Chen Y N, Zhou Y G, Huang M, *et al*. Cross-national comparison and temporal dynamics of greenhouse gas emissions in Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture (2003—2023) [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, 50(6): 062613. [陈亚娜, 周演根, 黄铭, 等. 2003—2023年大西洋鲑与虹鳟养殖温室气体的跨国比较与演变规律 [J]. 水生生物学报, 2026, 50(6): 062613.]

数据论文

2003—2023年大西洋鲑与虹鳟养殖温室气体的跨国比较与演变规律

陈亚娜[1] 周演根[2] 黄 铭[3] HUANG Zhi-Tao[4] 谭金潇[2] 董双林[2]
田相利[2*] 任贻超[1*]

(1. 青岛农业大学海洋科学与工程学院, 青岛 266237; 2. 中国海洋大学海水养殖教育部重点实验室, 青岛 266003; 3. 黄山学院, 生命与环境科学学院, 黄山 245041; 4. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Bergen 5006, Norway)

摘要: 本研究基于排放因子法并结合相关排放模型, 对2003—2023年挪威、智利、英国、加拿大和中国五国鲑鳟养殖的温室气体排放特征进行系统评估, 并在CO_2当量尺度上进行分析, 揭示其时空变化规律、国家差异及空间集聚特征。结果表明, 2003—2023年五国鲑鳟总产量由126.6万吨增至271.0万吨(增幅114%), 同期温室气体排放增幅为85%, 低于产量增幅, 其中氧化亚氮(N_2O)排放量下降36.8%, 表明饲料效率提升与养殖技术进步对减排发挥了重要作用。在物种尺度上, 虹鳟养殖的温室气体排放强度低于大西洋鲑。在国家尺度上, 挪威表现出以效率提升为导向的排放控制特征, 排放强度持续下降; 智利受海洋生态环境波动影响, 排放变化幅度较大; 英国与加拿大呈现相对稳定的排放格局; 中国则通过养殖模式优化与技术进步, 实现了排放强度的持续改善。在区域尺度上, 各国鲑鳟养殖温室气体排放均呈显著空间集聚, 热点区域主要分布于挪威西海岸、智利的湖大区和艾森区、英国苏格兰西北部、加拿大不列颠哥伦比亚省及中国西北高原区, 反映出养殖密度与区域生态承载条件之间的紧密关联。本研究揭示了主要鲑鳟生产国温室气体排放的时空格局及其与产业增长的演变关系, 为冷水性鲑鳟鱼类养殖业的低碳发展与差异化减排策略制定提供了理论依据。

关键词: 温室气体; 鲑鳟养殖; 时空格局; 跨国评估; 排放强度

中图分类号: S931.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2026)06-062613-14

doi: 10.3724/1000-3207.2026.2025.0456 CSTR: 32229.14.SSSWXB.2025.0456

全球人口增长与食品需求持续提升, 使水产养殖在保障优质蛋白质与关键营养供给中的作用日益凸显[1, 2]。作为全球增长最快的食品生产部门之一, 水产养殖在缓解陆地农业资源约束、改善人类膳食结构方面具有不可替代的地位。然而, 伴随养殖规模和集约化水平的提升, 其资源消耗与环境代价逐渐显现, 温室气体(GHG)排放问题已成为制约产业可持续发展的重要因素之一。现有研究表明, 不同养殖对象及生产方式在单位产量碳足迹上存在显著差异, 其中以大西洋鲑和虹鳟为代表的肉食性冷水鱼类[3—5], 其排放强度通常高于杂食性或植食性养殖鱼类, 凸显了对其环境效率开展系统评估的必要性。

在水产养殖相关温室气体中, 二氧化碳(CO_2)、

收稿日期: 2025-12-27; **修订日期:** 2026-03-17

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(32573482); 山东省重点研发计划(2024LZGC022, 2024CXPT105); 青岛市科技惠民项目(25-1-5-xdny-19-nsh); 山东省鱼类产业技术体系(SDAIT-12-16); Research Council of Norway (160016)资助 [Supported by the National Natural Science Foundation of China (32573482); Shandong Key Research and Development Program (2024LZGC022, 2024CXPT105); Qingdao Science and Technology Benefiting the People Program (25-1-5-xdny-19-nsh); Shandong Fishery Industry Technology System (SDAIT-12-16); Research Council of Norway (160016)]

作者简介: 陈亚娜, 女, 硕士研究生; 研究方向为生态养殖与病害防控。E-mail: sandy7072@163.com

通信作者: 田相利, 教授; 研究方向为水产养殖生态学。E-mail: xianglitian@ouc.edu.cn 任贻超, 教授; 研究方向为生态养殖与病害防控。E-mail: renyichao@qau.edu.cn *共同通信作者

©The Author(s) 2026. This is an open access article under the CC-BY 4.0 License (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)作为主要贡献者, 共同驱动着综合增温效应[3]。其中, N_2O尽管在大气中的绝对浓度较低, 但其百年时间尺度上的全球增温潜势显著高于CO_2[6, 7]。因此, 在开展水产养殖温室气体综合核算与环境评估时, 有必要重点关注N_2O等非CO_2排放组分。随着全球水产养殖规模的持续扩张, 其温室气体排放对气候系统的潜在影响逐步增强; 然而, 不同养殖类型、国家及区域之间排放特征的差异及其演变规律有待系统厘清。

从全球生产格局看, 中国在全球水产养殖总产量中占据主导地位, 但在养殖鲑鳟产量占比相对有限, 而挪威、智利、英国和加拿大则构成了当前全球鲑鳟养殖的主要生产区域[8]。受自然环境条件、养殖系统结构、能源利用方式、技术水平及管理政策差异的共同影响, 不同国家鲑鳟养殖的温室气体排放特征呈现出明显分化。然而, 现有研究多集中于单一国家或短时间尺度分析, 缺乏跨国、跨年度的统一量化比较, 这限制了对产业整体时空演变规律的深入理解与有效减排政策的制定。

在方法论层面, 尽管已有研究提出多种核算方法, 包括基于生产过程的生命周期评价(LCA)和排放因子法等, 但针对不同养殖模式与区域尺度的比较研究仍然不足[9]。国际上, Gephart等[10]整合既有生命周期评价研究, 构建了蓝色食物环境绩效的统一比较框架, 为跨国温室气体排放评估提供了重要参考, 但在反映不同养殖系统与区域差异方面仍存在一定局限性。Zhou等[11]构建了氧化亚氮(N_2O)模型, 但尚未应用于大规模鲑鳟养殖。Froehlich等[12]尝试开展多国比较, 但受限于数据时序与区域一致性, 难以支撑长期动态分析。挪威依托较完善的数据体系和碳核算模型开展了较为细致的鲑鳟养殖排放模拟, 相比之下, 其他主要生产国在长期连续数据整合与系统可比性方面仍有欠缺。此外, 尽管标准化排放因子法为跨国评估提供了技术基础, 但该方法在处理不同养殖系统结构差异时的敏感性尚有提升空间。

本文选取挪威、智利、英国、加拿大和中国五国为研究对象, 整合2003—2023年大西洋鲑与虹鳟养殖产量、饲料投入及鱼体蛋白含量等关键参数, 构建统一的温室气体排放估算框架。在综合评估GHG排放特征的基础上, 重点分析N_2O排放时空格局与演变趋势。通过比较不同国家及区域的排放强度与演变趋势, 本研究旨在为鲑鳟养殖业环境效率的评估提供科学依据, 并为全球鲑鳟养殖业的低碳转型和差异化减排策略制定提供跨国比较视角与政策参考。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究所使用的挪威大西洋鲑(*Salmo salar*)和虹鳟(*Oncorhynchus mykiss*) 2003—2023年度养殖产量数据来自挪威渔业局(Fisheries Directorate)发布的官方水产养殖统计数据库。智利大西洋鲑和虹鳟同期的养殖产量数据取自智利国家渔业与水产养殖局(SERNAPESCA)编制的《渔业与水产养殖统计年鉴》。英国(主要为苏格兰地区) 2003—2023 年的产量数据依据苏格兰政府海洋局(Marine Directorate of the Scottish Government)公布的年度统计资料获取。加拿大的相关数据参考加拿大渔业与海洋部(Fisheries and Oceans Canada, DFO)发布的官方统计。中国2003—2023年的养殖产量数据则来自农业农村部编纂的《中国渔业年鉴》(2004—2024年各卷)。

鱼体及饲料的蛋白质含量和饲料转化率(FCR)数据通过系统检索国际学术数据库(Google Scholar、Web of Science)并结合实地调研获得。为确保用于温室气体排放(包括 N_2O)估算及时序序列分析的数据具有科学性和代表性, 本研究制定了严格的数据筛选标准: (1)优先采用在真实生产条件下获得的实测数据; (2)对于受控实验数据, 要求设计具备明确变量控制和良好可比性; (3)优先考虑来源于挪威、智利、英国、加拿大或者中国地区的研究; (4)优先选取发表于2003—2023年期间或可获得该时期数据的研究, 以保证与产量数据的时间范围一致; (5)实验性研究需设置无外源干预的对照组。

1.2 温室气体排放核算方法

本研究依据《IPCC国家温室气体清单指南》所推荐的Tier1方法对大西洋鲑和虹鳟养殖过程的温室气体排放进行估算。温室气体总排放量(E)按照以下公式计算:

$$E = \mathrm{AD} \times \mathrm{EF} \tag{1}$$

式中, E为温室气体排放量, AD为活动数据, 即各国2003—2023年的大西洋鲑和虹鳟年度产量, EF为单位产品温室气体排放因子(kg CO_2-eq/t)。排放因子主要参考Gephart等[10]、Budhathoki等[13]关于大西洋鲑和虹鳟养殖的研究成果, 相关研究基于大规模实验与统计数据库, 并结合生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)方法, 对多类水产养殖产品的温室气体排放进行了系统估算。所采用的排放因子能够较为合理地反映全球主流水产养殖体系的温室气体排放特征及其平均水平。此外, 根据

SINTEF (2022)有关挪威鲑产品温室气体排放的研究成果进行补充[14]。

1.3 氧化亚氮(N_2O)排放核算方法

在总体排放核算的基础上, 本研究进一步独立估算N_2O排放, 以解析氮循环过程对温室气体排放的贡献。

N_2O排放因子(EF_N_2O)计算方法　N_2O排放因子的估算参考Zhou等[11]提出的方法, 其基本原理是鱼类的氮(N)物质平衡:

(1)部分氮被鱼类吸收并转化为体蛋白;

(2)未吸收部分以粪便或残饵形式排放;

(3)残余饲料除沉降至底部外, 还会与粪便中的氮一起以溶解态排入水体。

后两部分氮可在微生物驱动的硝化–反硝化过程中产生N_2O。基于鱼类蛋白含氮率约16%[15]估算鱼体及饲料的氮含量(即蛋白质含量除以6.25)。溶解氮(DIN)由饲料输入氮与鱼体固化氮的差值确定, 由于与饲料输入相比水体原位的DIN浓度比较低, 故未考虑水体中原有的DIN。假设DIN的N_2O转化率为1.8%[6], 则单位鱼产量对应的N_2O排放因子可按以下公式计算:

$$\mathrm{FI} = \mathrm{FCR} \times 1\ \mathrm{kg\ fish} \tag{2}$$

$$N_{\mathrm{feed}} = \mathrm{FI} \times \frac{\mathrm{PC}_{\mathrm{feed}}}{6.25} \tag{3}$$

$$N_{\mathrm{fish}} = 1\ \mathrm{kg\ fish} \times \frac{\mathrm{PC}_{\mathrm{fish}}}{6.25} \tag{4}$$

$$\mathrm{DIN} = N_{\mathrm{feed}} - N_{\mathrm{fish}} \tag{5}$$

$$\mathrm{EF}_{\mathrm{N_2O}} = \frac{\mathrm{DIN} \times 1.8\% \times \frac{44}{28} \times 1000}{1\ \mathrm{kg\ fish}} \tag{6}$$

式中, FI为采食量; FCR为饲料转化率; PC为鱼体或饲料蛋白质含量; DIN为溶解氮量; EF_N_2O为单位鱼产量的N_2O排放因子(g N_2O/kg 鱼)。

N_2O排放量计算　基于(EF_N_2O), 五国大西洋鲑与虹鳟的年度N_2O排放量 (E_N_2O)计算公式:

$$E_{\mathrm{N_2O}} = P \times \mathrm{EF}_{\mathrm{N_2O}} \tag{7}$$

式中, P为当年产量(kg)。为便于与其他温室气体比较, 本研究采用IPCC AR6推荐的N_2O全球变暖潜能值($\mathrm{GWP}_{100} = 273$)[16], 将其换算为CO_2当量排放量:

$$E_{\mathrm{N_2O}}(\mathrm{CO_2 - eq}) = E_{\mathrm{N_2O}} \times \mathrm{GWP}_{\mathrm{N_2O}} \tag{8}$$

据此可获得五国2003—2023年的大西洋鲑和虹鳟年度N_2O排放量及其对应的CO_2-eq值。

1.4 排放估算的局限性

在既定参数与假设条件下, 本研究对温室气体(GHG)及N_2O排放的估算在方法学上具有一致性, 但仍存在一定局限性, 主要源于系统边界设定的差异。Gephart等[10]基于生命周期评估(LCA)整合得到的鲑鳟养殖排放因子反映的是养殖系统层面的总体排放水平, 而本研究采用的N_2O排放因子仅涵盖养殖水体内部的直接排放过程, 两者的核算范围并不完全一致。尽管如此, 在统一参数体系下, 该方法仍适用于比较不同国家和区域鲑鳟养殖温室气体及N_2O排放的相对水平及其潜在贡献。

2 结果

2.1 产量变化

2003—2023年, 五国大西洋鲑和虹鳟养殖产量变化如图 1所示。就大西洋鲑而言(图 1a和1c), 挪威长期居首, 年均产量占全球约54.82%, 产量由2003年的50.70万吨增至2023年的151.80万吨, 增幅近200%。智利位居第二(年均25.19%), 波动显著: 2010年受病害冲击降至12.30万吨, 至2023年逐步恢复至76.90万吨。英国年均占比为8.24%, 2003—2023年产量由17.00万吨降至15.10万吨, 下降率为11.20%。加拿大年均占比为5.46%, 多年保持在10万吨左右。中国大西洋鲑规模最小(年均占比0.20%)。

在虹鳟方面, 各国排序与大西洋鲑不同(图 1b和1d)。挪威年均占比为9.10%, 产量在6.90—8.60万吨, 2019年后开始领先智利。智利产量年均占比为16.10%, 2003—2012年快速升至25.40万吨, 随后回落至2023年的4.40万吨。英国与加拿大虹鳟养殖规模较小(年均各0.90%), 常年低于1万吨且年际波动较大。中国年均占比为3.30%, 但增长最快(1万至4.10万吨), 累计增幅超过300%。

2.2 温室气体排放趋势

温室气体排放总量　全球大西洋鲑养殖温室气体排放在研究期内持续增长, 其中挪威的贡献最为显著(图 2a): 挪威由2003年的2.08Tg CO_2-eq增至2023年的5.43 Tg CO_2-eq。智利位居第二但波动明显。英国、加拿大变化幅度较小, 中国总体处于低位, 但在2014—2015年出现阶段性峰值(图 2b)。虹鳟养殖温室气体排放量级显著低于大西洋鲑(图 2c); 挪威总体趋稳而智利呈下降趋势, 而中国虹鳟GHG排放量由0.16Tg CO_2-eq增至0.43Tg CO_2-eq (图 2d), 显示产业快速扩张。

氧化亚氮(N_2O)排放特征　大西洋鲑N_2O排放挪威最高(图 3a): 2003年为0.31Tg CO_2-eq, 2014年达峰(0.52Tg CO_2-eq), 但2023年降至0.24Tg CO_2-

eq (较峰值下降约54%)。智利的排放量在2010年降至阶段低值, 并于2014年达到峰值, 随后呈现明显回落趋势; 相比之下, 英国、加拿大和中国的排放水平整体较低, 其中中国在2014—2015年的排放量高于其他年份(图 3b)。2020年后, 加拿大、英国、挪威和智利四国出现同步下降。虹鳟方面(图 3c), 相对比大西洋鲑, 挪威、智利、加拿大和英国处于较低水平。智利于2010年前后峰值持续下降至2023年的0.01Tg CO_2-eq。中国2003年由0.007Tg CO_2-eq升至2023年0.014Tg CO_2-eq (2倍涨幅)。

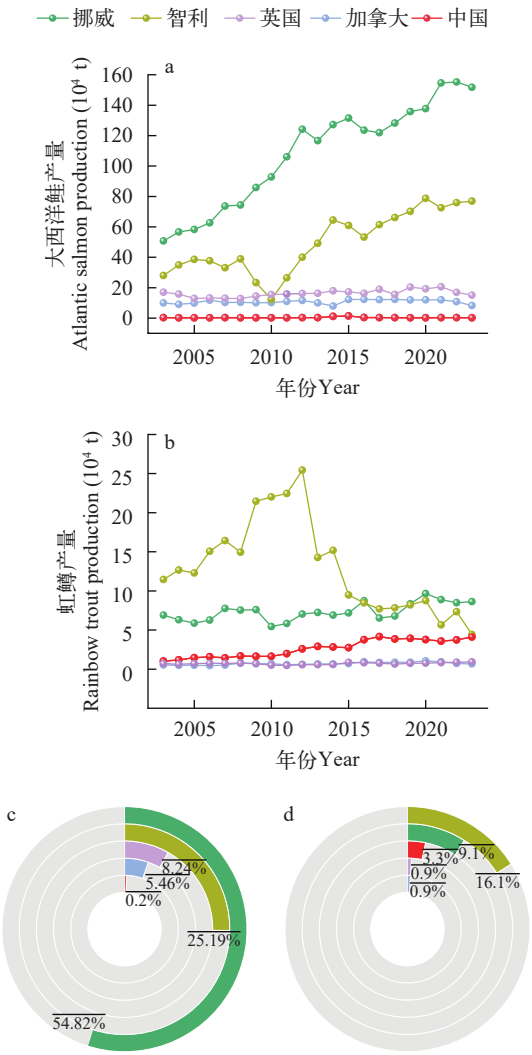


图 1 2003—2023年挪威、智利、英国、加拿大和中国大西洋鲑与虹鳟养殖产量的时间演变及其全球结构特征

Fig. 1 Temporal dynamics and global structural composition of Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture production in Norway, Chile, the UK, Canada, and China from 2003 to 2023

a. 各国大西洋鲑养殖产量的年度变化; b. 各国虹鳟养殖产量的年度变化; c. 2003—2023年各国大西洋鲑养殖产量在全球中的累计占比; d. 2003—2023年各国虹鳟养殖产量在全球中的累计占比; 折线图表示各国年度养殖产量变化, 环形图表示研究期内基于累计养殖产量计算的国家结构占比; 不同颜色代表不同国家, 养殖产量单位为10^4 t

a. annual changes in Atlantic salmon aquaculture production by countries; b. annual changes in rainbow trout aquaculture production by countries; c. cumulative share of global Atlantic salmon aquaculture production by countries during 2003—2023; d. cumulative share of global rainbow trout aquaculture production by countries during 2003—2023; Line charts show annual production trends, while donut charts represent country-level structural shares based on cumulative production over the study period. Production is expressed in 10^4 t

阶段性变化 在2003—2023年, 五个主要养殖国的大西洋鲑与虹鳟养殖平均温室气体排放量在四个连续五年阶段(2003—2007、2008—2012、2013—2017、2018—2023)内整体呈上升趋势, 但两种养殖对象在增长幅度上表现出明显差异(图 4)。在大西洋鲑养殖方面, 挪威的温室气体排放量在整个研究期间持续增长, 但增速逐步趋缓, 增幅由2008—2012年间的约60%降至最近阶段的约13%。智利在2008—2012年间出现显著下降, 排放量从1.50Tg CO_2-eq降至1.23Tg CO_2-eq, 随后又快速反弹。英国排放量从0.60Tg CO_2-eq上升至0.68Tg CO_2-eq, 整体变动幅度有限。加拿大排放水平始终维持在约0.40Tg CO_2-eq的窄幅区间内, 表现最为稳定。中国的大西洋鲑排放基数较低, 但阶段性波动较为明显, 在前期下降约14.5%后, 于2013—2017年间快速上升, 并在最近阶段出现回落。相比之下, 虹鳟养殖温室气体排放规模整体显著低于大西洋鲑。挪威虹鳟养殖排放量在0.28Tg CO_2-eq至0.30Tg CO_2-eq之间温和上升, 增长态势平稳。智利排放波动最为剧烈, 其在2008—2012年达到0.99Tg CO_2-eq的峰值后, 连续两个阶段大幅下降。英国与加拿大的排放量始终控制在较低水平。相比之下, 中国虹鳟养殖排放增长最为迅速, 其阶段性平均排放量由2003—2007年的0.21Tg CO_2-eq增至2018—2023年的0.40Tg CO_2-eq, 年均增长率约4.39%。

