

# 模拟氮沉降对油松土壤水溶性碳氮及其光谱特征的影响

翟珈莹<sup>1,2</sup>, 何俐蓉<sup>3</sup>, 吴阳<sup>4</sup>, 王国梁<sup>1,5</sup>, 薛蕙<sup>1,5</sup>

(1.中国科学院 水利部 水土保持研究所 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,

陕西 杨凌 712100; 2.中国科学院大学, 北京 100049; 3.陕西地建土地工程技术研究院, 西安 710016;

4.西北农林科技大学 林学院, 陕西 杨凌 712100; 5.西北农林科技大学 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

**摘要:**大气氮沉降对土壤水溶性碳氮含量变化的影响目前还没有一致的结论,为研究氮沉降对黄土高原林地土壤水溶性碳氮的影响,以人工油松林为研究对象,采用氮添加的方式模拟氮沉降,设置 3 个氮添加梯度,分别为  $N_3$  [ $3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],  $N_6$  [ $6 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],  $N_9$  [ $9 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],并选不施氮[CK,  $0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ]作为对照处理,对土壤水溶性碳、氮组分及其光谱学特征进行了研究。结果表明:氮添加增加了水溶性总氮(WSN)和水溶性硝态氮( $\text{WNO}_3^- \text{-N}$ )含量,随着氮添加水平增加均呈增长趋势,水溶性有机氮(WSON)、水溶性铵态氮( $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$ )和 WSON/WSN 含量先降低后升高;对土壤水溶性有机碳(WSOC)没有显著影响。氮添加对土壤水溶性有机物质光谱特性影响不显著,三维荧光光谱分析表明土壤水溶性有机质主要由类富里酸物质、芳香族蛋白质物质组成,类富里酸物质随氮添加水平先降低后升高,类芳香族蛋白质物质在土壤表层呈升高趋势。氮沉降通过微生物的转化固定作用使 C 和 N 在土壤中积累,对土壤水溶性有机质产生了一定的影响,但微生物及组分分配、元素转化各过程的耦合及对氮沉降的响应机制还不清楚。

**关键词:**氮沉降;水溶性碳氮;三维荧光光谱

中图分类号:S151.9

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2020)02-0136-06

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.20191224.001

## Effects of Simulated Nitrogen Deposition on Soil Water-Soluble Carbon and Nitrogen Fractions and Their Spectral Characteristics in the Land of *Pinus tabulaeformis*

ZHAI Jiaying<sup>1,2</sup>, HE Lirong<sup>3</sup>, WU Yang<sup>4</sup>, WANG Guoliang<sup>1,5</sup>, XUE Sha<sup>1,5</sup>

(1.State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3.Shaanxi Institute of Land Engineering Technology, Xi'an 710016, China; 4.College of Forestry, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

5.Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** There is no consistent conclusion about the effect of atmospheric nitrogen deposition on the change of soil water-soluble carbon and nitrogen fractions. In order to study the effect of nitrogen deposition on soil water-soluble carbon and nitrogen fractions of forestland on the Loess Plateau, the simulated nitrogen deposition was conducted with the method of nitrogen addition into the *Pine tabulaeformis* community. The four nitrogen addition gradients are CK [ $0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],  $N_3$  [ $3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],  $N_6$  [ $6 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],  $N_9$  [ $9 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ]. The results showed that nitrogen addition increased soil water-soluble total nitrogen (WSN), water soluble nitrate nitrogen ( $\text{WNO}_3^- \text{-N}$ ) content, which indicated the increasing trend with the increase of nitrogen addition level; content of water-soluble organic nitrogen (WSON) and water-soluble ammonium nitrogen ( $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$ ), WSON/WSN decreased at first and then increased with nitrogen addition level; nitrogen addition had no significant effect on the contents of WSOC and the spectral characteristics of soil water-soluble organic matter; the fluorescence emission spectrum showed that the main humus types of soil water soluble organic matter were fulliacid-like substances and aromatic protein substances, fulliacid-like substances decreased at first and then increased with nitrogen addition level, and aromatic protein

收稿日期:2019-04-08

修回日期:2019-05-24

资助项目:十三五国家重点研发计划(2016YFC0501707);国家自然科学基金(41771557);中科院西部青年学者项目(XAB2015A05)

第一作者:翟珈莹(1996—),女(蒙古族),内蒙古赤峰人,硕士,研究方向为流域生态学。E-mail:825048035@qq.com

通信作者:薛蕙(1978—),男,陕西西安人,博士,副研究员,博士生导师,主要从事土壤生态学研究。E-mail:xuesha100@163.com

substances presented the increasing trend in the surface soil. Nitrogen deposition accumulates C and N in the soil through microbial transformation and fixation, and has impact on soil water-soluble organic matter. However, the mechanism of microbial and component distribution, coupling of various processes of element transformation and response to nitrogen deposition are still unclear.

