面的 OPD,降低了间隙水中的 pH 值, UV_{254} 以及溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ)、溶解态 Fe(Ⅱ)和溶解态 Mn 的质量浓度。
- b. 苦草组和对照组沉积物间隙水中的溶解态 As、As(V)、As(Ⅲ)与溶解态 Mn 和 UV_{254} 显著相关,与溶解态 Fe(Ⅱ)相关性较差。
- c. 苦草对沉积物间隙水中的溶解态 As、As(Ⅲ)和 As(V) 有较好的去除效果,去除率分别为 62.5%、64.6%、69.5%。苦草对 As(Ⅲ)的去除效果优于其对 As(V)的去除效果。

参考文献:

[1] RATHI B S,KUMAR P S. A review on sources,identification and treatment strategies for the removal of toxic Arsenic from water system[J]. Journal of Hazardous Materials,2021,418:126299.

[2] MANDAL B K,SUZUKI K T. Arsenic round the world:a review[J]. Talanta,2002,58(1):201-235.

[3] 金银龙,梁超轲,何公理,等. 中国地方性砷中毒分布调查(总报告)[J]. 卫生研究,2003(6):519-540. (JIN Yinlong, LIANG Chaoke,HE Gongli,et al. Study on distribution of endemic arsenism in China[J]. Journal of Hygiene Research,2003(6):519-540. (in Chinese))

[4] 李志清,吴苏舒,诸晓华,等. 石臼湖表层沉积物营养盐与重金属分布及污染评价[J]. 水资源保护,2020,36(2):73-78. (LI Zhiqing,WU Sushu,ZHU Xiaohua,et al. Distribution of nutrients and heavy metals in surface sediments of Shijiu Lake and its pollution assessment[J]. Water Resources Protection,2020,36(2):73-78. (in Chinese))

[5] 赵素莲,王玲芬,梁京辉. 饮用水中砷的危害及除砷措施[J]. 现代预防医学,2002(5):651-652. (ZHAO Sulian,WANG Lingfen,LIANG Jinghui. Harm of Arsenic in drinking water and its removal measures[J]. Modern Preventive Medicine,2002(5):651-652. (in Chinese))

[6] GAUTAM S A C D. Preservation and field speciation of inorganic Arsenic species in groundwater[J]. Water Quality Research Journal,2006,41(2):107-116.

[7] 阮国洪. 水环境中砷类化合物的分析进展[J]. 海峡预防医学杂志,2002(2):32-33. (RUAN Guohong. Advances in analysis of Arsenic compounds in water environment[J]. Strait Journal of Preventive Medicine,2002(2):32-33. (in Chinese))

[8] ASHER C,REAY P. Arsenic up take by barely seedlings[J]. Australian Journal of Plant Physiology,1979,6(4):459-466.

[9] LIU Xun,ZENG Bao,LIN Guo. Arsenic(As) contamination in sediments from coastal areas of China[J]. Marine Pollution Bulletin,2022,175:113350.

[10] 张楠,韦朝阳,杨林生. 淡水湖泊生态系统中砷的赋存与转化行为研究进展[J]. 生态学报,2013,33(2):337-347. (ZHANG Nan,WEI Chaoyang,YANG Linsheng. Advance in research on the occurrence and transformation of Arsenic in the freshwater lake ecosystem[J]. Acta Ecologica Sinica,2013,33(2):337-347. (in Chinese))

[11] 王利娜,周俊丽,赵艳芳,等. 海河流域中部表层沉积物中重金属分布特征及污染评价[J]. 水资源保护,2021,37(5):147-152. (WANG Lina,ZHOU Junli,ZHAO Yanfang,et al. Distribution characteristics and pollution assessment of heavy metals in the surface sediments in the middle of Haihe River Basin[J]. Water Resources Protection,2021,37(5):147-152. (in Chinese))

[12] 郝永飞,金光球,唐洪武,等. 淮河干流典型污染物时空分布特性分析[J]. 河海大学学报(自然科学版),2020,48(4):291-299. (HAO Yongfei,JIN Guangqiu,TANG Hongwu,et al. Spatial and temporal distribution analysis of typical contaminants

