

DOI: 10.5846/stxb202003250688

徐国荣, 马维伟, 宋良翠, 唐艳梅, 周晓雷, 尚友贤, 杨玺. 植被不同退化状态下尕海湿地土壤氮含量及酶活性特征. 生态学报, 2020, 40(24): 8917-8927.

Xu G R, Ma W W, Song L C, Tang Y M, Zhou X L, Shang Y X, Yang X. Characteristics of soil nitrogen content and enzyme activity in Gahai wetland under different vegetation degradation conditions. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(24): 8917-8927.

## 植被不同退化状态下尕海湿地土壤氮含量及酶活性特征

徐国荣, 马维伟, 宋良翠, 唐艳梅, 周晓雷\*, 尚友贤, 杨 玺

甘肃农业大学林学院, 兰州 730070

**摘要:** 土壤中氮素的吸收、转化及含量的变化是影响植被生长的关键因素。为探讨湿地植被不同退化状态对土壤氮组分含量和相关酶活性的影响, 以及土壤氮组分含量与相关酶活性之间的关系, 以甘南尕海湿地不同植被退化状态样地(未退化 CK、轻度退化 SD、中度退化 MD 和重度退化 HD)为研究对象, 采用野外采样与室内实验相结合的方法, 分析了植被不同退化状态下不同形态氮组分(全氮、铵态氮、硝态氮和微生物量氮)含量的变化特征, 以及土壤氮转化酶(蛋白酶、脲酶、硝酸还原酶和亚硝酸还原酶)活性之间的相关关系。结果表明: (1) 在植被退化状态下, 土壤含水量逐渐减小, 土壤温度呈先减小后增大的趋势; (2) 随着植被退化程度的加剧, 硝态氮含量呈增加趋势, 而全氮、铵态氮和微生物量氮含量均随退化程度加剧呈减小趋势; 土壤蛋白酶活性随退化程度的加剧而减小, 脲酶活性呈先减小后增大的趋势, 重度退化活性最高, 轻度退化最低; 硝酸还原酶活性随退化程度的加剧而增加, 亚硝酸还原酶活性表现为“升-降-升”的变化趋势, 即轻度退化活性最高, 未退化和中度退化较低; (3) 土壤蛋白酶活性与全氮、铵态氮和微生物量氮呈极显著正相关关系( $P < 0.01$ ), 与硝态氮含量呈显著负相关关系( $P < 0.05$ ); 硝酸还原酶活性与蛋白酶活性恰好相反; 脲酶活性与微生物量氮含量呈极显著正相关关系( $P < 0.01$ ), 与全氮含量呈显著正相关关系( $P < 0.05$ ); 亚硝酸还原酶活性与全氮和铵态氮含量呈极显著正相关关系( $P < 0.01$ ), 与硝态氮含量呈显著负相关关系( $P < 0.05$ )。综上, 在尕海湿地植被退化条件下, 土壤氮组分含量增加可以有效提高相关酶活性。

**关键词:** 湿地; 植被退化; 氮组分; 酶活性; 分布特征

## Characteristics of soil nitrogen content and enzyme activity in Gahai wetland under different vegetation degradation conditions

XU Guorong, MA Weiwei, SONG Liangcui, TANG Yanmei, ZHOU Xiaolei\*, SHANG Youxian, YANG Xi

College of Forest of Gansu Agriculture University, Lanzhou 730070, China

**Abstract:** The absorption, transformation and content of nitrogen in soil are the key factors affecting the growth of vegetation. In order to explore the effects of various degradation conditions of wetland vegetation on the content of soil nitrogen components and related enzyme activities, as well as their relationship, research was conducted in sample areas with the following vegetation conditions (non-degraded CK, slightly degraded SD, moderately degraded MD and severely degraded HD) in Gahai wetland, Gannan. We combined field sampling and laboratory experiments, and analysed the variation characteristics of the content of various nitrogen components (total nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen and microbial biomass nitrogen) under different vegetation conditions, as well as the correlation between soil nitrogen invertase activities (protease, urease, nitrate reductase and nitrite reductase). The results show that: (1) Under the

**基金项目:** 国家自然科学基金项目(31860143); 2019 陇原青年创新创业(个人项目)(LYRC2019-34); 甘肃农业大学科技创新基金—学科专项基金项目(GAU-XKIS-2018-116); 甘肃省财政专项(SSCZZ-20160909); 国家生态系统观测研究共享服务平台能力建设

收稿日期: 2020-03-25; 网络出版日期: 2020- -

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhoulx@gsau.edu.cn

condition of vegetation degradation, the soil moisture content decreased gradually, and the soil temperature first decreased and then increased with the aggravation of the degree of degradation; (2) With the aggravation of vegetation degradation, the content of soil nitrate nitrogen showed an increasing trend, while the contents of total nitrogen, ammonium nitrogen and microbial biomass nitrogen showed a decreasing trend. Soil protease activity decreased with the degree of degradation, and the urease activity first decreased and then increased; the activity of heavily degraded was the highest, and the activity of slightly degraded was the lowest. The nitrate reductase activity increased with the aggravation of the degree of degradation, and the nitrite reductase activity showed a trend of “up-down-up”, that is, the slightly degraded activity was the highest, while that of the non-degraded and moderately degraded was lower; (3) Soil protease activity has a very significant positive correlation with total nitrogen, ammonium nitrogen and microbial nitrogen content ( $P < 0.01$ ), and a significant negative correlation with nitrate nitrogen content ( $P < 0.05$ ). The activity of nitrate reductase was opposite to that of protease, and has a significant negative correlation with total nitrogen, ammonium nitrogen and microbial nitrogen. Urease activity has a very significant positive correlation with microbial nitrogen content ( $P < 0.01$ ) and a significant positive correlation with total nitrogen content ( $P < 0.05$ ). Nitrite reductase activity has a very significant positive correlation with total nitrogen and ammonium nitrogen content ( $P < 0.01$ ), and a significant negative correlation with nitrate nitrogen content ( $P < 0.05$ ). In summary, under the various degraded conditions of vegetation in Gahai wetland, the increase in soil nitrogen content can effectively increase the activity of related enzymes.

