

DOI: 10.5846/stxb201902250351

曾阿莹, 胡伟芳, 张林海, 林雪琼, 张美颖, 曾从盛. 盐度和淹水程度对短叶茳芏枯落物分解初期 DOM 含量及其组成结构的影响. 生态学报, 2020, 40(8): - .

Zeng A Y, Hu W F, Zhang L H, Lin X Q, Zhang M Y, Zeng C S. Effect of salinity and flood on the dissolved organic matter content and composition structure in the early stage of decomposition of *Cyperus malaccensis* litter. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(8): - .

## 盐度和淹水程度对短叶茳芏枯落物分解初期 DOM 含量及其组成结构的影响

曾阿莹<sup>2,3</sup>, 胡伟芳<sup>2,3</sup>, 张林海<sup>1,3,4,\*</sup>, 林雪琼<sup>2</sup>, 张美颖<sup>2,3</sup>, 曾从盛<sup>1,4</sup>

1 福建师范大学地理研究所, 福州 350007

2 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007

3 福建省植物生理生态重点实验室, 福州 350007

4 福建师范大学湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

**摘要:** 选取闽江河口潮汐湿地短叶茳芏枯落物为研究对象, 通过设置不同盐度(0、5、10、15)和淹水程度(不浸没分解袋, 淹水 I 和持续浸没分解袋, 淹水 II)等处理, 分析枯落物分解过程中可溶性有机物(DOM)的含量及组成结构的紫外光谱、荧光光谱和红外光谱学等变化特征。研究表明, 在 181d 的分解过程中, 枯落物可溶性有机碳(DOC)、可溶性总氮(DTN)、可溶性无机氮(DIN)和可溶性有机氮(DON)等浓度在不同盐度和淹水处理下均有显著差异( $P < 0.05$ )。盐度对 DOC 和 DON 影响不显著, 但高盐组的 DIN 显著较低( $P < 0.05$ ); 除淹水 I 对照组外, 各盐分处理组的芳香化指数(AI)随分解时间推移呈上升趋势。不同分解阶段对枯落物 DOM 组分和光谱特征有重要影响。分解前期(前 89 d), 淹水 I 处理下, 盐分升高可导致枯落物中的腐殖化指数( $HIX_{syn}$ ,  $HIX_{em}$ )降低。分解中、后期(120 d 后), 盐分较高条件下, 腐殖质在枯落物中累积; 而淹水 II 处理下, 盐分处理组在整个实验期内始终抑制枯落物的分解, 腐殖化程度较高。淹水程度也会影响枯落物 DOM 的淋溶和腐殖化过程。在分解前期, 淹水 I 处理的 AI 和  $HIX_{em}$  显著高于淹水 II 处理, 而淹水 II 处理下枯落物 DOM 较淹水 I 处理更容易发生 N 的淋溶; 分解中、后期, 淹水 II 处理下的厌氧环境反而抑制枯落物 DOM 中的腐殖质和芳香类物质析出。红外光谱分析表明, 闽江河口短叶茳芏枯落物 DOM 中结构简单、容易分解的碳水化合物含量相对较高, 但是不同淹水处理并未改变枯落物 DOM 的结构特征。

**关键词:** 枯落物; 盐度; 淹水程度; 可溶性有机质; 光谱特征

## Effect of salinity and flood on the dissolved organic matter content and composition structure in the early stage of decomposition of *Cyperus malaccensis* litter

ZENG Aying<sup>2,3</sup>, HU Weifang<sup>2,3</sup>, ZHANG Linhai<sup>1,3,4,\*</sup>, LIN Xueqiong<sup>2</sup>, ZHANG Meiyong<sup>2,3</sup>, ZENG Congsheng<sup>1,4</sup>

1 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

3 Fujian Provincial Key Laboratory of Plant Ecophysiology, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

4 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process of the Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

**Abstract:** In this study, we chose the withered litters of *Cyperus malaccensis* in Min River estuary wetlands as the research object, adopting different salinity (0, 5, 10, 15) and flooding degree (unimmersed litterbags, flooded treatment I and continuous immersion litterbag, flooded treatment II) to do experiments on decomposition of the withered litters, of which

基金项目: 福建省科技厅公益类科研院所专项(2017R1034-6); 福建省自然科学基金项目(2015J01161)

收稿日期: 2019-02-25; 网络出版日期: 2019-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mary12maryzhang@126.com

its dissolved organic matter (DOM) content and structures of UV-visible spectroscopy, Fluorescence Spectroscopy, and Infrared Spectroscopy with changes in characteristics and so on. The results of this study show that the concentrations of dissolved organic carbon (DOC), total soluble nitrogen (DTN), dissolved inorganic nitrogen (DIN) and soluble organic nitrogen (DON) are of significant difference under the condition of different salinity and flooded treatment in the decomposition time ( $P < 0.05$ ) over 181 days of decay period. The concentrations of DOC and DON were no significant difference in different salinities, but the DIN in high salt group was significantly lower ( $P < 0.05$ ). The aromaticity index (AI) with different salinity treatments increased throughout the decomposition time except under the condition of flooded treatment I. Different decomposition phases had important effects on the DOM components of *C. malaccensis* litters and spectral characteristics. At the earlier stage of decomposition (before 89 d), under the condition flooded I, humification index of withered litters and debris ( $HIX_{syn}$ ,  $HIX_{em}$ ) was decreased when the salinity was increased. During the middle and later periods of litters decomposition (after 120 d), the higher salinity was in favor of the accumulation of humus. While under the condition of flooded treatment II, the decomposition of litters was inhibited throughout the whole experiment period and thus the degree of humus was much higher. Water conditions also had an impact on leaching and humification of DOM of litter. The value of AI and  $HIX_{syn}$  were both higher in flooded I treatments compared to flooded II treatments at the earlier stage of litter decomposition, but more leaching of nitrogen was observed in the DOM of *C. malaccensis* litter under the flooded II treatments than the flooded I treatments in this phase. Humus and aromatic of the withered litters DOM were restrained due to the anaerobic environment under the flooded treatment II condition during the middle and later periods of litters decomposition. Infrared Spectroscopy analysis indicates that the withered litters DOM of *C. malaccensis* in Min River estuary, of which the structure was simple and easy to resolve carbohydrates content which is comparatively higher. However, the structure characteristics of the withered litters DOM in *C. malaccensis* were unchanged under the two flooded treatments conditions.

**Key Words:** litter; salinity; flooded degree; dissolved organic matter; spectroscopic characteristics

可溶性有机质(DOM, Dissolved organic matter)是指小于  $0.45 \mu\text{m}$  的不同结构与大小的有机分子混合物, 主要包括可溶性有机碳(DOC, Dissolved organic carbon)、可溶性有机氮(DON, Dissolved organic nitrogen)和可溶性有机磷(DOP, Dissolved organic phosphorus)等<sup>[1]</sup>。DOM是土壤和枯落物分解过程中的重要有机质存在形态, 其结构、大小和浓度与环境养分状况、有机物的迁移转化等过程密切相关<sup>[2]</sup>。虽然其占总有机质的比例很小, 但因为高度的流动性和活跃性, 在环境中扮演着重要的天然配位体和吸附载体的角色, 使土壤有机质与生物体如植物枯落物等产生紧密联系<sup>[3]</sup>。枯落物分解过程中产生的木质素、单宁或低分子成分的酚类、酚酸类、黄酮类等芳香族化合物等有机物质, 是土壤DOM中重要来源<sup>[4]</sup>。由于DOM与地上/地下枯落物分解直接联系, 其含量和浓度大小能敏感反映土壤有机质的变化, 关系到土壤碳(C)、氮(N)的吸存和保持<sup>[5]</sup>, 因此枯落物分解产生的DOM是影响生态系统环境物理化学特征的重要因素, 成为生态系统生物地球化学循环过程中的关键环节<sup>[6]</sup>。近年来逐渐兴起了对于生态系统土壤和枯落物DOM研究, 但是由于其结构复杂, 鉴于传统研究方法的局限性, 光谱学分析等新技术被引入到DOM的结构表征中<sup>[7-8]</sup>, 如紫外光谱分析DOM的共轭体系多环芳烃含量、荧光光谱分析DOM的类胡敏酸物质、类富里酸物质、类蛋白质物质等<sup>[9-10]</sup>, 红外光谱也能反映DOM中化合物及其比例, 因此广泛应用于DOM组分特征分析<sup>[5]</sup>。但是目前研究绝大部分集中于森林生态系统土壤及其淋滤液DOM的光谱分析, 关于湿地植物凋落物分解过程中产生的DOM及其光谱特征研究较为匮乏<sup>[3]</sup>。

