

DOI: 10.5846/stxb201801160125

高敏敏, 万凌凡, 马燕天, 邹锋, 何亮, 刘以珍, 葛刚. 水淹条件下灰化藁草和藨草活体、枯落物分解过程的比较. 生态学报, 2018, 38(21): - .
Gao M M, Wan L F, Ma Y T, Zou F, He L, Liu Y Z, Ge G. A comparative study on the underwater decomposition of live and dried *Carex cinerascens* and *Phalaris arundinacea*. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(21): - .

水淹条件下灰化藁草和藨草活体、枯落物分解过程的比较

高敏敏¹, 万凌凡¹, 马燕天^{1,2}, 邹锋¹, 何亮², 刘以珍^{1,2}, 葛刚^{1,2,*}

1 南昌大学生命科学学院, 南昌 330031

2 鄱阳湖环境与资源利用教育部重点实验室, 南昌 330031

摘要:为了揭示鄱阳湖湿地活体植物和自然枯落物在水淹条件下分解过程的差异,以鄱阳湖湿地优势植物物种灰化藁草(*Carex cinerascens*)和藨草(*Phalaris arundinacea*)为研究对象,采用分解袋法开展室内模拟实验。植物样品设置新鲜和风干两种处理,分别模拟活体植物和自然枯落物在水下的分解过程。研究表明:(1)在 180 d 的淹水实验过程中,两种处理下的灰化藁草和藨草的分解过程都具有阶段性,前期分解速率较快,后期较慢。(2)两种植物枯落物的分解速率与植物 C/N 比有显著相关性,而活体植物的分解速率与植物 C/N 比相关性不强。(3)活体植物和自然枯落物的水下分解速率与物种有关,藨草活体比藨草枯落物分解速率快,而藁草活体比藁草枯落物分解速率慢。(4)模拟实验结束时活体植物仍有 34%—43% 未分解,我们推测鄱阳湖丰水期退水后大量洲滩植被消失的原因并非是植被在水淹下完全分解,而是一部分植被被水生动物啃噬或被水流冲走。
关键词:鄱阳湖;分解速率;灰化藁草;藨草;淹水期

A comparative study on the underwater decomposition of live and dried *Carex cinerascens* and *Phalaris arundinacea*

GAO Minmin¹, WAN Lingfan¹, MA Yantian^{1,2}, ZOU Feng¹, HE Liang², LIU Yizhen^{1,2}, GE Gang^{1,2,*}

1 School of Life Sciences Nanchang University, Nanchang 330031, China

2 Key Laboratory of Environment and Resource Utilization of Poyang Lake, Ministry of Education, Nanchang 330031, China

Abstract: To reveal the difference in the rates of underwater decomposition between living plants and litters in Poyang Lake wetland, this study was conducted involving a microcosm experiment with two predominant species—*Carex cinerascens* and *Phalaris arundinacea*—using the litter bag method. Fresh and dried plant samples were prepared to simulate the decomposition processes of living plants and natural litters, respectively. The results showed that: (1) The decomposition process of both plants (*C. cinerascens* and *P. arundinacea*), lasting 180 days, had a quick primary stage and a slower later stage. (2) The decomposition rates of both litter samples were significantly correlated with their C/N ratios, but similar correlation was not found in the living samples. (3) The underwater decomposition rate was related with the species; the living *P. arundinacea* decomposed faster than its litters, while living *C. cinerascens* decomposed slower than its litters. (4) At the end of the experiment, 34%—43% of the living plants remained undecomposed. We speculated that aquatic erosion and foraging by animals had important contribution to the disappearance of large plants after the lowering of water levels in the Poyang Lake wetland.

基金项目:国家自然科学基金项目(31560143)和江西省水利厅科技项目(KT201505)资助

收稿日期:2018-01-16; 网络出版日期:2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: gge@ncu.edu.cn

Key Words: Poyang Lake; decomposition rate; *Carex cinerascens*; *Phalaris arundinacea*; flooding period

湿地是全球最大的碳库,湿地生态系统中碳的收支平衡对于全球碳预算至关重要^[1]。湿地植物构成了整个生态系统初级生物量的主体,湿地植物枯落物分解速率的快慢,直接影响到碳、氮、磷等营养元素向土壤库的归还过程,进而影响地上植被的群落构建以及湿地碳存储过程^[2-3]。同时,枯落物分解过程中释放的二氧化碳,以及土壤中有机碳发酵产生的甲烷等温室气体也会对全球气候变化产生深远影响^[4-5]。因此对湿地枯落物分解的研究,是了解湿地生态系统物质循环和生态功能的基础,具有十分重要的科学意义。

湿地水文条件的变化影响着湿地植被的分解过程和分解速率^[6]。刘白贵等研究挺水植物枯落物分解发现淹水对植物分解速率影响不显著^[7],而陆珺等研究发现部分水淹对芦苇立枯物分解有促进作用,但完全水淹会抑制立枯物分解^[8]。在淹水梯度方面,Xie 研究发现浅水水淹对枯落物分解的促进程度大于深水淹没^[6],Straková 在泥炭沼泽地中发现水位下降促进枯落物的分解^[9]。在淹水时长及频率方面,有研究表明淹水时间越长、水淹频率越大,枯落物分解速率也越快^[10]。Dan 研究揭示湿地凋落物分解具有典型的阶段性,水淹时间是驱动分解的唯一要素而非其它水环境变量^[11]。另外 Cornwell 研究表明植物物种性状是凋落物分解率的主要控制因素^[12]。因此,水文条件和凋落物本身的性质都影响着枯落物的分解^[9,13]。尽管前人对于水淹条件下湿地枯落物分解进行大量研究,但由于分解过程的复杂性,许多研究并没有得出一致的结论。目前已有的大量报道均是针对湿地植物进入自然死亡期后的枯落物开展的,对尚处于生长旺盛期的湿地植物在水淹胁迫下的分解过程及分解机理的研究仍很少被关注。

