#### DOI: 10.5846/stxb202203020490

刘丹,游郭虹,宋小艳,胡雷,柳杨,王长庭.施磷对川西北高寒草地土壤磷形态及有效性的影响.生态学报,2023,43(6):2378-2387. Liu D, You G H, Song X Y, Hu L, Liu Y, Wang C T. Effects of phosphorus fertilization on soil phosphorus fractions and availability in an alpine grassland of northwestern Sichuan. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(6):2378-2387.

# 施磷对川西北高寒草地土壤磷形态及有效性的影响

## 刘 丹,游郭虹,宋小艳,胡 雷,柳 杨,王长庭\*

西南民族大学青藏高原研究院,成都 610041

摘要:以川西北高寒草地为研究对象,采用随机区组设计,设置 0、10、20、30、40、50、60 g/m<sup>2</sup>的过磷酸钙(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>,16%)施肥试验, 分析土壤不同形态磷含量和有效磷(Olsen-P)含量变化特征,探究施磷对川西北高寒草地土壤磷形态及有效磷的影响。结果表 明:(1)随施磷量增加,土壤总磷(TP)含量先增加后趋于平稳而 Olsen-P 含量减少。高水平(50、60 g/m<sup>2</sup>)施磷下氢氧化钠有机 磷(NaOH-Po)及残留磷(Residual-P)是高寒草地主要的磷素累积形态,其含量显著高于不施磷处理;(2)树脂交换态磷(Resin-Pi)、碳酸氢钠无机磷(NaHCO<sub>3</sub>-Pi)、碳酸氢钠有机磷(NaHCO<sub>3</sub>-Po)和氢氧化钠无机磷(NaOH-Pi)含量随施磷量增加整体呈先 增加后降低趋势,表层土壤 30 g/m<sup>2</sup>磷肥用量下其值均为最高,分别为 21.54、22.94、65.86、64.48 mg/kg。酸溶性无机磷(HCl-Pi) 随施磷量增加整体呈下降趋势;(3)随机森林回归和通径分析发现 NaOH-Po 与 Residual-P 是 Olsen-P 最大的转化汇,NaOH-Po 与土壤 pH 显著负相关而 Residual-P 与 Fe、Al 元素含量和土壤微生物量磷(MBP)显著正相关。因此,在对川西北高寒草地施磷 时,通过调节土壤 pH,Fe、Al 元素含量和 MBP 来降低 NaOH-Po 与 Residual-P 的累积可提高 Olsen-P 含量。研究结果有望为未 来川西北高寒草地生态系统施肥管理提供参考依据。

关键词:高寒草地;施磷;土壤;磷形态;有效磷

# Effects of phosphorus fertilization on soil phosphorus fractions and availability in an alpine grassland of northwestern Sichuan

LIU Dan, YOU Guohong, SONG Xiaoyan, HU Lei, LIU Yang, WANG Changting\* Institute of Qinghai-Tibetan Plateau, Southwest Minzu University, Chengdu 610041, China

**Abstract**: In order to reveal the effect of phosphorus fertilization on soil phosphorus fractions and availability in alpine grassland, 0, 10, 20, 30, 40, 50 and 60 g/m<sup>2</sup> of phosphorus ( $P_2O_5$ , 16%) fertilization gradients were set with random block design in northwestern Sichuan. The content of soil phosphorus fractions and available phosphorus (Olsen-P) were estimated. The results showed that: (1) Soil total phosphorus (TP) increased firstly and then varied slightly but Olsen-P decreased significantly with increasing phosphorus fertilization doses. NaOH-Po and Residual-P were the main fractions accumulated in 50 and 60 g/m<sup>2</sup> phosphorus fertilization treatments in alpine grassland, and their contents were significantly higher than that in non-fertilization treatment; (2) Soil Resin-Pi, NaHCO<sub>3</sub>-Pi, NaHCO<sub>3</sub>-Po and NaOH-Pi increased firstly and then decreased with increasing phosphorus fertilization doses, and they peaked at 21.54, 22.94, 65.86 and 64.48 mg/ kg<sup>2</sup>, respectively, under 30 g/m<sup>2</sup> phosphorus fertilization treatment in the topsoil. HCl-Pi decreased with phosphorus fertilization doses; (3) Random Forest regression and Path analysis showed that NaOH-Po and Residual-P were the sinks of Olsen-P transformation. NaOH-Po negatively correlated with soil pH and Residual-P positively correlated with Fe, Al content and microbial biomass phosphorus (MBP). Thus, when we applied phosphorus fertilization to alpine grassland,

基金项目:国家自然科学基金(32101348, U20A2008);第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0302)

收稿日期:2022-03-02; 网络出版日期:2022-11-03

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wangct@ swun.edu.cn

Olsen-P content could be enhanced by reducing NaOH-Po and Residual-P accumulation through regulating soil pH, Fe, Al content and MBP. The results are expected to provide clues for future fertilization management in alpine grassland of the northwestern Sichuan.

