

DOI: 10.5846/stxb201608051614

田莉萍, 孙志高, 牟晓杰, 胡星云. 黄河口潮间带碱蓬湿地植物-土壤系统 V 和 Co 生物累积的季节变化. 生态学报, 2017, 37(1): - .

Tian L P, Sun Z G, Mu X J, Hu X Y. Seasonal variations of vanadium and cobalt bioaccumulation in plant-soil system of *Suaeda salsa* in the intertidal zone of the Yellow River Estuary. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1): - .

黄河口潮间带碱蓬湿地植物-土壤系统 V 和 Co 生物累积的季节变化

田莉萍¹, 孙志高^{1,*}, 牟晓杰², 胡星云¹

1 福建师范大学地理研究所, 湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

2 中国科学院东北地理与农业生态研究所 湿地生态与环境重点实验室, 长春 130012

摘要: 2008 年 5—11 月, 对黄河口滨岸潮滩不同表现型碱蓬(*Suaeda salsa*) (中潮滩碱蓬, MMS, *S. salsa* in middle marsh; 低潮滩碱蓬, LMS, *S. salsa* in low marsh) 湿地植物-土壤系统 V 和 Co 含量的季节动态及其生物累积特征进行了研究。结果表明: MMS (或 LMS) 湿地表层土壤中 V 或 Co 含量的季节变化差异明显, 但同一种湿地土壤中 V 和 Co 含量的变化模式相似。MMS (或 LMS) 湿地土壤的 V 含量均明显高于 Co 含量, 二者在生长季的变异系数分别为 12.01%、12.35% (MMS) 和 4.08%、4.94% (LMS)。MMS 和 LMS 湿地表层土壤 V 的地累积指数(I_{geo}) 大多介于 1—2, 处于轻度污染状况; Co 的 I_{geo} 大多介于 0—1 之间, 处于无污染到轻度污染状态。V 和 Co 含量在 MMS 不同部分中整体表现为枯落物>根>叶>茎 ($P<0.05$), 而在 LMS 中表现为枯落物>叶>茎>根 ($P<0.001$)。MMS 和 LMS 不同器官的 V 或 Co 转移能力存在较大差异, 前者 V 和 Co 的 R/S (根茎比)、R/L (根叶比) 和 S/L (茎叶比) 大多大于 1, 后者中两种元素的相应比值则大多小于 1。MMS 和 LMS 不同部分的 V 和 Co 累积系数 (AF) 整体均表现为 $AF_V < AF_{Co}$, 前者分别为后者的 0.31—1.32、0.12—5.56、0.08—1.23、0.38—0.65 倍 (MMS) 和 0.14—0.84、0.23—0.68、0.34—0.77、0.43—0.56 倍 (LMS)。研究发现, MMS 和 LMS 湿地土壤有机质和铁锰氧化物含量的差异是导致二者 V 和 Co 含量存在差异的关键因素, 而两种碱蓬生理生态学特性、所处生境水盐条件以及 V 和 Co 在不同器官扮演生态功能的差异是导致二者植物体内 V 和 Co 转移、分配与生物累积差异的重要原因。随着该区潮间带石油开采强度及石油燃料使用的增加, 湿地表层土壤的 V 和 Co (特别是 V) 污染问题将会逐渐凸显, 而 LMS 可用于未来受 V 污染湿地修复的备选物种。

关键词: V 和 Co; 转移与分配; 生物累积; 碱蓬湿地; 黄河口

Seasonal variations of vanadium and cobalt bioaccumulation in plant-soil system of *Suaeda salsa* in the intertidal zone of the Yellow River Estuary

TIAN Liping¹, SUN Zhigao^{1,*}, MU Xiaojie², HU Xingyun¹

1 Institute of Geography, Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process (Fujian Normal University), Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China

Abstract: From May to November 2008, the seasonal variations of vanadium (V) and cobalt (Co) bioaccumulation of *Suaeda salsa* (*S. salsa* in middle marsh, MMS; *S. salsa* in low marsh, LMS) in the intertidal zone of the Yellow River Estuary were investigated. The results showed that the seasonal variations of V and Co contents in surface sediments of MMS and LMS were significantly different whereas those in the same marsh were similar. The V content in sediments of MMS or LMS was significantly higher than that of Co, and the coefficient of variations (CVs) during the growing season were

基金项目: 国家自然科学基金面上项目 (41371104) 和福建省“闽江学者奖励计划”项目资助

收稿日期: 2016-08-05; **修订日期:** 2016-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

12.01%, 12.35% (MMS) and 4.08%, 4.94% (LMS), respectively. Geoaccumulation indices (I_{geo}) of V in surface sediments of MMS and LMS were mostly between 1 and 2, which could be classified as a moderately polluted level. The I_{geo} values of Co were mostly between 0 and 1, which could be classified as an unpolluted to moderately polluted level. The V and Co contents in different parts of MMS were generally in the order of litter > root > leaf > stem ($P < 0.05$), while those of LMS followed the order of litter > leaf > stem > root ($P < 0.001$). The transference of V and Co among different organs of MMS and LMS showed great difference. The R/S (root to stem), R/L (root to leaf), and S/L (stem to leaf) of V and Co in MMS were mostly greater than 1, whereas those in LMS were mostly less than 1. The accumulation factors (AF_s) of both V and Co in different parts (root, stem, leaf, and litter) of MMS and LMS showed $AF_V > AF_{Co}$, with the values being 0.31—1.32, 0.12—5.56, 0.08—1.23, and 0.38—0.65 times (MMS) and 0.14—0.84, 0.23—0.68, 0.34—0.77, and 0.43—0.56 times (LMS), respectively. The present study found that the differences of organic matter and Fe-Mn oxide contents in marsh sediments of MMS and LMS were the key factors resulting in the differences of their V and Co contents. Differences of the ecological and physiological characteristics, the water and salinity conditions in the habitat, and the ecological functions of V and Co between MMS and LMS showed significant influences on their transference, distribution, and bioaccumulation of the two elements. With increasing oil exploitation intensity and oil fuel usage, the V and Co (particularly for V) pollution in surface sediments of intertidal zone will be gradually highlighted, and the LMS can be used as the alternative species for marsh remediation resulting from V pollution.

Key Words: vanadium and cobalt, Transference and allocation, Bioaccumulation, *Suaeda salsa* marsh, Yellow River Estuary.

