

基于生命周期评价的焦化污染土壤 淋洗技术环境影响研究^{*}

张雅鑫¹, 李媛媛^{2,3}, 赵文婧¹, 宁义茹^{2,3}, 杨 婷¹, 韩智超¹, 马晓杰¹

(1. 山西山安立德环保科技有限公司, 山西太原 030032

2. 山西大学环境与资源学院, 山西太原 030006

3. 山西省黄河实验室, 山西太原 030006)

摘 要:为综合评估土壤淋洗修复技术的环境影响, 针对焦化场地多环芳烃(PAHs)污染土壤, 利用绿色生物表面活性剂——鼠李糖脂及黄腐酸进行溶液及泡沫模拟淋洗修复, 并应用全生命周期评价(LCA)方法对淋洗修复全过程进行评价。结果表明:在相同污染物去除效果的前提下, 溶液及泡沫两种淋洗方式的环境影响由大到小排序均为:不可再生资源消耗(ADP)>全球变暖效应(GWP)>人体毒性效应(HTP)>富营养化效应(EP)>酸化效应(AP)>光化学臭氧形成潜值(POCP)。在使用不同淋洗剂时, 均表现为溶液淋洗的环境影响大于泡沫淋洗。淋洗不同阶段的环境影响具有明显差异, 淋洗后处理阶段 75% 的环境影响指标占全程的影响比例均超过 60%。因此, 绿色表面淋洗剂的优选及对淋洗后处理阶段的改进有助于加强淋洗修复技术的环境友好性。

关键词:生命周期评价; 表面活性剂; 污染土壤; 淋洗; 泡沫; 土壤修复

中图分类号:K826.1 **文献标识码:**A

文章编号:1672-7932(2023)03-026-08

0 前言

具有“三致”效应的多环芳烃(PAHs)是焦化场地分布广泛、污染程度较重的典型污染物, 在土壤中吸附性较强, 难以去除^[1]。针对土壤 PAHs 的去除已有化学氧化、化学淋洗等多种方法, 这些修复方法的研究及应用更注重污染物修复效果的达

标性, 容易忽略修复材料和工艺产生的环境负面影响。随着修复的进一步深入和可持续修复理念(Sustainable Remediation)的提出^[2], 修复材料及过程的环境友好性和可持续性, 逐渐成为一项必备的筛选标准^[3]。因此, 对土壤修复材料及技术开展环境负面效应评估显得尤为重要。

目前, 常用的场地修复评估方法有费用效果分析(CEA)、环境足迹(EF)和生命周期评价(LCA)等^[3]。其中 CEA 和 EF 适用于单一指标的评价, 适用性有限, 而 LCA 是针对生态环境、人体毒性等进行全生命周期的综合评价, 开发初始应用于从原材料采集、生产、使用直至废弃整个过程所产生的环境影响的系统分类和分析^[4], 近年来被应用于土壤修复材料及技术比选领域。已有学者针对土壤修复技术开展评估, Page, 等^[5]以铅污染场地的客土和换土场地修复技术为例, 分析了受污染场地的修复活动, 证明 LCA 有助于识别修复过程对不同维度的潜在影响, 运用 LCA 评价方法分析场地修复过程具备实用性和可行性。Dia-

收稿日期:2022-12-05

第一作者简介:张雅鑫, 助理工程师, 2021 年硕士毕业于山西大学环境工程专业, 现主要从事污染防治与评估方面的工作。

*** 基金项目:**国家重点研发计划(2018YFC1803000), 京津冀及周边焦化场地污染治理与再开发利用技术研究与集成示范。

mond,等^[6]利用LCA比较了包埋、客土和换土、蒸气提取、原位生物修复等6项技术,运用建立的生命周期框架(LCF)分析了修复过程产生的环境和人体健康影响。研究结合生命周期管理(LCM)和生命周期评价(LCA)将生命周期思维应用于场地修复评价,除了系统评价与受污染场地直接相关的影响外,还纳入对潜在影响的考虑,为场地修复技术的比选优化提供了方法选择。可见,LCA是一种较理想的场地修复评价方法,可辅助实现污染场地修复可持续管理的目标^[7]。

