

# 黄河口盐沼湿地盐地碱蓬和互花米草凋落物的分解特征

汪方芳, 闫家国, 马旭, 邱冬冬, 崔保山

(北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875)

**摘要:** 凋落物分解在湿地生态系统中扮演重要的角色。为探索潮汐梯度下调落物分解过程中质量和营养元素变化情况, 采用分解袋的方法, 选择盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)和互花米草(*Spartina alterniflora*)凋落物作为研究对象, 沿着潮汐梯度开展凋落物分解的野外实验。结果表明: 凋落物分解速率与凋落物类型、土壤盐度、含水率以及潮汐干扰强弱有关; 潮汐干扰强的区域互花米草分解快于盐地碱蓬, 潮汐干扰弱的区域盐地碱蓬分解快于互花米草, 两种凋落物分解速率在 $0.00134\sim 0.00234\text{ d}^{-1}$ 之间。分解末期, 凋落物都呈现C和N的净释放, 盐地碱蓬凋落物平均释放了36.9%的C和55.8%的N, 互花米草凋落物平均释放了53.1%的C和47.1%的N。本研究强调关注潮汐梯度下的凋落物分解, 其在调节生物地球化学循环以及碳累积上具有重要意义。

**关键词:** 凋落物分解; 潮汐梯度; 碳和氮; 黄河口

滨海盐沼湿地位于水陆交错带, 拥有丰富的生物资源, 具有极高的生态价值<sup>[1]</sup>。盐沼植被不仅可以为生物提供栖息地, 还能以凋落物的形式回归土壤, 成为土壤肥力来源的重要部分。凋落物是联系土壤碳库和植物碳库的重要环节, 凋落物的分解不仅会影响土壤有机质的净累积程度、化学元素在营养级之间的迁移, 也会影响物质在滨海盐沼、河口以及沿海水域之间的运输<sup>[2-4]</sup>。目前关于不同湿地生态系统中凋落物分解的研究已有很多, 尤其是在河口湿地<sup>[5,6]</sup>、盐沼<sup>[7-9]</sup>和红树林<sup>[2,10,11]</sup>。总体而言, 这些研究主要集中在讨论凋落物分解过程中质量和元素变化特征以及生物因素(真菌、小型底栖动物和附着微生物等)和非生物因素(温度、盐度和水分等)在分解中扮演的角色, 即多停留在分解规律和一般环境影响因素的探讨上, 有关凋落物分解与生态效应关系的研究较少。关于中国滨海湿地凋落物分解的研究早期主要集中在红树林<sup>[12,13]</sup>, 盐沼和河口湿地的研究则主要集中在闽江口<sup>[6,14,15]</sup>。近些年, 随着黄河三角洲湿地生态和经济地位的逐渐凸显, 受到越来越多学者们的关注, 黄河口湿地凋落物分解的研究也越来越多。大多数研究主要集中在不同类型凋落物分解的对比研究以及水文过程对凋落物分解的影响, 其中对比研究的凋落物主要是本地物种: 盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)、芦苇(*Phragmites australis*)、盐角草(*Salicornia europaea*)等<sup>[16,17]</sup>, 有关本地种与入侵物种的对比研究较少; 水文过程对凋落物分解的影响主要关注淹水频率的作用: 几乎不淹水—阶段性淹水—长时间淹水的特征差异<sup>[5,16,17]</sup>,

收稿日期: 2018-11-20; 修订日期: 2019-03-27

基金项目: 国家自然科学基金项目(51639001, 51721093); 中国工程院咨询研究项目(2018-XZ-14)

作者简介: 汪方芳(1993-), 女, 安徽桐城人, 硕士, 主要从事湿地生态水文和凋落物分解研究。

E-mail: wangbox13@126.com

通讯作者: 崔保山(1967-), 男, 河北涪源人, 博士, 教授, 主要从事湿地生态过程与环境响应研究。

E-mail: cuibsb@bnu.edu.cn

但是很多研究的研究区域在空间位置上比较分散,不具有连续性。因此有必要进行典型区域潮汐梯度下不同物种凋落物分解的对比研究。

黄河口是典型的淤积型河口湿地,受到小浪底调水调沙的影响,其不规则的半日潮特征更塑造了独特的水文环境,这为研究沿着潮汐梯度下调落物分解提供了一个独特的环境。自1970s互花米草(*Spartina alterniflora*)从美国引入到中国后,其快速繁殖生长,疯狂蔓延<sup>[18]</sup>。在黄河三角洲,互花米草入侵带来了严峻的生态问题:挤占本地物种盐地碱蓬生境,威胁本地物种的生存,改变盐沼湿地的生境格局<sup>[19]</sup>。因此选择盐地碱蓬和互花米草这两种具有特殊意义的植物凋落物作为研究对象,从海到陆沿着潮汐梯度设置样地,在大空间尺度上分析潮汐梯度下调落物分解的差异性(分解速率和养分变化),深入研究潮汐作用对盐沼植物凋落物分解的影响,进而为滨海湿地生态系统的物质循环和能量流动研究提供参考价值。

## 1 研究方法 with 数据来源

### 1.1 研究区概况

黄河三角洲国家级湿地自然保护区位于山东省东营市黄河入海口(37°35'~38°12'N, 118°33'~119°20'E),属暖温带大陆性季风气候,四季分明,雨热同期。年平均气温12.1℃,无霜期196天,年平均降雨量551.6 mm,降雨多集中在7-8月,年蒸发量是降雨量的3~4倍,高达1962.1 mm。黄河流域水量的年际变化较大,潮汐属于不规则半日潮,平均高潮间隙为10~11 h,平均大潮潮差是1.06~1.78 m,小潮潮差约0.46~0.78 m<sup>[20]</sup>。黄河口盐沼湿地主要的植被类型有芦苇、盐地碱蓬、柽柳(*Tamarix Chinensis*)以及外来物种互花米草等。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 实验设计

研究区位于黄河口管理站东侧低中盐沼区域,沿着由海到陆的方向依次设置具有差异性潮汐特征的A、B、C、D 4个样地,每个样地之间依次间距150 m、180 m和200 m。4个样地的植被均为盐地碱蓬,A样地靠近互花米草和盐地碱蓬的交错区,D样地靠近柽柳区。各样地盐地碱蓬植株生长存在一定差异,整体上,靠海的A和B样地植株较高,生物量较低,靠陆的C和D样地植株较矮,生物量较高。每个样地的潮汐特征通过Odessey水位记录仪监测,监测时间从2017年9月22日到11月22日(已近结冰期),每隔10 min记录一次水位数据,后期通过excel统计监测时间段内各样地完整潮周期内的平均淹水时长、淹水频率、平均淹水水深等信息。同时用不锈钢环刀采集各样地表层土壤,每个样地三个重复,放入自封袋中带回实验室去除可见的植物根系、凋落物及石块后将其平均分成2份,一份放入105℃烘箱内烘48 h至恒重测定土壤含水率(WC),研磨过60目筛后测定土壤盐度(salinity)、pH;另一份放在牛皮纸上自然风干后研磨过60目筛后测定土壤有机碳(TOC)和总氮(TN)。烘干法测定土壤含水率;5:1水土浸出液法测定土壤pH与土壤盐度,其中,pH通过便携式pH计(HANNA HI 8424)测定,土壤盐度通过盐度计(JENCO 3010M)测定;重铬酸钾外加热法测定土壤有机碳(TOC);元素分析仪(CHNOS Elemental Analyzer, Vario EL, and

