

DOI: 10.5846/stxb201801080049

邵桂兰, 刘冰, 李晨. 我国主要海域海水养殖碳汇能力评估及其影响效应分解研究——基于我国 9 个沿海省份面板数据. 生态学报, 2019, 39(7):

Shao G L, Liu B, Li C. Evaluation of carbon dioxide capacity and the effects of decomposition and spatio-temporal differentiation of seawater in China's main sea area based on panel data from 9 coastal provinces in China. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7):

我国主要海域海水养殖碳汇能力评估及其影响效应分解研究

——基于我国 9 个沿海省份面板数据

邵桂兰¹, 刘冰¹, 李晨^{1,2,*}

1 中国海洋大学经济学院, 青岛 266100

2 中国海洋大学海洋发展研究院, 青岛 266100

摘要:随着海水养殖业的碳汇功能逐渐被认识和肯定, 海水养殖不再单是一项经济活动, 而是对环境具有正向影响的碳汇生态活动。为了研究我国不同海域海水养殖业的碳汇能力和主要影响因素, 以我国沿海 9 个省份为例, 选取海水养殖业碳汇主要贡献的贝类和藻类海产品, 并按照各自的碳汇方式对我国沿海地区 2008—2015 年海水养殖碳汇能力测算, 进一步将 9 个沿海省份按照主要海域划分为渤海、黄海、东海、南海, 利用 LMDI 模型从海水养殖的结构效应和规模效应角度分析碳汇能力的区域差异和主要影响因素。研究结果显示, 黄海沿岸海水养殖碳汇能力最强, 南海沿岸海水养殖的碳汇转化比例最高, 规模效应与我国沿海地区海水养殖碳汇能力始终呈正相关, 结构效应的作用显著但不稳定。基于上述结论, 我国沿海地区碳汇养殖业应首先提升碳汇养殖技术, 稳定海水养殖产量, 其次注重优化养殖结构, 对碳汇潜力巨大的贝类多加关注。

关键词:海水养殖; 碳汇能力; 碳汇转化比; 主要海域; LMDI

Evaluation of carbon dioxide capacity and the effects of decomposition and spatio-temporal differentiation of seawater in China's main sea area based on panel data from 9 coastal provinces in China

SHAO Guilan¹, LIU Bing¹, LI Chen^{1,2,*}

1 School of Economics, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

2 Institute of marine development Ocean University of China, Qingdao 266100, China

Abstract: The function of carbon sinks in marine aquaculture have been gradually recognized and affirmed; therefore, marine aquaculture is no longer merely an economic activity, but a positive carbon ecological activity. This research focused on fishery carbon sinks as a main process for transferring carbon from aquatic products during harvest. According to the data of marine aquaculture production in the coastal areas of the China Fishery Yearbook, we studied 9 coastal provinces of China and selected the major species of shellfish and algae for this study. Dry and wet weight carbon coefficients of the selected marine products were obtained from reported values in the literature; then we combined those values with the yield data to obtain the mariculture carbon sinks of different biological species in the coastal provinces of China. Since there is a relationship among carbon sinks, a carbon sink coefficient and the yield of different species, we measured the annual carbon sequestration capacity of aquaculture seawater in the coastal areas of China from 2008 to 2015. Furthermore, we divided the

基金项目: 山东省自然科学基金(ZR2016GQ05); 国家社科基金(11BJY064); 山东省社科基金(18CSJJ01)

收稿日期: 2018-01-08; 网络出版日期: 2018-00-00

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

coastal provinces into different sea areas to compare the carbon sink capacity and carbon sink conversion ratio of the Bohai Sea, the Yellow Sea, the East China Sea, and the South China Sea. Finally, from the perspective of the structural effects and scale effects of marine aquaculture carbon sinks, we identified the main factors that affect the carbon sink potential of coastal areas in China using an LMDI model. The potential for carbon sinks in the different sea areas were comprehensively evaluated. The results showed that since 2008 the amount of carbon in China's marine aquaculture industry has exceeded 1.05 million tons. The carbon sink conversion ratio and carbon sink capacity of coastal provinces has increased over the years, indicating that the carbon sink capacity of China's marine aquaculture industry cannot be neglected. Shellfish can significantly increase the carbon sink conversion ratio; therefore, the carbon sink conversion ratio of the South China Sea was the highest and had the best culture structure of the 4 sea areas, and that of the East China Sea was the lowest. The conversion ratio of carbon sinks along the Bohai Sea and the Yellow Sea coast were similar. From the time dimension, the carbon sink conversion ratio in the South China Sea was stable, while the East China Sea had a significant downward trend of carbon sink conversion ratio due to its aquaculture structure, which is biased towards algae. The carbon sink capacity of each sea area has increased over time, with the highest in the Yellow Sea and the lowest in the Bohai Sea before 2012 and the lowest in the South China Sea after 2012. The gap among the different sea areas has increased each year. An LMDI method compared the effects of aquaculture structure and the scale effect on the carbon sink capacity of China's marine aquaculture industry. It was found that the scale effects of each sea area were always positive, while the structural effect were sometimes significantly negative. In some years, the changes in aquaculture structure inhibited the carbon sinks, indicating that the structural effects were more significant but unstable. Based on the above conclusions, China's coastal carbon sequestration industry should improve carbon sink technology and stabilize marine aquaculture production, followed by optimizing the aquaculture structure and paying more attention to shellfish with large carbon sink potential.

Key Words: mariculture; carbon sink capacity; carbon sink efficiency; main sea area; LMDI

国际上对碳循环和碳平衡问题的重视起源于 1997 年在日本京都签订的《京都议定书》^[1]。作为地球生态系统中最大的碳库,海洋生态系统每年从大气中吸收 CO₂ 占全球排放量的 20%—35%,海洋的固碳能力和效率远远大于其他生态系统,海洋碳库固定的碳是大气的 50 倍,是陆地生态系统的 20 倍^[2]。碳汇与固碳的说法有区别也有联系。二者都是指生物通过自身生命活动降低大气中温室气体含量的机制,碳汇指“从大气中移走二氧化碳和甲烷等导致温室效应的气体、气溶胶或它们初期形式的任何过程、活动和机制”,而固碳是生物把温室气体转化为有机碳封存起来,生物固定下来的有机碳可以通过呼吸作用形成 CO₂ 返回到大气中去,因此可能对缓解温室效应并没有贡献。例如在 20 世纪 70 年代前,“森林生态系统是全球最大光合作用体”的观点被普遍认同,然而很多研究证明,森林生态系统因人为开垦、砍伐等破坏从碳汇转变为碳源^[3-6],加剧了温室效应问题。因此固碳仅仅注重将 CO₂ 固定下来的过程,但未必能够实现储碳,“净固碳量”才是研究的重点,也即需要测算的碳汇量^[7]。海洋碳汇是指海洋生态系统吸收温室气体,降低大气中 CO₂ 浓度的过程和机制,主要手段分为“物理泵”和“生物泵”,“物理泵”是大气中的 CO₂ 直接通过海表面被吸收,进而输送至深海的水动力碳汇过程;“生物泵”则是通过光合作用或食物链传递有机碳,最终被人类收获利用或随生物死亡沉积^[8]。“碳汇渔业”的概念最早由唐启升院士于 2010 年提出并沿用至今,将“利用水域中动植物的碳汇功能,吸收并储存水体中的 CO₂,通过对水生生物产品的收获,将碳转移出水体以缓解水体酸化和气候变暖的渔业活动过程”称为“渔业碳汇”^[9]。

