

DOI: 10.5846/stxb201709281757

袁晓敏, 杨继松, 刘凯, 郑冬梅, 郑佳玉, 刘强. 辽河口滨海湿地 CH_4 排放特征及其影响因素. 生态学报, 2019, 39(5): - .

Yuan X M, Yang J S, Liu K, Zheng D M, Zheng J Y, Liu Q. Characteristics and impact factors of methane emission in coastal wetland of the Liaohe estuary. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(5): - .

辽河口滨海湿地 CH_4 排放特征及其影响因素

袁晓敏^{1,2}, 杨继松^{1,*}, 刘 凯³, 郑冬梅³, 郑佳玉³, 刘 强²

1 鲁东大学资源与环境工程学院, 滨海生态高等研究院, 烟台 264025

2 北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875

3 沈阳大学环境学院, 区域污染环境生态修复教育部重点实验室, 沈阳 110044

摘要: 采用静态箱—气相色谱法, 于 2016 年 6—11 月连续观测辽河口芦苇湿地、翅碱蓬湿地和裸滩湿地的 CH_4 排放速率, 同时测定温度、氧化还原电位(Eh)、pH 值和电导率(EC)等相关环境因子的动态变化。结果表明, 3 种类型湿地的 CH_4 排放具有明显的季节变化特征, 均呈先上升后下降趋势。芦苇湿地、翅碱蓬湿地(涨潮前)和裸滩湿地(涨潮前) CH_4 排放通量变化范围分别为 0.447—10.40、0.045—0.509 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 0.016—0.593 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 观测期内排放通量均值相应为 (3.699 ± 3.679) 、 (0.165 ± 0.156) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 (0.198 ± 0.191) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 不同类型湿地之间差异显著 ($P < 0.01$), 芦苇湿地 > 裸滩湿地(涨潮前) > 翅碱蓬湿地(涨潮前)。涨潮过程中, 翅碱蓬湿地和裸滩湿地的排放速率分别变化在 0.009—0.353 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 0.018—0.335 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 观测期间其排放速率均值分别为 (0.119 ± 0.132) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 (0.131 ± 0.103) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 明显低于涨潮前 ($P < 0.01$)。不同湿地类型间 CH_4 排放通量与电导率(EC)呈显著负相关 ($P < 0.01$)。研究结果表明, 潮汐和电导率均为影响辽河口不同类型湿地中 CH_4 排放的关键因子。

关键词: CH_4 排放; 潮汐; 环境因子; 滨海湿地; 辽河口

Characteristics and impact factors of methane emission in coastal wetland of the Liaohe estuary

YUAN Xiaomin^{1,2}, YANG Jisong^{1,*}, LIU Kai³, ZHENG Dongmei³, ZHENG Jiayu³, LIU Qiang²

1 Institute of Advanced Study in Coastal Ecology, School of Resources and Environment Engineering, Ludong University, Yantai 264025, China

2 State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

3 Key Laboratory of Regional Environment and Eco-Remediation (Ministry of Education), School of Environment, Shenyang University, Shenyang 110044, China

Abstract: A monthly investigation of methane flux in *Phragmites australis* wetland, *Saline seepweed* wetland, and mudflat at Liaohe Estuary was carried out from June to November in 2016, using an enclosed chamber technique. Simultaneously, environmental factors, including soil temperature, redox potential (Eh), electrical conductivity (EC), and pH values were measured to evaluate its influence on methane emission. The results showed that: (i) the methane flux in the three types of wetland showed obvious seasonal variations, which is higher in summer than that in spring and autumn; (ii) the methane flux was 0.447—10.40 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ with a mean of 3.699 ± 3.679 in *P. australis* wetland. During ebb tides, methane flux was 0.045 – 0.509 and 0.016 – 0.593 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ with a mean of 0.165 ± 0.156 and 0.198 ± 0.191 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the *Saline seepweed* wetland and mudflat, respectively. The methane flux was significantly different among the three wetland types ($P <$

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41571092, 41871087); “十三五”国家重点研发计划重点专项项目课题(2017YFC0505902)

收稿日期: 2017-09-28; **网络出版日期:** 2018-00-00

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

0.01), which is highest in *P. australis*, and followed by mudflat, *Saline seepweed* wetland; (iii) during flood tide, the methane flux ranged from 0.009 to 0.353 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ and 0.018 to 0.335 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ with means of 0.119 ± 0.132 and $0.131 \pm 0.103 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in *Saline seepweed* wetland and mudflat, respectively. The mean fluxes of methane during flood tides were significantly lower than that of ebb tide ($P < 0.01$); and (iv) furthermore, methane fluxes negatively correlated with the EC values in the three wetland types ($P < 0.01$). The results indicate that tide and salinity are the key factors to influence methane emission from the coastal wetlands of Liaohe estuary.

Key Words: methane emission; tide; environmental factor; coastal wetland; Liaohe estuary

近年来,大气中的温室气体含量升高加速,是目前世界各国学者和政府都很关注的全球性环境及生态问题^[1]。工业时代前 80 万年间,南极大气中 CH_4 浓度在 $320 \times 10^{-3} \text{ mL/m}^3$ 和 $780 \times 10^{-3} \text{ mL/m}^3$ 之间波动^[2],2012 年大气 CH_4 浓度已达到 $1803 \times 10^{-3} \text{ mL/m}^3$,约为工业革命前的 3 倍^[3]。虽然 CH_4 在大气中的浓度较低,但其增温潜势为 CO_2 的 10—25 倍,对温室效应的贡献达 23%^[4],并且在大气中的平均存留时间长达 10 年,远高于 CO_2 的 3 年。因此减少 CH_4 排放对缓和潜在的全球增温趋势比减少 CO_2 的排放更为有效^[5]。

