

# 黄河三角洲典型滨海盐沼湿地土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放对水盐变化的响应

李 雪<sup>1,3,4</sup> 董 杰<sup>3</sup> 韩广轩<sup>1,2</sup> 张奇奇<sup>1</sup> 谢宝华<sup>1,2</sup> 李培广<sup>1,2</sup> 赵明亮<sup>1,2</sup>  
陈克龙<sup>4</sup> 宋维民<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup>中国科学院烟台海岸带研究所, 海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 山东烟台 264003; <sup>2</sup>中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态系统野外科学观测研究站, 山东东营 257000; <sup>3</sup>聊城大学地理与环境学院, 山东聊城 252000; <sup>4</sup>青海师范大学地理科学学院, 西宁 810000

**摘 要** 滨海盐沼湿地是重要的“蓝碳”碳汇, 研究水盐变化对土壤碳矿化(CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放)的影响, 对理解滨海盐沼湿地的碳汇稳定机制具有重要意义。该研究选取黄河三角洲典型盐沼湿地土壤为研究对象, 通过水盐梯度模拟实验, 研究土壤碳矿化、理化性质、微生物生物量及群落结构对不同土壤水分和盐分含量的响应。主要结果: (1)水盐变化对土壤CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>排放量以及CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>的影响均不存在交互作用, CO<sub>2</sub>排放量随土壤含水量增加呈先升后降的单峰型变化趋势, 盐分含量升高则显著抑制CO<sub>2</sub>排放; 水分含量升高对CH<sub>4</sub>排放具有显著促进作用, 盐分升高则显著抑制CH<sub>4</sub>排放。(2)水盐变化对土壤可溶性有机碳(DOC)含量具有弱交互作用, 在低水分处理下, DOC随着土壤盐分的增加呈减少趋势, 但在高水分处理下呈增加趋势; CO<sub>2</sub>排放与DOC含量呈显著正相关关系, 而CH<sub>4</sub>排放与DOC含量没有显著相关性。(3)土壤微生物生物量随水分含量的增加呈先增加后降低的变化趋势, 随盐分含量的升高则显著降低; 且相比于CH<sub>4</sub>排放, CO<sub>2</sub>排放量与微生物生物量具有更高的相关关系。(4)水盐变化显著改变了土壤微生物群落结构, 细菌数量和 $\alpha$ 多样性指数均随水分含量升高而显著增加, 随盐分含量升高则显著降低; 同时发现土壤CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>排放均与细菌数量、 $\alpha$ 多样性指数具有显著正相关关系。因此, 在该地区气候暖干化背景下, 土壤水盐条件变化将可能通过调控土壤理化性质、微生物生物量及群落结构等条件对该滨海盐沼湿地碳汇功能产生深远影响。

**关键词** 土壤含水量; 盐度; 土壤碳矿化; 滨海盐沼湿地; 黄河三角洲; 蓝碳

李雪, 董杰, 韩广轩, 张奇奇, 谢宝华, 李培广, 赵明亮, 陈克龙, 宋维民 (2023). 黄河三角洲典型滨海盐沼湿地土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放对水盐变化的响应. 植物生态学报, 47, 434-446. DOI: 10.17521/cjpe.2021.0486

## Response of soil CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions to changes in moisture and salinity at a typical coastal salt marsh of Yellow River Delta

LI Xue<sup>1,3,4</sup>, DONG Jie<sup>3</sup>, HAN Guang-Xuan<sup>1,2</sup>, ZHANG Qi-Qi<sup>1</sup>, XIE Bao-Hua<sup>1,2</sup>, LI Pei-Guang<sup>1,2</sup>, ZHAO Ming-Liang<sup>1,2</sup>, CHEN Ke-Long<sup>4</sup>, and SONG Wei-Min<sup>1,2\*</sup>

<sup>1</sup>Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Restoration, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China; <sup>2</sup>Yellow River Delta Field Observation and Research Station of Coastal Wetland Ecosystem, Chinese Academy of Sciences, Dongying, Shandong 257000, China; <sup>3</sup>School of Geography and Environment, Liaocheng University, Liaocheng, Shandong 252000, China; and <sup>4</sup>School of Geography Science, Qinghai Normal University, Xining 810000, China

### Abstract

**Aims** Globally, coastal salt marshes have been considered as major blue carbon sinks and contributors for climate change mitigation. Understanding the effects of soil moisture and salinity on soil CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions will advance better understand of long-term storage of soil carbon in coastal salt marshes.

**Methods** We conducted a simulation experiment with a gradient of water treatments (25%, 50%, 75% and 100% soil saturated water content) and salt treatments (9 g·kg<sup>-1</sup> and 18 g·kg<sup>-1</sup>). And we investigated soil carbon mineralization rates, soil properties, microbial biomass and community structure of typical salt marsh soils in the Yellow River Delta.

**Important findings** We found that: (1) There was no interaction between soil moisture and salinity content on soil CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> emissions and CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>, and soil CO<sub>2</sub> emissions showed a unimodal curve along the soil moisture gradients and a significant decrease with increasing soil salinity content. The increased soil moisture significantly

收稿日期Received: 2021-12-20 接受日期Accepted: 2022-05-20

基金项目: 国家自然科学基金委员会-山东联合基金项目(U1906220)、国家自然科学基金(41706097)和国家重点研发计划(2019YFD0900703)。Supported by the NSFC-Shandong Union Project (U1906220), the National Natural Science Foundation of China (41706097), and the National Key R&D Program of China (2019YFD0900703).

\* 通信作者Corresponding author (wmsong@yic.ac.cn)

promoted soil CH<sub>4</sub> emissions, but the increased soil salinity content significantly inhibited soil CH<sub>4</sub> emissions. (2) There was a weak significant interaction between moisture and salinity content on dissolved organic carbon (DOC). Under low water treatment, DOC content decreased with increasing soil salinity content, but increased under high water treatment. There was a significant positive relationship between soil CO<sub>2</sub> emissions and DOC content. (3) Soil microbial biomass exhibited a trend of first increasing and then decreasing with the increasing soil moisture, while soil salinity content significantly decreased microbial biomass. There was a significant positive correlation of microbial biomass with CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions. (4) Both soil moisture and salinity treatments modified soil microbial community structure. Soil moisture and salinity treatments significantly increased and decreased the number of bacteria and  $\alpha$  diversity index, respectively. Both soil CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions were positively correlated with the number of bacteria and  $\alpha$  diversity index. The climate is gradually drying and warming in this region due to climate change. Therefore, we speculated that changes in microbial biomass and community structure, soil moisture and salinity content may have potentially profound effects on the carbon-sink function at coastal salt marsh.

**Key words** soil water content; salinity; soil carbon mineralization; coastal salt marsh; Yellow River Delta; blue carbon

Li X, Dong J, Han GX, Zhang QQ, Xie BH, Li PG, Zhao ML, Chen KL, Song WM (2023). Response of soil CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions to changes in moisture and salinity at a typical coastal salt marsh of Yellow River Delta. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 47, 434-446. DOI: 10.17521/cjpe.2021.0486

土壤有机碳库作为陆地生态系统中最大的碳库,其大小取决于植物碳输入和微生物碳分解输出之间的动态平衡(Kramer & Chadwick, 2018)。土壤碳排放作为仅次于总初级生产力(GPP)的陆地生态系统碳循环的第二大通量,其微小波动都可引起大气中CO<sub>2</sub>浓度的显著变化,从而对气候变化产生强烈反馈(方精云等, 2011)。土壤碳矿化是指土壤有机碳被微生物分解转化为无机碳(CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>)并释放的过程;作为土壤碳库的重要输出途径,它显著影响着土壤碳积累速率和土壤碳库稳定性(Fontaine *et al.*, 2003)。

滨海盐沼湿地因具有高的碳捕获和封存能力而成为全球重要的“蓝碳”碳汇,在全球碳循环和减缓气候变暖方面扮演着重要的角色(Mcleod *et al.*, 2011)。滨海盐沼湿地土壤地下水位浅,易受咸水(地下水、潮汐)和淡水(河流、降雨)交互作用的影响(Hoover *et al.*, 2017)。因此,土壤水分变化引起的土壤盐分的“淋洗”与“表聚”将显著影响土壤微生物主导的碳矿化分解过程,从而改变滨海盐沼湿地的“碳汇”功能。准确理解滨海盐沼湿地土壤碳矿化对土壤水盐条件的响应特征对于正确评估生态系统碳收支具有十分重要的意义。

土壤水分有效性对土壤碳矿化速率及微生物活性至关重要。大量研究表明,土壤CO<sub>2</sub>排放量对土壤含水量的变化存在阈值响应,即土壤CO<sub>2</sub>排放量随着土壤含水量的增加呈先升高后降低的变化趋势

