

DOI: 10.20103/j.stxb.202410142494

马煦晗, 黄菊莹, 余海龙, 李春环, 王晓悦. 酸沉降下盐碱荒漠煤矿区土壤有机碳特征及其影响因素研究. 生态学报, 2025, 45(18): - .

Ma X H, Huang J Y, Yu H L, Li C H, Wang X Y. Soil organic carbon characteristics and their influencing factors in a saline-alkaline desert coal-mining region under acid deposition. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(18): - .

# 酸沉降下盐碱荒漠煤矿区土壤有机碳特征及其影响因素研究

马煦晗<sup>1</sup>, 黄菊莹<sup>1,\*</sup>, 余海龙<sup>2</sup>, 李春环<sup>2</sup>, 王晓悦<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 宁夏大学生态环境学院, 银川 750021

<sup>2</sup> 宁夏大学地理科学与规划学院, 银川 750021

**摘要:** 在模拟试验可能会导致酸沉降效应估测偏差的背景下, 开展实地分析是科学评估酸沉降效应的有效途径。然而, 目前针对酸排放源周边的相关研究仍较为缺乏, 尤其盐碱荒漠煤矿区。以宁东能源化工基地 3 个燃煤电厂为采样点, 测定了电厂周围 0—70 cm 土壤有机碳及其组分, 分析了其与混合沉降性质、植物特征及土壤性质的关系。各土层有机碳及其组分均为中度变异, 且在取样距离上无明显变化规律。植物和微生物特征对有机碳及其组分变异的独立解释力均较低 ( $R^2 = 0\%$ ), 但微生物特征与土壤理化性质的共同解释力较高 ( $R^2 = 32.2\%$ )。进一步的分析显示, 土壤性质 ( $\text{SO}_4^{2-}$ 、含水量和  $\text{Mg}^{2+}$  等) 正向影响有机碳 ( $P < 0.05$ ); 土壤性质 ( $\text{SO}_4^{2-}$ 、含水量和速效磷等) 正向影响易氧化有机碳 ( $P < 0.05$ ); 土壤性质 (含水量、全磷和电导率等) 和混合沉降性质 ( $\text{pH}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ ) 正向影响溶解性有机碳 ( $P < 0.05$ ); 土壤  $\text{NO}_3^-$  正向影响颗粒有机碳 ( $P < 0.05$ ); 土壤  $\text{Mg}^{2+}$  和  $\text{pH}$  通过影响微生物特征 (微生物量氮、亮氨酸氨基肽酶活性和碱性磷酸酶活性) 负向影响微生物量碳 ( $P < 0.05$ )。结果意味着, 盐碱荒漠煤矿区土壤有机碳及其组分可能主要受土壤资源有效性、盐碱程度及微生物活性等因素的综合影响, 而非酸沉降。

**关键词:** 大气酸沉降; 荒漠煤矿区; 土壤碳稳定性; 工业酸排放源; 盐碱土壤

## Soil organic carbon characteristics and their influencing factors in a saline-alkaline desert coal-mining region under acid deposition

MA Xuhan<sup>1</sup>, HUANG Juying<sup>1,\*</sup>, YU Hailong<sup>2</sup>, LI Chunhuan<sup>2</sup>, WANG Xiaoyue<sup>1</sup>

<sup>1</sup> School of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, China

<sup>2</sup> School of Geography and Planning, Ningxia University, Yinchuan 750021, China

**Abstract:** Under the background that the simulated experiment may lead to the estimation bias of acid deposition effect, the field analysis is an effective approach to evaluate acid deposition effect scientifically. However, few studies have been conducted to analyze the characteristics of soil organic carbon around industrial acid emission sources, especially in saline-alkaline desert coal-mining regions. This study selected three coal-fired power plants in Ningdong Energy and Chemical Industry Base as sampling points to investigate soil organic carbon and its components at 0—70 cm depths, and to analyze their relationships with bulk deposition characteristic, plant trait and soil property. Organic carbon and its components in all soil layers were moderately variable and not sampling-distance dependent. Both plant and microbe traits had low individual explanation for the variations in organic carbon and its components ( $R^2 = 0\%$ ), whereas the combined explanation of microbe trait and soil physicochemical property was high ( $R^2 = 32.2\%$ ). Further analysis revealed that soil property ( $\text{SO}_4^{2-}$ , water content,  $\text{Mg}^{2+}$ , etc) had a positive impact on organic carbon ( $P < 0.05$ ); soil property ( $\text{SO}_4^{2-}$ , water content,

**基金项目:** 国家自然科学基金 (32160277, 32371632); 宁夏回族自治区青年拔尖人才培养工程项目 (2022100)

**收稿日期:** 2024-10-14; **网络出版日期:** 2025-00-00

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

available phosphorus, etc) positively influenced easily oxidizable organic carbon ( $P < 0.05$ ); soil property (water content, total phosphorus, electrical conductivity, etc) and bulk deposition characteristic (pH and  $\text{SO}_4^{2-}$ ) positively affected dissolved organic carbon ( $P < 0.05$ ); soil  $\text{NO}_3^-$  positively impacted particulate organic carbon ( $P < 0.05$ ); and soil  $\text{Mg}^{2+}$  and pH negatively affected microbial biomass carbon by influencing microbe trait (microbe biomass nitrogen, leucine-aminopeptidase activity and alkaline phosphatase activity) ( $P < 0.05$ ). These findings suggest that soil organic carbon and its components may be predominantly influenced by the combined effects of soil resource availability, salinity-alkalinity degree, microbial activity and other properties rather than acid deposition in the studied area.

**Key Words:** atmospheric acid deposition; desert coal-mining region; soil carbon stability; industrial acid emission source; saline-alkaline soil

据估算,全球每年人为排放的  $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$  和  $\text{NH}_3$  分别达到 110.2、69.5 和 39.8 Tg,大气硫(S)、氮(N)沉降已成为影响全球变化的重要方面之一<sup>[1]</sup>。欧洲 S、N 沉降在过去 20 年总体呈下降趋势<sup>[2]</sup>。自 20 世纪 80 年代以来,美国  $\text{SO}_2$  和氧化态 N 沉降也已大大减少;还原态 N 沉降速率总体趋于稳定,但在一些农业区有所增加<sup>[3]</sup>。就中国而言,随着相关法律法规的逐步完善, $\text{SO}_2$  排放从 2005 年开始减少,且 2012—2020 年减少幅度(-21%)高于 2005—2012 年(-7%)<sup>[2]</sup>。与 S 沉降相比,N 沉降的长期变化较为复杂。全国监测网络的观测结果表明,过去近 40 年间,N 沉降速率在 2000 年左右达到峰值<sup>[4]</sup>,于 2020 年趋于稳定<sup>[2]</sup>,并呈现出东南沿海降低而西北内陆增加的空间分布格局。宁夏位于西北地区东部,尽管区域 S 沉降量低于土壤可接受的沉降量,但 N 沉降速率高于西北平均水平且超出土壤 N 沉降负荷<sup>[5-6]</sup>。酸沉降的化学成分十分复杂,S、N 沉降与其他一些离子、无机物、有机物沉降的综合作用深刻影响着生态系统。因而,该区域酸沉降效应不容忽视。

酸沉降改变了土壤有机碳(C)及其稳定性,从而影响着土壤 C 汇的形成过程。酸沉降诱导的土壤酸化通过抑制土壤硝化作用,导致土壤  $\text{NH}_4^+$  累积,改变植物生物量分配,造成植物固 C 功能减弱、减少土壤有机 C 输入<sup>[7-8]</sup>。但也有研究发现,N 沉降造成的富集效应通过抑制微生物活动和酶活性,降低微生物 C 源获取力,使得有机 C 矿化的正激发效应减弱,从而促进土壤 C 蓄积<sup>[9]</sup>。土壤有机 C 组分对酸沉降的响应亦存在差别。一些研究发现,酸沉降通过抑制土壤呼吸,降低微生物量 C 比例、增加易氧化有机 C 比例、提高活性有机 C 库固持<sup>[10]</sup>;酸沉降通过降低土壤 pH<sup>[11]</sup>、阻碍微生物分解<sup>[12]</sup>、抑制土壤酶活性<sup>[10]</sup>、增加植物凋落物<sup>[13]</sup>等途径提高土壤有机 C 和颗粒有机 C 含量,或通过降低有机 C 向溶解性有机 C 转化速率降低后者含量<sup>[13]</sup>。有机 C 组分各异的响应格局,使得其稳定性如何响应酸沉降仍存在不确定性。进一步的文献梳理结果显示,近年来针对酸沉降效应的探讨仍集中在试验模拟研究,且多为 S 沉降或 N 沉降的单一影响方面,缺乏酸排放源周边土壤有机 C 特征响应格局的实地分析。

“十一五”至“十二五”期间,我国对新建燃煤电厂机组安装了排放控制装置以加大脱硫脱硝力度。据报道,2005—2015 年全国  $\text{SO}_2$  和  $\text{NO}_x$  排放量分别减少了 31.4% 和 57.1%<sup>[14-15]</sup>。然而,燃煤电厂酸排放量占比依旧较大<sup>[16]</sup>,仍然是区域酸沉降物的主要来源<sup>[2]</sup>。宁东能源化工基地(以下简称宁东基地)是我国“能源金三角”的重要一极。项目组前期研究显示,该区域酸沉降以 S 沉降为主,反映了其工业源特征;且 S、N 沉降均处于较高水平<sup>[6]</sup>。虽然区域土壤可接受的 N 沉降量低,但 S 沉降临界负荷高且富含  $\text{CaCO}_3$  的土壤特性,可能决定了其高的酸缓冲性能<sup>[17]</sup>。那么,酸沉降如何影响区域土壤有机 C 库稳定性?植物残体和根系分泌物是土壤有机 C 的主要来源,微生物是驱动各类有机 C 组分降解转化的“动力引擎”,因而,植物和微生物在土壤 C 循环中发挥着重要作用<sup>[18-19]</sup>。那么当前酸沉降强度下,植物和微生物特征能否解释区域土壤有机 C 及其组分的变化?为回答以上问题,本研究以宁东基地 3 个燃煤电厂为监测点,调查了 0—70 cm 土壤有机 C 及其组分,分析了其与混合沉降性质、植物特征及土壤性质的关系,以期揭示工业酸排放源周边土壤有机 C 库稳定性的形成机制提供数据支撑。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

