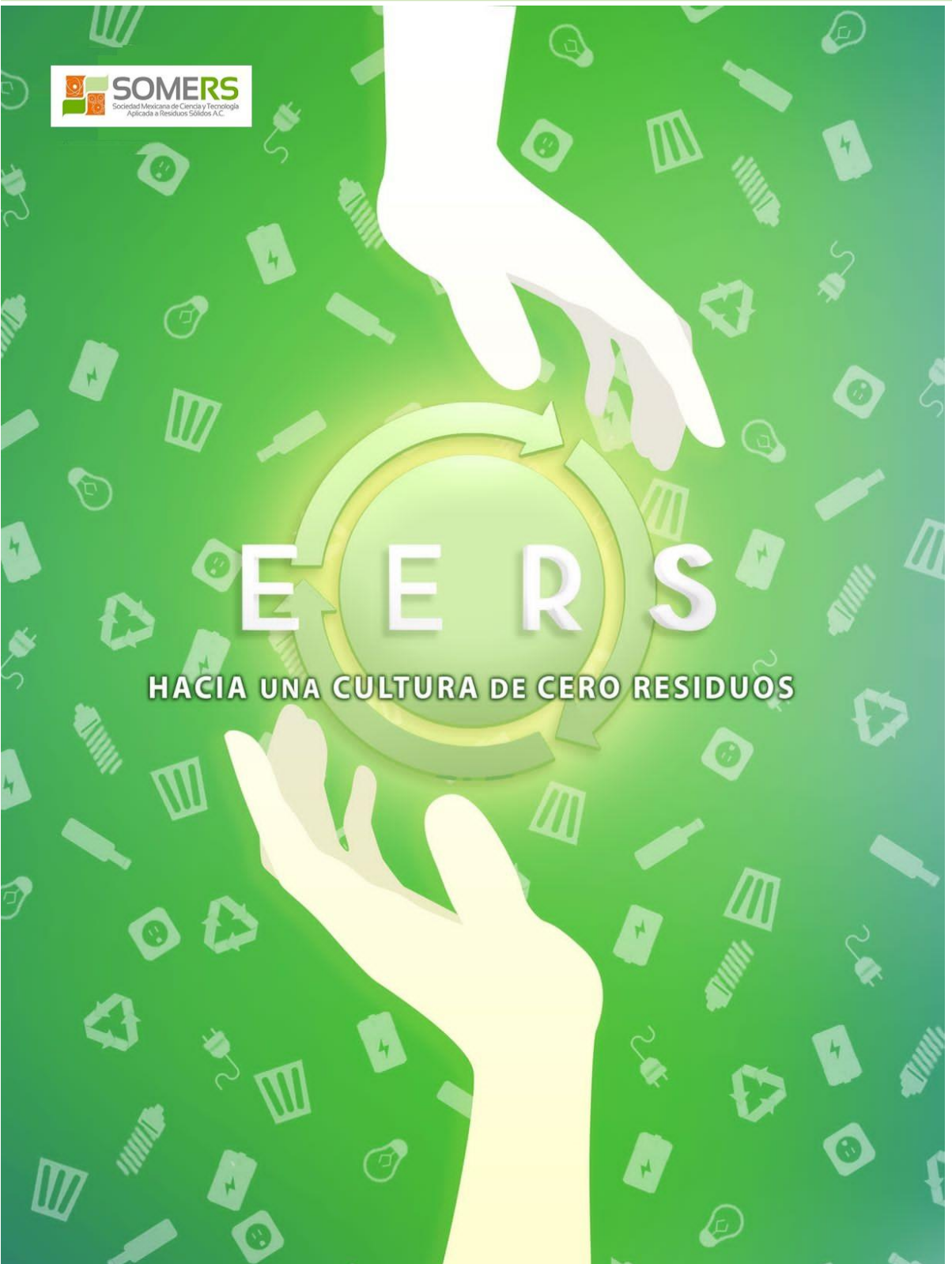


E E R S

HACIA UNA CULTURA DE CERO RESIDUOS



-
-
- Título de la obra:** Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos
- Subtítulo:** Hacia una Cultura Cero Residuos
- Compiladores:** María del Consuelo Hernández Berriel, María del Consuelo Mañón Salas y Claudia Saldaña Duran
- Diseño de portada:** María del Consuelo Mañón Salas
- Editorial:** Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos A.C.
<http://www.somers-ac.org>

Los trabajos incluidos fueron arbitrados por pares académicos. Se privilegia con el aval de la Editorial.

