

# 黄土丘陵区 4 种典型植被土壤可溶性氮组分特征

杜佳团, 李 广, 马维伟, 杨传杰, 刘帅楠, 徐万恒, 谢明君

(甘肃农业大学林学院, 兰州 730070)

**摘要:** 土壤可溶性氮组分是氮循环中最活跃的一环, 是联系“植物—土壤氮组分—土壤养分”的关键纽带。为探讨植被类型对黄土丘陵区土壤氮素累计及其有效性的影响, 以黄土丘陵区 4 种典型植被(荒草地、沙棘林地、文冠果林地、云杉林地)为研究对象, 分析 0—10、10—20、20—40 cm 土层可溶性有机氮(SON)、铵态氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )、硝态氮( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )含量, 密度及其所占 TN 比例在不同植被间的差异。结果表明: 与荒草地相比, 0—40 cm 土层中 SON 含量整体表现为云杉林地最高(19.0%), 文冠果林地和沙棘林地分别减少 7.0%, 13.2%,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量为沙棘林地最高(20.9%), 文冠果林地和云杉林地分别减少 5.0%, 48.0%, 3 种植被与荒草地相比  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量减少 19.0%~29.1%; 同样, 云杉林地 SON 密度增加 31.17%, 沙棘林地与文冠果林地分别减少 12.8%, 4.3%, 沙棘林地  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  密度增加 21.4%, 文冠果林地、云杉林地分别减少 3.5%, 42.6%, 其余植被  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  密度减少 16.4%~32.8%; 可溶性氮组分占 TN 比例中, 仅沙棘林地  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 比例最高, 相比于荒草地增加 1.2 倍。相关分析表明, 可溶性氮组分受 TN 与 MBN 的影响大于 SOC 和 MBC。综上, 不同植被类型对可溶性氮组分含量、密度及占全氮比例有较大影响, 并增加氮素的有效性, 以云杉、沙棘的提升效果最好。

**关键词:** 黄土丘陵区; 植被类型; 可溶性有机氮; 铵态氮; 硝态氮

中图分类号: S174.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2021)06-0251-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbxb.2021.06.034

## Characteristics of Soil Soluble Nitrogen Components Under Four Typical Vegetations in the Loess Hilly Areas

DU Jianan, LI Guang, MA Weiwei, YANG Chuanjie, LIU Shuainan, XU Wanheng, XIE Mingjun

(College of Forestry, Gansu Agriculture University, Lanzhou 730070)

**Abstract:** The soluble nitrogen component of soil is the most active part of the nitrogen cycle, and it is the key link between “plants-soil nitrogen components-soil nutrients”. Therefore, in order to explore the effects of vegetation types on the accumulation and availability of soil nitrogen in the loess hilly and gully region, this paper took four typical vegetations (barren grassland, *Hippophae rhamnoides*, *Xanthoceras sorbifolium*, *Picea asperata*) as the research objects. We analyzed the difference of soluble organic nitrogen (SON), ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ), nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ) contents, density and the proportion of TN in the 0—10, 10—20, 20—40 cm soil layers. The results showed that compared with the barren grassland, the SON content in the 0—40 cm soil layer showed the highest performance in *Picea asperata* (19.0%), and the SON contents under *Xanthoceras sorbifolium* and *Hippophae rhamnoides* were decreased by 7.0% and 13.2% respectively. The  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  content was the highest under *Hippophae rhamnoides* (20.9%), and the contents under *Xanthoceras sorbifolium* and *Picea asperata* were decreased by 5.0% and 48.0% respectively. Compared with barren grassland, the  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  contents under three vegetations were decreased by 19.0%~29.1%. Similarly, the SON density of *Picea asperata* was increased by 31.17%, and the values under *Hippophae rhamnoides* and *Xanthoceras sorbifolium* were decreased by 12.8% and 4.3% respectively. The  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  density of *Hippophae rhamnoides* was increased by 21.4%, and the  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  densities under *Xanthoceras sorbifolium* and *Picea asperata* were decreased by 3.5% and 42.6% respectively. The  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

收稿日期: 2021-05-29

资助项目: 甘肃省重点人才项目(LRYCZ-2020-1); 甘肃省重点研究发展计划项目(20YF8NA135); 甘肃省财政专项(GSCZZ 20160909)

第一作者: 杜佳团(1998—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事林业科学研究。E-mail: 1079833245@qq.com

通信作者: 李广(1971—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事水土保持与荒漠化防治研究。E-mail: lig@gsau.edu.cn

densities of the other vegetations were decreased by 16.4%~32.8%. In addition, among the proportion of soluble nitrogen in TN, only *Hippophae rhamnoides* NO<sub>3</sub>-N accounted for the highest proportion of TN, which was 1.2 times higher than that of wasteland. Correlation analysis showed that the soluble nitrogen component was more affected by TN and MBN than SOC and MBC. In summary, different vegetations had great impact on the soluble nitrogen content, density and the proportion of total nitrogen. Among them, *Picea asperata* and *Hippophae rhamnoides* had the better effect on increasing nitrogen availability.