鄱阳湖是我国最大的过水型浅水草洲湖泊,湖滨湿地生长并发育着大量的湿地植物极大的丰富了湿地生态系统多样性^[14]。在对鄱阳湖湿地生态系统的长期观测中发现,由于鄱阳湖独特的水文节律,湿地植物的死亡分解过程具有不同于一般湿地的特征。每年五月湖泊迎来丰水期,大面积的洲滩湿地处于水淹状态,一方面,自然死亡的湿地植物枯落物在水下进行分解;另一方面,大量湿地活体植物生长正处于旺盛期,在水淹胁迫下湿地植物首先进入水下休眠,如丰水期过长(6个月)湿地植物则死亡分解,退水后鄱阳湖洲滩植被均不见踪迹,呈现出裸露的光滩地^[15],这一分解过程明显不同于自然死亡枯落物的分解过程。如此大量的湿地植物是否被完全分解?如完全分解,这一快速分解过程是如何完成的?因此我们提出假设认为:(1)水淹条件下湿地植被并不会被完全分解,而是一部分被水流冲走;(2)水淹条件下活体植物与自然死亡枯落物分解过程不同,活体植物分解速率快于枯落物。基于此背景下,本研究选取鄱阳湖最典型的湿地植物灰化藎草(*Carex cinerascens*)和藎草(*Phalaris arundinacea*)开展湿地植物分解过程的室内模拟实验,研究在水淹条件下湿地活体植物和自然枯落后植物的分解差异。本实验的开展对于了解湿地营养元素归转具有重要意义,有利于鄱阳湖湿地的科学管理。

1 材料与方法

1.1 试验设计

本研究以鄱阳湖湿地优势植物灰化藎草和藎草为研究对象,藎草和藎草均为多年生草本湿生植物。藎草群落是鄱阳湖分布最广、面积最大的群落类型,以克隆繁殖为主,有春草和秋草两个生长阶段,生长高程略高于藎草;其中灰化藎草是主要的优势种,高度一般为 60—80 cm,盖度大于 95%。藎草一般分布在含沙量较高的河湖相沉积滩地,从退水后开始生长,至第二年 4—5 月达生物量顶峰,其群落盖度随洲滩出露时间波动较大。

本研究采用分解袋法进行室内模拟实验。于 2016 年 5 月下旬在南矶山湿地收割灰化藎草、藎草的新鲜样品带回实验室,仔细剔除泥沙等杂质后备用。样品分别做两部分处理,一部分将新鲜植物风干,并称取 10 g 风干藎草、藎草分别装入分解袋(200 目尼龙网,10 cm×15 cm),此处理为模拟植物自然死亡后枯落物的分解过程。另一部分根据多次测定的藎草和藎草的含水量(54.20%和 61.05%)称取 20 g 新鲜藎草和藎草分别装

入分解袋(其干质量为 10.84 g 和 12.21 g),此处理为模拟活体植物突然被水淹后的分解。将装有样品的分解袋放入 20 L 的塑料桶。事先在塑料桶底部铺放原位采集的泥沙(厚度 10 cm),最后加入蒸馏水 16 L,完全淹没分解袋,在实验过程中通过补加蒸馏水的方式维持稳定的淹水深度。每种处理设置 5 个重复,共计 20 个实验桶。

1.2 样品的采集与分析

鄱阳湖丰水期最长为 6 个月,因此模拟实验设置为同等时长,布样时间从 2016 年 5 月 27 日开始,动态取样时间为此后的第 30、60、90、120、150、180 d,共取样 6 次。每次分解袋取回后去除样品上的杂物,60℃烘干至恒重,计算剩余样品质量及分解速率。干燥样品磨碎过 40 目筛后,参照鲍士旦^[16]提供的方法分析植物残体的总有机碳(TOC)、总氮(TN)和总磷(TP)含量。

1.3 数据处理

根据时间衰减模型 $W_t = W_0 e^{-kt}$ 拟合分解模型^[17],可得到分解速率常数 $k(k^{-1})$ (t 为分解的时间(d), W_0 为枯落物的初始量, W_t 为经 t 天分解后枯落物的剩余量), $t_{0.95}$ 为 95% 的干物质被分解所需要的时间(a), 植物残留率 = W_t/W_0 。

植物分解过程中元素的积累或释放可用积累系数(NAI)表示: $NAI = (W_t \times X_t) / (W_0 \times X_0) \times 100\%$, 式中 W_t 为植物在 t 时刻的干物质重量, X_t 为 t 时刻植物中元素的浓度(g/kg), W_0 为植物的初始干物质重量, X_0 为植物中元素的初始浓度(g/kg)^[18]。

