



大型海藻江蓠(*Gracilaria*)栽培碳汇潜力评估及甲烷减排情景分析

徐一凡^{1,2}, 刘焕平^{1,2}, 杨宇峰^{1,3}, 沈洪涛³, 张睿敏³, 王成^{1,2}, 黄志坚^{1,2}, 何建国^{1,2,4}, 贺志理^{1,2,4}, 颜庆云^{1,2,4*}

1. 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海), 珠海 519082;
2. 中山大学环境科学与工程学院/海洋科学学院/生命科学院, 广州 510006;
3. 暨南大学生命科学技术学院/管理学院/人与自然生命共同体重点实验室, 广州 510632;
4. 水产动物疫病防控与健康养殖全国重点实验室, 广州 510275

* 通讯作者, E-mail: yanqingyun@sml-zhuhai.cn

收稿日期: 2022-04-12; 收修改稿日期: 2022-12-20; 接受日期: 2022-12-23; 网络版发表日期: 2023-03-14
南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海)自主科研项目(编号: SML2021SP203)资助

摘要 大型海藻栽培碳汇是应对气候变化努力的重要组成部分, 其中江蓠属(*Gracilaria*)的龙须菜(*Gracilaria lemaneiformis*)、菊花心江蓠(*Gracilaria lichenoides*)等是中国主要栽培种类. 本研究利用2011~2020年《中国渔业统计年鉴》统计的中国江蓠栽培量, 提出了一种针对大型海藻净碳汇的核算方法. 进而通过差分自回归移动平均模型(ARIMA)对2021~2030年中国江蓠栽培净碳汇趋势进行了预测, 并运用情景分析法探讨了中国江蓠栽培固碳增汇和甲烷减排潜力. 基于栽培量核算中国2011~2020年江蓠栽培净碳汇约 $3.21\sim 9.24\text{wt a}^{-1}$, 逐年呈快速增长趋势, 因此江蓠栽培具有较大固碳增汇潜力; 预测2021~2030年江蓠栽培净碳汇将稳步上升, 将达 $7.78\sim 19.14\text{wt a}^{-1}$, 因此对“碳达峰”具有重要意义. 大型海藻栽培基准情景下, 江蓠栽培可形成“增汇-净水-经济”协同发展链条; 利用大型海藻生产绿色饲料情景下, 每吨江蓠还具有 $0.33\sim 0.68$ 吨碳(甲烷)减排潜力, 可形成“增汇-净水-经济-减排”陆海统筹增汇减排协同发展链条. 综上, 本研究提出了一种基于大型海藻的“绿色增殖-复合增效-甲烷减排”三位一体协同增汇减排新模式.

关键词 大型海藻, 江蓠, 碳汇, 增汇减排, 协同增效

1 引言

全球温室气体排放总量自工业革命以来不断攀升, 大大加剧了以气候变暖为代表的多方面影响(Jeffry等, 2021). 全球气候变暖已成为国际社会关注的热点,

通过《京都议定书》《巴黎协定》等国际公约, 多国已在低碳发展方向达成基本共识, 并已开始农、工、商等各领域采取了限产、绿色养殖等低碳措施. 2020年, 中国明确提出在2030年前实现“碳达峰”, 力争在2060年前实现“碳中和”. 有研究表明, 中国具备按计

中文引用格式: 徐一凡, 刘焕平, 杨宇峰, 沈洪涛, 张睿敏, 王成, 黄志坚, 何建国, 贺志理, 颜庆云. 2023. 大型海藻江蓠(*Gracilaria*)栽培碳汇潜力评估及甲烷减排情景分析. 中国科学: 地球科学, 53(5): 1039-1056, doi: 10.1360/SSTe-2022-0104

英文引用格式: Xu Y, Liu H, Yang Y, Shen H, Zhang R, Wang C, Huang Z, He J, He Z, Yan Q. 2023. Assessment of carbon sink potential and methane reduction scenarios of marine macroalgae (*Gracilaria*) cultivation. Science China Earth Sciences, 66(5): 1047-1061, <https://doi.org/10.1007/s11430-022-1053-3>

划实现“碳达峰”目标的政策潜力(Gallagher等, 2019). 基于温室气体二氧化碳(CO₂), 《联合国气候变化框架公约》将碳源定义为向大气排放CO₂的过程和活动, 碳汇则是使CO₂脱离大气的过程和活动. “双碳”政策背景下, 增加碳汇、降低碳源的绿色低碳路线已成为各行业发展共识, 并提出了多种碳增汇途径. 如将碳捕获、利用与封存(CCUS)技术作为关键工业碳汇技术应用于热力发电等领域, 但目前CCUS成本高, 能耗大等问题还有待进一步完善(Ye等, 2021; Zhai等, 2021). 而生物增汇方法具有技术可行、成本低等优势, 兼具生态修复、土壤改良等多重效益(连宾等, 2020; 陈顺洋等, 2021). 海洋在全球碳循环中发挥着关键作用, 其依托惰性溶解有机碳(RDOC)库的巨大储量, 具有固碳增汇的极大潜力(焦念志等, 2018). 海洋碳汇越来越受重视, 已成为生物增汇的重要阵地. 如海洋渔业养殖过程投食少、能耗低, 定期收获用于食用、饲料生产等, 间接地将大气中的CO₂固定并移出海洋, 呈现出较好碳汇潜力的碳汇渔业(肖乐和刘禹松, 2010)是海洋生物增汇极具潜力的方向. 大型海藻栽培是碳汇渔业的重要组成部分, 有藻体收获移出、微生物转化形成RDOC等多种固碳途径(张永雨等, 2017; 何培民等, 2021). 最新研究表明, 海带栽培水体中超过58%的溶解有机碳为RDOC, 可长久留存于海水中形成长期碳汇, 而且这些RDOC分子种类的大部分可能直接来源于海带(Li等, 2022). 中国大型海藻栽培产业规模居世界首位, 但栽培覆盖面积与陆地植物相比还很低, 仍有很大潜力(Buschmann等, 2017). 龙须菜(*G. lemaneiformis*)、菊花心江蕨(*G. lichenoides*)等是中国主要大型海藻栽培对象, 江蕨属年栽培产量在大型海藻中位居第二, 2019年产量鲜重约35万吨, 栽培面积9388公顷(农业部渔业渔政管理局, 2020). 江蕨栽培具有多重效益, 其藻体含碳量高, 平均碳含量指数(CCI)高达28.40%(Lapointe等, 1992); 并具有改善富营养化、控制藻华(Accoroni等, 2015; Wu等, 2015)等多重生态价值; 还具有琼胶生产、与鲍复合养殖等经济效益(戴晓娟等, 2021; 杨宇峰等, 2021).

对大型海藻栽培进行碳汇核算, 不仅可明确大型海藻的碳汇现状, 还可进而为碳增汇和海洋碳汇市场研究提供数据支撑. 有研究通过考虑各因素对大型海藻的影响来提高其碳汇核算准确度. 如王首吉等(2016)通过栽培实验和实地调查, 将龙须菜的碳汇周

期以周为单位进行计算获得9周的碳汇总量. 该方法适合固定区域小范围碳汇核算, 且实验过程复杂, 易受天气、人为干扰等偶然因素影响. 现有大型海藻栽培碳汇核算大多是以CCI指数为基础建立的理论计算方法. 如齐占会等(2012)利用CCI指数计算海藻藻体含碳量, 将其作为栽培碳汇核算出2009年广东省海藻栽培移出碳量为11万吨. 宋金明等(2008)、权伟等(2014)应用CCI指数法, 在不考虑藻体干重率情况下得出中国大型海藻栽培年平均固碳量为40万吨. 纪建悦和王萍萍(2014)在考虑藻体干重率情况下以CCI指数法核算得到中国2007~2012年海藻栽培碳汇约6.60~8.60wt a⁻¹. 这些方法简化了海藻栽培碳汇的核算要素, 仅考虑了收获藻体所带来的固碳潜力. 在CCI指数法基础上, 严立文等(2011)认为藻体栽培过程释放的生物碎屑进入海底也具有固碳潜力, 提出将颗粒有机碳(POC)和可溶性有机碳(DOC)纳入大型海藻固碳潜能估算, 发现2009年中国大型海藻释放的POC和DOC分别占固碳总量的19%和5%. 但是POC和DOC并非稳定存的碳形态, 最终要转化成RDOC、海底沉积碳、深海输送碳等形态才能成为真正的“固碳物”, 其余部分可能最终又回到大气. 此外, 大型海藻栽培过程中的碳源也需考虑. 如邵桂兰等(2019)在CCI指数法的基础上, 考虑了栽培过程渔船柴油消耗和电力消耗等碳源, 发现2008~2016年中国贝藻养殖中碳源量占碳汇总量比例的50%以上, 因此碳汇核算中不能忽视碳源的影响. 还有研究考虑了更多因素的碳汇核算方法, 如叶旺旺等(2021)提出以2年为界区分长、短周期碳汇, 两者相加后减去碳源量得到总碳汇, 并考虑将多种温室气体换算为CO₂排放当量. 但是关于长、短周期碳汇的界定尚无定论, 而且栽培碳汇的全程监测手段还不完善. 综上, 现有方法主要通过CCI指数法对大型海藻栽培碳汇进行核算, 藻体释放DOC和POC的固碳潜力的研究较少, 而且大型海藻栽培过程中的碳源常被忽视.

基于大型海藻栽培碳汇的核算结果, 对未来海藻栽培碳汇进行预测和评估, 将有助于认识相关行业的增汇潜力. 现有研究主要通过模型预测方法来对不同行业碳汇潜力进行评估, 退耕还林带来的碳汇增量受到广泛关注. 如周永锋等(2013)利用人工林生长历史数据, 通过拟合造林树种生长曲线, 估算西藏未来50年退耕还林碳汇潜力可达0.24TgC a⁻¹. 蔡丽莎等

(2009)通过对退耕还林面积和树种历史数据曲线拟合, 预计贵州省2050年退耕还林工程碳储量最高可达 71.25TgC a^{-1} . 针对碳汇渔业, 郭波(2015)在利用CCI指数法核算贝藻养殖碳汇基础上, 通过曲线拟合预计2025年中国贝藻养殖可吸收超过600万吨 CO_2 , 具有极大固碳增汇空间. 综上, 运用模型法对碳汇潜力进行预测是可行的, 虽然大型海藻碳汇潜力已引起重视, 但运用时间序列方法对大型海藻碳汇进行准确预测的报道很少.

情景分析法是一种常用的预测分析方法. “情景”一词最早于1967年提出, 主要用来指对未来可能发生客观事实的描述(Kahn和Wiener, 1967). 情景分析即通过将可能发生的多种客观事实描述为多种可能性, 对比分析这些可能情景下观测目标的变化趋势, 从而为现阶段决策提供参考. 碳汇量和碳减排的影响是多元的, 如个体数量、人为影响、气候变化等都可能引起总量变化, 因此要准确模拟各要素变化以预测碳汇量和碳减排十分复杂, 目前还很少报道. 应用情景分析法, 根据已有研究报道设定经验预测值作为预设情景, 再对碳增汇、碳减排潜力进行评估, 是便捷、可行的方法. 侯丽朋等(2016)通过情景分析法对郑州市各产业碳减排潜力进行预测, 发现相较于基准情景, 在高强度减排低碳情景下, 郑州市产业碳排放可提前8年实现碳达峰. 肖潇等(2012)通过设定游客不同交通工具情景, 发现旅游距离较远景区减少飞机出行可有效碳减排, 而距离较近景区增加公共交通可实现有效碳减排. 邵帅等(2017)通过动态情景分析, 发现基准情景和绿色发展情景下, 中国制造业碳排放于2030年前均将持续增加; 但在技术突破情景下, 制造业碳达峰可能于2024年提前实现. 也有研究通过情景分析法对碳汇增长潜力进行评估. 如Hurteau(2017)设定森林火灾发生概率1/50情景, 分析了火灾多发区未来100年的碳汇潜力. 张靖等(2016)发现湿地植被面积增加情景下, 乌审旗陆地生态系统碳增汇潜力最大. 聂昊等(2011)研究了不同森林管理措施情景下森林固碳潜力变化趋势, 发现纯林间种碳增汇效果最佳. 岳冬冬(2012)在CCI指数法基础上, 运用情景分析法预测提高栽培量、调整栽培结构是大型海藻栽培增汇的主要途径, 海带栽培比例增加可大幅提升海藻栽培碳汇. 然而, 现有针对大型海藻栽培的情景分析, 主要关注碳增汇潜力, 而综合考虑大型海藻栽培碳减排、碳增汇协同效

益的情景分析还鲜见报道.