河口潮汐湿地是极为特殊的生态系统, 因位于海陆交汇处, 河口湿地植被和土壤常处于淡、咸水周期性的淹没环境, 受潮汐、径流、盐度的共同作用<sup>[11]</sup>。河口潮汐湿地由于承接了大量陆源营养盐, 加之近年来人类活动和环境变化导致的海平面上升和盐水入侵<sup>[12]</sup>, 其稳定性和可持续性受显著影响<sup>[13]</sup>, 已成为威胁滨海河口

湿地生态安全的重要因素<sup>[14]</sup>。目前,关于盐度和淹水差异对湿地枯落物分解的影响主要集中在分解速率及其养分动态等方面的研究<sup>[15-23]</sup>,而对于枯落物分解产生的 DOM 浓度及其光谱特征的研究鲜见报道。基于此,本研究选取闽江河口湿地盐度和淹水适宜性较广的优势植被——短叶茳茳(*Cyperus malaccensis*)枯落物为研究对象,通过模拟不同盐度和淹水条件,分析 DOM 中化合物的官能团组成(如 C—H、N—H、C=O 等)及相对含量的变化,探讨盐度和淹水差异对湿地枯落物 DOM 及光谱学特征的影响,这对于深入认识全球变化下河口湿地枯落物 DOM 的分解及其迁移转化过程具有重要意义,同时为河口湿地的生态环境研究提供参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料采集与实验处理

实验材料(枯落物及土壤等)取自于福建省闽江河口的鳝鱼滩湿地。选取长势均匀、生长状况较为一致的短叶茳茳优势群落,采集短叶茳茳立枯体及其表层 15 cm 的原状土带回实验室。将原状土(土壤 TC 含量为  $(20.66 \pm 0.63)$  mg/g, TN 含量为  $(1.82 \pm 0.06)$  mg/g, pH 值和 EC 分别为  $5.73 \pm 0.04$  和  $0.27 \pm 0.04$  mS/cm)放入分解箱(90 cm×30 cm×26 cm 的树脂塑料大盆),加入不同盐度的“人造海水”,稳定培养环境 1 个月。设置 2 种淹水处理(淹水 I:水淹深度为淹至土壤表层 1 cm 处,不浸没分解袋;淹水 II:水淹深度为淹至土壤表层 10 cm 处,持续浸没分解袋)两种淹水条件。同时根据闽江河口半咸水湿地和潮汐淡水湿地的盐度差(约为 5)<sup>[24]</sup>,将枯落物分解实验中的盐度梯度分别设置为 0(对照)、5(低盐)、10(中盐)和 15(高盐),共 8 种处理,每种处理 3 个重复。此外,为了防止雨水的干扰,在分解箱上方安装防雨装置。

枯落物分解采用分解袋法,将枯落物表面浮尘洗净,晾干表面水分后,剪成 5 cm 左右的小段,按每袋称重 15 g 装入分解袋(规格为 25 cm×25 cm,孔径为 0.2 mm 的尼龙网),待分解箱环境稳定后投放至分解箱。本模拟实验在分解实验开始后约每个月(第 28、59、89、120、150、181 d)定期采集分解袋中的枯落物,每次小心取出枯落物后,用去离子水冲洗干净,于 80℃ 烘干至恒重并称量。将烘干的枯落物样品用粉碎机磨碎,过 0.149 mm 筛备用。取 0.5 g 过筛后的样品于 40 mL 离心管中,加入 40 mL 去离子水,震荡 30 min,离心后,取上清液过 0.45 μm 滤膜为待测液<sup>[25]</sup>。

### 1.2 测定方法

#### 1.2.1 环境因子和 C、N 组分的测定

采用 2265FS 便携式电导/温度计(Spectrum Technologies Inc, 美国)测定土壤和表层水体温度与电导率,采用 pH 便携式测定仪(IQ150, 美国)测定土壤 pH。采用总有机碳分析仪(Shimadzu TOC-VCPH, 日本)测定待测液的可溶性有机碳(DOC);连续流动分析仪(Skalar Analytical SAN++, 荷兰)测定待测液的溶解性总氮(DTN)、溶解无机氮(DIN)和溶解有机氮(DON)含量。采用植物元素分析仪(Elemental Vario EL, 德国)测定枯落物的总碳(TC)和总氮(TN)含量。

#### 1.2.2 枯落物 DOM 光谱测定

本研究 DOM 光谱主要测定参考蒲晓婷等的方法<sup>[26]</sup>。使用紫外可见光谱仪(UV-2450, 岛津)测定待测液的紫外可见吸光值,用波长 254 nm 处的吸收值(SUVA)来计算其芳香化程度,也叫“芳香性指数 Aromaticity Index(AI)”<sup>[27]</sup>,具体为:

$$AI = (UV_{254} / DOC) \times 100$$

式中,  $UV_{254}$  为 DOM 的紫外光谱在波长 254 nm 处的吸收值 ( $L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$ ), DOC 为可溶性有机碳的含量 (mg/g)。

使用 F7000 荧光分光光度计(F7000, Hitachi, Tokyo, Japan)测定样品的同步荧光及荧光发射光谱及三维荧光光谱。荧光发射光谱波长范围设定为 380—480 nm, 荧光同步光谱波长范围设置为 250—500 nm。荧光发射光谱腐殖化指数(Humification Index, emissionmode,  $HIX_{em}$ )、荧光同步光谱腐殖化指数(Humification

Index, synchronous mode,  $HIX_{syn}$ )、荧光效率 (Fluorescence Efficiency,  $F_{eff}$ ) 等的计算方法参考马莹玲等<sup>[5]</sup>的方法, 具体为:

$$HIX_{em} = (\sum 435-480 \text{ nm}) / (\sum 300-345 \text{ nm})$$

$$HIX_{syn} = F_{460} / F_{345}$$

$$F_{eff} = F_{max} / AI$$

式中,  $HIX_{em}$  为荧光发射光谱腐殖化指数, ( $\sum 435-480 \text{ nm}$ ) 和 ( $\sum 300-345 \text{ nm}$ ) 分别为荧光发射光谱中 435—480 nm 区域与 300—345 nm 区域的峰面积。  $HIX_{syn}$  为荧光同步光谱腐殖化指数,  $F_{460}$  和  $F_{345}$  分别为荧光同步光谱波长 460 nm 和 345 nm 处荧光强度。  $F_{eff}$  为荧光效率,  $F_{max}$  为样品荧光发射光谱的最大荧光强度; AI 为 DOM 的芳香性指数。

使用 FTIR 光谱仪 (Nicolet Magna FTIR 550, Thermo, Waltham, USA) 测定 DOM 的红外光谱。将 3 个重复的样品每个各取 5 mg 混合 (共 15 mg), 冷冻干燥后放入 80°C 烘箱干燥后进行制样。将 1 mg 样品与 400 mg 干燥的 KBr (光谱纯) 磨细混匀后压成薄片, 测定并记录其 4000—400  $\text{cm}^{-1}$  范围的红外光谱。红外光谱的六个波段吸收峰的主要归属分别为: A 波段 (3000—3600  $\text{cm}^{-1}$ , 醇及苯酚中 O—H 的伸缩振动, 芳香族 C—H 的伸缩振动)、B 波段 (2850—3000  $\text{cm}^{-1}$ , 脂肪族 C—H, C—H<sub>2</sub>, C—H<sub>3</sub> 的伸缩振动)、C 波段 (1625—1644  $\text{cm}^{-1}$ , 木质素中与芳香环相连的 C=O 伸缩振动, 羧酸盐 COO—的反对称伸缩振动)、D 波段 (1300—1550  $\text{cm}^{-1}$ , N—H 的对称弯曲振动; 饱和 C—H 面内的弯曲振动)、E 波段 (1000—1260  $\text{cm}^{-1}$ , 角质类及芳香脂类 C—O 的伸缩振动)、F 波段 (605—880  $\text{cm}^{-1}$ , 羧酸化合物中 O—H 变形振动, 或苯环 C—H 面外的弯曲振动)。

