

我国主要有色金属矿区周边农田土壤酶活性及影响因素

刘深妍, 李凤麟, 鲁静丽, 冯世伟, 吴卓慧, 梁洁良, 贾璞, 李金天

引用本文:

刘深妍, 李凤麟, 鲁静丽, 冯世伟, 吴卓慧, 梁洁良, 贾璞, 李金天. 我国主要有色金属矿区周边农田土壤酶活性及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(12): 2797-2804.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1024>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

电子垃圾不当处置的重金属和多氯联苯污染及其生态毒理效应

张金莲, 丁疆峰, 林浩忠, 党志, 易筱筠, 卢桂宁

农业环境科学学报. 2017, 36(5): 891-899 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1616>

华北不同利用强度潮土酶生态化学计量特征比较

李胜君, 盛美君, 李刚, 杨昕玥, 王蕊, 李洁, 张贵龙, 修伟明

农业环境科学学报. 2022, 41(12): 2733-2741 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1017>

铜陵矿区周边莲藕重金属元素含量及健康风险评价

鲁潇, 于坤, 孙庆业, 孙乐乐, 陈城

农业环境科学学报. 2019, 38(9): 2049-2056 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0063>

EDTA对铅胁迫下狗牙根根际土壤质量及微生物的影响

姜冉冉, 江润海, 朱城强, 侯秀丽

农业环境科学学报. 2022, 41(12): 2722-2732 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1123>

施肥处理对黄土丘陵区农田土壤酶活性和水溶性有机碳、氮的影响

丁少男, 薛蕙, 刘国彬

农业环境科学学报. 2015, 34(11): 2146-2154 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.11.016>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘深妍, 李凤麟, 鲁静丽, 等. 我国主要有色金属矿区周边农田土壤酶活性及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(12): 2797-2804.

LIU S Y, LI F L, LU J L, et al. Soil enzyme activities and influencing factors in farmlands around metalliferous mine wastelands in China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(12): 2797-2804.



开放科学 OSID

我国主要有色金属矿区周边农田土壤酶活性及影响因素

刘深妍, 李凤麟, 鲁静丽, 冯世伟, 吴卓慧, 梁洁良, 贾璞*, 李金天

(广东省植物发育生物工程重点实验室, 华南师范大学生命科学学院, 广州 510631)

摘要:为明确我国主要有色金属矿区周边农田的重金属污染情况,并探究此类农田中土壤酶活性及其主要影响因子,以我国18个省份共计29个采样点的农田为研究对象,分析了我国有色金属矿区周边农田的土壤理化性质及土壤酶活性和重金属含量与酶活性的相关性。结果表明:我国不同采样点农田的土壤酶活性之间差异显著,3种酶活性整体表现为: β -1,4-葡萄糖苷酶<脲酶<酸性磷酸酶。相关性分析显示, β -1,4-葡萄糖苷酶活性与土壤水溶性有机碳(WSOC)显著正相关($P<0.01$);脲酶活性与WSOC显著正相关($P<0.05$);酸性磷酸酶活性与WSOC极显著正相关($P<0.01$),与土壤含水率(SMC)、总磷(TP)显著正相关($P<0.05$)。冗余分析结果显示,这3种土壤酶活性的主要影响因子的排序为WSOC>TP>SMC>AP>TN>AK>pH>TK。研究表明,WSOC、TP和SMC是我国主要有色金属矿区周边农田土壤酶活性的主要影响因子。

关键词:土壤;酶活性;土壤理化性质;农田;养分限制;有色金属矿区

中图分类号:X53;S154.2 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)12-2797-08 doi:10.11654/jaes.2022-1024

Soil enzyme activities and influencing factors in farmlands around metalliferous mine wastelands in China

LIU Shenyan, LI Fenglin, LU Jingli, FENG Shiwei, WU Zhuohui, LIANG Jieliang, JIA Pu*, LI Jintian

(Guangdong Provincial Key Laboratory of Biotechnology for Plant Development, School of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631, China)

Abstract: To investigate the heavy metal contamination in farmland around metalliferous mine wastelands in China, as well as soil enzyme activity and its main influencing factors in such farmlands, we collected a total of 29 sampling points of farmland from 18 provinces across China as the research objects and analyzed the main characteristics of soil extracellular enzyme activities and the correlation between soil physicochemical properties and heavy metal content on enzyme activities. The results revealed considerable variability in soil enzyme activities across different sampling sites in China. Moreover, the activity of soil enzymes increased in the order of β -1, 4-glucosidase < urease < acid phosphatase. According to Pearson correlation analysis, urease activity was significantly positively correlated with water-soluble organic carbon (WSOC) ($P<0.05$). Additionally, the activities of β -1, 4-glucosidase, and acid phosphatase were significantly positively correlated with WSOC ($P<0.01$). Meanwhile, acid phosphatase activity was found to be significantly positively correlated with soil moisture content (SMC) and total phosphorus (TP) ($P<0.05$). The redundancy analysis (RDA) revealed that the main factors affecting the overall enzyme activity were in the following order: WSOC > TP > SMC > AP > TN > AK > pH > TK. Our results demonstrate that WSOC, TP, and SMC are the main influencing factors of soil enzyme activities in farmland surrounding most metalliferous mine wastelands across China.

