

垦殖对川西北高寒草地土壤有机氮组分的影响

何剑锋, 胡玉福, 杨泽鹏, 段 皓, 凌 静,
肖海华, 舒向阳, 李正青, 阳 帆, 李玥菽

(四川农业大学资源学院, 成都 611130)

摘要: 不合理的垦殖是造成土壤退化的主要原因之一。为了揭示垦殖对高寒草地土壤有机氮组分变化特征的影响, 以垦殖 1, 3, 10, 16, 27, 40 年后的川西北高寒草地为研究对象, 以未垦殖的天然草地为对照, 通过土壤采样与分析, 研究了垦殖对川西北高寒草地酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮变化特征的影响。结果表明: 在川西北高寒草地垦殖过程中, 随着垦殖年限的增加, 引起了酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮含量的显著下降 ($P < 0.05$), 特别是在 0—20 cm 土层, 分别降低了 72.15%, 62.72%, 66.08%, 63.44%, 94.00%, 51.78%。有机氮组分中下降程度最大的是酸解未知氮。从不同垦殖年限看, 酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮含量下降主要发生在垦殖前 10 年, 随着垦殖年限的增加年平均减少率逐渐降低。因此, 减少高寒草地垦殖对于促进川西北高原生态系统平衡和高寒草地可持续发展具有重要意义。

关键词: 垦殖; 高寒草地; 土壤有机氮组分

中图分类号: S151.9; S812.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)05-0246-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbxb.2018.05.040

Effects of Cultivation on Soil Organic Nitrogen Components in Alpine-cold Grassland in Northwest Sichuan

HE Jianfeng, HU Yufu, YANG Zepeng, DUAN Hao, LING Jing,

XIAO Haihua, SHU Xiangyang, LI Zhengqing, YANG Fan, LI Yueqiu

(College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130)

Abstract: Unreasonable cultivation is one of the main causes of soil degradation. In order to reveal the effect of cultivation on the change characteristics of soil organic nitrogen in alpine grassland, this study took alpine meadows of northwestern Sichuan after cultivation for 1, 3, 10, 16, 27 and 40 years as research objects and the uncultivated natural grassland as the control. The effects of cultivation on total acid hydrolysable nitrogen (TAHN), acid solution of ammonium nitrogen (ASAN), amino sugar nitrogen (ASN), amino acid nitrogen (AAN), acid hydrolysable unknown nitrogen (AHUN) and acid insoluble nitrogen (NAHN) were studied through soil sampling and analysis. The results showed that the contents of TAHN, ASAN, ASN, AAN, AHUN and NAHN decreased significantly ($P < 0.05$) with the increasing of cultivation years in the alpine grassland in northwestern Sichuan, especially in 0—20 cm soil layer, which decreased by 72.15%, 62.72%, 66.08%, 63.44%, 94.00% and 51.78%, respectively. The AHUN was the most significant decrease among the organic nitrogen components. The decrease of TAHN, ASAN, ASN, AAN, AHUN and NAHN mainly occurred in the first ten years of cultivation, and the annual average reduce rate decreased with the increasing of reclamation years. Therefore, reducing the reclamation of alpine grassland is important to promote the ecosystem balance and sustainable development of alpine grassland in the northwest Sichuan Plateau.

Keywords: continuous cultivation; alpine-cold grassland; soil organic nitrogen components

川西北高原草地属大陆性高原寒温带半湿润季风气候,是我国草地生态系统的重要组成区域,同时也是全球高寒草地的典型区域。川西北高原是我国长江、黄河两大水系的重要水源涵养区和重要生态屏障,对我国西南地区起重要的生态屏障作用,在环境保护与生态安全上的地位极其重要^[1-2]。近年来,随着人口数量的不断增长,受经济利益的驱使,川西北高寒草地被垦殖过度,水土流失严重,自然灾害频发,区域的生态平衡失调^[3],不仅阻碍了当地畜牧业和区域经济的可持续发展,甚至还可能进一步影响长江、黄河中下游的生态可持续发展^[4]。因此,研究垦殖对川西北高寒草地的影响对生态系统保护有重大意义,有利于为生态系统合理开发利用提供科学依据。

土壤有机氮通过直接或间接影响微生物活性和营养元素的有效性在植物营养中扮演重要的角色,它也是交换性 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的源和汇,长久以来一直受到研究者的极大关注^[5-6]。然而有机氮的组成成分比较复杂,主要包括蛋白质、核酸、氨基糖及氨基酸等^[7],难以单独分离测定。1965年,国外学者^[8]提出了采用酸解的方法对土壤有机氮进行分组,将其分为酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮、酸不溶性氮,极大地促进了对土壤有机氮组分的研究。