Información Legal

ENCUENTRO DE EXPERTOS EN RESIDUOS SOLIDOS, Año 15, No. 1, octubre 2021-octubre 2022, es una publicación anual editada por la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C., Priv. Molcajete No. 44. Hacienda de las Fuentes, Calimaya, Estado de México, México, C.P.52227, Tel. (722) 5097824, www.somers-ac.org. Editor responsable: Dra. María del Consuelo Mañón Salas. Reserva de Derechos al uso Exclusivo No. 04-2014-112714070200-203 **ISSN: 2395-8170**, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsables de la última actualización de este Número, Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C., Dra. Maria de Consuelo Hernández Berriel, Molcajete #44, Hda. de las Fuentes, Calimaya, Estado de México, Cp. 52227. Fecha de última modificación, 23 de octubre de 2022.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a Residuos Sólidos, A.C.

COMITÉ CIENTÍFICO

Dra. Abigail Zamora Hernández
Dra. Alethia Vázquez Morillas
Dra. Ana López Martínez
Dra. Beatriz Venegas Sahagun
Dra. Brenda Acevedo Juárez
Mtra. Carolina Martínez Salvador
Dr. Carlos René Green Ruiz
Dr. Carlos Salazar Briones
Dra. Cecilia Paula Soto Ríos
Dr. Conrado García González
Dr. Constantino Gutiérrez Palacios
Dra. Dalila Aldana Aranda
Dra. Dolores Elizabeth Turcott Cervates
Dr. Eduardo Castillo González
Mtro. Erick N. Vallester
M.C. Eunice Ojeda Benítez
Dr. Fernando Hamilcar Solis
Dr Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki
Dr. Gerardo Bernache Pérez
Dra. Gloria Ines González López
Mtra. Griselda Cardoso González
Dra. Irma Robles Gutiérrez
Dr Jaime Alonso Reyes López

Dr Juan Carlos Alvarez Zeferino
Dr. Jose Gpe, Melero Olaguez
Dra. Lorena de Medina Salas
Dr. Luis Raúl Továr Gálvez
Mtra. Margarita Beltrán Villavicencio
Dra. Maria del Consuelo Hernández Berriel
Dra. Maria del Consuelo Mañon Salas
Dra. María del Rocío Gutiérrez Ortiz
Dra. María Yolanda Leonor Ordaz Guillén
Dra. Maribel Velazco Pérez
Dr. Miguel Cuartas Hernández
Dra. Nadia Angelica Cruz Vázquez
Dra. Nancy Merary Jiménez Martínez
Dr. Néstor Santillán Soto
Dr. Otoniel Buenrostro Delgado
M.C. Patricia Gpe. Garcia Cabrales
Dra Perla Xochitl Sotelo Navarro
Dr. Rabindranarth Romero López
Dr. Rooel Campos Rodríguez
Dra. Rosa Maria Espinoza Valdemar
Dra. Samantha Eugenia Cruz Sotelo
Dra. Sara Ojeda Benitez
Dra. Sylvie Jeanne Turpin Marion



EDITORIAL

HACIA UNA CULTURA CERO RESIDUOS

En la actualidad, el concepto de cero residuos se ha convertido en un tema de considerable importancia. Destaca entre los grandes problemas de impacto ambiental, en compañía del consumo del agua y la generación de energía. Casi le apuesto a un tema complejo de transversalidad. De esta forma es estudiado por todas las disciplinas con el objetivo de reducir/eliminar los residuos y ha evolucionado como una verdadera disciplina a lo largo el mundo.

Cero residuos es una filosofía que fomenta el rediseño de los ciclos de vida de los recursos para que todos los productos sean reutilizados. Esto es que la basura no debe enviarse a vertederos, incineradores o a RIOS, LAGUNAS, MARES O CUALQUIER FUENTE DE RECURSO HIDRICO. Quiere decir que es similar a la forma en que se reutilizan los recursos en la naturaleza. CERO RESIDUOS promueve no solo la reutilización y el reciclaje, sino también, lo que es más importante, promueve la prevención y diseños de productos que consideren la totalidad ciclo de vida del producto. CERO RESIDUOS se esfuerza por reducir el uso de materiales, el uso de materiales reciclados, por el uso de materiales más benignos, con mayor vida útil del producto, separabilidad, y facilidad de desmontaje al final de su vida.