Keywords: soil; enzyme activity; soil physicochemical property; farmland; nutrient limitation; metalliferous mine wasteland

收稿日期:2022-10-13 录用日期:2022-11-15

作者简介:刘深妍(2000—),女,湖南邵阳人,硕士研究生,从事矿山环境微生物研究。E-mail:2022023017@m.scnu.edu.cn

*通信作者:贾璞 E-mail:pjia@m.scnu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(42077117,42177009,41622106);广东省重点领域研发计划项目(2019B110207001);广东省基础与应用基础研究基金项目(2021B1515120039,2020A1515010937)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (42077117, 42177009, 41622106); Key-Area Research and Development Program of Guangdong Province (2019B110207001); Guangdong Basic and Applied Basic Research Foundation (2021B1515120039, 2020A1515010937)

随着我国对生态文明建设的大力推进,农田土壤环境质量保护和污染防治也逐渐受到重视^[1-2]。据2014年的《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国土壤环境状况总体不容乐观,耕地土壤环境质量堪忧,其主要污染物为镉、镍、铜和铅等。据《2021年中国生态环境状况公报》显示,我国农用地土壤环境状况总体稳定,全国受污染耕地安全利用率稳定在90%以上,但农用地土壤环境的主要污染类型仍然是重金属污染。重金属不能被土壤微生物降解,在土壤中不断积累,不仅会影响土壤本身性质,还会通过食物链在人体内蓄积进而威胁人类健康^[3-4]。2021年国务院批准印发实施《全国高标准农田建设规划(2021—2030年)》,以推动高质量发展为主题,以提升粮食产能为首要目标,加快推进高标准农田建设,提高建设标准和质量,为保障国家粮食安全和重要农产品有效供给提供坚实基础^[5]。因此,了解中国农田现状、探究有色金属矿区周边农田土壤中碳、氮、磷等物质循环状况对解决当前农田污染问题具有现实意义。

土壤胞外酶(即土壤酶)的催化是有机物降解的限速步骤^[6],在生态系统碳、氮和磷等养分循环过程中具有重要的调控作用。土壤酶是由植物和微生物活动产生的,能够催化土壤有机质分解的一类特殊蛋白质,其表达受环境养分供应的调节^[7],其中土壤理化性质会通过改变土壤碳、氮、磷化学计量学来影响土壤酶化学计量学^[8]。目前已有研究表明, β -1,4-葡萄糖苷酶(β -1,4-glucosidase, BG)在碳循环过程中具有分解易降解碳和分解纤维素并释放葡萄糖的功能^[9];脲酶(Urease, URE)能够直接参与土壤尿素的形态转化,促进其水解成氨和二氧化碳^[10];而酸性磷酸酶(Acid phosphatase, ACP)则在磷循环过程中具有水解磷酸酯键并释放磷酸盐的功能^[11]。土壤理化性质可能通过改变土壤有效底物浓度和土壤碳、氮、磷化学计量学来影响土壤酶化学计量学^[8],土壤酶活性也可能由于土壤理化性质的不同而产生酶活性化学计量的差异。此外,土壤酶活性对重金属污染敏感,且重金属污染对酶活性多具有抑制作用,从而对土壤碳、氮、磷循环造成负面影响,进而有可能导致土壤环境存在养分限制^[12],但在重金属元素不同、浓度不同和单一或复合型重金属污染条件下,不同类型的土壤酶活性的变化并不完全相同^[13-15]。有研究表明,在一定浓度范围内,镉对脲酶活性具有抑制作用,铅对脲酶活性具有刺激作用,二者对脲酶活性的影响具有交互作用,其中镉占主导地位^[14-15]。土壤酶作为反映土

壤质量高低的重要生物学指标,参与土壤生物化学过程和物质循环,对土壤有机质转化起重要作用^[16],在农田土壤受到重金属污染时,其活性及化学计量的差异变化可能会对土壤受重金属污染程度具有指示作用。本研究通过探究中国有色金属矿区周边农田土壤的酶活性,进一步深入了解土壤中胞外酶活性与土壤重金属污染程度之间的相关关系,为通过调控土壤酶活性来进行受污染农田土壤的修复方案提供依据。

已经发表的绝大多数研究成果中,采样区域属于小尺度空间,针对中国整体农田的土壤酶活性变化的驱动机制的研究较少。本研究的采样区域位于我国主要有色金属矿区的周边,通过探究土壤酶活性对重金属污染的响应来预测土壤碳、氮和磷之间的化学计量特征及其对植物和微生物的限制,有助于评估重金属污染的土壤中养分循环、土壤质量和土壤恢复过程的变化^[12]。研究我国有色金属矿区周边农田土壤酶活性的变化特征,为受重金属污染损害的农田土壤环境的生态修复提供一定的参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况及采样

采样地点包括了我国18个省份或自治区(安徽、福建、陕西、甘肃、广东、广西、贵州、河北、黑龙江、湖北、湖南、江苏、江西、辽宁、内蒙古、山西、云南和浙江),选取了29个典型的农田,其中安徽(AH)、福建(FJ)、陕西(FX)、甘肃(GS)、广西(GX)、贵州(GZ)、河北(HeB)、黑龙江(HLJ)、湖北(HuB)、江苏(JS)、辽宁(LN)、山西(SX)和浙江(ZJ)各有1个采样点;湖南(HuN-1、HuN-2)和内蒙古(NM-1、NM-2)各有2个采样点;广东(GD-1、GD-2和GD-3)有3个采样点;云南(YN-1、YN-2、YN-3和YN-4)有4个采样点;江西(JX-1、JX-2、JX-3、JX-4和JX-5)有5个采样点。各样点的地理和气候变量跨度大(99.40°~129.27° E, 22.14°~47.47° N),海拔分布范围广泛(1~2 518 m),年平均气温的范围为1.2~22.9℃,年平均降水量的范围为124~1 909 mm。

每个采样点设置10个平行的重复,取农田表层0~20 cm土壤样品。对各采样点采集的土壤样品去除枯枝落叶后进行充分混匀,本研究共得到290个土壤样品。将采集到的鲜土立即送回实验室,过2 mm筛后分两部分,一部分立即放入4℃冰箱保存,用于土壤酶活性的测定,另一部分风干研磨过0.20 mm筛

