

基于生命周期评价的多氯联苯污染场地修复技术的筛选

胡新涛^①, 朱建新^{①*}, 丁琼^②

① 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085;

② 环境保护部环境保护对外合作中心, 北京 100035

* 联系人, E-mail: zhujx@rcees.ac.cn

2011-03-10 收稿, 2011-08-13 接受

国家自然科学基金(20977105, 50708110)资助

摘要 我国的多氯联苯(PCBs)污染场地数量多、分布广, 现有的两家固定式高温焚烧厂已经难以满足实际工程的要求, 迫切需要引入移动式处理技术和设施, 以推进我国污染场地环境无害化管理的进程. 针对设施开发和引进过程中面临的技术选择问题, 本文选择国际上已经商业化成功运行的碱性催化分解(BCD)和红外高温焚烧(IRI)技术作为移动式非焚烧和焚烧技术的代表, 应用生命周期评价(LCA)结合影响评价 2002+方法(IMPACT2002+), 分析比较了两种技术在处理 PCBs 污染土壤全过程的环境影响. 研究结果表明, 处理 1000 kg PCBs 污染土壤, BCD 和 IRI 技术的综合环境影响分别为 0.147 和 0.279 Pt. 论文还分别对两种技术的预处理、主处理、废气处理、废水处理及废渣处理等工艺单元的中间环境影响和最终环境影响进行了逐项分析和比较, 鉴别了两种技术在处理 PCBs 污染土壤时各单元过程负面环境影响的主要来源, 为两种技术的工艺优化提供了一定的基础数据和理论依据.

关键词

PCBs
污染场地
修复技术
生命周期评价

我国是多氯联苯(PCBs)的生产和使用大国, 历史上曾有 11 家企业生产 PCBs, 累计产量约 7000~10000 t, 主要用于制造电力电容器^[1]. 20 世纪 50~70 年代, 在未被通知的情况下, 曾由一些发达国家进口部分含有 PCBs 的电力电容器、动力变压器等^[2]. 1974 年 1 月, 中国政府颁布了停止使用 PCBs 制造电力电容器的法令, 同期原国家第一机械工业部颁布《关于改用电力电容器浸渍材料的通知》要求停止使用 PCBs 制造电力电容器. 根据要求, 20 世纪 70 年代末到 80 年代初, 大量的下线 PCBs 设备被封存起来. 但由于这些储存点未进行规范设计, 储存时间久远, 欠缺管理, 很多封闭点已经发生泄露^[3], 对周边土壤已产生严重污染. 调查监测结果表明^[4], 我国西部的一个 PCBs 山洞封存点周围土壤中 PCBs 高达 104~105 mg/kg. 根据全球环境基金 PCBs 示范的调查结果, 仅在我国南方某省由封存点造成的潜在 PCBs 污染场地就有 43 处, 对周围的土壤和地下水存在着严重的威胁.

另外, 部分生产企业的生产场址及废弃 PCBs 油电容器的堆放点, 由于堆放时间远远超出电容器的寿命, 很多废弃的 PCBs 油电容器的泄漏已经达到了 50 mg/kg 以上, 对周围环境和人体健康有很大风险^[5]. 大量的 PCB 污染场地迫切需要修复和污染治理.

国际上, PCBs 污染场地的修复技术^[6]分为焚烧技术和非焚烧技术两类, 其中高温焚烧技术是应用最广泛的 PCB 污染物处理技术^[7]. 非焚烧技术有等离子体技术、气相化学还原、碱性催化分解、超临界水氧化等化学处理技术和微生物降解、酶降解、植物修复及联合修复方法等生物处理技术^[8,9]. 由于污染场地的分布面较广, 移动式和半移动式的 PCBs 污染场地处理技术得到了广泛的重视和应用. 目前已经实现商业化并在美国和澳大利亚等发达国家得到了成功应用的可移动式技术有红外高温焚烧、碱性催化分解和等离子体处理技术等^[10,11].

目前我国的 PCBs 污染场地的环境管理和修复技

英文引用格式: Hu X T, Zhu J X, Ding Q. Application of life cycle assessment (LCA) to remediation technologies selection for PCBs contaminated sites (in Chinese). Chin Sci Bull (Chin Ver), 2012, 57: 129–137, doi: 10.1360/972011-416

术刚刚起步^[12,13], 现有较成熟的处置技术主要是高温焚烧技术, 沈阳环境科学研究院焚烧中心和天津合佳威立雅是仅有的两家获批进行多氯联苯废物焚烧处置的单位. 我国的 PCBs 污染场地数量多分布广, 现有的两家固定式高温焚烧厂已经难以满足实际工程的要求, 因此迫切需要引入移动式处理技术和设施, 以推进我国污染场地环境无害化管理的进程. 对于目前 PCBs 污染场地的修复技术的筛选问题, 尽管国内学者^[8,14]也开展了较多研究, 但是重点侧重于修复技术对于目标污染物的去除率和处理成本, 很少有研究注重修复过程中对环境产生的影响, 特别是 PCBs 污染场地修复过程的环境影响. 当前, 如何选择适宜的修复技术, 特别是在考虑修复过程的环境影响的前提下进行技术选择, 仍是目前面临的一个难点.

