

## CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS Y ANÁLISIS DEL ÍNDICE DE POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN EN DOS RELLENOS SANITARIOS PERUANOS

Characterization of leachates and analysis of the contamination potential index in two Peruvian landfills

Dalia CARBONEL

Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería, Av. Túpac Amaru 210, Lima, 15093, Lima, Perú

Email: dcarbonelr@uni.pe

Palabras clave: disposición final, gestión de residuos, recirculación de lixiviados, residuos urbanos.

(Recibido: septiembre de 2023; aceptado: diciembre de 2023)

### RESUMEN

En los países en desarrollo la disposición final de residuos en rellenos sanitarios es la estrategia predominante. La generación de lixiviados genera uno de los impactos ambientales más significativos en estos sitios. El objetivo de este estudio fue analizar la caracterización de los lixiviados de los rellenos sanitarios El Zapallal y Portillo Grande de Lima, Perú. Para ello, se examinaron los resultados de las muestras de lixiviados y se aplicó el índice de potencial de contaminación de lixiviados (LPI, por su sigla en inglés). Las muestras presentaron una elevada conductividad eléctrica, un pH alcalino y alto contenido de sólidos totales disueltos. La elevada carga orgánica (expresada en DQO y DBO<sub>5</sub>) y la alta concentración de amonio reflejan procesos activos de descomposición de la materia orgánica. El LPI indica que el lixiviado es altamente tóxico y está poco estabilizado. La recirculación de lixiviados aumenta su toxicidad y podría elevar la concentración de metales pesados en las plataformas de residuos. A pesar de ello, en condiciones climáticas desérticas, con una adecuada impermeabilización de la plataforma y manejo de la recolección y almacenamiento del lixiviado, esta estrategia se perfila como una alternativa que no representa un alto riesgo ambiental y es económicamente viable. Sin embargo, en los dos rellenos sanitarios de estudio las condiciones inadecuadas de operación muestran indicios de desplazamiento e infiltración de lixiviados. Con estos resultados se espera contribuir al conocimiento de la composición de los lixiviados, su potencial contaminante y las implicaciones de la recirculación de lixiviados en los rellenos sanitarios de estudio.

Key words: final disposal, leachate recirculation, urban waste, waste management.

### ABSTRACT

Landfill disposal is the predominant strategy in developing countries. Leachate generation is one of the most significant environmental impacts of these sites. This study aimed to characterize the leachate from El Zapallal and Portillo Grande sanitary landfills in Lima, Peru. For this purpose, leachate sample results were analyzed, and the Leachate Pollution Index (LPI) was applied. The samples showed elevated electrical conductivity, an alkaline pH, and significant levels of content of total dissolved solids. The high organic load (expressed in DQO and DBO<sub>5</sub>) and the high ammonium concentration reflect active degradation processes of organic matter. The LPI indicates a highly toxic and poorly stabilized leachate. Leachate recirculation increases its toxicity and could lead to a higher

concentration of heavy metals in the waste platforms. However, under desert climatic conditions, with an adequate landfill liner system and management of leachate collection and storage, this strategy is shaped as an alternative that does not pose a high environmental risk and is economically viable. Nevertheless, the two landfills studied show signs of leachate migration and infiltration due to inadequate operating conditions. These results are expected to contribute to understanding the composition of leachate, its pollutant potential, and the implications of leachate recirculation in the studied landfills.

## INTRODUCCIÓN

En los países en desarrollo, la disposición de residuos urbanos en los rellenos sanitarios es la estrategia predominante. Los lixiviados son uno de sus subproductos más significativos (Kaza et al. 2018). Las principales emisiones de los rellenos sanitarios comprenden los residuos dispuestos, los residuos llevados por el viento, el polvo generado desde la superficie del relleno, gases y lixiviados. Gran parte del riesgo ambiental de los rellenos sanitarios proviene de la migración de los contaminantes del lixiviado y los gases emitidos (Vaverková 2019). Aunque no se sabe con certeza, algunos modelos predicen que, luego de la clausura de un relleno sanitario, este puede seguir emitiendo lixiviados y gases durante miles de años (Obersteiner et al. 2007). Los gases del relleno sanitario se componen de 50 % de metano, 45 % de dióxido de carbono y 5 % de otros compuestos (Kale y Gökçek 2020). De acuerdo con estimaciones de la Agencia de Protección Ambiental de EUA, el metano emitido por los rellenos sanitarios representará alrededor del 10 % del total de las emisiones globales de ese gas para el 2030 (Karimi et al. 2021).

Muchos estudios han comprobado que el lixiviado de los rellenos sanitarios, producto de la lixiviación de sustancias peligrosas, es una fuente significativa de contaminantes. Los lixiviados son una mezcla compleja de sustancias que incluyen materia orgánica disuelta, macrocompuestos inorgánicos, metales pesados y un amplio rango de compuestos orgánicos xenobióticos. Gran parte de estos compuestos son tóxicos y peligrosos para la salud del hombre y el ambiente (Vaverková 2019).

Si no es controlado, el lixiviado interactúa con el suelo, el agua superficial y las aguas subterráneas, disminuyendo su calidad e impactando negativamente la biodiversidad (Tenodi et al. 2020). Además, estos compuestos tienen la capacidad de bioacumularse en los organismos y transportarse a lo largo de la cadena alimenticia, llegando eventualmente al hombre (Vaverková 2019). Muchas investigaciones han estudiado el impacto de los rellenos sanitarios mal

manejados, concluyendo que los efectos a la salud incluyen aumento de casos de cáncer, complicaciones en el parto, enfermedades respiratorias y problemas de exceso de ruidos (Tenodi et al. 2020). El riesgo ambiental y a la salud de los lixiviados hace necesario su manejo y tratamiento. Para ello, el primer paso es comprender a profundidad su composición, variabilidad y toxicidad (Teng et al. 2021).

Kumar y Alappat (2004) presentaron por primera vez el índice de potencial de contaminación de lixiviados (LPI, por su sigla en inglés). Utilizando el método Delphi, consultaron a 80 expertos a nivel mundial. El índice se propuso con el objetivo de comparar el potencial de contaminación de lixiviados entre rellenos sanitarios. El LPI comprende 18 parámetros agrupados en orgánicos, inorgánicos y metales pesados, valorados según su importancia.

La utilidad del LPI ha sido evidenciada en su continua aplicación desde que se propuso hace 20 años. Numerosos investigadores han adoptado el LPI para evaluar la toxicidad de los lixiviados de rellenos sanitarios. En América Latina, Guerrero-Rodríguez et al. (2014) compararon lixiviados con diferentes LPI para evaluar su toxicidad en el frijol común. Este índice también ha sido empleado en Nigeria (Agbozu et al. 2015, Ofomola et al. 2017) y en varios rellenos sanitarios y botaderos en la India (Singh et al. 2016, Arunbabu et al. 2017, Naveen et al. 2017). Recientemente, Abunama et al. (2021) calcularon el LPI a partir de datos secundarios de 428 muestras de lixiviados a nivel mundial. En el Perú este índice es utilizado por el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) en sus informes de evaluación ambiental.

A pesar de que los lixiviados pueden tener efectos adversos en la calidad del agua y la salud humana, los estudios que abordan su caracterización en el Perú son limitados y a menudo de alcance restringido. A nivel nacional, hasta donde es del conocimiento del autor, no existen investigaciones que analicen caracterizaciones detalladas de lixiviados de rellenos sanitarios. Florian (2022) proporcionó una caracterización del lixiviado del relleno sanitario de

la ciudad de Cajamarca con 31 parámetros. Otros trabajos, en ciudades como Puno (Ticona-Carrizales y Apaza-Panca 2020), Cusco (Segura y Rocha 2019) y Moyobamba (Irigoin y Zaldívar 2018) caracterizaron un promedio de 14 parámetros.