Dra. Claudia Estela Saldaña Durán
Universidad Autónoma de Nayarit
cesduran@uan.edu.mx

CONTENIDO

COMITÉ TÉCNICO CIENTÍFICO	II
EDITORIAL	III
CONTENIDO	IV
1. TECNOLOGÍAS PARA EL MANEJO DE RESIDUOS	
• Aplicación de la matriz de Leopold para evaluar el impacto ambiental de un sitio de disposición final de residuos sólidos.	1
• Uso de tablas de verificación como instrumentos de mejora para sitios de disposición final.	13
• Tecnologías mejor evaluadas mediante el análisis de ciclo de vida para el manejo de los residuos sólidos urbanos.	23
2. TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE RESIDUOS	
• Evaluación de biomasa forestal para ser utilizada como sustrato para <i>Pleurotus ostreatus</i>	35
• Lombricomposteo de lodos activados procedentes de una planta recicladora de papel y cartón.	44
• Composteo pasivo de residuos de hojarasca.	53
• Ubicación de plantas de composta en México.	57
• Estudio del proceso de adsorción y comparación de las propiedades químicas y estructurales de agro-carbones activados empleando ácido fosfórico y cloruro de zinc como agentes activantes.	68
• Evaluación de reparabilidad de aparatos eléctricos y electrodomésticos en México: un estudio de caso para licuadoras.	78
• Propuesta de plan de manejo de residuos sólidos urbanos generados en el mercado 27 de septiembre en Poza Rica, Veracruz.	92
• Ubicación de un CIR para la región ambiental XIX del estado de México y municipios colindantes de Hidalgo	109
3. IMPACTO Y RIESGO AMBIENTAL	
• Análisis de generación de los residuos de envases de plaguicidas usados en el cultivo del aguacate en Michoacán.	120
• Residuos vegetales para reducir la movilidad de elementos potencialmente tóxicos y cianuro en residuos de mina.	128
• Manejo de residuos durante la pandemia a nivel mundial.	135
• Manejo de sargazo en el Estado de Quintana Roo.	145
• Residuos sólidos en el manglar del municipio Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca.	155

- Análisis de la presencia de colillas de cigarro en playas del Golfo de California. 163

4. SOCIEDAD Y GOBIERNO

- Sistema de gestión de residuos sólidos urbanos en San Cristóbal de las Casas, Chiapas: un estudio sobre gobernanza y trabajo precario. 174
- Análisis de actores en la gestión integral de residuos sólidos urbanos. 184
- Centros de acopio como alternativa del manejo y disposición adecuada de los residuos sólidos urbanos con enfoque de gobernanza ambiental, en el municipio de León, Guanajuato. 197
- Determinantes económicos de los tiraderos clandestinos de residuos: factores que influyen en la efectividad de la recolección. 203
- Proyecto de Decreto para nueva Ley General de Economía Circular en México: ¿realmente regula Economía Circular? 214

MICROPLÁSTICOS Y RESIDUOS MARINOS

- Metodología para la extracción de Microplásticos en peces. 223
- Técnica de tinción de fluorescencia con Rojo Nilo y Safranina para la identificación de microfibras plásticas. 231
- Análisis de la presencia de pellets en playas de México. 240
- Análisis de la presencia de microplásticos en tres zonas de playa cercanas a la desembocadura de un río. 253
- Análisis de la presencia de microplásticos en una playa y marisma en Zipolite, Oaxaca. 261
- Evaluación de la concentración de microplásticos en ostiones de Tuxpan, Veracruz. 268
- Determinación de la presencia de microplásticos en productos cosméticos faciales y su incidencia en la salud. 277
- La gestión de los residuos sólidos en hoteles todo incluido de la Costa del Pacífico Mexicano. 288

TECNOLOGIAS PARA EL MANEJO DE RESIDUOS

Aplicación de la matriz de Leopold para evaluar el impacto ambiental de un Sitio de Disposición Final de Residuos Sólidos

¹Salvador Flores Reyes, ^{1*}María del Consuelo Hernández Berriel, ¹Sergio Omar López Gasca, ²Otoniel Buenrostro Delgado, ³María del Consuelo Mañón Salas

¹ División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México/, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149

Tel. (52) 722 087 00 ext. 3630. mhernandezb@toluca.tecnm.mx.

²Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Edificio INICIT, Ciudad Universitaria. Morelia, Michoacán, México. CP. 58060.

³Departamento de Ingeniería Industrial, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149.

Resumen

En México, la disposición final de los residuos sólidos urbanos (RSU), debe efectuarse de acuerdo con los criterios de la norma oficial mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003; sin embargo, se ha estimado que solo el 3.7% de los Sitios de Disposición Final (SDF) de RSU en el país cumple con todas las características básicas de infraestructura y de operación. Lo anterior evidencia un gran problema, pues a mayor número de SDF que carecen de características básicas de infraestructura y operación, se incrementan las posibilidades de contaminar el suelo, el agua y la atmósfera, así como los riesgos a la salud. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto ambiental del SDF de Polotitlán, Estado de México (EdoMéx.) en dos momentos (2021 y 2022), mediante una “Matriz de Leopold”, a la cual se le modificaron los atributos de los subsistemas biofísicos y socioeconómicos. La evaluación en 2021 resultó ser de impacto Severo, mientras que la evaluación de 2022 fue de impacto Moderado, gracias a los trabajos de las autoridades de dicho municipio, en cuanto a mantenimiento en la celda de disposición y al mejoramiento de la operación. Aunque falta trabajo por hacer, la decisión de rehabilitar el sitio logró disminuir de manera importante el impacto ambiental en los alrededores cercanos a este SDF.

