

中国真实贸易利益的再评估 ——基于出口隐含环境成本的研究

李真, 陈天明, 李茂林, 翟晓颖

(华东师范大学经济学院, 上海 200062)

摘要:中美贸易摩擦的直接原因在于美方认为中方长期存在的贸易顺差,使得中方获取了所谓的“不平等利益”;但是,中国却承担了大量贸易产品生产所导致的环境污染损失。如果忽视该部分,将高估中国的真实贸易利益。文章使用真实贸易隐含污染排放模型核算贸易中隐含的工业污染排放,运用结构性分解模型从排放强度、技术结构、进出口规模、进口品中间投入、进出口结构五个层面分析进出口隐含污染物排放变动的的原因,结合 *ExternE* 模型和 *Logistic* 模型核算贸易中隐含各类污染所带来的经济损失,并将环境成本纳入贸易利益体系,以评估中国真实贸易利益。研究发现:(1)2007—2015年,除了烟(粉)尘的隐含排放量呈V型变化外,更加紧密的行业间生产联系、技术联系以及不断降低的污染排放强度使得其他隐含污染排放均逐年下降,说明减排策略不能依靠牺牲出口规模来实现,而应在污染排放强度、贸易结构升级和污染物末端治理方面做出重点部署。(2)用于出口品生产的进口中间投入需从进口抵减排放中剔除,否则会高估大约23.08%—32.70%的进口隐含废气排放和23.49%—33.59%的进口隐含废水排放,继而导致中国真实贸易利益被高估。(3)工业三废所导致的工业部门出口贸易真实福利的损失每年在9%左右,废气带来的人体健康损失在全部出口隐含排放环境成本中的占比最高,其次是废气带来的农业损失和废水损失。(4)行业贸易贡献率与贸易隐含工业污染物排放、行业经济损失率之间并无直接的必然关系。文章从出口隐含环境成本的角度重新评估了中国的真实贸易利益,回应了所谓的“不公平贸易说”。

关键词: 贸易增加值分解法; 出口增加值隐含环境成本; 真实贸易利益; 经济损失率

中图分类号: F740.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1001-9952(2020)06-0064-15

DOI: 10.16538/j.cnki.jfe.2020.06.005

一、引言

从2018年6月至2019年9月,美国贸易代表办公室(USTR)连续发布的美国对中国出口产品加征关税的清单。按照特朗普政府的最新计划,到2019年12月15日将把对中国的平均关税提高到24%以上,并覆盖从中国进口的96.8%的商品。此次贸易摩擦的导火索是美方认为中国长期对美国存在的贸易顺差,使得中国通过所谓的“不平等贸易行为”瓜分了世界贸易中的绝大部分的利益,美国每年在同中国的贸易中“丧失了数十亿美元”。但是,美方这种观点显然仍然

收稿日期: 2019-10-28

基金项目: 国家社会科学基金项目(11CJL056); 上海市哲学社会科学规划一般课题(2018BJL007)

作者简介: 李真(1981—),女,山东青岛人,华东师范大学经济学院副教授,硕士生导师;

陈天明(1997—),男,安徽六安人,华东师范大学经济学院硕士研究生;

李茂林(1998—),男,四川巴中人,华东师范大学经济学院学生;

翟晓颖(1994—),女,江苏泰州人,华东师范大学经济学院硕士研究生。

是基于传统国际贸易核算框架得出的;事实上,全球贸易网络已发生了巨大变化:一方面,全球价值链体系使得中间品贸易已成为主要贸易形式,并形成以中国、美国和德国为核心的价值链三足鼎立新结构。传统的只从贸易账户平衡角度度量一国贸易利益,且对出口贸易产品中本国生产价值与中间贸易品价值未加区分的核算方式早已不再适合当前的贸易利益评估。针对全球价值链贸易的特点,Hummels等(2001)提出了系统的垂直专业化的度量指标,基于各国的国家投入产出表,将贸易总值中进口品所包含的进口价值、作为中间投入的贸易增加值和最终出口的国内增加值区分开,但其假设所有进口中间品都由国外价值增值构成,忽略了全球层面的国家联系和产业联系。Koopman等(2010, 2012, 2014)基于全球价值链提出了 *KPWW* 法,从供给方角度将出口贸易中的国内价值增值和国外价值增值分离出来。近年来,中国学者的一个新的研究方向就是从贸易增加值角度分析对外贸易依赖度、进出口账户规模、贸易利益分配等问题(李昕和徐滇庆, 2013; 王岚和李宏艳, 2015; 王直等, 2015; 余振等, 2018)。另一方面,全球价值链体系与分工网络的深化不仅对传统贸易利益核算方式提出了挑战,而且还直接导致了日益明显的贸易隐含污染物排放与贸易品消费相分离的问题。国内外学者大多证实了出口贸易带来了广大发展中国家能耗的增加及环境破坏,大量的隐含能源被用于满足发达国家消费(Wyckoff和Roop, 1994; Machado等, 2001; Lenzen和Dey, 2002; Shui和Harriss, 2006; Peters和Hertwich, 2008; Weber等, 2008)。国内学者对贸易碳排放的研究起步较晚,大多数研究确认了中国的出口贸易中隐含了大量的能源消耗和碳排放的事实(陈迎等, 2008; 刘强等, 2008; 沈利生和唐志, 2008; 张友国, 2010; 王文举和向其凤, 2011; 张为付和杜运苏, 2011; 李真, 2014; 彭水军等, 2015; 韩中等, 2018)。现代贸易方式不仅体现为实物贸易价值的全球分配,而且还带来了贸易价值流所承载的污染物排放在全球贸易网络中的分布,生产和消费的分离使得贸易品集中生产的国家成为“污染避难所”。由于整体经济损失较难估算,现有研究大多针对单一污染源所引致的损失展开。日本、美国、荷兰、德国等国家曾先后计算了水污染所带来的损失大约相当于同期 *GDP* 的 3%—5%,并预测如果环境控制措施滞后,国民生产总值每增加 1 倍,污染就会增长 20—30 倍。

Sato(2014)将环境投入产出模型归纳为三个阶段,即单区域投入产出模型(*SRIO*)、双边贸易投入产出模型(*BTIO*)和多区域投入产出模型(*MRIO*)。*SRIO* 模型的主要缺陷在于没有区分中间产品的来源地,无法反映产业关联和贸易关联在国家及行业层面的异质性,以及全球生产网络体系中的反馈性出口效应和间接贸易效应的影响(彭水军等, 2015)。此外,*SRIO* 依赖于出口国和进口国的“国内技术假设”,这也会导致估计结果产生较大的偏差(Andrew等, 2009)。而 *MRIO* 模型较好地克服了上述缺陷,成为目前研究贸易隐含排放的主流模型。但目前 *MRIO* 模型大多采用传统的进口或出口总值作为贸易列向量,考虑到贸易隐含碳排放是由于出口活动所引发的国内生产排放,并不是所有的出口总值都是国内生产的价值量,只有属于本国出口增加值的出口活动才会引发碳排放。如果仍将出口总值作为核算贸易隐含碳排放的价值载体,则会造成由于中间品贸易多次跨越国界引起的重复计算,且无法确定一个经济体生产和需求在贸易中真正发挥的作用(王直等, 2015),继而导致研究结果与实际排放之间产生明显偏差。鉴于此,近年来将贸易增加值核算法应用于 *MRIO* 模型的贸易隐含排放研究逐渐兴起,并形成了一系列有代表性的成果(Duan和Jiang, 2017; 闫云凤和常荣平, 2017; 张文城和盛斌, 2017; Meng等, 2018; 潘安, 2018)。

