

胡宁,马志敏,蓝家程,等.石漠化区植被恢复过程凋落叶分解特征及其对土壤有机碳/氮的影响:以重庆中梁山为例[J].中国岩溶,2016,35(5):539-549.
DOI:10.11932/karst20160510

石漠化区植被恢复过程凋落叶分解特征及其对土壤有机碳/氮的影响

——以重庆中梁山为例

胡宁^{1,2},马志敏³,蓝家程⁴,伍宇春²,傅瓦利²,袁红⁵,娄露玲¹

(1.河南省新乡市地震局,河南新乡 453000; 2.西南大学地理科学学院,三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400715;
3.河南省新乡市第一中学,河南新乡 453000; 4.贵州师范大学中国南方喀斯特研究院,贵阳 550001;
5.湖南农业大学资源环境学院,长沙 410128)

摘要:运用凋落物分解袋及样品室内分析的方法,研究了石漠化脆弱生态区植被恢复不同阶段主要建群种凋落叶分解及有机碳、氮释放动态及其与土壤团聚体有机碳、氮之间的关系。结果表明:(1)各植被恢复阶段凋落叶分解系数介于 0.73~1.33 之间,不同阶段之间表现为,草地<灌丛<乔木林<灌乔林,人工樟树林介于乔木林与灌乔林之间。(2)各植被恢复阶段凋落叶有机碳、氮净释放率介于 58.5%~72.9%与 21.2%~63.9%之间,有机碳在分解期间表现为净释放,有机碳、氮释放率随植被恢复年限的延长呈增加的趋势。(3)凋落叶分解与养分释放对土壤有机碳、氮含量的提高有促进作用。其中,凋落叶分解系数与 0.25~1 mm、<0.25 mm 粒径团聚体轻组有机碳、氮之间关系密切。在植被恢复过程中,凋落叶分解速率及有机碳、氮释放率随恢复年限延长而呈增加趋势,凋落叶分解对土壤有机碳、氮有重要影响,轻组有机碳、氮优先向小粒径团聚体输入,小粒径团聚体在土壤有机碳、氮积累中有重要作用。凋落叶分解一方面能为植物生长提供养分,同时也促进土壤有机质的形成与积累,植被恢复过程中应加强水土保持、提高土壤层的养分保蓄与抗水土流失能力。

关键词:凋落叶分解;团聚体有机碳/氮;土壤有机碳/氮积累;植被恢复过程;石漠化

中图分类号:X171.1

文献标识码:A

文章编号:1001-4810(2016)05-0539-11

0 引言

凋落物是生态系统生产力的重要组成部分,其降解及养分释放是生态系统生物地球化学循环的重要环节,同时也是森林生态系统的重要过程之一^[1]。凋落物归还及分解促进了土壤养分循环,对土壤有机碳分解、稳定以及氮矿化过程有重要意义^[2-4],在植被恢复过程中对土壤质量提高及生态功能改善方面有深刻影响。凋落物归还是土壤有机碳积累的重要来源,是土壤与植物间物质交换的枢纽^[5],是维系植物体地上碳、养分库与土壤碳、养分库形成循环的重要生态过程^[6]。

目前,凋落物的相关研究主要有不同植被类型下调落物的质量、数量、动态及其对土壤养分、生物学特性、有机碳固定等的影响^[7-10];凋落物的生态持水功能^[11];凋落物分解与养分释放及影响其分解的因素^[12-14];凋落物与土壤有机碳矿化的关系^[15];凋落物分解过程中微生物活性状况^[16]。而在面积广大的西南岩溶脆弱生态区的研究,主要集中在群落演替阶段凋落物动态、碳库演化特征、养分归还、凋落物持水性^[17-19],次生林与原生林凋落物数量及降解^[20],原生林与次生林植物—凋落物—土壤连续体间元素化学计量特征^[21]等方面;而对植被恢复过程中,凋落物分解及其与不同粒

基金项目:国家自然科学基金项目(41072192;41202135);重庆市院士专项(cste2013jcjys2001);岩溶动力学重点实验室开放课题项目(KDL2011-04)
第一作者简介:胡宁(1983-)男,博士,主要研究方向为第四纪地质环境。E-mail:qningh@126.com。
通信作者:蓝家程,E-mail:lanjiacheng@gznu.edu.cn。
收稿日期:2016-01-25

径土壤团聚体碳、氮组分(总有机碳、氮与轻组有机碳、氮)之间关系的研究相对较少。因此,本文在分析凋落叶分解特征的基础上,进一步阐明凋落叶有机碳、氮与不同粒径团聚体碳、氮组分之间的联系,并探讨土壤有机碳、氮积累过程的关键环节,以期为深入研究石漠化脆弱生态区植被恢复过程中土壤有机碳的形成、转化及稳定机制提供科学依据,也为岩溶脆弱生态区生态环境可持续管理提供参考。

1 研究区概况

研究区位于重庆市北碚区中梁山和南川区南平

镇石庆村(图 1),属于中亚热带湿润季风气候,年均温度 16~18℃,年均降水量 1 200~1 300 mm;主要地貌类型为岩溶槽谷,海拔 600~800 m;出露地层主要为三叠系飞仙关组浅灰至深灰色中薄层灰岩、泥灰岩、白云质灰岩及紫褐色泥岩、页岩及嘉陵江组浅灰色中薄层灰岩。土壤主要为发育在灰岩母质上的石灰土和发育在紫褐色泥岩、页岩母质上的紫色土。在碳酸盐岩分布区岩石裸露明显,土壤侵蚀严重,植被覆盖率低,为轻度至中度石漠化地区。石庆村研究区是“重庆地区岩溶山地退化生态系统恢复与重建技术开发”示范区,植被恢复模式主要以人工恢复为主,而中梁山研究区主要以自然恢复为主^[22]。

