DOI: 10.5846/stxb202204110954

张珍珠,花昱伉,王兴华,王雨,孟晶,许玉琳,周志威,李倩倩,毕磊,刘艳伟,苏贵金,史斌.克拉玛依油田高盐采油废水人工湿地环境及其生态效应.生态学报,2022,42(20):8461-8470.

Zhang Z Z, Hua Y K, Wang X H, Wang Y, Meng J, Xu Y L, Zhou Z W, Li Q Q, Bi L, Liu Y W, Su G J, Shi B.Environmental and ecological effects of constructed wetland with high-salt oil production wastewater in Kelamayi oilfield.Acta Ecologica Sinica,2022,42(20):8461-8470.

克拉玛依油田高盐采油废水人工湿地环境及其生态效应

张珍珠[1,2],花昱伉[3],王兴华[1],王 雨[1],孟 晶[3],许玉琳[3],周志威[3],李倩倩[3],毕 磊[3],刘艳伟[3],苏贵金[3],史 斌[3,*]

1 新疆油田公司实验检测研究院, 克拉玛依 834000

2 新疆维吾尔自治区油气田环保节能工程研究中心, 克拉玛依 834000

3 环境纳米技术与健康效应重点实验室, 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085

摘要:作为生态系统中较为脆弱的一种,荒漠区生物种类具有显著的地域特征,高盐采油废水的排放会对荒漠生态系统造成一定的影响。以克拉玛依油田某外排水人工湿地为研究对象,采用等距离布点原则布设 12 个样方,通过地理探测器和聚类分析识别出湿地影响区域和背景区域,分析了两区域内土壤理化性质、植物多样性,并分析了盐分生态风险评估。结果表明:采油废水排放对周围土壤含水率影响较大,背景点位含水率在 6.5%以下,湿地影响点位含水率在 12%—30%;对土壤全盐量的影响不显著, 土壤含盐量呈现从西北到东南方向递增的规律;在整个研究区域发现 8 个物种,其中 4 个物种在两区域内都存在,但是植物生长状况差异明显,受湿地影响区域的植被盖度变化范围更大,在 1%—40% 之间,未受影响区域的植被盖度均在 20%以下;通过毒性效应分析得到盐分的预测无效应浓度为 83.04 g/kg,实际浓度与其相比,风险熵小于 1,盐分的暴露尚未引起生态风险。

关键词:采油废水;人工湿地;高盐度;生物多样性;生态风险

Environmental and ecological effects of constructed wetland with high-salt oil production wastewater in Kelamayi oilfield

ZHANG Zhenzhu[1,2], HUA Yukang[3], WANG Xinghua[1], WANG Yu[1], MENG Jing[3], XU Yulin[3], ZHOU Zhiwei[3], LI Qianqian[3], BI Lei[3], LIU Yanwei[3], SU Guijin[3], SHI Bin[3,*]

1 *PetroChina Xinjiang Oilfield Company*, *Karamay* 830000, *China*

2 *Oil and Gas Field Environmental Protection and Energy Conservation Engineering Research Center of Xinjiang Uygur Autonomous Region*, *Karamay* 830000, *China*

3 *Key Laboratory of Environmental Nanotechnology and Health Effects*, *Research Center for Eco-Environmental Sciences*, *Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100085, *China*

Abstract: As one of the fragile ecosystems, the biological species in desert area have obviously regional characteristics. The discharge of high salt oil production wastewater has certain influence on desert ecosystem. In this paper, the constructed wetland in Karamay oilfield as the research object, and 12 quadrangles were collected by equidistant distribution principle. The area of effected by constructed wetland and the area of background were separated by GeoDetector and cluster analysis.

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察(2019QZKK0682)

收稿日期:2022-04-11; **采用日期**:2022-07-21

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: binshi@ rcees.ac.cn

The physicochemical properties of soil, the plant diversity and their ecological risks of soil salinity in these two areas were assessed. The results showed that the drainage of oil production wastewater had great influence on the surrounding soil moisture content. The moisture content of the background site was below 6.5% while that of the wetland affected site was 12%—30%. The drainage of oil production wastewater has not significantly affected on the total soil salinity, and the soil salt content increased from northwest to southeast in the whole study area. There were 8 species in the whole study area, 4 of which were common species in the two regions, but there were significant differences in plant growth status between the two regions. The vegetation coverage varied widely in wetland affected areas, ranging from 1% to 40%, while that of the unaffected area was below 20%. In this ecosystem, the predicted no-effect concentration of salt was 83.04 g/kg through the toxicity effect analysis. Compared with the actual concentration, the risk entropy was less than 1, and the exposure of salt did not cause the ecological risk.

Key Words: oil-field produced wastewater; constructed wetland; high salinity; biological diversity; ecological risk

高盐采油废水人工湿地的长期存在,会引起局部地区浅层地下水位上升以及排放区附近生物多样性变化,其环境和生态效应评估对局部地区小环境的影响至关重要。作为我国的重要支柱能源,石油能源需求量不断增大,在油田的开采和油气运输过程中会产生大量的采油废水[1]。目前新疆的石油企业产出水量大于注入水量,导致一部分采油污水得不到有效利用,荒漠地区的采油废水由于特殊环境而缺少受纳水体,一般的处理方法是将其排入戈壁荒漠上人工修建的污水蒸发池,让其自然蒸发,并尽量回收废水中原油[2]。克拉玛依油田是我国西部荒漠地区最大的一个石油生产企业,如何做好人为活动影响与生态环境健康之间的平衡关系,是亟需解决的问题。

