

DOI: 10.5846/stxb201801290229

陈冰冰,孙志高,孙文广,胡星云.外源氮持续输入对相应氮梯度下碱蓬残体分解及硫养分释放的影响.生态学报,2019,39(8): - .
Chen B B, Sun Z G, Sun W G, Hu X Y. Effect of continuous import of exogenous nitrogen on decomposition and sulfur release of *Suaeda salsa* litters in the corresponding nitrogen gradient. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(8): - .

外源氮持续输入对相应氮梯度下碱蓬残体分解及硫养分释放的影响

陈冰冰^{1,2,3}, 孙志高^{1,2,3,*}, 孙文广⁴, 胡星云^{1,2,3}

1 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

2 福建师范大学 地理研究所, 福州 350007

3 福建师范大学 福建省亚热带资源与环境重点实验室, 福州 350007

4 路易斯安那州立大学 植物、环境与土壤科学系, 巴吞鲁日 700803

摘要:以黄河口北部滨岸高潮滩的碱蓬残体为研究对象,将第一年度野外原位氮输入试验(N0:无额外氮处理;N1:低氮处理;N2:中氮处理;N3:高氮处理)获得的不同基质质量残体(NL0,NL1,NL2和NL3),原位投放至来源样区,并通过第二年度的持续输氮,探讨外源氮持续输入条件下残体基质质量改变对其分解速率和硫养分释放的影响。结果表明,随着氮输入量的增加,不同基质质量残体的分解速率整体表现为NL1>NL3>NL2>NL0,说明外源氮持续输入条件下基质质量改变促进了残体的分解,且该促进作用在低氮处理下表现的最为明显,原因主要与其在残体分解过程中C/N比的改变程度最为明显有关。不同基质质量残体中的TS含量均呈不同程度波动变化特征,且其与相应的C/S比均呈相反规律变化,说明C/S比是调控不同氮持续输入条件下残体分解过程中硫含量变化的主控因素。不同基质质量残体的硫养分在分解期间均发生不同程度的净释放,且释放强度整体表现为NL3>NL1>NL2>NL0,说明外源氮持续输入条件下残体基质质量改变促进了其硫养分释放,且该促进作用在高氮处理下表现的最为明显。研究发现,未来黄河口氮养分负荷增加的情况下,碱蓬残体的基质质量(C/N和C/S)将发生改变,而持续增强的氮负荷又会促进不同基质质量残体的硫养分归还,从而加速硫的生物循环速率。

关键词:残体分解;氮输入;硫;潮滩湿地;黄河口

Effect of continuous import of exogenous nitrogen on decomposition and sulfur release of *Suaeda salsa* litters in the corresponding nitrogen gradient

CHEN Bingbing^{1,2,3}, SUN Zhigao^{1,2,3,*}, SUN Wenguang⁴, HU Xingyun^{1,2,3}

1 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process (Fujian Normal University), Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

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

3 Fujian Provincial Key Laboratory for Subtropical Resources and Environment, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

4 School of Plant, Environment and Soil Science, Louisiana State University, Baton Rouge, 700803, US

Abstract: The *Suaeda salsa* marsh in the high tidal flat of the northern Yellow River estuary was selected as the study object. In the first year, *in situ* experiment of different nitrogen (N) loadings (N0, no N import treatment; N1, low N import treatment; N2, middle N import treatment; and N3, high N import treatment) was conducted. At the end of the growing season, litters with different substrate qualities (NL0, NL1, NL2, and NL3) were sampled from different N import plots. In the second year, these litters were placed in the corresponding N import plots, and N loadings were continuously conducted as the same with the first year. The objective of this study was to investigate the effect of exogenous nitrogen

基金项目:国家自然科学基金面上项目(41371104);福建省公益类科研院所重点项目(2016R1032-1);福建省“闽江学者奖励计划”项目

收稿日期:2018-01-29; **网络出版日期:**2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

enrichment on decomposition and sulfur (S) release of *S. salsa* litters. The results showed that the decomposition rates of *S. salsa* litters generally followed the order of NL1 > NL3 > NL2 > NL0, indicating that, as N was continuously imported, the alteration of substrate quality promoted litter decomposition and the promotion was particularly obvious in the low N treatment (N1), which was mainly related to alterations in C/N ratios during decomposition. The total sulfur (TS) contents in litters of different N loadings showed different fluctuations, which were opposite to the corresponding C/S ratios, indicating that the C/S ratio was the main factor controlling the variations in TS contents of different litters during decomposition. For litters with different substrate qualities, the net release of S was observed throughout the decomposition process and the release amounts were generally in the order of NL3 > NL1 > NL2 > NL0, indicating that, as N was continuously imported, alterations in litter quality stimulated the release of S and the stimulation was predominant in the high N treatment (N3). This study showed that increasing N loading in the intertidal zone of the Yellow River estuary would alter the substrate quality of *S. salsa* litters and continuous N loading would promote S returning from the litters. As a result, the S biological cycling rate in *S. salsa* marsh would be accelerated.

Key Words: litter decomposition; nitrogen enrichment; sulfur; tidal marsh; Yellow River estuary

河口湿地处于海陆相互作用地带,是海岸带地区响应全球变化和人类活动较为敏感的生态系统之一^[1]。植物残体分解是河口湿地物质循环的重要环节,它连接着生物有机体的合成与分解^[2],而分解过程中营养元素的动态变化直接影响着河口湿地的养分状况,进而影响到湿地系统的生产力。硫作为继氮、磷、钾之后的第四位营养元素是植物生长必需的中量矿质营养元素,在许多生物地球化学过程中扮演着重要角色,如参与蛋白质、氨基酸和叶绿素形成,控制光合作用中碳水化合物代谢、影响植物呼吸作用和抗逆性等^[3],其对于维持河口湿地健康具有重要意义。目前,国内外关于河口湿地植物残体分解的研究大多集中在残体分解特征、影响因素(水分、盐度、温度、养分和沉积等)^[4-5]及元素释放(碳、氮、磷及微量元素)^[4,6-7]等的探讨上,而关于养分条件改变对湿地植物残体分解及养分(特别是硫)释放的研究还不多见。

