

秸秆和生物质炭添加对陇中黄土高原旱作农田土壤氮素矿化的影响

王永栋¹, 武均^{1,2}, 郭万里¹, 贺永岩¹, 蔡立群^{1,2,3}, 张仁陟^{1,2,3}

(1.甘肃农业大学资源与环境学院,兰州 730070;2.甘肃农业大学甘肃省干旱生境作物学重点实验室,兰州 730070;3.甘肃省节水农业工程技术研究中心,兰州 730070)

摘要: 通过采集 2014 年设置于甘肃省定西市李家堡镇的不同碳源配施氮素田间定位试验土壤进行 120 天的室内培养试验,利用 Stanford 间歇淋洗培养法研究了无碳素和氮素添加(N0)、只施氮素(N100)、秸秆配施氮素(SN100)和生物质炭配施氮素(BN100) 4 种施肥方式对陇中黄土高原旱作农田土壤氮素矿化的影响。结果表明:秸秆和生物质炭配施氮素提升了表层土壤氮素矿化量,分别比只施氮素显著提升 16.5%和 15.4%;土壤氮素矿化呈现先快速增加而后迅速下降,降速逐渐转为慢速直至稳定的趋势,硝化速率,氨化速率分别在 7,15 天时达到最大,45,30 天时趋于稳定。秸秆和生物质炭配施氮素均可显著提升上层土壤氮素矿化速率,硝化速率和氨化速率则处于一种相对平衡的状态。土壤各有机氮组分在培养前后的变化量与土壤氮素矿化量之间的冗余分析结果表明,对土壤可矿化氮贡献最大的是氨基酸态氮,酸解未知氮次之;矿质态氮与未酸解氮呈负相关,与各酸解有机氮组分均呈正相关。此外,相比于不施氮,在施氮条件下添加秸秆和生物质炭增加了表层土壤各有机氮组分的变化量,说明添加秸秆和生物质炭可通过改变各有机氮组分占全氮的比例来增加易矿化氮的含量,从而促进有机氮组分的矿化,以提升土壤供氮潜力。

关键词: 秸秆; 生物质炭; 氮素矿化; 有机氮组分

中图分类号:S153.6

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2021)04-0186-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.04.026

Effects of Straw and Biochar Addition on Soil Nitrogen Mineralization in Dryland Farmland of the Loess Plateau

WANG Yongdong¹, WU Jun^{1,2}, GUO Wanli¹, HE Yongyan¹, CAI Liqun^{1,2,3}, ZHANG Renzhi^{1,2,3}

(1.College of Resources and Environmental Sciences, Gansu Agricultural University,

Lanzhou 730070; 2.Gansu Provincial Key Laboratory of Arid Land Crop Science, Gansu Agricultural

University, Lanzhou 730070; 3.Gansu Engineering Research Center for Agricultural Water-saving, Lanzhou 730070)

Abstract: A 120-day indoor culture experiment was conducted by collecting soils with different carbon sources combined with nitrogen fertilizer in a field experiment set in Lijiabu Town, Dingxi City, Gansu Province since 2014. The Stanford batch elution culture method was used to study the effects of four fertilization methods, including no carbon and nitrogen addition (N0), only nitrogen application (N100), straw combined with nitrogen (SN100) and biochar combined with nitrogen (BN100), on soil nitrogen mineralization. The fertilization was applied to experimental fields in the dry farmland of the Loess Plateau in central Gansu. The results showed that compared with nitrogen application only, straw and biochar combined with nitrogen fertilizer significantly increased nitrogen mineralization in surface soil by 16.5% and 15.4% respectively. Soil nitrogen mineralization showed a rapid increase and then a rapid decrease, and the decreasing rate gradually leveled off. The nitrification rate and ammonification rate reached their maximum at 7 and 15 days, and stabilized at 45 and 30 days, respectively. The nitrogen mineralization rate of the upper soil was significantly increased by straw and biochar combined with nitrogen fertilizer. The nitrification rate and ammonification rate were in a relatively balanced state. The redundancy analysis between the changes of soil organic nitrogen

收稿日期:2021-01-26

资助项目:甘肃省自然科学基金项目(20JR10RA543);国家自然科学基金项目(41661049,31571594)

第一作者:王永栋(1996—),男,硕士研究生,主要从事土壤生态研究。E-mail:614007124@qq.com

通信作者:蔡立群(1976—),男,博士,教授,主要从事恢复生态学、耕作学方面的教学与研究。E-mail: cailq@gsau.edu.cn

fractions before and after culture and the amount of soil nitrogen mineralization showed that the largest contribution to soil mineralized nitrogen was amino nitrogen, followed by acid unknown nitrogen. Mineral nitrogen was negatively correlated with unacidolyzed nitrogen and positively correlated with all fractions of acidolyzed organic nitrogen. In addition, compared with no nitrogen application, adding straw and biochar under nitrogen application increased the variation of organic nitrogen fractions in the surface soil. These results indicated that the addition of straw and biochar could increase the content of easily mineralized nitrogen by changing the proportion of organic nitrogen fractions to total nitrogen, thus subsequently promote the mineralization of organic nitrogen fractions and improve the potential of soil nitrogen supply.

