

文章编号:1007-9629(2024)12-1169-08

水泥生产生命周期评价新分配方法的研究

李正泽^{1,2}, 秦琳依^{1,2}, 王思哲^{1,2}, 郭晓璐^{1,2}, 余安明^{1,2,*}

(1. 同济大学 先进土木工程材料教育部重点实验室, 上海 201804;

2. 同济大学 材料科学与工程学院, 上海 201804)

摘要: 生命周期评价(LCA)中分配方法的不统一导致行业内 LCA 报告的通用性较差. 本文提出了决策驱动力及主动/被动环境影响的概念, 在此基础上基于 cut-off 规则(CO 法)并参考系统扩展(SE)法中“避免过程”思想, 提出了协同处置分配(CD)法, 并且对某水泥厂进行了一系列以分配方法为变量的 LCA 研究. 结果表明: 从熟料方面入手能更高效地减少温室气体排放; 从替代原料方面入手可以更高效地减少不可再生资源消耗以及粉尘的排放; 传统分配方法会在一定程度上限制采用替代原料的环境效益, CD 法相比于传统分配方法能够为水泥厂提供更显著且更有针对性的环境效益.

关键词: 水泥; 生命周期评价; 协同处置; 分配方法; 环境效益

中图分类号: TU528

文献标志码: A

doi: 10.3969/j.issn.1007-9629.2024.12.012

Research on New Allocation Method in Life Cycle Assessment of Cement Production

LI Zhengze^{1,2}, QIN Linyi^{1,2}, WANG Sizhe^{1,2}, GUO Xiaolu^{1,2}, SHE Anming^{1,2,*}

(1. Key Laboratory of Advanced Civil Engineering Materials of Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 201804, China; 2. School of Materials Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 201804, China)

Abstract: The inconsistent allocation methods in life cycle assessment(LCA) lead to poor generality of LCA reports within industry. The concepts of driving force and active/passive environmental impact were proposed. The collaborative disposal allocation(CD) method was proposed based on the cut-off rule (CO method) and referring to the “avoided process” in the system extension(SE) method. A series of LCA studies on a cement plant using allocation methods as variables was conducted. The results show that greenhouse gas emissions can more efficiently be reduced if considering from the clinker and if starting from alternative raw materials non-renewable resource consumption and dust emissions can be more efficiently reduced. Meanwhile, traditional allocation methods may to some extent limit the environmental benefits of using alternative raw materials. Compared to traditional allocation methods, CD method can provide more significant and targeted environmental benefits for cement plants.

Key words: cement; life cycle assessment; co-disposal; allocation method; environment benefit

水泥是除火电和钢铁外碳排放最大的行业, 而中国是水泥生产大国, 因此水泥生产节能减排是实现中国经济社会发展全面绿色转型的重要一环. 水泥生产常用的节能减排手段主要有燃料替代、原料替代和熟料减量等^[1-2]. 决策者们往往需要结合实际

情况, 选择合适的方案以获得理想的环境效益. 在此过程中, 生命周期评价(LCA)成为了辅助制订节能减排策略的重要工具.

LCA 是指对产品整个生命周期进行定量计算的一种系统方法, 可以辅助确定潜在环境影响, 评

收稿日期: 2024-05-15; 修订日期: 2024-07-08

基金项目: “十四五”国家重点研发计划项目(2021YFB3802001)

第一作者: 李正泽(2001—), 男, 河北邢台人, 同济大学硕士生. E-mail: lizhengze@tongji.edu.cn

通讯作者: 余安明(1982—), 男, 江苏扬州人, 同济大学副教授, 博士生导师, 博士. E-mail: sheanming@tongji.edu.cn

估包括碳足迹在内的各种环境指标.根据ISO 14040 *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*, LCA包括目标与范围的确定(GSD)、生命周期清单分析(LCI)、生命周期影响评价(LCIA)和生命周期解释(life cycle interpretation)4个相互联系的步骤.分配方法是决定在LCA中非常规原料环境影响分配的算法. LCA结果不仅取决于清单数据,也和汇总计算有着密切关系^[3],采用不同分配方法的研究结果存在一定差异^[4].目前分配方法的理论有质量分配、经济分配^[5]、系统扩展(SE)法^[6]以及基于cut-off规则(CO法)^[2]等.由于分配方法的根本作用是对边界模糊的环境影响进行责任划分,因此受行业、政策的影响较大,这可能导致LCA研究之间无法直接进行对比分析.

本研究基于华东某水泥厂采集的生产数据,采用不同分配方法进行多次平行LCA研究,并对不同分配方法进行横向比较,为水泥行业环境影响核算标准的统一提供理论支撑.