Palabras Clave: *Intensidad de impacto, operación del sitio, rehabilitación, relleno sanitario, residuos sólidos urbanos.*

1. Introducción

La gestión inadecuada de los residuos sólidos urbanos (RSU), representan problemas ambientales sociales y económicos que afecta cada vez más a las ciudades y el medio rural. Esto es crítico en los países en vías de desarrollo, debido a que son más los impactos socioambientales por acumulación en espacios cercanos a la población afectando su calidad de vida y por ende afectando al suelo y mantos freáticos, pues la disposición se hace al aire libre, en barrancas, lagos, ríos, cerros y montañas [1], [2].

En el año 2016 se generaron en México 102,895 t de RSU diariamente, de los cuales se recolectaron cerca del 84% y se depositaron el 79% en Sitio de Disposición Final (SDF), reciclándose únicamente el 9% de los RSU generados [3], [4]. De acuerdo con el Diagnóstico Básico para la

Gestión Integral de los Residuos 2020 de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), las nueve entidades federativas del centro de México (Estado de México (EdoMéx.), Cd. de México, Hidalgo, Querétaro, Michoacán, Morelos, Guerrero, Puebla y Tlaxcala) aportaron 59,943.87 t/día en 2019 de la producción nacional (120,128 t/día), sobresaliendo el Estado de México con una generación de 16,739 t/día de RSU [4]. Si bien la mayor parte de los RSU en México se disponen en Rellenos Sanitarios (RESA), de acuerdo con el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020 [4], de los 2203 SDF distribuidos en 1722 municipios del país, solo 82 sitios de 28 de las entidades federativas cumplen todas las características básicas de infraestructura y de operación. Con lo anterior se estima que el 47% de los RSU se deposita en SDF no controlados, los cuales requieren ser evaluados para decidir entre su clausura o su rehabilitación [4], [5].

Se sabe que los SDF no controlados conllevan riesgos para el ambiente y a la salud de la población; por lo que se han elaborado herramientas para la evaluación de estos impactos, como Matriz de Battle Columbus, Lista de cotejo, Matriz de Leopold y Diagrama de flujo [6], [7]; de éstas destaca la Matriz de Leopold, que permite identificar los diferentes impactos ambientales potenciales de un proyecto determinado, pues contempla los factores físicos, biológicos y socioeconómicos involucrados, sobre todo si el equipo multidisciplinar que interviene en su construcción completa y adapta casuísticamente la relación de dichos factores. En cada caso esta matriz requiere un ajuste al correspondiente proyecto y es preciso plantear bien los efectos de cada acción, sobre todo enfocando debidamente el aspecto objeto de estudio [8], [9], [10]. Conforme a lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo evaluar el antes y después de las acciones para mejorar la operación del SDF de Polotitlán, EdoMéx., mediante la aplicación de la Matriz de Leopold, para la identificación de impactos al ambiente y a la salud de poblaciones aledañas.

2. Metodología/Desarrollo

2.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en el municipio de Polotitlán, EdoMéx.; el cual limita al norte con el municipio de San Juan del Rio del Estado de Querétaro (Qro.); al sur colinda con el municipio de Aculco, EdoMéx; al oriente con el municipio de Chapantongo del estado de Hidalgo y el municipio de Jilotepec, EdoMéx. y al poniente confina con el municipio de Amealco de Bonfin, Qro. y el municipio de Aculco, EdoMéx. [11],[12].

2.2. Investigación documental y de campo

Se recopiló información oficial reportada de los subsistemas biofísicos y socioeconómicos del SDF de Polotitlán, EdoMéx. del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). Posteriormente se visitó el SDF en octubre 2021 y marzo 2022, para recabar información sobre sus condiciones de operación e impactos al entorno mediante inspección visual.

2.3. Evaluación del impacto ambiental

Se utilizó la Matriz de Leopold modificada por Mendoza-Delgado (Figura 1) [10]. Con la información recabada en los estudios de campo, se revisaron los atributos de las diferentes categorías consideradas en los Componentes Biofísicos y Socioeconómicos; así como las actividades (Transporte y Descarga, Disposición de RSU y Residuos de Manejo Especial (RME), Disposición de Residuos Peligrosos (RP), Compactación y cobertura, Manejo de biogás Generado, Manejo de lixiviados y Contratación de personas y servicios), que por la disposición de RSU

afectan a los atributos.

