

农民林业专业合作社：集体林规模化经营的 组织形式与制度创新

周训芳，诸江

摘要：集体林权制度改革，一方面在政策层面落实了农民对集体林地的承包经营权以及林木所有权，另一方面在森林经营层面导致了集体林地的高度碎片化。在建设现代林业和生态文明的新形势下，通过农民林业专业合作社将产权分散的集体林地组合为森林经营利益共同体，从而实现集体林地的规模经营，已是大势所趋。从林业发达国家的历史经验和我国当前的实际需要来看，我国《森林法》应当将农民林业专业合作社的建设纳入《森林法》的制度框架，确立集体林森林经营补助专项资金制度，通过制度创新发挥农民林业专业合作社在组织规模化森林经营上的优势，推动集体林走上规模化经营的道路。

关键词：林地家庭承包经营；农民林业专业合作社；集体林规模化经营；森林经营制度创新

中图分类号：F321.42 **文献标识码：**A **文章编号：**1671-0169(2014)04-0028-06

一、问题的提起

古往今来的社会实践已反复证明，中国农村社会的治乱兴衰与农民的福祉安康，无不与土地问题息息相关。因此，“平均地权”是近代以来的思想家、政治家所共同关切的社会问题。农民的土地问题，无时无刻不在影响着我国的政策和法律发展进程，林地问题也是如此。2008年《中共中央、国务院关于全面推进集体林权制度改革的意见》颁布以来在我国全面铺开的集体林权制度改革，其“均权、均股、均利”的做法也可找见“平均地权”的身影。

截至2013年6月，全国集体林地已确权27.02亿亩，我国林权登记机构向8981.25万农户发放了上亿本“林权证”，发证面积已达到26.04亿亩^[1]。农村集体林的林权状况的这一改变，标志着党的十一届三中全会以来实行的农村土地承包经营制度，最终在林地经营领域彻底落实，我国农村集体林地的经营全面走上了以农户为单位的家庭承包经营发展道路。但是，在集体林权制度改革完成后，我国农村的森林经营状况呈现出高度分散化的局面，森林经营水平较低，市场信息不灵，林产品进入市场的成本高和收益率偏低。因此，我国政府和林业主管部门又寄希望于通过新的林业政策引导农村能人、林业大户去组织农民发展农民林业专业合作社这一新型的森林经营组织形式，来实现集体林的森林经营的规模化，并以此来推动农民收入的增加、现代林业的发展以及农村的生态文明建设。到目前为止，全国农民林业专业合作社发展到了9.78万个，并有200个县被国家林业局确定为农民林业专业合作社示范县^{[2](P61-62)}。这一政策实践，给森林立法工作提出了一个全新课题。目前，现行《森林法》有关农村森林经营法律制度的规定是零散的，在制度设计上存在着诸多空白，大大滞后于林业政策实践，难以为集体林的规模化经营提供法律保

基金项目：国家社会科学基金项目“美丽中国视域下的森林法创新研究”(13BFX134)；国家林业局经济发展研究中心委托项目“森林经营法律问题研究”(2012-09-28)

作者简介：周训芳，博士，中南林业科技大学政法学院教授、博士生导师(湖南长沙410004)；诸江，中南林业科技大学政法学院副教授

障。而《农村土地承包法》、《农民专业合作社法》只是分别设计了土地承包经营制度和农民专业合作社制度,没有也不可能涉及森林经营问题。如何将土地承包制度、农民专业合作社制度与集体林的森林经营衔接起来,从制度建设方面推动集体林走上森林经营规模化的道路,尚未引起法学界的关注。因此,本文从《森林法》的制度创新角度,提出一个适应现代林业生产特点和生态文明建设要求的集体林森林经营法律制度方案,抛砖引玉,期望推动法学界对这一领域的深入研究。

二、国外分散私有林的规模化经营合作组织的制度实践

从世界各国的历史经验来看,对分散的私有林进行规模化经营,主要是通过森林经营合作组织来实现。

对于国外森林经营合作组织的发展和私有林的规模化经营的制度建设情况,农、林学界和林业管理部门有多位学者和政府官员做过专门研究。北京林业大学张满林(2009)、中国林业科学研究院谢和生(2011)、北京林业大学顾艳红(2012)、沈阳农业大学李旭(2012)的博士论文中,均涉及到对国外私有林合作经营组织的制度建设的研究。褚利明、董妍、丁丽等对芬兰、瑞典的私有林的规模化经营情况做过实地考察,并撰写了考察报告^[3]。张德成、李智勇、徐斌等对国外的私有林主协会进行过专门研究。从这些研究中可以看出,20世纪初以来世界林业发达国家的私有林主均建立了各自的森林经营合作组织,例如:德国、瑞典、挪威、芬兰的林主协会,美国、加拿大的私有林主协会,日本的森林组合,新西兰的林主协会等。这些国家均通过《森林法》或者专项立法对分散私有林的规模化经营合作组织进行了制度规范,积极引导和扶持私有林的规模化森林经营活动。因此,这些林主合作组织成为了实现私有林规模化经营的主要力量,对所在国家的私有林政策起着极重要的作用^{[4](P16-21)}。

欧洲的私有林主合作组织出现较早。早在1907年,芬兰就出现了首个林主协会,1917年成立了全国林主协会。瑞典的林主协会成立于20世纪20年代。瑞典、芬兰、德国等国逐步形成了从国家到地方的三级管理的林主协会组织体系。随着各国林主协会的发展,在欧洲出现了国际性林主协会。1946年欧洲诞生了首个国际性林主协会即北欧林主协会,1989年南欧林主联盟成立,1996年欧洲林主联盟成立。在大洋洲的新西兰,1926年成立了林主协会。在北美,美国1941年成立了全国的林主联合会,加拿大1971年成立了全国的私有林主协会。在亚洲的日本,1880年开始出现各种类型的森林合作组织,这些组织在1907年日本《森林法》修改时被制度化为森林组合。为了适应国际林产品贸易的发展,2002年7月1日,在美国的华盛顿成立了国际林主联合会,其会员都是各国的林主合作组织,代表着北美和欧洲的2500万个小私有林主,形成了全球化的林主合作组织体系。上述林业发达国家在经历了自20世纪初以来的将近一个世纪的发展之后,基本都完成了私有林森林经营的制度化、规模化进程。

在私有制国家,私有林主合作组织的森林经营规模化程度较高。例如,瑞典私有林主联盟拥有8.8万林主,经营着580万 hm^2 林地,占全国家庭私有林的50%。而芬兰林主协会则拥有28万林主,年营业额达5000万欧元。据国内研究者的实地考察,芬兰林主协会实施了全国私有林80%的木材销售计划、40%的木材销售和80%的营林作业^{[3](P117)}。新西兰林主协会成员经营的林地有188万 hm^2 ,占全国人工林面积的80%,年出口收入2012年达到了47亿美元,林产品贸易成为新西兰的第三大出口贸易^[5]。在美国,80%以上的森林面积属于私有林,美国私有林主协会经营的私有林地面积达3700万 hm^2 ,私有林主分布在47个州^[6]。据加拿大私有林主协会的介绍,30%的私有林主加入了该协会,协会通过《简报》和网络向会员发布信息,其主要工作是为私有林主提供培训、咨询和销售木材服务,将私有林主的意见反馈给政府以维护其权益,向私有林主普及森林经营方面的政策、法律和技术等^[7]。日本的森林组合在20世纪60年代后成为日本私有林经营的主要承担者,政府通过补助资金加以扶持。进入21世纪以来,日本的森林组合有走向合并和扩大的趋势。2002年,日本林野厅向森林组合系统以及各都道府县下发了《关于今后森林组合等的组织及业务运营的指导方针》,要求将森林组合划分为核心组合、普通组合和无活力组合,将政策重点放在核心组合上,推进以大流域为单位的合并,最终实现一县一组合的目标,进一步强化森林组合的执行体制^[8]。另据日本《林政新闻》2006年8月9日报道,千叶县辖区内的15个森林组合,除千叶市森林组合外,其他14个森林组合决定于2006年10月31日合并为“千叶县森林组合”,拥有会员

15 579人,其主要工作包括森林经营及开拓县产木材的销路、松材线虫防治、公园管理等^{[9](P46-48)}。

在林业发达国家,针对私有林面积小、地块分散等缺点,《森林法》对于如何实现私有林的规模经营以及私有林规模经营的组织形式均有详细规定。以瑞典为例,早在1903年,瑞典的《森林法》就规定以省为单位设立林业委员会对私有林进行指导,该组织由省知事指名的委员长、省议会和农会推荐的3名委员组成,与森林所有者的机构共同合作开展业务,通过雇佣受过专业培训的技术人员对私有林经营进行指导,给所有者提供信息、种子和苗木,按所有者的请求为其选定采伐木等。1923年瑞典对《森林法》进行了修改,对森林经营的要求更为明确,规定森林所有者必须及时进行更新作业,否则省林业委员会可以由所有者负担来进行造林。经过随后几十年的努力,瑞典林业工业的民间力量发展得十分壮大,森林组合和林产业团体积累了丰富的森林经营经验,因此,1993年瑞典再次修改《森林法》,将国家对私有林的干预降低到最小,对森林所有者的经营进行指导、普及、劝告成为了国家森林政策的重点^{[8](P166)}。

而在德国,《森林法》对林业合作组织的规定极为详尽。1998年德国《森林法》第15条至第39条全面规定了林业合作组织的概念、类型、任务、组织机构、章程、设立条件和程序等。德国《森林法》规定的林业合作组织包括林业企业联盟、林业企业联合会、林业协会等。林业企业联盟是土地所有者的联合组织,其目标是改善连接在一起的林地以及进行植树造林的地块的经营,特别是要克服面积小、不利的地貌、土地所有权的分散、地块的分散、林地开发规模不足或其他的结构缺陷造成的不利现象^{[10](P6-12)}。

日本则制定了专门的《森林组合法》。在森林经营合作组织的法律制度设计方面,以日本的《森林组合法》最为完善。在日本,森林组合制度和国有林制度是两个并列的法律制度,形成为日本林业行政的两根支柱。上面提到,1907年制定的日本《森林法》首次将“森林组合”制度化,而到了1978年,日本的森林组合制度从《森林法》中分离出来,形成了独立的《森林组合法》。该法将森林组合划分为设施森林组合、生产森林组合、森林组织联合会等三种类型。设施森林组合是以个人或法人等森林所有者为社员组织起来的,以为社员服务为宗旨而实施各种森林经营业务的法人,该组合的覆盖面相当于民有林面积的90%。生产森林组合是社员将森林以实物出资的形式加入森林组合,组合成为森林所有者,由组合实行共同经营,社员提供必要的劳动力的一种组合形态,其目的是通过小规模森林经营的集体化,以提高经营效率,实现规模效益。而森林组合联合会则是设施森林组合和生产森林组合的联合组织,实行都道府县和全国两级联合会制度^{[8](P172)}。

综观林业发达国家的私有林森林经营合作组织制度建设的发展历程,可以看出:森林经营合作组织的主要目标,是在遵守森林可持续经营原则的基础上,满足合作组织内部成员在提供咨询、采伐、规划和造林服务,销售木材,有效地进行商业开发和供应产品,优化生产、运输和物流成本等方面的各种需要及其经济活动的发展,促进林业生产者的长期收入^{[4](P15)}。这一森林法上的制度建设经验,值得我国《森林法》借鉴和吸纳。

三、我国农民林业专业合作社在组织规模化森林经营上的制度优势

在我国,《农村土地承包法》已提供了林地承包经营的制度方案,《农民专业合作社法》已提供了农民林业专业合作社建设的制度方案,但没有也不可能涉及森林经营问题。因此,《森林法》需要在《农村土地承包法》、《农民专业合作社法》的基础上,借鉴外国经验,设计一套农民林业专业合作社组织和实施规模化森林经营的具体制度方案。目前,现行《森林法》有关农村森林经营法律制度的规定是零散的,在制度设计上存在着诸多空白,大大滞后于林业政策实践,难以为集体林的规模化经营提供法律保障。《森林法》应当将林地承包经营制度、农民林业专业合作社制度与集体林的森林经营制度有效衔接起来,在制度建设方面充分发挥农民林业专业合作社在组织规模化森林经营上的优势,以推动集体林走上森林经营规模化的道路。

由于历史的原因,人们很容易将“合作社”这个名词与20世纪50年代推行的“农业合作化运动”联系起来。那个时期的农业合作社,是农村个体经济走向集体化的过渡形式,是一个典型的社会改造组织,其历史使命是将个体的小农经济改造成为社会主义的集体所有制。

而今天的农民林业专业合作社,具有与那个时代的农业合作社完全不同的历史使命。根据我国《农民专业合作社法》对农民专业合作社的立法解释,结合《农村土地承包法》的有关规定,我国的农民林业专

业合作社，应当是在坚持林地的集体所有制、对集体所有的林地林木实行家庭承包经营、农民获得林地承包经营权和林木所有权的基础上，同类林产品的生产经营者或者同类林业生产经营服务的提供者、利用者自愿联合而组成的民主管理的互助性经济组织。因此，今天的农民林业专业合作社，只是社会主义市场经济条件下将分散的个体经济发展成为规模经济的一种民间合作经济组织形式。

林业专业合作社是在集体林权制度改革、生态文明建设的背景下催生的森林经营合作组织。从制度变迁的角度考察，林业专业合作社的出现符合现代林业发展的客观规律。由于林业在生态文明建设中处于基础地位，森林生态系统服务功能的生态价值和经济价值日益凸显，从长远来看有着很大的利益空间。而以农户为单位、分散式的家庭承包经营业态的生态效益和经济效益均十分低下，难以满足现代生态林业的发展和林产品市场的需要。因此，通过林业专业合作社这一新型的合作经济组织形式为每一个成员追求更大的森林经营规模效益，成为了农村集体林业经济发展的内在动力。

另外，从我国生态文明建设的实际需要来看，实现农村林业的规模化经营，走现代林业的发展道路，提高农村林业对生态文明建设的贡献率，也是大势所趋、势在必行。

从我国独特的制度环境和农村社会发展实际来看，我国的农民林业专业合作社有着与私有制国家的林主协会或者森林组合完全不同的特征。

我国农民的林权与私有制国家的私有林主的林权构成不同。按照《森林法》、《农村土地承包法》和《物权法》的规定，我国农民的林权以林地承包经营权和林木所有权为核心内容，农民对林地、林木的处置权受到林地的集体所有权、林地用途管制制度和林木采伐许可制度的极大限制，不可能根据市场和契约规则自由地流转和处置林地、林木。正如竭力反对土地私有化的学者贺雪峰所指出的，我国不能像西方国家那样赋予农民自由流转土地的“更大的土地权利”，因为那样做并非是整体上保护农民这个弱势群体的利益，而可能只是让农民中不再从事农业生产的极少数强势者以及城郊农民获益，却损害了占农民绝大多数的留在农村真正从事农业生产的弱势者的利益^{[1][18]}。另外，我国的农民林业专业合作社与国外森林经营合作组织的发展能力方面还存在很大的差距。我国农村的林地承包经营还谈不上真正的市场经济，尚停留在农民获得生活来源和维持生计的水平上。这一特征，决定了我国现阶段的林业专业合作社的发展规模不宜过大、发展速度不宜过快，更不能以林业专业合作社之名，行兼并农民土地、造成农民失地之实，而应务实地、理性地立足于农村当前林业生产实际，在起步阶段仍然应以家庭内部合作经营和村组农户合作经营为主，切实解决民生问题，维护农民的合法林权，在此基础上才可渐进地引导林业专业合作社实现集体林的规模化经营。但是，从长远来看，我国通过发展农民林业专业合作社组织和实施规模化森林经营，明显具有以下几个方面的制度优势：

第一，在维护林地家庭承包经营体制的基础上，实现集体林的规模化经营。这一优势，既能把极度分散的、高度碎片化的集体林地的承包经营权人组织成为一个经济利益共同体，借助林业专业合作社的组织力量统一经营集体林，推动集体林走上规模化经营的道路，又能保持农民独立的林地承包经营权人的地位，维护集体林权制度改革的成果和保障农民的物权，使农民获得持续的生计来源与生存保障。

第二，在坚持林地用途管制制度和森林资源专用性的基础上，实现农村林业经济的市场化。这一优势，既能满足国土空间格局的森林资源生态红线管制的需要，发挥林业在维护国家生态安全中的突出作用和基础作用，又能满足千家万户农民对林产品市场的需要，把分散经营的农户联合起来，实现小生产与大市场的对接，推动农村林业的现代化与林业生产的市场化。

第三，可以打破城乡林业的二元结构，实现城乡林业的一体化。农民林业专业合作社这一合作经济组织形式，既能通过对农村劳动力和林地的合理调配，组织较大规模的林业生产和发展生态林业，为城市林业的发展提供苗木基地和持久的后方支撑，又能将城市林业的技术优势引入农村林业的规划、育种、生产、销售、综合服务等各个环节，实现城乡林业的资源整合与优势互补，畅通城市科技下乡与农村林产品进城的渠道，推动城乡林业的一体化发展。

四、农民林业专业合作社的建设应纳入《森林法》的制度框架

组织和实施集体林的规模化经营，我国农民林业专业合作社具有十分明显的优势。因此，我国应当尽

快修改《森林法》，通过制度创新推动集体林走上规模化经营的道路。

目前，尽管中央和地方政府及其林业主管部门对于发展林业专业合作社的积极性很高，而且出台了一系列促进农民林业专业合作社的扶持政策，但是，由于《森林法》、《森林法实施条例》以及地方性林业法规中并无扶持林业专业合作社走集体林规模化经营道路的具体法律规范。在农民林业专业合作社组织和实施森林经营活动中，农户、林业专业合作社、村民小组、村民委员会、乡（镇）政府之间的法律关系并不清楚，林业专业合作社成员与林业专业合作社之间的权利义务关系也不明确。因此，集体林地所有权人、林地承包经营权人、农村集体经济组织、村民委员会乃至乡（镇）人民政府均对发展林业专业合作社以实现规模化森林经营的思想认识不足，承包林地的农民也缺乏加入林业专业合作社的自主性和积极性。近年来，虽然看起来林业专业合作社发展迅速，但实际上是由政府主导而成的一种表面繁荣现象，并非民间自身力量推动的当然结果。有研究者指出，在2007年《农民专业合作社法》颁布实施后的短时间内，“很多合作社如雨后春笋般冒起，又很快如流星般消失，也有合作社‘似合实分’，形如虚设”^{[12](P8,23)}。这一情况，急需通过《森林法》的完善和制度建设来加以解决。因此，我国应当通过《森林法》的修改，规范农民林业专业合作社的建设、发展及其森林经营活动，保护农民的林地承包经营权和林木所有权，在《森林法》中规定具体措施以防止林业大户、林业专业合作社和村民委员会侵害农民的合法林权，推动农民林业专业合作社的健康发展。

从国际上林业合作组织从家庭林场、区域联合、全国性组织到全球性组织的发展历程来看，私有林主的权利得到可靠的法律保障，显然是林业合作经济能够发展的基本动力所在。德国、法国等国家的《森林法》中均对林主协会的任务、组织形式、管理方式等进行了详细规定^[13]。在我国，集体林权制度改革以来，我国林业专业合作社蓬勃发展，被视为进一步巩固集体林权制度改革、实现兴林富民的重要抓手。国家林业局于2011年下发了《关于组织开展创建农民林业专业合作社示范县活动的通知》，确定了200个创建林业专业合作社示范县，旨在借助示范县的示范带动作用，推动林业合作组织健康发展，进一步深化集体林权制度改革。2012年，国家林业局再次结合各省（区、市）推荐意见，从200个示范县中筛选出28个典型示范县。2012年8月18日，国家林业局发布《关于促进农民林业专业合作社发展的指导意见》，以规范农民林业专业合作社组织及其行为，促进农民林业专业合作社持续健康发展。上述举措，旨在通过政府自上而下的推动来激发农民发展林业专业合作社的积极性和经济热情。但是，对于林业专业合作社的发展，政府的政策只可能是指导性的，并无强制性，其操作性较差，政策措施也难以落到实处。因此，需要将林业专业合作社的发展纳入《森林法》的制度框架。

首先，《森林法》应当将发展农民林业专业合作社的政策目标上升为法律目标。《森林法》应当顺应现代林业发展的客观规律，将政府引导农民林业专业合作社发展的政策目标上升为法律目标，详细规定林业专业合作社的宗旨、成立条件、成员规模、组织形式、成员权利义务、税费减免、资金补助、法律责任等内容，规定政府及其林业主管部门在指导和监督管理农民林业专业合作社的森林经营活动中的具体职责和管理措施，明确规定政府扶持农民林业专业合作社发展的经费来源、经费使用办法以及政府的法律责任。同时，还应当规定具体措施防止林业大户、林业专业合作社和村民委员会侵害农民的合法林权。

其次，《森林法》应当确立以下原则：

1. 集体林地归全体集体经济组织成员所有的原则。《森林法》应当明确，集体林的所有权主体是集体经济组织成员全体，而非村民委员会。村民委员会的性质是村民自治组织，并不能当然地成为集体经济组织。

2. 集体林地由集体经济组织成员承包的原则。集体林的森林经营应当坚持家庭经营的基础性地位，集体林地应当由作为集体经济组织成员的农民家庭承包，林地经营权可以从林地承包经营权中分离出来进行流转，但是，不论林地经营权如何流转，其他任何主体都不能取代农民家庭的林地承包经营权人的法律地位，集体林地的承包经营权只能属于农民家庭。

3. 农民林业专业合作社的示范性原则。目前，我国农村的绝大部分地区的森林经营仍然是以一家一户的家庭承包经营为主，不宜盲目过快地发展农民林业专业合作社。因此，《森林法》应当明确规定，在条件成熟、森林资源充足的农村，政府应当在充分尊重农民意愿的基础上，适度发展示范性林业专业合作社，逐步将示范性林业专业合作社发展为龙头林业专业合作社，培育其品牌和市场影响力，以吸引和带动

农民加入林业专业合作社。这样,才能真正催生和激活农民建立和加入林业专业合作社的内在动力,依法推进集体林的规模化经营。

第三,《森林法》应当确立集体林森林经营补助专项资金制度。《森林法》应当紧紧围绕森林经营这一林业工作的中心任务,建立集体林森林经营补助专项资金制度,通过政府对集体林森林经营的专项补助,真正调动农民维持森林生态系统的健康、提高森林生态系统质量的积极性。集体林森林经营补助专项资金的作用在于为农村林业的发展造血,激励农民通过加入林业专业合作社来实施规模化的森林经营活动,由林业专业合作社统一制定集体林的林业发展长远规划、科学编制森林经营方案,切实提高集体林地的森林生态系统质量,维持森林生态系统的健康,培养农村林业的可持续发展能力。

我国《森林法》的立法目的是“保护、培育和合理利用森林资源,加快国土绿化,发挥森林蓄水保土、调节气候、改善环境和提供林产品的作用”,这也是《森林法》赋予林业主管部门的主要管理职责。因此,发展林业专业合作社,不能离开保护、培育和合理利用森林资源这一核心工作任务。森林经营是整个林业工作的基础工作,离开了森林经营,其他林业工作就无从谈起。林产品的生产、加工和贸易,都是建立在健康的森林生态系统、充足的森林资源的基础之上。因此,应当在《森林法》中强化集体林森林经营立法,集中政府及其林业主管部门可用于集体林森林经营补助的资金,建立统一的集体林森林经营补助专项资金,以加大对林业专业合作社的森林经营的经济扶持,有效提高森林覆盖率和森林蓄积量,确保森林资源的持续增长,为林产品贸易奠定扎实的资源基础,形成农村林业可持续发展的能力和动力。

另一方面,我们还应注意,在集体林中,实际上有相当大的比例属于生态公益林。生态公益林的森林经营,属于生态林业的范畴,其所提供给社会的林业产品是典型的公共物品。同时,在经济持续增长所带来的生态环境压力面前,我国政府将越来越多地将集体林纳入了生态公益林的范畴。因此,生态公益林已客观上成为了集体林的组成类型。由于我国《森林法》严格限制对生态公益林进行采伐,即使农民享有林木的所有权,其所有权也难以实现,甚至根本无法实现。在这种情况下,政府更应当通过集体林森林经营补助专项资金制度,调动农民林业专业合作社的积极性,充分发挥其在调配农村劳动力和林地资源发展生态公益林的优势,使其有能力成为经营集体生态公益林的主力军。我国现行过低的撒胡椒面式的森林生态效益补偿费,事实上已经失去了支撑生态林业发展的基本能力。因此,应当加大对集体林的森林经营补助力度,使经营集体生态公益林的林业专业合作社既不丧失经营生态公益林的积极性,又能获得较为充分的资金补偿以提升其规模经营能力,推动集体林业真正走上规模经营的发展道路。

参考文献

- [1] 刘峰. 全国集体林地已确权 27.02 亿亩 发放林权证 1 亿本[N]. 人民日报, 2013-06-22(02).
- [2] 国家林业局. 中国林业发展报告(2012)[M]. 北京: 中国林业出版社, 2012.
- [3] 褚利明, 董妍, 丁丽, 等. 芬兰、瑞典私有林与扶持政策考察报告[J]. 林业经济, 2010, (12).
- [4] 谢和生. 集体林权制度改革下林农合作组织形式研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2011.
- [5] NZFOA. About FOA[EB/OL]. <http://www.nzfoa.org.nz/about-foa>, 2013-12-06.
- [6] 张德成, 李智勇, 徐斌. 国外发展私有林主协会的启示[J]. 世界林业研究, 2009, (2).
- [7] 中国林学会国际部. 中国林学会接待加拿大私有林主协会来访[EB/OL]. <http://www.forestry.gov.cn/portal/lxh/s/1405/content-129372.html>, 2014-01-05.
- [8] [日] 堺正紘. 森林政策学[M]. 吴铁雄, 译. 北京: 中国林业出版社, 2007.
- [9] 中国林科院. 日本千叶县 15 个森林组合合并为 2 个[EB/OL]. <http://www.forestry.gov.cn/portal/main/s/234/content-19592.html>, 2007-09-25.
- [10] 李智勇, 斯特芬·曼, 叶兵. 主要国家《森林法》比较研究[M]. 北京: 中国林业出版社, 2009.
- [11] 贺雪峰. 地权的逻辑: 中国农村土地制度向何处去[M]. 北京: 中国政法大学出版社, 2010.
- [12] 李旭. 农民专业合作社成长的影响因素: 基于利益相关者的视角[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2012.
- [13] 张德成, 李智勇, 徐斌. 国外发展私有林主协会的启示[J]. 世界林业研究, 2009, (2).

(责任编辑 周振新)

中欧环评公众参与机制的比较与立法启示

王雪梅

摘要: 对国内外环评公众参与机制不断地进行探索与比较,有利于我国环评公众参与机制的完善。中欧环评公众参与机制在法律背景与依据、在“公众”的定义与范围上存在差异,在公众参与环评的范围、内容、阶段以及信息公开方面也有不同。欧盟环评公众参与机制给我国的启示为:我国公众参与机制应遵循国际原则,积极履行国家义务;立法明晰公众环境参与权;完善“公众”主体机制;完善公众参与环评的范围、内容、阶段;加强信息公开与知情权保障;完善公众参与环评专项立法。

关键词: 公众;参与;环境影响评价;欧盟

中图分类号: D922.680.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0034-10

2012年1月28日,欧盟在其官方刊物公布了欧盟议会和欧盟理事会于2011年12月13日通过的关于环评的新指令——《关于特定公共和私人项目环境影响评价指令》(Directive 2011/92/EU)^①。该新指令明确废止了1985年欧盟理事会通过的《关于特定公共和私人项目环境影响评价指令》(85/337/EEC)。《85/337/EEC指令》虽经Directive 1997/11/EC、Directive 2003/35/EC数次修订,但随着时代历程的演进和环境的改变,原有指令已不足于解决欧盟立法中出现的新问题,因而被Directive 2011/92/EU在秉承其原有精髓基础上所取代。欧盟除Directive 2011/92/EU等此类专门性环评立法外,在其他立法中也对相关活动做出了环评要求。如2013年欧盟在Decision 2013/5/EU^②及Directive 2013/30/EU^③等立法中也涉及环评规定。与此同时,我国也在对环评公众参与的立法及其相关机制进行不断地探索并力求进一步地完善。环评中一项重要的原则与机制是公众参与,对环评的研究少不了对公众参与原则与机制的研究。

一、环评公众参与之内涵

(一) 环评之内涵

环评(Environmental Impact Assessment)是环境影响评价的简称。自2003年9月1日起施行的《中华人民共和国环境影响评价法》第二条明确地表明环境影响评价是指对规划和建设项目实施后可能造成的环境影响进行分析、预测和评估,提出预防或者减轻不良环境影响的对策和措施,进行跟踪监测的方法与制度。1991年在芬兰签署、1997年生效的联合国欧洲经济委员会公约——《跨界环境影响评价公约》(Espoo Convention)第一条第(vi)款将环境影响评价界定为:“评价一项拟议活动可能对环境造成的影

作者简介: 王雪梅,中国政法大学中欧法学院博士研究生(北京100088)

^① Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.

^② 2013/5/EU: Council Decision of 17 December 2012 on the accession of the European Union to the Protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution resulting from exploration and exploitation of the continental shelf and the seabed and its subsoil.

^③ Directive 2013/30/EU of the European Parliament and of the Council of 12 June 2013 on safety of offshore oil and gas operations and amending Directive 2004/35/EC.

响的国家程序^①。”从上述相关定义足见环境影响评价制度非是单单基于个体利益之需要，而是国家基于环境保护公共目的之要求，具有浓郁的公共色彩。环境影响评价制度可促使国家在开发与建设活动中，尽可能充分考虑到该活动对环境生态的影响。

（二）环评公众参与之内涵

公众参与是社会主体有目的性、有针对性的社会行动，是指公民试图影响公共政策和公共生活的一切活动。为了保障和实现公众的利益，决策者必须在做出决策之前充分了解公众的利益需求，而要了解公众的利益需求，让公众参与决策过程、表达利益诉求是最直接、最有效、最真实传达信息的方式^[1]。公众参与能确保冲突性的观点亦被考虑^[2]，在公共政策过程中，公众参与可建立权利分享、权力监督和博弈制衡等机制，确保公共政策的公共利益价值取向^[3]。公众参与立法与决策，有利于保障社会公共利益及社会各方主体利益，有利于增强公众的民主意识。

环境公众参与，是指公众或其代表根据宪法及国家相关法律法规赋予的权利参与各项保护环境的活动，是对环境立法及政府或相关部门环境决策、环境行为的监督。公众有权平等地参与环境立法、决策、执法、司法等与其环境权益相关的一切活动^[4]，公众有权通过一定的程序或途径参与一切与公众环境权益相关的开发决策等活动，并有权得到相应的法律保护和救济，以防止决策的盲目性^[5]，环境公众参与有助于将环境纳入到政治与法律议程^[6]。环境公众参与在环境法领域被视为是一项基本原则，有学者认为将公众参与上升为环境法的基本原则，较之仅设计若干项公众参与的具体制度更有助于推动和保障公众广泛、有效地参与到环境保护活动之中^[7]。环境问题的普遍性以及人们对环境法律革新的诉求在很大程度上开创了公众参与环境治理的新时代^[8]。

环评公众参与，即环境影响评价中的公众参与，是指社会公众通过一定的方式、途径，遵循一定的程序，参与环境影响评价活动，使规划或建设项目等拟议活动符合社会公众的利益。公众参与是环境影响评价的重要组成部分，规划或建设项目的实施直接影响着公众的生活质量，公众有充分的权利知道其生活周围的环境正在进行的变化，并且有权利参与决定这种变化，将公众参与作为环境影响评价的一项重要内容，保证了环境影响评价的民主性，是提高环境影响评价质量的前提条件^[9]。公众参与环境影响评价制度既有利于环境公共信息的传播和接受，也有利于环境立法与环境公共决策更加科学化和民主化。

二、中欧环评公众参与机制的比较

欧盟和我国在环评公众参与机制上，有共性，也有差异性。

（一）关于环评公众参与的法律背景与依据

从欧盟来看，除一般性的环评公众参与间接相关的公约、条约及其他环境立法外，如《欧盟条约》、《欧盟运行条约》等，在环评公众参与方面，欧盟先后出台了一系列的适用于欧盟范围、与环评公众参与直接相关的公约、法规、指令与决定。1985年6月27日，欧盟理事会通过了《85/337/EEC指令》，该指令经数次修订，后被 Directive 2011/92/EU 完全取代。1990年5月7日，欧盟理事会颁布了一个环境信息法规——《关于建立欧盟环境代理机构及欧盟环境信息监测网》（Council Regulation (EEC) No 1210/90）^②，该法规后经欧盟理事会 933/1999 号、1641/2003 号法规修正案两次加以修正^③。1991年，联合国欧洲经济委员会在芬兰签署了《跨界环境影响评价公约》。1998年6月25日，欧共体在丹麦 Aarhus 签署了《关于在环境事务中获取信息、公众参与决策和获得公正的公约》（奥尔胡斯公约，the Aarhus Convention）^④。2003年1月28日，欧盟议会和欧盟理事会通过了《关于公众获取环境信息及宣告 90/313/

① The Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context (the Espoo Convention) Article 1 DEFINITIONS (vi) “Environmental impact assessment” means a national procedure for evaluating the likely impact of a proposed activity on the environment.

② on the establishment of the European Environment Agency and the European Environment Information and Observation Network.

③ Amended by Regulation No 933/1999 [31999R0933], Amended by Regulation No 1641/2003 [32003R1641].

④ the UN/ECE Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-making and Access to Justice in Environmental Matters. 在我国也有译为《知情权、公众参与决策和在环境事务中获得公正的公约》。

EEC 号指令无效的指令》(Directive 2003/4/EC)^①。2006 年 3 月 2 日, 欧盟委员会通过了《建立与一体化污染防治有关的 96/61/EC 指令调查问卷机制的决定》(2006/194/EC)^②。2008 年 1 月 15 日, 欧盟议会和欧盟理事会通过了《有关一体化的污染预防与治理指令》(Directive 2008/1/EC)。2011 年 12 月 13 日, 欧盟议会和欧盟理事会通过了关于环评的最新指令——《关于特定公共和私人项目环境影响评价指令》(Directive 2011/92/EU, 以下简称《2011/92/EU 指令》)。2012 年, 欧盟委员会又提出简化环评立法的新提议 (EIAs)^③。2013 年, 欧盟通过的 Decision 2013/5/EU (《2013/5/EU 决定》) 及 Directive 2013/30/EU (《2013/30/EU 指令》) 中也有部分条款涉及到环评公众参与。

从我国来看, 我国也先后出台了一系列的与环评公众参与直接或间接相关的法律、法规与规章。我国现行《宪法》第 26 条第 1 款规定: “国家保护和改善生活环境和生态环境, 防治污染和其他公害。”《宪法》第 2 条第 3 款规定了公众依法参与及参与的范围, 第 27 条第 2 款、第 41 条等规定了公众参与行政事务的途径和方式。1989 年 12 月 26 日颁布的《环境保护法》对于公众参与 (单位和个人) 规定了检举权和控告权。1998 年 11 月 18 日, 《建设项目环境保护管理条例》(国务院令 253 号) 经国务院第 10 次常务会议审议通过。2002 年 10 月 28 日, 我国第一部有关环境评价制度的专门立法《环境影响评价法》经第九届全国人民代表大会常务委员第三十次会议审议通过, 该法自 2003 年 9 月 1 日起实施。2003 年 6 月 17 日, 《环境影响评价审查专家库管理办法》经国家环境保护总局第 11 次局务会议审议通过, 自 2003 年 9 月 1 日起施行。2005 年 6 月原国家环保总局出台的《环境法规制定程序办法》正式实施。2006 年原国家环保总局出台了《环境影响评价公众参与暂行办法》(环发 [2006] 28 号), 这是我国第一部具体规定公众参与环境事务管理的部门规章, 也是我国环境保护领域第一部从国家层面规范公众参与的规章。2006 年 7 月 1 日原国家环保总局颁布的新《环境信访办法》正式实施。2007 年 4 月原国家环保总局发布了环境信息方面的综合性规章《环境信息公开办法 (试行)》, 为公众参与环境保护提供了制度保障。2009 年 8 月 12 日, 《规划环境影响评价条例》经国务院第 76 次常务会议通过, 自 2009 年 10 月 1 日起施行。另外, 我国于 2007 年开始实施的《政府信息公开条例》等也从程序上对公众参与进行了规定, 这些规定直接与间接地对环评中的公众参与进行规范。

从上述可看出, 欧盟和中国除遵循共同的国际环境理念和宗旨, 显现出共同点外, 更多地体现出二者在法律背景与法律依据上的不同。

(二) 关于“公众”的定义与范围

1. 关于“公众”的定义。《跨界环境影响评价公约》、《奥尔胡斯公约》(the Aarhus Convention)、《2011/92/EU 指令》、《2013/30/EU 指令》对“公众”做出了界定。《跨界环境影响评价公约》第 1 条第 10 款在欧盟层面首次明确了“公众”的定义: “公众”指单个或多个自然人或法人以及遵循国家立法、惯例规定所组成的协会、组织或团体^④。《奥尔胡斯公约》第 2 条第 4 款、《2011/92/EU 指令》第 1 条第 2 款 (d) 项在界定“公众”时, 沿用了与《跨界环境影响评价公约》对“公众”的定义。《2013/30/EU 指令》认为“公众”指单个或多个实体以及遵循国家立法、惯例规定所组成的协会、组织或团体^⑤, 与上述规定大同小异。

我国《环境影响评价法》(2002 年) 第 5 条规定: “国家鼓励有关单位、专家和公众以适当方式参与环境影响评价。”该法明确以法律形式在我国环境立法中使用“公众”一词, 明确了公众在环境保护中的法律地位。我国《环境影响评价公众参与暂行办法》(2006 年) 第 4 条第 1 款规定: “国家鼓励公众参与

① Directive 2003/4/EC, on public access to environmental information and repealing Council Directive 90/313/EEC.

② 2006/194/EC, establishing a questionnaire relating to Council Directive 96/61/EC concerning integrated pollution prevention and control (IPPC), notified under document number C(2006) 598.

③ Commission press release IP/12/1158 and MEMO/12/809, October 26, 2012.

④ Article 1 DEFINITIONS (x) “The Public” means one or more natural or legal persons and, in accordance with national legislation or practice, their associations, organizations or groups.

⑤ Directive 2013/30/EU; Article 2 Definitions (18) “The Public” means one or more entities and, in accordance with national legislation or practice, their associations, organizations or groups.

环境影响评价活动。”其后，自2009年施行的《规划环境影响评价条例》第13条第1款规定：“规划编制机关对可能造成不良环境影响并直接涉及公众环境权益的专项规划，应当在规划草案报送审批前，采取调查问卷、座谈会、论证会、听证会等形式，公开征求有关单位、专家和公众对环境影响报告书的意见。”比较遗憾的是上述各法律、法规与规章规定只是提到“公众”一词，并未对“公众”一词进行进一步的概念界定。

对比欧盟和中国关于“公众”的定义，不难看出，与欧盟明确界定了“公众”内涵做法不同，我国不同层级的立法均缺乏对“公众”的明确定义。

2. 关于“公众”的范围。《跨界环境影响评价公约》第1条第10款、《奥尔胡斯公约》第2条第4款及《2011/92/EU指令》第1条第2款(d)项对“公众”的定义明显指明了欧盟“公众”的范围：即单个或多个自然人或法人以及遵循国家立法、惯例规定所组成的协会、组织或团体等。另外，《奥尔胡斯公约》第2条第5款、《2011/92/EU指令》第1条第2(e)款、《2013/30/EU指令》第5条第2(b)款在“公众”定义的后面，进一步规定了“有关的公众”定义及范围：“有关的公众”是指“受到环境决策影响的公众、可能受环境决策影响的公众、或与环境决策有利益利害影响的公众……^①”从而，在环境影响评价领域，将“有关的公众”(the Public Concerned)从“公众”中突出出来，使其不同于“一般社会公众”。

我国《环境保护法》第6条规定：“一切单位和个人都有保护环境的义务，并有权对污染和破坏环境的单位和个人进行检举和控告。”《规划环境影响评价条例》第6条规定：“任何单位和个人对违反本条例规定的行为或者对规划实施过程中产生的重大不良环境影响，有权向规划审批机关、规划编制机关或者环境保护主管部门举报。”上述法律、法规中的“单位和个人”可视为“公众”；我国《建设项目环境保护管理条例》第15条规定：“建设单位编制环境影响报告书，应当依照有关法律规定，征求建设项目所在地有关单位和居民的意见。”该《条例》中的“单位和居民”可视为“公众”；《环境影响评价公众参与暂行办法》第15条规定：“被征求意见的公众必须包括受建设项目影响的公民、法人或者其他组织的代表”，此处的“公民、法人或者其他组织的代表”，很明显可视为“公众”；《环境影响评价法》第五条规定：“国家鼓励有关单位、专家和公众以适当方式参与环境影响评价。”《规划环境影响评价条例》第13条第1款规定：“规划编制机关对可能造成不良环境影响并直接涉及公众环境权益的专项规划，应当在规划草案报送审批前，采取调查问卷、座谈会、论证会、听证会等形式，公开征求有关单位、专家和公众对环境影响报告书的意见。”《环境影响评价法》及《规划环境影响评价条例》直面“公众”一词，无疑是立法的一大进步，但将“有关单位、专家”和“公众”并列相提，将“有关单位、专家”独立于“公众”范围之外，这种划分值得探讨。

从上述欧盟和中国关于“公众”范围的认定对比来看，欧盟非常明确地界定了“公众”的范围，且法律规定一致。而我国则明显不同，相关立法缺乏对“公众”范围明确而一致的界定。

(三) 关于公众参与环评的范围与内容

一方面，环境影响评价强调对环境的影响进行评价，那么对哪些影响要进行评价是公众参与环评的范围与内容须确定的。就涵盖范围与内容而言，《2011/92/EU指令》与《跨界环境影响评价公约》对此规定大同小异。综合《2011/92/EU指令》第3条与《跨界环境影响评价公约》第2条第(vii)款规定，这些影响包括：人类（健康与安全）、动植物、土壤、空气、水、气候、风景、历史遗迹、物质财产、文化遗产及上述这些因素的相互影响；也包括因这些因素而导致的社会经济状况的改变。另一方面，对哪些领域要进行评价也是公众参与环评的范围与内容须确定的。从1985年的《85/337/EEC指令》到2011年的《2011/92/EU指令》，欧盟《关于特定公共和私人项目环境影响评价指令》虽然历经修订和更替，但指令的名称始终没有改变，其范围与内容也依旧是围绕着公众参与公共和私人项目环境影响评价。并从具体规定可看出，欧盟环评主要围绕的是规划、计划、项目方面。

我国《环境影响评价法》第2条表明我国所规定的环境影响评价，其范围和内容主要是指对规划和建

^① the public affected or likely to be affected by, or having an interest in, the environmental decision-making.

设项目进行的环境影响评价。对于规划,《规划环境影响评价条例》第2条明确了“规划”进行环境影响评价的范围:国务院有关部门、设区的市级以上地方人民政府及其有关部门,对其组织编制的土地利用的有关规划和区域、流域、海域的建设、开发利用规划,以及工业、农业、畜牧业、林业、能源、水利、交通、城市建设、旅游、自然资源开发的有关专项规划,应当进行环境影响评价。对于建设项目,《建设项目环境保护管理条例》第15条规定建设单位编制环境影响报告书时应征求建设项目所在地有关单位和居民的意见。此外,《环境影响评价公众参与暂行办法》第2条规定了对环境可能造成重大影响、应当编制环境影响报告书的建设项目环境影响评价的公众参与。该《办法》第6条第2款规定,按照国家规定应当征求公众意见的建设项目,其环境影响报告书中没有公众参与篇章的,环境保护行政主管部门不得受理。

从上述对比可见,我国和欧盟在公众参与环评的范围与内容方面,相同的是二者环评主要围绕的基本都是规划、计划、项目等方面。不同的是欧盟既强调公共和私人项目要同样进行环境影响评价,又明确规定了要对“哪些影响”进行评价,哪些方面公众具有参与权,使其更具有法律可行性。相比之下,我国的法律规定不完整,不明确。《环境影响评价法》对于“哪些方面环境影响”要进行环评欠缺明确规定,《建设项目环境保护管理条例》在公众对建设项目进行环评方面的规定欠缺力度,也不完整,《环境影响评价公众参与暂行办法》中,只规定了“建设项目”的环境影响评价的公众参与,而将“规划”的环境影响评价的公众参与排除在外。

(四) 关于公众参与环评的阶段

《2013/30/EU指令》、《2011/92/EU指令》与《奥尔胡斯公约》对于公众参与环评的阶段有一致的规定。《公约》第6条第2款规定,在环境决策程序中应或以公共通知的方式,或以个别通知的方式尽早通知有关的公众,且应以充分、及时、有效的方式通知到。该《公约》第6条第3款规定,通知公众时,应留有充足的时间以便公众能够准备和有效地参与。《2013/30/EU指令》前言及《2011/92/EU指令》第6条第4款规定,在环境决定作出之前,成员国应确保尽早给予公众有效的机会参加环境决策。《2013/30/EU指令》第5条第2(f)款及《2011/92/EU指令》第6条第6款规定,要求成员国必须提供合理的时间安排以使每个不同阶段都能有充足的时间供公众参与。

我国《环境影响评价法》第11条规定:“专项规划的编制机关对可能造成不良环境影响并直接涉及公众环境权益的规划,应当在该规划草案报送审批前,举行论证会、听证会,或者采取其他形式,征求有关单位、专家和公众对环境影响报告书草案的意见。”《规划环境影响评价条例》第13条第2款规定:“有关单位、专家和公众的意见与环境影响评价结论有重大分歧的,规划编制机关应当采取论证会、听证会等形式进一步论证。”该《条例》第25条规定:“规定规划环境影响的跟踪评价应当包括下列内容:……(三)公众对规划实施所产生的环境影响的意见;”该《条例》第26条规定:“规划编制机关对规划环境影响进行跟踪评价,应当采取调查问卷、现场走访、座谈会等形式征求有关单位、专家和公众的意见。”

从以上对比可看出,欧盟的公众参与环评体现在各个不同阶段。我国的公众参与环评主要体现在规划、建设项目报送审批前,以及后期的对环境影响的跟踪评价,阶段较为固定化,难以像欧盟那样覆盖环境影响评价的各个不同阶段。

(五) 关于信息公开与知情权

《2013/30/EU指令》、《2011/92/EU指令》肯定了《奥尔胡斯公约》关于信息公开与知情权之规定。《公约》第1条规定,为了保护当代人和后代人能够生活在一个充分有利于其健康与福利的环境的权利,每个成员方应根据本公约的条款规定保障知情权、公众参与决策权和在环境事务中获得公正权。《公约》第3条第1款提到,每个成员方应采取必须的法律、行政或其他措施,建立和保持清晰、透明、持续的框架执行《公约》的规定,以保障知情权、公众参与决策和在环境事务中获得公正的权利。

我国除上述《环境影响评价法》第11条、《规划环境影响评价条例》第13条涉及公众参与外,《环境影响评价公众参与暂行办法》比较详细地规定了环境影响评价过程中的信息公开。该《暂行办法》第4条规定,国家鼓励公众参与环境影响评价活动。公众参与实行公开、平等、广泛和便利的原则。《环境信息公开办法(试行)》也为公众参与环境保护提供了法律保障。环境信息的获取也成为保障我国公众知情权的重要渠道以及公众参与环境管理的前提条件。

从上述对比可看出，欧盟与我国在环境影响评价的信息公开与知情权方面有相同之处，也有不同之处，二者都强调知情权、公众参与决策权，但欧盟以立法的形式更加具体地强调了公民在公众参与上的持续性和公正性。

三、欧盟环评公众参与机制对我国立法完善之启示

（一）立法遵循国际原则，积极履行国家义务

1972年，《斯德哥尔摩人类环境宣言》发出人人参与保护环境之声音。1992年，《里约环境与发展宣言》的原则第10条也指出：“环境问题最好是在全体有关的市民的参与下，在有关级别以上加以处理……各国应通过广泛提供资料来鼓励公众的认识和参与。”《21世纪议程》也对公众参与环境保护进行了相关论述，其中共有十一个篇目论述了公众参与的内容和应该参与到环境保护过程中的不同主体，这些主体包括妇女、儿童和青年等，这些群体的广泛参与是解决环境问题的重要后盾和最好的知识来源^[10]。

《奥尔胡斯公约》在前言中就提到，《公约》是遵照和响应《斯德哥尔摩人类环境宣言》、《里约环境与发展宣言》等提倡的国际原则而制定。《公约》包括公众参与在内的三大支柱^[11]，《公约》将人类环境权与政府环境保护责任联系在一起，并被转化为欧盟指令以执行^[12]。《公约》体现了对欧盟成员国的法律影响^[13]。正如学者所评价的，虽然《奥尔胡斯公约》只是一个区域性环境公约，但是它是迄今为止在国际环境法领域对公众参与环境保护原则率先做出专门规定的唯一的国际公约^[14]。可见，欧盟以法律的形式切实贯彻了国际环境原则，并将诸原则进一步贯彻到其所制定的法规、指令、决定中。我国也是国际社会的成员，保护世界生态环境是我国的义务。我国也应严格遵循国际环境原则与宗旨，除了公共利益和公共国际法以外，任何自然人和法人权利不得被剥夺^[15]，运用立法、行政等多种手段，不断完善环评公众参与机制。

（二）立法明晰公众环境参与权

环境影响评价中的公众参与权是公众环境参与权的一种，属于环境权的范畴。从狭义角度而言，环境权是一种话语权^[16]，民权社会要求更好的环境^[17]，并奉行“人人是集体决策的参与者”之治理理论^[18]，将环境权作为一项基本人权予以保护应注重程序权，程序权是自《里约环境与发展宣言》后增加的最重要的环境权^[19]。发展和行使程序权不仅仅给保护环境权提供了机会，也促进了清洁环境实体权的发展^[20]，我国在今后立法中应使公众环境参与权兼具程序权及实体权双重功效。我国应当在立法中对公众环境参与权做出明确而一致的规定。在《环境保护法》以后的修改中应引入公众参与理念，并对公众参与权进行原则性地界定，最后，我国还应修改《大气污染防治法》、《水污染防治法》等单行法，使公众参与真正落到实处。

（三）立法完善“公众”主体机制

1. 明确“公众”的定义与范围。在我国，在不同的法律、行政文件中，要么只是泛泛地提及“公众”一词，要么“公众”一词，被“单位和个人”、“单位和居民”、“公民、法人或者其他组织”等不同的字眼所指代。如前所述，欧盟对公众的定义清楚而明确，且已形成体系化，我国应借鉴欧盟的做法，特别在立法中应明确“公众”的定义。

另外，欧盟也通过定义初步明晰了“公众”的范围。“公众”包括：自然人、法人、协会、组织或团体。除此以外，欧盟还将“有关的公众”从“公众”中突出出来，即欧盟首先是将“公众”分为“一般社会公众”（the General Public）与“有关的公众”（the Public Concerned），然后将“有关的公众”进一步界定为是：“受到影响的公众”（the Public Affected）、“可能受影响的公众”（the Public likely to Be Affected）、或“有利益利害影响的公众”（the Public Having an Interest in）。

对比欧盟，我国《环境影响评价法》、《规划环境影响评价条例》等法律规定中，将“有关单位、专家”和“公众”并列相提，立法并没有明确何谓“有关单位”，是编制规划，实施项目建设的单位，还是与编制规划，实施项目建设的同行业或有影响、有利益关系的单位，因而此说法并不科学。为加强中华人民共和国国家环境保护标准建设，我国正在制定《环境影响评价技术导则——公众参与》篇，该《环境影

响评价技术导则——公众参与》(征求意见稿)将环境影响评价的公众范围认定为:“所有直接或间接受建设项目影响的单位和个人,但不直接参与建设项目的投资、立项、审批和建设等环节的利益相关方,是环境影响评价中狭义的公众范围,包括:a)受建设项目直接影响的单位和个人;b)受建设项目间接影响的单位和个人;c)有关专家;d)关注建设项目的单位和个人。”该《技术导则》对于“公众”之规定,弥补了我国以前对于“公众”认定之不足,且将专家也视同为“公众”,无疑是一大进步。但很明显该《技术导则》依然存在不足,自身也存在矛盾。如,“受直接或间接影响”的只认定了“单位和个人”,而没有包括“协会、组织或团体”;只规定了“建设项目”的环境影响评价,而没有规定“规划”等的环境影响评价等。为解决上述问题,我国可充分借鉴欧盟做法,在认定“公众”时,应引入“一般社会公众”与“有关的公众”之理念,并在认定“有关的公众”时,采用“受到影响”、“可能受影响”和“存在利害关系”为标准,来明确其范围。保护环境,人人有责也有权。公众范围,不仅应包括有影响、有利益冲突的有关公众,也要有与规划、项目建设等无直接关系的一般社会公众,在无直接关系的一般社会公众中,既要有专家,又要有普通民众。在具体事项上,还应合理选取参与者。在选取参与者时,须按照平等的利益分配机制,充分考虑不同的社会背景、文化水平、性别、年龄、职业等因素,考虑持不同观点的参与者的加入、考虑弱势群体参与者的声音的传达,以增强广泛性,并力求公正。

2. 促进公众参与主体组织化,注重非政府环保组织的参与。环境行政公众参与的实践过程已经证明:利益组织化可以使分散个体分担集体行动的成本,分享行动的受益,并且可以通过组织化的激励、制约机制,协调个体的行动步骤、节奏和方向,避免了聚众所带来的不可控制的破坏性力量。经过组织化的方式对个体利益诉求进行内部的同时过滤和协调,可以使得利益表达更加集中、更加有力,因此也更有可能对公共决策产生影响^[21]。在转型期的中国,环境行政参与中更要强化公众参与主体的组织化,改变过多的公众个体无序之参与局面。

在促进公众参与主体组织化进程中,应注重非政府环保组织的参与。欧盟对于非政府组织的重视值得我国推崇。《奥尔胡斯公约》第2条规定,为促进环境保护、符合国内法要求的非政府组织被认为是“具有利益利害影响关系的有关的公众”,这种认定在法律上承认了非政府环保组织的重大作用,并将非政府环保组织的地位在法律上上升到前所未有的高度。欧盟《2013/30/EU指令》、《2011/92/E指令》同样表明公众包括“非政府组织”。可以说,只要符合国家法律要求,非政府环保组织注定是“有关的公众”的一部分^[22],非政府环保组织作为组织体,与民众个体相比,既有与政府沟通的途径,又具有广泛的民众根基;既可以将环境信息充分传达给公众,又可以将公众意见有效整合,并将民意反馈给政府。我国应充分发挥非政府环保组织之作用,在相关各级立法中直接规定非政府环保组织作为公众重要组成部分,且应借鉴欧盟的经验,将非政府环保组织定位为独立的非盈利性的符合国内法与习惯^[23]、以促进环境保护为目标的法人等。

(四) 完善公众参与环评的范围、内容、阶段

1. 明确公众参与环评的范围与内容。首先,欧盟强调公共和私人项目要同样进行环境影响评价,更加明确具体,此点值得我国借鉴。其次,我国还要在各相关立法和行政规范性文件中明确规定要对“哪些影响”进行评价,哪些方面公众具有参与权,使其更具有法律可行性。应充分借鉴欧盟《2011/92/EU指令》与《跨界环境影响评价公约》关于“影响”之规定。我国可在相关立法和行政规范性文件中将“影响”明确为是指一项拟议活动对环境的影响,包括:人类(健康与安全)、动植物、土壤、空气、水、气候、风景、历史遗迹、物质财产、文化遗产及上述这些因素的相互影响;也包括因这些因素而导致的社会经济状况的改变。通过明确公众参与环评的范围与内容,使我国的环境影响评价制度能够从各方面环境要素出发,逐步落实并着实有效地保护生态环境。

