

# 氮素输入与降水增加对温带草原土壤金属元素库存的影响

刘泽睿<sup>1</sup> 王俊坚<sup>2</sup> 万师强<sup>3</sup> 曾 辉<sup>1\*</sup>

(<sup>1</sup>北京大学深圳研究生院城市规划与设计学院, 广东深圳 518055; <sup>2</sup>多伦多大学物理和环境学院, 加拿大多伦多 M1C 1A4;

<sup>3</sup>河南大学生命科学学院全球变化生态学实验室, 河南开封 475004)

**摘 要** 本文以内蒙多伦温带草原为对象, 研究氮素输入、降水增加对土壤中 Mn、Cr、V、Pb、Ni、Cu、Co 和 Cd 等 8 种金属元素总量浓度及其 3 种形态浓度(可交换态、碳酸盐结合态、有机结合态)的影响。结果表明:9 年的氮素输入和降水增加对土壤金属总量浓度无统计学上的显著性影响, 但引起 Mn、Pb、Ni、Co、Cd 的可交换态浓度和 Cr 的有机结合态浓度的显著下降( $P < 0.10$ )。总体来说, 大气氮沉降增加和降水增加对于温带草原土壤金属元素的库存与形态影响有限, 在 9 年时间尺度上并不会造成相关土壤环境质量的巨大变动, 但需要注意金属元素可交换态浓度的变化。

**关键词** 氮添加; 水分添加; 降雨; 控制实验; 温带草原

**Effects of nitrogen addition and increased precipitation on metal pools in temperate steppe, northern China.** LIU Ze-rui<sup>1</sup>, WANG Jun-jian<sup>2</sup>, WAN Shi-qiang<sup>3</sup>, ZENG Hui<sup>1\*</sup>  
(<sup>1</sup>*School of Urban Planning and Design, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, China;* <sup>2</sup>*Department of Physical and Environmental Sciences, University of Toronto, Toronto, M1C 1A4, Canada;* <sup>3</sup>*Laboratory of Global Change Ecology, College of Life Sciences, Henan University, Kaifeng 475004, Henan, China*).

**Abstract:** This study investigated the total concentration and three chemical fractions (exchangeable, carbonate, and organic fractions) of soil metals (Mn, Cr, V, Pb, Ni, Cu, Co and Cd) with simulated nitrogen addition and increased precipitation in a temperate steppe site in Duolun, Inner Mongolia. After nine years of nitrogen addition, increased precipitation and their interaction treatments, no statistically significant effect was observed on the total concentrations of soil metals. Only the concentrations of the exchangeable fraction of Mn, Pb, Ni, Co, and Cd, and the organic fraction of Cr were significantly decreased ( $P < 0.10$ ). In conclusion, long-term nitrogen addition and increased precipitation have limited effect on soil metal concentrations and their chemical fractions. The metal-related soil environmental quality in the studied semiarid temperate steppe is relatively stable in response to increasing atmospheric nitrogen deposition and precipitation within nine years; however, more attention should be paid to the possible change in the exchangeable fraction of soil metals.

**Key words:** N addition; water addition; rainfall; field manipulation; temperate grassland.

随着全球工业生产规模的不断扩大、城镇化的快速发展、化肥农药的大量施用, 重金属污染成为全球面临的重要环境问题之一(孙贤斌等, 2005; Naga-

iyoti *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2011)。土壤是环境中最大的金属元素汇之一, 同时也是维持生态平衡、保障农牧业发展的重要载体, 其环境质量受到重金属污染的严重影响(Hu *et al.*, 2013; Watmough *et al.*, 2015)。

自工业化革命以来的全球环境变化, 如气候变

暖、降水格局改变、氮沉降增加等,正对土壤环境产生极大影响(IPCC,2007)。降水格局引起的土壤水分改变会直接影响植物及土壤微生物对水分的利用,并影响土壤微生物生物量组分、有机碳的迁移与淋溶过程及土壤重金属的转化、迁移等过程(陈小梅等,2010;黄石德,2012;徐满厚等,2012;Rajkumar *et al.*,2013)。在关于森林生态系统的研究中,降水增加会改变森林土壤微生物生物量组分、温室气体通量以及有机碳的分布,提高有机碳的累计矿化量和矿化速率,促进深层存埋(陈小梅等,2010;方熊等,2012;李伟等,2013;王宁等,2015),而土壤理化特性、有机碳浓度等均与土壤金属元素的存量及形态变化有着密切联系(Augustsson *et al.*,2011;Rajkumar *et al.*,2013)。氮沉降则极大地改变了土壤微生物及有机物、盐基离子的结合形态,直接或间接地影响土壤理化性质、土壤碳库收支、土壤生物群落的输入输出情况等,对土壤中金属的存量、形态产生作用(任顺荣等,2005;邓小文等,2007;方熊等,2012;李伟等,2013;王晶苑等,2013;苏姝等,2015)。

