

冯智桦,胡芳,展鹏飞,等.中国主要河口淡水和咸水芦苇湿地 CH₄ 和 CO₂ 产生速率及影响因子 [J]. 中国环境科学, 2025,45(4):2240-2250.

Feng Z H, Hu F, Zhan P F, et al. Production rates of CH₄ and CO₂ of freshwater and saltwater *Phragmites australis* marshes in major estuaries of China and key influencing factors [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):2240-2250.

中国主要河口淡水和咸水芦苇湿地 CH₄ 和 CO₂ 产生速率及影响因子

冯智桦¹,胡芳¹,展鹏飞¹,黄佳芳^{1,2},全川^{1,2*} (1.福建师范大学地理科学学院,湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室,福建福州 350117; 2.福建闽江河口湿地生态系统国家定位观测研究站(国家林草局),福建福州 350215)

摘要: 采集辽河口、黄河口、长江口、瓯江口、闽江口、珠江口 6 个河口分布的淡水(盐度:0)和咸水(盐度:10~15)芦苇湿地的表层土样,室内运用泥浆厌氧培养法测定土壤 CH₄、CO₂ 产生速率,并测定土壤胞外酶活性以及产甲烷菌功能基因(*mcrA*)丰度.6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率平均值分别为(2.69±1.63)和(2.97±1.71)ng CH₄/(g·d);CO₂ 产生速率平均值分别为(7.64±4.94)和(10.28±6.84)μg CO₂/(g·d).淡水芦苇湿地土壤 CO₂ 产生速率显著低于咸水芦苇湿地,然而,淡水芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率与咸水芦苇湿地无显著差异.土壤 pH 值、有机碳(SOC)含量是影响芦苇湿地土壤胞外酶活性以及产甲烷菌功能基因(*mcrA*)丰度的主要因子.土壤 pH 值、TC、TN、SOC 以及 5 种胞外酶活性、产甲烷菌功能基因丰度是 CH₄ 和 CO₂ 产生的主要影响因子,pH 值降低导致 CH₄ 与 CO₂ 产生速率显著下降.本研究结果表明:中国沿海主要河口尺度淡水到中咸水生境,盐度不是芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率的调控因子,但是盐度增加显著提升芦苇湿地土壤厌氧矿化速率,上述结果表明:海平面上升-盐水入侵将导致河口区芦苇湿地土壤碳排放量增加.

关键词: 甲烷产生速率; 二氧化碳产生速率; 胞外酶; 盐度; 芦苇沼泽; 河口; 中国

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)04-2240-11

Production rates and key influencing factors of CH₄ and CO₂ of freshwater and saltwater *Phragmites australis* marshes in major estuaries of China. FENG Zhi-hua¹, HU Fang¹, ZHAN Peng-fei¹, HUANG Jia-fang^{1,2}, TONG Chuan^{1,2*} (1.Key Laboratory for Humid Subtropical Eco-Geographical Processes of the Ministry of Education, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China; 2.Wetland Ecosystem Research Station of Minjiang Estuary, National Forestry and Grassland Administration, Fuzhou 350215, China). *China Environmental Science*, 2025,45(4): 2240~2250

Abstract: This study collected the surface soil samples (0~10cm) from the freshwater (salinity: 0) and mesohaline (salinity: 10~15) *P. australis* marshes in the six main estuaries in China, which are the Liao River Estuary, Yellow River Estuary, Yangtze River Estuary, Oujiang River Estuary, Minjiang River Estuary, and Pearl River Estuary. The production rates of soil CH₄ and CO₂ were measured using laboratory anaerobic slurry incubation method, and the extracellular enzyme activity and abundance of methanogen functional genes (*mcrA*) were also measured. Mean CH₄ production rate in the freshwater and saltwater *P. australis* marshes was (2.69±1.63) and (2.97±1.71) ng CH₄/(g·d), respectively. Mean CO₂ production rate was (7.64±4.94) and (10.28±6.84) μg CO₂/(g·d), respectively. CO₂ production rate in the freshwater *P. australis* marshes was significantly lower than that in mesohaline *P. australis* marshes, but no significant difference in CH₄ production rate was observed between freshwater and mesohaline marshes. Soil pH and soil organic carbon (SOC) content were identified as the main factors influencing extracellular enzyme activity and methanogen abundance. A decrease in pH led to a significant reduction in the production rates of CH₄ and CO₂. Total carbon, total nitrogen, SOC, activity of five extracellular enzymes, and abundance of *mcrA* were identified as the key factors influencing CH₄ and CO₂ production. Our research results suggest that across the Chinese coastal estuarine freshwater and mesohaline *P. australis* marshes, salinity is not a main factor controlling CH₄ production, however, the increase in salinity perhaps raise soil anaerobic mineralization rates, which indicates that sea level rise and saltwater intrusion will cause carbon emission increase from estuarine *P. australis* marshes.

Key words: methane production rate; carbon dioxide production rate; extracellular enzymes; salinity; reed marsh; estuary; China

甲烷(CH₄)具有高热辐射吸收潜力,是最重要的温室气体之一.CH₄ 单位质量全球增温潜势远高于二氧化碳(CO₂)^[1].非化石能源(non-fossil) CH₄ 排放百年尺度全球变暖潜势是 CO₂ 的 27 倍^[2].滨海/河口

收稿日期: 2024-10-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42177213);国家重点研发计划项目(2022YFC3105401);中央专项财政支持项目([350182]FJYHZZB[GK]2024001)

* 责任作者, 教授, tongch@fjnu.edu.cn

沼泽湿地是主要的滨海蓝碳生态系统之一,也是全球生产力极高的植物群落类型之一,其单位面积固碳能力远超其他生态系统^[3],在缓解全球气候变暖方面发挥着重要的作用.但同时,滨海/河口沼泽湿地又是大气 CH₄ 不可忽视的自然排放源.

河口沼泽湿地受河流径流和海洋潮汐作用共同影响,土壤盐度存在着明显的变化.考虑到盐度是河口湿地最重要的环境因子之一,盐度变化对于河口沼泽湿地 CH₄ 和 CO₂ 排放的影响受到科学界的关注^[4-7].一项对 1983~2010 年发表文献的综述研究发现:沼泽湿地 CH₄ 排放通量大致上表现为随盐度的增加而降低,一个关键的盐度阈值为 18,盐度高于该阈值的沼泽湿地 CH₄ 排放通量显著低于小于该阈值的沼泽,淡水(盐度<0.5)和中咸水(0.5<盐度<18)沼泽湿地 CH₄ 排放通量无显著差异,在盐度范围为 0.5~5 之间 CH₄ 排放通量明显增加^[8].湿地 CH₄ 产生是 CH₄ 代谢过程重要的一环,直接影响着湿地 CH₄ 排放.目前研究已表明盐水入侵或盐度增加导致河口湿地土壤中电子受体 SO₄²⁻ 浓度提升,硫酸盐异化还原较 CH₄ 产生的能量更高,因此增加的 SO₄²⁻ 浓度造成淡水湿地 CH₄ 产生过程向硫酸盐还原过程转变,CH₄ 产生速率降低^[9-12],但这种变化是否与盐度增加的幅度有关?通过文献综述分析发现的淡水沼泽湿地 CH₄ 排放通量与中咸水湿地无显著差异的结论,是否有相应的 CH₄ 产生速率方面规律的研究结果支持,目前还未见文献报道.此外,盐度对于河口沼泽湿地 CO₂ 产生速率的影响较为复杂^[13],影响的结果尚不清晰.基于我国主要河口区分布的芦苇(*Phragmites australis*)沼泽湿地的盐度范围为淡水到中咸水(盐度<18)^[14],本研究以我国沿海 6 个主要河口分布的淡水(盐度:~0)和咸水(盐度:10~15)芦苇湿地为研究对象,通过采集以上沼泽湿地上层土壤样品,运用室内泥浆厌氧培养法测定土壤 CH₄、CO₂ 产生速率,土壤胞外酶活性以及产甲烷功能基因(*mcrA*)丰度,以期回答河口淡水和咸水(盐度:10~15)沼泽湿地土壤 CH₄ 和 CO₂ 产生速率是否具有显著差异这一科学问题,进而更深入地认识盐度变化对河口沼泽湿地土壤 CH₄ 和 CO₂ 产生的影响.

