

不同盐质量分数及水淹条件对黄河三角洲 主要盐生植物枯落物分解的影响*

翟杰休 刘佳凯 张振明[†] 张明祥[†]

(北京林业大学生态与自然保护学院, 黄河流域生态保护国家林业和草原局重点实验室, 100083, 北京)

摘要 为探究黄河三角洲不同盐质量分数梯度及水淹环境对主要盐生植物枯落物分解的影响, 本研究采用分解袋法, 探究不同盐质量分数和水淹条件对芦苇、碱蓬枯落物分解的影响, 并采水样检测不同盐质量分数下水质指标中溶解氧(DO)、化学需氧量(COD)、总磷(TP)、氨氮(NH₃-N)含量的变化情况, 以及枯落物中的C、N、P营养元素的变化情况。研究表明, 盐质量分数对枯落物的分解产生影响, 盐质量分数越高, 分解越快。水淹可以促进枯落物的分解, 不同水淹条件, 枯落物的分解速率不同。碱蓬枯落物分解明显快于芦苇枯落物的分解, 且枯落物的分解速率和 $w(C)/w(N)$ 呈反比。水中的DO、TP、COD以及NH₃-N显著影响($P < 0.010$)枯落物的分解。

关键词 枯落物分解; 盐质量分数梯度; 水淹条件; 水质; 枯落物品质

中图分类号 X37

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2020432

湿地枯落物分解是一个复杂的物理、化学、生物过程, 是湿地生物地球化学循环的重要环节, 也是联系植被和土壤的纽带。在植物-枯落物-土壤构成的微观生态系统中^[1], 枯落物在维持生态系统生产力、固定碳源、土壤有机质积累和群落演替方面发挥着不可替代的作用, 它可以改善土壤理化性质、水文条件, 也可以在分解过程中改善水质^[2]。

枯落物分解过程受多种因素影响^[2], 在水生环境中枯落物分解受营养物质^[3], 电子受体供应^[4], 矿化作用^[5], 温度, pH^[6], 枯落物中C、N、P的化学计量比^[7]及微生物群代谢活动^[8]等因素的影响。枯落物分解的影响因素分为本质因素(枯落物品质)、主导因素(生物因素)和重要因素(环境因素)^[9]。枯落物品质主要指枯落物分解的难易程度^[10], 包括纤维素、木质素、枯落物营养元素含量及这些营养元素之间的化学计量比。生物因素主要指枯落物分解过程中的分解者, 比如真菌、细菌、无脊椎动物等。关于真菌和细菌对枯落物的影响, 目前主要研究热点在于枯落物分解过程中究竟哪种物质占主导作用^[11]。环境因素主要指影响枯落物的环境因子, 比如土壤含水量、pH、盐质量分数、水淹条件、蒸散发等^[12]。有些枯落物分解速率和养分动态受到枯落物品质和环境条件等因素影响^[13], 同时环境因素与枯落物营养元

素动态变化之间显著相关, 各影响因素之间通过交互作用, 进而共同影响枯落物的分解速率。在分解过程中, 分解速率受到内部因素^[14](初始氮含量、木质素含量、Lignin/N等)和外部因素^[15](水温、溶解氧、电导率、pH等)的影响。

黄河三角洲湿地生境盐质量分数差异与潮汐水淹频率和土壤养分的供应息息相关, 枯落物的分解又会增加水中的营养元素, 因此本文通过对比不同盐质量分数及水淹条件下黄河三角洲湿地优势物种的枯落物分解速率, 探究: 1)水淹和盐分条件对主要盐生植物枯落物分解的影响; 2)枯落物质量分数与分解率之间的关系; 3)环境因素(盐质量分数、水淹和水环境指标)和枯落物之间的交互作用对黄河三角洲枯落物分解的影响。研究黄河三角洲主要2种盐生植物的枯落物在不同盐质量分数和水淹条件下的分解速率, 有助于控制滨海湿地盐生湿地环境中枯落物的分解速率。通过研究作为湿地生态过程一环的枯落物分解的过程, 以此揭示环境条件与湿地功能之间的联系, 并为湿地修复策略的制定提供一些有价值的数。

1 材料与方法

1.1 实验材料 黄河三角洲湿地(118°58'~119°21'E,

* 国家自然科学基金资助项目(2017YFC0505903)

[†] 通信作者: 张振明(1979—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 湿地保护与管理。E-mail: zhenmingzhang@bjfu.edu.cn; 张明祥(1972—), 男, 博士, 教授。研究方向: 湿地保护与管理。E-mail: zhangmingxiang@bjfu.edu.cn

收稿日期: 2020-10-15

37°35'~37°55'N)位于山东省东营市,属于典型的大陆性季风气候,该实验区年平均蒸发量约为降水量的2.6倍,大约70%的年降水量于6月产生.本实验选取了黄河三角洲河口湿地芦苇和碱蓬枯落物作为研究对象,为保证实验所用枯落物来源一致,所有枯落物都在同一区域采集.之后将枯落物带回实验室用水冲洗掉其表面污泥,然后剪成10 cm左右小段,在65℃下烘干至恒质量.本研究枯落物分解采用分解法.选取的分解袋孔径为0.28 mm,规格为15 cm×20 cm,每个分解袋装10 g单物种枯落物.

