

中国道路交通外部成本估计

——北京案例研究

邓欣¹, 黄有光²

(1. 南澳大学 国际商学院, 澳大利亚 SA 5001; 2. Monash 大学 经济系, 澳大利亚 3800)

摘要:根据非常保守的估算, 尚未包括汽车的钻石性物品效应, 2000年北京市道路交通外部成本占GDP的份额介于1.745%~5.296%。若根据上下值的平均(3.52%)估计, 北京每辆机动车每年的平均外部成本约为人民币10000元。其中, 因空气污染造成的损失占一半以上。必须反思当前的汽车消费政策。有必要使机动车所有者支付其所造成的外部成本, 对机动车与汽油的收费应该明确反映这一目的。

关键词:外部性; 汽车; 成本估计; 中国

中图分类号: F50

文献标志码: A

文章编号: 1008-5831(2008)01-0004-07

发达国家中, 有关交通领域的外部成本的研究可以说是汗牛充栋。这不仅是因为交通是一个非常重要的领域, 更为重要的是因为交通与人们的生活息息相关, 密不可分。我们可以将产生污染的企业搬迁到人口稀少的区域, 但却很难禁止汽车在人口密集的商业中心和居民区附近行驶。然而, 直到20世纪90年代, 中国才有这方面的研究和探讨, 而且, 这些研究大多数是从工程或城市规划的角度讨论如何解决道路拥塞和空气污染的问题。本文试图从外部成本的角度出发探讨这一问题。交通包括陆地交通、水上交通与空中交通, 其中陆地交通又进一步包括公路交通和铁路交通。本文仅讨论公路交通, 尤其着重于与机动车有关的五种外部效应: 空气污染、道路拥塞、噪音污染、交通事故以及钻石物品效应。本文将用数据说明这几种外部效应的状况, 并以北京为例, 对前四项外部效应的经济成本加以估计。

一、中国汽车外部效应概况

近年来, 汽车产业的发展可以说是一日千里。10年前, 拥有一辆私家车对普通老百姓而言还是遥不可及的梦想, 如今, 开着自家的车上班或旅游早已算不得什么新鲜事。不少城市还把汽车数量的增加作为城市现代化的标志之一, 鼓励汽车的发展。“让轿车进入家庭”已经成了大家耳熟能详的口号。不过, 与其他新出现的消费品诸如电脑、手机不同的是, 拥有和使用汽车会带来严重的外部负效应。而且这一问题在中国大城市尤为严重。这是由多种因素造成的。其一, 绝大多数机动车行驶在大城市, 大多数私家车也是在城市注册的。其次, 由于技术落后, 国产汽车的污染指数远高于发达国家。Walsh估计一些国产车的一氧化碳(CO)和碳化氢(HC)的排放值是美日同类车的10到20倍^[1]。He and Cheng也指出国产车的平均单车的排放值是发达国家的数倍以上, 而且许多车的油耗是国外同类车的1.5到2倍^[2]。其三, 城市人口及建筑物密度高, 环境自我净化能力弱。高人口密度也意味着受到外部负效应影响的人口多, 因而外部成本也会上升。以下分别讨论几种外部效应。

收稿日期: 2007-11-25

作者简介: 邓欣, 澳大利亚南澳大学商学院讲师, 博士, 主要从事应用微观经济学、环境经济学、交通经济学、福利经济学研究; 黄有光, 澳大利亚 Monash 大学经济系教授, 1980年入选澳大利亚社会科学院院士, 2007年被澳大利亚经济学会选为杰出学者。

欢迎访问重庆大学期刊网 <http://qks.cqu.edu.cn>

(一) 机动车产生的污染

20世纪80年代中期以前,环保尚未引起足够重视。国家环保局直到1984年方成为独立的政府机构便是佐证^[3]。不过,近年来环境污染已成为上至中央政府,下至普通百姓密切关注的问题。而大气污染又最令人瞩目。究其原因,主要是因为近年来中国许多大城市的大气质量迅速恶化。1995年,中国还只有3个城市——北京、兰州和太原被世界卫生组织列为十大污染最严重的城市。1999年,中国有七个城市上榜。2000年,世界卫生组织公布的十大污染最严重的城市竟有九个在中国^[4]。

机动车的排放物已成为大气污染的一个重要来源。Walsh估计在典型的中国城市中,45%~60%的氮氧化物以及85%的一氧化碳排放物来源于机动车^[5]。据估计,早在汽车数量较少的1995年,汽车排放了90万吨二氧化碳、12.3万吨碳氢化合物以及4.5万吨氮氧化物^[3]。