生命周期评价(LCA)是一种评价产品、工艺过程从原材料的采集加工到生产、运输、使用、回收、循环利用和最终处理整个生命周期系统有关的环境影响的过程^[15]. 作为评价产品生产全过程的一种有效手段和管理工具, 生命周期评价不仅在评价某种具体的产品的生产过程中得到了应用, 而且已经应用到了环境治理技术的评价中去^[16,17]. LCA 在污水处理技术、污泥处置技术评价中已经得到了很好的实践. 在 Margareta 等人^[18]的研究中, 比较了生活污水分离和未分离工艺对环境的影响; Jorgensen 等人^[19]利用 LCA 对 6 种污水污泥的处理方法进行了比较, 找出了环境影响最小的处理工艺, 并对环境影响大的处理单元提出了改进建议. 陈郁等人^[20]利用 LCA 对某城市的两座不同的污水处理厂的污水处理工艺进行了比较, 并找到了优化工艺方案的有效途径; 陈诗泓等人^[21]对污泥的不同处置方案进行了综合评估和筛选. Lemming 等人^[22]以废弃物作为替代原料, 在满足产品质量标准的前提下, 设计了 9 种场景, 对水泥的生产过程应用生命周期评价模型进行了分析研究; 荷兰应用科学研究组织^[23,24]采用 LCA 的 CML 方法对 5 种不同的危险废物的水泥窑共处置与焚烧炉处置技术进行了比较. 作为全面评价产品或工艺的环境影响的评价方法, LCA 已在评价工艺过程的环境影响中得到了广泛的应用^[25-27].

从技术成本和可行性的角度出发, 同时考虑修复技术的实际应用性, 本文选择国际上已经商业化应用的碱性催化分解(BCD)和红外高温焚烧(IRI)作为

移动式非焚烧和焚烧技术的代表, 建立了这两种修复技术的生命周期影响评价模型, 应用生命周期评价(LCA)结合环境影响评价 2002 方法(IMPACT2002+)进行了综合评价. 在界定目标和范围的基础上, 通过 IMPACT2002+方法将两种技术在处理 PCBs 污染土壤过程全生命周期的环境影响进行了分类和量化, 综合为 15 类中间环境影响和 4 类最终环境影响, 从而可以分析和比较两种修复技术的环境影响潜值. 本研究还根据各个处置单元环境影响的大小, 为两种技术的工艺优化提出了建议. 期望本研究结果能为我国移动式 PCBs 污染场地修复技术的开发和引进提供一定的理论依据.

1 材料和方法

采用 LCA 法对半移动式的碱性催化分解技术和红外高温焚烧处置 PCBs 进行了评价. 根据 ISO14040 的规定, 生命周期评价包括目的和范围确定、清单分析、影响评价和生命周期解释 4 个阶段. 本研究中采用了荷兰 Leiden 大学开发的 SimaPro 软件对两种技术的全生命周期进行了分析. SimaPro 软件是国际上通用的数据库最丰富的 LCA 软件之一, 在产品评估方面已经得到广泛的应用.

2 两种技术的全生命周期评价

2.1 目标和范围确定

(1) 目标. 生命周期评价的目的是对半移动式碱性催化分解技术和红外高温焚烧技术的全生命周期过程的环境影响进行分析评价, 对比两者的环境影响差异, 确定环境较合理的 PCBs 污染土壤处置技术.

(2) 范围. 根据研究的目的, 系统的边界范围包括 PCBs 污染土壤从污染场地运输到处置中心, PCBs 污染土壤处置完成全过程以及处置过程中产生的废水、废气及废渣的处置过程. 为了便于后期的数据分析及比较, 两种修复技术的系统分别划分为 5 个子系统: 预处理过程、主处理过程、废气处理过程、废水处理过程及废渣处理过程. 两种处置技术系统从处置场地内的预处理过程才开始有所不同, 因此 PCBs 污染土壤的产生、分选的过程不在研究范围内. 同时, 将处理过程中的物质质量的流向也体现在了系统中. 在分析环境影响的过程中, 采取处理 1000 kg PCBs 污染土壤为功能单位, 所有数据以该

功能单位为准进行换算。同时,由于两种处置技术是半移动式的处置装置,假设相关的基础设施已经建好,因此没有考虑基础建设产生的环境影响。两种处置技术的系统描述如下:

(i) 碱性催化分解技术。图1是碱性催化分解技术的系统边界和子系统划分。在碱性催化分解技术中,PCBs 污染土壤首先经过破碎,球磨,去除大颗粒物。预处理后,PCBs 废物进入到BCD 回转窑反应器中,同时加入高沸点烃(此处为6号燃料油)、碱性试剂(氢氧化钠、碳酸氢钠)以及催化剂与污染物均匀混合,加热至300℃,PCBs 污染物从污染土壤中脱除出来,BCD 回转窑中产生高反应活性的氢原子,与目标污染物分子反应,得到无毒的降解产物。PCBs 废物经BCD 工艺处理后,以废气和污泥形态排放,污泥主要成分为:氯化钠、少量残渣及剩余碱金属、催化剂。矿物油一次使用后,可以投入回转窑炉作为燃料处理。污泥和废渣则运输到填埋场进行安全填埋处置。废气主要成分水分、挥发性有机物、粉尘、氮气和氢气。废气的处理主要是经过旋风除尘器和湿式静电除尘器将粉尘去除,然后经过高效除雾器和活性炭吸附,将挥发性有机物除去,然后安全排放。由于废气的处置会产生一定的废水,废水经过初步的废水处理(包括絮凝沉淀、袋式除油及膜吸附)后即可进行回收利用。