**Key Words:** wetland; vegetation degradation; nitrogen components; enzyme activity; distribution characteristics

氮是植物生长必不可少的大量营养元素之一,是生态系统中最重要限制养分,其含量高低直接影响系统初级生产力<sup>[1]</sup>。土壤中氮素循环是土壤生态系统的主要功能之一,是土壤生态学、环境生态学、农业科学等领域关注的重点<sup>[2]</sup>。土壤中的氮素通过土壤微生物的矿化作用转化为无机氮被植物吸收利用<sup>[3]</sup>。土壤酶活性作为微生物的主要指示剂,是控制氮素转化过程的重要因素,参与土壤中各种营养元素的生化过程,能很好的反映土壤微生物养分需求和化学反应过程的强度与方向<sup>[4]</sup>。相关研究表明,随着土壤有机质含量的增加,土壤酶的矿化分解作用是生态系统的主要生产力之一<sup>[5]</sup>。作为全球碳氮循环的重要组成部分,湿地生态系统在全球氮素循环中扮演重要角色<sup>[6]</sup>。因此,湿地生态系统氮储量及空间分布受到更多关注<sup>[7]</sup>。

近年来,随着全球气候变化及不合理的人类活动使得湿地生态系统植被退化严重,降低湿地生物多样性及其碳汇功能,加剧湿地退化,严重危及当地居民生产生活和畜牧业可持续发展<sup>[7]</sup>。与此同时,植被退化也可能引起高寒湿地土壤氮组分发生改变。一些对草地植被退化的研究指出植被退化改变地表覆被情况,增加土壤有机质的分解速度,导致土壤碳、氮含量降低<sup>[8]</sup>。Wen 等<sup>[9]</sup>研究发现草地退化降低了土壤养分含量,改变了植物群落结构。这些研究在一定程度上揭示了土壤碳氮养分对植被退化的响应规律,但目前关于高寒湿地土壤氮素含量及酶活性在植被退化程度上的变化尚不清楚,这严重阻碍了对青藏高原高寒湿地土壤氮循环的深入研究,因此,有必要研究湿地退化过程中土壤氮组分含量及酶活性响应机制,对认识湿地土壤氮储量及分布和全球气候变化具有重要作用。

位于青藏高原东缘的尕斯库勒湖湿地,是青藏高原湿地的重要组成部分,在涵养水源、蓄洪防旱、调节气候、维护生物多样性等方面具有重要意义,已被列为国际重要湿地<sup>[10]</sup>。但近年来随全球气候变化及不合理人为活动干扰,导致尕斯库勒湖湿地面积锐减,植被退化严重<sup>[11]</sup>。进而引起土壤氮组分及酶活性发生明显改变,但目前对于该区域植被退化过程中土壤氮组分及酶活性变化特征还不清楚。因此,选择尕斯库勒湖的沼泽化草甸为研究对象,研究其植被不同退化状态下土壤氮含量和酶活性变化特征,探究植被退化对高寒沼泽化草甸湿地土壤氮素分布的影响,对揭示植被退化过程中土壤环境变化规律具有重要意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

杂海湿地位于甘肃省甘南藏族自治州, 杂海-则岔国家级自然保护区内, 地理坐标  $33^{\circ}58'12''$ — $34^{\circ}32'16''$  N,  $102^{\circ}05'00''$ — $102^{\circ}47'39''$  E, 海拔 3430—4300 m, 保护区内湿地面积 57846  $\text{hm}^2$ , 主要为河流湿地、沼泽草甸和泥炭湿地, 其中沼泽化草甸 51160  $\text{hm}^2$ , 泥炭地 10429  $\text{hm}^2$ 。气候属于青藏高原带、高寒湿润气候区, 年均气温  $1.2^{\circ}\text{C}$ , 无绝对无霜期, 年均降水量 781.8 mm, 主要集中在 7—9 月, 年蒸发量 1150.5 mm。植物种类主要有乌拉苔草 (*Carex meyeriana*)、唐松草 (*Thalictrum aquilegifolium*)、线叶蒿 (*Artemisia subulata*)、萎陵菜 (*Potentilla chinensis*)、珠芽蓼 (*Polygonum viviparum* L.)、蕨麻 (*Potentilla anserina* L.) 等<sup>[12]</sup>。

从 20 世纪 50 年代左右开始, 受全球气候变化的影响, 该地区气温显著上升, 而降雨量下降, 平均每十年温度升高  $0.4^{\circ}\text{C}$ , 降雨量下降 2 mm<sup>[13]</sup>, 湿地开始向疏干方向发展, 湿地面积萎缩<sup>[14]</sup>。近几十年来, 在人口不断增长及社会和经济活动的影响下, 过度放牧成为植被退化的主要影响因素之一<sup>[8]</sup>。过度放牧导致植被严重丧失, 触发沼泽化草甸植被退化, 靠近高山湖泊的地区受到的影响最为明显。团队先前报道中发现, 沿湿度递减存在明显的植被退化梯度, 优势种从湿生植物向中生和旱生植物转变<sup>[15]</sup>, 植被盖度、高度、地上生物量、土壤有机质、全磷和全钾含量减少, 土壤容重增加(表 1 和表 2)。

表 1 样地基本情况

Table 1 General information of sampling sites

退化程度 Plots	优势种组成 Dominant species	盖度 Coverage/%	高度 Height/cm	地上生物量 Aboveground biomass/ ( $\text{g}/\text{m}^2$ )	基本情况 Basic conditions
CK	藏嵩草+蕨麻+散穗早熟禾	96.25±5.32A	16.71±2.98A	355.90±174.64A	海拔 3477 m, 枯落物和根系较多, 几乎无裸露斑, 有较浅的季节性积水
SD	苔草+冷蒿+棘豆	86.34±7.36B	13.02±2.24B	293.02±143.93B	海拔 3478 m, 有少量裸露, 无积水
MD	密毛白莲蒿+线叶蒿草	45.33±13.34C	7.43±0.97C	185.73±134.90C	海拔 3484 m, 植物种类较少, 且出现一些毒草, 地表轻微风蚀
HD	海拔 3486 m, 由于地下水位降低, 过度放牧和严重鼠害导致地表几乎无植被生长, 风蚀严重				

CK: 未退化 Non-degraded; SD: 轻度退化 Slightly degraded; MD: 中度退化 Moderately degraded; HD: 重度退化 Severely degraded; 不同大写字母表示不同植被退化程度间差异显著 ( $P < 0.05$ )

表 2 样地土壤理化性质

Table 2 physicochemical properties of soil in the experimental sites

退化程度 Degradation degree	pH	容重 Soil bulk density/ ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )	有机质 Soil organic matter/ ( $\text{g}/\text{kg}$ )	全磷 Total P/ ( $\text{g}/\text{kg}$ )	全钾 Total K/ ( $\text{g}/\text{kg}$ )
CK	7.92±0.04A	0.36±0.01C	65.82±13.64A	1.48±0.51A	6.03±0.41A
SD	7.79±0.06B	0.39±0.02C	65.45±9.67A	1.29±0.30AB	6.02±0.44A
MD	7.77±0.08B	0.61±0.05A	54.39±10.66A	1.17±0.08B	5.74±0.26AB
HD	7.76±0.06B	0.56±0.03B	53.63±10.66A	1.15±0.22B	5.58±0.42B

### 1.2 样地设置

2019 年, 在本团队研究工作的基础上, 采用空间序列代替时间序列方法, 以现在生长季可见的原生湿地为中心向外延伸的办法, 选择地势相对平缓坡向一致的地段, 参考马玉寿等<sup>[16]</sup>对高寒沼泽化草甸湿地植被退化等级的划分, 根据植被组成、总覆盖度、地表裸露面积等特征, 将沼泽化草甸湿地划分为未退化 (Non-degraded, CK)、轻度退化 (Slightly degraded, SD)、中度退化 (Moderately degraded, MD) 和重度退化 (Severely degraded, HD) 4 种植被退化梯度, 每个植被退化梯度布设 10 m×10 m 定位研究样地, 重复 3 次, 重复之间

隔大于 10 m,并围栏以防止人畜对研究区的干扰,样地已于 2015 年设置,详细的样地理化性质见团队先前报道<sup>[15,17]</sup>,样地情况见表 1 和表 2。