本研究以中国主要栽培大型海藻江蕨为对象, 基于中国渔业统计年鉴、全国畜牧与农业普查结果, 以及现有文献报道等相关数据, 提出大型海藻栽培净碳汇概念, 建立一种考虑藻体收获碳量、藻体直接释放碳量、DOC转化形成RDOC带来的碳量、POC沉积于海底和向深海输送的碳量、海藻栽培渔船消耗碳源等综合影响大型海藻江蕨栽培碳汇的核算方法, 并对中国2011~2020年江蕨栽培净碳汇进行核算. 在此基础上, 通过ARIMA模型预测了中国2021~2030年江蕨栽培净碳汇. 结合ARIMA模型预测结果, 应用情景分析法探讨了基准情景和海藻绿色饲料情景下江蕨栽培的增汇减排潜力, 提出了一种基于大型海藻、经济水产和反刍动物绿色饲料的“绿色增殖-复合增效-甲烷减排”三位一体协同增汇减排新模式.

2 材料与方法

2.1 江蕨的栽培净碳汇核算

本研究提出了中国江蕨栽培净碳汇的一种核算边界(图1).

2.1.1 数据来源

本研究利用文献研究法获得基础数据. 主要根据历年《中国渔业统计年鉴》获得2011~2020年中国江蕨栽培量、栽培面积、海藻栽培渔船总功率、江蕨栽培量占海水养殖量比例等基础数据(表1)(农业部渔业渔政管理局, 2012~2021). 养殖渔船补助用油系数参考《国内机动渔船油价补助用油量测算参考标准》. 文中所用CCI指数、大型海藻干重率等参考已有文献报道.

2.1.2 藻体碳汇

大型海藻栽培中通过收获藻体可将其固定的 CO_2 从海洋移出. 虽然已有很多研究报道了大型海藻收获移除碳量带来的固碳价值, 但是大型海藻生长过程中以POC、DOC等形式释放部分光合固碳产物进入海洋, 其中部分DOC可转化为RDOC储存于海底, 部分DOC直接以RDOC的形式被释放(焦念志, 2012; 肖喜林等, 2020; Li等, 2022); 部分POC可沉积于海底和向深海输送, 上述部分固碳量不能通过大型海藻收获移

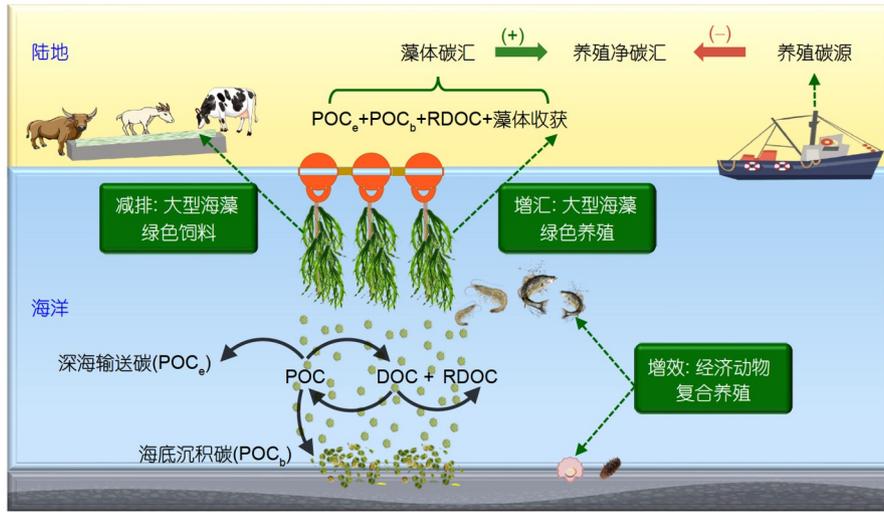


图 1 中国江蓠栽培净碳汇核算与增汇减排新模式示意图
RDOC, 惰性溶解有机碳; POC, 颗粒有机碳; DOC, 可溶性有机碳

表 1 2011~2020年中国江蓠栽培基础数据

年份	江蓠藻体碳汇基础数据		江蓠栽培碳源基础数据	
	栽培量 m_i (万吨)	栽培面积 S_i (m^2)	海洋养殖用船总功率 W_i (kW)	江蓠栽培碳源系数 n_i
2011	15.1359	66710000	1060125	0.033
2012	19.6778	82220000	999280	0.039
2013	24.6112	93980000	1042352	0.046
2014	26.2232	96970000	1051888	0.047
2015	27.0149	99120000	1066616	0.047
2016	28.6583	89090000	1045885	0.044
2017	30.8674	88100000	1020945	0.046
2018	33.0344	90200000	1042883	0.048
2019	34.8085	93880000	1006663	0.050
2020	36.8967	104590000	1052106	0.052

除, 在大型海藻藻体碳汇的核算中应予以考虑(Fan等, 2020)。综上, 考虑碳汇潜力核算的数据可获得性、计算方法可操作性, 本研究综合考虑藻体收获移除碳量、由释放进入水体和沉积物的DOC转化并固定于海底的RDOC、藻体直接释放RDOC、释放进入水体的POC沉积于海底和向深海输送的碳量, 对江蓠栽培的藻体碳汇量进行核算。

对江蓠移除碳汇量进行初步核算。由《中国渔业统计年鉴》取得江蓠年栽培收获总量数据, 为鲜重(t)。根据Gao和McKinley(1994)提出的干重估算方法, 并结合王首吉等(2016)、阎希柱等(2004)的报道, 选取大型

海藻江蓠鲜重含水率为85%, 即江蓠干重率为15%。干重率与江蓠年栽培收获量相乘得到藻体干重量(t)。La-pointe等(1992)、林贞贤等(2007)和隋海东等(2015)研究得到的江蓠CCI指数分别为28.40%(*G. tikvahiae*)、30.18%(*G. lemaneiformis*)、27.98%(*G. chouae*), 本研究选取27~30%作为本研究中江蓠CCI指数的范围。通过式(1)计算得到藻体收获移除碳汇量。

$$C_{hi} = m_i \cdot \omega_{dw} \cdot \omega_{CCI} \quad (1)$$

式中, C_{hi} 表示第*i*年收获江蓠移除碳汇量(t); m_i 表示第*i*年栽培江蓠的鲜重量(t); ω_{dw} 表示江蓠的干重率, 选取15%; ω_{CCI} 表示江蓠的CCI指数, 选取27~30%。

通过江蓼年光合固碳总量与藻体释放DOC占光合固碳总量比例相乘, 可得到藻体释放DOC的量. Li等(2022)近期发现海带栽培区水体中有85%的RDOC分子种类可能直接来自海带. 因此, 本研究提出RDOC形成系数以描述藻体最终形成的RDOC(包括藻体直接释放DOC中含有的RDOC和DOC转化形成的RDOC)占藻体释放DOC的比例. 将藻体释放DOC的量与RDOC的形成系数相乘, 即可得到江蓼产生RDOC量. Krause-Jensen和Duarte(2016)估算得到大型海藻释放DOC量约占光合固碳总量的23.33%. Chen等(2020)、Abdullah和Fredriksen(2004)通过实验, 分别得出大型海藻释放DOC占光合固碳总量的25.62%(*Sargassum henslowianum*)和26%(*Laminaria hyperborea*). 因此, 本研究藻体释放DOC占光合固碳总量比例范围选取23~26%. 最近关于大型海藻释放DOC形成RDOC的研究发现, 马尾藻属(*Sargassum*)释放DOC转化为RDOC的比例达56~78%(Watanabe等, 2020); 综合Gao等(2022)的研究结果, 藻体RDOC形成系数选取56%. 根据Krause-Jensen和Duarte(2016)研究结果, 取POC沉积于海底和向深海输送的碳量占光合固碳总量比例分别为1.3%和2.3%. 具体计算见公式(2)~(5):

$$C_{\text{RDOC}_i} = \alpha_{\text{DOC}} \cdot \alpha \cdot C_{i_i}, \quad (2)$$

$$C_{\text{POC}_{bi}} = \alpha_{\text{POC}_b} \cdot C_{i_i}, \quad (3)$$

$$C_{\text{POC}_{ei}} = \alpha_{\text{POC}_e} \cdot C_{i_i}, \quad (4)$$

$$C_{i_i} = S_i \cdot p, \quad (5)$$

式中, C_{RDOC_i} 表示第*i*年栽培江蓼过程释放可溶性有机碳形成的RDOC量(t); α_{DOC} 表示藻体释放DOC占光合固碳总量比例, 选取23~26%; α 表示藻体形成RDOC的形成系数, 选取56%; C_{i_i} 表示藻体光合固碳总量(t). 式(3)中, $C_{\text{POC}_{bi}}$ 表示第*i*年栽培江蓼过程释放POC沉积于海底的量(t); α_{POC_b} 表示POC沉积于海底的碳量占光合固碳总量比例, 选取1.3%. 式(4)中, $C_{\text{POC}_{ei}}$ 表示第*i*年栽培江蓼过程释放POC向深海输送的量(t); α_{POC_e} 表示POC向深海输送的碳量占光合固碳总量比例, 选取2.3%. 式(5)中, S_i 表示第*i*年中国江蓼栽培总面积(m^2); p 表示江蓼光合固碳量. 严立文等(2011)的研究发现, 人工栽培条件下的江蓼光合固碳量分别为 $1.8\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (*Gracilaria chilensis*)和 $3.68\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (*G. Tikvahitae*), 因此本研究选取估计值为 $2.5 \times 10^{-3} \text{t m}^{-2} \text{a}^{-1}$. 藻体碳汇量计算见公式(6):

$$C_{di} = (C_{hi} + C_{\text{POC}_{bi}} + C_{\text{POC}_{ei}} + C_{\text{RDOC}_i}) \cdot \chi, \quad (6)$$

式中, C_{di} 表示第*i*年中国江蓼的藻体碳汇量(t); χ 表示C与 CO_2 的转化系数, 选取3.67.