1 材料与方法

1.1 研究区及采样点

本研究的 6 个采样河口分别为辽河口(LH)、黄河口(HH)、长江口(CJ)、瓯江口(OJ)、闽江口(MJ)、珠江口(ZJ).辽河口位于辽宁省盘锦市,属于暖温带大陆性季风气候区^[15].黄河口位于渤海湾与莱州湾的交界处,属于暖温带大陆性季风气候区^[16],其潮汐特性主要表现为不规则的半日潮型态.长江口位于中国上海市北部,属于副热带季风气候区^[17].瓯江口位于浙江省温州市,属于中亚热带海洋性季风气候区^[18].闽江河口位于福州市,属于亚热带海洋性季风气候区^[19].珠江口位于中国南亚热带季风气候区^[20].各河口淡水芦苇湿地和咸水芦苇湿地采样点的经纬度等信息见表 1.

表 1 中国 6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤采样点信息
Table 1 Information of the sampling sites of freshwater and saltwater *P.australis* marshes in six main estuaries of China

采样河口	生境	潮汐状况	经纬度坐标
辽河口	咸水湿地	不规则半日潮	121°41'37"E40°53'37"N
	淡水湿地		121°56'31"E41°08'46"N
黄河口	咸水湿地	不规则半日潮	119°12'42"E37°43'35"N
	淡水湿地		119°09'13"E37°45'43"N
长江口	咸水湿地	不规则半日潮	121°58'12"E30°53'07"N
	淡水湿地		121°17'56"E31°31'01"N
瓯江口	咸水湿地	典型的半日潮	120°07'42"E27°58'16"N
	淡水湿地		120°39'54"E28°02'41"N
闽江口	咸水湿地	典型的半日潮	119°37'51"E26°08'26"N
	淡水湿地		119°24'24"E25°57'21"N
珠江口	咸水湿地	不规则半日潮	113°49'45"E22°25'42"N
	淡水湿地		113°31'01"E22°53'05"N

1.2 土壤样品采集

2021 年夏季分别在辽河口、黄河口、长江口、瓯江口、闽江口、珠江口分布的淡水(盐度:~0)及咸水(盐度:10~15)芦苇湿地采集表层(0~10cm)土样.对于每个河口选定的淡水、咸水芦苇湿地,随机选取 3 个具有一定距离的芦苇湿地样地(plot),在每个样地使用土钻(内径 10cm)随机采集 3 个表层土壤样品并混合为 1 个土壤样品,迅速装入冷藏箱运回实验室.在实验室将土样过筛以剔除细根等杂物,并分为两份,一份于 4℃的冰箱中储存,另一份室内风干后碾磨过筛以待理化指标的分析.

1.3 土壤理化指标测定

测定采集土样的盐度、含水率、容重、pH 值、TC(总碳含量)、TN(总氮含量)和 SOC(土壤有机碳)含量等指标,此外,在厌氧培养实验结束时(第 15d)收

集各培养瓶内泥浆土样.测定 pH 值、盐度、NO₃⁻、NH₄⁺、SO₄²⁻、Cl⁻、TC、TN 和 SOC 含量等指标.运用 pH 值 400 便携式土壤 pH 值计(Spectrum Technologies Inc,美国)测定土壤 pH 值;运用失重法在 105℃烘干至恒重测定土壤含水率^[21];使用便携式 Salt6+盐度计(Thermo Fisher Scientific,美国)测定土壤盐度.土壤 NO₃⁻和 NH₄⁺浓度测定:土样用 2mol/L KCl 浸提,运用 SAN++连续流动注射分析仪测定(Skalar Analytical SAN⁺⁺,荷兰);土壤 SO₄²⁻和 Cl⁻浓度用离子色谱仪测定(赛默飞 ICS-2100 型,美国).全碳(TC)和全氮(TN)采用碳氮元素分析仪(Elementar Vario MAX CN,德国)测定;土壤有机碳(SOC)使用碳氮元素分析仪器(Elementar Vario MAX,德国,碳素检测限为 0.01mg)测定,测定前先用浓度为 0.5mol/L HCl 去除土壤/沉积物中的无机碳,后用蒸馏水洗至中性并风干研磨,过 0.15mm 筛.

1.4 CH₄和 CO₂产生速率的厌氧培养测定

实验室厌氧培养法是目前最为普遍的测定湿地 CH₄产生速率和厌氧 CO₂产生速率的方法.厌氧环境主要通过氮气置换实现,土壤样品多用鲜土配置为泥浆^[22].本研究称取 25g 鲜土放入 150mL 玻璃培养瓶内,分别加入 25mL 去离子,震荡 30min 使其充分混合均匀后将瓶口密封,使用两根注射针分别注入高纯氮气(N₂)以排出瓶内气体,洗气过程持续 6~10min 使瓶内形成厌氧状态^[12],并立即测定瓶内 CO₂和 CH₄浓度作为初始浓度.培养箱温度设置为 25℃,连续培养 15d,分别在第 1,3,7,15d 测定 CH₄和 CO₂浓度.每次抽气前将培养瓶放入震荡器设置 200r/min 震荡 30min,使瓶内 CH₄或 CO₂浓度均衡,抽取瓶内 5mL 气体,使用气相色谱仪(Shimadzu, GC-2010, Japan)测定 CO₂和 CH₄浓度,在气体采集后立即补充等量氮气保持瓶内气压平衡,根据公式(1)^[23]计算 CO₂和 CH₄产生速率:

$$P = \frac{M}{V} \cdot \frac{dc}{dt} \cdot \frac{V_H}{W_s} \cdot \frac{273}{273+T} \quad (1)$$

式中: P 为 CO₂或 CH₄产生速率(CO₂:μg/(g·d), CH₄:ng/(g·d)); M 为 CO₂或 CH₄的摩尔质量,CO₂:44g/mol, CH₄:16g/mol; V 是大气标准状态气体摩尔体积,22.4L/mol; dc/dt 是单位时间内气体浓度的变化率 CO₂:μL/(L·d);CH₄:mL/(L·d),且只有在回归系数 $R^2 > 0.9$ 时视为有效数据; V_H 为培养瓶上部空间气体体积

L; W_s 为培养瓶内干土重[鲜土重×(1-土壤含水量)],g; T 为培养温度,℃.

1.5 土壤胞外酶活性和 *mcrA* 丰度的测定

1.5.1 土壤胞外酶活性的测定 在培养结束时(第 15d)收集培养瓶内土样,测定相关的土壤胞外酶活性.土壤胞外酶活性测定参考 Saiya-Cork 等^[25]的实验方法.3种水解酶活性:β-葡萄糖苷酶(BG)、纤维素水解酶(CBH)、β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)用伞形酮(MUB)作为标示底物来测定;2种氧化酶活性:酚氧化酶(PHO)、过氧化物酶(PEO)用 L-羟苯丙氨酸(DOPA)作为标示底物来测定,最后水解酶与氧化酶分别通过荧光度进行测定.具体操作步骤为取 3g 过 0.25mm 筛的鲜土,加入 125mL 浓度为 50mmol/L 的醋酸盐缓冲液(pH 值 5.0),用磁力搅拌器搅拌 5min 使其均质化,随后静置.用移液枪吸取 200μL 上层清液,移入 96 孔微孔板(Perkin Elmer, Inc 美国),按要求加完样后,测定水解酶将微孔板置于黑暗中 20℃ 静置 4h 后加入 10μL 的 1mol/L NaOH 停止反应,使用美国 Synergy H4 多功能酶标仪(设置为 365nm 激发光谱和 450nm 荧光扫描滤片)检测荧光度,单位为 nmol/(g·h).测定氧化酶将微孔板置于黑暗中 20℃ 静置 18h,使用配置 450nm 吸光度的美国 Synergy H4 多功能酶标仪来测定胞外酶活性,单位为 μmol/(g·h).

