
海洋蓝碳生态系统服务价值评估

——以盐城市海洋蓝碳为例

聂弯 黄靖 夏炎 陈琪 郭红岩

北京印刷学院出版学院 南京大学环境学院污染控制与资源化研究国家重点实验室

宁夏回族自治区煤炭地质局 南京大学地球关键带科学与技术国际研究中心

摘要：根据经济学局部均衡理论，论文首先核算单位海洋蓝碳物质量，并利用碳交易价格作为海洋蓝碳的单位价格，将物质量与价值量相乘，得到单位海洋蓝碳经济价值，然后通过规模乘数效应，核算盐城市海洋蓝碳生态系统服务经济价值总量。由于生态系统服务功能指的是人类从生态系统提供的服务中获得的经济效益增加或减少的经济损失，因此，对海洋蓝碳服务功能的评估基于流量的概念，时间维度为一年。为避免重复计算，只考虑最终流向人类的海洋蓝碳服务效益，而不考虑支持性的服务过程。该研究不仅能够用于核算盐城市海洋蓝碳生态系统服务功能，而且能为其他生态系统服务价值评估提供借鉴。

关键词：海洋蓝碳；生态系统服务；价值评估；局部均衡理论；盐城市

作者简介：聂弯，博士，讲师，研究方向为生态系统服务价值评估。E-mail:niewan4466@163.com；*郭红岩，博士，教授，研究方向为污染物环境过程与全球变化。E-mail:hyguo@nju.edu.cn

全球气候变化形势日益严峻，联合国举行了一系列的国际气候会议和谈判，以期在全球范围内采取有效措施减缓气候变暖的进程。研究表明，二氧化碳对全球气温升高的贡献高达70%，居各种温室气体之首[1]。中国作为世界第二大经济体，勇担大国责任。2014年，中美双方共同发表了节能减排的《中美气候变化联合声明》；2015年，习近平主席在巴黎气候变化大会上提出，到2030年，中国单位国内生产总值二氧化碳排放比2005年下降60%~65%；2020年，习近平主席在第七十五届联合国大会上郑重提出我国“双碳”目标。这一重要宣示为我国应对气候变化、绿色低碳发展提供了方向指引。

海洋具有巨大的固碳能力，地球上约93%的二氧化碳储存在海洋中，是地球上最大的碳库。海洋中的碳储量约为 3.8×10^5 亿吨，比大气多50倍[2]。此外，“海洋碳汇”相比“森林碳汇”储存时间更长。这一发现，对中国来说意义重大，可解决增加二氧化碳的吸收和储藏（即增汇）的问题。将海洋碳汇纳入中国碳交易市场，不仅有利于中国减排目标的实现，同时可形成新的经济增长点，促进海洋生态环境保护与修复，进一步带来巨大的经济效益和社会效益。有学者表示，该研究将为我国发展低碳经济、增加气候谈判筹码、提高国际影响力提供科学依据和技术支撑。然而，目前针对海洋蓝碳的评估研究仍处于起步阶段，尚未形成统一的评估标准，亟须加强研究。

鉴于此，本文旨在对海洋蓝碳生态系统服务功能进行系统研究，并以江苏省盐城市为例，实证评估海洋蓝碳服务功能和经济价值，为深入认识海洋蓝碳对于社会发展的重要价值提供科学依据，为实施海洋生态资源的有偿使用和生态补偿政策提供技术手段，为政府部门制定海洋管理政策、海洋产业和海洋经济发展规划提供基础信息，为编制和落实“中国蓝碳计划”（蓝

碳计划是一个气候计划，指的是通过研究获取微型生物碳泵产生的碳的参数，形成碳汇标准，开展碳交易、给予生态补偿，从而可以主动将产业往低碳经济上引导）提供参考，为保护海洋生态系统和应对气候变化提供新的途径。

1 概念内涵

目前，海洋蓝碳（oceanbluecarbon）的相关概念主要有三个：海洋蓝碳、海岸带蓝碳以及海洋碳汇[3]。无论是海洋蓝碳，还是海洋碳汇等都是同一概念的不同说法，其本质相同。海洋蓝碳是指大气中的二氧化碳被吸收和固定在海洋中的那部分碳[4]。《海洋生态资产评估技术导则》将海洋蓝碳定义为海洋生态系统从大气中净吸收二氧化碳的服务，包括海洋植物通过光合作用固定二氧化碳和海洋贝类固定二氧化碳的服务。海洋蓝碳每年从大气中净吸收（进出通量之和）大约 $2.3\text{PgC}\cdot\text{a}^{-1}$ ，大约占每年人工排放二氧化碳（ $7.8\text{PgC}\cdot\text{a}^{-1}$ ）的 29.5%，是陆地每年从大气中净吸收二氧化碳（ $1.5\text{PgC}\cdot\text{a}^{-1}$ ）的 1.53 倍。因此，增加海洋蓝碳，可以有效减少大气中的二氧化碳浓度，从而减缓气候变化。传统上，海洋蓝碳被认为主要通过物理溶解碳泵（大气二氧化碳溶解到海水里）、生物碳泵（海洋浮游植物通过光合作用吸收和转化二氧化碳并沉积到海底）以及海洋碳酸盐泵（贝类、珊瑚礁等海洋生物对碳的吸收、转化和释放）来固碳[5]。

海岸带蓝碳是指盐沼湿地、红树林和海草床等海岸带高等植物以及浮游植物、藻类和贝类生物等，在自身生长和微生物的共同作用下，将大气中的二氧化碳吸收、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及大洋输出的有机碳[1]。海岸带高等植物单位面积的固碳能力远大于陆地碳库，也大于单位面积海平面的固碳作用。盐沼湿地、红树林和海草床这三类生态系统的单位面积固碳能力是陆地生态系统的 10 倍以上[5]。最近的研究表明，盐沼平均固碳能力为 $218\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，红树林为 $226\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，海草为 $138\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，而陆地森林平均固碳能力只有 $5\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 或更少[5]。这些生态系统仅占全球海洋面积的 0.2%，但其沉积物中埋藏的碳可能占全部海洋沉积物碳储量的 50%[6]。研究表明，人类活动可以破坏这类蓝碳，也可以通过保护和修复来增加这类蓝碳[1]。因此，通过计算海洋蓝碳并进行连续监测，可以作为减缓气候变化的一种手段。

海洋碳汇指的是通过海洋生物、非生物和其他海洋活动，吸收并固定大气中的二氧化碳的过程、活动和机制，由滨海生态系统碳汇和海洋生态系统碳汇两部分组成[3]。其中，浮游植物和藻类都具备通过光合作用吸收二氧化碳的功能[7]。钙化类生物，比如贝类和珊瑚礁，也具有一定的固碳能力。