近年来,生物表面活性剂成为土壤淋洗试剂的一种选择趋势,相比传统的化学表面活性剂,生物表面活性剂由于复杂的结构和较大的分子量,其临界胶束浓度(CMC)较低,增溶效果更好。在多种生物表面活性剂中,鼠李糖脂与黄腐酸的CMC较小,增溶作用较强,因此常用作淋洗剂,但对其环境负面影响的量化研究较少。本文选取黄腐酸和鼠李糖脂生物源表面活性剂作为淋洗剂,针对溶液和泡沫两种淋洗方式,对PAHs污染的焦化场地污染土壤展开修复效果与环境影响综合评价。旨在通过对两种修复技术进行小试中的

LCA评价,明确两种技术的环境影响优劣,进而为实际场地淋洗修复技术的选取提供依据和指导。

1 材料与方法

1.1 淋洗实验

土柱装填:淋洗柱为高16 cm,直径8 cm的亚克力空心圆柱,土柱上下设有接口。淋洗柱底端由下向上依次铺100目尼龙网、1.5 cm厚石英砂,装填某焦化场地采集的污染土壤后,上覆1.5 cm石英砂和尼龙网。

溶液淋洗:连接好溶液淋洗装置(图1a)并用去离子水饱和土柱后,分别用40 mmol/L鼠李糖脂、黄腐酸表面活性剂进行土柱淋洗,流量设定为3 mL/min,淋洗方式为自下而上连续淋洗,淋洗2 h后测定焦化土壤中PAHs含量。

泡沫淋洗:连接好泡沫淋洗装置(图1b)并用去离子水饱和土柱后,分别用40 mmol/L的鼠李糖脂、黄腐酸经氮气冲击泡沫化后进行土柱泡沫化淋洗。表面活性剂流量为3 mL/min, N_2 流量为120 mL/min,淋洗方式为自下而上连续泡沫淋洗,淋洗2 h后测定土壤中PAHs含量。

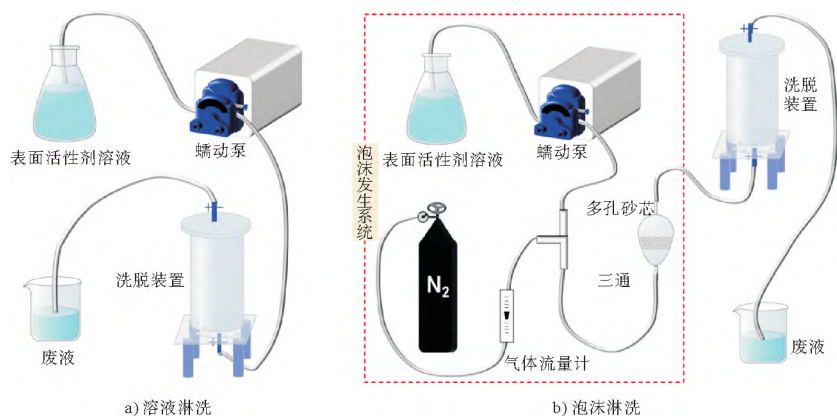


图1 溶液淋洗及泡沫淋洗实验装置

1.2 LCA评价方法

1.2.1 评价范围和边界

评估对象为鼠李糖脂、黄腐酸2种表面活性剂的焦化污染土壤的溶液和泡沫淋洗过程。此过程中,鼠李糖脂与黄腐酸的生产过程未纳入考虑范围^[8,9]。评估边界范围以表面活性剂使用为起点,包括淋洗剂配置、土柱淋洗、淋洗后的废物处置过程。其中,溶液淋洗包括表面活性剂的配制、