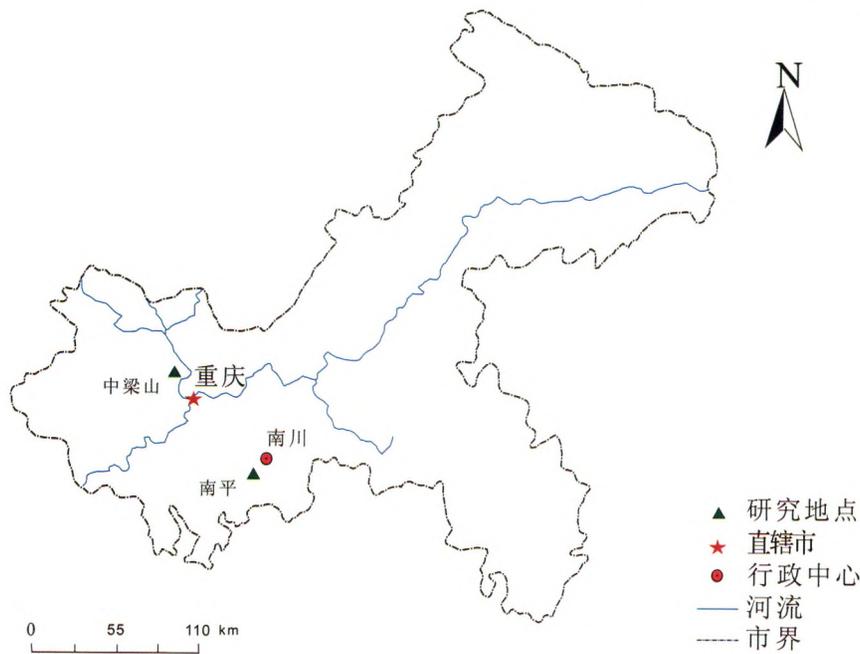


图 1 研究区位置示意图

Fig. 1 Sketch map showing location of the study area

2 研究方法

2.1 实验设置与样品采集

在中梁山植被自然恢复区,以“空间代时间”方法依次选取草地、灌丛地、灌乔林地、乔木林地为研究样地,除灌乔林地设置 3 个重复样地外,其余样地均为 2 个;在石庆村研究区依据主要植被恢复模式选取 2 个人工樟树林地(10~11 a)为研究对象,在每一样地坡腰部位随机采集 3~5 个表层(0~10 cm)土壤样品,组成混合土样。土壤团聚体样品放入取样盒,尽量减少挤压以保持原状土壤结构。在室内风至土壤塑限时沿自然结构面掰成 10 mm 大小,剔除石块及

植物残体等,并混合均匀继续风干^[22]。团聚体分级采用干筛法^[23],分离出 5~10 mm、2~5 mm、1~2 mm、0.25~1 mm 和 <0.25 mm,共 5 个粒级组。分离出的团聚体采用四分法研磨过筛备用。同时,于 2012 年 11 月,在中梁山植被自然恢复区草地、灌丛地、灌乔林地、乔木林地与石庆村人工樟树林样地中,各选取一块代表性样地,每一样地设置 3 m×3 m 样方 3~5 个,采集主要建群种自然风干凋落叶。65℃ 烘干 48 h,剪成 3~5 cm 小段,称取 15 g 装入 15×15 cm、孔径为 1 mm 的尼龙网带,于 2012 年 12 月底分别埋入相应样地与土壤样品取样点相邻的土下约 2 cm 位置,埋设前去除地表枯落物与根系。每样地共

计埋入 36 袋,每月取 3 袋,在室内快速漂洗、剔除根系,65 °C 烘干 48 h。称重计算物质质量损失率,并测定有机碳、氮含量。

本研究所取土样均为发育在灰岩母质上的黄色石灰土,各样地基本情况见表 1。土壤氮素矿化速率

采用野外原位 PVC 管阴离子交换树脂芯法^[24-25]测定,分别于 2013 年 1 月、2013 年 4 月、2013 年 7 月、2013 年 10 月测定,每次原位培养 28 d,本研究分析过程采用的矿化速率数据为 4 次测定的平均值。

表 1 各样地基本情况

Table 1 Basic situations of every sample plot

样地名称	海拔/m	坡度/°	恢复年限/a	优势种	植被高/m	胸径/cm	盖度/%	石漠化等级
草地	650	11	5~10	白茅 (<i>Imperata cylindrica</i> (Linn.) Beauv.), 野生金银花 (<i>Lonicera japonica</i> Thunb.)	0.9		75	中度
灌丛地	660	15	15~25	麻栎 (<i>Quercus acutissima</i> Carruth.), 山麻杆 (<i>Alethornes davidii</i> Franch.) 等	3~5	6~15	60	中度
灌乔林地	665	15	30~40	刺槐 (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.), 构树 (<i>Broussonetia papyrifera</i> (Linn.) Vent.), 棕榈 (<i>Trachycarpus fortunei</i> (Hook.) H. Wendl.) 等	7~10	12~20	70	轻度
乔木林地	655	12	>50	青冈栎 (<i>Cyclobalanopsis glauca</i> (Thunb.) Oerst.), 樟树 (<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) Presl.), 柏木 (<i>Cupressus funebris</i> Endl.) 等	12~15	20~35	80	轻度
人工林地	728	16	8~11	樟树纯林 (<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) Presl.)	6~8	10~15	60	中度

2.2 分析方法

土壤样品测定:有机碳采用重铬酸钾外热法测定;易氧化有机碳采用 KMnO_4 ($333 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) 氧化法;全氮采用凯氏定氮法测定;碱解氮采用扩散法测定;全磷采用 $\text{H}_2\text{SO}_4 - \text{HClO}_4$ 消化钼蓝比色法,速效磷采用 Olsen 法;轻组有机质采用溴化锌 ($1.8 \text{ g} \cdot$

cm^{-3}) 重液分离,测定重组土壤全氮,用差值法计算得出轻组有机氮^[26]。凋落叶测定:凋落物有机碳采用重铬酸钾氧化法测定^[23];凋落物有机氮、磷采用 $\text{H}_2\text{SO}_4 - \text{H}_2\text{O}_2$ 消化,碱液蒸馏与钼蓝比色法测定^[23,26]。各样地土壤基本性质见表 2。

表 2 各样地土壤基本理化性质

Table 2 Soil physical and chemical properties in different plant sample patterns

植被类型	容重/ $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	pH	黏粒/%	有机碳/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	全氮/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	碱解氮/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	全磷/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$
草地	1.21±0.08	5.15±0.19	32.8±3.76	17.3±0.52	1.52±0.11	104.08±14.06	0.72±0.23
灌丛	1.24±0.05	5.54±0.35	40.93±6.61	22.41±2.13	1.68±0.07	130.22±6.64	0.45±0.11
灌乔林	1.18±0.07	6.23±0.57	36.36±3.72	27.54±2.71	1.89±0.16	148.14±11.29	0.51±0.06
乔木林	1.14±0.02	5.77±0.54	35.62±4.73	30.49±1.29	2.37±0.12	175.37±15.94	0.38±0.03
人工林樟树	1.18±0.03	5.06±0.16	32.94±6.16	21.33±0.62	1.75±0.09	113.07±7.91	0.77±0.08

注:数据为重复样地指标平均值,±为样地间标准差。

2.3 计算与数据处理

凋落物分解指标计算^[27]:

凋落物质量损失率, $W\% = (M_0 - M_t)/M_0 \times 100\%$;凋落物分解速率, $r = (W_{t-1} - W_t)/\Delta t$;有机碳、氮释放率, $R\% = (C_0 \times M_0 - C_t \times M_t)/(C_0 \times M_0) \times 100\%$; C_0 、 M_0 分别为凋落叶初始有机碳、氮含量 (mg/g) 与初始干质量 (g), C_t 、 M_t 分别为 t 采样时刻分解袋内残留凋落叶有机碳、氮含量 (mg/g) 与残留

干物质质量 (g), r 为凋落叶分解速率 ($\%/d$), W_{t-1} 与 W_t 分别相邻两次取样时刻凋落叶质量损失率 ($\%$), Δt 为相邻两次取样时间间隔 (d)。