对于土壤有机氮也有很多学者进行了研究。查春梅等^[9]认为,有机氮组分因受环境因素和植物同化产物影响而最易发生变化,草地垦殖对 0—20 cm 土层有机氮组分的影响最大。张玉玲等^[10]研究表明,在 0—60 cm 土层,土壤有机氮均以酸不溶性氮为主,且酸解性全氮及酸解各组分氮含量及其占全氮的比例总体上以表层土壤(0—20 cm)为最高,0—60 cm 土层土壤酸解性全氮含量及 0—40 cm 土层土壤酸解各组分氮含量均随土层深度增加而下降。Saggar 等^[11]研究表明,草地垦殖 34 年后,种植黑麦草和三叶草的土地比未垦殖的天然草地土壤有机氮下降了 30%~60%,微生物氮含量远低于天然草地。在对不同土壤中各有机氮组分含量研究时,发现对组分的研究结果差异甚大^[9]。富东英等^[12]研究表明,各组分对氮素营养贡献大小为氨基酸态氮>酸解铵态氮>酸解未知氮>氨基糖态氮。王媛等^[13]研究指出,培养后土壤有机氮各组分含量高低顺序为酸不溶性氮>氨基酸态氮>酸解未知氮>酸解铵态氮>氨基糖态氮。李菊梅等^[14]指出,土壤可矿化氮主要来自酸解氮,特别是酸解铵态氮和氨基酸态氮。Zhang 等^[15]研究认为,酸解铵态氮和氨基酸态氮含量与有机氮的矿化速率呈线性相关,被认为是土壤易矿化有机氮的主要来源,易矿化活性有机氮能促进土壤有机

氮的矿化,提高土壤无机氮的供应能力。

近些年来关于垦殖草地对土壤氮及其组分的研究主要在农牧交错带、干旱和半干旱地区,而对于高寒草地垦殖却鲜有报道。高寒草地是一个特殊的生态系统,其养分循环不同于其他生态系统,家畜的采食、践踏和排泄等对土壤氮素的矿化都会产生很大影响。因此,研究不同垦殖年限下土壤氮组分变化特征对高寒草地生态系统合理开发利用和保护有着重大意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域地处四川省红原县(31°51′—33°07′ N, 101°51′—102°37′ E),位于青藏高原东部若尔盖高寒草原,平均海拔 3 600 m 以上,属大陆性高原寒温带季风气候。年均气温 1.1 °C,年均日照时间 2 158.7 h,年均降水量 753 mm,降水集中于每年的 5—8 月,年均积雪期 76 天。地势由东南向西北倾斜,地貌由山原向丘状高原过渡。主要的土地利用方式是牧草地,牦牛(*Bos mutus*)为主要畜牧牲畜。主要植物为华扁穗草(*Blysmussinocompressus*)、垂穗披碱草(*Elymusibiricus*)、线叶嵩草(*Kobresiacapillifolia*)、赖草(*Leymussecalinus*)、淡黄香青(*Anaphalisflavescens*, *Kobresiasetchwanensis*)和沙生藁草(*Carexpraeclara*)等。主要的土壤类型是亚高山草甸土,有部分沼泽土及沼泽化草甸土^[13]。近年来,由于人口的迅速增长,受经济利益的趋势,部分天然草地被开垦种植大白菜(*Brassica rapa pekinensis*)、莴苣(*Lactuca sativa* Linn)和马铃薯(*Solanum tuberosum* L)等蔬菜。

1.2 试验设计与土壤采样

于 2015 年 11 月,在红原县对垦殖草地用于种植蔬菜的农户进行实地调查,同时保证研究地条件(如地形、坡度、坡向和植被)大致一致的基础上,分别选择垦殖年限为 1, 3, 10, 16, 27, 40 年的耕地为试验对象,以耕地附近未垦殖的天然草地为对照(CK)。由于红原县高寒草地土壤含水量高,土壤肥力高,当地农户在马铃薯和大白菜种植过程中没有施用化肥。试验地种植蔬菜为马铃薯(青海大学清二号)和大白菜(西北农林科技大学二号)。种植马铃薯和大白菜的土地为深耕 35 cm,种植深度为 8, 5 cm,行距为 50, 70 cm,株距为 25, 50 cm。马铃薯通常在 4 月种植,每年 7 月收获。大白菜一般在 7 月种植,每年 10 月收获。

土壤采样时每个试验地布设 5 个 20 m×20 m 的试验小区,每个试验小区中随机采集 5 个土壤样品。土壤样品分为 0—20, 20—40, 40—60 cm 3 个土层进行采样,采用直径 7.5 cm 的土钻进行收集。从

每个土层得到 5 个样本合并后,带回实验室,通风干燥,过 0.25 mm 筛。

1.3 测定方法

土壤颗粒组成采用比重计法测定。土壤有机氮组分采用酸水解—蒸馏法测定。将待测土样用 6 mol/L 的 HCl 于 120 ℃水解 12 h 制备酸解液,以此酸解液为母液分别测定酸解性全氮(凯氏法测定)、酸解铵态氮(氧化镁蒸馏法测定)、氨基酸态氮(茚三酮氧化,磷酸盐—硼酸盐缓冲液蒸汽蒸馏法测定)^[8]。氨基糖态氮=酸解铵态氮和氨基糖态氮总量—氨基糖态氮;酸解未知氮=酸解性全氮—酸解铵态氮—氨基糖态氮—氨基酸态氮;酸不溶性氮=全氮—酸解性全氮。