土柱装填、上液淋洗、废液收集过程;泡沫淋洗包括表面活性剂配置及泡沫化、土柱装填、泡沫淋洗、废液收集过程。淋洗完成后,进行土壤PAHs测试前处理、甲醇消泡、活性炭吸附废气以及淋洗装置的清洗。收集的废液及淋洗后土壤的处理处置未列入评价范围,废液由专门机构回收并处理。淋洗后的土壤经其他修复技术后进一步降低PAHs含量,后续处理与淋洗过程无关,故不予评

价。具体评价边界见图 2。

为使研究对象具有可比性和可分析性,需确定评价功能单位,对土壤的评价多以处理一定质量或一定体积土壤为功能单位。本研究在确定土壤质量单位的同时,表面活性剂淋洗评价是基于达到相同污染物去除效果的前提。实验结果中,

土壤淋洗对初始浓度一致的 PAHs 去除率虽均在 30% 左右,但有所差异。因此,本研究通过调整实验条件,确定了 PAHs 去除率在 30% 时物质的输入输出量,并将此作为评价参数。以处理 1 kg 污染土壤,PAHs 去除效率达到 30% 作为评价功能单位。

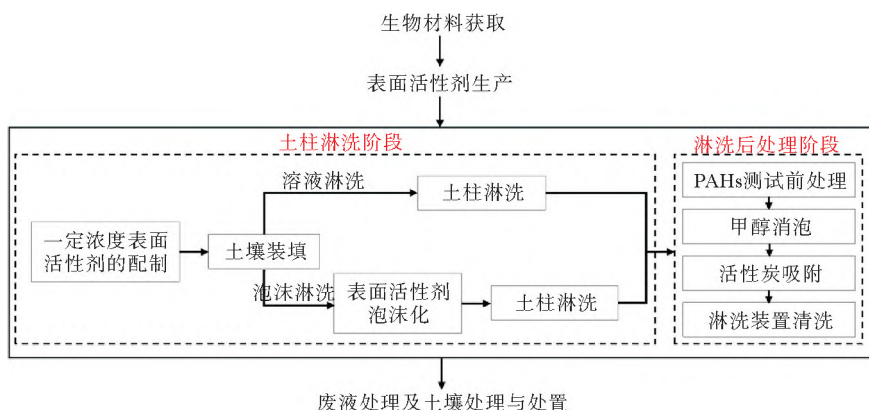


图 2 污染土壤淋洗 LCA 系统边界

1.2.2 清单分析

生命周期清单(LCI)是对研究范围内所有输入和输出的物质、能量进行汇编和量化的阶段^[10]。在这个阶段,用于表征系统的数据质量至关重要。本研究的清单数据来源于表面活性剂淋洗修复焦化土壤实验统计数据及文献,包括土柱淋洗以及淋洗后处理 2 个主要阶段,并按规定的功能单元进行数据换算。原材料生产过程中的间接数据来自 GaBi 软件的 Paperclip Tutorial 数据库。具体数据见表 1。

1.2.3 评价过程及指标选取

影响评价阶段是全生命周期评价的核心,涵盖影响类别的选择、类别指标和特征模型选择、分类阶段(对清单参数分类与评价类型归属分配)、影响测量(对归类数据进行归一化)等^[11,12],对最终评价结果有直接影响。根据焦化土壤污染特点,基于清单数据,建立生命周期评价流程图(图 3)。通过 GaBi 软件建立修复材料从产生到再利用全过程的物质流、能量流,利用 CML 2001 环境影响评价方法,进行输入、输出数据的规范化和归一化计算。计算过程包含以下 3 步:

a) 影响分类。将清单分析得来的数据归于不同的环境影响类型,从资源消耗、环境影响以及对

人体健康的影响角度出发,选取 6 项广泛采用的环境影响值作为评价指标,见表 2。

b) 特征化。对影响类型进行汇总和特征化计算,增加不同影响类型数据的可比性,特征化方法包括当量模型等。

c) 量化评价。确定不同影响类型的贡献大小,即权重,得到某一环境影响指标类型下的可供比较的单一数字化指标。

2 结果与讨论

2.1 不同淋洗方式下的环境影响分析

在土柱淋洗中,溶液和泡沫两种淋洗方式下的 LCA 结果见表 3。由各环境影响指标值可见,不同淋洗方式下环境影响排序基本相同,由大到小排序为 ADP>GWP>HTP>EP>AP>POCP。不可再生资源的消耗(ADP)和全球变暖效应(GWP)是最主要的环境影响,人体毒性效应(HTP)排列第 3。

