

【产业经济】

油价变动对空气污染的影响:以机动车使用 为传导途径

席鹏辉, 梁若冰

(厦门大学经济学院, 福建 厦门 361005)

[摘要] 机动车尾气排放逐渐成为中国空气污染的主要来源, 本文利用 2005—2013 年中国城市日度数据, 实证分析了油价对汽车使用和空气污染的影响效应。实证结果表明油价的提高无法改变一个地区的整体空气质量, 这主要是因其对私人汽车、公共汽车以及摩托车无显著效应, 而仅通过非私人汽车和出租车的使用变化来影响空气质量。在使用 API 年度汇总数据、考虑油价对机动车购买影响、选择油价工具变量进行 2SLS 回归以及删除限行或地铁城市样本后, 这一结果仍具有稳健性; 在安慰剂检验中, 油价对工业污染排放无显著影响, 表明其并未通过其他非机动车渠道影响空气质量。据此, 本文认为不同的油价污染效应在于各类机动车沉淀成本不同, 这一解释得到了基于收入效应和替代效应的分析的证实。本文为成品油消费税的节能减排目标提供了一定的启示: 在私人汽车快速增长的背景下, 政府不应简单依赖税费调节燃油消费, 应通过财政补贴等方式鼓励清洁能源的发展。

[关键词] 油价; 空气污染; 汽车使用; 传导途径

[中图分类号]F205 **[文献标识码]**A **[文章编号]**1006-480X(2015)10-0100-15

一、问题提出

中国机动车的迅猛发展带来大量空气污染物。2015 年 4 月 1 日, 环境保护部副部长吴晓青在全国环境监测工作现场会上指出, 机动车、工业生产、燃煤和扬尘等是目前中国大部分城市空气中颗粒物的主要污染源, 约占 85%—95%, 其中对于北京、杭州、广州、深圳等一线城市而言, 其首要污染源是机动车尾气排放。2015 年 1 月 27 日公安部发布消息, 截至 2014 年底中国机动车保有量达 2.64 亿辆, 近五年来年均增量达到 1500 多万辆, 而未来五年更将新增机动车 1 亿辆以上, 车用汽、柴油消耗将增加 1 亿—1.5 亿吨, 这将给大气环境带来极大的压力。如何同时实现经济稳定发展与空气质量改善, 已成为中国政府面对的紧迫挑战。

[收稿日期] 2015-08-21

[基金项目] 国家自然科学基金面上项目“交通设施的空间网络特征及其异质性产业集聚效应研究”(批准号 71573218); 教育部人文社会科学基金一般项目“基础设施产业集聚效应的微观基础: 基于空间数据与方法的经验研究”(批准号 13YJA790061); 国家社会科学基金青年项目“新常态下促进区域经济发展的省以下财政分权政策研究”(批准号 15CGL014)。

[作者简介] 席鹏辉(1991—), 男, 江西高安人, 厦门大学经济学院博士研究生; 梁若冰(1972—), 男, 山东蓬莱人, 厦门大学经济学院教授, 经济学博士。通讯作者: 梁若冰, 电子邮箱: ruobingliang@xmu.edu.cn。

通过提升燃油成本来减少机动车使用是中国城市降低空气污染和促进节能减排的一条可行途径,然而该政策的实际效果并没有获得较为一致的结论^[1,2]。目前关于油价对中国城市空气污染影响的研究也并不多见,其原因主要有两方面:一是城市空气污染在近几年才开始引起政府、学界乃至民间的广泛关注;二是数据可得性和内生性问题阻碍了对该问题进行深入的实证探讨。其直接后果是相关政策制定缺乏科学依据与实证基础,使公众质疑政府通过提高燃油成本实现节能减排的效果与目的。在此背景下,本文着眼于从机动车使用的角度探讨油价变动对空气污染的影响。之所以选择这一视角,一方面是近年来汽、柴油消费的快速增长主要由机动车增长导致,了解油价变化如何通过机动车这一途径影响空气污染是必要的;另一方面,由于既难以获得机动车购买与使用的城市微观数据,也无法掌握各地区汽、柴油的消费数据,因而采用控制年度机动车保有量,针对油价变动来观察不同城市的响应差异就成为可行选择。因此,本文在计量分析中以2005—2013年的47次油价调整作为外生冲击变量,以各城市机动车保有量作为处理强度变量,考察两者对各城市日度空气污染水平的交叉作用。

本文主要包括以下几点贡献:①利用油价调整外生冲击有效处理了油价与污染之间的内生性问题,将燃油价格、机动车使用与空气污染三者联系起来,直接反映油价变化通过机动车使用而引起的污染效应;②鉴于不同类别机动车可能在油价变动时出现异质性响应,本文考察了私人与非私人机动车油价污染效应的异质性,为未来城市政府空气污染治理提供切入点;③提出不同机动车油价污染效应异质性在于前期投入沉淀成本,从收入效应和替代效应两个角度提供了实证证据。此外,本文结论也为燃油税费的节能减排效应提供了间接参考:通过提高成品油消费税等税费可能无法遏制私人汽车使用,将导致社会福利的净损失。

二、燃油提价的异质性减排效应分析

1. 油价的减排效应

本文主要关注油价调整对空气污染的影响,暗含了两个重要组成部分:一是油价调整对机动车购买与使用的影响;二是机动车使用对空气污染的影响。因此,这里有必要厘清这两部分机制的存在性及其影响程度,为本文的研究提供理论依据。

对于油价调整是否能够影响机动车使用,尽管部分研究表明燃油成本增加能够显著减少需求水平^[3-5],但也有实证研究发现燃油消费缺乏价格弹性,油价上升很难引起燃油消费的显著变化,这不仅包括基于家庭样本的微观研究^[6],也有来自国家层面的宏观证据^[7,8]。大量文献的荟萃分析^[9,10]发现,汽油需求对价格并不敏感。对中国的研究也存在争论,Lin and Zeng^[11]发现中国汽油价格弹性显著为负且缺乏弹性,且当回归中加入失业率等控制变量后回归系数不再显著。相反,数值模拟研究则表明中国提高燃油环境税对空气污染的作用较为明显,可以有效实现节能减排目标^[12,13]。

由此可见,各类研究关于燃油成本对汽车使用的影响获得了不同结论,其原因包括两方面:①不同的研究对象会出现较大差异,相对于燃油成本占收入比重较低的地区,较高地区的需求价格弹性较高,因而发展中国家可能出现比发达国家更高的价格弹性;②传统的OLS估计可能会产生内生性问题,主要原因是燃油价格与消费量互为内生变量,而数值模拟则受限于模型设定及变量参数的选择,不同的设定下很难获得稳定的结论。可见,针对不同研究样本、采用不同数据与研究方法都可能导致研究结论的较大差异。

同时,多数研究证实机动车排放对空气污染的影响是显著的,限制机动车使用的政策是有效的,主要包括路段禁行限行、车辆限牌限号等。如Chen et al.^[14]发现北京限号等治理政策的确有效