En este escenario, el objetivo de esta investigación es analizar una caracterización detallada de los lixiviados en dos rellenos sanitarios de la ciudad de Lima, Perú: El Zapallal y Portillo Grande. Para ello se describen las zonas de estudio, se presentan los principales resultados del muestreo detallado y se determina el LPI. Finalmente, se discuten las implicaciones de la recirculación de lixiviados, una práctica frecuente en la gestión de rellenos sanitarios. Con estos resultados se espera contribuir al conocimiento de la composición y el potencial contaminante de los lixiviados, con el fin de comprender las implicaciones de la recirculación de lixiviados en los rellenos sanitarios de estudio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La información sobre los rellenos sanitarios y la caracterización de las muestras de lixiviados proviene de dos informes realizados por OEFA (2021, 2022), entidad adscrita al Ministerio del Ambiente. Estos

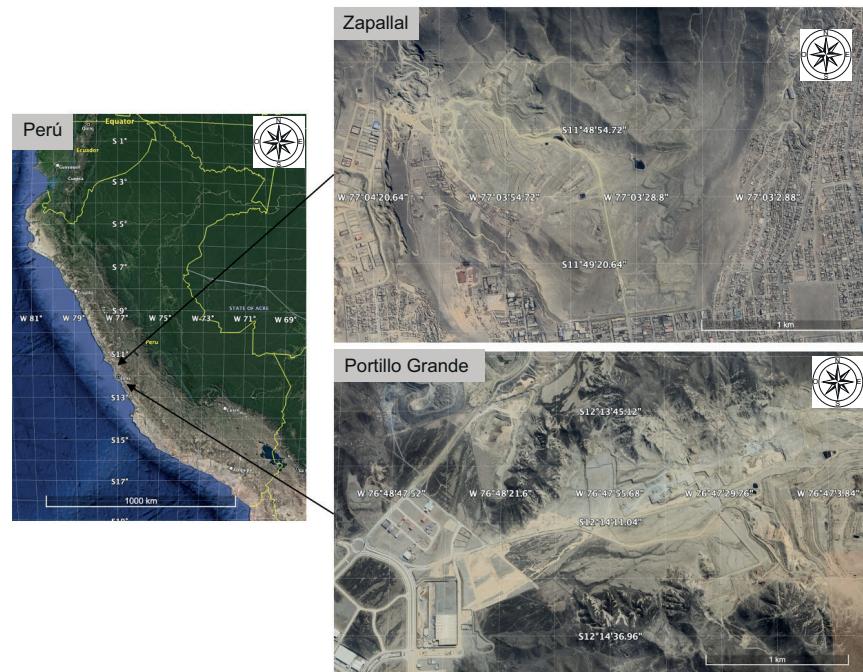
informes se solicitaron en junio de 2023 conforme a la Ley de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

### Zona de estudio

Lima es la capital del Perú, en ella viven cerca de 10 millones de personas, concentrando alrededor de la tercera parte de la población del país (33.726 millones). Según datos del Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM 2023), en 2022 se generaron 3 480 841.86 toneladas de residuos sólidos municipales en la provincia de Lima. De este total, se calcula que el 98.57 % fue dispuesto en rellenos sanitarios.

En 2022 la ciudad de Lima utilizaba cuatro rellenos sanitarios ubicados en los cuatro extremos de la ciudad: El Zapallal en el norte, Portillo Grande al sur, Huaycoloro al este y Modelo del Callao (antes La Cucaracha) al oeste. Solamente en estos dos últimos rellenos se recolectan los gases para su conversión a energía eléctrica. En marzo de 2023 el relleno sanitario El Zapallal fue clausurado definitivamente y lo mismo sucedió con el relleno sanitario Portillo Grande en mayo de 2024.

Las ubicaciones de los rellenos sanitarios El Zapallal y Portillo Grande están ilustradas en la figura 1. En el **cuadro I** se describen las principales características de cada relleno. El Zapallal, que inició



**Fig. 1.** Rellenos sanitarios del estudio.

**CUADRO I.** DESCRIPCIÓN DE LOS RELLENOS SANITARIOS DEL ESTUDIO.

Nombre	Coordinadas	Año de inicio de actividades	Área ocupada por residuos (ha)	Área total (ha)	Tipo de residuos recibidos
Zapallal	11° 49' 22" S 77° 03' 34" W	1980	203	326	Municipales y hospitalarios
Portillo Grande	12° 14' 26" S 76° 47' 34" W	1993	48	307	Municipales, industriales y hospitalarios

operaciones en el 1980, es el sitio más antiguo. En Portillo Grande la disposición de residuos se realizó desde 1993. Dada su antigüedad, el área ocupada por las plataformas de residuos es mayor en El Zapallal (203 ha) que en Portillo Grande (48 ha). En los dos casos, el resto del terreno se utilizaba para transporte, operaciones logísticas y posibles futuras plataformas.

Los dos rellenos admitían residuos municipales y de centros de salud, aunque en Portillo Grande adicionalmente se disponían desechos industriales. La disposición de residuos industriales y hospitalarios se llevaba a cabo en celdas especializadas, separadas de las destinadas a los residuos municipales. Ambos sitios de disposición final eran administrados por la misma empresa, a modo de concesión a la municipalidad distrital correspondiente. Operaban con sistemas de quema de gases, recolección de lixiviados y pozas interconectadas e impermeabilizadas. Un dato preocupante es que ninguno de los dos sitios cuenta con impermeabilización en las bases de las plataformas (OEFA 2021, 2022).

En El Zapallal se encuentran dispuestos residuos municipales y hospitalarios. Los residuos municipales comprenden residuos domiciliarios y del barrio, así como de limpieza de espacios públicos. Estos residuos también incluyen aquellos generados en comercios e instituciones, aunque de carácter no peligrosos. Los residuos hospitalarios se componen principalmente de residuos biocontaminados, los cuales están dispuestos en celdas diferenciadas. En Portillo Grande, además de estos dos tipos de residuos, también están dispuestos en celdas específicas, residuos industriales que suelen presentar al menos una característica de peligrosidad.

Los rellenos sanitarios de El Zapallal y Portillo Grande recibían en promedio 2500 y 3000 t de residuos al día, respectivamente. En ambos sitios la operación era similar: los residuos se depositaban en compartimentos individuales dentro de plataformas, donde se cubrían diariamente para reducir olores, controlar vectores y facilitar la compactación. El gas generado por

la descomposición de los residuos se recoge a través de un sistema de tuberías y se quema para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

Los lixiviados generados en la plataforma son canalizados por un sistema de drenes y canales abiertos, siendo recolectados en pozas de lixiviados impermeabilizadas. Para evitar el tratamiento, los lixiviados se recirculaban periódicamente a las plataformas superiores. Esta práctica reduce significativamente la generación de lixiviados porque ambos rellenos se localizan en una zona desértica, con una precipitación anual promedio de 8 mm (SENAMHI 2021).

#### Muestreo y caracterización del lixiviado

Se tomaron muestras de lixiviado de los canales de conducción y de las pozas de lixiviados. En El Zapallal se recogieron en abril del 2021 cinco muestras en total, dos de las pozas y tres de los canales. En Portillo Grande se recolectaron 11 muestras en febrero del 2022, cuatro de las pozas y siete de los canales. Los parámetros seleccionados para el análisis incluyen indicadores químicos y físicos considerados críticos para la caracterización de lixiviados (Singh et al. 2016, Hussein et al. 2019, Wdowczyk y Szymańska-Pulikowska 2020).

Estos parámetros fueron elegidos por su potencial para influir en la calidad ambiental y en la salud pública, y para proporcionar una visión integral del estado de la contaminación en los sitios de estudio. La justificación para su inclusión se detalla en el apartado S1. Justificación de la selección de los parámetros de estudio del material complementario. El **cuadro II** describe la lista de los principales parámetros evaluados en este estudio. La lista completa de parámetros evaluados se encuentra en el **cuadro SI** del material complementario.

#### Determinación del índice de contaminación de lixiviados

El LPI se determinó con base en 18 parámetros: pH, SDT, DBO<sub>5</sub>, DQO, N, N-NH<sub>4</sub>, CTot, Fenol, As,