1.5.2 土壤产甲烷功能基因(*mcrA*)的测定 培养结束时(第 15d)收集培养瓶内土壤样品,使用土壤 DNA 提取试剂盒(天根生化科技,北京)对土壤样品进行 DNA 提取,选取产甲烷菌的 *mcrA* 功能基因(I 型甲基辅酶 M 还原酶)进行实时荧光定量 PCR 分析,反应在定量 PCR 仪(iCycler iQ5BioRa,美国)上进行.定量 PCR 检测的前后引物分别为: F-*mcrA*(5'-GGTGGTGTMGDDTTACMCARTA-3')和 R-*mcrA*(5'-CGTTCATBGCGTAGTTVGGRTAGT-3')(Steinberg and Regan, 2009).反应体系为 18μL,包括前后引物各 0.5μL,2×Taq MasterMix 10μL,水 7μL.反应程序为 94℃ 预变性 5min,94℃ 变性 30s,95℃ 退火 10s;55℃ 退火 30s;72℃ 延伸 30s;80℃ 延伸 5s,共 39 个循环.将质粒标准品从 10¹~10⁵ 进行 10 倍梯度稀释,每个梯度取 2μL 做模板建立标准曲线,标准曲线方程 $R^2=0.99$.测试过程由北京奥维森基因科技有限公司完成.

1.6 数据处理与分析

数据分别运用 Microsoft Excel 2019, IBM SPSS Statistics 27 和 R(4.3.3) 统计分析软件进行整理与绘图. 采用 SPSS27.0 统计软件, 检验所有数据是否通过正态分布和方差齐次性检验, 当检验未通过时, 对原有原始数据进行转换处理, 直至符合条件方进行方差分析. 对于有显著差异的数据利用 Tukey 事后检验分析组间的差异性. 图标和文本中所示数据均采用平均区间(Mean)±标准差(Standard deviation)的形式表达, 当 $P < 0.05$ 时, 视为达到显著性水平.

2 结果与分析

2.1 土壤理化特征

6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤含水率总体较高, 平均值分别为(56%±6%)和(58%±11%), 且不同河口间存在一定差异, 其中珠江口淡水芦苇湿地土壤含水率高达(103%±5%), 远大于其他河口芦苇湿

地土壤含水率($P < 0.01$); 淡水和咸水芦苇湿地土壤容重平均值分别为(1.01±0.04)g/cm³ 和(0.99±0.04)g/cm³, 两者无显著差异($P > 0.05$); 淡水和咸水芦苇湿地土壤 pH 值平均范围分别为(7.55±0.11)和(7.7±0.15), 咸水芦苇湿地土壤 pH 值稍高于淡水芦苇湿地土壤, 但两者差异不显著($P > 0.05$); 淡水和咸水芦苇湿地土壤 TC 平均值分别为(16.16±1.05) g/kg 和(15.52±1.05) g/kg; TN 平均值分别为(0.94±0.1) g/kg 和(0.79±0.09) g/kg, 闽江口与珠江口芦苇湿地土壤 TN 高于其它 4 个河口芦苇湿地土壤 TN, TC、TN 在淡水与咸水芦苇湿地均无显著差异($P > 0.05$). 珠江口芦苇湿地土壤 C:N 低于其它 5 个河口; 淡水和咸水芦苇湿地土壤 SOC 平均值分别为平均值分别为(13.84±0.82) g/kg 和(12.82±0.5)g/kg, 不同盐度下芦苇湿地土壤 SOC 无显著差异($P > 0.05$), 各河口间 SOC 表现出一定的差异, 辽河口芦苇湿地土壤 SOC 仅为(6.80±0.6)g/kg, 低于其它 5 个河口(表 2).

表 2 中国 6 个河口淡水(F)和咸水(S)芦苇湿地土壤理化特征

Table 2 Soil physical and chemical properties of the sampling sites of freshwater (denoted by F) and saltwater (denoted by S) *P. australis* marshes in six estuaries in China

河口	采样点	盐度	含水率 (%)	容重 (g/cm ³)	pH 值	TC (g/kg)	TN (g/kg)	C:N	SOC (g/kg)
辽河口	淡水(LHF)	0.00±0.00	34±4	1.26±0.03	7.69±0.12	8.25±1.41	0.49±0.14	11.92±0.62	6.83±0.63
	咸水(LHS)	14.50±0.56	45±6	1.17±0.04	8.79±0.06	7.57±0.25	0.27±0.03	11.72±0.09	6.78±0.56
黄河口	淡水(HHF)	0.42±0.72	27±1	1.34±0.08	8.63±0.14	14.33±0.32	0.17±0.02	16.92±0.29	12.06±0.57
	咸水(HHS)	14.46±0.67	49±17	1.22±0.09	8.30±0.22	19.02±1.96	0.26±0.10	18.17±0.94	15.26±0.11
长江口	淡水(CJF)	0.00±0.00	55±10	0.88±0.03	7.41±0.11	19.81±0.63	1.17±0.03	14.82±0.13	16.06±0.09
	咸水(CJS)	12.70±0.10	49±20	0.92±0.02	8.19±0.02	16.99±1.29	0.71±0.15	17.71±0.44	13.44±0.26
瓯江口	淡水(OJF)	0.00±0.00	51±2	1.1±0.04	7.68±0.04	9.37±1.29	0.55±0.22	9.22±0.11	8.56±0.19
	咸水(OJS)	14.56±0.78	82±2	0.8±0.02	7.79±0.04	10.25±1.10	0.65±0.09	10.74±0.07	9.19±0.84
闽江口	淡水(MJF)	0.00±0.00	67±17	0.81±0.04	6.12±0.12	26.15±1.11	2.04±0.02	11.69±0.46	23.09±2.18
	咸水(MJS)	14.80±0.20	59±19	0.78±0.04	6.2±0.27	17.06±0.8	1.38±0.13	10.19±0.1	14.25±0.69
珠江口(ZJ)	淡水(ZJF)	0.00±0.00	103±5	0.66±0.02	7.66±0.14	19.00±1.51	1.23±0.16	9.56±0.19	16.44±1.24
	咸水(ZJS)	9.99±1.75	64±7	1.06±0.05	6.33±0.31	22.26±0.11	1.46±0.03	8.99±0.09	18.01±0.53

2.2 土壤 CH₄ 和 CO₂ 产生速率

6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率范围分别为(0.96±0.03)~(5.45±0.11) ng CH₄/(g·d), (0.76±0.03)~(5.01±0.07) ng CH₄/(g·d), 平均值分别为(2.69±1.63)和(2.97±1.71) ng CH₄/(g·d). 由图 1 可见, 对于淡水芦苇湿地, 辽河口 CH₄ 产生速率最低(0.96±0.04) ng·CH₄/(g·d), 闽江口最高(5.45±0.13) ng CH₄/(g·d); 对于咸水芦苇湿地, 黄河口芦苇湿地最低(0.76±0.03) ng CH₄/(g·d), 闽江口最高(5.01±0.05) g

CH₄/(g·d) (图 1(a)).

6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 CO₂ 产生速率范围分别为(2.70±0.15)~(14.48±1.06) μg CO₂/(g·d), (1.38±0.27)~(19.11±0.45) μg CO₂/(g·d), 平均值分别为(7.64±4.94)和(10.28±6.84) μg CO₂/(g·d). 对于淡水芦苇湿地, 辽河口最低(1.38±0.03) μg CO₂/(g·d), 闽江口最高(14.48±1.30) μg CO₂/(g·d), 对于咸水芦苇湿地, 辽河口最低(2.70±0.18) μg CO₂/(g·d), 长江口最高(19.11±0.55) μg CO₂/(g·d) (图 1(b)). 6 个河口数据整

体分析结果表明:淡水与咸水芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率无显著差异($P>0.05$),然而,淡水芦苇湿地土壤 CO₂ 产生速率显著低于咸水芦苇湿地($P<0.01$) (图 1(b)).