植物在生长过程中不但需要摄取土壤中的大量元素来满足自身生长的需要,而且微量元素也是其必需的。钒(V)是植物生长必需的微量元素,其可参与到蛋白质、糖类和脂肪的代谢。V不但可促进土壤中微生物与氮的同化作用,而且能够促进植物对铁的吸收和利用,促进叶绿素的合成,产生希尔反应^[1];但过量的V又会限制植物生长,导致植株枯萎、矮化、产量降低以及对钙、磷酸盐等营养物质吸收量减少等^[2]。钴(Co)也是植物生长过程中不可缺少的微量元素,其可参与植物呼吸作用以及蛋白质、酶类的合成,并对植物生长以及豆科植物和非豆科植物的固氮具有重要影响。低浓度的Co有利于植物生长,高浓度的Co则对植物生长产生明显抑制作用^[3]。目前,国内外关于湿地植物营养元素的相关研究主要是集中于碳、氮、磷、钾等大量元素^[4-5],硫、钙、镁等中量元素^[5-6]以及铁、锰、锌、硼等微量元素^[6-8],而关于硅、钒和钴等元素的研究还非常薄弱。

黄河三角洲是中国暖温带保存最完整、最广阔和最年轻的湿地生态系统。碱蓬(*Suaeda salsa*)作为一年生植物,是黄河三角洲重要的盐生植被之一。作为潮滩湿地生态系统演替先锋阶段的碱蓬盐沼是黄河三角洲丹顶鹤、白鹭、鹈形目等鸟类的主要栖息地,同时还起着维持湿地系统正常演替、防风固堤、调节气候等功能。在碱蓬分布区内,由于潮滩不同位置环境条件特别是水盐条件的差异,分别在中潮滩和低潮滩形成了两种不同表现型的碱蓬群落[中潮滩碱蓬的植株较高(生长旺期为(52.51±9.91)cm)叶和茎均为绿色;低潮滩碱蓬的植株矮小(生长旺期为(33.64±7.96)cm),叶和茎均为紫红色^[9]],其对于水分和盐分的变化极为敏感^[5]。同时,本地区又是胜利油田开采的主要区域,而煤、石油、重油等化石燃料的开采及使用又可显著影响土壤中V和Co的富集,进而可能对碱蓬植物的生长与发育产生深刻影响。目前,国内针对黄河口湿地植物营养元素的研究主要集中于碳、氮、磷^[4]、硫^[9]以及铁、锰、铅、铬、铜、锌等^[10-11]元素,而关于V和Co等对植物生长有益元素的相关研究还鲜有报道,特别是关于潮间带不同表现型碱蓬湿地植物-土壤系统中V和Co生物累积动态的对比研究还比较缺乏。为此,选择黄河口滨岸潮滩不同表现型碱蓬湿地为研究对象,探讨V和Co在湿地植物-土壤系统中的季节动态及生物累积特征,以期为黄河口湿地生物地球化学循环以及湿地生态保育等研究提供基础数据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

试验于 2008 年 5—11 月在山东黄河三角洲国家级自然保护区今黄河口北部的滨岸潮滩进行。黄河三角洲自然保护区于 1992 年经国家林业局批准建立,是全国最大的河口三角洲自然保护区。黄河三角洲属暖温带半湿润气候区,气候温和,四季分明,全年平均气温 12.3℃,大于 10℃ 以上积温 4183℃。该区平均无霜期 210 d,年均蒸发量 1962.1 mm,年均降水量 551.6 mm,且多集中在夏季。保护区的土壤类型主要为隐域性潮土和盐土,主要植被类型为芦苇(*Phragmites australis*)、芦苇-荻(*Phragmites australis-Triarrhena sacchariflora*)、怪柳(*Tamarix chinensis*)、碱蓬及补血草(*Limonium sinense*)等,其中芦苇、怪柳及碱蓬分布较广。位于中潮滩与低潮滩上碱蓬湿地的环境条件差异较大,其表层土壤理化性质见表 1。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集与处理

采用定位研究方法,按照“典型性、代表性、一致性”的原则,在黄河入海口北部滨岸潮滩碱蓬分布区内,选择中潮滩碱蓬湿地(37°45′57.0″N, 119°09′40.7″E, MMS)和低潮滩碱蓬湿地(37°46′38.9″N, 119°09′41.4″E, LMS)为研究对象,分别设置 30 m×30 m 的典型样地,测定碱蓬的地上、地下生物量及枯落物量。地上生物量采用收获法,即在样地按植物生长特点每 20 d 左右采样一次。采样时,随机选取 4—5 个 50 cm×50 cm 的样方,用剪刀沿地面剪下植物地上部分,带回实验室,并将其分离为茎、叶。由于成熟期碱蓬的果实与小叶紧密相连,难以准确区分,所以实际为叶+果实。地下生物量采用挖掘法,并在地上生物量测定小区内进行测定。采样时,将样方内 0—40 cm 的根全部挖出,带回实验室放于细纱网袋中将泥土冲洗干净至无。枯落物采

样与生物量测定同步,随机选取 4—5 个 50 cm×50 cm 的样方,割除植物地上部分,摘除立枯物(实验室进行)。同时,收集样方内散落在地面上的当年凋落物。由于研究地区为不规则半日浅海潮,少部分植物体(主要为叶子)及枯落物可被潮汐带走或在潮滩上重新分配,所以本研究测定的生物量及枯落物量均为现存量。将采集的地上、地下植物及枯落物(立枯物+凋落物)样品置于 80℃ 烘干箱中烘干至恒重。称量后将样品粉碎,过 0.25 mm 筛后备用。植物样品采集的同时,分别在中潮滩和低潮滩碱蓬群落内采集土壤样品,并测定土壤容重和含水量。采样时,每个典型样区采集 3 个土壤剖面,剖面深度为 60 cm,每 10 cm 一层,共 6 层。由于碱蓬的根系主要生长在 0—10 cm 土层中,故本研究只选择 0—10 cm 的土壤样品进行测试。将采集的土样及时带回实验室自然风干后,捡去残根等杂物,用球磨机磨碎,过 100 目筛后装袋待测。采用 1:5 土水比浸提液的方法测 pH,采用便携式盐度计测定土壤 EC,采用重铬酸钾容量法测定土壤的有机质,采用激光粒度分析仪测定土壤粒度,粒度采用国际制。

1.2.2 样品分析

称取 0.1000 g 土壤样品,加入 2 mL HNO₃、1 mL HClO₄ 和 5 mL HF,并置于 160—190℃ 烘箱中 16 h。残渣溶于 2 mL 4 mol/L HCl 后,再用去离子水稀释至 10 mL 待测。称取 0.2000 g 植物样品,加入 2 mL 65% 的 HNO₃ 和 1 mL 30% 的 H₂O₂ 消解后,残渣用去离子水稀释至 10 mL 待测。所有样品均在 Agilent 7500 ICP-MS 上测定 V 和 Co 的含量。测定过程中,采用标准样品(GBW07401 和 GBW08513,国家标准物质中心)和空白样进行质

