

引用格式:宫健,崔育倩,谢文霞,等. 滨海湿地CH<sub>4</sub>排放的研究进展[J]. 资源科学, 2018, 40(1): 173-184. [Gong J, Cui Y Q, Xie W X, et al. Advances in research on methane emissions of coastal wetlands[J]. *Resources Science*, 2018, 40(1): 173-184.] DOI: 10.18402/resci.2018.01.16

# 滨海湿地CH<sub>4</sub>排放的研究进展

宫 健,崔育倩,谢文霞,张 艳

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

**摘 要:** 甲烷(CH<sub>4</sub>)是大气中重要的温室气体,其对全球气候变暖的增温贡献已达15%。受海洋和陆地双重影响的滨海湿地是CH<sub>4</sub>重要的自然来源。本文综述了滨海湿地CH<sub>4</sub>的产生过程、通量特征以及影响因素的研究动态。CH<sub>4</sub>产生过程的研究以分子生物学为主,在淡水湿地研究较多,因此在深度和广度上都有待突破。滨海湿地CH<sub>4</sub>通量特征具有较大的时空差异,这种差异性受到不同地域特殊的土壤理化性质、水文状况和植物群落等多种因素影响。水文条件是CH<sub>4</sub>产生和排放的决定性因素,温度和pH通过影响产CH<sub>4</sub>微生物活性来影响CH<sub>4</sub>排放。盐分对滨海湿地CH<sub>4</sub>影响的研究主要集中在浓度上,对盐分中SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>等离子的组成上研究还不是很深入,需要加强这方面的探究。植物的传输作用是研究CH<sub>4</sub>排放动态的基础,在植物种类和密度对CH<sub>4</sub>排放影响方面的研究较多。人类活动对环境压力的增大,对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放产生很大影响,相关研究较少,应给与足够重视。滨海湿地CH<sub>4</sub>排放由多种因素共同影响,其过程较为复杂,在今后的研究中应注重:①加强土壤理化性质对CH<sub>4</sub>排放的影响,尤其是盐分中各离子组成和浓度差异对CH<sub>4</sub>排放影响的研究;②加强植物体自身对CH<sub>4</sub>排放的影响研究;③加强人类活动对CH<sub>4</sub>排放的影响研究;④加强大空间长时间尺度下CH<sub>4</sub>通量的评估研究。

**关键词:** 滨海湿地;CH<sub>4</sub>排放;影响因素

DOI: 10.18402/resci.2018.01.16

## 1 引言

由甲烷(CH<sub>4</sub>)、二氧化碳(CO<sub>2</sub>)、氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)等温室气体的增加导致的全球气候变暖是当前威胁人类生存和发展的环境问题之一。自工业革命以来,主要温室气体的大气浓度已显著增加,根据2013年IPCC的评估,CH<sub>4</sub>的浓度,已经达到近八十年来的最高水平<sup>[1]</sup>。CH<sub>4</sub>吸收红外辐射的能力是CO<sub>2</sub>的300倍以上<sup>[2]</sup>。由于CH<sub>4</sub>红外线吸收能力更强,在大气中的停留时间也更长<sup>[3]</sup>。所以,CH<sub>4</sub>比CO<sub>2</sub>有着更强的增温效应和对全球环境更长期的影响。CH<sub>4</sub>对全球气候变暖的增温贡献已达15%<sup>[4,5]</sup>。

滨海湿地是介于海洋与陆地之间的一种特殊的生态系统<sup>[6]</sup>。滨海湿地对全球气候变化的影响较为敏感,其对气候变化的影响引发了人们的高度关

注<sup>[7]</sup>。大量研究表明,湿地是大气中CH<sub>4</sub>的最大天然来源<sup>[8]</sup>。而滨海湿地CH<sub>4</sub>排放通量已经占到全球CH<sub>4</sub>排放总量的20%~39%<sup>[9]</sup>。滨海湿地作为海洋和陆地过渡区的重要组成部分,承接来自人类活动输入的大量含碳物质,具有较高的碳储量,其CH<sub>4</sub>排放规律及其与大气环境变化的关系正日益受到人们的重视。滨海湿地CH<sub>4</sub>排放不仅会对全球气候变化产生重要影响,而且其与气候间的反馈作用也会对滨海湿地生态系统稳定性产生一定影响。因而对滨海湿地生态系统CH<sub>4</sub>排放规律及其影响因素等的讨论不仅可以深入了解湿地碳循环的生物地球化学行为,而且还为合理预测全球气候变化提供重要科学依据。在过去的几十年里,国内外对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放进行了许多相关研究。如Rita Chau-

收稿日期:2017-02-17,修订日期:2017-08-30

基金项目:国家自然科学基金项目(41406089)。

作者简介:宫健,男,山东潍坊人,硕士生,主要从事滨海湿地生源要素环境地球化学的研究。E-mail:wfgj1991@163.com

通讯作者:谢文霞,E-mail:xwx080312@163.com

han 等对印度东部沿海热带红树林  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放时空变化的影响因素进行了研究<sup>[10]</sup>。Hirota 等在日本沿海泻湖对  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的通量进行了相关研究<sup>[11]</sup>。Burgos 等在西班牙瓜达莱特河河口对  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放的人为影响进行了研究<sup>[12]</sup>。孙志高等对黄河口潮滩湿地土壤  $\text{CH}_4$  产生潜力及其对有机物和氮输入响应进行了研究<sup>[12]</sup>。廖稷和全川等对闽江口  $\text{CH}_4$  排放通量和影响因素进行了研究<sup>[13,14]</sup>。汪青等对崇明东滩湿地  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  排放的时空差异进行了研究<sup>[15]</sup>。叶勇等对海莲红树林湿地  $\text{CH}_4$  动态进行了相关研究<sup>[16]</sup>。目前由于滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放通量的观测手段较为落后,再加上地形地貌、植被类型、潮汐波动等生物和非生物因素的时空差异性,导致  $\text{CH}_4$  排放有很大的差异性,对通量估算的准确性产生较大影响。本文根据目前的研究现状,对滨海湿地  $\text{CH}_4$  产生过程和  $\text{CH}_4$  通量时空特征以及影响因素等进行了综述,并对未来的研究方向进行了展望。

## 2 滨海湿地 $\text{CH}_4$ 产生过程与机制

$\text{CH}_4$  是厌氧条件下有机质分解的终端产物,产甲烷过程需在严格厌氧条件下进行,是产甲烷菌作用于产甲烷底物的结果。产甲烷过程根据代谢途径的差异可以分为乙酸发酵、 $\text{H}_2/\text{CO}_2$  途径和 C1 甲基化合物歧化三种途径(表1)。淡水湿地中, $\text{CH}_4$  产生途径主要以乙酸发酵反应和 C 还原反应这两种反应为主,而其他途径产生的  $\text{CH}_4$  相对较少<sup>[17]</sup>。在厌氧条件下,产甲烷菌以乙酸、 $\text{H}_2$ 、 $\text{CO}_2$  等为底物,通过乙酸的甲基转移反应和 C 还原反应这两种途径,最终

生成  $\text{CH}_4$ <sup>[18,19]</sup>。但由于植被、底物类型和硫酸盐含量等环境因子的不同,滨海湿地与其他类型湿地之间  $\text{CH}_4$  产生途径存在显著差异。

