

# 排水沟渠影响下的高原泥炭地土壤氮空间分布特征

朱耀军<sup>1</sup> 马牧源<sup>1\*</sup> 郭 嘉<sup>1</sup> 玛吉措<sup>2</sup> 卓玛姐<sup>2</sup>

(<sup>1</sup> 中国林业科学研究院湿地研究所, 湿地生态功能与恢复北京市重点实验室, 北京 100091; <sup>2</sup> 若尔盖湿地国家自然保护区管理局, 四川若尔盖 624500)

**摘要** 通过分析排水沟渠影响下的泥炭地土壤氮空间分布特征, 阐明全球变化背景下排水沟壑对高原泥炭地退化的影响, 为若尔盖高原退化湿地区的生态恢复提供决策支持。将若尔盖湿地自然保护区内的一条排水沟渠作为研究区, 在 11 个垂直于沟渠的断面上, 通过环刀法在沟渠两侧取样, 分析排水沟渠对阶地沼泽土壤全氮和碱解氮的影响。结果表明: 土壤全氮含量  $0.34\sim 21.86\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $11.26\pm 6.22\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 土壤碱解氮含量  $28.35\sim 1965.60\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 平均值为  $889.53\pm 470.31\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 纵向上, 以高海拔和靠近河流的含量较低, 碱解氮与全氮的比值与高程呈正相关; 横向上, 与沟渠不同距离间存在差异, 越靠近沟渠的样点, 其全氮含量越高, 但统计上不显著 ( $P>0.05$ ), 高程更低的左岸碱解氮含量低于右岸; 表层土壤的碱解氮以靠近沟渠 1 m 的距离最低 ( $P<0.05$ ), 左、右岸的碱解氮/全氮比值均呈“V”型变化, 与沟渠的距离增加先降低再升高; 垂向上, 土壤全氮和碱解氮以表层最高, 随着深度增加而降低; 阶地沼泽连续地块上的土壤氮分布受高程影响大, 随着海拔升高而降低; 表层土壤氮含量最高, 随着深度增加其垂向变化趋势不一致; 排水沟壑对泥炭地土壤氮的时空分布格局产生影响, 对靠近沟渠的影响最大, 且显著降低表层的土壤氮含量。

**关键词** 排水; 沟壑; 高原泥炭地; 全氮; 碱解氮

**Spatial distribution of soil nitrogen under the influence of drainage gully on alpine peatlands.** ZHU Yao-jun<sup>1</sup>, MA Mu-yuan<sup>1\*</sup>, GUO Jia<sup>1</sup>, MAJI Cuo<sup>2</sup>, ZHUOMA Jie<sup>2</sup> (<sup>1</sup> *Research Institute of Wetland, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China*; <sup>2</sup> *Management Bureau of Zoige Wetland National Nature Reserve, Zoige 624500, Sichuan, China*).

**Abstract:** The spatial distribution characteristics of nitrogen in peatland soil around a drainage gully were analyzed to clarify the impacts of drainage gully on alpine peatland under the background of global change. The results would provide decision support for ecological restoration of degraded peatlands in Zoige plateau. A drainage gully was selected in the Zoige Wetland Nature Reserve as study area. Soil samples were collected on both sides of the drainage gully by ring knife. The contents of total nitrogen and alkali-hydrolyzable nitrogen in the soil were measured. The results showed that soil total nitrogen content was  $0.34\sim 21.86\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , with an average of  $11.26\pm 6.22\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Soil alkali-hydrolyzable nitrogen content was  $28.35\sim 1965.60\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , with an average of  $889.53\pm 470.31\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Soil nitrogen content was lower at higher altitudes and decreased along the direction of water flow in gully. The ratio of alkali-hydrolyzable nitrogen to total nitrogen was positively correlated with elevation. There were differences in nitrogen content between different distances in the direction perpendicular to the gully. The total nitrogen content was higher at sampling sites close to the gully, but with no statistical significance ( $P>0.05$ ). The alkali-hydrolyzable nitrogen content on the left bank with lower elevation was smaller than that on the right bank. The alkali-hydrolyzable nitrogen in the surface soil near the ditch was the lowest ( $P<0.05$ ). The ratio of alkali-hydrolyzable nitrogen to total nitrogen showed a “V” shape on both banks, decreasing first and then increasing with the distance from the gully. Both soil total nitrogen and alkali-hydrolyzable nitrogen were the highest in the surface layer and decreased with the

国家重点研发计划项目“退化高寒湿地生态修复技术研发与示范”(2017YFC0504802)资助。

收稿日期: 2019-04-09 接受日期: 2019-10-08

\* 通讯作者 E-mail: mamuyuan@caf.ac.cn

soil depth. The distribution of soil nitrogen on the continuous block of terrace swamp decreased with the elevation. The surface soil nitrogen content was the highest, and the vertical change trend was inconsistent with the soil depth. Generally, drainage gully significantly reduced soil nitrogen content in the surface layer in the peatland. The impact of drainage gully on spatial distribution pattern of soil nitrogen in peatland varied with the distance from gully.