**CUADRO II. PRINCIPALES PARÁMETROS EVALUADOS.**

Parámetro	Abreviatura	Unidad	Método	Estándar
Temperatura	To	°C		
pH	pH	Und pH	Medición in situ con multi-parámetro	Procedimiento interno de OEFA
Conductividad eléctrica	CE	mS/cm		
Aceites y grasas	AyG	mg/L	Infrarrojo	ASTM D7066-04
Demandra bioquímica de oxígeno	DBO <sub>5</sub>	mg/L	Incubación	SMEWW 5210 B
Demandra química de oxígeno	DQO	mg/L	Oxidación con dicromato	SMEWW 5220 D
Sólidos totales disueltos	STD	mg/L	Evaporación a sequedad	SMEWW 2540 C
Sólidos totales en suspensión	STS	mg/L	Evaporación a ignición	SMEWW 2540 D
Sulfuros	S <sup>2-</sup>	mg/L	Turbidimétrico	SMEWW 4500-S2-D
Nitrógeno amoniacal	N-NH <sub>4</sub>	mg/L	Colorimétrico	SMEWW 4500-NH3 D
Nitrógeno total	N	mg/L	Colorimétrico	SMEWW 4500-N C
Fósforo total	P	mg/L	Colorimétrico	SMEWW 4500-P B
Alcalinidad	Alc	mg/L CaCO <sub>3</sub>	Titulación ácido-base	SMEWW 2320 B
Cloruros	Cl <sup>-</sup>	mg/L	Cromatografía iónica	EPA 300.0
Fosfatos		mg/L PO <sub>4</sub> -P	Colorimétrico	SMEWW 4500-P E
Nitratos		mg/L NO <sub>3</sub>	Colorimétrico	SMEWW 4500-NO3 E
Sulfatos		mg/L	Cromatografía iónica	EPA 300.0
Cianuro total	CN <sup>-</sup>	mg/L	Colorimétrico y de electrodo selectivo	SMEWW 4500-CN^-C, F
Coliformes fecales	CFec	NMP/100 mL	Membrana filtrante	SMEWW 9221 B.2.3.E.I
Coliformes totales	CTot	NMP/100 mL	Membrana filtrante	SMEWW 9221 B. 2,3,4,5a (1,3,4), 5b
Hidrocarburos totales	HC	mg/L	Cromatografía de gases	EPA 8015 C
Fenoles	Fenol	mg/L	Extracción soxhlet y extracción continua	SMEWW 5530 B, C
Cromo total	Cr	mg/L	Colorimétrico	SMEWW 3500-Cr-B
Metales totales	*	mg/L	Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES)	EPA 200.8

\*Aluminio (Al), arsénico (As), bario (Ba), boro (B), cadmio (Cd), calcio (Ca), cobre (Cu), estroncio (Sr), fósforo (P), hierro (Fe), magnesio (Mg), manganeso (Mn), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb), potasio (K), sodio (Na), vanadio (V) y zinc (Zn).

Cr, Cu, Fe, Ni, Zn, Pb, Hg, CN- y Cl<sup>-</sup>. El cálculo se realizó con la ecuación 1 (Kumar y Alappat 2005):

$$LPI = \sum_{i=1}^n w_i p_i \quad (1)$$

donde *n* es el número de parámetros de contaminantes de lixiviados (en este caso 18), *w<sub>i</sub>* es el peso del

iésimo parámetro contaminante y *p<sub>i</sub>* es la puntuación del subíndice del iésimo parámetro de contaminante del lixiviado. Estos dos últimos valores se obtienen de las tablas y figuras propuestas por Kumar y Alappat (2005).

El factor de peso (*w<sub>i</sub>*) indica la importancia individual de cada contaminante. Los factores de peso

asignados a los parámetros orgánicos, inorgánicos y de metales pesados reflejan esta jerarquización (Kumar y Alappat 2005). Los compuestos orgánicos, con factores de peso que varían entre 0.267 y 0.214, son considerados de alta relevancia debido a su impacto directo en la demanda de oxígeno y la posible presencia de patógenos. Los parámetros inorgánicos, con pesos de 0.206 a 0.187, se clasifican con una importancia media, reflejando su papel en la alteración de la calidad física y química del lixiviado. Finalmente, a pesar de su reconocida toxicidad, a los metales pesados se les asignan los menores pesos, entre 0.125 y 0.088, lo cual indica un relevancia relativamente baja en el índice total, pero no minimiza su significancia toxicológica en casos de lixiviados con concentraciones inusualmente altas.

Los valores  $p_i$  se obtienen de las curvas de calificación de cada variable, donde el valor dependerá de la concentración de cada contaminante. Los valores de  $w_i$  y  $p_i$  para este estudio se detallan en el **cuadro III**.

## Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó en el programa SPSS v. 26. La diferencia entre muestras se evaluó con la prueba de Kruskal-Wallis, y la correlación entre variables con el coeficiente de correlación Rho de Spearman.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## Caracterización de lixiviados

El **cuadro IV** especifica la caracterización de las muestras de lixiviados de El Zapallal y Portillo Grande. A pesar de que descriptivamente los rangos de los parámetros exhibieron una elevada variabilidad, estadísticamente no se encontraron diferencias significativas entre las muestras de los rellenos sanitarios para ningún parámetro. Tanto la variabilidad de los datos como la ausencia de diferencias significativas en las muestras de lixiviados pueden explicarse por varias razones.

La variabilidad en los parámetros de los lixiviados es un patrón común en este tipo de muestras (Abunama et al. 2021). En el caso de estudio, esta variabilidad también tiene relación con el sistema de operación, recolección y recirculación de lixiviados. En El Zapallal y Portillo Grande las plataformas de disposición final se componen de celdas que contienen residuos de diferentes edades, donde los recientes se disponen sobre capas de residuos antiguos. Esto ocasiona que el lixiviado de los residuos nuevos percole hacia los antiguos.

Los lixiviados generados son conducidos por canales hacia la poza de recolección, donde se mezclan lixiviados de plataformas nuevas, antiguas y cerradas. Las muestras de los lixiviados correspondientes a

**CUADRO III. PARÁMETROS PARA OBTENER EL ÍNDICE DE POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DE LIXIVIADOS (LPI) DE LOS RELLENOS SANITARIOS EL ZAPALLAL Y PORTILLO GRANDE.**

**CUADRO IV. CARACTERRIZACIÓN DE LAS MUESTRAS DE LIXIVIADOS.**

Parámetro	El Zapallal						Portillo Grande						P11			
	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
Temperatura	30.8	32.1	29.7	41.1	35.8	34.3	29.0	32.4	34.0	34.1	34.9	33.6	34.5	34.0	31.9	32.7
Conductividad eléctrica	45.0	44.4	45.8	48.4	46.9	46.3	46.6	51.7	46.5	50.6	60.1	40.6	43.7	46.5	46.5	48.5
Sólidos totales disueltos	26,840	28,380	27,300	26,660	26,280	31,650	31,680	34,690	31,040	33,520	39,650	27,830	29,580	31,410	31,610	29,670
Sólidos totales en suspensión	753	103	377	153	1,450	130	134	1,076	1,82	660	392	95	129	211	252	496
pH	8.02	8.33	7.87	8.02	7.10	8.05	8.38	7.97	8.02	7.63	6.23	7.85	8.03	8.24	8.23	7.88
Alcalinidad	15,605	18,551	15,884	22,559	16,123	14,955	18,743	14,994	19,885	20,059	22,392	19,984	17,601	17,502	15,094	24,453
Acetos y grasas	7.96	8.20	9.81	11.20	344.00	4.60	3.20	2.20	8.50	12.60	10.20	12.40	17.80	14.00	19.80	1.20
Demanda bioquímica de oxígeno	8,970	646	11,010	1,012	30,225	6,870	3,015	18,030	3,401	20,288	48,300	3,801	3,420	4,300	7,094	9,460
Demanda química de oxígeno	20,903	10,564	28,225	11,752	59,816	15,744	12,652	39,678	8,571	31,488	112,580	8,470	8,203	9,373	16,747	19,254
Hidrocarburos totales	0.600	< LD	0.900	< LD	0.500	8.898	1.550	9.514	4.499	5.670	6.607	9.201	3,675	1.633	3,986	6,547
Fenoles	184	134	174	239	111	0.100	0.066	< LD	< LD	0.099	< LD	< LD	0.075	< LD	< LD	< LD
Coliformes fecales	13	< LD	27	< LD	49	240,000	23	2,400	13	70	< LD	< LD	< LD	< LD	14	13
Coliformes totales	13	2	240	< 1.8	49	240,000	23	2,400	22	220	< LD	8	14	17	17	17
Cloruros	6,861	6,522	6,693	1,391	5,481	8,712	6,916	9,097	7,173	8,528	14,246	7,675	7,725	10,847	7,926	7,635
Fosfatos	2,86	2,76	2,66	31,20	9.95	10.79	51.08	5.12	23.94	5.47	4.54	22.76	13.57	9.79	16.47	8.86
Nitratos	8.52	8.36	8.85	6.98	8.51	0.34	0.29	0.33	0.35	0.34	426.52	0.25	0.26	0.25	0.25	0.23
Sulfatos	51.00	28.00	208.00	21.00	584.00	10.30	35.90	364.30	13.00	196.60	2,152.00	13.30	25.60	35.50	29.90	61.60
Sulfuros	11.50	< LD	12.90	< LD	17.10	35.75	0.003	4.79	7.57	10.16	< LD	3.42	3.51	0.67	9.05	17.76
Nitrogeno amoniacal	1,106	1,084	1,174	1,306	1,265	4,281	4,748	4,490	4,921	4,691	3,480	3,027	3,650	1,532	4,636	4,901
Nitrogeno total	2,857	3,054	2,977	3,792	2,897	3,903	3,194	3,025	3,324	3,298	2,561	2,234	2,823	1,163	3,233	3,603
Fósforo total	21.20	31.50	18.00	53.50	16.40	25.67	65.41	17.18	31.35	10.60	18.63	32.67	20.53	19.02	20.47	20.07
Cianuro total	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Calcio	166	20	351	15	1,704	11.2	53	443	54	430	5.859	59	30	32	41	257
Magnesio	197	42	312	37	519	150.72	20.72	407.88	102.85	376.85	1,254.16	106.13	69.03	95.65	176.18	259.04
Potasio	2,931	2,250	2,894	2,466	3,269	3,504	3,463	2,967	2,945	2,778	2,397	3,144	4,498	3,052	3,066	
Sodio	4,791	4,208	4,577	3,392	3,479	6,342	6,061	7,359	5,516	6,319	9,141	3,702	5,808	8,409	6,078	6,129
Aluminio	1,280	0,663	1,120	0,615	0,673	0,877	0,363	< LD	0,902	0,533	0,022	< LD	< LD	< LD	< LD	0,664
Arsénico	0,584	0,787	0,552	1,053	0,365	1,125	2,671	1,253	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Bario	0,200	0,387	0,205	0,364	0,477	0,197	0,527	0,238	0,031	0,032	1,102	0,459	0,051	0,110	0,003	0,135
Boro	10,10	7,86	10,20	7,32	11,60	12,10	14,20	12,96	10,46	8,93	11,78	8,83	9,88	14,50	11,24	10,59
Cadmio	0,034	0,005	0,033	0,010	0,003	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Cobre	0,003	< LD	0,001	< LD	0,100	0,211	0,124	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Cromo	0,66	1,07	0,91	1,10	0,54	0,68	0,49	0,46	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Estroncio	1,22	0,38	2,27	0,34	8,74	0,68	0,38	2,51	0,24	2,50	23,92	0,41	0,04	0,26	0,34	1,02
Fierro	26,00	5,30	31,00	2,70	109,00	8,54	8,88	23,57	1,56	19,88	154,62	4,47	3,42	6,56	11,57	22,65
Manganoso	0,62	0,13	0,90	0,08	13,46	0,28	0,32	3,53	< LD	3,71	180,08	< LD	< LD	< LD	< LD	1,36
Mercurio	< LD	< LD	< LD	0,0003	0,0003	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Níquel	0,45	0,37	0,44	0,43	0,54	0,47	0,51	0,80	< LD	< LD	2,16	< LD	< LD	< LD	< LD	
Pbomo	0,077	0,022	0,052	0,029	0,075	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Vanadio	0,681	1,21	0,637	0,415	0,362	0,994	1,076	0,693	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	
Zinc	0,129	0,446	0,056	0,649	0,077	0,129	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	

