



中国石油真实成本研究

A STUDY ON THE TRUE COST OF OIL IN CHINA

油控研究项目“石油真实成本”课题组



中国石油消费总量控制和政策研究项目 (油控研究项目)

中国是世界第二大石油消费国和第一大石油进口国。石油是中国社会经济发展的重要动力，但石油的生产和消费对生态环境造成了严重破坏；同时，石油对外依存度上升也威胁着中国的能源供应安全。为应对气候变化和减少环境污染，自然资源保护协会（NRDC）和能源基金会中国（EF China）作为协调单位，与国内外政府研究智库、科研院所和行业协会等十余家有影响力的单位合作，于2018年1月共同启动了“中国石油消费总量控制和政策研究”项目（简称油控研究项目），促进石油资源安全、高效、绿色、低碳的可持续开发和利用，助力中国跨越“石油时代”，早日进入新能源时代，为保障能源安全、节约资源、保护环境和公众健康以及应对气候变化等多重目标做出贡献。



自然资源保护协会（NRDC）是一家国际公益环保组织，拥有约300万会员及支持者。NRDC致力于保护地球环境，即保护人类、动植物以及所有生灵所倚赖的生态系统。自1970年成立以来，我们的环境律师、科学家和专家一直在为公众享有清洁的水和空气以及健康的社区而努力。通过在科学、经济和政策方面的专业知识，我们在亚洲、欧洲、拉美和北美等地区与当地合作伙伴一起共同推进环境的综合治理与改善。请登录网站了解更多详情 www.nrdc.cn。

本报告由生态环境部环境规划院和中国水利水电科学院等研究机构撰写。

生态环境部环境规划院

生态环境部环境规划院是开展国家生态文明、绿色发展、环境战略规划和环境保护规划等研究工作的生态环境部直属事业单位，旨在为国家环境政策研究与制定、环保规划编制和环境风险管理等方面提供优质的决策服务。

中国水利水电科学研究院

中国水利水电科学研究院是从事水利水电科学研究的公益性研究机构，旨在研究解决水利发展中战略性、全局性、前瞻性、基础性的科学技术问题，为国家和行业宏观决策提供科技支撑。

系列报告

- 《石油开采利用的水资源外部成本研究》
- 《中国石油消费总量控制的健康效应分析》
- 《中国传统燃油汽车退出时间表研究》



油控研究项目系列报告

中国石油真实成本研究

A STUDY ON THE TRUE COST OF OIL IN CHINA

报告主要撰写者

陈潇君 王丽娟 唐倩 郝春洋 潘小川 王战 武子婷

油控研究项目“石油真实成本”课题组

2019年06月



首字母缩略词

CI	Confidence Intervals	置信区间
CO ₂	Carbon	二氧化碳
COD	Chemical Oxygen Demand	化学需氧量
NO ₂	Nitrogen Dioxide	二氧化氮
NO _x	Nitrogen Oxides	氮氧化物
O ₃	Ozone	臭氧
OR	Odds Ratio	比值比、优势比
PM ₁₀	Particulate Matters under 10μm	可吸入颗粒物
PM _{2.5}	Particulate Matters under 2.5μm	细颗粒物
RR	Relative Risk	相对危险度
SO ₂	Sulfur Dioxide	二氧化硫
VOCs	Volatile Organic Compounds	可挥发性有机物
VSL	Value of a Statistical Life	统计生命价值

目录

Executive Summary	7
执行报告	17
前言	29
1. 石油利用的环境影响	30
1.1 石油开采与运输	
1.2 石油加工	
1.3 石油消费	
1.4 石油开采、加工与消费的二氧化碳排放	
2. 石油开采、加工与消费的环境外部成本核算	43
2.1 环境外部成本核算框架与方法	
2.2 环境成本核算结果	
3. 思考与建议	64
3.1 降低资源消耗与污染物排放量，从源头减少石油开采与利用的环境影响	



3.2 以经济手段促进石油的清洁化利用

3.3 促进公众参与

3.4 以科技发展促进环境保护

参考文献

67

Executive Summary

The production and consumption of oil caused a series of damages to the environment and public health in China. However, at present, the calculated costs of oil do not include all the resource and environmental costs, which results in the underestimation of oil production and utilization costs. In order to promote the internalization of oil's external costs in China, this project tries to analyze 'the True Cost of Oil', which refers to the impacts of oil-production, oil-transportation, oil-processing, and oil-consumption on water, the atmosphere, soil, climate and health, and the monetized environmental external costs for the above four areas in China.

1. The Environmental impact of Oil Utilization

1.1 Oil-production and transportation

Petroleum production and transportation impact regional water resources significantly. In terms of the distribution of petroleum and water resources in China, the eight main basins with concentrated distribution of oil resources often face water scarcity, as shown in Figure 1. Irregular production and utilization of petroleum may affect water conservation and sustainable utilization.

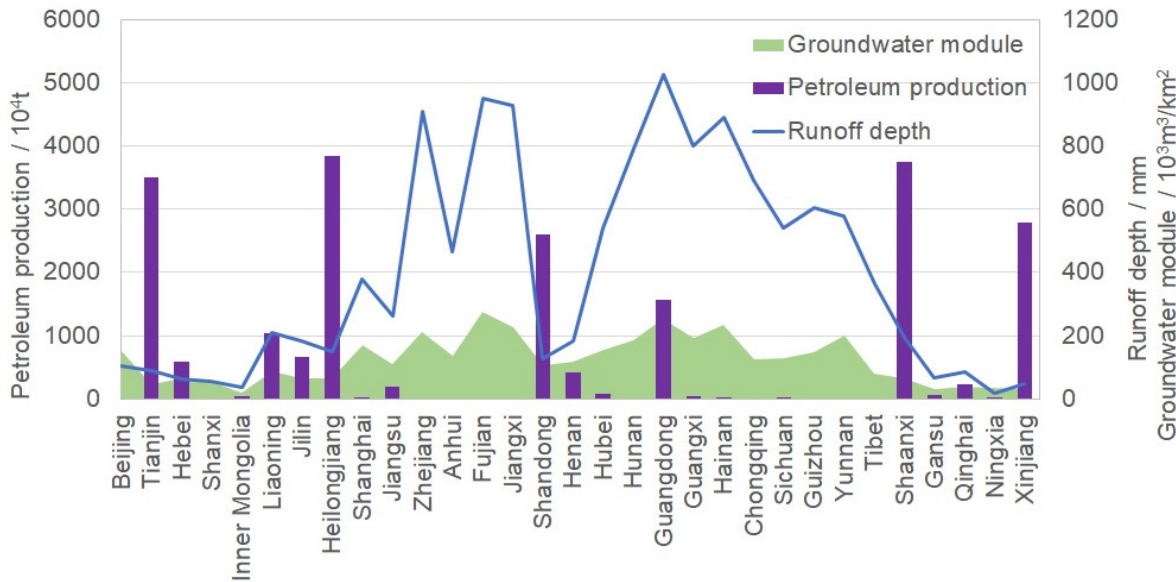


Figure 1 Petroleum production and water resources comparison by provinces in China

The natural water cycle can be disturbed by exploratory well drilling and water injection both before and during petroleum extraction, which consumes large quantities of water, discharges wastewater, and pollutes surface water, soil and groundwater with petroleum leakage, indirectly causing ecological degradation. In the oil industry, the most serious pollution is caused by the leakage of crude oil and of water-based drilling fluids.

The oil production process also produces volatile organic compounds (VOCs), sulfur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), particulate matter (PM) and other atmospheric pollutants and greenhouse gas emissions, which are the important precursors of PM_{2.5} and O₃. In 2015, the emissions of VOCs, SO₂, NO_x, PM, and CO₂ in China's petroleum exploration industry were 122 thousand tons, 29 thousand tons, 28 thousand tons, 9 thousand tons and 2.21 million tons respectively.

Crude oil is transported mainly via shipping and pipelines, including railways and highways. Marine oil spill accidents bring huge economic loss to fisheries, aquaculture, coastal tourism, marine transportation, and other industries, and causes abnormal changes in the marine ecosystem. China releases about 1.28 million tons of oil into the sea every year (including industrial emissions, oil spills from ships, oil spills from accidents, leakage from undersea oil fields and blowout accidents).

1.2 Oil-processing

The petroleum processing, coking, and nuclear fuel processing industries, as well as the manufacturing of raw chemical materials and chemical products, which are closely related to oil consumption, are all high-water-consuming industries. According to the Second National Economic Survey in 2008, in the above-mentioned industries water intake reached 6.76 billion cubic meters, accounting for 10.0% of total water use. The manufacturing of raw chemical materials and chemical products accounted for 7.1%, oil processing, coking, and the processing of nuclear fuel accounted for 1.5%, and the oil and gas exploration industry accounted for 1.3%. These industries ranked second, tenth and twelfth respectively in water intake by industrial enterprises above a designated size, as shown in Figure 2.

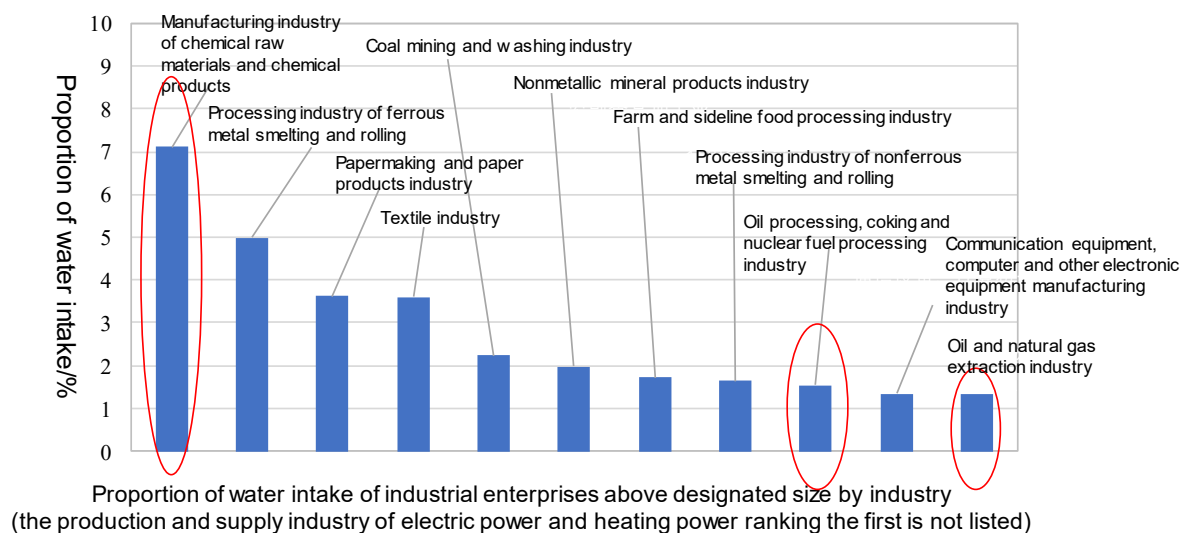


Figure 2 Proportion of water intake of industrial enterprises above a designated size by industry

(The production and supply industry for electric power and heating ranked first and is not listed)

Table 1 Discharge quantity of pollutants in industrial wastewater of oil-related industries and ranking among key investigation industries

Industry	Oil processing, coking and nuclear fuel processing industry		Manufacturing industry of chemical raw materials and chemical products	
	Discharge quantity (t)	Ranking	Discharge quantity (t)	Ranking
COD	-	-	34.6	2
Ammonia	1.5	3	5.8	1
Petroleum	2738	1	2086	2
Volatile Phenol	790.8	1	85	2
Cyanid	58	1	40	2

Note: data source from China Environmental Status (2015) , and – refers to temporary data missing.

Petroleum processing, coking, nuclear fuel processing¹, and raw chemical materials and chemical product manufacturing are all also important sources of atmospheric pollutants. In 2015, the emissions of VOCs, SO₂, NO_x, PM and CO₂ in the petroleum processing industry were 1.7 million tons, 0.2 million tons, 0.2 million tons, 84 thousand tons and 190 million tons respectively.

In the process of petroleum processing, there are a variety of industrial solid wastes, including waste catalysts, waste adsorbents, waste ceramic balls, etc., as well as coal ash slag and domestic garbage generated by power stations. The petroleum processing industry produces 370 million tons of general industrial solid waste, accounting for 11.8% of total industrial output. The output of hazardous waste was 9.15 million tons, accounting for 23.0% of the total output of industrial hazardous waste.

1.3 Oil-consumption

China's refined oil products (including gasoline, kerosene, and diesel) account for about 53% of total oil consumption, used mainly for motor vehicles and non-road mobile machineries. The exhaust emitted by mobile source² contains hundreds of different pollutants, including NO_x, VOCs, PM, hydrocarbons, etc., and is an important precursor

1 Industrial classification for national economic activities

2 Mobile sources include motor vehicles and non-road mobile machineries such as construction machinery, agricultural machinery, small general machinery, diesel generator sets, ships, railway diesel locomotives, and aircraft.

for PM_{2.5} and O₃. The health effects of air pollution are characterized by the number of premature deaths caused by IHD, stroke, COPD and LC. In 2015, the emissions of NO_x, VOCs, PM, SO₂ and CO₂ from mobile sources were 11.5 million tons, 4.9 million tons, 1.02 million tons, 0.8 million tons and 820 million tons respectively. The emissions of NO_x, PM, VOCs, SO₂ and CO₂ from mobile sources (including motor vehicles and non-road mobile machinery) accounted for 98.2%, 72.6%, 72.6%, 75.9% and 80.9% of the emissions of air pollutants from oil-related industries, respectively.

An air quality model was used to simulate the effects of atmospheric pollutant emissions from oil-related industries on the average annual concentration of PM_{2.5}. The results showed that, in 2015, petroleum-related industries accounted for 10.9% of the national PM_{2.5} concentration, with transportation accounting for 9.8% and the petrochemical industry accounting for 1.1%.

Plastics are one of the main products of the petroleum industry. According to relevant research reports, plastic production accounts for 6% of total oil consumption, and its production, consumption, and disposal has negative environmental impacts. Some plastics can be recycled, but most of them are incinerated, disposed of in landfills, or otherwise discarded. Incinerated plastics can result in significant pollution, landfills can destroy soil structure and hinder plant growth, and plastics discarded in the sea can harm marine ecology and affect human health.

2. The External Environmental Costs of Oil

2.1 Scope of environmental cost accounting

In the oil-producing and processing sectors, the main environmental costs to consider are water consumption, water pollution, soil pollution, air pollutant emissions, solid waste discharge and others (due to the difficulty of obtaining data, the environmental impacts of accidents, for example petrochemical and chemical explosions, were not considered). In the oil transportation sector, the main costs are from tanker transportation accidents, offshore oil exploration accidents, and other marine leakage cleaning. Marine ecological restoration costs, ecological loss costs during the recovery period, and other costs are not considered (the cost of onshore oil spill management was not calculated due to low cost and the difficulty of obtaining data). In the oil-consumption sector, the main costs are from the impacts of mobile source emissions on human health and the impacts of plastic pollution on marine ecosystems, plastic recycling, incineration, disposal, landfill, etc. on the atmosphere, water, soil, etc. Due to the lack of reliable data on exposure-response relationships and related statistical data on the health effects of water pollution from oil usage, this study has not yet calculated the value of health losses due to water pollution.

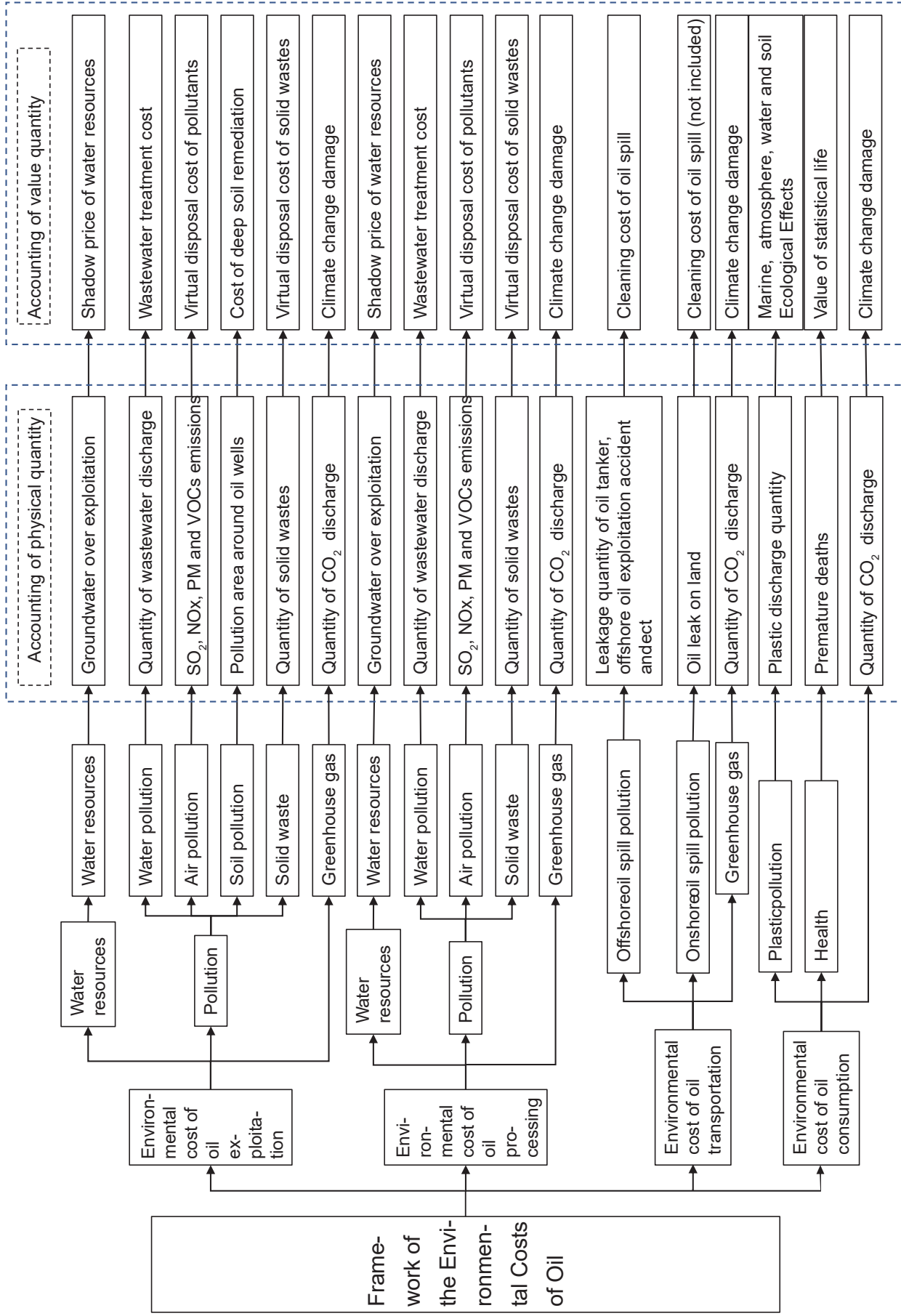


Figure 3 External environmental cost accounting indicators

2.2 The calculation of oil external environmental costs

The accounting results show that if the impact of oil usage on the climate is not considered, the 2015 external environmental cost was 347 yuan / ton of oil. When taking into account the impact of oil usage on the climate, the external environmental cost was 507 yuan / ton of oil.

