

# 中国畜产品进口格局及其资源环境效应研究

熊学振<sup>1,2</sup>, 韩 振<sup>3</sup>, 孙雨萌<sup>1</sup>, 杨 春<sup>1</sup>

(1. 中国农业科学院农业经济与发展研究所, 北京 100081; 2. 北京大学现代农业研究院, 潍坊 261325;  
3. 中国财政科学研究院, 北京 100142)

**摘要:** 中国日益成为全球重要的畜产品进口大国, 在缓解国内优质动物蛋白供给压力的同时, 也带来了显著的资源环境效应。分别采用虚拟水、隐含碳为表征测算畜产品国际贸易的资源效应和环境效应, 构建IO-LCA模型测算生理型与能源型碳排放。结果显示: (1) 虚拟水净进口规模由2002年的28.75亿m<sup>3</sup>增长至2020年的1069.40亿m<sup>3</sup>, 隐含碳出口规模由-17.33万t增长至1947.89万t; (2) 南美洲、大洋洲和欧洲是最主要的贸易伙伴, 尤其是南美洲向中国提供了48.25%的虚拟水和40.17%的隐含碳贸易来源; (3) 资源贡献率和环境贡献率分别由0.71%、-0.16%增长至16.86%和14.68%。在权衡饲料粮、畜产品等贸易结构问题时, 不可忽视其资源环境效应差异, 使之对国内畜产品供给和资源环境可持续发挥更大贡献。

**关键词:** 畜产品; 进口贸易; 虚拟水; 隐含碳; 资源环境效应

经济全球化背景下, 推动中国畜牧业与资源环境协调发展, 不应仅局限于国内畜牧业与资源环境系统, 更需要着眼国际分工与贸易格局审视全球资源环境要素的优化配置。中国畜产品进口规模持续扩大, 在满足居民优质动物蛋白消费需求的同时, 造成畜产品自给水平下降、资源环境对外依存度升高等问题<sup>[1,2]</sup>。与此同时, 部分学者和国际社会对中国畜产品进口造成的资源环境跨国转移提出指责, 加剧中国畜产品进口贸易风险。因此, 有必要明确中国畜产品进口的资源环境效应, 探明畜产品进口对中国畜牧业资源环境系统的具体贡献, 这对优化畜产品进口结构、保障畜产品有效供给和应对潜在贸易风险具有重要意义。

国际贸易拉动有形产品全球流动的同时, 也促进隐含资源环境要素跨国转移, 如虚拟水、隐含碳等, 这使得资源环境的生产和消纳功能在更广的范围重新配置, 对区域内资源环境协调关系产生重要影响<sup>[3,4]</sup>。Chapagain等<sup>[5]</sup>认为全球农产品贸易可节水352 G m<sup>3</sup>/年, 但也会增加区域性水资源压力; Tan等<sup>[6]</sup>对中国与澳大利亚贸易的隐含碳研究发现, 澳大利亚向中国出口碳密集型产品利于中国缓解环境负担; Dalin等<sup>[7]</sup>采用一般均衡福利模型和线性规划优化模型研究了中国水资源保护与粮食安全的平衡关系, 发现在内蒙古、北京等干旱区缩减灌溉用地有利于提高农业与水资源利用效率、减少水资源消耗, 同时也会小幅降低粮食自给率, 小幅扩大粮食进口对水资源保护具有积极作用; Li等<sup>[8]</sup>采用多区域投入产出模型实证研究中国同“一带一路”沿线国家的贸易隐含空气污染排量, 发现

收稿日期: 2022-05-09; 修订日期: 2022-08-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(72033009); 中国农业科学院科技创新工程项目(ASTIP-IAED-2023-01); 全国畜牧总站牧业经济研究基金项目(MYJJ2022-1)

作者简介: 熊学振(1995-), 男, 山东德州人, 硕士, 研究方向为农业经济与政策、资源环境经济。

E-mail: xiongcas2019@163.com

通讯作者: 杨春(1979-), 女, 山西晋中人, 博士, 研究员, 研究方向为畜牧业经济、区域经济。

E-mail: yangchun@caas.cn

隐含空气污染位移加剧，中国处于隐含空气污染贸易顺差；张文城等<sup>[9]</sup>采用MRIO模型测算了40个经济体的消费侧资源环境负荷，与传统生产侧资源环境负荷比较发现，发展中国家对发达国家存在资源环境净输出，发达国家往往通过向发展中国家转移资源环境负荷来缓解资源环境承载能力严重失衡的问题；陈炜明<sup>[10]</sup>同样发现贸易及其结构变化对各国资源环境的影响，并对贸易结构变化的经济和资源环境效应进行核算，认为传统发达国家往往在经济和资源环境层面双重收益。在农业及其他部门采用虚拟水和隐含碳方法的研究正在增多，并正广泛应用于贸易领域测算资源环境效应<sup>[11-13]</sup>。

人口增长和膳食消费结构调整都将驱动中国优质畜产品消费需求增长，而有限的资源环境约束逐渐成为畜牧业高质量发展的主要短板，统筹国际贸易和资源环境问题开展多种类型的承载力和资源环境效应研究已成学界热点<sup>[14-16]</sup>。已有研究在不同层面或不同领域分析了国际贸易的资源环境效应，但聚焦畜牧业领域的畜产品国际贸易资源环境效应研究仍鲜见文献。从国内来看，高质量提升畜产品稳产保供能力是立足大食物系统安全观保障国内食物安全的根本趋势，中国人不仅需要饭碗里装中国粮，还需要装中国的肉蛋奶。同时，畜产品自给水平下滑成为不争事实，尤其是草食畜产品的进口增长暴露出国内资源禀赋与消费结构转型的矛盾突出，通过进口满足国内畜产品消费需求仍然是一个重要途径<sup>[17,18]</sup>。如此规模的畜产品国际贸易究竟能够产生怎样的资源环境效应？明确这一问题深刻揭示国内畜牧业资源环境压力的重要条件。虚拟水、隐含碳是解析区域贸易资源环境要素转移的科学工具<sup>[19-21]</sup>，本文采用IO-LCA模型、虚拟水等方法，以虚拟水和隐含碳分别表征资源与环境要素，进一步分析畜产品进口贸易的资源效应和环境效应。研究结果对于重新审视畜产品进口贸易问题、保障国内畜产品有效供给和促进“双碳”目标下畜牧业高质量发展具有一定借鉴意义。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究设计

畜产品进口、出口贸易的实质分别表现为资源环境负荷的向外、向内转移，其中进口贸易可以具体表现为资源要素的流入（替代国内资源消耗相当于进口资源）和环境要素的输出（减少国内环境消纳相当于出口环境负荷）。碳排放增长和水资源短缺是当今世界突出的资源环境问题，严重制约畜牧业可持续发展，因此，本文分别以虚拟水和隐含碳表征畜牧业资源与环境的国际贸易（图1）。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 IO-LCA模型

进口畜产品资源环境贡献的实质是对国内生产相应产品的资源环境替代，因此本文

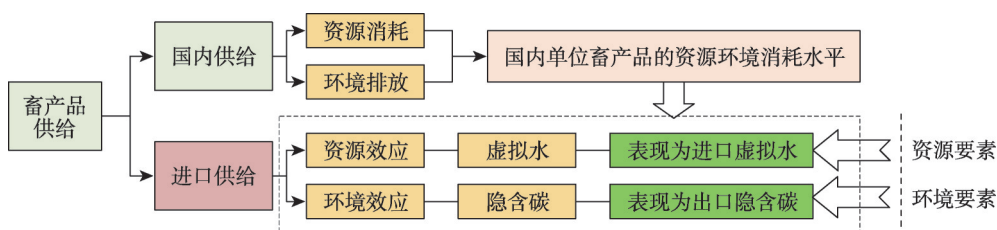


图1 畜产品国际贸易的资源环境效应分析框架

Fig. 1 Analysis framework of resource and environmental effects of international trade of animal products

