

# 黄河三角洲湿地表层土壤磷形态分布特征<sup>\*</sup>

崔圆 张振明 王晨 马梓文 罗芳丽 张明祥<sup>†</sup>

(北京林业大学生态与自然保护学院, 黄河流域生态保护国家林业和草原局重点实验室 100083, 北京)

**摘要** 2016年10月采集了黄河三角洲典型湿地的表层土壤, 并采用SMT(standard measurements testing program)法分别提取了土壤中的TP(total phosphorus)、IP(inorganic phosphorus)、OP(organic phosphorus)、Fe/Al-P(Fe/Al-bound phosphorus)以及Ca-P(Ca-bound phosphorus)。结果表明, 土壤中TP的平均质量分数为 $581.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 高于第2次全国土壤普查中土壤TP的平均质量分数。各形态磷质量分数分布从大到小依次为IP、Ca-P、OP、Fe/Al-P, IP约占TP总量的86.98%, 是黄河三角洲含量最高的磷形态, 而Ca-P则是IP的主要组分, 约占IP的85.30%。各形态磷含量在黄河三角洲的分布具有较高的空间异质性, 特别是OP和Fe/Al-P, 变异系数分别达到了40.20%、39.41%。总的来说, 距离黄河比较近的样点土壤中TP和IP含量都较低, 有植被分布样点的土壤中OP含量较高。相关性研究表明, TP、IP均与土壤含水量呈现显著的负相关关系, OP与土壤碳质量分数( $w(\text{C})/w(\text{P})$ 、 $w(\text{TOC})$ 、 $w(\text{TIC})$ )呈现显著的正相关关系, Fe/Al-P和地形因子SOS呈现显著的正相关关系。主成分分析(PCA)也表明IP更容易受到湿地理化性质的影响, 而OP和湿地土壤营养水平有很大关系。

**关键词** 磷形态; 影响因素; 湿地土壤; 黄河三角洲

**中图分类号** X53; X144

**DOI:** 10.12202/j.0476-0301.2020437

## 0 引言

磷是湿地土壤重要的生源要素之一, 决定着湿地生态系统的结构、功能以及生产力<sup>[1]</sup>, 其空间及形态分布是进一步研究湿地营养物质的迁移、转化和循环的基础<sup>[2]</sup>。一般来说, 土壤磷可分为无机磷(inorganic phosphorus, IP)和有机磷(organic phosphorus, OP), 其中, IP按照形态可划分为易交换态磷(Ex-P)、铁结合态磷(Fe-P)、铝结合态磷(Al-P)、钙结合态磷(Ca-P)、闭蓄态磷(Oc-P)和残余态磷(Re-P)<sup>[3]</sup>。土壤磷的赋存形态直接影响其生物可利用性<sup>[2, 4-8]</sup>, 比如, Fe/Al-P是潜在的生物活性磷, 一定条件下可被植物分解利用, 而Ca-P溶解性低、难以被生物利用<sup>[4]</sup>。土壤各形态磷含量是由多因子综合作用的, pH、电导率、土壤有机质、氧化还原环境、温度等理化环境因子都影响着土壤中磷的形态及空间分布<sup>[9-16]</sup>。此外, 地形因子也是影响土壤养分分布最主要的自然因素<sup>[17]</sup>, 例如不同海拔因温度和湿度不同, 土壤养分的迁移、累积、代谢、分解等的作用强度不同。其次, 植被覆盖也决定着区域的养分循环及分布, 植被能够截获、储存水分和养分, 并通过凋落物的形式将营

养物质归还给土壤<sup>[18]</sup>。目前, 化学连续提取法是土壤磷形态研究中最成熟的方法, 其中, 比较常用的是欧盟标准委员会改进的SMT(standard measurements testing)连续提取法, 此方法可提取土壤中TP、IP、OP、Fe/Al-P和Ca-P<sup>[19-21]</sup>。

磷主要来源于岩石矿物、农业磷肥、工业/生活污水等<sup>[22]</sup>。溶解在水中的磷一部分被植物吸收, 另一部分随水流进入内陆湿地或海洋沉积下来, 由于磷属于沉积型循环元素, 流入海洋的磷元素很难回到陆地生态系统中。河口三角洲湿地位于海陆交错带, 是磷输送沉积的重要场所, 表层土壤的过滤和截留作用对磷循环过程产生重要影响<sup>[23]</sup>。黄河三角洲是我国3大河口三角洲之一, 黄河的调水调沙工程以及保护区内实施的湿地恢复工程可能会导致黄河三角洲湿地土壤中各形态磷分布的不平衡<sup>[24]</sup>, 增加沿海生态系统富营养化风险<sup>[25-26]</sup>; 因此, 有必要找出影响黄河三角洲湿地土壤磷组分的关键环境因子, 为指导和管理三角洲湿地恢复工程方案提供理论依据。目前国内已有许多学者对黄河三角洲湿地土壤的磷形态、分布及影响的理化因子进行了研究, 但综合考虑湿地理化因子、地形和植被的研究尚少。

<sup>\*</sup> 国家重点研发计划资助项目(2017YFC0505903)

<sup>†</sup> 通信作者: 张明祥(1972—), 男, 博士, 教授。研究方向: 湿地保护与管理。E-mail: zhangmingxiang@bjfu.edu.cn

收稿日期: 2020-07-30

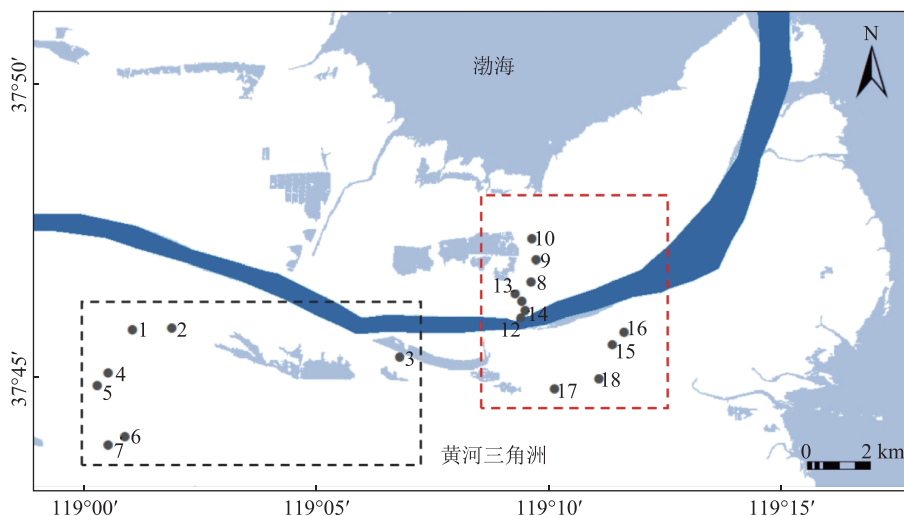
本文的主要目的是: 1) 分析黄河三角洲湿地表层土壤中 TP、IP、OP、Fe/Al-P 以及 Ca-P 含量的时空分布, 以及各形态磷对 TP 的贡献; 2) 探讨湿地理化因子、地形和植被对各形态磷含量的影响, 揭示各形态磷含量变化的主要影响因素, 为湿地恢复提供基础理论支持.