草地和森林是陆地生物圈的两大主体功能单元。与森林相比,草地生产力相对较低,受到人类干扰强度大,对环境的变化也更为敏感(Pan *et al.*,2011)。中国北方温带草原是世界上最大的草原生态系统之一,也是中国重要的肉类、乳制品、皮革制品产地(李镇清等,2003;Kang *et al.*,2007)。受所处气候环境带的影响,该地区主要的限制因子为降水,研究表明,中国西北地区表现出显著降水增加的趋势(Zhai *et al.*,1999),中国北部地区夏季降水将会持续增加至2030年(Liu *et al.*,2010);而氮元素对植被、微生物等的生长也有着重要影响(Carreiro *et al.*,2000;陈效逯等,2008;孙小丽,2015)。因此,了解全球环境变化情况下土壤中金属元素的生物地球化学循环变化,对于预测未来环境质量、食物质量以及保证生态系统、人类社会的可持续发展有着重要意义。

本文通过对内蒙多伦全球变化多因子实验站(2005—2013年)土壤样品进行分析,以了解氮沉降及降水格局改变对北方温带草原土壤中Cd、Co、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb和V等8种元素的总量浓度和3种形态浓度的影响,为预测未来环境变化下土壤环境质量变化提供参考,同时也为气候变化条件下不同生态系统土壤重金属变化提供实证案例。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验概况

实验区域位于内蒙古自治区多伦县,地理位置 $115^{\circ}50' E-116^{\circ}55' E, 41^{\circ}46' N-42^{\circ}39' N$ ,属于中温带半干旱大陆性气候,年平均降水量383 mm,蒸发量1748 mm,年平均温度 $1.6^{\circ}C$ ,全年90%的降水量集中于5—10月。根据中国土壤分类系统,当地土壤主要类型为栗钙土,土壤有机质浓度在2%~4%,土壤pH值 $7.21\pm 0.08$ (Zhang *et al.*,2015),土壤容重为 $(1.31\pm 0.02) g\cdot cm^{-3}$ 。当地天然植被以典型草原为主,优势植物包括针茅(*Stipa* spp.)、羊草(*Leymus chinensis*)、冰草(*Agropyron cristatum*)和冷蒿(*Artemisia frigida*)等。

本研究采用内蒙多伦全球变化多因子实验站内氮沉降模拟(增施氮素 $NH_3NO_4$ )及降水格局改变模拟(春季增雨)二因子交叉实验样地土壤样品。此组样地氮素输入共2个水平,即增肥( $10 g N\cdot m^{-2}\cdot a^{-1}$ )和非增肥对照;降水增加共2个水平,增雨( $120 mm\cdot a^{-1}$ )和非增雨对照,其余环境因子(如温度、放牧等条件)各样地均保持一致。本实验共有4种处理,分别为对照(CK),氮素输入(F),降水增加(W),增肥增雨(FW),每个处理包括3组平行样地,每个样地取样1个,共12个土壤样品。该实验平台开展于2005年4月,土壤样品采集于2013年9月。

### 1.2 样品分析

本研究样品为表层(0~10 cm)土壤。土壤样品先用冷冻干燥机冻干,然后除去其中的石块、植物根系和凋落物等并进行研磨,过200目筛,用自封袋封好放入冰箱( $4^{\circ}C$ )保存。土壤中的细根可与土壤的金属浓度有极大差异而造成土壤金属浓度的分析误差(Wang *et al.*,2012;Guo *et al.*,2013),因此所有细根用静电法仔细去除。

土壤总C和总N浓度使用元素分析仪(Elementar, VarioEL cube,德国)测定。土壤重金属总量采用微波消解仪(MLS GmbH,德国)消解。将0.1 g土壤样品与8 mL  $HNO_3$ +1 mL  $H_2O_2$ 混合放入消解罐,在1000 W,  $180^{\circ}C$ 条件下消解10 min。消解完成后,将消解液过 $0.45\ \mu m$ 滤膜转移至50 mL离心管,并用5%稀硝酸稀释至35 mL,放入冰箱( $4^{\circ}C$ )保存待测。