1.2 实验设计 本实验为了探究不同盐质量分数条件和水淹程度对枯落物分解的影响,共选取了6个实验样地(图1).样地A、B、C是盐质量分数为3.0%、1.0%、0.4%的水淹区域;样地a、b、c为同样盐质量分数梯度的裸地.在每个样地分别放置2种枯

落物的各30个分解袋,6个样地共放置360个分解袋.2018年7月布设,并在分解的第30、60、90、120、240、270、300、330、360、390天(冬季分解速率缓慢以及受回收条件限制,因此未回收)进行分解袋的回收,共回收10次,每次回收的同时,在每个水淹的样地中取水样,和分解袋一并带回实验室处理分析.将分解袋中枯落物除去泥土等杂物,并用去离子水冲洗干净,65℃烘干至恒质量,称质量,粉碎.将烘干的枯落物样品用植物粉碎机磨碎,过0.149 mm筛备用,保存的样品用于测定样品中的总碳(TC)、总氮(TN)、总磷(TP)质量分数.枯落物的TC采用重铬酸钾-外加加热法测定,TN采用凯氏定氮仪测定(KDY-9830, KETUO),TP采用钒钼黄比色法测定(UV-2450紫外分光光度计).水样测其TP、化学需氧量(COD)、溶解氧(DO)和氨氮(NH₃-N)4个指标.



图1 实验设计示意

1.3 数据分析 通过Olson指数衰减模型得到分解率 k 计算式为

$$\frac{m_{Rt}}{m_{R0}} = e^{-kt}, \quad (1)$$

式中: m_{Rt} 是在 t 之后枯落物的分解残留质量,g; m_{R0} 是初始枯落物的质量,g; k 是分解速率常数; t 是分解时间,d.

营养物积累系数(I_{NA})用于表示枯落物分解过程中元素的积累或释放计算式为

$$I_{NA} = (m_t \cdot w_t) / (m_0 \cdot w_0) \times 100\%, \quad (2)$$

式中: m_t 是枯落物在时间 t 时刻的干物质质量,g; w_t 是 t 时刻枯落物中元素的质量分数,g·kg⁻¹; m_0 是

枯落物的初始干物质质量,g; w_0 是枯落物中元素的初始质量分数,g·kg⁻¹.当 $I_{NA} < 100\%$,说明该元素在枯落物分解过程中发生了净释放,当 $I_{NA} > 100\%$,说明元素在枯落物分解过程中发生了净积累.

本研究中所有化学计量比为元素的物质的量比.应用Sigmaplot和SPSS19.0软件对所有测定数据进行整理分析.各统计数据均采用平均值及标准误差表示,采用One-Way ANOVA检验不同盐质量分数梯度和水淹条件是否会对水质、枯落物分解速率、枯落物的化学计量比产生显著影响.

2 结果与分析

2.1 不同盐质量分数梯度对枯落物分解的影响 如图2

所示,随着分解时间的增加,芦苇和碱蓬枯落物的残留质量逐渐减少,分解 390 d 后,芦苇枯落物在水淹样地的残留率从 100.0% 降到 65.8%,碱蓬枯落物的平均残留率降到 46.4%。水淹样地芦苇和碱蓬枯落物的分解率都与盐质量分数呈现正相关,盐质量分数越大,枯落物分解越快;2 种枯落物都在 3.0% 的环境中,枯落物残留质量下降最快。但在 1.0% 和 0.4% 2 个盐质量分数梯度下,分解率差异不显著($P=0.385$, $P>0.05$)。