湿地是全球最大的 CH_4 自然排放源,每年贡献 100×10^{12} — $231 \times 10^{12} \text{ g CH}_4$ 进入大气,占全世界 CH_4 排放总量的 15%—30%^[6-7],宽泛的湿地甲烷估算范围反映出湿地 CH_4 排放通量的决定因素存在较大的不确定性。滨海湿地处于海陆交互地带,咸淡水交汇作用使其水盐环境明显区别于内陆湿地,决定了其生物地球化学过程更具特殊性。研究表明,水位的变化可改变土壤空隙水中溶解氧的分布,表现为氧化还原电位的变化^[8];盐分引起的土壤溶液离子强度的变化,可改变土壤团聚体表面有机质的活动性^[9];由海水携带的 SO_4^{2-} 为碳矿化过程提供充足的电子受体,其还原过程可改变厌氧微生物碳矿化的主导途径^[10];盐分及渗透压的变化可对微生物的活性及其群落结构与功能产生影响^[11-12]。

然而,不同地理区域因其环境条件各异,决定了 CH_4 排放特征也不尽相同。辽河口湿地是我国中高纬地区最大的河口湿地,主要依靠降水和河水补给。该区湿地土壤类型属于硫酸盐氯化物盐化沼泽土 ($\text{EC}_{1:5}$ 0.67—2.72 mS/cm , Cl^- 0.24—3.52 g/kg , SO_4^{2-} 0.23—3.49 g/kg),周期性涨潮过程中输入海水的总含盐量 11.06—15.65 g/L ,盐度 12.8‰—18.5‰。近年来随着降水和河流来水量的下降,海水入侵范围扩展、湿地土壤盐分升高,芦苇湿地退化趋势日益明显,这将对辽河口湿地土壤碳生物地球化学过程产生重要影响。本研究采用原位观测方法,通过测定辽河口不同滨海湿地类型(芦苇湿地、翅碱蓬湿地和裸滩湿地) CH_4 的排放特征,分析 CH_4 排放特征与主要环境因子间的关系,旨在揭示制约辽河口湿地 CH_4 排放的关键环境要素,为滨海湿地 CH_4 排放估算及 CH_4 生成机理研究提供科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

辽河口湿地位于盘锦市境内滨海地区,地理位置 $40^\circ 41' 03.06''$ — $41^\circ 27' 42.01'' \text{N}$, $121^\circ 30' 30.29''$ — $122^\circ 30' 21.33'' \text{E}$ 。本区域属于温带季风气候区,具有雨热同季、干冷同期的特点,年均降水量 611.6—640.1 mm,集中在 7—9 月,年平均气温 9.2℃,每年 11 月至次年 4 月为冻土期。土壤盐渍化比较严重,盐化沼泽土按盐分组成成分氯化物盐化沼泽土和硫酸盐氯化物盐化沼泽土两个土属,且沿向海方向土壤盐分呈上升趋势。自然湿地类型距海由远及近依次为芦苇湿地(*Phragmites australis* wetland)、翅碱蓬湿地(*Saline seepweed* wetland)和裸滩湿地(Mudflat),优势植被依次为芦苇、翅碱蓬,裸滩湿地无植被覆盖。芦苇和翅碱蓬植株生长旺盛期均为 6—9 月,8 月中旬左右,芦苇植株最高 2.8—3.2 m,翅碱蓬植株 20—22 cm,2016 年地上生物量观测最高值分别为 $(2033.3 \pm 256.5) \text{ g/m}^2$ 和 $(321.9 \pm 62.8) \text{ g/m}^2$ 。本试验以 3 种典型的自然湿地类型为研究样地,选取 3 个固定观测点,地理坐标分别为($41^\circ 14' 03.06'' \text{N}$, $121^\circ 50' 30.29'' \text{E}$) (芦苇湿地)、($40^\circ 56' 03.06'' \text{N}$, $121^\circ 49' 30.29'' \text{E}$) (翅

碱蓬湿地)、(40°57′03.06″N,121°42′30.29″E)(裸滩湿地),其中芦苇采样点和翅碱蓬采样点之间的距离约 10 km,翅碱蓬采样点和裸滩采样点之间的距离约 0.5 km。

1.2 研究方法

1.2.1 CH₄气体样品采集

采用静态箱—气相色谱法。采样装置由 3 个部分构成:底座+连接箱+顶箱。底座材料为不锈钢,观测试验前的 4 月中旬将底座固定在每个采样点;连接箱和顶箱均为不透光的 PVC 板(厚度 3 mm),规格分别为 45 cm×45 cm×100 cm 和 45 cm×45 cm×80 cm。顶箱上安装小风扇,以保证箱内气体混合均匀,侧壁安装三通阀和温度计,用于气体样品的采集和温度测量。采样时将顶箱置于底座之上(植被地上高度超过 80 cm 后,在底座和顶箱之间添加连接箱),并在底座凹槽中持续加水,利用液封来提高采样装置密闭性。扣箱后立即开始计时,并用 100 mL 注射器于扣箱后的 0、10、20、30 min 依次采集气体,采集的气体通过三通阀注入铝塑复合气袋(化工部大连光明化工研究所生产,250 mL)。考虑涨潮过程对 CH₄气体排放的影响,在翅碱蓬湿地和裸滩湿地研究样点,同一采样日期内均在涨潮前 2 个小时采集涨潮前的气体样品,当潮水水位达到 10 cm 时,开始采集涨潮中的气体样品。涨潮过程中,平潮时间约 30 min,潮水最高水位可达静态箱 34 cm 处。采样时间为 2016 年 6—11 月,其中 7、8 月份采集时间为月初和月中,其它月份每月采集 1 次。每个湿地类型设置 3 个重复观测点。

