

王 婷,邓秋静,杨爱江,等. 过磷酸钙生产过程中铅、铬、镉的分布、形态及生物有效性研究[J]. 江苏农业科学,2018,46(15):222-226.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.15.058

# 过磷酸钙生产过程中铅、铬、镉的分布、形态及生物有效性研究

王 婷<sup>1</sup>, 邓秋静<sup>1,2</sup>, 杨爱江<sup>1,2</sup>, 陈新勇<sup>1</sup>

(1. 贵州大学资源与环境工程学院, 贵州贵阳 550025; 2. 贵州大学环境工程规划设计研究所, 贵州贵阳 550025)

**摘要:**通过采集贵州开阳磷矿区某过磷酸钙厂生产车间原料、中间产物及产品,采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)结合改进欧洲共同体参考物机构(European Community Bureau of Reference,简称 BCR)提取法分析样品中重金属铅(Pb)、铬(Cr)、镉(Cd)的含量及形态。结果表明,普钙成品中的 Pb、Cr、Cd 的含量分别为 21.22、19.17、0.218 mg/kg,均符合 GB/T 23349—2009《肥料中砷、镉、铅、铬、汞生态指标》。赋存形态结果表明,磷矿中 Pb、Cr 的存在形态以残渣态为主,Cd 以可氧化态为主;矿浆中 3 种重金属各形态所占比例与磷矿相比无明显变化。普钙中 Pb、Cr 的存在形态仍以残渣态为主,但与磷矿相比,Pb、Cr 的水溶态及弱酸提取态所占比例明显提高,普钙中 Cd 则以弱酸提取态为主。

**关键词:**过磷酸钙;磷矿;重金属;形态;生物有效性

**中图分类号:** TQ442.11 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)15-0222-04

我国作为世界人口大国,对粮食需求量较大,为提高粮食单位面积产量,肥料的大量使用不可避免,但同时也造成土壤重金属污染。其中,普通过磷酸钙(简称普钙)作为一种低浓度、低成本磷肥,是贵州省常用肥料之一。相关研究表明,贵州省普钙铅(Pb)含量范围为 0.81~16.40 mg/kg,铬(Cr)含量范围为 47.00~76.10 mg/kg,镉(Cd)含量范围为 0.02~0.39 mg/kg<sup>[1-3]</sup>。而目前国内普钙生产厂生产工艺主要为湿法<sup>[4]</sup>,即将磷矿加水湿磨成矿浆与 98% 浓硫酸混合搅拌,经过化成固化、翻堆堆化等工序,最终制成普钙。由工艺流程可知,普钙中所含物质主要取决于原料磷矿及浓硫酸,磷矿中除含磷外,还含有钙、镁等中量元素及微量有害重金属镉、铅、铬等,在生产过程中有害重金属元素会被带入普钙<sup>[5]</sup>。在长期施用普钙后,镉、铅、铬等重金属在土壤中富集,并迁移到农作物中,最终通过食物链对人体造成危害<sup>[6-7]</sup>。因此,从重金属形态及其作用机制出发,才能正确解释重金属在土壤中的迁移转化规律和污染风险。近年来,已有众多针对施肥对土壤重金属形态影响的研究<sup>[8-11]</sup>,但从其生产源头来探讨肥料重金属减害化的相关研究较少。

目前,已有众多针对重金属形态分析的研究,其中改进欧洲共同体参考物机构(European Community Bureau of Reference,简称 BCR)多级提取法将重金属元素的形态分为

水溶态、弱酸提取态、可还原态、可氧化态,具有稳定性及重现性好、提取精度高等优点<sup>[12-15]</sup>。BCR 提取法已广泛应用于重金属污染土壤或尾矿重金属的有效性及赋存形态评价<sup>[16-19]</sup>。

本研究使用具有灵敏度高、检测限低等优点的痕量分析技术电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)<sup>[20-22]</sup>结合改进的 BCR 提取法,对贵州省开阳磷矿区某普钙厂生产中的原料、中间产物及产品进行重金属元素(Pb、Cr、Cd)含量及赋存形态进行分析,旨在探究普钙生产中重金属的迁移转化规律,为减少普钙使用过程中重金属对环境的影响提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验器材与样品采集