不同淋洗方式下,无论黄腐酸还是鼠李糖脂表面活性剂,溶液淋洗的环境影响均大于泡沫淋洗。具体而言,黄腐酸溶液淋洗方式的 GWP、ADP、AP、EP、POCP、HTP 为其进行泡沫淋洗的 1.57、2.38、2.33、2.13、1.84、1.45 倍,鼠李糖脂溶液淋洗

方式的 GWP、ADP、AP、EP、POCP、HTP 为其进行泡沫淋洗的 1.78,1.64,1.73,1.77,1.57,1.64 倍。

表 1 污染土壤淋洗 LCA 数据清单

淋洗方式	输入参数	数量	输出参数	数量
鼠李糖脂溶液淋洗	鼠李糖脂/L	0.22	废弃石英砂/kg	0.08
	活性炭/g	20.48	废液(含 PAHs 表面活性剂)/L	0.40
	超纯水/L	5.28	废气(挥发性 PAHs)/L	20.00
	电能/(kW·h)	0.11		
鼠李糖脂泡沫淋洗	鼠李糖脂/L	0.18	废弃石英砂/kg	0.09
	N ₂ /L	13.10	废液(含 PAHs 表面活性剂)/L	0.36
	活性炭/g	33.54	废气(挥发性 PAHs)/L	33.10
	甲醇/L	0.18		
	超纯水/L	5.25		
黄腐酸溶液淋洗	黄腐酸/g	1.80	废弃石英砂/kg	0.09
	活性炭/g	25.10	废液(含 PAHs 表面活性剂)/L	0.42
	超纯水/L	5.53	废气(挥发性 PAHs)/L	24.60
	电能/(kW·h)	0.12		
黄腐酸泡沫淋洗	黄腐酸/g	1.46	废弃石英砂/kg	0.08
	N ₂ /L	14.40	废气(挥发性 PAHs)/L	34.40
	活性炭/g	34.84	废液(含 PAHs 表面活性剂)/L	0.36
	甲醇/L	0.20		
	超纯水/L	5.45		
4 种淋洗方式 共同输入、输出	石英砂/kg	0.10	废液(含 PAHs 有机溶剂)/L	0.08
	塑料(尼龙网)/g	0.40	废水/L	15.00
	无水硫酸钠/g	2.00		
	丙酮/mL	60.00		
	正己烷/mL	92.00		
	二氯甲烷/mL	9.00		
	乙腈/mL	1.00		
	自来水/L	10.00		

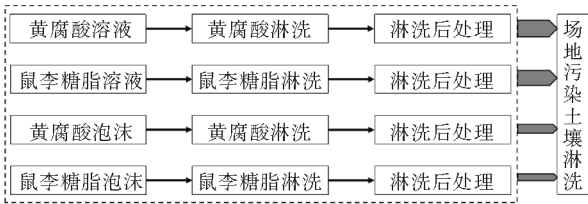


图 3 生命周期评价流程

溶液淋洗的环境影响高于泡沫淋洗是由不同淋洗方式下的污染物去除效率决定的。在表面活性剂用量相同时,泡沫淋洗去除 PAHs 的效率更高,即达到相同 PAHs 去除率时,泡沫淋洗方式的表面活性剂用量更少,消耗更少的资源^[13],黄腐酸及鼠李糖脂的溶液淋洗方式在不可再生资源