我国碳汇渔业起步较晚,为了发掘我国碳汇养殖业发展潜力,不少学者对我国海水养殖业的碳汇能力进行了详细的研究。贝藻类养殖碳汇的巨大潜力首先由中国水产科学研究院黄海水产研究所唐启升院士在 2004 年实施 973 计划海洋生态系统动力学项目的过程中发现,并率领团队开创了我国海水养殖渔业固碳储碳作用研究^[10-11]。权伟等(2014)通过研究浙江省近海贝类养殖碳汇强度,肯定了贝类渔业养殖对养殖海区

和邻近海域的碳循环的重要影响^[12],董双林等(2011)也提出滤食性贝类养殖是实现水产养殖产业总体走上高效低碳道路的结构性保障^[13]。郭成秀等(2010)对东营市生态渔业模式的贝类养殖进行了研究,计算得出东营市 2005—2010 年五年来碳汇的经济价值为 3997.5 万美元^[14]。齐占会等(2012)选取贝类中的牡蛎、蛤、贻贝、扇贝和藻类中的江蓠、紫菜、海带,通过查阅文献、搜集资料等确定了不同贝藻类海产品的碳汇系数,在此基础上建立了“碳汇量—碳汇系数—产量”之间的关系,对广东省海水养殖贝藻类的碳汇能力进行综合评估,证实贝藻养殖碳汇渔业巨大的经济价值和生态价值^[15]。纪建悦和王萍萍(2015)也使用相同的碳汇能力估计方法对我国海水养殖贝藻类的碳汇能力进行评测,基于贝藻类主要品种的产量和碳汇系数得到全国贝藻类的逐年碳汇量,干湿分离地比较了我国贝藻类碳汇的能力和效率,并从产量因素和结构因素的角度出发,使用修正的 Laspeyres 指数分解法分析影响我国贝藻类养殖碳汇能力的主要因素,肯定了产量因素在贝藻养殖碳汇的关键性作用^[16]。马述忠和陈颖(2010)将进出口贸易中的碳排放差异主要归结为三个效应:技术效应、结构效应和规模效应,将贸易碳排放化为这 3 个效应的乘积形式,考察技术效应、结构效应和规模效应对贸易碳排放的影响,这种方法可以同样用于碳汇能力的因素分析^[17]。

展望碳汇养殖业发展前景,本文尝试通过统计学和经济学方法建立海水养殖碳汇能力的测算模型,研究框架如图 1。以《中国渔业年鉴》中沿海地区各省份的海水养殖产量为数据依据^[18],以水产品通过渔业收获将自身所含碳量转移的过程作为测算的基本出发点,选取贝类、藻类中产量最高或碳汇能力较显著的品种,研读各类文献得到所选取海产品品种的干、湿重含碳系数,结合产量数据得到我国沿海各省份不同生物品种的海水养殖碳汇量。进一步利用 9 个沿海省份的海水养殖业的养殖结构和产量数据得到各省份的碳汇总量和碳汇转化比,划分沿海省份所属海域,从地区和生物品种两个角度比较我国渤海、黄海、东海、南海海域海水养殖的碳汇能力和碳汇转化比,最后从海水养殖碳汇的结构效应和规模效应的角度出发,找出影响我国沿海地区碳汇潜力的主要因素,并对我国海水养殖碳汇潜力进行综合评价。

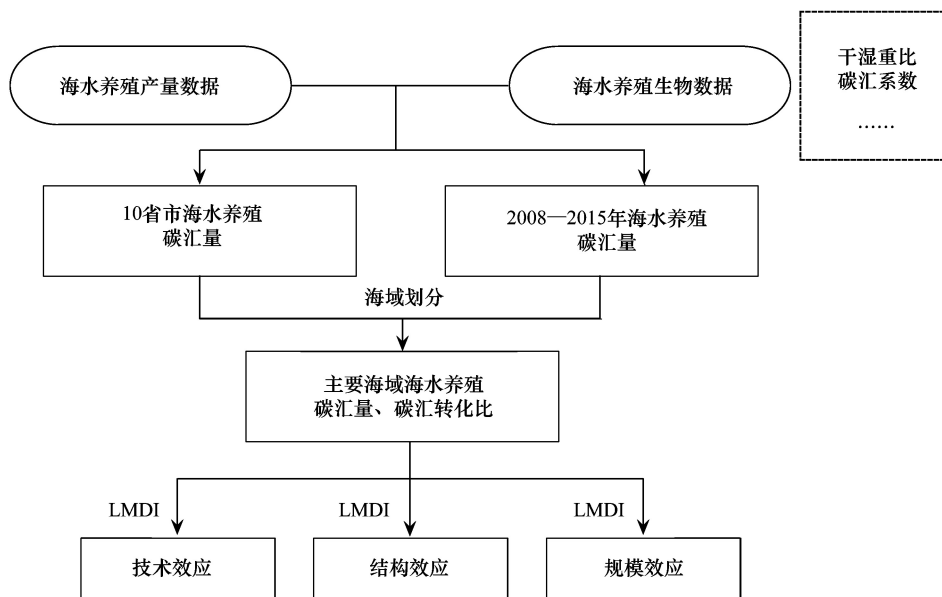


图 1 研究框架

Fig.1 Research framework

1 我国沿海地区海水养殖碳汇能力测算

“碳汇渔业”要求改变海洋中生物自然吸收温室气体情形,促进并增加其吸收温室气体的速度和数量,然后通过水产品收获过程把转换所得的碳移出水体^[19]。按品种分类,我国海水养殖主要包含鱼类、贝类、藻类、甲壳类和其他类,其中鱼类、贝类、藻类和甲壳类占我国海水养殖总量的 95% 以上,但在研究渔业碳汇问