2. 完善公众参与环评的阶段。我国的公众参与环评主要体现在规划、建设项目报送审批前,以及后期的对环境影响的跟踪评价,阶段较为固定化,公众参与环评的阶段较为狭窄,难以像欧盟那样覆盖环境影响评价的各个不同阶段。我国应借鉴欧盟做法,尽快完善公众参与环评的阶段。首先,要改变规划、建设项目报送审批前才让公众参与环评之作法。欧盟《2013/30/EU指令》、《2011/92/EU指令》都规定成员国应确保尽早给予公众有效的机会参加环境决策,我国环境影响评价的公众参与时间也应提早,将公众

参与的阶段尽量提前至规划、建设项目的可行性研究阶段或编制阶段，尽早使公众了解此类规划、计划、项目存在的主要环境问题。公众越早介入环评，对环境决策产生的影响越大，介入时间越早，越能产生实效。其次，针对不同情形引导不同程度的公众参与。以建设项目为例，我国法律规定对建设项目的环评实行分类管理。建设项目可能造成重大环境影响的，应当编制环境影响报告书，对产生的环境影响进行全面评价；可能造成轻度环境影响的，应当编制环境影响报告表，对产生的环境影响进行分析或者专项评价；对环境的影响很小、不需要进行环境影响评价的，应当填报环境影响登记表。问题是在缺少公众全面介入情形下，又如何正确判断何谓重大影响、何谓轻度环境影响、何谓对环境的影响很小或无影响呢？另外，我国相关法律只是对需要编制环境影响报告书的程序作了详细规定，对于编写环境影响报告表以及环境影响登记表的程序欠缺详细规定。也就是说，在后两者情形下，公众基本没有参与该程序的机会。我国以后要改善这三类建设项目管理程序，适时针对不同情形引导不同程度的公众介入与参与。特别是将公众参与引入后两者程序中，让公众做出公正的评断，以避免以“环境影响很小或无影响”为借口，而实质上却是“重大影响”之现象的发生。最后，应使公众参与每个环评阶段，并在公众参与环评的每个阶段都应给予充足的时间。

（五）加强信息公开与知情权保障

欧盟《奥尔胡斯公约》第3条第6款要求现有的知情权、公众参与决策权和在环境事务中获得公正权不得倒退。《公约》第3条第9款要求，无论公民身份、国籍或住所，如果是法人，则无论其注册地在哪或经营活动中心在哪，一律无歧视地享有上述知情权、公众参与决策权和在环境事务中获得公正权。《公约》第5条第1款（b）项规定，要建立强制性的制度体系以保障公共当局关于影响环境的拟议活动的信息畅通。《公约》第9条第2款（b）项要求相关权利不能受到损害。我国环评公众参与上也应更加提倡无歧视、公正之原则，强调无歧视原则之普遍应用性，强调公正原则要进一步深入人心。为促使更广泛的参与，政府应建立基础渠道以确保信息获取与公众参与^[24]。我国环评机制中的公众参与应强化政府在环评中的职责与义务，政府应及时地向公众提供各种环境信息，尽早给公众参与环境决策提供全面的信息资料，并通过完善听证制度等措施改善政府的环境行政能力。

在强调政府信息公开义务的同时，我国还应进一步强调企业的信息公开义务。《环境信息公开办法（试行）》从政府环境信息和企业环境信息两个方面强调了环境信息公开，区分了政府环境信息和企业环境信息两个渠道，特别是还通过第3章专章规定企业环境信息公开的方式，强化了企业环境社会责任，这是难能可贵的进步，但与欧盟相比，存在着不足。欧盟《奥尔胡斯公约》第5条第6款明确要求成员国要鼓励其活动对环境有重大影响的开发者（经营者）采取一定措施定期将其活动对环境的影响通知公众。《2011/92/EU指令》第5条第3款在《公约》基础上还细化了一些规定，如信息要求涵盖项目的选址、设计与规模；避免、减少、补救不利影响的措施；界定与评价主要影响的数据；开发者主要替代措施框架及选择理由；上述信息的非技术性总结等。很明显，欧盟更强调企业环境信息公开的固定化、具体化。我国应借鉴欧盟《奥尔胡斯公约》、《2011/92/EU指令》对企业信息公开的时间、方式及内容要求，将企业环境信息公开定期化、规范化。

另外，欧盟《奥尔胡斯公约》与《2011/92/EU指令》强调应当建立有效的司法机制以保障公众的知情权，此理念也应该为我国法律借鉴。我国应在扩大环境信息公开的范围、加强环境信息公开的力度的同时，在各相关法律规定中明确规定公众参与权受到侵害或未能得到有效展现时的司法救济措施，避免公众参与浮于表面和虚化，使公众参与得到法律自始至终的保障。

（六）完善公众参与环评专项立法

2012年，欧盟委员会提出了简化项目环境影响评价的新提议（IP/12/1158 and MEMO/12/809）。这些提议立意于在不消除现有环境保护水准基础上使主要项目的潜在影响的评价更容易；提议认为应加强现有环境保护水平，应形成更协调的有规律的框架体系等。《2013/30/EU指令》第40条也提出欧盟应不迟于2019年7月19日对成员国当局执行该指令的成效加以评价。欧盟委员会将向欧盟议会及理事会提交评价结果报告，报告要求包括修改该指令的建议。欧盟对于环境影响评价法律的不断探索值得关注，这给包括我国在内的其他国家也起到了一定的指引作用，法律，尤其是环评专项法律需要不断地修改与完善。

1. 修改《环境影响评价法》。应及时修改《环境影响评价法》以在法律层面上保障公众享有具体、完整、具有可操作性的环境参与权。除上述提及的在《环境影响评价法》中明确“公众”及“有关的公众”之定义与范围外,还可考虑制定包括环境、交通、人口等综合性的影响评价法。因一个建设项目特别是大型的工程项目除了对周边环境的影响外还往往对当地的交通或人口等产生深远而广泛的影响。虽然城乡规划法等个别法律分别进行规范限制,但不能像环境影响评价那样规范和具有专业性。因此有必要制定综合性的影响评价法来统一规范和调整^[25]。同时,鉴于我国《环境影响评价法》对于“哪些方面环境影响”要进行环评欠缺明确规定,我国《环境影响评价法》修改中可借鉴欧盟《2011/92/EU指令》与《跨界环境影响评价公约》之规定,明确要进行评价的“影响”可涵盖人类(健康与安全)、动植物、土壤、空气、水、气候、风景、历史遗迹、物质财产、文化遗产及上述这些因素的相互影响等诸方面,以有利于公众全方位地考虑一项规划、建设项目等对环境的影响,促使政府审慎推出环境决策,有利于对生态环境的绿色保护。

2. 制定《建设项目环境影响评价条例》。按照我国《环境影响评价法》第2条的规定,我国的环境影响评价是指对规划和建设项目实施后可能造成的环境的影响的评价。围绕“规划和建设项目”两大环评内容,我国应不断进行立法完善。目前,我国已制定了《规划环境影响评价条例》,而建设项目的环境影响评价还有待于提高。虽然我国国务院已出台了《建设项目环境保护管理条例》,但该《条例》第15条只规定建设单位编制环境影响报告书时应征求建设项目所在地有关单位和居民的意见,从本质上讲该《条例》既未明确引入“公众”这一法律名词,也欠缺公众对建设项目进行整体性环评的规定。我国今后应制定《建设项目环境影响评价条例》,明确引入“公众”这一法律概念,细化建设项目上公众的环评参与权。

3. 制定专门的《公众参与环评条例》。2006年出台的《环境影响评价公众参与暂行办法》是我国第一部具体规定公众参与环境事务管理的部门规章,具有深远意义。但该《暂行办法》还存在着一定的不足,如该《暂行办法》只规定了“建设项目”的环境影响评价的公众参与,而将“规划”的环境影响评价的公众参与排除在外。我国以后可先制定《公众参与环评管理办法》,及时总结经验教训,在时机成熟时再及时制定《公众参与环评条例》。无论是《公众参与环评管理办法》还是《公众参与环评条例》都应与《环境影响评价法》相一致,除要明确“公众”及“有关的公众”之定义与范围外,还应将“建设项目”与“规划”的环境影响评价一同纳入规范范围之内。通过制定详细的可操作的规范,明确公众在环境影响评价活动中的法律地位,将公众参与的程序、范围、阶段等关键性内容具体化,明确政府信息公开、公众行使知情权等环境权利的具体途径和方式,使公众参与行之有效。

参考文献

- [1] 石佑启,陈咏梅.论开放型决策模式下公众参与制度的完善[J].江苏社会科学,2013,(1).
- [2] Vadi, V. Environmental impact assessment in investment disputes: Method, governance and jurisprudence[J]. *Polish Yearbook of International Law*, 2010, 30.
- [3] 王洛忠.我国转型期公共政策过程中的公民参与研究——一种利益分析的视角[J].中国行政管理,2005,(8).
- [4] 张晓文.我国环境保护法律制度中的公众参与[J].华东政法大学学报,2007,(3).
- [5] 汪劲.环境法学(第2版)[M].北京:北京大学出版社,2011.
- [6] Dellinger, M. Ten years of the Aarhus Convention[J]. *Colorado Journal of International Environmental Law and Policy*, Vol. 23, Summer 2012.
- [7] 竺效.论公众参与基本原则入环境基本法[J].法学,2012,(12).
- [8] 杜辉.论制度逻辑框架下环境治理模式之转换[J].法商研究,2013,(1).
- [9] 徐伟.公众参与制度在环境影响评价中的影响[J].生态经济,2013,(1).
- [10] 柯木玲.论环境法基本原则之公众参与原则[J].吉林广播电视大学学报,2012,(6).
- [11] Kennedy, R. Access to justice under Irish environmental impact assessment law[J]. *Environmental Law Review*, 2010, (2).
- [12] O'Carroll, M. Challenger to the trump development fails to obtain interim orders[J]. *Scottish Planning and Environmental Law*, 2010, (19).
- [13] Eckes, C. Environmental policy “outside-in”: How the EU's engagement with international environmental law curtails na-

- tional autonomy[J]. *German Law Journal*, 2012, (13).
- [14]彭峰. 中国环境法公众参与机制研究[J]. *政治与法律*, 2009, (7).
- [15]White, M. Attaining the age of consents; Five years of the *Planning Act 2008*[J]. *Journal of Planning & Environment Law*, 2013, (13).
- [16]Pedersen, O. W. A bill of rights, environmental rights and the UK constitution[J]. *Public Law*, 2011, (7).
- [17]You, Mingqing. Annual review of Chinese environmental law developments: 2011[J]. *Environmental Law Reporter News & Analysis*, 2012, (5).
- [18]Roberto Caranta. Civil society organizations and administrative law[J]. *Hamline Law Review*, 2013, (3).
- [19]Boyle, A. Human rights and the environment: Where next[J]. *European Journal of International Law*, 2012, (8).
- [20]Khalailah, Y. A right to a clean environment in the middle east: Opportunities to embrace or reject[J]. *Environmental Law Reporter News & Analysis*, 2012, (3).
- [21]朱谦. 环境公共决策中个体参与之缺陷及其克服——以近年来环境影响评价公众参与个案为参照[J]. *法学*, 2009, (2).
- [22]Oliver, P. Access to information and to justice in EU environmental law: *The Aarhus Convention*[J]. *Fordham International Law Journal*, 2013.
- [23]Garçon, G. The rights of access to justice in environmental matters in the EU[J]. *European Food and Feed Law Review*, 2013, 8.
- [24]David Banisar, etc. Moving from principles to rights: RIO 2012 and access to information, public participation, and justice [J]. *Sustainable Development Law & Policy*, 2013, (4).
- [25]林宗浩. 韩国的环境影响评价制度[J]. *河北法学*, 2009, (9).

(责任编辑 周振新)

中国财政支出对环境质量影响的实证分析

卢洪友, 田 丹

摘 要: 财政支出对环境质量的影响可以区分为两种效应: 一是财政支出直接影响环境质量的“直接效应”; 二是财政支出通过影响经济增长水平进而影响环境质量的“间接效应”。基于中国 30 个省份 1998—2010 年的面板数据, 运用考虑了动态效应和内生性的 GMM 模型, 综合考察中国财政支出对环境质量影响的两种效应。结果表明: 中国财政支出总量对环境质量的直接影响效应并不显著, 但间接影响效应显著; 财政支出抑制了固体废弃物的排放量, 但却促进了二氧化硫的排放量。

关键词: 财政支出; 环境质量; 经济增长; 直接效应; 间接效应

中图分类号: F205 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0044-08

一、引 言

财政支出政策是财政政策的重要组成部分, 财政支出政策效应研究一直是公共部门经济学的重要主题。传统经济学对财政支出政策效应的研究往往强调其对总需求、失业、通货膨胀等的影响, 而忽略了对环境质量的影响。在环境问题凸显的今天, 将环境质量纳入宏观经济体系, 研究财政支出政策对于环境质量的影响, 不仅具有重要的理论价值, 同时对建立“绿色财政支出”体系, 提高环境质量具有重要意义。

环境宏观经济学建立以来, 财政支出政策对环境质量的影响逐渐引起学者们的关注。西方学者 Heyes 最早将财政支出、经济增长和环境质量纳入一个框架, 建立理论模型说明三者之间的关系^[1]。此后 Lawn、Sim 等不断对模型进行扩展, 其基本观点认为, 理论上存在一条环境均衡曲线, 反映经济发展的环境限制, 在这条曲线上, 经济发展所消耗的环境资源的量恰好等于环境自身能够提供的量, 而不同类型的财政支出政策, 会影响“产品市场—货币市场—资源环境市场”中均衡点的位置^{[2][3]}。这些理论研究表明, 环境质量这一公共品的特殊性在于其内生于整个经济社会的发展, 与整个经济的发展方式密切相关。因此, 不仅与环境直接相关的财政支出也会对环境质量产生影响, 政府的财政支出行为也会作用于整个经济社会系统, 对环境质量产生间接影响。也就是说, 财政支出可以通过两条途径影响环境质量: 一是财政支出影响经济增长间接影响污染物排放, 即“财政支出—经济增长—环境质量”, 这是财政支出对环境质量影响的间接效应; 二是财政支出直接影响污染物排放, 即“财政支出—环境质量”, 这是财政支出对环境质量影响的直接效应。那么, 中国财政支出对环境质量有何影响? 本文将利用中国省际面板数据进行经验检验并回答这一问题。

二、文献综述

关于财政支出对环境质量影响的研究主要分为两类: 一类是分别研究财政支出对经济增长的影响以及

基金项目: 国家社会科学基金重大项目“城乡环境基本公共服务非均等程度评估及均等化路径研究”(11&ZD041); 中央高校基本科研业务费专项资金资助(2012105010209)

作者简介: 卢洪友, 武汉大学经济与管理学院教授、博士生导师(湖北 武汉 430072); 田丹, 武汉大学经济与管理学院博士研究生

经济增长对环境质量的影响,另一类是直接研究财政支出对环境质量的影响。

对财政支出与经济增长关系的研究始于 Arrow 和 Kurz,此后国内外大量学者对这一主题进行了探讨^[4]。Afonso 等、Bajo-Rubio、Barro 认为政府支出存在政府低效率、税收扭曲、激励不足等问题,会挤出私人投资,从而损害经济增长^{[5][6][7]}。Folster 等研究发现在政府规模较大的国家,财政支出对私人部门劳动生产率的贡献更小^[8]。Bergh 等、Afonso 等也研究认为政府支出对经济增长有消极影响^{[5][9]}。与上述研究相反,Ghali 研究发现政府支出通过调节私人利益与社会利益的冲突,引导最优的增长方向和弥补市场失灵等方式促进了经济增长^[10]。在国内,庄子银等研究认为在考虑了调整成本的条件下,财政支出对经济增长的总体效应下降,甚至出现负向影响^[11]。张明喜等研究发现我国财政支出有利于经济增长,并对中国的最优财政支出规模进行了研究^[12]。金戈等构建了一个包含多种类型公共支出的内生经济增长模型,探讨了多种类型公共支出促进经济增长和提高社会福利的机制^[13]。付文林等基于协整分析的方法,对中国公共支出相关变量的长期增长效应进行分析,研究发现实际经济增长率与公共支出占 GDP 的比例呈反向变动关系^[14]。严成樑等在一个具有内生劳动选择的内生经济增长模型中考察了财政政策对经济增长的影响,发现我国生产性公共支出并不一定总能促进经济增长,生产性公共支出对经济增长的影响存在地区差异^[15]。

另一方面,经济增长与环境污染之间的关系早已成为环境经济学家关注的热点问题。彭水军等基于 1996—2000 年中国 30 个省(自治区、直辖市)6 类环境指标的面板数据,通过构建包括产出方程与污染方程在内的联立方程组综合考察,认为经济增长与环境质量之间存在双向互动机制,并提出了能够实现经济增长与环境质量“双赢”的政策策略选择^[16]。杜婷婷等将环境库兹涅茨曲线及衍生曲线作为研究出发点,探讨了中国经济发展与 CO₂ 排放量的函数关系^[17]。张红凤等基于山东经验数据,通过建立计量经济模型进行实证检验,认为系统而有效的环境规制政策将对环境库兹涅茨曲线的形状和拐点位置产生影响,要想实现污染物排放量的减少,必须将产业结构调整政策与环境规制政策相结合^[18]。

关于财政支出与环境质量的关系的研究最近几年刚刚兴起。在理论方面,Heyes、Lawn、Sim 对经济增长、政府支出以及环境质量之间的作用机制进行了研究^{[1][2][3]}。在实证方面,Frederik 等研究了政治和经济自由对二氧化碳排放量的影响,发现政府规模对污染水平的影响程度与政府的初始规模相关,在政府规模较小的国家,提高经济自由度会减少污染,在政府规模较大的国家则会增加污染^[19]。Bernauer 等认为政府支出占 GDP 的比重与空气污染水平正相关,与政府质量无关^[20]。López 等强调政府支出结构的重要性,研究结果表明偏重于社会和公共服务的政府支出结构有利于减少污染。同时,在不改变支出结构的前提下,增加政府支出对环境质量没有促进作用^[21]。

上述文献为深入探讨财政支出对环境质量的影响提供了一定的逻辑思考和借鉴,但仍存在一些不足之处:(1)已有研究全部以国别数据为基础进行,对中国财政支出政策环境效应的评估极其罕见;(2)国内研究较少考虑财政支出对环境质量的直接效应,更鲜有综合考虑“财政支出—经济增长—污染物排放”和“财政支出—污染物排放”两条路径的环境效应。与西方发达国家相比,中国的财政政策具有很强的经济调控能力,而财政支出政策是财政政策的重要组成部分,现阶段对于中国财政支出政策环境效应的研究在国内较少。本文拟从一个新的角度来研究中国财政支出对环境质量的影响。

本文的研究主要分以下三步:一是检验收入水平和其他条件不变的情况下,财政支出对环境污染水平的直接影响;二是检验财政支出通过影响收入水平进而对环境质量的间接影响;三是将财政支出对环境质量影响的直接效应和间接效应相加得到总的效应。

三、模型构建、数据来源与变量说明

(一) 计量模型设定

为了得到财政支出政策影响环境质量的经验事实,本文建立以下模型:一是加入了财政支出因素的传统 EKC 曲线方程,二是财政支出和其他因素对收入水平的影响方程,两个方程相结合来检验中国财政支出对环境质量影响的直接效应、间接效应以及总效应。

$$\ln(P/c)_{it} = \mu_i + \xi_t + \beta_1 \ln Govshare_{it} + \beta_2 \ln(GDP/c)_{it} + \beta_3 (\ln(GDP/c)_{it})^2 + \beta_4 X_{it} + \zeta_{it} \quad (1)$$

$$\ln(GDP/c)_{it} = \gamma_i + \epsilon_t + \alpha_1 \ln Govshare_{it} + \alpha_2 \ln Z_{it} + \nu_{it} \quad (2)$$

方程(1)是污染物排放方程,其中 $\ln(P/c)_{it}$ 为环境质量变量,代表第*i*个省(自治区、直辖市)第*t*年的环境质量; $\ln(GDP/c)_{it}$ 为收入变量,代表第*i*个省(自治区、直辖市)第*t*年的收入水平。 X_{it} 代表第*i*个省(自治区、直辖市)第*t*年影响环境质量的其它变量, μ_i 是省份的固定效应, ξ_t 是时间效应, ζ_{it} 是干扰项。

对于环境质量指标,在研究环境质量与收入变化关系的经验文献中,较多地采用以下三类变量来度量:污染集中度、污染物排放量、资源开采量。考虑到数据的可获得性,同时,避免结果受到地区位置和气候条件的影响,我们选择污染物的排放量作为环境质量的衡量指标。其中污染排放物又可分为:工业废水排放量、工业废气排放量、工业二氧化硫排放量、工业烟尘排放量、工业粉尘排放量和工业固体废弃物排放量六类污染指标。本文以人均固体废弃物排放量(*Solid*)和人均工业二氧化硫排放量(SO_2)为代表性污染物排放量进行分析。其主要原因在于相对于综合指标而言,单项指标更能精确反映财政支出对于不同污染物排放影响的异质性。固体废弃物与二氧化硫是两个具有不同性质的环境污染物质,两者相比, SO_2 更容易扩散,污染范围较大,外溢性较强,而固体废弃物的污染是局部性的,外溢性较弱。

收入变量用人均GDP指标来度量,与总量GDP相比,人均GDP更能反映真实收入水平变化对环境质量的影响,而且收入变化影响环境质量的需求偏好效应主要体现在个人收入变化方面。为了关注环境质量与收入水平之间是否存在倒U型曲线关系,在方程(1)中引入收入变量的平方项。

财政支出水平(*Govshare*)用第*i*个省(自治区、直辖市)第*t*年财政支出占GDP的比重来表示。

此外,在方程(1)中,本文还引入了以下控制变量。消费支出(*consumption*)用居民消费支出占GDP的比重来衡量,用来控制收入效应对污染物排放量的影响;本文借鉴庄子银等用固定资产投资与GDP的比值来衡量各省区的投资率^[11](*investment*)用来控制资本对污染物排放的影响;腐败(*corrupt*)用贪污腐败案件立案数占总人口的比重来表示,用来控制制度因素对污染物排放量的影响,相关文献研究表明清廉民主的政府更倾向于采取有利于环境保护的政策措施,而腐败专制的政府更有可能以牺牲环境为代价来换取经济增长及相关利益;贸易开放度(*tradeopeness*)用进出口总额占GDP的比重来衡量,用来控制对外开放程度对污染物排放量的影响;Grossman等首先指出了人口规模对污染排放的影响,某一地区人口规模越大,意味着该地区与环境污染相关的生产、消费活动也相应越多,即人口规模对污染排放存在正的规模效应^[22],因此本文引入人口特征变量——人口密度(*density*),用人口总数占该地区面积的比例来度量衡量人口密度,控制人口特征对环境质量的影响;产业结构(*industry*)用第二产业生产总值占国民生产总值的比重来表示,控制产业结构对污染物排放量的影响。

方程(2)借鉴了广泛应用于增长领域的文献中Barro与Mankiw等的索罗模型,将经济增长表示为政府支出和其他变量的生产函数^{[23][24]}。其中, $Govshare_{it}$ 是第*i*个省(自治区、直辖市)第*t*年的财政支出水平,与方程(1)一致用第*i*个省份在第*t*年财政支出占GDP的比重来表示。 $\ln Z_{it}$ 代表影响产出水平的其他控制变量, γ_i 是省份的固定效应, ϵ_t 是时间效应, ν_{it} 是干扰项。

影响产出的要素投入及控制变量主要包括:资本投资率(*investment*)与方程(1)中所用指标一致;人力资本水平(*human*),本文遵循以往文献研究的惯例,用人均受教育年限来衡量各省的人力资本水平;人口因素(*density*),用人口密度来衡量人口规模对产出水平的影响;开放性水平(*tradeopeness*),用进出口总额占GDP的比重来衡量贸易开放度对产出水平的影响。

(二) 数据来源与描述性统计

根据数据的可获得性,本文运用中国1998—2010年30个省(自治区、直辖市)的面板数据。由于西藏自治区的部分指标难以获得原始数据,故本文的分析不包括西藏自治区。表1列出了各变量的名称和描述性统计。

(三) 估计方法选择

财政支出、环境污染和经济发展水平之间可能存在内生性问题。通常情况下,由于环境税费的存在,财政支出随着污染程度的加重而逐渐提高,政府部门经常改变其支出规模和结构以熨平经济周期的影

表 1 各变量的统计描述

变量	观测值	均值	标准差	最小值	最大值
SO ₂	390	156.64	97.88	24.24	579.47
Solid	390	1.11	0.90	0.09	6.87
Goveshare	390	0.16	0.07	0.05	0.55
GDP/c	390	12 213.92	7 776.39	2 301.48	50 646.14
investment	390	0.46	0.12	0.26	0.88
consumption	390	0.38	0.07	0.22	0.65
tradeopenness	390	0.32	0.41	0.03	1.72
human	390	8.10	0.95	5.30	11.51
corrupt	390	0.30	0.09	0.10	0.70
density	390	399.93	536.30	6.96	3 655.01
industry	390	38.91	7.47	28.60	102.80

响^[25]。为了处理可能存在的双向因果关系,我们采用控制了动态效应和内生性的动态 GMM 估计方法进行估计。该方法通过引入解释变量的滞后项作为工具变量,可以有效控制内生性问题^[26]。本文估计使用的软件为 Stata12.0,软件的估计过程采用了 xtabond2 程序包。

在方程(1)中将滞后一期的因变量,财政支出和收入水平视为内生变量,其余视为严格的外生变量。同时,将其他省份的加权平均财政支出(*weighgov*)作为工具变量。由于使用的是污染水平而不是浓度,其他省份的滞后的加权平均财政支出将不会直接影响某一省份的排污水平,但是会通过影响该省份的财政支出水平和收入水平进而影响污染物排放量,符合工具变量的条件。在方程(2)中,将财政支出视为内生变量,其余视为严格的外生变量,进行估计。

(四) 财政支出对环境质量影响分析

基于以上分析,结合方程(1)和(2)得出财政支出对环境影响的直接效应、间接效应和总效应,可以表示为:

$$\frac{d(P/c)}{dGoveshare} = \frac{\partial(P/c)}{\partial Goveshare} + \frac{\partial(P/c)}{\partial(GDP/c)} \frac{\partial(GDP/c)}{\partial Goveshare} \quad (3)$$

其中, $\frac{\partial(P/c)}{\partial Goveshare}$ 是财政支出对环境质量影响的直接效应, $\frac{\partial(P/c)}{\partial(GDP/c)} \frac{\partial(GDP/c)}{\partial Goveshare}$ 是财政支出通过影响经济增长进而对环境质量产生影响的间接效应。我们发现,直接效应是个常数,而间接效应和总效应则高度依赖于收入水平。

四、实证结果解读及相关分析

(一) 财政支出对经济增长的影响

表 2 汇报了不同估计方法下的估计结果。无论使用何种估计方法,在样本期间内,中国财政支出都显著促进了人均收入水平的提高。第一列是 OLS 方法估计的结果,估计系数是 0.082,在 1%的水平上显著;表中第二列是面板固定效应模型估计结果,中国财政支出对人均 GDP 的影响系数为 0.082,且在 1%的水平上显著;表中第三列采用动态面板固定效应模型(DFE)估计结果,结果显示在 5%的显著性水平有积极的促进作用;最后一列运用 Arellano-Bond 两阶段 GMM 估计方法,结果显示中国财政支出在 10%的显著性水平上促进了经济增长。此外,估计结果显示,人均财政支出滞后一期的系数 t 值为 -2.053,说明应考虑模型的动态效应。从表中可以看出系统 GMM 方法通过了 Sargan 检验和差分方程中的误差项一阶序列相关、二阶序列不相关的原假设。控制变量的符号与预期一致。投资对促进经济增长有积极影响,并在 1%的水平上显著。人口密度与经济增长水平负相关,对外开放度与经济发展水平正相关。

(二) 环境质量方程的估计结果分析

表 3 列示了方程(1)的估计结果。在本文的模型中,通过 Hausman 检验确定固定效应模型优于随机效应模型。因此,对于每一类污染物,下表报告了 DFE 和系统 GMM 两种方法的估计结果。GMM 模型通过了 Sargan 检验和差分方程中的误差项一阶序列相关、二阶序列不相关的原假设。从表 3 中各列可以

表 2 方程 (2) 估计结果

解释变量	OLS GDP/c	FE GDP/c	DFE GDP/c	GMM GDP/c
<i>Goveshare</i>	0.082*** (3.244)	0.082*** (5.874)	0.019** (2.436)	0.054* (1.653)
<i>investment</i>	0.080*** (5.432)	0.080*** (6.854)	0.004 (0.597)	0.003* (0.393)
<i>human</i>	-0.058 (-0.844)	-0.058 (-0.929)	0.017 (0.419)	-0.019 (-0.971)
<i>density</i>	-0.000*** (-7.732)	-0.000*** (-13.842)	-0.000*** (-4.495)	-0.000* (1.731)
<i>tradeopeness</i>	0.012 (0.534)	0.012 (0.678)	-0.009 (-0.960)	0.016*** (3.950)
<i>corrupt</i>	0.075*** (2.673)	0.075** (2.573)	0.033** (2.150)	0.027 (1.465)
<i>L. Goveshare</i>	— —	— —	0.836*** (27.943)	-0.075** (-2.053)
C	10.183*** (64.716)	9.214*** (73.202)	1.522*** (5.342)	0.209*** (3.312)
R-sq	0.998	0.994	0.998	—
F	7 761.05	2 595.70	10 700.97	—
Sargan	—	—	—	1.000
A-B test of AR (1)	—	—	—	0.0007
A-B test of AR (2)	—	—	—	0.8264

注：(1) 本文所有检验均在软件包 Stata12.0 下进行；(2) 括号中汇报了各估计系数的 t 值；(3) *、**、*** 分别表示在 10%、5%、1% 显著性水平下显著。

表 3 方程 (1) 估计结果

解释变量	DFE <i>Solid</i>	DFE SO ₂	SGMM <i>Solid</i>	SGMM SO ₂
<i>L. Solid</i>	0.631*** (14.93)	— —	0.974*** (96.38)	— —
<i>L. SO₂</i>	— —	0.779*** (24.14)	— —	0.961*** (70.45)
<i>Goveshare</i>	-0.023 (-0.37)	-0.007* (-1.69)	-0.012 (-0.56)	-0.024 (-0.43)
GDP/c	1.395*** (3.04)	2.088** (2.27)	0.713*** (3.04)	9.174* (1.76)
(GDP/c) ²	-0.084*** (-3.07)	-0.084*** (-2.94)	-0.041*** (-3.12)	-0.496* (-1.70)
<i>tradeopeness</i>	-0.090** (-2.40)	0.037 (0.99)	— —	— —
<i>investment</i>	0.047 (0.90)	0.114** (2.11)	0.076** (2.17)	0.067* (1.83)
<i>consumption</i>	-0.212*** (-2.61)	-0.148* (-1.75)	-0.073 (-1.68)	-0.017 (-0.44)
<i>industry</i>	-0.002 (-1.63)	-0.001 (-0.99)	— —	— —
<i>density</i>	0.000 (1.48)	0.000 (1.29)	0.000 (0.77)	0.000 (1.52)
<i>corrupt</i>	— —	— —	0.133 (1.62)	-0.04 (-0.48)
C	-6.157** (-2.46)	-2.127 (-0.83)	-2.968*** (-2.81)	-1.043 (-0.53)
R ²	0.932	0.849	—	—
F	20.48	87.03	—	—
Sargan	—	—	1.000	1.000
A-B test of AR (1)	—	—	0.010	0.011
A-B test of AR (2)	—	—	0.168	0.215

注：同表 2。

看出,在动态固定效应模型和系统 GMM 模型中固体废弃物排放量的滞后一期 (*L. Solid*) 的系数 *t* 值分别为 0.631、0.974,并且在 1% 的显著性水平上显著,二氧化硫的排放量 (*L. SO₂*) 的系数 *t* 值分别为 0.779、0.961,同样在 1% 的显著性水平上显著,这说明污染物上一期的排放量会对当期的排放量产生正向影响,因此,应该考虑模型的动态效应。

对于固体废弃物 (*Solid*) 排放量,第一列和第三列结果表明,在经济发展水平一定的情况下,中国财政支出对固体废弃物的排放没有直接的显著影响,说明中国财政支出对于固体废弃物减排的直接效应尚未得到有效发挥。从动态固定效应模型和动态 GMM 模型的估计结果可以看出,中国人均 GDP 的提高增加了固体废弃物的排放量,人均 GDP 的平方项对污染物排放量的影响系数为负,说明人均 GDP 与两类污染物的排放存在倒 U 型关系。

对于 *SO₂* 的排放量,估计结果基本相似但略有不同。动态固定效应模型表明,在经济发展水平一定的情况下,中国财政支出对 *SO₂* 排放量有抑制作用,并在 10% 的水平上显著,但 GMM 模型估计结果则表明中国财政支出对 *SO₂* 排放量的影响不显著,由于 GMM 估计方法考虑了模型的动态效应和可能存在的内生性问题,因此我们将 GMM 方法下的估计结果作为后文分析的主要依据。同样,中国人均 GDP 的提高增加了 *SO₂* 的排放量,人均 GDP 的平方项对污染物排放的影响系数为负,说明人均 GDP 与 *SO₂* 的排放量同样存在倒 U 型关系。这也与环境库兹涅茨曲线所描述的经济现象相吻合,对于模型中的其他变量,符号与预期基本一致。

(三) 财政支出的环境效应评估

表 4 列示了在动态固定效应模型和 GMM 模型下,根据公式 (3) 计算得到的中国财政支出对于环境污染的直接效应、间接效应和总效应。由于中国财政支出对环境质量的间接影响和总影响依赖于收入水平,表中对间接效应和总体效应的估计以 2010 年中位收入水平省份的人均 GDP 为基础计算得到。

表 4 中国财政支出对环境质量的影响

影响	Solid		SO ₂	
	DFE	GMM	DFE	GMM
直接效应	-0.023 (N)	-0.012 (N)	-0.007 (Y)	-0.024 (N)
间接效应	-0.004 36	-0.004 31	0.008 808	0.031 436
总效应	-0.004 36	-0.004 31	0.001 808	0.031 436

注:括号中 N 值表示影响不显著, Y 表示影响显著。

由上述模型分析可知,在方程 (1) 中,人均 GDP 以及人均 GDP 的平方项回归系数均显著,在方程 (2) 中,财政支出的估计系数也显著,这说明财政支出对环境质量影响的间接效应确实存在,中国财政支出通过影响经济发展水平,进一步作用于环境生态系统。依据上文回归结果计算得到,中国财政支出对环境质量的间接效应对不同的污染物是有差别的。中国财政支出降低了固体废弃物的排放量,增加了二氧化硫排放量。可能的解释是,固体废弃物的治理收益外溢性较弱,随着经济发展水平的提高,污染状况更容易得到改善,而 *SO₂* 的治理收益外溢性较强,治理难度大,污染的负面影响不易短期内被人察觉,因此,随着经济活动强度的加大,污染水平加剧。

另一方面,在方程 (1) 中,财政支出水平对污染物排放量影响的回归系数在模型中并不显著,说明理论上存在的财政支出总量对环境质量影响的直接效应在中国表现并不明显。

(四) 中国财政支出影响环境质量直接效应的进一步分析

为进一步探索中国财政支出影响环境质量的直接效应,本文分别用中国各省教育科技支出占 GDP 的比重 (*education*),作为教育科技支出的衡量指标;中国各省卫生支出占 GDP 的比重 (*health*),作为医疗卫生支出的衡量指标;中国各省社会保障支出占 GDP 的比重 (*social-security*),作为社保支出的衡量指标;环境保护支出占 GDP 的比重 (*environment*),作为环保支出的衡量指标(由于数据所限,样本区间为 2007—2010 年);中国各省基础设施建设支出占 GDP 的比重 (*infrastructure*),作为基础设施建设支出的衡量指标(由于数据所限,样本区间为 1998—2006 年)来替代财政支出 (*Goveshare*) 对方程 (1)

进行估计, 实证分析结果如表 5 所示。

表 5 中国各项财政支出影响环境质量的直接效应检验

解释变量	DFE Solid	DFE SO ₂	SGMM Solid	SGMM SO ₂
教育支出 (<i>education</i>)	-0.071* (-1.66)	-0.055 (-1.23)	-0.164* (-1.71)	-0.003 (-0.11)
卫生支出 (<i>health</i>)	0.029 (0.77)	-0.042* (1.65)	0.015 (0.84)	-0.001 (-0.05)
社会保障支出 (<i>social-security</i>)	-0.018 (-1.19)	-0.013 (-0.79)	-0.015 (-1.19)	-0.004 (-0.44)
环境保护支出 (<i>environment</i>)	0.189* (1.75)	0.183* (1.79)	-0.071 (-0.78)	-0.141 (-0.80)
基础设施建设支出 (<i>infrastructure</i>)	0.105** (2.39)	-0.000 (-0.01)	0.021** (2.15)	-0.061 (-0.56)

从各项财政支出对环境质量的直接影响来看: (1) 中国教育支出有利于减少固体废弃物的排放量, 这与国内外经验研究的结论一致。教育能够提高居民的环境意识, 而环境意识的提高有利于减少污染物排放量; (2) 中国基础设施建设支出对固体废弃物排放量有正向影响, 大量的基础设施建设支出恶化了中国的环境质量; (3) 中国环境保护支出、医疗卫生支出和社会保障支出对污染物排放量的影响并不显著。可能的原因是中国城镇化和工业化进程快速推进, 环境问题集中式爆发, 同时中国逐步进入老龄化社会, 医疗卫生、社会保障以及环境保护支出的缺口较大, 导致这三类支出对环境质量改善的直接效应在样本期间并不显著。

由上可知, 中国财政支出影响环境质量的直接效应并不显著的可能原因在于: 中国式分权背景下, 中国生产性支出 (如基础设施建设支出) 对环境质量改善有消极影响, 这在一定程度上抵消了公共服务支出 (如教育支出) 对环境质量改善的积极作用。

五、结论及政策建议

本文分析总结了我国财政支出可能影响环境质量的两种可能路径, 并将其区分为直接效应和间接效应。在此基础上, 采用中国 30 个省 (自治区、直辖市) 1998—2010 年的面板数据, 运用 GMM 估计方法检验了中国财政支出对环境质量的影响。得出以下结论: 第一, 中国财政支出对环境质量的影响可以区分为直接效应和间接效应两种; 第二, 中国财政支出对两类污染物排放量的直接影响并不显著; 第三, 中国财政支出主要通过影响经济发展水平, 进而对污染水平产生间接影响; 第四, 中国财政支出对不同污染物的影响不同, 具体来说, 抑制了固体废弃物排放量, 却促进了 SO₂ 排放量。

本文的政策建议是, 优化财政支出结构, 提高教育等服务性支出的比重, 缩小基础设施建设等生产性支出的比重, 这对发挥财政支出的直接环境效应, 改善环境质量具有重要意义。与此同时, 应该重视不同经济发展水平下, 财政支出影响环境质量的间接效应。此外, 应该根据污染物本身的不同特点, 采取不同的财政支出政策。

本文使用省级面板数据, 选取两类代表性污染物进行经验研究, 在一定程度上具有宏观性和特殊性, 用县市级数据和更为全面、综合的污染物指标是本研究下一步努力的方向。

参考文献

- [1] Heyes, A. A. Proposal for the greening of textbook Macro: "IS-LM-EE"[J]. *Ecological Economics*, 2000, (1).
- [2] Lawn, A. Environmental macroeconomics: Extending the IS-LM model to include an "Environmental Equilibrium Curve"[J]. *Australian Economic Papers*, 2003, (1).
- [3] Sim, N. Environmental Keynesian Macroeconomics: Some further discussion[J]. *Ecological Economics*, 2006, (4).
- [4] Arrow, K. J. .M. Kurz. Optimal growth with irreversible investment in a Ramsey Model[J]. *Econometrica: Journal of the*

- Econometric Society*,1970,(4).
- [5] Afonso, N. ,D. Furceri. Government size, composition, volatility and economic growth[J]. *European Journal of Political Economy*,2010,(4).
- [6] Bajo-Rubio, O. A further generalization of the Solow Growth Model: The role of the public sector[J]. *Economics Letters*, 2000,(1).
- [7] Barro, R. J. Economic growth in a cross section of countries[J]. *Quarterly Journal of Economics*,1991,(102).
- [8] Folster, S. ,M. Henrekson. Growth effects of government expenditure and taxation in rich countries[J]. *European Economic Review*,2001,(8).
- [9] Bergh, A. ,M. Karlsson. Government size and growth: Accounting for economic freedom and globalization[J]. *Public Choice*,2010,(1-2).
- [10] Ghali, H. Public investment and private capital formation in a vector error-correction model of growth[J]. *Applied Economics*,1998,(6).
- [11] 庄子银,邹薇. 公共支出能否促进经济增长:中国的经验分析[J]. *管理世界*,2003,(7).
- [12] 张明喜,陈志勇. 促进我国经济增长的最优财政支出规模研究[J]. *财贸经济*,2005,(10).
- [13] 金戈,史晋川. 多种类型公共支出与经济增长[J]. *经济研究*,2010,(7).
- [14] 付文林,沈坤荣. 中国公共支出的规模与结构及其增长效应[J]. *经济科学*,2006,(1).
- [15] 严成樑,龚六堂. 财政支出、税收与长期经济增长[J]. *经济研究*,2009,(6).
- [16] 彭水军,包群. 经济增长与环境污染——环境库兹涅茨曲线假说的中国检验[J]. *财经问题研究*,2006,(8).
- [17] 杜婷婷,毛锋,罗锐. 中国经济增长与 CO₂ 排放演化探析[J]. *中国人口·资源与环境*,2007,(2).
- [18] 张红凤,周峰,杨慧,等. 环境保护与经济发展双赢的规制绩效实证分析[J]. *经济研究*,2009,(3).
- [19] Frederik, C. ,F. S. Lundström. Political and economic freedom and the environment: The case of CO₂ emissions[J]. *Department of Economics*,2001,(29).
- [20] Bernauer, T. ,V. Koubi. Effects of political institutions on air quality[J]. *Ecological Economics*,2009,(5).
- [21] López, R. ,I. Galinato, A. Islam. Fiscal spending and the environment: Theory and empirics[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*,2011,(2).
- [22] Grossman, M. ,B. Krueger. Economic growth and the environment[J]. *The Quarterly Journal of Economics*,1995,(2).
- [23] Barro, R. J. *Determinants of Economic Growth: A Cross-country Empirical Study*[R]. National Bureau of Economic Research,1996.
- [24] Mankiw, G. N. ,D. Romer, D. N. Weil. A Contribution to the empirics of economic growth[J]. *Quarterly Journal of Economics*,1992,(2).
- [25] Lane, P. R. The cyclical behavior of fiscal policy: Evidence from the OECD[J]. *Journal of Public Economics*,2003,(87).
- [26] Blundell, R. W. ,S. R. Bond. Initial conditions and moment restrictions in dynamic panel data models[J]. *Journal of Econometrics*,1998,(87).

(责任编辑 朱 蓓)

基于问卷的空气质量满意度调查方法及应用研究

宋国君, 肖翠翠

摘要: 基于问卷的空气质量满意度是公众对政府环境空气质量管理政策回应性的重要指标。运用问卷调查的方法对案例城市的空气质量满意度进行评估, 评估包括空气质量、污染源排放控制和政府信息公开三个方面。结果表明: 满意度评估结果和基于仪器监测数据的评估结果相对一致; 评估可以提供全面和综合的污染源排放控制状况信息; 填补了政府空气质量管理中公众回应性的缺失。建议将基于问卷调查的空气质量满意度评估作为一种独立的评估方法, 与基于监测数据的评估相结合, 全面评估政府的空气质量管理绩效。

关键词: 空气质量管理; 问卷调查; 满意度评估

中图分类号: F205 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0052-08

已有的城市空气质量评估研究都是利用仪器监测空气污染物的数据^{[1][2][3]}来评估空气质量状况和变化趋势。城市空气质量监测点位数量有限, 因此监测数据的代表性可能不足^[4]。从公共政策管理的角度来看, 公众对社会政策的偏好(民意)会显著影响政府政策的制定^[5], 而现有的城市空气质量管理过程缺乏公众对政策“自下而上”的回应, 评估结果也不能直接、有效地与管理行动关联起来。约翰·C. 托马斯认为公众调查方法是公众参与公共政策的重要方法之一^[6], 1990年代, 瑞典首次将顾客满意度(Consumer Satisfaction Index, 缩写为CSI)作为一种评估方法应用到管理科学的领域^{[7](P33-36)}。

宋国君等人提出了环境保护满意度^[8]的概念, 并选择本溪作为案例城市进行调查, 问卷涉及空气、水、噪声、生活垃圾、固废和生态6个方面, 为公众满意度研究提出了新思路, 此后将城市环境保护满意度引入到“城市空气质量管理评估”领域, 提出城市空气质量管理满意度的概念^[9], 分别在抚顺和牡丹江2个城市进行抽样调查, 调查结果和基于监测数据的结果总体一致, 可靠性较好。本文在原有城市空气质量满意度研究的基础上, 对问卷设计、数据处理方法等做了改进和完善, 并在抚顺市开展了新的问卷调查, 分析了满意度调查在城市空气质量管理中的作用, 提出将城市空气质量满意度调查作为公众对政府空气质量管理的一种回应性手段, 将政策干预对象的目标、期望、关心甚至需要作为评估的组织原则和价值原则^{[10](P322)}, 从城市空气质量、污染源排放控制、政府信息公开等方面调查居民的认知和感受, 并与基于监测数据的评价结合, 将居民可感知的空气质量评估结果与科学监测评估结果进行相互印证, 填补了空气质量管理中公众回应性信息的缺失。

一、现有空气质量管理评估存在的问题

(一) 目前环境空气质量监测存在一定的局限性

首先, 监测点的数量有限。环境空气质量监测点的数量基本上是按照功能区进行设置的^[11], 监测点位的有限导致其功能和空间代表性可能不足, 评价结果比较单一^[12]。根据美国联邦行政法典(40CFR, part58)对监测网络的要求, 监测网络要足以覆盖不同地形、不同气象条件、不同排放状况的各种区

基金项目: 中国人民大学重大基础 Research 计划项目“中国城市能源资源基础数据库与中国城市能源资源效率评估年度报告”(12XNL005)

作者简介: 宋国君, 中国人民大学环境学院教授、博士生导师(北京 100872); 肖翠翠, 中国人民大学环境学院博士研究生

域^[13]。加州空气质量监测网络是世界上最广泛的网络之一, 有超过 250 个监测点位于用于评价空气质量, 监测范围覆盖了全部排放浓度最高的区域和敏感人群区域^[13]。其次, 空气质量监测点没有和人口暴露的程度结合起来。世界卫生组织 (WHO) 公布的《空气质量准则》(AQG)^{[14](P9-19)[15]} 和美国联邦环保署 (EPA) 发布的《国家环境空气质量标准》(NAAQS)^{①[15][16]} 均强调了人口暴露的指标, 要求监测点要设在空气质量差、人口暴露程度较高的区域^[13], 并且对各项污染物达标的统计要求作了详细规定。我国环境空气质量监测点位^②分为 4 类: 污染监控点、空气质量评价点、空气质量对照点和空气质量背景点。地级及以上城市空气质量的评价, 其监测数据来自于国家空气质量监测点中的评价点位。在大型固定污染源附近以及城市主干道等暴露人群比例较高的区位, 通常没有设置相应的空气质量评价点。第三, 我国大多数城市空气质量监测已采用连续自动监测系统, 这为城市空气质量日评估创作了条件, 但连续监测运行、维护等的费用较高^③。

(二) 已有空气质量管理信息之间的关联性和系统性较差

城市空气质量管理过程包括空气质量管理、污染源排放控制管理及政府信息公开三个方面, 但是现有污染源排放控制数据和空气质量数据之间的关联性差, 空气质量信息和政府管理信息之间也没有进行有效关联。在《环境空气质量监测规范》(试行) 中, 污染监控点、空气质量评价点是两种不同类型的监测布点, 污染监控点是为监测地区主要污染源对当地环境空气质量的影响而设置的, 主要用于收集污染源排放浓度和总量数据。而城市空气质量评价主要依据空气质量评价点的监测数据, 评估结果主要是由不同空气质量评价点监测数据的平均值得到的, 通常用日均值和年均值表达。城市空气质量监测数据与污染监控点数据之间的关联程度不够, 污染监控点的监测值通常远高于空气质量评估结果中的数值^[11], 空气质量评价不能客观地反映城市环境空气质量的整体污染水平, 还可能导致空气质量的评价结果与公众的直观感受出现差异。此外, 现有空气质量评价缺少区域空气质量污染状况和污染趋势评价, 政府虽然公布了环境空气质量监测点位的布设、大气污染物排放量、环境空气质量总体状况等指标, 但是对政府管理行动及其他信息的公开程度还非常欠缺, 空气质量评估与政府的管理行动之间缺乏系统性的关联。

(三) 空气质量管理评估缺乏公众回应性手段, 没有考虑公众直观感受

公共政策制定的主体不是单个人, 而是一个由多个人组合成的集合体^{[17](P149-152)}。公众在政策制定中的地位非常重要, 但是在政策制定主体系统中, 对信息掌握最不均衡、最不全面的也是公众^{[18](P2-5)}。公众参与和回应是对公共政策施加影响的基本途径, 公众的回应性标准是衡量一项公共政策是否合适的重要标准^{[17](P226-234)}, 因此在政策执行和评估过程中应融入有效的公民参与^[19], 但目前在我国空气质量管理中还没有合适的手段来体现公众对政策的回应性。城市空气质量评估只考虑了环境空气质量监测点位的布设、大气污染物排放总量、环境空气质量总体状况等指标, 没有考虑到公众对空气质量的直观感受, 加上空气质量信息、污染源信息、对人群健康的影响信息公开不充分, 导致居民对周围生活环境信息了解不足, 只能通过政府管理部门发布的污染状况信息被动了解空气质量信息。一方面公众不能将自身感知的周围污染源排放等信息直接反馈给政府管理部门, 缺乏公众对政府管理的回应, 不利于实施公众监督; 另一方面由于环境空气质量评估只考虑了总体评估结果, 缺失了污染源排放信息和政府管理行动信息, 公众无法判断空气质量评估结果的准确性, 并且可能由于数据质量的问题进一步导致公众的直观感受与空气质量评价结果可能不一致。

(四) 缺乏自下而上的空气质量管理政策绩效的评估

空气质量是典型的公共物品, 空气污染问题会产生外部不经济性^{[20](P23)}。市场经济条件下, 公众作为委托人, 政府作为代理人^[21], 公众和第三方有权利对政府空气质量管理绩效进行评估, 有效的绩效考评能帮助管理者更好地制定决策, 客户的满意度是绩效考评的重要指标^{[22](P18-54)}, 并且公众参与在中央政府与地方政府之间的委托代理关系的帕累托优化中可以起到积极作用^{[23](P45-47)}。新公共服务理论认为, 对政

① 参见 EPA of U. S. *Health-based Ambient Air Standards*, 2007。

② 参见《环境空气质量监测规范》(试行), 国家环保总局公告 2007 年第 4 号。

③ 参见阜康市环保局文件《关于申请空气质量自动监测站运行经费的请示》(2009)。

府来说,重要的是要利用基于价值的共同领导来帮助公民明确表达和满足他们的共同利益,而不是试图控制社会的发展方向^[24]。在我国,地方政府是当地空气质量的主要管理者,《中华人民共和国环境保护法》第16条规定:“地方各级人民政府,应当对本辖区的环境质量负责”。但是,地方政府在权衡经济利益和环境利益时,往往存在监管失衡,而中央政府对地方政府环境管理绩效缺乏有效的核查手段,对地方政府管理绩效仅仅通过“环保目标责任制”、“城考”等行政手段进行考核,从而使地方环境监管“失灵”^[25]。目前实施的“城考”制度中虽然涉及公众参与性指标,用城市环境保护满意率指标来反映公众参与的程度,但是问卷设计和内容较为简单,问卷处理也只有满意率指标。空气质量绩效评估总体上仍缺乏公众“自下而上”的参与^[26],导致空气质量管理政策和部分失效。

二、空气质量满意度评估设计

在以顾客为导向的评估模式中,公共政策为顾客提供物品和服务,顾客表明对服务供应的态度会导致服务交付的改进和顾客满意度的提高^{[7](P33-36)}。顾客通过参与评估,使得评估更容易为政策制定者或服务提供者所使用,并使他们清楚地了解顾客的需求和不满,从而最终提高公共服务的水平。基于满意度的城市空气质量评估方法正是借鉴了公共政策科学中的顾客导向评估模式,在这种评估中,顾客对应的是空气质量的影响人群,政策对应的是空气质量相关的管理政策,影响人群对空气质量的满意度评估可以很好反映空气质量管理的效果,与现有的基于监测数据的评估相比具有较好的管理意义,并且弥补了数据评估的不足。

(一) 满意度评估方法的定位

环境政策评估的一般模式^[27]中,将环境政策目标分解为最终目标、环节目标和行动目标。城市空气质量管理政策的最终目标是保护影响人群的健康和人类福利,环节目标是使空气质量达标,行动目标则是污染源排放控制达标及政府管理有效等具体措施。因此,空气质量满意度评估要考虑环境空气质量达标状况、污染源排放控制状况、政府信息公开与公众参与等三个层面的目标。

居民是政府管理城市空气质量效果的直接“测量者”^{[9][28]}。因此,基于问卷的城市空气质量满意度评估的直接目标是关注公众对环境空气质量的满意程度,最终目标是促进空气质量达标和人群健康。满意度评估方法的定位是将居民对空气质量的满意度调查与基于科学的监测数据的空气质量绩效评估结合起来,使满意度评估成为对监测数据评估的检验和补充,使城市空气质量管理紧紧围绕着环境保护和人群健康的目标(如图1所示)。

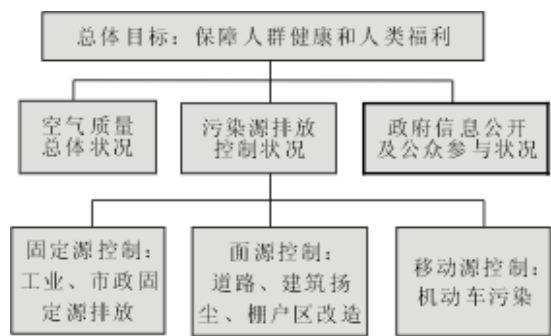


图1 城市空气质量管理目标分析

(二) 满意度评估方法的评估对象

满意度调查的对象是空气质量受影响人群,主要目的是调查空气质量状况及改善效果、公众对政府空气质量管理满意程度。本文在已有研究的基础上,进一步完善了空气质量满意度调查问卷,在政府管理层面增加了信息公开和公众参与的部分,即调查问卷包括三个模块:空气质量状况评估、污染源排放控制状况评估、政府信息公开与公众参与状况评估。

1. 空气质量状况满意度调查主要包括市民对城市空气质量总体状况的满意程度、近几年来空气质量的改善程度、市民对空气能见度水平的满意程度、空气中是否有刺激性气味、空气质量的季节性差异等指标。

2. 污染源排放控制状况满意度调查主要针对不同类型污染源的排放控制状况,包括工业大烟囱污染、市政燃煤锅炉污染、城区燃煤小炉灶污染、餐饮业油烟污染、工厂露天料厂扬尘污染、建筑施工工地扬尘、裸露地面扬尘、道路、公共场所垃圾、机动车尾气污染等。