1.4 统计分析

使用 Excel 2010 和 SAS 8.0 软件进行分析。对不同垦殖年限下土壤理化性质变化的差异评价使用单因素方

差分析(ANOVA)和最小显著性差异分析($P<0.05$)。

2 结果与分析

2.1 草地垦殖过程中土壤颗粒组成变化特征

在草地垦殖过程中,随着垦殖年限的增加,土壤颗粒组成呈现出砂粒(2~0.02 mm)含量显著上升($P<0.05$),粉粒(0.02~0.002 mm)含量和黏粒(<0.002 mm)含量显著下降(图 1)。草地垦殖 40 年后,在 0—20 cm 土层,砂粒含量上升到 73.49%,显著高于未开垦草地的砂粒含量(60.28%),砂粒含量上升了 13.21%;粉粒含量下降到 13.54%,显著低于未开垦草地的粉粒含量(17.41%),粉粒含量下降了 3.87%;黏粒含量下降到 12.97%,显著低于未开垦草地的黏粒含量(22.31%),黏粒含量下降了 9.34%。随着土层深度的增加,砂粒、粉粒和黏粒含量均显现出类似的变化规律。

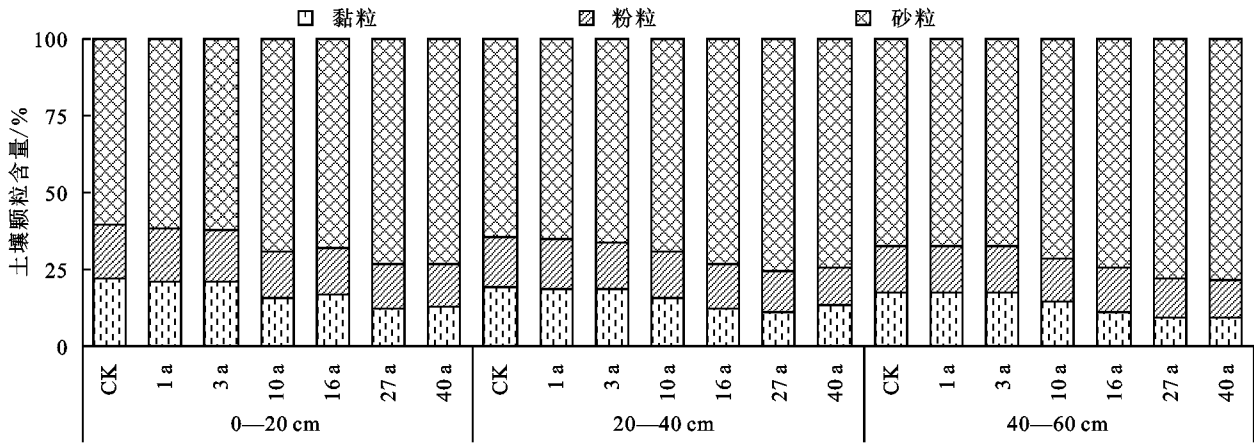


图 1 不同垦殖年限下土壤颗粒组成的变化特性

2.2 草地垦殖过程中酸解性全氮变化特征

由表 1 可知,草地经过 40 年的垦殖,酸解性全氮在 0—20,20—40,40—60 cm 土层都显著下降($P<0.05$),在 0—20 cm 土层,酸解性全氮下降最显著。草地垦殖 40 年后,酸解性全氮下降到 1.48 g/kg,显著低于未开垦草地的含量(5.30 g/kg),酸解性全氮下降了 72.15%。随着土层深度的增加,酸解性全氮的下降速度逐渐降低。草地垦殖 40 年后,在 20—40 cm 土层酸解性全氮下降了 54.38%,在 40—60 cm

土层酸解性全氮下降了 33.07%,均低于 0—20 cm 土层的下降率。垦殖初期,酸解性全氮下降最快,随着垦殖年限的增加,酸解性全氮的下降速度逐渐降低。在 0—20 cm 土层,垦殖 0~1,1~3,3~10,10~16,16~27,27~40 年酸解性全氮的年平均减少率分别为 10.51%,7.56%,3.51%,5.01%,1.34%,1.42%。研究表明,在土壤剖面上,酸解性全氮的下降主要发生 0—20 cm 土层;在整个垦殖过程中,酸解性全氮的下降主要发生在垦殖初期。