在滨海湿地中  $\text{H}_2/\text{CO}_2$  和乙酸等底物更多的被硫酸盐还原菌利用,而不是产甲烷菌。但硫酸盐还原菌不能利用甲胺类等 C1 甲基化合物,产甲烷菌可以利用甲胺类、甲硫醇类和甲醇等 C1 甲基化合物产生  $\text{CH}_4$ <sup>[20,21]</sup>。因而在  $\text{SO}_4^{2-}$  含量丰富的滨海湿地中,C1 甲基化合物歧化途径是导致  $\text{CH}_4$  产生的主要途径<sup>[22]</sup>。因此,乙酸发酵和  $\text{H}_2/\text{CO}_2$  这两种  $\text{CH}_4$  产生途径在大多数滨海湿地中不是主要的产甲烷过程。而当有机物质大量输入滨海湿地,  $\text{SO}_4^{2-}$  等竞争性电子受体被大量消耗,或者在  $\text{SO}_4^{2-}$  等电子受体含量较低的滨海湿地中,乙酸发酵和  $\text{H}_2/\text{CO}_2$  途径可能起到重要作用。

滨海湿地  $\text{CH}_4$  的排放主要涉及到  $\text{CH}_4$  的产生,  $\text{CH}_4$  的氧化和  $\text{CH}_4$  的传输三个部分,这三个相互联系的部分共同构成了  $\text{CH}_4$  排放的基本过程。滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放受土壤理化性质、水文条件,电子受体和植物种类等多种因素的影响。滨海湿地的  $\text{CH}_4$  产生是甲烷排放的前提条件。 $\text{CH}_4$  的生成是一个生化反应过程,是产甲烷微生物在厌氧环境下作用的特定结果。 $\text{CH}_4$  氧化过程和产生过程是同时存在进行的。大部分  $\text{CH}_4$  在排放到大气之前就被甲烷氧化菌氧化。传输路径的畅通能够避免  $\text{CH}_4$  在氧化区域长时间停留被氧化,使土壤厌氧环境产生的  $\text{CH}_4$  顺畅排到大气,因此  $\text{CH}_4$  传输效率是影响  $\text{CH}_4$  排放率的重要因素。

## 3 滨海湿地 $\text{CH}_4$ 通量时空差异及源/汇评估

### 3.1 滨海湿地 $\text{CH}_4$ 通量时空差异

滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放与环境因子之间存在较为复杂的交互作用,且环境因子之间存在一定的时空差异,这些差异性的存在使得  $\text{CH}_4$  排放在时间和空间上都具有较大的变异性。分析滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放的时空变化,对  $\text{CH}_4$  通量的准确估算和全球气候变化非常重要。

滨海湿地  $\text{CH}_4$  的产生、传输和排放是一个涉及物理化学及生物反应的过程,三者之间存在较为复

表1 产甲烷反应化学式

Table 1 Chemical formula of methanogenesis reaction

反应化学式	
厌氧发酵和 $\text{CO}_2$ 还原两种途径的总反应式	
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow 3\text{CO}_2 + 3\text{CH}_4$	
$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	
$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	
C1 甲基化合物(甲醇、甲硫醇类和甲胺类等)歧化途径	
甲醇	
$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	
甲胺	
$4(\text{CH}_3)_3\text{N} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 9\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 4\text{NH}_4^+$	
甲硫醇	
$4\text{CH}_3\text{SH} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{HCO}_3^- + 4\text{HS}^- + 5\text{H}^+$	

2018年1月

杂的相互联系和作用,并与当地环境因子密切相关,因此滨海湿地 CH<sub>4</sub>排放在不同生态系统间及同一生态系统内部都存在差异性。国内外对滨海湿地 CH<sub>4</sub>排放进行了相关的研究(表2),从表2中可以看出,不同地域间滨海湿地的 CH<sub>4</sub>排放具有较大的空间差异。在国内,从中国北方地区的辽河口到南方地区的海南红树林湿地, CH<sub>4</sub> 通量从 (0.027~2.310) mg/(m<sup>2</sup>·h) 不等(表2),显示出不同地域间 CH<sub>4</sub>通量存在较大的空间差异,海南红树林湿地的 CH<sub>4</sub>排放通量要明显高于北方辽河口碱蓬湿地的 CH<sub>4</sub>通量,气候条件可能是造成这种纬度间 CH<sub>4</sub>排放通量差异的主要原因。在国外,从地理位置最北边的加拿大到印度东部红树林湿地,不同纬度间滨海湿地的 CH<sub>4</sub>通量也呈现出不同变化。水文状况以及土壤地貌等环境因素的差异也可能是导致这种情况出现的原因。海南地区海莲红树林湿地的外

滩、中滩和内滩的 CH<sub>4</sub>排放通量以及美国路易斯安那 Barataria 流域湿地的互花米草、黍和狐米草区的 CH<sub>4</sub>排放通量均存在一定的微空间差异,表明即使在同一地区,不同潮滩之间由于植被、滩面高程以及土壤理化性质等因素的不同, CH<sub>4</sub>排放通量也会有一定的差异性。有研究表明,这种微空间上的 CH<sub>4</sub>排放差异主要受土壤理化性质的影响较大<sup>[23]</sup>。在印度东部 Bhitarkanika 红树林湿地和澳大利亚昆士兰红树林湿地,两者 CH<sub>4</sub>通量分别在 (0.09~3.23) mg/(m<sup>2</sup>·h) 之间和 (0.02~0.35) mg/(m<sup>2</sup>·h) 之间,前者要大于后者,表明即使在生长有同种植被的湿地,由于植物生物量和植物密度等状况的不同, CH<sub>4</sub>排放通量也存在空间差异<sup>[24]</sup>。

CH<sub>4</sub>排放通量时间尺度上的差异主要以日变化和季节变化为主。对 CH<sub>4</sub>排放通量日变化影响较大的有温度、光照强度和潮汐波动等因素。全川等对

表2 滨海湿地 CH<sub>4</sub>通量的时空差异

Table 2 Temporal and spatial variations of methane flux from coastal wetland ecosystem

地点	植被类型	时间尺度	CH <sub>4</sub> 通量[mg/(m <sup>2</sup> ·h)]	文献
辽河口	碱蓬	季节变化	0.027	[25]
黄河口	碱蓬	春	-0.011	[26]
		夏	-0.017	[26]
		秋	-0.014	[26]
		冬	-0.009	[26]
长江口	芦苇和海三棱藨草	生长季(4—11月)	-0.126~0.566	[15]
闽江河口	短叶茳芏	春	0.560	[27]
		夏	0.910	[27]
		秋	0.770	[27]
		冬	0.160	[27]
海南东寨港河港河口	海莲红树林	(季节变化)春	2.31 ± 0.15	[16]
		夏	1.56 ± 0.28	[16]
		秋	0.81 ± 0.05	[16]
		冬	0.14 ± 0.14	[16]
		外滩	1.12 ± 0.80	[16]
		中滩	1.22 ± 0.97	[16]
		内滩	1.28 ± 1.07	[16]
加拿大 Fundy 湾	互花米草, 狐米草	月变化	0.200~11.000	[28]
美国路易斯安那 Barataria 流域	互花米草	日平均通量	0.490	[29]
	狐米草		8.330	[29]
	黍		18.330	[29]
日本海岸 Nakaumi 湖	芦苇	日变化	32.500	[30]
印度东部	Bhitarkanika 红树林	季节变化	0.090~3.230	[31]
澳大利亚	昆士兰红树林	月变化	0.020~0.350	[32]

闽江河口短叶茳芏沼泽湿地  $\text{CH}_4$  动态的研究中,涨潮前、涨落潮过程中和落潮后  $\text{CH}_4$  排放通量的平均值分别为 1.82、0.98 和 2.10  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ <sup>[33]</sup>。由于滨海湿地潮水淹没程度和潮汐周期的不同,且排放规律不一致,导致有较大的日变化。 $\text{CH}_4$  通量的日变化也会受到植物传输机制变化的影响,Vander Nat 等研究发现,芦苇在黑暗中进行扩散传输,在光照条件下进行对流传输,从而导致具有相对较大的日变化<sup>[34]</sup>。在无植被生长的湿地, $\text{CH}_4$  排放的日变化与土壤温度的日变化相一致<sup>[35]</sup>。

滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放的季节性变化差异较为明显,水热条件变化是导致滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放通量季节性变化的关键因素。一般来讲,湿地在夏季时排放  $\text{CH}_4$  的通量处于一个高峰期,而在春季和秋季时相对较低<sup>[36,37]</sup>。位于东北地区的辽河三角洲湿地, $\text{CH}_4$  排放量的峰值出现在 7 月份和 8 月份<sup>[38,39]</sup>。丹麦芦苇湿地, $\text{CH}_4$  排放量在冬季较小,春季和早夏达到最大<sup>[40]</sup>。而地处热带的海南红树林湿地,湿地  $\text{CH}_4$  排放量的峰值在春季,其次是夏季,冬季  $\text{CH}_4$  排放量最低<sup>[16]</sup>。此外,也有对加拿大半极地地区湿地的研究发现,冻融期也具有较高的  $\text{CH}_4$  排放率<sup>[41]</sup>。

滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放通量不同的日变化和季节变化形式,表明影响  $\text{CH}_4$  排放的因素是不同的。环境因子间以及环境因子和  $\text{CH}_4$  排放之间的复杂交互作用,对  $\text{CH}_4$  排放的时空变化产生较大的不确定性。对  $\text{CH}_4$  通量日变化和季节变化的研究是准确估算更长时间尺度下  $\text{CH}_4$  排放通量的基础,在已有的日变化和季节变化等数据的基础上,通过建立数学模型,根据实际情况和以往的经验进行推理计算,为全球气候变化的预测提供必要条件。

### 3.2 滨海湿地 $\text{CH}_4$ 通量源/汇评估

滨海湿地是初级生产力最大的生态系统之一,有机物质的大量输入为滨海湿地的  $\text{CH}_4$  产生提供了丰富的底物,导致滨海湿地有较高的  $\text{CH}_4$  生产潜力和排放速率<sup>[42]</sup>。滨海湿地面积占全球陆地总面积的比重很小,但其每年向大气中排放的  $\text{CH}_4$  量约为 (100~231) Tg,是一个重要的排放源。另一方面,滨海湿地生态系统有着较高的生产力和相对较低的有机质分解速率,在滨海湿地的厌氧环境中,微生

物活动和动植物残体的分解十分缓慢,土壤中有机质的积累量较大,因而滨海湿地生态系统具有较高的固碳潜力<sup>[43]</sup>。

全球滨海湿地  $\text{CH}_4$  总排放量的估算仍存在较大问题。一方面来自于  $\text{CH}_4$  排放野外监测结果的不确定性。目前, $\text{CH}_4$  排放观测使用最普遍的方法是静态箱-气相色谱法。静态箱法存在覆盖面积小以及对观测对象有一定程度干扰等缺陷,对实验结果的精确性存在不确定性。另外,对用于保存气体的气袋密封性以及气体运输和保存等也会有所影响。另一方面,由于人类活动,植被,土壤理化性质等生物和非生物因子的差异,使得滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放有较大时空差异,对全球  $\text{CH}_4$  总排放量估算造成影响。此外, $\text{CH}_4$  通量模型也可能对估算准确性产生一定影响。模型的使用是人们研究  $\text{CH}_4$  排放长期变化的重要方法和手段,其不确定性主要体现在模型算法和模型参数等方面。

目前,关于滨海湿地  $\text{CH}_4$  的源/汇的认识并不统一。主要可能由于滨海湿地因地域、环境条件及研究方法等影响因素的不同而导致观测结果有所差异(表 2)。因此判断滨海湿地生态系统是  $\text{CH}_4$  的源/汇仍需长期监测,对全球气候变化影响作出合理评估。

## 4 滨海湿地 $\text{CH}_4$ 排放的影响因素

### 4.1 非生物因素

#### 4.1.1 温度

温度是影响滨海湿地  $\text{CH}_4$  产生与排放的重要因子<sup>[44,45]</sup>。土壤温度不仅对土壤中微生物的活性产生直接影响,而且对  $\text{CH}_4$  的输送过程也有明显的影响<sup>[46]</sup>。产甲烷微生物的活动需要适宜的温度,一般情况下,对大多数产甲烷菌而言,25℃为  $\text{CH}_4$  产生的最适温度<sup>[47]</sup>。温度主要影响有机质分解的速率,改变产甲烷微生物的活动状态。温度升高可增强微生物活性,加快微生物化学反应的速度,有利于气体产生;另一方面适宜的温度下分子活动加快,有利于气体扩散<sup>[9]</sup>。温度还可以促进甲烷氧化菌活性,促进  $\text{CH}_4$  氧化,减少  $\text{CH}_4$  的排放通量。有研究发现,温度升高, $\text{CH}_4$  氧化量增加,呈正相关性<sup>[48]</sup>。甲烷氧化菌对温度的适应范围更加广泛,在不同地域的

2018年1月

最适温度不同,具有一定的空间异质性。在低纬区,土壤中  $\text{CH}_4$  氧化的最适温度范围在  $20^\circ\text{C} \sim 30^\circ\text{C}$ <sup>[49-52]</sup>,在中纬区,最适温度范围在  $15^\circ\text{C} \sim 25^\circ\text{C}$ ,而在高纬地区由于气候寒冷干燥的原因  $\text{CH}_4$  氧化的最适温度则要在  $20^\circ\text{C}$  以下<sup>[53,54]</sup>。

#### 4.1.2 pH

$\text{CH}_4$  是有机质厌氧分解的终端产物,产甲烷菌的生存环境直接影响了  $\text{CH}_4$  的产生率。产甲烷菌受 pH 变化的影响很明显,其活动范围较为局限,一般适合在 6~8 范围内进行生长代谢<sup>[14]</sup>。低于这个范围时,产甲烷微生物的活性会受到影响。Svensson 等发现 pH 处于一个较低值时,会抑制  $\text{CH}_4$  的产生<sup>[19]</sup>。pH 值变大时,对  $\text{CH}_4$  产生的影响是不确定的,要根据具体土壤的性质进行分析<sup>[55]</sup>。甲烷氧化菌对土壤酸碱度的敏感性低于产甲烷菌,但其对酸性条件更为敏感,最适的 pH 范围为  $5.5 \sim 6.5$ <sup>[56]</sup>。在滨海湿地盐渍化土壤中,酸性盐 ( $\text{SO}_4^{2-}$  等)可能会促进  $\text{CH}_4$  氧化,而碱性盐则对  $\text{CH}_4$  氧化起到抑制作用。这表明影响  $\text{CH}_4$  产生的因素除 pH 外,还可能与其他相关因素有关。

#### 4.1.3 盐分

盐分是影响  $\text{CH}_4$  排放的重要因素,盐度不同对  $\text{CH}_4$  排放的影响也有所差异。国内外关于盐度对  $\text{CH}_4$  排放影响进行了大量的研究,相对而言,国外的研究起步较早,早期的研究主要通过滨海河口地区自然盐度梯度上的分布来进行原位测定。在对美国路易斯安那海岸 Barataria 流域沼泽湿地的研究发现,盐度与  $\text{CH}_4$  通量之间呈负相关,随盐度的增加,  $\text{CH}_4$  的排放通量减少<sup>[29]</sup>。Delaune 等对海湾盐沼湿地甲烷排放研究也发现,盐度与  $\text{CH}_4$  排放之间呈负相关<sup>[57]</sup>。

随后,全球变暖导致海平面上升,造成滨海地区海水入侵情况加剧。盐水入侵对滨海湿地  $\text{CH}_4$  动态影响的研究日益增多。在对美国佛罗里达滨海湿地的研究表明,NaCl 的大量输入能够减少表层土壤中  $\text{CH}_4$  的排放<sup>[58]</sup>。Neubauer S C 等通过对美国 South Carolina 河口潮汐淡水沼泽湿地进行原位添加海水模拟实验表明,随盐度的增加  $\text{CH}_4$  排放相应的减少<sup>[59]</sup>。在对印度东南部滨海湿地的研究发现,盐分输入会抑制  $\text{CH}_4$  排放<sup>[60]</sup>。

