

围塘养殖与“退塘还湿”对滨海蓝色碳汇的影响

邢庆会¹, 程浩¹, 李凡², 陈鹏飞¹, 刘思琪^{1,3},
陈虹¹, 韩建波¹, 卢媚⁴

(1.国家海洋环境监测中心 国家环境保护海洋生态环境整治修复重点实验室,辽宁 大连 116023; 2.山东省海洋生态修复重点实验室,山东 烟台 264006; 3.上海海洋大学 海洋生态与环境学院,上海 201306;
4.中共昌乐县委党校,山东 潍坊 262400)

摘要:滨海蓝碳生态系统是重要的天然碳汇。在经济发展与生态环境保护博弈过程中,不少沿海区域经历了“自然湿地-围塘养殖-退塘还湿”的转变。本文从滨海蓝色碳汇的功能重要性出发,结合新时期湿地保护修复等国家重大举措,概要了我国滨海蓝色碳汇能力,梳理了国内外学者对自然滨海湿地、围塘养殖和“退塘还湿”区域碳汇功能特点及变化机制的探讨,针对目前的研究进展提出了研究不足及研究展望,即加强长期连续性研究、多站点对比研究和多界面机制研究。本文有望为提升滨海蓝色碳汇能力及评价湿地修复效果提供策略参考。

关键词:滨海湿地;人类活动;海岸带蓝碳;碳通量;生态修复

中图分类号:X55 文献标识码:A 文章编号:1007-6336(2023)03-0432-08

Effects of aquaculture pond and “returning ponds to wetlands” on coastal blue carbon sink

XING Qing-hui¹, CHENG Hao¹, LI Fan², CHEN Peng-fei¹, LIU Si-qi^{1,3},
CHEN Hong¹, HAN Jian-bo¹, LU Mei⁴

(1.State Environmental Protection Key Laboratory of Marine Ecosystem Restoration, National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China; 2.Shandong Key Laboratory of Marine Ecological Restoration, Yantai 264006, China; 3.College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 4.Party School of the Changle County Committee of the Communist Party of China, Weifang 262400, China)

Abstract: Coastal blue carbon ecosystems are important natural carbon sinks at the plot scale. In the process of economic development and eco-environmental protection, some coastal wetlands have experienced the transformation of “natural coastal wetlands - aquaculture ponds - returning ponds to wetlands”. The paper introduced the functional importance of coastal wetland ecosystem in carbon sinks and its coastal blue carbon sink capacity. In addition, we sorted out the functional characteristics and the change mechanisms of carbon sinks in natural coastal wetlands, aquaculture ponds and “returning ponds to wetlands”. Based on the current research progress, this paper put forward the research shortcomings and envisaged the emphasis of future study, that is, strengthening the long-term continuity research, multi-site comparison research and multi-interface

收稿日期:2022-07-12, 修订日期:2022-11-15

基金项目:山东省海洋生态修复重点实验室开放课题资助项目(201914);国家自然科学基金项目(41876128);辽宁省博士科研启动基金计划项目(2020-BS-291)

作者简介:邢庆会(1987—),女,山东济宁人,博士,主要研究方向为滨海湿地碳循环与碳收支,E-mail:qxhing@nmemc.org.cn

通讯作者:陈虹(1982—),女,辽宁大连人,研究员,主要研究方向为海洋碳监测与评估,E-mail:hchen@nmemc.org.cn

韩建波(1972—),男,辽宁大连人,研究员,研究方向为海洋环境科学,E-mail:jbhan@nmemc.org.cn

mechanism research. This paper was expected to provide strategic references for improving the carbon sink capacity of coastal wetlands and evaluating the effect of wetlands restoration.

Key words: coastal wetland; human activities; coastal blue carbon; carbon flux; ecological restoration

滨海蓝碳广义上指盐沼湿地、红树林和海草床等海岸带高等植物以及浮游植物和藻类生物等, 在自身生长和微生物共同作用下, 将大气中的CO₂吸收、转化并长期保存到海岸带底泥中的这部分碳, 以及其中一部分从海岸带向近海大洋输出的有机碳^[1-2]。滨海湿地类型中的红树林、盐沼湿地和海草床是公认的三大滨海蓝碳生态系统^[2-3]。滨海蓝碳生态系统具有碳储量大、固碳效率高、固碳能力持久稳定和碳汇潜力大等特点, 被认为是有效的碳汇生态系统, 在减缓和适应气候变化及碳中和方面具有重要作用^[4-5]。近几十年来, 受人类活动的影响, 地球上近一半的滨海蓝碳生态系统遭受破坏, 改变了生态系统的碳汇功能^[6-8]。研究表明, 破坏1 ha滨海蓝碳生态系统导致的碳排放量等于破坏10~40 ha森林生态系统释放的碳^[8]。我国常见破坏滨海蓝碳生态系统的人类活动包括城市化和富营养化、构筑海堤、围塘养殖、生物入侵等^[9]。其中, 围塘养殖是20世纪80年代通过围填海方式在盐沼湿地、红树林和海草床生态系统建设养殖池塘开展海水养殖的活动。

