

王浩,王君婷,陈永金,等.黄河三角洲不同柽柳群落对土壤酶活性空间分布的影响[J].江西师范大学学报(自然科学版),2023,47(6):605-614.

WANG Hao,WANG Junting,CHEN Yongjin,et al.The effects of different *Tamarix* shrubs communities on spatial distribution of soil enzyme activities in Yellow River Delta [J].Journal of Jiangxi Normal University(Natural Science),2023,47(6):605-614.

文章编号:1000-5862(2023)06-0605-10

黄河三角洲不同柽柳群落对土壤酶活性空间分布的影响

王 浩,王君婷,陈永金*,邓焕广,张忠诚,吴傲琳

(聊城大学地理与环境学院,山东 聊城 252059)

摘要:该文以黄河三角洲新生湿地的柽柳-碱蓬(*Tamarix-Suaeda*)群落和柽柳-禾草(*Tamarix-Gramineae*)群落为研究对象,分析这 2 种柽柳群落对土壤酶分布规律的影响及其与土壤理化性质的关系.研究结果表明:1)柽柳-禾草群落脲酶活性随与根茎的距离增加以及土层深度增加而逐渐减小,最大值为 0.376;柽柳-碱蓬群落脲酶活性随与根茎的距离增加先减小后增加,随土层深度增加先增大后减小,最大值为 0.271.柽柳-禾草群落脲酶活性有极其显著的冠下与冠缘聚集特征,最大富集率分别为 1.68 和 1.47;柽柳-碱蓬群落冠下和冠缘均无聚集特征.2)柽柳-禾草和柽柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性随土层深度增加均呈先增大后减小的趋势,最大值分别为 1.352 和 1.602;它们随与根茎的距离增加所呈现的规律不同,最大值分别为 1.200 和 1.300.这 2 种柽柳群落过氧化氢酶活性均无明显聚集性.3)2 种柽柳群落土壤酶活性与土壤含水率、有机碳及 pH 值有显著正相关性,与土壤电导率有显著负相关性.柽柳灌丛群落对酶有一定的聚集性,这有利于群落的正向演替.

关键词:柽柳;灌丛;黄河三角洲;酶活性;演替

中图分类号:Q 948 **文献标识码:**A **DOI:**10.16357/j.cnki.issn1000-5862.2023.06.08

0 引言

黄河三角洲地区土地盐碱化程度高,植被稀少,生态管理与恢复的难度较大^[1],湿地生物多样性随盐碱化程度增高而降低,生态系统结构和功能面临退化的风险^[2].在土壤中的各种酶是具有生物活性的蛋白质,其活性是评价土壤肥力的重要指标^[3],在土壤环境稳定性维持和土壤循环中具有重要作用^[4].酶是在土壤中各类生化反应重要的催化剂,也是在土壤中最具活力的成分之一,其活性强弱与土壤肥力密切相关,并明显受到植物的影响^[5-6].不同的植物会向土壤释放不同的分泌物,是不同微生物赖以生存的碳源和氮源,从而影响微生物

的生长和代谢活动,进一步影响了土壤酶的释放和活性.土壤酶在土壤生化进程中发挥着重要作用,影响着土壤理化特性和植物生长代谢^[7].土壤脲酶参与土壤有机物的碳氮键的水解反应,其活性可以反映土壤氮元素的供给状况,指示土壤生化反应的方向和强度^[8].过氧化氢酶通过酶促反应形成土壤腐殖质,进而形成植物生长所需的营养物质,对土壤酶活性产生反作用.过氧化氢酶广泛分布于土壤中,通过酶促反应促进过氧化氢的分解,降低过氧化氢对植物生长的不利影响,它可以反映土壤氧化过程的强度和指示土壤氧化还原能力^[9].

柽柳灌丛群落处于黄河三角洲新生湿地植被演替序列的中间环节,柽柳及其林下物种的组成反映出植物群落的演替方向^[10].黄河三角洲新生湿地

收稿日期:2023-11-1

基金项目:国家自然科学基金(40901276,40871239)和聊城大学博士基金(318051529)资助项目.

作者简介:王 浩(1984—),男,山东聊城人,讲师,博士,主要从事环境生态教学和研究工作.E-mail:wanghao@lcu.edu.cn

通信作者:陈永金(1968—),男,山东兰陵人,副教授,博士,主要从事自然地理学、生态恢复等领域的研究.E-mail:chengyongjin@lcu.edu.cn

受潮汐和雨水的综合作用,在柽柳灌丛的林下植被中碱蓬逐渐减少而禾草逐渐增多,并最终演变为暖温带落叶林群落^[11-12].柽柳作为盐渍化地区土壤改良和植物群落演替的先锋物种,在显著吸收盐分的同时,可将土壤养分集中到自身周围,形成“肥岛”,这种小尺度土壤养分的空间异质性有助于推动群落的演替进程,并形成独特的土壤物质循环过程^[13].其中,土壤酶广泛参与土壤生化反应的过程,在生态系统物质循环过程中发挥着重要的作用;同时又受环境理化因素的影响,与土壤理化性质联系密切^[14-16].与其他的土壤养分物质类似,土壤酶在小尺度的空间分布上也具有显著的异质性^[17-19],然而目前大部分学者的研究方向聚焦于酶活性受土壤因子的影响程度,对其小尺度的空间分布特征和影响因素的研究还较为少见.黄河三角洲新生湿地群落演替较为频繁,植物物种的改变对土壤酶活性空间分布特征的影响以及土壤酶活性与土壤理化性质的关系尚不十分明确,因此需要开展进一步的研究.

本研究以黄河三角洲新生湿地为研究区,分析

2 种不同柽柳灌丛群落土壤酶活性的空间分布特征及其与土壤理化性质的关系,探讨植被演替对酶活性变化规律的影响,可为揭示黄河三角洲新生湿地植被演替规律对土壤酶活性等因子的影响机制提供科学依据,进而为湿地保护与恢复提供数据支撑.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

黄河三角洲是中国保存最完整、规模最大的湿地生态系统,位于渤海南部的黄河入海口沿岸地区.年平均气温 12℃,年蒸发量 1 962 mm,年均降水量 530~630 mm,70%降水集中于 7、8 月份.土壤为典型的冲积黄土,由黄河入海口的泥沙冲积而成.植被正向演替和逆向演替交替进行,以耐盐植物为主,主要优势种为碱蓬(*Suaeda salsa* (L.) Pall.)、柽柳(*Tamarix chinensis* Lour.)、白茅(*Imperata cylindrica* (L.) Beauv.)和荻茅(*Aeluropus littoralis* (Gouan) Parl.)等.