Keywords: straw; biochar; nitrogen mineralization; organic nitrogen fractions

土壤中氮素主要以有机态氮的形式存在,占全氮的90%以上,大部分的有机态氮需经过矿化作用转化为无机态氮才能被植物吸收利用^[1]。氮素矿化过程不仅反映土壤的供氮潜力,还影响着陆地生态系统的氮循环路线,包括氮素的矿化、固定和植物体内部循环等主要途径^[2]。氮素矿化作用包括氨化作用和硝化作用,即土壤中的有机氮经微生物分解转化为铵态氮和硝态氮等矿质氮,然而土壤矿质氮易因为淋溶、反硝化作用或被土壤微生物吸收同化等损失^[3]。有研究^[4]发现,氮素的矿化过程受到土壤质地、有机质含量、微生物分解特性、矿化温度、水分条件以及耕作措施等多种因素的影响,其中不同施肥方式是关键因素之一。

施肥能通过改善土壤性质、促进微生物活性和团聚体的形成与稳定等影响土壤氮素矿化,尤其在化肥与有机物料配施时影响更加显著^[5]。Zhang等^[6]通过封丘17年定位试验研究发现,施用化肥使矿质氮向不稳定性有机氮库转移,而外源添加含氮物质会促进不稳定性有机氮库的矿化作用,后者可能通过改变土壤有机质的组成和相关微生物群落活动,引起对矿化过程的启动效应。秸秆还田促进土壤中氮素的转化与固持,原因是秸秆自身较高碳氮比能增加硝态氮的固持能力,减少氮素淋失的风险^[7];而生物质炭作为一种新型功能材料,具有特殊的结构和吸附特性,罗煜等^[8]研究认为,施入生物质炭降低土壤酸度,使硝化作用受土壤pH影响被促进,且生物质炭能为微生物提供基质,提高硝化细菌的活性,其强烈的吸附铵离子能力也会导致铵态氮含量下降,从而影响氮素矿化过程。在施肥方式对土壤有机氮组分的影响方面,自Bremner酸解法提出后学者们进行了大量的研究。郝晓晖等^[9]和任金凤等^[10]田间试验研究发现,长期化肥配施有机肥除降低稻田土的酸解未知氮含量以外,对其他土壤有机氮组分含量均有所提高,而单施化肥可能增加稻田土有机氮的积累,但对潮棕壤有机氮组分无明显影响;王媛等^[11]经过30周的培养试验发现,各处理土壤有机氮组分中氨基酸态氮和未酸解氮含量均下降。可见,不同的土壤类型、施肥

方式以及试验方法均可能影响对土壤有机氮组分的研究结果,在田间环境下,很难区分土壤有机氮与起始矿质氮的相对贡献,且难以控制多变的矿化条件。此外,影响土壤氮素矿化的因素颇多,地区差异性较大,在黄土高原地区鲜见报道。因此,为探明施氮条件下添加秸秆和生物质炭对陇中黄土高原旱作农田土壤氮素矿化的影响,本研究利用Stanford间歇淋洗培养法进行培养试验,对培养期间的各氮素矿化指标进行测定分析,为探究农田土壤氮素转化机制、探寻该地区适宜的施肥措施提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

供试土壤采集自陇中黄土高原半干旱丘陵沟壑区的甘肃省定西市李家堡镇麻子川村。该区平均海拔2 000 m,年均气温6.4℃,≥0℃积温2 933.5℃,≥10℃积温2 239.1℃,无霜期140天,多年平均降水量390.9 mm,年蒸发量1 531 mm,干燥度2.53,80%保证率的降水量365 mm,变异系数为24.3%,是典型的雨养农业区。土壤为典型的黄绵土,土质绵软,土层深厚,质地均匀,储水性能良好。试区土壤基本理化性质为:全氮含量0.88 g/kg,全磷含量0.83 g/kg,有机质含量15.91 g/kg,硝态氮含量9.27 mg/kg,铵态氮含量4.23 mg/kg,速效磷含量12.34 mg/kg。

种植作物为“定西40号”春小麦,于每年3月下旬播种,播量为187.5 kg/hm²,行距20 cm,7月下旬收获。供试生物质炭为金和福农业科技股份有限公司生产,碳含量53.28%,氮素含量1.04%;小麦秸秆含碳量38.49%,氮素含量为0.55%。

1.2 试验设计

试验涉及秸秆、生物质炭、氮素3个因素,共设4个处理(N0:不施碳、氮;N100:不施碳+施氮100 kg/hm²;SN100:施小麦秸秆4.5 t/hm²+施氮100 kg/hm²;BN100:施生物质炭15 t/hm²+施氮100 kg/hm²)。采用随机区组排列,每个处理3次重复,共计12个小区,小区面积18 m²(3 m×6 m)。

试验地于2014年3月上旬一次性均匀施入生物

质炭 15 t/hm², 秸秆于每年收获后切碎均匀散布于还田小区内, 二者均利用旋耕机将其翻埋入土壤(耕深 18±2 cm)。各处理均施 P₂O₅ 105 kg/hm²(过磷酸钙); 添加氮肥为尿素, 于每年播种前根据各处理所需用量施入小区。

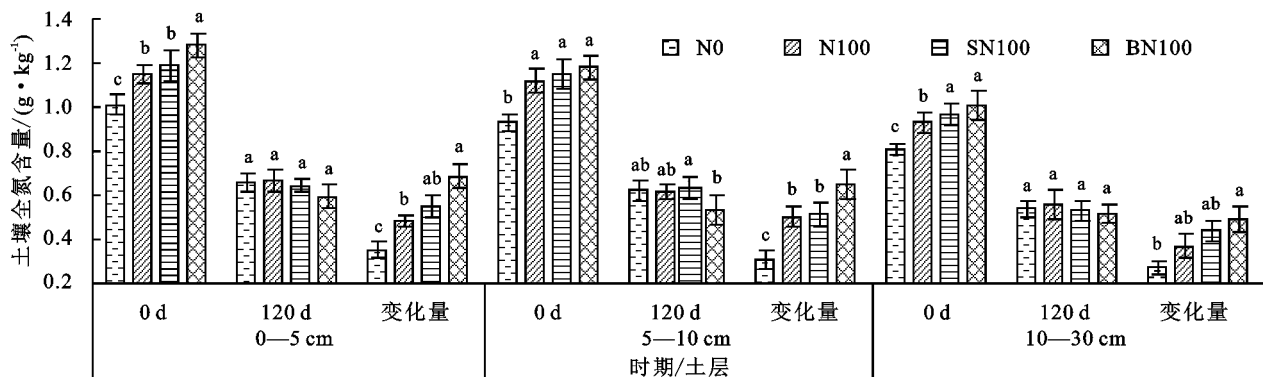
1.3 试验步骤

2018 年春播前进行采样, 每个小区采集 0—5, 5—10, 10—30 cm 土壤样品共 500 g 左右, 经室内风干后捡去根系及杂物, 磨细后过 2 mm 筛进行培养试验, 采用 Stanford 间歇好气淋洗培养法^[12]。

