

DOI: 10.5846/stxb2018081217221

狄丽燕,孔范龙,王森,李悦,郝敏.胶州湾滨海湿地凋落物分解对土壤有机碳矿化的影响研究.生态学报,2019,39(22): - .

Di L Y, Kong F L, Wang S, Li Y, Xi M. Effect of litter decomposition on mineralization of soil organic carbon in the Jiaozhou Bay coastal wetlands. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(22): - .

胶州湾滨海湿地凋落物分解对土壤有机碳矿化的影响研究

狄丽燕,孔范龙,王森,李悦,郝敏*

青岛大学环境科学与工程学院,青岛 266071

摘要:通过室内培养试验和三维荧光光谱技术(3D-EEMs),开展了胶州湾滨海湿地碱蓬、芦苇和互花米草的分解对土壤有机碳矿化的影响研究。结果表明,凋落物的添加提高了土壤有机碳矿化速率和累积矿化量,具体表现为碱蓬>互花米草>芦苇>空白对照;乘幂曲线模型能较好地描述有机碳矿化速率和累积矿化量的变化趋势。光谱分析表明,分解过程中类蛋白荧光强度始终大于类腐殖酸荧光强度;利用荧光区域积分进行定量分析表明,不同处理下类蛋白质物质占比最高,类腐殖质物质次之;荧光参数表明,土壤有机碳的芳香化程度在培养期间先升高后降低。凋落物分解通过增加土壤中的营养物质,提高了土壤中微生物活性,从而改变了土壤有机碳的结构和化学组分,且凋落物的植被特征决定了其对土壤有机碳矿化影响程度的大小。

关键词:滨海湿地;凋落物分解;矿化速率;累积矿化量;光谱特征

Effect of litter decomposition on mineralization of soil organic carbon in the Jiaozhou Bay coastal wetlands

DI Liyan, KONG Fanlong, WANG Sen, LI Yue, XI Min*

College of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China

Abstract: The effect of litter decomposition including *Suaeda glauca*, *Phragmites australis*, and *Spartina alterniflora* in Jiaozhou Bay coastal wetlands on the soil organic carbon mineralization was investigated using three-dimensional fluorescence spectroscopy (3D-EEMs) in laboratory. Addition of litters improved the mineralization rate and the cumulative mineralization of soil organic carbon, which decreased in the order of *Suaeda glauca*>*Spartina alterniflora*>*Phragmites australis*> control. The power curve model effectively described the trends of mineralization rate and the cumulative mineralization of soil organic carbon. Spectral analysis revealed that the fluorescence intensity of proteins was greater than that of humic acid during decomposition of litter. Fluorescence integration was performed for qualitative analysis, and the results showed that the proportion of aromatic protein substances was the highest, followed by the humic substances under different treatment conditions. Fluorescence parameters indicated that the degree of aromatization of soil organic carbon first increased and then decreased during the incubation period. Litter decomposition enhanced the soil microbial activity by increasing soil nutrients, which altered the structure and chemical composition of organic carbon in soil. In addition, the vegetation characters determined the degree of influence of litters on the soil organic carbon mineralization.

Key Words: coastal wetlands; litter decomposition; mineralization rate; cumulative mineralization; spectral characteristics

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41771098)

收稿日期:2018-12-17; 网络出版日期:2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ximin@qdu.edu.cn

土壤有机碳矿化是土壤微生物通过自身活动,分解和利用土壤中活性有机碳来完成自身代谢,并释放出 CO_2 的过程^[1]。土壤有机碳矿化是土壤有机碳库循环的重要过程,其微小波动会影响土壤中养分元素的释放与供应^[2],对土壤肥力的提高和区域碳平衡等具有重要意义^[3-4]。因此,探究土壤有机碳矿化的动态变化特征可为土壤养分的科学管理提供理论依据。

土壤有机碳矿化作为陆地生态系统中重要的生物化学过程,主要受温度变化^[5]、施肥^[6]、有机质输入^[7]、土地利用类型^[8]以及外源性有机物^[9]等多种因素的综合影响。研究指出,有机碳矿化过程会受到外源性有机物的强烈影响^[10],凋落物作为外源性有机物,其分解会向土壤中转移约 50Gt/a 的有机碳,是养分回归土壤的重要过程^[11]。凋落物进入土壤后直接参与土壤生物化学转换过程^[12],短期内会增加土壤中的活性组分为土壤微生物提供营养物质,长期凋落物的输入能够改善土壤质量,有利于土壤中碳源的积累^[13]。因此,凋落物分解对土壤有机碳矿化过程会产生显著影响。已有相关研究表明不同类型的凋落物分解对草地^[14]和森林^[15]土壤有机碳矿化具有显著的促进作用。总体来说,目前关于凋落物分解对土壤有机碳矿化的影响研究侧重于溶解性有机碳(DOC)“量”的变化而忽略了其结构特征的变化,DOC 的结构特征决定着生物可降解性并控制其在土壤的迁移转化能力^[16],然而目前通过分析 DOC 结构特征的变化来探讨凋落物分解对土壤有机碳矿化影响的研究尚未见报道。因此,系统开展凋落物分解对土壤有机碳矿化的综合影响研究,并从 DOC 结构角度探讨其来源和组成,将是对当前土壤碳循环研究工作的进一步完善。

三维荧光光谱技术的发展为定性识别和定量分析 DOC 结构特征提供了保障。与其他研究方法相比,三维荧光光谱具有测定速度快、重现性好、灵敏度高且不破坏样品结构等优点^[17-18]。目前利用三维荧光技术分析活性有机碳的研究已经在海洋湖泊等水体^[19-20]、森林农田等土壤^[20]中展开,有效地解决了 DOC 的来源和组成问题,这为研究凋落物分解对土壤有机碳结构的影响奠定了基础。

湿地土壤对 CO_2 的产生具有极其重要的作用,其碳储存量占全球陆地生态系统碳储存量的 1/3^[21],而滨海湿地作为陆地和水域生态系统的过渡带^[22],在碳汇和土壤碳循环方面发挥着重要的作用^[23]。滨海湿地土壤有机碳矿化是联系湿地系统内部及外部物质循环的重要环节^[24],而作为土壤有机碳主要来源的凋落物分解则对滨海湿地有机碳矿化过程影响深远,但目前这部分工作尚未开展,因此加强滨海湿地凋落物分解对土壤有机碳矿化过程的研究对准确评估湿地生态系统碳库的动态变化具有重要意义^[25]。本研究选取胶州湾滨海湿地为研究对象,采用室内恒温培养试验,分析碱蓬、芦苇、互花米草凋落物分解对土壤有机碳含量的影响,同时利用三维荧光和紫外分光技术进行光谱分析,探讨 DOC 的来源以及结构特征,以期从结构和含量两方面了解胶州湾滨海湿地凋落物分解对土壤有机碳矿化的影响,阐明凋落物分解对土壤有机碳影响的内在机制,为进一步揭示凋落物分解对滨海湿地土壤碳循环的影响提供科学依据。