氧化亚氮(N_2O)排放的阶段性变化趋势如图 5所示。对大西洋鲑养殖而言, 挪威作为N_2O排放最高的国家, 其平均排放强度从2003—2007到2018—2023阶段, 下降率约为19.53%。智利的N_2O平均排放量呈现明显波动, 于2013—2017年间达到峰值(0.22Tg CO_2-eq)后开始回落。英国与加拿大均保持下降趋势, 整体降幅较为显著, 分别达到50%和57%。中国的N_2O排放水平总体较低, 但在2013—2017年出现阶段性高点(0.0042Tg CO_2-eq), 随后下降至0.0009Tg CO_2-eq。在虹鳟养殖方面, 多数国家呈现出N_2O排放下降的趋势。其中智利的排放量由0.08Tg CO_2-eq下降至0.02Tg CO_2-eq, 下降率约为75%, 为各国中最显著。挪威、英国和加拿大的虹

鳟N_2O排放也分别下降40%至50%, 与其大西洋鲑养殖的减排趋势一致。相比之下, 中国虹鳟养殖的N_2O排放呈现持续上升态势, 由0.009Tg CO_2-eq增至0.014Tg CO_2-eq。

2.3　温室气体与N_2O排放空间格局

GHG和N_2O国家尺度　　五国大西洋鲑GHG和N_2O排放差异明显如表 1所示, 挪威GHG最高(4087.89Gg CO_2-eq), 约为智利(1951.17Gg CO_2-eq)的2.10倍。中国排放量最低, 仅为35.63Gg CO_2-eq, 五国排放量从高到低依次为挪威、智利、英国、加拿大和中国。大西洋鲑养殖N_2O方面, 挪威最高(362.38Gg CO_2-eq)占五国总量57.70%, 智利次之(166.28Gg CO_2-eq), 英国与加拿大分别为(58.54 Gg CO_2-eq与38.93Gg CO_2-eq), 中国仍为最低(1.84Gg CO_2-eq)。

虹鳟GHG和N_2O总体量级较低, 但排序变化明显, 如表 1所示。智利GHG居首位(566.93Gg CO_2-eq), 中国升至第二(319.91 CO_2-eq)。智利虹鳟N_2O仍居首(62.05Gg CO_2-eq), 挪威显著降低(29.35Gg CO_2-eq), 中国为12.98Gg CO_2-eq, 高于英国与加拿大。

GHG和N_2O区域尺度　　大西洋鲑养殖的温室气体(GHG)与氧化亚氮(N_2O)排放呈显著空间异质性(图 6)。挪威GHG排放集中于西部与北部沿海, 韦斯特兰(Vestland, VLD)、诺尔兰(Nordland, NOR)与特伦德拉格(Trondelag, TRD)三大产区均超过810Gg CO_2-eq, 其中韦斯特兰最高(878.92Gg CO_2-eq)。N_2O排放空间格局与GHG高度一致, 韦斯特兰达80.73Gg CO_2-eq。智利GHG总排放量达1949.11Gg CO_2-eq, 近九成集中于艾森(Aysén Region, AYS)与湖大(Los Lagos Region, LLA)两区; N_2O排放量166.06Gg CO_2-eq, 其中艾森与湖大两区贡献约92%。英国苏格兰以西北(North west, NW)与设得兰(Shetland, SHE)为排放核心(合计54.43%), 奥克尼群岛(Orkney, ORK)仅占7.39%, 区域差异显著, 最高值为最低值的3.86倍。加拿大排放呈明显西高东低梯

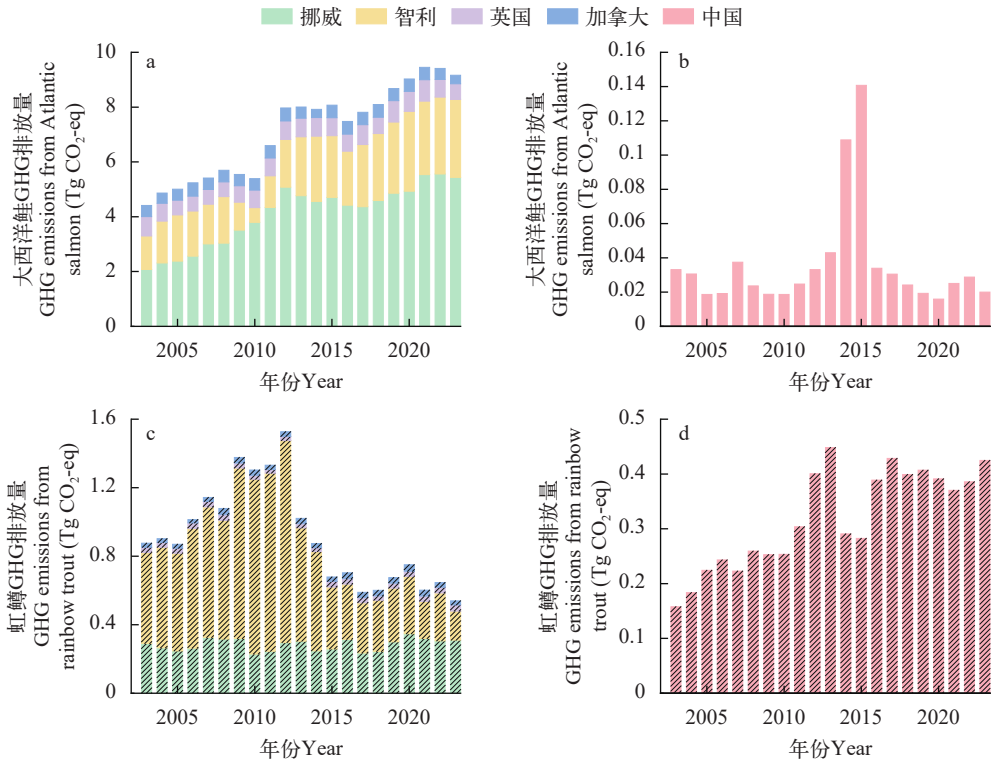


图 2　2003—2023年挪威、智利、英国、加拿大和中国大西洋鲑与虹鳟养殖温室气体(GHG)排放量的时间演变

Fig. 2　Temporal dynamics of greenhouse gas (GHG) emissions from Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the UK, Canada, and China from 2003 to 2023

a. 挪威、智利、英国和加拿大大西洋鲑养殖GHG排放量; b.中国大西洋鲑养殖GHG排放量; c. 挪威、智利、英国和加拿大虹鳟养殖GHG排放量; d. 中国虹鳟养殖GHG排放量; GHG排放量以二氧化碳当量表示, 单位为Tg CO_2-eq, 表示各国年度养殖排放水平

a. GHG emissions from Atlantic salmon aquaculture in Norway, Chile, the UK, and Canada; b. GHG emissions from Atlantic salmon aquaculture in China; c. GHG emissions from rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the UK and Canada; d. GHG emissions from rainbow trout aquaculture in China; GHG emissions are expressed as CO_2 equivalents (Tg CO_2-eq), representing annual aquaculture-related emissions

度, 不列颠哥伦比亚省(British Columbia, BC)占比68%, 新不伦瑞克(New Brunswick, NB)与新斯科舍(Nova Scotia, NS)次之, 纽芬兰与拉布拉多(Newfoundland and Labrador, NL)最低。不列颠哥伦比亚与新不伦瑞克的N_2O占比相近(约6.90%), 新斯科舍略低(5.80%)。中国整体排放水平较低, 但局部区域如青海7.24Gg CO_2-eq与辽宁7.01Gg CO_2-eq呈现高值, 体现显著空间差异。

虹鳟养殖的排放格局与大西洋鲑类似(图 7)。挪威韦斯特兰GHG排放最高(189.61Gg CO_2-eq), 远超其他产区, 阿格德尔(Agder, AGD)最低(0.04Gg CO_2-eq), 相差四个数量级。N_2O排放趋势与GHG一致, 韦斯特兰达18.44Gg CO_2-q, 占全国总量的62.83%。智利湖大区GHG最高(341.07Gg CO_2-eq), 其次为艾森区(181.70Gg CO_2-eq), 两区合计占全国约九成。湖大区亦为N_2O排放核心(37.84Gg CO_2-eq, 占62.40%), 而艾森区的N_2O占比相对较低。英国苏格兰西部(West)为主要碳排放热点(16.69Gg CO_2-eq), 是其他地区的3—7倍; 东部(East) N_2O排放最高(2.82Gg CO_2-eq), 反映氮利用效率偏低。北部(North)与南部(South)排放水平均较低(GHG < 2.4Gg CO_2-eq; N_2O < 0.33Gg CO_2-eq)。加拿大以安大略省(Ontario, ON)为主要排放源(26.06Gg CO_2-eq), 显著高于阿尔伯塔(Alberta, AB)(0.24Gg CO_2-eq)与曼尼托巴(Manitoba, MB)(0.06Gg CO_2-eq); N_2O分布趋势一致, 安大略最高(2.53Gg CO_2-eq), 其余省份多低于0.38Gg CO_2-eq。中国则以青海(61.30Gg CO_2-eq)、辽宁(44.52Gg CO_2-eq)与云南(35.16Gg CO_2-q)为高值区, 北京、山东、四川与甘肃处于中等水平(约15—22Gg CO_2-eq), 而华东及华南地区普遍较低(<3Gg CO_2-eq)。N_2O空间分布与GHG总体一致, 青海(2.34Gg CO_2-eq)、辽宁(1.84Gg CO_2-eq)与云南(1.43Gg CO_2-eq)贡献最大。

