

# 若尔盖高原退化湿地土壤有机碳储量

周文昌<sup>1,2</sup>, 崔丽娟<sup>1</sup>, 王义飞<sup>1</sup>, 李伟<sup>1</sup>

(1. 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; 2. 湖北省林业科学研究院, 武汉 430075)

**摘要:**为了定量评价若尔盖高原泥炭沼泽湿地退化的碳储存潜力,研究通过土壤剖面法,收集了3个样点的泥炭沼泽湿地土壤样品(原始泥炭地0—200 cm、中度退化沼泽湿地0—100 cm和重度退化泥炭地0—100 cm)。研究表明:(1)中度退化沼泽湿地( $1.11 \pm 0.18 \text{ g/cm}^3$ )和重度退化泥炭地( $0.72 \pm 0.04 \text{ g/cm}^3$ )土壤容重平均值较原始泥炭地增加了251.8%和129.7%;中度退化沼泽湿地( $46.18 \pm 6.61 \text{ g/kg}$ )和重度退化泥炭地( $87.37 \pm 6.36 \text{ g/kg}$ )土壤有机碳含量平均值较原始泥炭地降低了74.2%和51.1%。(2)土层深度为0—100 cm时,原始泥炭地土壤有机碳储量较中度退化沼泽湿地( $384.73 \pm 95.57 \text{ t/hm}^2$ )显著高了47.0%,而与重度退化泥炭地( $518.39 \pm 33.07 \text{ t/hm}^2$ )土壤有机碳储量无显著差异;当原始泥炭地有机层增加到0—200 cm后,中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地土壤有机碳储量较原始泥炭地( $1088.17 \pm 172.84 \text{ t/hm}^2$ )降低了64.6%和52.4%,退化湿地土壤有机碳储量的降低可能主要是土壤有机碳含量降低的原因。尽管退化湿地土壤有机碳储量下降,但仍是中国( $102.89 \text{ t/hm}^2$ )和全球( $116.56 \text{ t/hm}^2$ )陆地土壤有机碳储量的3~5倍,该研究可为保护与恢复若尔盖高原湿地提供科学依据。

**关键词:**退化湿地; 土壤有机碳储量; 若尔盖高原

中图分类号:S153.6<sup>+</sup>2

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2017)05-0027-06

## Soil Organic Carbon Storage in the Degraded Wetlands in Zoigê Plateau

ZHOU Wenchang<sup>1,2</sup>, CUI Lijuan<sup>1</sup>, WANG Yifei<sup>1</sup>, LI Wei<sup>1</sup>

(1. Beijing Key Laboratory of Wetland Services and Restoration, Institute of Wetland Research, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; 2. Hubei Academy of Forestry, Wuhan 430075, China)

**Abstract:** To quantify the soil organic carbon storage of the degraded marshy wetland in the Zoigê Plateau, China. Three sites (original peatland at depth of 0—200 cm, moderately degraded marshy wetland at depth of 0—100 cm, and severely degraded peatland at depth of 0—100 cm) were chosen and the soil samples were collected using the soil profile methods. This result showed that the soil bulk density ( $1.11 \pm 0.18 \text{ g/cm}^3$ ) in the moderately degraded marshy wetland was 251.8% higher than that of the original peatland, and soil bulk density in the severely degraded peatland ( $0.72 \pm 0.04 \text{ g/cm}^3$ ) was 129.7% higher than that of the original peatland, respectively. Compared to the original peatland, the soil organic carbon contents in the moderately degraded marshy wetland ( $46.18 \pm 6.61 \text{ g/kg}$ ) and severely degraded peatland ( $87.37 \pm 6.36 \text{ g/kg}$ ) have reduced by 74.2% and 51.1%, respectively. As the soil samples were collected at depth of 0—100 cm, the soil organic carbon storage in the original peatland was 47.0% significantly higher than that of the moderately degraded marshy wetland ( $384.73 \pm 95.57 \text{ t/hm}^2$ ), but difference between the soil organic carbon storage in original peatland and that in severely degraded peatland ( $518.39 \pm 33.07 \text{ t/hm}^2$ ) were no significant. However, the soil samples were a depth of 0—200 cm for the original peatland, the soil organic carbon storage in the moderately degraded marshy wetland was 64.6% significantly lower than that of the original peatland ( $1088.17 \pm 172.84 \text{ t/hm}^2$ ), the soil organic carbon storage in the severely degraded peatland was 52.4% significantly lower than that of the original peatland, respectively. This result could be main attribute to the decreases of the soil organic carbon

contents in the degraded wetlands. Although the soil organic carbon storages in degraded wetland decrease, these values are still 3~5 times of that in Chinese or Global land soil (at depth of 0—100 cm). This result can provide useful information for the protection and restoration wetland in the Zoigê Plateau.