后用于土壤养分和土壤pH的测定。

1.2 土壤理化性质和重金属含量测定

土壤pH值采用pH计测定(水土比2.5:1);称量烘干差值法测定土壤含水率(Soil moisture content, SMC);土壤水溶性有机碳(Water-soluble organic carbon, WSOC)采用水(超纯水)浸提法(水土比5:1)在总有机碳分析仪中测定^[17];土壤用HClO₄-H₂SO₄消解后,采用凯氏定氮法测定土壤总氮(Total nitrogen, TN);土壤总磷(Total phosphorus, TP)由HClO₄-H₂SO₄消解后,采用钼锑抗比色法测定;土壤有效磷(Available phosphorus, AP)采用NaHCO₃浸提-钼锑抗比色法测定;土壤样品用CH₃COONH₄浸提后,采用AAS火焰法测定土壤速效钾(Available potassium, AK);土壤总钾(Total potassium, TK)/锌/铜/铅/镉含量由王水-高氯酸消解后,采用AAS火焰法/石墨炉法测定;有效态锌/铜/铅/镉含量由DTPA浸提后,采用AAS火焰法/石墨炉法测定^[18]。

内梅罗综合指数法^[19]是进行综合污染指数计算的最常用方法之一,其中单因子指数反映各重金属元素的污染程度,而综合污染指数兼顾单因子污染指数平均值和最高值,可以突出污染较重的重金属污染物的作用。对农田土壤在不同有色金属矿区周边的污染程度进行分析,采用下式计算各采样点的土壤综合污染指数。

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{\bar{P}^2 + P_{\text{imax}}^2}{2}}$$

$$\bar{P} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i$$

式中: $P_{\text{综}}$ 为采样点的综合污染指数; P_{imax} 为采样点重金属污染物单项污染指数中的最大值; \bar{P} 为单因子指数平均值。

1.3 土壤酶活性测定

本研究测定3种常见土壤酶潜在活性,其中碳获取酶为 β -1,4-葡萄糖苷酶;氮获取酶为脲酶;磷获取酶为酸性磷酸酶。 β -1,4-葡萄糖苷酶活性采用对硝基酚比色法测定^[20];脲酶活性采用苯酚钠比色法测定^[20];酸性磷酸酶活性采用试剂盒(苏州格锐思生物科技有限公司)测定。

1.4 数据统计与分析

本研究采用Excel 2016对实验数据进行初步处理,使用SPSS 19.0软件进行显著性和相关性统计分析,运用Origin 2022软件绘图,使用Canoco 5.0软件进行冗余分析(Redundancy analysis, RDA),分析各采

样点农田土壤酶整体活性特征的主要影响因子。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质和重金属含量的特征

单因素方差分析结果表明不同采样点之间的土壤理化性质存在显著差异($P < 0.001$)。采样点土壤pH的变化范围为4.51~8.20,其中17个采样点的土壤呈酸性(4.51~6.67),12个采样点的土壤呈碱性(7.04~8.20);SMC的变化范围为4.07%~29.39%;WSOC的含量为3.28~166.53 mg·kg⁻¹,湖南HuN-2采样点的WSOC含量最高,江西JX-1采样点的WSOC含量最低;TN的含量为1.11~4.33 g·kg⁻¹,江西JX-3采样点的TN含量最高,陕西采样点的TN含量最低;TP的含量为0.39~2.15 g·kg⁻¹,云南YN-2采样点的TP含量最高,河北采样点的TP含量最低;AP、TK、AK的含量分别为0.39~2.15 mg·kg⁻¹、3.78~11.35 g·kg⁻¹、19.51~358.53 mg·kg⁻¹。内梅罗指数的变化范围为0.24~18.67,其中12个采样点的土壤污染程度处于安全水平、6个采样点(LN、HLJ、YN-2、GZ、AH和JX-5)的土壤污染程度处于轻度污染水平、7个采样点(GS、NM-2、HuN-2、GD-1、GD-2、ZJ和GX)的土壤污染程度处于中度污染水平、4个采样点(YN-3、YN-4、HuN-1和JS)的土壤污染程度处于重度污染水平。以上结果说明我国主要有色金属矿区周边农田土壤受到不同程度的重金属污染。

2.2 土壤酶活性的特征

虽然不同类型的有色金属矿区周边农田的土壤酶活性差异不明显,但不同采样点的土壤酶活性存在不同程度的差异(表1)。各采样点的 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶、酸性磷酸酶活性平均值分别为(6.85±4.77)、(18.04±7.49)、(79.81±48.26) $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,酶活性整体表现为 β -1,4-葡萄糖苷酶<脲酶<酸性磷酸酶的规律。总体上看,温带农田(如甘肃、陕西)土壤的 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性高于亚热带农田(如广东、广西);中纬度地区的 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性高于低纬度地区。土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶活性随纬度升高呈上升趋势,土壤脲酶和酸性磷酸酶活性没有明显的变化。

2.3 酶活性与土壤理化性质的相关性

皮尔逊相关分析结果显示(图1), β -1,4-葡萄糖苷酶活性与WSOC极显著正相关($P < 0.01$),与pH、SMC、TN、TP、AP、TK和AK的相关性不显著($P > 0.05$);脲酶活性除与WSOC显著正相关($P < 0.05$)外,

