

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2022.05.011

黄容, 谢一平, 陈玉蓝, 等. 水分条件对不同类型土壤氮矿化及酶活性的影响. 土壤, 2022, 54(5): 950–957.

水分条件对不同类型土壤氮矿化及酶活性的影响^①

黄容¹, 谢一平¹, 陈玉蓝², 张宗锦³, 李冰¹, 王昌全^{1*}

(1 四川农业大学资源学院, 成都 611130; 2 四川省烟草公司凉山州公司, 四川西昌 615000; 3 四川省烟草公司攀枝花市公司, 四川攀枝花 617000)

摘要: 针对凉攀烟区立体气候特征明显、干湿分明特征, 从水分变化角度研究植烟土壤氮素矿化及其酶活变化特征, 为合理调控土壤氮素供应提供科学依据。以凉攀烟区土壤为研究对象, 通过室内培养法研究了不同水分条件(60% 田间持水量(60%WHC)、淹水状态(FS))培养下, 土壤(红壤、紫色土)氮矿化动力学及酶活性特征。结果表明, ①与 60%WHC 相比, FS 培养条件提高了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量, 且培养期内紫色土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均含量较红壤增加 6.0%~9.0%; 60%WHC 培养下土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量明显高于 FS, 且培养期内红壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量(40.7~64.1 mg/kg)高于紫色土(38.0~56.4 mg/kg); ②FS 培养提高了土壤氨化速率, 紫色土平均氨化速率均高于红壤; 60%WHC 培养提高了土壤硝化速率, 且红壤平均硝化速率高于紫色土; ③培养期内, 60%WHC 培养下土壤无机氮累积矿化量明显高于 FS, 红壤氮矿化潜力强于紫色土, 其中红壤在 60%WHC 培养下的土壤无机氮累积矿化量最大(42.12~394.06 mg/kg), 其次是同一水分条件培养下的紫色土; ④土壤脲酶、蛋白酶和亚硝酸还原酶的活性与土壤无机氮矿化累积量存在显著的相关性, 红壤的脲酶活性强于紫色土, 尤其是在 60%WHC 培养下的效果更为显著; 紫色土的蛋白酶活性和亚硝酸还原酶活性高于红壤, 尤其是在 FS 培养下的效果显著。总体上, 凉攀烟区红壤氮矿化潜力强于紫色土, 尤其是在 60%WHC 条件下, 在推荐氮肥施用量时, 不仅要考虑不同土壤类型, 而且还应该注意土壤水分状况的调控, 防止烤烟生长后期氮素供应能力过强, 影响烟叶成熟落黄和香气物质形成。

关键词: 烤烟; 土壤氮矿化; 酶活性; 田间持水量

中图分类号: S153 文献标志码: A

Effects of Soil Water Status on Nitrogen Mineralization and Enzyme Activities in Different Soils

HUANG Rong¹, XIE Yiping¹, CHEN Yulan², ZHANG Zongjin³, LI Bing¹, WANG Changquan^{1*}

(1 College of Resource, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2 Liangshan Branch of Sichuan Tobacco Company, Xichang, Sichuan 615000, China; 3 Panzhihua Branch of Sichuan Tobacco Company, Panzhihua, Sichuan 617000, China)

Abstract: In order to provide a theoretical basis for regulating soil nitrogen and producing high quality flue-cured tobacco, the characteristics of soil nitrogen mineralization were studied from the perspective of water status in Liangpan tobacco area with obvious three-dimensional climate as well as distinct dry and wet. In this study, the characteristics of nitrogen mineralization and enzyme activities in different types of tobacco-growing soils (red soil and purple soil) were studied under different water status (60% field water holding capacity, 60%WHC; flooded state, FS) via indoor culture method. Results show that: 1) compared with 60%WHC, FS increases soil ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) content, and the average content of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ is increased by 6.0%-9.0% in purple soil compared to red soil during the incubation time. However, soil nitrate nitrogen ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) content is significantly higher under 60%WHC than under FS, and the average content of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ is higher in red soil (40.7-64.1 mg/kg) than in purple soil (38.0-56.4 mg/kg) during the incubation time. 2) FS increases soil ammonification rate and the average rate is higher in purple soil than in red soil. In contrast, 60%WHC increases soil nitrification rate, and the average rate is higher in red soil than in purple soil. 3) In the incubation time, the amount of inorganic nitrogen accumulated mineralization is significantly higher under

①基金项目: 四川科技计划重点研发项目(2021YFN0127)和四川省烟草公司科技项目(SCYC202004, SCYC202105)资助。

* 通讯作者(w.changquan@163.com)

作者简介: 黄容(1989—), 女, 福州人, 博士, 讲师, 主要从事土壤质量与环境研究。E-mail: 277840241@qq.com

60%WHC than under FS, and nitrogen mineralization potential is higher in red soil than in purple soil. The highest amount of inorganic nitrogen accumulated mineralization (42.12-394.06 mg/kg) is observed in red soil under 60%WHC, followed by purple soil under the same WHC. 4) The activities of soil urease, protease and nitrite reductase are significantly correlated with the accumulation of soil inorganic nitrogen mineralization. The activity of soil urease is higher in red soil than in purple soil, especially under 60%WHC. In contrast, the activities of protease and nitrite reductase are higher in purple soil than in red soil, especially under FS. Overall, the potential of nitrogen mineralization in red soil is stronger than in purple soil, especially under 60%WHC. Therefore, soil types and water status should both be paid attention in recommending nitrogen application rate to prevent over-strong nitrogen supply ability of flue-cured tobacco in late growth stage and avoid the formation of mature yellowing and aroma substances and quality deterioration of tobacco leaves.