**Key words:** drainage; gully; alpine peatland; total nitrogen; alkali-hydrolyzable nitrogen.

氮是一切生物结构的原料,是植物生长的基础和限制因子,对陆地生态系统尤为重要。泥炭地是陆地土壤氮库的重要组成,其微小变化即可对全球气候变化产生影响。全球泥炭地储存了约 450 Pg 的碳,约占陆地土壤碳储量的三分之一(O'Neill, 2000; Turenen *et al.*, 2002; Yu *et al.*, 2010)。泥炭地中的氮元素主要来自大气沉降、细菌或藻类固定及径流输入,在长期的泥炭积累作用下,大量的氮被存储在泥炭地无氧层中(Limpens *et al.*, 2006)。若按照泥炭地中 C : N 为 37(Wang *et al.*, 2014) 计算,储存在泥炭地中的土壤氮量为 12 Pg, 占全球土壤氮储量 95 Pg 的 13%(Schlesinger *et al.*, 2013)。

若尔盖高原湿地地处川西北和甘南,是青藏高原湿地的一部分,是世界上面积最大的高原泥炭地。近年来出现了湿地面积减少、生物多样性下降、土壤退化等生态问题,成为全球变化研究的热点区。排水疏干是若尔盖高原湿地区典型的干扰类型,尤其阶地沼泽上网络化发展的沟壑目前成为沼泽疏干的主体(张明等, 2011), 人工开渠、自然水系溯源侵蚀、侵蚀沟与自然河曲的连通强化,导致沼泽疏干、内部切穿和地下水位下降是目前若尔盖沼泽湿地萎缩的重要诱因(李志威等, 2014; 游宇驰等, 2018), 持续的排水将对高原湿地产生深远影响。

土壤氮素空间分布及储量特征是湿地生态系统保护管理的基础,高寒草甸中氮、磷元素供应往往受限,成为生态系统生产力的主要限制因素(Vitousek *et al.*, 1991; Elser *et al.*, 2007), 由于沟壑排水导致的高原湿地土壤氮变化的研究依然缺少。氮损失途径主要有反硝化作用、氮挥发、淋溶和径流等(Limpens *et al.*, 2006)。有研究表明,由于存在碳氮耦合作用,排水后若尔盖湿地土壤氮含量随着土壤退化而降低(高俊琴等, 2008; 唐杰等, 2011; Burgin *et al.*, 2011), 排水、降低地下水位是若尔盖高原湿地土壤有机碳和全氮丧失的重要原因(李丽等, 2011)。本文以若尔盖湿地为研究区,通过分析土壤剖面上全氮和碱解氮含量的空间分布特征,旨在阐明全球变化背景下排水沟壑对高原泥炭地退化的影响,为高

原退化湿地区的生态修复提供决策支持。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于若尔盖国家级自然保护区,靠近黄河上游的重要支流——黑河,海拔为 3440~3480 m,潜水位地下水埋深 0.2~0.7 m,属于典型的高原阶地沼泽化草甸。湿地植被以木里苔草(*Carex muliensis*)、西藏嵩草(*Kobresia tibetica*)、驴蹄草(*Caltha scaposa*)等为代表。研究区北高南低,呈东北-西南方向倾斜,在 200 hm<sup>2</sup> 的范围内有沟渠 8 条,总长度达 7460 m,在若尔盖高原湿地退化区具有典型性,其中 6 条上游均起于泉水出露点,另外 2 条流经研究区。研究区内曾经在 2003 年开展过沟渠填堵等生态修复工程。

选择开展试验的沟渠长 1600 m,上游为泉水出露点,随地形延伸到黑河河岸,宽 2~5 m,深 0.5~1.8 m,有人为挖掘和自然冲蚀的共同影响。沟头的泉水出露点不断变化,沟渠存在加深、加宽且溯源侵蚀现象。沟渠两侧的植被呈明显带状分布,靠近沟渠两侧的典型湿地植物木里苔草、西藏嵩草消失,而鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)成为优势种,群落出现矮化和旱生特点。

### 1.2 样品采集

2018 年 7 月,沿沟渠自上游至下游选取 11 条样线,依次编号为 S1~S11,受倾斜地形影响,沟渠右岸地表略高于左岸。记录每条样线的高程(用 RTK 差分定位技术测定 WGS-84 大地高)和沟渠深度、宽度(表 1)。根据试验地植被分布的差异,每条样线垂直于沟渠方向断面上,分别沿沟渠两侧距离 1、6、11 m 取样,样点沿沟渠左、右岸由近及远分别编号为 L1、L2、L3 和 R1、R2、R3,共计 66 个样点。用内置环刀的取样器进行土壤样品取样,深度为 100 cm。每个内置环刀高度 5 cm,容积 100 cm<sup>3</sup>。环刀样品编号放入密封袋,并于当天采用精度为 1‰ 的电子天平称重。每个样点采集 3 次重复,每个重复在称重完后混合为一个样品。考虑到 0~5 cm 土壤