不少学者认为中国城市大气污染的典型模式已从燃煤主导型转为燃煤—机动车混合型,甚至是机动车污染主导型^[6-7]。1995年,北京76.8%的一氧化碳和40.2%氮氧化物排放来自机动车;而在1998年,相应的比例分别上升到82.7%和42.9%^[8]。对上海的研究表明,机动车排放对上述两种污染物的贡献率由1995年的76%和44%分别上升到1996年的86%和56%^[9-10]。有学者估计,1995年,机动车排放对上述两种污染物的平均贡献率分别为84%和25%,若不采取适当的措施,这两个比例分别会达到96%及45%^[7]。

机动车对大气污染的另一表现是氮氧化物浓度的上升。1991年至1998年间,中国城市地区大气中二氧化硫的浓度显著下降,总悬浮颗粒物的浓度也略有降低,但氮氧化物浓度则明显上升,反映出机动车污染的影响^[11]。1998年氮氧化物浓度达到国家大气质量二级标准的城市少于1995年。世界银行估计这一期间,在氮氧化物浓度超过国家二级标准的环境中生活的人口增长了60%,而且几乎所有的增长均发生在32个最大的城市里^[11]。国家环保局估计“八五”期间各主要大中城市的超标率为37%^[12]。

国家环保局的数据表明,许多城市交通干线两侧一氧化碳超标严重^[12]。如北京市三环内30条街道道路中心和人行道大气中的一氧化碳均100%超标,上海市15个交通路口一氧化碳的浓度比对照点高6倍,天津市区主要交通干线一氧化碳超标几倍甚至几十倍;长沙市干道一氧化碳超标4倍。

不少研究展示了中国汽车排放与儿童血液中含铅量的正相关关系^[13-14]。上海的一项研究表明,新生儿中铅毒的风险不仅与家庭成员与铅的接触量、家庭及邻居烧煤与否有关,还与居住地与交通干道的远近相关^[15]。在1988年至1995年间,大气平均含铅量上升了12倍。

尽管中国对可吸入颗粒物(PM₁₀和PM_{2.5},分别

指直径小于10微米和2.5微米的颗粒物)的数据尚不完全,专家们认为可吸入颗粒物将成为非常严重的环境问题^{[2][6]}。最近的一项研究估计北京市PM₁₀和PM_{2.5}在1995年的排放量分别为2445吨和1890吨,这两项排放值在三年内分别上升37.4%和42.5%,在1998年分别达到3359吨和2694吨^[16]。

(二) 交通拥塞

堵车在中国许多大中城市早已是司空见惯的现象了。许多城市高峰期车速均低于每小时20公里。尽管近年来各地路修得不少,但堵车却有愈演愈烈之势。

公共交通受拥塞之害尤其严重。高峰期间,许多线路的公共汽车的行驶速度比步行快不了多少,这种情形下,准点率低也就在情理之中了。北京市公共汽车准点率从1990年的70%迅速下滑到1996年的8.4%^[2]。北京市的道路网密度居全国之首,但拥塞的程度在全国城市中亦名列前茅。据报道,在北京市区400多处主要交通干道交叉口,高峰时每小时机动车流量超过1万辆的路口有55个,5000到1万辆的路口有51个,严重堵塞的路段路口达99处;11条主要干道的平均车速仅每小时12公里,有近1/5的路口路段呈瘫痪状态^[17]。20世纪90年代后期,上海市中心有一半以上的道路严重堵车,平均时速仅10公里左右^[18]。

拥塞本身会造成额外的时间浪费和燃油消耗,从而限制生产率和效率。除此之外,拥塞还会进一步强化其他外部效应,如更高的排放和噪音。

(三) 噪音污染

噪音污染也是最近几年方受到重视。2001年,国家环保局对273个城市道路交通噪音监测的结果显示,9.5%的城市污染严重,16.5%的城市属中度污染,48.7%的城市属轻度污染,仅有25.3%的城市道路交通声环境质量较好^[19]。

此外,噪音水平达到国家规定的标准并不意味着人们不会受到噪音的困扰。很少有人能在70分贝的环境下觉得舒适。2000年,北京建成区噪声达标区覆盖率达到71.5%,然而正是从当年7月开始,北京市要求所有临街新建住宅必须安装隔声窗^[20]。