本研究借鉴海洋蓝碳、海岸带蓝碳以及海洋碳汇的定义，结合盐城市海洋生态系统的结构和特征，将盐城市海洋蓝碳的核算边界定义为滨海生态系统（主要包括盐沼湿地）和海洋生态系统（包括浮游植物、藻类和海水贝类），在自身生长和微生物的共同作用下，将大气中的二氧化碳吸收、转化并储存到海底中的这部分碳，以及其中一部分从海洋向近海及大洋输出的有机碳。海洋蓝碳服务功能指的是人类从海洋蓝碳服务中获得的效益。海洋蓝碳服务功能评估指的是一定时期内海洋蓝碳的货币化价值。

2 技术思路

盐城市位于江苏沿海中部，地处北纬 $32^{\circ}34' \sim 34^{\circ}28'$ ，东经 $119^{\circ}27' \sim 120^{\circ}54'$ 之间，有着得天独厚的土地、海洋、滩涂资源，是江苏省土地面积最大、海岸线最长的地级市。2019 年，盐城市下辖东台一个县级市和建湖、射阳、阜宁、滨海、响水 5 个县，以及盐都区、亭湖区、大丰区 3 个区，另设有盐城经济技术开发区和盐城高新技术产业开发区（2019 年 6 月，改盐城市城南新区为江苏省盐南高新技术产业开发区）。盐城全市土地总面积 16931 平方千米，其中沿海滩涂面积 4553 平方千米，占全省沿海滩涂面积的 70%。全市海岸线长 582 千米，占全省海岸线总长度的 56%；全市海域面积 1.89 万平方千米，占全省海域面积的 48%。盐城市拥有太平洋西岸和亚洲大陆边缘面积最大、生态保护最好的海岸型湿地，湿地面积 77 万公顷[8]。盐城是江苏湿地类型最齐全、资源最丰富的地级市，湿地主要集中在滨海，其植被类型主要包括芦苇、互花米草和盐蒿。2019 年，盐城湿地保有量 76.97 万公顷，约占全省湿地面积的 27%[9]。盐城海域物种丰富，包括浮游植物、藻类以及海水贝类等生物[8]。

在全面掌握盐城市海洋生态系统和生态资源的基础上，将盐城市海洋蓝碳划分为滨海生态系统碳汇和海洋生态系统碳汇。滨海生态系统碳汇主要由盐沼生态系统碳汇组成。其中，盐沼生态系统碳汇由盐沼植物碳汇和盐沼沉积物碳汇两部分组成。海洋生态系统碳汇由藻类碳汇、海水贝类碳汇和浮游植物碳汇三部分组成。其中，海水贝类碳汇只核算海水贝类贝壳碳汇。

盐城市海洋蓝碳的经济价值就是对盐城市海洋蓝碳进行经济价值核算。具体技术路线图如图 1 所示。

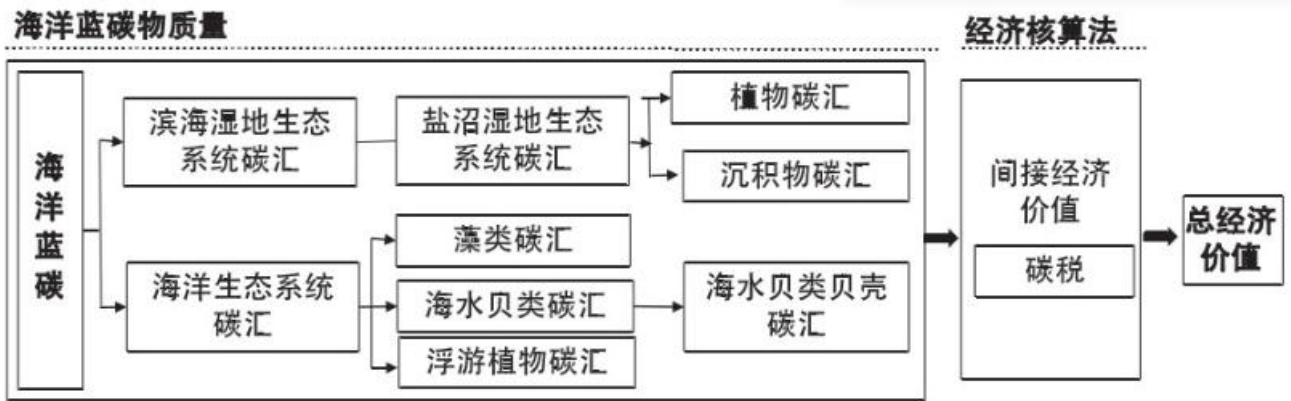


图 1 盐城市海洋蓝碳经济价值评估的技术路线 3 评估方法

3.1 评估原则

海洋蓝碳的核算严格遵守包括生物生产性原则、人类收益原则、生产属地原则、当期增量原则、实际发生原则、实物度量原则、数据可得原则以及非危害性原则。与此同时，本研究的评估方法也充分考虑了生态系统价值实物量核算的不确定性。生态系统价值实物量核算不确定性指的是，受限于现有的科学技术水平和数据条件，无法对各服务功能进行准确核算。根据生态系统价值各指标所采用的核算方法、数据来源和核算参数，将生态系统价值各指标核算结果的精确度分为 I 级、II 级和 III 级。其中，I 级指标应用生物物理模型进行核算，并采用本地数据进行参数化或验证；或利用本地监测数据、统计年鉴或公报等行业数据进行核算，并且该指标无需采用生物物理模型。II 级指标应用生物物理模型进行核算，并采用相近地区数据进行参数化或验证；或利用本地监测数据和文献调研数据进行核算，并且该指标无需采用生物物理模型。III 级指标虽然应用生物物理模型进行核算，但是模型方法仍不成熟。

3.2 存量和流量的概念

存量指的是某一指定的时点上，过去生产与积累起来的产品、货物、储备、资产负债的结存数量。海洋蓝碳存量是指某一指定的时点上，海洋已固定的大气中的二氧化碳的数量。流量指的是一段时期内发生的某种经济变量（例如产品、货物、收入等）变动的数值。海洋蓝碳流量是指一段时期内发生的海洋碳储量变动的数值。存量是在某一时间点上测度的，其大小没有时间维度。而流量是在一定的时期内测度的，其大小有时间维度。

由于生态系统服务功能指的是人类从自然生态系统提供的生态系统服务（比如蓝碳）中获得的效益[10, 11]，本文对海洋蓝碳服务功能的评估将基于流量的概念，时间维度为一年，指的是某一年内海洋固碳服务为人类福祉和经济社会可持续发展提供的价值总和。