Key Words: alpine grassland; phosphorus fertilization; soil; phosphorus fractions; available phosphorus

川西北高寒草地是我国重要的畜牧业生产基地,土壤磷素随着草畜产品的输出被带出草地,施磷是维持草地生态系统养分平衡的重要手段<sup>[1-2]</sup>。然而,磷肥在土壤中的移动性不强,仅小部分能转化为有效磷,导致施磷量通常比植物需求量高约 30%—500%<sup>[3-4]</sup>。2006 到 2015 年,川西北高寒草地区(红原、若尔盖、壤塘和阿坝县)磷肥用量增加了 4.5×10<sup>7</sup> g(数据来源:《阿坝统计年鉴》),大量施磷会导致土壤磷素累积,从而增加磷流失风险<sup>[5-6]</sup>。研究不同施磷量下土壤有效磷含量及磷素累积形态,对指导川西北高寒草地制定合理的施磷措施具有重要意义。

土壤有效磷包括土壤溶液中的磷酸根和能向土壤溶液输入磷酸根的磷形态,施磷下土壤有效磷含量及磷 素累积形态是评价土壤磷素供应能力重要指标<sup>[7]</sup>。赵靓等<sup>[8]</sup>研究发现玉米地土壤有效磷随施磷量增加,Ca<sub>2</sub>-P P和 Ca<sub>8</sub>-P 是主要的磷累积形态。Wang等<sup>[9]</sup>指出种植冬小麦的土壤有效磷也随施磷量增加而增加,Ca<sub>2</sub>-P、 Ca<sub>8</sub>-P、Al-P、Fe-P和闭蓄态磷(O-P)则是主要的累积形态。增施磷肥使小麦-玉米轮作土壤有效磷增加, Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaOH-Pi和HCl-Pi累积<sup>[10]</sup>。Ciampitti等<sup>[11]</sup>发现增施磷肥使玉米-小麦-大豆轮作土壤 有效磷增加且 Resin-Pi和 NaHCO<sub>3</sub>-Pi累积。目前,同时关注土壤有效磷和磷形态对不同施磷量响应特征的研 究多侧重于农田生态系统,对草地生态系统的报道较少。

土壤各形态磷可通过溶解、沉淀、吸附、解吸、生物固定和微生物矿化等过程进行相互转化,土壤 pH、Fe、Al、Ca、水分及微生物等环境因子又会对磷形态转化过程产生影响,因此施磷条件下土壤有效磷受到磷形态及 土壤理化性质共同调控<sup>[12-14]</sup>。前人研究指出,增施磷肥下土壤活性磷累积可使有效磷含量增加<sup>[8-10]</sup>,中等 活性磷能对有效磷产生正或负效应<sup>[9-10,15]</sup>,而稳定性磷能对有效磷产生负效应<sup>[9-10]</sup>。此外,pH 降低一方面 可促进钙结合态磷(Ca-P)溶解,使有效磷增加,另一方面又会加强 Fe/Al 对磷的吸附和沉淀,使有效磷减 少<sup>[9,16-17]</sup>。水分控制着磷酸根的溶解、扩散和淋失,进而影响土壤有效磷含量<sup>[18-19]</sup>。微生物可将有效磷固定 为自身核酸和磷脂等物质使土壤有效磷减少,而微生物将有机磷矿化释放出磷酸根可使有效磷增加<sup>[20]</sup>。由 于不同环境因子对土壤有效磷的作用不同,不同施磷量下影响土壤有效磷变化的关键因子仍需进一步研究。 本研究以川西北高寒草地为对象,通过开展不同梯度(0、10、20、30、40、50、60 g/m<sup>2</sup>)的施磷(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>,16%)试验, 比较不同施磷量下土壤 Olsen-P 及各磷形态含量的差异,探究施磷条件下影响土壤 Olsen-P 变化的主要因素, 以期为合理施肥,维持高寒草地土壤养分平衡提供理论依据。

#### 1 材料与方法

#### 1.1 研究地点概况

本研究地点位于川西北阿坝州红原县境内,属于青藏高原东缘,地理位置为 32°49′N,102°35′E,海拔 3516 m。该区域属大陆性高原寒温带半湿润季风气候,雨热同期,降雨主要集中在 5—9 月份,年平均降水量 为 650—800 mm,年平均气温为 1.1℃。土壤类型为亚高山草甸土。草地类型主要是矮嵩草草甸,植被平均盖 度 80%以上,以矮生嵩草(Kobresia humilis)为建群种,伴生高山嵩草(K. pygmaea)、垂穗披碱草(Elymus nutans)、草地早熟禾(Poa pratensis)、川西剪股颖(Agrostis hugoniana)、高山紫菀(Aster alpinus)、条叶银莲花 (Anemone trullifolia)、高山豆(Tibetia himalaica)、多枝黄芪(Astragalus polycladus)等。

#### 1.2 试验设计与采样

2019年5月1日,在植物返青前,选择一块较为平整、均匀且无人为干扰草地进行施肥试验。采用随机

区组实验,在试验地布设 3 个区组,每个区组设置 7 个 2 m×2 m 的样方,各样方间隔至少 2 m。在每个区组 内,随机施 0、10、20、30、40、50、60 g/m<sup>2</sup>的过磷酸钙(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>,16%)。之后每年 5 月上旬在植物返青之前均进行 一次性施用磷肥。2021 年 8 月中旬,在每个样方内随机选取 1 个 50 cm×50 cm 的小样方,在小样方内采用内 径 5 cm 的不锈钢钻按"S"形取 5 钻表层(0—10 cm)和亚表层(10—20 cm)土样芯样品,装回自封袋,编号后 带回实验室。在实验室,用 2 mm 的筛网筛出土壤,过筛后的 5 钻土壤样品混合均匀,采用四分法取约 500 g 经风干后用于磷形态及理化性质测定。

### 1.3 测定指标及方法

土壤含水量(MC)采用土壤水分测定仪(TDR350,Aurora,Illinois,USA)测定,土壤 pH 值测定用电极法(水 土比为 2.5:1),土壤总碳(TC)和总氮(TN)采用杜马斯燃烧法测定。土壤 Fe、Al、Ca 元素含量用 5 mL HNO<sub>3</sub> 和 2 mL HClO₄在 360 ℃消煮至清澈透明,然后用 ICP-OES(PerkinElmer Optima 8300,USA)测定。