(1) 在淋洗管底端铺 6 mm 玻璃丝; (2) 称取 20 g 过 2 mm 筛的风干土与等质量的石英砂混合; (3) 加入少量蒸馏水充分混匀后转入淋洗管中, 其上铺少量玻璃丝, 以防止淋洗时土样被直接冲击而飞溅; (4) 用 100 mL 的 KCl 溶液(浓度为 2 mol/L)分 3 次淋洗土壤中矿质氮; (5) 之后加入 25 mL 无氮营养液(Mg-SO₄、Ca(H₂PO₄)₂·2H₂O、K₂SO₄ 溶液浓度分别为 0.002, 0.005, 0.002 5 mol/L); (6) 在 60 cm 汞柱的负压抽取多余的营养液; (7) 用橡皮塞盖住管口, 置于 28 °C 恒温培养箱中暗光培养, 期间保持适宜的土壤含水量和通气状况; (8) 培养的 7, 15, 22, 30, 45, 60, 90, 120 天取出淋洗管按上述(4)~(7)方法淋洗土样并收集淋洗液; (9) 测定各项矿化指标。

1.4 测定方法与数据处理

土壤全氮含量用凯氏法测定; 硝态氮、铵态氮含量



注: 图中变化量为 0, 120 天土壤全氮含量的差值; 同一土层不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

图 1 秸秆、生物质炭添加下 0, 120 天的土壤全氮含量

2.2 秸秆、生物质炭添加对土壤矿化量的影响

添加秸秆和生物质炭的硝态氮和总累计矿化量均随土层加深而降低, 不施碳氮随土层加深而升高(图 2)。0—5 cm 土层, 不施碳氮硝态氮和总累计矿化量最高, 只施氮最低, 添加秸秆和生物质炭相比只施氮总累计矿化量分别显著提升 16.5% 和 15.4%; 5—10 cm 土层, 不施碳氮硝态氮和总累计矿化量最高, 添加生物质炭最低, 添加生物质炭相比不施碳氮硝态氮矿化量下降 20.1%; 10—30 cm 土层, 不施碳氮硝态氮和总累计矿化量最高, 添加秸秆最低, 且

用 KCl 浸提, 全自动间断化学分析仪(Smart chem H140, Italy)测定; 用 Bremner 法对土壤有机氮进行分级, 土壤酸解总有机氮用 6 mol/L HCl 酸解—凯氏半微量定氮法测定; 酸解铵态氮+氨基糖态氮用磷酸盐—硼酸盐缓冲液蒸馏法测定; 氨基酸态氮用茚三酮氧化、磷酸盐—硼酸盐缓冲液蒸馏法测定; 酸解铵态氮采用 MgO 蒸馏法测定; 氨基糖态氮、酸解未知氮和未酸解氮可经差值计算得出。

试验数据、图表采用 Microsoft Excel 2010 处理, 利用 SPSS 20.0 软件进行统计分析, 用 Duncan 多重比较法检验不同处理间差异显著性, 显著性水平设为 $P < 0.05$ 。用 Canoco 5.0 软件进行冗余分析(RDA)。

2 结果与分析

2.1 秸秆、生物质炭添加对土壤全氮的影响

同一时期各处理土壤全氮含量均随土层加深而降低(图 1)。0 天时, 0—30 cm 土层添加生物质炭土壤全氮含量最高, 不施碳氮最低, 0—5, 5—10, 10—30 cm 土层添加生物质炭较不施碳氮分别显著提升 26.7%, 26.9%, 24.7%。120 天时, 0—5, 10—30 cm 土层只施氮土壤全氮含量最高, 添加生物质炭最低, 且处理间土壤全氮含量差异不显著; 5—10 cm 土层添加秸秆土壤全氮含量显著高于添加生物质炭。土壤全氮含量在培养 120 天后较 0 天时均表现出一定程度的下降, 其变化量均以添加生物质炭最大, 添加秸秆次之, 不施碳氮最小。

不施碳氮和只施氮均显著高于添加秸秆, 其中添加秸秆总累计矿化量相比不施碳氮下降 40.6%。在 0—30 cm 土层, 各处理间铵态氮矿化量差异均未达显著水平。

2.3 秸秆、生物质炭添加对土壤氮素矿化速率的影响

由图 3 可知, 土壤氮矿化速率随土层加深呈现先增后减的趋势, 5—10 cm 土层矿化速率最大。各处理土壤氮化速率在培养期间均呈现出 0~7 天缓慢上升, 7~15 天迅速上升, 在 15 天时达到最大值, 之后迅速下降, 在 30 天时降至为 0, 稳定直至 120 天的趋

势,其氨化速率峰值可达 2.50 mg/(kg·d),在整个培养期间铵态氮只在 0~30 天内产生。0—5 cm 土层,7 天时各处理氨化速率大小排序为 SN100>BN100>N100>N0;5—10 cm 土层,7,15 天时只施氮氨化速率最大,添加秸秆最小;10—30 cm 土层,7,15 天时只施氮和添加秸秆氨化速率最大;其余时期各处理间氨化速率差异不明显。各处理土壤硝化速率在培养期间均呈现出 0~7 天迅速上升,在 7

天时达到最大值,7~15 天迅速下降,15~22 天缓慢上升后再次下降,在 45 天时下降至最小值并稳定直至 120 天的趋势,其硝化速率第 1 峰值为 2.89 mg/(kg·d),第 2 峰值为 0.75 mg/(kg·d),在整个培养期间硝态氮一直产生。0—5 cm 土层,7~22 天只施氮硝化速率最小;5—10 cm 土层,7,22 天时只施氮硝化速率最大;在 10—30 cm 土层,7~30 天不施碳氮硝化速率最大。