Key words: Tobacco; Soil nitrogen mineralization; Enzymatic activity; Field water holding capacity

氮素是烤烟生长发育过程中重要的营养元素,尤其是后期土壤氮含量和矿化量对烟叶的品质有直接的显著影响^[1-2];当后期土壤供氮较多时会增加烤烟上部叶的烟碱含量^[3]。此外,烤烟是喜硝态氮的作物,土壤硝态氮的含量对烤烟的生长发育有间接的影响^[4-5]。烤烟生长过程中所需的氮素主要来源于当季施入的肥料氮和土壤有机氮的矿化,其中烤烟累积的氮素主要来源于土壤氮,占总量的50%^[6]。谷海红等^[7]研究表明,无论是水稻土还是红壤,烤烟生长后期土壤的供氮能力是生产优质烟叶的关键。因此,植烟土壤的供氮特性和氮素矿化能力对优质烟叶的生长有重要作用^[8]。

土壤水分条件是土壤氮矿化的关键因素之一,湿润的土壤环境会促进土壤氮矿化,但含水量过高或过低会降低土壤氮矿化^[9]。烤烟生长期间高温高湿的气候条件,会影响微生物数量和活性,进而影响植烟土壤的氮矿化程度^[10],最终影响优质烤烟的生长发育状况。高真真等^[8]对典型香型植烟土壤氮矿化特征研究表明,不同烟区土壤的含水量对土壤氮矿化影响各异,50%田间持水量处理有利于质地相对黏重的土壤氮素矿化,而减少了质地相对较轻的土壤氮素矿化量和矿化速率。Stanford和Epstein^[11]研究表明土壤含水量为饱和含水量50%~60%时,有利于土壤氮的硝化作用。赵长盛等^[12]研究指出,土壤矿化速率在土壤含水量为25%时达到最大值,且土壤含水量与土壤氮化速率呈正相关关系,而与硝化速率呈负相关关系。土壤酶活性是土壤肥力重要指标之一,其活性大小会影响土壤氮矿化^[13]。不同水分条件和不同土壤类型会造成土壤酶活性的变化,最终影响土壤氮矿化。但目前对植烟土壤氮矿化及酶活性对土壤水分条件的响应特征研究较少,凉攀烟区(凉山州和攀枝花)是四川地区主要烤烟生产地,区域内地形多样,立体气候特征明显,雨热同期,干湿分明。本研究以凉攀

烟区的土壤为研究对象,采用室内培养法,研究了不同水分条件下红壤、紫色土氮矿化特征及其相关的酶活性变化,以期为凉攀烟区合理调控土壤氮素和生产优质烤烟提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省凉山州和攀枝花市的主要烤烟生产地。凉山州(100°03'~103°52'E, 26°03'~29°18'N)地处四川省西南部横断山区的东北部,青藏高原南缘,气候类型为亚热带季风气候,干湿分明,冬半年日照充足,少雨干暖;夏半年云雨较多,降水量集中在4—9月,气候凉爽,年均气温6~17℃。攀枝花(101°08'~102°15'E, 26°05'~27°21'N)地处四川西南川滇结合部,是以南亚热带为基带的立体气候小岛,干雨季分明,昼夜温差大,日照长,降雨量集中在6—10月。凉山和攀枝花主要植烟土壤类型为红壤和紫色土。

1.2 土样采集和试验设计

1.2.1 土样采集 在凉山州和攀枝花市的主要烤烟生产区,采集红壤和紫色土样品。分别在烟苗移栽前,采集0~20 cm耕层土壤,在阴凉处风干后去除可见的植物残体和根系等。每个样品采集3 kg,取部分用于土壤基本指标测定,其余土壤样品风干过筛(2 mm)用于培养试验,土壤样品基本理化性质见表1。

1.2.2 试验设计 取风干后的植烟土壤样品均匀地铺装于容积为500 ml的塑料瓶中,瓶口覆膜,留3个通气孔,防止水分蒸发和通气。为活化土壤,在培养试验前,加无氮水至土壤质量含水量的60%,在25℃恒温预培养一周。基于采样区烤烟生长期气候条件,模拟干湿两季环境,本试验共设置两种水分条件:60%田间持水量(60% WHC)和淹水状态(FS)培养。60%WHC培养下,整个培养试验过程中保持土

表 1 土壤基本理化性质
Table 1 Basic physiochemical properties of tested soils

土壤类型	pH	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
红壤	6.47	23.14	1.07	68.81	7.16	110.59
紫色土	6.87	16.54	1.09	64.98	6.13	68.94

壤含水量为田间持水量的 60%；FS 培养下，整个培养试验过程中始终保持土壤在淹水状态，土壤表面有 1~2 cm 淹水。预培养结束后，根据不同水分条件调整土壤含水量，土壤氮矿化培养试验在光照培养室内进行，温度保持在 25 °C，空气湿度为 60%，每 2 天用重量法保持土壤含水量，添加散失水分。整个试验共培养 64 d，分别在培养试验的第 0、2、8、16、32、64 天取土样，试验为不破坏性取样，每个处理设置 3 个重复，共计 72 个试验处理。