土壤有效磷采用 Olsen 法测定,土壤微生物量磷采用氯仿熏蒸法测定<sup>[21]</sup>,土壤磷组分提取参照 Tiessen 改进的 Hedley 连续提取方法<sup>[22]</sup>。0.5g过2mm 筛的风干土于50mL 离心管中,被连续的用阴离子交换树脂膜, 0.5mol/L NaHCO<sub>3</sub>,0.1mol/L NaOH,1mol/L HCl 浸提,每次振荡16h,振荡后经离心提取上清液,测定上清液的磷含量。上清液中的无机磷(Pi)含量用钼锑抗比色法测定,上清液总磷(Pt)含量经过硫酸铵[(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>] 消解后用钼锑抗比色法测定<sup>[23]</sup>,有机磷(Po)含量为 Pt 减去 Pi 含量。在本研究中,未用浓盐酸浸提,稀盐酸浸提后的残渣经过浓硫酸-双氧水高温消解后测定 Residual-P。根据 Maranguit 等<sup>[24]</sup>的划分方法,土壤活性磷为 Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi 和 NaHCO<sub>3</sub>-Po;土壤中等活性磷为 NaOH-Pi 与 NaOH-Po;土壤稳定性磷为 HCl-Pi 与 Residual-P;土壤总磷(TP)为所有磷组分之和。

## 1.4 数据统计分析

数据分析在 R 3.6.1 中进行。利用单因素方差分析(One-way Anova)检验施磷对土壤环境因子(pH、TN、TC、MC等)及磷形态(TP、Olsen-P、Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po、NaOH-Pi、NaOH-Po、HCl-Pi与 Residual-P)含量的影响,并用新复极差法(Duncan)进行事后多重比较。利用 Pearson 相关分析,检查土壤各磷形态与环境因子之间的关系。使用逐步回归方法,通过选择最小的 AIC 值来筛选出对 Olsen-P 贡献显著的磷形态和环境因子参数,并用 RandomForest 包构建随机森林回归模型,以有效磷为因变量,磷形态和环境因子为自变量,通过均方误差增量(IncMSE)来评价自变量对因变量的影响程度,自变量的显著性利用 rfPermute 包进行检验。调用 agricolae 包的通径分析(Path Analysis)探索磷形态及环境因子对 Olsen-P 的直接和间接影响。

#### 2 结果

#### 2.1 环境因子对施磷的响应特征

施磷量对土壤 MC(F=0.03, P>0.05)和 Ca 元素含量(F=1.42, P>0.05)影响不显著,而对土壤 pH(F=2.93, P<0.05)、TN(F=4.40, P<0.01)、TC(F=5.15, P<0.01)、MBP(F=4.80, P<0.01)、Al(F=4.85, P<0.01)和 Fe 元素含量(F=3.51, P<0.01)影响显著。表层土壤 pH 在 50、60 g/m<sup>2</sup>施磷量下显著低于不施磷处理(P<0.05,表1)。表层和亚表层土壤 TN 在 10 g/m<sup>2</sup>施磷处理下达到最低且显著低于 50、60 g/m<sup>2</sup>施磷处理(P<0.05)。同样,10 g/m<sup>2</sup>施磷处理下土壤 TC 显著低于 50、60 g/m<sup>2</sup>施磷处理(P<0.05)。表层和亚表层土壤 Al 和 Fe 元素含量在 20—60 g/m<sup>2</sup>施磷处理下显著高于不施磷处理(P<0.05)。

#### 2.2 不同施磷量下土壤总磷与有效磷变化

施磷显著提高表层和亚表层土壤 TP,10、20、30、40、50、60 g/m<sup>2</sup>施磷处理下表层土壤 TP 较不施磷处理提高了 12.82%、5.82%、20.91%、16.48%、19.47%、17.51% 而亚表层则分别提高了 2.91%、7.00%、4.82%、11.02%、 8.65%、16.24%(图1)。整体上,土壤 TP 随施磷量增加呈先增加后平稳的趋势。相反,土壤 Olsen-P 随施磷量 增加整体呈下降趋势,50、60 g/m<sup>2</sup>施磷量下表层土壤 Olsen-P 较不施磷处理显著降低了 8.21% 和 10.08% 而亚