(Schjønning *et al.*, 2003)。例如, Das等(2019)发现美国东部滨海地区土壤含水量为60%时需氧微生物活性和CO<sub>2</sub>排放量达到最大,低于40%或高于70%均会产生显著抑制作用。然而,土壤含水量对土壤CH<sub>4</sub>排放量的影响与CO<sub>2</sub>排放量不同;随着土壤含水量的升高,土壤O<sub>2</sub>含量减少,需氧微生物活性降低,但这却有利于厌氧微生物活性的增强,进而提高土壤CH<sub>4</sub>排放(Vizza *et al.*, 2017)。土壤含盐量高是滨海湿地的重要环境特征,也是影响生态系统碳循环过程的重要因素(Xi *et al.*, 2014)。例如,贺强等(2009)分析发现黄河三角洲滨海湿地土壤0–20 cm盐分变化范围为1.25–17.77 g·kg<sup>-1</sup>,属于重盐土类型。土壤高盐分首先会提高土壤溶液渗透压,并对微生物产生离子毒害作用,显著降低微生物活性甚至改变其群落结构;其次会造成土壤有机碳的溶解、迁移速率以及可被微生物利用性降低,这两个方面都将显著影响土壤碳矿化能力(Rath *et al.*, 2016)。在滨海湿地生态系统中,目前研究主要关注水分或盐分单一因子对土壤碳矿化的影响,而水盐协同作用的影响以及机理尚不明确(Jones *et al.*, 2017)。此外,过去针对土壤碳矿化的研究主要聚焦于土壤CO<sub>2</sub>的排放,由于CH<sub>4</sub>排放量相对较低,其在土壤碳矿化的研究中常常被忽略。然而,CH<sub>4</sub>增温潜势是CO<sub>2</sub>的28倍(IPCC, 2013),湿地作为大气中CH<sub>4</sub>最大的天然来源,CH<sub>4</sub>排放特征应需要加强研究(Tollefson, 2022)。

黄河三角洲滨海湿地是我国重要的新生湿地类

型,其成土年龄短,土壤有机碳储量低并且主要聚集于土壤表层,因此具有非常大的碳汇功能提升潜力(于君宝等, 2013; Bai *et al.*, 2016)。同时,黄河入海泥沙淤积在三角洲使得大面积的盐沼湿地不受潮汐作用影响,而主要受地下水(咸水)和降雨(淡水)交互作用的影响(Han *et al.*, 2018)。因此,研究土壤水盐变化对土壤碳矿化的影响对于理解该盐沼湿地的碳汇功能至关重要。本研究选取黄河三角洲典型盐沼湿地为研究对象,通过水盐梯度模拟实验,对土壤理化性质、微生物群落结构及碳矿化速率进行分析,探讨: 1)土壤水盐变化对土壤理化性质及微生物的影响特征; 2)土壤水盐变化对土壤碳矿化的影响特征及其机制。本研究假设土壤水盐变化通过改变土壤环境及微生物结构等因素对土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放产生不同的影响。同时,期望能更深入了解滨海盐沼湿地碳矿化过程及其调控机制,并可为模拟和预测滨海盐沼湿地“碳汇”功能提供重要科学数据。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

本研究区处于中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态系统野外科学观测研究站(37.76° N, 118.99° E),地处山东省东营市垦利区境内。该区属于暖温带大陆性季风气候,夏季盛行东南风,气候炎热多雨;冬季盛行西北风,气候寒冷干燥。该研究区年平均气温12.9 °C,最低月(1月)平均气温-2.8 °C,最高月(7月)平均气温26.7 °C;年降水量556.1 mm,其中约70%的降水集中于生长季;平均年日照时间约2 750.9 h,年蒸发量1 962 mm,蒸降比约为3.2:1。该地区地势平坦,土壤类型主要以潮土和滨海盐土为主,土壤质地以壤土为主。该区植被的分布主要受土壤水分和盐分两个环境因子的共同影响(贺强等, 2009),主要的优势种为芦苇(*Phragmites australis*)、盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)、白茅(*Imperata cylindrica*)、荻(*Miscanthus sacchariflora*)和柹柳(*Tamarix chinensis*)。

根据降水量和土壤含水量波动情况,可将黄河三角洲典型非潮汐芦苇湿地生长季分为4个阶段,即干旱阶段、前湿润阶段、淹水阶段和后湿润阶段,即形成了以“春季干旱盐分浓度高、夏秋多雨水涝时间长”为典型区域特征的水盐时空分布格局。在非潮

汐芦苇湿地的研究表明,土壤饱和含水量变化范围可以从干旱期的最低值26.4%到淹水期的最大值100%(李新鸽等, 2019)。同时,土壤水分是盐分迁移运动的载体,“盐随水走”原理使土壤水分在蒸发过程中将深层土壤中的溶解性盐分及地下水通过土壤毛细管上升作用聚集于表层,造成了土壤盐分的“表聚”现象,土壤0–20 cm盐分变化范围为1.25–17.77 g·kg<sup>-1</sup>(贺强等, 2009)。

### 1.2 实验设计

本实验选择远离海岸且不受潮汐影响的芦苇盐沼湿地为研究对象。2019年6月中旬采用不锈钢铲采取芦苇群落0–10 cm的表层土壤,然后进行风干处理并剔除植物碎屑、根及杂质,最后通过2 mm不锈钢筛,使土壤均质化。研究样地表层土壤理化性质见表1。

实验采用土壤水分和盐分双因子设计,根据我们测定的该芦苇湿地土壤含水量和土壤盐分的动态变化范围,设置土壤水分含量为4个水平: 25%、50%、75%和100%土壤饱和含水量,分别用W1、W2、W3和W4表示;土壤盐分含量为2个水平: 低盐(9 g·kg<sup>-1</sup>)和高盐(18 g·kg<sup>-1</sup>),分别用S1和S2表示。实验中4个水分水平和2个盐分水平两两交叉,共有8个处理,每个处理4组重复,其中S1W3处理接近6月中旬的土壤原生生境。

实验开始时,为更接近野外土壤环境,将100 g风干土放入1 000 mL棕色遮光的广口瓶中培养,并根据黄河三角洲滨海盐沼湿地盐土的主要组成成分,采用NaCl溶液进行土壤盐浓度的调节,采用去离子水对土壤水分进行调节。当所有处理中的土壤水盐含量达到所要求的水平时,开始进行实验。实验中通过瓶子质量的记录,每天对土壤样品表面均匀添加去离子水以保持土壤水分的恒定,整个实验过程室温保持在25 °C下。实验结束后利用无菌铲进行土壤样品的采集,每个土壤样品分为3份,一份自然风干后用于测定土壤pH、总碳、总氮、铵态氮和硝态氮含量等指标;一份鲜样装到无菌的密封袋(在-80 °C的条件下储存)用于土壤微生物群落结构多样性分析;一份鲜样装到无菌的密封袋(在4 °C的条件下储存)用于土壤微生物生物量碳及溶解性有机碳含量的测定。

### 1.3 土壤碳矿化速率测定

本实验在培养后第1、3、5、7、9、15、21和40

表1 黄河三角洲滨海盐沼湿地0–10 cm表层土壤基本特征(平均值±标准误)

Table 1 Soil physiochemical properties at 0–10 cm depth in the research site at coastal salt marsh of Yellow River Delta (mean ± SE)

TC (g·kg <sup>-1</sup> )	TN (g·kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg·kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg·kg <sup>-1</sup> )	pH	Soil salinity (%)
12.76 ± 0.07	0.21 ± 0.01	6.56 ± 0.06	1.49 ± 0.03	7.64 ± 0.04	0.90 ± 0.04

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, 铵态氮含量; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, 硝态氮含量; Soil salinity, 土壤盐分含量; TC, 土壤总碳含量; TN, 土壤总氮含量.

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, ammonium nitrogen content; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, nitrate nitrogen content; TC, soil total carbon content; TN, soil total nitrogen content.

天后收集和测量气体样本。广口瓶用装有三通阀且气密性好的盖子密封, 用连有三通阀的注射器进行气体样本的收集, 并注射到预先抽成真空的20 mL气体采样瓶中。随后土壤培养24 h, 收集第二份气体样本。为降低瓶内气体浓度升高造成的处理间压力差异, 在采集完培养24 h的样品后, 就打开瓶盖进行通风, 一直到下一个取样日期。气体样品在24 h内使用配备FID和ECD的气相色谱仪(Agilent 7890A, Agilent, Palo Alto, USA)分析CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>气体浓度。

土壤温室气体排放速率计算为两个采样时间点之间气体浓度的差值(McDaniel *et al.*, 2014)。CO<sub>2</sub> (mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>)和CH<sub>4</sub> (μg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>)的排放速率(*F*)计算公式如下(Zhang *et al.*, 2018):

$$F = \rho \times \frac{V}{M} \times \frac{dc}{dt} \times \frac{273}{T} \quad (1)$$

式中,  $\rho$ 是CO<sub>2</sub>或CH<sub>4</sub>在标准温度和压力下的密度(1.977和0.716 g·L<sup>-1</sup>),  $V$ 是广口瓶的体积(L),  $m$ 是土壤的质量(g),  $dc/dt$ 是气体浓度梯度随时间变化的线性回归斜率,  $T$ 是培养温度(K)。通过使用梯形法则, 将CO<sub>2</sub>或CH<sub>4</sub>累积排放量计算为速率所限定的面积之和。