土壤重金属的3种易生物利用形态(可交换

表 1 连续提取法步骤说明  
Table 1 Procedure of the sequential extraction

步骤	萃取体系	操作方法
F1 可交换态	25 mL 0.1 mol · L <sup>-1</sup> KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1 g 土壤样品与液体体系至 50 mL 离心管中混合,摇床震荡 2 h,离心,吸取 20 mL 上清,其余液体弃去,沉淀用纯水清洗 3 次待用
F2 碳酸结合态	25 mL 0.05 mol · L <sup>-1</sup> HNO <sub>3</sub>	沉淀与液体体系至 50 mL 离心管中混合,摇床震荡 2 h,离心,吸取 20 mL 上清,其余液体弃去,沉淀用纯水清洗 3 次待用
F3 有机结合态	25 mL 0.1 mol · L <sup>-1</sup> Na <sub>4</sub> P <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	沉淀与液体体系至 50 mL 离心管中混合,摇床震荡 2 h,离心,吸取 20 mL 上清

态、碳酸结合态和有机结合态)采用连续提取法提取,并做一定改进(Piatak *et al.*,2007)。取 1 g 土壤样品放入 50 mL 离心管中,具体流程如表 1 所示。

提取完成后,将提取液过 0.45 μm 滤膜转移至 50 mL 离心管,并用硝酸酸化至 pH=2,放入冰箱(4℃)保存待测。

消解及提取后的液体,根据金属离子浓度不同进行稀释,并采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS,Thermo Scientific,美国)测定 Cd、Co、Cr、Cu、Ni、Pb 和 V,采用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-AES,Leeman Prodigy,美国)测定 Mn。

测定过程中采用 GSS-2 土壤标准物作为参考,每组消解中均有 1 个空白样品作为参考。实验中样品回收率为 62%~100%,标准差在±20%以内。

1.3 数据处理

测定的数据经 Microsoft Excel 整理后,采用 SPSS 21.0 进行统计分析。采用方差分析(ANOVA)比较不同控制条件对被研究的土壤元素的影响。用

表 2 不同控制条件下土壤元素总量浓度  
Table 2 Soil metal total concentrations in different treatments

处理	C (g · kg <sup>-1</sup> )	N (g · kg <sup>-1</sup> )	Mn (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cr (mg · kg <sup>-1</sup> )	V (mg · kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg · kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg · kg <sup>-1</sup> )	Co (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cd (μg · kg <sup>-1</sup> )
CK	22.3±1.1	1.91±0.08	320±99	29.6±7.7	28.8±9.1	12.5±3.4	12.2±4.4	9.50±3.66	5.55±1.92	93.0±8.8
F	23.0±0.5	2.37±0.06	358±79	33.5±4.5	33.9±5.3	15.6±4.7	15.1±3.3	11.6±2.7	6.51±1.32	91.3±26.2
W	22.2±0.5	2.26±0.06	378±68	32.4±5.6	32.0±4.6	14.4±2.2	14.3±1.6	10.5±2.0	6.21±0.95	92.4±12.0
FW	23.0±0.8	2.31±0.08	388±88	32.4±3.7	32.3±7.0	15.4±4.2	14.0±3.2	11.0±3.3	6.11±1.41	89.1±21.8

均值±SE,N=3。

表 3 不同控制条件下土壤元素总量浓度方差分析 P 值  
Table 3 P value of two way-ANOVA on the total concentrations of soil elements with different treatments

处理	C	N	Mn	Cr	V	Pb	Ni	Cu	Co	Cd
F	0.87	0.56	0.64	0.57	0.51	0.36	0.52	0.47	0.62	0.90
W	0.98	0.74	0.39	0.80	0.84	0.71	0.80	0.92	0.88	0.82
FW	0.99	0.63	0.78	0.57	0.56	0.64	0.44	0.65	0.54	0.94

P<0.10 为显著。

Pearson 相关系数评价土壤金属元素浓度与土壤总 C 及总 N 浓度的关系。

2 结果与分析

2.1 不同控制条件下土壤元素总量变化

经过 9 年控制因素试验,对照组中土壤中各种金属总量浓度,按照相对丰度大小分别为:Mn (320±57) mg · kg<sup>-1</sup>,Cr (29.6±4.5) mg · kg<sup>-1</sup>,V (28.8±5.3) mg · kg<sup>-1</sup>,Pb (12.5±2.0) mg · kg<sup>-1</sup>,Ni (12.2±2.6) mg · kg<sup>-1</sup>,Cu (9.50±2.11) mg · kg<sup>-1</sup>,Co (5.55±1.11) mg · kg<sup>-1</sup>,Cd (93.0±15.1) μg · kg<sup>-1</sup>(均值±SE,表 2)。

