

黄金尾矿两种无害化处理方案生命周期评价

陆思成, 黄仁东, 石英

中南大学资源与安全工程学院, 湖南 长沙 410083



摘要:以含氰黄金尾矿无害化处理过程为研究对象,运用生命周期评价(LCA)方法构建了2种方案的评价模型,对尾矿压滤洗涤、滤渣处理和滤液处理的环境负荷及资源消耗进行定量评估。结果表明:(1)方案2的尾矿毒性水平比方案1降低了98.5%,但整体环境影响并未降低;(2)方案1的主要环境问题是淡水生态毒性,方案2中环境影响从大到小依次是资源枯竭、淡水生态毒性和人类毒性等;(3)方案1中芬顿降硫氰和尾矿干堆是影响整体环境的主要环节,尾矿干堆对人类非致癌毒性和淡水生态毒性贡献超过50%,方案2中尾矿芬顿脱氰在14个环境影响指标中都是核心问题。2种方案中使用的大量化学药剂是主要的环境影响要素,电能影响较小。与方案1相比,方案2出现环境影响转移,体现在环境影响的形式与关键环节发生变化。从整体环境影响来看,尾矿的处理思路可以朝着药品减量和使用清洁环保物质方向发展。

关键词:含氰黄金尾矿;无害化;尾矿毒性;生命周期评价;环境影响转移;药品减量

中图分类号:X828 文献标志码:A 文章编号:1005-2518(2023)05-0845-11 DOI:10.11872/j.issn.1005-2518.2023.05.044
引用格式:LU Sicheng, HUANG Rendong, SHI Ying. Life Cycle Assessment of Two Harmless Treatment Options for Gold Tailings [J]. Gold Science and Technology, 2023, 31(5): 845-855. 陆思成, 黄仁东, 石英. 黄金尾矿两种无害化处理方案生命周期评价 [J]. 黄金科学技术, 2023, 31(5):845-855.

黄金是人类最早发现与利用的金属之一,由于其具有良好的物理和化学性质,因此在许多工业生产领域起着举足轻重的作用,备受世界各国的高度重视(迟春霞,2006;殷璐等,2018;李夕兵等,2020)。氰化提金仍是目前生产黄金的主要工艺,具有方法成熟、浸取效率高及普适性强的特点(吕翠翠,2017;迟崇哲等,2022)。然而,氰化提金过程中不可避免地产生大量含氰的黄金尾矿,尾矿中氰化物毒性极强,同时还含有其他重金属污染物,对环境造成恶劣影响。黄金尾矿堆存占用大量土地,目前国内许多尾矿库面临饱和的问题。近年来,尾矿回填成为一种可行的方式,不仅能降低尾矿库运行成本,减少土地占用,同时可减少甚至消除地质灾害(李夕兵等,2018;郭利杰等,2022)。

根据《黄金行业氰渣污染控制技术规范》(HJ

943-2018)和《一般工业固体废物贮存和填埋污染控制标准》(GB18599-2020)要求,黄金尾矿毒性浸出液总氰浓度须低于5 mg/L才能进入尾矿库堆存。同时,对黄金尾矿作为回填骨料污染控制也有更高标准的环境阈值规定(中华人民共和国环境保护部,2018;中华人民共和国生态环境部,2020)。综上所述,氰化浸金后的尾矿只有经过无害化处理才能进行后续相关处置。

环境影响转移指的是面对同一对象,由不同行为导致的环境影响发生改变,这种改变可以体现为主要环境影响类型改变、影响程度改变或影响环节改变。无害化处理过程是降低尾矿对环境的直接毒性影响,然而在处理过程中也会有其他废物的排放,以及能源和化学品的消耗,可能导致环境影响转移(Cheng et al., 2020; Jiang et al., 2021)。因此单

收稿日期:2023-03-20;修订日期:2023-05-25

基金项目:国家自然科学基金项目“大范围分步回采能量演化与动态平衡机理研究”(编号:52174140)和“骨料磷石膏对胶结充填体材料性能影响及改性研究”(编号:42177160)联合资助

作者简介:陆思成(1998-),男,湖南耒阳人,硕士研究生,从事工业固废处理和资源化利用研究工作。916043689@qq.com

一的尾矿毒性指标不能很好地反映特定处理技术的整体环境影响。除了关注相关污染物去除效果之外,还应采用合理方法评价处理技术,这对于黄金尾矿脱氰具有重要指导意义。生命周期评价是一种用于分析过程潜在环境影响的国际标准化定量技术,能够有效、全面地评价和分析生产过程中的环境影响。很多矿山生产以及城市垃圾和废水处理领域中运用了生命周期评价。王茜茜等(2022)运用生命周期评价的量化方法,计算得到白云鄂博矿在30年开采过程中产生的碳排放量约为4 000万t,并发现采矿环节碳排放量最大。吴百苗等(2022)对2种不同的污泥处理方案进行生命周期评价,得到污泥—厨余垃圾共消化方案更加节能减排。Patel et al.(2022)采用IMPACT 2002+方法对污水和污泥处置工艺进行评价,发现序批式反应器能耗最大,且电能的消耗是造成环境影响的主要因素。Chen et al.(2018)采用生命周期评价方法对黄金生产过程进行评价,结果发现开采环节导致的金属资源枯竭对整体环境影响最大,提出了提高资源效率和调整能源结构等建议。鉴于此,本文对黄金尾矿的脱氰无害化处理过程进行生命周期评价,对2种不同的脱氰方案进行比较分析。

1 尾矿性质及研究方法

1.1 尾矿性质

以北方某黄金矿业有限公司为研究对象,对其氰化浸金过程中产生的黄金尾矿的脱氰无害化处理过程进行生命周期评价。该黄金矿业公司矿石性质单一,有害元素(如砷、铜)含量少,且不适宜浮选,因此该公司选用全泥氰化和树脂提金工艺。采用该工艺导致黄金尾矿浸出液中氰化物含量和硫氰化物含量较高,分别为29.42 mg/L和100.23 mg/L,其中总氰浓度是尾矿库处置要求阈值(5 mg/L)的5.88倍。

1.2 研究方法

在进行项目生命周期评价的过程中,通常涉及大量计算和数据库的调用,因此多借助评价软件辅助。本研究采用9.4.0.1版本的SimaPro软件进行分析评价,使用方法为开发型。根据ISO14040标准,生命周期评价的步骤一般包括目标和范围定义、生命周期清单分析、环境影响评价和结果解释(陶明