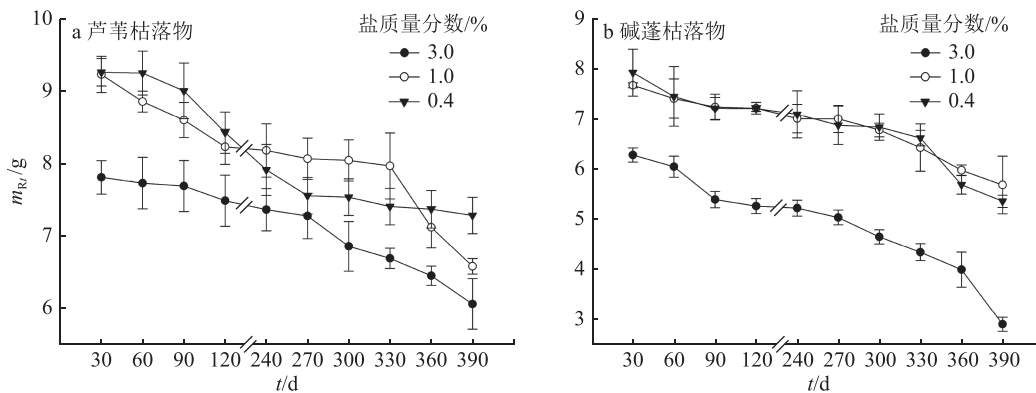


图 2 分解过程中枯落物残留质量变化情况

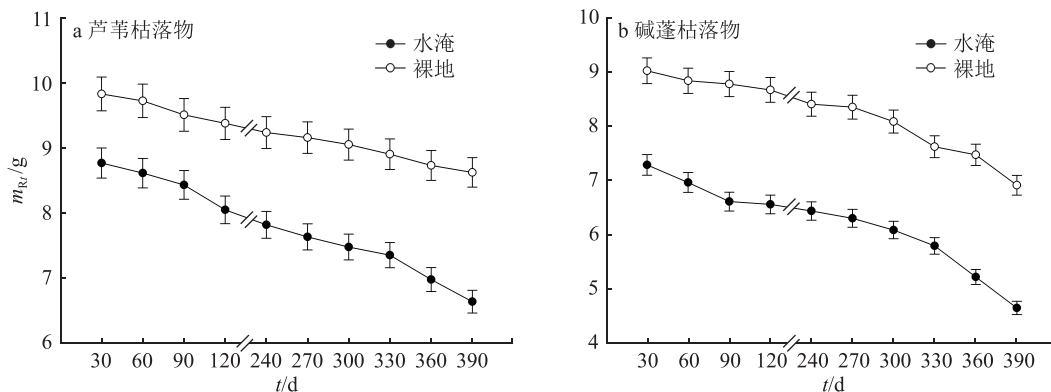


图 3 不同水淹条件下枯落物残留质量对比

2.3 枯落物分解过程中水质指标变化情况 图 4 为枯落物分解期间,水体 DO、TP、COD 以及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 随时间的变化动态。COD 以及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的质量浓度都与盐质量分数呈现正比,且都随分解时长总体变化不大。DO 的质量浓度随时间大体呈先上升后下降再上升的波动趋势,且最后 5 次回收,DO 在盐质量分数越低的环境中,质量浓度越高。 $\rho(\text{TP})$ 总体变化较为波动,前 6 次样品回收过程中,盐质量分数越低的水环境, $\rho(\text{TP})$ 越高。

由表 1 可得,DO、TP、COD 以及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 显著影响着枯落物的分解情况。在枯落物分解过程中,水环境指标会显著影响分解过程。根据相关性分析可

2.2 不同水淹条件对枯落物分解的影响 图 3 为枯落物分解期间,芦苇枯落物(图 3-a)和碱蓬枯落物(图 3-b)残留质量在水淹和裸地间的对比。2 种枯落物残留质量总体呈现下降趋势,且都是水淹枯落物残留质量显著少于裸地,即水淹状态下,枯落物分解速率更快($P=0.001$, $P<0.01$)。随着分解时间的增加,碱蓬枯落物平均残留质量为 (7.04 ± 1.01) g,芦苇枯落物平均残留质量为 (8.39 ± 1.23) g。碱蓬分解显著($P=0.012$, $P<0.05$)快于芦苇。

得,分解率与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DO、TP 以及 COD 呈极显著正相关($P<0.010$)。

2.4 枯落物分解过程中枯落物品质变化情况 图 5 为枯落物分解期间,枯落物的 TP、TN、TC 质量分数随时间的变化动态。芦苇枯落物的 $w(\text{TC})$ 总体呈现下降趋势,碱蓬枯落物 $w(\text{TC})$ 总体变化较为稳定。芦苇和碱蓬枯落物的 $w(\text{TN})$ 基本都呈现先下降后上升趋势。2 种枯落物的 $w(\text{TP})$ 总体都呈现先下降后上升趋势。芦苇枯落物的 $w(\text{TC})$ 在最后 6 次回收中,都在 1.0% 的盐质量分数环境中呈现最高值。除了第 90 天,芦苇枯落物的 $w(\text{TN})$ 都是在 3.0% 的盐质量分数环境中最高。在前 3 次以及 240 d 的回收中,碱蓬