虽然贸易增加值核算法已在部分程度上修正了“中国顺差”的统计幻象,但一国的真实贸易利益不能仅看作为贸易价值带来的“收入”,更需要从中扣除因为贸易活动所带来的一国环境损失“成本”,即一国的真实贸易利益需要从可持续发展的贸易综合账户“净利益”视角予以重新评估。为此,本文将贸易增加值法纳入 *MRIO* 模型,构建贸易增加值隐含污染排放模型,并结合出口增加值环境成本模型,综合核算一国的真实贸易利益。经测算,净贸易增加值法重估后的中国净增加值顺差将平均减少 80%,再考虑贸易隐含污染排放所带来的环境成本问题,中国真实贸易

利益将继续在净增加值基础上折损 8.93%，其中，国内污染排放强度、技术与产业关联度及国外最终需要是最重要的影响因素。

本文的边际贡献主要体现为以下几个方面：(1) 现有关于贸易利益的研究大多采用一国出口增加值作为主要指标，本文则将净出口隐含环境成本从贸易净增加值上剔除，以考察一国的真实贸易利益。(2) 目前大部分研究都将贸易隐含二氧化碳排放视为贸易隐含环境成本，并未对隐含排放所带来环境成本和污染损失予以量化。本文尝试将贸易隐含排放研究进一步拓展为贸易隐含排放的环境成本及真实贸易利益问题研究，研究对象也从单一的二氧化碳排放转为一般污染物排放。(3) 本文在测算中国出口隐含环境成本、变化趋势及行业异质性基础上，继续对增加值贸易隐含污染物排放的跨期变动进行结构性分解，以期找到其背后的影响机制。(4) 本文的研究时间为 2004—2014 年，覆盖了以 2008 年美国次贷危机为“逆全球化”导火线的重要节点，这能够对危机前后不同的国际经贸关系格局下的中国增加值贸易隐含污染成本及真实贸易利益进行更客观深入的分析，具有积极的现实意义和理论价值。

二、基于环境成本分析下的真实贸易利益模型

(一) 基于增加值法的贸易隐含污染排放测算模型

首先，拓展 Koopman 等(2014)提出的总出口分解方法，测算分行业出口国内增加值。Koopman 等(2014)的总出口分解方法对一般性 G 国 N 部门的总出口分解式如下：

$$\begin{aligned}
 uE_s = & \underbrace{V_s \sum_{r \neq s} B_{ss} Y_{sr}}_{(1)} + \underbrace{V_s \sum_{r \neq s} B_{sr} Y_{rr}}_{(2)} + \underbrace{V_s \sum_{r \neq s} \sum_{t \neq s, t} B_{sr} Y_{rt}}_{(3)} + \underbrace{V_s \sum_{r \neq s} B_{sr} Y_{rs}}_{(4)} + \underbrace{V_s \sum_{r \neq s} B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}}_{(5)} \\
 & + \underbrace{V_s \sum_{r \neq s} B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} E_s}_{(6)} + \underbrace{\sum_{t \neq s} \sum_{r \neq s} V_t B_{ts} Y_{sr}}_{(7)} + \underbrace{\sum_{t \neq s} \sum_{r \neq s} V_t B_{ts} Y_{sr} (I - A_{rr})^{-1} Y_{rr}}_{(8)} + \underbrace{\sum_{t \neq s} V_t B_{ts} A_{sr} \sum_{r \neq s} (I - A_{rr})^{-1} E_r}_{(9)}
 \end{aligned} \tag{1}$$

其中， s 为出口国， r 为进口国， t 为第三国； u 为 $1 \times N$ 的元素全为 1 的行向量； E_s 为 s 国出口总量； V 为国内直接增加值系数矩阵； B 为里昂惕夫逆矩阵； A 为直接消耗系数矩阵； Y 为最终需要矩阵；字母的下标顺序为贸易品的流向。由式(1)可以看出，等式的右边可以分为 9 个部分，每个部分的具体含义如表 1 所示。

表 1 增加值法核算体系下的出口总量分解框架

分解内容	组成部分	对应等式	具体含义
VT	增加值出口	(1)	最终产品出口中包含的本国增加值
		(2)	被直接进口国吸收的中间产品中的本国附加值
		(3)	出口到进口国加工后又出口到第三国的中间品中的本国增加值
VSI'	被进口回本国的中间品出口中的本国部分	(4)	出口到国外加工后以最终产品又进口回来的中间品本国增加值
		(5)	出口到国外加工后又以中间品进口回来的中间品中的本国增加值
		(6)	本国生产的中间品出口过程中产生的重复计算项
VS	国外部分	(7)	最终产品出口中的国外增加值
		(8)	中间品出口中的国外增加值
		(9)	包含国外成分的中间品出口过程中产生的重复计算项

资料来源：根据 Koopman 等(2014)相关内容整理形成。

根据出口总量的分解框架可以得出，一国出口总量中的国内增加值即为式(1)中前 6 项之和。本文参考赵玉焕等(2019)的做法，暂不考虑第 6 项出口过程中的重复计算项，将式(1)中的

前5项之和作为一国出口总量中的国内增加值,也即:

$$uE_s^D = V_s \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{ss} Y_{sr}}_{(1)} + V_s \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rr}}_{(2)} + V_s \underbrace{\sum_{r \neq s}^G \sum_{t \neq s, r}^G B_{sr} Y_{rt}}_{(3)} + V_s \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rs}}_{(4)} + V_s \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}}_{(5)} \quad (2)$$

Koopman等(2014)的出口分解框架仅对一国的出口总量进行分解。本文借鉴王直等(2015)在Koopman(2014)的基础上拓展出的分行业出口分解框架,对式(2)进行拓展,最终得出s国出口分行业增加值分解等式(其中#为点乘):

$$E_s^D = \underbrace{(V_s B_{ss})' \# \sum_{r \neq s}^G Y_{sr}}_{(1)} + V_s \# \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rr}}_{(2)} + V_s \# \underbrace{\sum_{r \neq s}^G \sum_{t \neq s, r}^G B_{sr} Y_{rt}}_{(3)} + V_s \# \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rs}}_{(4)} + V_s \# \underbrace{\sum_{r \neq s}^G B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}}_{(5)} \quad (3)$$

其次,测算分行业进口中的纯国外增加值。与出口总量相似,进口总量包含进口国国内增加值、被进口国增加值和第三国增加值。那么,在考虑一国实际进口增加值,即进口中的纯国外增加值时,应在进口总量的基础上减去进口中包含的本国出口国外又进口回国内的本国国内增加值。结合表1和式(3)可以发现,需要减去的部分即为式(3)的第4项和第5项。^①因此,本文得出的s国进口分行业的纯国外增加值分解等式如式(4)所示(其中, M_s 为 $N \times 1$ 的s国的分行业进口列向量):

$$M_s^F = M_s - [V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rs} + V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}] \quad (4)$$

最后,考虑污染物排放系数,测算贸易中隐含的真实污染排放。贸易中隐含的真实污染排放即为本国出口所产生的隐含污染物排放减去通过进口避免的隐含污染物排放的差值。本文参照潘安(2018)的方法,定义 \hat{e}_s 和 \hat{e}_r 分别为出口国s和进口国r的单位直接增加值污染排放系数对角矩阵,结合式(3)和式(4),得出中国分行业的真实出口污染排放为:

$$\begin{aligned} E_{s-cost} &= \hat{e}_s E_s^D - \hat{e}_r M_s^F \\ &= \hat{e}_s [(V_s B_{ss})' \# \sum_{r \neq s}^G Y_{sr} + V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rr} + V_s \# \sum_{r \neq s}^G \sum_{t \neq s, r}^G B_{sr} Y_{rt} + V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rs} \\ &\quad + V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}] - \hat{e}_r \left\{ M_s - [V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} Y_{rs} + V_s \# \sum_{r \neq s}^G B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}] \right\} \end{aligned} \quad (5)$$