3 讨论

3.1 五国鲑鳟养殖温室气体排放动态变化

本研究表明, 全球鲑鳟养殖业正在由规模扩张阶段逐步转向以效率提升和排放强度下降为特征

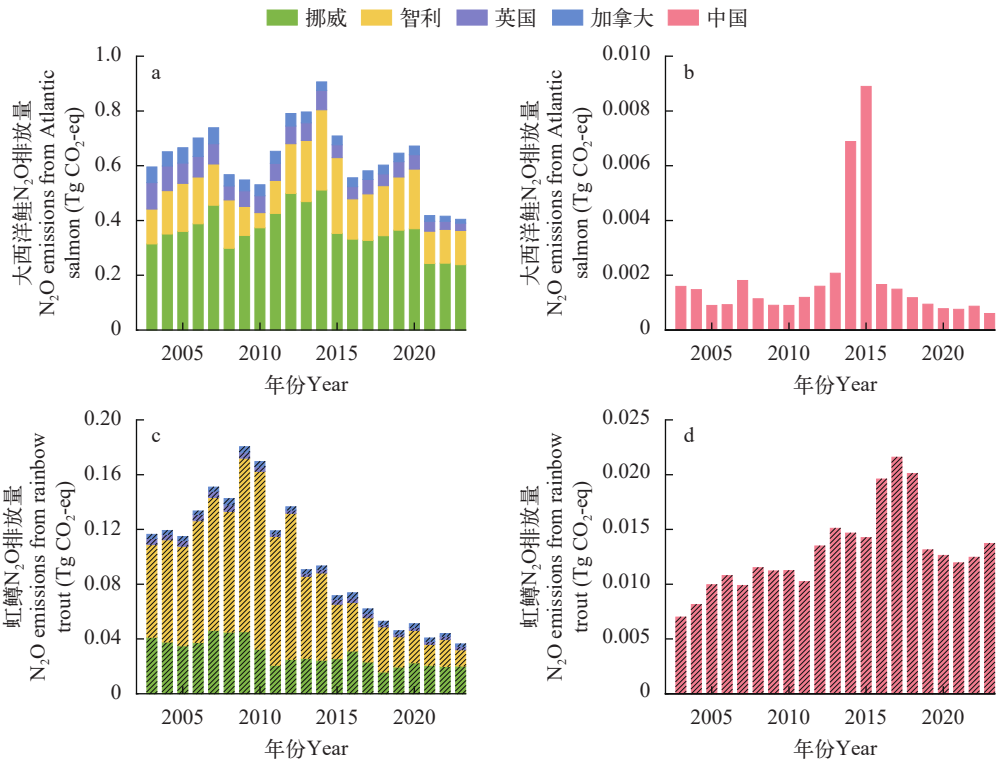


图 3 2003—2023年挪威、智利、英国、加拿大和中国大西洋鲑与虹鳟养殖氧化亚氮(N_2O)排放量的时间演变

Fig. 3 Temporal dynamics of N_2O emissions from Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the UK, Canada, and China from 2003 to 2023

a. 挪威、智利、英国和加拿大大西洋鲑养殖N_2O排放量; b. 中国大西洋鲑养殖N_2O排放量; c. 挪威、智利、英国和加拿大虹鳟养殖N_2O排放量; d. 中国虹鳟养殖N_2O排放量; N_2O排放量以二氧化碳当量表示, 单位为Tg CO_2-eq, 表示各国年度养殖排放水平

a. N_2O emissions from Atlantic salmon aquaculture in Norway, Chile, the UK, and Canada; b. N_2O emissions from Atlantic salmon aquaculture in China; c. N_2O emissions from rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the UK and Canada; d. N_2O emissions from rainbow trout aquaculture in China; N_2O emissions are expressed as CO_2 equivalents (Tg CO_2-eq), representing annual aquaculture-related emissions

的低碳转型阶段。在全球层面, 挪威与智利仍是鲑鳟产品供给与排放贡献的核心区域, 而英国、加拿大与中国在鲑鳟养殖规模、物种结构及发展方面呈现出差异化特征。上述格局与Pelletier等[17]基于生命周期评价(LCA)的跨国比较结果一致。

2003—2023年, 五国大西洋鲑与虹鳟总产量由126.6万吨增至271万吨(+114%), 同期GHG排放增幅为85%, 低于产量扩张幅度, 表明产量增长并未导致排放的等比例上升。从总体变化来看, 五国GHG排放增幅较为平缓, 这一趋势在一定程度上受智利虹鳟产业规模显著收缩的影响(图 1b)。然而, 结合主要生产国的生产效率指标变化可见, 排放强度下降并非单纯由产业结构调整所致, 而是得益于技术进步与管理优化的多重因素。从饲料利用效率看, 研究期内五国鲑鳟养殖体系普遍呈现饲料转化率(FCR)持续下降、饲料蛋白投入强度同步优化的趋势, 以大西洋鲑为例, 挪威、智利、英国、加拿大和中国的FCR分别由早期的1.10、1.49、1.33、1.33和1.45下降至近年的0.90、1.20、1.08、1.20和1.13[18—22]。FCR的持续改善意味着单位产量所需饲料投入显著减少, 而饲料蛋白水平的优化进一步减少氮输入强度, 为降低养殖系统的氮排放及相关温室气体生成提供了物质基础。

在综合GHG评估框架下, N_2O排放呈现更为显著的下降趋势, 由720.27Gg CO_2-eq降至455.09Gg CO_2-eq (–36.8%)。这一变化主要由挪威和智利驱动。挪威在大西洋鲑产量持续增长的同时实现了N_2O排放下降, 表明生产效率提升在排放强度变化

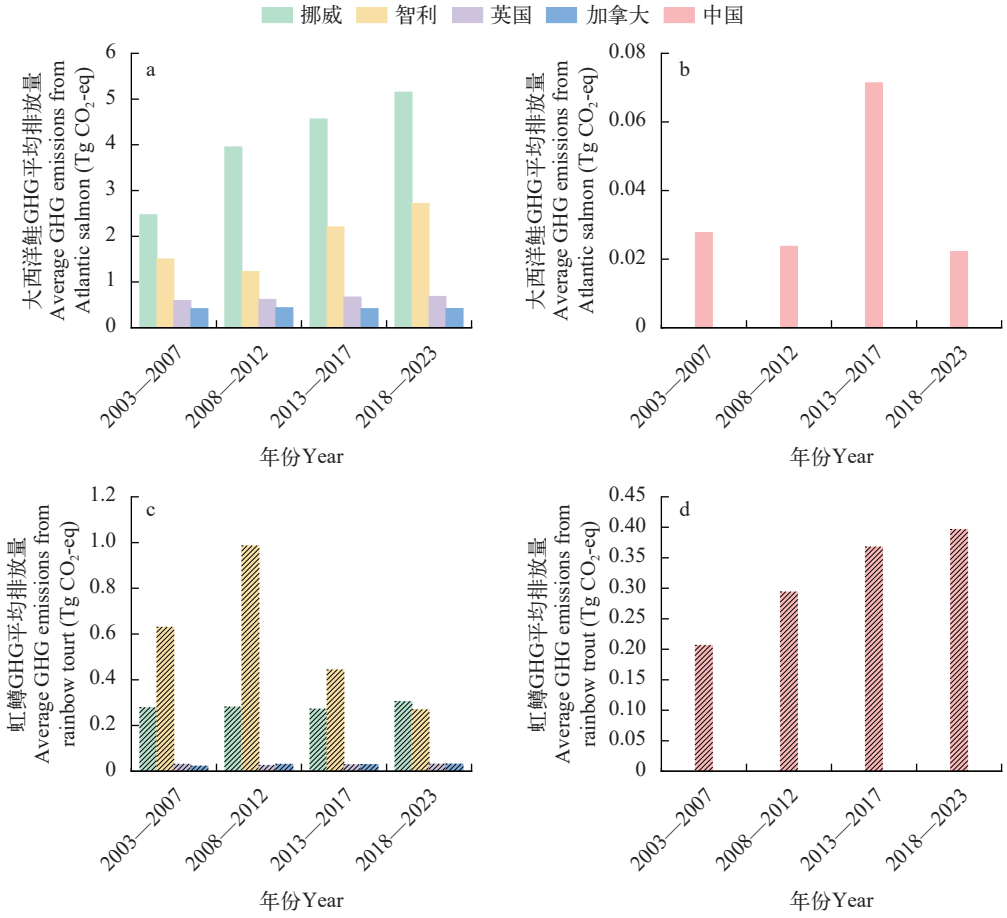


图 4　五个国家大西洋鲑和虹鳟养殖温室气体(GHG)平均排放量的阶段性变化(2003—2023)

Fig. 4　Stage-wise changes in average greenhouse gas (GHG) emissions from Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture in five countries (2003—2023)

a. 挪威、智利、英国和加拿大大西洋鲑养殖GHG平均排放量; b. 中国大西洋鲑养殖GHG平均排放量; c. 挪威、智利、英国和加拿大虹鳟养殖GHG平均排放量; d. 中国虹鳟养殖GHG平均排放量;阶段性平均值基于2003—2023年分阶段统计得到, 温室气体排放量以二氧化碳当量表示(Tg CO_2-eq)

a. average GHG emissions from Atlantic salmon aquaculture in Norway, Chile, the UK, and Canada; b. average GHG emissions from Atlantic salmon aquaculture in China; c. average GHG emissions from rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the UK, and Canada; d. average GHG emissions from rainbow trout aquaculture in China; Stage-wise averages were calculated based on period-wise statistics from 2003 to 2023. GHG emissions are expressed as CO_2 equivalents (Tg CO_2-eq)