1.3 样品测定及数据处理

1.3.1 土壤无机氮 培养试验采集的土壤样品，用于测定土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用 2 mol/L KCl 提取，取滤液分别用靛酚蓝比色法和紫外分光光度计法测定，具体测定详细步骤参见文献[14]。本研究中的土壤无机氮为土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量之和。

$$\text{土壤氮矿化速率}(\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d}))=[\text{N}]_T/(\Delta T)$$

式中： $[\text{N}]_T$ 为培养第 T 天时土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量(mg/kg)； ΔT 为两次采样之间的间隔天数(d)。

土壤矿化的无机氮累积过程采用一级动力学方程进行非线性拟合^[15]：

$$N_t = N_0(1 - e^{-kt})$$

式中： N_t 为第 t 天的土壤无机氮累积矿化量； N_0 为氮矿化势； k 为氮矿化速率常数。

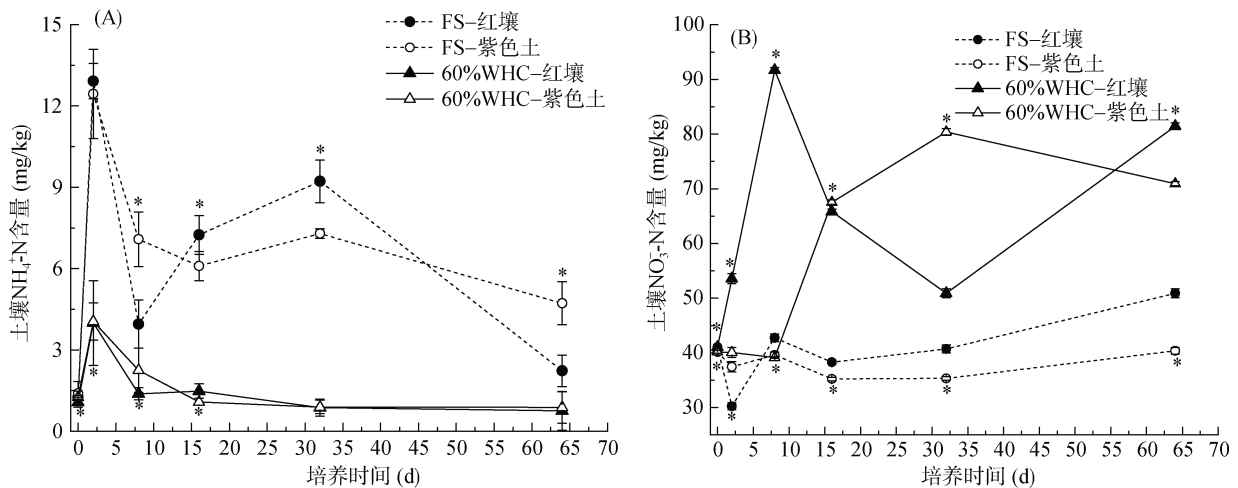
1.3.2 土壤酶活性 脲酶活性采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定，以 24 h 后 1 g 土壤中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的毫克数(mg)表示；蛋白酶活性采用福林法测定，以 2 h 后 1 g 土壤中酪氨酸的微克数(μg)表示；亚硝酸还原酶测定采用碳酸钙-亚硝酸钠比色法，以 24 h 后土壤中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度(mg/L)表示。具体方法详见参考文献[16]。

1.3.3 数据处理 采用 SPSS 20.0、Origin 8.5 和 Excel 2010 软件进行数据处理、绘图制表。所有的结果均用 3 次测定结果的平均值表示。不同处理之间的多重比较采用 LSD 法($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 土壤铵态氮和硝态氮含量

红壤和紫色土在 FS 和 60%WHC 条件下土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随培养时间的变化存在显著差异。如图 1A 所示，无论是红壤还是紫色土，FS 培养的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均高于 60%WHC。FS 培养下，红壤和紫色土的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均在第 2 天时达到最大值，分别为 12.91 和 12.44 mg/kg；随着培养时间的增加，土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均呈下降趋势，在培养第 64 天，紫色土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较红壤明显增加了 2.49 mg/kg ($P < 0.05$)。60%WHC 培养下，土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随着培养时间的增加呈先增加后减少并趋于稳定的变化趋势；在培养的前 16 天，紫色土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较红



(图中 * 表示同一水分条件下不同土壤间差异显著 ($P < 0.05$))

图 1 不同试验处理下土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的变化特征
Fig. 1 Changes of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents under different treatments

壤显著提高了 1.5%~63.0% ($P<0.05$)。总体上, FS 培养的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量明显高于 60%WHC, 且培养期内紫色土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均含量高于红壤。

培养期内的土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量存在差异, 如图 1B 所示, 60%WHC 培养的土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量明显高于 FS。FS 培养下, 各培养阶段的红壤和紫色土 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量存在显著差异, 除培养第 2 天外, 红壤的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量较紫色土增加了 0.89~10.52 mg/kg。60%WHC 培养下, 红壤的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在培养第 8 天达到最高值(91.69 mg/kg), 而紫色土在培养第 32 天达到最高值(80.38 mg/kg)。总体上, 60%WHC 培养的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量明显高于 FS, 且培养期内红壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均含量高于紫色土。