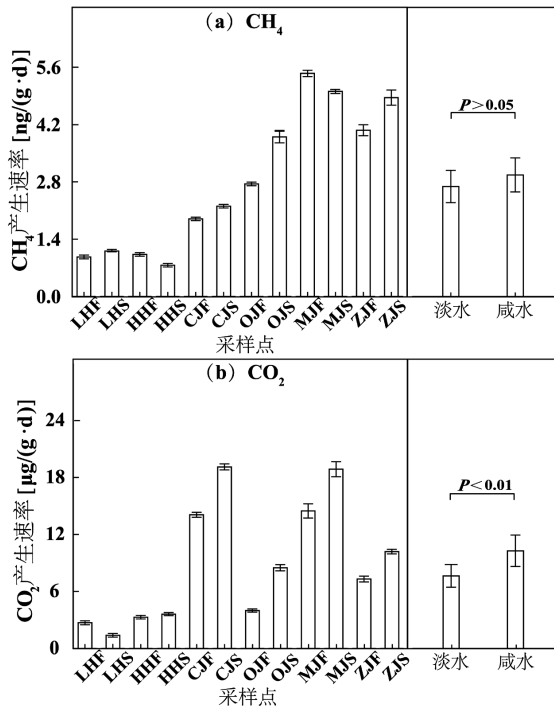
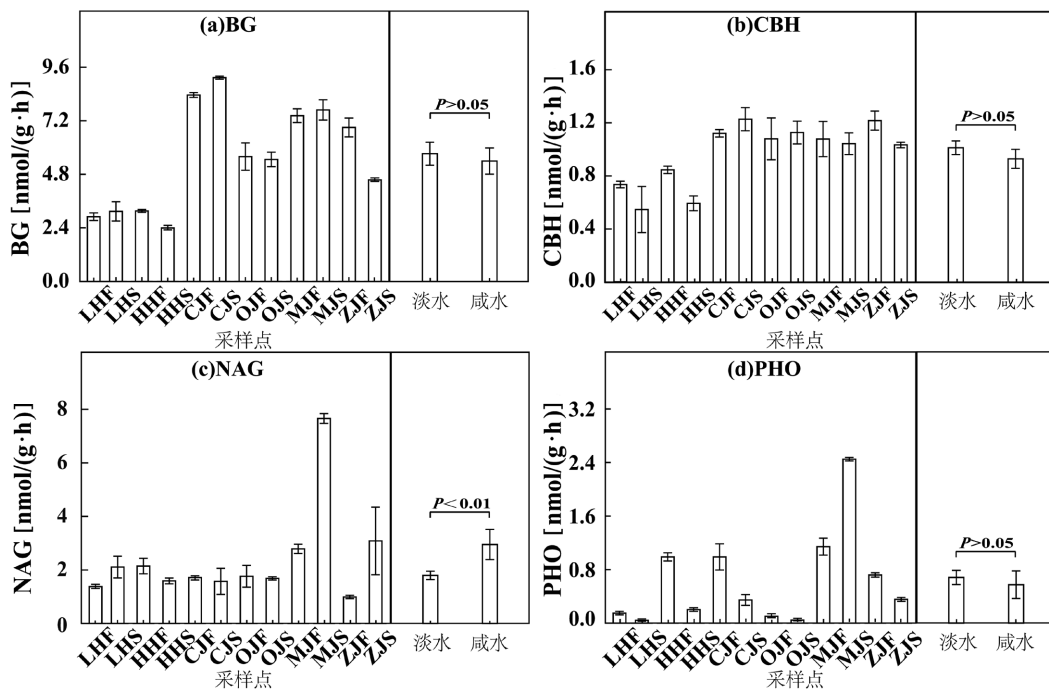


图 1 中国 6 个河口淡水、咸水芦苇湿地土壤 CH₄ 和 CO₂ 产生速率

Fig.1 Production rates of CH₄ and CO₂ of the freshwater and saltwater *P. australis* marshes in six estuaries of China

2.3 土壤胞外酶活性及产甲烷菌 *mcrA* 丰度

2.3.1 土壤胞外酶活性 6 个河口的淡水和咸水芦苇湿地土壤 5 种胞外酶活性见图 2. 6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 BG 活性范围分别为(2.90±0.24)~(8.35±0.15)nmol/(g·h),(2.39±0.09)~(9.13±0.02) nmol/(g·h),BG 活性在 6 个河口间存在较大差异($P<0.01$),闽江口、珠江口的 BG 活性较高.6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 CBH 活性范围分别为(0.73±0.04)~(1.22±0.10)nmol/(g·h),(0.55±0.25)~(1.23±0.12) nmol/(g·h),各河口间 CBH 也存在较大差异($P<0.01$).6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 NAG 活性范围分别为 (0.99±0.09)~(2.79±0.25)nmol/(g·h) 和 (1.57±0.69)~(7.66±0.26)nmol/(g·h),各河口 NAG 活性表现出较一致的水平,只有闽江口咸水芦苇湿地 NAG 活性显著高于其它河口($P<0.01$),达到(7.66±0.26) nmol/(g·h).6 个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 PHO 活性范围分别为(0.10±0.03)~(1.14±0.18) nmol/(g·h), (0.04±0.01)~(2.45±0.04) nmol/(g·h),闽江口咸水芦苇湿地土壤 PHO 活性远高于其它河口咸水芦苇湿地($P<0.01$),高达(2.45±0.04)nmol/(g·h).闽江口淡水和咸水芦苇湿地土壤 PEO 酶活性均高于其它河口($P<0.01$),分别为(5.99±2.73)和(11.00±1.52)nmol/(g·h),除闽江口外,其它 5 个河口淡水芦苇湿地土壤 PEO 活性均大于咸水芦苇湿地($P<0.01$).对于 5 种土壤胞外酶,仅有 NAG 活性在淡水与咸水芦苇间呈现显著差异($P<0.01$),其它 4 种土壤酶活性均未表现出显著差异($P>0.05$).



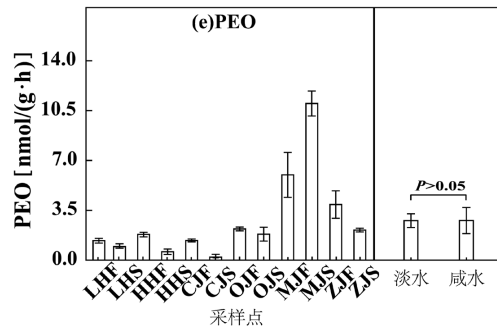


图2 中国6个河口淡水、咸水芦苇湿地土壤胞外酶活性

Fig.2 Soil extracellular enzyme activities of the freshwater and saltwater *P. australis* marshes in six estuaries of China

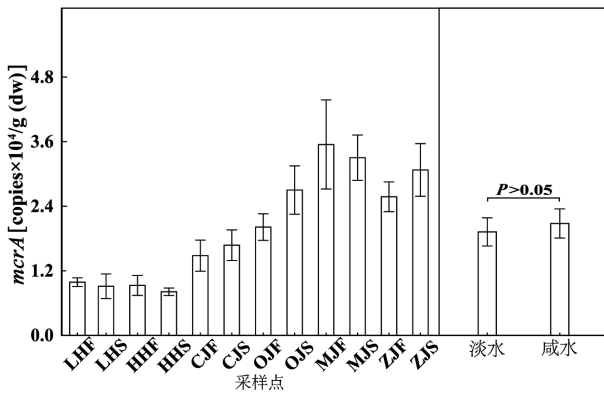


图3 中国6个河口淡水、咸水芦苇湿地土壤产甲烷功能基因丰度

Fig.3 Abundance of methanogens functional genes in the soils of freshwater and saltwater *P. australis* marshes in six estuaries of China

2.3.2 土壤产甲烷菌 *mcrA* 丰度 6个河口淡水和咸水芦苇湿地土壤 *mcrA* 丰度的平均值分别为

(1.92±1.08)和(2.08±1.12) copies·10⁴/g,两者间无显著差异(P>0.05).辽河口、黄河口芦苇湿地土壤 *mcrA* 丰度较低,闽江口淡水、咸水芦苇湿地土壤 *mcrA* 丰度在6个河口中最大,分别达(3.55±1.17)和(3.30±0.6) copies·10⁴/g(图3).

