黄土高原天然草地 3 种优势物种细根分解及养分释放对模拟氮沉降的响应

魏 琳[1,3]，程积民[1,2]，井光花[1,3]，赵 洁[2]，苏纪帅[2]，刘 建[2]，金晶炜[1]

(1. 中国科学院水利部水土保持研究所，陕西 杨凌 712100；2. 西北农林科技大学动物科技学院，陕西 杨凌 712100；3. 中国科学院大学，北京 100049)

摘要：细根分解是草地土壤有机质和养分的主要来源，全球 N 沉降背景下细根分解动态变化对生态系统碳和养分循环具有重要意义。采用埋袋法研究黄土高原天然草地 3 个优势物种细根分解速率和养分释放规律及其对模拟 N 沉降(10 g·N/(m^2·a))的响应。结果表明：细根分解过程分为快速(0～60 d)和慢速分解(60～719 d)2 个阶段。大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解 60 d 的质量残留率分别为 86.3%，86.2%，90.7%，分解 719 d 的质量残留率分别为 58.1%，64.7%，70.5%，表明细根分解速率大小为大针茅＞甘青针茅＞白莲蒿。相关分析表明，细根分解常数与细根初始 N 含量、N/P 值呈显著的正相关关系，与初始 C 含量、C/N 值呈显著的负相关关系。随着根系分解，3 种细根 C 元素表现为直接释放，N 元素表现为 N 富集，P 元素表现为富集－释放模式，整体呈波动式下降。模拟 N 沉降显著抑制了 3 种植物细根的分解，使大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解系数分别显著降低了 21.3%，26.8%，47.4%。模拟 N 沉降使大针茅、甘青针茅和白莲蒿分解末期 C 元素分别增加了 26.8%，20.7%，16.6%，N 元素分别增加了 18.2%，17.0%，13.4%，而对 P 残留率均没有显著影响。综上，未来氮沉降的增加会抑制黄土高原封育草地优势物种的细根分解速率，减慢其细根分解向土壤输入 C 和 N 养分的过程。

关键词：草地；细根分解；养分释放；N 沉降

中图分类号：S181 **文献标识码**：A **文章编号**：1009-2242(2018)01-0252-07

DOI：10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.01.039

Effects of Stimulated Nitrogen Deposition on the Fine Root Decomposition and Nutrient Release of Three Dominant Species in Natural Grassland on the Loess Plateau

WEI Lin[1,3], CHENG Jimin[1,2], JING Guanghua[1,3], ZHAO Jie[2],

SU Jishuai[2], LIU Jian[2], JIN Jingwei[1]

(1. *Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi* 712100; 2. *College of Animal Science and Technology, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi* 712100; 3. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049)

Abstract: Fine root decomposition is the main source of soil organic matter and soil nutrients in grasslands. Fine root decomposition dynamics under the background of global nitrogen deposition plays an important role in carbon and nutrient cycling of terrestrial ecosystem. In this study, buried bag experiment was used to investigate fine root decomposition rate and nutrient release characteristics of three dominant grass species on the Loess Plateau, and their response to nitrogen deposition (10 g N /(m^2 · a)). The results showed that the decomposition process of fine roots could be divided into rapid (0～60 d) and slow (60～719 d) decomposition stages. The root mass residual rates of *Stipa grandis*, *Stipa przewalskyi* and *Artemisia sacrorum* were 86.3%, 86.2% and 90.7% on the 60th day, respectively, and they were 58.1%, 64.7% and 70.5% on the 719th day, respectively, indicating that the fine roots decomposition of *S. grandis* was the fastest and it of

收稿日期：2017-07-20

资助项目：国家自然科学基金项目(41230852，31601987)；中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050202)；陕西省自然科学基础研究计划项目(2016JM3019)

第一作者：魏琳(1987—)，女，博士研究生，主要从事旱区林草生态恢复生态学研究。E-mail：weilin150084@163.com

通信作者：程积民(1955—)，男，博士生导师，研究员，主要从事草地生态学和恢复生态学研究。E-mail：gyzcjm@ms.iswc.ac.cn

A. sacrorum was the lowest. Correlation analyses showed that the decomposition constant of fine roots was positively related with nitrogen content and N/P ratio, and negatively correlated with the carbon content and C /N ratio. During the fine root decomposition, the carbon transfer models of the three species were all direct releasing, and the nitrogen transfer models were enriching, and phosphorus exhibited enriching-releasing model, and all of them tended to decrease generally. Simulated nitrogen deposition suppressed the fine root decomposition rates of *S. grandis*, *S. przewalskyi* and *A. sacrorum*, with the decomposition constants decreased by 21.3%, 26.8% and 47.4%, respectively. While, it increased the carbon remaining rates of *S. grandis*, *S. przewalskyi* and *A. sacrorum* by 26.8%, 20.7% and 16.6%, respectively, and increased nitrogen remaining rates by 18.2%, 17.0% and 13.4% at the end of our study period. However, phosphorus remaining rates of fine roots in all three species were not significantly influenced by simulated nitrogen deposition. Nitrogen deposition in the future will inhibit the fine roots decomposition rates of the three dominant species in fenced grassland on the Loess Plateau, and slow down the process of inputting carbon and nitrogen from plant into soil.