#### 1.4 土壤理化性质测定

采用环刀法测定了表层土壤饱和含水量, 采用水土质量比5:1的传统方法测定土壤含盐量和土壤pH; 采用元素分析仪(vario MACRO cube, Elementar, Hanau, Germany)测定培养前后土壤样品的总碳(TC)和总氮(TN)含量; 采用0.5 mol·L<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提法提取土壤可溶性有机碳(DOC), 通过总有机碳分析仪(TOC-VCPH, Shimadzu, Kyoto, Japan)测定其含量; 采用氯仿熏蒸-0.5 mol·L<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>浸提法提取土壤微生物生物量碳(MBC), 并使用总有机碳分析仪测定其含量(Joergensen, 1996); 采用连续流动分析仪(Auto Analyzer III, Seal, Norderstedt, Germany)测定土壤铵态氮和硝态氮含量。

#### 1.5 全球增温潜势(GWP)计算

GWP是某一给定物质在一定时间范围内与CO<sub>2</sub>相比得到的相对辐射影响值, 是评估不同温室气体

之间温室效应的重要衡量标准。CH<sub>4</sub>的全球增温潜势在100年尺度上是CO<sub>2</sub>的28倍(IPCC, 2013)。土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放的总GWP计算公式如下:

$$\text{GWP (CO}_2\text{当量)} = \text{CO}_2 \times 1 + \text{CH}_4 \times 28 \quad (2)$$

#### 1.6 土壤微生物多样性分析

土壤样品利用MoBio PowerSoil® DNA Isolation Kit (MoBio Laboratories, San Diego, USA)试剂盒提取土壤微生物DNA, 采用Nanodrop紫外分光光度计(Thermo Scientific, Wilmington, USA)检测DNA浓度和纯度, 利用1%琼脂糖凝胶电泳检测蛋白污染及DNA的完整度。后续以提取的土壤DNA为模板进行PCR扩增实验, 使用细菌引物组515F (5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3')和806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3')扩增16S rRNA基因的V3-V4可变区。测序工作委托广东美格基因科技有限公司完成。

#### 1.7 数据处理

采用双因素方差分析法分析土壤盐分、水分以及它们潜在的交互作用对各土壤指标的影响。采用单因素方差分析和最小显著差异(LSD)法比较不同水盐处理下土壤环境因子及土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放量差异( $\alpha = 0.05$ )。在进行方差分析之前, 对原始数据进行正态性检验和等方差检验。采用Pearson相关分析方法, 确定土壤理化性质、微生物多样性与土壤碳矿化速率的相关性。所有数据分析均基于统计分析软件SPSS 26.0完成, 相关的图形均基于SigmaPlot 14.0与R 3.6.3软件完成, 图表中数据为平均值±标准误。

## 2 结果

### 2.1 土壤水盐变化对土壤理化性质和微生物生物量的影响

统计分析表明, 土壤水分和盐分对TC和TN含量均没有交互作用( $p > 0.05$ ) (表2)。土壤水分含量的增加显著提高了TC含量, 但盐分对其没有显著影响(图1A)。土壤水分对TN含量影响不显著, 但除W4处理外, 盐分增加显著提高了TN含量(图1B)。水盐

变化对土壤DOC含量具有弱交互作用( $p = 0.06$ ); 在低水分处理下, DOC随着土壤盐分的增加呈减少趋势, 但在高水分处理下呈增加趋势(图1C)。土壤水分和盐分处理对MBC含量存在显著交互作用( $p < 0.05$ ), 在低盐处理下MBC含量随着水分含量的增加呈先增加后降低的单峰型变化趋势, 在W3处理中达到峰值, 在高盐处理下, MBC随水分变化出现

与低盐处理相同的变化趋势; 同时统计分析表明, 除W4处理外, 高盐处理的MBC显著低于低盐处理(图1D)。

2.2 土壤水盐变化对土壤微生物群落结构的影响

本实验采用物种数量(observed species指数)和Chao1指数反映细菌群落丰富度, 数值越大, 细菌物种越丰富; 采用Shannon-Wiener多样性指数和PD

表2 土壤水分和盐分对土壤理化性质和碳矿化速率影响的方差分析

Table 2 Results of two-way ANOVA on the effects of soil moisture and salinity on soil physical and chemical characteristics as well as soil carbon mineralization rate

因子 Factor		TC	TN	DOC	MBC	Cumulative CO <sub>2</sub>	Cumulative CH <sub>4</sub>	GWP	CH <sub>4</sub> :CO <sub>2</sub>
土壤水分 Soil moisture	<i>p</i>	<0.01	0.65	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.09
	<i>F</i>	33.78	0.56	21.08	8.33	72.17	6.38	14.21	2.42
土壤盐分 Soil salinity	<i>p</i>	0.22	<0.01	0.15	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.01
	<i>F</i>	1.59	9.06	2.22	6.07	47.68	14.73	22.99	7.71
土壤水分×盐分 Soil moisture × salinity	<i>p</i>	0.79	0.92	0.06	0.04	0.29	0.96	0.95	0.88
	<i>F</i>	0.35	0.17	2.81	3.33	1.33	0.10	0.12	0.23

CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>, 土壤CH<sub>4</sub>与CO<sub>2</sub>通量比率; Cumulative CH<sub>4</sub>, 土壤CH<sub>4</sub>累积排放量; Cumulative CO<sub>2</sub>, 土壤CO<sub>2</sub>累积排放量; DOC, 土壤可溶性有机碳含量; GWP, 全球增温潜势; MBC, 土壤微生物生物量碳含量; TC, 土壤总碳含量; TN, 土壤总氮含量。

CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>, soil CH<sub>4</sub> to CO<sub>2</sub> ratio; Cumulative CH<sub>4</sub>, soil cumulative CH<sub>4</sub> emissions; Cumulative CO<sub>2</sub>, soil cumulative CO<sub>2</sub> emissions; DOC, soil dissolved organic carbon content; GWP, global warming potential; MBC, soil microbial biomass carbon content; TC, soil total carbon content; TN, soil total nitrogen content.

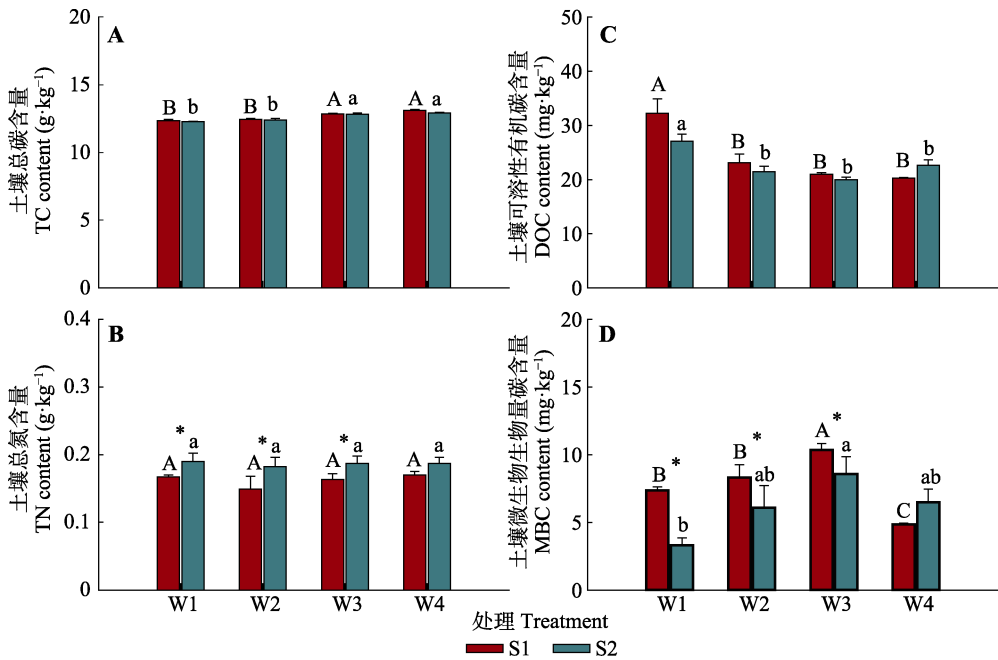


图1 不同水盐处理下土壤总碳(TC) (A)、总氮(TN) (B)、可溶性有机碳(DOC) (C)和微生物生物量碳(MBC) (D)含量的均值变化(标准值±标准误)。不同大写字母表示在低盐分(S1)下不同水分处理间的差异显著( $p < 0.05$ ), 不同小写字母表示在高盐分(S2)下不同水分处理间的差异显著( $p < 0.05$ ), \*表示相同水分下不同盐分处理间的差异显著( $p < 0.05$ )。W1, 25%土壤饱和含水量; W2, 50%土壤饱和含水量; W3, 75%土壤饱和含水量; W4, 100%土壤饱和含水量。

Fig. 1 Effects of soil moisture and salinity on mean values of soil total carbon (TC) content (A), soil total nitrogen (TN) content (B), soil dissolved organic carbon (DOC) content (C) and soil microbial biomass carbon (MBC) content (D) (mean ± SE). Different uppercase letters indicate significant difference between soil moisture treatments under low salinity level (S1) ( $p < 0.05$ ), different lowercase letters indicate significant difference between soil moisture treatments under high salinity level (S2) ( $p < 0.05$ ), and \* indicates the significant difference between salinity treatments under the same moisture condition ( $p < 0.05$ ). W1, 25% soil saturated moisture content; W2, 50% soil saturated moisture content; W3, 75% soil saturated moisture content; W4, 100% soil saturated moisture content.