1 研究样区与研究方法

1.1 研究区域概况

胶州湾滨海湿地位于胶州湾北部以及西北部沿岸,湿地总面积约为 348 km^2 ,海拔 0—5 m。属暖温带东亚季风气候区,受海洋季风调节,雨热同季,四季分明^[26]。本研究区位于大沽河口和洋河口。大沽河作为青岛的母亲河,其流域面积为 6131.3 km^2 ,流量约占注入胶州湾 4 条主要河流(大沽河、墨水河、白沙河和洋河)总流量的 85.6%^[27];大沽河距海由近及远已形成由光滩到碱蓬以至芦苇的梯度性植被景观,该地区的主要建群种有芦苇(*Phragmites australis*)、碱蓬(*Suaeda glauca*)、白茅(*Imperata cylindrica*)、柽柳(*Tamarix chinensis*)、盐角草(*Salicornia europaea*)等。洋河口随着互花米草(*Spartina alterniflora*)的引进逐渐形成典型的互花米草草滩,研究区土壤主要是粘质土和沙质土。

1.2 样品采集与分析

根据研究区内植被生长分布状况及潮汐运动规律,综合考虑本土和入侵物种,按照“代表性、典型性、一致性”原则,在大沽河和洋河口选取芦苇(LW)、碱蓬(JP)和互花米草(HHMC)三种凋落物作为研究对象,采

集光滩、芦苇、碱蓬、互花米草 4 个采样点的土壤。于 2017 年 12 月,通过多点混合的方法采集 4 个采样点 0—20 cm 的土样,取土后迅速将土壤装入密封袋中带回实验室,分别测定其含水率,自然风干后,剔除可见的动植物残体,磨细过 100 目筛等量混合均匀,调节含水率供室内恒温培养使用和土壤理化性质的测定。同时采集 3 种凋落物地上根叶部分,去除其表面附着土壤等杂质,并带回实验室,自然风干和进行处理,每种凋落物需要剪成 2 cm 左右,备用待测。供试土壤的基本性质如表 1 所示。

表 1 供试土壤基本性质
Table 1 Basic characterization of test soil

研究区域 Study area	样地类型 Sample area type	含水率 Water content/%	盐度 Salinity/%	pH	总有机碳 Total organic carbon/ (g/kg)	总氮 Total nitrogen/ (g/kg)	总磷 Total phosphorus/ (g/kg)	距海远近 Far from the sea
洋河	HHMC	39.8	1.0	8.33	13.38	7.02	5.26	远 Far
大沽河	GT	36.8	2.0	8.26	16.00	7.36	0.68	↓
	JP	19.6	2.2	8.41	12.74	4.13	0.60	
	LW	23.8	2.0	8.49	9.98	4.98	0.65	近 Near

HHMC:互花米草湿地 *Spartina alterniflora* wetland;GT:光滩湿地 Barren wetland;JP:碱蓬湿地 *Suaeda glauca* wetland;LW:芦苇湿地 *Phragmites australis* wetland

1.3 室内培养试验

试验采用室内恒温培养,碱液吸收法测定土壤有机碳矿化量。将处理好的土壤加入蒸馏水调节含水率为 30%,预培养一周,以恢复土壤微生物活性。取 30 g 风干土和 0.9 g 凋落物的均匀混合物置于 500 ml 的呼吸瓶中,内置装有 10 ml 氢氧化钠溶液的小烧杯并用细绳拴住悬挂于呼吸瓶中且不与底部供试土壤接触(图 1),再用凡士林密封呼吸瓶,同时设置不加凋落物的对照(CK)和不加样品的空白处理,每个处理 3 个重复。于 28℃ 恒温箱内培养 2 个月,培养期间,定期调节含水量。在第 1,3,5,7,10,13,16,20,24,29,35,41,47,53,60 d 取出烧杯,加入过量的氯化钡溶液,以酚酞为指示剂,用盐酸滴定,测定 CO₂-C 释放量,从而计算土壤有机碳矿化量。

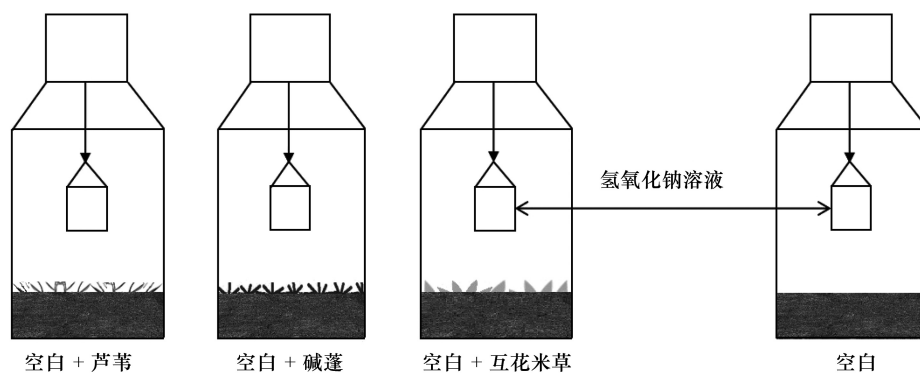


图 1 吸收 CO₂ 的培养瓶示意图

Fig.1 The diagram of bottles for absorbing CO₂ released by organic carbon mineralization

1.4 研究方法

(1) 三维荧光光谱测定在 Hitachi F-4600 进行。试验空白蒸馏水为消除荧光内滤作用,将样品的扫描数据结果减去蒸馏水的三维荧光光谱数据,消除拉曼散射的影响。扫描结束后,分别测定各样品的荧光光谱参数。

(2) 土壤样品 DOC 组分采用 TU-1810PC 紫外可见光分光光度计测定 200—400 nm 的吸收值,扫描间隔为 0.2 nm。样品测定前保持温度恒定(恒温水浴 20±0.1℃),并分别计算 A₂₈₀、A₂₅₄、E_{250/365}、E_{253/203} 的值。试验

采样时间:第 0,5,10,20,35,60 d。

1.5 计算方法

(1)有机碳矿化速率($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)= $[(\text{空白处理滴定耗酸量}-\text{土壤处理耗酸量})\times 12/2]/(\text{样品干质量}\times \text{时间})$ 。有机碳累积矿化量用培养期间单位质量土壤释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 总量(mg/kg)来表示。