(ii) 红外高温焚烧技术。红外高温焚烧的系统边界及子系统划分如图2所示。在红外高温焚烧技术中,PCBs 污染物首先经过筛分,以除去大于25mm的颗粒物,然后加入燃料油后进行破碎混合,以提高PCBs 污染物的燃烧值。预处理后,混合后的污染物加入到一处焚烧炉中,燃烧温度达到1000℃。为了保证焚烧效率,一次焚烧炉的停留时间为15min。然后产生的尾气和灰尘进入二次焚烧炉,在1100~1300℃的

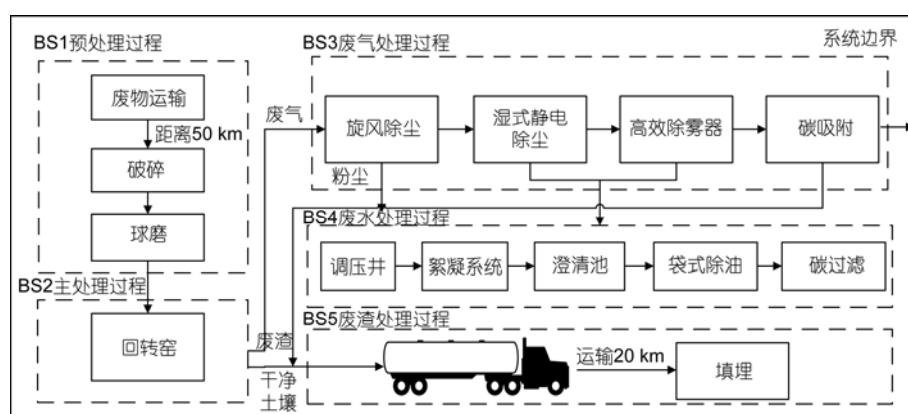


图1 BCD 修复过程的系统边界

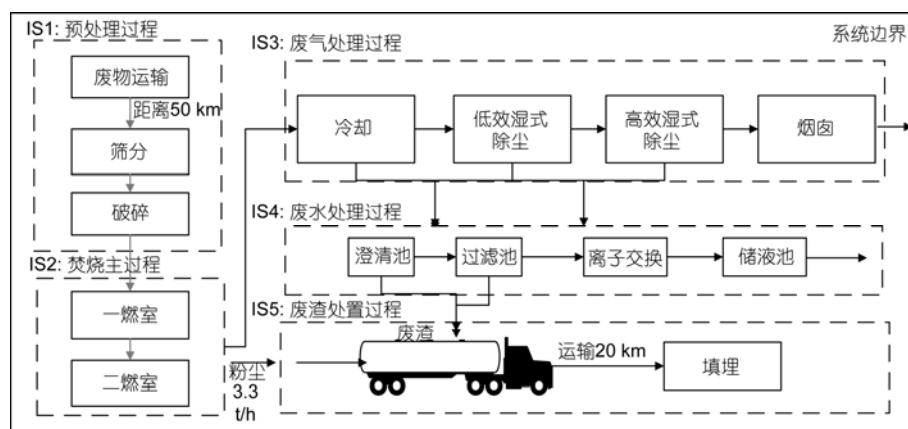


图2 红外高温焚烧修复过程的系统边界

温度下将污染物进行彻底的焚烧降解. 在二次焚烧中, 加入了过量的燃料气体. 对于焚烧过程中产生的废气, 首先经过冷却, 温度降低到 120℃以下, 然后经过湿式除尘器. 由于焚烧中产生了氯化氢等小分子酸性物质, 在湿式除尘器中还需要加入 10% 氢氧化钠溶液中和酸性物质, 同时吸附粉尘, 处理后安全排放. 湿式除尘器中产生的废水经过过滤、离子交换初步处理后, 达到排放标准进行排放. 焚烧产生的粉尘和废气处理产生的废渣则进行安全填埋处置.

2.2 清单分析

根据修复技术的物质流向, 对 PCBs 污染物处置过程的各单元的物料、能源及污染物的输入输出进行收集, 从而获得各子系统的生命周期清单. 数据来源: 两种处置技术的电耗、能耗及残余物的排放数据分别来自于美国的两个 PCBs 修复的实际案例(美国超级基金的 Rose Town Dump Superfund site 和美国海军的 Mariana Islands 修复报告), 对于过程的监测数据, 来自于美国环保局提供的监测报告. 其余数据采用 SimaPro 7.2LCA 评价软件中的数据.

根据 ISO14041 的技术框架和红外高温焚烧、碱性催化分解的工艺流程, 结合本研究的目的和范围, 将数据进行了标准化转换得到了两种修复技术子系统的数据清单, 结果如表 1 所示.

2.3 影响评价

环境影响评价的过程是对清单数据分类、特征化、归一和加权处理计算, 然后得到生命周期的环境

影响潜值. 本研究中环境影响评价采用的方法为 IMPACT 2002+ 的影响评价方法, 在 IMPACT 2002+ 中, 将环境影响分为了中间环境影响和最终环境影响两大类, 分类如图 3 所示.

数据清单分类后进行特征化处理. 特征化就是将某一种环境影响所对应的不同物质转化为同一的单元, 每种环境影响转化所采用的参照物是采用的国际通用的参照物. 特征化后比较了两种修复技术各自 5 个子系统的中间环境影响. 特征化的计算公式如下所示:

$$EP(j) = \sum EP(j)i = \sum [Q(i) \times EF(j)i], \quad (1)$$

其中, $EP(j)$ 为子系统对第 j 种潜在环境影响的贡献; $EP(j)i$ 为第 i 种排放物对第 j 种潜在环境影响的贡献; Q_i 为第 i 种物质排放量; $EF(j)i$ 为第 i 种排放物质对第 j 种潜在环境影响的当量因子. 当量因子的确定因不同的环境影响类型而不同, 通常以某种物质为参考, 计算其他物质的相对大小.