whole tree指数反映细菌群落的多样性, 数值越大, 细菌群落多样性越高。土壤 $\alpha$ 多样性分析表明, 土壤水分含量的增加显著增加了物种数量、Chao1指数、Shannon-Wiener多样性指数以及PD whole tree指数, 说明土壤水分含量显著提高了细菌群落物种丰富度及群落多样性。同时分析结果表明, 低盐处理中土壤 $\alpha$ 多样性指数(物种数量、Chao1指数、Shannon-Wiener多样性指数以及PD whole tree指数)均高于高盐处理, 这表明土壤盐分升高对土壤细菌群落物种丰富度及群落多样性具有显著的抑制作用(表3, 表4)。

土壤 $\beta$ 多样性分析表明, S1W2、S1W3、S1W4处理的土壤样品集聚在一起, S2W2、S2W3、S2W4处理的土壤样品集聚在一起, S1W1、S2W1与其他处理聚类较远, 且相同水分含量处理下S1与S2聚类较远(图2A)。土壤低水分含量与高盐分含量均显著改变了土壤群落结构和土壤微生物聚类。基于加权

Unifrac距离的非度量多维尺度(NMDS)分析结果显示, S2W3、S2W4处理中有部分重叠, 其他处理土壤样品距离较远且无重叠, 说明各处理间土壤细菌群落结构差异显著(图2B)。

## 2.3 土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放对土壤水盐变化的响应特征

在不同土壤水盐条件下, 土壤CO<sub>2</sub>排放速率均具有显著的时间动态变化特征。在培养初期, 不同处理下的CO<sub>2</sub>排放速率迅速上升, 随着培养时间的推移在第3–5天达到最大值, 随后迅速下降并于培养后期逐渐趋于平缓(图3A)。CO<sub>2</sub>累积排放量随时间变化呈现初期迅速增加, 后期趋于缓慢上升的趋势(图3C)。CH<sub>4</sub>排放速率在培养初期迅速上升, 在第3天达到最大值后出现下降趋势, 但在培养后期随时间推移表现出略增的平稳趋势(图3B); CH<sub>4</sub>累积排放量随时间推移总体表现为稳步增加的趋势(图3D)。统计分析表明, 土壤水分和盐分对土壤CO<sub>2</sub>和

表3 土壤水分和盐分含量对土壤细菌 $\alpha$ 多样性指数的双因素方差分析结果

Table 3 Results of two-way ANOVA on the effects of soil moisture and salinity on soil bacterial alpha diversity index

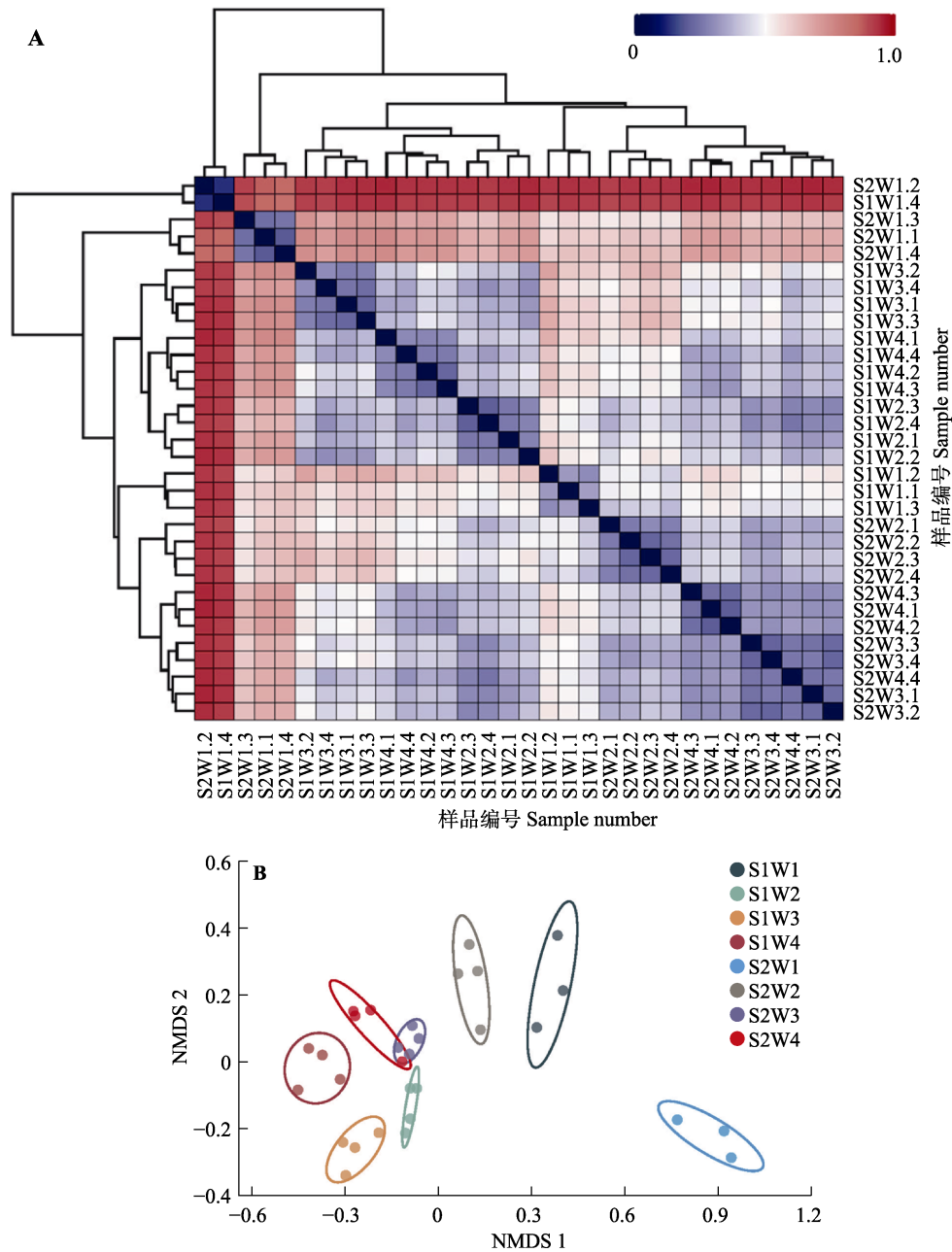
因子 Factor		物种数量 Observed species	PD whole tree指数 PD whole tree index	Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	Chao1指数 Chao1 index
土壤水分 Soil moisture	<i>p</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	<i>F</i>	31.96	29.35	40.49	6.46
土壤盐分 Soil salinity	<i>p</i>	<0.01	<0.01	<0.01	0.30
	<i>F</i>	29.51	22.25	39.07	1.11
土壤水分×盐分 Soil moisture × salinity	<i>p</i>	<0.01	<0.01	0.01	0.82
	<i>F</i>	9.02	6.93	5.25	0.31

表4 不同水盐处理下土壤细菌 $\alpha$ 多样性指数(平均值±标准误)

Table 4 Soil bacterial alpha diversity index under different moisture and salinity treatments (mean ± SE)

盐分处理 Salinity treatment	水分处理 Moisture treatment	物种数量 Observed species	PD whole tree指数 PD whole tree index	Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	Chao1指数 Chao1 index
S1	W1	2 603.26 ± 41.57 <sup>Ba</sup>	213.04 ± 10.30 <sup>Ba</sup>	6.59 ± 0.41 <sup>Ba</sup>	3 845.65 ± 165.76 <sup>Ba</sup>
	W2	3 068.08 ± 36.67 <sup>Aa</sup>	252.76 ± 3.12 <sup>Aa</sup>	8.29 ± 0.12 <sup>Ba</sup>	4 383.72 ± 70.05 <sup>Aa</sup>
	W3	3 227.84 ± 34.21 <sup>Aa</sup>	265.12 ± 3.10 <sup>Aa</sup>	8.81 ± 0.05 <sup>Aa</sup>	4 577.47 ± 47.85 <sup>Aa</sup>
	W4	3 241.94 ± 56.62 <sup>Aa</sup>	268.94 ± 5.06 <sup>Aa</sup>	8.44 ± 0.13 <sup>Aa</sup>	4 558.03 ± 63.28 <sup>Aa</sup>
S2	W1	2 629.74 ± 18.92 <sup>Ba</sup>	223.32 ± 2.96 <sup>Ba</sup>	6.46 ± 0.08 <sup>Ca</sup>	3 881.19 ± 89.97 <sup>Ba</sup>
	W2	2 541.14 ± 64.56 <sup>Bb</sup>	219.07 ± 4.55 <sup>Bb</sup>	6.95 ± 0.19 <sup>Bb</sup>	3 836.97 ± 84.56 <sup>ABb</sup>
	W3	2 903.29 ± 39.22 <sup>Ab</sup>	241.88 ± 2.68 <sup>Ab</sup>	7.72 ± 0.10 <sup>Ab</sup>	4 290.19 ± 56.94 <sup>Ab</sup>
	W4	3 002.14 ± 29.46 <sup>Ab</sup>	251.94 ± 2.18 <sup>Ab</sup>	8.00 ± 0.02 <sup>Ab</sup>	4 395.78 ± 60.89 <sup>Aa</sup>

不同大写字母表示相同盐分下不同水分处理之间的差异显著( $p < 0.05$ ), 不同小写字母表示相同水分下不同盐分处理之间的差异显著( $p < 0.05$ )。S1, 9 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; W1, 25%土壤饱和含水量; W2, 50%土壤饱和含水量; W3, 75%土壤饱和含水量; W4, 100%土壤饱和含水量。Different uppercase letters indicate significant difference among different moisture treatments at the same salinity level ( $p < 0.05$ ), and different lowercase letters indicate significant difference between salinity treatments at the same moisture condition ( $p < 0.05$ ). S1, 9 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; W1, 25% soil saturated moisture content; W2, 50% soil saturated moisture content; W3, 75% soil saturated moisture content; W4, 100% soil saturated moisture content.