题时首先应确定的问题即渔业生产是否满足温室气体的“净吸收量”为正,贝类和藻类养殖均属于此类。而鱼类和甲壳类等生产过程须投入饵料,其碳平衡公式为 $C=F+R+U+P$,即鱼类和甲壳类生物摄取的总碳量除了转化为生物体内用于生长的碳量外,还会通过呼吸作用和排泄消耗,剩余碳量则以粪便形式排出体外^[20-21]。投入饵料这一过程向水中输入碳,水产品收获则将部分碳移出水体,向水体输入的碳量>其移出碳量,因此海水养殖渔业碳汇主要来源于贝藻类碳汇,鱼类和甲壳类不属于碳汇渔业的探讨范畴,本文只讨论贝类碳汇和藻类碳汇。

在此基础上,进一步对贝类和藻类下细分的海产品品种进行选取,在同类海产品自身固碳率差别不大的前提假设下,仍然以产量为选择标准,选择贝藻类海洋生物中养殖产量最大的品种。

1.1 贝藻类海产品碳汇能力测算模型

碳汇养殖在我国仍属于新兴的生态渔业产业,海洋类碳汇能力测算方法尚不完善,森林碳汇起步早、发展快、成熟度高,但常用的蓄积量、生物量清单法等都针对树木碳汇量计算较为精准^[22],海洋类碳汇需要建立适用于海洋生物的计量体系。本文采用物质质量评估方法,基于海洋生物“碳汇系数—产量—碳汇量”之间的关系,根据物种的特异性计算不同地区海水养殖海产品的碳汇能力^[9,23-25],贝藻类海产品计算步骤如表 1。

表 1 贝藻类海产品碳汇量测算方法

Table 1 Calculation method of carbon sinks for different types of sea products

类别 Category	碳汇量计算公式 Calculation formula of carbon sink
贝类 Shellfish	贝类碳汇量 = 贝壳碳汇量 + 软体组织碳汇量
	贝壳碳汇量 = 贝类产量 × 干重比 × 贝壳比重 × 贝壳碳汇系数
	软体组织碳汇量 = 贝类产量 × 干重比 × 软体组织比重 × 软体组织碳汇系数
藻类 Algae	藻类碳汇量 = 藻类产量 × 干重比 × 藻类碳汇系数

需要说明的是,表 1 中的碳汇系数指的是生物碳汇量占该生物总重的比例,有干重与湿重之分。翻阅参考文献,本文的贝类和藻类的碳汇系数是干重碳汇系数,依据贝藻类海洋生物固碳量研究资料,整理张继红、唐启升、卢振彬、柯爱英等的文献得到各类海产品碳汇能力测算参数如表 2、表 3^[9,23-25]。

表 2 藻类主要海产品碳汇测算参数

Table 2 Carbon sinks parameter for fish, algae and crustacean

类别 Category	品种 Species	碳汇系数/% (干重) Carbon sink coefficient/% (dry weight)
藻类 ^[9,23] Algae	海带	31.20
	裙带菜	26.40
	紫菜	27.39 (藻类干重比为 20%)
	江蓠	20.60
	石花菜	30.70

表 3 贝类海产品碳汇测算参数

Table 3 Carbon sinks parameter for shellfish

类别 Category	品种 Species	干重比 Dry weight ratio/%	质量比重 Quality weight ratio/%		碳汇系数/% (干重) Carbon sink coefficient/% (dry weight)	
			软体组织 Soft tissue	贝壳 Shell	软体组织 Soft tissue	贝壳 Shell
贝类 ^[23-25] Shellfish	牡蛎	65.10	6.14	93.86	45.89	12.68
	贻贝	75.28	8.47	91.53	44.40	11.76
	扇贝	63.89	14.35	85.65	43.90	11.40
	蛤	52.55	1.98	98.02	44.90	11.52
	蛏	70.48	3.26	96.74	44.99	13.24

1.2 我国沿海地区各类海产品碳汇量测算

碳汇转化比是衡量某地区碳汇能力的重要依据,本文的海水养殖碳汇转化比定义为该地区海水养殖产量转化为碳汇的能力,即海水养殖碳汇量与总产量的比值。某地区的碳汇转化比是该地区海水养殖业碳汇技术和养殖结构的综合体现。

海水养殖过程中,分离碳、固碳、回收碳的手段越丰富、技术越发达,则流失的碳越少、碳汇转化比和能力越高。例如广东省阳江市海洋生物固碳养殖场通过优化养殖立体空间、分层养殖的手段,表层为生态浮床原位修复,中层进行鱼虾水产品养殖,底层养殖贝藻类,不仅节省养殖空间,还能提升水产品质量产量,具有节水、节能、低碳、环保多样性功能。结构效应是指各沿海省份的海水养殖产业所偏向的生物类别不同,碳汇渔业养殖的贝类生物和藻类生物比例有所差异,而不同类海产品的碳汇转化比一般也有明显差距,不同的养殖结构也会很大程度上影响该地区的碳汇转化比。

根据贝藻类海产品碳汇能力测算方法和 2008—2015 年《中国渔业统计年鉴》的分地区海水养殖数据,可以计算得到我国沿海省份逐年海水养殖海产品碳汇总量如表 4,由于篇幅有限,本文仅隔年列出 2008—2015 年沿海各省份的碳汇能力测算结果。

表 4 2008—2015 年沿海各省份海水养殖碳汇能力测算数据

Table 4 Forecast data on carbon sink capacity of seawater in coastal provinces from 2008 to 2015

城市 City	年份 Year	地区碳汇总量 Regional carbon sink summary/t	贝类碳汇 Shellfish carbon sink/t	藻类碳汇 Algae carbon sink/t	地区碳汇效率 Regional carbon sink efficiency/%
全国 National	2008	1056973	980021	76952	9.2176
河北		25248	25248	0	9.7216
辽宁		166507	152828	13679	9.1566
江苏		56177	54774	1403	9.5426
浙江		66725	64897	1828	9.5256
福建		227555	199246	28310	8.8909
山东		294985	267090	27895	9.0769
广东		158994	156200	2794	9.5949
广西		58191	58191	0	9.7216
海南		2590	1547	1042	7.4649
全国 National	2010	1162949	1077375	85574	9.2125
河北		28316	28302	14	9.7180
辽宁		188235	173530	14705	9.1828
江苏		61813	60241	1572	9.5394
浙江		66651	64300	2352	9.4706
福建		244321	211108	33213	8.8210
山东		330436	301116	29321	9.1142
广东		175103	171708	3394	9.5821
广西		65066	65066	0	9.7216
海南		3007	2005	1002	7.7751
全国 National	2012	1272767	1174792	97975	9.1903
河北		33220	33220	0	9.7216
辽宁		222193	204117	18076	9.1618
江苏		69863	68590	1272	9.5904
浙江		68929	66327	2602	9.4536
福建		258049	218693	39356	8.7225
山东		361793	330345	31448	9.1258
广东		185222	181121	4101	9.5626
广西		70046	70046	0	9.7216
海南		3452	2332	1120	7.8166