**Keywords:** loess hilly district; vegetation type; soluble organic nitrogen; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen

氮是限制植物生长发育的核心元素之一,土壤中氮素总量及各组分氮与植物生长有着密切的关系,决定着森林生态系统初级生产力<sup>[1-2]</sup>。土壤中的氮素主要以有机氮形式存在,植物直接吸收利用的有效氮是土壤有机氮经过土壤微生物矿化作用而成<sup>[3]</sup>。土壤可溶性总氮(total soluble nitrogen, TSN)由可溶性有机氮(soluble organic nitrogen, SON)和可溶性无机氮组成(硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)与铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N))<sup>[4]</sup>,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N可直接被植物吸收利用<sup>[5]</sup>,是植物氮素的主要来源。同时,土壤可溶性氮组分具有极高的流动性和活跃性,对生态系统的氮循环、生产力及可持续性发展具有重要影响<sup>[1]</sup>。有研究<sup>[6-7]</sup>表明,植被恢复可以显著提高土壤中全氮和可溶性氮组分含量,但不同植被类型、土壤类型均对土壤可溶性氮组分有着较大影响<sup>[8-9]</sup>。因此,研究不同植被类型土壤可溶性氮组分特征对了解不同植被类型对土壤氮素供应机制具有重要意义。

黄土高原作为我国四大高原之一,总面积 $6.4\times 10^7$  hm<sup>2</sup>。但由于人口的急剧增长和不合理人为活动,该区水土流失问题严重,进而引起土壤和养分的大量流失,导致区域植被退化,生态脆弱。近年来,国家大量实施退耕还林还草工程使得黄土丘陵地区植被覆盖率显著提高<sup>[10]</sup>,有效地控制水土流失,提高土壤质量<sup>[11]</sup>。然而,目前该区关于恢复地的研究主要集中在土壤养分及酶活性<sup>[12]</sup>、水土保持工程<sup>[13]</sup>、土壤物理性质<sup>[14]</sup>等方面,缺乏土壤氮组分对物种之间响应过程的深入分析,特别是不同植被类型对可溶性氮组分特征的研究及其对土壤氮库组分和有效性的机理的探究<sup>[15]</sup>。因此,本文选择甘肃省定西市安家坡流域典型的 4 种植被类型(荒草地、沙棘林地、文冠果林地、云杉林地)为研究对象,研究不同植被类型土壤可溶性氮组分分布特征及其相互关系,以期对黄土高原地区植被恢复措施的生态效益评价和土壤氮库管理提供基础数据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区域位于甘肃省定西市水土保持研究所试验区,地貌类型属于黄土高原丘陵沟壑区第 V 副区,

海拔 1 900~2 250 m,气候为中温带半干旱气候,年平均气温 6.3 ℃,年平均降水量 427 mm,降水多集中在 7—9 月,干燥度 1.15,年日照时间 2 409 h,无霜期 141 天,年总辐射量 592.0 kJ/cm<sup>2</sup>。土壤主要以黄绵土为主,土质绵软,抗侵蚀能力较弱,是我国典型的西北地区生态环境脆弱区域。研究区域植被多以大针茅(*Stipa grandis* P. Smirn)、紫花苜蓿(*Medicago sativa* Linn.)等草本植物为主;乔木种植被主要为侧柏(*Platycladus orientalis* Linn.)、云杉(*Picea asperata* Mast.)、文冠果(*Xanthoceras sorbifolium* Bunge)等;灌木主要为柠条(*Caragana korshinskii* Kom.)、沙棘(*Hippophae rhamnoides* Linn.)等。

### 1.2 试验设置与样品采集

2020 年 10 月在试验区域选择荒草地为对照组,以沙棘林地、文冠果林地与云杉林地 3 种不同的当地典型植被<sup>[16]</sup>类型为研究对象,样地基本情况和具体特征见表 1。分别在 4 种植被类型随机划分为 10 m×10 m 样地 3 个,利用内径 5 cm 土钻在各样方按照“蛇形”5 点法,参考 Wang 等<sup>[16]</sup>研究方法针对不同类型植被采样,取样深度分 0—10,10—20,20—40 cm 层取样,去除土样中石块、枯落物等杂质,将同一样地同一土层混合均匀,分为 2 份:一部分鲜样贮藏于 4 ℃冰箱中,用于测定土壤可溶性总氮(TSN)、铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)的含量;另一部分自然风干后过 2 mm 筛,用于测定土壤全氮(total nitrogen, TN)含量,同时每个样地挖取剖面采用环刀法测定各土层容重,用于氮组分密度计算。

### 1.3 数据处理与统计分析

各土层可溶性氮组分密度计算公式为:

$$S_i = C_i \times \rho_i \times D_i \times 100$$

式中: $S_i$ 为第  $i$  层土壤可溶性氮组分密度(kg/hm<sup>2</sup>); $C_i$ 、 $\rho_i$ 、 $D_i$ 分别为第  $i$  层土中对应的可溶性氮组分氮含量(mg/kg)、土壤容重(g/cm<sup>3</sup>)、土层厚度(cm);0—40 cm 土层可溶性 N 组分密度为各土层可溶性 N 组分密度之和。

土壤微生物量碳(MBC)和土壤微生物量氮(MBN)采用氯仿熏蒸—K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提法测定。土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)含量采用