1 水泥生产中的LCA理论与分配方法

1.1 水泥生产中的LCA理论

在LCA研究中,一般包括“从摇篮到坟墓”,并基于功能单元进行分析^[7],针对产品完整生命周期进行评价.但水泥的应用场景是多元化的,例如路面、桥梁等,仅仅以水泥为研究对象无法定义一个完整生命周期.因此分析必须在中间阶段结束^[8],即“从摇篮到大门”,从原料开采到水泥被生产出来这一过程.通常,关于水泥的LCA研究包含以下步骤:确定研究对象和功能单元;确定系统边界,即核算范围;采集生命周期数据,包括原料、能耗以及排放等;进行环境影响汇总计算^[9-11];分析LCA结果,作为可持续发展战略制订的参考.其中分配方法主要在系统边界与汇总计算这2个环节发挥作用.

1.2 质量分配与经济分配

根据水泥的生产流程,对水泥生产中原材料的环境影响进行细分,结果如图1所示.

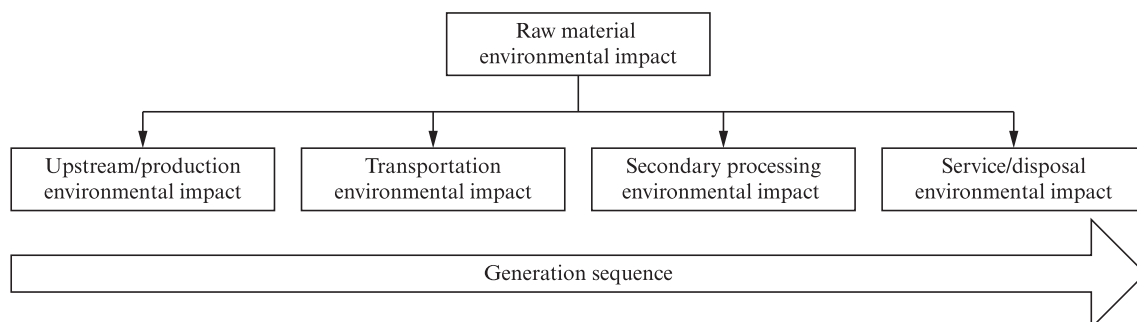


图1 水泥生产中原材料环境影响的细分

Fig. 1 Subdivision of raw materials environmental impact in cement production

上游/生产环境影响为原料上游过程生产单位原料所需核算的环境影响;运输环境影响为将原料从上游过程运输至水泥厂所产生的环境影响;二次处理环境影响为原料入厂后进行预处理的环境影响;服役/处置环境影响为原料在参与生产的过程中产生的直接排放.而固废不同于常规原料,其通常没有独立的上游过程,难以计算上游/生产环境影响.

不同分配方法背后其实是不同的责任划分逻辑,例如质量分配和经济分配法,其本质上同属一种分配理论,即欧盟的废物框架指令(WFD)^[12].WFD涉及废物管理的相关基本概念,包括废物的定义、回收利用以及责任延伸等.除明确规定废物产生者对回收处置过程的直接责任外,还提出了针对下游过程的责任划分理论.简单来说,如果一种固废上游过程明确,在工业实践中能被直接应用,合法并符合产

品、环境和健康保护标准的要求,那么就不应该简单被视为固废,而是副产品.基于此,本文对固废提出了新的分类:一种是资源化固废,即满足WFD相关条件,可被视为副产品的固废,如粉煤灰、矿粉等;另一种是非资源化固废,无法被视为副产品,如生活垃圾和污染土等^[13].对于资源化固废,需应用质量分配法或经济分配法分担主产品生产的部分环境影响:

$$F_{\text{upper-summary}} = F_{\text{product}} + m_{\text{waste}} \times F_{\text{waste}} \quad (1)$$

式中: $F_{\text{upper-summary}}$ 为固废上游过程生产1单位主产品(煤、钢等)的实际总环境影响; F_{product} 为生产1单位主产品需要核算的环境影响; m_{waste} 为生产1单位主产品所伴随产生的固废质量,这是由上游过程生产工艺所决定的; F_{waste} 则为1单位固废(如煤矸石、钢渣)所需要核算的环境影响.