表 1 不同潮滩湿地表层土壤(0—10 cm)的理化性质对比

Table 1 Comparison of physical and chemical properties of topsoil (0—10 cm) in different tidal marshes

因子 Parameters	湿地类型 Wetland type	
	MMS	LMS
容重 Bulk density/(g/cm ³)	1.33±0.03	1.64±0.03
粒度组成 Grain composition/%	粘粒 Clay	8.67±0.66
	粉粒 Silt	49.67±0.53
	砂粒 Sand	41.66±0.14
土壤含水量 Soil moisture/(cm ³ /cm ³)	0.289±0.013	0.346±0.031
EC Electrical conductivity/(mS/cm)	5.58±2.80	18.07±0.43
土壤有机质 Soil organic matter/%	1.07±0.06	0.93±0.04
pH	8.55±0.06	8.86±0.04

MMS, 中潮滩碱蓬 *S. salsa* in middle marsh; LMS, 低潮滩碱蓬 *S. salsa* in low marsh

量控制,每 20 个样品加一个空白样和一个标准物质。

1.2.3 指标计算

地累积指数(I_{geo})是利用元素总含量与其地球化学背景值的关系来直观反映该元素在沉积物中的富集程度。土壤中 V 和 Co 的 I_{geo} 可用下式计算^[12]:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 [C_i / (k \times B_i)]$$

其中, C_i 为湿地土壤中元素 i 的实测值, B_i 为参比元素含量(评价标准或背景值); k 为修正系数(一般取 1.5),用以消除造岩运动可能引起的元素质量分数的自然波动。当 $I_{\text{geo}} \leq 0$,视为无污染; $0 < I_{\text{geo}} \leq 1$,为无污染到轻度污染; $1 < I_{\text{geo}} \leq 2$ 之间,为轻度污染; $2 < I_{\text{geo}} \leq 3$,为偏中度污染; $3 < I_{\text{geo}} \leq 4$ 之间,为中度污染; $4 < I_{\text{geo}} \leq 5$,为偏重度污染; $I_{\text{geo}} > 5$,为重度污染。

植物不同器官 V 和 Co 的累积系数 AF (Accumulation factor) 可用不同器官 V (或 Co) 含量与土壤中 V (或 Co) 含量的比值来表征^[13],计算公式如下:

$$AF_R = C_R / C_{\text{SE}}$$

$$AF_S = C_S / C_{\text{SE}}$$

$$AF_L = C_L / C_{\text{SE}}$$

$$AF_{\text{LI}} = C_{\text{LI}} / C_{\text{SE}}$$

其中, C_R 、 C_S 、 C_L 、 C_{LI} 分别为植物中根、茎、叶和枯落物中 V 或 Co 的平均含量, C_{SE} 表示土壤中 V 或 Co 的平均含量。

植物中 V (或 Co) 含量的根/茎比(R/S)、根/叶比(R/L)和茎/叶比(S/L)可依据 Dahmani-Muller 等^[14]提出的公式计算:

$$R/S = C_R / C_S$$

$$R/L = C_R / C_L$$

$$S/L = C_S / C_L$$

植物体 V 和 Co 的储量 H_n (H_n , mg/m^2) 可用下式计算:

$$H_n = C_n \times B_n$$

其中, C_n 为植物体中 V 或 Co 的含量(mg/kg), B_n 表示植物体的生物量(kg/m^2)。

1.2.4 数据处理与分析

运用 Origin 8.0 软件对数据进行作图和计算,并对 MMS 和 LMS 表层土壤中的 V 和 Co 的含量以及植物不同器官的 V 和 Co 含量进行方差分析。

2 结果与分析

2.1 土壤中 V 和 Co 含量季节变化

两种湿地表层土壤中 V 或 Co 含量的季节变化特征差异较大($P > 0.05$),且同一种湿地土壤中 V 和 Co 含量的季节变化模式相似($P > 0.05$)(图 1)。生长季 MMS 和 LMS 湿地表层土壤 V 和 Co 含量的变化范围分别介于 93.53—129.87、11.74—13.45 mg/kg 和 99.59—111.58、11.75—16.73 mg/kg ,均值为 109.70、12.60 mg/kg 和 106.31、13.68 mg/kg 。MMS 表层土壤中的 V 和 Co 平均含量均高于 LMS,且同一种湿地表层土壤的 V 含量均明显高于 Co 含量,前者为后者的 8.02(MMS)和 8.44(LMS)倍。整体而言,MMS 湿地土壤的 V 和 Co 含量均分别于 5 月末和 8 月上旬取得最低值和最高值,其在生长季的变异系数分别为 12.01%和 12.35%,均属于中等变异($10\% < CV < 100\%$)。与之不同,LMS 湿地土壤的 V 和 Co 含量在生长季均呈较缓波动变化,其变异系数分别为 4.08%和 4.94%,均属于弱变异($CV < 10\%$)。此外,生长季 MMS 和 LMS 湿地表层土壤 V 的 I_{geo} 大多介于 1—2,处于轻度污染状况;Co 的 I_{geo} 大多介于 0—1 之间,处于无污染到轻度污染状态(图 2)。

2.2 植物中 V 和 Co 含量季节变化

MMS 和 LMS 不同器官的 V 和 Co 含量均具有明显的季节变化特征(图 3)。MMS 根和茎的 V 含量均在生

长初期较低,并于7月中旬达到最大值后整体呈波动降低趋势;叶的 V 含量则在生长初期取得最大值后呈较缓降低变化。尽管 LMS 不同器官 V 含量的变化特征亦比较一致,但其变化模式与 MMS 差别较大,特别是根、茎中 V 含量峰值取得的时间要比 MMS 滞后 1 个月左右。就 Co 而言,其在 MMS 不同器官中的含量变化在 8 月末前较为一致,之后则呈不同变化特征。其中,根和茎中的 Co 含量整体呈降低趋势,叶中的 Co 含量则于 9 月下旬取得最大值后呈骤然降低变化。与之不同,LMS 茎和叶中 Co 含量的变化模式较为一致且均于 8 月取得最大值,而根中的 Co 含量整体呈较大波动变化。尽管 MMS(或 LMS)根、茎、叶和枯落物中 V(或 Co)含量的变化特征比较一致,但两种元素之间的变化模式差异较大(图 3)。除 MMS 茎的 V 含量以及叶的 Co 含量在生长季的变化均属强变异以外($CV>100\%$),二者不同部分 V 或 Co 含量的季节变化均属中等变异(表 2)。比较而言,V 和 Co 在 MMS 不同部分中的含量整体均表现为枯落物>根>叶>茎($P_V<0.001,P_{Co}=0.011$),在 LMS 中则均表现为枯落物>叶>茎>根($P_V<0.001,P_{Co}<0.001$)。除根外,MMS 和 LMS 不同部分的 V 或 Co 含量亦均达到显著差异水平(茎: $P_V=0.002,P_{Co}=0.016$;叶: $P_V<0.001,P_{Co}=0.036$;枯落物: $P_V=0.013,P_{Co}=0.010$)。