- in mainstream of Huaihe River[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences),2020,48(4):291-299. (in Chinese))
- [13] WU Jizi,LI Zhangtao,HUANG Dan,et al. A novel calcium-based magnetic biochar is effective in stabilization of Arsenic and cadmium co-contamination in aerobic soils[J]. Journal of Hazardous Materials,2020,387:122010.
- [14] 芦琳,颜利玲,梁美娜,等. 磁性氧化铁/桑树杆生物炭的制备及其对砷污染土壤溶解性有机碳和砷形态的影响[J]. 环境科学,2022,43(11):5214-5223. (LU Lin,YAN Liling,LIANG Meina,et al. Preparation of magnetic iron oxide/mulberry stem biochar and its effects on dissolved organic carbon and Arsenic speciation in arsenic-contaminated soils[J]. Environmental Science,2022,43(11):5214-5223. (in Chinese))
- [15] 何翔宇,徐瑶,游洋,等. 纳米 Fe_3O_4 覆盖对沉积物-水界面钴和镍的吸附试验研究[J]. 河海大学学报(自然科学版),2022,50(1):52-58. (HE Xiangyu,XU Yao,YOU Yang,et al. Study on the adsorption of cobalt and nickel at the sediment-water interface by nano- Fe_3O_4 overlay[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences),2022,50(1):52-58. (in Chinese))
- [16] 韩剑宏,郭金越,张连科,等. 生物炭/铁酸锰对 Zn^{2+} 和 Cu^{2+} 的吸附性能试验[J]. 水资源保护,2020,36(2):59-64. (HAN Jianhong,GUO Jinyue,ZHANG Lianke,et al. Adsorption test of biochar- MnFe_2O_4 to Zn^{2+} and Cu^{2+} [J]. Water Resources Protection,2020,36(2):59-64. (in Chinese))
- [17] 崔晓倩,陈国栋,郑昊,等. 水环境中莱茵衣藻对纳米氧化铜的吸附及离子溶出的影响[J]. 水资源保护,2020,36(6):117-121. (CUI Xiaoqian,CHEN Guodong,ZHENG Hao,et al. Adsorption of Chlamydomonas reinhardtii to CuO-NPs and its effect on ion release in water environment[J]. Water Resources Protection,2020,36(6):117-121. (in Chinese))
- [18] 刘爱荣,李季,王伟,等. 纳米零价铁处理含重金属工业废水研究进展[J]. 环境化学,2022,41(4):1-14. (LIU Airong,LI Ji,WANG Wei,et al. Advance of heavy metal-loading industrial wastewater treatment with nanoscale zero-valent iron[J]. Environmental Chemistry,2022,41(4):1-14. (in Chinese))
- [19] 刘文菊,赵方杰. 植物砷吸收与代谢的研究进展[J]. 环境化学,2011,30(1):56-62. (LIU Wenju,ZHAO Fangjie. A brief review of arsenic uptake and metabolism in plants[J]. Environmental Chemistry,2011,30(1):56-62. (in Chinese))
- [20] 陈同斌,韦朝阳,黄泽春,等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报,2002(3):207-210. (CHEN Tongbin,WEI Chaoyang,HUANG Zechun,et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* and its arsenic enrichment characteristics [J]. Science Bulletin,2002(3):207-210. (in Chinese))