凋落物分解过程采用 Olson 指数衰减模型^[28]拟合, $Y = ae^{-kt}$, Y 为质量残留率, a 为修正系数, k 为凋落物分解系数。

矿质氮总量 = 铵态氮含量 + 硝态氮含量;团聚体氮贮量 = 某粒级团聚体氮含量 × 相应粒级重量百分

比;团聚体氮对土壤氮贡献率=团聚体氮贮量/土壤氮含量 $\times 100\%$ 。

氮素矿化速率=(培养后土壤铵态氮含量+土壤硝态氮含量+树脂硝态氮含量-培养前土壤矿质氮总量)/培养时间。

氨化速率=(培养后土壤铵态氮含量-培养前铵态氮含量)/培养时间。

硝化速率=(培养后土壤硝态氮含量+树脂硝态氮含量-培养前土壤硝态氮含量)/培养时间。

实验数据采用 EXCEL、SPSS 16.0 软件进行统计分析处理。采用单因素方差分析与最小差异性显著法检验比较样地间差异,显著性水平为 $\alpha = 0.05$;采用 Pearson 相关分析凋落叶分解及养分释放指标与初始质量之间的关系,凋落叶分解指标与团聚体养分指标之间的关系。

3 结果与分析

3.1 凋落叶质量损失动态

从凋落叶分解期间各植被类型凋落叶质量损失率随时间的动态变化可以看出(图 2a),在一年的分解周期里,各植被恢复阶段凋落叶质量损失率随分解时间延长而逐渐升高。经过一年的分解,至培养实验结束时,质量损失均超过 50%。草地、灌丛、灌乔林、乔木林以及人工樟树林凋落叶质量损失分别为,52.9%、55.9%、69.6%、65.5%、62.2%,乔木林阶段与灌乔林阶段凋落叶年分解量显著高于草地与灌丛阶段($P < 0.05$)。从凋落叶分解速率的时间动态来看(图 2b),草地、灌乔林、乔木林基本上呈双峰型变化趋势,4-7月份分解速率较快,其次为10-11月

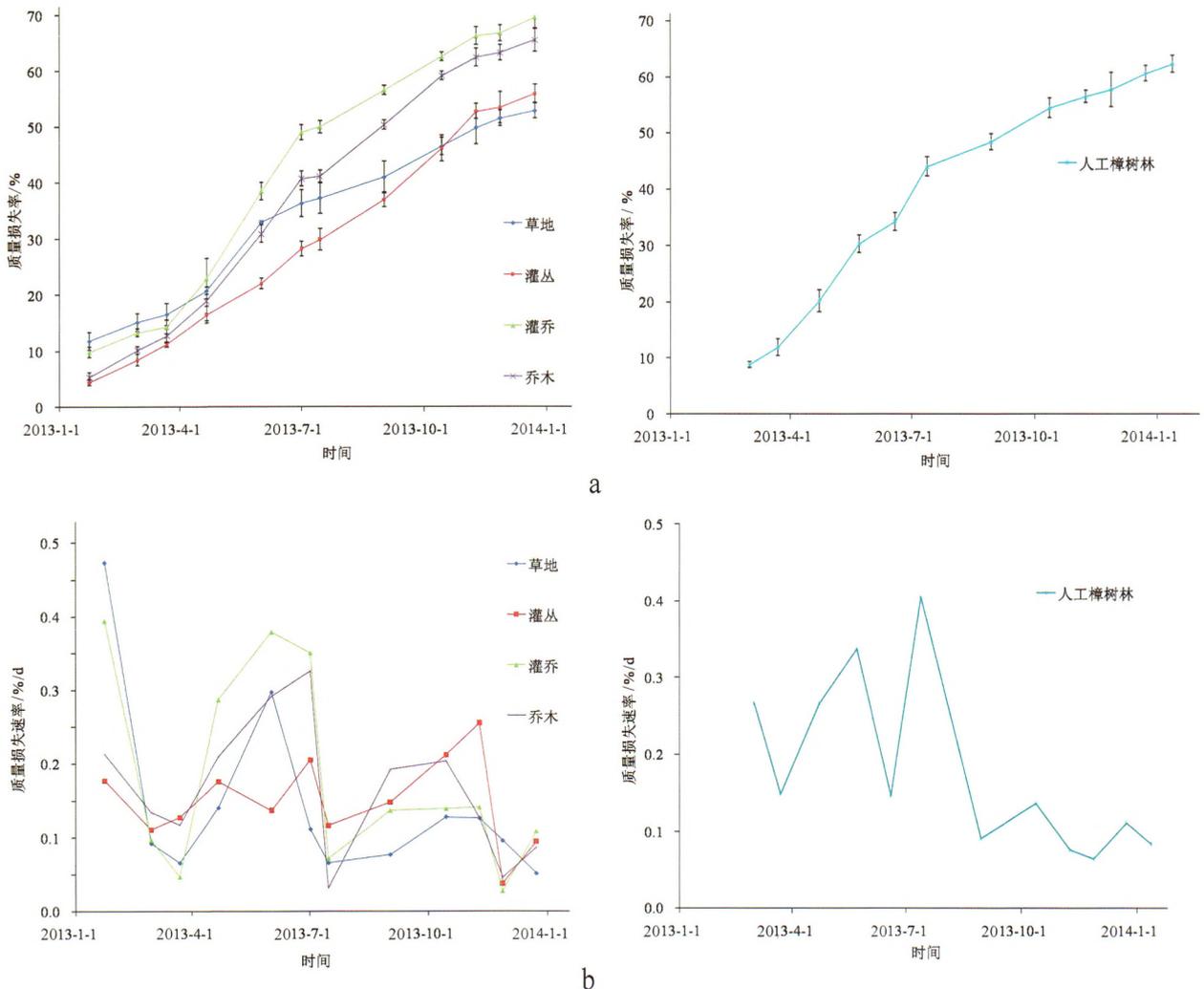


图 2 凋落物质量损失动态

Fig. 2 Dynamic state of leaf litter mass losing rates during decomposition period

份分解速率出现一个小高峰。人工樟树林分解实验开始时间比植被自然恢复样地晚 1 个月,2—4 月份分解速率相对较慢,4—7 月分解速率波动上升,8 月份以后波动下降,整体上呈单峰型变化趋势。

3.2 凋落叶分解模型

运用 Olson 指数衰减方程来拟合凋落叶分解过程中质量残留率与分解时间之间的动态关系(表 3)。

由拟合结果可以看出,Olson 指数衰减方程能很好地反映凋落物质量残留与分解时间之间的关系,决定系数 R^2 均在 0.97 以上。分解系数(k)能很好地表征凋落叶分解速度的快慢,各植被类型之间凋落叶分解系数表现为:草地(0.73) < 灌丛(0.90) < 乔木林(1.22) < 灌乔林(1.33),人工樟树林为 1.00,介于灌丛与乔木林之间。

表 3 凋落叶分解 Olson 指数模型

Table 3 Regression equations between residual rate and time in different plant patterns

植被类型	拟合方程	决定系数(R^2)	分解系数(k)	$t_{0.5}/a$	$t_{0.95}/a$
草地	$y=94.62e^{-0.73x}$	0.986	0.73	0.87	4.03
灌丛地	$y=108.20e^{-0.90x}$	0.979	0.90	0.86	3.42
灌乔林地	$y=106.12e^{-1.33x}$	0.982	1.33	0.57	2.30
乔木林地	$y=110.30e^{-1.21x}$	0.990	1.21	0.65	2.56
人工林地	$y=98.09e^{-1.00x}$	0.988	1.00	0.67	2.98