续表

城市 City	年份 Year	地区碳汇总量 Regional carbon sink summary/t	贝类碳汇 Shellfish carbon sink/t	藻类碳汇 Algae carbon sink/t	地区碳汇效率 Regional carbon sink efficiency/%
全国 National	2014	1391187	1279893	111294	9.1706
河北		43627	43627	0	9.7216
辽宁		245734	226228	19506	9.1746
江苏		69484	67983	1500	9.5665
浙江		72507	69978	2529	9.4734
福建		288964	243819	45145	8.7007
山东		396216	359419	36798	9.0877
广东		192876	188721	4156	9.5668
广西		77243	77243	0	9.7216
海南		4537	2877	1660	7.6259

需要说明的是,以上数据均不包括台湾省和港澳地区。上海市和天津市虽然在我国渔业统计年鉴的沿海省市中,但贝藻类海水养殖产量统计数据为 0,直辖市养殖规模很小,与省份比较得到的结论可能有较大误差,因此在本文的研究中将上海市和天津市剔除,仅保留省份数据。将表 2、表 3 的碳汇系数和表 4 的碳汇能力数据联系起来,可以得出一些有用的结论。

①从海水养殖品种的碳汇转化效率来看,贝、藻类海水养殖海产品之间有较为显著的差别,但同类不同品种之间差别不大。将所有品种的碳汇参数核算为湿重碳汇系数后,贝、藻类生物碳汇转化平均效率为 9.72% 和 5.55%。造成海水养殖种类碳汇转化效率差距的原因有很多,最主要和直接的原因是贝藻类海洋生物结构不同。藻类属于水生植物,藻类含水率远远大于贝类,即干重比很低,因此含碳率也较低;贝类属软体动物门,虽然软体组织含水率也较高,但一般占不到贝类生物总重量比的 10%,贝壳部分的干重比高、总重量比大、含碳率高导致贝类生物的碳汇转化效率显著高于藻类^[26-28]。

②从海水养殖品种的碳汇总量来看,贝类养殖的碳汇总量比藻类碳汇大一个数量级,全国总计贝类年碳汇量达到 130 万吨以上,对我国碳汇养殖业贡献最大;根据品种碳汇转化效率的分析,贝类碳汇转化效率显著高于藻类。贝类的巨大海水养殖量和高碳汇转化比直接导致贝类养殖业成为我国海水养殖业碳汇能力最强、潜力最大的产业。

③从不同地区的碳汇转化比来看,我国海水养殖业平均碳汇转化比在 9.2% 左右,不同地区的碳汇转化比一般分布于 9%—10% 之间。平均来看,全国海水养殖藻类碳汇量占海水养殖碳汇总量的 10% 以下,但碳汇转化比最低的海南省藻类碳汇量占全省海水养殖碳汇量的 37%,广西省和河北省碳汇转化比最高,均达到 9.7216%,原因是二者藻类海水养殖规模极小,藻类产量统计为 0,所有碳汇均来自于贝类。显然选择养殖碳汇转化比高的贝类能够有效提升地区的碳汇转化比,而养殖结构偏向于藻类则会降低碳汇转化比。

④不同地区的碳汇总量是地区海水养殖碳汇能力的主要评价标准。2015 年我国海水养殖碳汇总量达到 143 万吨以上,其中山东、福建、广东、辽宁的海水养殖业年碳汇量达到 20 万吨以上,是我国海水养殖碳汇能力贡献最大的四个沿海省份。

2 我国主要海域海水养殖碳汇能力区域差异和影响因素分析

要对我国主要海域海水养殖碳汇能力的区域差异进行分析,先以年为单位,通过箱形图如图 2 观察沿海省份碳汇养殖业碳汇量的时间变化趋势和同年内地域差异,可以同时得到碳汇量时空两方面信息。在时间角度,我国沿海各省份年均碳汇量逐年递增,且增长速度稳定没有陡增陡减,但碳汇能力不同的省份增长速度也不同。箱形图的上边缘和上四分位点表示碳汇量较高的省份,其增长速度较快,而图中的下边缘和下四分位点代表的碳汇量越低的省份增长速度则越缓慢。从空间角度,碳汇量最低的省份和最高的省份相差一个数量

级,箱形图的上下边缘距离越来越大。如上所述,碳汇能力不同的地区增长速度也不同,差距逐年增大。

2.1 我国主要海域海水养殖碳汇能力差异分析

我国地处太平洋西岸,海岸线长达 3.2 万 km,居世界第四,自北向南毗邻渤海、黄海、东海、南海^[29]。为了将所研究的 9 个沿海省份按照具有海水养殖业特征的方法划分为几个区域,以不同省份毗邻的主要海域为划分依据,将我国 9 个主要沿海省份划分为渤海、黄海、东海、南海四类。需要说明的是,其中辽宁、山东都同时和渤海、黄海相邻,根据《2016 山东渔业统计年鉴》海水养殖水产品产量显示,山东海水养殖主要贡献城市为青岛、烟台、日照、威海,其中青岛、日照、威海位于黄海沿岸,海水养殖总产量占全省 55%以上,而辽宁省海水养殖主要贡献城市葫芦岛和大连位于渤海湾附近,与渤海相邻,因此辽宁和山东海水养殖依赖的主要海域分别是渤海和黄海,分属渤海、黄海两个海域。

根据我国主要海域划分沿海省份后,将各沿海省份海水养殖能力测算结果计入所属海域^[30],海水养殖碳汇能力的区域差异分析则会转化为我国主要海域海水养殖的碳汇能力差异分析问题,因篇幅有限表 5 仅隔年列出我国 2008—2015 年主要海域海水养殖的碳汇能力测算结果,我国主要海域海水养殖业碳汇总量和碳汇转化比的时间变化趋势由图 3 和图 4 显示。

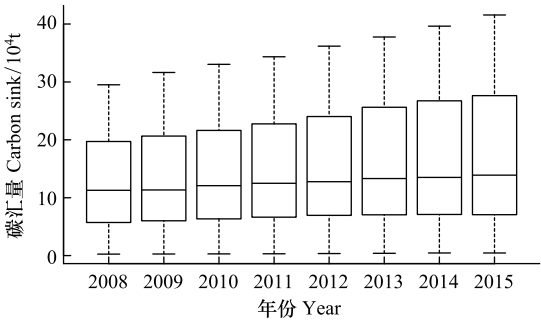


图 2 我国沿海省份 2008—2015 年碳汇量箱形图
Fig.2 The box-plot of carbon sinks for coastal provinces in China