2.4 土壤和生物因子对 CH₄ 和 CO₂ 产生速率的贡献率

随机森林模型分析结果表明:土壤 C:N、*mcrA* 丰度和 NH₄⁺浓度是对 CH₄ 产生速率贡献率最高的前3个驱动因子(P<0.01),贡献率均大于15%,pH值、BG、PEO、CBH对CH₄产生速率的贡献率范围为10%~15%(P<0.01),SO₄²⁻、NO₃⁻、TC、PHO、SOC、Cl⁻、NAG对CH₄产生速率贡献率范围为5%~10%(P>0.05).TN、BG是对CO₂产生速率贡献率最高的前2个驱动因子(P<0.01),贡献率接近20%,SO₄²⁻、pH值、盐度、Cl⁻对CO₂产生速率贡献率范围为10%~15%(图4).

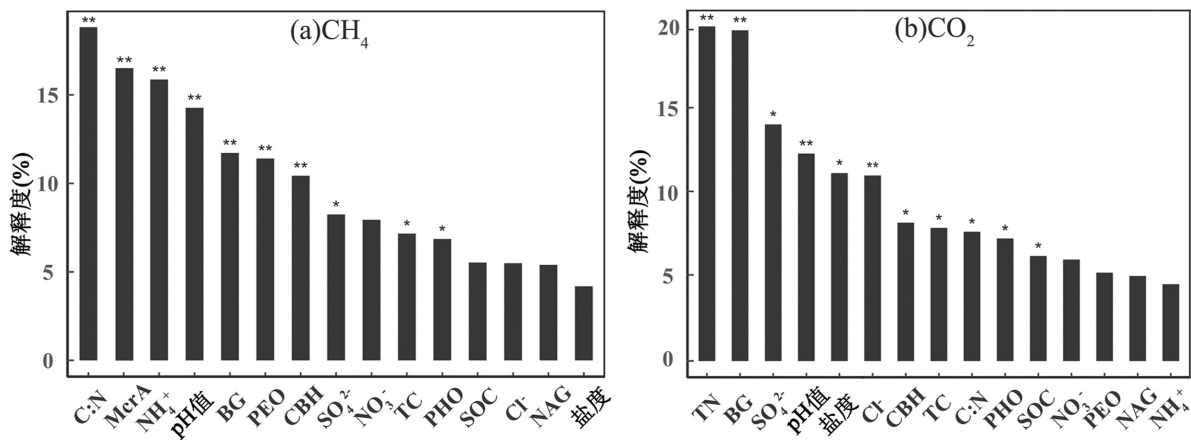


图4 土壤因子对芦苇湿地 CH₄ 和 CO₂ 产生速率影响的相对重要性的随机森林模型分析结果

Fig.4 Results of random forest model analysis on relative importance of soil factors in CH₄ and CO₂ production rates of estuarine *P. australis* marshes

*表示 P<0.05, **表示 P<0.01

2.5 CH₄ 和 CO₂ 产生速率与土壤和生物因子的相关分析

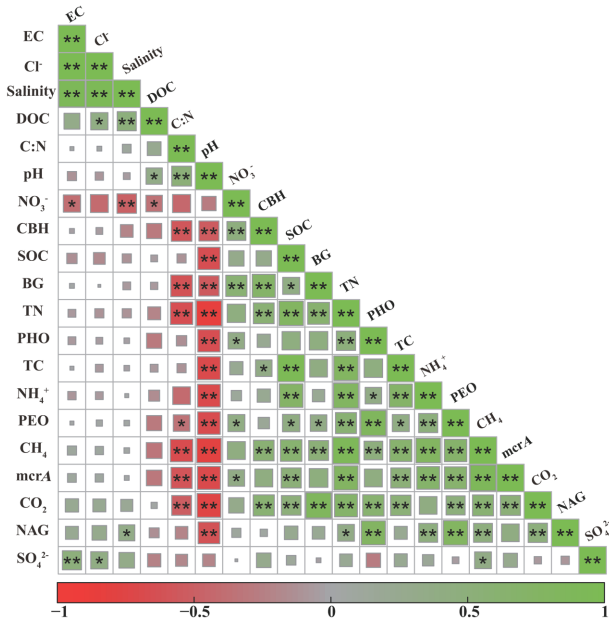


图5 河口芦苇湿地土壤理化和生物指标与CH₄和CO₂产生速率的相关性分析

Fig.5 Heatmap showing correlation between production rates of soil CH₄ and CO₂ and soil biotic and abiotic factors in estuarine *P. australis* marshes

*表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$

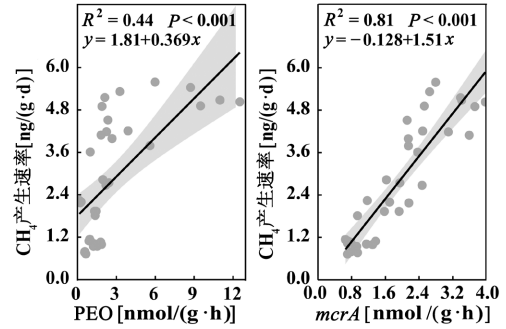
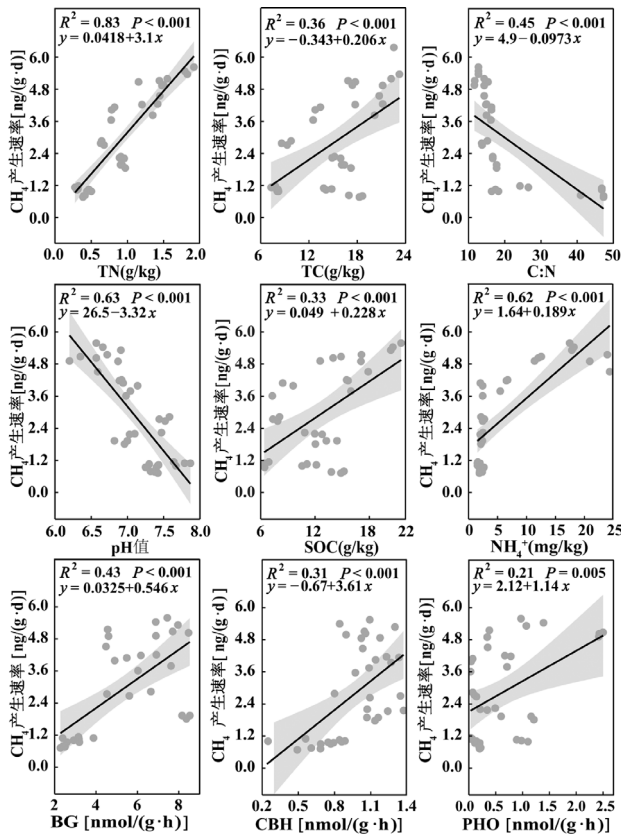


图6 河口芦苇湿地CH₄产生速率与土壤生物和非生物指标的线性拟合

Fig.6 Correlation between CH₄ production rate and biotic and abiotic factors of estuarine *P. australis* marshes

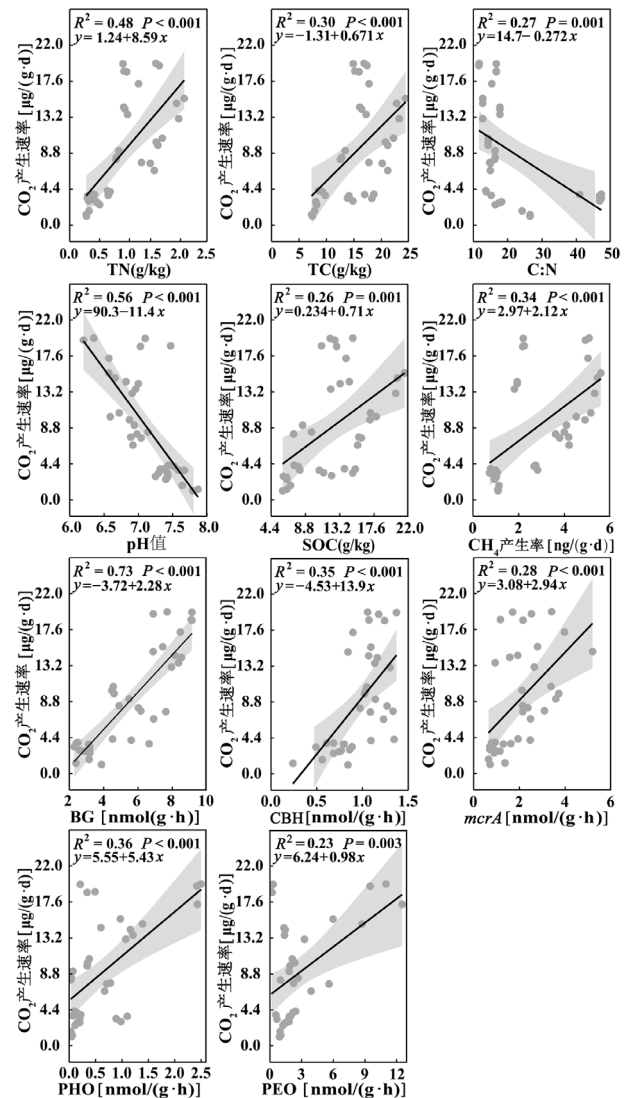


图7 河口芦苇湿地CO₂产生速率与土壤生物和非生物指标的线性拟合

Fig.7 Correlation between CO₂ production rate and abiotic and biotic factors of estuarine *P. australis* marshes