**图2** 土壤细菌群落样本距离热图(A)及非度量多维尺度分析(NMDS)分析图(B)。A中大写字母和数字代表土壤样品编号, B中大写字母和数字代表实验处理编号。S1, 9 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; W1, 25%的土壤饱和含水量; W2, 50%的土壤饱和含水量; W3, 75%的土壤饱和含水量; W4, 100%的土壤饱和含水量。

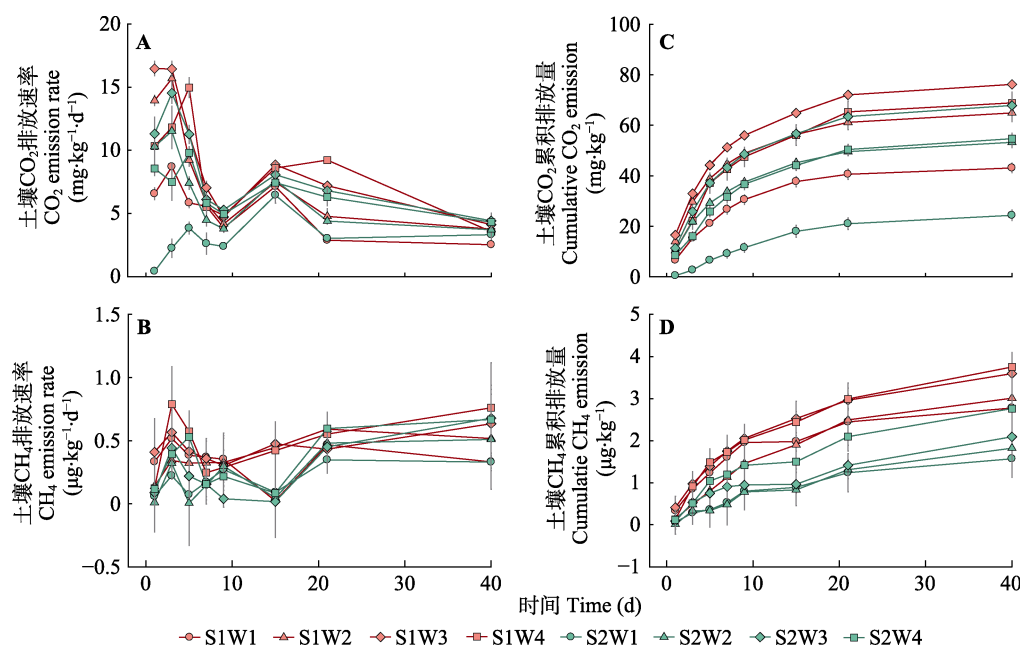
**Fig. 2** Heat map of soil bacterial community sample distance (A) and non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis (B). In A, uppercase letters and numbers represent soil sample numbers; in B, uppercase letters and numbers represent the experimental treatment number. S1, 9 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; W1, 25% soil saturation moisture content; W2, 50% soil saturation moisture content; W3, 75% soil saturation moisture content; W4, 100% soil saturation moisture content.

CH<sub>4</sub>累积排放量、GWP、CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>的影响均不存在交互作用( $p > 0.05$ ) (表2)。土壤水分对土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>累积排放量、GWP具有显著影响, 对CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>没有影响; 而土壤盐分对4个指标都具有显著影响( $p < 0.05$ )。

在两个盐度水平下, 土壤CO<sub>2</sub>累积排放量均随

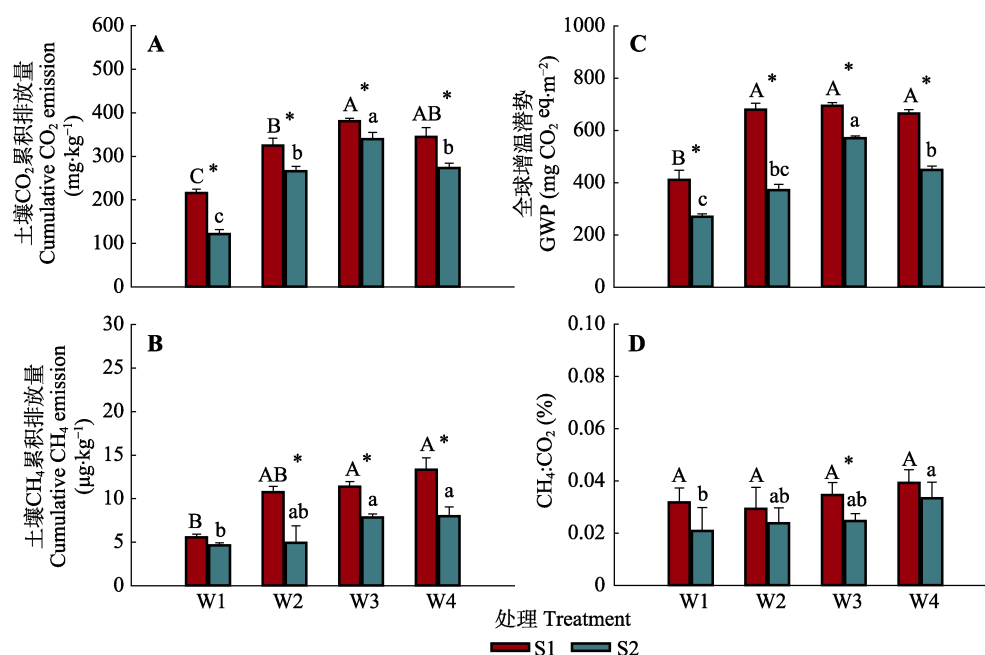
水分含量的增加呈先增加后降低的趋势, 在W1处理中排放量最小, 而在W3处理中排放量最大; 同时本研究发现在不同水分条件下, 盐分升高则显著抑制了土壤CO<sub>2</sub>累积排放量(图4A), 在低盐(S1)处理中, 不同水分处理下的土壤CO<sub>2</sub>累积排放量最小值为215.46 mg·kg<sup>-1</sup>, 最大值为380.84 mg·kg<sup>-1</sup>; 而在





**图3** 不同水盐处理下土壤CO<sub>2</sub>排放速率(A)、土壤CH<sub>4</sub>排放速率(B)、土壤CO<sub>2</sub>累积排放量(C)和土壤CH<sub>4</sub>累积排放量(D)的动态变化(平均值±标准误)。S1, 9 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; W1, 25%的土壤饱和含水量; W2, 50%的土壤饱和含水量; W3, 75%的土壤饱和含水量; W4, 100%的土壤饱和含水量。

**Fig. 3** Dynamic changes of soil CO<sub>2</sub> emission rate (A), soil CH<sub>4</sub> emission rate (B), soil cumulative CO<sub>2</sub> emission rate (C) and soil cumulative CH<sub>4</sub> emission rate (D) under different soil moisture and salinity treatments (mean ± SE). S1, 9 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; W1, 25% soil saturation moisture content; W2, 50% soil saturation moisture content; W3, 75% soil saturation moisture content; W4, 100% soil saturation moisture content.



**图4** 不同水盐处理下土壤CO<sub>2</sub>累积排放量(A)、CH<sub>4</sub>累积排放量(B)、全球增温潜势(GWP) (C)及CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>通量比率(D)的变化(平均值±标准误)。不同大写字母表示在低盐分(S1)下水分处理间的差异显著( $p < 0.05$ ), 不同小写字母表示在高盐分(S2)下水分处理间的差异显著( $p < 0.05$ ), \*表示相同水分下盐分处理间的差异显著( $p < 0.05$ )。S1, 9 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup>的土壤盐分; W1, 25%的土壤饱和含水量; W2, 50%的土壤饱和含水量; W3, 75%的土壤饱和含水量; W4, 100%的土壤饱和含水量。eq, 当量。