2.1.3 栽培碳源

大型海藻江蓼栽培过程中, 较少人工投料, 网箱养殖和筏式养殖是海洋养殖渔船的主要用途(徐皓等, 2011), 而大型海藻栽培主要应用筏式养殖, 因此江蓼栽培的主要碳源来自于海洋养殖用船作业. 我们提出的栽培净碳汇是在评估藻体碳汇基础上, 扣除栽培过程的渔船碳源影响, 以期更客观地评估江蓼栽培碳汇潜力. 本研究引入江蓼栽培碳源系数, 即江蓼第*i*年栽培量占当年以海洋养殖用船为主要养殖工具的水产品养殖量(网箱养殖、筏式养殖)的比例. 通过式(7)和(8)计算出江蓼栽培碳源(岳冬冬等, 2014).

$$X_i = W_i \cdot n_i \cdot \beta, \quad (7)$$

式中, X_i 表示海藻养殖渔船*i*年的燃油消耗量(t); W_i 表示海水养殖渔船第*i*年的总功率(kW); n_i 表示第*i*年江蓼栽培碳源系数; β 表示海洋养殖渔船油耗转化系数, 选取 $0.225(\text{t kW})$ (农业部办公厅, 2010).

$$C_{si} = X_i \cdot \lambda \cdot Q \cdot b \cdot \chi, \quad (8)$$

式中, C_{si} 表示第*i*年中国江蓼养殖的年碳源量(t); λ 表示柴油 CO_2 排放因子, 选取 $7.41 \times 10^{-5} \text{kg kJ}^{-1}$; Q 表示柴油平均低位发热量, 参照《中国能源统计年鉴2020》选取 $4.27 \times 10^4 \text{kJ kg}^{-1}$ (国家统计局能源统计司, 2021); b 表示碳氧化因子, 假设燃料在燃烧过程被完全氧化, 选取1.

2.1.4 栽培净碳汇

根据计算的藻体碳汇和栽培碳源, 按式(9)可计算得到栽培净碳汇量.

$$\text{TC}_i = C_{di} - C_{si}, \quad (9)$$

式(9)中, TC_i 、 C_{di} 、 C_{si} 分别表示第*i*年江蓼的栽培净碳汇量(t)、藻体碳汇量(t)、年碳源量(t).

2.2 基于ARIMA模型预测江蓼栽培净碳汇

2.2.1 ARIMA模型

一种时间序列 x_1, x_2, x_3, \dots 代表一系列与 t_1, t_2, t_3, \dots 时间点一一对应, 随时间推移而随机变化的同一种指标

值(孙冬璞和曲丽, 2021). 时间序列分析方法是基于随机过程理论等数学统计方法对时间序列进行分析, 探析其指标间关系、影响因素、变化趋势等特征规律, 并可辅助预测未来发展情况的一种方法(张鸣磊, 2017; 张鼎渊, 2021). 大型海藻江蕨的一组年栽培净碳汇数据是一种典型的时间序列, 通过时间序列分析的方法, 可以结合现有江蕨年栽培净碳汇历史数据, 对江蕨未来某个时期内的年栽培净碳汇进行预测. 最早提出的时间序列分析方法是用一种线性回归方程来模拟市场发展情况, 即最初的自回归(AR)模型(黎赫东, 2016). 经过近百年不断开发并完善了包括移动平均(MA)模型、向量自回归(VAR)模型和自回归移动平均(ARMA)模型等工具.

ARMA模型即自回归移动平均模型, 其形式为ARMA(p, q), p 代表最高自相关阶数, q 代表移动平均阶数. ARMA模型是自回归(AR)模型和移动平均(MA)模型的有机组合, 是针对平稳时间序列的一种常用分析方法(董宝伟等, 2021).

AR模型可以用式(10)表示:

$$X_t = \alpha_1 X_{t-1} + \alpha_2 X_{t-2} + \dots + \alpha_p X_{t-p} + \varepsilon_t. \quad (10)$$

当 $\alpha_p \neq 0, E(\varepsilon_t) = 0, \text{Var}(\varepsilon_t) = \sigma^2, E(\varepsilon_t, \varepsilon_s) = 0 (t \neq s), E(X_s, \varepsilon_t) = 0, \forall_s < t$ 时, 式(10)表示一个关于 X 的 p 阶自回归模型, $\alpha = \{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_p\}$ 为自回归系数, $\{\varepsilon_t\}$ 为白噪声.

MA模型可以用式(11)表示:

$$X_t = \beta_1 \varepsilon_{t-1} + \beta_2 \varepsilon_{t-2} + \dots + \beta_q \varepsilon_{t-q} + \varepsilon_t. \quad (11)$$

当 $\beta_q \neq 0, E(\varepsilon_t) = 0, \text{Var}(\varepsilon_t) = \sigma^2, E(\varepsilon_t, \varepsilon_s) = 0 (t \neq s)$ 时, 式(11)表示一个关于 X 的 q 阶移动平均模型, $\beta = \{\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_q\}$ 为移动平均系数, $\{\varepsilon_t\}$ 为白噪声.

引入滞后算子(Lag operator) L , 模型AR(p)、MA(q)的表达式可以分别转化为式(12)和(13)(罗娜, 2012):

$$\varepsilon_t = \left(1 - \sum_{i=1}^p \alpha_i L^i\right) \cdot X_t, \quad (12)$$

$$X_t = \left(1 + \sum_{i=1}^q \beta_i L^i\right) \cdot \varepsilon_t, \quad (13)$$

则一个阶数为(p, q)的模型ARMA(p, q)可以表示为式(14):

$$\left(1 - \sum_{i=1}^p \alpha_i L^i\right) \cdot X_t = \left(1 + \sum_{i=1}^q \beta_i L^i\right) \cdot \varepsilon_t. \quad (14)$$

中国是大型海藻栽培净碳汇最高的国家, 因大型海藻栽培的环境修复、经济价值等多重效益, 其栽培净碳汇呈上升趋势(王秀良等, 2020). 在这样的背景下, 本研究依托现有2011~2020年间中国大型海藻江蕨年栽培净碳汇核算结果, 对2021~2030年中国江蕨年栽培净碳汇进行预测, 所处理的时间序列数据具有非平稳特征, 无法应用一般的ARMA模型工具进行预测分析. ARIMA模型是ARMA模型针对非平稳时间序列的一种变型, 其形式转化为ARIMA(p, d, q), 先对时间序列进行 d 阶差分, 使其转化为平稳序列后, 再进入ARMA模型方法的计算步骤. 针对非平稳序列补充差分处理的步骤后, 形成阶数为(p, d, q)的模型ARIMA(p, d, q), 可以表示为式(15):

$$\left(1 - \sum_{i=1}^p \alpha_i L^i\right) \cdot (1-L)^d \cdot X_t = \left(1 + \sum_{i=1}^q \beta_i L^i\right) \cdot \varepsilon_t. \quad (15)$$

将核算得到的中国2011~2020年江蕨栽培净碳汇的边界数据作为历史数据, 栽培净碳汇低位核算值组成序列 $\{X_t\}$, 高位核算值组成序列 $\{Y_t\}$, 通过R语言工具, 对序列 $\{X_t\}$ 、 $\{Y_t\}$ 分别建立ARIMA模型, 通过内推预测得到2011~2020年中国江蕨栽培净碳汇低位、高位预测值, 与实际值比较, 分析模型预测的准确度; 通过外推预测对2021~2030年中国江蕨栽培净碳汇变化趋势进行分析, 预测江蕨栽培的固碳增汇潜力. ARIMA模型的建模分析过程可以分为四个主要步骤(图2).

2.2.2 平稳性检验与差分处理

ARIMA模型建立在随机时间序列平稳性假设成立的基础上, 因此首先对待分析时间序列进行平稳性检验. 通过样本的时间序列图进行平稳性检验, 可以较直观地对序列平稳性进行初步判断, 但存在较主观、粗糙等不足, 因此依据客观结果进行判断的DF检验(Dickey-Fuller Test)方法逐渐成为经典、常用的检验工具(乔舰, 2021). 针对现代时间序列特点和AR模型等分析方法的应用需要, Dickey和Fuller(1981)拓展提出了ADF检验(Augmented Dickey-Fuller Test), 适用于二阶平稳序列. 通过ADF检验法对序列 $\{X_t\}$ 、 $\{Y_t\}$ 进行单位根检验, 将单位根检验统计量均值与临界值进行比较, 序列 $\{X_t\}$ 、 $\{Y_t\}$ 检验 p 值分别为0.74和0.91, 均大于0.05的显著水平, 即不能拒绝存在单位根的原假设, 两个序列均为非平稳序列.

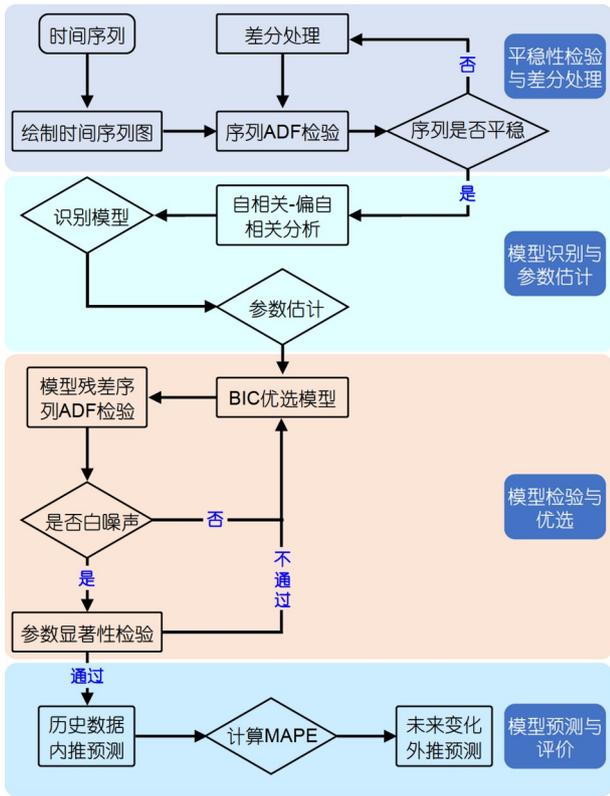


图2 差分自回归移动平均模型(ARIMA)预测分析流程图
ADF检验, 增广迪基-富勒(Augmented Dickey-Fuller)检验; BIC, 贝叶斯信息量准则; MAPE, 平均绝对百分比误差

按照ARIMA模型预测流程, 对原序列 $\{X_t\}$ 、 $\{Y_t\}$ 进行一阶差分处理, 得到序列 $\{X_{dt}\}$ 、 $\{Y_{dt}\}$, 经ADF检验均非平稳. 对原序列 $\{X_t\}$ 、 $\{Y_t\}$ 进行二阶差分处理, 得到序列 $\{X_{ddt}\}$ 、 $\{Y_{ddt}\}$, 经ADF检验显示序列 $\{X_{ddt}\}$ 非平稳, 序列 $\{Y_{ddt}\}$ 平稳. 对序列 $\{X_{ddt}\}$ 进行三阶差分, 得到序列 $\{X_{ddd}\}$, 经ADF检验平稳(表2). 则序列 $\{X_{ddd}\}$ 和 $\{Y_{ddt}\}$ 可分别进行ARIMA模型的识别分析.

2.2.3 模型识别与参数估计

通过自相关函数(ACF)与偏自相关函数(PACF)分析方法, 可以得到平稳序列 $\{X_{ddd}\}$ 、 $\{Y_{ddt}\}$ 的自相关-偏自相关分析结果(图3). 序列 $\{X_{ddd}\}$ 、 $\{Y_{ddt}\}$ 的自相关系数均在一阶显著大于二倍标准差范围, 从二阶开始在零附近、二倍标准差范围内小幅波动, 呈现一阶截尾特征; 而偏自相关系数均未超出二倍标准差范围, 在零附近小幅波动, 表现出拖尾特征. 根据模型识别规则(表3), 可将序列 $\{X_{ddd}\}$ 、 $\{Y_{ddt}\}$ 的预测分析模型形式

表2 序列ADF检验结果

检验序列	ADF值	p值	序列是否平稳
$\{X_t\}$	-1.57	0.74	否
$\{Y_t\}$	-1.04	0.91	否
$\{X_{dt}\}$	0.45	0.99	否
$\{Y_{dt}\}$	0.55	0.99	否
$\{X_{ddt}\}$	-2.98	0.20	否
$\{Y_{ddt}\}$	-3.58	0.04	是
$\{X_{ddd}\}$	-4.97	0.01	是

匹配为ARIMA(0, 2, q).