宁东基地地处宁夏中东区域。规划区总面积 4450 km<sup>2</sup>,东起鸳鸯湖、马家滩、萌城矿区的深部边界,西至白芨滩东界,南起韦州矿区和四股泉矿区南端的宁夏与甘肃省界,北至宁夏与内蒙古省界,是国家亿吨级大型煤炭基地。研究区平均海拔在 1150—1512 m 之间,具有干旱少雨、蒸发量大、日照长等典型的温带大陆性气候特征:近十年年平均降水量为 252.61 mm,蒸发量为 2580.64 mm;年平均气温为 6.7—10.46 °C(图 1);常年主导风向为西北风。土层薄,可溶盐浓度高,有机质含量低。土壤类型以灰钙土、风沙土及少量盐碱土为主。天然植被稀少且分布不均匀,植物组成以猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)、蒺藜(*Tribulus terrestris*)、狗尾草(*Setaria viridis*)、针茅(*Stipa capillata*)、白草(*Pennisetum centrasianicum*)、甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)等一年或多年生草本、旱生或超旱生灌木和半灌木为主<sup>[6, 20]</sup>。

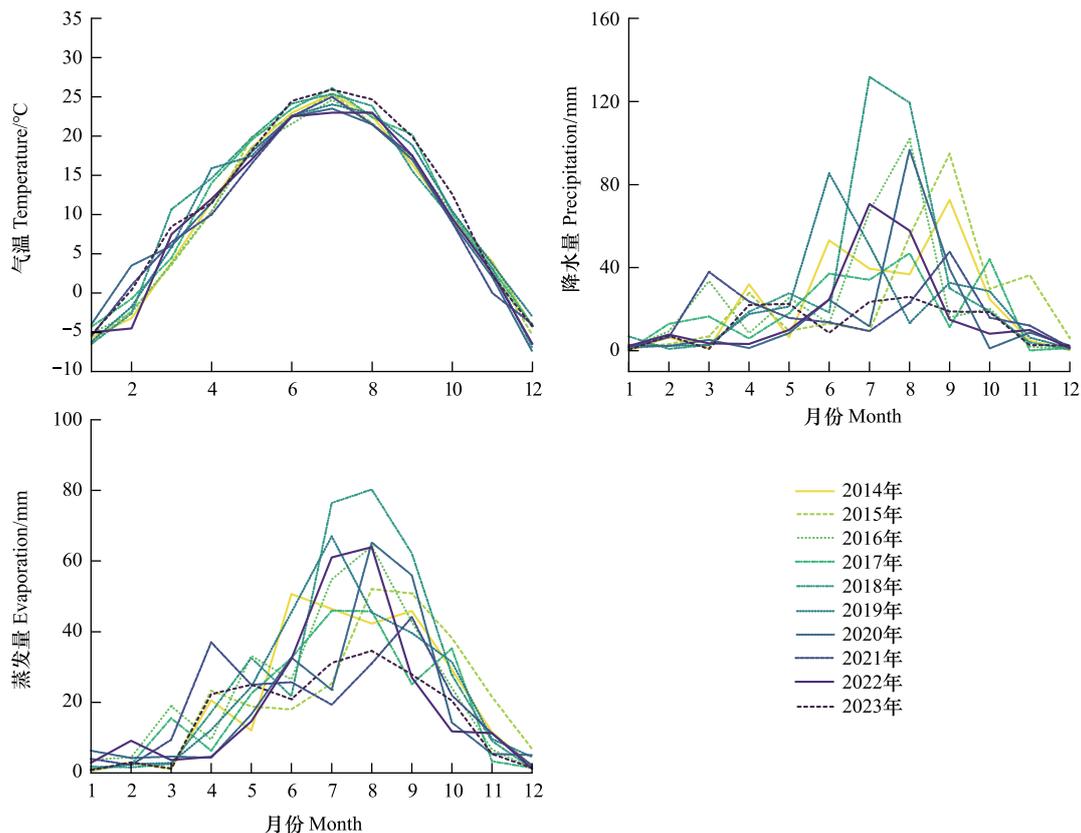


图 1 2014—2023 年灵武市气象因子月动态

Fig.1 Monthly dynamics of meteorological factors in Lingwu City during 2014—2023

气象数据来源于中国气象数据网(<https://data.cma.cn/>).

### 1.2 监测点选择与取样距离设置

选择位于宁东基地的马莲台电厂、鸳鸯湖电厂及灵武电厂等 3 个机组规模不同的燃煤电厂为监测点。以每个电厂烟囱为中心,沿东南方向 2000 m 扇形区域内各设 5 个取样距离:100、300、500、1000、2000 m。每个取样距离设置 3 个间距>10 m 的采样点(图 2)。为保证植物和土壤数据的统一性,每个电厂的所有采样点尽可能设置在植物群落结构较为一致的地段上。3 个电厂共计 45 个采样点。该区域地势平坦、植被分布均匀、无高大树木。取样距离设置依据及 3 个电厂机组容量、土壤性质、植被特征见项目组前期研究报道<sup>[21]</sup>。

### 1.3 土壤有机碳及其组分数据获取

于 2020 年 8 月上旬,采用五点取样法在每个采样点用内径为 5 cm 的土钻收集 0—20、20—40、40—70 cm 土层土壤。将每个采样点同层土壤样品混匀作为 1 个样品装入封口袋中带回实验室。从所有土样中各取一部分经自然风干后,参考其他研究测定有机 C(重铬酸钾外加法)、易氧化有机 C(KMNO<sub>4</sub>氧化法)、溶解性有机 C(紫外分光光度法)、颗粒有机 C(六偏磷酸钠分散法)、轻组有机 C(密度分馏法)含量<sup>[22-23]</sup>。所有土样的剩余部分放入冰箱中 4 °C 下冷藏,采用转换系数为 0.45 的氯仿熏蒸-K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提-碳分析仪器法测定微生物量 C 含量<sup>[24]</sup>。

### 1.4 土壤、植物和混合沉降数据获取

针对收集到的 0—20 cm 土壤样品,分别从中取 10 g 左右用于含水量的测定;剩余部分过 2 mm 标准筛后再分为两部分。一部分经自然风干后,完成 pH、电导率、全 N 含量和全磷(P)含量的测定。另一部分 4 °C 下冷藏保存,2 周内完成 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>浓度、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度、速效磷(P)浓度、K<sup>+</sup>浓度、Ca<sup>2+</sup>浓度、Na<sup>+</sup>浓度、Mg<sup>2+</sup>浓度、微生物量 N 含量、微生物量 P 含量、C 获取酶活性( $\beta$ -1,4-葡萄糖苷酶、纤维二糖水解酶)、N 获取酶活性( $\beta$ -1,4-N-乙酰基氨基葡萄糖苷酶、亮氨酸氨基肽酶)和 P 获取酶活性(碱性磷酸酶)的测定。其中,酶活性测定参考<sup>[25]</sup>,其他指标测定参考项目组前期研究<sup>[21]</sup>。测定过程中每个样品设置了 3 次平行,以进一步确保数据的可靠性。

于 8 月上旬,在每个采样点随机设置 3 个 2 m×2 m 的小样方用于植被调查,并记录每个小样方内物种组成、数目、高度、密度等信息。随后齐平地剪下样方内所有活的植物组织,按物种归类分装于信封袋中,立即带回实验室进行烘干称重。物种多样性的计算方法参考表 1。每个小样方烘干样品经混合、研磨、粉碎、过筛后,完成群落水平全 C、全 N、全 P 浓度的测定,以获得 C:N:P 生态化学计量特征相关指标。每个采样点植物各指标为 3 个小样方的平均值。

表 1 物种多样性的计算方法

Table 1 Calculation method of species diversity

指标 Index	计算方法 Calculation method	指标 Index	计算方法 Calculation method
Patrick 丰富度指数 Patrick richness index	$R = S$	Pielou 均匀度指数 Pielou evenness index	$E = H / \ln S$
Shannon-Wiener 多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	$H = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$	Simpson 优势度指数 Simpson dominance index	$D = - \sum_{i=1}^s P_i^2$

表中  $P_i$  为物种  $i$  的重要值,  $S$  为样方内物种总数

此外,依据项目组前期收集的降水降尘混合沉降样品,分析了 2020 年混合沉降量(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>沉降量、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、K<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Na<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>)、pH 和电导率等指标。具体样品收集和测定方法见<sup>[6]</sup>和<sup>[21]</sup>。研究区土壤、植物和混合沉降各指标的变化范围及其在文中的简写见表 2 和表 3。

### 1.5 数据处理与统计分析

采用 Excel 2016 计算各土层有机 C 特征的变异系数(各指标标准差与对应指标平均值的比值,CV)。参考<sup>[26]</sup>研究结果,设定 CV<10%为弱变异,10%≤CV<100%为中等变异,CV≥100%为强变异。分析前,先对数据进行 Log 转换,以使数据服从正态分布。运用 IBM SPSS Statistics 25 进行统计分析:采用单因素方差分析