(ADP)上均显著高于泡沫淋洗,分别是泡沫淋洗的 2.38 倍和 1.64 倍。从修复过程分析(表 4),相同淋洗剂用量条件下,鼠李糖脂的泡沫淋洗比溶液淋洗的 PAHs 去除率高 7.45%,黄腐酸的泡沫淋洗 PAHs 去除率比溶液淋洗高 6.92%,泡沫淋洗比溶液淋洗对 PAHs 的去除率更高。这是由于泡沫在流过多孔、受污染的土壤介质时存在多种作用,包括胶束相和水相对污染物的溶解作用、气相对

污染物的挥发作用、土壤对污染物和表面活性剂的吸附作用、表面活性剂对污染物的吸附作用等^[14,15],泡沫可改善淋洗剂与污染物之间的接触并降低污染物与水相之间的界面张力。而溶液淋洗时,淋洗剂容易受到重力作用的影响,与污染物的接触较泡沫淋洗弱^[16]。因此,采用泡沫淋洗更能够减少不可再生资源消耗量(ADP),有利于可持续发展。

表 2 环境影响参数

序号	参数	单位释义	参数类型
1	不可再生资源耗竭潜值(ADP)	MJ	资源能耗类
2	温室效应潜值(GWP)	kg(以 CO ₂ 计)	环境影响类
3	富营养化潜值(EP)	kg(以 PO ₄ ³⁻ 计)	环境影响类
4	酸化潜值(AP)	kg(以 SO ₂ 计)	环境影响类
5	光化学烟雾(POCP)	kg(以乙烯计)	环境影响类
6	人体毒性潜值(HTP)	kg(以 DCB 计)	毒性效应类

表 3 黄腐酸、鼠李糖脂溶液和泡沫淋洗的环境影响值

淋洗方式	ADP/MJ	GWP/kg	AP/kg	EP/kg	POCP/kg	HTP/kg
黄腐酸溶液	746	12.7	0.033 3	0.005 15	0.003 95	0.371
鼠李糖脂溶液	342	13.6	0.015 7	0.002 83	0.002 74	0.423
黄腐酸泡沫	313	8.1	0.014 3	0.002 42	0.002 15	0.256
鼠李糖脂泡沫	208	7.62	0.009 1	0.001 60	0.001 74	0.258

另外,在不同淋洗方式条件下,各环境影响指标值均有差异,这是由不同表面活性剂淋洗方式在

PAHs 去除率相同时的用量不同导致的。因此对淋洗方式的优化是淋洗技术选择时应考虑的问题。

表 4 不同淋洗条件下的土壤 PAHs 去除效果

污染物名称	黄腐酸溶液淋洗 后 PAHs 含量	鼠李糖脂溶液 淋洗后 PAHs 含量	黄腐酸泡沫 淋洗后 PAHs 含量	鼠李糖脂泡沫 淋洗后 PAHs 含量
萘	64.09	58.03	51.56	43.62
蒽	11.17	11.02	10.46	10.69
苯并(a)蒽	43.82	43.71	43.39	43.58
苯并(k)荧蒽	20.33	20.25	20.13	20.18
PAHs 去除率/%	30.50	33.69	37.42	41.14

污染土壤中多环芳烃的初始含量如表 5 所示,利用表面活性剂对污染土壤进行淋洗后,上清液主要含有萘、蒽、苯并(a)蒽和苯并(k)荧蒽,其

它 PAHs 含量较少,故此处选择以上 4 种主要 PAHs 进行分析,根据 4 种污染物的质量分数及各种污染物的去除率,确定 PAHs 的去除率 C(计算

方法见公式 1)。其余污染物在淋洗后的上清液中未检出,故不作为评价对象。

$$C_{PAHs} = \sum (\omega_i \cdot \frac{C_0 - C_i}{C_0}) \times 100\% \quad (1)$$

式中: ω_i ——第*i*种污染物的质量分数,%;
 C_0 ——第*i*种污染物淋洗前的质量浓度,mg/kg;
 C_i ——第*i*种污染物淋洗后的质量浓度,mg/kg。