**Keywords:** nitrogen deposition; water-soluble carbon and nitrogen fractions; three-dimensional fluorescence spectrum

自 18 世纪中叶以来,随着世界人口的快速增长,大量的化石燃料燃烧以及化肥的大量使用,导致了氮氧化物的排放已经增长了 3~5 倍<sup>[1-2]</sup>。快速增加的氮沉降已引起一系列严重的生态环境问题,这引起了人们尤其是相关研究工作者的广泛关注<sup>[3]</sup>。水溶性有机物(DOM)主要包括土壤水溶性有机碳(WSOC)和水溶性有机氮(WSON),含有丰富的可直接被植物、微生物利用的腐殖质类物质,是评价土壤肥力的重要指标,也是土壤有机碳库、氮库对气候变化响应的指标<sup>[4]</sup>。氮素是植物的必需营养元素,其沉降后被植物利用的只有小部分,绝大部分被固定在土壤中,土壤中氮素含量增加,会导致碳氮循环、微生物种群和生物多样性发生强烈的变化<sup>[5]</sup>,从而影响土壤质量<sup>[6]</sup>。WSOC 虽然占土壤有机碳总量的比例不高且稳定性差,但可以反映土壤有机质成分微小的变化,是微生物的主要活动能源<sup>[7-8]</sup>。WSON 与水溶性硝态氮( $\text{WNO}_3^- \text{-N}$ )、水溶性铵态氮( $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$ )一起构成土壤有效养分的主要来源,在植物营养元素交换及不同生态系统氮素循环中占有重要地位<sup>[9]</sup>。由于每种荧光物质都有其特定的三维荧光光谱特征,因此运用三维荧光分析法能够定性地反映土壤中 DOM 的腐殖化特点。氮沉降对土壤水溶性碳氮含量存在较为深刻的影响,但在其影响机理和试验结果方面还尚存争议,氮沉降可能增加或降低森林土壤可溶性有机氮的含量。Currie 等<sup>[10]</sup>认为,氮输入对 WSON 的产生有促进作用。相反,王梦思等<sup>[11]</sup>研究表明 WSON 随施氮量的增加而减少,还有一些研究表明模拟氮沉降对土壤氮素分布及其含量无显著影响<sup>[12]</sup>。同样的氮素添加对 WSOC 的影响也存在差异,如 Gundersen 等<sup>[13]</sup>的研究表明,氮素可以通过增加土壤腐殖质的稳定性和促进细菌生长来降低 WSOC 含量。Chang 等<sup>[14]</sup>的研究也表明高氮添加降低了 WSOC 的浓度。而李登峰等<sup>[15]</sup>的研究表明 WSOC 随施氮量浓度的增加而增加。氮沉降对土壤水溶性碳氮含量存在较为深刻的影响,因此要揭示未来气候变化条件下土壤生态系统响应还需进一步长期深入地研究。

黄土丘陵区由于其特殊的母质、气候和地形特征,加上长期以来不合理的土地利用,水土流失严重,生态环境十分脆弱。当全球变化因子——氮沉降在

该生态系统时,会对系统产生一系列影响,而其中的养分分配,尤其是对环境变化响应敏感的水溶性碳、氮组分对于氮沉降的响应目前还没有一致的结论。因此,本文选择黄土高原植被恢复中分布最广泛的主要树种之一——油松(*Pinus tabulaeformis* Carr.)作为研究对象,通过氮添加的方式模拟氮沉降,分析土壤水溶性碳氮含量的变化特征,为评价未来全球变化背景下的土壤生态系统响应提供数据支持。

## 1 材料和方法

### 1.1 试验区概况

试验在中国陕西省北部,延安市宜川县铁龙湾林场(110°06'E,35°39'N)。试验区属大陆性气候,年平均气温 9.8℃,年平均降水量为 584.4 mm,海拔 860~1 200 m,坡度 20°~25°,土壤类型为灰褐色森林土。地带性植被为温带落叶阔叶林,辽东栎(*Quercus wutaishansea* Mary)为顶极群落。主要乔木林为人工油松林(*Pinus tabulaeformis* Carrière)和黄杨林(*Buxus sinica* (Rehder & E.H.Wilson) M.Cheng)。灌丛中有兴安胡枝子(*Lespedeza daurica* (Laxm.) Schindl.)、胡颓子(*Elaeagnus pungens* Thunb.)、绣线菊(*Spiraea salicifolia* L.)和中间锦鸡儿(*Caragana intermedia* Kuang et H.C.Fu)。草本植物包括异叶败酱(*Patrinia heterophylla* Bunge)、茜草(*Rubia cordifolia* L.)、铁杆蒿(*Artemisia gmelinii*)、野棉花(*Anemone vitifolia* Buch-Ham.)等。试验地选在气候、位置、林形基本一致的人工油松林地,该人工油松林建于 1966 年,面积 600 hm<sup>2</sup>。

### 1.2 试验设计及样品采集

在油松人工林地中设置 16 个小区,围封面积为 100 m<sup>2</sup>。参考全球氮沉降水平和国内外氮添加试验的含量<sup>[16]</sup>,本研究设置 4 个处理 CK, N<sub>3</sub>, N<sub>6</sub>, N<sub>9</sub>,依次为 0, 3, 6, 9 g/(m<sup>2</sup>·a)尿素的形式进行添加,以上每个处理设 4 个重复。自 2014 年 4 月起,每年 4 月、6 月、8 月、10 月采用喷雾器对林下土壤分 4 次等量直接喷施,于 2015 年 9 月进行土壤样品采集,方法为从每个地块随机选取 6 个样点,取样深度为 0—10 cm 和 10—20 cm,相同层次样品混匀,剔除根系后过 2 mm 的筛孔,用于水溶性有机碳、氮的测定。

