DOI:10.19511/j.cnki.jee.2020.02.002

跨省贸易中水污染物与增加值的虚拟转移及其环境不平等测度

邓楚雄　张光杰　李　科*

摘要:关注跨省贸易中经济收益与环境成本的不平等性对于完善消费端责任原则以及更公平地分配污染治理责任具有重要意义。本文以水污染物排放为例,使用多区域投入产出模型追踪了由于最终消费导致的水污染物和增加值的跨省转移,并量化其环境不平等程度。结果表明:各省份水污染物排放强度差异较大,农业部门相比工业部门占据了更多的水污染物排放量。山东、江苏、广东等发达省份倾向于保留增加值而将水污染物外包给其他省份,宁夏、青海等欠发达省份则与之相反。水污染物与增加值的空间转移特征表现为发达省份与周边省份的流动以及向欠发达省份的远距离传输。此外,根据环境不平等测度结果,可将转移模式划分为环境受损经济受益型、环境受益经济受损型、环境经济双受益型、环境经济双受损型四类。基于此,本文建议应开展跨省份、跨行业的水污染物排放权交易试点,政府在跨省份水污染治理中可施行分类分级管控与精准施策。

关键词:消费端责任;环境不平等;多区域投入产出;水污染物

一、引言

中国正面临着严峻的水污染问题。2017年全国近九分之一的地表水系干流监测断面水质为劣Ⅴ类①,有75%的湖泊受到了污染(Liu & Diamond,2005),在5100个地下水水质监测点中约14.8%显示为极差状态(中华人民共和国生态环境部,2018)。与此同时,自1998至2018

*邓楚雄,湖南师范大学资源与环境科学学院,邮政编码:410081,电子信箱:dcxppd@hunnu.edu.cn;张光杰,湖南师范大学资源与环境科学学院,邮政编码:410081,电子信箱:1505886599@qq.com;李科(通讯作者),湖南师范大学数学与统计学院,邮政编码:410081,电子信箱:likekent1208@163.com。

本文系国家自然科学基金重点项目"洞庭湖沉积有机碳来源对土壤侵蚀的响应及土地利用优化调控"(U19A2047),湖南省教育厅科学研究重点项目"高校对口帮扶村负责任旅游扶贫绩效评价及脱贫长效机制构建"(18A044)的阶段性成果。感谢匿名审稿人提出的宝贵意见,文责自负。

①资料来源:2017年中国环境数据库。

年期间,全国用水量几乎翻了一倍(中华人民共和国水利部,2019),中国的水资源日益短缺,而水质恶化无疑加剧了这一态势(Ma et al.,2020),水质性缺水已成为制约我国经济可持续发展的瓶颈。

为了应对水污染,国务院于2015年发布了《水污染防治行动计划》,这是迄今为止针对水环境管理最为系统性的政策(徐敏等,2019)。在推进水污染防治方面,该计划专注于从生产端视角按照行政边界分配直接责任以控制和治理水质恶化,如划定各省污染物排放总量(国务院,2015)。然而,跨省贸易联系日益频繁,为满足其他省份的消费需求,某些省份生产的商品在大量出口的同时却将污染排放留在了省内,这意味着生产端责任原则忽视了跨省贸易中隐藏的责任转移(李富佳,2018)。且随着区域分工(毛熙彦、贺灿飞,2018)及产业梯度转移(成艾华、赵凡,2018)的演进,发达地区倾向于将污染密集型的产业转移到环境规制较弱的欠发达地区(田光辉等,2018),而基于生产端的污染责任分配则会加剧这一趋势如污染泄漏(朱点钰等,2018)。因此,为了克服生产端责任原则的弊端,基于消费端责任原则(Peters,2008;Yin et al.,2016;Mi et al.,2019)的研究受到越来越多学者的青睐,即污染治理应由消费商品包括省内的商品消费和跨省的商品进口的省份承担(Serrano & Dietzenbacher,2010)。这一原则可清晰地观察到消费选择与消费行为对污染排放转移路径的影响,且能鼓励发达地区与欠发达地区开展污染治理合作机制。但值得注意的是,跨省贸易中经济效益流动与污染转移同时存在,消费端的商品需求行为导致生产端污染排放增加的同时也会拉动其经济增长(张宝山等,2012;Wen & Wang,2019),而基于消费端的责任划分只考虑了前者并未包含后者,这意味着我们把所有的责任都分配给消费者是不妥的。

遗憾的是,很少有文献将跨省贸易中经济效益流动与水污染物转移纳入同一个研究框架进行量化分析。为了解决这一问题,在理论层面,本文引入了环境不平等交换的概念,它可以被理解为跨省贸易中各经济主体环境成本支付和经济福利收益的脱钩(Moran et al.,2013;Zhang et al.,2018),用贸易双方污染排放净转移量与增加值净转移量的比值来表示。因而基于消费端的责任划分应同时考虑两者转移量的不对等,才能有效地识别消费者是实现了经济福利的最大化还是造成了污染转移的最大化,这将为公平分配各省份污染治理责任提供更合理的依据。然而,我国缺乏对跨省贸易数据的统计(张红梅、李黎力,2018),且考虑到获取一手数据需要巨额的物质投入,因此在研究方法层面,本文选择使用多区域投入产出(MRIO)技术测算各省份不同部门的供需数量(石敏俊等,2006;张亚雄等,2012)。MRIO是描述空间经济联系的强大工具,它不仅能追踪为满足某省份最终消费而体现在供应链上直接与间接的价值转移(刘干,2006),还可以通过求解相关系数以识别各省份同一部门生产技术水平的差异(段志刚等,2006),从而被扩展到用于量化跨省贸易引致的能源消费(Zhang et al.,2015),隐含碳排放(姚秋蕙等,2018),污染转移(Liao et al.,2019;李永源等,2019),虚拟水贸易(谭圣林

等，2014）等相关领域的环境影响。因此，MRIO可将跨省贸易中显性的经济效益流动及隐藏的水污染物转移纳入同一贸易网络的测算中去，这有助于揭示环境不平等。

鉴于此，本文利用2012年多区域投入产出表，以中国30个省份（后文简称为省，不包含港澳台和西藏地区）为研究对象，结合各省份水污染物排放清单与增加值数据，从消费端视角同时测算了跨省贸易中水污染物与增加值的转移情况，以期为界定相关利益主体污染治理责任，制定更具针对性、公平性的环境政策提供依据。本文的创新性体现在三个方面：从研究视角上看，很少有研究从环境不平等的角度评价消费端责任原则的缺陷，本文的研究将为完善这一原则提供理论支撑。从研究内容上看，以往的研究多关注跨省贸易引致的碳排放或大气污染，针对水污染的研究较少且多集中于工业部门，而本文全面地核算了农业、工业、服务业共30个部门的水污染物排放。从研究方法上看，大多数的研究仅利用MRIO量化了隐藏在跨省贸易中的污染转移，很少有研究将经济效益流动与水污染物转移同时纳入MRIO模型并比较其转移量的不对等。