缓解了空气污染,Viard and Fu^[15]也发现北京限行能够有效改善空气质量。另一类是间接减少机动车排放的政策,如加大对城市公共交通的投入,以控制机动车尤其是私人汽车的使用。例如,Chen and Whalley^[16]发现台北地铁开通能够减少本地空气污染水平,梁若冰和席鹏辉^[17]发现中国大陆城市地铁的开通也能够减少城市空气污染,而且这种减少具有规模报酬递增效应。

由上述分析可知,现阶段既无法明确油价调整对空气污染的直接影响,也无法在其影响路径的两个环节上取得共识,因而本文针对中国现状进行的实证分析就显得格外必要。当然,限于数据可得性,此处需强调两点:一是本研究并不能将影响途径的两个环节进行拆分考察,二是也无法深入讨论油价调整对机动车购买的影响。对于后者,尽管本文无法利用日度数据分析其短期影响,但仍可采用年度数据进行长期分析。

2. 减排效应的异质性

目前,关于油价对机动车使用的异质性影响,主要可以分为三种类型:①不同收入阶层的人对油价变动的响应存在差异:当油价上升时,机动车燃油需求下降的幅度随收入的提高而变小^[18]。②很多研究发现,征收燃油税或提高油价会改变机动车辆中不同油耗水平车型的构成。具体而言,人们通过两个途径改变这种构成,一是购买更节油的新车,二是加速折旧与报废油耗高的旧车^[19]。③油价对市场中的机动车车型的构成也有影响。美国国会预算委员会报告考察了2005年油价上升的影响,发现低油耗的小型客、货车数量出现显著增长,而高油耗车型,如全尺寸皮卡、豪华轿车与大型SUV等均出现显著下降^[20]。事实上,后两类情形是相似的,一般大尺寸车型同时也是高油耗的。

由上述分析可知,油价变动对机动车的影响途径存在明显而复杂的异质性,试图深入理解机动车使用在油价空气污染效应中的作用,就应当对上述异质性进行细致的梳理与分析。然而,由于数据可得性问题,本文并不能针对不同车型与收入阶层进行微观分析,但仍然可在两方面对其进行讨论。一方面,对于不同收入阶层的异质价格弹性,本文利用不同类型的车辆进行考察,主要包括私人汽车与摩托车。私人汽车与摩托车均为私人购买的机动车辆,其主要用途为私人的日常通勤与出行,可被视为消费品。其中,拥有私人汽车的家庭收入一般高于拥有摩托车的家庭,因此若摩托车对于油价上升的反应显著强于私人汽车,可以推断不同收入阶层对油价变动的响应存在显著差异,收入越高的阶层油价弹性越低。

本文进一步利用不同用途的车辆考察机动车的消费属性与投资属性对油价变动的异质性响应,主要包括私人汽车与非私人汽车的差异。非私人汽车指由机关、企事业单位购买与使用的车辆,主要用于社会生产与经营活动,因而不同于私人汽车的视燃油为消费品,非私人车辆的燃油可被视为投资品。对于非私人车辆,本文将主要讨论两种类型,即公共汽车与出租车。私人与非私人汽车的主要差异在于前者的使用者也是最终消费者,而后者的使用者并非最终消费者,他们需要为最终消费者提供服务,因而可能产生价格传递的问题。一般来说,公共汽车属于政府补贴的公共交通,因而油价上升很难转嫁给乘客;而与之相反的,出租车运价往往随油价提升而提升,因而使本文可进一步讨论这种不同使用属性的异质性影响。

总体而言,本文可以针对上述分析提出:

假设1:若不同收入阶层的燃油需求价格弹性存在差异,那么油价提升通过影响摩托车使用而产生的空气净化效应显著高于私人汽车。

假设2:若将燃油作为投资品的需求价格弹性高于将其作为消费品,那么油价提升通过影响非私人车辆而产生的空气净化效应显著高于私人汽车。

假设3:若将燃油作为投资品的车辆在将成本转移给消费者上存在差异,那么油价提升通过影

响出租车而产生的空气净化效应显著高于公共汽车。

假设4:若将燃油作为投资品的车辆能够将成本转移给消费者,而消费者的最终需求是具有弹性的,油价提升通过影响收入较低城市的出租车使用而产生的空气净化效应显著高于收入较高城市。

当然,出租车与私人汽车不仅仅是投资品与消费品的差异,还应考虑私人汽车使用者进行初始购买时的沉淀成本,这将在第六部分进行讨论。

三、计量模型与数据分析

1. 计量模型设定

由于机动车尾气主要包括一氧化碳(CO)、碳氢化合物(HC)、氮氧化物(NO_x)、颗粒物(PM)以及硫氧化物(SO)等,而日空气污染指数(API)主要依据二氧化硫、氮氧化物和可吸入颗粒物或总悬浮颗粒物这三类污染物进行计算,这与汽车尾气排放物高度重合,因而本文以地区日API值作为被解释变量。同时,如第二部分指出,油价与机动车数量共同决定了地区空气污染改变状况,因此本文使用燃油价格与机动车数量交叉项为核心解释变量。回归方程如式(1)所示:

$$API_{it} = \beta_1 \cdot gas_t \times car_{it} + \beta_2 \cdot gas_t + \beta_3 \cdot car_{it} + X\beta + \lambda_y + \sigma_m + \rho_d + \delta_i + \mu_{it} \quad (1)$$

其中, gas_t 为时间 t 的全国汽油价格水平^①, car_{it} 为地区 i 在 t 时间所属年份 y 的机动车数量。为控制国内油价水平和机动车对空气污染的其他可能渠道,在式(1)及以下回归中单独控制了这两个变量。 X 为可能影响日空气污染的其他控制变量,这包括日平均温度、降雨量及风速等。同时,为控制季节因素及经济发展总体趋势的影响,式(1)中也加入了月份 σ_m 和年份 λ_y 的固定效应。而且,API可能与每周星期有关而形成星期周期,因此也加入星期固定效应 ρ_d 。此外,城市空气污染也可能受到环境规制力度与交通执法力度差异等因素的影响,从而影响估计结果的稳健性,因而本文在假定各城市上述指标未发生显著时序变动的情况下,通过控制城市固定效应 δ_i 来捕获此类城市特性差异对API可能造成的影响。最后, μ_{it} 为随机扰动项。

在公式(1)中, β_1 为主要估计量。需要强调的是:由于本文利用固定效应模型进行了组内估计,因此讨论的是油价变动对污染排放变化的影响,关注的是污染排放的相对变化,而非绝对排放。其逻辑是:如果油价变动能通过改变机动车使用来影响空气质量,那么机动车保有量越高的城市其空气污染变动的情况越明显。此外,由于无法获得机动车数据,本文使用了汽车类变量和摩托车。在机动车排放污染物中,汽车是污染物总量的主要贡献者,其排放NO_x超过机动车排放的90%,HC和CO超过70%。

