李建国,王文超,濮励杰,等.滩涂围垦对盐沼湿地碳收支的影响研究进展[J].地球科学进展,2017,32(6):599-614,doi:10.11867/j.issn.1001-8166.2017.06.0599. [Li Jianguo, Wang Wenchao, Pu Lijie, et al. Coastal reclamation and saltmarsh carbon budget: Advances and prospects [J]. Advances in Earth Science,2017,32(6):599-614,doi:10.11867/j.issn.1001-8166.2017.06.0599.]

滩涂围垦对盐沼湿地碳收支的影响研究进展*

李建国[1],王文超[1],濮励杰[2,3*],刘丽丽[1],张忠启[1],李 强[1]

(1.江苏师范大学地理测绘与城乡规划学院,江苏 徐州 221116; 2.南京大学地理与海洋科学学院,江苏 南京 210023; 3.国土资源部海岸带开发与保护重点实验室,江苏 南京 210023)

摘 要: 滨海盐沼湿地是全球重要的碳库,也是典型的脆弱生态系统。近年来,随着人口的增加,滨海盐沼湿地围垦开发已经成为缓解区域人口压力,保障粮食安全,促进经济发展的一项重要措施,特别是在发展中国家。围垦活动过程中必然会改变原有生态系统碳循环的路径和模式,进而影响全球的碳收支平衡。通过对大量文献的检索与总结,对国内外 3 种滨海盐沼湿地类型(红树林盐沼湿地、河口潮滩盐沼湿地和海岸潮滩盐沼湿地)土壤有机碳含量、固碳速率、碳排放速率以及围垦后的变化进行梳理和概括,给出滨海盐沼湿地围垦后土壤碳循环的一般规律与变化趋势,结果表明:①欧美长期滩涂开发形成的认识与滩涂围垦后的生态环境效应演变不适用于东亚发展中国家的短期高强度农业围垦,应注重东亚地区海岸围垦方式下的碳效应研究;②从滩涂湿地有机碳含量及其固碳速率来看,红树林盐沼湿地最高,河口潮滩盐沼湿地次之,海岸潮滩盐沼湿地最低。土壤黏粒、团聚体和埋藏速率对其具有较为明显的正向效应;淹水频率、盐分、地下水位反之。滩涂围垦后土壤有机碳含量呈先降后增的趋势,其转折点在围垦后 30 年左右,水田耕作对滩涂土壤有机碳富集效果最明显;③滩涂盐沼湿地的主要碳排放方式是 CH_4 和 CO_2,其中 CO_2 的排放强度和通量都较大,且以红树林盐沼湿地最高。芦苇和互花米草的土壤碳排放强度相比于光滩要大很多。涨潮的过程中湿地碳排放强度要明显低于涨潮前后。滩涂围垦后的土壤碳排放强度要明显高于自然滩涂土壤,特别是围垦后的旱田耕作下的 CO_2 排放。从监测的结果来看,围垦前滩涂湿地表现为较强的碳汇,而围垦后表现出较为明显的碳源。最后,提出今后研究的重点方向和内容:抓紧开展滨海盐沼湿地碳收支清单的制定;不同围垦方式对滨海盐沼湿地碳循环影响的定量表达;加强开展未来滨海围垦模式及其土壤碳循环响应的刻画与模拟研究。

关 键 词: 滩涂围垦;滨海盐沼湿地;碳收支

中图分类号: P748 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-8166(2017)06-0599-16

1 引 言

滨海滩涂湿地是介于海洋与陆地生态系统的过渡地带[1]。根据已有的统计数据,目前全球滨海盐沼湿地面积达到 $2.2\times10^4\sim4\times10^5$ km^2,年均固碳速率为 44.6 Tg/a,单位面积固碳效率达到(210±20) g C/(m^2·a),远大于泥炭湿地[2],是一个重要碳源(Carbon sink)[3,4]。尽管全球湿地面积仅占陆地面

* 收稿日期: 2016-12-22; 修回日期: 2017-03-17.

* 基金项目: 国家自然科学基金项目"江苏沿海滩涂围垦土地质量变化过程和生态响应"(编号:41230751);江苏师范大学高校博士科研启动基金项目"沿海滩涂围垦土地土壤碳库时空演变及其机制——以江苏省如东县为例"(编号:15XLR017)资助.

作者简介: 李建国(1986-),男,江苏泗阳人,讲师,主要从事滩涂开发及其生态环境效应研究.E-mail:lijianguo531@126.com

* 通信作者: 濮励杰(1965-),男,江苏吴江人,教授,主要从事土地利用与环境效应研究.E-mail: ljpu@nju.edu.cn

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

积的 4%~6%，但是其碳储量却占陆地碳库的 12%~20%，比农业生态系统、温带森林生态系统以及热带雨林生态系统储量都高[1]。滨海盐沼湿地较高的固碳速率主要是源于其较高的初级生产力和埋藏速率以及较低的有机质分解速率[5~7]。滨海盐沼是重要的湿地生态系统，具有保护堤岸，促淤防潮，为盐生动植物提供生境等多种生态服务功能[8]。同时，滨海湿地也受到海陆交互作用及高强度人类活动的影响，具有功能上的脆弱性和结构上的易变性，进而受到国内外学者的广泛关注[9,10]。基于此认识，1993 年国际地圈生物圈计划(International Geosphere-Biosphere Program，IGBP)和国际全球环境变化人文因素计划(International Human Dimensions Progamme on Global Environmental Change，IHDP)共同发起海岸带海陆交互作用研究计划(Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone，LOICZ)。作为 LOICZ 计划的重要内容，滨海盐沼湿地的碳循环研究成为全球关注的焦点[11,12]。2014 年提出的“未来地球”计划(Future Earth)，更是将海岸带作为一个特殊的地理要素，提出“未来地球海岸”计划(Future Earth Coasts)，其中海岸带的碳循环是关注的核心内容之一[13]。

滨海盐沼湿地受到自然环境和人类活动的双重干扰，从而影响其生态系统结构的完整性，降低生态服务功能[14]。从自然因子来看，盐沼湿地具有独特的水文地貌过程和地球化学循环过程，潮汐和地貌是影响盐沼湿地植被演化、土壤发育和养分循环的重要因素[15,16]。随着全球气候变化的加剧和海平面急剧上升等全球性环境问题日渐显著，增加了这些自然环境因子发生剧变的可能性，而且其未来变化的方向和趋势也并不明朗[17,18]。从人类活动的角度来看，滨海地区通常都是一个国家和地区人口密集、经济发达、人地矛盾突出的区域之一。中国的这一现象更为明显，滩涂开发也更为剧烈。如 2010 年江苏省出台《江苏沿海滩涂围垦开发利用规划纲要》，计划在 2010—2020 年在江苏滨海盐沼湿地围垦开发滩涂面积 18 万 hm^2[19]。

滨海滩涂的开发利用会极大地改变湿地碳循环的路径与模式。从大尺度来讲，这一改变会显著改变全球碳收支过程与平衡，影响全球气候变化。从小尺度来讲，滩涂土壤围垦过程中的有机碳变化过程也是滩涂土壤质量变化的重要内容，这一过程对于区域粮食生产、农户行为偏好与决策有重要影响，甚至是决定性的影响[20]。但是众所周知，土壤碳循环过程也具有极强的变异性，极易受到来自外界环境因子的干扰。而人类围垦行为使滨海湿地生态系统在短期内发生快速转变，由自然盐沼湿地生态系统向农业生态系统转变。这一转变过程中必然会引起滩涂物理—化学—生态环境的变化[21,22]，进而改变原有土壤碳循环的路径和模式，导致土壤碳素在封存和释放过程中发生根本性的变化，最终影响盐沼湿地原有的碳库功能角色。已有的研究多关注沿海滩涂的自然要素特征和围垦后人类活动下的滩涂生态环境效应[16,23]。虽然其中碳效应也有大量研究，但是研究过于分散且由于文章体量，多集中于研究滩涂碳循环的某一个环节，如碳的富集[5]、碳含量与组分[21]、土壤呼吸与碳通量[21,22,24]等。得出的结论也由于研究区时空尺度上的差异，其应用性和实践意义被大大限制。本文拟通过对国内外主要滨海盐沼湿地围垦及其对碳素收支影响的相关文献进行整理与归纳，概括总结传统围垦活动过程中盐沼湿地土壤碳富集与释放的一般性趋势和规律，为制定未来滨海滩涂开发规划，指导科学合理的围垦模式提供科学依据。

2 滩涂盐沼湿地特点及其围垦历史

2.1 滩涂盐沼湿地的特点与分类

不同的滨海盐沼湿地具有不同的植被演替过程与碳循环特征[2]。总体来看，全球滨海盐沼湿地主要分为 2 类：红树林盐沼湿地和潮滩盐沼湿地。潮滩盐沼湿地按照区位和有机碳来源差异又分为海岸潮滩盐沼湿地和和河口潮滩盐沼湿地。这一分类的依据主要是基于原生海岸带滩涂土壤碳循环、累积的差异来确定，包括空间形态、潮汐、海岸淤积与侵蚀、植被类型、地形地貌、物质来源和气候带等因素的影响。红树林盐沼湿地与潮滩盐沼湿地的差别主要是湿地所处气候带、湿地植被类型的差异。而海岸潮滩盐沼湿地和河口潮滩盐沼湿地的差异主要是空间形态、潮汐、地形地貌和物质来源等。空间形态上河口潮滩盐沼湿地主要位于大河河口，呈扇形分布，而海岸潮滩盐沼湿地则是沿海线呈长条状分布。河口潮滩盐沼湿地受到河流季节性来水与海洋潮波系统的双重影响，而海岸潮滩盐沼湿地则仅受近海潮波系统的影响。在地形地貌上，河口潮滩盐沼湿地多由浅滩、沙洲、边滩、拦门沙和河岔组成，泥沙埋藏与沉积方向主要是由河道向近海呈扇形展开。而海岸潮滩盐沼湿地主要由冦湖、泥滩、沙洲等组成，埋藏与沉积主要是由近海潮波携带的泥沙在近岸沉

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

积形成,但埋藏方向向陆,泥沙淤积方向向海。这也导致二者在物质来源上的差异:河口潮滩盐沼湿地地区的物质来源包括上游下泄物质、湿地盐生植被和海洋,而海岸潮滩的物质来源主要是海洋与本地盐生植被。

潮滩盐沼湿地主要见于温带和亚热带地区,湿地内广泛分布大米草(*Spartina anglica*)、互花米草(*Spartina alterniflora Loisel.*)、碱蓬(*Suaeda salsa*)、芦苇(*Phragmites australis*)和海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)等盐生植被。海岸潮滩盐沼湿地主要位于非基岩质海岸和淤泥质海岸地区,主要位于中国东部和南美洲的苏里南以及欧洲的荷兰、德国、西班牙等国家以及一些岛屿。河口潮滩盐沼湿地主要受河流走向和入海口区位控制,主要位于河口三角洲,如长江、黄河、密西西比河、拉普拉塔河和墨累河等大河河口,植被类型多样,包括了盐生植被和淡水植被类型。热带地区的大河河口也会分布有大片的红树林,本文则将其定义为红树林盐沼湿地。红树林盐沼湿地主要位于热带和亚热带地区,空间上主要集中于东南亚、非洲中部海岸、中美洲、南美洲北部和澳大利亚北部[15]。