等,2022;许小泉,2022)。

目标和范围定义是明确研究目的和研究范围,确定功能单位和系统边界。功能单位为量化生产过程中的输入输出提供定量参照。

清单分析阶段是收集数据,是量化脱氰无害化处理过程中各阶段重要输入输出的过程。具体内容包括每个阶段涉及的自然资源消耗、化学品消耗、交通运输距离和能源消耗等。由于每个阶段不存在副产品,因此生命周期环境影响分配选择质量分配方式。

环境影响评价是生命周期评价的核心。氰化物和硫氰化物为重要的污染物指标,而部分环境影响评价方法不涉及这2种污染物,因此以包含这2种污染物为首要原则,综合其他污染物情况,选择9.4.0.1版本的SimaPro内置的EF 3.0 method。

2 黄金尾矿无害化处理 LCA 模型

2.1 目标与范围定义

为了对比分析2种方案的生命周期环境影响,以处理1 t黄金尾矿为功能单位进行生命周期评价。方案1为企业面向黄金尾矿干堆无害化处理方案,处理得到尾矿总氰化物阈值为5 mg/L(HJ 943-2018);方案2为面向黄金尾矿充填无害化处理方案,处理得到的尾矿总氰化物阈值浓度为0.5 mg/L(GB18599-2020),但在系统边界中不包含制备充填体和回填过程。

评价对象的系统边界如图1所示。系统边界划分的原则就是包含产生的固体和废水无害化过程,且相关污染物处理到特定水平。原始黄金尾矿是由已经完成氰化浸金—树脂提金工艺后的矿浆经压滤后得到的含氰尾矿,含水率约为15%,总氰化物含量较高。

2.2 清单分析

(1)方案1流程与清单分析

在方案1中,黄金尾矿的无害化处理包括尾矿压滤洗涤、尾矿运输、尾矿干堆、洗涤液的铁盐沉淀脱氰和芬顿降硫氰过程。考虑到工业水循环需要动能,水循环产生的电能消耗对环境的影响也不可忽略。

压滤洗涤过程中,原始黄金尾矿进入高效压滤

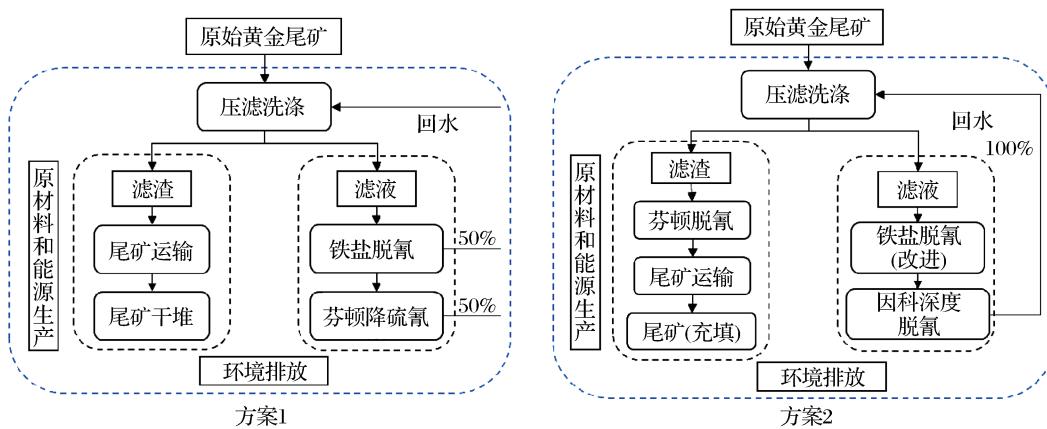


图 1 方案 1 和方案 2 边界及流程图

Fig.1 Boundary and flow diagrams of Option 1 and Option 2

洗涤机中,按照固液比为 10:7 的比例添加洗水进行压滤洗涤作业。氰化物主要存在于尾矿所含的自由水中和吸附在尾渣表面。通过添加水洗涤并过滤的方式,尾矿中氰化物和重金属等其他污染物进入洗水体系,从而降低了黄金尾矿对环境的影响(Liu et al., 2022)。其中,高效压滤洗涤机功率为 11 kW,单次处理 13.47 t 干尾矿耗时约为 110 min。压滤出来的洗涤液需经后续无害化处理。

完成压滤洗涤作业后尾矿浸出液中氰化物浓度低于 5 mg/L,符合进入尾矿库堆存的阈值要求,其他污染物浓度也同样达到要求。尾矿经矿用货车运送至尾矿库干堆,运输距离为 10 km。

尾矿进入尾矿库后,进行干堆作业。尾矿中的残余污染物会对环境造成影响,本研究以尾矿浸出液中污染物的含量来衡量污染物进入水体的排放量。压滤洗涤后的黄金尾矿毒性浸出液污染物浓度见表 1。尾矿最终的处理方式选择 Ecoinvent 库中的非硫化尾矿处理方法。

表 1 方案 1 尾矿浸出液污染物浓度

Table 1 Concentration of pollutants in the toxic leachate from tailings in Option 1

污染物名称	浓度/(mg·L ⁻¹)	污染物名称	浓度/(mg·L ⁻¹)
总氰化物	4.25	汞	未检出
硫氰化物	5.79	镉	未检出
铜	1.80	铬	0.0005
铅	0.01	铁	11.2
锌	0.002	氨氮	未检出
砷	0.02		

压滤洗涤作业后产生的洗涤液氰化物含量较高,达 250 mg/L 以上,因此进行铁盐脱氰沉淀。由于洗涤液中氰化物主要以亚铁氰络合物的形式存在,向洗涤液中添加 FeSO₄可以使亚铁氰化物和游离氰化物转化成普鲁士蓝沉淀并经过滤除去,具有较高的脱氰效率(袁嘉声等,2021)。方案 1 中添加生石灰调节 pH 值至 7~9。方案 1 中 FeSO₄ 的添加比例为 6 g/L,生石灰添加比例为 1.2 g/L。洗涤液被泵送至双叶轮搅拌槽进行脱氰反应,双叶轮搅拌槽功率为 11 kW,单次处理洗涤液量 108 t,搅拌反应 30 min。反应后的净化液经全自动隔膜压滤机进行固液分离,压滤机功率为 7.5 kW,一台机器单次处理量为 6.132 t,压滤时长为 1 h。脱氰处理后的净化液一半作为洗水回用于尾矿压滤洗涤过程,另一半返回双叶轮搅拌槽继续净化。