**Keywords:** degraded wetlands; soil organic carbon storage; Zoigê Plateau

近200多年来,人类活动,尤其是工业化进程的迅速发展,导致了大气圈中CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O等温室气体浓度大幅增加,从而导致近130多年(1880—2012年)全球地表平均温度上升了0.85℃(0.65~1.06℃)<sup>[1-2]</sup>,这便引发国际科学家对全球碳循环过程的关注及其对碳可被管理的深入理解,以便稳定大气圈中的温室气体浓度,缓减全球气候变暖。泥炭湿地面积仅占地球陆地面积的3%左右,据研究它的土壤有机碳储量为450~612 Pg<sup>[3-5]</sup>,约占地球陆地深度0—100 cm土壤有机碳储量(1 576 Pg)的29%~39%<sup>[6]</sup>。因此,湿地因具有巨大的碳储量,在全球碳循环中扮演重要作用。然而,这种巨大土壤有机碳储量是由于生产力和分解力之间的不平衡<sup>[7]</sup>,跨越数千年以一个较弱的碳累积速率[17.2~32.3 g/(m<sup>2</sup>·a)]储存于土壤中<sup>[4,8-9]</sup>。因此,一旦泥炭湿地受到干扰或者环境变化后,泥炭湿地的碳累积速率就可能发生改变。

湿地由于遭受严重的人类活动(如垦殖、湿地排水、森林湿地采伐和过度放牧),使得北美、欧洲、澳大利亚和中国超过50%的湿地已损失或退化<sup>[10]</sup>,这将严重影响湿地生态系统净固碳功能<sup>[11-12]</sup>。若尔盖高原是我国两大主要泥炭湿地(三江平原和若尔盖高原)分布区之一,泥炭湿地储存了大量的土壤碳,但因过去沼泽湿地严重地被排水、垦殖、过度放牧,导致了该地区湿地退化了30%<sup>[13]</sup>,甚至部分区域湿地退化了70%左右<sup>[14]</sup>。因此,研究若尔盖高原湿地退化后的土壤有机碳储量变化具有重要现实意义:一方面是若尔盖高原湿地因常年的低温和强烈的人类活动干扰,高原沼泽湿地生态系统对这些干扰是非常敏感的;另一方面,研究退化湿地土壤有机碳储存潜力,可为该地区湿地保护与恢复成本提供基础数据支撑。

表1 三种湿地基本性质

样点	地理坐标	海拔/m	pH值	全氮/(g·kg <sup>-1</sup> )	水位	主要植被
CK	33.93°N, 102.87°E	3439	7.7±0.1	16.3	水位接近地表	木里薹草( <i>Carex miliensis</i> )、西藏嵩草( <i>Kobresia tibetica</i> )、条叶垂头菊( <i>Cremanthodium lineare</i> )
MD	33.68°N, 102.93°E	3470	6.6±0.4	10.2	季节性积水	西藏嵩草、花萼驴蹄草( <i>Caltha scaposa</i> )、华扁穗草( <i>Blysmus sinocompressus</i> )、蕨麻( <i>Potentilla anserina</i> )
SD	33.92°N, 102.72°E	3423	7.5±0.1	14.5	地表干旱	矮生嵩草( <i>Kobresia humilis</i> )、高山紫苑( <i>Aster alpinus</i> )、蕨麻

注:CK, MD 和 SD 分别代表原始泥炭地、中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地。

1.2.2 室内试验数据分析 土壤样品运回若尔盖高

本研究选择3种沼泽湿地(原始泥炭地、中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地),去定量评价3种沼泽湿地土壤碳储存潜力,以期为我国高原退化湿地提供科学数据支撑。