表 1 取样线基本情况  
Table 1 The basic information of the sampled lines

编号 No.	经度 Longitude	纬度 Latitude	高程 Elevation (m)	沟深 Ditch depth (cm)	沟宽 Ditch width (cm)	与沟头距离 Distance from the ditch head (m)
S1	102.948704°	33.610783°	3484	50	300	0
S2	102.948359°	33.610633°	3481	110	320	35
S3	102.948076°	33.610519°	3479	130	340	64
S4	102.947528°	33.610472°	3476	80	540	116
S5	102.946836°	33.610452°	3473	80	550	178
S6	102.946261°	33.610285°	3471	70	290	234
S7	102.945489°	33.610047°	3469	20	340	311
S8	102.944517°	33.609935°	3466	60	220	401
S9	102.943092°	33.609635°	3463	110	520	536
S10	102.940069°	33.608703°	3454	130	500	840
S11	102.936439°	33.607596°	344.7	90	650	1188

受人类干扰较多,故选择 5~15、25~35、45~55、65~75、85~95 cm 共 5 个深度,依次编号为 D1~D5,进行土壤全氮和碱解氮测定。

1.3 测试分析与数据处理

土壤全氮(total nitrogen,缩写为 TN,下同)采用凯氏定氮法,碱解氮(alkali-hydrolyzable nitrogen, A-N)采用碱解扩散法测定。用 SigmaPlot 10.0 及 Excel 2010 软件进行数据分析,用 SPSS 18.0 进行均值的单因素方差分析(one-way ANOVA)和多重比较(LSD)。

2 结果与分析

2.1 土壤氮纵向分布

11 条样线的 66 个样点的土壤全氮含量 0.34~21.86 g·kg<sup>-1</sup>,均值为 11.26±6.22g·kg<sup>-1</sup>。各样线剖面之间存在明显差异,沟渠中下部 S6~S9 样线剖

面的均值更大且变异系数小,以 S1、S2、S11 的变异系数更大,全氮含量显著低于其他样线剖面(P<0.05,图 1)。

土壤碱解氮含量 28.35~1965.60 mg·kg<sup>-1</sup>,平均值为 889.53±470.31 mg·kg<sup>-1</sup>。与全氮含量的表现相似,以 S6~S10 样线剖面碱解氮含量更高,S1、S2、S11 样线剖面的碱解氮含量最低,变异系数大,且显著低于其他样线剖面(P<0.05,图 1)。

碱解氮/全氮以 S11 样线最高,显著高于其他样线,其他样线表现为沿着高程向下呈降低趋势,且 S1~S3 样线剖面显著高于其他样线(P<0.05)。

2.2 土壤氮横向分布

与沟渠不同距离梯度的全氮含量差异不大,基本一致(图 2);土壤碱解氮则表现出一定差异,左岸碱解氮含量低于右岸,且与右岸 1、6 m 距离的差异显著(P<0.05,图 2)。碱解氮/全氮比值的变化与碱解氮较为一致,表现出左岸低于右岸的趋势,其中, R3 样点显著高于 L1、L2(P<0.05,图 2)。

2.3 土壤氮垂向分布

分层分析表明,总的来讲,土壤剖面的全氮含量以 D1 层最高,自 D1 至 D5 随着深度增加而降低,D1、D2、D3 层的差异不显著(P>0.05),但显著高于 D4、D5 层次(P<0.05,表 2)。土壤剖面的碱解氮与总氮含量变化表现一致,以 D1 层最高,显著高于其他各层(P<0.05),自 D1 至 D5 随着深度增加而降低(表 2)。碱解氮/全氮比值分层分析看出,以 D1 层最低,随着深度增加而增加,但层间差异不显著(P>0.05,表 2)。各样点土壤氮的垂向分布变异较大,分别表现出逐渐降低、先降后升、先升后降等趋势(图 3A、B,以 S1、S4、S6、S9 样线剖面为例)。

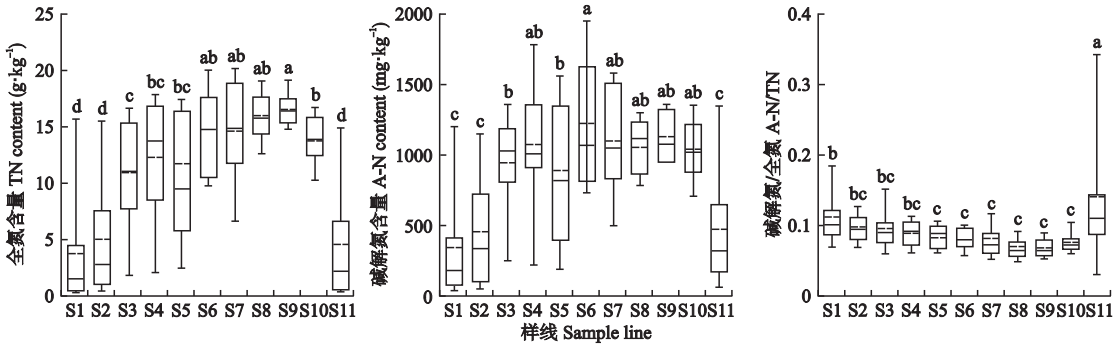


图 1 11 条样线剖面全氮与碱解氮含量  
Fig.1 TN and A-N content of 11 sample line profiles

注:小写字母 a, b, c, d 为在 0.05 水平上差异显著性。下同。  
Note: The letters a, b, c, and d are the significant differences at the 0.05 level. The same below.