土壤CH₄和CO₂产生速率与土壤理化特征与生

物因子的相关性如图 5 所示,芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率与土壤 C:N、pH 值具有显著负相关关系 ($P < 0.01$),与 CBH、SOC、BG、TN、PHO、TC、NH₄⁺、PEO 具有显著正相关关系 ($P < 0.01$),土壤 CO₂ 产生速率与 C:N、pH 值具有显著负相关关系 ($P < 0.01$),与 CBH、SOC、BG、TN、PHO、TC、PEO、CH₄、*mcrA* 具有正显著相关关系 ($P < 0.01$).(图 5)

土壤 CH₄ 产生速率与土壤理化指标和土壤微生物指标的线性拟合关系见图 6.土壤 CH₄ 产生速率与 TN、TC、SOC、NH₄⁺、BG、CBH、PHO、PEO、*mcrA* 呈显著正相关线性拟合关系,与 C:N、pH 值呈显著负相关线性拟合关系.河口芦苇湿地土壤 CO₂ 产生速率与土壤环境指标和土壤微生物指标的线性拟合关系见图 7.土壤 CO₂ 产生速率与 TN、TC、SOC、BG、CBH、PHO、PEO、*mcrA*、CH₄ 产生速率呈显著正相关线性拟合关系,与 C:N、pH 值呈负相关线性拟合关系.

3 讨论

3.1 河口沼泽湿地土壤 CH₄ 及 CO₂ 产生与盐度的关系

本研究 6 个河口数据整体统计分析发现:河口淡水(盐度:~0)和咸水(盐度:10~15)芦苇湿地表层土壤 CH₄ 产生速率无显著差异 ($P > 0.05$).本研究中的咸水芦苇湿地土壤盐度范围为 10~15,该盐度范围的河口湿地属于 Odum 划定的中盐水^[26]($5.0 \leq$ 盐度 < 18.0 , mesohaline)沼泽.本研究的结果可以很好地用于解释 Poffenbarger 等^[8]通过对文献综述研究发现的一个重要结论:18.0 是一个关键的盐度阈值,即淡水(盐度 < 0.5)和中咸水($5.0 \leq$ 盐度 < 18.0)沼泽湿地 CH₄ 排放通量无显著差异 ($P > 0.05$).事实上,河口湿地 CH₄ 排放除了受盐度影响外,还受到植物群落类型、植物生物量、土壤微生物群落结构、土壤有机碳含量以及水淹条件等生物和非生物因子的综合调控,是一个多因子影响的生物地球化学过程.泥浆厌氧培养法是测定湿地土壤 CH₄ 产生速率的主要方法.泥浆培养法多是添加一定量的去离子水配置成水:土比为 1:1 的泥浆^[22-24],用去离子水添加配置泥浆的主要出发点是防止用不同原位水可能造成添加水中其它离子和溶解性有机碳含量等条件的差异.本研究对采集的淡水和咸水芦苇湿地土样均添加去

离子水配置泥浆进行厌氧培养实验,可能会造成咸水泥浆盐度的一定下降,无法很好地反映原位环境,这也可能是造成本研究中淡水和咸水芦苇湿地土壤 CH₄ 产生速率无显著差异的原因之一.今后的研究,对于河口盐沼湿地土壤厌氧培养实验测定土壤 CH₄ 和 CO₂ 产生速率应加入去除氧气的原位水可更好地反映湿地环境状况,并保证厌氧培养环境.此外,本研究厌氧培养实验的时长为 15d,推测厌氧泥浆实验产生的 CO₂ 主要来自于微生物介导的土壤有机碳厌氧矿化分解,主要过程可能包括铁异化还原、硝酸盐异化还原,在咸水泥浆厌氧培养实验中还有硫酸盐异化还原产生的 CO₂ 气体.

盐度是影响滨海/河口湿地土壤 CH₄ 产生的一个重要环境因子,目前一些研究表明伴随着盐度的增加,河口湿地土壤中 SO₄²⁻ 浓度提升,硫酸盐异化还原过程的能量比 CH₄ 产生过程高,因此造成随着盐度的增加湿地 CH₄ 产生速率降低^[9-12].此外,硫酸盐还原过程的中间产物 H₂S,对产甲烷菌具有毒害作用,也会导致产甲烷菌活性下降.Cl⁻ 浓度的增加可通过渗透胁迫进而破坏酶和微生物的生理结构,降低产甲烷菌的活性^[27].推测发生这一现象的条件可能是盐度增加的上限超过了中咸水范围,最终导致硫酸盐异化还原过程占优势,CH₄ 产生速率降低.

本研究中 6 个河口淡水、咸水芦苇湿地土壤厌氧 CO₂ 产生速率平均值分别为(7.64±4.94)和(10.28±6.84)μg CO₂/g(·d).6 个河口数据整体统计分析发现:淡水芦苇湿地土壤厌氧 CO₂ 产生速率显著低于咸水芦苇湿地 ($P < 0.01$).目前鲜见关于盐度变化对于河口湿地土壤厌氧 CO₂ 产生速率影响的文献报道.从理论上讲,河口湿地盐度增加提升硫酸盐异化还原过程,硫酸盐异化还原过程的主要产物包括 CO₂ 气体,这将导致河口湿地土壤厌氧 CO₂ 产生量增多.

3.2 土壤胞外酶活性、产甲烷菌 *mcrA* 丰度与土壤环境因子的关系

土壤胞外酶是由土壤植物根系、动物和微生物等合成分泌而成,其对土壤生物地球化学循环过程起到重要的作用.本研究中 5 种土壤胞外酶活性及产甲烷菌均与 pH 值呈显著负相关关系 ($P < 0.01$),*mcrA* 丰度与土壤 C:N 呈显著负相关关系,与土壤 NO₃⁻、SOC、TN、TC、NH₄⁺ 呈显著正相关关系.本研究中 6 个河口数据整体分析发现:河口淡水芦苇

湿地 NAG 活性显著低于咸水芦苇湿地($P<0.01$)。NAG 是土壤中的氮分解酶,其主要的功能是降解土壤中几丁质和肽聚糖等,并作为重要氮源物质^[28],NAG 活性的增减与微生物对氮源的需求有关,当微生物对氮需求增多的时候,土壤中 NAG 的活性也会随之增加。盐度对河口湿地土壤胞外酶活性的影响较为复杂。盐度作为酶活性的环境胁迫因子之一,可以通过影响微生物的群落结构、湿地植物生长等因素间接影响土壤胞外酶的活性^[29]。有研究提出,NAG 在一定的盐度环境中表现出较高的活性,但并未明确指出其活性与盐度有直接关系^[30]。Morrissey 等^[29]指出盐度增加可增强离子强度,提高酶及有机底物的吸附性与稳定性,进而提高酶活性。美国路易斯安纳州沼泽湿地土壤盐度从 0.3 增加至 35 时,BG 活性会降低 15%^[31],与之类似的,孟加拉湾潮汐沼泽湿地围垦的水稻田土壤盐度从 0 增加至 16,BG 活性降低 46%^[32],中国长江河口潮汐沼泽湿地土壤施加盐水,也发现施加 10 以上的盐水,CBH 活性降低^[33]。本研究对 6 个河口湿地数据整体分析发现,河口芦苇湿地土壤产甲烷菌丰度与土壤 C:N、pH 值具有显著负相关关系($P<0.01$),与 TC、TN、CBH、BG、PHO、 NH_4^+ 具有显著正相关关系($P<0.01$),然而盐度与 SO_4^{2-} 含量无显著相关性($P>0.05$)(图 5)。但也有研究表明:从淡水到微咸水沼泽(盐度:0~5.0),产甲烷菌丰度随盐度的增加而降低,即较低幅度的盐度增加同样对产甲烷菌丰度具有抑制作用^[34]。