2.2 土壤氨化速率和硝化速率

如图 2 所示, 培养期内, 土壤氨化和硝化速率均随培养时间呈先下降后平稳的变化趋势。对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 而言(图 2A), FS 培养的氨化速率(0.07~6.46 mg/(kg·d))明显高于 60%WHC(0.02~2.03 mg/(kg·d)); FS 培养下, 红壤氨化速率除在第 8 天和第 64 天低于紫色土外, 其他培养时间内均高于紫色土; 60%WHC 培养下, 除第 16 天外, 紫色土氨化速率略高于红壤; 总体上, 整个培养时期内, 紫色土平均氨化速率(0.52 和 1.75 mg/(kg·d))均高于红壤(0.50 和 1.73 mg/(kg·d))。对土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 而言(图 2B), FS 培养的硝化速率均低于 60%WHC, 平均减少了 27.2%~79.8%; FS 培养下, 除第 2 天外, 红壤硝化速率(1.59~7.13 mg/(kg·d))均高于紫色土(1.26~6.60 mg/(kg·d)); 60%WHC 培养下, 红壤硝化速率在培养前期(第 16 天之前)明显高于紫色土; 总体上, 60%WHC 培养的土壤硝化速率

高于 FS, 且红壤在 60%WHC 培养下的硝化速率明显高于紫色土。

2.3 土壤无机氮累积矿化量及一级动力学参数

如图 3 所示, 培养期内, 60%WHC 培养的土壤无机氮累积矿化量明显高于 FS, 其中红壤 60%WHC 培养下的土壤无机氮累积矿化量最大, 为 42.12~394.06 mg/kg, 其次是同一水分条件培养下的紫色土。通过一级动力学方程进行非线性拟合(表 2)发现, 土壤氮矿化符合动力学方程, 且相关性均达到极显著水平。60%WHC 培养的土壤氮矿化势(N_0)高于 FS, 且红壤的 N_0 较紫色土提高了 4.8%(60%WHC)和 7.4%(FS); 紫色土 FS 培养的土壤矿化率(k)高于 60%WHC, 而红壤 60%WHC 培养下的 k 略高于 FS; 施用综合指数($N_0 \times k$)表现为 60%WHC-红壤>FS-紫色土>FS-红壤>60%WHC-紫色土, 其中红壤 60%WHC 培养的供氮指数 $N_0 \times k$ 较同一水分条件培养下的紫色土增加了 12.3 mg/(kg·d)。

2.4 土壤酶活性

从表 3 可以看出, FS 和 60%WHC 培养下, 红壤的脲酶活性均高于紫色土。FS 培养下, 红壤和紫色土的脲酶活性均在第 32 天时达到最高值, 分别为 $\text{NH}_3\text{-N}$ 1.09 和 0.82 mg/(g·24 h); 60%WHC 培养下, 随着培养时间的增加, 红壤和紫色土脲酶活性呈先增加后减少的趋势, 仍在第 32 天时达到最高值; 整个培养期内, 红壤 60%WHC 培养的土壤脲酶活性平均值最高, 为 $\text{NH}_3\text{-N}$ 0.86 mg/(g·24 h)。对土壤蛋白酶而言, FS 培养下, 红壤蛋白酶活性在第 16 天前均高于紫色土, 而培养结束后(第 64 天), 其蛋白酶活性较紫色土明显降低了 53.6%; 60%WHC 培养下, 土壤

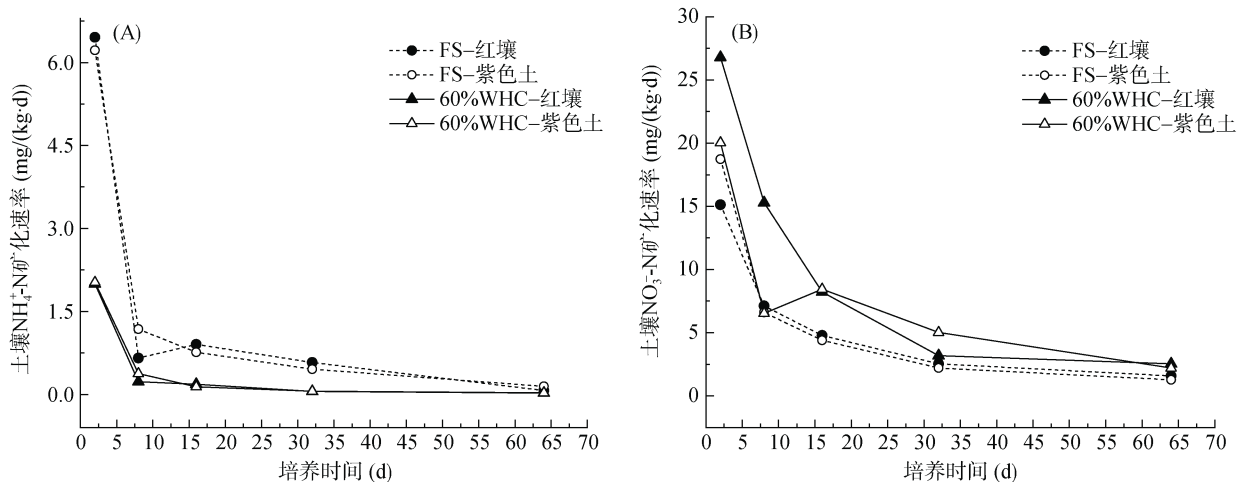


图 2 不同试验处理下土壤氨化和硝化速率的变化特征

Fig. 2 Changes of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ mineralization rates under different treatments