土壤水分和盐分是影响生物群落和生态系统的两大重要因素,强烈影响着生物群落的结构、动态和组成,在干旱荒漠区生态系统中有特殊的重要性[3]。土壤水盐运动对区域的生物多样性有一定的胁迫作用[4—5]。研究土壤水分和盐分的变化有助于进一步探究湿地对周围土壤环境和生物多样性的影响,阐明湿地影响范围[6]。生态阈值是生态系统结构和功能变化的指示性指标,有助于从定量化的角度研究土壤水盐作用对生物多样性的影响,帮助人类理解和权衡生态保护和生产排放之间的平衡,更好地保护生物生存环境[7—9]。

本研究针对克拉玛依油田的某外排水人工湿地,采用野外调查与室内实验相结合方法,利用重要值、Simpson 指数、Shannon-Weiner 指数等多样性指数分析了采油废水外排形成的人工湿地对其周边生物多样性的影响。最后结合生物毒性实验和生态阈值计算,选择了区域内典型的 7 种植物和微生物代表物种,评估了采油废水生态风险影响程度。研究结果从生物多样性和生态阈值两方面揭示了荒漠地区采油废水外排产生的生态效应,可为荒漠地区油田废水生态利用可行性研究与技术规范以及污染物控制标准的制定提供科学依据,对石油开采区荒漠生态改善和推进绿色矿山建设具有重要意义。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

克拉玛依油田位于新疆准噶尔盆地西北边缘,某外排采油废水人工湿地位于克拉玛依市东北约 36 km,217 国道以南 10 km 处(85°19′10″E,45°41′50″N),人工湿地处理规模为 3600 m^3/d。区域内绝大部分地区为戈壁荒滩,无珍稀植被发育,5 km 范围内无人群居住(图 1)。土壤为荒漠灰钙土和灰棕色荒漠土,因缺雨水冲刷,盐分板结在土壤表层上,形成严重的土壤盐碱化。气候属于大陆性干旱气候,多风少雨,年蒸发量达 3545.2 mm。植被一般比较稀少、矮小,多属耐干旱、抗风沙、抗盐碱的荒漠植被,建群种以藜科为主。区域内常见的植被种类有梭梭柴(*Reaumuria songonica*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、多枝柽柳(*Tamarix ramosissima*)等,部分地势低、土质细、经常积水的地区生长着大片芦苇(*Phragmites australis*)、芨芨草(*Achnatherum splendens*)和狗尾草(*Setaria viridis*)等,具有一定的耐盐碱性能。

1.2　研究方法与数据收集

1.2.1　野外调查与采样

野外调查于 2021 年 7 月开展,按照等距离布点原则,考虑湿地地形西北高、东南低特点,在湿地南部和东部距离湿地 0—500 m,500—1000 m,1000—2000 m 和 2000—3000 m 范围各布设 4 个样方,在湿地北部和西部距离湿地 0—500 m,500—1000 m,1000—2000 m 范围各布设 4 个样方,共 12 个样方(见图 1),样方大小均为 10 m×10 m。记录样方内所包含的植物物种名称、物种多度、盖度以及每株植物的株高和冠幅。其中物种多度采用计数法统计,株高、冠幅采用标尺测量,盖度采用目测估计法测量,同时记录样地周围的环境、水文特征。

在每个样方内随机设置 5 个土壤采样点,采集表层 0—20 cm 表层土壤样品,混合后用四分法取两份土壤样品,一份置于干燥称重后的铝盒内,一份置于密封袋内。样品采集过程中,每 10 个样品取 1 次平行样。共采集土壤样品 24 份,平行样品 4 份。

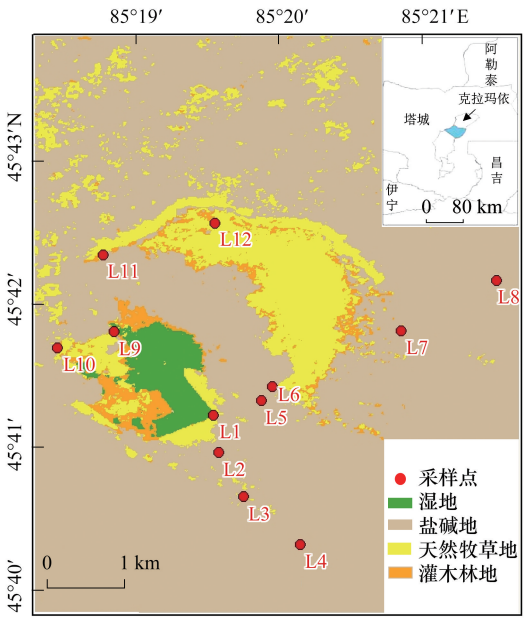


图 1　研究区位置图

Fig.1　Location map of the study area

L1, L2, L9,L10 在 0—500m 范围内,L3,L5, L6, L11 在 500—1000 m 范围内,L4, L7, L8,L12 在 1000—2000 m 范围内

1.2.2　样品测定

土壤样品带回实验室后分析其含水率、全盐量、土壤质地、pH、TOC、TS、C/N、电导率以及有机质、全氮、有效磷和速效钾等土壤肥力指标。土壤含水率采用国际通用的烘干法测定;土壤全盐量采用质量法测定;土壤粒度的测定按照《土壤 粒度的测定 吸液管法和比重计法》(HJ1068-2019)中的要求进行前处理,然后用粒度分析仪上机检测,最后根据国际制土壤质地分类等级进行分类;土壤中 TOC、TS 及 C/N 的测定使用元素分析仪进行;土壤 pH 的测定按照《土壤 pH 值的测定 电位法》(HJ962-2018)中的方法进行;土壤电导率测定,将 10 g 土壤样品溶于 50 mL 纯水中然后振荡、离心,取上层清液用电导率仪检测。土壤有机质、有效磷和速效钾的测定按照《土壤检测 第 6 部分:土壤有机质测定》(NY/T 1121.6-2006)、《土壤检测 第 7 部分:土壤有效磷的测定》(NY/T 1121.7-2014)和《土壤速效钾和缓效钾的测定》(NY/T 889-2004)中的方法进行。