### 1.3 数据分析与处理

采用 EXCEL 2007 计算数据的最大值、最小值、平均值和标准误等参数; 采用 SPSS 19.0 的重复测量方差分析 (Repeated measures data of ANOVA) 对不同处理进行差异性检验, 采用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 和最小显著差异法 (LSD) 比较不同处理间的差异, 显著性水平设定为 0.05, 当  $P < 0.05$  时, 视为达到显著性水平; 皮尔逊相关性分析用于描述各因子的相关关系, 采用 Origin 8.0 制图。

## 2 结果与分析

### 2.1 枯落物失重率及 DOM 各组分浓度

在 181 d 的分解过程中, 不同盐度和淹水条件下枯落物的失重率均随着分解时间的延长而波动上升, 仅淹水 I 处理对照组 150 d 后失重率开始下降 (图 1)。短叶荳苳枯落物 DOM 各组分的浓度随时间变化情况见图 2。枯落物的 DOC、DTN、DIN 和 DON 浓度变化范围分别为 (3.60±0.57) mg/g—(20.01±6.83) mg/g, (0.13±0.01) mg/g—(1.27±0.01) mg/g, (0.04±0.00) mg/g—(0.42±0.05) mg/g 和 (0.05±0.00) mg/g—(1.11±0.02) mg/g。短叶荳苳枯落物中 DOC、DTN、DIN 和 DON 在盐度和淹水作用下均有显著差异 ( $P < 0.05$ )。各处理下 DOC 浓度随分解时间增加呈现波动降低的趋势; 在淹水 II 处理下 DTN、DIN 和 DON 随分解时间波动上升, 而淹水 I 处理下 DTN 和 DON 随分解时间波动下降。在整个分解期内, 不同盐度处理下 DOC 和 DON 浓度差异不显著 ( $P > 0.05$ ), DTN、DIN 则有显著差异, 特别是 DIN 多表现为高盐处理组显著较低 ( $P < 0.05$ )。DTN、DIN 和 DON 在不同淹水程度下有显著差异, 表现为分解前期 (60 d 前) 淹水 I 处理下枯落物的 DTN、DIN 和 DON 浓度显著大于淹水 II 处理 ( $P < 0.01$ ), 分解 120 d 后情况相反。淹水 I 处理下 DOC 占 TC 的比例范围为 1.15—3.38%, 整体上均随着分解时间的延长而下降, DON 占 TN 的比例范围为 0.62—6.71%, DOC 和 DON 所占比例整体上均随分解时间的延长而下降 (表 1)。淹水 II 处理下的 DOC 占 TC 的比例范围为 1.41—4.89%, DOC 所占比例整体上均随着分解时间的延长而下降, DON 占 TN 的比例范围为 0.40—4.07%, DON 所占比例随分解时间的延长而波动增加。相对初始值而言, 不同盐度与淹水处理下的 DOC 浓度整体上表现为不同程度的降低 ( $P < 0.05$ ), 而 DON 浓度均有所上升 ( $P < 0.05$ )。

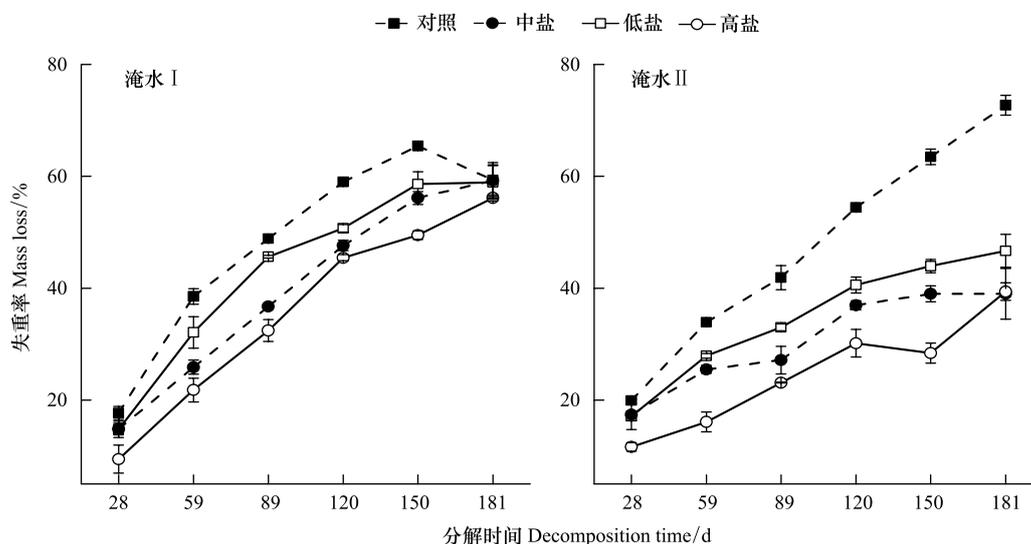


图 1 不同盐度和淹水条件下短叶茛苳枯落物分解过程中失重率变化

Fig.1 Weight loss of litter under different salinity and flooded treatments during decomposition

表 1 不同盐度和淹水条件下枯落物中可溶性有机碳 (或可溶性有机氮) 所占比例及相对含量动态变化

Table 1 Dynamic changes of the proportion and relative content of DOC (or DON) in litter under different salinity and flooded treatments

处理 Treatment	项目 Item	分解时间 Decomposition time/d						
		28d	59d	89d	120d	150d	181d	
淹水 I 处理 Flooded treatment I	ac	DOC/(mg/g)	10.91±0.55	11.52±0.60	6.89±0.21	8.62±0.33	7.87±0.28	3.60±0.57
		占 TC/%	2.86	2.87	1.68	2.11	1.94	1.15
		相对含量	-0.69	-0.60	-1.68	-1.14	-1.35	-4.13
		DON/(mg/g)	0.79±0.00	0.62±0.05	0.08±0.00	0.45±0.01	0.33±0.02	0.25±0.02
		占 TN/%	4.62	4.17	0.46	2.25	1.59	1.29
		相对含量	0.97	0.97	0.75	0.96	0.94	0.92
al	DOC/(mg/g)	11.18±0.17	11.62±0.22	6.90±0.41	8.97±0.32	8.54±0.38	5.27±0.19	
	占 TC/%	2.97	2.98	1.73	2.19	2.11	1.47	
	相对含量	-0.65	-0.59	-1.68	-1.06	-1.16	-2.50	
	DON/(mg/g)	0.99±0.03	0.50±0.06	0.16±0.03	0.43±0.04	0.38±0.03	0.35±0.02	
	占 TN/%	5.98	3.22	0.94	2.37	1.90	1.71	
	相对含量	0.98	0.96	0.88	0.95	0.95	0.94	
am	DOC/(mg/g)	9.49±0.51	13.11±1.35	6.32±0.13	9.17±0.16	6.06±0.30	6.13±0.26	
	占 TC/%	2.60	3.38	1.57	2.29	1.56	1.69	
	相对含量	-0.95	-0.41	-1.92	-1.01	-2.05	-2.01	
	DON/(mg/g)	1.11±0.02	0.46±0.10	0.10±0.01	0.47±0.03	0.45±0.03	0.27±0.03	
	占 TN/%	6.71	3.28	0.62	2.71	2.38	1.35	
	相对含量	0.98	0.96	0.80	0.96	0.96	0.93	
ah	DOC/(mg/g)	10.62±0.45	11.71±0.31	6.50±0.11	9.94±0.38	6.08±0.19	5.64±0.17	
	占 TC/%	2.80	3.15	1.73	2.53	1.60	1.51	
	相对含量	-0.74	-0.58	-1.84	-0.86	-2.04	-2.27	
	DON/(mg/g)	0.34±0.05	0.44±0.06	0.11±0.00	0.52±0.02	0.55±0.04	0.31±0.03	
	占 TN/%	2.27	2.85	0.68	2.98	3.07	1.60	
	相对含量	0.94	0.95	0.82	0.96	0.96	0.94	
bc	DOC/(mg/g)	8.53±0.94	16.08±0.63	5.95±0.24	9.73±0.13	7.66±0.76	6.85±0.36	
	占 TC/%	2.34	3.87	1.41	2.26	1.82	1.71	

