固体废物管理和温室气体耦合控制的不确定双层规划

陈义忠^①, 何理^{②*}, 卢宏伟^②, 李晶^①

① 华北电力大学资源与环境研究院, 北京 102206;

② 华北电力大学可再生能源学院, 北京 102206

* 联系人, E-mail: li.he@ncepu.edu.cn

2014-12-29 收稿, 2015-01-27 接受, 2015-03-10 网络版发表

国家自然科学基金优秀青年科学基金(51222906)、国家自然科学基金(41271540)、教育部新世纪优秀人才支持计划(NCET-13-0791)和中央高校基本科研业务费专项资金资助

摘要 以北京市城市固体废物管理系统为例, 采用不确定双层规划方法建立优化模型 (IBLP-G&C), 其中以区间参数反映系统的不确定信息, 从环境角度体现对温室气体排放量的严格控制, 从经济角度体现区域管理成本最小化, 实现环境目标和经济目标的集成化. 并提出基于模糊满意度的相互作用 2 阶段算法对模型进行求解. 结果表明, 在规划期内, 填埋场、生化处理厂、焚烧厂的处理比例达到 0.25:0.35:0.40, 垃圾资源化利用率达到 75%; 填埋场是温室气体的首要排放源, 而生化处理厂和焚烧厂是管理成本的主要贡献单元. 3 种模型的综合对比分析表明, 系统成本越低, 温室气体排放量越高, 造成较低的垃圾资源化程度; 开展填埋气综合利用是一种潜在的、能同时降低温室气体排放量和削减系统成本的途径; 与 2 个不确定单目标规划方法 (ILP-GHG 和 ILP-COST) 相比, 不确定双层规划模型能够提供不确定条件下的综合考虑环境影响和经济效益的固体废物管理规划方案.

关键词

城市固体废物
不确定双层规划
温室气体
模糊满意度
垃圾资源化
单目标规划

面对日益严峻的城市固体废物 (MSW) “危机”和落实国家可持续发展战略, MSW 管理系统已成为国内外研究的重点^[1]. 在我国, 随着经济的快速发展和城镇化水平的提升, MSW 产量逐年增加, 年清运量从 2005 年的 1.56×10^8 t 攀升至 2013 年的 1.72×10^8 t, 年平均增长率为 1.3%. 目前, 我国除县城之外的 668 个城市中, 约有 2/3 的城市陷入垃圾围城的困境, 1/4 已无垃圾填埋堆放场地^[2]. 其次, 在我国高达 70% 以上的 MSW 以填埋法处理, 这种处理方式会排放大量的温室气体 (GHG), 这些污染物不仅加剧了全球变暖潜势, 同时影响了人们的生活质量^[3,4]. 从组分看, 全球关注的温室气体主要包括 CO_2 , CH_4 , N_2O 等温室气体^[5]. 从来源看, MSW 管理过程中产生的 GHG 是十分可观的. 以美国为例, 2004 年全美填埋场的 GH_4 排放当量达到 140.9×10^6 t, 占全美总 CH_4 排放当量的

25%, 全球温室效应贡献率达到 2.65%^[6]. 另一方面, MSW 管理是一个高度复杂的巨系统, 其与环境系统互动又加剧了系统的复杂性. 一个复杂的 MSW 系统往往是一个包含多个决策层面、多种处理单元、多样区域环境约束的管理系统. 在物理上, 复杂的 MSW 管理系统是由各种基本元素组成的, 如 MSW 产生、收集、处理等, 这些环节既相互联系又存在多重不确定性^[7,8]. 因此, 在复杂的 MSW 管理系统中, 以先进的不确定优化技术为依托, 实现 MSW 合理配置和 GHG 有效控制的集成化, 是 MSW 可持续化管理的重要途径.

此前, 许多学者已经同时将 GHG 减排和系统成本控制应用在不确定性的 MSW 管理系统规划. 概括而言, 这些规划方法主要包括单目标和多目标规划. 例如, Lu 等人^[9]开发了结合温室气体控制的不确定性

引用格式: 陈义忠, 何理, 卢宏伟, 等. 固体废物管理和温室气体耦合控制的不确定双层规划. 科学通报, 2015, 60: 3386–3396

Chen Y Z, He L, Lu H W, et al. Planning of inexact bi-level programming for coupling control of solid waste management and GHG emissions (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3386–3396, doi: 10.1360/N972014-01200

<https://engine.scichina.com/doi/10.1360/N972014-01200>

单目标规划模型并应用于MSW管理系统,结果表明该模型比传统模型更有助于GHG减排,同时对于MSW管理成本有一定的削减作用;以环境影响和系统成本为主要目标, Su等人^[10]提出了多目标规划模型,模型的结果能够为决策者提供综合经济效益和环境效益的MSW优化分配方案. 然而,大多数的规划方法都是将温室气体减排和系统成本控制放在同一个决策层面. 在现实中, 2者归属于不同的决策层面. 在MSW系统运行中, 环境管理机构会要求控制GHG的排放量, MSW管理部门会在这种约束条件下自主决策并合理地制定MSW分配方案以实现管理成本的最小化. 因此, 环境管理机构和MSW管理部门之间存在一定的层次关系, 而双层规划模型(BLP)最适宜解决这类问题^[11,12]. 双层规划方法于1973年由Bacraken和Mcgill^[13]首次提出. 双层规划问题一般可以描述为: 上层决策者先给定一个决策, 下层管理者以该决策为参量, 根据自身的目标和约束条件, 在可能的范围内制定最优决策并反馈给上层决策者, 上层决策者在下层最优决策的基础上, 在可能的范围内制定全局最佳决策方案^[14].

综合以上分析, 本文以北京市MSW管理系统为例, 以双层规划(BLP)为基础, 将GHG控制模块和MSW管理模块整合在一个模型框架内, 同时, 结合区间线性规划方法(ILP), 以区间参数反映系统的不确定信息, 最终通过交互式算法和模糊满意度算法, 得到MSW分配, 系统扩容, 系统管理成本和GHG排放的区间解, 决策者可以根据实际情况, 在解区间内调整决策变量值得到满意的规划方案.