2.2　滩涂盐沼湿地的围垦历史

盐沼湿地围垦主要发生在大河河口以及快速淤长的潮滩地区[25]。近年来,受到人类围垦活动的影响,红树林盐沼湿地消失的速度较快。已有的研究表明,全球红树林盐沼湿地面积呈快速的退化态势,年平均消失速度为 1%~2%[15,24],其中农业开发和沿海渔业养殖是红树林消失的 2 个最主要原因[25]。从滩涂盐沼湿地开发历史来看,欧洲和北美洲滨海滩涂的开发较早。在欧洲,由于城市化刺激农产品的消费,18 世纪人们就修筑拦水堤坝进行滩涂利用,主要滨海垦区位于西班牙、荷兰、德国[26,27]。人们在垦区主要种植棉花、土豆以及牧草[16,21]。到 20 世纪中期开始,人们开始在垦区广泛种植桉树[16]。美国在 18~19 世纪也开始进行滩涂围垦开发,起初主要用于建港口、矿产开发、消灭蚊子以及铁路建设[22,28]。由于欧洲和北美的滨海滩涂开发较早,滩涂湿地生态系统出现了严重的退化现象,比如重金属污染、水质下降、盐沼侵蚀后退等,进而引起人们对于毁坝重建盐沼的思考[26,29]。在澳大利亚,人们主要利用滨海土壤种植小麦和牧草,盐水灌溉、废水灌溉等农业较为发达[30,31]。澳大利亚盐沼湿地多属于个人所有,大量的盐沼湿地被开垦为草地用于放牧。农业发展和城市扩张已经成为澳大利亚盐沼湿地消失的主要原因[32]。东亚滨海盐沼湿地主要集中于中国的江苏、山东、辽宁、上海以及浙江等沿海省市。湿地开发历史更为悠久,11 世纪范公堤的建设就拉开了当地居民开发盐沼湿地资源的序幕,但是开发强度较低,早期多用于海盐生产,后期农业开发较多。20 世纪中期以后才开始大规模的围垦开发(兴建围堤),在围垦早期主要利用滩涂土壤进行咸水养殖以及晒盐。待盐分降低之后主要种植小麦、水稻、玉米以及棉花等农作物,该区域滩涂淤长速度较快,已有的研究表明,江苏海岸带滩涂淤长速度多在 20 m/a 以上,特别是在盐城和南通,部分区域在 100 m/a 以上。但是围垦速度多在 50 m/a 以上,多大于滩涂淤长的速度,且围垦多用于农业开发,工业用地比例较低[20,33]。

3　围垦对滩涂土壤有机碳库的影响

3.1　自然滩涂盐沼湿地土壤有机碳含量及其影响因素

滨海盐沼湿地土壤有机碳的封存与富集受到潮汐、温度、土壤质地、植被和埋藏速率等因素的影响[5,34,35]。潮汐主要影响湿地的淹水频率,进而控制土壤氧化—还原环境的转换过程,影响盐沼湿地土壤的有机碳富集与分解。一般来讲,淹水频率越低,土壤的有机碳含量相对就越高[36],加拿大魁北克河口潮滩盐沼湿地的研究表明,经常受潮汐淹没(Frequent floods)的土壤有机碳含量仅为(19±1.0) g/kg,而中等淹没频率(Moderate floods)下为(29±1.3) g/kg。这一趋势与黄河河口的研究结果相一致[37]。在内陆河漫滩湿地的研究也有相类似的结果[38]。这一特点主要是受到土壤水分、物质来源、地形地貌、地表植被以及可溶性有机碳的影响,其中土壤淋溶和植被发育的差异是导致在不同淹水频率下海岸带土壤有机碳含量不一致的主要因素[39]。湿地土壤中的黏粒成分比例(%clay)可以显著地影响土壤有机碳的含量,黏粒结构比例越大,土壤的吸附能力越强,有利于保持土壤颗粒间的有机物质[40],而土壤中大团聚体,特别是大于 250 μm 的大团聚体是降低土壤有机物质矿化风险、提高土壤有机碳含量的重要颗粒形态[41]。海岸带土壤盐渍化严重,水分含量及钠吸附比(SAR)较高,土壤团聚体形成较为困难,大团聚体(Macro-aggregate)比例极低。如何快速提升滩涂围垦土壤的大团聚体比例,提升土壤有机质(碳)含量,对于海岸带的农业开发具有重要意义[42]。土壤温度和植被主要受到气候

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

带的影响,高温可以加速植物的生长,促进地上生物量的集聚,进而可提高土壤有机碳的含量。在季风区的研究表明,夏季盐沼湿地土壤有机碳含量相对较高[37]。但是另一方面,温度的提升也在增强土壤中微生物数量以及酶的活性,增加有机物质分解速率。从数据上看,主要是温度的增加显著提高了滨海土壤 CO_2 与 CH_4 的排放强度,这在很多的研究中得到印证[43,44]。埋藏速率也是影响盐沼湿地土壤有机碳含量的重要因素,一般河口地区的土壤有机碳含量比海岸潮滩盐沼湿地的要高,这与其较高的埋藏速率不无关系(表 1)。

3.2 自然滩涂盐沼湿地土壤固碳速率及其影响因素

不同的盐沼湿地类型具有不同的土壤有机碳富集特征与固碳速率(表 1)。从表 1 可以看出,红树林盐沼湿地具有很高的土壤有机碳含量与固碳速率,远高于海岸潮滩盐沼湿地与河口潮滩盐沼湿地。从土壤有机碳含量来看,全球红树林盐沼湿地 0~30 cm 土壤有机碳约为 1 000 Mg C/hm^2[15],年均固碳速率约为 100 g C/m^2[45]。泰国南部的 Khlong Sawi 地区红树林土壤有机碳含量达到 30~70 g/kg[47],这主要是由于热带地区红树林较高的净初级生产力和生物量所致。泰国南部红树林湿地地上总生物量为 151~ 634 g C/(m^2·a),平均为(410 ± 45) g C/(m^2·a)[15],这比我国长江流域净初级生产能力最高的常绿阔叶林还要高[56]。而且,红树林盐沼湿地多处于淹水状态,还原环境有利于有机碳的封存。已有的研究表明,处于长期淹水状态的红树林固碳速率较高,而处于成熟期或稳定期的红树林湿地固碳速率相对较慢[4]。河口潮滩盐沼湿地相比于海岸潮滩盐沼湿地土壤有机碳含量和固碳速率都较高。澳大利亚 Hunter 河口潮滩盐沼湿地土壤有机碳含量为 14~74 g/kg(0~20 cm),固碳速率为13.7 g C/(m^2·a)[4];美国密西西比河河口潮滩盐沼湿地土壤固碳速率高达 56.84 g C/(m^2·a)[57]。中国长江河口潮滩盐沼湿地土壤表层(0~20 cm)有机碳含量为 2.8~4.8 g/kg,相比于临近的江苏海岸潮滩盐沼湿地有机碳要高(表 1),这主要是由于河口湿地丰富的有机质来源和较快的泥沙沉积埋藏速率[40]。但是这一趋势并非完全一致,江苏海岸滩涂的互花米草以及其他一些盐生植被(芦苇、茅草等)具有较高的有机物累积速率,其覆盖下的土壤有机碳含量也较高。沈永明等[58]在江苏盐城海岸带的研究表明互花米草与茅草覆盖下的土壤有机碳含量分别高达(16.32±0.03) g/kg 与(10.77±0.03) g/kg,这比长江河口的崇明东滩土壤有机碳含量相比要高出许多[59]。这种差异主要受到植被的影响。从光滩来看,海岸潮滩盐沼湿地土壤有机碳含量和固碳速率都较低。江苏连云港滨海盐沼湿地土壤表层有机碳含量仅为 2.3~4.1 g/kg,固碳速率为(53.7±13.1) mg C/(m^2·a)[52]。上海崇明东滩的研究表明,滩涂表层(0~10 cm)土壤有机碳含量与固碳速率分别为 4.9 g/kg 和 7 g C/(m^2·a)左右,互花米草的土壤固碳速率更是达到了(35.8±8.1) g C/(m^2·a),远高于临近的江苏海岸带土壤的固碳速率[50]。这是由于海岸潮滩盐沼湿地的光滩区域主要位于潮间带中没有盐生植被覆盖的区

表 1 不同盐沼湿地土壤有机碳含量及固碳速率

Table 1 Soil organic carbon and carbon sequestration rate in different saltmarshes

地区	盐沼湿地类型	有机碳 /(g/kg)	土壤深度 /cm	固碳速率 /(g C/(m^2·a))	参考文献
全球	红树林	—	—	~100	[45]
海南(中国)	红树林	20~52	0~20	—	[46]
雷州半岛(中国)	红树林	—	0~10	85~95	[34]
Khlong Sawi(泰国南部)	红树林	30~70	0~20	280.8	[47]
美国南部	红树林	—	—	180	[45]
长江河口(中国)	河口潮滩	2.8~4.8	0~20	—	[48]
Hunter 河口(澳大利亚)	河口潮滩	14~74	0~20	13.7	[4]
珠江河口(中国)	河口潮滩	13.48~15.44	0~20	—	[49]
黄河河口(中国)	河口潮滩	3~5	0~10	—	[37]
杭州湾(中国)	河口潮滩	7~8	0~10	—	[50]
魁北克(加拿大)	河口潮滩	19~41	0~20	—	[51]
连云港(中国)	海岸潮滩	2.3~4.1	0~20	0.0537±.05131	[52,53]
盐城(中国)	海岸潮滩	—	—	1.77	[54]
Korcula 岛(克罗地亚)	海岸潮滩	4.14~8.14	0~100	—	[55]

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

域,这一区域由于缺少了盐生植被(如互花米草)的拦沙促淤和有机物补充(有机肥料、植物凋落物等)作用。同时,光滩土壤大团聚体缺失,砂粒成分比重大,造成有机物质的淋溶作用强烈,进而导致这一区域土壤碳含量与固碳速率都很低下[40,42]。