MgO—戴氏合金蒸馏法测定,可溶性总氮(TSN)含量采用过硫酸钾氧化—紫外分光光度法测定。土壤全氮(TN)含量采用半微量凯氏定氮法测定<sup>[17]</sup>。可溶性有机氮(SON)采用差值法计算,可溶性有机氮(SON)=可溶性总氮(TSN)—铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N)—硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N)<sup>[18]</sup>。

表 1 样地基本特征

| 样地类型  | 土层深度/cm | 容重/(g·cm <sup>-3</sup> ) | 海拔/m | 经纬度         | 优势种组成                                                | 样地扰动历史                                                                     |
|-------|---------|--------------------------|------|-------------|------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|
| 荒草地   | 0—10    | 1.08                     | 1985 | 104°39′01″E | 紫花苜蓿、冰草( <i>Agropyron cristatum</i> (Linn.) Gaertn.) | 2015 年在耕地基础上种植紫苜蓿,并进行围封,成活后不再进行任何管护、收割措施                                   |
|       | 10—20   | 1.14                     |      | 35°34′48″N  |                                                      |                                                                            |
|       | 20—40   | 1.12                     |      |             |                                                      |                                                                            |
| 沙棘林地  | 0—10    | 1.05                     | 1990 | 104°38′60″E | 沙棘、紫花苜蓿、冰草                                           | 20 世纪 90 年代前被砍伐、开垦,2000 年实行“退耕还林(草)”,自然恢复成为灌木群落                            |
|       | 10—20   | 1.17                     |      | 35°34′48″N  |                                                      |                                                                            |
|       | 20—40   | 1.13                     |      |             |                                                      |                                                                            |
| 文冠果林地 | 0—10    | 0.99                     | 2010 | 104°39′11″E | 文冠果、柴胡( <i>Bupleurum chinense</i> DC.)、冰草            | 20 世纪 90 年代前被砍伐、开垦,2000 年实行“退耕还林(草)”,人工种植文冠果,自然恢复成为林地                      |
|       | 10—20   | 1.18                     |      | 35°34′45″N  |                                                      |                                                                            |
|       | 20—40   | 1.23                     |      |             |                                                      |                                                                            |
| 云杉林地  | 0—10    | 1.27                     | 2008 | 104°38′51″E | 云杉、冰草                                                | 试验区于 2005 年移栽树龄 10 年的青海云杉( <i>Picea crassifolia</i> Kom.),待全部成活后自然恢复成为云杉林地 |
|       | 10—20   | 1.18                     |      | 35°34′51″N  |                                                      |                                                                            |
|       | 20—40   | 1.23                     |      |             |                                                      |                                                                            |

数据处理利用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 软件进行计算和统计分析,采用 Origin 9.0 软件绘制图形。其中数据进行 One—way ANOVA 方差分析,LSD 多重比较法进行差异显著性分析。

2 结果与分析

2.1 不同植被类型土壤全量和微生物生物量碳氮特征

从表 2 可以看出,不同植被类型间土壤全量和微生物生物量碳氮变化差异显著( $P<0.05$ )。在 0—40 cm 土层中,与荒草地相比,文冠果林地、云杉林地

TN 含量平均增幅分别为 28.9%,61.5%,沙棘林地减少 4.4%。云杉林地土壤 SOC 含量与之相比平均增加 29.8%,沙棘林地、文冠果林地平均分别减少 0.2%,63.9%。而各林地 MBN 和 MBC 增幅明显,增幅分别为 55.6%~433.3%和 5.0%~72.1%,从土层来看,MBC 含量在同一土层不同植被间差异性与 MBN 相比变化较小。此外,随土层加深,荒草地、文冠果林地和云杉林地的土壤 TN、SOC、MBN 和 MBC 含量逐渐降低,而沙棘林地 MBC 含量却呈上升趋势。

表 2 不同植被类型土壤全量和微生物生物量碳氮特征

| 样地类型  | 土层深度/cm | TN/(g·kg <sup>-1</sup> ) | SOC/(g·kg <sup>-1</sup> ) | MBN/(g·kg <sup>-1</sup> ) | MBC/(g·kg <sup>-1</sup> ) |
|-------|---------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 荒草地   | 0—10    | 0.37±0.11D               | 9.49±19.42B               | 0.12±8.05A                | 0.18±3.49A                |
|       | 10—20   | 0.34±4.40C               | 5.69±158.91A              | 0.02±0.01D                | 0.13±21.68B               |
|       | 20—40   | 0.32±1.31C               | 4.17±11.31B               | 0.01±0.04D                | 0.15±19.87B               |
| 沙棘林地  | 0—10    | 0.46±8.78C               | 9.63±281.23A              | 0.14±2.93A                | 0.17±33.33A               |
|       | 10—20   | 0.37±0.01B               | 4.33±328.57B              | 0.05±0.08C                | 0.26±31.10A               |
|       | 20—40   | 0.23±0.01D               | 3.43±138.66B              | 0.02±0.01C                | 0.31±4.73A                |
| 文冠果林地 | 0—10    | 0.50±0.88B               | 3.22±31.60D               | 0.05±0.06C                | 0.22±5.49A                |
|       | 10—20   | 0.42±1.39A               | 2.49±232.82C              | 0.12±0.02A                | 0.16±3.36B                |
|       | 20—40   | 0.41±1.82A               | 1.51±401.90C              | 0.11±1.21A                | 0.15±0.17B                |
| 云杉林地  | 0—10    | 0.54±14.57A              | 7.29±175.21C              | 0.05±0.09B                | 0.18±6.74A                |
|       | 10—20   | 0.37±0.22B               | 6.42±4.42A                | 0.09±2.00B                | 0.20±5.05AB               |
|       | 20—40   | 0.36±0.28B               | 5.96±20.50A               | 0.08±0.15B                | 0.18±5.12B                |