1.2.2 土壤样品采集与测量

采集气体样品的同时,在每个采样点,用土钻采集 0—10 cm 深度的土壤,3 个重复。分别混合均匀后带回实验室,挑出明显的根系后自然风干,研磨,过 100 目筛。分别用高温外热重铬酸钾氧化-容量法和开氏法测定土壤中有机碳(soil organic carbon,SOC)和全氮(total nitrogen,TN)含量^[13](表 1)。

表 1 供试土壤有机碳、氮含量及地上生物量

Table 1 Soil organic carbon, total nitrogen content and aboveground biomass

湿地类型 Type of wetland	土壤有机碳含量 SOC/(g/kg)	总氮含量 TN/(g/kg)	地上生物量 Aboveground biomass/(g/m ²)
芦苇湿地 <i>Phragmites australis</i> wetland	24.02±0.79	0.470±0.075	2033.3±256.5
翅碱蓬湿地 <i>Saline seepweed</i> wetland	16.04±0.96	0.345±0.027	321.9±62.8
裸滩湿地 Mudflat	15.77±1.18	0.294±0.027	—

SOC:soil organic carbon;TN:total nitrogen; 均值±标准差

1.2.3 环境因子和地上生物量测定

采集气体样品时,同步观测环境因子的变化。本研究主要观测的环境因子包括土壤温度、pH、电导率值(EC)、氧化还原电位(Eh)和地上生物量,分别采用水银温度计、电导率仪(DDBJ-350)和酸度计(PHBJ-260)进行测量;采用收割法测定植物地上生物量。

1.2.4 气体样品分析与通量计算

气体样品中 CH₄浓度用配有 FID(氢火焰离子化检测器)的气相色谱仪(安捷伦 7890B)分析测定。载气为氮气,流速 25 mL/min;燃气为氢气,流速 40 mL/min;助燃气为空气,流速 400 mL/min,检测器温度为 250℃,柱箱温度 55℃,辅助加热器温度 375℃。用国家标准物质中心生产的 CH₄标准气体,浓度为 1.99 μL/L。利用下列公式计算气体排放通量:

$$J = \frac{dc}{dt} \cdot \frac{M}{V_0} \cdot \frac{P}{P_0} \cdot \frac{T_0}{T} \cdot H \quad (1)$$

式中, J 为气体排放速率($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), dc/dt 为采样时气体浓度随时间变化的直线斜率, M 为被测气体的摩尔质量, P 为采样点气压(Pa), T 为采样时绝对温度(K), V_0, P_0, T_0 分别为标准状态下的气体摩尔体积、空气气压(Pa)和绝对温度(K), H 为水面以上采样箱高度(m)。

1.2.5 数据处理与分析

利用 SPSS 18.0 软件进行方差分析和 Pearson 相关性分析, Origin 8.5 软件进行制图。

2 结果与分析

2.1 不同湿地类型 CH₄ 排放特征

3 种类型湿地 CH₄ 排放呈现出不同的变化特征(图 1)。芦苇湿地 CH₄ 排放随时间变化呈单峰型排放特征:自 6 月初至 8 月初, CH₄ 排放通量开始上升, 7 月初上升速率加快, 于 8 月初出现排放峰值 (10.40 ± 3.82) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 。此后, CH₄ 排放呈下降趋势, 至观测结束(11 月初), CH₄ 排放通量值为 (0.575 ± 0.095) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 。

翅碱蓬湿地 CH₄ 排放特征与芦苇湿地不同(图 1): 6 月初, 涨潮前 CH₄ 排放通量逐渐升高, 并于 7 月中旬出现排放峰值 (0.509 ± 0.106) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 8 月初快速下降至 (0.132 ± 0.004) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 之后, 呈现波动下降趋势; 涨潮期间, CH₄ 排放变化特征与涨潮前基本一致, 但排放峰值出现在 7 月初, 相应值为 (0.353 ± 0.052) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 。

裸滩湿地 CH₄ 排放特征与翅碱蓬湿地近似(图 1): 涨潮前和涨潮中的 CH₄ 排放通量均在 7 月中旬达到峰值, 其值分别为 (0.593 ± 0.013) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (涨潮前) 和 (0.335 ± 0.103) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (涨潮中), 至 11 月初, CH₄ 排放通量分别下降至 (0.040 ± 0.001) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (涨潮前) 和 (0.018 ± 0.0002) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (涨潮中)。