### 1.3 样品采集

土壤采样于 2019 年 8 月中旬植被生长旺季在上述 4 个植被退化梯度样地内进行,用土钻在研究样地分别按“S”五点法,分 0—10 cm、10—20 cm 和 20—40 cm 层取样,相同土层土壤组成混合土样,去掉植物残根和石块等杂物,装入封口袋内,每个土样三次重复,放置在装有冰袋的整理箱中低温运输。

将土壤样品从野外带回实验室后,一部分用于土壤含水量和微生物量的测定,另一部分平摊于塑料布上,置于干净整洁的室内通风处自然风干,严禁暴晒。风干过程中要经常翻动土样。样品风干后,过 1 mm 筛,封袋储存用于氮组分及酶活性指标的测定。

### 1.4 室内分析

土壤全氮(Total nitrogen, TN)用半微量凯氏法测定;铵态氮(Ammonium nitrogen,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )、硝态氮(Nitrate nitrogen,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )用 MgO-代氏合金蒸馏法测定<sup>[18]</sup>;微生物量氮(Microbial nitrogen, MBN)含量采用氯仿熏蒸- $\text{K}_2\text{SO}_4$ 浸提法测定;土壤脲酶(Urease, URE)采用脲素比色法测定,一个酶活单位(EU)以 1 g 土壤 37℃ 条件下,24 h 内反应水解产生的氨氮毫克数表示;蛋白酶(Protease, PRO)活性采用酪素比色法测定,一个酶活单位(EU)以 1 g 土壤 30℃ 条件下,24 h 内反应水解产生的氨基氮的毫克数表示<sup>[19]</sup>。土壤硝酸还原酶(Nitrate reductase, NR)、亚硝酸还原酶(Nitrite reductase, NiR)测定参考武志杰等<sup>[20]</sup>的专利法,用苯磺酸-醋酸- $\alpha$  萘胺比色法测定;硝酸还原酶一个酶活单位(EU)以 1 g 土壤 30℃ 条件下,24 h 内还原产生的  $\text{NO}_2^-$  的微克数表示;亚硝酸还原酶一个酶活单位(EU)以 1 g 土壤 30℃ 条件下,24 h 内还原减少的  $\text{NO}_2^-$  的毫克数表示。

### 1.5 数据统计与分析

本文利用 Origin 2019 绘图,SPSS 20.0 软件进行数据统计分析。考虑不同退化程度、土层及二者的交互作用对土壤氮含量及酶活性的差异,采用双因素方差分析(Two-way ANOVA)进行分析比较。采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和多重比较(LSD)分析不同退化程度各变量的差异显著性( $\alpha=0.05$ )。用 Pearson 相关分析法描述各因子之间的相关关系。

## 2 结果与分析

### 2.1 植被不同退化状态下土壤温度和含水量变化特征

不同植被退化程度沼泽湿地土壤含水量和温度变化如表 3 所示。土壤含水量随退化程度的加剧逐渐减小,SD、MD 和 HD 较 CK 分别降低 33%、56%和 68%,在 0—20 cm 层不同退化程度间差异显著( $P<0.05$ );在垂直剖面上,土壤含水量随土层加深逐渐降低。0—40 cm 土壤温度均值随退化程度加剧呈先减小后增大的趋势,CK、MD 和 HD 较 SD 分别增加 0.3%、5.2%和 7.7%;在垂直剖面上,土壤温度随土层加深逐渐降低。

表 3 土壤含水量和温度变化

Table 3 Soil moisture and temperature changes

项目 Item	土层 Soil layer/cm	CK	SD	MD	HD
含水量 Water content	0—10	1.19±0.01Aa	0.67±0.02Ba	0.38±0.00Ca	0.29±0.00Da
	10—20	0.81±0.02Ab	0.58±0.01Bab	0.34±0.00Cb	0.25±0.00Db
	20—40	0.45±0.12Ac	0.41±0.11Ab	0.34±0.00Ab	0.24±0.00Ac
温度 Temperature	0—10	13.80±0.30ABa	13.23±0.22Ba	14.43±0.28Aa	14.73±0.33Aa
	10—20	13.33±0.15Ba	13.17±0.07Ba	14.03±0.15Aa	14.27±0.18Aa
	20—40	12.2±0.06Cb	12.80±0.00Ba	12.80±0.06Bb	13.23±0.03Ab

不同大写字母表示不同退化程度间差异显著( $P<0.05$ ),不同小写字母表示不同土层间差异显著( $P<0.05$ )

## 2.2 植被不同退化状态下土壤氮组分含量分布特征

不同植被退化程度杂海湿地土壤 TN 分布情况如图 1 所示。各退化程度 0—40 cm 土层 TN 含量均值总体为 CK(3.20 g/kg) > SD(2.87 g/kg) > MD(2.29 g/kg) > HD(2.02 g/kg)。而在不同土层存在一定差异, 最高值出现在 CK 样地, 具体为 4.24 g/kg、3.15 g/kg 和 2.70 g/kg; 在 0—10 cm 和 10—20 cm 不同退化程度土壤 TN 含量变化相同, 最低值出现在 HD 样地, 值分别为 2.16 g/kg 和 1.96 g/kg; 而在 20—40 cm 土壤, 最低值出现在 MD 样地, 值为 1.83 g/kg。从土层分布来看, 除 HD 样地外, 其他各退化阶段 TN 含量均随土层深度的增加而显著降低 ( $P < 0.05$ )。因此, 植被退化显著降低了土壤 0—20 cm 的 TN 含量, 而重度退化改变了 TN 的剖面分布。