(二) 贸易隐含污染排放变动的结构性分解模型

首先,在式(5)的一国分行业真实出口污染排放模型的基础上,进一步拓展出一国双边贸易的真实出口污染排放模型为:

$$\begin{aligned} E_{sr-cost} &= \hat{e}_s E_{sr}^D - \hat{e}_r M_{sr}^F \\ &= \hat{e}_s [(V_s B_{ss})' \# Y_{sr} + V_s \# B_{sr} Y_{rr} + V_s \# \sum_{t \neq s, r}^G B_{sr} Y_{rt} + V_s \# B_{sr} Y_{rs} + V_s \# B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}] \\ &\quad - \hat{e}_r \left\{ M_{sr} - [V_s \# B_{sr} Y_{rs} + V_s \# B_{sr} A_{rs} (I - A_{ss})^{-1} Y_{ss}] \right\} \end{aligned} \quad (6)$$

接下来,采用常用的极平均分解方法对式(6)进行如下的结构性分解:

^① 为了使后文的结构性分解可行,此处与出口增加值的计算相同,未考虑式(1)中第6项的重复计算,这样虽会造成进口增加值被高估,但并不影响最终结果的变化趋势。

$$\begin{aligned} \Delta E_{sr-cost} &= E_{sr-cost1} - E_{sr-cost0} \\ &= [f(\Delta e_s) + f(\Delta e_r)] + f(\Delta V'_s) + \{[f(\Delta B'_{ss}) + f(\Delta L'_{ss})] + [f(\Delta B_{sr}) + f(\Delta A_{rs})]\} \\ &\quad + \{[f(\Delta Y_r) + f(\Delta Y_{ss})] + [f(\Delta Y_{sr}) + f(\Delta Y_{rs})]\} + f(\Delta M_s) \end{aligned} \quad (7)$$

其中, 污染排放强度效应反映了双边贸易国的各类污染物排放强度变化对各国贸易隐含排放变动的影响, 本文进一步从该效应中分离出出口国和进口国污染排放强度效应; 直接增加值效应反映了一国单位产出所含劳动和资本增加值变化对贸易隐含污染排放的影响; 技术结构效应反映了两国间的消耗系数即产业关联情况变化对贸易隐含污染排放的影响, 分为行业间技术结构与国家间技术结构两个方面; 最终需求效应反映了双边贸易中进口国对出口国最终需求变化对其隐含污染排放的影响, 本文不仅将其区分为最终品和中间品最终需求变动, 还将该效应分解到各个行业(这也是本文的创新之处); 进口规模效应是最基础的要素, 体现了一国进口品总值变动对该国贸易隐含污染排放的影响。详细说明见表2。

表2 贸易隐含污染排放福利的分解效应说明

主要影响	具体细分类别影响	对应分解效应
污染排放强度效应	出口国排放强度	$f(\Delta e_s)$
	进口国排放强度	$f(\Delta e_r)$
直接增加值效应	直接增加值系数	$f(\Delta V'_s)$
技术结构效应	出口国国内行业间技术结构	$f(\Delta B'_{ss}) + f(\Delta L_{ss})$
	国家间技术结构	$f(\Delta B_{sr}) + f(\Delta A_{rs})$
最终需求效应	中间品最终需求	$f(\Delta Y_r) + f(\Delta Y_{ss})$
	最终品最终需求	$f(\Delta Y_{sr}) + f(\Delta Y_{rs})$
进口规模效应	进口规模	$f(\Delta M_s)$

注: 限于篇幅, 具体的分解过程备索。

(三) 贸易环境成本核算模型

本文采用 *ExternE* 模型和 *Logistic* 模型核算出贸易隐含排放的废气和废水的经济损失, 从而得出贸易环境成本, 以此为基础对真实贸易利益进行评估。^①

1. 贸易隐含废气经济损失模型。本文根据 Mirasgedis 等(2008)的模型, 从农作物减产和人体健康损失两方面构建贸易隐含废气经济损失模型。

首先, 采用生产率变动法, 通过计算农作物减产的收入来计算大气污染造成的农作物减产损失, 计算公式为:^② $L = \sum_{i=1}^n P_i S_i Q_i a_i$ 。其中, L 为大气污染造成的经济损失, P 为该农作物的市场价格, S 为农作物受污染的面积, Q 为污染前该农作物的单位产量, a 为该农作物的减产系数。

其次, 运用人力资本法估算因环境污染而过早死亡造成的经济损失。^③与传统的人力资本法以个体收入考察人的价值不同, 本文采用的修正的人力资本法是从社会角度考虑人力生产要素在一个统计生命年内对社会经济增长的贡献。在该方法下, 大气污染引起的人体健康经济损失

① 在工业三废中, 废水和废气造成的经济损失更为直接, 且相对显性和易以量化, 而废渣对土壤的破坏是一个更为漫长复杂的过程, 因此本文重点考察废水和废气的环境成本。

② 这种方法是一种利用生产率变动来评价环境状况变化影响的方法。该方法将环境当作一种生产要素, 环境质量的变化会引起农作物生产率以及生产成本的变化, 从而引起产量和价格的变化。

③ 在评估大气污染对人体健康危害造成的经济损失时, 不同国家在方法上存在明显差异。发达国家普遍倾向于使用支付意愿法(WTP), 而发展中国家通常采用疾病成本法和修正的人力资本法。

计算公式为： $C_{ed} = P_{ed} \times \sum_{i=1}^t \frac{GDP_{pco} \times (1+g)^i}{(1+r)^i}$ 。其中， C_{ed} 为污染引起早死的经济损失， P_{ed} 为污染引起的早死人数， t 为污染引起早死的人均损失寿命年数， r 为社会贴现率， g 为人均 GDP 年增长率， GDP_{pco} 为基准年人均 GDP。

2. 贸易隐含废水经济损失模型。本文采用 *logistic* 函数模型测算废水经济损失，该模型被广泛用于生物生长过程和产业成长过程的描述，又被称为生长曲线模型，具体可表述为：

$$S = K \times \sum R_j = K \times \sum \frac{1}{1 + \alpha_j \exp(-\beta_j c_j)}$$

其中， S 为水中存在污染物时的经济损失， K 为水的经济价值， R_j 为水中污染物为 j 时的单因子经济价值损失率， α_j 为废水污染物毒性， β_j 为水环境经济价值的相对损失率， c_j 为水中污染物 j 的质量浓度。

3. 贸易隐含环境成本核算体系。本文用于核算中国出口贸易环境成本的环境评估模型包括人力资本法下的大气污染污染引起的人体健康经济损失模型、农作物减产经济损失模型、高斯扩散模型(污染物排放量折算为浓度)和废水经济损失模型，具体如下：

$$\begin{cases} C_{ed} = P_{ed} \times \sum_{i=1}^t \frac{GDP_{pco} \times (1+g)^i}{(1+r)^i} \\ L = \sum_{i=1}^n P_i S_i Q_i a_i \\ C_{max} = \frac{Q_{SO_2}}{\pi e \bar{u} H^2} \\ S = K \times \sum R_j = K \times \sum \frac{1}{1 + \alpha_j \exp(-\beta_j c_j)} \end{cases} \quad (8)$$