然而,也有一些研究呈现出不同结果,主要表现为盐分对  $\text{CH}_4$  的排放无显著影响或在一定程度上促进了  $\text{CH}_4$  的产生和排放。例如,在对美国新泽西州一个潮汐淡水沼泽湿地的研究发现,少量盐分的输入增加了  $\text{CH}_4$  的排放<sup>[61]</sup>。在哥伦比亚加勒比海岸的红树林湿地甲烷排放的研究中发现,盐度对  $\text{CH}_4$  排放无显著影响<sup>[62]</sup>。

目前关于盐水入侵和盐度变化对滨海湿地  $\text{CH}_4$  排放的影响尚没有统一结论,在不同研究区,  $\text{CH}_4$  排放呈现出不同的变化趋势。综合不同的研究结果,认为由于不同区域间地势,潮汐波动,植被和人为活动等生物和非生物因素的不同,从而导致  $\text{CH}_4$  排放的差异性。

#### 4.1.4 硫酸盐

由于受到海水周期性淹没的影响,因此滨海湿地  $\text{SO}_4^{2-}$  的含量相对较高。硫酸盐通过还原作用降解有机碳所产生的能量要大于产甲烷过程中产生的能量,因而在滨海湿地沉积物土壤中,厌氧终端碳化过程主要以硫酸盐还原作用为主导<sup>[63]</sup>。在  $\text{SO}_4^{2-}$  含量较高的滨海湿地地区,在竞争产甲烷底物乙酸和  $\text{H}_2$  的过程中,硫酸盐还原菌比产甲烷菌更有优势,因而只有当  $\text{SO}_4^{2-}$  被消耗殆尽后,产甲烷菌才开始利用这类底物进行甲烷产生活动。此外,硫酸盐还原菌还可以显著降低产甲烷的底物含量,使二氧化碳/氢浓度和乙酸浓度分别减少 70%~80% 和 20%~30%<sup>[64]</sup>。产甲烷菌可利用底物的减少,抑制了产甲烷菌产生  $\text{CH}_4$  的能力,不利于  $\text{CH}_4$  的产生。M Fukui 等对日本临伊势湾沿海湿地研究表明,硫酸盐对  $\text{CH}_4$  产生过程有抑制作用<sup>[65]</sup>。Knittel 等研究表明,在海洋系统中,厌氧条件下产生的  $\text{CH}_4$  很大一部分被  $\text{SO}_4^{2-}$  氧化,这就使得在  $\text{SO}_4^{2-}$  含量较高的滨海湿地地区,  $\text{CH}_4$  排放受到抑制<sup>[66]</sup>。也有研究表明,滨海湿地产甲烷底物主要是三甲胺,甲胺等非竞争性底物为主时,硫酸盐还原菌不能利用这类化合物,因而即便是在硫酸盐含量较高的情况下,  $\text{CH}_4$  产生与排放不会受到抑制<sup>[67]</sup>。例如,在印度南部 Pichavaram 红树林湿地的研究发现,尽管硫酸盐的浓度较高,但  $\text{CH}_4$  排放也呈现较高趋势<sup>[60]</sup>。因而,硫酸盐对滨海湿地  $\text{CH}_4$  产生与排放的抑制作用并不绝

对,与 $\text{SO}_4^{2-}$ 含量,产甲烷底物类型以及产甲烷基质浓度等多种因素有关。

#### 4.1.5 天文潮

周期性涨落潮是滨海湿地的一个重要特征,天文潮引起的水位变化对 $\text{CH}_4$ 的产生会有一定影响。周期性涨落潮造成滨海湿地水位短期的升高或者降低,其对 $\text{CH}_4$ 的产生和排放既有促进也有抑制<sup>[9]</sup>。天文潮对滨海湿地 $\text{CH}_4$ 排放的影响可以分为涨落潮过程中和潮前潮后两个阶段。

潮水涨落潮过程中形成的水淹厌氧环境,有利于产甲烷微生物进行厌氧分解,促进 $\text{CH}_4$ 的产生。但水层的厚度会影响 $\text{CH}_4$ 的传输和氧化。在关于美国 White Oak 河口河岸潮汐湿地的研究中发现, $\text{CH}_4$ 通量在潮水水位接近土壤表面时最大,在水位远高于地面并呈淹水状态时, $\text{CH}_4$ 通量明显减少<sup>[68]</sup>。水位过高时,过量的淹水会限制 $\text{CH}_4$ 气体的扩散,反而降低 $\text{CH}_4$ 的释放量,因此水位范围有一个阈值<sup>[69]</sup>。有研究发现, $\text{CH}_4$ 排放量在水位接近地表时达到最大值,在水位高于25~30cm时降低<sup>[70]</sup>。

经过一次涨落潮过程后,潮前潮后阶段 $\text{CH}_4$ 通量会发生怎样一个变化,相关的研究还少见报道。全川等在对中国东南沿海短叶茳芏潮汐沼泽湿地甲烷动态的研究中发现,潮前潮后 $\text{CH}_4$ 通量没有一致的规律,落潮后 $\text{CH}_4$ 通量稍高于涨潮前,但差异性不显著<sup>[33]</sup>。在对台湾北部潮汐湿地 $\text{CH}_4$ 通量的研究发现, $\text{CH}_4$ 通量在有的月份潮前大,在有的月份潮后大<sup>[71]</sup>。

## 4.2 生物因素

### 4.2.1 湿地植物

植物对维持滨海湿地生态系统的稳定有着重要的影响,植物的类型、密度等都会对滨海湿地 $\text{CH}_4$ 的产生有所影响<sup>[72]</sup>。植物对 $\text{CH}_4$ 产生和排放的影响主要有三个方面:①植物的根系和分泌物等对产甲烷菌活动的影响<sup>[73,74]</sup>;②植物自身吸收和产生的气体<sup>[73,75,76]</sup>;③植物将土壤中产生的气体排放到大气中<sup>[73,77]</sup>。湿地甲烷的传输方式主要有液相传输、气泡和植物传输这三种方式<sup>[78]</sup>。 $\text{CH}_4$ 通过植物这一途径的传输量占 $\text{CH}_4$ 总传输量的90%以上<sup>[79]</sup>。虽然植物的传输作用可以增加 $\text{CH}_4$ 的排放,但有研究显示,不同种植物对 $\text{CH}_4$ 排放有着不同的影响<sup>[80]</sup>。在 Kao-

Kniffin 等对金叶苔草等7种湿地植被类型 $\text{CH}_4$ 排放通量的研究中发现,覆盖植被类型不同的湿地, $\text{CH}_4$ 排放有显著差异<sup>[81]</sup>。土壤中丰富的有机质是产生 $\text{CH}_4$ 的前提。滨海湿地中的植物,不但可以为 $\text{CH}_4$ 的释放提供途径,而且还可以通过根际分泌物提供基质,被产甲烷菌所利用,促进 $\text{CH}_4$ 产生<sup>[11]</sup>。丁维新等对互花米草入侵沿海湿地对甲烷排放影响的研究发现,土壤有机碳含量会随着互花米草入侵年限的增加而增加, $\text{CH}_4$ 的产生量也因此显著增加<sup>[82]</sup>。不同类型的植物产生有机碳的类型不同,在 $\text{CH}_4$ 转化能力上有所差别<sup>[83]</sup>。此外,植物密度对 $\text{CH}_4$ 释放的影响则主要是通过植物凋落物和分泌物,植物自身凋落物和分泌物的多少可以改变产甲烷菌的数量,从而影响 $\text{CH}_4$ 的排放量<sup>[13]</sup>。如王维奇等对闽江河口芦苇湿地 $\text{CH}_4$ 排放的研究发现,在芦苇生长阶段, $\text{CH}_4$ 的产生与排放随着植株密度的增大而增多,地上植株生物量与 $\text{CH}_4$ 排放量呈显著相关<sup>[84]</sup>。R Purvaja 等对印度 Pichavaram 红树林湿地的研究发现, $\text{CH}_4$ 排放通量随植物的生长变化而呈现出季节性变化规律,与植物根的数量呈显著相关<sup>[85]</sup>。植物自身及其凋落物也能产生甲烷,并且它们每年产生 $\text{CH}_4$ 的排放通量占到每年大气 $\text{CH}_4$ 总排放通量的10%~30%<sup>[86]</sup>。目前对这一产甲烷途径研究报道较少,仍需进一步探讨。