1 北京市 MSW 产生和处理现状分析

北京市作为我国的首都, 其垃圾产量巨大, 伴随着经济的快速发展, 全市外来人口不断增加, 城市规模不断扩大, MSW产生量随之增加. 根据2004~2013年的《北京市统计年鉴》, 整理了北京市MSW历年相关数据, 如表1所示. 由表可知, 北京市MSW产量年平均增长率约为5.0%, 无害化处理率总体不断提升.

北京市现有的MSW处理设施主要包括垃圾中转站、填埋场、生化处理厂、焚烧厂和综合处理厂, 其中综合处理厂只是组合了2种或多种单一的处理设施, 所以, 从处理方式上看, 文中只考虑填埋、生化 and 焚烧这3种处理方式. 北京市的废物流有3种基本

表1 北京市 MSW 的产生与处理
Table 1 MSW generation and treatment in Beijing

年份	MSW产生量 (10 ⁴ t)	MSW清运量 (10 ⁴ t)	无害化处理率 (%)
2003	452.6	334.3	73.9
2004	496.0	392.8	79.2
2005	537.0	436.2	81.2
2006	585.1	497.7	85.1
2007	619.5	575.3	92.3
2008	656.6	641.6	97.7
2009	651.1	644.4	98.2
2010	634.9	633.0	96.9
2011	634.3	623.2	98.2
2012	648.3	642.6	99.1

的选择方案: (1) 首先经过中转站的预处理, 再运输到终端处理设施(填埋场、生化处理厂和焚烧厂); (2) 废物流直接运输到终端处理设施; (3) 生化处理厂和焚烧厂产生的剩余废料再运送到填埋场. 2013年北京市的垃圾填埋、生化和焚烧的比例分别达到28.4%, 37.8%和33.8%^[15]. 目前, 北京市有6座垃圾中转站, 总处理能力达到7880 t/d; 正在运行的填埋场共计13座, 总处理能力达到9850 t/d; 5座生化处理厂的设计处理能力达到3750 t/d; 5座焚烧厂的设计处理能力达到10200 t/d. 图1详细地描绘了北京市MSW管理系统结构. 具体而言, 6座中转站主要服务于城八区, 约80%的城八区生活垃圾经过中转站的分类回收后, 剩余约90%的原有垃圾再送到邻近的终端处理设施; 市郊地区由于缺少大型的中转系统, 其大部分的垃圾会被直接运到终端处理设施, 且以填埋和生化处理方式为主. 在MSW处理过程中, 处理设施均会排放GHG而导致环境污染问题. 例如, 填埋场排放的CH₄等温室气体显著地加剧了全球温室效应的影响. 尽管近几年北京市改进了处理技术, 增加了生化处理厂和焚烧厂处理方式的比重, 提高了垃圾资源化利用率, 但是MSW处理过程的GHG排放态势依然严峻.

2 不确定双层规划模型的建立与求解

MSW管理与地区的经济因素和环境影响是密不可分的. 在此过程中, 有许多需要考虑的问题: (1) 如何合理地分配MSW以达到垃圾资源化目标和管理政策要求; (2) 如何管理MSW以实现经济目标和环境目标的集成化; (3) 如何有效地协调不同决策层面的管理部门. 针对上述问题, 并结合北京市城市发展

考虑,故放在上层约束.温室气体环境约束要求处理设施处理过程中排放的温室气体量要不大于所允许的污染物最大排放量,由于北京市尚未出台针对MSW管理的温室气体质量上的控制标准,故本文选取的标准主要是参照文献[9],具体要求如下:

$$\begin{cases} \left(\sum_{l=1}^6 WTL_{l,k}^{\pm} + \sum_{c=1}^5 WCL_{c,l,k}^{\pm} + \sum_{i=1}^5 WIL_{i,l,k}^{\pm} + WL_{l,k}^{\pm} \right) \cdot GWP_{l,k}^{\pm} \leq TE_k, \forall l, k, \\ \left(\sum_{l=1}^6 WTC_{l,c,k}^{\pm} + WC_{c,k}^{\pm} \right) \cdot GWP_{c,k}^{\pm} \leq TE_k, \forall c, k, \\ \left(\sum_{l=1}^6 WTI_{l,i,k}^{\pm} + WI_{i,k}^{\pm} \right) \cdot GWP_{i,k}^{\pm} \leq TE_k, \forall i, k, \end{cases} \quad (2)$$

式中, TE 为允许污染物的最大排放量($t\text{-CO}_2\text{eq}$).

(ii) 扩容约束. 扩容技术的选择取决于决策者的各种偏好,如果经济为主要目标,则节约成本的扩容技术为优先选择,如果以减少温室气体排放为主要目标,则高效节能环保技术为扩容技术的优先选择,因此,该双层规划模型将扩容约束置于上层约束条件

$$\begin{cases} \sum_{e=1}^3 \sum_{k=1}^3 Y_{(t,e,k)} \leq 1, \forall t, \\ \sum_{m=1}^3 U_{(c,m,k)} \leq 1, \forall c, k, \\ \sum_{n=1}^3 Z_{(i,n,k)} \leq 1, \forall i, k, \end{cases} \quad (3)$$

式中, e, m, n 分别为中转站、生化处理厂和焚烧厂的扩容方案; Y, U, Z 均为二元变量.

2.3 下层目标函数

下层目标函数为系统的净成本,主要包括系统费用和系统收益2部分,其中系统费用主要包括运输、操作、发电和大气治理成本;系统收益主要来自于中转站的垃圾回收利用收益、生化处理厂的沼气发电和产肥收益、焚烧厂的发电和政府补贴收益.