### 1.3 测定方法

土壤水溶性有机碳、氮的提取及测定参考 Jones 等<sup>[17]</sup>的方法进行。

1.3.1 可溶性物质提取方法 称取 40.00 g 鲜土(同时测定土壤含水量),加蒸馏水 120 ml(水土比为 3:1)浸提,在 25℃ 下震荡机振荡 0.5 h 后,置高速离心机中(8 000 r/min)离心 10 min,收集过滤液用 0.45 μm 滤膜进行抽滤,得到的浸提液置于 4℃ 冰箱中保存备用。

1.3.2 可溶性有机物测定方法 WSOC 采用 TOC 分析仪分析测定。使用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法比色测定 WSN,采用紫外比色法测定  $\text{WNO}_3^- \text{-N}$ ,使用连续流动分析仪进行测定  $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$  含量,用 WSN 减去  $\text{WNO}_3^- \text{-N}$  与  $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$  之和即为 WSON。UV-1601 紫外—可见分光光度计扫描水样在 220~700 nm 处波长,记录 254, 272, 280 nm 处的吸光值。分别计算  $\text{SUVA}_{254}$ ,  $\text{SUVA}_{272}$ ,  $\text{SUVA}_{280}$ 。

1.3.3 三维荧光光谱测定 DOM 的荧光光谱采用 F-4600 日立荧光光谱仪进行测定。PMT 电压设置为 700 V,激发波长扫描范围为 200~450 nm,发射波长扫描范围为 250~450 nm,扫描速度为 1 200 nm/min,狭缝宽度为 5 nm。在分析之前,需要对水样进行处理去除拉曼散射效应和瑞利散射效应。本研究中,一共有 48 个样本,每个样本包括了包含了 51 激发×41 发射的矩阵。因此,总样本构成了一个 16×52×49 的矩阵,通过 PARAFAC 法进行分析<sup>[18]</sup>。将三维荧光光谱分为 2 个荧光区域,识别 2 个荧光区域

的荧光峰及对应的激发/发射光波长<sup>[19]</sup>,进行相应的区域积分获得区域积分值<sup>[20]</sup>,计算出  $f_{450}/f_{500}$  指数,用以表征土壤中水溶性有机物的来源<sup>[21]</sup>。