Keywords: grassland; fine root decomposition; nutrient release; nitrogen deposition

细根对于生态系统的意义,不仅在于它是植物吸收水分和养分的主要通道,也在于它在陆地生态系统物质循环和能量流动中扮演着重要角色[1]。细根寿命短、周转快,因此与季节性的地上凋落物相比,细根的死亡和分解在一年四季内随时发生,能够持续的向土壤输入 C 和养分[2]。有研究[3]表明,植物细根通过分解输入土壤的有机物占总输入量的 40%以上,归还到土壤中的氮素比地上凋落物的归还量高18%～55%。因此,细根分解是土壤有机质和养分的主要来源[4]。但是由于研究技术手段等限制,目前国内外对于细根分解的研究远落后于地上凋落物分解研究。

细根分解主要受到环境因素和细根本身化学组成的影响。在环境因素相对一致的条件下,细根本身的化学成分是影响细根分解速率和养分释放规律更为重要的控制因素[5]。早期研究[6]发现,细根中 C 和 N 含量是影响细根分解的主要因素,C/N 值对细根分解有决定性作用。一般认为,细根的初始 N 含量越高,C/N 值越低,细根分解速率越快。但是 Chen 等[7]研究指出,细根分解速率与初始 N 含量无关,而与细根碳素的存在形式(如木质素、纤维素等难分解物质的含量)显著相关。王卫霞等[8]研究认为,N 对细根分解速率的影响与分解阶段有关,前期对细根分解有促进作用,后期则延缓了细根分解速率。此外,P 含量对细根分解速率也有一定影响,有研究[9]表明,P 初始含量与细根的分解速率呈正比。

在影响细根分解的环境因素中,全球 N 沉降引起的土壤 N 有效性的改变是生态学家关注的焦点。大气 N 沉降一方面通过改变生态系统群落组成与结构,改变凋落物的环境和凋落物的化学组成间接的影响细根的分解;另一方面,N 沉降影响凋落物分解的化学过程,直接影响细根分解速率。目前,关于模拟氮沉降能够促进还是抑制细根的分解速率并没有一致性的结论,也有研究[10]认为外源 N 添加对细根分解速率没有影响[10]。有研究[11]表明,细根分解对外源 N 增加的响应差异与分解阶段、施氮量和土壤本身 N 的可获性等因素有关。

草地生态系统拥有巨大的根系生物量,并且细根占整个根系系统的比例较大[12]。因此,与其他陆地生态系统相比,细根的生态过程在整个生态系统的调控中发挥着格外重要的作用[13]。目前,国内外关于细根分解的研究大多集中在森林生态系统和灌木林地,而草地细根分解研究较为缺乏。本研究以黄土高原宁夏云雾山天然草地的 3 个优势物种为对象,采用野外 N 添加试验模拟 N 沉降的方法研究了大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解速率和养分释放规律及其对 N 添加的响应,以期为理解 N 沉降对草地生态系统的影响和草地生态系统管理提供基础数据和理论依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于黄土高原宁夏云雾山国家级自然保护区(106°21′－106°27′ E,36°10′－36°17′ N,海拔 1 800～2 000 m)。该区域为典型的温带半干旱大陆性气候,年平均温度为 7.01 ℃,最高气温在 7 月,为 22～25 ℃,最低气温在 1 月,为－14 ℃,年平均降雨量约为 524 mm,且 60%～75%的降水集中在 7—9 月,蒸发量为 1 330～1 640 mm。土壤类型为山地灰褐土。保护区自 1982 年开始封育,主要以旱生和中旱生的草本植物为主,其建群种是本氏针茅(*Stipa bungeana*)、大针茅(*Stipa grandis*),优势种白莲蒿(*Artemisia sacrorum*)、甘青针茅(*Stipa przewalskyi*)、百里香(*Thymus mongolicus*)、星毛委陵菜