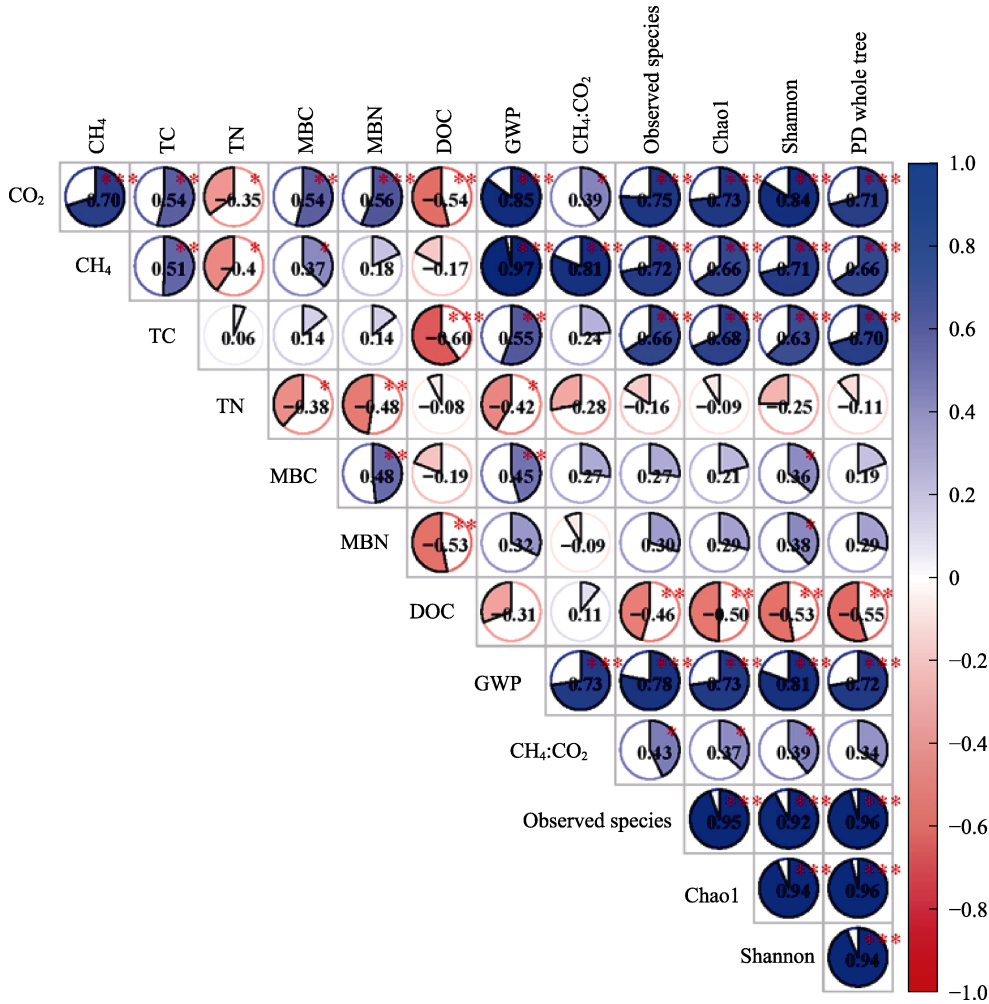
**Fig. 4** Effects of soil moisture and salinity on values of soil cumulative CO<sub>2</sub> emission (A) and soil cumulative CH<sub>4</sub> emission (B), global warming potential (GWP) (C) and CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub> (D) (mean ± SE). Different uppercase letters indicate significant difference between soil moisture treatments under low salinity level (S1) ( $p < 0.05$ ), different lowercase letters indicate significant difference between soil moisture treatments under high salinity level (S2) ( $p < 0.05$ ), and \* indicates significant difference between salinity treatments under the same moisture condition ( $p < 0.05$ ). S1, 9 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; S2, 18 g·kg<sup>-1</sup> soil salinity; W1, 25% soil saturation moisture content; W2, 50% soil saturation moisture content; W3, 75% soil saturation moisture content; W4, 100% soil saturation moisture content. eq, equivalent.



高盐(S2)处理中土壤CO<sub>2</sub>累积排放量最小值为121.55 mg·kg<sup>-1</sup>,最大值为339.27 mg·kg<sup>-1</sup>。水分含量的增加显著增加了土壤CH<sub>4</sub>累积排放量;除W1处理外,盐分增加则对CH<sub>4</sub>累积排放量具有显著的抑制作用(图4B)。同时,和CO<sub>2</sub>累积排放量相一致,GWP随水分含量的增加呈先增加后降低的趋势,在W3处理下达到最大值;盐分对GWP具有显著抑制作用(图4C)。CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>在不同盐分下对水分含量变化的响应不一致,在低盐中各处理之间差异不显著;在高盐处理中则表现为随水分增加而显著增加的变化趋势。同时盐分升高显著降低了W3处理中的CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>(图4D)。

## 2.4 水盐变化背景下影响土壤CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放的因子及相关关系

Pearson相关分析表明,土壤CO<sub>2</sub>排放量与CH<sub>4</sub>排放量、TC含量、MBC含量、MBN含量、GWP及CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>均存在显著正相关关系,与TN和DOC含量呈显著负相关关系;土壤CH<sub>4</sub>排放与TC含量、MBC含量、GWP及CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>呈显著正相关关系,与TN含量呈显著负相关关系;MBC含量与GWP呈显著正相关关系;GWP与CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>存在显著正相关关系;CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>排放量均与土壤细菌α多样性指数(物种数量、Chao1指数、Shannon-Wiener多样性指数以及PD whole tree指数)均呈显著正相关关系(图5)。



**图5** 土壤碳矿化速率与土壤理化性质、微生物特征之间的Pearson相关关系。\*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ 。CH<sub>4</sub>, 土壤CH<sub>4</sub>排放量; CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>, 土壤CH<sub>4</sub>与CO<sub>2</sub>通量比率; Chao1, Chao1指数; CO<sub>2</sub>, 土壤CO<sub>2</sub>排放量; DOC, 土壤可溶性有机碳含量; GWP, 全球增温潜势; MBC, 土壤微生物生物量碳含量; MBN, 土壤微生物生物量氮含量; Observed species, 物种数量; PD whole tree, PD whole tree指数; Shannon, Shannon-Wiener多样性指数; TC, 土壤总碳含量; TN, 土壤总氮含量。

**Fig. 5** Pearson's correlation between soil carbon mineralization rate and physical and chemical properties as well as microbial characteristics. \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ . CH<sub>4</sub>, soil CH<sub>4</sub> emission; CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>, soil CH<sub>4</sub> to CO<sub>2</sub> ratio; Chao1, Chao1 index; CO<sub>2</sub>, soil CO<sub>2</sub> emission; DOC, soil dissolved organic carbon content; GWP, global warming potential; MBC, soil microbial biomass carbon content; MBN, soil microbial biomass nitrogen content; PD whole tree, PD whole tree index; Shannon, Shannon-Wiener diversity index; TC, soil total carbon content; TN, soil total nitrogen content.

### 3 讨论

持续的黄河泥沙入海及淤积造陆使得大面积的黄河三角洲滨海盐沼湿地不受潮汐作用影响,而主要受地下水(咸水)和降雨(淡水)交互作用的影响(Han *et al.*, 2018)。土壤水分和盐分是影响该区域盐沼湿地植被群落结构和生态系统功能的重要因子(贺强等, 2009)。土壤水盐条件的变化通过改变植被群落组成、生产力和土壤微生物特征,显著影响该生态系统的碳积累和碳循环过程。土壤碳矿化向大气释放CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>的过程是滨海湿地碳输出的重要过程,研究土壤水盐变化对其影响特征及背后的机制对于准确理解滨海湿地碳积累有着重要的意义。通过水盐梯度模拟实验,本研究发现土壤水分和盐分对黄河三角洲芦苇盐沼湿地土壤碳矿化速率没有交互作用,这说明土壤水分和盐分通过各自的调控机制影响着该盐沼湿地土壤碳矿化过程。

#### 3.1 土壤水分对土壤碳矿化的影响

土壤水分是调控土壤碳矿化的重要因素。大量研究已经表明,土壤碳矿化速率随土壤水分增加表现出先增加后降低的单峰型变化趋势(Ilstedt *et al.*, 2000)。例如, Das等(2019)在美国东部滨海地区研究发现土壤含水量为60%时需氧微生物活性和CO<sub>2</sub>排放量达到最大,土壤含水量低于40%或高于70%均会产生显著抑制作用; Lewis等(2014)在美国佛罗里达中西部亚热带滨海盐沼湿地的研究发现,土壤水分从75%增加到85%时,土壤CO<sub>2</sub>排放量显著被抑制,降低了65%。在本研究中,土壤CO<sub>2</sub>累积排放量随土壤水分增加表现出先增加后降低的单峰型变化趋势,其中75%土壤饱和含水量处理下的CO<sub>2</sub>累积排放量最高,25%土壤饱和含水量处理下最低。在低水分条件下,土壤水分增加刺激土壤微生物活性(包括胞外酶活性),微生物数量增加,加速DOC的分解,从而促进CO<sub>2</sub>排放;但土壤含水量过高则会减缓土壤中O<sub>2</sub>的扩散,进而抑制有氧微生物活性和土壤CO<sub>2</sub>排放速率(Davidson & Janssens, 2006)。土壤水分不但影响微生物生长和繁殖,也是影响土壤微生物群落结构的主要因素(Brockett *et al.*, 2012)。Dinter等(2019)在德国瓦登海盐沼湿地研究发现土壤水分条件通过影响土壤微生物群落结构进而调控土壤有机碳矿化过程。本研究发现土壤微生物量(用微生物生物量碳含量代表)随着土壤水分的增加也