1.3.4 土壤理化性质测定 土壤有机质(DOM)采用重铬酸钾外加热法测定<sup>[22]</sup>。

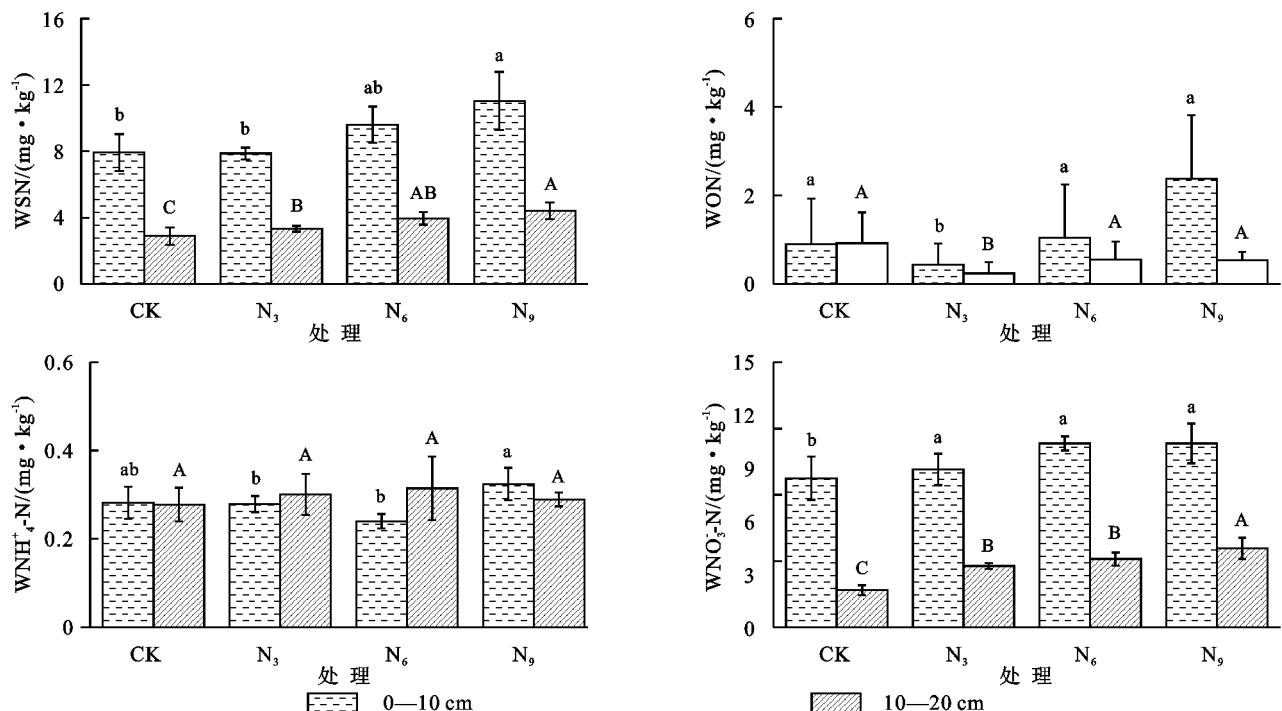
### 1.4 统计分析

数据的统计采用 Microsoft Office Excel 完成,利用 SPSS 22.0 进行单因素方差分析(One-Way ANOVA)和 LSD 多重比较(显著水平为  $p < 0.05$ )。采用 MATLAB 的 DOM Fluor 工具箱<sup>[23]</sup>对荧光 EEMs 进行平行因子分析(PARAFAC),并采用 MATLAB R2016 年(美国数学工程公司)对 EEMs 进行绘制。采用 Origin 9.0 进行制图。

## 2 结果与分析

### 2.1 氮添加对不同土层水溶性氮及组分的影响

氮添加改变了土壤水溶性氮及组分(图 1),WSN 在各土层均随氮添加水平的增加呈增长的趋势,相较于 CK 处理,0—10 cm 和 10—20 cm 土层分别在  $\text{N}_9$  和  $\text{N}_6$  达到了显著水平( $p < 0.05$ )。不同土层 WSON 随着氮添加水平先降低后升高,在  $\text{N}_3$  时显著降低,随后升高,和 CK 没有显著差异。 $\text{WNO}_3^- \text{-N}$  在不同土层随氮添加水平增加而增加,分别在  $\text{N}_6$  和  $\text{N}_9$  达到显著水平( $p < 0.05$ )。0—10 cm 土层  $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$  含量随氮添加水平先降低后升高,10—20 cm 土层各处理之间无显著差异。



注:不同字母表示氮添加处理在各土层存在显著差异( $p < 0.05$ ),下同。

图 1 不同处理土壤 WSN, WSON,  $\text{WNH}_4^+ \text{-N}$ ,  $\text{WNO}_3^- \text{-N}$  含量

氮添加改变了土壤水溶性氮组分占 WSN 的比例(图 2),不同土层 WSON/WSN 比值随氮添加水平先降低后升高,在  $N_3$  显著降低,随后升高。0—10 cm

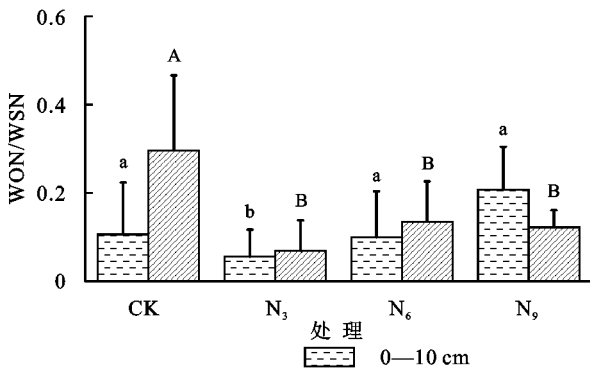


图 2 不同处理土壤的 WON/WSN 和 WSIN/WSN

2.2 氮添加对不同土层水溶性碳的影响

氮添加改变了土壤水溶性碳及其占有有机碳的比例(图 3),0—10 cm 土层 WSOC 随氮添加水平先升高后降

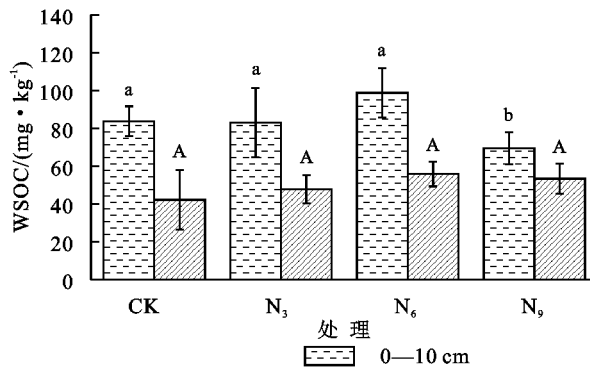
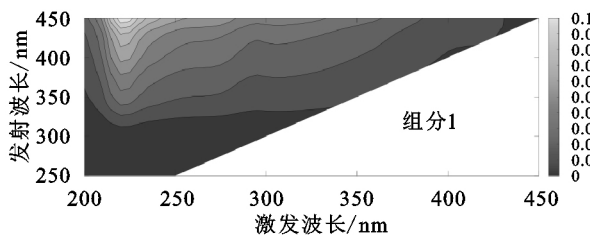


