

氮添加对白羊草土壤水溶性碳氮及其光谱特征的影响

辛奇¹, 梁楚涛², 张娇阳^{1,2}, 姜欣禹³, 王国梁^{1,2}, 薛蕙^{1,2}

(1. 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100;

2. 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; 3. 西北农林科技大学 风景园林艺术学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 大气氮沉降对土壤的影响已成为近年来的研究热点, 为了解氮沉降对黄土高原典型草原土壤质量的影响, 以白羊草群落为研究对象, 以氮添加的方式模拟氮沉降, 选取3个氮添加梯度, 分别为 N_1 (2.5 g/m^2), N_2 (5 g/m^2) 和 N_3 (10 g/m^2), 并选取裸地(BL)和不施氮(CK)作为对照处理, 分析了对土壤水溶性碳、氮组分及其光谱学特征的影响。结果表明, 氮添加降低了 WSOC/TOC 和 WSOC 含量, 随着氮添加水平增加均呈降低趋势; 而对水溶性氮素组分影响较弱, 仅在 N_2 中 WSN 和 WSON 显著降低, 对 $\text{WS-NH}_4^+-\text{N}$, $\text{WS-NO}_3^--\text{N}$ 和 WSON/WSN 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显著, 紫外可见光谱和荧光发射光谱分析均表明土壤水溶性有机物的主要腐殖质类型均为富里酸, 随着施氮水平的增加腐殖化程度增强, 结构趋于复杂化。

关键词: 氮添加; 水溶性碳氮; 光谱特征; 白羊草

中图分类号: S151.9; S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2017)05-0093-06

Effects of Nitrogen Addition on Dissolved Matter and Spectroscopic Characteristics of Soil Growing *Bothriochloa ischaemum*

XIN Qi¹, LIANG Chutao², ZHANG Jiaoyang^{1,2}, JIANG Xinyu³, WANG Guoliang^{1,2}, XUE Sha^{1,2}

(1. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3. College of Landscape Architecture and Arts, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The effect of atmospheric nitrogen deposition on soil has been the research hotspot in recent years. In order to study the effects of nitrogen deposition on soil quality of typical grassland in the Loess Plateau, a simulated nitrogen deposition was conducted with the method of nitrogen addition into the *Bothriochloa ischaemum* community. The four nitrogen addition gradients were CK (0 g/m^2), N_1 (2.5 g/m^2), N_2 (5 g/m^2), N_3 (10 g/m^2), and the bare land (BL) was also selected as the control. The results showed that N addition decreased the contents of WSOC/TOC and WSOC, with the increase of N level, the trend decreased, but the effect of N addition on water soluble nitrogen was weak, only WSN and WSON significantly decreased in N_2 treatment, no significant effect on $\text{WS-NH}_4^+-\text{N}$, $\text{WS-NO}_3^--\text{N}$ and WSON/WSN was observed. Moreover, the effect of N addition on the spectral characteristics of soil water soluble organic matter was significant, the UV visible spectrum and the fluorescence emission spectrum showed that the main humus types of soil water soluble organic matter were fulvic acid, with the increase of nitrogen application, the humification degree increased and the structure became more complex

Keywords: nitrogen addition; water-soluble C, N; spectroscopic characteristics; *Bothriochloa ischaemum*

近年来,随着人口增长、化肥使用以及矿物燃料的燃烧等,使得排放到大气中的含氮化合物越来越

多,导致大气氮沉降成比例增加^[1]。目前我国已成为继欧、美之后的世界三大氮沉降区之一^[2],随着工农

业以及社会经济的进一步发展,一些地区的氮沉降量有可能会继续升高^[3]。氮沉降到地面后,绝大部分被固定在土壤中^[4],使许多陆地生态系统土壤氮素增加,从而改变土壤环境质量。目前氮沉降对土壤生态系统的影响已成为生态研究的重要方向。草地构成了陆地面积的四分之一,对全球变化最为敏感,在改善区域生态环境、保持水土等方面具有重要作用^[5],研究氮沉降对草地生态系统土壤的影响具有重要意义。我国是世界上最大的黄土堆积区,黄土高原草地的面积为 20.15 万 km²,约占该区总面积的 1/3^[6],是生态最脆弱区域之一,也是生态安全保障的重点区域。因此,研究氮沉降对黄土高原草地生态系统的影响对于认识未来全球变化下的生态脆弱区响应规律有着极其重要的意义。