黄河口湿地是渤海与黄河河口相互作用形成的中国暖温带最广阔、最完整和最年轻的滨海湿地,承接上游带来的大量含氮物质。碱蓬(*Suaeda salsa*)作为黄河口新生湿地的典型盐生植被,具有维持生物多样性、生态系统演替和调节气候等多重生态功能。近年来,黄河口的营养盐入海通量已达 $1.41-4.22 \times 10^4$ t,并始终保持较高水平^[8]。另外,该区当前的氮湿沉降量为 $3-4.5 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[9],接近其氮湿沉降临界负荷($4.0 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^[10],而这均可能对湿地植物生长、残体分解及养分循环状况产生深刻影响^[11]。当前,关于黄河口植物残体分解的相关研究主要集中于沉积强度及水盐梯度变化对残体分解与碳、氮及微量元素释放的影响方面^[6,12-13],而关于外源氮输入对植物残体分解及养分释放的影响研究还不多见,特别是关于氮养分持续输入条件下湿地植物残体基质质量改变对残体分解速率和硫养分释放影响方面的研究还鲜有报道,而对此进行研究有利于预测未来黄河口氮养分增加条件下湿地氮、硫生物循环的耦合状况。鉴于此,本研究以黄河口北部滨岸高潮滩碱蓬残体为研究对象,将第一年度野外原位氮输入试验获得的不同基质质量的植物残体,分别原位投放至来源样区,并通过第二年度的持续输氮,探讨外源氮持续输入对相应氮梯度下碱蓬残体分解速率及硫养分释放的影响。研究结果有助于揭示黄河口潮滩碱蓬湿地氮、硫养分循环的耦合机制,并可为潮滩湿地的生态保育提供重要科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于山东省黄河三角洲国家级自然保护区($37^{\circ}40'N-38^{\circ}10'N, 118^{\circ}41'E-119^{\circ}16'E$),该保护区于1992年经国家林业局批准建立,是中国最大的河口三角洲自然保护区,在世界范围河口湿地生态系统中具有较强代表性,主要保护新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类。保护区总面积为 15.3 万 km^2 ,属暖温带季风气候。

候区,四季分明,雨热同期,冷热干湿界限明显,年降水量 551.6 mm,70%的降水集中在 7—8 月,年均温 12.1℃,无霜期 196 d,≥10℃积温约 4300℃,年蒸发量 1928.2 mm。该区的土壤类型主要为隐域性潮土和盐土,主要植被类型为芦苇(*Phragmites australis*)、碱蓬(*S. salsa*)、怪柳(*Tamatis chinensis*)、白茅(*Imperata cylindrica*)及罗布麻(*Apocynum venetum*)等,其中芦苇、碱蓬和怪柳的分布较广。

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计

(1) 残体获取

2014 年 4—11 月,选择今黄河入海口北部滨岸高潮滩的碱蓬湿地为研究对象,参照欧洲 NITREX 项目的研究设计,进行野外原位氮输入模拟试验。试验设 4 个处理,即 N0[无额外氮处理,其值为当前湿地实际氮输入量(6.0 gN m⁻² a⁻¹)。]、N1[低氮处理:1.5N0(9.0 gN m⁻² a⁻¹),模拟未来较低的氮增加量]、N2[中氮处理:2.0N0(12.0 gN m⁻² a⁻¹),模拟未来较高的氮增加量]和 N3[高氮处理:3.0N0(18.0 gN m⁻² a⁻¹),模拟未来更高的氮增加量],每个处理随机设置 3 个重复样地(5 m×10 m)。自 4 月下旬开始,每隔 20—30 d 以 CO(NH₂)₂ 水溶液的形式对不同样地进行外源氮输入强度的模拟,共 8 次。对照样地喷洒等量的水以减少因外加水造成对湿地生态过程的影响。持续输氮一个生长季后,在植物生长季末(10 月下旬),分别在上述 N0、N1、N2 和 N3 4 种氮输入样地内采集相应氮梯度下的植物残体(分别记为 NL0、NL1、NL2 和 NL3)。

(2) 分解试验

将获取的植物残体带回实验室,剪成 10 cm 左右的小段,用蒸馏水清洗且烘干后,分别装进不同标记(用于区 NL0、NL1、NL2 和 NL3)的分解袋中。分解袋由网眼为 0.5 mm×0.5 mm 的尼龙网制成,规格为 20 cm×20 cm,每袋 15 g(干质量)。四种氮输入处理下碱蓬残体的基质质量详见表 1。

表 1 不同基质质量碱蓬残体的基本性质

Table 1 Basic characteristics of *Suaeda salsa* litters with different substrate qualities

| 残体类型 Litter types | TC 含量/% Total carbon contents | TN 含量/(mg/g) Total nitrogen contents | TS 含量/(mg/g) Total sulfur contents | C/N C/N ratio | C/S C/S ratio |
|----------------------|----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------|------------------|
| NL0 | 37.83±0.88a | 3.08±0.40a | 3.14±0.03a | 124.35±15.87a | 120.42±1.66a |
| NL1 | 37.60±0.90a | 3.58±0.69ab | 3.21±0.40a | 107.92±22.32ab | 118.48±18.14a |
| NL2 | 35.09±0.21b | 4.77±1.41b | 3.06±0.17a | 77.94±22.43b | 114.71±6.26a |
| NL3 | 35.01±0.65b | 4.55±0.38ab | 3.79±0.05b | 77.23±5.24b | 92.37±1.55b |

同列不同字母表示数据间在 $P<0.05$ 水平上差异显著。NL0:无额外氮输入下的残体, Litters with no N import; NL1:低氮输入下的残体, Litters with low N import; NL2:中氮输入下的残体, Litters with middle N import; NL3:高氮输入下的残体, Litters with high N import

2015 年 4 月 15 日,将不同标记的残体分解袋投放至上述原位氮输入模拟试验的来源样区,即残体 NL0 投放至 N0 处理样区、NL1 投放至 N1 处理样区、NL2 投放至 N2 处理样区和 NL3 投放至 N3 处理样区,继续进行相应强度的输氮处理(方法与 1.2.1.1 原位氮输入模拟一致)。试验进行时,同步测定气温、地表温度、pH 和电导率等环境因子(表 2)。

表 2 不同氮处理下碱蓬湿地环境因子

Table 2 Environmental variables of *Suaeda salsa* marshes in different nitrogen import treatments

| 残体类型 Litter types | pH | EC/(mS/cm) Electrical conductivity | 气温/℃ Atmospheric temperature | 地表温度/℃ Ground temperature | 湿度/% Moisture |
|----------------------|------------|---------------------------------------|---------------------------------|------------------------------|------------------|
| NL0 | 7.98±0.24a | 30.66±17.35a | 26.6±8.5a | 26.0±9.9a | 62.24±5.75a |
| NL1 | 7.92±0.19a | 25.05±11.57a | 26.5±8.3a | 26.0±9.9a | 62.18±5.67a |
| NL2 | 7.90±0.18a | 32.05±18.59a | 26.7±8.9a | 24.4±8.4a | 60.94±7.50a |
| NL3 | 7.89±0.17a | 33.51±17.75a | 26.6±8.5a | 25.6±9.9a | 62.23±5.73a |