对 4 种处理条件下的土壤总 C、总 N 以及 Mn、Cr、V、Pb、Ni、Cu、Co 和 Cd 在土壤中的总量浓度进行双因素方差分析(two-way ANOVA)结果显示,氮素输入、降水增加以及增肥增水没有对土壤中的总 C 和总 N 含量产生影响,对于被研究的土壤重金属总量也没有显著影响(表 3)。

2.2 不同控制条件下土壤金属元素 3 种形态浓度的变化

分步提取法所得结果表明,除 Mn、Cr 外,其他土壤金属元素的 F1(可交换态)占总量比例最低;Mn 的 F2(碳酸结合态)和 F3(有机结合态)占总量比例相近;Cr 的 F1、F2 占总量比例相近。此分布规律在不同的控制条件处理下没有改变(表 4)。

对 4 种处理条件下土壤金属元素不同形态的分步提取结果进行双因素方差分析,氮素输入、降水增加以及增肥增水对土壤金属元素的碳酸盐结合态浓度以及大多数元素的有机结合态浓度没有显著影

响。但在 F1 中,大多数金属元素都在氮素输入、降水增加以及增肥增水的条件下出现显著降低:Mn、Pb、Ni、Co 受氮素输入、降水增加以及增肥增水影响显著。Cd 受降水增加以及增肥增水影响显著。除此之外,Cr 的 F3 受降水增加的影响显著降低(表 5)。

表 4 不同控制条件下土壤金属元素三种形态浓度  
Table 4 Soil metal concentrations of different chemical fractions in different treatments plots

		Mn (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cr (mg · kg <sup>-1</sup> )	V (mg · kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg · kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg · kg <sup>-1</sup> )	Co (mg · kg <sup>-1</sup> )	Cd (μg · kg <sup>-1</sup> )
F1	Ct	89.8±12.5	0.36±0.03	0.15±0.03	0.02±0.005	0.18±0.01	0.11±0.03	0.15±0.02	9.18±1.70
	F	60.6±1.1	0.34±0.01	0.19±0.003	0.01±0.0009	0.13±0.01	0.11±0.02	0.08±0.003	6.51±0.25
	W	54.1±12.3	0.32±0.04	0.18±0.03	0.01±0.002	0.14±0.01	0.09±0.01	0.09±0.02	5.98±1.45
	FW	59.2±9.7	0.34±0.001	0.18±0.02	0.01±0.003	0.15±0.01	0.11±0.01	0.10±0.01	6.79±1.20
F2	Ct	25.7±7.3	0.29±0.07	1.48±0.35	1.53±0.14	1.87±0.37	1.06±0.23	1.39±0.39	66.1±14.4
	F	28.3±9.0	0.32±0.05	1.58±0.23	1.35±0.16	1.94±0.37	1.14±0.20	1.49±0.36	62.1±19.9
	W	30.2±7.1	0.36±0.04	1.77±0.23	1.52±0.10	1.98±0.30	1.12±0.18	1.56±0.21	55.8±12.5
	FW	25.7±5.8	0.32±0.10	1.53±0.36	1.43±0.36	1.75±0.41	1.02±0.21	1.40±0.29	68.0±13.2
F3	Ct	31.6±5.0	7.21±0.31	1.09±0.31	5.73±2.72	0.89±0.06	1.60±0.53	0.30±0.07	18.7±10.4
	F	33.9±3.6	7.14±0.03	1.01±0.13	6.09±1.28	0.81±0.02	1.87±0.42	0.30±0.04	26.9±3.3
	W	29.7±5.0	6.25±0.71	1.01±0.27	4.79±1.85	0.77±0.06	1.72±0.27	0.29±0.08	24.5±8.6
	FW	31.8±7.2	6.70±0.90	0.99±0.26	5.72±1.96	0.79±0.13	1.85±0.50	0.28±0.08	26.0±5.6

数值为均值±SE;F1;可交换态 Exchangeable fraction;F2;碳酸盐结合态 Carbonate fraction;F3;有机结合态 Organic fraction。下同。

表 5 不同控制条件下土壤金属元素不同可利用态浓度方差分析 P 值  
Table 5 P value of two-way ANOVA on the concentrations of different metal fractions in soils with different treatments