二、研究方法与数据来源

（一）研究方法

环境扩展的投入产出分析是将环境成本或效益纳入国民经济各部门投入产出供应链以衡量经济贸易与环境要素关系的系统性方法（White et al.，2018）。本文将水污染物排放清单与MRIO相匹配以量化产品或服务的消费导致水污染物在不同省份、部门间的转移。MRIO中存在 m 个省份，每个省份有 n 个部门，模型中包含的基本恒等式为：

$$x_i^p=\sum_{q=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}a_{ij}^{pq}x_j^q+y_i^{pq}\left(p=1,2,\cdots,m;\ j=1,2,\cdots,n\right) \tag{1}$$

其中：x_i^p 是 p 省 i 部门的总产出；a_{ij}^{pq} 是直接投入系数，指 q 省 j 部门生产单位产品时，p 省 i 部门对其的直接投入量，可用式（2）表示；x_j^q 是 q 省 j 部门的总产出；y_i^{pq} 是 p 省 i 部门对 q 省最终需求的投入量。

$$a_{ij}^{pq}=\frac{x_{ij}^{pq}}{x_j^q}\left(p=1,2,\cdots,m;\ j=1,2,\cdots,n\right) \tag{2}$$

其中：x_{ij}^{pq} 是 p 省 i 部门提供给 q 省 j 部门的中间投入。

将式（1）用矩阵表示并引入单位矩阵 I，通过移项变形后可得：

$$X=\left(I-A\right)^{-1}Y \tag{3}$$

其中：$\left(I-A\right)^{-1}$ 是列昂惕夫逆矩阵，它能捕获满足 q 省单位最终需求时 p 省 i 部门的直接与间接投入，即可追踪供应链上水污染物和增加值的虚拟转移（赵旭等，2009）。

进一步地，p 省 i 部门单位经济产出的水污染物直接排放系数 wa_i^p 可表示为：

$$wa_i^p = \frac{w_i^p}{x_i^p} \tag{4}$$

其中：w_i^p 是 p 省 i 部门水污染物排放量。令 $\mathrm{diag}(wa)^p$ 和 $\mathrm{diag}(wa)^q$ 分别表示 p 和 q 省水污染物排放系数的对角矩阵，同时令 $\mathrm{diag}(y)^p$ 和 $\mathrm{diag}(y)^q$ 分别表示 p 和 q 省最终产品消费量的对角矩阵，则有式(5)：

$$\begin{aligned} E^{pq} &= \mathrm{diag}(wa)^p (I-A)^{-1} \mathrm{diag}(y)^q \\ E^{qp} &= \mathrm{diag}(wa)^q (I-A)^{-1} \mathrm{diag}(y)^p \\ E_{net}^{pq} &= E^{pq} - E^{qp} \end{aligned} \tag{5}$$

其中：E^{pq} 是由于省 q 的最终产品消费引起的省 p 的水污染物排放；E^{qp} 是由于省 p 的最终产品消费引起的省 q 的水污染物排放；E_{net}^{pq} 是省 p 和 q 的净转移量，如果 $E_{net}^{pq} > 0$，表明水污染物从省 q 净流入到省 p，反之则表明水污染物从省 q 净流出到省 p。

此外，相较于总产值，增加值更能客观地表达各省份参与价值链分工的获益情况（李艳梅等，2019），因而 p 省 i 部门单位经济产出的直接增加值系数 va_i^p 可表示为：

$$va_i^p = \frac{v_i^p}{x_i^p} \tag{6}$$

其中：v_i^p 是 p 省 i 部门的增加值。令 $\mathrm{diag}(va)^p$ 和 $\mathrm{diag}(va)^q$ 分别表示 p 和 q 省直接增加值系数的对角矩阵，则有式(7)：

$$\begin{aligned} F^{pq} &= \mathrm{diag}(va)^p (I-A)^{-1} \mathrm{diag}(y)^q \\ F^{qp} &= \mathrm{diag}(va)^q (I-A)^{-1} \mathrm{diag}(y)^p \\ F_{net}^{pq} &= F^{pq} - F^{qp} \end{aligned} \tag{7}$$

其中：F^{pq} 是由于省 q 的最终产品消费引起的省 p 的增加值拉动；F^{qp} 是由于省 p 的最终产品消费引起的省 q 的增加值拉动；F_{net}^{pq} 是省 p 和 q 的净转移量，如果 $F_{net}^{pq} > 0$，表明增加值从省 q 净流入到省 p，反之则表明增加值从省 q 净流出到省 p。

由上，跨省贸易中水污染物与增加值的虚拟转移应包含四种模式：模式1，当 $E_{net}^{pq} > 0$ 且 $F_{net}^{pq} > 0$ 时，p 省净流入水污染物的同时净流入增加值；模式2，当 $E_{net}^{pq} < 0$ 且 $F_{net}^{pq} > 0$ 时，p 省净流出水污染物的同时净流入增加值；模式3，当 $E_{net}^{pq} < 0$ 且 $F_{net}^{pq} < 0$ 时，p 省净流出水污染物的同时净流出增加值；模式4，当 $E_{net}^{pq} > 0$ 且 $F_{net}^{pq} < 0$ 时，p 省净流入水污染物的同时净流出增加值。将4种模式下的 E_{net}^{pq}、F_{net}^{pq} 分别进行归一化处理，然后构造了环境不平等指数 REI^{pq}，用以量化跨省贸易中水污染物和增加值转移的相对不平等程度，如式(8)所示：

$$REI^{pq}=\frac{E_{net}^{pq}}{F_{net}^{pq}} \tag{8}$$

（二）数据来源

水污染物排放清单核算数据来源包括：各省份农业部门只纳入了种植业、水产养殖业、畜禽养殖业三个子部门，其中种植业播种面积来源于《中国农业年鉴》，畜禽养殖业存、出栏量来源于《中国畜牧业年鉴》，水产养殖业淡水养殖量来源于《中国渔业统计年鉴》，水污染物排放系数来源于第一次全国污染源普查"农业污染源肥料流失系数手册""畜禽养殖业与水产养殖业产排污系数手册"，其他参数与核算方法均参考了马国霞等（2012）、王梦竹等（2018）的研究成果；各省份工业水污染物总排量和不同工业部门水污染物总排量来源于《中国环境统计年鉴》，参考李方一等（2013）的文献采用RAS平衡调整法将水污染物总排量数据分解到各省份的不同工业部门；各省份不同服务业部门从业人员数据来源于《中国第三产业统计年鉴》，水污染物排放系数来源于《第一次全国污染源普查城镇生活源产排污系数手册》，其核算方法参考了庞瑞芝和邓忠奇（2014）的文献。各省份不同部门的增加值与总产值来源于2012年MRIO表①，该表为非竞争型MRIO（Mi et al.，2018），即国际进口数据与国内生产数据得到清晰的划分，可剔除对跨省贸易数据核算的影响。受数据可得性的限制，水污染物的核算种类除种植业为总氮、总磷外，其他部门均为化学需氧量与氨氮（Li et al.，2019）。

