

封育对蒿类荒漠草地土壤氮素含量及其组分特征的影响

哈里·阿力腾别克¹, 孙宗玖^{1,2,3}, 何盘星¹, 刘慧霞¹

(1.新疆农业大学草业学院, 乌鲁木齐 830052; 2.新疆草地资源与生态自治区重点实验室, 乌鲁木齐 830052; 3.西部干旱荒漠区草地资源与生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830052)

摘要: 为探讨蒿类荒漠草地土壤氮素含量及其组分特征, 采用成对试验设计, 研究封育对天山北坡不同区域蒿类荒漠草地土壤全氮、碱解氮、硝态氮和铵态氮含量的影响。结果表明: (1) 封育后蒿类荒漠草地 0—50 cm 土层土壤氮密度(0.59~0.79 kg/m²)、土壤全氮含量(0.81~1.50 g/kg)、土壤碱解氮含量(19.44~67.49 mg/kg)变化不显著($p>0.05$)。 (2) 封育对蒿类荒漠草地土壤硝态氮含量(6.41~21.26 mg/kg)、铵态氮含量(0.26~2.53 mg/kg)的影响因区域差异而有所不同。封育后巩留、呼图壁样地 0—50 cm 土层硝态氮含量依次显著降低 24.61%, 47.25% ($p<0.01$), 而奇台样地则显著增加 20.95% ($p<0.05$); 封育后玛纳斯样地 0—50 cm 土层铵态氮含量显著增加 27.98% ($p<0.05$), 而巩留、博乐、呼图壁样地则降低不显著 ($p>0.05$)。 (3) 蒿类荒漠草地土壤硝态氮、铵态氮含量依次占全氮量的 0.27%~3.01%, 0.02%~0.42%, 且随土壤全氮的增加, 有机氮占比增加, 而无机氮、硝态氮和铵态氮占比降低。 (4) 相关分析表明, 土壤全氮、碱解氮、硝态氮、铵态氮与有机碳、全磷呈正相关, 与土壤容重、pH、电导率呈负相关, 铵态氮与土壤含水量呈正相关, 与速效磷呈负相关。偏冗余分析表明, 土壤理化因子对土壤氮素影响的主要因子为土壤有机碳和土壤含水量, 解释率依次为 32.60%, 17.90%。研究结果为揭示封育过程中蒿类荒漠草地土壤恢复及养分管理提供科学数据支撑。

关键词: 封育; 蒿类荒漠; 土壤养分; 铵态氮; 硝态氮; 天山北坡

中图分类号: S812.4

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2022)06-0222-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2022.06.028

Effects of Grazing Exclusion on Soil Nitrogen Content and Its Component Characteristics in Sagebrush Desert Grassland

HALI · Alitengbieke¹, SUN Zongjiu^{1,2,3}, HE Panxing¹, LIU Huixia¹

(1.College of Grassland Science, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052;

2.Xingjiang Key Laboratory of Grassland Resources and Ecology, Urumqi 830052; 3.Key Laboratory of Grassland Resources and Ecology of Western Arid Region, Ministry of Education, Urumqi 830052)

Abstract: To explore the soil nitrogen content and composition characteristics of sagebrush desert grassland, a paired experimental design was used to study the effect of grazing exclusion on total nitrogen, alkaline hydrolyzable nitrogen, nitrate-nitrogen, and ammonium nitrogen in different regions of the northern slope of Tianshan sagebrush desert grassland. The results showed that: (1) After grazing exclusion, the soil nitrogen density (0.59~0.79 kg/m²), soil total nitrogen (0.81~1.50 g/kg), soil alkaline hydrolyzable nitrogen (19.44~67.49 mg/kg) did not significantly changed ($p>0.05$). (2) The effects of grazing exclusion on soil nitrate-nitrogen (6.41~21.26 mg/kg) and ammonium nitrogen (0.26~2.53 mg/kg) in sagebrush desert grassland were different due to regional differences. After grazing exclusion, the content of nitrate-nitrogen in the soil layer of 0—50 cm in Gongliu and Hutubi plots decreased significantly by 24.61% and 47.25% ($p<0.01$) respectively, while Qitai plots increased significantly by 20.95% ($p<0.05$). After grazing exclusion, the content of ammonium nitrogen in the 0—50 cm soil layer of the Manas plot increased significantly by 27.98% ($p<0.05$), while that of the Gongliu, Bole, and Hutubi plots did not decrease significantly. (3) The contents of nitrate nitrogen and ammonium nitrogen in the soil of sagebrush desert grassland accounted for

收稿日期: 2022-04-28

资助项目: 新疆维吾尔自治区自然科学基金项目(2020D01A60); 国家自然科学基金项目(32060408)

第一作者: 哈里·阿力腾别克(1996—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事草地资源与生态研究。E-mail: 1596012920@qq.com

通信作者: 孙宗玖(1975—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事草地资源与生态研究。E-mail: nmszj@21cn.com

0.27%~3.01% and 0.02%~0.42% of the total nitrogen, and with the increase of total soil nitrogen, the proportion of organic nitrogen increased, while the proportion of inorganic nitrogen, nitrate nitrogen, and ammonium nitrogen decreased. (4) Correlation analysis showed that soil total nitrogen, alkali-hydrolyzable nitrogen, nitrate-nitrogen, and ammonium nitrogen were positively correlated with organic carbon and total phosphorus, and negatively correlated with soil bulk density, pH, and electrical conductivity, and ammonium nitrogen was correlated with soil water content. It was positively correlated and negatively correlated with available phosphorus. Partial redundancy analysis showed that the main factors influencing soil physicochemical factors on soil nitrogen were soil organic carbon and soil water content, and the explanation rates were 32.60% and 17.90% respectively. The research results provide scientific data support for revealing the soil restoration and nutrient management of sagebrush desert grassland in the process of grazing exclusion.

Keywords: grazing exclusion; sagebrush desert; soil nutrients; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; northern slope of the Tianshan mountains

土壤氮素是植物从土壤中吸收的最大矿物元素,是荒漠草地植被生长的主要限制因素^[1]。虽然土壤硝态氮、铵态氮等无机氮只占土壤全氮的一小部分,但这部分氮是植物直接吸收利用的氮源,是评价土壤生产力水平最有效的土壤氮素指标^[2]。在退化草地恢复过程中,一方面,土壤有机氮分解释放硝态氮和铵态氮,在微生物作用下可被植物直接吸收利用^[3];另一方面,植物主要通过根系分泌物和凋落物向土壤提供氮素,影响氮素输入,改变土壤性质^[4]。与此同时,土壤氮中存在多种氮素形态,但每个氮素形态占全氮的比例及其对全氮变化的响应均有不同^[5],且在不同生态系统中土壤有效氮素形态的供应水平也存在一定的差异^[6]。因此,深入研究草地土壤氮素含量及其组分特征,探明其有效氮素主要形态,对草地管理及其土壤质量评价具有重要意义。

我国拥有荒漠草地 $4.50 \times 10^7 \text{ hm}^2$,约占草地总面积的 11.47%^[7]。新疆作为我国五大牧区之一,拥有广阔的天然草地和丰富多样的自然资源^[8],其中蒿类荒漠草地作为新疆荒漠草地的重要组成部分,面积为 $3.04 \times 10^6 \text{ hm}^2$,占全疆春秋牧场总面积的 28%,并以菊科绢蒿属、蒿属为主要种群,生产上常作春秋牧场使用^[9]。由于超载放牧,导致当前蒿类荒漠草地退化严重,一些区域甚至完全被破坏,严重威胁荒漠—绿洲生态系统的安全,亟待恢复与治理。而封育是当前退化荒漠草地植被特征及土壤质量恢复的重要的措施之一^[10]。