表 5 2008—2015 年主要海域海水养殖业碳汇数据

Table 5 Carbon sequestration data for mariculture of main sea areas from 2008 to 2015

主要海域 Sea area	渤海 Bohai	黄海 Yellow Sea	东海 East China Sea	南海 South China Sea
所属省份 Province	辽宁、河北	山东、江苏	浙江、福建	广东、广西、海南
年份 Year	2008			
海水养殖产量 Aquaculture production/t	2078148	3838529	3259911	2290335
碳汇总量 Carbon sink summary/t	191755	351162	294281	219775
贝类碳汇量 Shellfish carbon sink/t	178076	321864	264143	215938
藻类碳汇量 Algae carbon sink/t	13679	29298	30138	3837
碳汇转化比 Carbon sink conversion ratio/%	9.2272	9.1484	9.0273	9.5958
年份 Year	2010			
海水养殖产量 Aquaculture production/t	2341237	4273492	3473538	2535376
碳汇总量 Carbon sink summary/t	216551	392250	310973	243176
贝类碳汇量 Shellfish carbon sink/t	201831	361357	275407	238780
藻类碳汇量 Algae carbon sink/t	14719	30893	35565	4397
碳汇转化比 Carbon sink conversion ratio/%	9.2494	9.1787	8.9526	9.5913
年份 Year	2012			
海水养殖产量 Aquaculture production/t	2766924	4692956	3687559	2701638
碳汇总量 Carbon sink summary/t	255413	431656	326978	258720
贝类碳汇量 Shellfish carbon sink/t	237337	398935	285020	253499
藻类碳汇量 Algae carbon sink/t	18076	32720	41958	5221
碳汇转化比 Carbon sink conversion ratio/%	9.2309	9.1979	8.8671	9.5764
年份 Year	2014			
海水养殖产量 Aquaculture production/t	3127173	5086237	4086524	2870153
碳汇总量 Carbon sink summary/t	289361	465700	361471	274656
贝类碳汇量 Shellfish carbon sink/t	269855	427402	313797	268840
藻类碳汇量 Algae carbon sink/t	19506	38298	47674	5816
碳汇转化比 Carbon sink conversion ratio/%	9.2531	9.1561	8.8454	9.5694

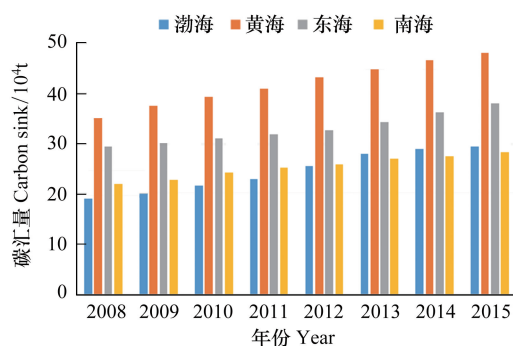


图3 2008—2015 年我国主要海域海水养殖业碳汇总量

Fig.3 The total amount of carbon sinks in mariculture of main sea areas in China from 2008 to 2015

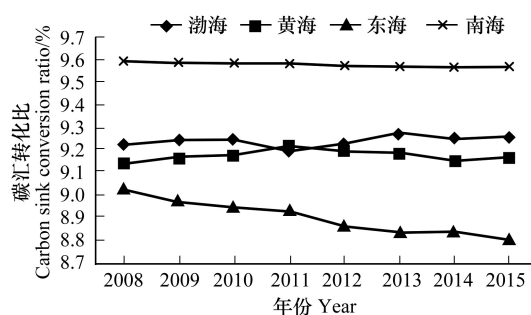


图4 2008—2015 年我国主要海域海水养殖业碳汇转化比

Fig.4 The efficiency of carbon sinks in mariculture of main areas in China from 2008 to 2015

由表5、图3和图4可以得到我国主要海域海水养殖碳汇功能的时空分异规律^[31]。

①表5中的数据在历年数据中具有代表性,四个海域海水养殖业碳汇总量为黄海>东海>渤海、南海,碳汇转化比为南海>渤海>黄海>东海。黄海的贝类碳汇量显著大于其他海域^[32],而贝类碳汇量的排序几乎可以反映碳汇总量的排序,因此可以推测各海域碳汇养殖业的支柱产业是贝类碳汇养殖业。

在碳汇转化比层面,南海较其他海域高出一个百分点。我国改革开放后引进先进的碳汇养殖技术,并在山东、浙江、福建等多个省份建立试验点推广贝藻复合、多营养层级的生态养殖技术、海藻礁和海草场为主的生态修复和资源增殖技术等^[33],构建了诸多技术交流平台促进海水养殖业碳汇的技术信息共享,各沿海省份的碳汇技术应当相差不大。

②图3显示我国各主要海域的海水养殖业碳汇总量呈稳定上升趋势,2012年以前海水养殖碳汇总量黄海最高,渤海最低,但2012年后渤海海水养殖业碳汇量超过南海,在此之后始终维持稳定态势。可以看出南海海水养殖业碳汇量上升缓慢,黄海海水养殖碳汇能力上升速度较快,在所有海域中碳汇能力保持领先且差距逐年增大。

图4中各海域碳汇转化比的时间变化趋势有明显区别。位置相近的渤海和黄海碳汇转化比变化不明显,均值始终在9.2%附近浮动,最高的南海碳汇转化比稍有下降,均值在9.75%附近浮动,而最低的东海碳汇转化比从2008至2015年有显著下降。需要注意的是,碳汇转化比最主要的影响因素为不同类海洋生物的养殖结构,东海藻类养殖比例逐年增大,但藻类除了碳汇功能外,还有改善水质、提供水体中的氧气和水生动物必要的生存环境的作用^[34],偏向藻类的养殖结构虽然使得碳汇转化比有所降低,但其对环境的正外部性效应仍是不容忽视的。

2.2 基于LMDI的海水养殖碳汇能力影响因素分析

本文采用对数平均迪氏指数法(Logarithmic Mean Divisia Index, LMDI)来分析海水养殖碳汇能力的影响因素^[35-36],计算碳汇强度的基本公式为

$$C = C_1 + C_2 = \frac{C_1}{E_1} \cdot \frac{E_1}{E} \cdot E + \frac{C_2}{E_2} \cdot \frac{E_2}{E} \cdot E$$