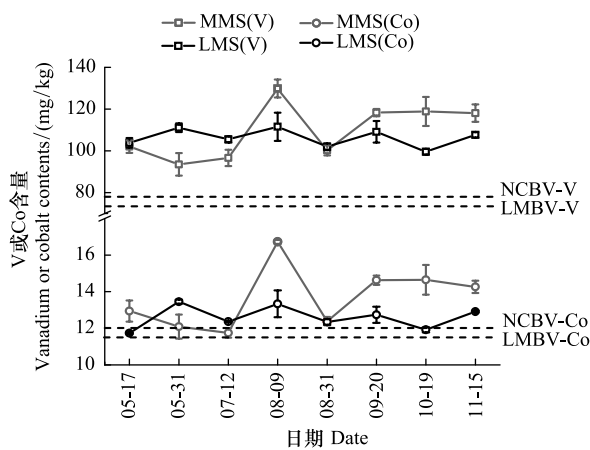


图 1 湿地土壤中 V 和 Co 含量的季节变化

Fig.1 Seasonal variations of V and Co contents in marsh soils

V, 钒 vanadium; Co, 钴 cobalt; NCBV-V, 华北克拉通 V 的背景值 North China craton background value-vanadium; LMBV-V, 黄土母质 V 的背景值, Loess parent material background value-vanadium; NCBV-Co, 华北克拉通 Co 的背景值, North China craton background value-cobalt; LMBV-Co, 黄土母质 Co 的背景值, Loess parent material background value-cobalt; MMS, 中潮滩碱蓬 *S. salsa* in middle marsh; LMS, 低潮滩碱蓬 *S. salsa* in low marsh

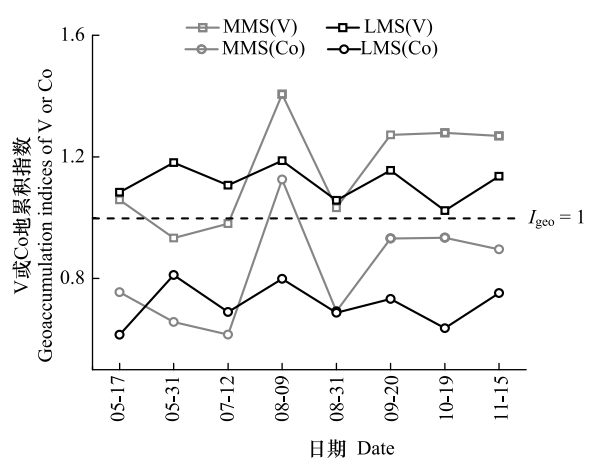


图 2 湿地土壤中 V 和 Co 的地累积指数

Fig.2 Geoaccumulation indices (I_{geo}) of V and Co in marsh soils

I_{geo} , 地累积指数 Geoaccumulation indices; 当 $I_{geo} \leq 0$, 视为无污染; $0 < I_{geo} \leq 1$, 为无污染到轻度污染; $1 < I_{geo} \leq 2$ 之间, 为轻度污染; V, 钒 vanadium; Co, 钴 cobalt; MMS, 中潮滩碱蓬 *S. salsa* in middle marsh; LMS, 低潮滩碱蓬 *S. salsa* in low marsh

表 2 生长季植物不同部分 V 和 Co 含量 (mg/kg) 的均值及变异系数

Table 2 Means and coefficient of variation (CV) of V and Co contents (mg/kg) in different parts of plants during the growing season

项目 Items	MMS				LMS			
	V		Co		V		Co	
	均值(±SD)	CV/%	均值(±SD)	CV/%	均值(±SD)	CV/%	均值(±SD)	CV/%
根 Root	2.27±0.95	41.67	0.61±0.29	47.41	1.91±1.01	53.19	0.64±0.40	62.43
茎 Stem	0.78±0.86	110.57	0.33±0.29	89.24	3.83±2.17	56.58	0.90±0.53	58.45
叶 Leaf	0.84±0.40	48.01	0.45±0.54	121.48	4.74±2.32	48.88	1.10±0.58	52.61
枯落物 Litter	5.30±3.33	62.84	1.21±0.71	58.58	10.81±3.03	27.99	2.60±0.80	30.81

V, 钒 vanadium; Co, 钴 cobalt

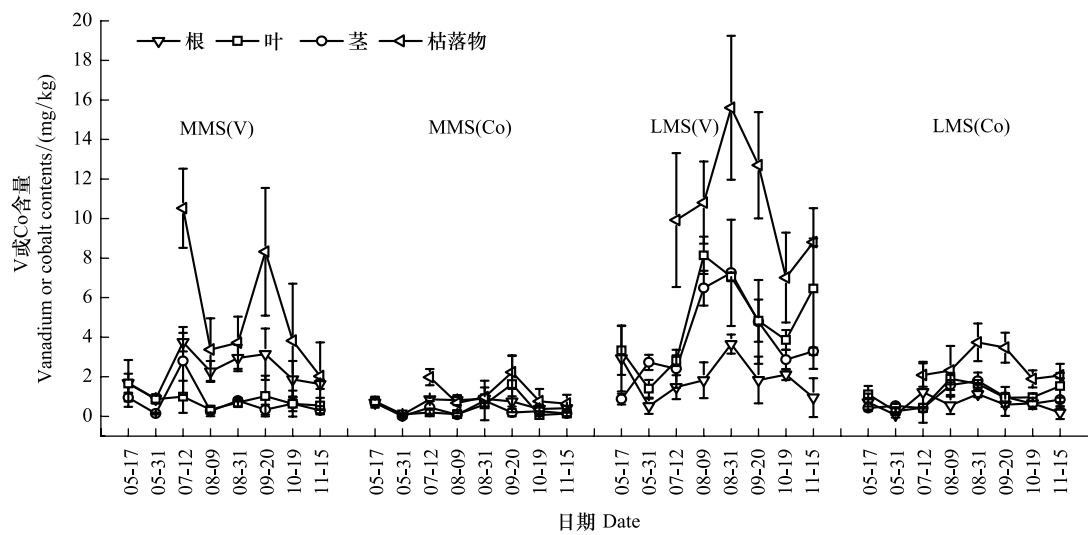


图3 湿地植物不同部分 V 和 Co 含量的季节变化

Fig.3 Seasonal variations of V and Co contents in different parts of marsh plants

V, 钒 vanadium; Co, 钴 cobalt; MMS, 中潮滩碱蓬 *S. salsa* in middle marsh; LMS, 低潮滩碱蓬 *S. salsa* in low marsh