表 1 不同垦殖年限下酸解性全氮的变化特性

土层	酸解性全氮/(g·kg ⁻¹)						
深度/cm	CK	1 a	3 a	10 a	16 a	27 a	40 a
0—20	5.30±0.06a	4.75±0.04b	4.03±0.05c	3.04±0.13d	2.13±0.24e	1.81±0.06f	1.48±0.03g
20—40	2.56±0.07a	2.36±0.04b	2.18±0.04c	1.87±0.01d	1.64±0.11e	1.31±0.12f	1.17±0.05g
40—60	1.55±0.05a	1.51±0.02a	1.40±0.02b	1.30±0.20c	1.24±0.04c	1.24±0.07c	1.04±0.02d

注:表中数据为平均值±标准误差;不同小写字母表示相同土层不同年限间差异显著($P<0.05$)。下同。

2.3 草地垦殖过程中酸解铵态氮变化特征

草地经过 40 年的垦殖,酸解铵态氮在 0—20,20—40,40—60 cm 土层都呈现出显著的下降($P<0.05$)(表 2)。特别是在 0—20 cm 土层,酸解铵态氮的下降是最显

著的。草地垦殖 40 年后,酸解铵态氮下降到 0.59 g/kg,显著低于未开垦草地的酸解铵态氮(1.59 g/kg),酸解铵态氮下降了 62.72%。随着土层深度的增加,酸解铵态氮的下降速度在降低。草地垦殖 40 年后,在 20—40 cm

土层酸解铵态氮下降了 52.81%，在 40—60 cm 土层酸解铵态氮下降了 32.67%，均低于 0—20 cm 土层的下降率。垦殖初期，酸解铵态氮下降最快，随着垦殖年限的增加，酸解铵态氮的下降速度逐渐降低。在 0—20 cm 土层，垦殖 0~1,1~3,3~10,10~16,16~

27,27~40 年酸解铵态氮的年平均减少率分别为 11.90%，4.05%，3.82%，4.14%，0.43%，0.94%。研究表明，在土壤剖面上，酸解铵态氮的下降主要发生 0—20 cm 土层；在整个垦殖过程中，酸解铵态氮的下降主要发生在垦殖初期。

表 2 不同垦殖年限下酸解铵态氮的变化特性

土层	酸解铵态氮/(g·kg ⁻¹)						
深度/cm	CK	1 a	3 a	10 a	16 a	27 a	40 a
0—20	1.59±0.03a	1.40±0.05b	1.29±0.01c	0.94±0.02d	0.71±0.01e	0.68±0.03f	0.59±0.00g
20—40	0.87±0.00a	0.80±0.02b	0.73±0.01c	0.66±0.01d	0.64±0.02e	0.50±0.01f	0.41±0.01g
40—60	0.59±0.03a	0.58±0.00a	0.48±0.02b	0.47±0.04b	0.46±0.01b	0.42±0.01c	0.40±0.01d

2.4 草地垦殖过程中氨基糖态氮变化特征

由表 3 可知，草地经过 40 年的垦殖，氨基糖态氮在 0—20,20—40,40—60 cm 土层都呈现出显著的下降($P<0.05$)。特别是在 0—20 cm 土层，氨基糖态氮的下降是最显著的。草地垦殖 40 年后，氨基糖态氮下降到 184.46 mg/kg，显著低于未开垦草地的氨基糖态氮(544.30 mg/kg)，氨基糖态氮下降了 66.08%。随着土层深度的增加，氨基糖态氮的下降速度在降低。草地垦殖 40 年后，在 20—40 cm 土层氨基糖态氮下降了

53.50%，在 40—60 cm 土层氨基糖态氮下降了 17.40%，均低于 0—20 cm 土层的下降率。垦殖初期，氨基糖态氮下降最快，随着垦殖年限的增加，氨基糖态氮的下降速度逐渐降低。在 0—20 cm 土层，垦殖 0~1,1~3,3~10,10~16,16~27,27~40 年氨基糖态氮的年平均减少率分别为 13.89%，4.52%，3.99%，2.86%，1.68%，0.84%。研究表明，在土壤剖面上，氨基糖态氮的下降主要发生 0—20 cm 土层；在整个垦殖过程中，氨基糖态氮的下降主要发生在垦殖初期。

表 3 不同垦殖年限下氨基糖态氮的变化特性

土层	氨基糖态氮/(mg·kg ⁻¹)						
深度/cm	CK	1 a	3 a	10 a	16 a	27 a	40 a
0—20	544.30±9.43a	468.71±1.87b	426.13±19.29c	307.10±5.43d	254.34±5.43e	207.35±0.73f	184.65±18.46g
20—40	330.28±13.03a	327.49±5.25a	312.89±1.29b	246.49±1.80c	203.59±0.36d	157.18±0.72e	153.58±13.36e
40—60	107.24±0.72a	102.68±8.77ab	103.68±2.37ab	99.06±0.72bc	95.90±0.36cd	92.20±0.72de	88.59±0.54e