形态	处理	Mn	Cr	V	Pb	Ni	Cu	Co	Cd
F1	F	<b>0.07</b>	0.94	0.13	<b>0.05</b>	<b>0.00</b>	0.46	<b>0.01</b>	0.24
	W	<b>0.01</b>	0.18	0.54	<b>0.05</b>	<b>0.03</b>	0.41	<b>0.03</b>	<b>0.08</b>
	FW	<b>0.02</b>	0.29	0.22	<b>0.05</b>	<b>0.00</b>	0.28	<b>0.00</b>	<b>0.05</b>
F2	F	0.42	0.37	0.36	0.74	0.49	0.46	0.49	0.65
	W	0.82	0.45	0.50	0.80	0.87	0.82	0.85	0.81
	FW	0.83	0.90	0.72	0.32	0.71	0.96	0.87	0.39
F3	F	0.50	0.59	0.76	0.60	0.54	0.45	0.98	0.29
	W	0.54	<b>0.07</b>	0.73	0.59	0.14	0.84	0.81	0.59
	FW	0.97	0.47	0.84	0.81	0.31	0.81	0.95	0.46

P<0.10 为显著。

表 6 土壤金属元素浓度与总 C、总 N 浓度的相关分析  
Table 6 The correlations of metal concentrations with soil C and N concentrations

元素		Mn	V	Cr	Co	Ni	Cu	Cd	Pb
合计	N	0.97 **	0.94 **	0.95 **	0.98 **	0.96 **	0.99 **	0.78 **	0.96 **
	C	0.85 **	0.79 **	0.79 **	0.86 **	0.81 **	0.86 **	0.66 *	0.85 **
F1	N	0.07	0.35	0.15	-0.10	-0.07	0.31	-0.03	-0.41
	C	0.42	-0.24	0.51	0.53	0.53	0.11	0.59 *	0.30
F2	N	0.27	0.24	0.28	0.30	0.29	0.16	0.25	0.27
	C	0.02	-0.05	0.00	0.01	0.07	-0.11	0.10	0.18
F3	N	0.90 **	0.80 **	0.35	0.89 **	0.30	0.99 **	0.81 **	0.49
	C	0.79 **	0.79 **	0.44	0.84 **	0.46	0.86 **	0.68 *	0.63 *

\* \*\* 数值在 0.01 水平上显著 (双尾); \* 数值在 0.05 水平上显著 (双尾)。

### 3 讨 论

#### 3.1 氮素输入对土壤金属元素总量及可利用态的影响

氮素输入对土壤中金属的影响可归结为对金属的活化和钝化两方面作用 (徐明岗等,2006),主要机制是通过氮的不同形态改变土壤的 pH 值,进而

#### 2.3 土壤金属元素浓度与土壤总 C、总 N 浓度的相关性分析

有研究表明,土壤有机质 (SOM) 浓度与土壤金属总量密切相关 (Emmett *et al.*, 2004; 高磊等, 2014)。在本研究中,土壤总 C、总 N 浓度与金属总量浓度都呈显著正相关。除 Cr、Ni 以外,金属元素 Pb 的 F3 浓度与总 C 浓度呈显著正相关,Mn、V、Co、Cu、Cd 的 F3 浓度与总 C、总 N 浓度呈显著正相关。大多数金属元素的 F1 浓度与土壤总 C、总 N 浓度无显著关系,仅 Cd 的 F1 浓度与总 C 浓度有显著正相关,全部金属元素的 F2 浓度与总 C、总 N 浓度均无显著相关关系 (表 6)。

影响土壤中金属元素的吸附情况 (Wallace, 1978)。目前,长期施肥对土壤金属元素影响的研究表明,单纯施用氮肥对土壤中不同金属元素影响不一,且随研究环境变化而变化,但总体来说对土壤中金属元素的影响不大 (任顺荣等,2005;徐明岗等,2006;苏姝等,2015)。在同一样地的相关研究表明,经过 4 年增施氮素处理,样地土壤 pH 出现显著降低



(Zhang *et al.*, 2015)。本研究中,输入的氮肥为硝酸铵,土壤中金属元素的总量、除 F1 以外的其他元素形态并未产生显著影响,此结果与前人对土壤金属受增施氮素的影响不大的结果基本一致(任顺荣等, 2005; 苏妹等, 2015), 元素 F1 浓度的变化则可能由 pH 变化所引起。