由 Olson 方程得到另外两个重要参数:凋落叶分解一半所需时间($t_{0.5}$)与分解 95%($t_{0.95}$)所需要的时间。由表 3 可以看出,各植被类型凋落叶 $t_{0.5}$ 与 $t_{0.95}$ 分别为介于 0.57~0.87 a 之间、2.30~4.03 a 之间。灌乔林凋落叶分解速度最快,分解 95%所需时间为 2.30 a,草地最慢分解 95%所需时间为 4.03 a。不同植被类型分解 95%所需时间依次为:草地 > 灌丛 > 乔木林 > 灌乔林,人工樟树林介于灌丛与乔木林之间。

3.3 凋落叶分解过程中有机碳、氮动态

从图 3 可以看出,各植被类型凋落叶初始有机碳含量介于 40.58%~48.89%之间,凋落叶碳含量依次表现为:灌乔林 < 草地 < 灌丛 < 乔木林,人工樟树林凋落叶初始有机碳含量最大。在整个分解培养期

间,各植被类型凋落叶有机碳含量均表现下降的趋势。至分解实验结束时,有机碳含量介于 37.37%~40.24%之间。与初始值相比,乔木林凋落叶有机碳含量下降比例最大为 22.01%,其次为樟树林、灌丛林、草地,灌乔林最小。整体上表现为凋落叶初始有机碳含量高则分解过程中含量下降程度越大,凋落叶初始有机碳含量影响分解过程中有机碳含量动态。从分解过程中有机碳随时间的动态变化来看,各植被类型凋落叶有机碳含量呈波动下降趋势。各植被类型凋落叶有机氮初始含量介于 6.89~19.81 $mg \cdot g^{-1}$ 之间,表现为:草地(6.89) < 灌丛(10.15) < 乔木(11.55) < 灌乔(19.81),人工樟树林为 12.43 $mg \cdot g^{-1}$ 。在分解实验期间,各植被类型凋落叶全氮含量呈现出随时间而波动上升的趋势。至实验结束时,全氮含量介于

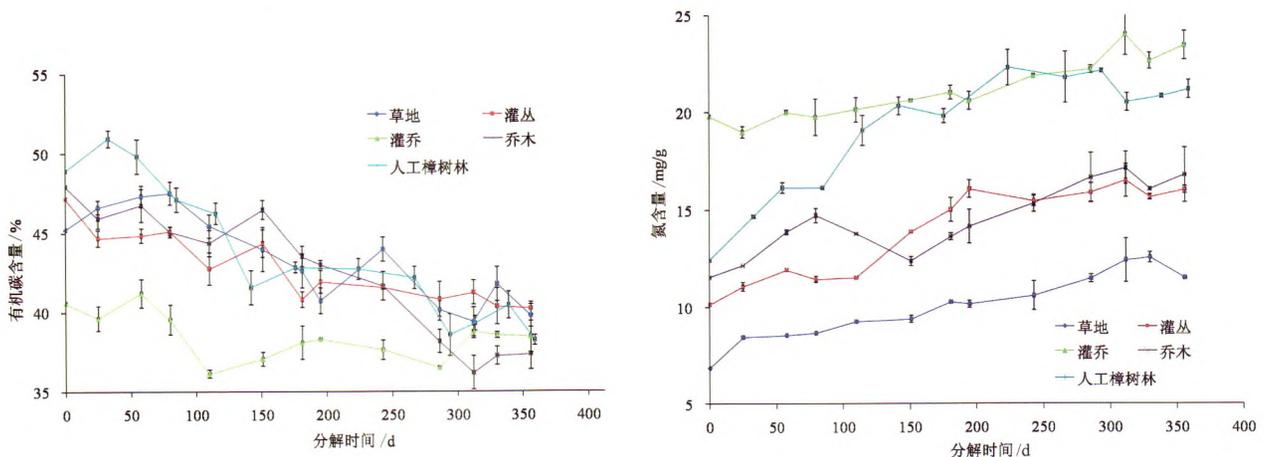


图 3 凋落叶有机碳、氮含量动态

Fig. 3 Dynamic state of content of organic carbon and nitrogen of leaf litter during decomposition period

11.51~23.89 mg · g⁻¹之间,与初始值相比,凋落叶全氮含量上升比例依次为:灌乔<乔木林<灌丛<草地,人工樟树林凋落叶全氮上升比例最大,各植被类型全氮上升的比例与初始含量值之间呈负相关关系。从凋落叶分解过程中全氮含量随时间的动态关系来看,基本上呈现出在实验前期,全氮含量呈波动上升的趋势,在实验结束时,有波动下降的趋势。

从图 4 可以看出,在凋落叶分解期间,凋落叶有机碳释放率随分解时间延长而呈现逐渐增加的趋势。整个实验期间,凋落叶有机碳均表现为释放的状态,至实验结束时各植被类型凋落叶有机碳释放率依次表现为:草地(58.51%)<灌丛(61.73%)<灌乔林(71.21%)<乔木林(72.94%),人工樟树林碳释放率介于灌乔林与乔木林之间。从有机碳释放率随时间的动态关系来看,释放速率随时间的变化趋势与凋落

叶质量损失率随时间的变化趋势相似。从图 4 凋落叶氮释放率动态可以看出,凋落叶全氮在分解实验期间表现为固持与释放并存的状态。草地、灌丛、乔木林以及人工樟树林均表现出在分解前期氮素固持,在分解中后期氮素释放的变化,呈现出固持—释放的变化趋势。而灌乔林凋落叶在整个分解实验期间一直表现为氮素的释放。至分解实验结束时,各植被类型凋落叶氮素释放率分别为:草地(21.24%)<灌丛(29.10%)<乔木林(49.64%)<灌乔林(63.95%),人工樟树林为 36.65%。从氮素释放率随时间的动态变化来看,在实验初期(前 80 d)内,乔木林凋落叶表现为氮素的固持状态,草地、樟树林氮素固持分别持续到 110 d 与 140 d,灌丛则持续到 240 d(期间有短暂释放过程)。随后,各植被类型氮素释放率均表现出随时间波动上升的趋势。

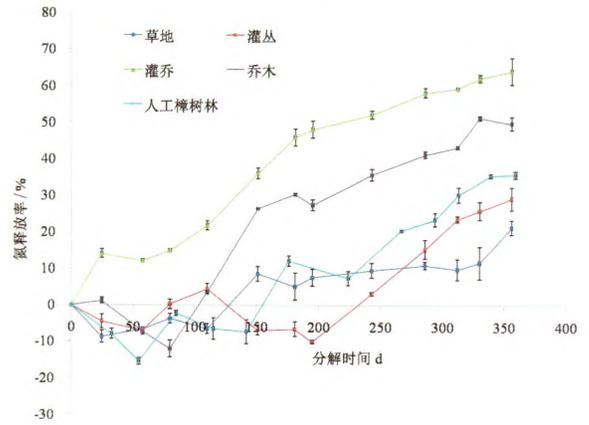
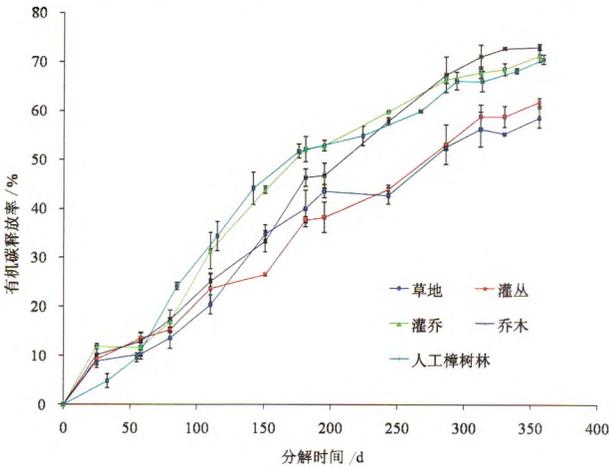