## 1 材料与方 法

**1.1 研究区概况** 黄河三角洲位于我国山东省东北部, 地理坐标  $37^{\circ}35' \sim 38^{\circ}12' N$ ,  $118^{\circ}33' \sim 119^{\circ}20' E$ , 主要以河流和河漫滩、滨海盐碱沼泽为主<sup>[27]</sup>. 黄河三角洲属于温带大陆性季风气候, 年均气温为  $12.3^{\circ}C$ , 年均降水量为  $555.9 mm$ , 多集中在夏季, 年蒸发量为  $1962.1 mm$ . 土壤以潮土和盐土为主<sup>[1]</sup>. 研究区的主要植物物种有芦苇 (*Phragmites australis*)、盐地碱蓬 (*Suaeda salsa*)、怪柳 (*Tamarix chinensis*) 等. 由于黄河三角洲水产养殖、石油开发、农业活动等原因, 黄河三角洲自然湿地面积减少<sup>[28]</sup>. 1999 年之后水利部门对黄河水实行了统一调度, 且自 2002 年 7 月起, 保护区的核心区及实验区内开展了湿地恢复工程, 包括修筑蓄水水库、引水渠以及围堤. 这些措施疏通了黄河河道, 为黄河三角洲湿地生态系统提供了充沛的淡水资源, 大大降低了相应湿地区域内的

盐碱化程度, 促进植被由耐盐碱植物向淡水植物演替<sup>[29-31]</sup>.

**1.2 样品采集及测定** 选取了黄河三角洲 2 种典型的湿地类型, 包括淡水恢复湿地(恢复区)和潮汐影响的盐沼湿地(潮汐区), 于 2016 年 10 月根据距离黄河的远近在 2 种典型湿地内布设了 18 个样点(图 1). 土壤表层处于土壤与大气的界面, 各种生物和非生物作用强烈, 物质交换频繁, 因此, 以湿地的表层土壤(0~10 cm)为研究对象, 在每个样点重复取 3 次, 均匀混合后保存为 1 个土样. 土壤样品经自然风干后研磨过  $0.150 mm$  筛, 用于测定土壤各形态磷质量分数和其他理化性质, 具体包括 TP、IP、OP、Fe/Al-P 和 Ca-P, 含水率(water content, WC)、土壤密度(bulk density, BD)、pH 和电导率(electrical conductivity, EC), 以及土壤有机碳(total organic carbon, TOC)、无机碳(total inorganic carbon, TIC)、溶解性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)和溶解性无机碳(dissolved inorganic carbon, DIC). 其中, 土壤各形态磷采用 SMT 法提取, 之后采用钼锑抗分光光度法对上清液中的磷质量分数进行测定, 步骤详见张文强等<sup>[19]</sup>的研究. 土壤 TOC、TIC、DOC 和 DIC 则采用机碳分析仪的 Analytik Jena multi N/C 3100 和 HT1300 模块 (Analytik Jena AG, Jena, Germany) 进行测定.



黑色虚线框出部分为恢复区, 红色虚线框出部分为潮汐区.

图 1 黄河三角洲湿地土壤采样点位置

**1.3 地形因子以及植被指数的计算** 坡度变率 (slope of slope, SOS) 是指坡度的变化率, 即在已有坡度的基础之上, 对坡度再次求斜率, 坡度变率值越大, 说明地形在垂直方向变化越大<sup>[32]</sup>. 本文的 SOS 是由 <http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp/> 网站提供的、空间分辨率为  $30 m$  的 ASTER GDEM 高程数据在

GIS 软件平台下得到. 归一化植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)则采用了 MODIS 传感器提供的 MOD13Q1 的 NDVI 产品数据, 其分辨率为  $250 m$ , 经过 16 d 合成. 坡度变率和植被指数的收集时间与土壤样品采集时间保持一致(2016 年 10 月). 此外, 采用 Google Earth 软件的标尺功能对样点到黄

河的直线距离( $D$ , 单位 m) 进行测量。

**1.4 数据处理** 运用 SPSS 22、R 3.4.1、Origin 2019b、ArcGIS 10.2 软件进行数据分析和作图, SPSS 22 软件主要用来对数据进行相关性分析; R 软件主要用来对数据进行一元和多元线性回归分析; Origin 2019b 软件主要用来对数据进行主成分(PCA)分析以及制作箱线图。

## 2 结果

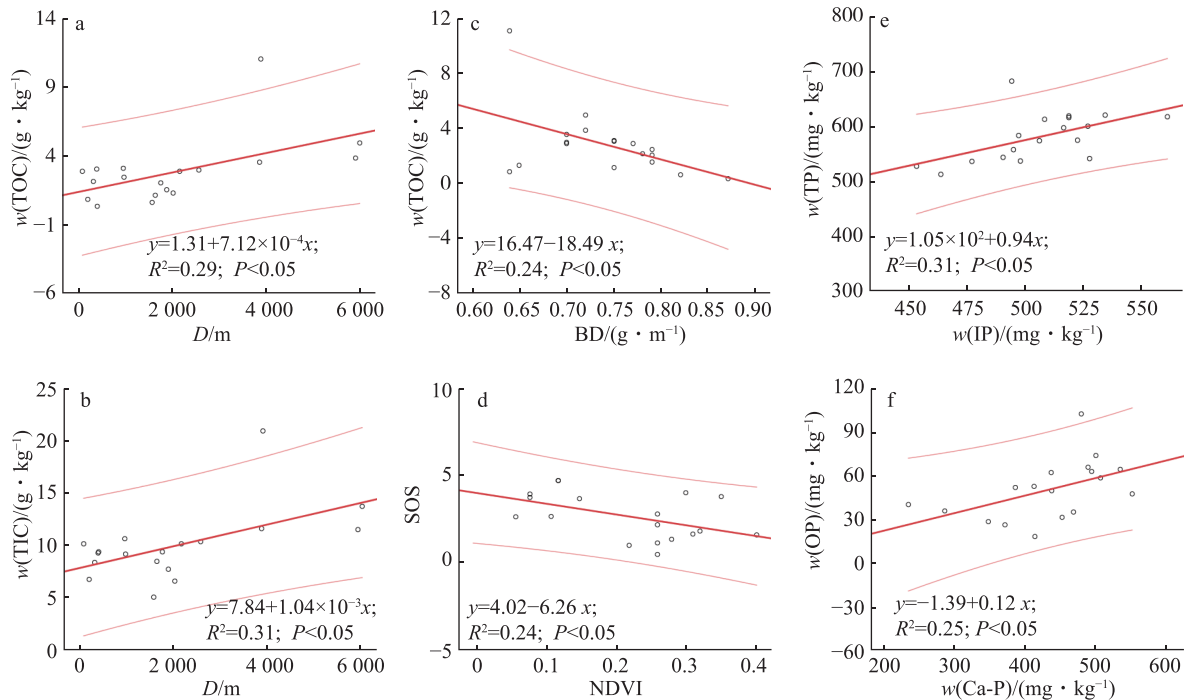
**2.1 湿地土壤理化性质** 表 1 为研究区土壤的基本理化性质。其中, 湿地理化指标 WC、EC、 $w(C)/w(P)$ 、TOC、TIC、DOC 和 DIC, 地形因子坡度变率 SOS, 植被指数 NDVI, 以及样点到黄河的直线距离  $D$  等指标在不同样点间变化较大(表 1), 其最大值分别为最小值的 3.00、19.02、4.92、36.67、4.07、2.31、9.45、10.22、6.67 和 50.34 倍。土壤 pH 平均为  $7.93 \pm 0.18$ , 属