为避免重复计算，我们只考虑最终流向人类的海洋蓝碳服务效益，而不考虑支持性的过程服务[11, 12]，比如藻类及动物死亡后的碳以甲烷等方式返回水体和大气中。

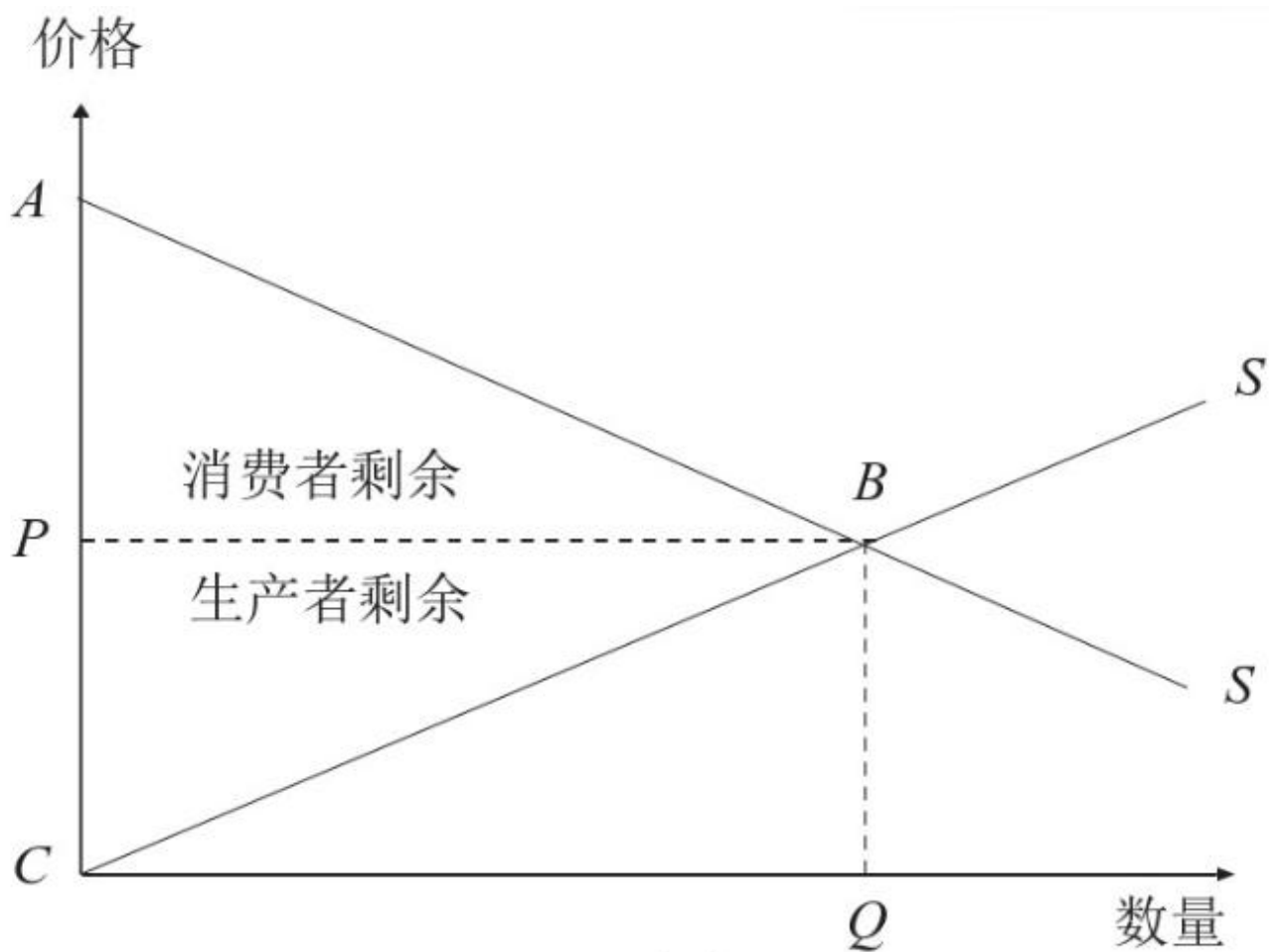
3.3 海洋蓝碳经济价值评估的经济学理论基础

生态系统服务功能经济价值的评估都是直接或者间接地评估单位生态系统服务的经济价值，评估理论基础是经济学中的局部均衡理论。经济学中的局部均衡理论指的是，在假定其他市场条件不变的情况下，孤立地考察单个市场或部分市场的供求与价格之间的关系或均衡状态，而不考虑他们之间的相互联系和影响。局部均衡理论常常用于国内生产总值（GDP）的计算。某一商品的需求曲线和供给曲线的交点决定了该商品的均衡价格和均衡数量（图 2a）。针对一般商品而言，其经济价值的评估等于该商品的均衡价格乘以均衡数量。由众多一般商品组成的国内生产总值等于所有一般商品的均衡价格乘以均衡数量的加总。

将局部均衡理论应用于生态系统服务功能经济价值的评估需要确定在一定时期内，生态系统提供的每一种生态系统服务的物质量，以及单位生态系统服务功能给人类创造的经济价值或者减少的经济损失，然后将该物质量与价值量相乘，得到每单位生态系统服务的经济价值（图 2b）。通过规模乘数效应，也就是单位生态系统服务的经济价值乘以该生态系统服务的规模（如平方千米、立方米等），即可得到一定规模上的生态系统服务的经济价值。

3.4 单位海洋蓝碳的经济价值

针对单位生态系统服务的经济价值评估主要有两种方法，一种是市场价格法，另一种是非市场价值法。市场价格法指的是评估在市场上进行交易的生态系统服务的单价，该方法一般是寻找市场上生态系统服务的价格。非市场价值法指的是评估不在市场上交易，或者没有交易市场的生态系统服务的价格。常见的非市场价格法包括替代成本法、享乐主义法、元分析等。针对海洋蓝碳，本文利用碳交易价格作为海洋蓝碳的单位价格。



(a)