3.3 河口沼泽湿地土壤 CH_4 及 CO_2 产生与其它环境因子的关系

河口沼泽湿地土壤 CH_4 与 CO_2 的产生是微生物介导的生物地球化学过程。本研究随机森林模型分析结果表明:土壤 C:N、*mcrA* 丰度和 NH_4^+ 浓度对中国主要河口芦苇湿地 CH_4 产生速率的贡献率最高,是 3 个最主要的驱动因子。土壤 TN、BG 活性对 CO_2 产生速率贡献最高,是 2 个最主要的驱动因子。本研究相关性分析结果显示:河口沼泽湿地土壤 CH_4 和 CO_2 的产生速率与土壤 TC、TN 和 SOC 含量呈显著正相关关系。TC、TN 和 SOC 含量越高,碳的可利用性就越高,增加了 CH_4 和 CO_2 产生底物的可利用性^[35]。此外,本研究中,河口沼泽湿地土壤 CH_4 和 CO_2 产生速率与 C:N 呈显著负相关关系,这也表明:对于河口沼泽湿地 CH_4 和 CO_2 产生,氮是一个限制因素。

氮限制环境下土壤呼吸速率往往会较低,氮输入可提高氮的可利用性且会降低 C:N,这导致底物氮限制得到改变,进而通过激发效应促进了微生物的活性,加快土壤有机碳的分解。

本研究相关分析结果表明: CH_4 与 CO_2 的产生速率与土壤 pH 值呈显著负相关关系,随着 pH 值的增加, CH_4 、 CO_2 的产生速率均显著下降。有研究表明,产甲烷菌代谢最适的 pH 值范围为 6.5~7.5,超出此范围抑制 CH_4 产生^[36]。曹琼等^[37]发现土壤 pH 值增加,电导率显著上升,推测沉积物间隙水中 SO_4^{2-} 、 Cl^- 等浓度增加,导致硫酸盐还原过程增强,从而降低产甲烷菌对底物的利用效率^[38]。 CH_4 产生速率与 NH_4^+ 浓度呈显著正相关,可能由于 NH_4^+ 浓度的增加提升了氮的可利用性,缓解了河口区沼泽湿地土壤的氮限制,为 CH_4 与 CO_2 的产生提供了良好的环境条件。

本研究发现,河口沼泽湿地土壤 CH_4 和 CO_2 产生与土壤胞外酶活性以及 *mcrA* 丰度呈显著正相关关系($P<0.01$)。产甲烷古菌是影响 CH_4 产生速率的主要生物贡献因子,该结果与以往研究一致。Yuan 等^[39]发现外来植物入侵滨海湿地后 CH_4 产生速率的增加与土壤中 *mcrA* 基因丰度的增加同步;Qi 等^[40]研究发现水稻田土壤 CH_4 产生速率下降与 *mcrA* 的丰度降低相互关联。土壤胞外酶在湿地生态系统物质循环中具有关键作用^[41],与湿地碳循环相关的胞外酶活性的增加,如 BG、CBH、PHO 和 PEO 的增加促进土壤有机碳分解^[42]。河口沼泽湿地植被茂密,生物量大,植物丰富的纤维素与根系的分泌物会为土壤胞外酶提供充足的底物,进一步导致 CBH、PEO 等胞外酶在河口沼泽湿地土壤的有机碳分解与转化过程中发挥重要作用。BG 与河口芦苇湿地 CO_2 产生速率具有显著相关性($P<0.001$),可能是由于 BG 将二糖底物降解为葡萄糖^[43],从而为土壤微生物提供了底物,促进了土壤的呼吸作用。河口芦苇湿地土壤 CH_4 和 CO_2 产生速率与土壤胞外酶活性、*mcrA* 丰度存在显著正相关关系也支持了土壤胞外酶活性与 *mcrA* 丰度是 CH_4 和 CO_2 产生的主要驱动因子的结论。但是也有研究发现湿地 CO_2 产生速率与土壤胞外酶活性呈现出相反的变化趋势^[44],其具体关系仍需更为深入的研究加以明晰。有机碳输入以及 SOC 含量的差异也对产甲烷菌丰度和 CH_4 产生具有重要的影响。本研究结果表明: CH_4 产生速率与

SOC 含量具有显著正相关关系,Bergman 等^[45]对瑞士泥炭沼泽湿地的研究发现,SOC 含量的差异是造成不同湿地 CH₄ 产生速率差异的主要因素。

4 结论

4.1 河口淡水芦苇湿地土壤表层 CO₂ 产生速率显著低于咸水(盐度:10~15)芦苇湿地,但是两者的 CH₄ 产生速率均无显著差异。

4.2 河口芦苇湿地土壤 CH₄ 及 CO₂ 产生速率受土壤理化特性与微生物功能因子的双重影响。土壤 SOC、TC 和 TN 含量是芦苇湿地土壤 CH₄ 及 CO₂ 产生速率的关键驱动因子,它们为土壤微生物代谢活动提供了丰富的底物资源。土壤 CH₄ 产生速率随着 C:N、pH 值的增加而降低。土壤 *mcrA* 丰度、BG、CBH、PEO、PHO 酶活性对芦苇湿地土壤 CH₄ 及 CO₂ 的产生具有显著促进作用。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. 2013.
- [2] IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. 2021.
- [3] Macreadie P I, Costa M D P, Atwood T B, et al. Blue carbon as a natural climate solution [J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2021,2:826–839.
- [4] Smith C J, DeLaune R D, Patrick Jr W H. Carbon dioxide emission and carbon accumulation in coastal wetlands [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1983,17(1):21–29.
- [5] Bartlett K B, Bartlett D S, Harriss R C, et al. Methane emission along a salt salinity gradient [J]. Biogeochemistry, 1987,4:183–202.
- [6] Weston N B, Neubauer S C, Velinsky D J, et al. Net ecosystem carbon exchange and the greenhouse gas balance of tidal marshes along an estuarine salinity gradient [J]. Biogeochemistry, 2014,123(3):163–189.
- [7] Hu M J, Ren H C, Ren P, et al. Responses of gaseous carbon emission to low-level salinity increase in tidal marsh ecosystem of the Min River estuary, southeastern China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2017,52:210–222.
- [8] Poffenbarger H J, Needelman B A, Megonigal J P. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes [J]. Wetlands, 2011,31(5): 831–842.
- [9] Mishra S R, Pattnaik P, Sethunathan N, et al. Anion-mediated salinity affecting methane production in a flooded alluvial soil [J]. Geomicrobiology Journal, 2003,20:579–586.
- [10] Neubauer S C, Givler K, Valentine S K, et al. Seasonal patterns and plant-mediated controls of subsurface wetland biogeochemistry [J]. Ecology, 2005,86(12):3334–3344.
- [11] Weston N B, Dixon R E, Joye S B. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2006,111(G01009).
- [12] Marton J M, Herbert E R, Craft C B. Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils [J]. Wetlands, 2012,32:347–357.
- [13] 全川,罗敏,胡敏杰,等.海平面上升对河口感潮沼泽湿地 CH₄ 和 CO₂ 产生和排放的影响:机制与复杂性 [J]. 地球科学进展, 2024, 39(5):441–453.
Tong C, Luo M, Hu M J, et al. Effects of sea level rise on production and emission of CH₄ and CO₂ in estuarine tidal marshes:mechanism and complexity [J]. Advances in Earth Science, 2024,39(5)441–453.
- [14] 于淼,郭雪莲,栗云召,等.黄河口咸淡水交互作用对芦苇湿地土壤有机碳空间分异的影响 [J]. 应用生态学报, 2024,35(2):415–423.
Yu M, Guo X L, Li Y Z, et al. Effects of fresh-salt water interaction on spatial variations of soil organic carbon in reed wetland of Yellow River [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024,35(2): 415–423.
- [15] 于芳芳,李法云,贾庆宇.温度和水分对辽河保护区典型湿地土壤氮矿化的影响 [J]. 生态科学, 2019,38(6):98–105.
Yu F F, Li F Y, Jia Q Y. Effects of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization of typical wetland in Liaohe reservation zone [J]. Ecological Science, 2019,38(6):98–105.
- [16] 邢庆会,韩广轩,于君宝,等.黄河口潮间盐沼湿地生长季净生态系统 CO₂ 交换特征及其影响因素 [J]. 生态学报, 2014,34(17):4966–4979.
Xing Q H, Han G X, Yu J B, et al. Net ecosystem CO₂ exchange and its controlling factors during the growing season in an inter-tidal salt marsh in the Yellow River Estuary [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(17):4966–4979.
- [17] 张佳蕊,张海燕,陆健健.长江口淡水潮滩芦苇地上与地下部分月生物量变化比较研究 [J]. 湿地科学, 2013,11(1):7–12.
Zhang J R, Zhang H Y, Lu J J. Comparisons of monthly biomass dynamics between aboveground and belowground parts of *Phragmites australis* in freshwater tidal flat in Yangtze Estuary [J]. Wetland Science, 2013,11(1):7–12.
- [18] 杨月伟,夏贵荣,丁平,等.浙江乐清湾湿地水鸟资源及其多样性特征 [J]. 生物多样性, 2005,(6):38–44.
Yang Y W, Xia G R, Ding P, et al. Species diversity of water birds in the wetland of Yueqing Bay, Zhejiang Province [J]. Biodiversity Science, 2005,(6):38–44.
- [19] 胡敏杰,邹芳芳,全川,等.闽江河口短叶荇沼泽湿地沉积物磷的赋存形态和空间分布 [J]. 环境科学学报, 2014,34(11):2815–2822.
Hu M J, Zhou F F, Tong C, et al. Fractions and spatial distribution of phosphorus in sediments of the *Cyperus malaccensis* marshes in the Min River estuary [J]. Acta Science Circumstantiae, 2014,34(11): 2815–2822.
- [20] 彭松耀,赖子尼,蒋万祥,等.珠江口大型底栖动物的群落结构及影响因素研究 [J]. 水生生物学报, 2010,34(6):1179–1189.
Peng S Y, Lai Z N, Jiang W X, et al. Study on community structure of macrozoobenthos and impact factors in Pearl River Estuary [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2010,34(6):1179–1189.