于偏碱性。 $w(C)/w(P)$  的平均值  $21.80 < 200$ , 表明黄河三角洲湿地土壤中 OP 的净矿化作用明显。土壤 TOC 质量分数变化范围是  $0.30 \sim 11.00 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $(2.77 \pm 2.38) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $w(\text{TIC})$  变化范围是  $5.12 \sim 20.82 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $(9.97 \pm 3.37) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $w(\text{DOC})$  变化范围是  $38.14 \sim 88.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $(56.45 \pm 15.02) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $w(\text{DIC})$  变化范围是  $2.56 \sim 24.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $(6.38 \pm 4.80) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。研究区的 NDVI 平均值为  $0.22 \pm 0.10$ , 范围为  $0.1 \sim 0.4$ , 属于中等植被覆盖区。

向着海洋方向, 即随着样点到黄河直线距离的增加, 土壤中的有机碳和无机碳都呈现增加的趋势,  $D$  与 TOC、TIC 均呈显著正相关,  $R^2$  分别为 0.29、0.31,  $P < 0.05$  (图 2-a、2-b)。结果还发现随着 TOC 质量分数的增加, 土壤密度逐渐减小, TOC 和 BD 呈现显著负相关,  $R^2$  分别为 0.24,  $P < 0.05$  (图 2-c)。样点地形在垂直方向上的变化越小, 植被覆盖度越高, NDVI 与

表 1 环境因子的统计值

变量	最小值	最大值	平均值±标准差	变量	最小值	最大值	平均值±标准差
WC/%	0.14	0.42	$0.25 \pm 0.07$	$w(\text{TIC})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	5.12	20.82	$9.97 \pm 3.37$
BD/( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	0.64	0.87	$0.74 \pm 0.06$	$w(\text{DOC})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	38.14	88.01	$56.45 \pm 15.02$
pH	7.52	8.33	$7.93 \pm 0.18$	$w(\text{DIC})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	2.56	24.19	$6.38 \pm 4.80$
EC/( $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ )	0.42	7.99	$3.97 \pm 2.33$	SOS	0.46	4.70	$2.64 \pm 1.33$
$w(C)/w(P)$	10.48	51.53	$21.80 \pm 8.98$	NDVI	0.06	0.40	$0.22 \pm 0.10$
$w(\text{TOC})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.30	11.00	$2.77 \pm 2.38$	$D/\text{m}$	119	5985	$2051 \pm 1801$



a.TOC- $D$ ; b.TIC- $D$ ; c. TOC-BD; d. SOS-NDVI; e. TP-IP; f. OP-Ca-P.

图 2 不同环境变量之间的线性关系

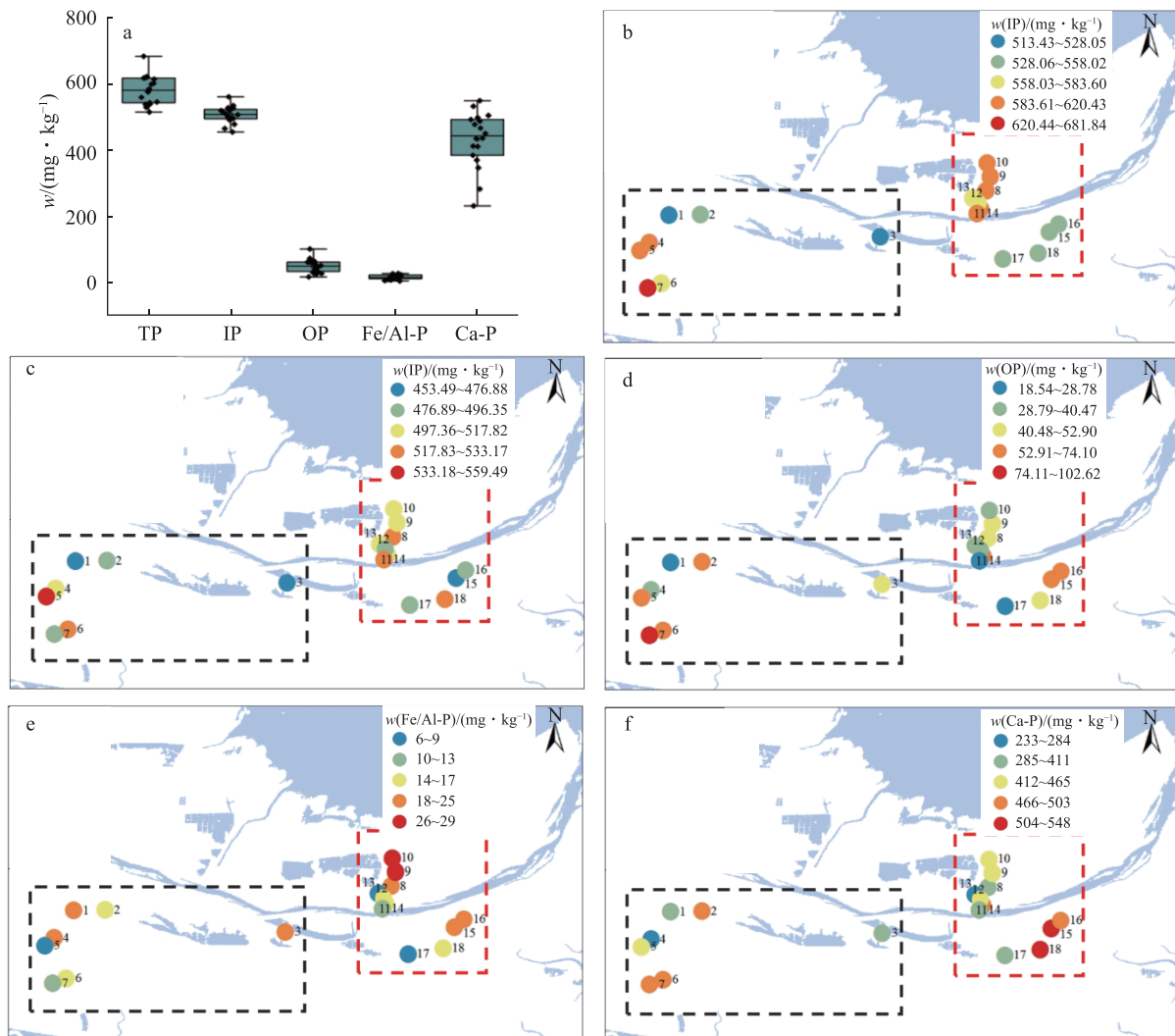
SOS 呈显著负相关, Pearson 相关系数  $R^2=0.24$ ,  $P<0.05$  (图 2-d). 此外, 结果也表明, TP 和 IP, 以及 OP 和 Ca-P 之间存在显著的正相关关系,  $R^2$  分别为 0.31、0.25,  $P<0.05$  (图 2-e、2-f).