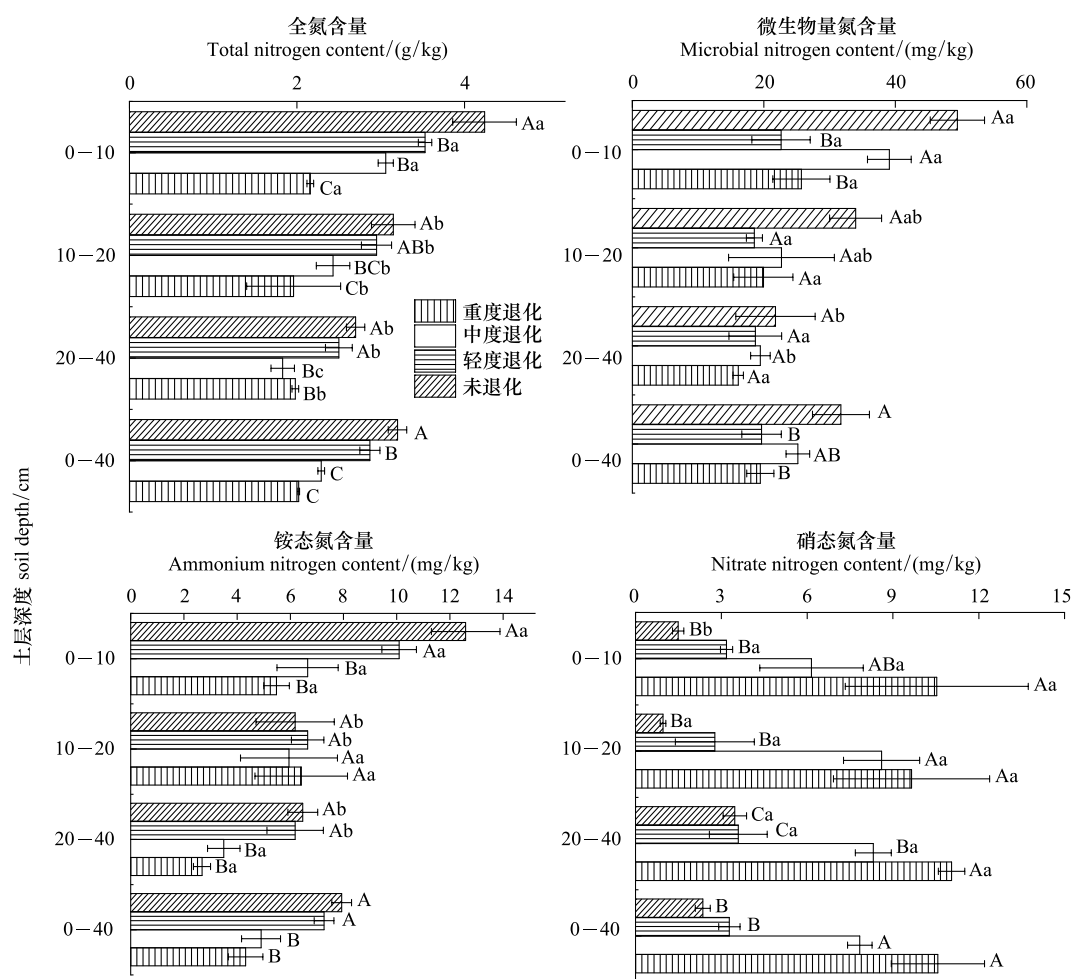


图 1 不同退化程度土壤氮组分含量

Fig.1 Soil carbon and nitrogen content at different degradation levels

CK: 未退化 Non-degraded; SD: 轻度退化 Slightly degraded; MD: 中度退化 Moderately degraded; HD: 重度退化 Severely degraded; 不同大写字母表示不同退化程度间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 不同小写字母表示不同土层间差异显著 ( $P < 0.05$ )

植被退化过程中杂海湿地土壤 MBN 含量变化如图 1 所示。0—40 cm 土层 MBN 含量均值表现为 CK (31.73 mg/kg) > MD (25.18 mg/kg) > SD (19.64 mg/kg) > HD (19.47 mg/kg)。在不同土层间的变化规律与 TN 一致, 最大值均出现在 CK 样地, 具体为 49.43 mg/kg、33.96 mg/kg 和 21.77 mg/kg。在 0—10 cm 和 10—20 cm 土壤 MBN 含量最低值出现在 SD 样地, 值分别为 22.62 mg/kg 和 18.56 mg/kg; 在 20—40 cm 最低值出现在 HD 样地, 值为 16.11 mg/kg。除 SD 样地外, 其他样地均随土层深度的增加而降低, 但仅在 CK 和 MD 间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

尕海湿地土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  在不同植被退化过程中分布情况如图 1 所示。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  在 0—40 cm 层含量均值为  $\text{CK}(7.93 \text{ mg/kg}) > \text{SD}(7.27 \text{ mg/kg}) > \text{MD}(4.90 \text{ mg/kg}) > \text{HD}(4.32 \text{ mg/kg})$ 。在不同土层间的变化也存在一定差异, 0—10 cm 和 20—40 cm 土层  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量最大值出现在 CK 样地, 值为 12.59 mg/kg 和 6.47 mg/kg, 最低值出现在 HD 样地, 值为 5.48 mg/kg 和 2.68 mg/kg, 在 10—20 cm 土层最大值出现在 SD 样地, 值为 6.65 mg/kg, 最小值出现在 MD 样地, 值为 5.95 mg/kg。在垂直剖面上, SD 和 MD 样地均随土层深度的增加而降低, 10—20 cm 和 20—40 cm 土层间差异不显著 ( $P > 0.05$ )。

如图 1 所示, 不同植被退化程度下尕海湿地土壤  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量变化明显。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量随退化程度的加剧而增大, 具体表现为  $\text{HD}(10.57 \text{ mg/kg}) > \text{MD}(7.84 \text{ mg/kg}) > \text{SD}(3.28 \text{ mg/kg}) > \text{CK}(2.35 \text{ mg/kg})$ 。在不同土层间变化一致, 0—40 cm 最大值出现在 HD 样地, 值为 10.53 mg/kg、9.65 mg/kg 和 11.05 mg/kg, 最小值在 CK 样地, 为 1.49 mg/kg、0.96 mg/kg 和 3.47 mg/kg。CK、SD 和 HD 样地  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量在垂直方向上表现为随深度的增加呈先减小后增大的趋势, 而 MD 样地呈先增大后减小的趋势, 且各土层间差异不显著 ( $P > 0.05$ )。说明植被退化增加了土壤  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量。

双因素方差分析表明, 植被退化对氮组分影响显著 (表 4); 土层变化对 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、MBN 和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  有极显著或显著影响 ( $P < 0.05$ ); 植被退化和土层对 TN 也存在显著的交互作用 ( $P < 0.05$ )。

表 4 植被退化和土层交互作用下土壤氮含量方差分析

Table 4 Variance analysis of soil nitrogen content under the interaction of vegetation degradation and soil layers

因素 Factor	项目 Item	全氮 Total nitrogen	铵态氮 Ammonium nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	微生物量氮 Microbial nitrogen
植被退化 Vegetation degradation	<i>df</i>	3	3	3	3
	<i>F</i>	31.480	8.160	22.620	8.350
	<i>P</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
土层 Soil layer	<i>df</i>	2	2	2	2
	<i>F</i>	30.610	14.801	0.932	13.593
	<i>P</i>	<0.01	<0.01	0.409	<0.01
植被退化×土层 Vegetation degradation× Soil layer	<i>df</i>	6	6	6	6
	<i>F</i>	2.744	2.438	0.374	1.684
	<i>P</i>	0.038	0.058	0.888	0.172

### 2.3 植被不同退化状态下土壤酶活性分布特征

植被不同退化程度下土壤酶活性变化有一定差异性。土壤 PRO 活性随退化程度的加剧而降低 (图 2), 具体表现为  $\text{CK}(3.98 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{SD}(3.95 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{MD}(3.91 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{HD}(2.94 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1})$ ; 在不同土层间土壤 PRO 活性变化不一致, 0—10 cm 和 10—20 cm 土层, SD、MD 和 HD 土壤 PRO 活性较 CK 分别降低了 6.30%、13.32%、15.40% 和 4.45%、15.59% 和 20.39%; 20—40 cm 层, SD 和 MD 的 PRO 活性较 CK 分别增加了 6.74% 和 18.72%, HD 阶段 PRO 活性较 CK 降低了 40.25%, 差异均不显著。在垂直剖面上, 除 MD 样地外, 其他退化样地土壤 PRO 活性均随土层深度的增加而降低, 且差异显著 ( $P < 0.05$ )。说明植被退化降低了土壤 PRO 活性, 重度退化改变了土壤 PRO 活性垂直分布。