MATRIZ DE LEOPOLD			ACTIVIDADES DE LA DISPOSICIÓN DE RSU							AFECTACIONES		INTENSIDAD DE IMPACTO					
Legenda	MAGNITUD	IMPORTANCIA	1. Transporte y descarga	2. Disposición de RSU y RME	3. Disposición de RP	4. Compactación y cobertura	5. Manejo del biogás generado	6. Manejo de lixiviados	7. Contratación de maquinaria, personas y servicios	AFECTACIONES POSITIVAS	AFECTACIONES NEGATIVAS	AGREGACIÓN DE IMPACTOS	BAJO	MODERADO	SEVERO	CRITICO	
Magnitud:	Intensidad del impacto que se puede ocasionar, siendo su valor máximo de 10 y mínimo de 1. Impacto positivo (+) / Impacto negativo (-)																
Importancia:	Escala del impacto (local, regional, etc.), siendo su valor máximo de 10 y mínimo de 1. No tiene signo																
Agregación de impactos determinado conforme a sección 1.3.4 inciso c), Tabla 1.9, Tabla 1.10 y nivel de significado respecto a la ecuación 1.13																	
	CATEGORIA	ATRIBUTO															
COMPONENTES BIOFÍSICOS	SUELO	Calidad del suelo															
		Cambio de uso de suelo															
		Estabilidad del suelo															
	AGUA	Subterránea															
		Calidad de agua															
	ATMOSFERA	Material particulado															
		Ruidos															
		Gases															
	FLORA	Olores															
		Productos agrícolas (Maíz)															
COMPONENTES SOCIOECONÓMICOS	FAUNA	Remoción de cobertura vegetal															
		Ahuyentamiento de especies nativas															
	ESTETICA	Proliferación de nuevas especies															
		Vistas escénicas y panorámicas															
	SOCIAL	Calidad de espacio abierto															
		Áreas naturales protegidas															
	ECONOMICO	Salud poblacional y laboral															
		Seguridad laboral															
		Calidad de vida															
		Ingresos económicos adicionales															
AFECTACIONES	Sitios de interés arqueológico cultural																
	Uso potencial del suelo																
	Emprendimiento productivos																
	AFECTACIONES POSITIVAS																
INTENSIDAD DE IMPACTO	AFECTACIONES NEGATIVAS																
	NUMERO DE INTERACCIONES																
	AGREGACION DE IMPACTOS																
	BAJO																
MODERADO																	
SEVERO																	
CRITICO																	

Figura 1. Matriz de Leopold completa

En la Tabla 1 se presentan los criterios de valoración considerados para calificar las Magnitudes e Importancia de cada impacto en la Matriz de Leopold, que fueron recopilados de los trabajos de Conesa [9] y Madrid-León [13]. Aplicando estos criterios se evaluó el funcionamiento y operación del SDF de Polotitlán, EdoMéx en octubre 2021 y marzo 2022.

Tabla 1. Criterios de evaluación de impacto ambiental

Criterio	Clasificación	Evaluación	Definición
VALORACIÓN	Magnitud	Positiva (+)	Beneficio para el recurso
		Negativa (-)	Perjuicio para el recurso
	Importancia	Sin signo	-
MAGNITUD	Intensidad	Baja (1-3)	Intensidad baja de la actividad
		Media (4-6)	Intensidad media de la actividad
		Alta (7-9)	Intensidad alta de la actividad
		Muy alta (10)	Intensidad muy alta de la actividad
	Afectación	Baja (1, 4, 7)	La intensidad define si la magnitud es baja en los diferentes niveles
		Media (2, 5, 8)	La intensidad define si la magnitud es media en los diferentes niveles

Tabla 1. Criterios de evaluación de impacto ambiental (continuación)

Criterio	Clasificación	Evaluación	Definición
		Alta (3, 6, 9)	La intensidad define si la magnitud es alta en los diferentes niveles
IMPORTANCIA	Influencia	Puntual (1-3)	La afectación del sitio o sus alrededores
		Local (4-6)	La afectación alcanza más allá de la zona donde se halla el sitio
		Regional (7-9)	La afectación llega más allá de la ciudad
		Nacional (10)	La afectación cubre todo el territorio nacional
	Duración	Temporal (1, 4, 7)	Está determinado por el tiempo de afectación y siempre que la misma sea esporádica y pueda revertirse
		Media (2, 5, 8)	La afectación es de mayor frecuencia en el tiempo y es más duradera
Permanente (3,6,9)		La afectación es continua en el tiempo y no se puede revertir	

Fuente: [13]