**2.2 土壤各形态磷质量分数及其分布特征** 如图 3-a 所示, 黄河三角洲湿地的土壤  $w(\text{TP})$  为 513.43~681.84  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 581.02  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .  $w(\text{IP})$  为 453.49~559.49  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 505.39  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 约占 TP 的 86.98%; 而土壤  $w(\text{OP})$  为 18.55~102.61  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 50.67  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 约占 TP 的 8.7%, 说明 IP 是黄河口湿地土壤磷的主要存在形态. 土壤  $w(\text{Ca-P})$  为 232.73~547.79  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 430.45  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 约占 TP 的 74.09%; 而  $w(\text{Fe/Al-P})$  为 6.12~28.78  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 17.94  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 仅占 TP 的 3.09%, 这表明黄河口地区的土壤中含有大量的 Ca-P. TP、IP、OP、Fe/Al-P 和 Ca-P 的变异系数分别为 7.48%、5.06%、40.20%、39.41%、

19.40%, TP 和 IP 的空间异质性较低, OP 和 Fe/Al-P 的空间异质性非常高. 对研究区所有样点来说, 各形态磷含量由大到小依次为 IP、Ca-P、OP、Fe/Al-P (图 3-a).

根据 ArcGIS 软件的自然断点法对各形态磷质量分数进行分级. 各形态磷的质量分数在空间上有很大差异(图 3-b-f). 总的来说, 距离黄河比较近, 且分布在黄河南岸的样点, 比如样点 1、2、3、15、16 和 17, 土壤中 TP 和 IP 质量分数都较低. 有植被分布样点(采样记录)的土壤中 OP 质量分数较高, 比如淡水恢复区的 2、5、6、7, 以及潮汐区的 14、15、16. 黄河北岸靠近海的样点, 比如样点 8、9、10 具有较高的  $w(\text{Fe/Al-P})$ , 而黄河南岸的样点 15、16、18 的土壤中具有较高的  $w(\text{Ca-P})$ .

黄河三角洲不同类型湿地(恢复区和潮汐区)在咸淡水作用程度、人为干扰程度等方面存在差异.



a. 各形态磷; b. TP; c. IP; d. OP; e. Fe/Al-P; f. Ca-P; 黑色虚线框出部分为恢复区, 红色虚线框出部分为潮汐区.

图 3 土壤各形态磷质量分数的空间分布

因此, 本文对比分析了恢复区和潮汐区各形态磷的分布特征. 研究表明, 潮汐区样点土壤中的 TP、

IP、Fe/Al-P 和 Ca-P 质量分数略高于恢复区, 而 OP 略低于恢复区, 但均无显著差异(图 4).

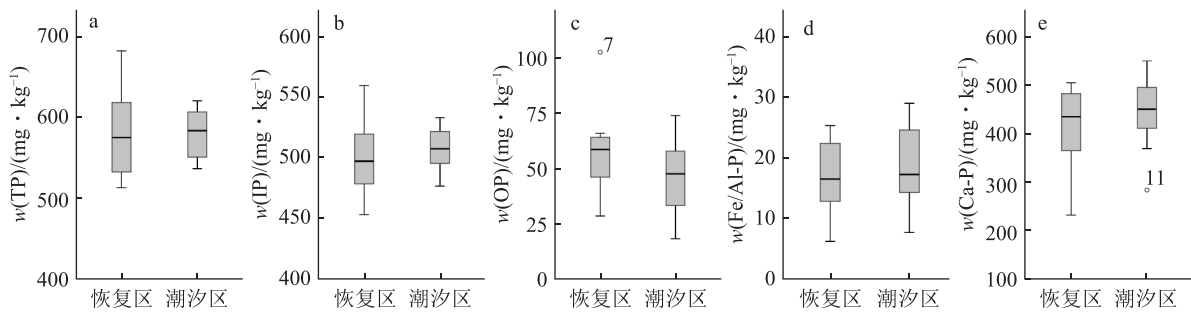


图 4 黄河三角洲湿地不同类型湿地土壤各形态磷质量分数分布

**2.3 土壤各形态磷的多元线性回归分析** 为探究各形态磷对 TP 的相对贡献, 利用多元线性模型构建了 TP 和各形态磷之间的关系, 结果显示  $w(\text{TP}) = 51.35 + 1.08 \times w(\text{IP}) + 1.12 \times w(\text{OP}) + 0.87 \times w(\text{Fe/Al-P}) - 0.20 \times w(\text{Ca-P})$ ,  $R^2=0.53$ ,  $P<0.05$ . IP 和 OP 的非标转化系数的  $P<0.05$ , 可认为 IP、OP 对 TP 的影响显著. 而 Fe/Al-P、Ca-P 的  $P>0.50$ , 可认为它们对 TP 的影响并不显著(表 2). 结果表明, Ca-P 所对应的偏回归系数  $<0$ , 这与自然环境是不相符的. 出现这种结果的可能原因是各形态磷的质量分数之间存在高度的相关性, 比如 Ca-P 和 OP 之间呈显著的正相关关系,  $R^2=0.25$ ,  $P<0.05$  (图 2-f).

表 2 总磷和各形态磷的多元线性回归分析

土壤磷	非标准化系数	标准化系数	显著性差异
常量	51.39	0	0.783
IP	1.08	0.63	0.008**
OP	1.12	0.52	0.033*
Fe/Al-P	0.87	0.14	0.498
Ca-P	-0.20	-0.39	0.105

注: \*表示在0.05水平下显著相关, \*\*表示在0.01水平下显著相关,  $n=18$ .