三、中国进出口增加值隐含污染物排放测算

(一) 数据来源及说明

1. 进出口污染排放模型所用数据的来源和说明。本文的行业数据涉及投入-产出、贸易、污染排放等多维数据，这些数据在不同的统计表里的分类存在一定差异，因此需要对行业进行统一，最终合并为 15 个行业。^①基于增加值法核算贸易隐含污染排放所使用的数据来自世界投入产出数据库(WIOD)2016 年发布的 2000—2014 年世界投入产出表(WIOTs)、《中国环境统计年鉴》和国家统计局。由于《中国环境统计年鉴》是从 2004 年开始编制的，因此本文基于贸易数据和环境数据的匹配，将研究区间设定为 2004—2014 年。此外，在理论模型中，我们分别使用出口国污染物排放系数和进口国污染排放系数构建了基于增加值法的贸易隐含真实污染排放模型。但是，由于难以获得与中国对标的所有进口国关于烟(粉)尘、 SO_2 和废水排放数据，因此在本部分的实际测算过程中，采用中国污染排放系数对进口国污染排放系数进行替代。从机会成本角度看，采用中国污染排放系数替代可以理解为“如果不选择进口而采用本国排放技术生产将会带来多大的污染排放问题”，即通过国外生产而避免本国生产所产生的污染物排放。此外，为了保证采用“中国排放系数替代”与采用“实际进口各国排放系数”两者的测算结果具有一致趋势性，本文还将以美国作为进口国代表，对模型结果进行稳健性检验。

^① 15 个行业分别是：采矿业，食品制造及烟草业，纺织及服装制品业，木材加工及家具制造，造纸印刷及文教用品制造，石油加工业，化学及制药业，非金属矿物制品业，金属冶炼压延及制品业，交通运输设备制造业，电气机械及器材制造业，通信设备、计算机及其他电子设备制造业，其他制造业(合并)，电、热、燃气、水，其他行业。

2. 农产品经济损失数据来源和说明。根据农作物减产模型 $L = \sum_{i=1}^n P_i S_i Q_i a_i$ 衡量贸易隐含污染排放对农产品带来的经济损失,涉及的指标包括农产品价格、受污染的农产品面积、农产品产量以及减产系数,数据来自《中国农产品价格调查年鉴》和《中国农村统计年鉴》。由于引起中国农作物减产的污染源主要是酸雨(SO_2 氧化产物),因此本文借鉴沈利生和唐志(2008)的做法将农作物减产损失的大气污染源设定为 SO_2 。

3. 人体健康经济损失数据来源和说明。本文通过人力资本法计算引起呼吸道疾病的废气污染源,其中,基年人均 GDP 由《中国统计年鉴》获得;平均的人均 GDP 增长率 g 由 2004—2014 年人均 GDP 数据间接计算得到;平均贴现率 r 由 2004—2014 年的年基准利率的平均值代替;死亡年限 t 是由正常寿命减去因呼吸道疾病死亡病患主要集中的年龄而得到,数据来自全国人口普查统计及《中国卫生和计划生育统计年鉴》。^①

4. 废水经济损失数据来源和说明。在废水经济损失模型 $S = K \times \sum R_j$ 中,通过《中国环境统计年鉴》可获得中国工业废水中 COD (化学需氧量)因子的占比达到 90% 以上,因此污染因子损失率 $\sum R_j$ 可由简化的单因子损失率模型 $R_j = 1/[1 + \alpha_j \exp(-\beta_j c_j)]$ 替代。其中, α_j 和 β_j 根据不同用途的水体进行加权平均处理; c_j 表示污染物因子 COD 的浓度,由“贸易隐含污染排放量 $\times COD$ 比例/中国水资源总量”计算而得。而损失模型中的 K 为水资源经济价值总量,可用“用水资源总量 \times 单位水资源价值”表示。由于水资源价格并非每年都有统计且年变化幅度不大,因此本文以 2012 年 36 个大中城市非居民用水终端水价 4.06 元/吨为准。

(二)中国增加值贸易隐含污染总体排放情况

1. 测算结果。本文首先对基于增加值法核算的中国进出口贸易隐含污染排放进行核算。如表 3 所示,2004 年中国贸易环境福利为 9.65 亿吨,其中,进口活动可节约国内废气和废水合计排放约 75.41 亿吨,而出口活动则增加了 65.76 亿吨的污染排放。此后,中国贸易环境利益出现上下波动,^②截至 2014 年中国出口贸易隐含污染物合计排放量为 60.84 亿吨,进口贸易隐含污染物合计排放量为 54.77 亿吨,贸易环境利益逆差为 6.07 亿吨,其中净出口隐含废气(烟粉尘和 SO_2)排放为 68.18 万吨,净出口隐含废水排放为 6.06 亿吨。

综合 2004—2014 年整体情况来看,中国贸易环境利益存在时期分异的特征:2006 年之前,中国进口增加值隐含污染排放明显大于出口隐含排放,贸易环境利益顺差在 2004—2005 年间累计约 12.1 亿吨污染排放;2006 年之后贸易环境利益开始出现逆差,工业部门出口的高速增长直接带来的废气和废水的大量排放,工业部门贸易环境逆差逐年上升,至 2008 年达到峰值-13.3 亿吨,此后受美国金融危机影响逆差逐渐收窄。2009 年后,随着全球经济复苏和贸易回暖,净出口贸易隐含污染排放再次增加。然而,国家和各地方“十二五”规划对节能减排、环境保护提出了更高的要求,^③党的十八大还正式提出“生态文明建设”战略目标。国内环境政策的收紧直接导致 2011 年之后的出口隐含排放大幅下降,贸易环境利益从逆差转为顺差,但这种顺差没能持续太久,在 2014 年又重新变为逆差 6.07 亿吨。由此可见,中国进出口隐含污染排在 2004—2014 年间波动频繁,很大程度上受到国内环保政策和对外开放政策的影响。

① 由于《中国卫生和计划生育统计年鉴》中无全部人口的死亡率调查数据,而工业污染物的排放主要在城市地区,因此以某疾病的城市居民死亡率来代替该疾病的全国死亡率。

② 本文的“贸易环境利益”是指一国通过进出口国际贸易而导致的国内污染物净排放。如果一国从他国进口产品而避免的国内污染排放量小于该国向他国出口中隐含的污染排放量,那么则存在贸易环境利益逆差;反之,则存在贸易环境利益顺差。

③ 国家出台了诸多环保政策对废气和废水的排放进行了严格限制。比如,2011 年 9 月颁布的《“十二五”节能减排综合性工作方案》《环保“十二五”规划》《国家“十二五”水专项实施计划》《火电厂大气污染物排放标准》,以及 2012 年 8 月颁布的《节能减排“十二五”规划》。

从污染物分类结构看,虽然 2004—2014 年中国出口增加值和进口增加值都呈现出不断增长的态势,但是进出口隐含的废气和废水排放在 2014 年较 2004 年均有所降低。其中,出口隐含烟(粉)尘排放降幅最大,达到 26.40%,其次为 SO_2 和废水,分别下降了 14.02% 和 7.47%; 2014 年进口隐含的烟(粉)尘、 SO_2 和废水也较 2004 年分别下降了 20.24%、13.17% 和 27.38%。