2.3 V 和 Co 的累积与分配

2.3.1 V 和 Co 的转移

MMS 中 V 和 Co 的 R/S、R/L 和 S/L 的比值范围分别为 1.34—9.43、1.01—6.79、0.32—2.83 (V) 和 1.00—26.00、0.90—7.87、0.04—4.05 (Co), 而在 LMS 中二者的相应比值分别为 0.19—3.36、0.15—0.88、0.26—1.95 (V) 和 0.14—2.92、0.12—2.83、0.38—2.09 (Co) (表 3)。比较而言, MMS 中 V 和 Co 的 R/S、R/L 和 S/L 大多大于 1, 而 LMS 中两种元素的相应比值大多小于 1, 说明二者不同器官 V 或 Co 的转移能力存在较大差异。

表 3 生长季植物不同部分 V 和 Co 的 R/S、R/L 和 S/L 比值

Table 3 Root/stem (R/S), root/leaf (R/L) and stem/leaf (S/L) ratios of V and Co in different parts of plants during the growing season										
项目 Items	比值 Ratios		5—17	5—31	7—12	8—9	8—31	9—20	10—19	11—15
V	MMS	R/S	1.76	6.19	1.34	8.38	3.70	9.43	2.92	5.35
		R/L	1.01	1.02	3.80	6.79	4.23	3.06	2.97	3.01
		S/L	0.57	0.17	2.83	0.81	1.14	0.32	1.02	0.56
	LMS	R/S	3.36	0.19	0.61	0.28	0.50	0.38	0.74	0.29
		R/L	0.88	0.36	0.52	0.22	0.52	0.38	0.55	0.15
		S/L	0.26	1.95	0.85	0.80	1.03	0.99	0.74	0.51
Co	MMS	R/S	1.00	26.00	1.93	9.76	1.11	3.96	1.42	2.93
		R/L	0.90	0.93	4.51	7.87	1.49	0.46	5.74	2.93
		S/L	0.90	0.04	2.33	0.81	1.34	0.12	4.05	1.00
	LMS	R/S	1.67	0.14	2.92	0.35	0.63	0.60	1.03	0.22
		R/L	0.63	0.29	2.83	0.29	0.68	0.63	0.68	0.12
		S/L	0.38	2.09	0.97	0.83	1.09	1.05	0.66	0.54

2.3.2 V 和 Co 的分配

MMS 和 LMS 不同部分的 V 和 Co 储量分别为 0.118—2.743、0.012—1.071 g/m² 和 0.090—2.136、0.028—0.516 g/m², 前者 V 和 Co 的储量在生长季均要高于后者。对 MMS 和 LMS 不同部分分配比的研究发现, 叶是生长初期二者 V 的主要储库, 其分配比分别介于 52.97%—59.97% (MMS) 和 49.62%—63.07% (LMS); 生长旺期, 根和茎是主要储库, 二者根分配比分别介于 23.19%—37.37% (MMS) 和 11.78%—49.01% (LMS), 而茎分

配比分别介于 18.08%—37.26%(MMS)和 19.77%—59.68%(LMS);生长末期,枯落物是 V 的主要储库,其分配比分别高达 87.95%(MMS)和 89.94%(LMS)(表 4)。与之相比,MMS 和 LMS 不同部分的 Co 分配比与 V 差异较大。生长初期,叶和茎是二者 Co 的主要储库,其分配比分别高达 68.03%、68.87%(MMS)和 57.87%、60.48%(LMS);生长旺期,二者茎的 Co 分配比最高,其值分别介于 37.56%—53.10%(MMS)和 36.98%—53.25%(LMS);生长末期,叶是 Co 的主要储库,其变化范围分别介于 37.56%—53.10%(MMS)和 36.98%—53.25%(LMS)。

表 4 生长季植物不同部分 V 和 Co 的分配比(%)
Table 4 Allocations of V and Co in different parts of plants in the growing season (%)

项目 Items			5—17	5—31	7—12	8—9	8—31	9—20	10—19	11—15
V	MMS	R	30.04	34.11	29.36	37.37	23.19	15.99	18.15	9.83
		S	16.99	5.92	37.26	18.08	35.11	8.16	28.54	1.09
		L	52.97	59.97	7.23	8.32	11.40	8.92	14.95	1.13
		LI			26.16	36.24	30.29	66.94	38.37	87.95
	LMS	R	24.81	35.49	35.39	49.01	11.78	9.08	13.35	7.44
		S	25.57	1.45	31.27	19.77	57.68	11.76	51.16	1.61
		L	49.62	63.07	7.40	10.34	17.25	35.54	6.51	1.01
		LI			25.94	20.87	13.29	43.62	28.97	89.94
Co	MMS	R	21.82	7.10	7.06	3.53	3.79	2.71	6.40	1.14
		S	10.15	57.87	40.69	48.39	38.63	29.98	24.65	23.16
		L	68.03	35.03	37.92	37.71	42.63	52.78	53.10	37.56
		LI			14.33	10.36	14.95	14.53	15.85	38.14
	LMS	R	15.88	6.13	28.44	4.64	4.82	4.04	7.79	0.90
		S	15.25	60.48	32.40	50.11	39.30	28.91	22.18	24.54
		L	68.87	33.38	26.43	37.59	41.03	48.29	53.25	36.98
		LI			12.73	7.66	14.84	18.76	16.79	37.58

R,根 root;S,茎 stem;L,叶 leaf;LI,枯落物 litter

2.3.3 V 和 Co 的生物累积

MMS 茎、叶和枯落物的 AF_V (或 AF_{Co})均显著低于 LMS($AF_V:P_{茎}=0.003,P_{叶}=0.001,P_{枯}=0.016;AF_{Co}:P_{茎}=0.016,P_{叶}=0.020,P_{枯}=0.008$),而根的 AF_V 表现为 $MMS>LMS(P>0.05)$; AF_{Co} 表现为 $MMS<LMS(P>0.05)$ (图 4)。另外,MMS 和 LMS 根、茎、叶和枯落物的 AF_V 均小于 AF_{Co} ,前者分别为后者的 0.31—1.32、0.12—5.56、0.08—1.23、0.38—0.65 倍(MMS)和 0.14—0.84、0.23—0.68、0.34—0.77、0.43—0.56 倍(LMS)

