

## Cost Benefit Analysis of Greenhouse Gas Reduction during Waste to Energy Process——Case Study of Tianjin\*

Yu He<sup>1</sup>, Yuan Wang<sup>1#</sup>, Peihong Yin<sup>2</sup>, Beibei Yan<sup>1</sup>

<sup>1</sup>School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin

<sup>2</sup>Policy Research Center for Environment and Economy, Ministry of Environmental Protection, Beijing

Email: river\_hey@tju.edu.cn, #w\_yuan77@163.com

Received: Mar. 7<sup>th</sup>, 2013; revised: Mar. 30<sup>th</sup>, 2013; accepted: Apr. 7<sup>th</sup>, 2013

Copyright © 2013 Yu He et al. This is an open access article distributed under the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

**Abstract:** Waste-to-energy can not only generate energy in the municipal solid waste disposal process, but also reduce greenhouse gas emission. Based on the greenhouse gas reduction of two waste-to-energy methods: incineration with energy (electricity and heat) and landfill with landfill gas utilization, this paper made a cost-benefit analysis of them. We identified and described private cost and environmental benefits of the two waste-to-energy projects. Taking Tianjin Binhai municipal solid waste incineration power generation CDM project and Tianjin Shuangkou landfill gas recovery and electricity generation CDM project as examples, the calculation method provided by Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines in 2006 was used for calculating greenhouse gas reduction. It can be calculated that disposing of 1 t municipal solid waste in the way of incineration with energy could reduce 0.777 tCO<sub>2</sub>e, and in the way of landfill with landfill gas utilization could reduce 0.657 tCO<sub>2</sub>e. Then we calculated the costs and benefits of waste-to-energy projects' per unit greenhouse gas reduction and the internal rate of return of waste-to-energy projects, and made a cost-benefit analysis of them under different internalization of externalities realization situations. It seemed that the payment of waste disposal fees was to solve local pollution problems, but it actually impacted the benefits of greenhouse gas collaborative emission reduction. Even without carbon trading, as gate fees paid by local governments to waste-to-energy enterprise increasing, it would also improve the benefits of per unit greenhouse gas reduction, so as to promote the reduction.

**Keywords:** Cost-Benefit Analysis; Greenhouse Gas Reduction; Municipal Solid Waste; Waste-to-Energy

## 垃圾资源化过程中的温室气体减排成本效益分析——以天津为例\*

何 或<sup>1</sup>, 王 媛<sup>1#</sup>, 殷培红<sup>2</sup>, 颜蓓蓓<sup>1</sup>

<sup>1</sup>天津大学环境科学与工程学院, 天津

<sup>2</sup>环保部环境与经济政策研究中心, 北京

Email: river\_hey@tju.edu.cn, #w\_yuan77@163.com

收稿日期: 2013年3月7日; 修回日期: 2013年3月30日; 录用日期: 2013年4月7日

**摘 要:** 垃圾资源化过程不仅仅可以在垃圾处置过程中产生能源, 而且减排温室气体。本文以垃圾焚烧发电和填埋气发电两种垃圾资源化方式的温室气体减排为基础, 进行了其成本效益分析。识别并描述了垃圾资源化项目的私人成本与环境收益。以天津市垃圾资源化项目为例, 核算了天津市垃圾资源化的温室气体减排量, 得出利用 1 吨垃圾进行焚烧发电的减排量为 0.777 tCO<sub>2</sub>e, 进行填埋气发电的减排量为 0.657 tCO<sub>2</sub>e。核算与分析天津垃圾资源化的单位温室气体减排的成本效益, 并对外部性内部化实现程度不同的各种情况进行了分析。结果发

\*资助信息: 国家科技支撑计划资助项目“城镇生活垃圾处理系统低碳技术集成研究与示范(2011BAJ07B04)”。

#通讯作者。

现支付的垃圾处理费看似是解决局地污染问题，实际影响到温室气体协同减排的效益。即使没有碳交易，随着地方政府支付给企业的垃圾处理费增加，同样也会提高单位温室气体减排的收益，从而促进减排。

**关键词：**成本效益分析；温室气体减排；城市生活垃圾；垃圾能源化

## 1. 引言

垃圾能源化(Waste-to-Energy, WtE)过程在垃圾处置过程中替代化石能源，减少化石能源的消费量，同时减排温室气体(Greenhouse Gas, GHG)。垃圾能源化减排温室气体的优势在于：与能源相关的二氧化碳减排不同，一方面垃圾产生量会越来越多，而化石能源是不断减少；另一方面是垃圾发电过程中会减少温室气体排放(主要是减少甲烷的排放同时还可以替代化石能源)，而化石能源发电是增加温室气体排放的过程。根据主要经济体提交 UNFCCC(联合国气候变化框架公约网站)的 1990~2007 年温室气体排放数据，欧盟 15 国的减排数据显示虽然废弃物领域的排放量仅占 2007 年总排放量的 2.76%，但是其减排总量却占到同年度减排总量的 29.7%。研究德国 1990 年和 2007 年温室气体排放情况，可以发现仅占德国总排放量 3.33%的废弃物领域的减排量占总减排量的 11.18%，减排率达到 71.5%，而且其中 94.12%的减排是通过城市生活垃圾的处理实现的<sup>[1]</sup>。上述研究数据表明生活垃圾处理有巨大的温室气体减排潜力。中国在 2007 年编制的“中国应对气候变化国家方案”中将加强生活垃圾管理作为减缓温室气体排放的重点领域之一。由此可见，生活垃圾在全球温室气体减排中的重要作用已经引起了多方重视。