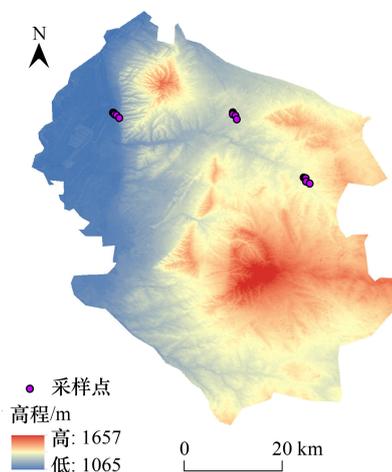


图 2 宁东能源化工基地土壤样品采集点

Fig.2 Soil sample collection points in Ningdong Energy and Chemical Industry Base

表 2 土壤和植物指标的变化范围

Table 2 Variation ranges of soil and plant indices

指标 Index	变化范围 Variation range	指标 Index	变化范围 Variation range
土壤 pH Soil pH	8.19—9.30	土壤 $\beta$ -1, 4-葡萄糖苷酶活性 Soil $\beta$ -1, 4-glucosidase activity/(mg/kg/h)	2.96—50.69
土壤电导率 Soil electric conductivity/( $\mu$ s/cm)	36.1—1846.00	土壤纤维二糖水解酶活性 Soil cellobiose hydrolase activity/(mg/kg/h)	0.34—11.70
土壤含水量 Soil water content/%	2.27—26.77	土壤 $\beta$ -1, 4-N-乙酰基氨基葡萄糖苷酶活性 Soil $\beta$ -1, 4-N-acetylglucosaminase activity/ (mg kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	0.52—14.71
土壤全氮含量 Soil total nitrogen content/(g/kg)	0.05—0.46	土壤亮氨酸氨基肽酶活性 Soil leucine aminopeptidase activity/(mg kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	3.72—114.96
土壤全磷含量 Soil total phosphorus content/(g/kg)	0.17—0.46	土壤碱性磷酸酶活性 Soil alkaline phosphatase activity/(mg kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	3.62—189.46
土壤氨态氮含量 Soil ammonia nitrogen content/(g/kg)	0.28—5.98	植物全碳浓度 Plant total carbon concentration/(mg/g)	354.28—725.74
土壤硝态氮含量 Soil nitrate nitrogen content/(g/kg)	1.43—52.08	植物全氮浓度 Plant total nitrogen concentration/(mg/g)	7.71—21.02
土壤速效磷含量 Soil available phosphorus content/(mg/kg)	1.10—20.85	植物全磷浓度 Plant total phosphorus concentration/(mg/g)	0.82—5.64
土壤 K <sup>+</sup> 含量 Soil K <sup>+</sup> content/(mg/kg)	0.32—9.05	植物 C:N Plant C:N	18.92—54.60
Ca <sup>2+</sup> 含量 Soil Ca <sup>2+</sup> content/(g/kg)	0.08—2.57	植物 C:P Plant C:P	69.28—515.45
土壤 Na <sup>+</sup> 含量 Soil Na <sup>+</sup> content/(g/kg)	0.48—50.26	植物 N:P Plant N:P	2.82—14.84
土壤 Mg <sup>2+</sup> 含量 Soil Mg <sup>2+</sup> content/(g/kg)	0.01—0.96	Patrick 丰富度指数 Patrick richness index	2.00—8.00
土壤 SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 含量 Soil SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> content/(g/kg)	0.53—50.78	Shannon-Wiener 多样性指数 Shannon-Wiener diversity Index	0.45—1.73
土壤微生物量氮含量 Soil microbial biomass nitrogen content/(mg/kg)	4.18—50.07	Pielou 均匀度指数 Pielou evenness index	0.56—0.99
土壤微生物量磷含量 Soil microbial biomass phosphorus content/(mg/kg)	0.02—9.71	Simpson 优势度指数 Simpson dominance index	0.13—0.72

表 3 混合沉降指标的变化范围

Table 3 Variation ranges of bulk deposition indices

指标 Index	变化范围 Variation range	指标 Index	变化范围 Variation range
混合沉降 pH Bulk deposition pH	6.61—7.49	混合沉降电导率 Bulk deposition electric conductivity/( $\mu$ s/cm)	16.15—104.59
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 沉降量 SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	20.41—131.74	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 沉降量 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	2.38—11.12
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 沉降量 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	1.41—7.93	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 和 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 沉降量 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> and NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	4.59—13.85
Na <sup>+</sup> 沉降量 Na <sup>+</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	3.36—32.27	K <sup>+</sup> 沉降量 K <sup>+</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	1.27—9.46
Mg <sup>2+</sup> 沉降量 Mg <sup>2+</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	1.03—10.11	Ca <sup>2+</sup> 沉降量 Ca <sup>2+</sup> deposition/(kg hm <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )	11.77—46.63

(LSD 法) 比较不同取样距离间同一土层有机 C 特征的差异。通过 OriginPro 2022 绘制各指标柱状图及指标间相关性热图。采用 R 中“vegan”包进行数据的方差分解, 从而获得环境因子组(混合沉降性质-土壤理化性质-微生物特征-植物特征)的独立解释力和联合解释力。然后使用 R 中“rPermute”包进行随机森林分析, 以确定显著影响有机 C 特征的环境因子( $P < 0.05$ ), 最后使用“plsrm”包最小二乘路径分析法分析酸沉降下有机

C 特征的影响因素及其途径。

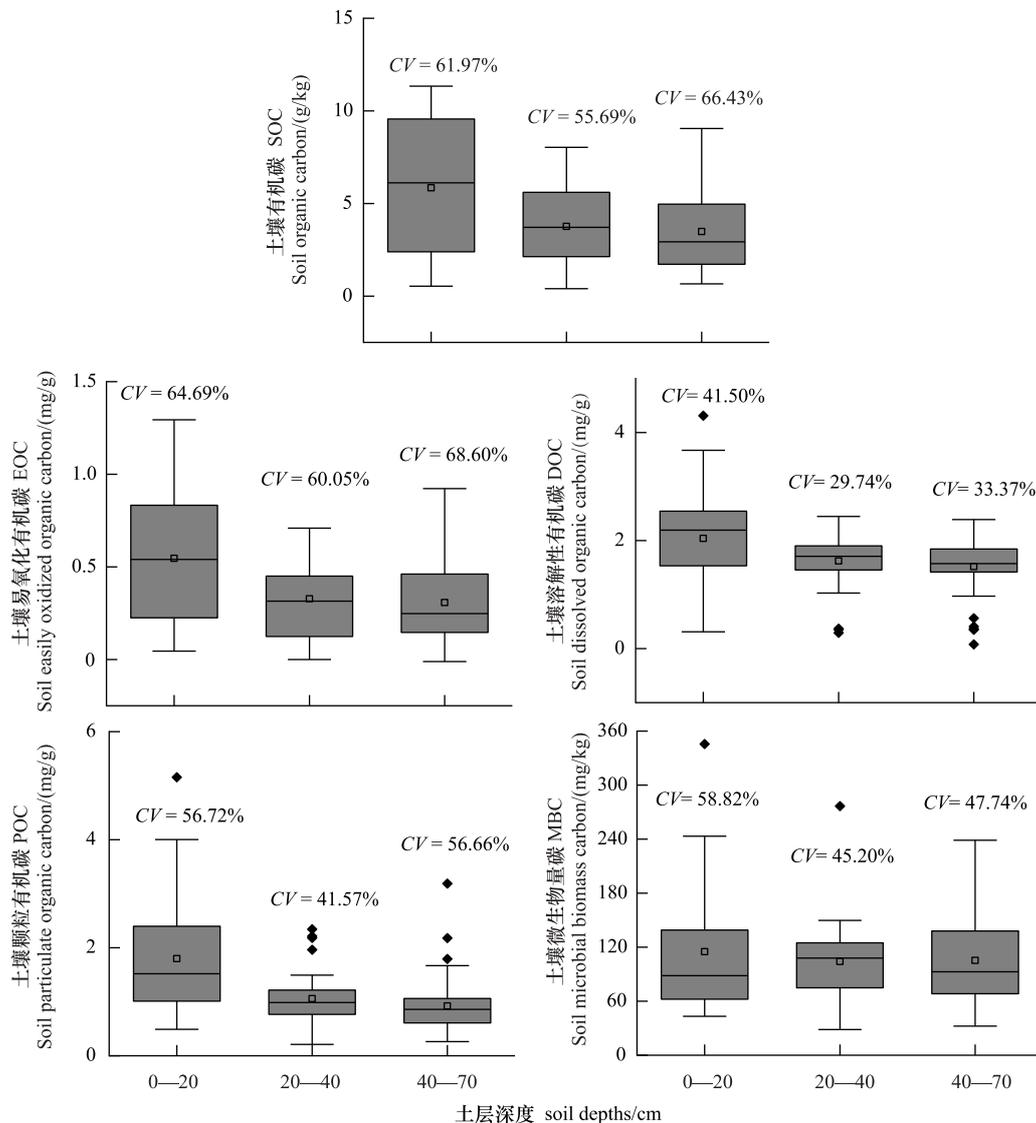
## 2 结果与分析

### 2.1 土壤有机碳及其组分的变化范围

研究区各土层有机 C 及其组分含量变异较大(尤其易氧化有机 C),均为中度变异(图 3)。其中,三个土层有机 C 的变化范围分别为 0.53—11.34 g/kg、0.40—8.03 g/kg、0.66—9.05 g/kg,易氧化有机 C 的变化范围分别为 0.45—1.29 mg/g、0.02—0.71 mg/g、0.03—0.92 mg/g,溶解性有机 C 的变化范围分别为 0.31—4.31 mg/g、0.29—2.45 mg/g、0.08—2.39 mg/g,颗粒有机 C 的变化范围分别为 0.50—5.16 mg/g、0.21—2.34 mg/g、0.26—3.19 mg/g,微生物量 C 的变化范围分别为 44.93—345.72 mg/kg、28.55—276.62 mg/kg、32.28—238.71 mg/kg。