1.1.1 仪器与试剂 X 系列 2 型电感耦合等离子体质谱仪[赛默飞世尔科技(中国)有限公司];高温石墨电热板(北京莱伯泰科仪器股份有限公司);HH-4 数显恒温水浴锅(上海浦东物理光学仪器厂);SHA-32A 水浴恒温振荡器(常州普天仪器制造有限公司);精密酸度计 PHS-3C 型(上海大普仪器有限公司)。

硝酸、盐酸、氢氟酸、高氯酸、浓硫酸均为分析纯;去离子水,自制。所有器皿均用 15% 硝酸浸泡,再用去离子水冲净晾干备用。

1.1.2 样品采集 样品采集于贵州省开阳某普钙厂生产车间原料磷矿(D1)、矿浆(D2)、硫酸(D3)、半成品(D4)、鲜钙(D5)、普钙成品(D6)、含氟废水(D7)及废渣(D8)。在每个采样点设置均匀布点法采样,生产工艺流程及对应的采样点见图 1。

### 1.2 样品分析方法

1.2.1 样品含量分析 分别称取 0.10 g 经烘干的原磷矿及矿浆,0.25 g 普钙、鲜钙及固化半成品,置于聚四氟乙烯坩埚内,用几滴去离子水湿润,然后加入 20 mL 王水及 5 mL 氢氟

收稿日期:2017-02-26

基金项目:贵州省科学技术基金(编号:黔科合 J 字[2013]2126);贵州大学研究生创新基金(编号:研理工 2016039);贵州省重点学科(编号:黔学位合字 ZDXK[2016]11 号);贵州省教育厅自然科学研究项目(编号:黔教合 KY 字[2016]011);贵州省教育厅研究生教育创新计划(编号:黔教研合 GZZ 字[2016]07)。

作者简介:王 婷(1993—),女,贵州毕节人,硕士研究生,研究方向为环境污染控制工程。E-mail:tingting11225@yeah.net。

通信作者:邓秋静,博士,副教授,研究方向为环境地球化学。E-mail:gydeng@126.com。

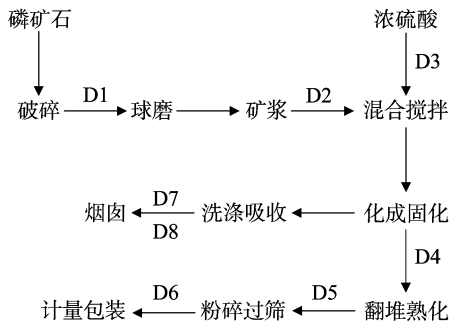


图1 过磷酸钙生产工艺流程

酸, 每批样品作 3 次重复、1 份试剂空白。低温消解完全后, 于电热板上加热赶酸, 用去离子水转移至 100 mL 容量瓶内定

容, 摇匀, 静置待测。  
准确称取 0.2 g 废渣, 加入 5 mL 氢氟酸、5 mL 硝酸, 静置 30 min, 使其全部溶解。于电热板上加热赶酸, 用 100 mL 容量瓶定容, 摇匀, 静置待测。  
分别量取 10 mL 样品浓硫酸、含氟废水, 加入 10 mL 硝酸, 用 100 mL 容量瓶定容, 同时配制 1 份试剂空白样, 摇匀, 静置待测。  
1.2.2 样品形态分析 分别称取各样品 2.0 g, 设 3 组平行, 按照改进的 BCR 提取法分别进行各形态提取(表 1)。各形态的萃取液均于 4 000 r/min 离心 15 min, 用 50 mL 容量瓶定容, 过 0.45 μm 滤膜, 收集滤液, 加 1 滴浓硝酸在 4 ℃ 下保存待测。