表 3 中国进出口贸易真实隐含污染物排放

年份	出口隐含排放			进口隐含排放			贸易环境利益 进口隐含排放-出口隐含排放(亿吨)
	烟(粉)尘(万吨)	SO_2 (万吨)	废水(亿吨)	烟(粉)尘(万吨)	SO_2 (万吨)	废水(亿吨)	
2004	353.33	365.56	65.69	321.21	287.90	75.35	9.65
2005	382.13	428.08	75.18	318.52	306.28	77.70	2.50
2006	352.85	461.71	82.21	271.89	289.16	77.68	-4.56
2007	302.52	440.21	87.18	225.34	275.30	77.51	-9.70
2008	253.15	393.58	81.31	180.14	234.47	68.04	-13.30
2009	179.08	286.04	65.81	145.65	205.50	58.59	-7.24
2010	194.44	323.29	73.07	176.95	245.56	69.12	-3.96
2011	211.75	368.40	72.39	217.61	308.10	74.05	1.65
2012	189.75	340.86	65.90	197.47	293.97	67.85	1.95
2013	196.52	325.14	62.40	217.53	315.50	62.94	0.53
2014	260.06	314.30	60.78	256.21	249.97	54.72	-6.07

2. 稳健性检验。由于无法完全找到与中国匹配的进口国的烟(粉)尘、 SO_2 和废水的排放系数,前文采用中国污染物排放系数替代进口国污染物排放系数进行贸易隐含环境成本及真实贸易利益的测算。为保证采用“中国排放系数替代”与“实际进口各国排放系数”所测算的结果具有趋势一致性,本文根据数据可得性和统一性原则,采用 *WIOD* 数据库中提供的 2004—2009 年进口国 SO_2 的分行业排放数据,以美国作为主要进口国代表,对原模型进行稳健性检验。检验结果表明,采用美国的 SO_2 排放系数计算所得的中国净出口隐含 SO_2 排放和通过进口所避免的农作物减产经济损失,均与原先使用中国 SO_2 排放系数替代法所得的测算结果,在变动趋势及规律上具有高度一致性,这说明原测算结果具有稳健性。^①

(三)重点行业分布^②

中国出口隐含污染排放重点行业的分布一直较为稳定,呈现以下特点:(1)非金属矿物制品业、金属冶炼压延及制品业、电热燃气水生产供应业由于在生产工艺、流程及加工原料方面的特殊性成为出口隐含烟(粉)尘排放最多的三个行业,历年排放总和占全行业出口隐含排放的 64% 以上;但自 2012 年开始,这三个行业出口隐含烟(粉)尘累计占比又逐渐转为上升趋势,在 2014 年达到 75.62%。主要行业的排序也出现交替情况:一方面,非金属矿物制品业在 2010 年之前是最大的出口隐含烟(粉)尘部门,此后排放从 2010 年的峰值 56.48 万吨逐渐下降到 2014 年的 42.80 万吨。这主要得益于行业环境规制政策的收紧,因为“十二五”期间,国家不仅在政策标准上对非金属矿物制品业的污染物排放提出更高的要求(如《水泥工业大气污染物排放标准(GB4915-2013)》等),而且还将非金属矿物制品业作为过剩产能重点整治行业。根据 2015 年《中国环境状况公报》,2012—2015 年淘汰水泥产能 2.3 亿吨、平板玻璃达到 7 600 多万重量箱,这对

① 具体的稳健性检验的结果可向作者索要。

② 全部的分行进出口贸易隐含污染物排放量统计可向作者索要。

非金属矿物制品业出口隐含烟(粉)尘排放起到重要的抑制作用。另一方面,金属冶炼压延及制品业的出口隐含烟(粉)尘排放自2013年开始迅速上升,取代非金属矿物制品业成为最大的出口隐含烟(粉)尘污染行业,2014年的排放量达到117.73万吨,是2013年的2.05倍,这也直接导致2014年贸易环境利益顺差突然大幅下降,并转为逆差。这种趋势的形成主要源于国内的产业结构影响和末端治理的滞后,以及外向型经济布局调整。根据国家发改委国际合作中心的数据显示,2013年实施“一带一路”政策后,机电类和核反应堆、锅炉、机器、机械器具类是中国对“一带一路”国家出口排名前两位的商品类别,而这些商品均需要金属冶炼及压延加工业作为前向支撑。(2)出口隐含 SO_2 排放主要集中在电热燃气水的生产及供应业、金属冶炼及压延加工业、化学及制药业、非金属矿物制品业、服装及纺织制品业,这五个行业出口隐含 SO_2 排在2004—2014年间始终占到全行业排放的87%左右。其中,电热燃气水生产及供应业为代表的能源行业是出口隐含 SO_2 排放占比最大的行业,但比例从2004年的40.29%持续下降到2014年的26.23%;金融冶炼及延压业 SO_2 排放占比逐年上升,2014年的占比已经达到27.72%,超过能源行业成为出口隐含 SO_2 最多的部门。(3)出口隐含废水排放方面,纺织及服装制品业、化学及制药业的历年排放最高,2009年合计占比达到峰值58.08%,占比最低的2014年也达到52.81%。

从出口隐含的废气和废水排放的行业分布情况看,污染排放最密集的行业分布非常集中,这些行业通常具备以下两个特点:一是生产技术决定了产品制造需要密集性的能源及原材料投入,单位贸易增加排放强度很大;二是这些行业基本上都是国民经济的基础部门,从生产技术关联方面看,其他行业的出口活动对这些基础部门的直接消耗以及间接消耗巨大。此外,比较分析通过世界投入产出表计算得到的出口贸易数据和基于增加值法核算得到的隐含污染排放数据,本文还发现一个有趣的现象,即中国出口贸易贡献度与污染排放贡献度之间并不完全“挂钩”,出口贸易重点行业不一定是出口隐含污染排放重点行业。例如,通信设备、计算机及其他电子设备制造业,电气机械及器材制造业,以及其他制造业在2014年出口贸易中所占份额达到43.96%,^①而在所有出口隐含废气(烟粉尘和 SO_2)和废水排放中占比仅为2.39%和13.79%。与之相比,能源、化学、冶炼等行业出口占比仅为17.70%,^②而废气和废水占比则高达84.43%和27.65%。这说明,决定行业出口隐含污染排放的除了贸易规模因素之外,行业排放强度、产业关联度等因素也起到重要作用,而这对一国减排技术研发主攻方向、产业内涵式结构调整以及贸易政策转换等都具有积极意义。

(四)贸易隐含污染排放的影响因素分析:以中美双边贸易为例

由于一国的总进口增加值和总出口增加值是由 N 个国家在内的贸易网络共同形成的,这使得增加值贸易隐含污染排放的结构性分解十分繁杂。为更直观地探讨中国贸易隐含污染排放在不同时期的影响因素,本文以中美双边贸易隐含污染排放变动为例进行结构性分解,这对于明确未来国内产业结构调整 and 绿色贸易政策重点方向提供了一定的理论依据,对于重新评估中美双边贸易真实利益分配、增强双边谈判话语权具有重要意义。

中美贸易净出口隐含污染排放变化可分为三个阶段(见表4):2004—2008年的双边贸易净出口隐含污染排放高速下降阶段,2008—2013年的双边贸易净出口隐含污染排放减速下降阶段,以及2013—2014年的双边贸易净出口隐含污染排放转升阶段。根据式(6)可知,中国对美国贸易

① “其他制造业(合并)”以《各行业工业废气/水排放及处理情况》为行业参照,是通用设备制造业、专用设备制造业、仪器仪表及文化办公用机械制造业和工艺品及其他制造业的合并。