表 3 各形态磷与环境变量线性关系的 Pearson 相关系数  $R$  和显著性水平  $P$

土壤磷	WC	pH	EC	BD	C/P	TOC	TIC	DOC	DIC	SOS	NDVI	$D$
TP	-0.687**	-0.10	0.20	-0.05	0.21	0.32	0.40	0.18	0.02	-0.09	-0.13	0.44
IP	-0.590**	0.11	0.36	-0.12	0.398	0.44	0.475*	0.40	0.11	0.02	-0.11	0.30
OP	0.05	0.21	-0.14	-0.09	0.545*	0.522*	0.584*	0.15	0.33	-0.02	0.00	0.489*
Fe/Al-P	0.24	-0.34	0.07	0.06	-0.29	-0.31	-0.31	-0.18	-0.13	0.660**	-0.28	-0.24
Ca-P	0.17	0.08	-0.04	0.03	0.202	0.21	0.13	-0.13	0.31	0.17	-0.32	0.08

注: \*表示在0.05水平下显著相关, \*\*表示在0.01水平下显著相关,  $n=18$ .

此外, 采用主成分分析对影响土壤各形态磷质量分数的相关因子进行筛选, 并对样点进行简单的分类(图 5). 结果表明, 前 6 个主成解释释率为

由于各形态磷质量分数的均数和标准差各不相同, 不能由非标转化系数的大小直接说明其对 TP 线性影响的大小. 因此, 本文对非标转化系数进行标准化, 标准化后常数项为 0, 且各形态磷质量分数的标准差相同, 可直接用标准化系数的值来反映各形态磷对 TP 线性影响的大小, 且相互之间可进行比较. 结果表明, IP、OP、Fe/Al-P、Ca-P 分别可以解释 TP 的 38%、31%、8% 和 23% 的变化.

**2.4 各形态磷变化的影响因素** 表 3 为各形态磷含量与湿地理化性质(WC、BD、pH、EC、C/P、TOC、TIC、DOC 和 DIC)、地形(SOS)、植被(NDVI)、距离  $D$  的相关关系. 结果表明, 土壤 TP 与 WC 呈现显著的负相关关系; 土壤 IP 与 WC、TIC 分别呈现显著的负相关和正相关关系; OP 与 C/P、TOC、TIC、 $D$  呈现显著的正相关关系; Fe/Al-P 和地形因子 SOS 呈现显著的正相关关系; Ca-P 和各环境因子之间都无显著相关关系. 说明土壤水分条件是影响黄河三角洲湿地土壤中 TP 和 IP 质量分数的关键环境因子, 而土壤碳含量是影响 OP 的关键环境因子, 地形是影响 Fe/Al-P 的关键因子. 此外, 研究发现 Fe/Al-P、Ca-P 与 NDVI 之间显示较高的负相关关系, 但均无显著相关关系.

85.15%. 其中, 第一主成分方差累计贡献率(PC1)为 33.4%, 第二主成分方差贡献率(PC2)为 17.4%, 前 2 个主成分的累计方差贡献率为 50.80%. 第一主成

分反映了湿地的养分状况,第一主成分值较大的样点,土壤 C/P、TOC、TIC、DOC 和 DIC 都比较大.第二主成分则反映了湿地的理化环境,第 2 主成分值大表明该样点含水率较高,盐度较低(因为系数为负值).进一步分析发现,OP、Fe/Al-P 与第一主成分有较强的相关性,而 TP、IP 与第二主成分有较强的相关性.

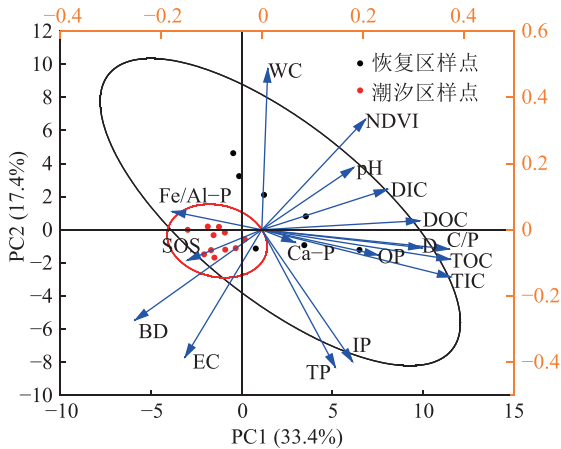


图 5 磷赋存形态与环境因子之间的主成分分析

此外,本研究对不同湿地类型的样点进行了简单分组,结果显示磷含量以及各环境因子在恢复区和潮汐区之间无显著差异.从第一主成分来看,得分较高的几个样点均位于恢复区,说明恢复区的土壤碳含量普遍较高.总的来说,第一主成分值为正的样点基本都分布在黄河三角洲的恢复区,第一主成分值为负的样点主要分布在潮汐区.从第二主成分来看,得分较高的是位于恢复区的样点 1、3 和 2,表明这几个样点含水量较高,含盐量较低(因为系数为负值).

### 3 讨论

**3.1 黄河三角洲湿地土壤各形态磷含量** 研究区土壤中 TP 的平均含量与环渤海地区<sup>[3]</sup>、黄河三角洲潮间带地区<sup>[33]</sup>和黄河三角洲咸淡水交互区<sup>[34]</sup>的结果相似,但高于第二次全国土壤普查中的土壤 TP 平均质量分数  $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . 这可能是因为滨海湿地具有较高的初级生产力,大量湿地植物死后腐败分解,释放了大量的磷<sup>[35]</sup>. 与我国主要的河口三角洲相比,黄河三角洲湿地土壤 TP 质量分数较低,其中,长江三角洲潮滩沉积物 TP 质量分数为  $755.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[36]</sup>,珠江三角洲湿地沉积物 TP 质量分数  $1480.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[37]</sup>. 推测是因为黄河三角洲湿地土壤主要为盐土,有机质质量分数相对较低,加之黄河口氧化环境占优势,致使有机质大量分解,固磷能力有限.沉积物 TP 质

量分数的生态毒性阈值范围为  $600 \sim 2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[38]</sup>,研究结果显示,恢复区样点 4、5、7 和潮汐区样点 8、9、10、14 土壤中 TP 质量分数均超过了  $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,达到了生态毒性的阈值.其中,恢复区水体因相对较封闭,流动性差,更容易诱导水体富营养化,需要密切关注.