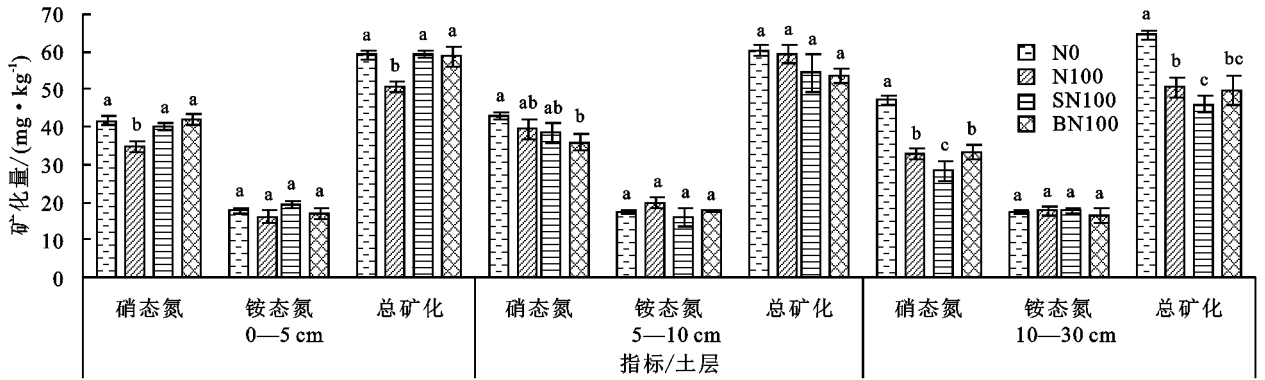


图 2 秸秆、生物质炭添加下 120 天内的土壤硝态氮、铵态氮及总累计矿化量

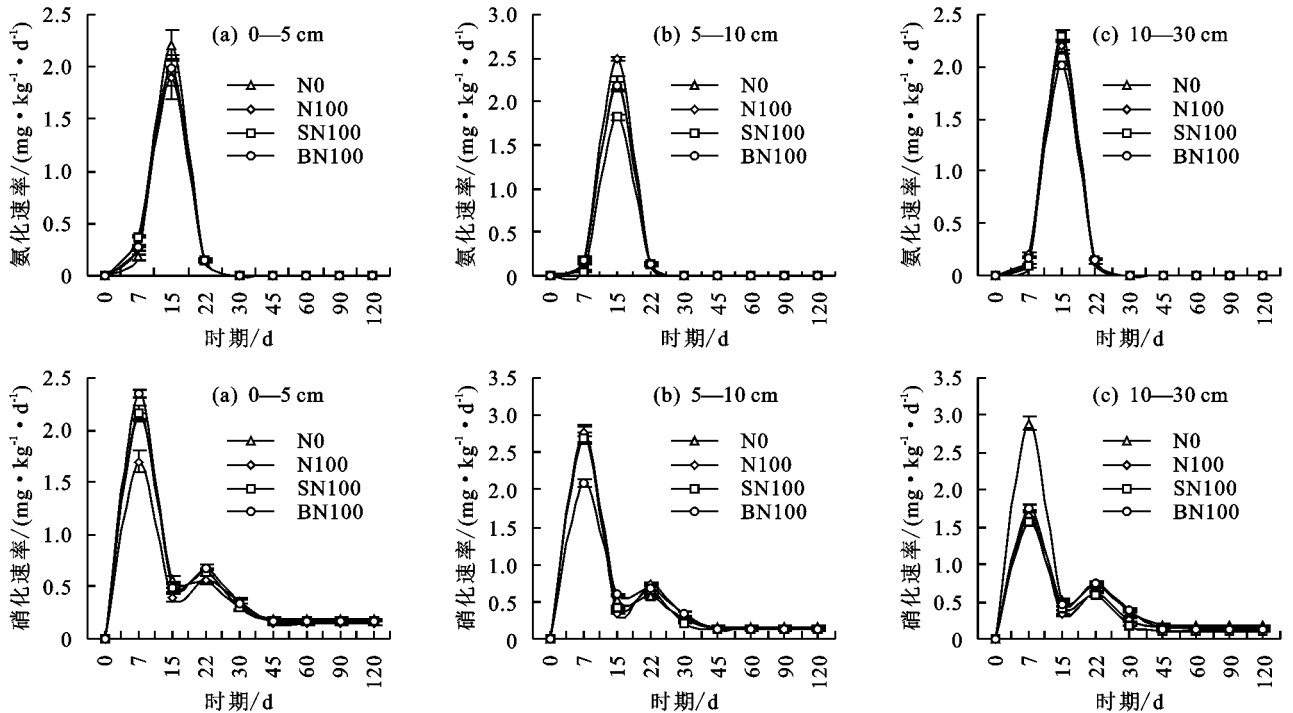


图 3 秸秆、生物质炭添加下不同时期的土壤氮矿化速率

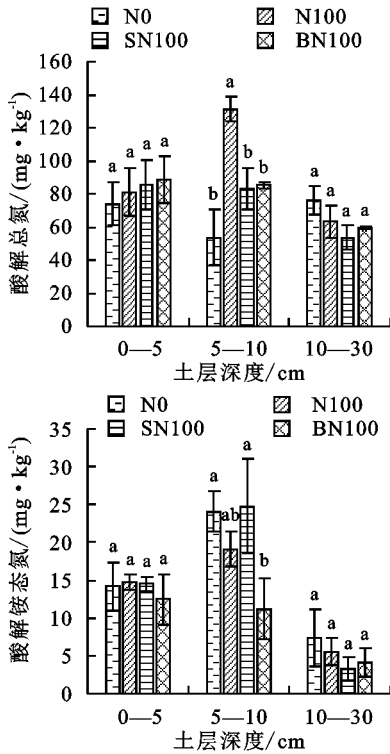
2.4 秸秆、生物质炭添加对土壤有机氮组分的影响

由图 4 可知,0 天时,土壤各有机氮组分占全氮比例在各土层和处理下大小排序均为未酸解氮>氨基酸态氮>酸解未知氮>酸解铵态氮>氨基糖态氮,其中未酸解氮占全氮比例可达 36.92%,而氨基糖态氮占全氮比例最小至 4.51%。0—5 cm 土层,只施氮和添加秸秆较不施碳氮增加了氨基糖态氮和未酸解氮占全氮比例,降低了其他有机氮组分占全氮比例,而添加生物质炭较不施碳氮降低了氨基酸态氮占全氮比例,增加其他有机氮组分占全氮比例;5—10 cm