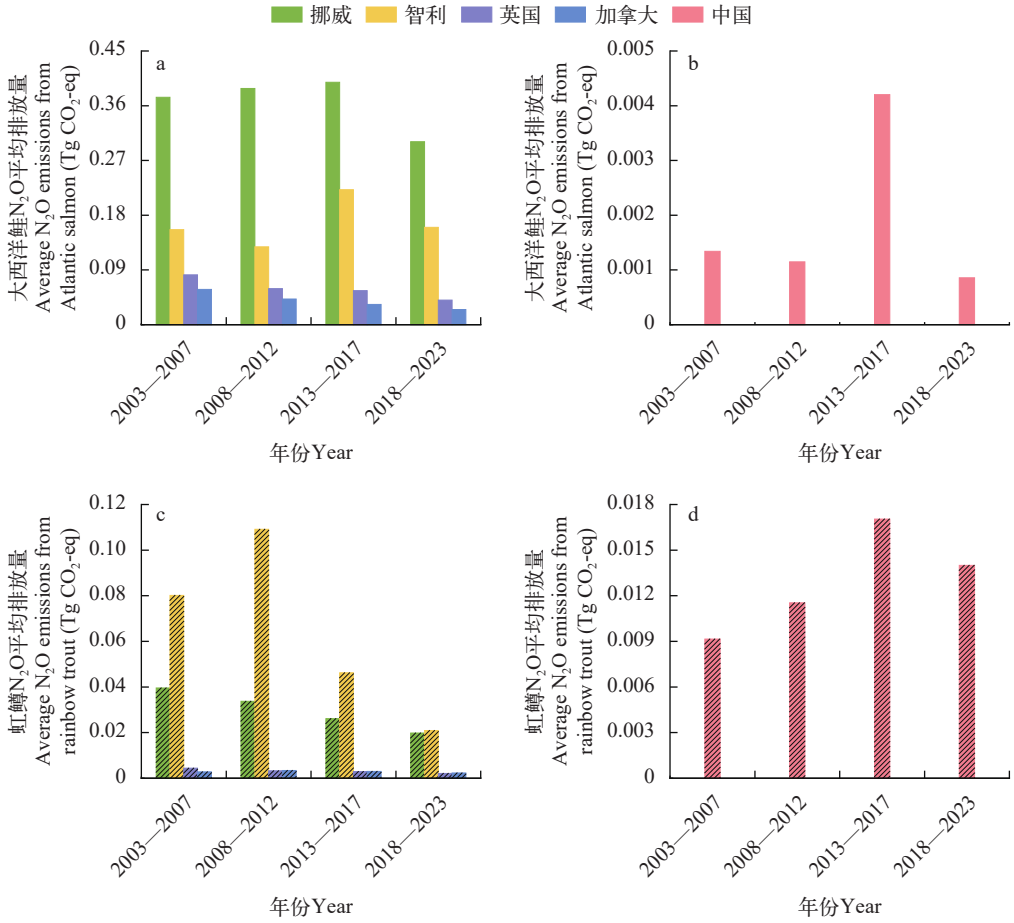


图 5 五个国家大西洋鲑和虹鳟养殖N_2O平均排放量的阶段性变化(2003—2023)

Fig. 5 Stage-wise changes in average N_2O from Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture in five countries (2003—2023)

a. 挪威、智利、英国和加拿大大西洋鲑养殖N_2O平均排放量; b. 中国大西洋鲑养殖N_2O平均排放量; c. 挪威、智利、英国和加拿大虹鳟养殖N_2O平均排放量; d. 中国虹鳟养殖N_2O平均排放量; 阶段性平均值基于2003—2023年期间分阶段统计得到, N_2O排放量以二氧化碳当量表示(Tg CO_2-eq)

a. Average N_2O emissions from Atlantic salmon aquaculture in Norway, Chile, the UK, and Canada; b. average N_2O emissions from Atlantic salmon aquaculture in China; c. average N_2O emissions from rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the UK, and Canada; d. average N_2O emissions from rainbow trout aquaculture in China; Stage-wise averages were calculated based on period-wise statistics from 2003 to 2023. N_2O emissions are expressed as CO_2 equivalents (Tg CO_2-eq)

表 1 2003—2023年各国大西洋鲑与虹鳟养殖温室气体(GHG)及N_2O年均排放量

Tab. 1 Annual mean greenhouse gas (GHG) and N_2O emissions from Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture by countries, 2003—2023

国家Country	大西洋鲑Atlantic salmon		虹鳟Rainbow trout	
	温室气体GHG (Gg CO_2-eq)	氧化亚氮N_2O (Gg CO_2-eq)	温室气体GHG (Gg CO_2-eq)	氧化亚氮N_2O (Gg CO_2-eq)
挪威Norway	4087.89	362.38	285.11	29.35
智利Chile	1951.17	166.28	566.93	62.05
英国UK	644.60	58.54	29.13	3.14
加拿大Canada	422.57	38.93	28.37	2.85
中国China	35.63	1.84	319.91	12.98

注: GHG和N_2O排放量统一折算为二氧化碳当量(CO_2-eq), 单位为Gg CO_2-eq

Note: GHG and N_2O emissions are expressed in CO_2 equivalents (Gg CO_2-eq)

中发挥重要作用; 而智利的N_2O排放下降则主要与虹鳟养殖规模的结构性收缩有关。结合既有关于FCR改善和氮利用效率提升的研究[23—25], 可以认为, 近二十年来主要生产国, 尤其是挪威, 鲑鳟养殖体系的氮循环效率已显著提高, 其发展路径由“增产伴随增排”向“增产伴随排放强度下降”转变。这一结果也与MacLeod等[3]和Hasan等[23]的结论一致, 随着养殖技术逐步成熟, 单位产量排放水平下降, 排放增长对产量扩张的响应趋于减弱。

此外, Ziegler等[26]指出, 通过饲料配方优化、能效提升及运输链条的低碳化, 即便产量持续扩大, GHG排放亦呈现弱增长甚至下降趋势。类似地, 中国水产养殖领域的最新研究表明, 在养殖结构优化和生产效率提升的共同作用下, 碳排放增长速度已

明显低于产量增长速度[27]。综合来看, 全球鲑鳟产业的碳与氮排放强度在过去十余年持续下降, 表明行业正在通过技术革新与系统优化进入一个高效率、低排放的可持续发展阶段。

3.2 国家尺度排放差异

尽管全球鲑鳟养殖业整体呈现排放强度改善趋势, 但不同国家在生态禀赋、养殖体系结构和产业成熟度方面存在差异, 塑造了显著分化的排放演化路径。各国减排成效的差异反映了资源环境约束、技术发展阶段与管理模式的综合作用。

挪威鲑鳟产业表现出典型的“增产–降强度”的低碳发展模式。过去二十年, 大西洋鲑产量增长近200%, N_2O排放强度下降超过50%[28, 29]。这一变化反映出, 随着产业体系逐步成熟, 温室气体排放对产量扩张的响应显著减弱, 这主要源于饲料利用效率提升、遗传改良与精准化养殖管理的协同作用[30], 并在稳定的海水网箱体系与优质海域条件下进一步强化[31]。这表明成熟的产业体系与精细化技术进步是挪威实现GHG减排的核心驱动机制。

相较于挪威持续平稳的排放强度下降轨迹, 智利鲑鳟养殖业的排放轨迹呈现显著年际波动, 其变化主要受生态扰动事件主导, 而非生产系统效率的

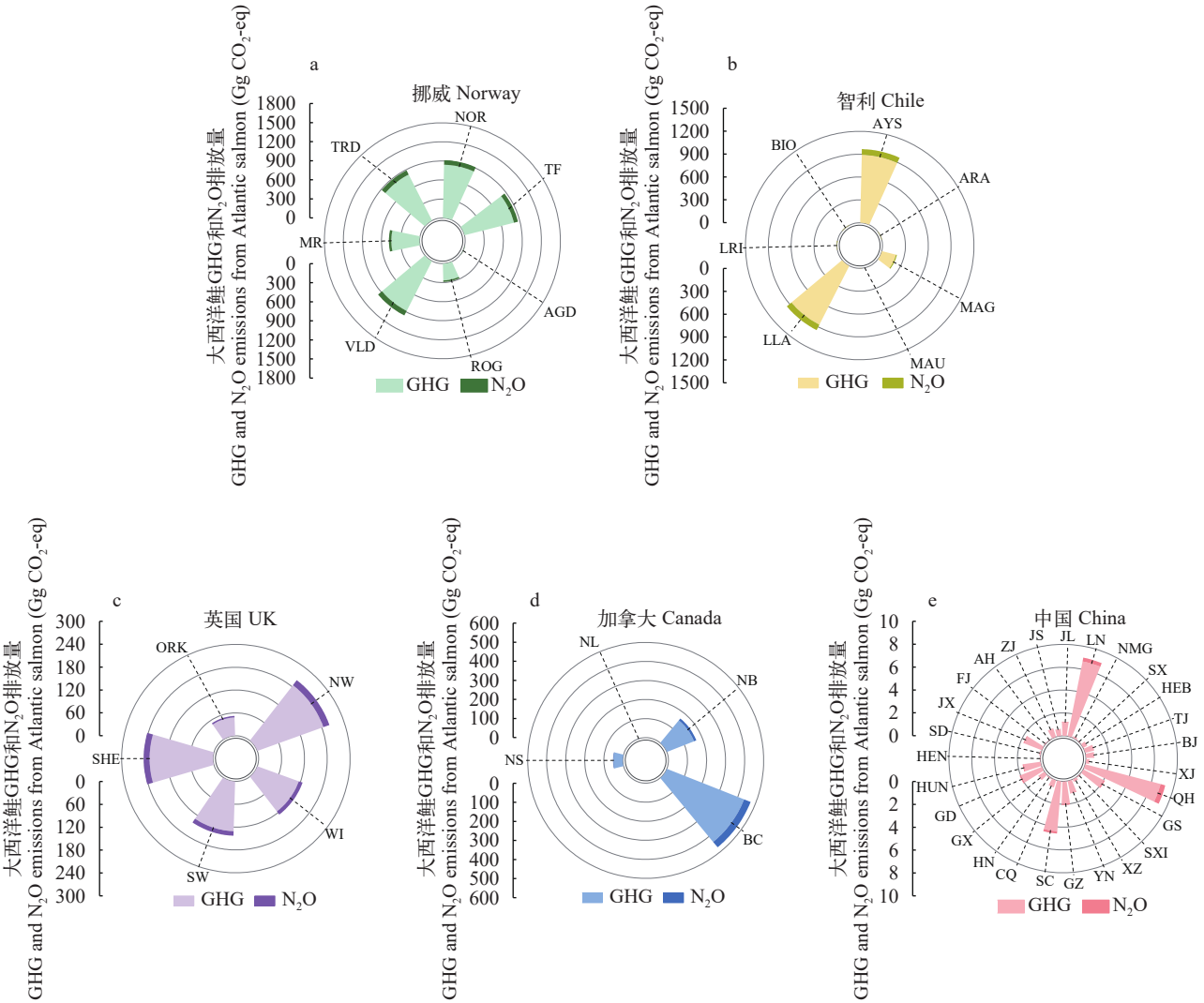


图 6　2003—2023年五国大西洋鲑主产区温室气体(GHG)及N_2O排放量的平均水平

Fig. 6　Mean emissions of greenhouse gases (GHG) and N_2O from major Atlantic salmon production regions in five countries during 2003—2023

a. 挪威; b. 智利; c. 英国; d. 加拿大; e. 中国; 图中所示的大西洋鲑养殖GHG与N_2O排放量分别以各地区2003—2023年的相应总排放量除以21年计算得到; GHG和N_2O排放量统一折算为二氧化碳当量(CO_2-eq), 单位为Gg CO_2-eq

a. Norway; b. Chile; c. UK; d. Canada; e. China; The GHG and N_2O emissions from Atlantic salmon aquaculture shown in the figure were calculated separately as the corresponding total emissions for each region over the period 2003—2023 divided by 21 years; emissions of GHG and N_2O are expressed as CO_2 equivalents (CO_2-eq)