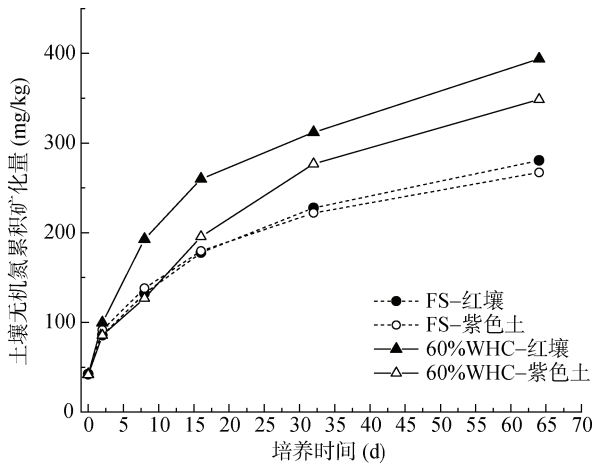


图 3 不同试验处理下土壤无机氮累积矿化量的变化特征
Fig. 3 Changes of cumulative soil mineralized nitrogen contents under different treatments

蛋白酶活性随着培养时间的增加呈下降趋势,且红壤的蛋白酶活性高于紫色土,2种土壤的蛋白酶均在培养初期(第2天)表现出较高的活性。从表3还可以看出,紫色土的亚硝酸还原酶的活性高于红壤,培养期内土壤亚硝酸还原酶活性平均值表现为:FS-紫色土>FS-红壤>60%WHC-紫色土>60%WHC-红壤。综

上,60%WHC 培养的土壤脲酶活性高于 FS,尤其在红壤中效果较佳;而 60%WHC 培养的土壤蛋白酶活性和亚硝酸还原酶活性则低于 FS,尤其是在紫色土培养中。

2.5 土壤氮矿化与酶活性相关性

通过相关性分析发现(表4),紫色土 NO₃-N 含量与土壤蛋白酶、亚硝酸还原酶活性存在显著的负相关关系,而红壤 NO₃-N 含量与亚硝酸还原酶活性存在显著的负相关关系;紫色土氨化速率与脲酶活性显著负相关,红壤和紫色土硝化速率与脲酶活性显著负相关;除紫色土无机氮累积矿化量与蛋白酶活性不存在显著相关外,2种土壤的无机氮累积矿化量均与脲酶、蛋白酶、亚硝酸还原酶活性存在显著相关。不同水分条件培养下,60%WHC 培养的土壤 NO₃-N 含量与亚硝酸还原酶活性之间存在显著负相关;无论 FS 还是 60%WHC 培养,土壤氨化速率均与脲酶活性存在显著相关;除 FS 培养的土壤无机氮累积矿化量与蛋白酶活性不存在显著相关外,2种水分条件培养下的土壤无机氮累积矿化量均与脲酶、蛋白酶、亚硝酸还原酶活性间存在显著相关。

表 2 不同试验处理下土壤无机氮累积矿化量变化的一级动力学模拟值

Table 2 Estimated parameters of first-order kinetic models simulating soil nitrogen mineralization dynamics under different treatments

水分条件	土壤类型	N ₀ (mg/kg)	k (d ⁻¹)	R ²	N _{max} (mg/kg)	N ₀ × k (mg/(kg·d))	一级动力学方程
FS	红壤	264.4	0.082	0.880	280.7	21.6	N _t = 264.4(1 - e ^{-0.082t})
	紫色土	246.2	0.102	0.860	267.1	25.3	N _t = 246.2(1 - e ^{-0.102t})
60%WHC	红壤	367.5	0.085	0.935	394.1	31.4	N _t = 367.5(1 - e ^{-0.085t})
	紫色土	350.7	0.054	0.935	348.6	19.1	N _t = 350.7(1 - e ^{-0.054t})