式中, C 为碳汇量, C_1 、 C_2 分别代表海水养殖业贝类、藻类碳汇量, E_1 、 E_2 分别代表贝类、藻类海水养殖产量, E 为海水养殖总产量。除了 E 为年鉴数据直接得到外,其余数据均由上文计算获得。第一项 $\frac{C_i}{E_i}$ 是第 i 类海水养殖海产品碳汇量和产量的比值,即为第 i 类海产品的碳汇系数效应(Coefficient Effect),由于在本文中没有分品种研究各海域的碳汇系数效应,碳汇系数效应始终为1,因此碳汇系数效应在此处不作讨论,为了方便理解和后续研究,此项仍放在公式中;第二项 $\frac{E_i}{E}$ 是第 i 类海产品产量占海水养殖总产量的比重,为第 i 类海产品

的结构效应 (*Structure Effect*); 第三项 E 是海水养殖总产量, 作为海水养殖碳汇能力测算中的规模效应 (*Scale Effect*) 参数^[37-39]。将海水养殖的碳汇系数效应、结构效应和规模效应分别记作 CE 、 STE 、 SCE , 可将基本公式化简为

$$C = \sum_{i=1}^2 CE_i \cdot STE_i \cdot SCE$$

对上式利用 LMDI 法的加法形式分解公式有

$$\begin{aligned} C^t - C^0 &= \sum_{i=1}^2 CE_i^t \cdot STE_i^t \cdot SCE^t - \sum_{i=1}^2 CE_i^0 \cdot STE_i^0 \cdot SCE^0 \\ &= \Delta C_{CE} + \Delta C_{STE} + \Delta C_{SCE} \end{aligned}$$

式中 ΔC_{CE} 、 ΔC_{STE} 、 ΔC_{SCE} 分别代表在外在条件不变的情况下, 碳汇系数效应、结构效应和规模效应的变动对海水养殖业碳汇能力变动的绝对贡献值, LMDI 分解结果如下:

$$\begin{cases} \Delta C_{CE} = \frac{C_t - C_0}{\ln(C_t/C_0)} \cdot \sum_{i=1}^2 \ln\left(\frac{CE_i^t}{CE_i^0}\right) \\ \Delta C_{STE} = \frac{C_t - C_0}{\ln(C_t/C_0)} \cdot \sum_{i=1}^2 \ln\left(\frac{STE_i^t}{STE_i^0}\right) \\ \Delta C_{SCE} = \frac{C_t - C_0}{\ln(C_t/C_0)} \cdot \sum_{i=1}^2 \ln\left(\frac{SCE^t}{SCE^0}\right) \end{cases}$$

考虑到碳汇系数效应、结构效应、规模效应以及最终碳汇能力的量纲有所差异, 比较不同效应对碳汇能力的贡献率比绝对贡献值更有意义, 利用 LMDI 乘法分解得到最终结果如下。其中 $rate_{CE}$ 、 $rate_{STE}$ 、 $rate_{SCE}$ 分别表示碳汇系数效应、结构效应、规模效应每变动一单位, 海水养殖碳汇能力变动的比率^[37-39]。

$$\begin{cases} rate_{CE} = \exp\left(\frac{\ln C^t - \ln C^0}{C^t - C^0} \times \Delta C_{CE}\right) \\ rate_{STE} = \exp\left(\frac{\ln C^t - \ln C^0}{C^t - C^0} \times \Delta C_{STE}\right) \\ rate_{SCE} = \exp\left(\frac{\ln C^t - \ln C^0}{C^t - C^0} \times \Delta C_{SCE}\right) \end{cases}$$

本文选取的时间间隔为一年, 即计算第 T 年的结果时, 基期取 $T-1$ 期, 利用所得碳汇数据带入上式计算, 可以得到 2009—2015 年全国以及各沿海省份海水养殖的碳汇系数效应、结构效应和规模效应, 为了展现各效应的时空规律, 表 6 列出 2009—2015 年我国主要海域海水养殖碳汇的分解效应, 表 7 为 2009—2015 年全国海水养殖碳汇总量的分解效应。

从动态变化来看, 规模效应对我国海水养殖碳汇始终起到积极作用, 但结构效应在 2011 年和 2013 年小于 1, 即 2011、2013 年我国海水养殖的养殖结构比 2010、2012 年的养殖结构碳汇转化比低, 偏向于养殖更多藻类而非贝类品种, 因此对当年的碳汇量具有负向作用。规模效应虽然每年稳步提升, 但绝对值一般不超过 1.06, 海水养殖业碳汇的综合效应峰值年份为 2012 和 2014 年, 它们的共性是前一年均为碳汇综合效应提升的低谷年, 在此后的一年碳汇养殖业有显著提升, 且这两年的结构效应也取得了最大值。可以说, 提升海水养殖规模是我国海水养殖碳汇提升的保障, 但在此基础上, 优化海水养殖结构能够使我国海水养殖碳汇能力得到进一步升华。表 7 反映的是我国海水养殖碳汇不同海域的静态差异, 得到的结论与动态变化相似, 由于不同海域的海水养殖规模一般均呈稳步提升态势, 规模效应恒大于 0, 其增长速度有一定程度差别, 结构效应相较更不稳定, 不同海域综合效应的结果很大程度上取决于当年养殖结构的改变。

各海域地综合效应均大于 1, 但渤海和东海的结构效应总体小于 1, 这也是导致渤海和东海海域海水养殖业碳汇能力综合效应低于黄海、南海的主要原因。所有海域在研究期内规模效应均大于 1, 碳汇结构效应小

于 1 时,对综合效应的负面影响很大。碳汇结构效应较低的海域也是当年综合效应较低的海域,这也印证了不同海域碳汇能力的提升依赖于海水养殖结构的优化。

表 6 2009—2015 年我国主要海域海水养殖碳汇的分解效应

Table 6 Decomposition effect of carbon sequestration in coastal provinces of China from 2009 to 2015