② 能源、化学、冶炼等行业在此是指石油加工业、化学及制药业、非金属矿物制品业、金属冶炼压延及制品业和电热燃气水生产及供应业。

隐含污染排放净值变动可分解为污染物排放强度效应、直接增加值效应、技术结构效应、最终需求效应和进口规模效应。

表 4 中国对美国净出口隐含分类污染物排放的结构性分解

分解效应	2004—2008 年			2008—2013 年			2013—2014 年		
	烟(粉)尘	SO ₂	废水	烟(粉)尘	SO ₂	废水	烟(粉)尘	SO ₂	废水
排放强度影响	-58.07	-40.23	-5.72	-18.94	-26.12	-5.84	6.58	-5.42	-0.85
直接增加值影响	-7.97	-9.47	-1.90	-3.88	-4.72	-0.99	0.01	-0.01	0.005
技术结构影响	行业间	2.46	2.84	1.28	1.35	1.86	0.93	0.33	0.13
	国家间	31.66	31.79	4.03	7.64	8.52	1.61	1.80	2.83
最终需求影响	中间品	5.82	7.38	0.85	3.29	5.57	0.64	1.01	1.41
	最终品	12.18	14.49	6.07	5.17	7.17	2.64	0.13	0.39
进口规模影响	-9.92	-10.37	-3.20	-3.25	-4.21	-1.74	-0.16	-0.06	0.03
合计	-23.83	-3.58	1.41	-8.62	-11.93	-2.75	9.70	-0.44	-0.01

资料来源:根据 Matlab 软件计算结果整理。其中,烟(粉)尘、SO₂ 单位为“万吨”,废水单位为“亿吨”。

1. 中国对美国净出口增加值隐含污染排放加速下降阶段。2004—2008 年,尽管中美贸易净出口额年均增幅达到 23.71%,但中国对美国净出口增加值中隐含的烟(粉)尘和 SO₂ 的减排量仍减少了 23.83 万吨和 3.58 万吨,只是净出口隐含工业废水有 1.41 亿吨的增加。通过结构性分解可知,排放强度效应、直接增加值效应和进口规模效应是促进中美贸易净出口增加值污染减排的三个重要因素。其中,排放强度效应的影响最大,共减少了 98.30 万吨的废气排放和 5.72 亿吨的废水排放,这是 2003 年“科学发展观”提出后的一个直接影响。伴随着中美双边进出口贸易的快速发展,两国间的技术结构日益紧密并趋于复杂,强大的国外需求带动了贸易额的增加。因此,与排放强度效应相反,技术结构效应和最终需求效应均反向增加了中国净出口隐含污染物排放,其中中美两国间技术结构效应增加了 63.45 万吨的废气和 4.04 亿吨的废水,最终需求效应增加了 39.87 万吨的废气和 6.92 亿吨的废水。

2. 中国对美国净出口增加值隐含污染排放减速下降阶段。2008—2013 年,中美贸易净出口隐含烟(粉)尘排放减少的速度逐渐放缓,共减少 8.62 万吨隐含排放,仅为 2004—2013 年减排量的 36.17%;而净出口隐含的 SO₂ 和工业废水减排量相较 2004—2008 年却分别增加 11.93 万吨和 2.75 亿吨。与上一阶段不同,本阶段促进三种污染物减少的主要因素除了排放强度负效应之外,受 2008 年美国金融危机影响,技术结构正效应和最终需求正效应快速下降,从而大幅减少了因两国产业间技术关联及国外需求变化所带来的中国贸易隐含污染排放。

3. 中国对美国净出口隐含污染排放增加阶段。2013—2014 年相较于前两个时间段最大的不同是,在中美贸易净出口隐含工业废水排放几乎没有减少的情况下,烟(粉)尘排放直接增加了 9.70 万吨排放,虽然 SO₂ 排放仍减少 0.44 万吨,但这无法改变整体污染排放反向增加的局面。根据 2012—2014 年《中国环境统计年报》,重点工业企业全国平均烟(粉)尘去除率在 2013 年和 2014 年均呈现下降趋势,这使得排放强度效应由负转正,直接增加了 6.58 万吨的烟(粉)尘排放。

四、中国贸易隐含环境成本及真实贸易利益测算

(一)不考虑环境成本情况下的中国贸易利益

在不考虑环境成本的情况下,本文比较了贸易总值法核算和贸易增加值法核算下的中国真实贸易利益情况。在贸易总值核算体系下中国净出口额在 2004—2014 年始终为正,但经过贸易

增加值法调整之后,中国进出口贸易的净出口增加值明显小于贸易顺差值,且在2004年、2005年和2011年呈现出增加值逆差的局面,这在经济利益层面上矫正了总值核算法下的贸易利益“统计幻象”。从变化趋势来看,2004—2008年是中国贸易净增加值增长的主要阶段;2008年美国金融危机之后,中国受其影响,贸易净增加值顺差开始减少,直到2011年达到逆差。此后,贸易净增加值虽然一度反弹重新为正,但真正的新一轮明显增长趋势则出现在2014年,因为2013年“一带一路”倡议的提出直接推动了此后年份中国对“一带一路”沿线国家出口的大幅增长。

此外,两种核算方法下的贸易利益比较还揭示了两个重要信息:一是中国出口增加值占出口总值的比例大概在75%—83%,始终低于进口增加值占进口总值的比例(大概为96%—99%)。这反映出中国出口活动真正留在本国的增加值仍远低于大部分进口国。二是出口增加值占比呈现出整体上升的态势,中国在全球价值链中的地位不断提高,但增速缓慢,2004—2014年间仅增长了4.21个百分点,中国在全球价值链的深度嵌入某种程度上也抑制或锁定了中国的产业结构升级。三是比较两种核算方式下贸易经济价值可以看出,贸易净增加值在2004年、2005年和2011年出现逆差,其余年的贸易净增加值虽为顺差,但远小于贸易顺差,增加值核算法下的顺差平均只为总值法下的20%左右。

(二)考虑环境成本情况下的真实贸易利益

根据前文的贸易环境成本核算模型计算可知,2004—2014年,基于增加值法核算的出口隐含废气和废水导致的经济损失由1 538.17亿元增至5 449.98亿元,而从进口贸易中所获得的环境利益也从1 424.11亿元增至5 295.27亿元(见表5)。贸易隐含环境净损失呈现出先上升后下降的趋势,并在2011—2013年期间获得正的环境净利益。

表5 分类污染物经济损失(亿元)

年份	出口隐含损失				进口隐含福利			
	人体健康损失	农业损失	废水损失	合计	人体健康福利	农业福利	废水福利	合计
2004	1 230.39	233.14	74.64	1 538.17	1 118.56	183.36	122.19	1 424.10
2005	1 479.29	256.52	71.91	1 807.71	1 233.05	190.47	80.34	1 503.86
2006	1 805.85	285.96	148.43	2 240.24	1 391.53	198.95	119.12	1 709.60
2007	2 501.60	343.96	192.07	3 037.63	1 863.40	241.06	119.96	2 224.42
2008	2 613.39	415.74	107.08	3 136.22	1 859.73	275.12	58.97	2 193.81
2009	2 017.79	286.94	80.20	2 384.92	1 641.10	217.92	55.48	1 914.51
2010	2 884.89	346.68	52.09	3 283.66	2 625.36	287.06	44.49	2 956.91
2011	3 324.37	495.29	132.88	3 952.54	3 416.23	406.45	145.07	3 967.75
2012	4 078.81	490.97	45.04	4 614.82	4 244.80	437.72	48.87	4 731.39
2013	4 415.59	470.65	45.44	4 931.68	4 887.62	466.72	46.52	5 400.86
2014	4 934.33	471.02	44.63	5 449.98	4 861.26	400.10	33.91	5 295.27