方法 IMPACT2002+ 对于每类环境影响的相对重要标度采用的是无区别权重值, 因此本研究采用无区别权重将归一化结果加权, 得到最后的环境影响潜值, 环境影响潜值的单位为 Pt, 其中 Pt 为 IMPACT 2002+ 法计算环境影响的统一单位.

3 讨论

3.1 特征化结果

依据特征化的计算方法, 将中间环境影响和最终环境影响分别进行了特征化处理和分析.

表 1 PCBs 污染土壤在两种修复技术的生命周期清单汇总^{a)}

子系统 (kg)	苯	CO ₂	CO	氯乙烯	碳氢 化合物	甲烷	氮氧化物	挥发性 有机物	粉尘	SO ₂	SO _x	PCDD/F
BS 1	7.59×10 ⁻⁴	0.037	-	-	5.09×10 ⁻⁸	-	6.71×10 ⁻³	7.97×10 ⁻³	2.28×10 ⁻³	8.32×10 ⁻³	-	-
BS 2	2.64×10 ⁻³	1.31×10 ⁻³	0.189	6.89×10 ⁻¹⁰	2.23×10 ⁻⁸	0.939	0.586	1.69	3.94×10 ⁻⁵	0.395	0.487	-
BS 3	9.84×10 ⁻³	0.0715	5.45×10 ⁻⁴	2.88×10 ⁻¹⁰	1.58×10 ⁻⁸	3.33×10 ⁻³	0.0526	0.0972	0.0235	0.0567	-	-
BS 4	3.77×10 ⁻³	0.0626	-	-	3.10×10 ⁻⁸	-	0.0474	0.0415	-	0.0447	-	-
BS 5	1.92×10 ⁻⁶	-	-	-	-	1.09×10 ⁻³	1.90×10 ⁻³	1.61×10 ⁻³	-	-	-	-
IS 1	5.58×10 ⁻⁴	1.44×10 ⁻³	-	-	6.97×10 ⁻¹⁰	-	2.81×10 ⁻³	5.51×10 ⁻³	1.33×10 ⁻³	2.83×10 ⁻³	-	-
IS 2	0.114	0.414	9.69×10 ⁻³	-	1.71×10 ⁻⁷	0.0495	0.741	1.26	0.272	0.659	0.0308	1.34×10 ⁻⁹
IS 3	0.0383	9.72	5.33×10 ⁻⁴	3.36×10 ⁻¹⁰	5.53×10 ⁻⁷	6.87×10 ⁻³	0.250	0.384	0.0988	0.278	-	-
IS 4	1.10×10 ⁻⁴	0.285	-	-	7.19×10 ⁻⁷	-	0.199	0.0592	0.0694	0.228	-	-
IS 5	9.57×10 ⁻⁵	-	-	-	-	0.0335	0.0893	0.0583	-	-	-	-

a) “-”表示该项目未检测或无数据

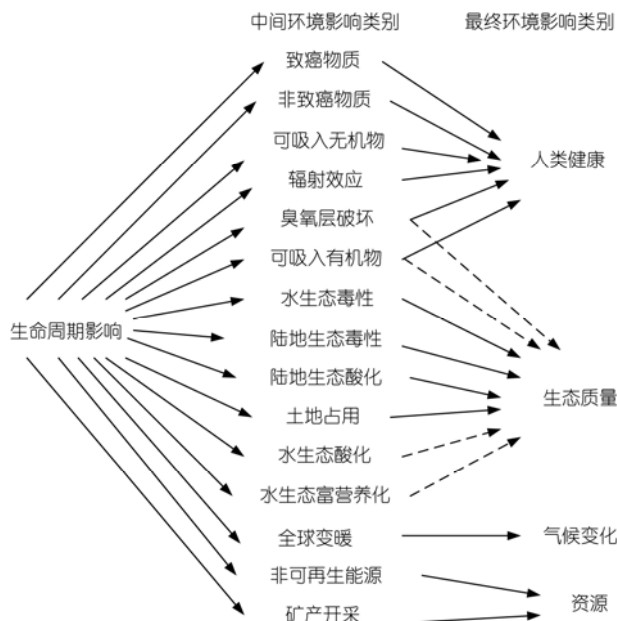


图3 IMPACT2002+中的环境影响分类

(i) 中间环境影响特征化结果。首先分析比较了两种修复技术的子系统对中间环境影响的相对特征化值。根据对两种处置技术的系统边界的划分,研究各个子系统的环境影响情况,并对影响较敏感的阶段进行识别(图4和5)。通过子系统相对大小的比较,识别了子系统在中间环境影响到贡献大小,可以为后续的工艺改进和优化提供建议。