2. 数据说明

API数据来自环境保护部全国重点城市空气质量日报,该数据包括各重点城市2000—2013年每日空气质量情况。全国油价数据来自CEIC数据库,包括2005—2014年的油价调整信息。两者决定了本文样本为2005—2013年城市日度数据,2005年API日报报告84个重点城市,2006—2010年86个重点城市,2011—2013年120个重点城市样本,为非平衡面板数据。

汽车变量来自CEIC数据库,非私人汽车拥有量为汽车总量减去私人汽车拥有量。由于无法获得地区摩托车数量,本文使用“城市是否禁摩”虚拟变量衡量各地区摩托车数量的平均水平,当一个城市不禁摩时,设定“非禁摩城市”变量为1。一般而言,禁摩城市的摩托车数量低于非禁摩城市,当油价增加减少摩托车使用时,那么非禁摩城市将更受油价影响,系数 β_1 将显著小于0,反之系数 β_1

① 根据2013年报,汽油燃料车在2012年达到8943.0万辆,占全国汽车保有量的82.5%,柴油车为1742.3万辆,占16.1%。汽油价格的变动对机动车影响范围更大,更具代表性,因此,本文分析以汽油价格为主。

不显著。由于缺乏直接资料数据,本文利用谷歌以及百度搜索引擎,搜索关键词为“某市摩托车管理办法”、“某市摩托车行驶管理办法”、“某市禁摩”、“某市限摩”以及“某市道路交通管理办法”等,根据搜索出来的新闻公告和政策通知来判断该城市是否禁摩及禁摩初始时间,确定该变量的具体数值。

各城市日平均气温、平均风速和降雨量等控制变量数据来自中国气象科学数据共享服务网。表1为各变量的描述性统计。

表1 主要变量的描述性统计

变量名	变量符号	单位	观测值	均值	最小值	最大值
空气污染指数	<i>API</i>	—	294333	69.4710	0.0000	500.0000
汽油价格	<i>gas</i>	万元/吨	295213	0.6681	0.4768	0.8765
柴油价格	<i>die</i>	万元/吨	295213	0.6399	0.4733	0.8320
汽车拥有量	<i>car</i>	千辆	275528	489.6290	12.6280	5189.0000
私人汽车拥有量	<i>pvcar</i>	千辆	243460	394.1490	9.4330	4265.0000
非私人汽车拥有量	<i>npvcar</i>	千辆	242690	159.5210	4.0630	1497.5000
出租车量	<i>taxi</i>	千辆	282008	5.9570	0.3170	67.0460
公共交通数量	<i>pubtran</i>	千辆	279280	2.5640	0.0680	29.6080
非禁摩城市	<i>nonmotor</i>	—	294333	0.5617	0.0000	1.0000
风速	<i>wind</i>	0.1 米/秒	187386	21.8740	0.0000	203.0000
温度	<i>temp</i>	0.1℃	187386	146.9560	-306.0000	355.0000
降雨量	<i>rain</i>	10 厘米	187386	3.1810	0.0000	32.7000

注:由于名义收入水平也随着价格水平发生变化,因此本文选择了油价调整后的名义汽油与柴油价格水平作为汽油价格和柴油价格,而没有计算实际油价水平。当然,使用实际油价水平获得的实证结果并没有显著差异。

资料来源:作者根据环境保护部网站、CEIC 数据库、中国气象科学数据共享服务网资料整理。

四、基准回归结果分析

为简化篇幅,除基准回归结果报告了汽油与柴油的油价污染效应外,其余部分只报告汽油价格的空气污染效应。基准回归结果列于表2,报告了油价变动通过机动车使用对空气污染的整体效应。

从表2可看出,汽油、柴油价格交叉项系数加入其他固定效应后不再显著。由此可以认为,油价变化不会对一个地区汽车总体使用产生显著影响,无法改变地区空气污染水平。表3报告了汽油价格与私人汽车、非私人汽车、出租车、公共交通汽车以及非禁摩城市的回归结果。

表3中的(1)、(4)、(5)栏关键变量回归系数不显著,即油价变化不会改变人们对私人汽车、公共交通及摩托车的使用。近年来私人汽车与公共交通数量在汽车中的比重逐渐提高,因此油价对私人汽车与公共交通无显著效应可能是油价难以影响地区汽车总体使用的主要原因。

表3中的(2)、(3)栏为非私人汽车与出租车的油价污染效应,可以看出油价显著影响了地区非私人汽车与出租车的使用。具体来看,当汽油价格每吨上涨1000元,即0.72元/升时(换算标准:1吨汽油=1388升,柴油=1176升),地区的非私人汽车与出租车每增加全国平均水平的10%时,将导致API显著降低0.046与0.728,相当于API平均值的0.10%与0.06%;对于车辆最大值与平均值地区,油价的相同幅度上涨将导致API减少变化值相差6.088与4.447,相当于API均值的8.76%与6.40%。可见,油价的提高对于非私人汽车及出租车车辆拥有较多的城市而言,具有较明显的节能减排作用。

总体而言,油价提升对燃油作为消费品的机动车如私人汽车和摩托车不存在影响,对燃油作为

表 2 汽油、柴油价格与汽车总量的油价污染效应

	汽油				柴油			
	API(1)	API(2)	API(3)	API(4)	API(5)	API(6)	API(7)	API(8)
<i>gas×car/die×car</i>	0.0131** (0.0057)	0.0020 (0.0036)	-0.0016 (0.0039)	-0.0016 (0.0039)	0.0131* (0.0067)	0.0021 (0.0036)	-0.0017 (0.0038)	-0.0017 (0.0038)
<i>gas/die</i>	-10.5600 (7.0730)	4.3370 (5.7280)	12.7100** (5.4900)	12.7100** (5.4910)	-13.0500* (7.6580)	6.4340 (6.2160)	10.6200* (5.6690)	10.6200* (5.6690)
<i>car</i>	-0.018*** (0.0043)	-0.0050 (0.0052)	-0.0020 (0.0056)	-0.0020 (0.0056)	-0.0170*** (0.0049)	-0.0053 (0.0048)	-0.0018 (0.0052)	-0.0018 (0.0052)
<i>wind</i>	-0.2080*** (0.0398)	-0.2100*** (0.0402)	-0.2640*** (0.0343)	-0.2640*** (0.0343)	-0.2080*** (0.0398)	-0.2090*** (0.0402)	-0.2640*** (0.0343)	-0.2640*** (0.0343)
<i>temp</i>	-0.0570*** (0.0034)	-0.0580*** (0.0035)	0.0750*** (0.0115)	0.0750*** (0.0115)	-0.0570*** (0.0034)	-0.0580*** (0.0035)	0.0750*** (0.0115)	0.0750*** (0.0115)
<i>rain</i>	0.0005 (0.0108)	0.0039 (0.0107)	0.0039 (0.0104)	0.0038 (0.0104)	0.0004 (0.0108)	0.0040 (0.0107)	0.0039 (0.0104)	0.0038 (0.0104)
城市固定效应	是	是	是	是	是	是	是	是
年份固定效应	否	是	是	是	否	是	是	是
月份固定效应	否	否	是	是	否	否	是	是
星期固定效应	否	否	否	是	否	否	否	是
R ²	0.0530	0.0650	0.1380	0.1380	0.0540	0.0650	0.1380	0.1380
样本数	171070	171070	171070	171070	171070	171070	171070	171070