土壤 URE 活性随植被退化程度的加剧呈先减小后增大的趋势 (图 2), 0—40 cm 土层 URE 活性均值为  $\text{HD}(1.36 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{CK}(1.34 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{MD}(1.23 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{SD}(1.12 \text{ mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1})$ ; 在 0—10 cm 土层, SD、MD 和 HD 土壤 URE 活性较 CK 分别降低了 25.46%、13.68% 和 18.34%, 差异显著 ( $P < 0.05$ ); 10—20 cm 与 20—40 cm 层, SD 和 MD 的 URE 活性较 CK 降低了 17.33% 和 9.21% 与 12.02% 和 1.51%, HD 的 URE 活性较 CK 增加了 3.80% 和 16.96%, 差异均不显著。不同植被退化阶段土壤 URE 活性垂直分布均随土层深度的加深而减小。可见, 植被退化降低了土壤 URE 活性, 重度退化增加了 10—40 cm 层土壤 URE 活性。

NR 活性随退化程度加剧而增大 (图 2), 具体为  $\text{HD}(7.50 \text{ } \mu\text{g g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{MD}(5.10 \text{ } \mu\text{g g}^{-1} 24\text{h}^{-1}) > \text{SD}$

( $3.41 \mu\text{g g}^{-1} 24\text{h}^{-1}$ ) > CK ( $2.25 \mu\text{g g}^{-1} 24\text{h}^{-1}$ )。在 0—10 cm 土层, SD、MD 和 HD 的 NR 活性是 CK 的 6.9 倍、6.3 倍和 4 倍, 差异显著 ( $P < 0.05$ ); 10—20 cm 和 20—40 cm 土层的 NR 活性变化与各退化程度一致, 且差异显著 ( $P < 0.05$ ); 不同退化阶段土壤 NR 活性在剖面分布也存在一定差异, CK、SD 和 MD 阶段均随土层深度的增加而加强, 与 HD 阶段恰好相反。说明植被退化增加了土壤 NR 活性, 特别是 10—40 cm 土层 NR 活性。

NiR 活性随退化程度的加剧呈波动性变化 (图 2), 具体为 SD ( $0.67 \text{mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}$ ) > CK ( $0.63 \text{mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}$ ) > HD ( $0.60 \text{mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}$ ) > MD ( $0.57 \text{mg g}^{-1} 24\text{h}^{-1}$ )。在 0—10 cm 和 10—20 cm 层, MD 和 HD 的 NiR 活性较 CK 降低了 16.41%、28.33% 和 6.69%、5.14%, SD 较 CK 增加了 2.5% 和 11.71%; 20—40 cm 层, SD 和 HD 的 NiR 活性较 CK 增加了 8.18% 和 13.31%, MD 较 CK 降低了 4.79%。从土层分布来看, 除 HD 外, 其他各退化程度湿地土壤 NiR 活性均随土层深度的加深而逐渐降低。可见, 轻度植被退化有益于 NiR 活性提高, 重度退化改变了 NiR 的剖面分布。

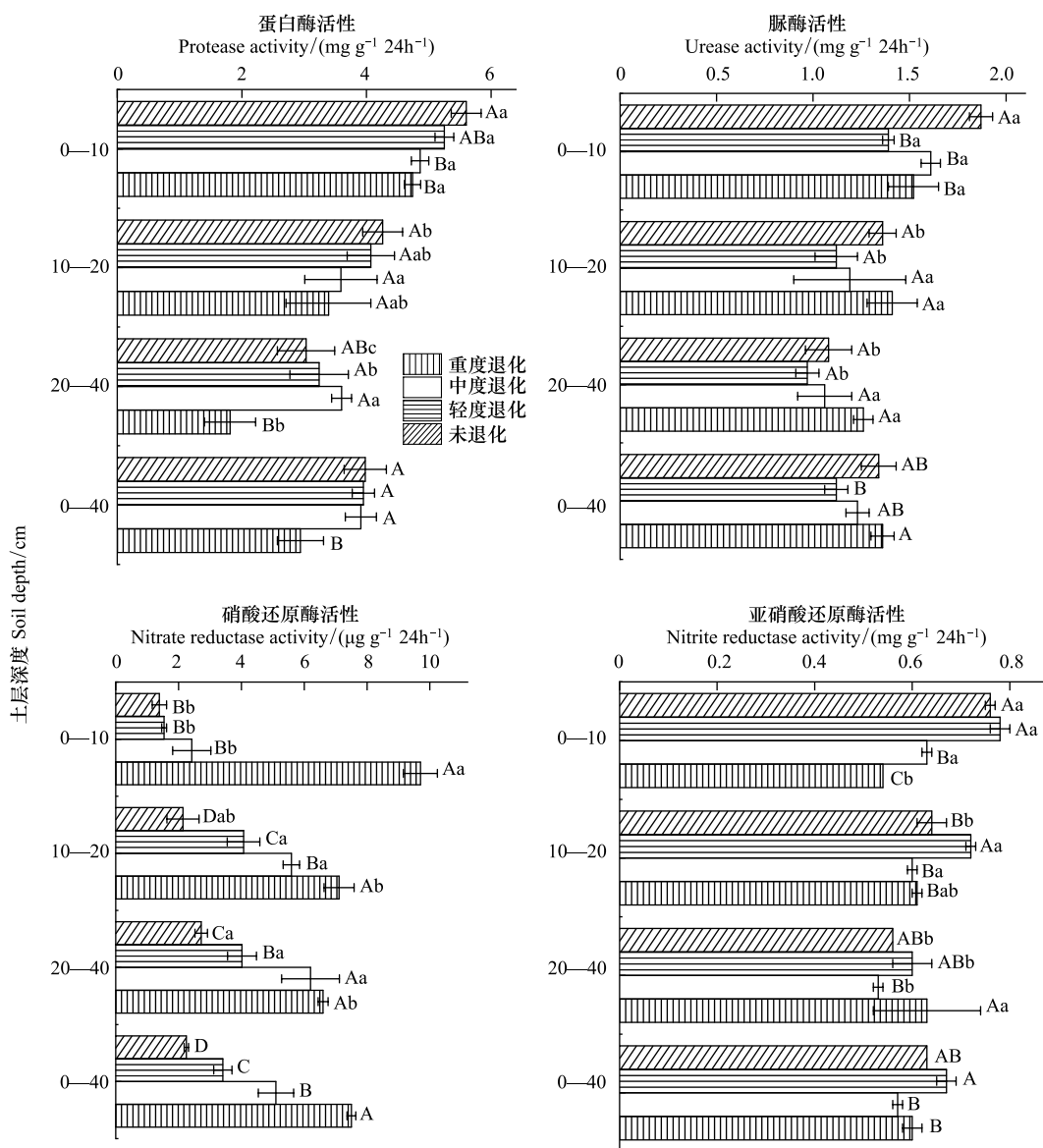


图 2 不同退化程度土壤酶活性

Fig.2 Soil enzyme activity at different degradation levels

双因素方差分析显示, 植被退化和不同土层对土壤酶活性差异显著 (表 5)。除 PRO 和 NR 外, 植被退化

和土层对土壤酶活性影响差异显著 ( $P < 0.01$ )。由 F 值来看,不同土层的 PRO、URE 和 NiR 活性大于植被退化的影响程度,说明不同土层之间酶活性差异与植被退化相比更显著。植被退化和土层对土壤 NiR 和 NR 活性存在显著的交互作用 ( $P < 0.05$ )。