3 讨论

3.1 土壤中 V 和 Co 含量

本研究表明,MMS 和 LMS 湿地表层土壤 V 和 Co 含量在生长季的均值分别为 109.70、12.60 mg/kg 和 106.31、13.68 mg/kg,不仅高于黄土母质背景值(73.5 mg/kg 和 11.5 mg/kg)^[15],而且还高于华北克拉通背景值(78 mg/kg 和 12 mg/kg)^[16],说明在以华北克拉通为背景的黄河三角洲地区,潮滩湿地存在 V 和 Co 的富集过程。原因可能主要有两方面:一是,研究区位于胜利油田开采区域,石油、天然气等化石燃料的开采、使用及泄露较多。由于重油、石油等燃料中均含有大量的 V,并可在燃烧后的灰渣中富集,所以这些化石燃料可能对湿地表层土壤中 V 和 Co 的富集产生重要影响。另有研究表明,在煤、石油等燃料的燃烧过程中,煤中的 V 以易挥发的有机 V 或含 V 化合物的颗粒形式进入大气。在高温下,它可参与各种反应形成钒氧化物、钒氯化物或 V 的磷酸盐等;随着温度的降低,V 又进入颗粒相。大气颗粒物中的 V 主要以可溶于水的形式存在,通过大气沉降,最后在潮滩湿地表层土壤富集^[17]。随着化石燃料使用量的增加,潮滩湿地表层土壤的 Co 含量也会提

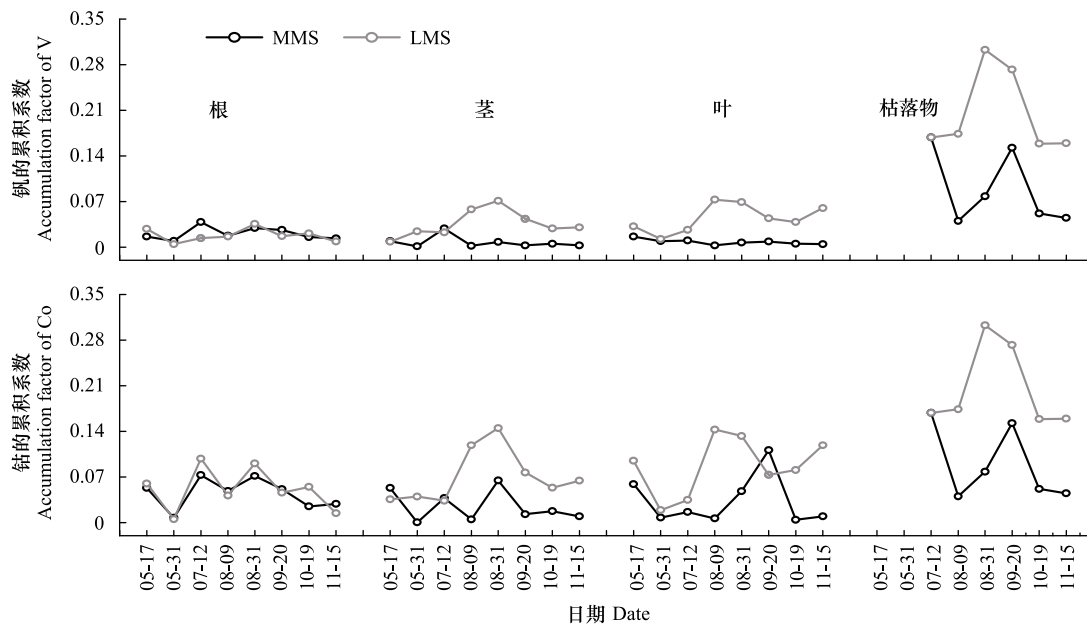


图4 生长季植物不同部分 V 和 Co 的累积系数

Fig.4 Accumulation factors (AFs) of V and Co in different parts of plants during the growing season

V, 钒 vanadium; Co, 钴 cobalt; MMS, 中潮滩碱蓬 *S. salsa* in middle marsh; LMS, 低潮滩碱蓬 *S. salsa* in low marsh

高。Co 在煤和石油中的含量分别为 1—90 mg/kg (平均为 4 mg/kg) 和 0.1 mg/kg^[1], 燃烧煤和石油造成大气总悬浮颗粒物 (TSP) 沉降所提供的 Co 可能成为植物吸收钴的重要来源^[3], 而植物吸收 Co 后通过残体分解又可将部分 Co 转移到土壤中。二是, 随着黄河流域工农业的迅速发展, 黄河可携带大量含 V 和 Co 的污染物进入河口, 并在河海水动力的影响下在潮滩湿地土壤中富集^[18]。研究还表明, 尽管 MMS 和 LMS 湿地表层土壤中 V 或 Co 含量的季节变化特征差异较大, 但并未达到显著水平 ($P>0.05$)。由于黄河口潮滩湿地土壤主要来源于黄河从黄土高原携带而来的泥沙以及部分中下游泥沙的淤积, 所以其土壤母质主要为黄土、褐土和棕壤。可能正是由于中潮滩和低潮滩碱蓬湿地土壤的母质基础较为一致, 导致二者表层土壤中 V 或 Co 含量的季节变化特征差异不大。尽管如此, MMS 和 LMS 湿地土壤中的 V 或 Co 含量的季节动态由于受到生物与非生物因素的影响亦存在一定差异 (图 1)。前者土壤中的 V 和 Co 含量在生长季整体呈较大波动变化且最大值出现在生长旺期, 而后者土壤中的 V 和 Co 含量整体呈现较缓波动变化。MMS 湿地土壤中 V 和 Co 含量在 8 月份的骤然升高可能主要与 8 月份温度较高, 植物分解速率快, 植物中的 V 和 Co 向表层土壤大量归还有关。LMS 湿地由于受潮汐的周期性影响, 土壤中不断富集的 V 和 Co 可能极易被带走, 由此导致其整体呈较缓波动变化。

本研究发现, MMS 湿地表层土壤中 V 和 Co 的平均含量要高于 LMS。一般而言, 粘粒含量高的土壤其 V 和 Co 的含量也较高。沈碧贞等测定了我国不同质地近代河流冲积物的 Co 含量, 得出砂质、壤质和粘质土壤的 Co 含量分别为 8.4 $\mu\text{g/g}$ 、9.3 $\mu\text{g/g}$ 和 12.9 $\mu\text{g/g}$ ^[19]。汪金舫等的研究表明, 土壤全 V 和可溶态 V 含量与粘粒含量均存在显著正相关关系 ($P<0.05$)^[20]。本研究中, MMS 土壤的粘粒和粉粒含量均明显低于 LMS (表 1), 而其 V 和 Co 的平均含量则要高于 LMS。这与已有研究结果不一致, 原因可能与二者更多受制于 MMS 与 LMS 湿地其它环境因素的差异有关, 而这些因素可能是土壤有机质含量、pH 和铁锰氧化物含量等。一般而言, 有机质含量高的土壤其 V 和 Co 的含量也较高, 二者呈显著正相关 ($P<0.05$)。同时, 随着 pH 的升高, 土壤活性 V 和 Co 的含量也会下降^[17,21]。由于 MMS 土壤的 pH 略低于 LMS, 而有机质含量明显高于 LMS (表 1), 由此导致其土壤中 V 和 Co 的平均含量高于 LMS。另有研究表明, Fe、Mn 对 V 和 Co 具有较好的吸附性, 土壤中 V 和 Co 的含量与铁锰含量呈极显著正相关, 且土壤中 Fe、Mn 等共存金属离子对 V 含量具有重要影