目前,由于样地所处区域草地类型、水热条件、成土母质、土壤养分及封育时间等方面的差异,导致封育对草地土壤氮素影响还存在一定的不确定性,呈现增加^[11]、降低^[12]、无影响^[13]等多种结果。究其原因可能受其土壤母质、气候因子、植被特征、土壤性质等多方面的综合影响^[14]。此外,土壤各氮素形态与土

壤理化因子间具有显著的相关性,如张仰等^[15]研究指出,土壤全氮、碱解氮、硝态氮与土壤容重呈极显著负相关($p < 0.01$),与含水量、有机质呈极显著正相关($p < 0.01$),与 pH 呈不显著负相关。与此同时,有关封育对新疆蒿类荒漠土壤氮素的影响前人^[16-17]已作了大量研究,但均主要体现在全氮、碱解氮等氮素形态上的分析,对土壤无机氮(铵态氮和硝态氮)等有效氮素的研究相对较少。因此,在蒿类荒漠草地深入研究土壤氮素形态对封育的响应具有重要指示意义。基于以上认识,本研究以新疆天山北坡蒿类荒漠草地为对象,通过对不同区域封育样地内外土壤全氮、碱解氮、铵态氮、硝态氮等方面的测定,通过多点整合分析,明确其各氮素对封育响应的异同及一般规律,揭示影响氮积累的主要驱动因素,以期为退化蒿类荒漠草地的恢复治理提供科学数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区地处新疆天山北坡山前低山荒漠带(43°22′—43°47′N,82°35′—89°25′E),海拔 950~1 270 m,为典型大陆性干旱气候,夏季炎热干燥,冬季寒冷,年均气温 4~9 ℃,年均降水量 150~350 mm,年潜在蒸发量 2 000 mm。其中巩留、玛纳斯、呼图壁、奇台等样地土壤类型均为灰漠土,而博乐样地土壤类型为砾石质土壤。研究区植被以蒿类半灌木为建群种,如伊犁绢蒿、博洛塔绢蒿等,伴生种有木地肤(*Kochia prostrata*)、角果藜(*Ceratocarpus arenarius*)、叉毛蓬(*Petrosimonia sibirica*)、短柱苔草(*Carex turkestanica*)等。早春生长弯果胡卢巴(*Trigonella arcuata*)、沙葱(*Allium mongolicum*)等短命及类短命植物。

1.2 试验设计

在天山北坡的巩留县(西段)、博乐市(西段)、玛纳斯县(中段)、呼图壁县(中段)、奇台县(东段)各选

择 1 块植被组成、群落特征及地形地貌上相似的蒿类荒漠草地,采用成对试验设计,分别设置封育和对照 2 个处理。封育处理用网围栏进行全年禁牧,每处封育面积至少 20 000 m² 以上。其中玛纳斯、呼图壁等地均为国家固定监测样地,而巩留、博乐、奇台为地区

政策设置的围栏草地,其中巩留、博乐、玛纳斯、呼图壁、奇台开始封育的具体时间依次为 2019 年、2016 年、2015 年、2015 年和 2012 年,且对照位于封育区外围,春秋两季放牧,放牧强度中等,牲畜多为绵羊。各样地所处位置、海拔及水热等情况见表 1。

表 1 试验样地基本信息

样地	地理位置	封育 时间/a	降水量/ mm	年均 气温/℃	海拔/m	土质	土壤容重/ (g·cm ⁻³)	土壤 含水量/%	土壤电导率/ (μS·m ⁻¹)	土壤 pH	土壤有机碳/ (g·kg ⁻¹)	土壤全磷/ (g·kg ⁻¹)	土壤速效磷/ (mg·kg ⁻¹)
巩留(GL)	43°33'N,81°53'E	2	300	6.62	1257	土质	1.27	2.45	188.20	8.20	11.74	0.49	5.83
博乐(BL)	44°50'N,81°59'E	5	200	6.10	1110	砾石质	1.43	0.93	311.53	9.47	3.39	0.43	6.21
玛纳斯(MNS)	44°01'N,86°09'E	6	172	8.18	1033	土质	1.23	2.60	244.78	9.06	10.06	0.51	5.42
呼图壁(HTB)	43°58'N,86°32'E	6	225	6.79	978	土质	1.36	2.53	135.76	8.89	14.47	0.49	5.80
奇台(QT)	43°47'N,89°25'E	9	160	7.17	1227	土质	1.29	3.07	136.36	8.62	10.92	0.51	5.53

注:土壤容重、含水量、pH、电导率、有机碳、全磷、速效磷等均为 2021 年对照数据。

1.3 野外取样与测定方法

样线布置:在玛纳斯、呼图壁、奇台样地封育区、对照区内各布设 100 m 的样线 5 条,而巩留、博乐样地布设 100 m 的样线 3 条,以上样线间距均为 20 m,且在每条样线上等距离设置 5 个 1 m×1 m 样方,样方间距为 20 m(图 1)。在每样方测定群落数量特征及地上凋落物后,在每条样线上等距离选取 3 个已测产样方进行土样采集(图 1)。在样方中心位置挖掘土壤剖面 1 个,按 0—5,5—10,10—20,20—30,30—50 cm 分层获取土样,并将同一样线土样分层混匀形成混合样,用布袋封装带回室内。室内土样剔除可见植物根系、石砾等杂物后阴干,一部分过 1 mm 的土壤筛,用于土壤碱解氮、硝态氮、铵态氮的测定,另一部分过 0.25 mm 的土壤筛,用于土壤全氮含量的测定。土壤全氮含量采用凯氏定氮法,碱解氮含量采用碱解扩散法,土壤硝态氮含量采用紫外分光光度计法,土壤铵态氮含量采用 KCl 浸提—纳氏试剂比色法,具体方法均参考土壤农化分析^[18]。对于土壤肥力来说,无机氮以铵态氮和硝态氮最为重要,本研究将铵态氮和硝态氮之和视为无机氮,而有机氮为全氮减去无机氮^[15]。

1.4 数据分析

本文通过 SPSS 统计软件中的独立样本 T 检验法对封育区和对照区土壤各氮素形态进行方差齐性检验,同时采用多点试验设计,利用双因素方差分析封育处理和样地对荒漠草地土壤氮素含量总体影响,其中封育处理为 0—50 cm 土层蒿类荒漠草地封育区与对照区土壤各氮素含量之间的方差分析,样地为 0—50 cm 土层不同样点间封育区+对照区土壤各氮素含量之间的方差分析。采用 Canoco 5 软件里的 RDA 分析、偏冗余分析蒿类荒漠土壤各氮素形态与土壤理化因子之间的关系;采用 Origin 软件进行绘