< LD: menor al límite de detección, < 0,0018 para sulfuros, < 0,008 para cianuro, < 1,8 para coliformes totales, < 0,009 para hidrocarburos, < 0,001 para fenoles, plomo y arsénico, < 0,003 para aluminio, < 0,0002 para cadmio y zinc, < 0,0005 para manganeso, < 0,00007 para mercurio, < 0,0004 para níquel.

drenes superficiales recogen los efluentes de los residuos dispuestos recientemente. Las muestras superficiales pueden considerarse como lixiviados jóvenes (menores a cinco años), y las de partes inferiores como intermedios (entre cinco y 10 años) o viejos (mayores a 10 años) (Teng et al. 2021).

Por otro lado, la ausencia de diferencias significativas puede deberse a que ambos sitios están ubicados en la misma ciudad, donde las condiciones climáticas y el tipo de residuos recibidos son similares. Los dos rellenos tienen un tiempo de operación mayor a 30 años. Además, ambos vertederos han sido operados por la misma empresa, con un manejo técnico muy similar.

La conductividad eléctrica (CE) varió entre 40.6 y 60.1 mS/cm. Vahabian et al. (2019) reportan valores promedio de 34.49 mS/cm en lixiviados de rellenos activos y 156.35 mS/cm en rellenos cerrados. Sin embargo, otros autores reportan que la CE en lixiviados de rellenos activos es mayor que en rellenos cerrados (Abu-Daabes et al. 2013, Hussein et al. 2019, Wdowczyk y Szymańska-Pulikowska 2020). En el caso de estudio, la concentración elevada de cationes de Ca, Mg y Na podría ser la principal responsables de la CE en la muestra.

El pH de las muestras varió entre 6.23 y 8.38. El lixiviado de rellenos jóvenes tendrá un pH menor a 6.6, mientras que en rellenos con mayor tiempo de operación > a 10 años presentarán valores mayores a 7.5 (Singh et al. 2016, Nájera-Aguilar et al. 2019). Con el tiempo, el pH del lixiviado aumenta de ligeramente ácido a un valor alcalino, a medida que la operación continúa y se estabiliza (Hussein et al. 2019). En el caso de estudio, debido a que ambos sitios continuaban en operación, se espera que el pH no disminuya y más bien tienda hacia la alcalinidad. Esto se debe a que la proporción de residuos viejos y estabilizados respecto a los residuos recién depositados es alta (Demirbilek et al. 2013).

Los sólidos totales disueltos (STD) se mantuvieron elevados, entre 26660 y 39650 mg/L, lo que indica que los compuestos orgánicos han sufrido procesos de mineralización. En un relleno sanitario antiguo, ha habido más tiempo para que los procesos de degradación y mineralización ocurran, lo que puede reflejarse en valores elevados de STD.

La concentración de la demanda biológica de oxígeno ( $DBO_5$ ) (646-43 800 mg/L) y la demanda química de oxígeno (DQO) (8571-112 580 mg/L) evidencia la elevada carga orgánica del lixiviado. La variabilidad en el rango de los valores de  $DBO_5$  y DQO tiene relación con el estado de maduración del lixiviado. Los lixiviados recolectados de plataformas cerradas o inferiores están más degradados

que aquellos recolectados de los drenes superficiales. Los primeros tendrán una menor carga orgánica que los segundos.

La relación  $DBO_5/DQO$  indica la proporción de los compuestos orgánicos biodegradables en el lixiviado. Una relación mayor a 0.4 indica que el lixiviado está en la fase ácida, y una relación menor a 0.1 indica que el contenido orgánico del lixiviado es difícilmente biodegradable (Ehrig 1989). En este estudio la relación  $DBO_5/DQO$  en 10 de las 11 de las muestras de lixiviado de Portillo Grande fue mayor a 0.4.

El contenido promedio de  $SO_4^{2-}$  fue de 178.40 y 267.09 mg/L en El Zapallal y Portillo Grande, respectivamente. Estos valores bajos son usuales en rellenos sanitarios activos (Wdowczyk y Szymańska-Pulikowska 2020, 2021), mientras que en rellenos sanitarios cerrados el valor es mayor. En los vertederos cerrados no hay entradas adicionales de material, por lo que las condiciones son más estables y permiten que los procesos anaerobios continúen durante períodos más largos. Los microorganismos anaerobios dominan y descomponen los residuos restantes (Wdowczyk y Szymańska-Pulikowska 2020, 2021). Durante estos procesos, los sulfatos presentes en los residuos se convierten en ácido sulfúrico y otros compuestos de azufre (Demirbilek et al. 2013) que pueden ser liberados al lixiviado, lo que resulta en una concentración más alta.

La concentración de  $N-NH_4^+$  (1048-4901 mg/L) también es elevada. Este contaminante es uno de los más persistentes a largo plazo (Wdowczyk y Szymańska-Pulikowska 2021). Entre otros factores, su concentración podría estar relacionada con procesos de desaminación durante la descomposición de compuestos orgánicos (Arunbabu et al. 2017) y las condiciones anaerobias dentro de las plataformas de residuos. La concentración de nitratos por su parte se mantuvo baja, entre 0.29 y 8.85 g/L en 11 de las 10 muestras, con una muestra de 426.52 mg/L. Estos resultados también son indicadores de condiciones reductoras, probablemente facilitadas por el clima seco y árido.