我国每年城市生活垃圾产生量都很大，近年来生活垃圾清运量呈上升的发展趋势，无害化处理比例也逐年提高。截至 2010 年底，中国生活垃圾清运量为 1.58 亿吨，无害化处理量为 1.23 亿吨，无害化处理率达 78%<sup>[2]</sup>。全国建有各类生活垃圾场 628 座，处理能力为 38.8 万吨/日。其中，卫生填埋场 498 座，处理能力 29.0 万吨/日，填埋处理量约 9598 万吨；焚烧厂 104 座，处理能力 8.5 万吨/日，处理量 2317 万吨；堆肥厂 11 座，处理能力，0.55 万吨/日，处理量 181 万吨。按处理量统计，填埋、焚烧和堆肥处理比例分别占 77.9%、18.8%和 1.5%。随着垃圾产量的增多，国家每年都在建设新的垃圾无害化处理厂(场)，主要为焚烧厂和填埋场，特别是垃圾能源化的焚烧发电和填

埋气发电项目。

国内外学者对垃圾能源化的碳减排问题已有一些研究，但关于其成本效益的研究较少<sup>[3-7]</sup>。赵藏闪等(2000)<sup>[8]</sup>对垃圾能源化途径进行探讨，发现天津市垃圾能源化途径主要为焚烧发电和填埋沼气发电。Wang et al.(2012)<sup>[9]</sup>对天津市主要垃圾处置方式，包括垃圾能源化方式的协同减排效应进行了核算。张于峰等(2004)<sup>[10]</sup>定性描述了几种主要垃圾处理处置方法的环境效益、经济效益和社会效益，对其进行了综合评价。Zhang et al.(2011)<sup>[11]</sup>以定量化方式对垃圾处理的不同的填埋方式进行了环境和经济评价，通过核算成本收益对不同填埋处理方法进行比较，但其并没有考虑碳交易收益和收取的垃圾处理费这些外部性内部化表现的收益。

考虑影响 WtE 温室气体减排效果与成本收益的因素，本文对 WtE 项目的私人成本效益和外部性内部化的成本效益进行分解。以天津 WtE 项目为例，结合其温室气体减排效应，对废弃物领域的垃圾能源化方式进行减排成本效益分析。通过比较不同情况下焚烧发电和填埋气发电这两种主要 WtE 方式的单位温室气体减排的经济效应，有助于我国制定相关政策，应对新的气候变化谈判情势下碳交易市场的变化，选出合适的生活垃圾处理方式，并能为中国实现减排目标做出贡献。

## 2. 垃圾能源化方式与温室气体减排

目前国际上对生活垃圾的处理通常以填埋、焚烧和堆肥为主，此外还有固化处理、垃圾热解处理、高技术垃圾分选处理、垃圾无害化处理筛选回收、垃圾衍生燃料等<sup>[12]</sup>。而我国的生活垃圾处置方式主要以填埋和焚烧为主，共占处置总量的 95%以上，本文主要以焚烧发电和填埋气发电为研究对象，研究系统边界设定如图 1。

### 2.1. 填埋气发电与温室气体减排

垃圾填埋过程中会产生大量甲烷等气体，甲烷的

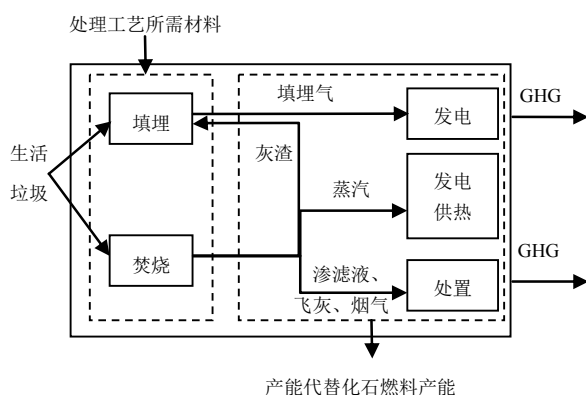


Figure 1. System boundary of waste-to-energy research  
图 1. 垃圾资源化研究系统边界

温室效应是二氧化碳的 21 倍，这些甲烷填埋气若直接排放不仅会带来巨大的温室气体排放，在一定甲烷浓度下还有爆炸的危险。若收集填埋气进行甲烷焚烧发电，则可避免填埋气的危害，同时产生能源。填埋气发电一方面减少了填埋的甲烷排放，另一方面减少了化石能源发电所排放的二氧化碳，同时减少了两种非常重要的温室气体。

因为填埋气是逐渐释放的，温室气体量可以用“2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南”提供的一阶衰减(FOD)方法<sup>[13]</sup>进行测算。总的减排量由两部分组成，一部分是消除填埋场释放的甲烷带来的减排量，另一方面是替代化石能源发电的减排量。填埋气发电的年总减排量核算公式如下：

$$E_{\text{landfill},t} = \sum_x \left[ \left( A \times k \times M_x \times C \times r \times F \times \frac{16}{12} \right) \times e^{-k(t-x)} \right] \times G_{\text{CH}_4} \times (1 - OX) + ET_t \times CEF_{\text{elec}} \quad (1)$$