### 2.2 土壤有机碳及其组分在取样距离间的差异

三个电厂的整合结果显示(图 4):0—20 cm,微生物量 C 在  $D_{1000}$ 、 $D_{2000}$  处低于  $D_{100}$ 、 $D_{500}$  处( $P < 0.05$ ),但高于  $D_{300}$  处( $P < 0.05$ )。20—40 cm,颗粒有机 C 在  $D_{1000}$  处高于  $D_{300}$ 、 $D_{500}$  处( $P < 0.05$ );溶解性有机 C 在  $D_{500}$  处低于  $D_{100}$ 、 $D_{300}$  处( $P < 0.05$ );微生物量 C 在  $D_{1000}$ 、 $D_{2000}$  处低于  $D_{100}$ 、 $D_{500}$  处( $P < 0.05$ ),在  $D_{1000}$  处高于  $D_{300}$  处( $P < 0.05$ ),在  $D_{2000}$  处低于  $D_{300}$  处( $P < 0.05$ )。40—70 cm,微生物量 C 在  $D_{1000}$  处低于  $D_{100}$ 、 $D_{300}$ 、 $D_{500}$  处( $P < 0.05$ ),但在  $D_{2000}$  处低于



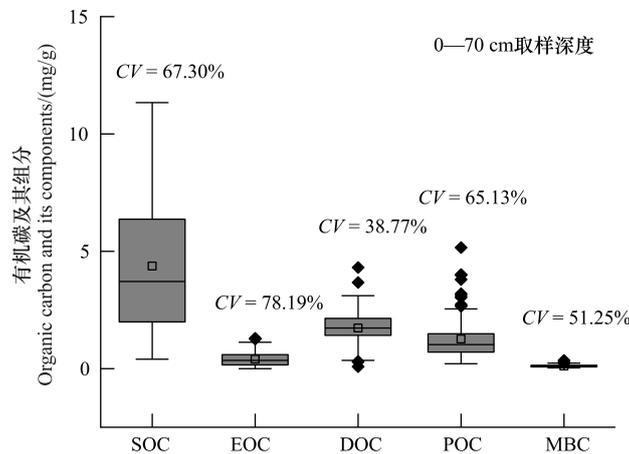
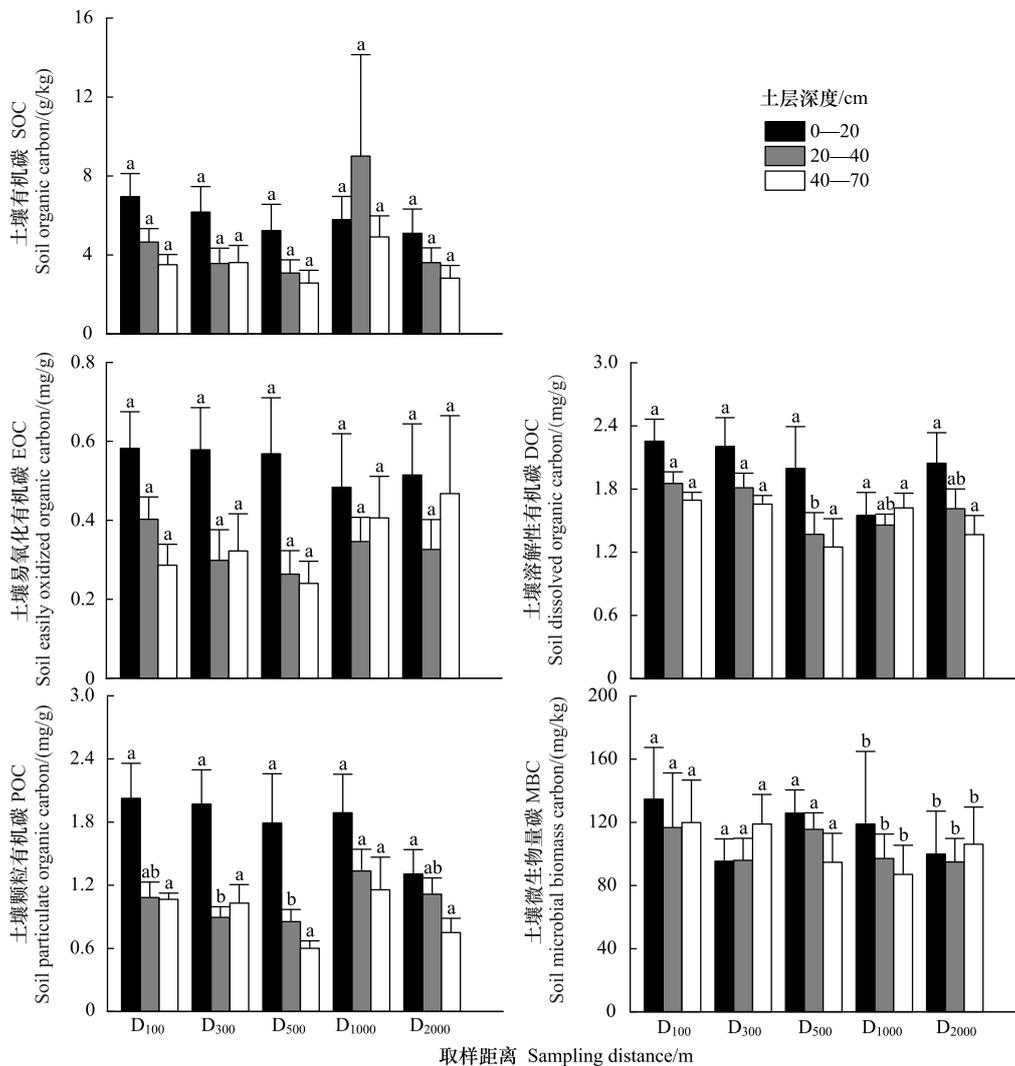


图3 0—70 cm 土壤有机碳及其组分的变化范围

Fig.3 Variation ranges of organic carbon and its components in 0—70 cm soils

SOC: 土壤有机碳 Soil organic carbon; EOC: 土壤易氧化有机碳 Soil easily oxidized organic carbon; DOC: 土壤溶解性有机碳 Soil dissolved organic carbon; POC: 土壤颗粒有机碳 Soil particulate organic carbon; MBC: 土壤微生物量碳 Soil microbial biomass carbon

D<sub>100</sub>、D<sub>300</sub>、高于 D<sub>500</sub> 处 ( $P < 0.05$ )。就整个 0—70 cm 土层来说,有机 C 在 D<sub>1000</sub> 处高于 D<sub>500</sub>、D<sub>2000</sub> 处 ( $P < 0.05$ ); 溶解性有机 C 在 D<sub>100</sub> 处高于 D<sub>500</sub>、D<sub>1000</sub> 处 ( $P < 0.05$ ); 微生物量 C 随取样距离的增大而增加 ( $P < 0.05$ )。



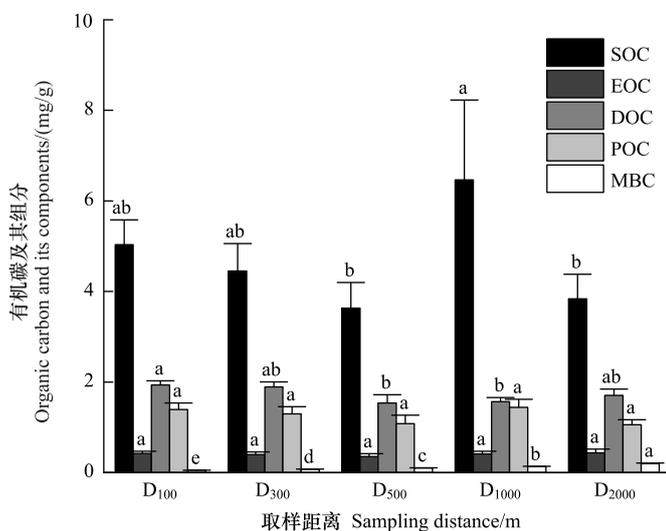


图4 0—70 cm 土壤有机碳及其组分在不同取样距离间的差异

Fig.4 Differences of 0—70 cm soil organic carbon and its components between the sampling distances

D<sub>100</sub>、D<sub>300</sub>、D<sub>500</sub>、D<sub>1000</sub>、D<sub>2000</sub> 分别代表距离电厂围墙外 100 m、300 m、500 m、1000 m 和 2000 m 的取样距离;不同小写字母表示同一土层各指标在不同取样距离间差异显著 ( $P < 0.05$ );图中数据为平均值±标准误 ( $n = 3$ )

### 2.3 土壤有机碳及其组分的影响因素分析

四组环境因子中,植物和微生物特征无独立解释力(图5)。四组环境因子间,微生物特征与土壤理化性质的共同解释力最大,意味着酸沉降下土壤有机C及其组分可能主要受二者的共同影响。

依据随机森林分析结果(图6),筛选出显著影响有机C特征的因子( $P < 0.001$ ),并构建了有机C特征的结构方程模型(图7)。结果显示,土壤性质( $\text{SO}_4^{2-}$ 、含水量、 $\text{Mg}^{2+}$ 、全P、电导率、 $\text{Na}^+$ 、速效P和 $\text{NO}_3^-$ )正向影响有机C( $P < 0.01$ );土壤性质( $\text{SO}_4^{2-}$ 、含水量、速效P、电导率、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 和pH)正向影响易氧化有机C( $P < 0.001$ );土壤性质(含水量、全P、电导率、 $\text{Na}^+$ 和 $\text{SO}_4^{2-}$ )和混合沉降性质(pH、 $\text{SO}_4^{2-}$ )分别正向影响溶解性有机C( $P < 0.001$ );土壤性质( $\text{NO}_3^-$ )正向影响颗粒有机C( $P < 0.001$ );土壤性质( $\text{Mg}^{2+}$ 、pH)则通过负向影响微生物特征(微生物量N、亮氨酸氨基肽酶活性和碱性磷酸酶活性)正向影响微生物量C( $P < 0.001$ )。