- [21] KUMAR U,SINGH R S,MANDAL J,et al. Removal of As(Ⅲ) and Cr(VI) from aqueous solutions by Bixa orellana leaf biosorbent and As(Ⅲ) removal using bacterial isolates from heavy metal contaminated site[J]. Journal of the Indian Chemical Society,2022,99(5):100334.
- [22] 陈国梁. 沉水植物对砷的富集特征及机理研究[D]. 杭州:浙江大学,2014.
- [23] 陈国梁,冯涛,李志贤,等. 苦草对砷的富集作用[J]. 生态学报,2017,37(14):4671-4675. (CHEN Guoliang,FENG Tao,LI Zhixian,et al. Characterization of Arsenic accumulation by *Vallisneria natans* [J]. Acta Ecologica Sinica,2017,37(14):4671-4675. (in Chinese))
- [24] TAMURA H,GOTO K,YOTSUYANAGI T,et al. Spectrophotometric determination of iron(Ⅱ) with 1,10-phenanthroline in the presence of large amounts of iron(Ⅲ)[J]. Talanta,1974,21(4):314-318.
- [25] LI Bin,GU Bowen,YANG Zhaoguang,et al. The role of submerged macrophytes in phytoremediation of arsenic from contaminated water;a case study on *Vallisneria natans*(Lour.) Hara[J]. Ecotoxicology and Environmental Afety,2018,165:224-231.
- [26] 张静. 砷形态分析及其环境地球化学应用研究[D]. 北京:中国地质科学院,2008.
- [27] WANG Shengrui,JIN Xiangcan,BU Qingyun,et al. Effects of dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments[J]. Colloids and Surfaces A:Physicochemical and Engineering Aspects,2008,316(1):245-252.
- [28] CUI Jingzhen,WANG Dan,LIN Juan,et al. New application of lanthanum-modified bentonite(Phoslock®) for immobilization of Arsenic in sediments[J]. Environmental Science and Pollution Research,2021,28(2):2052-2062.
- [29] GAO Mingrui,SUN Qin,WANG Jinhui,et al. Investigation of the combined use of capping and oxidizing agents in the immobilization of arsenic in sediments[J]. Science of the Total Environment,2021,782(8):146930.
- [30] FANG Zhuoyao,LI Zhixian,ZHANG Xiaolin,et al. Enhanced Arsenite removal from silicate-containing water by using redox polymer-based Fe(Ⅲ) Oxides Nanocomposite[J]. Water Research,2021,189:116673.
- [31] YANG Tao,WU Sisi,LIU Chunping,et al. Efficient degradation of organoarsenic by UV/Chlorine treatment:kinetics,mechanism,enhanced Arsenic removal,and cytotoxicity[J]. Environmental Science & Technology,2021,55(3):2037-2047
- [32] WANG Suiling,MULLIGAN C. Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater[J]. Environmental Geochemistry and Health,2006,28(3):197-214.
- [33] 周海燕,邓一荣,林龙勇,等. 铁锰氧化物在不同水分条件下对土壤 As 的稳定化作用[J]. 环境科学,2019,40(8):3792-3798. (ZHOU Haiyan,DENG Yirong,LIN Longyong,et al. Stabilization of Arsenic-contaminated soils using Fe-Mn Oxide under different water conditions[J]. Environmental Science,2019,40(8):3792-3798. (in Chinese))