(2)采用荧光区域积分(FRI)法对三维荧光光谱进行定量分析,即根据不同的激发/发射波长,将溶解性有机物的荧光区域划分成 5 个部分(表 2),并通过 Matlab2010a 软件计算特定荧光区域 i 的积分体积(Φ_i),为更好地反映这一区域的特定结构有机物的相对含量,对 Φ_i 进行标准化,得到荧光区域 i 的积分标准体积($\Phi_{i,n}$),最后计算出某一荧光区域特定结构有机物的积分占总积分的比例($P_{i,n}$),公式如下:

$$\Phi_i = \int_{ex} \int_{em} I(\lambda_{ex} \lambda_{em}) d\lambda_{ex} d\lambda_{em} \tag{1}$$

$$\Phi_{i,n} = MF_i \times \Phi_i \tag{2}$$

$$\Phi_{T,n} = \sum_{i=1}^S \Phi_{i,n} \tag{3}$$

$$P_{i,n} = \Phi_{i,n} / \Phi_{T,n} \times 100\% \tag{4}$$

表 2 胶州湾滨海湿地 DOC 的主要荧光峰

Table 2 Main fluorescence peak of DOC in Jiaozhou Bay

区域 Region	荧光积分区域 Fluorescence integral region λ_{Ex} (nm) / λ_{Em} (nm)	荧光谱峰 Fluorescence peak	荧光峰位置 Fluorescence peak position λ_{Ex} (nm) / λ_{Em} (nm)	荧光物质类型 Fluorescent substance
I	220—250 / 280—330	B	220—230 / 300—310	类酪氨酸
II	220—250 / 330—380	T	225—250 / 315—365	类色氨酸
III	220—250 / 380—480	A	240—250 / 380—440	类富里酸
IV	250—360 / 280—380	D	270—300 / 320—380	类可溶性微生物副产物
V	250—420 / 380—520	C	320—360 / 400—450	类腐殖酸

采用荧光光谱指数和紫外光谱参数测定探讨土壤 DOC 的来源特征,各参数具体计算方法见表 3 和表 4。

表 3 各荧光光谱参数测定及计算方法

Table 3 Measurement and calculation of the three fluorescence spectra parameters

荧光参数 Fluorescence parameter	测定计算方法 Measurement
鲜度指数 β/α β/α index	激发波长为 310 nm 时,荧光发射光谱强度在 380 与 430 nm 处的比值
腐殖化指数 HI Humification index	激发波长为 254 nm 时,荧光发射光谱中发射波长在 435—480 nm 与 300—345 nm 波段内光谱面积的比值
荧光指数 FI Fluorescence index	激发波长为 370 nm 时,荧光发射光谱强度在 450 与 500 nm 处的比值

表 4 各紫外参数测定及计算方法

Table 4 Measurement and calculation of the four UV spectra parameters

紫外光谱参数 Spectra parameter	测定及计算方法 Measurement
A_{280}	280 nm 处的紫外可见光吸收值
A_{254}	254 nm 处的紫外可见光吸收值
$E_{253/203}$	253 nm 处的紫外可见光吸收值与 203 nm 处的紫外可见光吸收值之比

1.6 数据处理与分析

采用 Excel2016 对试验数据进行初步整理,采用 SPSS22.0 软件对各处理之间的差异性进行一维方差分析(One-way ANOVA)和基于 Duncan($P < 0.05$)的显著性检验,并利用 Origin9.1 软件进行作图。

2 结果与讨论

2.1 凋落物分解对土壤有机碳矿化速率和累积矿化量的影响

分解初期,土壤有机碳矿化速率先迅速降低(图2),到第20 d降至初始矿化速率的10.18%—33.06%;受矿化速率的影响,有机碳累积矿化量在分解初期(0—20 d)增加较快,而后增加较慢(图3)。添加凋落物后的有机碳矿化速率和累积矿化量明显升高,培养结束时,有机碳矿化速率表现为碱蓬($2.23 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$) > 互花米草($2.02 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$) > 芦苇($1.73 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$) > 空白对照($0.85 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$);有机碳累积矿化量大小为:碱蓬(133.72 mg/kg) > 互花米草(121.12 mg/kg) > 芦苇(103.95 mg/kg) > 空白对照(51.00 mg/kg)。

添加凋落物土壤的有机碳矿化速率在培养期间均高于空白对照,且差异显著($P < 0.05$),不同凋落物处理间有机碳矿化速率差异显著($P < 0.05$);添加凋落物土壤的有机碳累积矿化量在培养期间均高于空白对照,且差异极显著($P < 0.01$),不同凋落物处理间有机碳累积矿化量差异极显著($P < 0.01$)。说明凋落物的添加有助于提高有机碳矿化速率和累积矿化量且凋落物的类型对其有显著影响。土壤有机碳变化趋势常用矿化速率曲线和累积矿化量曲线表示,来描述土壤有机碳矿化动态^[28]。对培养期间两种曲线采用统计分析软件进行拟合,发现乘幂曲线模型($Y = b_0 \times X^{b_1}$)均能很好地描述二者的变化趋势(表5),且相关性较好。

凋落物分解会受自身营养物质和环境因素(土壤温度、水分等)的控制,是多重因素和作用综合的结果^[29-30]。本研究中各处理的土壤温度、水分均保持一致,因而凋落物中的营养物质对有机碳矿化具有显著影响。有研究表明,凋落物主要由易分解成分(如糖类、淀粉等)和难分解成分(如木质素、多酚等)组成^[31]。在分解初期,凋落物中易分解成分快速分解,为土壤微生物提供了生长所需的碳和营养物质,刺激土壤微生物的生长繁殖,从而加速微生物对易利用碳源的分解矿化作用^[32],矿化速率较高;随着培养的进行,易分解成分被利用完,微生物开始分解较难分解的成分^[14],其代谢活动会逐渐受到营养源的限制^[33],故矿化速率降低并趋于稳定。受有机碳矿化速率的影响^[34],有机碳累积矿化量在前期增加较快(0—20 d),而后增加缓慢,这与杨继松等研究结果的规律类似^[35]。

不同类型的凋落物分解对有机碳矿化速率和累积矿化量影响不同,究其原因,是由凋落物的植被特征造成的。通常情况下,木质植物分解比草本植物慢,而肉质多的植物比纤维素多的植物分解更快^[36]。藜科的碱

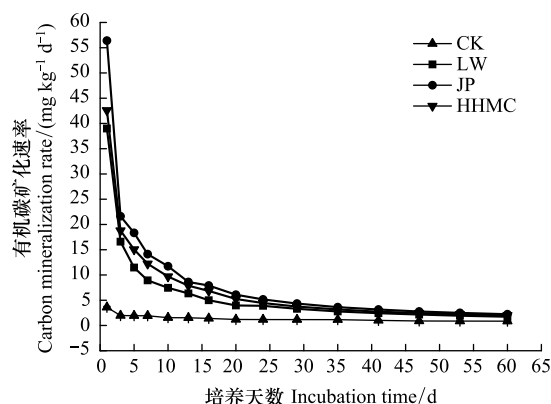


图2 培养期间土壤有机碳矿化速率

Fig.2 Organic carbon mineralization rates during incubation period

CK:空白 Control; LW:芦苇 *Phragmites australis*; JP:碱蓬 *Suaeda glauca*; HHMC:互花米草 *Spartina alterniflora*