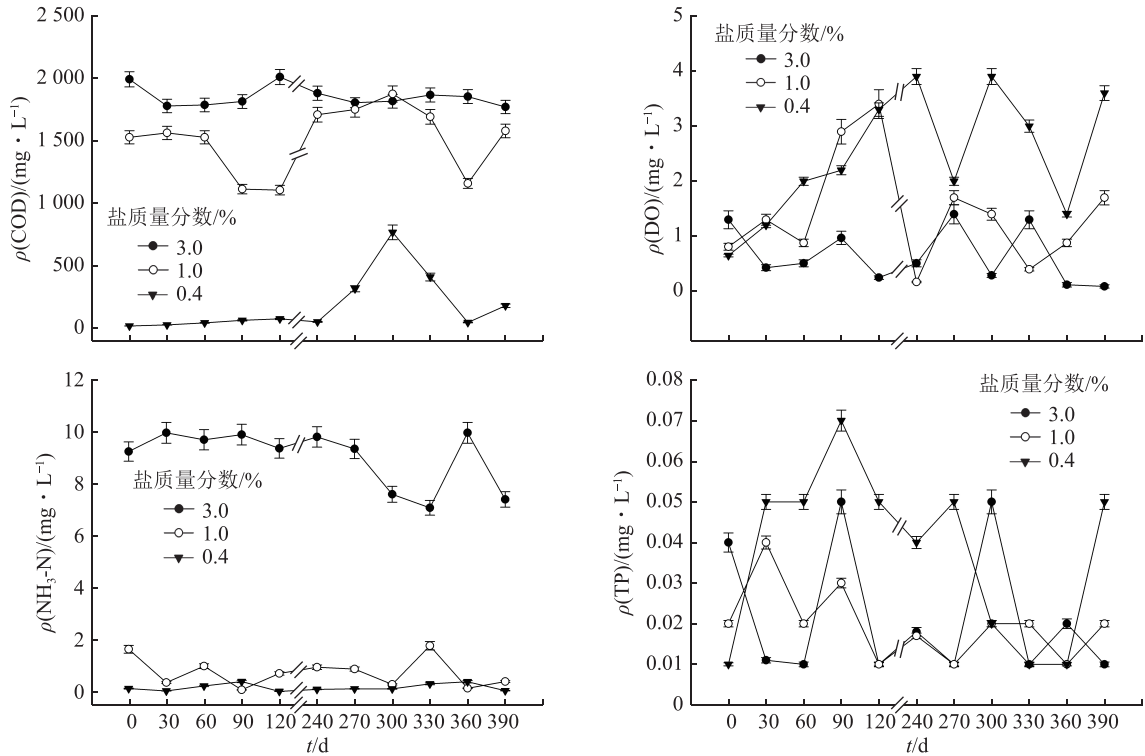


图 4 分解过程中水环境指标变化情况

表 1 枯落物分解过程中水环境指标和分解速率之间相关系数

	分解速率	NH ₃ -N	DO	COD	TP
分解速率	1				
NH ₃ -N	0.575**	1			
DO	0.155**	0.148*	1		
COD	0.360**	0.642**	0.047	1	
TP	0.437**	0.576**	0.052	0.562**	1

注: **表示 $P < 0.01$; *表示 $P < 0.05$.

表 2 枯落物分解过程中营养动态和水环境指标之间相关系数

动态参数	NH ₃ -N	DO	COD	TP
$w(N)/w(P)$	-0.218**	-0.105	-0.205**	-0.045
$w(C)/w(P)$	-0.212**	-0.027	-0.249**	-0.287**
$w(C)/w(N)$	-0.150**	0.058	-0.199**	-0.311**
$I_{NA}(N)$	0.221**	0.053	0.094	0.132*
$I_{NA}(P)$	0.262**	0.064	0.147*	0.178**
$I_{NA}(C)$	0.416**	0.131*	0.299**	0.314**

注: **表示 $P < 0.01$; *表示 $P < 0.05$.

枯落物都在 3.0% 的盐质量分数环境中 $w(TN)$ 最高; 而在最后 5 次回收, $w(TN)$ 在 1.0% 的盐质量分数环境中最高. 最后 4 次回收, 芦苇枯落物的 $w(TP)$ 在盐质量分数为 0.4% 的环境中最高, 但碱蓬枯落物在最后 5 次的回收中, $w(TP)$ 在盐质量分数为 3.0% 的环境中最高.

由表 2 可得, 水环境指标与枯落物营养动态之间存在显著相关性: NH_3-N 分别与 $I_{NA}(N)$ 、 $I_{NA}(C)$ 、 $I_{NA}(P)$ 呈显著正相关 ($P < 0.01$), 与 $w(N)/w(P)$ 、 $w(C)/w(P)$ 和 $w(C)/w(N)$ 呈显著负相关 ($P < 0.01$); DO 仅与 $I_{NA}(C)$ 呈显著正相关 ($P < 0.05$); COD 与 TP 、 $I_{NA}(C)$ ($P < 0.01$) 和 $I_{NA}(P)$ ($P < 0.05$) 呈显著正相关, 此外, COD 与 $w(N)/w(P)$ 、 $w(C)/w(P)$ 和 $w(C)/w(N)$ 呈显著负相关 ($P < 0.01$); TP 与 $I_{NA}(C)$ 、 $I_{NA}(P)$ ($P < 0.01$) 和 $I_{NA}(N)$ 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 $w(N)/w(P)$ 、 $w(C)/w(P)$ 和 $w(C)/w(N)$ 呈显著负相关 ($P < 0.01$).

此外, 水环境指标之间也存在显著相关性. NH_3-N 与 DO 、 COD 、 TP 呈显著正相关 ($P < 0.01$), COD 与 TP 呈显著正相关 ($P < 0.01$). 因此, 环境因素可以影响枯落物的分解速率, 而且环境指标之间通过交互作用, 进而共同影响枯落物的分解速率.