Min $TCOST^{\pm}$ = 费用-收益

$$\begin{aligned} \text{费用} = & \left\{ \sum_{l=1}^6 \sum_{k=1}^3 WT_{l,k}^{\pm} \cdot (Col_k^{\pm} + Tra_k^{\pm} + OT_k^{\pm}) \right. \\ & + \sum_{l=1}^{13} \sum_{k=1}^3 WL_{l,k}^{\pm} \cdot (Col_k^{\pm} + Tra_k^{\pm} + OL_k^{\pm}) \\ & + \sum_{l=1}^{13} \sum_{k=1}^3 \left(\sum_{l=1}^6 WTL_{l,k}^{\pm} + \sum_{c=1}^5 WCL_{c,l,k}^{\pm} + \sum_{i=1}^5 WIL_{i,l,k}^{\pm} \right) \\ & \cdot (Tra_k^{\pm} + OL_k^{\pm}) + \sum_{c=1}^5 \sum_{k=1}^3 WC_{c,k}^{\pm} \cdot (Col_k^{\pm} + Tra_k^{\pm} \\ & + OC_k^{\pm}) + \sum_{l=1}^6 \sum_{c=1}^5 \sum_{k=1}^3 WTC_{l,c,k}^{\pm} \cdot (Tra_k^{\pm} + OC_k^{\pm}) \\ & + \sum_{c=1}^5 \sum_{k=1}^3 \left(WC_{c,k}^{\pm} + \sum_{l=1}^6 WTC_{l,c,k}^{\pm} \right) \cdot \xi \cdot (PCE_{c,k}^{\pm} \\ & + GCE_{c,k}^{\pm}) + \sum_{l=1}^6 \sum_{i=1}^5 \sum_{k=1}^3 WTI_{l,i,k}^{\pm} \cdot (Tra_k^{\pm} + OI_k^{\pm}) \\ & + \sum_{l=1}^6 \sum_{k=1}^3 WI_{i,k}^{\pm} \cdot (Col_k^{\pm} + Tra_k^{\pm} + OI_k^{\pm}) \\ & + \sum_{l=1}^6 \sum_{k=1}^3 \left(WI_{i,k}^{\pm} + \sum_{l=1}^6 WTI_{l,i,k}^{\pm} \right) \\ & \cdot \alpha \cdot (PIE_{i,k}^{\pm} + GIE_{i,k}^{\pm}) \left. \right\} \times 365 \times 5 \\ & + \sum_{c=1}^5 \sum_{m=1}^3 \sum_{k=1}^3 PC_{m,k}^{\pm} \cdot U_{c,m,k} + \sum_{i=1}^5 \sum_{n=1}^3 \sum_{k=1}^3 PI_{n,k}^{\pm} \cdot Z_{i,n,k} \\ & + \sum_{l=1}^6 \sum_{e=1}^3 \sum_{k=1}^3 PT_{e,k}^{\pm} \cdot Y_{l,e,k}, \end{aligned} \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \text{收益} = & \left\{ \sum_{l=1}^6 \sum_{k=1}^3 WT_{l,k}^{\pm} \cdot (1 - FT_k^{\pm}) \cdot RT_k^{\pm} \right. \\ & + \sum_{c=1}^5 \sum_{k=1}^3 (WC_{c,k}^{\pm} + \sum_{l=1}^6 WTC_{l,c,k}^{\pm}) \\ & \cdot (RC_k^{\pm} + \xi \cdot RCE_k^{\pm} + \beta \cdot PCF_k^{\pm}) \\ & + \sum_{l=1}^6 \sum_{k=1}^3 (WI_{i,k}^{\pm} + \sum_{l=1}^6 WTI_{l,i,k}^{\pm}) \\ & \cdot (RI_k^{\pm} + GRI_k^{\pm} + \alpha \cdot RIE_k^{\pm}) \left. \right\} \times 365 \times 5, \end{aligned} \quad (5)$$

式中, $TCOST$ 为系统的总成本(元); Col, Tra 分别为收集和运输费用(元/t); OL, OC, OI 分别为填埋场、生化处理厂、焚烧厂的操作成本(元/t); FT 为中转站的固体废物剩余率(占进入中转站废物流的百分比); ξ, α 分别为生化处理厂和焚烧厂的单位固体废物发电量((kW h)/t); PCE, PIE 分别为生化处理厂和焚烧厂的发电成本(元/(kW h)); GCE, GIE 分别为生化处理厂和焚烧厂发电的大气治理成本(元/(kW h)); PC, PI, PT 分别为生化处理厂、焚烧厂和中转站的扩建成本(元); RT, RC, RI 分别为中转站、生化处理厂和焚烧厂的垃圾回收收益(元/t); β 为生化处理厂的产肥系数; RCE, RIE 分别为生化处理厂和焚烧厂的发电收益(元/(kW h)); PCF 为生化处理厂的单位肥料销售收益(元/t); GRI 为焚烧厂的单位政府补贴(元/t).

2.4 下层约束条件

(i) MSW总量约束. 每个规划内,城市生活垃

圾日产率不小于各区县日产率之和,基于各规划期内生活垃圾处置率均达到100%考虑,处理设施的日处理量之和应等于城市生活垃圾日产率;运往中转站、填埋场、生化处理厂和焚烧厂的MSW总量不大于相应处理设施的总处理能力:

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{j=1}^{18} SW_{j,k}^{\pm} \leq TSW_k^{\pm}, \forall k, \\ \sum_{t=1}^6 WT_{t,k}^{\pm} + \sum_{c=1}^5 WC_{c,k}^{\pm} + \sum_{i=1}^5 WI_{i,k}^{\pm} + \sum_{l=1}^{13} WL_{l,k}^{\pm} \\ = TSW_k^{\pm}, \forall k, \\ \sum_{t=1}^6 WT_{t,k}^{\pm} \leq \sum_{t=1}^6 TC_t + \sum_{e=1}^3 \sum_{t=1}^6 \Delta TC \cdot Y_{t,e,k}, \forall k, \\ \sum_{t=1}^6 \sum_{l=1}^{13} WTL_{t,l,k}^{\pm} + \sum_{l=1}^{13} WL_{l,k}^{\pm} + \sum_{c=1}^5 \sum_{l=1}^{13} WCL_{c,l,k}^{\pm} \\ + \sum_{i=1}^5 \sum_{l=1}^{13} WIL_{i,l,k}^{\pm} \leq \sum_{l=1}^{13} TLC_l, \forall k, \\ \sum_{c=1}^5 WC_{c,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 \sum_{c=1}^5 WTC_{t,c,k}^{\pm} \leq \sum_{c=1}^5 TCC_c \\ + \sum_{m=1}^3 \sum_{c=1}^5 \Delta TCC_{c,m,k} \cdot U_{c,m,k}, \forall k, \\ \sum_{i=1}^5 WI_{i,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 \sum_{i=1}^5 WTI_{t,i,k}^{\pm} \leq \sum_{i=1}^5 TIC_i \\ + \sum_{n=1}^3 \sum_{i=1}^5 \Delta TIC_{i,n,k} \cdot Z_{i,n,k}, \forall k, \end{array} \right. \quad (6)$$