3.3　滩涂围垦后土壤有机碳的变化趋势

3.3.1　围垦前后自然盐沼湿地土壤有机碳变化

美国滨海滩涂由于淤长的速度较慢,植被繁茂,长期的植物体残留进入土壤形成很厚的泥炭层,具有较高的有机碳含量。滩涂的围垦(排水、翻耕等)导致长期淹水条件下的泥炭层接触空气,进而加速了有机碳的分解,降低了土壤有机碳含量[22]。在红树林盐沼湿地,围垦后土壤有机碳呈明显的下降趋势,主要是由于围垦破坏了红树林盐沼湿地土壤有机碳含量极高的泥炭层[15]。中国江苏滨海垦区是世界上淤长速度较快、面积较大的滨海垦区,每年以约 1 333 hm^2 的速度增加[19,20]。土壤没有形成有机质发生层,但在围垦之后,随着土壤有机碳的不断积累,土壤固碳能力明显增加[16,20,60],在内陆灌溉垦区也出现了同样的情况[61]。但是,在滩涂围垦的前期,土壤的有机碳会出现下降的趋势,这主要是由于围垦活动引致的有机质矿化所致[50,62](图 1)。这种下降的趋势能够持续多久,目前还不得而知。但研究人员利用时空代换的方法发现,围垦 30 年左右,滩涂土壤有机碳含量相比于光滩有显著的增加[42]。在人为施肥管理和作物有机残体的不断输入之后,滩涂围垦土壤有机碳含量逐渐升高。在西班牙比斯开湾的研究也表明,滩涂围垦可以明显增加土壤的有机碳含量[16],这一结果在美国 Chesapeake 湾的研究中也得到了印证[63]。但是与 Portnoy 等[22] 和 Laudicina 等[21] 的研究结论不一致。这与不同国家在滩涂盐沼湿地形成环境、围垦方式、阶段与开发用途上的差异不无关系。长时间尺度上的研究也可以证明,围垦时间越长,土壤有机碳的含量增加越明显[64]。在长江口崇明东滩的研究表明,在 500 年的围垦时间尺度内,土壤表层有机碳的含量呈显著增加的趋势[60]。因此,淤长型盐沼湿地(河口与海岸潮滩)围垦后土壤有机碳含量总体变化趋势可以描述为:盐沼湿地建坝挡水之后原有厌氧还原环境下的土壤有机物质与空气充分接触,发生分解和矿化形成无机养分元素和 CO_2,导致土壤有机碳(质)含量呈快速下降的趋势。当表层土壤得到充分脱盐,人们开始农作物种植后,土壤有机碳含量则开始缓慢上升[65]。但是,土壤有机碳的富集空间差异显

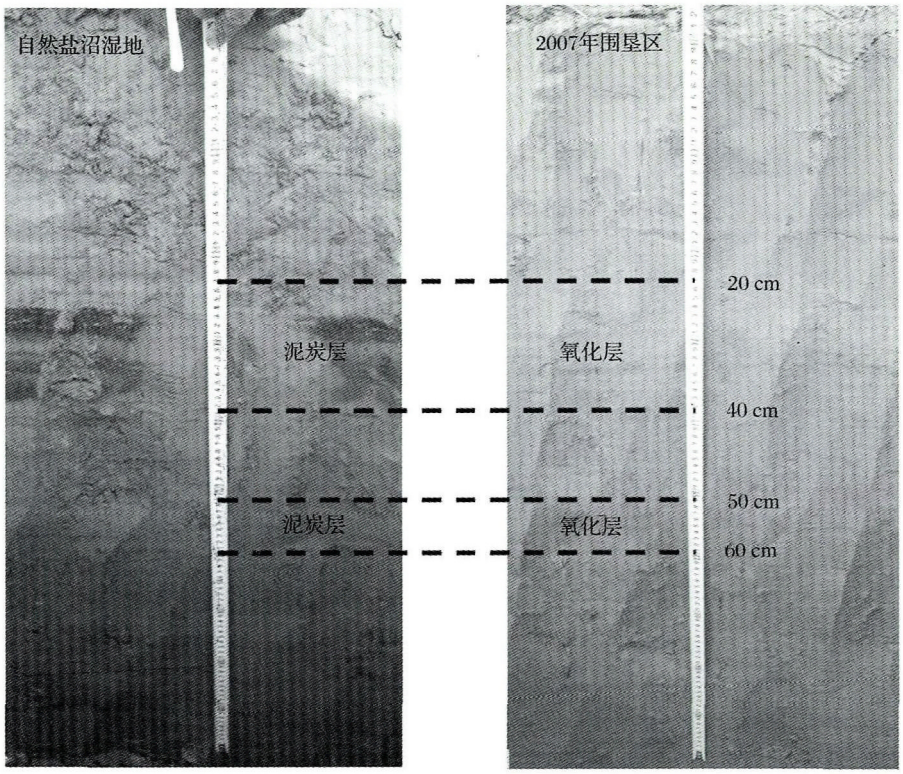

图 1　滨海盐沼湿地与 2007 年围垦区土壤发生层比较(江苏如东县,2012 年 9 月)

Fig.1　The difference of soil genetic horizon between bare flat and reclaimed zone in 2007 (Rudong, Jiangsu, 2012.09)

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

著,在盐沼湿地中有机碳主要集中于土壤下部 20~60 cm,而围垦后土壤有机碳主要集中于土体表层[49]。

3.3.2 不同自然盐生植被及其演替对土壤有机碳富集的影响

滨海围垦过程中不同土地利用方式会对滨海垦区有机碳变化产生深刻影响。已有的研究也表明,不同盐生植被下土壤有机碳存在显著的差异[66]。在自然盐沼湿地中,随着盐生植被的演替顺序变化(互花米草群落→碱蓬群落→大穗结缕草群落→芦苇群落→白茅群落),土壤有机碳含量呈逐渐上升的趋势[67]。而植被的演替也包含着土壤盐分的逐渐降低,随着盐分的逐渐降低,盐沼湿地土壤有机碳含量呈逐渐升高的趋势,这被众多研究所证实,主要是由于高的盐分抑制了微生物群落数量,进而影响了微生物量碳(Microbial Biomass Carbon,MBC)和可溶性有机碳(Dissolved Organic Carbon,DOC)的含量[68,69]。在江苏海岸潮滩盐沼湿地的研究表明,光滩(Bare saline soil)、盐篙荒地(Artemisia wasteland)和茅草荒地(Grass wasteland)在 0~5 cm 表层土壤有机碳(Soil Organic Carbon,SOC)含量逐渐增加,分别为 2.6,5.8 和 8.2 g/kg[70]。杭州湾河口潮滩盐沼湿地的研究也表明,不同盐生植被下土壤表层(0~20 cm)SOC 含量为芦苇(8.56±0.04)g/kg>互花米草(7.31±0.08) g/kg>海三棱藨草(5.48±0.29) g/kg>光滩(4.47±0.09)g/kg[62]。Yan 等[71]在长江河口潮滩盐沼湿地的研究表明,随着离海距离的增加,SOC 含量也呈逐渐增加的趋势,这与 Andrews 等[72]的研究一致。

3.3.3 围垦农业行为与土壤改良对土壤有机碳富集的影响

围堤挡水后,农作物将取代盐生植被成为围垦区主要的植被类型。在世界大部分国家,围垦后主要种植小麦、玉米、棉花、葡萄、牧草和水稻等[16,32,73]。农作物的种植、有机肥料和化学肥料的添加、土壤环境的改变将直接影响 SOC 的富集与分解,进而影响 SOC 的含量。而围垦后,不同的土地利用方式和不同作物的种植都会影响 SOC 的含量。Bai 等[49]在珠江口的研究表明,围垦后沟渠相对于光滩和耕地土壤具有较高的有机碳含量。不同轮作模式与农作物类型下的 SOC 含量差异也很显著。江苏滨海垦区水稻—油菜轮作和菊芋地比光滩区域土壤有机碳含量(0~20 cm)分别增加了 30%(1.37 g/kg)和 77%(3.45 g/kg)[70]。Li 等[74]在长江河口潮滩盐沼湿地的研究表明,围垦后耕地、园地和林地有机质含量比光滩有显著的提高。Laudicina 等[21]在西班牙 Guadalquivir River 垦区的研究表明,与自然盐沼湿地相比,1970 年围垦后进行 30 年磷石矿改良的土壤(25 Mg/hm^2,3 年添加 2 次)表层有机碳和 MBC(0~20 cm)分别为 5.0 g/kg 和 99 μg/g;而添加 18 年的仅为4.7 g/kg 和 94 μg/g(光滩分别为 11.5 g/kg 和355.1 μg /g)。周学峰[63]在长江河口的研究表明,相比于菜地和林地,围垦后水稻土壤具有较高的有机碳含量。在西班牙 Guadalquivir River 垦区的研究表明,种植棉花会加速 SOC 的矿化流失,自然土壤的有机碳为 11.7 g/kg,围垦 18 年之后,SOC 仅为 4.95 g/kg[21]。而在印度种植水稻的滨海垦区 SOC 都达到 10 g/kg 左右[75]。中国杭州湾的研究表明,旱作围垦 50 年之后,SOC 由4.06 g/kg 增加到 7.46 g/kg[76]。从围垦后的土壤固碳速率来看,围垦后农业耕作下的土壤固碳速率要远大于自然滩涂。在盐城的研究表明,围垦后的农业耕作方式对滨海盐渍土壤有机碳积累的影响很大。自然演替下滨海盐渍土固碳速率为 93 kg C/(hm^2·a),水旱轮作下固碳速率为 288 kg C/(hm^2·a),是旱旱轮作地固碳速率的 2.85 倍,水旱轮作方式大大促进了滨海盐渍土固碳速率的提高[77]。这主要是由于围垦后肥料添加、秸秆还田等农业活动的影响[78,79]。

3.3.4 围垦后农业耕作方式对土壤有机碳活性组分的影响

土壤 MBC 和 DOC 占有机碳组分的比例很低,但却是 SOC 组分中的活跃和易变化的部分[80],其围垦后也有显著增加的趋势。康健等[70]在江苏海岸潮滩盐沼湿地的研究表明,相比于光滩,围垦后水稻—油菜轮作和菊芋地土壤 0~5 cm MBC 和 DOC 分别增加 213.31%,1 519.58%和66.53%,172.98%[70]。张容娟等[81]的研究表明,长江河口潮滩盐沼湿地围垦后不同农作物土壤 0~5 cm MBC 含量存在显著差异,其中耕地最高(240 mg/kg),林地次之(180 mg/kg),鱼塘和荒地最低(95 mg/kg)。MBC 和 DOC 的变化主要受到 SOC、盐分、pH、水分和温度的影响[81,82]。在土壤水热条件适宜的情况下,土壤中较小分子的有机碳水化合物在微生物的参与下被首先分解,形成 DOC 和 MBC。因此,SOC 决定土壤中 DOC 和 MBC 的含量[83]。围垦后水稻—油菜、菊芋等水旱作物的引入必然会引起 SOC 的快速增加,在脱离高盐分的胁迫后土壤微生物的数量显著增加,

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

这导致围垦后土壤 DOC 和 MBC 迅速增加。同时 pH、水分、温度在不同方面影响滩涂土壤微生物群落的数量和活性,其中水分的影响较大[80]。滩涂土壤中通常较高的水分会加速 DOC 和 MBC 的淋溶和流失,进而降低其含量,这在光滩区域最为明显。而围垦后,鱼塘和荒地多发生在围垦早期的过程中,较低的 SOC 含量与较强的土壤水分淋溶作用,无疑加剧了这一过程,其中以鱼塘区域最甚[81]。