在全球变暖背景下, 随着人们对滨海蓝碳生态系统碳汇功能的认识, 通过对滨海湿地的保护修复逆转滨海蓝碳生态系统碳汇功能, 成为全球关注的热点^[10-11]。2009年, 由联合国各组织联合发布的《蓝碳: 健康海洋的固碳作用》报告, 呼吁世界各国立即采取行动, 保护、维持和恢复滨海湿地生态系统的碳汇功能。2014年, 联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)国家温室气体清单的编制, 纳入了“人类活动对滨海湿地的破坏与恢复对温室气体排放与吸收值”的估算^[12]。为了保护修复我国滨海湿地, 党的十九大要求“强化湿地保护和修复”, 有关部门先后印发实施《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2020—2035年)》《中共中央国务院关于全面加强生态环境保护坚决打好污染防治攻坚战的意见》等。《2030年前碳达峰行动方案》则明

确提出“整体推进海洋生态系统保护和修复, 提升红树林、海草床、盐沼等固碳能力”。目前, 滨海湿地的保护修复手段主要有微地形改造、退塘还湿、潮沟修复、闸坝建设和盐碱土改良等^[13-14]。其中, “退塘还湿”即通过将不合法的海水养殖区清退, 实施滨海湿地生态修复, 是近几年开展较多的滨海湿地修复形式。

“自然湿地-围塘养殖-退塘还湿”是我国滨海湿地土地利用方式的代表性转变模式。滨海湿地的碳汇能力对环境变化非常敏感, 可作为其破坏程度及修复成功与否的参数^[4,15]。起初, 对滨海蓝碳的研究多集中在自然湿地, 随着修复工程的推进, 近几年来人类干预下的围塘养殖和“退塘还湿”区域碳汇能力关注度有所增加, 但相关研究系统性仍显不足。因此, 基于围塘养殖和“退塘还湿”对滨海蓝色碳汇影响的研究进展亟待梳理。本文结合新时期湿地保护修复等国家重大举措, 概要了我国滨海蓝色碳汇能力及围塘养殖和“退塘还湿”修复情况, 梳理了国内外学者对自然滨海湿地、围塘养殖和“退塘还湿”区碳汇功能的探讨, 针对研究不足展望了围塘养殖和“退塘还湿”等人类活动对滨海蓝色碳汇的研究需求, 以期助力滨海蓝色碳汇的准确估算和管理。

1 我国滨海蓝碳湿地分布、面积及碳汇能力

我国滨海湿地总面积达 5.79×10^6 ha, 占全国湿地面积的15.44%^[16]。根据我国三种滨海蓝碳生态系统各地分布相关统计信息(表1), 海草床、红树林和盐沼湿地面积分别为13856.12 ha、34747 ha和297037 ha。由自然资源部第三次调查数据可知, 我国海草床面积达23062.44 ha, 主要分布在海南省; 红树林主要分布在广西壮族自治区和广东省; 盐沼湿地主要分布在辽宁省、上海市、江苏省和山东省。我国三种蓝碳生态系统总碳储量为(13877~34895)万t CO₂; 年碳汇量为(126.88~307.74)万t CO₂/a; 平均碳埋藏速

率为(3.67~8.88) t C/(ha·a)。均表现为盐沼湿地>红树林>海草床^[17]。受遥感识别技术等限制,我国滨海蓝碳面积不确定性较大,碳储量和碳汇

能力系统性观测有待提升,导致区域数据一致性较弱。

表1 我国三种滨海蓝碳生态系统分布信息及蓝碳本底

Tab.1 Distribution and carbon background information of the three coastal blue carbon ecosystems in China