Los principales cationes presentes en el lixiviado, de mayor a menor concentración, son  $Na^+ > K^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+} > P$ . El  $Na^+$  tuvo valores de 3392 a 6342 mg/L. El  $K^+$  varió de 2250 a 4498 mg/L. El contenido promedio de  $Mg^{2+}$  (275 mg/L) fue menor al de  $Ca^{2+}$  (670 mg/L). Los cationes de  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  y  $Ca^{2+}$  podrían provenir de los residuos de plantas u otras fuentes orgánicas (Naveen et al. 2017). De igual modo, los cationes de  $Na^+$  y  $Ca^{2+}$  podrían provenir de residuos de construcción, como cemento (Nyakungu y Mbera 2013). En los

rellenos sanitarios de estudio, una práctica común para estabilizar las plataformas consistía en colocar capas de residuos de construcción. En el caso del P, los detergentes podrían ser otra fuente (Edge 2018).

Las concentraciones de As solamente se detectaron en las muestras que corresponden a los lixiviados de las plataformas antiguas. En las plataformas superiores, las concentraciones de As no fueron detectables. Lo mismo ocurrió en el caso del Cr y el Sn. Las fases disueltas de los metales predominan en los lixiviados jóvenes, este fue el caso del Cr hexavalente que fue detectable en los lixiviados de las plataformas superiores (OEFA 2021).

Las muestras presentan concentraciones elevadas de Fe (1.56-154.62 mg/L). Sin embargo, la mayoría resultaron con valores por debajo del límite de detección de metales pesados (como As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, V y Zn). La alta concentración de Fe podría provenir de la disposición de residuos metálicos, de productos envasados en hojalata (Agbesie et al. 2020), o de materiales construcción (Wdowczyk y Szymańska-Pulikowska 2021). Este resultado es de esperarse en rellenos sanitarios de larga operación como los del caso de estudio. En un pH que tiende hacia la alcalinidad los metales serán menos solubles; además, podrían estar ocurriendo reacciones de adsorción y precipitación que reducen la concentración de metales en la fase líquida (Hussein et al. 2019).

### Índices de contaminación de lixiviados

El cuadro V presenta los LPI para las muestras de los rellenos sanitarios El Zapallal y Portillo Grande. Se puede observar que los índices varían entre 27.08 y 35.86. Los parámetros que más contribuyeron a los LPI fueron, en orden de importancia: N-NH<sub>4</sub>, DQO, N total, DBO<sub>5</sub>, STD y Cl<sup>-</sup>. Lo anterior indica la elevada concentración de N y contaminantes orgánicos en el lixiviado. En la figura 2 se comparan los índices LPI de este estudio con los de otros lugares alrededor del mundo. Todos los LPI provienen de rellenos activos.

El Zapallal y Portillo Grande tienen niveles de contaminación similares o incluso superiores a los de Bangalore, India y Pillar Point, Hong Kong. El alto valor del LPI de las muestras de los rellenos sanitarios de estudio (30 en promedio) es un indicador de la toxicidad del lixiviado y de su capacidad de contaminación en caso de ser descargado sin el tratamiento adecuado (Ofomola et al. 2017). Considerando la clasificación de los LPI propuesta por Abunama et al. (2021), el LPI de los rellenos sanitarios en estudio es alto (> 26.5), con un elevado potencial de toxicidad y poca estabilización.

El cuadro VI presenta la correlación entre los 18 parámetros utilizados para calcular el índice LPI. Cada coeficiente de correlación fluctúa en un rango de -1 a 1 e indica la fuerza y la dirección de la relación lineal entre dos variables.

La correlación entre DBO<sub>5</sub> y DQO fue significativa y muy fuerte (0.86). Este comportamiento es de esperarse dado que ambos parámetros miden la materia orgánica del lixiviado (Abunama et al. 2021). El DQO también presentó una correlación significativa muy fuerte con el Fe (0.92). Naveen et al. (2017) reportaron resultados similares. La correlación entre la DBO<sub>5</sub> y DQO y los STD fue muy débil (0.26 y 0.24 respectivamente). Abunama et al. (2021) también presentaron valores bajos de correlación entre estos dos parámetros.

En el análisis de Abunama et al. (2021) el pH presentó una correlación negativa con la mayoría de los parámetros. En este estudio se observa una correlación negativa significativa con DBO<sub>5</sub> (-0.75), DQO (-0.58) y Fe (-0.53). En el caso de los metales pesados, aunque la correlación no fue significativa, sí fue negativa. Como explican Abunama et al. (2021), este comportamiento indica una conexión entre el pH del lixiviado y la concentración de metales. Por tanto, a menor pH aumentará la solubilidad de los metales. Los autores finalizan explicando que a medida que aumenta el pH, disminuye la concentración de Pb, Hg y Cd.

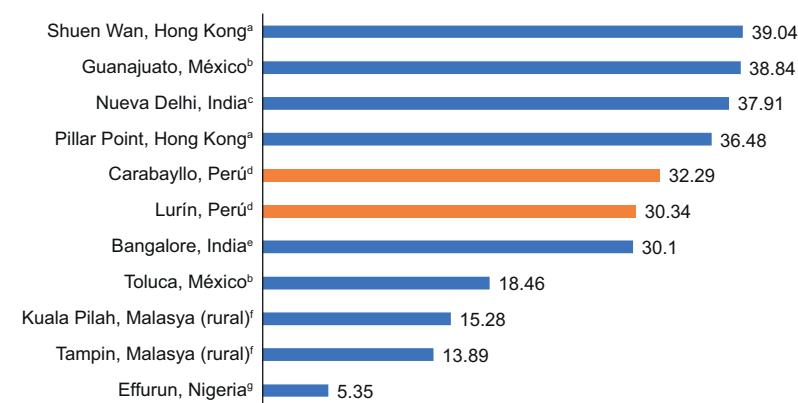
Abunama et al. (2021) reportan la correlación más alta entre N total y N-NH<sub>4</sub>. En este estudio la correlación entre ambos parámetros no fue significativa.

La correlación entre Cl<sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub> no fue significativa, de manera similar a lo reportado por Naveen et al. (2017). La correlación positiva y significativa (0.82) entre Cl<sup>-</sup> y STD sugiere que la presencia de cloruros en el lixiviado está asociada con un alto contenido de sólidos disueltos. La concentración de Cl<sup>-</sup> y STD de las muestras fue, en promedio, de 30 487 y 7714 mg/L, respectivamente. Los Cl<sup>-</sup> son una de las sales solubles más comunes en los lixiviados, provenientes de diversas fuentes dentro de los desechos en los vertederos, como productos de limpieza domésticos y plásticos (Lu et al. 2019); además, son altamente solubles en agua, lo que significa que se disuelven fácilmente en el lixiviado, con lo que podrían estar contribuyendo a los STD.

La correlación negativa es significativa y fuerte entre fenol y N-NH<sub>4</sub> (-0.78). El fenol es un compuesto orgánico producido por la degradación de diversos productos y materiales presentes en los residuos, como los plásticos. Por otro lado, el N-NH<sub>4</sub> se produce durante la descomposición de la materia

**CUADRO V.** ÍNDICE DE POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DE LIXIVIADOS (LPI) DE LOS RELLENOS SANITARIOS EL ZAPALLAL Y PORTILLO GRANDE.

Parámetro	El Zapallal							Portillo Grande								
	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
pH	0.275	0.275	0.275	0.275	0.275	0.275	0.275	0.275	0.275	0.275	0.385	0.275	0.275	0.275	0.275	
Demandra bioquímica de oxígeno	3.965	1.281	4.575	1.83	4.88	3.538	2.44	4.453	2.623	4.331	4.819	2.684	2.562	4.453	3.721	3.965
Demandra química de oxígeno	5.084	4.65	5.394	4.65	5.89	4.774	4.65	5.27	4.402	5.084	6.014	4.402	4.34	3.1	4.712	4.774
Sólidos totales disueltos	3.1	3.3	3.2	3.1	3.1	3.7	3.7	4.05	3.65	3.85	4.5	3.2	3.4	3.65	3.65	3.4
Nitrógeno amoniacal	5.049	5.049	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1
Nitrógeno total	4.982	5.194	5.088	5.3	5.035	0.53	5.247	5.194	5.3	5.3	4.664	4.187	4.982	1.961	5.247	5.3
Cloruros	3.12	2.976	3.024	0.48	2.4	4.032	3.12	3.792	4.08	3.216	4.8	3.504	3.552	4.512	3.648	3.504
Cianuro total	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29
Coliformes totales	1.976	0.52	2.912	0.26	2.08	5.2	1.352	3.9	1.3	2.652	0.26	0.884	1.196	1.248	1.248	1.248
Fenoles	3.648	3.42	3.648	3.99	3.249	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285	0.285
Arsénico	0.305	0.3294	0.305	0.427	0.305	0.366	0.915	0.427	0.305	0.305	0.305	0.305	0.305	0.305	0.305	0.305
Cobre	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.3	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Cromo	0.3392	0.384	0.384	0.384	0.3328	0.384	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32
Fierro	0.225	0.225	0.225	0.225	0.315	0.225	0.225	0.27	0.225	0.225	0.315	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225
Mercurio	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31
Níquel	0.286	0.2808	0.286	0.286	0.3172	0.26	0.26	0.312	0.26	0.26	0.364	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26
Plomo	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315	0.315
Zinc	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
LPI	33.80	29.33	35.86	27.75	34.72	30.11	29.38	35.09	29.57	32.65	33.58	27.08	28.25	27.14	30.44	30.41



**Fig. 2.** Comparación del índice de potencial de contaminación del lixiviado (LPI). Datos tomados de (a) Kumar y Alappat (2005), (b) Guerrero-Rodríguez et al. (2014), (c) Sharma et al. (2008), (d) este estudio, (e) Naveen et al. (2017), (f) Hussein et al. (2019), (g) Agbozu et al. (2015).