响,全 V 和可溶态 V 含量均与 Fe 含量呈显著正相关^[22]。本研究在测定 V 和 Co 含量的同时,亦测定了 Fe 和 Mn 含量。结果表明,黄河口潮间带 MMS 表层土壤的 Fe、Mn 平均含量均明显高于 LMS。由于湿地土壤中的 Fe、Mn 对 V 和 Co 均具有较强的吸附性,由此导致 MMS 湿地表层土壤中 V 和 Co 的平均含量要高于 LMS。另外,在碱性介质体系的表生带氧化条件下, V^{3+} 可转化为 V^{5+} 并形成易溶于水且迁移能力强的 VO_4^{3-} 络阴离子,可使 V 富集,且这种转化能力着 pH 值的增大而增强,但在还原环境或滞水环境中,不利于 V 的富集^[17]。尽管 MMS 与 LMS 土壤的 pH 值相差不大且均属于碱性土壤,但 MMS 处于碱性表生带氧化条件,故 V 易富集;LMS 处于滞水厌氧环境,故不利于 V 的富集。正是所处氧化还原条件的差异,导致 MMS 表层土壤中 V 的平均含量要高于 LMS。另有研究表明,土壤中 Co^{3+} 以锰氧化结合态存在,且在还原条件下极易被破坏,而由这些氧化物结合的 Co^{3+} 也将随之被释放而有效化^[3]。相对与 MMS,LMS 由于其频繁受到潮汐作用的影响,有效化的锰结合态的 Co 极易被海水冲走,最终导致表层土壤中的 Co 含量较 MMS 低。

3.2 V 和 Co 的累积与分配

本研究表明,MMS 和 LMS 不同部分 V 和 Co 含量的季节变化具有显著差异($P<0.05$),且整体表现为 $MMS>LMS$ 。原因可能在于,相对于 MMS,LMS 由于经常受到海流、潮汐等海洋作用力的影响,不仅面临盐分胁迫,而且还受到海水渍涝等带来的综合逆境胁迫,由此导致其植株矮小、叶片肥厚且光合速率低^[23]。相关研究亦发现,MMS 和 LMS 的叶片肉质化程度^[24]、叶片色素积累及光合特性^[23]、叶片抗氧化系统^[25]等均具有明显差异,内部组织结构的差异必然会影响植物对营养元素的吸收与利用^[7],进而导致二者不同器官 V 和 Co 累积与分配特征的差异。研究还表明,MMS 和 LMS 碱蓬中 V 和 Co 的平均含量在生长初期和生长末期的变化趋势相似,而在生长旺期则呈现相反规律变化。原因可能主要与生长旺期气温偏高,蒸发旺盛,MMS 湿地表层土壤较高的盐分不利于植物生长,进而使得其对 V 和 Co 的吸收与累积受到明显抑制有关。与之相比,LMS 湿地表层土壤的水分条件较好,其受到的盐分胁迫可能不如 MMS 强,故其对 V 和 Co 的吸收与累积能力相对较高。此外,MMS 和 LMS 的 V 和 Co 平均含量在生长末期均呈现增加趋势,这主要与此间植物种子发育需从地下转移大量 V 和 Co 养分有关。研究还表明,MMS 和 LMS 不同部分中 V 和 Co 的含量分布存在显著差异,前者整体均表现为枯落物>根>叶>茎($P<0.05$),后者均表现为枯落物>叶>茎>根($P<0.001$)。原因除了与二者的生理生态学特性以及所处生境等因素的差异有关外,还可能与 V 和 Co 在 MMS 和 LMS 不同器官中的生态功能差异有关。值得注意的是,MMS 和 LMS 枯落物中的 V 和 Co 含量均最高,原因可能与植物死亡前 V 和 Co 的转移和滞留有关。在生长初期和旺期,茎和叶是二者 V 和 Co 的主要储库,其分配比均较高(表 4),但此间茎和叶中 V 和 Co 的转移能力却较低(表 3),由此导致其在茎叶中不断累积,直至最终死亡成为枯体。由于 LMS 湿地土壤的盐分含量较高,不利于根系从土壤中吸收 V 和 Co 养分,由此导致两种元素在根中的含量较低;茎和叶作为 LMS 地上 V 和 Co 的主要累积器官,其可通过根系相对较弱的吸收能力而不断累积,进而使得其含量较高。与之相比,MMS 湿地土壤的盐分含量较低,利于根系向土壤中大量吸收 V 和 Co 养分,由此导致两种元素在根中的含量较高。尽管茎和叶亦是 MMS 地上 V 和 Co 的主要累积器官,但因其地上生物量较 LMS 高(MMS 地上生物量为 LMS 的 1.97—6.31 倍)^[5],稀释效应明显,由此导致两种元素的含量较低。此外,MMS 不同部分 V 和 Co 含量的最大值均未出现在生长旺期,而 LMS 不同部分的最大值则出现在生长旺期。导致这种差异的原因可能主要与前述生长旺期气温度偏高,蒸发旺盛,MMS 和 LMS 湿地表层土壤盐胁迫强度的差异有关。研究还表明,MMS 不同部分 V 和 Co 的储量在生长季均要高于 LMS,原因主要与 MMS 的生物量要明显高于 LMS 有关(MMS 地上生物量和地下生物量分别为 LMS 的 1.97—6.31 和 2.46—6.91 倍)^[5]。

研究还表明,MMS 和 LMS 不同器官的 V 或 Co 转移能力存在较大差异,前者 V 和 Co 的 R/S 、 R/L 和 S/L 比大多大于 1,后者中两种元素的相应比值则大多小于 1,说明 MMS 地下吸收及转移 V 和 Co 的能力较 LMS 强,而这主要与 LMS 的根系不如 MMS 发达且地下生物量较低有关。另外,MMS 茎、叶和枯落物的 AF_V (或 AF_{Co})均显著低于 LMS,而根的 AF_V 表现为 $MMS>LMS$, AF_{Co} 表现为 $MMS<LMS$ (图 4),说明 LMS 中茎、叶和枯