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同大写字母表示同一土层不同植被间差异显著( $P<0.05$ )。

2.2 土壤可溶性氮组分含量变化

从图 1 可以看出,各植被在同一土层间 SON、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>—N 含量存在显著性差异( $P<0.05$ )。与荒草地相比,云杉林地 0—40 cm 土层

SON 含量显著增加,平均增幅为 19.0%,而沙棘林地与文冠果林地分别减少 13.2%,7.0%。荒草地土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>—N 平均含量均高于其余植被,与之相比,沙棘林地,文冠果林地,云杉林地分别减少 20.8%,30.4%,

24.2%。沙棘林地土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量平均增幅为 20.9%，文冠果林地、云杉林地土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量分别

减少 5.0%，48.0%。在不同植被土壤条件下，可溶性氮组分含量均随土层的加深呈现下降的趋势。

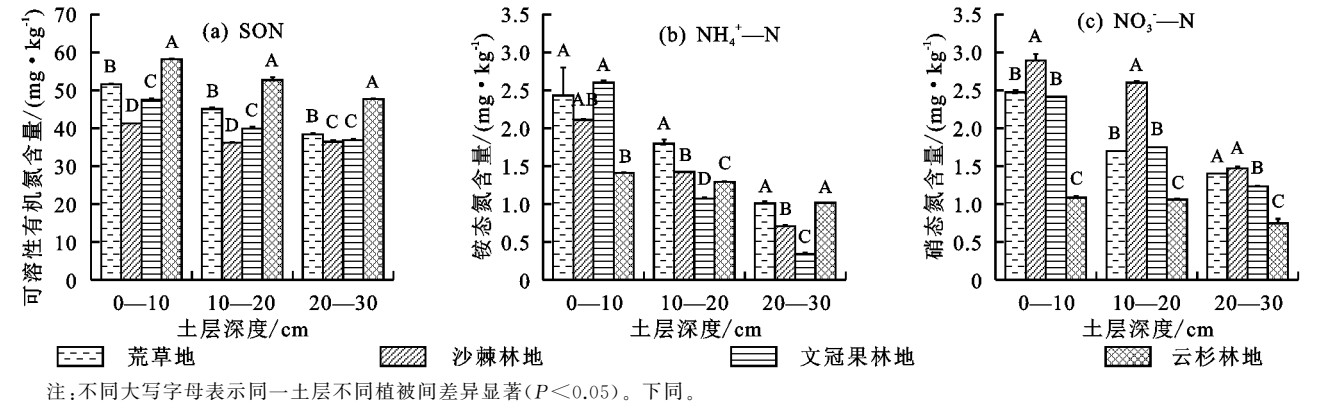


图 1 不同植被间土壤可溶性有机氮、铵态氮和硝态氮含量

### 2.3 土壤可溶性氮组分密度变化

从图 2 可以看出，4 种样地 0—40 cm 土层间土壤 SON 密度为 423.16~1 170.72 kg/hm<sup>2</sup>，同一土层 SON 密度均存在显著差异 ( $P < 0.05$ )，与荒草地相比，云杉增幅最高，增幅为 32.9%，沙棘林地与文冠果林地分别减少 9.9%，1.3%。

地分别减少 22.9%，40.3%，9.7%。同样，4 种植被  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  密度在同一土层间也存在显著差异性 ( $P < 0.05$ )，整体变化为 12.47~33.26 kg/hm<sup>2</sup>。除沙棘林地土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量显著高于荒草地外 ( $P < 0.05$ )，平均增幅为 17.1%，文冠果林地、云杉林地均低于荒草地，分别减少 3.5%，42.3%。

此外，4 种植被土壤  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  密度为 8.27~26.28 kg/hm<sup>2</sup>，在同一土层间存在显著差异 ( $P < 0.05$ )，与荒草地相比，沙棘林地、文冠果林地、云杉林

从图 2 还可看出，黄土丘陵区 10 月期间，4 种典型植被在 0—40 cm 土层间土壤可溶性氮组分主要以 SON 为主，其次是  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ， $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  密度最低。