Una vez completadas las cuadrículas en Excel de la Matriz de Leopold con los valores elegidos y estimados los agregados, se calculó la Calidad ambiental utilizando la ecuación 1 [14]. Los valores de la Intensidad de impacto se ubicaron conforme a los rangos de Calidad ambiental que se listan en la Tabla 2, para identificar la Intensidad de impacto de la afectación como Baja, Moderada, Severa o Crítica, en el SDF de Polotitlán, EdoMéx. en cada una de las dos visitas [14].

$$Ca = \sqrt{\frac{|\sum m * i|}{n}} \quad (1)$$

Donde:

m = Magnitud

i = Intensidad

n = Número de interacciones

Ca= Calidad ambiental

Tabla 2. Relación entre Calidad ambiental e Intensidad de impacto

Calidad ambiental (rangos)	Intensidad de impacto
0.0 a 2.5	Bajo
2.6 a 5.5	Moderado
5.6 a 7.5	Severo
7.6 a 10.0	Crítico

Fuente: [14]

3. Resultados

3.1. Área de estudio

El SDF de Polotitlán, EdoMex. está registrado como “Relleno Sanitario Municipal Celda de disposición” y se localiza en las coordenadas geográficas latitud 20.201239 y longitud -99.803170. Con base a visualizaciones de Google Earth Pro a una elevación promedio de 2344 m (Figura 2), se obtuvo que este SDF opera desde el 2008 en la delegación de San Antonio el Viejo [12], [15].



Fuente: [15]

Figura 2. Ubicación del sitio de disposición final Polotitlán, Edomex.

3.2. Investigación documental y de campo

A continuación, se describen los aspectos biofísicos y socioeconómicos recabados en la investigación documental, así como información colectada en las visitas de inspección realizadas al SDF en octubre 2021 y marzo 2022:

- a) Aspectos biofísicos. Entre estos aspectos se consideraron la vegetación y la fauna de la región, incluyendo: anfibios, reptiles, mamíferos y aves [16].
 - Vegetación terrestre. De acuerdo con el Prontuario de información geográfica municipal de Polotitlán del INEGI [16], predomina la vegetación de tipo Pastizal (14.42%), bosque (2.79%) y matorral (0.72%).
 - Fauna. De acuerdo la bibliografía existente, la fauna local en Polotitlán es variada y entre las especies se tienen las siguientes [18], [19], [20], [21], [22]:
 - Aves: Águilas, calandrias, cuervos, gavilanes, palomas silvestres, lechuzas, tordos, zopilotes, tecolotes, gorriones, cenizotes y urracas. Además, se tiene registro de cucús y correcaminos, cigüeñas, flamencos, grullas, golondrinas, alondras, pelicanos, fragatas, bobos, cormoranes, patos silvestres, codornices y garzas
 - Reptiles: Boas, cobras, culebras, pitones, serpientes, víboras, lagartijas espinosas y lagartijas norteñas, y tortugas.
 - Mamíferos: Zorrillos, ardillas de Peter, ratas canguro de Phillip (sujetas a protección especial), lobos grises (probablemente extinta en medio silvestre), murciélagos hociudo de curazao, murciélagos hociudo mayor, murciélagos trompudo (especie amenazada), que son especies en riesgo. Además, se pueden encontrar armadillos, cacomiztles, conejos, liebres, ratas, ratones, tejones, tlacuaches, tuzas y hurones.
 - Varios: Anchoas, anguilas, arenques, bacalaos, bagres (exótica-invasora), escorpiones y abejorros. Entre los insectos reportados en la zona se tienen variedades de chapulines y mariposas.
- b) Aspectos socioeconómicos. De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda 2020, el municipio de Polotitlán contaba con una población de 14,985 hab (49.44 % hombres y 50.56 % mujeres) [23]. En el último reporte de la SEDESOL [24], en 2010 el 48.91 % del total de habitantes del municipio era población económicamente no activa, el 0.48 % no especificó su

situación económica y solo el 50.60 % de los pobladores eran económicamente activos, donde 23.56% desempeñaban actividades primarias (agricultura, ganadería, pesca y caza controlada), 34.44 % actividades secundarias (Electricidad, agua y suministro de gas por ductos al consumidor final, Industrias manufactureras, Construcción), 43.53% actividades terciarias (comercio al por mayor, comercio al por menor, transportes, correos y almacenamientos, información en medios masivos, servicios financieros y de seguros, servicios inmobiliarios y de alquiler de bienes muebles e intangibles, servicios profesionales, científicos y técnicos, servicios de apoyo a los negocios y manejo de desechos y servicios de remediación, servicios educativos, servicios de salud y de asistencia) y el 2.48% no especificó su actividad.