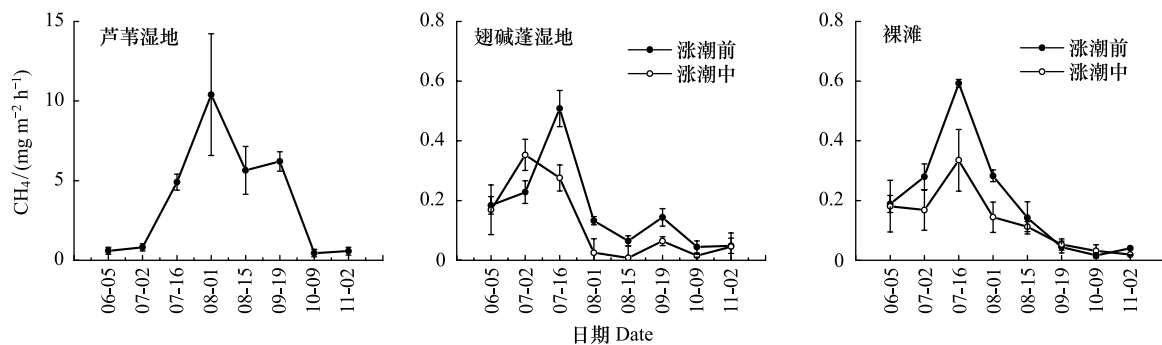


图 1 3 种类型湿地 CH₄ 排放通量

Fig.1 CH₄ flux in different types of wetland

Bar 线表示 3 个重复之间的标准误差

整个观测期内, 芦苇湿地的 CH₄ 排放通量均值为 (3.699 ± 3.679) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 明显高于其他两类湿地(表 2)。涨潮前, 翅碱蓬湿地和裸滩湿地 CH₄ 排放通量均值分别为 (0.165 ± 0.156) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 (0.198 ± 0.191) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 呈现裸滩湿地 > 翅碱蓬湿地, 两类湿地 CH₄ 排放通量无显著差异 ($P > 0.05$) (表 2); 涨潮过程中, 翅碱蓬湿地和裸滩湿地的相应值分别为 (0.119 ± 0.132) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 和 (0.131 ± 0.103) $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 也表现为裸滩湿地 > 翅碱蓬湿地。根据单因素方差分析结果, 3 类湿地 CH₄ 排放通量具有显著差异 ($P < 0.05$), 芦苇湿地 > 裸滩湿地(涨潮前) > 翅碱蓬湿地(涨潮前), 芦苇湿地 > 裸滩湿地(涨潮中) > 翅碱蓬湿地(涨潮中)。比较分析涨潮前后 CH₄ 排放通量均值, 潮汐明显降低了翅碱蓬湿地和裸滩湿地的 CH₄ 排放速率 ($P < 0.05$)。

表 2 观测期内 CH₄ 排放通量均值

Table 2 Average methane flux during the observation period

湿地类型 Type of wetland	CH ₄ 排放通量均值 Mean flux of methane/($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	
	涨潮前 During flood tide	涨潮中 During ebb tide
芦苇湿地 <i>Phragmites australis</i> wetland	$3.699 \pm 3.679\text{a}$	—
翅碱蓬湿地 <i>Saline seepweed</i> wetland	$0.165 \pm 0.156\text{b}$	$0.119 \pm 0.132\text{c}$
裸滩湿地 Mudflat	$0.198 \pm 0.191\text{b}$	$0.131 \pm 0.103\text{c}$

均值 ± 标准差, 同行和同列之间, 不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

2.2 环境因子变化特征及其对 CH₄ 排放的影响

由于芦苇湿地无明显的潮汐过程, 故将涨潮前的翅碱蓬和裸滩湿地 CH₄ 排放与之对比分析环境因子的影响。3 类湿地土壤温度 8 月中旬之前在 25.0—28.5℃ 之间变动, 之后, 开始快速下降, 至 11 月初观测结束温度降为 7.0—9.0℃ (图 2)。翅碱蓬湿地和裸滩湿地电导率 (EC) 值变化范围 (均值) 为 21.0—31.4 (25.0±4.17) mS/cm 与 22.1—31.3 (25.2±3.61) mS/cm, 二者变化趋势大致相同 (图 2), 且高于芦苇湿地相应值 2.50—8.09 (5.24±1.88) mS/cm; 单因素方差分析表明, 芦苇湿地电导率 (EC) 值明显区别于翅碱蓬和裸滩湿地 ($P < 0.01$)。观测期内, 3 种湿地土壤水 pH 变化也呈波动特征, 同时具有下降趋势, 相应的变化范围分别为 6.77—8.14、6.94—7.90 和 6.82—8.54 (图 2)。3 种类型湿地氧化还原电位 (Eh) 变化均呈波动特征, 变化范围依次为 -110—220、54—233 mV 和 -38—70 mV (图 2)。除 EC 外, 3 种类型湿地间土壤温度、pH 和氧化还原电位 (Eh) 差异均不明显 ($P > 0.05$)。