### 4.2.2 人类活动

人类活动对滨海湿地 $\text{CH}_4$ 排放的影响主要体现在土地利用变化,养殖活动和水体富营养化等方面。排水改造是湿地土地利用的常见方式之一,其对湿地生境的破坏必然引起 $\text{CH}_4$ 产生和排放发生相应变化。湿地排水造成水位下降,厌氧环境受到削弱,影响了产甲烷微生物的活动状态,减少了 $\text{CH}_4$ 的产生量<sup>[87]</sup>。水位下降的同时还会造成土壤有氧化层厚度的增加,产生的 $\text{CH}_4$ 在传输中更容易被氧化掉,降低了 $\text{CH}_4$ 排放量<sup>[88]</sup>。沿海地区水产活动比较频繁,是经济生产的重要场所和主要经济来源。在英国海岸带的牡蛎养殖活动,改变了湿地水文条件,植物群落受到影响并减少<sup>[89]</sup>。贝类养殖区环境发生变化,有机物含量增加,造成微生物大量繁殖,在一定程度上促进 $\text{CH}_4$ 的产生<sup>[90]</sup>。杨平等研究发现,闽江河口滩涂鱼虾混合养殖塘在观察期间表现为 $\text{CH}_4$ 的

2018年1月

排放源<sup>[91]</sup>。有研究表明,进行贝类养殖活动的区域为甲烷产生提供了有利条件<sup>[92]</sup>。人类生产生活中含有大量N、P等营养物质的污水任意排放进入河口和沿海地区,造成的水体富营养化问题十分严重<sup>[93]</sup>。在中国渤海、胶州湾、长江口以及国外密西西比河和波罗的海等地区普遍存在富营养化问题。外源性氮素的输入对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放造成一定影响。有研究发现,外源NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>输入提高了N元素含量,明显提高了闽江河口湿地CH<sub>4</sub>的排放量<sup>[94]</sup>。然而,室内模拟却得到相反结果,外源氮输入对闽江河口咸草湿地土壤CH<sub>4</sub>产生起到抑制作用<sup>[95]</sup>。氮素形态与滨海湿地CH<sub>4</sub>排放关系也不确定。有研究发现,氨态氮输入促进黄河口湿地土壤CH<sub>4</sub>产生,而硝态氮输入促进碱蓬生长区湿地土壤CH<sub>4</sub>排放,抑制裸滩湿地CH<sub>4</sub>产生<sup>[12]</sup>。但也有研究发现,滨海湿地CH<sub>4</sub>排放过程对于硝态氮输入未产生任何变化<sup>[96]</sup>。

## 5 存在问题与研究展望

### 5.1 存在问题

滨海湿地生态系统是地球上最重要的生态系统之一,其碳循环过程对全球气候变化具有重大影响。总的来说,国内外已经在该研究领域做了相关工作,但还存在一些问题有待深入探究。

(1)缺乏有关盐分对滨海湿地CH<sub>4</sub>氧化和传输的研究。现阶段研究集中于盐分对CH<sub>4</sub>产生和排放结果影响的探讨上,对氧化过程和传输过程的研究较为欠缺。

(2)缺乏对植被本身CH<sub>4</sub>排放机制及规律的研究。目前滨海湿地植被对CH<sub>4</sub>产生与排放的影响研究还处于起步阶段,且现有研究在植被类型、生长状况以及传输功能对CH<sub>4</sub>排放影响的探讨上较多,针对植被自身CH<sub>4</sub>排放贡献以及植物体和微生物群落间的交互作用对CH<sub>4</sub>排放影响方面的研究较少。

(3)缺乏多因素交互作用下的CH<sub>4</sub>排放研究。当前对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放影响因素的研究主要集中在相关单因素的分析上,湿地CH<sub>4</sub>排放是受许多物理化学、生物因素共同影响的过程,而单因素关系不足以解释滨海湿地系统CH<sub>4</sub>排放规律。

(4)缺乏对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放长时间和大范围尺度下的研究。目前的研究主要集中在植被生长季短时间尺度的探讨上,对年际变化方面研究较

少。由于滨海湿地的空间异质性,使得不同地域间的研究结果有较大差异,对准确估算滨海湿地CH<sub>4</sub>排放通量产生一定误差。

### 5.2 研究展望

鉴于目前的研究现状,今后应在以下几个方面加强滨海湿地甲烷排放的研究:

(1)加强盐分对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放等一系列过程的影响研究。盐分中各组成离子间的交互效应以及不同地域间的离子浓度差异对滨海湿地CH<sub>4</sub>一系列过程的影响机制应成为今后研究重点。

(2)加强植物体本身对CH<sub>4</sub>排放规律和影响机制的研究。明确不同植被类型对滨海湿地CH<sub>4</sub>排放的贡献,揭示植物体和微生物之间的交互作用以及对CH<sub>4</sub>排放的影响机制。

(3)加强生物因素和非生物因素对滨海湿地CH<sub>4</sub>作用机制的研究,揭示人类活动(土地利用、养殖活动以及水体富营养化等),天文潮等多种因素在CH<sub>4</sub>排放中的作用,阐明多种因素共同作用下CH<sub>4</sub>排放的规律和差异。

(4)加强滨海湿地CH<sub>4</sub>排放通量研究,进行大范围下长期连续观测,深入探究滨海湿地CH<sub>4</sub>排放与环境影响因子之间的关系,建立预测模型,为准确估算全球CH<sub>4</sub>排放通量提供依据,解决全球气候变化问题提供参考和措施。

### 参考文献(References):

- [1] Dou X, Zhou W, Zhang Q, et al. Greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) emissions from soils following afforestation in central China[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 126: 98–106.
- [2] Burgos M, Sierra A, Ortega T, et al. Anthropogenic effects on greenhouse gas (CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) emissions in the Guadalete River Estuary (SW Spain)[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 503–504: 179–189.
- [3] 李海防, 夏汉平, 熊燕梅, 等. 土壤温室气体产生与排放影响因素研究进展[J]. 生态环境, 2007, 16(6): 1781–1788. [Li H F, Xia H P, Xiong Y M, et al. Mechanism of greenhouse gases fluxes from soil and its controlling factors: a review[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(6): 1781–1788.]
- [4] 宋文质, 王少彬, 苏维瀚, 等. 我国农田土壤的主要温室气体CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放研究[J]. 环境科学, 1996, (1): 85–88. [Song W Z, Wang S B, Su W H, et al. Agricultural activities and emissions of greenhouse gases in China region[J]. *Environmental Sci-*