**CUADRO VI.** MATRIZ DE CORRELACIÓN ENTRE LOS 18 PARÁMETROS DEL ÍNDICE DE POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DEL LIXIVIADO (LPI).

Parámetros*	pH	DBO <sub>5</sub>	DQO	STD	N-NH <sub>4</sub>	N Total	Cl-	CTot	Fenol	As	Cu	Cr	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn
pH	1.00																
Demandas bioquímicas de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	-0.75***	1.00															
Demandas químicas de oxígeno (DQO)	-0.58*	0.86***	1.00														
Sólidos totales disueltos (STD)	0.07	0.26	0.24	1.00													
Nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>4</sub> )	0.04	0.04	-0.06	0.63**	1.00												
Nitrógeno total (N)	0.19	-0.21	0.04	0.10	0.46	1.00											
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	-0.06	0.38	0.12	0.82***	0.41	-0.24	1.00										
Coliformes totales (CTot)	-0.03	0.35	0.32	0.29	0.36	0.31	0.18	1.00									
Fenoles (Fenol)	0.06	-0.09	0.20	-0.53*	-0.78***	-0.01	-0.54*	-0.22	1.00								
Arsénico (As)	0.35	-0.23	0.17	-0.05	-0.24	0.31	-0.35	0.29	0.51*	1.00							
Cobre (Cu)	0.26	0.05	0.25	0.24	0.04	0.13	0.03	0.55*	0.20	0.71**	1.00						
Cromo (Cr)	0.21	-0.25	0.13	-0.47	-0.61*	0.29		0.05	0.84***	0.85***	0.43	1.00					
Fierro (Fe)	-0.53*	0.87***	0.92***	0.14	-0.18	-0.24	0.13	0.26	0.21	0.02	0.28	0.05	1.00				
Mercurio (Hg)	-0.25	0.00	0.16	-0.57*	-0.33	0.16	-0.57*	-0.14	0.47	0.30	-0.25	0.44	0.00	1.00			
Níquel (Ni)	-0.20	0.37	0.64**	0.14	-0.27	-0.07	-0.04	0.17	0.49	0.63**	0.59*	0.50*	0.60*	0.26	1.00		
Plomo (Pb)	0.45	-0.58*	-0.35	-0.07	-0.21	0.20	-0.16	-0.62*	0.26	0.29	-0.06	0.29	-0.45	-0.05	-0.12	1.00	
Zinc (Zn)	-0.26	0.09	0.36	-0.40	-0.71**	-0.14	-0.45	-0.54*	0.80***	0.28	-0.14	0.57*	0.32	0.47	0.50*	0.32	1.000

\*El cianuro no se contabilizó porque todas las muestras arrojaron valores menores al límite de detección; \*\*p < 0.05; \*\*\*p < 0.01.

orgánica por microorganismos. Un aumento en la concentración de fenoles puede indicar una mayor actividad de degradación, que también estaría agotando la materia orgánica y, por lo tanto, reduciendo la formación de amonio. Sin embargo, es importante notar que en siete de las 11 las muestras de Portillo Grande no se detectó la presencia de fenoles.

De manera similar a lo reportado por Naveen et al. (2017) y Abunama et al. (2021), se observa una

alta correlación alta, positiva y significativa entre los metales As y Cu (0.71) y As y Ni (0.63), como era de esperarse. Abunama et al. (2021) explican que esta correlación sugiere un comportamiento químico y fuentes similares entre estos componentes. Estos metales en particular pueden provenir de varias fuentes dentro de un vertedero. Algunas son los residuos electrónicos (que a menudo contienen As, Cu, Ni y Zn), baterías, pinturas y pigmentos (que

pueden contener As y Cu), así como galvanoplastia y procesamiento de metales (que pueden liberar Zn y Ni) (Yang et al. 2019, Li y Achal 2020).

Finalmente, el parámetro CTot tuvo una correlación negativa y significativa con Pb (-0.62) y Zn (-0.54), de manera similar a lo reportado por Abu-nama et al. (2021).

### Implicaciones de la recirculación de lixiviados en los rellenos de estudio

La recirculación de lixiviados es una práctica común en los rellenos sanitarios tipo biorreactor, en los que se recirculan líquidos y (a veces) oxígeno para fomentar la degradación de los residuos. Este método supone una mejora respecto a los rellenos convencionales, donde los residuos están secos y en condiciones que no promueven la degradación (Ma et al. 2021). La recirculación de lixiviados presenta una serie de ventajas que, a largo plazo, promueve la sostenibilidad de los rellenos sanitarios (Sandoval-Cobo et al. 2022).

La recirculación de lixiviados limita los costos de operación, facilita el asentamiento de los residuos, estabiliza la composición química de los lixiviados, disminuye la cantidad de lixiviados generados (Ma et al. 2021) y aumenta la generación del metano (Sandoval-Cobo et al. 2022). A pesar de que en este tipo de rellenos la inversión inicial es mayor, los costos de operación se reducen en casi 58 %. Se estima que al recircular el 25 % del lixiviado, los costos de tratamiento de los residuos pueden disminuir en un 37 % (Zhang et al. 2023). Además, el proceso de compactación de los residuos reduce la porosidad, aumentando la densidad y limitando la infiltración. Respecto a la composición química, la recirculación disminuye la carga orgánica y por tanto el potencial de contaminación a largo plazo (Sandoval-Cobo et al. 2022).

En los rellenos en estudio las condiciones climáticas favorecen la recirculación. El clima desértico no aporta agua a los residuos y mantiene al mínimo el volumen de lixiviados generados. El tratamiento de los lixiviados implica un gran costo de inversión y operación que podría justificarse en caso de que se generen grandes cantidades de lixiviados y/o exista la posibilidad de recuperar recursos valiosos, como por ejemplo metales (Lee et al. 2022). El tratamiento comprende la cadena de procesos biológicos, químicos o fisicoquímicos destinados a disminuir los niveles de concentración de contaminantes en el lixiviado hasta alcanzar los valores permitidos para su descarga (Teng et al. 2021). Sin embargo, en los casos de estudio, al tratarse de lixiviados provenientes

de residuos municipales, y dado el bajo contenido de metales, no existen compuestos de interés para su recuperación.

El análisis de la caracterización química de las muestras de lixiviados sugiere que la recirculación acelera la tasa de biodegradación de la materia orgánica, reduciendo la cantidad de metales pesados en solución y aumentando la CE. Este aumento en la biodegradación podría explicar la elevada carga orgánica del lixiviado. Al circular en un ambiente con pH alcalino, los metales podrían precipitarse o ser adsorbidos por los residuos (Lee et al. 2022). Ambos procesos reducen la concentración de metales en el lixiviado. La recirculación podría disolver aún más compuestos solubles, aumentando la concentración de iones en el lixiviado.

Los cationes de Ca, Mg y Na y los aniones de Cl<sup>-</sup> son solubles y su concentración puede aumentar a medida que recirculan a través del relleno. De igual modo, el contenido de cloruros puede ser un factor importante en la liberación de metales. Los cloruros afectan la movilidad de los metales al enlazarlos con ácidos húmicos. Se ha reportado que la recirculación de lixiviados reduce la capacidad de lixiviación de metales como el Cu o el Zn. También se ha demostrado que, durante la etapa de metanogénesis, la recirculación de lixiviados reduce la cantidad de metales lixiviados (Lee et al. 2022).