式中, SW , TSW 分别为产生源的固体废物产率和每个规划期的平均日固体废物处理总量(t/d); TC , ΔTC 分别为中转站的设计处理量和扩容量(t/d); TLC 为填埋场的最大设计处理能力(t/d); TCC , ΔTCC 分别为生化处理厂的设计处理量和扩容量(t/d); TIC , ΔTIC 分别为焚烧厂设计处理量和扩容量(t/d).

(ii) 容量约束. 中转站、填埋场、生化处理厂和焚烧厂垃圾处理量不大于各自的处理能力:

$$\left\{ \begin{array}{l} WT_{t,k}^{\pm} \leq TC_t + \sum_{e=1}^3 \Delta TC \cdot Y_{t,e,k}, \forall t, k, \\ \sum_{t=1}^6 WTL_{t,l,k}^{\pm} + WL_{l,k}^{\pm} + \sum_{c=1}^5 WCL_{c,l,k}^{\pm} + \sum_{i=1}^5 WIL_{i,l,k}^{\pm} \\ \leq TLC_l, \forall l, k, \\ WC_{c,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 WTC_{t,c,k}^{\pm} \leq TCC_c \\ + \sum_{m=1}^3 \Delta TCC_{c,m,k} \cdot U_{c,m,k}, \forall c, k, \\ WI_{i,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 WTI_{t,i,k}^{\pm} \leq TIC_i + \sum_{n=1}^3 \Delta TIC_{i,n,k} \cdot Z_{i,n,k}, \forall i, k. \end{array} \right. \quad (7)$$

(iii) 残留废物流处理约束. 中转站通过收集分类, 回收部分有用废料, 达到生活垃圾减容的目的, 一般的中转站约可回收垃圾总量的10%, 余下的90%会分配至终端处理设施进行处理; 生化处理厂在处理后期会产生部分剩余废料, 一般占生化处理总量的10%, 这些废料将运送至填埋场; 炉渣是焚烧厂的主要副产品, 约占总垃圾焚烧总量的8%, 部分炉渣可以用于制砖, 大部分炉渣会被运输至邻近的填埋场进行最终处置(模型中假定所有的炉渣都运往填埋场进行最终处置):

$$\left\{ \begin{array}{l} WT_{t,k}^{\pm} \cdot FT_k = \sum_{l=1}^{13} WTL_{t,l,k}^{\pm} + \sum_{c=1}^5 WTC_{t,c,k}^{\pm} + \sum_{i=1}^5 WTI_{t,i,k}^{\pm}, \forall t, k, \\ \sum_{l=1}^{13} WCL_{c,l,k}^{\pm} = \left(\sum_{t=1}^6 WTC_{t,c,k}^{\pm} + WC_{c,k}^{\pm} \right) \cdot FC_k, \forall c, k, \\ \sum_{l=1}^{13} WIL_{i,l,k}^{\pm} = \left(\sum_{t=1}^6 WTI_{t,i,k}^{\pm} + WI_{i,k}^{\pm} \right) \cdot FI_k, \forall i, k, \end{array} \right. \quad (8)$$

式中, FC , FI 分别为生化处理厂和焚烧厂的 MSW 剩余率(分别占进入生化处理厂和焚烧厂 MSW 总量的百分比).

(iv) 转移率约束. 中转站负责接纳城八区80%的生活垃圾; 终端处理设施须符合《北京市生活垃圾处理设施建设三年实施方案(2013~2015年)》内的具体规定, 即要求在北京固体废物管理系统中焚烧、生化和填埋的处理比例达到4:3:3:

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{t=1}^6 WT_{t,k}^{\pm} \geq GT_k \cdot \sum_{j=1}^8 SW_{j,k}^{\pm}, \forall k, \\ \sum_{c=1}^5 WC_{c,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 \sum_{c=1}^5 WTC_{t,c,k}^{\pm} \geq GC_k \cdot TSW_k^{\pm}, \forall k, \\ \sum_{i=1}^5 WI_{i,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 \sum_{i=1}^5 WTI_{t,i,k}^{\pm} \geq GI_k \cdot TSW_k^{\pm}, \forall k, \\ \sum_{l=1}^{13} WL_{l,k}^{\pm} + \sum_{t=1}^6 \sum_{l=1}^{13} WTL_{t,l,k}^{\pm} \leq TSW_k^{\pm} \cdot GL_k, \forall k, \end{array} \right. \quad (9)$$

式中, GT , GL , GC , GI 分别为中转站、填埋场、生化处理厂和焚烧厂的转移率(运输到中转站、填埋场、生化处理厂和焚烧厂的MSW量占总量的百分比).