German) 测定土壤总氮<sup>[21]</sup>。

凋落物统一选择植物的地上部分, 为保证试验所用凋落物来源的一致性, 在盐地碱蓬和互花米草分别占优势的人为干扰较少的样地剪取立枯体, 带回实验室用自来水冲洗表面的泥土后自然风干, 然后剪成 5 cm 左右的小段, 分装在分解袋(孔径 0.5 mm, 规格: 15 cm×20 cm) 中, 每袋装入 5 g 凋落物, 进行三次采样。每个样地每种凋落物设 3 个重复, 共 3 (重复) × 4 (样地) × 2 (凋落物类型) × 3 (采样次数) = 72 个分解袋。2017 年 8 月将分解袋系在事先设置好的木桩上, 分解袋随机分布在以木桩为圆心, 约 15 cm 为半径的范围内。分别在分解的第 90 d、180 d、270 d 取回, 每次每个样地共取回 6 个分解袋。带回实验室后, 捡去凋落物中的杂物, 将凋落物表面的泥土冲洗干净后放在 60 °C 烘箱中烘干至恒重, 并称其质量, 然后用粉碎机粉碎过 60 目筛, 最后测定样品中 C 和 N 元素的含量。C 和 N 的测定采用元素分析仪 (CHNOS Elemental Analyzer, Vario EL, and German)。

### 1.2.2 参数计算

凋落物的分解速率采用 Olson 指数衰减模型<sup>[22]</sup>计算, 公式如下:

$$W_t = W_0 \times e^{-kt} \quad (1)$$

$W_t/W_0$  为质量残留率, 对质量残留率进行自然对数转换后, 可得到一元线性方程如下:

$$\ln(W_t/W_0) = -kt \quad (2)$$

通过线性拟合得到分解速率常数  $k$  值。根据  $k$  值可以估计凋落物干质量损失 95% 所需要的时间  $t_{0.95}$ 。

分解过程中营养元素的累积/释放情况通过营养 (C 和 N) 累积指数 ( $AI_t$ ) 表示, 计算公式如下<sup>[23]</sup>:

$$AI_t = \frac{W_t \times X_t}{W_0 \times X_0} \quad (3)$$

式中:  $W_0$  是凋落物初始干重 (g);  $W_t$  是分解  $t$  时后凋落物的干重 (g);  $X_0$  是凋落物初始营养元素含量;  $X_t$  是分解  $t$  时后凋落物中营养元素含量;  $k$  是分解速率;  $t$  是分解时间 (d)。当  $AI > 1$  时表示营养元素净累积,  $AI < 1$  时表示营养元素净释放。

### 1.2.3 数据分析

单因素方差分析用来检验每个分解时段各样地间凋落物分解质量和 C、N、C/N 含量以及营养累积指数的差异性, 以及不同凋落物分解之间的差异性 (多重检验比较应用 LSD 法), 显著性水平设置为  $P < 0.05$ 。Pearson 相关性分析用于判断凋落物质量残留率 ( $W_t/W_0$ ) 和分解速率常数  $k$  与环境因素 (盐度、含水率、pH 和淹水频率) 之间的相关关系。单因素方差分析和相关性分析均采用 SPSS 21.0 进行, 凋落物质量残留率、凋落物 C、N、C/N 含量以及营养累积指数 ( $CAI$  和  $NAI$ ) 随分解时间的变化图用 Origin 8.0 绘制。

## 2 结果分析

### 2.1 样地环境特征

4 个样地的土壤特征和潮汐特征如表 1 所示, 土壤盐度、pH、含水率和有机质含量在各样地间均具有显著性差异, A 和 B 样地的含水率要明显高于 C 和 D 样地。B 样地的盐度

表1 研究区的环境特征

Table 1 The environmental features of our study sites

样地	土壤特征					潮汐特征		
	盐度 /‰	pH	含水率 /%	有机碳 /(g/kg)	总氮 /(g/kg)	平均水深 /cm	平均淹水时长 /(h/d)	平均淹水频率 /(次/月)
A	2.4±0.2 a	8.5±0.04 bc	27.5±0.2 bc	1.41±0.29 a	0.191±0.011	9.3	14.5	30.0
B	4.7±0.5 b	8.4±0.03 b	27.8±1.2 c	1.79±0.25 ab	0.185±0.017	8.2	11.8	11.1
C	2.7±0.2 a	8.2±0.10 a	26.4±0.7 ab	2.12±0.49 b	0.222±0.031	6.8	8.6	6.3
D	2.4±0.1 a	8.7±0.07 c	25.8±0.4 a	2.86±0.33 c	0.268±0.015	5.0	4.4	4.0

注: a、b、c相同字母表示不同样地间土壤特征存在显著性差异。

较高,可能与B样地的高程较高,蒸散发较快有关。有机质含量呈现递增趋势,D样地有机质的含量达2.86 g/kg。A样地淹水最频繁,平均一天一淹,是D样地的7.5倍。D样地的平均淹水时长约4.4 h,A样地的平均淹水时长约14.5 h,是D样地的3.2倍。

## 2.2 凋落物质量残留率

盐地碱蓬和互花米草凋落物的质量残留率如图1所示。整体而言,盐地碱蓬凋落物在初始阶段的分解较快,后期比较平缓;A和B样地(潮汐干扰大)的分解要明显快于C和D样地(潮汐干扰小)。分解270天后,A、B、C、D四个样地盐地碱蓬凋落物质量残留率分别为58.10±0.85%、57.79±4.26%、63.87±2.01%和59.78±4.03%。盐地碱蓬凋落物沿着潮汐梯度质量损失的差异性不显著( $F_{35}=1.534, P>0.05$ ),但在分解的第90天,沿着潮汐梯度,盐地碱蓬凋落物质量损失与样地之间具有显著性关系( $F_{11}=15.379, P<0.01$ )。不同样地互花米草各时间段的分解趋势差不多,分解90天后受潮汐影响较大的A和B地的互花米草质量损失明显高于C和D地。分解270天后,A、B、C、D四个样地互花米草凋落物质量残留率分别为61.20±3.23%、51.91±2.02%、68.83±2.21%和70.80±2.43%。经过270天的分解,两种凋落物质量损失都达到30%以上。互花米草凋落物沿着潮汐梯度质量损失具有显著性差异( $F_{35}=3.977, P<0.05$ )。两种凋落物质量残留率之间存在显著性差异( $F_{71}=12.286, P=0.001$ )。