## 1 研究地区和研究方法

### 1.1 研究区概况

若尔盖高原湿地位于青藏高原东部边缘,西临巴颜喀拉山,东抵岷山,南至邛崃山,为一块完整的丘状高原,行政上主要包括四川省红原县和若尔盖县,此外还包括甘肃省玛曲东南部、碌曲县南部以及青海省的久治县西南部,沼泽湿地区海拔为3 400~3 700 m<sup>[15]</sup>。本区属于高原寒温带湿润季风气候,年均气温为0.7~1.1℃,最暖和最冷月份为7月和1月,平均值分别为10.8℃和-10.6℃;年均降水量为656.8 mm,86%降雨量集中于4—10月<sup>[15]</sup>。

### 1.2 研究方法

1.2.1 样点选择和样品取样方法 2014年8月,选择若尔盖湿地国家级自然保护区3种湿地:水位接近地表的原始泥炭地(CK)、季节性淹水的中度退化沼泽湿地(MG)和无淹水的重度退化泥炭地(SG)(表1)。每种湿地建立标准地1 hm<sup>2</sup>,每个标准地随机采集土壤剖面6个,原始泥炭地因泥炭层超过2 m,取样深度到2 m为止,中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地取样深度为1 m,由于有机质层不到1 m。土壤样品采用泥炭土壤不锈钢土钻(规格为内径5 cm,长度30 cm,附有螺旋状的延伸把柄)取样,样品表层(0—60 cm)按照10 cm取样,而土壤60 cm以下按照20 cm取样,每个样品通过保鲜袋密闭,保存于冷藏(4℃)条件下。

寒湿地生态系统国家定位观测研究站实验室。土壤

样品由于具有过量的水分,首先通过室内阴凉通风条件下晾干1周后,然后,置于烘箱设置为70℃的恒温条件下烘干,烘48 h直至恒重,计算土壤容重。然后,样品经过研磨、过筛和分析其碳含量,样品过筛120目(孔径为0.125 mm)。样品采用重铬酸钾氧化—外加热法分析土壤有机碳含量。

**1.2.3 数据计算和统计方法** 土壤有机碳储量(SOCS, t/hm<sup>2</sup>)是通过土壤容重、土壤有机碳含量和土层深度计算的,见参考文献[16]:

$$SOCS = \sum_{i=1}^{n=k} (BD_i \times SOC_i \times D_i \times 0.1)$$

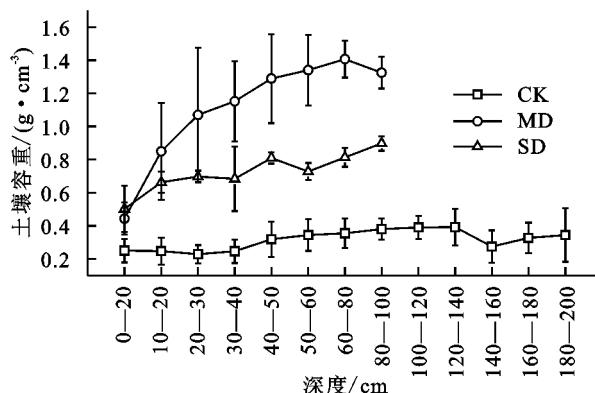
式中:BD<sub>i</sub>为第*i*层土壤容重(g/cm<sup>3</sup>);SOC<sub>i</sub>为第*i*层土壤有机碳含量(g/kg);D<sub>i</sub>为第*i*层土壤厚度(cm)。

不同数据组之间的显著差异采用SPSS 18.0软件包进行单因素方差分析(One-way ANOVA),采用Duncan多重比较方法进行检验。显著水平均设置为0.05,极显著水平设置为0.01。文中数值为平均值±标准差。