三、结果分析

（一）水污染物与增加值测算结果的总体情况

2012年中国水污染物总排量为2425.74万吨，其中约82.12%来自于农业部门，这一结果与牛坤玉等（2019）的研究结论相似。通过进一步数据追踪（如表1所示），畜禽养殖业产生的粪便、尿液等所造成的水污染物排放在各省份农业部门排量中占据主导地位；此外，粮食主产区如河北、安徽、河南，喀斯特地貌淋溶强烈的贵州以及茶叶、果树、橡胶等经济林木种植面积较大的云南，其种植业水污染物排放占本省农业部门总排量的比重较大；天津、江苏、江西、广东、海南、宁夏等省份的水产养殖业水污染物排量占比亦较大。

各省份不同部门的水污染物排放强度即直接排放系数也具有较大差异，测算结果如表2所示。从省份层面看，水污染物的全国平均直接排放系数为1.33千克/万元，有14个省份的直接排放系数高于这一数值，其中排放强度较大的5个省份由大到小依次是宁夏、青海、新疆、广西、江西；值得注意的是，宁夏作为排放强度最大的省份，其直接排放系数约为北京的3.46倍。从部门层面看，水污染物的全国平均直接排放系数为1.33千克/万元，仅4个部门的直接

①数据来源：中国碳排放数据库。

表1　　农业三大子部门水污染物排放占本省农业部门总排量的比例

省份	种植业	畜禽养殖业	水产养殖业	省份	种植业	畜禽养殖业	水产养殖业
北京	1.63%	95.93%	2.44%	河南	6.88%	91.42%	1.70%
天津	2.65%	84.51%	12.84%	湖北	3.96%	89.07%	6.97%
河北	5.60%	92.02%	2.38%	湖南	3.89%	89.59%	6.52%
山西	2.04%	97.66%	0.29%	广东	1.34%	89.96%	8.70%
内蒙古	2.27%	96.77%	0.96%	广西	3.19%	92.62%	4.19%
辽宁	0.44%	97.28%	2.29%	海南	3.04%	82.63%	14.32%
吉林	0.66%	98.99%	0.35%	重庆	5.91%	90.41%	3.67%
黑龙江	1.83%	96.92%	1.25%	四川	3.67%	93.32%	3.01%
上海	2.86%	90.93%	6.21%	贵州	15.93%	81.50%	2.58%
江苏	3.98%	87.57%	8.45%	云南	10.50%	85.28%	4.22%
浙江	1.69%	90.80%	7.51%	陕西	2.65%	95.94%	1.40%
安徽	5.61%	89.03%	5.36%	甘肃	2.81%	96.87%	0.32%
福建	1.40%	92.96%	5.64%	青海	1.37%	98.46%	0.17%
江西	4.31%	83.76%	11.93%	宁夏	2.12%	86.82%	11.05%
山东	1.84%	96.34%	1.81%	新疆	2.78%	95.12%	2.10%

表2　　省份层面和部门层面的水污染物直接排放系数　　（单位:千克/万元）

省份	直接排放系数	部门	直接排放系数
北京	0.98	农业	21.78
天津	0.98	煤炭开采和洗选业	0.48
河北	0.91	石油和天然气开采业	0.07
山西	1.17	金属矿采选业	0.47
内蒙古	0.82	非金属矿采选业	0.16
辽宁	1.01	食品制造和烟草加工业	1.94
吉林	1.35	纺织业	2.62
黑龙江	1.10	纺织服装鞋帽及皮革羽绒制品业	0.74
上海	1.19	木材加工和家具制造业	0.19
江苏	1.00	造纸印刷及文教体育用品业	5.80
浙江	1.00	石油加工炼焦及核燃料加工业	0.35
安徽	1.39	化学工业	1.27
福建	1.10	非金属矿物制品业	0.14
江西	1.50	金属冶炼及压延加工业	0.20
山东	1.39	金属制品业	0.33
河南	0.81	通用专用设备制造业	0.07
湖北	1.48	交通运输设备制造业	0.14
湖南	1.48	电气机械及器材制造业	0.04
广东	1.42	通信、计算机及其他电子设备制造业	0.23
广西	1.76	仪器仪表制造业	0.08
海南	0.92	其他制造业	0.29
重庆	0.97	电力、热力的生产供应业	0.11
四川	0.96	燃气及水的生产供应业	0.05
贵州	1.36	建筑业	0.13
云南	1.42	交通运输及仓储业	0.31
陕西	0.87	批发和零售业	0.29
甘肃	1.48	住宿和餐饮业	0.27
青海	2.57	租赁和商务服务业	0.35
宁夏	3.40	科学研究和技术服务业	0.87
新疆	2.23	其他服务业	0.17

排放系数高于这一数值,由大到小依次是农业、造纸印刷及文教体育用品业、纺织业、食品制造和烟草加工业;需要说明的是,农业部门的直接排放系数比其他部门的直接排放系数高得多,这导致全国平均直接排放系数偏大,我们重新计算了不包括农业部门的全国平均直接排放系数(约为0.63千克/万元),结果显示化学工业、科学研究和技术服务业、纺织服装鞋帽及皮革羽绒制品业的直接排放系数亦高于这一数值。我们发现水污染密集型部门与碳排放密集型部门(黄蕊等,2017)表现出较大的差异。