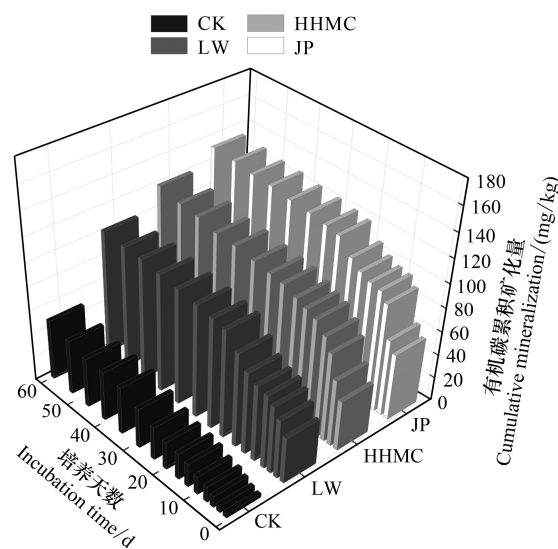


图3 培养期间有机碳累积矿化量

Fig.3 Cumulative mineralization of organic carbon during incubation period

CK:空白 Control; LW:芦苇 *Phragmites australis*; JP:碱蓬 *Suaeda glauca*; HHMC:互花米草 *Spartina alterniflora*

蓬属于泌盐型肉质盐生植物,叶片薄而柔软,表皮组织薄,碱蓬中的物质较易流失,分解较快^[37],从而表现为有机碳矿化速率和累积矿化量最高;互花米草属于禾本科植物,与碱蓬相比,叶片厚且硬,能够有效地防止组织破损和滤出,且纤维素含量较高,因此相比较碱蓬而言,较难分解;禾本科的芦苇由于营养元素浓度低和其外围有一层厚壁组织,阻碍了分解者的分解活动,分解速率较其他两种凋落物缓慢^[38]。

表 5 培养期间有机碳矿化特征曲线拟合方程
Table 5 Fitting equation of organic carbon mineralization characteristic curves

特征曲线 Characteristic curve	处理 Treatments	拟合方程 ($Y=b_0\times X^{b_1}$) Fitting curve equation	决定系数 (R^2) R square
有机碳矿化速率曲线 Organic carbon mineralization rate curve	CK	$Y=3.44X^{-0.34}$	0.962
	CK+LW	$Y=38.86X^{-0.76}$	0.999
	CK+JP	$Y=55.93X^{-0.74}$	0.993
	CK+HHMC	$Y=42.64X^{-0.69}$	0.995
有机碳累积矿化量曲线 Organic carbon cumulative mineralization curve	CK	$Y=3.72X^{0.64}$	0.989
	CK+LW	$Y=39.06X^{0.25}$	0.960
	CK+JP	$Y=63.09X^{0.20}$	0.933
	CK+HHMC	$Y=53.38X^{0.21}$	0.925

CK:空白 Control;LW:芦苇 *Phragmites australis*;JP:碱蓬 *Spartina alterniflora*;HHMC:互花米草 *Spartina anglica*. X 表示培养时间(d), Y 分别表示有机碳矿化速率($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)和有机碳累积矿化量(mg/kg)

2.2 凋落物分解对土壤有机碳光谱特征的影响

2.2.1 凋落物分解过程中土壤 DOC 三维荧光光谱特征

为了解凋落物分解过程中土壤 DOC 组成、来源及结构的变化特征,对土壤 DOC 进行荧光参数测定和三维荧光光谱分析,并通过荧光区域积分(FRI)法对三维荧光光谱进行定量分析。

(1) 荧光指数 FI、鲜度指数 β/α 、腐殖化指数 HI

FI 可区分 DOC 的陆地来源和微生物来源,2 个端源的 FI 值分别为 1.4 和 1.9^[39];HI 可评估 DOC 腐殖化程度,当 $HI<4$ 时,说明土壤 DOC 腐殖化程度较弱,达 10—16 时,说明土壤腐殖化程度显著^[17];当 $\beta/\alpha<1$ 时,说明土壤 DOC 的自生源特征不明显。图 4 表明,FI 呈先上升后下降的趋势,变化范围为 1.51—1.952(表 6),表明土壤 DOC 腐殖质来源从外源输入向生物分解内源过渡。HI 呈先下降后上升最后下降的趋势,变化范围为 0.52—1.952,表明不同处理下土壤 DOC 的腐殖化程度较弱且凋落物分解能降低其腐殖化程度。 β/α 呈先上升后下降的趋势,变化范围为 0.49—0.995,表明土壤 DOC 受微生物影响先增强后减弱且自生源特征不明显。

表 6 土壤 DOC 荧光光谱指数
Table 6 Soil DOC fluorescence spectrum index

不同处理 Different treatments	FI Fluorescence index	β/α β/α index	HI Humification index
CK	1.51—1.878	0.49—0.983	0.73—1.952
LW	1.53—1.858	0.58—0.98	0.66—1.87
JP	1.66—1.952	0.64—0.995	0.52—1.706
HHMC	1.6—1.87	0.61—0.96	0.61—1.811

CK:空白 Control;LW:芦苇 *Phragmites australis*;JP:碱蓬 *Suaeda glauca*;HHMC:互花米草 *Spartina alterniflora*

(2) 各区域荧光峰位置和荧光强度

因不同凋落物添加后有机碳矿化速率和累积矿化量变化趋势具有一致性,因此选取培养的第 0、20、60 天代表分解前、中、后期,进行三维荧光光谱特征分析。

凋落物分解过程中,各三维荧光光谱的荧光峰、荧光中心位置和荧光强度都存在一定差异。其中空白对照在培养期间始终有 5 种荧光峰且位置稳定;在第 20 d,添加碱蓬土壤的 A 峰相比较芦苇和互花米草发生了