生态系统类型	碳储量 /万t CO ₂	碳汇量 /(万t CO ₂)·a ⁻¹	位置	面积/ha	主要分布地区
海草床	350	3.2~5.7	海南	5634.2	东部沿岸,西部沿岸零星分布 ^[17]
			河北	2917	唐山市曹妃甸海域 ^[18]
			山东	1671.72	荣成市(月湖、桑沟湾、俚岛湾)、黄河河口区、烟台市套子湾 ^[17,19-21]
			广东	975	湛江市流沙湾 ^[17]
			广西	942.2	北海市、防城港市、钦州市 ^[17]
	2327~2745	27.16	辽宁	892	长海县(獐子岛、海洋岛)、兴城市觉华岛 ^[17,22]
			台湾	820	本岛西部、南部与各离岛的浅海环境中 ^[17]
			香港	4	白泥、荔枝窝、散头、阴奥等地 ^[17]
			广东	16251	湛江市、水东港、海陵湾和镇海湾等地 ^[17]
			广西	11251	珍珠湾、防城港东湾和西湾、廉州湾等地 ^[23]
红树林	2327~2745	27.16	海南	4033	东寨港、清澜港、花场湾、新英湾和后水湾 ^[17]
			福建	1648	漳州市、厦门市、泉州市、福州市和宁德市 ^[17]
			台湾	736	淡水河口,北门沿岸和高屏溪河口 ^[23]
			香港	510	米埔、西贡、大屿山等地 ^[23-24]
			浙江	318	温州沿岸、台州椒江区、云飞江口地区 ^[17]
各地沿海均有分布/ha:辽宁(97473)、上海(60266)、江苏(45698)、山东(42134)、天津(18969)、河北(10347)、浙江(7660)、广东(5361)、福建(5121)、海南(1567)、台湾(1541)、广西(898)、香港(2) ^[23]					
盐沼湿地	11200~31800	96.52~274.88			

2 人类活动对滨海蓝色碳汇的影响及机制

2.1 自然滨海湿地的碳汇功能

一般而言,除了在非生长季^[25]、极端干旱条件^[26]和长期淹水^[27]条件下外,自然滨海湿地常扮演碳汇角色,但因自身环境的复杂性使其碳汇功能同时受到多种外界干扰的共同影响^[28]。目前,对生长状况良好的自然滨海湿地的碳汇研究集中在探讨湿地的“源”“汇”现状与潜力;不同生境类型或不同区域尺度的CO₂交换过程及日、季和年际动态变化^[29-30];水文、土壤、气象、植被和人类活动对湿地CO₂交换的影响及其对全球变化的响应等^[25,31-34]。基于涡度协方差技术的通量观测方法是国内外学者普遍采用的技术手段。例如,墨西哥索诺拉州滨海河口湿地^[35]、

澳大利亚新南威尔士州潮汐淹水湿地^[29]、法国西南部潮间带滩涂^[25]、印度东南海岸考韦里河口三角洲^[34]、阿根廷东南部滨海盐沼湿地^[36]和美国弗吉尼亚东海岸盐沼湿地^[37]等区域开展的滨海湿地净生态系统CO₂交换(NEE)及碳源/汇的研究工作。我国也在辽河口^[38]、黄河口^[39-40]、长江口^[41]、漳江口^[42]、香港米埔^[33]等滨海湿地开展了陆-气界面滨海蓝色碳汇相关研究工作。多项研究表明,自然滨海盐沼和红树林湿地在年际尺度上表现为CO₂汇(表2),且滨海湿地碳汇能力受植被类型、初级生产力、淹水状况、气候状况、生物理化性质等多种因素共同影响。例如,我国北方河口湿地的盐地碱蓬生态系统碳汇能力[(-51.70±9.70) g C/(m²·a)]显著小于芦苇湿地生态系统[平均(323.39±4.00) g C/(m²·a)]。

而同样位于 37°N 的黄河三角洲河口潮汐湿地与阿根廷布宜诺斯艾利斯省东南部盐沼湿地, 虽然植被类型不同, 但碳汇能力 [分别为 $(-249.00\pm 12.00)\text{ g C/(m}^2\cdot\text{a)}$ 和 $-286.36\text{ g C/(m}^2\cdot\text{a)}$] 差异较小。其中, 就滨海湿地碳汇能力的季节变化而

言, 光照、温度和水文是三个最重要的环境影响因子^[28,33,41,43]。可见, 人类可以通过改变自然环境、生物过程、水文或土壤等条件改变碳累积过程。

表2 基于涡度相关的自然滨海湿地碳汇

Tab.2 Carbon sinks of natural coastal wetlands measured by the eddy covariance method