制,结果以均值±标准差来表示。

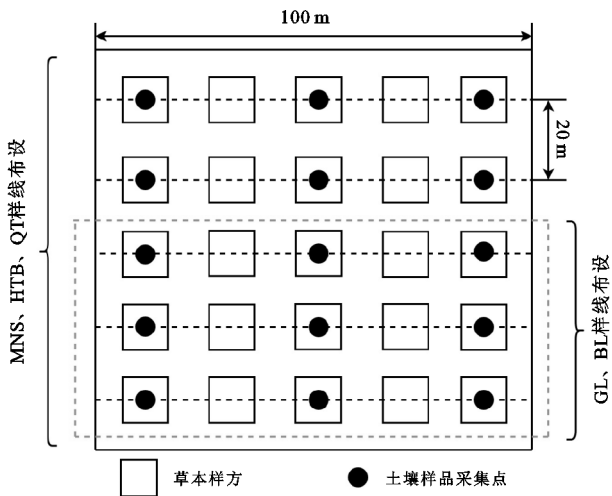


图 1 样点布设示意

1.5 计算公式

土壤氮密度计算公式为:

STN_i = TN_i × H_i × BD_i (1)

式中:STN_i为第*i*层土壤氮密度(kg/m²);TN_i为第*i*层土壤中全氮含量(g/kg);H_i为第*i*层土壤深度(cm);BD_i为第*i*层土壤容重(g/cm³);其中 0—50 cm 土壤氮密度为各层土壤氮密度之和。

2 结果与分析

2.1 封育对蒿类荒漠草地土壤各氮素含量的总体影响

利用双因素(封育与样地)方差分析封育对土壤各氮素含量的总体影响。从表 2 可以看出,样地对蒿类荒漠草地土壤全氮、碱解氮、硝态氮、铵态氮含量具有极显著影响(*p*<0.01),对土壤氮密度无显著影响(*p*>0.05),而封育及两者交互作用除显著影响土壤硝态氮含量以外(*p*<0.01),对其余土壤各氮素形态含量无显著影响(*p*>0.05)。

2.2 土壤全氮

总体来看,封育后蒿类荒漠草地 0—50 cm 土

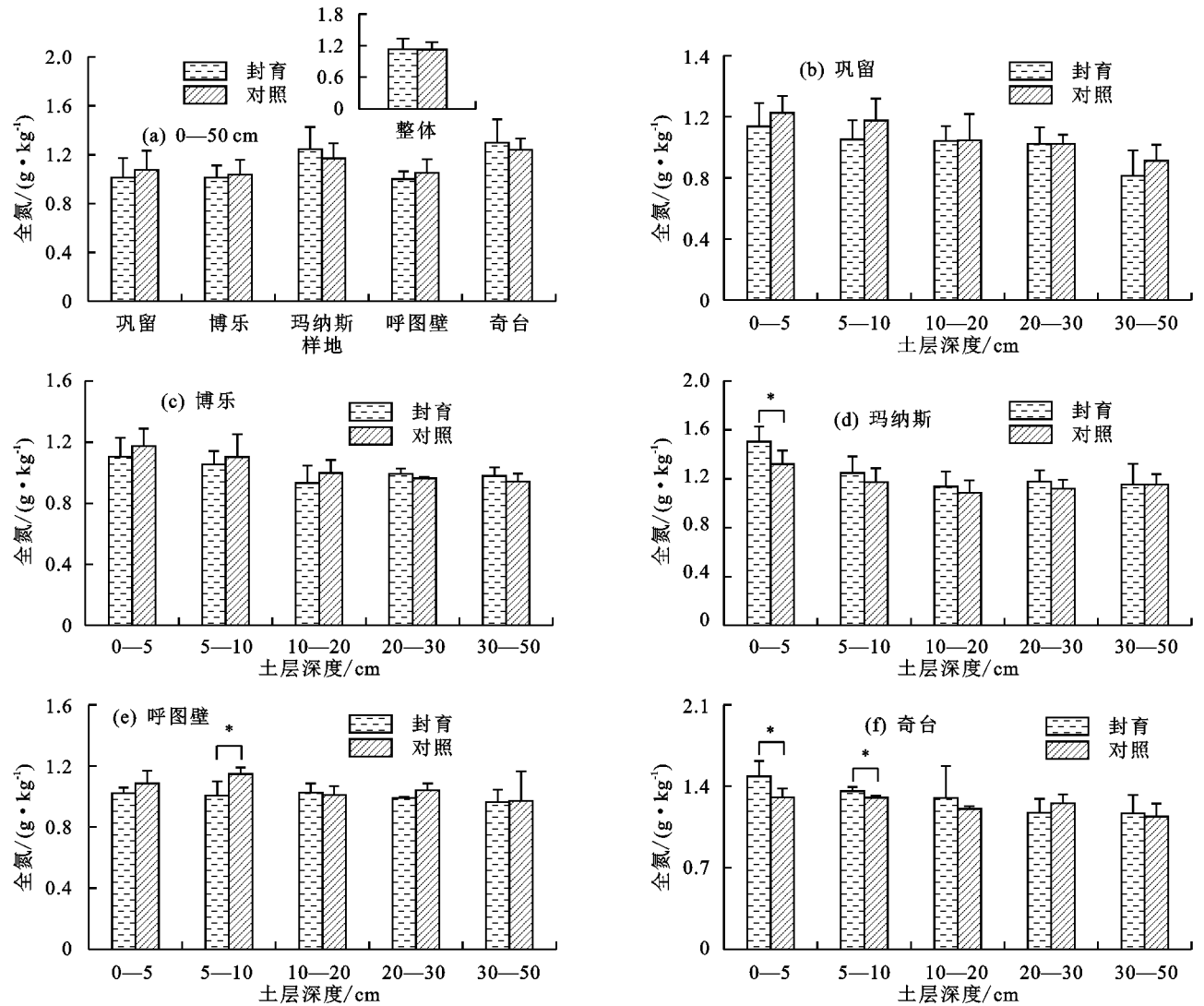
层全氮含量增加不显著。从各样地看,玛纳斯、奇台样地增加 4.51%~6.35%,而巩留、博乐、呼图壁样地降低2.29%~5.87%,但差异均不显著($p>0.05$)(图 2a)。从各土层看,巩留样地(图 2b)、博乐样地(图 2c)、玛纳斯样地(图 2d)、呼图壁样地(图 2e)、奇台样地

(图 2f)土壤全氮含量变化依次为 0.81~1.23,0.93~1.17,1.09~1.50,0.96~1.15,1.14~1.49 g/kg,且封育后玛纳斯 0~5 cm 土层显著增加13.88%;呼图壁样地 5~10 cm 土层显著降低12.41%;奇台样地 0~5,5~10 cm 土层分别显著增加 13.96%,4.39%($p<0.05$)。

表 2 封育及样地对各氮素含量的方差分析

项目	全氮	碱解氮	铵态氮	硝态氮	氮密度
封育	0.004	0.014	0.545	6.547 *	0.094
样点	32.074 **	6.325 **	19.086 **	14.745 **	1.011
封育×样点	2.317	0.871	1.846	13.990 **	0.066

注: * 表示差异显著($p<0.05$); ** 表示差异极显著($p<0.01$)。



注: * 表示显著相关($p<0.05$); ** 表示极显著相关($p<0.01$)。下同。

图 2 封育对蒿类荒漠草地土壤全氮含量的影响

2.3 土壤碱解氮

封育后蒿类荒漠样地 0~50 cm 土层碱解氮含量变化不显著。从样点来看,封育后玛纳斯、奇台样地增加 6.64%~9.88%,而巩留、博乐、呼图壁等样地降低 0.63%~8.79%,但均不显著($p>0.05$)(图 3a)。从各土层来看,巩留样地(图 3b)、博乐样地(图 3c)、玛纳斯样地(图 3d)、呼图壁样地(图 3e)、奇台样地