(四) 交通事故

自20世纪80年代中期以来,道路交通事故的数目增长了两倍,从1985年的202394起激增至2001年的754919起。同一期间内,死亡人数由40906人上升至105930人,受伤人数由136829人上升至546485人。官方估计直接经济损失从1985年的1.58亿元急速攀升至30.88亿元^[21]。换言之,2001年每天发生2068起交通事故,死亡290人。尽管万车死亡率由1985年的127人下降到2001年的58人,十万人交通事故死亡率反而由3.86人上升到8.3人。这说明,交通管理的改善所带来的利益被上升的机动车数目所抵消。

交通事故主要发生于大中城市。2000年,1/3以上的交通事故发生于36个主要城市。这些事故

所造成的死亡和受伤人数分别占全国总数的21.82%和26.13%,而这36个城市的人口仅为全国人口的17.21%^[21]。

如果与其他国家相比,中国的交通事故状况则更令人担忧。世界银行的数据表明,全球每年因道路交通事故死亡的人数为117万^[22]。这意味着尽管中国机动车数量仅占全球机动车总数的2%,道路交通事故死亡的人数却占到全球的8%。更加糟糕的是,即使在大城市,相当多的机动车没有保险。2000年,北京的160万辆机动车中仅有60万辆即不到40%有保险。一项调查显示,北京市政府每年用于处理因肇事车辆逃逸所造成的财产损失和人员伤亡的费用高达6000万元,处理未投保机动车肇事所花费的财力、物力、人力则难以统计^[23]。

(五) 钻石物品效应

国际经验表明,私人小汽车的拥有率会随着收入的提高而上升^[24]。这一现象并不难理解,因为随着收入的增加,人们的活动范围扩大,娱乐方式多样化,出行的次数增加,距离延长,自然需要更便利的交通工具。然而,在中国许多大城市,出租车服务非常方便而且便宜,这就使人不能不思考私人小汽车在交通之外的其他功能了。

从交通的角度而言,出租车可以说是私人小汽车的完美替代品。在绝大多数大中城市里,人们可以在步行5分钟的距离内找到出租车。而且出租车的车型如桑塔纳、富康、夏利等也是私人小汽车常见的车型。有人认为私人小汽车有私人空间,另外高峰时间很难打到出租车。不过,私人小汽车也有诸多不便之处,例如注册手续复杂、年检、保险、罚款、找停车位等。可以说,长短相抵后,就出行而言,出租车还略胜一筹。

从经济的角度来看,出租车则更具优势。如果假定一个人所有的旅行都用出租车(这一假定并不现实,因为如果没有私人小汽车,人们的汽车旅行会少得多),每年旅行12000公里(假定此人每次旅行20公里,每天两次,一年出行300天),每年的出租车费用为人民币18000元。根据王和程的计算,即使不算折旧,没有意外支出,养一辆私人小汽车一年约需要18890-26690元^[25]。众所周知,小汽车的使用寿命不过10余年,若按照15%的折旧率计算,一辆价值10万的轿车年折旧额为15000元。此外,用于购车的资金本可用于投资或其他项目。即使是存银行,按目前的低利率,每年损失的利息收入也有2000元。如果车主是贷款购车,则费用更高。如此算来,即使是按保守的算法,一辆价值10万的轿车每年至少要耗费35890元。仅从出行方便的角度出发,很难解释为什么人们在出租车如此便利的情形下,要花两倍于出租车的费用来拥有一辆私家车。

愿意多花钱购买功能相同的商品的现象并非最近才出现的新鲜事。早在19世纪,Rae^[26]和Veblen^[27]就研究过这一现象,并将其解释为人们通过显示财富以取得较高社会地位。Veblen认为人们主要

有两种方式来显示财富:炫耀性休闲和炫耀性消费。他认为随着社会的工业化程度加深及收入平均化,炫耀性消费将更为重要。黄有光从“钻石物品”效应的角度探讨了这类现象^[28]。如果消费者可以从某种物品的交换价值中获取效用,则这种物品可以被称之为“钻石物品”。对于纯“钻石物品”,由于其内在消费价值为零,政府可以对其征极高的税而不至于给消费者带来任何负担。现实生活中,纯“钻石物品”的例子是极其罕见的,大多数商品是混合“钻石物品”,即商品的内在消费价值和交换价值均可给消费者带来效用。

如前文所述,私人小汽车的内在消费价值在于出行时提供一个快速的交通工具,这一功能完全可以由出租车代替。这说明除了小轿车的内在消费价值外,还有别的因素影响人们的购买决策。邓欣通过对120位私家车车主的调查表明“钻石物品”效应影响他们的购买决策^[29]。换言之,目前在中国,私人小汽车可以被视为一种混合“钻石物品”。