认为单区域IO模型相比MRIO模型更能符合资源环境贡献的经济学含义。从广义畜牧业的角度来看,畜牧业不仅包含动物养殖环节,还涵盖为动物提供营养的前畜牧植物生产环节和加工利用动物产品的后畜牧产品生产环节。为完整反映畜牧业碳环境负荷,本文以广义畜牧业概念为指导对碳排放和水资源消耗进行系统核算,采用传统投入产出模型(IO)测算隐含碳极易忽视动物生理活动的碳排放,因此做出以下改进:(1)结合生命周期方法(LCA)构建畜牧业全产业碳排放测算系统,以碳排放轴呈现前畜牧植物生产、动物养殖、后畜牧产品生产三个环节的能源型和生理型碳源(图2);(2)单独剥离出动物养殖环节的生理型碳排放,即由动物生理活动所导致的肠胃发酵和粪污管理碳排放,从而使得IO与LCA统一起来,便于全面核算畜牧业能源型和非能源型(生理型)碳排放;(3)把投入产出表中的畜牧产品、饲料加工品、屠宰及肉类加工品、乳制品四部门均视作畜牧业部门进行核算。

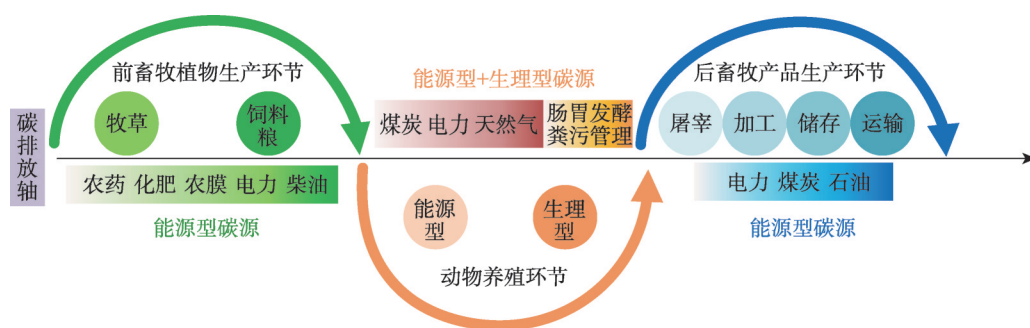


图2 畜牧业碳排放轴

Fig. 2 Carbon emission axis of animal husbandry

里昂惕夫投入产出的基本模型<sup>[22]</sup>为:

$$X = AX + Y = (I - A)^{-1} Y = LY \quad (1)$$

式中:  $X$  为各部门总产出列向量;  $A$  为直接消耗系数矩阵;  $Y$  为最终产品列向量;  $L$  为列昂惕夫逆阵。其中, 直接消耗系数可用  $a_{ij}$  表示, 且  $a_{ij} = X_{ij}/X_j$ 。

基于此, 构建IO-LCA模型如下:

$$C = C_N + C_P = E(I - A)^{-1} Y^T + \sum_{i=1}^n IC_i \times T_i \quad (2)$$

$$C^M = C_N^M + C_P^M = E(I - A)^{-1} Y^M + \sum_{i=1}^n IC_i \times T_i^M \quad (3)$$

$$C^E = C_N^E + C_P^E = E(I - A)^{-1} Y^E + \sum_{i=1}^n IC_i \times T_i^E \quad (4)$$

$$C^B = C^M - C^E \quad (5)$$

式中:  $C$  为畜产品贸易隐含碳排放 (kg);  $C^M$ 、 $C^E$  分别为进口、出口贸易隐含碳排放 (kg);  $C^B$  为畜产品进出口贸易隐含碳净排放 (kg);  $C_N$  为基于IO模型测算的畜产品贸易能源型隐含碳排放 (kg), 其中  $C_N^M$ 、 $C_N^E$  分别为畜产品进口、出口贸易能源型隐含碳排放 (kg);  $C_P$  为基于LCA模型测算的畜产品贸易非能源型(生理型)隐含碳排放 (kg), 其中  $C_P^M$ 、 $C_P^E$  分别为畜产品进口、出口贸易非能源型隐含碳排放 (kg);  $E$  为某行业单位总产出碳排放强度矩阵;  $Y^T$  为贸易额矩阵;  $Y^M$ 、 $Y^E$  分别为进口、出口贸易额矩阵 (2000年不变价);  $IC_i$  为第  $i$  种畜产品单位产量的非能源型隐含碳排放量 (kg);

$T_i^M$ 、 $T_i^E$  分别为第  $i$  种畜产品进口、出口贸易量 (kg)； $T_i$  为第  $i$  种畜产品贸易量 (kg)。

根据 IPCC 和 FAO 公布的畜禽肠胃发酵及粪污管理的 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 排泄系数，结合中国畜牧业养殖规模和畜产品产量数据，测算得到单位畜产品的非能源型碳排放系数：

$$IC_i = \frac{GC_i}{O_i} = \frac{R_i \times (M_i \times GE^M + N_i \times GE^N) \times S}{O_i} \tag{6}$$

式中： $GC_i$  为第  $i$  种畜产品非能源型隐含碳排放总量 (kg)； $O_i$  为第  $i$  种畜产品产量 (kg)； $R_i$  为第  $i$  种畜禽年内平均饲养量 (头/只)； $M_i$  为第  $i$  种畜禽的 CH<sub>4</sub> 排放系数； $GE^M$ 、 $GE^N$  分别为 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 的 CO<sub>2</sub> 当量单位温室效应指数； $S$  为 CO<sub>2</sub> 当量的标准碳转化系数。

1.2.2 虚拟水方法

由于无法获得投入产出表对应部门的水资源消耗量，因此采用 IO 模型测算虚拟水贸易量有失准确。通常认为，畜牧业水资源消耗总量主要涵盖饲草料虚拟水、动物直接饮水、养殖清洁用水、屠宰加工用水等部分。因此，本文参照 Chapagain 等<sup>[23]</sup>对中国主要畜产品虚拟水含量的研究成果 (表 1)，测算畜产品贸易虚拟水流量：

表 1 主要畜产品虚拟水含量

Table 1 Virtual water content of main livestock products (m<sup>3</sup>/t)

畜产品	猪肉	牛肉	羊肉	禽肉	原料奶
虚拟水含量	3819	29625	11399	3111	1171

$$WF^M = \sum_{i=1}^n VW_i \times T_i^M \tag{7}$$

$$WF^E = \sum_{i=1}^n VW_i \times T_i^E \tag{8}$$

$$WF^B = WF^M - WF^E \tag{9}$$

式中： $WF^M$ 、 $WF^E$ 、 $WF^B$  分别为畜产品进口、出口、净进口贸易虚拟水流量 (m<sup>3</sup>)； $VW_i$  为单位畜产品虚拟水含量 (m<sup>3</sup>)。

1.2.3 畜产品贸易资源环境贡献率

畜产品贸易资源环境贡献率指进口畜产品对缓解国内畜牧业资源环境压力的贡献水平，表现为净进口虚拟资源环境与国内畜产品资源环境消耗的比值。

$$\alpha = \frac{C^B}{C^B + C^D} \times 100\% \tag{10}$$

$$\beta = \frac{WF^B}{WF^B + WF^D} \times 100\% \tag{11}$$

式中： $\alpha$  和  $\beta$  分别为畜产品贸易 (碳) 环境贡献率和 (水) 资源贡献率 (%)； $C^D$ 、 $WF^D$  分别为国内生产的隐含碳排放、虚拟水消耗，与隐含碳、虚拟水贸易量计算方法一致。