## 3 讨论

### 3.1 酸沉降下土壤有机碳及其组分的变化特征

土壤有机C及其组分含量可以反映环境变化引起的土壤C库动态及其稳定性变化<sup>[27]</sup>。本研究中,0—20 cm土层有机C及其组分均为中度变异(图3)。其中,有机C含量高于中国生态系统研究网络西北干旱区生态站的平均值<sup>[28]</sup>、颗粒有机C含量高于贺兰山荒漠草原的观测值<sup>[29]</sup>。一方面,表层土壤具有活跃的生物—环境相互作用。研究区日照丰富,年均温高,土壤盐碱程度高,植被多以芦苇(*Phragmites australis*)、

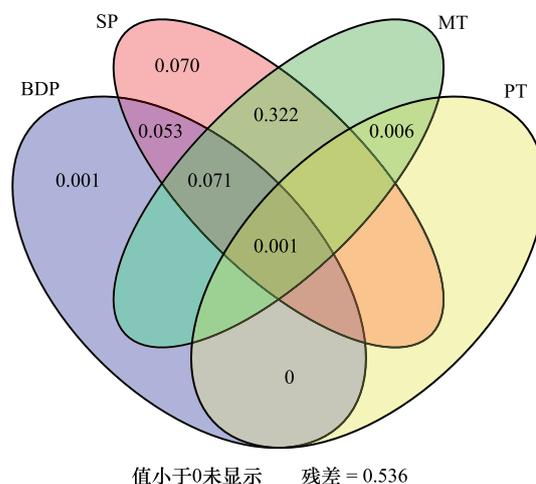


图5 环境因子组合对土壤有机碳及其组分的方差分解

Fig.5 Variance partitioning of soil organic carbon and its components by environmental factor groups

单个圆圈内数字代表该环境因子组合所能解释的方差;圆圈重合部分内数字代表几个环境因子组合共同解释的方差;BDP:混合沉降性质 Bulk deposition characteristic; SP:土壤理化性质 Soil physicochemical property; MT:微生物特征 Microbe trait; PT:植物特征 Plant trait

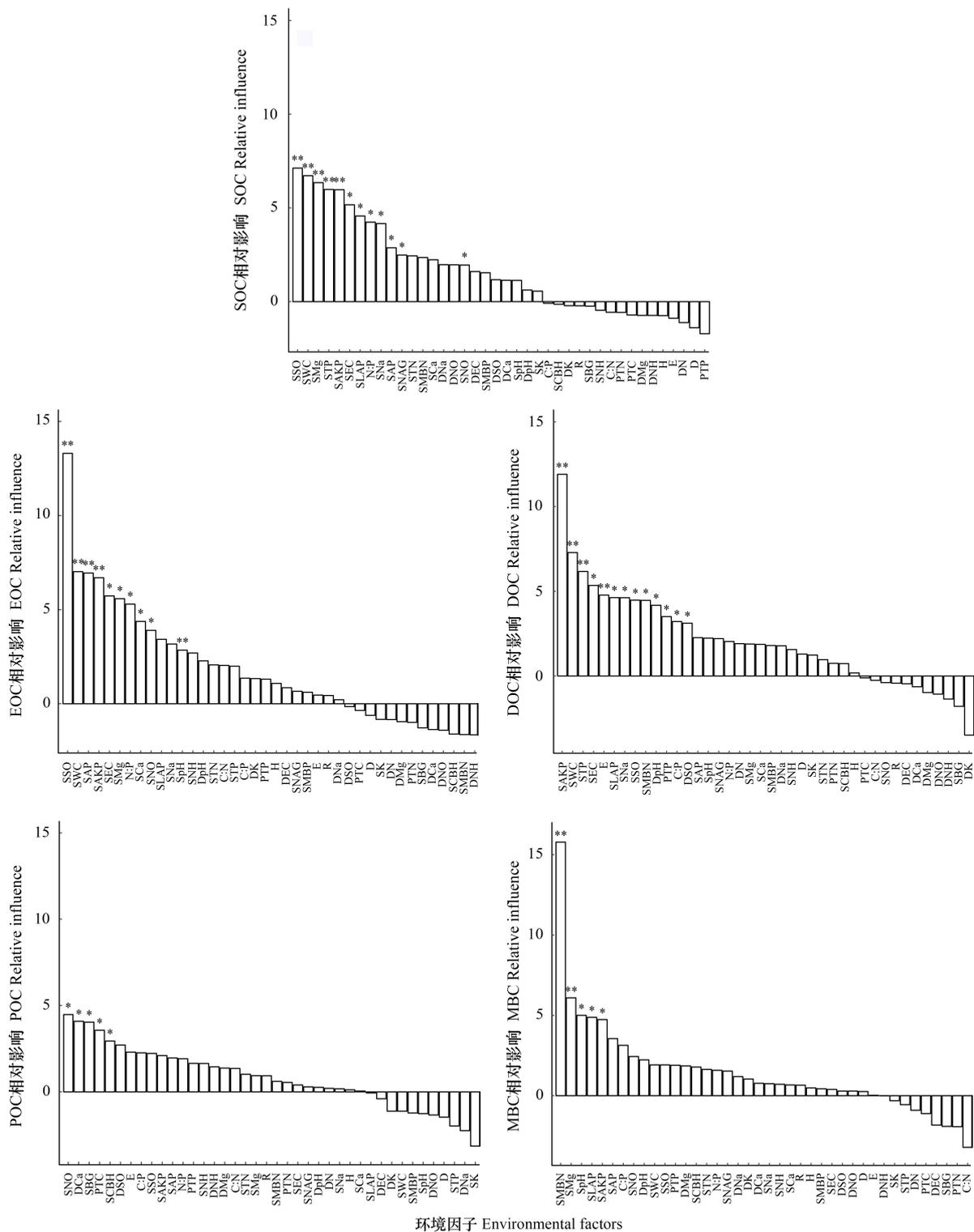
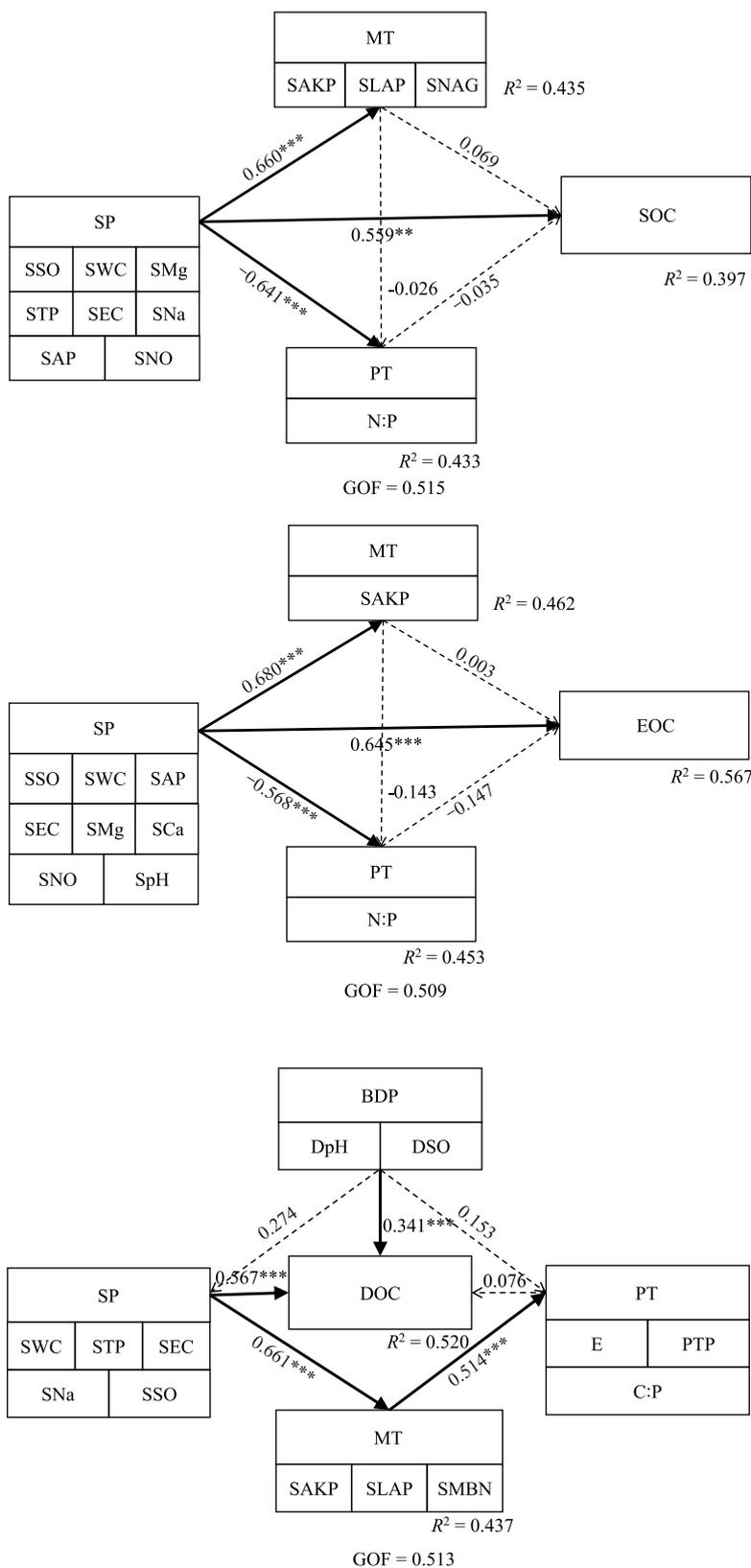