图4结果表明,在碱性催化分解技术(BCD)中,除致癌物质和矿产开采两种中间环境影响外,BS2子

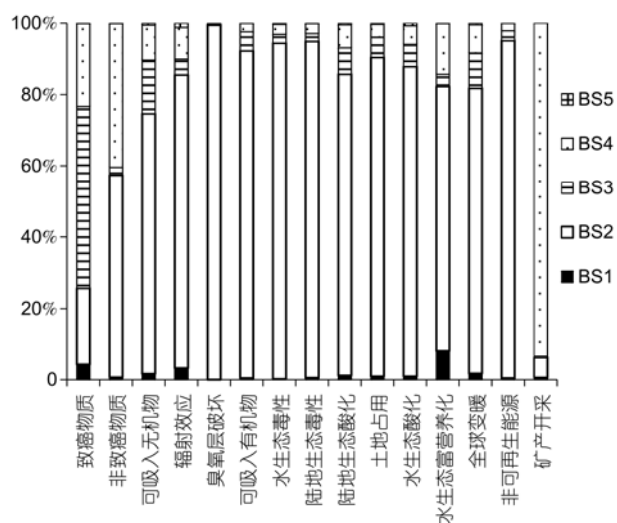


图4 BCD技术的中间环境影响相对大小比较

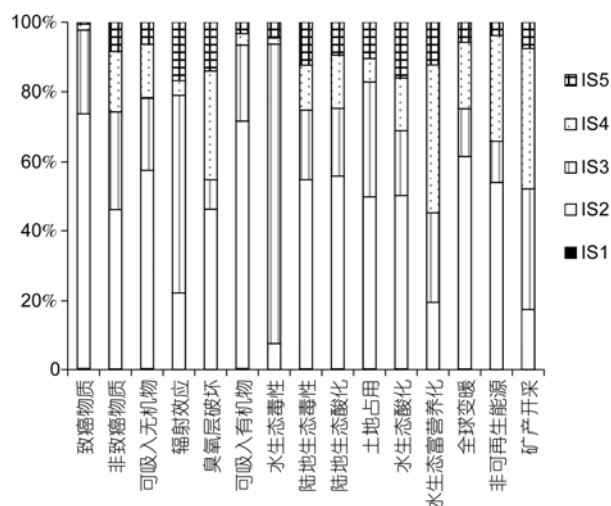


图5 红外高温焚烧技术的中间环境影响相对大小比较

系统对其余的中间环境影响的贡献最大,BS3和BS4子系统也是产生中间环境影响的重要因素。BS4对矿产开采的影响达到了90%以上。在致癌物质的中间环境影响中,主要是由于BS3子系统造成的,因为废气中含有较多的致癌性小分子有机物,产生了较大的影响潜值,BS2和BS4两个子系统对这类中间环境影响的贡献差不多大,约为20%。

从图5可以看出,在红外高温焚烧处置过程中,相对于碱性催化分解来说,各个子系统的环境影响较复杂。焚烧主过程是造成环境影响的主要因素,尤其对致癌物质、可吸入无机物/有机物、全球变暖及非可再生能源的影响较大;由于废气处理过程消耗了大量的冷却水,从而IS3子系统主要对水生生态毒性产生影响;IS4子系统主要对矿产开采和非可再生能源产生了影响,因为在废水的处置过程中消耗了较多的电能和絮凝剂氢氧化铝。

本研究还分析了子系统所消耗的电力、能源和化学物质,这些都对中间环境影响和最终环境影响产生了一定的作用。通过分析贡献的大小,可以提出降低能耗物耗的建议。图6比较了两种修复技术的10个子系统具有代表性的4种中间环境影响:非可再生能源、全球变暖、致癌物质和可吸入无机物。

非可再生能源的特征化的标准为兆焦,以能量为转化标准物质的。从结果可以看出,非可再生能源主要是由于BS2、IS2和IS4这3个子系统引起的。在碱性催化分解技术中,由于需要燃料油提供活性氢原子及柴油提供能量加热,从而使得BS2子系统对