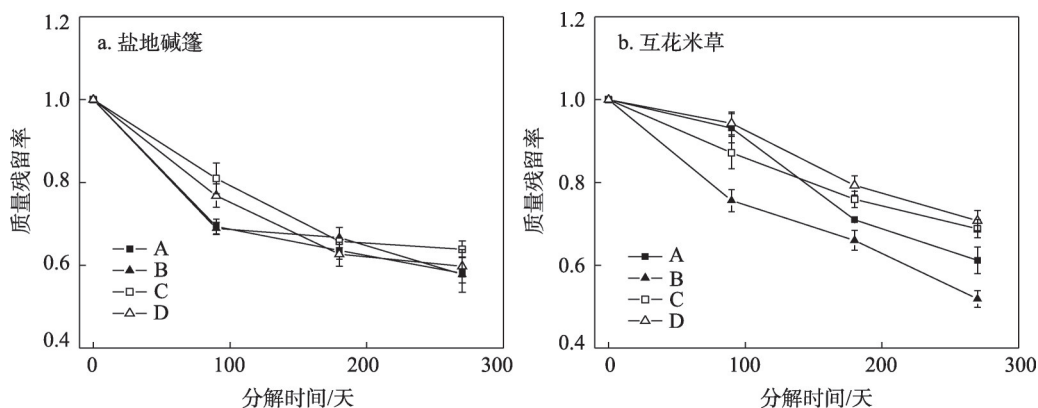


图1 凋落物分解质量残留率随分解时间变化

Fig. 1 Variations of litter mass remaining rates with decomposition time

## 2.3 凋落物分解速率

盐地碱蓬在各样地的分解速率为D>A>B>C(表2),但是各样地之间分解速率的差

表2 凋落物在多样地的分解速率  
Table 2 The decomposition rates of litter in different sites

物种	样地	方程式	$k/d^{-1}$	$R^2$	$P$	$t_{0.95}/年$
盐地碱蓬	A	$y=-0.00191 t-0.08284$	0.00191	0.798	0.069	4.18
	B	$y=-0.00186 t-0.07978$	0.00186	0.789	0.074	4.30
	C	$y=-0.00173 t-0.03647$	0.00173	0.888	0.038	4.69
	D	$y=-0.00194 t-0.04912$	0.00194	0.890	0.037	4.16
互花米草	A	$y=-0.00194 t+0.03549$	0.00194	0.937	0.021	4.28
	B	$y=-0.00234 t-0.02206$	0.00234	0.977	0.008	3.48
	C	$y=-0.0014 t-0.00752$	0.00140	0.992	0.003	5.72
	D	$y=-0.00134 t+0.02231$	0.00134	0.955	0.015	6.17

注： $k$ 为分解速率； $t_{0.95}$ 为凋落物分解95%需要的时间。

异性不显著 ( $P>0.05$ )；互花米草在多样地的分解速率为 $B>A>C>D$ ，多样地之间分解速率的显著性差异 ( $P<0.05$ )，受潮汐影响较大的A和B地的分解速率大于受潮汐影响较小的C和D地。盐地碱蓬和互花米草凋落物的分解速率之间存在显著性差异 ( $P<0.05$ )。A和B地互花米草凋落物的分解速率高于盐地碱蓬凋落物分解速率，但在C和D地互花米草凋落物的分解速率明显低于盐地碱蓬。两种凋落物沿着潮汐梯度分解95%所需要的最短时间为3.48年，最长时间为6.17年。

#### 2.4 凋落物分解过程中营养元素变化

盐地碱蓬凋落物初始C、N和C/N含量分别为 $38.64\pm 0.46\%$ 、 $0.68\pm 0.042\%$ 和 $56.70\pm 3.84\%$ ；互花米草凋落物初始C、N和C/N含量分别为 $42.57\pm 2.24\%$ 、 $0.46\pm 0.053\%$ 和 $93.76\pm 15.97\%$ 。盐地碱蓬C含量和C/N含量明显低于互花米草凋落物 ( $F_c=28.944$ ,  $P<0.001$ ;  $F_{CN}=13.389$ ,  $P=0.001$ )，N含量明显高于互花米草凋落物 ( $F_N=50.542$ ,  $P<0.001$ )。沿着潮汐梯度，凋落物中C含量变化在多样地的显著性差异 ( $F_{71}=0.856$ ,  $P>0.05$ )，N和C/N含量变化在多样地显著性差异 ( $N: F_{71}=3.280$ ,  $P<0.05$ ;  $C/N: F_{71}=3.571$ ,  $P<0.05$ )。整体而言，盐地碱蓬凋落物中C含量随着分解时间显示出先下降后上升再下降的趋势 (图2)；在分解的第90 d和180 d，盐地碱蓬凋落物中C含量在多样地存在显著差异 (第90 d,  $F_{11}=4.337$ ,  $P<0.05$ ，第180 d,  $F_{11}=28.471$ ,  $P<0.001$ )，分解的第270 d，显著性差异消失 ( $F_{11}=3.271$ ,  $P>0.05$ )。分解270 d后，A、B、C、D四个样地盐地碱蓬凋落物的C含量分别为 $40.53\pm 0.20\%$ 、 $41.05\pm 0.49\%$ 、 $39.76\pm 0.63\%$ 和 $41.98\pm 1.48\%$ 。互花米草凋落物中C含量随着分解时间也显示出同样的变化趋势，分解的前180 d中凋落物中C含量在多样地间不存在显著性差异，但在第270 d，显著性变得显著 ( $F_{11}=7.692$ ,  $P<0.05$ )。从分解的第180~270 d，互花米草凋落物中C含量下降的幅度要远大于盐地碱蓬凋落物。分解270 d后，A、B、C、D四个样地互花米草凋落物的C含量分别为 $30.12\pm 0.18\%$ 、 $29.97\pm 0.59\%$ 、 $32.18\pm 2.20\%$ 和 $35.26\pm 0.08\%$ 。与C含量变化相比，两种凋落物中N含量显示出先下降后上升的趋势，但总体上N含量都低于初始含量。各分解阶段，盐地碱蓬凋落物N含量在多样地之间都有显著性差异，互花米草凋落物N含量仅在分解的第270 d在多样地之间显出差异性。盐地碱蓬凋落物中C/N含量随着分解时间呈现出先上升后下降的趋势，但总体上C/N含量一直高于初始值。相比较而言，互花米草凋落物中