3 讨论

3.1 盐分对枯落物分解的影响 本实验的研究结果表明, 2 种枯落物在盐质量分数最大 (3.0%) 的环境中, 枯落物剩余质量下降最快. 但在 1.0% 和 0.4% 这 2 个盐质量分数梯度下, 分解速率差异不显著 ($P = 0.385$, $P > 0.05$). 以前的研究发现, 盐质量分数和枯落物的分解速率之间通常存在反比关系^[16-19]. 比如枯落物在盐电导率为 $45000 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 的情况下分解

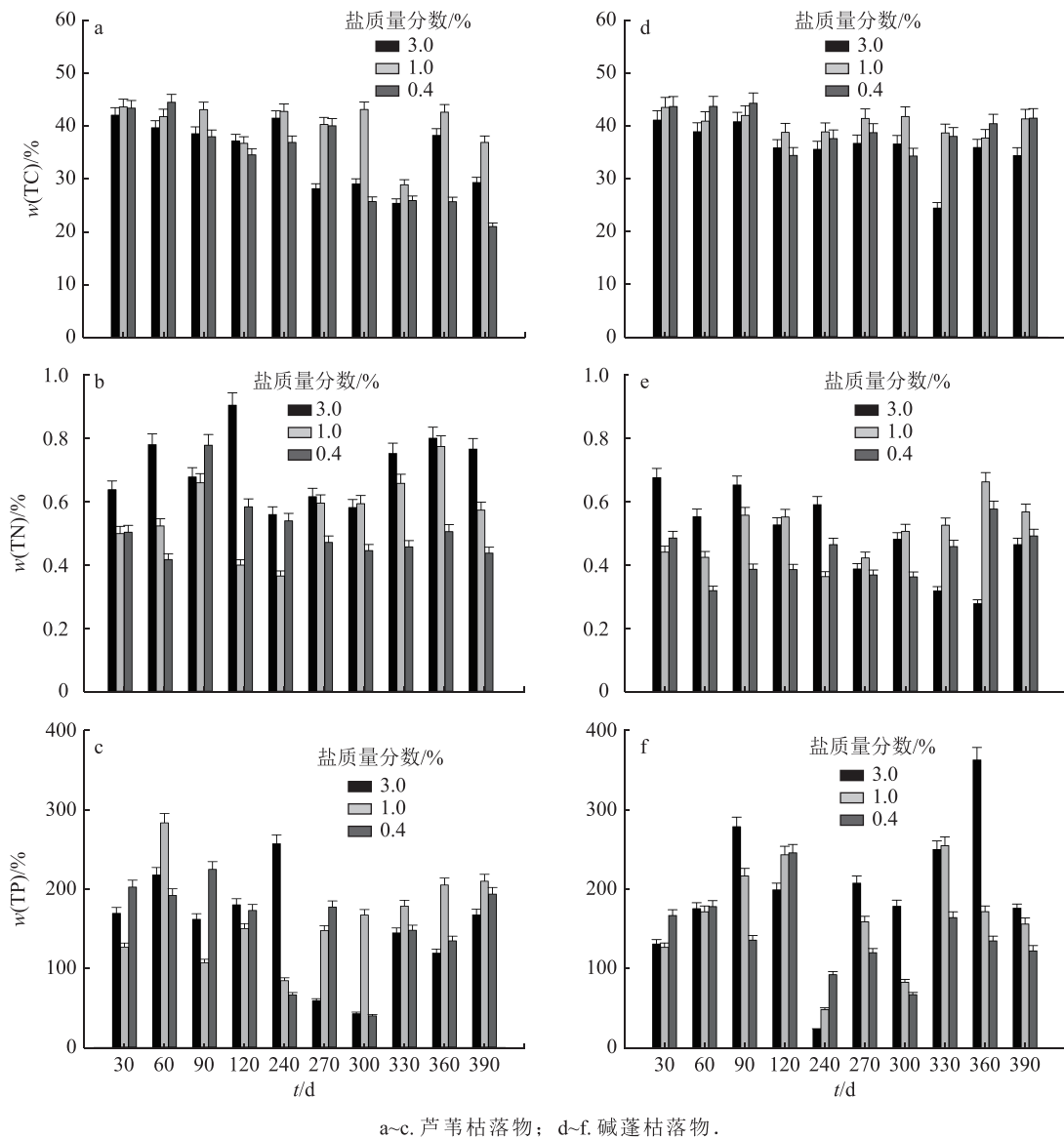


图 5 分解过程中枯落物质量变化情况

速率是在盐电导率为 $100 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 时的 $1/3$ ^[19-20]。然而,之前在黄河三角洲湿地,针对不同盐质量分数条件下枯落物分解速率的对比实验中却发现了相反的结果^[11-12],随着盐质量分数的增加,枯落物的分解速率增加,可能是由于作为分解者的大型底栖无脊椎动物和微生物群落可能更适应了高盐环境,因此可以加速枯落物的分解^[20-21]。而且高盐环境中,植物的营养元素质量分数比值会有差异,而且已有研究证明,植物营养元素质量分数的比值会影响到生态系统中诸如捕食、寄生和分解等生态学过程^[22],因此高盐环境会对枯落物的分解速率产生影响。而且在本实验中,盐质量分数越高的环境,波浪作用更为明显,可能也因此加快了枯落物的分解。盐分条件确实可以影响枯落物的分解,Chambers等^[23]的研究发现,根系分解与土壤水的盐质量分数存在一定的