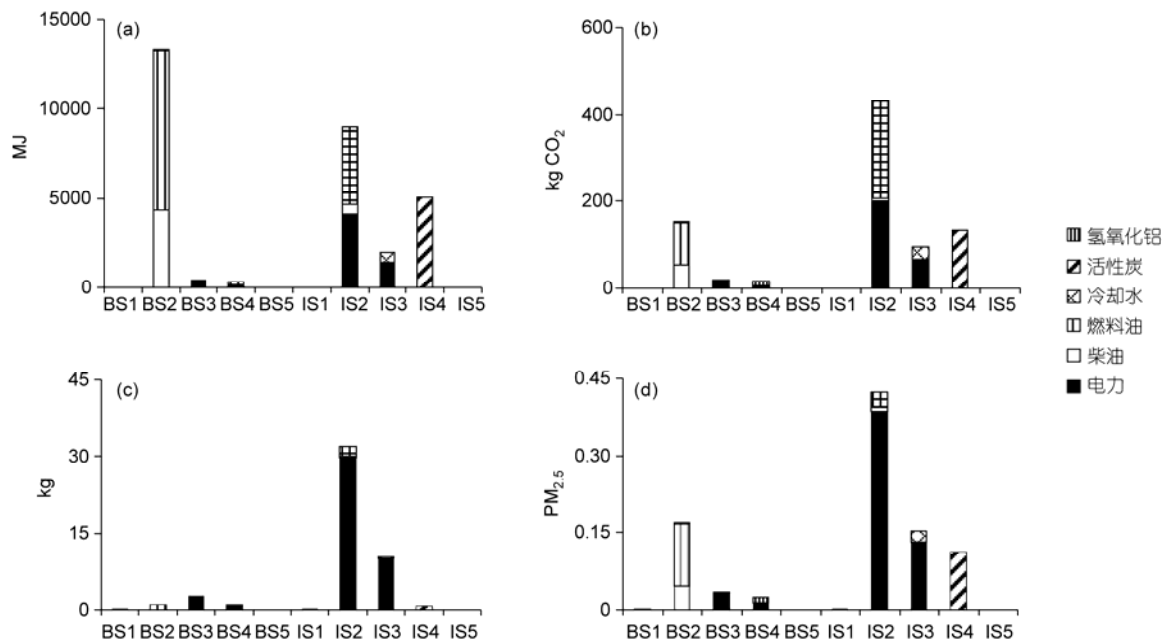


图 6 具有代表性的中间环境影响

(a) 非可再生能源; (b) 全球变暖效应; (c) 致癌物质; (d) 可吸入无机物

非可再生能源的贡献较大。在红外高温焚烧技术中, 由于焚烧炉需要较高的温度而消耗了大量的热能, 对全球变暖的贡献值高达 432.35 kg CO₂-eq. 本结果与 Kim 等人^[28]有关焚烧技术 LCA 的研究结果 410 kg CO₂-eq 非常接近。同时在废水处理中消耗了较多的活性炭, 对非可再生能源的影响较大。

全球变暖特征化的标准物质为二氧化碳, 即排入大气中各种物质的等量二氧化碳。焚烧过程中能源的消耗所产生的二氧化碳是全球变暖的最主要的来源, 其次是消耗的电力生产过程中产生的二氧化碳。电力和热能的二氧化碳采用的当量因子分别为 0.61 kg-CO₂/kWh 和 0.06 kg-CO₂/MJ。化学物质的消耗(特别是 IS4 中氢氧化钠)也是造成二氧化碳当量较大的一个重要原因。

致癌物质所选择的标准物质是氯乙烯。从结果可以看出, 相对于红外高温焚烧技术来说, 碱性催化分解技术对致癌物质的贡献很小, 主要是碱性催化分解过程中不会产生大量的高分子有机物, 特别是二恶英类的物质。而在高温焚烧过程中, 不仅污染物的焚烧, 包括柴油等有机物, 在与 PCBs 混合后燃烧过程中, 会产生一定量的二恶英物质, 特别是含氯的有机物, 从而对致癌物质的中间环境影响有很大的贡献。结果也表明主要来自于 IS2 和 IS3 这两个子系统。

可吸入无机物采用的标准物质为可吸入颗粒 PM_{2.5}。总的来说, 高温焚烧过程的 IS2 和 IS3 对可吸入无机物的贡献达到了 60%左右。特别是电力的生产过程, 其特征化值总共达到了 0.517 PM_{2.5}。而燃料油和柴油生产所产生的影响各自仅为 0.121 和 0.047 PM_{2.5}。

(ii) 最终环境影响特征化结果。本研究中涉及到矿产开发中间环境影响与非可再生能源相比特征值非常小, 由 IMPACT2002+的环境影响分类方法可以看出, 资源最终环境影响与非可再生能源中间环境影响的特征化值是基本一样的, 因此所产生的原因和规律也是一致的。同时, 气候变化最终环境影响全部来自于全球变暖中间环境影响, 即两者的特征化值是完全一致的。因此, 本研究只分析比较了生态质量和人类健康两种最终环境影响, 结果如图 7 所示。

3.2 归一化结果

根据 IMPACT2002+环境影响的分类计算方法, 将各子系统的中间环境影响归一为 4 类最终环境影响。图 8 是两种修复技术的子系统的最终环境影响的大小比较。

从图 8 中可以看出, 最终的环境影响主要来自于 BS2, IS2, IS3 和 IS4 这 4 个子系统。特别是两种处置技术的主处理过程 BS2 和 IS2, 对最终环境影响的归

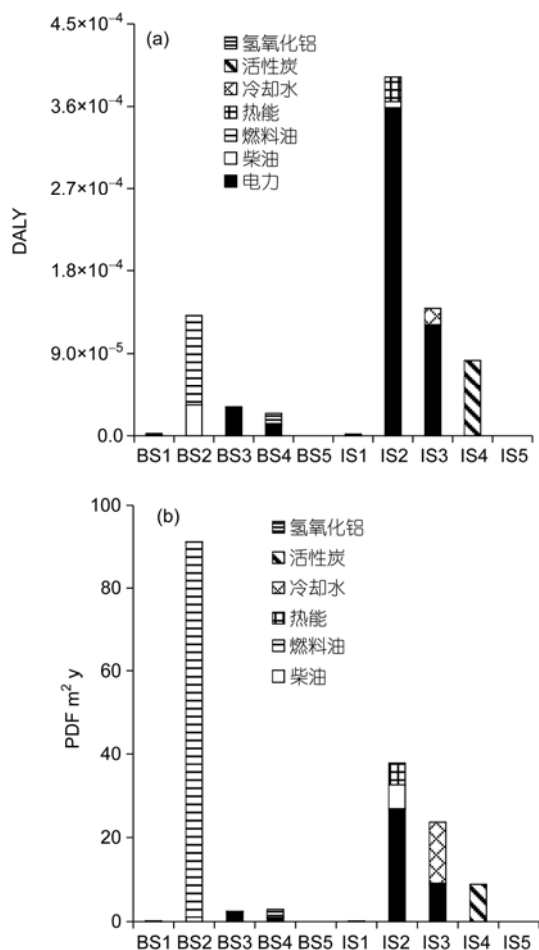


图7 人类健康(a)和生态质量(b)最终环境影响特征化
DALY: disability adjusted life years; PDF: potentially disappeared fraction