## 表层则降低了 11.91% 和 12.25% (P<0.05)。

		Table 1	Environmental properties under different P fertilization doses (Mean±SD)								
土层 Soil layer/cm	施磷量 P fertilization doses/ (g/m <sup>2</sup> )	рН	总氮 TN/%	总碳 TC/%	含水量 MC/%	微生物量磷 MBP/ (mg/kg)	Ca/ (g/kg)	Al⁄ (g/kg)	Fe/ (g/kg)		
0-10	0	5.86±0.05a	1.98±0.21a	6.55±0.53a	38.64±0.57a	55.21±21.01d	4.15±0.55a	9.48±0.31d	7.90±0.28d		
	10	5.91±0.06a	$0.38 \pm 0.07 \mathrm{e}$	$4.92{\pm}0.10{\rm c}$	38.03±2.50a	65.91±6.94cd	3.54±0.29a	$16.74{\pm}0.34\mathrm{b}$	$11.39 \pm 0.12 \mathrm{b}$		
	20	$5.88 \pm 0.06a$	$0.41 \pm 0.06e$	$5.76{\pm}0.13{\rm b}$	38.23±1.63a	154.44±32.03ab	3.72±0.55a	$13.28 \pm 0.95 c$	$9.66 \pm 0.54 \mathrm{c}$		
	30	$5.88 \pm 0.04a$	$0.56{\pm}0.12{\rm de}$	$4.59{\pm}0.19{\rm c}$	38.96±2.1a	157.81±35.14ab	$3.64 \pm 0.34a$	$14.11{\pm}0.74{\rm c}$	$10.04 \pm 0.31c$		
	40	5.83±0.09ab	0.70±0.02cd	$5.55{\pm}0.09{\rm b}$	40.37±0.54a	158.41±38.99ab	3.55±0.15a	19.98±0.49a	13.61±0.54a		
	50	$5.69{\pm}0.05{\rm b}$	$0.93{\pm}0.07{\rm b}$	6.44±0.39a	38.19±0.28a	$116.44{\pm}41.31\mathrm{bc}$	$3.86 \pm 0.52a$	17.46±1.15b	13.31±1.01a		
	60	$5.69{\pm}0.13{\rm b}$	$0.84{\pm}0.09{\rm bc}$	6.88±0.40a	35.84±3.52a	179.13±21.32a	$3.68 \pm 0.14a$	19.3±1.14a	12.94±0.52a		
10—20	0	$5.88 \pm 0.07a$	$0.46 \pm 0.04$ ab	$4.76{\pm}0.32{\rm bc}$	16.68±0.83a	$38.07 \pm 4.55 c$	$3.59 \pm 0.08a$	$6.08 \pm 0.70 e$	5.15±0.71f		
	10	5.97±0.06a	$0.14 \pm 0.01 e$	$4.21{\pm}0.29{\rm c}$	17.76±1.92a	$43.00{\pm}3.77{\rm bc}$	3.17±0.20a	$13.90{\pm}1.00{\rm bc}$	$9.90 \pm 0.59 \mathrm{c}$		
	20	5.89±0.09a	$0.33{\pm}0.04{\rm cd}$	$4.32{\pm}0.26{\rm bc}$	17.50±1.65a	$60.42{\pm}18.52\mathrm{b}$	3.25±0.24a	15.37±2.18ab	13.43±1.47a		
	30	$5.92 \pm 0.08a$	$0.34{\pm}0.05{\rm cd}$	3.24±0.31d	16.98±4.49a	95.83±15.4a	3.10±0.05a	17.31±1.12a	$11.71 \pm 0.34 \mathrm{b}$		
	40	5.92±0.06a	$0.28 \pm 0.01 \mathrm{d}$	$4.58{\pm}0.46{\rm bc}$	16.36±3.28a	84.86±4.06a	$3.50 \pm 0.34a$	$13.10\pm0.72c$	$9.31{\pm}0.45$ cd		
	50	$5.89 \pm 0.04a$	$0.39{\pm}0.05{\rm bc}$	4.85±0.15ab	16.47±1.08a	89.28±6.75a	3.37±0.33a	$10.92{\pm}0.68\mathrm{d}$	$8.07{\pm}1.13{\rm de}$		
	60	5.84±0.06a	0.49±0.09a	5.36±0.16a	15.47±2.45a	93.86±7.63a	3.64±0.16a	9.41±1.01d	7.09±0.64e		

**表1 不同施磷梯度下环境因子差异**(平均值±标准差)

TN: 总氮 Total nitrogen, TC: 总碳 Total carbon, MC: 含水量 Moisture content, MBP: 微生物量磷 Microbial biomass phosphorus. 不同小写字母标注不同磷用量处 理的差异显著性(P<0.05)





## 2.3 不同施磷量下土壤磷形态含量变化

高寒草地 0—20 cm 土壤磷组分以稳定性磷库为主, Residual-P 和 HCl-Pi 分别占总磷含量的 46.36% 和 10.56%。土壤中等活性磷库占总磷含量的 36.47%, 而活性磷库仅占总磷含量的 6.62%。Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po 分别占 TP 含量的 1.03%、1.32% 和 4.27%。



图 2 不同施磷量下土壤活性磷含量变化

Fig.2 Changes in labile P content from different P fertilization doses

Resin-Pi:树脂交换态磷,NaHCO<sub>3</sub>-Pi:碳酸氢钠无机磷,NaHCO<sub>3</sub>-Po:碳酸氢钠有机磷.不同小写字母标注不同磷用量处理的差异显著性(*P*<0.05);图中数据为平均值±标准差(*n*=3)

## 2.3.1 不同施磷量下土壤活性磷含量变化

表层土壤 Resin-Pi 含量在 10、30、40 g/m<sup>2</sup>施磷处理显著高于其他处理而在亚表层土壤则显著低于其他处 理(P<0.05,图 2)。随施磷量增加,表层和亚表层土壤 NaHCO<sub>3</sub>-Pi 含量均呈先增加后降低趋势,表层土壤 NaHCO<sub>3</sub>-Pi 含量在 30 g/m<sup>2</sup>磷用量下最高而亚表层土壤在 40 g/m<sup>2</sup>磷肥用量下最高且均显著高于其他处理(P< 0.05)。0—10 cm 土壤 NaHCO<sub>3</sub>-Po 含量随施磷量增加呈下降趋势,60 g/m<sup>2</sup>施磷处理的 NaHCO<sub>3</sub>-Po 含量显著低 于 0—30 g/m<sup>2</sup>施磷处理(P<0.05)。10—20 cm 土壤 NaHCO<sub>3</sub>-Po 含量在各处理间差异不显著(P>0.05)。



图 3 不同施磷量下土壤中等活性磷含量变化

#### Fig.3 Changes in moderately labile P content from different P fertilization doses

NaOH-Pi: 氢氧化钠无机磷, NaOH-Po: 氢氧化钠有机磷. 不同小写字母标注不同磷用量处理的差异显著性(P<0.05);图中数据为平均值±标准差(n=3)