“钻石物品”能给购买者带来效用的原因有几种:一是因为这种物品有价值存储作用,二是因为这种物品可用作礼品,三是这种物品可用来显示人们的经济或社会地位^[28]。就自用的私人小汽车的情形而言,第三种原因较为适用,因为轿车折旧很快,价值存储的功能不强。

然而,私人小汽车在提高车主的经济或社会地位的同时,不可避免地使得无车族的相对经济或社会地位下降。这也可以视为一种外部效应。

二、与机动车相关的空气污染成本

邓欣以北京为例对道路交通有关的外部成本进行估算,本文选择性报告一些结果,详见Deng(2003)^[30]。

估算主要采用愿付价格法(Willingness to pay method)。愿付价格法评估人们愿意支付多少金钱以减少疾病和死亡的风险。成本法则用因疾病或死亡而减少的收入或产出,加上人们直接付出的费用作为衡量疾病和死亡的成本。世界银行1997年的研究中所采用的人力资本法(Human Capital Method)实际上就是一种成本法。成本法的优点在于简单,但其缺陷也是显而易见的,即低估实际外部成本。因为按照成本法,没有收入或产出的人的生命价值应该为零,这当然是不合理的。因此,在对环境破坏的损失进行评估时,愿付价格法是广为接受的方法。本文同时采用两种方法,人力资本法的估算结果用来显示估算的低限。

我们首先采用2000年中国与欧洲国家的人均国民净收入(GNI)比来转化世界卫生组织的研究估算的愿付价格,然后用北京与全国之人均GDP对其加以调整。计算得出的转化率为0.1227。根据世界卫生组织估算,欧洲国家为避免死亡而愿付的价格为140万欧元^[31]。据此,我们估算出北京地区人们平均愿意付出171640美元(或142万人民币)以避免死亡。由于因环境污染而死亡的人大多是老年人,世界卫生组织的研究认为在一定年龄之后,人们

为避免死亡而愿付的价格会降低,因此该研究仅取愿付价格的60%计算货币成本。尽管笔者并不同意对老年人的愿付价格进行折扣,事实上,黄有光曾证明,以货币计算的生命价值可能在60岁时最高,在60至70岁之间仅略为下降,70岁以后方迅速下降^[32]。然而,本文仍然援用世界卫生组织的折扣,一方面是为保证研究结果为保守估计,另一方面也可

使本研究与其他研究有可比性。因此,本文将采用105 000美元作为避免死亡的愿付价格。

米勒在对涉及13个国家的68项研究比较回顾之后,认为生命的价值大约为人均GDP的120倍^[33]。按照这种观点,2000年北京地区生命价值应该是324 723美元,也就是三倍于本文的估算。这说明,我们的估算是非常保守的。

表1 道路交通的健康成本

对健康的影响	由道路交通造成的案例	死亡和疾病的货币估价(美元)		道路交通造成的成本(百万美元)	
		愿付价格法	人力资本法	愿付价格法	人力资本法
死亡(案例数)	1 876	105 000	15 650	196. 935	29. 353
呼吸疾病住院数(病例数)	3 751	966	496	3. 624	1. 859
急诊(病例数)	73 460	73	40	5. 363	2. 948
活动受限制的天数(天数)	17 974 224	12	4	215. 691	72. 767
呼吸系统感染/儿童哮喘(病例数)	7 190	23	23	0. 165	0. 163
哮喘发病数(病例数)	815 248	7	7	5. 707	5. 690
慢性支气管炎(病例数)	19 068	25 644	2 087	488. 988	39. 796
呼吸性症状(病例数)	57 204 922	1	1	57. 205	57. 205
总成本				973. 677	209. 781

表1列出了道路交通的外部货币成本。假定60%的居民受到大气污染的影响,而机动车对PM₁₀的贡献率为30%,那么,机动车排放的污染物在2000年杀死了1 876位北京居民,高于当年死于交通事故的人数(1 470人)。机动车造成的污染还额外造成3 751人因呼吸道疾病住院,以及19 068例慢性支气管炎。按照愿付价格法和人力资本法计算的与道路相关的大气污染造成的成本分别为9.73亿和2.1亿美元。疾病成本是主要成本,占愿付价格法计算的总成本的80%,及人力资本法计算的总成本的86%。而世界卫生组织的计算中,死亡的成本为主要成本,占总成本的70%~75%不等^[31]。