注:括号内为城市聚类稳健标准误,*、**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5%和 1%水平上显著。
资料来源:作者基于 Stata 软件估计。

投资品的非私人汽车如出租车存在显著的空气净化效应,同时对于成本传导途径被政府补贴所“关闭”的公共交通汽车也不存在空气净化效应,表 3 的结果拒绝了假设 1,而证实了假设 2 和假设 3。

五、稳健性检验

1. 年度空气状况

为进一步提供油价提升对空气质量影响的证据,本文使用了年度汇总数据进行验证。这里根据国家环境保护部对 API 的分类进行划分汇总,根据各地区日数据,本文计算了每年 API 值低于 50、100、200、300 及 300—500 的天数占年天数百分比变量^①,这些变量表示各地区一年中空气质量属于优秀、良好、轻微污染、中度污染和重度污染等水平的占比。其中,核心解释变量为燃油年平均价格与机动车数量的交叉项,燃油年平均价格计算方法如下:

$$\text{燃油年平均价格} = \sum_i \text{某时间点 } i \text{ 燃油价格} \times \frac{\text{该价格维持时间}}{\text{一年天数}} \quad (2)$$

利用式(2)计算各年汽油平均价格,根据式(3)进行回归:

^① API 最大值为 500;同时,在计算 API 数值在不同区间的占比时,某些城市的日度 API 数据存在缺失,为使占比变量更加可靠,这里只计算了那些 API 数值在一年的记录超过 100 天的城市。

表 3 各类机动车变量的油价污染效应

	API(1)	API(2)	API(3)	API(4)	API(5)
<i>gas</i> × <i>pvcar</i>	0.0038 (0.0040)				
<i>gas</i> × <i>npvcar</i>		-0.0455** (0.0194)			
<i>gas</i> × <i>taxi</i>			-0.7280*** (0.2080)		
<i>gas</i> × <i>pubtran</i>				-0.6640 (0.8560)	
<i>gas</i> × <i>nonmotor</i>					7.8130 (10.0200)
<i>wind</i>	-0.2580*** (0.0346)	-0.2540*** (0.0342)	-0.2790*** (0.0413)	-0.2810*** (0.0414)	-0.2730*** (0.0405)
<i>temp</i>	0.0761*** (0.0115)	0.0765*** (0.0114)	0.0604*** (0.0171)	0.0601*** (0.0171)	0.0597*** (0.0166)
<i>rain</i>	0.0052 (0.0106)	0.0052 (0.0106)	0.0065 (0.0126)	0.0059 (0.0126)	0.0080 (0.0123)
城市固定效应	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是
年份固定效应	是	是	是	是	是
星期固定效应	是	是	是	是	是
R ²	0.1360	0.1360	0.1260	0.1250	0.1310
观测值	152181	151411	178287	179524	187386

注:括号内为城市聚类稳健标准误;*,**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5%和 1%水平上显著;各栏回归结果均控制了汽油变量与各类机动车变量,为简便不在表中列出,以下各表均控制但不列出回归结果。

资料来源:作者基于 Stata 软件估计。

$$percentapi_{iy} = \alpha_1 \overline{gas}_y \cdot car_{iy} + \alpha_2 \overline{gas}_y + \alpha_3 car_{iy} + X\beta + \lambda_y + \delta_i + \mu_{it} \quad (3)$$

其中, $percentapi_{iy}$ 为地区 i 在 y 年的某类空气质量的达标比重, \overline{gas}_y 为 y 年全国燃油平均价格水平。式(3)的回归结果如表 4 所示。

从表 4 可发现:①相比而言,油价与私人汽车、非私人汽车、出租车的交叉项显著促进了各地区一年中空气质量为优(API<50)的比重,且出租车交叉项显著促进了年 API<300 的比重,这说明年均油价的提高减少了非私人汽车与出租车的使用,提升了空气质量;②油价与汽车总量、私人汽车、公共交通及摩托车的燃油效应总体看并不明显;③汽油价格与各类汽车变量的交叉项系数在(1)—(3)栏中几乎均为正,而在(4)—(6)栏系数出现较多负值,整体上表明汽油价格提升了地区空气质量,降低了污染程度。

2. 燃油价格与汽车购买

本文的关键假设是机动车数量并不受油价影响。然而,当油价变化改变人们购车决策时^[21-23],机动车数量将由燃油价格内生决定,从而导致式(1)回归结果有偏。为此,本文利用 2005—2013 年月度汽车销量与平均油价数据,回归分析油价对汽车销量的影响。在控制月份和年份固定效应后,回

表 4 全年不同空气质量级别天数的回归结果

	<i>percent50</i> (1)	<i>percent100</i> (2)	<i>percent150</i> (3)	<i>percent200</i> (4)	<i>percent300</i> (5)	<i>percent500</i> (6)
<i>gas×car</i>	0.0083 (0.0059)	0.0011 (0.00418)	0.0022* (0.0013)	0.0006 (0.0006)	0.0001 (0.0003)	-0.0004 (0.0022)
<i>gas×pvc ar</i>	0.0120* (0.0071)	-0.0025 (0.0040)	0.0004 (0.0016)	-0.0006 (0.0008)	-0.0003 (0.0005)	-0.0005 (0.0034)
<i>gas×npvc ar</i>	0.0728** (0.0296)	0.0048 (0.0164)	0.0141 (0.0099)	0.0064* (0.0035)	0.0023 (0.0017)	-0.0033 (0.0036)
<i>gas×taxi</i>	0.7810*** (0.2850)	0.3700** (0.1520)	0.2940*** (0.0757)	0.1000*** (0.0193)	0.0471*** (0.0176)	-0.1320 (0.1440)
<i>gas×pubtran</i>	1.3900 (0.8610)	0.0996 (0.6490)	0.3820 (0.3860)	0.1610 (0.1280)	0.0916 (0.0756)	-0.3880 (0.3460)
<i>gas×nonmotor</i>	-3.9280 (12.9000)	-4.0560 (8.8190)	0.5800 (2.4560)	0.7970 (0.8100)	-0.2230 (0.3890)	1.1860 (2.2880)
气候控制变量	是	是	是	是	是	是
城市固定效应	是	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是	是