续表

处理 Treatment	项目 Item	分解时间 Decomposition time/d						
		28d	59d	89d	120d	150d	181d	
淹水 II 处理 Flooded treatment II	相对含量	-1.17	-0.15	-2.10	-0.90	-1.41	-1.70	
	DON/(mg/g)	0.12±0.01	0.36±0.01	0.08±0.00	0.38±0.03	0.25±0.13	0.30±0.05	
	占 TN/%	0.74	2.33	0.49	2.07	1.15	1.28	
	相对含量	0.83	0.94	0.75	0.95	0.92	0.93	
	bl	DOC/(mg/g)	9.46±0.01	8.91±0.33	6.74±0.38	10.59±0.43	6.31±0.14	7.44±0.27
	占 TC/%	2.53	2.26	1.74	2.82	1.74	2.31	
	相对含量	-0.95	-1.07	-1.74	-0.74	-1.93	-1.48	
	DON/(mg/g)	0.06±0.01	0.37±0.03	0.19±0.00	0.43±0.03	0.47±0.02	0.29±0.04	
	占 TN/%	0.46	2.64	1.30	2.71	2.58	1.50	
	相对含量	0.67	0.95	0.89	0.95	0.96	0.93	
	bm	DOC/(mg/g)	9.11±0.06	6.61±0.93	6.15±0.25	12.04±0.05	9.01±0.55	5.70±0.35
	占 TC/%	2.47	1.70	1.68	3.38	2.70	1.88	
相对含量	-1.03	-1.79	-2.00	-0.53	-1.05	-2.24		
DON/(mg/g)	0.05±0.00	0.08±0.01	0.09±0.01	0.56±0.04	0.11±0.01	0.36±0.36		
占 TN/%	0.40	0.60	0.58	3.42	0.65	2.01		
相对含量	0.60	0.75	0.78	0.96	0.82	0.94		
bh	DOC/(mg/g)	20.01±6.83	8.74±0.40	7.26±0.22	12.58±0.57	8.69±0.53	6.48±0.38	
占 TC/%	4.89	2.47	2.03	3.79	2.85	2.12		
相对含量	0.08	-1.11	-1.54	-0.47	-1.13	-1.85		
DON/(mg/g)	0.09±0.00	0.07±0.00	0.10±0.01	0.67±0.06	0.30±0.18	0.41±0.07		
占 TN/%	0.58	0.50	0.66	4.07	1.75	2.23		
相对含量	0.78	0.71	0.80	0.97	0.93	0.95		

a 代表淹水 I 处理, b 代表淹水 II 处理; c, l, m, h 分别代表对照、低盐、中盐和高盐; DOC: 可溶性有机碳, Dissolved organic carbon; DON: 可溶性有机氮, Dissolved organic nitrogen; TC: 全碳, Total carbon; TN: 全氮, Total nitrogen; 相对含量代表枯落物中的 DOC/DON 含量相较于其初始 DOC/DON 的变化

## 2.2 DOM 光谱学特征

### 2.2.1 芳香化指数

不同盐度和淹水条件下枯落物 DOM 的芳香化指数值均在 2.5 以内。重复测量方差分析结果表明, 在不同盐度和淹水条件下枯落物组分浓度及其紫外和二维荧光光谱特征均呈显著性差异 ( $P < 0.05$ ) (表 2)。在分解前期, 淹水 I 处理的 AI 值显著高于淹水 II 处理, 分解中、后期则呈波动变化, 淹水 II 处理组 AI 值较分解前期显著提高。除了淹水 I 处理下分解前期 (89 d 前) 高盐条件下 AI 显著较低, 其余大部分表现为中、高盐分处理的 AI 值较高, 最高值出现在淹水 I 的中盐组 ( $2.14 \pm 0.21$ ) (图 3)。

表 2 不同盐度和淹水条件下枯落物组分浓度及其紫外和二维荧光光谱特征的重复测量方差分析

Table 2 Repeated measures ANOVA results for DOM concentrations and its ultraviolet and two-dimensional fluorescence spectrum under different salinity and flooded treatments

项目 Item	df	可溶性组分 Soluble components				DOM 光谱 DOM spectrum		
		DOC	DTN	DIN	DON	AI	HIX <sub>syn</sub>	HIX <sub>em</sub>
盐度 Salinity	3	$P < 0.05$	$P < 0.05$	$P < 0.01$	$P < 0.05$	$P < 0.01$	$P < 0.05$	$P < 0.05$
淹水程度 Flooding degree	1	$P < 0.05$	$P < 0.01$	$P < 0.01$	$P < 0.01$	$P < 0.01$	$P < 0.05$	$P < 0.01$

DTN: 溶解性总氮, Dissolved total nitrogen; DIN: 溶解无机氮, Dissolved inorganic nitrogen; AI: 芳香性指数, Aromaticity Index; HIX<sub>syn</sub>: 荧光同步光谱腐殖化指数, Humification Index, synchronous mode; HIX<sub>em</sub>: 荧光发射光谱腐殖化指数, Humification Index, emission mode

### 2.2.2 腐殖化指数

HIX<sub>syn</sub> 和 HIX<sub>em</sub> 随分解时间多呈“M 型”双峰变化趋势, 淹水 I 处理下, 对照和高盐处理下 HIX<sub>syn</sub> 和 HIX<sub>em</sub>