(图 3f)土壤碱解氮含量依次为 25.29~47.01,19.44~41.82,27.40~67.49,22.63~52.68,24.52~58.12 mg/kg,且博乐样地在 5~10,20~30 cm 土层分别显著降低 6.07%,9.69%;呼图壁 5~10 cm 土层显著降低 20.57%;玛纳斯样地在 0~5,5~10 cm 土层依次显著增加 15.01%,21.42%,奇台样地在 0~5,10~20 cm 土层分别显著增加 12.54%,10.23%($p<0.05$)。

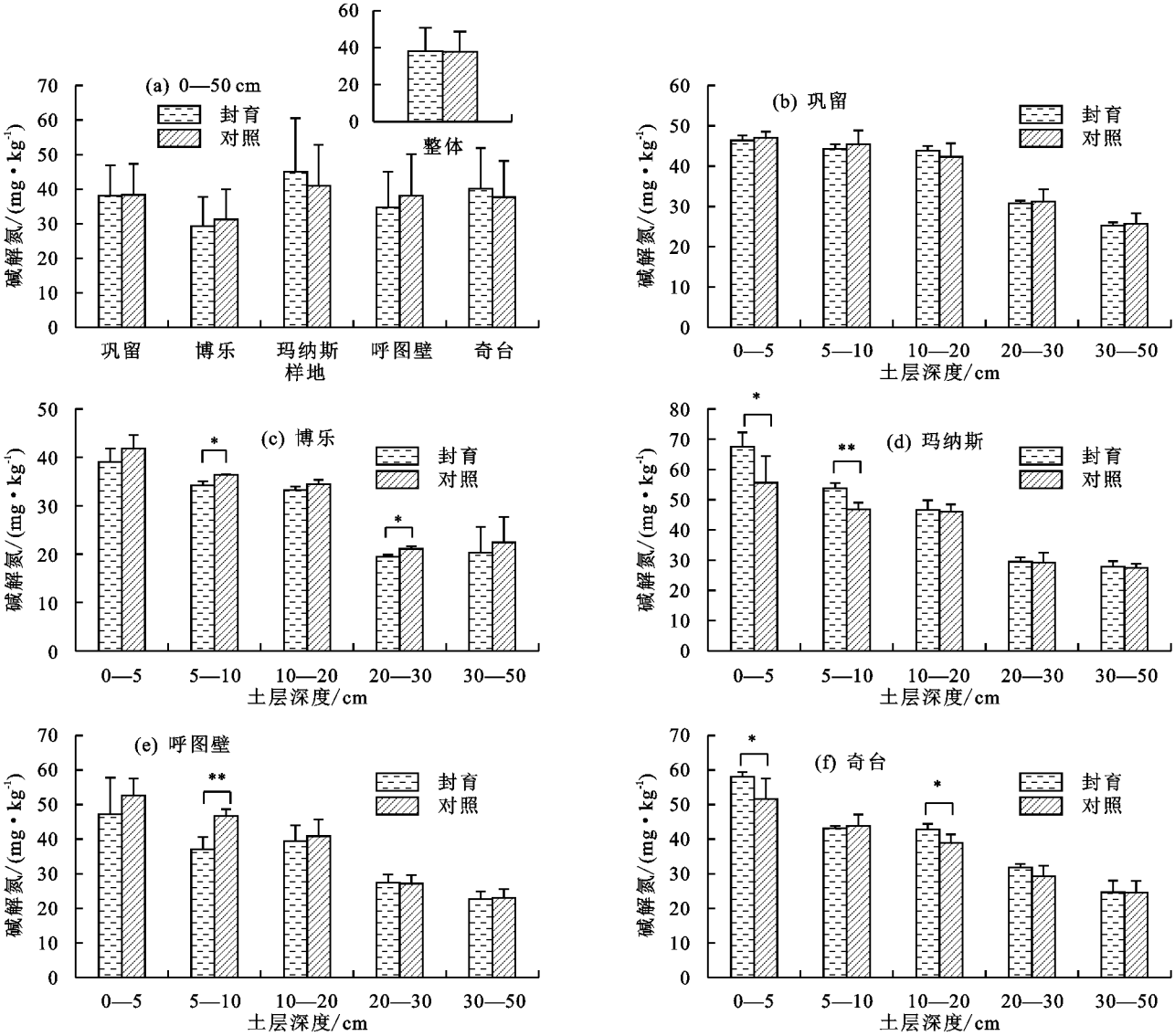


图 3 封育对蒿类荒漠草地土壤碱解氮含量的影响

2.4 土壤硝态氮

封育后蒿类荒漠草地 0—50 cm 土层硝态氮含量显著降低 11.11% ($p < 0.05$)。但从各样地来看,巩留、呼图壁样地分别显著降低 24.61%, 47.25% ($p < 0.01$), 而奇台样地则显著增加 20.95% ($p < 0.05$) (图 4a)。从各土层来看,巩留样地(图 4b)、博乐样地(图 4c)、玛纳斯样地(图 4d)、呼图壁样地(图 4e)、奇台样地(图 4f)土壤硝态氮含量依次为 6.63~18.21, 6.41~9.53, 9.09~21.26, 7.00~18.38, 7.16~14.04 mg/kg 。其中,与对照相比,封育后巩留样地 0—5, 10—20, 20—30 cm 土层依次显著降低 32.08%, 37.02%, 36.41% ($p < 0.05$);玛纳斯样地 0—5, 5—10 cm 土层分别显著增加 43.20%, 58.51%;呼图壁样地 0—5, 10—50 cm 土层显著降低 40.62%~56.31% ($p < 0.05$);奇台样地 0—5, 20—30 cm 土层依次显著增加 54.70%, 26.23% ($p < 0.05$)。

2.5 土壤铵态氮

封育后荒漠草地 0—50 cm 土层铵态氮含量降低

不显著 ($p > 0.05$), 且从各样地来看,封育后玛纳斯显著增加 27.98% ($p < 0.05$), 而巩留、博乐、呼图壁降低 17.18%~34.34%, 但差异均不显著 ($p > 0.05$) (图 5a)。从各土层来看,巩留样地(图 5b)、博乐样地(图 5c)、玛纳斯样地(图 5d)、呼图壁样地(图 5e)、奇台样地(图 5f)土壤铵态氮含量依次为 0.85~2.53, 0.26~1.23, 1.19~2.05, 0.68~2.50, 1.78~2.34 mg/kg 。其中,与对照相比,封育后巩留样地 30—50 cm 土层显著降低 38.43% ($p < 0.05$);玛纳斯样地 0—5, 10—20 cm 土层分别显著增加 31.66%, 42.52% ($p < 0.05$);呼图壁样地 0—5 cm 土层显著降低 27.98% ($p < 0.05$)。

2.6 土壤氮密度

从图 6 可以看出,与对照相比,封育后蒿类荒漠草地 0—50 cm 土层土壤氮密度差异不显著 ($p > 0.05$), 且不同样地表现不一致, 其中玛纳斯、奇台样地土壤氮密度封育区略高于对照区 1.35%~1.99%, 而巩留、博乐、呼图壁等样地氮密度封育区略低于对照区 2.33%~9.04% ($p > 0.05$)。