2000年,按照愿付价格法和人力资本法计算与道路有关的大气污染成本分别相当于北京当年GDP的3.26%和0.7%。尽管愿付价格法估算的结果似乎很高,但前文的讨论表明本研究仍然是相当保守的估算。与其他研究相比也可得出同样的结论。首先,一项关于北京城市大气污染的研究认为,就PM₁₀和氮氧化物(NO_x)两种污染物而言,在所有污染源中交通的暴露效率(exposure efficiency,指被人体吸收的污染物的比例,暴露效率越高,对健康的危害越大)是最高的,这说明由道路排放的等量污染物对健康的危害要超过其他污染源。其次,世界卫生组织研究所涉及的3个欧洲国家大气中PM₁₀含量仅为21~26μg/m³,而该研究估计的与大气污染相关的健康成本高达这些国家GNI的1.5%~3.25%^[31]。而北京PM₁₀含量是这些国家的6倍,大气污染成本也只是与这些国家相当,说明我们的估算仍然是非常保守的。最后,由于北京的机动车拥有量要远高于全国平均数,道路

高应在情理之中。

三、与机动车相关的噪音污染成本

用于估计噪音污染成本的方法也有两种:享乐价格法(Hedonic price approach)和避免成本法(Avoidance cost approach)。如果商品的某一特征没有市场价格,享乐价格法是通过市场商品间的价格和特征差异来估计这一特征的价值^[34]。享乐价格法是估计噪音污染成本的常用方法之一。该方法假定房地产的价格受到许多因素的影响,如结构、建筑面积、位置及环境质量等。换言之,房地产价格是上述变量的方程,因而我们可以根据观察,收集房地产价格及有关特征的信息来估计出享乐价格方程,从而估算出噪音对价格的影响,以此衡量噪音污染成本^[35]。

避免成本法则是估计避免某一环境危害的成本,并以其作为污染成本。例如,人们可以安装双层玻璃来减少噪音的侵扰,那么安装双层玻璃的成本即可视为噪音污染的成本。该方法所提供的信息还有助于人们决定是减少污染源更有效率还是采取防护措施更有效率。

本文同时采用两种方法对噪音污染成本进行估算。享乐价格法估计噪音水平上升对房地产价值的影响,避免成本法估算安装双层玻璃的成本。

表2显示,按照享乐价格法计算得出的2000年北京市城区和近郊的交通噪音成本合计达1.84亿美元,或占GDP的0.615%,其中城区的份额高达70%,这主要是由于大部分居民住房在城区,而我们并未考虑城区房价较高的因素。

自2000年7月起,北京市政府规定新建住房必须安装双层玻璃^[20]。尽管双层玻璃还有保暖的作用,但无疑防止噪音侵扰是一个相当重要的功能。

如表3所示,按照避免成本法估算出的2000年北京市城区和近郊的交通噪音成本合计达0.91亿美元,占当年GDP的0.31%,大约是享乐价格法估

算的数额的一半。

表2 2000年北京城区和近郊交通噪音成本——享乐价格法

	居民住房面积 (百万平方米)	噪音成本 (百万人民币)	交通份额 (百万人民币)	交通份额 (百万美元)	交通份额 (相当于GDP的比例)
城区	17.63	1 463	439	53	0.177
近郊	66.56	3 616	1 085	131	0.438
合计	84.19	5 079	1 524	184	0.615

表3 2000年北京城区和近郊交通噪音成本——避免成本法

	居民住房面积 (万平方米)	双层玻璃面积 (万平方米)	双层玻璃总成本 (百万人民币)	噪音份额 (百万人民币)	交通份额 (百万人民币)	交通份额 (百万美元)	占GDP的 份额(%)
城区和近郊	8 419	420.9	4 209	2 526	758	91	0.31
城区	1 763	88.1	881	529	159	19	0.06
近郊	6 656	332.8	3 328	1 997	599	72	0.24
远郊	6 777	338.9	3 389	2 033	610	73	0.25
合计	15 196	759.8	7 598	4 559	1 368	165	0.55

四、机动车所造成的拥塞成本

拥塞降低了引擎的效率,增加汽油消耗量和有害物质排放,增加人们的旅行时间以及公司的送货成本。由于增加有害物质排放的影响已经在大气污染成本估算中加以考虑,额外的车的损耗及汽油消耗量已由个人承担,因此,我们主要考虑由拥塞造成的时间损失。尽管关于北京及其他城市交通拥塞的报刊文章不少,但笔者尚未发现专门讨论拥塞成本的研究。许多与交通有关项目的成本效益分析中会涉及拥塞问题^[6,36,37],但只是将减少某一路段或区域的拥塞作为效益的一部分,未能覆盖整个地区。