渐进改善。2007—2010年暴发的传染性鲑鱼贫血症(ISA)疫情[32, 33], 以及2016年由异常水文条件引发的有害藻华(HAB)事件[34, 35], 均引发产量与碳排放水平同步剧烈波动。尽管ISA疫情的暴发时间早于2013年, 智利虹鳟产量却直至2013年才出现显著下降, 表现出明显的滞后效应, 这可能与行业恢复周期及产业链结构调整有关。疫情后期, 行业监管与生物安全控制措施显著趋严, 部分中小生产者因成本上升与合规压力加大而退出市场, 从而进一步加剧了产量的下降幅度。此外, 值得注意的是, 2015年智利虹鳟产量亦出现显著下滑, 但当年未发生HAB事件。鉴于智利虹鳟产品依赖北美与欧洲市场, 国际需求波动及价格下行压力可能通过影响企业生产预期与投放规模, 进而引发阶段性产量调整。上述生态与市场扰动共同强化了系统的不稳定性, 使智利呈现出“生态敏感性主导—排放高度波动”的发展特征[36, 37], 凸显出外部环境冲击对产业碳排放模式的显著约束作用。

英国与加拿大的鲑鳟养殖业则处于产业成熟但增速放缓的阶段。英国近年来产量持续下降, 但GHG排放维持相对稳定, N_2O排放呈下降趋势, 能耗波动有限, 形成趋于收敛的排放轨迹。加拿大产量长期稳定, 但部分内陆系统能耗较高, 导致排放结构呈现“海水系统稳定–内陆系统能耗驱动波动”

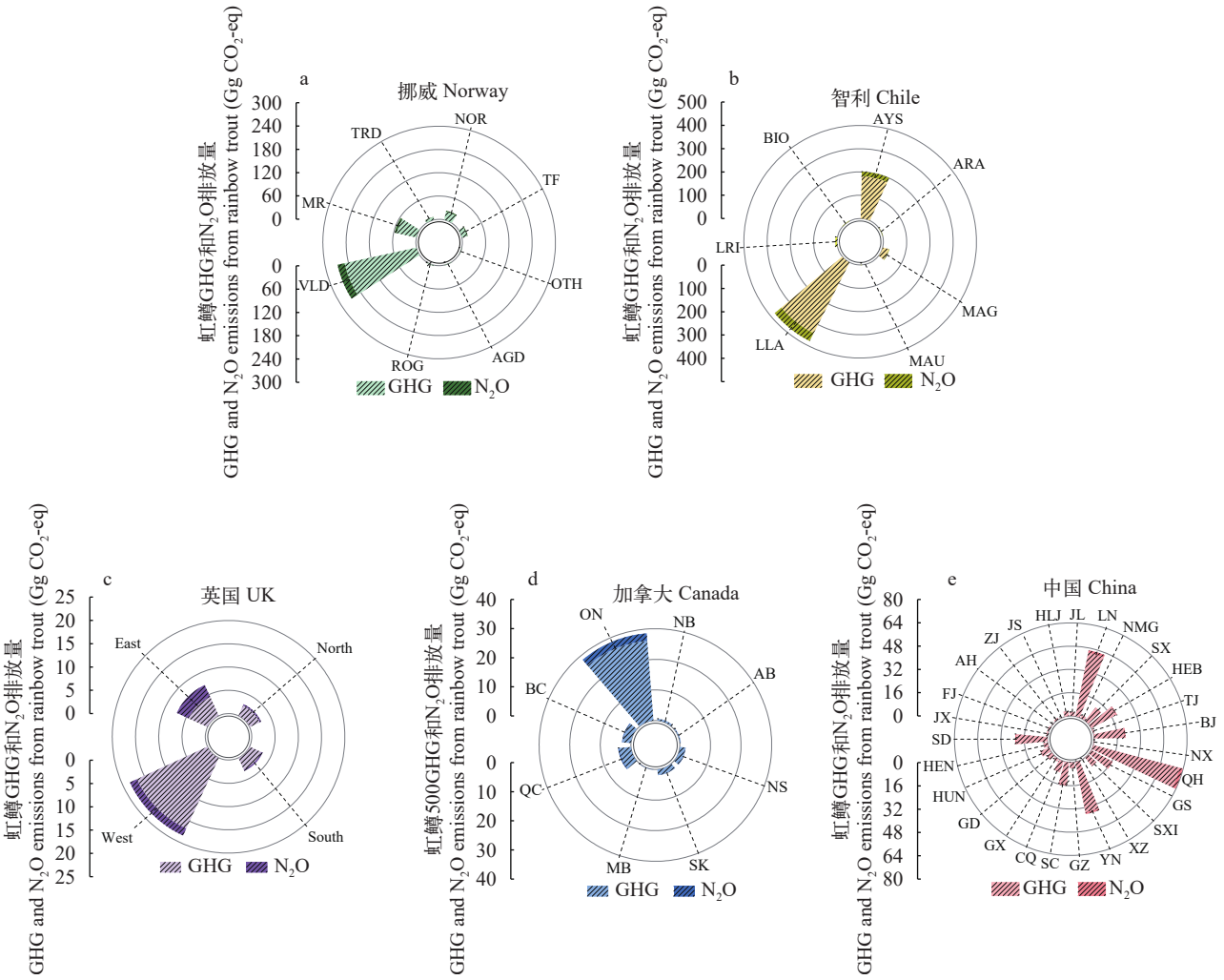


图 7 2003—2023年五国虹鳟主产区温室气体(GHG)及N_2O排放量的平均水平

Fig. 7 Mean emissions of greenhouse gases (GHG) and N_2O from major rainbow trout production regions in five countries during 2003—2023

a. 挪威; b. 智利; c. 英国; d. 加拿大; e. 中国;图中所示的虹鳟养殖GHG与N_2O排放量分别以各地区2003—2023年的相应总排放量除以21年计算得到; GHG和N_2O排放量统一折算为二氧化碳当量(CO_2-eq), 单位为Gg CO_2-eq

a. Norway; b. Chile; c. UK; d. Canada; e. China; The GHG and N_2O emissions from rainbow trout aquaculture shown in the figure were calculated separately as the corresponding total emissions for each region over the period 2003—2023 divided by 21 years; emissions of GHG and N_2O are expressed as CO_2 equivalents (CO_2-eq)

的双峰特征[38]。总体而言, 两国的特征可概括为成熟产业体系下的“排放平稳–结构依赖”模式, 说明系统类型与能源利用结构已成为排放差异的主要决定因素。

中国鲑鳟养殖的发展呈现出阶段性演进与地域性分化并存的格局, 整体仍处于产业潜力形成阶段。受近海高温环境制约, 海水鲑鳟养殖主要依托黄海冷水团维持适宜的水温条件[39, 40]。随着对冷水团形成机制及其季节性演变规律的认识加深, 并叠加大型养殖装备与工程化技术的应用进展[41], 我国在温暖带海域开展冷水鱼养殖的技术路径逐步明晰; 此外, 全潜式网箱与“陆海接力”等模式为鲑鳟养殖提供了新的工程实现方式[42]。在陆基系统方面, 宁波象山Nordic项目验证了温带沿海地区开展全周期循环水养殖的技术可行性。与此同时, 虹鳟养殖依托青海、甘肃、新疆等西北及高原地区的冷水资源快速扩张, 其产量增速超过300%[43]。该增长主要受高海拔冷水环境支撑、优良品系引入及工厂化养殖模式推广的共同驱动, 表明内陆冷水资源已成为我国鲑鳟养殖体系的重要支撑。需要指出的是, 2014—2015年我国大西洋鲑养殖产量上升并伴随GHG与N_2O排放的阶段性抬高, 主要源于陆基循环水与近海网箱示范项目在政策推动下集中投产, 该短期放量受经济性、疫病风险及市场接受度等因素制约, 未形成持续扩张, 随后排放水平回落并趋于稳定。总体而言, 我国鲑鳟养殖正由以内陆扩张与示范驱动为特征的探索阶段, 逐步转向以冷水团利用与深远海装备化养殖为核心的结构优化阶段, 形成面向低纬度冷水鱼养殖的多路径技术框架[44]。

3.3　区域排放差异与空间集聚特征

全球冷水性鱼类养殖体系(以大西洋鲑与虹鳟为代表)的GHG及N_2O排放呈现显著空间异质性与区域集聚特征。总体来看, 排放强度的空间分布与养殖密度、生产规模及生态承载力密切相关, 反映了产业布局与环境约束之间的耦合关系。在大西洋鲑养殖方面, 挪威西海岸主产区(如韦斯特兰Vestland, VLD)因集中分布大量养殖许可与高产能设施, 在区域尺度上贡献了较高的排放份额。类似的空间格局亦在虹鳟养殖中出现, 表明生产活动的空间集聚可显著影响区域排放水平。

智利的鲑鳟养殖排放高度集中于艾森(Aysén, AYS)与湖大区(Los Lagos, LLA), 表现出强烈的空间集约化特征。Quiñones等[45]指出, 其海水育肥阶段主要分布于上述区域的巴塔哥尼亚峡湾水域, 进一步印证了养殖活动在空间配置上的聚集趋势。此类高强度网箱养殖可能引发更为突出的环境压力, 说明排放集聚现象在生态敏感区的潜在影响不容忽视。

英国与加拿大的空间分布特征同样具有地域集中性。英国鲑鳟养殖主要集中于苏格兰西海岸、西部群岛及北部岛群(包括设得兰群岛), 其中, 设得兰地区约占苏格兰总产量的四分之一, 是主要的排放热点区[46]。虹鳟养殖则主要集中于苏格兰西部(West)沿岸。加拿大整体呈现“西高东低”的空间梯度, 不列颠哥伦比亚省(British Columbia, BC)作为加拿大太平洋沿岸大西洋鲑网箱养殖的核心集聚区, 在全国排放结构中占据主导地位。这些结果表明, 产业布局的区域化集聚对国家总体排放结构具有显著影响。