(v) 非负约束. 要求决策变量的值都大于等于零:

$$\left\{ \begin{array}{l} WT_{t,k}^{\pm} \geq 0 \quad WTL_{t,l,k}^{\pm} \geq 0 \quad WL_{l,k}^{\pm} \geq 0 \quad WTC_{t,c,k}^{\pm} \geq 0, \\ WC_{c,k}^{\pm} \geq 0 \quad WTI_{t,i,k}^{\pm} \geq 0 \quad WI_{i,k}^{\pm} \geq 0. \end{array} \right. \quad (10)$$

2.5 模型参数的选择

模型参数主要来源于现场调研以及参照类似案例和相关文献资料^[16,17]. 表2给出规划期内MSW管

理系统各项经济费用。Larsen等人^[18]建议市中心MSW收集过程的GHG排放当量为 $[9.3, 9.9] \times 10^{-3}$ t-CO₂eq, 根据文献[19], 填埋场、生化处理厂和焚烧厂的GHG排放当量分别为 212×10^{-3} , 15.2×10^{-3} 和 43.2×10^{-3} t-CO₂eq, 考虑到规划期内的不确定因素, 本文在参照这些数据的基础上列出了规划期内相应的GHG排放情况, 如表3所示。表4为MSW管理系统

的扩建方案与扩建成本。

2.6 模型的求解

结合相互作用2阶段算法和Lingo运算软件, 针对区域MSW综合管理的不确定双层规划模型, 可建立基于模糊满意度的2阶段算法, 并对IBLP-G&C模型进行求解。具体步骤如下^[20,21]。

表2 MSW管理系统经济参数
Table 2 Economic parameters of MSW management system

经济参数	2016~2020年	2021~2025年	2026~2030年
中转站操作成本 OT_k^e (元/t)	[204.70, 210.80]	[216.90, 223.01]	[227.60, 235.24]
填埋场操作成本 OL_k^e (元/t)	[39.72, 45.83]	[45.52, 54.42]	[52.55, 58.66]
生化处理厂操作成本 OC_k^e (元/t)	[123.42, 125.31]	[113.08, 118.65]	[102.34, 118.00]
焚烧厂操作成本 OR_k^e (元/t)	[143.58, 150.00]	[137.48, 142.50]	[132.20, 138.00]
中转站垃圾回收收益 RT_k^e (元/t)	[40.00, 45.82]	[41.50, 46.56]	[42.10, 47.00]
生化处理厂垃圾回收收益 RC_k^e (元/t)	[26.27, 27.50]	[27.50, 28.06]	[27.50, 28.06]
沼气发电收益 RCE_k^e (元/(kW h))	[1.00, 1.22]	[1.00, 1.22]	[1.00, 1.22]
产肥收益 PCF_k^e (元/t)	[61.40, 73.32]	[64.77, 73.32]	[64.77, 73.32]
焚烧厂垃圾回收收益 RI_k^e (元/t)	[39.72, 42.77]	[40.33, 44.00]	[40.33, 44.00]
焚烧厂发电收益 RIE_k^e (元/(kW h))	[1.00, 1.22]	[1.00, 1.22]	[1.00, 1.22]
焚烧厂政府补贴 GRF_k^e (元/t)	[186.00, 195.00]	[186.00, 195.00]	[186.00, 195.00]

表3 处理单元的温室效应排放潜值(10^{-3} t-CO₂eq)^{a)}
Table 3 Global warming potential (GWP) of disposal units (10^{-3} t-CO₂eq)^{a)}

规划期	温室效应排放潜值				
	运输 $GWP_{tr,k}^e$	中转站 $GWP_{tr,k}^e$	填埋场 $GWP_{tr,k}^e$	生化处理厂 $GWP_{tr,k}^e$	焚烧厂 $GWP_{tr,k}^e$
2016~2020年	[9.3, 9.9]	[35, 50]	[200, 220]	[15, 20]	[40, 50]
2021~2025年	[8.0, 8.5]	[30, 45]	[190, 200]	[15, 18]	[35, 45]
2026~2030年	[7.4, 8.0]	[30, 42]	[180, 190]	[12, 15]	[30, 40]

a) 数据为每吨 MSW 的温室效应排放潜值

表4 MSW管理系统扩建方案与扩建成本
Table 4 Cost and scheme of facility expansion of MSW management system

处理设施	扩建方案(t/d)	扩建成本(10^6 元)		
		2016~2020年	2021~2025年	2026~2030年
中转站	(e=1)300	[0.24, 0.30]	[0.18, 0.24]	[0.18, 0.24]
	(e=2)400	[0.37, 0.43]	[0.31, 0.37]	[0.31, 0.37]
	(e=3)500	[0.49, 0.55]	[0.43, 0.49]	[0.37, 0.43]
生化处理厂	(m=1)300	[2.44, 2.75]	[2.14, 2.44]	[1.83, 2.14]
	(m=2)500	[3.67, 3.97]	[3.36, 3.54]	[2.74, 3.06]
	(m=3)700	[4.89, 5.50]	[4.58, 4.76]	[3.97, 4.23]
焚烧厂	(n=1)400	[7.33, 8.86]	[6.72, 8.25]	[6.11, 7.64]
	(n=2)600	[11.00, 11.91]	[10.39, 11.30]	[9.78, 10.69]
	(n=3)800	[14.66, 15.58]	[14.05, 14.97]	[13.44, 14.36]

步骤1. 上层目标和下层目标分别运用相互作用的2阶段算法进行独立求解, 由于2个目标函数都是求最小化问题, 因此先对各自目标函数的下限进行求解, 在下限求解结果的基础上, 求解各自目标函数的上限, 得到相应的求解结果, 即上层目标的 $\{[TGHG^-_{ideal}, TGHG^+_{ideal}], [W^-_{upper}, W^+_{upper}]\}$ 和下层目标的 $\{[TCOST^-_{ideal}, TCOST^+_{ideal}], [W^-_{lower}, W^+_{lower}]\}$, 其中 W 代表相应固体废物的分配方案; 若 $[W^-_{upper}, W^+_{upper}] = [W^-_{lower}, W^+_{lower}]$, 则停止, 否则转至步骤2.

步骤2. 分别在上层目标和下层目标的上下限各设定一个容忍区间的阈值, 即 $TGHG^-_{bound}, TGHG^+_{bound}, TGHG^-_{bound}, TCOST^-_{bound}$ 和 $TCOST^+_{bound}$.