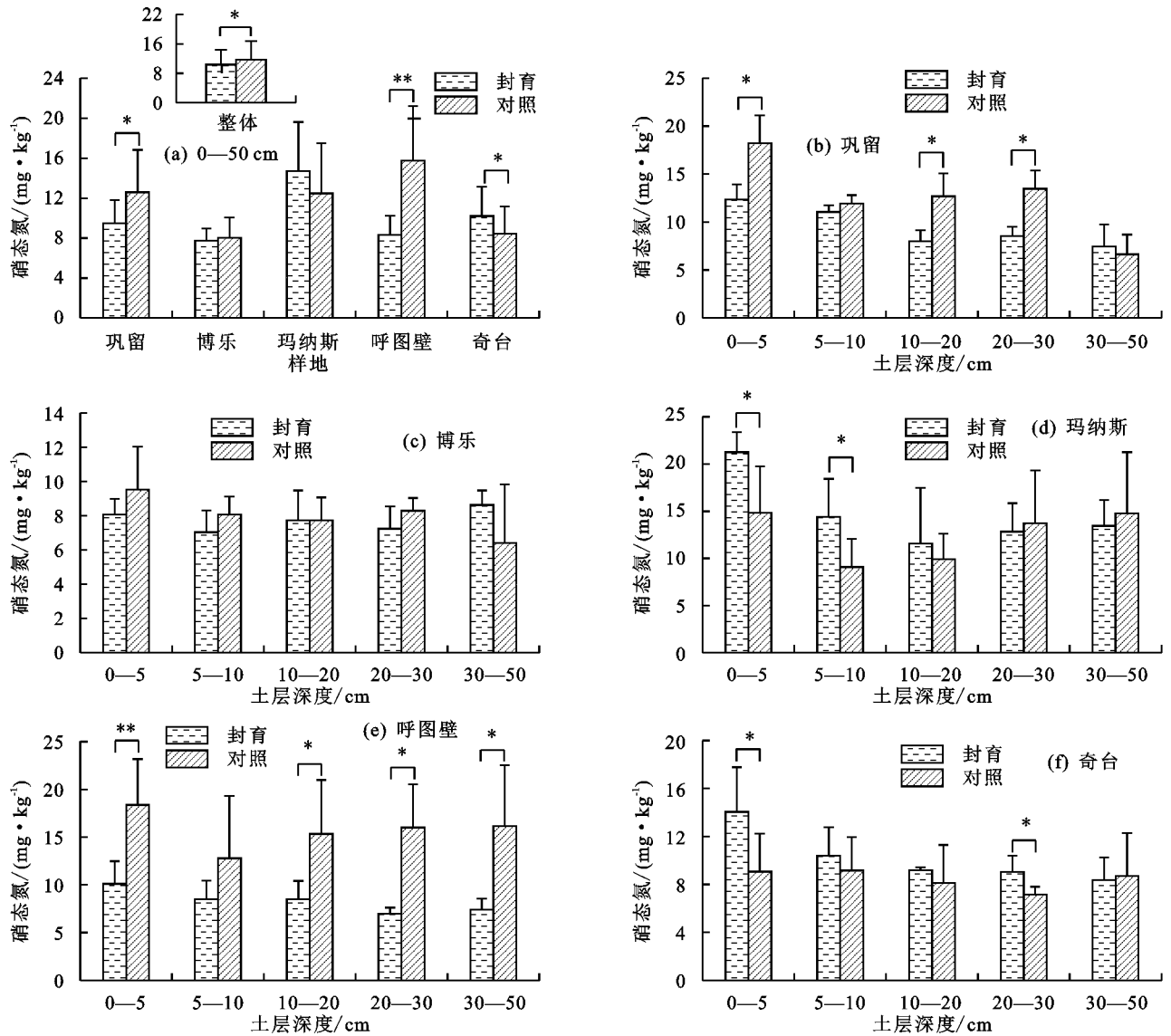


图4 封育对蒿类荒漠草地土壤硝态氮含量的影响

2.7 土壤氮素组分特征

由表3可知,与其他组分相比,全氮中有机氮的比例基本恒定,有机氮占全氮量的96.75%~99.63%,而无机氮占全氮量的0.37%~3.25%,其中硝态氮、铵态氮含量依次占全氮量的0.27%~3.01%,0.02%~0.42%。

从各形态氮素占全氮比例的相关性结果来看,土壤全氮与有机氮/全氮呈显著正相关($p < 0.05$),与无机氮/全氮呈显著负相关($p < 0.05$),与硝态氮/全氮、铵态氮/全氮呈不显著负相关($p > 0.05$)。

2.8 土壤氮素与土壤理化性质的相关性

通过RDA冗余分析(图7a)表明,蒿类荒漠草地土壤全氮、碱解氮、硝态氮、铵态氮与有机碳、全磷呈正相关,与土壤容重、pH、电导率呈负相关,含水量仅与铵态氮呈正相关,速效磷与铵态氮呈负相关。根据偏冗余进一步分析(图7b)表明,蒿类荒漠草地各土壤理化因子对土壤氮素解释能力依次分为有机碳(32.6%)>含水量(17.90%)>全磷(4.2%)>电导率

(3%)>pH(2.9%)>容重(2%)>速效磷(1.8%),其中土壤有机碳、含水量与土壤氮素之间均达到显著水平。由此说明,蒿类荒漠土壤理化因子中对土壤氮素解释率较高的有土壤有机碳和土壤含水量。

3 讨论

3.1 封育对蒿类荒漠草地土壤氮素含量的影响

土壤氮素既是土壤肥力的重要指标,也是陆地生态系统氮库的主要组成部分,是所有生命体中必不可少的营养元素^[19]。在自然界中,无机氮含量一般低于全氮的5%,而有机氮占全氮的95%以上。前人^[12-13,20]研究表明,封育后土壤氮呈现出降低、不变、增加等多种结果。总体来看,封育后蒿类荒漠草地0—50 cm土层土壤全氮、氮密度均差异不显著($p > 0.05$)(图1和图6),这与前人^[11-12,20]研究结果存在一定差异,与Tai等^[13]研究封育对温带荒漠草地土壤氮变化不显著的结果相一致。封育后土壤全氮及氮密度变化不显著可能与其有机氮的矿化速率低于凋