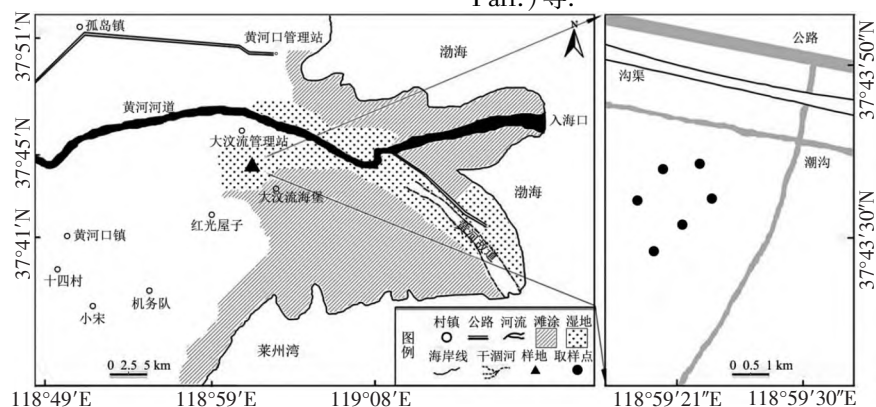


图 1 研究区地理位置图

研究样地位于黄河三角洲自然保护区南侧约 1 km 处,地理坐标为 37°43'46.57"~37°42'38.59"N, 118°59'23.78"~118°58'15.41"E,在研究区内以碱蓬群落和禾草群落为研究对象.其中柽柳-碱蓬群落伴生种极少,以碱蓬和柽柳为优势种;柽柳-禾草群落以柽柳和白茅为优势种,并伴生荻茅、荻等其他物种.

本研究于 2019 年 7 月在黄河三角洲样地中进行采样,以柽柳-碱蓬群落和柽柳-禾草群落为研究对象,2 种群落各选取 3 株长势良好且周围无其他植株生长的柽柳植株进行采样.在进行采样时,沿着选定植株主干的东、西、南、北 4 个方向,分别在距离根茎 0.5、1.0、1.5 和 2.0 m 处采集土壤样品.每个方向各挖土壤剖面 1 个,在各剖面 0~5、5~10、10~20、20~40 和 40~60 cm 5 个深度处分别采取样品,每次

样品采集质量不小于 1 kg,共采集样品 720 个,将土样分别装入密封袋中并标记群落、距离和深度,带回实验室进行进一步的处理和测定.同时每层用铝盒采集土壤约 20 g 并将其用于含水率的测定.

1.2 实验分析

铝盒采集的土样采用烘干的方法测定其土壤含水量.其余的土壤样品在带回实验室后放在干燥通风处自然风干,在样品风干后进行预处理,除去植物残根等杂物,在经压细过筛并充分混合后进行土壤 pH 值、电导率、有机碳与酶活性的测定.土壤有机碳采用重铬酸钾外加热法进行测定^[20],土壤 pH 值采用电位法进行测定^[21],土壤电导率采用电极法进行测定^[22].同时,用容量法测定过氧化氢酶活性^[10],用苯酚钠-次氯酸钠分光光度法测定脲酶活性^[23].

1.3 数据处理

1)用氮的标准溶液所含 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的毫克数来表示脲酶活性,即

$$\text{脲酶活性} = 2a,$$

其中 a 为标准曲线查得的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 毫克数,2 为换算成 1 g 土的系数。

2)设滴定土壤滤液所用的 KMnO_4 毫升数为 x , 滴定 25 mL 过氧化氢混合液所用的高锰酸钾毫升数为 b , $(x-b)T$ 即为过氧化氢酶活性,以在 20 min 后 1 g 土壤的 $0.02 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{KMnO}_4$ 毫升数表示,其中 T 为 KMnO_4 滴定度的校正值。

3)采用富集率(enrichment ratio, E)表征土壤酶活性的富集程度^[20]。将群落土壤按照距离划分为冠下、冠缘、灌丛间地。冠下土壤酶活性数据为距灌丛中心 0.5 m 内土壤剖面样品均值,冠缘数据为 1.0 m 和 1.5 m 这 2 个梯度的均值,灌丛间地数据为 2.0 m 梯度土壤剖面样品的均值。冠下和冠缘富集率计算公式分别为