表 1 改进 BCR 连续萃取法				
步骤	形态	萃取试剂	反应条件	
I	水溶态	称 2.0 g 样品加入 25 mL 蒸馏水(蒸馏、冷却, pH 值 = 7.0)	(22 ± 5) ℃ 连续振荡 2 h, 4 000 r/min 离心 20 min	
II	弱酸提取态	在第 I 步的残渣中加 20 mL 0.11 mol/L 乙酸(HOAc)	(22 ± 5) ℃ 连续振荡 16 h, 4 000 r/min 离心 20 min	
III	可还原态	在第 II 步的残渣中加入 20 mL 0.5 mol/L NH <sub>2</sub> OH · HCl(用 HNO <sub>3</sub> 调节 pH 值 = 1.5)	同第 II 步	
IV	可氧化态	①在第 III 步的残渣中加入 5 mL 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ; ②加入 5 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ; ③加入 25 mL 1 mol/L NH <sub>4</sub> Ac(用 HNO <sub>3</sub> 调节 pH 值 = 2)	①室温下反应 1 h; ②85 ℃ 水浴加热 1 h, 直至试管中 H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 体积减少到 1 ~ 2 mL; ③同第 II 步	
V	残渣态	用 15 mL HCl + 5 mL HNO <sub>3</sub> 消解	分离过程同第 II 步	

2 结果与分析

2.1 普钙生产过程中 Pb、Cr、Cd 的迁移转化

由表 2 可知, 吸收废气所得含氟废水中 3 种重金属含量均比浓硫酸中的高, 而从液相来看, 磷矿在与浓硫酸反应时会释放出部分重金属, 逸散到废气中, 被喷淋水吸收。

表 2 液态样品中重金属含量 μg/L			
样品	Pb 含量	Cr 含量	Cd 含量
浓硫酸	0.73	22.70	0.011
含氟废水	14.22	25.12	0.201

由表 3 可知, 参照标准 GB/T 23349—2009《肥料中砷、镉、铅、铬、汞生态指标》, 该厂产品中重金属 Pb、Cr、Cd 均未超标。但因普钙肥效较低, 施用量大, 导致其中的重金属在土壤中不断积累, 进而产生危害。

表 3 固态样品中重金属含量 mg/kg				
样品	Pb 含量	Cr 含量	Cd 含量	
原磷矿	25.91	45.67	0.616	
矿浆	24.12	43.10	0.612	
固化半成品	22.40	19.81	0.242	
鲜钙	21.85	19.28	0.234	
废渣	1.12	19.53	0.013	
成品	21.22	19.17	0.218	
GB/T 23349—2009《肥料中砷、镉、铅、铬、汞生态指标》	≤200	≤500	≤10	

2.2 样品中重金属的生物可利用性分析

根据不同形态重金属对生物的可利用性, 普遍可分为可利用态、潜在可利用态及不可利用态。生物可利用态主要指

水溶态和弱酸提取态, 这类形态的重金属最容易被植物吸收; 生物潜在可利用态主要是可氧化态与可还原态之和, 该形态的重金属在较强酸性介质及适当的环境条件下会释放出来, 成为可利用态; 不可利用态一般是指残渣态, 不能被生物利用<sup>[23-24]</sup>。根据以上 3 种形态分类, 对普钙生产过程中各环节产物进行改进 BCR 法提取, 对 Pb、Cr、Cd 的生物可利用性进行评价。  
2.2.1 普钙生产过程中 Pb 的赋存形态及其分布 由图 2 可知, 在加入浓硫酸反应后得到的半成品及成品中, Pb 水溶态比例有所提高, 而潜在生物可利用态提高较为明显。但各样品中 Pb 仍以残渣态为主要形态, 表现为磷矿中残渣态比例(99.51%) > 水溶态比例(0.31%) > 可氧化态比例(0.15%) > 可还原态比例(0.02%) > 弱酸提取态比例(0.01%); 普钙成品中残渣态比例(65.62%) > 可还原态比例(17.05%) > 可氧化态比例(13.17%) > 水溶态比例(3.33%) > 弱酸提取态比例(0.83%)。其原因在于 Pb 本身较难溶解, 且磷与非残渣态 Pb 反应生成较稳定的磷酸铅盐矿, 提取剂无法提取结合在磷酸铅盐矿中的 Pb<sup>[25]</sup>。  
2.2.2 普钙生产过程中 Cr 的赋存形态及其分布 由图 3 可知, 磷矿中 Cr 各形态所占比例排序为残渣态(73.35%) > 可氧化态(21.86%) > 可还原态(3.28%) > 弱酸提取态(0.95%) > 水溶态(0.56%), Cr 在磷矿中主要以 Cr(Ⅲ)和 Cr(Ⅵ)存在, 而 Cr(Ⅵ)对生物体具有较高的毒性, 但当加入浓硫酸后, 随着周围环境 pH 值降低, 从矿物中解吸出来的 Cr(Ⅵ)被还原为毒性较低的 Cr(Ⅲ)。当 pH 值 = 5.5 时, Cr(Ⅲ)几乎全部沉淀<sup>[26]</sup>, 因此普钙中 Cr 的主要形态仍为残渣态, 不同形态 Cr 所占比例大小依次为残渣态(44.17%) > 水