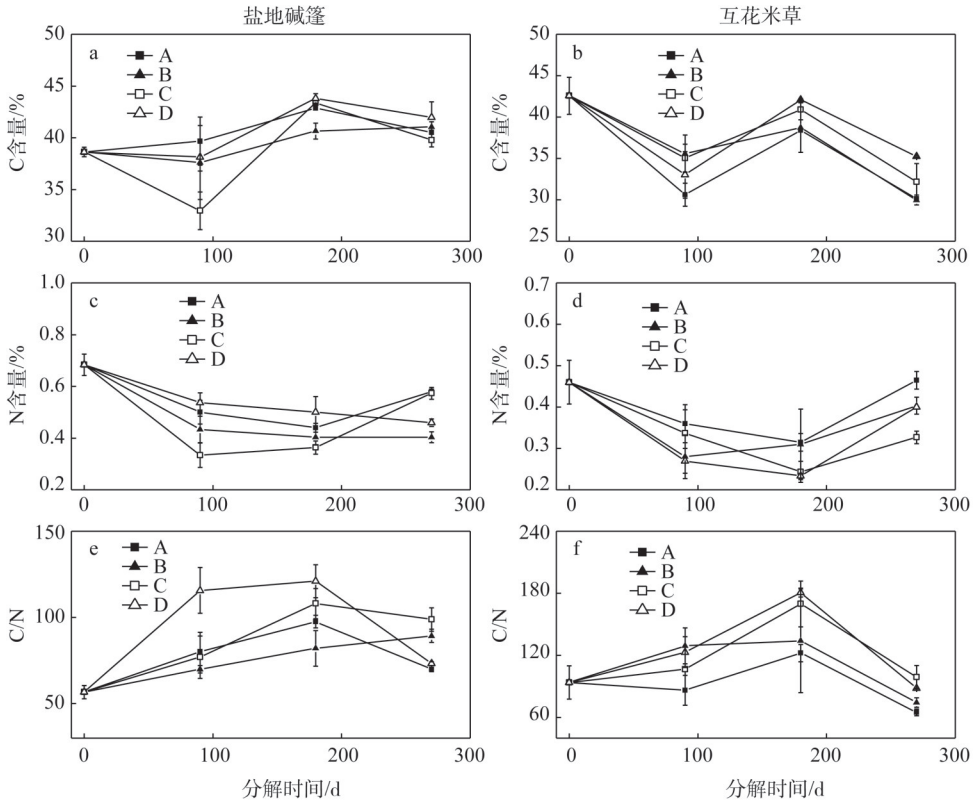


图2 各样地盐地碱蓬和互花米草凋落物分解过程中C、N和C/N含量随时间变化情况

Fig. 2 Variations of C, N and C/N contents in *Suaeda salsa* and *Spartina alterniflora* during decomposition in the study area

C/N 含量随时间的变化要复杂一些。

### 2.5 凋落物营养(C和N)累积指数变化

在整个分解阶段，盐地碱蓬和互花米草凋落物的 *CAI*和*NAI*指数都小于1（图3），在分解过程中两种凋落物都表现为营养元素的净释放。两种凋落物的营养释放在分解初期最快，随着分解时间的推移，释放速率变慢。整体上，互花米草凋落物C的释放速率要高于盐地碱蓬凋落物；盐地碱蓬凋落物N的释放速率要高于互花米草凋落物。沿着潮汐梯度互花米草凋落物C的释放具有显著性差异 ( $F_{35}=4.057, P<0.05$ )，其中，A和B地互花米草凋落物C的释放明显高于C和D地。分解初期盐地碱蓬凋落物C的释放在四个样地很接近，随着时间的推移，在A和B地的释放逐渐高于C和D地。沿着潮汐梯度，盐地碱蓬和互花米草凋落物N的释放都呈现出前期不显著 ( $P>0.05$ ) 到后期显著 ( $P<0.05$ ) 的特征，分解的第270天，A和D地N的释放量明显高于B和C地。

### 2.6 凋落物分解与环境因子之间的相关性

盐地碱蓬和互花米草凋落物质量残留率和分解速率与环境因子（盐度、淹水频率、土壤含水率和pH）之间进行Spearman相关性分析（表3）。两种凋落物的质量残留率和分解速率与盐度、淹水频率、土壤含水率和pH之间的相关性存在差异性，互花米草凋落物的质量残留率与盐度和含水率显著负相关；分解速率与盐度、含水率和淹水频率都显

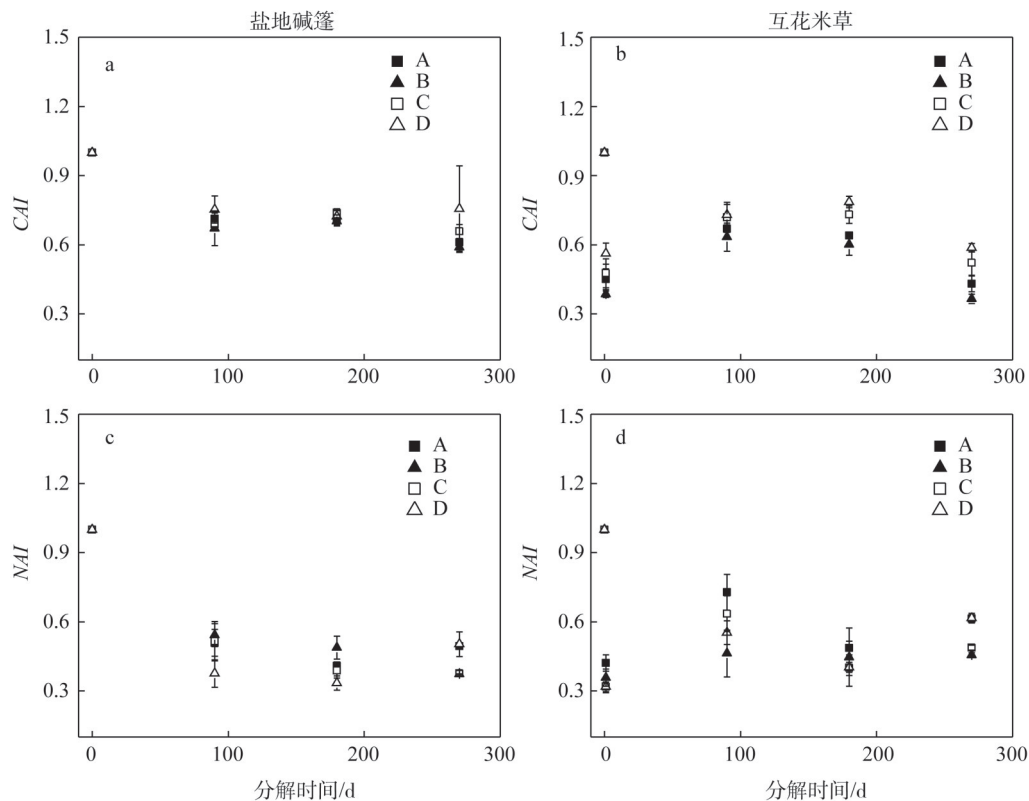


图3 各样地盐地碱蓬和互花米草凋落物分解过程中C和N累积指数随时间变化情况

Fig. 3 Variations of carbon accumulation index (CAI) and nitrogen accumulation index (NAI) of *Suaeda salsa* and *Spartina alterniflora* during decomposition in the study area