$$\text{冠下: } E_A = D_A/D_C, \text{冠缘: } E_B = D_B/D_C,$$

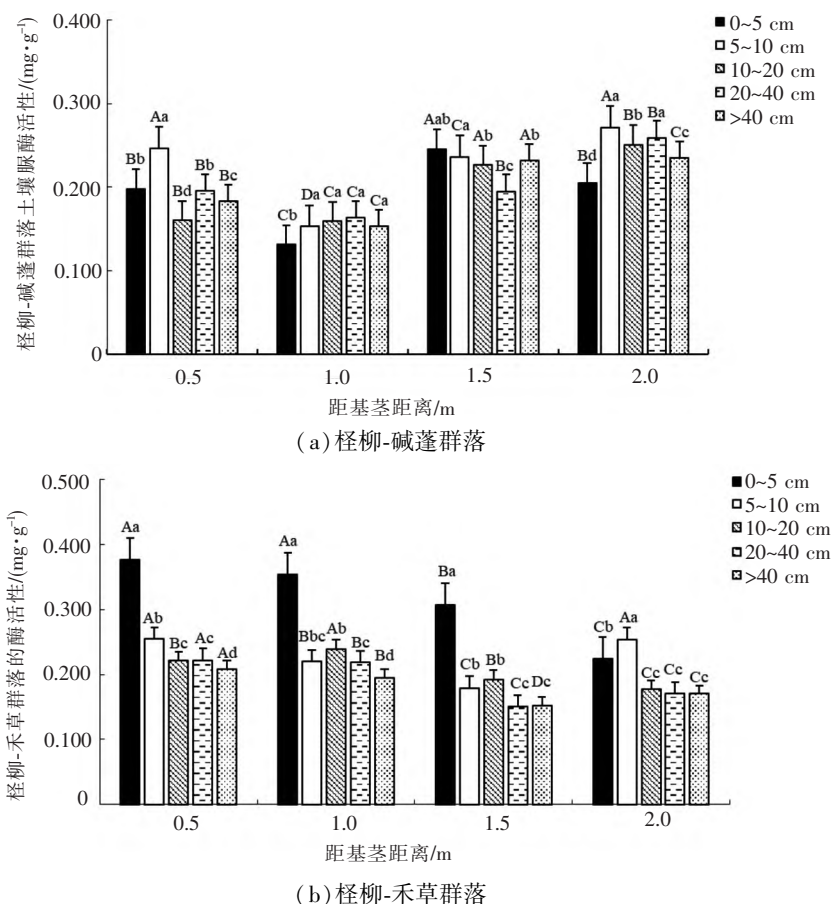
其中 D_A 、 D_B 、 D_C 分别为冠下、冠缘、灌丛间地的酶活性均值。

将实验原始数据输入 Excel 2016 中计算出酶活性,并作出酶活性空间分布图。利用 SPSS 软件进行相关性分析及显著性分析。

2 结果与分析

2.1 柽柳灌丛土壤酶活性特征

柽柳-碱蓬群落各层土壤脲酶活性随与灌丛中心距离的增加在总体上呈现出先减小后增大的趋势(见图 2(a))。在距离根茎 2.0 m 的位置处酶活性普遍较大,酶活性数值为 $0.205 \sim 0.271 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;在距根茎 1.0 m 的位置处酶活性普遍较小,酶活性数值为 $0.131 \sim 0.163 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。与柽柳-碱蓬群落相比,柽柳-禾草群落各层土壤酶活性随与灌丛中心距离的增加在总体上呈现不断减小的趋势(见图 2(b))。在距离根茎 0.5 m 的位置处酶活性最大,酶活性数值为 $0.209 \sim 0.376 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;在距离根茎 2.0 m 的位置处酶活性最小,酶活性数值为 $0.170 \sim 0.254 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。



注:大写字母表示与灌丛中心不同距离的土壤酶活性之间的差异达到显著水平($P < 0.05$),小写字母表示各土层之间土壤酶活性的差异达到显著水平($P < 0.05$)。下文同。

图2 2种柽柳灌丛脲酶活性空间分布图

同时,桤柳-碱蓬群落土壤脲酶活性随着土壤剖面层次深度的增加呈现出先增大后减小的趋势。酶活性最大值出现在距根茎 2.0 m 处的 5~10 cm 土层,为 $0.271 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;最小值出现在距根茎 1.0 m 处的 0~5 cm 土层,为 $0.131 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,最大值和最小值的差值为 $0.140 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。而桤柳-禾草群落酶活性随着土壤剖面层次深度的增加不断减小。桤柳-禾草群落酶活性最大值出现在距根茎 0.5 m 处的 0~5 cm 土层,为 $0.376 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;最小值出现在距根茎 1.5 m 处的 10~20 cm 土层,为 $0.150 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,最大值和最小值的差值为 $0.226 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

对比桤柳-碱蓬和桤柳-禾草 2 种群落的酶活性,在距根茎 0.5 m 和 1.0 m 的位置处,桤柳-禾草群落的酶活性要明显大于桤柳-碱蓬群落的酶活性,尤以 0~5 cm 土层最为显著,分别是桤柳-碱蓬群落酶活性的 1.9 倍和 2.7 倍。从总体上来说,2 种群落的酶活性差异以 0~5 cm 土层最为显著,并且在 0~5 cm 土层上的桤柳-禾草群落的酶活性始终大于桤柳-碱蓬群落的酶活性。酶活性差异值最大出现在 1.0 m 处的 0~5 cm 土层,差值为 $0.223 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

桤柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性在 4 个距离梯度上都随土层深度的增加呈现出先增大后减小的趋势(见图 3(a))。在距根茎 0.5 m 的位置处酶活性普遍较大,酶活性数值为 $0.485 \sim 1.602 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;在距根茎 1.0 m 的位置处酶活性普遍较小,酶活性数值为 $0.131 \sim 0.163 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。与桤柳-碱蓬群落

相比,桤柳-禾草群落各土层(除 0~5 cm 土层外)土壤酶活性随距离灌丛基径距离的增加而不断增加(见图 3(b))。而在距根茎 0.5 m 处的 0~5 cm 土层上的酶活性明显大于在其他距离梯度上的酶活性。桤柳-禾草群落土壤酶活性在各距离梯度上的差异并不明显。

2 种群落土壤过氧化氢酶活性在不同深度土层中的分布规律也不相同(见图 3)。桤柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性随土层深度的增加呈现出先增大后减小的趋势,其酶活性最大值出现在距根茎 0.5 m 处的 10~20 cm 土层,为 $1.602 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,最小值出现在距根茎 1.0 m 处的 <40 cm 土层,为 $0.285 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,最大值和最小值的差值为 $1.317 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。而桤柳-禾草群落酶活性随着土层的加深呈现出先减小后增大再减小的趋势。桤柳-禾草群落酶活性最大值出现在距根茎 2.0 m 处的 20~40 cm 土层,为 $1.352 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。最小值出现在距根茎 0.5 m 处的 <40 cm 土层,为 $0.785 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,最大值和最小值的差值为 $0.567 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

对比桤柳-碱蓬和桤柳-禾草 2 种群落的酶活性,2 种群落的酶活性差异以第 5 层最为显著,并且在第 4、5 个土层上的禾草群落的酶活性始终大于碱蓬群落的酶活性;在第 2 个土层上的桤柳-碱蓬群落的酶活性始终大于桤柳-禾草群落的酶活性。酶活性差值最大出现在 1.0 m 位置处的最后一个土层,差值为 $0.600 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