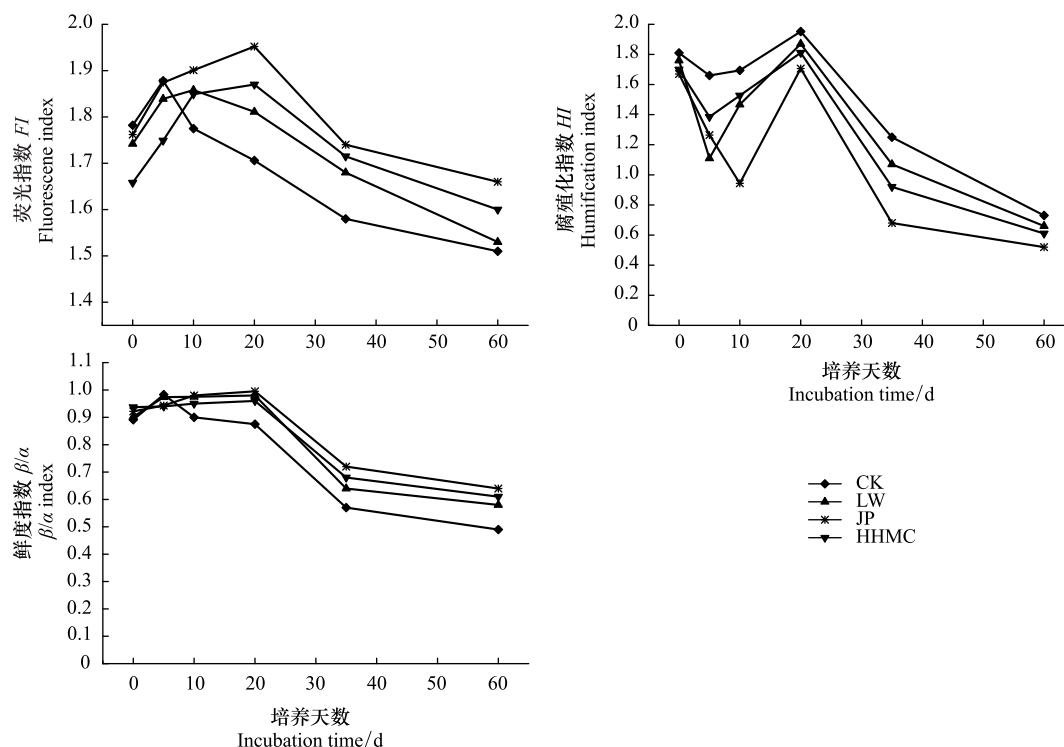


图4 培养期间土壤 DOC 荧光光谱指数

Fig.4 Soil DOC fluorescence spectrum index during incubation period

CK:空白 Control;LW:芦苇 *Phragmites australis*;JP:碱蓬 *Suaeda glauca*;HHMC:互花米草 *Spartina alterniflora*

明显的红移;随着培养的进行,在第 60 d,添加碱蓬的土壤未发现类酪氨酸 B 峰,其他处理下的土壤均出现了 5 种荧光峰(图 5);添加凋落物后荧光强度明显增大,这定性表明凋落物分解改变了土壤 DOC 的结构和化学组分。总体来看,添加凋落物的土壤较空白对照相比,B、T 荧光强度之和(类蛋白荧光强度)大于 A、C 荧光强度之和(类腐殖酸荧光强度)。

有研究表明,对于同一种荧光峰,其对应激发波长越大(红移),所含芳香性越强,分子量越大,聚合度越高^[40-41]。碱蓬土壤的类富里酸荧光峰出现红移,说明碱蓬土壤类富里酸荧光物质的结构与组成和其他两种凋落物土壤存在差异,主要是因为凋落物的植被特征和物质结构不同。碱蓬属于泌盐型肉质盐生植物,更易分解养分归还土壤,分解速率较快^[37];互花米草残体中有机碳结构主要以烷氧碳和芳香碳为主,土壤中有机碳组分相对稳定^[42];而芦苇由于营养元素浓度低和其外围有一层厚壁组织,阻碍了分解者的分解活动,分解速率较其他两种凋落物缓慢^[38],故碱蓬土壤的 A 峰易发生红移,从而表现为其分子量较大和聚合度较高。添加碱蓬的土壤未发现类酪氨酸 B 峰,主要是因为类蛋白质峰(酪氨酸和色氨酸)与生物活动有密切联系^[43],碱蓬的植被特征使其分解较快从而使土壤微生物活性较强,增加了酪氨酸和色氨酸结合到同一蛋白质分子上的可能性,使得酪氨酸荧光易被色氨酸淬灭^[44],DOC 结构和化学组分发生变化,因而类酪氨酸 B 峰未被检测到。

添加凋落物后,土壤 DOC 的荧光强度增强,光谱特征发生了明显变化。有研究表明,土壤 DOC 易迁移,并在迁移过程容易与金属离子等形成络合物,络合物中的氢键可能导致荧光物质淬灭,严重影响其荧光强度^[45]。在不同分解时间条件下,土壤微生物因活性改变而对 DOC 分解利用程度有所差别,DOC 迁移特征改变,表现为荧光强度等有所不同。荧光峰强度主要与有机质浓度有关^[46],添加凋落物后土壤 DOC 含量明显提高,故荧光强度明显增强。凋落物的添加使类蛋白荧光强度大于类腐殖酸荧光强度,主要是因为凋落物作为丰富的有机质来源为土壤提供大量蛋白质,微生物分泌的胞外酶和生物细胞残留的蛋白酶等能将蛋白质分解,其分解产物进入土壤^[47],造成土壤 DOC 具有较强的类蛋白质物质。