A pesar de las ventajas de la recirculación de lixiviados, en El Zapallal y Portillo Grande esta práctica no es recomendable dado que las plataformas carecen de sistemas de impermeabilización. En estas condiciones, la recirculación promueve la infiltración de lixiviados. Los estudios realizados por la OEFA revelan que en ninguno de los dos sitios existe una barrera geológica que prevenga el transporte de lixiviados. Lo más preocupante es que los estudios geológicos y geofísicos muestran indicios de plumas de desplazamiento y de infiltraciones en el subsuelo (OEFA 2021, 2022). Aunque en ninguno de los dos sitios hay evidencia de acuíferos saturados o no saturados, el subsuelo presenta condiciones idóneas para la saturación. En el caso de El Zapallal el subsuelo es más poroso y tiene fallas geológicas (OEFA 2021) que pueden permitir el paso de contaminantes, aumentando así el riesgo de contaminación de la cuenca.

### CONCLUSIONES

En este estudio se analizó la caracterización detallada de los lixiviados de los rellenos sanitarios El

Zapallal y Portillo Grande de Lima, Perú y se aplicó el LPI. Las muestras de lixiviados en ambos vertederos tienen elevada CE, pH alcalino y alto contenido de STD, los cuales son indicadores de procesos de mineralización y una baja concentración de metales. También se caracterizan por una elevada carga orgánica y alta concentración de N-NH<sub>4</sub>, ambos productos de la descomposición de la materia orgánica. Estas características son indicios de un relleno activo y en operación donde aún existe una elevada carga orgánica en proceso de descomposición y estabilización. En comparación con otros rellenos en operación y antiguos (con un tiempo de operación mayor a 10 años), las muestras de estudio tienen elevada CE y altas concentraciones de Cl<sup>-</sup>, Ca, Mg y Na. El LPI indica que el lixiviado es altamente tóxico y poco estabilizado.

Si bien la recirculación puede ser una opción atractiva en algunos contextos, debe implementarse y monitorearse cuidadosamente para minimizar los riesgos ambientales. A largo plazo, aumenta la toxicidad del lixiviado y probablemente la concentración de metales dentro de las plataformas de residuos. Además, si el lixiviado llegara a escapar del sistema de recirculación, podría tener un impacto grave en el ambiente, incluyendo la contaminación del agua subterránea. Por su parte, el tratamiento de lixiviados reduce la concentración de contaminante y minimiza los riesgos de contaminación del agua subterránea. A pesar de ello, es un proceso costoso en términos de operación y mantenimiento, además de generar residuos peligrosos. La elección entre la recirculación y el tratamiento dependerá de factores específicos del sitio, incluyendo las características del lixiviado, las condiciones geológicas e hidrogeológicas, el marco legal y los recursos disponibles para la gestión del relleno sanitario.

En El Zapallal y Portillo Grande, debido a la ausencia de un sistema de impermeabilización en las plataformas, la recirculación está promoviendo el desplazamiento e infiltración de los lixiviados. En los dos rellenos el subsuelo presenta condiciones idóneas para la saturación, y en El Zapallal el subsuelo es más poroso con fallas geológicas que aumentan el riesgo de contaminación de la cuenca.

## AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi agradecimiento al M.Sc. Norvin Requena Sánchez por la orientación en la concepción de la investigación y por señalar los datos necesarios para su realización.

## REFERENCIAS

- Abu-Daabes M., Qdais H.A. y Alsyouri H. (2013). Assessment of heavy metals and organics in municipal solid waste leachates from landfills with different ages in Jordan. *Journal of Environmental Protection* 4 (4), 344-352. <https://doi.org/10.4236/jep.2013.44041>
- Abunama T., Moodley T., Abualqumboz M., Kumari S. y Bux F. (2021). Variability of leachate quality and polluting potentials in light of leachate pollution index (LPI) – A global perspective. *Chemosphere* 282, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131119>
- Agbesie A.A., Adjei R., Anokye J. y Banunle A. (2020). Municipal waste dumpsite: Impact on soil properties and heavy metal concentrations, Sunyani, Ghana. *Scientific African* 8, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00390>
- Agbozu I.E., Oghama O.E. y Akinyemi O.O. (2015). Leachate contamination potential of a waste dumpsite in Effurun city, southern Nigeria using the leachate pollution index. *African Journal of Science, Technology, Innovation and Development* 7 (4), 220-229. <https://doi.org/10.1080/20421338.2015.1069934>
- Arunbabu V., Indu K.S. y Ramasamy E.V. (2017). Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management* 68, 329-336. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.012>
- Demirkilek D., Öztüfekçi Önal A., Demir V., Uslu G. y Arslanoglu-Isik H. (2013). Characterization and pollution potential assessment of Tunceli, turkey municipal solid waste open dumping site leachates. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (11), 9435-9449. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3263-7>
- Edge (2018). Análisis de ciclo de vida detergentes Omo, Rins y Drive, de Unilever. Edge Chile SpA. Informe. Santiago, Chile, 16 pp.
- Ehrig H.-J. (1989). Water and element balances of landfills. En: *Lecture notes in earth sciences* (Reitner J., Trauth M.H., Stüwe K. y Yuen D.A., Eds.). Springer, Berlín, Alemania, 83-115. <https://doi.org/10.1007/BFb0011259>
- Florian J.L. (2022). Impacto del lixiviado del relleno sanitario de Cajamarca en la calidad del agua del río cajamarquino, distrito de Jesús, en el año 2021. Tesis de Maestría. Escuela de Posgrado y Estudios Continuos, Universidad Privada del Norte. Cajamarca, Perú, 81 pp.
- Guerrero-Rodríguez D., Sánchez-Yáñez J.M., Buenrostro-Delgado O. y Márquez-Benavides L. (2014). Phytotoxic effect of landfill leachate with different pollution indexes on common bean. *Water, Air, and Soil Pollution* 225 (6), 1-7. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2002-1>

- Hussein M., Yoneda K., Zaki Z. Mohd., Othman N. y Amir A. (2019). Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 12, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>
- Irigoin S. y Zaldívar J.E. (2018). Clarificación fisicoquímica de lixiviados mediante procesos de coagulación, floculación y sedimentación del botadero municipal de la provincia de Moyobamba, 2016. Tesis de Grado. Facultad de Ecología, Universidad Nacional de San Martín. Moyobamba, Perú, 101 pp.
- Kale C. y Gökçek M. (2020). A techno-economic assessment of landfill gas emissions and energy recovery potential of different landfill areas in Turkey. *Journal of Cleaner Production* 275, 122946. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122946>
- Karimi N., Ng K.T.W. y Richter A. (2021). Prediction of fugitive landfill gas hotspots using a random forest algorithm and Sentinel-2 data. *Sustainable Cities and Society* 73, 103097. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103097>
- Kaza S., Yao L., Bhada-Tata P. y van Woerden F. (2018). What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050. Banco Mundial. Informe. Washington, Estados Unidos, 272 pp. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Kumar D. y Alappat B.J. (2004). Selection of the appropriate aggregation function for calculating leachate pollution index. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 8 (4), 253-264. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-025X\(2004\)8:4\(253\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-025X(2004)8:4(253))
- Kumar D. y Alappat B.J. (2005). Analysis of leachate pollution index and formulation of sub-leachate pollution indices. *Waste Management and Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy* 23 (3), 230-239. <https://doi.org/10.1177/0734242X05054875>
- Lee H., Coulon F., Beriro D.J. y Wagland S.T. (2022). Recovering metal(loids) and rare earth elements from closed landfill sites without excavation: Leachate recirculation opportunities and challenges. *Chemosphere* 292, 133418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133418>
- Li W. y Achal V. (2020). Environmental and health impacts due to e-waste disposal in China – A review. *Science of The Total Environment* 737, 139745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139745>
- Lu P., Huang Q., Bourtsalas A.C., Themelis N.J., Chi Y., y Yan J. (2019). Review on fate of chlorine during thermal processing of solid wastes. *Journal of Environmental Sciences* 78, 13-28. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.09.003>
- Ma J., Li Y. y Li Y. (2021). Effects of leachate recirculation quantity and aeration on leachate quality and municipal solid waste stabilization in semi-aerobic landfills. *Environmental Technology and Innovation* 21, 101353. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101353>
- MINAM (2023). Indicadores RSS año 2022. Dirección General de Gestión de Residuos Sólidos, Ministerio del Ambiente del Perú [en línea]. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiM2FiNGExY2ItZmIyOS00NT-gxLThiOTAtMDg3YzdiNzlmNjQzIwidCI6IjBlMmFiZjRILWEzJzUtNDFlZi1iOWE0LWM5YWE2ZGQ1NTE4MCJ9> 15/08/2023
- Nájera-Aguilar H.A., Gutiérrez-Hernández R.F., Bautista-Ramírez J., Martínez-Salinas R.I., Escobar-Castillejos D., Borraz-Garzón R., Rojas-Valencia M.N. y Giácomo-Vallejos G. (2019). Treatment of low biodegradability leachates in a serial system of aged refuse-filled bioreactors. *Sustainability* 11 (11), 1-16. <https://doi.org/10.3390/su11113193>
- Naveen B.P., Mahapatra D.M., Sitharam T.G., Sivapullaiah P.V. y Ramachandra T.V. (2017). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution* 220, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>
- Nyakungu T. y Mbera S. (2013). Assessment of the impact waste water disposal on cations in Ruwa river, Zimbabwe. *International Journal of Engineering and Applied Sciences* 4 (6), 55 -61.
- Obersteiner G., Binner E., Mostbauer P. y Salhofer S. (2007). Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. *Waste Management* 27 (8), S58-S74. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.018>
- OEFA (2021). Evaluación ambiental de causalidad en el área de influencia del relleno sanitario El Zapallal administrado por Innova Ambiental S.A., en el 2021. Organización de Evaluación y Fiscalización Ambiental. Informe. Lima, Perú, 225 pp.
- OEFA (2022). Evaluación ambiental de causalidad en el ámbito de influencia del relleno sanitario Portillo Grande administrado por Innova Ambiental S.A., en el departamento de Lima, en el 2022. Organización de Evaluación y Fiscalización Ambiental. Informe. Lima, Perú, 255 pp.
- Ofomola M.O., Umayah O.S. y Akpoyibo O. (2017). Contamination assessment of dumpsites in Ughelli, Nigeria using the leachate pollution index method. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 21 (1), 77-84. <https://doi.org/10.4314/jasem.v21i1.8>
- Sandoval-Cobo J., Caicedo-Concha D., Marmolejo-Rebellón L., Torres-Lozada P. y Fellner J. (2022). Evaluation of leachate recirculation as a stabilisation strategy for landfills in developing countries. *Energies* 15 (17), 6494. <https://doi.org/10.3390/en15176494>