2.5 草地垦殖过程中氨基酸态氮变化特征

由表 4 可知，草地经过 40 年的垦殖，氨基酸态氮在 0—20,20—40,40—60 cm 土层都呈现出显著的下降($P<0.05$)，而在 40—60 cm 土层氨基酸态氮变化不显著($P>0.05$)。特别是在 0—20 cm 土层，氨基酸态氮的下降是最显著的。草地垦殖 40 年后，氨基酸态氮下降到 0.61 g/kg，显著低于未开垦草地的氨基酸态氮(1.67 g/kg)，氨基酸态氮下降了 63.44%。随着土层深度的增加，氨基酸态氮的下降速度在降低。草地垦殖 40 年后，在 20—40 cm 土层氨基酸态

氮下降了 52.19%，在 40—60 cm 土层氨基酸态氮的变化不显著，但是也下降了 14.44%，均低于 0—20 cm 土层的下降率。垦殖初期，氨基酸态氮下降最快，随着垦殖年限的增加，氨基酸态氮的下降速度逐渐降低。在 0—20 cm 土层，垦殖 0~1,1~3,3~10,10~16,16~27,27~40 年氨基酸态氮的年平均减少率分别为 6.82%，6.77%，4.03%，1.12%，0.77%，2.00%。研究表明，在土壤剖面上，氨基酸态氮的下降主要发生 0—20 cm 土层；在整个垦殖过程中，氨基酸态氮的下降主要发生在垦殖初期。

表 4 不同垦殖年限下氨基酸态氮的变化特性

土层	氨基酸态氮/(g·kg ⁻¹)						
深度/cm	CK	1 a	3 a	10 a	16 a	27 a	40 a
0—20	1.67±0.15a	1.56±0.02a	1.35±0.03b	0.97±0.04c	0.90±0.21c	0.83±0.13c	0.61±0.01d
20—40	0.86±0.06a	0.78±0.10ab	0.73±0.05b	0.66±0.14bc	0.60±0.03c	0.51±0.11cd	0.41±0.10d
40—60	0.45±0.02a	0.43±0.06a	0.43±0.06a	0.42±0.04a	0.41±0.07a	0.40±0.07a	0.38±0.01a

2.6 草地垦殖过程中酸解未知氮变化特征

由表 5 可知，草地经过 40 年的垦殖，酸解未知氮在 0—20,20—40,40—60 cm 土层都呈现出显著的下降($P<0.05$)。特别是在 0—20 cm 土层，酸解未知氮的下降是最显著的。草地垦殖 40 年后，酸解未知

氮下降到 0.09 g/kg，显著低于未开垦草地的酸解未知氮(1.50 g/kg)，酸解未知氮下降了 94.00%。随着土层深度的增加，酸解未知氮的下降速度在降低。草地垦殖 40 年后，在 20—40 cm 土层酸解未知氮下降了 61.48%，在 40—60 cm 土层酸解未知氮下降了

58.46%，均低于 0—20 cm 土层的下降率。垦殖初期，酸解未知氮下降最快，随着垦殖年限的增加，酸解未知氮的下降速度虽然有波动，但是总体显现降低趋势。在 0—20 cm 土层，垦殖 0~3,3~10,10~40 年酸解

未知氮的年平均减少率分别为 11.78%,4.64%,2.18%。研究表明，在土壤剖面上，酸解未知氮的下降主要发生 0—20 cm 土层；在整个垦殖过程中，酸解未知氮的下降主要发生在垦殖初期。

表 5 不同垦殖年限下酸解未知氮的变化特性

土层 深度/cm	酸解未知氮/(g·kg ⁻¹)						
	CK	1 a	3 a	10 a	16 a	27 a	40 a
0—20	1.50±0.02a	1.32±0.01b	0.97±0.01c	0.65±0.02d	0.26±0.04e	0.10±0.02f	0.09±0.00f
20—40	0.50±0.01a	0.46±0.01b	0.41±0.01c	0.29±0.01d	0.20±0.02e	0.14±0.02f	0.19±0.01e
40—60	0.40±0.01a	0.39±0.01a	0.39±0.01a	0.31±0.01b	0.27±0.01b	0.32±0.01b	0.17±0.01c

2.7 草地垦殖过程中酸不溶性氮变化特征

由表 6 可知，草地经过 40 年的垦殖，酸不溶性氮在 0—20,20—40,40—60 cm 土层都呈现出显著的下降($P<0.05$)。特别是在 0—20 cm 土层，酸不溶性氮的下降是最显著的。草地垦殖 40 年后，酸不溶性氮下降到 0.48 g/kg，显著低于未开垦草地的酸不溶性氮(0.99 g/kg)，酸不溶性氮下降了 51.78%。随着土层深度的增加，酸不溶性氮的下降速度在降低。草地垦殖 40 年后，在 20—40 cm 土层酸不溶性氮下