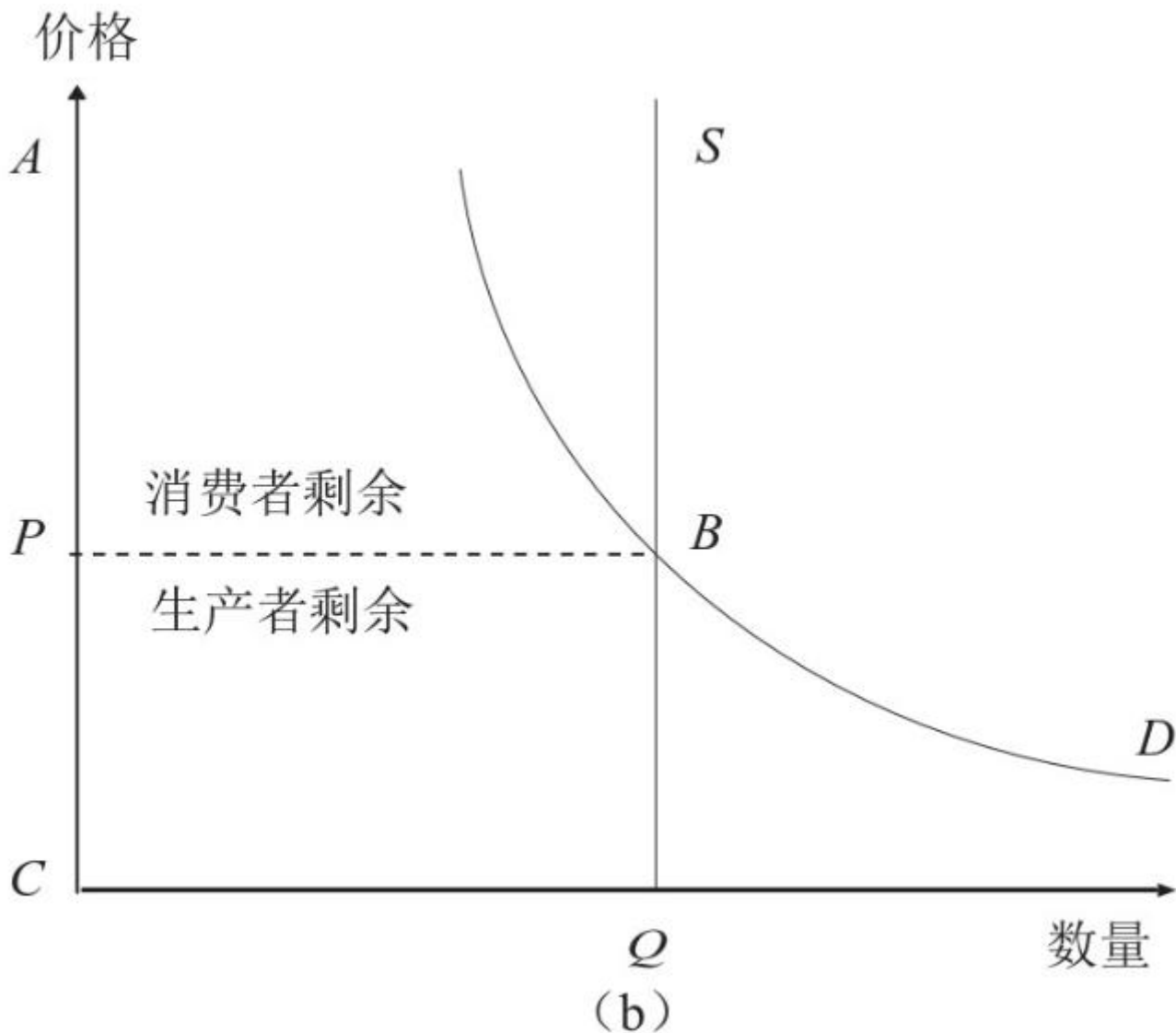


图 2 一般商品的供求曲线及均衡价格和均衡数量 (a) 以及生态系统服务的供求曲线及均衡价格和均衡数量 (b)

3.5 海洋蓝碳评估技术

根据海洋蓝碳经济价值评估技术路线图 (图 1), 首先, 采用基于海洋固定二氧化碳的原理, 核算盐城市海洋生态系统固碳服务物质量, 需要分别评估盐城市滨海湿地和海洋两类海洋生态系统二氧化碳的物质质量, 再利用替代成本法计算海洋蓝碳经济价值量, 在此基础上, 将滨海湿地和海洋蓝碳经济价值量进行加总, 最终得到盐城市海洋蓝碳服务经济价值。评估的时间步长为一年。

其中, 基于海洋固定二氧化碳的原理计算海洋蓝碳物质质量的计算公式如下:

$$C_{BLUE} = C_{coastal} + C_{sea} \quad (1)$$

式中：CBLUE 为海洋蓝碳 ($t \cdot a^{-1}$)；Ccoastal 为滨海生态系统碳汇能力 ($t \cdot a^{-1}$)；Csea 为海洋生态系统碳汇能力 ($t \cdot a^{-1}$)。

3.5.1 滨海生态系统碳汇

盐城市滨海生态系统碳汇指的是通过盐沼湿地生态系统（包括盐沼沉积物和植物）吸收并固定大气中的二氧化碳。盐沼湿地是介于陆域和海洋之间的生态缓冲区域，主要分布在河口或海滨浅滩，由海水浸渍或潮汐交替作用而成，具有很高的生产力、丰富的生物多样性和极为重要的生态系统服务功能[13]。

目前，盐城滨海湿地植被类型主要包括互花米草、碱蓬、芦苇、茅草等。臧正[14]的研究表明，盐城滨海湿地植被的二氧化碳储存能力呈现三维立体格局，不同类型植被碳储量介于 $4.68 \sim 7.86 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 之间，其中，芦苇、互花米草、盐蒿的碳储存能力依次为 2.01 、 1.86 、 $1.28 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ，且呈增加态势。2013 年滨海湿地植被的总碳储量约为 21.64 万吨，较之于 1987 年增加了 71.2%。滨海湿地互花米草和芦苇群落年均碳汇价值分别为 3272.3 美元/公顷和 40.9 美元/公顷，而盐蒿群落年均碳汇价值为 190.7 美元/公顷。该研究还表明，湿地生态系统与区域福祉具有双向耦合关系。

此外，邵学新等[15]的研究表明，杭州湾南岸的芦苇、互花米草和海三棱藨草的年固碳能力分别是中国陆地植被平均固碳能力的 380%、376%和 55.5%，以及全球植被平均固碳能力的 463%、458%和 67.7%。以崇明岛滨海湿地为例，该岛芦苇的年固碳能力为 $(1.02 \pm 0.12) kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ，互花米草的年固碳能力则为 $(1.32 \pm 0.10) kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ，海三棱藨草为 $(0.33 \pm 0.05) kg \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ ，湿地植物群落全年能够固定二氧化碳约 $0.25 Tg \cdot a^{-1}$ 。

结合研究区特点，本研究中滨海生态系统碳汇（主要包括盐沼生态系统碳汇）能力计算公式如下：

$$C_{coastal} = C_{saltmarsh} = C_{ss} + C_{sp} \quad (2)$$

式中：Ccoastal 为滨海生态系统碳汇能力 ($t \cdot a^{-1}$)；Csaltmarsh 为滨海盐沼生态系统碳汇能力 ($t \cdot a^{-1}$)；C_{ss} 为盐沼沉积物碳汇能力 ($t \cdot a^{-1}$)；C_{sp} 为盐沼植物碳汇能力 ($t \cdot a^{-1}$)。