1.2.3　毒性试验

在实验室内采用 NaCl 作为代表性无机盐,对荒漠系统中特有的物种沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、沙蒿(*Artemisia desertorum*)、梭梭柴(*Haloxylon ammodendron*)、芨芨草(*Achnatherum splendens*)、碱蓬(*Suaeda glauca*)及新疆盐坑微菌(*Salinimicrobium xinjiangense*)和嗜盐盐单胞菌(*Halomonassp.TD*1.0)进行水质毒性试验。植物毒性实验,将预处理浓度为 10、20、30、40、50 g/L 的 NaCl 溶液置于培养皿中,分别接入消毒后的植物种子各十粒,以无菌水作为空白对照组。盖好培养皿并用封口膜密封,置于人工气候箱中 25℃避光恒温培养,种子露白即认为其发芽,当对照组种子发芽率大于 90%,实验结束,统计实验结果。细菌毒性实验,将两种细菌均置于 LB 培养基中进行培养,在相同 NaCl 暴露浓度下于空气恒温摇床中暴露培养 48 h,同时设置无菌水为空白对照组,培养完成后统计菌落数量。毒性试验数据均以半致死浓度 LC_{50} 表示。

1.3　数据处理与分析方法

1.3.1　湿地影响区域判定

某外排水湿地由于形状不规则,地形起伏较大,外排水大量向外溢流,难以判断湿地的影响范围。故本研究采用地理探测器(GeoDetector)[10]对湿地周围样方内物种多样性进行分异及因子探测和交互作用探测[11],

土壤性质因子对生物多样性空间变异的影响程度 q 计算公式为：

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2}\sum_{h=1}^{L} N_h \sigma_h^2 \quad (1)$$

式中，q 为某一因子对物种多样性的解释能力，取值范围为 0—1，该值越大，表示该因子对物种多样性的解释能力越强，反之则越弱；$h=1,2,\cdots,L$ 代表土壤性质因子的分类或分区类别；N_h 和 N 分别代表某一因子下类别 h 和全区的分类数；σ_h^2 和 σ^2 分别是分类 h 和全区生物多样性的方差。

交互作用探测用来识别不同风险因子相互作用时对物种多样性的解释能力，两因子之间的交互关系可分为非线性减弱、单方减弱、双因子增强、独立、非线性增强五类。非线性减弱和单方减弱代表两评估因子交互作用时自变量会减弱对因变量的解释能力，双因子增强和非线性增强代表两评估因子交互作用时自变量会增强对因变量的解释能力，独立表示这两因子对因变量的影响是相互独立的。

利用系统聚类分析对探测出的几个影响较大的因子进行处理[12]，通过计算最近邻元素的欧氏距离来进行系统聚类，识别出湿地影响点位和背景点位，判断湿地影响范围。

1.3.2 多样性分析

采用重要值、Simpson 多样性指数、Shannon-Weiner 多样性指数等多样性评估指标[13—14]，评估湿地对周围生物多样性的影响情况。重要值表示某个种在群落中的地位和作用。Simpson 物种多样性指数表示的是优势种在群落中的地位和作用，该指数越大，说明群落内物种个体数量分布越不均匀，优势种的地位越突出。Shannon-Weiner 多样性指数表示种类之间个体分配的均匀性，多样性指数越低，种类之间个体分配的均匀性越低，建群物种的优势度越大。各指标计算方法见式(2)—(7)：

$$\text{重要值} = P_i + F_i + C_i \quad (2)$$

$$D = 1 - \sum P_i^2 \quad (3)$$

$$H = -\sum P_i \ln P_i \quad (4)$$

$$P_i = \frac{p_i}{p} \quad (5)$$

$$F_i = \frac{f_i}{f} \quad (6)$$

$$C_i = \frac{c_i}{c} \quad (7)$$

式中，P_i 为相对密度；F_i 为相对频度；C_i 为相对盖度；D 为 Simpson 多样性指数；H 为 Shannon-Weiner 多样性指数；p_i 为第 i 个种的个体数量；p 为总个体数量；f_i 为第 i 个种的频度；f 为总频度之和；c_i 为第 i 个种的分盖度；c 为总分盖度之和。

1.3.3 生态风险评估

采用物种敏感度分布法(SSD)[15]对毒性试验得到的 LC_{50} 值进行处理，SSD 法是基于一系列物种的毒性数据，统计拟合整个群落的毒性变量范围，最终得到该群落的敏感程度[16—18]。评价终点为盐分的 HC_5(保护群落中 95%的物种不受到危害时的污染物浓度)，SSD 曲线的拟合在 BurrlizO 2.0 中完成，由 HC_5 推测无效应浓度 PNEC 的计算方法见式(8)：

$$\text{PNEC} = \frac{HC_5}{AF} \quad (8)$$

式中，PNEC 为环境预测无效应浓度(mg/kg)；HC_5 为系统中 95%的物种不受影响的浓度(mg/kg)；AF 为评估因子，一般取 1—5。

利用风险熵数(RQ)对该生态系统的生态风险进行评估[19]，RQ 的计算如下：

$$RQ=\frac{\mathrm{PEC}}{\mathrm{PNEC}} \tag{9}$$

式中,RQ 为风险熵数,RQ<1,代表低风险水平;RQ>1,代表存在一定风险。PEC 为预测环境浓度,一般难以获得,通常采用实际检测浓度代替,PNEC 为预测无效应浓度[20]。