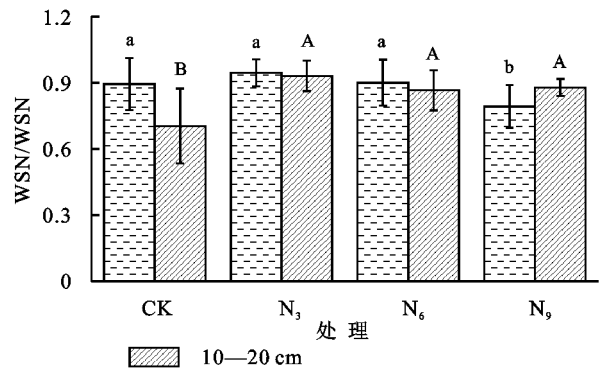
图 3 不同处理土壤的 WSOC 含量以及 WSOC/SO

2.3 氮添加对水溶性有机质三维荧光光谱特性的影响

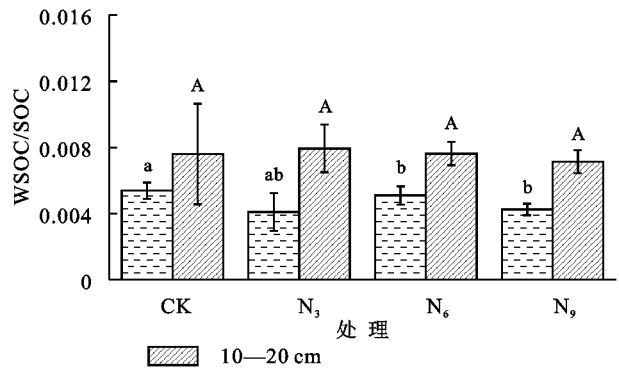
样品的三维荧光光谱经 PARAFAC 分析,得到水溶性有机质主要是由两类物质组成。两种组分的三维荧光光谱如图 4 所示,组分 1 的  $E_x/E_m$  波长以 210~250/400~450 nm 为中心,该组分被识别为类富里酸荧光基团,属腐殖质物质。组分 2 中,有一个



土层 WSIN/WSN 含量随氮添加水平先升高后降低,在  $N_9$  达到了显著水平,10—20 cm 土层随氮添加水平的增加而增加,在  $N_3$  达到了显著水平。



低,在  $N_9$  显著降低,10—20 cm 土层各处理无显著差异。0—10 cm 土层 WSOC/SOC 随氮添加水平的升高呈降低的趋势,10—20 cm 土层各处理无显著差异。



类似于峰状的荧光峰,其  $E_x/E_m$  集中于 220~225/275~300 nm,该成分为类芳香族蛋白质荧光基团。分析得到不同土层中组分 1 和组分 2 在样本中的含量(图 5—6),不同土层类腐殖质随着氮添加水平先降低后升高,组分 2 含量在各土层均随氮添加水平的增加呈增长的趋势。

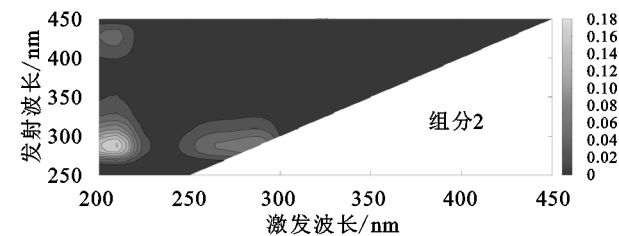


图 4 组分 1,2 的三维荧光光谱

3 讨论与结论

水溶性有机碳、氮作为土壤碳氮最活跃的组分对环境变化极为敏感,目前针对土壤氮添加对土壤水溶性碳、氮组分的影响目前还没有一致的结论。WSN 是微生物的主要利用方式,其在土壤总氮中所占比重不大,

但对植物的生理生化过程和不同生态系统的氮素循环中起着重要的作用<sup>[24]</sup>。在本研究中,氮添加增加了土壤中的 WSN 含量,不同土层的 WSON 含量先减后增,这和 Chantigny 等<sup>[25]</sup>研究结果一致,在氮素普遍缺乏的黄土高原地区,高浓度的氮添加增强微生物的活性,促进了氮的矿化<sup>[26]</sup>,导致 WSON 含量减少,当满足土壤微生物

物一定需求后开始上升,所以 WSON/WSN 比值随氮添加水平先降低后升高。本试验中不同土层  $\text{WNH}_4^+-\text{N}$  的含量的先减后增,可能是铵态氮施入系统后,微生物首先选择吸收利用  $\text{WNH}_4^+-\text{N}$ ,土壤会优先固定加入的  $\text{WNH}_4^+-\text{N}$ <sup>[27]</sup>。同时,土壤中添加氮可以显著地提高  $\text{WNO}_3^--\text{N}$  的含量,这或许是因为氮添加提高土壤微生物活性,推动了硝化作用<sup>[28]</sup>, $\text{WNO}_3^--\text{N}$  含量增加,大多数研究都表明,氮添加能显著提高土壤中硝态氮的含量<sup>[29]</sup>。WSOC 是凋落物和土壤有机质分解和淋溶的产

物,作为土壤微生物的主要碳源,可以衡量微生物活性变化<sup>[8,30]</sup>。在本试验中,0—10 cm 土层中 WSOC 的含量随氮添加水平先升高后降低,这和 Gilliam 等<sup>[5]</sup>的研究结果相似,他们认为碳氮比值越低有机物分解越快,促进可溶性有机碳的增加,但过高度度的氮沉降水平会引起分解者微生物群落组成向低效率转变,使微生物降解中碳的限制加剧,进而影响土壤的碳氮循环,Mo 等<sup>[31]</sup>研究也表明成熟林受 N 沉降增加有可能导致 C 淋溶流失量增加。