数据采用 SPSS 20.0 和 EXCEL 2013 进行显著性检验和图形绘制。

2 结果

2.1 植物分解过程中剩余干物质质量的动态变化和分解速率

从图 1 可以看出,植物分解速率具有明显的阶段性,在不同时段内分解速率不同。所有样品在最初 30 d 中的分解速率最快,生物量明显下降,植物残留率分别为初始值的 42.98% (藁草枯落物)、57.36% (藁草活体)、66.22% (藨草枯落物) 和 46.33% (藨草活体),并且它们各自之间差异显著($P < 0.05$)。根据时间衰减模型拟合方程,在为期 180 d 的分解实验中,藁草枯落物和藁草活体的分解速率常数 k 分别为 0.008 和 0.004; 藨草枯落物和藨草活体分别为 0.003 和 0.005 (表 1)。藨草活体比藨草枯落物分解速率快,而藁草活体比藁草枯落物分解速率慢。实验结束时,4 种样品未完全分解,残留率分别为初始值的 16.27% (藁草枯落物)、43.15% (藁草活体)、46.53% (藨草枯落物) 和 34.17% (藨草活体)。

表 1 枯落物物质残留率(y)与分解天数(x)间的指数方程及其相应参数

Table 1 Equations and parameters of relations between litter mass remaining (y) and decomposition days (x)

样品类型 Sample types	一次指数拟合模型 First-order exponential simulation model	k	R^2	$t_{0.95}$ (a)
藁草枯落物 <i>C. cinerascens</i> litter	$y = 0.7243e^{-0.008x}$	0.008	0.8856	1.03
藁草活体 Living <i>C. cinerascens</i>	$y = 0.8539e^{-0.004x}$	0.004	0.8492	2.05
藨草枯落物 <i>P. arundinacea</i> litter	$y = 0.7383e^{-0.003x}$	0.003	0.6202	2.74
藨草活体 Living <i>P. arundinacea</i>	$y = 0.6616e^{-0.005x}$	0.005	0.6212	1.64

k : 分解速率常数 Constant of decomposition rate; $t_{0.95}$: 95% 干物质分解需要的时间(a) Time (a) needed for 95% of dry mass decomposed

2.2 植物分解过程中各营养元素含量动态变化

在图 2 中, a、b、c 分别表示了植物残体中各元素含量的变化, d、e、f 表示了各元素的 NAI 值动态。元素含量的变化只能说明在分解过程中该元素在植物残体中所占的比例, 不能直接反映分解过程中元素的损失情况, 所以我们通过在每个分解阶段元素含量占初始量的百分比来表示元素损失程度。NAI < 100%, 说明植物分解过程中元素发生了净释放, NAI > 100%, 说明植物分解过程中元素发生了净积累。

在整个分解过程中,4种样品 TOC 含量变化的趋势不同(图 2a)。藁草活体 TOC 含量整体呈上升趋势,个别时段有波动;而藁草枯落物 TOC 含量升高到第 150 d 后开始下降。藁草活体和藁草枯落物在前 120 d TOC 含量变化趋势相同,先升高后降低;在 120 d 后,藁草枯落物含量持续降低,但藁草活体含量升高。整个分解过程中,藁草活体的 TOC 含量始终高于藁草枯落物。4 种样品 TOC 的 NAI 值一直下降,即都发生了净损失(图 2d)。在最初 30 d 的分解中 TOC 释放率最大,到 210 d 时,藁草枯落物、藁草活体、藁草枯落物、藁草活体中 TOC 的 NAI 值分别为初始值的 16.86%、49.84%、44.80%和 38.26%。藁草枯落物 TOC 的 NAI 值小于藁草活体,而藁草枯落物 TOC 的 NAI 值大于藁草活体。

分解过程中 4 种样品的 TN 含量变化趋势不同(图 2b)。藁草活体和藁草枯落物的 TN 含量变化波动较小,藁草活体 TN 含量呈上升趋势;藁草枯落物 TN 含量波动较大,分解前 60 d TN 含量明显升高,随后降低,到 120 d 后又开始上升。实验结束时,藁草枯落物、藁草活体、藁草枯落物和藁草活体的 TN 含量分别为初始值的 158.11%、107.10%、96.19%和 145.93%。在整个分解过程中,藁草枯落物的 TN 含量始终高于藁草枯落物,而藁草枯落物 TN 含量始终低于藁草枯落物。从 TN 的 NAI 值来看(图 2e),4 种样品 TN 都发生了净释放,在局部时期有相对净积累。在前 30 d 的分解中 4 种样品 TN 的 NAI 值快速下降。藁草枯落物的 NAI 值在第 60—90 d 骤降,从 75.70%降低到 32.84%。藁草枯落物的 NAI 值在 30—150 d 有升高趋势。实验结束时,4 种样品 TN 的 NAI 值分别为初始的 25.52%(藁草枯落物)、49.52%(藁草活体)、43.45%(藁草枯落物)和 49.98%(藁草活体)。