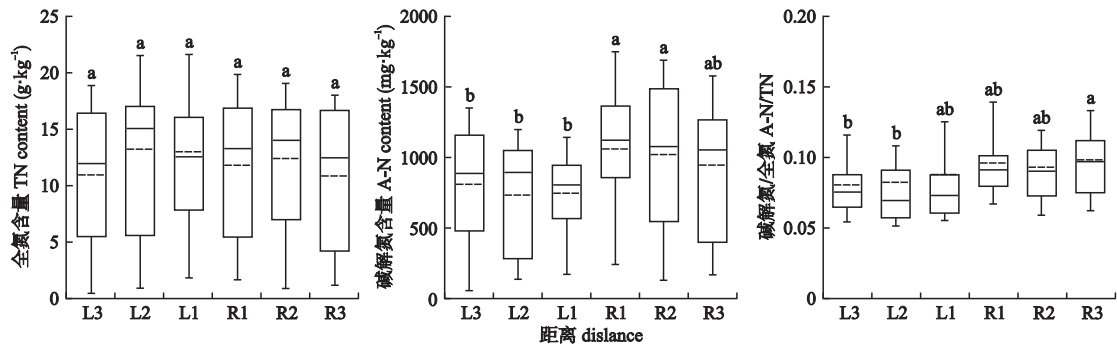


图 2 与沟渠不同距离样点的土壤全氮与碱解氮含量  
Fig.2 Soil TN and A-N content at different distances from the ditch

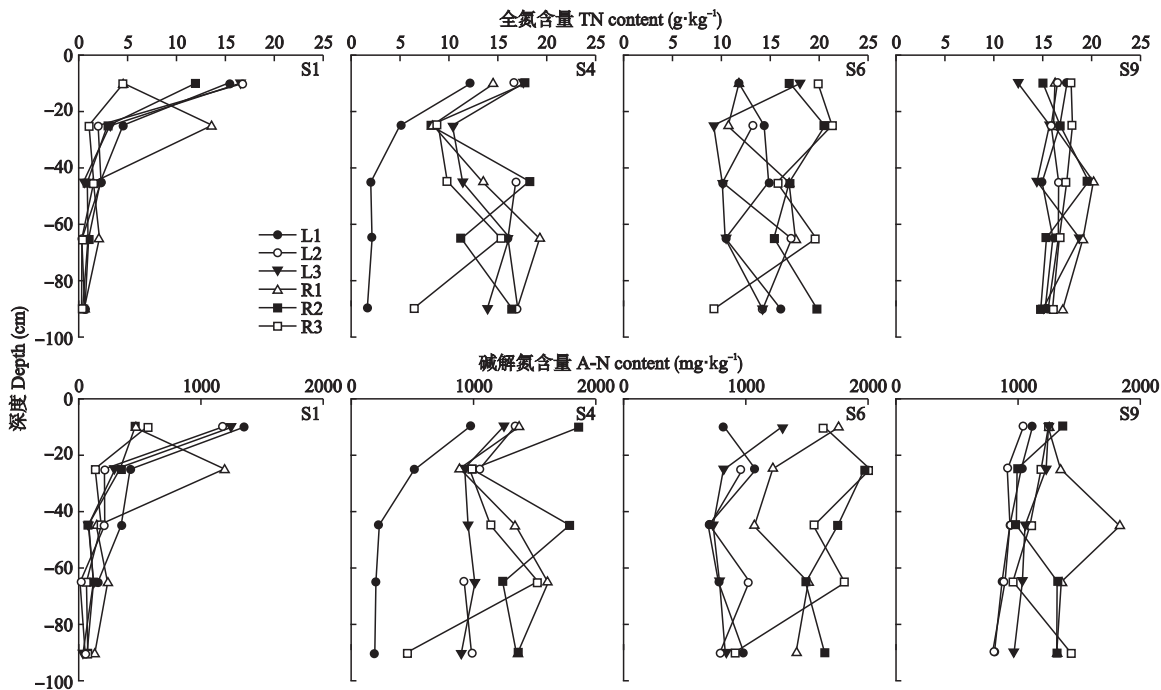


图 3 土壤全氮与碱解氮含量垂向变化  
Fig.3 Vertical variation of soil TN and A-N contents

表 2 土壤剖面氮含量分层特征 Table 2 Characteristics of soil profiles at different depths			
土层 Soil layer	全氮含量 TN content ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	碱解氮含量 A-N content ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	碱解氮/全氮 A-N:TN (%)
D1	$14.30 \pm 6.80\text{a}$	$1127.32 \pm 349.44\text{a}$	$8.53 \pm 2.70$
D2	$12.06 \pm 6.25\text{a}$	$948.81 \pm 476.74\text{b}$	$8.55 \pm 2.35$
D3	$10.64 \pm 6.34\text{ab}$	$856.14 \pm 510.29\text{b}$	$9.37 \pm 4.91$
D4	$10.12 \pm 6.79\text{b}$	$812.84 \pm 501.78\text{bc}$	$9.22 \pm 4.85$
D5	$9.45 \pm 6.73\text{b}$	$687.04 \pm 451.12\text{c}$	$9.43 \pm 5.84$