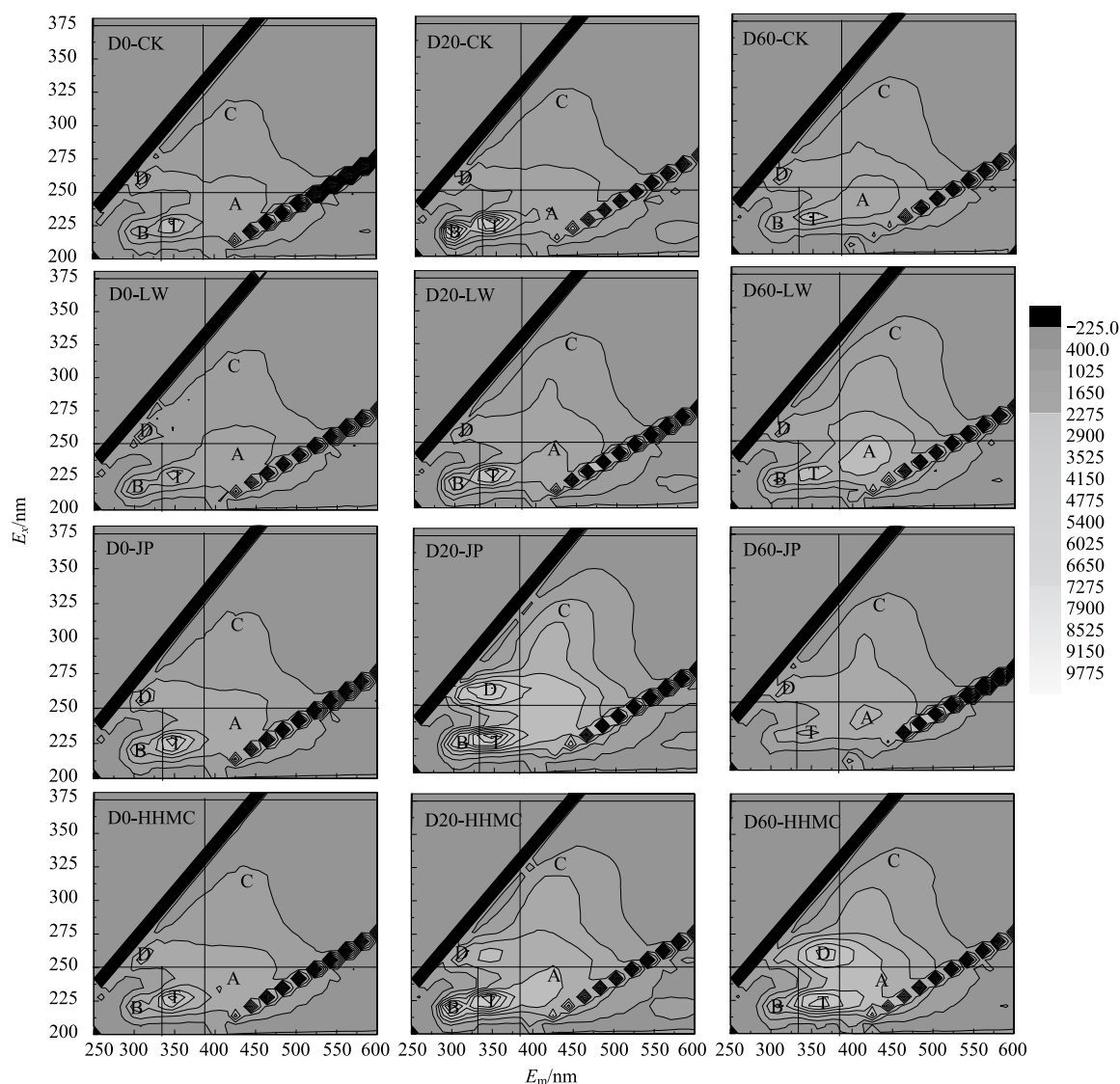


图5 土壤溶解性有机碳三维荧光光谱特征

Fig.5 Three-dimensional fluorescence spectral characteristics of soil DOC

CK:空白 Control; LW:芦苇 *Phragmites australis*; JP:碱蓬 *Spartina alterniflora*; HHMC:互花米草 *Spartina anglica*. D0、D20、D60 分别表示培养的第0、20、60天

(3) 不同荧光物质的定量分析

为定量揭示不同凋落物分解下土壤 DOC 结构和组成上的差异,分别对不同处理下土壤 5 种组分的荧光响应值进行区域积分。培养期间,添加凋落物后各类荧光物质积分体积明显增大;在培养的第 20 d,碱蓬土壤的区域积分所占比例表现为类腐殖酸偏高,类富里酸偏低(图 6),主要是由碱蓬土壤的 A 峰由区域Ⅲ红移至区域Ⅴ所致。总体来看,培养期间,不同处理下类蛋白质(类酪氨酸和类色氨酸)占比最高,类腐殖质物质(类富里酸和类腐殖)次之。其原因是微生物可以将凋落物中的蛋白质分解,并进入到土壤中^[47],造成土壤有机碳具有较强的蛋白类荧光物质;此外色氨酸的产生除了大量微生物活动来源外,还可能由于近年来胶州湾滨海湿地受到人为活动干扰,周围养殖池塘、生活污水及工厂生产废水排放等增加了土壤中该类污染物的含量^[26],使类色氨酸比例最高,直接体现为类蛋白质比例最高;腐殖质类物质(类富里酸和类腐殖酸)一般来自植物残体的腐烂及其降解产物,而微生物对凋落物的分解作用为腐殖质类荧光物质的增加具有一定的贡献。

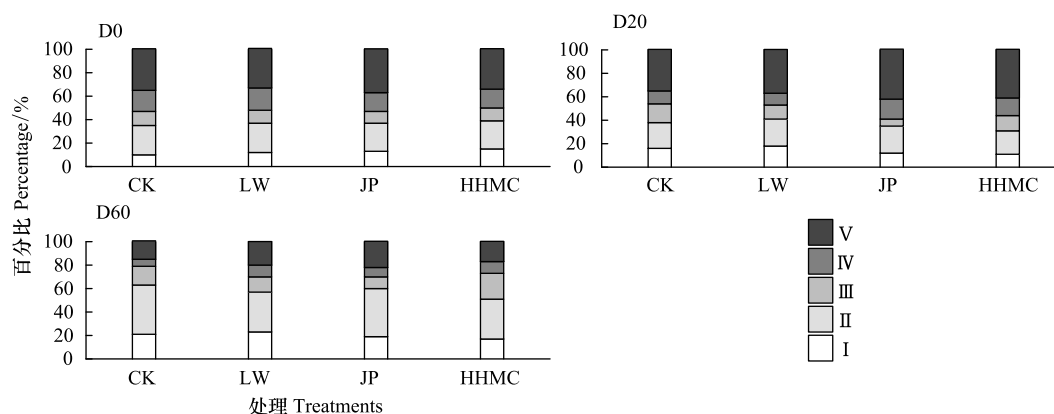


图 6 土壤 DOC 荧光区域组分分布

Fig.6 The distribution of composition in DOC fluorescence area of soil

CK:空白 Control; LW:芦苇 *Phragmites australis*; JP:碱蓬 *Suaeda glauca*; HHMC:互花米草 *Spartina alterniflora*. D0、D20、D60 分别表示培养的第 0、20、60 天

2.2.2 凋落物分解过程土壤 DOC 紫外光谱特征

紫外光谱特征值(A_{280} 、 A_{254} 、 $E_{253/203}$)可用于评估 DOC 的芳香性^[48]。研究表明, A_{254} 和 $E_{253/203}$ 主要代表芳香族化合物及具有不饱和碳碳键的一类较难分解的化合物^[49]; A_{280} 表征有机质的方向性构化程度,其值越小,芳香性构化程度也越小^[39]。培养期间,凋落物分解使土壤芳香性出现较大波动。总体来看, A_{280} 、 A_{254} 、 $E_{253/203}$ 呈先上升后下降的趋势(图 7)。各紫外光谱指数的变化趋势进一步说明在培养期间不同处理下土壤 DOC 的芳香化程度先升高后降低。究其原因,在培养前期(0—20 d)凋落物中易分解物质被分解,从而造成土壤