4 种样品的 TP 含量随分解时间的变化波动较大(图 2c),藁草枯落物、藁草活体和藁草枯落物的 TP 含量在前 30 d 分解过程中均出现降低的现象,而藁草活体 TP 含量上升,随后 4 种样品 TP 含量呈不断上下波动变化。实验结束后,藁草枯落物和藁草活体的 TP 含量分别为初始含量的 51.10%和 50.33%,藁草枯落物和藁草活体分别为 98.06%和 91.20%。从 TP 的 NAI 值变化看(图 2f),藁草活体和藁草活体的 NAI 值持续下降,藁草枯落物和藁草枯落物在第 30—60 d 出现升高趋势。在 210 d 的分解实验结束时,藁草枯落物、藁草活体、藁草枯落物、藁草活体的 NAI 值分别降低到 8.95%、31.76%、44.16%、31.21%。在整个分解过程中,藁草枯落物 NAI 值持续小于藁草活体,藁草活体的 NAI 值小于藁草枯落物。

2.3 植物分解过程中 C/N 比和 C/P 比的动态变化

在整个分解过程中,藁草枯落物和藁草活体的 C/N 比始终高于藁草枯落物和藁草活体(图 3a)。藁草枯落物的 C/N 比在第 30 d 时降低到最小值,然后升高到第 120 d 后又逐渐降低,而藁草活体 C/N 比波动不明显。与藁草枯落物不同的是,在分解过程中藁草枯落物 C/N 比在第 30 d 时增高到最大然后持续降低,藁草活体 C/N 比呈现下降—升高—下降的波动变化。4 种样品的 C/P 比呈整体升高趋势。藁草初始 C/P 比(1131.65)相对藁草(752.37)较高(图 3b),两者之间差异显著($P < 0.05$)。

2.4 植物元素组成对分解速率的影响

根据植物在分解过程中分解速率和各元素含量的相关性分析可知,藁草枯落物分解速率与 C/N 比呈显著负相关;藁草活体的分解速率与 TP 呈显著正相关,与 C/P 比和 N/P 比呈显著负相关($P < 0.05$) (表 2)。藁草枯落物的分解速率与 TN 呈显著负相关,与 C/N 比呈显著正相关($P < 0.01$);藁草活体的分解速率与 TP 呈显著正相关($P < 0.01$),与 C/N 比和 C/P 比均无显著相关性。