## 2.3.2 不同施磷量下土壤中等活性磷含量变化

表层土壤中,40、50、60 g/m<sup>2</sup>磷肥处理下 NaOH-Pi 含量显著低于 30 g/m<sup>2</sup>磷肥处理,而亚表层土壤 40— 60 g/m<sup>2</sup>磷肥处理下的 NaOH-Pi 含量显著低于 20 g/m<sup>2</sup>磷肥处理(*P*<0.05,图 3)。随施磷量增加,NaOH-Po 整 体呈增加趋势,50、60 g/m<sup>2</sup>磷肥处理的 NaOH-Po 含量显著高于 0—30 g/m<sup>2</sup>磷肥处理(*P*<0.05)。





#### Fig.4 Changes in stable P content from different P fertilization doses

HCl-Pi:酸溶性无机磷, Residual-P: 残留磷. 不同小写字母标注不同磷用量处理的差异显著性(P<0.05);图中数据为平均值±标准差(n=3)

#### 2.3.3 不同施磷量下土壤稳定性磷含量变化

表层和亚表层土壤中,60 g/m<sup>2</sup>处理下 HCl-Pi 含量显著低于 0—50 g/m<sup>2</sup>施磷处理(P<0.05,图 4)。整体上,表层和亚表层土壤 Residual-P 随施磷量增加呈先增加后趋于平稳趋势,50、60 g/m<sup>2</sup>施磷量下 Residual-P 含量显著高于 0—20 g/m<sup>2</sup>施磷处理(P<0.05),但较 40 g/m<sup>2</sup>施磷处理变化不显著(P>0.05)。 2.4 影响有效磷的环境因素

2.4 影响有双瞬间小说回系

土壤 Resin-Pi 和 NaHCO<sub>3</sub>-Pi 均与 TC、MC、MBP、Al 和 Fe 元素含量显著正相关(*P*<0.05,表 2),且与土壤 MC 的相关系数最高。NaHCO<sub>3</sub>-Po 与 TN、TC、MC 和 Ca 元素含量显著正相关且与土壤 MC 的相关系数最高 (0.74)。所有土壤环境因子中,土壤 MC 与 NaOH-Pi 的相关也最强(0.75)。NaOH-Po 仅与土壤 pH 显著负相 关(-0.38),HCl-Pi 仅与 TC 呈显著负相关(-0.43)。土壤 Residual-P 与 MBP(0.47)、Al(0.39)和 Fe(0.34)元 素含量均为显著正相关。

	Table 2	Pearson	earson correlations between P fractions and environmental properties							
磷形态 P fractions		$_{\rm pH}$	TN	TC	MC	MBP	Ca	Al	Fe	
树脂交换态磷 Resin-Pi		-0.29	0.24	0.32*	0.81 **	0.49 **	0.30	0.43 **	0.35 *	
碳酸氢钠无机磷 NaHCO <sub>3</sub> -Pi		-0.39 *	0.14	0.38 *	0.79 **	0.75 **	0.23	0.61 *	0.51 **	
碳酸氢钠有机磷 NaHCO <sub>3</sub> -Po		-0.14	0.34 *	0.34 *	0.74 **	0.30	0.42 **	0.26	0.28	
氢氧化钠无机磷 NaOH-Pi		-0.15	0.21	0.18	0.75 **	0.36 *	0.25	0.32 *	0.30	
氢氧化钠有机磷 NaOH-Po		-0.38 *	-0.03	0.17	-0.25	0.12	-0.02	0.06	0.06	
酸溶性无机磷 HCl-Pi		0.25	-0.09	-0.43 *	0.10	-0.15	-0.18	-0.12	-0.10	
残留磷 Residual-P		-0.27	-0.28	0.05	0.07	0.47 **	-0.05	0.39 *	0.34 *	

表 2 不同形态磷与环境因子的 Pearson 相关分析

\* \* 和 \* 分别表示 P<0.01 和 P<0.05 显著水平

经逐步回归得到的最佳模型中,土壤 TN、MC、MBP、Fe 元素含量、NaOH-Pi、NaOH-Po 和 Residual-P 共同

解释 63.13%的 Olsen-P 总变异(P<0.01),其中 Residual-P、NaOH-Po和 MBP 对 Olsen-P 的贡献极显著 (P<0.01)。回归方程为:Olsen-P = 51.20-1.11TN + 0.09MC-0.01MBP+0.13Fe-0.08NaOH-Pi-0.02NaOH-Po -0.01Residual-P。

Olsen-P 随机森林回归最佳模型的决策树数为 1000,节点分支数为6,最佳随机数为2,环境因子解释 56.11%的Olsen-P 总变异(图5)。环境因子对Olsen-P 的重要性从大到小依次为:NaOH-Po>Residual-P>MBP> TN>MC>NaOH-Pi>Fe,且 NaOH-Po 和 Residual-P 对 Olsen-P 有极显著影响(P<0.01)。

通径分析显示,对 Olsen-P 产生直接负效应的因子 从大到小依次为 Residual-P(-0.43)>NaOH-Po(-0.41) >MBP(-0.33)>TN(-0.33)>NaOH-Pi(-0.29),而对 Olsen-P 产生直接正效应的因子为 MC(0.51)和 Fe 元素 含量(0.19)(表 3)。Residual-P、NaOH-Po 和 MBP 与 Olsen-P 显著相关且其直接效应远大于总间接效应,表 明其会通过直接的负效应影响 Olsen-P 含量。TN、MC





Fig.5 Random Forest regression model variable importance ranking

TN: 总氮 Total nitrogen, MC: 含水量 Moisture content, MBP: 微 生物量磷 Microbial biomass phosphorus. \* \* 表示 P<0.01 显著 水平