图 6 土壤有机碳及其组分与环境因子的随机森林分析

Fig.6 Random forest analysis of soil organic carbon, its components and environmental factors

\* :  $P < 0.05$ ; \*\* :  $P < 0.01$ ; SpH: 土壤 pH; SEC: 土壤电导率; SWC: 土壤含水量; STN: 土壤全氮含量; STP: 土壤全磷含量; SNH: 土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 含量; SNO: 土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量; SAP: 土壤速效磷含量; SK: 土壤  $\text{K}^+$  含量; SCa: 土壤  $\text{Ca}^{2+}$  含量; SNa: 土壤  $\text{Na}^+$  含量; SMg: 土壤  $\text{Mg}^{2+}$  含量; SSO: 土壤  $\text{SO}_4^{2-}$  含量; SMBN: 土壤微生物量氮含量; SMBP: 土壤微生物量磷含量; PTC: 植物全碳浓度; PTN: 植物全氮浓度; PTP: 植物全磷浓度; C:N: 植物 C:N; C:P: 植物 C:P; N:P: 植物 N:P; R: Patrick 丰富度指数; H: Shannon-Wiener 多样性指数; E: Pielou 均匀度指数; D: Simpson 优势度指数; SBG: 土壤  $\beta$ -1, 4-葡萄糖苷酶活性; SCBH: 土壤纤维二糖水解酶活性; SNAG: 土壤  $\beta$ -1, 4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性; SLAP: 土壤亮氨酸氨基肽酶活性; SAKP: 土壤碱性磷酸酶活性; DpH: 混合沉降 pH; DSO:  $\text{SO}_4^{2-}$  沉降量; DNH:  $\text{NH}_4^+$  沉降量; DNa:  $\text{Na}^+$  沉降量; DMg:  $\text{Mg}^{2+}$  沉降量; DEC: 混合沉降电导率; DNO:  $\text{NO}_3^-$  沉降量; DN:  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NH}_4^+$  沉降量; DK:  $\text{K}^+$  沉降量; DCa:  $\text{Ca}^{2+}$  沉降量

针茅 (*Stipa capillata*) 等禾草类为主要建群种,一定程度上保护了地表土壤免受侵蚀;且此类植物具有强的净光合固 C 效率及高的凋落物 C 生产<sup>[18]</sup>,可能有利于土壤有机 C 的输入和积累<sup>[30]</sup>。与此同时,充足的光热条件可能通过增加细菌丰度的途径促进了稳定性 C 的降解,大量植物残体形成的半分解物增多,其与砂粒结合形成的颗粒有机 C 随之增多<sup>[31]</sup>。另一方面,研究区人烟稀少,生态系统受人活动干扰较少,一定程度上也



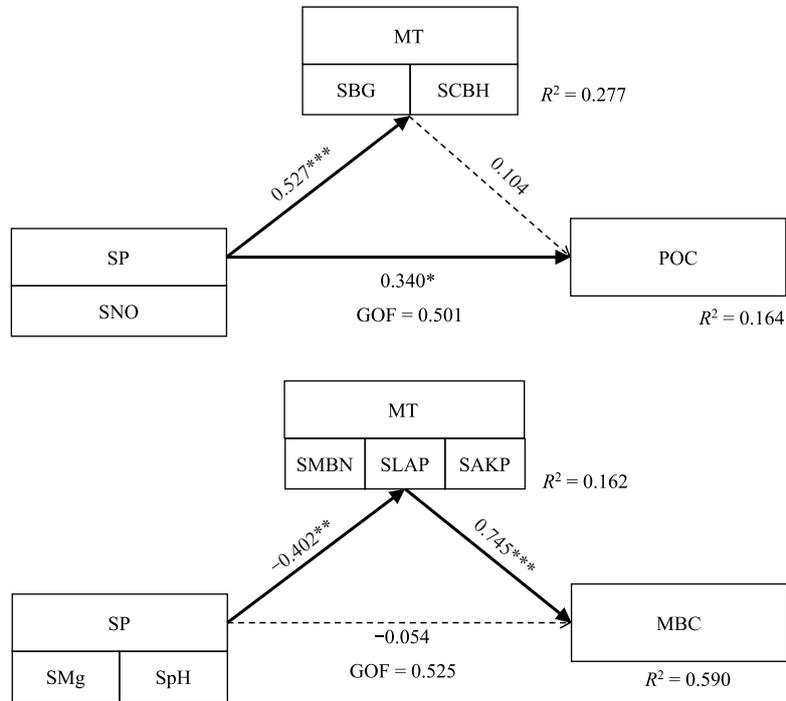


图 7 土壤有机碳及其组分与环境因子的结构方程模型

Fig.7 Structural equation model of soil organic carbon, its components and environmental factors

实线表示显著路径( $P < 0.05$ );虚线表示不显著路径( $P > 0.05$ );箭头上数字为标准化的路径系数(\*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ ; \*\*\*,  $P < 0.001$ )

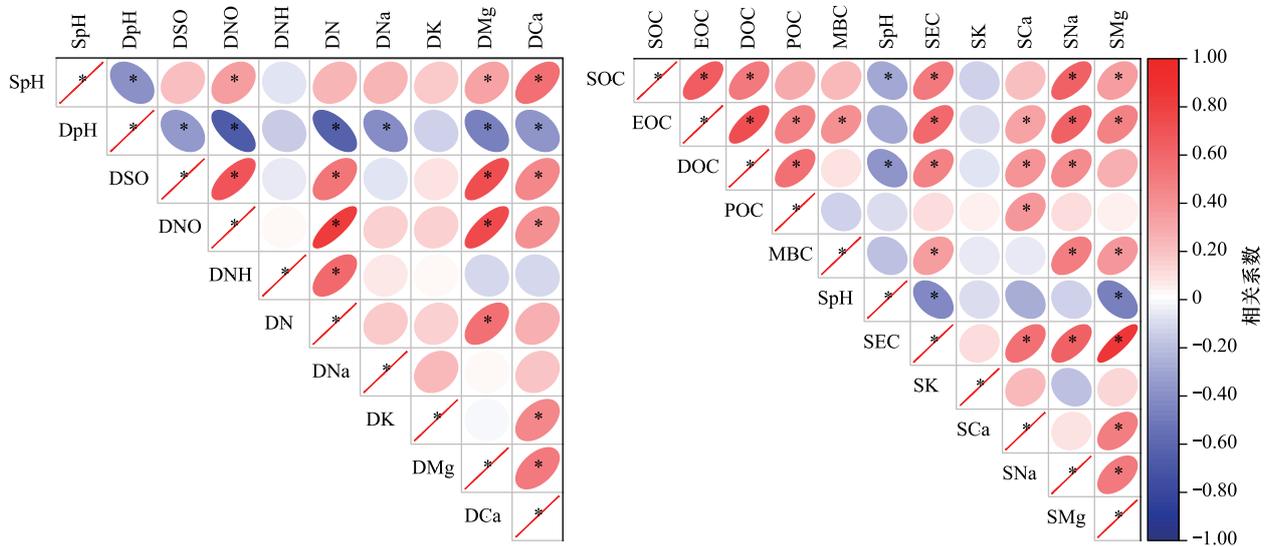


图 8 土壤 pH 与酸沉降性质及土壤有机碳特征与土壤性质的相关性

Fig.8 Correlations between soil pH and acid deposition properties and between soil organic carbon characteristics and soil properties

有利于土壤保持较高水平的有机 C 含量<sup>[32]</sup>。

研究区微生物量 C、溶解性有机 C 及易氧化有机 C 含量低于荒漠草原的观测值<sup>[33]</sup>。微生物量 C 主要来源于动植物残体。土壤温度和湿度能够间接影响其分解活动。研究区气候干燥、植物根系分泌物和土壤腐殖质缺乏、土壤表面结合养分的颗粒物流失,严重制约了微生物活性、不利于微生物量 C 形成<sup>[34]</sup>。溶解性有

机 C 和易氧化有机 C 亦是活性有机 C 组分,主要来源于植物凋落物、根系及根系分泌物等有机物质的分解<sup>[33]</sup>。研究区较为丰富的深根系植物种<sup>[35]</sup>和粗糙的土壤质地<sup>[36]</sup>,可能不利于两种有机 C 组分在土壤表层的形成,从而降低有机 C 活性。此外,研究区土壤有机 C 及其组分在取样距离上未呈现出明显的变化规律(图 4),与针对储煤场<sup>[37]</sup>的研究结果不同,可能是电厂高架源远距离排放<sup>[38]</sup>及多风天气影响粉尘降落量<sup>[37,39]</sup>等多方面综合作用的结果,有待进一步深入分析。

### 3.2 酸沉降下土壤有机碳及其组分的影响因素分析

植物和微生物是重要的土壤有机 C 源,二者参与的生物化学过程驱动着有机 C 稳定性。本研究中,植物特征对有机 C 及其组分无解释力(图 5),与针对中国北方自然生态系统<sup>[40]</sup>和荒漠草原<sup>[34]</sup>的研究结果不同。一方面,较频繁的风沙侵蚀、较低的降水量和较强的土壤盐碱压力下,研究区大部分植物生长受限,植被生产力和多样性低下,使得土壤可获得的植物 C 源有限<sup>[41-42]</sup>。另一方面,不同生态系统的植被组成不同,导致进入到土壤的凋落物性质差异较大,因而各生态系统植物特征对土壤 C 库的贡献程度可能存在差异<sup>[43]</sup>。微生物是土壤有机 C 的重要“C 泵”<sup>[44]</sup>,其群落组成等结构特征会影响微生物残体分解速率和有机 C 库稳定性<sup>[45]</sup>。本研究中,微生物特征(C、N、P 及其生态化学计量比)亦无独立解释力,今后有待结合其群落结构进行深入分析。然而,微生物特征与土壤理化性质的共同解释力达到 32.2% ( $R^2$ ),意味着研究区土壤有机 C 及其组分可能主要受土壤物理、化学、生物学性质的综合影响<sup>[36,46]</sup>。