图 4 凋落叶有机碳、氮释放动态

Fig. 4 Dynamic state of organic carbon and nitrogen release rate of leaf litter during decomposition period

从图 5 可以看出,凋落叶分解过程中 C/N 随时间而呈现出波动降低的趋势。各凋落叶的初始 C/N 依次为:灌乔林(20.5)<乔木林(41.5)<灌丛(47.5)<草地(65.7),人工樟树林为 39.3。经过 1 a 的分解期,各样地凋落叶 C/N 均有不同程度的降低,其中人工樟树林地下降比例最大,为 54%,草地、灌丛、乔木林下降比例相当,介于 46%~47%之间,灌乔林地凋落叶降低比例最小,为 20%。在凋落叶分解过程中,草地、灌丛、乔木林与人工樟树林凋落物 C/N 在分解前期下降速度较快,在后期较慢,而灌乔林在整个分解实验期间波动幅度不大。

3.4 凋落叶分解与土壤碳、氮的关系

由表 4 可以看出,凋落叶分解系数(k)、有机碳释放率、氮释放率与土壤总有机碳、氮,轻组有机碳、氮

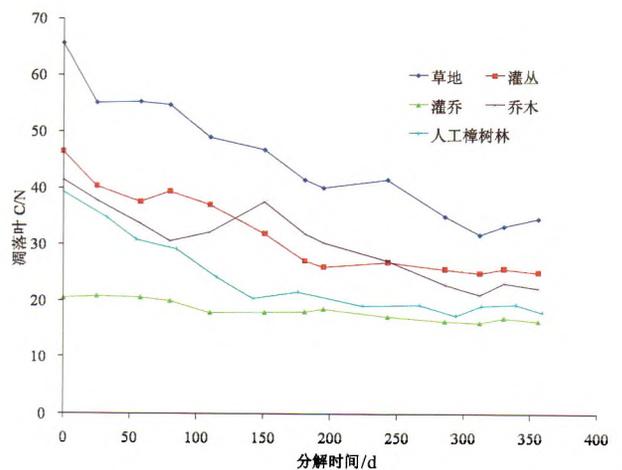


图 5 凋落叶分解过程中 C/N 动态

Fig. 5 Dynamic state of leaf litter C/N ratio during decomposition period

之间均呈正相关关系,表明在植被恢复过程中随着凋落叶分解速率的增加以及有机碳、氮释放率增大,对土壤基质质量的改善作用明显。同时,凋落叶分解系数、

有机碳、氮释放率与土壤氮矿化速率、氨化速率、硝化速率之间呈正相关,尤其与硝化速率之间呈显著正相关关系,表明凋落叶分解有利于土壤供氮能力的提高。

表 4 凋落叶分解指标与土壤有机碳、氮之间相关分析

Table 4 Correlation between decomposition indexes of leaf litter and indexes of soil organic carbon/nitrogen

凋落叶	土壤有机碳、氮各指标相关系数						
	总有机碳含量	轻组有机碳含量	全氮含量	轻组氮含量	氮矿化速率	氨化速率	硝化速率
分解系数	0.83	0.80	0.70	0.84	0.79	0.38	0.97 * *
有机碳释放率	0.73	0.70	0.74	0.73	0.76	0.46	0.81
氮释放率	0.78	0.74	0.63	0.79	0.73	0.30	0.95 *

注: * 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$, $n = 5$ 。

土壤有机碳、氮在不同团聚体之间的分配关系能一定程度上反映有机碳、氮的积累过程。由凋落叶分解系数与土壤各粒径团聚体轻组碳、氮之间相关关系(表 5)可以看出,凋落叶分解系数与各粒径团聚体轻组碳、氮之间均呈正相关关系。在不同粒径团聚体之间,0.25~1 mm 以及 < 0.25 mm 粒径团聚体轻组有

机碳、氮含量及贮量与凋落叶分解系数之间的关系更为密切,相关性达到或接近显著水平($P = 0.05$, $r = 0.88$)。这表明凋落叶分解速率对小粒径团聚体轻组有机碳、氮的影响更为显著,同时也表明小粒径团聚体在土壤有机碳、氮积累中有重要作用。

表 5 凋落叶分解系数与各粒径团聚体轻组碳、氮之间相关分析

Table 5 Correlation between leaf litter decomposition rate and light faction organic carbon/nitrogen of soil aggregate-classes

碳氮指标	凋落叶分解系数与团聚体轻组碳、氮相关系数				
	5~10 mm	2~5 mm	1~2 mm	0.25~1 mm	< 0.25 mm
轻组碳含量	0.70	0.83	0.71	0.90 *	0.84
轻组碳贮量	0.62	0.63	0.35	0.78	0.85
轻组氮含量	0.77	0.82	0.80	0.94 *	0.84
轻组氮贮量	0.72	0.70	0.46	0.89 *	0.88 *

注: * 表示 $P < 0.05$, $n = 5$ 。

4 讨论

4.1 凋落叶质量损失动态

在岩溶脆弱生态区的植被恢复过程中,不同恢复阶段由于植被类型以及植物种类的不同,凋落物分解速率也有较大差异。本研究中,各植被恢复阶段主要优势种凋落物经过 1 a 的降解,质量损失率基本都在 50%~70% 之间,质量损失率略大于岩溶区相关研究^[17],分解系数表现为随植被恢复年限的延长呈增大的趋势,半分解所需时间以及分解 95% 所需时间呈降低趋势,表明植被恢复对土壤有机质的归还以及养分循环能力的增强有促进作用。有关植被群落演替的凋落物研究表明,原生林凋落物降解速率大于次生林^[20];在退化岩溶生态区弃耕或退耕后,恢复 25 a

的次生林其凋落物养分归还量已不低于原生林^[20]。在岩溶区的植被演替过程中,随着群落正向演替的推进,灌木丛、次生林、原生林的凋落物数量依次增加^[17]。因此,不管从凋落物降解还是从凋落物总量角度,岩溶脆弱生态区的植被恢复与重建对于加快凋落物向土壤的归还都有积极作用。

凋落物分解主要受环境因子、凋落物本身基质质量以及土壤生物分解作用的影响。相关研究表明,凋落物分解速率与气象因子之间有良好的相关关系,且降水较温度的影响更大^[29-30]。本研究在 1 a 的分解周期内,凋落物质量损失速率基本上呈现双峰型波动状态,表现出在 4-7 月份质量损失速率最大,其次在 10-11 月出现小高峰(图 2b)。4-7 月高峰主要受降雨淋溶以及微生物增殖等因素的影响,4 月份以后