- ence, 1996, (1): 85–88. ]
- [ 5 ] Rodhe H. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect[J]. *Science*, 1990, 248(4960): 1217–1219.
- [ 6 ] Sun Z, Sun W, Tong C, *et al.* China's coastal wetlands: conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement [J]. *Environment International*, 2015, 79: 25–41.
- [ 7 ] 王玲玲, 孙志高, 牟晓杰, 等. 黄河口滨岸潮滩湿地 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 通量特征初步研究[J]. 草业学报, 2011, 20(3): 51–61. [Wang L L, Sun Z G, Mu X J, *et al.* A preliminary study on carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from intertidal flat wetlands of the Yellow River estuary[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2011, 20(3): 51–61. ]
- [ 8 ] Sang Y K, Veraart A J, Meima-Franke M, *et al.* Combined effects of carbon, nitrogen and phosphorus on CH<sub>4</sub> production and denitrification in wetland sediments[J]. *Geoderma*, 2015, 259–260: 354–361.
- [ 9 ] 许鑫王豪, 赵一飞, 邹欣庆, 等. 中国滨海湿地 CH<sub>4</sub>通量研究进展[J]. 自然资源学报, 2015, 30(9): 1594–1605. [Xu X W H, Zhao Y F, Zou X Q, *et al.* Advances in the research on methane emission of coastal saline wetlands in China[J]. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(9): 1594–1605. ]
- [ 10 ] Chauhan R, Datta A, Ramanathan A, *et al.* Factors influencing spatio-temporal variation of methane and nitrous oxide emission from a tropical mangrove of eastern coast of India[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 107: 95–106.
- [ 11 ] Hirota M, Senga Y, Seike Y, *et al.* Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(3): 597–603.
- [ 12 ] 姜欢欢, 孙志高, 王玲玲, 等. 黄河口潮滩湿地土壤甲烷产生潜力及其对有机物和氮输入响应的初步研究[J]. 湿地科学, 2012, 10(4): 451–458. [Jiang H H, Sun Z G, Wang L L, *et al.* A preliminary study on methane production potential of soil in tidal wetlands of the Yellow River estuary and its responses to organic matter and nitrogen import[J]. *Wetland Science*, 2012, 10(4): 451–458. ]
- [ 13 ] 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. [Liao J. Fluxes of Methane and Carbon Dioxide in Reed Wetland of Minjiang Estuary[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2010. ]
- [ 14 ] 仝川, 闫宗平, 王维奇, 等. 闽江河口感潮湿地入侵种互花米草甲烷通量及影响因子[J]. 地理科学, 2008, 28(6): 826–832. [Tong C, Yan Z P, Wang W Q, *et al.* Methane flux from invasive species (*spartina alterniflora*) and influencing factors in the Min River Estuary[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2008, 28(6): 826–832. ]
- [ 15 ] 汪青, 刘敏, 侯立军, 等. 崇明东滩湿地 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 排放的时空差异[J]. 地理研究, 2010, 29(5): 935–946. [Wang Q, Liu M, Hou L J, *et al.* Characteristics and influencing factors of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from Chongming eastern tidal flat wetland[J]. *Geographical Research*, 2010, 29(5): 935–946. ]
- [ 16 ] 叶勇, 卢昌义, 林鹏, 等. 海莲红树林土壤 CH<sub>4</sub>动态研究[J]. 土壤与环境, 2000, 9(2): 91–95. [Ye Y, Lu C Y, Lin P, *et al.* CH<sub>4</sub> dynamics in sediments of *bruguiera sexangula* mangrove at Hegang estuary[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(2): 91–95. ]
- [ 17 ] Schimel J P. Plant transport and methane production as controls on methane flux from arctic wet meadow tundra[J]. *Biogeochemistry*, 1995, 28(3): 183–200.
- [ 18 ] Schütz H, Seiler W, Conrad R. Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies[J]. *Biogeochemistry*, 1989, 7(1): 33–53.
- [ 19 ] Bo H S, Rosswall T. In situ Methane production from acid peat in plant communities with different moisture regimes in a Subarctic Mire[J]. *Oikos*, 1984, 43(3): 341–350.
- [ 20 ] King G M. Utilization of hydrogen, acetate, and “noncompetitive”; substrates by methanogenic bacteria in marine sediments[J]. *Geomicrobiology Journal*, 1984, 3(4): 275–306.
- [ 21 ] Oremland R S, Polcin S. Methanogenesis and sulfate reduction: competitive and noncompetitive substrates in estuarine sediments [J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 1982, 44(6): 1270–1276.
- [ 22 ] Ticak T, Hariraju D, Arcelay M B, *et al.* Isolation and characterization of a tetramethylammonium-degrading *Methanococcoides*, strain and a novel glycine betaine-utilizing *Methanobolus*, strain [J]. *Archives of Microbiology*, 2015, 197(2): 197–209.
- [ 23 ] Wachinger G, Fiedler S, Zepp K, *et al.* Variability of soil methane production on the micro-scale: spatial association with hot spots of organic material and archaeal populations[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32(8): 1121–1130.
- [ 24 ] Ding W, Cai Z, Tsuruta H. Diel variation in methane emissions from the stands of *Carex lasiocarpa* and *Deyeuxia angustifolia* in a cool temperate freshwater marsh[J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(2): 181–188.
- [ 25 ] 王慧, 赵化德, 张世宇, 等. 碱蓬湿地 CH<sub>4</sub>排放通量及影响因素研究[J]. 海洋环境科学, 2012, 31(2): 173–175. [Wang H, Zhao H D, Zhang S Y, *et al.* Research on methane fluxes and effect factors in the wetland of *Suaeda glauca*[J]. *Marine Environmental Science*, 2012, 31(2): 173–175. ]
- [ 26 ] Sun Z, Jiang H, Wang L, *et al.* Seasonal and spatial variations of methane emissions from coastal marshes in the northern Yellow River estuary, China[J]. *Plant & Soil*, 2013, 369(1–2): 317–333.
- [ 27 ] 曾从盛, 王维奇, 张林海, 等. 闽江河口短叶茳茅潮滩湿地甲烷排放通量[J]. 应用生态学报, 2010, 21(2): 500–504. [Zeng C S,