1.2.2 样品采集与分析

试验期内(0—220 d),分别于2015年4月30日(第15 d)、5月25日(第40 d)、6月25日(第71 d)、7月25日(第101 d)、8月22日(第129 d)、9月24日(第162 d)、10月23日(第191 d)和11月21日(第220 d)进行了8次采样。将取回的分解袋及时带回实验室,去掉泥土并拣出袋内杂物,用去离子水将样品清洗干净后烘干至恒重。称量后,将样品用粉碎机磨碎,过0.25 mm筛,采用Vario EL型元素分析仪测定样品的总碳(TC)、总氮(TN)和总硫(TS)含量。

1.2.3 相关指标计算

残体残留率(R , %)和分解速率(d^{-1})可用下式计算:

$$R = \frac{W_t}{W_0} \times 100\%$$

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

式中, W_0 (g)为残体干物质初始质量; W_t (g)为残体在 t 时刻的干物质质量。 k 为分解速率; t (d)为分解时间。

植物残体分解过程中硫的累积或释放可用硫累积指数(SAI)表示,即:

$$SAI = \frac{DM_i \times TS_i}{DM_0 \times TS_0} \times 100\%$$

式中, DM_i (g)为残体在 i 时刻的干物质质量; TS_i (mg/g)为 i 时刻残体的TS含量; DM_0 (g)为残体干物质初始质量; TS_0 (mg/g)为残体初始TS含量。若 $SAI < 100\%$,说明残体在分解过程中发生了硫净释放;若 $SAI > 100\%$,说明发生了硫净累积。

1.2.4 数据处理与分析

运用Origin8.0软件对数据进行作图和计算。利用SPSS 23.0软件对不同氮输入处理下残体的残留率、TS和TC含量进行单因素方差分析,对残体的残留率与环境因子以及TS含量(或SAI)与残留率和环境因子进行Pearson相关性分析,对残体的残留率与环境因子以及TS含量与残留率、C/N、C/S和环境因子进行逐步线性回归分析。

2 结果与分析

2.1 氮输入对残体分解速率的影响

尽管不同氮输入条件下碱蓬残体的残留率在分解过程中均有所波动,但整体呈降低趋势($P > 0.05$) (图1)。分解220 d后,NL0、NL1、NL2和NL3在不同氮处理下的残留率分别为67.09%、56.24%、64.89%和57.73%。随着氮输入量的增加,不同基质质量残体的分解速率依次表现为NL1 ($0.002405 d^{-1}$) > NL3 ($0.002178 d^{-1}$) > NL2 ($0.001816 d^{-1}$) > NL0 ($0.001676 d^{-1}$)。与N0相比,N1、N2和N3处理下不同基质质量残体的分解速率分别增加了43.5%、8.35%和29.95%,而 $t_{0.95}$ 分别减少了1.43a、0.4a和1.09a(表3),表明外源氮持续输入条件下残体基质质量改变促进了残体的分解,且该促进作用在N1处理下表现的最为明显。

2.2 氮输入对残体中碳硫含量的影响

随着氮输入量的增加,尽管不同处理下残体分解过程中的TC含量整体均高于N0处理,但其在不同处理之间的差异均不显著($P > 0.05$) (图2)。0—101 d,残体

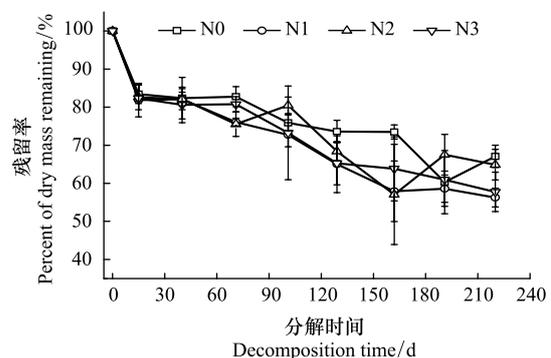


图1 不同氮处理下碱蓬残体残留率的变化

Fig.1 Variations of dry mass remaining of *Suaeda salsa* litters in different nitrogen import treatments

N0: 无额外氮处理, No N import treatment; N1: 低氮处理, Low N import treatment; N2: 中氮处理, Middle N import treatment; N3: 高氮处理, High N import treatment

中的 TC 含量整体呈上升趋势,尤以 NL2 和 NL3 在分解初期的增幅最为明显;101—162 d, NL0、NL2 和 NL3 的 TC 含量均呈先增加后降低趋势,而 NL1 的 TC 含量呈一直降低变化;162—220 d,除 NL0 的 TC 含量呈持续增加外,其他残体的 TC 含量均呈先增加后降低变化。尽管不同氮处理下碱蓬残体在分解过程中的硫含量呈不同波动变化特征,但不同处理下残体 TS 含量之间的差异并不显著($P>0.05$) (图 2)。不同氮处理下残体的 TS 含量在 0—70 d 总体呈降低趋势,在 70—162 d 均呈较大波动变化,而在 160—220 d 均呈小幅增加趋势。220 d 后,虽然 NL0、NL1、NL2 和 NL3 的 TC 和 TS 含量均相差不大,但其 TC 含量均高于相应处理的初始含量,而其 TS 含量则均低于相应处理的初始含量,降幅分别为 22.61%、26.17%、28.34%和 44.06%,说明随着氮输入量的增加,不同基质质量残体分解过程中的 TC 含量均呈增加趋势,而 TS 含量均呈降低趋势。

表 3 不同氮处理下残体残留率的自然对数(y)与分解时间(t)的回归方程和参数

Table 3 Linear equations and parameters between the natural logarithm (y) of mass remaining and decomposition days (t) in different nitrogen import treatments

| 残体类型 Litter types | 方程 Equations | k (d^{-1}) | R^2 | p | $(t_{0.95})/(a)$ |
|-------------------|----------------------------|------------------|--------|---------|------------------|
| NL0 | $y = -0.08920 - 0.001676t$ | 0.001676 | 0.8209 | 0.0008 | 4.68 |
| NL1 | $y = -0.09352 - 0.002405t$ | 0.002405 | 0.9296 | <0.0001 | 3.25 |
| NL2 | $y = -0.10722 - 0.001816t$ | 0.001816 | 0.7336 | 0.0032 | 4.28 |
| NL3 | $y = -0.09250 - 0.002178t$ | 0.002178 | 0.9232 | <0.0001 | 3.59 |