Table 2 External environmental costs of oil ^{Note1}

Section	Category		Indicator	Accounting result (yuan/ton) ^{Note2}
Oil-producing	Water resources	Water resources	Groundwater overexploitation quantity, and shadow price of water resources	6.6(16.6)
		Water pollution	Quantity of wastewater discharge, and Wastewater treatment cost	1.9(4.9)
	Environmental pollution	Air pollution	Quantity of SO ₂ , NO _x , PM and VOCs emissions, Virtual disposal cost of pollutants	2.4(6.1)
		Soil pollution	Pollution area around oil wells, Cost of deep soil remediation	1.1(2.8)
		Solid waste pollution	Quantity of solid wastes, Virtual disposal cost of solid wastes	0.1(0.3)
	Subtotal			
Oil-transportation	Ocean transportation	Oil spill	Discharge of oil, Cleaning cost of oil spill	1.2 ^{Note 4}
Oil-processing	Water resources	Water resources	Groundwater overexploitation quantity, and shadow price of water resources	1.8
		Water pollution	Quantity of wastewater discharge, and Wastewater treatment cost	1.8
	Environmental pollution	Air pollution	Quantity of SO ₂ , NO _x , PM and VOCs emissions, Virtual disposal cost of pollutants	37.3
		Solid waste pollution	Quantity of solid wastes, Virtual disposal cost of solid wastes	0.2
	Subtotal			



		Plasticlution	Marine ecological effects, impact of incineration, landfill and etc on atmosphere, water, soil and etc.	17.4
Oil-consuming	Environmental pollution	Economic Loss Caused by Air pollution to the Human Health ^{Note 5}	Premature deaths, Value of statistical life	278.6(181.7-423.7) ^{Note 6}
		Subtotal		296(199.1-441.1)
Subtotal, excluding climate impact				346.6(249.7-491.7)
Climate impact		Greenhouse gas	Quantity of CO ₂ discharge, Climate change damage	160.7(160.7-782.1) ^{Note 7}
Subtotal, including climate impact				507.3(410.4-1273.8)

Note:

1. The factors not considered mainly include (1) The impact of offshore oil exploitation on marine ecosystems. (2) Impacts of marine ecological remediation of marine oil spills and ecological losses during the recovery period. (3) The impact of onshore oil spills on the environment. (4) Impacts of accidents such as explosions in petrochemical or chemical companies.
2. The environmental cost accounting results of petroleum in the table are amortized to the oil consumption per ton;
3. The values in brackets are water resource consumption reduction and environmental pollution cost per unit of oil extraction.
4. Due to the type, scale and treatment of oil spills, as well as differences in labor, treatment methods, and prices in different countries, the processing cost per unit of oil leakage is between USD78.12 and USD76589.29.
5. Compared with the previous edition, the human health cost of this study has increased. There are two main reasons: firstly, due to different Value of a Statistical Life; secondly, the impact of O₃ pollution on human health is increased.
6. Due to the uncertainty of Value of a Statistical Life, the health cost of unit oil consumption is between 181.7 – 423.7 RMB/ton oil.
7. Due to the uncertainty of the social cost of greenhouse gases, the unit social cost of greenhouse gases is between 160.7 – 782.1 RMB/ton of oil.

3. Policy Suggestions

3.1 Reduce the environmental impact of oil exploitation and utilization from the source

(1) The planning layout of the petroleum and petrochemical industry should fully consider the constraints and carrying capacity of regional water resources, and limit the launching of petroleum and petrochemical projects in areas with “water resources overload”.

(2) Improve relevant standards of the petroleum and petrochemical industries, and clearly define requirements for water intake and consumption, water-use efficiency, discharge quantity of wastewater and water quality.

(3) Strengthen prevention and control of petrochemical and motor vehicle pollution and reduce pollutant discharge.

(4) Strengthen oil transportation safety management and reduce environmental pollution caused by oil leakage.

3.2 Promote the clean use of petroleum through economic measures

(1) Strengthen the monitoring and restoration of the impact of oil exploration enterprises on the ecological environment, and gradually establish a feasible ecological compensation and restoration mechanism.

(2) Promote internalization of environmental costs through tax measures.

On the production side, research and adjust the structure of tax policies, from taxing individual VOCs to taxing total VOCs emissions. Improve VOCs equivalent value to promote VOCs emission reduction.

On consumption side, improve the fuel consumption tax system to take environmental costs into consideration.

To reduce greenhouse gas emission, develop a carbon tax system or improve the carbon trading system to enhance greenhouse gas reduction.

3.3 Promote public participation to reduce oil consumption

(1) Raise the public awareness of the importance for an oil cap in China.

(2) Promote green consumption and green transportation, lead the public to participate in plastics recycling, and strengthen plastics reduction.

3.4 Scientific and technical support

(1) Strengthen the development and promotion of new technologies such as green oil exploitation, pollutant emission control and ecological environment restoration.

(2) Promote the development of waste plastics recycling technology and reduce the impact of waste plastics on the environment.

执行报告

中国政府以成品油价格为重点，不断推进市场化改革，基本建立了既反映国内外市场供求关系、又有利于促进节约石油和改善能源安全的价格形成机制，但在石油开发利用的环境外部成本方面，对资源消耗、生态环境破坏、健康影响等成本仍然存在低估。目前发达国家对于气候变化、生态环境破坏、健康影响等外部成本也并未完全内部化，但在市场经济条件下，推动石油开发利用的环境成本逐步内部化，是各国引导石油合理消费的共识。

在此背景下，本研究梳理了石油的开采、运输、加工与消费环节对水、大气、土壤等带来的环境影响，以及气候影响、健康代价等，利用治理成本法、恢复费用法、支付意愿法等，定量核算了石油开采、加工及消费的环境外部成本。需要说明的是，本研究中石油真实成本主要包括水资源耗减、水污染、空气污染、土壤污染、固废污染、塑料污染和温室气体排放等环境外部成本，并未考虑与保障石油安全相关的成本。

（一）石油开发利用的环境影响

1、石油开采与运输

石油开采、加工、转化、利用的全过程均对水资源产生影响。从石油与水资源的分布来看，中国石油资源集中分布在渤海湾、松辽、塔里木、鄂尔多斯、准噶尔、珠江口、柴达木和东海陆架八大盆地等东北、华北和西北地区，多属于半干旱半湿润及干旱地区，而水资源的总体分布是从东南到西北递减，石油资源与水资源呈逆向分布。各省 2016 年原油产量及多年平均地表径流深、地下水模数的对比如图 1 所示。大规模油田开发的用水需求，往往需要通过地表引调水或者开采地下水来满足，一方面加剧了区域本已紧张的供用水矛盾，造成水资源超载；另一方面导致深层和浅层地下水的超采、地下水位大幅下降，造成区域地下水取水日益困难，影响正常的生活生产需求。

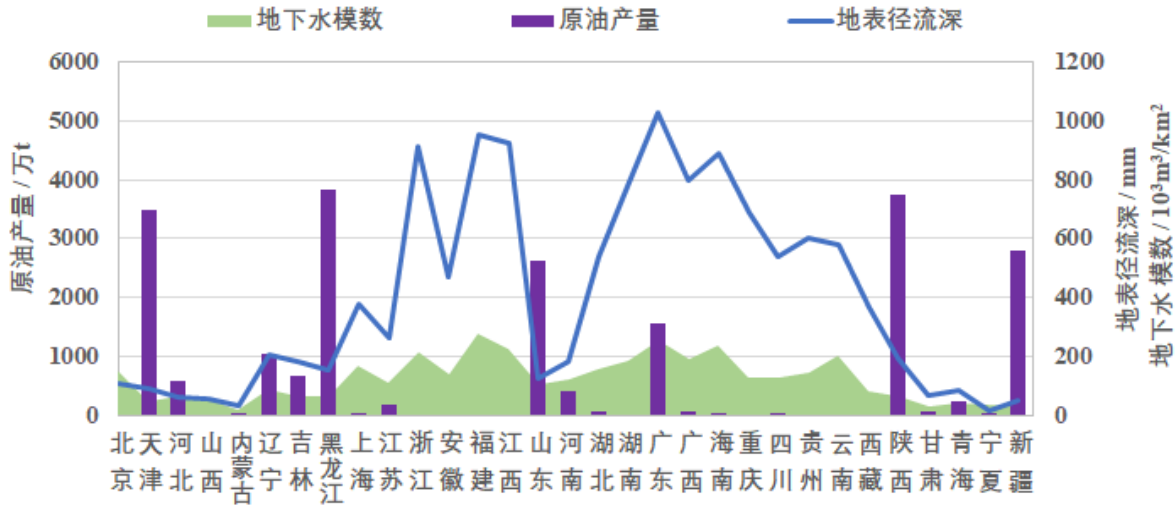


图 1 各省原油产量与水资源量对比

注：原油产量为 2015 年数据，水资源为多年平均

原油开采前期的钻井勘探、开采过程中的注水驱油，不仅可能破坏区域天然水循环系统，耗用大量水资源，而且原油泄漏、回注污水串层等可能对地表水、土壤和地下水造成污染，间接引起生态退化等问题。石油开采行业以油井落地原油与水基钻井液冒漏造成的污染最为严重，此外还包括油井喷漏、输油管线泄露等引起的污染问题。第二次全国经济普查结果显示，石油和天然气开采业占全国规模以上企业取水量 1.3%，在规模以上工业企业分行业取水量中排第 12 位，如图 2 所示（图中未包括取水量最大的电力、热力的生产和供应业）。石油开采行业取水总量不大，但是在地下水超采区取水影响比较大。另外，根据 2015 年中国环境统计年报，石油和天然气开采业工业废水排放量为 5781 万吨，占全国工业废水排放总量的 0.3%，如表 1 所示。

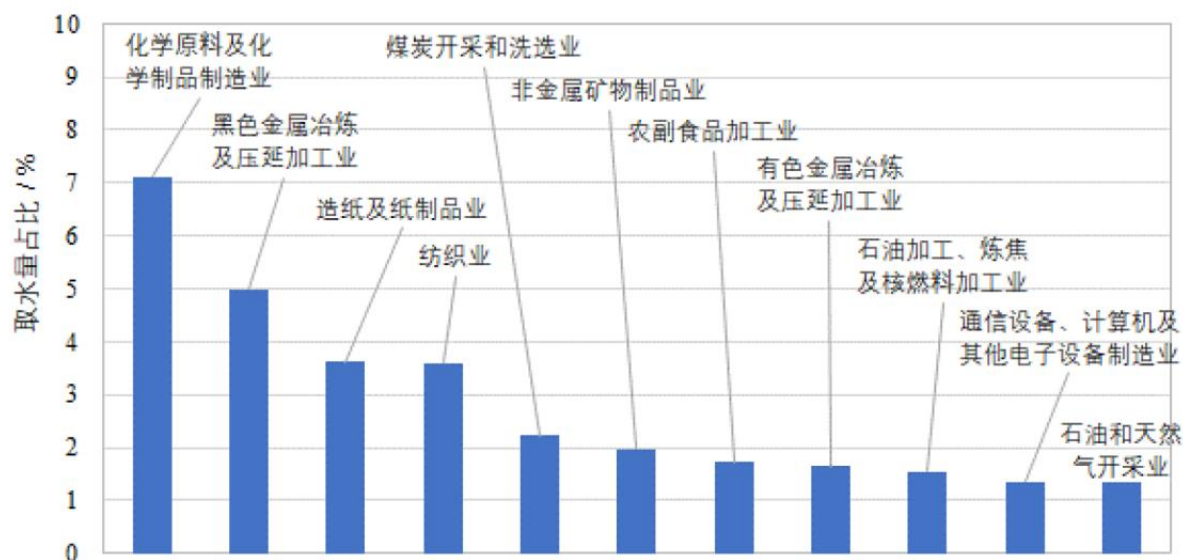


图 2 规模以上工业企业分行业取水量占比

表 1 2015 年工业主要行业废水排放量

行业	工业废水排放量 (万吨)	排序
化学原料和化学制品制造业	256428	1
造纸及纸制品业	236684	2
纺织业	184271	3
煤炭开采和洗选业	148138	4
农副食品加工业	138910	5
黑色金属冶炼及压延加工业	91159	6
电力、热力生产和供应业	88108	7
石油加工、炼焦和核燃料加工业	84822	8
石油和天然气开采业	5781	-

注：数据来源《2015 年中国环境统计年报》



石油开采过程中勘探、钻井、施工作业车辆运行、可控震源炸药爆炸、柴油机运行、测试放喷、锅炉、油气处理与集输、事故等环节均产生大气污染物排放，其中稠油热采燃煤锅炉有组织排放烟气，油气处理与集输系统无组织逸散烃类废气是最主要的排放环节。石油开采过程中主要产生挥发性有机物（VOCs）、二氧化硫（SO₂）、氮氧化物（NO_x）、颗粒物（PM）等多种大气污染物及温室气体排放，这些污染物是形成细颗粒物（PM_{2.5}）和臭氧（O₃）污染的重要前体物。根据环境统计数据，2015年全国石油开采行业SO₂、NO_x、PM排放量分别为2.9万吨、2.8万吨、0.9万吨。据估算，VOCs和CO₂排放量分别为12.2万吨、221.0万吨。

海洋石油开采与原油海运带来的溢油与泄漏会破坏海洋环境，引起海洋生态系统异常变化，给海洋渔业、养殖业、滨海旅游业、海洋运输业等带来巨大的经济损失。有研究指出，全球每年因人类活动释放入海的各种油品约1000多万吨，约占世界石油年产量的0.5%，包括工业排放、船舶溢油、事故溢油、海底油田泄漏和井喷事故等。据此估算，中国每年释放入海的油类物质约128万吨。

2、石油加工

石油加工、炼焦及核燃料加工业和化学原料和化学制品制造业³，均属于高耗水工业行业。第二次全国经济普查结果显示，化学原料和化学制品制造业占规模以上企业总取水量的7.1%，石油加工、炼焦及核燃料加工业占1.5%，在规模以上工业企业分行业取水量中分别排第2和第10位，如图2所示。

石油加工相关行业对废水排放量较大（详见表1），其中化学原料和化学制品制造业废水排放量25.6亿吨，占工业废水排放总量的14.1%，在主要行业废水排放中占据首位；石油加工、炼焦和核燃料加工业废水排放量8.5亿吨，占工业废水排放总量的4.7%，在主要行业废水排放中排名第八位。石油加工、炼焦和核燃料加工业及化学原料和化学制品制造业废水中污染物排放量也较大，影响周边水体环境质量，其中COD、氨氮、石油类、挥发酚等污染物在全国重点调查工业中排名1-3位（详见表2）。

3 因采用2015年数据，行业名称为国民经济行业分类（GB/T 4754—2011）中名称。

表 2 石油相关行业工业废水中污染物排放量及在重点调查工业中的排名

行业	石油加工、炼焦和核燃料加工业		化学原料和化学制品制造业	
	排放量（吨）	排名	排放量（吨）	排名
COD	-	-	34.6	2
氨氮	1.5	3	5.8	1
石油类	2738	1	2086	2
挥发酚	790.8	1	85.0	2
氰化物	58	1	40	2

注：数据来源《2015年中国环境统计年报》，-为数据暂缺。

石油加工、炼焦及核燃料加工业和化学原料和化学制品制造业是重要的大气污染物排放源，主要排放类型包括为有组织排放源和无组织排放源。有组织排放源包括燃烧烟气和工艺尾气，主要污染物为 SO_2 、 NO_x 、 PM 、 VOCs 等。无组织排放源包括动静密封点（如机泵、阀门、法兰等）泄漏、挥发性有机液体常压储罐（固定顶罐、内浮顶罐、外浮顶罐等）及酸性水罐呼吸、冷却塔 / 循环水冷却过程逸散、固体物料堆场逸散、固体物料破碎、过筛车间排气等，主要大气污染物为 VOCs 。根据环境统计数据，2015 年上述 2 个行业 VOCs 、 SO_2 、 NO_x 、 PM 、 CO_2 排放量分别为 567.6 万吨、199.9 万吨、107.8 万吨、98.8 万吨、1.9 亿吨（本研究在进行成本核算研究时，采用上述两个行业中与石油相关的原油加工及石油制品制造、有机化学原料制造业等两个行业污染物排放量）。

石油加工过程中，有多种工业固体废弃物产生，主要包括废催化剂、废吸附剂、废瓷球等，以及动力站产生的燃煤灰渣、生活垃圾等。根据环境统计数据，石油加工、炼焦和核燃料加工业和化学原料和化学制品制造业一般工业固体废物产生量 3.7 亿吨，占工业行业总产生量的 11.8%；危险废物产生量为 915 万吨，占工业危废总产生量的 23.0%，如处理不当，固体废物中的有害物质将危害环境和人体健康。

3、石油消费

中国成品油（含汽油、煤油、柴油）消费约占石油消费总量的 53%，主要用于机动车以及非道路移动源。移动源⁴排放的废气中含有上百种不同的污染物，包括 NO_x 、

⁴ 移动源包括机动车以及工程机械、农用机械、小型通用机械、柴油发电机组、船舶、铁路内燃机车、飞机等非道路移动源，下同。



VOCs、PM、碳氢化合物（HC）等，不仅是生成 O₃ 与 PM_{2.5} 的重要前体物，也直接危害人体中涉及呼吸、心血管、神经、免疫、生殖等多个系统的健康。根据机动车统计年报与 VOCs、CO₂ 估算数据，2015 年移动源 NO_x、VOCs、PM、SO₂、CO₂ 排放量分别为 1149.8 万吨、493.1 万吨、102.7 万吨、84.4 万吨、8.2 亿吨。

塑料是石油工业的主要产品之一，相关研究报告指出，塑料生产占石油消费总量的 6%，其生产和加工、消费和处置都会产生一定的环境影响。在生产、加工和消费环节带来的大气污染问题危害人体的呼吸、心血管和生殖等多个系统，显著提升了癌症的发生风险。在消费和处置环节，微塑料和化学添加剂等多种有害物质被释放到环境中，直接或间接进入人体，导致生殖功能障碍、内分泌功能紊乱，甚至是癌症的发生。另外，塑料垃圾丢弃或掩埋遍布土壤、淡水和海洋，对土壤结构、植物生长发育、淡水、海洋生态环境均产生不利影响。

（二）石油开采、加工与消费的环境外部成本核算

1、核算范畴

在石油开采和加工环节，主要考虑水资源耗减、水污染、大气污染、土壤污染、固废排放等成本（由于数据难以获取，暂未考虑化工行业对水资源、水环境的影响，石化、化工企业爆炸等事故排放对环境的影响）。在石油运输环节，主要考虑油轮运输事故、海上石油开采事故、其他海洋泄漏清理成本，未考虑海洋生态修复费用、恢复期生态损失费用及其他费用（陆上石油泄漏治理成本低且统计数据难以获取，暂未计算）。石油消费环节重点核算移动源排放带来 PM_{2.5}、O₃ 污染对人体健康的影响、塑料污染对海洋生态系统、塑料回收、焚烧、丢弃、填埋等对大气、水、土壤等的影响等成本。