由于本研究中毒性试验是在水中进行,测得的结果为水体中的毒性阈值,为了获得土壤环境中盐分的毒性阈值,进而与真实环境比较,判断出盐分的生态风险。采用 TGD 中的平衡分配法将水体中的预测无效应浓度换算为土壤介质中的预测无效应浓度[21]。计算方法见式(10)、(11):

$$\mathrm{PNEC}_s=\frac{K_{s-w}}{\mathrm{RHO}_s}\times\mathrm{PNEC}_w\times 1000 \tag{10}$$

$$K_{s-w}=Fa_s\times\frac{P\times M}{R\times T\times S}+Fw_s+FS'_s\times\frac{Foc_s\times K_{oc}}{1000}\mathrm{RHO}_{s'} \tag{11}$$

式中,PNEC_s 为土壤环境预测无效应浓度(mg/kg);PNEC_w 为水环境预测无效应浓度(mg/kg);RHO_s 为土壤体积密度(kg/m^3);K_{s-w} 为土壤-水分配系数(m^3/m^3);各参数的意义、单位及取值见表 1。

表 1　各环境参数的意义、单位及取值

Table 1　Significance, unit and value of each environmental parameter

参数名称 Parameter name	符号 Symbol	单位 Units	取值 Value
土壤容重 Bulk density of soil	RHO_s	kg/m^3	1700
固体的密度 Density of solid phase	$\mathrm{RHO}_{s'}$	kg/m^3	2500
土壤中空气体积分数 Volume fraction of air in soil	Fa_s	m^3/m^3	0.2
土壤中水的体积分数 Volume fraction of water in soil	Fw_s	m^3/m^3	0.2
土壤中固体物质体积分数 Volume fraction of solids in soil	FS'_s	m^3/m^3	0.6
土壤中固体物质的有机碳质量分数 Weight fraction of organic carbon in soil solids	Foc_s	kg/kg	0.02
有机碳/水分配系数 Organic carbon/water partition coefficient	K_{oc}	L/kg	13.22
气体常数 Gas constant	R	pa m^3 mol^{-1} K^{-1}	8.314
气水界面温度 Temperature at the air-water interface	T	K	303.15
蒸汽压 Vapour pressure	P	pa	3200
分子量 Molecular weight	M	g/mol	58.5
溶解度 Solubility	S	mg/L	0.363

2　结果与讨论

2.1　湿地影响范围判定

将各连续型数据按专家判断法转化为分类型数据,选择 TOC、TS、C/N、pH、全盐量、含水率和有机质、全氮、有效磷和速效钾等肥力指标以及与湿地的间距等 11 项环境风险因子,对湿地周围各样方内的物种数目进行环境风险因子分析。因子探测及交互作用探测结果如表 2 所示。

在选取的几个环境风险因子中,对样方内物种数目空间分异性的解释能力由大到小依次是全盐量(0.610)、TOC(0.487)、有效磷(0.316)、速效钾(0.273)、距离(0.211)、含水率(0.164)、pH(0.136)、有机质(0.122)、TS(0.065)、全氮(0.065)、C/N(0.042)。其中全盐量和 TOC 的解释能力在 0.4 以上,对物种数目有较大影响,全氮、TS、C/N 的解释能力在 0.1 以下,影响能力较弱。交互作用探测结果显示,所有因子交互后的解释力均大于各因子单独作用的解释力,说明各个因子之间并不是相互独立存在。从交互结果显示的数值来看,含水率、速效钾、全盐量与 TOC 交互作用时产生的解释力均在 0.9 以上,因此,在分析影响因素时应重点考虑 TOC、含水率、速效钾、全盐量的影响效果,并且注意与其他因子之间发生交互作用时产生的结果。综合因

子探测结果和交互作用探测的结果,本研究选用全盐量、TOC、距离、含水率和速效钾等五个指标进行聚类分析。

聚类分析结果如图 2,将 12 个采样点分为两类,L10 和 L12 距离间距最短,率先聚为一类,聚类线段越短说明样方间相似性越高,结合人工湿地地形可以看出,L10 位于湿地西北部地势较高,L12 距离湿地较远且地势偏高,故两样地几乎不受湿地的影响,两样方高度相似。L4 和 L8 与湿地距离较远受外部环境影响较强,最难聚为一类。其余 8 个样方之间距离都在一定范围内,样方间存在相似性。因此,根据聚类结果本研究将 L10、L12、L8、L4 四个样方所处区域归为背景区域,其余 8 个样方所处区域归为湿地影响区。

表 2 地理探测器交互作用探测结果

Table 2 Interaction detection results of geographic detector

	TOC	TS	C/N	pH	全盐量	含水率	距离	有机质	全氮	有效磷	速效钾
TOC	0.487										
TS	0.732^{NE}	0.065									
C/N	0.548^{BE}	0.190^{BE}	0.042								
pH	0.696^{BE}	0.505^{NE}	0.405^{NE}	0.136							
全盐量 Total salt content	0.905^{BE}	0.643^{NE}	0.714^{BE}	0.714^{BE}	0.610						
含水率 Moisture content	0.982^{NE}	0.382^{NE}	0.405^{NE}	0.530^{NE}	0.714^{BE}	0.164					
距离 Distance	0.643^{BE}	0.440^{NE}	0.405^{NE}	0.315^{BE}	0.643^{BE}	0.446^{BE}	0.211				
有机质 Organic matter	0.762^{NE}	0.207^{BE}	0.333^{NE}	0.521^{NE}	0.643^{BE}	0.387^{BE}	0.440^{BE}	0.122			
全氮 Total nitrogen	0.887^{NE}	0.223^{BE}	0.333^{NE}	0.524^{NE}	0.714^{BE}	0.458^{NE}	0.440^{NE}	0.216^{BE}	0.065		
有效磷 Available phosphorus	0.696^{BE}	0.548^{NE}	0.405^{BE}	0.412^{BE}	0.623^{BE}	0.554^{BE}	0.375^{BE}	0.548^{BE}	0.530^{NE}	0.316	
速效钾 Rapidly available potassium	0.929^{NE}	0.458^{BE}	0.554^{NE}	0.619^{NE}	0.714^{BE}	0.458^{BE}	0.387^{BE}	0.458^{BE}	0.405^{BE}	0.482^{BE}	0.273