降了 44.95%，在 40—60 cm 土层酸不溶性氮从高点下降了 25.08%，均低于 0—20 cm 土层的下降率。垦殖初期，酸不溶性氮下降最快，随着垦殖年限的增加，酸不溶性氮的下降速度逐渐降低。在 0—20 cm 土层，垦殖 0~1,1~3,3~16,16~40 年酸不溶性氮的年平均减少率分别为 30.91%,1.28%,1.08%,0.70%。研究表明，在土壤剖面上，酸不溶性氮的下降主要发生 0—20 cm 土层；在整个垦殖过程中，酸不溶性氮的下降主要发生在垦殖初期。

表 6 不同垦殖年限下酸不溶性氮的变化特性

土层 深度/cm	酸不溶性氮/(g·kg ⁻¹)						
	CK	1 a	3 a	10 a	16 a	27 a	40 a
0—20	0.99±0.07a	0.68±0.05b	0.67±0.02b	0.31±0.05e	0.57±0.06c	0.58±0.04c	0.48±0.01d
20—40	1.16±0.07a	1.04±0.02b	0.81±0.04c	0.57±0.01e	0.58±0.11de	0.53±0.04e	0.64±0.05d
40—60	1.02±0.07a	0.96±0.03a	0.97±0.02a	0.89±0.02b	0.87±0.03b	0.55±0.03d	0.76±0.02c

3 讨论

土壤有机氮含量的多少不但对维持土壤氮素肥力有重要意义，而且能够决定土壤供氮能力，其含量是表征土壤肥力的重要指标^[16]。土壤有机氮的组成、含量及其矿化的难易程度与土壤供氮特性有着密切的关系^[17]。

本研究表明，随着草地垦殖的进程，土壤酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮含量及降低幅度呈逐渐降低的变特征，且表层 0—20 cm 土层减少数量及下降幅度均较下层土壤更明显。这与全氮的变化特征相同。但是草地垦殖进程中，酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮含量的变化存在较大差异。在 0—20 cm 土层降低幅度分别达 72.15%,62.72%,66.08%,63.44%,94.00%,51.78%。降低幅度不同的原因可能是因为有机氮组分的累积速率与其被矿化的难易程度密切相关，已有研究^[18]表明，酸解未知氮对土壤中可矿化氮的影响极其显著，其作用仅次于氨基酸态氮。而在本研究中垦殖对酸解未知氮的影响也是极为显著，甚至降低幅度最大。采用 Bremner 酸水解有机氮分级方法测得

的酸不溶性氮是以杂环氮或与杂环和芳香环结合态存在^[8]。而杂环类化合物或芳香环类化合物均为稳定性氮化合物，不易被矿化^[19]。因此，可以认为酸不溶性氮主要以难矿化的稳定性有机氮为主，所以酸不溶性氮的降低幅度比较低。而酸解铵态氮、氨基糖态氮和氨基酸态氮等则比较容易被矿化，其含量决定易矿化氮的矿化速率^[14,20]。因此，在垦殖过程中酸解铵态氮、氨基糖态氮和氨基酸态氮的矿化速率相比酸不溶性氮较大，下降的幅度也较大。

此外，本研究指出在垦殖过程中有机氮组分在全氮中的分配比例不同，在 0—20 cm 土层酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮分别占全氮的 75.73%~90.75%,25.28%~30.26%,8.63%~9.47%,26.55%~34.73%,4.18%~24.31%,9.25%~24.62%(表 7)。垦殖前的天然草地有机氮组分占全氮的比例为氨基酸态氮>酸解铵态氮>酸解未知氮>酸不溶性氮>氨基糖态氮。经过 40 年的垦殖有机氮各组分的分布变为氨基酸态氮>酸解铵态氮>酸不溶性氮>氨基糖态氮>酸解未知氮，而其他学者对于组分的研究也有不同的结果。富东英等^[12]研究指出，各有机氮组分含量高低顺序为酸解未知氮>氨基酸态氮>酸解铵态氮>氨

基糖态氮。王媛等^[13]研究表明,培养后有机氮各组分含量高低顺序为酸不溶性氮>氨基酸态氮>酸解未知氮>酸解铵态氮>氨基糖态氮。可能是由于研究地土壤类型的差异引起研究结果不同。富东英等^[12]研究的是黑龙江省密山市的白浆土;王媛等^[13]研究的是黄土高原南部的黄土土壤,其研究都是在干旱半干旱地区。本文的研究地处于高寒半湿润地区,土壤背景值及水热气等条件均存在差异。也可能是由于耕作方式的差异引起的。富东英等^[12]和王媛等^[13]研究的是在长期施肥、培肥情况下研究垦殖对土壤有机氮的影响。本研究则是在未施肥的情况下研究垦殖土壤有机氮的影响。其中经过 40 年的垦殖氨基酸态氮占全氮的比例上升了 4.73%,酸解铵态氮占全氮的比例上升了 4.98%,酸不溶性氮占全氮的比例上升了 8.88%,而酸解未知氮占全氮的比例下降了 19.23%。原因可能是由于在垦殖过程中经过物理化学微生物的作用,部分酸解未知氮可能先转化为了氨基酸态氮和酸解铵态氮,再转化为可矿化氮供作物吸收利用;剩下部分酸解未知氮可能转化为了较为稳定的氮化合物酸不溶性氮。而土壤中的氨基糖态氮主要存在于土壤微生物细胞壁残留物中^[21],在土壤中较为稳定,且与酸解未知氮等其他有机氮组分来源不同,所以在垦殖过程中氨基糖态氮占全氮的比例变化不大。