相关性;Mendelssohn等^[24]发现随着盐质量分数的增加,纤维素的分解速率显著增加。适度的盐质量分数(0~3.0%)条件会加速枯落物的分解,但在咸水(5.0%~10.0%)条件下会对枯落物的分解产生抑制作用^[25]。此外,河口潮汐湿地分解基质中的微生物和底栖无脊椎动物也可适应高盐条件,因此适度的盐分条件下,这些重要的分解者可以加速枯落物的分解^[26-27]。

3.2 不同水淹条件对枯落物分解的影响 本实验的结果证明,黄河三角洲2种盐生植物的枯落物都呈现了在水淹环境中分解更快的规律。之前在沼泽湿地关于枯落物分解的相关研究表明,水淹条件(或者枯落物分解基质处于潮湿环境时)会加快枯落物的分解速率^[28-30]。例如Kirwan等^[31]发现,在被调查的3个样地中,被水淹没样地的枯落物的分解速率显

著高于另2个样地。Zhai等^[11]室内实验也发现,水淹条件下,枯落物分解明显快于裸地不水淹的环境。因为随着水淹时间的增加,可能会产生更多的养分输送。有研究证明,厌氧菌会在水淹环境中抑制枯落物的分解^[2],但也有研究认为,高盐环境能带来大量的硫酸盐,会促进微生物厌氧分解^[16],而且已有研究证明,分解过程中,真菌比细菌更喜欢弱酸环境^[32],同时作为枯落物分解者的微生物的活性,会明显受到湿度条件的影响,干燥胁迫使微生物活性下降^[33]。因此在潮湿环境下,枯落物的分解通常比未水淹或不经常水淹的环境下更快,并且水淹环境中可以维持足够的土壤水分以此来保持微生物的活性^[34]。

3.3 枯落物分解率、水质指标以及枯落物品质之间的相关性 从表1对水环境指标与枯落物分解速率的相关性分析得知,DO、TP、COD以及NH₃-N这4个水环境指标均会显著影响枯落物的分解过程。由表2对枯落物品质与环境因素的水环境指标间相关性分析可得,水环境指标与枯落物营养动态之间存在显著相关性(NH₃-N与所有营养元素指标显著相关),环境因素可以影响枯落物的分解速率,而且环境指标之间通过交互作用,进而共同影响枯落物的分解速率。

分解初期,枯落物会向水中释放含氮、含磷物质以及有机物^[35-36],这些物质会参与水体的营养循环过程,在分解后期会进入底泥,然后沉积物中的这些物质会再释放到水体中^[37]。而且在分解过程中,由于DO的波动变化,影响水体中需氧生物的生存,使各营养元素有机物的储存形态不断变化^[38]。枯落物分解过程初期向水体中释放营养物质,对水质产生影响,而后营养元素可以在水-底泥-植物之间进行迁移与转化^[39]。

3.4 枯落物分解过程中枯落物品质变化与枯落物分解速率关系 已有研究表明,枯落物的初始营养成分可能影响凋落物分解速率^[39]。枯落物的碳氮质量比与枯落物分解率呈负相关关系^[40-41],本实验也证明,芦苇枯落物的 $w(C)/w(N)$ 为104.28,碱蓬枯落物的 $w(C)/w(N)$ 为128.70,芦苇枯落物的 $w(C)/w(N)$ 显著低于碱蓬枯落物($P=0.013, P<0.05$),而且碱蓬枯落物分解明显快于芦苇。枯落物分解速率在一定程度上取决于微生物分解过程中氮的获取,因此作为分解者的微生物的活性受养分限制的影响^[42]。黄河三角洲湿地又是一个氮限制的滨海湿地,区域整体N沉降速率较低,同时枯落物品质的动态变化会影响枯落物的分解速率,一般枯落物分解受氮元素限制^[43]。本实验结果表明,芦苇枯落物的 $w(TN)$ 为

(0.27 ± 0.04)%,碱蓬枯落物的 $w(TN)$ 为(0.53 ± 0.11)%,一般枯落物中 $w(N)$ 越高分解越快,碱蓬分解速率确实快于芦苇枯落物的分解速率。因此,在该滨海湿地中,作为生态过程一环的枯落物分解过程,营养元素的动态以及限制情况影响分解速率,进而影响湿地的生态系统结构和功能。

芦苇枯落物的 $w(C)/w(P)$ 为2540.17,碱蓬枯落物的 $w(C)/w(P)$ 为2642.28,芦苇枯落物的 $w(C)/w(P)$ 未显著低于碱蓬枯落物($P=0.767, P>0.05$),之前有研究表明枯落物的分解速率与 $w(C)/w(P)$ 呈反比^[12],但在本研究中,2物种枯落物的 $w(C)/w(P)$ 与分解速率呈正相关($P=0.104, P>0.05$),但相关性并不显著。有研究表明,枯落物分解前3个月的分解速率与P相关的各种化学物质呈极显著相关,然而长时间(1a以上)的枯落物分解一般与木质素和N以及 $w(C)/w(N)$ 显著相关^[43-44]。盐较高的生境,枯落物具有较快N、P的释放速率,较慢的碳和能量释放速率,同时分解速率加快^[45]。因此在本实验中,枯落物的 $w(C)/w(P)$ 不能作为枯落物分解的预测因子, $w(C)/w(N)$ 则可以作为枯落物分解速率的良好预测因子。