研究表明,  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  进入新鲜、刚脱落的凋落物会促进其初期分解, 而进入腐殖质会显著抑制其活性(Berg *et al.*, 1997), 同时, 对森林地区的研究表明, 在氮缺乏地区, 氮输入可以促进植物生长, 增加凋落量, 另外, 氮输入会对土壤呼吸有抑制作用(邓小文等, 2007; 李伟等, 2013)。本研究中, 氮素输入对土壤中总 C、总 N 浓度影响不显著, 显著降低了 Mn、Pb、Ni、Co 的 F1 浓度, 对其他形态未有显著影响。结合温带草地自身的特性, 草地整体处于氮缺乏状态, 外源氮添加会使植物生长更加繁茂, 最易被植物吸收的土壤金属 F1 被吸收, 凋落量增加, 部分被吸收的金属元素随凋落物排出; 同时, 土壤表层的腐殖质层更多受到外源氮输入的抑制作用, 土壤金属留存其中, 最终表现为 F1 浓度降低, 总量浓度不变。由于目前对氮沉降及外源氮添加对土壤环境的影响研究还存在不全面的问题, 关于氮素输入对土壤金属元素浓度影响的具体机理还需要更加深入的研究。

### 3.2 降水增加对土壤金属元素总量及可利用态的影响

研究表明, 随着降水量增加, 土壤金属元素的淋溶迁移作用增强(谢思琴等, 1991), 同时, 土壤中矿物质分解速度加快(Dahlgren *et al.*, 1997), Fe、Mn、Zn 会在此过程中得到补充(吴彩霞等, 2008)。本研究中, 降水增加对土壤金属元素总量无显著影响, 但显著降低了 Mn、Pb、Ni、Co、Cd 的 F1 浓度和 Cr 的 F3 浓度(表 4、表 5)。可见, 在典型温带草原地区, 降水增加的淋溶作用强于矿物质补充作用, 这可能是由于人工增雨与自然降水的 pH 值差异导致。谢思琴等(1991)在研究红壤、黄棕壤和黑土中 Cu、Cd 在模拟酸雨下的行为时发现, 在相同降水条件下, 土壤中 Cu、Cd 的淋出量排序为红壤>黄棕壤>黑土, 这表明, 不同的土壤类型对于相同的环境变化也有着不同的响应。邓林等(2014)在对污染土壤重金属有效性在水分及干燥过程中的研究表明, 经干湿交替处理后的风干土, 土壤中 Cd、Zn、Cu、Ni 的提取态浓度小于或显著小于未经干湿交替处理后的风干

土, 且浓度随交替次数的增加而降低。郑顺安等(2011)也指出, Pb 在紫色土壤中的形态从直接可交换态转变为碳酸盐态、有机结合态等的速率为淹水>干湿交替。本研究中 Cd、Ni、Pb 的可交换态浓度均有显著下降, Cu 可交换态浓度下降在统计学上不显著, 可以认为, 降水增加带来的土壤干湿交替次数增加或水淹时间增长也可能是降水增加对最终土壤金属形态产生影响的原因。但总体来说, 降水增加对于温带草原土壤金属的影响并不强烈。

本研究中, 增肥增水交互作用与单独增肥或单独增水的表现结果基本一致, 仅影响了土壤金属的 F1。从影响强度来说, 对于土壤中 Co、Ni、Cd、Pb 的可交换态浓度, 交互条件的降低能力最弱(-16.79%~-38.55%), 其次是降水(-21.54%~-38.60%), 氮素输入对于金属元素(除 Cd)的降低能力最强(-24.87%~-42.24%)。这说明, 氮素输入与降水增加之间可能存在相互削弱关系。由于交互作用对土壤总 C、总 N 的浓度没有显著影响, 因此, 氮素输入与降水增加对土壤金属 F1 的降低可能并未涉及有机物的流失及大量分解。对于交互作用对土壤金属元素可交换态浓度降低能力低于单独因子作用的原因, 可能是由于氮素输入后植被凋落物增加, 同时, 降水增加引起土壤含水率上升并加快了土壤中的分解过程, 最终导致部分可交换态矿质元素得到了补充而表现出相互削弱的结果。但从前人研究结果来看, 氮素和降水增加对于土壤碳库、微生物的影响在不同环境及不同添加方式等条件下均存在不同反应(谢思琴等, 1991; 邓小文等, 2007; 吴彩霞等, 2008; 方熊等, 2012; 李伟等, 2013; 王晶苑等, 2013; 邓林等, 2014), 解释氮素输入和降水增加的交互作用的机制和原因可能更加复杂, 因此还需要更加深入的研究。