落物分解归还速率有关^[21]。土壤无机氮主要包含硝态氮和铵态氮 2 种氮素形态,其含量和形态显著影响

植物对养分的吸收及利用,是反映土壤氮素供应能力大小的重要指标^[22]。

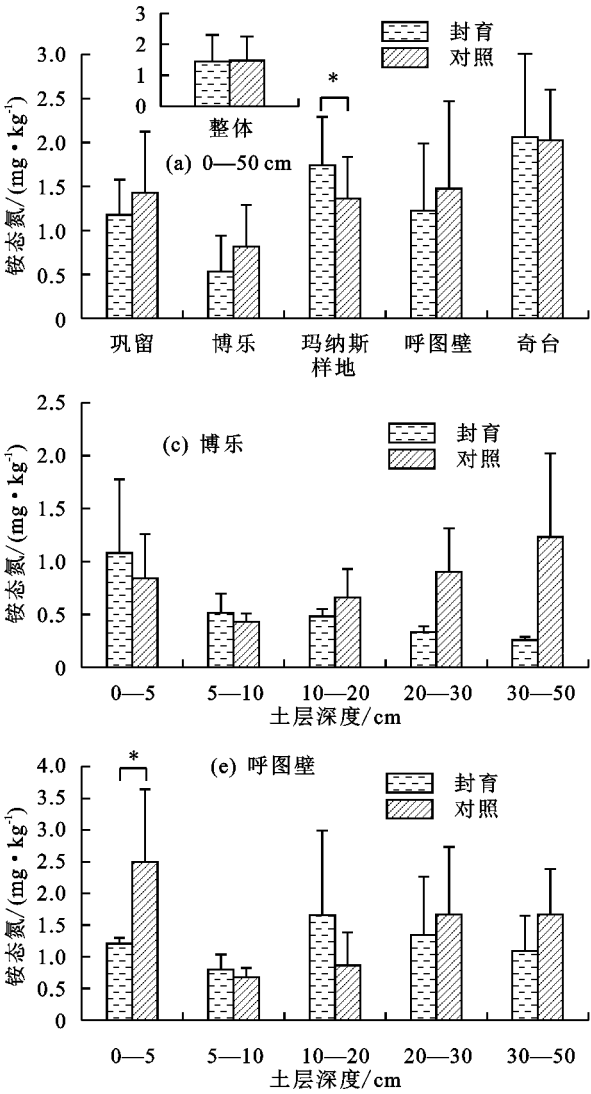


图 5 封育对蒿类荒漠草地土壤铵态氮含量的影响

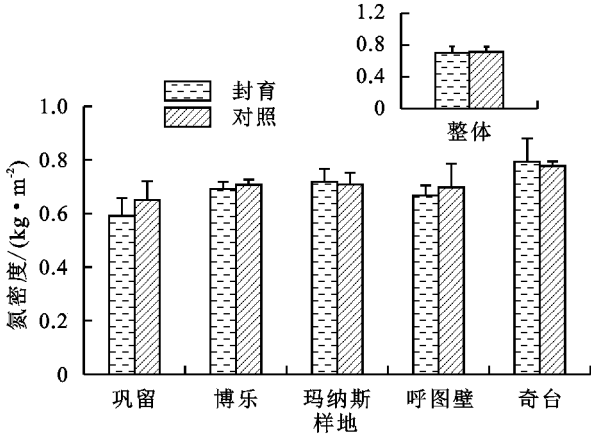
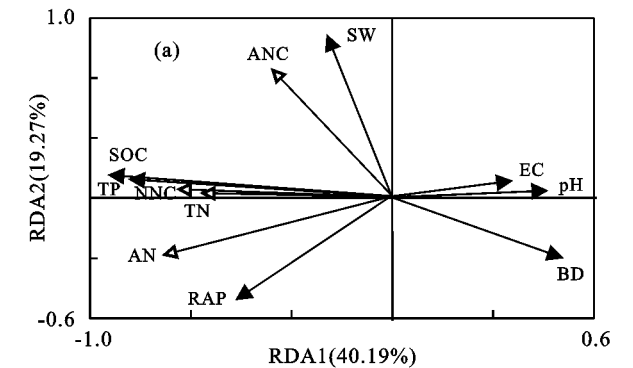


图 6 封育对蒿类荒漠草地土壤氮密度的影响

本研究发现,总体上封育后蒿类荒漠草地 0—50 cm 土层土壤硝态氮含量显著降低 11.11% ($p < 0.05$),土壤铵态氮则不显著降低 ($p > 0.05$),与此同时,由于所处区域不同,封育后蒿类荒漠草地土壤硝态氮、铵态氮等有效氮素变化趋势并不一致,究其原因可能与

其封育时间长短有关。如封育后 0—50 cm 土层硝态氮含量在巩留、呼图壁样地分别显著降低 24.61%, 47.25% (图 4),这与刘兵等^[23]指出围栏封育显著降低土壤硝态氮含量的研究结果相似。封育后奇台样地土壤硝态氮则显著增加 20.95% ($p < 0.05$) (图 4),与赵艳云等^[24]的研究结果云雾山退化草地封育后土壤硝态氮显著增加相吻合。这种差异可能与其封育后蒿类荒漠草地植被根系、凋落物等组分特征的积累程度有关。一方面封育后建群种绢蒿得到明显增加,但这类植被的根系一般较浅,对有机质输入和分解极为不利,进而导致植被生长对土壤有效氮素的吸收量高于其向土壤返回量所致^[25];另一方面,也可能与对照区家畜采食及践踏过程中的排泄物有关,而家畜的排泄物中含有大量的硝态氮^[26]。封育后 0—50 cm 土层铵态氮含量仅在玛纳斯样地显著增加 27.98% ($p < 0.05$) (图 5),与 Du 等^[27]关于退化草地封育后显著增加 0—30 cm 表层土壤铵态氮含量的研究结

果相吻合。而巩留、博乐、呼图壁样地则显著降低 17.18%~34.34% ($p>0.05$) (图 5), 这种差异很可能是巩留、博乐、呼图壁等样地年均降水量相对于玛纳斯、奇台样地高 (表 1), 进而氨化作用强烈相关^[28], 铵态氮一方面直接转化为硝态氮, 另一方面铵态氮易于被微生物摄取有关^[29]。另外, 也可能与其封育年限有关。土壤碱解氮是可被植物直接吸收利用的有效养分, 其含量主要取决于铵态氮、硝态氮以及可矿化有机氮的含量^[30]。本研究表明, 封育后 0—50 cm 土层土壤碱解氮含量差异不显著 ($p>0.05$) (图 3), 这与董乙强等^[31]指出封育 11 年后蒿类荒漠草地土壤碱解氮变化不显著的研究结果相吻合。引起这种现象的原因为: 一方面与其封育后硝态氮、铵态氮含量



注: * 表示极显著相关 ($p<0.01$); 空心箭头表示响应变量的土壤各有效形态氮素; 实心箭头表示土壤理化因子; 空心箭头与实心箭头夹角的余弦值表示土壤氮素与各理化因子之间的相关性; 箭头长度表示土壤理化因子对响应变量的相关性解释量; TN 为全氮; AN 为碱解氮; NNC 为硝态氮; ANC 为铵态氮; SOC 为有机碳; SW 为含水量; TP 为全磷; RAP 为速效磷; BD 为容重; EC 为电导率; pH 为酸碱度。