站点	经纬度	湿地类型	优势植被	时间	NEE/ $\text{g C}\cdot(\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1})$
辽河口滨海湿地 ^[38]	$40^{\circ}57'16.9''\text{N}, 121^{\circ}48'26.7''\text{E}$	河口潮汐湿地	芦苇(<i>Phragmites australis</i>)	2018年	-162.76
黄河三角洲非潮汐湿地 ^[44]	$37^{\circ}46'\text{N}, 118^{\circ}59'\text{E}$	非潮汐淹水湿地	芦苇	2010—2011年	-249.00 ± 12.00
黄河三角洲河口潮汐盐沼湿地 ^[40]	$37^{\circ}47'20''\text{N}, 119^{\circ}10'23''\text{E}$	潮汐盐沼湿地	盐地碱蓬(<i>Suaeda salsa</i>)	2012—2019年	-51.70 ± 9.70
长江口崇明东滩非潮汐湿地 ^[41]	$30^{\circ}38'\text{N}, 121^{\circ}58'\text{W}$	河口非潮汐湿地	芦苇	2012年	-558.40
漳江以南进入台湾海峡的亚热带河口湿地 ^[42]	$23^{\circ}55'12''\text{N}, 117^{\circ}24'52.92''\text{E}$	河口潮汐湿地	秋茄(<i>Kandelia obovata</i>)、白骨壤(<i>Avicennia marina</i>)和桐花树(<i>Aegiceras corniculatum</i>)	2019—2020年	-1075.80
香港米埔内后海湾拉姆萨尔湿地 ^[33]	$22^{\circ}29'53.3''\text{N}, 114^{\circ}01'45.5''\text{E}$	河口红树林	秋茄	2016.02—2018.01	-224.70 ± 18.00
印度半岛东南海岸考韦里河口三角洲湿地 ^[34]	$11^{\circ}20'\text{S}, 79^{\circ}55'\text{E}$	河口红树林	红树属(<i>Rhizophora</i>)、海榄雌属(<i>Avicennia</i>)	2017.10—2018.09	-183
阿根廷布宜诺斯艾利斯省东南部盐沼湿地 ^[36]	$37^{\circ}33'\text{S}, 57^{\circ}18'\text{E}$	海岸泻湖湿地	密花米草(<i>Spartina densiflora</i>)	2014.02—2015.03	-286.36
墨西哥索诺拉州河口湿地 ^[35]	$26^{\circ}24'00''\text{N}, 109^{\circ}14'24''\text{W}$	河口潮汐湿地	黑皮红树(<i>Avicennia germinans</i>)	2017.11—2018.10	-745.30
北美弗吉尼亚东海岸滨海沼泽 ^[37]	$37^{\circ}24'\text{N}, 75^{\circ}50'\text{W}$	河口潮汐湿地	互花米草(<i>Sporobolus alterniflorus</i>)	2007年	-130

2.2 围塘养殖区的碳汇功能

围塘养殖改变了湿地的土地利用方式、植被覆盖和水文条件, 尤其通过阻断潮汐切断了湿地与近岸海域的水、热及物质交换, 通过影响群落和生态系统的自然演替过程, 严重影响滨海蓝色碳汇功能^[28,45]。因此, 以围塘养殖为背景, 通过探索生态系统碳库变化及 CO_2 交换动态指示养殖池塘对滨海蓝色碳汇的影响研究已逐渐引起学者关注^[45,46,48]。

养殖池塘因围垦养殖阶段、养殖品种、饲料和饲养方式的差别, 呈现明显的碳源/汇功能差异^[47,49-50]。首先, 在将自然滨海湿地开发为养殖池塘的围垦和排干阶段, 滨海湿地区域发生的变

化主要为绿色植被的消失、土壤有机碳库的减少、淹水状况的变化、土地利用方式的改变, 这些变化极大地干扰了自然湿地快速的碳封存过程和横向的碳通量^[51-53]。另外, 土壤/沉积物含水率显著下降, 大量沉积物碳暴露于空气中, 微生物活动急剧增强, 土壤微生物的呼吸熵增高, 有机碳以 CO_2 的形式快速释放, 损失原位碳储量^[53-54]。研究表明, 围垦和排干阶段损失的碳储量高达82%^[55]。在养殖过程中, 由于残余饲料和养殖产品排泄代谢物经分解后蓄积在养殖池塘沉积物中, 且盐渍淹水厌氧的环境抑制了沉积物有机质的分解, 表层沉积物有机碳含量会再次显著增加^[56]。其次, 在晾晒的非养殖阶段, 尚未用

作养殖前的晾晒阶段产生的碳排放量小于养殖排干后的晾晒阶段产生的碳排放量^[48], 其主要原因可能是养殖过程积累了养殖沉积物。最后, 蓄水养殖阶段的碳源/汇功能主要受养殖环境和养殖品种的影响。海水养殖虾或混合养殖虾蟹或鱼虾, 一般表现为 CO₂ 的汇和 CH₄ 的源^[46-47,49-50]; 海水混合养殖虾与海参表现为 CO₂ 和 CH₄ 的源; 混合养殖梭子蟹、虾和蛤表现为 CO₂ 和 CH₄ 的汇^[57]; 半海水养殖虾表现为 CO₂ 和 CH₄ 的源; 半海水混合养殖鱼虾表现为 CO₂ 的汇和 CH₄ 的源^[49]。其中, 养殖池塘主要通过藻类的光合固碳作用吸收 CO₂^[49], 且 CO₂ 通量与盐度显著相关^[47]。另外, 有研究发现养殖池塘的围垦还会对池塘周边的湿地碳汇功能造成影响, 如养殖尾水因无机氮和无机磷营养盐含量高, 引起周边湿地盐渍化, 进而影响湿地植物的生理生态状况、植物多样性和群落结构, 进一步影响湿地植被固碳及生态系统碳汇能力^[58-59]。总之, 滨海湿地围垦为养殖池塘后, 其生态系统的碳汇功能总体是减弱的, 因此, 通过“退塘还湿”恢复湿地生态是一项十分紧迫的任务。