在确定模型形式为ARIMA(0, 2, q)的基础上, 从1~5的范围内选取阶数q估计值, 进行模型优选, 避免因阶数过高导致的过拟合风险(何正斌等, 2019; 王卞和李建文, 2021). 由上述步骤, 可以估计得到5个形式分别为ARIMA(0, 2, 1)、ARIMA(0, 2, 2)...ARIMA(0, 2, 5)的模型, 作为序列 $\{X_t\}$ 、 $\{Y_t\}$ 预测分析的待选模型.

2.2.4 模型检验与优选

通过贝叶斯信息量准则(BIC)可以对待选ARIMA模型进行优选, 最优模型的阶数p与q使BIC取最小值(尹温硕等, 2018). BIC可定义为式(16):

$$BIC = \ln(\hat{\sigma}_{pq}^2) + \frac{\ln[n(p+q+1)]}{T}, \quad (16)$$

式中, $\hat{\sigma}_{pq}^2$ 为模型阶数为p、q时的误差方差, n为模型非零参数的个数, T为时间序列长度. 根据BIC优选结果(表4), ARIMA(0, 2, 1)对序列 $\{X_t\}$ 和 $\{Y_t\}$ 均为BIC取值最小的模型选择, 为预测分析的最佳模型.

对优选模型残差序列进行白噪声检验可以验证拟合模型提取信息是否充分. 拟合度较好的模型残差序列为白噪声序列, 表示其可以有效、充分地提取原始数据中的信息; 相反, 如残差序列不能通过白噪声检验, 则表明残差序列中还有信息未充分提取, 模型拟合不佳(石韵, 2020). 模型ARIMA(0, 2, 1)的残差序列白噪声检验显示, 在五阶延迟下, 应用于序列 $\{X_t\}$ 和 $\{Y_t\}$ 的LB统计量P值均远大于0.05, 则可以认为, 在95%的置信水平下不能拒绝原假设, 残差序列为白噪声, 均可以通过检验, 这表明模型ARIMA(0, 2, 1)已充分提取了序列 $\{X_t\}$ 和 $\{Y_t\}$ 的信息, 拟合情况较好.

若拟合模型的参数均不显著非零, 则模型无意义.

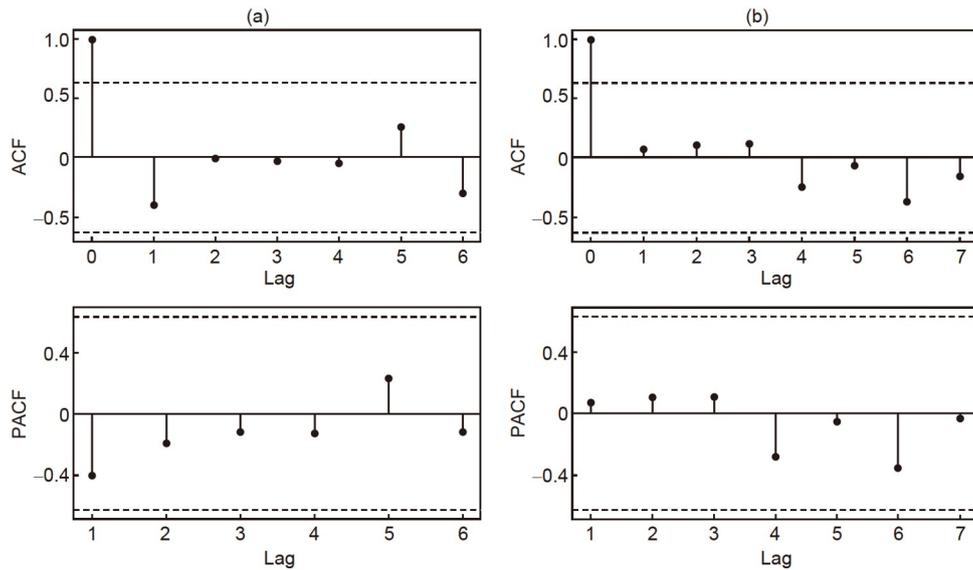


图3 自相关(ACF)-偏自相关分析(PACF)结果
(a) 序列{X_t}分析结果; (b) 序列{Y_t}分析结果

表3 ARIMA模型识别规则

自相关系数	偏自相关系数	模型类型识别
截尾	拖尾	ARIMA(0, d, q)
拖尾	截尾	ARIMA(p, d, 0)
拖尾	拖尾	ARIMA(p, d, q)

表4 序列{X_t}、{Y_t}ARIMA模型BIC优选结果

待选模型	序列{X _t }BIC	序列{Y _t }BIC
ARIMA(0, 2, 1)	169.29	170.23
ARIMA(0, 2, 2)	170.59	171.62
ARIMA(0, 2, 3)	171.46	172.06
ARIMA(0, 2, 4)	173.45	174.10
ARIMA(0, 2, 5)	175.45	175.95

通过R语言工具对拟合模型参数进行估计时, 其未进行参数显著性检验, 默认输出的参数均显著非零, 因此需要单独通过计算参数*t*统计量的*P*值, 进而对模型参数进行显著性检验. 优选模型ARIMA(0, 2, 1)的参数显著性检验显示, 应用于序列{X_t}、{Y_t}的模型ARIMA(0, 2, 1)均各有一个参数且显著非零, 通过检验. 综上, 选定模型ARIMA(0, 2, 1)作为最优模型工具, 用于中国江蕨年栽培净碳汇预测分析.

2.2.5 模型预测与评价

通过式(17)计算模型的平均绝对百分比误差(MAPE), 可以对模型预测的准确度进行评价(王冬冬, 2019).

$$MAPE = \frac{1}{N} \cdot \sum_{t=1}^N \left| \frac{X_t - \bar{X}_t}{X_t} \right| \times 100\%, \quad (17)$$

式中, *N*为样本总量, *X_t*为*t*年中国江蕨年栽培净碳汇核算得到的实际值, \bar{X}_t 为*t*年中国江蕨年栽培净碳汇预测值.

通过模型ARIMA(0, 2, 1)对2011~2020年中国江蕨栽培净碳汇进行内推预测, 与实际栽培净碳汇进行比较分析, 计算得到模型ARIMA(0, 2, 1)对序列{X_t}、{Y_t}进行预测的MAPE分别为6.55%和5.29%, 根据MAPE评价标准(表5), 可判断模型拟合准确度为“高度拟合”, 效果较好, 即ARIMA(0, 2, 1)适合应用于中国江蕨年栽培净碳汇的预测分析.

2.3 江蕨栽培增汇减排潜力的情景设定

基于前文对2011~2020年中国江蕨年栽培碳汇的核算和2021~2030年中国江蕨年栽培碳汇的预测结果, 本研究应用情景分析法, 分析江蕨栽培在不同情景下展现出的固碳增汇、治污减排等多重效益, 对比不同

表5 平均绝对百分比误差(MAPE)评价标准

MAPE	预测准确度
<10%	高度拟合
10~20%	良好
21~50%	适中
51~100%	较差

情景下的增汇减排潜力。

2.3.1 基准情景

为分析中国江蕨栽培的固碳增汇潜力基础, 定义以下情景为基准情景: 中国江蕨栽培净碳汇的变化趋势与前文ARIMA模型预测结果一致, 没有发生其他可能影响江蕨栽培净碳汇的改变。

2.3.2 海藻饲料情景

在分析了我国江蕨栽培的固碳增汇潜力的基础上, 为进一步分析我国江蕨栽培增汇减排协同效益, 定义以下海藻饲料情景: 在江蕨栽培净碳汇的变化趋势与ARIMA模型预测结果一致前提下, 将单位质量(t)的江蕨作为添加剂用于反刍动物养殖饲料生产。

大型海藻江蕨因蛋白质含量和氨基酸含量较高而具有良好的饲料营养价值(林建云等, 2013)。反刍动物排放甲烷(CH₄)加剧温室效应问题一直受到学界的广泛关注, 超过食入饲料总能量的1.1%以肠道甲烷排放的形式流失(Moraes等, 2014; 贾鹏等, 2021)。奶牛、肉牛和羊是中国养殖的主要反刍动物种类, 将大型海藻用作反刍动物养殖的饲料添加剂时, 其所含的三溴甲烷等关键成分可在保障其生长, 甚至增产的同时减少甲烷排放, 进而有效减少碳排放(Li等, 2011)。Li等(2018)在羊饲料中添加3%的红藻, 发现可使羊CH₄排放量减少达80%, 但Tomkins等(2009)研究发现牛羊饲料中的大型海藻添加量超过1%时, 会影响牛羊进食的适口性。Kinley等(2020)降低了海藻添加比例, 在牛饲料中分别添加0.1%和0.2%的紫衫状海门冬(*Asparagopsis taxiformis*), 发现在不影响牛各项生长机能和牛肉肉质的情况下, CH₄排放量分别减少了40%和98%; 奶牛的动物肠道发酵CH₄排放因子高于其他主要反刍动物种类(国家发展改革委应对气候变化司, 2011), Roque等(2019)在奶牛饲料中添加了1%的刺海门冬(*Asparagopsis armata*), 使奶牛CH₄排放量减少了50%。

Stefenoni等(2021)按梯度设置紫衫状海门冬添加比例, 发现在0.5%的比例下, 实验组奶牛CH₄排放减少了65%。综合已有研究报道, 本研究提出一种大型海藻江蕨作为反刍动物饲料添加剂的CH₄减排量估算方法, 如式(18)~(20)所示, 江蕨饲料指添加了一定比例江蕨的反刍动物饲料。

$$T_f = a \cdot n^{-1}, \quad (18)$$

式中, T_f 表示江蕨饲料年生产总量(t); a 表示单位质量的江蕨(t); n 表示江蕨饲料中江蕨的平均添加比例, 考虑到估算方法未考虑江蕨饲料生产中的原料损耗, 选取满足适口性的最大添加比例1%; 则 $T_f=100$ 吨。

$$D_m = c \cdot m \cdot M, \quad (19)$$

式中, D_m 表示通过江蕨饲料饲养的反刍动物个体年碳减排量(t a⁻¹); c 表示CH₄碳含量系数, 取75%; m 表示江蕨饲料饲养的反刍动物平均CH₄减排比例, 现有研究报道的反刍动物平均CH₄减排比例呈现出较大差异(Min等, 2021), 考虑保守取值为50%; M 表示普通饲料饲养的反刍动物个体平均CH₄年排放量, 结合国家发展改革委应对气候变化司《省级温室气体清单编制指南(试行)》的推荐值, 奶牛选取0.0881 t a⁻¹、肉牛选取0.0529 t a⁻¹、羊选取0.00855 t a⁻¹(国家发展改革委应对气候变化司, 2011)。

$$T_d = \left(\frac{T_f}{f} \right) \cdot D_m, \quad (20)$$

式中, T_d 表示单位质量的江蕨用于江蕨饲料生产带来的碳减排潜力(t); f 表示一头反刍动物平均年食用饲料量(t)。青贮料是肉牛、奶牛的主要饲料种类, 饲喂量可达日粮总量的75%(董朝民, 2020), 王勇刚(2017)、李宪华(2017)和夏刚峰(2021)指出了奶牛和肉牛的青贮料年饲喂量分别约为5.5吨(奶牛)和4.6吨(肉牛)。据此推算, 选取肉牛和奶牛的平均年食用饲料量为7.3吨(奶牛)和6.1吨(肉牛)。羊平均年食用饲料量参照马臣(2019)的饲喂方法, 选取0.47吨。