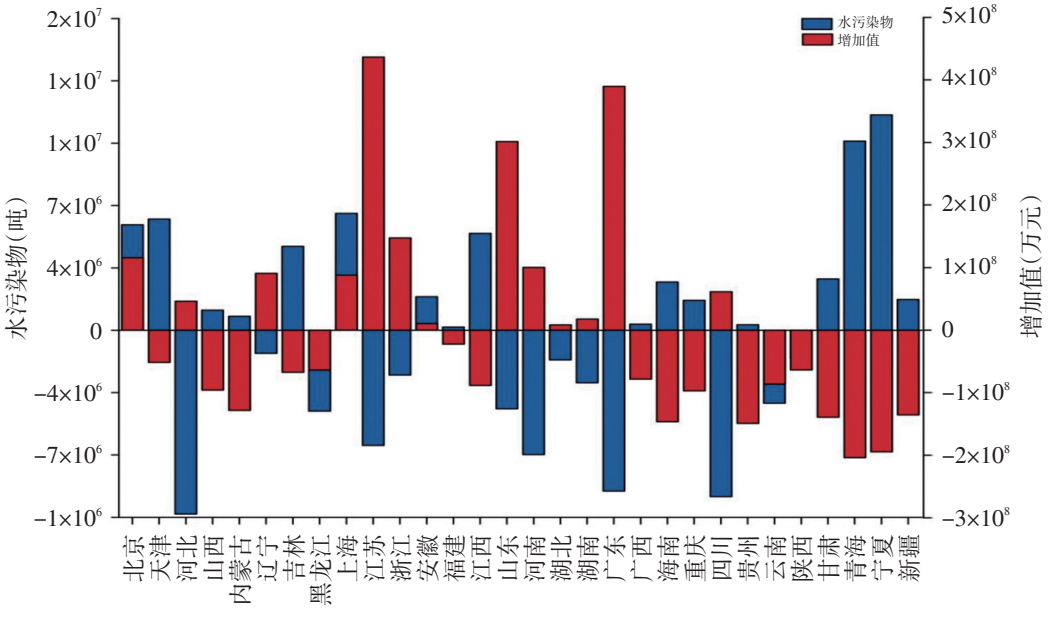

图1　2012年跨省贸易中水污染物和增加值虚拟转移量在省份一级汇总

图1展示了基于消费端视角的水污染物与增加值虚拟转移核算结果。其中,水污染物净流入排名靠前的省份既有中西部的江西、甘肃、青海、宁夏等,还包括北京、天津、上海三大直辖市,而后者与先验判断不符。核算数据显示,三市水污染密集型的工业部门多处于净流出状态,而农业部门则为净流入状态,当去除农业部门水污染物净转移量后,三市均变为净流出状态,因此我们推断原因在于大都市区周围乳畜业及其相关产业较为发达且农业部门相较于工业部门其环境规制水平较低。河北、江苏、山东、河南、广东、四川为主要的水污染物净流出省份,其共性特征为人口众多、GDP总量大,为满足日益增长的食品需求,人们会通过省际贸易购买大量的农产品尤其是畜禽,且农业部门水污染物直接排放系数较高,因而除山东省外的其他五省农业部门水污染物净输出贡献均占绝对优势;在工业部门中,山东、河南与四川的食品制造和烟草加工业水污染物净输出所占比重很大,而河北、江苏的纺织业、纺织服装鞋帽皮革羽绒制品业、造纸印刷及文教体育用品业,广东的化学工业水污染物净输出量亦较多。此外,增加值净流入较多的省份多为发达省份,划分标准参考梁博科(2013),包括东北地区的

辽宁，东部沿海的北京、山东、江苏、上海、浙江、广东，欠发达省份如中部地区的河南及西南地区的四川也是增加值净流入较多的省份。核算数据显示，这些省份增加值净流入的拉动产业主要依靠服务业尤其是北京、上海，建筑业、食品制造和烟草加工业以及高端制造业部门，如辽宁、山东的通用专用设备制造业，上海、辽宁的交通运输设备制造业，江苏的电气机械及器械制造业，广东的通信、计算机及其他电子设备制造业。与此同时，增加值净流出较多的省份多为欠发达省份，如东北地区的黑龙江，西北地区的甘肃、青海、宁夏、新疆，华北地区的山西，华南地区的广西、海南以及西南地区的贵州、云南。综上所述，可以看出发达省份更倾向于保留增加值而将水污染物外包给其他省份，而欠发达省份则相反，跨省贸易中存在着严重的环境不公平现象，理清贸易链路中水污染物与增加值转移的方向和数量是解决环境不公平的前提。

（二）水污染物与增加值的虚拟转移格局

据测算，水污染物流动中有218条净流入链路，217条净流出链路，约644.03万吨水污染物被净外包给其他省份；与此同时，增加值流动中有291条净流入链路，144条净流出链路，约9.68万亿元增加值净转移体现在跨省贸易中。表3和表4分别展示了我国跨省贸易链路中水

表3　　水污染物净转移量大于40万吨的贸易链路

贸易链路	净转移量	贸易链路	净转移量	贸易链路	净转移量
北京-河北	50.61	安徽-河北	53.68	青海-湖南	53.17
北京-山东	41.48	安徽-广东	46.86	青海-广东	87.64
北京-广东	61.36	安徽-四川	48.39	青海-四川	66.32
北京-四川	49.90	福建-河北	41.76	宁夏-河北	61.29
天津-河北	50.91	江西-河北	62.48	宁夏-辽宁	46.49
天津-山东	42.97	江西-福建	84.19	宁夏-江苏	80.83
天津-广东	61.67	江西-广东	61.11	宁夏-浙江	57.69
天津-四川	51.06	江西-四川	57.27	宁夏-福建	40.45
吉林-河北	55.50	山东-河北	44.99	宁夏-山东	95.45
吉林-广东	57.87	湖北-河北	47.20	宁夏-河南	72.12
吉林-四川	52.57	广西-河北	41.81	宁夏-湖北	56.40
上海-河北	62.69	青海-河北	57.44	宁夏-湖南	57.06
上海-江苏	42.99	青海-辽宁	44.50	宁夏-广东	94.22
上海-山东	47.79	青海-江苏	72.38	宁夏-四川	68.22
上海-湖北	41.43	青海-浙江	49.80	宁夏-新疆	106.01
上海-湖南	44.67	青海-山东	88.79	新疆-江苏	43.33
上海-广东	72.12	青海-河南	64.58	新疆-广东	41.27
上海-四川	61.53	青海-湖北	53.54		

污染物与增加值净转移量大于40万吨与1010亿元的贸易链路，需要说明的是，本文将水污染物和增加值净转移量较大的省份称为极点省份。读表可知，极点省份的空间分布具有明显的区域性并引致了较多的贸易链路，受运输成本的影响，极点省份的贸易链路首先发散至距离较近的省份，如吉林-河北、江西-广东、青海-四川分别净转移水污染物55.50万吨、61.11万