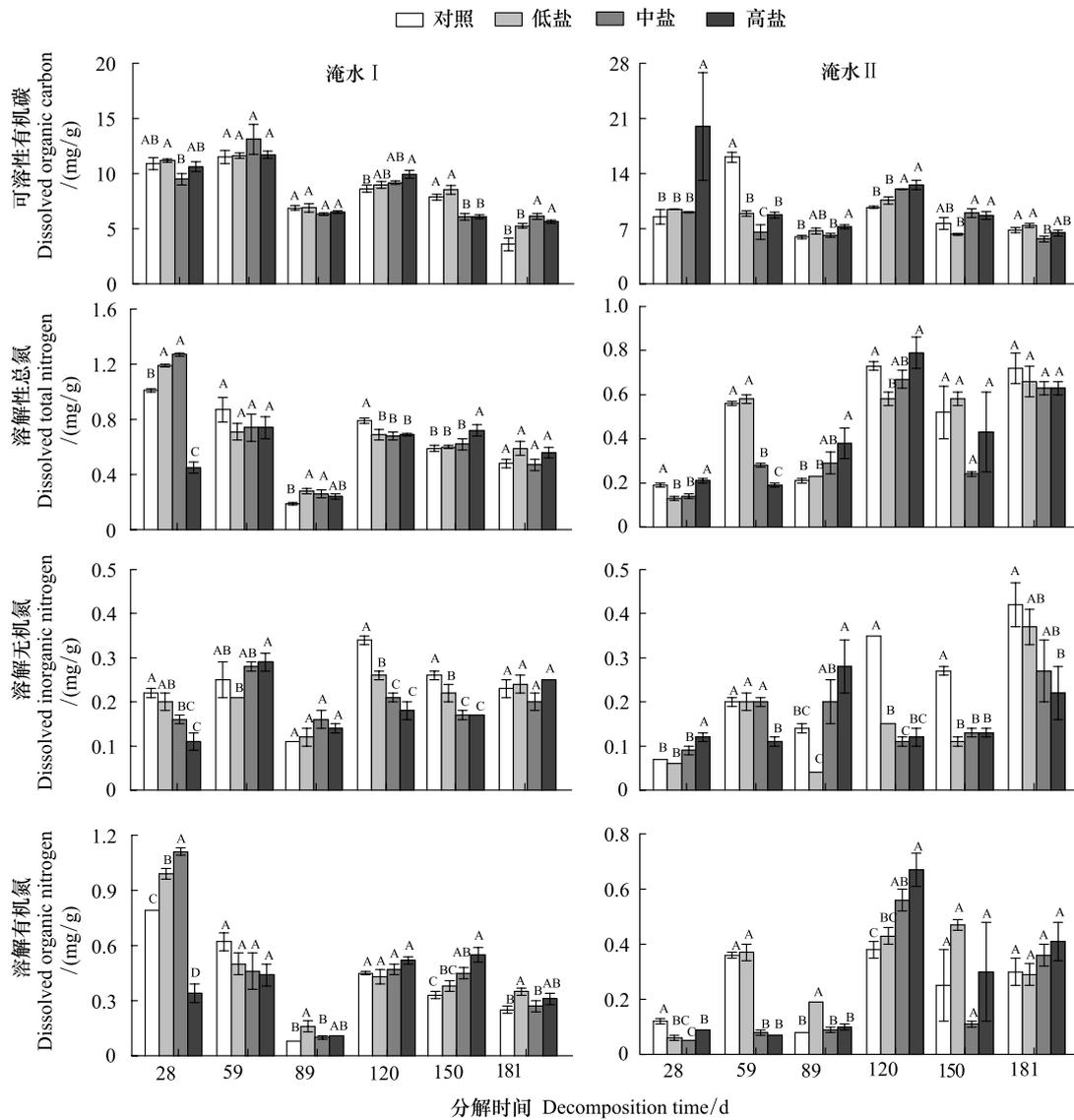


图 2 不同盐度和淹水条件下短叶荇荇枯落物中的 DOC、DON、DIN 和 DON 浓度的动态变化

Fig.2 Dynamics of DOC, DON, DIN and DON concentrations in the litter of *Cyperus malaccensis* under different salinity and flooded treatments

具有相同大写字母表示相同时间下各盐度处理差异不显著 ( $P>0.05$ ), 反之差异显著

的变化趋势较为一致, 而低、中盐处理下  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  随分解时间的变化其趋势恰好相反; 淹水 II 处理下各处理  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  随时间的变化趋势都较为一致。各处理下  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  的变化范围分别为 0.34—1.13 和 2.01—5.29 (表 3)。由表 3 可知, 淹水 I 条件下各盐度处理的  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  呈较大波动变化, 分解前 3 个月, 对照组的  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  相对较高; 淹水 II 条件下各盐度处理的  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  峰值出现在 59 d 和 120 d。枯落物 DOM 的  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  在不同盐度和淹水处理下均呈显著性差异 ( $P<0.05$ ); 虽然在整个分解过程中, 不同淹水处理对  $HIX_{syn}$  影响不显著, 但是分解后期 (120 d 后), 淹水 II 处理下  $HIX_{syn}$  显著高于淹水 I 处理 ( $P<0.01$ )。

### 2.2.3 枯落物 DOM 的红外光谱特征

除分解后期外, 不同淹水和盐度处理下枯落物 DOM 的红外光谱峰位置基本一致, 在 A 波段出现强而宽的吸收峰, 在 C 和 E 波段出现窄的吸收峰, B 波段的吸收峰基本消失 (图 4)。在分解的第 28 d, 淹水 I 处理下

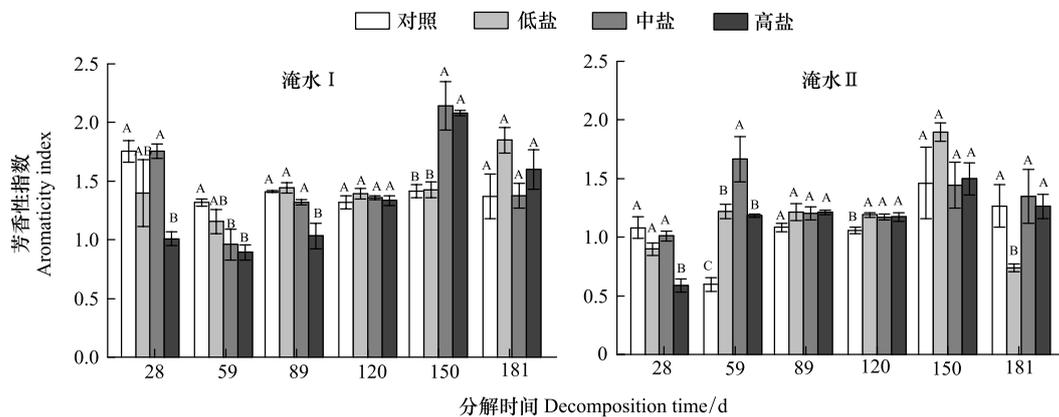


图3 不同盐度和淹水条件下短叶茳茳枯落物 DOM 的芳香性指数

Fig.3 Aromatic Index of DOM in the litter of *Cyperus malaccensis* under different salinity and flooded treatments

的低盐和中盐处理组的 A、C 和 E 波段吸收峰明显增强,高盐组的减弱;淹水 II 处理下对照组的 A、C 和 E 波段吸收峰明显增强,盐度处理组减弱;淹水 I 处理透射度显著高于淹水 II 处理( $P<0.05$ )。淹水 I 处理下盐度处理组的 A、C 和 E 波段在 59—89 d 吸收峰明显增强,在 120 d 明显减弱。分解中期(89—150 d),淹水 I 处理的 A、C 和 E 波段吸收峰强度大于淹水 II 处理。在分解后期(181 d),除淹水 II 高盐组外,淹水、盐度处理组均促进 A、C 和 E 波段吸收峰强度。

表3 不同盐度和淹水条件下短叶茳茳枯落物可溶性有机质的腐殖化指数

Table 3 Humification Index of *Cyperus malaccensis* litter DOM under different salinity and flooded treatments

项目 Item		分解时间 Decomposition time/d					
		28d	59d	89d	120d	150d	181d
荧光同步光谱腐殖化指数 Humification Index, synchronousmode (HIX <sub>syn</sub> )	ac	0.66±0.01	0.87±0.06	0.75±0.04	0.71±0.03	0.73±0.08	0.53±0.02
	al	0.58±0.02	0.85±0.03	0.73±0.04	0.82±0.04	0.75±0.03	0.82±0.10
	am	0.51±0.02	0.70±0.05	0.59±0.02	0.90±0.07	0.39±0.33	0.78±0.07
	ah	0.57±0.03	0.66±0.03	0.50±0.05	0.88±0.04	0.34±0.29	0.78±0.08
	bc	0.55±0.01	0.77±0.04	0.70±0.06	0.66±0.02	0.56±0.25	0.41±0.05
	bl	0.59±0.01	0.84±0.01	0.63±0.02	1.01±0.06	1.01±0.06	0.35±0.08
	bm	0.62±0.03	0.81±0.03	0.72±0.02	1.13±0.10	0.96±0.04	0.44±0.03
	bh	0.56±0.05	0.82±0.04	0.72±0.02	1.12±0.03	0.95±0.03	0.83±0.36
荧光发射光谱腐殖化指数 Humification Index, emissionmode (HIX <sub>em</sub> )	ac	3.75±0.07	4.25±0.97	5.23±0.19	3.87±0.23	4.96±0.84	3.68±0.37
	al	3.42±0.22	2.43±0.52	4.29±0.13	4.22±0.35	4.44±0.67	3.86±0.26
	am	2.96±0.12	2.35±0.65	3.92±0.31	3.10±0.73	3.59±0.52	3.17±0.18
	ah	2.67±0.14	2.92±0.42	2.97±0.28	5.29±0.78	3.51±0.30	3.16±0.24
	bc	2.74±0.03	2.64±0.37	2.85±0.07	3.12±0.10	2.17±0.74	3.11±0.12
	bl	2.76±0.12	2.98±0.32	2.91±0.40	4.10±0.17	3.32±0.19	2.31±0.15
	bm	2.77±0.08	2.97±0.21	3.10±0.31	3.85±0.24	2.99±0.20	2.05±0.49
	bh	2.23±0.14	2.97±0.02	3.13±0.17	4.12±0.15	2.55±0.08	2.01±0.23