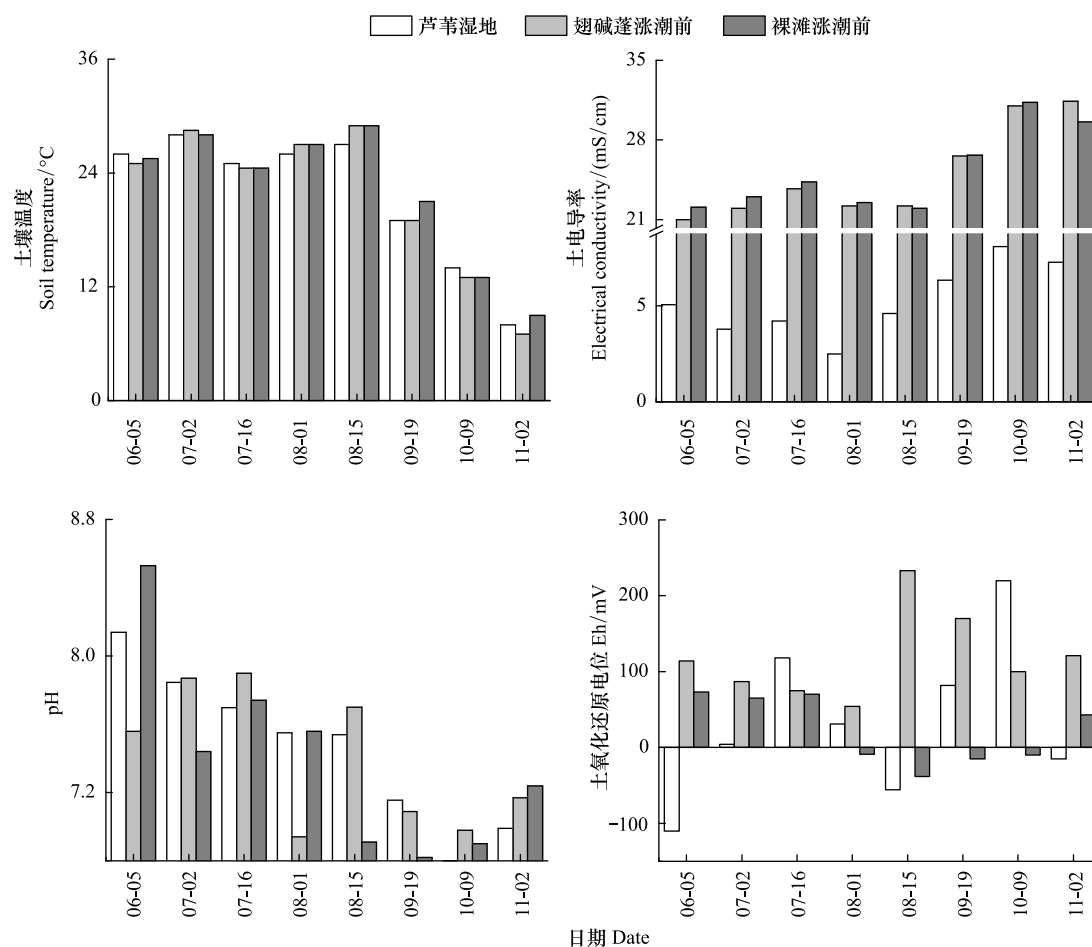


图 2 观测期内环境因子变化

Fig.2 Variations of environmental factors during the observation period

Pearson 相关分析表明 (表 3), 不同湿地类型间, CH₄ 排放通量与 EC 呈极显著负相关 ($r = -0.665$, $P < 0.01$), 与土壤温度、pH 和 Eh 相关性不显著 ($P > 0.05$)。翅碱蓬湿地涨潮前 CH₄ 排放通量与 pH 相关性极其显著 ($r = 0.852$, $P < 0.01$), 与土壤温度、EC 和 Eh 无相关性 ($P > 0.05$); 芦苇湿地和裸滩湿地涨潮前 CH₄ 排放则与土壤温度、EC、pH 和 Eh 相关性均不显著 ($P > 0.05$)。以上结果表明, 盐分是影响不同湿地类型间 CH₄ 排放的重要环境因子, 同时, pH 对翅碱蓬湿地涨潮前 CH₄ 排放通量有一定的影响。

表 3 CH₄排放通量与环境因子间的 Pearson 相关系数Table 3 Pearson correlation coefficient between CH₄ flux and environmental factors

差异来源 Sources	土壤温度 Soil temperature/°C	EC/(mS/cm)	pH	Eh/mV
芦苇湿地 <i>Phragmites australis</i> wetland	0.388	-0.600	0.065	0.040
翅碱蓬湿地 <i>Saline seepweed</i> wetland	0.513	-0.511	0.852 **	-0.299
裸滩湿地 Mudflat	0.635	-0.616	0.611	0.565
不同湿地类型间 Between types of wetland	0.163	-0.665 **	0.091	-0.115

* 表示在 $\alpha=0.05$ 水平上显著相关; ** 在 $\alpha=0.01$ 水平上极显著相关; EC: 电导率, electric conductivity; Eh: 氧化还原电位

3 讨论

3.1 不同类型湿地 CH₄排放特征

不同类型湿地甲烷排放速率差异显著, 表现为芦苇湿地>裸滩湿地(涨潮前)>翅碱蓬湿地(涨潮前), 芦苇湿地>裸滩湿地(涨潮中)>翅碱蓬湿地(涨潮中)这与湿地土壤有机质(SOC)和上覆植被有重要关系。有研究表明 SOC 含量是造成不同湿地 CH₄生成潜力差异的主要原^[14]; 吴家梅等^[15]进一步揭示了甲烷排放的主要底物为易氧化有机碳组分。本研究结果显示, 芦苇湿地的土壤有机质含量为 (24.02 ± 0.79) g/kg, 远高于翅碱蓬湿地和裸滩湿地(表 1), 而且芦苇湿地地上生物量高达 (2033.3 ± 256.5) g/m², 这可以增加土壤有机质的输入, 为 CH₄产生提供底物来源, 从而影响 CH₄排放^[16]。同时, 植物通气组织可以将地下 CH₄有效运输至大气。长江口的研究中发现, 芦苇生长季对 CH₄排放的促进量达 $1.99 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ^[17], 芦苇的存在增加了大约 41.5%—69%的 CH₄释放, 割除芦苇导致长期淹没样点 CH₄释放显著减少^[18]。

然而, 裸滩地表无植被覆盖, 其 CH₄排放通量高于翅碱蓬湿地, 这可能与裸滩湿地相对于翅碱蓬湿地土壤含水量更高有关。黄河三角洲的研究也发现, 近海的潮滩湿地 CH₄排放高于靠陆的潮滩湿地, 且光滩的 CH₄排放通量与土壤含水量呈正相关^[19-20]。Hirota 等^[21]认为土壤水分的多少直接影响 O₂可利用率、气体扩散速率和微生物活性等, 水分增加促进厌氧环境的形成。根据实测结果(图 2), 同一采样时段内, 裸滩湿地的氧化还原电位(Eh)均低于翅碱蓬湿地, 这说明裸滩湿地的厌氧条件更好, 更有利于 CH₄生成。此外, 不同植物群落地下根系深度的不同也会造成 CH₄排放的差异, 当优势种根系分布较浅时, 由根系输送的 O₂会使土壤的氧化性更强, 导致生成的 CH₄被氧化^[22]。较高的 CH₄生成和较低的 CH₄氧化, 最终导致裸滩湿地的 CH₄排放通量略高于翅碱蓬湿地。