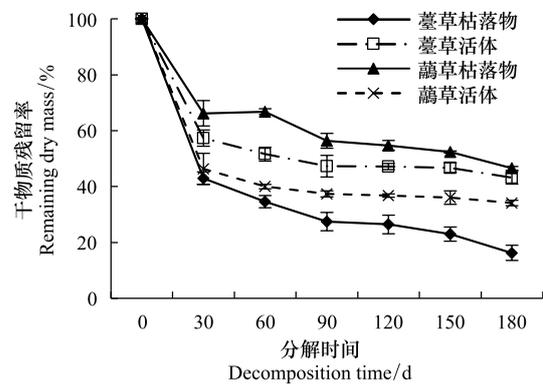


图 1 植物分解过程中干物质残留率

Fig. 1 The remaining dry mass during decomposition process

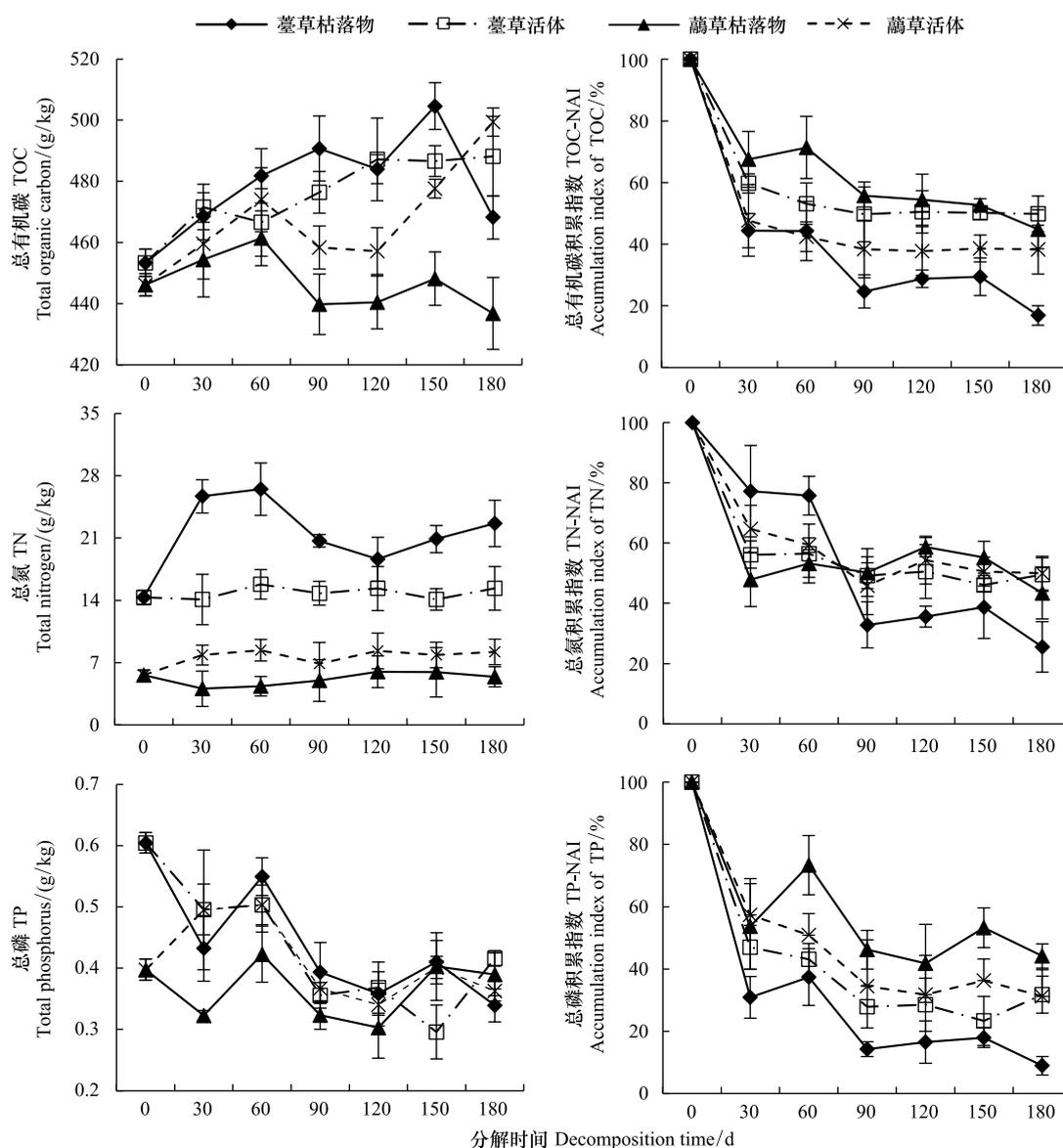


图 2 植物 TOC、TN、TP 含量变化以及 TOC、TN、TP 的 NAI 值

Fig.2 The concentration variation and NAI index of TOC, TN and TP during the decomposition process

TOC:total organic carbon;TN:total nitrogen;TP:total phosphorus;TOC-NAI: Accumulation index of TOC;TN-NAI: Accumulation index of TN;TP-NAI:Accumulation index of TP

表 2 不同样品分解速率与营养元素化学计量间相关性分析

Table 2 Correlation analysis between decomposition rate and nutrient concentrations of different samples

样品类型 Sample types	总有机碳 TOC	总氮 TN	总磷 TP	碳氮比 C/N	碳磷比 C/P	氮磷比 N/P
藁草枯落物 <i>C. cinerascens</i> litter	-0.262	0.313	-0.060	-0.379 *	0.018	0.264
藁草活体 Living <i>C. cinerascens</i>	-0.294	-0.048	0.362 *	-0.012	-0.376 *	-0.392 *
藨草枯落物 <i>P. arundinacea</i> litter	-0.064	-0.466 **	-0.238	0.477 **	0.164	-0.114
藨草活体 Living <i>P. arundinacea</i>	-0.199	-0.063	0.405 *	-0.023	-0.240	-0.202

*. 在 0.05 水平(双侧)上显著相关; **. 在 0.01 水平(双侧)上显著相关; TOC:total organic carbon;TN:total nitrogen;TP:total phosphorus; C/N:total organic carbon/total nitrogen;C/P:total organic carbon/total phosphorus;N/P:total nitrogen/total phosphorus

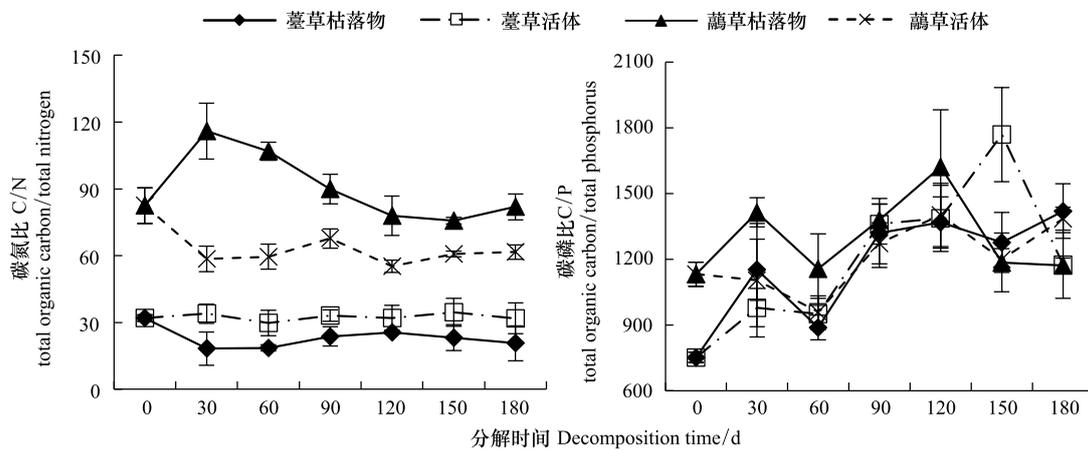


图3 植物分解过程中 C/N 和 C/P 的变化

Fig.3 Changes of C/N and C/P of plants during decomposition

C/N:total organic carbon/total nitrogen;C/P:total organic carbon/total phosphorus