表 7 不同垦殖年限下 0—20 cm 土层土壤氮组分占全氮比例

垦殖 年限/a	酸解性 全氮/%	酸解 铵态氮/%	氨基 糖态氮/%	氨基 酸态氮/%	酸解 未知氮/%	酸不 溶性氮/%
CK	84.26	25.28	8.65	26.55	23.85	15.74
1	87.48	25.78	8.63	28.73	24.31	12.52
3	85.74	27.45	9.07	28.72	20.64	14.26
10	90.75	28.06	9.17	28.96	19.40	9.25
16	78.89	26.30	9.42	33.33	9.63	21.11
27	75.73	28.45	8.68	34.73	4.18	24.27
40	75.90	30.26	9.47	31.28	4.62	24.62

4 结 论

(1)在川西北高寒草地垦殖过程中,随着垦殖年限的增加,引起了酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮含量显著下降($P<0.05$)。有机氮组分中下降程度最大的是酸解未知氮。

(2)从有机氮组分在土壤剖面上的变化趋势看,0—20 cm 土层酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性氮变化最显著,分别降低了 72.15%,62.72%,66.08%,63.44%,94.00%,51.78%。

(3)从不同垦殖年限看,酸解性全氮、酸解铵态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮、酸解未知氮和酸不溶性

氮含量的下降主要发生在垦殖前 10 年,随着垦殖年限的增加年平均减少率逐渐降低。因此,减少高寒草地垦殖对于促进川西北高原生态系统平衡和高寒草地可持续发展具有重要意义。

参考文献:

[1] 张瑞珍,张新跃,何光武,等. 川西北高寒牧区紫花苜蓿和披碱草生产性能研究[J]. 草地学报,2015,23(4):874-877.

[2] 万婷,涂卫国,席欢,等. 川西北不同程度沙化草地植被和土壤特征研究[J]. 草地学报,2013,21(4):650-657.

[3] 张新跃,周俗. 川西北牧区草地资源的保护与畜牧业发展对策[J]. 草业与畜牧,2000(1):4-9.

[4] 李守剑,贾程. 川西北高寒草地退化成因及恢复对策[J]. 四川林业科技,2013,34(6):89-92.

[5] 薛菁芳,陈书强,汪景宽. 玉米秸秆对棕壤中可溶性无机氮和有机氮的影响[J]. 黑龙江农业科学,2011(4):41-45.

[6] 肖伟伟,范晓晖,杨林章,等. 长期定位施肥对潮土有机氮组分和有机碳的影响[J]. 土壤学报,2009,46(2):274-280.

[7] Schulten H R, Schnitzer M. The chemistry of soil organic nitrogen: A review [J]. Biology & Fertility of Soils, 1997, 26(1): 1-15.

[8] Bremner J M. Organic forms of nitrogen [M]. Madison: American Society of Agronomy, 1965: 1238-1255.

[9] 查春梅,颜丽,郝长红,等. 不同土地利用方式对棕壤有机氮组分及其剖面分布的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2007,13(1):22-26.

[10] 张玉玲,陈温福,虞娜,等. 长期不同土地利用方式对潮棕壤有机氮组分及剖面分布的影响[J]. 土壤学报,2012,49(4):740-747.

[11] Saggar S, Yeates G W, Shepherd T G. Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand [J]. Soil & Tillage Research, 2001, 58(1/2): 55-68.

[12] 富东英,田秀平,薛菁芳,等. 长期施肥与耕作对白浆土有机态氮组分的影响[J]. 农业环境科学学报,2005,24(6):1127-1131.

[13] 王媛,周建斌,杨学云. 长期不同培肥处理对土壤有机氮组分及氮素矿化特性的影响[J]. 中国农业科学,2010,43(6):1173-1180.

[14] 李菊梅,李生秀. 可矿化氮与各有机氮组分的关系[J]. 植物营养与肥料学报,2003,9(2):158-164.

[15] Zhang Q C, Wang G H, Xie W X. Soil organic N forms and N supply as affected by fertilization under intensive rice cropping system [J]. Pedosphere, 2006, 16(3): 345-353.

[16] 党亚爱,王国栋,李世清,等. 黄土高原典型土壤有机氮组分剖面分布的变化特征[J]. 中国农业科学,2011,44(24):5021-5030.