3.2 水位与 CH₄排放

潮汐作为滨海湿地独有的自然现象, 对湿地土壤最直观的影响是水位变化。涨潮过程中, 淹水条件通过改变土壤孔隙中 O₂的分布和浓度可影响 CH₄的生成和氧化^[8], 平衡后的 CH₄或从土壤或通过近地面植物体茎部先排放到 CH₄浓度较低的潮水中, 之后, 进入潮水中的 CH₄一部分被潮水氧化, 一部分溶解在潮水中, 然后逐渐间接扩散到大气环境^[16]。目前, CH₄排放通量与高潮水位之间的关系没有统一的定论。闽江口的研究显示, 2007 年 CH₄排放通量与高潮水位显著正相关, 2008 年无显著相关性, 2009 年涨落潮过程中 CH₄排放通量平均每月比涨潮前下降 59.25%, 但其与最高潮水位的正负相关性存在月份差异^[23]。Van der Nat 等^[24]认为, 当潮水水位低于 8 cm 的时候, CH₄排放通量增长明显, 而超过地表一定高度后, CH₄排放量将会锐减。全川等^[16]研究则表明, 芦苇湿地平均排放到潮水中的 CH₄显著高于排放到大气中的 CH₄通量, 为其 1.43 倍。

本研究采样所得气体通量均为湿地土壤 CH₄生成后最终进入大气的部分, 采样期间潮汐水位变化范围为 10—34 cm, 翅碱蓬湿地植株在 6—8 月份生长至最高值 20—22 cm, 较高的水位使得部分植株被淹没; 裸滩湿地没有植被覆盖, 土壤产生的 CH₄在淹水状态下直接进入潮水, 然后通过扩散的形式排放到大气。综上, 两种类型湿地在涨潮过程中, 进入潮水中的 CH₄比例增大, 导致最终排放到大气中的 CH₄较涨潮前有所下降。Yang 等^[25]在淡水湿地的研究表明, 淹水 2—14 cm 促进了 CH₄排放, 这可能是由于水位“脉冲”变化对 CH₄排

放的影响与长期淹水对其影响存在差异。辽河口湿地属于周期性潮汐地区,每日周期性的涨落潮使其土壤状况与季节性淹水地区相比更具特殊性,因此 CH₄排放对其响应也不同。

3.3 盐分与 CH₄排放

周期性的涨潮同时给湿地土壤输入大量的盐分,使其具有独特的水盐条件。本研究结果表明,不同湿地类型间的 CH₄排放通量与 EC 呈极显著负相关(表 3)。国内外关于盐沼^[26-27]和潮汐淡水沼泽湿地^[28-29]的研究中均有类似发现。这是由于潮汐作用带来了大量的盐分,其中 SO₄²⁻ 的升高会导致 CH₄生成过程向硫酸盐还原转化。英国 Clone 河口湿地^[30]的研究显示,有机物矿化过程中产生的电子,98%用于硫酸盐还原,而产 CH₄过程消耗仅占 2%。室内培养试验通过添加不同浓度和类型的电子受体,证实盐分输入对 CH₄产生具有抑制作用^[1]。

同时,较高的离子强度会引起微生物细胞的渗透势变化,表现为低盐刺激微生物活性,高盐则形成离子胁迫,干扰微生物的生长繁殖^[32],甚至引起群落结构变化^[33]。模拟海水入侵过程中,盐度低于 5‰ 的海水添加无显著影响,盐度大于 5‰ 的海水添加,对土壤 CH₄产生潜力表现出显著的抑制作用^[14]。余晨兴和曾志华等^[4-35]在闽江口的研究也表明,产甲烷菌群落组成及丰度差异与盐度有极显著相关关系,且相比其他环境因子,盐度对其影响更大。

3.4 pH 与 CH₄排放

以往研究表明,产甲烷菌可以忍受的土壤 pH 范围为 5.50—9.00,最适宜的范围为 6.80—7.20,该范围内 CH₄生成率随着 pH 的升高明显增加^[14];超出最适范围,CH₄排放较低^[36]。根据原位监测,翅碱蓬湿地的 pH 在 6.94—7.90 之间变化,基本上能够保证产甲烷菌活性处于最佳水平,相关性分析也表明,该区域 CH₄排放与 pH 呈显著的正相关。而芦苇湿地和裸滩湿地的 pH 变化范围分别为 6.77—8.14 和 6.82—8.54,更宽幅度的 pH 变化可能是导致其与 CH₄排放的相关性不显著的原因之一。王纯等在感潮区淡水沼泽湿地的研究中也类似结果^[14]。

3.5 温度、氧化还原电位与 CH₄排放

温度在 CH₄的生成、氧化和排放过程中有重要作用,是 CH₄季节排放动态的重要影响因素^[16]。一般而言,湿地 CH₄排放表现为夏秋高冬春低^[24,27-28]。Kankaala 等研究发现,土壤温度可解释芦苇湿地 50.3%—60.7% 的 CH₄排放^[37]。另有研究表明,生长季内 CH₄排放通量几乎与整个 0—90 cm 土层的温度都具有显著正相关关系,相关性系数最高可达 0.91^[38]。研究认为,土壤温度主要是通过影响微生物活性^[39]和改变产甲烷菌群落组成^[40]来改变土壤 CH₄的产生和排放。本研究中不同类型湿地 CH₄排放通量均在 7、8 月份最大,且与温度具有一定的正相关性(表 3),但温度对 CH₄排放的影响不显著,这与其他类型湿地的研究结果不同。