## 2 结果与分析

### 2.1 退化湿地土壤容重

原始泥炭地CK、中度退化沼泽湿地MD和重度退化泥炭地SD的土壤容重范围分别为0.23~0.39,0.44~1.41,0.50~0.90 g/cm<sup>3</sup>,原始泥炭地CK深度0—100 cm土壤容重与中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地深度0—100 cm土壤容重存在显著差异(*p*<0.05),退化湿地MD(1.11±0.18 g/cm<sup>3</sup>)和SD(0.72±0.04 g/cm<sup>3</sup>)0—100 cm土壤容重较原始泥炭地CK(0.30±0.03 g/cm<sup>3</sup>)分别增加了274.4%和144.4%;原始泥炭地CK深度0—200 cm土壤容重与退化湿地MD和SD 0—100 cm土壤容重存在显著差异(*p*<0.05),退化湿地MD和SD 0—100 cm土壤容重较原始泥炭地CK 0—200 cm土壤容重(0.32±0.05 g/cm<sup>3</sup>)分别增加了251.8%和129.7%(图1)。



注:CK, MD 和 SD 分别代表原始泥炭地、中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地。下图同。

图1 退化湿地土壤容重

### 2.2 退化湿地土壤有机碳含量

原始泥炭地CK、中度退化沼泽湿地MD和重度退化泥炭地SD的土壤有机碳含量范围分别为129.46~226.68,18.22~119.54,27.69~182.82 g/kg,原始泥炭地CK深度0—100 cm土壤有机碳含量与中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地深度0—100 cm土壤有机碳含量存在显著差异(*p*<0.05),退化湿地MD(46.18±6.61 g/kg)和SD(87.37±6.36 g/kg)0—100 cm土壤有机碳含量较原始泥炭地CK(193.86±19.34 g/kg)分别降低了76.2%和54.9%;原始泥炭地CK深度0—200 cm土壤有机碳含量与中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地深度0—100 cm土壤有机碳含量存在显著差异(*p*<0.05),退化湿地MD和SD 0—100 cm土壤有机碳含量较原始泥炭地CK 0—200 cm土壤有机碳含量(178.71±18.03 g/kg)分别降低了74.2%和51.1%(图2)。

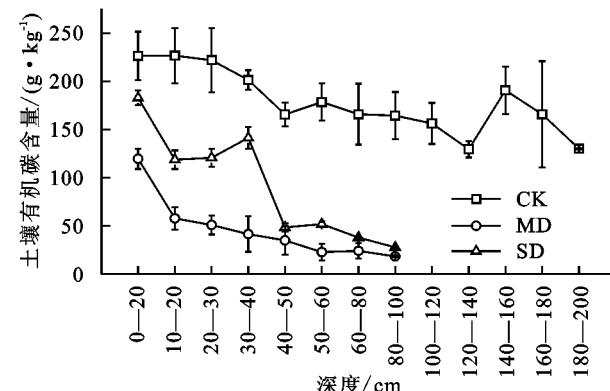


图2 退化湿地土壤有机碳含量

### 2.3 退化湿地土壤有机碳储量

由图3可知,重度退化泥炭地SD表层0—40 cm土壤有机碳储量(323.83 t/hm<sup>2</sup>)高于中度退化沼泽湿地MD(201.06 t/hm<sup>2</sup>)和原始泥炭地CK(213.94 t/hm<sup>2</sup>);40—50 cm深度,三种湿地土壤有机碳密度接近(52.63, 40.86, 42.02 t/hm<sup>2</sup>);土层深度增加到50 cm以后,原始泥炭地土壤有机碳密度远大于退化湿地MD和SD(图3)。从而原始泥炭地CK深度0—100 cm土壤有机碳密度平均值(565.64±47.00 t/hm<sup>2</sup>)较中度退化沼泽湿地MD(384.73±95.57 t/hm<sup>2</sup>)显著高了47.0%(*p*<0.05),而与重度退化泥炭地SD(518.39±33.07 t/hm<sup>2</sup>)无显著差异(*p*>0.05)(图4)。但是,原始泥炭地CK土层深度增加到200 cm时,其土壤有机碳储量为1 088.17±172.84 t/hm<sup>2</sup>,重度退化湿地SD深度0—100 cm土壤有机碳储量较原始泥炭地CK深度0—200 cm土壤有机碳储量降低了52.4%(*p*<0.05),中度退化沼泽湿地0—100 cm土壤有机碳储量较原始泥炭地0—200 cm土壤有机碳储量降低了64.6%(图4)。