### 2.3 枯落物 DOM 各组分、光谱特征与环境因子的相关关系

枯落物 DOM 各组分、光谱特征与环境因子的相关关系见表 4。短叶茳茳 DOM 中的 DOC 与 DTN、DON、HIX<sub>syn</sub>、F<sub>eff</sub>、枯落物 TC 显著正相关,与 AI、水温、土温、pH、枯落物失重率及 TN 显著负相关( $P<0.05$ )。枯落物中 DTN、DON 与 AI、F<sub>eff</sub>、淹水、pH、电导和 TN 显著相关;枯落物中 DIN 则与盐度、电导、水温、土温、枯落物失重率和 TN 显著相关( $P<0.05$ )。DOM 的光谱特征中,HIX<sub>em</sub>和 AI 与环境因子的相关性较强,HIX<sub>syn</sub>和 F<sub>eff</sub>与环

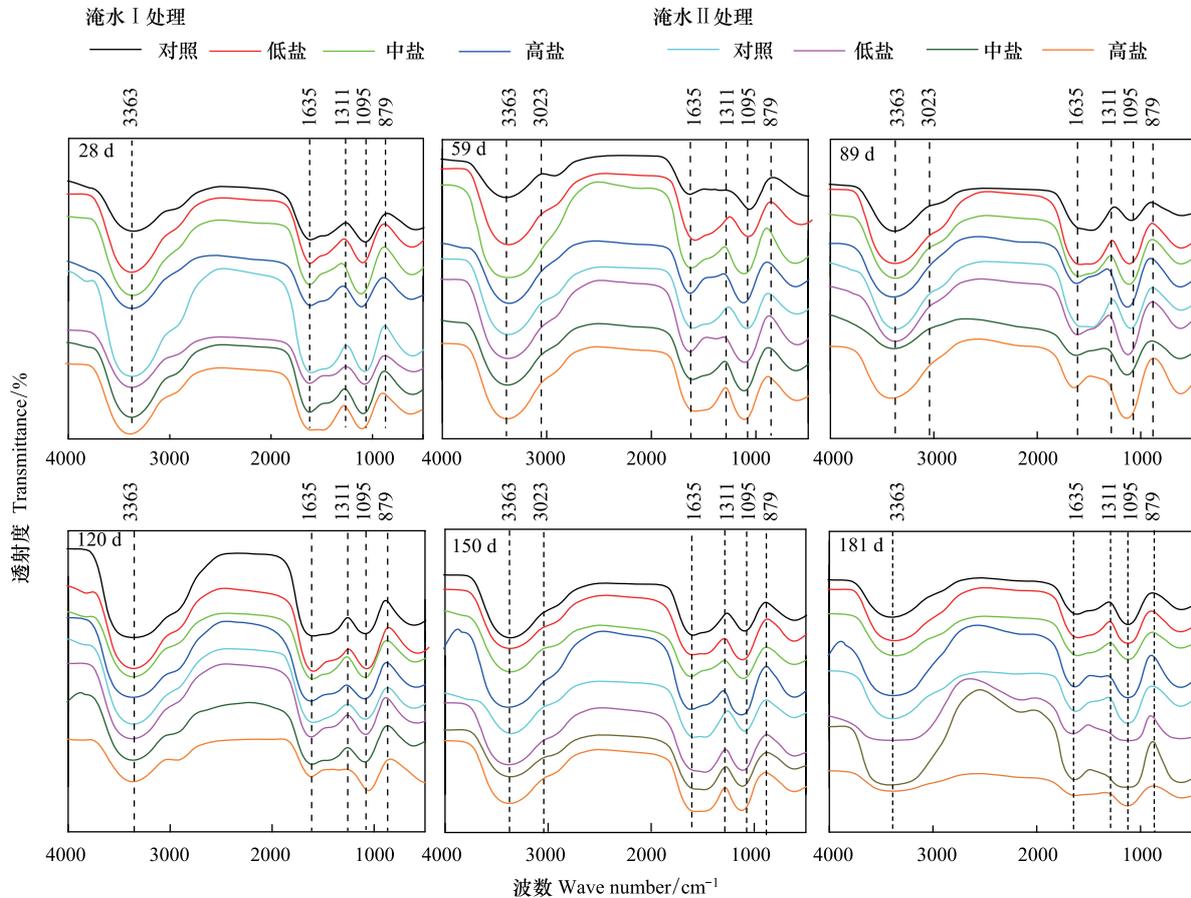


图 4 不同水盐条件下枯落物 DOM 的红外光谱

Fig.4 Infrared spectra of *Cyperus malaccensis* litter DOM in different salinity and flooded gradients

境因子的相关关系较弱;土壤温度与枯落物 DOM 光谱特征中的  $HIX_{syn}$ 、 $HIX_{em}$ 、AI 和  $F_{eff}$  均存在显著相关关系 ( $P < 0.05$ )。

### 3 讨论

#### 3.1 盐度对枯落物 DOM 的影响

本研究中,在整个分解期内,不同盐度处理下枯落物 DOM 中的 DOC、DON、 $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  差异不显著,但是盐度对 DTN、DIN 和 AI 有显著影响(表 2)。盐度对枯落物 DOM 中的 DOC、DON 的影响不显著,但盐度增加可以显著降低枯落物中的 DTN 和 DIN 含量。这可能是由于 DOC 和 DON 是枯落物有机体中的主要存在形式,其主要源自腐殖质分解和微生物代谢,容易分解转化<sup>[28]</sup>,因此在长时间的分解过程,盐度变化对枯落物 DOM 中结构稳定、不易分解的芳香类物质的影响更为显著。同时图 3 也表明,除了淹水 I 处理下的分解 28 d 盐分处理组的 AI 值较高外,各盐分处理组的 AI 值随分解时间推移整体呈上升趋势,表明盐分的增加促进枯落物中的芳香类物质、大分子物质的累积。从表 4 还可知,DOC 分别与  $HIX_{syn}$  和 AI 存在极显著正相关和负相关关系,而 DTN 与 AI 存在极显著正相关,进一步说明短叶荇荇枯落物 DOM 中的 DOC 主要源于腐殖质的释放,而不是芳香类物质。

闽江口湿地短叶荇荇枯落物中 DOC、DTN、DIN、DON、AI、 $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  等均随着分解时间的变化发生显著改变(图 2—图 3,表 3)。通常认为,枯落物分解经历三个阶段:“可溶性物质的淋溶阶段”、“碎屑物质的微生物降解阶段”和“物理和生物的分阶段”<sup>[29]</sup>。本研究淹水 I 处理中,在分解前期(分解 89 d),盐度处理组

(5、10、15)的  $HIX_{syn}$  和  $HIX_{em}$  低于对照处理(0),而后期盐度处理组的腐殖化指数逐步提高(表3),表明淹水 I 处理下,在可溶性物质淋溶阶段,盐分升高可导致枯落物中的腐殖化程度降低。随着分解阶段的推移,盐分较高条件下腐殖质在枯落物中累积。而淹水 II 条件下,盐分处理组的枯落物腐殖化程度始终较高,这可能与盐分对微生物的胁迫机制有关<sup>[30-31]</sup>,盐分升高抑制枯落物的分解<sup>[24]</sup>,分解阶段出现“滞后”现象<sup>[32]</sup>,导致较高的腐殖度。