1.3 数据来源

鉴于数据可获得性，采用国家统计局 2002 年、2007 年、2012 年、2017 年、2018 年的投入产出表进行畜产品能源型隐含碳贸易核算分析。各部门能源消费数据来源于《中国能源统计年鉴》，畜禽甲烷排泄系数及 CO<sub>2</sub> 当量的标准碳转换系数来自 IPCC，氧化亚氮排泄系数来自 FAO，畜产品贸易数据来自联合国商品贸易统计数据库 (UN Comtrade)，国



内畜牧业生产数据来自《中国统计年鉴》。贸易金额等数据按照2000年不变价进行折算处理,2020年的能源型隐含碳数据按照贸易增长量推算得到。

## 2 结果分析

### 2.1 中国畜产品进口贸易格局

#### 2.1.1 进口规模增长情况

中国进口畜产品主要包括猪肉、牛肉、羊肉、禽肉和奶产品(图3)。总体贸易规模有明显扩大态势,2020年猪肉、牛肉、羊肉和禽肉的总进口规模较2001年扩大9.05倍且分别达到430.36万t、211.83万t、36.50万t和155.39万t,原料奶进口规模扩大10.53倍达1777.35万t,中国畜产品供需已与全球市场和国外资源息息相关。肉类进口贸易结构大幅扭转,以尚未遭受非洲猪瘟疫情影响的2018年来看,猪肉、牛肉进口比例分别由10%、1%左右扩大至40%、34%左右,禽肉进口比例由85%以上骤降至16%左右,羊肉进口比例低位波动爬升。从贸易顺差转为贸易逆差并持续扩大,2001年猪肉、牛肉、禽肉仍呈贸易顺差,但从2005年开始总体正式步入逆差阶段,到2020年主要畜产品净进口额达370.88亿美元。

#### 2.1.2 进口贸易空间格局

畜产品进口来源趋向多元化,尤其是猪肉、牛肉进口来源国,分别较21世纪初扩大1倍和3.5倍,图4呈现了当前中国主要畜产品的进口来源。在遭受非洲猪瘟疫情重创的2020年,中国畜产品进口规模大幅增加,进一步凸显了中国食物系统的高度脆弱性和对国际市场的依赖性。猪肉净进口规模达429.29万t,同比增加1.18倍,进口来源国增加至20个国家,主要来自欧洲和美洲,自西班牙、美国、巴西的进口量占总进口量的一半左右;牛羊肉净进口规模达248.14万t,同比增加21.04%,进口来源国增加至29个国家,主要来自南美洲和大洋洲,自巴西、阿根廷、澳大利亚、新西兰、乌拉圭五国进口量占总进口量的94.37%;禽肉净进口规模达135.22万t,同比增加1.34倍,主要来源国有13个,较2001年大幅减少但较2016年前后明显增加,主要来自美洲地区,自美国、巴西进口量

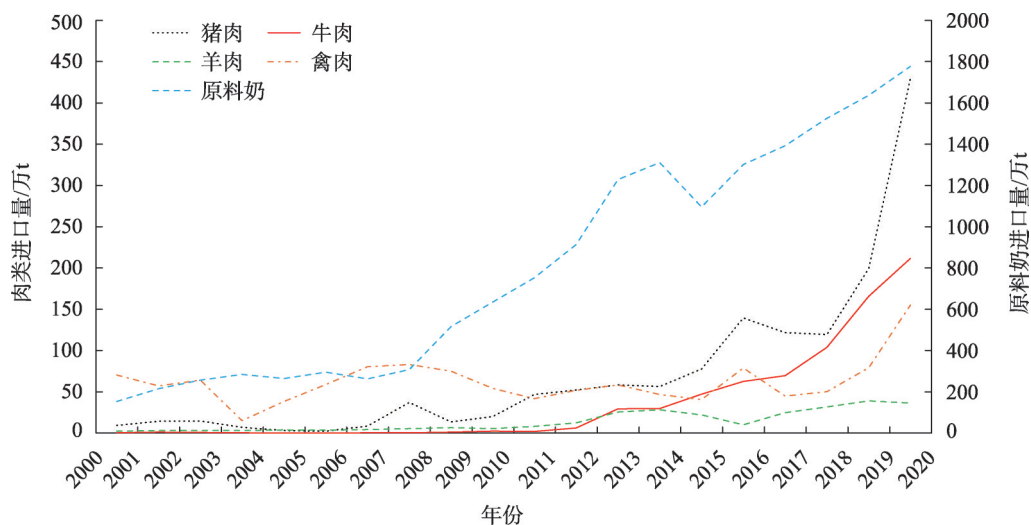


图3 主要畜产品进口规模

Fig. 3 Import scale of major livestock products

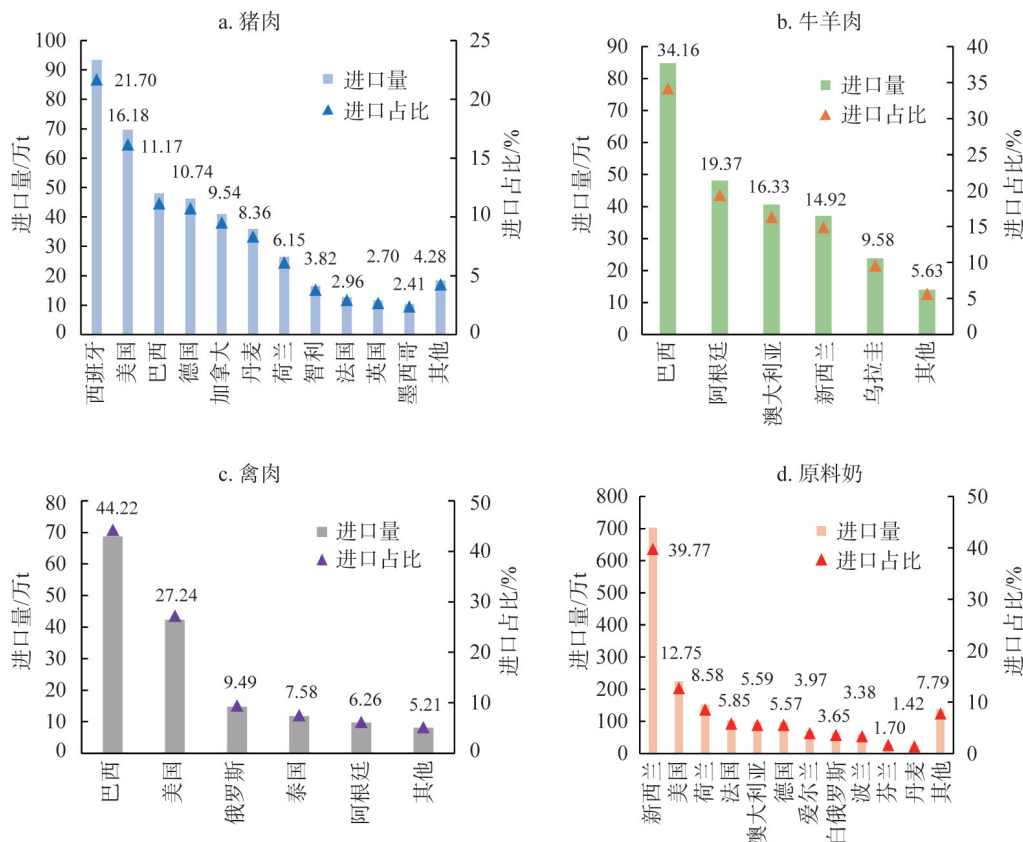


图4 主要畜产品进口来源国

Fig. 4 Main import source countries of livestock products

占总进口量的71.46%；原料奶净进口规模达1660.65万t，近年来年均增长100万t左右，年进口量超过1万t的进口来源国有27个，主要来自大洋洲、北美洲和欧洲，自新西兰、美国、荷兰、法国的进口量占总进口量的66.94%（图4）。