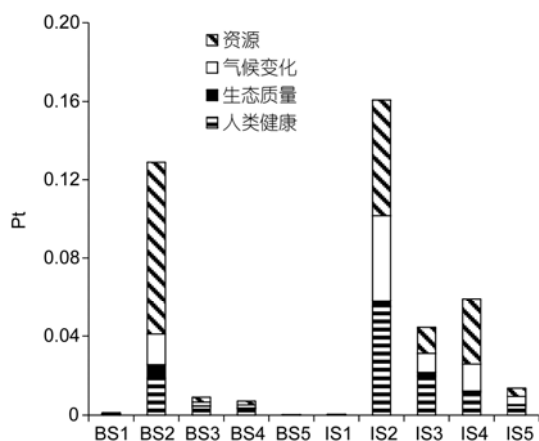


图8 两种处理技术子系统的最终环境影响比较

一值达到了 0.13 和 0.16 Pt. 由于在碱性催化分解过程中, PCBs 油首先从污染土壤中脱附出来再进行降

解处理. 在处理相同量 PCBs 污染土壤的情况下, 碱性催化分解技术所产生的废气和废渣要远远少于红外高温焚烧技术的产生量, 所以 BS3 和 BS4 过程的最终环境影响要小很多.

图9从两种技术总体在4类最终环境影响进行了比较. 总体来看, 碱性催化分解技术产生的环境影响要小于红外高温焚烧技术产生的环境影响, 约为其环境影响大小的一半. 在资源消耗和生态质量方面, 处理相同量的 PCBs 污染物, 两者的环境影响相差不大; 对于人类健康的影响, 碱性催化分解技术的环境影响是 273.51 Pt, 而高温焚烧技术则为 917.04 Pt; 在气候变化方面, 高温焚烧技术的环境影响高达 710.20 Pt, 是碱性催化分解技术的 3 倍多.

当采用无权重归一化技术时, 通过碱性催化分解技术与高温焚烧技术 LCA 相比可以看出, BCD 处置过程的环境影响要小于 IRI 技术处置过程的环境影响. 以处理 1000 kg PCBs 污染土壤为功能单位, 红外高温焚烧技术的综合环境影响为 0.279 Pt, 碱性催化分解的综合环境影响为 0.147 Pt, 后者的环境影响比前者减少了 47.26%. 红外高温焚烧和碱性催化分解均是针对 PCB 等高毒性和难处理污染物开发的可移动式无害化技术, 工艺条件和操作要求较高, 物消耗也相对较多, 其环境影响也高于常规的废物处理过程(0.06~0.10 Pt)^[29].

4 结论

本文采用了基于 IMPACT2002 的 LCA 方法对碱性催化分解和红外高温焚烧两种 PCB 污染土壤处置技术的环境影响进行了分类和量化分析. 研究表明, 两种技术的主处理过程、废气处理过程及废水

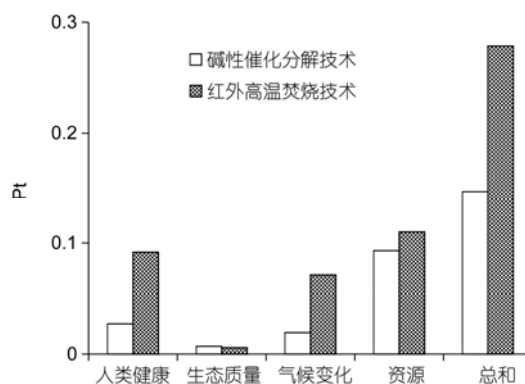


图9 两种技术人均值的归一化结果

处理过程的物质能源消耗及污染物排放是产生负面影响的主要来源. 对于红外高温焚烧技术中, 焚烧和废气的处置占据了所产生环境影响中的 70%以上, 特别是在人类健康、气候变化、生态毒性方面, 废气处理不仅由于氮氧化物和粉尘的原因造成了较大的污染排放, 冷却及吸附所消耗的水也产生了重要的资源消耗; 对于碱性催化分解技术中, 主要的环境影响来自于 PCBs 废物的降解分解过程, 温度及还原环境的要求, 造成了资源及人类健康方面较大的影

响, 特别是原料(包括原油、化学试剂)和能量的消耗.

基于 LCA 的评价方法可以通过对各类污染场地处理处置技术的环境影响进行量化分析和比较, 在一定范围内, 为污染场地处理技术的选择和环境管理决策提供一定的科学数据和理论依据. 但污染场地的环境无害化管理是一个复杂的过程, 在技术选择时, 不仅需要考虑处置过程的环境影响, 而且需要从当地的实际情况出发, 综合经济、社会、技术和文化等多方面的因素进行分析和决策.

致谢 感谢为本研究提供 SimaPro 软件的荷兰 Leiden 大学.