3 讨论

湿地是氮素的重要储存库,土壤则是湿地生态系统中最主要的氮库,往往成为湿地土壤的主要限制性养分,制约着湿地生态系统的初级生产力,进而

影响着湿地生态系统碳储存能力 (Mitsch *et al.*, 2000)。湿地土壤氮水平及其迁移和转化过程会显著影响湿地生态系统的结构、功能和过程,如温室气体排放和富营养化等 (Dørge, 1994; Martin *et al.*, 1997; Downing *et al.*, 1999)。土壤碱解氮包括无机态氮(铵态氮、硝态氮)及易水解的有机态氮(氨基酸、酰胺和易水解蛋白质),是土壤氮素中最容易被植物、微生物等吸收利用的组分。由于为满足放牧需求,若尔盖湿地自 1955 年始挖沟排水,排水沟渠长度达到 1200 km,累计改造泥炭沼泽面积超过 20  $\text{hm}^2$ ,占据若尔盖湿地面积的 40%(赵魁义等,2000; Zhang *et al.*, 2014)。可见,若尔盖湿地排水沟渠已成为一种重要地貌特征。土壤氮多以有机物的形式



存在,排水泥炭地的氮动态与未受干扰的系统完全不同(Limpens *et al.*, 2006)。排水疏干对沼泽土壤的影响因分布区域和类型而异(Holden *et al.*, 2004; Landry *et al.*, 2012; Haapalehto *et al.*, 2014; Luscombe *et al.*, 2016),引发沼泽土壤的理化性质发生系列变化(杨永兴等, 1999; 杨永兴等, 2001; 李珂等, 2012),改变泥炭地土壤营养动态(Macrae *et al.*, 2013),影响泥炭地微生物群落(Andersen *et al.*, 2013),使泥炭地表面的矿化加速而改变了氮循环,进而影响植被的生长(Bardgett *et al.*, 2008)。因此,研究排水沟壑两岸土壤氮的空间分布特征,可显著提升对高原湿地土壤氮循环的认识。

本研究结果显示,若尔盖湿地排水沟壑两岸土壤全氮和碱解氮分布格局呈现出一定的空间差异。纵向上,土壤全氮和碱解氮含量均表现出沟头起始两点(S1、S2)含量很低且变化不大,第三点(S3)显著升高,随后逐渐升高直至S6、S7点达最高,随后呈缓慢降低趋势,直至沟尾终点(S11)显著降低至与沟头含量类似,碱解氮与全氮比值呈现出缓慢降低趋势,至沟尾最后一点(S11)显著升高(图1)。纵向上的变化与排水沟特性、海拔等有关。沟头和沟尾长期受水浸泡冲刷,一方面,土壤氮直接向水中迁移转化,随水沿沟壑径流流失,从而降低土壤氮含量。如先前的研究结果显示,泥炭地排水可降低土壤碳氮含量(Freeman *et al.*, 2001, 2004)。另一方面,沟头沟尾土壤裸露于空气中的面积较大,且受水位变化较中间显著。土壤氮和水位深度存在负相关(Williams *et al.*, 1999),水位下降可以刺激氮的分解矿化,不仅可以使氮直接以气态形式排入大气,而且还增加了流动性氮组分(如硝态、亚硝态等),促进氮以溶解态形式沿沟壑径流流失(Freeman *et al.*, 1992; Regina *et al.*, 1999; Whittington *et al.*, 2006; Hooijer *et al.*, 2012; Brown *et al.*, 2014; Lupikis *et al.*, 2017)。同时,沟头沟尾由于土壤含水量较高,含水量高的地方,土壤氮的矿化率更高(Holden *et al.*, 2004)。从碱解氮与全氮比值可进一步得到印证,沟头沟尾碱解氮含量占比较高,说明土壤氮的分解矿化作用较强,显著提升了碱解氮的占比(图1)。此外,沟头沟尾水量丰沛,土壤氮还可能随季节的丰水枯水期被垂直淋失至较深水层(孙志高等, 2007)。

横向上,土壤全氮含量基本一致(图2)。这可能主要是由于横向海拔一致,成土母质相同,地形和

小气候一致,地表植被构成等较为一致,从而导致土壤全氮含量无显著变化。土壤碱解氮含量则表现出高程更低的左岸低于右岸(图2),这可能是由于左岸低,当排水沟排水时,受水流影响的面积大,深度高,碱解氮组分非常易溶于水,从而被水流侵蚀带走的碱解氮较右岸更多所致。本研究中,靠近排水沟渠的地表植被呈矮化、退化,进一步证明了水流冲刷加速了土壤氮流失。由于土壤全氮含量左右岸基本一致,而碱解氮含量左岸低于右岸,从而导致碱解氮在全氮中的占比也表现出左岸低于右岸(图2)。