真实出口贸易隐含的废气主要导致了人体健康损失和农业减产。2014年造成4 934亿元的人体健康损失和471亿元的农业损失,相比2004年分别增加了301.04%和102.04%。出口隐含烟(粉)尘带来的呼吸道死亡率呈现上升趋势,自2012年后一直维持在74/100 000人以上的高位。在人均GDP快速提高的情况下,运用修正人力资本法计算所得的出口隐含废气带来的人体健康损失也在不断上升。与废气损失变化趋势相反,出口隐含废水造成的经济损失在2004—2014年整体呈现下降趋势,2014年中国出口隐含工业废水损失44.63亿元,与2004年相比减少了近50%。这与国家出台有关工业废水排放的规制政策密切相关:自2008年起,我国进

入污染物排放标准修订密集期,截至 2015 年,包括造纸、化工、纺织、钢铁、医药、有色等在内的主要排放行业共计 46 项水污染物排放标准得到修订、更新或首次发布,其中部分标准还增设了水污染物特别排放限值,^①同时国家对治理工业废水项目的投入也在不断增加,2004—2014 年完成投资额累积达到 1 599 万元。^②

当考虑到贸易隐含的环境成本后,中国的真实贸易利益在绝大多数年份都明显低于贸易净增加值。环境污染所带来贸易折损率在 2010 年之前一直在增加,从 2004 年的 2.68% 上升到 2010 年的 33.97%,这意味着在 2010 年超过 1/3 的贸易净增加值被损失掉了(见表 6)。因此,中国对外贸易的巨大发展在某种程度上是以牺牲环境的可持续性为代价的,如果不考虑贸易隐含污染排放问题,中国的贸易利益将会被平均高估 8.93% 左右。

表 6 分类污染物经济损失合计表(亿元)

年份	贸易净增加值	贸易隐含环境净损失	真实贸易利益	折损比率
	①	②	③=①-②	④=(②-①)/①
2004	-4 255.99	114.06	-4 370.05	2.68%
2005	-1 079.43	303.86	-1 383.29	28.15%
2006	2 238.56	530.64	1 707.92	23.70%
2007	6 075.52	813.21	5 262.32	13.38%
2008	7 914.08	942.40	6 971.68	11.91%
2009	5 894.21	470.42	5 423.79	7.98%
2010	961.79	326.74	635.05	33.97%
2011	-3 011.01	-15.21	-2 995.79	-0.51%
2012	2 164.85	-116.57	2 281.42	-5.38%
2013	2 489.03	-469.18	2 958.21	-18.85%
2014	13 298.43	154.71	13 143.72	1.16%

五、结论和政策建议

本文将贸易增加值分解法结合 *MRIO* 模型,对 2004—2014 年中国贸易隐含污染排放、环境成本以及真实贸易利益展开深入分析,主要结论如下:(1)中国的贸易环境利益存在时期分异的特征,很大程度上受国内环保政策及对外开放政策的影响。2006 年之后,中国贸易环境利益从顺差转为逆差,并在 2008 年达到最低,此后受美国金融危机影响,逆差逐渐收窄,但 2013 年外向型经济布局调整使得贸易环境利益逆差有所反弹。(2)2004—2014 年中国进出口隐含的废气和废水排放均有所降低,污染排放重点行业较为稳定地集中在具有高强度能源及原材料投入需要的工业基础部门。中国出口贸易贡献度与污染排放贡献度之间并不完全“正挂钩”,决定行业出口隐含污染排放的除了贸易规模因素之外,行业排放强度、产业关联度也起到重要作用。(3)中国贸易净增加值隐含污染排放的变动主要受到污染物排放强度效应、直接增加值效应、技术结构效应、最终需求效应和进口规模效应的共同影响,但污染物排放强度、技术结构效应和最终需求效应对不同阶段隐含污染排放的变动趋势起到关键的主导作用。(4)中国长期的贸易顺差是以环境损失为代价的,衡量一国的真实贸易利益不仅是以贸易增加值法替代贸易总值法下“统计幻象”的修正,还应在本国贸易增加值基础上进一步扣除贸易隐含环境成本。中国贸易隐含废气和

① 参见《2017 年中国工业废水处理市场发展前景分析》。资料来源: <https://www.chyxx.com/industry/201712/598503.html>。

② 根据 2004—2014 年国家统计局“治理废水项目投资”相关数据整理得出。

废水排放能够导致最高 1/3 的贸易净增加值损失,考虑环境成本后的真实贸易利益将比不考虑环境成本下的贸易利益年均减少 8.93%。

综上,本文认为提升我国真实贸易利益及推进绿色贸易发展的政策着力点应同时把握住进口和出口两条减排线索,同时抓住国内创新链重构及国外技术合作两方面契机,具体如下:

(1)在稳出口前提下精准调整出口内涵结构,将资源向高端制造业倾斜,以降低整体出口污染排放强度和污染排放量。尽快落实将环境因素纳入出口贸易利益评估的制度建设,积极推进企业环境成本内部化进程。加强与“一带一路”沿线国家的联系,实施“走出去”能源战略,积极开展与发展中国家间的资源合作,提高能源使用效率。

(2)鉴于行业间关联性以及进口用途多样性特征,进口内涵结构调整需站在全行业及经济安全角度,有区别、有针对性地制定不同政策:第一,对于一些非能源型、劳动力密集型行业,可积极发展进口替代策略,逐步淘汰国内落后产能,减少国内污染压力;第二,对于煤电水生产和供应业、金属冶炼压延工业、石油炼焦核燃料加工业等排放强度大、行业关联性高的国民经济基础性行业,应将政策重点放在通过技术进步拉动全行业减排;第三,对于采矿等不可再生资源行业,应坚持对外开源、对内控制的开采战略,以保护国家资源、能源安全为核心目标,结合发展新能源产业以缓解资源压力。

(3)在基础技术、核心技术、绿色技术等方面与发达国家展开更加广泛和密切的技术合作,重构与国内产业链升级相匹配的创新链网络。政府应鼓励企业与高校、研究机构等建立技术合作战略联盟,发挥产业科技园、大学科技园等的实际作用,打通科技成果转化的“最后一公里”,形成“产学研政”的可持续创新生态圈;通过发展多层次金融市场为制造业企业的技术创新和绿色增长目标打造普惠金融生态圈。

(4)中国目前的产业政策、国土资源利用、环境保护等在发展目标、行动计划、政策发布上都极度缺乏统一性和协调性,这就导致绿色增长的指标体系缺乏系统性、科学性和协同性;相对割裂的指标也使得政策实施与执行存在巨大难度。因此,需尽快形成系统、科学、统一的中国绿色经济增长指标体系,实现政府跨部门协同规划和协同行动,提高绿色经济政策的传导效率。

参考文献:

- [1]陈迎,潘家华,谢来辉. 中国外贸进出口商品中的内涵能源及其政策含义[J]. 经济研究,2008,(7): 11-25.
- [2]韩中,陈耀辉,时云. 国际最终需求视角下消费碳排放的测算与分解[J]. 数量经济技术经济研究,2018,(7): 114-129.
- [3]李昕,徐滇庆. 中国外贸依存度和失衡度的重新估算——全球生产链中的增加值贸易[J]. 中国社会科学,2013,(1): 29-55.
- [4]李真. 进口真实碳福利视角下的中国贸易碳减排研究——基于非竞争型投入产出模型[J]. 中国工业经济,2014,(12): 18-30.
- [5]刘强,庄幸,姜克隽,等. 中国出口贸易中的载能量及碳排放量分析[J]. 中国工业经济,2008,(8): 46-55.
- [6]潘安. 全球价值链视角下的中美贸易隐含碳研究[J]. 统计研究,2018,(1): 53-64.
- [7]彭水军,张文城,孙传旺. 中国生产侧和消费侧碳排放量测算及影响因素研究[J]. 经济研究,2015,(1): 168-182.
- [8]沈利生,唐志. 对外贸易对我国污染排放的影响——以二氧化硫排放为例[J]. 管理世界,2008,(6): 21-29.
- [9]王岚,李宏艳. 中国制造业融入全球价值链路径研究——嵌入位置和增值能力的视角[J]. 中国工业经济,2015,(2): 76-88.
- [10]王文举,向其凤. 国际贸易中的隐含碳排放核算及责任分配[J]. 中国工业经济,2011,(10): 56-64.
- [11]王直,魏尚进,祝坤福. 总贸易核算法:官方贸易统计与全球价值链的度量[J]. 中国社会科学,2015,(9): 108-127.