海域 Sea area	年份 Year	STE Structure effect	SCE Scale effect	OE Overall effect	年份 Year	STE Structure effect	SCE Scale effect	OE Overall effect
渤海 Bohai	2009	0.9672	1.0470	1.0126	2010	0.9935	1.0761	1.0690
黄海 Yellow sea		0.9631	1.0666	1.0272		0.9917	1.0438	1.0351
东海 East China sea		1.0563	1.0221	1.0797		1.0260	1.0425	1.0695
南海 South China sea		1.0451	1.0413	1.0883		0.9894	1.0631	1.0519
渤海 Bohai	2011	1.0862	1.0676	1.1596	2012	0.9519	1.1070	1.0538
黄海 Yellow sea		0.9302	1.0397	0.9672		1.0423	1.0562	1.1009
东海 East China sea		1.0189	1.0268	1.0462		1.0632	1.0340	1.0993
南海 South China sea		1.0300	1.0370	1.0682		1.0780	1.0275	1.1076
渤海 Bohai	2013	0.9138	1.0887	0.9948	2014	1.0512	1.0381	1.0913
黄海 Yellow sea		1.0090	1.0387	1.0480		1.0580	1.0434	1.1040
东海 East China sea		1.0230	1.0519	1.0762		0.9957	1.0535	1.0489
南海 South China sea		1.0047	1.0434	1.0483		1.0418	1.0182	1.0607
渤海 Bohai	2015	0.9799	1.0146	0.9942	平均	0.9351	1.5267	1.4277
黄海 Yellow sea		0.9791	1.0311	1.0095		1.2321	1.3211	1.6278
东海 East China sea		1.0303	1.0539	1.0859		0.9679	1.3663	1.3225
南海 South China sea		0.9698	1.0274	0.9964		1.1655	1.2875	1.5006

表 7 2009—2015 年全国海水养殖碳汇的分解效应

Table 7 Decomposition effect of carbon sequestration in national mariculture from 2009 to 2015

年份 Year	结构效应 Structure effect	规模效应 Scale effect	综合效应 Overall effect	年份 Year	结构效应 Structure effect	规模效应 Scale effect	综合效应 Overall effect
2009	1.0045	1.0453	1.0501	2013	0.9992	1.0531	1.0523
2010	1.0042	1.0531	1.0575	2014	1.0322	1.0401	1.0736
2011	0.9982	1.0413	1.0395	2015	1.0074	1.0331	1.0408
2012	1.0391	1.0535	1.0947				

综合来说,我国海水养殖碳汇的规模效应始终大于 1,说明我国海水养殖总量逐年提升,规模效应为我国碳汇养殖业提供持续稳定的续航力。其次,我国海水碳汇养殖的养殖结构的影响有正有负,但结构效应较低通常决定了其碳汇综合效应也较低,此时结构效应带来的影响起主导作用。规模效应的作用稳定,是我国海水碳汇养殖业稳定发展的基本保障,结构效应的作用不稳健但更显著,为我国海水养殖碳汇能力的进一步提升提供支撑。

3 结论

伴随着经济的快速增长,我国已经成为世界第一碳排放大国,而海洋作为全球最大的碳库和气候调节器,其碳汇能力的估算成为应对气候变化的重要环节^[40]。为估计不同海域碳汇能力,本文研究重点有二:其一是渔业收获后海产品将自身所含碳量转移从而形成碳汇的过程。以海水养殖海产品的收获量和研读文献的含碳系数为碳汇能力测算的依据,选取贝藻类产量最高或碳汇能力较显著的品种,利用“碳汇量—碳汇系数—海水养殖产量”的关系估算不同海域的碳汇能力,分析其时空分异规律。其二是利用 LMDI 模型将碳汇能力变动的综合效应分解为结构效应和规模效应,从而得到不同海域碳汇能力的主要影响因素。通过分析得到以

下结论。

①2008 年以来,我国海水养殖业碳汇总量始终在 105 万吨以上,各沿海省份碳汇转化比和碳汇能力逐年提升,说明我国海水养殖业的碳汇能力巨大不容忽视,从碳汇角度进行海水养殖渔业发展战略制定和海洋生态文明建设是必要的。

②贝类养殖能够大幅提升碳汇转化比,因此在四大海域中养殖结构最优的南海海域碳汇转化比最高、东海最低,渤海、黄海沿岸海水养殖业碳汇转化比相差不大。从时间维度,南海海水养殖业碳汇转化比基本维稳,东海由于其养殖结构偏向藻类,碳汇转化比呈显著下降趋势,渤海和黄海波动不大。各海域碳汇能力逐年升高,其中 2012 年以前黄海最高、渤海最低,2012 年后南海最低,且差距逐年增大。

③LMDI 方法比较养殖结构效应和规模效应对我国海水养殖业碳汇能力的影响发现,各海域规模效应始终为正,说明各海域海水养殖产量逐年递增,因而对碳汇能力发展具有促进作用;各海域的结构效应有正有负,对海水养殖业碳汇能力的影响也较强,但在某些年份的养殖结构变动会对碳汇起到抑制作用,即结构效应的影响更显著但作用不稳定。

基于上述结论,我国海水养殖渔业碳汇能力的提升离不开海水养殖结构的优化,偏向于养殖含碳率高的贝类能够大大提升海水养殖碳汇转化比,稳定现有海水养殖规模,在技术层面进一步开发节约能源、节省养殖空间的海水养殖技术,渤海、黄海、东海、南海四大海域建立海洋生态示范区,并在海洋生态示范区应用碳汇价值评估体系核算碳汇价值,不断调整评估细节直至完善。作为碳汇量最低且上升速度最慢的海域,南海海水养殖业的碳汇能力有待进一步开发,但因纬度较低,应在考虑其亚热带季风性气候等特殊天然条件下大量引进立体化养殖技术,充分利用资源空间,扩大规模效应的影响以稳定其海水养殖业碳汇能力。东海虽碳汇转化比最低,藻类养殖比例最高,但其结构效应在大多数年份大于 1,即其养殖结构不断优化,碳汇养殖业仍有很大发展潜力。

我国碳汇渔业发展任重道远,本研究在碳汇能力影响因素分解阶段使用 LMDI 方法,考虑到影响碳汇能力的结构效应和规模效应,但碳汇系数效应在不同海域、不同品种下实际上有些许差别,影响碳汇系数的可能有技术、品种分类等因素,考虑不同海域的技术影响和品种细分能够使碳汇能力影响因素分解结果进一步完善。除了对碳汇价值评估体系的建立外,海水养殖碳汇的产权制度安排和碳汇交易平台设计都是碳汇渔业发展的重要组成部分^[41-42],从碳汇正外部性和生态服务价值出发,保障渔户、渔民合作社和海水养殖组织企业的利益才能发挥我国海水养殖业巨大的碳汇潜力。

参考文献 (References):