表 5 污染土壤多环芳烃初始含量

污染物名称	土壤初始 PAHs 含量 / (mg · kg ⁻¹)	质量分数/%
萘	125	22.46
蒽	11.3	2.03
苯并(a)蒽	43.9	7.89
苯并(b)荧蒽	57.7	10.36
苯并(k)荧蒽	20.4	3.66
苯并(a)芘	34.2	6.14
茚并(1,2,3-cd)芘	31.1	5.59
二苯并(a,h)蒽	8.06	1.45
萵烯	38.9	6.99
萵	7.21	1.30
芴	2.65	0.48
菲	32.4	5.82
蒾	53.7	9.65
荧蒽	42.8	7.69
芘	27.1	4.87
苯并(g,h,i)芘	20.2	3.63

2.2 不同种类淋洗剂下的环境影响分析

黄腐酸和鼠李糖脂 2 种常用生物表面活性剂的环境影响见表 3。黄腐酸的 ADP、AP、EP、POCP 均大于鼠李糖脂,主要原因在于达到相同 PAHs 去除效率时,鼠李糖脂的用量更少,即鼠李糖脂的 PAHs 去除能力较黄腐酸更强。对比施加不同淋洗剂的 PAHs 去除率,泡沫淋洗条件下,鼠李糖脂的 PAHs 去除率比黄腐酸高 3.72%。溶液淋洗条

件下,鼠李糖脂的 PAHs 去除率比黄腐酸高 3.19%。鼠李糖脂比黄腐酸拥有更强的 PAHs 去除效率。究其原因,一方面鼠李糖脂的临界胶束浓度(CMC)为 10,而黄腐酸的 CMC 为 25,CMC 值越小,增溶效率越高,鼠李糖脂有较低的 CMC 意味着更容易达到临界胶束浓度,以胶束形态存在于含污染物的溶液中,利于 PAHs 的增溶^[17]。另一方面,鼠李糖脂带有 2 个负电荷的头部,疏水性比常规的非离子胶束高,有利于 PAHs 的溶解^[18]。

从对气候变化的影响来看,泡沫淋洗下,黄腐酸的 GWP 大于鼠李糖脂,主要是由于达到相同 PAHs 去除效率时,黄腐酸泡沫淋洗消耗的 N₂ 和产生的含挥发性有机物的废气更多,溶液淋洗下,黄腐酸的 GWP 小于鼠李糖脂。

从对人体健康的影响来看,黄腐酸的人体毒性效应(HTP)小于鼠李糖脂。鼠李糖脂是由 1 个或 2 个鼠李糖基(Rha)和 1 个或 2 个不同碳链长度的 β-羟基脂肪链组成的一系列同系物的总称。黄腐酸的主要成分是芳香族羟基羧酸类物,能够促进土壤团聚体的形成,常用作肥料。二者均为绿色表面活性剂,自身的人体健康效应有限。两者的人体健康影响差异来自于淋洗剂使用量及淋洗排出液中污染物的不同。在增溶性较好的鼠李糖脂淋洗液中,较高的污染物含量使其人体健康风险高于黄腐酸修复,在溶液淋洗中表现得更为明显;但在泡沫淋洗修复中,健康风险降低,表面活性剂泡沫能够减缓较高浓度污染物产生的毒性效应。黄腐酸和鼠李糖脂表面活性剂在修复中虽具有一定的毒性风险,但其毒性比其他化学表面活性剂低得多^[8]。生物表面活性剂依然是环境友好、可生物降解,无毒或低毒的修复剂的优良选择。

2.3 淋洗过程各阶段综合影响分析

为明确土壤淋洗各阶段的环境影响和社会影响,识别影响较大的阶段并提出针对性的方法加以控制,本研究对污染土壤淋洗和淋洗后处理阶段的环境影响进行了评价,结果见表 6、表 7。泡沫淋洗过程是在溶液淋洗的基础上增加了泡沫化过程,包括溶液淋洗的各阶段,因此,溶液淋洗过程各阶段的环境影响不再评价。