3. 信息公开及公众参与状况满意度调查主要包括对政府环境信息公开的频次、信息公开程度的满意程度、居民希望通过哪些方式获取空气质量方面的信息、市民对环境违法事件的关注程度以及对空气质量保护规划的关注程度等等。

(2008—2012) 内，15 个成员国的总的温室气体排放量在 1990 年的基础上减少 8%^①，到 2020 年 27 个成员国温室气体排放量至少在 1990 年的基础上减少 20%，可更新能源占总能源消耗的比例占 20%。

欧盟的气候政策主要是围绕减排目标分配及其实施来进行的。欧盟减排目标的分配分为三个阶段。第一阶段，为了确定欧盟成员国在《京都议定书》谈判中的共同目标，欧盟按照公平和需求原则确定每个部门的目标，最后形成国家的排放目标。第二阶段，由于一些新成员国的加入，欧盟的分配政策主要是解决新成员国的减排目标问题。这个阶段由每个成员国自己先确定目标和分配计划，再形成总量目标。第三阶段，欧盟提出“气候行动和可再生能源发展一揽子计划”（2007），将气候和能源政策一体化设计，并依据“努力分担”原则，考虑各成员国的国情和历史排放情况，对成员国的减排目标采取多种方法进行分配。

欧盟内部各成员国在能源消耗、碳排放数量、经济水平、历史排放、发展需求等方面存在很大差别，使得欧盟在减排目标分配上面临诸多难题。为此，欧盟采用激励政策工具，以多样化的经济手段实施气候政策，以达到平衡各成员国的利益，分摊气候政策成本的目的。如欧洲应用欧盟温室气体排放交易体系（ETS）来推动成员国履行义务，还通过多种项目补贴推动各成员国的科技发展、能源效率提高和减排，如科技框架研发计划、可再生能源项目、汽车减排项目、智能能源和智能城市项目等。欧盟成员国也积极响应，在国内广泛运用激励政策工具，促进减排和可更新能源的发展。从欧盟气候政策的发展历程来看，欧盟越来越依赖交易机制（碳交易和可更新能源许可证交易、CDM 许可证交易）分摊气候政策的成本，而且还进一步地将交易机制引入非碳交易领域和其他气候政策目标如可再生能源交易，以提高政策效果^[2]。

二、欧盟激励政策工具组合应用的形式

欧盟气候政策中激励政策工具可以从不同的角度来进行分类。以调控方式来划分，激励政策工具可以分为价格型调控工具（如税费和补贴^②）和数量型调控工具（如碳交易和可更新能源许可证交易）；从目的来划分，激励政策工具又可以分成两类，一类是促进碳减排的政策工具，包括碳税和碳交易；一类是促进可再生能源发展的政策工具，包括补贴、可再生能源交易证书。由于激励政策工具的类型多，在实践中就出现了不同的组合方式（如表 1 所示）。

表 1 激励政策工具组合形式及其功效

组合形式	应用领域	组合功效
税费+税费减免	电力；以矿物油、煤、天然气等为燃料的工业、商业、交通	保证能源供应安全；减轻对企业竞争力的影响；引导能源消费。
碳交易+补贴	电力；能源集中工业	重点企业减排；减轻对企业竞争力的影响。
碳交易+能源税	电力；以矿物油、煤、天然气等为燃料的工业、商业、交通	重点企业减排；扩大碳减排范围。
碳交易+固定价格 或碳交易+可再生能源证书交易	能源集中工业；电力生产和供应	重点企业减排；增加可再生能源的比重。
碳交易+清洁机制	能源集中工业；其他企业和行业	碳交易体系内企业减排；碳交易体系外企业减排。

（一）税费和补贴的组合

不同激励政策工具在经济效率、社会福利、环境效果、政治影响等方面会有不同的效果^[3]。能源税或碳税对经济会造成不利影响，但如果能够消除或减轻其对经济的负面影响，能源税和碳税就不失为一个有

① 京都议定书第一承诺期，欧盟后加入的 12 成员国各自提出自己的目标，其中 10 个国家实现减排 6%~8% 的目标，塞浦路斯和马耳他没有具体的减排目标。

② 补贴有多种形式，包括直接补助、价格支持、税收减免、贷款和担保贴息、政府采购、奖励等。

吸引力的政策。通过环境税收收入的返还可以实现“双重红利”，一方面可以改善环境质量，另一方面降低税负扭曲程度，提高税收系统的效率^[4]。

1980年代许多欧盟成员国都开征了能源税，以节约能源和提高能源利用效率。这些能源税的差别非常大，最高和最低的税率相差3倍。各国能源税的差异造成各国在能源利用效率和环境保护上的差距，还影响了共同体市场的统一运行。因此2003年欧盟出台《重构对能源产品和电力征税的欧盟框架指令》，统一规定了能源税的最低税率，并授权各成员国依据本国的环保标准对某些能源产品实施税收减免政策，以减小能源税对国内生产的影响。

在这一组合类型中，德国能源税的税收减免政策具有代表性，具体包括^[5]：(1)对用作动力或者供热以外用途的能源产品免税；(2)对部分行业和产品实行税收优惠。如对海运公司和航空公司中船舶或飞机运营所需的能源产品予以免税；对农林行业中限额以下柴油只征收定额税；(3)对超过一定税额的生产企业给予税率优惠，生产企业还可以根据缴纳能源税的数额相应减少在社会养老保险上的支出；(4)对能源消耗大，且与人民生活息息相关的行业（供热、公共交通）给予税收优惠；(5)对生态能源的使用给予税收优惠。通过这些税收优惠政策，德国不仅保证了国内能源供应安全，保护了本国企业的竞争力，而且引导能源消费行为，减少了对大气环境的污染。

(二) 碳交易和补贴的组合

规定排放限额的同时对企业的减排投资予以补贴的做法，在污染物控制行动中比较常见。欧盟虽然没有在碳交易体系中直接运用补贴，但是通过碳交易的设计，变相地对企业，尤其是能源企业实施补贴的现象则普遍存在。

在温室气体排放交易体系中，排放配额如何分配是碳交易的首要问题。在公平和公正原则下，配额的分配应当以排放和产出为基础，与企业的实际排放活动相对应。此外，碳交易的前提条件是碳排放权可以作为商品，具有稀缺性，可以在市场上交易。企业减排的方式可以是自己减排，也可以是在市场购买碳排放配额，这种机会成本就形成市场价格。如果免费分配碳排放配额，那么政府实际是为企业免除了碳排放的成本，变相地给予企业补贴。欧盟的碳交易配额是依据企业产量分配的，但是免费分配方式将配额的分配转变成一种产品补贴，服务于各成员国能源产业发展的需要，以避免碳交易对成员国的企业竞争力造成损害^[6]。

欧盟碳交易计划的实施抑制了企业的碳排放，同时也为可更新能源的发展筹集了资金。不过随着排放交易的推进，这种免费供应排放配额的方式无法再刺激企业进行技术改造和革新，也对碳交易市场造成了扭曲。虽然第二阶段2008—2012年有10%的排放配额实行拍卖，2013年不再向企业免费分配排放配额，但是前期超额供应的排放配额仍然严重影响了市场的正常运行，造成碳价格持续下跌，欧盟不得不采取应对措施^[7]。

(三) 能源税和碳交易的组合

相对价格型工具来说，数量型政策工具的适用范围较窄。鉴于碳交易在产业领域取得的成效，以及交通运输中的碳排放数量和比例的快速增长，一些学者试图将碳排放交易计划延伸至交通领域。不过，虽然欧盟已经或正在考虑将航空业和船舶业的碳排放纳入交易体系，但是却无法将其用于在交通中占比重最大的公路运输^[8]。因此在实践中，碳税往往与碳交易混合运用，即采用双轨规制方法，一些部门采用数量型的排放权交易制度，其他部门则采用价格型的税收制度。在存在不确定性和总量控制的条件下，双轨制的方法在效率上优于单一的排放权交易方法或碳税方法^{[9](P171-192)}。

欧盟能源税指令对成员国的动力燃料、工商业的加热燃料和电力规定了最低税率，征收范围是矿物油、煤、天然气和电力等能源产品，涉及行业包括农林渔业和园艺、建筑和民用工程、私人交通等。欧盟碳交易最开始只限于电力和能源集中工业，2013年开始将其他一些排放二氧化碳的能源集中工业，如炼油、钢铁、铝业、有色金属、水泥石灰、陶瓷玻璃、纸浆和纸制品、制酸和有机化工等纳入交易体系，还将产生氧化亚氮的硝酸、油脂、乙酸和乙醛生产企业和产生四氟化碳的电解铝行业纳入管制。两种方式的结合，扩大了减排的范围。

在欧盟建立碳交易体系之前，英国在2001年就已经向全国工业、商业及公共部门使用的燃料（电力、

天然气、固体燃料或液化石油气等)征收气候变化税,对使用石油产品、热电联产和可再生能源的减免税收。虽然没有对居民家庭征税,但是气候变化税将碳减排推及到商业和公共部门,不仅提高了能源效率,促进了能源结构的调整,而且减少了碳排放。根据测算,从2001至2010年,英国每年减少250多万吨碳排放,相当于360万吨煤炭燃烧的排放量^[10]。

(四) 碳减排激励政策工具和可更新能源发展激励政策工具的组合

就碳减排而言,通常有两种途径,一种是提高可再生能源在整个能源消耗中的比例,减少传统能源的消耗,从而实现碳减排;一种是提高能源效率,减少能源消耗,实现减排。可更新能源促进政策工具虽然可以实现碳减排,但是在能源需求增长的情形下,由于碳的影子价格不能确定,加之市场效率问题,不能保证碳减排目标的实现;排放削减政策可以间接地达到提高可更新能源比重的效果,但是碳排放交易是否能实现这一目标存在不确定性,因为碳交易还不足以减少传统能源和可更新能源之间的成本差别,使可更新能源使用量增长到希望的水平,因此排放削减政策工具与可更新能源促进政策工具往往需要同时存在^[11]。

欧盟在碳减排方面实施统一的温室气体排放交易政策,而可再生能源政策在各成员国内展开,并形成两种不同的类型,一种是以英国为代表的固定数量的可再生能源政策,一种是以德国为代表的固定价格的可再生能源政策。英国于2002年开始实施可再生能源证书交易,由政府根据可再生能源实际发展情况和市场情况确定每年可再生能源发展的总量目标,允许生产商和供应商自行开发或在市场购买证书,履行可再生能源义务。德国2000年依据《可再生能源法》,直接明确各类可再生能源电力的市场价格,采取固定价格的方式对可再生能源电力予以支持,通过市场调节可再生能源生产数量。这两种方法都取得了比较显著的成效。自2002年推出可再生能源义务以来,英国的可再生电力水平显著提高,占英国总供电量的比例从1.8%提高到2010年的7.4%;德国固定电价支持政策的成绩则更为显著,可再生能源电力占总发电量的比例在2010年达到16.4%,2011年达到20%^[12]。

(五) 清洁发展机制(CDM)和碳交易的组合

CDM是一种抵消机制,允许限额交易的参与者跨体制进行减排,以抵消体制内的减排数量。如果通过抵消机制进行减排的评估标准合理有效,抵消机制就能维护政策的减排效果,同时对产业提供一定程度的保护,并减少整体的减排成本^{[13](P23-24)}。欧盟温室气体排放交易体系(ETS)没有覆盖到全部的部门和企业,其气候政策目标的实现也需要那些没有被覆盖的部门和企业的减排。2008年欧盟在能源和气候一体化政策计划中,注意了CDM与碳交易体系的对接,允许ETS体系内的企业从体系外购买碳减排配额,还允许成员国使用相当于2005年年排放量3%的CDM信用额(一些成本较高的成员国为4%),实现ETS体系外部门和企业的减排目标^[2]。

欧盟非常注重利用CDM实现减排。早在2005年建立ETS体系时,欧盟就开始与中国建立气候变化合作伙伴关系。2007年,双方在《中国和欧盟气候变化联合宣言》的框架下,启动了为期三年的中国—欧盟清洁发展机制促进项目,资助总额达到280万欧元^[14]。但经济危机后,这些机制的效果并不明显,部分原因在于经济不景气使得欧盟ETS体系外和体系内企业减排的压力减小,企业碳交易的积极性不高。

三、欧盟激励政策工具组合应用的绩效标准和协调方法

(一) 激励政策工具组合应用的绩效标准

政策工具选择有不同的视角,如经济学视角、政治学视角、法律视角、行政学视角。在气候政策中,欧盟组合应用激励政策工具时,也会从多学科的视角,考虑一些重要因素^[15]:

1. 效果。衡量激励政策工具的组合是否成功,首先需要看其实施的结果是否可以实现碳减排的目标。尽管碳减排不是唯一目标,却是一个不可缺少的目标。能否实现碳减排目标是激励政策工具组合应用时的一个重要标准。

2. 成本收益。实施某种政策方案的成本和收益,通常以效率作为评价标准。在实现减排上,碳税和碳交易差别不大,碳交易因为目标的不确定性更受到推崇,但是碳交易的成本会随着确定性的增强而增

大^[3]。为了获得更高的效率,欧盟寻求工具的组合设计。

3. 对技术革新的激励。从短期来看,技术创新不是一个有着较高成本效益的方法,但是长期来看可以从能源利用的源头减少碳排放,有更显著的效果。另外,低碳领域的技术创新可以使本国在国际市场上占据优势,给本国带来巨大的经济利益,所以欧盟非常注重激励政策工具对技术革新的推动作用。由于“技术进步可以使许可证更便宜,也产生比税收更少的减污激励”^{[16](P229-230)},因此碳交易需要与其他工具进行组合。

4. 分配公平。如何公平地分配利益和成本,减少政策工具的不良影响,让更多个人和群体接受并获得政治上的支持,是欧盟组合应用激励政策工具时考虑的重要问题。针对碳排放中约一半来自家庭能源使用和个人旅行的问题,许多研究人员对个人碳排放交易(PCA)计划进行了深入研究^[17],但是欧盟及成员国对此仍持谨慎态度。除了成本方面的因素外,个人碳交易还对传统观念提出挑战,即政府应该或可以在多大程度上干预个人的消费行为。因此,个人碳交易计划从研究到实施还有一个政策过程^[18]。

除了以上标准,还有一些因素,比如国家碳泄露程度、管理复杂性、寻租和腐败问题、市场的稳定性等都是激励政策工具组合中需要考虑的。欧盟在组合应用激励政策工具时通常综合考虑以上因素,再选择一个绩效最优的方案。

(二) 激励政策工具之间的协调方法

政策工具的选择除了考虑政策工具自身的特性之外,还要考虑其他影响因素,如政策主体、政策目标、目标群体等。欧盟在组合应用激励政策工具时,同样要考虑这些不同影响因素的相互作用。

1. 不同政策主体下政策工具的协调问题。政策工具是政策主体为解决政策问题所选择的手段和措施。在欧盟,由于能源发展潜力、经济水平、产业结构、科技发展和发展需求等不同,每个成员国为解决能源问题和气候问题所选择的政策工具会有所不同。即使在每个成员国内部,区域差异也十分突出,不同层面的政策工具选择也会不一样。在作用范围和作用对象出现交叉的情况下,不同政策工具的作用效果之间可能会发生互相消解的情况。欧盟共同体与成员国在运用激励政策工具时,会考虑地方的利益和成本,选择能得到地方支持的多样化的方案。如在使用 ETS 实现减排目标时,与保护环境、能源安全、绿色企业竞争力等政策目标下的补贴工具相配合,使这一政策得到各成员国和利益相关者的支持^[2]。

2. 不同政策目标下政策工具的协调问题。政策目标是政策制定者希望通过政策实施达到的效果。虽然随着研究路径的不断拓展,政策目标不再是政策工具选择的唯一因素,但仍然是一个非常重要的因素。欧盟后期的气候和能源一体化政策中有两个目标:可更新能源目标和减排目标,相应地有两类不同的政策工具。不过,碳减排政策可能会导致电力价格的增加,降低可更新能源促进政策的效果,这种情况下,欧盟往往考虑两类政策工具的相互影响,协调统一能源政策的目标和气候政策的目标,优化设计激励政策工具的方案,使传统能源价格和可更新能源价格同步调整^[11]。

3. 不同目标群体下的工具协调。目标群体是政策工具作用的对象。政策工具的作用范围不同,所影响的社会成员及其行为的范围不同。如果在不同生产部门和行业分别应用不同的激励政策工具,就可能导致部门和行业之间的信号不一致,出现碳排放转移的现象,难以实现碳减排的总目标。在欧盟,ETS 体系内与体系外企业之间、非 ETS 体系外企业之间,存在一个激励政策工具的协调问题。在温室气体减排交易体系建立之初,欧盟委员会不允许 ETS 体系内的企业与 ETS 体系外的企业之间的交易,以及成员国之间 ETS 体系外企业的排放交易。经过成员国之间的反复协商和谈判,2009 年欧盟委员会采用了瑞士的提议,允许成员国国家之间的非 ETS 排放配额的转让。另外,欧盟还建立了成员国内的补偿机制,允许 ETS 体系内的企业从 ETS 体系外的企业购买减排份额^[2]。

四、启 示

我国应对气候变化行动中的激励政策工具是伴随着节能减排和低碳试点的进程而产生和发展的。目前,多种补贴形式在国家和地方层面出现,碳交易在一些省区和城市正在试点,国家层面的能源税或碳税还在研究之中。随着激励政策工具的逐步应用和推广,也会出现多样化政策工具之间的协调问题,因此欧

盟组合运用激励政策工具的实践可以给我们提供以下启示。

（一）认识激励政策工具在目标分配中的作用

气候政策中目标的分配是一个复杂的问题，不仅有企业与企业之间的分配，还有不同地区之间的分配。通常地区之间的目标分配是协商和谈判的结果，面临技术上的难题和政治上的分歧。在目标分配的过程中，欧盟在不同时期应用了不同的原则和指标，如公平（相同的边际减排成本）、能力（碳强度）、需要（预期的增长速度）、责任（目前的 GDP 排放和历史排放情况）等，但是仍然不能综合考虑各成员国的实际情况，公平合理地分摊成本。通过激励政策工具组合应用的方式，欧盟将地区之间的目标分配转变成部门之间的分配，并通过市场调节实现减排成本均等化，有效地解决了地区之间的利益矛盾和冲突。早在 2009 年底，我国已经在国家层面明确了碳减排目标，但是目前还没有将这一指标分配到不同地区。如何将国家的碳减排指标分配到各个地区，也面临着同样的难题。欧盟利用激励政策工具调整地区之间的矛盾和冲突，这种方法可以使我国对激励政策工具有一个比较全面的认识，对于充分发挥激励政策工具作用，解决地区之间碳减排目标的分配问题具有重要意义。

（二）探索运用激励政策工具的多种组合形式

欧盟的激励政策工具有多种组合形式，而且随着发展，欧盟还将进一步扩大这些形式的适用范围，探索 ETS 体系外企业的碳交易、可更新能源证书交易（RES）、CDM 证书交易等。这些政策工具不仅给予企业减排选择的灵活性，在制度设计上也注意不同政策工具之间的衔接，使得这些制度得到支持。在激励政策工具方面，我国正处在探索阶段，国家和地方虽然在节能减排和新能源产业发展方面普遍运用补贴手段，但是限于政府财政压力难以普遍推广；碳交易试点虽然逐步推进，但是一些企业的表现并不积极；碳税的研究已经开展了多年，正在寻求出台的时机。要减轻激励政策工具的负面影响并将其降到最低程度，可以学习欧盟经验，探索运用多种政策工具，如税费和补贴组合、碳交易和税费、CDM 与碳交易组合等，通过组合工具中的设计和优化，实现经济和环境的“双赢”。

（三）建立适宜政策工具组合应用的政策网络

政策工具的选择是多种利益主体通过复杂的关系联接参与决策活动的结果，这些复杂的关系联接形成了政策网络，其主要特征表现为：行为者之间的互动强度、行为者对各自目标的同情程度、信息的分配、行为者的权力分配等^{[19](P85-104)}。面对政策问题，不同的政策网络下行为者有着不同的互动和沟通模式，相应地会有不同的政策工具的选择和组合情况。在欧盟，共同体、成员国、企业、个人、非政府组织等各种行为者之间建立了合作关系，实现了良性的互动、目标的理解、信息的共享、权力的合理分配，为激励政策工具的协调统一奠定了基础。为了促进经济和社会的发展，我国能源产业存在大规模的化石能源补贴。逐步取消化石能源补贴，并将节省的资金用于可再生能源的发展，可以优化能源结构及补贴结构^[20]。同样，征收能源税或碳税的同时，国家和地方相对应地在产业优化升级、节能减排、新能源开发等重点领域实施税收优惠政策，也可以进一步促进经济发展方式的转变。不过，在组合运用这些激励政策工具时，需要保持多种激励政策工具作用方向和效果的一致性。学习欧盟的治理理念，建立适合激励政策工具协调的政策网络，加强不同层次政府和部门之间、政府及其部门与其他组织和个人之间的合作，对政策工具协调具有积极意义。

（四）加强政策工具组合应用的绩效评估

政策评估是政策过程中的一个重要环节，通过政策评估，可以修改和完善政策，提高政策的效果。在欧盟，不仅重视对单一政策工具的评估，通过设计优化其效果，还重视对组合激励政策工具效果的评估，拓展组合政策工具应用的范围。虽然我国在《应对气候变化国家方案》中，强调制定节能优惠政策、扶持新能源开发利用，《“十二五”节能减排综合性工作方案》提出推进价格和环保收费改革、完善财政激励政策、健全税收支持政策、强化金融支持力度；在地方应对气候行动和低碳试点实践中也积极探索运用多元化的补贴形式、碳交易的试点，但是对于政策效果的评估没有引起相应重视。就目前普遍采用的补贴来说，国家和地方的补贴是否对企业产生了足够的激励，补贴政策的绩效如何，没有进行科学合理的评估，实践中出现企业对补贴分配提出质疑的现象^[21]。如果在政策工具混合运用的过程中，依据绩效评估的标准，及时对政策工具组合的效果进行评估，就可以消除政策工具之间的不良影响，为提高政策效果，实现

减排目标提供支持。

参考文献

- [1] EU. *European Energy Charter*[EB/OL]. http://europa.eu/legislation_summaries/energy/external_dimension_enlargement/127028_en.htm, 2014-01-01.
- [2] Spencer, T., D. Fazekas. Distributional choice in EU climate policy: 20 years of policy practice[J]. *Climate Policy*, 2013, (2).
- [3] Goldblatt, M. Comparison of emissions trading and carbon taxation in South Africa[J]. *Climate Policy*, 2010, (5).
- [4] Goulder, L. H. Effects of carbon taxes in an economy with prior tax distortions: An intertemporal general equilibrium analysis[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1995, (29).
- [5] 许闲. 财政视角下德国能源税征管及其对我国的借鉴[J]. *德国研究*, 2011, (3).
- [6] Hentrich, S., P. Matschoss, P. Michaelis. Emissions trading and competitiveness: Lessons from German[J]. *Climate Policy*, 2009, (3).
- [7] 杨冀, 蒋琪. 欧盟将出手拯救碳交易计划[EB/OL]. <http://env.people.com.cn/n/2012/0730/c1010-18630090>, 2014-01-01.
- [8] Istvan, B. Municipal emissions trading: Reducing transport emissions through cap-and-trade[J]. *Climate Policy*, 2011, (1).
- [9] Svante, M. *Prices and Quantities in a Climate Policy Setting*[Z]. Paper for ERES 2009 Conference. Stockholm, 2009.
- [10] 李振京, 沈宏, 刘炜杰, 等. 英国环境税收制度及启示[J]. *宏观经济管理*, 2012, (3).
- [11] Del Rio González, P. Interactions between climate and energy policies: The case of Spain[J]. *Climate Policy*, 2009, (2).
- [12] 商务部. 德国可再生能源发电超过核能[EB/OL]. http://www.nea.gov.cn/2013-07/09/c_132525527.htm, 2013-07-09.
- [13] [美] 特雷弗·豪瑟, 罗布·布拉得利, 雅各布·沃克斯曼, 等. 碳博弈: 国际竞争力与美国气候政策[M]. 朱光耀, 焦小平, 译. 北京: 经济科学出版社, 2009.
- [14] 韩洁. 中欧探讨加强清洁发展机制和生物质能源合作[EB/OL]. http://news.xinhuanet.com/world/2009-06/12/content_11532314.htm, 2009-06-12.
- [15] Linares, P., F. J. Santos, M. Ventosa. Coordination of carbon reduction and renewable energy support policies[J]. *Climate Policy*, 2008, (4).
- [16] [瑞典] 托马斯·思德纳. 环境与自然资源管理的政策工具[M]. 张蔚文, 黄祖辉, 译. 上海: 三联书店, 2005.
- [17] Capstick, S. B., A. Lewis. Effects of personal carbon allowances on decision-making: Evidence from an experimental simulation[J]. *Climate Policy*, 2010, (4).
- [18] Yael, P., E. Nick. Barriers to personal carbon trading in the policy arena[J]. *Climate Policy*, 2010, (4).
- [19] [美] 盖伊·彼得斯, 弗兰斯·冯尼斯潘. 公共政策工具: 对公共政策工具的评价[M]. 顾建光, 译. 北京: 中国人民大学出版社, 2007.
- [20] 李虹. 化石能源补贴改革与中国低碳经济社会的构建[J]. *宏观经济管理*, 2010, (9).
- [21] 王珊珊. 皇明实名质疑 40 亿惠民补贴被骗补 剑指日出东方[EB/OL]. <http://news.xinhuanet.com/html>, 2012-10-16.

(责任编辑 朱 蓓)

基于禁限开发区生态补偿的科层产权设计

李国平, 李 潇

摘 要: 生态资源产权配置不合理是导致禁限开发区生态资源不可持续利用的症结所在。首先对不同初始权利界定条件下的居民行为选择和生态补偿方式进行了探讨, 认为在禁限开发区居民拥有开发权的条件下, 社会应对居民的损失进行补偿; 而在全民拥有环境权的条件下, 社会可以对居民的开发行为征税, 以用于保护生态环境。随后, 基于对目前我国禁限开发区已实施的转移支付制度以及禁限开发区对居民生活的现实影响的考虑, 认为现阶段的禁限开发区应实施生态补偿, 提出了保障禁限开发区开发权又重视全民环境权的“产权科层结构”, 以完善我国生态资源产权制度, 实现禁限开发区设定的目标。

关键词: 禁限开发区; 初始产权界定; 生态补偿方式; 产权科层结构

中图分类号: F205 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0067-08

一、引 言

2010 年, 为了实现经济开发与生态环境的协调发展, 国务院从生态环境资源承载力的角度, 在颁布的《全国主体功能区规划》中设定禁止开发区域和限制开发区域中的国家重点生态功能区, 并规定了与区域相匹配的管制措施, 如禁止开发区“严格控制人为因素对自然生态和文化自然遗产原真性、完整性的干扰”, 限制开发区“做到天然草地、林地、水库水面、河流水面、湖泊水面等绿色生态空间面积不减少”等。这种实质上的“行为约束”因禁限开发区初始产权安排的不同, 对当地政府和居民原有的行为产生了不同影响。管制措施实施前, 若禁限开发区拥有当地生态资源的开发权, 那么管制措施对开发利用行为的控制、对初始产权的限制必须予以补偿; 若全民拥有环境权(禁限开发区没有开发权), 那么管制后当地必须为已有的生态资源破坏行为承担成本, 对已造成的生态负外部性进行内部化即缴纳税收。

换言之, 禁限开发区初始权利的不同影响着《全国主体功能区规划》实施后针对当地政策设置的不同, 即是开发权下的补偿还是环境权下的征税? 而根据生态资源除部分集体所有外、属国家所有即全民所有的宪法属性, 人人都是所有者但又不归属于特定个人的生态资源产权主体虚位和责任主体虚位, 使得这一问题变得更加复杂。本文试图从禁限开发区生态资源产权界定的不清晰现状出发, 揭示不同初始产权安排下禁限规制政策对当地开发行为、外部性内部化途径的影响, 提出有利于生态资源保育的禁限开发区产权科层结构, 为生态资源产权制度的全面深化改革提供建议。

二、禁限开发区初始权利分类

保障国家生态安全是禁限开发区设置的战略目标, 严格控制生态资源破坏是禁限开发区的主要任务体现, 而外部性是导致生态安全威胁以及生态环境破坏的重要原因, 已经是资源与环境经济学中的共

基金项目: 国家社科基金重大项目“完善生态补偿机制研究”(12&ZD072)

作者简介: 李国平, 西安交通大学经济与金融学院教授、博士生导师(陕西 西安 710061); 李潇, 西安交通大学经济与金融学院博士研究生

识^{[1](P65-66)}。根据科斯理论,要解决禁限开发区生态资源的外部性问题,必须首先明确禁限开发区是否有采取某种行为并造成相应后果的权利,亦即禁限开发区生态资源的初始产权界定。根据生态资源的经济价值与生态系统服务价值相矛盾的天然属性^[2],禁限开发区生态资源初始产权界定的关键是解决开发权与环境权的权力之争。

(一) 开发权与环境权

生态资源的开发权包括土地开发权、渔业捕捞权、伐木权、采矿权、生态资源收益权等,是使用生态资源并获得经济价值的过程,是使用权和收益权的合称,也是一种财产性权利^[3]。国外关于生态资源开发权的研究主要集中于土地资源,即土地开发权(Land Development Rights),包括开发地或其上建筑物的面积、密度、容量和高度等,是一种与土地所有权分离并得到完整界定的财产权。在美国、英国、加拿大、日本等发达国家土地开发权已存在多年,分为国家所有和私人所有,要想实施开发项目就必须获得土地开发权;而若要在私人拥有开发权的土地上提供环境保护等公共产品就必须向私人购买开发权^[4]。国内目前还未设置生态资源开发权,但规定可以通过向资源所有人支付对等价等方式获得土地、森林、草原等资源的使用权,从而依法在一定范围内对生态资源进行使用并获得经济收益。因此,与国外开发权旨在保护土地、森林、湿地、海洋等环境敏感性资源和历史文化遗迹不同,我国的生态资源开发权会对生态环境带来干扰。

生态资源的保护是为了使人类享有空气、水、阳光、土壤、动植物等生态要素,是环境权的体现。在国外,具有代表性的“环境权”理论是萨克斯在“环境公共财产权论”和“环境公共委托论”中提出的,他认为诸如水、空气等环境要素并非无主物,而是全体国民的共有财产,全体国民将此类共有财产委托给政府加以管理,未经全体国民的同意,任何人不得随意占用、支配和损害,此时的环境权接近于产权的概念^[5]。1972年,联合国第一次人类环境会议的召开更是使环境权得到了国际认可,《人类环境宣言》明确环境权为“人类有权在一种有尊严、福利的生活环境中,享有自由、平等和充足的生活条件的基本权利,并且负有保护和改善这一代和世世代代的环境的庄严责任”^[6]。我国学者也从不同的角度对环境权进行了广泛的研究,认为所谓环境权就是公民享有的在不被污染和破坏的环境中生存的权利及承担的基本义务,是与环境有关的公民权利的概括性集合体,有别于生态资源产权^[7]。环境权作为一项不可或缺的、全民应有的权利得到了各国的普遍认可,也逐步进行着立法与实物上的完善,作为一项人权其行使没有严格的限制条件和程序。

(二) 初始权利的不清晰

禁限开发区中的生态资源包罗万象,可归结为森林、草地、水源、湿地、动植物、土壤矿产等种类,在权属上分为国家所有和集体所有。然而,一方面,由于国有产权的绝对优势以及所有权界定的不清晰,集体所有权被侵犯时有发生;另一方面,由于所有权的主体虚位以及自然势力的初占论和靠山吃山的固有思想使得当地具有生态资源的事实产权^{①[8]};所有权的过度求“公”和使用权等的不完整,使得禁限开发区内居民是否拥有生态资源的初始产权变得模糊^{[9][10]},进而导致了禁限政策对产权影响的不同。

基于开发权与环境权的分析,若禁限开发区内生态资源初始属国家所有,全民拥有享受清洁、美好生态环境的权利(环境权),则管制措施的实施实质上是对环境权的制度保障;若禁限开发区内的生态资源初始属当地居民(私人或集体)所有或当地居民在国家所有权下拥有生态资源的使用权,则管制措施就是对初始开发权的限制、约束。前者是对不具有实物性的环境权的制度要求,不涉及初始权利的改变;而后者则是对原有开发权、生态资源开发利用行为的永久调整或改变。

因此,禁限开发区规制前生态资源初始产权界定的不清晰,主要体现在其初始权利是以开发权为主导还是环境权占优。在不同的初始权利下,不仅禁限开发区规制对产权的影响不同,对居民行为的影响、外部性内部化途径也会不同,这正是本文的研究重点。

① 通过对陕西禁限开发区的调研,发现实际生活中存在的产权——法律虽规定生态资源归国家所有,但生活于其中的居民可能自古就生活于其中,并依靠资源为生,实际上拥有资源的产权。事实产权虽比法律认可的产权安全性小,但是在产权完全界定成本巨大的情况下,存在着法律上产权与事实产权的交叠。

三、不同初始权利界定下的居民成本效益分析

生态资源产权设置的不清晰使得禁限开发区内居民是否拥有开发权, 亦或是社会是否拥有凌驾于开发权之上的环境权, 变得异常模糊。两种不同的初始权利, 导致了管制措施实施前后当地生态资源开发、保护行为的不清晰。

(一) 初始开发权下居民成本效益分析

在管制措施实施前, 若禁限开发区居民最初拥有生态资源产权, 经济利益驱动对生态资源进行开发。通过成本效益分析, 可以得出此时的开发程度: 假设禁限开发区 i 对生态资源有开发权, 开发程度 (开发量) 为 q_i , 资源的市场价格为 p , 资源的开发成本为 $C_i(q_i)$ ($C'_i > 0, C''_i > 0$), 按照利润最大化, 开发的最优决策可用下式表示:

$$\max pq_i - C_i(q_i) \quad (1)$$

$$\text{最优的一阶条件为: } p = \frac{dC_i}{dq_i} \Rightarrow \text{MNPB} = p - \frac{dC_i}{dq_i} = 0 \quad (2)$$

禁限开发区仅从自身利益出发时, 最优的生态资源开发量为: 使得私人边际净效益等于 0 的开发量。

在管制措施实施后, 对初始开发权的限制使得原有的开发活动发生变化, 在考虑外部性的情况下对开发强度进行了约束: 假设开发行为给禁限开发区带来的生态服务损失 (负外部性) 为 $D_i(q_i)$, 它是生态资源开发量 q_i 的函数, 随着开发量的增加而增加。那么, 此时该区面临的利润函数为:

$$\max pq_i - C_i(q_i) - D_i(q_i) \quad (3)$$

$$\text{最优的一阶条件为: } p = \frac{dC_i}{dq_i} + \frac{dD_i}{dq_i} \Rightarrow p - \frac{dC_i}{dq_i} = \frac{dD_i}{dq_i} \quad (4)$$

公式 (4) 的右侧为生态资源的边际生态服务损失, 亦边际外部成本。因此, 从社会福利最大化的角度出发, 最优生态资源开发量应该是: 私人边际净效益等于边际外部成本。

与公式 (2) 相比较, 由于边际外部成本 $\frac{dD_i}{dq_i} > 0$, 可以得出, 在初始开发权下管制措施的实施使得禁限开发区的生态资源开发量小于管制措施实施前、私人福利最大化时的开发量, 对权利范围内的活动形成了阻碍。

(二) 初始环境权下居民成本效益分析

在管制措施实施前, 若全民拥有绝对的环境权, 而禁限开发区没有生态资源开发权, 那么, 禁限开发区内的生态资源就不能被开发利用。但是, 由于没有严格的禁止、限制开发规定, 且监督成本巨大, 资源的开发活动不可能被完全杜绝。此时, 相较于拥有开发权时不计后果的开发行为, 居民会从长远考虑 (例如监督机构发现开发后, 对其实施的惩罚等) 在开发地或其他土地上重新建设生态资源。居民成本变为 C_i^1 , 包含开发的成本和建设的成本; 生态服务损失变为 $D_i^1(e_i)$, 是生态资源净减少量的函数; 利润最大化函数为:

$$\max pq_i - C_i^1 - D_i^1(e_i) \quad (5)$$

生态资源最优开发量的一阶条件为:

$$p - \frac{\partial C_i^1}{\partial q_i} = \frac{\partial D_i^1}{\partial e_i} \frac{\partial e_i}{\partial q_i} \quad (6)$$

公式 (6) 表示, 即使在环境权的约束下, 当没有管制措施绝对禁止资源开发行为时, 禁限开发区也会有使开发的边际收益等于边际生态服务损失的生态资源开发量。虽然此时居民的开发量小于初始开发权下生态资源开发量^①, 但也违背了环境权下禁止开发的本意。

^① ① 由于 $\frac{\partial D_i^1}{\partial e_i} \frac{\partial e_i}{\partial q_i} > 0$, 所以此时的开发量小于公式 (2) 决定的开发量; 公式 (4)、(6) 比较, (4) 式的生态服务损失是开发量决定的, (6) 式的生态服务损失与生态资源净减少量有关, 而由于净减少量小于开发量, 此时的开发量也小于公式 (4) 决定的开发量。

在管制措施实施后, 明确的政策法规要求区内的居民绝对禁止开发生态资源, 也就是说完全隔离开人类的行为与生态资源, 此时生态资源开发量 $q_i=0$, 并且须对管制措施实施前已造成的生态资源开发进行治理、恢复, 保持生态资源的原真性与完整性。

四、不同初始权利界定下的外部性内部化方式选择

对于禁限开发区生态资源初始产权设置的不同, 不仅会影响区内规制前后生态资源的开发程度, 还会影响规制后外部性内部化的政策安排。从生态资源的开发利用产生负外部性、生态资源的保护建设产生正外部性的理论视角看, 禁限开发区管制措施实质上是对负外部性的纠正、对正外部性的促进。为了避免市场失灵导致的生态系统服务难以达到社会最优的结果, 外部性的内部化势在必行。若禁限开发区具有初始开发权, 要使其减少负外部性甚至转为增加正外部性, 就必须对其进行生态补偿; 若禁限开发区不具有初始开发权或社会具有优于它的环境权, 根据“污染者付费”原则, 禁限开发区需缴纳负外部性内部化的庇古税。

(一) 外部性内部化的经济学原理

如图 1 所示, MNPB 表示禁限开发区内居民开发生态资源获得的私人净边际效益, MEC 表示资源开发带给社会的边际外部成本。当区内居民具有开发权, 管制前其会将开发水平保持在图中 D 点, 即 (1) 式中的私人净边际效益等于 0; 管制后考虑外部性时, 其会将开发水平保持在社会最优水平——图中 C, 即 (1) 式中的私人净边际效益等于边际外部成本; 当社会具有环境权时, 管制后要求区内居民将无管制或管制薄弱时已有的开发水平恢复到图中 O, 即 (2) 式中的 $q_i=0$ 。

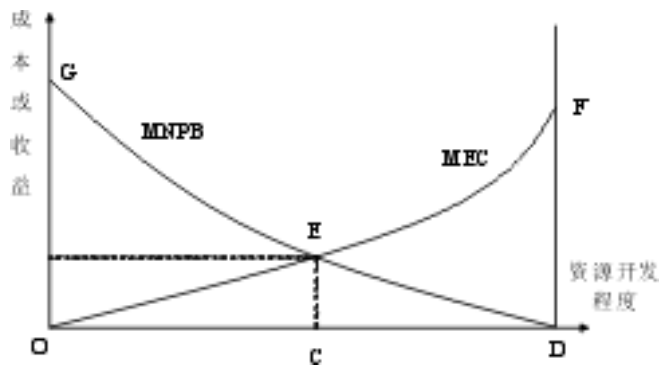


图 1 生态资源开发的影响

在开发权下, 如果要将生态资源开发程度从 OD 限制到 OC (或比其更低) 的水平, 那么就要向禁限开发区内居民给予大于 CDE 小于 CDFE 的补偿; 在环境权下, 要将已有的生态资源开发程度恢复到 O 点, 那么就要向无权进行开发但造成开发后果的区内居民征收大于 COE 小于 COGE 的税收; 而至于到底是补偿或征税多少, 则由谈判双方的谈判能力决定。

(二) 初始开发权下的居民补偿模型

将上述经济学分析用利润最大化的模型表达, 可以得到禁限开发区拥有初始开发权时、社会最优下的补偿标准。假设禁限开发区初始生态资源开发量为 q_i^0 (图 1 中 D), 现在要从 D 开始对放弃的资源开发量给予补偿 S, 开发者的决策为:

$$\max pq_i - C_i + S(q_i^0 - e_i) \quad (7)$$

其中, e_i 为生态资源净减少量, 也就是净开发量, $q_i^0 - e_i$ 即为放弃的开发量。将开发量定为社会最优水平, 一阶条件为:

$$p = \frac{\partial C_i}{\partial q_i^*} + \frac{\partial S}{\partial e_i} \frac{\partial e_i}{\partial q_i^*} \Rightarrow p - \frac{\partial C_i}{\partial q_i^*} = \frac{\partial S}{\partial e_i} \frac{\partial e_i}{\partial q_i^*} \quad (8)$$

公式 (8) 与公式 (4) 相比较, 表明只要补偿的水平定为生态资源的边际生态服务损失, 亦边际外部成本时, 就可以将生态资源开发控制在社会最优情况下。

(三) 初始环境权下的居民征税模型

同样, 利润最大化的模型分析也可以得到初始权利为环境权时、社会最优下的征税标准。假设社会具有环境权, 而居民无权开发生态资源, 根据污染者付费的原则, 居民有责任通过缴纳税收将已有的开发活

动恢复到社会最优下,缴纳的总额 T 与生态资源净减少量有关,居民的决策为:

$$\max pq_i - C_i - T(e_i) \quad (9)$$

将开发量定为社会最优水平,一阶条件为:

$$p = \frac{\partial C_i}{\partial q_i^*} + \frac{\partial T}{\partial e_i} \frac{\partial e_i}{\partial q_i^*} \Rightarrow p - \frac{\partial C_i}{\partial q_i^*} = \frac{\partial T}{\partial e_i} \frac{\partial e_i}{\partial q_i^*} \quad (10)$$

公式(10)与公式(4)相比较,表明只要征税的水平定为生态资源的边际生态服务损失,亦边际外部成本时,就可以将生态资源开发控制在社会最优情况下。

比较补偿模型与征税模型的结论,可以得出:无论是补偿还是征税,其达到社会最优的要求都是一样的——使补偿或征税水平等于边际外部成本;无论选择哪种手段都可以达到外部性内部化、纠正市场失灵的目的。然而,这两种截然不同的生态补偿方式对于禁限开发区居民的影响却是不同的,仅从政策手段而言,一个是居民收入的提高,一个是居民收入的减少。明晰禁限开发区是否拥有当地生态资源的开发权(产权),对于确定生态补偿的主体与客体,制定生态补偿的政策手段十分关键。

五、明确禁限开发区生态补偿方式的产权制度设计

综上所述,禁限开发区初始产权设置的不同,会对禁限开发区规制前后居民行为、外部性内部化途径产生不同的影响;而面对我国生态资源产权模糊不清又错综复杂的现状,对禁限规制后的禁限开发区实施何种生态补偿方式,亦是对现有的生态补偿方式(如国家重点生态功能区转移支付等)提供合理的产权依据至关重要。因此,要使禁限开发区达到维护国家生态安全的功能定位,解决区内生态资源退化、不合理配置等问题,首先要明确其内生态资源产权。

实践中,针对禁限开发区生态补偿的国家重点生态功能区转移支付自2009年实施以来,取得了显著的成果,其政策理念是:禁限开发区的设置不仅对当地居民原有生产生活模式产生了影响,而且还对其未来发展模式产生了永久性的改变,为保障禁限开发区顺利实施、长期维护生态环境保护与建设成果,应当对禁限开发区实施补偿。基于现有生态补偿政策,以及帕累托最优下征税与补偿效果一致的结论,为了不使禁限开发区的财力减少、生活质量降低,本文认为对禁限开发区特别是当地居民实施生态补偿是现阶段的最优方式;禁限开发区生态资源产权制度须在重视当地开发权又不损害公民环境权的前提下,进行再选择和完善。

(一) 基于当地开发权的单一产权的不合理性

对于生态资源这种具有非排他性和竞争性的公共池塘资源,以往的经济学家们提出了“强有力的集权”和“彻底的私有化”两种解决资源危机的方法^[11],认为清晰、明确的单一产权设置不仅能够纠正生态资源的过度开发,而且能够在保障私人或集体权利的同时,促进所有者从自身可持续利益出发对生态资源进行保护与建设^[12]。然而,将它们应用于禁限开发区的产权制度设计中时,存在以下不切实际或不合理之处:

1. 禁限开发区生态资源的当地集体产权。虽然相较于国有产权,它能纠正产权主体虚置带来的“公地悲剧”问题,但是以集体产权来实现生态资源的可持续利用需要满足众多严苛条件。如:资源的边界要非常明确,存在对资源状况和占用者行为进行有效监督的人,占用者之间或占用者与政府之间的冲突能快速解决,占用者设计自己的制度时不受外部政府权威的挑战等^{[13](P20-45)},而这些条件对于现阶段的禁限开发区均是不成立的。首先,我国禁限开发区的划分是以县域为最小单位的,没有清晰的生态资源地域界限;其次,每个禁限开发区均地域辽阔,无法实施有效的监督,也没有明确的监督机构;最后,现阶段禁限开发区的保护与建设均以县为单位,其行为不可能避免上级政府的权威。此外,由于对集体使用共同权利的监督和谈判成本很高,集体产权还会产生成员个体自利行为、引发另一个公地悲剧等不利影响。因此,单纯的集体产权虽能够清晰界定禁限开发区的权利,为生态补偿提供合理性依据,但实施和操作具有难度,不是生态资源保护的理想选择。

2. 禁限开发区生态资源的私有化。私有产权常被认为是可以解决国有产权与集体产权下所产生的外

部性的有效政策手段。在私有产权具有可以使资源顺畅流动、交易成本最小化等优点的基础上, 科斯理论的支持者们将私有产权推广到了公共资源领域, 认为它是有效的资源配置方式。然而, 正如平狄克等所说“大多数共有资源是很庞大的, 单个所有者可能不可行”^{[14](P580)}, 禁限开发区面积的辽阔决定了其内生态资源的丰富, 准确确定哪些资源归哪些个体所有, 耗费成本巨大且难以实现; 也正如奥斯特罗姆的观点^[10], 以水源涵养等目标的禁限开发区内的流动性资源很难分割, 难以建立私有产权。因此, 将产权全盘私有是不可行的, 产权私有化只是一个“科斯谬见及其扩展”; 任何产权的界定都会留下一个公共领域^[15], 特别是在发展中国家, 高交易成本、贫穷、基础设施缺乏等因素会严重影响私有产权的效率。在禁限开发区设置单一的私有产权制度也是不可行的。

综上所述, 单纯的集体产权或私人产权安排虽然能够清晰界定禁限开发区居民对生态资源的权利, 保障生态补偿的顺利进行, 但其实施存在许多无法克服的障碍, 且不能很好地协调生态资源可持续的目标, 促进生态保护的禁限开发区“嵌套”产权制度亟待完善。

(二) 禁限开发区生态资源科层产权

由于集权下的最优均衡要求的信息完全、监督强有力、制裁可靠有效、行政成本为零等前提条件很难达成, 而私权下对水等流动性资源实行完全的界定也不现实, 本文引入科层产权制度对禁限开发区生态资源进行权利界定。科层产权制度是以奥斯特罗姆^[8]为代表的公共池塘资源管理学派 (Common-Pool Resources) 在大量实证案例的基础上提出来的, 其对产权多层次性和嵌套性制度的揭示影响巨大。查林进一步提出了“制度科层概念模型” (A Conceptual Model of Institutional Hierarchy), 认为自然资源的产权是一组权利束, 包括所有权、占有权、支配权、使用权、收益权、处置权等; 对自然资源的管理同样有许多决策层, 每一层的决策实体有自己的资源管理目标、独立做不同的决策; 构成自然资源产权的许多权利可以依据决策实体的性质分离到不同的层次, 所有层次叠加成一个科层系统, 下层的行为受制于上层确定的规则^{[16](P12)}。

将制度科层理论应用于禁限开发区的产权结构, 依据中国实际情况, 制度选择的层次可固化为中央政府 (国家)、地方政府、基层政权组织或团体、居民四类决策实体。在生态环境保护与建设的实施过程中, 代表社会利益的中央政府 (国家) 的利益诉求与目标是促进生态资源保护积极性、提升生态环境质量、建设生态文明、实现生态效益最大化; 考虑地方经济发展、社会民生又受限于中央政府的利益诉求与目标是完成行政任务、提高地方社会经济效益、政治绩效最大化; 与地方政府相类似的基层政权组织或团体的利益诉求与目标是完成行政任务、增加经济收入; 直接与生态资源相依存、从自身利益出发又不得不受政府管制的当地居民的利益诉求与目标是增加自身经济收入、满足生产生活需要等^[17]。不同的层次具有不同的生态资源管理或利用目标。只有贴近真实世界的产权嵌套系统才能够在明确各层次权利责任的前提下, 实现禁限开发区维护生态稳定的功能定位, 避免生态环境资源恶化。依照科层产权的理论模型, 对禁限开发区 (中所有的生态资源) 的产权制度作如下设计 (如图 2 所示)。

1. 中央政府 (国家) 层次。这一层的决策实体主要包括中央政府和中央级各主管部门, 他们是社会利益的代表者, 拥有禁限开发区内生态资源的国有产权, 其主要职能是制定法律法规, 把握禁限开发区发展方向, 通过行政分配和再分配将原本权属混乱的生态资源重新分配给地方、集体和私人。生态资源归国家 (全民) 所有的宪法属性不能改变, 只有这样国家才能够从全局出发, 以人与自然的和谐相处、经济与生态的协调发展、国家整体的生态安全与稳定为目标, 在全民环境权的框架下规定禁限开发区产权的制度、各项政策和发展方向。

2. 地方政府层次。决策实体包括地方政府和地方法级各主管部门, 与中央政府共同拥有地域范围内生态资源的所有权, 并进行区域内生态资源权利的划分; 受到上层中央政府的管制与约束, 并对下层决策实体的行为进行监督、管理等。鉴于禁限开发区以县域为单位、县级政府进行保护与建设资金分配的现状, 地方政府拥有区域内生态资源的共同所有权, 首先能够有效减轻生态资源所有权主体虚位的现状, 不存在跨界生态资源配置问题; 其次, 能够使地方政府以禁限开发区生态环境保护、经济社会发展、人民生活水平为目标, 在中央政府的制度框架内更好地实施对当地生态资源的管理活动; 最后, 作为与居民、生态资源朝夕相处的管理机构, 地方政府能够充分观测到居民行为, 进行监督和管制。

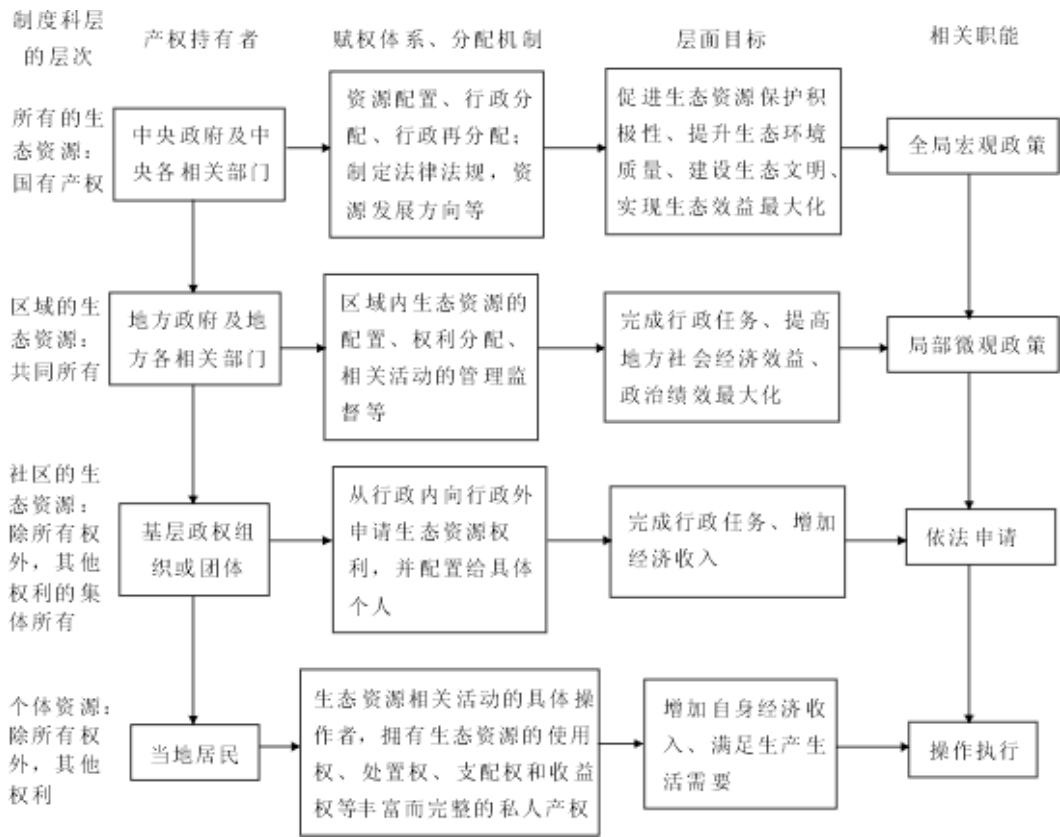


图2 禁限开发区产权科层模型

3. 基层政权组织或团体层次。决策实体包括基层村集体和团体承包者等，旨在将社区内的生态资源集体权利分配给具体的农户。与前两个层级不同，此时的生态资源权属配置是从行政内向行政外配置，决策实体的主要职能是通过法定的生态资源权利申请程序将除所有权以外的其余生态资源权利从公共领域中申请出来，并配置给具体的生态资源利用者。生态环境相关活动的最终执行者无疑是当地具体的个人，而通过基层政权组织或团体这一媒介，从国有产权中获得使用权、收益权等权利，不仅能够使生态环境保护与建设落到实处，还能减少交易成本、减轻政府职能单位的工作量。

4. 居民层次。决策实体主要指禁限开发区当地的居民，是生态资源的具体操作层次，拥有生态资源的使用权、处置权、支配权和收益权等，行为受到上层各层的约束、限制。不可否认，禁限开发区居民与生态资源是直接相处者，居民的生产、生活离不开生态资源，生态资源保护与建设的根本也在于居民的行为。只有居民具有较为完整的产权安排时，他们才有动机在利用之外保护生态资源，甚至完全的保护与建设生态资源，对生态资源的未来增加兴趣。因此，政府层次和集体层次应还权和放权于民，建立丰富、完整的私人产权及充分的法律保障，发挥市场在生态资源配置中的作用，提升生态资源利用效率，促进私有产权的激励与约束功能。

总而言之，依据“禁限开发区产权科层模型”，国家或社会大众拥有禁限开发区生态资源的国有产权，可以基于全民环境权的考虑对禁限开发区居民的开发权进行约束，国家宏观制度、政策的调控具有权利保障；当地政府对地域生态资源的所有权，在明确权利的同时也附加了责任，避免政府为了政绩而牺牲生态资源的行为；基层政权组织或团体的桥梁作用使得生态资源的私人治理成为可能；受到中央政府、地方政府和基层政权组织或团体三个层次的监督与管制的当地居民，在拥有生态资源丰富、完整的使用权、处置权、支配权和收益权等的情况下，不仅不能毫不顾虑地开发利用生态资源，反而会从长远利益考虑加强对生态资源的保护。“禁限开发区产权科层模型”体现了“重视当地开发权又不损害公民环境权”的原则，保障了国家或全民对禁限开发区生态资源的宏观调控与战略定位，同时赋予了当地居民生态资源操作层面

的“主人翁”地位。在禁限开发区相关禁限措施的实施过程中,它不仅为禁限开发区外部生态效应内部化的生态补偿提供了产权合理性,而且能够约束当地居民负责任地进行生态环境保护与建设,是明晰产权配置、完善生态补偿制度、促进人与自然和谐相处的有效产权制度设计。

六、结 论

综上所述,禁限开发区是否拥有生态资源的初始开发权,影响着其对区内生态资源的开发、保护态度,对其在权力约束后(基于环境权的禁限管制后)是应得到补偿还是应被征税起着决定性的作用,而禁限开发区内生态资源被开发的权利则是依附于其是否具有对生态资源的产权。针对国家设立禁限开发区的政策目标——保护与建设区内生态环境资源、提高区内生态环境质量、维护国家生态安全,有必要对禁限开发区实行科层产权制度。它能够在生态保护的前提下,厘清禁限开发区内生态资源的产权结构,形成归属清晰、权责明确、监管有效的生态资源产权制度;并且能够协调公民环境权与区内开发权的关系,为禁限开发区实施有利于区位建设、维护生态保护建设成果的生态补偿政策奠定清晰的产权依托。

参考文献

- [1] [美]汤姆·蒂坦伯格.环境与自然资源经济学(第8版)[M].王晓霞,等,译.北京:中国人民大学出版社,2011.
- [2] 刘永鑫,刘晓静,王志伟.自然资源利用权的双重物权属性及环境保护价值[J].中国环境管理干部学院学报,2009,(2).
- [3] 姜素红.环境权构成要素研究[J].求索,2011,(1).
- [4] 丁成日.美国土地开发权转让制度及其对中国耕地保护的启示[J].中国土地科学,2008,(3).
- [5] 明辉.环境权概念的法律思考[J].环境与可持续发展,2007,(2).
- [6] 陈德敏,董正爱.环境权理念:从“人与自然和谐发展”的视角审视[J].中国人口·资源与环境,2008,(1).
- [7] 吕忠梅.再论公民环境权[J].法学研究,2000,(6).
- [8] Schlager, E., E. Ostrom. Property rights regimes and natural resources[J]. *Land Economics*, 1993, (3).
- [9] 单平基.自然资源国家所有权性质界定[J].求索,2010,(12).
- [10] 黄泽勇.自然资源所有权问题及其实现研究[J].湖北工程学院学报,2012,(6).
- [11] Welch, W. P. The political feasibility of full ownership property rights: The cases of pollution and fisheries[J]. *Policy Sciences*, 1983, 16.
- [12] Costello, C. J., D. Kaffine. Natural resource use with limited-tenure property rights[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2008, (1).
- [13] Cole, D. H. *Pollution and Property: Comparing Ownership Institutions for Environmental Protection*[M]. New York: Cambridge University Press, 2002.
- [14] [美]R. S. 平狄克, D. L. 鲁宾费尔德.微观经济学(第四版)[M].张军,等,译.北京:中国人民大学出版社,2000.
- [15] 冯登艳.产权从来不可能得到完全界定——巴泽尔产权理论评述[J].经济论坛,2011,(11).
- [16] Challen, R. *Institutions, Transaction Costs and Environmental Policy: Institutional Reform for Water Resources*[M]. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2000.
- [17] 郭志勤,姚顺波.我国集体林产权科层分析[J].农村经济,2011,(7).