(1) 盐沼沉积物碳汇。盐沼沉积物碳汇能力采用标志桩法测定，计算公式如下：

$$C_{ss} = \rho_{saltmarsh} \times SOC_{saltmarsh} \times R_{saltmarsh} \times A_{saltmarsh} \quad (3)$$

式中： $\rho_{saltmarsh}$ 为盐沼沉积物容重 ($t \cdot m^{-3}$)； $SOC_{saltmarsh}$ 为盐沼沉积物中有机碳含量 ($kg \cdot t^{-1}$)； $R_{saltmarsh}$ 为盐沼沉积速率 ($mm \cdot a^{-1}$)； $A_{saltmarsh}$ 为盐沼面积 (km^2)。

(2) 盐沼植物碳汇。盐沼植物调查采用群落样方调查方法[16]。盐沼植物碳汇能力计算公式如下：

$$C_{sp} = A_{saltmarsh} \times \sum_{i=1}^n (P_i^{sp} \times CF_i^{sp}) \quad (4)$$

式中： P_i 为第 i 种（评估区共有 n 种盐沼植物）盐沼植物年净初级生产力 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)； CF_i 为第 i 种盐沼植物平均含碳比

率，无量纲；Asaltmarsh 为盐沼面积 (km²)。

3.5.2 海洋生态系统碳汇

海洋生态系统碳汇指的是通过海洋生态系统吸收并固定大气中的二氧化碳，包括藻类碳汇、海水贝类碳汇和浮游植物碳汇三部分。中国有关养殖贝类、藻类等带来的渔业碳汇的研究已经开展了十几年[17, 18]。海洋生态系统碳汇 C_{sea} 计算公式如下：

$$C_{sea} = C_{seaweed} + C_{shellfish} + C_{phytoplankton} \quad (5)$$

式中： $C_{seaweed}$ 为藻类碳汇能力 (t·a⁻¹)； $C_{shellfish}$ 为海水贝类碳汇能力 (t·a⁻¹)； $C_{phytoplankton}$ 为浮游植物碳汇能力 (t·a⁻¹)。

(1) 藻类碳汇。藻类碳汇指的是通过藻类活动，吸收并固定海水中二氧化碳的过程、活动和机制。海水中的大型藻类和浮游微藻类一样，用叶绿素吸收阳光，通过光合作用固定二氧化碳。大型藻类的碳吸收能力是很强的，全球范围的吸收量大约为 173Tg·C·a⁻¹[19]。从生命全周期分析的角度，用于人类食物的藻类可以替代一部分农产品，从而减少农产品生产过程的碳排放，即从养殖—农业一体化的角度来衡量碳汇大小和碳足迹 (carbonfootprint)。另外，大型藻类除自身生物量外，其净初级生产力固碳总量的 43% 会以 DOC 和 POC 形式排放到海洋中去，其中一部分可能被封存于海洋之中[19]。藻类碳汇能力计算公式如下：

$$C_{seaweed} = \sum_{i=1}^n (P_i^{sw} \times K_i^{sw} \times CF_i^{sw}) \times 43\% \quad (6)$$

式中： P_i 为第 i 种 (评估区共有 n 种海藻) 海藻的年度产量 (湿重) (t·a⁻¹)； K_i 为第 i 种海藻湿重与干重之间的转换系数，无量纲； CF_i 为第 i 种海藻干质量下的碳含量，无量纲。

(2) 海水贝类碳汇。海水贝类碳汇指的是通过海水贝类活动，吸收并固定海水中的二氧化碳，并通过收获海水贝类将碳移出水体的过程、活动和机制。贝类的钙化过程主要表现在下述反应： $Ca^{2+} + 2HCO_3^- = CaCO_3 + CO_2 + H_2O$ 。如果海洋贝壳中的 $CaCO_3$ 被捕捞并储存于陆地，则海洋贝类贝壳是潜在的碳汇[20]。海水贝类贝壳碳汇能力计算公式如下：

$$C_{shellfish} = P_j^{sh} \times K_j^{sh} \times R_j^{sh1} \times CF_j^{sh1} \quad (7)$$

式中： P_j 为第 j 种海水贝类的年度产量 (湿重) (t·a⁻¹)； K_j 为第 j 种海水贝类湿重与干重之间的转换系数，无量纲； R_j 为第 j 种海水贝类干重状态下的贝壳干质量占比，无量纲； CF_j 为第 j 种海水贝类贝壳干质量下的碳含量，无量纲。

(3) 浮游植物碳汇。浮游植物碳汇指的是浮游植物通过光合作用吸收并固定海水中二氧化碳的过程、活动和机制。采用叶绿素 a (记为 Chl- a) 估算法评估浮游植物的碳汇能力[21, 22]。根据 C : Chl- a 的转换关系，可以直接将水体中实测的叶绿素 a 浓度转换为浮游植物碳含量，这是一个无量纲的值，因此可以直接将叶绿素 a 浓度单位用于碳含量单位，计算公式如下：

$$C_{phytoplankton} = \alpha \times CHL \times S \times D \quad (8)$$

式中： α 为盐城市近岸海域碳与叶绿素 a 的比值，无量纲；CHL 为盐城市年均叶绿素 a 浓度值 ($\mu\text{g/L}$)；S 为盐城市近岸海域面积 (km^2)；D 为近岸海域真光层高度 (m)。

3.6 海洋蓝碳经济价值

海洋蓝碳经济价值计算公式如下：

$$V_C = C_{BLUE} \times k \times P_C \times 10^{-6} \quad (9)$$

式中： V_C 为海洋蓝碳经济价值核算结果 (万元/年)； C_{BLUE} 为海洋碳汇能力 ($\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$)；k 为碳的质量换算成二氧化碳的质量的系数为 44/12，无量纲； P_C 为碳交易价格 (万元/吨)。

4 数据来源与处理

盐城市滨海湿地盐沼沉积物容重、盐沼沉积物中有机碳含量、盐沼沉积速率数据来源于相关部门地质报告等；植被（包括互花米草、芦苇和盐碱）的年净初级生产力和平均含碳比例数据来源于实地测量；面积数据来源于《盐城年鉴（2020）》。海洋海藻年度产量数据来源于《中国渔业统计年鉴》，湿重与干重之间的转换系数以及海藻干重质量下的碳含量来源于自然资源、海洋相关部门调查报告及相关标准、技术导则中的参考数据。海水贝类年度产量数据来源于《盐城年鉴（2020）》。滤食性贝类贝壳质量占比数据来源于经验数据。贝壳干重质量下的碳含量来源于以往文献。近岸海域碳与叶绿素 a 的比值、年均叶绿素 a 浓度值以及真光层高度来自经验数据。近岸海域面积来源于《盐城年鉴（2020）》。关键参数、关键参数取值以及数据来源详见下面分析。