表 3 不同试验处理下土壤酶活性的变化特征

Table 3 Changes of soil enzyme activities under different treatments

土壤酶活性	水分条件	土壤类型	培养时间 (d)					平均值	
			0	2	8	16	32		64
脲酶 (NH ₃ -N, mg/(g·24 h))	FS	红壤	0.53 ± 0.03 a	0.47 ± 0.07 a	0.80 ± 0.10 a	0.91 ± 0.04 a	1.09 ± 0.01 a	0.63 ± 0.01 b	0.74 AB
		紫色土	0.40 ± 0.00 b	0.26 ± 0.01 b	0.35 ± 0.02 b	0.69 ± 0.04 b	0.82 ± 0.02 b	0.69 ± 0.02 a	0.53 B
	60%WHC	红壤	0.57 ± 0.05 a	0.42 ± 0.09 a	0.69 ± 0.01 a	1.16 ± 0.04 a	1.38 ± 0.05 a	0.95 ± 0.02 a	0.86 A
		紫色土	0.37 ± 0.12 b	0.31 ± 0.01 b	0.56 ± 0.04 b	0.57 ± 0.06 b	0.75 ± 0.03 b	0.70 ± 0.06 b	0.54 B
蛋白酶 (酪氨酸, μg/(g·2 h))	FS	红壤	21.7 ± 0.8 a	22.8 ± 0.5 a	21.9 ± 0.4 a	20.3 ± 0.6 a	24.8 ± 0.2 a	19.0 ± 0.3 b	21.76 A
		紫色土	19.5 ± 0.4 a	20.8 ± 0.2 b	21.5 ± 0.4 a	20.2 ± 0.5 a	26.7 ± 0.5 a	29.1 ± 0.3 a	22.96 A
	60%WHC	红壤	21.6 ± 0.9 a	22.4 ± 0.4 a	21.6 ± 0.6 a	19.8 ± 0.2 a	17.0 ± 0.3 a	14.8 ± 0.9 a	19.53 AB
		紫色土	19.3 ± 0.4 a	20.2 ± 0.4 a	19.8 ± 0.3 b	18.9 ± 0.4 b	16.3 ± 0.8 a	13.7 ± 0.3 a	18.01 B
亚硝酸还原酶 (NO ₂ -N, μg/(L·24 h))	FS	红壤	89.7 ± 2.4 b	86.7 ± 3.9 b	90.9 ± 0.9 a	87.9 ± 1.5 a	78.4 ± 1.2 b	75.4 ± 3.3 b	84.85 AB
		紫色土	95.6 ± 2.7 a	90.9 ± 1.8 a	86.7 ± 1.2 b	87.9 ± 3.9 a	83.8 ± 1.8 a	85.8 ± 0.9 a	88.47 A
	60%WHC	红壤	90.2 ± 2.1 b	76.1 ± 0.9 b	75.2 ± 1.8 b	78.9 ± 3.1 a	70.3 ± 0.9 b	72.1 ± 2.5 b	77.14 B
		紫色土	96.4 ± 0.9 a	81.0 ± 2.1 a	79.8 ± 2.1 a	78.0 ± 1.2 a	73.0 ± 0.9 a	74.9 ± 3.1 a	80.51 AB

注: 表中小写字母不同表示同一培养条件下不同土壤类型间差异显著(P<0.05); 大写字母不同表示不同处理间差异显著(P<0.05)。

表4 土壤氮矿化与酶活性相关性
Table 4 Correlation of soil nitrogen mineralization with soil enzyme activities

指标	土壤类型(红壤/紫色土)			培养条件(FS/60%WHC)		
	脲酶	蛋白酶	亚硝酸还原酶	脲酶	蛋白酶	亚硝酸还原酶
NH ₄ ⁺ -N 含量	-0.174 (-0.270)	0.573 (0.482)	0.308 (0.328)	-0.060 (-0.547)	0.184 (0.572)	-0.092 (0.076)
NO ₃ ⁻ -N 含量	0.193 (0.387)	-0.473 (-0.630 [*])	-0.641 [*] (-0.729 ^{**})	0.125 (0.352)	-0.247 (-0.381)	-0.394 (-0.619 [*])
氨化速率	-0.571 (-0.736 [*])	0.426 (0.038)	0.449 (0.610)	-0.643 [*] (-0.649 [*])	-0.193 (0.605)	0.414 (0.483)
硝化速率	-0.671 [*] (-0.855 ^{**})	0.439 (-0.155)	0.075 (0.257)	-0.686 [*] (-0.629)	-0.318 (-0.826 [*])	0.573 (0.451)
无机氮矿化累积量	0.708 ^{**} (0.812 ^{**})	-0.733 ^{**} (-0.061)	-0.789 ^{**} (-0.741 ^{**})	0.599 [*] (0.734 ^{**})	0.432 (-0.817 ^{**})	-0.799 ^{**} (-0.783 ^{**})

注: *表示在 $P < 0.05$ 水平显著相关, **表示在 $P < 0.01$ 水平显著相关; 括号内表示紫色土或 60%WHC 培养条件下的相关系数。

3 讨论

本研究中, 水分条件对 2 种植烟土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量和无机氮矿化存在显著影响, 这与高真真等^[8]、王常慧等^[17]研究结果一致。一般认为, 50%~60% 田间持水量条件下土壤硝化作用最为活跃, 因为该土壤水分含量既能满足微生物所需的水分条件, 又能满足氧分压^[18]。本试验培养期间, 土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量存在“此消彼长”的关系, 即淹水(FS)培养的土壤 NH₄⁺-N 含量明显高于 60% 田间持水量(60%WHC)培养, 而 FS 培养的土壤 NO₃⁻-N 含量明显低于 60%WHC, 可见 FS 培养不利于土壤 NO₃⁻-N 累积, 而增加了 NH₄⁺-N 累积。一方面是因为 FS 培养相较于 60%WHC 培养土壤通透性较差, 氧分压较低, 抑制了土壤氨氧化作用细菌的活性, 从而促进 NH₄⁺-N 累积^[19]; 另一方面, FS 培养的条件为反硝化作用提供了厌氧环境, 促进了土壤 NO₃⁻-N 还原, 从而减少土壤 NO₃⁻-N 累积, 但可能会导致更多的 NO₃⁻-N 以气态形式或淋溶损失, 减少土壤氮的利用率^[19-21]。