F_{product} 与 F_{waste} 的关系由分配系数(C)直接决定:

$$C = \frac{m_{\text{waste}} \times F_{\text{waste}}}{m_{\text{waste}} \times F_{\text{waste}} + F_{\text{product}}} = \frac{m_{\text{waste}} \times F_{\text{waste}}}{F_{\text{upper-summary}}} \quad (2)$$

C 可分为质量分配系数(C_m)与经济分配系数(C_e):

$$C_m = \frac{m_{\text{waste}}}{1 + m_{\text{waste}}} \quad (3)$$

$$C_e = \frac{\$_{\text{waste}} \times m_{\text{waste}}}{\$_{\text{product}} + \$_{\text{waste}} \times m_{\text{waste}}} \quad (4)$$

式中: $\$_{\text{product}}$ 和 $\$_{\text{waste}}$ 分别为1单位该项产品或者固废的经济价值。

而在LCA核算中,不同于 $F_{\text{upper-summary}}$, F_{waste} 往往无法直接统计,需要根据式(2)折算得出。因此,在水泥生产中作为原料的固废,上游/生产环境影响计算方式应当为:

$$F_{\text{waste-upper}} = \frac{F_{\text{upper-summary}} \times C}{m_{\text{waste}}} \quad (5)$$

式中: $F_{\text{waste-upper}}$ 为1单位固废需要核算的上游/生产环境影响。

应用到水泥生产的核算中:

$$F_{\text{cement}} = F_{\text{cement-net}} + m_{\text{waste-process}} \times (F_{\text{waste-upper}} + F_{\text{transport}} + F_{\text{secondary-processing}} + F_{\text{disposal}}) \quad (6)$$

式中: F_{cement} 为生产1单位水泥需要核算的环境影响; $F_{\text{cement-net}}$ 为在不计算任何固废环境影响的情况下生产1单位水泥环境影响的净值; $F_{\text{transport}}$ 、 $F_{\text{secondary-processing}}$ 和 F_{disposal} 分别为运输环境影响、二次处理环境影响以及服役/处置环境影响; $m_{\text{waste-process}}$ 为生产1单位水泥所需要消耗的固废质量,由水泥生产工艺决定。

由上可见,对于资源化固废,除运输、二次处理和服役/处置环境影响外,还应采取质量分配法或经济分配法计算部分上游/生产环境影响。

1.3 CO法和SE法

对于不满足WFD条件的非资源化固废,不适用质量分配或经济分配法。关于这种固废的回收利用,无法像常规原料或资源化固废一样通过市场行为去解释,且可能会对产品质量或生产带来危害。从下游决策者的角度来看,将它们应用到水泥生产中本身并不是一个理智的选择,往往是在一定政策鼓励的作用下去完成的。因此,关于不满足WFD条件的非资源化固废,应当在分配方法上体现出背后的一系列综合因素。

为解释这一过程,本文提出“驱动力”与“主动/被动环境影响”的概念。首先是驱动力,对于决策者来说,将某种固废应用到生产中要综合考量经济和环境效益,在满足预期的情况下才会将方案付诸实施,进行相关的生产工艺改进,这也是分配方法背

后逻辑的一部分。其次是主动/被动环境影响,界定主被动的条件为该环境影响相对于下游决策的产生顺序。在下游决策之前就已经产生的环境影响,应被视为被动环境影响。而在下游决定采用固废作为原料后,固废流向水泥厂才会产生的环境影响应被视为主动环境影响。上游/生产环境影响为固废生产过程的环境影响,无论固废是否流向水泥厂均已存在;服役/处置环境影响为固废处置过程的环境影响,例如焚烧、填埋或协同处置等,固废是否流向水泥厂本质上只是不同的处置手段,即服役/处置环境影响无论固废是否流向水泥厂均会产生,因此上游/生产和服役/处置环境影响应被视为被动环境影响。而运输环境影响产生于固废流向下流的运输过程,二次处理环境影响产生于固废进入水泥厂后的二次加工过程,这2个过程均需要固废流向水泥厂才会产生,因此被视为主动环境影响。站在下游过程的视角,其对主动环境影响拥有直接责任,而被动环境影响应当被纳入上游过程的责任范围。

基于以上内容,可以对SE法和CO法进行分析。CO法中固废仅仅是不核算上游/生产环境影响,但是服役/处置环境影响是被核算进水泥生产的,这相当于水泥厂替上游过程对固废进行了处置,可能会导致水泥厂方面综合驱动力不足。

SE法则认为在水泥生产中固废的使用使一部分常规原料的使用被避免,所避免的常规原料环境影响应在固废上游过程的核算中减去^[14-15]。相对来说,SE法更适合对上游过程进行核算,以及比较不同回收利用手段等。SE法将固废的回收利用视作上游过程的环境效益,然而作为处置者的下游过程仅仅是不核算固废的上游/生产环境影响。对于下游过程来说,SE法具有和CO法相同的问题。同时,SE法忽略了分配方法的根本作用,即分配方法只是进行责任的划分,其本身并不能直接产生环境效益。SE法在上游过程的核算中减去了被避免的常规原料环境影响,但被减去的这部分并不会被添加至任何过程的核算中,因此会导致社会总环境影响核算的偏低,得到过于乐观的结果。