3 讨论

3.1 活体植物和枯落物的水下分解速率因植物种类而异

植物分解是一个复杂的过程,是多种因素综合影响的结果^[19-20]。影响植物分解的因素包括了植物自身的质量、环境因素和生物因素^[21]。湿地植物的腐烂分解过程包含植物组织的水解、矿质成分及可溶性有机物的溶解、各类有机成分的酶解(植物细胞内的酶)和生物降解,微小颗粒的逸散等^[22]。本实验通过新收割活体藃草和藃草来模拟鄱阳湖湿地活体植物被水淹后的分解过程,而通过风干后的样品来模拟枯落物的水下分解过程。同种植物在不同处理下其干物质残留率不同,在前 30 d 的分解中,藃草枯落物、藃草活体、藃草枯落物、藃草活体的干物质损失率分别达到了 57.02%、42.64%、33.78% 和 44.67%。这与前人研究的结果规律相同,植物在最初第 1 个月中的分解速率最快,质量损失可达 30%—60%^[19,23]。这种较快的前期分解主要和前期水溶性物质及易分解的碳水化合物的快速淋溶和降解有关;随着分解的继续,木质素等难分解物质不断积累,导致植物的进一步分解受到抑制,分解速率明显减慢^[24]。本研究的结果表明,水淹胁迫下活体植物以及自然枯落物的基本分解规律相似,都具有明显的阶段性,前期分解较快,后期分解较慢。

对于许多湿生植物而言,短期的淹水过程并不能导致植物立刻死亡分解,长期淹水才会导致活体植物死亡。和枯落物相比,活体植物中含有大量有活性的分解酶如转化酶和蛋白酶^[25],另外活体植物中充足的水分利于微生物生长和繁殖,因而活体植物的分解速率往往要比枯落物更快。在本实验中,我们发现两种植物的新鲜样品和干枯样品的分解规律并不一致,藃草活体比藃草枯落物分解速率快,而藃草活体却比藃草枯落物分解速率慢。我们认为藃草活体较快的分解速率是由于细胞内的分解酶加速了其分解过程,而藃草活体较慢的分解速率可能与其进入死亡过程较慢有关。有研究发现,活体藃草植物在水淹 180 d 时植株依然保持活力,而活体藃草植株的主干已经枯萎^[26]。藃草和藃草在淹水下的生长状态、耐受能力与淹水深度和时间关系密切,藃草适应性广,能耐受完全水淹,而藃草的耐完全水淹能力相对较弱^[27]。水淹胁迫下藃草叶片单位质量丙二醛含量比藃草高,叶片膜脂过氧化严重,并且藃草中叶绿素含量和过氧化物酶活性都会降低,而相同条件下藃草可以通过提高叶绿素含量和过氧化物酶活性来增强耐受性^[28],因而这使得藃草进入死亡分解的过程较慢。而本实验中活体藃草虽然是离体植物,但在前 3 次取样过程中我们观察到藃草活体样品依然保持碧绿色,因此我们认为前期的淹水过程可能并不会导致藃草活体植物立刻死亡,因而藃草活体植物进入死亡分解的过程较慢,分解速率也相对较低。

3.2 植物分解过程中营养释放动态与植物本身质量有关

枯落物自身质量是影响枯落物分解难易程度的重要“基质”,主要决定于枯落物的营养元素和有机化合

物的种类和浓度,特别是在其它条件相同时,枯落物质量是影响分解的决定性因素^[29]。Lee 和 Buakveckas 的研究认为植物 C/N 比是表征枯落物分解速率的最理想指标,植物初始的 C/N 比值越小,N 含量越高,枯落物分解速率越快^[30]。本实验通过风干后的藁草和藨草来模拟枯落物的水下分解过程,研究发现,藁草枯落物的 N 含量高于藨草枯落物,并且具有较低初始 C/N 比的藁草枯落物(C/N=31.90)的分解速率比具有较高 C/N 比的藨草枯落物(C/N=82.40)的分解速率快,本实验结果与前人研究规律一致^[31-32]。

枯落物分解过程中营养物质含量的变化,受到枯落物自身质量和微生物活动的影响。植物中元素积累—释放取决于元素的损失率与重量的损失率之间的关系^[22]。本研究结果表明,4 种样品 C、N、P 的 NAI 值整体呈单调下降趋势,说明水淹胁迫下活体植物和枯落物都向环境中释放了大量的营养盐。藨草枯落物 N 的 NAI 值在分解后期有上升趋势,有相似研究表明,早期淹水条件下植物组织中可溶性蛋白快速的淋溶损失是导致植物 N 释放的主要原因^[33],而后期分解过程中出现 N 积累的现象与微生物对外源 N 的固定有关^[34]。4 种样品在分解早期(0—30d)P 的 NAI 值急剧下降,这可能与 P 主要以磷酸根离子或化合物的形态存在且极容易发生淋溶有关^[19]。但在分解的第 60 d,藁草枯落物和藨草枯落物 P 的 NAI 值略有升高,这可能是微生物自身生长过程中吸收养分造成的,说明分解过程中枯落物对 P 的积累和释放处于动态变化中,这与武海涛等研究结论相似^[19]。另外在整个分解过程中,藨草枯落物和藨草活体 P 的 NAI 值始终比藁草枯落物和藁草活体的高。这可能是由于藨草本身的 P 含量较低,初始的 C/P 比(1131.65)比藁草(752.37)高,分解受 P 的限制较强,需要增加 P 的含量以满足分解需求,因而藨草活体在分解初期并没有出现 P 含量的下降,而是出现轻微的升高现象。曾从盛在闽江河口湿地植物初期分解中 P 的变化也有相似结果^[35]。