2.3 “退塘还湿”区的碳汇功能

湿地修复工程多通过改变水文条件、重建湿地植被、改变沉积环境等措施构建新的滨海湿地生态系统。随着“退塘还湿”修复区土地利用方式的改变及湿地自然演替的发展, 区域内植物群落组成、土壤理化性质、水文潮汐状况等的稳定性都会发生改变, 修复区各项环境因子共同作用, 最终影响湿地 CO₂ 的交换变化^[32,60]。

针对“退塘还湿”修复年限及修复效果, 相关研究表明, 在养殖池塘恢复为裸露湿地后, 其碳排放量 [125 g C/(m²·a)] 大于池塘排放量 [44 g C/(m²·a)]^[61]。对植物碳储量而言, 养殖池塘恢复为盐沼湿地, 恢复 51% 的植被需要 5 年时间, 恢复 69% 的植被需要 10 年时间, 而完全恢复 (100%) 需要 50 年以上^[61]。另有研究表明, 红树植物修复需要 10 年^[62], 盐沼植物互花米草修复需要 5 年^[63], 盐地碱蓬 2~3 年后碳储量便可恢复至正常水平^[60]。若将沉积物有机碳修复到原有自然生态系统水平需 25 年到上百年不等, 修复时间存在较大的不确定性^[62,64]。另外, 随着修复

年限的延长, 湿地沉积速率不断提高, 生态系统的碳汇功能会进一步增强。采用涡度协方差法观测年际碳汇功能, 相关研究表明, 养殖池塘在刚恢复为裸露湿地时, 碳排放量 [125 g C/(m²·a)] 大于养殖池塘排放量 [44 g C/(m²·a)]^[61]。对排干湿地修复为淡水沼泽的研究表明, 修复后固定的 CO₂ 能达到 397 g C-CO₂/(m²·a), 然而排放的 CH₄ 为 39~53 g C-CH₄/(m²·a), 综合考虑两种温室气体的作用, 确定该修复湿地为碳中性^[65]。2012 年, 观测到珠江口修复区 12 年来一直扮演着 CO₂ 与 CH₄ 源的角色, CO₂ 排放量为 82~175 g C/(m²·a), CH₄ 排放量为 24.7~26.3 g C/(m²·a)^[66]。崇明东滩修复 14 年后的湿地碳汇能力为 -558.4 g C/(m²·a)^[41]。总而言之, 以往对“退塘还湿”区域沉积物和植被碳储量的评估表明, 滨海湿地生态修复工程可能是固碳增汇的有效途径^[8,64]。

3 研究不足及展望

围塘养殖是我国滨海海水养殖的主要手段, 养殖池塘等物理屏障挤迫滨海蓝碳生态系统, 改变其健康生态系统的物质循环和能量流动, 进而改变其储碳和固碳特征。近些年来, 随着对滨海湿地重要性认识的不断深入, 国家开展了“南红北柳”“蓝色海湾”和渤海综合治理攻坚战等行动计划, 其中“退塘还湿”是实施面积最大的滨海生态修复工程, 我国滨海湿地已经由快速开发阶段逐步迈入全面保护阶段。“自然湿地—围塘养殖—退塘还湿”作为滨海湿地土地利用方式的代表性转变模式, 为探究系列人类活动与自然演替对滨海湿地蓝色碳汇的综合影响提供了契机。目前, 国内外学者针对人类活动对滨海湿地碳储量及 CO₂ 通量进行了较为广泛的研究, 但是中长期时间尺度上土地利用方式转变对滨海蓝色碳汇的作用时间、作用机理和形成机制的影响尚不十分清楚。另外, 以往相关研究通常孤立地考虑自然湿地、开发破坏或保护修复滨海湿地碳汇的变化, 缺乏多站点对比研究, 这不利于阐明不同土地利用方式对滨海蓝碳的影响。

今后针对围塘养殖与“退塘还湿”对滨海蓝色碳汇的影响仍需加强以下方面的研究:

(1)长时间连续跟踪研究围塘养殖与“退塘

还湿”全过程对滨海蓝色碳汇的影响及调控机理。滨海湿地的开发及保护修复是一个长期复杂的过程, 通过跟踪观测受扰及修复湿地的CO₂交换与碳源/汇年际变化规律与趋势, 深入认识和评价围塘养殖对滨海湿地破坏程度和“退塘还湿”修复效果, 进而制定科学的减排增汇对策, 对于滨海湿地碳汇能力的提升至关重要。