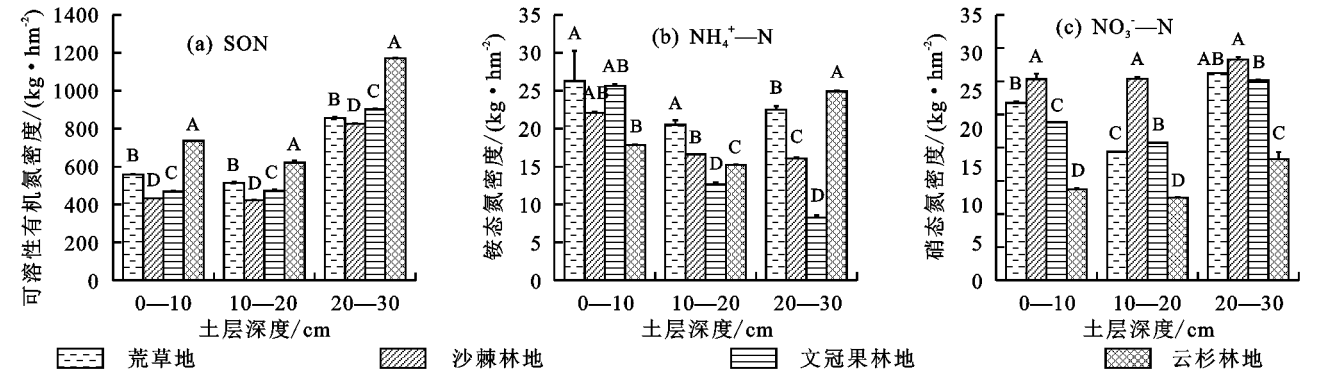


图 2 不同植被类型土壤可溶性氮组分密度

### 2.4 可溶性氮组分占总氮比例的变化

由图 3 可知，不同植被类型 0—40 cm 土层 SON 占 TN 的 8.9%~15.7%，不同植被土壤 SON 占 TN 比例在同一土层间存在显著性差异 ( $P < 0.05$ )。与荒草地相比，沙棘林地、文冠果林地、云杉林地土壤 SON 占 TN 比例均有减少，减幅分别为 11.9%，28.4%，2.5%。各土层  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  占 TN 含量的比例处于 0.08%~0.66%，在各土层间，荒草地  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  占 TN 含量比例总高于其余 3 种植被，不同植被减少幅度不同，沙棘林地、文冠果林地、云杉林地分别减少 23.8%，43.0%，40.9%。其次，各样地中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 含量为 0.2%~0.7%，相比于荒草地，沙棘林地的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 的比例表现为增加，增幅为 22.2%，而文冠果林地和云杉林地表现为

减少，分别减少 25.3% 和 57.0%，表明 SON、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量在不同植被生长过程中增幅均低于 TN，但沙棘林地除外， $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 比例高于 TN 含量增幅。

### 2.5 可溶性氮组分与土壤全量、微生物生物量相关性

由表 3 可以看出，4 种植被类型土壤可溶性氮组分与土壤全量、微生物生物量碳氮相关关系存在一定差异。荒草地和文冠果林地的土壤可溶性氮组分与土壤全量、微生物生物量碳氮均存在显著性正相关关系，而沙棘林地和云杉林地的土壤可溶性氮组分与土壤全量、微生物生物量碳氮没有显著相关关系。

## 3 讨论

不同的土壤质地、有机碳源的理化性质和微生物

的一系列活动等都在不同程度地影响土壤中氮组分的含量和分布状况<sup>[19]</sup>。随着植被恢复,必将改善土壤的一些微环境要素,如阳光、水分的改变,枯落物的分解,根系分泌物有机酸类物质的分泌也会加速土壤难溶性物质向可溶性物质的转化,从而提高土壤 N 的转化能力<sup>[20-21]</sup>,影响各植物不同土壤可溶性氮组分的含量差异。本研究中 4 种植物类型的土壤 SON 含量相较于以紫花苜蓿为主的荒草地来说,提升较为明显的为云杉林地,文冠果林地和沙棘林地提升效果较荒草地较差,主要原因有:(1)不同植被类型因其林分郁闭度不同导致的凋落物厚度、组成和分解速率的差异<sup>[22]</sup>。(2)土壤中 SON 可能来源于土壤有机质、微生物及根系分泌物或者外源氮素的输入等<sup>[23]</sup>。本研

究表明,SON 含量与 SOC 之间存在极显著正相关性(表 3),云杉林地 SOC 含量远高于其余植被土壤(表 2),高 SOC 含量促使高 SON 含量<sup>[24]</sup>。(3)土壤 TN 的增加在提供 N 源的同时也促进 N 的转化,提升可溶性氮组分的含量<sup>[25]</sup>。本研究中,土壤可溶性氮组分与 TN 呈极显著正相关关系和显著相关关系(表 3),这与赵路红等<sup>[1]</sup>研究结果相符。云杉林地土壤 TN 含量仅次于文冠果林地,因此拥有丰富的 N 素来源;而荒草地中的紫花苜蓿为豆科植物,根瘤菌可以固定氮素<sup>[26]</sup>,也造成 SON 以及  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量变化,沙棘林地与文冠果林地含量均低于荒草地。此外,荒草地的土壤容重较其余植被土壤最小(表 1),有利于土壤中碳氮元素的积累<sup>[20]</sup>。