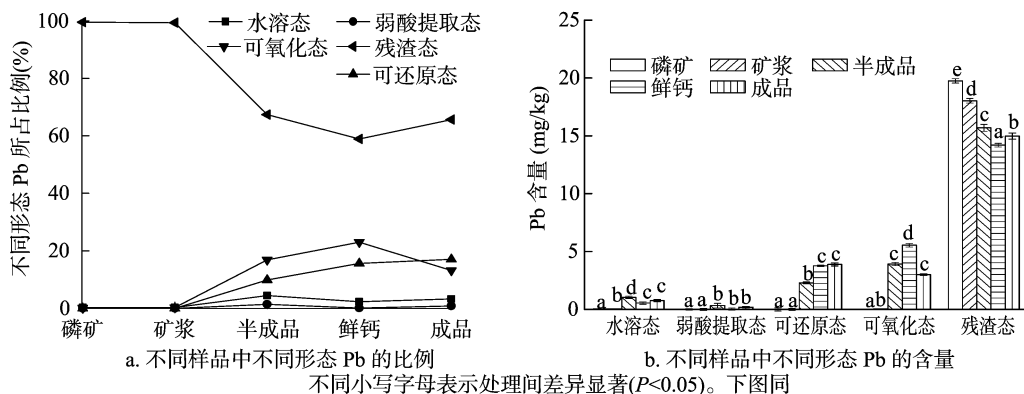


图2 普钙生产过程 Pb 的形态含量和百分比

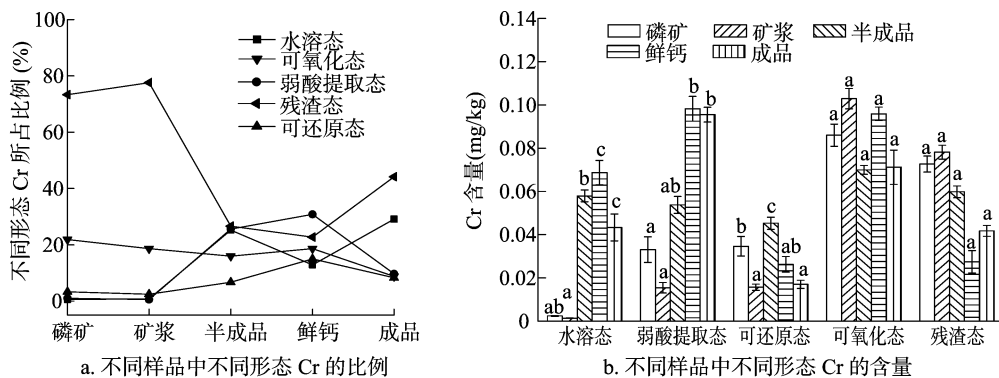


图3 普钙生产过程 Cr 的形态含量和百分比

溶态(29.11%) > 弱酸提取态(9.66%) > 可氧化态(8.78%) > 可还原态(8.28%)。Cr 在生产过程中的残渣态含量差异不显著,而生物可利用态所占比例较原料磷矿明显增加。