注:括号内为城市聚类稳健标准误;*、**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5%和 1%水平上显著;(1)–(6)栏的被解释变量为 API 分别处于 50、100、150、200、300 以下以及 300—500 之间的百分比。

资料来源:作者基于 Stata 软件估计。

归结果如表 5 第(1)栏所示,从中可知油价对汽车销量不存在显著的负效应。同时,本文采用了燃油价格与上一年度汽车数量交叉项作为关键变量。这是因为上年度的机动车购买不会被本年度燃油价格影响,且与本年度机动车数量具有较高相关性,一定程度上反映了本年度的车辆水平,表 5 报告了其回归结果。

表 5 中各栏回归系数与表 3 结果无较大差异,同时发现:出租车交叉项回归系数在 1%水平上显著,表明油价确实能够通过影响出租车的使用改变空气污染水平;其他机动车变量交叉项仍然不显著,这说明私人汽车、公共交通与摩托车确实没有受到燃油价格影响;尽管非私人汽车与燃油价格的交叉项的显著性降低,但其 t 值大于 1,仍具有一定的显著性。从表 5 可以看出油价对汽车购买并没有显著影响,根据上一年度汽车变量回归结果的显著性也没有发生太大变化。

3. 内生性处理

本文的实证结果可能因油价与污染之间的内生性关系而出现偏误:油价变动与空气污染水平、经济发展以及自然资源等密切相关,从而使 OLS 回归结果有偏且不一致。为处理内生性,本文一方面分析了油价通过机动车途径产生的污染效应,这一定程度上排除了其他因素干扰的可能性;另一方面,本文以全国油价调整作为各地区油价变化的外生冲击,有效避免了内生性问题。

然而,国家发展和改革委员会(简称国家发改委)是否调整油价及调整幅度的确定可能在一定程度上考虑了实际经济状况,这又可能使油价水平与经济发展或空气污染状况相关。为减少各种内生性影响,本部分将通过工具变量、冲击检验、安慰剂检验及子样本回归等方法考察结果的稳健性。本文根据 2005—2013 年每日国际油价水平,将严格按照《石油价格管理办法(试行)》中“国际市场

表 5 排除燃油价格对汽车购买的影响

	汽车销售额 (1)	API (2)	API (3)	API (4)	API (5)	API (6)	API (7)
<i>gas</i>	44.8300 (47.3800)						
<i>gas×car</i>		-0.0070 (0.0077)					
<i>gas×pvc ar</i>			-0.0072 (0.0102)				
<i>gas×npvc ar</i>				-0.0215 (0.0183)			
<i>gas×taxi</i>					-0.7550*** (0.2240)		
<i>gas×pubtran</i>						-0.6710 (0.8470)	
<i>gas×nonmotor</i>							6.8800 (10.0200)
气候控制变量	否	是	是	是	是	是	是
城市固定效应	否	是	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是	是	是
R ²	0.9610	0.1400	0.1380	0.1380	0.1310	0.1300	0.1310
样本数	108	175360	138229	142959	185565	185203	187386

注:括号内为对各城市的聚类稳健标准误;*,**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5%和 1%水平上显著;被解释变量为 API 数值,各栏关键变量为汽油价格与各栏首变量的交叉项。

资料来源:作者基于 Stata 软件估计。

原油连续 22 个工作日移动平均价格变化超过 4%”这一规定进行调价计算的全国油价水平作为工具变量(IV)^①,根据这一规则计算后的国内油价水平与国内经济发展水平无关,这尽可能地避免了回归中的内生性问题。利用 IV 进行 2SLS 回归后的结果如表 6 第(1)栏所示,可知非私人汽车和出租车仍显著为负,其他机动车不显著。

而且,本文也观察了油价变化对空气污染的短期冲击效应,通过分析油价变化对变化前后一天的 API 变化值以降低时间内生性的影响。为此,本文只保留油价调整当天的时间样本,利用油价调整当天与前一天 API 的变化值为被解释变量,利用油价调整幅度与各类机动车数量作为关键变量进行回归。结果如表 6 第(2)栏所示:①油价上升减少了汽车使用,从而降低当日空气污染;②油价变化在短期内也影响了私人汽车的使用,而前文中私人汽车的燃油价格效应并不显著,说明这种短期效应没有持续性;③油价的变化在短期内无法影响公共交通的使用,说明公交运营在政府管理下保持价格稳定,油价变动难以转嫁给消费者;④非私人汽车以及出租车均显著为负,表明油价调整在短期内也对非私人汽车以及出租车使用产生影响。本文进一步计算了滞后 1—14 天的汽车总量、私人汽车与出租车的短期效应,如图 1 所示,各类机动车的燃油效应随着时间而逐渐减弱,同时汽车总量和私人汽车回归系数分别在滞后 5 天和 6 天后不再显著,本文认为其中的可能原因为:消费者

① 为防止燃油消费投机与预期,国家发改委并不公布移动平均价格的天数。本文只能根据《办法》中的 22 天移动平均价格计算 22 天前后的变化率。在本文实证样本中,第一次油价调整的时间为 2005 年 3 月 23 日,本文则采用了 22 个工作日之后的移动平均数与该天的移动平均价格相比较,以此类推计算出中国油价的工具变量。

表 6 内生性处理

	工具变量	短期冲击	安慰剂检验		剔除尾号 限行城市	剔除通 地铁城市
	API (1)	API (2)	工业废水排放 (3)	工业废气排放 (4)	API (5)	API (6)
<i>gas×car</i>	-0.0207 (0.0127)	-0.0559** (0.0256)	0.0327 (0.0388)	0.0459 (0.0344)	-0.0099 (0.0083)	-0.0143 (0.0117)
<i>gas×pvc ar</i>	-0.0219 (0.0137)	-0.0600* (0.0339)	0.0618 (0.0440)	0.0894 (0.0605)	0.0001 (0.0099)	-0.0066 (0.0137)
<i>gas×npvc ar</i>	-0.0722** (0.0321)	-0.2890*** (0.1040)	-0.2540 (0.3250)	-0.0880 (0.1120)	-0.0498* (0.0268)	-0.0470 (0.0298)
<i>gas×taxi</i>	-0.6970* (0.3660)	-4.9840*** (0.8370)	-0.9760 (3.7190)	2.8760 (2.1410)	-2.0080*** (0.7470)	-3.2580** (1.4190)
<i>gas×pubtran</i>	-0.4030 (0.9260)	-8.8440 (5.6090)	3.2060 (8.5110)	4.2640 (6.2630)	0.0842 (0.7910)	0.1260 (2.4810)
<i>gas×nonmotor</i>	6.1200 (10.1700)	-15.1300 (22.0900)	-77.6000 (64.2000)	-4.8820 (33.9000)	9.0150 (10.5700)	10.9800 (10.9000)
气候控制变量	是	是	是	是	是	是
城市固定效应	是	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是	是