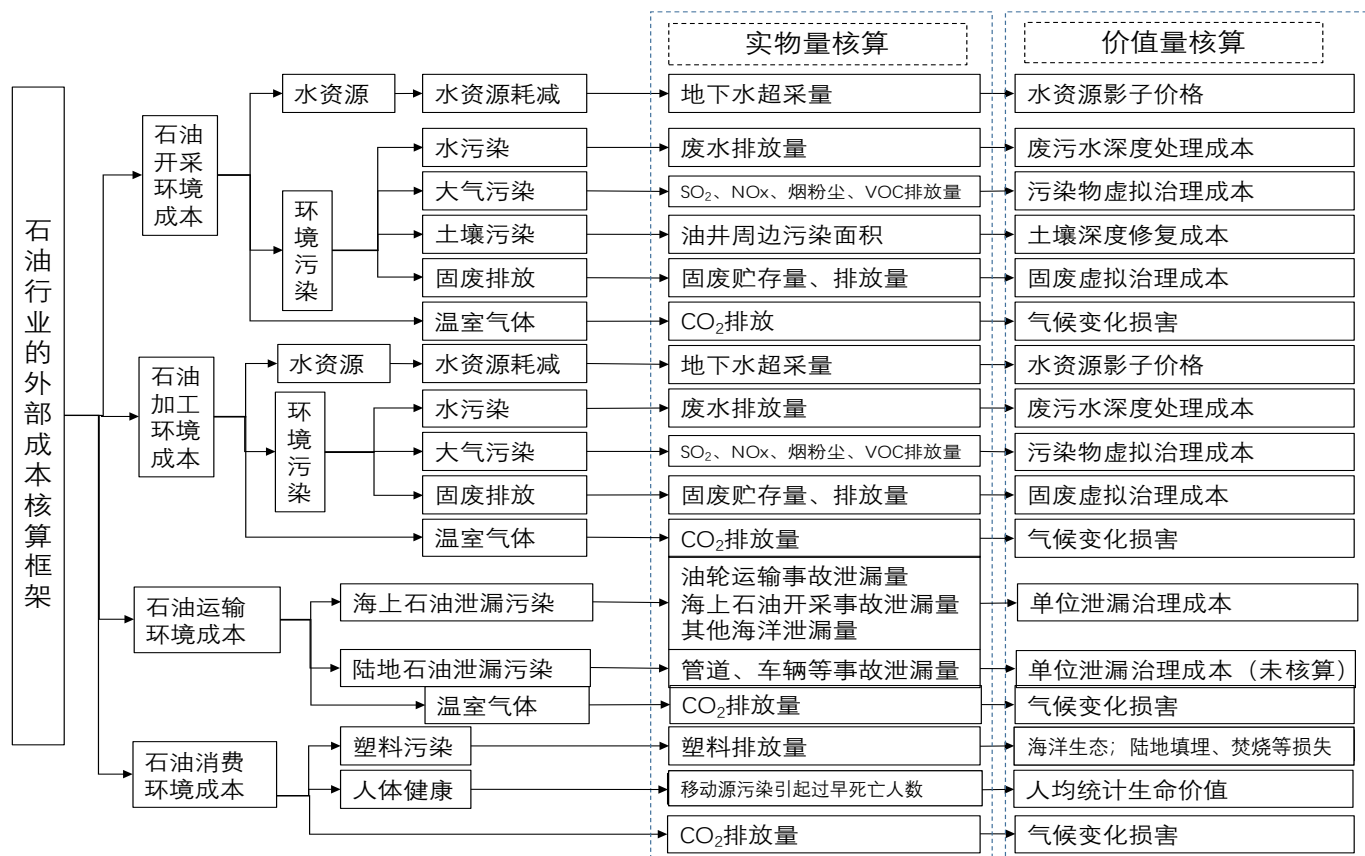


图 3 石油环境外部成本核算方法与具体指标

2、核算方法

石油外部成本核算主要考虑其开采、运输、加工与消费环节中水资源耗减、水污染、大气污染、土壤污染、固废污染、石油泄漏、塑料污染及 CO₂ 排放等 8 个方面带来的环境成本。具体可通过下面公式来表示：

$$C_{oil} = \sum_{i=1}^8 D_i * P_i$$

式中： C_{oil} 为石油利用的环境成本； D_i 为每吨石油利用带来的第 i 项影响的实物量指标； P_i 为每吨石油第 i 项影响的价值量指标。

对于水资源消耗的成本核算，从资源可持续性角度考虑石油开发利用对区域地下水超采带来的影响，测算原油开采和炼制的取用水过程中超出地下水恢复能力的部分相对



应的价值量。对于单位水资源价值量，以水资源影子价格结合工业分摊系数确定。

对于水污染、大气污染、固废污染、石油泄漏和塑料污染等 5 项环境成本的核算，采用治理成本法；土壤污染采用恢复费用法计算环境成本。

对于人体健康影响的成本核算，首先估算石油消费导致的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染影响，基于特定健康终点与污染影响的暴露 - 反应关系，采用支付意愿法 WTP (Willingness to Pay)，计算石油消费大气污染带来的人体健康损失。

CO_2 排放成本核算，主要考虑石油在生产、运输、加工和消费环节造成的 CO_2 排放带来的全球范围内因升温导致气候变化造成的损害。采用目前主流模型对全球碳排放的社会成本进行估算，作为单位 CO_2 排放成本。

3、核算结果

核算结果表明，如果不考虑石油生产、加工和消费对气候的影响，2015 年全国石油开采、加工与消费相关行业环境外部成本为 347 元 / 吨石油，考虑石油生产、加工和消费对气候的影响，全国石油开采、加工与消费相关行业环境外部成本为 507 元 / 吨石油。从石油利用分环节影响来看，石油开采阶段水资源耗减与水污染成本是最主要的组成部分，占石油开采阶段环境外部总成本的 70.2%；石油加工阶段，以大气污染成本为主，占石油加工阶段环境外部总成本的 89.8%；石油消费阶段，大气污染带来的健康损失是最主要的外部成本，占石油消费阶段外部总成本的 94.1%。

表 3 石油开采、加工和消费的环境外部成本^{注1}

环节	类别	指标	单位石油消费量的环境成本（元/吨） ^{注2}	
石油开采	水资源	水资源	地下水超采量，水资源影子价格	6.6(16.6)
		水污染	废水排放量，废污水深度处理成本	1.9(4.9)
	环境污染	大气污染	SO ₂ 、NO _x 、烟粉尘、VOCs 等污染物排放量，虚拟治理成本	2.4(6.1)
		土壤污染	油井周边污染面积，土壤深度修复成本	1.1(2.8)
		固废污染	固废贮存、排放量，虚拟治理成本	0.1(0.3)
	小计			12.1(30.7) ^{注3}
石油运输	海洋运输	石油泄漏	泄漏量，泄漏治理成本	1.2 ^{注4}
石油加工	水资源	水资源	地下水超采量，水资源影子价格	1.8
		水污染	废水排放量，废污水深度处理成本	1.8
	环境污染	大气污染	SO ₂ 、NO _x 、烟粉尘、VOCs 等污染物排放量，虚拟治理成本	33.5
		固废污染	固废贮存、排放量，虚拟治理成本	0.2
	小计			37.3
石油消费	环境污染	塑料污染	海洋生态；陆地填埋、焚烧的大气、水、土壤等损失	17.4
		大气污染的人体健康损失 ^{注5}	过早死亡人数，人均统计生命价值	278.6(181.7-423.7) ^{注6}
	小计			296(199.1-441.1)
不考虑气候影响合计			346.6(249.7-491.7)	
气候影响	CO ₂ 排放	气候变化损害	160.7(160.7-782.1) ^{注7}	
考虑气候影响合计			507.3(410.4-1273.8)	

注：

- 1、本研究中石油环境成本未考虑因素主要包括（1）海洋石油开采对海洋生态系统的影响。（2）海洋石油泄露的海洋生态修复、恢复期生态损失等的影响。（3）陆上石油泄露对环境的影响。（4）石化、化工企业爆炸等事故排放对环境的影响。
- 2、表中石油相关环境成本核算结果为分摊到每吨石油消费量的数值。
- 3、括号中数值为单位石油开采量的水资源、水环境、土壤污染成本。
- 4、由于石油泄漏类型、规模和处理方法，以及不同国家劳动力、处理方法、物价等多种因素的差异，导致单位石油泄漏量的处理成本在 78.12-76589.29 美元之间。
- 5、与“2019 跨越石油时代国际研讨会”发布的研究成果相比，本研究的人体健康成本有所增加。主要有两方面原因：首先根据最新研究成果，更新了人均统计生命价值取值，从 79.5 万元/人到现在不同的省份取值在 34 万元/人-239 万元/人之间不等；其次增加了 O₃ 污染对人体健康的影响，更全面的评估石油相关大气污染对人群健康的危害。
- 6、由于统计生命价值区间范围的不确定性，核算单位石油消费的健康成本在 181.7 元/吨油-423.7 元/吨油之间。
- 7、由于温室气体社会成本的估计具有较大的不确定性，单位温室气体的社会成本在 160.7 元/吨油-782.1 元/吨油之间。

4、核算结果说明及不确定性分析

需要说明的是：

石油开采、加工与消费的环境外部成本与生产技术、减排技术、经济发展水平、收入水平等紧密相关，未来随着中国经济持续增长、货币价格、生产技术与减排技术的进步，石油的环境外部成本会随时间呈现动态变化，但在本研究中不包含未来成本的变化趋势。

石油开发、转化和利用全过程对水、大气、土壤等环境均存在不同程度的影响，其中部分影响是显性的、即时的、可量化的，而更多影响是潜在的、长期的、风险性的。因此，在目前的数据和认识条件下，在测算石油开发利用的环境外部成本时难以面面俱到，需要厘清分析计算的边界。对可货币化的部分，不同研究方法、不同资料来源对应的结果也不同；对部分难以货币化的影响，仅作定性说明，但并不代表这部分影响不大或者不重要。本项目的成本测算尚不能完全反映石油开采和消费对环境的影响，但是基于目前的数据条件和计算方法，主要的项目均已有所体现。

已货币化部分

（1）水资源耗减成本针对的是石油开采及石油炼制引起的地下水超采影响，重点体现了石油石化企业在缺水地区的影响；水污染、固废污染、石油泄漏等成本测算采用的是原油开采和加工过程中的外排污染物深度处理费用，属于预防性成本，而不是外排到周围环境后造成的水质、海洋环境等恶化及其他间接影响等成本，因而这部分成本数值相对较小。

（2）土壤污染成本仅考虑了油田钻井造成的周边 500 米以内的土壤影响，并未包括次生的土地盐碱化、植被退化等损失，因此相对土壤污染的真实环境成本相对偏小。

（3）本研究中测算的石油泄漏成本主要为清理成本，其大小取决于石油泄漏的类型、规模、处理技术、泄漏地点，存在较大的不确定性。

（4）石油消费大气污染带来的人体健康损失重点核算移动源污染物排放导致的 $PM_{2.5}$ 、 O_3 污染对人体健康的影响。目前我国没有公认的统计生命价值，既往研究得到的 VSL 差异较大，数值在 15 万 ~80 万美元之间，造成了较大的不确定性，采用不同的 VSL 计算健康成本可导致研究结果存在数倍的差异。此外，不同研究关于地区差异的弹性系数取值也不尽相同，存在较大的不确定性。

未货币化部分

(1) 原油开采带来地下水污染，开采过程中的勘探井、采油井破坏了地下含水层结构，且容易因密封不严而导致油水串层，周边地下水中石油类、重金属等污染物超标，且随地下水转移，造成更大范围影响。这部分影响在实际生产中存在，例如新疆某油田地下水污染^[71]，但因缺乏客观的影响量指标，难以定量分析。

(2) 原油开采、炼制等过程中产生的废水需要处理后才能外排或者回用，这部分成本计算在石油石化企业运营成本中，相应的提标改造（由当前处理标准提高到更优水质标准）的成本计算在本项目研究的外部成本中。但是在废水处理过程中产生的浓缩污水、污泥等，部分甚至达到危险废物标准，若未得到妥善处理，将对水资源及生态环境造成严重影响，在分析计算中，这部分成本由于缺乏权威、规范的处理标准而难以量化。

(3) 石油开采、运输、加工过程中带来的生态损失尚不能完全量化。发生石油泄漏事故时成本巨大，例如墨西哥湾石油泄漏成本为 616 亿美元，单位石油泄漏量的环境成本为 91940 美元，但由于不是常态化事件，难以对事故风险概率进行客观度量，无法量化并平摊纳入石油环境外部成本。

（三）政策建议

1、降低资源消耗与污染物排放量，从源头减少石油开采与利用的环境影响

(1) 石油石化行业的规划布局应充分考虑区域水资源承载力约束，加强石油开发利用全过程对水资源影响的事前评估，特别是石油开采对地下水系统造成的水循环改变、水体串层污染等的影响，并结合国家推行的水资源承载力评价，科学制定石油石化行业规划布局对水资源可持续利用的影响评价体系和风险防范机制。对于水资源“超载”地区，限制上马石油石化项目。

(2) 依照最严格水资源管理制度、水污染防治行动计划等政策要求，明确制定石油石化企业的取用水量数量和效率以及废污水排放数量和水质等要求，并综合考虑政策、技术、成本以及生态文明建设要求等，逐步提升相应标准。推广节水减排先进技术，提升石油开发利用的废污水处理回用率，减轻取用水及废污水外排对周边水体环境的影响

(3) 加强石化行业污染防治工作。完成石化行业污染深度治理，提升 SO₂、NO_x、VOCs 多污染物协同控制水平，降低石化行业污染物排放量。

(4) 加强移动源污染防治。严格新车环保装置检验；推进老旧柴油车深度治理；城市出租车定期更换三元催化装置；加强非道路移动机械和船舶污染防治；推动靠港船舶和飞机使用岸电，降低移动源大气污染物排放量。

(5) 加强石油安全运输管理，减少石油泄漏造成的环境污染。



2、以经济手段促进石油的清洁化利用

(1) 加强石油开采企业对生态环境影响的监测和修复，逐步建立切实可行的生态补偿和修复机制。结合取水许可、排污许可等相关制度，加强对石油石化企业水资源影响的管理和防范。强化石油开发利用全过程对水资源“取-用-耗-排”的监测，细化相关奖惩措施并严格执行。对于石油开发利用过程中造成的水资源、水环境、水生态以及土壤、植被、水循环系统等多重影响，应明确主体责任，逐步建立切实可行的生态补偿和修复机制

(2) 促进石油相关行业环境外部成本内部化。一是研究调整税目结构，从针对个别 VOCs 物种征税转变为对 VOCs 排放总量征税，或研究提高 VOCs 当量值，促进 VOCs 减排；二是研究完善燃油消费税征收制度，将环境成本纳入税率考虑中；三是研究征收二氧化碳税，促进温室气体减排；四是通过资源环境税等市场手段，将石油开发利用过程对水资源、水环境、水生态影响的外部成本加入石油相关企业的运营成本。在明确外部影响的总量指标和定额指标标准的基础上，对石油相关企业实行超额累进的资源环境影响经济处罚。同时，通过水权、排污权交易等方式，促进石油企业提升节水水平、提高排放标准，并以此获得实际效益，提高相关企业降低石油开发利用的生态环境影响的积极性。

3、促进公众参与

(1) 提高公众监督意识，发挥公众监督在污染事件披露中的重要作用。

(2) 宣传绿色消费、绿色出行，引导公众参与塑料回收，加强塑料的减量化与资源化应用。

4、以科技发展促进环境保护

(1) 推动废塑料回收利用技术发展，减少废塑料对环境的影响。

(2) 加强石油绿色开采、污染物排放控制、生态环境污染修复等新技术研发与推广。

完整报告

前言

中国政府以成品油价格为重点，不断推进市场化改革，基本建立了既反映国内外市场供求关系、又有利于促进节约石油和改善能源安全的价格形成机制，但在石油开发利用的环境外部成本方面，对资源消耗、生态环境破坏、健康影响等成本仍然存在低估。目前发达国家对于气候变化、生态环境破坏、健康影响等外部成本也并未完全内部化，但在市场经济条件下，推动石油开发利用的环境成本逐步内部化，是各国引导石油合理消费的共识。

在此背景下，本研究梳理了石油的开采、运输、加工与消费环节对水、大气、土壤等带来的环境影响，以及气候影响、健康代价等，利用治理成本法、恢复费用法、支付意愿法等，定量核算了石油开采、加工及消费的环境外部成本。需要说明的是，本研究中国石化真实成本仅包括水资源耗减、水污染、空气污染、土壤污染、固废污染、塑料污染和温室气体排放等环境外部成本，并未考虑与保障石油安全相关的成本。



石油利用的环境影响

1.1 石油开采与运输

1、水资源耗减与破坏

石油开采、加工、转化、利用的全过程均对水资源产生影响。多数油田的石油开采需要大量注水，以保持开采的压力。特别是在我国北方地区，主要油田所在地区多属于半干旱或干旱地区，区域水资源较为匮乏。大规模油田开发的用水需求，往往需要通过地表引调水或者开采地下水来满足，一方面加剧了区域本已紧张的供用水矛盾，造成水资源超载；另一方面导致深层和浅层地下水的超采、地下水位大幅下降，造成区域地下水取水日益困难，影响正常的生活生产需求。

从石油与水资源的分布来看，中国石油资源集中分布在渤海湾、松辽、塔里木、鄂尔多斯、准噶尔、珠江口、柴达木和东海陆架八大盆地等东北、华北和西北地区，多属于半干旱半湿润及干旱地区，而水资源的总体分布是从东南到西北递减，石油资源与水资源呈逆向分布。各省 2016 年原油产量及多年平均地表径流深、地下水模数的对比如图 1-1。