这一结果的产生可能与滨海湿地水盐等环境条件的频繁波动有关^[41]。原位条件下,CH₄排放与 EC 显著负相关(表 3);室内模拟盐分对 CH₄生成潜力的影响,结果显示(未发表),单一盐分处理水平下,SO₄²⁻ 的输入显著降低了辽河口芦苇湿地土壤 CH₄生成的温度敏感性(用 Q_{10} 表示)。然而,随着温度的升高,湿地土壤硫酸盐还原菌活性对于温度增加的敏感性低于产甲烷菌^[42]。因此,盐分可能削弱了温度对 CH₄排放的影响,但未完全抑制其对 CH₄排放的促进作用。

氧化还原电位(Eh)在一定程度上可反映土壤的厌氧状况。以往的研究表明,CH₄生成过程需要保证严格的厌氧条件,然而,本研究过程中发现,在 Eh>0 mV 的情况下,3 类湿地中均能观测到 CH₄排放。这说明,非厌氧条件下可能仍有部分 CH₄生成。关于 Eh 对 CH₄排放的影响,不同学者得出结论存在一定差异。室内控制试验结果显示,CH₄生成所需 Eh 阈值存在很大的不确定性,其值变化在 -300—70 mV^[20,22];有学者认为,厌氧条件建立起来以后,就有 CH₄生成;Peters 等也发现,原位条件下产甲烷菌在有氧环境中生存良好,其数量相比厌氧条件下仅低 10 倍左右^[43]。此外,本研究实测所得 Eh 测量深度为地下 5 cm,测量深度以下土壤生成的 CH₄及前期淹水状态下生成的 CH₄完全排放进入大气均需要一定的时间。

4 结论

(1) 辽河口 3 类典型自然湿地 CH_4 排放通量具有明显的季节特征, 随时间变化呈先上升后下降趋势, 并于 7—8 月份出现排放峰值。不同类型湿地间 CH_4 排放通量差异显著, 表现为芦苇湿地 > 裸滩湿地 (涨潮前) > 翅碱蓬湿地 (涨潮前), 芦苇湿地 > 裸滩湿地 (涨潮中) > 翅碱蓬湿地 (涨潮中)。

(2) 潮汐带来的水盐变化对 3 类湿地土壤 CH_4 排放有显著影响。涨潮过程明显降低了翅碱蓬湿地和裸滩湿地的 CH_4 排放通量; 不同湿地类型间 CH_4 排放通量与 EC 呈极显著负相关, 表明盐分对 CH_4 排放过程具有一定的抑制作用。而关于 CH_4 排放与 pH 的相关性有待进一步研究。

参考文献 (References):

- [1] 葛全胜, 王芳, 王绍武, 程邦波. 对全球变暖认识的七个问题的确定与不确定性. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(1): 1-6.
- [2] Loulergue L, Schilt A, Spahni R, Masson-Delmotte V, Blunier T, Lemieux B, Barnola J M, Raynaud D, Stocker T F, Chappellaz J. Orbital and millennial-scale features of atmospheric CH_4 over the past 800,000 years. *Nature*, 2008, 453(7193): 383-386.
- [3] Kirschke S, Bousquet P, Ciais P, Saunoy M, Canadell J G, Dlugokencky E J, Bergamaschi P, Bergmann D, Blake D R, Bruhwiler L, Cameron-Smith P, Castaldi S, Chevallier F, Feng L, Fraser A, Heimann M, Hodson E, Houweling S, Josse B, Fraser P J, Krummel P B, Lamarque J F, Langenfelds R L, Quéré C L, Naik V, O'Doherty S, Palmer P I, Pison I, Plummer D, Poulter B, Prinn R G, Rigby M, Ringeval B, Santini M, Schmidt M, Shindell D T, Simpson I J, Spahni R, Steele L P, Strode S A, Sudo K, Szopa S, Van der Werf G R, Voulgarakis A, Weele M, Weiss R F, Williams J E, Zen G. Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geoscience*, 2013, 6(10): 813-823.
- [4] IPCC. Changes in Atmospheric Constituents and in Radioactive Forcing//Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Margulis M, Averyt K B, Tignor M, Miller H L, eds. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom, New York: Cambridge University Press, 2007.
- [5] Hogan K B, Hoffman J S, Thompson A M. Methane on the greenhouse agenda. *Nature*, 1991, 354(6350): 181-182.
- [6] Ortiz-Llorente M J, Alvarez-Cobelas M. Comparison of biogenic methane emissions from unmanaged estuaries, lakes, oceans, rivers and wetlands. *Atmospheric Environment*, 2012, 59: 328-337.
- [7] 宋长春, 杨文燕, 徐小峰, 姜彦景, 张金波. 沼泽湿地生态系统土壤 CO_2 和 CH_4 排放动态及影响因素. 环境科学, 2004, 25(4): 1-6.
- [8] Elberling B, Askaer L, Jørgensen C J, Joensen H P, Kühl M, Glud R N, Lauritsen F R. Linking soil O_2 , CO_2 , and CH_4 concentrations in a wetland soil: implications for CO_2 and CH_4 fluxes. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(8): 3393-3399.
- [9] Rashad M, Dultz S, Guggenberger G. Dissolved organic matter release and retention in an alkaline soil from the Nile River Delta in relation to surface charge and electrolyte type. *Geoderma*, 2010, 158(3/4): 385-391.
- [10] Weston N B, Vile M A, Neubauer S C, Velinsky D J. Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils. *Biogeochemistry*, 2011, 102(1/3): 135-151.
- [11] Chowdhury N, Marschner P, Burns R G. Soil microbial activity and community composition: impact of changes in matric and osmotic potential. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1229-1236.
- [12] Morrissey E M, Gillespie J L, Morina J C, Franklin R B. Salinity affects microbial activity and soil organic matter content in tidal wetlands. *Global Change Biology*, 2014, 20(4): 1351-1362.
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 75-78.
- [14] 王纯, 张璟钰, 黄佳芳, 杜威宁, 全川. 盐度对感潮区淡水沼泽土壤甲烷产生潜力的影响. 湿地科学, 2015, 13(5): 593-601.
- [15] 吴家梅, 纪雄辉, 霍莲杰, 彭华, 刘勇. 稻田土壤氧化态有机碳组分变化及其与甲烷排放的关联性. 生态学报, 2013, 33(15): 4599-4607.
- [16] 全川, 曾从盛, 王维奇, 闫宗平, 杨红玉. 闽江河口芦苇潮汐湿地甲烷通量及主要影响因子. 环境科学学报, 2009, 29(1): 207-216.
- [17] 李杨杰. 植被在长江口湿地温室气体排放过程中的影响机制研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2015.
- [18] 马安娜, 陆健健. 芦苇在微咸水河口湿地甲烷排放中的作用. 生态学报, 2011, 31(8): 2245-2252.
- [19] 吕国红, 周莉, 贾庆宇, 王笑影, 戴萍. 辽河三角洲主要植被类型土壤水盐含量研究. 气象与环境学报, 2010, 26(6): 65-70.
- [20] 姜欢欢, 孙志高, 王玲玲, 牟晓杰, 孙万龙, 宋红丽, 孙文广. 秋季黄河口滨岸潮滩湿地系统 CH_4 通量特征及影响因素研究. 环境科学, 2012, 33(2): 565-573.
- [21] Hirota M, Senga Y, Seike Y, Nohara S, Kunii H. Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan. *Chemosphere*, 2007, 68(3): 597-603.