式(1)中： $t$ 为清单核算当年； $x$ 为应加上投入数据的年份，核算范围为起始年至 $t$ 年； $E_{\text{landfill},t}$ 为 $t$ 年填埋气发电的温室气体减排量， $\text{tCO}_2\text{e}$ ； $A = (1 - e^{-k})/k$ ，表示修正总量的归一化因子； $k$ 为甲烷产生率常数， $k = \ln(2)/t_{1/2}$ ； $M_x$ 为第 $x$ 年填埋的生活垃圾总量， $\text{t}$ ； $C$ 为生活垃圾中含可降解有机碳的百分比，根据固体废物组分确定； $r$ 为固体废物中可降解有机碳的分解百分率，IPCC(2006)推荐为 50%； $F$ 为产生的填埋气体中 $\text{CH}_4$ 的体积比例，取 0.5； $16/12$ 为 $\text{CH}_4/\text{C}$ 分子量比率； $G_{\text{CH}_4}$ 为 $\text{CH}_4$ 产生的温室效应与 $\text{CO}_2$ 相比的倍数，取 21； $OX$ 为氧化因子，取 0.1； $ET_t$ 为 $t$ 年生活垃圾处理后对外输出的电量， $\text{MW}\cdot\text{h}$ ； $CEF_{\text{elec}}$ 为当地发电的 $\text{CO}_2$

平均排放系数， $\text{tCO}_2\text{e}/\text{MW}\cdot\text{h}$ 。

## 2.2. 焚烧发电与温室气体减排

焚烧处理占地面积小，无害化处理率较高，可以将生活垃圾中的热能转化为电能，并同时提供热能，达到节约能源的目的。采用焚烧发电处理垃圾的过程中，所有的碳都转化为 $\text{CO}_2$ 排放，减少了 $\text{CH}_4$ 的排放；同时可回收能源，使得温室气体减排效果明显。

在计算生活垃圾焚烧发电方式的温室气体减排量时，由于固废中动物、植物、厨余、纸等固体废物所含碳的最初来源为生物质，因此，从碳平衡的角度来看，整个过程为零碳排放，不将其计入，而塑料等含碳来源为化石碳，在计算减排量时应扣除。由于目前中国生活垃圾的热值较低，在焚烧时往往需要加入煤、重油、天然气等化石类辅助燃料，在计算减排量时应扣除这部分化石燃料燃烧产生的 $\text{CO}_2$ 量<sup>[14]</sup>。由于焚烧一次性把所有可能产生的甲烷全部消耗了，采用质量平衡法计算其基准减排量，焚烧发电的年总减排量核算公式如下：

$$E_{\text{incineration},t} = M_t \cdot C \cdot r \cdot \frac{16}{12} \cdot F \cdot G_{\text{CH}_4} \cdot (1 - OX) + ET_{e,t} \cdot CEF_{\text{elec}} \quad (2) \\ + ET_{t,t} \cdot CEF_t - E_{\text{GHG},t} - E_{\text{fuel},t} - E_{l,t}$$

式(2)中： $E_{\text{incineration},t}$ 为 $t$ 年垃圾焚烧发电减排的温室气体量， $\text{tCO}_2\text{e}$ ； $M_t$ 为 $t$ 年处置的城市生活垃圾总量， $\text{t}$ ； $ET_{e,t}$ 为 $t$ 年生活垃圾处理后对外输出的电量， $\text{MW}\cdot\text{h}$ ； $ET_{t,t}$ 为 $t$ 年生活垃圾处理后对外输出的热量， $\text{GJ}$ ； $CEF_t$ 为当地工业锅炉生产的 $\text{CO}_2$ 平均排放系数， $\text{tCO}_2\text{e}/\text{GJ}$ ； $E_{\text{GHG},t}$ 为 $t$ 年燃烧化石碳来源的生活垃圾排放的温室气体； $E_{\text{fuel},t}$ 为 $t$ 年燃烧时添加辅助燃料所排放的温室气体， $\text{tCO}_2\text{e}$ ； $E_{l,t}$ 为 $t$ 年焚烧后剩余废弃物的泄漏排放， $\text{tCO}_2\text{e}$ ；其他参数的物理意义见上文。

## 3. 成本效益分析

### 3.1. 生活垃圾处理企业的成本效益识别

环保产业具有环境公益性、经济活动性、社会规模性、专门技术性、新兴性等特点。其中的环境公益性是环保类产业最重要的收益，与生产私人物品的企业不同，环保类产业生产的是公共物品，即洁净的环境，因此此类企业的收益很难由市场决定，一般是由地方政府保证其收益，维持企业的正常运行。

垃圾资源化的废弃物处理企业作为环保产业的一员,同样具有上述特点,其收益中有很大部分环境收益(Environmental Income),即减少废弃物的污染,同时其发电、供热又可以为企业带来一部分经济收益;其成本则主要体现为私人成本(Private Cost),指企业提供垃圾处理劳务并生产能源而发生的总耗费。

垃圾资源化企业的收益具体主要包括两部分:供应二次能源的收益、垃圾处理的收益。供应二次能源的收益包括填埋气发电的售电收益,焚烧发电的售电收益和售热收益;垃圾处理收益是指垃圾处理厂处理生活垃圾时所收取的垃圾处理费,支付给垃圾资源化企业的垃圾处理费一般由政府支付。经过清洁发展机制(CDM)审批的生活垃圾处置项目作为 CDM 项目还可以通过向附件 1 国家出售“可核证的排放削减量(CER)”来得到收益,即碳交易收益<sup>[15]</sup>。从环境经济学理论角度,垃圾处理收益可以说是一种污染外部性的内部化(Internalization of Externalities)在局地范围内的体现,而碳交易收益则是污染外部性内部化在全球范围内的体现,对于垃圾资源化企业,两者都体现了企业正的外部性。

垃圾资源化企业的私人成本包括初始总投资、土地费用、运营与管理费用、主营业务税金及附加(无增值税)。初始总投资包括主要设备及其安装、土建工程、施工期间的资金利息和应急储备金等。主要设备是发电设备,有填埋气发电设备与垃圾焚烧发电设备等。垃圾处理厂建设厂房和堆放生活垃圾都需要占用土地,此外垃圾填埋场还要占用大片的土地作为填埋区。垃圾填埋场一般建在城郊等偏远地区,土地费用根据具体情况有很大不同。运营与管理费用包括材料费、人工劳动力成本、设备维护费、培训费用、渗沥液处理等费用。此外,垃圾资源化企业也有负外部性,主要体现为二次污染的问题,可以看作是此类企业的社会成本。