表4　增加值净转移量大于1010亿元的贸易链路

贸易链路	净转移量	贸易链路	净转移量	贸易链路	净转移量
江苏-天津	1541.18	浙江-内蒙古	1021.64	河南-宁夏	1039.03
江苏-河北	1302.73	浙江-青海	1171.57	广东-天津	1358.08
江苏-山西	1720.24	浙江-宁夏	1144.53	广东-河北	1133.63
江苏-内蒙古	2148.24	福建-江西	1318.29	广东-山西	1643.41
江苏-辽宁	1018.37	山东-天津	1098.33	广东-内蒙古	1936.39
江苏-吉林	1679.29	山东-山西	1297.91	广东-吉林	1481.92
江苏-黑龙江	1787.21	山东-内蒙古	1589.50	广东-黑龙江	1573.56
江苏-安徽	1289.75	山东-吉林	1221.63	广东-安徽	1112.28
江苏-福建	1633.97	山东-黑龙江	1230.01	广东-福建	1448.48
江苏-江西	1674.85	山东-福建	1160.48	广东-江西	1569.48
江苏-河南	1195.48	山东-江西	1236.55	广东-河南	1010.55
江苏-湖北	1755.94	山东-湖北	1141.63	广东-湖北	1470.88
江苏-湖南	1548.39	山东-湖南	1058.75	广东-湖南	1362.46
江苏-广西	1821.77	山东-广西	1331.48	广东-广西	1637.70
江苏-海南	1707.99	山东-海南	1298.42	广东-海南	1601.83
江苏-重庆	1941.17	山东-重庆	1476.72	广东-重庆	1781.37
江苏-四川	1221.89	山东-贵州	1612.87	广东-四川	1093.87
江苏-贵州	2009.05	山东-云南	1363.29	广东-贵州	1817.81
江苏-云南	1753.37	山东-陕西	1201.04	广东-云南	1594.40
江苏-陕西	1644.73	山东-甘肃	1440.81	广东-陕西	1474.48
江苏-甘肃	1864.03	山东-青海	1718.57	广东-甘肃	1707.37
江苏-青海	2219.49	山东-宁夏	1743.66	广东-青海	2020.57
江苏-宁夏	2269.52	山东-新疆	1381.41	广东-宁夏	2009.35
江苏-新疆	1884.02	河南-青海	1061.22	广东-新疆	1730.87

吨、66.32万吨,江苏-湖北、山东-山西、广东-湖南分别净转移增加值1755.94亿元、1297.91亿元、1362.46亿元。由于净转移值表征的是两两省份贸易量的差距,而中部省份在双边贸易中流入量与流出量相对均衡,即在极点省份中包含较少的中部省份,因此跨省贸易链路中增加值流动特征还表现为从东北、西北、西南的欠发达极点省份(欠发达省份与极点省份的交集)净流出至东部沿海的发达极点省份(发达省份与极点省份的交集),如黑龙江向江苏、新疆向山东、云南向广东净流出增加值分别为1787.21亿元、1381.41亿元、1594.40亿元。Zhang等(2018)指出欠发达极点省份如山西、新疆等拥有丰富的能源资源,向东部沿海发达极点省份提供了大量的碳排放密集型产品如煤炭、电力、矿产,因而跨省贸易中隐含大气污染物转移与增加值转移的极点省份分布较为吻合。从整体转移格局上看,水污染物也由发达极点省份转移至欠发达极点省份,然而其与增加值转移趋势吻合度并不高,仅青海和宁夏两个欠发达极点省份净流入大量的水污染物。水污染密集型产品多为附加值低的初级产品或生活必需品,因此水污染物跨省流动多发生在人口大省、农业(尤其是畜禽养殖业)大省及轻工业发达的省份之间,如山东的食品制造和烟草加工业产值占全国的比重约为五分之一,通过购买生产原

料分别向黑龙江、河北、安徽净流出水污染物8.21万吨、5.29万吨、3.54万吨；广东的造纸印刷及文教体育用品业分别向湖南、广西、云南净转移水污染物1.90万吨、3.76万吨、4.78万吨。值得注意的是，跨省贸易中真实地存在增加值流动，而水污染物只是隐藏在贸易链路中的负外部性产品，且增加值与水污染物的贸易来源与去向并不一致，这增加了识别环境不公平的难度，因此应该量化具体贸易链路的环境不公平程度。

(三)跨省贸易的环境不平等测度结果

我国30个省份的跨省贸易共形成435条贸易链路，其中第一、三象限分别落入104条、28条链路，第二、四象限分别落入190条、113条链路(如图2所示)。需要说明的是，第一、三象限

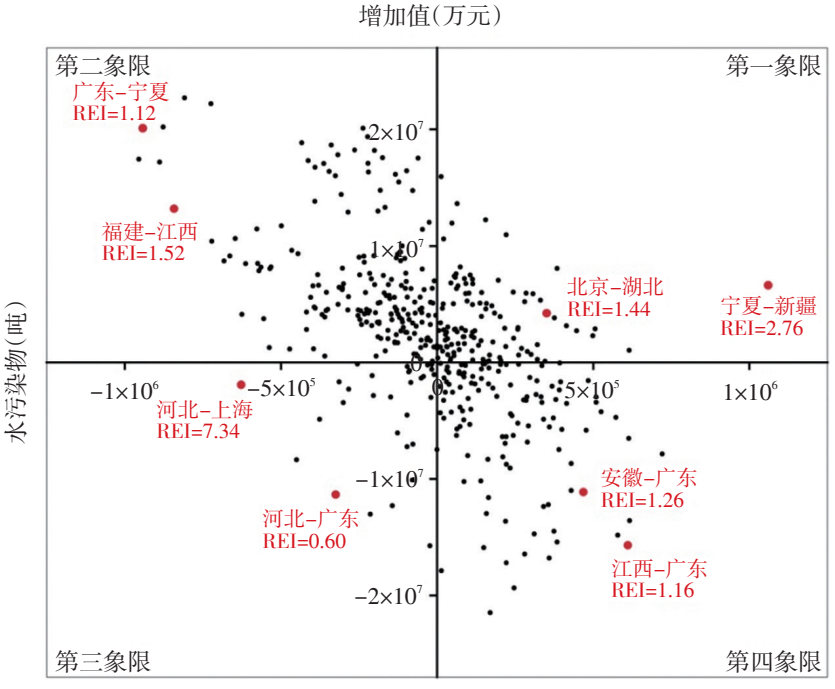

图2　水污染物与增加值跨省转移链路分类及部分REI展示

中的贸易链路表现为水污染物和增加值的同向流动：第一象限中贸易链路的水污染物和增加值均处于净流入状态，这意味着链路上的出口省份在环境上受损但经济上受益，如北京-湖北，宁夏-新疆两条贸易链路中，出口省份北京和宁夏在环境上处于不利地位但经济上处于优势地位；第三象限中贸易链路的水污染物和增加值均处于净流出状态，这意味着链路上的出口省份在环境上受益但经济上受损，如河北-上海，河北-广东两条贸易链路中，出口省份河北在环境上处于优势地位但经济上处于不利地位。此外，第二、四象限中的贸易链路表现为水污染物和增加值的异向流动：第二象限中的贸易链路净流出水污染物的同时净流入增加值，这意味着链路上的出口省份环境、经济两方面均受益，如广东-宁夏，福建-江西两条贸易链路中，出口省份广东和福建在环境、经济上均处于优势地位；第四象限中的贸易链路净流入水污