(责任编辑 朱 蓓)

区域生态资本运营绩效评价指标体系及实证研究

刘加林, 朱邦伟, 李淑君

摘要: 政府对生态资本运营重视不够、生态产品市场消费不足、企业对生态资本运营意愿不高等问题的根源在于生态资本运营绩效评价的缺失。应遵循生态资本运营价值取向, 根据生态效用价值取向、生态要素价值取向、社会价值取向以及生态文化价值取向来设定经济绩效、生态绩效以及社会绩效“三位一体”的绩效评价维度, 构建包括目标层、准则层、指标层在内的三级区域生态资本运营绩效评价指标体系。实证研究发现, 恩施州生态资本运营绩效整体较好, 经济绩效与社会绩效呈稳步上升趋势, 但生态绩效波动较大。

关键词: 区域生态资本; 生态资本运营; 绩效评价

中图分类号: F275 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0075-06

我国是一个人均生态财富较低的国家, 但能源消耗以及二氧化碳排放量却已经超越美国成为世界第一, 这严重脱离了我国人均资源不足、生态环境脆弱的基本国情^[1]。走中国特色的绿色发展之路, 要以一定生态资源环境作为支撑, 通过对生态资本的有效运营来维持生态资本存量的非减性, 进而增强生态系统的稳定性, 充分发掘绿色经济发展潜力。

我国生态资本运营在实践中取得了一定成绩, 但是也存在一些问题, 主要体现在政府对生态资本运营重视不够、生态产品市场消费不足、企业对生态资本运营意愿不高等方面。主要原因在于生态资本市场不完善, 缺乏对生态资本运营主体的激励与约束作用。本文认为, 问题的根源主要是生态资本运营绩效评价的缺失。因此, 厘清区域生态资本运营绩效评价的逻辑思路, 探讨其作用机理, 设定其绩效评价维度, 对于推动我国生态环境管理水平, 促进绿色经济发展具有重要意义。

一、区域生态资本运营绩效评价的逻辑思路

(一) 区域生态资本运营绩效的效率标准

效率通常是用来描述客观世界中任意两点之间的物质互换频率, 而在经济社会中则是用来反映投入与产出之间的比率, 这种方式往往忽略生态资源的投入。在引入生态要素之后, 效率就不再仅仅是一个价值上的投入产出比例了, 生态效率的概念更强调经济社会活动的价值产出与物质投入之间的比例关系。高效率的人类活动直接导致高效率的资源配置, 因此, 生态资本运营绩效要考虑人与自然的物质变换活动对生态系统的影响。生态效率的运用充分考虑到生态资本的稀缺性。经济系统规模的不断扩大已经逼近甚至超过生态系统的承载力, 人类不得不考虑如何以最少的生态资本消耗获取最多的物质资本服务, 并将这种思想贯穿于经济系统生产和消费的整个过程中。因此, 区域生态资本运营绩效的效率概念的基本前提是: 人

基金项目: 国家自然科学基金项目“生态资本运营机制和管理模式研究”(70873135); 中国博士后基金项目“生态资本运营中利益相关者权益博弈及其保障机制研究”(2013M542101); 湖南省自然科学基金资助项目“生态脆弱性视角下区域生态资本运营风险问题研究”(13JJ4104); 教育部人文社会科学基金项目“生态资本运营安全问题研究——基于生态脆弱性分析”(12YJC790029)

作者简介: 刘加林, 经济学博士, 湖南大学应用经济学流动站博士后, 湖南人文科技学院副教授(湖南 娄底 417100); 朱邦伟, 中南财经政法大学工商管理学院硕士研究生(湖北 武汉 430073)

与自然的物质交换所得对生态系统的影响必须限制在其承载力范围之内。随着可供人类利用的生态资源与环境容量的日益减少,资源生产率已经成为经济增长的重要影响因素,只有通过有效配置生态资本与保护生态环境,以最小的资源消耗和环境代价获取最大的经济效益,将经济规模控制在生态系统承载力范围内,才能保持经济的稳定持续发展。生态经济效率将有助于人们制定各种战略和政策来进行生态资本项目投资,以使政策和行动更好地服务于生态可持续发展的目标。

区域生态资本运营绩效评价除了要考虑经济效率与生态效率以外,还要考虑代际效率,也就是要兼顾后代人的权益。代际效率是一个现存所有人的集合体,并假定有可能界定该集体在任何时期的效用。就当前某种给定的效用水平而言,如果未来所有时段上的效用在经济方面都尽可能高,则这种跨期的生态资本配置在代际上是有效率的。代际效率需要两个条件:第一,生态资本在整个经济系统中的收益率都是均等的;第二,投资的实际收益率 δ 等于消费贴现率 γ 。

(二) 区域生态资本运营绩效评价的逻辑起点:生态资本运营的价值取向

区域生态资本运营是将生态资源转化为资本,作为资本的一般属性进行经营,其本质内涵是要保持生态资本存量的非减性。区域生态资本运营好坏对于我国生态环境保护,保持社会稳定具有重要作用。因而区域生态资本运营不仅要保护生态环境、保障生态资本存量的非减性,同时也要维持一定的经济利益和社会利益,即保持生态效益、经济效益与社会效益的统一^[2]。生态环境管理体制改革需要区域生态资本运营遵循一定的价值取向,人类社会的生存权、发展权与环境权决定区域生态资本运营的价值取向维度,即生态效用价值取向、生态要素价值取向、社会价值取向以及生态文化价值取向^[3]。区域生态资本运营的价值取向影响区域生态资本运营绩效评价方向,有什么样的价值取向就有什么样的绩效评价指标来配套执行。因而对区域生态资本运营绩效评价不能仅从经济效益角度来衡量,同时还需考虑生态效益与社会效益的效率问题。

二、区域生态资本运营绩效评价的指标体系

(一) 区域生态资本运营绩效评价的评价维度

区域生态资本运营绩效评价维度的构建取决于其价值取向,而区域生态资本运营的价值取向则是从生态、经济以及社会等三个方面来设置的,这决定了区域生态资本运营要从生态、经济以及社会三个面向来设立绩效评价体系,即为生态绩效、经济绩效以及社会绩效“三位一体”的绩效评价体系(如图1所示)。区域生态资本运营生态绩效评价维度是通过评价区域生态资本运营中生态要素在生产经营活动中对生态环境的贡献程度,主要用资源利用以及生态保护两个子维度来描述。其主要目的是利用节约资源、减少对生态环境的负面影响,推行经济效益高的生态化技术,不断进行模式探索来推动生态价值的实现^{[4](P391)}。经济绩效是评价区域生态资本运营成效的核心标准,生态资本运营关键在于生态资本的市场化价值实现与增值,因此,区域生态资本运营经济绩效评价维度要评价生态投入要素在区域生态资本运营经济价值增值的程度,通常用经营效果以及发展潜力两个子维度来表达经济价值变化过程。区域生态资本运营不仅要关注生态资源的经济价值与生态效益,同时也要充分体现公众利益诉求,保持社会的公平性。这种社会属性决定区域生态资本运营社会绩效评价维度要考虑生态投入要素在生态资本运营中所带来的社会公正性与社会正能量,实现资源环境的代际公平^{[5](P109-110)},它主要通过社会文明与社会环境两个子维度来体现。由此可知,生态绩效、经济绩效以及社会绩效是有机统一的,缺一不可。经济绩效是核心,生态绩效是基础,而社会绩效是保障,三者共同构成绩效评价体系,保障区域生态资本的良好运营。

(二) 区域生态资本运营绩效评价的指标体系

要全面、正确地衡量区域生态资本运营绩效,就必须从多层、多维度来选择绩效评价的指标,形成一

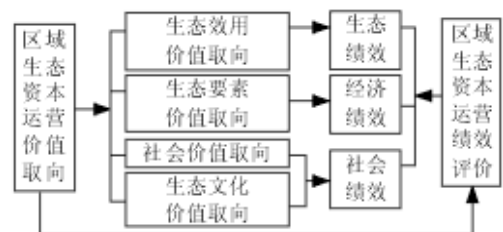


图1 区域生态资本运营绩效评价作用机理

个完整的指标体系。评价指标体系是区域生态资本运营绩效评价系统最为核心的构成要素。区域生态资本运营在我国得到广泛应用, 从整体而言, 其应用层面主要分为宏观、中观以及微观三个层面^①, 由于篇幅限制, 本文仅考虑宏观层面的绩效指标设计, 下文中区域生态运营绩效评价即为宏观层面的生态运营绩效评价。区域生态资本运营绩效评价指标体系分为目标层(区域生态资本运营绩效)、准则层(摘述绩效评价的主要方面, 本文主要是从经济绩效、社会绩效以及生态绩效三个方面来衡量)、指标层(可以反映要素特性的定量指标与定性指标)三级, 区域生态资本运营绩效评价指标体系的明细指标如表 1 所示。

表 1 区域生态资本运营绩效评价指标体系

目标层	准则层	指标层	指标要素层
区域生态资本运营绩效	经济绩效	经营效果	低碳产业产值占比
			利税贡献率
			农业生态园区产值占农业总产值的比重
			生态工业园区产值占工业生产总产值的比重
			第二产业占 GDP 比重
		第三产业占 GDP 比重	
		资产贡献率	
		吸收就业率	
		发展潜力	人均 GDP 增长率
			科技进步贡献率
	第三产业劳动力占全部劳动力比重		
	城镇居民年人均可支配收入		
	再就业比率		
	社会绩效	社会文明	年人均财政收入
			农民年人均纯收入
			R&D 投入占 GDP 比重
			公众对环境满意率
			市民环保意识
		社会环境	市场化程度
			基尼系数
恩格尔系数			
人均公共教育支出			
中小学入学率			
生态绩效	资源利用	人口自然增长率	
		居民受教育程度	
		大专以上受教育人口比例	
		人口密度	
		城乡收入的水平差异	
	生态保护	人均住房面积	
		城市化率	
		千人拥有医生数	
		治安状况	
		投资环境	
	资源利用	秸秆综合利用率	
		能源利用效率	
		环境保护投资占 GDP 的比重	
		万元产值废水排放下降率	
		万元产值废气排放下降率	
	生态保护	万元产值固废排放下降率	
		单位 GDP 水耗	
		单位 GDP 能耗	
		工业固废综合利用率	
		森林覆盖率	
	生态保护	退化土地(水土流失、沙化土地、矿山破坏或退化草原)恢复率	
		城镇人均公共绿地面积	
		城市建成区绿化覆盖率	
		荒山荒地治理率	
		森林生态系统抗逆能力	
		城镇空气质量	
		城镇水环境质量	
		城市噪声环境质量	

^① 宏观层面主要是区域(全国、省、市级), 中观层面为行业, 微观层面为企业。

三、实证分析：以恩施州为例

(一) 恩施州生态资本运营绩效评价指标赋值

恩施土家族苗族自治州位于我国湖北省西南部，与重庆市和湖南省临界，国土面积为 24 061 平方公里，现辖 2 市 6 县，属于老、少、边、穷地区。恩施州森林覆盖率高、环境污染小、生物多样性丰富、生态功能突出、生态资本雄厚，是我国极其重要的“生态屏障和生态服务区”之一。目前恩施州正在实施生态化发展战略，对外争取生态补偿，对内实施生态资本运营，力图实现从“生态立州”到“绿色繁荣”。

区域生态资本运营绩效综合评价要求对评价区域内的生态资本运营质量进行分等定级，而这种等级划分是否准确反映了生态资本运营质量区域分异的客观实际，在很大程度上取决于评价指标选取是否科学合理。为了准确评价恩施州生态资本运营绩效，根据前文中所选用绩效评价指标，构建恩施州生态资本运营绩效评价指标体系；采用 Delphi 法与层次分析法（AHP）相结合确定指标体系各层次因子权重。评价指标体系各因子权重如表 2 所示。

表 2 恩施州生态资本运营绩效评价指标体系及各指标权重

准则层	权重值	指标层	权重值	指标要素层	权重值
经济绩效	0.412 7	经营效果	0.141 754	低碳产业产值占比	0.009 600
				利税贡献率	0.010 241
				农业生态园区产值占农业总产值的比重	0.009 067
				生态工业园区产值占工业生产总产值的比重	0.012 651
				第二产业占 GDP 比重	0.012 815
				第三产业占 GDP 比重	0.010 633
				资产贡献率	0.040 040
		发展潜力	0.270 946	吸收就业率	0.036 707
				人均 GDP 增长率	0.019 723
				科技进步贡献率	0.023 165
				第三产业劳动力占全部劳动力比重	0.024 261
				城镇居民年人均可支配收入	0.033 103
				再就业比率	0.082 603
				年人均财政收入	0.020 651
社会绩效	0.254 311	社会文明	0.109 572	农民年人均纯收入	0.033 720
				R&D 投入占 GDP 比重	0.033 720
				公众对环境满意率	0.033 720
				市民环保意识	0.006 740
				市场化程度	0.006 740
				基尼系数	0.016 860
				恩格尔系数	0.016 860
		社会环境	0.144 739	人均公共教育支出	0.006 740
				中小学入学率	0.021 912
				人口自然增长率	0.018 353
				居民受教育程度	0.012 924
				大专以上受教育人口比例	0.012 964
				人口密度	0.016 327
				城乡收入的水平差异	0.016 327
生态绩效	0.329 187	资源利用	0.169 998	人均住房面积	0.015 922
				城市化率	0.015 577
				千人拥有医生数	0.010 384
				治安状况	0.015 577
				投资环境	0.010 384
				秸秆综合利用率	0.015 577
				能源利用效率	0.044 384
				环境保护投资占 GDP 的比重	0.018 256
				万元产值废水排放下降率	0.011 007

续表 2

准则层	权重值	指标层	权重值	指标要素层	权重值
				万元产值废气排放下降率	0.015 504
				万元产值固废排放下降率	0.016 007
				单位 GDP 水耗	0.015 504
				单位 GDP 能耗	0.011 007
				工业固废综合利用率	0.022 752
	0.159 189	生态保护		森林覆盖率	0.020 631
				退化土地(水土流失、沙化土地、矿山破坏或退化草原)恢复率	0.020 222
				城镇人均公共绿地面积	0.015 390
				城市建成区绿化覆盖率	0.043 346
				荒山荒地治理率	0.010 836
				森林生态系统抗逆能力	0.008 127
				城镇空气环境质量	0.024 382
				城镇水环境质量	0.016 255
				城市噪音环境质量	0.008 127

(二) 恩施州生态资本运营绩效评价结果

本次计算恩施州生态资本运营绩效评价综合值,是选用 2007 年的恩施州的数据为例。通过查询 2008 年恩施州统计年鉴、2008 年恩施州统计公报、各部门统计年报以及 2008 年湖北省统计年鉴,加上调查统计数据计算出生态资本运营绩效评价指标体系的各值,根据各指标的值查找其在表 1 中赋值表中的区间,该区间即为各指标的作用值。各指标综合评价价值等于权重值与各指标作用值的乘积,公式如下:

指标综合评价价值 = 指标权重值 × 指标作用值

各指标层的综合作用值为各指标要素层综合评价价值之和,则生态资本运营绩效评价综合评价价值为各指标层综合评价价值之和,即恩施州生态资本运营绩效评价综合评价价值为: $F_{综合评价价值} = F_{经营绩效} + F_{发展潜力} + F_{社会文明} + F_{社会环境} + F_{资源利用} + F_{生态保护} = F_{生态绩效} + F_{社会绩效} + F_{经济绩效}$ 。

根据 2007 年恩施州数据,利用上述的计算过程,计算出 2007 年恩施州生态资本运营绩效评价综合值如表 3 所示。

表 3 2007 年恩施州生态资本运营绩效评价价值

指标层	权重值	作用值	综合评价价值
经营效果	0.141 754	60.038 7	8.23
发展潜力	0.270 946	63.494 2	17.20
社会文明	0.109 572	73.632 0	7.63
社会环境	0.169 998	73.632 0	12.01
资源利用	0.163 182	60.231 5	9.34
生态保护	0.159 189	66.419 4	10.41
2007 年恩施州生态资本运营绩效评价价值			64.82

其余年份 2001—2010 年的恩施州生态资本运营绩效评价价值按照 2007 年的方式计算。数据主要来源于三个方面:第一个来源是根据 2001—2010 年恩施州统计年鉴、历年恩施州统计公报、历年湖北省统计年鉴;第二个来源是各个部门的统计年报、各部门历年工作报告与工作总结、各部门发展研究报告;第三个来源是研究者自行调研数据。2000 年—2009 年恩施州生态资本运营绩效评价价值如表 4 所示。

表 4 2000—2009 年恩施州生态资本运营绩效评价价值

项目	年份										
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
经济绩效	15.23	13.92	15.12	22.12	21.18	17.42	18.54	25.43	28.25	30.06	
经营效果	6.05	4.31	4.91	11.56	7.53	5.23	5.45	8.23	10.77	12.78	
发展潜力	9.18	9.19	10.21	10.56	13.65	12.19	13.09	17.20	17.48	17.28	
社会绩效	16.64	17.16	16.52	18.50	18.10	18.96	21.15	19.64	19.17	21.19	
社会文明	5.57	6.05	4.70	5.20	7.59	9.08	8.87	7.63	7.56	6.96	
社会环境	11.07	11.11	11.82	13.30	10.51	9.87	12.29	12.01	11.61	14.53	
生态绩效	13.77	14.69	13.39	12.16	15.81	17.70	19.70	19.75	20.82	19.27	
资源利用	8.40	5.67	4.60	5.20	6.51	7.87	8.29	9.34	9.60	9.81	
生态保护	5.37	9.02	8.79	6.96	9.30	9.83	11.41	10.41	11.22	9.46	
生态资本运营总体绩效	45.64	45.77	45.03	52.78	55.09	54.08	59.39	64.82	68.24	70.52	

通过上述计算结果可以得出以下结论:

其一,恩施州生态资本运营总体绩效水平呈相对平稳,且逐步提高的趋势。从表4可知,2002年之前,恩施州生态资本运营总体绩效基本维持不变,总体绩效水平在45左右浮动;在2002—2005年期间,恩施州生态资本运营总体绩效水平有缓慢上升,这主要得益于“十五”期间,州政府逐渐认识到生态资本在经济社会发展中的作用;2006—2009年期间,恩施州生态资本运营绩效水平增长较快,从2000年的45.64增长到2009年70.52,增幅达到60%左右。在“十一五”期间,恩施州政府开始实施生态产业兴州战略,制定相关措施提升生态资本在经济社会发展中的作用。

其二,恩施州生态资本运营经济绩效水平出现波动,但整体上还是呈增长趋势。从表4可知,在2000—2003年期间,恩施州生态资本运营经济绩效水平从稳定到逐步平稳增长,经济绩效下的两大指标经营效果与发展潜力表现各异,经营效果的变化基本与经济绩效水平变化趋同,而发展潜力水平基本维持不变,这充分体现,经济绩效的变化主要是经营效果的影响;在2003—2006年期间,恩施州生态资本运营经济绩效水平处于下降趋势,而经营效果水平同样保持同一趋势,逐渐下降,但是发展潜力指标还是维持稳定状态。在2006—2009年期间,恩施州生态资本运营经济绩效水平又逐步上升,增幅较大;同时经营效果水平同样保持同一趋势,而发展潜力指标还是维持稳定状态。生态资本运营经济绩效水平上升要归于恩施州在这段时间的生态发展战略,积极推进生态产业、生态旅游业等方面的发展。

其三,恩施州生态资本运营社会绩效水平维持稳定,且增长缓慢。从表4可知,除了在2006—2008年期间有小幅度回落以后,在2000—2009年期间,生态资本运营绩效水平基本上是逐步增长。社会绩效下的两大影响指标社会文明与社会环境指标变化各异。社会环境指标在2003—2005年期间有所回落,其余期间都是逐步增长,而社会文明在2000—2005年期间基本是逐步增长,但是在2005年之后就逐渐回落。社会文明指标变化的主要原因可能在于恩施州在经济社会发展过程,缺乏对生态环境保护与生态资本运营方式的宣传与指导,民众的生态环境意识并未逐步增加。

其四,恩施州生态资本运营生态绩效水平波动较大,整体增长幅度也较大。从表4可知,在2000—2003年期间,恩施州生态资本运营生态绩效水平在平稳状态下,迅速向下回落。“十五”早期的经济社会发展给生态环境带来非常大的破坏;在2003—2009年,恩施州生态资本运营生态绩效水平迅速上升,上升增长幅度较大,仅在2008—2009年期间稍微有点回落,回落幅度不大。这阶段的生态绩效水平的高速增长,离不开恩施州政府生态化发展战略。生态保护指标变化与生态绩效水平变动趋同,而资源利用水平指标则是以波浪式水平推进。

参考文献

- [1] 胡鞍钢,周绍杰.绿色发展:功能界定、机制分析与发展战略[J].中国人口·资源与环境,2014,(1).
- [2] 严立冬,刘加林,谭波.生态资本化:生态资源的价值实现[J].中南财经政法大学学报,2009,(2).
- [3] 严立冬,刘加林,陈光炬.生态资本运营价值问题研究[J].中国人口·资源与环境,2011,(1).
- [4] 杨云彦.人口、资源与环境经济学[M].北京:中国经济出版社,1999.
- [5] 高辉清.效率与代际公平:循环经济的经济学分析与政策选择[D].杭州:浙江大学,2008.

(责任编辑 朱 蓓)

农业生态资本效率测度及其影响因素分析

屈志光, 陈光炬, 刘 甜

摘 要: 农业面源污染已经超越工业和城市生活污染, 成为中国面源污染的第一大贡献者。农业生态化发展的实质是农业生态资本效率提升的动态过程, 通过将农业生态系统看作是一个“黑箱”, 利用 SBM-DEA 模型从投入产出的视角测度了 2003—2011 年中国各省份的农业生态资本效率。结果显示, 粮食主产省区的农业生态资本效率要低于非粮食主产省区, 且较之 2003—2005 年, 2006—2009 年的区域间农业生态资本效率差距在波动中不断扩大; 不管是在粮食主产省区还是非粮食主产省区, 农业产业结构调整、农业财政支持政策与农业生态资本效率均呈负相关关系, 农业生态资本投资水平对于农业生态资本效率则具有正向作用; 在粮食主产省区, 绿色农业与城镇化发展水平对农业生态资本效率提升的拉动效应在统计学上并不显著。

关键词: 生态资本; 生态资本效率; SBM-DEA 模型

中图分类号: F303.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0081-07

农业是第一生态产业, 是国民经济与自然生态的双重基础。在农业生产过程中, 生态环境既是劳动对象又是劳动资料, 农业生产过程的实质就是人们通过劳动改变自然生态系统的形态以适应人类经济社会需要的过程。然而中国农业在满足国民物质需求的同时, 却也在不断地污染、破坏国人赖以生存与发展的资源与环境。近年来农业污染量占到全国总污染量(指工业污染、生活污染及农业污染的总和)的 1/3~1/2, 已经成为我国重要的环境污染源^[1]。农业的生态化发展既是一场深刻的农业技术革命, 又是一项长期而复杂的系统工程, 从农业生态资本效率提升的视角来探索现代农业的发展路径, 对于加快中国传统农业绿色转型步伐具有突出的现实价值。

一、农业生态资本效率问题的提出

(一) 生态资本视角下的农业生态系统

纵观世界农业的发展与现状, 农业生产既可能带来严重的生态问题, 也可能促进生态环境的改善。农业依靠自然环境而产生, 又在创造生态环境的过程中得以发展, 在农业生产过程中, 生态环境既是劳动对象又是劳动资料, 农业生产过程的实质就是人们通过劳动改变自然物的形态以适应人类社会需要的过程, 即利用对农业生态环境和生态资源的消费及其形态的变化过程。以往人们仅注重了农业的经济功能, 以及提供就业岗位和社会福利保障等部分社会功能, 至于农业在保护和改善人类生态环境方面的功能, 以及为人们提供观光休闲体验等方面的功能^[2], 却并未予以足够的认识和重视, 从而导致了诸多不良的后果, 甚至是危害。在城镇化快速推进过程中, 随着国民经济结构的不断改善, 农业的生态功能逐渐成为我国农业

基金项目: 国家自然科学基金项目“生态脆弱地区生态资本运营式扶贫研究”(71303261)、“生态资本运营机制与管理模式研究”(70873135); 教育部人文社会科学基金青年项目“生态资本运营的安全问题研究: 基于生态脆弱性的分析”(12YJC790029); 湖北师范学院资源枯竭型城市转型与发展研究中心 2014 年度开放基金资助项目“资源枯竭型城市生态资本运营安全性研究——基于生态文明视角的分析”(Kf2014z02); 中南财经政法大学 2013 年高校基本科研业务费青年教师创新项目(20132056)

作者简介: 屈志光, 中南财经政法大学应用经济学博士后流动站在站博士后, 中南财经政法大学信息与安全工程学院讲师(湖北 武汉 430073); 陈光炬, 经济学博士, 丽水学院商学院副教授(浙江 丽水 323000)

基础地位中越来越重要的内容。作为提供生态产品的特殊生产部门,农业不仅要以一定的农业生态系统作为自然环境,同时要以健全的生态条件作为人们的劳动条件,还要以良好生态环境作为生产过程的必要组成部分。由于农业生态系统与自然生态系统有着天然的耦合性,农业自然生产过程的实质就是生态环境和生态资源的投入、转化和产出的过程,是一种天然和自发的生态资本运营过程。农业生态系统作为一个生态生产体系,良好的空气和土壤环境等农业生态资本可以带来更多的农业生产效益,生态环境是农业生产的源泉和载体,生态环境质量要素是农业生产中最基础、最原始的资本,从生态资本运营的角度,完全可以说,农业从一产生便开始了对生态环境质量要素这类生态资本的运营。

(二) 农业生态资本的分类与属性

农业生态资本是指在确保农产品安全、确保生态安全、确保资源安全以及提高农业综合经济效益的基础上,在自然因素和人为投资双重作用下,依赖生态系统及其功能产生的农业生态资源和农业生态环境的总和^[3]。由于农业生态资本存在于农业生态系统之中,因此农业生态资本是借助农业生态环境、农业生态资源和农业生态系统整体服务功能等形式表现出来的(如表1所示)。

随着可供人类利用的农业生态资本存量的日益减少,通过农业生态资本投资来补充农业生态资本存量的做法已经难以为继,农业生态资本效率日益成为农业生态化发展的限制因素。农业生态资本的运营,直观地让人们意识到农业生态环境的资本属性,明确农业生态环境对现代农业发展的基础性支撑作用,从而促进对农业生态环境与农业生态资源的科学管理与合理利用,追求用最低的生态环境代价取得农业生产最大的经济社会效益,在改善农业生态环境质量的同时促进农业经济增长,缓解生态资源对农业可持续发展的硬约束,不断提高农业生态资源的利用效率,因而农业生态资本效率的测度及其提升在农业生态化进程中的作用就愈发重要。

(三) 农业生态资本效率相关文献述评

虽然由于研究方法和侧重点的不同没有明确提出农业生态资本及其效率的研究范畴,但学术界历来重视农业生产环境效率与农业生态系统效率问题的相关研究。如李谷成等^[4]在采用单元调查评估法对中国农业分省污染排放量进行核算的基础上,应用考虑SBM方向性距离函数模型,综合考察了转型期各省农业发展与资源、环境的协调性程度;潘丹等^[5]基于将农业面源污染作为非期望产出的考量,在对传统DEA模型进行修正的基础上,对中国30个省份的农业生态效率进行了测算,并给出了农业生态效率的改善途径;梁流涛等^[6]构建了农业面源污染影响因素分解的理论模型;相关文献还包括谢花林^[7]评价了典型农牧交错区的农业生态系统健康状况,朱玉林等^[8]利用能值分析方法对环洞庭湖区农业生态系统的结构功能效率进行了整体评价,陈勇等^[9]对西南地区农业生态系统的碳足迹与经济发展关系进行了实证研究。参考前人研究成果,本文基于SBM-DEA模型对农业生态资本效率进行测度,通过开展农业生态资本效率影响因素分析,得出进一步提升我国农业生态资本效率,进而推进农业生态化发展的政策启示。

表1 农业生态资本的分类与属性

编号	类别	关键属性
1	农业生态环境质量要素	
1.1	水,地表、地下水	类别、数量
1.2	大气,有益气体	种类、数量
1.3	生物,动、植物和微生物	种类、数量
1.4	土壤	种类、面积与土层厚度
2	农业生态资源数量与质量	
2.1	水质	标准、级别
2.2	大气质量	标准、级别、比例
2.3	生物多样性	丰度
2.4	土壤肥力	种类
2.5	气候	生命活动适应性
2.6	要素配合情况	综合品质、结构、含量
3	农业生态系统整体服务功能	
3.1	气体吸纳能力	温室气体、有毒有害气体
3.2	固废降解能力	生物质体、可降解物
3.3	液废净化能力	富营养化水体
3.4	生命支撑服务	生物圈、人类
3.5	生产支持服务	生产要素、生产环境
3.6	生活调节服务	休憩、观光、休闲等

二、基于 SBM-DEA 模型的农业生态资本效率测度

(一) 农业生态资本效率测度的方法和数据选取

DEA 属于非参数分析方法,所需指标少,有较高的灵敏度和可靠性,可以对无法价格化以及难以确定权重的指标进行分析,不需要统一指标单位,简化了测量过程,保证了原始信息的完整,也避免了人为确定权重的主观影响,对具有共同特点的评价单元进行综合评价时不需要对变量做函数假设,因此在农业生态效率评价中的应用较为广泛。DEA 模型从其发展和度量方法上可分为四种类型,即径向角度的、径向非角度的、非径向角度的以及非径向非角度的。径向是投入或产出按等比例缩减或放大以达到有效,角度是指投入或产出的角度。与传统的 CCR、BCC 模型不同,SBM-DEA 模型直接把松弛变量放入目标函数中,这样既解决了投入产出松弛的问题,同时也解决了非合意产出存在情况下的效率测度问题。SBM-DEA 模型的目标值数学表达式为:

$$\rho^* = \min \rho = \min \frac{1 - \left(\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N \frac{s_n^x}{x_n^{k'}} \right)}{1 + \left[\frac{1}{M+I} \left(\sum_{m=1}^M \frac{s_m^y}{y_m^{k'}} \right) + \sum_{i=1}^I \frac{s_i^b}{b_i^{k'}} \right]} \quad (1)$$

约束条件:

$$\text{s. t. } \begin{cases} \sum_{k=1}^K z_k y_m^k - s_m^y = y_m^{k'}, m = 1, \dots, M; \\ \sum_{k=1}^K z_k b_i^k + s_i^b = b_i^{k'}, i = 1, \dots, I; \\ \sum_{k=1}^K z_k x_n^k + s_n^x = x_n^{k'}, n = 1, \dots, N; \\ z_k \geq 0, s_m^y \geq 0, s_i^b \geq 0, s_n^x \geq 0, k = 1, \dots, K. \end{cases} \quad (2)$$

我们在研究时把农业生态资本比拟成一个“黑箱”,从投入产出的视角来探讨农业生态资本效率问题。通过参考前人的研究^{[4][5][6]}并结合数据的可得性,本文选取 2003—2011 年中国大陆地区各省份第一产业就业人员(万人)、各省份农业用水总量(亿立方米)、各省份农业用地面积(万公顷)、各省份农用机械总动力(万千瓦)为农业生态资本效率测度的投入指标,选取各省份农林牧渔业产值(亿元)为生态资本效率测度的合意产出指标,选取各省份农业生产活动所排放的 COD_{Cr}(万吨)、TN(万吨)和 TP(万吨)为生态资本效率测度的非合意产出指标。其中非合意产出指标是采用以综合调查为基础的清单分析方法^①,对省际层面上的农业面源污染量进行核算。为了客观衡量我国各省份农业生态资本效率的基本情况,并兼顾数据的可得性、可比性及科学性,样本数据均来源于 2004—2012 年的《中国统计年鉴》、《中国农村统计年鉴》、《中国农业年鉴》以及各省份《统计年鉴》和农业统计资料,经计算整理而得 2003—2011 年我国大陆地区(不含港、澳、台)30 个省、自治区和直辖市的面板数据集。鉴于西藏自治区的特殊政治经济地位和资源禀赋条件,及研究方法对异常数据的敏感性,本研究剔除了西藏自治区样本。

(二) 省际农业生态资本效率测度的结果分析

借助 DEA-Solver pro 软件,运用 SBM-DEA 模型对面板数据集进行处理。考虑到粮食主产区是我国商品粮生产的核心区域,对确保国家主要农产品的有效供给具有决定性作用,因此本研究将面板数据集划分为粮食主产省区和非粮食主产省区两个子样本。从粮食种植区划上看,我国粮食生产主要分布于长江中游区、黄淮海区和东北区,其中种植面积在 400 万公顷以上的省份有河北、内蒙古、吉林、黑龙江、江苏、安徽、山东、河南、湖南、四川;辽宁、江西、湖北 3 个省份的粮食种植面积也超过了 300 万公顷;

^① 笔者根据研究目的和第一次全国污染源普查情况(主要是《第一次全国污染源普查农业污染源肥料流失系数手册》和《第一次全国污染源普查农业污染源农药流失系数手册》)对各产污单元、单元产污系数和排放系数等参数进行了调整及修正。

全国 75% 以上的粮食产量、80% 以上的商品粮、90% 以上的调出量都来自这 13 个粮食主产省。2003—2011 年各省份农业生态资本效率计算结果如表 2 所示：

表 2 我国 2003—2011 年各省份农业生态资本效率测度结果表

年份	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
省份									
河北	0.097 1	0.077 4	0.108 8	0.078 0	0.081 9	0.089 8	0.208 4	0.067 1	0.143 3
辽宁	0.201 6	0.125 5	0.199 6	0.118 1	0.147 3	0.147 1	0.117 4	0.103 7	0.496 3
江苏	0.087 6	0.133 7	0.208 4	0.187 2	0.127 4	0.154 4	0.096 4	0.147 4	0.479 9
山东	0.080 6	0.154 6	0.121 3	0.089 2	0.138 0	0.152 7	0.097 1	0.126 0	0.700 7
吉林	0.212 9	0.155 8	0.209 9	0.183 2	0.183 3	0.175 8	0.118 0	0.185 1	0.184 7
黑龙江	0.193 9	0.133 1	0.180 1	0.174 6	0.258 9	0.155 0	0.077 8	0.151 3	0.131 1
安徽	0.093 7	0.140 7	0.214 1	0.265 4	0.118 3	0.139 0	0.118 5	0.160 0	0.105 3
江西	0.095 5	0.154 5	0.134 3	0.418 9	0.163 3	0.182 0	0.099 7	0.192 4	0.097 2
河南	0.096 3	0.182 7	0.124 9	0.096 0	0.152 6	0.180 8	0.104 3	0.116 9	0.389 1
湖北	0.062 8	0.205 0	0.149 1	0.094 3	0.090 1	0.195 2	0.117 3	0.147 3	0.202 3
湖南	0.060 1	0.208 7	0.157 7	0.082 9	0.096 7	0.208 1	0.121 0	0.112 7	0.156 7
内蒙古	0.155 5	0.110 8	0.170 5	0.101 5	0.111 5	0.125 1	0.095 6	0.083 3	0.211 0
四川	0.081 7	0.125 1	0.102 3	0.066 6	0.121 2	0.119 7	0.101 2	0.110 0	1.000 0
粮食主产省区均值	0.116 9	0.146 7	0.160 1	0.150 5	0.137 7	0.155 7	0.113 3	0.131 0	0.330 6
北京	0.635 5	0.549 6	0.552 6	0.495 0	0.538 0	1.000 0	1.000 0	0.433 6	1.000 0
天津	0.519 7	0.447 6	0.491 3	0.397 4	0.487 1	1.000 0	1.000 0	0.376 9	0.559 2
上海	0.171 9	0.164 3	0.175 5	0.141 7	0.160 9	0.168 8	0.340 6	0.127 8	0.128 3
浙江	0.657 9	0.807 2	0.605 9	0.668 4	0.570 0	0.722 0	0.645 2	0.702 8	1.000 0
福建	0.114 5	0.144 6	0.242 7	0.251 4	0.158 6	0.170 6	0.144 0	0.062 5	0.209 6
广东	0.110 0	0.166 0	0.133 3	0.309 9	0.167 6	0.202 5	0.114 2	0.192 6	0.985 2
海南	0.067 9	0.095 7	0.172 1	0.087 9	0.103 1	0.089 5	0.128 4	0.106 9	0.681 0
山西	0.068 8	0.106 6	0.189 1	0.088 6	0.099 9	0.111 0	0.123 1	0.113 5	0.182 8
广西	0.242 6	0.252 4	0.235 9	0.227 5	0.277 3	0.262 3	0.226 2	0.334 7	1.000 0
重庆	0.200 2	0.207 9	0.187 6	0.180 6	0.259 0	0.216 7	0.196 9	0.245 0	0.286 8
贵州	0.153 4	0.176 1	0.137 1	0.113 8	0.189 4	0.177 4	0.156 5	0.156 6	0.180 9
云南	0.049 1	0.144 1	0.113 0	0.093 3	0.157 4	0.144 9	0.162 1	0.127 9	0.153 5
陕西	0.077 9	0.175 0	0.151 7	0.130 0	0.199 6	0.176 3	0.255 4	0.154 1	1.000 0
甘肃	0.062 1	0.099 9	0.146 7	0.152 1	0.213 2	0.166 9	0.224 7	0.162 5	0.105 3
青海	0.361 7	0.605 1	0.749 2	1.000 0	1.000 0	0.726 3	1.000 0	0.599 6	0.762 4
宁夏	0.128 2	0.196 3	0.161 0	0.648 1	0.350 0	0.316 8	0.138 6	0.320 1	0.517 4
新疆	0.062 5	0.109 4	0.095 5	0.537 0	0.275 8	0.203 5	0.064 2	0.901 4	0.608 3
非粮食主产省区均值	0.216 7	0.261 6	0.267 1	0.324 9	0.306 3	0.344 4	0.348 2	0.301 1	0.550 6
全国均值	0.166 8	0.204 2	0.213 6	0.237 7	0.222 0	0.250 1	0.230 8	0.216 0	0.440 6

粮食主产省区、非粮食主产省区与全国历年的农业生态资本效率均值变化趋势如图 1 所示：

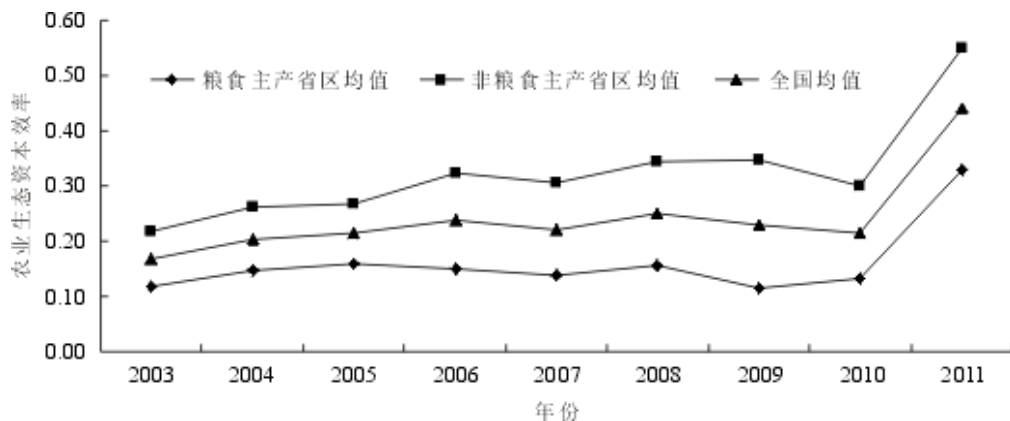


图 1 分区域的农业生态资本效率变化趋势

从整体上看,全国平均的农业生态资本效率水平仍然在 0.6 以下,相对偏低,且粮食主产省区与非粮食主产省区的农业生态资本效率水平存在明显差异。在 2003—2011 年,粮食主产省区的农业生态资本效率均明显低于非粮食主产省区;较之 2003—2005 年,2006—2009 年的区域间农业生态资本效率差距在波动中不断扩大,但粮食主产省区与非粮食主产省区的农业生态资本效率有较大区别,前者趋向于低水平均衡,而后者趋向于高水平均衡,即在一定意义上呈现出了“俱乐部收敛”现象。值得注意的是,2010 年粮食主产省区与非粮食主产省区的农业生态资本效率差距有所缩小,且 2011 年粮食主产省区和非粮食主产省区的农业生态资本效率均有明显提高,这在一定程度上预示着我国在“十二五”开局之年为“两型农业”发展奠定了较好的基础。

三、农业生态资本效率的影响因素分析

(一) 基于 SBM-Tobit 两步法的农业生态资本效率影响因素分析

为进一步了解农业生态资本效率的影响因素及其影响差异,本文在 SBM-DEA 模型的基础上采取 SBM-Tobit 两步法进行探讨。首先采用 SBM-DEA 模型测度出 2003—2011 年各省份的农业生态资本效率值;再以第一步中得出的农业生态资本效率值作为因变量,以农业生态资本效率的影响因素作为自变量建立面板回归模型。由于 SBM-DEA 模型测度出的农业生态资本效率介于 0 和 1 之间,即数据被截断,此时倘若直接采用最小二乘法,则参数估计会有偏且不一致。为解决这类问题,本文采用 Tobit 提出的截断回归方法进行分析,同时结合面板数据特性,建立如下的 Tobit 回归模型:

$$y_{it} = \begin{cases} \alpha_i + \beta^T x_{it} + e_{it}, & \text{if } \alpha_i + \beta^T x_{it} + e_{it} > 0 \\ 0, & \text{if } \alpha_i + \beta^T x_{it} + e_{it} \leq 0 \end{cases} \quad (3)$$

其中,被解释变量 y_{it} 为第 i 个省份第 t 年的农业生态资本效率, x_{it} 为解释变量, β^T 为未知参数, $e_{it} \sim N(0, \sigma^2)$ 。此模型为面板数据的截断回归模型,解释变量 x_{it} 取实际观测值,被解释变量 y_{it} 以受限制的方式取值:当 $y_{it} > 0$ 时,取实际的观测值;当 $y_{it} \leq 0$ 时,观测值均截取为 0。 α_i 为第 i 个省份第 t 年的固定效应,为未知的确定常数。

对于影响农业生态资本效率的因素,本文主要选取:(1) 农业产业结构调整 (x_{1t})。本文用粮食播种面积与经济作物播种面积比例(狭义的种植业结构调整)来表示农业产业结构调整,“粮食播种面积”(单位:千公顷)与“经济作物播种面积”(单位:千公顷)数据来源于 2004—2012 年的《中国农业年鉴》。(2) 农业财政支持政策 (x_{2t})。本文用各省份的政府财政支农支出占该地区财政总支出的比重来衡量农业财政支持政策,“财政支农支出”(单位:亿元)与“财政总支出”(单位:亿元)数据来源于 2004—2012 年的《中国统计年鉴》。(3) 农业生态资本投资 (x_{3t})。本文以各省份“水土流失治理面积”(单位:千公顷)为指代变量,数据来源于 2004—2012 年的《中国统计年鉴》,由于其他变量单位为百分比,计量分析时对该原始数据进行了取对数处理。(4) 绿色农业发展水平 (x_{4t})。本文以各省份“当年绿色食品认证产品数”(单位:个)为指代变量,数据来源于 2003—2011 年的《绿色食品统计年报》,计量分析时也对原始数据进行了取对数处理。(5) 城镇化发展水平 (x_{5t})。本文选取各省份城镇人口占总人口的比例作为城镇化发展水平的指代变量,“城镇人口数”(单位:万人)与“总人口数量”(单位:万人)数据来源于 2004—2011 年的《中国统计年鉴》。

由于本文选取了 5 个解释变量,这些变量有可能存在多重共线性。经检验解释变量之间的相关系数都小于 0.6,各个变量之间共线性程度不高,在可以接受的范围之内。Tobit 回归结果如表 3 所示。

(二) 农业生态资本效率影响因素的结果分析

通过挖掘农业生态资本效率影响关系链上的关键要素和影响渠道,本研究重点考察了农业产业结构调整、农业财政支持政策、农业生态资本投资、绿色农业发展水平和城镇化发展水平对农业生态资本效率的影响作用。

1. 回归结果表明,农业产业结构调整与农业生态资本效率之间呈负相关关系。由于本文用粮食播种面积与经济作物播种面积比例来表示农业产业结构调整,即粮食播种面积的相对比例越低,越有助于农业

生态资本效率的提高。可能原因是较之经济作物生产, 粮食作物生产更追求农产品的数量而非其质量, 这也警示我们一定要防止土地因“超负荷”保障粮食生产而引发农业生态系统的崩溃。

表 3 农业生态资本效率影响因素的 Tobit 回归结果

变量代码	变量涵义	粮食主产省区		非粮食主产省区	
		系数	P> z	系数	P> z
a_{it}	常数项	0.165 4***	0.000	0.086 2	0.208
α_{1t}	农业产业结构调整	-0.002 2**	0.030	-0.001 8*	0.090
α_{2t}	农业财政支持政策	-0.332 1*	0.067	-0.003 2*	0.068
$\ln \alpha_{3t}$	农业生态资本投资水平	0.008 2**	0.011	0.009 1***	0.006
$\ln \alpha_{4t}$	绿色农业发展水平	0.002 2	0.779	0.001 4**	0.037
α_{5t}	城镇化发展水平	0.119 4	0.135	0.197 8***	0.009
	样本容量 N	117		153	
	Wald chi ²	13.40		15.43	
	Prob>Chi ²	0.019 9		0.008 7	

注:***、**、* 分别表示在 1%、5%、10% 的显著性水平下显著。

2. 比较意外的是, 农业政策支持与农业生态资本效率居然呈负相关关系。虽然近些年国家支持“三农”的强农惠农政策不断完善, 支持资金不断增强, 但很大程度上农业财政支持的政策目标是提高农民种粮积极性, 这使得投入粮食生产的土地、劳动和化肥、农药等生产要素迅速增加, 尽管短期内确实能够刺激粮食产量增长, 但农业财政支持政策对农业生态资本效率的提升效应却根本没有体现出来。

3. 农业生态资本投资对农业生态资本效率的提升作用在粮食主产省区和非粮食主产省区均较为显著。理论上讲, 农业生态资本投资通过带动农业生态建设以及农业环保投资, 从而改变农业生态资源结构并增加农业生态资本存量, 进而提升农业生态资本效率。例如, 良好的空气和土壤环境可以获得更多的农业生产效益; 清洁的环境有益农业生产者的身心健康从而能够为社会提供更好的劳动力生产要素。

4. 绿色农业发展水平对农业生态资本效率的正向影响主要体现在非粮食主产省区。农业生态环境是绿色农业生产的源泉和载体, 农业生态环境质量要素是绿色农业生产中最基础、最原始的资本, 绿色农业生产过程其实是人们有目的地运营农业生态系统服务这类农业生态资本的过程。在非粮食主产省区, 绿色农业发展从总量上增加了农业生态化生产的能力, 提高了区域进行农业资源开发和农业环境再生产的水平, 直接影响了区域农业生态资本效率。

5. 在粮食主产省区, 城镇化发展水平对农业生态资本效率提升的拉动效应在统计学上并不显著。可能原因是在粮食主产省区, 城镇化水平的提高往往伴随着城市面积的扩张和耕地面积的减少, 过高的城镇化水平还可能使农业发展面临劳动力的严重缺口; 同时, 城镇化进程会通过农业用水等农业生态资源的争夺进而对农业生态系统产生冲击, 使得农业生产面临更严峻的资源环境约束等问题。

四、主要结论与启示

本文运用 SBM-DEA 模型对 2003—2011 年我国各省份农业生态资本效率进行了测度, 并结合 Tobit 模型考察了农业产业结构调整、农业财政支持政策、农业生态资本投资、绿色农业发展水平和城镇化发展水平对农业生态资本效率的影响。研究结果显示: (1) 全国平均的农业生态资本效率水平仍然在 0.6 以下, 且相对于非粮食主产省区, 粮食主产省区的农业生态资本效率更低。(2) 较之 2003—2005 年, 2006—2009 年粮食主产省区与非粮食主产省区的农业生态资本效率差距在波动中不断扩大。(3) 不管是在粮食主产省区还是非粮食主产省区, 农业产业结构调整、农业财政支持政策与农业生态资本效率均呈负相关关系, 农业生态资本投资水平对于农业生态资本效率则具有正向作用。(4) 在粮食主产省区, 绿色农业与城镇化发展水平未能有效促进农业生态资本效率的显著提升。

基于以上研究结论, 本文得出三点启示:

第一, 应当逐渐让农业产业功能更多地定位于生态环境效应。农业生态化发展的基础在于社会对于农

业生态功能的认识与重视,农业文明——工业文明——生态文明的时代演进,从理念上要求从物质财富观向绿色财富观转变,从实践方面需要不断积累农业生态资本,提升农业生态资本效率,为现代农业科学发展奠定生态基础。随着人们对生态环境认识的加深与重视,必须逐渐把农业产业功能更多地定位在生态环境效应上。如果不考虑农业近年来或者将来在改进环境质量中的贡献,将大大低估农业生态资本的作用,进而忽视或漠视农业的全面发展。我国当前的农业支持政策对农业生态资本效率的促进作用甚小,财政支农政策的理性目标应该是生态导向而非生产导向,农业财政补贴的结构和方式有必要进行相应调整与改变。

第二,必须激励农业生态资本投资,从而促进农业生态资本效率提升。进入 21 世纪以来,国内农业环境污染日益严重,农业生态资本投资及其效率提升对于农业生态发展愈显重要。由于农业物质资本与人力资本受到越来越多的重视并逐渐有了一定的积累,农业生态资本的积累开始成为制约农业经济可持续发展的关键因素,特别是在粮食主产省区,农业面源污染问题尤为严重,例如土壤板结退化、耕地大量流失、河床淤塞断流、药物残留普遍、人均资源锐减等。粮食主产省区承担了沉重的农业生态保护责任,在一定程度上损害了农业和农民的经济利益。因此,要让农民种粮有利可图、让主产区抓粮有积极性,必须实现农业生态补偿以保护农业生态系统,探索形成农业补贴同粮食生产挂钩机制,让多生产粮食者多得补贴,保护农民应该享有的农业生态资本权益。

第三,在粮食主产区,应该更加客观地评估绿色农业与城镇化发展对于农业生态资本效率的提升作用。绿色农业通过采用高新绿色农业技术,形成现代化的农业产业体系,其目的是实现农业可持续发展和推进农业现代化进程,可以说,绿色农业发展是成熟的绿色食品产业发展模式向农业的全面推广和示范的一种精英平民化的发展模式。然而,在粮食主产省区,开展绿色农业产地环境保护和建设,以及加快农村城镇化发展进程,更多地表现为一种绿色农业对于传统农业的“挤出效应”,而其对于周边地区农业生态化发展的辐射带动作用仍有待加强。有必要针对粮食主产区实施差异化的绿色农业发展模式,在农村城镇化进程中更加注重农业生态环境保护,彰显绿色农业与城镇化发展对于农业生态化改造的引导作用。

参考文献

- [1] 吕振宇,牛灵安,郝晋珉.中国农业生态环境面临的问题与改善对策[J].中国农学通报,2009,(4).
- [2] Passel,S. V.,F. Nevens,E. Mathijs,et al. Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency [J]. *Ecological Economics*,2007,(1).
- [3] 严立冬,孟慧君,刘加林,等.绿色农业生态资本化运营探讨[J].农业经济问题,2009,(8).
- [4] 李谷成,范丽霞,闵锐.资源、环境与农业发展的协调性——基于环境规制的省级农业环境效率排名[J].数量经济技术经济研究,2011,(10).
- [5] 潘丹,应瑞瑶.中国农业生态效率评价方法与实证——基于非期望产出的 SBM 模型分析[J].生态学报,2013,(12).
- [6] 梁流涛,曲福田,冯淑怡.经济发展与农业面源污染:分解模型与实证研究[J].长江流域资源与环境,2013,(10).
- [7] 谢花林.典型农牧交错区农业生态系统健康测度及其持续利用对策[J].资源科学,2009,(7).
- [8] 朱玉林,李明杰,龙雨孜.基于能值分析的环洞庭湖区农业生态系统结构功能和效率[J].生态学杂志,2012,(12).
- [9] 陈勇,李首成.基于 EKC 模型的西南地区农业生态系统碳足迹研究[J].农业技术经济,2013,(2).