### 3.2. 影响成本效益的因素

影响生活垃圾处置的成本和效应的因素主要有:

#### 1) 生活垃圾的组成

生活垃圾一般由食物垃圾、渣石、金属、玻璃、纸张、塑料、织物、木材与其他物质组成。不同来源的生活垃圾,其物质组成差异显著,而物质组成不同的生活垃圾产甲烷能力也有明显差别。并且,垃圾中

不同组分的产甲烷能力也很不相同。对于填埋来说,食物类废物和纤维类废物是生活垃圾中厌氧产甲烷化的主要生物质组分,生活垃圾中食物类废物的比例越高,垃圾的产甲烷能力越大<sup>[16]</sup>。生活垃圾中含水率高的有机物,热值低,不适合焚烧;可燃物包括塑料、纸类、纺织物、包装物、木块等,其含水率较低,热值高,适合焚烧<sup>[17]</sup>。一般当垃圾的发热值大于 3349 kJ/kg 时,可直接燃烧。当入炉垃圾热值不够高时,为了提高垃圾热值稳定焚烧,需要添加一定比例的辅助燃料,这会带来额外的碳排放。

#### 2) 焚烧垃圾/填埋气的发电效率

生活垃圾焚烧和填埋气焚烧的发电效率主要取决于垃圾组成和发电设备效率。一般焚烧发电的效率要高于填埋气发电,我国焚烧每吨生活垃圾的发电量在 205~268 kW·h 左右,填埋气发电中每吨生活垃圾发电量最高也只能达到 168 kW·h 左右<sup>[18]</sup>。国外的焚烧发电效率一般大于我国,1 吨垃圾可发电量为 413~825 kW·h,采用热电联产技术利用焚烧发电后的余热,还能提供 5940~8415 MJ 的热能<sup>[14]</sup>。

#### 3) 处置项目的规模大小

规模效应对处置成本也具有一定影响,一般来说,规模越小,单位生活垃圾的处置成本越大。当处置规模小于 20 万吨/年时,处置规模对成本的影响很大,成本随着规模的增大迅速下降;当处置规模大于 20 万吨/年时,其对成本的影响变得很小,成本随着规模增大的下降幅度变缓至几乎不变<sup>[19]</sup>。

#### 4) 垃圾处理费的收取

垃圾处理费是生活垃圾处置企业的一大效益来源,焚烧厂约 70%~80%的收益为垃圾处理收益,还有 20%~30%的收益为销售能源。由于垃圾处理企业是微利行业,而垃圾填埋的成本一般都小于焚烧的成本,垃圾填埋项目垃圾处理费一般低于焚烧项目。现阶段我国对垃圾处理费的征收没有统一规定,由于收费方式落后、收费成本高等原因,收缴率普遍较低。提高垃圾处理费会促进垃圾资源化的处置方式的发展,减少普通卫生填埋等温室气体减排效率较低的生活垃圾处理方式比例。

#### 5) 碳交易的实现

由于温室效益是全球性的环境问题,垃圾资源化带来的温室气体减排也就是其全球范围内的环境正外部性。碳交易收益体现了在全球范围内污染正外部

性的内部化,碳交易的实现情况反映了污染正外部性内部化在全球范围内实现的情况。现有垃圾资源化项目如果申请 CDM 项目,其碳交易收益是项目的重要资金回收渠道。可是当前碳交易的价格已经从高峰时期每吨 20 多欧元的价格跌到每吨 3 欧元左右了,伴随着碳价的下跌,大面积的出现了买家不履约的现象<sup>[12]</sup>。说明垃圾资源化项目其正外部性在全球范围内通过碳交易内部化的实现情况不容乐观。

## 4. 实例分析

鉴于中国主要的生活垃圾处理方式为填埋与焚烧,以天津为例,进行生活垃圾的填埋气发电和焚烧发电的成本效益分析。

### 4.1. 企业情况

成本效益核算选用天津市两个城市生活垃圾处理项目:天津双口生活垃圾卫生填埋场和天津市滨海新区汉沽生活垃圾焚烧发电项目。这两个项目占天津市生活垃圾处理量的 56.81%,其中天津市双口生活垃圾卫生填埋场为天津已投入使用的唯一填埋气发电项目,2010 年处理垃圾 59.56 万吨,占填埋气发电处理量的 100%,占总垃圾处理量的 30.88%;天津市滨海新区汉沽生活垃圾焚烧发电项目 2011 年才投入使用,2010 年若投入使用占垃圾焚烧发电处理量的 85.78%,占总垃圾处理量的 25.93%。上述两个垃圾处理项目在天津地区的代表性强,故选取这两个项目作为代表进行核算。

根据天津双口固体废物填埋场填埋气发电 CDM 项目提交 UNFCCC 网站的 CDM 项目资料<sup>[20]</sup>可知该项目初始总投资为 4666 万元,年运营与管理费用为 875 万元。填埋期 15 年,项目核算生命周期为 25 年,设计运营期处理城市固体废弃物总容量为 664 万吨。根据上文式(1)核算其减排量,得出生命周期总减排量为 436 万吨,平均每吨生活垃圾填埋气发电项目的温室气体减排量为 0.657 tCO<sub>2</sub>e。