图 7 蒿类荒漠草地土壤氮素与土壤理化因子之间的 RDA 冗余分析及偏冗余分析排序

3.2 蒿类荒漠草地土壤氮素组分特征的研究

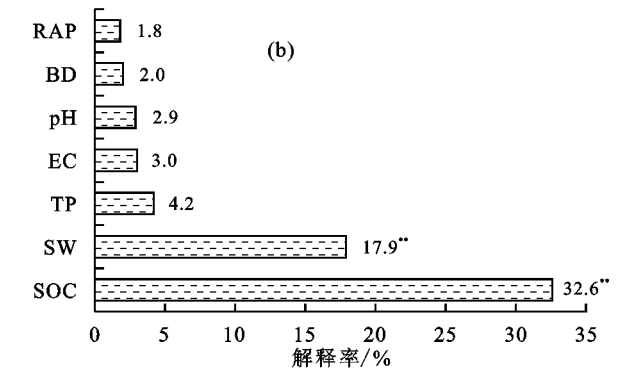
土壤中不同形态氮素的转化是一个极其复杂的过程^[33]。前人^[5]研究表明, 土壤中各种氮素占全氮的比例对全氮的变化有不同的响应, 其中有机氮占全氮的比例相对稳定, 硝态氮占全氮的比例随全氮含量的增加而增加, 铵态氮占全氮的比例随全氮含量的增加而降低。本研究指出, 蒿类荒漠土壤全氮中有机氮的比例基本恒定, 有机氮占全氮量的 96.75%~99.63%, 说明全氮含量越高的土壤, 有机氮所占的比例较高, 而其他氮素组分所占比例较低, 且土壤全氮与有机氮/全氮呈显著正相关 ($p<0.05$), 与无机氮/全氮呈显著负相关 ($p<0.05$), 与硝态氮/全氮、铵态氮/全氮呈不显著负相关 ($p>0.05$), 这与邢肖毅等^[5]部分研究结果不一致, 与蒋跃利等^[34]研究结果相同。此外, 本研究还发现, 土壤无机氮占全氮量的 0.37%~3.25%, 其中硝态氮、铵态氮含量依次占全氮量的 0.27%~3.01%, 0.02%~0.42% (表 3)。由此说明, 土壤硝态氮在无机氮占全氮的比例中远超铵态氮, 且在含量上明显高于铵态氮, 这与张仰等^[15]和高丽娟等^[35]对于干旱区土壤有效氮素形态的研究结果相吻

降低有关; 另一方面, 与其封育后全氮含量中有机氮变化有关。同时研究也发现, 土壤全氮、碱解氮、硝态氮等含量具有明显的表聚现象, 且均随着土层的加深呈降低趋势, 这与邵新庆等^[32]的研究结果相同。这可能与封育后植被凋落物的返还主要集中在土壤表层, 凋落物的降解提高土壤各氮素含量有关。

表 3 土壤各氮素占全氮比例及与全氮的相关性

占比	有机氮/全氮	无机氮/全氮	碱解氮/全氮	硝态氮/全氮	铵态氮/全氮
最大值/%	99.63	3.25	6.07	3.01	0.42
最小值/%	96.75	0.37	1.53	0.27	0.02
平均值/%	98.89	1.11	3.36	0.98	0.13
全氮	0.121*	-0.121*	0.029	-0.105	-0.104

注: * 表示显著相关 ($p<0.05$); * * 表示极显著相关 ($p<0.01$)。



合。也进一步说明, 硝态氮在空间分布上具有一定的地域性^[15,35], 可能是因为蒿类荒漠草地干旱少雨条件下, 土壤硝态氮含量可能较少出现淋洗损失有关。

3.3 蒿类荒漠草地土壤氮素与环境因子之间的关系

本研究结果 (图 7a) 表明, 蒿类荒漠草地土壤全氮、碱解氮、硝态氮、铵态氮与有机碳、全磷呈正相关, 与土壤容重、pH、电导率呈负相关, 含水量仅与铵态氮呈正相关, 速效磷与铵态氮呈负相关, 这与张雪梅^[36]关于土壤含水量与土壤全氮、有机氮、有机质和电导率之间为高度正相关, 而土壤容重与土壤硝态氮、碱解氮、全氮、无机氮、有机氮、有机质和含水量之间为高度负相关的部分研究结果相似。本研究也发现, 土壤理化因子中 (图 7b) 对土壤氮素影响较大的有土壤有机碳 (32.6%) 和土壤含水量 (17.90%)。由此说明, 有机质含量及含水量的高低可能直接影响土壤氮素的水平。土壤有机质是一种营养元素, 包含植物所需的多种养分, 是土壤氮素存在的主要基质^[37], 一方面土壤有机质的输入和分解可以进一步加强土壤微生物的作用, 从而使土壤氮自身固持的氮素增加; 另一方面, 转化得到的铵态氮、硝态氮含量明显提

高,增加土壤中可供植物利用的有效氮。而土壤含水量的变化直接影响土壤中的各种理化性状和生物学过程,同时也影响土壤和土壤肥力的形成与发展^[38]。

4 结论

封育后蒿类荒漠草地 0—50 cm 土层土壤氮密度、全氮、碱解氮含量恢复效果相对缓慢,而土壤硝态氮、铵态氮含量因区域差异而有所不同,因此,需要区别对待。土壤中氮素的主要影响因素为土壤有机碳和含水量,蒿类荒漠草地土壤有效氮素中主要以硝态氮为主,且各种氮素占全氮的比例对全氮的变化有不同的响应,其中土壤中有有机氮占全氮的比例相对稳定,且随土壤全氮含量的增加,有机氮占比呈增加趋势,而无机氮、硝态氮和铵态氮占比出现降低趋势。

参考文献:

- [1] 张珂,何明珠,李新荣,等.阿拉善荒漠典型植物叶片碳、氮、磷化学计量特征[J].生态学报,2014,34(22):6538-6547.
- [2] Woodmansee R G, Dodd J L, Bowman R A, et al. Nitrogen budget of a shortgrass prairie ecosystem [J]. *Oecologia*, 1978, 34(3): 363-376.
- [3] 王艳杰,邹国元,付桦,等.土壤氮素矿化研究进展[J].中国农学通报,2005,21(10):203-208.
- [4] Rutigliano F A, D'Ascoli R, Santo A V D. Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(11): 1719-1729.
- [5] 邢肖毅,黄懿梅,安韶山,等.黄土高原沟壑区森林带不同植物群落土壤氮素含量及其转化[J].生态学报,2013,33(22):7181-7189.
- [6] 颜淑云,周志宇,秦彧,等.玛曲高寒草地不同利用方式下土壤氮素含量特征[J].草业学报,2010,19(2):153-159.
- [7] 许鹏.草地资源调查规划学[M].北京:中国农业出版社,2000:137-140.
- [8] 王万林,穆晨,赵永卫,等.新疆荒漠草地现状及改良对策与建议[J].草食家畜,2018(1):72-76.
- [9] 李超锋,董乙强.封育在新疆蒿类荒漠草地植被及土壤恢复中的作用[J].草食家畜,2020(6):42-46.
- [10] Xiong D P, Shi P L, Zhang X Z, et al. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration and plant diversity in grasslands of China: A meta-analysis[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 94: 647-655.
- [11] 张昊,李建平,王誉陶,等.封育与放牧对黄土高原天然草地土壤化学计量特征的影响[J].水土保持学报,2020,34(5):251-258.
- [12] Lu X Y, Yan Y, Sun J, et al. Short-term grazing exclusion has no impact on soil properties and nutrients of degraded alpine grassland in Tibet, China[J]. *Solid Earth*, 2015, 6(4): 1195-1205.
- [13] Tai X L, Epstein H E, Li B. Effects of grazing exclu-

sion on spring and autumn pastures in arid regions of China: Insights from field surveys and landsat images [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2021, 310: e107302.