(*Potentilla acaulis*)等。

1.2 试验设计

本试验设置对照(CK)和施氮(N)两个处理。根据我国目前平均氮沉降水平和国内外模拟氮沉降浓度[14],本研究设计施氮量为 100 kg/(hm^2 · a),以尿素为氮源。2013 年 5 月,选择研究区域内地势平坦,植被分布均匀的样地作为试验样地,初略调查结果显示该样地大针茅盖度在 65%左右,甘青针茅和白莲蒿总盖度达 20%以上。在样地内建立 8 个 6 m×6 m 的样方,样方之间设置 5 m 的缓冲带。2014 年 5 月,随机选择 4 个样方将尿素均匀的撒在样方中,作为施氮处理,其余 4 个样方为对照。为减少尿素挥发,保证所施 N 素有效的进入土壤,本研究根据当地气象预报和实地情况,选择降雨前 1 d 下午施肥,以最大限度的促进尿素的溶解和 N 素向土壤的入渗。以后每年 5 月初在施氮小区内重复施氮处理。

本研究选择云雾山封育草地 3 个优势物种(大针茅、甘青针茅和白莲蒿)为对象,采用埋袋法研究其细根的分解特征。2014 年 8 月,在研究区域内随机挖取甘青针茅、大针茅和白莲蒿根系,立即带回实验室,去除直径大于 2 mm 的根系后,用 0.1 mm 的网筛在流水上冲洗根系表面土壤及杂质。冲洗干净的细根样品自然晾干至恒重,剪成 5 cm 长的根段,分别称取 3.0 g 根段样品装入孔径为 0.1 mm,大小为 15 cm×15 cm 的尼龙网袋中。每个物种 56 袋,3 个物种共 168 袋。于 2014 年 9 月,在每个样方内埋 3 个物种细根各 7 袋,平埋入 10 cm 深土层中,表面覆盖原本的凋落物。

1.3 数据采集与样品测定

自 2014 年 9 月 13 日埋入根系样品后,分别在 2014 年 11 月 12 日、2015 年 2 月 1 日、2015 年 5 月 1 日、2015 年 8 月 6 日、2015 年 10 月 20 日、2016 年 5 月 1 日和 2016 年 9 月 1 日(其对应的分解时间分别是第 60,141,230,327,402,596,719 天),共分 7 次采集样品。每次每个样方 3 个物种各取 1 袋,8 个小区共 24 袋,带回实验室,用镊子小心取出侵入网袋中的活根系,清除附着在网袋表面的泥土、杂质等,在流水中冲洗装有根系样品的尼龙网袋,待自然晾干后于 65 ℃烘箱中,烘 48 h 后称量干重并计算干物质残留率和细根分解速率。称重后的样品采用粉碎机粉碎后过 0.2 mm 筛,采用重铬酸钾加热法测定总有机碳,采用凯氏定氮法测定全氮,采用钼锑抗比色法测定全磷[15]。

1.4 数据处理

每个阶段细根质量的残留率计算公式为:

$$M=(X_1/X_0)\times 100\%$$

式中:M 为残留率(%);X_1 为该阶段干质量(g);X_0 为初始细根干质量(g)。利用 SPSS 18.0 软件对细根的质量残留率进行 Olson 负指数衰减模型拟合:

$$y=ae^{-kt}$$

式中:y 为质量残留率(%);a 为拟合参数;k 为年分解系数(kg/(kg · a));t 为时间(a)[16]。细根分解 50%所需时间为 $T_{50\%}=-\ln(1-0.05)/k$;细根分解 95%所需时间为 $T_{95\%}=-\ln(1-0.95)/k$。

利用一般线性模型对各处理根分解过程中质量残留率和元素残留率进行重复测量方差分析。采用单因素方差分析法(one-way ANOVA)和 LSD 法对每次取样质量残留率和元素残留率进行方差分析($\alpha=0.05$),用 Pearson 法对细根分解速率与养分释放速率进行相关分析。利用 Origin 软件作图。

2 结果与分析

2.1 细根的分解速率

大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解过程中质量残留率随时间总体上呈下降的趋势,并呈现明显阶段性(图 1)。其中 0~60 d 是细根的快速分解阶段,对照小区大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解 60 d 的质量残留率分别为 86.3%,86.2%,90.7%,60~719 d 为慢速分解阶段,3 种细根分解 719 d 的质量残留率分别为 58.1%,64.7%,70.5%。根据 Olsen 模型,对照小区白莲蒿细根分解系数显著低于甘青针茅和大针茅($P<0.05$),大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解 50%的时间分别为 2.78,3.32,4.44 a,分解 95%的时间分别为 12.03,14.33,19.20 a(表 1)。