表1 不同采样点的土壤酶活性

Table 1 Soil enzyme activity in different sampling sites

| 采样点 Sampling site | 经度 Longitude/(E) | 纬度 Latitude/(N) | β -1,4-葡萄糖苷酶 β -1,4-glucosidase/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) | 脲酶 Urease/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) | 酸性磷酸酶 Acid phosphatase/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) |
|----------------------|---------------------|--------------------|--|--|---|
| GD-1 | 111.65 | 22.14 | 2.22±0.60lm | 14.46±4.73fghij | 29.78±5.60jk |
| GD-3 | 113.70 | 24.60 | 2.64±0.59klm | 7.93±2.02kl | 76.10±39.98efg |
| GX | 107.62 | 24.83 | 5.24±1.09hijk | 23.42±3.97bcd | 42.99±12.26hijk |
| YN-1 | 102.03 | 24.88 | 10.29±4.04bcd | 28.51±5.15ab | 159.24±63.95b |
| GD-2 | 113.66 | 25.05 | 2.21±0.29lm | 6.34±1.89l | 51.58±28.71ghijk |
| FJ | 116.38 | 25.16 | 1.81±1.06m | 12.25±5.04ghijkl | 74.79±34.90efgh |
| HuN-2 | 112.72 | 25.70 | 3.92±1.25ijklm | 27.91±7.22ab | 86.07±24.00ef |
| YN-2 | 103.06 | 26.19 | 10.16±3.67bcde | 26.00±6.30abc | 123.66±58.17cd |
| JX-1 | 115.64 | 26.22 | 2.65±0.51klm | 10.92±3.98hijkl | 50.56±18.90ghijk |
| YN-4 | 99.40 | 26.40 | 5.32±1.10hijk | 9.28±3.60jkl | 67.28±26.34fghi |
| HuN-1 | 112.57 | 26.55 | 2.16±0.65lm | 15.82±10.00fghi | 67.91±19.66fghi |
| YN-3 | 103.73 | 26.64 | 20.73±7.18a | 28.64±10.54ab | 169.87±41.10b |
| GZ | 104.01 | 26.75 | 3.12±1.08jklm | 16.79±4.32efgh | 99.08±23.04de |
| JX-2 | 117.72 | 28.21 | 4.14±1.16ijklm | 9.71±2.39ijkl | 35.84±7.35ijk |
| JX-3 | 117.71 | 29.02 | 6.35±1.30ghi | 16.52±3.44efgh | 127.07±53.92cd |
| JX-4 | 115.82 | 29.68 | 6.48±1.56fghi | 20.12±6.08cdef | 40.31±15.29ijk |
| JX-5 | 115.65 | 29.74 | 10.58±6.90bcd | 7.70±5.36l | 26.66±12.32k |
| HuB | 115.48 | 29.84 | 5.37±1.69hijk | 27.79±3.80ab | 32.83±16.74jk |
| ZJ | 119.82 | 30.11 | 7.53±2.31efgh | 16.59±8.23efgh | 73.15±21.44efgh |
| AH | 117.97 | 30.93 | 2.60±0.34klm | 22.33±1.80bcde | 60.26±21.21fghij |
| JS | 118.96 | 32.17 | 3.94±0.90ijklm | 19.92±6.76cdef | 56.86±16.16fghijk |
| FX | 106.59 | 33.89 | 5.60±1.48hij | 27.17±7.02ab | 101.57±45.27cde |
| GS | 105.76 | 33.95 | 19.21±2.61a | 22.62±4.39bcde | 46.86±13.69ghijk |
| SX | 111.66 | 35.27 | 8.95±2.66cdefg | 22.52±8.23bcde | 48.49±9.81ghijk |
| LN | 123.60 | 40.71 | 7.82±2.37defgh | 30.52±5.95a | 98.96±25.83de |
| NM-2 | 107.09 | 41.11 | 9.11±2.07cdef | 8.18±4.48kl | 36.71±6.98ijk |
| HeB | 115.27 | 41.44 | 5.01±1.78hijkl | 11.44±3.71ghijkl | 67.11±17.76fghi |
| NM-1 | 118.92 | 44.44 | 12.21±2.23b | 17.57±4.93defg | 130.04±16.08c |
| HLJ | 129.27 | 47.47 | 11.38±3.68bc | 14.13±7.88fghijk | 232.91±24.95a |

注:同列中不同小写字母表示采样点间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among sampling sites at $P<0.05$ level.

与其他土壤理化性质的相关性均不显著($P>0.05$);酸性磷酸酶活性与WSOC极显著正相关($P<0.01$),与SMC、TP显著正相关($P<0.05$),但与pH、TN、AP、TK和AK之间无显著相关性($P>0.05$)。结果表明土壤WSOC与3种酶活性显著相关。

2.4 酶活性与重金属含量的相关性

皮尔逊相关分析结果(图1)显示,重金属元素对酶活性具有一定影响,3种酶活性均与土壤总锌呈现正相关关系。 β -1,4-葡萄糖苷酶活性与土壤总锌显著正相关($P<0.05$),与有效态锌、总镉、有效态镉和总铅具有正相关关系,与有效态铅、总铜和有效态铜具有负相关关系;脲酶活性与土壤总锌、有效态锌、总铅

和有效态铜呈正相关关系,与总镉、有效态镉、有效态铅和总铜呈负相关关系;酸性磷酸酶活性与土壤总锌、有效态锌、总镉和总铅呈正相关关系,与有效态镉、有效态铅、总铜和有效态铜呈负相关关系。这表明不同重金属会对不同酶活性产生促进或抑制的作用。

2.5 土壤酶整体活性特征的影响因子

RDA分析结果(图2)显示,3种酶活性在第I轴、第II轴的解釋度分别为71.96%和1.10%,在RDA这两个排序轴保留了土壤酶活性数据总方差的73.1%,即8个环境因子累计解释土壤酶活性特征的73.1%;且对土壤酶活性与环境因子关系的累计解释量达