进一步的分析发现,研究区土壤有机 C 受酸沉降影响较小(图 7)。首先,与酸性和中性土壤相比,盐碱土壤中丰富的碳酸盐含量使得其通常具有较强的酸缓冲性能,因此对酸沉降较不敏感<sup>[47]</sup>。研究区土壤 pH 的变化范围为 8.19—9.30(表 2),且未随混合沉降 pH 降低而降低(图 8),证实了酸沉降对盐碱土壤(特别是中重度)的酸化作用有限。当大气中 N、S、盐基离子等物质沉降至土壤后,土壤中的盐碱物质中和了大气沉降中的部分酸性物质,使得土壤 pH 维持在相对稳定的水平<sup>[48]</sup>;而稳定的土壤酸碱环境不会对有机 C 的分解和转化过程产生明显影响,从而促进了有机 C 原有存在形式和动态平衡的维持<sup>[49]</sup>。其次,较高盐碱胁迫下,微生物群落发展出一系列适应性功能性状;酸沉降对土壤酸碱度的有限影响,不易引起微生物结构和功能发生明显变化,从而未显著影响微生物参与的有机 C 分解和转化过程<sup>[49-50]</sup>。再次,盐碱程度较重的环境中,一定程度上植物能够通过自身的生理调节和适应机制抵御酸沉降带来的影响,从而以植物源形式的有机 C 输入处于相对稳定的水平<sup>[49]</sup>。4 个有机 C 组分中,混合沉降性质(pH 和  $\text{SO}_4^{2-}$  沉降量)仅对溶解性有机 C 有影响(图 7),与针对我国陆地生态系统<sup>[51]</sup>的研究结果相似。可能是因为酸沉降倾向于增加土壤  $\text{SO}_4^{2-}$  含量,导致  $\text{SO}_4^{2-}$  与溶解性有机 C 对土壤吸附位点的竞争增强,增加了溶解性有机 C 的流失风险<sup>[11]</sup>。

相比之下,土壤有机 C 特征受土壤资源(水分和养分)有效性、盐碱程度(pH、电导率、盐基离子)及微生物活性的影响较大(图 7)。土壤含水量和  $\text{SO}_4^{2-}$  正向影响有机 C、易氧化有机 C 和溶解性有机 C(图 7),证实土壤水分和养分有效性是影响活性有机 C 库的关键因子<sup>[52-53]</sup>。一方面,随着土壤含水量增加,植物生长加快、土壤 C 输入增加,从而有助于有机 C 积累及其组分形成<sup>[53]</sup>,尤其是干旱半干旱区<sup>[18]</sup>。另一方面,S 输入显著增加了土壤中作为终端电子受体的  $\text{SO}_4^{2-}$  含量,使土壤有机底物矿化的终端过程——硫酸盐还原作用增强,最终通过影响有机质矿化速度改变有机 C 稳定性<sup>[54]</sup>。土壤速效 P 正向影响有机 C 和易氧化有机 C。当土壤中 P 供应不足时,速效 P 活性升高具有一定的补偿作用<sup>[55]</sup>,从而加强微生物对有机质的分解力度。土壤  $\text{NO}_3^-$  正向影响有机 C、易氧化有机 C 和颗粒有机 C,与针对橡胶(*Hevea brasiliensis*)林<sup>[56]</sup>的研究结果一致。N 沉降下,输入的部分 N 被硝化细菌通过硝化作用转化为更多的  $\text{NO}_3^-$ ,土壤 N 有效性得到改善;待外源 N 耗尽后,进一步产生正激发效应促进有机质分解<sup>[8]</sup>。此外,相关分析表明,土壤 pH 与有机 C 和溶解性有机 C 负相关(图 8),反映了前者对有机 C 积累和溶解性的调控作用<sup>[57]</sup>;土壤电导率、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  不同程度地正向调控着有机 C 及其组分。一方面,土壤盐基离子不仅能够决定植被分布,还能影响微生物活性,从而影响有机 C 稳定性<sup>[18]</sup>。另一方面,土壤碱性环境能促进有机质解吸、加速有机 C 分解,从而影响有机 C 组分形成<sup>[18,58]</sup>。

## 4 结论

研究区 0—70 cm 土层有机 C 及其组分均为中度变异,且其变异程度不依赖于取样距离。植物和微生物特征对有机 C 及其组分均无单独影响,但后者与土壤理化性质的共同影响较大。土壤  $\text{SO}_4^{2-}$ 、含水量、 $\text{Mg}^{2+}$ 、全 P、电导率、 $\text{Na}^+$ 、速效 P 和  $\text{NO}_3^-$  共同正向影响有机 C。土壤  $\text{SO}_4^{2-}$ 、含水量、速效 P、电导率、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  和 pH 共同正向影响易氧化有机 C。土壤含水量、全 P、电导率、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  和混合沉降 pH、 $\text{SO}_4^{2-}$  沉降量共同正向影响溶解性有机 C。土壤  $\text{NO}_3^-$  正向影响颗粒有机 C。土壤  $\text{Mg}^{2+}$ 、pH 共同通过负向影响微生物量 N、亮氨酸氨基转氨酶和碱性磷酸酶活性正向影响微生物量 C。因此,当前酸沉降强度下研究区土壤有机 C 特征主要受土壤资源(水分和养分)有效性、盐碱程度及微生物活性的综合影响。

受自然环境的影响,研究区三个电厂周边植物群落结构存在差异。本研究针对三个电厂分别设置了 15 个采样点,且仅为一年观测。因此,今后有必要在增加监测点和采样点、完善土壤有机 C 相关指标的基础上,通过较长时期的野外监测深入揭示现行管控措施下工业排放源周边酸沉降对盐碱土壤 C 汇功能的影响机制。

## 参考文献(References):

- [ 1 ] Qiao X, Du J, Kota S H, Ying Q, Xiao W Y, Tang Y. Wet deposition of sulfur and nitrogen in Jiuzhaigou national nature reserve, Sichuan, China during 2015—2016: possible effects from regional emission reduction and local tourist activities. *Environmental Pollution*, 2018, 233: 267-277.
- [ 2 ] Zhou K Y, Xu W, Zhang L, Ma M R, Liu X J, Zhao Y. Estimating nitrogen and sulfur deposition across China during 2005 to 2020 based on multiple statistical models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2023, 23(15): 8531-8551.
- [ 3 ] Benish S E, Bash J O, Foley K M, Appel K W, Hogrefe C, Gilliam R, Pouliot G. Long-term regional trends of nitrogen and sulfur deposition in the United States from 2002 to 2017. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2022, 22(19): 12749-12767.
- [ 4 ] Wen Z, Xu W, Li Q, Han M J, Tang A H, Zhang Y, Luo X S, Shen J L, Wang W, Li K H, Pan Y P, Zhang L, Li W Q, Collett J L, Zhong B Q, Wang X M, Goulding K, Zhang F S, Liu X J. Changes of nitrogen deposition in China from 1980 to 2018. *Environment International*, 2020, 144: 106022.
- [ 5 ] 顾峰雪, 黄玫, 张远东, 闫慧敏, 李洁, 郭瑞, 钟秀丽. 1961—2010 年中国区域氮沉降时空格局模拟研究. *生态学报*, 2016, 36(12): 3591-3600.
- [ 6 ] 王攀, 朱湾湾, 樊瑾, 许艺馨, 余海龙, 王斌, 黄菊莹. 宁夏燃煤电厂周围降水降尘中硫氮沉降特征研究. *生态环境学报*, 2020, 29(6): 1189-1197.
- [ 7 ] Chen J, Wang W H, Liu T W, Wu F H, Zheng H L. Photosynthetic and antioxidant responses of *Liquidambar formosana* and *Schima superba* seedlings to sulfuric-rich and nitric-rich simulated acid rain. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2013, 64: 41-51.
- [ 8 ] 程淑兰, 方华军, 徐梦, 耿静, 何舜, 于光夏, 曹子斌. 氮沉降增加情景下植物-土壤-微生物交互对自然生态系统土壤有机碳的调控研究进展. *生态学报*, 2018, 38(23): 8285-8295.
- [ 9 ] Xu C H, Xu X, Ju C H, Chen H Y H, Wilsey B J, Luo Y Q, Fan W. Long-term, amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide. *Global Change Biology*, 2021, 27(6): 1170-1180.
- [ 10 ] 吴建平, 梁国华, 熊鑫, 褚国伟, 周国逸, 张德强. 鼎湖山季风常绿阔叶林土壤微生物量碳和有机碳对模拟酸雨的响应. *生态学报*, 2015, 35(20): 6686-6693.
- [ 11 ] 丘清燕, 陈小梅, 梁国华, 周国逸, 张德强. 模拟酸沉降对鼎湖山季风常绿阔叶林地表径流水化学特征的影响. *生态学报*, 2013, 33(13): 4021-4030.
- [ 12 ] 张仕斌. 模拟氮、硫沉降对华西雨屏区常绿阔叶林土壤养分和酶活性的影响[D]. 成都: 四川农业大学, 2019.
- [ 13 ] Wang C, Fang Y Y, An W L, Zeng C S, Wang W Q, Sardans J, Fernández-Martínez M, Peñuelas J. Acid rain mediated nitrogen and sulfur deposition alters soil nitrogen, phosphorus and carbon fractions in a subtropical paddy. *Catena*, 2020, 195: 104876.
- [ 14 ] Liu F, Zhang Q, Tong D, Zheng B, Li M, Huo H, He K B. High-resolution inventory of technologies, activities, and emissions of coal-fired power plants in China from 1990 to 2010. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2015, 15(23): 13299-13317.
- [ 15 ] Tong D, Zhang Q, Liu F, Geng G N, Zheng Y X, Xue T, Hong C P, Wu R L, Qin Y, Zhao H Y, Yan L, He K B. Current emissions and future mitigation pathways of coal-fired power plants in China from 2010 to 2030. *Environmental Science and Technology*, 2018, 52(21): 12905-12914.
- [ 16 ] Yue T, Liu Q, Tong Y L, Gao J J, Zheng Y, Li G L, Li R. Analysis of emission evolution and synergistic reduction effect of air pollutants and  $\text{CO}_2$