施 N 处理显著影响 3 个物种的细根分解($P<0.05$)。N 添加使大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根的分解系数分别显著降低了 21.3%,26.8%,47.4%,使细根分解 50%的时分别增 0.76,1.21,4.01 a,分解 95%所需时间增加 3.25,5.24,17.33 a(表 1)。在分解前期,N 添加对大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根的质量残留率没有明显的影响,随分解时间延长,N 添加增加了细根的残留率,分解试验末期细根的质量残留率分别增加 10.2%,9.3%,11.7%,处理间均达到显著水平($P<0.05$)(图 1)。

2.2 细根的养分动态

2.2.1 *细根的初始养分* 由表 2 可知,大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根初始化学性质均存在显著差异($P<0.05$)。白莲蒿具有相对较高的 C 含量和相对较低的 N 含量,因此其 C/N 值显著高于大针茅和甘青针茅。大针茅和甘青针茅 C 含量差异不显著,但大针茅 N 含量显著高于甘青针茅,使其具有相对较低的 C/N 值。3 个物种细根 P 含量差异显著,且白莲蒿>

大针茅>甘青针茅,白莲蒿的 N/P 值显著低于大针茅和甘青针茅。

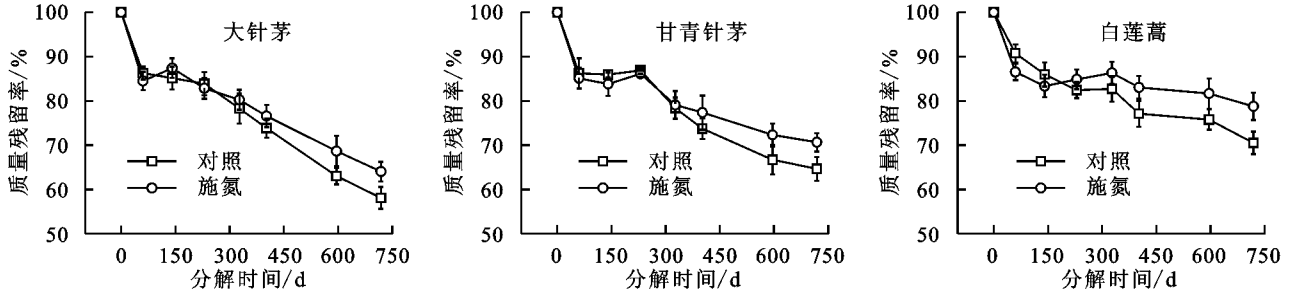


图 1　施氮处理对大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根质量残留率的影响

表 1　氮处理下大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根质量残留率随时间的指数回归方程

物种	处理	拟合参数	校正决定系数	分解系数/(kg·kg^{-1}·a^{-1})	分解 50%的时间/a	分解 95%的时间/a
大针茅	CK	95.789	0.952	0.249Aa	2.78	12.03
	N	94.327	0.908	0.196Ab	3.54	15.28
甘青针茅	CK	95.085	0.921	0.209Ba	3.32	14.33
	N	92.249	0.825	0.153Bb	4.53	19.57
白莲蒿	CK	94.438	0.892	0.156Ca	4.44	19.20
	N	91.583	0.563	0.082Cb	8.45	36.53

注:不同大写字母表示物种间的差异;小写字母表示处理间的差异($P<0.05$)。

表 2　大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根初始化学性质

细根	碳/(g·kg^{-1})	氮/(g·kg^{-1})	磷/(g·kg^{-1})	碳氮比	氮磷比	碳磷比
大针茅	325.33b	7.82a	3.34b	41.59c	2.34a	97.59b
甘青针茅	350.34b	6.53b	2.88c	53.62b	2.27a	121.81a
白莲蒿	441.35a	6.29b	4.20a	70.12a	1.50b	105.19ab

注:同一列不同字母表示差异显著($P<0.05$)。

2.2.2　细根分解过程中 C 残留率的变化　由图 2 可知,整个分解过程中,3 种细根 C 元素均表现为直接释放模式。分解试验结束时,对照小区大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 C 元素残留率分别为降低了 52.4%,44.2%,40.6%。N 添加对 3 种细根分解过程中 C 的残留率均表现为显著的促进作用。分解试验结束时,大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 C 元素残留率分别比对照增加了 26.8%,20.7%,16.6%。