* BE: 双因子增强型 Bi-factor enhancement, NE: 非线性增强型 Nonlinear enhancement

土壤含水率是影响聚类结果的主要因素。除背景点外其余采样点土壤含水率均在 10%以上,湿地影响点位最远处距离湿地有 3 km 以上,结合地形和含水率可反映出湿地的影响范围较大。土壤 TOC 与土壤含水率呈正相关关系,而全氮、C/N 与含水率之间没有明显相关关系。这可能是因为土壤 TOC 主要来源于植物根系和凋落物的分解转化,在极度缺水的荒漠地区,含水率的变化会改变上述转化过程的发生,同时土壤 TOC 含量是土壤肥沃程度的主要表征,可通过影响土壤团聚体的形成进而影响土壤的保水能力[22],因而 TOC 与土壤含水率呈强烈的正相关关系。另一方面,土壤全氮含量主要来源于植物体生物固氮和动植物残体分解,在生物极度贫乏的荒漠地区,植物体生物固氮和动植物残体分解过程很少发生,含水率的变化对这一过程不造成重大影响,故全氮、C/N 与含水率之间没有明显相关关系。这一结果与张宏伟[23]等对于黑河中游荒漠绿洲过渡带土壤水分和有机质含量的研究结果一致,但本研究仅涉及表层 0—20 cm 的土层,更深入的研究需要结合不同深度的土层进行。

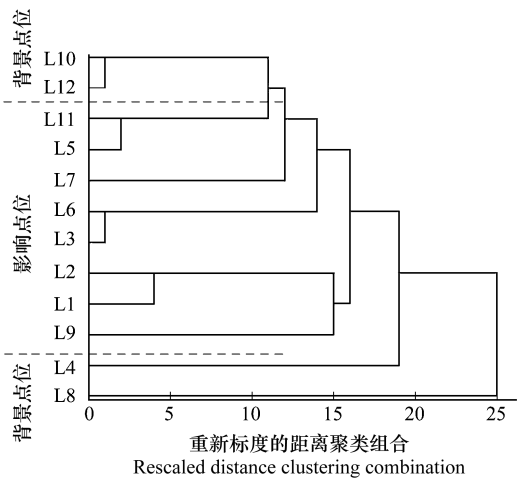


图 2 系统聚类分析结果

Fig.2 Results of systematic cluster analysis

背景区域和湿地影响区域土壤全盐量并无明显差别。通过分析不同点位样品的全盐量发现,背景区域和湿地影响点位的平均含盐量分别为 21.88 g/kg 和 19.35 g/kg,并无明显差别。但从研究区域总体分布来看,土壤含盐量呈现从西北到东南方向递增的规律,随着地势的升高而减少,而湿地的存在对土壤全盐量并无明显影响。研究结果与张芳[24]等人对新疆奇台绿洲土壤盐分分布的研究一致,土壤含盐量与区域大尺度地下

水运动有关,并不受局部环境变化的影响[25—26]。背景区域和湿地影响区域的有效磷和速效钾表现出比较明显的差距,有效磷在两个区域的平均含量分别为 6.65 mg/kg 和 8.37 mg/kg,速效钾在两个区域的平均含量分别为 285 mg/kg 和 502 mg/kg,这种明显差异主要是由于湿地影响范围常年淹水,土壤全量养分处于相对封闭状态导致的。

2.2　生物多样性

2.2.1　多样性基本情况

(1)不同区域植物种类变化

湿地对高芽位生活型植物种类分布无明显影响,对地面芽植物和一年生植物的影响较大。在所布置的 12 个样方内共识别出 8 个物种,其中黑果枸杞、梭梭柴、多枝柽柳和小果白刺等 4 个物种为背景区域和湿地影响区域的共有种(表 3)。上述 4 个物种其芽离地面高,分布多受气候影响,土壤含水率对其影响较弱。湿地影响区域点位特有种为芦苇和冷蒿,其中芦苇是多年水生或湿生的高大草本,生于江河湖泽、池塘沟渠沿岸和湿地,常以其迅速扩展的繁殖能力,形成连片的芦苇群落。冷蒿是多年生草本植物,适应能力强,在草原、荒漠草原及干旱与半干旱地区的山坡、路旁、戈壁、高山草甸等地区都有生长,也能在芦苇、柽柳等高大植物周边作为伴生种生存,由于本次采样的样方数量有限,在背景区域没有发现冷蒿生长[27]。刺山柑是多年生藤本小半灌木,属于地面芽生活型植物,耐干旱、耐风沙、耐高温,且耐贫瘠。主要分布在干燥的石质低山、丘陵坡地、砾石质的戈壁滩,在地下水位高于 3 米的土壤上不能生长,在湿地影响范围内不能生存[28]。