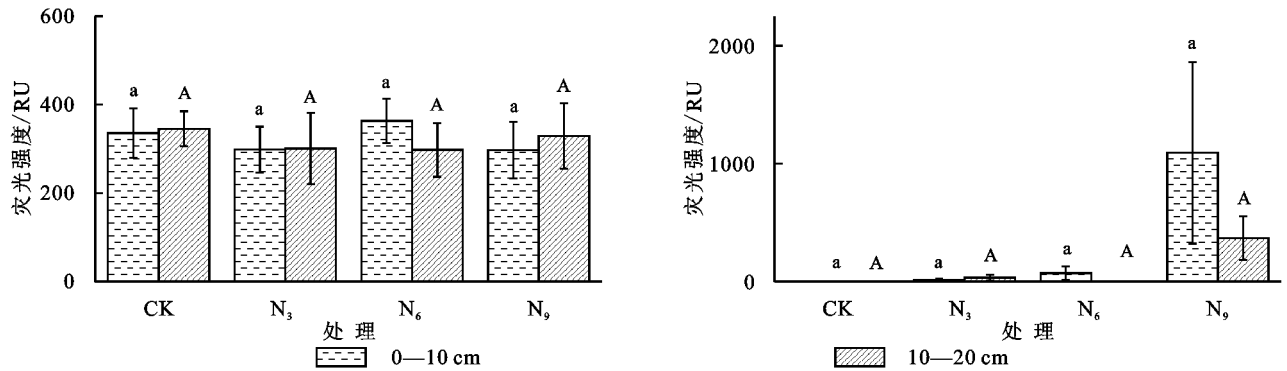


图 5 不同处理下组分 1,2 的含量

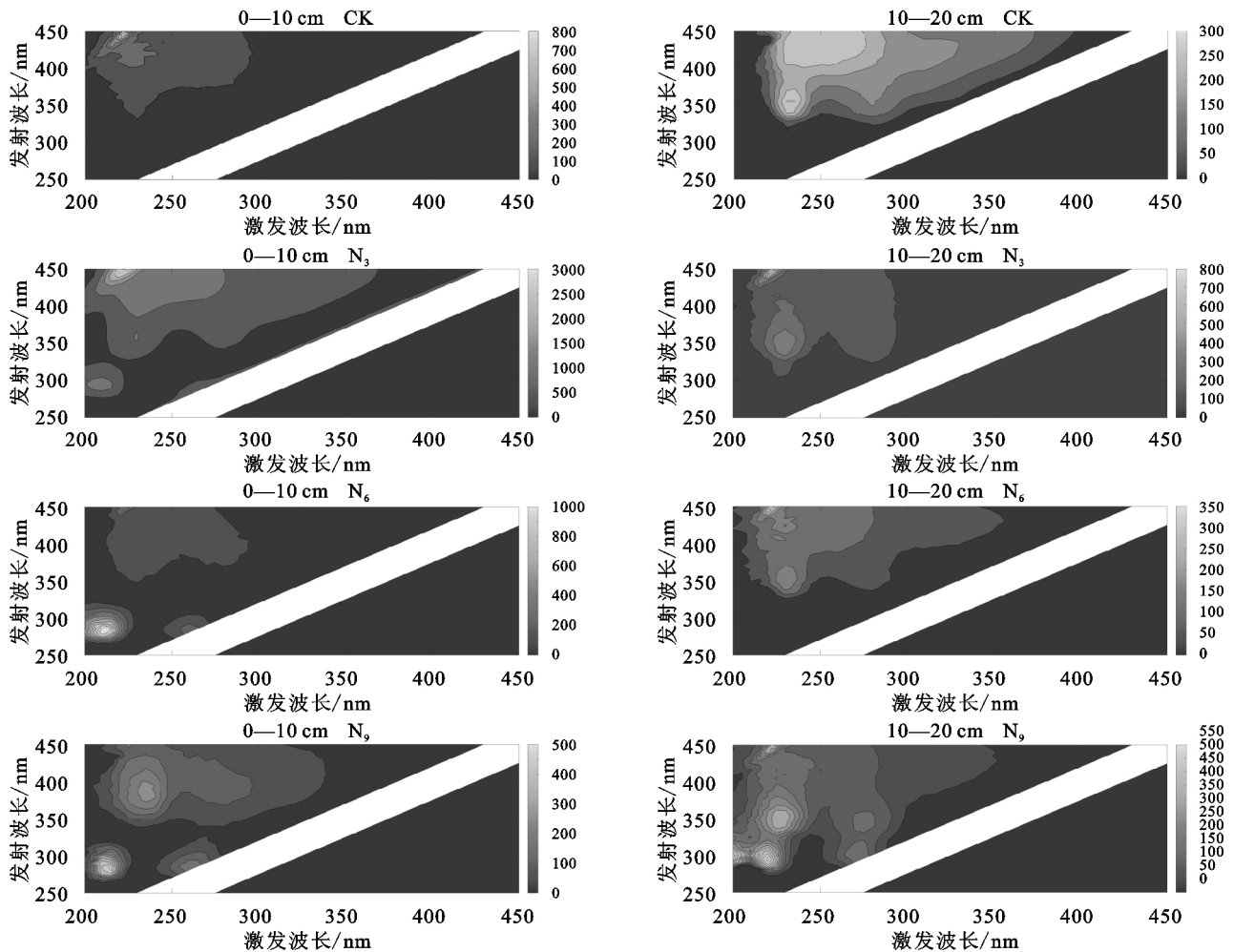


图 6 不同土层在不同处理下具有代表性的荧光发射激发基质 (EEMs)