2018年1月

- Wang W Q, Zhang L H, *et al.* Methane fluxes of *Cyperus malaccensis* tidal wetland in Minjiang River estuary [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(2): 500–504. ]
- [28] Magenheimer J F, Moore T R, Chmura G L, *et al.* Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick[J]. *Estuaries*, 1996, 19(1): 139–145.
- [29] Delaune R D, Smith C J, Patrick W H. Methane release from gulf coast wetlands[J]. *Tellus*, 2010, 35B(1): 8–15.
- [30] Hirota M, Senga Y, Seike Y, *et al.* Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(3): 597–603.
- [31] Chauhan R, Ramanathan A, Adhya T K. Assessment of methane and nitrous oxide flux from mangroves along Eastern coast of India [J]. *Geofluids*, 2010, 8(4): 321–332.
- [32] Kreuzwieser J, Buchholz J, Rennenberg H. Emission of methane and nitrous oxide by Australian mangrove ecosystems[J]. *Plant Biology*, 2003, 5(4): 423–431.
- [33] 全川, 姚顺, 王维奇, 等. 中国东南沿海短叶茳芰潮汐沼泽湿地甲烷动态[J]. 中国科学: 地球科学, 2012, (5): 723–735. [Tong C, Yao X, Wang W Q, *et al.* Methane dynamics in a *Cyperus malaccensis* tidal marsh in southeast China[J]. *Sci Sin Terrae*, 2012, (5): 723–735. ]
- [34] Fjwvander N, Middelburg J J, Dvan M, *et al.* Diel methane emission patterns from *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis* [J]. *Biogeochemistry*, 1998, 41(1): 1–22.
- [35] Whalen S C, Reeburgh W S. Interannual variations in tundra methane emission: a 4-year time series at fixed sites[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1992, 6(2): 139–159.
- [36] Saarnio S, Alm J, Silvola J, *et al.* Seasonal variation in CH<sub>4</sub> emissions and production and oxidation potentials at microsites on an oligotrophic pine fen[J]. *Oecologia*, 1997, 110(3): 414–422.
- [37] Saarnio S, Saarinen T I M O, Vasander H, *et al.* A moderate increase in the annual CH<sub>4</sub> efflux by raised CO<sub>2</sub> or NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> supply in a boreal oligotrophic mire [J]. *Global Change Biology*, 2000, 6(2): 137–144.
- [38] 黄国宏, 肖笃宁, 李玉祥, 等. 芦苇湿地温室气体甲烷(CH<sub>4</sub>)排放研究[J]. 生态学报, 2001, 21(9): 1494–1497. [Huang G H, Xiao D N, Li Y X, *et al.* CH<sub>4</sub> emissions from the reed wetland[J]. *Acta Ecological Sinica*, 2001, 21(9): 1494–1497. ]
- [39] 王德宣, 吕宪国, 丁维新, 等. 若尔盖高原沼泽湿地CH<sub>4</sub>排放研究[J]. 地球科学进展, 2002, 17(6): 877–880. [Wang D X, Lv X G, Ding W X, *et al.* Methane emission from marshes in Zoige Plateau [J]. *Advance in Earth Sciences*, 2002, 17(6): 877–880. ]
- [40] Brix H, Sorrell B K, Lorenzen B. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases?[J]. *Aquatic Botany*, 2001, 69(2–4): 313–324.
- [41] Windsor J, Moore T R, Roulet N T. Episodic fluxes of methane from subarctic fens [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1992, 72(4): 441–452.
- [42] Tong C, Wang W Q, Huang J F, *et al.* Invasive alien plants increase CH<sub>4</sub> emissions from a subtropical tidal estuarine wetland[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 111(1–3): 677–693.
- [43] Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming[J]. *Ecological Applications*, 1991, 1(2): 182–195.
- [44] Inglett K S, Inglett P W, Reddy K R, *et al.* Temperature sensitivity of greenhouse gas production in wetland soils of different vegetation[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 108(1–3): 77–90.
- [45] Avery G B, Shannon R D, White J R, *et al.* Controls on methane production in a tidal freshwater estuary and a peatland: Methane production via acetate fermentation and CO<sub>2</sub> reduction[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 62(1): 19–37.
- [46] 丁维新, 蔡祖聪. 温度对甲烷产生和氧化的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(4): 604–608. [Ding W X, Cai Z C. Effect of temperature on methane production and oxidation in soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(4): 604–608. ]
- [47] Dunfield P, Knowles R, Dumont R, *et al.* Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: response to temperature and pH[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1993, 25(3): 321–326.
- [48] Priemé A, Christensen S. Seasonal and spatial variation of methane oxidation in a Danish spruce forest[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1997, 29(8): 1165–1172.
- [49] Nesbit S P, Breitenbeck G A. A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 1992, 41(1): 39–54.
- [50] Yan X Y, Cai Z C. Effects of nitrogen fertilizer, soil moisture and temperature on methane oxidation in paddy soil[J]. *Pedosphere*, 1996, 6(2): 175–181.
- [51] Boeckx P, Cleemput O V. Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25(1): 178–183.
- [52] Cai Z, Yan X. Kinetic model for methane oxidation by paddy soil as affected by temperature, moisture and N addition [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31(5): 715–725.
- [53] Castro M S, Steudler P A, Melillo J M, *et al.* Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, 9(1): 1–10.
- [54] Dasselaa P V, Beusichem M L V, Oenema O. Effects of soil moisture content and temperature on methane uptake by grasslands on sandy soils[J]. *Plant & Soil*, 1998, 204(2): 213–222.
- [55] 姚守平, 罗鹏, 王艳芬, 等. 湿地甲烷排放研究进展[J]. 世界科技

- 研究与发展, 2007, 29(2): 58–63. [Yao S P, Luo P, Wang Y F, *et al.* Advances in studies of methane emission from wetland[J]. *World Scientific Research and Development*, 2007, 29(2): 58–63. ]
- [56] Mer J L, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37(1): 25–50.
- [57] Crozier C R, Delaune R D. Methane production by soils from different Louisiana marsh vegetation types[J]. *Wetlands*, 1996, 16(2): 121–126.
- [58] Chambers L G, Reddy K R, Osborne T Z. Short-term response of carbon cycling to salinity pulses in a freshwater wetland[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(5): 2000–2007.
- [59] Neubauer S C. Ecosystem responses of a tidal freshwater marsh experiencing saltwater intrusion and altered hydrology[J]. *Estuaries & Coasts*, 2013, 36(3): 491–507.
- [60] Purvaja R, Ramesh R. Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India[J]. *Environmental Management*, 2001, 27(4): 547–557.
- [61] Weston N B, Vile M A, Neubauer S C, *et al.* Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 102(1–3): 135–151.
- [62] Konnerup D, Villamil C, Parra J P. Nitrous oxide and methane emissions from the restored mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia[J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2014, 140(S1): 43–51.
- [63] 冯小平, 王义东, 王博祺, 等. 盐分对湿地甲烷排放影响的研究进展[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(1): 237–246. [Feng X P, Wang Y D, Wang B Q, *et al.* Effect of salts on methane emission from wetlands: a review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(1): 237–246. ]
- [64] Chin K J, Conrad R. Intermediary metabolism in methanogenic paddy soil and the influence of temperature [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 1995, 18(2): 85–102.
- [65] Fukui M, Suh J, Yonezawa Y, *et al.* Major substrates for microbial sulfate reduction in the sediments of Ise Bay, Japan[J]. *Ecological Research*, 1997, 12(2): 201–209.
- [66] Knittel K, Boetius A. Anaerobic oxidation of methane: progress with an unknown process[J]. *Annual Review of Microbiology*, 2009, 63: 311–334.
- [67] Giani L, Bashan Y, Holguin G, *et al.* Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico[J]. *Geoderma*, 1996, 72(1–2): 149–160.
- [68] Kelley C A, Martens C S, Iii W U. Methane dynamics across a tidally flooded riverbank margin[J]. *Limnology & Oceanography*, 1995, 40(6): 1112–1129.
- [69] Yu Z, Shanguan X, Pollard D, *et al.* Simulating methane emission from a Chinese rice field as influenced by fertilizer and water level [J]. *Hydrological Processes*, 2003, 17(17): 3485–3501.
- [70] Altor A E, Mitsch W J. Pulsing hydrology, methane emissions and carbon dioxide fluxes in created marshes: a 2-year ecosystem study[J]. *Wetlands*, 2008, 28(2): 423–438.
- [71] Chang T Y S. Methane emission from wetlands in Taiwan[J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(32): 4551–4558.
- [72] 吴建强, 沙晨燕, 吴健, 等. 河滨修复湿地不同植物配置对甲烷排放的影响[J]. *环境科学研究*, 2015, 28(9): 1416–1423. [Wu J Q, Sha C Y, Wu J, *et al.* Influence of plant configuration on CH<sub>4</sub> emissions from restored riparian wetland[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2015, 28(9): 1416–1423. ]
- [73] Thomas K L, Benstead J, Davies K L, *et al.* Role of wetland plants in the diurnal control of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in peat[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1996, 28(1): 17–23.
- [74] 卢妍, 宋长春, 王毅勇, 等. 植物对沼泽湿地生态系统 CO<sub>2</sub> 和 CH<sub>4</sub> 排放的影响[J]. *西北植物学报*, 2007, 27(11): 2306–2313. [Lu Y, Song C C, Wang Y Y, *et al.* Influence of plants on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emission in wetland ecosystem[J]. *Acta Botanica Boreali-occidentalia sinica*, 2007, 27(11): 2306–2313. ]
- [75] 杨思河, 陈冠雄. 几种木本植物的 N<sub>2</sub>O 释放与某些生理活动的关系[J]. *应用生态学报*, 1995, 6(4): 337–340. [Yang S H, Chen C X. N<sub>2</sub>O emission from woody plants and its relation to their physiological activities[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1995, 6(4): 337–340. ]
- [76] Keppler F, Hamilton J T, Brass M, *et al.* Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions[J]. *Nature*, 2006, 439(7073): 187–191.
- [77] Yu K W, Wang Z P, Chen G X. Nitrous oxide and methane transport through rice plants [J]. *Biology & Fertility of Soils*, 1997, 24(3): 341–343.
- [78] 王维奇, 曾从盛, 全川. 芦苇湿地甲烷排放机理及排放通量研究进展[J]. *土壤与作物*, 2008, 24(1): 20–25. [Wang W Q, Zeng C S, Tong C. Reviews on the mechanism of methane emission and methane flux in reed (*Phragmites australis*) marsh[J]. *System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture*, 2008, 24(1): 20–25. ]
- [79] Chanton J P, Martens C S, Kelley C A, *et al.* Methane transport mechanisms and isotopic fractionation in emergent macrophytes of an Alaskan tundra lake[J]. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 1992, 97(D15): 16681–16688.
- [80] Zhang C B, Sun H Y, Ge Y, *et al.* Plant species richness enhanced the methane emission in experimental microcosms[J]. *Atmospheric Environment*, 2012, 62(2): 180–183.
- [81] Kaokniffin J, Freyre D S, Balser T C. Methane dynamics across wetland plant species [J]. *Aquatic Botany*, 2010, 93(2): 107–113.
- [82] 项剑, 刘德燕, 袁俊吉, 等. 互花米草入侵对沿海湿地甲烷排放的影响[J]. *生态学杂志*, 2012, 31(6): 1361–1366. [Xiang J, Liu D