根据天津市滨海新区汉沽固体废物焚烧发电 CDM 项目提交 UNFCCC 网站的 CDM 项目资料<sup>[21]</sup>可知该项目初始总投资为 7.747 亿元,年运营与管理费用为 8529 万元。项目建设期 2 年,运营期为 20 年,年处理生活垃圾 50 万吨,运营期总处理废弃物 1000 万吨。年净上网电量 85,700 MW·h,年供热 1,084,000

GJ。垃圾处理费为 1 吨垃圾 167 元,根据进厂垃圾重量收取。根据上文式(2)核算减排量,得到其总减排量为 777 万吨,平均每吨生活垃圾焚烧发电项目的减排量为 0.777 tCO<sub>2</sub>e。

### 4.2. 成本效益核算方法

本文得到的总成本与总收益均为年折现率 8%<sup>[22]</sup>情况下的现值,年净收益为项目的年净值。将折现后得到的净现值除以总温室气体减排量即为单位温室气体减排的净收益。

#### 1) 成本核算

WtE 企业的总成本包括初始总投资、运营与管理费用、主营业务税金及附加,初始总投资发生在项目建设期期初,单独考虑,具体核算公式如下:

$$NPVC = \sum_t \left[ \frac{O_t + T_t}{(1+R)^t} \right] + I \quad (3)$$

式(3)中:  $NPVC$  为项目运营期内总成本的净现值,元;  $t$  为核算年,范围为项目运营期;  $O_t$  为第  $t$  年垃圾处置的运营与管理费用,元;  $T_t$  为第  $t$  年垃圾处置的主营业务税金及附加,元;  $I$  为项目运营期内的企业初始总投资,元;  $R$  为折现率,取 8%。

WtE 项目初始总投资受到项目总设计填埋容量(填埋气发电)或设计每日焚烧容量(焚烧发电)的规模效应影响,运营与管理费用  $O_t$  则受到项目年生活垃圾处理量的规模效应影响。生活垃圾的组成影响填埋的甲烷产生量与垃圾热值,再加上发电效率,共同影响上网电量的大小。

#### 2) 收益核算

两种 WtE 企业的总收益略有不同,填埋气发电总收益包括供应二次能源收益(售电)、垃圾处理收益和碳交易收益,焚烧发电在其供应二次能源收益内多了售热收益,具体核算公式如下:

$$NPVB_{landfill} = \sum_t \frac{M_t \times P_l + ET_t \times P_{elec} + E_{landfill,t} \times P_{CER}}{(1+R)^t} \quad (4)$$

式(4)中:  $NPVB_{landfill}$  为填埋气发电项目运营期内的总收益净现值,元;  $P_l$  为填埋气发电项目处理垃圾收取的垃圾处理费, CNY/t;  $P_{elec}$  为填埋气发电的上网电价, CNY/MW·h;  $E_{landfill,t}$  为  $t$  年填埋气发电的温室气体减排量, 见式(1);  $P_{CER}$  为单位碳交易价格,

CNY/tCO<sub>2</sub>e; 其他参数的物理意义见上文。

$$NPVB_{\text{incineration}} = \sum_t \frac{M_t \times P_t + ET_{e,t} \times P_e + ET_{t,t} \times P_t + E_{\text{incineration},t} \times P_{\text{CER}}}{(1+R)^t} \quad (5)$$

式(5)中:  $NPVB_{\text{incineration}}$  为焚烧发电项目运营期内的总收益净现值, 元;  $P_t$  为垃圾焚烧发电项目处理垃圾收取的垃圾处理费, CNY/t;  $P_e$  为焚烧发电的上网电价, CNY/MW·h;  $P_t$  为焚烧发电的对外售热的价格, CNY/GJ;  $E_{\text{incineration},t}$  为  $t$  年垃圾焚烧发电的温室气体减排量, 见式(2); 其他参数的物理意义见上文。

生活垃圾组成影响其可降解有机碳的百分比  $C$ , 与  $ET_t$  一起, 影响  $E_{\text{landfill},t}$  的值。  $ET_t$  与  $E_{\text{landfill},t}$  的值越大, 填埋气发电的收益越大。  $E_{\text{incineration},t}$  的核算结果受到  $C$ 、 $ET_{e,t}$  与  $ET_{t,t}$  的影响, 焚烧效率越高, 发电与发热量越大, 减排量也就越大。发电、发热量和减排量越大, 焚烧发电的收益也越大。

### 3) 单位温室气体减排净收益核算

收益减去成本即为净收益, 除以总减排量即为单位温室气体减排净收益。所以 WtE 项目的单位温室气体减排净收益核算公式为:

$$NPV_E = \frac{NPVB - NPVC}{\sum_t E_t} \quad (6)$$

式(6)中:  $NPV_E$  为项目运营期内单位温室气体减排净收益的净现值, CNY/tCO<sub>2</sub>e;  $NPVB$  为项目运营期内的总收益净现值, 填埋气发电见式(4), 焚烧发电见式(5);  $NPVC$  为项目运营期内的总成本净现值, 见式(3);  $E_t$  为  $t$  年的温室气体减排量, 填埋气发电见式(1), 焚烧发电见式(2)。

## 4.3. 单位温室气体减排成本效益分析

根据上述公式及天津双口生活垃圾卫生填埋场和天津市滨海新区汉沽生活垃圾焚烧发电项目提交 UNFCCC 网站的 CDM 项目报告数据<sup>[20,21]</sup>核算单位温室气体减排的成本效益, 同时根据折现前的年净收益值核算两种处置方式的总投资内部收益率 (Internal Rate of Return, IRR)。若核算出的 IRR 大于基准收益率 8%, 则说明该处置方式是可行的, 能给企业带来收益, 反之则不可行。