土层,各施氮处理较不施碳氮增加了酸解未知氮占全氮比例,降低了未酸解氮占全氮比例,其他有机氮组分处理间差异不明显;10—30 cm 土层,各施氮处理较不施碳氮增加了氨基酸态氮和未酸解氮占全氮比例,降低了其他有机氮组分占全氮比例。各处理在不同土层间土壤各有机氮组分占全氮比例无明显差异。

由图 5 可知,培养 120 天后,除土壤中未酸解氮含量增加外,其他土壤有机氮组分含量均降低,其变化量的大小排序在各土层和处理下均为氨基酸态氮>酸解未知氮>酸解铵态氮>氨基糖态氮。酸解总氮的变化

量随土层加深而减小,0—5,5—10,10—30 cm 土层分别以添加生物质炭、只施氮和不施碳氮最大,5—10 cm 土层,不施碳氮变化量最小为 53.53 mg/kg,只施氮变化量最大至 131.29 mg/kg。氨基酸态氮变化量在 5—10 cm 土层最大,此时添加生物质炭变化量最大至 71.97 mg/kg,0—5 cm 土层不施碳氮变化量最小为 35.16 mg/kg。氨基糖态氮变化量随土层加深呈现减小的趋势,0—10 cm 土层添加生物质炭变化量最大,达到 1.32 mg/kg。酸解铵态氮变化量随土层加深呈现先增后减的趋势,5—10 cm 土层添加秸秆变化量最大,达到 24.75 mg/kg。酸解未知氮变化量随土层加深也呈现先增后减的趋势,5—10 cm 土层添加生物质炭变化量最大,达到 44.92 mg/kg。未酸解氮变化量随土层加深而减小,0—5 cm 土层只施氮变化量最大至 30.11 mg/kg。氨基糖



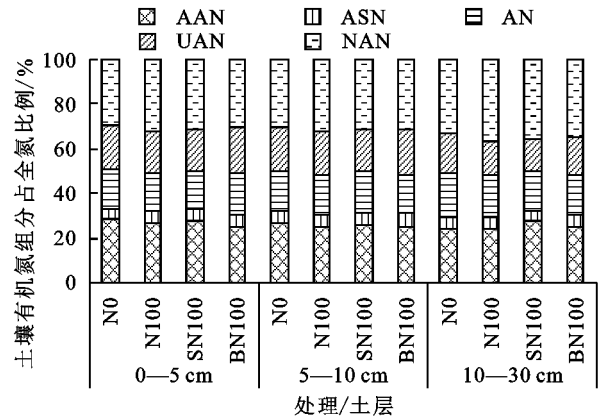
注:图中未酸解氮为增加量,其他有机氮组分均为减少量。

图 5 秸秆、生物质炭添加下 120 天后的土壤有机氮组分 Δ 变化量

2.5 土壤有机氮组分与氮素矿化量之间的关系

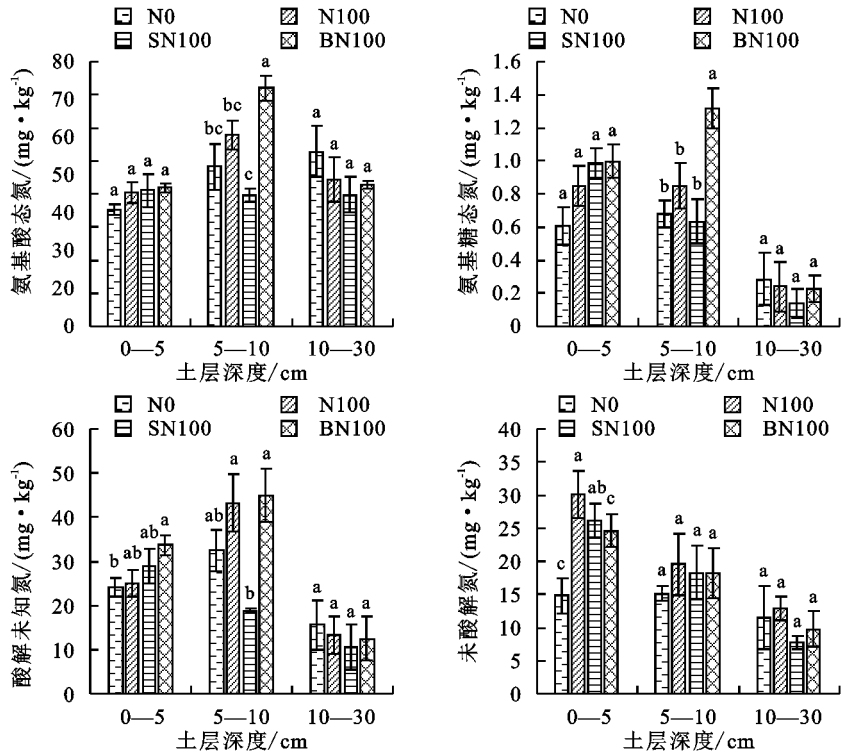
土壤有机氮组分变化量与氮素矿化量的冗余分析(RDA)结果见图 6。有机氮组分对氮素矿化的解释率为 79.1%,第 1 轴解释率为 77.47%,第 2 轴解释率为 1.45%。由图 6 可知,全氮与酸解铵态氮和未酸解氮呈正相关,与氨基酸态氮、氨基糖态氮和酸解未知氮呈负相关;硝态氮、铵态氮、总矿化量均与未酸解氮呈负相关,与各酸解有机氮组分呈正相关。氨基酸态氮是影响氮素矿化的最重要因子,对方差的解释率为 74.0%,酸解未知氮次之,对方差的解释率为 47.8%。有机氮组分对氮素矿化的方差解释率的大