**2.2.3 普钙生产过程中 Cd 的赋存形态及其分布** 由图 4 可知,Cd 在磷矿及矿浆中主要以残渣态存在,而在半成品及成品中生物可利用态及潜在可利用态明显增多。原因是磷矿中 Cd 以磷酸镉沉淀的形式存在,在进行形态分析时不易被萃取出来,故残渣态所占比例较高,为 31.76%;加入浓硫酸后,矿物结构被破坏,部分 Cd 被解吸出来,且因 pH 值降低,影响到 Cd 在矿物介质界面上的吸附-解吸与沉淀-溶解的平衡,使得成品中 Cd 有效态含量增加。普钙成品中 Cd 各形态所占

比例排序为弱酸提取态(43.66%) > 水溶态(19.79%) > 残渣态(19.08%) > 可氧化态(9.69%) > 可还原态(7.78%)。普钙中生物可利用态(水溶态 + 弱酸提取态)所占比例高达 63.45%。因此,仅从普钙成品中 Cd 的生物有效态来看,当普钙施入土壤时,Cd 易在土壤环境中累积,造成土壤污染。然而,在实际环境中,普钙成品中的有效态 Cd 可能会因多种效应的综合作用而降低其生物有效性,其原因在于含钙磷肥可提高土壤中交换性钙含量,而钙与 Cd 存在较强的竞争效应<sup>[27]</sup>,因此会对土壤中 Cd 的有效性产生影响。而在过磷酸钙生产过程中受工艺水平的影响,含有部分硫酸钙等含硫化合物,且硫在还原条件下可与 Cd 共沉淀。

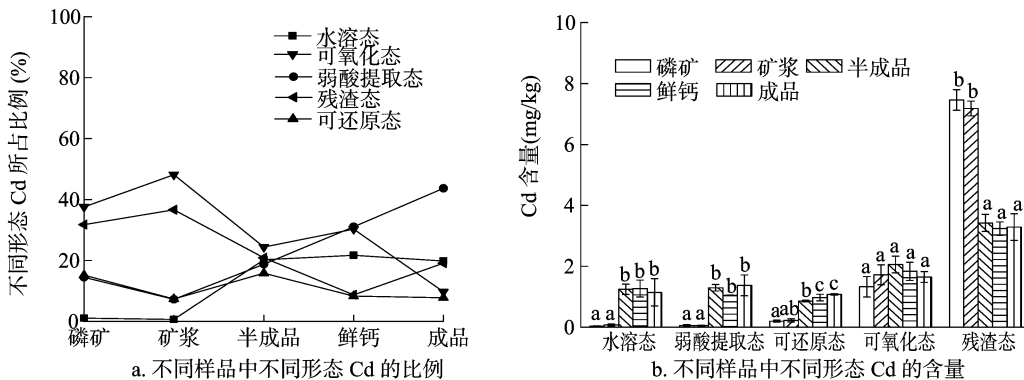


图4 普钙生产过程 Cd 的形态含量和百分比

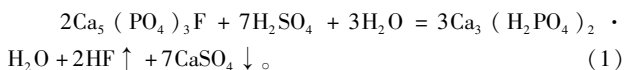
### 3 讨论

普钙是由磷矿与浓硫酸进行混合、化成、熟化生产而成

的,而在生产普钙时有废气逸出,含氟尾气主要成分为  $\text{SiF}_4$  和  $\text{HF}$ ,用水吸收得到  $\text{H}_2\text{SiF}_6$ 、硅胶( $\text{SiO}_2$ )。从普钙生产工艺流程来看,重金属的流向分为普钙成品、部分未吸收完全的废

气、含氟废水及废渣 4 个方向。原磷矿与矿浆中重金属含量均高于其他样品,根据质量守恒定律可知,原料磷矿的重金属并未全部转移到成品中,而是有一部分逸散到空气中,被水吸收到废渣及废水中。

磷灰石[Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>F]加入浓硫酸后制取普钙的总反应方程式如下:



在普钙生产过程中,Pb、Cd 的迁移转化与氟磷酸钙、浓硫酸密切相关,其主要作用机制是溶解及沉淀作用,溶解作用包

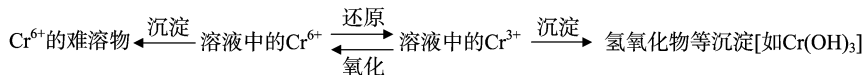


图5 不同形态铬的转化关系

加入浓硫酸后,当 pH 值 < 4 时,50% 的 Cr(VI) 被还原为 Cr(III)<sup>[28]</sup>,因此在酸性条件下 Cr(VI) 含量很低,而 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 及 H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> 的存在能将剩余的 Cr(VI) 从矿物中解吸出来。Cr(III) 在反应中被封闭在 Fe 的氧化物中或形成 Cr 和 Fe 氧化物的混合物<sup>[26]</sup> 被带入成品中,成品中 Cr 含量为 19.17 mg/kg。

#### 4 结论

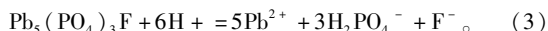
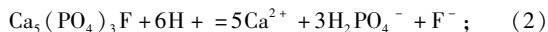
在普钙生产过程中,原磷矿与矿浆中重金属含量均高于半成品及普钙成品,表明原料磷矿中的重金属并未全部转移到成品中,其中部分随着吸收废水流出。Pb、Cr、Cd 的迁移转化与氟磷酸钙、浓硫酸密切相关。本研究所选普钙成品中重金属 Pb、Cr、Cd 含量均符合 GB/T 23349—2009《肥料中砷、镉、铅、铬、汞生态指标》。

在磷矿与矿浆中 3 种重金属的存在形态均以残渣态为主,鲜钙及普钙成品中潜在生物可利用态及生物可利用态比例整体上明显提高,可见磷矿在与浓硫酸反应后由于自身品格被破坏、存在环境的 pH 值下降等因素,影响普钙成品中重金属的含量及其生物可利用性。

#### 参考文献:

- [1] Huang Q Q, Liu X, Zhang Q, et al. Application of ICP-MS and AFS to detecting heavy metals in phosphorus fertilizers[J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2014, 34(5): 1403-1406.
- [2] Khater A M. Uranium and heavy metals in phosphate fertilizers[J]. Uranium, Mining and Hydrogeology, 2008: 193-198.
- [3] 陈林华,倪吾钟,李雪莲,等. 常用肥料重金属含量的调查分析[J]. 浙江理工大学学报, 2009, 26(2): 223-227.
- [4] Zhao X, Wang D. Mercury in some chemical fertilizers and the effect of calcium superphosphate on mercury uptake by corn seedlings(Zea mays L.)[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, 22(8): 1184-1188.
- [5] Torbert H A, Daniel T C, Lemunyon J L, et al. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31(4): 1380-1387.
- [6] 孙铁珩,李培军,周启星. 土壤污染形成机理与修复技术[M]. 北京:科学出版社, 2005: 46-55.

括磷灰石的溶解及 Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup> 磷酸盐矿物的溶解。化学反应式如下:



在加入浓硫酸后,磷灰石极易溶解,Pb 与 Cd 从磷矿石中解吸出来,一部分 Pb<sup>2+</sup> 及 Cd<sup>2+</sup> 逸散到含氟尾气中后被水吸收与废水一起流出,浓度分别为 14.22、0.013 μg/L;另一部分则以磷酸铅盐及磷酸镉沉淀的形式被包裹留在成品中,成品中 Pb<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup> 含量分别为 21.22、0.218 mg/kg。