土壤  $w(\text{OP})$  的平均值为  $50.67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,显著低于珠江三角洲平原湿地土壤  $w(\text{OP})$  为  $424.76 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[37]</sup>.除了黄河三角洲地区的盐土中含较少有机质以外,也可能是因为研究区 pH 较高,相关研究表明, pH 为 5.5~8.5,随着 pH 的升高或者添加石灰,土壤 OP 的矿化速率增加,不利于 OP 的积累<sup>[39]</sup>.而研究区较低的  $w(\text{C})/w(\text{P})$  也说明了土壤中 OP 矿化作用较强.结果表明,黄河三角洲湿地土壤中含有大量的钙结合态磷,而铁结合态磷的含量则较少.黄河平均每年携带约  $1.1 \times 10^9 \text{ t}$  的颗粒物入海<sup>[40]</sup>.黄河泥沙主要来源于黄土高原,由于水流的冲刷、侵蚀、搬运等作用,加上黄土土质疏松,致使大量泥沙(约占黄河泥沙总量的 90%)进入河流流向下游<sup>[41]</sup>.有研究表明,黄土中含有大量的 Ca, 较低的 Fe、Al<sup>[42]</sup>,且 Ca 在较高的 pH 条件下可通过沉积作用形成羟基磷灰石,以钙的磷酸盐形式存在<sup>[43]</sup>.沉积物的来源以及湿地的盐碱性环境共同决定了研究区土壤中高比例的 Ca-P 和较低比例的 Fe/Al-P,这与内陆淡水湿地截然相反<sup>[16]</sup>.

相比恢复区,潮汐区距离海岸线较近,更容易受到潮汐的影响,由此导致的水文条件和盐含量的差异可能会影响到磷形态、分布和含量.但是,本研究并未发现恢复区和潮汐区各形态磷含量的显著差异.这可能是因为土壤中含有大量稳定性高、不容易被生物利用的 Ca-P<sup>[4]</sup>,很难因为湿地理化环境的改变而变化. IP 是土壤中生物有效性磷的重要来源,样点 1、2、3、15、16 和 17 靠近黄河,淡水的冲刷一方面可能会稀释土壤中的 IP,另一方面淡水输入可能会降低土壤盐碱化程度,促进植物生长<sup>[30-31]</sup>,从而加快植物对土壤活性 IP 的吸收,导致其 IP 和 TP 含量偏低.样点 2、5、6、7、14、15 和 16 有植被分布,大量的枯落物输入到土壤中,从而增加土壤中的 OP 含量.潮汐区样点 8、9、10 距离海岸线较近,容易受到潮汐的影响,周期性的淹水改变了土壤的氧化还原环境.相关研究表明,在厌氧或者缺氧环境中,以 2 价存在的铁离子会释放其结合的磷,而富氧条件下 3 价铁容易与磷结合形成磷酸盐沉淀,从而起到固磷的作用<sup>[15]</sup>.我们推测,周期性的淹水促进了潮汐区土壤中铁铝结合态磷的富集.

**3.2 黄河三角洲湿地土壤磷组成** 与先前研究一

致<sup>[44-45]</sup>,各形态磷含量分布从大到小依次为IP、Ca-P、OP、Fe/Al-P。其中,IP是黄河三角洲湿地中土壤TP的主要组分,约占TP的86.98%,而OP仅占TP的8.7%左右。相关研究表明OP一般占土壤TP的20%~80%<sup>[46]</sup>,本研究的结果远低于上述范围。尽管OP占比较小,但OP可以解释TP高达31%的变异,略小于IP贡献率38%。一般来说,OP主要来源于生物体,可溶性较差,但在一定条件可被生物磷酸酶水解、细菌降解或光解,矿化为生物活性较高的IP<sup>[47-48]</sup>。因此,可认为OP是黄河三角洲湿地土壤中潜在的活性磷,其分解及释放是黄河三角洲湿地磷循环的重要环节。

而Ca-P则是IP的主要赋存形态,约占IP的85.30%。这与黄河三角洲地区的研究一致<sup>[3,49]</sup>。Ca-P包括自生磷灰石、沉积碳酸钙以及生物骨骼等含磷矿物,在碱性条件下稳定存在,较难被分解从而参与磷循环,释放风险较小<sup>[4,50-51]</sup>。Fe/Al-P仅占黄河三角洲湿地土壤IP的3.58%。Fe/Al-P是潜在的活性磷,pH、氧化还原等的变化均会导致其释放,从而溶解在水中而被生物利用<sup>[15]</sup>。此外,Ca-P、Fe/Al-P占TP的比例在一定程度上可以表征土壤风化过程,碱性条件下岩石土壤风化程度相对较低,土壤中Ca-P含量较高,而在酸性条件下岩石土壤风化程度较高,Fe/Al-P所占比例较大<sup>[52]</sup>。黄河三角洲湿地土壤中,比例较高的Ca-P和较低的Fe/Al-P说明了此地区土壤风化程度较低,也说明了黄河三角洲湿地土壤磷的生物可利用性较低且释放风险较小。

**3.3 黄河三角洲湿地土壤磷影响因素** 土壤含水量对磷的形态分布有一定影响<sup>[33]</sup>。研究表明,土壤水分含量的增加(从干燥到淹水)会降低土壤磷酸酶的活性<sup>[53]</sup>,导致OP向IP转化量的减少。本研究中,IP和土壤含水量呈现显著的负相关关系,推测可能是因为较高的土壤水分抑制了磷酸酶活性,因此,土壤含水量较高的样点中IP的量相对较少。IP是TP的主要组成部分(图1-e、3-a),因此,可认为随着土壤含水量的增加,土壤TP含量也随之减少。

土壤有机质含量是影响土壤磷含量的重要因素<sup>[54-55]</sup>。如表3所示,OP与C/P、TOC、TIC呈现显著的正相关关系,这与于子洋等<sup>[49]</sup>、董丹萍等<sup>[56]</sup>的研究一致。植物残体进入土壤导致有机质和OP的积累,表现为有机质高的样点,其土壤OP含量也较高。但是有机质对OP的影响还未形成一个定论。一方面,有机质与黏粒形成的胶体会增加土壤对磷的吸

附,从而增加磷含量<sup>[14]</sup>,但当植物从土壤中获取不到足够量的磷时,植物就会分泌一些有机质,比如低相对分子质量有机酸、磷酸酶,加速OP的矿化<sup>[57-58]</sup>。其次,研究也发现,OP、C/P、TOC、TIC与D呈现显著的正相关关系,也就是说随着样点到黄河直线距离的增加,土壤中的OP和碳都呈现增加的趋势。潮间带近海端地势低,有机物质随径流或潮汐运动时容易在此堆积,且河口地区径流和潮汐交互作用强度大,潮间带同时受到陆地淡水输入和海水输入的影响,导致近海区域的OP和C含量相对较高。

坡度对土壤养分流失有重要的影响,不同坡度条件下土壤具有不同的物质迁移、侵蚀方式和水热分配条件,土壤养分空间分布与坡度变化之间呈现一定的规律<sup>[59]</sup>。研究发现,SOS小的地方植被覆盖较高(图2-d,  $R=-0.49$ ,  $P<0.05$ ),Fe/Al-P的质量分数则较低(表3,  $R=0.66$ ,  $P<0.01$ )。相关研究表明,Fe/Al-P在一定条件下可溶解并被生物利用<sup>[42]</sup>,说明SOS可能是通过影响植物生长间接影响Fe/Al-P的分布。