- [14] 陶冶,刘耀斌,吴甘霖,等.准噶尔荒漠区域尺度浅层土壤化学计量特征及其空间分布格局[J].草业学报,2016,25(7):13-23.
- [15] 张仰,龚雪伟,吕光辉,等.盐生荒漠植物群落土壤氮素含量及其组分特征[J].土壤,2019,51(5):871-878.
- [16] 杨静,孙宗玖,董乙强.封育年限对伊犁绢蒿荒漠土壤有机氮组分的影响[J].草业科学,2017,34(9):1778-1786.
- [17] 杨合龙,孙宗玖,管光玉,等.封育对伊犁绢蒿荒漠草地土壤养分的影响[J].中国草地学报,2015,37(2):107-111.
- [18] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000:30-81.
- [19] Tan Z X, Lal R. Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 111(1): 140-152.
- [20] 高雅宁,廖李容,王杰,等.禁牧对黄土高原半干旱草地土壤粒径多重分形特征的影响[J].水土保持学报,2021,35(6):310-318,326.
- [21] Stibor H, Sommer U. Mixotrophy of a photosynthetic flagellate viewed from an optimal foraging perspective [J]. *Protist*, 2003, 154(1): 91-98.
- [22] 李淑文,李岩,文宏达.沟壑系统覆膜改土的产量与氮效应研究[J].土壤通报,2014,45(4):966-971.
- [23] 刘兵,李向忱.围栏和翻耕对放牧草地土壤养分的影响[J].广东农业科学,2010,37(2):73-74.
- [24] 赵艳云,胡相明,程积民,等.自然封育对云雾山草地群落的影响[J].水土保持通报,2008,28(5):95-98.
- [25] 朱立博,郑勇,曾昭海,等.呼伦贝尔典型草原不同植被类型植被与土壤特征研究[J].中国草地学报,2008,30(3):32-36.
- [26] 丁小慧,宫立,王东波,等.放牧对呼伦贝尔草地植物和土壤生态化学计量学特征的影响[J].生态学报,2012,32(15):4722-4730.
- [27] Du C, Jing J, Shen Y, et al. Short-term grazing exclusion improved topsoil conditions and plant characteristics in degraded alpine grasslands[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 108: e105680.
- [28] Maithani K, Arunachalam A, Tripathi R S, et al. Nitrogen mineralization as influenced by climate, soil and vegetation in a subtropical humid forest in northeast India-Science Direct [J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, 109(1): 91-101.
- [29] Jackson L E, Schimel J P, Firestone M K. Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1989, 21(3): 409-415.

[24] Bai J J, YU Y, Di L P. Comparison between TVDI and CWSI for drought monitoring in the Guanzhong Plain, China[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2017, 16(2): 389-397.

[25] 张巧凤,刘桂香,于红博,等.锡林郭勒草原土壤含水量遥感反演模型及干旱监测[J].草业学报,2017,26(11):1-11.

[26] 李虹雨,马龙,刘廷玺,等.1951—2014 年内蒙古地区气温、降水变化及其关系[J].冰川冻土,2017,39(5): 1098-1112.

[27] Jackson R, Idso S, Reginato R, et al. Canopy temperature as a crop water stress indicator[J]. Water Resources Research, 1981, 17(4): 1133-1138.

[28] Jackson R, Kustas W, Choudhury B. A reexamination of the crop water stress index[J]. Irrigation Science, 1988, 9(4): 309-317.

[29] Hurst H E. Long-term storage capacity of reservoirs [J]. Transactions of the American Society of Civil Engineers, 1951, 116(1): 770-799.

[30] 张强,邹旭恺,肖风劲,等.GB/T 20481—2017 气象干旱等级[M].北京:中国标准出版社,2017.

[31] 阿迪来·乌甫,玉素甫江·如素力,热伊莱·卡得尔,等.基于 MODIS 数据的新疆地表蒸散量时空分布及变化趋势分析[J].地理研究,2017,36(7):1245-1256.

[32] 赵舒怡,宫兆宁,刘旭颖.2001—2013 年华北地区植被覆盖度与干旱条件的相关分析[J].地理学报,2015,70(5):717-729.

[33] 张翔,朱晓昱,沈贝贝,等.呼伦贝尔植被蒸散发时空变化研究[J].中国农业资源与区划,2020,41(4):308-316.

[34] 张煦庭,潘学标,徐琳,等.基于降水蒸发指数的 1960—2015 年内蒙古干旱时空特征[J].农业工程学报,2017, 33(15):190-199.

[35] 刘继遥,春喜,梁文军,等.基于 SPI 指数的内蒙古干旱时空分布特征研究[J].内蒙古师范大学学报(自然科学汉文版),2016,45(4):533-539.

[36] 崔俊杰,白洁,郑磊,等.新疆地区遥感、融合和陆面模式模拟的蒸散产品的不确定性分析[J].干旱区研究, 2018,35(3):597-605.

[37] 黄文琳,张强,孔冬冬,等.1982—2013 年内蒙古地区植被物候对于干旱变化的响应[J].生态学报,2019,39(13): 4953-4965.

(上接第 221 页)

[25] 程立平,王亚萍,刘沛松,等.基于稳定同位素的黄土塬区村庄涝池对地下水补给的定量分析[J].水土保持通报,2021,41(5):60-66.

[26] 万彦博,师庆东,戴岳,等.沙漠腹地天然绿洲不同林龄胡杨水分利用来源[J].应用生态学报,2022,33(2): 353-359.

[27] 李涛,彭丽萍,师庆东,等.新疆准噶尔盆地不同径级梭梭和白梭梭的水分来源[J].生态学报,2020,40(6): 2099-2110.

[28] Wu X, Zheng X J, Yin X W, et al. Seasonal variation

in the groundwater dependency of two dominant woody species in a desert region of Central Asia[J]. Plant and Soil, 2019, 444(10): 39-55.

[29] 王勇,赵成义,王丹丹,等.塔里木河流域不同林龄胡杨与怪柳的水分利用策略研究[J].水土保持学报,2017, 31(6):157-163.

[30] 陈小丽,陈亚宁,陈亚鹏,等.黑河下游荒漠河岸林植物水分利用关系研究[J].中国生态农业学报,2014,22(8):972-979.

[31] 赵之旭,陈玉桂,邱池美,等.腾格里沙漠沙生植物梭梭根系的研究[J].陕西林业科技,2013,1(3):6-8.

(上接第 230 页)

[30] Bai J H, Deng W, Zhu Y M, et al. Spatial variability of nitrogen in soils from land/inland water ecotones [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2004, 35(5/6): 735-749.

[31] 董乙强,孙宗玖,安沙舟,等.禁牧对中度退化伊犁绢蒿荒漠草地土壤养分的影响[J].草地科学,2016,33(8): 1460-1468.

[32] 邵新庆,石永红,韩建国,等.典型草原自然演替过程中土壤理化性质动态变化[J].草地学报,2008,16(6):566-571.

[33] 张丽,张磊,鲁剑巍,等.添加尿素和秸秆对三熟制水旱轮作土壤各形态氮素的影响[J].土壤,2017,49(1):13-18.

[34] 蒋跃利,赵彤,闫浩,等.宁南山区不同草地土壤原位矿

化过程中氮素的变化特征[J].环境科学,2014,35(6): 2365-2373.

[35] 高丽娟,吕光辉,王芸,等.艾比湖地区盐生植物群落土壤氮素的垂直分布特征[J].干旱区研究,2014,31(1): 51-56.

[36] 张雪梅.干旱区盐生植物的土壤氮素特征研究[D].乌鲁木齐:新疆大学,2011.

[37] 张斌,张福韬,陈曦,等.土壤有机质周转过程及其矿物和团聚体物理调控机制[J].土壤与作物,2022,11(3): 235-247.

[38] 赵丹阳,毕华兴,侯贵荣,等.晋西黄土区典型林地土壤水分变化特征[J].水土保持学报,2021,35(1):181-187.