2 协同处置分配法

基于前述主动/被动环境影响与WFD中责任延伸的相关规定,可以发现对于非资源化固废,水泥生产在整个流程中的角色为处置者,而固废的处置实际上在上游过程的责任范围内,服役/处置环境影响应被核算进固废的上游过程,即:

$$F_{\text{product}} = F_{\text{upper-summary}} + m_{\text{waste}} \times F_{\text{disposal}} \quad (7)$$

$$F_{\text{cement}} = F_{\text{cement-net}} + m_{\text{waste-process}} \times (F_{\text{transport}} + F_{\text{secondary-processing}}) \quad (8)$$

按照以上算法,上下游过程之间产生了关联,在核算上游过程的环境影响时, F_{disposal} 需从下游过程获取,相当于拓宽了上游过程的核算范围,导致效率降低.同时 F_{disposal} 难以单独获取,例如生活垃圾在水泥生产中被用作替代燃料,服役/处置过程为燃烧, F_{disposal} 为生活垃圾的燃烧产物.但实际生产中,污染物监测系统通常难以区分某种特定物质的燃烧产物,这在实验室或数据库的条件下可能可以达成,对于水泥生产来说难度较高.

参考SE法“避免过程”思维可以解决这一问题,下游过程对固废的协同处置使原本应有的常规处置过程被避免.被避免掉的常规处置过程环境影响应在下游的核算中减去,并核算进产生固废的上游过程,体现了WFD责任延伸规定.同时,将固废在下游服役/协同处置过程的环境影响核算进下游过程,协同处置环境影响与常规处置环境影响的差值将被视为下游过程的环境效益,即:

$$F_{\text{product}} = F_{\text{upper-summary}} + m_{\text{waste}} \times F_{\text{ord-disposal}} \quad (9)$$

$$F_{\text{cement}} = F_{\text{cement-net}} + m_{\text{waste-process}} \times (F_{\text{transport}} +$$

$$F_{\text{secondary-processing}} + F_{\text{co-disposal}} - F_{\text{ord-disposal}}) \quad (10)$$

式中: $F_{\text{co-disposal}}$ 为水泥厂协同处置1单位固废所产生的直接环境影响; $F_{\text{ord-disposal}}$ 为理论上1单位固废普通处置方式所产生的环境影响,例如焚烧、填埋等,由当地实际情况决定.以上分配方式命名为协同处分配(CD)法.

3 新分配方法的应用

采集华东某水泥厂实际生产数据,该厂以污染土作为替代原料,污染土来源于水泥厂所在城市污染土壤.针对污染土的环境影响计算分别采用CO法和CD法,本次LCA模型根据ISO 14040和ISO 14044 *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines*建立,原材料上游数据来自中国生命周期基础数据库(CLCD)^[16].

3.1 功能单元和系统边界

本次一系列LCA案例中将分配方法作为变量,基于同一生产线同一时间的同一产品构建系统边界,选取该水泥厂生产的1 t P·O 42.5水泥为功能单元.根据以上内容与生产线实际情况,构建系统边界见图2.