3.3 水流冲刷作用和水生动物摄食作用加速了植物的分解

淹水对植物分解的影响是复杂的,不仅影响植物水分含量,还会受到水深、流速等非生物因素以及微生物、底栖动物的数量、种类等生物因素的影响^[36]。在本研究中,两种活体植物在实验结束后并没有分解完全,残留率达到 34%—43%。而鄱阳湖洲滩湿地植物在丰水期退水后几乎消失不见,呈现出裸露的光滩地,这说明鄱阳湖湿地植物在水淹胁迫下分解的同时,还有可能被水生动物啃噬或者被水流冲刷带走。Battle 等进行野外分解实验研究发现,在河流湿地流水区中大型无脊椎动物是主要的分解者,而在滞水区微生物是主要的分解者^[37]。本实验是在封闭的分解桶中进行的,微生物是最主要的分解者,而在鄱阳湖中,水位不断发生变化,水流等水动力造成的机械损伤(断裂或连根拔起)、病害、无脊椎动物啃食压力等最终使湿地植物地上部分大量死亡^[29],加速了植物的分解。因而在室内受控实验的基础上,进一步实施原位的模拟实验才能更加真实地研究自然分解过程,这也为我们的进一步研究指明了方向。

鄱阳湖是我国第一大淡水湖,湿地植物占据了湿地中水和底质的主要界面,在丰水期,植物分解腐烂后体内的营养盐快速进入周围环境中,一部分通过地下水、腐殖质和矿物质等形式进入土壤养分库,另一部分通过微生物的作用以 CO₂、CH₄等形式进入大气^[38]。因此丰水期水下植物的分解加速了鄱阳湖湿地生态系统中物质的循环以及植物碳素向周边碳库的迁移。然而近年来,随着人类活动的加强以及自然条件的改变,鄱阳湖湿地原有的生态平衡被破坏,湿地水位的下降,水域面积的减少将影响洲滩淹没和显露时长,这一系列水情变化可能会导致湿地植物分解速率的改变,进而影响鄱阳湖湿地的生物地球化学循环。因此,为进一步保护与恢复鄱阳湖湿地,提出了鄱阳湖水利枢纽工程规划,以增强鄱阳湖蓄水能力,促进营养盐在水—底泥—植物三者之间的迁移转化,这对调节鄱阳湖营养平衡具有积极意义,也对生态系统的物质循环、能量流动和传递起到调控作用。

4 结论

(1) 水淹条件下灰化藁草和藨草活体植物以及自然枯落物的分解规律基本相似,都具有明显的阶段性,前期分解较快,后期分解较慢。

(2) 活体植物和自然枯落物的分解过程不同,其分解速率因植物种类而异,藨草活体比藨草枯落物分解

速率快,而藁草活体比藁草枯落物分解速率慢。

(3)模拟实验结束时仍有部分植物未分解,我们推测鄱阳湖丰水期退水后大量洲滩植被消失的原因并非仅由淹水分解造成,水生动物啃噬和水流冲刷作用也可能参与其中。

参考文献 (References):