4　围垦前后滩涂土壤的碳排放

4.1　自然滩涂盐沼湿地碳排放的影响因素

滨海盐沼湿地碳排放强度主要受到温度、盐分、植被、潮汐、有机质含量、地下水位、氧化还原电位(Eh)和生物量的影响[83~85]。从全球尺度来看,自然湿地 CH_4 排放受到气候带的影响明显,主要集中于 50°~70°N 和南北回归线之间的区域[86]。在区域尺度上,温度对于盐沼湿地 CH_4 和 CO_2 释放的影响最大,温度越高 2 种温室气体的排放强度就越大,特别是在季风区[69,83]。在德国北部的 Rügen 岛与 Hiddensee 岛的监测表明,盐沼湿地 CH_4 排放强度在季节间差异很大,温度较低的 10 月排放强度最低,仅为 0.03~0.11 mg CH_4/(m^2 · h),而温度较高的 6~7 月最高,为 24~104 mg CH_4/(m^2 · h)[87]。同时,温度的变化也体现在每天早晚的差异上,宋鲁萍等[88]在黄河三角洲的研究表明,在不同季节都表现出中午(10:00~14:00)碱蓬和芦苇土壤的 CO_2 排放强度最高,在夏季最为明显,分别约为 120 和 160 mg/(m^2 · h)。而 CH_4 的早晚变化则不是很明显。盐分可以抑制湿地中土壤相关酶活性和微生物的数量进而使高盐分的盐沼湿地土壤碳排放强度相对较低[69,83,89]。土壤有机质含量与地上生物量主要影响土壤碳排放的物质来源和基质,较高的土壤有机质与地上生物量能显著增加盐沼湿地的碳排放强度[90]。加拿大芬迪湾的研究表明,当地下水位为 −10 cm 时,盐沼湿地 CH_4 和 CO_2 释放的强度最大[83]。而植被的演替同样影响滨海盐沼湿地的碳收支过程,在美国维吉尼亚 Hog 岛的研究表明,中纬度地区盐沼湿地演替后期木本植被会大量入侵替代草本植被,这一过程会显著提高土壤有机碳的固碳速率和 CO_2 排放量,但 CO_2 排放量的增加仅能抵消部分有机碳固碳速率[91]。土壤氧化还原电位(Eh)主要影响 CO_2 的释放,一般来讲,较高的氧化还原电位会促进 CO_2 的释放[92]。潮汐对于滨海滩涂湿地土壤的碳排放影响也较大,通常在涨潮的过程中湿地碳排放强度要明显低于涨潮前后。仝川等[92]在闽江河口的监测数据显示,土著种咸草(*Cyperus malaccensis Lam. var. brevifolius Bocklr.*)沼泽湿地、芦苇(*Phragmites australis*)以及互花米草(*Spartina atterniflora Loisel.*)沼泽湿地 3 种沼泽湿地涨潮前、涨落潮过程和落潮后 3 个阶段沼泽湿地排向大气环境的 CO_2 强度分别为(563.7 ± 119.8),(230.3 ± 54.2)和(506.2± 83.8) mg /(m^2 · h)[92]。这主要是由于淹水环境下植被释放的 CO_2 快速溶解于水体进而降低通量,以及淹水对挺水植物介导温室气体部位的“阻止”作用所致[92]。

4.2　不同类型滩涂盐沼湿地碳排放差异及其影响因素

3 种盐沼湿地类型在 2 种主要含碳温室气体排放通量上也有巨大的差异(表 2)。红树林盐沼湿地 CH_4 和 CO_2 2 种温室气体的排放通量都较高,通常要高于河口潮滩盐沼湿地和海岸潮滩盐沼湿地,但相比于陆地生态系统(耕地、草地和森林),其温室气体通量则要低[93]。红树林湿地较高的碳通量主要是与该湿地较高的有机底物和所处区域较高的温度有关[6,15,24]。盐沼湿地中 CH_4 的通量要远小于 CO_2(表 2),这主要是由于 CH_4 的释放主要受到厌氧环境下的产甲烷菌和甲烷氧化菌的控制,而 CO_2 的产生包括土壤呼吸、还原性碳,甚至单质碳在厌氧(三价铁和硫酸盐还原)和好氧环境(分解、氧化、甲烷氧化菌等)中都能发生,产生的底物更多样,条件更为宽松[92]。印度尼西亚滨海红树林盐沼湿地的 CO_2 排放通量达到惊人的 43 700 g CO_2/(m^2 · h),而在坦桑尼亚的 Dar es Salaam 红树林盐沼湿地 CO_2 排放通量为 449.68~1 846.9 g CO_2/(m^2 · h)[94]。在中国香港九龙红树林盐沼湿地 CO_2 排放通量为 499.53~8 575 g CO_2/(m^2 · h)[103]。澳大利亚北部 moreton 湾甲烷排放通量为 0.18~3.07 g CH_4/(m^2 · h)[95],广州红树林的 CO_2 和 CH_4 的排放通量分别为 196 和 17 g/(m^2 · h),而附近的河口潮滩盐沼湿地排放通量仅分别为 160 和 14 g/(m^2 · h)[104]。河口潮滩盐沼湿地 CH_4 和 CO_2 排放差异较大,主要由于不同河口地区所处的气候带差异,温度是影响区域碳排放差异的主要原因[90]。但总体来说,河口潮滩盐沼湿地碳排放通量要比海岸潮滩盐沼湿地大。在密西西比河河口盐沼湿地 CO_2 排放通量为 418 g CO_2/(m^2 · h),而在南卡罗来纳的海岸潮滩湿地仅为 223.2~327.6 g CO_2/(m^2 · h);从 CH_4 排放通量来看,长江河口潮滩盐沼湿地为18.05 g CH_4/(m^2

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

·h),而加拿大芬迪湾海岸潮滩盐沼湿地仅为 0.584 g CH_4/(m^2·h)(表 2)。河口潮滩与海岸潮滩的温室气体排放通量差异较为复杂,泥炭层厚度及埋藏速率、有机碳含量、温度、盐生植被类型、盐分、pH 都可能产生通量上的差异,其中泥炭层厚度、有机碳含量与温度所起的作用更为重要[92,105,106]。

表 2 不同盐沼湿地甲烷与二氧化碳排放通量

Table 2 CO_2 and CH_4 flux in different saltmarshes

地区	盐沼湿地类型	甲烷 /(g CH_4/(m^2·h))	二氧化碳 /(g CO_2/(m^2·h))	参考文献
巴厘岛(印度尼西亚)	红树林	—	43 700	[94]
Tamil Nadu(印度南部)	红树林	42.75	—	[95]
南卡罗来纳州(美国)	海岸潮滩	—	223.2~327.6	[90]
Tamil Nadu(印度南部)	海岸潮滩	27.16	—	[95]
芬迪湾(加拿大)	海岸潮滩	0.584	912.5	[83]
维吉尼亚(美国)	河口潮滩	5.6	—	[96]
Tubul-Raqui 河口(智利)	河口潮滩	0.41	5 428.3	[97]
巴拉塔里亚(美国)	河口潮滩	—	418	[89]
切萨皮克湾(美国)	河口潮滩	1.3	—	[98]
闽江河口(中国)	河口潮滩	6.87~32.59	—	[99]
长江河口(中国)	河口潮滩	18.05	3 854	[100,101]
杭州湾(中国)	河口潮滩	—	10 393	[102]

4.3 围垦对滩涂盐沼湿地碳排放的影响

4.3.1 围垦后自然盐生植被演替对碳排放的影响

总体来讲,滨海围垦会提高盐沼湿地土壤碳排放的强度[95]。自然盐沼湿地不同盐生植被下土壤碳排放的强度也有差异。美国密西西比河口互花米草(*Spartina alterniflora Loisel.*)植被下土壤 CO_2 平均排放强度为 1.15 g CO_2/(m^2·d),而狐米草(*Spartina patens*)则为 0.49 g CO_2/(m^2·d)[89]。任文玲[107]在长江口崇明东滩的研究表明,未围垦区不同盐生植被类型土壤呼吸的强度顺序依次为:芦苇((0.26±0.03) mol/(m^2·d))>互花米草((0.24±0.03) mol/(m^2·d))>海三菱藨草((0.2±0.03) mol/(m^2·d))。杨文英等[108]在杭州湾的研究表明,芦苇、互花米草、海三菱藨草和光滩的土壤呼吸速率分别为:(8.34±4.53) μmol/(m^2·s),(7.49±4.21) μmol/(m^2·s),(4.42±2.4) μmol/(m^2·s)和(2.33±1.53) μmol/(m^2·s)。

4.3.2 围垦后耕作方式对碳排放的影响

围垦后盐沼湿地的碳排放强度呈显著增加的趋势,张容娟等[81]在长江河口崇明岛的研究表明,围垦后不同土地利用方式土壤呼吸强度由高到低的顺序为鱼塘撂荒地>农田>桔园>苗圃栾树林>水杉林带>光滩。长江河口潮滩盐沼湿地围垦 10 年以内的土壤呼吸强度从大到小依次是:旱地((0.38±0.08) mol/(m^2·d))、水杉林带((0.22±0.02) mol/(m^2·d))、水旱轮作((0.21±0.03) mol/(m^2·d))、鱼塘((0.05±0.01) mol/(m^2·d))[107]。西班牙河口潮滩盐沼湿地的研究表明,相比于自然盐沼湿地,围堤挡水种植棉花 30 年后土壤表层(0~20 cm)呼吸强度增加了 16.52%,达到 84.1 μg CO_2-C/(g·10d)[21]。英国东南部的 blackwater 河口研究表明,围垦后农业用地 CO_2 排放强度((69.8±39.1) mg CO_2/(m^2·h))比自然盐沼湿地((18.7±26.1) mg CO_2/(m^2·h))增加2.73倍。CH_4 的排放强度由自然盐沼湿地的(-0.01±0.03) mg CH_4/(m^2·h)增加为(0.02±0.12) mg CH_4/(m^2·h)[109]。这一变化趋势主要是由于围垦后地下水位下降,好氧环境的出现增强了土壤呼吸的强度。而肥料添加与农业实践(翻耕等)在增加了氧化分解底物的同时也提升了土壤动物、微生物的数量,是导致土壤碳排放强度增加的主要原因[80,81,92]。已有研究也表明,围垦土壤呼吸强度的增加很可能是由于植被异养呼吸和真菌活性增加所引起。因为肥料添加并没有显著提高土壤的基础呼吸(Soil basal respiration)和土壤中的微生物碳含量[110]。

5 问题与研究展望

滨海盐沼湿地土壤碳素循环受到多重因素的控

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

制与影响。而人类围垦活动恰恰包含了太多的不确定性与不可预测性。这就给围垦活动下的滨海盐沼湿地碳收支平衡研究带来巨大的挑战。虽然目前借助长期野外定点观测站、同位素追踪、遥感技术能够对典型滨海盐沼湿地进行长时间序列、大尺度的土壤碳收支研究与测算,但是仍然需要加强以下几个方面研究:

5.1　滩涂盐沼湿地的碳收支清单制定

生态系统的碳收支测算是目前学者关注的重点。但是,目前大部分的研究仅单方面的关注滨海盐沼湿地土壤碳的"收"或者"支",很少关注盐沼湿地生态系统的碳素循环与平衡。这也直接导致政府间气候变化委员会(IPCC)没能将滨海盐沼湿地纳入到最新的气候变化报告之中。近年来,净生态系统碳交换(Net Ecosystem Exchange,NEE)参数已经被科学家广泛应用于不同生态系统类型的碳收支测算[11]。而 NEE 测算最重要的参数构成是地上固定生物量(Gross Primary Productivity,GPP 与 Net Primary Productivity,NPP)与异氧呼吸(Heterotrophic Respiration,HR)[12]。从 GPP 和 NPP 的估算来看,GPP 和 NPP 的获取主要借助于 MODIS 相关数据来进行反演和估算。由于 MODIS 本身的数据特点致使其在大尺度空间运用上较为成功。而滨海盐沼湿地多为狭长型或者点状分布,面积较小,导致估算的精度很难提高,其数据科学性的验证在海岸带极为困难。其次,遥感影像多关注的是地上生物量,对于地下生物量(根)却没有很好的解决方案,而盐生植被的根系较为发达,占总生物量的比重较高[13],这也是估算精度不高的主要原因。从 RH 参数来看,主要借助于碳通量塔数据的监测结果。通量塔数据受到资金和自然条件的限制,不能密集布置,由此获得的 RH 数据为点状数据。由点及面拓展过程存在很大的数据误差和风险,这也增加估算的难度,制约了海岸带研究结论的可信度。在微观尺度上确定盐沼湿地碳封存与排放的机理,制定更为精确的评估方法和思路框架,准确评估滨海盐沼湿地在全球碳循环中的作用与地位甚为必要。

近年来,滨海盐沼湿地中微量温室气体(排放量少,但升温效应强烈),如溴化甲烷(Methyl bromide)与氯甲烷(Methyl chloride)排放呈增加的趋势[11,12]。如何将这些新型温室气体纳入到未来统一的碳收支核算清单之中也是一项重大而又长远的工作,需要大量的野外工作和长期的监测研究。

5.2　不同围垦方式对滩涂盐沼湿地碳循环的影响

相比于自然盐沼湿地,围垦活动是一个复杂而偶然性极高的人为干扰。它既包括不同的土地利用方式,也包含着农户种植行为(施肥、灌溉、翻耕等)与轮作制度(rotation system)等,这些因素都会对土壤有机碳的封存与土壤呼吸产生重要的影响。已有的研究多关注于围垦后不同土地利用方式(耕地、林地、草地、鱼塘、玉米、水稻等)对土壤有机碳的影响,而没能关注不同轮作制度(水稻—小麦、玉米—油菜、棉花—小麦等)对于土壤碳循环的影响[62,76,81,100]。同时,传统农业垦区将施肥作为影响土壤碳循环的重要影响因素[114]。而在滨海垦区,围垦行为不但引入人类活动与干扰,而且伴随着生态系统类型的巨大转变,包括水文、地貌甚至植被类型(盐生植被→农作物)的变化,这些因素的相互交织、互馈耦合形成影响围垦土壤碳循环的复杂因素综合体,在剥离其他因素干扰的同时,厘定特定因素的贡献与影响机制成为重要的研究内容。

同时,土壤有机碳库不同组分对于不同围垦行为及其在碳循环中扮演的作用与地位差异明显。目前,大量的研究多关注于围垦对于土壤 MBC 与 DOC 的影响。而土壤微生物碳在滨海盐沼湿地 SOC 中的比例很低,通常在 0.3%左右[21,115],而 DOC 的含量则更低,不足以反映围垦行为与有机碳库的关系。而且,土壤中的颗粒态碳(Particulate Organic C,POC)、潜在矿化态碳(Potentially Mineralizable C,PC)、高锰酸钾氧化态碳($KMnO_4$ oxidizable C,$KMnO_4$-C)、自由颗粒态碳(free Particulate Organic C,fPOC)、团聚体保护颗粒态碳(intra-micro aggregate Particulate Organic C,iPOC)和矿物结合有机碳(Mineral associated Organic C,MOC)在土壤中占有较高的比重,且对于碳循环和人类活动具有较为敏感的响应特征[116~118],这对于全面把握围垦活动与盐沼湿地碳循环的关系、理解围垦活动与盐沼湿地碳循环的微观机理、厘定围垦活动与盐沼湿地碳变化的数量关系具有重要的作用。

5.3　滩涂围垦模式的刻画、表达与模拟及其对盐沼湿地碳收支未来情景的判断

在东亚,滨海围垦通常是在政府统一领导之下进行的高强度湿地开发活动,围垦的规模大、速度快,而且有统一的规划和实施步骤[19,20]。即便如此,农户个体的种植偏好与耕作实践差异仍然会对土壤碳收支产生重要的影响。而在欧洲、大洋洲和美洲,土地的私有制导致当地居民可以根据自己的

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

需求进行湿地开发与管理，这也无形增加了对滨海围垦模式与行为刻画与模拟的难度。滨海地区围垦行为同时受到其他土壤理化属性等自然因素的制约，如盐分、淤积侵蚀速率与潮汐等[119]。而目前在传统农业区、都市区常用的以元胞、统计与智能体为内核的土地利用模式模拟系统与思路中，多是将社会因素与人作为主要的驱动因子，并不适合于滨海盐沼地区。滨海滩涂围垦过程既受到人文社会因素的影响，也受到自然因素的制约[120,121]。例如，滩涂的开发方式受到土壤盐分和海岸环境的影响非常明显，高盐分的盐渍土使农作物种植受到很大限制，使早期围垦后的土地利用方向较为单一，主要是海水养殖与盐土农业方式，其他利用方式很少[10]。海岸带的淤长/侵蚀过程决定了围垦开发的边界与强度，在以往的土地利用模拟中，模拟对象都有固定的边界，滩涂区域的边界动态过程受到潮汐、海洋地质、入海河流等因素的综合影响，相较于内陆地区，需要刻画与模拟的对象更为复杂。因此，开发适合滨海滩涂地区湿地开发的土地利用模拟集成系统也是指导未来滨海盐沼开发的重要工作。

不同的围垦行为会导致不同的土壤碳循环模式，比如已有的研究发现，滨海盐沼湿地在围堤挡水后土壤碳素循环过程与路径会经历剧烈的变化，主要体现在围堤挡水后土壤有机碳含量会出现快速的下降[60,74]，这一变化可能是由于湿地土壤环境在短时间内的剧烈转变所引起自然盐沼湿地土壤有机质层接触空气发生快速的分解所致。但是目前还没有相关研究获取关于围堤挡水前后土壤有机碳分解与释放过程的定量观测数据，特别是没能确定在这一过程中土壤有机质分解释放的气体成分、持续时间与排放强度。通过研究不同围垦行为的碳循环响应案例，建立大尺度滨海围垦的模式框架，结合生态系统服务功能价值评估模型(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs tools，InVEST 模型和 The Multiscale Integrated Earth Systems model，MIMES 模型)对未来围垦模式下滨海盐沼碳库的变化趋势进行定量的评估与预测也有待于进一步研究。

6 结 论

海岸带滩涂开发过程及其引起的生态环境效应是国家亟需重点关注的核心科学问题。在滩涂区域的围垦开发引起的碳素循环问题与垦区农户极为关心的土壤质量问题也息息相关。因此，对于滩涂围垦引起的碳素演变需要给予更多的关注。通过大量的文献搜集与总结，主要获得以下几个主要的结论：

(1) 从滩涂湿地的自然环境以及围垦的历史、利用方式与强度来看，欧美与亚洲有很大的差异。欧美长期滩涂开发形成的认识与滩涂围垦后的生态环境效应演变规律不适用于东亚发展中国家的短期高强度农业围垦，应注重东亚地区海岸围垦方式下的生态环境效应研究。

(2) 从滩涂湿地有机碳含量及其固碳速率来看，红树林盐沼湿地最高，河口潮滩盐沼湿地次之，海岸潮滩盐沼湿地最低。但是海岸潮滩盐沼湿地植被，特别是互花米草带具有较高的有机碳含量与固碳速率表现。土壤黏粒、团聚体和埋藏速率对其具有较为明显的正向效应；淹水频率、盐分、地下水位则表现出明显的负效应；温度对其的影响具有较高的分异性表现。从围垦后的表现来看，滩涂围垦后土壤有机碳含量呈先降后增的趋势，其转折点在围垦后 30 年左右。同时围垦后的农业土壤固碳速率要远高于自然滩涂，特别是东亚地区的水旱轮作。围垦后，土壤有机碳库活性组分增加明显，不稳定性增加。

(3) 从滩涂湿地的碳收支来看，滩涂盐沼湿地的主要碳排放方式是 CH_4 和 CO_2，其中 CO_2 的排放强度和通量都较大，且以红树林盐沼湿地最高。一般情况下，河口潮滩盐沼湿地碳排放通量要比海岸潮滩盐沼湿地大。海岸带盐沼湿地的碳排放除了受到传统的温度、季节的影响外，也受到植被和潮汐的影响，其中芦苇和互花米草的土壤碳排放强度相比于光滩要大很多。潮汐对于滨海滩涂湿地土壤的碳排放影响较大，通常在涨潮的过程中湿地碳排放强度要明显低于涨潮前后。从围垦后的表现来看，滩涂围垦后的土壤碳排放强度要明显高于自然滩涂土壤，特别是围垦后旱田耕作下的 CO_2 排放。从监测的结果来看，围垦前滩涂湿地表现为较强的碳汇，而围垦后表现出较为明显的碳源。

(4) 滩涂围垦后的碳效应研究应重点从滨海盐沼湿地的碳收支清单制定，不同围垦方式对滨海盐沼湿地碳循环的影响和滨海围垦模式的刻画、表达与模拟及其对盐沼湿地碳收支未来情景的判断 3 个方面展开。

参考文献(References)：

[1] Cao Lei，Song Jinming，Li Xuegang，*et al*. Research progresses in carbon budget and carbon cycle of the coastal salt marshes in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*，2013，33(17)：5 141-5 152. [曹磊，

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

宋金明，李学刚，等. 中国滨海盐沼湿地碳收支与碳循环过程研究进展[J]. 生态学报，2013，33(17)：5 141-5 152.]

[2] Chmura G L，Anisfeld S C，Cahoon D R，*et al*. Global carbon sequestration in tidal，saline wetland soils [J]. *Global Biogeochemical Cycles*，2003，17(4)：182-195.

[3] Zhang G. Changes of soil labile organic carbon in different land uses in Sanjiang Plain，Heilongjiang Province [J]. *Chinese Geographical Science*，2010，20(2)：139-143.

[4] Howe A，Rodriguez J，Saco P. Surface evolution and carbon sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the Hunter estuary，southeast Australia [J]. *Estuarine，Coastal and Shelf Science*，2009，84(1)：75-83.