### 2.1.3 畜产品自给水平变动

中国畜产品自给能力显著下滑，对国外市场和资源的依赖程度正在升高（图5），猪肉自给率在2008年首次跌破100%，同年猪肉产能下滑、贸易顺差转为逆差，此后7年维持在99%以上，2015年和2016年先后跌破99%和98%，2019—2020年受非洲猪瘟疫情影响，在国内产能大幅下滑背景下自给水平跌至90%左右；禽肉自给水平总体变化比较稳定，长期在97%上下波动，仅在2020年跌破95%；牛肉自给水平在2009年跌破100%后又在2013年左右快速下滑，到2020年自给水平已不足80%；羊肉自给水平在2012年之前还相对稳定，在此之后经历了两轮下跌期，近三年均不足94%；奶产品自给水平在全部畜产品中最低，且下滑趋势十分明显，2008—2013年间自给水平跌落超过20%，2015年后开始新一轮下跌，近三年已均不足70%。分析认为，近两年肉类自给水平的快速下跌主要来自非洲猪瘟疫情对生猪产能的直接冲击，同时其他肉类产品的消费替代效应也在升高。总体来看，中国食粮型畜种的动物产品自给水平远高于草食型畜种，这也是中国优良草地面积偏少等资源禀赋特征所决定的，如不能有效干预，中国以草为食的肉牛、奶牛、肉羊产品自给水平仍将继续下滑，对国外草地等资源环境消耗需求持续提升。

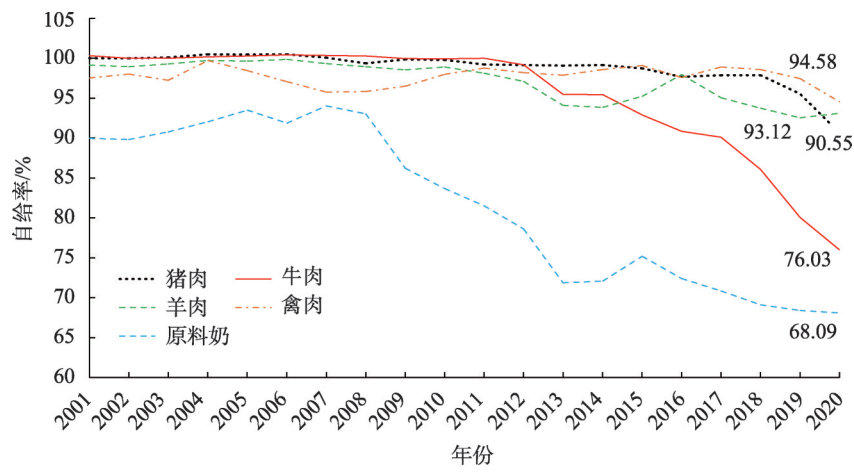


图5 主要畜产品的自给率

Fig. 5 Self-sufficiency rate of major livestock products

2.2 虚拟水与隐含碳贸易核算

2.2.1 虚拟水贸易

畜产品进口扩张推动虚拟水进口贸易规模持续扩大，贸易逆差由2002年的28.75亿m<sup>3</sup>增长至2020年的1069.40亿m<sup>3</sup>，年均增长率达147.33%（图6）。2002—2007年尚为虚拟水出口增长阶段，以8.13%的增幅达到出口峰值29.33亿m<sup>3</sup>，此后出口贸易规模下降至2012年的14.61亿m<sup>3</sup>，近三个研究年度有所回升并稳定在20.00亿m<sup>3</sup>左右；从虚拟水进口来看，虚拟水进口贸易呈持续扩大趋势，并在2012年后增速明显加快，进口总量增长18.51倍达到2020年的1089.97亿m<sup>3</sup>。总体来看，中国畜产品虚拟水贸易在研究期内保持逆差扩大趋势，且增速明显加快。从不同畜产品消耗水平来看，每吨牛肉的虚拟水含量高达猪肉的7.76倍、禽肉的9.52倍，因此虚拟水流量受畜产品贸易结构影响较大。2002—2007年牛肉、猪肉贸易为净出口，且羊肉、禽肉与原料奶的净进口规模较小，导致这一时期中国畜产品虚拟水净输入规模增幅平缓，五年总增长率仅为25.79%；但此后随着畜产品全面进入净进口时期，畜产品虚拟水加快流入国内，2012年相比2007年增长345.10%，远超前一阶段的增长水平。

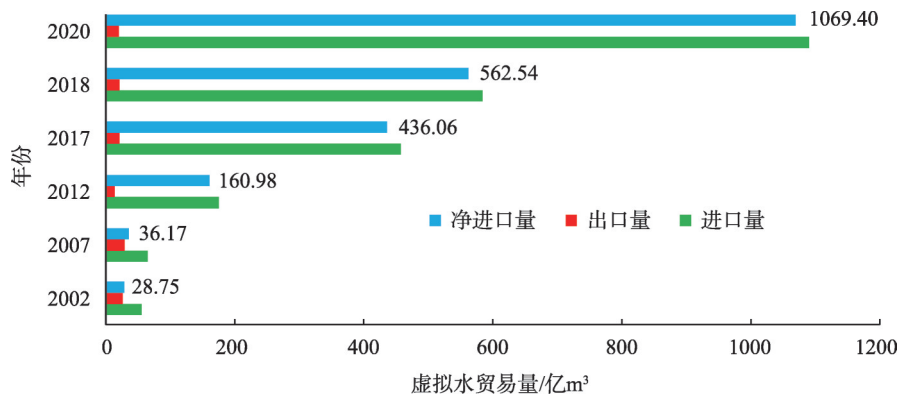


图6 畜产品虚拟水贸易量

Fig. 6 Virtual water trade volume of livestock products

本文选取42个畜产品贸易国进行隐含碳贸易格局分析（其中欧洲国家占24个，故将全部欧洲国家合并为一个地区后得到19个国家和地区），2020年中国共自这19个国家和地区进口虚拟水1088.09亿 $\text{m}^3$ ，占当年畜产品进口贸易流入虚拟水总量的99.83%。从图7可以看出，中国进口虚拟水最多的地区是巴西，以291.07亿 $\text{m}^3$ 的虚拟水进口量占据当年畜产品虚拟水总输入量的26.75%，欧洲则以184.64亿 $\text{m}^3$ 的进口规模占当年输入总量的16.94%，仅次于巴西的进口规模。此外，中国自新西兰、阿根廷、澳大利亚的虚拟水进口规模均超过100亿 $\text{m}^3$ ，南美洲、大洋洲和欧洲是中国最主要的虚拟水输入区。中国同国外广泛的畜产品贸易联系决定了虚拟水来源的多元性。2020年，中国自南美洲进口虚拟水525.96亿 $\text{m}^3$ ，占输入总量的48.25%；自大洋洲进口虚拟水259.37亿 $\text{m}^3$ ，占输入总量的23.80%；欧洲则属于中国畜产品虚拟水进口的第三大来源，西班牙、德国、荷兰、法国、丹麦等重要农产品出口国对中国的虚拟水出口规模占欧洲对中国总输出量的69.26%；自北美洲进口虚拟水102.50亿 $\text{m}^3$ ，占输入总量的9.40%，美国、加拿大分别占北美洲对中国总输出量的72.64%、17.62%；自亚洲、非洲分别仅进口虚拟水12.33亿 $\text{m}^3$ 和3.29亿 $\text{m}^3$ ，且主要来自俄罗斯、泰国和南非。