垂向上,土壤全氮和碱解氮含量均随土壤深度加深显著降低(表2)。这与大多数研究结果一致。如白军红等(2006)研究表明,氮素多集中分布在土壤剖面的上部,具有表聚性特点,自表层向下呈下降趋势。有关川西北和青藏高原高寒草地的研究结果也表明,土壤氮含量随土壤深度加深呈下降趋势(青焯等, 2015; 马坤等, 2016; 赵云飞等, 2018a, b)。此外,也有一些研究认为,不同群落类型的土壤氮垂向变化差异大且对于沼泽退化的响应敏感(杨永兴等, 2013)。程欢等(2018)研究表明,土壤氮随土层深度变化规律不明显,这可能与不同土壤形成的性质,以及样点采集密度和代表性有关。如本研究分别分析各样点垂向规律时,表现出随着深度增加逐渐降低、先降后升、先升后降等趋势(图4)。

除沟头和沟尾外,土壤氮含量沿排水沟向下表现出逐渐升高趋势。这可能是诸多因素共同作用的结果。排水沟海拔逐渐降低,且中下部更为平缓,不同海拔成土母质可能有差别,而且海拔、地形等的不同,植被组成也有所不同,因此,海拔、地形、植被、土壤母质等诸多因素共同影响了土壤氮含量的纵向分布特征。此外,冻融是高纬度和高海拔地区常见自然现象,其通过破坏土壤物理结构,释放土壤养分物质,对土壤生态系统结构和功能产生影响(刘帅等, 2009),冻融作用因为土壤含水量、冻融温度和频次的差异,影响土壤氮的含量(Nielsen *et al.*, 2001; 谢青琰, 2015)。排水必然影响土壤水分条件进而改变冻融过程,不同海拔由于冻融作用不同,因此,排水还可能通过影响冻融来影响土壤氮特征。

## 4 结 论

阶地沼泽上的土壤氮分布受高程的影响大,在连续地块上随着高程抬高而降低,且更高高程点上的垂向变异更大。土壤氮含量随着深度增加呈逐渐

降低、先降后升、先升后降等不规则的垂向变化趋势。排水沟壑对泥炭地土壤氮的时空分布格局产生影响,对靠近沟渠的影响最大,且显著降低泥炭地表的土壤全氮和碱解氮含量。因此,开展沟壑填堵等生态修复措施,对于高原泥炭地土壤氮固定和高寒湿地生态系统的稳定性具有重要意义。