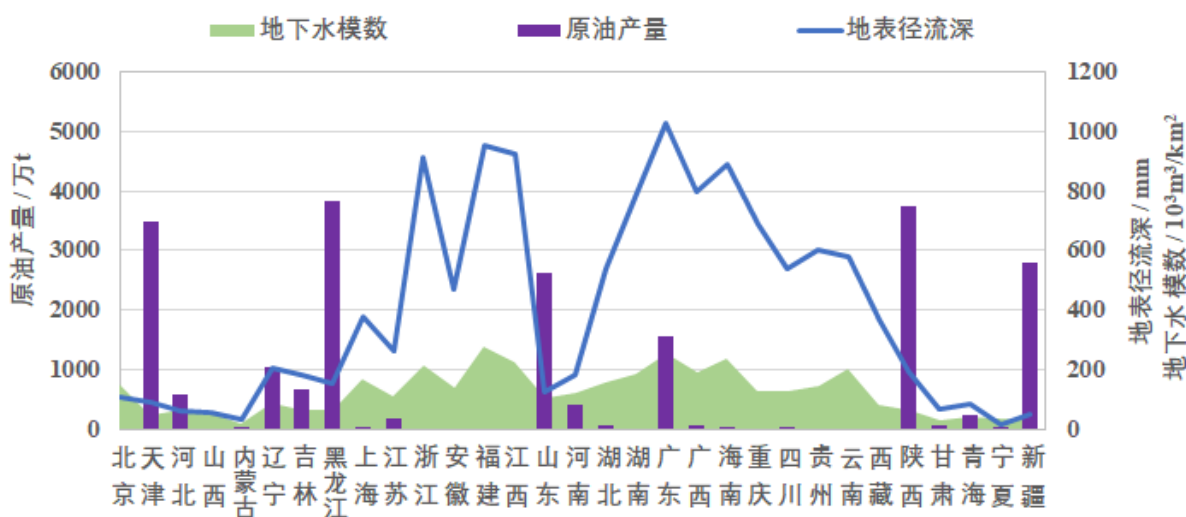


图 1-1 各省原油产量与水资源量对比

注：原油产量为 2015 年数据，水资源为多年平均



2、水污染

石油开采对水环境的影响包括渗透污染、穿透污染以及事故型污染等。其中，渗透污染和穿透污染往往造成区域地表水、土壤水和地下水的污染源，事故型污染容易造成点源污染。石油开采导致地表水和地下水水质变差，使得区域在资源型缺水的现状下进一步造成水质型缺水，严重影响了水安全。以东北地区为例，重工业和油田开发区地下水污染严重，松嫩平原的主要污染物为三氮、石油类等；下辽河平原三氮、挥发酚、石油类等污染普遍。

（1）注水对地下水的影响

注水多为分离的含油污水，或为矿化度较高的承压水，经过处理后一般矿化度和硬度还是较高，并含有溶解氧、硫化氢、二氧化碳、硫酸盐等还原菌和腐生菌。在注水过程中易产生沉淀而堵塞污水处理系统与地层孔隙，导致注水不畅，严重时易造成注水污染地表水及潜水。同时，易造成污水处理系统及管道的腐蚀穿孔，也可能使回注水层渗漏，污染地下水。

（2）油水串层对地下水的影响

不同埋深的地层之间发生油气与有开采价值的地下水混合，造成地下水污染的现象。一般是由于开采过程中井壁腐蚀穿孔，形成浅层地下水与深层油气的通道，出现油气水的混合现象。

（3）井喷事故对地下水的影响

在钻穿高压油气层时，因处理措施不当，极易造成井喷，大量油气散逸到周围环境和土壤表层中，严重污染环境，在长时段内，由于降雨下渗会对地下水产生影响。

（4）管道及设备腐烂穿孔引起的原油泄漏事故

多发生在油田投产若干年后，事故发生时会有大量原油溢出，对环境造成污染。人为破坏等因素也会造成管道破裂，使原油泄漏，污染环境，当原油进入包气带，会因渗透作用对浅层地下水产生影响。

（5）钻井质量事故对地下水的影响

如果钻井时固井质量不高，封闭不严，可使原油从油层上升进入含水层而污染地下水，也成为地表污水进入地下含水层的通道，使污染物随地下径流扩散迁移，致使地下水的污染长期无法恢复。

3、土壤污染

石油开采和中间转化过程中，容易发生原油、石油制品以及油水混合物的外流，导

致周围的土壤受到污染，进而影响区域水体、植被等的生态环境安全。油井喷漏、输油管线泄露、油井场原油落地、石油化工厂油气泄漏、水基钻井液冒漏、废气废液排放扩散等问题，其中尤以油井落地原油与水基钻井液冒漏造成的污染最为严重，例如贮油池油水混合物的外流聚集。据调查，以大庆为中心的周边地区其土壤层受到了各种矿物质的严重污染，约有 0~20cm 深度的土壤分布有不同密度的铅镉等重金属、石油以及各种酚类化合物。油场中落地原油污染最为严重的区域是油井场的 20~40 米范围内，在 150 米范围内污染程度依然在重度范畴^[1]。

大规模开采石油和地下水造成土地盐碱化扩大和加重区域地面沉降，导致降水不易汇流外泄，只靠蒸发排泄使盐分在地表不断地积累，促使盐碱化土地逐渐扩展和加重。其次，在石油勘探开采过程中遍地打井、处处钻孔、挖埋输油管线、架高压电缆、修路筑路和大型机器设备压实，铺设大量的管线和安装探头设备，使土体结构遭到破坏，地形变低，从而盐碱化程度加重^[2]。

石油开采过程中，使植被遭到破坏，施工活动使土壤层次发生改变，土壤结构遭到破坏，土壤表面被压实、板结后，由于通透性变差，进而导致土地次生盐碱化；石油开采和转化利用期间，试油、采油、集输等各种生产活动，产生跑、冒、滴、漏等落地油、工艺废水等，造成植被退化、土壤板结、土地沙化，使区域优势植被群落发生变化，生物量减少，进而使区域珍稀和重要经济植物濒临灭亡；由于各种道路、站场的建设，包括修建、挖掘各种引水渠和排污渠等永久性占地，使地表覆被支离破碎，生态系统遭到破坏^[3]。

4、大气污染

石油开采过程中大气污染物主要包括稠油热采燃煤锅炉烟气，油气处理与集输系统无组织逸散烃类废气，主要产生挥发性有机物（VOCs）、二氧化硫（SO₂）、氮氧化物（NO_x）、颗粒物（PM）等多种大气污染物及温室气体排放，这些污染物是形成 PM_{2.5} 和 O₃ 污染的重要前体物。

（1）在石油勘探过程中^[4]，常常需要开辟测线，利用可控震源或者炸药爆炸产生人工地震；施工作业车辆的来回往返，会发生燃油溶剂防冻液等的泄露。这些都会对地表土壤草场植被野生动物地质遗迹等造成不同程度的生态影响；同时，爆炸过程中还会产生硫氧化物、氮氧化物、碳氧化物以及汽车尾气等大气污染物；废弃机械零件探测物生活垃圾等固体废弃物；以及爆炸和施工车辆等产生的噪声污染等等。近些年，随着勘探技术的逐步发展，放射性物质被广泛应用于测井过程中，若管理操作不当，对环境和人类安全造成严重威胁。

（2）钻井废气。包括钻井柴油机废气、测试放喷废气和事故排放废气。钻井施工期间，柴油机排放废气，主要污染物为二氧化碳和烃类，属于连续排放。测试放喷废气包括钻井产气量和测试时释放量。放喷废气中常含有硫、二氧化氮和未燃烃类。产量越大



放喷量越大，放喷时间通常为 4-6 小时，属于短时排放。事故放喷废气的排放量是有所钻油井的油气产量和井口压力大小决定的。油气产量越大，井口压力越高，放喷量越大。放喷时间通常为 1-2 天，也属于短时排放。

(3) 采油站废气。包括设备检修和事故排放中的天然气及少量伴生气，其主要污染物为少量二氧化氮、极少量未燃尽的挥发性有机物及二氧化碳。

5、海洋污染

海洋石油开采与原油海运带来的溢油与泄漏事故会给海洋渔业、养殖业、滨海旅游业、海洋运输业等带来巨大的经济损失，破坏海洋环境，引起海洋生态系统异常变化。有研究指出，全球每年因人类活动释放入海的各种油品约 1000 多万吨，约占世界石油年产量的 0.5%^[1]，包括工业排放、船舶溢油、事故溢油、海底油田泄漏和井喷事故等。据此估算，中国每年释放入海的油类物质约 128 万吨。

1.2 石油加工

1、水资源耗减与破坏

石油加工转换高耗水行业加剧了区域水资源供需矛盾。与石油消费密切相关的石油加工、炼焦及核燃料加工业，以及化学原料和化学制品制造业，均属于高耗水工业行业。2008 年第二次全国经济普查结果显示，上述石油相关行业中，规模以上企业取水量达到 67.6 亿立方米，占总取水量的 10.0%，其中化学原料和化学制品制造业占 7.1%，石油加工、炼焦及核燃料加工业占 1.5%，石油和天然气开采业占 1.3%，在规模以上工业企业分行业取水量中分别排第 2、第 10 和第 12 位，如图 1-2 所示（图中未包括取水量最大的电力、热力的生产和供应业）。

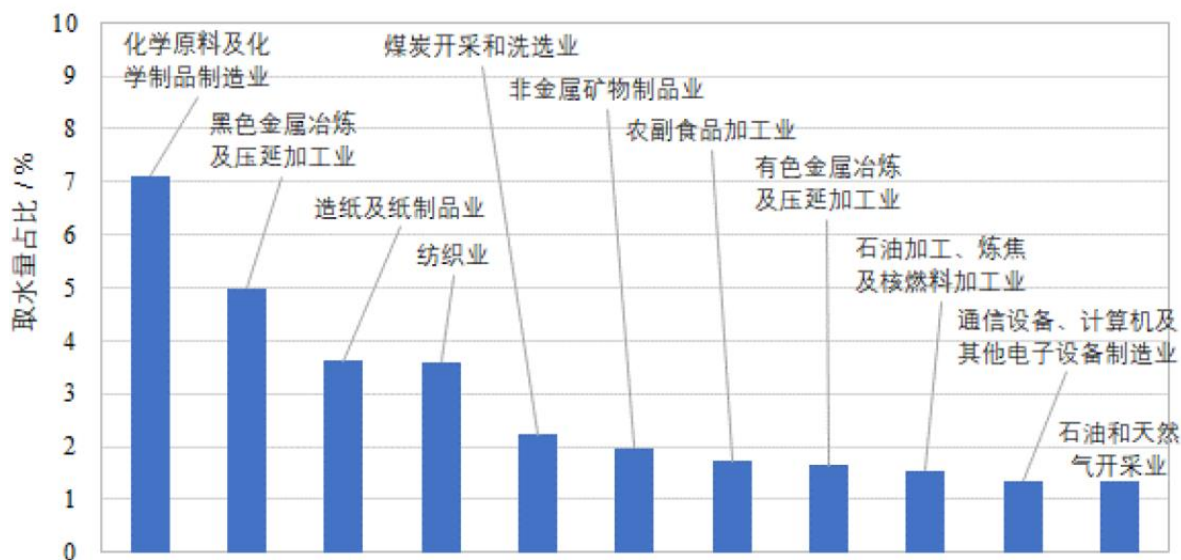


图 1-2 规模以上工业企业分行业取水量占比

2、水污染

炼油和石化企业排放的废污水中含有多种特征污染物，影响周边水体环境质量。废水中污染物种类有：石油类、COD、硫化物、挥发酚、BOD 等。炼油企业生产过程中产生的污水分为含油污水、含硫污水、含盐污水、含碱污水、生活污水和生产废水，需经清污分流及污污分流分别处理。石油加工利用相关行业工业废水中污染物排放量较大，在重点调查工业中排名在 1-3 位（见表 1-1），石油加工、炼焦及核燃料加工业，以及化学原料和化学制品制造业，工业废水排放量合计占比达到 19.1%，石油相关行业对水环境影响较大，其中化学原料和化学制品制造业废水排放量 25.6 亿吨，占工业废水排放总量的 14.1%，在主要行业废水排放中占据首位，

表 1-1 石油相关行业工业废水中污染物排放量及在重点调查工业中的排名

行业	石油加工、炼焦和核燃料加工业		化学原料和化学制品制造业	
	排放量（吨）	排名	排放量（吨）	排名
COD	-	-	34.6	2
氨氮	1.5	3	5.8	1
石油类	2738	1	2086	2
挥发酚	790.8	1	85.0	2
氰化物	58	1	40	2

注：数据来源《2015年中国环境统计年报》，-为数据暂缺。

对于石油化工相关项目，也存在不同类型的事故风险，对周围环境和水体造成严重影响，如表。其中，原料和炼化产品的泄漏流入水体后，污染范围难以控制，且污染物成分复杂、处理困难，短期污染和长期损害并存，实际损失极大。

表 1-2 石油化工项目事故类型及影响

事故可能性排序	事故严重性分级	事故影响类型
1	5	着火燃烧烟雾影响环境
2	3	油泄漏流入水体造成损失
3	2	爆炸震动造成厂外环境损失
4	4	爆炸碎片飞出厂外造成环境损失
5	1	毒气泄漏污染环境造成损失

资料来源：《连云港市某炼化一体化项目环境影响报告书》

3、大气污染

石化及化工行业大气污染物排放源包括有组织排放源和无组织排放源。有组织排放源包括燃烧烟气和工艺尾气。燃烧烟气主要包括工艺加热炉、裂解炉等烟气，主要污染物为二氧化硫、氮氧化物、颗粒物等；工艺尾气包括催化裂化催化剂再生尾气、催化重

整催化剂再生尾气、烷基化催化剂再生尾气、酸性气回收装置尾气、催化汽油吸附脱硫催化剂再生尾气、真空泵排气、固体物料气体输送料仓气、氧化（氨氧化、氧氯化）尾气、煤（页岩）干馏、序批式生产设备气体置换及保护气、有机液体装载分装废气、干燥设备尾气、废水集输及处理设施排气等，其主要污染物有二氧化硫、氮氧化物、颗粒物、挥发性有机物等。无组织排放源包括动静密封点（如机泵、阀门、法兰等）泄漏、挥发性有机液体常压储罐（固定顶罐、内浮顶罐、外浮顶罐等）及酸性水罐呼吸、冷却塔 / 循环水冷却过程逸散、固体物料堆场逸散、固体物料破碎、过筛车间排气等，主要污染物有挥发性有机物。

4、固废污染

石油加工过程中，有多种工业固体废弃物产生，主要包括废催化剂、废吸附剂、废瓷球等，以及动力站产生的燃煤灰渣、生活垃圾等，如处理不当，固体废物中的有害物质将危害环境和人体健康。

1.3 石油消费

1、移动源污染

中国成品油（含汽油、煤油、柴油）消费约占石油消费总量的 53%，主要用于机动车以及非道路移动源。移动源⁵排放的废气中含有上百种不同的污染物，包括 NO_x、VOCs、PM、碳氢化合物等，同时也是生成臭氧（O₃）与二次 PM_{2.5} 的重要前体物，对人体健康的危害涉及呼吸、心血管、神经、免疫、生殖等多个系统。

（1）PM_{2.5} 暴露带来的健康影响

PM_{2.5} 暴露可显著增加呼吸系统疾病、循环系统疾病和生殖系统疾病的发生风险，Chen 等人的研究^[19]发现，大气颗粒物是哮喘发生的独立危险因素，可抑制免疫调节和降低通气功能，与儿童咳嗽变异性哮喘的发病有关^[5]。Wu 等人的研究发现，大气 PM_{2.5} 可以在肺癌发生过程中诱导 DNA 损伤和细胞周期停滞^[6]，从而增加肺癌的发病

5 移动源包括机动车以及工程机械、农用机械、小型通用机械、柴油发电机组、船舶、铁路内燃机车、飞机等非道路移动源，下同。

风险。我国一项多城市研究^[7]发现, 大气 $\text{PM}_{2.5}$ 每增加 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 人群生育率显著降低 2.0%。最近一项研究^[8]也发现, 在精子发育过程中, 环境颗粒物暴露可显著降低精子浓度和数量。也有研究表明, 大气 $\text{PM}_{2.5}$ 对胎儿、婴幼儿的健康也会产生较大影响, 妊娠晚期(尤其是在分娩前半个月)暴露于高浓度的 $\text{PM}_{2.5}$ 会导致早产风险增加^[9]。此外, 大气颗粒物还可能影响人们的心理健康, 长时间暴露在阴霾天气下, 容易使人情绪低落; 在严重的情况下, 可导致抑郁症发生。Jia 等人的研究^[10]表明大气 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露可能会对情绪调节产生负面影响, 增加精神障碍的发生风险。

除了导致疾病发生风险显著增加外, 大气颗粒物与人群死亡率也存在一定的相关性。据全球疾病负担研究 (Global Burden of Diseases, GBD) 估计, 2010 年我国大气颗粒物导致了 120 万人过早死亡及 2500 万伤残调整生命年损失^[11]。除 GBD2010 研究外, Song 等人的疾病负担研究^[12]发现, 2015 年我国 40.3% 的卒中、33.1% 的急性下呼吸道感染、26.8% 的缺血性心脏病、23.9% 的肺癌和 18.7% 的慢性阻塞性肺疾病的死亡人数可归因于大气 $\text{PM}_{2.5}$ 污染。成都一项研究^[13]发现, 大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度每上升 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 人群卒中死亡率增加 0.69% (95%CI: 0.01, 1.38)。Li 等人^[14]的研究也发现, 大气 $\text{PM}_{2.5}$ 与 COPD 的死亡疾病负担存在相关性, 大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度每上升 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, COPD 死亡的寿命损失年增加 0.91 (95%CI: 0.16, 1.66)。长期暴露于大气 $\text{PM}_{2.5}$ 能比短期暴露产生更大的危害, 最近我国的一项队列研究^[15]结果显示, 大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的长期暴露量每上升 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 65 岁以上老年人群的死亡风险增加 8.0% (95%CI: 6.0%, 9.0%)。

(2) O_3 暴露带来的健康影响

O_3 具有强氧化性, 对人体最突出的危害是刺激眼睛和上呼吸道黏膜, 引起眼部黏膜充血和呼吸道炎症。1952 年 12 月和 1955 年 9 月, 美国洛杉矶发生了严重的光化学烟雾事件, 数百名老年人在短短 2 日内死亡, 大量市民出现眼睛刺痛、呼吸困难等症状, 严重危害了公众的生命健康。欧盟委员会环境部主席指出, 因地面 O_3 污染, 欧盟居民人均寿命减少了 8 个月, 每年死于地面 O_3 污染的人数超过 2 000 人。

国内外大量流行病学研究发现, 无论长期或短期暴露于大气 O_3 , 都能显著增加人群心血管和呼吸系统疾病的发病率、住院率和死亡率^[16, 17]。董继元等^[18]人的研究发现, 大气 O_3 浓度每上升 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 人群总死亡率、心血管疾病死亡率和呼吸系统疾病死亡率分别增加 0.400%、0.448% 和 0.461%。Yang 等^[19]使用最大 8h 平均浓度评价 O_3 对人群呼吸系统疾病的影响, 结果发现大气 O_3 浓度每增加 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 呼吸系统疾病死亡率增加 4.47%。

大量既往研究也表明, 大气 O_3 暴露可以显著增加心血管相关疾病的死亡率。Atkinson 等^[20]对近几年的队列研究资料进行 Meta 分析, 结果显示大气 O_3 浓度每升高 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 心血管疾病死亡率增加 1.01%。我国一项多城市研究^[21]也发现, 大气 O_3 浓度每上升 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 广州、中山、上海和苏州心血管疾病的死亡风险分别增加 0.98%、0.77%、0.53% 和 0.63%。