- [1] Huntingford C, Lowe J A, Booth B B B, Jones C D, Harris G R, Gohar L K, Meir P. Contributions of carbon cycle uncertainty to future climate projection spread. *Tellus*, 2009, 61(2): 355-360.
- [2] Xiong S J, Johansson M E, Hughes F M R, Hayes A, Richards K S, Nilsson C. Interactive effects of soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. *Journal of Ecology*, 2003, 91(6): 976-986.
- [3] 侯翠翠. 水文条件变化对三江平原沼泽湿地土壤碳蓄积的影响[D]. 长春: 中国科学院研究生院(东北地理与农业生态研究所), 2012.
- [4] Chen Y C, Sun J, Xie F T, Yan Y, Wang X D, Cheng G W, Lu X Y. Non-additive effects of litter diversity on greenhouse gas emissions from alpine steppe soil in Northern Tibet. *Scientific Reports*, 2015, 5: 17664.
- [5] 张新厚, 宫超. 湿地挺水植物凋落物立枯分解研究进展. *生态环境学报*, 2013, 22(4): 712-717.
- [6] Xie Y J, Xie Y H, Hu C, Chen X S, Li F. Interaction between litter quality and simulated water depth on decomposition of two emergent macrophytes. *Journal of Limnology*, 2016, 75(1): 36-43.
- [7] 刘白贵, 仝川, 罗榕婷. 闽江河口湿地3种主要植物冬春季枯落物分解特征. *福建师大学报: 自然科学版*, 2008, 24(2): 80-85.
- [8] 陆珺, 张银龙, 徐明喜. 不同水淹条件下芦苇立枯体的分解及营养动态. *林业科技开发*, 2011, 25(4): 42-45.
- [9] Straková P, Penttilä T, Laine J, Laiho R. Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above-and belowground plant litter decomposition: Consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. *Global Change Biology*, 2015, 18(1): 322-335.
- [10] 谢亚军. 洞庭湖湿地凋落物分解动态及其机理研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.
- [11] Collins D P, Conway W C, Mason C D, Gunnels J W. Decomposition of three common moist-soil managed wetland plant species. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 2015, 6(1): 102-111.
- [12] Cornwell W K, Cornelissen J H C, Amatangelo K, Dorrepaal E, Eviner V T, Godoy O, Hobbie S E, Hoorens B, Kurokawa H, Pérez-Harguindeguy N, Queded H M, Santiago L S, Wardle D A, Wright I J, Aerts R, Allison S D, Van Bodegom P, Brovkin V, Chatain A, Callaghan T V, Díaz S, Garnier E, Gurvich D E, Kazakou E, Klein J A, Read J, Reich P B, Soudzilovskaia N A, Vaieretti M V, Westoby M. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, 2008, 11(10): 1065-1071.
- [13] Pisani O, Gao M, Maie N, Miyoshi T, Childers D, Jaffé R. Compositional aspects of herbaceous litter decomposition in the freshwater marshes of the Florida Everglades. *Plant and Soil*, 2018, 423(1/2): 87-98.
- [14] 戴雪, 杨桂山, 万荣荣, 李冰, 王晓龙. 鄱阳湖洲滩植被健康状态评价及其典型不健康年水文条件分析. *长江流域资源与环境*, 2016, 25(9): 1395-1402.
- [15] 周文斌, 王金保, 姜加虎. 鄱阳湖江湖水位变化对其生态系统影响. 北京: 科学出版社, 2011.
- [16] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [17] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 1963, 44(2): 322-331.
- [18] 陈志刚, 林志军, 周晓红, 王鸣远, 冯德友, 韩项, 任琪琪. 菹草腐烂分解过程中污染物的动态释放. *干旱区资源与环境*, 2017, 31(8): 153-159.
- [19] 武海涛, 吕宪国, 杨青, 姜明, 佟守正. 三江平原典型湿地枯落物早期分解过程及影响因素. *生态学报*, 2007, 27(10): 4027-4035.
- [20] 邵学新, 梁新强, 吴明, 叶小齐, 蒋科毅. 杭州湾潮滩湿地植物不同分解过程及其磷素动态. *环境科学*, 2014, 35(9): 3381-3388.
- [21] Veen G F, Sundqvist M K, Wardle D A. Environmental factors and traits that drive plant litter decomposition do not determine home-field advantage effects. *Functional Ecology*, 2015, 29(7): 981-991.
- [22] Brinson M M, Lugo A E, Brown S. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1981, 12: 123-161.
- [23] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 王金达, 李新华, 孙志高. 三江平原沼泽湿地枯落物分解及其营养动态. *生态学报*, 2006, 26(5): 1297-1302.
- [24] 马瑞, 马维伟, 李广, 吴江琪. 尕斯湖湿地不同植被退化阶段凋落物分解及其有机碳动态. *水土保持研究*, 2017, 24(6): 29-34.
- [25] 廖仰南, 赵吉, 刘宝音, 于中贵, 杜建军, 蔡启国, 尉铁柱. 草原羊草(*Leymus chinensis*)和大针茅(*Stipa grandis*)不同物候期植株残体及凋落物分解酶活性的研究. *内蒙古大学学报: 自然科学版*, 1994, 25(1): 81-87.
- [26] 李文, 王鑫, 潘芝雯, 刘以珍, 何亮, 张欢, 应智霞, 刘颖, 葛刚. 不同水淹深度对鄱阳湖洲滩湿地植物生长及营养繁殖的影响. *生态学报*, 2018, 38(9), doi: 10.5846/stxb201703280540.
- [27] 张萌, 倪乐意, 徐军, 何亮, 符辉, 刘足根. 鄱阳湖草滩湿地植物群落响应水位变化的周年动态特征分析. *环境科学研究*, 2013, 26

- (10): 1057-1063.
- [28] 付浚妍. 丹江口库区消落带适生植物耐淹耐旱研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2013.
- [29] 李学斌, 陈林, 吴秀玲, 宋乃平, 李昕. 荒漠草原 4 种典型植物群落枯落物分解速率及影响因素. 生态学报, 2015, 35(12): 4105-4114.
- [30] Lee A A, Bukaveckas P A. Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. *Aquatic Botany*, 2002, 74(4): 273-285.
- [31] Xie Y J, Xie Y H, Xiao H Y, Chen X S, Li F. Controls on litter decomposition of emergent macrophyte in Dongting Lake wetlands. *Ecosystems*, 2017, 20(7): 1383-1389.
- [32] Pettit N E, Davies T, Fellman J B, Grierson P F, Warfe D M, Davies P M. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. *Hydrobiologia*, 2012, 680(1): 63-77.
- [33] Wrubleski D A, Murkin H R, van der Valk A G, Nelson J W. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquatic Botany*, 1997, 58(2): 121-134.
- [34] Gessner M O. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 2000, 66(1): 9-20.
- [35] 曾从盛, 张林海, 王天鹅, 张文娟, 仝川. 闽江河口湿地植物枯落物立枯和倒伏分解主要元素动态. 生态学报, 2012, 32(20): 6289-6299.
- [36] 肖翔溢. 五种耐淹植物在不同水淹条件下分解率的变化[D]. 重庆: 西南大学, 2012.
- [37] Battle J M, Mihuc T B. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. *Hydrobiologia*, 2000, 418(1): 123-136.
- [38] 张来甲, 叶春, 李春华, 宋祥甫. 沉水植物腐解对水体水质的影响. 环境科学研究, 2013, 26(2): 145-151.