垃圾处理收益是污染外部性在局地范围的内部

化, 也是收益的一项重要来源, 现阶段各地区的垃圾处理费收取标准不同, 且实际收取率往往达不到要求, 多依靠政府财政补贴, 表明其外部性在局地范围的内部化具有一定困难。碳交易收益属于污染外部性在全球范围的内部化, 而污染外部性的内部化在全球范围内本来就很难实现, 现今由于多国退出京都议定书, 国际碳交易价格节节下降, 碳交易实现不易。根据上述情况, 分为如下情况进行分析, 具体核算结果如表 1。

### 4.3.1. 碳交易的影响

考虑无垃圾处理收益时, 污染外部性在全球范围内内部化的实现情况对垃圾资源化企业效益的影响, 即碳交易的影响, 结果如图 2 所示。

#### 1) 无垃圾处理收益, 无碳交易收益

考虑最差的情况, 除了供应二次能源收益, 污染外部性在局地 and 全球范围的内部化都无法实现。不存在垃圾处理收益, 也不存在碳交易收益, 即核算只有供应二次能源收益时两种处置方式的净收益。垃圾焚烧发电项目的单位温室气体减排成本为 208.7CNY/tCO<sub>2</sub>e, 供应二次能源收益为 114.2 CNY/tCO<sub>2</sub>e, 净收益为-94.5 CNY/tCO<sub>2</sub>e; 垃圾填埋发电项目的单位温室气体减排成本为 32.4 CNY/tCO<sub>2</sub>e, 供应二次能源收益为 22.8 CNY/tCO<sub>2</sub>e(不包括垃圾处理收益), 净收益为-9.5 CNY/tCO<sub>2</sub>e。焚烧发电项目的 IRR 为-15.69%, 而填埋气发电的 IRR 为 0.44%。净收益都为负值, 且 IRR 都小于基准值 8%, 表明如果没有碳交易收益, 仅仅依靠供应二次能源的收益, 垃圾资源化企业减排单位温室气体的净收益为负值。

#### 2) 无垃圾处理收益, 有碳交易收益

Table 1. The net income and IRR of WtE project's per unit greenhouse gas reduction under different situations

表 1. 不同情况下 WtE 的单位温室气体减排净收益与内部收益率

方式	无 A 无 B <sup>1</sup>	无 A 有 B	有 A 无 B <sup>2</sup>	有 A 有 B <sup>3</sup>	
焚烧发电	净收益 (CNY/tCO <sub>2</sub> e)	-94.5	-61.6	11.0	43.9
	IRR(%)	-15.7	-2.3	9.5	13.5
填埋气发电	净收益 (CNY/tCO <sub>2</sub> e)	-9.5	14.9	11.0	43.9
	IRR(%)	0.4	15.2	16.6	32.3

注: <sup>1</sup>A——垃圾处理收益, B——碳交易收益; <sup>2</sup>填埋气发电企业垃圾处理费为 24.5 CNY/t; <sup>3</sup>填埋气发电企业垃圾处理费为 34.5 CNY/t。

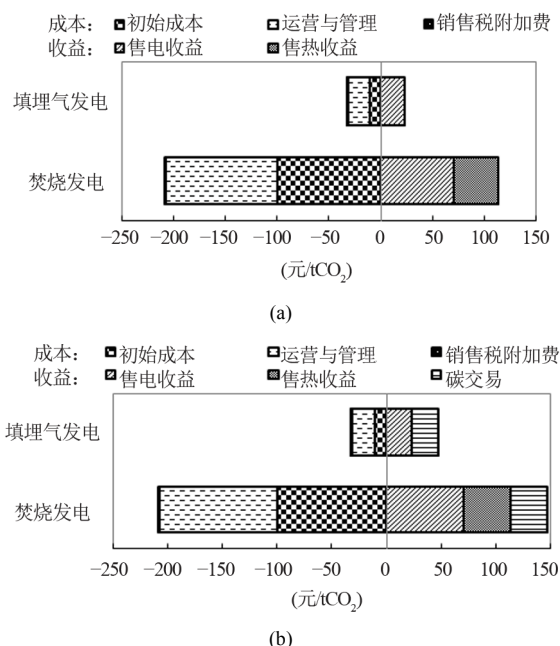


Figure 2. Influence of carbon trading to cost-effective of WtE project's per unit greenhouse gas reduction: (a) Without carbon trading income; (b) With carbon trading income

图 2. 碳交易对 WtE 项目单位温室气体减排的成本效益的影响: (a) 无碳交易收益; (b) 有碳交易收益

在情况 1)的基础上,考虑污染外部性在全球范围的内部化实现情况,即碳交易收益可以获得,而垃圾处理收益仍无法获得。焚烧发电的净收益仍为负值, -61.6 CNY/tCO<sub>2</sub>e, IRR 为 -2.27%; 填埋气发电则增大至 14.9 CNY/tCO<sub>2</sub>e, IRR 也增大至 15.16%。此时焚烧发电是不经济的,而填埋气发电实现净收益且 IRR 大于 8%,是经济的。

#### 4.3.2. 垃圾收费影响

考虑垃圾处理费的获得对垃圾资源化企业效益的影响,即污染外部性在局地范围内内部化的实现情况的影响。天津市焚烧发电企业的垃圾处理费为 167 CNY/t,而对于填埋没有明确的规定,现对填埋的垃圾处理费进行讨论。