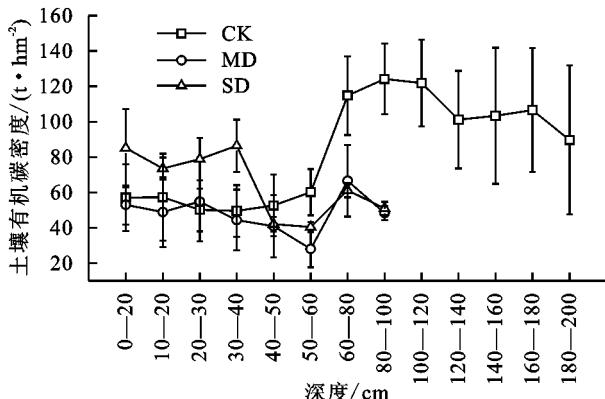


图3 退化湿地不同深度土壤有机碳密度

### 3 讨论

若尔盖高原原始泥炭地、中度退化沼泽湿地和重度退化泥炭地的土壤有机碳储量范围为 $384.73\sim1088.17\text{ t}/\text{hm}^2$ ,这个范围在其他研究区的土壤有机碳储量范围( $166.07\sim2173.91\text{ t}/\text{hm}^2$ ) (表2)。原始泥炭地CK( $1088.17\pm172.84\text{ t}/\text{hm}^2$ )、中度退化沼泽湿地MD( $384.73\pm95.57\text{ t}/\text{hm}^2$ )和重度退化泥炭地SD( $518.39\text{ t}/\text{hm}^2$ )

表2 不同地区沼泽湿地土层深度、土壤有机碳含量、土壤容重和土壤有机碳储量

研究区	湿地类型	深度/cm	土壤有机碳含量/(g·kg⁻¹)	土壤容重/(g·cm⁻³)	土壤有机碳储量/(t·hm⁻²)	参考文献
北方	泥炭地	230	517	0.112	1330	[3]
北美	泥炭地	233	501	0.095	1188.05	[17]
德国	泥炭地	200	540	0.2	2173.91	[18]
俄罗斯	泥炭地	300	560	0.08	1344.53	[19]
俄罗斯	泥炭地	200	570	0.14	1604.17	[19]
俄罗斯	泥炭地	100	570	0.14	800.00	[19]
芬兰	泥炭地	110	500	0.0781	961~1078	[20]
加拿大西部	泥炭地	249	520	0.093	1180(530~1650)	[21]
加拿大东部	泥炭地	300(100~700)	479~488	0.10~0.17	1740(1570~2230)	[22]
爱尔兰海马恩	泥炭地	48	306	0.15	224	[23]
三江平原	泥炭地	100	309.3	0.225	695.9	[24]
长白山	泥炭地	151	294.6	0.215	956.4	[24]
大兴安岭	泥炭地	75	316.3	0.217	514.8	[24]
小兴安岭	泥炭地	65	290.2	0.231	435.7	[24]
三江平原	泥炭地	200	5~470	0.10~1.50	828	[25]
三江平原	沼泽	200	5~450	0.10~1.80	274	[25]
三江平原	沼泽草甸	200	5~110	0.10~1.80	171	[25]
小兴安岭	森林泥炭地	60	443.50~503.84	0.027~0.097	166.07	[26]
小兴安岭	森林泥炭地	50	230.27~338.52	0.27~0.40	448	[27]
小兴安岭	草本泥炭地	40	30.71~516.44	0.12~1.02	200.3~354	[28]
若尔盖高原	泥炭地	139(20~600)	155.4~272.3	0.201~0.496	1035.83	[13]
若尔盖高原	泥炭地	200	178.71	0.315	1088.17	本研究
若尔盖高原	退化沼泽湿地	100	46.18	1.109	384.73	本研究
若尔盖高原	退化泥炭地	100	87.37	0.724	518.39	本研究

然而,由于全球气候变暖和人类活动的影响,若尔盖高原泥炭沼泽湿地发生了严重退化,伴随着泥炭沼泽—沼泽草甸—草甸的演替趋势<sup>[30~32]</sup>。湿地退化不可避免地要导致沼泽湿地生物因子(植物群落)和

土壤理化性质(土壤温度、土壤有机质含量和土壤容重)<sup>[30,33]</sup>,以及湿地水文发生改变<sup>[12,33~34]</sup>,进而影响湿地生态系统碳循环过程<sup>[11,31~32,35]</sup>。本研究表明,若尔盖高原泥炭沼泽湿地退化为沼泽湿地和重度退化泥