生产过程中 Cr 的主要迁移转化规律如图 5 所示。

- [7] 郭晓方,卫泽斌,谢方文,等. 过磷酸钙与石灰混施对污染农田底累积玉米生长和重金属含量的影响[J]. 环境工程学报, 2012, 6(4): 1374-1380.
- [8] 王美,李书田,马义兵,等. 长期不同施肥措施对土壤铜、锌、镉形态及生物有效性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1500-1510.
- [9] 陈宝玉,王洪君,曹铁华,等. 不同磷肥浓度下土壤-水稻系统重金属的时空累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12): 2274-2280.
- [10] Chen S U, Sun T H, Sun L N, et al. Influences of phosphate nutritional level on the phytoavailability and speciation distribution of cadmium and lead in soil[J]. Journal of Environmental Sciences, 2006, 18(6): 1247-1253.
- [11] Liu L, Chen H, Cai P, et al. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 163(2/3): 563-567.
- [12] 赵明,蔡葵,孙永红,等. 不同施肥处理对番茄产量品质及土壤有效态重金属含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(6): 1072-1078.
- [13] Mossop K F, Davidson C M. Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments[J]. Analytica Chimica Acta, 2003, 478(1): 111-118.
- [14] 张晨晨,胡恭任,于瑞莲,等. 晋江感潮河段沉积物重金属的赋存形态与生物有效性[J]. 环境化学, 2015, 34(3): 505-513.
- [15] 陈苗,白帆,崔岩山. 几种沼渣中 Cu 和 Zn 的含量及其形态分布[J]. 环境化学, 2012, 31(2): 175-181.
- [16] 许超,夏北成,吴海宁,等. 酸性矿山废水污染区水稻土重金属的形态分布及生物有效性[J]. 环境科学, 2009, 30(3): 900-906.
- [17] 王其枫,王富华,孙芳芳,等. 广东韶关主要矿区周边农田土壤铅、镉的形态分布及生物有效性研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(6): 1097-1103.
- [18] 胡德新,武素茹,刘跃勇,等. 改进 BCR 法-电感耦合等离子体发射光谱法测定矿产品堆场土壤中镉砷铅的化学形态[J]. 岩矿测试, 2014, 33(3): 369-373.
- [19] 孙晓铨,黄益宗,钟敏,等. 沸石、磷矿粉和石灰对土壤铅锌化学形态和生物可给性的影响[J]. 环境化学, 2013, 32(9): 1693-1699.

高丽楠. 放牧对川西北高寒草甸植被生物量及土壤氮素的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(15): 226–231.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.15.059

# 放牧对川西北高寒草甸植被生物量及土壤氮素的影响

高丽楠

(成都大学旅游与经济管理学院, 四川成都 610106)

**摘要:**以青藏高原东部的高寒草甸为研究对象, 研究不同季节和放牧强度下, 高寒草甸植物生物量、植物全氮和土壤全氮含量之间的差异性, 为高寒草甸区域的植被恢复提供理论依据。结果表明, 高寒草甸植物地上部和地下部生物量均随着放牧强度的增加而呈下降趋势, 表现为围封型(浅丘山地灌丛, US) > 适度放牧型(浅丘山地草甸, UM) > 重度放牧型(丘前阶地草甸, TM); US 和 UM 的地上部生物量的季节动态均呈现逐渐增加的趋势, 但 TM 地上部生物量的季节动态呈增加→降低的趋势, TM 地上部生物量变化范围为 94.91 ~ 191.93 g/m<sup>2</sup>。US、UM 和 TM 的地上部生物氮、凋落物氮和地下部生物氮均随生长季的推移呈先降后升的 V 型变化。在 0 ~ 40 cm 土层, US、UM 和 TM 的土壤全氮含量随土层深度的增加而减少; UM 的土壤全氮随生长季节变化呈现逐渐增加的趋势, 而 US 和 TM 土壤全氮则呈先减少后缓慢增加的趋势; 随着放牧强度的增加, 土壤全氮含量呈现逐渐降低趋势。高寒草甸重度放牧会降低植物生物量以及土壤氮素流失, 易导致草甸退化。