## 4 结论

本研究明晰了黄河三角洲湿地表层土壤磷组分的空间分布特征,并通过湿地理化因子、地形因子、植被指数等指标分析了磷分布特征的控制因素,主要得出以下结论:

1) 表层土壤  $w(\text{TP})$  均值  $581.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 高于第2次全国土壤普查中土壤  $w(\text{TP})$  的平均值。各形态磷质量分数从大到小依次为IP、Ca-P、OP、Fe/Al-P。相比于OP,  $w(\text{IP})$  约占  $w(\text{TP})$  的86.98%, 是土壤磷的主要存在形态。而Ca-P是IP的主要赋存形态, 约占IP的85.30%。

2) 各形态磷含量在黄河三角洲的分布具有较高的空间异质性, 总的来说, 距离黄河比较近的样点土壤中TP和IP含量都较低, 有植被分布样点的土壤中OP含量较高, 黄河北岸近海端的样点具有较高的Fe/Al-P含量, 而黄河南岸的样点土壤中具有较高的Ca-P。

3) 相关性分析和主成分分析都说明IP更容易受到湿地理化性质的影响, OP的含量和湿地土壤营养水平有很大关系。

## 5 参考文献

- [1] 敦萌. 黄河口湿地土壤碳、磷的分布特征及影响因素研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012
- [2] GAO P, LIU Y G, WANG Y, et al. Spatial and temporal

- changes of P and Ca distribution and fractionation in soil and sediment in a karst farmland-wetland system[J]. *Chemosphere*, 2019, 220: 644
- [3] 李洁, 张文强, 金鑫, 等. 环渤海滨海湿地土壤磷形态特征研究[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(4): 1143
- [4] JENSEN H S, MCGLATHERY K J, MARINO R, et al. Forms and availability of sediment phosphorus in carbonate sand of Bermuda Seagrass Beds[J]. *Limnology and Oceanography*, 1998, 43(5): 799
- [5] FILIPPELLI G M, DELANEY M L. Phosphorus geochemistry of equatorial Pacific sediments[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1996, 60(9): 1479
- [6] 梁海清. 湖泊沉积物有机磷、有机碳形态及其迁移、转化[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2007
- [7] 谢莹, 肖蓉, 崔圆, 等. 黄河三角洲天然和恢复盐沼土壤磷分布特征[J]. *湿地科学*, 2015, 13(6): 735
- [8] RUTTENBERG K C. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in Marine sediments[J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37(7): 1460
- [9] BAI J H, YE X F, JIA J, et al. Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions[J]. *Chemosphere*, 2017, 188: 677
- [10] JUN M, ALTOR A E, CRAFT C B, et al. Effects of increased salinity and inundation on inorganic nitrogen exchange and phosphorus sorption by tidal freshwater floodplain forest soils, Georgia (USA)[J]. *Estuaries and Coasts*, 2013, 36(3): 508
- [11] LIU M, HOU L, XU S, et al. Adsorption of phosphate on tidal flat surface sediments from the Yangtze Estuary[J]. *Environmental Geology*, 2002, 42(6): 657
- [12] YE X F, BAI J H, LU Q Q, et al. Spatial and seasonal distributions of soil phosphorus in a typical seasonal flooding wetland of the Yellow River Delta, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 71(11): 4811
- [13] 闫金龙. 铁氧化物-有机质复合物对磷的吸附与形态调控效应研究[D]. 重庆: 西南大学, 2016
- [14] 王艳玲, 章永辉, 何园球. 红壤基质组分对磷吸附指数的影响[J]. *土壤学报*, 2012, 49(3): 552
- [15] 陈豁然, 杨梦兵, 王中伟, 等. 底泥磷形态及分布特征对水体富营养化的影响[J]. *污染防治技术*, 2009, 22(5): 81
- [16] 张丁苓. 鄱阳湖湿地土壤磷形态分布特征及吸附、释放特性研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2015
- [17] 王慧, 梁文俊, 南宏伟. 油松天然林不同土壤层养分及其与地形因子的关系[J]. *山西农业大学学报(自然科学版)*, 2020, 40(2): 120
- [18] 贾国梅, 牛俊涛, 何立. 三峡库区不同植被对土壤碳氮磷生态化学计量学特征的影响[J]. *湖北农业科学*, 2016, 55(14): 3566
- [19] 张文强, 李洁, 金鑫, 等. 基于<sup>31</sup>P-NMR与SMT方法的海河流域典型河流沉积物中磷形态特征研究[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(6): 1891
- [20] 郭海涛, 张进忠, 魏世强, 等. 长寿湖沉积物中磷形态的季节变化特征[J]. *环境科学*, 2011, 32(7): 1994
- [21] ZHANG W Q, JIN X, DING Y K, et al. Composition of phosphorus in wetland soils determined by SMT and solution <sup>31</sup>P-NMR analyses[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(9): 9046
- [22] 许春雪, 袁建, 王亚平, 等. 沉积物中磷的赋存形态及磷形态顺序提取分析方法[J]. *岩矿测试*, 2011, 30(6): 785
- [23] RICHARD M, ANDREW S, PAUL W. Indicator to predict the movement of phosphorus from soil to subsurface flow[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(7): 1505
- [24] BAI J H, YU L, YE X F, et al. Dynamics of phosphorus fractions in surface soils of different flooding wetlands before and after flow-sediment regulation in the Yellow River Estuary, China[J]. *Journal of Hydrology*, 2020, 580(C): 124256
- [25] ZHANG L J, WANG L, CAI W J, et al. Impact of human activities on organic carbon transport in the Yellow River[J]. *Biogeosciences*, 2013, 10(4): 2513
- [26] GAO Z Q, FANG H J, BAI J H, et al. Spatial and seasonal distributions of soil phosphorus in a short-term flooding wetland of the Yellow River Estuary, China[J]. *Ecological Informatics*, 2016, 31: 83
- [27] 杨绍琼, 党廷辉, 戚瑞生, 等. 低分子量有机酸对石灰性土壤有机磷组成及有效性的影响[J]. *水土保持学报*, 2012, 26(4): 167
- [28] 陈琳, 任春颖, 王灿, 等. 6个时期黄河三角洲滨海湿地动态研究[J]. *湿地科学*, 2017, 15(2): 179
- [29] CUI B S, YANG Q C, YANG Z F, et al. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China[J]. *Ecological Engineering*,