土壤水溶性有机质(DOM)是土壤中极其活跃的组分,是指能溶解于水的有机化合物的统称,又称为溶解性有机物^[7],含有丰富的腐殖质类物质^[8],其腐殖化特点对土壤养分的研究有着重要作用,可采用紫外可见光和荧光对其进行研究。光谱法灵敏度高,选择性好且不破坏样品结构的特点^[9],因此将光谱法用于分析土壤 DOM 腐殖度,可以定性地研究氮添加过程对土壤 DOM 腐殖化特点的影响。土壤 DOM 主要包括土壤水溶性有机氮(WSON)和水溶性有机碳(WSOC)^[10]。WSON 是土壤氮素中极其活跃的组分,它和水溶性铵态氮(WS-NH₄⁺-N)、水溶性硝态氮(WS-NO₃⁻-N)都是土壤有效养分的来源^[11],可以直接被植物体吸收利用,另外它的移动性相对较强,可随水分移动发生淋溶^[12]。全球约有 81% 的可溶性有机碳(WSOC)贮存于土壤中^[13],它移动快、稳定性差、易氧化、易矿化,尽管含量很低,却是能够供土壤微生物迅速利用的底物,也是土壤物质交换的重要形式,关系到许多物理化学和生物过程^[14]。

目前国内外生态学家已经开展关于氮沉降对土壤水溶性碳氮影响的研究。陆地生态系统碳、氮循环过程是密切相关的^[15],有研究指出 WSON 容易流失^[16],闫聪微等^[17]的试验表明高氮处理使土壤中的 WSON 含量降低;另有研究^[18]显示连续施氮 2 a 后,高施氮水平(20 g/m²)使土壤 WSOC 有显著提高,而其他氮水平(5,10 g/m²)对 WSOC 并无显著影响,方华军等^[15]则认为施氮后微生物固氮增加,其对土壤有效碳的需求也会带来土壤 WSOC 含量的下降。目前关于氮添加对土壤水溶性有机物的影响还存在争议,且研究对象主要集中在森林生态系统、农田湿地

等,而氮沉降对草地生态系统影响的研究相对较少,尤其是对草地生态的土壤水溶性组分的研究还比较薄弱。因此,本试验以黄土高原典型地带性草本植被白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)为研究对象,通过氮添加模拟研究氮沉降对草地土壤水溶性有机物及其光谱特征的影响,以期为进一步探究氮沉降的生态效应提供数据并为相关领域的研究开展提供一定的参考。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验在陕西省杨凌(108°4′27.95″E,34°16′56.24″N)中国科学院水利部水土保持研究所内进行。该区地处温带大陆性季风气候,年平均气温13.2℃,降水674.3 mm,日照1993.7 h,无霜期225 d。

1.2 试验设计

本试验采用自制移动变坡式土槽模拟白羊草纯群落,尺寸规格为:长×宽×高=2.0 m×1.0 m×0.5 m,试验坡度为15°。试验用白羊草种子取自于黄土丘陵区的延安市安塞县(109°14′E,36°92′N),供试土壤为来自陕西安塞县表层黄绵土(0—20 cm)。土壤有机质含量为1.30 g/kg,全氮含量为0.19 g/kg,全磷含量为0.27 g/kg,速效氮含量为11.55 mg/kg。控制土壤容重在1.2 g/m³左右,分层装土,每层厚度为10 cm,填土总高度40 cm。装土全部结束后于2013年7月,按照密度10 cm×10 cm,深度0.5 cm种植白羊草。试验期间,除拔掉杂草外,不做任何人工处理。

根据氮沉降水平及发展趋势,参考国内外有关 N 添加试验设计,设置4个水平,5个处理,裸地(BL)既无植被也不进行氮添加处理,对照 CK(0 g/m²)有植被无氮添加处理,N₁(2.5 g/m²),N₂(5 g/m²)和 N₃(10 g/m²)(N₁,N₂,N₃有植被且进行不同的氮添加处理),4个水平涵盖目前全球 N 沉降强度^[19]。每个处理设有3个重复,共15个土槽。N 添加使用的氮源为尿素[CO(NH₂)₂]^[20],添加时将尿素充分溶解在1 L 水中,雨前均匀喷洒到试验小区上,裸地以及对照组只喷洒相同体积的水,试验设计两年、2013 年份 N 添加在2013年8月份一次性施入,2014 年份 N 添加在白羊草生长季(5—8月)进行,每月添加一次,每次添加量为上述设置 N 添加水平的四分之一。

1.3 样品采集与分析

2014年9月采取土样,由于小区白羊草为人工

种植,分布较为均匀,于每个人工白羊草种群小区随机选取 6 个样点,在每个样点挖 10 cm×10 cm×20 cm 的立方取土,剔除根系混匀后分为两份,一份鲜样用于水溶性养分测定,另一份风干后用于测定土壤有机碳、全氮、全磷、硝态氮和铵态氮、pH 及速效磷,土壤理化性质采用常规测定方法^[21]。土壤有机碳用重

铬酸钾氧化—外加热法;土壤全氮采用半微量凯氏定氮法测定;土壤全磷采用硫酸—高氯酸消煮—钼锑抗比色法测定;土壤铵态氮采用连续流动分析仪测定;土壤硝态氮采用紫外分光光度法测定;pH 用 pH 计测定(水:土=2.5:1);土壤速效磷采用碳酸氢钠提取钼锑抗比色法测定;表 1 为土壤基本理化性质。