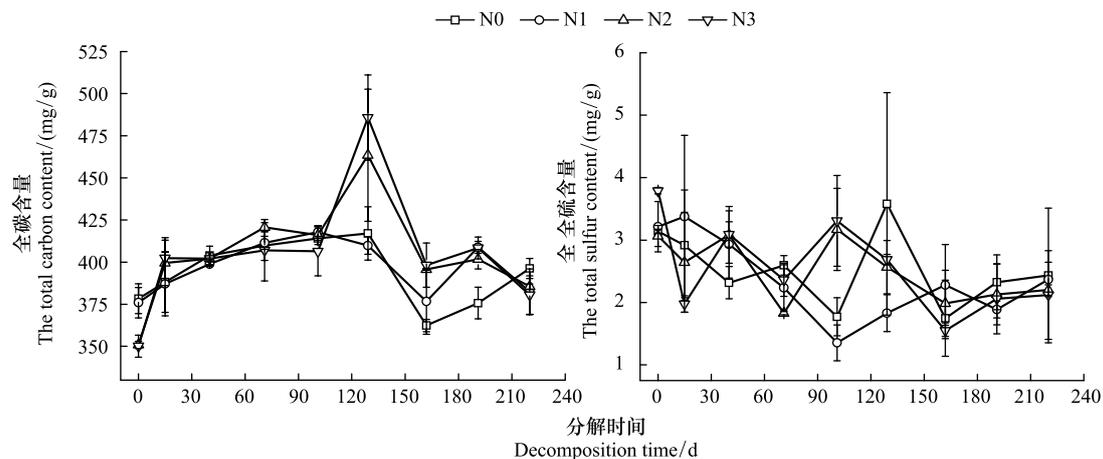


图 2 不同氮处理下碱蓬残体全碳(TC)和全硫(TS)含量变化

Fig.2 Variations of the total carbon (TC) and the total sulfur (TS) contents in *Suaeda salsa* litters in different nitrogen import treatments

2.3 氮输入对碳硫累积与释放的影响

不同氮处理下不同基质质量残体的碳和硫养分在分解期间均表现为不同程度的净释放(图 3)。其中,碳释放量(CAI)随分解进行整体呈增加趋势,且以 N1 处理最高, N0 处理次之, N2 和 N3 处理较低。硫释放量随分解进行整体呈波动增加变化,其 SAI 在 N0、N1、N2 和 N3 处理下分别降低了 15.26%—59.04%、15.11%—69.69%、15.80%—64.47%和 27.25%—73.78%。0—70 d, N3 处理下残体的硫养分释放最多,且释放量远高于其他氮处理;70—162 d, N1 处理下残体的硫养分释放最多,而 N2 和 N3 处理下的硫养分释放较少;162—220 d,除 N1 处理外,其它处理下残体中的硫养分均呈增加趋势。220 d 后,不同基质质量残体的碳释放量表现为 NL1>NL3>NL0>NL2,而硫释放量表现为 NL3>NL1>NL2>NL0,说明外源氮持续输入条件下残体基质质量改变对碳硫养分释放均具有一定的促进作用,且该作用分别在 N1 和 N3 处理下表现的最为明显。

2.4 不同氮处理下主要参数相关分析

不同氮处理下残留率与环境因子的相关分析表明, N2 和 N3 处理下持续输氮导致的残留率与 pH 呈显著

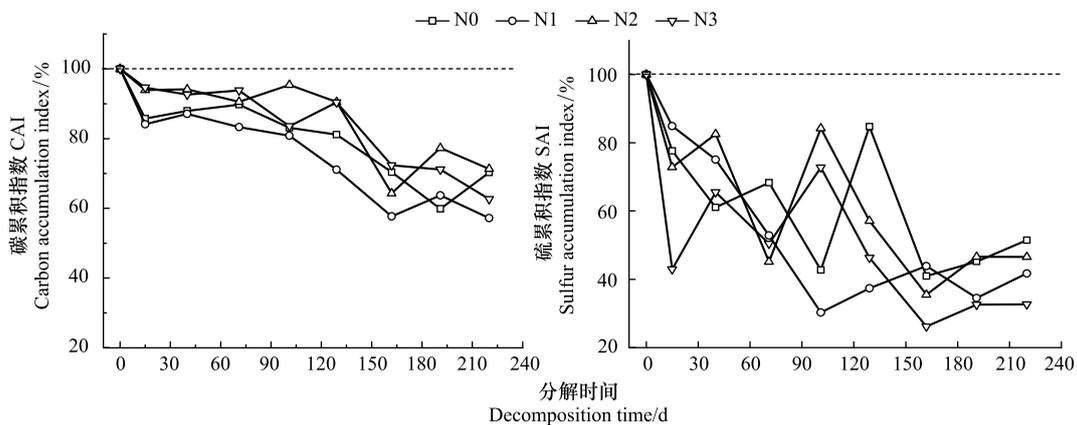


图3 不同氮输入处理下碱蓬残体碳硫累积指数(CAI,SAI)的变化

Fig.3 Variations of carbon and sulfur accumulation indices (CAI and SAI) of *Suaeda salsa* litters in different nitrogen import treatments

负相关($P < 0.05$), N0、N2 和 N3 处理下的残留率与 EC 呈显著或极显著正相关($P < 0.01$ 或 $P < 0.05$), 而其他环境因子(湿度、气温、地表温度)与不同处理下残留率之间的相关性均未达到显著水平($P > 0.05$) (表 4)。另外, 不同氮处理下残体的碳硫含量及累积指数(TC、TS、CAI、SAI)与残留率、C/N 比、C/S 比和不同环境因子的相关分析表明, 除 N1 和 N2 处理下残体的 TC 含量与 pH 呈显著负相关($P < 0.05$), 与气温呈显著正相关外($P < 0.05$), 其他相关因子与其的相关性均未达到显著水平($P > 0.05$) (表 5)。不同氮处理下残体的 TS 含量与 C/S 比之间均呈极显著负相关($P < 0.01$), 仅 N2 处理下的 TS 含量与残留率和 EC 呈显著正相关($P < 0.05$)。相比之下, 4 种氮处理下的 CAI 大多均与残留率和 C/N 比呈极显著或显著正相关($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$), N1 和 N3 处理下 CAI 与 EC 呈显著正相关($P < 0.05$), N2 和 N3 处理下 CAI 与 pH 呈显著负相关($P < 0.05$)。不同氮处理下残留率、C/N 比和 C/S 比是影响残体 SAI 的主要因素, 其中残留率与 SAI 均呈显著或极显著正相关($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$); 除 N3 外, 其他氮处理下 C/N 比与 SAI 均呈显著正相关($P < 0.05$), 而 C/S 比则与其呈极显著负相关($P < 0.01$)。此外, N2 和 N3 处理下 pH 与 SAI 呈显著负相关($P < 0.05$), 而 N2 处理下 EC 与 SAI 呈极显著正相关($P < 0.01$)。