洗涤液铁盐沉淀脱氰后,由于含有较高的硫氰化物,对其进行芬顿降硫氰处理。芬顿降硫氰过程就是向洗涤液中添加 FeSO₄ 和 H₂O₂ 溶液,亚铁作为催化剂促进 H₂O₂ 产生自由基并将洗涤液中的硫氰化物氧化成氰化物,进一步转化成无害的铵(孙旭阳,2016)。FeSO₄ 添加比例为 3.9 g/L,30% H₂O₂ 溶液添加比例为 31.3 g/L。之后,在双叶轮搅拌槽搅拌反应 1.5 h。最终净化液也返回至压滤洗涤过程。

至此方案 1 对尾矿及其废水的无害化处理结束。相关用水得到回用,一个处理周期内泵送水量达 2 450 kg。整个方案 1 清单数据见表 2。

(2) 方案 2 流程与清单分析

在方案 2 中,原始黄金尾矿的无害化处置过程

表 2 方案1生命周期清单

Table 2 Life cycle inventory in Option 1

工艺环节	物质(输入或输出)	单位	数值
压滤洗涤	电能	kW·h	1.5
	水	kg	700
尾矿运输	货车	km	10
尾矿干堆	总氰化物	g	42.5
	硫氰化物	g	57.9
	铜	g	18
	铅	g	0.10
	锌	g	0.02
	砷	g	0.20
	铬	g	0.005
	铁	g	112
	硫酸亚铁	kg	4.2
铁盐脱氰	生石灰	kg	0.84
	电能	kW·h	0.889
芬顿降硫氰	硫酸亚铁	kg	1.365
	50%过氧化氢溶液	kg	6.573
	电能	kW·h	0.054
泵送系统	电能	kW·h	1.18

包括压滤洗涤、尾矿芬顿脱氰、运输和贮存以及洗涤液的铁盐脱氰和因科深度脱氰,工业水仍循环使用。

压滤洗涤过程中,洗水的固液比为1:2,洗出的污染物也越多,但对应的耗水量增加。高效压滤洗涤机功率为11 kW,单次处理13.47 t干尾矿耗时约为160 min。

由于方案2中尾矿的最终处置是面向充填应用,其尾矿浸出液中污染物浓度未达到充填骨料阈值要求,需进一步脱氰处理。在芬顿脱氰过程中,尾矿被添加至矿浆搅拌槽,按照矿浆质量浓度为40%进行调浆,添加相关药剂进行芬顿反应。其中,FeSO₄添加比例为1.675 g/kg,30% H₂O₂溶液添加比例为1.665 g/kg,H₂SO₄添加比例为38.49 g/kg。该过程矿浆搅拌槽功率为37 kW,单次处理量为25 t,搅拌反应1.5 h,同时加上矿浆过滤操作,高效压滤机功率为11 kW,单次处理13.47 t干尾矿耗时约为130 min。

完成芬顿脱氰后,尾矿浸出液中污染物浓度符合充填标准,运送至贮存点储存起来,运输距离为12 km。贮存过程中尾矿中残余的污染物仍会对环境产生影响,本研究不考虑充填过程的环境影响。

芬顿脱氰后的黄金尾矿浸出液污染物浓度见表3。

表 3 方案2尾矿浸出液污染物浓度

Table 3 Concentration of pollutants in the toxic leachate from tailings in Option 2

污染物名称	浓度/(mg·L ⁻¹)	污染物名称	浓度/(mg·L ⁻¹)
总氰化物	0.072	汞	未检出
硫氰化物	0.410	镉	0.0001
铜	0.001	铬	0.0010
铅	未检出	铁	0.1800
锌	0.020	氨氮	0.1500
砷	0.002		

方案2中压滤洗涤作业后洗涤液总氰化物浓度约为80 mg/L。首先,对洗涤液进行改进后的铁盐脱氰,洗涤液全部参与净化过程。改进后的洗涤液铁盐脱氰方法中FeSO₄添加比例为0.5 g/L,不添加生石灰,试验验证效果良好。电能消耗情况同方案1。

洗涤液经铁盐脱氰后继续采用因科法深度脱氰。该过程是向洗涤液中添加Na₂SO₃,在曝气、弱碱和铜催化的条件下搅拌反应,将氰化物最终转化成碳酸氢根和氨,进而将洗涤液中总氰浓度降至极低水平(豆娜等,2021)。Na₂SO₃添加比例为1 g/L,CuSO₄添加比例为0.1 g/L,生石灰添加比例为0.2 g/L。其中,双叶轮搅拌槽功率为15 kW,曝气机功率为11 kW,单次处理量为108 t,搅拌反应1.5 h。

至此方案2对尾矿及其废水的无害化处理结束。相关用水同样回用,一个处理周期内泵送水量达11 000 kg。整个方案2的清单数据见表4。

3 影响环境评价

3.1 特征化分析

特征化是将清单分析中最终输入输出物质转化成环境影响潜能值的过程。环境影响潜能值为产生特定环境影响的能力,其求解方法为将同类清单物质通过特征因子转化为参照物的环境影响潜值。EF 3.0 method中共有气候变化、用水量、人类非致癌毒性和淡水生态毒性等16种环境影响类型指标。通过软件求解计算,得到2种处理方案对应的特征化结果如表5所示。

由表5可知,方案1在气候变化、人类毒性、土

表4 方案2生命周期清单

Table 4 Life cycle inventory in Option 2

过程	物质(输入或输出)	数量
压滤洗涤	电能	2.17 kW·h
	水	2 000 kg
	水	1 500 kg
尾矿芬顿脱氯	硫酸亚铁	1.675 kg
	50% 过氧化氢溶液	1.665 kg
	硫酸	38.49 kg
	电能	4 kW·h
尾矿运输	货车	12 t·km
	总氰化物	0.72 g
	硫氰化物	4.1 g
	铜	0.01 g
	锌	0.2 g
	砷	0.02 g
	镉	0.001 g
	铬	0.01 g
	铁	1.8 g
尾矿贮存	氨氮	1.5 g
	硫酸亚铁	1 kg
铁盐脱氯(改进)	电能	2.54 kW·h
	亚硫酸钠	2 kg
因科深度脱氯	硫酸铜	0.2 kg
	生石灰	0.4 kg
	电能	0.612 kW·h
	电能	4.875 kWh
泵送系统		