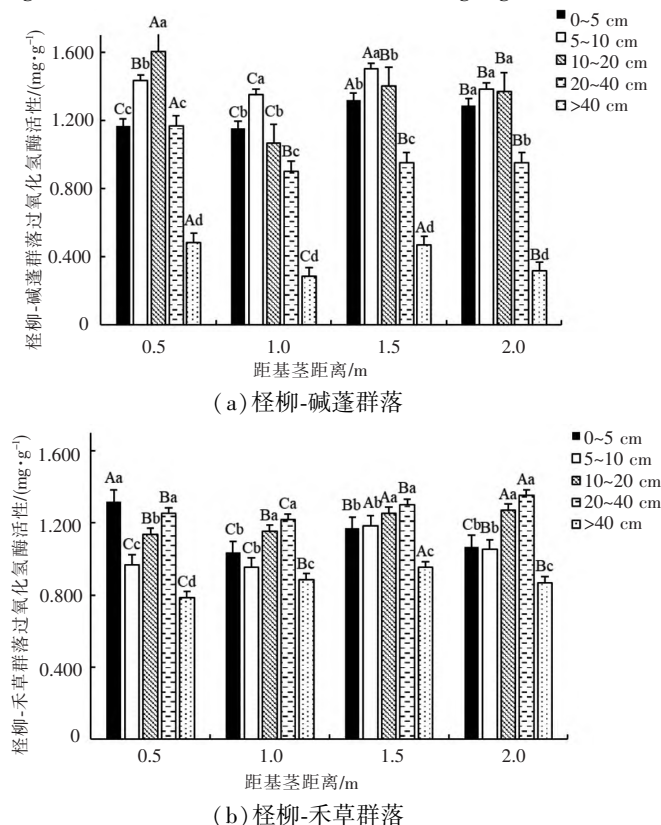
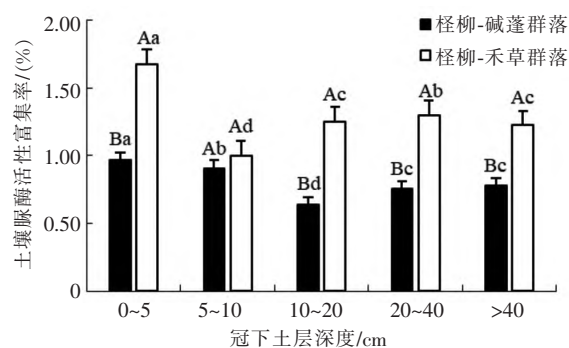


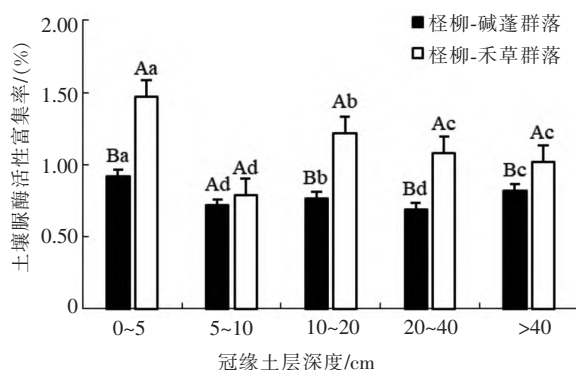
图 3 2 种桤柳灌丛过氧化氢酶活性空间分布图

2.2 柽柳灌丛土壤酶活性的空间分布规律分析

柽柳-禾草群落各土层脲酶活性都表现出了较为明显的中心聚集性,而柽柳-碱蓬群落则相反,其富集率都在1.00以下,这说明柽柳-碱蓬群落边缘位置的酶活性要大于中心位置的酶活性,因此没有中心富集性(见图4).柽柳-禾草群落土壤脲酶活性冠下富集率最大值1.68出现在土壤表层0~5 cm处,柽柳-碱蓬群落最大冠下富集率也在表层,其值为0.97.同时,从总体上来看,2种柽柳群落土壤脲酶的富集率均表现出随土层深度增加呈现出先减小后增加的趋势,并且2个群落冠下土壤酶活性的富集率以表层0~5 cm土层最显著,且差值为0.71,第2层最不显著,差值为0.09.



(a) 冠下脲酶富集率



(b) 冠缘脲酶富集率

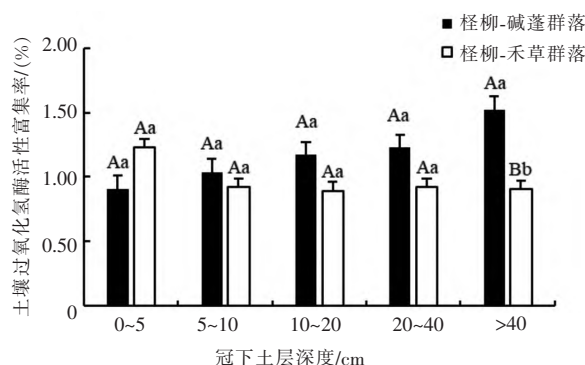
图4 2种柽柳群落冠下、冠缘脲酶富集率

柽柳-禾草群落也表现出了显著的冠缘聚集特征,但富集率要低于冠下土壤的富集率,柽柳-碱蓬群落在冠缘下同样也没有聚集特征,富集率数值与冠下相差无几.其中柽柳-禾草群落冠缘的聚集效应较为明显,冠缘下0~5 cm土层有机碳富集系数为1.47.柽柳-碱蓬群落表层0~5 cm土壤脲酶活性冠缘富集系数最高达0.92.从总体上来看,柽柳-禾草群落各层次的冠缘富集率在总体上呈先减小后增加的趋势,而柽柳-碱蓬群落的富集规律表现为两端大中间小.从酶活性差异上来看,2个群落冠缘土壤酶活性的富集率差异以第1层最显著,且差值为

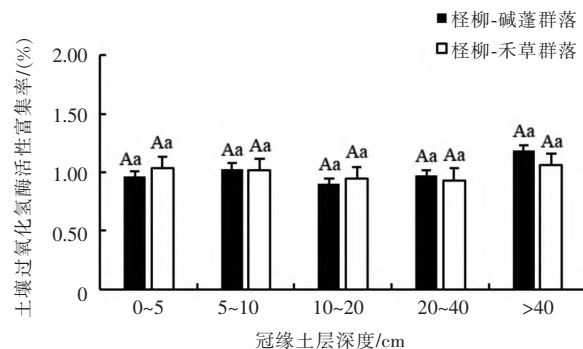
0.55,第2层最不显著,差值为0.07.