表3 凋落物质量残留率 ( $W/W_0$ ) 和分解速率与环境因素的 Spearman 相关性分析

Table 3 Correlation coefficients between litter mass remaining and decomposition rates and environmental factors

相关系数	盐度	含水率	pH	淹水频率
$W/W_0$ (盐地碱蓬)	-0.118	-0.238	-0.196	-0.199
$W/W_0$ (互花米草)	-0.478*	-0.410*	0.185	-0.338
分解速率 (盐地碱蓬)	-0.147	0.004	0.899**	-0.036
分解速率 (互花米草)	0.775**	0.782**	-0.029	0.763**

注: \*, \*\*分别表示在置信度 (双测) 为 0.05、0.01 时, 相关性是显著的。

著正相关, 与 pH 的相关性不显著。盐地碱蓬凋落物质量残留率与环境因子的相关性都不显著, 但分解速率与 pH 显著正相关。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

通过对潮汐梯度下调落物分解以及养分动态研究发现, 凋落物的分解和养分动态与凋落物自身特征 (种类、C/N 含量等) 以及分解所处的外界环境因素 (盐度、潮汐作用等) 有关。盐地碱蓬和互花米草凋落物分解之间具有显著性差异, 潮汐干扰强的区域盐

地碱蓬凋落物的分解较慢于互花米草凋落物, 但潮汐干扰弱的区域则相反。沿着潮汐梯度, 土壤盐度、含水率、pH和土壤有机质具有显著性差异, 互花米草凋落物分解也具有显著性差异, 但是盐地碱蓬凋落物分解的差异性不显著。互花米草凋落物的分解与土壤盐度、含水率和淹水频率之间显著性正关系。盐地碱蓬凋落物的分解与土壤盐度和淹水频率的关系较弱, 与pH显著正相关, 这可能由于pH较高的地方能够分解盐地碱蓬凋落物的微生物类型和数量较多, 但有关分解盐地碱蓬和互花米草凋落物的微生物类型研究很少。关于特定凋落物特定微生物分解的研究值得学者们的深入研究。随着分解时间的推移, 两种凋落物的分解都由快变慢, 两种凋落物中C含量呈现出先下降后上升再下降的趋势, N含量呈现出先下降后上升的趋势, C/N呈现出先上升后下降的趋势, 但在整个分解过程中C和N是净释放的, 为生态系统提供了营养来源。本研究为更加深入和细致地研究潮汐梯度下滨海湿地凋落物分解过程中质量以及营养元素动态变化提供了基础和支撑, 对研究土壤—植被体系下的营养元素迁移转化具有重要意义。

### 3.2 讨论

#### 3.2.1 凋落物在各样地分解的差异性

沿着潮汐梯度, 4个样地之间土壤环境和水文环境具有明显差异, 盐地碱蓬和互花米草凋落物的分解也各具差异。盐地碱蓬和互花米草凋落物前期质量损失较快, 后期较慢, 这可能是由于前期凋落物中可溶成分较多, 易于分解, 后期主要以纤维素和木质素等难分解物质为主, 较难分解<sup>[24]</sup>。同样地互花米草凋落物质量残留率和分解速率之间存在显著性差异, A和B地(潮汐干扰大)互花米草凋落物的分解快于C和D地(潮汐干扰小)。这可能与样地的土壤环境和水文环境有关。互花米草的分解与土壤盐度、含水率和淹水频率显著正相关。Sun等<sup>[17]</sup>的研究也显示高盐区的芦苇分解速率比低盐区要快。A和B地靠海, 位于中低潮滩, 该区域的土壤微生物和底栖动物较为丰富<sup>[25]</sup>, 生物作用也可能是加速凋落物分解的一个原因。有研究表明凋落物分解也受到土壤含水率的影响, 土壤水分每增加10%, 凋落物的分解速率大约增加4.5%<sup>[26]</sup>, 但是过高的土壤水分会造成土壤的厌氧环境, 不利于微生物的代谢, 当土壤含水率处在一个适当的水平, 能够维持微生物的最佳活性状态<sup>[27]</sup>。本研究中沿着潮汐梯度, 土壤水分逐渐降低, 互花米草凋落物分解速率在B样地最高。土壤含水率受到潮汐作用的影响, 靠海的A和B地潮汐较为频繁, 淹水时长较高, 导致土壤含水率较高, 同时潮汐作用这一物理过程也会影响凋落物的分解, 高频率的淹水区通常潮汐波动较大, 对凋落物的冲刷更强, 加快其物理淋溶。仝川等<sup>[14]</sup>、Xie等<sup>[28]</sup>的研究也表示潮汐冲刷会促进凋落物的分解。因此, 潮汐干扰大的区域在一定程度上可以提高凋落物的分解速率。潮汐作为物质和能量的携带者, 不仅引起区域水文环境的差异也会带来沉积物沉降的差异。本研究的4个区域, 由于高程的差异性, 沉积物的沉积情况可能存在一定的差异, 沉积掩埋会压实碎屑凋落物, 影响凋落物层与周边环境的物质交换<sup>[29]</sup>, 抑制微生物的活性, 进而影响凋落物的分解。我们在收集分解袋的过程中发现, 4个样地的分解袋上都有沉积物的覆盖, 但A和B地的覆盖量要高于C和D地。沉积物的掩埋可能也会造成本研究中凋落物在各样地分解的差异性。