地占用和资源枯竭等15个环境影响指标占优,而方案2仅淡水生态毒性指标的环境影响优于方案1。其中,气候变化中的子单元指标生物层面,方案2也占优。方案2中,金属和矿物资源枯竭、水陆酸化以及人类非致癌毒性指标潜能值比方案1高,分别为 $5.52E-03$ kg Sb eq, $6.03E-01$ mol H+eq, $3.21E-06$ CTUh, 分别是方案1的30.45倍, 7.36倍和6.54倍。方案2无害化处理中消耗的资源更多,可能是化学用品消耗量较高造成的。针对尾矿毒性,方案2具有更先进的无害化处理方法,使尾矿本身毒性更低,有利于降低淡水生态毒性影响。然而,由于方案2的大多数环境影响潜能值均在增加,因此,方案2整体环境影响可能会随之增加。

3.2 标准化分析

特征化后得到的不同环境影响指标潜能值由于单位不同无法直接进行比较,而标准化过程可将

表5 2种方案环境影响潜能值

Table 5 Environmental impact potential of two options

环境影响类别	方案1	方案2
气候变化/(kg CO ₂ eq)	1.54E+01	2.06E+01
臭氧消耗/(kg CFC11 eq)	1.44E-06	3.43E-06
电离辐射/(kBq U-235 eq)	8.76E-01	1.72E+00
光化学臭氧形成/(kg NMVOC eq)	6.59E-02	1.89E-01
颗粒物形成/(disease inc)	9.18E-07	3.09E-06
人类非致癌毒性/(CTUh)	4.91E-07	3.21E-06
人类致癌毒性/(CTUh)	2.99E-08	5.95E-08
水陆酸化/(mol H ⁺ eq)	8.19E-02	6.03E-01
淡水富营养化/(kg P eq)	3.46E-03	1.80E-02
海洋富营养化/(kg N eq)	2.12E-02	5.57E-02
陆地富营养化/(mol N eq)	2.20E-01	6.26E-01
淡水生态毒性/(CTUh)	2.39E+03	2.08E+03
土地占用/(Pt)	8.34E+02	9.43E+02
水资源消耗/(m ³ depriv.)	5.08E+01	1.79E+02
化石资源枯竭/(MJ)	1.97E+02	2.98E+02
金属和矿物资源枯竭/(kg Sb eq)	1.81E-04	5.52E-03
气候变化—生物因素/(kg CO ₂ eq)	5.77E-01	2.02E-01

环境潜能值转化为无量纲的相对值,使不同环境影响之间可以相互比较。图2所示为2种方案的标准结果。方案1中环境负面影响最大的是淡水生态毒性,然后依次是资源枯竭(化石和金属矿物)、水资源消耗和人类毒性(致癌和非致癌)。方案2中,资源枯竭环境问题最为严重,尤其是矿物与金属资源,其次是淡水生态毒性,然后分别是人类毒性和水资源消耗,同时水陆酸化和淡水富营养化问题开始突出。方案1中处理得到的尾矿的残余毒性较方案2大,因此方案1造成的淡水生态毒性更为严重。然而,由于方案1压滤洗涤过程洗水量小,对应使用的化学药品添加量少,因此有助于缓解水资源消耗和资源枯竭环境问题。方案2中,尾矿残余毒性更小,无害化处理过程中水资源和化学品用量大,因此突出环境问题发生改变,出现环境影响转移。在后续的环境影响讨论中,将只讨论资源枯竭、淡水生态毒性、水资源消耗、人类毒性和淡水富营养化。

3.3 权重归一化分析

为了整体上比较2种方案的环境影响程度,根据不同环境影响类别的重要度赋予不同的权重因子,将标准化结果加权相加,得到2种方案的单一

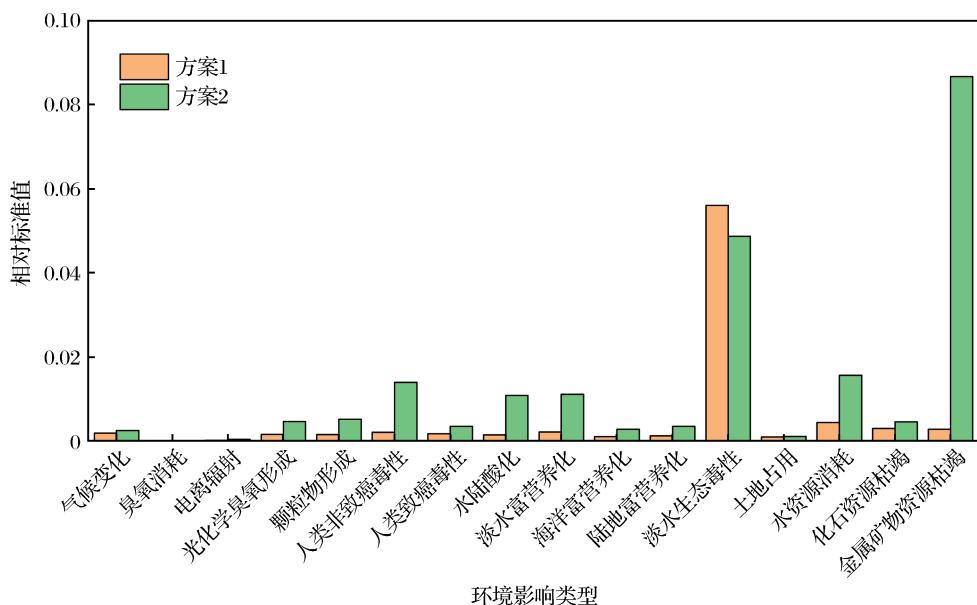


图2 2种方案标准化结果

Fig.2 Standardized results of two options

计分,计分单位为生态指数Pt度量,该过程即为权重归一化过程。归一化结果如图3所示。方案2的单一计分为12.1 mPt,方案1的单一计分为2.94 mPt,方案2总体环境负面影响是方案1的4.11倍。其中方案2中,资源枯竭所贡献的单一计分占比为57.46%,水资源消耗所贡献的单一计分占比为11%。

不考虑资源枯竭和水资源消耗的环境影响,方案2和方案1的单一计分为3.848 mPt和2.095 mPt,二者差距缩小,方案1的环境影响仍表现较好。结合特征化结果,方案2的淡水生态毒性环境影响较方案1低,而以资源枯竭和水资源消耗为核心的其他环境影响更加突出,即发生了环境影响转移。