- c) Inspección del sitio de disposición final de Polotitlán EdoMéx. La información recabada en octubre 2021 se obtuvo que el SDF se clasificaba como Tipo D, debido a que recibe entre 8 y 10 t/día [4]. La inspección abarcó las siete actividades requeridas para la disposición de RSU en el sitio, para cada una de ellas la información recopilada fue la siguiente:
- Transporte y Descarga. Las camionetas con redilas y camiones de volteo que depositan en el sitio, no se veían en buenas condiciones pues emitían gases carburantes, además de que no se contaba con un frente de tiro específico, disponiendo solo donde podían maniobrar.
 - Disposición de RSU y RME. En la celda donde se disponen los RSU, se observó geomembrana en malas condiciones. La disposición de éstos era superficial, con generación de malos olores y emisión de gases. También se cuenta con un área de RME, donde se encuentran auto partes, llantas y residuos electrónicos; cabe resaltar que en esta área no se tenía geomembrana. Además, había un área para residuos cárnicos en mal estado y dispuestos sobre el suelo, lo que generaba malos olores y fauna nociva: moscas, larva de mosca, cucarachas (Figura 3).
 - Disposición de RP. No se contaba con cerca perimetral ni con personal en la caseta de vigilancia, por lo que no existe control de admisión de RSU, RME y RP.
 - Compactación y cobertura. No realizaba compactación ni cubrimiento con tierra, por lo que la mayor parte de los RSU estaban mezclados con vegetación.
 - Manejo de biogás Generado. Se localizaron tres pozos de venteo, que de acuerdo con los encargados se encontraban tapados, propiciando emisiones difusas de metano (gas de efecto invernadero).
 - Manejo de lixiviados. Se encontraron tres lagunas de lixiviados, una en el centro de la celda de disposición de RSU, la segunda en donde se depositaban RME y la tercera a 10m de la celda de RSU; solo la tercera contaba con geomembrana y estaba desbordada de agua pluvial. Carece de canales de conducción de agua pluvial, provocando que se generen lixiviados al contacto con los residuos.
 - Contratación de personas y servicios. Sobre la celda de disposición, participaban segregadores primarios ajenos al municipio, quienes separaban cartón, vidrio, latas y plásticos principalmente (Figura 4).



Fuente: [15]

Figura 3. Sitio de Disposición Final de Polotitlán EdoMéx.



Figura 4. Segregadores en el SDF de Polotitlán EdoMéx.

En la información recabada en marzo 2022, la nueva Administración del municipio de Polotitlán EdoMéx. realizó algunas mejoras en las actividades de disposición de los RSU, describiéndose las más importantes a continuación.

- Transporte y Descarga. Se notaron mejoras en transporte de los residuos y se implantó un frente de tiro de RSU.
- Disposición de RSU y RME. Se realizaron trabajos de mantenimiento para remover coberturas vegetales de celda, así como se reacomodaron, compactaron y cubrieron con tierra los RSU que se encontraban dispersos. Las llantas que se encontraban fueron utilizadas como cerca en una parte del perímetro de la celda, los residuos de autopartes y electrónicos fueron trasladados a la celda donde se encuentra la geomembrana y cubiertos con tierra. El sitio cuenta con un área para residuos cárnicos, estos son enterrados en el sitio donde se encuentra la geomembrana cubiertos con cal y tierra.
- Disposición de RP. Se implementó un control de admisión de residuos, evitando el ingreso de RP.
- Compactación y cobertura. El personal encargado del SDF realiza compactación y cobertura con tierra esporádicamente, por lo que los olores y la fauna nociva (ratas, cucarachas, moscas, perros) han disminuido.
- Contratación de personas y servicios. Se contrató a una persona capacitada para supervisar la operación del sitio, la separación sigue siendo realizada por segregadores particulares.

3.3. Evaluación con la Matriz de Leopold

En la Figura 5 se muestra la comparación de la Calidad ambiental del SDF evaluada en octubre 2021 y en marzo 2022 para los *Componentes Biofísicos*. En octubre 2021, los atributos que presentaron *Intensidad de impacto* Crítica fueron “Material particulado”, “Calidad del agua” y “Gases”; entre la *Intensidad de impacto* Severa se obtuvieron “Agua subterránea”, “Calidad del suelo”, “Olores”, “Productos agrícolas”, “Remoción de cobertura vegetal” y “Ahuyentamiento de especies nativas”; mientras que con *Intensidad de impacto* Moderada destacaron “Ruidos”; “Estabilidad del suelo”, “Cambio de uso de suelo” y “Proliferación de nuevas especies”.