- [21] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法 [M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000:289-290.
- Lu R K. Methods of soil agricultural chemical analysis [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:289- 290.
- [22] Wagner D, Pfeiffer E M. Two temperature optima of methane production in a typical soil of the Elbe river marshland [J]. Federation of European Microbiological Societies Microbiology Ecology, 1997, 22:145-153.
- [23] Wassmann R, Neue H U, Bueno C, et al. Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates [J]. Plant and Soil, 1998,203(2):227-237.
- [24] Tong C, Wang W Q, Huang J F, et al. Invasive alien plants increase CH₄ emissions from a subtropical tidal estuarine wetland [J]. Biogeochemistry, 2012,111:677-69.
- [25] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R, et al. The effects of long-term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(9):1309-1315.
- [26] Odum W E. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes [J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1988,19:147-176.
- [27] Luo M, Huang J F, Zhu W F, et al. Impacts of increasing salinity and inundation on rates and pathways of organic carbon mineralization in tidal wetlands: a review [J]. Hydrobiologia, 2019,827(1):31-49.
- [28] Hu Y, Zheng Q, Noll L, et al. Direct measurement of the in situ decomposition of microbial-derived soil organic matter [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2020,141:107660.
- [29] Morrissey E M, Franklin R B. Evolutionary history influences the salinity preference of bacterial taxa in wetland soils [J]. Frontiers in Microbiology, 2015,6:1013.
- [30] Lu T H, Chen C L, Qiu L P, et al. Halophyte functional groups influence seasonal variations in rhizosphere microbial necromass and enzyme activities in an inland saline ecosystem [J]. Biology and Fertility of Soils, 2023,59(8):989-1003.
- [31] Jackson C R, Vallaire S C. Effects of salinity and nutrients on microbial assemblages in Louisiana wetland sediments [J]. Wetlands, 2009,29:277-287.
- [32] Tripathi S, Chakraborty A, Chakrabarti K, et al. Enzyme activities and microbial biomass in coastal soils of India [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007,39:2840-2848.
- [33] Li X F, Gao D Z, Hou L J, et al. Salinity stress changed the biogeochemical controls on CH₄ and N₂O emissions of estuarine and intertidal sediments [J]. Science of the Environment, 2019,652: 593-601.
- [34] Tong C, Cadillo-Quiroz H, Zeng Z H. Changes of community structure and abundance of methanogens in soils along a freshwater-brackish water gradient in subtropical estuarine marshes [J]. Geoderma, 2017,299:101-110.
- [35] Bodelier P L E, Roslev P, Henckel T, et al. Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots [J]. Nature, 2000,403(6768):421-424.
- [36] Li K, Wang Z H, Xiang Q Y, et al. Coupling of soil methane emissions at different depths under typical coastal wetland vegetation types [J]. Chemosphere, 2023,338:139505.
- [37] 曹琼,黄佳芳,罗敏,等.滨海沼泽湿地转化为养殖塘对其碳储量的影响 [J]. 中国环境科学, 2022,42(3):1335-1345.
- Cao Q, Huang J F, Luo M, et al. Effect of conversion of coastal marsh into aquaculture ponds on ecosystem carbon stocks in the Min River estuary [J]. China Environmental Science, 2022,42(3):1335-1345.
- [38] 胡敏杰,任鹏,黄佳芳,等.外源氮、硫添加对闽江河口湿地 CH₄、CO₂ 排放的短期影响 [J]. 环境科学, 2016,37(9):3606-3615.
- Hu M J, Ren P, Huang J F, et al. Short-term effects of nitrogen and sulfate addition on CH₄ and CO₂ emissions in the Tidal Marsh of Minjiang River Estuary [J]. Environmental Science, 2016,37(9): 3606-3615.
- [39] Yuan J J, Liu D Y, Ji Y, et al. *Spartina alterniflora* invasion drastically increases methane production potential by shifting methanogenesis from hydrogenotrophic to methylotrophic pathway in a coastal marsh [J]. Journal of Ecology, 2019,107(5):2436-2450.
- [40] Qi L, Ma Z, Chang S X, et al. Biochar decreases methanogenic archaea abundance and methane emissions in a flooded paddy soil [J]. Science of the Total Environment, 2021,752:141958.
- [41] Wallenstein M D, Burns R G. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matter degradation in soil: a complex community-driven process [J]. Methods of Soil Enzymology, 2011,9: 35-55.
- [42] Du Y H, Guo P, Liu J Q, et al. Different types of nitrogen deposition show variable effects on the soil carbon cycle process of temperate forests [J]. Global Change Biology, 2014,20(10):3222-3228.
- [43] Sinsabaugh R L, Lauber C L, Weintraub M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale [J]. Ecology letters, 2008,11(11): 1252-1264.
- [44] 袁武,靳振江,程跃扬,等.岩溶湿地和稻田的土壤酶活性与 CO₂ 和 CH₄ 排放特征 [J]. 中国农业科学, 2020,53(14):2897-2906.
- Yuan W, Jin Z J, Cheng Y Y, et al. Characteristics of soil enzyme activities and CO₂ and CH₄ emissions from natural wetland and paddy field in Karst Areas [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2020,53(14): 2897-2906.
- [45] Bergman I, Klarqvist M, Nilsson M. Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality [J]. Federation of European Microbiological Societies Microbiology Ecology, 2000,33:181- 189.

作者简介: 冯智桦(2001-),男,广东佛山人,福建师范大学硕士研究生,主要从事河口湿地生物地球化学循环的研究.mr_fzh@163.com.