表 4 不同氮处理下残体残留率与环境因子之间的相关性

Table 4 Correlations between litter mass remaining and environmental variables in different nitrogen import treatments

| 残体类型 Litter types | pH | EC/(mS/cm) Electrical conductivity | 气温/°C Atmospheric temperature | 地表温度/°C Ground temperature | 湿度/% Moisture |
|----------------------|-----------|--|-------------------------------------|----------------------------------|------------------|
| NL0 | -0.608 | 0.725 * | 0.232 | 0.481 | 0.256 |
| NL1 | -0.499 | 0.633 | 0.278 | 0.382 | 0.415 |
| NL2 | -0.737 * | 0.827 * | 0.169 | 0.383 | 0.495 |
| NL3 | -0.823 ** | 0.877 ** | 0.296 | 0.337 | 0.438 |

* 为 $P < 0.05$; ** 为 $P < 0.01$

表 5 不同氮处理下碳硫参数(TC、TS、CAI、SAI)与各因子之间的相关性

Table 5 Correlations between C or S parameters (TC, TS, CAI and SAI) and variables in different nitrogen import treatments

| 残体类型 Litter types | 参数 Parameters | 残留率 Mass remaining | C/N C/N ratio | C/S C/S ratio | 湿度/% Moisture | 气温/°C Atmospheric temperature | 地温/°C Ground temperature | pH | EC/(mS/cm) Electrical conductivity |
|----------------------|------------------|--------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------------|--------------------------------|--------|--|
| NL0 | TS | 0.370 | 0.375 | -0.873 ** | 0.015 | -0.041 | 0.159 | 0.000 | 0.016 |
| | SAI | 0.744 * | 0.690 * | -0.861 ** | 0.116 | 0.055 | 0.316 | -0.244 | 0.300 |
| | TC | 0.023 | -0.195 | -0.022 | 0.325 | 0.322 | 0.501 | -0.330 | 0.285 |

续表

| 残体类型 Litter types | 参数 Parameters | 残留率 Mass remaining | C/N C/N ratio | C/S C/S ratio | 湿度/% Moisture | 气温/°C Atmospheric temperature | 地温/°C Ground temperature | pH | EC/(mS/cm) Electrical conductivity |
|----------------------|------------------|--------------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------------|--------------------------------|---------|--|
| NL1 | CAI | 0.949** | 0.708* | -0.441 | 0.327 | 0.310 | 0.567 | -0.617 | 0.690 |
| | TS | 0.633 | 0.427 | -0.932** | 0.002 | -0.495 | -0.356 | 0.359 | -0.255 |
| | SAI | 0.864** | 0.670* | -0.798** | 0.122 | -0.245 | -0.109 | 0.077 | 0.031 |
| | TC | -0.172 | -0.369 | 0.757* | 0.364 | 0.678 | 0.539 | -0.773* | 0.683 |
| NL2 | CAI | 0.977** | 0.703* | -0.262 | 0.460 | 0.407 | 0.476 | -0.627 | 0.737* |
| | TS | 0.720* | 0.535 | -0.952** | -0.027 | 0.294 | 0.449 | -0.637 | 0.750* |
| | SAI | 0.917** | 0.790* | -0.931** | 0.202 | 0.249 | 0.453 | -0.726* | 0.850** |
| | TC | -0.440 | -0.593 | 0.427 | -0.470 | 0.809* | 0.553 | -0.278 | -0.224 |
| NL3 | CAI | 0.875** | 0.737* | -0.604 | 0.258 | 0.472 | 0.564 | -0.763* | 0.641 |
| | TS | 0.659 | 0.407 | -0.978** | 0.162 | 0.571 | 0.547 | -0.606 | 0.452 |
| | SAI | 0.833** | 0.606 | -0.951** | 0.322 | 0.547 | 0.570 | -0.782* | 0.655 |
| | TC | -0.452 | -0.732 | 0.275 | -0.251 | 0.567 | 0.677 | -0.114 | -0.155 |
| | CAI | 0.867** | 0.490 | -0.619 | 0.273 | 0.510 | 0.604 | -0.789* | 0.725* |

* 为 $P < 0.05$; ** 为 $P < 0.01$

3 讨论

3.1 氮输入对残体分解的影响

本研究表明,不同氮处理下碱蓬残体的残留率之间不存在显著差异($P > 0.05$),这可能与不同氮输入研究样地的环境因子之间差异不大有关(表 2)。前述分析表明,除 N2 和 N3 处理下残留率与 pH 呈显著负相关以及 N0、N2 和 N3 处理下残留率与 EC 呈显著或极显著正相关外,不同处理下残留率与其他环境因子之间的相关性均不显著(表 4)。逐步线性回归分析进一步表明,除 N1 外,EC(x)均是导致其他氮处理下残留率变化的主要影响因素(N0: $y = 64.374 + 0.342x, R^2 = 0.526, P = 0.04$; N2: $y = 59.072 + 0.413x, R^2 = 0.684, P = 0.011$; N3: $y = 54.265 + 0.487x, R^2 = 0.768, P = 0.004$)。另据图 4 可知,不同研究样地,持续氮输入导致表层土壤的 pH 和 EC 均发生了较为明显的变化,特别是持续输氮 100 d 后,相对于 N0 处理,pH 值均随氮输入量的增加而降低,而 EC 值则随其输入量的增加而升高。已有研究表明,pH 过高或过低均会对微生物活性产生抑制作用,进而不利于枯落物分解的进行^[14]。James & Robert 的研究还表明,增加酸度可抑制 *Sparganium eurycarpum* 枯落物的分解,且残留率随着 pH 的降低而相对增加^[15],说明枯落物的分解过程受到抑制。本研究结果与之不同,即随着氮输入量的增加,尽管 pH 呈降低趋势(图 4),但残体分解速率整体呈增加趋势(表 3),说明其他因素在残体分解中起到了促进作用,而这一因素可能与 EC 密切相关。一般而言,盐度(以 EC 表征)增加可抑制残体分解^[5,16],但本研究却得到相反的研究结果,即随着氮输入量的增加,EC 呈增加趋势(图 4),而残体分解速率整体随之加快(表 3)。Mendelsohn 等在日德兰半岛北部自然盐分梯度带上对纤维素分解程度的研究也得到类似结论,即在最高盐分处,每日的 CTSL(Cotton Tensile Strength Loss)显著增加^[17]。Sun 等在研究黄河口潮滩碱蓬残体分解对不同沉积强度响应时也得到类似的结果,并指出高盐分(以 EC 表征)条件下,残体较高的分解速率可能与适应于高盐分微生物的活性有关^[18]。Lopes 等研究进一步发现,在盐度较高的潮间带,黑角藻(*Fucus vesiculosus*)的分解速率一般较高,而这的确与一些耐高盐分的微生物在盐分较高条件下的活性较强有关^[5]。