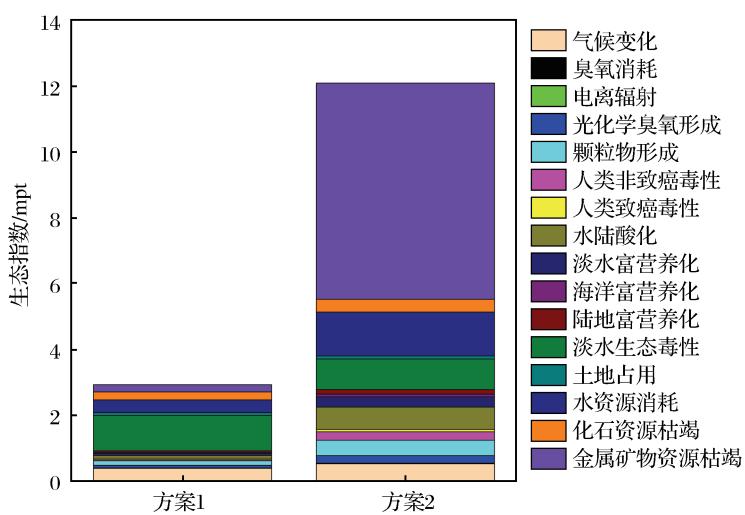


图3 2种方案归一化结果

Fig.3 Normalized results of two options

3.4 环节和要素分析

方案1和方案2的环节贡献度如图4和图5所示。方案1中,由单一计分分布可以看出,芬顿降硫氰

和尾矿干堆是对环境整体影响最大的环节,其贡献占比分别为45.3%和29.9%;在资源枯竭,人类致癌毒性,淡水富营养化环境问题中,芬顿降硫氰过程

的特定环境影响贡献度均超过70%;而尾矿干堆环节对人类非致癌毒性和淡水生态毒性贡献最大,其贡献度分别为56.9%和72.1%;压滤洗涤环节主要环境影响为水资源消耗,方案2也是如此。

方案2中,尾矿芬顿脱氰环节的整体环境影响最大,其次为因科深度脱氰环节,二者单一计分贡献度分别为68.6%和20.5%,且在14种环境影响类型中,尾矿芬顿脱氰和因科深度脱氰环节均为最主要的影响环节。

相比方案1中的尾矿干堆,方案2中的尾矿贮

存环境影响大幅降低,尤其是淡水生态毒性,特征化结果由1724.13 CTUe降为28.53 CTUe,下降了98.35%,贡献度由72.06%降至1.37%。方案2中淡水毒性主要影响因素已变为尾矿芬顿脱氰环节,这可能是由于该环节中化学药品上游原材料消耗导致的。

结合特征化和标准化结果,以及2种方案的尾矿毒性浸出情况,方案2的黄金尾矿毒性比方案1低,表现为除氨氮以外的污染物含量均下降,因此有利于淡水生态毒性影响下降。

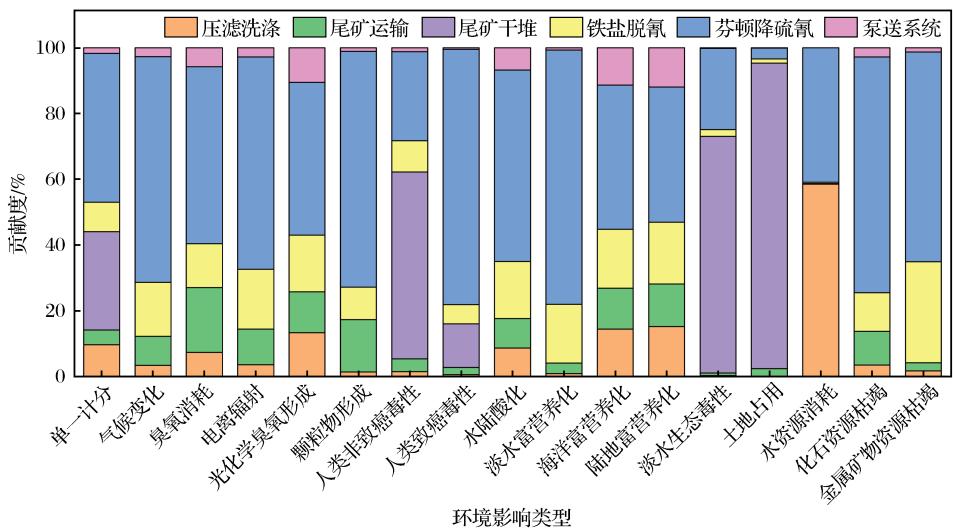


图4 方案1环境影响环节贡献

Fig.4 Link contribution to the environmental impact in Option 1

图6和图7所示分别为方案1和方案2的不同环境影响要素占比。方案1中,除淡水生态毒性和人类非致癌毒性, H_2O_2 都是环境影响中最主要的要素,结合方案1的环节贡献度分析,正是芬顿降硫氰环节使用的 H_2O_2 所导致的。在芬顿降硫氰环节,由于洗涤液中有较多的硫氰化物,所以使用大量 H_2O_2 来实现氧化效果, H_2O_2 的上游生产环节带有许多间接环境影响,均计算在系统内。 H_2O_2 协同超声波氧化法可以极大地增强氧化效果,目前已广泛应用于化工领域,该方法有望提高 H_2O_2 利用率,实现药品减量化(Rahdar et al., 2019)。铁盐脱氰过程使用的 $FeSO_4$ 对淡水富营养化的贡献度为21.83%,在资源枯竭影响层面也表现突出。

方案2中 H_2SO_4 的使用在所有的环境影响中是最突出的问题, H_2SO_4 是在尾矿芬顿脱氰过程中使

用的。正常的黄金尾矿浆pH值呈现为碱性,而芬顿反应需要在体系pH值为2~3时才能发挥较好效用,因此添加 H_2SO_4 调节pH值,而黄金尾矿浆具有缓冲性质,pH值难以调节,因此添加了大量的 H_2SO_4 (刘蕴晗等,2022)。不同环境影响类型中,金属矿物资源枯竭最为突出,可见方案2中使用的 H_2SO_4 上游生产消耗了大量金属矿物资源;相比方案1,淡水生态毒性最主要影响要素已由干堆变为了 H_2SO_4 的使用,结合标准化结果,方案2下的尾矿毒性带来的淡水生态毒性影响极低,企业往往更关注这种尾矿毒性的直接环境影响。因科深度脱氰中使用的 $CuSO_4$ 在淡水富营养化、资源枯竭和人类毒性中贡献度均位于前列,为次要环境影响要素。