逐渐进入雨季,降水量增大,凋落叶在前期积累的可溶性与易分解性物质在降雨淋溶作用下快速释放;同时,该时期土壤温度升高、湿度增大,微生物与土壤动物活动增强,导致凋落物质量损失速率增大。而10—11月高峰可能受新凋落叶陆续补充的影响,该时段落叶树种开始陆续落叶,新凋落叶对原凋落叶分解有“激发效应”;同时,进入秋季以后土壤温、湿度等环境条件较适宜微生物的生长,对凋落叶的分解能力增强。在凋落物分解实验末期,由于凋落叶易分解成分大量损失,难分解成分(木质素等)相对增多,基质质量降低,且进入冬季后土壤温度降低,温、湿度条件不适宜土壤微生物与动物活动,质量损失速率降低。研究区凋落叶表现出在雨季质量损失速率大的特征,一方面与植物生长物候期(展叶期、叶片成熟期)相一致,凋落物养分元素大量归还能满足植物快速生长期对养分的需求,促进植被恢复;另一方面,此时段雨热同期,高温高湿、凋落物分解速率较高、养分周转快,而岩溶区土层浅薄、不连续,水、养涵养能力较弱,养分流失风险相对较高,加强水土保持、提高土壤养分保蓄能力对植被恢复至关重要。

区域性气候条件背景下,凋落叶分解整体上表现为相似的年内变化趋势。但植被恢复不同阶段凋落叶质量损失速率之间的差异主要受凋落叶本身基质质量影响。本研究中凋落叶分解系数与凋落叶初始全氮含量、初始 N/P 之间呈显著正相关关系($P < 0.05$),与初始 C/N 之间呈显著负相关关系($P < 0.05$),与初始有机碳含量、初始磷含量呈负相关关系,但相关性不显著。这表明凋落叶初始氮含量以及 C/N 控制着凋落物分解速率的快慢。相关研究也认为,凋落物养分含量尤其是高的氮含量其分解速率会比较高^[31]。氮、磷等营养元素是土壤微生物增殖所必需的,凋落物氮、磷浓度越高,微生物的代谢活性越强,凋落物的分解速率也随之加快^[1]。初始有机碳与分解速率之间的正相关关系虽没达到显著水平,但是通过 C/N 关系显著影响分解速率,在碳源与能源充足的情况下,以氮为代表的营养元素的丰缺程度成了微生物活动的限制因子,因此高 C/N 限制了微生物利用凋落物的效率,降低了解速率。但表 6 结果也表明,凋落叶分解系数与初始磷含量之间相关性不显著,表明磷素含量不是本区控制凋落叶分解速率的主要影响因子。岩溶区石灰土富钙的特征,导致耕作期施入的化学肥料磷极易被土壤固定,退耕或弃耕后土壤磷素含量仍然维持在较高的水平^[32],磷素供应相对充足,对分解速率影响较小。根据植物叶片 N:P

可判断环境对植物生长的养分供应状况^[33],植被恢复各阶段主要建群种凋落叶的 N/P 依次为,草地(8) < 灌丛(20) < 灌乔(27) ≈ 乔木(27),人工樟树林(11 a)处于恢复初期阶段为 12,表明植被恢复初期或许存在氮素营养亏缺,而磷素供应相对充足,在恢复中后期土壤固定磷素逐步消耗,而氮素营养在生物地球化学物循环中逐步改善,磷素营养缺乏的可能性大于氮素。因此在植被恢复重建过程中应加强植物—土壤之间营养元素化学研究,合理调节营养元素供应,促进物质循环与养分平衡,推动植被恢复进程。

人工樟树林地凋落叶分解系数、半分解所需时间以及分解 95% 所需时间等凋落叶分解特征参数,介于灌乔林地与乔木林地之间,且樟树林地凋落叶初始氮含量略高于乔木林地凋落叶。较高的凋落物分解速率及高的营养元素含量和释放率,表明樟树林凋落叶对土壤碳、氮的归还能力较强,对土壤基质质量的提高有较强的促进作用。樟树林地属于退耕还林地,退耕时间只有 11 a 左右,因此樟树亦或是本研究区退耕还林与植被重建的理想树种之一。

4.2 凋落叶有机碳、氮释放

凋落物分解及养分释放,是土壤有机质转化与积累以及营养元素循环的重要过程之一,对改善土壤质量及提高土地生产力方面意义重大。本研究表明,各植被恢复阶段凋落叶经过 1 a 的分解,有机碳与全氮释放率随着植被恢复进程而呈上升趋势。有机碳释放率在 58.5% ~ 72.9% 之间,全氮释放率在 21.2% ~ 63.9%。不同植被恢复阶段,植被类型之间凋落叶有机碳释放率的差异小于全氮之间的差异,碳、氮释放率受初始氮含量以及 C/N 影响。在凋落叶分解过程中,有机碳表现出净释放,而氮除灌乔林地之外均表现出先富集后释放的动态过程(图 4),且残留凋落叶中 C/N 呈降低的趋势,这些与已有研究结果相类似^[12,31,34]。在有机碳的释放动态中,释放率的变化趋势与质量损失率的变化趋势具有一定的相似性,且有机碳释放率与凋落叶初始氮含量之间呈正相关关系,与 C/N 之间呈负相关关系(表 6)。而氮释放过程总体上也具有上升的趋势,但波动较大,且灌乔林地凋落叶氮一直处于释放状态。释放率也主要受到凋落叶初始氮含量及 C/N 的影响,从表 6 可以看出各样地凋落叶氮释放率与凋落物初始氮含量之间呈显著正相关关系,与 C/N 之间呈显著负相关关系。在有机碳充足的情况下,凋落物氮的富集与释放主要受氮含量以及 C/N 的控制,相关研究也认为,微生物对营养元素的固定是影响凋落物养分动态的

重要过程,对氮的固定程度与凋落物初始 C/N 和可利用性氮的易获得性密切相关^[35]。在分解初期微生物强烈增殖,氮素相对缺乏,需从环境中吸收矿质养分以满足自身生长繁殖的需要,表现为氮素养分的微生物固持,推迟养分元素的释放,随着分解作用的进行,C/N 逐步降低,氮素营养相对富足,分解过程表

现出养分的释放。同时,本研究也显示,进入 4 月份以后,各植被类型凋落叶陆续开始释放氮素营养,此时正值植物进入快速生长期,凋落叶养分归还能缓解植物旺盛生长对养分的需求,是植物与环境之间相互适应耦合的结果。

表 6 凋落叶分解指标及有机碳、氮释放率与初始有机碳、氮含量之间的关系

Table 6 Correlation between decomposition indexes of leaf litter and initial organic carbon/nitrogen content

	初始碳含量	初始氮含量	C/N	初始磷含量	C/P	N/P
分解系数	-0.41	0.88 *	-0.91 *	-0.46	0.28	0.88 *
有机碳释放率	-0.01	0.69	-0.79	-0.33	0.27	0.68
有机氮释放率	-0.53	0.91 *	-0.91 *	-0.38	0.18	0.85