柽柳-禾草群落各土层过氧化氢酶活性在各层次中的富集率在总体上随土层深度的增加而减小,而柽柳-碱蓬群落土壤酶活性的富集系数随土层深度增加呈现逐渐增大的趋势(见图5).柽柳-禾草群落表层0~5 cm土壤过氧化氢酶活性冠下富集系数最高达1.23.柽柳-碱蓬群落在40~60 cm土层处达到最大值1.52.从酶活性差异上来看,除0~5 cm土层外,在其余4个剖面深度土层上柽柳-碱蓬群落酶活性的富集系数均明显大于柽柳-禾草群落酶活性的富集系数,在40~60 cm土层处的差异最显著,差值为0.620.

柽柳-禾草群落冠缘各土层过氧化氢酶活性也没有明显聚集特征,但富集率要高于冠下土壤的过氧化氢酶活性富集率,柽柳-碱蓬群落在冠缘下同样也没有聚集特征,富集率与冠下相似.柽柳-禾草和柽柳-碱蓬2种群落土壤酶活性的富集系数随剖面深度增加均呈现出先增加后减小的趋势,最大值均出现在40~60 cm土层处,分别为1.06和1.18.从酶活性差异上来看,2种群落富集系数的差异并不明显,在40~60 cm土层处差异最显著,差值为0.13.对2种灌丛群落冠缘富集系数进行显著性分析,结果显示2种群落富集性系数在统计学意义上无显著性差异.



(a) 冠下过氧化氢酶富集率



(b) 冠缘过氧化氢酶富集率

图5 2种柽柳群落冠下、冠缘过氧化氢酶富集率

2.3 土壤理化性质与土壤酶活性的相关性分析

2.3.1 土壤理化性质 2 种群落的 pH 值随着距离的增大变化不明显,都在 7.5 左右(见图 6).而 2 种群落的电导率随着距离的增大均呈现不断增大的趋势,其中柃柳-碱蓬群落的电导率要显著大于柃柳-禾草群落的电导率.2 种群落土壤有机碳的变化趋势不一样,柃柳-碱蓬群落土壤有机碳随着距离的增大变化不明显,从总体上来看呈先减小后增大的趋势.而柃柳-禾草群落土壤有机碳含量随距离增大而逐渐减小.土壤含水率与土壤有机碳的变化规律相同,即柃柳-碱蓬群落土壤含水率随距离的增大变化不明显,柃柳-禾草群落含水率随距离增大而逐渐减小.

2.3.2 土壤脲酶活性与土壤理化性质相关性 对柃柳-碱蓬群落土壤脲酶活性、含水率、土壤有机碳、电导率和 pH 值进行相关性分析,结果如表 1 所示.由表 1 可以看出:土壤含水率与电导率呈较为明显的负相关关系,而土壤有机碳与电导率则有明显的正相关关系.土壤脲酶活性与 pH 值以及其他土壤理化性质均没有明显的相关性.

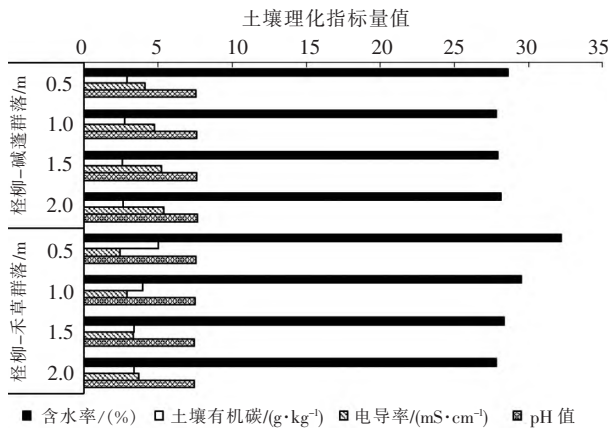


图 6 土壤理化性质

表 1 柃柳-碱蓬群落土壤脲酶活性与理化性质之间的关系

指标	土壤脲酶活性	含水率	土壤有机碳	电导率	pH 值
土壤脲酶活性	1.000				
含水率	0.206	1.000			
土壤有机碳	-0.220	-0.364	1.000		
电导率	0.117	-0.383 *	0.736 **	1.000	
pH 值	0.291	-0.306	0.166	-0.130	1.000

注: * 表示显著相关($P<0.05, n=60$), * * 表示极显著相关($P<0.01, n=60$).下文同.

对柃柳-禾草群落土壤脲酶活性、含水率、土壤有机碳、电导率和 pH 值进行相关性分析,结果如表 2 所示.由表 2 可以看出:土壤脲酶活性与含水率、土壤有机碳及 pH 值有非常显著的正相关关系,而与土壤的电导率有显著的负相关关系.与此同时,含水率与土壤有机碳和 pH 值呈正相关关系,而与电导率呈负相关关系,pH 值与土壤有机碳的相关性不明显.

表 2 柃柳-禾草群落土壤脲酶活性与理化性质之间的关系

指标	土壤脲酶活性	含水率	土壤有机碳	电导率	pH 值
土壤脲酶活性	1.000				
含水率	0.736 **	1.000			
土壤有机碳	0.887 **	0.691 **	1.000		
电导率	-0.532 *	-0.797 **	-0.463 *	1.000	
pH 值	0.484 *	0.623 **	0.408	-0.77 **	1.000

2.3.3 土壤过氧化氢酶活性与土壤理化性质相关性 柃柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性与土壤有机碳呈现极显著相关关系(见表 3),相关系数为 0.774,柃柳-禾草群落土壤过氧化氢酶活性与土壤有机碳无显著的相关性(见表 4).柃柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性与电导率、pH 值及含水率无显著相关性.柃柳-禾草群落土壤过氧化氢酶活性与电导率、pH 值及含水率无显著相关性.