经对土壤中水溶性有机质 (DOM) 的三维荧光光谱 PARAFAC 分析后得到两种存在土壤中的有机

物,一种是类富里酸物质,一种是芳香族蛋白质物质。类富里酸物质在不同土层随氮添加水平先降后升,这可能是因为氮添加促进了微生物对腐殖质的分解,高氮添加使微生物降解中碳的限制加剧<sup>[4]</sup>,导致土壤 DOM 中类腐殖质物质有一个先降后升的趋势,WSOC 的含量也随氮输入先增后减。0—10 cm 土层的这种物质含量高于 10—20 cm,可能是因为随着土层深度的增加,微生物数量减少,其活性下降,由微生物主导的土壤矿化速率降低<sup>[32]</sup>,10—20 cm 土层腐殖化程度低。而芳香族蛋白质物质应该是微生物降解后的某种类蛋白质物质,在土壤表层呈增长趋势,森林土壤中腐殖质的淋溶过程及微生物分解是 DOM 的主要形成途径<sup>[33]</sup>,因淋溶作用 10—20 cm 的含量有所增加。因此在黄土丘陵区,氮输入通过影响根际微生物的活动影响土壤的养分分配,从而影响水溶性有机碳、氮组分的含量变化。

综上所述,氮沉降显著增加了土壤 WSN 和  $\text{WNO}_3^- \text{-N}$ ,并通过微生物的转化固定作用使 C 和 N 在土壤中积累,对土壤水溶性有机质产生了一定的影响,但微生物及组分分配、元素转化各过程的耦合及对氮沉降的响应机制还不清楚,本试验为期 3 a,时间较短,模拟氮沉降仅处于初期阶段,要揭示未来气候变化条件下土壤碳、氮库的动态变化规律还需进一步长期深入研究。

#### 参考文献:

- [1] Reay D S, Dentener F, Smith P, et al. Global nitrogen deposition and carbon sinks [J]. *Nature Geoscience*, 2008, 1(7): 430-437.
- [2] 张娇阳. 氮添加对白羊草土壤微生物及土壤植被生态学计量特征的影响[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2016.
- [3] 谢迎新, 张淑利, 冯伟, 等. 大气氮素沉降研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2010, 18(4): 897-904.
- [4] 肖列, 刘国彬, 李鹏, 等. 氮素添加和  $\text{CO}_2$  浓度升高对白羊草根际和非根际土壤水溶性有机碳、氮的影响[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(1): 64-70.
- [5] Gilliam F S, Burns D A, Driscoll C T, et al. Decreased atmospheric nitrogen deposition in eastern North America: Predicted responses of forest ecosystems[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 244(1): 560-574.
- [6] 魏春兰, 马红亮, 高人, 等. 模拟氮沉降对森林土壤水溶性有机碳的影响[J]. *亚热带资源与环境学报*, 2013, 8(4): 16-24.
- [7] 沈宏, 曹志洪, 胡正义. 土壤活性有机碳的表征及其生态效应[J]. *生态学杂志*, 1999(3): 33-38.
- [8] 张昊楠, 陈鑫, 董鹏, 等. 石灰岩山地不同植被类型土壤活性有机碳变化研究[J]. *广东农业科学*, 2012, 39(2): 4-8.
- [9] 何俐蓉, 梁楚涛, 辛奇, 等. 模拟氮沉降对油松幼苗土壤可溶性氮含量及有机物官能团特征的影响[J]. *水土保持研究*, 2018, 25(5): 36-40.
- [10] Currie W S, Aber J D, McDowell W H, et al. Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests[J]. *Biogeochemistry*, 1996, 35(3): 471-505.
- [11] 王梦思, 林伟, 马红亮, 等. 凋落物和氮添加对亚热带森林土壤浸提氮组分的影响[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(10): 65-73.
- [12] 向元彬, 黄从德, 胡庭兴, 等. 模拟氮沉降对常绿阔叶林土壤有效氮形态和含量的影响[J]. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2016, 44(12): 73-80.
- [13] Gundersen P, Emmett B A, Kjønaas O J, et al. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: A synthesis of NITREX data [J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101(1/3): 37-55.
- [14] Chang R Y, Li N, Sun X Y, et al. Nitrogen addition reduces dissolved organic carbon leaching in a montane forest[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 127: 31-38.
- [15] 李登峰, 章家恩, 刘自强, 等. 模拟氮沉降对季风常绿阔叶林凋落物碳氮组分的影响[J]. *华南农业大学学报*, 2018, 39(6): 76-82.
- [16] Bobbink R, Hicks K, Galloway J, et al. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis [J]. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 30-59.
- [17] Jones D L, Willett V B. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(5): 991-999.
- [18] Chen X. Spectroscopy and spectral analysis[J]. *Spectroscopy & Spectral Analysis*, 2010, 35: 1724-1729.
- [19] Corvasce M, Zsolnay A, Valeria D'Orazio, et al. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile[J]. *Chemosphere*, 2006, 62(10): 1583-1590.
- [20] Chen W, Westerhoff P, Leenheer J A, et al. Fluorescence excitation: Emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(24): 5701-5710.
- [21] Mcknight D M, Boyer E W, Westerhoff P K, et al. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity[J]. *Limnology and Oceanography*, 2001, 46(1): 38-48.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2001.