**关键词:**全氮; 季节; 高寒草甸; 生物量; 放牧

**中图分类号:** S812; S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)15-0226-06

世界第三极的青藏高原具有非常重要的地位, 因其气候变化响应的敏感性以及生态系统的脆弱性, 面积 199.95 万 km<sup>2</sup>, 平均海拔 4 000 m 以上, 也是我国重要的畜牧业基地<sup>[1]</sup>。近年来随着人类活动对青藏高原高寒草甸生态系统影响的日益加剧, 青藏高原面临的主要问题之一是过度放牧为主导因子的植被退化<sup>[2]</sup>。过度放牧不仅会影响高寒草甸生态系统地上植被的高度和盖度, 还可干扰土壤的理化性质发生改变, 破坏土壤微环境, 减少土壤微生物的数量, 导致作为生态屏障的高寒草甸生态系统出现严重退化<sup>[3]</sup>。一直以来放牧对青藏高原高寒草甸植被群落以及土壤理化性质的研究倍受科学家关注, 目前大多数研究集中于不同放牧强度对生物多样性<sup>[4]</sup>、土

壤养分变化<sup>[5]</sup>、生物量<sup>[6]</sup>等的影响, 而针对不同季节的放牧措施对高寒草甸植被群落和土壤养分影响的研究相对较少。

土壤生产力的重要限制因子是土壤氮素, 不平衡的氮循环不仅会影响生物地球化学循环, 而且会影响全球环境变化。氮素也是陆地生态系统中植物生长的主要影响因子, 因为氮素是植物蛋白质的重要组成部分, 同时还是组成核酸结构的重要元素<sup>[7]</sup>。在养分贫乏的生态系统中较长的氮素驻留时间有利于植物生存、竞争和具有较高的生态适合度, 而相对较短的氮素驻留时间对植物的生存等则不利<sup>[8]</sup>。因此, 研究放牧干扰对高寒草甸植物、土壤氮素的影响, 对我国青藏高原高寒草甸恢复及合理开展生态保育工作具有重要意义。

高寒草甸约占青藏高原总面积的 35%, 是青藏高原草地生态系统的—个重要组成部分<sup>[9]</sup>。川西北高寒草甸是我国主要的牧区之一, 位于青藏高原东缘, 也是青藏高原高寒草甸的重要组成部分。近 30 年来, 在自然扰动与人为因素干扰下, 川西北高寒草甸生态系统呈明显的退化趋势<sup>[10]</sup>。鉴于以上原因, 我们在川西北高寒草甸开展了本试验, 将高寒草甸放牧划分为浅丘山地灌丛(围封禁牧)、浅丘山地草甸(适度放

收稿日期: 2017-06-07

基金项目: 四川省教育厅自然科学基金(编号: 13ZB0346); 四川景观与游憩研究中心项目(编号: JGYQ2015009)。

作者简介: 高丽楠(1983—), 女, 内蒙古呼伦贝尔人, 博士, 讲师, 主要从事生态资源开发与保护等研究。E-mail: gaolinan20081212@163.com。

[20] 吴 赫, 王龙山, 王光照. 密封高压消解罐消解-电感耦合等离子质谱法测定磷矿石中铅镉[J]. 应用化工, 2014, 43(2): 376-378.

[21] 陈贺海, 鲍惠君, 付冉冉, 等. 微波消解-电感耦合等离子体质谱法测定铁矿石中铬砷镉汞铅[J]. 岩矿测试, 2012, 31(2): 234-240.

[22] McBride M B, Spiers G. Trace element content of selected fertilizers and dairy manures as determined by ICP-MS[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2001, 32(1/2): 139-156.

[23] Jung M C, Thornton L. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1/2): 53-59.

[24] 何孟常, 云 影. 锦矿区土壤中锦的形态及生物有效性[J]. 环境化学, 2003, 22(2): 126-130.

[25] 王 碧, 谢正苗, 孙叶芳, 等. 磷肥对铅锌矿污染土壤中铅毒的修复作用[J]. 环境科学学报, 2005, 25(9): 1189-1194.

[26] 白利平, 王业耀. 铬在土壤及地下水中迁移转化研究综述[J]. 地质与资源, 2009, 18(2): 144-148.

[27] 刘昭兵, 纪雄辉, 彭 华, 等. 磷肥对土壤中镉的植物有效性影响及其机理[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1585-1590.

[28] Hellerich L A, Nikolaidis N P. Studies of hexavalent chromium attenuation in redox variable soils obtained from a sandy to sub-wetland groundwater environment[J]. Water Research, 2005, 39(13): 2851-2868.