表 3 柃柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性与理化性质之间的关系

指标	土壤过氧化氢酶活性	含水率	土壤有机碳	电导率	pH 值
土壤过氧化氢酶活性	1.000				
含水率	-0.106	1.000			
土壤有机碳	0.774 **	-0.443	1.000		
电导率	0.264	-0.422	0.531 *	1.000	
pH 值	0.371	-0.086	0.194	-0.245	1.000

表 4 柽柳-禾草群落土壤过氧化氢酶活性与理化性质之间的关系

指标	土壤		土壤 有机碳	电导率	pH 值
	过氧化氢 酶活性	含水率			
土壤 过氧化氢 酶活性	1.000				
含水率	0.119	1.000			
土壤 有机碳	0.101	0.612**	1.000		
电导率	-0.012	-0.723**	-0.516*	1.000	
pH 值	0.434	0.393	0.119	-0.482*	1.000

3 讨论

地表植被是影响土壤酶活性的重要因素,土壤酶活性的变化常随植被的演替呈现一定的规律性^[24-25].本研究发现:随着湿地群落由柽柳-碱蓬到柽柳-禾草,土壤酶活性均呈现增加趋势,并且柽柳灌丛的类型对土壤酶活性空间分布有着重要的影响(见图 2 和图 3).根据柽柳-碱蓬、柽柳-禾草 2 种群落的脲酶活性的对比可知:柽柳-禾草群落的土壤脲酶活性总体要高于柽柳-碱蓬群落的土壤脲酶活性,尤其是以距根茎 0.5 m 和 1.0 m 的位置最为显著.其原因可能是柽柳-禾草群落的植物生长更快,根系分泌物更多,提升了微生物碳氮源的供给,提高了微生物的代谢活动,使得土壤脲酶活性较高^[7].同时,柽柳-禾草群落土壤脲酶活性具有极其显著的冠下、冠缘富集特征.这是因为植物通过利用植株冠下大量的凋落物,将营养元素聚集于自身周围而形成“肥岛”^[26-28],从而吸引大量的土壤微生物对大分子物质进行分解,在分解的过程中会释放大量的酶,因此酶浓度显著提高,酶活性相应提高.

过氧化氢酶在土壤中分布广泛,它参与土壤过氧化氢的分解反应使得植物避免受到过氧化氢的毒害影响,其活性与土壤微生物活动及呼吸强度密切相关,因此过氧化氢酶活性受不同植被类型及生物量影响^[29].在本研究中,柽柳-碱蓬群落过氧化氢酶活性总体要高于柽柳-禾草群落过氧化氢酶活性,尤其是以距根茎 0.5 m、1.5 m 和 2.0 m 的位置最为显著.这可能与柽柳-碱蓬群落土壤溶液的含盐

量较高有关,研究表明土壤溶液含盐量会对酶活性产生影响^[30-31].2 种柽柳灌丛过氧化氢酶活性在不同剖面深度处分别有不同的分布特征,柽柳-碱蓬群落酶活性在土层上层处较高,随着土层深度的增加,柽柳-禾草群落酶活性又高于柽柳-碱蓬群落酶活性.这可能是因为:随着土层深度增加,植物的凋落物堆积量减少,一方面酶促营养物质为腐殖质所需的过氧化氢酶减少,另一方面土壤微生物生存代谢需要的营养物质减少,也使酶的数量减少.而 2 种灌丛群落过氧化氢酶活性聚集性不明显,现有的研究成果表明:随着植物群落多样性的增加,土壤养分和酶活性都有不同程度的提高,它们反过来又促进植物的生长;同时土壤理化因子也受植被特性的影响,从而间接地影响酶活性^[32-33].文献[34]发现:植被多样性的提高可能会产生更多的过氧化氢,而使微生物分泌更多的过氧化氢酶.在本研究样地范围内,柽柳-碱蓬群落以柽柳和碱蓬为优势种,柽柳-禾草群落以柽柳、白茅等为优势种,2 种群落的伴生种较少,因此物种丰富度低可能是柽柳群落土壤过氧化氢酶活性无聚集性的原因之一.

根据土壤酶活性与土壤理化性质的相关性分析结果(见表 3 和表 4)可知酶活性与土壤有机碳含量以及含水率有着极其显著的相关性,这是因为:丰富的碳源和适当的土壤水分能够促进植物以及微生物的生长和发育,对于酶的分泌具有积极意义^[26].而土壤酶活性与土壤电导率有着明显的负相关关系,这是因为:当在土壤溶液中离子浓度增大时,碳、氮、磷等元素的矿化度会下降,进而影响微生物的活动以及有机质的循环和转化^[35-38],土壤电导率增加会抑制土壤的酶活性.2 种群落也表现出了显著的“盐岛”效应^[39],柽柳的积盐作用会吸收周围的盐分并聚集在冠下,导致冠下的含盐量显著高于周围的含盐量,从而提高土壤 pH 值,这可能会抑制其他植物的生长发育^[10].但是本研究发现:在黄河三角洲地区盐碱化程度极高的地区中,柽柳作为先锋物种,其显著的“肥岛”以及“盐岛”效应不仅有利于土壤养分的积累而且还会改善土壤盐碱化,为其他植物群落的生长打下基础,对群落正向演替有积极作用^[40].

综上所述,柽柳灌丛在自身的生长发育过程中会富集周围的盐分和营养成分,能够为其他物种的

生存和繁衍提供基本条件,从而有利于群落的正向演替。

4 结论

本文对怪柳-碱蓬和怪柳-禾草 2 种群落土壤酶活性的影响因素进行研究,并对土壤酶活性与理化性质之间做了相关性分析。研究结果表明:

1) 怪柳-碱蓬群落各层土壤脲酶活性随与灌丛中心距离的增加均呈现出先减小后增大的趋势,在与根茎不同距离处的各梯度上随土层深度的增加均呈现出先增大后减小的特征;怪柳-禾草群落脲酶活性随着与根茎距离的增加而呈逐渐减小的趋势,并且随土壤深度层次的增大酶活性同样逐渐降低。怪柳-禾草群落表现出了极其显著的冠下与冠缘聚集特征,最大富集率都出现在 0~10 cm 表层土壤中,而怪柳-碱蓬群落无论是冠下还是冠缘都无聚集特征。

2) 2 种怪柳灌丛群落土壤过氧化氢酶活性随与灌丛中心距离的增加均呈现出降低的趋势、在与根茎不同距离处的各梯度上随土层深度的增加均呈现出降低的趋势。2 种怪柳灌丛群落过氧化氢酶活性均无明显聚集性。