此外， O_3 暴露对神经系统和生殖系统也存在一定危害。长期 O_3 暴露会损害中枢神经系统，导致思维紊乱、认知反应减少、头疼、神经元功能障碍、神经细胞变性^[22]。母亲孕期接触高浓度 O_3 可导致新生儿脸裂狭小发生率显著上升，高浓度 O_3 还可对精子产生明显的毒性作用，致使精子活动率下降^[23, 24]。也有研究发现，大气 O_3 暴露还可带来其他健康风险，如皮肤蜂窝组织^[25]、低出生体重^[26]等。

（3）其他污染物暴露带来的健康影响

移动源污染物排放产生的一氧化碳、氮氧化物、挥发性有机物、铅等都会给人体带来一定的健康损失。一氧化碳与血液中的血红蛋白结合的速度比氧气快 250 倍，当它经呼吸道进入血液循环后，可与血红蛋白结合生成碳氧血红蛋白，竞争性抑制氧气与血红蛋白结合，从而削弱血液向各个组织器官输送氧的功能，危害中枢神经系统，造成人的感觉、反应、理解和记忆力等功能障碍；短期暴露于高浓度 CO 还可能导致呼吸麻痹、昏迷甚至死亡。最近一项台湾的研究发现，CO 与老年帕金森病的发生存在相关性（OR=1.17，95%CI=1.07-1.27）^[27]。

有研究发现，在 NO_2 浓度为 9.4mg/m³ 的空气中暴露 10 分钟，即可造成人的呼吸系统功能失调^[28]。一项 Meta 分析结果显示，大气 NO_2 暴露与呼吸系统疾病、循环系统疾病的发病和死亡密切相关^[29]。最近一项研究^[30]发现，一般室外源 NO_2 浓度每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，COPD 发病风险将增加 1.7%，交通源大气 NO_2 浓度每上升 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，COPD 的发病风险增加 17.8%。此外，也有研究显示大气 NO_x 暴露与肺癌的发生存在正相关， NO_2 浓度每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，肺癌发病风险将增加 3~4%^[31]。

VOCs 普遍存在于室内外空气中，是一类十分重要的空气污染物。有研究表明，VOCs 暴露可对人体呼吸系统、神经系统以及免疫系统产生不良影响^[32-34]，甚至可导致癌症及遗传疾病的发生^[35, 36]。

人体中铅含量超标可引发心血管系统疾病，并影响肝、肾和神经系统的功能。由于铅尘比重大，通常积聚在 1 米左右高度的空气中，靠近儿童青少年的呼吸带，因此对儿童的威胁最大^[37]。

2、塑料污染

塑料是石油工业的主要产品之一，相关研究报告指出，塑料生产占石油消费总量的 6%，其生产、消费和处置都会产生一定的环境影响。塑料对人体健康的危害贯穿了生产加工、消费和处置环节。在生产和加工环节，大量石油的消耗带来了严重大气污染问题，危害人体的呼吸、心血管和生殖等多个系统，显著提升了癌症的发生风险。在消费和处置环节，微塑料和化学添加剂等多种有害物质被释放到环境中，直接或间接进入人体，导致生殖功能障碍、内分泌功能紊乱，甚至是癌症的发生。

塑料的精炼和加工过程会向大气中释放大量的 CO、 NO_x 、颗粒物和 VOCs，危害人体的呼吸、心血管等多个系统，并提升癌症的发生风险。一些研究也发现，除了具



有致癌性外，甲苯、苯乙烯和烷烃等 **VOCs** 还可导致中枢神经功能抑制^[38]、生殖功能减弱^[39] 和儿童发育迟缓^[40]。与普通社区居民相比，石油化工行业的作业工人暴露于高浓度致癌物和内分泌干扰物的时间更长，因此更容易发生肿瘤和生殖功能障碍。

在塑料使用的过程中，微塑料和化学添加剂可随水和食物进入人体，危害公众的生命健康。微塑料是指直径小于 5 毫米的塑料碎片和颗粒，可分为初生微塑料和次生微塑料。初生微塑料是指由人类生产的塑料颗粒工业产品，如：牙膏、沐浴露等个人护理产品中的颗粒，以及作为工业原料的塑料颗粒和树脂颗粒。次生微塑料是人类随意丢弃的塑料垃圾在环境中经过一系列物理、化学反应产生的塑料颗粒。在塑料的使用环节，微塑料可随水、食物或个人护理产品进入人体，目前关于微塑料对人体健康的作用机制尚不明确，可能与炎症、基因损伤、氧化应激和细胞凋亡有关，最终可导致组织损伤和纤维化，甚至是癌症的发生^[41]。

塑料的添加剂是改善塑料性能或降低制造成本的化学助剂。常见的添加剂有增塑剂、软化剂、着色剂和阻燃剂等，其中增塑剂是全球消费量最大的塑料助剂之一。双酚 A (**Bisphenol A, BPA**) 和邻苯二甲酸酯类 (**Phthalates, PAEs**) 是使用最广泛的增塑剂，已被美国、日本和欧盟等多个国家和组织证实为环境内分泌干扰物，可导致内分泌功能异常。一些研究也发现，多溴联苯醚、多氯联苯等阻燃剂可蓄积在水生动物的脂肪中，当人体摄入被阻燃剂污染鱼类后，可出现神经功能障碍和甲状腺功能的异常等症状^[42]。

塑料处理是控制塑料污染的重要环节，然而，自 1950 年以来，60% 的塑料被随意丢弃或填埋于环境中，12% 的塑料被焚烧处理，仅有 9% 的塑料被回收和循环利用^[43]。

塑料垃圾的焚烧过程会向大气中释放大量重金属、二恶英、呋喃类有机物和多环芳烃等有害物质，危害动植物和人类的健康。二恶英是最受公众重视的垃圾焚烧污染物，在环境中具有稳定性和累积性。环境中的一部分二恶英可经呼吸道和皮肤接触直接进入人体，另一部分二恶英可在生物体内蓄积，并随食物链传递进入人体中，具有生物放大效应。人体摄入过量二恶英可引起肝、免疫、内分泌和生殖功能障碍，甚至产生不可逆的致癌、致畸和致突变的“三致”作用^[44]。

在全球范围内，每年有大量的塑料垃圾被随意丢弃或掩埋，遍布了土壤、淡水和海洋。各类塑料在自然界的降解周期长达数十年至数百年之间，土壤中的废弃塑料破坏了土壤结构，并影响土壤的通透性，抑制植物的生长发育；海洋中的废弃塑料可缠绕海洋动物的躯体，或阻塞其消化道，影响其生长发育，甚至造成死亡。近年来，微塑料对生态系统和人类健康的危害也越来越受到重视。大量塑料垃圾可在环境中经一系列反应分解为次生微塑料，可被海洋中的鱼类、贝类和海藻摄入和富集，经食物链传递进入人体。此外，中国的一项研究还在食盐中发现了微塑料^[45]。次生微塑料对人体健康的危害主要表现为两个方面：一方面，微塑料可能与炎症、氧化应激和细胞凋亡等机制有关，可引起组织损伤或癌症的发生；另一方面，微塑料粒子具有较强的吸附能力，可携带具有毒性的持久性有机物和病原微生物^[46] 进入人体，导致疾病的发生。

1.4 石油开采、加工与消费的二氧化碳排放

1. 石油开采行业

2015年石油开采和天然气开采业煤炭、油品、天然气消费量分别为186万吨、987.5万吨和143.06亿立方米。依据《中国石油和天然气生产企业温室气体排放核算方法与报告指南(试行)》方法计算,石油和天然气开采业CO₂排放量为221.03万吨。

2. 石油加工行业

石油加工行业二氧化碳直接排放包括燃料燃烧排放、工艺过程排放和逸散排放。燃料燃烧排放的主要来源是锅炉、加热炉以及火炬燃烧等,是炼厂最大的二氧化碳排放源。工艺过程排放是仅次于燃料燃烧排放的二氧化碳第二大排放来源,主要来自催化裂化装置的催化剂烧焦、制氢装置和其他装置催化剂再生等过程。逸散排放是指生产过程中各个环节逸散导致的二氧化碳排放,特点是量小且分散,难以统计。

2005年IEA开展了碳排放贸易框架下欧洲炼厂的二氧化碳排放和减排研究,提出了不同构型炼油厂二氧化碳排放系数,见表1-3。可以看出,复杂构型炼厂的二氧化碳排放量更多。由于我国原油具有重质化、含硫高的特点,加之产品标准不断提高,我国炼厂以复制构型为主,本研究选取HSK + VB + FCC + HCU炼厂构型的排放系数^[47]。根据中国能源统计年鉴,2015年我国石油加工、炼焦和核燃料加工业、化学原料和化学制品制造业共消费原油53027.38万吨,二氧化碳排放量为19195.9万吨。

表 1-3 欧洲不同类型炼厂二氧化碳排放系数

炼厂构型	二氧化碳排放 / (吨二氧化碳 / 吨产品)				全厂排放 / (吨二氧化碳 / 吨原油)
	LPG	石脑油 + 汽油	柴油	燃料油	
HSK	0.297	0.287	0.138	0.185	0.205
HSK + VB + FCC	0.943	0.416	0.172	0.347	0.337
HSK + VB + HCU	0.362	0.500	0.174	0.290	0.325
HSK + DC + HCU	0.318	0.420	0.171	0.503	0.329
HSK + VB + FCC + HCU	0.478	0.414	0.204	0.445	0.362

注：HSK - 浅度加氢，VB - 减黏裂化，FCC - 催化裂化，DC - 延迟焦化，HCU - 加氢裂化

3. 移动源

根据中国能源统计年鉴中交通运输、仓储和邮政业的汽油、柴油、天然气消费量，以及参照了《IPCC 国家温室气体排放清单指南》给出每种燃料的 CO₂ 排放系数，计算获得移动源 CO₂ 排放总量。2015 年我国汽油消费总量为 11368.46 万吨，柴油消费量 17360.31 万吨，煤油消费量为 2663.72 万吨。按各类油品中移动源消费比例，计算全国移动源 CO₂ 排放量为 82101.7 万吨。

综上，2015 年全国石油开采、加工与消费相关行业 CO₂ 排放 10.16 亿吨(表 1-4)。

表 1-4 2015 年石油开采、加工与消费行业 CO₂ 排放

行业	CO ₂ (万吨)
石油开采行业	221.03
石化行业	19195.9
移动源	82101.7
总计	101518.63

2

石油开采、加工与消费
的环境外部成本核算



2.1 环境外部成本核算框架与方法

本章通过对我国石油开采、加工与消费过程中环境污染状况进行调查与评价，明确环境成本核算框架，建立核算方法，定量评估环境外部成本，为制定石油开采、加工与消费相关行业政策提供依据。

1. 核算范畴

在石油开采和加工环节，主要考虑水资源耗减、水污染、土壤污染、大气污染物排放、固废排放等成本（由于数据难以获取，暂未考虑石化、化工企业爆炸等事故排放对环境的影响）。在石油运输环节，主要考虑油轮运输事故、海上石油开采事故、其他海洋泄漏清理成本，未考虑海洋生态修复费用、恢复期生态损失费用及其他费用（陆上石油泄漏治理成本低且统计数据难以获取，暂未计算）。石油消费环节重点核算移动源排放对人体健康的影响、塑料污染对海洋生态系统、塑料回收、焚烧、丢弃、填埋等对大气、水、土壤等的影响等成本（由于石油开采、加工与消费的水污染健康影响缺乏可靠的暴露-反应关系与相关统计数据，本研究暂未计算水污染导致的健康损失价值）（图 2-1）。

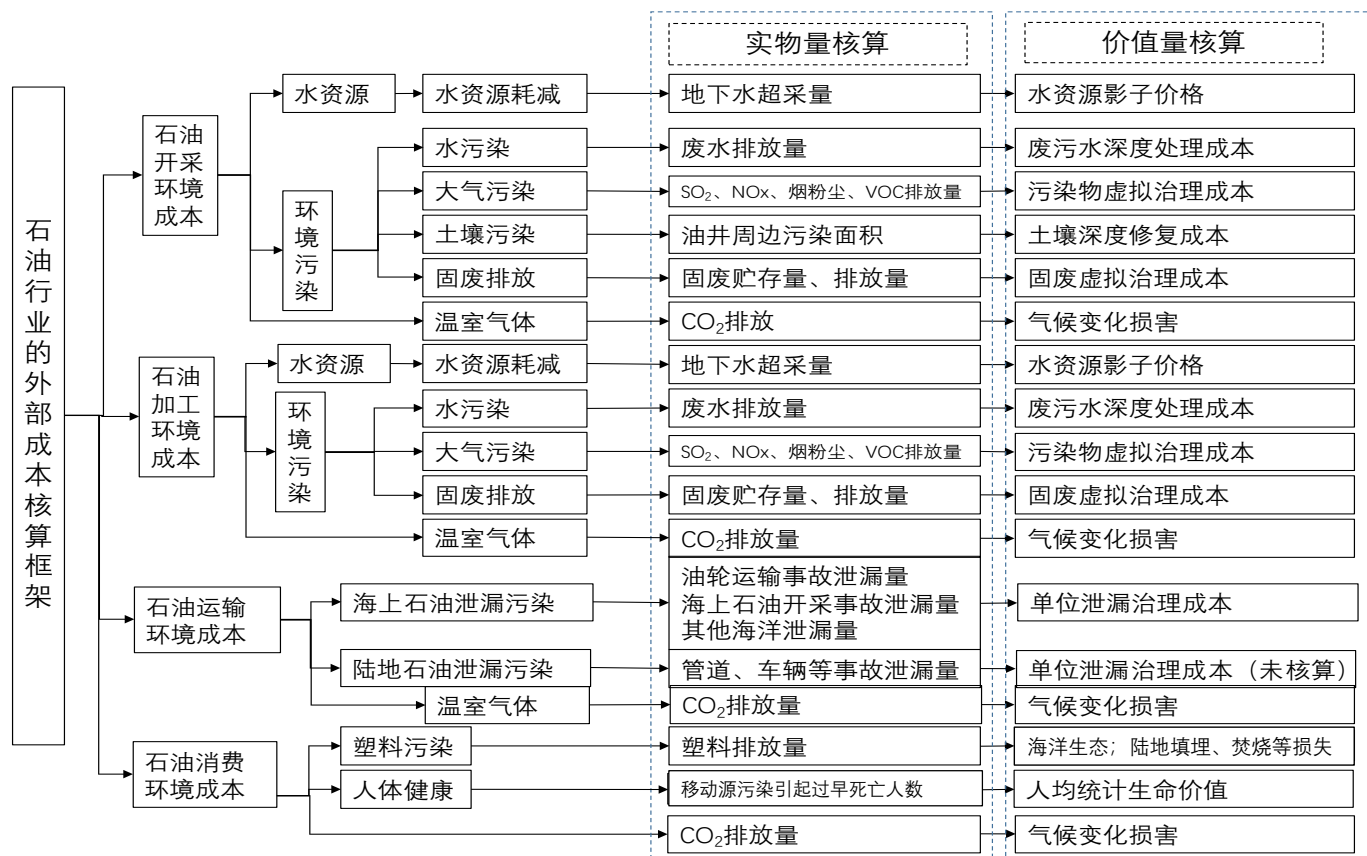


图 2-1 石油环境外部成本核算方法与具体指标

2. 核算方法

直接测算环境污染成本是难以做到的，无论是实物量核算还是价值核算。间接核算环境退化价值的两条思路：第一是所谓成本原则，核算为防止环境退化所需要支付的成本，例如预防成本法、治理成本法或恢复费用法；第二是所谓损害原则，核算环境退化所带来的损害，例如生态损失或人体健康损失核算。

(1) 大气污染物及固废排放的环境成本

本研究采用治理成本法，将虚拟治理成本作为石油开采及加工过程的大气及固废污染环境成本。污染治理成本法的特点在于其价值核算过程的简洁、容易理解和核算基础(以污染实物量为基础，乘以单位污染物的治理成本)的客观性。

（2）水资源耗减、水污染与土壤污染环境成本

石油开发利用带来的水资源外部成本主要考虑水资源耗减、水环境污染、土壤污染等三方面，主要测算对象涵盖原油开采和石油炼制等两个对水资源、水环境及生态影响较为直接且显著的环节。

首先确定各方面影响的影响量指标和价值量指标，然后用二者的乘积确定该项的外部成本，最后对全部影响的外部成本进行合计，得到石油开发利用的水资源综合外部成本。

①水资源耗减成本测算方法

水资源耗减成本是指核算期内经济社会活动对水资源的过度消耗而导致的水资源可利用价值的减少，或作为资产减少的经济成本。可通过分析研究水资源耗减量和水资源价值予以反映，核算期内水资源的耗减成本即为水资源耗减量与水资源价值的乘积，可通过下面公式（1）来表示：

$$V_{wc} = W_c \cdot P_w \quad \text{式(1)}$$

式中： V_{wc} 表示水资源耗减成本； D_w 当年水资源耗减量； P_w 单位水资源价值。

关于资源耗减量的核算，综合环境经济核算提供了两种思路，第一是从资源对经济过程的贡献看问题，将经济活动对资源的实际利用量作为耗减量；第二是从资源看持续性角度考虑，将资源再生、恢复作为递减项，以递减后的资源净减少作为耗减量，就是说，如果资源消耗比超过资源的再生能力，在总量上不减少，就可以视为没有资源耗减发生。

本研究主要根据第二种思路，重点考虑石油开发利用对区域地下水超采带来的影响，测算原油开采和石油炼制的取用水过程中超出地下水恢复能力的部分相对应的价值量。对于单位水资源价值量，以水资源影子价格结合工业分摊系数确定。

②水环境污染成本测算方法

本研究主要基于成本核算水环境污染价值，实际上就是要核算为维护水环境质量而需要花费的成本，简称水环境维护成本。以这种方法核算水环境污染价值，隐含的假设是：如果采取足够的行动即可保证水环境不发生退化，那么为维护水环境不退化所付出的经济代价就代表了环境退化价值。需要特别指出的是，这里核算的维护成本并非实际发生的成本，而是在假定其发生前提下应该花费的成本，是虚拟计算的成本。

从污染物的产生、排放和治理过程分析，基于成本的水环境污染成本核算可分为预防成本法，治理成本法和恢复成本法。预防成本法：在生产和生活阶段，通过技术方法改进、产业结构调整等手段减少污染物的产出量，为了这种目的所发生的成本即为环境退化成本。治理成本法：在污染物排放之前进行处理，达到一定的标准后再排放到天然水体中，将处理污水或削减污染物的投入视为环境退化成本。恢复成本法：一旦污染物进入水体，超过水体自净能力的污染物将会对水环境造成损害，为了避免损害发生或进一步加剧，可以采取特定的手段对受到污染的水体进行治理，使水体达到一定的标准，将恢复水体