及 NaOH-Pi 与 Olsen-P 相关不显著,但其总间接通径系数分别为 0.31、-0.43 和 0.42,表明 TN、MC 和 NaOH-Pi 对 Olsen-P 的间作效应较大。Fe 对 Olsen-P 的总间接效应(-0.19)与 Fe 对 Olsen-P 的直接效应(0.19)相互抵消,Fe 元素含量与 Olsen-P 的相关性不显著。

	Table	e 3 Direct an	d indirect	effects of P	fractions and	l environm	ental proper	ties on Olse	n-P		
自变量 Independent	与因变量的 相关系数 Correlation	直接通 径系数	间接通径系数 Indirect path coefficient								
variable	coefficient with dependent variable	Direct path coefficient	TN	МС	MBP	Fe	NaOH-Pi	NaOH-Po	Residual-P	合计	
TN	-0.02	-0.33	_	0.27	-0.03	-0.00	-0.06	0.01	0.12	0.31	
MC	0.08	0.51	-0.17	—	-0.18	0.07	-0.22	0.10	-0.03	-0.43	
MBP	-0.36*	-0.33	-0.03	0.28	_	-0.33	0.08	-0.11	-0.05	-0.16	
Fe	-0.00	0.19	0.01	0.20	-0.14	_	-0.09	-0.02	-0.15	-0.19	
NaOH-Pi	0.13	-0.29	-0.07	0.38	-0.12	0.06	_	0.17	0.00	0.42	
NaOH-Po	-0.62 **	-0.41	0.01	-0.13	-0.04	0.01	0.12	_	-0.19	-0.22	
Residual-P	-0.57 **	-0.43	0.09	0.04	-0.16	0.06	0.00	-0.18	—	-0.15	

表 3 磷形态及环境因子对有效磷的直接和间接影响

\*\*和\*分别表示 P<0.01 和 P<0.05 显著水平

## 3 讨论

#### 3.1 施磷对土壤总磷和有效磷的影响

施肥是土壤外源磷输入的主要途径,对土壤总磷变化具有直接影响。施磷显著提升 TP 含量的 5.82%—20.91%(表层)和 2.91%—16.24%(亚表层,图 1),这与前人研究结果相似<sup>[6.9.25]</sup>。酸性土壤中,磷酸根离子会与 Fe 和 Al 离子及其化合物作用形成溶解度较低的 AlPO<sub>4</sub>和 FePO<sub>4</sub>沉淀,会被溶度积很小的 Fe/Al 氧化物胶 膜包裹形成 O-P,也会被生物吸收固定<sup>[16]</sup>。本研究中,施磷显著降低了表层和亚表层土壤 Fe/Al 元素的淋

失,提升了土壤 MBP(表1),表层和亚表层土壤中被 Fe/Al 和微生物所固定的磷也得到提升。此外,施磷导致的土壤 pH 下降可加强酸类物质与土壤有机磷(如,NaOH-Po)的结合<sup>[24]</sup>,进而增加土壤 TP 含量。当磷肥量过大时(50、60 g/m<sup>2</sup>),TP 含量的变化趋于平稳,其原因可能是因为磷用量增加,土壤磷的结合位点逐渐趋于饱和状态,多余的磷通过淋溶等方式流失<sup>[26]</sup>。

施磷是为了补充土壤 Olsen-P 含量,提高植物可利用的磷素。本研究中 Olsen-P 随施磷量增加整体呈下 降趋势,这与 Wang 等<sup>[9]</sup>在黄土高原发现的施磷能显著增加 Olsen-P 的结果不一致(图1)。原因可能是黄土 高原石灰性土以 Ca-P 为主,施磷引起的酸度可溶解部分 Ca-P,从而增加土壤 Olsen-P 含量,而酸性高寒草甸 土以 Fe-P 和 Al-P 为主,施磷引起的 pH 下降可促进 Fe/Al 对磷的固定使 Olsen-P 下降<sup>[9, 27]</sup>。此外,本研究施 磷和采样分别在 5 月初和 8 月中旬进行,该段时间植物和微生物对土壤磷的吸收,Fe/Al 离子及其氧化物对 磷的吸附、沉淀及包蔽作用,均可能导致 Olsen-P 下降。同一地区的研究指出植物叶片磷含量随施磷量增加 而增加,故植物对磷的利用也可能是 Olsen-P 下降的原因<sup>[1]</sup>。

3.2 施磷对不同形态磷含量的影响

Resin-Pi 是土壤溶液磷处于平衡状态的无机磷,而 NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po 和 NaOH-Pi 是吸附于土壤表面、Fe/Al 矿物和土壤胶体的磷,土壤溶液缺磷时这部分磷可进入土壤溶液转化为植物可利用磷酸盐<sup>[24]</sup>。本研究中,土壤 Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po 和 NaOH-Pi 含量受施磷影响显著,30 g/m<sup>2</sup>处理的表层土壤 Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po 和 NaOH-Pi 含量较 0、50、60 g/m<sup>2</sup>处理高(图 2,3),这可能由于 Resin-Pi 在 土壤中的溶解、迁移及扩散受土壤水分影响,而吸附态磷又受土壤溶液磷含量影响<sup>[18]</sup>。30 g/m<sup>2</sup>处理下,土壤 MC 较 0、50、60 g/m<sup>2</sup>处理高(表 1),同时 Resin-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Pi、NaHCO<sub>3</sub>-Po 和 NaOH-Pi 均与土壤 MC 极显著正 相关(表 2)。然而,Miller 等<sup>[28]</sup>认为 Fe/Al 氧化物会随着水分的减少而增加,进而提高对磷的吸附作用,使 NaHCO<sub>3</sub>-Pi 和 NaOH-Pi 含量增加。本研究中土壤 MC 存在波动但均未达显著水平,水分可能更多作用于磷肥 的溶解、迁移和扩散而非金属氧化过程。水分减少,土壤溶液磷含量和迁移速率降低,供土壤颗粒或矿物吸附 的磷减少<sup>[13]</sup>,故 0、50、60 g/m<sup>2</sup>磷用量下 NaHCO<sub>3</sub>-Pi 和 NaOH-Pi 含量较低。