各国对时间的估计大相径庭。根据世界银行的指南,与工作有关的旅行的时间价值是旅行者小时工资的1.33倍,而与工作无关的旅行的时间价值是旅行者每小时家庭收入的0.3倍(成人)或0.15倍(儿童)。货运车及公交车旅行者的时间价值则是运输工具损耗、乘客和司机的时间损失之和^[38]。

表4 2000年北京市道路交通拥塞成本

交通工具	私家车	公交车	其它机动车
数量(10 000)	43.48	1.48	59.16
年旅行人次(10 000)	31 305.6	352 643.7	60 343.2
高峰期年旅行人次(10 000)	15 522.36	117 547.9	10 560.06
平均每次旅行的时间损失(小时)	0.6	0.381	0.6
时间价值(美元/小时)	0.984	0.289	1.282
高峰期年拥塞成本(百万美元)	92	97	81
占GDP的比重(%)	0.31	0.33	0.27
高峰期车拥塞成本(美元/车)	211	6 563	137
占总拥塞成本的比重(%)	33.95	35.97	30.08

表4显示2000年北京市道路交通的拥塞成本。

因私家车、公交车和其他机动车引起的拥塞成本基本相当,分别为9 200、9 700和8 100万美元,合计相当于2000年GDP的0.91%。

五、交通事故成本

交通事故成本包括人身伤亡的成本、财产损失及其他相关的社会成本,如个人及亲友的精神损失、警察成本及非个人承担的医疗成本等。当然,并非所有交通事故成本都是外部成本。司机和交通运输公司通常会购买保险来支付某些事故的成本,这些由保险支付的成本已经内部化了。尽管如此,如前文所述,由于有不少车主根本没有任何形式的保险;此外,保险也无法覆盖所有事故成本,因而仍有相当一部分事故成本未被市场内部化。尽管中国官方统计数据中也包括“直接损失”一项,但其大大低估了实际成本。

由于我们无法获得由保险支付的事故成本的数据,我们假定交通事故所造成的所有的财产和车辆损失均已被保险,而本研究仅考虑人身伤亡的成本。死亡成本取决于对生命的估价。援用评估空气污染成本的方法,我们可采用愿付价格法和人力资本法。与大气污染的受害者不同的是,车祸的伤亡人员大都是年轻人,因此没有必要对生命价值加以折扣。由于没有受伤人员的详细信息,我们估计这一成本约为生命价值的1%。这个数据是欧洲国家研究而来的,该研究认为平均每一个受伤案例的外部成本约为生命价值的1%~3%。我们之所以采用较其估算为低的数据,是因为北京车速较低,交通事故的严重程度可能也要轻一些。

表5显示:根据愿付价格法和人力资本法,2000年北京道路交通事故的伤亡成本分别为2.76亿美元和4 100万美元,分别相当于北京当年GDP的0.926%和0.138%。其中死亡成本占主要地位,占总成本的90%以上。这也可能是因为仅造成轻伤的事故没有报告,而是在当事人之间“私了”了。当然交通事故死者当中,有不少是由保险覆盖。但目前保险支付的费用可能仅仅数万或十余万人民币,不到我们所估算的

生命价值的10%,因此我们仍然可以说死亡成本的绝大部分是外部成本。

表5 2000年北京市道路交通伤亡成本

	人数	价值(美元)		成本(百万美元)		占GDP份额(%)	
		愿付价格法	人力资本法	愿付价格法	人力资本法	愿付价格法	人力资本法
死亡	1 470	175 000	26 083	257.3	38.3	0.861	0.128
受伤	10 963	1 750	261	19.2	2.9	0.064 2	0.009 6
合计				276.4	41.2	0.925 6	0.138 0