参考文献

- 1 余刚, 黄俊, 张俊义. 持久性有机污染物: 备受关注的全球性污染问题. 环境保护, 2001, 11: 37-39
- 2 余刚, 牛军峰, 黄俊. 持久性有机污染物——新的全球性环境问题. 北京: 科学出版社, 2005
- 3 毕文慧, 徐晓白. 多氯联苯的环境行为. 化学进展, 2002, 12: 154-160
- 4 赵娜娜, 黄启飞, 易爱华, 等. 我国污染场地的现状与管理对策. 环境科学与技术, 2006, 29: 39-40
- 5 邵春岩. 中国多氯联苯(PCBs)管理现状及污染防治对策. 持久性有机污染物(POPs)控制研讨会论文集, 北京: 国家环保局, 2001
- 6 李森, 陈家军, 孟占利. 多氯联苯处理处置方法国内外研究进展. 中国环保产业, 2004, 2: 26-29
- 7 张益, 赵由才. 生活垃圾焚烧技术. 北京: 化学工业出版社, 2000
- 8 骆永明. 污染土壤修复技术研究现状与趋势. 化学进展, 2009, 21: 558-564
- 9 罗程钟, 易爱华, 张增强, 等. POPs 污染场地修复技术筛选研究. 环境工程学报, 2008, 2: 569-573
- 10 Leuser R M, Velazquez L S, Janssen A C. Remediation of PCB soil contamination by on-site incineration. J Hazard Mater, 1990, 25: 375-385
- 11 Jorgensen K R, Villanueva A, Wenzel H. Use of life cycle assessment as decision-support tool for water reuse and handling of residues at a Danish industrial laundry. Waste Manage Res, 2004, 22: 334-345
- 12 张胜田, 林玉锁, 华小梅, 等. 中国污染场地管理面临的问题及对策. 环境科学管理, 2007, 32: 5-7
- 13 骆永明. 中国主要土壤环境问题及对策. 南京: 河海大学出版社, 2008. 45-50
- 14 邢颖, 吕永龙, 史雅娟, 等. 焚烧、水泥窑和安全填埋法处置 PCBs 污染物技术优选. 环境科学, 2007, 28: 673-678
- 15 白璐, 孙启宏, 乔琦. 生命周期评价在国内的研究进展评述. 安徽农业科学, 2010, 38: 2553-2555
- 16 杨建新, 王如松, 刘晶茹. 中国产品生命周期评价方法研究. 环境科学学报, 2001, 21: 234-238
- 17 杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用. 北京: 气象出版社, 2002
- 18 Margareta L, Magnus B, Sverker M. Life cycle assessment of wastewater systems influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. Environ Sci Technol, 2000, 34: 180-186
- 19 Jorgensen K R, Villanueva A, Wenzel H. Use of life cycle assessment as decision-support tool for water reuse and handling of residues at a Danish industrial laundry. Waste Manage Res, 2004, 22: 334-345
- 20 陈郁, 郑洪波, 杨凤林, 等. 城市污水处理厂生命周期评价方法初探及应用案例. 大连理工大学学报, 2003, 43: 292-297
- 21 陈诗泓, 陈玲, 赵建夫. 在污泥资源化利用过程中引入生命周期评价方法. 江苏环境科技, 2008, 21: 43-49
- 22 Lemming G, Hauschild M Z, Bjerg P L. Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: Literature review. Int J Life Cycle Assess, 2010, 15: 115-127
- 23 Zaman A U. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. Int J Environ Sci Tech, 2010, 7: 225-234
- 24 Haaren R, Themelis N J, Barlaz M. LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). Waste Manage, 2010, 30: 2649-2656
- 25 徐成, 杨建新, 王如松. 广汉市生活垃圾生命周期评价. 环境科学学报, 1999, 19: 631-635
- 26 周奇, 黄启飞, 王琪, 等. 废皮革水泥窑共处置生命周期评价. 环境科学研究, 2009, 22: 506-510

- 27 李璐, 黄启飞, 闫大海, 等. 基于生命周期评价 EI99 法的水泥窑共处置废气农药分析. 环境科学学报, 2010, 30: 1527–1536
- 28 Kim M H, Kim J W. Comparison through a LCA evaluation analysis of food waste disposal options from the perspective of global warming and resource recovery. *Sci Total Environ*, 2010, 408: 3998–4006
- 29 黄江丽, 王泽, 王伟. 用生命周期评价北京市城市垃圾处理工艺. 能源环境保护, 2004, 18: 59–62

Application of life cycle assessment (LCA) to remediation technologies selection for PCBs contaminated sites

HU XinTao¹, ZHU JianXin¹ & DING Qiong²

¹Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China;

²Foreign Economic Cooperation Office, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100035, China

There are numerous polychlorinated biphenyls (PCBs) contaminated sites throughout China, and the two existing fixed high temperature incineration plants struggle to meet the remediation needs for these sites. For environmentally sound management of the contaminated sites, mobile remediation technologies and equipment are required. In this research, life cycle assessment was carried out to study the environmental impacts of two mobile remediation technologies in application at a PCBs contaminated site. The chosen technologies were base catalyzed decomposition (BCD) and infrared high temperature incineration (IHTI), which are mobile non-incineration and incineration technologies, respectively. A combined midpoint/damage approach was adopted using SimaPro 7.2 and IMPACTA2002+ to assess the human toxicity, ecotoxicity, climate change impact, and resource consumption from five IHTI and BCD subsystems. Based on treatment of 1000 kg of PCBs contaminated soil, our preliminary conclusion is that the environmental impact of BCD is less than that of IHTI. The total single score of BCD was 0.147 Pt while that of IHTI was 0.279 Pt. The major environmental impacts through the whole lifecycle arose from the treatment process, off-gas treatment, and wastewater treatment in both BCD and IHTI. These results could be used to optimize treatment technologies.

PCBs, contaminated site, remediation technology, life cycle assessment

doi: 10.1360/972011-416