4 结论

对黄河三角洲湿地主要2种盐生植物枯落物在6个样地,以及不同盐质量分数和水淹条件下分解速率的研究结果显示,该湿地的芦苇枯落物分解明显慢于碱蓬枯落物的分解,且枯落物的分解速率与 $w(C)/w(N)$ 呈负相关。枯落物在盐质量分数越高的环境和水淹环境下,分解得更快。分解率与水环境指标NH₃-N、DO、TP以及COD质量浓度呈极显著正相关($P<0.010$)。环境指标之间也存在相关性。水质 $\rho(NH_3-N)$ 与枯落物的 $I_{NA}(N)$ 、 $I_{NA}(C)$ 、 $I_{NA}(P)$ 呈显著正相关($P<0.01$),与 $w(N)/w(P)$ 、 $w(C)/w(P)$ 和 $w(C)/w(N)$ 呈显著负相关($P<0.01$)。同时,枯落物指标中 $w(N)/w(P)$ 和 $w(C)/w(P)$ 确实可以作为枯落物分解的预测因子。该研究通过分析作为生态过程一环的枯落物分解过程,帮助我们了解枯落物分解过程中营养元素的动态变化与限制因子,以及黄河三角洲滨海湿地生态系统结构和功能的变化。研究结果有助于控制滨海湿地盐生环境中枯落物的分解速率,为湿地修复策略的制定提供一些有价值的数

5 参考文献

- [1] 向云,程曼,安韶山,等. 延河流域不同立地条件下植物-枯落物-土壤生态化学计量学特征[J]. 自然资源学报, 2015,

- 30(10): 1642
- [2] WEBSTER J R, BENFIELD E F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems[J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1986, 17(1): 567
- [3] REJMÁNKOVÁ E, SIROVÁ D. Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(2): 526
- [4] LI C H, WONG Y S, TAM N F. Anaerobic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons with amendment of iron(III) in mangrove sediment slurry[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(21): 8083
- [5] CHAPIN C T, BRIDGHAM S D, PASTOR J, et al. Nitrogen, phosphorus, and carbon mineralization in response to nutrient and lime additions in peatlands[J]. *Soil Science*, 2003, 168(6): 409
- [6] ZHAI J X, JIUMU L, CONG L, et al. Reed decomposition under *Bacillus subtilis* addition conditions and the influence on water quality[J]. *Ecology & Hydrobiology*, 2020, 20(4): 504
- [7] GÜSEWELL S, GESSNER M O. N : P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms[J]. *Functional Ecology*, 2009, 23(1): 211
- [8] 李浩. 微生物在不同环境对枯落物分解的影响[J]. *中国林业产业*, 2017, 4: 401
- [9] BIJAYALAXMI DEVI N, YADAVA P S. Influence of climate and litter quality on litter decomposition and nutrient release in sub-tropical forest of Northeast India[J]. *Journal of Forestry Research*, 2010, 21(2): 143
- [10] CHEN H, MARK E H, TIAN H. Effects of global change on litter decomposition in terrestrial ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1549
- [11] ZHAI J X, YAN G, CONG L, et al. Assessing the effects of salinity and inundation on halophytes litter breakdown in Yellow River Delta wetland[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 115: 106405
- [12] ZHAI J, ANDERSON J T, YAN G, et al. Decomposition and nutrient dynamics responses of plant litter to interactive effects of flooding and salinity in Yellow River Delta wetland in Northeastern China[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 120: 106943
- [13] ASAEDA T, LE HUNG NAM, HIETZ P, et al. Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation[J]. *Aquatic Botany*, 2002, 73(3): 223
- [14] GESSNER M O, CHAUVET E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter[J]. *Ecology*, 1994, 75(6): 1807
- [15] JACKSON C R, VALLAIRE S C. Microbial activity and decomposition of fine particulate organic matter in a Louisiana cypress swamp[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2009, 26(4): 743
- [16] LOPES M L, MARTINS P, RICARDO F, et al. In situ experimental decomposition studies in estuaries: a comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2011, 92(4): 573
- [17] QUINTINO V, SANGIORGIO F, RICARDO F, et al. In situ experimental study of reed leaf decomposition along a full salinity gradient[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2009, 85(3): 497
- [18] RIETZ D N, HAYNES R J. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(6): 845
- [19] ROACHE M C, BAILEY P C, BOON P I. Effects of salinity on the decay of the freshwater macrophyte, *Triglochin procerum*[J]. *Aquatic Botany*, 2006, 84(1): 45
- [20] SARDINHA M, MÜLLER T, SCHMEISKY H, et al. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions[J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 23(3): 237
- [21] SUN Z, MOU X, SUN W. Decomposition and heavy metal variations of the typical halophyte litters in coastal marshes of the Yellow River estuary, China[J]. *Chemosphere*, 2016, 147: 163
- [22] GÜSEWELL S, KOERSELMAN W, JOS T A V. Biomass N : P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands[J]. *Ecological Applications*, 2003, 13(2): 372
- [23] CHAMBERS L G, GUEVARA R, BOYER J N, et al. Effects of salinity and inundation on microbial community structure and function in a mangrove peat soil[J]. *Wetlands*, 2016, 36(2): 361
- [24] MENDELSSOHN I A, SORRELL B K, BRIX H, et al. Controls on soil cellulose decomposition along a salinity gradient in a *Phragmites australis* wetland in Denmark[J]. *Aquatic Botany*, 1999, 64(3): 381
- [25] CONNOLLY C T, SOBCHAK W V, FINDLAY S E G. Salinity effects on *Phragmites* decomposition dynamics among the Hudson River's freshwater tidal wetlands[J]. *Wetlands*, 2014, 34(3): 575
- [26] NINA G C, ANA P, AHARON O. Strategies of adaptation of microorganisms of the three domains of life to high salt concentrations[J]. *Fems Microbiology Reviews*, 2018, 42(3): 353
- [27] ZHANG B, CHEN S Y, ZHANG J F, et al. Depth-related responses of soil microbial communities to experimental