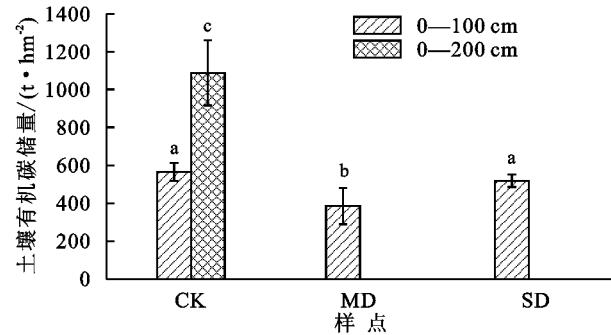


图4 退化湿地土壤有机碳储量

炭地后,土壤1 m深度,中度退化沼泽湿地土壤有机碳储量显著低于原始泥炭地(图4),原始泥炭地土层深度增加到2 m,两种退化湿地土壤有机碳储量显著低于原始泥炭地(降低了64.6%和52.4%)(图4),这与其他研究的若尔盖高原湿地退化后,0—10 cm土壤有机碳储量降低是一致的<sup>[32]</sup>。究其原因可能是沼泽湿地退化后,湿地土壤有机碳含量减少导致的<sup>[32-33]</sup>。这是由于沼泽湿地常常处于淹水和缺氧环境,动植物腐殖质残体处于厌氧环境,有机质快速分解是很难的,使得更多有机质积累于土壤中<sup>[31]</sup>,并长期以泥炭的形式存储于湿地土壤中<sup>[4,13,20]</sup>,这也就是全球泥炭湿地储存了全球陆地土壤有机碳储量(深度0—100 cm)30%左右的原因,也是全球碳循环中扮演着极其重要的作用<sup>[3-4]</sup>,并在跨越千年尺度,泥炭湿地具有全球变冷效应的原因<sup>[36]</sup>。尽管原始泥炭地深度0—100 cm土壤有机碳储量与重度退化泥炭地无显著差异( $p>0.05$ ),究其原因可能是泥炭沼泽湿地退化后,水位下降,泥炭压实,使得0—100 cm土壤有机质层已包含了湿地退化之前是1 m以下的泥炭层,导致土壤容重增加(图1),这与其他学者研究欧洲森林泥炭地排水后的土壤容重显著增加是吻合的<sup>[37]</sup>,进而可能导致土壤有机碳储量增加<sup>[38]</sup>。众所周知,湿地土壤保持着巨大的含水量,一般湿地土壤持水量高出其他陆地土壤的2~8倍<sup>[33]</sup>,一旦湿地土壤的厌氧环境发生改变,土壤有机质随之发生变化。据研究若尔盖高原原始沼泽湿地土壤含水率维持在80%~90%<sup>[39]</sup>,甚至三江平原原始沼泽湿地0—20 cm土壤含水率高达130%以上<sup>[33]</sup>,而退化沼泽湿地土壤含水率是下降的,如中度退化沼泽土壤含水率比轻度退化沼泽降低了28%<sup>[39]</sup>。因此湿地退化后,湿地土壤水位或土壤含水率下降,将引起湿地土壤由淹水的缺氧环境进入有氧环境,导致大量氧气进入土壤剖面和随之土壤温度增加后,加速土壤有机质分解<sup>[11,33]</sup>,这可能是本研究沼泽湿地退化后,土壤有机碳含量降低74.2%和51.1%的原因(图2)。另外,沼泽湿地退化程度加重,湿地土壤有机质含量不断下降,土壤水分也随疏松的有机质的减少而不再具备强大的持水能力,呈现出土壤水分继续降低的趋势<sup>[33]</sup>,可能导致了土壤有机质快速分解和土壤有机质层降低,这可能是退化沼泽/泥炭地土壤有机碳储量降低的主要原因。例如,以表2的数据资料分析泥炭地土壤有机质深度和土壤有机碳储量的相互关系,发现泥炭沼泽湿地土壤有机碳储量与有机质深度呈线性显著正相关关系(图5)。