不同氮处理下碱蓬残体分解速率的变化不仅与持续输氮导致的上述 pH 和 EC 的变化有关,而且还可能与残体本身的初始基质质量以及持续输氮条件下残体基质质量的变化有关。已有研究表明,残体自身的基质质量是影响其分解的主要因素。一般而言,生长在富养分环境中的植物,其残体的 C/N 比越低,耐分解化合物的含量相对就较少,分解越快,反之越慢^[19]。本研究主要是基于第一年度野外原位输氮试验获得的植物残

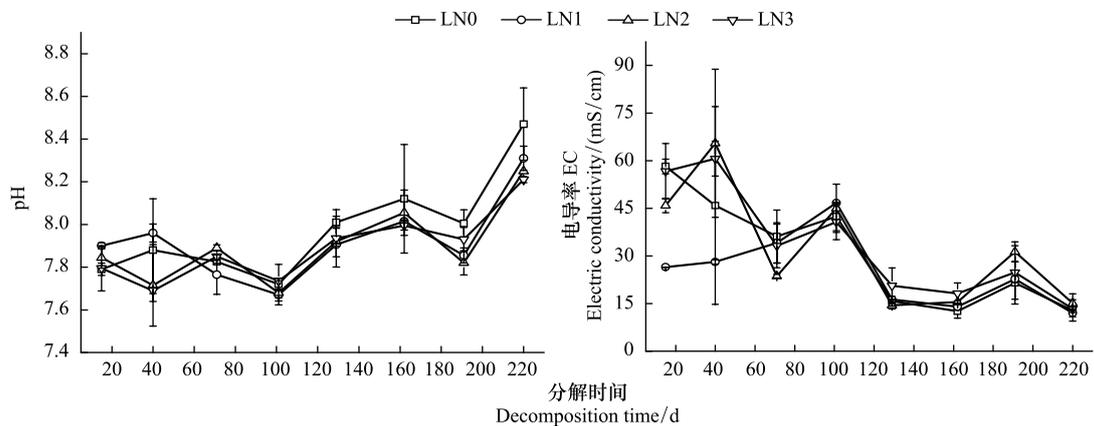


图4 不同氮输入处理下土壤表层 pH 和电导率 (EC) 的变化

Fig.4 Variations of pH and electric conductivity (EC) of surface soils in different nitrogen import treatments

体,通过原位投放至相应来源样区,探讨第二年度持续氮输入条件下碱蓬残体分解速率的差异。本研究表明,不同氮输入条件下碱蓬残体的分解速率均高于 N0 处理,即氮输入梯度明显促进了残体的分解。由于第一年度外源氮输入的持续增加,改变了植物体内的 C、N 含量及其它元素含量,从而使得不同氮处理下植物残体的基质质量在本研究初期就产生了明显分异,且随着氮输入量的增加,C/N 比和 C/S 比均呈降低趋势(表 1)。另外,NL2 和 NL3 的 C/N 比与 NL0 的 C/N 比,以及 NL3 的 C/S 比与 NL0、NL1 和 NL2 的 C/S 比均存在显著差异($P < 0.05$)。与 NL0 相比,NL1、NL2 和 NL3 处理下残体在分解初期的 C/N 比均明显低于 NL0,由此可在很大程度上解释不同氮处理下残体分解速率均高于 N0

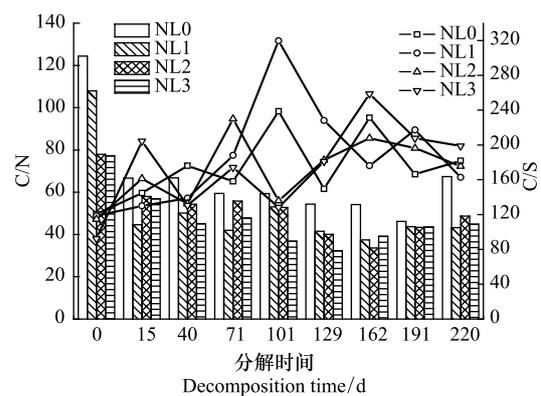


图5 不同氮输入处理下碱蓬残体 C/N 比和 C/S 比的变化

Fig.5 Variations of C/N and C/S ratios in *Suaeda salsa* litters in different nitrogen import treatments

处理的原因。相关研究也得到类似的结果。Verhoeven & Toth 的研究表明,富养分沼泽中生长的圆锥苔草 (*Carex diandra*) 的枯落物比贫养分沼泽中生长的丘间种喙叶泥炭藓 (*Sphagnum fallax*) 枯落物的分解快^[20]。Aerts & Caluwe 的研究发现,增加氮沉降可促进苔草 (*Carex*) 枯落物的分解^[21]。Song 等研究还发现,氮输入增加了小叶章 (*Calamagrostis angustifolia*) 残体的氮含量,降低了其 C/N 比,促进了其残体分解^[22]。本研究还表明,第二年度持续氮输入条件下具有不同基质质量碱蓬残体的分解速率整体表现为 NL1 > NL3 > NL2 > NL0,即相对于 N0 处理,N1 处理最高,N3 处理次之,N2 处理最低,原因可能与不同氮输入梯度下残体分解过程中 C/N 比改变程度的差异有关。此外,外源氮输入在改变残体基质质量的同时,也可提高了微生物的活性,特别是在高 C/N 比时,微生物可通过吸收大量外源氮来满足自身生长的需要,进而加快残体的分解^[22]。Vivanco & Austin 等的研究也发现,氮养分供给充足能够刺激微生物的活性,从而加速残体的分解^[23]。本研究中,尽管外源氮输入在分解过程中能够为微生物提供氮源而促进分解,但随着氮输入量的持续增加,氮养分对残体分解的影响程度可能在降低。由于氮是黄河口潮滩碱蓬湿地的重要限制性养分^[18],且 NL1 的初始 C/N 比与 NL0 的初始 C/N 比相差不大($P > 0.05$) (表 1),而 NL1 的 C/N 比变化在第二年度对养分改变(低氮处理)的响应程度更为明显(图 5),由此导致其分解过程中微生物的活性可能增强,分解速率较高。与之相比,尽管 NL2 和 NL3 的初始 C/N 比远低于 NL0,但随着分解过程的进行,NL2 和 NL3 的 TC 含量在分解后期明显高于 NL0 (图 2),这就使得其 C/N 比在分解后期整体呈增加变化(图 5),而 C/N 比的增加可对残体分解产生一定的抑制作用^[19]。另外,相对于 N1 处理,尽管 N2 和 N3 处理下具有较强的氮供应强度,但其相应残体在分解后期

由于 C/N 比的增加微生物对氮的需求量可能并不高^[24],由此导致两种氮处理下残体(NL2 和 NL3)的分解速率低于 NL1。与 NL2 相比,尽管 NL3 的分解速率随着氮输入量的增加呈一定的加快趋势,但相对于 NL1 仍较低,说明随着氮输入量的增加,碱蓬残体分解对养分供给的响应程度表现为不敏感或影响不大。James & Robert 的研究也得到类似的结果,即增加氮供给对 *Sparganium eurycarpum* 枯落物分解并无明显影响^[15]。Xie 等对凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)、苦草(*Vallisneria spiralis*)和黄丝草(*Potamogeton maackianus*)三种水生植物叶片分解对氮供给响应的研究也发现,增加氮可利用性对三者分解的影响均不大^[25]。