表 5 植被退化和土层交互作用下土壤酶活性方差分析

Table 5 Variance analysis of soil enzyme activity under the interaction of vegetation degradation and soil layer

因素 Factor	项目 Item	蛋白酶 Protease	脲酶 Urease	硝酸还原酶 Nitrate reductase	亚硝酸还原酶 Nitrite reductase
植被退化 Vegetation degradation	<i>df</i>	3	3	3	3
	<i>F</i>	2.773	11.933	74.999	22.159
	<i>P</i>	0.091	<0.01	<0.01	<0.01
土层 Soil layer	<i>df</i>	2	2	2	2
	<i>F</i>	22.193	34.807	6.953	27.133
	<i>P</i>	<0.01	<0.01	0.011	<0.01
植被退化×土层 Vegetation degradation× Soil layer	<i>df</i>	6	6	6	6
	<i>F</i>	1.192	2.204	7.253	11.723
	<i>P</i>	0.378	0.121	0.003	<0.01

## 2.4 土壤氮组分含量与酶活性的相关性分析

由表 6 可以看出,土壤氮组分含量与酶活性之间存在明显的相关关系。土壤氮组分中除  $\text{NO}_3^-$ -N 外, TN、 $\text{NH}_4^+$ -N 和 MBN 之间呈极显著正相关关系 ( $P < 0.01$ ); 除 NR 外, 其余 3 种酶活性之间呈显著正相关关系 ( $P < 0.05$ ); NR 活性与 TN、 $\text{NH}_4^+$ -N 和 MBN 呈极显著负相关关系 ( $P < 0.01$ ), 与  $\text{NO}_3^-$ -N 呈极显著正相关关系 ( $P < 0.01$ ); 除  $\text{NO}_3^-$ -N 和 NR 外, 其他酶活性与氮组分之间呈极显著或显著正相关关系 ( $P < 0.05$ )。

表 6 土壤碳氮含量与酶活性之间的相关系数

Table 6 Correlation coefficient between soil carbon and nitrogen content and enzyme activity

项目 Item	TN	$\text{NH}_4^+$ -N	$\text{NO}_3^-$ -N	MBN	PRO	URE	NR
$\text{NH}_4^+$ -N	0.665 **						
$\text{NO}_3^-$ -N	-0.653 **	-0.296					
MBN	0.535 **	0.466 **	-0.385 *				
PRO	0.647 **	0.492 **	-0.401 *	0.498 **			
URE	0.381 *	0.315	-0.174	0.675 **	0.515 **		
NR	-0.747 **	-0.495 **	0.773 **	-0.464 **	-0.350 *	-0.177	
NiR	0.741 **	0.632 **	-0.477 *	0.273	0.461 *	0.304	-0.584 **

TN: 全氮 Total nitrogen;  $\text{NH}_4^+$ -N: 铵态氮 Ammonium nitrogen;  $\text{NO}_3^-$ -N: 硝态氮 Nitrate nitrogen; MBN: 微生物量氮 Microbial nitrogen; PRO: 蛋白酶 Protease; URE: 脲酶 Urease; NR: 硝酸还原酶 Nitrate reductase; NiR: 亚硝酸还原酶 Nitrite reductase; \*\* 表示极显著相关 ( $P < 0.01$ ); \* 表示显著相关 ( $P < 0.05$ )

## 3 讨论

### 3.1 植被不同退化状态下土壤氮组分含量的变化

氮是植物从土壤中获取量最大营养元素<sup>[7]</sup>, 所有形态的有机和无机态氮, 是标志土壤氮素总量和供应植物有效氮素的源和库<sup>[21]</sup>, 是土壤肥力状况的重要指标<sup>[22]</sup>。植被是影响土壤物理、化学和生物学过程的主要因素之一, 凋落物和植物根系分解转化是土壤有机质养分的主要来源<sup>[23]</sup>。研究表明, 土壤 TN 含量沿退化梯度表现为随植被退化程度的加剧而降低, 垂直分布呈现出随土壤深度增加而减少的趋势, 这与董云霞<sup>[24]</sup>的研究结果一致。呈现这种规律可能是因为土壤 TN 含量易受地上枯落物和地下生物量的影响, 土壤 TN 的累积



主要来自于植物根系及枯落物的分解,植被退化减少了地上生物量的同时也减少了枯落物的累积量,所以影响土壤 TN 的输入速度和数量<sup>[25]</sup>。此外,随着植被退化加剧,土壤含水量和有机质含量减少,土壤容重增加,而土壤 TN 含量主要来源于土壤有机质的分解和转化,土壤有机质减少,土壤 TN 含量也随之降低<sup>[26]</sup>。

土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  均为水溶性无机态氮,可直接被植物吸收利用,不同植物对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的吸收利用及生理调节过程存在差异<sup>[27]</sup>。研究中土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的含量与土壤 TN 含量变化趋势一致,CK 高于 SD 和 MD,HD 最低;一方面很可能说明了  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  主要是来自于土壤 TN 的矿化;另一方面,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的形成受到地上植被的吸收、土壤微生物活动和有机氮矿化的影响,湿地植被不同退化程度下,植被生物量减少,根系减少,使有机氮矿化和植被吸收利用效率降低,造成  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量降低<sup>[28]</sup>。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TN 呈现出相反的变化趋势,可能是因为随退化程度的加剧<sup>[29]</sup>,土壤含水量降低,加上高原鼠害的影响导致重度退化样地土层分布发生变化,土壤通气性增强,铵态氮更容易转化为硝态氮,使  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量随退化程度的加剧而增大;同时土壤对阴离子几乎不吸附<sup>[27]</sup>,尤其是  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  容易从阴离子交换能力差的土壤中淋溶流失,且 8 月茆海湿地降雨量较大,促进了植被生长的同时也为养分的淋溶流失提供了条件,故  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量随土层深度的增加而增大。

土壤微生物是土壤能量和养分转化的重要驱动力,其种群、数量和分布特征影响土壤营养物质的转化、肥力保持和植被生长<sup>[30]</sup>。微生物量是土壤营养元素的重要储备库,也是土壤中有机质最活跃的部分,调节土壤氮循环与转化过程<sup>[31]</sup>。研究表明,MBN 含量随退化程度的加剧整体呈减小趋势,这是因为湿地植被退化后,土壤中的营养结构随之发生变化,土壤中可利用氮素及总储量随之降低,土壤微生物对氮素的转化率下降,MBN 含量减少<sup>[8]</sup>。MBN 含量在不同土层中的分布与 TN 一致,具有一定的垂直分布规律,0—10 cm 植被根系比较发达,土壤通气性较强,为微生物生长繁殖提供了充足的营养物质,相比于下层土壤微生物活性较高。同时表层土壤受太阳辐射较高,土壤温度高于下层,也促进了微生物的生长繁殖。具有固氮作用的微生物和植物根瘤菌分布在土壤表层<sup>[31]</sup>,也使得 MBN 含量随土壤层次加深而降低。