呈现出先增加后降低的单峰型变化趋势;同时发现土壤水分的增加显著提高了土壤细菌 $\alpha$ 多样性指数。这与Li等(2022)在崇明岛东滩滨海湿地中研究发现土壤水分与土壤微生物多样性指数呈显著正相关关系结果相一致,表明土壤水分是影响滨海湿地土壤微生物群落组成和结构的重要因素。聚类分析结果显示,不同水分处理间的土壤细菌聚类远,说明土壤水分升高导致了土壤微生物群落差异增大。相关性分析表明土壤CO<sub>2</sub>排放量与土壤微生物生物量、细菌群落丰富度及多样性指数具有显著正相关关系。因此,通过调控微生物生物量和群落结构等指标,土壤水分变化显著影响微生物主导的土壤CO<sub>2</sub>排放特征。

作为滨海盐沼湿地土壤碳矿化排放的重要过程,CH<sub>4</sub>排放是土壤中CH<sub>4</sub>产生、消耗和传输等诸多过程的综合结果(王洁等, 2016)。前人研究已经证明土壤水分和土壤CH<sub>4</sub>通量之间存在显著正相关关系,即土壤水分越高,越有利于厌氧微生物的活性以及CH<sub>4</sub>排放(Vizza *et al.*, 2017)。Christiansen等(2016)在加拿大温哥华岛滨海地区研究发现,土壤水分含量升高显著抑制CH<sub>4</sub>氧化过程,进而促进CH<sub>4</sub>排放,并认为CH<sub>4</sub>产生过程是控制CH<sub>4</sub>通量的主要因素。同时,土壤水分对CH<sub>4</sub>产生和消耗过程中产甲烷菌和甲烷氧化菌的数量及活性也具有重要的影响(Wagner, 2017)。例如, Chi等(2021)在黄河三角洲滨海湿地研究发现,土壤水分增加显著提高了古菌多样性指数并改变了群落结构。土壤水分含量的提高会降低O<sub>2</sub>含量,进而为激发产甲烷菌活性提供了有利的厌氧环境,产甲烷菌丰富度和产甲烷菌群落比率逐渐升高,从而促进CH<sub>4</sub>的产生及排放(Le Mer & Roger, 2001)。本研究聚类分析表明不同土壤水分处理间土壤细菌群落差异较大;土壤水分含量增加显著提高了土壤CH<sub>4</sub>排放量、土壤微生物群落丰富度及多样性指数;同时,相关性分析也表明土壤CH<sub>4</sub>排放量与土壤微生物群落丰富度和多样性指数呈显著正相关关系,这说明土壤水分条件变化通过改变土壤厌氧微生物群落结构及其介导的分解过程,进而促进CH<sub>4</sub>的产生及排放。

此外,本研究发现GWP随土壤水分含量增加呈先增加后降低的趋势,这表明土壤水分变化对GWP具有重要的影响,适度土壤水分含量提升了该湿地的GWP,而土壤水分含量过低或过高都会降低

GWP。而在高盐分下 $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ 随土壤水分含量的增加而增加,而在低盐分下不同水分处理之间差异不显著,这表明在盐分含量高的滨海盐沼湿地土壤水分变化对 $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ 具有显著影响,较低的土壤水分含量可以降低 $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ ,而水分增加将会使 $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ 升高。此外,本研究还发现土壤 $\text{CH}_4$ 排放与GWP以及 $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ 呈显著正相关关系,且系数比土壤 $\text{CO}_2$ 排放大,这表明 $\text{CH}_4$ 排放作为该滨海湿地碳库矿化输出的重要部分,不应该被忽视,并应在未来研究中加强该过程的研究。

### 3.2 土壤盐分对土壤碳矿化的影响

土壤盐分高是滨海盐沼湿地的重要环境特征。当外部环境盐浓度上升时,微生物通常需要在细胞质中积累并产生大量渗透液,以防止细胞脱水,并维持水分平衡;盐分过高则会不断提高土壤微生物细胞外的渗透压,引起土壤微生物出现脱水、休眠甚至死亡;还可以直接对微生物产生离子(如 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Cl}^-$ )毒性,导致微生物生物量和活性降低,进而影响土壤碳矿化过程(Empadinhas & da Costa, 2008; Rath & Rousk, 2015)。例如, Mavi等(2012)通过室内培养实验研究表明,高土壤盐分提高了微生物的胞外渗透势,降低了土壤微生物活性,进而显著降低了土壤 $\text{CO}_2$ 排放量。Setia等(2011)在澳大利亚南部沿海地区研究发现盐分增加均显著抑制了不同质地的土壤碳矿化。本研究发现土壤盐分升高对微生物数量和细菌群落 $\alpha$ 多样性指数均产生了显著抑制作用,且不同盐分处理间的土壤细菌聚类远,土壤群落结构差异大,这表明土壤盐分是影响该滨海湿地土壤微生物群落活性和结构的重要因素。统计分析表明土壤盐分升高降低了 $\text{CO}_2$ 排放量,因此本研究推测土壤盐度升高引起的微生物生物量的降低和群落结构的变化对土壤 $\text{CO}_2$ 排放产生了积极影响。本研究发现,  $\text{CO}_2$ 排放量与土壤DOC含量呈显著正相关关系,表明土壤DOC有效性对碳矿化至关重要。一般而言,土壤高盐分含量易导致土壤颗粒絮凝,进而降低土壤有机质(SOM)的溶解度、土壤DOC的迁移和可利用性(Ury *et al.*, 2022)。例如, Zhao等(2018)在黄河三角洲盐沼湿地研究发现盐分与DOC含量存在显著负相关关系。然而, Wong等(2010)发现,在高土壤水分含量条件下,土壤盐离子增加却有助于打破土壤团聚体,提高SOM溶解度,从而增加DOC含量,这也是影响滨海盐沼湿地土壤

碳矿化功能的一个重要因素。本研究发现水盐变化对土壤DOC含量具有弱交互作用,低土壤水分条件下盐分增加引起DOC含量降低,而在高土壤水分下盐分增加却提高了DOC含量。

$\text{CH}_4$ 产生和硫酸盐还原是滨海盐沼湿地有机底物厌氧矿化的两个重要过程,产甲烷菌可利用底物醋酸产生 $\text{CH}_4$ ,而硫酸盐还原菌可利用醋酸产生 $\text{CO}_2$ 和 $\text{H}_2\text{S}$ ,并抑制 $\text{CH}_4$ 产生。滨海盐沼湿地土壤中含有大量的 $\text{SO}_4^{2-}$ ,可使土壤产 $\text{CH}_4$ 过程向 $\text{SO}_4^{2-}$ 还原过程转变,从而降低土壤 $\text{CH}_4$ 排放量(张子川等, 2015)。Baldwin等(2006)采用小型生态系统研究方法,向淡水湿地添加不同浓度NaCl溶液,结果发现盐度升高显著降低 $\text{CH}_4$ 产生率。Poffenbarger等(2011)分析了来自多个滨海湿地的 $\text{CH}_4$ 和盐分数据,发现由于具有更高盐度的滨海湿地 $\text{SO}_4^{2-}$ 浓度高以及硫酸盐还原菌活性高,释放的 $\text{CH}_4$ 显著低于低盐湿地。在黄河三角洲滨海盐沼湿地,土壤盐分与土壤微生物量、活性及多样性呈显著负相关关系,这主要与盐分升高导致的土壤渗透压的增加引起了某些微生物类群的死亡消失,进而导致土壤微生物群落多样性下降有关(王震宇等, 2009)。本研究发现土壤盐分含量的增加对土壤 $\text{CH}_4$ 累积排放量、微生物生物量、细菌群落丰富度及多样性具有显著的抑制作用,且不同盐分处理中土壤细菌群落结构差异大。因此我们推测,类似于土壤盐度对 $\text{CO}_2$ 排放的影响,盐分升高通过降低厌氧微生物生物量、细菌群落丰富度及多样性指数,进而抑制滨海湿地土壤 $\text{CH}_4$ 产生和排放。同时本研究发现, GWP和 $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ 均随土壤盐分含量的增加而显著降低,这表明土壤盐分变化通过影响土壤条件以及微生物特征对滨海盐沼湿地土壤有机碳分解方式、气体排放比例及总量产生了积极影响。

## 4 结论

研究水盐浓度变化对土壤碳矿化( $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 排放)的影响,将对滨海盐沼湿地生态系统土壤碳循环及积累机制具有重要的意义。本研究结果表明,水盐变化对土壤 $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 排放量没有显著交互作用。土壤 $\text{CO}_2$ 排放量随水分含量的增加呈先增后减的单峰型变化趋势, $\text{CH}_4$ 排放量则是随着含水量的增加而升高。然而,土壤盐分的升高对土壤 $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 排放均具有显著抑制作用。在气候变化背景下,

黄河三角洲气候暖干化趋势明显,这将会进一步影响土壤水盐环境及植物、微生物特征,从而对该区域滨海湿地碳循环过程和碳汇功能产生深远影响。因此,未来应加强对土壤水盐运移如何影响滨海湿地碳循环过程和碳汇形成机制的研究,以期预测和模拟气候变化背景下滨海盐沼湿地碳汇功能的潜在变化趋势提供理论支持。