3.2 氮输入对残体碳硫含量及累积与释放的影响

前述分析可知,除 N1 处理下的 TC 含量与 pH 呈显著负相关以及 N2 处理下的 TC 含量与气温(T)呈显著正相关外,其他因子与 TC 含量的相关性均未达到显著水平(表 5);而逐步线性回归分析也得到类似结果(NL1: $y = -62.289\text{pH} + 892.745, R^2 = 0.597, P = 0.025$; NL2: $y = 2.185T + 352.203, R^2 = 0.654, P = 0.015$),说明不同氮处理下影响残体 TC 含量变化的因素可能较为复杂。Sun 等对黄河口新生湿地芦苇、碱蓬(*S. salsa*)与盐地碱蓬(*S. glauca*)残体分解的相关研究也得到类似结论^[6]。本研究还表明,不同氮处理下残体的 CAI 在分解期间均一直呈释放状态。相关分析发现,4 种氮处理下残体的 CAI 大多均与残留率和 C/N 比呈极显著或显著性正相关(表 5),说明残留率与 C/N 比是影响残体 CAI 变化的重要因素。比较而言,不同氮处理下残体的 CAI 整体以 NL1 最高, NL0 次之, NL2 和 NL3 相对较低,说明导致残体 CAI 变化的因素除残留率、C/N 比外,还可能取决于其自身分解速率以及不同氮处理下其他环境因子的变化。如 NL1 残体的 CAI 最高,可能与该处理下 CAI 与 EC 呈显著正相关(表 5)且其分解速率最快有关(表 3);NL2 和 NL3 残体的 CAI 均较低,可能在于两种处理下 CAI 与 pH 均呈显著负相关(表 5),而这正好与前述持续氮输入条件下 EC 增加和 pH 降低促进了残体分解的研究结果相对应。

本研究发现,不同氮处理下碱蓬残体中 TS 含量均呈不同程度的波动变化特征,且 TS 含量在分解过程中均出现阶段性升高(图 2),这可能与微生物对分解环境中硫的固持作用有关^[26]。Sun 等对无外源氮输入条件下黄河口潮滩湿地碱蓬残体分解的研究表明,残体分解过程中硫含量的阶段性升高主要与微生物对海水和沉积物中硫的固持作用有关^[27]。李新华等在研究三江平原小叶章枯落物分解时亦表明,枯落物中硫含量的明显增加主要源于微生物对沼泽水中硫的固持作用^[28]。尽管不同氮处理下残体 TS 含量的变化并不一致,但其均与相应的 C/S 比呈相反变化趋势。前述分析表明,不同氮处理下残体中 TS 含量与 C/S 比之间均呈极显著负相关(表 5),说明 C/S 比可能是调控不同氮输入处理下残体分解过程中硫含量变化的主控因素。逐步线性回归分析结果还表明,C/S 比(x_1)是影响 NL0 分解过程中硫含量(y)变化的主控因素($y = 5.055 - 0.014x_1, R^2 = 0.732, P = 0.007$),其对硫含量变化的解释贡献率高达 73.2%。与之不同,C/S 比和残留率(x_2)共同影响着 NL1 分解过程中硫含量(y)的变化($y = 2.712 - 0.009x_1 + 0.019x_2, R^2 = 0.971, P = 0.001$),C/S 比、气温(x_3)和 C/N(x_4)比是影响 NL2 分解过程中硫含量(y)变化的三个重要因素($y = 4.134 - 0.013x_1 + 0.017x_3 + 0.005x_4, R^2 = 0.997, P = 0.000$),而 C/S 比、C/N 比和 EC(x_5)在影响 NL3 分解过程中硫含量(y)变化中的贡献最大($y = 5.541 - 0.012x_1 - 0.026x_4 + 0.005x_5, R^2 = 0.996, P = 0.000$)。上述结果进一步说明了 C/S 比对不同氮处理下残体分解过程中硫含量变化的重要影响。Sun 等以及李新华等在研究无氮输入条件下黄河口潮滩碱蓬残体以及三江平原小叶章残体分解过程中硫含量变化时亦得到类似结论^[27-28]。

本研究还发现,持续氮输入条件下不同基质质量残体在分解过程中均表现为不同程度的硫释放,且其释放特征与相应残留率的变化趋势较为一致(图 1 和图 3)。前述分析还表明,不同基质质量残体的残留率与相应的 SAI 均呈显著或极显著正相关(表 5),说明不同氮处理下残体分解过程中的质量损失对其硫养分释放具有重要影响。另外,C/S 比和 C/N 比也是影响残体 SAI 变化的两个重要因素。由于不同氮处理下残体的 C/S 比与 TS 含量密切相关(表 5),故其对相应残体的 SAI 亦可产生重要影响。值得注意的是,除 NL3 外, NL0、NL1 和 NL2 的 C/N 比与 SAI 均呈显著正相关(表 5),原因可能是与分解期间微生物对持续高氮输入响应不敏感,使得 C/N 比对残体 SAI 的影响减弱有关。整体而言,分解前期(0—40 d),NL3 的 SAI 明显高于其他残

体。由于此间不同氮处理下残留率变化比较一致且其值也较为接近,故 NL3 在此间的较高硫养分释放强度主要取决于其较高的硫初始含量(表 1)。分解中期(40—162 d),NL1 的 SAI 最高,原因主要与其在持续氮输入条件下的分解速率最高有关。分解后期(162—220 d),不同基质质量残体的 SAI 表现为 NL3>NL1>NL2>NL0,说明不同强度的外源氮持续输入均促进了相应残体的硫养分释放。由于 NL2 的分解速率在 3 种氮处理中最低,故其 SAI 相对也较低。尽管 NL1 的分解速率在 3 种氮处理中最高,但其 SAI 却低于 NL3,原因可能在于 NL1 的硫养分释放量主要取决于其干物质损失量,而 NL3 的硫养分释放量除了取决于残体干物质损失量外,还可能与分解过程中微生物对硫的固持作用减弱有关。虽然黄河口潮滩碱蓬湿地主要受氮养分限制^[18],但随着氮输入量的持续增加,氮不再是影响碱蓬残体分解过程中的主要限制性元素,特别是在高氮输入条件下(N3 处理),微生物对 N、S 等的需求量也会降低^[29],由此导致分解后期残体中多余的硫养分被释放出来,从而导致 NL3 的硫养分释放量较高。