### 3.2 植被不同退化状态下土壤酶活性的变化

土壤酶是土壤生物化学反应的催化剂,酶活性是表征土壤质量状况的生物化学指标,反映土壤中营养元素转化能力和微生物活性,能迅速指示土壤质量变化趋势<sup>[32]</sup>。土壤 PRO 主要来自于微生物释放的内外蛋白酶及植物根系分泌的蛋白酶,将土壤中各类蛋白质及肽类化合物水解为氨基酸<sup>[33]</sup>,PRO 的活性影响植物所吸收利用氮素的多少,表征土壤供氮能力的大小<sup>[34]</sup>。研究发现,随着植被退化程度加剧,土壤 PRO 活性显著降低,这是由于土壤 PRO 活性取决于土壤养分含量<sup>[35]</sup>,而在退化湿地,TN 含量显著降低,使得 PRO 活性降低,本研究土壤 TN 含量和 PRO 活性之间极显著正相关关系( $P<0.01$ ),也证明了这一结论。在垂直剖面上,茆海湿地植物主要以草本植物为主,其根系主要分布在 0—20 cm 层,同时土壤表层含有大量的枯枝落叶和腐殖质,养分含量较高,为微生物的生存和发展提供良好的环境,所以随着土壤层次的加深,PRO 活性降低。

土壤 URE 是水解土壤有机质中蛋白质和氨基酸的重要酶类,可将有机态氮转化为植物可吸收利用的无机态氮,供植物生长发育<sup>[36]</sup>。土壤 URE 活性受土壤水分和养分的影响,朱同彬等<sup>[37]</sup>研究表明,较高的土壤含水量会抑制土壤 URE 活性,与本文研究结果不同,可能是由于土壤 URE 活性受土壤养分的影响程度较大,造成了 URE 活性随退化程度的加剧而降低<sup>[37]</sup>;而在 HD 样地,土壤养分含量较低,土壤水分对酶活性的影响占据主导地位,URE 活性略有升高。同时 URE 活性与 TN 含量呈显著正相关关系,与刘淑娟等<sup>[38]</sup>研究全国大部分地区土壤 URE 与 TN 相关性结果一致。刘淑娟等研究还表明土壤 TN 对 URE 活性的影响存在一个阈值(TN 为 3.5 g/kg),当  $\text{TN}<3.5$  时,TN 与 URE 活性呈正相关,当  $\text{TN}>3.5$  时,TN 与 URE 活性呈负相关。本研究中,土壤 TN 含量均小于此阈值,也证明了土壤 TN 含量与 URE 活性呈显著正相关。

土壤 NR 和 NiR 是参与土壤反硝化过程的重要酶,NR 在有氧条件下催化硝酸盐还原成亚硝酸盐,在厌氧条件下反硝化作用产生温室气体  $\text{N}_2\text{O}$ ,而 NiR 催化土壤中的  $\text{NO}_2^-$  转化成 NO 或  $\text{NH}_3$ <sup>[39-40]</sup>。本研究发现,NR 活性随植被退化程度的加剧而增加,与  $\text{NO}_3^-\text{N}$  呈极显著( $P<0.01$ )正相关。 $\text{NO}_3^-\text{N}$  作为反硝化作用的底物,而

NR 是反硝化作用中的第一个酶,其活性可能受底物  $\text{NO}_3\text{-N}$  含量的增加而增加。陈利军等<sup>[40]</sup>研究表明,土壤 NiR 活性与土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量呈极显著正相关关系,与研究结果一致(表 6),即 NiR 活性越高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量也越高;但 NiR 活性在植被不同退化程度下波动性变化,一方面可能是由于土壤调控 NiR 的反硝化微生物菌群对植被变化不是那么敏感<sup>[41]</sup>,另一方面可能是由于植被不同退化程度下土壤含氧量不同导致<sup>[40]</sup>,本研究中,随退化程度加剧,土壤容重增大,土壤孔隙的通透性变差,这可能抑制土壤微生物有氧呼吸,进而增加土壤 NiR 活性,但由于高原鼠害的影响,使土层结构发生变化,通气性有所改变,导致 NiR 活性呈波动性变化。

#### 4 结论

基于尕斯库勒湿地沼泽化草甸不同退化状态下土壤氮组分含量及其相关酶活性的特征分析,研究了植被不同退化状态下土壤氮组分及其酶活性的变化特征,结论如下:

(1) 尕斯库勒湿地植被不同退化状态下,土壤 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 MBN 含量均随退化程度的加剧而减小,0—10 cm 表层土壤富集较高氮,随土层深度的增加,氮组分含量下降。土壤  $\text{NO}_3\text{-N}$  含量随退化程度的加剧而增加,并有显著向下淋溶过程。

(2) 植被不同退化状态下土壤 PRO、URE 和 NiR 活性均随退化程度的加剧而减小,NR 活性随退化程度加剧而增加。

(3) 土壤 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 MBN 含量与 PRO 活性呈极显著正相关关系,与 NR 活性呈极显著负相关关系; $\text{NO}_3\text{-N}$  含量与 NR 活性呈极显著正相关关系,与 NiR 活性呈极显著负相关关系; $\text{TN}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量与 NiR 活性呈极显著正相关关系。

#### 参考文献 (References):

- [1] 张文鹏,司晓林,王文银,高天鹏,徐当会. 氮硅添加对高寒草甸生物量和多样性的影响——以青藏高原为例. 草业科学, 2016, 33(1): 38-45.
- [2] 封保根,郭平,李琳慧,孙影,陈薇薇. 纳米  $\text{TiO}_2$  对土壤中硝态氮质量比及硝酸还原酶活性的影响. 吉林大学学报: 理学版, 2018, 56(6): 1570-1576.
- [3] 李源,祝惠,袁星. 冻融交替对黑土氮素转化及酶活性的影响. 土壤学报, 2014, 51(5): 1103-1109.
- [4] 马昱莹,刘立志,张宇飞,王晓纯,房秋娜,戴建军. 添加碳氮对大豆秸秆还田土壤酶活性及微生物量碳的影响. 东北林业大学学报, 2019, 47(10): 75-80.
- [5] López-Mondéjar, Rubén, Zühlke, Daniela, Becher D, Riedel K, Baldrian P. Cellulose and hemicellulose decomposition by forest soil bacteria proceeds by the action of structurally variable enzymatic systems. Rep, 2016, 6(1): 25279.
- [6] 马维伟,王辉,李广,石万里. 甘南尕斯库勒湿地不同植被退化阶段土壤有机碳含量及动态. 水土保持学报, 2015, 29(5): 254-259.
- [7] 崔东,闫俊杰,刘海军,陈晨. 伊犁河谷不同类型湿地土壤活性有机碳组分及其含量差异. 生态学杂志, 2019, 38(7): 2087-2093.
- [8] 邬嘉华,庞惠,卓义,王立新,王凤歌,徐智超,武胜男,杨劫,温璐. 植被退化对温带典型草原根系-土壤系统碳氮分配的影响. 生态学报, 2018, 38(15): 5340-5350.
- [9] Wen L, Dong S K, Li Y Y, Wang X X, Li X Y, Shi J J, Dong Q M. The impact of land degradation on the C pools in alpine grasslands of the Qinghai-Tibet Plateau. Plant and Soil, 2013, 368(1/2): 329-340.
- [10] 孙文颖,马维伟,李广,吴江琪,许延昭. 尕斯库勒湿地植被退化过程中土壤蔗糖酶和淀粉酶活性的动态特征. 草地学报, 2019, 27(1): 88-96.
- [11] 马维伟,王辉,王跃思,黄蓉,石小伟. 甘南尕斯库勒泥炭沼泽地退化过程土壤特征和水源涵养功能的变化. 自然资源学报, 2014, 29(9): 1531-1541.
- [12] 许延昭,马维伟,李广,吴江琪,孙文颖. 尕斯库勒湿地植被退化过程中土壤轻重组有机碳动态变化特征. 水土保持学报, 2018, 32(3): 205-211.
- [13] Yang Y F, Gao Y, Wang S P, Xu D P, Yu H, Wu L W, Lin Q Y, Hu Y G, Li X Z, He Z L, Deng Y, Zhou J Z. The microbial gene diversity along an elevation gradient of the Tibetan grassland. The ISME Journal, 2014, 8(2): 430-440.
- [14] 白军红,欧阳华,崔保山,王庆改,陈辉. 近 40 年来若尔盖高原高寒湿地景观格局变化. 生态学报, 2008, 28(5): 2245-2252.
- [15] Ma W W, Alhassan A R M, Wang Y S, Li G, Wang H, Zhao J M. Greenhouse gas emissions as influenced by wetland vegetation degradation along