表 1 氮添加对土壤基本理化性质的影响

处理	有机碳/ (g·kg ⁻¹)	全氮/ (g·kg ⁻¹)	全磷/ (g·kg ⁻¹)	硝态氮/ (mg·kg ⁻¹)	铵态氮/ (mg·kg ⁻¹)	pH	C/N
BL	1.58±0.15b	0.20±0.01c	0.42±0.00c	3.07±0.57a	9.59±0.54a	8.68±0.04a	7.59±0.54a
CK	1.75±0.06ab	0.23±0.02bc	0.44±0.02bc	2.67±0.51a	5.18±0.31b	8.69±0.11a	7.49±0.64a
N ₁	1.80±0.05a	0.24±0.01abc	0.45±0.01ab	3.10±0.53a	7.91±2.50a	8.59±0.01a	7.42±0.40a
N ₂	1.75±0.12ab	0.27±0.01ab	0.46±0.01ab	3.17±0.99a	7.22±1.27ab	8.56±0.07a	6.61±0.15b
N ₃	1.61±0.06ab	0.28±0.04a	0.46±0.01a	3.10±0.17a	9.09±1.08a	8.54±0.09a	5.70±0.20c

注:表中同列不同字母表示不同处理间差异达显著水平($p<0.05$);数值为均值±SD;下同。

土壤水溶性有机物(DOM)组分采用改进的 Ghani 等的方法。称取相对于 40 g 干土重的新鲜土壤样品,加蒸馏水 120 ml,25℃下振荡 30 min 后,高速离心(8 000 rpm)10 min,用 0.45 μm 滤膜进行抽滤,所得浸提液冷冻保存用于测定土壤水溶性有机物组分和吸光值。其中水溶性有机碳含量 WSOC 用 TOC 分析仪测定;土壤水溶性总氮含量 WSN 的测定采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法,水溶性硝态氮含量 WS-NO₃⁻-N 采用紫外比色法测定,土壤铵态氮含量 WS-NH₄⁺-N 用连续流动分析仪进行测定,土壤水溶性有机氮含量 WSON 为水溶性总氮和硝态氮和铵态氮的差值 WSON=WSN-WS-NO₃⁻-N-WS-NH₄⁺-N。紫外可见光谱:采用 UV2 300 紫外可见光分光光度计进行吸收波长扫描,扫描波长范围设定为 220~665 nm,扫描间距为 1 nm,对土壤浸提液进行扫描。荧光发射光谱:荧光光谱采用 M2 多功能酶标仪,固定激发波长 Ex=360 nm,发射波长扫描范围设定为 380~550 nm,对土壤 DOM 进行扫描。

1.4 统计分析

数据采用 Microsoft Office Excel 进行处理,土壤水溶性有机碳 SUVA₂₅₄ 值的计算公式^[22]是: $SUVA_{254} = 100 \times Abs_{254\text{ nm}} / WSOC$,式中 $Abs_{254\text{ nm}}$ 是土壤水浸提溶液在 254 nm 处的吸光度(1 cm 光径),系数 100 是将 cm 换算为 m,SUVA₂₈₀ 用相同计算方法得到。使用 SPSS 20.0 进行单因素方差(One-Way ANOVA)分析,采用 LSD 进行多重比较检验,显著水平设为 $p<0.05$ 。采用 Canoco 4.5 对土壤属性与水溶性有机物组分及其光谱特征进行冗余分析(Redundancy Alalysis,RDA)。采用 Excel 和 Origin 9.0 进行制作图。

2 结果与分析

2.1 氮添加对土壤水溶性养分的影响

WSN 和 WSON 含量随氮添加水平的增加呈现先降低后升高的趋势(图 1A,B),低施氮量 N₁ 和高施氮量 N₃ 的 WSN 比 BL 和 CK 有小幅升高,但差异不显著,仅当 N₂ 时 WSN 和 WSON 显著低于 CK,和 BL 相比,仅 WSON 在 N₂ 时差异显著。WSN 占 TN 的 0.77%~1.06%,随氮添加水平的增加呈现先降低后升高,N₂ 显著低于 CK 和 BL,N₁ 和 N₃ 与 CK 未达到显著水平;WSON 占 WSN 的 56.19%~62.50%,各处理无显著差异(表 2)。氮添加后各处理间 WS-NH₄⁺-N 和 WS-NO₃⁻-N 组分差异不显著(图 1D)。

相比于 CK,氮添加导致 WSOC 含量显著降低(图 1D),随着施氮的增加呈降低趋势,N₁,N₂,N₃ 相比于 CK 分别显著降低了 14.55%,19.75%,25.54%,但 3 个处理没有显著差异,BL 的 WSOC 显著低于 CK,和 N₁,N₂,N₃ 没有显著差异。WSOC 占 TOC 的 1.97%~2.44%,随氮添加水平升高逐渐降低,在 N₂ 时达到显著水平,BL 的 WSOC/TOC 低于 CK,但没有显著差异(表 2);WSOC/WSON 在 23.68~30.53,BL 和 N₃ 没有显著差异,但是显著低于其他 3 个处理(表 2)。