盐城市滨海湿地盐沼沉积物容重来自经验数据（表 1）。已有的关于上海崇明和长兴湿地盐沼沉积物的研究表明，盐沼沉积物的容重区间为 $1.19 \sim 1.38 \text{t} \cdot \text{m}^{-3}$ ，其均值为 $1.26 \text{t} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

表 1 不同地区湿地类型沉积物容重

位置	湿地类型	沉积物容重/ ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$)	文献
上海崇明	芦苇湿地	1.28	江睿等 [23]，2021
上海崇明	潮间带植被区域	1.38	江睿等 [23]，2021
上海长兴	芦苇湿地	1.19	江睿等 [23]，2021

上海长兴	芦苇湿地	1.19	柳林 [24], 2016
------	------	------	---------------

盐沼沉积物中有机碳含量为 $0.75\sim 145\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，均值为 $39.96\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ （表 2）。已有研究表明，上海崇明、黄河三角洲以及杭州湾植被区域沉积物有机碳含量较低，为 $0.75\sim 8.54\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。全国湖泊沉积物有机碳含量较高，可达 $145\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ，而贵州省威宁县草海湿地沉积物有机碳含量可高达 $243.03\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$ 。

表 2 不同地区湿地类型沉积物有机碳含量

位置	湿地类型	沉积物有机碳含量 / $(\text{kg}\cdot\text{t}^{-1})$	文献
上海崇明东滩	芦苇湿地	4.34	柳林 [24], 2016
黄河三角洲	芦苇、碱蓬湿地	0.75-8.35	刘大路等 [25], 2019
杭州湾	芦苇湿地	8.46-8.54	梁威等 [26], 2012
杭州湾	互花米草	7.23-7.39	梁威等 [26], 2012
全国	湖泊	4.7-145	王启栋 [27], 2016
福建闽江河口	湿地	12.98-31.32	王淑琼等 [28], 2014
贵州省威宁县	草海湿地	37.35-243.03	黎杨等 [29], 2017

盐沼沉积速率值来自以往研究的经验数据（表 3）。研究表明，不同地区不同湿地类型沉积物沉积速率在 $0.8\sim 200\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间，均值为 $34.28\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

表 3 不同地区不同湿地类型沉积物沉积速率

位置	沉积速率/ $(\text{mm}\cdot\text{a}^{-1})$	参考文献
上海崇明东滩	116	柳林 [24], 2016
长江口九段沙	200	张光星等 [30], 2016
长江河口水下三角洲	38	张敬 [31], 2008

Louisian 南部沿海	3.21	NAHLIK 等 [32], 2016
黄河口	10	王启栋等 [33], 2016
广西会仙湿地睦洞湖	8.1	张立浩等 [34], 2021
广西会仙湿地睦洞河	6.7	张立浩等 [34], 2021
长江口启东嘴潮滩	11	张云峰等 [35], 2019
珠江口	59.4	叶翔等 [36], 2018
美国路易斯安那州滨海湿地	0.8~35	张天雨 [37], 2016
澳大利亚新南威尔士州潮滩	1.8~9.8	张天雨 [37], 2016
山东昌邑乌梁素海	4.9~9.5	张经国 [38], 2013

臧正[14]对盐城滨海湿地不同植被生境下的年初级生产力和平均含碳比率进行了实地测量,结果(表4)表明,互花米草的年净初级生产力为 $422\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 平均含碳比率为 44%, 芦苇的年净初级生产力为 $456\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 盐碱的年净初级生产力为 $289\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。《盐城年鉴(2020)》显示,盐城滨海湿地中,互花米草的面积为 125.44km², 芦苇 102.20km², 盐碱 148.32km²。

表 4 不同生境下湿地植被年净初级生产力、平均含碳比率以及面积

不同湿地生境	年净初级生产力/($\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	平均含碳比率/%	面积/km ²
数据来源	实测	实测	《盐城年鉴(2020)》
互花米草	422	0.44	125.44
芦苇	456	0.44	102.20
盐碱	289	0.44	148.32

盐城市海洋海藻年度产量选取 2019 年的值,数据来自《2020 中国渔业统计年鉴》。一般大型藻类的含碳量介于 20%~35% 之间,海带的含碳量约为 31.2%,江蓠的含碳量为 20.6%~28.4%,其他种类海藻(紫菜等)含碳量的平均值为 27.39%,均值为 27.1%。湿重与干重之间的转换比例取经验值为 5:1,具体参数值见表 5。

表 5 盐城市海洋海藻关键参数取值

关键参数	参数取值	数据来源
年度产量/(t·a ⁻¹)	765	《2020 中国渔业统计年鉴》
湿重与干重之间的转换系数	5:1	张立浩 [34] , 2021
干质量下的碳含量/%	0.28	张林波等 [39] , 2021

海洋贝类年度捕捞量选取 2019 年的值，数据来源于《盐城年鉴（2020）》。贝类贝壳湿重与干重之间的转换系数取经验值 5:1，贝壳干重质量下的含碳量取以往研究的均值。滤食性贝类贝壳的含碳量介于 11.44%~12.01%（表 6）；不同种类间含碳量有细微差别，同一物种在营养状况不同的海域则没有显著变化。2019 年，盐城市全市捕捞的海洋货物中，主要有贝类 1.13 万吨。

表 6 盐城市海洋海水贝类关键参数取值

贝类	关键参数	参数取值	数据来源
贝壳	年度产量(湿重)/(t·a ⁻¹)	11300	《盐城年鉴(2020)》
贝壳	湿重与干重之间的转换系数	5:1	张立浩等 [34] , 2021
贝壳	干质量占比/%	66.22	张林波等 [39] , 2021
贝壳	干质量下的碳含量/%	11.73	张林波等 [39] , 2021

大型藻类及各种贝类产量选取 2015—2020 年的平均值，数据分别来自《中国渔业统计年鉴》和《盐城统计年鉴》。近岸海域碳与叶绿素 a 的比值（记为 C:Chl-a）来自经验数据（表 7）。通常 C:Chl-a 介于 1~300，常见近岸水体中介于 20~80，一般浮游植物生长迅速的水体该值偏小，如在水华区、河口区等，而在开阔的大洋，该比值则较高，在近海环境相对稳定的水体中该值也偏高。根据已有工作经验，一般来说，近岸水体稳定在 40~50。

表 7 盐城市海洋浮游植物关键参数取值

关键参数	参数取值	数据来源
近岸海域碳与叶绿素 a 的比值	45	张林波等 [39] , 2021
叶绿素 a 浓度值/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	4.08	张林波等 [39] , 2021