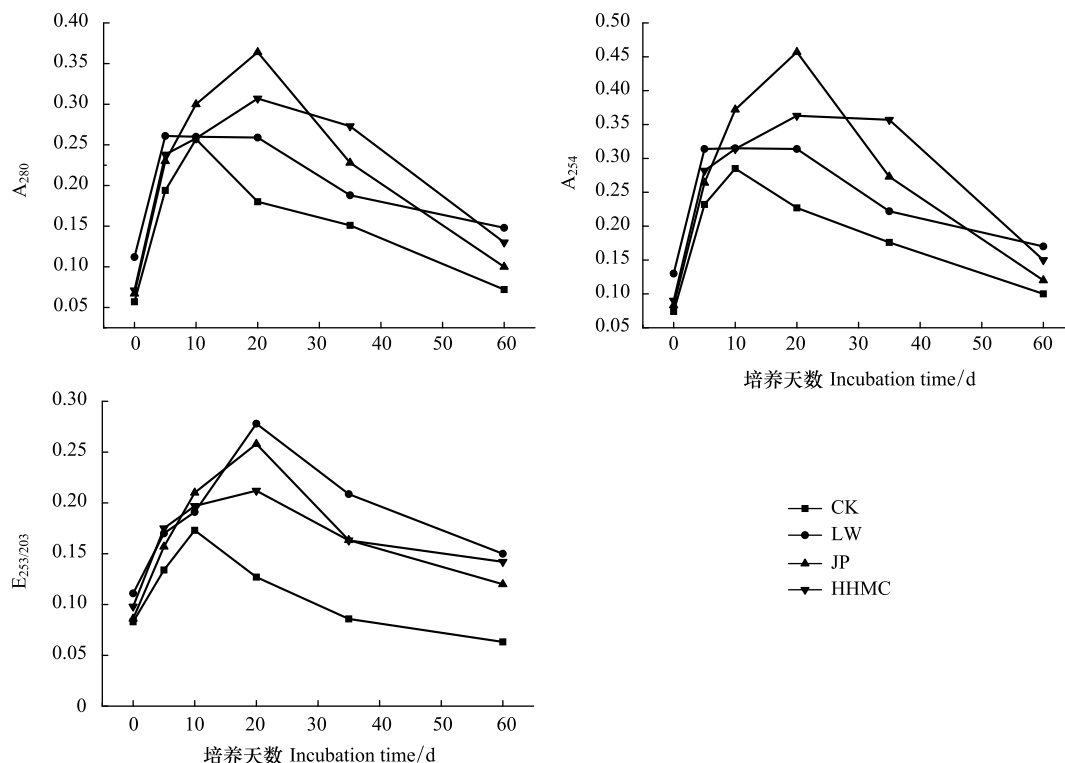


图 7 凋落物分解过程中土壤紫外光谱特征

Fig.7 Ultraviolet spectral characteristics of soil during decomposition of litter

CK:空白 Control; LW:芦苇 *Phragmites australis*; JP:碱蓬 *Suaeda glauca*; HHMC:互花米草 *Spartina alterniflora*

DOC 中的芳香性增加,随着培养的进行,凋落物分解对土壤微生物的活性影响越来越显著,活跃的微生物过程也会改变土壤 DOC 的性质^[50];在培养后期,凋落物的微生物分解过程占主导,添加凋落物土壤中较难利用的成分被微生物降解成小分子物质,造成了土壤 DOC 芳香性降低,从而加速土壤微生物对复杂有机碳化合物的降解,进而提高土壤有机碳矿化速率和累积矿化量。

3 结论

添加凋落物后的有机碳矿化速率前期(0—20 d)迅速降低后保持稳定,受矿化速率的影响,有机碳累积矿化量前期(0—20 d)增加较快,后逐渐减慢;采用乘幂曲线模型能较好地描述有机碳矿化速率和累积矿化量的变化趋势,且相关性较好。凋落物分解对土壤有机碳矿化具有显著的促进作用,且因凋落物植被特征的不同而导致作用程度有所差异。

光谱分析表明,添加碱蓬土壤的 A 峰在第 20 d 出现了明显的“红移”现象,在培养末期未发现类酪氨酸 B 峰;添加凋落物后,各类荧光物质积分体积明显增大,土壤 DOC 5 种组分中,类蛋白质物质(类酪氨酸和类色氨酸)占比最高,类腐殖质物质(类富里酸和类腐殖酸)次之;培养期间,凋落物分解使土壤芳香性出现了较大波动。凋落物分解通过影响土壤有机碳的含量和结构,促进微生物内源有机碳的产生,增强土壤有机碳的生物可降解性,从而提高土壤有机碳矿化速率和累积矿化量。

参考文献(References):

- [1] 李银坤,陈敏鹏,梅旭荣,夏旭,郭文忠,李昊儒,郝卫平. 土壤水分和氮添加对华北平原高产农田有机碳矿化的影响. 生态学报, 2014, 34(14): 4037-4046.
- [2] 郝瑞军,李忠佩,车玉萍,方海兰. 水田和旱地土壤有机碳矿化规律及矿化量差异研究. 土壤通报, 2009, 40(6): 1325-1329.
- [3] Zhang X L, Chen C, Chen X M, Tao P C, Jin Z W, Han Z Q. Persistent effects of biochar on soil organic carbon mineralization and resistant carbon pool in upland red soil, China. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(5): 177.
- [4] 李顺姬,邱莉萍,张兴昌. 黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系. 生态学报, 2010, 30(5): 1217-1226.
- [5] Dai S S, Li L J, Ye R Z, Zhu-Barker X, Horwath W R. The temperature sensitivity of organic carbon mineralization is affected by exogenous carbon inputs and soil organic carbon content. *European Journal of Soil Biology*, 2017, 81: 69-75.
- [6] 郭振,王小利,段建军,焦克强,孙沙沙,段英华,张雅蓉,李渝,蒋太明. 长期施肥对黄壤性水稻土有机碳矿化的影响. 土壤学报, 2018, 55(1): 225-235.
- [7] 张政,蔡小真,唐偲頔,郭剑芬. 可溶性有机质输入对杉木人工林表层土壤有机碳矿化的激发效应. 生态学报, 2017, 37(22): 7660-7667.
- [8] Sun S H, Liu J J, Chang S X. Temperature sensitivity of soil carbon and nitrogen mineralization: impacts of nitrogen species and land use type. *Plant and Soil*, 2013, 372(1/2): 597-608.
- [9] Trivedi P, Anderson I C, Singh B K. Microbial modulators of soil carbon storage: integrating genomic and metabolic knowledge for global prediction. *Trends in Microbiology*, 2013, 21(12): 641-651.
- [10] 刘德燕,宋长春. 磷输入对湿地土壤有机碳矿化及可溶性碳组分的影响. 中国环境科学, 2008, 28(9): 769-774.
- [11] Palviainen M, Finér L, Kurka A M, Mannerkoski H, Piirainen S, Starr M. Release of potassium, calcium, iron and aluminium from Norway spruce, Scots pine and silver birch logging residues. *Plant and Soil*, 2004, 259(1/2): 123-136.
- [12] 沈宏,曹志洪,胡正义. 土壤活性有机碳的表征及其生态效应. 生态学杂志, 1999, 18(3): 32-38.
- [13] 黄靖宇,宋长春,张金波,郭跃东,廖玉静. 凋落物输入对三江平原弃耕农田土壤基础呼吸和活性碳组分的影响. 生态学报, 2008, 28(7): 3417-3424.
- [14] 张向茹,程曼,祝飞华,安韶山. 宁南山区半干旱草原典型植物立枯物的碳矿化特征. 草地学报, 2014, 22(2): 277-282.
- [15] 史学军,潘剑君,陈锦盈,杨志强,张黎明,孙波,李忠佩. 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响. 环境科学, 2009, 30(6): 1832-1837.
- [16] Fellman J B, D'Amore D V, Hood E, Boone R D. Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter in forest and wetland soils from coastal temperate watersheds in southeast Alaska. *Biogeochemistry*, 2008, 88(2): 169-184.
- [17] Huguet A, Vacher L, Relexans S, Saubusse S, Froidefond J M, Parlanti E. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 2009, 40(6): 706-719.
- [18] Hunt J F, Ohno T. Characterization of fresh and decomposed dissolved organic matter using excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy and multiway analysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2007, 55(6): 2121-2138.
- [19] Helms J R, Stubbins A, Perdue E M, Green N W, Chen H M, Mopper K. Photochemical bleaching of oceanic dissolved organic matter and its