- [12] 闫云凤, 常荣平. 全球价值链下的中美贸易利益核算: 基于隐含碳的视角[J]. 国际商务(对外经济贸易大学学报), 2017, (3): 17–24.
- [13] 余振, 周冰惠, 谢旭斌, 等. 参与全球价值链重构与中美贸易摩擦[J]. 中国工业经济, 2018, (7): 24–42.
- [14] 张为付, 杜运苏. 中国对外贸易中隐含碳排放失衡度研究[J]. 中国工业经济, 2011, (4): 138–147.
- [15] 张文城, 盛斌. 中国出口的环境成本: 基于增加值出口污染强度的分析[J]. 数量经济技术经济研究, 2017, (8): 105–119.
- [16] 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[J]. 经济学(季刊), 2010, (4): 1287–1310.
- [17] 赵玉焕, 张莹, 李彦敏. 中国光电设备制造业出口的经济利益和环境成本[J]. 北京理工大学学报(社会科学版), 2019, (3): 19–29.
- [18] Andrew R, Peters G P, Lennox J. Approximation and regional aggregation in multi-regional input-output analysis for national carbon footprint accounting[J]. *Economic Systems Research*, 2009, 21(3): 311–335.
- [19] Duan Y W, Jiang X M. Temporal change of China's pollution terms of trade and its determinants[J]. *Ecological Economics*, 2017, 132: 31–44.
- [20] Hummels D, Ishii J, Yi K M. The nature and growth of vertical specialization in world trade[J]. *Journal of International Economics*, 2001, 54(1): 75–96.
- [21] Koopman R, Powers W, Wang Z, et al. Give credit where credit is due: Tracing value added in global production chains[R]. NBER Working Paper No. 16426, 2010.
- [22] Koopman R, Wang Z, Wei S J. Estimating domestic content in exports when processing trade is pervasive[J]. *Journal of Development Economics*, 2012, 99(1): 178–189.
- [23] Koopman R, Wang Z, Wei S J. Tracing value-added and double counting in gross exports[J]. *American Economic Review*, 2014, 104(2): 459–494.
- [24] Lenzen M, Dey C J. Economic, energy and greenhouse emissions impacts of some consumer choice, technology and government outlay options[J]. *Energy Economics*, 2002, 24(4): 377–403.
- [25] Machado G, Schaeffer R, Worrell E. Energy and carbon embodied in the international trade of Brazil: An input-output approach[J]. *Ecological Economics*, 2001, 39(3): 409–424.
- [26] Meng B, Peters G P, Wang Z, et al. Tracing CO₂ emissions in global value chains[J]. *Energy Economics*, 2018, 73: 24–42.
- [27] Mirasgedis S, Hontou V, Georgopoulou E, et al. Environmental damage costs from airborne pollution of industrial activities in the greater Athens, Greece area and the resulting benefits from the introduction of BAT[J]. *Environmental Impact Assessment Review*, 2008, 28(1): 39–56.
- [28] Peters G P, Hertwich E G. CO₂ embodied in international trade with implications for global climate policy[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(5): 1401–1407.
- [29] Sato M. Embodied carbon in trade: A survey of the empirical literature[J]. *Journal of Economic Surveys*, 2014, 28(5): 831–861.
- [30] Shui B, Harriss R C. The role of CO₂ embodiment in US-China trade[J]. *Energy Policy*, 2006, 34(18): 4063–4068.
- [31] Weber C L, Peters G P, Guan D, et al. The contribution of Chinese exports to climate change[J]. *Energy Policy*, 2008, 36(9): 3572–3577.
- [32] Wyckoff A W, Roop J M. The embodiment of carbon in imports of manufactured products: Implications for international agreements on greenhouse gas emissions[J]. *Energy Policy*, 1994, 22(3): 187–194.

Reevaluation on China's Real Trade Benefit: A Research Based on the Environmental Cost Embodied in Export Value Added

Li Zhen, Chen Tianming, Li Maolin, Zhai Xiaoying

(School of Economics, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Summary: The direct cause of Sino-US trade frictions lies in the fact that the US believes that China's long-standing trade surplus has made China obtain the so-called "unequal interests". However, China bears the environmental pollution loss caused by the production of a large number of trade products in the large volume of import and export trade.

This paper uses the real trade implicit pollution emission model to account for the industrial pollution emission implicit in import and export trade, and uses the structural decomposition model to analyze the reasons for the change of the implicit pollution emission in import and export trade from the five aspects of emission intensity, technical structure, import and export scale, import intermediate input and import and export structure, combining with the ExternE model and Logistic model to account for all kinds of implicit pollution emission in the trade. The economic loss caused by pollution and the environmental cost of pollutants are included in the trade interest system to evaluate China's real trade interest. It comes to the following conclusions: First, in 2007-2015, in addition to the V-shaped change in the implied emissions of smoke(dust), the closer industrial production links, technical links and the decreasing intensity of pollution emissions make the other implied emissions decrease year by year. This shows that the emission reduction strategy cannot be achieved at the expense of export scale, but should focus on the intensity of pollution emission, the upgrading of trade structure and the terminal treatment of pollutants. Second, the import intermediate input for export production should be eliminated from the import credits, otherwise, the import implied emissions of 23.08%-32.70% and the import implied wastewater emissions of 23.49%-33.59% will be overestimated, which will lead to the overestimation of China's real trade interests. Third, the loss of real welfare of the industrial sector's export trade caused by the three industrial wastes is about 9% every year. The human health loss caused by the exhaust gas accounts for the highest proportion of the total export implied emission environmental cost, followed by the agricultural loss and waste water loss caused by the exhaust gas. Fourth, there is no direct and inevitable relationship among the contribution rate of trade, the emission of industrial pollutants and the rate of economic loss.

The marginal contributions of this paper are mainly reflected in four aspects: First, the implied environmental cost of net export is removed from the net added value of trade to examine a country's real trade interests. Second, the research on trade implied emissions is further expanded to study the environmental costs and real trade benefits of trade implied emissions, and the research object is also changed from single carbon dioxide emissions to general pollutant emissions. Third, the structural decomposition of the cross-period changes in the emissions of the implied pollutants of value-added trade is carried out in order to find out the impact mechanism behind them. Fourth, the research cycle is 2004-2014, which can make a more objective and in-depth analysis of the implied pollution cost and real trade benefits of China's value-added trade under different international economic and trade relations before and after the crisis.

Key words: trade value added decomposition; environmental cost embodied in export value added; real trade benefit; economic loss rate

(责任编辑 景行)