落物对 V 或 Co 的吸收能力较强,而 MMS 中根对两种元素的吸收能力较强。原因可能主要与前述提及的二者生理生态学特性、所处生境水盐条件以及 V 和 Co 在不同器官扮演生态功能的差异有关。研究亦表明,研究区潮间带湿地表层土壤中的 V 和 Co 含量均高于华北克拉通和黄土母质背景值,特别是 V 呈明显富集状态。另外,地累积指数的计算结果还表明,MMS 和 LMS 湿地表层土壤均处于轻度 V 和 Co 污染状态(图 2)。未来,随着该区潮间带石油开采强度及石油燃料使用的增加,湿地表层土壤的 V 和 Co(特别是 V)的富集程度将进一步增强,二者土壤污染问题将会逐渐凸显。前述可知,过量的 V 和 Co 可对植物生长产生明显抑制作用,可导致植株枯萎、矮化、生物量降低以及对营养物质吸收量减少等^[1]。为了消除未来 V 和 Co 富集对潮间带植被的这种不利影响,通过对两种碱蓬 V 和 Co 的转移、分配、累积以及两种碱蓬对潮滩水盐环境适应性的对比研究发现,LMS 可用于未来受 V 污染湿地修复的备选物种。

4 结论

MMS(或 LMS)湿地土壤的 V 含量均明显高于 Co 含量,且存在 V 和 Co 的富集过程。MMS 和 LMS 湿地表层土壤 V 的地累积指数(I_{geo})大多介于 1—2,处于轻度污染状况;Co 的 I_{geo} 大多介于 0—1 之间,处于无污染到轻度污染状态。

V 和 Co 含量在 MMS 不同部分中整体表现为枯落物>根>叶>茎($P<0.05$),而在 LMS 中表现为枯落物>叶>茎>根($P<0.001$)。LMS 中茎、叶和枯落物对 V 或 Co 的累积能力较强,而 MMS 中根对两种元素的吸收能力较强,这与二者的生理生态学特性、所处生境水盐条件以及 V 和 Co 在不同器官扮演生态功能的差异有关。LMS 可用于未来受 V 污染湿地修复的备选物种。

参考文献(References):

- [1] 王云,魏复盛. 土壤环境元素化学. 北京: 中国环境科学出版社, 1995: 1-3.
- [2] 矫旭东, 滕彦国. 土壤中钒污染的修复与治理技术研究. 土壤通报, 2008, 39(2): 448-452.
- [3] 樊文华, 刘素萍. 钴的土壤化学. 山西农业大学学报, 2004, 24(2): 194-198.
- [4] 刘文龙. 胶州湾湿地生态系统碳氮磷含量及生态化学计量学特征[D]. 青岛: 青岛大学, 2014: 1-3.
- [5] 牟晓杰, 孙志高, 王玲玲, 孙万龙. 黄河口滨岸潮滩不同表现型翅碱蓬 K、Ca、Mg 含量与累积的季节变化. 草业学报, 2010, 19(3): 177-190.
- [6] Luther III G W, Church T M. Seasonal cycling of sulfur and iron in porewaters of a Delaware salt marsh. Marine Chemistry, 1988, 23(3/4): 295-309.
- [7] 宋红丽, 孙志高, 牟晓杰, 王玲玲, 姜欢欢, 孙万龙, 孙文广. 黄河三角洲新生湿地不同生境下翅碱蓬锰和锌含量的季节变化. 湿地科学, 2012, 10(1): 65-73.
- [8] 任鹏, 孙志高, 赵全升, 孙万龙, 孙文广. 黄河口盐沼土壤硼和铝的分布特征. 湿地科学, 2015, 13(6): 728-734.
- [9] Sun Z G, Mou X J, Song H L, Jiang H H. Sulfur biological cycle of the different *Suaeda salsa* marshes in the intertidal zone of the Yellow River estuary, China. Ecological Engineering, 2013, 53: 153-164.
- [10] 孙文广, 甘卓亭, 孙志高, 李丽丽, 孙景宽, 孙万龙, 牟晓杰, 王玲玲. 黄河口新生湿地土壤 Fe 和 Mn 元素的空间分布特征. 环境科学, 2013, 34(11): 4411-4419.
- [11] 王耀平, 白军红, 肖蓉, 高海峰, 黄来斌, 黄辰. 黄河口盐地碱蓬湿地土壤——植物系统重金属污染评价. 生态学报, 2013, 33(10): 3083-3091.
- [12] 方明, 吴友军, 刘红, 贾英, 张媛, 王学彤, 吴明红, 张春雷. 长江口沉积物重金属的分布、来源及潜在生态风险评价. 环境科学学报, 2013, 33(2): 563-569.
- [13] Duman F, Cicek M, Sezen G. Seasonal changes of metal accumulation and distribution in Common club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and Common reed (*Phragmites australis*). Ecotoxicology, 2007, 16(6): 457-463.
- [14] Dahmani-Muller H, van Oort F, Gélle B, Balabane. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. Environmental Pollution, 2000, 109(2): 231-238.
- [15] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 271-296.
- [16] 聂兰仕. 中国、欧洲与北美大陆地球化学元素分布特征及对比研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2012: 64-65.

- [17] 曾英,倪师军,张成江. 钒的生物效应及其环境地球化学行为. 地球科学进展, 2004, 19(S): 472-476.
- [18] 温晓君,白军红,贾佳,高照琴,王军静,卢琼琼,赵庆庆. 黄河三角洲典型潮间带盐沼土壤重金属含量及来源分析. 湿地科学, 2015, 13(6): 722-727.
- [19] 沈碧贞,陈林观,赵子定. 天津地区土壤中若干元素的含量与机械组成的关系. 土壤学报, 1983, 20(4): 440-444.
- [20] 汪金舫,刘铮. 钒在土壤中的含量分布和影响因素. 土壤学报, 1994, 31(1): 61-67.
- [21] 樊文华,席延泽,杨黎芳,刘素萍,薛晓光,王锐,李会芳. 山西小麦主产区土壤中钴含量状况及影响因素研究. 水土保持学报, 2006, 20(3): 40-42, 46-46.
- [22] 祝贺,孙志高,衣华鹏,任鹏. 黄河口不同类型湿地土壤中钒和钴含量的空间分布特征. 水土保持学报, 2016, 30(1): 315-320.
- [23] 阮圆,刘彧,王宝山. 不同自然盐渍生境下盐地碱蓬叶片色素积累及光合特性的研究. 山东师范大学学报: 自然科学版, 2008, 23(1): 115-117.
- [24] 刘彧,丁同楼,王宝山. 不同自然盐渍生境下盐地碱蓬叶片肉质化研究. 山东师范大学学报: 自然科学版, 2006, 21(2): 102-104.
- [25] 王琳,岳晓翔,王宝山. 不同生境下两种表型盐地碱蓬叶片 POD 比较研究. 山东师范大学学报: 自然科学版, 2008, 23(4): 103-105.