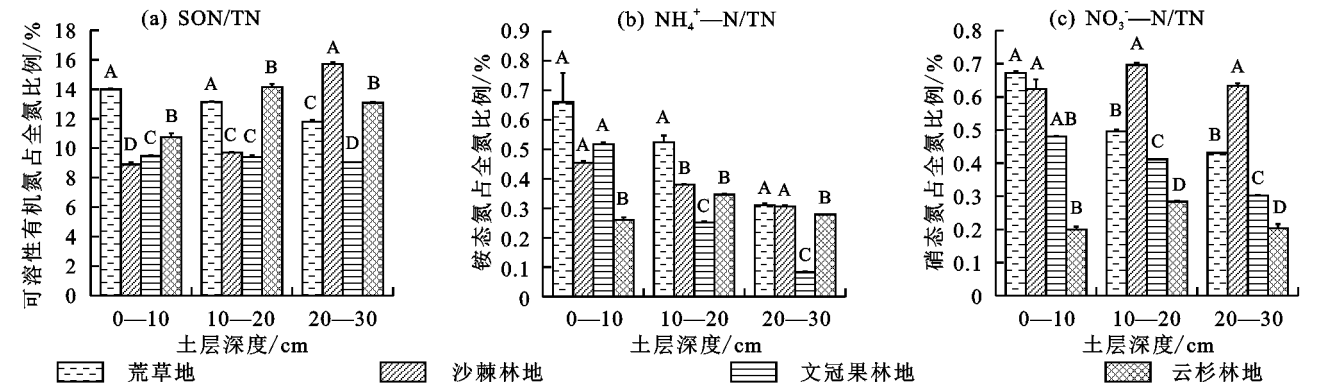


图 3 不同植被类型土壤可溶性氮组分占全氮比例

| 表 3 土壤可溶性氮组分与土壤全量、微生物生物量相关系数 |     |         |                          |                          |
|------------------------------|-----|---------|--------------------------|--------------------------|
| 样地类型                         | 指标  | 相关系数    |                          |                          |
|                              |     | SON     | $\text{NH}_4^+-\text{N}$ | $\text{NO}_3^--\text{N}$ |
| 荒草地                          | TN  | 0.986** | 0.911*                   | 0.977**                  |
|                              | SOC | 0.993** | 0.923**                  | 0.987**                  |
|                              | MBN | 0.964** | 0.894*                   | 1.000**                  |
|                              | MBC | 0.954** | 0.879*                   | 0.998**                  |
| 沙棘林地                         | TN  | 0.766   | 0.992**                  | 0.971**                  |
|                              | SOC | 0.976** | 0.934**                  | 0.772                    |
|                              | MBN | 0.597   | 0.939**                  | 0.997**                  |
|                              | MBC | -0.666  | -0.966**                 | -0.997**                 |
| 文冠果林地                        | TN  | 0.990** | 0.988**                  | 0.961**                  |
|                              | SOC | 0.959** | 0.971**                  | 0.994**                  |
|                              | MBN | 0.985** | 0.993**                  | 0.981**                  |
|                              | MBC | 0.977** | 0.947**                  | 0.939**                  |
| 云杉林地                         | TN  | 0.888*  | 0.749                    | 0.569                    |
|                              | SOC | 0.926** | 0.810                    | 0.647                    |
|                              | MBN | 0.964** | 0.909*                   | 0.810                    |
|                              | MBC | 0.982** | 0.992**                  | 0.925**                  |

注: \* 表示在  $P<0.05$  水平上相关性显著(双尾); \*\* 表示在  $P<0.01$  水平上相关性显著(双尾)。

相关研究<sup>[27]</sup>指出,土壤碳氮比通过影响微生物的群落结构及代谢活动,进而影响土壤有机质的矿化

作用。一般来说,微生物活动所需要的最佳 C/N 比为 25 : 1, < 25 : 1 则有机质易被利用,但不容易积累, > 25 : 1 则微生物转化较为困难,有利于有机质的积累。本研究中的各植被类型土壤碳氮比为 4.8~16.9,均小于 25,在一定程度上说明该区域微生物活动较为活跃,有机质分解较快,尤其是土壤氮素的矿质化作用明显<sup>[28]</sup>。同时,文冠果林地 C/N 最低,云杉林地 C/N 最高,表明文冠果林地土壤氮素矿化效果在 4 种林地中最好,云杉林地效果最差。但本研究表明,荒草地与沙棘林地土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  平均含量高于文冠果林地与云杉林地,这是由于:(1)较高的土壤容重(表 1)导致碳氮积累效果不佳<sup>[20]</sup>,文冠果林地和沙棘林地土壤可溶性氮组分含量最高值均出现在 0—10 cm 表层土壤,10—20, 20—40 cm 土层间含量均低于荒草地和沙棘林地。(2)沙棘林地与荒草地生长周期较短,死亡后快速分解腐殖质并输入土地,有利于土壤氮素的积累,而乔木在生长过程中仍需要吸收土壤养分<sup>[4]</sup>,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量减少。(3)闫宝龙等<sup>[29]</sup>研究表明,灌丛植物形成的“沃岛效应”,可以使灌丛斑块内部增加土壤有机碳和全氮含量,灌丛土壤氮素循环加快,这些因素都可以