小顺序为氨基酸态氮>酸解未知氮>氨基糖态氮>未酸解氮>酸解铵态氮。



注:AAN为氨基酸态氮;ASN为氨基糖态氮;AN为酸解铵态氮;UAN为酸解未知氮;NAN为未酸解氮。

图 4 秸秆、生物质炭添加下 0 天时的土壤有机氮组分分布特征



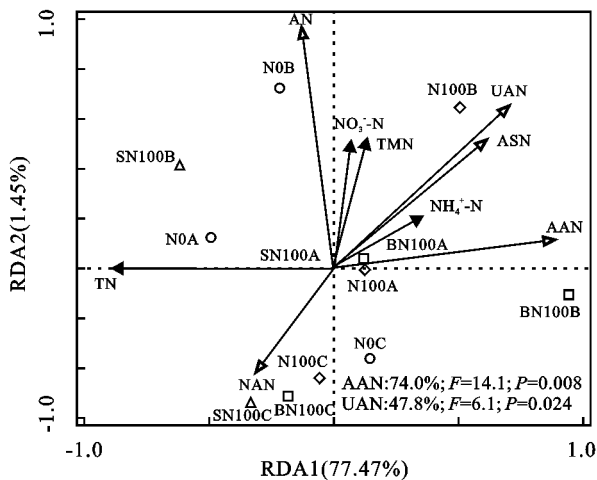
小顺序为氨基酸态氮>酸解未知氮>氨基糖态氮>未酸解氮>酸解铵态氮。

3 讨论

3.1 施氮条件下秸秆、生物质炭添加对土壤全氮的影响

本研究发现,土壤全氮含量呈现随土层加深而降低的趋势,耕层附近的氮素养分易被消耗,且耕层深度影响氮素分布的差异^[13]。0 天时施氮相比不施氮显著提升了土壤全氮含量,与赵丹丹等^[14]研究结果一致,且本试验中有机物料配施氮素的效果优于只施氮素。施氮增加土壤氮素含量,而添加秸秆和生物质

炭可显著降低土壤氮素的各类损失,这主要是通过促进土壤中微生物的增殖和对活性氮的固定来实现^[15]。本研究中,添加生物质炭对土壤全氮含量的提升效果最好,可能与生物质炭较强的吸附性有关,生物质炭配施氮肥后可赋予化肥缓释性,减少不能被当季作物利用的过量氮素的损失^[16]。120 天后土壤全氮含量减少,尤其添加秸秆和生物质炭的变化量较大,原因可能是添加秸秆和生物质炭提升微生物活性的同时增大土壤碳氮比,微生物需要大量碳素和氮素进行同化作用,当氮素不能得到补充时为维持土壤的碳氮平衡,被微生物固定的有机氮再次释放出来,进而增加了氮素的损失量。



注: TN 为全氮; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为硝态氮; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为铵态氮; TMN 为总矿化量; AAN 为氨基酸态氮; ASN 为氨基糖态氮; AN 为酸解铵态氮; UAN 为酸解未知氮; NAN 为未酸解氮; A 为 0—5 cm 土层; B 为 5—10 cm 土层; C 为 10—30 cm 土层。

图 6 土壤有机氮组分变化量与氮素矿化量的冗余分析

3.2 施氮条件下秸秆、生物质炭添加对土壤氮素矿化量及矿化速率的影响

相比不施氮,各施氮处理均不同程度降低了土壤氮矿化量,原因可能是施肥导致矿质态氮更易向土层下方迁移,使表层土壤氮矿化量偏低^[17]。在施氮条件下土壤氮总累计矿化量随土层加深而降低,这与沈玉芳等^[4]研究结果一致,可能因为施氮时下层土壤各类条件相对稳定,受环境变化影响较弱,土壤氮矿化量偏低。另外,在表层土壤秸秆配施氮素的土壤氮矿化量较高,矿化速率较快,这与盖霞普等^[18]研究结果一致,其原因是添加秸秆不仅增加土壤基础氮素含量,也提升土壤微生物对可矿化氮的分解作用,且土壤氮矿化速率与秸秆的 C/N 有关,高 C/N 的秸秆配施氮肥后可以减缓微生物对氮素的固持,利于提高氮素矿化量和矿化速率^[19]。陈玉真等^[20]的短期培养试验发现,添加生物质炭会降低茶园土壤氮矿化

量,尤其降低硝态氮矿化量,与本研究结果一致。生物质炭由于多微孔结构和高表面积特性对铵态氮具有较强的吸附作用,且会使硝化细菌活性减弱,导致氮矿化量降低^[8]; Nelissen 等^[21]研究认为,在短期内添加生物质炭加速土壤氮素矿化的影响是暂时的,而在长期来看,当不稳定性碳部分矿化后,对土壤 pH 的刺激效应消失,生物质炭对氮素矿化的促进作用将会停止。

此外,本研究的氮素矿化速率趋势与贺永岩等^[22]研究结果类似,培养初期变化明显,硝化速率和氨化速率快速增长并分别在 7, 15 天达到最大,之后快速减小,在 45, 30 天后趋于稳定,尤其氨化速率降至为零。其主要原因是在前期氮肥、秸秆、生物质炭为微生物提供充足的氮源,活性氮素含量升高,小分子的有机氮优先被矿化,之后随着氮源的消耗和微生物活动加强,部分矿质氮被微生物自身固定下来,且受到铵态氮向硝态氮转化的影响,使得培养期间土壤有机氮矿化速率变化加快^[23]。关于氨化速率和硝化速率峰值时期的差异,Clough 等^[24]认为,土壤氨化速率的升高是硝化速率降低的一种表征,本试验中体现在 7 天时硝化速率达到峰值后开始减小,而此时氨化速率处于快速增长时期并在 15 天时达到最大,同样在 15 天后氨化速率减小时硝化速率开始第 2 次增长,因此二者处于一种相对平衡的状态。