在中国, 青海、辽宁与云南等高海拔/高原冷水性养殖区的排放水平相对较高[47]。这种分布格局揭示了地理区位、气候背景及生态类型对冷水鱼类养殖排放的关键调控作用。整体而言, 全球鲑鳟养殖业的排放分布呈现“产业集聚–排放集中”的空间规律, 反映出生态承载力与养殖密度之间的平衡关系。基于此空间特征分析, 可进一步从整体层面探讨全球鲑鳟产业的低碳化趋势及其科学启示。

4　结论

本研究分析了2003—2023年全球五个主要鲑鳟生产国(挪威、智利、英国、加拿大和中国)的GHG与N_2O排放特征, 在产量显著增长的同时, 温室气体特别是N_2O排放强度持续下降, 表明该产业正处于由规模扩张向效率驱动转型的关键期。各国排放路径存在显著差异: 挪威表现为稳健的增产减排协同; 智利受生态扰动影响, 排放波动剧烈; 英国与加拿大表现出结构依赖型平稳趋势; 中国则通过陆基循环水、冷水团与深远海养殖装备的系统集成, 形成多路径降碳特征。排放的空间集聚性表明养殖强度与区域生态承载力是影响排放格局差异的关键因子。

受限于全球尺度核算的数据精度, 本文采用IPCC Tier 1方法及生命周期评价(LCA)整合参数, 导致生命周期GHG与水体直接N_2O排放间的系统边界未能完全对等。尽管绝对排放量存在不确定性, 但在统一参数基准下, 本研究对全球排放格局的演化方向及相对贡献份额具有一致性。在此基础上, 未来研究应重点关注以下几个方面:

(1)面向全产业链低碳转型研究方向

随着鲑鳟养殖业由规模扩张型转向效率驱动型低碳发展阶段, 减排潜力的挖掘将逐渐依赖于全

产业链的系统优化。未来研究应在现有宏观核算框架基础上, 引入更高分辨率的排放核算方法(如Tier 2 或 Tier 3), 以精细对比不同养殖模式、饲料结构与环境条件下的排放差异。人工智能、机器学习与视觉感知等数字化技术的应用, 有望提升对饲喂行为、生长状态及水体氮转化过程的实时监测与调控能力, 从而提高资源利用效率并减小N_2O排放估算的不确定性。同时, 现代分子育种、精准营养调控及病害风险管理, 通过持续改善饲料转化效率和生产稳定性, 可从源头减少氮输入及其潜在环境排放风险, 为低碳养殖提供长期支撑。

(2)面向环境影响评估的管理与决策启示

环境影响评估应从单个养殖单元转向区域累积效应的评估。需加强排放强度与生态承载力之间的关联研究, 并将温室气体指标纳入养殖空间规划与区域准入框架。通过养殖密度差异化管控与环境分区治理, 协调产业集约化发展与生态系统稳定性, 为水产养殖业的适应性管理提供决策支持。未来环境评估应突破以单一养殖单元为核心的传统核算思路, 进一步关注不同养殖模式下的累积效应、排放强度变化及其对局部水体与气候的潜在影响。在方法上, 应加强对碳、氮循环过程、排放强度变化及空间异质性的系统整合, 并结合长期监测数据与情景模拟, 提高对CO_2、CH_4和N_2O等温室气体排放风险的识别和管控能力。将上述指标纳入养殖规划、环境准入及分区管控框架, 可为鲑鳟养殖业的科学管理提供理论依据。

数据作者分工职责

陈亚娜, 女, 硕士研究生, 研究方向为生态养殖与病害防控, 主要收集, 调查, 整理全部数据.

Huang Zhitao, 男, 教授, 研究方向为渔业循环水养殖，收集部分调研数据.

周演根, 男, 教授，研究方向为水产养殖生态学，把关数据的真实性和准确性.

任贻超，男, 教授，研究方向为生态养殖与病害防控，把关数据的真实性和准确性.

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参考文献:

[1] Hicks C C, Cohen P J, Graham N A J, *et al*. Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies [J]. *Nature*, 2019, **574**(7776): 95-98.

[2] Naylor R L, Hardy R W, Buschmann A H, *et al*. A 20-year retrospective review of global aquaculture [J]. *Nature*, 2021, **591**(7851): 551-563.

[3] MacLeod M J, Hasan M R, Robb D H F, *et al*. Quantifying greenhouse gas emissions from global aquaculture [J]. *Scientific Reports*, 2020(10): 11679.

[4] Liu Y, Rosten T W, Henriksen K, *et al*. Comparative economic performance and carbon footprint of two farming models for producing Atlantic salmon (*Salmo salar*): Land-based closed containment system in freshwater and open net pen in seawater [J]. *Aquacultural Engineering*, 2016(71): 1-12.

[5] Kim Y, Lee K, Kim D H. Comparative economic analysis of rainbow trout aquaculture systems considering greenhouse gas emissions [J]. *Sustainability*, 2025, **17**(19): 8831.

[6] Hu Z, Lee J W, Chandran K, *et al*. Nitrous oxide (N_2O) emission from aquaculture: a review [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, **46**(12): 6470-6480.

[7] Ghosh S, Toyoda S, Buizert C, *et al*. Concentration and isotopic composition of atmospheric N_2O over the last century [J]. *Journal of Geophysical Research*: *Atmospheres*, 2023, **128**(12): e2022JD038281.

[8] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). FishStatJ: Global Production by Production Source 1950–2023 [DB/OL]. Rome: FAO, 2025 [2025-08-15]. [联合国粮食及农业组织(FAO). FishStatJ 全球水产生产统计数据库(Global Production by Production Source) [DB/OL]. 罗马: 联合国粮农组织, 2025[2025-08-15].]

[9] Aubin J, Papatryphon E, Van der Werf H M G, *et al*. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus)* re-circulating production system using Life Cycle Assessment [J]. *Aquaculture*, 2006, **261**(4): 1259-1268.

[10] Gephart J A, Henriksson P J G, Parker R W R, *et al*. Environmental performance of blue foods [J]. *Nature*, 2021, **597**(7876): 360-365.

[11] Zhou Y, Huang M, Tian H, *et al*. Four decades of nitrous oxide emission from Chinese aquaculture underscores the urgency and opportunity for climate change mitigation [J]. *Environmental Research Letters*, 2021, **16**(11): 114038.

[12] Froehlich H E, Runge C A, Gentry R R, *et al*. Comparative terrestrial feed and land use of an aquaculture-dominant world [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, **115**(20): 5295-5300.

[13] Budhathoki M, Phuyal S, Pandey S, *et al*. Environmental impacts of Salmonidae farming: A systematic review and meta analysis of life cycle assessment studies [J]. *Reviews in Aquaculture*, 2025, **17**(4): e70069.

[14] SINTEF. Greenhouse Gas Emission of Norwegian Salmon Products [R]. Trondheim: SINTEF, 2022.

[15] Ramseyer L J. Predicting whole-fish nitrogen content from fish wet weight using regression analysis [J]. *North American Journal of Aquaculture*, 2002, **64**(3): 195-204.

[16] IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assess-

ment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2021: 1017-1019.

[17] Pelletier N, Tyedmers P, Sonesson U, *et al*. Not all salmon are created equal: Life Cycle Assessment (LCA) of global salmon farming systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**(23): 8730-8736.

[18] Song X, Liu Y, Pettersen J B, *et al*. Life cycle assessment of recirculating aquaculture systems: A case of Atlantic salmon farming in China [J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2019, **23**(5): 1077-1086.

[19] Goglio P, Van den Burg S, Kousoulaki K, *et al*. The environmental impact of partial substitution of fish-based feed with algae- and insect-based feed in salmon farming [J]. *Sustainability*, 2022, **14**(19): 12650.

[20] USDA Foreign Agricultural Service (FAS). Chile: Salmon Overview [R]. GAIN Report No. CI2022-0008, Washington, DC, 2022.

[21] Bennett N. Canadian Fish Farms Improving Sustainability Metrics: Study [N]. *Resources & Agriculture News*, 2024-11-12.

[22] Yang J P, Wang Z, Guo L M. Preliminary evaluation of the environment impact of carbon, nitrogen and phosphorus emissions from marine fish farming-Take Atlantic salmon (*Salmo salar*) farming as an example [J]. *Fisheries Science & Technology Information*, 2022, **49**(6): 350-358. [杨吉平, 王志, 郭黎明. 海水鱼养殖碳、氮、磷排放及对环境影响的初步评价——以大西洋鲑养殖为例[J]. 水产科技情报, 2022, **49**(6): 350-358.]

[23] Hasan M R, Soto S. Improving Feed Conversion Ratio and Its Impact on Reducing Greenhouse Gas Emissions in Aquaculture [R]. Rome: FAO, 2017: 1-33.

[24] Cho C Y, Bureau D P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture [J]. *Aquaculture Research*, 2001, **32**(s1): 349-360.

[25] Sherry J, Koester J. Life cycle assessment of aquaculture stewardship council certified atlantic salmon (*Salmo salar*) [J]. *Sustainability*, 2020, **12**(15): 6079.

[26] Ziegler F, Nistad A A, Langeland M, *et al*. Greenhouse gas emission reduction opportunities for the Norwegian salmon farming sector-can they outweigh growth [J]? *Aquaculture*, 2024(581): 740431.

[27] Zhang M, Qian W, Jia L. Analysis of greenhouse gas emissions from China's freshwater aquaculture industry based on the LMDI and Tapio decoupling models [J]. *Water*, 2025, **17**(15): 2282.

[28] Føre M, Frank K, Norton T, *et al*. Precision fish farming: a new framework to improve production in aquaculture [J]. *Biosystems Engineering*, 2018(173): 176-193.

[29] Næve I, Korsvoll S A, Santi N, *et al*. The power of genetics: Past and future contribution of balanced genetic selection to sustainable growth and productivity of the Norwegian Atlantic salmon (*Salmo salar*) industry [J]. *Aquaculture*, 2022(553): 738061.

[30] Gjedrem T. Genetic improvement for the development of efficient global aquaculture: A personal opinion review [J]. *Aquaculture*, 2012(344): 12-22.

[31] Aas T S, Ytrestøyl T, Åsgård T. Utilization of feed resources in the production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway: An update for 2016 [J]. *Aquaculture Reports*, 2019(15): 100216.