六、结论

如表6所示,根据我们非常保守的估算,而且还没有包括汽车的钻石性物品效应,2000年北京市道路交通外部成本占GDP的份额介于1.745%~5.296%之间。若根据这上下值的平均(3.52%)估计,北京每辆机动车每年的平均外部成本为人民币8349元。其中,因空气污染造成的损失为人民币4700元。这些数据不能不让我们反思当前的汽车消费政策。社会上不时还有鼓励汽车消费的呼声,“汽车是国民经济的支柱产业”“让轿车走入家庭”已经是大家耳熟能详的口号了。其实,发展经济未必需要发展汽车,可以发展其他许多外部成本较低甚至有外部利益的行业。而且,我们的估算结果表明,汽车的外部成本可能会大大高于发展汽车产业的利益,而且这些成本正在由整个社会在承担,这不仅对无车阶层不公平,而且会进一步鼓励私人小汽车的使用,最终形成恶性循环,交通堵塞与空气污染恶化,不但不能促进经济发展与提高人民的福祉,反而会导致严重的社会与环保问题。这并非危言耸听,因为这已经是发生在许多城市的现实了。作为一个经济正在起飞的发展中国家,就经济实力而言,中国将会有越来越多的人买得起小轿车,但就中国有限的资源而言,小轿车的过度发展可能会是一场灾难。何谓“过度”?“过度”乃是指机动车所有者所付费用低于社会成本,尽管笔者也反对针对私家车主的名目繁多的乱收费,但有必要使机动车所有者支付其所造成的外部成本,而且对机动车的收费应该明确反映这一目的。合理的办法是使燃油税反映污染、噪音、拥塞等外部成本,使汽车的注册费或拥有费反映汽车的炫耀性或钻石性效应。

表6 2000年北京市道路交通外部成本总揽

项目	成本(百万美元)		占GDP的份额(%)	
	高限	低限	高限	低限
空气污染	973.7	209.8	3.260	0.702
噪音*	184	122	0.616	0.409
拥塞	148	148	0.496	0.496
交通事故	276	41.2	0.924	0.138
总计	1 581.7	521	5.296	1.745

注:*仅包括城区和近郊数据。

参考文献:

[1] WALSH MICHAEL P. Motor Vehicle Pollution Control in China. 欢迎访问重庆大学期刊网

na: An Urban Challenge [C]//STEPHEN STARES, ZHI LIU. China's Urban Transport Development Strategy. Washington D. C: World Bank, 1996

[2] HE KE BIN, CHANG CHENG. Present and Future Pollution from Urban Transport in China [M]//China Environment Series. Washington, D. C: Woodrow Wilson Center, 2000: 38 - 50.

[3] United Nations Development Programme. Urban and Rural Pollution: Urban Air Pollution [C]. United Nations Development Programme, 2002.

[4] SUN CHANG JIN. Paying for the Environment in China: The Growing Role of the Market [M]. Washington D. C: Woodrow Wilson Centre, 2001: 32 - 42.

[5] WALSH MICHAEL P. Transportation and the Environment in China [M]//China Environment Series. Washington, D. C: Woodrow Wilson Center, 2000: 28 - 37.

[6] FU LI XIN, et al. Assessment of Vehicular Pollution in China [J]. Journal of Air & Waste Management Association, 2001, 51(May): 658 - 668.

[7] SHAO MIN, ZHANG YUAN HANG. Current Air Quality Problem and Control Strategies for Vehicular Emissions in China [C]//The Future of Personal Transport in China. Washington: 2001: 1 - 25.

[8] Department of Environmental Science and Engineering. Research Report of Planning of Vehicle Emission Pollution Control in Beijing City [R]. Beijing: Tsinghua University, 1999.

[9] CHENG CHANG HONG. Pollution Load of Vehicular Exhaust in Shanghai (In Chinese) [J]. Shanghai Environmental Sciences, 1997, 16(6): 26 - 29.

[10] LU SHU YU. Vehicular Pollution Control Strategies in Shanghai (In Chinese) [J]. Environmental Science, 1998, 17(3): 1 - 3.

[11] World Bank. China: Air, Land and Water [Z]. Washington, USA: World Bank, 2001.

[12] 国家环保局. 城市大气污染 [EB/OL]. (2001-05-10). 国家环保局网站: <http://www.zhb.gov.cn/index3.htm>.

[13] LI G H, et al. Effect of lead Pollution on IQ in Children [J]. China Journal of Preventive Medicine, 1992, 26: 380 - 381.

[14] LI G H, et al. Effect of lead Pollution on Blood Pb, Cu, Zn and SOD in Primary Schollers [J]. China Public Health, 1994, 10: 204 - 205.

[15] SHEN X M, et al. Childhood Lead Poisoning in China [J]. Science of the Total Environment, 1996, 181(2): 101 - 109.