注: * 表示 $P < 0.05, n = 5$ 。

4.3 凋落叶分解对土壤团聚体有机碳、氮的影响

凋落物是森林与土壤间进行物质与能量交换的主要环节之一,其凋落物量的大小、元素组成、分解速率及其元素富集对土壤理化性质、土壤发育均产生极大的影响^[36]。凋落叶分解是土壤有机质形成、积累的重要来源,土壤有机质是土壤团聚体形成过程中的重要胶结剂,团聚体的形成过程与机制不同,会导致不同级别团聚体有机碳含量与赋存状态存在差异。本研究表明凋落物分解速率与不同粒径团聚体轻组有机碳、氮之间关系密切,但密切程度有差异,与 0.25~1 mm 以及 <0.25 mm 粒径之间的相关性强于其他粒径(表 5),这表明分解过程中轻组有机碳、氮优先向小粒径团聚体输入。土壤轻组有机质主要来自新近加入到土壤的有机残落物,其在土壤有机质初期的转化与积累方面作用重大,研究表明多年保护性种植或耕作后,新有机碳的固定主要发生在 <0.25 mm 的团聚体中^[37],团聚体内颗粒有机质主要为土壤黏粒包裹的植物残落物^[38]。由于土壤有机质很少以游离态形式存在于土壤中,而是被矿质颗粒牢固地吸附,与之结合在一起形成有机-无机复合体,团聚体粒径越小,比表面越大,吸附能力越强,吸附有机质也越多^[39],有机碳、氮也随之被积累。团聚体的形成是层次性多级聚合的过程^[40],凋落叶在分解过程中,已部分降解或破碎损失的有机残体优先与土壤黏粒结合,形成小团聚体(1~0.25 mm、<0.25 mm),小团聚体在黏粒、真菌菌丝、根系以及微生物或植物根系分泌物等的作用下进一步形成大团聚体,轻组有机碳、氮首先在小团聚体中固定,继而在团聚体的逐级

团聚过程中转移到大团聚体中被保护起来。随着植被的演替,凋落物数量增多,分解速率增大,土壤有机碳、氮随团聚体的形成逐渐积累与贮存,土壤有机碳、氮的含量也逐渐提高。土壤有机质形成与积累与小粒径团聚体关系密切,因此在岩溶脆弱生态区的生态功能恢复与植被重建过程中,应减少人类活动干扰,加强水土保持工作,减少土壤中细小颗粒物随水流失,提高浅薄土壤层的保肥与抗水土流失能力,为土壤有机质的形成、转化创造良好条件。

5 结 论

(1)各植被类型凋落叶分解系数介于 0.73~1.33 之间,不同恢复阶段之间表现为:草地<灌丛<乔木林<灌乔林,人工樟树林地介于乔木林与灌乔林之间。随植被恢复年限的延长,凋落叶分解速率呈增加趋势。

(2)各植被类型凋落叶有机碳、氮净释放率介于 58.5%~72.9% 与 21.2%~63.9% 之间,有机碳在分解期间表现为净释放,有机碳、氮释放率随植被恢复年限的延长呈增加趋势。凋落叶分解速率、有机碳、氮释放率主要受初始氮含量、C/N、N/P 控制。

(3)凋落叶分解与养分释放对土壤有机碳、氮含量的提高有促进作用。其中,凋落叶分解速率与 0.25~1 mm、<0.25 mm 粒径团聚体轻组有机碳、氮之间关系密切,在植被恢复过程中,轻组有机碳、氮优先向小粒径团聚体输入,小粒径团聚体在有机碳形成积累中起关键作用。

参考文献

- [1] Polyakova O, Billor N. Impact of deciduous tree species on litter fall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands[J]. *Forest Ecology and Management*, 2007, 253(1-3): 11-18.
- [2] Wang Q K, Wang S L, Huang Y. Comparisons of litter fall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China[J]. *Forest Ecology and Management*, 2008, 255(3-4): 1210-1218.
- [3] Nave L E, Vance E D, Swanston C W, et al. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. [J]. *Geoderma*, 2009, 153(1-2): 231-240.
- [4] Szanser M, Ilieva-Makulec K, Kajak A, et al. Impact of litter species diversity on decomposition processes and communities of soil organisms[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(1): 9-19.
- [5] 杨玉盛, 郭剑芬, 林鹏, 等. 格氏栲天然林与人工林枯枝落叶层碳库及养分库[J]. *生态学报*, 2004, 24(2): 359-367.
- [6] Vitousek P M, Turner D R, Parton W J, et al. Litter Decomposition on the Mauna Loa Environmental Matrix, Hawaii: Patterns, Mechanisms, and Models[J]. *Ecology*, 1994, 75(2): 418-429.
- [7] 王景燕, 胡庭兴, 龚伟, 等. 天然林人工更新后枯落物对土壤微生物数量及有效养分含量的影响[J]. *四川农业大学学报*, 2010, 28(3): 285-290.
- [8] 葛晓改, 肖文发, 曾立雄, 等. 不同林龄马尾松凋落物基质质量与土壤养分的关系[J]. *生态学报*, 2012, 32(3): 852-862.
- [9] 蓝家程, 傅瓦利, 袁波, 等. 岩溶山区土地利用方式对土壤活性有机碳及其分布的影响[J]. *中国岩溶*, 2011, 30(2): 175-180.
- [10] 侯玲玲, 毛子军, 孙涛, 等. 小兴安岭十种典型森林群落凋落物生物量及其动态变化[J]. *生态学报*, 2013, 33(6): 1994-2002.
- [11] 陈强, 赵雨森, 辛颖, 等. 大兴安岭北坡火烧迹地植被恢复后枯落物与土壤持水能力研究[J]. *土壤通报*, 2013, 44(2): 308-313.
- [12] 李海涛, 于贵瑞, 李家永, 等. 亚热带红壤丘陵区四种人工林凋落物分解动态及养分释放[J]. *生态学报*, 2007, 27(3): 898-908.
- [13] 季晓燕, 江洪, 洪江华, 等. 模拟酸雨对亚热带三个树种凋落叶分解速率及分解酶活性的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(7): 2027-2035.
- [14] 武启骞, 吴福忠, 杨万勤, 等. 季节性雪被对高山森林凋落物分解的影响[J]. *植物生态学报*, 2013, 37(4): 296-305.
- [15] 史学军, 潘剑君, 陈锦盈, 等. 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响[J]. *环境科学*, 2009, 30(6): 1832-1837.
- [16] 宋影, 辜夕容, 严海元, 等. 中亚热带马尾松林凋落物分解过程中的微生物与酶活性动态[J]. *环境科学*, 2014, 35(3): 1151-1158.
- [17] 俞国松, 王世杰, 容丽, 等. 茂兰喀斯特森林主要演替群落的凋落物动态[J]. *植物生态学报*, 2011, 35(10): 1019-1028.
- [18] 黄宗胜, 符裕红, 喻理飞. 喀斯特森林植被自然恢复中凋落物现存量及其碳库特征演化[J]. *林业科学研究*, 2013, 26(1): 8-14.
- [19] 贾红杰, 傅瓦利, 甄晓君, 等. 岩溶山区不同利用方式下土地蓄水能力研究: 以重庆市中梁山为例[J]. *中国岩溶*, 2007, 26(4): 304-309.
- [20] 曾昭霞, 王克林, 曾毅平, 等. 桂西北喀斯特区原生林与次生林凋落叶降解和养分释放[J]. *生态学报*, 2012, 32(9): 2720-2728.
- [21] 曾昭霞, 王克林, 刘孝利, 等. 桂西北喀斯特森林植物凋落叶-土壤生态化学计量特征[J]. *植物生态学报*, 2015, 39(7): 682-693.
- [22] 胡宁, 马志敏, 蓝家程, 等. 石漠化山地植被恢复过程土壤团聚体氮分布及与氮素矿化关系研究[J]. *环境科学*, 2015, 36(9): 3411-3421.
- [23] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科技出版社, 1978.
- [24] Bhogal A, Hatch D J, Shepherd M A, et al. Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in arable soils [J]. *Plant and Soil*, 1999, 207(1): 15-28.
- [25] Hatch D J, Bhogal A, Lovell R D, et al. Comparisons of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32(4): 287-293.
- [26] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [27] 马志良, 高顺, 杨万勤, 等. 亚热带常绿阔叶林 6 个常见树种凋落叶在不同降雨期的分解特征[J]. *生态学报*, 2015, 35(22): 7553-7561.
- [28] Olson J S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems[J]. *Ecology*, 1963, 44(2): 322-331.
- [29] 刘忠宽, 汪诗平, 韩建国, 等. 内蒙古温带典型草原植物凋落物和根系的分解及养分动态的研究[J]. *草业学报*, 2005, 14(1): 24-30.
- [30] 曲浩, 赵学勇, 赵哈林, 等. 科尔沁沙地 3 种灌木凋落物分解速率及其与关键气象因子的关系[J]. *中国沙漠*, 2010, 30(4): 844-849.
- [31] Yang X, Chen J. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(5): 910-918.
- [32] 胡宁, 袁红, 蓝家程, 等. 岩溶石漠化区不同植被恢复模式土壤无机磷形态特征及影响因素[J]. *生态学报*, 2014, 34(24): 7393-7402.
- [33] 曾德慧, 陈广生. 生态化学计量学: 复杂生命系统奥秘的探索[J]. *植物生态学报*, 2005, 29(6): 1007-1019.
- [34] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 等. 三江平原沼泽湿地枯落物分解及其营养动态[J]. *生态学报*, 2006, 26(5): 1297-1302.
- [35] Köchy M, Wilson S D. Litter Decomposition and Nitrogen Dynamics in Aspen Forest and Mixed-Grass Prairie[J]. *Ecology*, 1997, 78(3): 732-739.
- [36] 赵其国, 王明珠. 我国热带亚热带森林凋落物及其对土壤的影响[J]. *土壤*, 1991, 23(1): 8-15.
- [37] Gerzabek M H, Haberhauer G, Kirchmann H. Soil organic matter pools and carbon-13 natural abundance in particle-size fractions of along-term agricultural field experiment receiving organic amendments [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65(2): 352-358.
- [38] Razafimbelo T M, Albrecht A, Oliver R, et al. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems [J]. *Soil and*