### 2.2.2 隐含碳贸易

伴随畜产品出口规模缩减、进口规模扩张，中国畜产品贸易逆差持续扩大，由此所导致的隐含碳贸易顺差快速增长（图8）。2002年、2007年中国猪肉、牛肉贸易尚处在贸易顺差扩大阶段，特别是2007年牛肉净出口2.47万t，导致这一时期畜产品隐含碳贸易呈现逆差。此后，中国畜产品生产增长率滞后于消费增长率，2010年后的肉类进口量年均增长率达28.68%，尤其是非洲猪瘟疫情暴发以后的增速明显加快，2020年猪肉自给率跌至90.55%、牛肉自给率跌至76.03%、羊肉自给率跌至93.12%、原料奶自给率跌至68.09%，草食型畜牧产品的对外依赖程度持续加剧。这一过程，彻底扭转了畜产品隐含碳贸易逆差格局，牛羊肉等碳密集型产品的进口增长使畜产品贸易顺差快速扩大。2020年，畜产品贸易导致的能源型和生理型隐含碳净出口量分别高达218.23万t和1729.66万t。从碳排放结构来看，畜产品生理型碳排放占总排放的80%以上，充分表明动物肠胃发酵、粪污管理等生理活动是重要的碳源，传统忽视动物生理排放而仅仅依靠投入产出表测算农业碳排放的研究方法会严重低估畜牧业部门的碳排放。研究发现，能源型碳排放在前三个研究年度表

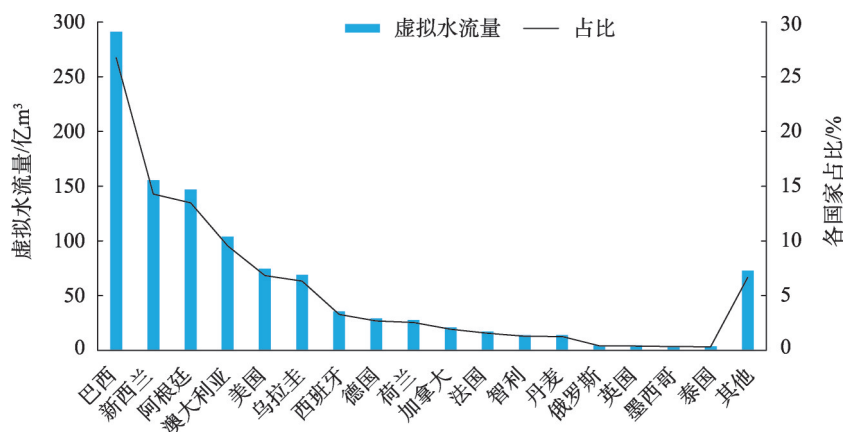


图7 畜产品虚拟水贸易格局

Fig. 7 Virtual water trade pattern of livestock products



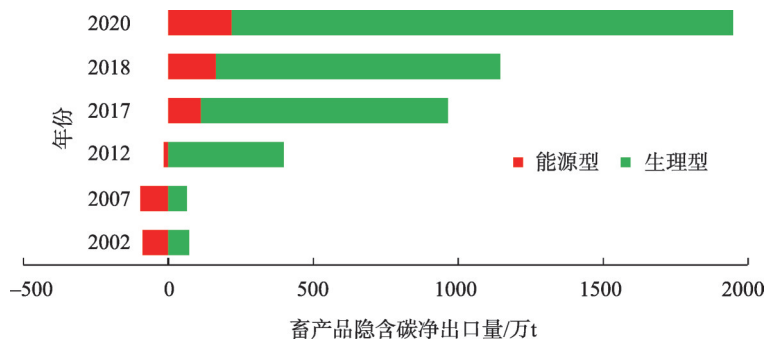


图8 畜产品隐含碳净出口量

Fig. 8 Net export volume of embodied carbon from animal products

现为净进口，这主要受同期饲料加工业、屠宰及肉类加工业出口额远高于进口额的影响；后三个年度的能源型碳排放转向净出口，同期畜牧业及与之相关的玉米、屠宰产品进口额保持快速增长，整个畜牧产业部门完全融入并趋向依赖国际市场。由于生理型碳排放的核算范围仅限动物饲养环节，且其贸易量完全依据畜产品的贸易量核算，因此不受同畜牧业具有流向关系的其他产业部门影响。测算发现，研究期内畜产品生理型碳排放一直处于净出口状态，由畜产品进口导致的生理型碳流失规模在研究期内增长23.11倍。

2020年中国直接进口畜产品共计造成2353.90万t的隐含碳出口，中国这19个国家和地区的隐含碳出口量占总出口量的99.84%。从图9可以看出，中国出口隐含碳最多的地区是巴西，高达当年隐含碳输出总量的21.81%，其次为欧洲，且对西班牙、德国、荷兰、法国、丹麦五国的出口量占对欧洲输出总量的70.31%。仅对巴西、欧洲两地的隐含碳输出量就已高达总输出量的41.29%，此外输出规模超过100万t的地区还有新西兰、阿根廷、澳大利亚、美国、乌拉圭，主要集中在美洲与大洋洲。中国向北美洲、南美洲、大洋洲、欧洲、亚洲和非洲都存在畜产品隐含碳输出，但受自这六大洲进口畜产品的数量和结构差异影响，对不同区域的隐含碳输出规模差距较大。2020年，中国向南美洲输出隐含碳945.46万t，占输出总量的40.17%，值得注意的是，中国自巴西、阿根廷进口牛肉132.95万t，占牛肉进口总量的62.76%，这对扩大隐含碳贸易规模作用明显；中国

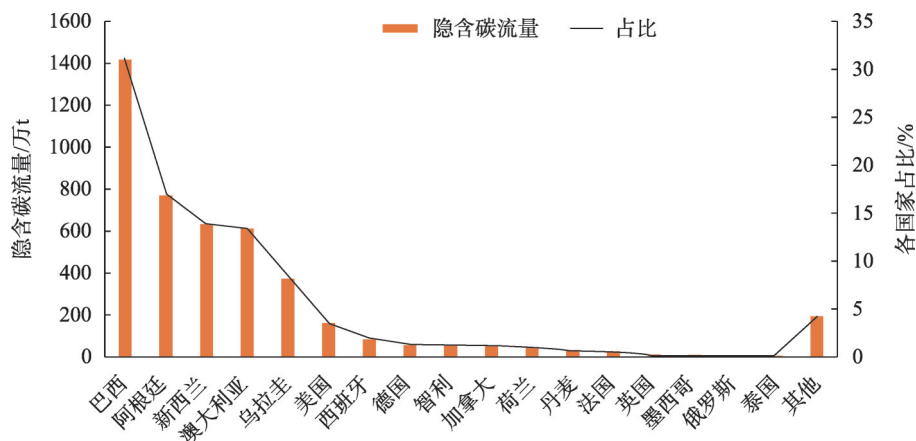


图9 畜产品隐含碳贸易格局

Fig. 9 Carbon implicit trade pattern of livestock products

向大洋洲输出隐含碳702.51万t,占输出总量的29.84%,中国自澳大利亚和新西兰的牛肉进口规模仅次于南美洲,且羊肉进口量高达总进口量的96.67%;中国向欧洲输出隐含碳458.46万t,占输出总量的19.48%,自西班牙、丹麦的猪肉进口贸易以及自荷兰等国的原料奶进口比例较大;中国向北美洲输出隐含碳223.41万t,占输出总量的9.49%,且主要来自对加拿大的猪肉贸易和对美国的猪肉、禽肉、原料奶贸易;中国向亚洲、非洲输出隐含碳分别仅为14.46万t、5.92万t,主要来自同俄罗斯、泰国的禽肉贸易以及同南非的牛肉贸易。总体来看,中国畜产品隐含碳出口贸易分布广泛,但区域集聚性特征也十分明显,南美洲、大洋洲和欧洲牧草资源禀赋优良的国家是中国最主要的隐含碳输出贸易伙伴,中国同这些地区的畜产品贸易增进了双方之间的碳平衡。