## 参考文献

- 白军红, 李晓文, 崔保山, 等. 2006. 湿地土壤氮素研究概述. 土壤, **38**(2): 143–147. [Bai JH, Li XW, Cui BS, et al. 2006. Nitrogen in Wetland Soils: A Review. *Soils*, **38**(2): 143–147.]
- 程欢, 宫渊波, 吴强, 等. 2018. 川西亚高山/高山典型土壤类型有机碳、氮、磷含量及其生态化学计量特征. 自然资源学报, **33**(1): 161–172. [Cheng H, Gong YB, Wu Q, et al. 2018. Content and ecological stoichiometry characteristics of organic carbon, nitrogen and phosphorus of typical soils in sub-alpine/alpine mountain of Western Sichuan. *Journal of Natural Resources*, **33**(1): 161–172.]
- 高俊琴, 欧阳华, 张锋, 等. 2008. 若尔盖高寒湿地土壤氮矿化对温度和湿度的响应. 湿地科学, **6**(2): 229–234. [Gao JQ, Ouyang H, Zhang F, et al. 2008. The response of soil nitrogen mineralization to soil temperature and soil moisture in Zoige alpine wetland. *Wetland Science*, **6**(2): 229–234.]
- 李珂, 杨永兴, 杨杨, 等. 2012. 基于植被数量分类的排水疏干影响下若尔盖高原沼泽退化特征. 应用生态学报, **23**(7): 1781–1789. [Li K, Yang YX, Yang Y, et al. 2012. Degradation characteristics of swamps in Zoige Plateau induced by drainage based on quantitative classification of vegetation. *Chinese Journal of Applied Ecology*, **23**(7): 1781–1789.]
- 李丽, 高俊琴, 雷光春, 等. 2011. 若尔盖不同地下水位泥炭湿地土壤有机碳和全氮分布规律. 生态学杂志, **30**(11): 2449–2455. [Li L, Gao JQ, Lei GC, et al. 2011. Distribution patterns of soil organic carbon and total nitrogen in Zoige peatland with different ground water table. *Chinese Journal of Ecology*, **30**(11): 2449–2455.]
- 李志威, 王兆印, 张晨笛, 等. 2014. 若尔盖沼泽湿地的萎缩机制. 水科学进展, **25**(2): 172–180. [Li ZW, Wang ZY, Zhang CD, et al. 2014. A study on the mechanism of wetland degradation in Ruogai swamp. *Advances in Water Science*, **25**(2): 172–180.]
- 刘帅, 于贵瑞, 浅沼顺, 等. 2009. 蒙古高原中部草地土壤冻融过程及土壤含水量分布. 土壤学报, **46**(1): 48–53. [Liu S, Yu GR, Qian ZS, et al. 2009. The thawing-freezing processes and soil moisture distribution of the steeper in central Mongolian Plateau. *Acta Pedologica Sinica*, **46**(1): 48–53.]
- 马坤, 张颖, 唐素贤, 等. 2016. 若尔盖高寒湿地土壤全氮空间分布特征. 生态学杂志, **35**(8): 1988–1995. [Ma K, Zhang Y, Tang SX, et al. 2016. Characteristics of spatial distribution of soil total nitrogen in Zoige alpine wetland. *Chinese Journal of Ecology*, **35**(8): 1988–1995.]
- 青烨, 孙飞达, 李勇, 等. 2015. 若尔盖高寒退化湿地土壤碳氮磷比及相关性分析. 草业学报, (3): 38–47. [Qing Y, Sun FD, Li Y, et al. 2015. Analysis of soil carbon, nitrogen and phosphorus in degraded alpine wetland, Zoige, southwest China. *Acta Prataculturae Sinica*, (3): 38–47.]
- 孙志高, 刘景双. 2007. 三江平原典型湿地土壤硝态氮和铵态氮垂直运移规律. 水土保持学报, **21**(6): 25–30. [Sun ZG, Liu JS. 2007. Study on vertical movement of nitrogen and ammonia nitrogen in typical *Calamagrostis angustifolia* wetland soils of Sanjiang Plain. *Journal of Soil and Water Conservation*, **21**(6): 25–30.]
- 唐杰, 徐青锐, 王立明, 等. 2011. 若尔盖高原湿地不同退化阶段的土壤细菌群落多样性. 微生物学通报, **38**(5): 677–686. [Tang J, Xu QR, Wang LM, et al. 2011. Soil bacterial community diversity under different stages of degradation in Zoige wetland. *Microbiology China*, **38**(5): 677–686.]
- 谢青琰, 高永恒. 2015. 冻融对青藏高原高寒草甸土壤碳氮磷有效性的影响. 水土保持学报, **29**(1): 137–142. [Xie QY, Gao YH. 2015. The effects of freezing-thawing on soil carbon, nitrogen and phosphorus availabilities in alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Soil and Water Conservation*, **29**(1): 137–142.]
- 杨永兴, 李珂, 杨杨. 2013. 排水疏干胁迫下若尔盖高原沼泽退化评价指标体系. 应用生态学报, **24**(7): 1826–1836. [Yang YX, Li K, Yang Y. 2013. Evaluation index system of swamp degradation in Zoige Plateau of Sichuan, Southwest China under drainage stress. *Chinese Journal of Applied Ecology*, **24**(7): 1826–1836.]
- 杨永兴, 王世岩. 2001. 人类活动干扰对若尔盖高原沼泽土、泥炭土资源影响的研究. 资源科学, **23**(2): 37–41. [Yang YX, Wang SY. 2001. Human disturbances on mire and peat soils in the Zoige Plateau. *Resources Science*, **23**(2): 37–41.]
- 杨永兴. 1999. 若尔盖高原生态环境恶化与沼泽退化及其形成机制. 山地学报, **17**(4): 318–323. [Yang YX. 1999. Ecological environment deterioration, mire degeneration and their formation mechanism in the Zoige Plateau. *Journal of Mountain Science*, **17**(4): 318–323.]
- 游宇驰, 李志威, 李希来. 2018. 1990–2011年若尔盖高原土地覆盖变化. 水利水电科技进展, **38**(2): 62–69. [You YC, Li ZW, Li XL. 2018. Land cover change in Zoige Plateau during 1990–2011. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, **38**(2): 62–69.]
- 张明, 扎科, 王乾, 等. 2011. 若尔盖高寒湿地沟壑基本特征定性研究. 四川林勘设计, (1): 23–25. [Zhang M, Zhake, Wang Q, et al. 2011. Qualitative study on the basic characteristics of the gully in the Zoige alpine wetland. *Sichuan Forestry Exploration and Design*, (1): 23–25.]
- 赵魁义, 何池全. 2000. 人类活动对若尔盖高原沼泽的影响与对策. 地理科学, **20**(5): 444–449. [Zhao KY, He CQ. 2000. Influence of human activities on the mire in Zoige Plateau and counter measure. *Scientia Geographica Sinica*, **20**(5): 444–449.]
- 赵云飞, 洪苗苗, 欧延升, 等. 2018a. 青藏高原东部山地草地土壤碳、氮、磷元素计量特征. 生态科学, **37**(5): 28–35. [Zhao YF, Hong MM, Ou YS, et al. 2018. The stoichiometric characteristics of soil C, N, P in mountain steppe of eastern Tibetan Plateau. *Ecological Science*, **37**(5): 25–32.]
- 赵云飞, 汪霞, 欧延升, 等. 2018b. 若尔盖草甸退化对土