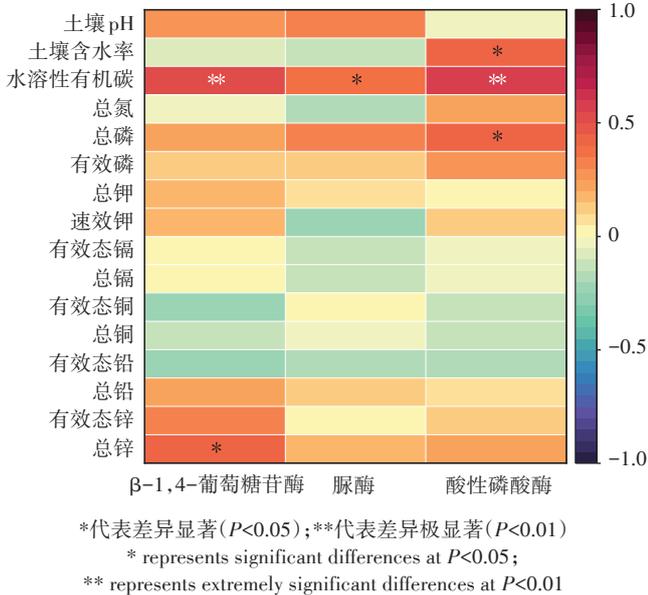


图1 土壤酶活性与土壤理化性质的相关性

Figure 1 Pearson correlation of soil enzyme activity and soil physicochemical properties

62.4%,结果表明前2轴能够反映不同采样点土壤酶整体活性特征与土壤理化性质的大部分信息,并主要由第I轴决定。由RDA二维排序可知,土壤WSOC、TP和SMC的箭头连线最长,说明这3个因子是影响土壤酶活性的关键环境因子(图2)。对这8个土壤理化性质进行蒙特卡洛检验排序(表2),结果显示土壤理化性质对酶活性影响的重要性(F)顺序为WSOC>TP>SMC>AP>TN>AK>pH>TK。其中,WSOC达到极显著水平($P < 0.01$),TP和SMC达到显著水平($P < 0.05$),AP、TN、AK、pH和TK均未达到显著水平($P > 0.05$)。这8种土壤理化性质对3种土壤酶活性特征差异的解释量分别为32.2%、16.6%、15.9%、8.0%、4.1%、1.6%、0.4%和0.3%。

3 讨论

3.1 地理分布对土壤酶活性的影响

研究纬度变化和土壤酶活性化学计量学对揭示全球碳循环中碳固定及分解的微生物驱动机制具有重要作用^[21]。本研究中采样点的纬度范围为22.14°~47.47°N,对各采样点的酶活性沿纬度分析,结果显示 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶的酶活性均不随纬度变化呈现明显线性变化,但在中国东部南北样带的森林生态系统发现,土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶和酸性磷酸酶活性随纬度呈现先升高后降低的趋势^[21],究其原因可能是由于本研究中农田的地域范

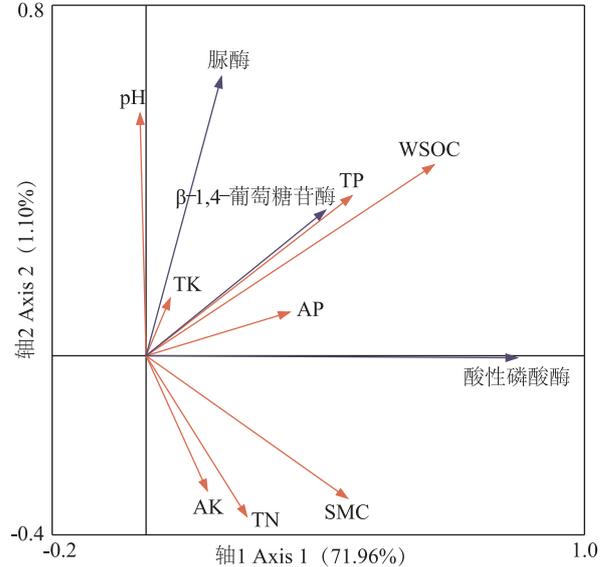


图2 土壤酶活性与土壤理化性质的冗余分析

Figure 2 Redundancy analysis of soil enzyme activity and soil physicochemical properties

表2 土壤理化因子解释的重要性排序和显著性检验结果

Table 2 Importance ranking and significance test results of soil physicochemical factors interpretation

| 环境因子 Environmental factor | 重要性排序 Rank of importance | 解释量 Explanation/% | 重要性(F) Contribution | 显著性(P) Significance |
|------------------------------|-----------------------------|----------------------|----------------------------|----------------------------|
| 水溶性有机碳 WSOC | 1 | 32.3 | 12.9 | 0.004 |
| 总磷TP | 2 | 16.6 | 5.4 | 0.030 |
| 土壤含水率SMC | 3 | 15.9 | 5.1 | 0.028 |
| 有效磷AP | 4 | 8.0 | 2.3 | 0.126 |
| 总氮TN | 5 | 4.1 | 1.2 | 0.272 |
| 速效钾AK | 6 | 1.6 | 0.4 | 0.490 |
| pH | 7 | 0.4 | 0.1 | 0.764 |
| 总钾TK | 8 | 0.3 | <0.1 | 0.856 |

围、气候类型和土壤利用类型等环境因素的多样性和复杂性使得土壤酶活性随纬度变化并不显著。

本研究结果表明,低纬度地区采样点的 β -1,4-葡萄糖苷酶($5.85 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)、脲酶($17.23 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)和酸性磷酸酶($75.64 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)的酶活性平均值均低于中纬度地区采样点的 β -1,4-葡萄糖苷酶($8.49 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)、脲酶($19.36 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)和酸性磷酸酶($86.63 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)的酶活性平均值。研究表明,来自植物的 β -1,4-葡萄糖苷酶最适温度是40℃^[22];来自微生物的 β -1,4-葡萄糖苷酶的最适温度为40~110℃^[23-24];脲酶活性最高时的温度是60℃^[10];酸性磷酸酶的最适温度为45~60℃^[11],而本研究的采样时间