[5] Cao Lei，Song Jinming，Li Xuegang，*et al*. Deposition and burial of organic carbon in coastal salt marsh：Research progress [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*，2013，24(7)：2 040-2 048. [曹磊，宋金明，李学刚，等. 滨海盐沼湿地有机碳的沉积与埋藏研究进展[J]. 应用生态学报，2013，24(7)：2 040-2 048.]

[6] Clough B. Primary productivity and growth of mangrove forests [J]. *Tropical Mangrove Ecosystems*，1992，41:225-249.

[7] Gallagher J L，Plumley F G. Underground biomass profiles and productivity in Atlantic coastal marshes [J]. *American Journal of Botany*，1979，66(2)：156-161.

[8] Lu Jianjian，He Wenshan，Tong Chunfu，*et al*. Wetlands Ecology [M]. Beijing：Higher Education Press，2006. [陆健健，何文珊，童春富，等. 湿地生态学[M]. 北京：高等教育出版社，2006.]

[9] Nicholls R J. Coastal flooding and wetland loss in the 21st century：Changes under the SRES climate and socio-economic scenarios [J]. *Global Environmental Change*，2004，14(1)：69-86.

[10] Xu Yan，Pu Lijie，Zhang Runsen，*et al*. Spatial-temporal dynamics of landuse and land cover change in the coastal zone of Jiangsu [J]. *Resourses and Environment in the Yangtze Basin*，2012，21(5)：565-571. [许艳，濮励杰，张润森，等. 近年来江苏省海岸带土地利用/覆被变化时空动态研究[J]. 长江流域资源与环境，2012，21(5)：565-571.]

[11] Rhew R C，Miller B R，Weiss R F. Natural methyl bromide and methyl chloride emissions from coastal salt marshes [J]. *Nature*，2000，403(6 767)：292-295.

[12] Drewer J，Heal M R，Heal K V，*et al*. Temporal and spatial variation in methyl bromide flux from a salt marsh [J]. *Geophysical Research Letters*，2006，33(16)：L16808.

[13] Liu Yuanxin，Zhao Wenwu. Future Earth—Global sustainable research plan [J]. *Acta Ecologica Sinica*，2013，33(23)：7 610-7 613. [刘源鑫，赵文武. 未来地球——全球可持续性研究计划[J]. 生态学报，2013，33(23)：7 610-7 613.]

[14] Xu Yan，Cao Ke，Li Mian，*et al*. Coastal ecological risk assessment：Its research progress and prospect [J]. *Advances in Earth Science*，2016，31(2)：137-146. [许妍，曹可，李冕，等. 海岸带生态风险评价研究进展[J]. 地球科学进展，2016，31(2)：137-146.]

[15] Donato D C，Kauffman J B，Murdiyarso D，*et al*. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics [J]. *Nature Geoscience*，2011，4(5)：293-297.

[16] Fernandez S，Santin C，Marquinez J，*et al*. Saltmarsh soil evolution after land reclamation in Atlantic estuaries (Bay of Biscay，North coast of Spain) [J]. *Geomorphology*，2010，114(4)：497-507.

[17] Kareiva P M，Kingsolver J G，Huey R B. Biotic Interactions and Global Change [M]. Sunderland MA：Sinauer Associates Incorporated，1993.

[18] Murphy J M，Sexton D M，Barnett D N，*et al*. Quantification of modelling uncertainties in a large ensemble of climate change simulations [J]. *Nature*，2004，430(7 001)：768-772.

[19] Zhang Changkuan，Chen Jun，Lin Kang，*et al*. Spatial layout of reclamation of coastal tidal flats in Jiangsu Province [J]. *Journal of Hohai University (Natural Sciences)*，2011，39(2)：206-212. [张长宽，陈君，林康，等. 江苏沿海滩涂围垦空间布局研究[J]. 河海大学学报:自然科学版，2011，39(2)：206-212.]

[20] Li Jianguo，Pu Lijie，Xu Caiyao，*et al*. The changes and dynamics of coastal wetlands and reclamation areas in central Jiangsu from 1977 to 2014 [J]. *Acta Geographica Sinica*，2015，70(1)：17-28. [李建国，濮励杰，徐彩瑶，等. 1977—2014 年江苏中部滨海湿地演化与围垦空间演变趋势[J]. 地理学报，2015，70(1)：17-28.]

[21] Laudicina V A，Hurtado M D，Badalucco L，*et al*. Soil chemical and biochemical properties of a salt-marsh alluvial Spanish area after long-term reclamation [J]. *Biology and Fertility of Soils*，2009，45(7)：691-700.

[22] Portnoy J，Giblin A. Effects of historic tidal restrictions on salt marsh sediment chemistry [J]. *Biogeochemistry*，1997，36(3)：275-303.

[23] Schalles J F，Hladik C M，Lynes A A，*et al*. Landscape estimates of habitat types，plant biomass，and invertebrate densities in a Georgia salt marsh [J]. *Oceanography*，2013，26(3)：88-97.

[24] Duke N C，Meynecke J-O，Dittmann S，*et al*. A world without mangroves? [J]. *Science*，2007，317(5 834)：41-42.

[25] 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.

[26] Wolters M，Garbutt A，Bakker J P. Salt-marsh restoration：Evaluating the success of de-embankments in north-west Europe [J]. *Biological Conservation*，2005，123(2)：249-268.

[27] Moreno F，Martín J，Mudarra J. A soil sequence in the natural and reclaimed marshes of the Guadalquivir River，Seville (Spain) [J]. *Catena*，1981，8(1)：201-221.

[28] Craft C，Broome S，Campbell C. Fifteen years of vegetation and soil development after brackish-water marsh creation [J]. *Restoration Ecology*，2002，10(2)：248-258.

[29] Bernhardt K G，Koch M. Restoration of a salt marsh system：Temporal change of plant species diversity and composition [J]. *Basic and Applied Ecology*，2003，4(5)：441-451.

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

[30] Jalali M, Merikhpour H, Kaledhonkar M, *et al*. Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils [J]. *Agricultural Water Management*, 2008, 95(2): 143-153.

[31] Wright G, Smith C, Woodroofe M. The effect of irrigation and nitrogen fertilizer on rapeseed (*Brassica napes*) production in South-Eastern Australia [J]. *Irrigation Science*, 1988, 9(1): 1-13.

[32] Laegdsgaard P. Ecology, disturbance and restoration of coastal saltmarsh in Australia: A review [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2006, 14(5): 379-399.

[33] Sun Y, Li X, Mander Ü, *et al*. Effect of reclamation time and land use on soil properties in Changjiang River Estuary, China [J]. *Chinese Geographical Science*, 2011, 21(4): 403-416.

[34] Yang J, Gao J, Liu B, *et al*. Sediment deposits and organic carbon sequestration along mangrove coasts of the Leizhou Peninsula, Southern China [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 136(1): 3-10.

[35] Kathilankal J C, Mozdzer T J, Fuentes J D, *et al*. Tidal influences on carbon assimilation by a salt marsh [J]. *Environmental Research Letters*, 2008, 3(4): 1-6.

[36] Connor R F, Chmura G L, Beecher C B. Carbon accumulation in Bay of Fundy salt marshes: Implications for restoration of reclaimed marshes [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2001, 15(4): 943-954.

[37] Bai J H, Wang J J, Yan D H, *et al*. Spatial and temporal distributions of soil organic carbon and total nitrogen in two marsh wetlands with different flooding frequencies of the Yellow River Delta, China [J]. *Clean-Soil Air Water*, 2012, 40(10): 1 137-1 144.

[38] Zhao Q, Liu S, Deng L, *et al*. Soil degradation associated with water-level fluctuations in the Manwan Reservoir, Lancang River Basin [J]. *Catena*, 2014, 113:226-235.

[39] Li Zhongpei, Zhang Taolin, Chen Biyun. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(4): 544-552. [李忠佩，张桃林，陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系 [J]. 土壤学报, 2004, 41(4): 544-552.]

[40] Zhou J L, Wu Y, Kang Q S, *et al*. Spatial variations of carbon, nitrogen, phosphorous and sulfur in the salt marsh sediments of the Yangtze Estuary in China [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2007, 71(1/2): 47-59.

[41] Hou Xiaojing, Yang Jinsong, Zhao Man, *et al*. Effects of tillage on soil organic carbon and stability of soil aggregates in costal saline soil region [J]. *Soils*, 2015, 47(4): 781-789. [侯晓静，杨劲松，赵曼，等. 耕作方式对滨海盐渍土有机碳含量及团聚体特性的影响 [J]. 土壤, 2015, 47(4): 781-789.]

[42] Li J, Pu L, Zhu M, *et al*. Evolution of soil properties following reclamation in coastal areas: A review [J]. *Geoderma*, 2014, (226/227): 130-139.

[43] Yang P, He Q, Huang J, *et al*. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in thecoastal zone of southeastern China [J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 115:269-277.

[44] Wang Jinxin, Sun Shucun, Wang Jinshu, *et al*. Characteristcs of DMS, CS_2 and CH_4 fluxes along an elevational gradient of coastal saltmarsh, Eastern China [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2009, 29(4): 535-539. [王进欣，孙书存，王今殊，等. 苏北盐沼 DMS、CS_2 和 CH_4 排放通量沿高程梯度的变化 [J]. 地理科学, 2009, 29(4): 535-539.]

[45] Twilley R, Chen R, Hargis T. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1992, 64(1/2): 265-288.

[46] Xin Kun, Yan Kui, Li Zhen, *et al*. Distibution of soil organic carbon in mangrove wetlands of hainan island and its influencing factors [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(5): 1 078-1 086. [辛琨，颜葵，李真，等. 海南岛红树林湿地土壤有机碳分布规律及影响因素研究 [J]. 土壤学报, 2014, 51(5): 1 078-1 086.]

[47] Alongi D, Wattayakorn G, Pfitzner J, *et al*. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in southern Thailand [J]. *Marine Geology*, 2001, 179(1): 85-103.

[48] Li Y L, Wang L, Zhang W Q, *et al*. Variability of soil carbon sequestration capability and microbial activity of different types of salt marsh soils at Chongming Dongtan [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(12): 1 754-1 760.

[49] Bai J, Xiao R, Zhang K, *et al*. Soil organic carbon as affected by land use in young and old reclaimed regions of a coastal estuary wetland, China [J]. *Soil Use and Management*, 2013, 29(1): 57-64.

[50] Iost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province PR China [J]. *Geoderma*, 2007, 142(3): 245-250.

[51] Saint-Laurent D, Beaulac-Gervais V, Berthelot J S. Comparison of soil organic carbon and total nitrogen contents in inundated and non-inundated zones in southern Québec, Canada [J]. *Catena*, 2014, 113:1-8.

[52] Zhou H, Liu J, Zhou J, *et al*. Effect of an Alien species spartina alterniflora Loisel on biogeochemical processes of intertidal ecosystem in the Jiangsu Coastal region, China [J]. *Pedosphere*, 2008, 18(1): 77-85.