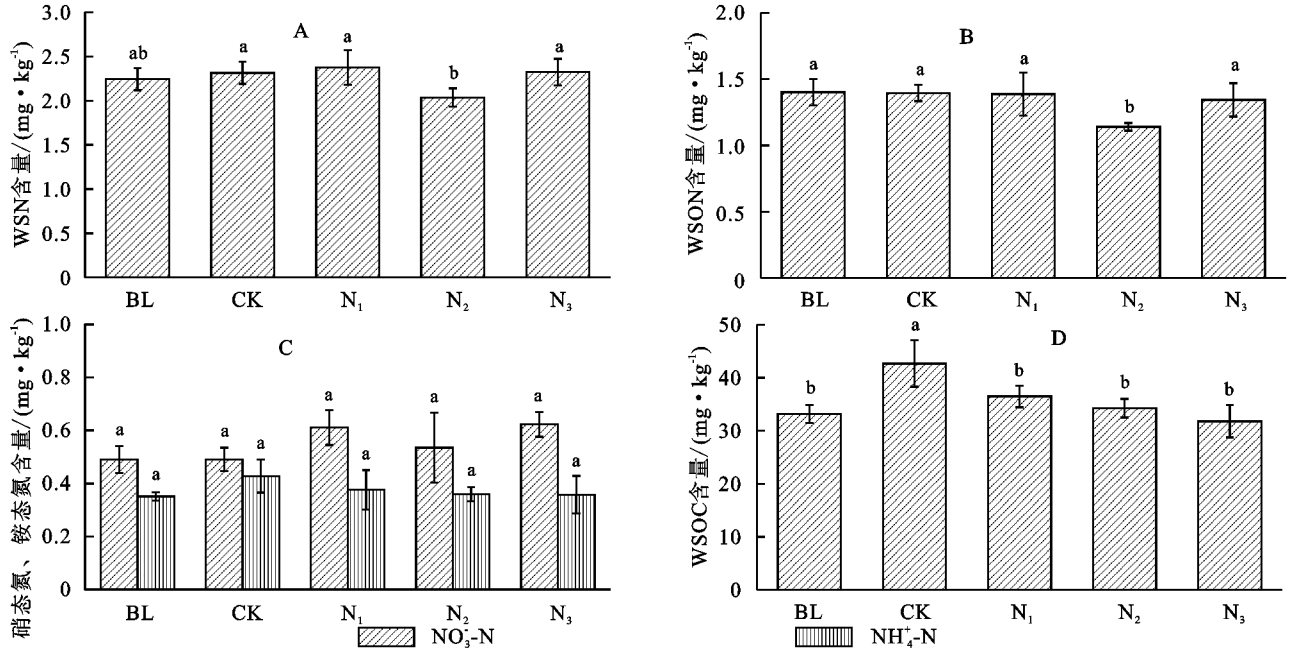
2.2 氮添加对土壤水溶性有机物质光谱特性的影响

氮添加会显著影响土壤水溶性有机物的紫外光谱学特征(图 2),随着施氮水平的增加,紫外吸收强度逐渐增加,尤其在紫外吸收区域吸光度增幅较大。BL 吸收强度最低,CK 和 N₁ 相差不大,N₃ 比 N₂ 有大幅度增加。各处理在 260~280 nm 附近均有一小的吸收平台^[22],在此波段区域随氮添加水平的增加吸光度有大幅提高。相对于 BL 和 CK,N₁ 的 SU-

VA254 和 SUVA280 呈增加趋势,但增幅未达到显著水平,之后随着施氮量的增加显著升高, N_3 达到最大值,分别较 CK 增加 235% 和 250% (图 3)。

氮添加同样会导致土壤水溶性有机物荧光发射光谱发生变化(图 4),在 Ex 为 360 nm 下的荧光发射光谱所有结果均在 420 nm 左右有一肩峰,在 435 nm

左右出现最大吸收峰。相对于 BL 和 CK, N_1 变化不明显,而 N_2 和 N_3 则变化明显,各处理最大吸收峰均比较靠近土壤富里酸特征峰(450~460 nm)^[23],随着施氮水平的提高,420 nm 左右的肩峰逐渐增强,且在 465 nm 左右逐渐出现另一肩峰,腐殖质结构趋向复杂,芳构化程度提高。



注:不同组分具有不同字母的表示差异显著($p < 0.05$),下同。

图 1 不同施氮条件下土壤水溶性组分含量

表 2 土壤水溶性物质的比例关系

处理	BL	CK	N_1	N_2	N_3
WSOC/TOC/%	2.12ab	2.44a	2.02ab	1.97b	1.98b
WSON/WSN/%	62.50a	60.38a	58.42a	56.19a	57.81a
WSOC/WSON/%	23.68b	30.53a	26.59ab	30.06a	23.78b