注：括号内为城市聚类稳健标准误；*、**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5% 和 1% 水平上显著；工业废水单位为百万吨，工业废气单位为千吨；为观察汽油价格变化对排放量的影响，回归中加入了上一年度的 GDP 变量以控制各地区工业污染的历史存量和规模。

资料来源：作者基于 Stata 软件估计。

在面对汽油价格上升时，将立即减少用车以降低燃油成本增加带来的损失，然而私人汽车使用者由于无法长时间改变其用车习惯只能接受调整后油价，回归至初始用车水平，最终表现为私人汽车的短期显著效应；而出租车则表现为长期效应系数小于短期效应。

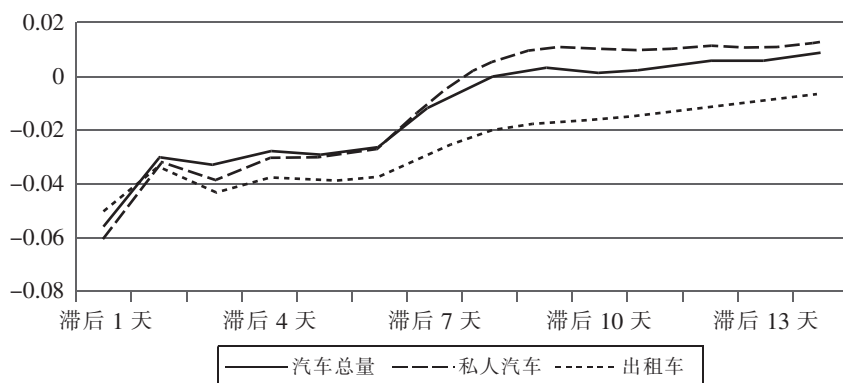


图 1 汽车总量、私人汽车和出租车的回归系数变化

注：为使出租车回归系数变化具有可比性，这里将该系数除以 100。

资料来源：作者绘制。

考虑中国工业经济发展对国际原油的需求变化可能改变国际原油市场的供需状况,从而反向影响到国内油价水平,这将导致国内空气污染、国际原油价格和国内经济发展之间存在一定的关联。为排除这种可能,本文采用了各地市工业废水排放量和工业废气排放量作为被解释变量进行安慰剂检验,若本文的燃油污染效应来自于油价与国内经济发展的相关性,那么油价也将影响工业废水排放与工业废气排放,其回归结果如表6中的(3)、(4)栏所示,可以看出,油价并没有显著影响工业废水及废气排放,这排除了本文燃油污染效应来自国内经济发展的干扰。更重要的是,工业废气的不显著表明汽油变化对空气污染的影响确实是通过机动车尾气排放造成的,而非来自汽油的工业废气效应。

为缓解交通压力,中国各城市采取了尾号限行限牌环境规制或发展地铁建设等办法,尽管本文控制了城市固定效应,但这些因素也可能通过其他途径影响空气污染,如限行政策可能增加地区汽车购买数量、地铁运行减少私人汽车使用等。为此,本文将采取尾号限行政策和修建地铁的城市样本^①分别剔除后进行回归,结果如表6中的(5)、(6)栏所示。尽管除去了这些样本,本文的结果仍然具有稳健性,表明环境规制等因素不会对主要实证结论提出挑战。

六、异质性的原因分析

实证结果表明消费品燃油在不同收入人群并不存在明显的收入效应,这否定了收入弹性假设的成立,同时,假设2与假设3的成立则表明投资品燃油在价格传递过程中成本不可能完全转嫁至消费者。本文认为这与汽车消费的前期投入有关:对于私人汽车或摩托车而言,消费者在消费前期付出了较大的沉淀成本,在使用过程中尽管油价有所增加,但不足以影响个人消费,否则将会造成沉淀成本的浪费。而对于以出租车为代表的非私人汽车,消费者前期投入成本为0,能够较为灵活地面对成本变化。

为提供这一解释的依据,本部分准备从私人汽车与出租车的收入效应和替代效应两方面进行实证检验。其中收入效应指:对于私人汽车或摩托车,较高的沉淀成本决定了其具有较小的需求油价弹性,并且不存在收入异质性;对于出租车,消费者可以较为灵活地对待油价的变化,那么收入较高地区的消费者群体更为富裕^②,其需求的油价弹性可能更低,因此这类地区空气污染受油价变动的的影响较小。替代效应指的是:在各地区出租车数量相同的条件下,公共交通替代能力越强地区的人们可能更倾向于使用公共交通而减少使用出租车,因此当油价调整时,公共交通替代能力越强地区的油价污染效应越小,而这一替代效应对于私人汽车和摩托车而言并不存在。

1. 收入效应

如上分析采用式(4)^③进行验证:

$$API_{iy} = \gamma \cdot gap_i \cdot gas_i \cdot car_{iy} + \beta_1 \cdot gas_i \cdot car_{iy} + \lambda \beta + \lambda_y + \sigma_m + \rho_d + \delta_i + \mu_{it} \quad (4)$$

本文根据2005—2013年各地区人均可支配收入的均值大小划分了不同收入水平样本。为获得

① 限行城市样本包括:北京、天津、上海、广州、杭州、成都、长春、兰州、南昌、贵阳等10个城市;2013年存在地铁的城市样本包括:北京、上海、天津、广州、深圳、大连、武汉、重庆、南京、长春、成都、佛山、沈阳、苏州、西安、杭州。

② 理想的实证的验证情况是对各类车辆消费者的收入水平进行比较来检验其收入效应,但受数据限制,本文无法得到这一数据。退而求其次,选择地区平均收入水平代表该地区各类汽车消费者的收入水平,认为一个地区收入水平越高,该地区的私人汽车或出租车消费者收入水平越高。

③ 如式(1),在式(4)回归中单独控制了油价与汽车变量两个变量,为简便未列出。

稳健可信的结果,这里逐步加大了高收入与低收入地区间的收入差距:①根据各地区均值水平将样本划分为 4、6、8、10 等若干等份^①;②只保留收入最高与最低两等分样本对式(4)进行回归,其中 $gap_i=1$ 表示在划分收入等级后地区 i 处于最高收入水平,反之为 0。

式(4)中 γ 表示相对于低收入地区,高收入地区的各类机动车受油价的影响。回归结果如表 7 中的(1)—(4)栏所示。私人汽车燃油效应不存在稳定的收入效应,摩托车燃油效应也与之类似;公共交通不存在收入效应,因其需求不受油价变动的影响,不具备收入效应的理论基础;而出租车对应的值显著并稳健地大于 0,表明出租车的油价污染效应与收入有关,高收入地区的价格弹性较低,受到油价变动的影响更小。

从收入效应的检验可以看出,只有出租车的油价污染效应表现出稳健显著的正效应,这支持了假设 4,而其他类型机动车的回归结果并不显著或稳健。

2. 替代效应

本文选择地区公共交通与机动车数量的比重代表该地区的公共交通可替代性,该比重越大意味地区公共交通替代能力越强^②。利用式(1)进行回归的结果如表 7 中的(5)、(6)栏所示^③。