[32] Asche F, Hansen H, Tveteras R, *et al*. The salmon disease crisis in Chile [J]. *Marine Resource Economics*, 2009, **24**(4): 405-411.

[33] Bustos-Gallardo B. The ISA crisis in Los Lagos Chile: A failure of neoliberal environmental governance [J]? *Geoforum*, 2013(48): 196-206.

[34] León-Muñoz J, Urbina M A, Garreaud R, *et al*. Hydroclimatic conditions trigger record harmful algal bloom in western Patagonia (summer 2016) [J]. *Scientific Reports*, 2018(8): 1330.

[35] Díaz P A, Álvarez G, Varela D, *et al*. Impacts of harmful algal blooms on the aquaculture industry: Chile as a case study [J]. *Perspectives in Phycology*, 2019, **6**(1/2): 39-50.

[36] Díaz P A, Figueroa R I. Toxic algal bloom recurrence in the era of global change: Lessons from the Chilean Patagonian Fjords [J]. *Microorganisms*, 2023, **11**(8): 1874.

[37] Soto D, León-Muñoz J, Dresdner J, *et al*. Salmon farming vulnerability to climate change in southern Chile: understanding the biophysical, socioeconomic and governance links [J]. *Reviews in Aquaculture*, 2019, **11**(2): 354-374.

[38] Shen L, Wu L D, Wei W, *et al*. Marine aquaculture can deliver 40% lower carbon footprints than freshwater aquaculture based on feed, energy and biogeochemical cycles [J]. *Nature Food*, 2024, **5**(7): 615-624.

[39] Zhang Y Y, Wang J, Yu S E, *et al*. A mechanistic model approach to characterize suitable regions for *Salmo salar* aquaculture in the Yellow Sea under global warming [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2024(249): 106986.

[40] Dong S L. Researching progresses and prospects in large Salmonidae farming in cold water mass of Yellow Sea [J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2019, **49**(3): 1-6. [董双林. 黄海冷水团大型鲑科鱼类养殖研究进展与展望 [J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2019, **49**(3): 1-6.]

[41] Wei C J, Tang X H, Ge K, *et al*. Observed seasonal evolution and origins of the western Yellow Sea Cold Water Mass [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2025(12): 1556069.

[42] Feng Y. China is bringing aquaculture to deep offshore waters [EB/OL]. The Maritime Executive, 2023-10-15.

[43] Ma H B, Wang G C, Huang T Q, *et al*. Whole-genome resequencing reveals selection signatures in China's first rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) strain "Shuike No. 1" [J]. *Aquaculture*, 2025(607): 742606.

[44] Bao X T, Chen Z X, Cui M C, *et al*. Discussion and

consideration on the development of deep sea aquaculture equipment in China [J]. *Fishery Modernization*, 2022, **49**(5): 8-14. [鲍旭腾, 谌志新, 崔铭超, 等. 中国深远海养殖装备发展探讨及思考 [J]. 渔业现代化, 2022, **49**(5): 8-14.]

[45] Quiñones R A, Fuentes M, Montes R M, *et al*. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review [J]. *Reviews in Aquaculture*, 2019, **11**(2): 375-402.

[46] MacLeod M, Sposato M. Quantifying and Mitigating Greenhouse Gas Emissions from Scottish Aquaculture [R]. Edinburgh: Scotland's Rural College (SRUC), 2021.

[47] Zhang Y F, Tang K W, Yang P, *et al.* Assessing carbon greenhouse gas emissions from aquaculture in China based on aquaculture system types, species, environmental conditions and management practices [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022(338): 108110.

CROSS-NATIONAL COMPARISON AND TEMPORAL DYNAMICS OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN ATLANTIC SALMON AND RAINBOW TROUT AQUACULTURE (2003—2023)

CHEN Ya-Na[1], ZHOU Yan-Gen[2], HUANG Ming[3], HUANG Zhi-Tao[4], TAN Jin-Xiao[2], DONG Shuang-Lin[2], TIAN Xiang-Li[2] and REN Yi-Chao[1]

(1. *School of Marine Science and Engineering*, *Qingdao Agricultural University*, *Qingdao* 266237, *China*; 2. *Key Laboratory of Mariculture of Ministry of Education*, *Ocean University of China*, *Qingdao* 266003, *China*; 3. *College of Life and Environmental Sciences*, *Huangshan University*, *Huangshan* 245041, *China*; 4. *Norwegian Institute for Water Research* (*NIVA*), *Bergen* 5006, *Norway*)

Abstract: In this study, we developed a harmonized emission factor-based assessment framework, coupled with established emission models, to quantify and compare GHG emissions from Atlantic salmon and rainbow trout aquaculture in Norway, Chile, the United Kingdom, Canada, and China over the period 2003—2023, expressed in carbon dioxide equivalents. We analyzed temporal dynamics, cross-country contrasts, and spatial aggregation characteristics of emissions. Across the five countries, total salmonid production increased from 1.27 to 2.71 million tons (114%), whereas aggregate GHG emissions grew at a markedly slower pace (85%). Notably, nitrous oxide (N_2O) emissions declined by 36.8%, underscoring the significant role of improved feed efficiency and advances in farming technology in achieving emission reductions. At the species level, rainbow trout consistently exhibited lower emission intensities than Atlantic salmon. National dynamics diverged substantially: Norway showed a sustained reduction in emission intensity driven by efficiency gains; Chile displayed interannual variability associated with marine environmental conditions; the United Kingdom and Canada maintained relatively stable emission profiles; and China achieved progressive intensity reductions through optimization of production systems and technological upgrading. Spatially analysis further revealed significant clustering of salmonid-related GHG emissions, with hotspots concentrated along Norway's western coast, southern Chile (Los Lagos Region and Aysén Region), north-west Scotland, British Columbia, and the north-western plateau regions of China, underscoring the close coupling between farming intensity and regional ecological carrying capacity. Collectively, these findings elucidate the evolving spatiotemporal structure of greenhouse gas emissions in global salmonid aquaculture and demonstrate a partial decoupling of emission growth from production expansion. This work provides a robust quantitative basis for advancing low-carbon development pathways and designing region-specific mitigation strategies for cold-water salmonid aquaculture.

Key words: Greenhouse gas; Salmonid aquaculture; Spatiotemporal patterns; Cross-national assessment; Emission intensity

数据库基本信息

数据库(集)名称	科学数据银行(ScienceDB)
数据库(集)作者	Yana Chen
数据库(集)作者	sandy7072@163.com
文件大小	1.73M
数据链接	https://www.scidb.cn/preview?dataSetId=290b8c3f5c7d4430b28702ef71d2f260&version=V1

附录 S1　本研究中大西洋鲑和虹鳟养殖主产区全称

Appendix S1　Full names of the main production areas for Atlantic salmon and rainbow trout used in this study

序列No.	国家Country	主产区(全称) Main production areas (full name)	缩写Abbreviation
1	挪威Norway	特罗姆瑟—芬马克 Troms og Finnmark	TF
2	挪威Norway	诺尔兰 Nordland	NOR
3	挪威Norway	特伦德拉格 Trondelag	TRD
4	挪威Norway	默勒—鲁姆斯达尔 Møre og Romsdal	MR
5	挪威Norway	韦斯特兰 Vestland	VLD
6	挪威Norway	罗加兰 Rogaland	ROG
7	挪威Norway	阿格德尔 Agder	AGD
8	挪威Norway	其他郡 Øvrige fylker	OTH
9	智利Chile	阿劳卡尼亚大区 La Araucanía Region	ARA
10	智利Chile	艾森大区 Aysén Region	AYS
11	智利Chile	比奥比奥大区 Biobío Region	BIO
12	智利Chile	河流大区 Los Ríos Region	LRI
13	智利Chile	湖大区 Los Lagos Region	LLA
14	智利Chile	马乌莱大区 Maule Region	MAU
15	智利Chile	麦哲伦大区 Magallanes Region	MAG
16	英国UK(以苏格兰地区为主)	西北产区 North west	NW
17	英国UK(以苏格兰地区为主)	奥克尼群岛 Orkney	ORK
18	英国UK(以苏格兰地区为主)	设得兰 Shetland	SHE
19	英国UK(以苏格兰地区为主)	西南产区 South West	SW
20	英国UK(以苏格兰地区为主)	西部群岛 Western Isles	WI
21	加拿大Canada	纽芬兰与拉布拉多Newfoundland and Labrador	NL
22	加拿大Canada	新不伦瑞克 New Brunswick	NB
23	加拿大Canada	不列颠哥伦比亚 British Columbia	BC
24	加拿大Canada	新斯科舍 Nova Scotia	NS
25	加拿大Canada	阿尔伯塔 Alberta	AB
26	加拿大Canada	安大略 Ontario	ON
27	加拿大Canada	萨斯喀彻温 Saskatchewan	SK
28	加拿大Canada	曼尼托巴 Manitoba	MB
29	加拿大Canada	魁北克 Quebec	QC
30	中国China	北京Beijing	BJ
31	中国China	天津Tianjin	TJ
32	中国China	河北Hebei	HEB
33	中国China	山西Shanxi	SX
34	中国China	内蒙古Inner Mongolia	NMG
35	中国China	辽宁Liaoning	LN
36	中国China	吉林Jilin	JL
37	中国China	黑龙江Heilongjiang	HLJ
38	中国China	江苏Jiangsu	JS
39	中国China	浙江Zhejiang	ZJ
40	中国China	安徽Anhui	AH

续表 S1

序列No.	国家Country	主产区(全称) Main production areas (full name)	缩写Abbreviation
41	中国China	福建Fujian	FJ
42	中国China	江西Jiangxi	JX
43	中国China	山东Shandong	SD
44	中国China	河南Henan	HEN
45	中国China	湖南Hunan	HUN
46	中国China	广东Guangdong	GD
47	中国China	广西Guangxi	GX
48	中国China	海南Hainan	HN
49	中国China	重庆Chongqing	CQ
50	中国China	四川Sichuan	SC
51	中国China	贵州Guizhou	GZ
52	中国China	云南Yunnan	YN
53	中国China	西藏Xizang	XZ
54	中国China	陕西Shaanxi	SXI
55	中国China	甘肃Gansu	GS
56	中国China	青海Qinghai	QH
57	中国China	宁夏Ningxia	NX
58	中国China	新疆Xinjiang	XJ