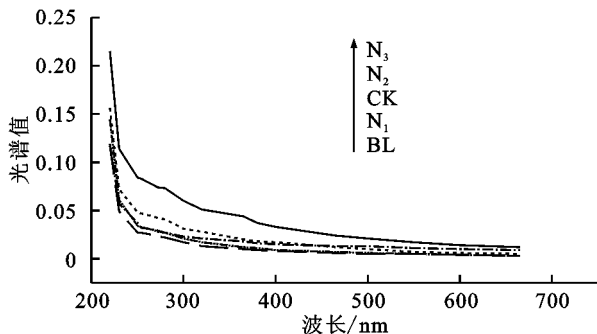


图 2 不同施氮梯度的土壤 DOM 紫外可见光光谱

2.3 土壤水溶性组分及其光谱特征值与其他指标的冗余分析

以土壤水溶性有机物组分及其光谱特征和土壤主要化学性质、生物量进行冗余分析(RDA)(图 5),结果显示,土壤有机碳(TOC)、总氮(TN)、硝态氮、铵态氮、pH、C/N、地上生物量和地下生物量 8 个因子共同解释了 72.9% 的土壤水溶性组分及其变化,

其中 PC_1 和 PC_2 分别解释了土壤水溶性组分变异的 67.6% 和 5.3%。结果表明,TOC、pH 和 C/N 与 WSOC 和 WSOC/TOC 呈显著正相关,与 SUVA254 和 SUVA280 呈显著负相关;地下和地上生物量、TN 与 SUVA254 和 SUVA280 呈显著负正相关,与 WSN、WSON 和 WSOC/WSON 呈显著负相关。其中 SUVA254 和 SUVA280 受硝态氮影响最大,WSOC 受铵态氮和 TOC 影响最大,WSON 受 C/N 影响最大。

2.4 讨论

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,目前针对土壤氮素增加对土壤水溶性有机物组分的影响目前还没有一致的结论,但是越来越多的研究证明土壤中水溶性有机碳、氮含量的变化取决于其来源和消耗的平衡关系^[24]。本研究相对于 BL、CK 的 WSOC 显著增大,这主要与植物根系及其分泌物有关^[25]。而随着氮添加水平的提高,WSOC 含量显著降低,这与 Aber 等^[26]的研究结果相似,他们认为施氮使 WSOC 降低的原因可能是 N 的增加导致凋落物分解减慢所致。而我们认为本试验随着施氮量的增加 WSOC 呈下降趋势,这主要是由于随着氮添加导致了 C/N 降低,而 C/N 是被作为土壤有机

质分解的重要指标,当 C/N 较低时利于有机质的分解,加速了 WSOC 的分解,因此随着氮添加 WSOC 显著降

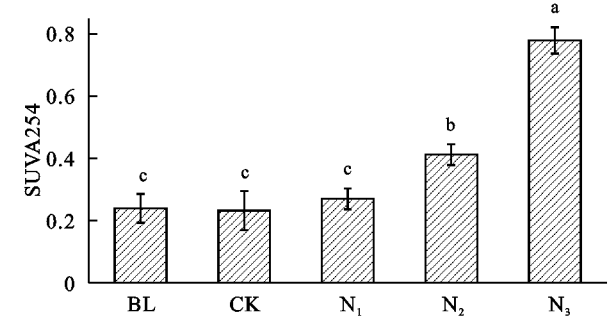


图 3 不同施氮梯度的土壤 DOM 紫外可见光光谱特征值

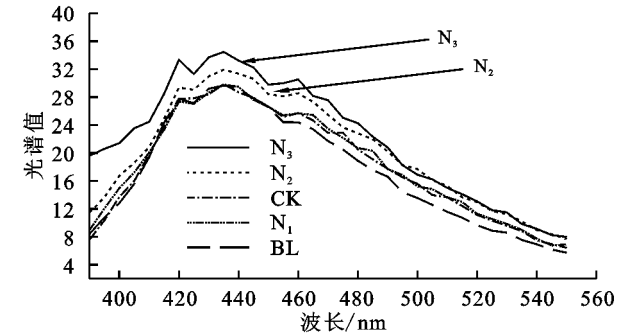


图 4 不同施氮梯度的土壤 DOM 的荧光发射光谱

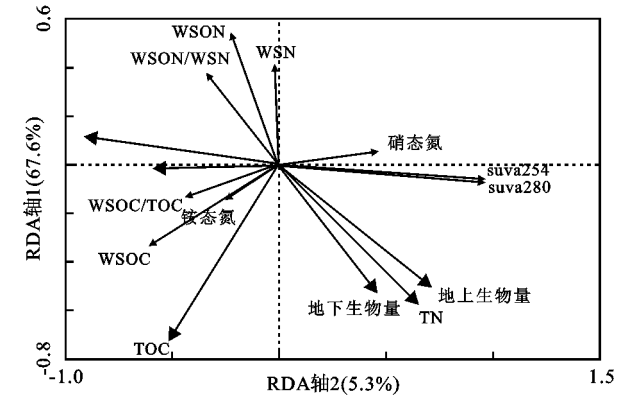
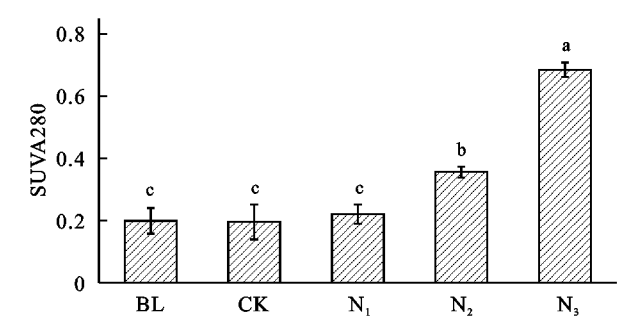