也处于夏季高温时期,值得注意的是,理论上 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶在高温条件下具有更高的活性且低纬度地区更为靠近赤道,与本研究的结果不完全一致。也有研究表明,土壤酶活性随温度呈现先升高后降低的趋势^[22],在稻田土壤中 β -1,4-葡萄糖苷酶活性在5~25℃间逐渐增加,而温度增至35℃时酶活性受到抑制^[9],结果说明本研究低纬度地区的土壤酶活性低于中纬度地区的酶活性,可能是因为温度对酶活性的影响并不是单一存在的。

3.2 土壤理化性质对土壤酶活性的影响

土壤酶是土壤中物质循环和能量流动的积极参与者,其活性受土壤理化性质调节,明确土壤酶活性及其化学计量特征在农田中的差异变化,对揭示土壤养分可利用性的分布规律和阐明农田养分循环机制有重要意义^[6-8]。土壤pH对土壤酶活性具有直接的生化影响,大部分酶对土壤pH值的变化敏感^[6]。研究表明, β -1,4-葡萄糖苷酶的最适pH为6,脲酶的最适pH为7.4,酸性磷酸酶的最适pH为4~5^[25];而本研究结果表明,当土壤pH呈酸性时, β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性随土壤pH的增加而升高;当土壤pH呈碱性时, β -1,4-葡萄糖苷酶和脲酶活性受土壤pH的影响较小,酸性磷酸酶活性则随土壤pH的增加而下降,说明土壤pH对土壤酶活性具有明显的促进或抑制作用。土壤pH值在4~8.5之间, β -1,4-葡萄糖苷酶活性与土壤pH呈正相关关系^[21],与本研究结果一致。在土壤pH偏碱性时,土壤脲酶活性与土壤pH呈负相关关系^[26];土壤酸性磷酸酶活性与土壤pH呈负相关关系^[6],本研究结果与之存在差异,可能是因为不同研究的土壤pH的范围不同,本研究土壤pH范围在4.51~8.20之间,SINSABAUGH等^[6]的研究pH范围在5.1~7.0之间,而土壤的磷有效性在土壤pH介于5.5~7.0之间时最大,超过该范围将会下降^[27],从而土壤微生物会产生更多的酸性磷酸酶以适应低pH和磷有效性低的环境,导致土壤酸性磷酸酶活性随土壤pH的降低而升高。结果说明土壤酶活性对土壤pH值的变化反应敏锐,在酸性或碱性土壤中活性有所不同。SMC会对土壤温度、土壤pH和土壤养分等造成影响,从而影响土壤酶的分泌及其活性^[28]。本研究表明,土壤酸性磷酸酶活性与SMC具有显著正相关关系,其他两种酶活性与SMC呈负相关。研究表明,土壤酶活性对土壤水分变化极其敏感,但对其活性的显著促进作用往往伴随温度的升高而升高^[29-30],而且过多的土壤水分会改变微生物环境,造成 Fe^{2+} 等还

原性因子增加,进而影响土壤酶的分泌,最终导致土壤酶活性减弱^[31]。本研究的SMC范围是4.07%~29.39%,说明可能部分采样点的SMC过高形成还原条件,导致 β -1,4-葡萄糖苷酶和脲酶活性随SMC的增加而降低。

土壤养分可以通过调节土壤酶的分泌来影响土壤酶的活性^[32]。本研究表明,土壤TN含量整体上高于土壤TP含量,土壤脲酶活性($18.04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)整体上低于土壤酸性磷酸酶活性($79.81 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)。经过对数转化后,碳、氮和磷获取酶活性的化学计量比为1:1.90:2.91,与全球生态系统中1:1:1的比值不符^[6]。各采样点的酶碳氮比、酶碳磷比和酶氮磷比的平均值分别为0.42、0.11和0.28,均低于全球尺度水平(1.41、0.62和0.44)^[6]。研究表明,微生物能够以最佳方式分配其资源储备调节土壤酶的产生以获取最有限的资源,即资源分配理论^[33-34]。由此推测,我国农田微生物获取氮和获取磷的相关土壤酶的投入比获取碳的相关土壤酶的投入可能更大,且对获取磷的酶投入大于获取氮的酶。本研究结果显示,温带地区的酶碳氮比(0.60)和酶碳磷比(0.15)高于亚热带地区的酶碳氮比(0.35)和酶碳磷比(0.09),但酶氮磷比(0.26)低于亚热带地区的酶氮磷比(0.29),说明温带地区具有更强的氮素限制,而亚热带地区具有更强的磷素限制,这与前人研究的温带地区中氮有效性普遍较低^[6],热带地区则是磷有限^[35]和低纬度生态系统中的磷有效性较之中高纬度地区低^[36]的结果相符合。这表明我国农田土壤可能存在氮、磷限制的现象,而植物和微生物在受到土壤养分限制时,会增加合成参与养分循环的土壤酶进而提高对土壤养分的利用以适应养分限制的环境。而在有限的土壤磷素的情况下,农田的植物和微生物可能存在获取磷的酶的资源投入大于获取氮的酶的资源投入的情况。

3.3 重金属含量对土壤酶活性的影响

土壤酶活性是评价土壤环境质量的重要指标,对重金属污染非常敏感^[12]。本研究表明,土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性会随总锌和铅含量的增加而增加,随有效态铅含量的增加而降低,其中 β -1,4-葡萄糖苷酶活性随总锌含量线性增加。有研究表明,重金属污染对土壤酶活性的影响受土壤理化性质的影响,此外,土壤酶活性随重金属含量的增加而增加可能与以下因素有关:①低含量的重金属元素对微生物有促进作用;②土壤pH、有机质和黏土含量等土壤理化性质的积极影响;③AP的缺乏促进磷酸酶的产生^[12]。结果表明,云南YN-3采样点的土壤