- 壤碳、氮和碳稳定同位素的影响. 应用生态学报, **29** (5): 1405–1411. [Zhao YF, Wang X, Ou YS, *et al.* 2018. Effects of alpine meadow degradation on soil carbon, nitrogen, and carbon stable isotope in Zoige Plateau. *Chinese Journal of Applied Ecology*, **29**(5): 1405–1411.]
- Andersen R, Chapman SJ, Artz RRE. 2013. Microbial communities in natural and disturbed peatlands: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, **57**: 979–994.
- Bardgett RD, Freeman C, Ostle NJ. 2008. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *The ISME Journal*, **2**: 805–814.
- Brown MG, Humphreys ER, Moore TR, *et al.* 2014. Evidence for a nonmonotonic relationship between ecosystem-scale peatland methane emissions and water table depth. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **119**: 826–835.
- Burgin AJ, Yang WH, Hamilton SK, *et al.* 2011. Beyond carbon and nitrogen: How the microbial energy economy couples elemental cycles in diverse ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**: 44–52.
- Dørge J. 1994. Modelling nitrogen transformations in fresh-water wetlands-estimating nitrogen-retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. *Ecological Modelling*, **75**: 409–420.
- Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, *et al.* 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, **10**: 1135–1142.
- Downing JA, McClain M, Twilley R, *et al.* 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry*, **46**: 109–148.
- Freeman C, Lock MA, Reynolds B. 1992. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: Potential feedback to climatic change. *Biogeochemistry*, **19**: 51–60.
- Freeman C, Evans CD, Monteith DT, *et al.* 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, **412**: 785.
- Freeman C, Fenner N, Ostle NJ, *et al.* 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature*, **430**: 195–198.
- Haapalehto T, Kotiaho JS, Matilainen R, *et al.* 2014. The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology*, **519**: 1493–1505.
- Holden J, Chapman PJ, Labadz JC. 2004. Artificial drainage of peatlands: Hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*, **28**: 95–123.
- Hooijer A, Page S, Jauhiainen J, *et al.* 2012. Subsidence and carbon loss in drained tropical peatlands. *Biogeosciences*, **9**: 1053–1071.
- Landry J, Rochefort L. 2012. The Drainage of Peatlands: Impacts and Rewetting Techniques. Québec, Canada: Peatland Ecology Research Group, Université Laval.
- Limpens J, Heijmans MMPD, Berendse F. 2006. The Nitrogen Cycle in Boreal Peatlands// Boreal Peatland Ecosystems. Berlin: Springer.
- Lupikis A, Lazdins A. 2017. Soil carbon stock changes in transitional mire drained for forestry in Latvia: A case study. *Research for Rural Development*, **1**, DOI: 10.22616/rrd.23.2017.008.
- Luscombe DJ, Anderson K, Grand-Clement E, *et al.* 2016. How does drainage alter the hydrology of shallow degraded peatlands across multiple spatial scales? *Journal of Hydrology*, **541**: 1329–1339.
- Macrae ML, Devito KJ, Strack M, *et al.* 2013. Effect of water table drawdown on peatland nutrient dynamics: Implications for climate change. *Biogeochemistry*, **112**: 661–676.
- Martin JF, Reddy KR. 1997. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modelling*, **105**: 1–21.
- Mitsch WJ, Gosselin JG. 2000. Wetlands. New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc.
- Neilsen CB, Groffman PM, Hanburg SP, *et al.* 2001. Freezing effects on carbon and nitrogen cycling in northern hardwood forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, **65**: 1723–1730.
- O'Neill KP. 2000. Role of Bryophyte-dominated Ecosystems in the Global Carbon Budget. Bryophyte Biology. Cambridge: Cambridge University Press.
- Regina K, Silvola J, Martikainen PJ. 1999. Short-term effects of changing water table on N<sub>2</sub>O fluxes from peat monoliths from natural and drained boreal peatlands. *Global Change Biology*, **5**: 183–189.
- Schlesinger WH, Bernhardt ES. 2013. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. Cambridge: Academic Press.
- Turenen J, Tomppo E, Tolonen K, *et al.* 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland: Applications to boreal and subarctic regions. *Holocene*, **12**: 69–80.
- Vitousek PM, Howarth RW. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, **13**: 87–115.
- Wang M, Moore TR. 2014. Carbon, nitrogen, phosphorus, and potassium stoichiometry in an ombrotrophic peatland reflects plant functional type. *Ecosystems*, **17**: 673–684.
- Whittington PN, Price JS. 2006. The effects of water table draw-down (as a surrogate for climate change) on the hydrology of a fen peatland, Canada. *Hydrological Processes*, **20**: 3589–3600.
- Williams BL, Buttler A, Grosvernier P, *et al.* 1999. The fate of NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> added to *Sphagnum magellanicum* carpets at five European mire sites. *Biogeochemistry*, **45**: 73–93.
- Yu Z, Loisel J, Brosseau DP, *et al.* 2010. Global peatland dynamics since the last glacial maximum. *Geophysical Research Letters*, **37**, doi: 10.1029/2010GL043584.
- Zhang WJ, Lu QF, Song KC, *et al.* 2014. Remotely sensing the ecological influences of ditches in Zoige Peatland, eastern Tibetan Plateau. *International Journal of Remote Sensing*, **35**: 5186–5197.

作者简介 朱耀军,男,1978年生,副研究员,博士研究生,研究方向为湿地生态学与景观生态学。E-mail: zhuyaojun@caf.ac.cn  
责任编辑 魏中青