2种方案中,化学药剂的使用均具有较大的环境影响,而电能的环境影响不明显,仅在方案2中,

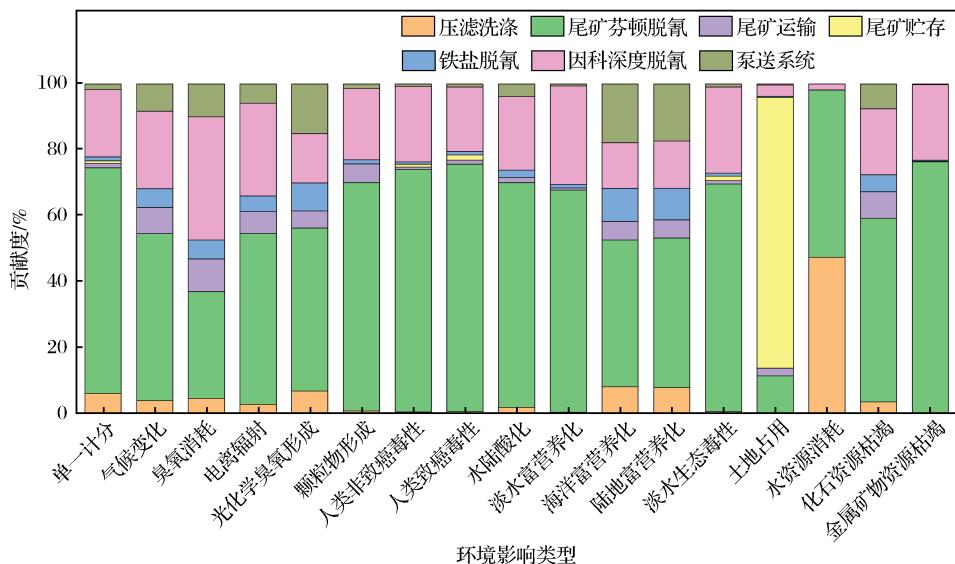


图5 方案2环境影响环节贡献

Fig.5 Link contribution to the environmental impact in Option 2

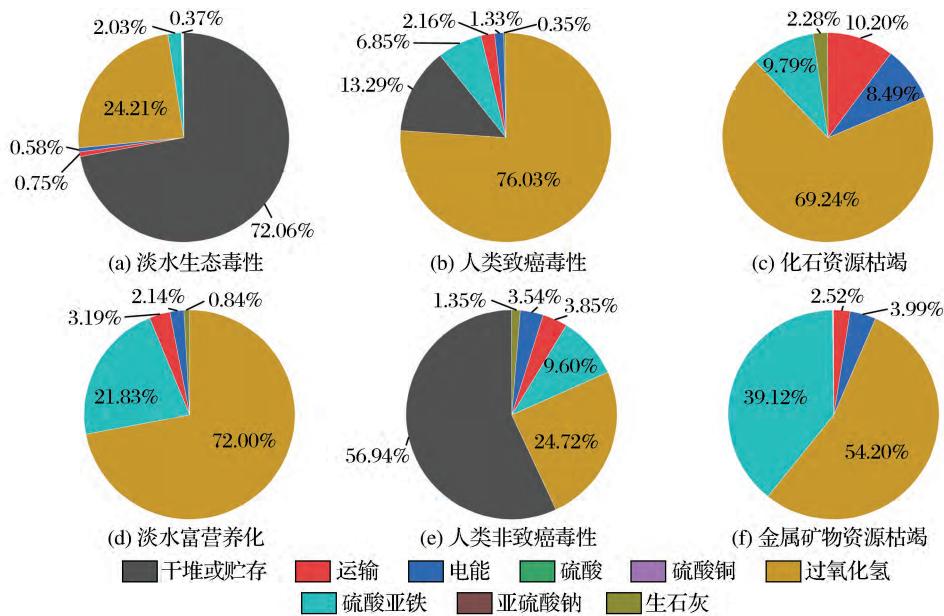


图6 方案1环境影响要素贡献

Fig.6 Elemental contribution to the environmental impact in Option 1

化石资源消耗层面电能贡献度为20.47%。臭氧(O_3)是一种优质氧化剂,其对氰化物和硫氰化物均能起到高效去除效果,而工业中也可通过电解空气来获得臭氧,用臭氧处理尾矿具有一定的可行性(唐鹏等,2020;王尔珍等,2022)。方案2中消耗电能比方案1多,主要是由于改进的方案2中压滤洗涤水量大,泵送和相关环节消耗电能增加,此外,该方案

对黄金尾矿有更进一步处理。方案2中 $FeSO_4$ 和 H_2O_2 的环境影响均显著下降,这源于方案2对 $FeSO_4$ 和 H_2O_2 的消耗减少。方案2的铁盐脱氰过程中,未使用生石灰调节pH值,pH值较低时(5~6)有利于普鲁士蓝沉淀的稳定,pH值较高时可能会导致普鲁士蓝沉淀的反溶,无法降低氰浓度(王文强等,2021),因此改进后的方案2中铁盐脱氰消耗的 $FeSO_4$ 更少。