表 4 可溶性有机质各组分浓度、紫外和二维荧光光谱特征与环境因子的相关分析

Table 4 Correlation analysis between DOM concentrations, its ultraviolet and two-dimensional fluorescence spectrum and environmental factors

	DTN	DIN	DON	$HIX_{syn}$	$HIX_{em}$	AI	$F_{eff}$	盐度 Salinity	淹水程度 Flooded
DOC	0.26 **	-0.05	0.31 **	0.23 **	-0.05	-0.51 **	0.25 **	0.04	0.07
DTN		0.48 **	0.95 **	0.03	0.15	0.26 **	-0.29 **	-0.10	-0.38 **
DIN			0.17 *	-0.14	0.02	-0.05	0.12	-0.23 **	-0.14
DON				0.08	0.16	0.31 **	-0.37 **	-0.03	-0.37 **
$HIX_{syn}$					0.28 **	0.03	-0.22 **	0.08	0.12
$HIX_{em}$						0.29 **	-0.26 **	-0.18 *	-0.40 **
AI							-0.75 **	0.00	-0.33 **
$F_{eff}$								-0.09	0.11

	水电导 Water conductance	水温 Water temperature	土电导 soil conductance	土温 Soil temperature	pH	枯落物 失重率 Mass loss	枯落物 全氮 Litter TN	枯落物 全碳 Litter TC
DOC	0.02	-0.27 **	-0.08	-0.27 **	-0.20 *	0.45 **	-0.37 **	0.17 *
DTN	-0.13	0.21 **	-0.18 *	0.22 **	-0.26 **	-0.11	0.33 **	0.03
DIN	-0.21 *	0.48 **	-0.22 **	0.47 **	-0.15	-0.45 **	0.51 **	0.10
DON	-0.07	0.07	-0.12	0.07	-0.23 **	0.04	0.18 *	-0.01
$HIX_{syn}$	0.09	0.24 **	0.11	0.25 **	0.04	0.01	-0.11	-0.07
$HIX_{em}$	-0.24 **	0.16	-0.18 *	0.17 *	0.16	-0.30 **	0.21 *	0.22 **
AI	0.02	0.21 *	0.03	0.20 *	-0.02	-0.33 **	0.35 **	-0.03
$F_{eff}$	-0.09	-0.17 *	-0.10	-0.17 *	-0.07	0.06	-0.08	0.06

$F_{eff}$ : 荧光效率, Fluorescence Efficiency; N=144, \* \* . 在 0.01 水平(双侧)上显著相关, \* . 在 0.05 水平(双侧)上显著相关

本研究的低、中盐度处理组促进 A、C 和 E 波段吸收峰强度, A 波段吸收峰主要源于样品中的纤维素、糖类等碳水化合物及芳香族化合物<sup>[28]</sup>; C 波段吸收峰主要源于样品中较高的木质素等<sup>[5]</sup>, E 波段吸收峰主要源于样品中的硅氧和碳水化合物, 这表明芳香族成分所占比例较大<sup>[33]</sup>。适度的盐度升高可吸附更多的芳香类和木质素等难分解物质, 导致枯落物分解阶段出现“滞后”现象。而淹水 II 处理下, 分解前期盐度处理组的 A、C 和 E 波段吸收峰减弱, 可能与水分增加缓解了盐分对枯落物分解的抑制作用有关。

### 3.2 淹水程度对枯落物 DOM 的影响

水分条件是制约湿地植物枯落物分解的重要因素, 主要对枯落物中的养分的淋溶及微生物的降解产生影响<sup>[34]</sup>。不同淹水程度下的 DTN、DIN、DON 浓度差异显著(表 2), 表明水分条件的改变对枯落物 DOM 中的氮淋溶、固持、积累和转化过程有显著影响。分解前期, 淹水 I 处理的枯落物中 DTN、DIN 和 DON 浓度显著大于淹水 II 处理, 分解后期反之。同时, DTN、DIN、DON 与枯落物的 TN 存在极显著正相关, 表明 DOM 组分与枯落物 TN 含量变化规律一致。因此, 在分解前期, 淹水 I 处理促进了枯落物氮累积, 而后期则促进氮的释放<sup>[32]</sup>, 这也表明在淹水 II 处理下, 枯落物 DOM 中的氮在分解前期更容易淋溶, 这是因为水分增加提高了枯落物表面湿度, 缩短 N 淋溶和 N 固持的滞留时间<sup>[34]</sup>, 同时提高了微生物对枯落物中养分的利用率, 从而使枯落物的分解加快, 这与前人的研究结果一致<sup>[35]</sup>。

本研究中,不同淹水程度下 DOM 的光谱特征也有显著差异。在分解前期,淹水 I 处理的 AI 和  $HIX_{em}$  显著较高。这表明在淋溶阶段,淹水 II 条件下枯落物的芳香类物质比淹水 I 条件下的更容易浸出。这主要归因于分解前期水体的浸润作用促进了枯落物的水解酶活性<sup>[31]</sup>和微生物的新陈代谢<sup>[36-38]</sup>,进而催化及降解枯落物中复杂的化合物<sup>[39]</sup>。而分解中、后期,淹水 II 处理下的土壤长时间处于厌氧还原状态, $O_2$ 消耗较快,抑制酚氧化酶的活性和微生物的新陈代谢<sup>[40]</sup>,进而抑制枯落物的分解和 DOM 中的腐殖质和芳香类物质析出, AI 和  $HIX_{syn}$  显著提高。

从红外光谱特征看,不同淹水处理下的枯落物 DOM 红外光谱出现的吸收峰位置基本相同,表明淹水条件的变化并未改变枯落物 DOM 的结构特征;淹水 I 和 II 处理下 A、E 波段均有较强的吸收峰,说明短叶荳蔻枯落物中 DOM 结构简单、容易分解的碳水化合物含量较高。但是淹水作用下 DOM 红外光谱特征有显著差异,在不同的分解阶段,不同淹水处理对枯落物 DOM 的影响并不一致。在分解前期,枯落物 DOM 在淹水 I 处理下的 C 波段吸收峰强度大于淹水 II 处理,表明淹水 I 处理下枯落物中木质素等不易分解的物质含量较高<sup>[5]</sup>;在分解后期,除高盐组外,淹水 II 处理促进 C 波段的吸收峰强度,可能与淹水厌氧环境有关,这与前面荧光和紫外光谱分析的结果也相吻合。

#### 4 结论

(1) 盐度对枯落物 DOM 中的 DOC、DON 的影响较弱,但盐度增加可以显著降低枯落物中的 DTN 和 DIN 含量,各盐分处理组的 AI 值随分解时间推移呈上升趋势,表明盐分可以促进枯落物 DOM 中的芳香类物质、大分子物质的累积。

(2) 枯落物 DOM 组分和光谱特征随分解时间的推移亦发生了显著变化。淹水 I 处理下,在可溶性物质淋溶阶段,盐分升高可导致枯落物中的腐殖化程度降低,随着分解阶段的推移,枯落物中的腐殖质在盐分较高条件下发生累积;而淹水 II 处理下,盐分始终抑制枯落物分解,腐殖化程度较高。