步骤3. 确定各个阈值. 假定上层目标和下层目标完全对立, 则上层目标的上下界阈值可分别通过下层目标的结果 ($[W^-_{lower}, W^+_{lower}]$) 代入上层目标函数而得到; 下层目标的上下界阈值则是通过上层目标的结果 ($[W^-_{upper}, W^+_{upper}]$) 代入下层目标函数而得到.

步骤4. 区间重组. 将以上步骤得到的目标函数值进行区间重组, 结果如下: 上层目标为 $[TGHG^-_{ideal}, TGHG^-_{bound}], [TGHG^+_{ideal}, TGHG^+_{bound}]$; 下层目标为 $[TCOST^-_{ideal}, TCOST^-_{bound}], [TCOST^+_{ideal}, TCOST^+_{bound}]$.

步骤5. 建立单目标模糊满意度函数. 分别在上层目标和下层目标的上下界引入满意度 $\sigma^-_{upper}, \sigma^+_{upper}$ 和 $\tau^-_{lower}, \tau^+_{lower}$, 建立如下等式:

$$\sigma^-_{upper} = \frac{(TGHG^-_{bound} - TGHG^-)}{(TGHG^-_{bound} - TGHG^-_{ideal})}, \quad (11)$$

$$\sigma^+_{upper} = \frac{(TGHG^+_{bound} - TGHG^+)}{(TGHG^+_{bound} - TGHG^+_{ideal})}.$$

$$\tau^-_{lower} = \frac{(TCOST^-_{bound} - TCOST^-)}{(TCOST^-_{bound} - TCOST^-_{ideal})}, \quad (12)$$

$$\tau^+_{lower} = \frac{(TCOST^+_{bound} - TCOST^+)}{(TCOST^+_{bound} - TCOST^+_{ideal})}.$$

步骤6. 为同时满足上层目标和下层目标的满意度, 引入全局满意度 $\lambda^{\pm}$, 并建立关系式 $\lambda^{\pm} = \text{Min}\{\sigma^{\pm}_{upper}, \tau^{\pm}_{lower}\}$, 以上问题则转化为求解全局最大满意度 $\text{Max}\lambda^{\pm}$, 约束条件涵盖上层约束和下层约束.

步骤7. 再次运用相互作用的2阶段算法对全局满意度函数进行求解, 可得到模型最优解.

3 结果分析与讨论

3.1 IBLP-G&C模型的结果分析

(i) MSW管理规划结果. IBLP-G&C模型的MSW管理规划结果如图2所示. 结果表明, 3个规划期内, 城八区每天分别有 $[8.92, 9.28] \times 10^3$, $[9.37, 9.45] \times 10^3$ 和 $[9.73, 9.89] \times 10^3$ t 的MSW运输到中转站进行预处理, 约占城八区MSW总量的80%; 在3种终端处理设施中, 焚烧厂处理量的比重最大, 生化处理厂次之, 2者总处理量约占总MSW的75%, 而填埋场处理量的比重只有25%. 具体而言, 3个规划期内, MSW每天运输到填埋场分别为 $[4.89, 5.33] \times 10^3$, $[4.12, 4.29] \times 10^3$ 和 $[5.26, 5.46] \times 10^3$ t; 生化处理厂为 6.75×10^3 , $[7.46, 7.54] \times 10^3$ 和 $[6.14, 6.69] \times 10^3$ t; 焚烧厂为 $[7.72, 7.98] \times 10^3$, $[7.78, 8.24] \times 10^3$ 和 $[8.24, 8.63] \times 10^3$ t, 填埋场:生化处理厂:焚烧厂总体处理比例约为0.25:0.35:0.40.

(ii) 系统扩容分析. 现有处理设施的处理能力无法与日益增加的MSW相匹配时, 系统扩容势在必行. IBLP-G&C模型的结果表明, 中转站在第1规划期内需扩容1500 t/d, 扩容的对象为五路居中转站、马家楼中转站和梨园中转站; 现有的5座生化处理厂在第1规划期内都需要进行扩容, 扩容总量达到3100 t/d, 南宫生化处理厂、怀柔生化处理厂和阿苏卫生化处理厂在第2规划期还需分别扩容700, 700, 300 t/d, 南宫生化处理厂和怀柔生化处理厂则在第3规划期分别再扩容700和 $[0, 500]$ t/d; 高安屯焚烧厂和阿苏卫焚烧厂分别在第1规划期内扩容600和 $[0, 600]$ t/d. 结合前述的MSW管理规划方案可知, 北京市MSW系统必须在处理设施扩容方面增加投入, 以实现垃圾资源化处理的目標.

(iii) GHG排放总量分析. 根据排放当量和全球变暖潜值的关系, 可以定量表征MSW管理系统对环境的影响, 由于CO等其他温室气体排放量相对较少, 所以本文重点考察CO₂, N₂O和CH₄的环境影响. 图3描述了规划期内主要温室气体的排放量. 结果表明, 3个规划期内, CO₂排放当量分别为 $[12.6, 13.28] \times 10^5$, $[10.77, 11.45] \times 10^5$ 和 $[11.43, 12.27] \times 10^5$ t-CO₂eq; CH₄排放当量分别为 $[12.59, 13.52] \times 10^5$, $[10.60, 10.68] \times 10^5$ 和 $[13.52, 13.82] \times 10^5$ t-CO₂eq; N₂O排放当量分别为 $[8.89, 9.05] \times 10^5$, $[8.86, 9.23] \times 10^5$ 和 $[9.21, 9.62] \times 10^5$ t-CO₂eq. 其中, CH₄主要来源于填埋场, 虽

图2 MSW 管理系统废物流优化结果(t/d). L=下限; U=上限. (a) 填埋场的 MSW 处理情况; (b) 生化处理厂和焚烧厂的 MSW 处理情况; (c) 系统主要处理设施的 MSW 处理情况

Figure 2 Solutions of waste-flow of MSW management system (t/d). L=Lower bound; U=upper bound. (a) The solution for waste flow to landfill; (b) the solution for waste flow to biochemical and incineration; (c) the solution for waste flow to the main management facilities

图3 (网络版彩色)MSW 管理系统的温室气体排放当量(10^5 t- CO_2eq)
Figure 3 (Color online) GHG emissions of WSW management system (10^5 t- CO_2eq)

然填埋场的处理比例不断降低,但其对环境的影响仍占主导作用,其 CH_4 的排放当量在3个规划期内分别占总GHG排放当量的37.5%, 35.6%和40.0%; CO_2 主要来源于填埋场和焚烧厂,2者的 CO_2 排放当量约占 CO_2 总排放当量的60%;焚烧厂是 N_2O 主要排放源,

N_2O 在3个规划期内对GHG贡献率分别为26.5%, 29.2%和27.2%.