- effect on absorption spectral slope and fluorescence. *Marine Chemistry*, 2013, 155(4): 81-91.
- [20] 宋晓娜, 于涛, 张远, 张彦, 尹秀英. 利用三维荧光技术分析太湖水体溶解性有机质的分布特征及来源. *环境科学学报*, 2010, 30(11): 2321-2331.
- [21] Bai J, Xiao R, Zhang K, Gao H, Cui B, Liu X. Soil organic carbon as affected by land use in young and old reclaimed regions of a coastal estuary wetland, China. *Soil Use and Management*, 2013, 29(1): 57-64.
- [22] 张晗冰, 孔范龙, 郝敏, 李悦, 孙小琳. 胶州湾典型河口湿地土壤活性有机碳和酶活性对互花米草入侵的响应. *生态学报*, 2017, 38(13): 48691-487810.
- [23] Zhao Q Q, Bai J H, Zhang G L, Jia J, Wang W, Wang X. Effects of water and salinity regulation measures on soil carbon sequestration in coastal wetlands of the Yellow River Delta. *Geoderma*, 2018, 319: 219-229.
- [24] 杨继松, 刘景双, 孙丽娜. 三江平原草甸湿地土壤呼吸和枯落物分解的 CO₂ 释放. *生态学报*, 2008, 28(2): 805-810.
- [25] 罗先香, 张贺, 贾红丽, 郑浩, 樊玉清. 黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳矿化过程模拟研究. *中国海洋大学学报: 自然科学版*, 2017, 47(6): 1-7.
- [26] 訾园园, 孔范龙, 郝敏, 李悦, 杨玲. 胶州湾滨海湿地土壤溶解性有机质的三维荧光特性. *应用生态学报*, 2016, 27(12): 3871-3881.
- [27] Xi M, Zi Y Y, Wang Q G, Wang S, Cui G L, Kong F L. Assessment of the content, structure, and source of soil dissolved organic matter in the coastal wetlands of Jiaozhou Bay, China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2018, 103: 35-44.
- [28] 李海鹰. 实验室培养下中国亚热带和温带土壤有机碳分解特征的研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2007.
- [29] 陈婷, 郝敏, 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.
- [30] 王晓峰, 汪思龙, 张伟东. 杉木凋落物对土壤有机碳分解及微生物生物量碳的影响. *应用生态学报*, 2013, 24(9): 2393-2398.
- [31] 宋蒙亚, 李忠佩, 刘明, 刘满强, 江春玉. 不同林地凋落物组合对土壤速效养分和微生物群落功能多样性的影响. *生态学杂志*, 2014, 33(9): 2454-2461.
- [32] Murayama S. Decomposition kinetics of straw saccharides and synthesis of microbial saccharides under field conditions. *Journal of Soil Science*, 1984, 35(2): 231-242.
- [33] 李隽永, 窦晓琳, 胡印红, 甘德欣, 李锋. 城市不同地表覆盖类型下土壤有机碳矿化的差异. *生态学报*, 2018, 38(1): 112-121.
- [34] 王乐云. 生物炭和湿地凋落物对黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳矿化的影响[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2015.
- [35] 肖颖, 杨继松. 辽河口滨海湿地土壤有机碳矿化及其与盐分的关系. *生态学杂志*, 2015, 34(10): 2792-2798.
- [36] Chimney M J, Pietro K C. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering*, 2006, 27(4): 301-321.
- [37] 赵可夫, 李法曾, 张福锁. 中国盐生植物. 北京: 科学出版社, 2013: 28-58.
- [38] 刘白贵. 闽江河口湿地芦苇、短叶荇菜和互花米草三种植物枯落物分解研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2008.
- [39] McKnight D M, Boyer E W, Westerhoff P K, Doran P T, Kulbe T, Andersen D T. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 2001, 46(1): 38-48.
- [40] 李明堂, 王继红, 赵兰坡. 大豆与玉米根部土壤水溶性有机物的荧光特性比较研究. *水土保持学报*, 2013, 27(2): 140-144.
- [41] 吴东明, 刘景坤, 李勤奋, 武春媛. 热带地区 3 类不同来源水溶性有机质的光谱特征. *腐植酸*, 2015, (5): 11-18.
- [42] 杭子清. 互花米草(*Spartina alterniflora*)盐沼土壤有机碳组分、来源及结构特征研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2013.
- [43] Hong H S, Yang L Y, Guo W D, Wang F L, Yu X X. Characterization of dissolved organic matter under contrasting hydrologic regimes in a subtropical watershed using PARAFAC model. *Biogeochemistry*, 2012, 109(1/3): 163-174.
- [44] 程远月, 王帅龙, 胡水波, 周沉冤, 施震, 李芊, 黄小平. 海草生态系中 DOM 的三维荧光光谱特征. *光谱学与光谱分析*, 2015, 35(1): 141-145.
- [45] 彭志刚, 刘晓庆. 不同深度土壤中水溶性有机物荧光光谱特征研究. *现代农业科技*, 2011, (5): 272-273.
- [46] Patel-Sorrentino N, Mounier S, Benaim J Y. Excitation-emission fluorescence matrix to study pH influence on organic matter fluorescence in the Amazon basin rivers. *Water Research*, 2002, 36(10): 2571-2581.
- [47] 傅平青, 刘丛强, 吴丰昌, 魏中青, 黎文, 梅毅, 黄荣贵. 洱海沉积物孔隙水中溶解有机质的三维荧光光谱特征. *第四纪研究*, 2004, 24(6): 695-700.
- [48] 李霞, 田光明, 朱军, 张志剑. 不同磷肥用量对水稻土有机碳矿化和细菌群落多样性的影响. *土壤学报*, 2014, 51(2): 360-372.
- [49] Kim H C, Yu M J. Characterization of aquatic humic substances to DBPs formation in advanced treatment processes for conventionally treated water. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 143(1/2): 486-493.
- [50] 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.