- Tillage Research, 2008, 98(2):140-149.
- [39] 邱莉萍, 张兴昌, 张晋爱. 黄土高原长期培肥土壤团聚体中养分和酶分布[J]. 生态学报, 2006, 26(2):364-372.
- [40] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. Journal of Soil Science, 1982, 33(2):141-163.

Leaf litter decomposition characters and impact on soil organic carbon/nitrogen in different vegetation restorations of karst rocky desertification: An example of the Zhongliang mountain in Chongqing

HU Ning^{1,2}, MA Zhimin³, LAN Jiacheng⁴, WU Yuchun², FU Wali², YUAN Hong⁵, LOU Luling¹

(1. Seismological Bureau of Xinxiang, Xinxiang, Henan 453000, China;

2. School of Geographical Sciences, Southwest China University /Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir (Ministry of Education), Chongqing 400715, China;

3. The First Middle School of Xinxiang, Xinxiang, Henan 453000, China;

4. Institute of South China Karst, Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550001, China;

5. College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha, Hunan 410128, China)

Abstract Restoring vegetation and improving soil quality is key to the control of rocky desertification. Soil organic carbon/nitrogen is not only the key component of soil quality, but also the basic role in the soil fertility system. In this study the Shiqing village in Nanchuan, a typical man-made vegetation restoration base, and the Zhongliang mountain in Beibei, a typical natural vegetation restoration pattern, were chosen as the study sites. In these areas, some typical sample plots were selected based on the field investigation and leaf litter of dominant plant species was collected. Then the treated leaf litter was filled into litter bags and was buried in the respective sample plots. At the same time, some 0—10 cm layered soil samples were collected in the vicinity of buried litter bag site in every experimental plot. In order to probe into leaf litter decomposition characters in the process of vegetation recovery, and the impact of leaf litter decay on soil organic carbon/nitrogen accumulation and nitrogen supply in karst rocky desertification areas, leaf litter decomposition rate of dominant plant species and organic carbon/nitrogen release rate were examined using the litter bag burying method, and the correlation between leaf litter decomposition and soil organic/nitrogen was analyzed in this study. On the basis of this analysis, this work discussed the key aggregate-size in the process of organic/nitrogen accumulation. The main results are as follows, the coefficient k of leaf litter decomposition varies from 0.73 to 1.33. On different sampling lands, the k value shows a tendency of grass land < brush land < arbor land < brush-arbor land. The k value of *Cinnamomum camphora* tree land is greater than arbor land and less than shrub-arbor land. With the extension of vegetation recovery, leaf litter decomposition rate increases. At the same time, organic carbon of leaf litter shows a releasing status during the decomposition period; and the release rate of organic carbon varies in 58.5%—72.9%, while the release rate of organic nitrogen varies in 21.2%—63.9%. The study results also show that the leaf litter decomposition rate and organic carbon/nitrogen release rates are controlled mainly by the initial nitrogen content and C/N ratio of leaf litter. Furthermore, there is a significantly positive relationship between the leaf litter decomposition rate and the light fraction organic carbon/nitrogen contents of the soil aggregate of 0.25—1 mm and <0.25 mm classes. Accordingly, the light fraction organic carbon/nitrogen is preference of the process to smaller aggregate-sizes in the leaf litter decomposition period. So in the process of accumulation, active organic carbon and nitrogen are in superior to the smaller sizes of aggregate, and the smaller size aggregates play an important role in this process. Therefore, the leaf litter decomposition is an important role in the vegetation recovery process. On one hand, the litter decomposition could provide nutrients for plant growth; on the other hand, it could promote the formation and accumulation of soil organic matters. In the process of vegetation succession, the work of soil and water conservation should be strengthened, so as to improve the capacity of absorption and storage of soil nutrients.

Key words leaf litter decomposition, soil aggregates organic carbon/nitrogen, soil organic carbon/nitrogen accumulation, vegetation restoration process, karst rocky desertification

(编辑 黄晨晖)