近岸海域面积/km ²	18900	《盐城年鉴(2020)》
真光层高度/m	10	盐城专家座谈提供

海水真光层是指海洋浮游植物进行光合作用的水层。盐城市海域基本属于近岸海域，调研中有关专家表示，盐城市近岸海域真光层较小，在 10m 左右，因此，本研究选取 10m 作为盐城市近岸海域真光层高度。

5 盐城市海洋蓝碳核算结果

5.1 盐城市海洋蓝碳物质质量

研究结果（表 8）表明，盐城市滨海湿地 2019 年的固碳量为 6.6 万~15052.2 万吨，均值为 655.2 万吨。其中，通过沉积物固定的碳为 0.27 万~15045.92 万吨，均值为 648.9 万吨；通过植被固定的碳为 6.29 万吨。

按经验值的最小值计算，在盐城市滨海湿地固碳生态系统服务中，盐沼植被的固碳量最大；按最大值和平均值计算，则沉积物的固碳量最大，占到盐城市滨海湿地固碳总量的 9 成以上。该研究结果与以往研究契合。2019 年，盐城市海洋的固碳总量约为 179 万吨，具体见表 9。

表 8 盐城市滨海湿地 2019 年碳汇

类型	关键参数	参数取值		
		最小值	最大值	均值
沉积物	沉积物容重/(t·m ⁻³)	1.19	1.38	1.26
	沉积物有机碳含量/(kg·t ⁻¹)	0.75	145.00	39.96
	沉积速率/(mm·a ⁻¹)	0.80	200.00	34.28
	面积/km ²	375.96	375.96	375.96
	沉积物碳汇/(t·a ⁻¹)	2684.35	150459192.00	6489010.53
植被	互花米草年净初级生产力/(t·km ⁻² , a ⁻¹)	422.00	422.00	422.00
	互花米草平均含碳比率/%	0.44	0.44	0.44
	面积/km ²	125.44	125.44	125.44

互花米草碳汇/(t·a ⁻¹)	23331.84	23331.84	23331.84
芦苇年净初级生产力/(t·km ⁻² ·a ⁻¹)	456.00	456.00	456.00
芦苇平均含碳比率/%	0.44	0.44	0.44
面积/km ²	102.20	102.20	102.20
芦苇碳汇/(t·a ⁻¹)	20542.20	20542.20	20542.20
盐碱年净初级生产力/(t·km ⁻² ·a ⁻¹)	289.00	289.00	289.00
盐碱平均含碳比率/%	0.44	0.44	0.44
面积/km ²	148.32	148.32	148.32
盐碱碳汇/(t·a ⁻¹)	18984.96	18984.96	18984.96
植被碳汇/(t·a ⁻¹)	62859.00	62859.00	62859.00
合计/(t·a ⁻¹)	65543.35	150522051.00	6551869.53

表9 盐城市 2019 年海洋碳汇

类型	关键参数	参数取值
海藻	年度产量/(t·a ⁻¹)	765
	湿重与干重之间的转换系数	0.2
	干重质量下的碳含量/%	0.28
	海藻碳汇/(t·a ⁻¹)	42.84
贝类贝壳	年度产量(湿重)/(t·a ⁻¹)	11300
	湿重与干重之间的转换系数	0.2
	干重质量占比/%	66.22

	干重质量下的碳含量/%	11.73
	贝类贝壳碳汇/(t·a ⁻¹)	1755478.956
浮游植物	近岸海域碳与叶绿素 a 的比值	45
	叶绿素 a 浓度值/(gg/L)	4.08
	近岸海域面积/km ²	18900
	真光层高度/m	10
	浮游植物碳汇/(t·a ¹)	34700.4
总计/(t·a-1)		1790222.196

在盐城市海洋固碳服务中，贝类的固碳量最大，占盐城市海洋固碳总量的 98%以上，海藻和浮游植物的固碳量较小，所占比重不足盐城市海洋固碳总量的 2%。

本研究中，海洋蓝碳的评估都是基于流量的数据，也就是人类在某一个自然年中，从海洋固定二氧化碳的功能中获得的效益增加或者效益损失，而不是基于存量的概念。而在自然环境中，海洋固定的二氧化碳量远远大于人类估算量，因此本文的计算结果低估了海洋实际固碳能力。

5.2 盐城市海洋蓝碳价值量

近年来，碳税价格约为 136 美元/吨[40]，以美元兑换人民币汇率（100 美元兑换人民币 619 元）为基准[41]，本研究采用这一单价作为盐城市碳交易市场价格的替代，计算盐城市海洋蓝碳的经济价值。取以往经验值的均值得到的结果汇总于表 10。

表 10 盐城市海洋蓝碳物质质量和价值量

类型	类型	类型	物质质量/(t-a-1)	价值量/(元/年)
滨海 湿地	沉积物	沉积物	6489011	4016697518
		互花米草	23332	14442409
		芦苇	20542	12715622
		盐碱	18985	11751690

	湿地植物总计		62859	38909721
	滨海湿地总计		6551870	4055607239
海洋	海藻碳汇	海藻	43	26518
	贝类	贝类贝壳	1755479	1086641474
	浮游植物	浮游植物	34700	21479548
	海洋总计		1790222	1108147539
合计			8342092	5163754778

经过测算，2019年，盐城市海洋蓝碳物质质量区间为185.6万~15231.2万吨，均值为834.2万吨。其经济价值区间为11.5亿~942.8亿元人民币，均值为51.6亿元人民币。其中，滨海湿地固碳总物质量为6.6万~15052.2万吨，均值为655.1万吨，其经济价值区间为0.406亿~931.7亿元人民币，均值为40.56亿元人民币；海洋固碳总物质量为179万吨，经济价值为11.08亿元人民币。结果表明，2019年，盐城市海洋蓝碳的经济价值占当年盐城市GDP(5702.26亿元)的0.2%~16.5%，占比均值为0.91%。该研究结果与以往研究结果一致[11, 12]。

6 结论

本研究基于盐城市海洋生态系统的结构和特征，将盐城市海洋蓝碳的核算边界定义为滨海生态系统（主要包括盐沼湿地）和海洋生态系统（包括浮游植物、藻类和海水贝类），将大气中的二氧化碳吸收、转化并储存到海底中的这部分碳，以及其中一部分从海洋向近海及大洋输出的有机碳，以经济学局部均衡理论为基础，首先核算单位海洋蓝碳物质质量，并利用碳交易价格作为海洋蓝碳的单位价格，将物质量与价值量相乘，得到单位海洋蓝碳经济价值，然后通过规模乘数效应，核算盐城市海洋蓝碳生态系统服务经济价值总量。为避免重复计算，我们只考虑最终流向人类的海洋蓝碳服务效益，而不考虑支持性的服务过程。研究表明，2019年，盐城市海洋蓝碳的经济价值占当年盐城市GDP(5702.26亿元)的0.91%。该研究可为其他海洋蓝碳生态系统服务价值评估提供借鉴。

参考文献

- [1]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.
- [2]中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋生态资本评估技术导则: GB/T28058—2011[S]. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2011.
- [3]自然资源部. 《中国海洋碳汇经济价值测算标准》拟于今年发布[EB/OL]. (2021-10-14)[2022-02-21]. https://www.mnr.gov.cn/dt/hy/202110/t20211014_2684710.html.