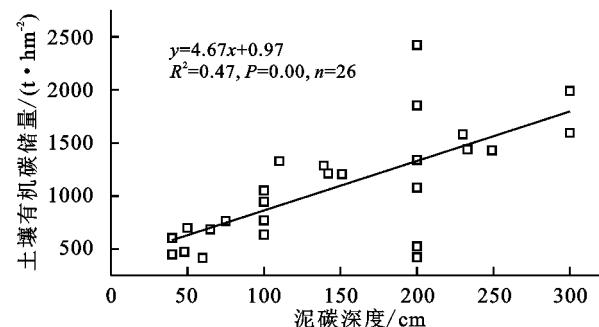


图5 泥炭深度与泥炭湿地土壤有机碳储量的关系

## 4 结论

若尔盖高原泥炭沼泽湿地退化后,土层深度为0—100 cm时,原始泥炭地土壤有机碳储量显著高于中度退化沼泽湿地为47.0%,而与重度退化泥炭地无显著差异,这可能与湿地退化,水位下降,泥炭压实,土壤容重增加有关。然而,原始泥炭地土层深度增加到0—200 cm后,退化沼泽湿地土壤有机碳储量较原始泥炭地(0—200 cm)降低超过50%,这可能是土壤有机碳含量降低的原因。尽管如此,若尔盖高原退化湿地土壤有机碳储量仍是中国和全球陆地土壤有机碳储量的数倍,表明若尔盖高原湿地仍是一个较大的碳汇储存潜力,进而恢复与保护该区域湿地可能是缓减气候变化的最低成本策略。

致谢:感谢若尔盖高寒湿地生态系统国家定位观测研究站和若尔盖湿地国家级自然保护区管理局的大力支持和帮助。

### 参考文献:

- [1] 程肖侠,延晓冬.气候变化对中国大兴安岭森林演替动态的影响[J].生态学杂志,2007,26(8):1277-1284.
- [2] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis [R]// Stocker T F, Qin D, Plattner G K, et al. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013.
- [3] Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming[J]. Ecological Applications, 1991,1(2):182-195.
- [4] Yu Z, Julie L, Brosseau D P, et al. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum[J]. Geophysical Research Letters, 2010,37(13):69-73.
- [5] 周文昌,崔丽娟.泥炭湿地碳储量核算与其影响因素分析[J].土壤学报,2014,51(2):226-237.
- [6] Eswaran H, Berg E V D, Reich P. Organic carbon in soils of the world[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993,57(1):192-194.
- [7] Laiho R. Decomposition in peatlands: reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water