染物的同时净流出增加值,这意味着链路上的出口省份在环境、经济两个方面均受损失,如江西-广东,安徽-广东两条贸易链路中,出口省份江西和安徽在环境、经济上均处于不利地位。因而我们认为二、四象限中的贸易行为比一、三象限中的贸易行为更具环境不平等性,约占总链路数量的69.65%,且第四象限中贸易链路的环境不平等程度高于第二象限。还需要强调的是,二、四象限中列举的四条贸易链路为发达省份-欠发达省份和欠发达省份-发达省份类型,然而环境不平等程度较大的链路不仅只发生在发达省份与欠发达省份间,还会发生在欠发达省份之间,如第二象限中的贵州-甘肃(REI=8.58),海南-青海(REI=2.82)等。

第四象限水污染物和增加值的转移特征与模式4相对应,其REI测算结果如表5所示。第1-69号贸易链路的REI均大于1,其中REI较大的贸易链路为北京-浙江,重庆-云南,江西-广西,吉林-陕西,安徽-湖南等,数据显示北京、重庆、江西、吉林、安徽分别从浙江、云南、广西、陕西、湖南的水污染物净流入量较多但向后者净流出的增加值量较少,这导致其REI较大。第70-113号贸易链路的REI均小于1,其中REI较小的贸易链路为山西-福建,上海-河南,黑龙江-江苏,内蒙古-安徽,浙江-山东等,数据显示山西、上海、黑龙江、内蒙古、浙江分别从福建、河南、江苏、安徽、山东的水污染物净流入量较少但向后者净流出的增加值量较多,这导致其REI较小。因此,在一个象限内部,位于REI两端的链路比中间链路具有更强的环境不平等性,REI与环境不平等程度存在“V字型”而不是“直线型”关系,而REI=1是“V字型”的拐点,据此可将模式4内部细分为两种子模式以便更明晰的识别环境不平等。需要指出的是,中间链路水污染物与增加值转移量都较大,如江西-广东链路中水污染物与增加值转移量分别是山西-福建链路的259.88倍、7.53倍,中间链路主要分布在REI=1附近,但很难找到其与两端链路的界点,因而并未将其划分为单独的子模式。第二象限中水污染物和增加值的转移特征与模式2相对应,其中REI较大的链路为黑龙江-江西,河北-安徽,黑龙江-广西,河北-湖北,河北-湖南等,其REI分别为19.74、10.94、10.79、10.66、8.89;REI较小的链路为内蒙古-贵州,黑龙江-陕西,福建-贵州,浙江-陕西,山东-陕西等,其REI分别为0.00、0.00、0.02、0.03、0.05。该模式的环境不平等程度识别规律与模式4类似,此处不再赘述。

此外,我们还要强调的是,应将省级贸易链路的环境不平等测度细分到部门一级,这有利于精准把握各行业部门对环境不平等贸易的贡献程度。例如第四象限中的内蒙古-江苏链路,内蒙古从江苏净流入水污染物16.97万吨的同时向江苏净输出2148.24亿元增加值,其中REI较大的部门为农业、造纸印刷及文教体育用品业、食品制造和烟草加工业、纺织业等,这些部门使得内蒙古从江苏净流入11.42万吨水污染物但与此同时仅向江苏净输出增加值99.56亿元;REI较小的部门为仪器仪表制造业、通用专用设备制造业、电气机械及器材制造业、石油和天然气开采业等,这些部门使得内蒙古从江苏仅流入0.36万吨水污染物却向江苏净输出增加值346.67亿元。

表5　　第四象限中贸易链路的REI

序号	贸易链路	REI	序号	贸易链路	REI	序号	贸易链路	REI
01	北京-浙江	80.43	39	江西-湖北	2.59	77	福建-广东	0.77
02	重庆-云南	57.99	40	青海-新疆	2.46	78	辽宁-广东	0.77
03	江西-广西	49.84	41	上海-山东	2.46	79	安徽-山东	0.75
04	吉林-陕西	48.06	42	海南-贵州	2.38	80	天津-江苏	0.74
05	安徽-湖南	46.44	43	广西-四川	2.34	81	吉林-江苏	0.64
06	吉林-黑龙江	42.11	44	山西-陕西	2.30	82	湖北-广东	0.63
07	湖北-湖南	13.65	45	海南-新疆	2.08	83	内蒙古-陕西	0.58
08	广西-陕西	12.55	46	天津-河南	2.08	84	内蒙古-湖南	0.58
09	江西-陕西	11.55	47	江西-河南	2.08	85	内蒙古-河南	0.58
10	安徽-四川	9.44	48	海南-云南	1.97	86	黑龙江-四川	0.57
11	山西-云南	8.22	49	福建-湖北	1.97	87	山西-湖北	0.56
12	天津-福建	8.15	50	吉林-河南	1.94	88	贵州-陕西	0.56
13	湖北-四川	7.25	51	内蒙古-黑龙江	1.86	89	内蒙古-湖北	0.51
14	上海-浙江	7.00	52	吉林-安徽	1.66	90	辽宁-浙江	0.51
15	青海-宁夏	6.27	53	重庆-四川	1.60	91	山西-广东	0.51
16	湖南-四川	6.15	54	天津-辽宁	1.59	92	湖南-广东	0.48
17	天津-湖北	5.47	55	福建-河南	1.57	93	内蒙古-广西	0.46
18	天津-河北	5.11	56	北京-江苏	1.55	94	福建-山东	0.42
19	天津-湖南	5.01	57	山西-四川	1.48	95	辽宁-江苏	0.41
20	天津-四川	4.47	58	上海-江苏	1.48	96	黑龙江-河南	0.39
21	吉林-四川	3.74	59	山西-广西	1.44	97	山西-江苏	0.38
22	天津-安徽	3.68	60	天津-广东	1.35	98	内蒙古-广东	0.38
23	江西-四川	3.64	61	海南-甘肃	1.29	99	山西-浙江	0.36
24	福建-四川	3.59	62	海南-四川	1.26	100	山西-山东	0.36
25	北京-山东	3.54	63	安徽-广东	1.26	101	山西-辽宁	0.33
26	安徽-河南	3.47	64	天津-山东	1.17	102	天津-上海	0.30
27	吉林-湖南	3.41	65	吉林-广东	1.16	103	辽宁-山东	0.29
28	山西-黑龙江	3.11	66	江西-广东	1.16	104	海南-重庆	0.29
29	内蒙古-云南	2.98	67	天津-浙江	1.16	105	内蒙古-山东	0.28
30	江西-湖南	2.94	68	内蒙古-四川	1.03	106	内蒙古-浙江	0.25
31	吉林-湖北	2.92	69	贵州-云南	1.03	107	内蒙古-江苏	0.23
32	吉林-福建	2.89	70	山西-河南	0.97	108	内蒙古-福建	0.17
33	北京-广东	2.81	71	海南-陕西	0.95	109	浙江-山东	0.12
34	重庆-陕西	2.75	72	吉林-浙江	0.93	110	内蒙古-安徽	0.06
35	上海-广东	2.75	73	吉林-山东	0.87	111	黑龙江-江苏	0.02
36	福建-湖南	2.68	74	江西-山东	0.82	112	上海-河南	0.00
37	山东-广东	2.64	75	山西-湖南	0.79	113	山西-福建	0.00
38	甘肃-新疆	2.62	76	浙江-广东	0.77			