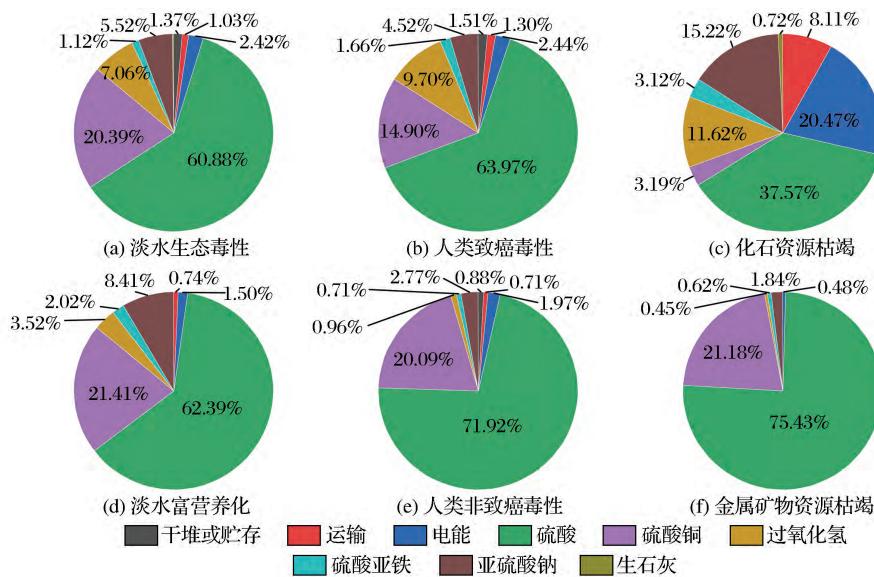


图7 方案2环境影响要素贡献

Fig.7 Elemental contribution to the environmental impact in Option 2

4 结论

(1) 从无害化处理的生命周期来看,虽然方案2是改进后的无害化处理方案,使得黄金尾矿毒性浸出水平更低,但方案2的整体环境影响大于方案1。

(2) 由特征化和标准化结果可知,环境影响出现转移,体现在主要环境问题和程度大小的变化。方案1最主要的环境问题为淡水生态毒性,而方案2中淡水生态毒性影响降低,环境影响从大到小依次是资源枯竭(化石和金属矿物)、淡水生态毒性、人类毒性(致癌与非致癌)、水资源消耗、水陆酸化和淡水富营养化;方案2仅淡水生态毒性指标表现比方案1良好。

(3) 由归一化结果可知,除资源消耗和枯竭类型的环境影响,方案2与方案1的环境影响差距明显缩小,但方案2环境影响仍大于方案1。

(4) 环节分析表明,环境影响转移还体现在环节上。方案1的主要污染环节是芬顿降硫氰和尾矿干堆环节,方案2的主要污染环节为尾矿芬顿脱氰环节。目前企业更加关注由尾矿毒性带来的直接环境影响,在生命周期评价中体现为干堆或贮存环节带来的淡水生态毒性影响,且经工程计算,方案2无害化处理成本更低,从这一层面看,方案2为更先进的脱氰方式。

(5) 要素分析结果表明,2种方案中使用的大量化学药剂是主要的环境影响要素,方案1中主要化学药剂为H₂O₂,方案2中主要化学药剂为H₂SO₄。方案2中电能消耗高于方案1,主要是压滤洗涤水量增加导致泵送电能消耗增加。

(6) 方案2无害化处理的黄金尾矿是面向未来充填使用的,从整体环境影响来看,未来改进方向可以朝着药品减量和使用清洁环保物质(如生产O₃)发展。

参考文献(References):

- Chen W, Geng Y, Hong J, et al, 2018. Life cycle assessment of gold production in China [J]. Journal of Cleaner Production, 179: 143-150.
- Cheng P, Jin Q, Jiang H, et al, 2020. Efficiency assessment of rural domestic sewage treatment facilities by a slacked-based dea model [J]. Journal of Cleaner Production, 267: 122111. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122111>.
- Chi Chongzhe, Zhai Jubin, Lan Xinhui, et al, 2022. Analysis of comprehensive utilization of gold tailings [J]. Gold, 43 (2): 100-103.
- Chi Chunxia, 2006. Developing Strategies Study on the Basic of Gold Mining Enterprise [D]. Fuyang: Liaoning Technical University.
- Dou Na, Zhao Fucai, Li Yuxi, et al, 2021. Test research on cyanide leaching of gold tailings [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-10.

- dation tailings treatment by NaHSO₃-air method [J]. Energy Saving of Nonferrous Metallurgy, 37(4): 20-24.
- Guo Lijie, Liu Guangsheng, Ma Qinghai, et al, 2022. Research progress on mining with backfill technology of underground metalliferous mine [J]. Journal of China Coal Society, 47(12): 4182-4200.
- Jiang H, Jin Q, Cheng P, et al, 2021. How are typical urban sewage treatment technologies going in China: From the perspective of life cycle environmental and economic coupled assessment [J]. Environmental Science and Pollution Research, 28(33): 45109-45120.
- Li Xibing, Liu Bing, Yao Jinrui, et al, 2018. Theory and practice of green mine backfill with whole phosphate waste [J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 28(9): 1845-1865.
- Li Xibing, Zhou Jian, Huang Linqi, et al, 2020. Review and prospect of gold mining technology in China [J]. Gold, 41(9): 41-50.
- Liu Q, Luo Y, Shi J, 2022. Reagent elution combined with positive pressure filtration: A zero-discharge method for cyanide tailings remediation [J]. Journal of Environmental Sciences, 113: 376-384.
- Liu Yunhan, Liu Chaofeng, Li Yibing, et al, 2022. NaClO-enhanced Fenton process for oxidation of hypophosphite and simultaneous recovery of ferric phosphate [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 42(5): 247-253.
- Lü Cuicui, 2017. Applied Fundamental Research of Comprehensive Recovering Valuable Elements from Cyanidation Tailings [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences (Institute of Process Engineering, Chinese Academy of Sciences).
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2020. Standard for pollution control on the non-hazardous industrial solid waste storage and landfill: GB 18599-2020 [S]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China.
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, 2018. Technical specification for pollution control of cyanide leaching residue in gold industry: HJ 943-2018 [S]. Beijing: Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China.
- Patel K, Singh S K, 2022. A life cycle approach to environmental assessment of wastewater and sludge treatment processes [J]. Water and Environment Journal, 36(3): 412-424.
- Rahdar S, Igwegbe C A, Ghasemi M, et al, 2019. Degradation of aniline by the combined process of ultrasound and hydroperoxide (Us/H₂O₂) [J]. Methodsx, 6: 492-499.
- Sun Xuyang, 2016. The Research of H₂O₂/(Fe²⁺/Fe³⁺) Homogeneous Catalytic Oxidation System in Gold Wastewater Thiocyanate and Cyanide Regeneration [D]. Dalian: Dalian Polytechnic University.
- Tang Peng, Lai Wei, Li Yana, et al, 2020. Improvements of process for treating phenol cyanogen wastewater in coking and comprehensive utilization of the wastewater [J]. Angang Technology, (1): 40-42.
- Tao Ming, Nie Kemi, Cheng Shibing, et al, 2022. Environmental impact analysis of ecological cementitious material production based on LCA method [J]. Journal of Safety and Environment, 22(4): 2176-2183.
- Wang Erzhen, Tian Fei, Fang Yufeng, et al, 2022. Experimental research on ultrasound-ozone rapid degradation for polymer-containing flushing fluid [J]. Industrial Water Treatment, 1-11 [2023-10-17]. DOI: 10.19965/j.cnki.iwt.2022-1045.
- Wang Qianqian, Wu Kaijian, Wang Lu, 2022. Study on carbon emission of green mine construction in Bayan Obo Mine [J]. Journal of Inner Mongolia University of Science and Technology, 41(1): 12-16.
- Wang Wenqiang, Bao Yun, Zhang Quanzhen, 2021. Experimental study on the treatment of cyanide-containing wastewater by two precipitation methods [J]. Shandong Chemical Industry, 50(23): 231-232.
- Wu Baimiao, Zhang Yimei, Li Shuai, et al, 2022. Comprehensive impact assessment on carbon neutralization of wastewater treatment plants based on hybridlca [J]. Environmental Engineering, 40(6): 130-137.
- Xu Xiaoquan, 2022. Environmental impact analysis of carbon dioxide blasting based on LCA method [J]. Mining and Metallurgical Engineering, 42(3): 36-40.
- Yin Lu, Jin Zhenan, Yang Hongying, et al, 2018. Present situation and forecast of gold resources utilization in China [J]. Gold Science and Technology, 26(1): 17-24.
- Yuan Jiasheng, Chang Yongfeng, Zheng Chunlong, et al, 2021. Review on treatment technologies of cyanide tailing [J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 31(6): 1568-1581.
- 迟崇哲, 翟菊彬, 兰馨辉, 等, 2022. 黄金尾矿综合利用分析 [J]. 黄金, 43(2): 100-103.
- 迟春霞, 2006. 基于黄金矿山企业生命周期的发展战略研究 [D]. 阜新: 辽宁工程技术大学.
- 豆娜, 赵福财, 李玉玺, 等, 2021. 亚硫酸氢钠—空气法处理氰化尾渣试验研究 [J]. 有色冶金节能, 37(4): 20-24.
- 郭利杰, 刘光生, 马青海, 等, 2022. 金属矿山充填采矿技术