表6 鼠李糖脂泡沫淋洗不同阶段的各指标环境影响值

阶段名称	ADP/MJ	GWP/kg	AP/kg	EP/kg	POCP/kg	HTP/kg
土柱淋洗阶段	75.2	2.54	0.004 59	0.407 e^{-3}	0.512 e^{-3}	0.094
淋洗后处理阶段	133.0	5.08	0.006 26	1.190 e^{-3}	1.230 e^{-3}	0.164

表7 黄腐酸泡沫淋洗不同阶段的各指标环境影响值

阶段名称	ADP/MJ	GWP/kg	AP/kg	EP/kg	POCP/kg	HTP/kg
土柱淋洗阶段	155	2.17	0.007 0	1.03 e^{-3}	0.716 e^{-3}	0.064 3
淋洗后处理阶段	157	5.93	0.013 7	1.39 e^{-3}	1.430 e^{-3}	0.241

由表6、表7可见,黄腐酸、鼠李糖脂表面活性剂在淋洗不同阶段的环境影响值存在差异,但淋洗后处理阶段的环境影响更大,占比均超过50%。鼠李糖脂泡沫淋洗后处理阶段位列前3位的指标为EP、POCP、GWP,占比分别达到2阶段总和的74.84%、70.60%、66.68%。黄腐酸泡沫淋洗中,淋洗后处理阶段位列前3位的指标为HTP、GWP、POCP,占比分别达到2阶段总和的78.94%、73.21%、66.63%。淋洗后处理阶段,除土壤中的PAHs测定影响外,主要影响还来源于甲醇消泡、活性炭吸附处置以及容器装置的清洗,消耗的能源和物质较土柱淋洗阶段更多。

3 结论

通过对比表面活性剂种类、形式以及淋洗各阶段的环境影响,为淋洗剂的筛选以及淋洗重点改进阶段提供了参考依据,得出以下结论:

a) 泡沫淋洗的环境效应优于溶液淋洗。特别对于ADP指标,黄腐酸溶液淋洗为其泡沫淋洗的2.38倍,鼠李糖脂溶液淋洗为其泡沫淋洗的1.64倍。其主要原因是泡沫淋洗对PAHs的洗脱更加高效。

b) 在资源消耗、气候变化、生态系统、人体健康方面的影响,鼠李糖脂均优于黄腐酸,特别是ADP指标,黄腐酸溶液淋洗为鼠李糖脂的2.18倍,黄腐酸泡沫淋洗为鼠李糖脂的1.50倍。选择鼠李糖脂泡沫淋洗PAHs污染土壤的环境、社会影响最小。

c) 淋洗不同阶段的环境影响具有明显差异,

淋洗后处理阶段的环境影响较大。因此,在选择环境友好型原材料的同时,应对淋洗后的处置方式加以改进。

4 参考文献

- [1] 董璟琦,张红振,雷秋霜,等. 污染场地修复生命周期评估程序与模型的研究进展[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(12):89-95.
- [2] Li X N, Cundy A B, Chen W, et al, Systematic and bibliographic review of sustainability indicators for contaminated site remediation: comparison between china and western nations[J]. Environmental Research, 2021 (1):111490.
- [3] 董璟琦. 污染场地绿色可持续修复评估方法及案例研究[D]. 北京:中国地质大学, 2019.
- [4] Toffoletto L, Deschenes L, Samson R. LCA of ex-situ bioremediation of diesel-contaminated soil[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2005, 10 (6):406-416.
- [5] Page C, Diamond M, Campbell M, et al. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: case study[J]. Environmental Toxicol and Chemistry 2010,18(4): 801-810.
- [6] Diamond M, Page C, Campbell M, et al. Life cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey[J]. Environmental Toxicol and Chemistry, 2009, 18 (4): 788-800.
- [7] Roberts K G, Gloy B A, Joseph S, et al. Life cycle assessment of biochar systems: estimating the energetic, economic, and climate change potential[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(2):827-33.