质量而投入的费用视为环境退化成本。

针对石油开发利用行业，采用治理成本法计算其造成水环境污染成本较为可行。公式（2）为基于污水处理的水环境污染成本：

$$C_{sr} = c_s \cdot S_r \quad \text{式(2)}$$

式中， C_{sr} 为基于污水处理的水环境污染成本， c_s 为污水处理的单位成本， S_r 为应处理的污水量。

③土壤污染成本测算方法

石油勘探和开发阶段，油井周围土壤受油水混合物污染，石油开采过程中地面沉降，进而造成区域土壤盐碱化、植被退化等生态影响，且长期影响水资源的产汇流过程及水质。本项目采用恢复费用法测算石油开采带来的土壤污染成本（公式（3））：

$$E_s = P_s \cdot e_s \quad \text{式(3)}$$

式中， E_s 为油井周围污染土壤修复费用， e_s 为单位面积土壤修复的费用， P_s 为土壤污染面积。

（3）石油消费的健康成本核算

①大气污染物排放对空气质量的影响

2015年全国石油开采、加工与消费相关行业 SO_2 、 NO_x 、颗粒物、VOCs 等污染物的排放量分别为 111.2 万吨、1171.3 万吨、114.6 万吨、679.6 万吨，其中移动源 SO_2 、 NO_x 、PM、VOCs 排放量分别占石油相关行业大气污染物排放量的 75.9%、98.2%、89.6% 和 72.6%，其次为石油加工业。

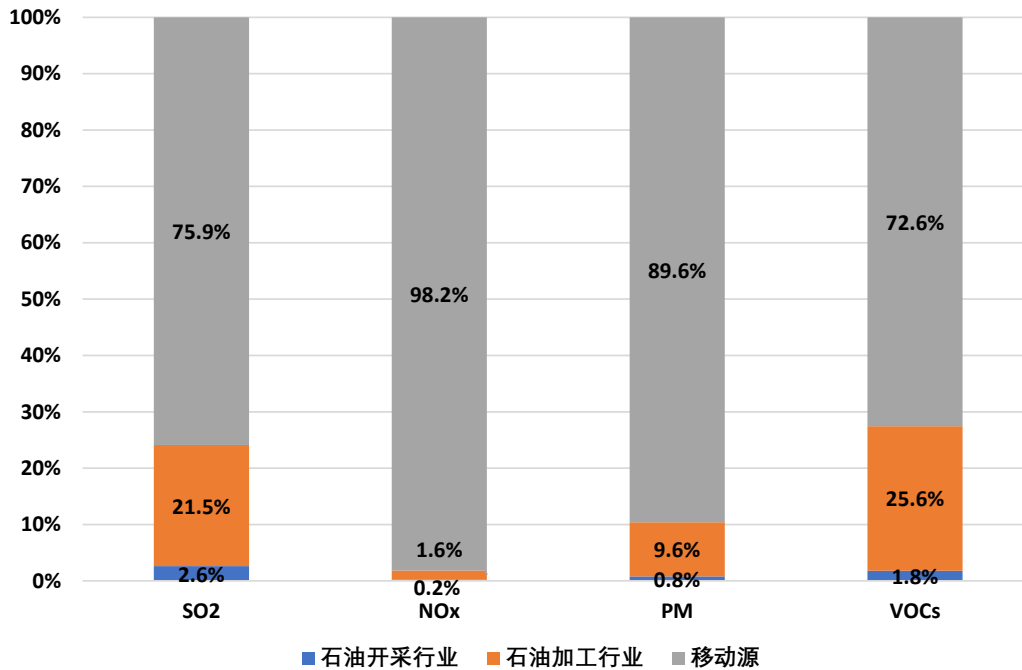


图 2-2 石油开采、加工与消费各环节大气污染物排放占比

利用空气质量模型模拟石油相关行业大气污染物排放对 PM_{2.5} 年均浓度的影响。结果表明，石油开采、加工与消费过程排放的 NO_x、SO₂、PM、VOC_s 等大气污染物对 2015 年 PM_{2.5} 年均浓度的贡献为 10.9%，其中移动源贡献为 9.8%，石化行业贡献为 1.1%。

②空气污染带来的人体健康损失

世界范围内已有大量学者开展了大气污染的疾病负担研究，目前多数研究以非意外总死亡人数、循环系统或呼吸系统疾病的死亡人数作为健康结局指标。参考较为权威的全球疾病负担研究（Global Burden of Disease, GBD）^[48]，本研究以缺血性心脏病（Ischemic Heart Disease, IHD）、卒中（Stroke）、肺癌（Lung Cancer, LC）和慢性阻塞性肺疾病（Chronic Obstructive Pulmonary Diseases, COPD）的死亡数作为健康结局指标，以评估大气 PM_{2.5} 对人群健康危害的长期效应；以 COPD 的死亡数作为健康结局指标评估大气 O₃ 对人群健康危害的长期效应。

本研究采用如下公式推算上述疾病的死亡人数：

$$n_i = N_i \times p_i \times c_i \tag{4}$$

在上式中， n_i 为某地区 2015 年上述疾病的死亡人数； N_i 和 p_i 分别为该地区 2015 年常住人口数和总死亡率，二者乘积即该地区 2015 年的总死亡人数； c_i 为我国 2015 年缺血性心脏病、卒中、肺癌或慢性阻塞性肺病占总死亡人数的比例（以下简称“疾病死亡占比”）。

研究地区的总人口数和死亡率数据来源于国家统计局《中国统计年鉴》2016 卷^[49]及各城市的《国民经济和社会发展公报》，疾病死亡占比来源于 GBD2015 数据库^[50]。

参考“全球疾病负担研究”，采用整合暴露 - 反应关系模型（Integrated Exposure-Response Model, IER Model）计算各地区 2015 年大气 $PM_{2.5}$ 的相对危险度 RR 值，公式如下：

$$Z \leq Z_{cf}, RR = 1 \quad \text{式(5)}$$

$$Z > Z_{cf}, RR = 1 + \alpha \left\{ 1 - \exp \left[-\gamma (Z - Z_{cf})^\delta \right] \right\} \quad \text{式(6)}$$

在上式中， Z 是 2015 年某地区 $PM_{2.5}$ 年均浓度； Z_{cf} 是观察到的阈值浓度，IER 模型假定低于此浓度时大气 $PM_{2.5}$ 不具有健康损害风险；RR 是相对危险度； α 、 γ 、 δ 是未知参数，可由非线性回归方法推算，具体参数选择见 Burnett 等人的研究^[53]。

本研究使用对数线性暴露 - 反应关系模型计算大气臭氧对 COPD 死亡人数的相对危险度，公式如下：

$$RR = \exp(\beta X) \quad \text{式(7)}$$

其中， X 是 2015 年某地区 O_3 年均浓度； β 是暴露 - 反应关系系数，来源于美国一项长达 24 年的队列研究^[54]。

在获得相对危险度 RR 值后，采用暴露 - 反应关系将大气污染中某污染物的变化和人群健康效应终点的变化相关联。现阶段对大气污染的流行病学研究多基于泊松回归的比例危险模型^[55]，公式如下：

$$E = \left(\frac{RR-1}{RR} \right) \times n_i \quad \text{式(8)}$$

其中： E 为某地区大气 $PM_{2.5}$ 或 O_3 污染造成的健康损失； n_i 为病因别死亡人数。

③ 归因于石油消费的大气污染健康损失计算

在得到石油消费对大气污染的贡献率后，可通过如下公式，计算归因于石油消费的大气污染健康成本。

$$E_{oil} = E \times \mu \quad \text{式(9)}$$



其中 μ 为石油消费对 $PM_{2.5}$ 或 O_3 的贡献率。

石油相关大气污染造成的健康价值损失等于其造成的健康损害人数和人均统计生命价值的乘积，具体公式如下：

$$Cost_{oil} = E_{oil} \times VSL \quad \text{式(10)}$$

在上式中， $Cost_{oil}$ 代表石油相关大气污染造成的经济损失； E_{oil} 代表石油相关大气污染造成的健康结局变化量，即造成的超额死亡人数； VSL 为人均统计生命价值（防止一个社会成员过早死亡所愿意付出的价值）。

迄今为止，我国关于统计生命价值的研究结果为 15 万 -80 万美元之间^[56]，不确定性较大。本研究采用北京大学张世秋团队的最新成果，该团队离散选择实验评估了北京市的统计生命价值，结果显示北京市大气污染相关的统计生命价值为 230 万元（CI: 150 万元，350 万元）^[57]。由于统计生命价值与人均收入水平密切相关，通过比较北京市与其他研究地区居民人均可支配收入的差异，可推算出其他研究地区的统计生命价值^[58]，公式如下：

$$VSL_i = VSL_{BJ} \times \left(\frac{Income_i}{Income_{BJ}} \right)^{Elasticity} \quad \text{式(11)}$$

在上式中， VSL_i 是某地区的统计生命价值； VSL_{BJ} 是北京市统计生命价值； $Income_i$ 和 $Income_{BJ}$ 分别是该地区和北京市 2015 年的居民人均可支配收入； $Elasticity$ 是弹性系数。

各地区的居民人均可支配收入来源于《中国统计年鉴》2016 卷和国民经济与社会发展公报；目前关于弹性系数的研究无统一的取值，国内外既往研究的取值在 0~2 之间，本研究弹性系数取值为 1.4。

2.2 环境成本核算结果

1. 石油开采

(1) 水资源耗减、水污染及土壤污染

①水资源耗减影响量指标测算

根据典型调查及相关用水定额标准要求，原油开采的取水量为 $2.80\text{m}^3/\text{t}$ 。在此基础上，考虑超出水资源更新能力的部分，即地下水超采的影响；综合原油生产和加工所在地区的地下水超采情况，对取水量进行折算，得到原油开采的地下水超采影响量为 $1.49\text{m}^3/\text{t}$ 。

②水污染影响量指标测算

根据典型调查及石油石化行业排水要求，取原油开采的排水量为 $1.00\text{m}^3/\text{t}$ 。

③土壤污染影响量指标测算

根据相关统计数据，2015年，全国油气勘探开发总投资为2493.49亿，完成油井总数为23102口，其中探井3023口，开发井20079口。根据文献调研及典型调查情况，油井周边500m范围内污染风险较高，因此取井口周边500m范围作为土壤污染面积。2015年原油开采量为21455.6万吨，折算得到每千吨原油开采的土壤污染面积 3.66m^2 。

综上，石油开发利用的影响量指标如表2-1。

表 2-1 原油开采的影响量指标

分类	指标	原油开采
水资源耗减	地下水超采 (m^3/t)	1.49
水环境污染	排水量 (m^3/t)	1.00
土壤污染	油井周边污染面积 ($\text{m}^2/\text{千吨}$)	3.66

④价值量指标测算

水资源耗减成本测算中的价值量指标采用水资源影子价格，主要考虑石油开发利用在

一定程度上引起了地下水超采，也挤占了其他行业以及生态用水，因而需要在整个经济社会全口径下测算其价值。根据相关研究^[61]，全国平均水资源影子价格取 21.57 元 /m³，在此基础上考虑石油产地地下水超采情况进行一定比例的折算，取该指标为 11.13 元 /m³。全国各地经济社会发展水平不同，水资源供需矛盾、缺水程度也有所不同，因而其相应的水资源影子价格也不同，华东地区经济发达、缺水矛盾突出，因而水资源影子价格较高。考虑到石油开发利用对水资源影响的数据可获取性，此处仅作全国平均分析。

水环境污染成本测算中的价值量指标选取废污水深度处理成本，主要考虑当前生态文明建设要求，为了最大程度减低石油开采和加工对区域水体质量的影响，需要对生产过程中全部废污水进行处理达标后排放。根据调研，取废污水深度处理成本为 4.88 元 /m³。需要说明的是，本文在水环境污染成本测算方面采用治理成本法，即从石油相关企业的排水端进行污染阻断，因而相应的成本相对不高；但是如果将不达标的废污水外排到周围水体中，则会引起更大范围的污染，随着时间推移还容易导致污染物蓄积于河流底泥之中，导致更为长期的水环境影响，这部分的治理成本是相当高的，亦即前文提出的恢复成本，但是由于数据等原因未进行定量测算。

土壤污染成本测算中的价值量指标选取土壤深度修复成本，需要对油井周边地下 20cm-100cm 左右深度的土壤进行原位修复；根据调研其成本为 750 元 /m²。

综上，石油开发利用的价值量指标如表 2-2。

表 2-2 石油开发利用的价值量指标

分类	指标	价值量
水资源耗减	水资源影子价格（元 /m ³ ）	11.13
水环境污染	废污水深度处理成本（元 /m ³ ）	4.88
土壤污染	土壤深度修复成本（元 /m ² ）	750.00

（2）大气污染

根据环境统计数据，2015 年全国石油开采行业 SO₂、NO_x、PM 排放量分别为 2.9 万吨、2.8 万吨、0.9 万吨。据估算，VOCs 和 CO₂ 排放量分别为 12.2 万吨、221.0 万吨。

石油开采行业的 SO₂、NO_x、烟粉尘的外部成本采用《中国环境经济核算研究报告》^[62] 中石油和天然气开采行业与石油加工、炼焦和核燃料加工业的虚拟治理成本；VOCs 排放的外部成本，按照 10 元 / 千克 VOCs 的标准进行估算。由此可得，石油和天然气开采行业大气污染外部成本为 12.77 亿元。

(3) 固废污染

石油开采、加工与消费行业的固体废物污染的环境外部成本采用《中国环境经济核算研究报告》^[62]中石油和天然气开采行业的虚拟治理成本，为 0.57 亿元。

(4) 小结

根据石油开采对水资源、水污染、土壤污染、大气污染、固废污染的影响量和价值量，计算石油开采的环境外部成本。2015 年中国原油消费总量为 54088.3 万吨，原油开采总量为 21455.6 万吨。石油开采行业单位原油消费总量的环境外部成本为 12.1 元/吨，单位石油开采总量的环境外部成本为 30.7 元/吨。如表 2-3。

表 2-3 石油开采的环境外部成本

单位：元/吨

分类	单位原油消费总量环境外部成本	单位原油开采总量环境外部成本
水资源耗减	6.6	16.6
水污染	1.9	4.9
大气污染	2.4	6.1
土壤污染	1.1	2.8
固废污染	0.1	0.3
合计	12.1	30.7

2. 石油运输

石油运输主要包括管道、卡车、铁路和船只运输。从运输造成的污染类型来看，可以分为海上石油泄漏污染和陆上石油泄漏污染。海上石油泄漏主要有四种：一是海上航运因素导致的石油泄漏，主要包括船舶与海洋石油开采设施相撞，或油轮与海洋其他船舶、海洋设施相撞所造成的海上溢油。二是海上石油开采过程中钻塔或者油井因爆炸或其他原因沉入海底，造成大量石油泄漏。三是自然因素，如飓风、地震等造成的海上溢油。四是人为原因，如阿拉伯海域因为战争原因造成的石油泄漏。据统计^[68]，2005-2014 年间全球共发生 107 起海上石油泄露事故。

每年因人类活动而造成的释放入海洋中的各种油类产品约 1000 多万吨^[69]，包括工业排放、船舶溢油、事故溢油、海底油田泄漏和井喷事故等。根据中国原油消费量约占全球总消费量的 12.8% 估计，中国每年释放入海洋的油类约 128 万吨。

不同的漏油事故造成的环境损失差距较大。墨西哥湾原油泄漏事故是美国海域内的第一大原油泄漏事件，其发生的位置是处于水深约 1500 米处的外海，造成的后果异常严重，86 天的漏油过程中总溢油量接近 490 万桶（约 67 万吨），海水污染面积达到 4900 平方公里。BP 公司在墨西哥湾漏油事故中支付环境成本（诉讼、清理费用和政府罚款）共计约 616 亿美元（其中清理费用约为 144.86 亿美元），单位石油泄漏成本为 91940 美元/吨石油（约 597610 元/吨石油）。康菲渤海湾漏油事故中，进入渤海湾的石油约 700 桶（约 95 吨）原油渗漏到海面，约 2500 桶（约 340 吨）的矿物油油基泥浆渗漏并沉积到海床，康菲和中海油总计支付 16.83 亿元用以赔偿溢油事故，用于渤海生态建设与环境保护、渤海入海石油类污染物减排、受损海洋生境修复等，单位石油泄漏成本为 386 万元/吨石油。

表 2-4 国内外石油开采和运输重大事故

序号	项目位置	事故概况
1	美国墨西哥湾原油泄漏	<p>事故损失：2010 年 4 月 20 日，“深水地平线”钻井平台爆炸沉没，海下受损油井开始漏油，每天有 5000 桶（约 1 万吨）原油泄漏到墨西哥湾。墨西哥湾沿岸水质、湿地、海滩严重污染，对渔业及脆弱物种影响巨大。</p> <p>事故原因：甲烷气泡爆炸。</p>
2	连接美国怀俄明州与蒙大拿州交界处油田和比灵斯市的输油管道	<p>事故损失：2011 年 7 月 4 日，连接美国怀俄明州与蒙大拿州交界处油田和比灵斯市的输油管道发生的泄漏事件，泄漏点在比灵斯附近的劳雷尔市，大量原油流入黄石河，污染了几十公里长的河段。</p> <p>事故原因：洪水导致管道破裂。</p>
3	鹿特丹港输油管道	<p>事故损失：2007 年 1 月 18 日，欧洲西北部地区遭受强烈暴风雨袭击，管道在暴风中被损坏，大量石油泄漏，造成欧洲最繁忙港口航运中断。</p> <p>事故原因：自然灾害。</p>
4	康菲渤海湾漏油事故	<p>事故损失：美国康菲公司与中海油合作开发的蓬莱 19-3 油田于 2011 年 6 月发生溢油事故，康菲和中海油总计支付 16.83 亿元用以赔偿溢油事故。</p> <p>事故原因：违规作业等责任事故。</p>

由于石油的事故泄漏是突发事件，无法估计发生的频率、规模和总量，本文未按照实际发生的事件进行环境外部成本估算。根据《海洋生态损害评估技术导则》（GB/T 34546.1-2017），海洋生态损害价值应该用恢复成本法计算，即将海洋生态系统恢复到接近基线水平所需的费用作为首选海洋生态损害价值评估方法，其评估内容包括消除和减轻损害等措施费用、海洋生态修复费用、恢复期生态损失费用（海洋环境容量和海洋生物资源的损失价值量）。其中，消除和减轻损害等措施费用是海洋生态损害评估的最低限，本报告将石油泄漏清理成本作为石油运输环境成本核算的主要内容。

根据 EPA 采用的石油泄漏总成本核算模型—BOSCEM (Basic Oil Spill Cost Estimation Model)^[70]，由于不同石油泄漏类型、规模和处理方法，以及不同国家劳

动力、处理方法、物价等多种因素的差异，计算得到的石油泄漏处理成本在 78.12 美元 / 吨 -76589.29 美元 / 吨之间（均为 1999 年当量美元），折合人民币 507.8 元 / 吨 -497830.4 元 / 吨石油之间。

根据中国石油年入海量 128 万吨测算，中国海上石油泄漏的总治理成本在 6.5 亿元 -6372 亿元之间。2015 年我国原油消费总量为 54088.3 万吨，计算得到单位石油消费的石油泄漏成本将在 1.2 元 / 吨油 -1178.1 元 / 吨油之间，该结果大小取决于石油泄漏的类型、规模、处理技术、泄漏地点。由于本文中选取的入海石油量为因人类活动而造成的释放入海洋中的各种油类产品，远远高估年石油泄漏入海总量，因此在选取单位石油泄漏成本时选取最低值来进行估算，本研究将 1.2 元 / 吨油作为单位石油泄漏入海污染成本。