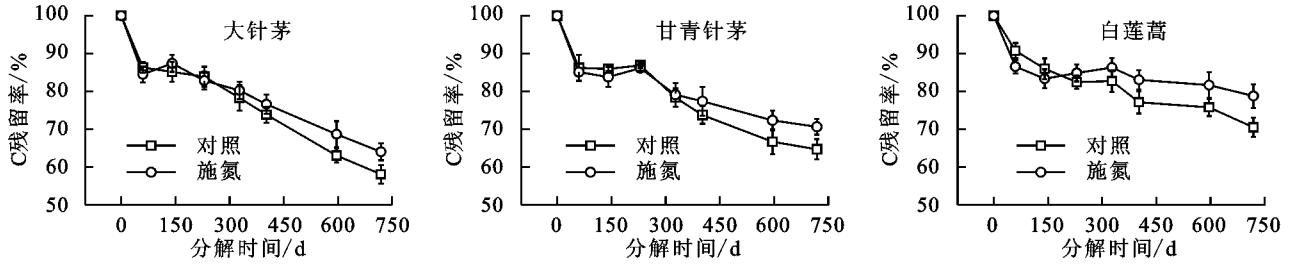


图 2　施氮处理对大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 C 残留率的影响

2.2.3　细根分解过程中 N 残留率的变化　由图 3 可知,整个分解过程中,3 种细根 N 元素动态变化相似,除了分解初期 60～140 d 期间表现为释放 N 元素,整体上表现为 N 富集。分解试验结束时对照小区大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 N 残留率分别增加了 63.4%,82.6%,126.5%。分解初期(0～60 d),N 添加使大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 N 元素残留率分别降低了 18.2%,20.8%,11.1%,分解后期 N 添加对 3 种细根中 N 元素表现为促进作用,试验结束时大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 N 元素残留率比对照分别显著增加了 18.2%,17.0%,13.4%($P<0.05$)。

2.2.4　细根分解过程中 P 残留率的变化　由图 4 可知,整个分解过程中,3 种细根 P 元素的动态变化均表现为富集一释放模式,总体上呈波动式下降趋势。分解试验结束时对照小区大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根残留率分别降低了 65.3%,68.1%,66.7%。大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根分解过程中 P 元素动态变化对 N 添加的响应没有明显规律,在分解的不同阶段表现也不相同。方差分析结果表明,N 添加对大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 P 残留率均没有显著影响。

2.3　基质对根系分解的影响

大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根基质质量不同,其分解速率也不相同(表 3)。细根的分解速率与 N 含量和 N/P 值呈显著的正相关关系,与 C 含量和 C/N 值呈显著的负相关关系,而与 P 含量和 C/P 值相关性不显著。

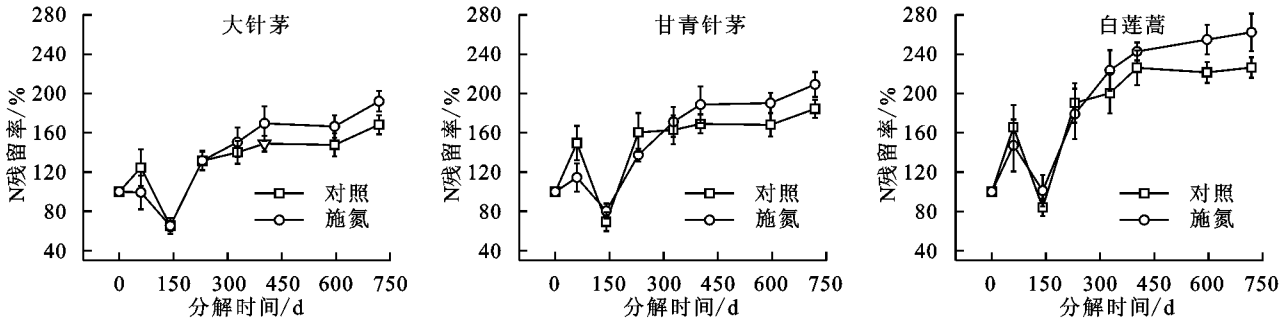


图 3 施氮处理对大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 N 残留率的影响

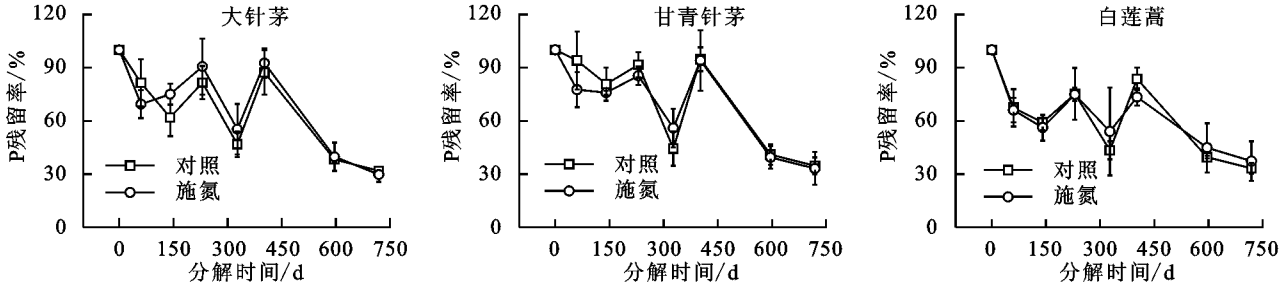


图 4 施氮处理对大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根 P 残留率的影响

表 3 细根初始质量与分解速率常数的相关性

指标	碳	氮	磷	碳氮比	氮磷比	碳磷比
r	−0.883	0.826	−0.645	−0.916	0.869	0.135
p	0.002	0.006	0.061	0.001	0.002	0.729