3.3 施氮条件下秸秆、生物质炭添加对土壤有机氮组分的影响

本研究发现,0 天时,土壤有机氮组分占全氮比例大小顺序为未酸解氮 > 氨基酸态氮 > 酸解未知氮 > 酸解铵态氮 > 氨基糖态氮,与前人^[25]研究结果基本一致。相比不施氮,秸秆、生物质炭配施氮素可增加未酸解氮、氨基酸态氮和酸解未知氮占全氮的比例。120 天时,土壤各酸解有机氮组分含量均降低,其变化量大小顺序为氨基酸态氮 > 酸解未知氮 > 酸解铵态氮 > 氨基糖态氮,而未酸解氮含量增加。氨基酸态氮是土壤微生物体氮的主要组成部分,这类活性氮素周转期短,易被分解,是主要的可矿化氮源,因此其变化特征最明显,变化量最大。酸解未知氮包括各类杂环态氮、土壤腐殖质化产物、部分酸解未释放的固定态铵和核酸氮等,较高的生物有效性使其成为土壤活性氮库的贡献者之一^[26]。酸解有机氮组分含量减少的原因是其较多部分矿化为无机氮,一部分进入未酸解氮中,未酸解氮主要是由杂环氮或杂环和芳香环结合态构成,此类化合物性质稳定,不易被矿化^[27]。此外,相比不施氮,秸秆和生物质炭配施氮素

增加了表层土壤各酸解有机氮组分的变化量,说明添加秸秆和生物质炭可促进有机氮组分的矿化,以提升土壤供氮潜力。

土壤各有机氮组分变化量与土壤氮素矿化量之间的冗余分析结果表明,氨基酸态氮是土壤可矿化氮的主要贡献者,酸解未知氮次之,这与王媛等^[11]研究结果一致。而彭银燕等^[28]认为,酸解未知氮是其主要贡献者,这可能因土壤类型和施肥措施等不同,尤其本研究添加秸秆和生物质炭不同程度地影响这 2 种酸解有机氮组分的分配与转化。另外,矿质态氮与未酸解氮呈负相关,与各酸解有机氮组分均呈正相关。因此添加秸秆和生物质炭可通过改变各有机氮组分占全氮的比例,来减少酸解有机氮组分向未酸解氮转化的部分,同时增加易矿化氮库的部分。

4 结论

通过 120 天的培养试验发现,相比只施氮,秸秆和生物质炭配施氮素显著提升了表层土壤氮素矿化量和矿化速率;土壤氮素矿化呈现先快速增加而后迅速下降,降速逐渐转为慢速直至稳定的趋势。土壤各有机氮组分在培养前后的变化量与土壤氮素矿化量之间的冗余分析结果表明,对土壤可矿化氮贡献最大的是氨基酸态氮,酸解未知态氮次之。本研究表明,添加秸秆和生物质炭可通过改变各有机氮组分占全氮的比例来增加易矿化氮的含量,从而促进有机氮组分的矿化,以提升土壤供氮潜力。

参考文献:

- [1] 党亚爱,王立青,张敏.黄土高原南北主要类型土壤氮组分相关关系研究[J].土壤,2015,47(3):490-495.
- [2] Liu X R, Dong Y S, Ren J Q, et al. Drivers of soil net nitrogen mineralization in the temperate grasslands in Inner Mongolia, China[J].Nutrient Cycling in Agroecosystems,2009,87(1):59-69.
- [3] 张若扬,郝鲜俊,韩阳,等.不同有机肥对采煤塌陷区土壤氮素矿化动态特征研究[J].水土保持学报,2020,34(2):188-194.
- [4] 沈玉芳,李世清,邵明安.半湿润地区土垫早耕人为土不同土层氮矿化的水温效应研究[J].植物营养与肥料学报,2007,13(1):8-14.
- [5] Gong W, Yan X Y, Wang J Y, et al. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China[J].Geoderma,2009,149(3/4):318-324.
- [6] Zhang J B, Zhu T B, Cai Z C, et al. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations[J].European Journal of Soil Science,2012,63(1):75-85.
- [7] 白云,邓威,李玉成,等.水稻秸秆预处理还田对土壤养分淋溶及 COD 的影响[J].水土保持学报,2020,34(3):238-244.
- [8] 罗煜,赵小蓉,李贵桐,等.生物质炭对不同 pH 值土壤矿质氮含量的影响[J].农业工程学报,2014,30(19):166-173.
- [9] 郝晓晖,胡荣桂,吴金水,等.长期施肥对稻田土壤有机氮、微生物生物量及功能多样性的影响[J].应用生态学报,2010,21(6):1477-1484.
- [10] 任金凤,周桦,马强,等.长期施肥对潮棕壤有机氮组分的影响[J].应用生态学报,2017,28(5):1661-1667.
- [11] 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.
- [12] Stanford G, Smith S. Nitrogen mineralization potentials of soils[J].Soil Science Society of America Journal,1972,36(3):465-472.
- [13] 武均,蔡立群,齐鹏,等.不同耕作措施下旱作农田土壤团聚体中有机碳和全氮分布特征[J].中国生态农业学报,2015,23(3):276-284.
- [14] 赵丹丹,王俊,付鑫.长期定位施肥对旱作农田土壤全氮及其组分的影响[J].水土保持学报,2016,30(4):303-307.
- [15] 葛顺峰,彭玲,任给华,等.秸秆和生物质炭对苹果园土壤容重、阳离子交换量和氮素利用的影响[J].中国农业科学,2014,47(2):366-373.
- [16] 何绪生,张树清,余雕,等.生物炭对土壤肥料的作用及未来研究[J].中国农学通报,2011,27(15):16-25.
- [17] Huang T, Ju X T, Yang H. Nitrate leaching in a winter wheat-summer maize rotation on a calcareous soil as affected by nitrogen and straw management[J].Scientific Reports,2017,7(1):51-59.
- [18] 盖霞普,刘宏斌,翟丽梅,等.长期增施有机肥/秸秆还田对土壤氮素淋失风险的影响[J].中国农业科学,2018,51(12):2336-2347.
- [19] 张继旭,张继光,申国明,等.不同类型秸秆还田对烟田土壤碳氮矿化的影响[J].烟草科技,2016,49(3):10-16.
- [20] 陈玉真,王峰,吴志丹,等.添加生物质炭对酸性茶园土壤 pH 和氮素转化的影响[J].茶叶学报,2016,57(2):64-70.
- [21] Nelissen V, Rutting T, Huygens D, et al. Temporal evolution of biochars impact on soil nitrogen processes: A ¹⁵N tracing study[J].Global Change Biology Bioenergy,2015,7(4):635-645.
- [22] 贺永岩,武均,张仁陟,等.秸秆与不同水平氮素配施对陇中黄土高原旱作农田土壤氮素矿化的影响[J].作物研究,2019,33(3):223-227.
- [23] 石冰洁,李世清.地表覆盖对旱作玉米农田土壤氮素矿化的影响[J].干旱地区农业研究,2018,36(4):1-6,14.