盐地碱蓬凋落物在各样地的分解虽不具有显著性差异, 但整体上, A和B地的分解速率仍快些。盐地碱蓬凋落物分解与盐度和淹水频率的相关性不强, 但与土壤pH显著正



相关, 相关研究表明土壤的酸碱度会影响微生物活性, 细菌在碱性环境中更能适应较高的 pH<sup>[30]</sup>, 可能由于 pH 较高的地方能够分解盐地碱蓬凋落物的微生物类型和数量较多, 但有关分解盐地碱蓬和互花米草凋落物的微生物类型研究很少。在凋落物质量因子中, C/N 和木质素含量被认为是最重要的指标<sup>[31]</sup>, 直接影响到凋落物分解状况。很多研究发现凋落物的 C/N 或 C/P 比越低, 分解速率越快<sup>[14,32,33]</sup>。C/N 比越低, 表明凋落物中 N 含量要远高于 C 含量, 凋落物分解过程中微生物有足够的营养支撑, 活性较高。虽然盐地碱蓬和互花米草都是草本植物, 但是盐地碱蓬凋落物 C/N 含量显著低于互花米草。Liao 等<sup>[32]</sup>研究中海三棱蔗草凋落物初始 C/N 含量显著低于芦苇的 C/N 含量, 凋落物平均分解速率亦显著高于芦苇。凋落物质量因子的差异可能是造成本研究中两者凋落物分解存在显著差异的主要原因。

关于凋落物分解的研究较多, 通过收集其他研究中关于凋落物分解的数据与本研究的结果进行对比分析, 具有重要意义。表 4 的数据显示: (1) 靠近潮沟、受潮汐淹没频繁的区域, 凋落物的分解速率都明显较高; (2) 不同区域凋落物的分解显著存在差异。南方河口湿地凋落物的分解速率明显高于北方河口湿地, 这可能与南方气温较高有关。一般温度较高的区域微生物活性高, 新陈代谢旺盛, 加速了凋落物的分解。Sun 等<sup>[17]</sup>研究了盐地碱蓬凋落物在空中的分解情况, 分解速率显著低于本研究中盐地碱蓬的分解速率, 这与分解的空间位置有关, 本研究凋落物的分解位置在地表, 除了微生物的生物分解之外, 还受到潮汐冲刷等物理因素的干扰, 因而造成了其分解较快的结果。

### 3.2.2 凋落物营养元素变化的时空差异性

盐地碱蓬和互花米草凋落物中 C、N 和 C/N 含量具有显著性差异, 不同样地之间凋落物 N 和 C/N 含量也存在显著性差异。Sun 等<sup>[17]</sup>在高中低潮滩进行凋落物分解实验中也发现凋落物中营养元素在不同凋落物类型和潮滩类型中存在差异性。Romer 等<sup>[34]</sup>的研究也表明 N 含量变化具有样地和凋落物类型的差异性, 但是在其研究中 N 含量随着凋落物的分解呈现增加的趋势, *NAI* 指数也渐渐大于 1, 出现了 N 的净累积, 本研究中 N 含量有上升和下降的波动, 但 *NAI* 指数一直小于 1, N 在分解过程中呈释放状态。这可能与凋落物所处的环境有关, 本研究区位于黄河三角洲盐沼湿地, 一个 N 受限的生态系统<sup>[9,35]</sup>。微生物在分解凋落物的过程中需要大量的营养补给, 当外界环境满足不了其需求时, 就可能利用凋落物中的养分, 这也是 C/N 含量低分解较快的一方面原因。本研究中凋落物 C/N 含量在分解初期呈上升趋势, 表明在分解过程中凋落物 N 含量下降高于 C, 这部分 N 可能被微生物所利用。分解的第 180 d 后, 盐地碱蓬和互花米草凋落物 C 含量下降, N 含量上升, C/N 含量下降, 可能是由于伴随着分解过程, 微生物数量有所上升, 对有机质的需求量更大<sup>[36]</sup>。凋落物中 N 的释放受到潮汐梯度的显著影响, C/N 含量也与潮汐梯度存在显著关系, 总体上, 盐地碱蓬和互花米草凋落物都呈现 C 和 N 的净释放, 并且随着潮汐作用的加强, 凋落物中 C 和 N 的释放也在加快。这可能是由于潮汐频率高的区域微生物和底栖动物的数量较多<sup>[25]</sup>, 加快了凋落物的分解, 有助于凋落物中 C 和 N 的周转; 也可能与潮汐携带的营养物质沿着潮汐梯度的分布存在差异有关, 潮汐能够从海洋中携带大量的营养物质进入盐沼系统<sup>[12]</sup>, 但潮汐能够抵达的范围有限, 距海较远的 C 和 D 地, 受潮汐的影响降低, 营养物质的累积较弱, 当凋落物自身的营养不足以供给微生物的需求,

表4 黄河口盐沼湿地与其他典型湿地的凋落物分解对比分析

Table 4 Comparative analysis of litter decomposition between the Yellow River Estuary saltmarsh wetland and other typical wetlands

研究区	野外位置	分解部位	凋落物种类	分解位置	初始C含量/%	初始N含量/%	C/N	分解速率/a <sup>-1</sup>	分解时间	参考文献
长江口九段沙	盐沼区	地上部分	互花米草	地表	70.16±3.21	0.66±0.01	106.3±2.98	1.83	257 d	Liao等 <sup>[32]</sup>
			芦苇		45.54±0.05	1.07±0.02	41.63±0.88	1.27		
			海草		35.76±0.02	1.55±0.02	23.07±0.23	2.96		
闽江河口鱔鱼沟区滩湿地	靠近潮沟区	地上部分	芦苇	地表	40.05±0.54	11.98±0.48	33.64±1.09	1.40	280 d	仝川等 <sup>[14]</sup>
			短叶荳苳		40.34±0.19	10.35±0.15	39.04±0.67	1.92		
			互花米草		41.90±0.18	5.92±0.34	71.80±3.66	1.51		
	远离潮沟区	地上部分	芦苇	地表	40.05±0.54	11.98±0.48	33.64±1.09	1.16		
			短叶荳苳		40.34±0.19	10.35±0.15	39.04±0.67	1.51		
			互花米草		41.90±0.18	5.92±0.34	71.80±3.66	1.34		
洞庭湖湿地	淹水频率高	叶	短尖藎草	掩埋	37.61±2.31	0.944±0.091	40.16±4.74	1.13	1 a	Xie等 <sup>[28]</sup>
	淹水频率低	叶	短尖藎草	掩埋	37.61±2.31	0.944±0.091	40.16±4.74	1.09		
黄河口新生潮滩	高潮滩	地上部分	芦苇	空中	41.60±0.13	0.333±0.019	125.49±7.59	0.279	571 d	Sun等 <sup>[17]</sup>
			盐地碱蓬		40.92±0.24	0.355±0.033	115.76±11.10	0.365		
			碱蓬		37.33±1.17	0.455±0.014	82.08±5.06	0.405		
			芦苇	空中	41.60±0.13	0.333±0.019	125.49±7.59	0.453		
	中潮滩	地上部分	盐地碱蓬		40.92±0.24	0.355±0.033	115.76±11.10	0.297		
			碱蓬		37.33±1.17	0.455±0.014	82.08±5.06	0.420		
			芦苇	空中	41.60±0.13	0.333±0.019	125.49±7.59	0.854		
			盐地碱蓬		40.92±0.24	0.355±0.033	115.76±11.10	0.606		
低潮滩	地上部分	碱蓬		37.33±1.17	0.455±0.014	82.08±5.06	0.73			
		芦苇	空中	41.60±0.13	0.333±0.019	125.49±7.59	0.854			
		盐地碱蓬		40.92±0.24	0.355±0.033	115.76±11.10	0.606			
		碱蓬		37.33±1.17	0.455±0.014	82.08±5.06	0.73			
黄河口盐沼	A	地上部分	盐地碱蓬	地表	38.64±0.46	0.68±0.042	56.70±3.84	0.697	270 d	本研究
			盐地碱蓬		38.64±0.46	0.68±0.042	56.70±3.84	0.679		
			盐地碱蓬		38.64±0.46	0.68±0.042	56.70±3.84	0.631		
			盐地碱蓬		38.64±0.46	0.68±0.042	56.70±3.84	0.708		
	B	地上部分	互花米草	地表	42.57±2.24	0.46±0.053	93.76±15.97	0.708		
			互花米草		42.57±2.24	0.46±0.053	93.76±15.97	0.854		
			互花米草		42.57±2.24	0.46±0.053	93.76±15.97	0.511		
			互花米草		42.57±2.24	0.46±0.053	93.76±15.97	0.489		