(责任编辑 朱 蓓)

中俄能源合作的新战略与新思考

王俊峰, 贾芦苇

摘要: 中俄能源合作经过多年的努力, 取得了一定进展。中俄油气合作经历了从简单的石油贸易, 到成立合资公司, 再到上中下游一体化的合作, 已经形成了上下游、管道、贸易一体化的基本格局。但两国能源合作也面临着俄能源外交战略变化、东北亚各主要能源需求国的竞争、俄对华的战略疑虑、俄内部利益集团的矛盾等方面的制约。在新的形势下, 中国能源合作要有新的战略思考: 换位思考, 争取能源结构互补, 互利共赢; 完善中俄能源合作机制, 保障能源合作安全; 能源合作方式应多元化, 深化两国能源合作; 借鉴俄能源外交经验, 构建中国的能源外交新战略与新格局等。

关键词: 能源外交; 中俄关系; 能源合作

中图分类号: F206 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0088-05

人类社会的发展至今, 在经历近代的工业化革命后, 军事优势已不是确保全球最高权威的决定性因素, 以石油、天然气和煤为主的能源成为人类社会生存和发展不可或缺的物质基础。俄罗斯作为当今世界的油气生产和出口大国, 近年来通过实施能源外交战略, 在世界经济和政治舞台上产生了广泛的影响, 国际地位有了大幅提升。中国作为世界第二大能源消费国, 同时也是俄罗斯的邻国, 要客观认识中俄之间的能源合作, 有效应对俄罗斯能源外交战略, 规避合作中存在的制约因素, 从而扩大中俄双方在能源领域的合作和交流, 实现互利共赢。

一、中俄能源合作的历史与现状: 以油气合作为例

在发展对华能源合作的问题上, 俄罗斯对中国能源状况、发展趋势及合作前景的认识和了解决定着俄罗斯对待合作的态度, 以及双方开展能源合作的深度和广度, 并直接影响到俄罗斯合作的行为和策略。回顾历史, 中俄油气合作经历了从简单的石油贸易, 到成立合资公司, 再到上中下游一体化的合作。

中俄油气合作大体经历了三个阶段: 一是贸易合作阶段。上世纪 90 年代开始的中俄能源合作, 受经济体制、政策导向及各自国际战略的影响, 进展比较缓慢, 双方合作主要集中在石油贸易方面。当时, 俄罗斯为了摆脱苏联解体后的经济、政治危机, 带动国内经济发展, 主动与中国开展能源合作。但中国在此时期刚从原油出口国转变为净进口国, 对国外原油需求并不大。因此, 中俄油气合作呈现“俄方积极, 中方不太积极”的特征。1992 年, 俄罗斯向中国出口石油仅为 0.8 万吨, 虽然 90 年代后期出口增长速度较快, 但是出口总量始终没有超过百万吨。二是公司合作阶段。进入 21 世纪, 伴随着中国经济的快速增长, 中国对能源的需求迅速增加。受益于国际油价的不断上涨, 俄罗斯通过能源提升国际地位的动力也更为充分。中俄两国的油气合作有了新的动力。两国企业成为油气合作的主体。在经历 2002 年和 2004 年“斯拉夫石油公司”和“尤甘斯科石油公司”两次竞购失败后, 中国企业开始调整策略, 从与俄大石油公司成立

基金项目: 北京工商大学青年教师科研启动基金项目“参与式社区治理中的社会组织培育研究”(QNJJ20123-02)

作者简介: 王俊峰, 博士, 北京工商大学马克思主义学院讲师 (北京 100048); 贾芦苇, 中国石化石油勘探开发研究院外事办公室 (北京 1000083)

项目投资公司或购买其子公司股份入手，逐步扩大合资项目和范围，最终扩大对俄大石油公司的投资。2006年，中国石化以35亿美元的价格收购了俄罗斯秋明—英国公司（TNK-BP）乌德穆尔特油公司96.86%的股份。同年，中国石油获得联合开发俄万科尔油田的权利。随后，中国石油与俄罗斯石油公司合资成立东方能源公司，即第一家中俄能源合资公司。2007年，这两家公司还签订协议在中国境内建立合资企业“东方石化”开展天津炼油厂建设项目。三是全面合作阶段。2009年初，中俄签订贷款换石油协议，依据协议中国向俄罗斯的石油企业提供250亿美元的贷款，而俄罗斯需要在今后20年间每年向中国供应1500万吨原油，累计供应原油总量3亿吨。同年10月，中俄能源投资公司成立，中俄两国的能源合作开始提速，进入上中下游一体化合作的时代。

表1 1992—2011年俄罗斯向中国出口石油的基本情况^{[1](64)}

年份	俄罗斯向中国出口石油 (万吨)	中国进口石油总量 (万吨)	占比 (%)	年份	俄罗斯向中国出口石油 (万吨)	中国进口石油总量 (万吨)	占比 (%)
1992	0.8	1 136	0.07	2002	303.0	6 941	4.37
1993	1.4	1 567	0.09	2003	525.4	9 102	5.77
1994	5.7	1 235	0.46	2004	1 077.4	12 272	8.78
1995	3.7	1 709	0.02	2005	1 277.4	12 682	10.07
1996	31.9	2 262	1.41	2006	1 596.5	14 518	10.99
1997	47.5	3 547	1.34	2007	1 452.6	16 300	8.91
1998	14.5	2 732	0.53	2008	1 163.8	17 900	6.50
1999	57.2	3 661	1.56	2009	1 530	20 380	7.50
2000	147.7	7 027	2.10	2010	1 525	23 930	6.40
2001	176.6	6 026	2.93	2011	1 972.5	25 338	7.78

数据来源：依据以下相关数据整理而成，《中国统计年鉴》（2000~2006年）；《中国对外经济贸易年鉴》（1992~2003年）；《中国对外经济统计年鉴》（2004~2005年）；俄罗斯联邦统计局 <http://www.gks.ru>；中华人民共和国商务部 <http://www.mofcom.gov.cn>；中国国家海关总署。

目前，中俄油气合作已经形成上下游、管道、贸易一体化的基本格局。这种能源产业链上下游一体化的合作方式不仅有利于中国实现能源安全保障，也有利于双方共享整个产业链的利益。中俄油气合作的现状主要表现在以下方面：（一）签署能源合作文件，建立能源谈判机制。近年来，中俄两国高层频繁互访会晤并签署了系列能源合作文件。2008年，中俄两国签署《关于在石油领域合作的谅解备忘录》、《关于斯科沃罗基诺—中俄边境原油管道建设与运营的原则协议》等能源领域合作文件。2009年签署了《中俄石油领域合作政府间协议》。2010年签署了《天然气领域合作谅解备忘录》的议定书。从2008年起，中俄就建立了能源谈判机制，至今双方共举行九次正式会晤，对推动中俄能源合作发挥了重要作用。（二）中俄原油管道建成投产。2011年1月1日，由中国石油和俄罗斯管道运输公司（Transneft）合作修建的中俄原油管道正式投产。俄罗斯将通过中俄原油管道每年向中国供应原油1500万吨，合同期20年。在原油管道项目的推动下，中俄油气领域其他方面的合作也有了新的进展。（三）中俄天然气管道谈判取得实质性成果。2009年10月，中俄两国签署了《中俄天然气合作线路图》，中石油与俄罗斯天然气股份有限公司签订了《关于俄罗斯向中国出口天然气框架协议》。2013年3月，习近平访俄期间，俄罗斯天然气工业股份公司与中石油签署备忘录，就俄罗斯向中国输送管道天然气项目达成谅解，明确了俄罗斯通过东线对中国供应天然气的条款。供应从2018年开始，年输送量为380亿方，为期30年。（四）油气勘探开发合作有序开展。中国石化和俄罗斯石油公司（Rosneft）合资经营乌德穆尔特石油公司，成为我国公司首次进入俄石油开采领域的标志性事件，成为中俄能源合作的典范。中国石油与俄罗斯石油公司合资成立东方能源有限公司。此外，还有中国石化与俄罗斯石油公司合资经营的萨哈林维宁项目。（五）原油贸易量稳步增长。自从2000年俄罗斯向中国的石油出口量突破100万吨以来，中国从俄罗斯进口原油的数量总体上呈增长趋势，中间因全球金融危机的影响出现短时间下滑。到2011年东西伯利亚—太平洋石油运输管道中国支线的贯通，不仅打破了中俄原油运输的瓶颈，也为“贷款换石油”战略的实施提供了有力保障，两国的石油贸易额迅速接近2000万吨，中俄原油贸易又迈上了一个新台阶。（六）石油设备出口又上新水平。随着中国石油设备研制能力不断提升，中国生产的钻井、修井机、钻头石油装备在俄罗斯市

场得到认可。中国石化与俄罗斯欧亚钻井公司的 ZJ50DB 大配套钻机项目的顺利实施,标志着中俄在石油设备领域的合作上升到一个新的水平。

二、中俄能源合作存在的问题

虽然中俄能源合作经过多年的努力,取得了一定进展,但从中俄能源合作现状中,可以清楚地看到中俄能源合作的发展存在的一系列问题,这与制约两国在能源合作的因素密切相关。总体而言,由于中俄能源合作主动权在俄罗斯一方,俄罗斯为了确保自己的利益最大化,采取了拖延和防范的战略,加上第三国的介入,导致合作一波三折,进展缓慢。笔者认为这些制约因素具体体现在以下方面:

(一) 中俄能源合作规模和进程受制于俄能源外交战略目标

在俄罗斯看来,中俄能源合作只是俄罗斯整体能源外交战略的一部分,其合作规模和进程取决于俄罗斯经济政治利益最大化的实现程度。在俄罗斯的多组双边能源合作中,俄中能源合作并非占据十分重要地位,俄中关系在很大程度上从属于俄美、中美关系。俄美能源合作比俄中能源合作更能直接制约俄罗斯融入世界经济体系等重大问题的解决,这是因为俄罗斯外交施展的空间很大程度上取决于俄美关系的状况,而俄中合作并不能完全补偿俄罗斯被美国排挤所造成的巨大损失。

(二) 东北亚各主要能源需求国的竞争因素对中俄油气合作有一定的制约作用

东北亚是世界上能源需求增长最快的地区,日、韩两国的石油、天然气资源几乎完全依赖海外供应。对俄罗斯能源的共同需求,必然会引起竞争,这使中俄能源合作的外部环境复杂化。尤其是日本,中俄“安大线”方案的流产,日方的金钱“搅局”起到了一定作用,而日本以资金援助吸引俄罗斯的方式也正好迎合了俄罗斯搞平衡能源外交的战略意图。

(三) 中俄两国的地缘政治关系导致俄罗斯对华的战略疑虑并未明显消减,是制约中俄油气合作的深层次原因

印度著名国际政治学者布拉马切拉尼曾指出:“中俄绝不会结盟,双方对彼此怀有猜忌,尤其是俄方对中方的疑心很重,两国在地缘政治上是对立关系”。俄罗斯对中国忧心忡忡,原因在于其国土面积和人口分布倒挂的现状。俄罗斯人口密度低,自然资源丰富,而中国却正相反,土地供应相对紧张。俄罗斯地跨欧亚大陆,其中亚洲部分占其国土面积 72%,欧洲部分占 28%,而俄罗斯人住在欧洲,亚洲部分仅占 25%。在此情况下,俄罗斯在不得不在大量引进中国劳工开发西伯利亚项目的同时,又害怕中国“控制”和“掠夺”俄罗斯能源资源,担心中俄能源合作对俄罗斯经济构成威胁,中国的崛起将进一步拉大两国的发展差距。

(四) 俄罗斯处在发展战略调整期,能源政策不稳定

当前,俄罗斯的经济处于变革时期,必须由资源型发展模式向创新型模式转变。伴随着经济转型,俄罗斯的政策法规也会进行调整和修改。如对油气资源实行国有化管理,对外国公司投资俄罗斯境内油气行业设置种种限制等。能源政策的不稳定性,使外国公司在俄的利益得不到保障,不友好的投资环境在一定程度上制约着中俄油气合作。

(五) 俄罗斯内部利益集团的矛盾导致中俄能源合作受阻

随着俄罗斯政治制度和经济结构的变化,各种类型的利益集团势力日益增大,他们对与国外进行能源合作也在存在不同主张和诉求,从而牵制俄罗斯政府在对华能源合作方面的决策,使政府往往表现得犹豫不决,增加了变数。例如,在“安纳线”的走向选择上,俄罗斯管道运输公司之所以否定了“安大线”,要求石油管道改向太平洋沿岸,重要原因之一是为了增加管道长度,增大工程量,使该企业集团获得更多经营收入。

(六) 从客观上讲,价格问题亦是一个重要因素

随着国际市场油气价格不断飙升,这一问题日益突出。俄罗斯一再要求提价,中方作出了不少让步,油气价格已高于俄罗斯向欧盟出口的水平。而俄方一再强调,输向中国的油气成本要比输向欧洲的高,中方不能指望俄方在价格问题上给予特殊优惠。因为:一是东西伯利亚油气的勘探开发成本很高;二是自东

西伯利亚往中国输送油气需要新建基础设施，而输向欧洲的油气管道系统已较完善，并且基本上实现了成本折旧。

（七）中国的自身因素也是制约双方能源合作的潜力难以发挥的因素

一方面，中国对俄罗斯油气领域的特点、俄罗斯文化等研究不足。另一方面，中国在中俄能源合作推进的过程中没有长足的经济和技术等优势吸引俄罗斯的目光，且与引进国外天然气相关的重大配套工程建设滞后，尚未形成完善的市场供应。

三、中俄能源合作的新战略与新思考

自1996年中俄两国签署能源领域合作协议以来，中俄两国已经在石油、天然气、煤炭、电力、核能等领域进行了不同程度的合作，合作规模和水平不断升级，成为推动两国经济以及战略协作伙伴关系发展的重要动力。自2013年习近平访俄以来，两国能源合作进入了一个新的时期，两国间关于能源合作的谈判磋商日益增多。今年4月，中俄两国就能源合作进行了两场重要谈判。一是中国国务院副总理张高丽同俄罗斯副总理德沃尔科维奇举行的中俄能源合作委员会会议，另一场是中国石油集团公司董事长周吉平同俄罗斯天然气工业公司总裁米勒举行的中俄天然气合作谈判^[2]。两场谈判表明中俄能源合作正迈入加速进行、全面展开、重点落实的关键时期。在新的历史时期，中俄能源合作应该有新的战略和新的思考。

中俄能源合作新战略、新思考应该以俄罗斯能源外交为基础。俄罗斯能源外交的思想可以概括为：以保障能源安全、维护国家利益和推动经济发展为核心，通过综合运用能源和其他资源等手段，达到成为国际能源市场主导者的目的。俄罗斯在中俄能源合作中采取的措施，正是源于这一战略思想为基点，并对中俄能源合作产生了深远的影响。

首先，俄罗斯奉行的“双头鹰”大国地缘战略，犹如一把双刃剑，影响着中俄能源合作的发展。一方面，随着中国能源消费需求快速增长，俄罗斯对这个巨大的市场更为关注，对中俄能源合作采取更为积极的态度；另一方面，中俄关系的正向发展往往是因为俄罗斯与西方国家关系出现反向发展，后者走得越远，前者跟得越近，在一定程度上也说明了中俄关系带着某种被动性。

其次，俄罗斯的能源外交带有强烈的东西制衡的现实主义色彩。俄罗斯在能源外交中善于运用制衡策略，以美国、欧洲为战略重点，以中国为战略支点，在国际能源竞争中进可攻、退可守，确保能源大国地位的稳定。我们宜充分认知中国在俄罗斯能源战略中所处的地位，除和俄罗斯发展稳固的合作关系之外，还要锁定自己的战略重点和支点，为中国的能源安全保驾护航。多年来，中俄关系“政热经冷”，2012年中俄贸易额为881亿美元，还不足中美贸易额的五分之一。主要因为俄罗斯能源外交以国家利益最大化为核心，更倾向于把中俄能源合作放在整体能源战略和周边安全战略中去考量，而非放在中俄政治经济合作的特殊框架下去单独对待。所以在中俄能源合作中，我们要意识到政治关系友好并不代表能源合作就能顺利进行。

总之，俄罗斯能源外交带有浓厚的现实主义色彩，强调对外能源合作为其地缘政治和国际政治经济地位服务。

另一方面，中国不断增长的能源消费也需要一个安全稳定的能源进口渠道，这为中俄能源合作提供了共赢的基础。同时，两国政府的积极推动为能源合作提供了不可或缺的外交支持。中俄两国政府高层和能源行业往来密切，习近平主席和普京总统的莫斯科会晤，宣告中俄能源合作新一轮高潮的来临。从国际关系角度审视俄罗斯能源外交战略，对我国与俄罗斯等国家发展外交关系、开展能源合作具有一定的启示意义。

第一，换位思考，争取能源结构互补，互利共赢。能源合作的顺利进行依赖于两国在博弈中谋取一个符合各自国家利益的最佳平衡点。目前，中俄两国都面临能源安全问题，中俄各自在对方对外战略中所占的地位和所起的作用是不同的，能源安全对两国的意义也不完全一致。研究俄罗斯能源政策时应换位思考，站在一个能源出口国的角度去思考俄罗斯的能源政策，并理性找出应对策略。俄中两国在石油供需结构的互补性为双方合作提供广阔前景。一方面，随着中国工业化、城镇化、机动化的快速发展，能源需求将大幅度增长。国际经验表明，发达国家在城市化过程中，即城市化率在20%~70%之间，产业结构经

历了从以农业为主向以工业为主的转变,人均耗能和能源强度在同时期快速上涨。另一方面,俄罗斯也需要中国这样持续而稳定的石油和天然气市场,推动东西伯利亚和远东地区的发展。

第二,完善中俄能源合作机制,保障能源合作安全。一是可以借鉴俄欧的能源对话机制,建立中俄能源战略对话机制,在协商的基础上制定双方油气合作中长期计划,为中俄能源合作提供制度保障。二是在稳定中俄双边能源合作的基础上,应积极参与建立东北亚及亚太多边能源合作机制。目前东北亚各国能源需求都很大,在获得稳定的能源供应方面有着共同的利益。可考虑建立一个类似“欧洲能源宪章”的东北亚能源合作组织,并把俄罗斯作为供应国纳入该能源体系中,如此能较为有效的舒缓由于俄罗斯对东北亚甚至亚太地区“分而治之”而导致的“囚徒困境”。三是应该积极发挥上海合作组织的作用,在继续发挥上合组织打击“三股势力”作用的同时,重视上合组织的经济功能,借上合组织建立有利于中亚地区经济贸易和能源合作的机制,以此提升中俄在中亚和东北亚地区的能源合作水平。正如2013年9月习近平主席在出席上海合作组织元首理事会会议时,呼吁“成立能源俱乐部。协调本组织框架内能源合作,建立稳定供求关系,确保能源安全,同时在提高能效和开发新能源等领域开展广泛合作”^[3]。

第三,中俄能源合作方式应多元化,深化两国能源合作。中俄能源合作虽取得较大成绩,但总体还是以能源贸易为主。两国应通过股权转让、技术引进等方式使一方能融入到另一方的市场之中,扩大中俄油气合作的广度。两国还可以在油气管道建设、勘探开发、炼化加工、原油贸易、工程技术服务、设备进出口等方面开展石油石化产业链的全方位合作。值得一提的是,两国在能源科技领域的合作还不够充分。两国在能源技术方面潜力巨大,但一直没有很好地开发。俄罗斯方面为了确保本国长期可持续发展,并不会满足于和中国的低水平的能源贸易合作。中俄两国能源科技合作领域很多,比如在煤化工和清洁煤利用方面,俄罗斯有较好的研究成果,中国也有相当丰富的实践经验。两国可以在远东的煤炭产区共同建设清洁煤和煤化工的产业基地。此外,核能和特高压远距离输电也可作为两国能源科技合作的重点^[4]。

第四,借鉴俄能源外交经验,构建中国的能源外交新战略与新格局。从空间维度看,俄罗斯采取全球多边能源外交战略,对美、中、日等国开展能源外交,提高了其国际地缘战略地位和影响力。从时间维度上看,俄罗斯的能源外交有清晰的中长期战略规划。中国应以俄罗斯能源外交为经验借鉴,构建符合中国能源实际、助力中国经济发展的能源外交战略。中国应在对俄能源合作的同时,还要积极发展同其他国家和地区之间的能源合作,比如中亚国家,实现能源合作多元化。此外还应设定能源外交战略的近期、远期目标,结合不同能源主体的政治诉求,分步实施能源外交举措。在近期目标里,有效地争取俄罗斯,暗中制约美国;在中期目标实现的过程中,运用外交手段,联合中东和中亚国家,获得稳定的石油供给;在长期的发展规划和推进过程中,稳定拉美的石油伙伴,带动非洲的资源开发和能源置换。

参考文献

- [1] 刘锋,等.俄罗斯对中国能源市场的认知及其对中俄能源合作的影响[J].东疆学刊,2012,(4).
- [2] 刘乾.中俄能源合作:关键时刻平常心[N].中国石油报,2014-04-15(4).
- [3] 习近平在上合组织峰会上的讲话[N].新华每日电讯,2013-09-14(2).
- [4] 李文华,等.构建中俄能源合作新格局[N].中国能源报,2014-03-31(1).

(责任编辑 周振新)

全球生物能源政策比较及启示

张 平, 张 晔, 代木林

摘 要: 本文从产业发展角度, 探讨了生物质能源发展的一般规律, 描述了全球生物能源产业现状和发展困境, 比较了国外生物质能源大国的政策沿革、内容及其特点, 提出了中国发展生物质能源的原则和重点。通过比较与借鉴, 本文认为, 在生物质能源发展问题上, 中国同时具有“资源劣势”和“政策优势”双重特征, 未来生物质能源的政策框架应该综合考虑保障国家能源安全、保障粮食安全、保护农业和维护经济稳定等更多的因素, 形成一个均衡发展的新能源产业体系。

关键词: 生物质能; 生物质能源产业; 生物能源政策

中图分类号: F206 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0093-07

生物质能源是一种可再生能源, 大力发展生物质能源技术和生物质能源产业, 对缓解能源危机和改善生态环境至关重要。在生物能、太阳能、风能、地热能、水能、氢能、核能等新能源当中, 生物质能源具有一定的特殊性, 即在理论上, 它的使用不会净增温室气体排放, 还能在一定范围内维持甚至增加陆地土壤的碳储量, 从而可以有效地解决化石能源枯竭和全球环境污染问题^[1]。因此, 全球主要发达国家在以开发应用低碳能源技术为核心的能源改革计划中, 都把生物质能源作为国家战略性产业来发展, 以保证本国的政治安全、经济安全和环境安全。

一、生物质能源产业的发展规律

(一) 生物质能源范畴

生物质指的是地球上一切通过光合作用生长的生命体, 其主要的存在形式包括动物、植物、微生物, 以及上述生命体新陈代谢产生的有机物^[2]。生物质能则是上述生物质将太阳能转化, 并以化学能量的形式储存于体内的能量, 因此, 生物质能源是一种间接的太阳能。迄今为止, 人类利用生物质能源的主要来源有农业作物及副产品、木质纤维素、城市废水以及其他有机废弃物 (如表 1 所示)。

表 1 生物质能按来源分类

农业作物及副产品	木质纤维素	城市污水和废弃物
能源作物; 农业副产品或废弃物 (如: 梗、茎等); 动物副产品; 农产品加工业副产品 (如: 稻壳、小核籽、甘蔗渣、动物脂等); 水生物 (如: 微藻、大型藻类等)。	森林木本植物; 芒草; 木质产品加工废弃物; 城市林木废弃物; 森林火灾破坏的树木等。	城市有机固体废弃物; 城市废水; 垃圾填埋产生的气体; 污泥等。

资料来源: Bioenergy Industry Report 2010。

现阶段, 全球生物质产的主导产品, 正在经历从第一代生物质能源向第二代生物质能源的转变。以农

基金项目: 教育部人文社会科学研究一般项目“低碳技术创新与产业政策保障研究”(10YJA790249); 中国地质大学(武汉)资源环境经济研究中心开放基金项目“我国能源发展新体系和新模式研究”(2011A001)

作者简介: 张平, 武汉大学经济与管理学院教授、博士生导师 (湖北 武汉 430072); 张晔, 武汉大学经济与管理学院博士研究生, 华中农业大学经济管理学院讲师 (湖北 武汉 430070)

业作物及副产品 (除了水生物) 为原料的生物质能源, 被称为第一代生物质能源或传统生物质能源, 如生物乙醇和生物柴油, 主要通过液体或固体发酵。第一代生物质能源已在一些国家形成产业化生产, 产业链结构较为完善, 如美国、巴西等。然而, 第一代生物质能源由于其抢占本可用于人类食用或加工的粮食作物, 可能带来粮食安全和食品价格上涨问题, 在许多国家的产业发展遇到瓶颈。另外, 第一代生物质能源的生产过程还可能造成第二次环境污染。由于第一代生物质能源的局限性, 以开发木质纤维素为主要方向的第二代生物质能源备受关注。目前, 第二代生物质能源仍处于技术创新阶段, 绝大多数企业受到负利润率的影响, 至今未能形成产业化生产^[3]。然而毋庸置疑的是, 第二代生物质能源是生物质能源产业发展的必然趋势。

(二) 影响生物质能源产业发展的因素

1. 生产企业规模影响。规模经济效应在生物质能源产业非常突出。单位生物质能源产出所分摊的固定资本投入, 以及产生的边际运营费用, 都将随着企业规模扩大而显著下降。例如, 一个生产能力达到 40 兆瓦的生物质能电站, 其每百万瓦特分摊的固定成本约为 250 万美元; 而一个生产能力仅为 1 兆瓦的生物质能电站, 其每百万瓦特分摊的固定成本要达到约 800 万美元。因此, 将有限的生产要素向若干企业集中, 将有利于生物质能源产业规模扩大和资本积聚。

2. 供求结构影响。生物质能源在供给方面的影响因素有: 特定的生物质数量和质量、生物质能源转化技术、生物质能源生产成本、企业规模以及产业内部和产业间竞争的状况。生物质能源的需求则主要受能源需求量、各国关于生物质能源的生产消耗出台的规制、可替代产品的价格和供给状况、消费者心理以及能源输送渠道的建设等因素影响。可以说, 生物质能源供求影响因素在很大程度上决定了世界各国生物质能源产业的发展现状和特点。

3. 上下游产业链发育程度影响。与其他形式的可再生能源不同的是, 生物质能源的产出除了受产业关联、供需关系等因素影响外, 还在很大程度上受制于上游产业的发展水平、上下游的产业关系和社会服务的水平。一个完整的、层次合理的、有明显空间指向性的产业链结构, 例如, 农业、林业、食品加工工业, 以及物流业等上游和周围产业的发展水平, 以及该国的废水管理, 垃圾填埋场的气体管理, 二次污染的防治等社会服务水平, 都在不同程度上促进或者制约了该国生物质能源产业的发展。如何能使生物质能源产业在价值链、企业链、供需链和空间链上形成均衡对接, 是目前世界各国发展生物质能源产业的现实问题。

4. 产业政策影响。生物质能源是朝阳产业, 即使在一些发达国家, 其发展仍处于产业生命周期的初创期。在此阶段, 政府的作用更多体现在研发资金支持和投资补助如建立企业孵化器和培育初创企业等方面, 它们对于生物质能源产业的起步将有重要作用。

二、生物质能源产业发展状况

(一) 全球生物质能源产业发展格局

在全球能源体系当中, 第一代生物质能源已经成为仅次于化石燃料之后的第二大能源供给产业。根据 21 世纪可再生能源政策公司 (REN21) 发布的“2013 年全球可再生能源发展报告”^[4]的数据, 在 2011 年全球消耗的能源中, 化石燃料比重首次低于 80%, 可再生能源则提供了超过 19% 的能源, 其中传统生物质能源的比重达 9.3% (如图 1 所示)。另外, 据国际能源署 (IEA) 预测, 到 2050 年, 全球生物质能源产能有望达到每年 1500 EJ。

从全球生物质能源产业分布看, 主要集中在一些发达国家和能源短缺但生物质原料丰富的国家。从生物质能源产量规模看, 美国和巴西两国的生物乙醇产量已经达到全球产量的 70%; 从生物质能源占国内能源消费比重大小来看, 芬兰和瑞典两个国家该项指标较大, 如在芬兰国内全部总能源消耗中, 已经有超过 12% 是由生物质能源供给的。

需要注意的是, 尽管生物质能源占全球能源消费的比例达到 19%, 但是其中的生物燃料比例却非常低, 2011 年只有 0.8%。生物燃料增长陷入停顿的主要原因是: 全球最大生物燃料供应国家巴西和美国的

生产放缓。如美国生物质能源产品主要集中在生物乙醇和生物柴油, 其主要生产原料为玉米。生物燃料产业消耗了美国国内近 40% 的玉米, 对美国国内食品价格稳定造成不小压力。

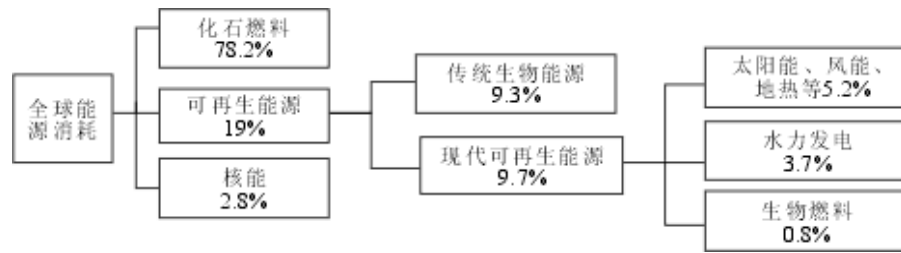


图 1 2011 年全球能源消耗结构——可再生能源消耗分析

资料来源: *Renewables 2013 Global Status Report*。

（二）中国生物质能源发展状况

目前, 中国已经产业化的生物质能利用方式有: 沼气、生物质发电、成型燃料、燃料乙醇和生物柴油等。2010 年, 生物质能源产业总产值超过 211 亿元, 年增长率达到 8.9%。其中, 燃料乙醇和生物柴油产值约为 70 亿元和 32 亿元; 生物质发电实现产值约 35 亿元; 农村沼气估计产值约为 68 亿元^[5]。

1. 沼气产业。中国是最早利用沼气的国家之一, 但是在 2005 年以前, 沼气利用主要以户用沼气为主, 缺乏大型沼气工程。经过近十年的技术攻关和财政支持, 2012 年初, 已经建成大中型沼气工程 2.26 万处、养殖小区和联户沼气工程 1.99 万处、秸秆沼气示范工程 47 处。其中, 大型沼气工程年产沼气共计 40 亿立方米。

2. 生物质发电。截至 2010 年 6 月底, 中国国内已经投产的总装机规模由 2006 年的 140 万千瓦增加到 550 万千瓦, 其中农林生物质发电 400 万千瓦, 垃圾发电 70 万千瓦, 沼气发电 80 万千瓦。已经有 50 个生物质发电项目实现了并网发电, 发电装机容量达到 200 万千瓦以上。2006—2010 年, 生物质能发电的投资总额由 168 亿元增加到 586 亿元。目前生物质能发电行业的区域分布是: 华东地区装机容量占全国比重为 49%; 中南地区 22%; 东北地区 15%; 华北地区占 8%, 西南和西北地区占 3%。

3. 燃料乙醇。2011 年, 中国燃料乙醇产量为 190 万吨, 按照“定点生产、定向流通、封闭销售”原则布局设点。中国目前已经成为继美国、巴西、欧盟之后的全球第四大燃料乙醇生产国和消费国。但是, 近期粮食燃料乙醇已经不可能实现增产, 中期非粮燃料乙醇受制于原料的持续供应, 所以, 从远期看, 发展纤维乙醇是必然选择^[6]。

三、全球生物质能源大国政策特点

（一）美国生物质能源政策特点

1. 制定鼓励和规范生物质能源发展的法律体系。美国已经建立了一套生物质能源相关的法案和政策法规。2005 年出台的《能源政策法》是美国能源政策的重大转折点, 标志着美国以扩大供应为重点的能源政策, 开始转向扩大供应与扩大国内能源开发并重的能源政策^[7]。该政策极大地提升了生物质能源的战略地位。奥巴马总统执政后, 推出了“清洁能源国家战略”, 明确将生物质能源的开发和市场化作为经济振兴计划的重点之一。

2. 由政府强制规定可再生能源消费比例。在联邦政府层面, 尽管生物燃料与玉米消耗有一些矛盾, 但是出于低碳和环保目的, 美国仍然计划 2020 年生物质能源和生物质化工产品比 2000 年增加 20 倍, 达到能源总消费量的 25%^[3]。美国环境保护局 (EPA) 为此还规定了全国每年生物燃料使用目标。如 2013 年的强制使用量为 160.55 亿加仑, 2014 年增加至 181.5 亿加仑。

在州政府层面, 美国已有 36 个州政府通过《可再生能源配比标准》(RPS), 这是一个强制执行的规则。RPS 中强制规定了电力产业输送的电能中, 必须有相应比例的电能来自于规定的可再生能源。其中,

生物质能源是重要的部分。此标准逐年递增。每个州的标准制定,都是基于本州的基本状况,如经济发展水平、能源供应的多元性和环境因素。

3. 实施积极的财税政策,鼓励生物质能源企业发展。其中,政府财政补贴是重要方式之一。奥巴马政府在2011年推出5.1亿美元的财政补贴计划,用以鼓励第二代生物质能源产业的发展。美国还通过政府风险共担机制,为生物质能源企业的贷款提供担保,保障生物质能源企业的资金需求。这些财政刺激政策效果显著,吸引了大量的传统能源企业纷纷进入生物质能源领域。

4. 鼓励生物质能源国际合作和国内企业联盟。由于美国和巴西是世界上最主要的乙醇燃料生产国,所以美国通过与巴西签订在生物质能源技术转让和国际标准等方面的合作备忘录,积极推动“乙醇欧佩克”国际组织的组建,以控制乙醇燃料的国际市场。与此同时,在国内鼓励生物质能源企业组建企业联盟,提高生物质能源生产集中度。

5. 通过生物质能源产业带动就业。2010年美国联邦政府通过财政拨款形式,向生物质能源企业拨款66.46亿美元。其中生物乙醇和生物柴油企业发展为农村地区带来了厂房建设、企业运营和设备维护等多种就业机会。根据美国可再生能源委员会统计,生物乙醇产业仅2005年一年就创造了超过15万人的就业机会,增加了57亿美元的家庭收入。生物质能源产业与就业形成一种良性循环。

6. 特别重视生物质能源原料供应保障。在联邦政府层面上,美国于2008年颁布的《农场法案》中,提出了《生物质作物援助计划》(BCAP),目的在于补贴生物质能源产业上游企业或农场主,保障来自于农业和林业的原料供应,以推进生物质能源产业供应链的建设。在该计划中,美国农业部下属的农场服务局向从事符合规定的有关生物质原料收获、储藏和运输的业务,提供最多为每千吨45美元的补贴。从2010年4月至今,该计划已向生物产业上游提供了约2.45亿美元的资金补助^[8]。

7. 严格控制生物质能源产业可能造成的第二次污染。美国《可再生能源标准计划II》(RES2)中规定,从事第二代生物质能源生产的企业,尤其是木质纤维质能源企业,在生产中造成的温室气体排放量,必须低于美国对所有能源企业设置的标准的50%~60%。而且,温室气体排放量的测量要基于整个产品的生命周期。

(二) 欧盟生物质能源政策特点

在欧洲,生物质能尤其是生物柴油,是可再生能源中最主要和最重要的部分之一。欧盟统计局2010年数据显示,生物质能源提供了欧盟27国(EU27)超过67%的可再生能源产能。因此,发展和推广可再生能源,是欧盟减少温室气体排放、应对气候变化和强化能源安全的重要战略之一。欧盟已拟定长远规划和具体目标:在2020年之前,可再生能源在欧盟总能源消耗中的比重达到20%,在运输部门的总能源消耗中的比重超过10%^[9]。

欧盟生物质能源政策的特点是:将其产业发展纳入整个经济体的发展中,强调产业发展可能带来的出口贸易和就业机会的增加(尤其是在农村地区)。生物质能源产业发展目标被定位于应对欧盟扩大引起的某些问题,如农田废弃、失业率上升和过度城市化^[10]。因此,生物质能源产业也被作为农业政策的一部分,得到欧盟《共同农业政策》提供的资金支持。

欧盟委员会于2005年12月通过了《生物质能行动计划》(BAP),详细规划了欧盟增加生物质能用于取暖、发电和交通运输的措施。另外,为发展生物质能源产业,欧洲多国采取了强制电价补贴(Feed-in Tariff)的产业激励政策。德国是该政策实施的成果最显著的国家之一,成功推动了包括生物质能源产业在内的可再生能源产业的发展。德国政府向产自能源作物的生物质能源提供每千瓦时4~7欧分的奖励。荷兰也于2009年起,开始推行新的激励可持续能源补贴计划(SDE),以实现其到2020年可再生能源占能源消耗超过20%的目标。

(三) 巴西生物质能源政策特点

1. 利用气候资源优势,鼓励扩大生物原料种植面积。巴西的国情决定了其生物质能源产业有巨大的发展潜力。巴西有适宜生物生长的气候条件,土地资源丰富,国内有大量目前闲置或者被用作牧场的适宜耕种的土地。目前,巴西是世界上第二大生物乙醇生产国。2011年巴西生物乙醇产量达到210.2亿升,其主要生产原料为甘蔗;生物柴油产量达到2.727亿升,主要生产原料包括大豆、蓖麻籽、向日葵、棉花

和动物脂肪^[11]。但是, 由于巴西生物乙醇依赖甘蔗作为主要原料, 因此, 在巴西生物燃料政策当中, 尤其重视甘蔗供应的保障。巴西已经拟定和实施政策, 计划花近 20 年的时间, 改造现有富余的牧场, 在 2017 年以前, 将甘蔗种植面积从 2008 年的 440 万公顷增加到 800 万公顷, 其中约 50% 的甘蔗产出将用于生物乙醇生产。

2. 制定专项财税计划, 推动生物燃料消费。巴西政府于 1975 年推行制定乙醇汽油计划, 并在税收、补贴和优惠贷款等方面对燃料乙醇产业制定相关配套政策。第二次石油危机 (1978—1979 年) 后, 巴西进入“乙醇阶段”, 开始大量使用乙醇以代替石油。巴西汽车工业对车辆实行必要改装所需的投资都是由政府通过软贷款方式筹集的。2004 年 12 月, 巴西政府颁布了有关使用生物柴油的法令, 规定从 2008 年起, 全国市场上销售的柴油必须添加 2% 的生物柴油; 到 2013 年添加比例提高到 5%。

四、关于生物质能源产业化的争议与共识

近几年来, 关于生物质能源大规模产业化的争议逐步加大, 主要集中在以下几个方面:

第一, 使用生物质能源是否确实能降低温室气体排放量?“碳中和”(Carbon-neutral) 是衡量一个能源产业是否能实现内部碳平衡, 达到碳减量的一个标准。一个“碳中和”的能源产业, 应能通过使用可再生能源, 使排放到空气中的二氧化碳总量和从大气中移除的二氧化碳总量达到平衡。近年来, 各国学者对于生物质能源是否真正达到“碳中和”, 存在越来越多的争议和质疑。事实上, 生物质能源对温室气体排放的影响, 很大程度上取决于具体的生产和使用方式。例如, 以农业作物为原料的第一代生物质能源, 其种植、运输及生产过程, 都可能会加剧温室效应的产生。

第二, 生物质能源大规模生产是否对粮食安全和食品价格产生负面影响? 据联合国粮食与农业组织 (FAO) 数据, 全球有超过 9.25 亿人存在严重的营养不良问题, 其中 16% 来自发展中国家^[12]。在中国, 农村地区还有 2 688 万人的温饱问题没有得到彻底解决, 大部分粮食首先要用来满足人们的基本生活需要^[13]。原料主要取自于农业作物的第一代生物质能源产业的发展, 可能使得原本供给食用或饲料加工的作物被转而用做生物质能源生产的原料, 这将间接影响土壤用途, 减少或者改变农业土壤的使用结构, 可能造成人口基数较大、土地资源紧缺的国家面临粮食安全和土地竞争的困境。同时, 粮食供给量减少带来的供需关系变动, 必然影响到食品价格的稳定, 这也将给本国经济的稳定带来负面影响。这也是一些人口大国发展生物质能源产业所面临的主要困境之一。

第三, 生物质能源产业化带来的大规模种植和提取是否会破坏环境? 有研究表明, 扩大生物燃料的生产可能会导致更多的物种遭受威胁^[14]。尤其是以开发木质纤维素为主要方向的第二代生物质能源, 其产业发展将有可能威胁到原始森林的保有、生物多样性, 以及土壤和水资源的保护^[15]。

尽管存在上述质疑和争论, 但是, 主要的生物质能源国家对其本国生物质能源产业发展依然存在一种共识, 那就是: 生物质能源在替代传统化石能源、优化能源结构和减少温室气体减排等方面的积极作用不容忽视。未来的生物质能源政策框架应该综合考虑应对气候变化、保障能源安全、保护生态环境、保护农业、保障粮食安全和维护经济稳定等更多的因素, 并通过一个均衡发展的生物质能源体系, 使生物质能源产业的发展更加理性化, 减少其对社会、经济和环境的负面影响^[16]。

五、中国生物质能源政策要点

(一) 生物质能源政策沿革

中国是全球第二大能源消耗国, 优化能源结构的中长期规划对经济社会可持续发展至关重要。在生物质能源产业发展方面, 中国同时具有“资源劣势”和“政策优势”的双重特征。一方面, 生物质能源资源的约束主要来自于巨大的人口及其粮食需求、耕地稀缺等, 因此, 在生物质能源的战略思路, 国家需要优先考虑粮食保障问题, 这就决定了生物质能源产业发展的局限性。另一方面, 在生物质能源政策上, 政府已经制定并出台的一系列政策措施, 又促进生物质能源产业快速发展。早在 2007 年 9 月, 国家发展和

改革委员会就出台了《可再生能源中长期发展规划》，提出逐步提高优质清洁可再生能源在能源结构中的比例，力争到2020年，使可再生能源消耗量达到能源消耗总量的15%左右。2009年6月出台的《促进生物产业加快发展的若干政策》中再次明确提出：对经批准生产的非粮燃料乙醇、生物柴油、生物质热电等重要生物质能产品，国家给予适当支持。因此，尽管生物质能源起步较晚，但是其发展较快。

(二) 生物质能源发展原则

第一，从资源约束角度，生物质能源产业政策的制定，应考虑本国的基本国情。生物质能源产业的发展，将对本国的劳动力市场、土地资源的使用、小农整合状况等产生影响，尤其更应重视其发展对于粮食安全的威胁。因此，对于如中国这样的人口大国，在制定发展生物质能源产业的战略思路和产业政策上，应首先考虑粮食保障问题，使其产业发展与人口的增长相协调。

第二，从经济安全角度，生物质能源产业政策的制定，应以维护本国能源安全为前提。能源安全有四重意义：一是保证能源的供给安全，以提供足够的能源，支持国家经济发展；二是价格的稳定，需要政府密切监控；三是能源运输安全；四是对环境的影响。对于生物质能源产业来说，其发展应该服从国家的能源安全战略，不可无限扩张，但也不可忽视化石能源的不可持续性。掌握世界能源的话语权是维护国家安全的重要途径之一。

第三，从环境保护角度，生物质能源产业政策的制定，应考虑其给环境带来的综合影响。其中重要的环境因素有：温室气体的排放、空气质量、土壤质量、水质量和生物多样性。

(三) 生物质能源发展目标

“十一五”以来，我国以《可再生能源法》为基础，制定了一系列支持可再生能源发展的政策，推动可再生能源产业的快速发展。在生物质能源方面，依据《国家能源发展“十二五”规划》和《可再生能源发展“十二五”规划》，国家能源局于2012年7月24日印发《生物质能发展“十二五”规划》，作为“十二五”时期我国生物质能产业发展的基本依据。

该《规划》提出了我国生物质能源产业在“十二五”期间的发展目标为：到2015年，生物质能产业形成较大规模，其中，生物质发电装机容量1300万千瓦、年发电量约780亿千瓦时，生物质年供气220亿立方米，生物质成型燃料1000万吨，生物液体燃料500万吨；在电力、供热、农村生活用能领域初步实现商业化和规模化利用；在交通领域扩大替代石油燃料的规模。同时，生物质能利用技术和重大装备技术能力显著提高，出现一批技术创新能力强、规模较大的新型生物质能企业，形成较为完整的生物质能产业体系（如表2所示）。

(四) 生物质能源政策重点

1. 发展以农林作物副产品为原料的生物质能源产业。在生物质能发电方面：在秸秆剩余物资源较多、人均耕地面积较大的粮棉主产区，发展秸秆直燃发电；在甘蔗种植主产区和蔗糖加工集中区推进蔗渣直燃发电；在重点林区和林产品加工集中地区，结合林业生态建设，利用林业剩物和林产品加工剩余物发展林业生物质直燃发电；在“三北”地区，结合防沙治沙，建设灌木林种植基地，发展沙生灌木平茬剩余物直燃发电及综合利用工程等。

在生物燃料方面：非粮燃料乙醇是未来发展重点。按照《可再生能源中长期发展规划》，到2020年要实现生物燃料乙醇年利用量为1000万吨的目标。据测算，如果以木薯、甘蔗、甘薯、甜高粱等经济作物为原料，每年可生产第1.5代非粮乙醇1800万吨；以稻草、玉米秸秆等农林废弃物，每年可低成本生产第2代纤维素乙醇5000

表2 “十二五”时期生物质能发展目标

领域	利用规模		年产能	
	数量	单位	数量	单位
1. 生物质发电	1 300	万千瓦	780	亿千瓦时
其中：农林生物质发电	800	万千瓦	480	亿千瓦时
沼气发电	200	万千瓦	120	亿千瓦时
垃圾发电	300	万千瓦	180	亿千瓦时
2. 生物质供气			220	亿立方米
其中：沼气用户	5 000	万户	190	亿立方米
大型农业剩余物燃气	6 000	处	25	亿立方米
工业有机废水和污水处理厂污泥等沼气	1 000	处	5	亿立方米
3. 生物质成型燃料	1 000	万吨		
4. 生物液体燃料				
其中：生物燃料乙醇	400	万吨		
生物柴油和航空燃料	100	万吨		

资料来源：中华人民共和国国家能源局：《生物质能发展“十二五”规划》。

万至7 000万吨左右,生产潜力巨大。

在木质纤维素开发方面:政策应鼓励建设非粮能源原料基地。比如在未开发的、荒地较多的地区,可以根据当地自然条件和作物植物特点,种植甜高粱、木薯、油棕、小桐子等能源作物植物,建设非粮生物液体燃料的原料供应基地。国家《生物质能发展“十二五”规划》提出,在“十二五”时期,建设一批产业化规模的纤维素乙醇示范工程,建成纤维素酶批量生产基地。由于目前木质纤维素为原料的生物质能源技术仍未完善,生产成本非常高,尚无法实现经济效益。因此,产业政策应支持相关的应用研究,突破关键设备和集成工艺,以降低纤维素乙醇生产成本,提高其经济性。

2. 发展城市有机废弃物利用过程中的生物质能。例如,在人口密集和土地资源紧张的中东部地区和城市,鼓励建设生活垃圾焚烧发电项目;在西部地区则引导开发和建设垃圾填埋场沼气发电项目。无论采取什么方式,应结合城市生态环境保护,选择适宜的生活垃圾、污水处理厂污泥处理及能源利用方式,实现地区产业与社会经济的协调发展。

3. 鼓励第三代生物质能源技术的发展。比如在条件适合地区,利用工业废水及富含二氧化碳的废气,采用先进养殖技术,建设“含油微藻”规模化养殖场,开展微藻固碳生物燃料产业化项目,并通过其示范效应和带动效应,推进商业化规模的微藻生物燃油生产。

综上所述,生物质能源产业的发展是世界能源结构变化的一个显著内容,也是优化中国能源结构的一个现实途径。基于生物质能源产业化特征和基本国情,未来中国生物质能源的政策目标和政策重点应该逐步转移到第二代和第三代生物质能源,以减少与人口、资源和环境之间的冲突。

参考文献

- [1] 赵军. 解读生物能源:新能源产业及对环境、生态与社会经济发展的影响[J]. 中国科学院院刊,2012,(2).
- [2] Demirbas, A. Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals[J]. *Energy Convers Manage*,2001,42.
- [3] 彭良才. 论中国生物能源发展的根本出路[J]. 华中农业大学学报:社会科学版,2011,(2).
- [4] Renewable Energy Policy Network for the 21st Century. *Renewables 2013 Global Status Report*[R]. Paris:REN21,2013.
- [5] 赛迪顾问. 中国生物产业研究报告[R]. 北京:赛迪顾问股份有限公司,2011.
- [6] 中国可再生能源学会. 中国新能源与再生能源年鉴 2012[Z]. 中国科学院广州能源研究所,2013.
- [7] 徐振伟. 美国生物能源战略对美国霸权的影响[J]. 天津师范大学学报(社会科学版),2013,(6).
- [8] Farm Service Agency. *BCAP Biomass Crop Assistance Program Energy Feedstocks from Farmers and Foresters*[R]. Washington:Department of Agriculture,2013.
- [9] EC. *On the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources and Amending and Subsequently Repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC*[Z]. Official Journal of the European Union. Aberdeen,2009 Apr. Report No. L140/16-62.
- [10] Berndes, G., J. Hansson. Bioenergy expansion in the EU:Cost-effective climate change mitigation,employment creation and reduced dependency on imported fuels[J]. *Energy Policy*,2007,35.
- [11] Maltsoyloun, I., T. Koizumi, E. Felix. The status of bioenergy development in developing countries[J]. *Global Food Security*,2013,(2).
- [12] FAO. *The State of Food Insecurity in the World 2010*[R]. Rome:Food and Agriculture Organization of the United Nations,2010.
- [13] 中华人民共和国国务院新闻办公室. 中国农村扶贫开发的新进展[M]. 北京:人民出版社,2011.
- [14] Eggers, J., K. Tröltzsch, A. Falcucci, et al. Is biofuel policy harming biodiversity in Europe? [J]. *GCB Bioenergy*,2009,(1).
- [15] FAO. *Forests and Energy: Key Issues*[R]. Rome:Food and Agriculture Organization of the United Nations,2008.
- [16] Forsell, N., G. Guerassimoff, D. Athanassiadis, et al. Sub-national TIMES model for analyzing future regional use of biomass and biofuels in Sweden and France[J]. *Renewable Energy*,2013,60.