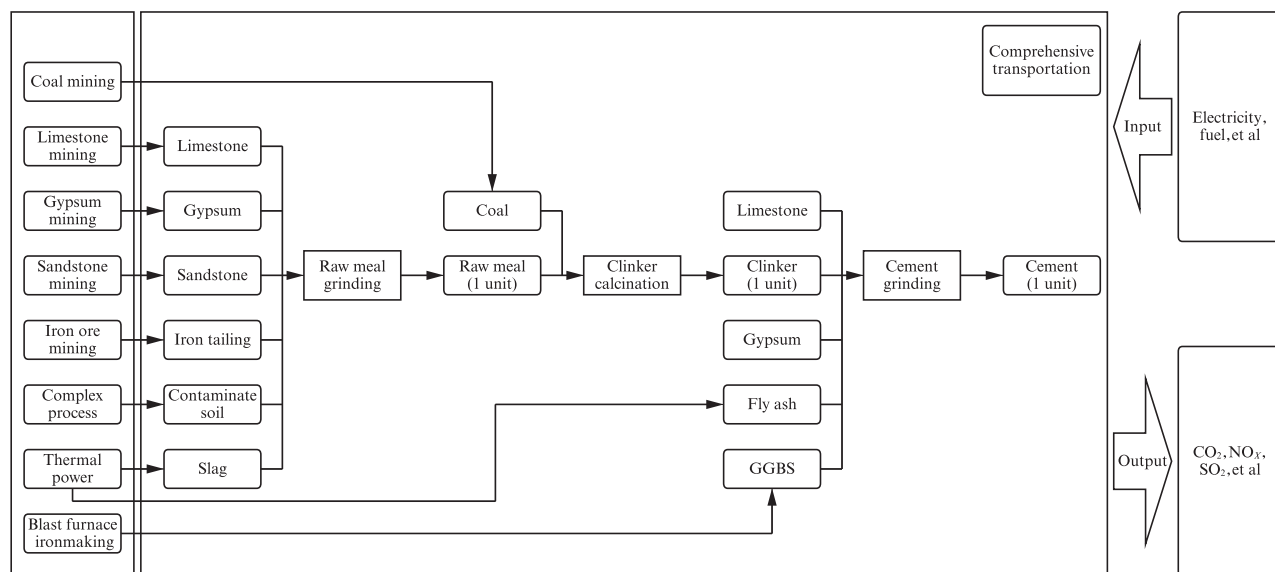


图2 P·O 42.5水泥的系统边界

Fig. 2 System boundary of P·O 42.5 cement(1 t)

由图2可以看出,该水泥厂P·O 42.5水泥生产中除常规原料外,还采用了矿粉、粉煤灰、炉渣、铁尾渣以及污染土等非常规原料,其中污染土、部分炉渣和铁尾渣在生料工段参与生产,炉渣作为铝质原料替代部分页岩,铁尾渣作为铁质原料替代铁矿粉,污染土则作为协同处置的一环替代黏土.矿粉、粉煤灰

等则在水泥粉磨时作为混合材,对水泥基材料性能有一定改善作用^[17-18],用以减少熟料和石膏的用量,暂不计算任何替代过程.

3.2 生命周期清单分析

生命周期清单分析是对系统边界内所有的输入物和输出物进行整理汇总.在本次LCA中,各种原材

料、能源的消耗量来源于水泥厂实际生产数据,污染物排放情况为水泥厂数控中心实时监测数据以及第三方核查报告,未纳入监测范围的污染物排放数据来自 CLCD 数据库,常规原材料、固废以及能源的上游过程数据来自 CLCD 数据库以及相关文献。

如图 2 所示,该水泥厂 P·O 42.5 水泥生产线可分为生料粉磨、熟料煅烧、水泥粉磨 3 个工段。为方便计算,本文分别以 1 t 生料、1 t 熟料以及 1 t 水泥为节点换算清单数据,呈现树枝状的数据结构。1 t 生料需要的石灰石、石膏、砂石、铁尾矿、矿渣、污染土分别为

828.894 7、12.321、45.735、52.816、48.176、25.874 kg; 1 t 熟料需要的生料、煤炭分别为 1 461.509、120.330 kg; 1 t 水泥需要的熟料、石膏、石灰石、粒化高炉矿渣粉、矿渣、粉煤灰分别为 653.164、45.002、41.162、102.000、40.609、118.065 kg; 电力 65.204(kW·h)。

运输数据为地理位置估算(见表 1),除煤炭涉及部分铁路运输外,其余皆为公路运输。公路运输为 8 t 载重的柴油卡车,铁路运输为行业平均数据,原料进厂后的粉磨以及皮带传送能耗已包含在各工段电耗中。

表 1 运输方式与距离
Table 1 Transportation methods and distance

Unit:km									
Raw material	Limestone	Gypsum	GGBS	Slag	Fly ash	Coal	Sandstone	Iron tailing	Contaminated soil
Road	2.2	75.0	15.0	21.0	21.0	42.0	2.2	34.0	16.0
Railway	0	0	0	0	0	850.0	0	0	0

关于分配方法的选择,对于矿粉、炉渣等资源化固废,为综合体现市场行为背后经济效益的驱动力,同时也兼顾计算的通用性(作为火力发电副产品的炉渣、粉煤灰不适用质量分配),决定采用经济分配法:矿粉为高炉炼铁的副产物,一般认为每生产 1 t 生铁,将产出 0.25~0.35 t 的矿粉,本文取中位数 0.3 t,取样水泥厂所在地生铁价格约为 ¥3 670.00/t,同时根据水泥厂采购清单,矿粉入厂价格为 ¥146.36/t,根据式(4),可知矿粉经济分配系数约为 0.012,同理可得炉渣、粉煤灰以及铁尾渣的经济分配系数分别为 0.001 9、0.001 7 和 0.109 0。而对于污染土则分别采用 CO 法和 CD 法进行对比分析。其中 CD 法需要额外采集污染土常规处置方式对环境的影响,根据污染者负责的原则,首先将常规处置方式设置为不处置,即上游过程不直接对被污染土壤进行修复。除此之外,针对被污染土壤还存在另一种处置方式——土壤淋洗技术,其具有较高修复效率,可用于有机物、重金属等多种污染物的修复,目前已被广泛应用于实际生产中。

综上所述,本次 LCA 对比研究中,针对污染土的分配方法设置如下 5 个案例:

(1)案例 1 无替代对照组,在生料生产中采用的固废皆换算为等量常规原料。

(2)案例 2 CO 法对照组,在生料生产中的资源化固废和污染土皆采用 CO 法。

(3)案例 3 资源化固废,采用经济分配法;污染土采用 CO 法。

(4)案例 4 资源化固废采用经济分配法;污染土采用 CD 法,常规处置方式为不处置。

(5)案例 5 资源化固废采用经济分配法;污染土采用 CD 法,常规处置方式为土壤淋洗。

在以上所有组别中,仅生料工段的固废被计算为替代过程,水泥粉磨工段用作混合材的固废不作替代过程,环境影响计算方式为经济分配。

3.3 生命周期影响评价

生命周期影响评价是根据生命周期清单分析中所汇总的输入数据和输出数据,对产品整个生命周期所带来的环境影响进行分类和特征化。关于环境影响进行分类和特征化的方法有很多,除和温室气体排放有直接关系的气候变化(GWP)外,本文还选用了其他 5 个指标来评估环境影响,涵盖富营养化潜势(EP)、不可再生资源消耗(ADP)、酸化(AP)以及颗粒物(RI)和生态破坏(ET)等,如表 2 所示。

表 2 环境影响类型指标
Table 2 Environmental impact indicators

Indicator	Unit	Main list substance
GWP	kg CO ² eq.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O...
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq.	NH ₃ , NH ₄ -N, COD...
ADP	kg Sb eq.	Fe, Mn, Cu...
AP	kg SO ₂ eq.	SO ₂ , NO _x , NH ₃ ...
PRI	kg PM _{2.5} eq.	CO, PM ₁₀ , PM _{2.5} ...
ET	Comparative toxic units	Organic, metal compounds...

根据 ISO 14067 *Products Carbon Footprint*, 分别将各清单数据通过特征化因子进行折算,折算结果汇总得到各环境影响类型指标数值,即环境影响当量值(E_x):

$$E_x = \sum c_i \times Q_i \quad (11)$$

式中: c_i 为各物质或过程对该环境影响类型指标的特

征化因子; Q_i 为清单项目.各案例的LCA结果如表3所示.

表3 各案例的LCA结果
Table 3 LCA results of each case

Case No.	GWP	EP	ADP	AP	RI	ET
1	602.160	0.188	2.299E-04	1.085	0.126	12.880
2	601.487	0.185	2.006E-04	1.070	0.117	12.522
3	602.213	0.185	2.022E-04	1.073	0.118	12.545
4	602.213	0.185	2.022E-04	1.073	0.118	-10.227
5	600.671	0.183	1.764E-04	1.068	0.117	11.869

3.4 生命周期解释

图3为案例1、2、3的环境影响类型指标相对值.由图3可见,采用经济分配法后,资源化固废作为替代原料的环境效益被一定程度地限制,在GWP方面甚至无法产生环境效益.这是由于在水泥生产中,产生CO₂最多的过程为熟料煅烧.以案例1为例,其GWP的分析段累计贡献见图4.由图4可见,熟料工段的碳排放占总过程碳排放的93.222%;而其中熟料煅烧本身燃料燃烧、原料脱碳等反应产生的碳排放占91.039%;生料工段的碳排放只占极小一部分.而替代原料主要是节省生料和水泥粉磨工段常规原料的上游/生产环境影响,在较低的基数下,作为替代原料的固废只能产生很有限的GWP降幅.即便不计算固废的任何上游环境影响,产生的GWP环境效益依旧有限(LCA降低0.112%),如果再按照经济分配将上游环境影响进行一定比例的核算,将会更大地压缩GWP环境效益,甚至出现如案例3中所示的负作用(LCA增大0.009%).除GWP外,采用替代原料的环境效益主要体现在ADP、RI上,这是因为石灰石、铁矿石等为不可再生资源,同时原料露天开采过程会产生较大的扬尘.