3. 石油加工

（1）水资源耗减及水污染

2015 年，全国工业废水排放量 181.6 亿吨，其中化学原料和化学制品制造业废水排放量 25.6 亿吨，占工业废水排放总量的 14.1%，在主要行业废水排放中占据首位，如表 2-5。与石油生产消费紧密相关的石油和天然气开采业，石油加工、炼焦及核燃料加工业，以及化学原料和化学制品制造业，工业废水排放量合计占比达到 19.1%，石油相关行业对水环境影响较大。

表 2-5 2015 年工业主要行业废水排放量

行业	工业废水排放量（万吨）	排序
化学原料和化学制品制造业	256428	1
造纸及纸制品业	236684	2
纺织业	184271	3
煤炭开采和洗选业	148138	4
农副食品加工业	138910	5
黑色金属冶炼及压延加工业	91159	6
电力、热力生产和供应业	88108	7
石油加工、炼焦和核燃料加工业	84822	8
石油和天然气开采业	5781	-

注：数据来源《2015 年中国环境统计年报》

①水资源耗减影响量指标测算

根据典型调查及相关用水定额标准要求，石油炼制取水量为 $0.7\text{m}^3/\text{t}$ 。在此基础上，考虑超出水资源更新能力的部分，即地下水超采的影响；综合原油生产和加工所在地区的地下水超采情况，对取水量进行折算，得到石油炼制的地下水超采影响量为 $0.18\text{m}^3/\text{t}$ 。

②水污染影响量指标测算

根据典型调查及石油石化行业排水要求，取石油炼制排水量为 $0.40\text{m}^3/\text{t}$ 。

综上，石油炼制的的影响量指标如表 2-6。

表 2-6 石油炼制的的影响量指标

分类	指标	石油炼制
水资源耗减	地下水超采 (m^3/t)	0.18
水环境污染	排水量 (m^3/t)	0.40

③价值量指标测算

石油加工的价值量指标同石油 2.1 节中石油加工行业价值量指标。石油消费的环境外部成本核算

(2) 大气污染

根据环境统计数据，2015 年石油加工、炼焦及核燃料加工业，化学原料和化学制品制造业 VOCs、 SO_2 、 NO_x 、PM、 CO_2 排放量分别为 567.6 万吨、199.9 万吨、107.8 万吨、98.8 万吨、1.9 亿吨（本研究在进行成本核算研究时，采用上述两个行业中与石油相关的原油加工及石油制品制造、有机化学原料制造业等两个行业污染物排放量）。

石油加工行业的 SO_2 、 NO_x 、烟粉尘的外部成本采用《中国环境经济核算研究报告》^[62] 中石油加工、炼焦和核燃料加工业和化学原料和化学制品制造业的虚拟成本，根据污染物排放量比例，折算为原油加工及有机化学原料制造行业环境成本。VOCs 排放的外部成本测算方法与石油开采行业相同。计算结果表明，原油加工及石油制品制造业、有机化学原料制造业大气污染物排放的环境外部成本为 181.1 亿元。2015 年中国原油消费总量为 54088.3 万吨，折算为单位原油消费量的该项环境成本为 33.5 元/吨。(3) 固废污染

根据环境统计数据，石油加工、炼焦和核燃料加工业、化学原料和化学制品制造业一般工业固体废物产生量 3.7 亿吨，占工业行业总产生量的 11.8%；危险废物产生量为

915 万吨，占工业危废总产生量的 23.0%，

石油开采、加工与消费行业的 SO₂、NO_x、烟粉尘的外部成本采用《中国环境经济核算研究报告》^[62] 石油加工、炼焦和核燃料加工业的虚拟治理成本，为 1.45 亿元。

(4) 小结

根据石油加工对水资源、水污染、大气污染、固废污染的影响量和价值量，计算石油加工的环境外部成本。2015 年中国原油消费总量为 54088.3 万吨，石油加工行业单位原油消费总量的环境外部成本为 37.3 元/吨，如表 2-7。

表 2-7 石油加工的环境外部成本

单位：元/吨

分类	单位原油消费量的环境外部成本
水资源耗减	1.8
水污染	1.8
大气污染	33.5
固废污染	0.2
合计	37.3

4. 石油消费

(1) 人体健康影响（本部分研究成果由健康成本子课题组提供）

① 病因别死亡率

我国 31 个省/直辖市缺血性心脏病死亡率在 0.72-1.21‰之间，卒中死亡率在 0.87-1.45‰之间，肺癌死亡率在 0.28-0.47‰之间，慢性阻塞性肺疾病死亡率在 0.39-0.65‰之间。

② 统计生命价值

2015 年我国各地区统计生命价值在 34 万元~239 万元之间，与当地经济发展水平与收入水平有关。③石油消费大气污染造成的健康损失

2015 年我国石油消费大气污染造成的超额死亡人数为 19.5 万人，相关经济损失为 1506.8(95%CI: 983.1, 2291.9) 亿元。从疾病分类上看，大气 PM_{2.5} 污染造成超额

死亡人数最多的病种为卒中，相关经济损失为 520.4(95%CI: 339.5, 791.5) 亿元；造成超额死亡人数最少的病种为肺癌，相关经济损失为 97.4(95%CI: 63.6, 148.2) 亿元。

2015 年我国石油消费总量为 54088.3 万吨，可计算得到单位石油消费健康损失的置信区间为 278.6(95%CI: 181.7, 423.7)。

④不同弹性系数取值的敏感性分析

目前关于弹性系数的取值无统一标准，既往研究的取值在 0~2 之间。美国一项 Meta 分析建议的弹性系数取值为 0.5~0.6，而我国相关研究的弹性系数取值在 1.0~1.4 之间。考虑到不同参数取值会造成一定的不确定性，本研究计算了不同弹性系数取值下的健康成本（见表 2-8），不同弹性系数取值可导致研究结果发生显著变化。

表 2-8 不同弹性系数取值的敏感性分析

弹性系数	石油相关大气污染的健康成本（亿元）	单位石油消费的健康成本（元 / 吨）
0.6	2749.4 (1793.0-4188.0)	508.3 (331.5-774.3)
1.0	2020.2 (1315.1-3073.5)	373.5 (243.1-568.2)
1.4	1506.8 (983.1, 2291.9)	278.6 (181.7-423.7)

（2）塑料污染

塑料制品给人们生活带来很多的便利，但是塑料的使用对环境生态和公众身体健康也会带来不利影响。1950 年至 2016 年年底全世界共生产了 83 亿吨塑料，其中 63 亿吨是塑料废弃物^[63]，塑料废弃物占总生产量的 75.9%。中国塑料生产产量近几年增长很快，2015 年全世界塑料年产量 2.69 亿吨，中国占 27.89%^[64]。2018 年全世界塑料产量 3.48 亿吨，中国占 29.4%^[65]。中国在 2015-2018 塑料产量增长了 26.9%，年增长率 11%，是世界上塑料制品的最大生产国。

本研究通过文献调研，确定世界范围内塑料生产带来的总成本，根据其对应的塑料污染量，测算单位塑料的污染成本。UNEP《评估塑料的价值》（2014）使用支付意愿等方法，测算了塑料上游（塑料原料提取等）、下游（塑料丢弃）等过程对温室气体、大气、水（包括海洋）、土壤等污染造成的年成本为 750 亿美元，其占比最高的为塑料加工过程中产生的温室气体排放，其次为土地污染和水污染。废弃塑料对海洋的污染成本是塑料下游成本最重要的部分。报告显示塑料造成的海洋生态环境损失近 130 亿美元^[66]，包括渔业损失、旅游损失以及清理海滩的时间成本等；陆上塑料环境污染损失为 41 亿美元，包括塑料回收、焚烧、丢弃、填埋等产生的生态环境污染成本。本报告中根据《评估塑料的价值》报告中海洋生态环境损失（130 亿美元）和陆上污染成本（41 亿美元）

来估算中国塑料使用的海洋和陆上污染损失。

海洋污染清理困难，本研究采用 10 年总入海塑料来确定海洋污染总成本对应的塑料量，近 10 年全球累积生产塑料约 27.2 亿吨^[67]，平均每吨塑料造成的海洋损失约为 4.78 美元（根据 130 亿美元及 27.2 亿吨塑料测算），按 2015 年汇率 6.23 计算，平均每吨塑料造成的海洋损失约为 29.8 元 / 吨塑料。陆上塑料的焚烧、丢弃等污染则认为单是单年塑料量产生的污染，本研究采用 1 年塑料产量来确定陆上污染总成本对应的塑料量。2015 年全世界塑料年产量 2.69 亿吨，平均每吨塑料造成的陆上损失约为 15.2 美元（根据 41 亿美元陆上污染损失及 2.69 亿吨折算），折合人民币为 94.7 元 / 吨塑料。

2015 年中国塑料产量 7560.7 万吨，根据单位塑料产量海洋污染损失及单位塑料产量陆上塑料污染产本核算，2015 年中国海上及陆上塑料污染损失总计 94.1 亿元。2015 年中国原油消费总量为 54088.3 万吨计算，每吨石油消费塑料所造成的损失约为 17.4 元 / 吨石油消费。

（3）小结

2015 年中国原油消费总量为 54088.3 万吨，折合吨石油消费总量人体健康影响和塑料污染成本分别为 278.6 元 / 吨和 17.4 元 / 吨。如表 2-9。

表 2-9 石油消费的环境外部成本

单位：元 / 吨

分类	单位原油消费总量环境外部成本
人体健康影响	278.6
塑料污染	17.4
合计	296

5. 温室气体

虽然温室气体并不会在短期内产生对环境和人体健康的损害，但在更长的时间尺度上由温室气体排放引起的全球气候变化可能产生不可估量的损失和经济成本。一般而言，温室气体的社会成本需要采用全球综合评价模型进行估计。首先将排放情景转换为全球温升，然后再利用“损害方程”将全球温升转换为温升影响下的经济损失成本，而后再将未来的成本折现到当下。根据美国政府关于碳社会成本的联合工作组的相关计算，在 3% 折现率条件下 2010 年每吨 CO₂ 当量的社会成本为 37 美元。温室气体社会成本的估计具有较大的不确定性，这主要是由于对温室气体浓度的气候响应、气候系统中的正



向及负向反馈、损失函数的完备性和准确性、未来适应气候变化的能力以及折现率的选取等均有科学不确定性。目前基于主流全球综合评价模型的估计结果在 12 美元（5% 折现率）到 64 美元（2.5% 折现率）之间。

本研究表明，一吨石油生产、加工和消费的温室气体排放为 1.88 吨二氧化碳，由于我国目前缺乏对于温室气体社会成本的测算。如果采用目前主流模型对全球碳社会成本的估计（考虑全球范围内因温升导致气候变化引致的损害，而不局限于中国境内），则吨石油生产、加工和消费产生温室气体的社会成本将在 160.7 元 / 吨油 -782.1 元 / 吨油之间。在本研究中，我们取气候变化所造成的损失低限值 160.7 元 / 吨油。

6. 核算结果说明及不确定性分析

核算结果表明，如果不考虑石油生产、加工和消费对气候的影响，2015 年全国石油开采、加工与消费相关行业环境外部成本为 347 元 / 吨石油，考虑石油生产、加工和消费对气候的影响，全国石油开采、加工与消费相关行业环境外部成本为 507 元 / 吨石油。从石油利用分环节影响来看，石油开采阶段水资源耗减与水污染成本是最主要的组成部分，占石油开采阶段环境外部总成本的 70.2%；石油加工阶段，以大气污染成本为主，占石油加工阶段环境外部总成本的 89.8%；石油消费阶段，大气污染带来的健康损失是最主要的外部成本，占石油消费阶段外部总成本的 94.1%。

表 2-10 石油开采、加工和消费的环境外部成本^{注 1}

环节	类别	指标	单位石油消费量的环境成本（元/吨） ^{注 2}	
石油开采	水资源	水资源	地下水超采量，水资源影子价格	6.6(16.6)
	环境污染	水污染	废水排放量，废污水深度处理成本	1.9(4.9)
		大气污染	SO ₂ 、NO _x 、烟粉尘、VOCs 等污染物排放量，虚拟治理成本	2.4(6.1)
		土壤污染	油井周边污染面积，土壤深度修复成本	1.1(2.8)
		固废污染	固废贮存、排放量，虚拟治理成本	0.1(0.3)
	小计			12.1(30.7) ^{注 3}
石油运输	海洋运输	石油泄漏	泄漏量，泄漏治理成本	1.2 ^{注 4}
石油加工	水资源	水资源	地下水超采量，水资源影子价格	1.8
	环境污染	水污染	废水排放量，废污水深度处理成本	1.8
		大气污染	SO ₂ 、NO _x 、烟粉尘、VOCs 等污染物排放量，虚拟治理成本	33.5
		固废污染	固废贮存、排放量，虚拟治理成本	0.2
小计			37.3	
石油消费	环境污染	塑料污染	海洋生态；陆地填埋、焚烧的大气、水、土壤等损失	17.4
		大气污染的人体健康损失 ^{注 5}	过早死亡人数，人均统计生命价值	278.6(181.7-423.7) ^{注 6}
	小计			296(199.1-441.1)
不考虑气候影响合计				346.6(249.7-491.7)
气候影响	CO ₂ 排放	气候变化损害		160.7(160.7-782.1) ^{注 7}
考虑气候影响合计				507.3(410.4-1273.8)

注：

- 1、本研究中石油环境成本未考虑因素主要包括（1）海洋石油开采对海洋生态系统的影响。（2）海洋石油泄露的海洋生态修复、恢复期生态损失等的影响。（3）陆上石油泄漏对环境的影响。（4）石化、化工企业爆炸等事故排放对环境的影响。
- 2、表中石油相关环境成本核算结果为分摊到每吨石油消费量的数值。
- 3、括号中数值为单位石油开采量的水资源、水环境、土壤污染成本。
- 4、由于石油泄漏类型、规模和处理方法，以及不同国家劳动力、处理方法、物价等多种因素的差异，导致单位石油泄漏量的处理成本在 78.12-76589.29 美元之间。
- 5、与“2019 跨越石油时代国际研讨会”发布的研究成果相比，本研究的人体健康成本有所增加。主要有两方面原因：首先根据最新研究成果，更新了人均统计生命价值取值，从 79.5 万元/人到现在不同的省份取值在 34 万元/人 -239 万元/人之间不等；其次增加了 O₃ 污染对人体健康的影响，更全面的评估石油相关大气污染对人群健康的危害。
- 6、由于统计生命价值区间范围的不确定性，核算单位石油消费的健康成本在 181.7 元/吨油 -423.7 元/吨油之间。
- 7、由于温室气体社会成本的估计具有较大的不确定性，单位温室气体的社会成本在 160.7 元/吨油 -782.1 元/吨油之间。



需要说明的是：

石油开采、加工与消费的环境外部成本与生产技术、减排技术、经济发展水平、收入水平等紧密相关，未来随着中国经济持续增长、货币价格、生产技术与减排技术的进步，石油的环境外部成本会随时间呈现动态变化，但在本研究中不包含未来成本的变化趋势。

石油开发、转化和利用全过程对水、大气、土壤等环境均存在不同程度的影响，其中部分影响是显性的、即时的、可量化的，而更多影响是潜在的、长期的、风险性的。因此，在目前的数据和认识条件下，在测算石油开发利用的环境外部成本时难以面面俱到，需要厘清分析计算的边界。对可货币化的部分，不同研究方法、不同资料来源对应的结果也不同；对部分难以货币化的影响，仅作定性说明，但并不代表这部分影响不大或者不重要。本项目的成本测算尚不能完全反映石油开采和消费对环境的影响，但是基于目前的数据条件和计算方法，主要的项目均已有所体现。

已货币化部分

（1）水资源耗减成本针对的是石油开采及石油炼制引起的地下水超采影响，重点体现了石油石化企业在缺水地区的影响；水污染、固废污染、石油泄漏等成本测算采用的是原油开采和加工过程中的外排污染物深度处理费用，属于预防性成本，而不是外排到周围环境后造成的水质、海洋环境等恶化及其他间接影响等成本，因而这部分成本数值相对较小。

（2）土壤污染成本仅考虑了油田钻井造成的周边 500 米以内的土壤影响，并未包括次生的土地盐碱化、植被退化等损失，因此相对土壤污染的真实环境成本相对偏小。

（3）本研究中测算的石油泄漏成本主要为清理成本，其大小取决于石油泄漏的类型、规模、处理技术、泄漏地点，存在较大的不确定性。

（4）石油消费大气污染带来的人体健康损失重点核算移动源污染物排放导致的 $PM_{2.5}$ 、 O_3 污染对人体健康的影响。目前我国没有公认的统计生命价值，既往研究得到的 VSL 差异较大，数值在 15 万 ~80 万美元之间，造成了较大的不确定性，采用不同的 VSL 计算健康成本可导致研究结果存在数倍的差异。此外，不同研究关于地区差异的弹性系数取值也不尽相同，存在较大的不确定性。

未货币化部分

(1) 原油开采带来地下水污染，开采过程中的勘探井、采油井破坏了地下含水层结构，且容易因密封不严而导致油水串层，周边地下水中石油类、重金属等污染物超标，且随地下水转移，造成更大范围影响。这部分影响在实际生产中存在，例如新疆某油田地下水污染^[71]，但因缺乏客观的影响量指标，难以定量分析。

(2) 原油开采、炼制等过程中产生的废水需要处理后才能外排或者回用，这部分成本计算在石油石化企业运营成本中，相应的提标改造（由当前处理标准提高到更优水质标准）的成本计算在本项目研究的外部成本中。但是在废水处理过程中产生的浓缩污水、污泥等，部分甚至达到危险废物标准，若未得到妥善处理，将对水资源及生态环境造成严重影响，在分析计算中，这部分成本由于缺乏权威、规范的处理标准而难以量化。

(3) 石油开采、运输、加工过程中带来的生态损失尚不能完全量化。发生石油泄漏事故时成本巨大，例如墨西哥湾石油泄漏成本为 616 亿美元，单位石油泄漏量的环境成本为 91940 美元，但由于不是常态化事件，难以对事故风险概率进行客观度量，无法量化并平摊纳入石油环境外部成本。

3

思考与建议

3.1 降低资源消耗与污染物排放量，从源头减少石油开采与利用的环境影响

1、石油石化行业的规划布局应充分考虑区域水资源承载力约束，加强石油开发利用全过程对水资源影响的事前评估，特别是石油开采对地下水系统造成的水循环改变、水体串层污染等的影响，并结合国家推行的水资源承载力评价，科学制定石油石化行业规划布局对水资源可持续利用的影响评价体系和风险防范机制。对于水资源“超载”地区，限制上马石油石化项目。

2、依照最严格水资源管理制度、水污染防治行动计划等政策要求，制定石油石化企业的取用水量、效率以及废污水排放数量和水质等要求，综合考虑政策、技术、成本以及生态文明建设要求等，逐步提高污水排放标准。推广节水减排先进技术，提升石油开发利用的废污水处理回用率，减轻取用水及废污水外排对周边水体环境的影响