表 3　不同区域植物种类

Table 3　Plant species in different regions

区域 Region	特有物种 Endemic species	共存物种 Coexistence species
背景区域 Background region	刺山柑 *Capparis spinosa* 琵琶柴 *Reaumuria songonica*	黑果枸杞 *Lycium ruthenicum* 梭梭柴 *Haloxylon ammodendron*
影响区域 Affect region	芦苇 *Phragmites australis* 冷蒿 *Artemisia frigida*	多枝柽柳 *Tamarix ramosissima* 小果白刺 *Nitraria sibirica*

(2)多度与盖度变化

湿地对不同植物的多度和盖度影响差异明显(图 3)。对多度计算发现,湿地对梭梭柴的影响不明显,平均值均为 37.4%,对多枝柽柳的多度影响较为明显,多度从 28.0%降低到 5.4%,湿地范围内小果白刺多度为

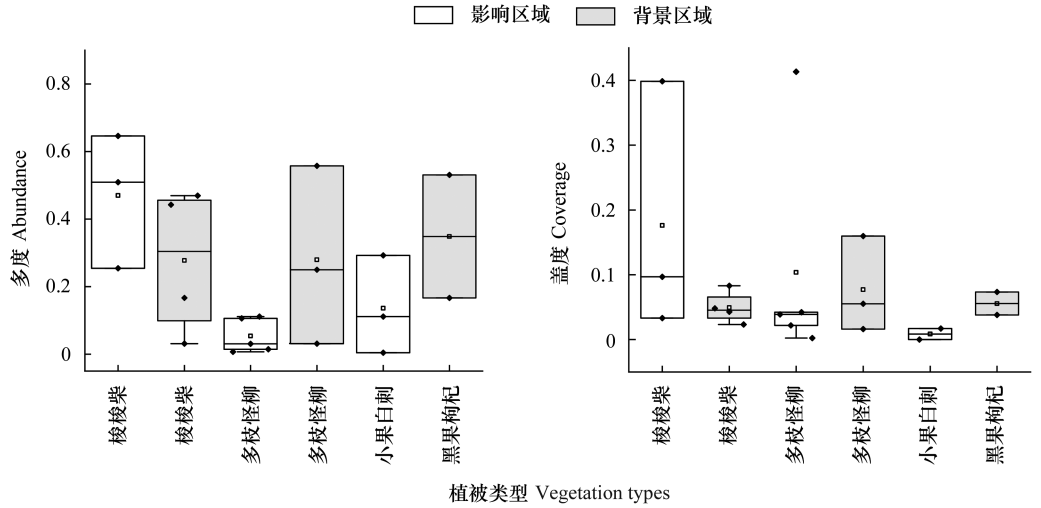


图 3　不同植被多度、盖度分布

Fig.3　Distribution of different vegetation abundance and coverage

14.0%,背景区域内黑果枸杞的多度为34.9%。根据植被种类的不同,湿地对于它们的影响也不同。湿地对植被盖度也有一定影响,对于背景点位样方的盖度均在20%以下,受建群种的种类影响略有差别。对于受湿地影响的区域,植被盖度变化更加明显,部分区域点位植被盖度甚至高达40%,但大部分点位的植被盖度变化不是特别明显。总体上湿地影响的区域植被盖度变化幅度较大,在1%—40%之间变化,这主要与建群种类型有关,以芦苇为主的群落盖度普遍高于背景区域,而非芦苇为建群种的区域由于短期的湿地水淹作用,其他物种没有恢复,导致其盖度低于背景区域[29]。

2.2.2 多样性评估指标

湿地影响区域物种重要值排序前三分别是梭梭柴、多枝柽柳和冷蒿(表4)。无论是湿地影响点位还是背景点位,梭梭柴和多枝柽柳均有很高的重要值,湿地对其重要值影响不明显。小果白刺在背景区域有很高的重要值为0.83,而在湿地影响点位仅有0.20,小果白刺的密度、频度、盖度均有大幅度降低,这可能是由于湿地环境不适宜小果白刺的生长。

表4 不同区域物种重要值

Table 4 Species importance values in different regions

重要值 Importance value	梭梭柴 *Haloxylon ammodendron*	多枝柽柳 *Tamarix ramosissima*	小果白刺 *Nitraria sibirica*	黑果枸杞 *Lycium ruthenicum*	冷蒿 *Artemisia frigida*	芦苇 *Phragmites australis*	刺山柑 *Capparis spinosa*	琵琶柴 *Reaumuria songonica*
影响点位 Affect sites	0.82	0.72	0.20	0.25	0.55	0.45	—	—
背景点位 Background sites	0.74	0.63	0.83	0.39	—	—	0.08	0.31

湿地对物种多样性指数的影响可分别从总体的多样性和建群种的优势度多样性来表示。经过计算,湿地影响点位和背景点位的Simpson物种多样性指数略有不同,但总体上差别不大,分别为0.34和0.48。两区域内Simpson物种多样性指数相差不大,说明湿地对群落多样性的影响不明显。湿地影响点位的Shannon-Weiner多样性指数平均值为0.57,背景点位的Shannon-Weiner多样性指数平均值为1.01,两个区域的平均值水平相差较大。由图4可知,湿地对指数较高的点位有较明显的影响,在湿地影响范围内没有一个点位超出1.0,而在背景区域有两个点位超出1.0,这说明了湿地对于建群物种的优势度有增强潜力。无论是背景点位还是影响点位,物种多样性指数均偏低,充分反映了荒漠系统物种多样性水平低,物种稀少且结构简单的特点[30]。总的来看,湿地影响区域和背景区域内的生物多样性差异很小,说明高盐采油废水的排放对周围区域生物多样性的影响不大,湿地影响范围内未造成群落多样性的改变,但从表征建群种优势度的Shannon-Weiner指数对比来看,湿地影响区域部分点位芦苇数量明显占优。与湿地影响区域常年淹水,土壤有机质、