注: 本研究中A、B、C、D分别是沿着海陆梯度设置的样地, A样地靠近海, D样地靠近陆; 短叶荳苳 (*Cyperus malaccensis* Lam. var. *brevifolius* Bocklr), 短尖藎草 (*Carex brevicuspis* C. B. Clarke)。

而外界环境补给不足时, 凋落物的分解就会减缓, 营养元素的释放也会降低。

**参考文献(References):**

- [1] ZHANG Y H, DING W X, LUO J F, et al. Changes in soil organic carbon dynamics in an Eastern Chinese coastal wetland following invasion by a *C<sub>4</sub>* plant *Spartina alterniflora*. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(10): 1712-1720.
- [2] NORDHAUS I, SALEWSKI T, JENNERJAHN T C. Interspecific variations in mangrove leaf litter decomposition are related to labile nitrogenous compounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2017, 192: 137-148.
- [3] 杨万勤, 邓仁菊, 张健. 森林凋落物分解及其对全球气候变化的响应. *应用生态学报*, 2007, 18(12): 2889-2895. [YANG W Q, DENG R J, ZHANG J. Forest litter decomposition and its response to global climate change. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(12): 2889-2895.]
- [4] COMPSON Z G, HUNGATE B A, WHITHAM T G, et al. Linking tree genetics and stream consumers: Isotopic tracers elucidate controls on carbon and nitrogen assimilation. *Ecology*, 2018, 99(8): 1759-1770.
- [5] TONG C, LIU B G. Litter decomposition and nutrient dynamics in different tidal water submergence environments of estuarine tidal wetland. *Geographical Research*, 2009, 28(1): 118-128.
- [6] 曾从盛, 张林海, 王天鹅, 等. 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. [ZENG C S, ZHANG L H, WANG T E, et al. Nutrient dynamics of the litters during standing and sediment surface decay in the Min River estuarine marsh. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(20): 6289-6299.]
- [7] SUN Z G, MOU X J, SUN W L. Decomposition and heavy metal variations of the typical halophyte litters in coastal marshes of the Yellow River Estuary, China. *Chemosphere*, 2016, 147: 163-172.
- [8] JANOUSEK C N, BUFFINGTON K J, GUNTENSPERGEN G R, et al. Inundation, vegetation, and sediment effects on litter decomposition in pacific coast tidal marshes. *Ecosystems*, 2017, 20(7): 1296-1310.
- [9] MOU X J, SUN Z G, WANG L L, et al. Nitrogen cycle of a typical *Suaeda salsa* marsh ecosystem in the Yellow River Estuary. *Journal of Environmental Science*, 2011, 23(6): 958-967.
- [10] GATUNE C, VANREUSEL A, CNUUDE C, et al. Decomposing mangrove litter supports a microbial biofilm with potential nutritive value to penaeid shrimp post larvae. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology*, 2012, 426(9): 28-38.
- [11] KEUSKAMP J A, HEFTING M M, DINGEMANS B J, et al. Effects of nutrient enrichment on mangrove leaf litter decomposition. *Science of the Total Environment*, 2015, 508: 402-410.
- [12] 卢昌义, 尹毅, 林鹏. 红海榄红树林下落叶分解的动态. *厦门大学学报: 自然科学版*, 1994, 33: 56-61. [LU C Y, YIN Y, LIN P. Studies on dynamics of litter leaf decomposition in a *Rhizophora Stylosa* Mangrove Forest in Guangxi, China. *Journal of Xiamen University: Natural Science*, 1994, 33: 56-61.]
- [13] YE Y, CHEN Y P, CHEN G C. Litter production and litter elemental composition in two rehabilitated *Kandelia obovata* mangrove forests in Jiulongjiang Estuary, China. *Marine Environmental Research*, 2013, 83(2): 63-72.
- [14] 仝川, 刘白贵. 不同水淹环境下河口感潮湿地枯落物分解及营养动态. *地理研究*, 2009, 28(1): 118-128. [TONG C, LIU B G. Litter decomposition and nutrient dynamics in different tidal water submergence environments of estuarine tidal wetland. *Geographical Research*, 2009, 28(1): 118-128.]
- [15] TONG C, ZHANG L H, WANG W Q, et al. Contrasting nutrient stocks and litter decomposition in stands of native and invasive species in a sub-tropical estuarine marsh. *Environmental Research*, 2011, 111(7): 909-916.
- [16] LIU P P, WANG Q, BAI J H, et al. Decomposition and return of C and N of plant litters of *Phragmites australis* and *Suaeda salsa* in typical wetlands of the Yellow River Delta, China. *Procedia Environmental Sciences*, 2010, 2(2): 1717-1726.
- [17] SUN Z G, MOU X J, SUN W L. Potential effects of tidal flat variations on decomposition and nutrient dynamics of *Phragmites australis*, *Suaeda salsa*, and *Suaeda glauca*, litter in newly created marshes of the Yellow River Estuary, China. *Ecological Engineering*, 2016, 93: 175-186.
- [18] STRONG D R, AYRES D R. Ecological and evolutionary misadventures of *Spartina*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2013, 44(1): 389-410.
- [19] 张光亮, 白军红, 贾佳, 等. 互花米草入侵对黄河口盐沼湿地土壤溶解性有机碳空间分布的影响. *北京师范大学学*