(2) 对比分析围塘养殖与“退塘还湿”区域碳汇的特点及影响机制。由于围塘养殖及“退塘还湿”对滨海蓝碳具有不同的影响轨迹、作用时间, 对比分析两种不同活动区域的碳排放特征, 进而分析“退塘还湿”的修复效果、修复年限和修复调控机理等, 有助于全面阐明人类活动对滨海蓝色碳汇的影响。

(3) 加强围塘养殖与“退塘还湿”区域垂向与横向碳交换及运移研究。滨海湿地碳与近海水体之间的横向碳交换相关研究较为薄弱, 人类活动干扰情况下的相关研究更是匮乏。因此, 同步开展垂向及横向滨海湿地的碳交换及运移的方式、机制和计量等方面研究, 有助于整体理解围塘养殖与“退塘还湿”对滨海湿地碳汇的影响及其机制。

参考文献:

- [1] 王秀君, 章海波, 韩广轩. 中国海岸带及近海碳循环与蓝碳潜力[J]. *中国科学院院刊*, 2016, 31(10): 1218-1225.
- [2] 唐剑武, 叶属峰, 陈雪初, 等. 海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用[J]. *中国科学: 地球科学*, 2018, 48(6): 661-670.
- [3] HOWARD R J, DAY R H, KRAUSS K W, et al. Hydrologic restoration in a dynamic subtropical mangrove-to-marsh ecotone[J]. *Restoration Ecology*, 2017, 25(3): 471-482.
- [4] 王法明, 唐剑武, 叶思源, 等. 中国滨海湿地的蓝色碳汇功能及碳中和对策[J]. *中国科学院院刊*, 2021, 36(3): 241-251.
- [5] 邢庆会, 于彩芬, 廖国祥, 等. 浅析我国海岸带蓝碳应对气候变化的发展研究[J]. *海洋环境科学*, 2022, 41(1): 1-7.
- [6] WAYCOTT M, DUARTE C M, CARRUTHERS T J B, et al. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(30): 12377-12381.
- [7] XIN P, WILSON A, SHEN C J, et al. Surface water and groundwater interactions in salt marshes and their impact on plant ecology and coastal biogeochemistry[J]. *Reviews of Geophysics*, 2022, 60(1): e2021RG000740.
- [8] MACREADIE P I, NIELSEN D A, KELLEWAY J J, et al. Can we manage coastal ecosystems to sequester more blue carbon?[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2017, 15(4): 206-213.
- [9] 陈鹭真, 潘良浩, 邱广龙. 中国滨海蓝碳及其人为活动影响[J]. *广西科学院学报*, 2021, 37(3): 186-194.
- [10] TANG J W, YE S F, CHEN X C, et al. Coastal blue carbon: Concept, study method, and the application to ecological restoration[J]. *Science China Earth Sciences*, 2018, 61(6): 637-646.
- [11] WEINSTEIN M P, GUO Q Z, SANTASIERI C. Protecting people and property while restoring coastal wetland habitats [J]. *Estuaries and Coasts*, 2021, 44(6): 1710-1721.
- [12] HIRAISHI T, KRUG T, TANABE K, et al. 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands[R]. Switzerland: IPCC, 2014.
- [13] 江文斌. 滨海盐沼湿地生态修复技术及应用研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2020.
- [14] 符永刚, 雷湘龄, 林之盼, 等. 文昌市冯家湾水产养殖清退地块的生态修复技术研究[J]. *热带林业*, 2021, 49(3): 33-36.
- [15] 王国胜, 孙涛, 昝国盛, 等. 陆地生态系统碳汇在实现“双碳”目标中的作用和建议[J]. *中国地质调查*, 2021, 8(4): 13-19.
- [16] 杨熙. 海岸带“蓝碳”的重要“成员”——海草床[EB/OL]. (2021-06-09). http://www.pcoa.cn/xc/gzdt/202106/t20210609_70012.html.
- [17] 李捷, 刘译蔓, 孙辉, 等. 中国海岸带蓝碳现状分析[J]. *环境科学与技术*, 2019, 42(10): 207-216.
- [18] 周毅, 许帅, 徐少春, 等. 中国温带海域新发现较大面积(大于0.5 km²)海草床: II 声呐探测技术在渤海唐山沿海海域发现中国面积最大的鳗草海草床[J]. *海洋科学*, 2019, 43(8): 50-55.
- [19] 李政, 李文涛, 杨晓龙, 等. 威海荣成桑沟湾海域海草床分布现状及其生态特征[J]. *海洋科学*, 2020, 44(10): 52-59.
- [20] 周毅, 张晓梅, 徐少春, 等. 中国温带海域新发现较大面积(大于50 ha)的海草床: I 黄河河口区罕见大面积日本鳗草海草床[J]. *海洋科学*, 2016, 40(9): 95-97.
- [21] 岳世栋, 徐少春, 张玉, 等. 中国温带海域新发现较大面积(大于50 ha)海草床: IV 烟台沿海海草分布现状及生态特征[J]. *海洋科学*, 2021, 45(10): 61-70.
- [22] 周毅, 徐少春, 许帅, 等. 中国温带海域新发现较大面积(大于50 ha)海草床: III 渤海兴城-觉华岛海域大面积海草床鳗草种群动力学及补充机制[J]. *海洋与湖沼*, 2020, 51(4): 943-951.
- [23] MAO D H, WANG Z M, DU B J, et al. National wetland mapping in China: A new product resulting from object-based and hierarchical classification of Landsat 8 OLI images[J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020,