## 2.3 资源环境贡献分析

### 2.3.1 资源环境贡献变动

畜产品进口增长为削弱国内畜牧业发展的资源环境压力发挥了重要贡献。资源贡献率由2002年的0.71%增长至2020年的16.86%,2020年为中国畜牧业节水达1069.40亿 $\text{m}^3$ ,相比2002年增长36.20倍。其中,2020年牛肉进口为国内节水627.52亿 $\text{m}^3$ ,奶产品进口为国内节水194.46亿 $\text{m}^3$ ,猪肉进口为国内节水163.95亿 $\text{m}^3$ 。环境贡献率由2002年的-0.16%增长至2020年的14.68%,2020年为中国畜牧业减少碳排放1947.89万t,实现了从负贡献到正贡献的转型并快速扩大。其中,生理型碳排放减量占总减量的88.80%,由于投入产出表未对不同种类的畜产品做出细分,因此本文着重分析不同畜种的生理型碳排放及其环境贡献率。从生理型碳排放的环境贡献来看,2020年奶产品环境贡献率达到31.91%,牛肉环境贡献率为23.97%,并仍处在贡献率抬升阶段。

### 2.3.2 资源环境贡献预测

结合中国农业产业模型(CASM)对2021—2035年畜产品供需趋势的研究成果<sup>[24]</sup>,本文预测了不同情景下畜产品贸易的资源环境贡献(图10、图11)。

#### (1) 情景1: 畜产品中位自给

根据CASM预测的中国畜产品自给率变化情况,将其设定为畜产品中位自给水平,即畜产品贸易基准情景。在此情景下,2035年中国猪肉、牛肉、羊肉、禽肉和奶产品的自给率分别为95.23%、67.04%、93.92%、99.32%和64.39%,畜牧业隐含碳排放量达到

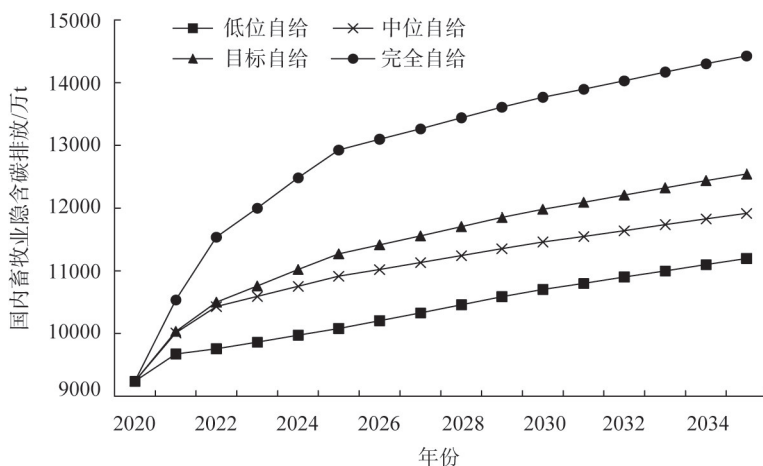


图10 2020—2035年四种模拟情景下中国畜牧业隐含碳排放

Fig. 10 Implied carbon emissions of animal husbandry in China under four simulated scenarios during 2020-2035

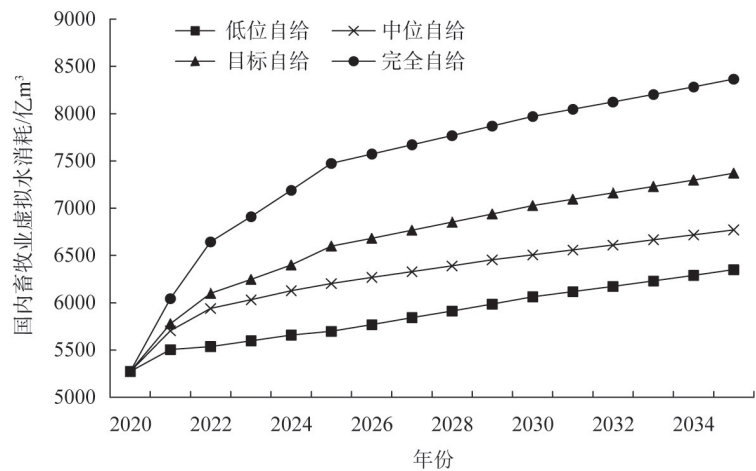


图 11 2020—2035 年四种模拟情景下中国畜牧业虚拟水消耗

Fig. 11 Virtual water consumption of animal husbandry in China under four simulated scenarios during 2020-2035

11918.17 万 t，较 2020 年增长 28.95%，虚拟水消耗量 6770.29 亿 m<sup>3</sup>，较 2020 年增长 28.42%。环境贡献率将达到 17.41%，较 2020 年扩大隐含碳输出 783.36 万 t，资源贡献率将达到 19.08%，较 2020 年扩大虚拟水流入 527.41 亿 m<sup>3</sup>。

(2) 情景 2：畜产品低位自给

有多种因素冲击国内畜产品供给能力和自给水平，如国内外畜产品价差悬殊、养殖成本高位运行、突发疫病风险、环保政策约束都对国内畜牧业生产秩序造成冲击，为畜产品稳产保供带来不利影响，并导致畜产品自给水平过低。结合非洲猪瘟疫情对中国猪肉自给率的冲击作用，本文假设中国畜产品低位自给水平较基准情景自给率低 5%。畜产品低位自给情景的隐含碳排放和虚拟水消耗规模显著低于基准情景，2035 年隐含碳排放量为 11196.61 万 t，较 2020 年增长 21.15%，较基准情景减少 721.56 万 t；虚拟水消耗量 6351.93 亿 m<sup>3</sup>，较 2020 年增长 20.49%，较基准情景减少 418.35 亿 m<sup>3</sup>。环境贡献率将达到 22.41%，较 2020 年扩大隐含碳输出 1504.92 万 t；资源贡献率将达到 24.08%，较 2020 年扩大虚拟水流入 945.76 亿 m<sup>3</sup>。

(3) 情景 3：畜产品目标自给

《关于促进畜牧业高质量发展的意见》提出中国畜产品自给目标分别为猪肉 95% 左右、牛羊肉 85% 左右、奶源 70% 以上、禽肉基本自给，同时，《推进肉牛肉羊生产发展五年行动方案》明确提出 2025 年牛羊肉自给率保持在 85% 左右。据此，本文模拟了 2025 年实现全部畜产品自给率目标的资源环境消耗及贸易贡献情况。畜产品满足目标自给情景的隐含碳排放和虚拟水消耗规模高于基准情景，2035 年隐含碳排放量为 12545.39 万 t，较 2020 年增长 35.74%，较基准情景增加 627.21 万 t；虚拟水消耗量 7370.89 亿 m<sup>3</sup>，较 2020 年增长 39.81%，较基准情景增加 600.61 亿 m<sup>3</sup>。环境贡献率降至 13.07%，较 2020 年扩大隐含碳输出 156.15 万 t；资源贡献率降至 11.91%，较 2020 年减少虚拟水流入 73.20 亿 m<sup>3</sup>。

(4) 情景 4：畜产品完全自给

假设受全球性疫病流行或贸易环境恶化等因素影响，阻断中国畜产品进口贸易渠道，中国畜产品完全依赖国内资源环境生产供给，将急剧升高国内资源环境压力，推高畜产品消费价格，影响社会民生。因此，本文提出畜产品完全自给假设，模拟这一情景

对国内畜牧业资源环境的压力。畜产品完全自给情景的隐含碳排放和虚拟水消耗规模显著高于其他任何情景, 2035年隐含碳排放量为14431.20万t, 较2020年增长56.14%, 较基准情景增加2513.03万t; 虚拟水消耗量8367.09亿 $\text{m}^3$ , 较2020年增长58.71%, 较基准情景增加1596.80亿 $\text{m}^3$ 。此时, 环境贡献率和资源贡献率均降至0, 畜牧业生产完全依赖国内资源环境要素。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