含量的影响表现不一,其中对茎氮含量差异达到显著水平,对叶氮含量在抽雄期以后才显著。

玉米 C、N、P 生态化学计量特征随水肥因素的变化表现不一,其中 N/P 平均为 6.01,随着施氮量的增加而升高,随土壤含水量的增加而降低;C/N 为 0.31,随着施氮量的增加而降低,对水分因素不敏感;C/P 为 1.62,表现出强烈的内稳性,不随外界生物与非生物环境的变化而变化。

参考文献:

- [1] Gonzalez-Dugo V, Durand J L, Gastal F. Water deficit and nitrogen nutrition of crops: A review [J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2010, 30: 529-544.
- [2] 叶玉适. 水肥耦合管理对稻田生源要素碳氮磷迁移转化的影响[D]. 杭州:浙江大学,2014.
- [3] Güsewell S. N : P ratios in terrestrial plants: Variation and functional significance[J]. *New Phytologist*, 2004, 164(2):243-266.
- [4] 杨梅,王昌全,袁大刚,等. 不同生长期烤烟各器官 C、N、P 生态化学计量学特征[J]. *中国生态农业学报*, 2015, 23(6):686-693.
- [5] 严正兵,金南瑛,韩廷申,等. 氮磷施肥对拟南芥叶片碳氮磷化学计量特征的影响[J]. *植物生态学报*, 2013, 37(6):551-557.
- [6] 曾冬萍,蒋利玲,曾从盛,等. 生态化学计量学特征及其应用研究进展[J]. *生态学报*, 2013, 33(18):5484-5492.
- [7] 张赛,王龙昌,黄召存,等. 保护性耕作下小麦田土壤呼吸及碳平衡研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(6):2419-2425.
- [8] 张国盛,张仁陟,黄高宝. 水分胁迫条件下春小麦根系对施肥的响应[J]. *草业学报*, 2003, 12(3):105-109.
- [9] 张凤翔,周明耀,周春林,等. 水肥耦合对水稻根系形态与活力的影响[J]. *农业工程学报*, 2006, 22(5):197-200.
- [10] 华元刚,罗微,林钊沐,等. 水肥耦合对橡胶树根系垂直分布的影响[J]. *热带作物学报*, 2012, 33(8):1342-1347.
- [11] 李邵,薛绪掌,郭文善,等. 水肥耦合对温室盆栽黄瓜产量水分利用效率的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2010, 16(2):376-381.
- [12] Dordas C. Dry matter, nitrogen and phosphorus accumulation, partitioning and remobilization as affected by N and P fertilization and source-sink relations [J]. *European Journal of Agronomy*, 2009, 30: 129-139.
- [13] Zhang H Y, Wu H H, Yu Q, et al. Sampling date, leaf age and root size: Implications for the study of plant C : N : P stoichiometry [J]. *PLoS One*, 2013, 8: e60360.
- [14] Yan W, Zhong Y, Shanguan Z. The relationships and sensibility of wheat C : N : P stoichiometry and water use efficiency under nitrogen fertilization [J]. *Plant and Soil Environment*, 2015, 61 (5): 201-207.
- [15] 张赛,王龙昌,周航飞,等. 西南丘陵区不同耕作模式下玉米田土壤呼吸及影响因素分析[J]. *生态学报*, 2014, 34(21):6244-6255.
- [16] 苗惠田,张文菊,吕家珑,等. 长期施肥对潮土玉米碳含量及分配比例的影响[J]. *中国农业科学*, 2010, 43(23):4852-4861.
- [17] 王凯博,上官周平. 黄土丘陵区燕沟流域典型植物叶片 C、N、P 化学计量特征季节变化[J]. *生态学报*, 2011, 31(17):4985-4991.
- [18] Yu Q, Wu H H, He N P, et al. Testing the growth rate hypothesis in vascular plants with above- and below-ground biomass [J]. *PLoS One*, 2012, 7:e32162.
- [19] Reich P B, Oleksyn J. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2004, 101: 11001-11006.
- [20] Agren G I. The C : N : P stoichiometry of autotrophs-theory and observation [J]. *Ecology Letters*, 2004, 7: 185-191.
- [17] Kielland K, Mcfarland J W, Ruess R W, et al. Rapid cycling of organic nitrogen in taiga forest ecosystems [J]. *Ecosystems*, 2007, 10(3): 360-368.
- [18] 张玉玲,陈温福,虞娜,等. 东北地区滨海盐渍土型稻田土壤有机氮组分的研究[J]. *土壤通报*, 2012, 43(5): 1167-1172.
- [19] Rovira P, Vallejo V R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: An acid hydrolysis approach [J]. *Geoderma*, 2002, 107(1/2): 109-141.
- [20] Li L L, Li S T. Nitrogen mineralization from animal manures and its relation to organic N fractions [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(9): 2040-2048.
- [21] 李响,何红波,张威,等. 外源无机氮素形态对土壤氨基糖动态的影响[J]. *应用生态学报*, 2012, 23(5):1153-1158.

(上接第 251 页)