- 164: 11-25.
- [24] LI Q S. Mangrove species classification and leaf area index estimation from multispectral, hyperspectral and LiDAR data in Mai Po Nature Reserve, Hong Kong[D]. Hong Kong, China: The Chinese University of Hong Kong, 2020.
- [25] POLSENAERE P, LAMAUD E, LAFON V, et al. Spatial and temporal CO₂ exchanges measured by Eddy Covariance over a temperate intertidal flat and their relationships to net ecosystem production[J]. *Biogeosciences*, 2012, 9(1): 249-268.
- [26] HEILMAN J L, COBOS D R, HEINSCH F A, et al. Tower-based conditional sampling for measuring ecosystem-scale carbon dioxide exchange in coastal wetlands[J]. *Estuaries*, 1999, 22(3): 584-591.
- [27] JIMENEZ K L, STARR G, STAUDHAMMER C L, et al. Carbon dioxide exchange rates from short-and long- hydro-period Everglades freshwater marsh[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2012, 117(G4): G04009.
- [28] TAN L S, GE Z M, ZHOU X H, et al. Conversion of coastal wetlands, riparian wetlands, and peatlands increases greenhouse gas emissions: A global meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(3): 1638-1653.
- [29] SAFARI D, EDWARDS G C, GYABAHA F. Diurnal and seasonal variation of CO₂ and CH₄ fluxes in Tomago wetland[J]. *International Journal of Sciences*, 2020, 9(1): 41-51.
- [30] 邢庆会, 韩广轩, 于君宝, 等. 黄河口潮间盐沼湿地生长季净生态系统CO₂交换特征及其影响因素[J]. 生态学报, 2014, 34(17): 4966-4979.
- [31] ERICKSON J E, PERESTA G, MONTOVAN K J, et al. Direct and indirect effects of elevated atmospheric CO₂ on net ecosystem production in a Chesapeake Bay tidal wetland[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(11): 3368-3378.
- [32] 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[J]. 生态学报, 2017, 37(24): 8170-8178.
- [33] LIU J G, LAI D Y F. Subtropical mangrove wetland is a stronger carbon dioxide sink in the dry than wet seasons[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 278: 107644.
- [34] GNANAMOORTHY P, SELVAM V, DEB BURMAN P K, et al. Seasonal variations of net ecosystem (CO₂) exchange in the Indian tropical mangrove forest of Pichavaram[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2020, 243: 106828.
- [35] THORHAUG A L, POULOS H M, LÓPEZ-PORTILLO J, et al. Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: Mangroves, marshes, and seagrasses: A North American hotspot[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 653: 1253-1261.
- [36] TONTI N E, GASSMANN M I, PÉREZ C F. First results of energy and mass exchange in a salt marsh on southeastern South America[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 263: 59-68.
- [37] KATHILANKAL J C. Carbon and energy flow dynamics in a coastal salt marsh[D]. Virginia: University of Virginia, 2008.
- [38] 邢庆会, 上官魁星, 廖国祥, 等. 辽河口芦苇湿地净生态系统CO₂交换及其环境调控[J]. 海洋环境科学, 2021, 40(2): 228-234.
- [39] HAN G X, YANG L Q, YU J B, et al. Environmental controls on net ecosystem CO₂ exchange over a reed (*Phragmites australis*) wetland in the Yellow River Delta, China[J]. *Estuaries and Coasts*, 2013, 36(2): 401-413.
- [40] CHU X J, HAN G X, WEI S Y, et al. Seasonal not annual precipitation drives 8-year variability of interannual net CO₂ exchange in a salt marsh[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, 308-309: 108557.
- [41] ZHONG Q C, WANG K Y, LAI Q F, et al. Carbon dioxide fluxes and their environmental control in a reclaimed coastal wetland in the Yangtze Estuary[J]. *Estuaries and Coasts*, 2016, 39(2): 344-362.
- [42] ZHU X D, SUN C Y, QIN Z C. Drought - induced salinity enhancement weakens mangrove greenhouse gas cycling[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2021, 126 (8): e2021JG006416.
- [43] WEI S Y, HAN G X, CHU X J, et al. Prolonged impacts of extreme precipitation events weakened annual ecosystem CO₂ sink strength in a coastal wetland[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, 310: 108655.
- [44] HAN G X, XING Q H, YU J B, et al. Agricultural reclamation effects on ecosystem CO₂ exchange of a coastal wetland in the Yellow River Delta[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 196: 187-198.
- [45] HE G S, WANG K Y, ZHONG Q C, et al. Agroforestry reclamations decreased the CO₂ budget of a coastal wetland in the Yangtze estuary[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2021, 296: 108212.
- [46] 董成仁, 鄒 敏, 李 悅, 等. 湿地生态系统CO₂源/汇研究综述[J]. 地理与地理信息科学, 2015, 31(2): 109-114.
- [47] 宋红丽, 刘兴土, 文波龙. 黄河三角洲养殖塘水-气界面CO₂、CH₄和N₂O通量特征[J]. 生态环境学报, 2017, 26(9): 1554-1561.
- [48] YANG P, ZHANG Y F, LAI D Y F, et al. Fluxes of carbon dioxide and methane across the water-atmosphere interface of aquaculture shrimp ponds in two subtropical estuaries: The effect of temperature, substrate, salinity and nitrate[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 635: 1025-1035.
- [49] YANG P, HE Q H, HUANG J F, et al. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 115: 269-277.