- [8] 刘俊莉, 马建中, 鲍艳, 等. 绿色表面活性剂的研究进展[J]. 皮革科学与工程, 2009, 32(10): 22-26.
- [9] 代朝猛, 朱晏立, 段艳平, 等. 生物表面活性剂强化降解土壤中 PAHs 研究进展[J]. 水处理技术, 2020, 46(2): 1-7.
- [10] Núñez M, Finkbeiner M. A regionalised Life Cycle Assessment model to globally assess the environmental implications of soil salinization in irrigated agriculture[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(6): 3082-3090.
- [11] Bouzid I, Maire J, Ahmed S I, et al. Enhanced remedial reagents delivery in unsaturated anisotropic soils using surfactant foam[J]. Chemosphere, 2018, 210: 977-986.
- [12] Hu G J, Liu H, Chen C, et al. Selection of green remediation alternatives for chemical industrial sites: an integrated life cycle assessment and fuzzy synthetic evaluation approach[J]. Science of The Total Environment, 2022, 845(1): 157211.
- [13] Hossein A H, Azarijafari H, Khoshnazar R. The role of performance metrics in comparative LCA of concrete mixtures incorporating solid wastes: a critical review and guideline proposal[J]. Waste Management, 2022, 140: 40-54.
- [14] Kuppusamy S, Thavamani P, Venkateswarlu K, et al. Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: technological constraints[J]. Emerging Trends and Future Directions. Chemosphere, 2017, 168: 944-968.
- [15] 苏燕. 包气带 NAPLs 污染的表面活性剂泡沫强化修复实验研究[D]. 长春: 吉林大学, 2015.
- [16] 赵少丹. 表面活性剂淋洗修复苯胺污染土壤的实验研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2018.
- [17] Lamichhane S, Bal Krishna K C, Sarukkalige R. Surfactant-enhanced remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: A review[J]. Journal of Environmental Management, 2017, 199: 46-61.
- [18] 赵峰, 董梅, 曲文豪. 微生物合成鼠李糖脂的高产优化策略研究进展[J]. 微生物学通报, 2022, 49(1): 373-382.

Study on Environmental Impact of Leaching Technology of Coking Contaminated Soil Based on Life Cycle Assessment

Zhang Yaxin¹, Li Yuanyuan^{2,3}, Zhao Wenjing¹,
Ning Yiru^{2,3}, Yang Ting¹,
Han Zhichao¹, Ma Xiaojie¹

(1. Shanxi Shan'an Lide Environmental Protection Technology Co. Ltd., Shanxi Taiyuan, 030032

2. College of Environmental & Resources Sciences, Shanxi University, Shanxi Taiyuan, 030006

3. Shanxi Yellow River Laboratory, Shanxi Taiyuan, 030006)

Abstract: In order to comprehensively evaluate the environmental impact of soil leaching remediation technology, the green biosurfactants rhamnolipid and fulvic acid were used to simulate the leaching remediation of soil polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in solution and foam, and the whole process of leaching remediation was evaluated by the method of life cycle assessment (LCA). The results showed that under two leaching methods, the level of environmental impact from high to low was Abiotic Resource Depletion Potentials (ADP) > Global Warming Potential (GWP) > Human Toxicity Potential (HTP) > Eutrophication Potential (EP) > Acidification Potential (AP) > Photochemical Ozone Creation Potential (POCP). Under the different biosurfactants treatment, both rhamnolipid and fulvic acid leaching showed that the environmental impact of solution leaching was greater than foam leaching. The environmental impact of the post-leaching treatment stage was higher than the soil leaching stage and 75% of the environmental impact indicators from it account for more than 60% of the total impact. Therefore, the optimization of biosurfactants and the improvement of the post-leaching treatment stage can strengthen the environmental friendliness and sustainable development of the leaching remediation technology.

Key words: life cycle assessment; surfactant; contaminated soil; leaching; foam; soil remediation