3 结果分析

3.1 中国2011~2020年江蕨栽培净碳汇核算

利用中国江蕨栽培的各项基础数据, 通过上述各式, 核算得到2011~2020年中国江蕨藻体碳汇、栽培

碳源和栽培净碳汇(表6)。2011~2020年中国江蕨栽培的藻体碳汇中, RDOC量占有较大比重, 对藻体碳汇的贡献均超过了藻体移除碳汇量, 这表明在大型海藻栽培中, 由藻体形成RDOC带来的碳汇效益较高, 在大型海藻固碳增汇效益核算中有相当的比重, 不能被忽视。此外, 栽培碳源抵消了一大部分江蕨藻体的固碳增汇效益, 表明在大型海藻增栽培过程中, 应关注人为影响带来的碳排放风险, 开拓更加绿色的栽培路径。此外, 从2011~2020年中国江蕨栽培净碳汇的核算结果显示, 中国江蕨栽培净碳汇基数高, 具有较大的固碳效益, 且江蕨栽培净碳汇呈现出快速、稳定增长趋势(图4), 体现出了良好的增汇潜力, 具有进一步推动绿色增栽培的碳汇价值。

3.2 2021~2030年中国江蕨栽培净碳汇预测

为便于观察中国江蕨栽培净碳汇的发展趋势, 选取模型ARIMA(0, 2, 1)在85%置信区间内, 预测结果最小值和最大值的中位值为基础(表7)绘制2011~2030年中国江蕨栽培净碳汇预测图(图5)。2011~2020年中国江蕨栽培净碳汇的预测值与实际值的曲线总体上较接近, 重合度较好, 预测效果初步观测较好。由于江蕨净碳汇是江蕨栽培产量、市场需求、环境变化等各因素的综合反映, 主要是基于2011~2020年江蕨栽培净碳汇数据建立预测模型, 并以此预测2021~2030年江蕨栽培净碳汇, 预测结果可能会与实际存在一定差异。其中, 2013年中国江蕨栽培净碳汇预测值与实际核算值

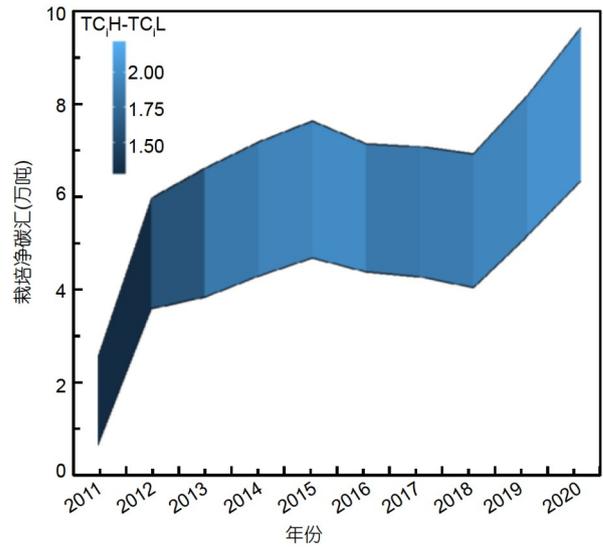


图4 2011~2020年中国江蕨栽培净碳汇

的误差相对较大, 推测原因为2011~2012年间, 中国江蕨增栽培量较大, 栽培净碳汇出现较大幅度上升, 影响了模型对2013年栽培净碳汇的预测。2013年后, 栽培净碳汇增长幅度相对稳定, 模型拟合效果稳定, 预测值与实际核算值没有较大幅度的偏离。2021~2030年中国江蕨栽培净碳汇可能以较高的增幅逐年稳步上升, 预计到2030年, 中国江蕨年栽培净碳汇最高可达19.14万吨, 超过2020年中国江蕨栽培净碳汇高位核算值的两倍。综上, 中国江蕨栽培呈现出了较大的固碳增汇潜力, 对中国海洋碳汇具有较好的正向促增长作用。

表6 2011~2020年中国江蕨栽培净碳汇核算结果

年份	江蕨藻体碳汇(万吨)					江蕨栽培碳源 C_{st} (万吨)	江蕨栽培净碳汇 TC_i (万吨)
	藻体移除碳汇 C_{hi}	RDOC量 C_{RDOC_i}	海底沉积碳 $C_{POC_{bi}}$	深海输送碳 $C_{POC_{ei}}$	藻体碳汇 C_{di}		
2011	2.25~2.50	7.88~8.91	0.80	1.41	12.34~13.61	9.13	3.21~4.48
2012	2.92~3.25	9.72~10.98	0.98	1.74	15.36~16.95	10.17	5.19~6.78
2013	3.66~4.06	11.11~12.55	1.12	1.98	17.87~19.72	12.51	5.35~7.21
2014	3.90~4.33	11.46~12.95	1.16	2.05	18.56~20.49	12.90	5.66~7.59
2015	4.02~4.46	11.71~13.24	1.18	2.09	19.00~20.98	13.08	5.92~7.89
2016	4.26~4.73	10.53~11.90	1.06	1.88	17.73~19.58	12.01	5.72~7.57
2017	4.59~5.10	10.41~11.77	1.05	1.86	17.91~19.78	12.26	5.65~7.52
2018	4.91~5.46	10.66~12.05	1.08	1.90	18.55~20.48	13.06	5.48~7.42
2019	5.17~5.75	11.09~12.54	1.12	1.98	19.37~21.39	13.14	6.23~8.25
2020	5.48~6.09	12.36~13.97	1.25	2.21	21.30~23.52	14.28	7.02~9.24

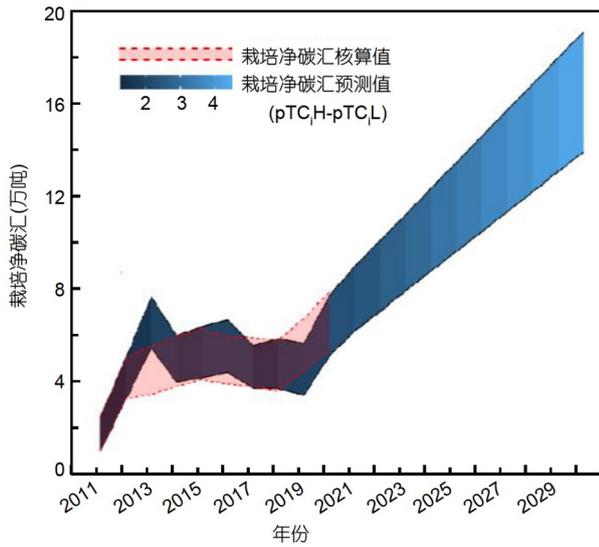


图5 2011~2030年中国江蓠栽培净碳汇预测图

3.3 江蓠栽培增汇减排潜力分析

3.3.1 基准情景

根据前文预测结果(表7)及预测图(图5), 可对基准

情景下中国江蓠栽培的固碳增汇潜力进行分析。中国江蓠栽培净碳汇在2011~2020年间总体呈现上升趋势, 在个别年份仍存在上下波动, 而在2021~2030年间, 中国江蓠栽培净碳汇将以更加稳定的增长趋势持续上升; 中国江蓠栽培净碳汇在2021~2030年间增速较快, 年平均增速可达0.77万吨(低位)和1.00万吨(高位), 超过2020年中国江蓠栽培净碳汇高位核算值的10%, 这部分碳汇量的增加, 可能将大幅提升中国大型海藻栽培特别是江蓠栽培净碳汇对海洋碳汇的总体贡献度, 助力中国尽早实现碳达峰、碳中和; 2020年中国江蓠栽培净碳汇为7.02~9.24万吨, 预测结果显示2030年将增长超过两倍, 达到14.57~19.14万吨, 可以充分应用海洋碳库的潜力, 有效平衡CO₂排放。

3.3.2 海藻饲料情景

在海藻饲料情景下, 每吨江蓠用于反刍动物奶牛、肉牛、羊饲料生产, 因江蓠添加带来的反刍动物甲烷减排效益, 分别可形成0.45、0.33和0.68吨的碳减排潜力(表8)。由此可见, 虽然在三种反刍动物中, 奶

表7 2011~2030年中国江蓠栽培净碳汇预测分析结果

年份	江蓠栽培净碳汇低位核算值(万吨)	江蓠栽培净碳汇低位预测值(万吨)	江蓠栽培净碳汇高位核算值(万吨)	江蓠栽培净碳汇高位预测值(万吨)	平均绝对百分比误差(MAPE)
2011	3.21	3.20	4.48	4.48	
2012	5.19	5.19	6.78	6.78	
2013	5.35	7.14	7.21	9.07	
2014	5.66	5.82	7.59	7.61	
2015	5.92	5.99	7.89	7.96	
2016	5.72	6.19	7.57	8.20	
2017	5.65	5.60	7.52	7.23	
2018	5.48	5.58	7.42	7.48	
2019	6.23	5.33	8.25	7.32	
2020	7.02	6.83	9.24	9.11	6.55%(低位) 5.29%(高位)
2021	-	7.78	-	10.23	
2022	-	8.53	-	11.22	
2023	-	9.29	-	12.21	
2024	-	10.04	-	13.20	
2025	-	10.80	-	14.19	
2026	-	11.55	-	15.18	
2027	-	12.31	-	16.17	
2028	-	13.06	-	17.16	
2029	-	13.82	-	18.15	
2030	-	14.57	-	19.14	

表 8 海藻饲料情景碳减排潜力分析

江蓠使用加量(t)	饲料种类	CH ₄ 减排量(t)	碳减排潜力(t)
1	奶牛饲料	0.60	0.45
1	肉牛饲料	0.43	0.33
1	羊饲料	0.91	0.68

牛、肉牛的单头年CH₄排放量远多于羊,但因奶牛养殖过程中饲料量需求大,在大型海藻用量相同的情况下,制作羊海藻饲料的碳减排潜力最终大于牛海藻饲料。该结果启示了大型海藻饲料的碳减排路径发展方向:即应考虑不同反刍动物养殖的饲料消耗量,推动大型海藻饲料碳减排潜力更加高效提高。

4 讨论

4.1 江蓠栽培增汇基准情景分析

基准情景下,中国江蓠栽培的固碳增汇潜力前景良好,主要有两方面原因:一方面是政策支持力度不断加大。在碳达峰、碳中和国家战略实施的背景下,海洋碳汇得到了越来越多的关注,大型海藻栽培作为海洋碳汇的重要组成部分,政策倾斜、支持带来的增栽培形成的增汇潜力是可预见的。在适于栽培海藻的沿海地区,大型海藻因其具有固碳增汇、水质净化(Wei等, 2019)、缓解富营养化(Wu等, 2017; Duan等, 2019)等环境价值且兼具经济效益,成为了地方政府大力推广的海水养殖对象。地方政府通过“技术研发-栽培推广-产品研制”的生产链条,同时关注大型海藻增栽培和栽培设施减排,设立设施改造升级专项资金等补贴项目,广泛引导养殖户增栽培大型海藻,同时还设立生产风险保费补贴资金,可保障养殖户栽培大型海藻的基本收益。另一方面是实现江蓠栽培综合效益宣传推广。参照桑沟湾综合养殖模式(Sun等, 2020),江蓠栽培具有“环境-经济-社会”三重综合效益,环境效益体现在固碳增氧、净化水质、提供生物栖息地等方面(Huo等, 2012);经济效益上可直接出售用于食用、琼胶生产或用于与牡蛎(*Alectryonella plicatula*)、鲍属(*Haliotis*)生物等经济动物复合养殖(Lin等, 2020);社会效益则带动了地方就业和海水养殖产业发展,并通过大型海藻规模栽培和产业模式规范形成海岸景观,带动了地方旅游业发展。在沿海地区对江蓠栽培“环境-经济-社会”三重综合效益的宣传科普力度不断加