图 5 土壤水溶性组分与环境因子的冗余分析

可溶性氮素是植物生长发育中所必须的组分之一,其含量在土壤氮素中比重很小,但是对植物营养和生态系统氮素循环有着重要作用,其变化规律与 WSOC 存在相似之处,但是不同试验设计得出的规律亦存在差异^[28]。在本研究中,与 WSOC 变化规律不同,仅在 N₂ 下 WSN 和 WSON 显著低于其他处理,而 WS-NH₄⁺-N 和 WS-NO₃⁻-N 在各个处理间没有显著变化。这主要有三个原因导致,首先黄土丘陵区是一个 N 贫瘠的地区,所添加的 N 一部分被贮存在土壤中,更多的则被植物所吸收利用,随着施氮量的增加,植物生物量提高,对溶解性氮素的需求增多,这部分需求抵消了氮添加对土壤溶解性氮素增加的部分,因此本研究中溶解性氮素总体并未发生显著的变化,冗余分析也证明了植物生物量与 WSN 和 WSON 呈极显著的负相关,表明植物生物量是导致

低,冗余分析也表明 WSOC 与 C/N 呈显著正相关,这与 Gundersen^[27]和 Filep^[28]的结果相似。



溶解性氮素组分没有显著变化的主要原因之一。其次,氮沉降量的增加会促进微生物的生长^[27],促进了氮的矿化,从而减弱了氮添加对溶解性氮素的增加作用。另外,淋洗作用也可能是一个重要的原因, Park、Brookshire 以及 Pellerin 等^[29-31]对森林生态系统的研究显示氮沉降能够显著增加溶解性氮素(特别是 WSON)的淋洗通量,随氮沉降的提升导致 WSON/WSN 降低,我们的研究结果与其类似,表明随着施氮量的增加, WSON/WSN 呈降低趋势,但是降幅未达到显著水平。

荧光光谱在海洋腐殖质研究较为广泛,陆地来源腐殖质与海水腐殖质结构有所不同^[32],但两者并没有明确的界限^[33]。根据傅平青等^[34]的研究,类腐殖质荧光可概括为两类,类腐植酸荧光($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ 为 350~440/430~510 nm)和类富里酸荧光($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}$ 为 310~360/370~450 nm)。研究认为在 260~280 nm 的紫外吸收主要由 C=C 共轭结构的电子跃迁引起的,且随着腐殖质不饱和和键结构的增加,紫外吸收强度增强^[35]。在 254 nm 下相同 WSOC 浓度的有机物吸光值增加表明非腐殖质向腐殖质的转化^[35],通常腐殖化程度的加大或者苯环结构增多,分子量也会相应增加^[36],而在 280 nm 下 DOM 的吸光值和分子量大小成正比,可表示出 DOM 腐殖化程度、分子量及芳香度等。有研究结果表明^[37-40],施肥能较好地促进土壤腐殖质的积累,张夫道^[41]认为施肥会促使腐殖质中的富里酸氮增加。从紫外可见光谱及其特征参数 SUVA₂₅₄, SUVA₂₈₀ 和荧光发射光谱的分析来看,两种光谱特征显示的情况是一致的。本研究表明随着施氮水平的提高,土壤 DOM 的主要腐殖质类型均为富里酸,且腐殖化程度在不断加深, RDA 分析显示 TN、地上和地下生物量与土壤 DOM 的腐殖度呈正相关关系,说明氮添加以及植被对土壤 DOM 的腐殖化有显著影响。

3 结论

氮素添加对白羊草土壤水溶性物质组分有显著

的作用,不同组分表现规律不同。氮添加降低了WSOC/TOC和WSOC含量,随着氮添加水平增加均呈降低趋势。对水溶性氮素组分影响较弱,仅在 N_2 中WSN和WSN显著降低,对 $WS-NH_4^+-N$, $WS-NO_3^- -N$ 和WSN/WSN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显著,紫外可见光谱和荧光发射光谱分析均表明土壤水溶性有机物的主要腐殖质类型均为富里酸,随着施氮水平的增加腐殖化程度增强,结构趋于复杂化。