NaOH-Po 是与腐殖酸类物质结合的磷,可被长期矿化为植物可利用磷酸盐<sup>[24,29]</sup>。50、60 g/m<sup>2</sup>处理下 NaOH-Po 较 0—20 g/m<sup>2</sup>处理高(图 3),表明高水平施磷可促进腐殖酸类物质与有机磷结合。NaOH-Po 与土 壤 pH 显著负相关(表 2),进一步表明土壤酸类物质与有机磷结合可能增加 NaOH-Po 含量。HCl-Pi 随施磷增 加整体呈下降趋势,60 g/m<sup>2</sup>处理下 HCl-Pi 含量显著低于不施磷和低水平施磷处理(图 4),这可能由于 HCl-Pi 是与 Ca 结合的磷,如磷灰石,施磷产生的酸度能溶解部分 Ca 结合的磷<sup>[9]</sup>。Residual-P 包括被 Fe 氧化物胶膜 包被的磷酸盐<sup>[30]</sup>,50、60 g/m<sup>2</sup>施磷量下 Fe 元素含量整体上较不施磷处理高(表 1)且 Residual-P 含量也较不 施磷处理高(图 4),表明 50、60 g/m<sup>2</sup>施磷引起的 Fe 元素淋失减少可能加强磷的闭蓄固定。

3.3 施磷下磷形态和环境因子对土壤有效磷的作用

随机森林回归分析表明对 Olsen-P 影响显著的因子为 NaOH-Po 和 Residual-P(图 5),同时通径分析表明 NaOH-Po 和 Residual-P 与 Olsen-P 显著负相关,且其直接通径系数较总间接通径系数高(表 3)。同样,过量施 磷下(0—7.9 g P/m<sup>2</sup>)黄土高原 O-P 与 Olsen-P 直接通径系数为负<sup>[9]</sup>,本研究施磷量(0—9.6 g P/m<sup>2</sup>)与黄土 高原施磷量相似,表明过量施磷易导致土壤 Olsen-P 向 Residual-P 转化。土壤腐殖酸类物质可将溶于水和吸 附于土壤表面的有机磷固定为 NaOH-Po,Fe/Al 氧化物胶膜可将溶于水和吸附于土壤表面的无机磷包裹形成 Residual-P,而这些溶于水和部分吸附于土壤表面的磷也是 Olsen-P 组成部分,故 NaOH-Po 和 Residual-P 与 Olsen-P 存在相互转化<sup>[24,29]</sup>。NaOH-Po 和 Residual-P 是 Olsen-P 最大的转化汇(表 3),这是由于 NaOH-Po 和 Residual-P 是土壤在有外源磷补充、活性磷能满足植被生长需求下的一种储存形态,对土壤供磷起缓冲作用。

土壤 MBP、TN 和 MC 等环境因子对 Olsen-P 也有一定影响(图 5,表 3)。随机森林表明 MBP 对 Olsen-P 影响较大但不显著,而通径分析表明 MBP 与 Olsen-P 显著负相关。MBP 增加以消耗 Olsen-P 为前提,微生物 吸收 Olsen-P 后转变为自身核酸及磷脂等物质,故施磷引起的 MBP 增加可能是高水平施磷下 Olsen-P 减少的

原因之一<sup>[31]</sup>。前人研究指出氮添加能引起生态系统磷限制<sup>[32,33]</sup>,本研究也发现土壤 TN 与 Olsen-P 负相关且 其直接效应为负效应。磷充足条件下,土壤水分适当增加能促进吸附态磷溶解,故 MC 对 Olsen-P 为直接正 效应。

#### 4 结论

NaOH-Po 和 Residual-P 是川西北高寒草地 Olsen-P 的主要转化形态,施磷引起的 pH 降低,Fe 和 Al 淋失 减少及 MBP 增加可能是 NaOH-Po 和 Residual-P 累积的重要原因;高水平施磷(50—60 g/m<sup>2</sup>)下 Olsen-P 的减 少可能限制土壤磷素周转。因此,在施磷的同时调节土壤酸碱度、Fe/Al 元素和微生物,减少 NaOH-Po 和 Residual-P 的累积,增加土壤 Olsen-P 水平,是川西北高寒草地提高磷肥有效性的重要方法。