- warming in an alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(3): 496
- [28] FONSECA A L D S, BIANCHINI I, PIMENTA C M M, et al. The effect of hydrostatic pressure on the decomposition of inundated terrestrial plant detritus of different quality in simulated reservoir formation[J]. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 2016, 21(3): 216
- [29] Hackney C T. Factors affecting accumulation or loss of macroorganic matter in salt marsh sediments[J]. *Ecology*, 1987, 68(4): 1109
- [30] HALUPA P J, HOWES B L. Effects of tidally mediated litter moisture content on decomposition of *Spartina alterniflora* and *S. patens*[J]. *Marine Biology*, 1995, 123(2): 379
- [31] KIRWAN M L, MEGONIGAL J P. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise[J]. *Nature*, 2013, 504(7478): 53
- [32] BARIK S K, MISHRA S, AYYAPPAN S. Decomposition patterns of unprocessed and processed lignocellulosics in a freshwater fish pond[J]. *Aquatic Ecology*, 2000, 34(2): 185
- [33] KUEHN K A, OHSOWSKI B M, FRANCOEUR S N, et al. Contributions of fungi to carbon flow and nutrient cycling from standing dead *Typha angustifolia* leaf litter in a temperate freshwater marsh[J]. *Limnology and Oceanography*, 2011, 56(2): 529
- [34] NECKLES H A, NEILL C. Hydrologic control of litter decomposition in seasonally flooded prairie marshes[J]. *Hydrobiologia*, 1994, 286(3): 155
- [35] 张来甲, 叶春, 李春华, 等. 沉水植物腐解对水体水质的影响[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(2): 145
- [36] 卜涛, 张水奎, 宋新章, 等. 几个环境因子对凋落物分解的影响[J]. *浙江农林大学学报*, 2013, 30(5): 740
- [37] 叶春, 王博, 李春华, 等. 沉水植物黑藻腐解过程中营养盐释放过程[J]. *中国环境科学*, 2014, 10: 2653
- [38] 曹勋, 韩睿明, 章婷曦, 等. 冬季水生植物分解过程及其对水质的影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 2: 361
- [39] 周林飞, 邹飞, 李颖卓. 沉水植物腐解对人工湿地水质的持续影响研究[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(6): 118
- [40] ZHAI J X, CONG L, YAN G, et al. Influence of fungi and bag mesh size on litter decomposition and water quality[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(18): 18304
- [41] SMITH V C, BRADFORD M A. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time[J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 24(2): 197
- [42] DUNCK B, LIMA-FERNANDES E, CÁSSIO F, et al. Responses of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream eutrophication[J]. *Environmental Pollution*, 2015, 202: 32
- [43] PENNER J F, FRANK D A. Litter decomposition in Yellowstone grasslands: the roles of large herbivores, litter quality, and climate[J]. *Ecosystems*, 2018, 22: 929
- [44] POLUNIN N V C. The decomposition of emergent macrophytes in fresh water[J]. *Advances in Ecological Research*, 1984, 14(4): 115
- [45] TESSIER J T, RAYNAL D J. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2003, 40(3): 523

Litter decomposition of halophyte plant under different salinity and inundation conditions in the Yellow River Delta wetland

ZHAI Jiexiu LIU Jiakai ZHANG Zhenming[†] ZHANG Mingxiang[†]

(The Key Laboratory of Ecological Protection in the Yellow River Basin of National Forestry and Grassland Administration, College of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, 100083, Beijing, China)

Abstract The effect of salinity and inundation on halophytes litter decomposition and water environmental conditions in the Yellow River Delta wetland was examined with decomposition bag method. Decomposition rate of *Phragmites australis* and *Suaeda salsa* litter under different conditions was compared. Litter and water quality parameters were taken into account. *Suaeda salsa* litter was found to decompose faster than *Phragmites australis* litter. Litter was found to decompose faster under inundation and higher salinity conditions. Decomposition rate and litter nutrient dynamics were found both affected by litter quality and water environmental parameters. $w(N)/w(P)$ and $w(C)/w(P)$ of litter were found to be good predictors for litter decomposition.

Keywords litter decomposition process; salinity; inundation condition; water quality; litter quality