3、加强石化行业污染防治工作。完成石化行业污染物深度治理，提升二氧化硫、氮氧化物、颗粒物、挥发性有机物等多种污染物的排放控制水平，减少污染物排放量。

4、加强移动源污染防治。加快调整运输结构，增加铁路和水路货运量，减少公路大宗货物中长距离货运量。推广使用新能源和清洁能源汽车。加强新生产车辆环保达标监管，加快老旧车辆淘汰与深度治理。加强非道路移动机械和船舶污染防治；推动靠港船舶和飞机使用岸电，降低移动源大气污染物排放量。

5、加强石油安全运输管理，减少石油泄漏造成的环境污染。

3.2 以经济手段促进石油的清洁化利用

1、加强石油开采企业对生态环境影响的监测和修复，逐步建立切实可行的生态补偿和修复机制。结合取水许可、排污许可等相关制度，加强对石油石化企业水资源影响的管理和防范。强化石油开发利用全过程对水资源“取-用-耗-排”的监测，细化相关



奖惩措施并严格执行。对于石油开发利用过程中造成的水资源、水环境、水生态以及土壤、植被、水循环系统等多重影响，应明确主体责任，逐步建立切实可行的生态补偿和修复机制

2、促进石油相关行业环境外部成本内部化。一是研究调整税目结构，从针对个别 VOCs 物种征税转变为对 VOCs 排放总量征税，或研究提高 VOCs 当量值，促进 VOCs 减排；二是研究完善燃油消费税征收制度，将环境成本纳入税率考虑中；三是研究征收二氧化碳税，促进温室气体减排；四是通过资源环境税等市场手段，将石油开发利用过程对水资源、水环境、水生态影响的外部成本加入石油相关企业的运营成本。在明确外部影响的总量指标和定额指标标准的基础上，对石油相关企业实行超额累进的资源环境影响经济处罚。同时，通过水权、排污权交易等方式，促进石油企业提升节水水平、提高排放标准，并以此获得实际效益，提高相关企业降低石油开发利用的生态环境影响的积极性。

3.3 促进公众参与

1、提高公众监督意识，鼓励公众通过多种渠道举报环境违法行为，鼓励环保公益组织参与社会监督，发挥公众监督在污染事件披露中的重要作用。

2、利用传统媒体和网络等新媒体，积极开展多种形式的宣传教育，普及大气污染防治科学知识，在全社会树立“同呼吸、共奋斗”的行为准则，动员和引导公众绿色出行、绿色消费，共同改善大气环境质量。

3、增强社会大众低碳环保意识，强化社会大众的环保行动能力，引导公众参塑料回收，提高废旧塑料的利用率，加强塑料的减量化与资源化应用。

3.4 以科技发展促进环境保护

1、研究解决废旧塑料处理技术水平低，回收成本过高，企业规模小，产业不系统等问题解决的途径，推动废塑料回收利用技术发展，减少废塑料对环境的影响。

2、加强石油绿色开采、污染物排放控制、生态环境污染修复等新技术研发与推广。

参考文献

- [1] 沈卫军. 大庆油田石油开采对水文地质环境的影响及应因对策 [J]. 化学工程与装备, 2017(3):86-87.
- [2] 姜吉生, 王勇, 祁敏, 等. 大庆市主要环境地质问题及其综合治理 [J]. 黑龙江大学工程学报, 2004, 31(4):86-89
- [3] 张亚非. 油田开发对生态环境的影响 [J]. 油气田环境保护, 2006, 16(4):28-30.
- [4] 柴红云, 赵东风, 卢磊. 石油开采过程中环境影响后评价的初步探索 [J]. 现代化工, 2017, 37(02):17-19+21.
- [5] Zhang Y, Liu Y, Xue Y, et al. Correlational study on atmospheric concentrations of fine particulate matter and children cough variant asthma[J]. Eur Rev Med Pharmacol Sci, 2016,20(12):2650-2654.
- [6] Wu J, Shi Y, Asweto C, et al. Fine particle matters induce DNA damage and G2/M cell cycle arrest in human bronchial epithelial BEAS-2B cells[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2017,24(32):25071-25081.
- [7] Xue T, Zhang Q. Associating ambient exposure to fine particles and human fertility rates in China[J]. Environ Pollut, 2018,235:497-504.
- [8] Wu L, Jin L, Shi T, et al. Association between ambient particulate matter exposure and semen quality in Wuhan, China[J]. Environ Int, 2017,98:219-228.
- [9] 程雁鹏, 冯永亮, 段小丽, 等. 孕期大气细颗粒物 PM2.5 暴露及对早产的影响研究 [J]. 中华流行病学杂志, 2016,37(4):572-577.
- [10] Jia Z, Wei Y, Li X, et al. Exposure to Ambient Air Particles Increases the Risk of Mental Disorder: Findings from a Natural Experi-

ment in Beijing[J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2018,15(1).

[11] Yang G, Wang Y, Zeng Y, et al. Rapid health transition in China, 1990-2010: findings from the Global Burden of Disease Study 2010[J]. *Lancet*, 2013,381(9882):1987-2015.

[12] Song C, He J, Wu L, et al. Health burden attributable to ambient PM2.5 in China[J]. *Environ Pollut*, 2017(223):575-586.

[13] Zeng W, Zhang Y, Wang L, et al. Ambient fine particulate pollution and daily morbidity of stroke in Chengdu, China[J]. *PLoS One*, 2018,13(11):e206836.

[14] Li G, Huang J, Xu G, et al. The short term burden of ambient fine particulate matter on chronic obstructive pulmonary disease in Ningbo, China[J]. *Environ Health*, 2017,16(1):54.

[15] Li T, Zhang Y, Wang J, et al. All-cause mortality risk associated with long-term exposure to ambient PM2.5 in China: a cohort study[J]. *Lancet Public Health*, 2018,3(10):e470-e477.

[16] Liu T, Zeng W, Lin H, et al. Tempo-Spatial Variations of Ambient Ozone-Mortality Associations in the USA: Results from the NM-MAPS Data[J]. *Int J Environ Res Public Health*, 2016,13(9).

[17] Silva R, Adelman Z, Fry M, et al. The Impact of Individual Anthropogenic Emissions Sectors on the Global Burden of Human Mortality due to Ambient Air Pollution[J]. *Environ Health Perspect*, 2016,124(11):1776-1784.

[18] 董继元, 刘兴荣, 张本忠, 等. 我国臭氧短期暴露与人群死亡风险的 Meta 分析 [J]. *环境科学学报*, 2016,36(4):1477-1485.

[19] Yang C, Yang H, Guo S, et al. Alternative ozone metrics and daily mortality in Suzhou: the China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES)[J]. *Sci Total Environ*, 2012,426:83-89.

[20] Atkinson R, Butland B, Dimitroulopoulou C, et al. Long-term exposure to ambient ozone and mortality: a quantitative systematic review and meta-analysis of evidence from cohort studies[J]. *BMJ Open*, 2016,6(2):e9493.

[21] 闫美霖, 李焜焜, 刘晓途, 等. 我国臭氧短期暴露的人群健康效应研究进展 [J]. *环境与健康杂志*, 2012,29(8):752-761.

[22] 陈浪, 赵川, 关茗洋, 等. 我国大气臭氧污染现状及人群健康影响 [J]. *环境与职业医学*, 2017,34(11):1025-1030.

- [23] Lafuente R, Garcia N, Jacquemin B, et al. Outdoor air pollution and sperm quality[J]. *Fertil Steril*, 2016,106(4):880-896.
- [24] 田晓佳,王笑臣,叶波,等. 武汉市臭氧暴露对男性精液质量的影响 [J]. *中华预防医学杂志*, 2017,51(3):197-202.
- [25] Valacchi G, Porada E, Rowe B. Ambient ozone and bacterium *Streptococcus*: A link between cellulitis and pharyngitis[J]. *Int J Occup Med Environ Health*, 2015,28(4):771-774.
- [26] 朱鹏飞,张翼,班婕,等. 中国空气污染与不良出生结局的研究进展 [J]. *中华流行病学杂志*, 2017,38(3):393-399.
- [27] Lee P, Liu L, Sun Y, et al. Traffic-related air pollution increased the risk of Parkinson' s disease in Taiwan: A nationwide study[J]. *Environ Int*, 2016,96:75-81.
- [28] Guo X, Cheng S, Chen D. Estimation of economic costs of particulate air pollution from road transport in China[J]. *Atmospheric Environment*, 2010,28(44):3369-3377.
- [29] 马洪群,崔莲花. 大气污染物 (SO₂、NO₂) 对中国居民健康效应影响的 meta 分析 [J]. *职业与健康*, 2016,32(8):1038-1044.
- [30] Zhang Z, Wang J, Lu W. Exposure to nitrogen dioxide and chronic obstructive pulmonary disease (COPD) in adults: a systematic review and meta-analysis[J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2018,25(15):15133-15145.
- [31] Hamra G, Laden F, Cohen A, et al. Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis[J]. *Environ Health Perspect*, 2015,123(11):1107-1112.
- [32] Delfino R. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research[J]. *Environ Health Perspect*, 2002,110 Suppl 4:573-589.
- [33] Norback D, Bjornsson E, Janson C, et al. Asthmatic symptoms and volatile organic compounds, formaldehyde, and carbon dioxide in dwellings[J]. *Occup Environ Med*, 1995,52(6):388-395.
- [34] Wieslander G, Norback D, Bjornsson E, et al. Asthma and the indoor environment: the significance of emission of formaldehyde and volatile organic compounds from newly painted indoor surfaces[J]. *Int Arch Occup Environ Health*, 1997,69(2):115-124.
- [35] Tang X, Bai Y, Duong A, et al. Formaldehyde in China: production,



consumption, exposure levels, and health effects[J]. *Environ Int*, 2009,35(8):1210-1224.

[36] 赵金镞, 金水堂. 室内挥发性有机物的来源及其健康效应 [J]. *卫生研究*, 2004,33(2):229-232.

[37] 李国华, 余淼, 田俊, 等. 交通铅污染对小学生智商的影响 [J]. *中国公共卫生学报*, 1996:280-282.

[38] Database P. Propylene Oxide[EB/OL]. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Propylene_oxide#section=Top.

[39] National Network on Environments and Women's Health. Chemical exposure and plastics production: issues for women's health: A Review of literature[EB/OL]. <http://cwhn.ca/sites/default/files/resources/cancer/short%20lit%20review-%20EN%20-%20formatted.pdf>.

[40] US EPA. Toluene[EB/OL]. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/toluene.pdf>.

[41] Wright S, Kelly F. Plastic and Human Health: A Micro Issue?[J]. *Environ Sci Technol*, 2017,51(12):6634-6647.

[42] Blastic. Toxicity of Plastics[EB/OL]. <https://www.blastic.eu/knowledge-bank/impacts/toxicity-plastics/>.

[43] Geyer R, Jambeck J, Law K. Production, use, and fate of all plastics ever made[J]. *Sci Adv*, 2017,3(7):e1700782.

[44] 王奇. 危险废物焚烧厂二恶英排放的环境分布及健康风险评估研究 [D]. 浙江大学能源工程学院, 2014.

[45] Yang D, Shi H, Li L, et al. Microplastic Pollution in Table Salts from China[J]. *Environ Sci Technol*, 2015,49(22):13622-13627.

[46] Kirstein I, Kirmizi S, Wichels A, et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles[J]. *Mar Environ Res*, 2016,120:1-8.

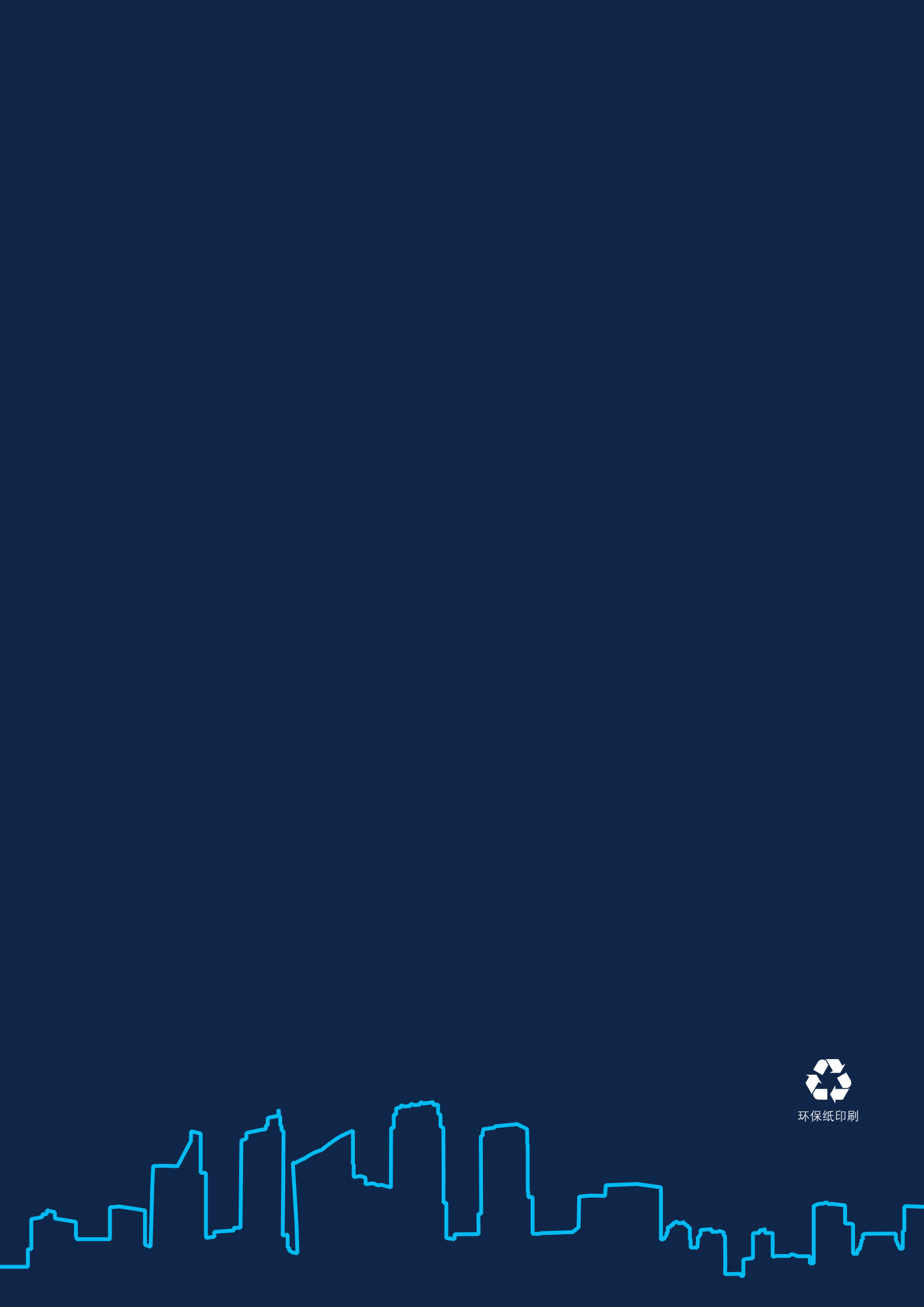
[47] 陈宏坤, 田贺永, 肖远牲, 陈昌照. 我国炼油行业碳排放估算与分析 [J]. *油气田环境保护*, 2012,22(06):1-3+86.

[48] Cohen A, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015[J]. *Lancet*, 2017,389(10082):1907-1918.

- [49] 中华人民共和国国家统计局 . 中国统计年鉴 2016 卷 [EB/OL]. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/>.
- [50] Global Burden of Diseases. GBD[EB/OL] <http://www.healthdata.org/gbd>.
- [51] Tian L, Zeng Q, Dong W, et al. Addressing the source contribution of PM_{2.5} on mortality: an evaluation study of its impacts on excess mortality in China[J]. *Environmental Research Letters*, 2017,10(12):104016.
- [52] Wu R, Xie S. Spatial Distribution of Ozone Formation in China Derived from Emissions of Speciated Volatile Organic Compounds[J]. *Environ Sci Technol*, 2017,51(5):2574-2583.
- [53] Burnett R, Pope C, Ezzati M, et al. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure[J]. *Environ Health Perspect*, 2014,122(4):397-403.
- [54] Jerrett M, Burnett R, Pope C, et al. Long-term ozone exposure and mortality[J]. *N Engl J Med*, 2009,360(11):1085-1095.
- [55] 高婷, 李国星, 胥美美, 等. 基于支付意愿的大气PM_{2.5}健康经济学损失评价[J]. *环境与健康杂志*, 2015,32(8):697-700.
- [56] Huang D. Willingness to pay to reduce health risks related to air quality: Evidence from a choice experiment survey in Beijing[D]. Toulouse School of Economics, Peking University, 2015.
- [57] Jin Y. Valuation of Health Risks with Discrete Choice Experiment and Cost-Benefit Analysis of Air Pollution Control Strategies[D]. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, 2017.
- [58] Zhang X, Jin Y, Dai H, et al. Health and economic benefits of cleaner residential heating in the Beijing-Tianjin-Hebei region in China[J]. *Energy Policy*, 2019,127:165-178.
- [59] 穆泉, 张世秋 . 中国 2001-2013 年 PM_{2.5} 重污染的历史变化与健康影响的经济损失评估 [J]. *北京大学学报 (自然科学版)*, 2015, 51(4):694-706.
- [60] Wang H, Mullahy J. Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality: a contingent valuation study in Chongqing, China[J]. *Sci Total Environ*, 2006, 367(1): 50-57.
- [61] 中国水利水电科学研究院 . 煤炭总量控制的水资源协同效应研究 [R]. 2015.



- [62] 於方, 王金南, 曹东, 蒋洪强. 中国环境经济核算技术指南 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009. [22] Alexeeff S, Schwartz J, Kloog I, et al. Consequences of kriging and land use regression for PM2.5 predictions in epidemiologic analyses: insights into spatial variability using high-resolution satellite data[J]. J Expo Sci Environ Epidemiol, 2015,25(2):138-144.
- [63] Production, use, and fate of all plastics ever made, Science Advances, Jul. 2017
- [64] Plastic`s Europe Market Research Group (PEMRG), 2016
- [65] Plastic`s Europe Market Research Group (PEMRG), 2019
- [66] UN News, Jun. 2014, <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/plastic-waste-causes-financial-damage-us13-billion-marine-ecosystems>
- [67] Plastics Europe Market Research Group (PEMRG), 2016
- [68] <http://www.itopf.com/knowledge-resources/documents-guides/document/trends-in-oil-spills-from-tankers-over-the-past-ten-years/>
- [69] 刘宪杰. 溢油事故对海洋环境多环芳烃污染影响的研究 [D]. 大连海事大学, 2016.
- [70] Etkin, D.S. (2000), "Worldwide Analysis of Marine Oil Spill Cleanup Cost Factors", Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar
- [71] 刘宇程, 陈明燕. 新疆油田开发区域地下水资源污染现状分析与预防措施 [J]. 水资源与水工程学报, 2010, 21(4):75-78.



环保纸印刷