(3) 淹水 II 处理下枯落物 DOM 在分解前期更容易发生氮的淋溶。在分解前期,淹水 I 处理的 AI 和  $HIX_{em}$  显著较高,而在分解中、后期,淹水 II 处理下 AI 和  $HIX_{syn}$  显著提高。两种淹水处理下 A、E 波段均有较强的吸收峰,但并未明显改变枯落物 DOM 的结构特征;在不同的分解阶段,不同淹水处理对枯落物 DOM 的影响并不一致。分解前期,淹水 II 处理下枯落物的芳香类物质比淹水 I 处理下的更容易浸出;而分解后期,淹水 II 处理下的厌氧环境反而抑制枯落物 DOM 中的腐殖质和芳香类物质析出。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, Michalzik B, Matzner E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science*, 2000, 165(4): 277-304.
- [ 2 ] Marchand C, Albéric P, Lallier-Vergès E, Baltzer F. Distribution and characteristics of dissolved organic matter in mangrove sediment pore waters along the coastline of French Guiana. *Biogeochemistry*, 2006, 81(1): 59-75.
- [ 3 ] 杨秀虹, 彭琳婧, 李适宇, 王诗忠. 红树植物凋落叶分解对土壤可溶性有机质的影响. *生态环境学报*, 2013, 22(6): 924-930.
- [ 4 ] Klotzbücher T, Kaiser K, Filley T R, Kalbitz K. Processes controlling the production of aromatic water-soluble organic matter during litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 67: 133-139.
- [ 5 ] 马莹玲, 邢帅虎, 朱思佳, 马红亮, 高人, 郑群瑞. 中亚热带森林土壤淋滤液 DOM 浓度与光谱学特征. *亚热带资源与环境学报*, 2018, 13(3): 17-26.
- [ 6 ] Hoorens B, Aerts R, Stroetenga M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition?. *Oecologia*, 2003, 137(4): 578-586.
- [ 7 ] 刘翥. 中亚热带森林转换对土壤可溶性有机质含量及光谱学特征的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2015.
- [ 8 ] 元晓春, 陈岳民, 袁硕, 郑蔚, 司友涛, 元志鹏, 林伟盛, 杨玉盛. 氮沉降对杉木人工幼林土壤溶液可溶性有机质浓度及光谱学特征的影响. *应用生态学报*, 2017, 28(1): 1-11.
- [ 9 ] 刘翥, 杨玉盛, 朱锦懋, 谢锦升, 司友涛. 中亚热带森林转换对土壤可溶性有机质数量与光谱学特征的影响. *生态学报*, 2015, 35(19): 6288-6297.
- [ 10 ] 元晓春, 林伟盛, 蒲晓婷, 杨智榕, 郑蔚, 陈岳民, 杨玉盛. 更新方式对亚热带森林土壤溶液可溶性有机质数量及化学结构的影响. *应用生态学报*, 2016, 27(6): 1845-1852.

- [11] Hou L J, Liu M, Xu S Y, Ou D N, Yu J, Cheng S B, Lin X, Yang Y. The effects of semi-lunar spring and neap tidal change on nitrification, denitrification and  $N_2O$  vertical distribution in the intertidal sediments of the Yangtze estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, 73(3/4): 607-616.
- [12] Morrissey E M, Gillespie J L, Morina J C, Franklin R B. Salinity affects microbial activity and soil organic matter content in tidal wetlands. *Global Change Biology*, 2014, 20(4): 1351-1362.
- [13] Neubauer S C, Franklin R B, Berrier D J. Saltwater intrusion into tidal freshwater marshes alters the biogeochemical processing of organic carbon. *Biogeosciences Discussions*, 2013, 10(7): 8171-8183.
- [14] Meehl G A, Stocker T F, Collins W D, Friedlingstein P, Gaye A T, Gregory J M, Kitoh A, Knutti R, Murphy J M, Noda A, Raper S C B, Watterson I G, Weaver A J, Zhao Z C. Global climate projections//Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K B, Tignor M, Miller H L, Eds. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution of: Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 747-845.
- [15] Webster J R, Benfield E F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1986, 17: 567-594.
- [16] Anderson J T, Smith L M. The effect of flooding regimes on decomposition of *Polygonum pensylvanicum* in playa wetlands (Southern Great Plains, USA). *Aquatic Botany*, 2002, 74(2): 97-108.
- [17] Freeman C, Ostle N J, Fenner N, Kang H. A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(10): 1663-1667.
- [18] Laiho R, Laine J, Trettin C C, Finér L. 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.
- [19] Rejmánková E, Houdková K. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality?. *Biogeochemistry*, 2006, 80(3): 245-262.
- [20] de Neiff A P, Neiff J J, Casco S L. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná River floodplain. *Wetlands*, 2006, 26(2): 558-566.
- [21] Guo X L, Lu X G, Tong S Z, Dai G H. Influence of environment and substrate quality on the decomposition of wetland plant root in the Sanjiang Plain, Northeast China. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(12): 1445-1452.
- [22] Connolly C T, Sobczak W V, Findlay S E G. Salinity effects on *Phragmites* decomposition dynamics among the Hudson River's freshwater tidal wetlands. *Wetlands*, 2014, 34(3): 575-582.
- [23] 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.
- [24] Roache M C, Bailey P C, Boon P I. Effects of salinity on the decay of the freshwater macrophyte, *Triglochin procerum*. *Aquatic Botany*, 2006, 84(1): 45-52.
- [25] Uselman S M, Qualls R G, Lillienfein J. Quality of soluble organic C, N, and P produced by different types and species of litter: Root litter versus leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 54: 57-67.
- [26] 蒲晓婷. 模拟增温与氮沉降对深层土壤呼吸及土壤溶液 DOM 的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2016.
- [27] Olshansky Y, Root R A, Chorover J. Wet-dry cycles impact DOM retention in subsurface soils. *Biogeosciences*, 2018, 15(3): 821-832.
- [28] 刘翥, 杨玉盛, 朱锦懋, 司友涛, 谢锦升, 杨智杰. 中亚热带 2 种经济林土壤可溶性有机质数量与光谱学特征比较. *水土保持学报*, 2014, 28(5): 170-175.
- [29] Valiela I, Teal J M, Allen S D, van Etten R, Goehring D, Volkmann S. Decomposition in salt marsh ecosystems: the phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1985, 89(1): 29-54.
- [30] Edmonds J W, Weston N B, Joye S B, Mou X Z, Moran M A. Microbial community response to seawater amendment in low-salinity tidal sediments. *Microbial ecology*, 2009, 58(3): 558-568.
- [31] Pivničková B, Rejmánková E, Snyder J M, Šantrůčková H. Heterotrophic microbial activities and nutritional status of microbial communities in tropical marsh sediments of different salinities: the effects of phosphorus addition and plant species. *Plant and Soil*, 2010, 336(1/2): 49-63.
- [32] 胡伟芳. 盐度和水淹对闽江河口潮汐湿地短叶荇荇枯落物分解的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2016.
- [33] 盛浩, 宋迪思, 周萍, 夏燕维, 张杨珠. 土地利用变化对花岗岩红壤底土溶解性有机质数量和光谱特征的影响. *生态学报*, 2017, 37(14): 4676-4685.
- [34] 陈婷, 郗敏, 孔范龙, 李悦, 庞立华. 枯落物分解及其影响因素. *生态学杂志*, 2016, 35(7): 1927-1935.
- [35] Atkinson R B, Cairns J. Plant decomposition and litter accumulation in depressional wetlands: Functional performance of two wetland age classes that were created via excavation. *Wetlands*, 2001, 21(3): 354-362.
- [36] Day F P Jr. Effects of flooding on leaf litter decomposition in microcosms. *Oecologia*, 1983, 56(2/3): 180-184.
- [37] Molles M C Jr, Crawford C S, Ellis L M. Effects of an experimental flood on litter dynamics in the middle Rio Grande riparian ecosystem. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1995, 11(3/4): 275-281.
- [38] Mendelsohn I A, Sorrell B K, Brix H, Schierup H H, Lorenzen B, Maltby E. Controls on soil cellulose decomposition along a salinity gradient in a *Phragmites australis* wetland in Denmark. *Aquatic Botany*, 1999, 64(3/4): 381-398.
- [39] Allison S D, Vitousek P M. Extracellular enzyme activities and carbon chemistry as drivers of tropical plant litter decomposition. *Biotropica*, 2004, 36(3): 285-296.
- [40] 张林海, 曾从盛, 张文娟, 王天鹅, 全川. 闽江河口湿地枯落物分解及主要影响因子. *应用生态学报*, 2012, 23(9): 2404-2410.