近年来,黄河口的营养盐入海通量尽管年际变化较大,但一直保持在较高水平^[8],这就使得黄河口潮滩湿地的氮养分状况可能会不断被改善。在未来黄河口氮负荷增强的情况下,碱蓬残体的基质质量将会被改变,而氮负荷的持续增加又会促进不同基质质量残体中硫养分的归还。因此,从硫养分归还角度可知,黄河口潮滩湿地氮负荷量的增加在一定程度上加速了其微生物循环速率,其对于增加植被的氮硫养分供给以及维持潮滩湿地的稳定与健康具有重要意义。

4 结论

(1) 不同基质质量残体的分解速率整体表现为 NL1>NL3>NL2>NL0,说明外源氮持续输入条件下基质质量改变促进了残体的分解,且该促进作用在低氮处理下表现的最为明显,原因主要与其在残体分解过程中 C/N 比的改变程度最为明显有关。

(2) 不同基质质量残体中的 TS 含量均呈不同程度的波动变化特征,且其变化特征均与相应的 C/S 比呈相反变化趋势,说明 C/S 比可能是调控不同氮持续输入条件下残体分解过程中硫含量变化的主控因素。

(3) 随着氮输入量的增加,不同基质质量残体的硫养分在分解期间均发生不同程度的净释放,且释放强度整体表现为 NL3>NL1>NL2>NL0,说明外源氮持续输入条件下残体基质质量改变促进了其硫养分的释放,且该促进作用在高氮处理下表现的最为明显。

(4) 未来黄河口氮养分负荷增加的情况下,碱蓬残体的 C/N 比和 C/S 比将发生改变,而持续增强的氮负荷又会促进不同基质质量残体的硫养分归还,从而加速微生物循环速率。

参考文献(References):

- [1] Simas T, Nunes J P, Ferreira J G. Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecological Modelling*, 2001, 139(1): 1-15.
- [2] Mitsch W J, Gosselink J G. *Wetlands*. New York: John Wiley, 2000.
- [3] 陆景陵. 植物营养学-上册(第二版). 北京: 中国农业大学出版社, 2003: 72-76.
- [4] Janousek C N, Buffington K J, Guntenspergen G R, Thorne K M, Dugger B D, Takekawa J Y. Inundation, vegetation, and sediment effects on litter decomposition in pacific coast tidal marshes. *Ecosystems*, 2017, 20(7): 1296-1310.
- [5] Lopes M L, Martins P, Ricardo F, Rodrigues A M, Quintino V. *In situ* experimental decomposition studies in estuaries: a comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2011, 92(4): 573-580.
- [6] 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.
- [7] Li H, Liu Y Z, Li J, Zhou X H, Li B. Dynamics of litter decomposition of dieback *Phragmites* in *Spartina*-invaded salt marshes. *Ecological Engineering*, 2016, 90: 459-465.
- [8] Sun Z G, Sun W G, Tong C, Zeng C S, Yu X, Mou X J. China's coastal wetlands: conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environment International*, 2015, 79: 25-41.
- [9] 潼超普, 颜晓元. 基于氮排放数据的中国大陆大气氮素湿沉降量估算. *农业环境科学学报*, 2010, 29(8): 1606-1611.

- [10] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 周中平. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷. 环境科学, 2002, 23(2): 7-12.
- [11] Aber J, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. BioScience, 1998, 48(11): 921-934.
- [12] 孙志高, 牟晓杰, 王玲玲, 孙万龙, 孙文广. 黄河口潮滩盐沼沉积强度对碱蓬残体分解及氮动态的影响. 湿地科学, 2015, 13(2): 135-144.
- [13] Zhao Q Q, Bai J H, Liu P P, Gao H F, Wang J L. Decomposition and carbon and nitrogen dynamics of *Phragmites australis* Litter as affected by flooding periods in coastal wetlands. CLEAN - Soil, Air, Water, 2015, 43(3): 441-445.
- [14] 蔡晓明. 生态系统生态学. 北京: 科学出版社, 2000.
- [15] Hohmann J, Neely R K. Decomposition of *Spartanium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. Aquatic Botany, 1993, 46(1): 17-33.
- [16] Rietz D N, Haynes R J. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(6): 845-854.
- [17] 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.
- [18] Sun Z G, Mou X J, Sun J K, Song H L, Yu X, Wang L L, Jiang H H, Sun W L, Sun W G. Nitrogen biological cycle characteristics of seepweed (*Suaeda salsa*) wetland in intertidal zone of Huanghe (Yellow) River Estuary. Chinese Geographical Science, 2012, 22(1): 15-28.
- [19] Schlesinger W H, Hasey M M. Decomposition of chaparral shrub foliage: losses of organic and inorganic constituents from deciduous and evergreen leaves. Ecology, 1981, 62(3): 762-774.
- [20] Verhoeven J T A, Toth E. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in fens: effect of litter quality and inhibition by living tissue homogenates. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27(3): 271-275.
- [21] Aerts R, de Caluwe H. Effects of nitrogen supply on canopy structure and leaf nitrogen distribution in *Carex* Species. Ecology, 1994, 75(5): 1482-1490.
- [22] Song C C, Liu D Y, Yang G S, Song Y Y, Mao R. Effect of nitrogen addition on decomposition of *Calamagrostis angustifolia* litters from freshwater marshes of Northeast China. Ecological Engineering, 2011, 37(10): 1578-1582.
- [23] Vivanco L, Austin A T. Nitrogen addition stimulates forest litter decomposition and disrupts species interactions in Patagonia, Argentina. Global Change Biology, 2011, 17(5): 1963-1974.
- [24] Hobbie S E, Vitousek P M. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. Ecology, 2000, 81(7): 1867-1877.
- [25] Xie Y H, Yu D, Ren B. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. Aquatic Botany, 2004, 80(1): 29-37.
- [26] Blair J M. Nitrogen, sulfur and phosphorus dynamics in decomposing deciduous leaf litter in the Southern Appalachians. Soil Biology and Biochemistry, 1988, 20(5): 693-701.
- [27] Sun Z G, Mou X J, Song H L, Jiang H H. Sulfur biological cycle of the different *Suaeda salsa* marshes in the intertidal zone of the Yellow River estuary, China. Ecological Engineering, 2013, 53: 153-164.
- [28] 李新华, 刘景双, 杨继松. 三江平原小叶章湿地枯落物在不同水位梯度上的分解及硫素释放动态. 中国科学院研究生院学报, 2007, 24(1): 59-65.
- [29] Sun Z G, Mou X J, Liu J S. Effects of flooding regimes on the decomposition and nutrient dynamics of *Calamagrostis angustifolia* litter in the Sanjiang Plain of China. Environmental Earth Sciences, 2012, 66(8): 2235-2246.