(责任编辑 燕 祥)

中国基层政府应急疏散行为模式： 基于多案例比较分析

陶 鹏，童 星

摘 要：应急体制下延与基层应急机制创新是提升我国政府应急管理能力的根本路径。本文聚焦我国基层政府应急疏散行为的基本模式及其影响因素，通过多案例比较研究方法具体分析了基层政府应急疏散的不同模式，并从灾害、制度、官僚三重维度考察其影响基层政府应急疏散行为的过程及机理，对基层政府应急疏散行为进行理论建构并提出相关政策优化建议。

关键词：基层政府行为；应急管理；应急疏散；行为模式

中图分类号：D630.8 **文献标识码：**A **文章编号：**1671-0169(2014)04-0100-08

一、问题的提出

基层政府作为灾害危机事件应对的“第一响应者”，也是国家整体应急管理体制与机制的前端环节。新时期我国应急管理体系的顶层设计需要在体制和机制层面分别破解体制下延与机制深化两重困境，既要解决基层应急管理体制中的架构、资源、权威问题，又要解决基层应急管理机制中的协作、有序、细化问题。如此，基层政府应急能力建设成为国家整体应急管理制度深化改革的“深水区”，而基层政府应急疏散制度正是宏观与微观之体制机制的联结点。应急疏散作为应急管理的关键环节，旨在通过人员与财产转移消减灾害损失风险。从灾害周期过程来看，应急疏散可以分为事前预防型与事后救援型人员与财产的疏散转移，前者注重灾前风险信息研判而展开转移行动，后者注重灾后紧急转移；从应急疏散的强制性角度而言，又可将应急疏散划分为自愿型疏散与强制型疏散。

2013 年的“青岛黄岛输油管线爆炸事故”以及“辽宁抚顺南口前镇洪灾”等事件，使基层政府应急疏散行为成为舆论焦点，早年唐山大地震中的“青龙县现象”却又成为基层政府防灾减灾的“国际典范”。基层政府不仅是上级政府应急疏散决策的执行主体，也是不确定条件下本地应急疏散的决策主体。换言之，基层政府既要履行既定行政角色，又要实现不确定环境下的组织自适应 (Adaptation)，这就为基层政府间的应急疏散行为差异性提供可能，更为学术研究提供空间。当前我国应急疏散研究仍以“工程—技术”传统主导，社会科学对政府应急疏散行为研究尚待发展。本文探讨我国基层政府应急疏散制度运作现状与重构，归纳分析基层政府应急疏散基本模式与影响要素及作用机理，以期为我国基层政府应急管理能力提升提供相关参考。

基金项目：国家社会科学基金重大项目“社会管理创新与社会体制改革研究”(11&ZD028)；国家自然科学基金重点支持项目“新时期中国特色应急管理体系的顶层设计和模式重构”(91224009)；中国博士后科学基金面上资助项目“基于整合模式的灾害公共预警管理研究”(2013M540978)

作者简介：陶鹏，清华大学公共管理学院中国应急管理研究基地博士后(北京 100084)；童星，南京大学政府管理学院社会风险与公共危机管理研究中心教授、博士生导师(江苏南京 210093)

二、研究述评

(一) 应急疏散的社会科学研究: 从多重竞争性解释到中层理论建构尝试

其一, 多重竞争性解释。在群体应急疏散过程分析上, 最具典范意义的是将疏散决策过程分为: 风险确认—风险评估—风险消减—防护行动选择^{[1](P515-523)}, 在不同阶段受到多元复杂要素影响。在应急疏散决策影响因素分析维度上, 体现出从灾害事件要素向灾民特征要素并进而向社会背景要素拓展的过程。由灾害类型、规模、频率、空间分布和时间等构成的外部要素, 以及由个体灾害经验、知识、社会人口特征等构成的社会要素, 共同组成了影响个体应急疏散行为决策的复杂要素网络。在对于社会要素的分析中, 社会科学家们则提出和检验了多种要素及要素之间关联的假设, 他们的分析结论依然存在分歧。如有学者认为拥有灾害经验会使个体更容易关注灾害预警信息^{[2](P92-104)}, 有研究则指出越依赖过去经验则越会无视疏散预警, 灾害经验与应急疏散之间没有关联^{[3](P237-252)}; 再如在社会人口特征变量对于有效预测应急疏散行为的影响上也有争议^[4]。其二, 中层理论建构尝试。由于研究所聚焦的灾害事件差异显著, 且描述性研究居多, 导致应急疏散行动领域缺乏中层理论建构。随着应急疏散决策要素向社会层面的拓展, 作为一种突生规范 (Emergent Norm) 下的疏散决策行为也受到个体社会资本水平的影响^{[5](P295-321)}, 应急疏散与应急制度的整合度、社会结构、社会关系、信任状况、社会心理、资源可得性等成为应急疏散决策的影响要素, 由此提出“保护行动决策模型”(Protective Action Decision Model) 正是中层理论建构的一种尝试^{[6](P616-632)}。

(二) 政府应急疏散行为研究: 视域转换与学科整合可能

灾害社会科学的应急疏散决策研究聚焦个体、家庭层面居多, 对政治—行政系统的疏散决策及其执行缺乏足够关注。而公共部门的预警信息对于公众应急疏散有着最为显著的影响, 公众更为信任来自官方的预警信息^{[7](P137-147)}, 基层政府在公众应急疏散决策中起核心作用。因此, 应打破对政府危机决策的脸谱化认知, 重视危机中的复杂府际关系, 将政府层级维度引入疏散决策分析, 以展示不确定条件下的战略 (Strategic) 层级与操作 (Operational) 层级的不同危机决策类型, 考察不同层级政府危机决策特征^{[8](P12-15)}。尤其在中国基层政治背景之下, 应急疏散具有高度政治化特征^{[9](P303-313)}, 可以将灾害应急疏散决策与执行的主体定位于基层政府, 摆脱对政府抽象认知并注重制度与行为互动, 从而获得超越个人与家庭应急疏散行为的研究。

三、中国基层政府应急疏散行为: 一个分析框架

基层政府及其下设机构作为正式行政体系范畴, 它们是国家权力末梢, 也是国家与社会的边界。基层政府扎根于社会, 代表国家利益, 执行国家政策, 向群众提供公共服务, 维持社会安全、稳定与发展, 在基层公共治理体系中居于重要地位。在城镇体系下, 随着单位制被打破, 人们从“单位人”走向了“社会人”, 以社区为基础的社会管理逐渐占据主导, 镇 (区) 政府及其下设与外派机构构成了城市社会管理与服务的主体, 深入到城镇社会的方方面面, 正所谓“上面千条线, 基层一根针”, 它体现了中国政府结构中基层政府的基本属性。在农村社会, 20 世纪 80 年代后, 随着人民公社体制的废除, 中国农村村民自治制度和家庭联产承包制的推行, 2003 年中国政府宣布取消农业税, 这些重要改革使得国家权力在农村社会出现变化^[10], 传统高度集中动员体制受到新分权体制的冲击, 农村社会基层组织的自主性增强。在中国村治结构中, 村级正式组织作为国家政权组织的延伸, 主要由村党支部、村民委员会、村民小组和群团组织构成^{[11](P350)}, 村党支部作为村级权力组织的运作核心, 对村庄事务具有决定权。乡镇政府财政、职能转型等维度成为理解当前农村基层政治运行的新维度^{[12](P122-143)}, 从乡镇政府与农村社会的关系来看, 乡镇政府存在“悬浮”于农村社会的现象^[13], 公共服务水平与能力滞后于农村社会需要, 这也是理解当前农村基层应急管理制度的重要背景。

在应急疏散过程中, 基层政府作为压力型体制之下的灾害预警信息传递的主体, 也是当地应急疏散决

策的主体,扮演着双重角色,即相对确定性条件下的疏散政策执行以及不确定性背景下的疏散决策,这二者构成了基层政府应急疏散行为的基本形式。基层政府在应急疏散政策执行以及不确定性条件下的应急疏散决策中存在执行约束与自由裁量空间,这也为基层政府的疏散行为差异性提供了可能。

本研究所建立的框架旨在摆脱以传统高度集中动员视角来分析基层应急疏散,强调改变对基层政府的抽象认知。在此认知前提下,具体解决两个关键科学问题:(1)基层政府应急疏散行为差异性表现及其来源;(2)基层政府应急疏散行为影响要素与机理。

该框架以我国基层政府应急疏散行为差异性为切入点,依据“上级疏散命令”与“基层疏散行动”两个维度将基层政府应急疏散行为类型进行划分,前者指上级政府部门下达的应急疏散命令,后者指基层政府为应对灾害风险所采取的转移人员财产行为。如此,可将基层政府应急疏散行为划分为四种理想类型(如图1所示):I表示灾前存在上级政府的疏散命令,同时基层政府依照上级命令执行疏散行动;II表示灾前上级政府有疏散命令,但基层政府却没有按照上级指令进行疏散;III表示灾前上级政府并无疏散命令,但基层政府却自主实施应急疏散行动;IV表示灾前上级政府无疏散指令,同时基层政府亦无实施应急疏散行动。

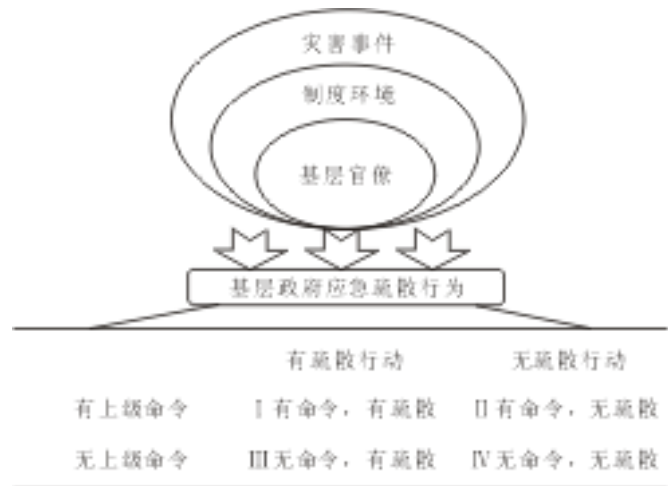


图1 基层政府应急疏散行为分析框架

若追溯基层政府应急疏散行为差异性的根源,它与基层政府应急疏散行为影响要素及其作用机理有关。灾害社会科学的知识演进过程表明,对于灾害动力学的分析,从传统聚焦“天灾”层面要素走向综合的“人—灾”互动系统分析^{[14](Pxxvi)},灾害事件、制度环境、个体特征则成为分析灾变行为的核心要素。

其一,在灾害事件层面,灾害危机的影响时间、范围、强弱、急缓、类型等具有不确定性特征^{[15](P10)},它是导致基层政府应急疏散行为差异性的事件根源。科层制作为公共行政体系的核心机制,在灾害危机高度不确定的背景下,其带来的制度冲突与压力不会减少,而更有可能加剧。在常态科层体系与动态灾害危机特征之间存在的差距^[16],使得基层政府需要在不确定性条件下做出应急疏散决策与执行。也就是说,灾害类型、范围、强度、时间等特性以及不同的政府层级共同构成了灾害不确定性内容。基层政府常常能够真实体会到不确定影响的种种真实证据与直观体验;对于更高层级政府而言,多数危机事件产生信息膨胀,来自基层的信息常常模糊并需要验证,给关键决策者造成决策信息困境^{[17](P1-22)}。不同层级政府在不确定性信息接受与现实体验上存在差异,而高度集中的应急疏散决策体制却限制了基层政府危机决策的主动性与有效性。

其二,在制度环境层面,基层应急管理所存在的制度环境涵盖了基层政治生态、行政体系、社会背景等,它们为分析基层政府应急疏散行为提供了制度路径。在基层政治生态层面,基层政府强调“向上”导向与强调“向下”导向的应急管理服务工作存在一定程度的背离。在行政体系层面,基层政府担负着双重角色,既是中央政策的执行者,也是地方治理的决策者,使得基层政府具有相当程度的决策自主权和“因地制宜”的政策执行的灵活性。政治生态与行政制度环境的变化为基层政府应急疏散行为多样性提供了空间。在社会背景层面,政府与民众之间形成了灾害信息方面的不对称情形,应急疏散长期高度依赖政府的政治化动员,社会力量尚未被激活。在应急管理制度层面,自2003年中国应急管理制度改革中,注重构建宏观运作架构,实际建立起了涵盖各级政府的应急管理体制与运行机制,而基层应急管理制度与资源体系依然面临困境,一些地方应急管理体制甚至处于“空壳”运转状态。制度环境因素导致基层政府应急疏散管理行为并非完全是传统高度集中动员式的“命令—控制”型疏散执行情形,而其行为表现应当更加多

元。

其三, 在基层官僚层面。基层官僚行为与其所处工作环境特征存在重要关联^{[18](P391-401)}, 随着基层官僚理论的发展, 个体心理与价值、官僚互动对象特征等要素也被认为是形塑基层官僚行为的重要因素。在应急疏散语境下, 政府应急疏散常常是依靠基层官僚来实施, 基层官僚应急疏散行为受到其心理、环境以及民众的影响。基层官员的应急疏散行为受到来自个体风险感知的影响, 而其灾害风险感知又受官员自身的多重身份影响, 不仅仅是作为普通自然个体, 还是行政体系的行政人, 更是基层社会的一员。个体社会经济特征、灾害经验是普通个体应急疏散行为的影响要素; 个体在行政体系中的行政角色是其应急疏散行为的制度基础, 否则容易出现“角色放弃”(Role Abandonment)现象^{[19](P47-61)}; 个体与社会互动而形成的种种社会网络也是促成其应急疏散行为变化的原因。总之, 在复合型要素驱动下的基层官员应急疏散行为与其社会经济特征、灾害经验、行政角色、社会互动网络特征有着紧密联系^{[20](P76-82)}。

四、比较案例研究

本研究建构了与地方基层政府疏散行为类型相匹配的比较案例设计方案, 资料来源于学术文献、报刊资料、新闻报道、政府报告等, 从比较分析角度验证所提出的理论假设体系。本文分别选择了“GX 乡灾民疏散事件”、“南口前村暴雨事件”、“青龙县地震疏散事件”、“青岛输油管道爆炸事件”作为比较分析的案例, 通过展示事件背景、事件过程, 分析回答基层政府应急疏散情形有怎么样的特征, 并以此为基础进一步回答这些应急疏散模式出现的原因(如表 1 所示)。

表 1 比较案例研究设计

	有疏散行动	无疏散行动
有上级命令	I 有命令, 有疏散 “GX 乡灾民疏散事件”	II 有命令, 无疏散 “南口前村暴雨事件”
无上级命令	III 无命令, 有疏散 “青龙县地震疏散事件”	IV 无命令, 无疏散 “青岛输油管道泄漏爆炸”

(一) 北川县 GX 乡灾民疏散转移^{[21](P64-66)}

GX 乡位于北川县东部, 是北川县地震灾情最严重的乡镇之一。长期以来 GX 乡山体滑坡等地质灾害较多, 乡党委和政府一直重视地质灾害防御工作, 制定了较为完善的灾害应急预案和采取多项地质灾害防御措施, 使得 GX 乡的老百姓对于地质灾害的警惕性较高。2008 年 5 月 12 日汶川巨震发生后, 四川省各级政府全力投入抗震救灾。震后余震不断, 地质衍生灾害不断出现。这让 GX 乡的干部和群众陷于巨大恐慌之中, 大部分群众要求转移, 一些群众不断地涌向乡政府寻求保护。为了群众安全有序转移, GX 乡党委书记当机立断, 开始组织乡党委和政府的干部着手开展灾民的转移疏散工作, 保证全部灾民能够有计划、有组织、有序地疏散转移到江油市和绵阳市区等相对比较安全又具备临时安置条件的地方。

然而此时出现的难题是缺乏运输工具运送伤员, 非常时期需要做非常事, GX 乡党委书记亲自带领乡干部前往公路上去拦截车辆, 在常态下, 去公路上拦截过往车辆显然是不妥当的, 但在巨灾的特殊情境下, 组织群众上公路拦截车辆, 却是应急情况下的必要选择, 也是最大限度动员资源的妙招。成功地把绝大部分乡内群众疏散至绵阳市区后, GX 乡内抗震救灾工作的压力大为减轻。乡党委书记 5 月 14 日到绵阳市区组织救灾物资时, 意识到大量安置人口造成整个绵阳市区的生活物资供应、社会秩序和公共卫生安全等方面面临巨大压力, 而此时灾区情况已基本稳定, 该书记把疏散在外的群众请回 GX 乡, 提前开展灾后重建和生产自救等工作。

(二) 辽宁抚顺“8.16”洪灾“南口前村”事件

2013 年 8 月 16 日 11 时至 23 时, 辽宁省抚顺市清原满族自治县南口前镇突降暴雨并引发特大洪涝灾害, 抚顺全市有 76 人遇难, 另有 88 人失踪^[22], 其中, 超过一半的遇难者死于南口前村。上游、下游的村落均由村干部组织撤离, 唯独该村村民没有得到通知。清原县海阳水库开闸泄洪的消息同样未被传达给

村民^[23]。

北口前村、康家堡村等南口前村上下游村庄村民反映,他们在洪水到来前便都已接到了撤离警报,北口前村村委会主任叶长生表示,此次洪水灾害中北口前村刚下雨时便转移了四百余人,无一人伤亡。但唯独镇政府所在地的南口前村没有接到撤离警报。直到16日下午19时,洪水在村中心肆虐破坏,整个南口前村村民都没有得到暴雨洪水警报,许多人也因此错过了最佳逃生时间。南口前村村民也曾从电视上看到抚顺市气象台于16日10时发布的暴雨Ⅲ级(较大)预警,但随着14时30分左右电力供应的中断,村民们并不知16时40分预警已由暴雨Ⅲ级升级为暴雨Ⅰ级(特别重大)。海阳水库泄洪也未告知南口前村的村民。而8月15日到16日,辽宁省防汛抗旱指挥部连续发出预警,并且明确提出要“及时转移受威胁群众”。南口前镇方面表示,镇里曾下发通知要求包村干部下到各个村屯,组织群众转移,但“村干部人手有限,难以挨家挨户通知到”。值得注意的是,实现了人员零死亡的北口前村,村支书称接到乡里通知后,9名村干部随即挨家挨户通知,组织村民转移。“有几户不愿意走,被我们硬拽了出来。”^[24]

(三) 唐山大地震“青龙县事件”

青龙距唐山市仅115公里,唐山大地震中,处于重灾区的青龙虽然建筑损坏18万多间,倒塌7300多间^{[25](P114-124)},全县40万人口,仅1人直接死于地震^[26],被誉为世界防震减灾的奇迹。青龙县科委主管地震工作的王春青在1976年7月14日,听到国家地震局分析预报室京津震情分析组长汪成民利用晚间座谈时间,以个人观点的方式对“7月22日到8月5日,唐山、滦县一带可能发生5级以上地震”的震情报告。7月19日,回到青龙县就做了汇报^{[27](P220)}。1976年7月24日晚,青龙县委召开常委会并作出决定:“1. 加强各级领导; 2. 建立防震指挥部……3. 地震办公室为县领导和群众编制防震计划……7. 强调很快会有地震,有预防可以减轻地震灾害……”^{[27](P221)}次日,科委主任受县委委托,在县三级干部800多人大会上作了震情的报告。7月25日,青龙县近百名干部奔向各自所负责的公社,至7月26日早8点,全县43个公社的干部按照县委的命令,全部到岗,震情通报在村子里反复播放;简易抗震棚随处可见;民兵把固执的老人送进抗震棚;村巡逻队1天检查2次,防止村民回家滞留。此时距唐山大地震仅有44个小时。

青龙县能成功预防唐山大地震不是偶然,时任青龙县委书记兼县革委会主任冉广岐任职之初便意识到“京津唐渤张”地震风险,同时也是处于断裂带上的青龙县需要建设水库,便积累了相关知识。在当时的政治环境下,请示地委可能“半年也批不下来”,冉书记还表示“1976年7月24日晚的青龙县委常委……那是一次有风险的常委会……临震预报发了……我心里头一边是县委书记的乌纱帽,一边是47万人的生命……不发警报而万一地震了呢,我愧对这一方的百姓”^{[27](P241-260)}。

(四) 青岛中石化东黄输油管道泄漏爆炸

2013年11月22日10时25分,位于山东省青岛经济技术开发区的中国石油化工股份有限公司管道储运分公司东黄输油管道泄漏原油进入市政排水暗渠,在形成密闭空间的暗渠内油气积聚遇火花发生爆炸,造成62人死亡、136人受伤,直接经济损失75172万元。国务院山东省青岛市“11·22”中石化东黄输油管道泄漏爆炸特别重大事故调查认定,这是一起生产安全责任事故。

从政府相关部门的应急处置过程来看,在获知泄漏到发生爆炸的7个小时内,没有采取组织群众应急疏散的措施。青岛市经济和信息化委员会、油区工作办公室对原油泄漏事故发展趋势研判不足,指挥协调现场应急救援不力。开发区管委会未能充分认识原油泄漏的严重程度,根据企业报告情况将事故级别定为一般突发事件,导致现场指挥协调和应急救援不力;未及时提升应急预案响应级别,未及时采取警戒和封路措施,未及时通知和疏散群众,也未能发现和制止企业现场应急处置人员违规违章操作等问题。开发区应急办未严格执行生产安全事故报告制度,压制、拖延事故信息报告,谎报开发区分管领导参与事故现场救援指挥等信息。这起事故表明当地基层政府领导干部对于应急预案内容与现场指挥的知识贫乏,应急管理制度建设中的企业与政府协调机制不畅,安全事故中的群众疏散保护意识淡薄^[28]。

至此,我们可基于对上述四个案例的基本描述,通过比较分析可以看出,四个事件中基层政府应急疏散行为为类型匹配情况如表2所示。

表 2 比较案例研究小结-1: 基层政府应急疏散行为模式

	上级政府疏散命令	基层应急疏散行动
GX 乡灾民疏散事件	上级要求地方政府全力投入抗震救灾与群众安置工作	基层政府依据上级要求有序转移群众到绵阳和江油市区
南口前村暴雨事件	上级政府连续发出暴雨预警, 并要求“及时转移受威胁群众”	南口前村在 16 日暴雨过程中没有按照指令开展应急疏散行动
青龙县地震疏散事件	上级政府未正式发出震前预警疏散命令	青龙县发布疏散政策措施, 派出干部深入一线组织群众疏散转移
青岛“11·22”中石化东黄输油管道泄漏爆炸	上级政府未发布疏散指令	青岛经济开发区管委会未组织漏油点附近居民疏散转移

在这四个案例中, 还可以看到“不确定性”、“制度环境”以及“基层官僚”因素所展现的特征及影响存在着差异, 具体如表 3 所示。

表 3 比较案例研究小结-2: 基层政府应急疏散行为影响因素

	不确定性	制度环境	基层官僚
GX 乡灾民疏散事件	大地震次生灾害影响显著, 安全风险及其影响后果可见	灾前拥有明确的应急预案, 整合人财物等资源投入减灾事务	意识到自身责任, 履行应急疏散义务, 并能适当跳出常规以完成疏散目标
南口前村暴雨事件	对暴雨及其可能影响进行预报并持续发布预警	包村、包片应急疏散, 但人员、资源、信息、执行缺乏制度保障	基层官员对灾害风险感知及其后果严重性认识存在差异, 行政执行缺位, 责任心不强
青龙县地震疏散事件	地震预报与监测固有困境	通过全县大会动员并公布应急疏散具体措施、明确落实责任	有相对专业风险感知能力, 不盲目被动服从, 主动承担决策风险, 高度责任心
青岛管道爆炸事件	对漏油程度及其潜在影响缺乏有效研判, 事故影响未知	未有效执行应急预案, 政府与企业间应急协作机制运转不畅, 应急处置能力不足	基层官员对于漏油过程中反馈和收集的信息缺乏风险研判, 应急疏散意识薄弱, 行政执行缺位, 责任心不够

五、讨论与启示

通过以上四个基层政府应急疏散行为的案例分析, 本研究勾勒出当前基层政府应急疏散的基本模式。比较案例分析表明, 基层政府应急疏散行为存在差异性, 其受到来自灾害、制度以及官僚等方面的影响。

(一) 我国基层政府应急疏散: 以基层官僚为核心的权变模式

事件不确定性主要体现在危机可能及其影响的判断层面, 不同层级政府对于不确定性的感知与分析, 影响了政府应急疏散决策行为。从比较案例研究来看, 事件不确定性程度高并非对基层应急疏散行动具有决定性影响, 而对更高层级政府的应急疏散决策有更为直接的影响。不确定程度越高, 上级政府发布预警与疏散命令的可能性就越小, 即倾向于出现“无命令”类(Ⅲ、Ⅳ)情形; 在相对确定的环境下, 倾向于出现“有命令”类(Ⅰ、Ⅱ)情形。从应急疏散决策信息结构来看, 它与不同层级政府所接受到的风险信息结构和属性有关, 基层政府应急疏散决策信息常常依靠预警信息与直观观察, 而更高层级政府应急疏散决策信息则偏重于技术分析。信息结构差异表明, 基层政府应急疏散决策通常依靠官方预警与基层灾害经验。从应急疏散决策速度来看, 不确定程度越高, 其时间压力越大, 而上级政府可能来不及决策或是决策难以传递到基层, 而基层政府的应急疏散决策更具灵活性, 拥有短时间内回应危机并实现疏散决策的可能。

基层制度环境与应急制度是体现制度环境维度的重要构成, 行政运行规则与应急管理机制、各类预案、资源体系构成了应急疏散制度的内外部环境。制度环境并非对基层应急疏散行动具有决定性作用, 但会影响应急疏散的实际效果。通过强调“一案三制”为架构的建设, 使得“命令—控制”型应急管理体系在中国各级政府得以确立, 这种应急反应模式成为应急组织运行的重要规则。而作为一套静态架构性的运行规则体系, 在动态环境下会出现运转失灵, 一方面来源于危机的不确定属性造成的政府常态运行规则失

序,另一方面则来自基层官员制度执行缺陷而引致的失灵。通过比较案例分析发现,基层制度建构对于应急疏散与否并非具有参照性,拥有完整的制度建构会由于灾害危机的突发性而失灵,或者由于基层官员没有严格执行而出现“无疏散”(Ⅱ、Ⅳ)情形。而在中国压力型体制之下,应急管理制度呈现出显著的“命令—控制”特征,但是在这种制度特征下还是出现了基层应急疏散的自适应行为。同时,应急制度的完备性会对应急疏散行动提供资源支持,有利于提高应急疏散转移的社会效果。

基层官僚维度涵盖了个体灾害风险感知、行政执行力、亲民度,而基层官员之间的差异对于基层政府应急疏散行动有着决定性作用。比较案例分析表明,基层官员素质越差,则越易于出现“无疏散”(Ⅱ、Ⅳ)情形,重视风险、恪守职责以及以人为本的基层官员则倾向于“有疏散”(Ⅰ、Ⅲ)。基层官员在基层政府应急疏散行动中表现出决定性作用,即使在不确定条件与应急制度呈现出不利于应急疏散行动展开的背景下,基层官员的素质差异也决定着应急疏散行动是否展开。如果将灾害危机的组织适应形式划分为以制度设计为基础的规范适应以及以问题导向与个体能力为基础的自适应,那么规范适应可以让组织抵御常态灾害危机冲击,而对于不确定程度更高的灾害危机,则自适应起着更为关键的作用。这也表明基层官员在应急疏散行动中起关键作用,他们是实现规范适应和自适应的核心行动主体,“政府战略危机决策的基础往往是基层操作层面”^{[1](P12-15)}。

(二) 政策启示:基层政府应急管理制度与官员能力的双重短缺及完善

基层政府应急疏散管理能力会直接影响应急疏散效果,在不确定性条件下,现有应急管理中的集中决策模式受到挑战,需要在应急管理制度设计与运转中给予重视。目前基层政府应急疏散面临着制度供给与官员能力的双重短缺,基层政府应急疏散能力提升的基本路径包括制度完善与官员个人能力两个方面。首先,从制度供给层面而言,应充实应急管理人员、设备、物资以及经费,夯实基层政府应急管理体制;建立应急管理运行机制,因地制宜制定地方应急预案,明确基层官员应急管理责任与分工,赋予基层官员应急疏散行动的裁量空间,防止由机制运行不畅导致基层应急疏散工作迟滞。其次,在基层官员个人应急能力层面,应当强化对基层一线人员的应急培训,增强其相关应急知识与技能,为其应急疏散决策提供支撑;增强基层官员与群众的紧密联系,保持与基层民众的积极互动,继承和发扬群众工作的良好思路与方法,以高度责任心和主动性来因应突发事件中的群众生命与财产安全风险。

参考文献

- [1] Lindell, M., R. Perry. *Behavioral Foundations of Community Emergency Planning*[M]. Washington: Hemisphere Publishing Company, 1992.
- [2] Atwood, E. L., A. M. Major. Exploring the “cry wolf” hypothesis[J]. *International Journal of Mass Emergencies and Disasters*, 1998, (16).
- [3] Hiroaki, Y. Disaster warnings and social response: The eruption of Mt. Unzen in Japan[J]. *Disaster Management*, 1992, (4).
- [4] Aguirre, B. E. Evacuation in Cancun during Hurricane Gilbert[J]. *International Journal of Mass Emergencies and Disasters*, 1991, (1).
- [5] Aguirre, B. E., D. Wenger, G. Vigo. A test of the Emergent Norm Theory of Collective Behavior[J]. *Sociological Forum*, 1998, (2).
- [6] Lindell, M., R. Perry. The Protective Action Decision Model: Theoretical modifications and additional evidence[J]. *Risk Analysis*, 2012, (4).
- [7] Baker, E. J. Public response to hurricane probability forecasts[J]. *Professional Geographer*, 1995, (2).
- [8] Hart, P. T., U. Rosenthal, A. Kouzmin. Crisis decision making: The centralization thesis revisited[J]. *Administration & Society*, 1993, (1).
- [9] Lu, Xiaoli. Typhoon evacuation in Wenzhou, China: A preliminary analysis of progress and the remaining challenges[J]. *Journal of Contingencies and Crisis Management*, 2009, (4).
- [10] 徐勇. 政权下乡: 现代国家对乡土社会的整合[J]. *贵州社会科学*, 2007, (11).
- [11] 于建嵘. 岳村政治: 转型期中国乡村政治结构的变迁[J]. 北京: 商务印书馆, 2001.
- [12] Kennedy, J. From the tax-for-free reform to the abolition of agricultural taxes: The impact on township governments in

- Northwest China[J]. *The China Quarterly*, 2007, (189).
- [13]周飞舟. 从汲取型政权到“悬浮型”政权——税费改革对国家与农民关系之影响[J]. *社会学研究*, 2006, (3).
- [14]Alexander, D. *Nature Disasters*[M]. London: UCL Press, 1993.
- [15]Rosenthal, U. , M, Charles, P. T, Hart(eds.). *Coping with Crises: The Management of Disaster, Riots and Terrorism*[M]. Springfield IL: Charles C. Thomas, 1989.
- [16]童星, 陶鹏. 灾害危机的组织适应: 规范、自发及其平衡[J]. *四川大学学报(哲学社会科学版)*, 2012, (5).
- [17]Deutsch, W. Crisis decision making: The information approach[A]. In D. Frei (eds.). *Managing International Crises*[C]. London: Sage, 1982.
- [18]Lipsky, M. Street-level bureaucracy and the analysis of urban reform[J]. *Urban Affairs Review*, 1971, (4).
- [19]Webb, G. Role improvising during crisis situations[J]. *International Journal of Emergency Management*, 2004 , (2).
- [20]周利敏. 复合型减灾: 构式与非结构式困境的破解[J]. *思想战线*, 2013, (6).
- [21]张欢. 巨灾下的乡村领导力[M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2011.
- [22]人民网. 辽宁抚顺洪灾死亡人数上升至 76 人 88 人失踪[EB/OL]. <http://js.people.com.cn/html/2013/08/24/251244.html>, 2013-08-24.
- [23]南方周末. 抚顺洪灾中孤岛南口前村[EB/OL]. <http://www.infzm.com/content/93603>, 2013-08-22.
- [24]新京报. 抚顺洪灾, 邻村庄为何命运迥异[EB/OL]. <http://news.sina.com.cn/pl/2013-08-25/023928039385.shtml>, 2013-08-25.
- [25]Col, J. M. Managing disasters: The role of local government[J]. *Public Administration Review*, 2007, (special issue).
- [26]东方网. 唐山地震青龙县奇迹回放: 全县仅 1 人死亡[EB/OL]. http://news.ifeng.com/society/5/detail_2008_05/27/908113_1.shtml, 2013-05-27.
- [27]张庆洲. 唐山警示录[M]. 上海: 上海人民出版社, 2006.
- [28]中央政府门户网站. 中石化东黄输油管道泄漏爆炸特别重大事故调查报告[EB/OL]. http://www.gov.cn/gzdt/2014-01/11/content_2564671.htm, 2014-01-11.

(责任编辑 燕 祥)

无察觉危机、社会情绪共振及风险管理策略的选择

周利敏, 胡项连

摘要: 从描述类型学的角度看, 无察觉危机可具体化为主观忽视和客观忽视两种类型; 社会情绪共振可具体化为正向与负向两种类型。进一步探索发现, 在无视的无察觉危机中, 一旦民众认为致灾原因与治理主体的无视有关, 则会产生“人祸”情景定义而导致负向社会情绪共振。由主观忽视与客观忽视的无察觉危机产生的社会情绪共振具有不同方向, 前者与治理偏好惯性相关, 易形成负向社会情绪共振, 后者可通过满足受灾群众需求来疏导社会情绪共振。只有改变或采取有效的风险管理策略即从风险意识、风险预警、风险评估机制、风险沟通、多渠道利益表达机制建构和社会心理源头治理等对二者进行综合治理, 才能达到事半功倍的效果。

关键词: 灾难; 无察觉危机; 社会情绪共振; 风险管理

中图分类号: D630.8 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0108-08

一、引言: 灾难研究中新的学术增长点

近年来世界范围内重特大灾难频频发生, 引起政府、学界和社会各界的高度关注, 如 1998 年美国米奇飓风、2003 年欧洲热浪、2004 年印度洋大海啸及 2005 年美国卡特丽娜飓风等, 我国这些年来重特大灾难更是不断发生, 如 2008 年南方冰雪灾难、2008 年四川特大地震灾难、2010 年青海玉树地震、2010 年甘肃舟曲泥石流、2011 年上海“海葵”台风、2011 年北京暴雨、2013 年雅安地震及 2013 年台风“海燕”等, 对我国经济社会发展造成了巨大损失。据中国气象局网站公布的我国 2013 年上半年自然灾害情况显示, 各类自然灾害共造成全国 15 247.4 万人次受灾, 782 人死亡, 67 人失踪, 245.1 万人次紧急转移安置, 17.7 万间房屋倒塌, 330.6 万间不同程度损坏, 农作物受灾面积 14 199.7 千公顷, 其中绝收 871 千公顷, 直接经济损失 1 730.2 亿元。

重大灾难的频发引起了民众对公共安全的强烈担忧, 这些看似自然形成的灾难背后包含了许多人为因素, 我国自古以来就有“三分天灾、七分人祸”的说法, “天灾”与“人祸”纠缠在一起。事实上, 许多灾难的发生是由于“无察觉”这一人为因素造成的, 它具有隐蔽性、突发性、危险性、复杂性和不可逆性等特点, 使得这一危机破坏巨大及后果特别严重。目前科技水平对气象灾难相对易于察觉, 但对于地质灾难则很难预先感知, 尤其是后续衍生的链式危机或复合型灾难更难以察觉。因此, 如何及早感知、识别、避免与妥善应对无察觉危机日益成为灾难研究中新的学术增长点。就目前灾难社会科学研究而言, 主要有以下几个研究面向:

第一, 灾难社会学 (Sociology of Disaster) 领域主要有三种面向^{[1](P34)}: “经典灾难社会学学派”以夸兰泰利 (E. Quarantelli)、戴恩斯 (R. Dynes) 及哈斯 (J. E. Hass) 等人为代表, 它主要破除了“灾民失常迷思”和“国家全能迷思”, 并着重对“灾难管理循环”进行研究^{[2](P503-525)}; “社会脆弱性”学派 (Social Vulnera-

基金项目: 广州市哲学社会科学“十二五”规划课题“从结构式减灾到非结构式减灾: 国际减灾的重大转向及对广州启示”(13Y16); 广东省宣传文化人才专项资金项目“从结构式减灾到非结构式减灾: 国际减灾最新趋势及广东省减灾体系转型研究”(20131230)

作者简介: 周利敏, 社会学博士, 广州大学公共管理学院副教授 (广东 广州 510006); 胡项连, 广州大学公共管理学院硕士研究生

bility) 则强调灾后的社会不平等主要是由灾前阶级和族群等社会特性决定的^[3]，社会脆弱性是指社会群体、组织或国家暴露在灾难冲击下潜在的受灾因素、受伤害程度及应对能力的大小，它主要对灾前潜在致灾因素、灾中灾民应对能力和灾后灾民伤害程度进行治理研究^{[4](P21)}；社会建构主义学派 (Social Constructionism) 则通过灾难建构“人类社会本体论”、建构规则“利益集团决定论”、建构话语“人类符号表征论”及建构结果“权力阶层共谋论”^[5]等议题的创造性探讨，进而强调公共风险治理过程中人的主观能动性的发挥。

第二，灾难经济学研究取向可划分为基础理论研究、方法论理论研究和灾种经济学理论研究。基础理论研究主要是解决灾难经济的基本理论问题，着重探讨灾难经济学的基本原理、规律及与灾难经济的关系；方法论理论视角则着重研究灾难经济学科技术、方法及实践问题，并提供具体解决方案及行动路径；灾种经济学理论则以灾难经济学科基础理论和方法为基础，以某一类灾难经济问题作为研究对象，解决的是具体灾种的灾难经济问题^{[6](P39-40)}。

第三，灾难政治学取向主要有自上而下与自下而上治理理论两种视角。自上而下论者认为政府为了维持权力合法性与彰显治理的正当性而积极介入灾难治理过程并发挥了主导作用。自下而上论者则提倡充分发挥灾民在灾难治理中的自救与互救的能力，同时分析灾民社会资本和社会网络等非正式制度在灾难治理中的作用^{[7](P309-330)}，以此突显自下而上民间力量的重要意义。随着“政府失灵”和“非营利组织失灵”现象日趋明显，人们逐渐将目光转向自上而下和自下而上相结合的综合治理角度，强调建立“公私协力关系”^{[8](P256-261)}、“永续社区发展”^[9]、“非结构式减灾”^{[10](P94-100)}和“灾难风险转移”等理念。

总的说来，灾难治理研究涉及诸多要素，理论视角日益多元，同时呈现学科交叉的趋势，但在某些特殊领域及视角创新等方面还需要进一步加强。我国对灾难治理研究虽然可以追溯至 20 世纪 70 年代，但直到 2008 年四川大地震之后学术界才开始真正重视。虽然时间不长，但这些年相关方面的学术成果增长迅速。在已有的研究中，显性灾难已成为政府和学界高度关注的话题，但是对于隐性的无察觉危机及社会情绪共振的研究却非常缺乏，查阅中国期刊网，还没有发现专门针对无察觉危机、社会情绪共振及风险管理三者关系的研究专文。基于此，本文以三者关系为切入点，探讨三者之间尤其是无察觉危机与社会情绪共振之间有何内在关联，进而探讨如何从风险管理角度进行有效治理？尝试对这一薄弱领域做一些贡献。

二、风险社会中的无察觉危机

无察觉危机是社会系统或自然系统遇到异常变化时，其结构和功能突然改变常态并逼近或突破承受临界点，但人们还没有察觉或者来不及察觉而发生的危机，或者虽有所察觉但无法认识或认识不够而发生的危机。它具有构成结构复杂性、空间广泛性、范围全局性、潜伏累积性、发生隐蔽性、爆发突然性、显性危机可转换性和后果严重性等明显特征。无察觉危机产生主要是由经济结构缺陷、利益分配失衡、公平正义缺乏、社会族群分裂和文化信仰流失等原因造成^{[11](P6)}。它分为无视的和忽视的无察觉危机两种类型，前者主要与治理主体主观无视相关，后者则分为客观存在的无察觉危机与治理偏好下的主观无察觉危机两种类型（如图 1 所示）。

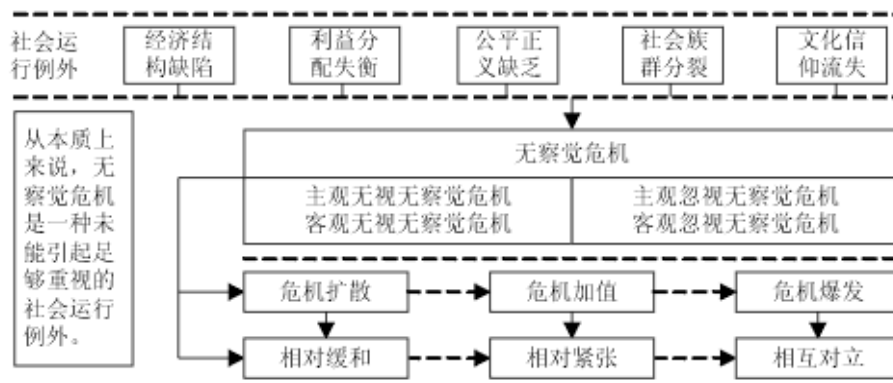


图 1 无察觉危机基本类型及形成阶段

无察觉危机分为危机扩散、危机加值和危机爆发三个基本阶段：第一，在危机扩散阶段，无察觉危机主要表现为潜在的危机和增长的危机，它与责任主体主观无视密切相关。一旦灾难发生后，其中蕴含的致灾因子在时空中得以释放和扩散，进而产生两方面的行为：一方面，会出现灾民对灾难情境进行信息搜集、信息交换与定义情景的行动。另一方面，民众选择性接受致灾原因解释，并基于自身实际需要营造氛围和产生情绪共鸣。如果政府不对这一“系统漏洞”及时进行“系统修复”，将会导致社会运行缓慢、各种危机因子侵入及灾难威胁增加。在这一阶段，无察觉危机主要表现为聚集能量和隐形存在。第二，在危机加值阶段，尽管无察觉危机相对稳定，不会给社会带来显著的负效应，但随着公众对政府忽视危机印象或看法的不断累积及自身灾难认识的不断深化，将会使无察觉危机持续升温加值，这一阶段主要表现为危机因子不断产生，分散的、众多的及相互影响的无察觉危机因子不断裂变、释放危机及催化自身反应的能量场，如此循环往复不断产生更多的新的无察觉危机。同时，这种危机是否恶化与“灾区内灾民集体行动”和“灾区外志愿者集体行动”相关^{[12](P93-94)}。在此阶段，民众与政府是一种相对紧张的关系。第三，在危机爆发阶段，当无察觉危机出现“链式反应”时，这一指数式增长方式所带来的损害会迅速扩大，将会触及社会系统的各个层面并造成严重威胁。由于无察觉危机破坏性强，而且能为自身反应提供活化能量，同时能够促进众多常态风险向活态风险急剧转化，因此，一旦爆发，将会波及政治、经济、社会、环境和生态等众多领域，民众与政府之间的关系将会演变为对立关系，大规模集体行动和严重的社会冲突就有可能发生。

从本质上来说，无察觉危机是一种未能引起足够重视的社会运行例外，主要基于两点：首先，从结构—功能主义视角而言，无察觉危机与社会结构具有重要的关联性，由于社会结构不合理的恶化，导致“无察觉”在受众中“传染”和“交叉感染”，进而阻碍社会功能的正常发挥而导致危机的产生。其次，从网络空间或地方空间视角而言，无察觉危机是因为危机沟通障碍而扩散，“灾难是客观存在、还是主观建构的”^{[13](P138-142)}这一传统与现代、自然与人文的长期争论在虚拟和现实双重空间中引起了人们的极大兴趣，迫使政府将治理范围延伸至更为隐性的灾难领域，危机背后的社会公平正义问题进一步被突显出来。

三、社会情绪共振与无察觉危机

在公众利益需求和价值取向日趋多元化的今天，正面的社会情绪会提高政府治理的合法性及社会的稳定性，负面的社会情绪则会滋生出许多不稳定性因素。同时，信息社会中公众对国家现代化认识的启蒙，也为社会情绪蔓延提供了众多的时空条件。此外，社会转型所带来的阵痛屡屡刺激公众敏感的神经，重大灾难的频频发生更是将社会情绪急剧燃烧，使得政府治理面临着前所未有的困难与挑战。社会情绪作为无察觉危机的伴生物，在受灾危机影响的同时，也能够反作用于灾难危机。它的生长周期可分为以下几个基本阶段（如图2所示）。

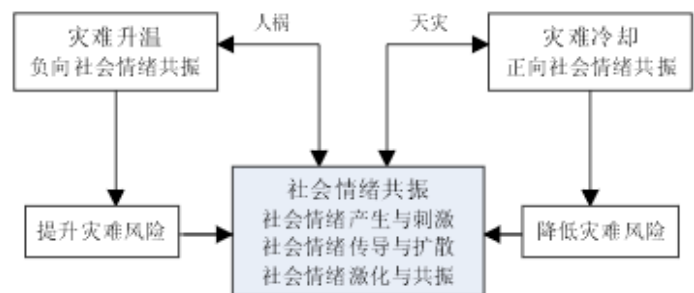


图2 灾难情境中的社会情绪共振

第一，社会情绪产生与刺激阶段。

当重大灾难发生后，众多社会情绪将会弥漫于灾区，一方面灾区内灾民会产生恐慌、不安和焦虑等社会情绪，另一方面灾区外公众也会因为灾难产生的人身伤害和财产损失而有“感同身受”的体会，进而冲击自身情感。而且，在灾难爆发的初期阶段，由于既有社会秩序和社会规范被破坏和中断，整个社会处于失序与失范状态，使得民众出现搜索信息、整理信息、寻找情境定义及追究责任主体的行动^{[14](P45-135)}。当公众将灾难产生原因归咎为“人祸”时则会形成政府与民众之间的结构性紧张关系，随着信息流动的加速，这种结构性诱因不断地被强化，负向社会情绪如愤怒、不满和对立等形成并进一步发展，从而导致追究责任主体的集体行动甚至暴力行动的出现。当公众将灾难产生原因归咎为“天灾”因素时，则有利于正向社

会情绪的形成, 人们乐于接受外界帮助并抱有感激之心。

第二, 社会情绪传导与扩散阶段。在灾区内, 灾民间的相互模仿会加速社会情绪同质化并且相互吸引, 从而形成灾难情景下“感同身受”的情感磁场。它不断吸收其他社会情绪而产生新的“情感磁力”, 并且散发出强大的情绪感染力。在灾区外, 民众在理性批判和非理性盲从双重抉择中容易认同灾区内外的社会情绪, 并且与灾民形成频率高和程度深的社会互动, 从而使得灾区内外外的社会情绪传导与扩散进一步加速。当灾区内外都被某种社会情绪占据主导地位时, 再加上公众之间的交流、展示与辩论等, 社会情绪的一致性和合法性会得到进一步强化, 进而传导与扩散到更为广泛的空间并感染更多的民众。

第三, 社会情绪激化与共振阶段。当社会情绪在不同群体内部逐渐被认同且指导灾区内外外的民众行为时, 这种“认同一行动”模式会将社会情绪推向最高点。至此, 不同群体之间的情绪共鸣在时空之中相互交织、强化及激化, 从而导致社会情绪共振的最终形成。在灾难危机中, 人们不仅会对所属群体社会状况进行横向比较, 也会根据自身在群体内部的社会状况进行纵向衡量, 通过纵横比较进一步强化或催化社会情绪共振。此外, 无察觉危机能够引发不同方向的社会情绪共振, 如果对此缺乏有效治理, 将会产生一系列严重的政治、经济和社会等问题。

无察觉危机在政府引导下可产生不同方向的社会情绪共振, 如果政府能够有效引导民众将灾难情景定义为“天灾”, 则有利于正向社会情绪的形成, 一旦被定义为“人祸”, 由此产生的负向社会情绪将会导致集体行动的形成, 积极的社会情绪有助于社会进步和发展, 反之亦然, 二者关系有以下几种类型 (如图 3 所示):

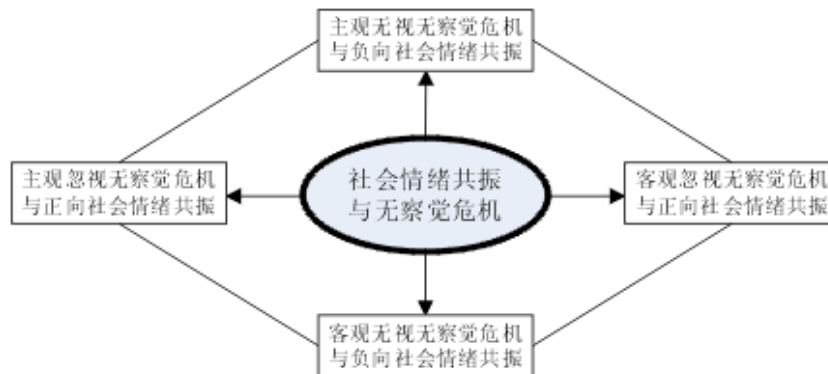


图 3 “无察觉危机—社会情绪共振”关系图

第一种类型是主观无视无察觉危机与负向社会情绪共振的关系。这一危机是政府及相关各方对于潜在危机事前有先兆和预感, 但由于主观原因不愿察觉或不愿承认存在, 结果危机爆发并造成无穷的伤害。当公众认识到这一危机是由政府无视或失误产生时, 就会聚集在一起向政府“讨个说法”和“讨个公道”, 就有可能丧失辨别能力和理智而产生强烈的负向情绪, 使得政府调控和危机治理更为艰难。在 2013 年“11·22”青岛石油管道爆炸事件中, 由于中石化集团平时忽视输油管道的排查, 地方政府在城市规划过程中也忽视了输油管道与排水管的格局, 相关部门在泄油后并没有采取及时有效的应急管理措施, 甚至出现公众在管道漏油后进行围观的现象, 结果导致 62 人遇难、136 人受伤及大面积原油污染等灾难的发生。公众认为是由于地方政府和中石化集团等利益集团忽视潜在危险所造成的, 这次危机也因此从初期的隐性危机向后来的显性危机迅速转化。2014 年 3 月 8 日凌晨 2 点 40 分, 马来西亚航空公司航班号 MH370 波音 777 客机失去联络, 机上载有 227 名乘客和 12 名机组人员, 其中有 154 名中国人, 这是一起世界航空史上罕见的严重灾难。由于安检松懈、假护照、维修不当及媒体披露乘客曾进入驾驶舱等因素, 反映了马来西亚政府在危机防范中存在着巨大缺陷, 这是一起明显的主观无视无察觉危机。当危机爆发后, 马来西亚政府出现了信息发布混乱、前后矛盾、行动迟缓、协调工作不力、记者发布会迟到和对家属怠慢等, 尤其是在缺乏说服力证据的前提下公布了调查结果, 使得世界各国产生了“谁还敢坐马来西亚航空公司的飞机, 谁还会继续喜欢马来西亚?”的强烈质疑, 极大地影响了马来西亚经济发展和国际形象。

第二种类型是客观无视无察觉危机与负向社会情绪共振的关系。这一危机是由于危机征兆、趋势及后果都没有显露出来,政府和民众都无法有效进行观察且无法控制,而且经过长期积累对社会运行形成了严重威胁,进而引发一系列社会公共危机。这一危机产生原因与政府没有直接关系,但如果政府未及时对此产生的社会情绪进行有效疏导,或者缺乏相应的应急预案,民众也会将灾难定义为“人祸”,从而将责任推向政府^{[15](P155-156)},负向的社会情绪也会随之产生,其导致的破坏力难以得到及时遏制和有效修复。在2008年6月28日“瓮安事件”中,地方政府通过开发矿产资源增加了财政收入,也让矿主取得了巨额利润,但由于生态破坏和环境污染给当地带来了严重影响,民众因此强烈不满。同时,地方政府支持矿产老板而对民众要求却熟视无睹,使得政府、企业与民众之间的矛盾日益尖锐,强烈的负向社会情绪因此迅速蔓延,从而引起了广泛连锁反应,使得地方政府疲于应对。2011年3月11日,日本东部地区发生了历史上最强烈的地震及由此引发的福岛核泄漏事故,这是一起客观无视的无察觉危机,但日本政府在处理过程中未及时公布信息、掩盖事实、行动迟缓、未及时补救和推卸责任等,导致了民众和其他国家对日本政府产生了质疑和不满。2013年10月9日福岛第一核电站工作人员又因为操作失误导致约7吨污水泄漏,最终演变成为主观无视的无察觉危机,人们的质疑和不满进一步加深:两年多来福岛核电站到底发生了什么,日本政府又做了什么,接踵而来的事故是巧合还是刻意隐瞒?