表5对整个规划期GHG的排放源进行了分析. 根据北京市MSW管理政策指定的转移率,填埋场的处理比例需降至30%以下,但是填埋场仍然是GHG排放量的贡献大户,其排放当量占总量的50%以上. 焚烧厂的GHG排放当量也不容忽视,其对总GHG排放当量的贡献率达到[19.57, 21.55]%,这主要是由于北京市开始加大力度发展焚烧技术. 此外, GHG排放当量与选择的路线和运输量有关.

(iv) 系统成本分析. MSW管理系统的成本主要由系统费用和收益决定,如图4所示. 结果表明,规划期内的系统总成本为 $[3.50, 5.24] \times 10^{10}$ 元,其中中转站的费用和收益分别为 $[1.00, 1.21] \times 10^{10}$ 和 $[2.24, 2.38] \times 10^8$ 元;同时,系统成本与可选择的处理和处置方式相关,在规划期内,焚烧厂和生化处理厂是北京市MSW管理系统的主要处理设施,所以其相应的经

表5 温室气体排放源分析
Table 5 Analysis of GHG emissions by source

GHG排放	运输过程	中转站	填埋场	生化处理厂	焚烧厂
GHG排放量(10^5 t- CO_2eq)	11.90	4.59	45.60	5.23	16.40
GHG排放量(10^5 t- CO_2eq)	12.80	5.74	48.90	6.77	20.40
下限GHG贡献率(%)	14.22	5.48	54.48	6.25	19.57
上限GHG贡献率(%)	13.53	6.07	51.69	7.16	21.55

图4 MSW 管理系统的成本(元)
Figure 4 System cost of MSW management system (yuan)

济投入比重也是最大的。具体而言,生化处理厂的费用和收益分别为 $[1.91, 2.39] \times 10^{10}$ 和 $[7.02, 7.57] \times 10^9$ 元;焚烧厂相应的费用和收益分别为 $[3.68, 4.48] \times 10^{10}$ 和 $[2.29, 2.46] \times 10^{10}$ 元;由于填埋技术受到管理政策的约束,其成本约占系统成本的3.5%。

3.2 与单目标规划模型的对比分析

分别对上、下层目标进行独立求解,可以得到2个不确定单目标规划模型(ILP-GHG和ILP-COST)的结果。表6对比了3个模型的结果,其中以焚烧厂和生化处理厂的处理量占MSW总量的比例表征垃圾资源化利用率。结果表明,系统成本越低, GHG排放当量越高,造成较低的垃圾资源化程度。具体而言, ILP-GHG以环境为主要目标会得到最小的GHG排放当量,且生化处理厂和焚烧厂由于相对GHG排放较小而得到大规模使用,提高了垃圾资源化利用率,但是这种规划方案不仅将会付出高昂的经济成本,还容易造成处理设施不合理扩容问题; ILP-COST则站在经济角度,这种情况下,操作成本较低的填埋场将得到广泛使用,基本达到预设的处理比例上限30%,从而不仅降低了垃圾资源化利用率,也对环境造成

更为严重的影响; IBLP-G&C则是同时兼顾经济和环境2大因素,为MSW提供更加合理的GHG控制方案,适当的系统成本和适中的垃圾资源化利用率。综合前述分析,填埋场对GHG排放量贡献巨大,但是填埋场的处理成本相对较低,所以开展填埋气综合利用是一种潜在的能够同时控制GHG排放和削减MSW系统管理成本的有效途径。

4 结论

(1) 在原有城市固体废物系统管理优化模型的基础上,结合北京市现有的固体废物具体分配方案和未来规划政策,从环境管理机构和MSW管理部门不同角度出发,构建具有层次关系的不确定双层规划模型。

(2) 提出基于模糊满意度的2阶段算法对模型进行求解,模型运行结果表明填埋场、生化处理厂、焚烧厂的处理比例达到0.25:0.35:0.40,垃圾资源化利用率达到75%;填埋场的CH₄是主要的GHG贡献者,焚烧厂的N₂O污染也不容忽视;开展填埋气综合利用是一种潜在的能够同时控制GHG排放和削减MSW系统管理成本有效途径;相比于传统的单目标规划方法,该模型能够提供不确定条件下的综合考虑环境影响和经济效益的GHG控制方案,系统成本和垃圾资源化利用率管理方案。

(3) 该模型可以帮助不同层面决策者:确定MSW管理系统的固废流;提供处理设施的扩建容量和时期;系统地评价MSW管理系统的环境影响。

表6 3种模型结果对比分析
Table 6 Comparisons of three models

对比指标	ILP-GHG	ILP-COST	IBLP-G&C
GHG排放当量(10^6 t-CO ₂ eq)	[7.82, 8.92]	[9.10, 10.2]	[8.37, 9.46]
系统成本(10^{10} 元)	[3.70, 5.44]	[3.24, 4.98]	[3.50, 5.24]
资源化利用率(%)	78	71	75