四、结论与政策建议

(一)结论

从省份层面看,人口数量、经济规模较大的发达省份容易形成“污染外包、利润内流”的双赢局面,而水污染物排放强度较大的欠发达省份往往净流入水污染物的同时损失了增加值。从部门层面看,造成这一不公平现象的原因在于发达省份致力于发展高附加值、污染少的部

门而将附加值低且污染大的部门向外转移。还需要强调的是,农业部门相比工业部门占据了更多的水污染物转移量。

发达的极点省份是推动水污染物与增加值跨省流动的引擎,它们分布在各大经济区或城市群的核心。因而水污染物与增加值首先表现为发达极点省份与周边省份的流动,其次表现为发达极点省份与欠发达省份的远距离传输。此外,与碳排放净流入省份能源资源丰富不同的是,水污染物净流入省份多为农业或轻工业发达的省份。

跨省贸易的四个模式分别对应四种类型:环境受损经济受益型、环境经济双受益型、环境受益经济受损型、环境经济双受损型。模式2与模式4体现出较强的环境不平等,位于链路两端的省份不仅包括发达省份与欠发达身份之间的贸易链路,也包含欠发达省份之间的贸易链路。每种模式包含两个子模式,可通过与REI的"V字型"关系识别。将环境不平等测度由省份层面细分到部门层面能提高分析精准度。

(二)政策建议

第一,应借鉴碳排放权交易制度,稳步推进全国水污染物排放权交易市场试点改革。相较于碳排放,污染物排放造成的环境损害更加显性且紧迫,因而生态环境部采用排放削减信用机制以实现短期内提升环境质量的目标,而发改委则施行总量控制与交易机制以便逐年削减碳排放总量(吴朝霞等,2018)。然而排放削减信用机制不允许污染物排放权跨省份、跨行业交易,这限制了市场的范围与参与者规模,导致交易成本的增加进而降低了二级市场的运行效率。碳排放权交易依靠其宽松的市场环境与准入制度避开了这一缺陷,因而本文建议应借鉴碳排放权交易制度,可优先支持地理邻近省份开展跨省、跨行业水污染物排放权交易试点,综合考虑贸易主体的环境、经济受益程度以确定基准交易价格,并尽可能与我国区域发展战略和目标相协调。

第二,中国特色社会主义市场经济已建立较为统一的资源配置市场,然而全国的排污交易市场还处于试点探索阶段,这意味着目前政府包括中央和地方依然在跨省份水污染治理领域起主导作用,因而本文建议政府可施行分类分级管控与精准施策。模式4应为政府管控的难点与重点,考虑到该模式下环境、经济双受损的主体多为欠发达省份,政府除实行财政转移支付外,探索技术转让、人才援助、产业帮扶等多元化对口补偿方式有利于防治水污染项目的落地;模式2中环境、经济双受益的省份多为发达省份,除做好相关的补偿工作外,在保障经济可行性的前提下,鼓励其选择水污染物排放强度较低的省份进口产品,这可能会倒逼某些出口省份主动采取措施降低污染强度;模式1与模式3分别为环境受损经济受益型和环境受益经济受损型,因而在制定管控政策时应合理减轻消费端省份的责任;此外,每一种模式下可依据REI划分为两个等级,每一条贸易链路亦可追踪到部门层面,这是精准识别水污染治理重点链路、部门的必要支撑。

参考文献：

[1] 成艾华，赵凡. 基于偏离份额分析的中国区域间产业转移与污染转移的定量测度[J]. 中国人口·资源与环境，2018，28(5)：49–57.

[2] 段志刚，李善同，王其文. 中国投入产出表中投入系数变化的分析[J]. 中国软科学，2006，(8)：58–64.

[3] 李方一，刘卫东，唐志鹏. 中国区域间隐含污染转移研究[J]. 地理学报，2013，6(6)：791–801.

[4] 李富佳. 区际贸易隐含碳排放转移研究进展与展望[J]. 地理科学进展，2018，37(10)：1303–1313.

[5] 李艳梅，牛苗苗，张红丽. 京津冀区域内增加值贸易的经济收益和隐含碳排放比较[J]. 资源科学，2019，41(9)：1619–1629.

[6] 李永源，张伟，蒋洪强，汪峰，侯丽丽，王金南. 基于 MRIO 模型的中国对外贸易隐含大气污染转移研究[J]. 中国环境科学，2019，39(2)：889–896.

[7] 梁博科. 劳动收入份额区域差异研究——基于一种新的区域划分标准[J]. 华南师范大学学报(社会科学版)，2013，(5)：149–155.

[8] 刘干. 关于投入产出分析中消耗系数的研究[J]. 统计与决策，2006，(2)：12–14.

[9] 马国霞，於方，曹东等. 中国农业面源污染物排放量计算及中长期预测[J]. 环境科学学报，2012，32(2)：489–497.

[10] 毛熙彦，贺灿飞. 贸易开放条件下的区域分工与工业污染排放[J]. 地理研究，2018，37(7)：1406–1420.

[11] 徐敏，张涛，王东等. 中国水污染防治40年回顾与展望[J]. 中国环境管理，2019，11(3)：65–71.

[12] 牛坤玉，金书秦，钟钰. 基于多区域投入产出模型的国际贸易隐含水体氮排放转移研究[J]. 中国人口·资源与环境，2019，29(1)：160–167.

[13] 庞瑞芝，邓忠奇. 服务业生产率真的低吗?[J]. 经济研究，2014，49(12)：86–99.

[14] 黄蕊，王铮，钟章奇等. 区域贸易隐含碳排放和SO_2排放的投入产出分析——以江苏为例[J]. 自然资源学报，2017，32(5)：854–863.