表 7 各类机动车的收入效应和替代效应

	4 等分(1)	6 等分(2)	8 等分(3)	10 等分(4)	API(5)	API(6)
$gap \times gas \times pvc ar$	0.0398* (0.0226)	0.0214 (0.0139)	0.0170 (0.0164)	0.0229 (0.0210)		
$gap \times gas \times taxi$	2.0110** (0.9640)	1.2860** (0.4720)	1.5670** (0.5660)	1.2030** (0.4250)		
$gap \times gas \times pubtran$	0.4970 (4.6990)	-1.9680 (4.6360)	-5.6730 (7.2160)	1.7900 (2.6830)		
$gap \times gas \times nonmotor$	-8.3440*** (2.8220)	-6.5380 (3.8690)	-23.1900 (30.8700)	-6.2200 (17.8800)		
$gas \times pubtran / pvc ar$					-0.2910 (7.3490)	
$gas \times pubtran / taxi$						0.3890** (0.1860)
气候控制变量	是	是	是	是	是	是
城市固定效应	是	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是	是

注:括号内为城市的聚类稳健标准误;*、**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5%和 1%水平上显著;(5)、(6)栏中公共交通与私人汽车和出租车的单位为百分比,回归式中分别控制了私人汽车与出租车变量,以获得在地区私人汽车或出租车相同的条件下替代效应的作用,下同。

资料来源:作者基于 Stata 软件估计。

- ① 划分为 3—10 等分的各实证结果差异不大,为了加大各地区间的收入差异,本文列出了这一组合结果,在 10 等分并按规则舍弃样本后仍包括约 3 万个样本。
- ② 替代能力可理解为:人们在公共交通相对更多的地区能够接触或使用公共交通的可能性越高;当然,也可以认为这些地区公共交通设施相对越完善,其所覆盖区域更广,替代私家车或出租车的能力更强。
- ③ 摩托车为虚拟变量无法求比值,因此只考虑私人汽车和出租车的替代效应,式(1)中机动车变量此时变为公共交通与私人汽车或出租车的比值变量。

如表 7 中的(5)栏所示,公共交通对私人汽车的替代效应并不显著,(6)栏中公共交通与出租车的替代性变量交叉项在 5%水平上显著为正,说明油价的提高使公共交通替代性强的地区 API 降低幅度要少于替代性较弱地区,这表明公共交通对出租车确实具有一定的替代性。这支持了本文的理论假设,私人汽车与出租车的不同消费属性使油价污染效应不同。

3. 替代效应的收入效应

替代效应在不同收入水平的地区也可能表现出一定的差异,即当公共交通与出租车比重相同时,收入水平较低地区的人们倾向于选择公共交通而非出租车,收入水平较高地区的公共交通能够替代出租车的能力越弱,因此地区收入水平越高,其替代效应越弱。回归结果如表 8 所示。

表 8 私人汽车、出租车替代效应的收入效应

	私人汽车				出租车			
	4 等分 (1)	6 等分 (2)	8 等分 (3)	10 等分 (4)	4 等分 (5)	6 等分 (6)	8 等分 (7)	10 等分 (8)
$gap \times gas \times R$	-0.5380 (3.6430)	0.7060 (3.6650)	1.4320 (3.9080)	7.4810** (2.7540)	-0.1420* (0.0745)	-0.1860* (0.1060)	-0.2180* (0.1060)	-0.3430** (0.1380)
$gas \times R$	16.8200* (9.5860)	13.1800 (7.7080)	11.1000 (7.8210)	0.5030 (6.0910)	0.4760** (0.1830)	0.4410** (0.1730)	0.4660** (0.1640)	0.5470*** (0.1790)
气候控制变量	是	是	是	是	是	是	是	是
城市固定效应	是	是	是	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是	是	是	是
R ²	0.1240	0.1260	0.1270	0.1280	0.1240	0.1260	0.1270	0.1280
观测值	66300	40217	35593	29163	81222	50757	42870	36061

注:括号内为城市的聚类稳健标准误;*、**、*** 分别表示估计系数的 t 统计值在 10%、5%和 1%水平上显著;表中的(1)一(4)栏中的 R 为公共汽车与私人汽车的比值,(5)一(8)栏为公共汽车与出租车比值。

资料来源:作者基于 Stata 软件估计。

根据表 8,尽管私人汽车替代效应的收入效应结果不具有稳健性,同时系数 β_1 并不显著,但这符合预期,表明私人汽车与公共交通之间并不存在替代转换。从表 8 中(5)一(8)栏可以看出,各栏中公共交通对出租车替代率的系数 β_1 均显著为负,同时这种替代效应在不同收入水平的地区存在显著差异,由 $\gamma < 0$ 可知在富裕地区,出租车向公共汽车出行方式的转化更不明显,进一步证明了出租车使用存在较为明显的收入效应。

从替代效应和收入效应的实证结果可以看出,较大的前期沉淀成本使得消费者对于油价变化反应较为“迟钝”,而对于零前期投入的出租车而言,消费者对于价格的反应更为灵活。

七、结论及政策建议

本文检验了油价变化、机动车使用与空气污染间的实证效应。结果表明,一方面,私人汽车和摩托车的使用不受油价变化的影响;另一方面,出租车等非私人汽车受到油价显著的负向影响。由于机动车中私人汽车占有较大比重,因此油价变化对一个地区的汽车总体使用表现出不显著影响。

为验证上述结果的稳健性,本文分别进行了下列检验:①利用年度汇总数据发现年石油价格提高时可通过非私人汽车和出租车提高年空气质量,而私人汽车并不存在该效应;②燃油价格对汽车销售量并没有显著影响,在利用上一年度的汽车变量后实证结果没有发生较大改变;③根据《石油价格管理办法》构建中国油价的工具变量,发现 2SLS 与 OLS 回归结果差异不大;④排除各限行城市

样本后的实证回归结果显著性没有发生变化。本文同时利用工业废水与废气进行了安慰剂效应检验,发现油价对机动车的影响并不会显著改变工业废气及废水排放,此外,本文还探讨了油价变化的短期空气污染效应,发现油价短期内显著改变了私人汽车、非私人汽车以及出租车使用,但这种短期效应随着时间将逐渐弱化,最终私人汽车并不表现出油价污染效应。据此,本文分析了油价对各类机动车不同影响的可能原因,认为这主要在于各类机动车的不同沉淀成本,并从收入效应和替代效应提供了证据。

本文也对中国汽车燃油税费改革提供了实证依据。2014年11月至2015年1月,财政部和国家税务总局在45天内三次提高成品油消费税。根据本文实证结果,成品油消费税将显著影响除公共交通之外的非私人汽车以及出租车的使用。然而,燃油成本的变化并不能改变私人汽车的使用,可预期随着私人汽车比重的逐步提高,成品油消费税的效果将逐渐弱化,此时燃油税费的开征不仅无法促进社会环境福利的增加,反而大大降低了机动车的消费福利。