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] 莫江明,薛璟花,方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对N沉降的响应[J]. *生态学报*, 2004, 24(7): 1413-1420.
- [3] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[J]. *Ambio*, 2002,31(2): 64-71.
- [4] Nadelhoffer K J, Emmett B A, Gundersen P, et al. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests[J]. *Nature*, 1999, 398(6723):145-148.
- [5] Yano Y, McDowell W H, Aber J D. Biodegradable dissolved organic carbon in forest soil solution and effects of chronic nitrogen deposition[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32:1743-1751.
- [6] 高阳,程积民,刘伟. 黄土高原地区不同类型天然草地群落学特征[J]. *草业科学*, 2011,28(6):1066-1069.
- [7] 吴家森,许开平,叶晶,等. 不同施肥条件下雷竹林水溶性有机碳氮的流失特征[J]. *农业环境科学学报*, 2014(1):128-133.
- [8] Chantigny M H. 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.
- [9] 张彩华. 光谱法在腐殖质研究中的应用进展[J]. *光谱实验室*, 2011,28(2):693-696.
- [10] 王良梅,周立祥;陆地生态系统中水溶性有机物动态及其环境学意义[J]. *应用生态学报*, 2003,14(11):2019-2025.
- [11] 樊后保,刘文飞,李燕燕,等. 亚热带杉木(*Cunninghamia lanceolata*)人工林生长与土壤养分对氮沉降的响应[J]. *生态学报*, 2007,27(11):4630-4642.
- [12] 谢秉楼,吴家森,徐秋芳,等. 覆盖与施肥处理对雷竹林土壤水溶性有机氮的影响[J]. *土壤学报*, 2009,46(6): 1167-1171.
- [13] Wattel-Koekkoek E J W, Van Genuchten P P L, Buurman P, et al. Amount and composition of clay-associated soil organic matter in a range of kaolinitic and smectitic soils[J]. *Geoderma*, 2001,99(1):27-49.
- [14] 倪进治,徐建民,谢正苗,等. 不同有机肥料对土壤生物活性有机质组分的动态影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2001,7(4):374-378.
- [15] 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*, 2007,26(3):29-37.
- [16] 蔡祖聪,赵维. 土地利用方式对湿润亚热带土壤硝化作用的影响[J]. *土壤学报*, 2009,46(5):795-801.
- [17] 闫聪微,马红亮,高人,等. 模拟氮沉降对中亚热带森林土壤中可溶性氮含量的影响[J]. *环境科学研究*, 2012(6):678-684.
- [18] 肖胜生. 温带半干旱草地生态系统碳固定及土壤有机碳库对外源氮输入的响应[D]. 北京:中国科学院地理科学与资源研究所, 2010.
- [19] 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.
- [20] 安卓,牛得草,文海燕,等. 氮素添加对黄土高原典型草原长芒草氮磷重吸收率及C:N:P化学计量特征的影响[J]. *植物生态学报*, 2011,35(8):801-807.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2001.
- [22] 张甲,曹军,陶澍,等. 土壤水溶性有机物的紫外光谱特征及地域分异[J]. *土壤学报*, 2003,40(1):118-122.
- [23] Liu J X, Zhou G Y, Zhang D Q, et al. Carbon dynamics in subtropical forest soil: effects of atmospheric carbon dioxide enrichment and nitrogen addition[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2010,10(4):730-738.
- [24] 魏春兰,马红亮,高人,等. 模拟氮沉降对森林土壤可溶性有机碳的影响[J]. *亚热带资源与环境学报*, 2013,8(4):16-24.
- [25] Aber J D. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 1992,7(7):220-224.
- [26] Gundersen P, Emmett B A, Kjonaas 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): 37-55.
- [27] Filep T, Rékási M. Factors controlling dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic nitrogen (DON) and DOC/DON ratio in arable soils based on a dataset from Hungary[J]. *Geoderma*, 2011, 162(3/4):312-318.
- [28] 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.