- [50] 杨平. 福建主要河口滨海围垦养虾塘养殖期CO₂和CH₄动态研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2017.
- [51] RAICH J W, TUFECIOGUL A. Vegetation and soil respiration: correlations and controls[J]. *Biogeochemistry*, 2000, 48(1): 71-90.
- [52] PENDLETON L, DONATO D C, MURRAY B C, et al. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems[J]. *PLoS One*, 2012, 7(9): e43542.
- [53] 曹琼, 黄佳芳, 罗敏, 等. 滨海沼泽湿地转化为养殖塘对其碳储量的影响[J]. 中国环境科学, 2022, 42(3): 1335-1345.
- [54] LANE R R, MACK S K, DAY J W, et al. Fate of soil organic carbon during wetland loss[J]. *Wetlands*, 2016, 36(6): 1167-1181.
- [55] KAUFFMAN J B, BERNARDINO A F, FERREIRA T O, et al. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves[J]. *Ecology and Evolution*, 2018, 8(11): 5530-5540.
- [56] ZHANG D X, TIAN X L, DONG S L, et al. Carbon budgets of two typical polyculture pond systems in coastal China and their potential roles in the global carbon cycle[J]. *Aquaculture Environment Interactions*, 2020, 12: 105-115.
- [57] CHEN Y, DONG S L, WANG F, et al. Carbon dioxide and methane fluxes from feeding and no-feeding mariculture ponds[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 212: 489-497.
- [58] OUYANG X G, LEE S, WANG W Q. The “perfect” conversion: Dramatic increase in CO₂ efflux from shellfish ponds and mangrove conversion in China[J]. *Sustainability*, 2021, 13(23): 13163.
- [59] SUÁREZ-ABELENDA M, FERREIRA T O, CAMPS-ARBESTAIN M, et al. The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil[J]. *Geoderma*, 2014, 213: 551-559.
- [60] ZHAO Q Q, BAI J H, ZHANG G L, et al. Effects of water and salinity regulation measures on soil carbon sequestration in coastal wetlands of the Yellow River Delta[J]. *Geoderma*, 2018, 319: 219-229.
- [61] POWELL E B, KRAUSE J R, MARTIN R M, et al. Pond excavation reduces coastal wetland carbon dioxide assimilation[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, 125(2): e2019JG005187.
- [62] SALMO III S G, LOVELOCK C, DUKE N C. Vegetation and soil characteristics as indicators of restoration trajectories in restored mangroves[J]. *Hydrobiologia*, 2013, 720(1): 1-18.
- [63] CRAFT C, MEGONIGAL P, BROOME S, et al. The pace of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* marshes[J]. *Ecological Applications*, 2003, 13(5): 1417-1432.
- [64] O'CONNOR J J, FEST B J, SIEVERS M, et al. Impacts of land management practices on blue carbon stocks and greenhouse gas fluxes in coastal ecosystems-A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(3): 1354-1366.
- [65] KNOX S H, STURTEVANT C, MATTHES J H, et al. Agricultural peatland restoration: effects of land - use change on greenhouse gas (CO₂ and CH₄) fluxes in the Sacramento - San Joaquin Delta[J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(2): 750-765.
- [66] ZHAO X S, WANG C L, LI T T, et al. Net CO₂ and CH₄ emissions from restored mangrove wetland: New insights based on a case study in estuary of the Pearl River, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 811: 151619.