锌含量极高,经内梅罗指数转化后,可以发现该采样点农田土壤受到重金属污染的水平较高,但其 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性偏高,而酸性磷酸酶活性偏高可能与该采样点的土壤pH偏酸性及其土壤TP、AP含量较低有关。APONTE等^[12]研究表明,大多数土壤酶的活性随着总重金属含量和有效重金属含量的增加而降低,其中酶活性对重金属污染的敏感性表现为 β -1,4-葡萄糖苷酶>脲酶>酸性磷酸酶,这与本研究结果一致,表明土壤酶活性随重金属含量的增加而升高,但出现酸性磷酸酶活性因重金属污染而升高的现象,可能是因为还受到土壤理化性质(如土壤pH)或土壤AP缺乏的积极影响。因此,土壤中重金属含量与土壤理化性质之间的交互作用来影响土壤酶活性及其响应机制需要进一步研究。

4 结论

(1)我国不同采样点农田的土壤酶活性之间差异显著,酶活性与各采样点的气候条件和地理特征等因素密切相关;3种酶活性整体表现为 β -1,4-葡萄糖苷酶<脲酶<酸性磷酸酶的规律,土壤酶活性化学计量比显示我国主要有色金属矿区周边农田存在土壤氮素和磷素缺乏现象。

(2)土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性与多种土壤理化性质显著相关,土壤中重金属含量对酶活性具有一定的促进或抑制作用;对全国各采样点农田整体土壤酶活性具有影响的因子从大到小依次为土壤水溶性有机碳(WSOC)、总磷(TP)、土壤含水率(SMC)、有效磷(AP)、总氮(TN)、速效钾(AK)、土壤pH和总钾(TK)。综上,WSOC、TP和SMC是我国主要有色金属矿区周边农田的这3种土壤酶活性的主要影响因子。

(3)全国范围内18个省份共29个主要有色金属矿区周边农田的土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶、脲酶和酸性磷酸酶活性的变化是土壤理化性质多种指标相互作用和土壤中重金属含量共同影响的结果。

参考文献:

- [1] 胡文友,陶婷婷,田康,等.中国农田土壤环境质量管理现状与展望[J].土壤学报,2021,58(5):1094-1109. HU W Y, TAO T T, TIAN K, et al. Status and prospect of farmland soil environmental quality management in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(5): 1094-1109.
- [2] 陈卫平,杨阳,谢天,等.中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策[J].土壤学报,2018,55(2):261-272. CHEN W P, YANG Y, XIE T, et al. Challenges and countermeasures for heavy metal pollution control in farmlands of China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(2): 261-272.
- [3] 周建军,周桔,冯仁国.我国土壤重金属污染现状及治理战略[J].中国科学院院刊,2014,29(3):315-320. ZHOU J J, ZHOU J, FENG R G. Status of China's heavy metal contamination in soil and its remediation strategy[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2014, 29(3):315-320.
- [4] 陈文轩,李茜,王珍,等.中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价[J].环境科学,2020,41(6):2822-2833. CHEN W X, LI Q, WANG Z, et al. Spatial distribution characteristics and pollution evaluation of heavy metals in arable land soil of China[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(6):2822-2833.
- [5] 农业农村部.全国高标准农田建设规划(2021—2030年)[R].北京:农业农村部,2021:4-22. Ministry of Agriculture and Rural Affairs of PRC. Plan of national high-standard farmland construction (2021—2030) [R]. Beijing: Ministry of Agriculture and Rural Affairs of PRC, 2021:4-22.
- [6] SINSABAUGH R L, LAUBER C L, WEINTRAUB M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale[J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(11):1252-1264.
- [7] SINSABAUGH R L, HILL B H, FOLLSTAD S J J. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment [J]. *Nature*, 2009, 462(7274):795-798.
- [8] PENG X Q, WANG W. Stoichiometry of soil extracellular enzyme activity along a climatic transect in temperate grasslands of northern China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 98:74-84.
- [9] 周璞,魏亮,魏晓梦,等.稻田土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶活性对温度变化的响应特征[J].环境科学研究,2018,31(7):1282-1288. ZHOU P, WEI L, WEI X M, et al. Responses of β -1,4-glucosidase activity to temperature changes in paddy soil[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2018, 31(7):1282-1288.
- [10] 吕宁,尹飞虎,陈云,等.大气CO₂浓度增加与氮肥对棉花生物量、氮吸收量及土壤脲酶活性的影响[J].应用生态学报,2015,26(11):3337-3344. LÜ N, YIN F H, CHEN Y, et al. Effects of elevated atmospheric CO₂ and nitrogen application on cotton biomass, nitrogen utilization and soil urease activity[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(11):3337-3344.
- [11] 黄宇,张海伟,徐芳森.植物酸性磷酸酶的研究进展[J].华中农业大学学报,2008(1):148-154. HUANG Y, ZHANG H W, XU F S. Research progress on plant acid phosphatase[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2008(1):148-154.
- [12] APONTE H, MELI P, BUTLER B, et al. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 737:139744.
- [13] 李江遐,张军,谷勋刚,等.尾矿区土壤重金属污染对土壤酶活性的影响[J].土壤通报,2010,41(6):1476-1478. LI J X, ZHANG J, GU X G, et al. Study on the effects of tail mineral heavy metals pollution on soil enzymes activities[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2010, 41(6):1476-1478.
- [14] 孟庆峰,杨劲松,姚荣江,等.单一及复合重金属污染对土壤酶活