图5为案例3、4、5的环境影响类型指标相对值

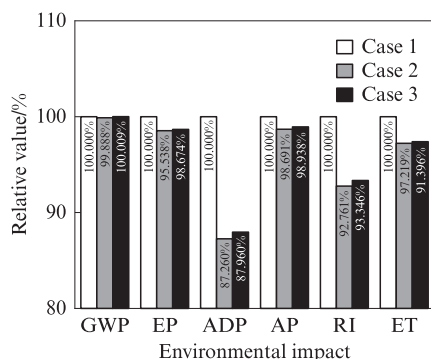


图3 案例1、2、3的环境影响类型指标相对值

Fig.3 Relative values of environmental impacts for case 1, 2 and 3

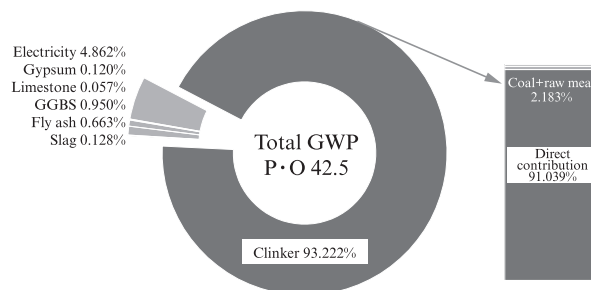


图4 案例1中GWP的分阶段累计贡献

Fig.4 Cumulative contribution of GWP in case 1

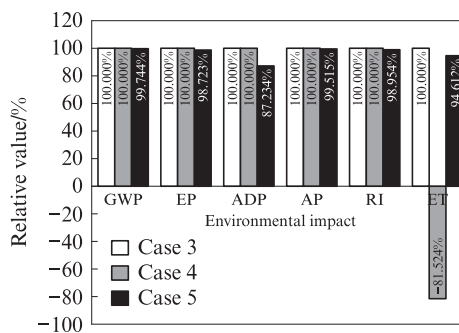


图5 案例3、4、5的环境影响类型指标相对值

Fig.5 Relative values of environmental impacts for case 3, 4 and 5

(以案例3为基准).由图5可见,针对污染土常规处置方式为不处置的案例4相比于案例3在生态毒性方面产生了很高的环境效益(181.524%),甚至水泥生产本身已经成为降低总生态毒性的“负环境影响过程”.这是由于如果不对污染土进行处置,污染土内部的重金属、硫化物等物质将对水资源、耕地以及生态系统产生较大影响,除此之外并没有其他新增过程,因此只在ET方面产生环境效益.而对比案例5和案例3,当常规处置方式设置为土壤喷淋时,相比于CO法在各项指标上均产生了环境效益,甚至在GWP方面产生了比案例2更高的环境效益(LCA降隔为0.256%),除此之外,在ADP方面产生了最高的环境效益(LCA降隔为12.766%).综合以上内容可以发现,土壤喷淋修复技术本身耗能较高,且涉及运输、挖掘以及喷淋剂生产等综合过程,在水泥生产中处置污染土可被认为是避免了这部分过程,因此产生了较为可观且综合的环境效益.最后,在CD法中无论常规处置方式为不处置还是喷淋法,产生污染土的上游过程都要对其负直接责任,在上游的LCA核算时需加上这部分被避免的环境影响,且上下游过程要保证一致性,此问题可以通过所在地区关于危固废处理的相关规定来统一.

综上,在水泥生产节能减排设计中,从熟料用量以及烧成工艺方面入手能更高效地减少温室气体排

放;从增加替代原料比例方面入手,能更高效地减少不可再生资源消耗以及粉尘排放。同时,CD法可以为水泥厂提供相比于CO法更高的环境效益,一定程度上可以促使水泥厂更多地对非资源化固废/危废进行处置,CD法也可以更有针对性地体现水泥厂协同处置固废所带来的某种特定环境效益,例如案例4中的生态毒性。

4 结论

(1)基于废物框架指令(WFD)以及在水泥生产中的实际作用,本文提出将原材料分为常规原料、资源化固废和非资源化固废,其中资源化固废按照WFD规定采用经济分配或质量分配计算部分上游环境影响。针对非资源化固废,本文基于cut-off规则(CO法)并参考系统扩展(SE)法中“避免过程”思维,提出协同处置分配(CD)法,即水泥厂需核算固废的全部主动环境影响和服役/处置环境影响,最后减去固废的常规处置方式环境影响。

(2)生命周期评价(LCA)表明在水泥生产中,绝大部分的碳排放产生于熟料煅烧过程本身,占总碳排放的91.039%,因此从熟料用量以及烧成工艺方面入手可以更高效地降低温室气体排放。同时,在水泥生产中采用替代原料后,环境效益主要产生在非生物耗竭潜力(ADP)以及颗粒物(RI)上,因此从增加替代原料比例方面入手可以更高效地降低不可再生资源消耗以及粉尘排放。

(3)CD法会根据固废所在地区常规处置方式的不同产生不同的核算结果,本次LCA研究中污染土常规处置方式设置为不处置时,采用CD法的LCA核算相比对照组在生态毒性方面产生了181.52%的降幅,而当常规处置方式设置为土壤淋洗时,则在各环境影响指标上均产生了0.26%~12.77%的降幅。相比于传统分配方法,CD法能更有针对性地体现水泥生产中采用非资源化固废的环境效益,同时遵循“污染者负责”的原则。

参考文献:

- [1] 蒋正武,高文斌,杨巧,等. 低碳混凝土的技术理念与途径思考[J]. 建筑材料学报, 2023, 26(11):1143-1150.
JIANG Zhengwu, GAO Wenbin, YANG Qiao, et al. Technical concepts and approaches for low-carbon concrete[J]. Journal of Building Materials, 2023, 26(11):1143-1150. (in Chinese)
- [2] DAHANNI H, VENTURA A, LE GUEN L, et al. Life cycle assessment of cement: Are existing data and models relevant to assess the cement industry's climate change mitigation strategies? A literature review[J]. Construction and Building Materials, 2024, 411:134415.
- [3] GUO X L, LI Y X, SHI H S, et al. Carbon reduction in cement industry—An indigenized questionnaire on environmental impacts and key parameters of life cycle assessment (LCA) in China[J]. Journal of Cleaner Production, 2023, 426:139022.
- [4] SETO E K, CHURCHILL J C, PANESAR K D. Influence of fly ash allocation approaches on the life cycle assessment of cement-based materials[J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 157:65-75.
- [5] European Commission. International reference life cycle data system(ILCD) handbook:General guide for life cycle assessment—Detailed guidance;JRC 48157[S]. Luxembourg:Publications Office of the European Union, 2010.
- [6] CHEN C, HABERT G, BOUZIDI Y, et al. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2010, 54(12):1231-1240.
- [7] PANESAR K D, SETO E K, CHURCHILL J C. Impact of the selection of functional unit on the life cycle assessment of green concrete[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2017, 22(12):1987-1988.
- [8] JOSA A, AGUADO A, CARDIM A, et al. Comparative analysis of the life cycle impact assessment of available cement inventories in the EU[J]. Cement and Concrete Research, 2007, 37(5):781-788.
- [9] YANG D, FAN L, SHI F, et al. Comparative study of cement manufacturing with different strength grades using the coupled LCA and partial LCC methods—A case study in China[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2017, 119:60-68.
- [10] BACATELO M, CAPUCHA F, FERRÃO P, et al. Selection of a CO₂ capture technology for the cement industry:An integrated TEA and LCA methodological framework[J]. Journal of CO₂ Utilization, 2023, 68:102375.
- [11] WANG S Y, JIN L, FENG Y, et al. A low carbon embedded low water/binder cement-based composites (LW/BCC) based on steel slag powder and microwave pre-curing: Experiments and life cycle assessment (LCA) [J]. Construction and Building Materials, 2023, 400:132778.
- [12] European Parliament. Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the council of 19 november 2008 on waste and repealing certain directives (text with EEA relevance): EN 02008L0098 [S]. Brussels: Official Journal of the European Union, 2008.
- [13] 李寅雪,刘卓霖,任兵建,等. 水泥窑协同处置MSW环境负荷与性能耦合评价[J]. 建筑材料学报, 2024, 27(4):299-308.
LI Yinxue, LIU Zhuolin, REN Bingjian, et al. Coupling evaluation of environmental load and performance for collaborative disposal of MSW in cement kilns [J]. Journal of Building Materials, 2024, 27(4):299-308. (in Chinese)
- [14] BABBITT W C, LINDNER S A. A life cycle comparison of disposal and beneficial use of coal combustion products in Florida [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2007,

- 13:202-211.
- [15] International Iron Steel Institute. World steel life cycle inventory. Methodology report[R]. Brussels:Committee on Environmental Affairs, 2002.
- [16] 郭晓璐,李寅雪,袁淑婷.水泥生命周期评价及其低环境负荷研究进展[J].建筑材料学报,2023,26(6):660-669,677.
GUO Xiaolu, LI Yinxue, YUAN Shuting. Research progress on life cycle assessment of cement and its low environmental load[J]. Journal of Building Materials, 2023, 26(6):660-669, 677. (in Chinese)
- [17] 范颖芳,李鑫杰,陈昊,等.粉煤灰水泥砂浆早期断裂性能试验研究[J/OL].建筑材料学报,2024:1-8[2024-05-17].<https://www.cnki.com.cn/Article/CJFDTOTAL-JZCX2024050700B.htm>.
- FAN Yingfang, LI Xinjie, CHEN Hao, et al. Experimental study on early fracture performance of fly ash cement mortar[J/OL]. Journal of Building Materials, 2024: 1-8[2024-05-17]. <https://www.cnki.com.cn/Article/CJFDTOTAL-JZCX2024050700B.htm>. (in Chinese)
- [18] 秦子豪,董烨民,胡传林.C-F-S-H/PCE纳米晶核对矿粉水泥水化和力学性能的影响[J].建筑材料学报,2024,27(11):969-976.
QIN Zihao, DONG Yemin, HU Chuanlin. The effect of C-F-S-H/PCE nanocrystals on the hydration and mechanical properties of mineral powder cement [J]. Journal of Building Materials, 2024, 27(11):969-976. (in Chinese)