大,有效引导养殖户升级增栽培生产设施。

基准情景下,中国江蓠栽培净碳汇的增加,形成了“增汇-净水-经济”的协同发展链条。江蓠栽培净碳汇的增加是栽培过程碳汇增加与栽培碳源减少的复合效益,栽培碳汇增加主要来源于增栽培,这不仅促进固碳增汇,还可以增加江蓠对海水的环境效益——促进净水,增加江蓠对地方经济的贡献度——促进经济;而栽培碳源的减少主要源自海水栽培生产活动中渔船和栽培实施的升级换代,节能减排已成为中国绿色养殖发展趋势,国家政策推动力度也不断加大(黄一心等, 2021),大型海藻栽培带来的污染和碳排逐渐减少——促进增汇和净水,海水治污投入相应减少——促进经济。

4.2 海藻饲料减排潜力情景分析

虽然只有少数几种大型海藻作为缓解反刍动物甲烷排放的饲料添加剂,但是近年来大型海藻具备的缓解甲烷排放的潜能受到了越来越多的关注。大型海藻体外瘤胃发酵试验发现有些种类缓解甲烷排放的效果可达90%以上(Machado等, 2014; 李帅等, 2022)。在海藻饲料情景下,江蓠可用于反刍动物饲料添加(林建云等, 2013)。在发挥江蓠固碳增汇效益的同时,提供了一条潜力较大的海藻饲料碳减排路径。在当前的碳中和、碳达峰国家战略背景下,海藻饲料情景展示的路径将会受到更为广泛的关注,在国家政策支持幅度提升的同时,技术研发投入也会相应提高,升级改进后的海藻饲料可能完善适口性等问题,在不影响肉畜产肉、奶牛产奶等生产需要的情况下,进一步增加大型海藻饲料添加量,使海藻饲料带来的甲烷等温室气体减排潜力逐渐提升。在碳交易市场逐步完善的背景下,海藻饲料所具有的碳减排潜力可能促进研发、生产、销售全链条的企业尽早实现碳达峰、碳中和,提升碳减排带来的碳交易价值。未来的基准情景分析得出中国江蓠具有进一步增栽培的可能性,由于区域性饮食文化差异,推广食用江蓠可能存在一定难度,而海藻

饲料情景提出的路径,在固碳增汇的同时发挥出大型海藻的碳减排潜力,可能成为江蓼增栽培后的一条可行的产量消化途径。

海藻饲料情景下,中国江蓼栽培在净碳汇不断增加的同时,通过将江蓼以一定比例加入反刍动物饲料,促进反刍动物 CH_4 排放量降低(Sun等, 2022),开拓了江蓼的碳减排潜力,形成了“增汇-净水-经济-减排”的陆海统筹协同发展链条。江蓼用于海藻饲料的生产,一方面具有碳减排的潜力;另一方面,促进了海藻饲料产业发展,在减少反刍动物 CH_4 排放的过程中,还具有促进产奶(Singh等, 2017)、预防疾病(张延利等, 2011)等改善生产性能的效益,提高单位质量饲料的饲养产值,促进经济发展。

4.3 大型海藻增汇减排的新模式

本文提出一种以大型海藻为中心,鱼、虾、贝等经济动物和反刍动物构成的“绿色增栽培-复合增效-减排饲料”协同增汇减排新模式(图1)。增加大型海藻栽培产量是提高大型海藻增汇减排效益的根本性方法,尽快在环境承载量范围内实现增栽培,可以为后续的各项技术突破、方法创新提供坚实、足够的大型海藻栽培量基数支撑。在增栽培过程中,通过技术改进、设备更新、环保材料等降低人为碳源影响,特别是对老旧、大排量养殖渔船进行保养、换代,减少大型海藻栽培过程中的碳源,实现绿色增栽培。同时,在增栽培的过程中,进一步优化大型海藻与鱼、虾、贝、海参等经济动物复合养殖方法,充分发挥复合养殖优势,实现大型海藻与经济动物复合养殖协同增效,在固碳增汇的同时,产生了水环境修复(Hadley等, 2016)、产出效益提高(Namukose等, 2016)等多重协同效益,实现“复合增效”。大型海藻藻体收获后,可作为添加剂向反刍动物饲料产业供给,生产反刍动物大型海藻饲料,发挥其促进 CH_4 减排作用,实现反刍动物养殖碳减排。通过海藻饲料构筑大型海藻碳减排潜力,即实现了“饲料减排”。本研究在江蓼栽培净碳汇核算中,对江蓼CCI指数、DOC和POC释放比例、RDOC形成系数等均参考现有报道,仍需通过进一步实验验证关键系数的准确性,以进行更加精确的栽培净碳汇核算。未来可通过全生命周期碳足迹分析(Aitken等, 2014)等方法,进一步完善大型海藻栽培过程中的碳汇核算边界,逐渐探明全过程碳源量,核算更加准确的栽培净碳汇。

4.4 未来发展建议

为进一步强化大型海藻增汇减排协同增效的潜力,从碳中和、碳达峰国家战略的背景出发,基于大型海藻江蓼栽培净碳汇核算和预测分析的研究结果,本研究针对大型海藻栽培产业发展,提出以下5点建议。

4.4.1 引导大型海藻绿色增产,推广复合养殖协同增效

当前,中国仅有约0.3%的近海海域用于大型海藻栽培(焦念志等, 2021),基于大型海藻栽培表现出的增汇减排潜力及其主要固碳方式,引导沿海适宜区域推广大型海藻栽培,在产量上创造新的突破,是充分利用大型海藻碳价值,增加海洋碳汇,助力碳中和、碳达峰目标尽早实现的关键措施。在大型海藻增栽培的过程中,应注意规避栽培面积扩大带来的潜在环境影响以及进一步引发的藻华问题(Liu等, 2021),设立栽培设施维护升级专项资金,推动养殖渔船升级换代;加大技术研发支持力度,提高柴油动力渔船的能源利用效率;完善政策法规对养殖渔船、栽培设施排放的限制性规定,减少栽培碳源及污染物的产生,保障栽培净碳汇和综合生态价值有序增长。大型海藻与鱼、虾、贝及海参等经济动物复合养殖具有增加碳汇,修复水体等多重环境效益,同时,大型海藻栽培经济收益有限是推动增栽培的主要负面因素之一,而藻与经济动物复合养殖可能是解决养殖收益问题、提高沿海区域养殖积极性的有效方案,推广复合养殖可探索增汇减排增收的协同增效路径。

4.4.2 开展海水-沉积物界面碳流分析,探明海洋储碳机制

大型海藻在生长过程中向海水中释放的DOC、POC中,有部分最终转化产生RDOC、海底沉积碳、深海输送碳并稳定储存,成为“真正的海洋碳汇”中的一部分,是大型海藻栽培净碳汇的重要组成部分。设立专项科研经费,开展海水-沉积物界面碳流分析,重点攻关大型海藻参与海洋“DOC-POC-RDOC”固碳储碳机理,特别是解决量化分析大型海藻形成RDOC、海底沉积碳、深海输送碳实现海洋储碳的问题,探明大型海藻栽培中的海洋储碳机制,推动大型海藻栽培净碳汇核算方法进一步精准化,为大型海藻栽培全过程中的碳增汇提供技术支撑。

4.4.3 推广反刍动物海藻饲料, 强化陆海统筹减排增效

本研究分析了江蓠栽培在海藻饲料情景下的减排潜力, 指明大型海藻栽培在固碳增汇的同时, 具有较高的减碳排效益. 已有研究报道了紫衫状海门冬(*A. taxiformis*)等藻种用作大型海藻饲料的促 CH_4 减排能力(Stefenoni等, 2021). 在前期研究基础上, 可依托高校、重点实验室、饲料生产企业等“产学研”协同研究基地, 进一步量化分析中国大型海藻主要栽培种类生产大型海藻饲料的促 CH_4 减排能力具体差异, 筛选出适合中国推广应用的大型海藻饲料原料种类, 结合适口性、产奶效益、产肉效益等反刍动物生产需要, 明确大型海藻最优添加比例, 制定规范化大型海藻饲料生产标准, 广泛引导应用大型海藻反刍动物饲料, 还可以通过微生物组学等方法, 从微观视角探明大型海藻饲料促进反刍动物瘤胃 CH_4 减排的机理, 筛选出影响 CH_4 减排效益的主要微生物种类, 探索提升减排效益. 同时, 探索拓宽海藻能源等海藻增汇减排新应用途径(Pugazhendi等, 2022; Shlosberg等, 2022), 强化陆海统筹的增汇减排综合增效路径.

4.4.4 开展大型海藻产业全生命周期评价, 精准提升全链条环境效益

综合生态学、环境科学等学科的技术理论, 运用环境经济学研究方法, 对大型海藻栽培产业开展全生命周期评价, 结合碳足迹、氮足迹等分析方法, 探析大型海藻栽培“从摇篮到坟墓”的全过程环境效益和环境影响, 特别是碳增汇减排效益. 对大型海藻栽培产业进行全过程解析, 可通过技术研发、工艺升级、原料替换等方法, 对存在污染物排放、碳排放风险的环节精准施策, 减少环境负效益; 对具有环境修复、增汇减排价值的环节扩大空间, 提升环境正效益, 实现大型海藻栽培全产业增汇减排同向施力, 精准提升全链条环境净效益.

4.4.5 开发大型海藻绿色金融工具, 促进环境经济协调发展

在大型海藻栽培产业全生命周期碳足迹、碳指纹等分析研究的基础上, 评估大型海藻在水环境修复中发挥的综合生态价值, 建立大型海藻碳价值体系, 完善海洋碳汇标准体系, 搭建碳排放权交易等海洋碳汇

纳入碳交易市场的通路, 发挥大型海藻栽培增汇减排及综合生态价值在经济建设领域的辐射作用, 保障前期科研攻关经费, 激励大型海藻产业链条的绿色企业, 通过绿色金融工具推动大型海藻绿色增栽培、复合养殖、大型海藻饲料等海洋碳增汇减排途径健康发展, 促进社会经济与生态环境相协调的可持续发展.

5 结论

本研究提出了一种基于大型海藻栽培碳源、收获移除碳量、藻体形成RDOC、POC沉积于海底和向深海输送的碳汇等的大型海藻栽培净碳汇核算方法. 参考中国2011~2020年江蓠栽培量核算的栽培净碳汇结果, 运用时间序列分析方法, 通过ARIMA模型预测了中国2021~2030年江蓠栽培净碳汇变化趋势. 利用情景分析法设定大型海藻栽培基准情景和绿色饲料情景, 探讨了中国江蓠栽培固碳增汇和甲烷减排潜力. 主要结论如下.

(1) 核算中国2011~2020年江蓠栽培净碳汇约 $3.21\sim 9.24\text{wt a}^{-1}$, 总体呈现快速增长趋势, 大型海藻江蓠具有较大的固碳增汇潜力, 在海洋碳汇中发挥了重要作用.