##### 1) 有垃圾处理收益,无碳交易收益

在无碳交易收益的基础上,考虑垃圾处理费的影响。核算得出焚烧发电的净收益为 11.0 CNY/tCO<sub>2</sub>e, IRR 为 9.46%,说明焚烧发电企业实现净收益,IRR 也大于 8%,是经济的。通过核算,要使填埋气发电企业的单位温室气体减排净收益达到焚烧发电企业的水平,填埋的垃圾处理费应该为 24.5 CNY/t,则填埋气发电的净收益增加到 11.0 CNY/tCO<sub>2</sub>e, IRR 也增

大至 16.64%。表明当填埋气发电企业的垃圾处理费高于 24.5 CNY/t 时,其单位温室气体减排净收益高于焚烧发电,优于焚烧发电企业,反之则是焚烧发电优于填埋气发电。

##### 2) 有垃圾处理收益,有碳交易收益

理费考虑有碳交易收益时,垃圾处的影响。焚烧发电净收益为 43.9 CNY/tCO<sub>2</sub>e, IRR 为 13.5%,焚烧发电企业是经济可行的。要使填埋气发电企业的单位温室气体减排净收益达到焚烧发电企业的水平,填埋的垃圾处理费应为 34.5 CNY/t,则填埋气发电净收益为 43.9 CNY/tCO<sub>2</sub>e, IRR 增大为 32.3%。表明当填埋气发电企业的垃圾处理费高于 34.5 CNY/t 时,其单位温室气体减排净收益高于焚烧发电,应优先选择填埋气发电,反之则是焚烧发电优于填埋气发电,应选择焚烧发电。

#### 4.3.3. 结果分析

比较发现单位温室气体减排的焚烧发电项目的成本比填埋气发电项目大很多,焚烧发电初始总投资约为填埋气发电的 11 倍,运营管理费用约为填埋气发电的 5 倍。主要是由于焚烧等设备比较昂贵,焚烧项目的初始投资很大,运营与管理费用也比填埋项目高很多。但是本文核算初始成本时没有考虑到土地的费用,填埋占地面积大,土地费用应该是一项重要支出。在收益方面,WtE 企业的垃圾处理收益占总收益的比重很大,说明垃圾处理收益是一项重要的收益来源。而填埋项目的垃圾处理费一般小于焚烧的垃圾处理费,大大减少了其收益。供应二次能源收益方面,焚烧项目的发电效率大于填埋项目的发电效率,且其不仅有售热收益还有售电收益,所以焚烧的二次能源收益也大于填埋项目。焚烧发电项目的碳交易收益占总收益的比重小于填埋气发电项目,而且在不计垃圾处理收益时,碳交易收益能使填埋气发电企业转亏损为盈利,说明填埋气发电项目的碳交易收益对其总收益影响比焚烧发电大得多。

通过收取垃圾处理费,WtE 企业都实现了盈利。同时改变填埋气发电企业垃圾处理费的大小还可以影响其相较于焚烧发电企业的减排经济效益优劣。在我国填埋的垃圾处理费一般为 20~50 CNY/t,远小于焚烧发电企业,本文核算出的适宜填埋垃圾处理费在这个范围之内,是可行的。支付的垃圾处理费看似

是解决局地污染问题,实际影响到温室气体减排的效益。即为协同减排效应,指在控制局域污染物的排放过程中减少温室气体排放的效应。当然国际碳市场给予温室气体交易价格,当价格升高,减排温室气体的收益会增加,会促进温室气体减排。但是根据本文的研究,即使没有碳交易,随着地方政府支付给企业的垃圾处理费增加,同样也会提高单位温室气体减排的收益,从而促进减排。

同时核算单位生活垃圾处理的成本,垃圾焚烧发电项目的单位生活垃圾处理成本为 162.2 CNY/t 生活垃圾;垃圾填埋发电项目为 21.3 CNY/t 生活垃圾。将本文成本的核算结果与 Tooraj Jamasb<sup>[19]</sup>核算的英国垃圾的处理成本核算结果进行比较。考虑私人成本(初始总投资、运营与管理费用)和外部成本(空气污染危害、渗滤液危害等),处理规模在 40~60 万吨/年的情况下,英国垃圾焚烧发电的总成本是 90~100 EUR/t 生活垃圾,填埋气发电的总成本是 25~30 EUR/t 生活垃圾。与本文核算成本结果的总体趋势一致,都是焚烧发电的总成本远远大于填埋气发电的总成本。

## 5. 结论

本文以天津为例,对焚烧发电和填埋气发电两种 WtE 生活垃圾处理方式进行了成本效益分析,得出以下结论:

1) 垃圾能源化的收益包括两种环境收益:一种是由市场价格加上政府调控影响的供应二次能源收益,主要为售电收益与售热收益;另一种为间接的环境收益,包括垃圾处理收益与碳交易收益,受垃圾处理费与国际市场碳交易价格的影响。环保产业是政府引导型产业,垃圾资源化企业作为环保产业的一员,从其收益可以体现政府政策的重要性。

2) 填埋气发电焚烧发电的私人成本大于填埋气发电。焚烧由于对设备的要求高,其初始总投资巨大,一般都过亿元,而且运行过程中的运用与管理费用也很大。虽然焚烧发电项目的收益也高,但是在建设初期对于资金的要求巨大,对于中国绝大部分城市是难以承受的,成为阻碍其发展的一个重要因素。

3) 焚烧发电的效率高于填埋气发电,表现在单位温室气体减排的售电收益上为焚烧发电 70.4 CNY/tCO<sub>2e</sub>, 填埋气发电 22.8 CNY/tCO<sub>2e</sub>, 此外焚烧发电还有 43.8 CNY/tCO<sub>2e</sub> 的售热收益。某些地方有适合做

填埋场的地理条件或已有卫生填埋场可供改造的,发展填埋气发电项目更具优势。而填埋不容易选地址的地方,由于填埋土地成本的增加,加上焚烧本身的优势,建设焚烧发电项目更好。