### 3.3 土壤金属元素对环境变化的响应

本研究结果显示, 在长期氮素输入和降水增加条件下, 温带草原地区土壤的金属元素总量浓度基本保持稳定, 表明氮沉降和降水格局的改变在 10 年期的时间尺度上很可能不会引起温带草原土壤金属库存的明显变化。因此, 氮沉降和降水格局变化应当不会引起土壤金属总量相关的土壤环境质量问题。同时, 氮素输入和降水增加在长期上会减少 Mn、Pb、Ni、Co、Cd、Cr 的可交换态。因此, 在温带草原地区, 环境变化带来的并不是金属元素的污染, 反而可能引起土壤个别金属营养元素易生物利用形态

浓度的减少。假如这种效应随着时间的增长继续加强,可能会对植物生长产生限制作用并影响生态系统的功能。

不同元素对氮素输入和降水增加的环境变化响应并不一致(任顺荣等,2005;吴彩霞等,2008)。本研究发现,在氮素输入和降水增加的环境条件下Mn、Pb、Ni、Co、Cd、Cr的元素形态会出现统计学上显著的改变,而其他元素则无显著变化。因此,环境变化对土壤金属元素的影响评估、预测需要从多元素角度进行,单纯对某种元素进行分析得到的结果可能十分片面,无法真正体现环境变化对土壤质量、粮食安全等问题的意义。根据温带草原地区土壤金属元素的形态分布来看,大多数金属元素的可交换态占金属元素总量比例很低,氮素输入和降水增加主要的影响形态为可交换态,所以,可以认为这两个环境变量给土壤环境带来风险可能较小。

## 4 结 论

温带草原土壤中Cd、Co、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb和V等8种元素的库存和形态在9年的氮素输入和降水增加情况下总体保持稳定,仅部分金属的可交换态显著下降。总体来看,长期氮素输入和降水增加对于温带草原土壤金属元素的影响有限,长期上并不会造成相关土壤环境质量的巨大变动,但需要注意金属元素可交换态浓度在短期内的变化。

## 参考文献

- 陈小梅,刘菊秀,邓琦,等. 2010. 降水变率对森林土壤有机碳组分与分布格局的影响. 应用生态学报, **21**(5): 1210-1216.
- 陈效述,郑婷. 2008. 内蒙古典型草原地上生物量的空间格局及其气候成因分析. 地理科学, **28**(3): 369-374.
- 邓林,李柱,吴龙华,等. 2014. 水分及干燥过程对土壤重金属有效性的影响. 土壤, (6): 1045-1051.
- 邓小文,韩士杰. 2007. 氮沉降对森林生态系统土壤碳库的影响. 生态学杂志, **26**(10): 1622-1627.
- 方熊,刘菊秀,张德强,等. 2012. 降水变化、氮添加对鼎湖山主要森林土壤有机碳矿化和土壤微生物碳的影响. 应用与环境生物学报, (4): 531-538.
- 高磊,陈建耀,王江,等. 2014. 东莞石马河沿岸土壤重金属污染及生态毒性研究. 土壤学报, **51**(3): 538-546.
- 黄石德. 2012. 降水和凋落物对木荷马尾松混交林土壤呼吸的影响. 浙江农林大学学报, (2): 218-225.
- 李伟,白娥,李善龙,等. 2013. 施氮和降水格局改变对土壤CH<sub>4</sub>和CO<sub>2</sub>通量的影响. 生态学杂志, **32**(8): 1947-1958.
- 李镇清,刘振国,陈佐忠,等. 2003. 中国典型草原区气候变化及其对生产力的影响. 草业学报, **12**(1): 4-10.
- 任顺荣,邵玉翠,高宝岩,等. 2005. 长期定位施肥对土壤重金属含量的影响. 水土保持学报, **19**(4): 96-99.
- 苏姝,王颖,刘景,等. 2015. 长期施肥下黑土重金属的演变特征. 中国农业科学, **48**(23): 4837-4845.
- 孙贤斌,李玉成,张小平,等. 2005. 淮南市重金属污染对土壤动物群落和多样性影响研究. 生态学杂志, **24**(10): 1163-1166.
- 孙小丽. 2015. 气候因子和土壤养分对荒漠草原物种多样性、生产力及其关系的影响(硕士学位论文). 呼和浩特: 内蒙古大学.
- 王宁,王美菊,李世兰,等. 2015. 降水变化对红松阔叶林土壤微生物生物量生长季动态的影响. 应用生态学报, **26**(5): 1297-1305.
- 王晶苑,张心昱,温学发,等. 2013. 氮沉降对森林土壤有机质和凋落物分解的影响及其微生物学机制. 生态学报, **33**(5): 1337-1346.
- 吴彩霞,傅华,裴世芳,等. 2008. 不同草地类型土壤有效态微量元素含量特征. 干旱区研究, **25**(1): 137-144.
- 谢思琴,周德智,顾宗濂,等. 1991. 模拟酸雨下土壤中铜、镉行为及急性毒性效应. 环境科学, (2): 24-28.
- 徐满厚,薛娴. 2012. 气候变暖对陆地植被-土壤生态系统的影响研究. 生命科学, (5): 492-500.
- 徐明岗,刘平,宋正国,等. 2006. 施肥对污染土壤中重金属行为影响的研究进展. 农业环境科学学报, (S1): 328-333.
- 郑顺安,郑向群,张铁亮,等. 2011. 水分条件对紫色土中铅形态转化的影响. 环境化学, **30**(12): 2080-2085.
- Augustsson A, Filipsson M, Oberg T, et al. 2011. Climate change: An uncertainty factor in risk analysis of contaminated land. *Science of the Total Environment*, **409**: 4693-4700.
- Berg B, Matzner E. 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews*, **5**: 1-25.
- Carreiro MM, Sinsabaugh RL, Repert DA, et al. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, **81**: 2359-2365.
- Dahlgren RA, Boettinger JL, Huntington GL, et al. 1997. Soil development along an elevational transect in the western Sierra Nevada, California. *Geoderma*, **78**: 207-236.
- Emmett BA, Beier C, Estiarte M, et al. 2004. The response of soil processes to climate change: Results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. *Ecosystems*, **7**: 625-637.
- Guo YY, Wang JJ, Kong DL, et al. 2013. Fine root branch orders contribute differentially to uptake, allocation, and return of potentially toxic metals. *Environmental Science & Technology*, **47**: 11465-11472.
- Hu Y, Liu X, Bai J, et al. 2013. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization. *Environmental Science and Pollution Research*, **20**: 6150-6159.