造成不同林地土壤可溶性氮组分含量的差异。

土壤中  $\text{SON}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量随土层加深而下降,这与大多数研究<sup>[30]</sup>结果相符,这是因为土壤表层水热通气状况较好,表层细根和凋落物的分解速率加快,有利于微生物生长和繁殖,对土壤养分的积累起到促进作用,而随着土层加深,微生物活性随之下降,养分含量也下降,这与表 1 中土壤 MBN、MBC 随土层深度下降含量减少的结果相一致。本研究中,植物的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的含量变化与 SON 变化不同,且总体的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量高于  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,主要是因为植被对土壤可溶性氮组分的吸收存在季节差异<sup>[15]</sup>,植物生长大多集中在夏秋两季,10 月期间,植物对土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的摄取量较少,增加土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的积累。

植被生长过程中在改变土壤可溶性氮组分的同时也会影响其在土壤可溶性氮组分密度和所占全氮比例,从而增加土壤氮素的可利用性<sup>[31]</sup>。与荒草地相比,本研究中土壤 SON、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的密度含量变化与其占 TN 比例表明,仅云杉林地在可溶性氮组分密度中提高,沙棘林地在  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 比例有所提高外,其余均为降低趋势。在植物生长的过程中,主要依靠无机氮组分的吸收利用,导致土壤中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 比例减幅程度(23.8%~57.0%)高于 SON 占 TN 比例的减幅(2.5%~28.4%),说明在植被生长过程中,植物对 SON 的利用远低于对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的利用,这与 Gelfand 等<sup>[32]</sup>的土壤可溶性 N 组分与森林生态系统活动之间存在负相关关系结论一致,也说明植被生长过程中可以促进土壤可溶性氮组分的转化积累。因此,在黄土丘陵区植物生长过程中,土壤可溶性氮组分含量和供应能力总体来说固氮种类强于非固氮种,乔木林地优于荒草地。

土壤 MBN 的主要成分为蛋白质、氨基酸、核酸,是土壤中的活性氮库,并且容易分解<sup>[33-34]</sup>,TN 的增加也影响 N 素的输入源<sup>[24]</sup>,二者对土壤 N 循环有着重要作用,土壤微生物也影响 N 素的矿化过程<sup>[1]</sup>,而土壤 MBC 和 SOC 主要改变土壤中有机质含量,间接影响土壤 N 素的转化<sup>[35]</sup>。本研究中,土壤可溶性氮组分与土壤 MBN、TN 相关性优于 MBC 与 SOC,此外微生物量氮含量越高,说明土壤氮的有效性越高<sup>[1]</sup>,本研究中, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  占 TN 的减幅与荒草地相比表现为文冠果林地(43.0%)>云杉林地(40.9%)>沙棘林地(23.8%),这与表 2 中土壤 MBN 含量的变化相一致,且 MBN 与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  存在极显著相关关系

(表 3),说明土壤可溶性氮组分受 TN、MBN 的影响大于 MBC、SOC。

## 4 结 论

本研究中,黄土丘陵区不同植被类型均显著增加土壤中全量及微生物量碳氮含量,但不同植被类型对土壤氮素有效性的显著提高存在一定的差异。以荒草地作为对照,该区云杉林地对土壤 SON 含量增幅 19.0%效果最优,沙棘林地对土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量增幅 20.9%最佳。不同植被类型土壤 SON 密度最大, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  密度次之, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  密度最低,土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  密度及  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 比例均以沙棘最优;此外,不同植被类型土壤 SON 占 TN 的减幅程度(2.5%~28.4%)低于  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占 TN 的减幅(23.8%~57.0%),表明在黄土丘陵区种植固氮树种有利于对贫瘠土壤的改良与修复,说明不同植被类型恢复过程中土壤 N 素循环加强,有利于促进植被的生长;其次,土壤中的 TN、SOC、MBN、MBC 含量显著影响 N 组分的积累,且 TN 与 MBN 的影响高于 MBC 与 SOC。

### 参考文献:

- [1] 赵路红,李昌珍,康迪,等.黄土丘陵区植被恢复对土壤可溶性氮组分的影响[J].生态学报,2017,37(10):3533-3542.
- [2] Grant R F. Nitrogen mineralization drives the response of forest productivity to soil warming: Modelling in ecosystems vs. measurements from the Harvard soil heating experiment[J].Ecological Modelling,2014,288:38-46.
- [3] 张丹丹,李婧,郭琪,等.氮添加对杉木人工林土壤氮有效性、溶解性有机氮和酸化的影响[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2019,47(12):77-85,114.
- [4] 何玉姣,陈婵,朱小叶,等.湘中丘陵区不同植被恢复阶段林地土壤可溶性氮组分含量和密度[J].水土保持学报,2021,35(2):258-264.
- [5] Yang K, Zhu J J, Yan Q L, et al. Soil enzyme activities as potential indicators of soluble organic nitrogen pools in forest ecosystems of Northeast China[J].Annals of Forest Science,2012,69(7):795-803.
- [6] 王启兰,曹广民,王长庭.高寒草甸不同植被土壤微生物数量及微生物生物量的特征[J].生态学杂志,2007,26(7):1002-1008.
- [7] 赵彤,闫浩,蒋跃利,等.黄土丘陵区植被类型对土壤微生物量碳氮磷的影响[J].生态学报,2013,33(18):5615-5622.
- [8] 周建斌,陈竹君,李生秀.土壤微生物量氮含量、矿化特性及其供氮作用[J].生态学报,2001,21(10):1718-1725.
- [9] 闫丽娟,李广,吴江琪,等.黄土高原 4 种典型植被对土壤活性有机碳及土壤碳库的影响[J].生态学报,2019,39(15):5546-5554.