#### 参考文献(References):

- [1] 唐立涛. 磷添加对川西北高寒草甸植物根系特征及叶片属性的影响[D]. 成都:西南民族大学, 2020.
- [2] 秦鱼生,涂仕华,孙锡发,冯文强,廖鸣兰.川西北围栏草地氮、磷、钾肥效应研究.草业科学,2008,25(3):68-73.
- [3] Yu X, Keitel C, Dijkstra F A. Global analysis of phosphorus fertilizer use efficiency in cereal crops. Global Food Security, 2021, 29: 100545.
- [4] Shen P, Xu M G, Zhang H M, Yang X Y, Huang S M, Zhang S X, He X H. Long-term response of soil Olsen P and organic C to the depletion or addition of chemical and organic fertilizers. Catena, 2014, 118: 20-27.
- [5] Sattari S Z, Bouwman A F, Giller K E, Van Ittersum M K. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2012, 109(16): 6348-6353.
- [6] Chen X H, Yan X J, Wang M K, Cai Y Y, Weng X F, Su D, Guo J X, Wang W Q, Hou Y, Ye D L, Zhang S W, Liu D H, Tong L, Xu X Z, Zhou S G, Wu L Q, Zhang F S. Long-term excessive phosphorus fertilization alters soil phosphorus fractions in the acidic soil of pomelo orchards. Soil and Tillage Research, 2022, 215: 105214.
- [7] Cao N, Chen X P, Cui Z L, Zhang F S. Change in soil available phosphorus in relation to the phosphorus budget in China. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2012, 94(2/3): 161-170.
- [8] 赵靓,侯振安,柴颖,张扬,黄婷,毛家双.长期施磷对灰漠土无机磷形态的影响.水土保持学报,2014,28(3):236-242.
- [9] Wang J, Liu W Z, Mu H F, Dang T H. Inorganic phosphorus fractions and phosphorus availability in a calcareous soil receiving 21-year superphosphate application. Pedosphere, 2010, 20(3): 304-310.
- [10] 吴璐璐, 张水清, 黄绍敏, 杜伟, 柳小琪, 王晓红, 吕家珑. 长期定位施肥对潮土磷素形态和有效性的影响. 土壤通报, 2021, 52(2): 379-386.
- [11] Ciampitti I A, Picone L I, Rubio G, García F O. Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the pampas of Argentina. Soil Science Society of America Journal, 2011, 75(3): 918-926.
- [12] 张林,吴宁,吴彦,罗鹏,刘琳,陈文年,胡红宇.土壤磷素形态及其分级方法研究进展.应用生态学报,2009,20(7):1775-1782.
- [13] 秦胜金,刘景双,王国平,王金达.三江平原湿地土壤磷形态转化动态.生态学报,2007,27(9):3844-3851.
- [14] Wang Y L, Tang J W, Zhang H L, Schroder J L, He Y Q. Phosphorus availability and sorption as affected by long-term fertilization. Agronomy Journal, 2014, 106(5): 1583-1592.
- [15] Yu P, Zhang X, Gu H Y, Pan J P, Chen X W. Soil phosphorus fractions and their availability over natural succession from clear-cut of a mixed broadleaved and Korean pine forest in northeast China. Journal of Forestry Research, 2022, 33(1): 253-260.
- [16] 冯晨. 持续淋溶条件下有机酸对土壤磷素释放的影响及机理研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2012.
- [17] Sun X L, Li M, Wang G X, Drosos M, Liu F L, Hu Z Y. Response of phosphorus fractions to land-use change followed by long-term fertilization in a sub-alpine humid soil of Qinghai-Tibet Plateau. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(3): 1109-1119.
- [18] Sanyal S K, De Datta S K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. Advances in Soil Science, 1991, 16: 1-120.
- [19] 张艾明,徐玉梅,朱建宇,余洪茜,刘苏蓝.蒙东地区水肥耦合对紫花苜蓿土壤磷组分的影响.应用生态学报,2021,32(11): 4004-4010.
- [20] 王永壮,陈欣,史奕.农田土壤中磷素有效性及影响因素.应用生态学报,2013,24(1):260-268.

- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京:中国农业出版社, 1981.
- [22] Tiessen H, Moir J O. Characterization of available P by sequential extraction. Soil Sampling and Methods of Analysis, 1993, 824: 75-87.
- [23] Murphy J, Riley J P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta, 1962, 27: 31-36.
- [24] Maranguit D, Guillaume T, Kuzyakov Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. Catena, 2017, 149: 385-393.
- [25] Mahmood M, Tian Y, Ma Q X, Ahmed W, Mehmood S, Hui X L, Wang Z H. Changes in phosphorus fractions and its availability status in relation to long term P fertilization in Loess Plateau of China. Agronomy, 2020, 10(11): 1818.
- [26] 廖文华,刘建玲,黄欣欣,高志岭,杨羚. 潮褐土上蔬菜产量和土壤各形态磷变化对长期过量施磷的响应. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(4): 894-903.
- [27] 雷玮倩,胡玉福,杨泽鹏,何剑锋,肖海华,舒向阳,阳帆,李正青.垦殖对川西北高寒草地土壤中不同磷组分含量的影响.草业学报, 2019,28(5):36-45.
- [28] Miller A J, Schuur E A G, Chadwick O A. Redox control of phosphorus pools in Hawaiian montane forest soils. Geoderma, 2001, 102(3/4): 219-237.
- [29] Wang G P, Liu J S, Wang J D, Yu J B. Soil phosphorus forms and their variations in depressional and riparian freshwater wetlands (Sanjiang Plain, Northeast China). Geoderma, 2006, 132(1/2): 59-74.
- [30] Koch S, Kahle P, Lennartz B. Spatio-temporal analysis of phosphorus concentrations in a North-Eastern German lowland watershed. Journal of Hydrology: Regional Studies, 2018, 15: 203-216.
- [31] 王吉鹏, 吴艳宏. 磷的生物有效性对山地生态系统的影响. 生态学报, 2016, 36(5): 1204-1214.
- [32] Li Y, Niu S L, Yu G R. Aggravated phosphorus limitation on biomass production under increasing nitrogen loading: a meta-analysis. Global Change Biology, 2016, 22(2): 934-943.
- [33] Deng Q, Hui D F, Dennis S, Reddy K C, Xu X F. Responses of terrestrial ecosystem phosphorus cycling to nitrogen addition: a meta-analysis. Global Ecology and Biogeography, 2017, 26(6): 713-728.