(2) 预测中国2021~2030年江蓠栽培净碳汇将增至 $7.78\sim 19.14\text{wt a}^{-1}$. 江蓠栽培将因政策支持力度大、复合养殖效益好, 且具有固碳增汇、防治富营养化等多重生态效益, 将成为海洋碳汇重要组成部分, 将对双碳目标实现具有重要贡献.

(3) 基准情景下, 江蓠栽培净碳汇的增加是栽培总量增加与栽培碳源减少的复合效益, 江蓠栽培可形成“增汇-净水-经济”的协同发展链条; 海藻饲料情景下, 每吨江蓠生产的绿色海藻饲料喂养奶牛、肉牛、羊, 分别具有0.45、0.33、0.68吨碳减排潜力. 因此, 在确保江蓠栽培净碳汇增加的同时, 使用大型海藻绿色饲料养殖反刍动物将进而提升 CH_4 减排, 可形成“增汇-净水-经济-减排”陆海统筹增效的协同发展链条.

综上, 本研究提出了一种基于大型海藻的“绿色增殖-复合增效-甲烷减排”三位一体协同增汇减排新模式, 并从大型海藻绿色增产、复合养殖推广、海洋储碳机制、反刍动物海藻饲料推广、产业全生命周期评价、大型海藻绿色金融工具开发等多层次提出了大型海藻固碳增汇减排协同增效发展建议.

参考文献

- 蔡丽莎, 陈先刚, 郭颖, 殷瑶. 2009. 贵州省退耕还林工程碳汇潜力预测. 浙江林学院学报, 26: 722–728
- 陈顺洋, 安文硕, 陈彬, 陈光程. 2021. 红树林生态修复固碳效果的主要影响因素分析. 应用海洋学学报, 40: 34–42
- 戴晓娟, 胡韧, 罗洪添, 王庆, 胡晓娟, 白敏冬, 杨宇峰. 2021. 大型海藻龙须菜凋落物分解对水质的影响. 热带海洋学报, 40: 91–98
- 董宝伟, 钱秋亮, 任亚飞, 陶秋喆, 邵建龙. 2021. 基于Arma模型的磁偏角缺数处理方法. 大地测量与地球动力学, 41: 1152–1156
- 董朝民. 2020. 玉米秸秆青贮技术. 畜牧兽医学报, 51: 187–188
- 郭波. 2015. 中国海水贝藻养殖碳汇潜力的评估研究. 现代农业科技, 19: 226–228
- 国家发展改革委应对气候变化司. 2011. 省级温室气体清单编制指南(试行)
- 国家统计局能源统计司. 2021. 中国能源统计年鉴2020. 北京: 中国统计出版社. 1–356
- 何培民, 段元亮, 刘巧, 刘金林, 刘炜, 张建恒, 方建光, 蒋增杰, 吴海龙, 李信书, 汤坤贤, 李可俊, 李娟英, 赵爽, 常佳楠, 张建琳, 包炎琳, 赵子滔, 张梅菁. 2021. 我国近海大型海藻生态修复策略与典型案例. 应用海洋学学报, 40: 557–563
- 何正斌, 赵春梅, 马天明, 瞿锋, 卫志斌. 2019. 卫星激光测距系统的异常检测及其稳定性监测. 测绘科学, 44: 59–65
- 侯丽朋, 唐军, 赵荣钦, 刘秉涛, 丁明磊, 张战平. 2016. 郑州市不同产业的碳排放特征及减排潜力分析. 华北水利水电大学学报(自然科学版), 37: 82–88
- 黄一心, 鲍旭腾, 孟菲良, 巩沐歌, 丁建乐, 梁澄, 周海燕, 田昌凤. 2021. 中国渔业节能减排状况及发展建议. 渔业现代化, 48: 10–17
- 纪建悦, 王萍萍. 2014. 我国海水养殖藻类碳汇能力及影响因素研究. 中国海洋大学学报(社会科学版), 4: 17–20
- 贾鹏, 董利锋, 屠焰, 刁其玉. 2021. 间接法测定反刍动物甲烷排放量的研究进展. 动物营养学报, 33: 4839–4847
- 焦念志. 2012. 海洋固碳与储碳——并论微型生物在其中的重要作用. 中国科学: 地球科学, 42: 1473–1486
- 焦念志, 梁彦韬, 张永雨, 刘纪化, 张瑶, 张锐, 赵美训, 戴民汉, 翟惟东, 高坤山, 宋金明, 袁东亮, 李超, 林光辉, 黄小平, 严宏强, 胡利民, 张增虎, 王龙, 曹纯洁, 罗亚威, 骆庭伟, 王南南, 党宏月, 王东晓, 张恩. 2018. 中国海及邻近区域碳库与通量综合分析. 中国科学: 地球科学, 48: 1393–1421
- 焦念志, 刘纪化, 石拓, 张传伦, 张永雨, 郑强, 陈泉睿, 汤凯, 王誉泽, 董海良, 唐剑武, 叶思源, 董双林, 高坤山, 张继红, 薛强, 李琦, 贺志理, 屠奇超, 王法明, 黄小平, 白雁, 潘德炉. 2021. 实施海洋负排放践行碳中和战略. 中国科学: 地球科学, 51: 632–643
- 李帅, 闵力, 孙加节, 李大刚. 2022. 大型海藻作为饲料添加剂缓解瘤胃甲烷排放的研究进展. 动物营养学报, 34: 5526–5534
- 黎赫东. 2016. 基于自回归滑动平均模型与车桥耦合理论连续刚构桥损伤识别研究. 硕士学位论文. 武汉: 华中科技大学. 1–94
- 李宪华. 2017. 奶牛青贮饲料的调制与饲喂. 畜牧兽医科技信息, 8: 129
- 连宾, 肖波, 肖雷雷, 王伟英, 孙启彪. 2020. 含钾岩石微生物转化的分子机制及其碳汇效应. 地学前缘, 27: 238–246
- 林建云, 陈维芬, 林涛, 林丽萍. 2013. 福建海藻的营养成分与饲用安全. 见: 福建省海洋学会2012年学术年会论文集, 1: 8
- 林贞贤, 宫相忠, 李大鹏. 2007. 光照和营养盐胁迫对龙须菜生长及生化组成的影响. 海洋科学, 11: 22–26
- 罗娜. 2012. 辽宁省水资源生态足迹动态变化与时间序列预测分析研究. 硕士学位论文. 大连: 辽宁师范大学. 1–68
- 马臣. 2019. 肉羊舍饲育肥技术. 农民致富之友, 37: 40
- 聂昊, 王绍强, 周蕾, 王晶苑, 张游, 邓泽文, 杨风亭. 2011. 基于森林清查资料的江西和浙江森林植被固碳潜力. 应用生态学报, 22: 2581–2588
- 农业部办公厅. 2010. 农业部办公厅关于印发国内机动渔船油价补助用油量测算参考标准的通知
- 农业部渔业渔政管理局. 2012. 2012中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2013. 2013中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2014. 2014中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2015. 2015中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2016. 2016中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2017. 2017中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2018. 2018中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2019. 2019中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2020. 2020中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 农业部渔业渔政管理局. 2021. 2021中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社
- 齐占会, 王珺, 黄洪辉, 刘永, 李纯厚, 陈胜军, 孙鹏. 2012. 广东省海水养殖贝藻类碳汇潜力评估. 南方水产科学, 8: 30–35
- 乔舰. 2021. DF单位根检验的拓展与应用. 统计与决策, 37: 45–49
- 权伟, 应苗苗, 康华靖, 许曹鲁, 周庆瀚, 梁文杰, 林振士, 蔡景波. 2014. 中国近海海藻养殖及碳汇强度估算. 水产学报, 38: 509–514
- 邵桂兰, 孔海峥, 李晨. 2019. 中国海水养殖的净碳汇及其与经济耦合关系. 资源科学, 41: 277–288

- 邵帅, 张曦, 赵兴荣. 2017. 中国制造业碳排放的经验分解与达峰路径——广义迪氏指数分解和动态情景分析. 中国工业经济, 3: 44–63
- 石韵. 2020. 基于Arima时间序列模型的中国塑料制品产量预测研究. 塑料科技, 48: 115–118
- 宋金明, 李学刚, 袁华茂, 郑国侠, 杨宇峰. 2008. 中国近海生物固碳强度与潜力. 生态学报, 2: 551–558
- 隋海东, 毛玉泽, 郭晓亮, 沈淑芳, 方建光. 2015. 碳源和氮源加富对脆江蓠生长及生化组分的影响. 中国水产科学, 22: 960–967
- 孙冬璞, 曲丽. 2021. 时间序列特征表示与相似性度量研究综述. 计算机科学与探索, 15: 195–205
- 王冬冬. 2019. 基于ARIMA和BP神经网络模型的重庆市GDP实证分析. 硕士学位论文. 桂林: 广西师范大学. 1–43
- 王首吉, 杜虹, 梅志平, 梁智良, 冯颖琪, 温金艳. 2016. 春季深澳湾龙须菜固碳量及其影响因素. 海洋环境科学, 35: 343–348
- 王秀良, 张全斌, 段德麟. 2020. 经济海藻繁育、养殖及综合利用的回顾与展望. 海洋科学, 44: 10–15
- 王啣卜, 李建文. 2021. 函数拟合实现语音演唱. 华东师范大学学报(自然科学版), 1: 152–164
- 王勇刚. 2017. 青贮饲料在奶牛养殖中的应用及注意事项. 现代畜牧科技, 11: 50
- 夏刚峰. 2021. 青贮饲料在肉牛养殖中的应用及注意事项. 现代畜牧科技, 10: 67–68
- 肖乐, 刘禹松. 2010. 碳汇渔业对发展低碳经济具有重要和实际意义 碳汇渔业将成为新一轮渔业发展的驱动力——专访中国科学技术协会副主席、中国工程院院士唐启升. 中国水产, 8: 4–8
- 肖喜林, 咸淑慧, 张锐, 焦念志. 2020. 海洋异养细菌利用溶解有机碳的定量评估. 微生物学报, 60: 1090–1105
- 肖潇, 张捷, 卢俊宇, 钟士恩, 尹立杰. 2012. 旅游交通碳排放的空间结构与情景分析. 生态学报, 32: 7540–7548
- 徐皓, 张祝利, 张建华, 刘晃, 赵平, 石瑞, 王君, 何雅萍. 2011. 我国渔业节能减排研究与发展建议. 水产学报, 35: 472–480
- 严立文, 黄海军, 陈纪涛, 杨曦光. 2011. 我国近海藻类养殖的碳汇强度估算. 海洋科学进展, 29: 537–545
- 阎希柱, 王桂忠, 李少菁, 林声盼, 吴成业. 2004. 九孔鲍摄食江蓠与人工配合饲料的能量收支比较. 应用与环境生物学报, 6: 757–761
- 杨宇峰, 罗洪添, 王庆, 贺志理, 龙爱民. 2021. 大型海藻规模栽培是增加海洋碳汇和解决近海环境问题的有效途径. 中国科学院院刊, 36: 259–269
- 叶旺旺, 张麋鸣, 孙恒, 高众勇, 张介霞, 李玉红, 颜金培, 徐长安, 赵淑惠, 吴曼, 许苏清, 詹力扬. 2021. 贝藻类养殖碳汇核算与综合温室潜力评估研究进展. 应用海洋学学报, 9: 1–11
- 尹温硕, 陶顺, 赵蕾. 2018. 基于ARMS模型的电压RMS值预测. 电力工程技术, 37: 20–25
- 岳冬冬. 2012. 海带养殖结构变动与海藻养殖碳汇量核算的情景分析. 福建农业学报, 27: 432–436
- 岳冬冬, 王鲁民, 阮雯, 纪炜炜. 2014. 中国海洋捕捞渔业温室气体排放时序分析与因素分解. 长江流域资源与环境, 23: 1057–1063
- 张鼎渊. 2021. 基于EEMD-LSTM水质预测方法的研究与应用. 硕士学位论文. 合肥: 中国科学技术大学. 1–80
- 张靖, 同丽嘎, 李政海, 鲍雅静, 孙振, 胡志超, 周丽娜. 2016. 内蒙古乌审旗有机碳库变化及其增汇调控途径. 生态学报, 36: 2552–2559
- 张鸣磊. 2017. 嵌入向量在金融时间序列中的应用. 硕士学位论文. 长春: 吉林大学. 1–55
- 张延利, 唐秀敏, 黄应祥. 2011. 日粮添加海藻对奶牛产奶性能的影响. 中国奶牛, 16: 15–18
- 张永雨, 张继红, 梁彦韬, 李鸿妹, 李刚, 陈晓, 赵鹏, 蒋增杰, 邹定辉, 刘晓勇, 刘纪化. 2017. 中国近海养殖环境碳汇形成过程与机制. 中国科学: 地球科学, 47: 1414–1424
- 周永锋, 陈先刚, 黄子珊. 2013. 西藏自治区退耕还林工程林碳汇潜力研究. 林业资源管理, 3: 48–53
- Abdullah M I, Fredriksen S. 2004. Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *J Mar Biol Ass*, 84: 887–894
- Accoroni S, Percopo I, Cerino F, Romagnoli T, Pichierri S, Perrone C, Totti C. 2015. Allelopathic interactions between the HAB dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata* and macroalgae. *Harmful Algae*, 49: 147–155
- Aitken D, Bulboa C, Godoy-Faundez A, Turrión-Gómez J L, Antizar-Ladislao B. 2014. Life cycle assessment of macroalgae cultivation and processing for biofuel production. *J Clean Prod*, 75: 45–56
- Buschmann A H, Camus C, Infante J, Neori A, Israel Á, Hernández-González M C, Pereda S V, Gomez-Pinchetti J L, Golberg A, Tadmor-Shalev N, Critchley A T. 2017. Seaweed production: Overview of the global state of exploitation, farming and emerging research activity. *Eur J Phycol*, 52: 391–406
- Chen S, Xu K, Ji D, Wang W, Xu Y, Chen C, Xie C. 2020. Release of dissolved and particulate organic matter by marine macroalgae and its biogeochemical implications. *Algal Res*, 52: 102096
- Dickey D A, Fuller W A. 1981. Likelihood ratio statistics for autoregressive time series with a unit root. *Econometrica*, 49: 1057–1072
- Duan Y, Yang N, Hu M, Wei Z, Bi H, Huo Y, He P. 2019. Growth and nutrient uptake of *Gracilaria lemaneiformis* under different nutrient conditions with implications for ecosystem services: A case study in the laboratory and in an enclosed mariculture area in the east China sea. *Aquat Bot*, 153: 73–80
- Fan W, Zhang Z, Yao Z, Xiao C, Zhang Y, Zhang Y, Liu J, Di Y, Chen Y, Pan Y. 2020. A sea trial of enhancing carbon removal from