- 报: 自然科学版, 2018, 54(1): 90-97. [ZHANG G L, BAI J H, JIA J, et al. Impact of *Spartina alterniflora* invasion on spatial distribution of dissolved organic carbon in salt marsh soils of the Yellow River Estuary, China. Journal of Beijing Normal University: Natural Science, 2018, 54(1): 90-97.]
- [20] 骆梦, 王青, 邱冬冬, 等. 黄河三角洲典型潮沟系统水文连通特征及其生态效应. 北京师范大学学报: 自然科学版, 2018, 54(1): 17-24. [LUO M, WANG Q, QIU D D, et al. Hydrological connectivity characteristics and ecological effects of a typical tidal channel system in the Yellow River Delta. Journal of Beijing Normal University: Natural Science, 2018, 54(1): 17-24.]
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000. [BAO S D. Soil Agrochemical Analysis. Beijing: China Agricultural Press, 2000.]
- [22] OLSON J S. Energy storage and the balance of products and decomposers in ecological systems. Ecology, 1963, 44(2): 322-331.
- [23] HARMON M E, FRANKLIN J F, SWANSON F J, et al. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research, 1986, 15(C): 133-302.
- [24] BIRD J A, KLEBER M, TORN M S.  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. Organic Geochemistry, 2008, 39(4): 465-477.
- [25] 李佳芮. 黄河三角洲潮间带大型底栖生物生态学研究. 青岛: 中国海洋大学, 2011. [LI J R. Macrobenthic ecology of the intertidal zones of Yellow River Delta. Qingdao: Ocean University of China, 2011.]
- [26] MANNING P, SAUNDERS M, BAEDGETT R D, et al. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(3): 688-698.
- [27] LAIHO R, LAINE J, TRETTIN C C. Scots pine litter decomposition along drainage succession and soil nutrient gradients in peatland forests, and the effects of inter-annual weather variation. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(7): 1095-1109.
- [28] XIE Y J, XIE Y H, XIAO H Y, et al. Controls on litter decomposition of emergent macrophyte in Dongting Lake Wetlands. Ecosystems, 2017, 20(7): 1383-1389.
- [29] BOYNTON W R, CEBALLOS M A C, BAILEY E M, et al. Oxygen and nutrient exchanges at the sediment-water interface: A global synthesis and critique of estuarine and coastal data. Estuaries and Coasts, 2017, 41(2): 301-333.
- [30] ANDERSSON S, NILSSON S I. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(9): 1181-1191.
- [31] 彭少麟, 刘强. 森林凋落物动态及其对全球变暖的响应. 生态学报, 2002, 22(9): 1534-1544. [PENG S L, LIU Q. The dynamic of forest litter and its responses to global warming. Acta Ecologica Sinica, 2002, 22(9): 1534-1544.]
- [32] LIAO C Z, LUO Y Q, FANG C M, et al. Litter pool sizes, decomposition, and nitrogen dynamics in *Spartina alterniflora*-invaded and native coastal marshlands of the Yangtze Estuary. Oecologia, 2008, 156(3): 589-600.
- [33] ZHANG X H, SONG C C, MAO R, et al. Litter mass loss and nutrient dynamics of four emergent macrophytes during aerial decomposition in freshwater marshes of the Sanjiang plain, Northeast China. Plant and Soil, 2014, 385(1-2): 139-147.
- [34] ROMERO L M, SMITH T J, FOURQUIREAN J W. Changes in mass and nutrient content of wood during decomposition in a South Florida Mangrove Forest. Journal of Ecology, 2005, 93(3): 618-631.
- [35] CAO L, SONG J M, LI X G, et al. Biogeochemical characteristics of soil C, N, P in the tidal wetlands of the Yellow River Delta. Marine Science, 2015, 39(1): 84-92.
- [36] JIN L, WU Z, YANG C, et al. Microorganism characteristics in decomposition process of rubber tree leaves litter in Hainan Island. Meteorological & Environmental Research, 2016, 7(6): 22-28.

## Decomposition characteristics of vegetation litter of *Suaeda salsa* and *Spartina alterniflora* in saltmarsh of the Yellow River Estuary, China

WANG Fang-fang, YAN Jia-guo, MA Xu, QIU Dong-dong, CUI Bao-shan  
(School of Environment, State Key Laboratory of Water Environment Simulation, Beijing Normal University,  
Beijing 100875, China)

**Abstract:** Litter decomposition plays a vital role in governing ecological processes of wetland ecosystems. To investigate the variations of litter quality and nutrients during decomposition varying with tidal regime, we conducted manipulative experiments with different species of *Suaeda salsa* and *Spartina alterniflora*, at four sites along a tidal gradient, to test the decomposition rates, by putting the litter of each plant into the decomposition bags. Our results showed that losses of litter mass were related to litter species, soil salinity, soil water content and tidal disturbance, revealing that the tidal disturbance can be an important force to influence the retention and decomposition. We found that *S. alterniflora* litter decomposed faster than *S. salsa* litter at the sites with strong tidal disturbance, but for the sites with weak tidal disturbance, a converse trend was found that *S. salsa* decomposed faster than the *S. alterniflora*. The decomposition rates of them ranged from  $0.00134\text{ d}^{-1}$  to  $0.00234\text{ d}^{-1}$ . We also found that the decomposition varies with time. After 270 days of ending experiments, the mass losses of *S. alterniflora* and *S. salsa* litter exceeded 30%, showing that the losses at the sites with stronger tidal disturbance were larger than those at sites with weak tidal disturbance. The variations of N and C/N of *S. salsa* and *S. alterniflora* litter differed significantly among sites (N:  $F_{71}=3.280$ ,  $P<0.05$ ; C/N:  $F_{71}=3.571$ ,  $P<0.05$ ), except for C content ( $F_{71}=0.856$ ,  $P>0.05$ ). The average contents of C, N and C/N of *S. salsa* litter were  $40.81\pm 1.15\%$ ,  $0.51\pm 0.08\%$  and  $82.22\pm 13.18$ , respectively, while the average contents of C, N and C/N of *S. alterniflora* litter were  $31.72\pm 2.37\%$ ,  $0.39\pm 0.05\%$  and  $82.59\pm 14.91$ , respectively. Both litters showed a net release of carbon and nitrogen. The average releasing amounts of C and N were 36.9% and 55.8%, respectively in *S. salsa* litter and the average release amount of C and N were 53.1% and 47.1%, respectively in *S. alterniflora* litter. The net releasing amount of carbon at sites with strong tidal disturbance was larger than that of sites with weak tidal disturbance. Our result suggests that decomposition of coastal vegetation litter provided nutrient element (e.g. C and N) for coastal wetland ecosystems, in the Yellow River Delta. Therefore, our study highlights that tidal regime should be regarded as an important environmental factor in regulating biogeochemical cycles and carbon accumulation, consequently altering the ecosystem functioning.

**Keywords:** litter decomposition; tidal gradient; carbon and nitrogen; Yellow River Estuary