## 参考文献

- Bai JH, Zhang GL, Zhao QQ, Lu QQ, Jia J, Cui BS, Liu XH (2016). Depth-distribution patterns and control of soil organic carbon in coastal salt marshes with different plant covers. *Scientific Reports*, 6, 34835. DOI: 10.1038/srep34835.
- Baldwin DS, Rees GN, Mitchell AM, Watson G, Williams J (2006). The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*, 26, 455-464.
- Brockett BFT, Prescott CE, Grayston SJ (2012). Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology & Biochemistry*, 44, 9-20.
- Chi ZF, Hou LN, Li H, Li JL, Wu HT, Yan BX (2021). Elucidating the archaeal community and functional potential in two typical coastal wetlands with different stress patterns. *Journal of Cleaner Production*, 285, 124894. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.124894.
- Christiansen JR, Levy-Booth D, Prescott CE, Grayston SJ (2016). Microbial and environmental controls of methane fluxes along a soil moisture gradient in a Pacific coastal temperate rainforest. *Ecosystems*, 19, 1255-1270.
- Das S, Richards BK, Hanley KL, Krounbi L, Walter MF, Walter MT, Steenhuis TS, Lehmann J (2019). Lower mineralizability of soil carbon with higher legacy soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry*, 130, 94-104.
- Davidson EA, Janssens IA (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165-173.
- Dinter T, Geihs S, Gube M, Daniel R, Kuzyakov Y (2019). Impact of sea level change on coastal soil organic matter, priming effects and prokaryotic community assembly. *FEMS Microbiology Ecology*, 95, fuz129. DOI: 10.1093/femsec/fuz129.
- Empadinhas N, da Costa MS (2008). Osmoadaptation mechanisms in prokaryotes: distribution of compatible solutes. *International Microbiology*, 11, 151-161.
- Fang JY, Zhu JL, Wang SP, Yue C, Shen HH (2011). Global warming, carbon emissions and uncertainty. *Scientia Sinica (Terrae)*, 41, 1385-1395. [方精云, 朱江玲, 王少鹏, 岳超, 沈海花 (2011). 全球变暖、碳排放及不确定性. 中国科学: 地球科学, 41, 1385-1395.]
- Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L (2003). The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 837-843.
- Han GX, Sun BY, Chu XJ, Xing QH, Song WM, Xia JY (2018). Precipitation events reduce soil respiration in a coastal wetland based on four-year continuous field measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 256-257, 292-303.
- He Q, Cui BS, Zhao XS, Fu HL, Liao XL (2009). Relationships between salt marsh vegetation distribution/diversity and soil chemical factors in the Yellow River Estuary, China. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 676-687. [贺强, 崔保山, 赵欣胜, 付华龄, 廖晓琳 (2009). 黄河河口盐沼植被分布、多样性与土壤化学因子的相关关系. 生态学报, 29, 676-687.]
- Hoover DJ, Odigie KO, Swarzenski PW, Barnard P (2017). Sea-level rise and coastal groundwater inundation and shoaling at select sites in California, USA. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 11, 234-249.
- Ilstedt U, Nordgren A, Malmer A (2000). Optimum soil water for soil respiration before and after amendment with glucose in humid tropical acrisols and a boreal mor layer. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 1591-1599.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013). *Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Contributions of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Joergensen RG (1996). The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the  $k_{EC}$  value. *Soil Biology & Biochemistry*, 28, 25-31.
- Jones CP, Grossl PR, Amacher MC, Boettinger JL, Jacobson AR, Lawley JR (2017). Selenium and salt mobilization in wetland and arid upland soils of Pariaette Draw, Utah (USA). *Geoderma*, 305, 363-373.
- Kramer MG, Chadwick OA (2018). Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale. *Nature Climate Change*, 8, 1104-1108.
- Le Mer J, Roger P (2001). Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology*, 37, 25-50.
- Lewis DB, Brown JA, Jimenez KL (2014). Effects of flooding and warming on soil organic matter mineralization in *Avicennia germinans* mangrove forests and *Juncus roemerianus* salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139, 11-19.
- Li J, Cui L, Delgado-Baquerizo M, Wang J, Zhu Y, Wang R, Li W, Lei Y, Zhai X, Zhao X, Singh BK (2022). Fungi drive soil multifunctionality in the coastal salt marsh ecosystem. *Science of the Total Environment*, 818, 151673. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151673.

- 10.1016/j.scitotenv.2021.151673.
- Li XG, Han GX, Zhu LQ, Sun BY, Jiang M, Song WM, Lu F (2019). Effects of changes in precipitation on soil respiration in coastal wetlands of the Yellow River Delta. *Acta Ecologica Sinica*, 39, 4806-4820. [李新鸽, 韩广轩, 朱连奇, 孙宝玉, 姜铭, 宋维民, 路峰 (2019). 降雨量改变对黄河三角洲滨海湿地土壤呼吸的影响. *生态学报*, 39, 4806-4820.]
- Mavi MS, Marschner P, Chittleborough DJ, Cox JW, Sanderman J (2012). Salinity and sodicity affect soil respiration and dissolved organic matter dynamics differentially in soils varying in texture. *Soil Biology & Biochemistry*, 45, 8-13.
- McDaniel MD, Grandy AS, Tiemann LK, Weintraub MN (2014). Crop rotation complexity regulates the decomposition of high and low quality residues. *Soil Biology & Biochemistry*, 78, 243-254.
- McLeod E, Chmura GL, Bouillon S, Salm R, Björk M, Duarte CM, Lovelock CE, Schlesinger WH, Silliman BR (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552-560.
- Poffenbarger HJ, Needelman BA, Megonigal JP (2011). Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, 31, 831-842.
- Rath KM, Maheshwari A, Bengtson P, Rousk J (2016). Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 82, 2012-2020.
- Rath KM, Rousk J (2015). Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: a review. *Soil Biology & Biochemistry*, 81, 108-123.
- Schjønning P, Thomsen IK, Moldrup P, Christensen BT (2003). Linking soil microbial activity to water- and air-phase contents and diffusivities. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 156-165.
- Setia R, Marschner P, Baldock J, Chittleborough D, Smith P, Smith J (2011). Salinity effects on carbon mineralization in soils of varying texture. *Soil Biology & Biochemistry*, 43, 1908-1916.
- Tollefson J (2022). Scientists raise alarm over “dangerously fast” growth in atmospheric methane. *Nature*. DOI: 10.1038/d41586-022-00312-2.
- Ury EA, Wright JP, Ardón M, Bernhardt ES (2022). Saltwater intrusion in context: soil factors regulate impacts of salinity on soil carbon cycling. *Biogeochemistry*, 157, 215-226.
- Vizza C, West WE, Jones SE, Hart JA, Lamberti GA (2017). Regulators of coastal wetland methane production and responses to simulated global change. *Biogeosciences*, 14, 431-446.
- Wagner D (2017). Effect of varying soil water potentials on methanogenesis in aerated marshland soils. *Scientific Reports*, 7, 14706. DOI: 10.1038/s41598-017-14980-y.
- Wang J, Yuan JJ, Liu DY, Xiang J, Ding WX, Jiang XJ (2016). Research progresses on methanogenesis pathway and methanogens in coastal wetlands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 27, 993-1001. [王洁, 袁俊吉, 刘德燕, 项剑, 丁维新, 蒋先军 (2016). 滨海湿地甲烷产生途径和产甲烷菌研究进展. *应用生态学报*, 27, 993-1001.]
- Wang ZY, Xin YZ, Li FM, Gao DM (2009). Microbial community characteristics in a degraded wetland of the Yellow River Delta. *Periodical of Ocean University of China*, 39, 1005-1012. [王震宇, 辛远征, 李锋民, 高冬梅 (2009). 黄河三角洲退化湿地微生物特性的研究. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 39, 1005-1012.]
- Wong VNL, Greene RSB, Dalal RC, Murphy BW (2010). Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: a review. *Soil Use and Management*, 26, 2-11.
- Xi XF, Wang L, Hu JJ, Tang YS, Hu Y, Fu XH, Sun Y, Tsang YF, Zhang YN, Chen JH (2014). Salinity influence on soil microbial respiration rate of wetland in the Yangtze River estuary through changing microbial community. *Journal of Environmental Sciences*, 26, 2562-2570.
- Yu JB, Wang YL, Dong HF, Wang XH, Li YZ, Zhou D, Gao YJ (2013). Estimation of soil organic carbon storage in coastal wetlands of modern Yellow River Delta based on landscape pattern. *Wetland Science*, 11, 1-6. [于君宝, 王永丽, 董洪芳, 王雪宏, 栗云召, 周迪, 高永军 (2013). 基于景观格局的现代黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳储量估算. *湿地科学*, 11, 1-6.]
- Zhang LH, Song LP, Wang BC, Shao HB, Zhang LW, Qin XC (2018). Co-effects of salinity and moisture on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions of laboratory-incubated salt-affected soils from different vegetation types. *Geoderma*, 332, 109-120.
- Zhang ZC, Yang P, Tong C (2015). Effects of seawater and NaCl solution pulses on methane production potential from laboratory-incubated tidal freshwater and brackish marsh soil. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 8075-8084. [张子川, 杨平, 仝川 (2015). 盐分对河口淡水、微咸水沼泽湿地土壤甲烷产生潜力的影响. *生态学报*, 35, 8075-8084.]
- Zhao QQ, Bai JH, Zhang GL, Jia J, Wang W, Wang X (2018). Effects of water and salinity regulation measures on soil carbon sequestration in coastal wetlands of the Yellow River Delta. *Geoderma*, 319, 219-229.

责任编辑: 程晓莉 责任编辑: 赵航