[53] Zhang Y, Ding W, Luo J, *et al*. Changes in soil organic carbon dynamics in an Eastern Chinese coastal wetland following invasion by a C_4 plant Spartina alterniflora [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(10): 1 712-1 720.

[54] Ren Lijuan, Wang Guoxiang, He Dan, *et al*. Spatial distributions of soil organic matter in ferent vegetation zones of the Yancheng Tidal Flat [J]. *Advances in Marine Science*, 2011, 29(1): 54-61. [任丽娟，王国祥，何聃，等. 盐城潮滩湿地不同植被带土壤有机质空间分布特征 [J]. 海洋科学进展, 2011, 29(1): 54-61.]

[55] Romic M, Bragato G, Zovko M, *et al*. The characteristics of cul-

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

tivated soils developed from coastal paleosand (Korcula Island, Croatia) [J]. *Catena*, 2013, 113(2): 218-291.

[56] Ke Jinhu, Piao Shilong, Fang Jingyun. NPP and its spatio-temporal patterns in Yangtze River watershe [J]. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2003, 27(6): 764-770. [柯金虎, 朴世龙, 方精云. 长江流域植被净第一性生产力及其时空格局研究 [J]. 植物生态学报, 2003, 27(6): 764-770]

[57] Nyman J, DeLaune R, Pezeshki S, *et al*. Organic matter fluxes and marsh stability in a rapidly submerging estuarine marsh [J]. *Estuaries*, 1995, 18(1): 207-218.

[58] Shen Yongming, Zeng Hua, Wang Hui, *et al*. Characteristics of halophyte and associated soil along aggradational muddy coasts in Jiangsu Province [J]. *Acta Ecolog ica Sinica*, 2005, 25(1): 1-6. [沈永明, 曾华, 王辉, 等. 江苏典型淤长岸段潮滩盐生植被及其土壤肥力特征 [J]. 生态学报, 2005, 25(1): 1-6]

[59] He Yanlong. The Mechnism of Vegetation Differentiation in the Lower Saltmarsh of Yangtze Esturay [D]. Shanghai: Eastern China of Normal University, 2014. [何彦龙. 中低潮滩盐沼植被分异的形成机制研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2014]

[60] Cui J, Liu C, Li Z, *et al*. Long-term changes in topsoil chemical properties under centuries of cultivation after reclamation of coastal wetlands in the Yangtze Estuary, China [J]. *Soil & Tillage Research*, 2012, 123:50-60.

[61] Tan J, Kang Y. Changes in soil properties under the influences of cropping and drip irrigation during the reclamation of severe salt-affected soils [J]. *Agricultural Sciences in China*, 2009, 8(10): 1 228-1 237.

[62] Shao Xuexin, Yang Wenying, Wu Ming, *et al*. Soil organic carbon content and its distribution pattern in coastal wetlands of Hangzhou Bay [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(3): 658-664. [邵学新, 杨文英, 吴明, 等. 杭州湾滨海湿地土壤有机碳含量及其分布格局 [J]. 应用生态学报, 2011, 22(3): 658-664]

[63] Cooper S R. Chesapeake Bay watershed historical land use: Impact on water quality and diatom communities [J]. *Ecological Applications*, 1995,5(3): 703-723.

[64] Jin Wenhui, Yang Jinsong, Wang Xiangping. Spatial distribution of organic carbon in coastal saline soil and its correlation with reclamation age [J]. *Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(5): 89-94. [金雯晖, 杨劲松, 王相平. 滩涂土壤有机碳空间分布与围垦年限相关性分析 [J]. 农业工程学报, 2013, 29(5): 89-94]

[65] Zhou Xuefeng. Effect of Land Use on SOC in Yangtze River Estuar [D]. Shanghai: Eastern China of Normal University, 2010. [周学峰. 围垦后不同土地利用方式对长江口滩地土壤有机碳的影响 [D]. 上海: 华东师范大学, 2010]

[66] Bull I D, van Bergen P F, Bol R, *et al*. Estimating the contribution of Spartina anglica biomass to salt-marsh sediments using compound specific stable carbon isotope measurements [J]. *Organic Geochemistry*, 1999, 30(7): 477-483.

[67] Zhao Xiaolei, Ling Yun, Zhang Guangfu, *et al*. Community characteristics of wetland vegetation in different habitats of Dafeng elk reserve [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(2): 244-249. [赵小雷, 凌云, 张光富, 等. 大丰麋鹿保护区不同生境梯度下滩涂湿地植被的群落特征 [J]. 生态学杂志, 2010, 29(2): 244-249]

[68] Mavi M S, Marschner P, Chittleborough D J, *et al*. Salinity and sodicity affect soil respiration and dissolved organic matter dynamics differentially in soils varying in texture [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 45:8-13.

[69] Wong V N, Dalal R C, Greene R S. Salinity and sodicity effects on respiration and microbial biomass of soil [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2008, 44(7): 943-953.

[70] Kang Jian, Meng Xianfa, Xu Yanyan, *et al*. The effect of different vegetation types on saline soil organic carbon [J]. *Soils*, 2012, 44(2): 260-266. [康健, 孟宪法, 许妍妍, 等. 不同植被类型对滨海盐碱土壤有机碳库的影响 [J]. 土壤, 2012, 44(2): 260-266]

[71] Yan Y, Zhao B, Chen J, *et al*. Closing the carbon budget of estuarine wetlands with tower-based measurements and MODIS time series [J]. *Global Change Biology*, 2008, 14(7): 1 690-1 702.

[72] Andrews J E, Samways G, Shimmield G B. Historical storage budgets of organic carbon, nutrient and contaminant elements in saltmarsh sediments: Biogeochemical context for managed realignment, Humber Estuary, UK [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 405(1/3): 1-13.

[73] Li Jianguo, Pu Lijie, Zhu Ming, *et al*. Soil salinization research in China: Advances and prospects [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(9): 1 233-1 245. [李建国, 濮励杰, 朱明, 等. 土壤盐渍化研究现状及未来研究热点 [J]. 地理学报, 2012, 67(9): 1 233-1 245]

[74] Li X, Sun Y, Mander Ü, *et al*. Effects of land use intensity on soil nutrient distribution after reclamation in an estuary landscape [J]. *Landscape Ecology*, 2013, 28(4): 699-707.

[75] Tripathi S, Kumari S, Chakraborty A, *et al*. Microbial biomass and its activities in salt-affected coastal soils [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2006, 42(3): 273-277.

[76] Wu Ming, Shao Xuexin, Hu Feng, *et al*. Effects of reclamation on soil nutrients distribution of coastal wetland in south Hangzhou Bay [J]. *Soils*, 2008, 40(5): 760-764. [吴明, 邵学新, 胡锋, 等. 围垦对杭州湾南岸滨海湿地土壤养分分布的影响 [J]. 土壤, 2008, 40(5): 760-764]

[77] Jin Wenhui. The Study of SOC Pools and Carbon Sequestration Rate in Typic Reclaimed Saltmarsh [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013. [金雯晖. 典型滨海盐渍区土壤有机碳储量与固碳速率研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2013]

[78] Zhang J B, Yang J S, Yao R J, *et al*. The effects of farmyard manure and mulch on soil physical properties in a reclaimed coastal tidal flat salt-affected soil [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(8): 1 782-1 790.

[79] Zhang T, Wang T, Liu K S, *et al*. Effects of different amendments for the reclamation of coastal saline soil on soil nutrient dynamics and electrical conductivity responses [J]. *Agricultural*

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

Water Management, 2015, 159:115-122.

[80] Han Lin, Zhang Yulong, Jin Shuo, *et al*. Effects of irrigation patterns on soil soluble organic carbon and microbial biomass carbon [J]. *Chinese Agricultural Science*, 2010, 43(8): 1 625-1 633. [韩琳, 张玉龙, 金烁, 等. 灌溉模式对保护地土壤可溶性有机碳与微生物量碳的影响 [J]. 中国农业科学, 2010, 43(8): 1 625-1 633.]

[81] Zhang Rongjuan, Bu Naishun, Cui Jun, *et al*. Effects of landuse on soil organic carbonand soil respiration in the soil reclaimed from wetland in the Chongming Island [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(24): 6 698-6 706. [张容娟, 布乃顺, 崔军, 等. 土地利用对崇明岛围垦区土壤有机碳库和土壤呼吸的影响 [J]. 生态学报, 2010, 30(24): 6 698-6 706.]

[82] Wu Xiaodan, Cai Lixiang, Lu Yanhong, *et al*. Research status and prospect of soil active organic matter [J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2009, (3): 39-42. [吴小丹, 蔡立湘, 鲁艳红, 等. 土壤活性有机质的研究现状与展望 [J]. 湖南农业科学, 2009, (3): 39-42.]

[83] Magenheimer J, Moore T, Chmura G, *et al*. Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick [J]. *Estuaries*, 1996, 19(1): 139-145.

[84] Kristensen E, Flindt M R, Ulomi S, *et al*. Emission of CO_2 and CH_4 to the atmosphere by sediments and open waters in two Tanzanian mangrove forests [J]. *Marine Ecology Progress*, 2008, 370(1): 53-67.

[85] Kreuzwieser J, Buchholz J, Rennenberg H. Emission of methane and nitrous oxide by Australian mangrove ecosystems [J]. *Plant Biology*, 2003, 5(4): 423-431.

[86] Matthews E, Fung I. Methane emission from natural wetlands: Global distribution, area, and environmental characteristics of sources [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1987, 1(1): 61-86.

[87] Heyer J, Berger U. Methane emission from the coastal area in the southern Baltic Sea [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2000, 51(1): 13-30.

[88] Song Luping, Zhang Lihua, Shao Hongbo. Fluses characteristics of CO_2, CH_4 and their correlating factors in coastal saltmarsh of the Yellow River Delta [J]. *Journal of Wuhan University(Natural Science Edition)*, 2014, 60(4): 349-355. [宋鲁萍, 张立华, 邵宏波. 黄河三角洲滨海盐沼 CO_2, CH_4 通量特征及其影响因素 [J]. 武汉大学学报:理学版, 2014, 60(4): 349-355.]

[89] Smith C, DeLaune R, Patrick Jr W. Carbon dioxide emission and carbon accumulation in coastal wetlands [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1983, 17(1): 21-29.

[90] Morris J T, Whiting G J. Emission of gaseous carbon dioxide from salt-marsh sediments and its relation to other carbon losses [J]. *Estuaries*, 1986, 9(1): 9-19.

[91] Brantley S T, Young D R. Shrub expansion stimulates soil C and N storage along a coastal soil chronosequence [J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(7): 2 052-2 061.

[92] Tong Chuan, E Yan, Liao Ji, *et al*. Carbon dioxide emission from tidal marshes in the Min River Estuary [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(12): 2 830-2 840. [仝川, 鄂焱, 廖稷, 等. 闽江河口潮汐沼泽湿地 CO_2 排放通量特征 [J]. 环境科学学报, 2011, 31(12): 2 830-2 840.]