3 讨 论

3.1 草地细根分解特征及其影响因素

大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根在初期分解速率相对较快，随时间的延长分解速率下降，呈明显的快慢两个分解阶段，这与大多数根系分解研究结果相一致[17]，这是由于细根分解初期含有较高的非结构性碳水化合物，不仅容易被微生物分解利用，也容易被降雨淋溶，因此细根的残留率快速下降；分解后期细根中的木质素等难分解化合物含量相对升高，这些物质对酶有抵制作用并能对其他化学成分形成物理保护机制，导致细根分解速率降低[18]。

根系的质量被认为是影响细根分解速率的第一因素[19]。本研究中大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根的初始化学性质有显著差异，其分解格局也有很大的不同。通常认为，N 含量越高、C/N 值越低的根系越容易被微生物分解利用，其分解速率越快[6]。大针茅具有相对较高的 N 含量和相对较低的 C/N 值，白莲蒿具有相对较低的 N 含量和相对较高的 C/N 值，意味着细根分解速率大小依次为大针茅＞甘青针茅＞白莲蒿，这与模拟方程得到的细根分解常数的大小相一致。将不同物种细根的分解常数与其初始质量进行相关分析表明，细根分解常数与细根初始 N 含量、N/P 值呈显著的正相关关系，与初始 C 含量、C/N 值呈显著的负相关关系。这与大多数研究[8,20]结果相一致。

3.2 草地细根分解过程中元素的迁移

根系分解过程中常伴随着元素的迁移，元素的迁移模式受根系质量和环境因素共同控制[6]。本研究表明，大针茅、甘青针茅和白莲蒿 C 元素随细根分解呈直接释放模式，且大针茅释放率最高，白莲蒿释放率最低。唐仕姗等[21]对川西亚高山优势树种研究认为，不同物种间释放 C 元素程度的差异与基质本身含 C 量及木质素含量有关。本研究中，白莲蒿初始 C 含量较高，且木质化程度明显，不易被微生物分解利用，因此 C 释放相对与大针茅和甘青针茅较小。与 C 的释放模式不同，3 个物种 N、P 元素随细根的分解均表现出不同程度的富集－释放过程。一般认为，根系初始 N、P 含量较低时，根系中提供的 N、P 元素不足以满足微生物分解利用，此时微生物将从外界环境中吸收 N、P 元素来满足自身需求，表现为富集现象；而当根系中含有较高的 N、P 浓度时，微生物活动不需要外源 N 的供给，表现为元素的释放[22]。本研究中，大针茅、甘青针茅和白莲蒿 N 残留率均随着细根的分解整体均呈上升趋势，表现为 N 元素的富集。这说明这 3 个物种根系本身 N 浓度较低，微生物需要从周围环境中固持 N 元素才能满足自身活动需要，且白莲蒿的 N 含量低富集程度大，大针茅含 N 量高富集程度小。另外，从阈值的角度也可以判断元素的富集与释放。林成芳等[23]发现米储林 3 个径级根系的 C/N 值为 45～82，是引起分解初期 N 富集的主要原因。本研究中 3 个物种细根的 C/N 值为 41.59～70.12，与上述范围接近。另外，本研究表明，大针茅、甘青针茅和白莲蒿 P 元素残留率随着细根的分解呈波动式下降，呈明显的富集－释放模式，这与张秀娟等[20]研究水曲柳和落叶松人工

林根系分解中 P 的迁移模式相似。于明坚等[24]认为决定凋落物分解过程中 P 的富集和释放过程 C/P 的阈值是 600,张秀娟等[20]研究中初始 C/P 最大值为 386 却也发生了富集。本研究中 3 个物种 C/P 值在 97.59～121.81,远小于上述阈值,也有富集现象发生,这可能与物种特异性有关。