本文探究了国际贸易对中国畜牧业与资源环境协调发展的影响, 且受制于影响机制的间接性特征, 重点分析了畜产品进出口贸易的资源环境效应。研究认为, 国际贸易对协调关系的影响集中表现为资源环境效应, 资源环境贡献率的扩大是国际贸易促进协调发展的重要体现。因此, 本文采用IO-LCA模型和虚拟水方法测算了畜产品进口所替代的资源消耗、环境排放及资源环境贡献率, 以此判断畜产品国际贸易对中国畜牧业与资源环境协调发展的主要影响。得出以下结论:

(1) 随着进口规模扩大, 隐含碳、虚拟水贸易量快速增长, 2020年中国畜产品进口贸易共计造成2353.90万t的隐含碳出口、1088.09亿 $\text{m}^3$ 的虚拟水进口; 隐含碳净出口量和虚拟水净进口量分别高达1947.89万t、1069.40亿 $\text{m}^3$ 。

(2) 从贸易格局来看, 隐含碳主要流向南美洲(40.17%)、大洋洲(29.84%)和欧洲(19.48%), 出口隐含碳最多的地区为巴西(21.81%); 虚拟水主要来自南美洲(48.25%)、大洋洲(23.80%)和欧洲(16.97%), 进口虚拟水最多的地区为巴西(26.75%)。

(3) 畜产品进口增长为缓解国内畜牧业发展的资源环境压力发挥了重要作用, 资源贡献率由2002年的0.71%增长至2020年的16.86%, 环境贡献率由2002年的-0.16%增长至2020年的14.68%。未来畜产品进口将对中国畜牧业资源环境系统继续发挥重要贡献, 特别是在实现畜产品自给目标的情景下, 2035年进口畜产品的隐含碳排放量和虚拟水消耗量将较2020年分别继续增长35.74%和39.81%。总体来看, 畜产品进口增长促使资源环境要素跨国转移, 有力缓解了国内畜牧业发展的资源环境压力, 成为推动中国畜牧业与资源环境协调发展的重要外因。

#### 3.2 讨论

研究发现, 畜产品进口贸易带来了显著的资源环境效应, 这无疑对中国碳达峰、碳中和的生态文明战略具有积极影响。但对于资源环境贡献和畜产品稳产保供需要辩证对待, 既不能舍弃稳供给求生态, 也不能舍生态而求供给。因此, 综合研究结论和发展实践, 本文提出以下观点:

(1) 正视贸易增长下资源环境负荷转移的事实。从国民膳食营养消费转型升级的现实来看, 优质动物蛋白需求仍会有大幅增长, 但每增加一个单位的消费需求并无法由一个单位的资源环境消耗所能满足, 饲料粮转化率等指标决定了畜产品生产增长对初级资源环境系统的需要呈倍数增长, 这进一步表明消费升级需要对未来国家食物安全战略的真正威胁。另一方面, 贸易规模的扩大主要表现在草食畜产品进口增长方面, 其实质反映的是中国可利用的土地资源、优质牧草资源同国外的差距, 在中短期难以逆转甚至不可逆转的资源禀赋条件强化了消费刚性基础上的贸易必然性。

(2) 把资源环境效应纳入贸易结构权衡范围。学界就进口饲料粮还是进口畜产品等问



题有着广泛讨论,前者指扩大饲料粮等初级种植业产品进口规模保障国内畜产品生产增长需要,后者指扩大畜产品进口规模替代国内畜产品生产的资源压力。究其本质,两者之间无论哪一个对外依存程度较高都将危及国内食物系统的安全供给水平,其差别仅在于把对外依赖留存在食物系统的哪一环节。权衡饲料粮、畜产品部门间及部门内进口结构问题时,既要考虑食物系统全局的安全性,关注不同部门及产品进口结构稳定性,还应当把进口产品的资源环境效应纳入考虑范畴,综合分析进口贸易的社会、经济、生态效应。

(3) 以多元化的进口方式保障畜产品贸易安全。从长期来看,挖掘国内畜牧业生产潜能提高自给水平是畜产品稳产保供的应有之义,但短期贸易增长趋势难逆的背景下,依靠国外市场保障国内消费需要从贸易途径、进口来源等方面提升贸易安全保障能力。一方面,坚持农业走出去的基本策略拓展丰富多样的农业对外合作形式,加强海外农业投资、拓展农业合作领域;另一方面,拓展畜产品贸易合作伙伴,降低对个别国家和地区的高贸易依存度,形成来源丰富、渠道广泛的新型贸易格局。

(4) 警惕畜产品大量进口带来的不确定性因素。畜产品进口固然带来了显著的资源环境效应,但长期大规模进口所造成的不确定性也在增加,需要权衡多方利益警惕大量进口对国内畜牧业带来的潜在威胁。从动物疫病防控来看,畜产品进口增长加剧了疫病防控的输入风险,尤其是新冠肺炎疫情全球蔓延背景下冷链输入同时提高了疫情防控难度;从国内畜牧业产业发展来看,进口增长在一定程度上冲击国内畜产品市场秩序,尤其是国内外价格倒挂现象必将侵害国内畜牧业生产者权益。因此,需要站在多个角度客观审视畜产品进口对中国造成的综合影响,既要认清地区冲突与贸易摩擦等因素所带来的进口风险,也要意识到稳定环境下大量进口对国内产业发展的长期影响。

在全球关注碳公平问题下,未来的国际贸易将更多地讨论资源环境负荷的跨国转移,这将对全球贸易秩序特别是富碳产品贸易产生重大影响。同时,随着碳交易市场的深入开发,是否会将资源环境成本向产品贸易转嫁仍然是一个值得深思问题。本文初步揭示了中国畜产品进口贸易的资源环境效应,但在参数界定、方法选择的合理性方面仍待提升。本文的创新意义主要是弥补了当前对中国畜产品贸易所衍生的资源环境问题关注的不足,为畜牧业和资源环境领域的精准决策提供科学依据。畜牧业发展与资源环境的关系是一项复杂问题,未来需要在多学科交叉的基础上开展量化分析,进一步改善畜牧业资源环境系统。

## 参考文献(References):

- [1] 马佳,漆雁斌.中国畜产品贸易逆差影响因素研究:基于CMS模型的实证分析.农业技术经济,2014,(2): 96-102. [MA J, QI Y B. Research on influencing factors of China's animal products trade deficit: Empirical analysis based on CMS model. Journal of Agrotechnical Economics, 2014, (2): 96-102.]
- [2] 闫冰心.中国畜产品进口贸易特征及其影响研究.泰安:山东农业大学,2020. [YAN B X. Study on the characteristics and influence of China's animal products import trade. Tai'an: Shandong Agricultural University, 2020.]
- [3] 奎国秀,祁春节,方国柱.中国主要粮食产品进口贸易的资源效应和环境效应研究.世界农业,2021,(5): 16-25, 126. [KUI G X, QI C J, FANG G Z. Study on the resource effect and environmental effect of China's import trade of major grain. World Agriculture, 2021, (5): 16-25, 126.]
- [4] 耿强,李希博.中国工业贸易的资源环境效应再检验:基于水资源投入产出模型的分析视角.产业经济研究,2018,(1): 65-77. [GENG Q, LI X B. Reexamination of the resources and environment effects of China's industrial trade: An analysis based on water resources input-output model. Industrial Economics Research, 2018, (1): 65-77.]
- [5] CHAPAGAIN A K, HOEKSTRA A Y, SAVENIJE H H G. Water saving through international trade of agricultural products. Hydrology and Earth System Sciences, 2005, 2(6): 2219-2251.