第三种类型是客观无视的无察觉危机与正向社会情绪共振的关系。这一危机的产生不仅是由于人类的认知水平限制而难以察觉,而且也超过了爆发临界点,因此具有了很强的不可预测性而与政府没有直接关系。同时,政府也对社会情绪进行了积极疏导,尽量将灾难情境导向“天灾”,民众因此乐于接受自己的“灾民”身份,并对外界援助存在感激心理。2008年“5·12四川大地震”尽管造成了巨大的人员伤亡和经济损失,但由于各级政府的高度重视及社会各界的积极投入,而且政府也有效地引导社会情绪的发展,因此即便之后的余震,民众依然对政府高度信任,极大地推动了灾后重建工作的进展。2011年东日本“3·15”大地震虽然无法被有效预测,但政府实现了有效的社会管理和社会控制,民众也因此产生了正向的社会情绪,同仇敌忾与利他主义情绪迅速蔓延,而并没有出现所谓的“灾民惊慌迷思”或“灾民失常迷思”现象^{[16](P133)}。2014年3月1日晚上9时20分,一伙歹徒持械冲进昆明火车站广场和售票厅见人就砍,造成29人死亡、143人受伤,这是一起有计划、有步骤和预谋很长的恐怖袭击,是一起“输入性恐怖事件”,也是一种客观无视的无察觉危机。自从2008年拉萨“3·14”事件和2009年新疆“7·5”事件之后,政府加大了对暴力恐怖事件的防范和打击力度,恐怖分子在这些地区不易得手,故转向治安防范较为松懈的边缘地带。事件爆发后,政府立即通过媒体和网络等多种途径及时宣传和疏导,有效化解了各种谣言和流言,社会上产生了严厉谴责恐怖主义的氛围,恐怖分子试图破坏地区安定和谐、民族团结和扩大影响力的目的没能得逞。

第四种类型是主观无视的无察觉危机与正向社会情绪共振的关系。这种隐性危机并非是不可预测的危机(Unpredictable Crisis),而是本可观察或可预测到的危机(Predictable Crisis)^[17]。但由于政府主观上的忽视而导致人为灾难的产生,灾民也会将之定义为“人祸”,负向社会情绪因此而生,它与治理偏好、忽视弱势群体利益补偿及漠视公平价值等原因紧密相关^[18]。2013年6月7日,厦门BRT公交车由于犯罪嫌疑人陈水总纵火,造成47人死亡、34人受伤。事件发生后,部分公众陷入极度恐慌和不安,引发了强烈的社会怨愤情绪并产生连锁效应,不仅导致公众对地方政府和公共机构的信任下降,而且也造成了其他隐性危机进一步显性化,如弱势群体就业、社会保障和住房等。美国9·11事件之前其实有预兆,但是相关部门并没有重视。事件爆发后,政府及时进行了有效引导如对恐怖主义进行严厉谴责,不仅没有引起民众对政府的怨愤,而且形成了爱国主义正向社会情绪的高涨。2011年9月21日发生了乌坎事件,当地政府在居民不知情的情况下几年时间里陆续卖了3200亩土地,卖地款项多达七亿多元人民币,而补助款只有500元,其余全部被地方官员私吞,当地居民屡次上访无果。后来仅存的一块土地被卖给地产开发商后,终于激起了居民进行游行示威。12月1日,一名民选代表薛锦波猝死狱中,再度引发大规模抗议,这是一起明显的主观无视无察觉危机。在初期,地方政府明显低估了事件的严重性和扩张性,虽然采取了一些缓解社会矛盾的措施,但并没有阻止事态的进一步发展和社会发酵。后来在各级政府重视矛盾、积极介入、信息公开、构建对话协商机制及将社会维稳与民众维权统一起来等措施疏导下,最终平息了民众社

会情绪的高涨和化解了社会矛盾，成为新时期解决社会公共危机的成功典范。

四、风险管理策略的选择

无察觉危机作为一种被忽视的风险，它并非完全不能被预防，而是具有相当的治理空间。如果对之放任不管或者熟视无睹则会引发强烈的负向社会情绪，并在不同领域造成“链式反应”。因此，只有改变或采取有效的风险管理策略对二者进行综合治理，才能达到事半功倍的效果（如图4所示）。

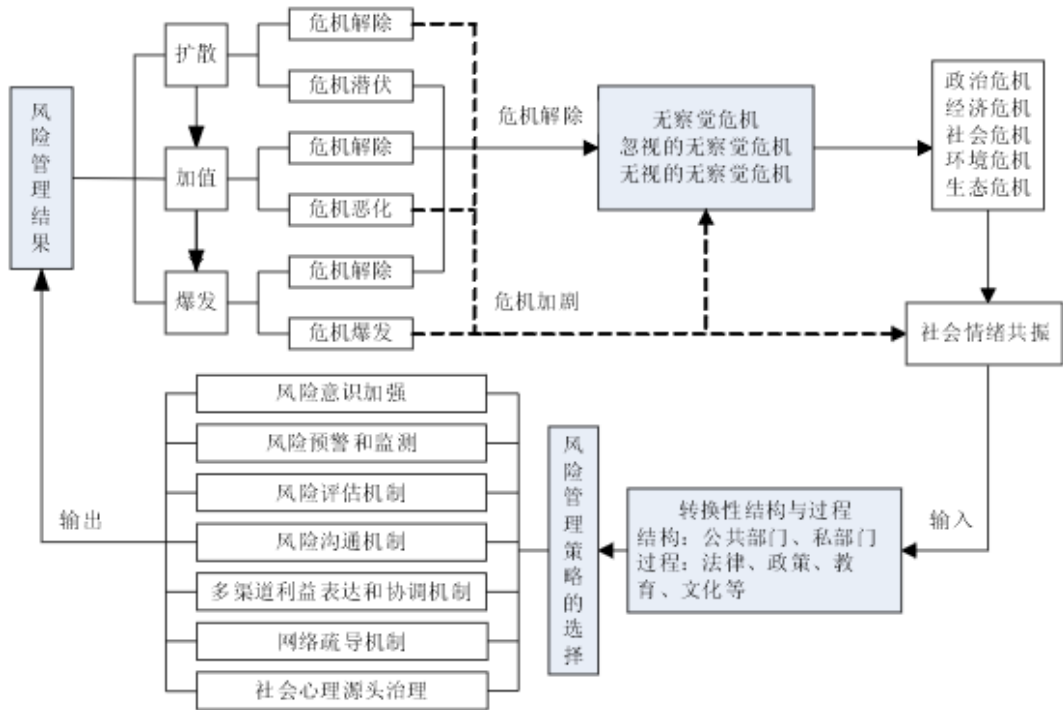


图4 无察觉危机、社会情绪共振与风险管理策略选择图

第一，风险意识加强策略。无察觉危机关键不在于危机本身是否已经显露，而是人们对灾难风险及危机是否有足够的认识。一般说来，没有显露的危机不大容易被识别、感知与察觉，但如果人们有足够的风险识别能力与防范能力，也能够及时规避一些隐性危机。反之，即便是易于察觉的显性危机也不一定能够及时识别与防范。因此，对于普通民众而言，需要重视和关注无察觉危机及其引发的社会情绪，并因此树立风险意识、危机意识和忧患意识。对于政府而言，需要树立风险管理意识，避免“吉祥文化”和“报喜不报忧”的官僚文化^[19]。同时，需要将风险管理理念融入日常管理实践中，使风险管理成为常态管理中自然被考虑的一部分，在日常工作中自觉降低和规避风险。

第二，风险预警和监测策略。风险管理是一项系统工程，包括风险预防、风险评估、紧急应对和灾后恢复等多个环节，已经成为国家可持续发展的重大需要，也是国家形象、能力和社会责任的重要体现^[20]。无察觉危机传染机制复杂，一般会经历潜伏、增长、恶化和发展四个阶段，它的最可怕之处就是难观察、难调控和难量化。其中，难观察居于首位。因此，危机一旦爆发会迅速引起社会各界的广泛共鸣，造成的负面影响会被无限放大，从而导致许多负向社会情绪及非理性行为的产生。社会情绪本来需要降温，而不是“火上浇油”去激发。因此，通过建立危机预警机制、风险早期监督机制及社会情绪识别机制等途径，从认知心理与组织机制双重视角和社会根源入手，才能有效“防患于未然”。同时，无察觉危机早期风险信息强度往往微弱或者不明显，因此，需要引入有效的信息技术以避免隐性危机信息感知困境。例如在操作层面设立专门的风险监测部门，加强对隐性危机微弱信息早期的专门监测，并配备相关专家及建立专家咨询机制等。

第三,风险评估机制建构策略。有效引导和控制社会情绪成为政府风险管理中的重要环节,社会情绪一般有五个阶段即导火索、信息传播、情绪共鸣、情境催化和控制失效等,其中结构箱中的情绪共振是最为关键的环节,而风险评估机制则又是有效引导情绪共振的重点所在。它通过对无察觉危机可能衍生出来的经济、政治和社会安全等社会情绪问题进行风险评估,从而将灾难风险降到最低。这一机制主要包括社会情绪共振风险评估、情绪稳定风险评估、情绪爆发风险评估及情绪控制风险效益评估等,同时通过现代网络技术,建构当某一风险在可察觉范围之内的纵向与横向的政府与民间风险信息沟通与共享机制,如微博、微信和新闻发布等。

第四,风险沟通机制建构策略。这一机制的建构能有效减少和规避日益复杂的无察觉危机的出现,首先,政府需要与媒体保持良性互动与沟通,努力营造公开、透明和正向的沟通环境,当无察觉危机爆发后,能够及时获得媒体客观与公正的报道,从而引导民众正向社会情绪的形成。其次,政府应重视媒体与民众的风险感知。如果媒体或民众认为政府在不察觉危机中反应速度慢了则勇于承担责任,这样才能取得正面的沟通效果并获得社会情绪的支持。而且,无论是采取否认还是让步策略都应该把握即时和一致的原则。最后,政府要积极回应受灾群众的需求和偏好,并且为其建立畅通的诉求渠道,同时鼓励其积极参与风险管理过程,从而搭建政府与民众之间良好的风险沟通平台。

第五,多渠道利益表达和协调机制建构策略。由复杂的社会问题和重大灾难频发而引发的强烈社会情绪,折射出当前我国公众存在的焦虑心理。社会情绪作为一种体现无察觉危机的媒介,由于缺乏适当的利益表达和争端解决机制而造成无序释放,强势群体可能动用所拥有的资源来攫取不当利益并将风险转移给弱势群体,弱势群体则会采取“弱者的武器”进行消极应对^[21],在缺乏有效引导的情况下,将会导致公共部门权威消解和社会管理能力的弱化,还会出现严重的负向社会情绪蔓延,乃至群体性事件、集体行动和暴力冲突事件的发生。随着社会组织和社会监管不断发展的事实,以“加强控制”为基本特征的传统管理方式已经逐渐失效,政府需要重视并建构多渠道利益表达机制,维护弱势群体的参与权、表达权和监督权,形成“公私协力机制”^[22]化解社会矛盾和疏导社会情绪,从而将无察觉危机消除在萌芽状态。

第六,社会情绪网络疏导机制建构策略。在当代,网络、微博和微信已成为民众释放社会情绪的重要场域,在网络空间中社会情绪容易异变和迅速扩散。因此,构建社会情绪网络疏导机制不仅是维持社会秩序良性运转的现实需要,也是引导社会心态正向发展的内在需求。从“网络监管”向“网络治理”理念的转变是新的治理趋势,无察觉危机之所以会引发强烈的社会情绪共振,这与社会风险、社会矛盾、群体性事件、利益诉求和民生表达等社会因素紧密相关,社会情绪疏导也因此日益复杂。因此,需要坚持“疏”而非“堵”的理念,“防民之口,甚于防川”,不能依赖外力进行强制性管制,“堵”和“塞”反而会导致逆反心理和抵触行为的产生。因此,只有通过建立“疏”和“导”的网络快速反应机制,增强网络风险防范意识,才能有效防止信息扭曲并纳入正常的解决轨道。

第七,社会心理源头治理策略。无察觉危机的发生是从社会心理波动、社会情绪振动乃至震荡开始的,它的负面影响要通过社会心理放大机制才能形成。不理解无察觉危机产生的“从众心理”、“社会心理”和“社会需要”,不但收效甚微,反而可能产生社会逆反心理和集体抵触行为,从而导致社会失衡、失序乃至动乱现象的产生。因此,要消弭这种波动和震荡,不能一个个地单独去寻找“源头”,也不能采取“头痛医头、脚痛医脚”的短视措施,而是在面临压倒性灾难或社会风险之前,从社会心理角度去整体考量社会存在的根本问题,而不至于稀里糊涂地在“毫无察觉”中就陷入危机之中。因此,对于政府来说,主要通过因势利导、问计于民和问政于民等措施最大程度减少社会风险,这才是有效治理“无察觉危机”及引发的社会情绪的根本之道。

总之,只有在深入了解无察觉危机本质和社会情绪共振规律的基础上,才能规避无察觉危机的产生及适时疏导社会情绪,才能对二者采取有效的风险管理策略。同时,通过整合无察觉危机与社会情绪共振理论能为灾难风险治理提供更具解释力的分析框架,对于理解二者之间的关系及推进相关治理也具有极为重要的现实启示意义。

参考文献

[1] 周利敏.从经典灾害社会学、社会脆弱性到社会建构主义——西方灾害社会学研究的最新进展及比较启示[J].广州大学

- 学报(社会科学版),2012,(6).
- [2] Tierney, K. J. From the margins to the mainstream? Disaster research at the crossroads[J]. *Annual Review of Sociology*, 2007, (33).
- [3] Pelling, M. *The Vulnerability of Cities: Natural Disasters and Social Resilience*[M]. London: Earthscan, 2003.
- [4] 周利敏. 社会脆弱性: 灾害社会学研究的新范式[J]. 南京师大学报(社会科学版), 2012, (4).
- [5] Klein, N. *The Shock Doctrine: The Rise of Disaster Capitalism*[M]. New York: Metropolitan, 2007.
- [6] 郑功成. 灾害经济学[M]. 北京: 商务印书馆, 2010.
- [7] Kreps, G. Sociological inquiry and disaster research[J]. *Annual Review of Sociology*, 1984, (10).
- [8] Langton, S. Public-private partnership: Hope or hoax? [J]. *National Civic Review*, 1983, (72).
- [9] Roseland, M. *Toward Sustainable Communities: Resource for Citizens and Their Governments*[M]. Canada: New Society Publishers, 1998.
- [10] 周利敏. 从结构式减灾到非结构式减灾: 国际减灾政策的新动向[J]. 中国行政管理, 2003, (12).
- [11] 郑风田, 朗晓娟. 无察觉危机: 特征、根源及化解策略[J]. 人民论坛(学术前沿), 2012, (4).
- [12] 周利敏. 灾害集体行动的类型及柔性治理[J]. 思想战线, 2011, (5).
- [13] Ortner, S. Theory in anthropology since the sixties[J]. *Comparative Studies in Society and History*, 1984, (126).
- [14] Schneider, S. K. Governmental response to disasters: The conflict between bureaucratic procedures and emergent norms[J]. *Public Administration Review*, 1992, (2).
- [15] Hertzfeld, M. *The Social Production of Indifference: Exploring the Symbolic Roots of Western Bureaucracy*[M]. Chicago: The University of Chicago Press, 1992.
- [16] Drabek, T. E. *Human System Responses to Disaster: An Inventory of Sociological Findings*[M]. Berlin: Springer-Verlag, 1986.
- [17] Freedman, C. M., S. M. Low, H. J. Markman, et al. Equipping couples with the tools to cope with predictable and unpredictable crisis events: The PREP Program[J]. *International Journal of Emergency Mental Health*, 2002, (4).
- [18] 周利敏. 复合型减灾: 结构式与非结构式困境的破解[J]. 思想战线, 2013, (6).
- [19] 谢岳, 党东升. “维稳”的绩效困境: 公共安全开支视角[J]. 同济大学学报(社会科学版), 2013, (6).
- [20] Schwab, A. K., K. Eschelbach, D. J. Brower. *Hazard Mitigation and Preparedness: Building Resilient Communities*[M]. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2006.
- [21] Scott, J. C. *Weapons of the Weak: Everyday Forms of Peasant Resistance*[M]. New Haven: Yale University Press, 1985.
- [22] 周利敏. 公私协力: 非协调约束下公私灾害救助困境的破解[J]. 中国地质大学学报(社会科学版), 2009, (2).

(责任编辑 燕 祥)

媒介运用与环境抗争的政治机会：以反核事件为例

曾繁旭，戴佳，王宇琦

摘要：政治机会是决定一场环境抗争是否成功的重要因素。本文以民众反核事件为例，探究我国环境抗争中媒体与政治机会的关系。我们发现，在另类媒体上，行动者们借助新技术搭建网络，将“有影响力的盟友”纳入其中。在传统媒体平台上，议题受到的大规模报道和争议放大了精英之间不稳定的同盟关系，为反对行动营造了明确的政治机会。传统媒体和新媒体作为“拓展了的媒介生态体系”协同发挥作用，并通过“媒体循环”进一步推动政治机会升级。

关键词：环境抗争；政治机会；另类媒体；传统媒体；反核事件

中图分类号：G206.2 **文献标识码：**A **文章编号：**1671-0169(2014)04-0116-11

一、新媒体背景下的环境抗争

据中国社会科学院《社会蓝皮书》不完全统计，我国群体性事件的数量已由 1993 年的 8 700 起上升到 2010 年的 180 000 起^①，其中，环境污染和劳动争议引发的群体性事件占比高达 30% 左右，环境问题已经成为引发群体性事件的重要原因之一^②。在这些环境抗争事件中，一些事件经由政府与公众的理性协商和对话机制，有效消弭了对抗行为，如厦门 PX 事件和广东民众反对垃圾焚烧项目；而另外一些则在政府与公众的激烈对抗中陷入“双输”困局，例如江苏启东、四川什邡的环境抗争事件即是如此。

环境抗争事件是否成功或者得到回应，在很大程度上依赖于行动者对于有限的政治机会的策略性把握与放大。在西方社会运动理论脉络中，“政治机会结构”与“框架过程”和“资源动员”一道，已经成为理解社会运动的特征和过程的核心概念^[1]。通常，研究者们将影响社会运动诉求实现的外部环境因素称为政治机会结构^[2]。Tarrow 把政治机会结构细分为四个维度：第一，政治通道的开放。完全封闭和完全开放的政治参与通道都不会导致大量的社会抗争，抗争最有可能在开放与封闭因素混杂的体制中发生。第二，不稳定的政治联盟。政府及党派的不稳定性，会使抗争者得以对现有政策施加其边缘影响力，并有可能导致政治精英向政体外部寻求支持。第三，有影响力的盟友。运动与有影响力的盟友结盟后，权力阶层对该运动会更为重视，也增加了抗争者与权力阶层对话的可能性。第四，精英的分裂。精英团体之间，或者精英团体内部的分裂有可能将抗争行动的范围拓展至政治系统外部，并带给政体外成员一定的边际力量 (Marginal Power)，进而成为社会资源匮乏的群体发起行动的一大动力，为运动的拓展带来新的机会^[3]。

而 Almeida & Stearns 在考察日本草根环境运动时，进一步将环境运动面临的政治机会分为精英不稳定性 (Elite Instability) 和外部同盟 (External Allies) 两个维度。其中，精英不稳定性是指政治和经济

基金项目：清华大学自主科研计划课题“绿色发展时期的环境风险与媒介传播”(20131089348)；留学人员回国启动基金项目“新媒体与公民参与研究：主体、行为与机制”(20131029118)；清华大学文化传承创新基金项目(551706601)

作者简介：曾繁旭，传播学博士，清华大学新闻与传播学院副教授(北京 100084)；戴佳，传播学博士，清华大学新闻与传播学院讲师

① 参见 <http://study.ccln.gov.cn/fenke/zhengzhixue/zjzpwz/zzzgzz/48971.shtml>。

② 参见 <http://society.people.com.cn/n/2012/1218/c1008-19933666.html>。

精英的凝聚力，以及精英们将异议向有利于现有政体的制度性渠道引导或扩散的能力，包括选举、政府内部冲突（Intra-governmental Conflict）以及政府象征性姿态（Symbolic Governmental Gestures）三个方面。外部同盟主要指向地方草根运动提供经济、策略、意识形态、行动框架、法律和科技咨询以及公众参与等支持的外部力量，包括政治同盟和大众媒体^[4]。

在中国语境下，政治机会结构在社会抗争中的重要性也逐渐得到一些学者的重视。刘能认为，政治机会结构“是解释中国都市地区集体行动发生的最有力的一个自变量，因为它代表了促进或阻碍社会运动或集体行动的动员努力的几乎所有外部政治环境因素”^[5]。

近年来，互联网等新媒体得到迅速发展，为抗争活动提供了新的民意表达平台，并进一步为抗争者们创造了更多的政治机会^[6]。为此，媒体与政治机会的关系开始受到学者们的关注。有学者认为，媒体对抗争事件的关注能引起政策制定者注意，帮助打开“政策窗口”^[7]，进而改变社会运动的政治机会。而新媒体的发展，在一定程度上减少了远离权力中心的群体组织集体行动的外部阻碍^[8]，拓展了底层民众的政治参与渠道，从而带来新的政治机会。这些研究都意识到了媒体对于政治机会创造的重要意义，但是关于媒体如何作用于政治机会的生成机制，却缺乏系统的探讨。

同时，传播学者也注意到传统媒体在社会抗争中的角色，强调其为抗争者问题化现有状况提供了途径^[9]，有利于抗争者的身份建构^[10]，促进媒体驱动型的公众参与^[11]以及政府的回应^[12]。但这些研究更多是从资源动员理论的脉络切入，将媒体作为抗争者的资源。其缺陷在于，甚少将社会抗争的外部政治环境，即政治机会结构纳入考察范围，分析社会抗争中政治机会的生成机制，以及媒体在其中发挥的作用。

为此，在新媒体环境下，考察环境抗争者的媒体运用与政治机会之间的互动关系，成为本文的重点。我们试图回答，媒体如何作用于环境抗争事件的政治机会生成。具体而言，行动者如何借助媒体平台创造政治机会？新媒体和传统媒体在政治机会生成过程中分别扮演怎样的角色？在这一过程中，新旧两种媒体形态之间又存在怎样的互动逻辑？

本文考察的议题与 Almeida & Stearns 研究的考察对象同为环境议题，具有一定的相似性。与此同时，Almeida & Stearns 提出的政治机会结构的操作性框架中，涵盖的“精英不稳定性”和“外部同盟”两个维度，在中国语境下的环境抗争议题中都很大程度上存在。在我国环境议题中，中央政府对环境保护的支持和地方政府对经济增长关注的矛盾尤为突出^[13]，“中央—地方分化”（Central-local Divide）作为“政府内部冲突”的表现形式之一，会导致政治机会的生成^[14]。另外，如果抗争者的社会网络关系中有高层官员或媒体官员，这些外部同盟的存在，就可能增加抗争中政治机会生成的可能性^[15]。

因此，我们主要采纳了 Almeida & Stearns 对政治机会的操作化定义，将“外部同盟”和“精英不稳定性”作为分析环境事件中政治机会的重要维度。其中，Almeida & Stearns 将“精英不稳定性”进一步分为选举、“政府内部冲突”和“政府象征性姿态”三部分^{[4](P37-60)}。考虑到中国语境下，选举这一因素对社会运动的影响十分有限，为此我们不将其纳入考量。此外，Tarrow 将精英分裂作为政治机会结构的重要维度，关注“不稳定的政治同盟”^{[3](P41-61)}如何在外部因素的综合作用下产生进一步的分化，具有重要的借鉴意义。为此，我们把“精英分裂”作为“精英不稳定性”进一步发展的可能结果，纳入政治机会结构的操作化定义中。

综上，本研究对政治机会结构的操作化定义如图 1 所示。



图 1 本研究对政治机会结构的操作化定义

我们发现，在新媒体环境下，媒体成为环境抗争事件中政治机会生成的动力。以民众反核议题为例，

抗争者策略性的媒体运用时常可以带来行动的政治机会。在另类媒体平台上,行动者们通过新技术搭建行动网络,团结“有影响力的盟友”,运动的政治机会得以打开。而当议题流动到传统媒体平台后,传统媒体的大规模报道,加快了原先“不稳定的政治联盟”的分化,并促进精英分裂。传统媒体和新媒体作为“拓展了的媒介生态体系”协同发挥作用,并通过媒体循环进一步推动政治机会升级。

二、新媒体环境下的政治机会研究

关于新媒体如何影响社会运动的政治机会,目前学术界有两大研究路径。一个路径从社会运动的国际环境这一视角切入,认为新媒体通过促进跨国运动的发展^[16],间接影响国内社会运动的政治机会。另一路径则更多关注社会运动的国内环境,认为新媒体通过影响政府信息控制能力或是抗争活动动员能力,进而对该国社会运动的政治机会产生影响。

在第一个路径的研究中,Ayres提出,在新媒体环境下,对社会运动政治机会的研究应该超越以单个国家为中心的视角,而更多立足于国际层面来考察一国社会运动的政治机会^[17]。互联网极大便利了传统形式抗争的动员和参与,使抗争者们能更有效地在全球范围内聚集资源和制定策略,从而使这些抗争活动建立起“跨国网络”^[18]。由于这些社会运动在全球层面上运作,各国行动者之间存在彼此协作的可能性^[19],因此参加者们有更多机会在国内和国际精英中识别出“外部联盟”和“精英的分裂”^{[16](P202)}。为此,能否在国际环境中寻找到同盟军,以及国际精英联盟是否稳定,都会影响一国社会运动的政治机会。

针对第二个路径,一些学者探讨了新媒体是否会通过提高对于行动进行抑制的难度,从而增加社会运动面临的政治机会。对此,Diani把媒体与政治机会的关系放到社会权力结构的背景中考察。他认为,现存的社会权力平衡不会因新媒体的出现而被打破,新媒体对权力持有者和抗争参与者都会带来新的政治机会^[20]。对于抗争参与者来说,新媒体有助于运动结盟和集体认同建构^[21],而对于权力持有者来说,新媒体也会为他们的社会控制和信息管理提供更为先进的技术支持。也有学者认为,新媒体提供了一种抵制管制的传播模式,降低了相关机构对运动进行抑制的能力^{[16](P202)}。这意味着社会抗争面临更多的政治机会。

在这个路径中,还有一些研究讨论新媒体是否会通过提升社会运动的资源动员能力,从而为社会运动创造新的政治机会。Scott & Street认为,虽然新媒体,特别是互联网,给社会运动带来了新的传播和动员机会,但是社会运动面临的资源动员和组织问题依然存在^[22]。也有学者指出,作为一个多对多的媒介,互联网能促进信息以空前规模传播,并扩大社会运动的动员潜力^[23]。借助互联网这一“弱连接工具”^[24],抗争者得以和其他社会运动组织和个人联系在一起,借此团结更多的盟友^{[11](P1146-1171)},而“有影响力的盟友”则会有助于运动中政治机会的生成^{[3](P41-61)}。

此外,新媒体身处在“拓展了的媒介生态体系”(Enlarged Media Ecology)之中^[25]。在新媒体迅猛发展的背景下,传统媒体并没有退出历史舞台。新旧媒体远非泾渭分明、截然对立,而是通过合作和互补,协同发挥作用^{[25](P291-310)}。为此,在考察社会运动时,把新媒体和传统媒体组成的“媒介生态体系”作为一个整体进行分析,才更接近政治机会结构创造与放大的过程。

三、个案选择与方法说明

本研究以民众反核事件为案例。从本世纪初起,中国核电发展逐步开始提速。2010年,中国核电在建规模已经达到全球最大^①。目前,我国在建核电站29所,运行核电站19所,还有大量核电项目处于筹备阶段^②。但与此同时,核能的公众认知,以及政府的风险沟通和公众参与机制建设,却远远没有跟上核电发展的步伐。2012年日本福岛核事故之后,我国民众对核电项目的恐慌和不信任感进一步增强,反核运动日渐增多。2013年广东民众反对江门核燃料项目、2012年安徽民众反对彭泽核电站项目就是典型例

① 参见 <http://finance.qq.com/a/20101214/001976.htm>。

② 参见 http://world-nuclear.org/info/Country-Profiles/Countries-A-F/China--Nuclear-Power/#.UgQ_QWtN_NW。

证。

由于核电议题与国家能源战略和长远发展紧密相连，具有较强的政策敏感性，为此，民众改变国家核电项目的政治参与通道较为狭窄。在现有政策框架内，反核事件中的运动动员和诉求表达途径都极为有限。因此，反核事件的政治机会创造尤其值得观察。本研究聚焦于山东银滩业主反对乳山红石顶核电站事件。之所以选择该案例，主要是基于以下考虑：

第一，核议题是关系到国家能源和长远发展的关键性议题。对于反核事件来说，如何创造政治机会以获得政府重视因而就更为困难，也更为重要。以反核议题作为案例，有助于我们更深刻地剖析环境抗争事件中政治运动的生成逻辑。

第二，乳山红石顶项目是我国第一个因民众反对而被搁置的核电项目。在反核事件频发的背景下，选取这一事件作为案例考察，对于我们深入分析反核事件及其中政治机会的生成具有一定的代表性。

第三，在银滩业主反对红石顶核电站事件中，出现了新媒体与传统媒体协同互动，共同推动政治机会扩大的现象。银滩业主自发创办“天下第一滩”网站作为其运动宣传和动员平台，议题在该网站上生成；随后经由一些传统媒体的报道，通过议题流动，引起更大范围的公众关注和政府重视。因此，这一议题为我们提供了分析媒体与政治机会关系的绝佳样本。

本研究主要采取“参与式观察法”、“深度访谈”、“内容分析”等研究方法。

一方面，通过深度访谈、参与式观察等方法，深入了解反核事件中的民众传播行动以及政治机会的变化过程。在调研过程中，我们对业主们的线上（Online）协商辩论过程和线下（Offline）抗争行动进行了参与式观察。线上部分，我们主要考察了银滩业主创办的“天下第一滩”网站，以及抗争初期比较活跃的大海环保公社网站和山东房地产网；线下部分，我们对参与抗争的主要行动者进行深度访谈，以便还原他们的行动逻辑。按照半结构化的方式，每次访谈时间约为两个小时，并在受访者同意的情况下，进行录音（如表 1 所示）。

表 1 调研访谈资料说明

受访者	服务单位或职业	访谈方式	访问日期	访问地点
车宾 (@我的威海)	缘也广告有限公司	面对面	2013 年 7 月 26 日	山东威海
吴慧军 (@花石头 e)	山东坤和实业股份有限公司	面对面	2013 年 7 月 26 日	山东威海
Wolfman	银滩业主	面对面	2013 年 7 月 28 日	山东威海
三叶草	银滩业主	面对面	2013 年 7 月 28 日	山东威海
津鸣	银滩业主	面对面	2013 年 7 月 28 日	山东威海

另一方面，通过对与该议题相关的报道进行内容分析，把握反核事件中的媒体实践方式。具体来说，我们对 2007 年 12 月 1 日至 2007 年 12 月 31 日期间，传统媒体对乳山核电议题报道的消息源使用、报道立场等方面进行内容分析；在抗争者的主要宣传平台“天下第一滩”网站上检索以“核电”为关键词的帖子，并对这些帖子的信息来源进行分析，从传统媒体与新媒体相互引用的角度考察两者之间如何通过互动实现政治机会的生成。

四、另类媒体如何助推政治机会形成？

在银滩业主反对红石顶案例中，反核议题首先在“天下第一滩”网站上生成。“天下第一滩”网站是业主自发创办的网站，创办的目的，一是为了绕开行政限制，二是为了给业主提供一个沟通交流和动员平台。“天下第一滩”网站具有“另类媒体”（Alternative Media）的特性。“另类媒体”作为挑战媒介权力集中化的新闻生产机构^[26]，一般独立运作，通过水平参与实现自我管理，也能绕过“把关人”对媒体的干涉^[27]。业主借助“天下第一滩”这一宣传动员平台，为政治机会生成创造条件。

（一）现存政治机会与新媒体上的话语建构

在我国的政治结构中，中央政府拥有决策权，却难以监督法律、法规和政策的具体贯彻和执行。政策实施过程中，经过层层过滤，中央权威到了地方层面就有了明显折扣^[28]。具体到环境议题，中央政府与

地方政府的分化主要表现为一是中央政府对环境保护的支持和地方政府对经济增长关注的矛盾尤为突出^{[13](P144-162)}，地方政府极力推进的项目，有时由于环保因素，得不到中央政府的支持；二是在环境事件的决策过程中，地方政府往往出于维稳需要，无法顺利执行中央政府的审批项目。

项目上马与不上马，决定权在中央行政审批机关。什邡钼铜项目是环保部审批的项目，照理说地方应该坚决执行。但是钼铜群体性事件发生后，老百姓向政府要承诺，他们不管是谁审批，只要政府叫停这个项目。当时由于地方政府需要平息这起群体性事件，避免造成更大的社会骚动，就只能叫停了钼铜项目^①。

在银滩业主反对红石顶核电站事件中，政府内部也同样存在一定程度的分化。事件开始之初，政治机会就并非完全封闭。政府内部对该议题的争论，使得这种“精英不稳定性”成为半开放的政治机会的重要表征，为事件推进和议题生成提供了良好的基础，也为后续运动进一步扩大政治机会提供了可能^[29]。

在政府内部，关于是否要在银滩建设红石顶核电站这一问题的争论焦点，主要集中在：第一，对核电站选址是否合法的争论。反建者认为，红石顶核电项目的选址距居民区太近，与国家关于“核电选址直径10公里之内不能有10万人以上的城镇”的政策相冲突。第二，对核电站建设是否会破坏当地生态环境的争论。在红石顶核电站选址范围10公里以内，有银滩旅游度假区、大乳山风景区、塔岛湾海洋生物保护区等。核电站建设会对这些自然生态景观造成破坏，影响居住环境和居民身体健康，成为反对者的主要顾虑。这表明，从议题开始发酵起，“精英不稳定性”导致官方同盟就处于不稳定的状态。

面对开放的政治机会，抗争者对政治机会的感知，要比外部力量强弱等因素更能决定集体行为的成败^[30]。银滩业主敏锐地捕捉到了红石顶核电项目中不稳定的官方同盟传递出的政策信号，开始有针对性地利用另类媒体进行议题的话语建构。话语的策略性建构主要体现在两个方面：首先，业主们建构的反核议题采用了“邻避运动”的话语框架，强调在银滩当地不适合建核电站，但对于国家的核电发展战略，他们并没有持对立的态度。在帖子中，业主们不盲目地提“反核”，只讲“银滩无核”，减少与国家政策相对抗的风险。其次，在反核议题的建构过程中，业主们把重点集中在红石顶选址不当的特殊性问题，而非核电的技术性问题。在红石顶核电站选址不当的问题上，业主们认为，他们较为了解当地的自然、地理、生态特征，这有利于运动诉求的表达和实现。但是在技术层面上，由于他们不是专业人士，盲目宣传核电是否安全等技术性问题，非但不会促进运动的发展，反而有可能会产生反作用。精英的不稳定性酝酿着政治机会生成的可能。在此基础上，业主们在另类媒体平台上进行反核议题的话语建构，在保持与国家政策话语一致的前提下，进一步强化了政治同盟内部的冲突，为此后精英的分裂埋下了伏笔。

(二) 新媒体上“有影响力的盟友”

除了进行策略性的话语建构，业主们还利用新媒体平台，搭建斗争网络，有意识地寻找外部同盟，将“有影响力的盟友”^{[3](P41-61)}纳入其中，为政治机会的创造积累资源。

反对红石顶核电站建设的业主中，多数都是缺乏政治资源的“政体外成员”^[31]，他们在政治上处于弱势地位，且缺乏关键的政治资源。他们希望将拥有较多政治资源的人士纳入斗争网络中，通过这些“有影响力的盟友”，寻求与政府内部协商对话的可能。

在反对红石顶核电站初期，我们每天在“天下第一滩”网站上的发帖量很大，同时还在新华网、人民网和央视论坛上发帖，得到了越来越多银滩人的关注。很多人加入到银滩无核的队伍，以 wolfman、云海缘为代表的一大批网友成为银滩无核的生力军，我们的队伍空前壮大了^②。

在通过论坛和门户网站扩展影响力、寻找外部同盟的同时，业主们还创办了银滩无核的UC群，用于在线讨论，分析形势，制定下一步计划。UC群中的业主也陆续将身边志同道合的人介绍到“银滩无核”的队伍中来。后续活跃的反核业主，如@水上飞、@扎根银滩等，都是通过UC群成员的介绍而加入。这些拥有较多社会资源和社会经验的业主逐渐成为银滩反核的骨干成员，在后续行动中发挥了领导作用。@净化银滩和@水上飞是推动事件进程中比较重要的人士。@净化银滩的父亲原是中央警卫团工作的老红

① 引自笔者对四川省什邡市副市长李先辉的访谈。时间为2013年8月。

② 转引自津鸣发表在“天下第一滩”网站上的《银滩红石顶危机》一文，<http://bbs.txdyt.com/thread-124189-1-1.html>。

军，而@水上飞则是“某大型国企的宣传部部长。他们两人有一个共同的便利条件，就是都有同学在国家有关部委担任重要职务”^①。

在@净化银滩和@水上飞等业主的帮助下，银滩业主在2007年3月底将银滩核电的相关材料递送到了中央。2007年5月，环保部对红石顶核电站的正式复信中指出：“乳山核电项目正处在前期计划、论证和准备阶段，尚未得到国家的核准。”“国家环境保护总局和国家核安全局密切关注群众反映的情况，……对于部分信访文件中反映的乳山核电厂址周边军事设施问题，我们将在正式审查环节中予以关注。”^②

环保部对业主们的复信，表明中央政府对环境保护问题的关注与地方政府对经济增长问题的关注之间的矛盾^{[7](P144-162)}，由此折射出的中央与地方利益交叉错位，使中央政府也间接成为红石顶反核运动中“有影响力的盟友”。

迫于中央的压力，红石顶核电项目的前期筹建工作暂时放缓，开始依照程序进行环评和公众参与。2007年6月，乳山红石顶核电筹建处进行了红石顶项目的第一次环评，就红石顶核电站周边的环境影响问题征求公众意见；2007年7月，秦山三核（中核集团公司红石顶项目实施方）也根据《环境影响评价公众参与暂行办法》的要求，开始主动与业主们沟通。红石顶核电项目备受争议的环境影响问题开始受到当地政府和核电建设方的重视。

（三）超链接与良性互动

值得一提的是，在“天下第一滩”网站的“友情链接”栏中，出现了“乳山宣传网”的链接。乳山宣传网是乳山形象的对外宣传平台，由山东省乳山市委宣传部主办，代表当地政府的官方舆论。

Van Aelst&Walgrave认为，网站之间的外部链接尽管不能证明组织之间的确切关系，但至少可被认为是社会运动中同盟的基本形式^[32]。在“天下第一滩”网站上为当地政府宣传部门添加“友情链接”的做法，表明红石顶核电案例中抗争者试图与地方政府建立良性合作与信任关系。

在双方的互动与信任建立过程中，新媒体扮演了重要角色。一方面，充分展现了业主们的行动计划与诉求，增进了地方政府对于行动的了解和研判，减少了过激反应；另一方面，则通过超链接、转载等方式，将政府部门纳入对话当中，增加了双方的互动。因此，地方政府对业主们举办的一般活动不会采取镇压方式，而是在严密监管和适度沟通的基础上允许一些活动的开展。

2007年5月28日，红石顶核电筹建处发布了第一次征询公众评议的公告。看到这条消息后，@净化银滩筹划在银滩当地开展征集签名填表活动，按照《公告》中要求的格式印制了1500份《公众意见征询表》。6月，业主们在银滩开展了征集签名活动，并向居民们发放印有“银滩无核”字样的“无核衫”共计600多件。这些活动虽然受到了政府监管，但还是得以顺利举行，使更多的业主了解到红石顶核电项目的进展情况。

由于反核运动在地方层面上开展，地方政府对运动的了解和容忍就显得格外重要，但业主们通过另类媒体平台，与地方政府开展良性对话与协作，一定程度上为行动者开展活动提供了有限却宝贵的空间。没有地方政府一定的容忍度，就不会有后续运动的展开。从这个层面上来说，与地方政府良性互动带来的空间拓展，对于红石顶反核事件后续政治机会的打开具有基础性意义。

五、传统媒体介入与政治机会升级

Mathes&Pfetsch把议题流动分为议题预备期、上升期、高峰期和衰退期四个阶段^[33]，并且认为，在议题预备期，另类媒体率先报道，并在形成一定强度准备进入议题上升期时，议题由另类媒体流向建制化媒体（Established Media），这一过程被他们称为“外溢效应”（Spill-over Effect）。在红石顶核电案例中，同样存在着“外溢效应”。反核议题在另类媒体上生成后，开始流向建制化的主流媒体。在这一阶段，议题在传统媒体上得到报道，并迅速发酵与升级。传统媒体逐渐成为助推本阶段政治机会形成的重要动力。

① 转引自津鸣发表在“天下第一滩”网站上的《银滩红石顶危机》一文，<http://bbs.txdyt.com/thread-124189-1-1.html>。

② 转引自津鸣发表在“天下第一滩”网站上的《银滩红石顶危机》一文，<http://bbs.txdyt.com/thread-124189-1-1.html>。

(一) 传统媒体的“地位赋予”功能

在红石顶核电议题中,反核议题在“天下第一滩”网站上逐步发酵,影响力的扩大引起了传统媒体的关注。2006年5月29日,《第一财经日报》发表了题为《山东120公里海岸规划3座核电站引发争议》的报道,红石顶核电议题第一次得到了传统媒体的关注。这则报道将山东半岛规划的烟台海阳、威海荣成和威海乳山3座核电站是否重复建设、选址是否恰当,以及是否会对环境造成不良影响等问题呈现在公众面前。

《第一财经日报》的报道发表以后,全国许多地方报刊纷纷转载。搜狐网对这一“争议问题”还开展了网上调查,截止5天的调查结果是:支持(1607)反对(29033)。5月30日,美国《侨报》发表文章《警惕核电站扎堆》。6月1日,《中国经济时报》发文《应珍视百姓对核电的杞人忧天》,针对某些专家嘲笑老百姓是愚昧无知杞人忧天,该文称专家应谨慎对待民意^①。

在传统媒体对红石顶议题报道之初,虽然报道数量并不多,但一直有媒体对该议题给予关注。传统媒体所具备的“地位赋予”功能^[34],增进了议题的显要性与合法性,逐渐引发更多的机构注意和政府重视。

当传统媒体进行持续报道之时,政策也在悄然转变。2007年10月,国务院正式批准通过《核电中长期发展规划(2005—2020年)》。与原规划比较,“惟独红石顶被带上了一顶红帽子,成为全国唯一一个‘需要进一步研究的厂址’”^②。

中央政府虽未就红石顶核电议题用专门文件作出明确的官方回应,但《核电中长期发展规划(2005—2020年)》的出台,已经体现出中央政府对红石顶核电议题的态度开始出现了转变。从2006年3月的“原则通过”,到2007年10月的“需要进一步研究”,中央政府对红石顶议题的态度,已经开始与乳山政府“期盼核电站尽快建成,以拉动当地经济发展”^③的态度出现分化。“中央—地方分化”^{[6](P163-178)}的出现,为接下来媒体集中报道带来的精英分裂打下了基础。

(二) 媒体集中报道下的精英分裂

出于对《核电中长期发展规划》中提到的关于将红石顶核电站定为“需要进一步研究的厂址”进行具体说明,同时也为了对银滩业主2007年3月底递送的银滩核电相关材料作出官方回应,2007年12月6日,国家环境保护总局在官网上发布了《关于乳山核电项目的说明》(以下简称“四点说明”),其中指出,“乳山核电项目建设……并未向我局提出申请”,并要求“乳山核电项目在立项前,应进行公众调查或公众听证”^④。

环保部“四点说明”的出台,合法化了银滩业主的抗争诉求,成为乳山反核事件发展过程中的一个“关键性事件”(Critical Event)^[35]。以此为契机,从另类媒体向传统媒体的议题流动速度加快,关键性事件通过传统媒体对该议题的报道得以放大。

在百度搜索平台上,以“乳山核电”为关键词进行搜索后,我们发现,仅2007年12月1日至2007年12月31日这一个月期间,报道乳山核电议题的新闻报道就达到了253篇(如图2所示)。而2006年同期,传统媒体对该议题的报道仅有3篇。传统媒体对乳山核电议题的报道数量出现戏剧性的增长。

在这段时间的报道中,《新京报》、《京华时报》、《东方早报》、《中国青年报》、《北京青年报》等媒体将乳山红石顶项目定位为“未批先建”、“擅闯红灯”、“违规操作”。例如,

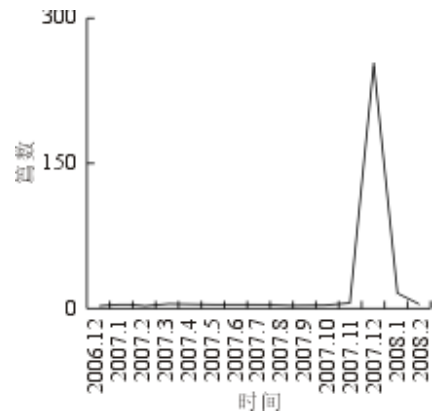


图2 传统媒体对红石顶核电议题的报道数量 (2006.12—2008.2)

① 转引自津鸣发表在“天下第一滩”网站上的《银滩红石顶危机》一文, <http://bbs.txdyt.com/thread-124189-1-1.html>。

② 引自笔者对“天下第一滩”网站站长@wolfman的访谈。时间为2013年7月。

③ 参见 http://zqb.cyol.com/content/2007-12/12/content_1991916.htm。

④ 参见 http://gjs.mep.gov.cn/gjzzhz/200712/t20071206_113897.htm。

12月6日，国家环境保护总局网站突然发出一则“关于乳山核电项目的说明”……一些人士认为，这意味着环保总局乃至中央政府对乳山核电项目工程持有一定的保留态度，甚至可能“叫停”^①。（《规划尚“须进一步研究”乳山核电站已经“先斩后奏”》，《南方周末》2007年12月13日）

中核集团公司等公司准备建设的山东乳山核电项目，遭遇国家环保总局的“狙击”。……乳山核电项目不仅未向国家环保总局提出申请，甚至连山东省及威海市的环保审批也没有通过^②。（《环保总局“狙击”乳山核电项目》，《东方早报》2007年12月7日）

国家环保总局在其官网就山东乳山核电项目作出四点“说明”，称到目前为止，乳山核电项目并未向环保总局提出申请，环保总局也并没有受理该项目^③。（《山东乳山核电项目非法》，《新快报》2007年12月7日）

传统媒体对乳山核电项目的大规模集中报道，给政府和企业等利益相关方带来了舆论压力。面对这样的事态，时任国家环保总局核安全司的郝晓峰处长专程赶到乳山现场了解情况，中核集团也发表了紧急声明，称乳山红石顶只是项目备选厂址之一，“中核集团仅在当地设了一个筹备处进行前期的调查、评审等准备工作，现在也只是做了一些平整土地的工作，还没有进入审批程序，要经过有关专家的严格论证后，才会向国家和地方有关部门报批”^④。

政府官员和政府机构颁布与议题相关的法律或声明以承认某种问题的存在，被 Almeida & Stearns 称为“政府象征性姿态”（Symbolic Government Gestures）^{[4](P37-60)}。由于中央政府的不支持态度以及媒体集中关注，核电建设方对于红石顶核电项目非建不可的决定已经开始出现松动。

大规模的媒体报道，使得政府内部本就存在的“不稳定政治同盟”得到了强化。政府象征性姿态的出现，体现出政府内部反对红石顶核电项目的群体逐渐占据了政策主导权，该项目的支持者逐渐退出了议题的中心，精英分裂作为政治机会结构的重要维度^{[3](P41-61)}，预示着红石顶议题中政治机会的进一步打开，由此不仅改变了行动者的战略地位，同时也改变了与其他可能成为压制者、对手或盟友的行动者之间的关系^[36]。

（三）“媒体循环”推动政治机会拓展

在关键性事件的推动下，精英分裂逐渐放大，政治机会进一步生成。在这个过程中，“媒体循环”（Media Loops）^[37]开始出现，另类媒体和传统媒体之间开始出现互相引用彼此报道内容的现象，由此进一步推动议题得到公众关注和政府重视。

在另类媒体上，随着传统媒体报道力度的增强，“天下第一滩”的网帖开始通过转引传统媒体报道的方式，服务于自身的运动宣传。在“天下第一滩”网站上，以“核电”为关键词搜索，得到300条相关帖子（如图3所示），其中有104条都引用了传统媒体的报道内容，被引用较多的主要有《21世纪经济报道》、《经济观察报》等。在引用传统媒体报道时，对于持反对核电立场的报道，业主们往往会整篇转引。如“天下第一滩”一则网帖^⑤转引了中国新闻社《菅直人在台演讲，呼吁建设零核电社会》的报道，借此宣传核电的危险性，反对红石顶核电建设。此外，“天下第一滩”网站还大量转载了以国外核电灾难为主题的新闻报道，如中

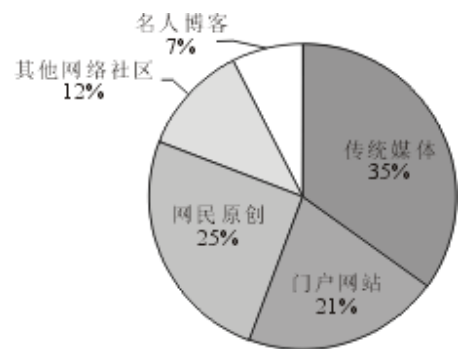


图3 “天下第一滩”网站网帖信息来源分布

① 参见 <http://www.infzm.com/content/9651/0>。

② 参见 <http://business.sohu.com/20071207/n253849612.shtml>。

③ 参见 <http://news.sohu.com/20071207/n253848546.shtml>。

④ 转引自津鸣发表在“天下第一滩”网站上的《银滩红石顶危机》一文，<http://bbs.txdyt.com/thread-124189-1-1.html>。

⑤ 参见 <http://bbs.txdyt.com/forum.php?mod=viewthread&tid=147916&highlight=%BA%CB%B5%E7>。

国新闻网《日本福岛核电站又泄露核污水》^①，将国外核电事故与中国核电站危险联系起来，认为红石顶核电的建设会威胁到当地民众的生命安全。

由于传统媒体的权威性和可信度较高，因此，以转引传统媒体报道为内容的网帖也往往更容易获得网民关注。转引传统媒体报道的方式便利了“天下第一滩”的运动动员，也进一步建构起行动者之间的集体认同，使得抗争者与其盟友之间的联盟关系更为稳固。

而在传统媒体上，引用另类媒体内容的情况也并不少见。在2007年12月1日到2007年12月31日这一个月时间内，我们在百度新闻搜索平台上以“乳山核电”为关键词，检索该时间段中传统媒体对该议题的新闻报道，得到有效样本250篇。在引用业主作为消息源的48篇报道中，有37篇提到了“天下第一滩”网站，或是业主们前期的宣传平台山东房地产网和“大海环保公社”网站。“天下第一滩”网站和红石顶核电议题进一步展现在公众面前。

除了彼此引用报道内容，另类媒体平台也逐渐被纳入到传统媒体的新闻生产过程中。随着议题影响力的逐渐扩大，传统媒体记者开始主动寻求“天下第一滩”网站的主要创办者以及在该网站上相对活跃的业主，作为报道的消息源。

特别是07年12月这一个月期间，红石顶变得热闹了，很多媒体来采访我们几个。之前只有少数几家媒体通过“天下第一滩”网站留言找到我们，现在很多记者都是向之前采访过我们的记者要联系方式，直接打电话跟我们联系。这段时间我们一般都会接受采访^②。

而这也意味着，除了业主们自发创办的“天下第一滩”网站，抗争者还获得了在传统媒体上一定的话语权。比如，《中国青年报》2007年12月12日一篇题为《乳山核电项目涉利益博弈：当地官员盼能拉动经济》的报道中，就引用了当地反核志愿者的观点：“目前山东半岛在不到120公里的海岸线上，就布局了3座大型核电站……仅威海市的两处核电站，装机总量就自称是‘三分天下有其一’。这种布局是否合理？”^③通过这样的方式，反核民众借助传统媒体平台得以传达出对于核电选址问题的质疑。

从彼此的信息引用与交流，到通过协同合作的方式共同完成新闻生产，另类媒体与传统媒体之间的“媒体循环”，表明传统媒体和新媒体作为一个“拓展了的媒介生态体系”^{[25](P291-310)}，协同发挥作用，共同推动议题发展和政治机会生成。对于另类媒体来说，与传统媒体合作有利于增强其内容的可信度，巩固既有的联盟关系。对于传统媒体来说，引用另类媒体的内容，增强了另类媒体的知名度，也扩大了抗争事件的社会影响，使该议题得到更多社会关注和政府重视。

六、结论与讨论

本研究通过对中国第一个成功反核事件的分析，细致探讨媒体对于环境抗争事件中政治机会的影响。现有的社会运动研究大多从资源动员、抗争策略、行动扩散等角度^[38]，探讨新媒体对社会运动的影响，而对于新媒体与政治机会的研究还有待深入。转型社会的背景，更突显了这一研究主题的重要性。

本研究将政治机会结构理论运用到中国反核事件的分析中，归纳出适合中国语境的解释框架。在将Almeida & Stearns (1998) 和 Tarrow (1996) 提出的操作性分析框架与中国现实综合分析后，我们发现，传统媒体和新媒体不同的媒体特性，导致两者在政治机会创造过程中扮演着不同的角色。另类媒体往往由抗争者自发创办，用于进行大范围的运动动员和宣传，为此，另类媒体往往在寻求“有影响力的盟友”^{[3](P41-61)}方面颇有优势，通过将有影响力的组织和个人纳入行动网络中，创造政治机会。而传统媒体的权威性和“地位赋予”功能^{[33](P554-578)}，使得大范围的传统媒体报道能给政府和利益相关方带来一定的舆论压力，通过强化精英不稳定性，推动精英分裂，为议题创造政治机会。与此同时，传统媒体和新媒体同处“拓展了的媒介生态体系”^{[25](P291-310)}，通过“媒体循环”协同作用，助推政治机会的形成。

① 参见 <http://bbs.txdyt.com/forum.php?mod=viewthread&tid=112951&highlight=%BA%CB%B5%E7>。

② 引自笔者对“天下第一滩”网站站长 wolfman 的访谈。时间为2013年7月。

③ 参见 http://news.xinhuanet.com/local/2007-12/12/content_7233103.htm。

关于哪些因素会决定中国社会抗争结果的成败,现有研究多聚焦于抗争涉及的政府层级高低^{[7](P144-162)}、运动动员策略和资源占用情况^[39]。本研究则发现,在核议题等关系到国家能源战略和长远发展的环境抗争议题中,民众的政治参与渠道较为有限,能否通过媒体拓展同盟关系并放大精英之间的分裂,是决定社会抗争成败的重要因素之一。

中国环境抗争事件中,中央政府对环境保护问题的关注与地方政府对经济增长问题的关注之间的矛盾^{[7](P144-162)}仍然突出。中央与地方的利益博弈在一定程度上也为环境事件抗争者们提供了发展盟友的可能性。其中,中央对环境保护的重视,使得中央政府更有可能成为环境事件中抗争者“有影响力的盟友”。

参考文献

- [1] Benford, R. D., D. A. Snow. Framing processes and social movements: An overview and assessment[J]. *Annual Review of Sociology*, 2000, (1).
- [2] Meyer, D. S., D. C. Minkoff. Conceptualizing political opportunity[J]. *Social Forces*, 2004, (4).
- [3] Tarrow, S. State and opportunities: The political structuring of social movements[A]. In D. McAdam, J. McCarthy, M. Zald (eds.), *Comparative Perspectives on Social Movements: Political Opportunities, Mobilizing Structures, and Cultural Framings*[C]. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- [4] Almeida, P., L. B. Stearns. Political opportunities and local grassroots environmental movements: The case of Minamata[J]. *Social Problems*, 1998, (45).
- [5] 刘能. 怨恨解释、动员结构和理性选择:有关中国都市地区集体行动发生可能性的分析[J]. *开放时代*, 2004, (4).
- [6] Tilly, C., S. Tarrow. *Contentious Politics*[M]. Oxford: Oxford University Press, 2006.
- [7] Kingdon, J. W., J. A. Thurber. *Agendas, Alternatives, and Public Policies*[M]. Boston: Little, Brown, 1984.
- [8] Van Laer, J., P. VanAelst. Internet and social movement action repertoires: Opportunities and limitations[J]. *Information, Communication & Society*, 2010, (8).
- [9] 何艳玲. 后单位制时期街区集体抗争的产生及其逻辑——对一次街区集体抗争事件的实证分析[J]. *公共管理学报*, 2005, (3).
- [10] 孙玮. 我们是谁:大众媒介对新社会运动的集体认同感建构[J]. *新闻大学*, 2005, (3).
- [11] 展江, 吴麟. 社会转型与媒体驱动型公众参与[A]. 蔡定剑. 公众参与:风险社会的制度建设[C]. 北京:法律出版社, 2009.
- [12] 曾繁旭. 传统媒体作为调停者:框架整合与政策回应[J]. *新闻与传播研究*, 2013, (1).
- [13] Sun, Y. F., D. X. Zhao. Environmental campaigns[A]. In K. J. O'Brien(eds.), *Popular Protest in China*[C]. Boston: Harvard University Press, 2008.
- [14] Cai, Y. S. Disruptive collective action in the reform era[A]. In K. J. O'Brien(eds.), *Popular Protest in China*[C]. Boston: Harvard University Press, 2008.
- [15] Shi, F., Y. Cai. Disaggregating the state: Networks and collective resistance in Shanghai[J]. *The China Quarterly*, 2006, (1).
- [16] Garrett, R. K. Protest in an information society: A review of literature on social movements and new ICTs[J]. *Information Communication and Society*, 2006, (2).
- [17] Ayres, J. From the streets to the Internet: The cyber-diffusion of contention[J]. *The Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 1999, (1).
- [18] Diani, M., P. R. Donati. Organizational change in Western European environmental groups: A framework for analysis[J]. *Environmental Politics*, 1999, (8).
- [19] Keck, M., K. Sikkink. *Activists beyond Borders: Advocacy Networks in International Politics*[M]. Ithaca, NY: Cornell University Press, 1998.
- [20] Diani, M. Social movement networks virtual and real[J]. *Information, Communication & Society*, 2000, (3).
- [21] Tarrow, S. *Power in Movement*[M]. New York: Cambridge University Press, 1998.
- [22] Scott, A., J. Street. From media politics to e-protest[J]. *Information, Communication & Society*, 2000, (2).
- [23] Walgrave, S., W. L. Bennett, J. Van Laer, et al. Multiple engagements and network bridging in contentious politics: Digital media use of protest participants[J]. *Mobilization: An International Quarterly*, 2011, (3).
- [24] Kavanaugh, A., D. D. Reese, J. M. Carroll, et al. Weak ties in networked communities[J]. *Information Society*, 2005, (2).

- [25]邱林川. 手机公民社会:全球视野下的菲律宾、韩国比较分析[A]. 邱林川,陈韬文. 新媒体事件研究[C]. 北京:中国人民大学出版社,2009.
- [26]Couldry,N.,J. Curran. The paradox of media power[A]. In N. Couldry,J. Curran. (eds.) . *Contesting Media Power: Alternative Media in a Networked World*[C]. Lanham:Rowman & Littlefield,2003.
- [27]任孟山. 政治机会结构、动员结构和框架过程——当代互联网与社会运动的一个分析框架及案例考察[J]. 中国青年政治学院学报,2011,(6).
- [28]郑永年,吴国光. 论中央—地方关系:中国制度转型中的一个轴心问题[J]. 当代中国研究,1994,(6).
- [29][美]西德尼·塔罗. 运动中的力量:社会运动与斗争政治[M]. 吴庆宏,译. 南京:译林出版社,2005.
- [30]Kurzman,C. Structural opportunity and perceived opportunity in social movement theory: The Iranian revolution of 1979 [J]. *American Sociological Review*,1996,(61).
- [31]Tilly,C. *From Mobilization to Revolution*[M]. New York: McGraw-Hill,1978.
- [32]Van Aelst,P.,S. Walgrave. New media,new movements;The role of the internet in shaping the “anti-globalization” movement[J]. *Information, Communication & Society*,2002.
- [33]Mathes,R.,B. Pfetsch. The role of the alternative press in the agenda-building process;Spill-over effects and media opinion leadership[J]. *European Journal of Communication*,1991,(1).
- [34]Lazarsfeld,P. F.,R. K. Merton. Mass communication, popular taste and organized social action[A]. In W. Schramm,D. Robert (eds.). *The Process and Effects of Mass Communication*[C]. Urbana,Illinois: University of Illinois Press,1971.
- [35]Meyer, D. S.,S. Staggenborg. Movements, countermovements, and the structure of political opportunity[J]. *American Journal of Sociology*,1996,(6).
- [36][美]蒂利,塔罗. 抗争政治[M]. 李义中,译. 南京:译林出版社,2010.
- [37]李立峰. 范式订定事件与事件常规化——以 Youtube 为例分析香港报章与新媒体的关系[A]. 邱林川,陈韬文. 新媒体事件研究[C]. 北京:中国人民大学出版社,2009.
- [38]McCarthy,J. D. The globalization of social movement theory[A]. In J. Smith,C. Chatfield ,R. Pagnucco (eds.). *Transnational Social Movements and Global Politics: Solidarity beyond the State*[C]. Syracuse,Syracuse University Press,1997.
- [39]张磊. 业主维权运动:产生原因及动员机制——对北京市几个小区个案的考查[J]. 社会学研究,2005,(6).