- Segura P. y Rocha W.A. (2019). Eficiencia de remoción de contaminantes de lixiviados generado en un relleno sanitario, mediante un biodigestor y humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal a través de la especie macrófita emergente carizo (*Phragmites australis*). Tesis de Grado. Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión. Lima, Perú, 223 pp.
- SENAMHI. (2021). Climas del Perú. Mapa de clasificación climática nacional. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. Informe. Lima, Perú, 128 pp.
- Sharma A., Meesa S., Pant S., Alappat B.J. y Kumar D. (2008). Formulation of a landfill pollution potential index to compare pollution potential of uncontrolled landfills. *Waste Management and Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy* 26 (5), 474-483. <https://doi.org/10.1177/0734242X07086515>
- Singh S., Raju N.J., Gossel W. y Wycisk P. (2016). Assessment of pollution potential of leachate from the municipal solid waste disposal site and its impact on groundwater quality, Varanasi environs, India. *American Journal of Geosciences* 9 (2), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2131-x>
- Teng C., Zhou K., Peng C. y Chen W. (2021). Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research* 203, 117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>
- Tenodi S., Krčmar D., Agbaba J., Zrnić K., Radenović M., Ubavin D. y Dalmacija B. (2020). Assessment of the environmental impact of sanitary and unsanitary parts of a municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Management* 258, 110019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110019>
- Ticona-Carrizales L. y Apaza-Panca C.M. (2020). Evaluación del impacto de la contaminación de los residuos sólidos sobre suelo y agua del botadero sanitario de Cancharani Puno. *Ñawparisun, Revista de Investigación Científica de Ingeniería* 2 (4), 29-36.
- Vahabian M., Hassanzadeh Y. y Marofi S. (2019). Assessment of landfill leachate in semi-arid climate and its impact on the groundwater quality case study: Hamedan, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 191 (2), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7215-8>
- Vaverková M.D. (2019). Landfill impacts on the environment – Review. *Geosciences* 9 (10), 431. <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431>
- Wdowczyk A. y Szymańska-Pulikowska A. (2020). Differences in the composition of leachate from active and non-operational municipal waste landfills in Poland. *Water* 12 (11), 3129. <https://doi.org/10.3390/w12113129>
- Wdowczyk A. y Szymańska-Pulikowska A. (2021). Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 221, 112434. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112434>
- Zhang G., Liu K., Lv L., Gao W., Li W., Ren Z., Yan W., Wang P., Liu X. y Sun L. (2023). Enhanced landfill process based on leachate recirculation and micro-aeration: A comprehensive technical, environmental, and economic assessment. *Science of The Total Environment* 857, 159535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159535>
- Yang S., He M., Zhi Y., Chang S. X., Gu B., Liu X. y Xu J. (2019). An integrated analysis on source-exposure risk of heavy metals in agricultural soils near intense electronic waste recycling activities. *Environment International* 133, 105239. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105239>

## MATERIAL COMPLEMENTARIO

### S. 1. Justificación de la selección de los parámetros de estudio

En la metodología adoptada para el presente estudio, se evaluaron diversos parámetros químicos y físicos para caracterizar los lixiviados de los rellenos sanitarios. Se seleccionaron tales parámetros por su relevancia en el diagnóstico de la calidad ambiental y el potencial impacto en la salud pública. La complejidad de la composición y el tratamiento de los lixiviados hace necesaria una caracterización detallada de los mismos (Baettker et al. 2020).

Se incluyeron la temperatura y el pH, fundamentales para entender las condiciones básicas del lixiviado (Teng et al. 2021). La conductividad eléctrica fue medida para estimar la concentración de iones solubles, un indicador de la capacidad del lixiviado para transportar contaminantes.

Los aceites y grasas, así como la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), fueron analizados para cuantificar la carga orgánica, crucial para apreciar los procesos de descomposición en los residuos y su potencial para generar contaminación (Baettker et al., 2020). Los sólidos totales disueltos y los sólidos totales en suspensión proporcionan información adicional sobre la materia no filtrable y la carga particulada del lixiviado (Moody y Townsend 2017).

Asimismo, se incluyeron parámetros específicos de nitrógeno y fósforo, los cuales son nutrientes que pueden eutrofizar cuerpos de agua si se liberan inadecuadamente (Teng et al., 2021). La alcalinidad, así como la presencia de cloruros, fosfatos, nitratos y sulfatos, se determinaron debido a su influencia en la calidad química del agua (Pazoki y Ghasemzadeh 2020) y su capacidad para afectar la vida acuática y la potabilidad del agua.

La presencia de metales totales se incluyó en la evaluación debido a su alta toxicidad y capacidad de acumulación en la cadena alimenticia (Baettker et al. 2020). Se prestó especial atención al cromo total y al cianuro total por su toxicidad aguda y su regulación estricta en las normativas ambientales (Gomase et al. 2024).

Finalmente, los coliformes fecales y totales se midieron como indicadores de contaminación microbiológica (Pazoki y Ghasemzadeh 2020), lo que puede tener consecuencias directas en la salud humana y la higiene del entorno.

La elección de estos parámetros responde a la necesidad de proporcionar una visión integral del estado de los lixiviados y su potencial de contaminación, respaldando así el empleo del Índice de Potencial de Contaminación del Lixiviado (LPI) como herramienta de evaluación en este estudio (Arunbabu et al. 2017).

#### **CUADRO S1. DETALLE DE LA CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS.**

#### CUADRO S1. DETALLE DE LA CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS.

#### **CUADRO S1. DETALLE DE LA CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS.**

#### CUADRO S1. DETALLE DE LA CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS.

## REFERENCIAS

- Arunbabu V., Indu K.S. y Ramasamy E.V. (2017). Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, 68, 329-336. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.012>
- Baettker E.C., Kozak C., Knapik H.G. y Aisse M.M. (2020). Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere* 251, 126414. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>
- Gomase V., Doondani P., Saravanan D., Pandey S. y Jugade R. (2024). A novel Chitosan-Barbituric acid hydrogel supersorbent for sequestration of chromium and cyanide ions: Equilibrium studies and optimization through RSM. *Separation and Purification Technology* 330, 125475. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125475>
- Moody C.M. y Townsend T.G. (2017). A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*, 63, 267-274. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.020>
- Pazoki M. y Ghasemzadeh R. (2020). Municipal landfill leachate management. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-50212-6>
- Teng C., Zhou K., Peng C. y Chen W. (2021). Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, 203, 117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>