- 年径流变化趋势对气候变化的响应[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(2): 271-277.
- [8] 张水峰, 张金池, 闵俊杰, 等. 基于径流分析的淮河流域汛期旱涝急转研究[J]. 湖泊科学, 2012, 24(5): 679-686.
- [9] 张晓红, 陈兴, 罗连升, 等. 1960—2008年淮河流域雨量时空变化及径流响应[J]. 资源科学, 2015, 37(10): 2051-2058.
- [10] 姚梦婷, 高超, 陆苗, 等. 1959—2008年淮河流域极端径流的强度和频率特征[J]. 地理研究, 2015, 34(8): 1535-1546.
- [11] 潘扎荣, 阮晓红, 朱愿福, 等. 近50a来淮河干流径流演变规律分析[J]. 水土保持学报, 2013, 27(1): 51-59.
- [12] 杜鸿, 夏军, 曾思栋, 等. 淮河流域极端径流的时空变化规律及统计模型[J]. 地理学报, 2012, 67(3): 398-409.
- [13] 李如忠, 舒琨. 基于基尼系数的水污染负荷分配模糊优化决策模型[J]. 环境科学学报, 2010, 30(7): 1518-1526.
- [14] 叶琰, 马光文, 龙训建, 等. 金沙江下游及三峡梯级径流及突变分析[J]. 水力发电学报, 2014, 33(2): 41-44.
- [15] 史婉丽, 杨勤科, 李小芳, 等. 基于洛伦兹曲线的陕北黄土高原降雨分布不均匀性分析[J]. 干旱地区农业研究, 2012, 30(4): 172-177.
- [16] Damgard C, Weiner J. Describing Inequality in Plant Size or Fecundity [J]. Ecology, 2000, 81: 1139-1142.
- [17] 王青, 刘招, 陶望雄. 基于洛伦兹曲线的泾河张家山站径流及降雨分布不均匀性分析[J]. 水资源与水工程学报, 2016, 27(1): 119-122, 127.
- [18] 张磊, 潘婕, 陶生财. 1961—2011年临沂市气温变化特征分析[J]. 中国农学通报, 2013, 29(5): 204-210.
- [19] 李国栋, 张俊华, 王乃昂, 等. 基于重标极差分析和非周期循环分析的气候变化趋势预测: 以兰州市为例[J]. 干旱区研究, 2013, 30(2): 299-307.
- [20] 张健, 李同昇, 张俊辉, 等. 1933—2012年无定河径流突变与周期特征诊断[J]. 地理科学, 2016, 36(3): 475-480.
- [21] Zhang Y Y, Shao Q X, Xia J, et al. Change of flow regimes and precipitation in Huai River Basin in the last half century[J]. Hydrological Processes, 2011, 25(2): 246-257.
- [22] 唐为安, 田红, 卢燕宇, 等. 1961—2012年降水和土地利用变化对淮河干流上中游径流的影响[J]. 生态环境学报, 2015, 24(10): 1647-1653.
- [23] 王振龙, 陈玺, 郝振纯, 等. 淮河干流径流量长期变化趋势及周期分析[J]. 水文, 2011, 31(6): 79-85.
- [24] 郑泳杰, 张强, 陈晓宏. 1961—2005年淮河流域降水时空演变特征分析[J]. 武汉大学学报: 理学版, 2015, 61(3): 247-254.
- [25] Prestes A, Rigozo N R, Echer E, et al. Spectral analysis of sunspot number and geomagnetic indices (1986—2001)[J]. Journal of Atmosphere and Solar-Terrestrial Physics, 2006, 68(2): 182-190.
- [26] 王兆礼, 陈晓宏, 杨涛. 近50a东江流域径流变化及影响因素分析[J]. 自然资源学报, 2010, 25(8): 1365-1374.
- [27] 张晓芳, 刘松涛, 查石祥, 等. 太阳活动11年周期对气象参数影响[J]. 地球物理学进展, 2011, 26(1): 172-181.

(上接第98页)

- [29] Park J H, Matzner E. Detrital control on the release of dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved inorganic nitrogen (DIN) from the forest floor under chronic N deposition[J]. Environmental pollution, 2006, 143(1): 178-185.
- [30] Brookshire E N J, Valett H M, Thomas S A, et al. Atmospheric N deposition increases organic N loss from temperate forests[J]. Ecosystems, 2007, 10(2): 252-262.
- [31] Pellerin B A, Kaushal S S, McDowell W H. Does anthropogenic nitrogen enrichment increase organic nitrogen concentrations in runoff from forested and human-dominated watersheds[J]. Ecosystems, 2006, 9(5): 852-864.
- [32] 高洪峰, 曹文达, 纪明侯. 海水腐植质的基本化学组成研究[J]. 海洋与湖沼, 1996, 27(1): 35-40.
- [33] 季乃云, 赵卫红. 海洋溶解有机物荧光特征研究进展[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(1): 95-100.
- [34] 傅平青, 刘丛强, 尹砦莹, 等. 腐殖酸三维荧光光谱特性研究[J]. 地球化学, 2004, 33(3): 301-308.
- [35] Nishijima W, Gerald E, Speitle J. Fate of biodegradable dissolved organic carbon produced by ozonation on biological activated carbon[J]. Chemosphere, 2004, 56(2): 113-119.
- [36] 李鸣晓, 何小松, 刘骏, 等. 鸡粪堆肥水溶性有机物特征紫外吸收光谱研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2010, 30(11): 3081-3085.
- [37] 史吉平, 张夫道, 林葆. 长期施肥对土壤有机质及生物学特性的影响[J]. 土壤肥料, 1998(3): 7-11.
- [38] 王薇, 李絮花, 章燕平, 等. 长期定位施肥对盐化潮土土壤腐殖质组分的影响[J]. 山东农业科学, 2008(3): 65-67.
- [39] 张付申, 马爱霞, 胡定宇. 长期施肥对壤土和黄绵土腐殖质结合形态影响及与肥力的关系[J]. 华北农学报, 1997(3): 89-90.
- [40] 武雪萍, 王小彬, 查燕, 等. 施肥对土壤腐殖质总碳和氨基酸氮含量的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2010(6): 43-49.
- [41] 张夫道. 长期施肥条件下土壤养分的动态和平衡对土壤腐殖质积累及其品质的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(Z1): 10-21.