这对中国环保税的开征也具有一定的借鉴意义:国务院法制办2015年6月10日公布《中华人民共和国环境保护税法(征求意见稿)》,拟对大气污染物、水污染物等应税污染物征收环保税收,政府应重点评估这类税收带来的环保收益及福利损失,审视在目前发展阶段中国政府在环保领域的主要方向。从本文的实证结论来看,政府不应简单依赖税收杠杆调控燃油消费,其他可选政策工具可能更加有效,这些政策包括:强制提升车辆排放标准与油品质量、推广新能源汽车的研发与生产,大力兴建公共交通系统。当然,这需要进一步的实证研究来获得证据支持。

[参考文献]

- [1] Barnett, A. G., and L. D. Knibbs. Higher Fuel Prices are Associated with Lower Air Pollution Levels [J]. *Environment International*, 2014, (66): 88-91.
- [2] Sipes, K. N., and R. Mendelsohn. The Effectiveness of Gasoline Taxation to Manage Air Pollution [J]. *Ecological Economics*, 2001, 36(2): 299-309.
- [3] Li, S. J., C. Timmins, and R. H. V. Haefen. How Do Gasoline Prices Affect Fleet Fuel Economy [J]. *American Economic Journal: Economic Policy*, 2009, (2): 113-137.
- [4] Li, S. J., J. Linn, and E. Muehlegger. Gasoline Taxes and Consumer Behavior [J]. *American Economic Journal: Economic Policy*, 2014, 6(4): 302-342.
- [5] Hennessy, H., and R. S. J. Tol. The Impact of Government Policy on Private Car Ownership in Ireland [J]. *Economic and Social Review*, 2011, 42(2): 135-157.
- [6] Archibald, R., and R. Gillingham. An Analysis of the Short-run Consumer Demand for Gasoline Using Household Survey Data [J]. *The Review of Economics and Statistics*, 1980, 62(4): 622-628.
- [7] Burke, P. J., and S. Nishitaten. Gasoline Prices, Gasoline Consumption, and New-vehicle Fuel Economy: Evidence for a Large Sample of Countries [J]. *Energy Economics*, 2013, (36): 363-370.
- [8] Lin, C. Y. C., and L. Prince. Gasoline Price Volatility and the Elasticity of Demand of Gasoline [J]. *Energy Economics*, 2013, (38): 111-117.
- [9] Brons, M., P. Nijkamp, E. Pels, and P. Rietveld. A Meta-analysis of the Price Elasticity of Gasoline Demand: A SUR Approach [J]. *Energy Economics*, 2008, 30(5): 2105-2122.
- [10] Dahl, C. A. Measuring Global Gasoline and Diesel Price and Income Elasticities [J]. *Energy Economics*, 2012, (41): 2-13.
- [11] Lin, C. Y. C., and J. Zeng. The Elasticity of Demand for Gasoline in China [J]. *Energy Economics*, 2012, (59): 189-197.
- [12] 赖明勇, 肖皓, 陈雯, 祝树金. 不同环节燃油税征收的动态一般均衡分析与政策选择 [J]. *世界经济*, 2008, (11):

- 65-76.
- [13]魏巍贤. 基于 CGE 模型的中国能源环境政策分析[J]. 统计研究, 2009,(7):3-12.
- [14]Chen, Y., G. Z. Jin, N. Kumar, and G. Shi. The Promise of Beijing: Evaluating the Impact of the 2008 Olympic Games on Air Quality[J]. *Journal of Environment Economics and Management*, 2013,(66):424-443.
- [15]Viard, B.,and S. H. Fu. The Effect of Beijing's Driving Restrictions on Pollution and Economic Activity[J]. *Journal of Public Economics*, 2015,125(2):98-115.
- [16]Chen,Y.,and A. Whalley. Green Infrastructure: The Effects of Urban Rail Transit on Air Quality [J]. *American Economic Journal: Economic Policy*, 2012,4(1):58-97.
- [17]梁若冰,席鹏辉. 轨道交通对空气污染的异质性影响:基于准实验方法的经验研究[D]. 厦门大学工作论文, 2015.
- [18]Lin, C. Y. C., and J. Zeng. The Elasticity of Demand for Gasoline in China [J]. *Energy Policy*, 2013,(59): 189-197.
- [19]Li, S. J., C. Timmins, and R. H. V. Haefen. How Do Gasoline Prices Affect Fleet Fuel Economy [J]. *American Economic Journal: Economic Policy*, 2009,(2):113-137.
- [20]CBO. Effect of Gasoline Prices on Driving Behavior and Vehicle Markets [EB/OL]. <https://www.cbo.gov/publication/41657>, 2008.
- [21]Klier, T.,and J. Linn. The Price of Gasoline and New Vehicle Fuel Economy: Evidence from Monthly Sales Data[J]. *American Economic Journal: Economic Policy*, 2010,2(3):134-153.
- [22]肖俊极,孙洁. 消费税和燃油税的有效性比较分析[J]. *经济学(季刊)*, 2012,11(4):1345-1364.
- [23]Xiao, J., and H. Ju. Market Equilibrium and the Environmental Effects of Tax Adjustments in China's Automobile Industry[J]. *Review of Economics & Statistics*, 2014,96(2):306-317.

The Impact of Gasoline Price Fluctuations on the Air Pollution: Through the Channel of Motor Vehicle Use

XI Peng-hui, LIANG Ruo-bing

(School of Economics of Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: Emissions from motor vehicles have gradually become the main source of air pollution in China. Using the daily data of Chinese cities from 2005 to 2013, this paper analyzes the gasoline price effects on the use of motor vehicle and the air pollution empirically. The results show that fuel costs could not change the overall air quality in a region, which is mainly because of that it had no significant effect on the private cars, buses and motorcycles, but it can affect air quality by changing the use of the non-private cars and taxis. After using the API annual summary data, considering gasoline price impact on the car purchase, choosing IV of the gasoline price and making a 2SLS regression, and removing the restrictions or metro city samples, the results still have robustness. And gasoline price does not significantly influence on the industrial pollution, which passes the placebo effect, suggesting that the gasoline price does affect the air quality by the vehicle use, and it cannot influence and has nothing to do with industrial pollution. Based on this, the paper argues that different fuel pollution effects are due to the different sunk costs, but have nothing to do with income levels or upfront input costs, which is confirmed by the income effect and substitution effect. Under the background of the rapid growth of private cars, the government should not simply rely on product oil fuel consumption tax, and should encourage the development of clean energy through financial subsidies.

Key Words: gasoline price; air pollution; motor vehicle use; influencing channel

JEL Classification: D12 H23 O13

[责任编辑:王燕梅]