- [1] The Kyoto Protocol. Third meeting of participating countries of the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1997.
- [2] Khatiwala S, Primeau F, Hall T. Reconstruction of the history of anthropogenic CO₂ concentrations in the ocean. *Nature*, 2009, 462(7271): 346-349.
- [3] SCEP. Man's Impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action. Cambridge: MIT Press, 1970.
- [4] Woodwell G M, Pecan E V. Carbon and the Biosphere; Proceedings of the 24th Brookhaven Symposium in Biology, Upton, New York, May 16—18, 1972. Washington: Technical Information Center, Office of Information Services, U.S. Atomic Energy Commission, 1973.
- [5] Bolin B. Changes of land biota and their importance for the carbon cycle. *Science*, 1977, 196(4290): 613-615.
- [6] Hadden D, Grelle A. Changing temperature response of respiration turns boreal forest from carbon sink into carbon source. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2016, 223: 30-38.
- [7] Frankignoulle M, Pichon M, Gattuso J P. Aquatic Calcification as a Source of Carbon Dioxide, Carbon Sequestration in the Biosphere. Springer Berlin Heidelberg, 1995: 266-271.
- [8] 陈建芳,金海燕,李宏亮,张海生,季仲强,庄燕培. 北极快速变化对北冰洋碳汇机制和过程的影响. *科学通报*, 2015, 35: 3406-3416.
- [9] 唐启升. 碳汇渔业与又好又快发展现代渔业. *江西水产科技*, 2011, (2): 5-7.
- [10] 张继红,方建光,唐启升. 中国浅海贝藻养殖对海洋碳循环的贡献. *地球科学进展*, 2005, 20(3): 359-365.
- [11] Tang Q S, Zhang J H, Fang J G. Shellfish and seaweed mariculture increase atmospheric CO₂ absorption by coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 2011, 424: 97-104.

- [12] 权伟, 应苗苗, 康华靖, 周庆瀚, 许曹鲁. 浙江近海贝类养殖及其碳汇强度研究. 渔业现代化, 2014, 41(5): 35-38.
- [13] 董双林. 高效低碳——中国水产养殖业发展的必由之路. 水产学报, 2011, 35(10): 1595-1600.
- [14] 郭成秀, 张士华, 刘志国. 东营市生态渔业建设与“碳汇”渔业模式的选择//华东地区农学会、山东农学会 2010 年学术年会交流材料. 东营: 华东地区农学会, 山东农学会, 2010.
- [15] 齐占会, 王珺, 黄洪辉, 刘永, 李纯厚, 陈胜军, 孙鹏. 广东省海水养殖贝藻类碳汇潜力评估. 南方水产科学, 2012, 8(1): 30-35.
- [16] 纪建悦, 王萍萍. 我国海水养殖业碳汇能力测度及其影响因素分解研究. 海洋环境科学, 2015, 34(6): 871-878.
- [17] 马述忠, 陈颖. 进出口贸易对中国隐含碳排放量的影响: 2000-2009 年——基于国内消费视角的单区域投入产出模型分析. 财贸经济, 2010, (12): 82-89.
- [18] 农业部渔业渔政管理局. 2016 中国渔业年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [19] 孙吉亭, 赵玉杰. 我国碳汇渔业发展模式研究. 东岳论丛, 2011, 32(8): 150-155.
- [20] 陈中祥, 牟振波. 滤食性鱼类在淡水渔业中的碳汇作用初探. 水产学杂志, 2011, 24(3): 65-68.
- [21] 刘国才, 李德尚, 董双林, 陈兆波, 卢静. 对虾综合养殖生态系有机碳的平衡. 海洋学报, 2002, 24(6): 84-91.
- [22] 赵林, 殷鸣放, 陈晓非, 王大奇. 森林碳汇研究的计量方法及研究现状综述. 西北林学院学报, 2008, 23(1): 59-63.
- [23] 卢振彬, 黄美珍. 福建近海主要经济渔业生物营养级和有机碳含量研究. 台湾海峡, 2004, 23(2): 153-158.
- [24] 张继红. 滤食性贝类养殖活动对海域生态系统的影响及生态容量评估. 北京: 中国科学院研究生院, 2008.
- [25] 柯爱英, 罗振玲, 薛峰, 张石天, 孙庆海, 陈坚. 2004~2014 年温州市养殖贝类碳汇强度研究. 水产科技情报, 2016, 43(3): 155-159.
- [26] 蔡英亚, 张英, 魏若飞. 贝类学概论(第二版). 上海: 上海科学技术出版社, 1995.
- [27] 曾呈奎, 毕列爵. 藻类名词及名称(第二版). 北京: 科学出版社, 2005.
- [28] 林碧琴, 姜彬慧. 藻类与环境保护. 沈阳: 辽宁民族出版社, 1999.
- [29] 张忠潮, 齐丛飞. 对我国海洋环境现状的思考. 现代商业, 2009, (2): 135-138.
- [30] 李纯厚, 齐占会, 黄洪辉, 刘永, 孔啸兰, 肖雅元. 海洋碳汇研究进展及南海碳汇渔业发展方向探讨. 南方水产, 2010, 6(6): 81-86.
- [31] Mueller K, Cao L, Caldeira K, Jain A. Differing methods of accounting ocean carbon sequestration efficiency. Journal of Geophysical Research, 2004, 109(C12): C12018.
- [32] 张先基. 基于 XRF 测碳技术的中国海水贝类养殖碳汇研究. 大连: 辽宁师范大学, 2013.
- [33] 刘慧, 唐启升. 国际海洋生物碳汇研究进展. 中国水产科学, 2011, 18(3): 695-702.
- [34] Brown T E, Richardson F L. The effect of growth environment on the physiology of algae: light intensity. Journal of Phycology, 1968, 4(1): 38-54.
- [35] Albrecht J, François D, Schoors K. A Shapley decomposition of carbon emissions without residuals. Energy Policy, 2002, 30(9): 727-736.
- [36] Ang B W. LMDI decomposition approach; a guide for implementation. Energy Policy, 2015, 86: 233-238.
- [37] 许国栋, 王萍萍, 纪建悦, 慕永通. 基于 LMDI 方法的海水养殖贝类碳汇分解研究——山东省 2008-2012 年的经验数据. 中国渔业经济, 2015, 33(1): 71-76.
- [38] 邵桂兰, 孔海峥, 于谨凯, 李晨. 基于 LMDI 法的我国海洋渔业碳排放驱动因素分解研究. 农业技术经济, 2015, (6): 119-128.
- [39] 郭朝先. 中国碳排放因素分解: 基于 LMDI 分解技术. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(12): 4-9.
- [40] 于雪霞. 碳生产率视角下经济增长与低碳进程的协调发展研究——基于 24 个碳排放大国的实证分析. 科技管理研究, 2016, 36(10): 256-260, 266-266.
- [41] 余远安, 孙昭宁. 渔业的碳汇功能及发展渔业碳汇路径初探. 中国水产, 2010, (9): 23-24.
- [42] 邵桂兰, 阮文婧. 我国碳汇渔业发展对策研究. 中国渔业经济, 2012, 30(4): 45-52.