(责任编辑 周振新)

网络游戏的社群营销策略及其伦理反思

——以《魔兽世界》为例

蒋旭峰

摘要: 本文以《魔兽世界》为例, 概括出网络游戏社群营销的一些主要策略。包括: 通过回应和满足成员的分众化需求, 推动社群融入; 通过挖掘核心成员并发挥其在社群关系网络中的关键节点作用, 促进社群成长; 通过线上线下的持续互动, 维持社群粘性以及通过符号元素的运用和引导成员价值观趋同, 塑造社群文化。上述策略有助于经营者塑造品牌形象、凝聚社群和排斥竞争性产品, 但也具有一定的伦理风险。如何在这两者之间寻求平衡, 是今后网络游戏社群营销必须要考虑的问题。

关键词: 网络游戏; 社群营销; 伦理反思; 魔兽世界

中图分类号: G898.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2014)04-0127-07

一、导言: 社群营销与网络游戏社群营销

近年来, 品牌社群成为营销传播领域所关注的一个新焦点。这一概念最早是由 Muniz 和 O'Guinn 提出的, 他们将其定义为“基于使用某一品牌的消费者之间一整套关系的专门化和非地域性的社群”^[1]。后来, McAlexander、Schouten 和 Koeing 共同拓展了这一概念, 并提出理解品牌社群不能只考虑消费者之间的关系, 还要将消费者与品牌、消费者与产品以及消费者与营销者之间的关系纳入考察范围^[2]。尽管定义上存在分歧, 但我们还是可以看出品牌社群最起码有这样两个构成条件: 第一, 有一群人消费同一品牌产品; 第二, 以这些消费者之间的关系为核心, 形成了消费者、经销商、产品、品牌等各主体之间的复杂关系网络, 且这种关系是超越现实地理边界的。显然, 品牌社群这一概念能够出现并被广泛接纳, 与新媒体的出现和发展密不可分。一方面, 以数字信息技术为核心的新媒体改变了人类社会关系的缔结方式, 人们日常交流以及闲暇时间消遣越来越多地通过非面对面的互动来完成^[3]。另一方面, 新媒体的发展还使得市场中的品牌日益趋同, 传统的营销手段和方式受到挑战, 必须重新思考如何塑造消费者对品牌的忠诚和保持品牌的竞争力。在这一背景下, 品牌社群成为现代营销领域的热点也就不难理解了。

品牌社群营销强调围绕着以品牌为核心的消费者之间的关系开展营销传播活动。近年来学术界与之相关的研究层出不穷。其中有关于品牌社群营销的理论分析, 有关于品牌社群在营销实践中的价值研究, 也有品牌社群营销在各种领域中的应用策略等。研究所涉及的品牌社群也包括了实体社群和虚拟社群。但值得注意的是, 现有文献中极少有专门关注网络游戏社群营销的研究。事实上, 网络游戏社群营销相比较于一般品牌社群营销而言, 有其自身的独特性。这源于网络游戏较之一般产品所具有的特殊性。就产品来说, 网络游戏包含游戏本身以及以游戏为媒介的玩家之间的互动和关系, 这两者在玩家消费产品的过程中是缺一不可的。另外, 网络游戏所形成的社群既有虚拟世界的互动, 也在现实中进行交流。也就是说, 以

基金项目: 国家社科基金重大招标项目“网络游戏对青少年发展的影响与引导研究”(11&·ZD178)

作者简介: 蒋旭峰, 社会学博士, 南京大学新闻传播学院副教授、南京大学新闻传播学院融合应用传播实验室研究员 (江苏 南京 210093)

消费者间关系为中心的社群营销在网络游戏营销体系中占有十分重要的比重。因此有必要对网络游戏社群营销进行专门的研究。

本文试图通过对《魔兽世界》的考察,分析说明网络游戏社群营销的具体策略。《魔兽世界》是暴雪娱乐所制作发行的一款大型多人在线角色扮演游戏(MMORPG),于2004年在北美首发。2008年底,《魔兽世界》全球付费用户超过1150万人,创造了新的吉尼斯世界纪录并成为业界的标杆。2012年,美国《时代》杂志对史上百大游戏进行评选,结果《魔兽世界》毫无悬念地成为对整个游戏产业具有重大影响的三大游戏之一。《魔兽世界》在2005年进入中国大陆,不仅持续保持了极高的人气,也一直是中国运营最成功的网络游戏之一。

二、回应满足玩家的分众化需求,推动社群融入

社群营销首先要解决的问题是有一个虚拟的或现实的社群存在,同时保持消费者能够持续性地关注和参与群体活动。成员持续有效的参与是社群存在的关键因素,也是所有后续传播策略得以顺利实施的前提和基础^[4]。由于社群营销的本质在于满足消费者的多元化需求、实现其消费价值,或者说是一个价值让渡的过程,因此,在细分策略下积极满足消费者的多元化需求和回应其差异化的价值诉求,无疑有助于社群融入水平的提高。

相较于实体商品的独特性,网络游戏大多是基于虚拟社群来展开营销传播的。《魔兽世界》的官方网站(或称为战网),就是这样一个虚拟社群的现实载体。在我们课题组所访谈的近二十名《魔兽世界》玩家中,所有人都是其官方网站的注册会员。事实上,《魔兽世界》的战网通行证与玩家的游戏帐号可以一一对应,因此从刚入门的菜鸟到骨灰级的玩家都是或曾经是战网的注册会员。《魔兽世界》战网包含五个子版块,分别是“游戏指南”、“社区”、“媒体”、“论坛”和“服务”。每个子版块下还细分为若干更小的主题版块。玩家的各种问题可以到对应的子版块中去寻求解答。比如“游戏指南”子版块中介绍了《魔兽世界》的故事背景和游戏发展历程,各种种族、部落、职业的相关信息,各种技能、团队副本和场景战役以及最新的游戏章节。这些信息对于初次接触《魔兽世界》的玩家来说无疑是迫切需要的。而对于那些希望通过游戏这一媒介表达态度观点以及与其他人进行交流的玩家来说,他们可以在论坛上对应主题的版块发帖或者是通过社区与其他玩家进行竞技、买卖等互动交流。

可以说,《魔兽世界》战网在回应玩家的多元需求和实现价值让渡方面具有明显成效;但其局限性同样也是明显的。从事品牌社群营销研究的学者有这样一个共识,那就是品牌社群汇集了有关品牌的大量信息,其中必然会充斥大量负面的信息。而这个时候商家往往会积极和严格地对社群进行管理,以避免可能对其形象和声誉带来的影响。这样一来,品牌社群的开放性和自主性就受到了很大损害。这不仅会损害社群营销的短期效益,还会影响企业的长远战略发展^[5]。运营商对《魔兽世界》战网的管理是严格的,所以不少玩家在注册一段时间后大多觉得言行颇受掣肘。但有意思的是,他们并没有因此脱离《魔兽世界》社群,而是转投一个非官方的、名为“《魔兽世界》艾泽拉斯国家地理论坛”(又名NGA)的网站。课题组访谈的《魔兽世界》玩家无一例外地表示NGA是他们每天必上的网站。此外,网易游戏频道、17173等网站的《魔兽世界》论坛也相当活跃。这应当归功于《魔兽世界》这款游戏本身的强大实力。从战网到NGA等各种虚拟交流平台,客观上共同构成了《魔兽世界》的用户社群载体。所有的游戏玩家可以根据自己参与游戏的程度和具体需要主动选择,并在实现其消费价值的过程中逐渐融入社群。

不同社群成员的需求显然是有差异的,其消费价值诉求可能是服务价值、财务价值、社交价值或者形象价值^[6]。就网络游戏而言,新玩家肯定最关注游戏的一些基本信息、技巧,他们需要社群帮助解决游戏中遇到的困难和疑惑;而一些女性玩家可能更在意自己的游戏形象如何、坐骑是否拉风等;还有的玩家并不在乎自己在游戏中的等级如何,而是热衷于在社群中帮助别人、做好事。网络游戏社群营销的基础是必须在细分策略下对这些差异化的需求进行回应和满足。《魔兽世界》在客观上形成了这样一个社群,而且几乎所有的玩家都主动或被动地融入到社群中来。这不仅为实施其他社群营销策略提供了可能,也为《魔兽世界》这一游戏产品本身奠定了良好的口碑基础。

三、挖掘和培育核心会员，促进社群成长

任何形式的社群在内部形态上都体现为一种社会网络，其结构“包括一系列节点（或社会系统的成员）和一系列描述它们之间关联性的关系”^①。然而，社群内部网络中的一系列节点，即社群成员在营销传播过程中所发挥的作用却是不同的。一般说来，在任何具有明确边界的社群中，总会有少数成员具有更为强烈的社群意识，更积极主动地参与社群活动。他们因此在社群网络中处于中心位置并拥有更为紧密的社群关系。与那些不活跃的社群成员所拥有的“弱关系”不同，他们所拥有的关系大多数时候表现为一种“强关系”的形式^[7]。我们把这样的人称为社群的核心成员。从传播学角度来说，核心成员大多数时候都扮演着舆论领袖的作用。因此，社群核心成员的数量与稳定性，对于社群的成长以及社群营销目标的实现至关重要。

那么，网络游戏又是如何挖掘社群的核心成员并促使其积极行动的呢？《魔兽世界》的公会系统很好地诠释了这一传播策略。公会是所有《魔兽世界》玩家在游戏过程中所加入的一种组织，加入公会后可以与其他玩家一起完成游戏中的特定任务与环节。其实，公会不仅仅是一种游戏组织形态，也可以是一种关系更为紧密的社群形态。以此为基础的社群传播策略主要包括：首先，公会在组织架构上被设置为一个标准的“科层体制”。游戏默认的有五个等级的职位头衔，从上到下依次为会长、官员、精英、会员、见习。各级头衔的权限也是不一样的，会长拥有公会最高权限；官员拥有除解散公会之外的所有权限；与官员相比，精英不能在公会银行提取物资、不能查看公会银行物品列表、不能剔除会员等；会员只能在公会中聊天；而见习则只能看到公会中的聊天内容。显然，公会中的各级“领导”、尤其是会长，即是典型的社群核心成员。而这样一种等级体制的划分和权限的梯次配置，不仅有助于挖掘和凸现核心会员，还有助于激励一般的社群成员向核心会员转化。其次，公会是分等级的，从一级到二十五级。级别越高的公会拥有的技能水平越高，这也意味着其成员所能享受到的好处就越多。比如二十五级公会的好处包括：经验加成10%、经验值获取速度提高20%、声望获取提高10%、坐骑速度提高10%、炉石冷却时间缩短15分钟、能够群体复活等等。而提升公会等级的关键是公会的活跃会员数量。活跃会员数量越多，公会就可以越快升级。而级别越高的公会因影响力增加又更容易招揽会员。因此从会长到各级公会成员，在招募成员方面大多不遗余力，这成为社群成长的一大动力。此外，招募战友除了给公会带来好处，还将为招募人和被招募人带来直接收益。被招募者和招募者组队完成相应游戏项目可以获得3倍经验；而被招募者每提升2级，招募者可提高1级（共40级）。被招募者消费4000分钟点卡，招募者可获得2000分钟点卡奖励；被招募者消费完8000分钟点卡，招募者可获赠双人火箭坐骑一个。显然，这样的激励机制下每个玩家都乐于成为一个招募者，这成为社群成长的又一推动力量。

核心成员在社群营销中的重要性已经是共识。为了挖掘和培育社群核心成员，并促使其在传播过程中积极行动，保证社群成长的持续动力，既需要提高他们对产品品牌的认同，同时也需要优先满足核心成员的各种需要并建立一套促使一般成员向核心成员转化的激励机制。《魔兽世界》以公会为基础、包括其战友招募机制等在内的一系列策略，有助于催生核心成员并保持其稳定性，有助于社群的成长。

四、线上线下持续互动，维持社群粘性

核心成员对应的是社群内部网络中的一系列节点；那么 Wellman 和 Berkowitz 所指出的社会网络的另一构成要件，即各节点之间的关联性关系在社群中又是如何体现的呢？从社会学角度来说，个体之间的关联性关系就是社会关系，而社会关系又是通过互动得以建构和实现的。比如马克斯·韦伯就认为“‘社会关系’这一术语是用来说明这样一种情境的：在这里，两个或两个以上的人涉入了相互考虑对方行为的行

^① 参见 Wellman, B., S. D. Berkowitz. *Social Structure: A Network Approach*, Cambridge UK: Cambridge University Press, 1988, p4. 转引自[美]戴维·诺克, 杨松:《社会网络分析(第二版)》, 上海: 上海人民出版社, 2012: 16。

动中,并因此以彼此的行为为取向”^①。不仅如此,互动的类型、深度、广度等还会直接影响关系的紧密程度,并在此基础上影响社群的凝聚力和认同度。因此,要实现有效的社群营销,需要促成社群内持续的、紧密的互动,以形成社群对其成员的高度粘性。

从事品牌社群研究的学者在社会互动建构社群关系、进而形成品牌社群这一点上是达成共识的;但对于互动主体的界定却存在分歧。其中影响较大的有这样两种观点:其一是 Muniz 和 O'Guinn 提出的,侧重于消费者与消费者之间的互动关系^[1];其二是 McAlexander、Schouten 和 Koenig 共同提出的,除了关注消费者之间的互动,还将消费者与品牌、消费者与产品以及消费者与营销者之间的互动关系纳入考察范围^[2]。尽管有学者认为,McAlexander 等人的观点已经偏离了“品牌社群”的初衷,进入了另外一个研究主题、即“品牌关系”^[8]。但仅就网络游戏而言,玩家与运营商之间的互动不仅会对品牌关系产生作用;也直接影响着社群的粘性以及成员对社群的认同程度。因此我们将从玩家与玩家以及玩家与运营商两个方面来说明网络游戏社群营销中的互动策略。

在《魔兽世界》中,玩家与玩家的互动可以分为线上和线下两大类。其中线上互动包括:第一,玩家在游戏中所扮演的角色之间的互动;第二,玩家在游戏的过程中通过好友系统进行聊天等所发生的互动。前者属于虚拟世界的角色扮演互动;而在后一种情况下,网络游戏发挥的是类似于及时通讯软件的功能,它本质上是现实互动通过网络的延伸。需要说明的是,在《魔兽世界》的游戏过程中,这两种在线互动形式有时候是揉杂在一起的。有些玩家能够将互动对方的真实身份与游戏中的角色对应起来。线上互动是网络游戏玩家互动的主要形式,运营商不断在完善这一机制以增强社群粘性。比如不同服务器的《魔兽世界》玩家最初是无法进行聊天、交流和相互了解游戏情况的。随着玩家和服务器数量增多,其缺陷日益明显。2011年1月,《魔兽世界》运营团队通过开放补丁加入了跨服战网好友系统。这样一来,只要是《魔兽世界》的玩家,无论在哪个服务器登陆的,都可以实现无障碍的交流互动。玩家与玩家之间的线下互动则主要发生在官方或玩家自发组织的各类以《魔兽世界》为主题的各项活动中,比如各类比赛、COSPLAY 秀等。还有就是一些不常见、非常规的互动方式,但有时却会对社群粘性产生不可低估的促进作用。比如2011年12月,有一个著名的玩家“老刀99”与其因游戏而结缘并相恋七年的女友举行了一场以《魔兽世界》为主题的婚礼,从现场布置、请柬设计到主宾服装、婚礼流程等,到处可见《魔兽世界》的元素。婚礼宾客以《魔兽世界》的玩家为主。各种媒体对此进行了详细报道,运营商也通过官网论坛等渠道对此事件进行了大肆宣传。成为《魔兽世界》玩家津津乐道的一段佳话。

《魔兽世界》中玩家与运营商之间的互动也可以分为线上和线下两类。其中线上互动主要是通过战网的各子版块来完成的。比如《魔兽世界》的官方论坛中有一个专门的“汉化讨论区”,玩家可以在此发表游戏过程中所遇到的各类汉化问题以及自己的意见;运营商则定期对玩家的意见做出反馈,并据此进一步优化游戏的汉化内容。再比如“熊猫人之谜”发布之后,《魔兽世界》官方论坛的“综合讨论区”版块出现了一个固定栏目——“熊猫人之谜语:开发组的回答”,定期回复玩家遇到的和关注的游戏热点问题。不难看出,玩家与运营商的在线互动主要是交流和解决游戏过程中的问题。这些互动机制有助于运营商完善游戏产品,也能让玩家享受更好的服务。玩家与运营商的线下互动主要包括运营商组织的各类游戏主题活动,并通过这些活动使得玩家与自己和游戏品牌展开直接和现实的交流。比如2012年,运营商在北京、上海、广州等17个城市举行了“暴雪校园行”活动。通过一系列与《魔兽世界》相关的主题活动,使得玩家更好地了解品牌和产品以及与运营商发生紧密互动。当年12月7日,“暴雪校园行”合肥站就安排有这样一些内容:《魔兽世界:熊猫人之谜》全职业顶级装备角色试玩、《魔兽世界》宠物对战擂台赛、由全国顶级动漫社团带来的暴雪游戏角色 COSPLAY 表演等。

社群营销从本质上来说是以产品品牌为导向、以消费者为中心的关系营销。营销者需要通过有效的互动策略来维持社群粘性,并最终引导消费者长久地选择和使用固定品牌或产品。新媒体的出现使得社会互动出现了诸多新形式,比如在线交流逐渐成为人们互动的一种重要方式^[9]。而无论是产品本身,还是营销

^① 参见 Weber, M. *Basic Concepts in Sociology*, Secaucus, New Jersey: The Citadel Press, 1980, p. 63. 转引自周晓虹:《西方社会学:历史与体系》,上海:上海人民出版社,2002:367。

手段都更为依赖新媒体的网络游戏，其社群营销更是需要重视对这些新形式的运用。《魔兽世界》通过线上和线下的持续互动机制，在玩家与品牌、运营商以及玩家之间创造了相对较高的社群粘性，并由此维持了比较紧密的社群关系，进一步促进了其营销目标的达成。

五、引导价值观趋同和运用符号元素，塑造社群文化

无论是滕尼斯使用德语“Gemeinschaft”来指称一种“生机勃勃的有机体”^{[10](P134)}，或者后来芝加哥城市学派使用英语“Community”来描述“同一个地区之内许多个人、家庭、团体以及习俗、制度的组合”^{[11](P141)}，“社群”这个概念在早期是一个地域范畴，在地理空间上具有明确的界限。然而随着电子信息技术出现，越来越多的学者意识到虚拟社区已经成为人类群体生活的一种重要方式。这类社群并没有明确的地理边界，而是依靠成员对某种文化的认同来维系。因此，这类社群也被称为是关系型的社群。网络游戏中所形成的社群显然就是典型的关系型社群。此类社群的成员极为分散、也很难发生直接或面对面的交流互动，因此更为依赖价值观、信念、情感等因素来维系群体的凝聚力、忠诚度等。毫不夸张地说，社群文化是社群存在与发展的关键与核心。这样说来，社群营销的关键就是要塑造拥有自身特点并且能够获得成员广泛认同的社群文化。在社群营销领域被援引最多的经典案例——哈雷车主会（H.O.G.），其最成功之处正是在于它通过一系列社群文化塑造策略打造出了哈雷车“年轻、激情、粗犷、活力”的品牌形象和“自由、独立”的品牌精神。

在《魔兽世界》的社群营销中，社群文化的塑造主要通过这样一些策略来实现。如打造区别于竞争者的核心价值理念，并引导成员向其趋同。社群的价值理念是指品牌社群在经营过程中逐步形成的价值和行为标准。它被大多数社群成员所认同，并因此成为社群文化的核心构成要件以及区别于其他社群的关键标志。《魔兽世界》所塑造的品牌形象可以概括为“史诗般的冒险历程”；而它所倡导的社群价值理念则是“平等、公正、冒险”等等。从游戏画面和情节的设计、到游戏周边产品的开发，《魔兽世界》无处不体现着史诗般冒险这一形象。这极大地满足了玩家、尤其是年轻玩家青春不羁的心理诉求。这一形象从《魔兽世界》诞生一直延续至今，已经成为它区别于其他游戏的一个主要标志。另外，《魔兽世界》从产品设计到社群营销都强调“平等、公正、冒险”等元素。比如玩家在《魔兽世界》游戏过程中成长的唯一途径就是按部就班的升级，此外别无他法。营销过程中的各个环节也一直在强调任何人都可以通过自己的努力在《魔兽世界》中实现自己的英雄梦想。这一价值理念可以说是深入人心。Muniz 和 O'Guinn 在提出品牌社群这一概念时已经指出，社群成员会因为对本品牌社群价值理念的高度认同而产生对竞争品牌的排斥，并将其称为是一种对抗性品牌忠诚（Oppositional Brand Loyalty）^[1]。网络游戏的赢利方式一般有两种，一是像《魔兽世界》这样，依靠点卡销售；另一种是游戏免费，但玩家在游戏过程中需要向运营商付费以实现角色成长或是购买装备。我们在调查中发现，几乎所有的《魔兽世界》对后者都极不认同。这显然与《魔兽世界》社群文化的价值理念密切相关。

再如通过符号元素的运用让成员直观感知社群文化。价值理念是社群文化的内核，并不能被直接感知；它需要通过一些如符号、仪式等元素来物化或可视化。这些元素能够让社群成员更为直接地接触和理解社群文化，并进一步强化其群体意识。《魔兽世界》在运营过程中一直十分重视社群文化符号和仪式的打造，其中有代表性的元素如同人绘画、游戏原声音乐、游戏主题活动、游戏周边产品、主题 COSPLAY 和彩绘图鸭、游戏主题小说、主题电影等等。运营商几乎是不间断地对玩家进行社群文化符号的密集轰炸，以强化玩家对社群文化的接受度和认同度。比如 2012 年，《魔兽世界》官方网站定期发布了以游戏的历史传说为背景的官方小说《丽丽的旅行日记》，另外同样以此为背景的第一部主题电影正在制作中。2012 年 9 月 8 日晚，在北京五棵松万事达中心举办了 Video Games Live《魔兽世界》交响音乐会。12 月，《魔兽世界经典音乐会》还登上了 CCTV15《经典》栏目，这是该音乐会首次在电视上亮相，而且一下就登上了中国大陆地区电视的最高平台。11 月，BWC 魔兽世界竞技赛总决赛和暴雪（包括《魔兽世界》和《星际争霸》）嘉年华先后举行。2012 年 11 月，暴雪娱乐公司与新星出版社共同推出的《迷雾之彼岸：魔兽世界同人画集》在上海战网世界锦标赛（BWC）首发。同时，包括《魔兽世界》在内的三十款暴雪周

边产品在中国首发,包括印有游戏 LOGO 的纪念 T 恤、游戏中的坐骑玩偶、《熊猫人之谜》主题笔记本等。

社群文化的塑造是更深层次和更高阶段的社群营销策略。价值理念与符号元素从内在精神和外在物化这两个层面共同塑造和决定着社群文化及其成员的认同程度。在《魔兽世界》社群营销的过程中,区别于竞争产品的品牌形象与精神被灌输到所有进入社群的玩家那里,这些玩家的价值理念逐渐趋同并由此产生了对竞争产品的排斥。而社群文化符号的不间断密集轰炸,也促使玩家融入社群并产生强烈的归属意识。总而言之,上述策略使得《魔兽世界》不仅仅是一款网络游戏;对玩家而言,《魔兽世界》已经成为一种文化,一种维系着玩家社群的核心力量。

六、代结语:社群情感卷入下的伦理反思

《魔兽世界》在社群营销过程中所体现出来的一系列策略,在网络游戏领域具有一定的代表性。这些营销策略本质上是围绕着社群及社群成员的关系塑造来展开的。通过回应和满足成员的分众化需求,经销商极力推动更多玩家关注并融入社群;通过挖掘培育核心成员并发挥其在社群关系网络中的关键节点作用,玩家社群获得了持续成长的有效动力;通过线上线下的持续互动机制,网络游戏社群对其成员保持了较高的粘性;通过运用符号元素以及引导成员价值观趋同,社群文化得以塑造并成为树立品牌形象、凝聚社群和排斥竞争性产品的核心力量。从现实效果上来看,《魔兽世界》社群营销策略的运用是成功的。这不仅体现为该游戏持续的高人气和高赢利,也体现为《魔兽世界》的社群营销策略最终在玩家群体中催生了一种强烈的情感。对玩家而言,这种社群情感表现为对《魔兽世界》游戏及玩家群体的深深眷恋;对运营商来说,这种社群情感则成为产品品牌严重同质化时代对抗竞争者最高效、也是最有力的武器。

通过体系化和持续的社群营销策略运用,《魔兽世界》的玩家形成了高度的社群情感卷入。比如所有的玩家都知道《魔兽世界》有一句口号叫“无兄弟、不魔兽”;又比如在《魔兽世界》官方和非官方的论坛上,各种玩家抒发自己与游戏及其他玩家深厚感情的文章让人目不暇接。其实,我们在为此而欢呼网络游戏社群营销巨大成功的同时,还不得不对其可能或已经导致的某些伦理后果进行深刻反思。

如前所述,社群营销本质上是一种关系营销。而网络游戏的社群营销策略主要依托的是虚拟社会关系,一些现实的手段方式通常也是为此服务的。在社群营销策略的作用下,玩家的情感被高度卷入的其实是虚拟的社群和关系。在这种情况下,至少有这样几个问题我们无法回避:

首先,玩家投入了大量的时间精力于游戏社群的互动和交往,这必然会对现实世界的互动交流与社会关系造成极大冲击。尽管通过数字网络在虚拟世界的互动在我们生活中越来越多并且不可缺少,但是还没有人敢断言虚拟社会关系将会取代现实社会关系。相反,可能更多的人宁愿相信我们仍然是生活在现实世界而非虚拟世界之中。那么,玩家一旦被高度卷入虚拟社群之中并因此投入大量情感的话,他们如何在现实和虚拟之间进行协调?有一些入迷的游戏玩家给人的印象是在游戏世界里生龙活虎,但一到现实中就毫无生气,让人很难将这两个形象对应在一个人身上。这不能不让我们时刻警惕虚拟世界对现实世界的冲击和挤压。

其次,虚拟社区的建构是对现实社区的拟仿^[12],因此虚拟社群中的人际关系与现实的社会关系具有一些类似之处。但拟仿意味着只是相似,而不是相同。实际上,虚拟社群与现实社群在人际交往等方面的差异性可能远胜于相似性。比如现实中人与人之间的社会阶层差异在网络游戏是被抹杀或者被游戏中的角色关系所取代的。有一些玩家在现实世界中处于较低的社会分层水平;他们便通过网络游戏世界中的努力去扮演一个成功的角色,由此来满足和实现自己的成就动机。这意味着他们在两个世界中扮演着截然对立的两个角色且秉承不同的行为逻辑。可以想象,穿梭于这两者之间的玩家在变换角色身份时可能承受的压力甚至可能导致的混乱。

再次,网络游戏的生命周期一般不长,短的一、两年,长的也就三、四年。像《魔兽世界》这样能够运营接近十年的网络游戏是很少见的。在社群营销策略的裹挟之下,玩家形成了对所属群体的高度情感卷入。而一旦一款网络游戏因正常的生命周期退出市场,也就意味着承载了玩家情感的社群走到了尽头。那

么对这些社群成员来说，如何面对情感寄托忽然从自己生活中消失的局面呢？当前，一些人将网络游戏视为洪水猛兽，这与网游社群营销的上述伦理困境是有关的。由此说来，如何在市场价值和伦理风险之间寻求平衡，是今后网络游戏社群营销所必须要考虑的问题。

参考文献

- [1] Muniz, A. M. Jr, T. C. O'Guinn. Brand community[J]. *Journal of Consumer Research*, 2001, (27).
- [2] McAlexander, J. H. ,J. W. Schouten, H. F. Koeing. Building brand community[J]. *Journal of Marketing*, 2002, (66).
- [3] Hill, R. P. ,D. L. Stephens. The multiplicity of selves and selves management: A leadership challenge for the 21st century [J]. *Leadership*, 2005, (1).
- [4] Koh, J. ,Y. G. Kim. Knowledge sharing in virtual communities: An e-business perspective[J]. *Expert Systems with Applications*, 2004, (2).
- [5] Fournier, S. ,L. Lee. Getting brand communities right[J]. *Harvard Business Review*, 2009, (4).
- [6] 周志民. 基于品牌社群的消费价值研究[J]. *中国工业经济*, 2005, (2).
- [7] Granovetter, M. The strength of weak ties[J]. *American Journal of Sociology*, 1972, (78).
- [8] 周志民, 李蜜. 西方品牌社群研究述评[J]. *外国经济与管理*, 2008, (1).
- [9] Hill, R. P. ,N. Moran. Social marketing meets interactive media[J]. *International Journal of Advertising*, 2011, (5).
- [10][德]斐迪南·滕尼斯. 共同体与社会[M]. 林荣远, 译. 北京: 商务印书馆, 1999.
- [11][美]R. E. 帕克, E. N. 伯吉斯, R. D. 麦肯齐. 城市社会学[M]. 宋俊岭, 等, 译. 北京: 华夏出版社, 1987.
- [12]邓天颖. 流动、拟仿与互动: 网络游戏虚拟社区的人际交往研究[J]. *社会科学论坛*, 2009, (5).

(责任编辑 燕 祥)

技术幻影下新闻 APP 图景与现实判断：美国报业为例

刘 琴，孙志刚

摘 要：APP 是一种建立在云端的自恋式聚合媒介，新闻 APP 是 APP 中最常见的媒介形态。新闻 APP 的双重功效体现在对纸媒市场的掠夺与内容市场的扩张。本文从使用者的市场面、新闻 APP 的市场定位、技术动力、商业模式等四个层面，探讨美国报纸新闻 APP 目前遭遇的问题，结论是：新闻 APP 目前只是一种技术幻影，虽然具有技术浪漫主义的理念却无法实现技术渗透的高点着地，这也是全球报业新闻 APP 遭遇的共性一面。因此，应该回归 APP 元媒体的本质特性，以在移动媒体端的独特价值内容为发展之道。

关键词：技术决定论；美国报业；新闻 APP；现实困境

中图分类号：G202 **文献标识码：**A **文章编号：**1671-0169(2014)04-0134-05

一、技术视域的 APP 审度

(一) 元媒介的本质特性

从技术的角度而言，APP 只是一种应用程序，用户在随心所欲间可将娱乐、教育、游戏、新闻、科技等讯息置于终端界面。新闻门户网站、传统媒体乃至新兴的社交媒体纷纷涌向 APP 平台，用户不再需要输入特定的网址，在触屏间各种信息聚合，储存在云端运算中心的内置编码将用户所需要的网页推送至界面。APP 本质上是一个超级链接，用户通过 APP 这一节点可以进入互联网任一其他节点，因此“方便”是 APP 最大竞争优势。然而 APP 对客户端生产与消费新闻的方式、对界面时空界限的消解、对主体表达的能动释放、对新型的交互关系形成所带来的新的变革，使其价值意义绝不止于一个节点抑或超级链接，在某种意义上可把它视为一种“元媒体”（Meta-media），因为 APP 把视频、音频、文字、图像等多种元素整合在一起，是文字、视觉、口语等媒介的重叠与综合。马歇尔·麦克卢汉将这种混杂性定义为“内战”，其中“媒介的交错和混杂释放出新的巨大力量和能量，如同核裂变、聚焦产生一般”^{[1](P48)}。保罗·莱文森则认为随着虚拟技术发展，提供网页的媒介不止一个而是由许多媒介组成，这是一种“元媒介”^{[2](P37-38)}。APP 既是传播的渠道亦是传播的内容，在渠道层面，它是各类信息的传播载体；在内容层面，APP 任选的智能化信息正形成新型的人机交互关系与生存语境，催生着新的语法机制，这种具有 APP 表征的话语体系印证了技术决定论的核心观点“讯息即媒介”，正如曼纽尔·卡斯特所说的“讯息的特色就是塑造媒介”^{[3](P358)}。APP 就是针对移动用户随时随地随意接纳并自我生产信息而形成的一种自恋式媒介，所以 APP 即信息、即媒介。

(二) 云端的虚拟实在

APP 产生于云时代，用户只需要一台移动终端，通过超级链接就可以把分散的各类资源整合，它是

基金项目：国家民委项目“民族地区数字报业转型的困境、难点与发展研究”（10ZNO5）；湖北省社科基金项目“湖北移动互联网产业创新的路径探究及美国经验借鉴”（BSY13031）；教育部人文社科基金项目“文化体制改革与报刊转制的风险控制研究”（10YJC860024）；国家留学基金委青青计划（3011）

作者简介：刘琴，传播学博士，中南民族大学文学与新闻学院副教授（湖北 武汉 430074）；孙志刚，新闻学博士，美国唐纳德·W·雷诺兹新闻研究院科研副主任（美国 哥伦比亚 65203）

云世界的一个接口,提供给用户虚拟的云环境。1984年,杰恩·拉尼尔首次引入虚拟实在性这一术语,认为强大的技术决定实在,使人与感官错觉上分离又统一,“生活在一个可以互相表达图像和听觉的世界里”^{[4](P4)}。在这种虚拟实景中呈现出“沉浸”、“交互作用”、“信息密集度”三种特征。沉浸意味着强大的技术能完全将人们的感官隔离开来,让人们觉得潜意识中的位移。比如重大事件的现场直播,通过现场气氛的渲染、画面的场景再现、解说词的情绪化很容易让信息接受者“身临其境”。交互作用则指计算机技术能使用户沉浸其中的虚拟场景,配以改变用户自身的动作和观点。典型的表现就是网络跟帖,作为事件位移的参与者以自己的感知发表看法,阐释观点。信息的密集度取决于虚拟性能提供给用户什么样的信息亦即用户自己感觉虚拟环境的程度。APP是所有媒介的聚合又形成新的媒介尺度,这种媒介尺度是一种标准与规范,意味着媒介所有者与使用者必须在信息生产、推送机制、互动界面上作出对应的调适。迈克尔·海姆认为:“赛博空间是检验我们实在感的工具,因为虚拟以某种方式影响了实在。”^{[4](P4)}如果用户沉浸在虚拟体系中,与之相伴的是移动真实存在的完满性和不稳定性。作为虚拟技术的APP能吸收和模拟所有其他媒介,将用户转变为自身文本与图像的生产者,用户为其自身建构了一个新的媒介环境。比如游戏APP,用户可自行娱乐,唯一的联系是程序,在这个虚拟的世界中,用户不断地与对手进行虚拟厮杀。APP更深层次地体现了全媒体的虚拟实在,于是在这个虚实转化中,用户们以为自己拥有了整个世界。

(三) 个人意识的公共内容

麦克卢汉曾预言:“一种未来的媒介,就像计算机的超感官知觉,会让个人意识成为环境的公共内容——甚至到最后可能会(发明)一种小型的便携式计算机,其体积不过只有助听器般大小,可以通过不同的经验来处理个人经验,就像现在在做梦一样。”^{[5](P297)}APP最大价值点就是它的便捷与全媒体特性,以智能手机为代表的移动终端为其技术落地找到入口,它使得麦克卢汉的预言得以实现。APP的奇妙在于它可将世界装进口袋里,作为主体的人随时随地生产与分享信息,将其主体性发挥到极致,在现实世界中无法实现的自尊与满足、成就与挫折在人机交互的虚实转化中消解边界,终极点就是“媒介人性化”,用户成为媒介的内容。云技术解决了他们参与欲望的缺失,在APP世界里,主体参与性锻炼了人们的思考与写作能力,文本的读者内容建设使其成为活跃的参与者乃至媒介控制者。个体间形成新的观点市场合谋,而观点市场的交融使得个体意识成为新环境中的公共内容,在总体性叙事中,用户成为整体的一部分。在点击新闻与发表评论之际,人与当下事件发生瞬间位移,在错觉中成为事件的当局者,听觉、视觉、触觉等感官相互协调,人自身与环境融为一体,这种协调性使得APP的媒介能力达到极致。因此,APP所具有的个人意识的公共内容特性顺应着这样一种逻辑:交互平台催生个人观点市场,使其在用户即媒介的理念下促成各种感官的一致,进而演化成人人参与、共享的超级链接,于是,个体生产者的意识表达成为另一种媒介的内容。

(四) 简约中的符号聚合

作为一种元媒介,APP统领文字符号、音频符号、视觉符号、图像符号并将其整合在手掌中,随时随地使用并创造多重符号是其特点。云端的虚拟实在性决定了APP虚拟的文化特性,表现在其叙事风格上,空间概念消解,人机交叉在一个界面上,APP的掌上功能特点促使其信息大一统,文字符号本是主体,但在信息要求越来越简练的读图时代,视觉的、线性文化超越了口语、听觉文化,图像的地位高于实在,实在本身被设置为一个酷似自己的东西,一种纯粹表征性的符号体系。因此,APP话语表达具有后现代文化的某种特征,表现为目的胜过实在、表面性胜过深度、形式胜过内容、意符胜过意指。而这一切的变迁都建立在“简约”的基础上,简约规定了APP符号编码与解码机制,马赛克般片段组成的文本和图像通过排列组合成手掌上的APP界面。但是APP独特之处在于没有普通网页呈现的那些杂乱无章,相反给人感觉是清晰地设计和易于控制。因此,在一个移动终端界面上文字、视觉与口语媒介相互重叠与综合要求各种符号以简约的方式实现与触觉的和谐统一,对用户而言,各种感官投入程度的难易关乎参与的主动性与APP选择取向,因此,用户在触屏间,分散的、碎片的点性视觉文化逐渐取代了文字为代表的线性文化,用户在解读意符时,也承担着建构文本的责任。

二、美国报纸新闻APP的使用图景

美国报业最早开启新闻APP应用。Pew新闻研究中心主任Rosenstiel认为:“在以前报纸视技术为一

种威胁,移动技术似乎是重重的第二口,但是却非常有意义。”^[6]2008年《纽约时报》首次开启新闻APP,现在美国发行量在25 000以上的日报68%都推出了新闻APP。那么,在美国是哪些人基于何种目的使用APP接受新闻呢?唐纳德·W·雷诺兹新闻研究院在2013年4月运用电话访谈法和问卷调查法对1 600名受访者进行随机调查,得出的结论是^[7]:

1. 更多人通过移动媒体获取新闻。使用iPad的用户年龄都在18岁到54岁之间,其中18岁到24岁的群体占总群体的71.4%,比2012年增加了18.3%,可以看到一个有趣的现象是55岁以上使用移动媒体获取新闻的群体较2012年上升了15%。他们被发现至少拥有本科学历,年收入10 000美金,80%是男性。80%的人说他们每天至少花30分钟在iPad上消费新闻,对于他们而言,购买数字内容的最大理由是能够支付比订阅纸质媒体更低的价格。

2. 纸质媒体的订阅下降。调查发现,更多倚重iPad消费新闻的人,会花更少时间在印刷媒体上。实际上,58%参与订阅报纸的用户至少花费1个小时使用iPad获取新闻,而且他们希望在未来半年内取消订阅,这意味着平板电脑将会掠夺报纸的订阅。但是多少订阅的消存会导致纸媒死亡?目前还是未知数。

3. 大部分报纸订阅者使用移动媒体。调查发现,平板电脑使用者的阅读习惯非常接近报纸阅读者,他们大部分阅读时间是从早上6点到8点,再次是晚上,高峰期是晚上8点。63%的受访者认为他们希望从专门机构而不是博客获得新闻故事,年轻的参与者更信赖主流媒体,61%的受访者在意新闻的信息来源。

4. 平板的使用者比智能手机使用者更多下载新闻APP。唐纳德·W·雷诺兹新闻研究院的报告显示,平板电脑的使用人群平均每人下载4.6个APP,而智能手机下载的使用者平均每人下载的APP数量为3.1个。理由归于平板电脑的介质特性适合APP的界面显示。

5. 移动媒体使用者的消费习性。24%的移动新闻消费者报告,他们运用APP帮助其得到新闻或者有关本地社区的内容。在他们的新闻消费内容中,排名依次是:天气预报、本地商业、交通、零售折扣、旅行与娱乐。

平板电脑使用者的主流消费者是一群来自社会中产阶级,受过良好教育,追逐新技术,有能力与兴趣选择移动媒体消费新闻。他们的出现给报业生存与发展带来两面性:一方面是加速了纸质媒体的市场萎缩,越来越多主流消费者将舍弃纸媒而更多投入新闻APP,这种趋势必将导致纸媒市场呈下滑趋势。另一方面带来的利好是因为很多人愿意在任何数字平台上为内容买单,这无疑为报业提供了曙光。而且他们是消费金字塔的顶端,这也难怪为什么广告主愿意支付最优比价把广告推送到iPad使用者面前。新闻APP作为以新闻生产与传播为媒介内容的移动媒质,在延伸人体感官、阐释个体文字符号、虚拟场景的瞬时转移中,以新闻的内容作为新闻的载体消解人机界限,催促融合中实现自恋式的反馈路线。新闻APP具有内容整合的特点,允许使用者进入线下内容,如华尔街日报有可能是为使用者提供最广泛线下入口的报纸,使用者可以不离故事,在线或全频接受新的内容。华尔街新闻总经理Alisa Bower认为,“至高无上的普适性问题是年轻人不阅读报纸和看电视新闻,因此,他们不再参与周边世界,但是社交媒体的开发使得年轻人更乐意参与,只是显示的方式不同”^[8]。她指出,华尔街新闻最大影响的社交媒体可能是新闻编辑室在2011年开发的Facebook新闻APP,包括来自WSJ.com的文章和blogs。APP最奇妙的革新是参与新闻编辑,它让人们连接他们的朋友,已经分享了各种社会媒体的朋友中创建iPad杂志。因此,无论是作为技术端口的渠道延伸还是移动媒质的新闻APP,对应了技术浪漫主义(Techno-romanticism)的话题主张:利用信息技术的力量,超越包含实在的世界直奔统一。技术浪漫主义是一种非理性的话语表达方式,崇尚的是技术崇高(Technological Sublime),认为整个世界为技术所造,离开它我们无法生存,强大的技术足以消除主体感官与世界的不协调。应用在APP的语境里就是主体能超越现实的不完美,在虚拟世界中达到知行合一的理想空间。

三、新闻APP的技术突破与商业模式难题

(一) 市场基数不足

新闻APP的成功既得益于技术又受制于技术,以iPad、iPhone为代表的移动新媒体以其便携、及时

性、多媒体、互动等价值特性吸引了新技术的爱好者们, 培养了移动报业市场的核心群体。但是, 这只是庞大人口基数中的小部分。以美国为例, Pew 调查中心显示, 2011 年美国有超过 2 600 万人使用平板电脑, iTunes APP 苹果店提供了将近 4 万个 APP, 而应用移动媒体获取新闻的只占总数的 23%。RJI 中心主任 Roger Fidler 认为, 虽然智能手机越来越频繁出现, 但是由于要负担相对昂贵的每月数据流量, 因此, 它的普及有待时日, 流量费用必须降低^[9]。目前, iPad 的费用是 500 美金, 对于很多人而言, 尚不能轻易地从桌面电脑转换到 iPad, 因为桌面电脑更有用, 尤其是对大学生而言, 完成论文、记笔记、看电影效果更好。技术的普及才能使得这些设备市场化, 使用户认为它是合情合理的。这就使得内容生产者不仅需要挽留早期的新技术采纳者, 还必须努力扩大有兴趣者的市场基数。

(二) 市场定位欠缺

APP 以独特价值特性让人们看到报业市场曙光, 但是, 它究竟应该如何定位呢? iPad 新闻 APP 最大问题就是母体的翻版, 如新闻集团的 “The Daily”, 虽然它充分利用了 iPad, 但是仍然感觉就是一份报纸, 可以说这是它拓展之路夭折的原因之一。如果新闻 APP 只是纸质媒体的终端改革, 那么它的市场前景将大打折扣。在渠道日渐丰盛的传媒市场, 新闻 APP 不得不面对报纸网络版本的竞争、手机报的竞争以及诸多门户网站新闻 APP 的竞争, 这就使得它的定位必定是依赖在移动技术平台上独特服务选择。对报纸和出版商而言, APP 可能是以新闻主打或者服务为基础, 或者是两者的结合, 如何判断基于设计、内容、多媒体整合导航、结果以及商业模式, WAN-IFRA 的 CEO Christoph Kiess 说, APP 代表着独一无二的机会赢得读者, 增加忠诚度, APP 同样提供了一种机会教育下一代, 内容才是真正有价值的东西, 所以愿意支付它^[10]。目前的现实图景是新闻 APP 的发展尚没有明确自身定位, 只是母体新闻翻本。所以, Roger Fidler 认为, 报纸并没有培育革新, 并没有真正充分利用平板技术, 他们必须增加价值, 不只是重复在印刷媒体或者互联网上有用的东西, 媒介组织需要天才和人员增加其价值^[11]。

(三) 内容附加值需求

新闻 APP 的成功营运取决于三方力量制衡: 内容生产商、技术运营商和网络服务商。起先, 只有最大的出版商拥有资源开发平板版本, 技术服务商 Apple 拿走发行收入的 30% 和广告收入的 40%, 这些庞大的额外支出阻挠平板版本变为可便携式。报纸和杂志付费内容的成功取决于内容以及对使用者的迎合, 出版商有能力以各种方式参与到他们的消费者中, 使之感觉其不可或缺, 这些远远超越技术本身, 技术为数字未来提供曙光, 但仍需要花费时间迎头走向那里。从短期经济效益的观点来看, 出版商尚不能够负担贡献不同生产内容给每一种移动媒体, 其结果是乏味的像书本样式的陈述。报业最终需要采用更多富有视觉、类似杂志网页的格式提供给阅读器, 并兼有书信大小。对阅读者和广告商的竞争增加将给出版商压力, 使其生产更多特点显著并可以互动的数字版本。

(四) 商业模式待确立

当 iPad 等平板电脑以及电子阅读器变得更为便宜和无所不在时, 越来越多的用户将从印刷媒体转移到数字平台, 这就给出版商带来挑战, 如何控制这种移到的比率, 确保他们数字编排有足够财力维系是关键问题。随着技术普及, 只需要 1 万美金, 一个出版商就可以推出 APP 并正常运营, Press Run 软件允许出版商有意识地在印刷内容中使用幻灯片、视频、音频、搜索、360 度照片、动画等, 这给出版商与使用者之间良好的互动提供机会。随着规模上升, 报业开始发现新的收入模式, 很多人认为 APP 有助于收入底线的骤然上升, 好新闻意味着对开发者而言具有多种价格选择。缅因今日媒介的 CEO Richard Connor 说道, “在本地, 我们是第一张推出 iPad 新闻 APP 的报纸, 在明尼苏达是第二张, 报纸不得不承认 APP 应该如何获得融资, 它需要寻找适合 APP 的商业模式、策略”^[12]。APP 是把新闻和内容放进使用者的口袋, 它吸引广告商的是因为能提供广告主独一无二的功能, 允许使用者在其周围, 广告主可以买 “推送” 信息和预警, 或者在 APP 的登录页。Roger Fidler 相信那些订阅电子阅读器版本者, 并不真正认为他们是为内容付费, 他们是为三样东西付费: (1) 与年龄相关的新闻和信息可以很方便、不费力地传送到使用者的阅读器上; (2) 一个愉悦、放松的阅读经历; (3) 值得信赖的品牌^[13]。事实上, 几乎每个人都认可出版商应该削减订阅费, 因为他们生产和分配内容的费用降低了, 即使象征性地降低订阅价格, 报纸从发行获得纯收入也是高过他们印刷编辑的运输成本, 但是这种收入模式仍然无法维系新闻和商业运作, 为支

持专业化的新闻,新闻机构仍需要可持续来自于广告的大量收入。对于电子阅读器和桌面版本而言,广告收入模式极有可能是印刷和网页的杂交。

四、结 语

移动端新闻 APP 是现实世界的一个微观缩影,在某种程度上,它目前只是一种技术幻影,这是因为在现实中,APP 理想化的技术理念却无法实现技术渗透的高点着地。虽然具有技术浪漫主义刻画的远景:“计算机允许我们塑造、模仿和重现实在……通过卓越的写作技巧,我们重获‘完整性’的感觉,超越国家的或文化的层面,达到宇宙的层面。”^{[14](P76)}但是现实表现为技术层面的不够成熟导致市场面的无法扩展,内容价值定位游离于母版的渠道延伸还是独特介质的两难抉择,以及商业模式难题弱化了新闻 APP 可持续发展态势。美国报业新闻 APP 呈现的技术幻影特征也是全球报业新闻 APP 面对的普适性问题,比如在中国,2009 年 10 月 28 日,《南方周末》发布了我国第一款适用于 iPhone 手机的 APP,次年 6 月《南方周末》又在 iPad 上开发了 APP,截止 2013 年全国共有 170 家报纸推出了新闻 APP,占报纸总数的 11.4%。从分布情况看,定位全国、市场程度高的报业拥有绝对数量的新闻 APP,而西部报业新闻 APP 的开发几乎是空白。中国报业的实景也对应了美国报业的现状,那就是新闻 APP 的市场面普及与盈利模式确定还有待时日,不过,《中国移动媒体蓝皮书》显示,大部分报业都认定它代表了未来新闻在技术上的发展方向,从而纷纷增加对 APP 的投入^{[15](P307)}。

要真正消解这种技术幻影使之普及化,突破点在于需要从媒质而非渠道延伸的角度解读,不仅依赖更完备的技术,更有赖掌控技术并提供使用与满足的多方共赢。每种媒介的嬗变都会面临消费时间和注意力的竞争,日益增长的信息渠道加速了媒介使用者和媒介的碎片化,报纸不再局限于单一平台(纸媒),必须成为多平台的内容供应商参与竞争,谁拥有准确的相关新闻,无止境地发射到使用者的阅读设置上,并兼有愉快、休闲的经验分享以及值得依赖的编辑版本,谁将赢得报业未来。

参考文献

- [1] McLuhan, M., M. Molinaro, C. McLuhan, W. Toye. *Letters of Marshall McLuhan*[M]. Toronto: Oxford University Press, 1987.
- [2] Levinson, P. *Electronic Chronicles Columns of the Changes in Our Time*[M]. Tallahassee, FL: Anamnesis Press, 1992.
- [3] Stadler, F. *Manuel Castells: The Theory of the Network Society (Key Contemporary Thinkers)*[M]. America: Polity Press, 2006.
- [4] Heim, M. *Virtual Realism*[M]. New York: Oxford University Press, 1998.
- [5] McLuhan, E., F. Zingrone(eds.). *Essential McLuhan*[M]. London: Routledge, 1997.
- [6] Rieder, R. Extra: Newspaper aren't dead[N]. USA TODAY, April 10th, 2013.
- [7] Fidler, R. 2013 Q1 *Research Report 1: News Consumption on Mobile Media Surpassing Desktop Computers and Newspapers*[Z]. RJI-DPA Mobile Media Research Project, April 25, 2013.
- [8] Palser, B. The ins and outs of iPad APPs[J]. *American Journalism Review*, 2011, (1).
- [9] Fidler, R. Will the iPad save print[J]. *American Journalism Review*, Feb. 28, 2011.
- [10] Smith, J. Judges announced for XMA cross media awards[J]. *Media Newslines*, June 22nd, 2011.
- [11] Fidler, R. Are iPad Apps killing newspapers[J]. *Adweek*, December 9, 2010.
- [12] Sohn, T. An APPS for every budget[J]. *Editor & Publisher*, May 12, 2011.
- [13] Cubbison, B. Q and A with Roger Fidler, newspaper tablet pioneer[N]. *The Post-Standard*, March 29, 2010.
- [14] McLuhan, M. *Counter-blant*[M]. London: Rapand Whiting, 1970.
- [15] 冷梅,王棋,刘扬. 移动新闻 APP:中国报纸的数字转型机遇[Z]. 中国移动互联网发展报告(2013).

(责任编辑 燕 祥)

MAIN ABSTRACTS

Political Economics Logic of Electricity Price Regulation Rigidity

TANG Yao-jia

The rigid regulation of electricity price causes serious vertical price distortion and great social costs, which shows the dislocation of the role of the government. As a political tool of lower price, the government is caught in a trap of institution in market reform. The reform of electricity price regulation should change the role of the government from providing welfare station to securing welfare station, restructure political contract between the government and the public, integrate marketization and universal service mechanisms so as to realize efficiency and fairness.

Financial Income and Economic Growth: Empirical Analysis Based on Yangtse River Delta Area

JING Xue-qing

This paper empirically analyzes the relation of financial income and economic growth in Yangtse River Delta Area with the temporal data from 1994 to 2010. The results are as follows: The financial burden is heavy and the growth speed of the financial income is high. The financial income gross exceeds the best scale in Shanghai City, Jiangsu Province and Zhejiang Province, and the status is more notable in Jiangsu. Lastly, the paper puts forward several policy suggestions based on the conclusions.

Judicial Discretion of Environmental Restoration

LI Zhi-ping

Environmental restoration is a relief provided for environmental damage by means of ordering the responsible person to take comprehensive environmental control measures to restore the function and value of the damaged environment caused by them. In recent years, with the rise of environmental public interest litigation and environmental criminal cases, environment restoration as a legal relief enters into the category of judicial discretion. The related judicial cases show that the environmental restoration judicial practice has positive effect on the enrichment of environmental judicial practice and the remediation of environmental damage. But the judicial practice is plagued by serious problems, such as lack of legal basis of liability, disunity of technology standards, implementation scheme of environmental restoration etc. Based on the research of existing environmental restoration judicial decisions, this paper analyzes key issues of enforcement of environmental restoration in the judicial practice, trying to propose some suggestions of perfecting the environmental restoration legislative and judicial practice.

Legislation Enlightenment by the Comparison of China and EU's Public Participation in Environmental Impact Assessment (EIA)

WANG Xue-mei

The importance of the public participation in environmental impact assessment makes it necessary to study and compare the systems in and outside China so as to make it perfect. There are differences between China and EU in legal background and basis, in the definition and scope of "the public". There are also differences between China and EU in scope, content, stage, access to information of public participation in EIA. The public participation in EIA of EU brings us enlightenment. China should comply with the international principles, fulfill national obligations actively, make public environmental participation right clear by legislation, improve "the public" subject mechanism, perfect the scope, content, stage of public participation in EIA, enlarge access to information, safeguard the right, improve special EIA legislation.

Empirical Analysis of the Environmental Effect of Fiscal Spending in China

LU Hong-you, TIAN Dan

The effect of fiscal spending on the environment can be distinguished between two effects. On one

hand, the fiscal spending may impact the environment directly, namely, direct effect. On the other hand, the fiscal spending may impact the environment through economic growth, namely, indirect effect. This paper examines both the direct and indirect effect of fiscal spending on the environment based on the panel data of 30 provinces in China for the time period 1998—2010 by means of GMM model. The study shows that the direct effect of total fiscal spending on the environment is insignificant, while the indirect effect is significant. The total effect of fiscal spending on the emissions of solid wastes is negative, but the total effect on the emissions of sulfur dioxide is positive.

Study on Air Quality Satisfaction Survey Method and Application Based on Questionnaire

SONG Guo-jun, XIAO Cui-cui

Air quality satisfaction based on questionnaire is an important indicator of the public's response to the environment management. This paper uses questionnaire survey to evaluate air quality satisfaction of the case city. The air quality satisfaction evaluation includes three aspects: air quality, pollution emission control and government information disclosure. The results show that: satisfaction evaluation and assessment based on the instrument monitoring data is relatively consistent; satisfaction evaluation can provide comprehensive and integrated pollution emission control information. It can fill the vacancy of public response in the air quality management. We suggest that the air quality satisfaction evaluation based on the questionnaire can be considered as an independent method to evaluate the air quality. It can be combined with the assessment based on the monitoring data so as to comprehensively evaluate the government performance management of air quality.

Combination of Incentive Policy Instrument in Climate Policy: EU Practices and its Inspiration

CAO Xiao-juan

Incentive policy instruments play a more and more important role in the EU climate policy. Its combination types include carbon taxes and subsidies, subsidies and carbon trading, carbon trading and carbon tax, carbon trading and RES or subsidies, CDM and carbon trading. In the combination of policy tools, EU not only consider some performance criteria to select a optimal solution, but also pay attention to the tool coordination between different policy objectives, different policy subjects and different policy target groups. EU can give us some inspirations in the role of incentive policy tools, combination of innovation, appropriate policy network establishment, policy evaluation aspects etc.

A Comparison on the Global Bio-energy Industrial Policies

ZHANG Ping, ZHANG Ye, DAI Mu-lin

From the perspective of industrial development, this paper discussed the development law of bio-energy industry, elaborated the international situation of bio-energy and the current development dilemmas, compared the industrial policy evolution, contents and features in major foreign countries, and finally put forward suggestions for China's bio-energy industry development. By a comparison on the global bio-energy policies, the paper concluded that China has dual features of resource inferiority and policy superiority; its future new energy policy framework should be a balanced system by taking into account energy security, food security, protection of agriculture and economic stability.

China's Local Government Disaster Evacuation Behavior: Based on Comparative Case Study

TAO Peng, TONG Xing

Enhancing local government emergency management structure and capabilities were considered as the basic path to improve national emergency management system. This paper focuses on China's local government emergency evacuation behavioral models. Through comparative case study, we prove that disaster events, institutional environment and local officials play different roles in shaping local government evacuation behavior. Finally, we put forward some suggestions to perfect evacuation management system.