[16] WU YE, et al. Calculating emissions of exhaust particulate <http://qks.cqu.edu.cn>

- matter from motor vehicles with PART5 model [J]. Environmental Science (Huan Jing Ke Xue), 2002, 23(1): 6-10.
- [17] 李予阳. 堵车, 究竟堵在了哪儿? [N]. 经济日报, 2001-04-03.
- [18] 周江评. 缓解我国城市道路交通问题的若干思考[J]. 城市规划汇刊, 2001(1): 68-72
- [19] 国家环保局. 2001年中国环境状况[N]. 人民日报(海外版), 2002-06-17(11).
- [20] 北京市环保局. 北京市环境状况公报 1994-2001[EB/OL]. (2002-07-10). 北京市环保局网站: <http://www.bjepb.gov.cn/>
- [21] 国家统计局. 中国统计年鉴 2001、2002[M]. 北京: 中国统计出版社, 2003.
- [22] World Bank. Roads and Highways: Road Safety[R]. World Bank, 2001.
- [23] 刘京生. 车险问题: 需综合治理[J]. 中国保险, 2001(3): 30-32
- [24] DARGAY JOYCE, DERMOT GATELY. Income's effect on car and vehicle ownership, worldwide: 1960-2015 [J]. Transportation Research Part A: Policy and Practice, 1999, 33(2): 101-138.
- [25] 王永长, 程连红. 养一辆车一年要花多少钱[N]. 大河报, 2002-02-21.
- [26] RAE JOHN. The sociological theory of capital [M]. New York: Macmillan, 1905.
- [27] VELEN THORSTEIN. The theory of the leisure class: an economic study of institutions [M]. London: Allen and Unwin. New York: Macmillan, 1970.
- [28] NG YEW KWANG. Diamonds Are a Government's Best Friend: Burden-Free Taxes on Goods Valued for Their Values [J]. American Economic Review, 1987, 77(1): 186-191.
- [29] DENG XIN. Testing the Diamond Effect - A Survey on Private Car Ownership in China [C]// Department of Economics Discussion Papers. Monash University, Melbourne, Australia: 2002: 1-40.
- [30] DENG XIN. Optimal Pricing on Road Transport and Private Car Ownership: With a Case Study of China [C]. Department of Economics, Monash University: Melbourne, 2003.
- [31] SOMMER HEINI, et al. Health costs due to road traffic - related air pollution - An impact assessment project of Austria, France and Switzerland (Economics Evaluation - Technical Report on Economy) [R]. London: World Health Organization, 1999: 1-92.
- [32] NG YEW KWANG. The Older the More Valuable: Divergence between Utility and Dollar Values of Life as One Ages [J]. Journal of Economics Zeitschrift fur Nationalokonomie, 1992, 55(1): 1-16.
- [33] MILLER TED R. Variations between Countries in Values of Statistical Life [J]. Journal of Transport Economics & Policy, 2000, 34(2): 169-188.
- [34] European Conference of Ministers of Transport. Valuation Methods For The Environmental Externalities of Transport [M]// Efficient Transport for Europe: Policies for Internalisation of External Costs. Paris: OECD Publications Service, 1998.
- [35] FREEMAN A MYRICK. Hedonic prices, property values and measuring environmental benefits: A Survey of the Issues [M]// HAYASHI YOSHITSUGU, BUTTON KENNETH, NIJKAMP PETER. The Environment and transport. Cheltenham; Edward Elgar Publishing, 1999: 154-172.
- [36] Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection. China - Second Beijing Environment Project: environmental assessment [R]. Washington D. C: The World Bank, 2000: 1-31.
- [37] Tianjin Environmental Impact Assessment Center. China - Second Tianjin Urban Development and Environment Project: environmental assessment [R]. Washington D. C: The World Bank, 2002: 1-83
- [38] GWILLIAM K M. The value of Time In Economics Evaluation of Transport Projects: Lessons from recent research [R]. Washington D C: The World Bank, 1997: 1-6.

Estimation of External Costs of Road Transport: A Case Study of Beijing

DENG Xin¹, Yew-Kwang Ng²

(1. School of Commerce, University of South Australia, Adelaide SA 5001, Australia;

2. Department of Economics, Monash University, Clayton 3800, Australia)

Abstract: According to our conservative estimation, the external costs of road transport in Beijing in 2000 accounts for 1.745% to 5.296% of GDP. Such estimation excludes the diamond goods effect of cars. Using the average of this estimation, the average external costs per vehicle in Beijing is around RMB10,000. Among them, air pollution accounts for more than half of the total costs. These figures make us reflect current automobile policies. It is essential to make motor vehicle owners to pay for the external costs generated, and charges on motor vehicles should clearly indicate this purpose.

Key words: externalities; motor vehicles; cost estimation; China

(责任编辑 傅旭东)