- [6] TAN H, SUN A, LAU H. CO<sub>2</sub> embodiment in China-Australia trade: The drivers and implications. *Energy Policy*, 2013, 61: 1212-1220.
- [7] DALIN C, QIU H, HANASAKI N, et al. Balancing water resource conservation and food security in China. *PNAS*, 2015, 112(15): 4588-4593.
- [8] LI C, LIU B. Air pollution embodied in China's trade with the BR countries: Transfer pattern and environmental implication. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 247: 119-126.
- [9] 张文城, 彭水军. 南北国家的消费侧与生产侧资源环境负荷比较分析. *世界经济*, 2014, 37(8): 126-150. [ZHANG W C, PENG S J. Comparative analysis of resource and environmental loads on the consumption side and the production side of the north and south countries. *The Journal of World Economy*, 2014, 37(8): 126-150.]
- [10] 陈炜明. 全球贸易及其结构变化对各国经济和资源环境影响研究. 北京: 中国地质大学, 2019. [CHEN W M. Research on the impact of global trade and its structural changes on the economy, resources and environment of various countries. Beijing: China University of Geosciences, 2019.]
- [11] 郑海霞, 尤飞, 罗其友, 等. 面向2050年中国农业资源平衡与国际进口潜力研究. *中国工程科学*, 2022, 24(1): 20-28. [ZHENG H X, YOU F, LUO Q Y, et al. Facing the research on my country's agricultural resource balance and international import potential in 2050. *Strategic Study of CAE*, 2022, 24(1): 20-28.]
- [12] 韩梦瑶, 刘卫东, 杨茗月. 低碳转型下中国高耗能行业的碳风险传导解析: 基于隐含碳关联网络视角. *地理研究*, 2022, 41(1): 79-91. [HAN M Y, LIU W D, YANG M Y. Analysis of carbon risk transmission in China's high-energy-consuming industries under low-carbon transition: Based on the perspective of implicit carbon correlation network. *Geographical Research*, 2022, 41(1): 79-91.]
- [13] 齐晔, 李惠民, 徐明. 中国进出口贸易中的隐含碳估算. *中国人口·资源与环境*, 2008, 18(3): 8-13. [QI Y, LI H M, XU M. Estimates of embodied carbon in China's import and export trade. *China Population, Resources and Environment*, 2008, 18(3): 8-13.]
- [14] 孙阳, 王佳轶, 伍世代. 近35年中国资源环境承载力评价: 脉络、热点及展望. *自然资源学报*, 2022, 37(1): 34-58. [SUN Y, WANG J W, WU S D. Evaluation of China's resource and environmental carrying capacity in the past 35 years: Context, hot spots and prospects. *Journal of Natural Resources*, 2022, 37(1): 34-58.]
- [15] 熊学振, 孙雨萌, 杨春. 中国畜牧业与资源环境承载力的时空耦合协调关系. *经济地理*, 2022, 42(2): 153-162. [XIONG X Z, SUN Y M, YANG C. Space-time coupling coordination relationship between animal husbandry and resource and environmental carrying capacity in China. *Economic Geography*, 2022, 42(2): 153-162.]
- [16] 王灵恩, 倪雯雯, 李云云, 等. 中国消费端食物浪费规模及其资源环境效应测算. *自然资源学报*, 2021, 36(6): 1455-1468. [WANG L E, NI X W, LI Y Y, et al. Scale of food waste at the consumer end in China and its resource and environmental effects. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(6): 1455-1468.]
- [17] 陈伟生, 关龙, 黄瑞林, 等. 论中国畜牧业可持续发展. *中国科学院院刊*, 2019, 34(2): 135-144. [CHEN W S, GUAN L, HUANG R L, et al. On the sustainable development of animal husbandry in my country. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2019, 34(2): 135-144.]
- [18] 于法稳, 黄鑫, 王广梁. 畜牧业高质量发展: 理论阐释与实现路径. *中国农村经济*, 2021, (4): 85-99. [YU F W, HUANG X, WANG G L. High-quality development of animal husbandry: Theoretical interpretation and realization path. *Chinese Rural Economy*, 2021, (4): 85-99.]
- [19] 佟家栋, 冯祥玉. 中国产业部门的低碳贸易竞争力指数测度与评估. *经济学家*, 2022, (3): 43-53. [TONG J D, FENG X Y. Measurement and evaluation of low-carbon trade competitiveness index of Chinese industrial sectors. *Economist*, 2022, (3): 43-53.]
- [20] 柳君波, 徐向阳, 李思雯. 中国电力行业的全周期碳足迹. *中国人口·资源与环境*, 2022, 32(1): 31-41. [LIU J B, XU X Y, LI S W. Full-cycle carbon footprint of China's power industry. *China Population, Resources and Environment*, 2022, 32(1): 31-41.]
- [21] 封志明, 杨艳昭, 闫慧敏, 等. 百年来的资源环境承载力研究: 从理论到实践. *资源科学*, 2017, 39(3): 379-395. [FENG Z M, YANG Y Z, YAN H M, et al. Research on the carrying capacity of resources and environment in the past 100 years: From theory to practice. *Resources Science*, 2017, 39(3): 379-395.]
- [22] 张友国. 中国贸易含碳量及其影响因素: 基于(进口)非竞争型投入产出表的分析. *经济学: 季刊*, 2010, 9(4): 1287-1310. [ZHANG Y G. Carbon contents of the Chinese trade and their determinants: An analysis based on non-competitive (import) input-output tables. *China Economic Quarterly*, 2010, 9(4): 1287-1310.]
- [23] CHAPAGAIN A K, HOEKSTRA A Y. Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE, 2003.

- [24] 中国农业科学院. 中国农业产业发展报告 2021. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2021. [Chinese Academy of Agricultural Sciences. China Agricultural Industry Development Report 2021. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2021.]

## Study of China's animal products import pattern and its resource and environmental effects

XIONG Xue-zhen<sup>1,2</sup>, HAN Zhen<sup>3</sup>, SUN Yu-meng<sup>1</sup>, YANG Chun<sup>1</sup>

(1. Institute of Agricultural Economics and Development, CAAS, Beijing 100081, China;

2. Peking University Institute of Advanced Agricultural Sciences, Weifang 261325, Shandong, China;

3. Chinese Academy of Fiscal Sciences, Beijing 100142, China)

**Abstract:** China has increasingly become an important importer of livestock products in the world. While effectively alleviating the pressure of domestic high-quality animal protein supply, it has also brought significant resource and environmental effects. In this study, virtual water and embodied carbon were used to measure the resource effect and environmental effect of the international trade of livestock products. Based on the IO model, the IO-LCA model system was constructed to measure the physiological and energy carbon emissions. The results show that: (1) With the increase in the import scale of livestock products and the decline in the level of self-sufficiency, the scale of virtual water net import scale trade increased from  $28.75 \times 10^8 \text{ m}^3$  in 2002 to  $1069.40 \times 10^8 \text{ m}^3$  in 2020, and the scale of embodied carbon exports increased from  $-17.33 \times 10^4$  to  $1947.89 \times 10^4 \text{ t}$ . (2) The trade pattern of virtual water and embodied carbon is characterized by diversification, dispersion and regional agglomeration. South America, Oceania and Europe are the most important trading partners, of which, South America provides 48.25% of virtual water to China, and 40.17% of the implied carbon trade sources. (3) The increase in the import of livestock products has effectively eased the pressure on domestic livestock resources and the environment, and the resource contribution rate and environmental contribution rate have increased from 0.71% and  $-0.16\%$  to 16.86% and 14.68% respectively. The import trade of livestock products has brought significant resource and environmental effects, which undoubtedly has a positive impact on China's ecological civilization strategy of carbon peaking and carbon neutrality. However, the contribution of resources and the environment and the stable production and supply of livestock products need to be treated dialectically. It is possible neither to abandon the independent supply capacity and simply pursue ecological effects, nor to neglect ecological problems and consider supply alone. Under the global concern about carbon fairness, future international trade will discuss more about the transnational transfer of resource and environmental loads, which will have a significant impact on the global trade order, especially the trade in carbon-rich products.

**Keywords:** livestock products; import trade; virtual water; embodied carbon; resource and environmental effects