3) 在 2 种怪柳灌丛中,怪柳-碱蓬群落土壤过氧化氢酶活性和怪柳-禾草群落土壤脲酶活性均与土壤有机碳呈显著相关性,怪柳-禾草群落土壤过氧化氢酶活性和怪柳-碱蓬群落土壤脲酶活性均与土壤有机碳无显著的相关关系。土壤酶活性与含水率、土壤有机碳以及 pH 值有显著的正相关关系,与电导率有较为明显的负相关关系。

综上所述,在河口湿地区域内怪柳灌丛群落有利于土壤酶的聚集和盐分的降低,有利于盐碱地的改良和再利用;怪柳灌丛群落的演替有利于河口湿地区域土壤的改良,有利于黄河三角洲地区的可持续发展和生态环境的改进。

5 参考文献

- [1] 邓祥征,张帆,刘刚.黄河三角洲生态保护与可持续发展研究[J].人民黄河,2020,42(9):117-122.
- [2] 陈为峰,周维芝,史衍玺.黄河三角洲湿地面临的问题及其保护[J].农业环境科学学报,2003,22(4):499-502.
- [3] 孙权,陈茹,宋乃平,等.宁南黄土丘陵区马铃薯连作土壤养分、酶活性和微生物区系的演变[J].水土保持学报,2010,24(6):208-212.
- [4] 王瑞,宋祥云,柳新伟.黄河三角洲不同植被类型土壤酶活性的季节变化[J].生态环境学报,2022,31(1):62-69.
- [5] 莫雪,陈斐杰,游冲,等.黄河三角洲不同植物群落土壤酶活性特征及影响因子分析[J].环境科学,2020,41(2):895-904.
- [6] JING Changliang, XU Zongchang, ZOU Ping, et al. Coastal halophytes alter properties and microbial community structure of the saline soils in the Yellow River Delta, China [J]. Applied Soil Ecology, 2019, 134: 1-7.
- [7] 郭嘉,陈纪香,于一雷,等.黄河三角洲湿地典型盐生植物群落土壤酶活性研究[J].湿地科学与管理,2020,16(1):55-59.
- [8] 周晓明.黄河三角洲湿地土壤微生物多样性及土壤酶活性的研究[D].曲阜:曲阜师范大学,2018.
- [9] 李凤霞,王学琴,郭永忠,等.宁夏引黄灌区不同盐化程度土壤酶活性及微生物多样性研究[J].水土保持研究,2013,20(1):61-65.
- [10] 王浩,陈永金,刘加珍,等.黄河三角洲新生湿地 3 种怪柳灌丛对土壤有机碳空间分布的影响研究[J].生态环境学报,2022,31(1):9-16.
- [11] ZHANG Xuliang, ZHANG Zhaohui, WANG Wei, et al. Vegetation successions of coastal wetlands in Southern Laizhou Bay, Bohai Sea, Northern China, influenced by the changes in relative surface elevation and soil salinity [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 293: 112964.
- [12] 宋创业,刘高焕,刘庆生,等.黄河三角洲植物群落分布格局及其影响因素[J].生态学杂志,2008,27(12):2042-2048.
- [13] 李君,赵成义,朱宏,等.怪柳(*Tamarix* spp.)和梭梭(*Haloxylon ammodendron*)的“肥岛”效应[J].生态学报,2007,27(12):5138-5147.
- [14] 陈佳,姚成硕,林勇明,等.武夷山林地土壤酶活性差异及土壤肥力质量评价[J].山地学报,2021,39(2):194-206.
- [15] 马晓飞,李艳红,杨爱霞,等.新疆甘家湖湿地边缘带土壤酶活性研究[J].干旱区研究,2012,29(3):405-412.
- [16] 吴强建,胡梦蝶,侯松峰,等.减氮配施生物炭基肥对蜜柚土壤理化性质及酶活性的影响[J].河南农业大学学报,2022,56(5):732-741.
- [17] KRAVCHENKO A N, GUBER A K, RAZAVI B S, et al. Spatial patterns of extracellular enzymes: combining X-ray computed micro-tomography and 2D zymography [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 135: 411-419.
- [18] 刘玉槐,魏晓梦,祝贞科,等.土壤原位酶谱技术研究进展[J].土壤通报,2017,48(5):1268-1274.