3.3　氮添加对草地细根分解的影响及机理

以往研究[10]表明 N 沉降对凋落物的分解有促进、抑制和无影响 3 种表现形式。在本研究中,N 添加显著抑制了大针茅、甘青针茅和白莲蒿细根的分解,分解初期 N 处理对细根质量残留率有轻微的促进作用或无明显影响,随时间推移 N 添加显著增加了细根质量残留率,表现出明显的抑制作用。Berg 等[25]认为,凋落物分解前期受到 N 的制约,后期主要受到木质素与 N 比值的制约。在分解的早期阶段,细根中的初始 N 含量较低或土壤中可获性 N 较低时,不足以满足微生物分解活动的需求,外源 N 添加解除了 N 对微生物活动的限制,促进了微生物生长,从而加速了细根的分解[26]。本研究分解初期,N 添加降低了白莲蒿细根质量残留率,而对于大针茅和甘青针茅没有明显的影响,这可能与白莲蒿初始 N 浓度低、C/N 值较高,对 N 添加响应更加敏感有关。在分解后期,细根中易分解和可溶性物质含量降低,而木质素含量相对上升,外源无机 N 的添加能够与细根中木质素分解过程中产生的中间产物发生反应形成抗分解物质,降低细根的分解速率[27]。本研究分解后期,3 种细根分解速率对 N 添加响应均表现为抑制作用,其中白莲蒿受到的抑制作用最强,质量残留率在 N 处理下增加最多,可能是因为白莲蒿根系木质化程度较高,能够与外源 N 产生更多的抗分解物质有关。另外,N 添加也可以通过影响微生物群落结构而抑制细根分解。例如,N 添加使细根中的 N 含量不断累积达到饱和时,高出了微生物分解所需要的水平,从而会减少微生物多样性,从真菌转向以细菌为主,降低凋落物的分解速率[28]。

根分解中元素含量的变化对 N 添加的响应因物种和分解阶段不同而有差异[29]。本研究 N 处理下,3 种细根分解过程中 N、P 元素表现为富集－释放过程,C 元素为直接释放,说明外源 N 的输入并没有改变细根中养分元素的原有迁移模式。但是 N 添加改变了细根中 C、N 含量的变化幅度,表现为施氮处理的细根中 C、N 含量基本都高于对照。这与李吉玫等[30]对天云杉细根分解研究的结果一致,其原因可能是因为外源 N 与木质素分解过程中产生的中间产物发生反应并被固定至凋落物中,进一步致使凋落物中抗分解物质增加,并导致更多的 C、N 累积于凋落物层。另外,本研究中细根 P 元素的迁移模式对 N 添加的响应因物种、分解阶段等不同而表现的较为复杂,没有明显的规律。方差分析结果显示,N 添加对 3 种细根 P 元素的残留率均没有显著影响。

4　结 论

(1)3 个物种细根分解速率大小为大针茅＞甘青针茅＞白莲蒿,细根分解速率大小与细根初始 N 含量、N/P 值呈显著的正相关关系,与初始 C 含量、C/N值呈显著的负相关关系。

(2)随着根系分解,3 种细根 C 元素表现为直接释放,N 元素表现为富集,P 元素表现为富集－释放模式,整体呈波动式下降。

(3)模拟 N 沉降抑制了 3 种植物细根分解速率,增加了细根中 C 和 N 元素的残留率,而对 P 元素没有显著影响。综上所述,未来氮沉降的增加会抑制黄土高原封育草地优势物种的细根分解速率,减慢其细根分解向土壤输入 C 和 N 养分的过程。此外,由于自然状态下细根通常是混合在一起分解,为了更加准确的判断群落水平细根分解动态,未来工作有必要开展不同物种混合细根分解的研究。

参考文献:

[1] Strand A E, Pritchard S G, Mc Cormack M L, et al. Irreconcilable differences: Fine-root life spans and soil carbon persistence [J]. Science, 2008, 319(5862): 456-458.

[2] Burton A J, Pregitzer K S, Hendrick R L. Relationships between fine root dynamics and nitrogen availability in Michigan northern hardwood forests [J]. Oecologia, 2000, 125(3): 389-399.

[3] Vogt K A, Grier C C, Vogt D J. Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forests [J]. Advances in Ecological Research, 1986, 15(3): 3-377.

[4] Steinaker D F, Wilson S D. Belowground litter contributions to nitrogen cycling at a northern grassland-forest boundary [J]. Ecology, 2005, 86(10): 2825-2833.

[5] Fujii S, Takeda H. Dominant effects of litter substrate quality on the difference between leaf and root decomposition process above and below-ground [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2010, 42(12): 2224-2230.

[6] Chapin F S III, Matson P A, Mooney H A. Principles of terrestrial ecosystem ecology [M]. New York, Berlin: Springer Verlag, 2002: 151-175.

[7] Chen H, Harmon M E, Sexton J, et al. Fine-root decomposition and N dynamics in coniferous forests of the Pacific Northwest [J]. Journal of Forest Research, 2002, 32(2): 320-331.