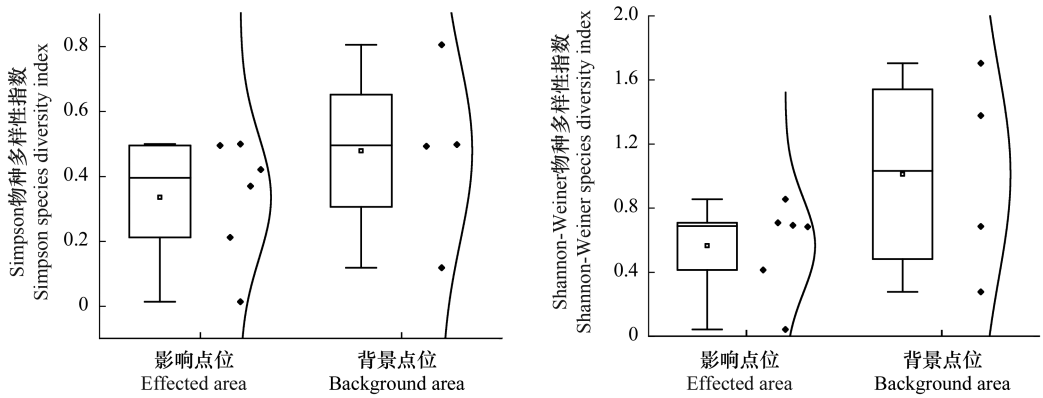


图4 不同点位的Simpson和Shannon-Weiner多样性指数

Fig.4 Simpson and Shannon-Weiner diversity indices at different point

全氮、有效磷和速效钾等全量养分处于封闭状态,仅适用于芦苇等少数物种生长有关[29]。

2.3　湿地对生物群落风险评估与预测

采油废水的常年排放和湿地水分蒸发作用,会造成局部区域盐分富集,可能会影响区域生物安全。为此,采用水质毒性试验法研究区域内关键物种的生态阈值,进一步探讨其对湿地环境的适应能力。结合野外调查所得物种和室内培养可行性,选取了荒漠区典型的 5 种植物和 2 种微生物,通过不同生物的半致死浓度值(LC_{50}),拟合出物种敏感度分布(SSD)曲线见图 5。从图中看出,水中盐分的 HC_5为 6.7 g/L,即当水体中的盐浓度达到 6.7 g/L 时,可保护水体中该群落 95%的物种不受到伤害。考虑到有效数据的数量和质量,AF 取 2,由(8)式得出水环境预测无效应浓度 $PNEC_{water}$ 为 3.4 g/L。

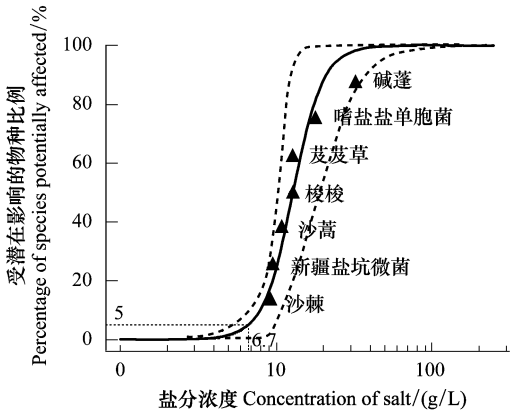


图 5　水环境中盐分的 SSD 曲线

Fig.5　SSD curve of salinity in water environment

为了与真实环境比较获得土壤环境中盐分的毒性阈值,将 $PNEC_{water}$ = 3.4 g/L 带入公式(10)、(11)进行计算后,得到 $PNEC_{soil}$为 83.04 g/kg,即土壤中盐分的预测无效应浓度为 83.04 g/kg。将各样方内实际检测得到的全盐量与盐分的预测无效应浓度对比,结果得到所有的样方 RQ 均小于 1,最高为 0.63,最低为 0.06。表明如果只考虑土壤中盐分的暴露,目前在该生态系统中盐分对群落生物的影响都在可接受范围内,不存在生态风险。但是,随着湿地的持续运行,盐分积累量会持续升高,需要进一步评估其生态风险。

3　结论

本文主要通过三方面对荒漠地区高盐采油废水人工湿地对周边环境和生态影响进行探究,主要研究结论如下:

(1)湿地周围土壤理化性质结果分析表明 TOC、含水率、全盐量这三个指标对物种多样性的影响权重较大,湿地对周围土壤水分含量影响大,且范围广,对全盐量影响并不明显,全盐量分布与地形相似,更深入的研究需要结合土壤水盐运动进行;

(2)生物多样性调查结果表明两个区域内植物物种多样性变化不大,高盐采油废水的排出对周围生物群落的影响较弱,但是植物生长状况差异明显,湿地影响区域植物生长状况优于背景区域,湿地影响对建群种的优势度有增强作用;

(3)生态风险分析表明高盐采油废水的排出浓度应控制在 83.04 g/kg 以下,目前的排出量对湿地周围不存在生态风险,需要持续关注其生态风险状况。研究结果可为荒漠区采油废水排放标准制定、土壤环境质量评价等提供依据。

参考文献(References):

[1] Hollanda L R, Santos S B F, Faustino J G A A, Dotto G L, Foletto E L, Chiavone-Filho O. Oil field-produced water treatment: characterization, photochemical systems, and combined processes. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(38): 52744-52763.

[2] 李冬菊, 刘建忠, 李平原, 周少雄, 颜亨兵. 彩南油田蒸发池污水预处理药剂筛选及应用. 当代化工研究, 2019, (12): 77-78.