2018年1月

- Y, Yuan J J, *et al.* Effects of *Spartina alterniflora* invasion on methane emission from coastal brackish marsh[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(6): 1361–1366. ]
- [83] Koelbener A, Ström L, Edwards P J, *et al.* Plant species from mesotrophic wetlands cause relatively high methane emissions from peat soil[J]. *Plant & Soil*, 2010, 326(1–2): 147–158.
- [84] 王维奇. 闽江河口芦苇湿地甲烷排放及其主要环境影响因子分析[D]. 福州: 福建师范大学, 2008. [Wang W Q. Methane Emission from Reed Wetland in Minjiang Estuary and Its Main Environmental Factors[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2008. ]
- [85] Purvaja R, Ramesh R, Frenzel P. Plant-mediated methane emission from an Indian mangrove[J]. *Global Change Biology*, 2010, 10(11): 1825–1834.
- [86] Saarnio S, Alm J, Silvola J, *et al.* Seasonal variation in CH<sub>4</sub> emissions and production and oxidation potentials at microsites on an oligotrophic pine fen[J]. *Oecologia*, 1997, 110(3): 414–422.
- [87] Vann C D, Megonigal J P. Elevated CO<sub>2</sub> and water depth regulation of methane emissions: Comparison of woody and non-woody wetland plant species[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 63(2): 117–134.
- [88] 孙晓新, 牟长城, 冯登军, 等. 排水造林对小兴安岭沼泽甲烷排放的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(8): 4251–4259. [Sun X X, Mou C C, Feng D J, *et al.* Effects of wetland draining for forestation on methane emissions in Xiaoxing'an Mountains, Northeast China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(8): 4251–4259. ]
- [89] 王卿, 汪承焕, 黄沈发, 等. 盐沼植物群落研究进展: 分布、演替及影响因子[J]. 生态环境学报, 2012, 21(2): 375–388. [Wang Q, Wang C H, Huang S F, *et al.* Review on salt marsh plant communities: distribution, succession and impact factors[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2012, 21(2): 375–388. ]
- [90] 薛超波, 王国良, 金珊, 等. 滩涂贝类养殖环境中细菌生态分布的初步研究[J]. 中国卫生检验杂志, 2005, 15(10): 1191–1193. [Xue X B, Wang G L, Jin S, *et al.* The preliminary study on the bacteria ecological distribution in the culture environment of marine intertidal shellfish[J]. *Chinese Journal of Health Laboratory Technology*, 2005, 15(10): 1191–1193. ]
- [91] 杨平, 全川, 何清华, 等. 闽江口鱼虾混养塘水-气界面温室气体通量及主要影响因子[J]. 环境科学学报, 2013, 33(5): 1493–1503. [Yang P, Tong C, He Q H, *et al.* Greenhouse gases fluxes at water-air interface of aquaculture ponds and influencing factors in the Min River estuary[J]. *Acta Scientias Circumstantiae*, 2013, 33(5): 1493–1503. ]
- [92] 王娟. 养殖区底质中甲烷的排放及其影响因素的研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008. [Wang J. Study on the Emission of Methane and Its Influencing Factors in the Sediments of Aquaculture Area[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2008. ]
- [93] Nixon S W. Marine eutrophication: a growing international problem [J]. *Ambio*, 1990, 19(3): 101–101.
- [94] Mou X, Liu X, Tong C, *et al.* Responses of CH<sub>4</sub> emissions to nitrogen addition and *Spartina alterniflora* invasion in Minjiang River estuary, southeast of China[J]. *Chinese Geographical Science*, 2014, 24(5): 562–574.
- [95] 王维奇, 曾从盛, 全川. 闽江河口湿地土壤甲烷产生潜力动态及对氮输入的响应[J]. 土壤与作物, 2010, 26(2): 209–213. [Wang W Q, Zeng C S, Tong C, *et al.* Dynamics of wetland soil methane production potential and the response to nitrogen import in Min River Estuary[J]. *System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture*, 2010, 26(2): 209–213. ]
- [96] Moseman-Valtierra S, Gonzalez R, Kroeger K D, *et al.* Short-term nitrogen additions can shift a coastal wetland from a sink to a source of N<sub>2</sub>O[J]. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(26): 4390–4397.

## Advances in research on methane emissions of coastal wetlands

GONG Jian, CUI Yuqian, XIE Wenxia, ZHANG Yan

(College of Environmental Sciences and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

**Abstract:** Methane ( $\text{CH}_4$ ) is an important greenhouse gas in the atmosphere and contributes 15% to global warming. Coastal wetlands, one of the important intertidal ecosystems at the land-ocean interface, are considered a large potential natural source of  $\text{CH}_4$ . In this paper, the study dynamics of  $\text{CH}_4$  production process,  $\text{CH}_4$  flux characteristic and affecting factors are summarized. The study of  $\text{CH}_4$  production processes is mainly based on molecular biology, with much research in freshwater wetlands. The  $\text{CH}_4$  flux characteristics in coastal wetlands has distinct temporal-spatial variation affected by many factors, such as soil physical and chemical properties, hydrological conditions and plant communities. The hydrological condition is a determining factor for the production and emission of  $\text{CH}_4$ , effects of temperature and pH on  $\text{CH}_4$  emissions by affecting the methanogenic activity. Research on the effect of salinity on  $\text{CH}_4$  of coastal wetlands has mainly focused on concentration, and the study of composition of  $\text{SO}_4^{2-}$  plasma in salt is not deep. The transmission of plants is the basis for the study of  $\text{CH}_4$  emission dynamics, and there are many studies on the effects of plant species and density on  $\text{CH}_4$  emissions. With human activities and environmental pressure, there is a great influence on coastal wetlands  $\text{CH}_4$  emissions.  $\text{CH}_4$  emissions from coastal wetlands are affected by many factors, and the process is complicated. Aspects to strengthen in the future include the effects of soil physical and chemical properties on  $\text{CH}_4$  emission, especially the effect of ion composition and concentration in salt on  $\text{CH}_4$  emissions; the effects of plants on  $\text{CH}_4$  emissions; the effects of human activities on  $\text{CH}_4$  emissions; and evaluation of  $\text{CH}_4$  flux at long time scales and across large spaces.

**Key words:** coastal wetland;  $\text{CH}_4$  emission; controlling factors