Jingwen,BAI Jinpeng,WANG Jian,et al. A modified inversion method of initial geo-stress field based on XGBoost algorithm[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2022,42(2):101-108. (in Chinese))

[12] 中华人民共和国水利部. 混凝土重力坝设计规范:SL319-2005[S] 北京:中国水利水电出版社,2005.

[13] LEE J, FENVES G L. A plastic-damage concrete model for earthquake analysis of dams[J]. Earthquake Engineering & Structural Dynamics, 2015, 27(9): 937-956.

[14] 郭明. 混凝土塑性损伤模型损伤因子研究及其应用[J]. 土木工程与管理学报, 2011, 28(3): 128-132. (GUO Ming. Research and application of damage factor in concrete plastic-damage model[J]. Journal of Huazhong University of Science and Technology Urban Science, 2011, 28(3): 128-132. (in Chinese))

[15] LI H, YIN X, WANG G. Research on UPFs-based viscoelastic artificial boundary element and ground motion input method[J]. World Information on Earthquake Engineering, 2017, 33(2): 24-32.

[16] 张社荣,王超,孙博. 基于能量耗散的重力坝地震响应时频特征分析[J]. 地震工程与工程振动, 2013, 33(4): 167-175. (ZHANG Sherong, WANG Chao, SUN Bo. Time-frequency characteristics of seismic responses for gravity dams based on energy dissipation[J]. Earthquake Engineering and Engineering Vibration, 2013, 33(4): 167-175. (in Chinese))

[17] 谢荣晖,吴学平,吴雅佩. 基于 TOPSIS 变权模糊模型的混凝土坝结构安全评价[J]. 水力发电, 2016, 42(11): 68-71. (XIE Ronghui, WU Xueping, WU Yapei. Structure safety assessment of concrete dam based on variable weights fuzzy model of TOPSIS[J]. Water Power, 2016, 42(11): 68-71. (in Chinese))

[18] 刘宇彬,刘建华. 基于层次分析法和熵权法的电网风险评估[J]. 电力科学与工程, 2013(11): 37-43. (LIU Yubin, LIU Jianhua. Risk assessment of power networks based on AHP and entropy weight method[J]. Electric Power Science and Engineering, 2013(11): 37-43. (in Chinese))

[19] CHEN Tianqi, GUESTRIN C. XGBoost: a scalable tree boosting system [C]// Proceedings of the 22nd Acm Sigkdd International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining. New York: ACM, 2016: 785-794.

[20] 韩峰,徐磊,张太俊. 坝基岩体力学参数的 PSO-ABAQUS 联合反演[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2013, 41(4): 321-325. (HAN Feng, XU Lei, ZHANG Taijun. Combined inversion of mechanical parameters of rock mass of dam foundation using particle swarm optimization method and ABAQUS[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2013, 41(4): 321-325. (in Chinese))

[21] 张石,郑东健,陈卓研. 基于改进 PSO-RF 算法的大坝变形预测模型[J]. 水利水电科技进展,2022,42(6):39-44. (ZHANG Shi, ZHENG Dongjian, CHEN Zhuoyan. Dam deformation prediction model based on improved PSO-RF algorithm [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2022,42(6):39-44. (in Chinese))

[22] 刘晶波,谷音,杜义欣. 一致黏弹性人工边界及黏弹性边界单元[J]. 岩土工程学报, 2006,28(9): 1070-1075. (LIU Jingbo, GU Yin, DU Yixin. Consistent viscous-spring artificial boundaries and viscous-spring boundary elements[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006,28(9): 1070-1075. (in Chinese))

(收稿日期:2022-05-23 编辑:刘晓艳)

(上接第 71 页)

[34] 周一敏,黄雅媛,刘凯,等. 典型铁、锰矿物对稻田土壤砷形态与酶活性的影响[J]. 环境科学,2022,43(5):2732-2740. (ZHOU Yimin,HUANG Yayuan,LIU Kai,et al. Effects of typical iron and manganese minerals on Arsenic speciation and enzyme activities in paddy soil[J]. Environmental Science,2022,43(5):2732-2740. (in Chinese))

[35] 徐梅华,顾明华,王驷臻,等. 锰对土壤砷形态转化及水稻吸收砷的影响[J]. 生态环境学报,2022,31(4):802-813. (XU Meihua,GU Minghua,WANG Chengzhen,et al. Effect of manganese on Arsenic speciation in soil and Arsenic migration to rice [J]. Ecology and Environmental Sciences,2022,31(4):802-813. (in Chinese))

[36] 林龙勇,阎秀兰,杨硕. 铁铈氧化物对土壤 As(V)和P的稳定化效果[J]. 环境科学,2019,40(8):3785-3791. (LIN Longyong,YAN Xiulan,YANG Shuo. Stabilizing effects of Fe-Ce Oxide on soil As(V) and P[J]. Environmental Science,2019, 40(8):3785-3791. (in Chinese))

[37] 刘梓清,杨继刚,吴子涵,等. 植物根系限制重(类)金属吸收/转运的因素及其机制[J]. 农业现代化研究,2021,42(2): 284-293. (LIU Ziqing, YANG Jigang, WU Zihan, et al. Factors restraining uptake/translocation of heavy metals (metalloids) related with plant roots and its mechanisms[J]. Research of Agricultural Modernization,2021,42(2):284-293. (in Chinese))

[38] XING Xigang,DING Shiming,LIU Ling,et al. Direct evidence for the enhanced acquisition of phosphorus in the rhizosphere of aquatic plants:a case study on *Vallisneria natans*[J]. Science of the Total Environment,2018,616/617:386-396.

(收稿日期:2022-05-06 编辑:胡新宇)