- from Chinese coal-fired power plants. *Atmospheric Pollution Research*, 2024, 15(2): 102001.
- [17] Diao H J, Chen X P, Zhao X, Dong K H, Wang C H. Effects of nitrogen addition and precipitation alteration on soil respiration and its components in a saline-alkaline grassland. *Geoderma*, 2022, 406: 115541.
- [18] 王园博, 赵锐锋, 张丽华, 张晓雅. 黑河中游湿地不同植物群落土壤有机碳分布及影响因素. *草业科学*, 2020, 37(5): 833-844.
- [19] He H, Peng M W, Lu W D, Ru S B, Hou Z N, Li J H. Organic fertilizer substitution promotes soil organic carbon sequestration by regulating permanganate oxidizable carbon fractions transformation in oasis wheat fields. *Catena*, 2023, 221: 106784.
- [20] 王亚慧, 王文瑞, 王伟伟. 中小尺度荒漠生态系统服务研究及其价值评价——以宁夏沙坡头保护区为例. *宁夏大学学报: 自然科学版*, 2016, 37(1): 106-111.
- [21] Li C H, Wang B, Fang Z, Yu H L, Huang J Y. Plant species diversity is driven by soil base cations under acid deposition in desert coal-mining region in northwestern China. *Ecological Indicators*, 2022, 145: 109682.
- [22] Garten C T, Post W M, Hanson P J, Cooper L W. Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in the southern Appalachian Mountains. *Biogeochemistry*, 1999, 45(2): 115-145.
- [23] 吴建国, 张小全, 王彦辉, 徐德应. 土地利用变化对土壤物理组分有机碳分配的影响. *林业科学*, 2002, 38(4): 19-29.
- [24] Jenkinson D S, Powlson D S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—V A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 1976, 8(3): 209-213.
- [25] Qi R M, Li J, Lin Z A, Li Z J, Li Y T, Yang X D, Zhang J J, Zhao B Q. Temperature effects on soil organic carbon, soil labile organic carbon fractions, and soil enzyme activities under long-term fertilization regimes. *Applied Soil Ecology*, 2016, 102: 36-45.
- [26] 雷志栋, 杨诗秀, 许志荣, G.瓦肖尔. 土壤特性空间变异性初步研究. *水利学报*, 1985, 9: 10-21.
- [27] 张宇辰, 彭道黎. 间伐对塞罕坝华北落叶松人工林土壤活性有机碳的影响. *应用与环境生物学报*, 2020, 26(4): 961-968.
- [28] 赵玮, 王新兴, 杨昊天, 杨荣, 叶学华, 刘新平, 曾凡江, 马健, 李向义, 高永平, 刘宇, 于秀波. 土壤碳氮特征沿干旱梯度时空格局及对气候变化的响应——基于中国生态系统研究网络(CERN)长期定位监测数据. *生态学报*, 2023, 43(9): 3582-3591.
- [29] 杨益, 牛得草, 文海燕, 张宝林, 董强, 陈菊兰, 傅华. 贺兰山不同海拔土壤颗粒有机碳、氮特征. *草业学报*, 2012, 21(3): 54-60.
- [30] 史尧方, 薛娴, 尤全刚, 彭飞, 黄翠华. 阿里荒漠区土壤有机碳分布特征及其与土壤物理性质的关系. *中国沙漠*, 2023, 43(3): 284-294.
- [31] Cheng L, Zhang N F, Yuan M T, Xiao J, Qin Y J, Deng Y, Tu Q C, Xue K, Van Nostrand J D, Wu L Y, He Z L, Zhou X H, Leigh M B, Konstantinidis K T, Schuur E A, Luo Y Q, Tiedje J M, Zhou J Z. Warming enhances old organic carbon decomposition through altering functional microbial communities. *The ISME Journal*, 2017, 11(8): 1825-1835.
- [32] Tian H Q, Chen G S, Zhang C, Melillo J M, Hall C A S. Pattern and variation of C: N: P ratios in China's soils: a synthesis of observational data. *Biogeochemistry*, 2010, 98(1): 139-151.
- [33] 阎欣. 荒漠草原沙漠化过程中土壤有机碳活性组分特征及其稳定性[D]. 银川: 宁夏大学, 2018.
- [34] 张义凡, 刘学东, 陈林, 李学斌, 杨新国. 荒漠草原3种典型群落类型的土壤微生物量碳氮研究. *西北植物学报*, 2017, 37(2): 363-371.
- [35] 刘学东. 荒漠草原不同群落类型土壤活性有机碳组分特征研究[D]. 银川: 宁夏大学, 2017.
- [36] 杨军刚, 张玲卫, 郭星, 陆永兴, 郭浩, 张元明, 周晓兵. 古尔班通古特沙漠生物土壤结皮下土壤有机碳垂直分布特征及影响因素. *生态学报*, 2024, 44(7): 2946-2954.
- [37] 刘平, 张强, 程滨, 焦晓燕, 杜文波. 电厂煤粉尘沉降特征及其对周边土壤主要性质的影响. *中国土壤与肥料*, 2010(5): 21-24.
- [38] 李玉平. 高架污染源的最大地面浓度及位置. *安全与环境学报*, 2010, 10(6): 89-91.
- [39] 李立新, 张咏冰. “挡风抑尘墙”对粉尘污染的防治. *环境保护*, 2005, 33(5): 37-71.
- [40] 陈心桐, 徐天乐, 李雪静, 赵爱花, 冯海艳, 陈保冬. 中国北方自然生态系统土壤有机碳含量及其影响因素. *生态学杂志*, 2019, 38(4): 1133-1140.
- [41] Amini S, Ghadiri H, Chen C R, Marschner P. Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(3): 939-953.
- [42] 杨昊天, 王增如, 贾荣亮. 腾格里沙漠东南缘荒漠草地不同群落类型土壤有机碳分布及储量特征. *植物生态学报*, 2018, 42(3): 288-296.
- [43] Thevenot M, Dignac M F, Rumpel C. Fate of lignins in soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(8): 1200-1211.
- [44] 杨阳, 王宝荣, 窦艳星, 薛志婧, 孙慧, 王云强, 梁超, 安韶山. 植物源和微生物源土壤有机碳转化与稳定研究进展. *应用生态学报*, 2024, 35(1): 111-123.
- [45] Hemingway J D, Rothman D H, Grant K E, Rosengard S Z, Eglinton T I, Derry L A, Galy V V. Mineral protection regulates long-term global preservation of natural organic carbon. *Nature*, 2019, 570(7760): 228-231.
- [46] Min K, Kang H, Lee D. Effects of ammonium and nitrate additions on carbon mineralization in wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(12): 2461-2469.

- [47] Luo W T, Nelson P N, Li M H, Cai J P, Zhang Y Y, Zhang Y G, Yang S, Wang R Z, Wang Z W, Wu Y N, Han X G, Jiang Y. Contrasting pH buffering patterns in neutral-alkaline soils along a 3600 km transect in northern China. *Biogeosciences*, 2015, 12(23): 7047-7056.
- [48] 周纪东, 史荣久, 赵峰, 韩斯琴, 张颖. 施氮频率和强度对内蒙古温带草原土壤 pH 及碳、氮、磷含量的影响. *应用生态学报*, 2016, 27(8): 2467-2476.
- [49] Suarez E L, Jones U S. Atmospheric sulfur as related to acid precipitation and soil fertility. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 46(5): 976-980.
- [50] McColl J G, Firestone M K. Cumulative effects of simulated acid rain on soil chemical and microbial characteristics and conifer seedling growth. *Soil Science Society of America Journal*, 1987, 51(3): 794-800.
- [51] 郭洁芸, 王雅歆, 李建龙. 氮添加对中国陆地生态系统植物-土壤碳动态的影响. *生态学报*, 2022, 42(12): 4823-4833.
- [52] Lupascu M, Welker J M, Xu X, Czimczik C I. Rates and radiocarbon content of summer ecosystem respiration in response to long-term deeper snow in the High Arctic of NW Greenland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2014, 119(6): 1180-1194.
- [53] 肖焯, 黄志刚, 武海涛, 吕宪国. 三江平原不同湿地类型土壤活性有机碳组分及含量差异. *生态学报*, 2015, 35(23): 7625-7633.
- [54] Chambers L G, Reddy K R, Osborne T Z. Short-term response of carbon cycling to salinity pulses in a freshwater wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(5): 2000-2007.
- [55] Shi Y, Sheng L X, Wang Z Q, Zhang X Y, He N P, Yu Q. Responses of soil enzyme activity and microbial community compositions to nitrogen addition in bulk and microaggregate soil in the temperate steppe of Inner Mongolia. *Eurasian Soil Science*, 2016, 49(10): 1149-1160.
- [56] 薛欣欣, 任常琦, 罗雪华, 王文斌, 赵春梅, 张永发. 氮添加与凋落物处理对橡胶林砖红壤有机碳组分及酶活性的影响. *环境科学*, 2024, 45(1): 354-363.
- [57] Wang C Q, Kuzyakov Y. Soil organic matter priming: The pH effects. *Global Change Biology*, 2024, 30(6): e17349.
- [58] 王思宁. 吉林西部盐碱水田土壤有机碳源/汇特征与影响因素研究[D]. 长春: 吉林大学, 2022.