4) 碳交易收益(外部性在全球环境的内部化)对填埋气发电的单位温室气体减排效益的影响大于焚烧发电。在无垃圾处理收益时,不管是否有碳交易收益,焚烧发电企业都无法实现盈利,而碳交易收益能使填埋气发电企业转亏为盈。

5) 垃圾处理收益(外部性在局地环境的内部化)对 WtE 企业的单位温室气体减排效益的影响重大。就天津市而言,焚烧发电的垃圾处理费为 167 CNY/t,当填埋气发电的垃圾处理费高于 24.5 CNY/t(无碳交易收益)或高于 34.5 CNY/t(有碳交易收益)时,应优先选择用填埋气发电来处置生活垃圾,反之则应选择焚烧发电。此外,当两种方式的单位温室气体减排净收益相同时,填埋气发电的 IRR 高于焚烧发电,说明填埋气发电企业对资金的利用率优于焚烧发电,更具优势。

6) 支付的垃圾处理费看似是解决局地污染问题,实际影响到温室气体协同减排的效益。当国际碳市场给予温室气体交易的价格升高,减排温室气体的收益会增加,会促进温室气体减排。但是即使没有碳交易,随着地方政府支付给企业的垃圾处理费增加,同样也会提高单位温室气体减排的收益,从而促进减排。

## 6. 致谢

本工作得到国家科技支撑计划资助项目“城镇生活垃圾处理系统低碳技术集成研究与示范(2011B-AJ07B04)”的资助,在此深表谢意!

## 参考文献 (References)

- [1] 李蓓蓓, 殷培红, 方修琦等. 德国实现京都减排目标的原因分析[J]. 资源科学, 2011, 33(3): 588-594.
- [2] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城乡建设统计年鉴(2010年)[M]. 北京: 中国计划出版社, 2011.
- [3] S. S. Mustafa, S. S. Mustafa and A. H. Mutlag. Kirkuk municipal waste to electrical energy. *Electrical Power and Energy Systems*, 2013, 44(1): 506-513.
- [4] A. Tabasová, J. Kropáč, V. Kermes, et al. Waste-to-energy technologies: Impact on environment. *Energy*, 2012, 44(1): 146-155.
- [5] D. R. Schneider, M. Kirac and A. Hublin. Cost-effectiveness of GHG emission reduction measures and energy recovery from municipal waste in Croatia. *Energy*, 2012, 48(1): 203-211.
- [6] H. B. Han, G. R. Qian, J. S. Long, et al. Comparison of two dif-



- ferent ways of landfill gas utilization through greenhouse gas emission reductions analysis and financial analysis. *Waste Management & Research*, 2009, 27(9): 922-927.
- [7] M. El-Fadel, H. Sbayti. Economics of mitigating greenhouse gas emissions from solid waste in Lebanon. *Waste Management & Research*, 2000, 18(4): 329-340.
- [8] 赵藏闪, 苗惠芳, 何俊宝. 天津市垃圾资源化途径的探讨[J]. *环境卫生工程*, 2000, 8(3): 108-110.
- [9] Y. Wang, Y. He, B. B. Yan, et al. Collaborative emission reduction of greenhouse gas emissions and municipal solid waste (msw) management—Case study of Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, 16: 75-84.
- [10] 张于峰, 邓娜, 李新禹等. 城市生活垃圾的处理方法及效益评价[J]. *自然科学进展*, 2004, 14(8): 863-869.
- [11] H. Zhang, D.-Q. Zhang, T.-F. Jin, et al. Environmental and economic assessment of combined biostabilization and landfill for municipal solid waste. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(10): 2533-2538.
- [12] 杜吴鹏, 高庆先, 张恩琛等. 中国城市生活垃圾处理及趋势分析[J]. *环境科学研究*, 2006, 19(16): 115-120.
- [13] H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, et al. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme. Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [14] T. Astrup, J. Møller and T. Fruergaard. Incineration and co-combustion of waste: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 2009, 27(8): 789-799.
- [15] 宋彦勤, 李俊峰, 王仲颖等. 清洁发展机制(CDM)及项目实施介绍[J]. *中国能源*, 2005, 27(2): 10-12.
- [16] 瞿贤, 何晶晶, 邵立明等. 生物质组成差异对生活垃圾厌氧产甲烷化的影响[J]. *中国环境科学*, 2008, 28(8): 730-735.
- [17] 孙晓杰, 徐迪民, 李雄等. 上海城市生活垃圾的组成及热值分析[J]. *同济大学学报*, 2008, 36(3): 356-360.
- [18] 何晶晶, 陈淼, 杨娜. 我国生活垃圾焚烧发电过程中温室气体排放及影响因素——以上海某城市生活垃圾焚烧发电厂为例[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(3): 402-407.
- [19] T. Jamasb, R. Nepal. Issues and options in waste management: A social cost-benefit analysis of waste-to-energy in the UK. *Resources Conservation and Recycling*, 2010, 54(12): 1341-1352.
- [20] UNFCCC. CDM: Tianjin Shuangkou landfill gas recovery and electricity generation, 2011. <http://cdm.unfccc.int/Projects/DB/JQA1193375340.58/view>
- [21] UNFCCC. CDM: Tianjin Binhai municipal solid waste incineration power generation project, 2011. <http://cdm.unfccc.int/Projects/Validation/DB/NOJQ2KXHJ5OB J10XON5Q55ZDQE2J4Q/view.html>
- [22] 国家发展改革委建设部. 建设项目经济评价方法与参数(第三版)[M]. 北京: 中国计划出版社, 2006.