[8] 王卫霞,史作民,罗达,等.南亚热带格木和红椎凋落叶及细

根分解特征[J].生态学报,2016,36(12):3479-3487.

[9] Chen H, Harmon M, Griffiths R P, et al. Effects of temperature and moisture on carbon respired from decomposing woody roots [J]. Forest Ecology and Management, 2000, 138(1): 51-64.

[10] 方华,莫江明.氮沉降对森林凋落物分解的影响[J].生态学报,2006,26(9):3121-3126.

[11] 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.

[12] Jackson R B, Mooney H A, Schulze E D. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents [J]. Proceedings of the National Academy of the United States of America, 1997, 94(14): 7362-7366.

[13] Frank D A. Drought effects on aboveground and belowground production in a grazed temperate grassland ecosystem [J]. Oecologia, 2007, 152(1): 131-139.

[14] Lu C Q, Tian H Q. Spatial and temporal patterns of nitrogen deposition in China: Synthesis of observational data [J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 2007, 112(1): 229-238.

[15] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,1999:264-271.

[16] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems[J]. Ecology, 1963, 44(2): 322-331.

[17] 靳贝贝,国庆喜.蒙古栎、白桦根系分解及养分动态[J].生态学报,2013,33(8):2416-2424.

[18] Berg B. Decomposition of root litter and some factors regulating the process. Long-term root litter decomposition in a Scots pine forest [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1984, 16(6): 609-617.

[19] Silver W L, Miya R K. Global patterns in root decomposition: Comparisons of climate and litter quality effects [J]. Oecologia, 2001, 129(3): 407-419.

[20] 张秀娟,吴楚,梅莉,等.水曲柳和落叶松人工林根系分解与养分释放[J].应用生态学报,2006,17(8):1370-1376.

[21] 唐仕姗,杨万勤,王海鹏,等.川西亚高山 3 个优势树种不同径级根系分解特征[J].应用生态学报,2015,26(10):2921-2927.

[22] Wang J, Huang J H. Comparison of major nutrient release patterns in leaf litter decomposition in warm temperate zone of China [J]. Acta Phytoecologica Sinica, 2001, 25(3): 375-380.

[23] 林成芳,杨玉盛,郭剑芬,等.米储天然林树木根系分解和化学组分变化[J].应用生态学报,2009,20(6):1278-1284.

[24] 于明坚,陈启常,李铭红,等.青冈常绿阔叶林磷的释放动态研究[J].杭州大学学报(自然科学版),1998,25(4):75-79.

[25] Berg B, Johansson M B, Meentemeyer V. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: Substrate quality and climate control [J]. Canadian Journal of Forest Research, 2000, 30(7): 1136-1147.

[26] Molina J A E, Clapp C E, Shaffer M J, et al. A model of nitrogen and carbon transformations in soil: Description, calibration and behavior [J]. Soil Science Society of America Journal, 1983, 47(1): 85-91.

[27] Berg B, Matzner E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems [J]. Environmental Reviews, 1997, 5(1): 1-25.

[28] 常雅军.秦岭西部针叶林凋落叶分解及其对模拟氮沉降的响应[D].兰州:兰州大学,2009.

[29] 谷利茶,王国梁,景航,等.氮添加对油松不同径级细根分解及其养分释放的影响[J].应用生态学报,2017,28(9):2771-2777.

[30] 李吉玫,张毓涛,李建贵,等.模拟氮沉降对天山云杉细根分解及其养分释放的影响[J].西北植物学报,2015,35(1):182-188.

(上接第 251 页)

[24] Nkebiwe P M, Weinmann M, Bar-Tal A, et al. Fertilizer placement to improve crop nutrient acquisition and yield: A review and meta-analysis [J]. Field Crops Research, 2016, 196: 389-401.

[25] 卢艳艳,宋付朋,赵杰,等.控释尿素对土壤氨挥发和无机氮含量及玉米氮素利用率的影响[J].水土保持学报,2010,24(6):79-82.

[26] Zeng S C, Sun Z Y, Chen B G, et al. Nitrogen and phosphorus runoff losses from orchard soils in South China as affected by fertilization depths and rates [J]. Pedosphere, 2008, 18(1): 45-53.

[27] Li S, Wang Z, Hu T, et al. Nitrogen in dryland soils of China and its management [J]. Advances in Agronomy, 2009, 101: 123-181.

[28] Guo L W, Ning T Y, Nie L P, et al. Interaction of deep placed controlled-release urea and water retention agent on nitrogen and water use and maize yield [J]. European Journal of Agronomy, 2016, 75: 118-129.