- 性的影响[J]. 生态环境学报, 2012, 21(3):545-550. MENG Q F, YANG J S, YAO R J, et al. Influence of single and combined pollutions of heavy metal on soil enzyme activity[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(3):545-550.
- [15] 邓霞, 崔东, 王兴磊, 等. 伊犁煤矿土壤重金属累积对土壤酶活性的影响[J]. 环境化学, 2018, 37(7):1554-1564. DENG X, CUI D, WANG X L, et al. Effects of heavy metal accumulation on soil enzyme activities in Yili coal mines[J]. *Environmental Chemistry*, 2018, 37(7):1554-1564.
- [16] 闫丽娟, 王海燕, 李广, 等. 黄土丘陵区4种典型植被对土壤养分及酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(5):190-196. YAN L J, WANG H Y, LI G, et al. Effects of four typical vegetations on soil nutrient and enzymes activities in Loess Hilly region[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33(5):190-196.
- [17] 张甲坤, 陶澍, 曹军. 土壤中水溶性有机碳测定中的样品保存与前处理方法[J]. 土壤通报, 2000, 31(4):174-176. ZHANG J S, TAO S, CAO J. Soil sample preservation and pretreatment for water soluble organic carbon determination[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2000, 31(4):174-176.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 三版. 北京: 农业出版社, 2000:74-76. BAO S D. *Agrochemical analysis of soil*[M]. 3rd Edition. Beijing: Agriculture Press, 2000:74-76.
- [19] 陈泽华, 焦思, 余爱华, 等. 土壤重金属污染评价方法探析:以南京市为例[J]. 森林工程, 2020, 36(3):28-36. CHEN Z H, JIAO S, YU A H, et al. Analysis on evaluation methods of heavy metal pollution in soil: Taking Nanjing as an example[J]. *Forest Engineering*, 2020, 36(3):28-36.
- [20] 关松荫, 张德生, 张志明. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986:14-339. GUAN S Y, ZHANG D S, ZHANG Z M. *Soil enzymes and their research methods*[M]. Beijing: Agriculture Press, 1986:14-339.
- [21] XU Z W, YU G R, ZHANG X Y, et al. Soil enzyme activity and stoichiometry in forest ecosystems along the North-South Transect in eastern China(NSTEC)[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 104:152-163.
- [22] RAZAVI B S, BLAGODATSKAYA E, KUZYAKOV Y. Temperature selects for static soil enzyme systems to maintain high catalytic efficiency[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 97:15-22.
- [23] 陈卫红, 李多川. 嗜热子囊菌光孢变种 β -葡萄糖苷酶的基因克隆、表达及酶学性质分析[J]. 应用与环境生物学报, 2009, 15(4):5-5. CHEN W H, LI D C. Cloning, expression and enzymic property analysis of β -glucosidase from a thermophilic fungus *Thermoascus aurantiacus* var. *levisporus*[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2009, 15(4):549-553.
- [24] 何友文, 李江, 王剑锋, 等. *Penidiella* sp. HEY-1 β -葡萄糖苷酶的分离纯化及其酶学性质[J]. 林产化学与工业, 2011, 31(3):110-114. HE Y W, LI J, WANG J F, et al. Separation and purification of β -glucosidase from *Penidiella* sp. HEY-1 and its properties[J]. *Chemistry and Industry of Forest Products*, 2011, 31(3):110-114.
- [25] 罗攀, 陈浩, 肖孔操, 等. 地形、树种和土壤属性对喀斯特山区土壤胞外酶活性的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(6):2577-2585. LUO P, CHEN H, XIAO K C, et al. Effects of topography, tree species and soil properties on soil enzyme activity in karst regions[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(6):2577-2585.
- [26] 田静, 盛茂银, 汪攀, 等. 西南喀斯特土地利用变化对植物凋落物-土壤C、N、P化学计量特征和土壤酶活性的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(9):4278-4286. TIAN J, SHENG M Y, WANG P, et al. Influence of land use change on litter and soil C, N, P stoichiometric characteristics and soil enzyme activity in karst ecosystem, Southwest China[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(9):4278-4286.
- [27] 贾兴永, 李菊梅. 土壤磷有效性及其土壤性质关系的研究[J]. 中国土壤与肥料, 2011(6):76-82. JIA X Y, LI J M. Study on soil phosphorus availability and its relation to the soil properties in 14 soils from different sites in China[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2011(6):76-82.
- [28] KIVLIN S N, TRESEDER K K. Soil extracellular enzyme activities correspond with abiotic factors more than fungal community composition[J]. *Biogeochemistry*, 2014, 117(1):23-37.
- [29] 朱美玲, 贡璐, 张龙龙. 塔里木河上游典型绿洲土壤酶活性与环境因子相关分析[J]. 环境科学, 2015, 36(7):2678-2685. ZHU M L, GONG L, ZHANG L L. Soil enzyme activities and their relationships to environmental factors in a typical oasis in the upper reaches of the Tarim River[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(7):2678-2685.
- [30] 张鹏, 王国梁. 黄土高原刺槐林土壤酶化学计量沿着环境梯度变化[J]. 水土保持研究, 2020, 27(1):161-167. ZHANG P, WANG G L. Changes of soil enzyme in *Robinia pseudoacacia* forest along environmental gradient on the Loess Plateau[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2020, 27(1):161-167.
- [31] KANG H, FREEMAN C. Phosphatase and arylsulphatase activities in wetland soils: Annual variation and controlling factors[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(3):449-454.
- [32] CLEVELAND C C, LIPTZIN D. C:N:P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? [J]. *Biogeochemistry*, 2007, 85:235-252.
- [33] SINSABAUGH R L, MOORHEAD D L. Resource allocation to extracellular enzyme production: A model for nitrogen and phosphorus control of litter decomposition[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1994, 26(10):1305-1311.
- [34] ALLISON S D, VITOUSEK P M. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(5):937-944.
- [35] WARING B G, WEINTRAUB S R, SINSABAUGH R L. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial nutrient acquisition in tropical soils[J]. *Biogeochemistry*, 2013, 117:101-113.
- [36] ZHOU L H, LIU S S, SHEN H H, et al. Soil extracellular enzyme activity and stoichiometry in China's forests[J]. *Functional Ecology*, 2020, 34(7):1461-1471.

(责任编辑:叶飞)