[15] 石敏俊，金凤君，李娜，赵曌，金少胜. 中国地区间经济联系与区域发展驱动力分析[J]. 地理学报，2006，61(6)：593–603.

[16] 谭圣林，邱国玉，熊育久. 投入产出法在虚拟水消费与贸易研究中的新应用[J]. 自然资源学报，2014，29(2)：355–364.

[17] 田光辉，苗长虹，胡志强，苗健铭. 环境规制、地方保护与中国污染密集型产业布局[J]. 地理学报，2018，73(10)：1954–1969.

[18] 王梦竹，赵越，童银栋等. 2006–2016年间我国畜禽养殖业氮元素入水通量估算[J]. 农业环境科学学报，2018，37(12)：2829–2836.

[19] 吴朝霞，曾石安. 建立我国统一框架下的排污权交易机制[J]. 人文杂志，2018，(8)：62–69.

[20] 姚秋蕙，韩梦瑶，刘卫东. “一带一路”沿线地区隐含碳流动研究[J]. 地理学报，2018，73(11)：2210–2222.

[21] 张宝山，袁晓玲，张小妮. 环境污染、能源消费与经济增长[J]. 科学决策，2012，(11)：20–42.

[22] 张红梅，李黎力. 中国区际贸易：数据获取与数据库构建[J]. 当代财经，2018，(4)：88–97.

[23] 张亚雄，刘宇，李继峰. 中国区域间投入产出模型研制方法研究[J]. 统计研究，2012，29(5)：3–9.

[24] 赵旭，杨志峰，陈彬. 基于投入产出分析技术的中国虚拟水贸易及消费研究[J]. 自然资源学报，2009，24(2)：286–294.

[25] 中华人民共和国生态环境部. 2017中国生态环境状况公报[R]. 2018.

[26] 中华人民共和国水利部. 中国水资源公报[R]. 2019.

[27] 国务院.国务院关于印发水污染防治行动计划的通知[EB/OL].(2015-04-16)[2020-05-10]. http://www.gov.cn/zhengce/content/2015-04/16/content_9613. htm.

[28] 朱点钰,马小林,张艳霞,王海鲲. 中国分省的碳排放责任分担机制探讨[J]. 环境保护, 2018,46(12): 58-63.

[29] Li, J., K. F. See, and J. Chi. Water Resources and Water Pollution Emissions in China's Industrial Sector: A Green-biased Technological Progress Analysis[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 229: 1412-1426.

[30] Liao, X., L. Chai, X. Xu, Q. Lu, and J. Ji. Grey Water Footprint and Interprovincial Virtual Grey Water Transfers for China's Final Electricity Demands[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 227: 111-118.

[31] Liu, J. and J. Diamond. China's Environment in a Globalizing World[J]. Nature, 2005, 435: 1179-1186.

[32] Ma, T., S. Sun, G. Fu, et al. Pollution Exacerbates China's Water Scarcity and Its Regional Inequality[J]. Nature Communications, 2020, 11(1): 650.

[33] Mi, Z., J. Meng, H. Zheng, et al. A Multi-regional Input-output Table Mapping China's Economic Outputs and Interdependencies in 2012[J]. Scientific Data, 2018, 5: 180155.

[34] Mi, Z., J. Zheng, J. Meng, et al. Carbon Emissions of Cities from a Consumption-based Perspective[J]. Applied Energy, 2019, 235: 509-518.

[35] Moran, D. D., M. Lenzen, K. Kanemoto, et al. Does Ecologically Unequal Exchange Occur?[J]. Ecological Economics, 2013, 89: 177-186.

[36] Peters, G. P. From Production-based to Consumption-based National Emission Inventories[J]. Ecological Economics, 2008, 65(1): 13-23.

[37] Serrano, M. and E. Dietzenbacher. Responsibility and Trade Emission Balances: An Evaluation of Approaches[J]. Ecological Economics, 2010, 69(11): 2224-2232.

[38] Wen, W. and Q. Wang. Identification of Key Sectors and Key Provinces at the View of CO_2 Reduction and Economic Growth in China: Linkage Analyses Based on the MRIO Model[J]. Ecological Indicators, 2019, 96: 1-15.

[39] White, D. J., K. Hubaoek, K. Feng, et al. The Water-Energy-Food Nexus in East Asia: A Tele-connected value Chain Analysis Using Inter-regional Input-output Analysis[J]. Applied Energy, 2018, 210: 550-567.

[40] Yin, J., M. Zheng, and X. Li. Interregional Transfer of Polluting Industries: A Consumption Responsibility Perspective[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 112(5): 4318-4328.

[41] Zhang, W., Y. Liu, K. Feng, et al. Revealing Environmental Inequality Hidden in China' s Inter-regional Trade[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(13): 7171-7181.

[42] Zhang, Y., H. Zheng, Z. Yang, et al. Multi-regional Input-output Model and Ecological Network Analysis for Regional Embodied Energy Accounting in China[J]. Energy Policy, 2015, 86: 651-663.

Virtual Transfer of Water Pollutant and Value Added in Interprovincial Trade and Measurement of Environmental Inequality

Deng Chuxiong[a], Zhang Guangjie[a] and Li Ke[b]

(a: College of Resources and Environmental Sciences, Hunan Normal University;

b: School of Mathematics and Statistics, Hunan Normal University)

Abstract: Paying attention to the inequality of economic benefit and environmental cost in interprovincial trade is of great significance for improving consumer responsibility principle and allocating pollution control responsibility more equitably. Taking the discharge of water pollutant as an example, this paper uses a multi-regional input-output model to track the interprovincial transfer of water pollutant and value added due to final consumption, and to quantify the degree of environmental inequality. The results show that the emission intensity of water pollutant varies greatly among provinces, and the agricultural sector rather than the industrial sector accounts for more water pollutant discharge. Developed provinces such as Shandong, Jiangsu and Guangdong tend to retain value added and outsource water pollutant to other provinces, while developing provinces such as Ningxia and Qinghai do the opposite. The spatial transfer of water pollutant and value added is characterized by the flow of developed provinces and surrounding provinces and long-distance transmission to developing provinces. In addition, according to the measurement results of environmental inequality, the transfer mode can be divided into four categories: economic benefits but environmental damage, economic damage but environmental benefits, both economic and environmental are beneficial, both economic and environmental are damage. Based on this, this article recommends that interprovincial and interindustry water pollutant emission rights trading pilots should be carried out. The government can implement classified and graded control and precise measures in the treatment of water pollution across provinces.

Keywords: Consumer Responsibility; Environmental Inequality; Multi-regional Input-output; Water Pollutant

JEL Classification: Q53

(责任编辑：卢　玲)