- [19] 黄冬琳,同斯捷,岳良,等.原位酶谱技术分析旱地长期覆盖下根际酶活性空间分布[J].农业工程学报,2022,38(5):123-130.
- [20] 中华人民共和国农业部.土壤有机质测定法:NY/T 85—1988[S].北京:中国标准出版社,1988:1-4.
- [21] 中华人民共和国生态环境部.土壤pH的测定电位法:HJ 962—2018[S].北京:中国标准出版社,2018:1-3.
- [22] 中华人民共和国环境保护部.土壤电导率的测定电极法:HJ 802—2016[S].北京:中国标准出版社,2016:1-4.
- [23] 王玉功,刘婧晶,刘貽熙,等.苯酚-次氯酸钠比色法测定土壤脲酶活性影响因素的研究[J].土壤通报,2019,50(5):1166-1170.
- [24] DICK R P, BREAKWELL D P, TURCO R F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating micro biological indicators [M]//DORAN J W, JONES A J. Methods for assessing soil quality. Madison: Soil Science Society of America, 1997:247-272.
- [25] 张萍.西双版纳次生林土壤微生物生态分布及其生化特性的研究[J].生态学杂志,1995,14(1):21-26.
- [26] 宗巧鱼,艾宁,刘广全,等.撂荒年限对陕北黄土区山地枣林深层土壤有机碳的影响[J].植物科学学报,2021,39(1):42-49.
- [27] YANG Liu, LAI Liming, ZHOU Jihua, et al. Enzyme and osmotic adjustment compounds of key species can help explain shrub encroachment in a semiarid sandy grassland [J]. Ecological Indicators, 2019, 101:541-551.
- [28] DIBNER S, MARTIN L, THIBAUT T, et al. Consistent genetic divergence observed among pelagic *Sargassum* morphotypes in the Western North Atlantic [J]. Marine Ecology: an Evolutionary Perspective, 2022, 43(1):e12691.
- [29] 王秀梅,安毅,秦莉,等.镉胁迫下土壤理化因子与过氧化氢酶活性的通径分析[J].中国农学通报,2018,34(11):59-65.
- [30] DONG Xiwen, ZHANG Xiaoke, BAO Xuelian, et al. Spatial distribution of soil nutrients after the establishment of sand-fixing shrubs on sand dune [J]. Plant, Soil and Environment, 2009, 55(7):288-294.
- [31] 李君.准格尔盆地南缘柽柳(*Tamarix*)、梭梭(*Haloxylon ammodendron*)的“肥岛”效应研究[D].乌鲁木齐:中国科学院新疆生态与地理研究所,2007.
- [32] 乔文静,戴银月,张伟,等.黄土丘陵区撂荒恢复过程中植物群落组成与土壤养分及酶活性变化的关系[J].环境科学,2018,39(12):5687-5698.
- [33] 郭曼,郑粉莉,和文祥,等.黄土丘陵区不同退耕年限植被多样性变化及其与土壤养分和酶活性的关系[J].土壤学报,2010,47(5):979-986.
- [34] 钟泽坤,杨改河,任成杰,等.黄土丘陵区撂荒农田土壤酶活性及酶化学计量变化特征[J].环境科学,2021,42(1):411-421.
- [35] 白世红,马风云,侯栋,等.黄河三角洲植被演替过程种群生态位变化研究[J].中国生态农业学报,2010,18(3):581-587.
- [36] HAN Jinjun, WANG Jianping, CHEN Liang, et al. Driving factors of desertification in Qaidam Basin, China: an 18-year analysis using the geographic detector model [J]. Ecological Indicators, 2021, 124:107404.
- [37] IRANMANESH M, SADEGHI H. Effects of soil texture and nitrogen on ability of carbon sequestration in different organs of two *Tamarix* species as a good choice for carbon stock in dry lands [J]. Ecological Engineering, 2019, 139:105577.
- [38] 杨文彬,王海东,彭祚登,等.施用污泥制有机营养土对沙地国槐榆树林土壤理化性质的影响[J].山东农业大学学报(自然科学版),2021,52(4):559-566.
- [39] 刘艳,马风云,宋玉民,等.黄河三角洲冲积平原湿地土壤酶活性与养分相关性研究[J].水土保持研究,2008,15(1):59-61.
- [40] 苏丽,葛磊,夏江宝,等.黄河三角洲滨海滩涂不同微地形改造的盐地碱蓬恢复效应评价[J].农业工程学报,2021,37(10):82-90.

The Effects of Different *Tamarix* Shrubs Communities on Spatial Distribution of Soil Enzyme Activities in Yellow River Delta

WANG Hao, WANG Juntao, CHEN Yongjin*, DENG Huangang, ZHANG Zhongcheng, WU Aolin
(School of Geography and Environment, Liaocheng University, Liaocheng Shandong 252059, China)

Abstract: In this study, the *Tamarix-Suaeda* and *Tamarix-Gramineae* shrub communities in the new wetland of the Yellow River Delta (YRD) are chosen to study the soil enzyme activities spatial distribution characteristics and the relationship between soil enzyme activity and physicochemical properties. The results show that urease activity in

Tamarix-Gramineae shrub communities decreases as the distance from the center of the shrub and/or the soil depth increases, with the maximum value 0.376. As the distance from the center of the shrub increases, the soil enzyme activities of *Tamarix-Suaeda* shrub communities reduce and then increase, at the same time, increase and then decrease as the soil depth increases, with the maximum value 0.271. Urease activity is significantly concentrated at the canopy and the canopy edge of the *Tamarix-Gramineae* communities, and the maximum concentration factors are 1.68 and 1.47, respectively. However, there is no significant enrichment of soil enzyme activity in the *Tamarix-Suaeda* community. Catalase activity in *Tamarix-Gramineae* and *Tamarix-Suaeda* shrub communities all increase and then decreased as the soil depth increases, and maximum values are 1.352 and 1.602, respectively. As the distance from the center of the shrub increases, they exhibit different patterns, and the maximum values are 1.2 and 1.3, respectively. There is no significant enrichment of catalase activity in the two types of *Tamarix* shrub communities. The soil enzyme activity of the two types of *Tamarix* shrub communities has a significant positive correlation with soil moisture, soil organic carbon, pH and negative correlation with electric conductivity (EC). *Tamarix* shrub communities have certain aggregation to enzymes, which is conducive to constructive community succession and provides data support for ecological sustainability and soil improvement in the Yellow River Delta region.

Key word: *Tamarix*; shrub; Yellow River Delta; enzyme activity; succession

(责任编辑:刘显亮)

(上接第 604 页)

The Tracing and Evaluation of Heavy Metals in Sediment of Xinjiang River Basin

WU Jianfang, WANG Hongmei*, TIAN Ziqiang

(Department of Water Ecology and Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012)

Abstract: The profiles of heavy metals in branch sediment around the Xinjiang river basin's tributaries (Yingtang smelting area) in Jiangxi are unknown still, which brings rather confusion on assessing the ecological risk and controlling the pollution. To make up the deficiencies of the management, index of pollutant emission coupling coefficient f_{CCPE} is created, which can be used to reflect the environmental pressure from the industrial emissions, along with the traditionally indexes both geo-accumulation (I_{geo}) and ecological risk are taken to evaluate the pollutant levels. The findings reveal that indexes f_{CCPE} coefficient >1 is mainly located in the smelting area, indicating that heavy metals in the sediment around the smelting plant are affected by industrial activities. The levels of sediment's Cu of the villages are listed as follow: Changtang ($421.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Qiujia ($164.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Jiangnan ($134.76 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Huangkeng ($101.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Longshi ($40.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) and Banshang ($0.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Index I_{geo} shows that the sediment Cd around the smelting area is slightly polluted, and the average values of the potential ecological hazard coefficients ($E_{i,r}$) of the heavy metals Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd and Pb in the irrigation sediment are 0.55, 0.67, 3.53, 35.12, 1.45, 11.17 and 313.87, respectively, with the whole ecological risk index 370.85 that is a strong ecological hazard level. It is suggested that the sediment with excessive risk should be controlled and treated in a timely manner.

Key words: Xinjiang River Basin; sediment; heavy metals; ecological risks; copper smelting area

(责任编辑:刘显亮)