- 37(2):131-142.
- [7] Beesley L, Moreno-Jiménez E, Gomez-Eyles J L. Effects of biochar and green waste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(6): 2282-2287.
- [8] 王典,张祥,姜存仓,等.生物质炭改良土壤及对作物效应的研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(8): 963-967.
- [9] 周志红,李心清,邢英,等.生物炭对土壤氮素淋失的抑制作用[J]. *地球与环境*, 2011, 39(2): 278-284.
- [10] 崔思远,尹小刚,陈阜,等.耕作措施和秸秆还田对双季稻田土壤氮渗漏的影响[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(10): 174-179.
- [11] 胡宏祥,汪玉芳,陈祝,等.秸秆还田配施化肥对黄褐土氮磷淋失的影响[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(5): 101-105.
- [12] 许晓光,李裕元,孟岑,等.亚热带区稻田土壤氮磷淋失特征试验研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(5): 991-999.
- [13] 赵旭,蔡思源,邢光熹,等.热带亚热带酸性土壤硝化作用与氮淋溶特征[J]. *土壤*, 2020, 52(1): 1-9.
- [14] 刘青丽,邹焱,李志宏,等.雨养烟叶种植田无机氮淋溶特征[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(7): 141-148.
- [15] 潘凤娥,胡俊鹏,索龙,等.添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤 N_2O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(2): 396-402.
- [16] 张焱,索龙,潘凤娥,等.生物质炭对砖红壤性质与养分及硝化作用的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2016, 33(1): 55-59.
- [17] 鲍士旦. *土壤农化分析* [M]. 3版.北京:中国农业出版社, 1999: 42-50.
- [18] 惠锦卓,张爱平,刘汝亮,等.添加生物炭对灌溉土土壤养分含量和氮素淋失的影响[J]. *中国农业气象*, 2014, 35(2): 156-161.
- [19] 黄剑,张庆忠,杜章留,等.施用生物炭对农田生态系统影响的研究进展[J]. *中国农业气象*, 2012, 33(2): 232-239.
- [20] 蒋美佳,刘晓林,冯钰梅,等.有机肥配施保水剂对紫色土水分入渗及氮素淋溶的影响[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(5): 99-104.
- [21] Francisco A. Crop responses to nitrogen overfertilization: A review[J]. *Scientia Horticulturae*, 2016, 205: 79-83.
- [22] Zhang J B, Cai Z C, Müller C. Terrestrial N cycling associated with climate and plant specific N preferences: A review[J]. *European Journal of Soil Science*, 2018, 69(3): 488-501.
- [23] 杨士红,彭世彰,徐俊增,等.不同水氮管理下稻田氨挥发损失特征及模拟[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(11): 99-104.
- [24] 秦红灵,陈安磊,盛荣,等.稻田生态系统氧化亚氮(N_2O)排放微生物调控机制研究进展及展望[J]. *农业现代化研究*, 2018, 39(6): 922-929.
- [25] Xia L L, Lam S K, Wolf B, et al. Trade-offs between soil carbon sequestration and reactive nitrogen losses under straw return in global agroecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(12): 5919-5932.
- [26] Reay D S, Davidson E A, Smith K A, et al. Global agriculture and nitrous oxide emissions[J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2(6): 410-416.
- [27] 胡锦涛,樊军,付威,等.不同管理措施对黄土塬区农田土壤水分调控和硝态氮淋溶累积的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25(2): 51-60.
- [28] Sika M P, Hardie A G. Effect of pine wood biochar on ammonium nitrate leaching and availability in a South African sandy soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65(1): 113-119.
- [29] 杨放,李心清,邢英,等.生物炭对盐碱土氮淋溶的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(5): 972-977.
- [30] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1224-1235.
- [31] Zhang J B, Zhu T B, Meng T Z, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 62: 107-114.

(上接第 192 页)

- [24] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, et al. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(3): 852-860.
- [25] 焦亚鹏,齐鹏,王晓娇,等.施氮量对农田土壤有机氮组分及酶活性的影响[J]. *中国农业科学*, 2020, 53(12): 2423-2434.
- [26] 吴汉卿,张玉龙,张玉玲,等.土壤有机氮组分研究进展[J]. *土壤通报*, 2018, 49(5): 1240-1246.
- [27] Rovira P, Ramón V. 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): 109-141.
- [28] 彭银燕,黄运湘,孙梅.长期施肥条件下水稻土有机氮组分及矿化特性研究[J]. *水土保持学报*, 2012, 26(5): 173-176, 181.