- Chinese coastal waters by stimulating seaweed cultivation through artificial upwelling. *Appl Ocean Res*, 101: 102260
- Gallagher K S, Zhang F, Orvis R, Rissman J, Liu Q. 2019. Assessing the Policy gaps for achieving China's climate targets in the Paris Agreement. *Nat Commun*, 10: 1256
- Gao G, Gao L, Jiang M, Jian A, He L. 2022. The potential of seaweed cultivation to achieve carbon neutrality and mitigate deoxygenation and eutrophication. *Environ Res Lett*, 17: 014018
- Gao K, McKinley K R. 1994. Use of macroalgae for marine biomass production and CO₂ remediation: A Review. *J Appl Phycol*, 6: 45–60
- Hadley S, Wild-Allen K, Johnson C, Macleod C. 2016. Quantification of the impacts of finfish aquaculture and bioremediation capacity of integrated multi-trophic aquaculture using a 3D estuary model. *J Appl Phycol*, 28: 1875–1889
- Huo Y, Wu H, Chai Z, Xu S, Han F, Dong L, He P. 2012. Bioremediation efficiency of *Gracilaria verrucosa* for an integrated multi-trophic aquaculture system with *Pseudosciaena Crocea* in Xiangshan harbor, China. *Aquaculture*, 326-329: 99–105
- Hurteau M D. 2017. Quantifying the carbon balance of forest restoration and wildfire under projected climate in the fire-prone southwestern US. *PLoS ONE*, 12: e0169275
- Jeffrey L, Ong M Y, Nomanbhay S, Mofijur M, Mubashir M, Show P L. 2021. Greenhouse gases utilization: A review. *Fuel*, 301: 121017
- Kahn H, Wiener A J. 1967. *The Year 2000: A Frame-Work for Speculation on the Next Thirty-Three Years*. New York: The Macmillan Company. 262–264
- Kinley R D, Martinez-Fernandez G, Matthews M K, de Nys R, Magnusson M, Tomkins N W. 2020. Mitigating the carbon footprint and improving productivity of ruminant livestock agriculture using a red seaweed. *J Clean Prod*, 259: 120836
- Krause-Jensen D, Duarte C M. 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat Geosci*, 9: 737–742
- Lapointe B E, Littler M M, Littler D S. 1992. Nutrient availability to marine macroalgae in siliciclastic versus carbonate-rich coastal waters. *Estuaries*, 15: 75–82
- Li H, Zhang Z, Xiong T, Tang K, He C, Shi Q, Jiao N, Zhang Y. 2022. Carbon sequestration in the form of recalcitrant dissolved organic carbon in a seaweed (kelp) farming environment. *Environ Sci Technol*, 56: 9112–9122
- Li X, Norman H C, Kinley R D, Laurence M, Wilmot M, Bender H, de Nys R, Tomkins N. 2018. *Asparagopsis taxiformis* decreases enteric methane production from sheep. *Anim Prod Sci*, 58: 681–688
- Li Y X, Wijesekara I, Li Y, Kim S K. 2011. Phlorotannins as bioactive agents from brown algae. *Process Biochem*, 46: 2219–2224
- Lin F, Du M, Liu H, Fang J, Asplin L, Jiang Z. 2020. A physical-biological coupled ecosystem model for integrated aquaculture of bivalve and seaweed in Sanggou Bay. *Ecol Model*, 431: 109181
- Liu J, Xia J, Zhuang M, Zhang J, Yu K, Zhao S, Sun Y, Tong Y, Xia L, Qin Y, He P, Liu W, Dai W, Xu H. 2021. Controlling the source of green tides in the Yellow Sea: NaClO treatment of *Ulva* attached on *Pyropia* aquaculture rafts. *Aquaculture*, 535: 736378
- Machado L, Magnusson M, Paul N A, de Nys R, Tomkins N. 2014. Effects of marine and freshwater macroalgae on *in vitro* total gas and methane production. *PLoS ONE*, 9: e85289
- Min B R, Parker D, Brauer D, Waldrip H, Lockard C, Hales K, Akbay A, Augyte S. 2021. The role of seaweed as a potential dietary supplementation for enteric methane mitigation in ruminants: Challenges and opportunities. *Animal Nutrit*, 7: 1371–1387
- Moraes L E, Strathe A B, Fadel J G, Casper D P, Kebreab E. 2014. Prediction of enteric methane emissions from cattle. *Glob Change Biol*, 20: 2140–2148
- Namukose M, Msuya F E, Ferse S, Slater M J, Kunzmann A. 2016. Growth performance of the sea cucumber *Holothuria scabra* and the seaweed *Euचेuma denticulatum*: Integrated mariculture and effects on sediment organic characteristics. *Aquacult Environ Interact*, 8: 179–189
- Pugazhendi A, Jamal M T, Al-Mur B A, Jeyakumar R B, Kumar G. 2022. Macroalgae (*Ulva reticulata*) derived biohydrogen recovery through mild surfactant induced energy and cost efficient dispersion pretreatment technology. *Chemosphere*, 288: 132463
- Roque B M, Salwen J K, Kinley R, Kebreab E. 2019. Inclusion of *Asparagopsis armata* in lactating dairy cows' diet reduces enteric methane emission by over 50 percent. *J Clean Prod*, 234: 132–138
- Shlosberg Y, Krupnik N, Tóth T N, Eichenbaum B, Meirovich M M, Meiri D, Yehezkeili O, Schuster G, Israel Á, Adir N. 2022. Bioelectricity generation from live marine photosynthetic macroalgae. *Biosens Bioelectron*, 198: 113824
- Singh B K, Chopra R C, Rai S N, Verma M P, Mohanta R K. 2017. Nutritional evaluation of seaweed on nutrient digestibility, nitrogen balance, milk production and composition in sahiwal cows. *Proc Natl Acad Sci India Sect B Biol Sci*, 87: 437–443
- Stefenoni H A, Räisänen S E, Cueva S F, Wasson D E, Lage C F A, Melgar A, Fetter M E, Smith P, Hennessy M, Vecchiarelli B, Bender J, Pitta D, Cantrell C L, Yarish C, Hristov A N. 2021. Effects of the macroalga *Asparagopsis taxiformis* and *Oregano leaves* on methane emission, rumen fermentation, and lactational performance of dairy cows. *J Dairy Sci*, 104: 4157–4173
- Sun L, Liu H, Gao Y, Jiang Z, Lin F, Chang L, Zhang Y. 2020. Food web structure and ecosystem attributes of integrated multi-trophic aquaculture waters in Sanggou Bay. *Aquaculture Rep*, 16: 100279

- Sun Y, Liu J, Xia J, Tong Y, Li C, Zhao S, Zhuang M, Zhao X, Zhang J, He P. 2022. Research development on resource utilization of green tide algae from the southern Yellow Sea. *Energy Rep*, 8: 295–303
- Tomkins N W, Colegate S M, Hunter R A. 2009. A bromochloromethane formulation reduces enteric methanogenesis in cattle fed grain-based diets. *Anim Prod Sci*, 49: 1053–1058
- Watanabe K, Yoshida G, Hori M, Umezawa Y, Moki H, Kuwae T. 2020. Macroalgal metabolism and lateral carbon flows can create significant carbon sinks. *Biogeosciences*, 17: 2425–2440
- Wei Z, Huo Y, Liu Q, Yang F, Long L, Bi H, Fan C, He P. 2019. A field scale evaluation of *Gracilaria lemaneiformis* co-cultured with *Crassostrea gigas* as a nutrient bioextraction strategy in Yantian Bay, China. *Algal Res*, 38: 101407
- Wu H, Huo Y, Zhang J, Liu Y, Zhao Y, He P. 2015. Bioremediation efficiency of the largest scale artificial *Porphyra yezoensis* cultivation in the open sea in China. *Mar Pollut Bull*, 95: 289–296
- Wu H, Kim J K, Huo Y, Zhang J, He P. 2017. Nutrient removal ability of seaweeds on *Pyropia yezoensis* aquaculture rafts in China's radial sandbanks. *Aquat Bot*, 137: 72–79
- Ye X, Dong Z, Lu J, Li C. 2021. Thermoeconomic evaluation of double-reheat coal-fired power units with carbon capture and storage and waste heat recovery using organic rankine cycle. *Int J Greenh Gas Control*, 105: 103247
- Zhai M, Jia H, Yin D. 2021. An interval chance-constrained programming-based optimization model for carbon capture, utilization, and storage system planning. *Sci Total Environ*, 772: 145560

(责任编辑: 焦念志)