- 应用研究进展[J].煤炭学报,47(12):4182-4200.
- 李夕兵,刘冰,姚金蕊,等,2018.全磷废料绿色充填理论与实践[J].中国有色金属学报,28(9):1845-1865.
- 李夕兵,周健,黄麟淇,等,2020.中国黄金矿山开采技术回顾与展望[J].黄金,41(9):41-50.
- 刘蕴晗,刘朝峰,李一兵,等,2022.次氯酸钠强化芬顿法处理废水中次磷酸盐同步回收磷酸铁[J].环境科学学报,42(5):247-253.
- 吕翠翠,2017.氰化渣中有价元素资源化高效回收的应用基础研究[D].北京:中国科学院大学(中国科学院过程工程研究所).
- 孙旭阳,2016. $H_2O_2/(Fe^{2+}/Fe^{3+})$ 体系均相催化氧化金矿废水 中硫氰化物及再生氰化物的研究[D].大连:大连工业大学.
- 唐鹏,来威,李亚娜,等,2020.焦化酚氰废水工艺改进及综合利用[J].鞍钢技术,(1):40-42.
- 陶明,聂克蜜,成诗冰,等,2022.基于LCA方法的生态胶凝材料生产环境影响分析[J].安全与环境学报,22(4):2176-2183.
- 王尔珍,田飞,方玉峰,等,2022.超声—臭氧快速降解油田含聚洗井液的试验研究[J].工业水处理:1-11[2023-10-17].DOI:10.19965/j.cnki.iwt.2022-1045.
- 王茜茜,吴凯建,王路,2022.白云鄂博矿绿色矿山建设碳排放研究[J].内蒙古科技大学学报,41(1):12-16.
- 王文强,包允,张全真,2021.两次沉淀法处理含氰废水的实验研究[J].山东化工,50(23):231-232.
- 吴百苗,张一梅,栗帅,等,2022.基于LCA的污水处理方案 碳中和综合影响评价[J].环境工程,40(6):130-137.
- 许小泉,2022.基于LCA方法的二氧化碳碳爆破环境影响分析 [J].矿冶工程,42(3):36-40.
- 袁嘉声,畅永锋,郑春龙,等,2021.氰化尾渣脱氰技术综述 [J].中国有色金属学报,31(6):1568-1581.
- 殷璐,金哲男,杨洪英,等,2018.我国黄金资源综合利用现状与展望[J].黄金科学技术,26(1):17-24.
- 中华人民共和国生态环境部,2020.一般工业固体废物贮存 和填埋污染控制标准:GB 18599-2020[S].北京:中华人民共和国生态环境部.
- 中华人民共和国环境保护部,2018.黄金行业氰渣污染控制 技术规范:HJ 943-2018[S].北京:中华人民共和国环境 保护部.

Life Cycle Assessment of Two Harmless Treatment Options for Gold Tailings

LU Sicheng, HUANG Rendong, SHI Ying

School of Resources and Safety Engineering, Central South University, Changsha 410083, Hunan, China

Abstract: The harmless treatment process of cyanide-containing gold tailings were used as the subject of study. The Life Cycle Assessment (LCA) method was applied to construct evaluation models for two options to quantitatively assess the environmental load and resource consumption of tailings press washing, filter residue treatment and filtrate treatment. The results show that: (1) The tailings toxicity level in Option 2 is 98.5% lower than that in Option 1, but does not achieve a lower overall environmental impact; (2) The main environmental issue in Option 1 is freshwater ecotoxicity, while the environmental impacts in Option 2 are, in descending order, resource depletion, freshwater ecotoxicity and human toxicity; (3) The Thiocyanide reduction with Fenton and dry stacking of tailings in Option 1 are the main links that affect the overall environment with the dry stacking of tailings contributing over 50% to human non-carcinogenic toxicity and freshwater ecotoxicity, and the cyanide removal with Fenton from tailings in Option 2 is the most central issue in all 14 environmental impact indicators. The large number of chemicals used in both options is a major element of the environmental impact while electrical energy shows low environmental impact. The transfer of environmental impacts from Option 1 to Option 2 occurs in terms of form, volume and linkage. In terms of overall environmental impact, the treatment of tailings can move towards pharmaceutical reduction and the use of clean, environmentally friendly substances.

Key words: cyanide-containing gold tailings; harmless treatment; tailings toxicity; LCA; transfer of environmental impacts; pharmaceutical reduction