- IPCC. 2007. IPCC WGI Fourth Assessment Report. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Kang L, Han XG, Zhang ZB, *et al.* 2007. Grassland ecosystems in China: Review of current knowledge and research advancement. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **362**: 997–1008.
- Liu YX, Li X, Zhang Q, *et al.* 2010. Simulation of regional temperature and precipitation in the past 50 years and the next 30 years over China. *Quaternary International*, **212**: 57–63.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, **8**: 199–216.
- Pan YD, Richard AB, Fang JY, *et al.* 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, **333**: 988–993.
- Piatak NM, Li RRS, Sanzalone RF, *et al.* 2007. Sequential Extraction Results and Mineralogy of Mine Waste and Stream Sediments Associated with Metal Mines in Vermont, Maine, and New Zealand// Kempthorne D, Myers M, eds. US Geological Survey Open-file Report. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey.
- Rajkumar M, Prasad MNV, Swaminathan S, *et al.* 2013. Climate change driven plant-metal-microbe interactions. *Environment International*, **53**: 74–86.
- Wallace A. 1978. Excess trace metal effects on calcium distribution in plants. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, **10**: 473–479.
- Wang JJ, Guo YY, Guo DL, *et al.* 2012. Fine root mercury heterogeneity: Metabolism of lower-order roots as an effective route for mercury removal. *Environmental Science & Technology*, **46**: 769–777.
- Wang JJ, Zhao HW, Zhong XP, *et al.* 2011. Investigation of mercury levels in soil around a municipal solid waste incinerator in Shenzhen, China. *Environmental Earth Sciences*, **64**: 1001–1010.
- Watmough SA, Orlovskaya L. 2015. Predicting metal release from peatlands in Sudbury, Ontario, in response to drought. *Water, Air, and Soil Pollution*, **226**: 103.
- Zhai PM, Sun AJ, Ren FM, *et al.* 1999. Chances of climate extremes in China. *Climatic Change*, **42**: 203–218.
- Zhang NL, Wan SQ, Guo JX, *et al.* 2015. Precipitation modifies the effects of warming and nitrogen addition on soil microbial communities in northern Chinese grasslands. *Soil Biology & Biochemistry*, **89**: 12–23.

---

作者简介 刘泽睿,女,1990年生,硕士研究生,研究方向为土壤生态学。E-mail: zeruili@sz.pku.edu.cn  
责任编辑 魏中青

---