- [10] Zhao F Z, Kang D, Han X H, et al. Soil stoichiometry and carbon storage in long-term afforestation soil affected by understory vegetation diversity[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 74: 415-422.
- [11] 吕学军, 刘庆, 陈印平, 等. 黄河三角洲土地种植模式对土壤可溶性有机碳、氮的影响[J]. *农业现代化研究*, 2011, 32(4): 505-508.
- [12] 闫丽娟, 王海燕, 李广, 等. 黄土丘陵区 4 种典型植被对土壤养分及酶活性的影响[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(5): 190-196.
- [13] 李敏, 张长印, 王海燕. 黄土高原水土保持治理阶段研究[J]. *中国水土保持*, 2019(2): 1-4.
- [14] 赵满兴, 余光美, 白二磊, 等. 陕北黄土高原植被恢复对土壤理化性状的影响[J]. *中国农学通报*, 2020, 36(25): 86-94.
- [15] 赵路红, 李昌珍, 康迪, 等. 黄土丘陵区退耕地土壤可溶性氮组分季节变化与水热关系[J]. *生态学报*, 2018, 38(2): 689-697.
- [16] Wang H Y, Wu J Q, Li G, et al. Changes in soil carbon fractions and enzyme activities under different vegetation types of the northern Loess Plateau[J]. *Ecology and Evolution*, 2020, 10(21): 12211-12223.
- [17] Rogers B F, Iii R L T. Temporal analysis of the soil microbial community along a toposequence in Pineland soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(10): 1389-1401.
- [18] Burton J, Chen C, Xu Z, et al. Soluble organic nitrogen pools in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(11): 2723-2734.
- [19] 王强, 韩欢, 耿增超, 等. 秦岭辛家山典型植被类型土壤活性有机碳分布特征[J]. *西北林学院学报*, 2018, 33(2): 35-42.
- [20] 李华, 蔡建军, 巫翠华, 等. 紫柏山国家级自然保护区不同植被类型土壤碳氮分布特征及其影响因素[J]. *浙江农林大学学报*, 2021, 38(3): 485-493.
- [21] Cheng Y, Wang J, Mary B, et al. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57: 848-857.
- [22] 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.
- [23] 周建斌, 陈竹君, 郑险峰. 土壤可溶性有机氮及其在氮素供应及转化中的作用[J]. *土壤通报*, 2005, 36(2): 244-248.
- [24] 张彪, 高人, 杨玉盛, 等. 万木林自然保护区不同林分土壤可溶性有机氮含量[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(7): 1635-1640.
- [25] 王清奎, 汪思龙, 冯宗炜. 杉木人工林土壤可溶性有机质及其与土壤养分的关系[J]. *生态学报*, 2005, 25(6): 1299-1305.
- [26] Yuan Z Q, Yu K L, Epstein H, et al. Effects of legume species introduction on vegetation and soil nutrient development on abandoned croplands in a semi-arid environment on the Loess Plateau, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 541: 692-700.
- [27] Bengtsson G, Bengtson P, Månsson K F. Gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1): 143-154.
- [28] 王棣, 耿增超, 余雕, 等. 秦岭典型林分土壤有机碳储量及碳氮垂直分布[J]. *生态学报*, 2015, 35(16): 5421-5429.
- [29] 闫宝龙, 吕世杰, 王忠武, 等. 草地灌丛化成因及其对生态系统的影响研究进展[J]. *中国草地学报*, 2019, 41(2): 95-101.
- [30] 陈哲, 杨世琦, 张晴雯, 等. 冻融对土壤氮素损失及有效性的影响[J]. *生态学报*, 2016, 36(4): 1083-1094.
- [31] Deng L, Wang K B, Shanguan Z P. Long-term natural succession improves nitrogen storage capacity of soil on the Loess Plateau, China[J]. *Soil Research*, 2014, 52(3): 262-270.
- [32] Gelfand I, Dan Y. Influence of nitrite accumulation in association with seasonal patterns and mineralization of soil nitrogen in a semi-arid pine forest[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(2): 415-424.
- [33] 曾全超, 李鑫, 董扬红, 等. 黄土高原不同乔木林土壤微生物量碳氮和溶解性碳氮的特征[J]. *生态学报*, 2015, 35(11): 3598-3605.
- [34] 赵彤, 蒋跃利, 闫浩, 等. 黄土丘陵区不同坡向对土壤微生物生物量和可溶性有机碳的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34(8): 3223-3230.
- [35] 王晶, 张旭东, 解宏图, 等. 现代土壤有机质研究中新的量化指标概述[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(10): 1809-1812.