- [16] Antil R S, Gerzabek M H, Haberhauer G, et al. Long-term effects of cropped vs. fallow and fertilizer amendments on soil organic matter I. Organic carbon [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2005, 168 (1):108-116.
- [17] Gerzabek M H, Pichlmayer F, Kirchmann H, et al. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden [J]. European Journal of Soil Science, 1997, 48 (2): 273-282.
- [18] Legodi M A, De W D, Potgieter J H, et al. Rapid determination of  $\text{CaCO}_3$  in mixtures utilising FT-IR spectroscopy [J]. Minerals Engineering, 2001, 14(9):1107-1111.
- [19] Antil R S, Gerzabek M H, Haberhauer G, et al. Long-term effects of cropped vs. fallow and fertilizer amendments on soil organic matter I. Organic carbon [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2005, 168 (1):108-116.
- [20] Janik L J, Skjemstad J O, Shepherd K D, et al. The prediction of soil carbon fractions using mid-infrared-partial least square analysis [J]. Soil Research, 2007, 45(2):73-81.
- [21] Udelhoven T, Emmerling C, Jarmer T. Quantitative analysis of soil chemical properties with diffuse reflectance spectrometry and partial least-square regression: A feasibility study [J]. Plant and Soil, 2003, 251(2): 319-329.
- [22] 韩家懋, 姜文英, 吴乃琴, 等. 黄土中钙结核的碳氧同位素研究(一) 氧同位素及其古环境意义 [J]. 第四纪研究, 1995, 15(2):130-138.
- [23] Lee K S, Lee D H, Sudduth K A, et al. Wavelength identification and diffuse reflectance estimation for surface and profile soil properties [J]. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009, 52 (3): 683-695.
- [24] Malley D F, Lockhart L, Wilkinson P, et al. Determination of carbon carbonate nitrogen and phosphorus in freshwater sediments by nearinfrared reflectance spectroscopy Rapid analysis and a check on conventional analytical methods [J]. Journal of Paleolimnology, 2000, 24(4):415-425.
- [25] Shao Y, He Y. Nitrogen, phosphorus, and potassium prediction in soils, using infrared spectroscopy [J]. Soil Research, 2011, 49:166-172.
- [26] Zeng Y, Lu Y, Du C, et al. Applying infrared photoacoustic spectroscopy and support vector machine model to quantify soil organic matter content [J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(6):1262-1269.
- [27] McDowell M L, Bruland G L, Deenik J L, et al. Soil total carbon analysis in Hawaiian soils with visible, near-infrared and mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy [J]. Geoderma, 2012, 189-190:312-320.

(上接第 141 页)

- [23] Stedmon C A, Bro R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial [J]. Limnology and Oceanography: Methods, 2008, 6(11):572-579.
- [24] 张亚亚, 李军, 郭颖, 等. 土壤可溶性有机氮的研究进展 [J]. 生态学杂志, 2016, 35(6):1661-1669.
- [25] Chantigny M. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices [J]. Geoderma, 2003, 113 (3):357-380.
- [26] 辛奇, 梁楚涛, 张娇阳, 等. 氮添加对白羊草土壤水溶性碳氮及其光谱特征的影响 [J]. 水土保持研究, 2017, 24 (5):93-98.
- [27] Azam F, Lodhi A, Ashraf M. Interaction of  $^{15}\text{N}$ -labelled ammonium nitrogen with native soil nitrogen during incubation and growth of maize (*Zea mays* L.) [J]. Molecular Microbiology, 1999, 23(6):1709-1722.
- [28] 华茜. 氮沉降对沐川县几种林分土壤氮素组分影响 [D]. 成都: 四川农业大学, 2016.
- [29] 王文娟, 赵超, 杨鑫, 等. 不同林龄杨树人工林土壤有效氮对模拟氮沉降的初期响应 [J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2016, 40(1):15-21.
- [30] 方华军, 程淑兰, 于贵瑞. 森林土壤碳、氮淋失过程及其形成机制研究进展 [J]. 地理科学进展, 2007(3):29-37.
- [31] Mo J, Zhang W, Zhu W, et al. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China [J]. Global Change Biology, 2008, 14 (2):403-412.
- [32] 高洪翠, 范志平, 李法云, 等. 水源涵养林不同植被类型土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  分布特征 [J]. 生态学杂志, 2014, 33(5):1211-1216.
- [33] McDowell W H, Currie W S, Aber J D, et al. Effects of chronic nitrogen amendments on production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest soils [J]. Water Air & Soil Pollution, 1998, 105(1/2):175-182.