[3] Huang T M, Pang Z H. Changes in groundwater induced by water diversion in the Lower Tarim River, Xinjiang Uygur, NW China: evidence from environmental isotopes and water chemistry. Journal of Hydrology, 2010, 387(3/4): 188-201.

[4] 张雪妮, 李岩, 何学敏, 吕光辉. 水盐变化对荒漠植物功能多样性与物种多样性关系的影响. 生态学杂志, 2019, 38(8): 2354-2360.

[5] 赵晓英, 何学敏, 杨晓东, 张雪妮, 吕光辉. 艾比湖流域水盐变化对荒漠植物多样性的影响. 干旱区资源与环境, 2017, 31(6): 76-82.

[6] Wang Z M, Li G M, Li X, Shan S, Zhang J Y, Li S Y, Fan J L. Characteristics of moisture and salinity of soil in Taklimakan Desert, China. Water Science and Technology, 2012, 66(6): 1162-1170.
[7] 唐海萍, 陈姣, 薛海丽. 生态阈值: 概念、方法与研究展望. 植物生态学报, 2015, 39(9): 932-940.
[8] Huggett A J. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. Biological Conservation, 2005, 124(3): 301-310.
[9] 陈亚宁, 陈亚鹏, 朱成刚, 李卫红. 西北干旱荒漠区生态系统可持续管理理念与模式. 生态学报, 2019, 39(20): 7410-7417.
[10] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134.
[11] 张学渊, 魏伟, 周亮, 郭泽呈, 李振亚, 张静, 颉斌斌. 西北干旱区生态脆弱性时空演变分析. 生态学报, 2021, 41(12): 4707-4719.
[12] 郝小红, 陈丰兰, 杨成龙, 缑慧娟. 聚类分析法在土体含水率试验中的应用. 华北水利水电学院学报, 2013, 34(2): 52-54.
[13] 方精云, 王襄平, 沈泽昊, 唐志尧, 贺金生, 于丹, 江源, 王志恒, 郑成洋, 朱江玲, 郭兆迪. 植物群落清查的主要内容、方法和技术规范. 生物多样性, 2009, 17(6): 533-548.
[14] 姜隽. 生物群落的物种多样性研究综述. 科技情报开发与经济, 2009, 19(27): 131-133.
[15] European Communities. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Ispra: European Communities, 2003.
[16] 胡雨晴, 孙玉川, 李晓丽, 曹敏, 袁道先. 基于物种敏感度分布的不同岩溶地下河中多环芳烃分布特征及生态风险评价. 地球与环境, 2021, 49(6): 684-693.
[17] 张晓惠, 袁雪竹, 陈红, 焦永杰, 董菁, 杨静, 王越, 邓小文. 基于 SSD 法的持久性污染物水生态风险阈值研究. 生态科学, 2016, 35(3): 85-91.
[18] Kwak J I, Lee T Y, Seo H, Kim D, Kim D, Cui R X, An Y J. Ecological risk assessment for perfluorooctanoic acid in soil using a species sensitivity approach. Journal of Hazardous Materials, 2020, 382: 121150.
[19] 曾勇, 孙霄, 赖雨薇, 喻兆. 基于物种敏感性分布的多环芳烃水生态系统风险评价方法与应用. 生态毒理学报, 2020, 15(5): 235-243.
[20] 刘晨宇, 田爱民, 孙菲, 袁鹏. 生态风险评价方法与应用研究进展. 科技管理研究, 2020, 40(2): 79-83.
[21] 陈丽红, 李强, 肖欣欣, 孟甜, 张瑜, 魏占亮, 曹莹. 典型四环素类抗生素的预测无效应浓度和风险评估. 生态毒理学报, 2021, 16(5): 334-346.
[22] Rawls W J, Pachepsky Y A, Ritchie J C, Sobecki T M, Bloodworth H. Effect of soil organic carbon on soil water retention. Geoderma, 2003, 116(1/2): 61-76.
[23] 张宏伟, 胡广录, 刘桂民, 廖亚鑫, 王德金. 黑河中游荒漠绿洲过渡带斑块植被区土壤水分与有机质空间变异特征. 土壤通报, 2016, 47(6): 1325-1331.
[24] 张芳. 新疆奇台绿洲土壤碱化特征及遥感监测研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2011.
[25] Xi H Y, Feng Q, Zhang L, Si J H, Chang Z Q, Yu T F, Guo R. Effects of water and salinity on plant species composition and community succession in Ejina Desert Oasis, northwest China. Environmental Earth Sciences, 2016, 75(2): 138.
[26] 胡冬, 吕光辉, 王恒方, 杨启, 蔡艳. 水分梯度下荒漠植物多样性与稳定性对土壤因子的响应. 生态学报, 2021, 41(17): 6738-6748.
[27] 张雪丽. 黄土高原丘陵沟壑区山羊牧道景观对植物群落和土壤水分的影响[D]. 兰州: 兰州大学, 2015.
[28] 杨美琳, 尹林克, 陈军纪, 陈艳锋. 刺山柑(*Capparis spinosa* L.)两种花型间雄蕊的形态与功能比较. 干旱区资源与环境, 2015, 29(12): 120-124.
[29] 肖德荣, 田昆, 张利权. 滇西北高原纳帕海湿地植物多样性与土壤肥力的关系. 生态学报, 2008, 28(7): 3116-3124.
[30] 张晓龙, 周继华, 蔡文涛, 管天玉, 高楠楠, 杜会, 姜联合, 来利明, 杨大文, 丛振涛, 郑元润. 水分梯度下黑河流域荒漠植物群落多样性特征. 生态学报, 2017, 37(14): 4627-4635.