-
- [4] NELLEMANNC, CORCORANE, DUARTECM, et al. Bluecarbon: Theroleofhealthyoceansinbindingcarbon. Arapidresponseassessment [M]. Norway: BirkelandTrykkeri AS, 2009.
- [5] MCLEODE, CHMURAGL, BOUILLONS, et al. A blueprint for bluecarbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂ [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(10): 552-560.
- [6] DUARTECM, LOSADAIJ, HENDRIKSI, et al. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation [J]. *Nature Climate Change*, 2013, 3: 961-968.
- [7] LIANGC, SCHIMELJP, JASTROWJD. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage [J]. *Nature Microbiology*, 2017, 2: 17105.
- [8] 盐城市人民政府办公室. 盐城年鉴 (2020) [M]. 北京: 方志出版社, 2020.
- [9] 左雪燕, 窦志国, 蔡杨, 等. 江苏盐城滨海湿地优势植物功能性状分析 [J]. *湿地科学与管理*, 2019, 15(3): 59-62.
- [10] NIEW, GUOHY, BANWARTSA. Economic valuation of Earth's critical zone: Framework, theory and methods [J]. *Environmental Development*, 2021, 40: 100654.
- [11] COSTANZAR, D' ARGER, DEGROOTR, et al. The value of the world's ecosystems services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, 387: 253-260.
- [12] NIEW, GUOHY, LIG, et al. Economic valuation of Earth's critical zone: A pilot study of the Zhangxi Catchment, China [J]. *Sustainability*, 2020, 12(4): 1699.
- [13] 陈雪初, 戴雅奇, 黄超杰, 等. 上海鸚鵡洲湿地水质复合生态净化系统设计 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(20): 66-70.
- [14] 臧正. 滨海湿地生态系统与区域福祉的双向耦合关系研究: 以盐城为例 [D]. 南京: 南京大学, 2018.
- [15] 邵学新, 李文华, 吴明, 等. 杭州湾潮滩湿地 3 种优势植物碳氮磷储量特征研究 [J]. *环境科学*, 2013, 34(9): 3451-3457.
- [16] 郑姚闽, 牛振国, 宫鹏, 等. 湿地碳计量方法及中国湿地有机碳库初步估计 [J]. *科学通报*, 2013, 58(2): 170-180.
- [17] 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 [J]. *地球科学进展*, 2005(3): 359-365.
- [18] 唐启升, 刘慧. 海洋渔业碳汇及其扩增战略 [J]. *中国工程科学*, 2016, 18(3): 68-73.
- [19] KRAUSE-JENSEND, DUARTECM. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration [J]. *Nature Geoscience*, 2016, 9: 737-742.
- [20] AHMEDN, BUNTINGSW, GLASERM, et al. Can greening of aquaculture sequester bluecarbon? [J]. *Ambio*, 2017, 46: 468-477.
- [21] FIELD CB, BEHRENFELDMJ, RANDERSONJT, et al. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic

components[J]. Science, 1998, 281(5374):237-240.

[22] DAVIS JL, CURRIN CA, O' BRIEN C, et al. Living shorelines: Coastal resilience with a blue carbon benefit[J]. PLOS One, 2015, 10:e0142595.

[23] 江睿, 吴云超, 陈丕茂. 珠江口淇澳岛红树林湿地沉积物碳、氮分布研究[J]. 南方水产科学, 2021, 17(1):1-9.

[24] 柳林. 长江口湿地碳氮汇能力及其生态环境效应[D]. 上海: 华东师范大学, 2016.

[25] 刘大路, 石红才, 晏丰钰, 等. 湛江红树林湿地沉积物有机碳分布特征及影响因素[J]. 海洋开发与管理, 2019, 36(5):67-72.

[26] 梁威, 邵学新, 吴明, 等. 杭州湾滨海湿地不同植被类型沉积物磷形态变化特征[J]. 生态学报, 2012, 32(16):5025-5033.

[27] 王启栋. 基于放射性核素的山东半岛北部滨海湿地沉积环境演变与有机碳储库的讯息解析[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2016.

[28] 王淑琼, 王瀚强, 方燕, 等. 崇明岛滨海湿地植物群落固碳能力[J]. 生态学杂志, 2014, 33(4):915-921.

[29] 黎杨, 夏品华, 葛皓, 等. 高原湖泊湿地草海沉积物胞外酶与有机碳的时空动态[J]. 中国环境科学, 2017, 37(7):2723-2730.

[30] 张光星, 兰建新, 吴瑞, 等. 海南省红树林区大型底栖动物多样性的初步研究[J]. 热带农业科学, 2016, 36(11):37-42.

[31] 张敬, 牟德海, 杜金洲, 等. 过剩 ^{210}Pb 年代学的多种计算模式的比较研究[J]. 海洋环境科学, 2008(4):370-374.

[32] NAHLIKAM, FENNESSYMS. Carbon storage in US wetlands[J]. Nature Communications, 2016, 7:13835.

[33] 王启栋, 宋金明, 李学刚, 等. 昌邑滨海湿地沉积物的放射性核素水平与环境指示意义[J]. 环境科学, 2016, 37(8):3026-3033.

[34] 张立浩, 吴雨晴, 朱宗强, 等. 会仙喀斯特湿地沉积物的沉积速率[J]. 湿地科学, 2021, 19(2):255-260.

[35] 张云峰, 张振克, 陈影影, 等. 长江口启东嘴潮滩黏土矿物沉积特征及环境意义[J]. 南通大学学报(自然科学版), 2019, 18(1):35-41.

[36] 叶翔, 李靖, 王爱军. 珠江口淇澳岛滨海湿地沉积环境演化及其对人类活动的响应[J]. 海洋学报, 2018, 40(7):79-89.

[37] 张天雨. 崇明东滩湿地沉积物有机碳和总氮储量动态研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2016.

[38] 张经国. 乌梁素海湿地沉积物沉积速率和粒度变化特征及其环境演化研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2013.

[39] 张林波, 高艳妮. 生态系统价值核算与业务化体系研究[M]. 北京: 科学出版社, 2021.

[40]吴解, 刘晓凤. 瑞典碳排放税的成就、不足和启示[J]. 金融教学与研究, 2014(3):57-59.

[41]国家统计局. 2020年中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.