不同土壤类型的土壤氮矿化特征各异, 本研究中, 培养期内红壤 NH₄⁺-N 平均含量和平均矿化速率均低于紫色土, 而其 NO₃⁻-N 平均含量和平均矿化速率、无机氮累积矿化量均高于紫色土, 可见四川凉攀烟区红壤的矿化能力强于紫色土, 这可能是因为不同类型的土壤性质, 如有机质含量, 导致了土壤的氮矿化潜力的差异^[8, 22-23]。马兴华等^[23]研究表明土壤有机氮的矿化率与土壤有机质含量显著相关, 有机质含量高有利于土壤氮素矿化, 提高了土壤的供氮能力。本试验条件下, 红壤有机质含量(23.14 g/kg)高于紫色土(16.54 g/kg), 有机氮源丰富, 提高了微生物活性, 因此在同一培养条件下红壤的矿化能力较强。但王树会

和刘青丽^[22]对云南主要植烟土壤的矿化特征研究表明, 紫色土表层矿化能力和矿化量均高于红壤, 这可能是因为云南主要烟区的紫色土潜在肥力高, 阳离子交换量大, 透气透水能力良好; 此外该培养条件为间歇淋洗好气培养法, 为微生物的生长发育提供了良好的微生态环境, 加速了土壤矿化。土壤氮矿化势(N_0)和矿化率(k)可以分别用来反映土壤的供氮容量和供氮速度; 且施用综合指标($N_0 \times k$)可以更好地反映土壤真实的供氮情况^[15]。一级动力学进行非线性拟合结果表明(表 2), 无论 FS 或 60%WHC 培养下红壤矿化势均高于紫色土, 而红壤的氮矿化率和供氮指标仅在 60%WHC 培养下高于紫色土, 这也进一步说明了该研究区的红壤氮矿化潜力要强于紫色土, 尤其是在 60%WHC 条件下, 而含水量过高不利于土壤氮素矿化。

凉攀地区降水主要集中在 4—9 月, 尤其是 6—8 月, 如果烤烟生长后期仍有大量的氮素供应, 会促进烟叶合成更多的烟碱, 影响烤烟品质。本研究中, 结合凉攀地区的降水特征, 在降雨较少, 土壤含水量较低的情况下, 具有较强氮矿化潜力和较高硝化速率的红壤在烤烟前期可以释放大量的氮素供烟株吸收, 但可能会引起烤烟后期仍有大量的氮素吸收, 增加烟叶烟碱合成, 导致烟碱含量过高。在降水量较多, 土壤含水量过高的情况下, 相较于红壤而言, 氨化速率较高的紫色土可能在烤烟中期会提供较多的 NH₄⁺-N, 由于 NH₄⁺-N 可以促进芳香族挥发油, 增加烤烟香味, 但是过高的 NH₄⁺-N 不利于烟株生长后期碳氮代谢的转化, 最终影响烟叶品质^[21]。此外, 在降水量相对较少的烤烟后期, 紫色土的供氮水平可能低于红壤, 更有利于烟叶品质。因此, 烤烟实际生产中, 在推荐氮肥施用量时, 不但要考虑不同土壤类型, 还应该注意土壤含水量的调控, 防止烤烟生长后期氮素供应能

力过强,不利于烟叶成熟落黄和香气物质形成,降低了烟叶品质^[24]。

土壤脲酶是土壤氮循环过程中重要的一种酰胺酶,可催化尿素生成易被植物吸收利用的无机氮和二氧化碳,其活性在一定程度上可以反映土壤供氮能力^[25]。本研究中,紫色土的脲酶活性低于红壤,这可能与紫色土的有机质含量较低有关。有机质可以为微生物提供碳源,促进土壤微生物繁殖,促进土壤脲酶的分泌^[13],从而增加了土壤无机氮的含量,因此无论是 60%WHC 还是 FS 培养,土壤脲酶活性均与土壤无机氮矿化累积量存在显著的正相关关系($r = 0.599 \sim 0.812$, 表 4)。土壤蛋白酶是一种胞外酶,可将蛋白质和肽类等分解形成氨基酸^[26],FS 培养的土壤蛋白酶活性高于 60%WHC,可见水分条件是影响土壤蛋白酶活性的重要因素之一,尤其是在 60%WHC 培养条件下土壤蛋白酶活性显著影响了土壤无机氮矿化累积量。亚硝酸还原酶是反硝化作用中的关键酶,催化 NO_3^- -N 形成 NO 气体,其活性不仅受到自身成分的影响,还受到外界环境的影响,例如通气情况、水分等均会影响到酶活性^[27]。淹水培养较 60%WHC 为反硝化作用提供了厌氧环境,提高了土壤反硝化微生物的活性,进而增加了土壤亚硝酸还原酶的活性。红壤和紫色土 NO_3^- -N 含量均与亚硝酸还原酶存在显著的负相关关系,因此,较高亚硝酸还原酶活性的紫色土催化了 NO_3^- -N 形成 NO 气体,从而减少了紫色土 NO_3^- -N 含量。