- [22] Hirota M, Tang Y H, Hu Q W, Hirata S, Kato T, Mo W H, Cao G M, Mariko S. Methane emissions from different vegetation zones in a Qinghai-Tibetan Plateau wetland. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(5): 737-748.
- [23] 廖稷. 闽江河口芦苇湿地甲烷和二氧化碳排放通量分析[D]. 福州: 福建师范大学, 2010.
- [24] Van der Nat F J, Middelburg J J. Methane emission from tidal freshwater marshes. *Biogeochemistry*, 2000, 49(2): 103-121.
- [25] Yang J S, Liu J S, Hu X J, Li X X, Wang Y, Li H Y. Effect of water table level on CO₂, CH₄ and N₂O emissions in a freshwater marsh of Northeast China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 61: 52-60.
- [26] Delaune R D, Smith C J, Patrick W H. Methane release from Gulf coast wetlands. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 1983, 35(1): 8-15.
- [27] Bartlett K B, Bartlett D S, Harriss R C, Sebacher D I. Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, 1987, 4(3): 183-202.
- [28] 万斯昂, 徐辉, 全川. 闽江河口潮汐沼泽甲烷排放通量和土壤甲烷产生潜力的月动态. *湿地科学*, 2015, 13(4): 417-423.
- [29] 张璟钰, 章吟遥, 全川, 李琼, 王纯. 盐水入侵及有机碳输入对河口淡水沼泽 CH₄、N₂O 通量影响的短时效应. *亚热带资源与环境学报*, 2016, 11(2): 39-47.
- [30] Purdy K J, Nedwell D B, Embley T M. Analysis of the sulfate-reducing bacterial and methanogenic archaeal populations in contrasting Antarctic sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(6): 3181-3191.
- [31] 曾从盛, 王维奇, 全川. 不同电子受体及盐分输入对河口湿地土壤甲烷产生潜力的影响. *地理研究*, 2008, 27(6): 1321-1330.
- [32] Chambers L G, Reddy K R, Osborne T Z. Short-term response of carbon cycling to salinity pulses in a freshwater wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(5): 2000-2007.
- [33] Ikenaga M, Guevara R, Dean A L, Pisani C, Boyer J N. Changes in community structure of sediment bacteria along the Florida coastal everglades marsh-mangrove-seagrass salinity gradient. *Microbial Ecology*, 2009, 59(2): 284-295.
- [34] 余晨兴. 闽江河口潮汐沼泽湿地土壤产甲烷菌和硫酸盐还原菌群落结构和丰度的研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2014.
- [35] 曾志华. 闽江河口区盐度梯度下潮汐沼泽湿地产甲烷菌群落结构及对环境因子的响应[D]. 福州: 福建师范大学, 2014.
- [36] 牟晓杰, 刘兴土, 全川, 孙志高. 闽江河口短叶荇菜湿地 CH₄ 和 N₂O 排放对氮输入的短期响应. *环境科学*, 2012, 33(7): 2482-2489.
- [37] Kankaala P, Ojala A, Kaki T. Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake. *Biogeochemistry*, 2004, 68(3): 297-311.
- [38] 王晓龙. 若尔盖高寒泥炭湿地甲烷排放特征研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2015.
- [39] 王维奇, 曾从盛, 全川. 湿地甲烷产生的测定方法及主要控制因子研究综述. *亚热带资源与环境学报*, 2007, 2(2): 48-56.
- [40] Rooney-Varga J N, Giewat M W, Duddleston K N, Chanton J P, Hines M E. Links between archaeal community structure, vegetation type and methanogenic pathway in Alaskan peatlands. *FEMS Microbiology Ecology*, 2007, 60(2): 240-251.
- [41] 韩广轩. 潮汐作用和干湿交替对盐沼湿地碳交换的影响机制研究进展. *生态学报*, 2017, 37(24): 1-9.
- [42] 黄佳芳, 倪进治, 全川, 华杰媛, 郑邵彦. 闽江口半咸水沼泽湿地土壤甲烷产生过程及硫酸盐还原对其抑制作用研究. *环境科学学报*, 2015, 35(3): 862-872.
- [43] Peters V, Conrad R. Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(3): 371-382.