参考文献

- Li W, Xu Y, Li J Q, et al. An integer programming approach to optimizing solid waste system for environmental impact management (in Chinese). *Acta Sci Circumst*, 2013, 33: 286–297 [李薇, 徐毅, 李继强, 等. 整数规划用于固废系统环境影响模型的研究. *环境科学学报*, 2013, 33: 286–297]
- Hu Y. “Garbage siege” solution: On the product-oriented environmental legal responsibility (in Chinese). *J East China Univ Polit Sci Law*, 2012, 4: 49–55 [胡苑. “垃圾围城”求解: 论产品导向型环境法律责任. *华东政法大学学报*, 2012, 4: 49–55]
- Ngnikam E, Tanawa E, Rousseaux P, et al. Evaluation of the potentialities to reduce greenhouse gases (GHG) emissions resulting from various treatments of municipal solid wastes (WSW) in moist tropical climates: application to Yaounde. *Waste Manage Res*, 2002, 20: 501–513
- Li Y P, Huang G H. An interval-based possibilistic programming method for waste management with cost minimization and environmental-impact abatement under uncertainty. *Sci Total Environ*, 2010, 408: 4296–4308
- Solomon S, Plattner G K, Knutti R, et al. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2009, 106: 1704–1709
- US Environmental Protection Agency (USEPA). *Inventory of US Greenhouse Gas Emissions and Sinks*. Washington: US Environmental Protection Agency, 2006
- Dai C. Municipal solid waste planning and management under uncertainty (in Chinese). Master Dissertation. Beijing: North China Electric Power University, 2012 [代超. 不确定条件下的城市固体废物规划与管理. 硕士学位论文. 北京: 华北电力大学, 2012]

- 8 Li Y P, Huang G H. An inexact two-stage mixed integer linear programming method for solid waste management in the city of Regina. *J Environ Manage*, 2006, 81: 188–209
- 9 Lu H W, Huang G H, He L, et al. An inexact dynamic optimization model for municipal solid waste management in association with greenhouse gas emission control. *J Environ Manage*, 2009, 90: 396–409
- 10 Su J, Xi B D, Liu H L, et al. An inexact multi-objective dynamic model and its application in China for the management of municipal solid waste. *Waste Manage*, 2008, 28: 2532–2541
- 11 Lü Y B, Wan Z P, Hu T S, et al. Bi-level model of water resources optimal allocation (in Chinese). *Syst Eng—Theory Pract*, 2009, 29: 115–120 [吕一兵, 万仲平, 胡铁松, 等. 水资源优化配置的双层规划模型. *系统工程理论与实践*, 2009, 29: 115–120]
- 12 He L, Huang G H, Lu H W. Greenhouse gas emissions control in integrated municipal solid waste management through mixed integer bi-level decision-making. *J Hazard Mater*, 2011, 193: 112–119
- 13 Bacakén J, McGill J M. Mathematic programs with optimization problem in the constraints. *Oper Res*, 1973, 21: 37–44
- 14 Chai D P, Duan J H, Wang L. Long-term generation expansion planning model with wind power based on the theory of bi-level programming (in Chinese). *Renew Energy Resour*, 2014, 32: 469–473 [柴大鹏, 段金辉, 王良. 基于双层规划理论的含风电的电源长期规划模型. *可再生能源*, 2014, 32: 469–473]
- 15 Wang J F, Zhou Y, Li J Y, et al. Present situation and changes of the municipal solid waste in Beijing (in Chinese). *Ecol Economy*, 2014, 30: 62–64 [王景甫, 周宇, 李静岩, 等. 北京市生活垃圾的现状及其变迁. *生态经济*, 2014, 30: 62–64]
- 16 Dai C, Li Y P, Huang G H. A two-stage support-vector-regression optimization model for municipal solid waste management—A case study of Beijing, China. *J Environ Manage*, 2011, 92: 3023–3037
- 17 Sun X W. Research on optimization management for municipal solid waste system of Tianjin. Beijing: North China Electric Power University, 2014 [孙晓伟. 天津市城市固体废弃物系统优化管理研究. 北京: 华北电力大学, 2014]
- 18 Larsen A W, Vrgoc M, Christensen T H. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manage Res*, 2009, 27: 652–659
- 19 Ji D F. Life cycle assessment and environmental economic estimate of municipal solid waste disposal—Take Beijing city for instance (in Chinese). Master Dissertation. Beijing: Beijing University of Technology, 2010 [纪丹凤. 城市生活垃圾处理处置的生命周期与环境经济评价——以北京市为例. 硕士学位论文. 北京: 北京化工大学, 2010]
- 20 Adam K. A possibilistic approach to sequencing problems with fuzzy parameters. *Fuzzy Sets Syst*, 2005, 150: 77–86
- 21 Huang G H, Baetz B W, Patry G G. Grey integer programming: An application to waste management planning under uncertainty. *Eur J Oper Res*, 1995, 83: 594–620

Planning of inexact bi-level programming for coupling control of solid waste management and GHG emissions

CHEN YiZhong¹, HE Li², LU HongWei² & LI Jing¹

¹Resources and Environmental Research Academy, North China Electric Power University, Beijing 102206, China;

²Renewable Energy Academy, North China Electric Power University, Beijing 102206, China

In this study, based on inexact bi-level programming method, an optimization model (IBLP-G&C) was developed to embody strict control of greenhouse gas (GHG) emissions and minimized economic cost while taking Beijing municipal solid waste management system as a case study. Then, the integrated targets of environment and economy were achieved. In the model, parameters were expressed as interval numbers to reflect system uncertainties. An interactive solution algorithm on basis of the fuzzy possibilistic approach was given to solve the developed model. The results showed that waste treated by landfill: biochemical: incineration would achieve 0.25:0.35:0.40, with waste resource utilization rate reaching 75%; the contribution of landfill facilities to GHG emissions would remain predominant, while the composting and incineration facilities would be large proportion of system management cost. Further comparative analysis between the inexact bi-level programming and two inexact single-objective programming models indicated that lower system cost would correspond to higher GHG emissions, then leading to a lower resource utilization rate; a potential approach to synchronously mitigate GHG emissions and minimize system cost may be landfilling gas utilization. Compared with the a couple of single-objective models, the proposed IBLP-G&C model can provide compromised schemes under an integrated consideration of environmental impact and economic efficiency under uncertainty.

municipal solid waste, inexact bi-level programming, greenhouse gas, fuzzy possibilistic approach, waste resource utilization, single-objective programming

doi: 10.1360/N972014-01200