- 2009, 35(7): 1090
- [30] 郑明喜, 解伏菊, 侯传美. 黄河三角洲退化湿地植被与土壤的恢复研究[J]. 气象与环境学报, 2012, 28(1): 11
- [31] 孙志高, 牟晓杰, 陈小兵, 等. 黄河三角洲湿地保护与恢复的现状、问题与建议[J]. 湿地科学, 2011, 9(2): 107
- [32] 王媛媛. 基于DEM的陕北黄土高原地形因子的提取与分析[J]. 西部大开发(土地开发工程研究), 2019, 4(12): 28
- [33] 于子博, 庄涛, 白军红, 等. 黄河三角洲潮间带盐地碱蓬湿地土壤磷含量和储量的季节动态变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(3): 633
- [34] 李怀, 阎百兴, 李海彦, 等. 黄河口典型咸、淡水交互区湿地土壤氮和磷分布特征[J]. 湿地科学, 2018, 16(5): 679
- [35] DEEGAN L A, JOHNSON D S, WARREN R S, et al. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss[J]. *Nature*, 2012, 490(7420): 388
- [36] 韩秀梅. 江苏滨岸潮滩沉积物中有机氯农药和磷的分布特征、来源研究及环境意义[D]. 上海: 复旦大学, 2013
- [37] 陈冲, 贾重建, 卢瑛, 等. 珠江三角洲平原土壤磷剖面分布及形态特征研究[J]. 土壤通报, 2015, 46(5): 1025
- [38] CANADA, E. Guidelines for the protection and management of Aquatic sediment quality in Ontario[J]. *International & Comparative Law Quarterly*, 1993(2): 494
- [39] 宋顶峰, 李红艳, 李建萍, 等. pH对有机磷在弱透水层中迁移转化的试验模拟[J]. 世界地质, 2011, 30(1): 121
- [40] 曾明, 范德江, 孙效功, 等. 冬季黄河口及邻近海域悬浮体粒级组成和分布研究[J]. 海洋学报(中文版), 2010, 32(4): 129
- [41] 高建飞, 丁梯平, 田世洪, 等. 黄河水及其悬浮物硅同位素组成的变化特征及其地质环境意义[J]. 地质学报, 2011, 85(10): 1613
- [42] 蓝先洪. 黄河、长江和珠江三角洲近代沉积物的沉积化学特征[J]. 台湾海峡, 1995(1): 44
- [43] LUO Z X, ZHU B, TANG J L, et al. Phosphorus retention capacity of agricultural headwater ditch sediments under alkaline condition in purple soils area, China[J]. *Ecological Engineering*, 2008, 35(1): 57
- [44] JIN X D, HE Y L, KIRUMBA G, et al. Phosphorus fractions and phosphate sorption-release characteristics of the sediment in the Yangtze River estuary reservoir[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 55: 62
- [45] ZHANG B, FANG F, GUO J S, et al. Phosphorus fractions and phosphate sorption-release characteristics relevant to the soil composition of water-level-fluctuating zone of Three Gorges Reservoir[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 40: 153
- [46] 石文静. 土壤有机磷的研究进展[J]. 安徽农业科学, 2014, 42(33): 11697
- [47] JOAKIM A, LARS T, ADOLF G, et al. Sediment depth attenuation of biogenic phosphorus compounds measured by  $^{31}\text{P}$  NMR[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(3): 867
- [48] 姜一, 步凡, 张超, 等. 土壤有机磷矿化研究进展[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2014, 38(3): 160
- [49] 于子洋, 杜俊涛, 姚庆祯, 等. 黄河口湿地表层沉积物中磷赋存形态的分析[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 942
- [50] 刘慧, 栗杰, 贺云龙, 等. 外源低分子量有机酸对土壤钙、磷释放动力学特性的影响[J]. 北方园艺, 2016(23): 163
- [51] 张乃于, 闫双堆, 李娟, 等. 低分子量有机酸对土壤磷组分影响的Meta分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(12): 2076
- [52] ABEKOE M K, TIESSEN H. Phosphorus forms, lateritic nodules and soil properties along a hillslope in northern Ghana[J]. *Catena*, 1998, 33(1): 1
- [53] 谢伟, 谭向平, 田海霞, 等. 土壤水分对稻田土壤有效砷及碱性磷酸酶活性影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(8): 2418
- [54] 刘真娟. 有机质对黑土磷吸附-解吸特性的影响[D]. 长春: 吉林大学, 2019
- [55] CUI Y, XIAO R, XIE Y, et al. Phosphorus fraction and phosphate sorption-release characteristics of the wetland sediments in the Yellow River Delta[J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2018, 103: 19
- [56] 董丹萍, 章婷曦, 张丁予, 等. 太湖湖泛易发区沉积物中有机磷形态分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4194
- [57] CABUGAO K G, TIMM C M, CARRELL A A, et al. Root and rhizosphere bacterial phosphatase activity varies with tree species and soil phosphorus availability in puerto rico tropical forest[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 1834
- [58] EREL R, BERARD A, CAPOWIEZ L, et al. Soil type determines how root and rhizosphere traits relate to phosphorus acquisition in field-grown maize genotypes[J]. *Plant and Soil*, 2017, 412(1): 115
- [59] 杨家慧, 谭伟, 冯艳. 马尾松人工林土壤养分空间分布特征及其与地形因子的相关性分析[J]. 西南林业大学学报(自然科学版), 2020, 40(4): 23

## Surface soil distribution of phosphorus fractions in the Yellow River Delta

CUI Yuan ZHANG Zhenming WANG Chen MA Ziwen LUO Fangli ZHANG Mingxiang<sup>†</sup>

(The Key Laboratory of Ecological Protection in the Yellow River Basin of National Forestry and Grassland Administration,  
School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, 100083, Beijing, China)

**Abstract** Phosphorus (P) is an important nutrient for organisms and plays an essential role in regulating primary production in estuarine and marine environments. To investigate spatial distribution of phosphorus fractions and influencing factors in surface soils in the Yellow River Delta wetlands, surface soil samples in typical wetlands were collected in October 2016. TP, IP, OP, Fe/Al-P and Ca-P were extracted by Standard Measurements Testing Program of European Union (SMT). Average content of surface soil TP in the Yellow River Delta was found to be  $581.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , higher than that found in the second national soil survey. The contents of various fractions of phosphorus in surface soils followed the sequence of IP, Ca-P, OP, Fe/Al-P. The content of IP was the highest and accounted for 86.98% of TP. Ca-P was the main fraction of IP, accounting for about 85.30% of IP. The distribution of phosphorus in different fractions showed high spatial heterogeneity. Soils near the Yellow River generally had lower TP and IP content, soils with vegetation showed higher OP. Correlation analysis revealed significant negative TP and IP correlations with WC, significant positive OP correlations with soil carbon ( $w(\text{C})/w(\text{P})$ ,  $w(\text{TOC})$  and  $w(\text{TIC})$ ), and significant positive Fe/Al-P correlations with terrain factor SOS ( $P < 0.05$ ). Principal component analysis (PCA) indicated that IP was more related to physicochemical properties of wetlands, while OP was largely related to nutrient level of wetland soil.

**Keywords** phosphorus fractions; influencing factors; wetland soil; Yellow River Delta