4 结论

1)淹水培养提高了土壤 NH_4^+ -N 含量和氨化速率,但降低了土壤 NO_3^- -N 含量和硝化速率,且 60% 田间持水量培养下的红壤硝化速率高于紫色土;该烟区的红壤氮矿化潜力要强于紫色土,尤其是在 60% 田间持水量培养下,而含水量过高不利于土壤氮素矿化。

2)不同土壤类型在不同水分条件下土壤酶活性各异。红壤的脲酶活性强于紫色土,尤其是在 60% 田间持水量培养的效果更为显著;紫色土的蛋白酶活性和亚硝酸还原酶活性高于红壤,尤其是在淹水培养下的效果显著。土壤脲酶、蛋白酶和亚硝酸还原酶的活性能显著影响土壤无机氮矿化累积量。

参考文献:

[1] 刘青丽,任天志,李志宏,等. 植烟黄壤氮素矿化动态模拟研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(2): 400-406.

- [2] 李春俭,张福锁,李文卿,等. 我国烤烟生产中的氮素管理及其与烟叶品质的关系[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, 13(2): 331-337.
- [3] 刘卫群,郭群召,张福锁,晁逢春. 氮素在土壤中的转化及其对烤烟上部叶烟碱含量的影响[J]. 烟草科技, 2004, 37(5): 36-39.
- [4] 孙温淑,杨军杰,周骏,等. 不同氮素形态对烟草硝态氮含量和 TSNA 形成的影响[J]. 中国烟草学报, 2015, 21(4): 78-84.
- [5] 李孝刚,彭曙光,靳志丽,等. 有机物料对植烟土壤氮素矿化及微生物性质的影响[J]. 土壤学报, 2021, 58(1): 225-234.
- [6] 马兴华,张忠锋,荣凡番,等. 高低土壤肥力条件下烤烟对氮素吸收、分配和利用的研究[J]. 中国烟草科学, 2009, 30(1): 1-4, 9.
- [7] 谷海红,李志宏,李天福,等. 不同来源氮素在烤烟体内的累积分配及对烟叶品质的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1): 183-190.
- [8] 高真真,段卫东,胡坤,等. 温度和水分对典型香型烟区植烟土壤氮素矿化的影响[J]. 土壤, 2019, 51(3): 442-450.
- [9] 于淑华,张丽霞,谢雪迎,等. 不同水分模式对山东茶园土壤氮素动态的影响[J]. 水土保持学报, 2021, 35(4): 289-298.
- [10] 袁磊,李文周,陈文伟,等. 戴云山自然保护区森林土壤氮转化特点研究[J]. 土壤, 2017, 49(2): 240-247.
- [11] Stanford G, Epstein E. Nitrogen mineralization-water relations in soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1974, 38(1): 103-107.
- [12] 赵长盛,胡承孝,孙学成,等. 温度和水分对华中地区菜地土壤氮素矿化的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(7): 861-866.
- [13] 张璐,任天宝,阎海涛,等. 不同有机物料对烤烟根际土壤碳库、酶活性及根系活力的影响[J]. 中国烟草科学, 2018, 39(2): 39-45.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] 潘金华,吕成文,吴红宝,等. 无机改良剂对皖南植烟红壤氮矿化的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 193-199, 207.
- [16] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [17] 王常慧,邢雪荣,韩兴国. 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(11): 2472-2476.
- [18] 刘若萱,张丽梅,白刃,等. 模拟条件下土壤硝化作用及硝化微生物对不同水分梯度的响应[J]. 土壤学报, 2015, 52(2): 415-422.
- [19] Huang R, Wang Y Y, Liu J, et al. Variation in N_2O emission and N_2O related microbial functional genes in straw- and biochar-amended and non-amended soils[J]. Applied Soil Ecology, 2019, 137: 57-68.
- [20] Lognoul M, Theodorakopoulos N, Hiel M P, et al. Impact

- of tillage on greenhouse gas emissions by an agricultural crop and dynamics of N_2O fluxes: Insights from automated closed chamber measurements[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 167: 80–89.
- [21] 谷海红. 水旱轮作植烟土壤供氮特征及对烤烟氮素积累分配的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2008.
- [22] 王树会, 刘青丽. 云南主要植烟土壤不同土层氮矿化研究[J]. *中国土壤与肥料*, 2013(1): 14–19.
- [23] 马兴华, 荣凡番, 苑举民, 等. 云南曲靖烟区典型植烟土壤氮素矿化规律研究[J]. *中国烟草学报*, 2011, 17(6): 66–69.
- [24] 龙世平, 李宏光, 曾维爱, 等. 湖南省主要植烟区域土壤有机氮矿化特性研究[J]. *中国烟草科学*, 2013, 34(3): 6–9.
- [25] 龚丝雨, 聂亚平, 张启明, 等. 增施生物炭对烤烟成熟期根际土壤酶活性的影响[J]. *江西农业学报*, 2017, 29(10): 54–57.
- [26] 李琰琰, 刘国顺, 向金友, 等. 氮营养水平对植烟土壤养分含量及土壤酶活性的影响[J]. *中国烟草学报*, 2011, 17(2): 39–43.
- [27] 边雪廉, 赵文磊, 岳中辉, 等. 土壤酶在农业生态系统碳、氮循环中的作用研究进展[J]. *中国农学通报*, 2016, 32(4): 171–178.