- levels[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(8): 2011-2024.
- [8] Turunen J, Tahvanainen T, Tolonen K, et al. Carbon accumulation in West Siberian Mires, Russia[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2001, 15(2): 285-296.
- [9] Wang M, Chen H, Wu N, et al. Carbon dynamics of peatlands in China during the Holocene[J]. *Quaternary Science Reviews*, 2014, 99(9): 34-41.
- [10] Morenomateos D, Power M E, Comín F A, et al. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems [J]. *Plos Biology*, 2012, 10(1): e1001247, doi: 10.1371/journal.pbio.1001247.
- [11] 宋长春, 阎百兴, 王毅勇, 等. 沼泽湿地开垦对土壤水热条件和性质的影响[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(6): 144-147.
- [12] 李宁云, 袁华, 田昆, 等. 滇西北纳帕海湿地景观格局变化及其对土壤碳库的影响[J]. *生态学报*, 2011, 31(24): 7388-7396.
- [13] Chen H, Yang G, Peng C, et al. The carbon stock of alpine peatlands on the Qinghai-Tibetan Plateau during the Holocene and their future fate[J]. *Quaternary Science Reviews*, 2014, 95(7): 151-158.
- [14] 刘红玉, 白云芳. 若尔盖高原湿地资源变化过程与机制分析[J]. *自然资源学报*, 2006, 21(5): 810-818.
- [15] Xiang S, Guo R, Wu N, et al. Current status and future prospects of Zoige Marsh in Eastern Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(4): 553-562.
- [16] 周文昌, 索郎夺尔基, 崔丽娟, 等. 排水对若尔盖高原泥炭地土壤有机碳储量的影响[J]. *生态学报*, 2016, 36(8): 2123-2132.
- [17] Gorham E, Lehman C, Dyke A, et al. Long-term carbon sequestration in North American peatlands [J]. *Quaternary Science Reviews*, 2012, 58(60): 77-82.
- [18] Höper H. Carbon and nitrogen mineralisation rates of fens in Germany used for agriculture: a review[M]// Broll G, Merbach W, Pfeiffer E M. *Wetlands in Central Europe*. Berlin: Springer, 2002: 149-164.
- [19] Botch M S, Kobak K I, Vinson T S, et al. Carbon pools and accumulation in peatlands of the Former Soviet Union [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, 9(1): 37-46.
- [20] Turunen J, Tomppo E, Tolonen K, et al. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland-application to boreal and subarctic regions [J]. *The Holocene*, 2002, 12(1): 69-80.
- [21] Beilman D W, Vitt D H, Bhatti J S, et al. Peat carbon stocks in the southern Mackenzie River Basin: uncertainties revealed in a high-resolution case study[J]. *Global Change Biology*, 2008, 14(6): 1221-1232.
- [22] Akumu C E, McLaughlin J W. Regional variation in peatland carbon stock assessments, northern Ontario, Canada[J]. *Geoderma*, 2013, 209(11): 161-167.
- [23] Weissert L F, Disney M. Carbon storage in peatlands: A case study on the Isle of Man[J]. *Geoderma*, 2013, 204-205(4): 111-119.
- [24] Xing W, Bao K, Gallego-Sala A V, et al. Climate controls on carbon accumulation in peatlands of Northeast China[J]. *Quaternary Science Reviews*, 2015, 115: 78-88.
- [25] Zhang W J, Xiao H A, Tong C L, et al. Estimating organic carbon storage in temperate wetland profiles in northeast china[J]. *Geoderma*, 2008, 146: 311-316.
- [26] 蔡体久, 辛国辉, 张阳武, 等. 小兴安岭泥炭藓湿地土壤有机碳分布特征[J]. *中国水土保持科学*, 2010, 8(5): 109-113.
- [27] 周文昌. 火干扰对小兴安岭森林沼泽生态系统碳储量的影响研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2012.
- [28] 满秀玲, 刘斌, 李奕. 小兴安岭草本泥炭沼泽土壤有机碳、氮和磷分布特征[J]. *北京林业大学学报*, 2010(6): 48-53.
- [29] Xie Z, Zhu J, Liu G, et al. Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s[J]. *Global Change Biology*, 2007, 13(9): 1989-2007.
- [30] 杨永兴, 李珂, 杨杨. 排水疏干胁迫下若尔盖高原沼泽退化评价指标体系[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(7): 1826-1836.
- [31] Huo L, Chen Z, Zou Y, et al. Effect of Zoige alpine wetland degradation on the density and fractions of soil organic carbon[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 51(1): 287-295.
- [32] Luan J, Cui L, Xiang C, et al. Soil carbon stocks and quality across intact and degraded alpine wetlands in Zoige, east Qinghai-Tibet Plateau[J]. *Wetlands Ecology & Management*, 2014, 22(4): 427-438.
- [33] 王世岩. 三江平原退化湿地土壤物理特征变化分析[J]. *水土保持学报*, 2004, 18(3): 167-170.
- [34] Bai J, Lu Q, Zhao Q, et al. Effects of alpine wetland landscapes on regional climate on the Zoige Plateau of China [J]. *Advances in Meteorology*, 2013, 2013(5): 1-7.
- [35] Gao J, Zhang X, Lei G, et al. Soil organic carbon and its fractions in relation to degradation and restoration of wetlands on the Zoige Plateau, China [J]. *Wetlands*, 2014, 34(2): 235-241.
- [36] Frolking S, Roulet N T. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions[J]. *Global Change Biology*, 2007, 13(5): 1079-1088.
- [37] Minkkinen K, Laine J. Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland[J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 1998, 28(2): 178-186.
- [38] Minkkinen K, Laine J. Long-term effect of forest drainnge on the peat carbon stores of pine mires in Finland[J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 1998, 28(9): 1267-1275.
- [39] 李珂, 杨永兴, 杨杨, 等. 放牧胁迫下若尔盖高原沼泽退化特征及其影响因子[J]. *生态学报*, 2011, 31(20): 5956-5969.