[93] Wang Qing, Liu Min, Hou Lijun, *et al*. Spatial and temporal variation of CO_2, CH_4 and N_2O emissions in Dongtan wetland, Chongming, China [J]. *Geographical Research*, 2010, 29(5): 935-946. [汪青, 刘敏, 侯立军, 等. 崇明东滩湿地 CO_2、CH_4 和 N_2O 排放的时空差异 [J]. 地理研究, 2010, 29(5): 935-946.]

[94] Sidik F, Lovelock C E. CO_2 efflux from shrimp ponds in Indonesia [J]. *PLoS ONE*, 2013, 8(6): e66329.

[95] Purvaja R, Ramesh R. Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India [J]. *Environmental Management*, 2001, 27(4): 547-557.

[96] Bartlett K B, Bartlett D S, Harriss R C, *et al*. Methane emissions along a salt marsh salinity gradient [J]. *Biogeochemistry*, 1987, 4(3): 183-202.

[97] Daniela I, DeGrandpre M, Farías L. Greenhouse gas emissions from the Tubul-Raqui Estuary (central Chile 36°S) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 134(1): 31-44.

[98] Bartlett K B, Harriss R C, Sebacher D I. Methane flux from coastal salt marshes [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres(1984-2012)*, 1985, 90(D3): 5 710-5 720.

[99] Tong C, Wang W Q, Zeng C S, *et al*. Methane (CH_4) emission from a tidal marsh in the Min River estuary, southeast China [J]. *Journal of Environmental Science and Health Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 2010, 45(4): 506-516.

[100] Ren Wenling, Hou Ying, Yang Shuhui, *et al*. Research on soil respiration of different use-lands in new reclaimed soils in the Chongming Island [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(1): 97-101. [任文玲, 侯颖, 杨淑慧, 等. 崇明岛新围垦区不同土地利用条件下的土壤呼吸研究 [J]. 生态环境学报, 2011, 20(1): 97-101.]

[101] Wang D Q, Chen Z L, Wang J, *et al*. Summer-time denitrification and nitrous oxide exchange in the intertidal zone of the Yangtze Estuary [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2007, 73(1/2): 43-53.

[102] Yang Wenying. The Research on Soil Respiration and Soil Active Organic Carbon of Four Kinds of Wetland Environment in Hangzhou Bay [D]. Chongqing: Southwest University, 2011. [杨文英. 杭州湾湿地四种湿地环境土壤呼吸特征以及土壤活性有机碳研究 [D]. 重庆:西南大学, 2011.]

[103] Kang Wenxing, Zhao Zhonghui, Tian Dalun, *et al*. CO_2 exchanges between mangrove and shoal wetlande cosystems and atmosphere in Guangzhou [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(12): 2 605-2 610. [康文星, 赵仲辉, 田大伦, 等. 广州市红树林和滩涂湿地生态系统与大气二氧化碳交换 [J]. 应用生态学报, 2008, 19(12): 2 605-2 610.]

[104] Jin L, Lu C Y, Ye Y, *et al*. Soil respiration in a Subtropical Mangrove Wetland in the Jiulong River Estuary, China [J]. *Pedosphere*, 2013, 23(5): 678-685.

[105] Pan Xiaocui, Guan Ming, Zhang Chongbang. Effects of spartina

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

alterniflora invasion on methane emission from tidal flat wetlands [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(4): 1 145-1 152. [潘小翠, 管铭, 张崇邦. 互花米草入侵对滩涂湿地甲烷排放的影响 [J]. 应用生态学报, 2016, 27(4): 1 145-1 152]

[106] Wang Lingling, Sun Zhigao, Mou Xiaojie, *et al*. A preliminary study on the characteristics of CO_2, CH_4 and N_2O fluxes in the tidal flat wetland of the Yellow River Estuary [J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2010, 20(3): 51-61. [王玲玲, 孙志高, 牟晓杰, 等. 黄河口滨岸潮滩湿地 CO_2、CH_4 和 N_2O 通量特征初步研究 [J]. 草业学报, 2010, 20(3): 51-61]

[107] Ren Wenling. Research on Soil Respiration of Different Use-Lands in the Chongming Island [D]. Shanghai: East China Normal Univrsity, 2011. [任文玲. 崇明东滩土壤呼吸动态研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2011]

[108] Yang Wenying, Shao Xuexin, Liang Wei, *et al*. The correlation between enzyme activity and carbon component in saltmarsh of Hangzhou Bay [J]. *Wetland Science & Management*, 2011, 7(2): 54-58. [杨文英, 邵学新, 梁威, 等. 杭州湾湿地土壤酶活性分布特征及其与活性有机碳组分的关系 [J]. 湿地科学与管理, 2011, 7(2): 54-58]

[109] Burden A, Garbutt R A, Evans C D, *et al*. Carbon sequestration and biogeochemical cycling in a saltmarsh Subject to coastal managed realignment [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2013, 120: 12-20.

[110] Ettema C H, Lowrance R, Coleman D C. Riparian soil response to surface nitrogen input: The indicator potential of free-living soil nematode populations [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31(12): 1 625-1 638.

[111] Yan Y E, Guo Haiqiang, Gao Yu, *et al*. Variations of net ecosystem CO_2 exchange in a tidal inundated wetland: Coupling MODIS and tower-based fluxes [J]. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2010, 115(D15): 346-361.

[112] Liu Y, Yu G, Wen X, *et al*. Seasonal dynamics of CO_2 fluxes from subtropical plantation coniferous ecosystem [J]. *Science in China* (*Series D*), 2006, 49(2): 99-109.

[113] Lovelock C E. Soil respiration and belowground carbon allocation in mangrove forests [J]. *Ecosystems*, 2008, 11(2): 342-354.

[114] Gong W, Yan X Y, Wang J Y, *et al*. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools under a wheat-maize cropping system in North China Plain [J]. *Plant and Soil*, 2009, 314(1): 67-76.

[115] Plaza C, Hernandez D, Garciagil J C, *et al*. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(10): 1 577-1 585.

[116] Cambardella C, Elliott E. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(3): 777-783.

[117] Tong X, Xu M, Wang X, *et al*. Long-term fertilization effects on organic carbon fractions in a red soil of China [J]. *Catena*, 2014, 113(1): 251-259.

[118] Huang Xiaoping, Zhang Jingping, Jiang Zhijian. Eco-environmental effects of nutrients input caused by human activities on the semi-enclosed bay and its management strategy [J]. *Advances in Earth Science*, 2015, 30(9): 961-969. [黄小平, 张景平, 江志坚. 人类活动引起的营养物质输入对海湾生态环境的影响机理与调控原理 [J]. 地球科学进展, 2015, 30(9): 961-969]

[119] Li Jianguo. Effect of Reclamation on Soil Organic Carbon Evolution—A Case Study of Rudong, Jiangsu [D]. Nanjing: Nanjing University, 2015. [李建国. 沿海滩涂围垦利用对土壤有机碳的影响——以江苏省如东县围垦区为例 [D]. 南京: 南京大学, 2015]

[120] Zhang Chengyang. Analysis and Simulation of Land Use/Cover Change in the Yellow River Delta Under the Background of Urbanization [D]. Beijing: Peking University, 2014. [张成扬. 城镇化背景下黄河三角洲土地利用/覆盖变化分析与模拟 [D]. 北京: 北京大学, 2014]

[121] Cao Min. Dynamic Simulation of Land Use Change on the North Bank of Yangtze River Estuary [D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2009. [曹敏. 长江口北岸土地利用动态演化模拟研究 [D]. 徐州: 中国矿业大学, 2009]

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

Coastal Reclamation and Saltmarsh Carbon Budget: Advances and Prospects*

Li Jianguo[1], Wang Wenchao[1], Pu Lijie[2,3*], Liu Lili[1], Zhang Zhongqi[1], Li Qiang[1]
(1. *School of Geography, Geomatics, Planning, Jiangsu Normal University, Xuzhou Jiangsu* 221116, *China*;
2. *School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing* 210023, *China*;
3. *The Key Laboratory of the Coastal Zone Exploitation and Protection, Ministry of Land and Resources, Nanjing* 210023, *China*)

Abstract: As an important carbon pool and fragile eco-system of earth system, more and more coastal saltmarshes have been reclaimed for releasing population pressure and promoting food safety and economic development, especially in developing countries. During reclamation, original soil carbon cycling pattern and pathway in saltmarshs would be changed, which furthermore could change global carbon budget. In this study, a great amounts of literature and data were summerized to generalize the changes of soil organic carbon, carbon sequestration rate and carbon flux in three main kinds of saltmarshes (Mangrove saltmarsh, Estuary saltmarsh and coastal saltmarsh) during reclamation. The results are as shown: ①The conclusions collected from Europe and America are not suitable to eastern Asia's coast and more attention should be paid to eastern Asia's coastal reclamation; ②Mangrove saltmarshes have higher Soil Organic Carbon (SOC) and carbon sequestration rate, followed by estuary saltmarshes and coastal saltmarshes. Soil clay, aggregate, burial rate usually have positive effect on SOC sequestration in coastal areas. Flood frequency, salinity and underground water level generally have negative effect on it. After reclamation, coastal SOC first shows a decrease followed by an increase. Nearly 30 years of reclamation is the turning point where paddy fields can significantly promote SOC; ③CH_4 and CO_2 are the main ways of carbon emission in coastal areas of which CO_2 flux usually is the largest. Mangrove saltmarshes' carbon emissions are the highest. In natural sites, the carbon emissions in Spartina alterniflora Loisel. and Phragmites australis are higher than those in bare flat areas. Carbon fluxes in flood tide usually are lower than those in other periods. Otherwise, carbon fluxes in natural saltmarshes are far lower than those in reclamation zones, especially upland tillage zones. The results acquired from field monitoring, saltmarshes are the carbon sinks and become the carbon sources when reclamation activities happen. Finally, three main aspects of coastal study were given as follows: much more attention should be paid to carbon budget inventory in saltmarshes; the effect of reclamation activity (*i.e.*, anthropogenic activity, tillage practice, land use, *etc.*) on carbon cycling in ocean-inland system; the study of land use and reclamation process simulation and its impact on carbon cycling in coastal zone should be strengthened.

Key words: Reclamation activity; Saltmarsh; Carbon budget.

---

* **Foundation item:** Project supported by the National Natural Science Foundation of China "Land quality change process and ecological response following reclamation in Jiangsu coastal areas" (No.41230751); Startup Foundation for Ph.D. Scientific Research of Jiangsu Normal University "Spatial and temporal evolution of soil carbon pool and its mechanism in reclamation zones of coastal areas—A case study of Rudong County, Jiangsu Province" (No.15XLR017).

First author: Li Jianguo (1986-), male, Siyang County, Jiangsu Province, Lecturer. Research areas include reclamation and ecological response in coastal areas. **E-mail:** lijianguo531@126.com

* **Corresponding author:** Pu Lijie (1965-), male, Wujiang City, Jiangsu Province, Professor. Research areas include land use and its ecological response. **E-mail:** ljpu@nju.edu.cn

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net