- a moisture gradient on the eastern Qinghai-Tibet Plateau of North-West China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2018, 112(3): 335-354.
- [16] 马玉寿, 郎百宁, 李青云, 施建军, 董全民. 江源区高寒草甸退化草地恢复与重建技术研究. *草业科学*, 2002, 19(9): 1-5.
- [17] 马维伟, 李广, 宋捷, 闫丽娟, 武利玉. 植被退化对杂海湿地土壤有机碳库及碳库管理指数的影响. *草地学报*, 2019, 27(3): 687-694.
- [18] 鲁如坤. *土壤农业化学分析方法*. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
- [19] 关松荫. *土壤酶及其研究法*. 北京: 农业出版社, 1986: 1-13.
- [20] 武志杰, 隗英华, 陈利军, 史云峰. 一种检测土壤硝酸还原酶活性的分析方法: 中国, CN101271060. 2008-09-24.
- [21] 毛庆功, 鲁显楷, 陈浩, 莫江明. 陆地生态系统植物多样性对矿质元素输入的影响. *生态学报*, 2015, 35(17): 5884-5897.
- [22] 柴锦隆, 徐长林, 张德罡, 肖红, 潘涛涛, 鱼小军. 模拟践踏和降水对高寒草甸土壤养分和酶活性的影响. *生态学报*, 2019, 39(1): 333-344.
- [23] 杨万勤, 王开运. 森林土壤酶的研究进展. *林业科学*, 2004, 40(2): 152-159.
- [24] 董云霞. 纳帕海湿地地区土壤碳氮要素分异特征研究[D]. 昆明: 云南大学, 2011.
- [25] 马维伟, 王辉, 李广, 石万里, 赵锦梅, 罗永忠, 聂志刚, 薛景文. 甘南杂海湿地退化过程中植被生物量变化及其季节动态. *生态学报*, 2017, 37(15): 5091-5101.
- [26] 孙志高, 刘景双, 于君宝. 三江平原小叶章湿地土壤中碱解氮和全氮含量的季节变化特征. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(8): 145-149.
- [27] 葛晓改, 肖文发, 曾立雄, 黄志霖, 黄玲玲, 谭本旺. 三峡库区不同林龄马尾松土壤养分与酶活性的关系. *应用生态学报*, 2012, 23(2): 445-451.
- [28] 廖圣祥, 任运涛, 袁晓波, 李旭东, 郭丁, 李金博, 傅华. 围封对黄土高原草地土壤铵态氮和硝态氮的影响. *草业科学*, 2016, 33(6): 1044-1053.
- [29] 王兴萌, 陈志豪, 李永春, 吴家森, 李永夫, 钟斌, 梁辰飞, 徐秋芳. 氮素形态及配比对毛竹和青冈实生苗生长特性的影响. *生态学杂志*, 2019, 38(9): 2655-2661.
- [30] 石柯, 董士刚, 申凤敏, 龙潜, 姜桂英, 刘芳, 刘世亮. 小麦播量与减氮对潮土微生物量碳氮及土壤酶活性的影响. *中国农业科学*, 2019, 52(15): 2646-2663.
- [31] 卢虎, 姚拓, 李建宏, 马文彬, 柴晓虹. 高寒地区不同退化草地植被和土壤微生物特性及其相关性研究. *草业学报*, 2015, 24(5): 34-43.
- [32] Zeng D H, Hu Y L, Chang S X, Fan Z P. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. *Plant and Soil*, 2009, 317(1/2): 121-133.
- [33] 郭永盛, 李鲁华, 危常州, 褚贵新, 董鹏, 李俊华. 施氮肥对新疆荒漠草原生物量和土壤酶活性的影响. *农业工程学报*, 2011, 27(13): 249-256.
- [34] 周礼恺. *土壤酶学*. 北京: 科学出版社, 1987: 5-5.
- [35] 齐继薇, 刘长发, 刘远, 王艺婷, 魏海峰, 李晋. 双台河口滩涂湿地不同植被沉积物脲酶、蛋白酶、磷酸酶活性及其与氮、磷含量关系. *水生态学杂志*, 2014, 35(4): 1-7.
- [36] 张雅茜, 方晰, 洗应男, 王振鹏, 项文化. 亚热带区 4 种林地土壤微生物生物量碳氮磷及酶活性特征. *生态学报*, 2019, 39(14): 5326-5338.
- [37] 朱同彬, 诸葛玉平, 刘少军, 娄燕宏. 不同水肥条件对土壤酶活性的影响. *山东农业科学*, 2008, (3): 74-78.
- [38] 刘淑娟, 张伟, 王克林, 舒世燕, 何寻阳, 杨珊, 潘复静. 桂西北喀斯特峰丛洼地不同植被演替阶段的土壤脲酶活性. *生态学报*, 2011, 31(19): 5789-5796.
- [39] 林玉, 聂富育, 杨万勤, 刘群, 李婷婷, 蒲悦, 牟凌, 徐振锋. 四川盆地西缘 4 种人工林土壤氮转化酶的季节动态. *应用与环境生物学报*, 2019, 25(3): 634-639.
- [40] 陈利军, 武志杰, 姜勇, 周礼恺. 与氮转化有关的土壤酶活性对抑制剂施用的响应. *应用生态学报*, 2002, 13(9): 1099-1103.
- [41] 徐振锋, 唐正, 万川, 熊沛, 曹刚, 刘庆. 模拟增温对川西亚高山两类针叶林土壤酶活性的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(11): 2727-2733.