Las autoridades responsables del manejo de RSU del municipio de Polotitlán empezaron con obras de saneamiento en este sitio en enero 2022; por lo que, en la evaluación de los subsistemas biofísicos de marzo 2022, ya no se obtuvieron *Intensidad de impacto* Críticas en los atributos y solo “Material particulado” fue Severo. Quedaron en la *Intensidad de impacto* Moderada los atributos “Calidad del suelo”, “Agua subterránea”, “Calidad del agua”, “Gases”, “Olores”, “Estabilidad del suelo”, “Ruidos”, “Productos agrícolas”, “Remoción de cobertura vegetal” y “Ahuyentamiento de especies nativas”; mientras que el atributo “Proliferación de nuevas especies” pasó a una *Intensidad de impacto* bajo.

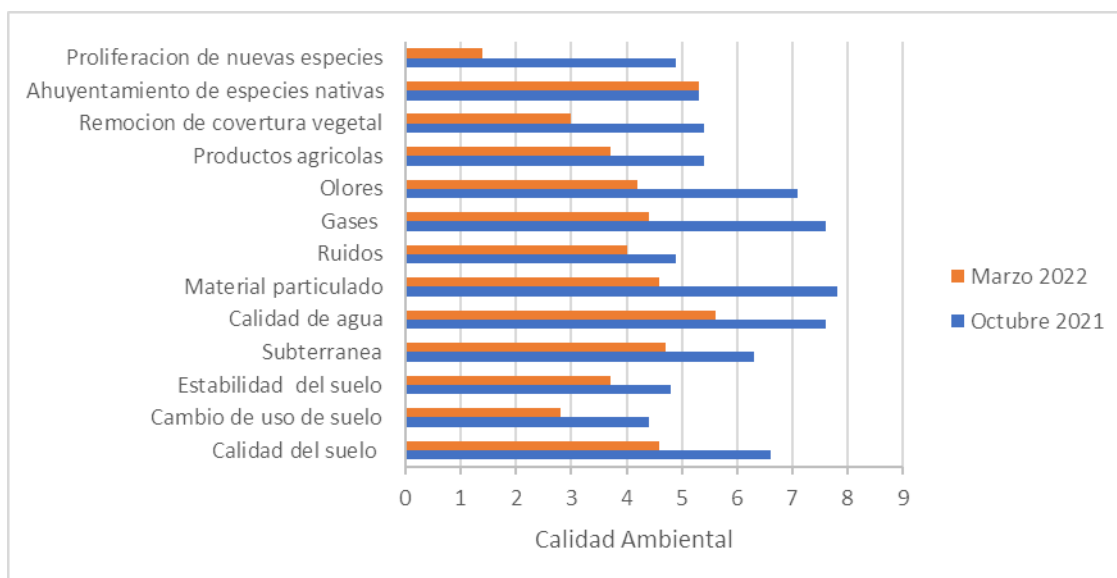


Figura 5. Comparación de los Componentes Biofísicos

Los atributos de los *Componentes Biofísicos* beneficiados por la atención del municipio de Polotitlán EdoMéx. en su SDF en marzo 2022 fueron: “Calidad del suelo”, “Agua Subterránea”, “Calidad de agua”, “Material particulado”, “Gases” y “Olores”, pasando de una *Intensidad de impacto* Severa a Moderada, esto es gratificante ya que se están disminuyendo los impactos ambientales generados por el SDF.

En la Figura 6 se muestra la comparación de octubre 2021 y marzo 2022, la evaluación de los *Componentes Socioeconómicos* en octubre 2021 mostró que el atributo con mayor *Intensidad de impacto* (crítico) fue “Áreas Naturales Protegidas”, en la *Intensidad de impacto* severa resultó “Seguridad laboral”, “Calidad de espacio abierto”, “Vistas escénicas y panorámicas”, “Ingresos económicos adicionales”, “Emprendimientos productivos”. “Salud poblacional” y la “Calidad de vida”, “Sitios de interés arqueológico cultural”.

En la evaluación de marzo 2022, los *Componentes Socioeconómicos*, el atributo con *Intensidad de impacto* severa fue “Áreas Naturales Protegidas”, “Ingresos económicos adicionales” y emprendimiento productivo. En las consideraciones Moderadas se tuvieron: “Vistas escénicas y panorámicas”, “Calidad de espacio abierto”, “Salud poblacional y laboral”, “Calidad de vida”, “Sitios de interés arqueológico y cultural”.

Los atributos socioeconómicos beneficiados con el mejoramiento observado en marzo 2022 son “Vistas escénicas y panorámicas”, “Calidad de espacio abierto”, “salud poblacional y laboral”, “ingresos económicos adicionales” y “Calidad de vida”, esto se atribuye a la contratación de

personal capacitado en el área ya que este puede disminuir costos en la operación y generar ganancias en el manejo correcto de residuos.

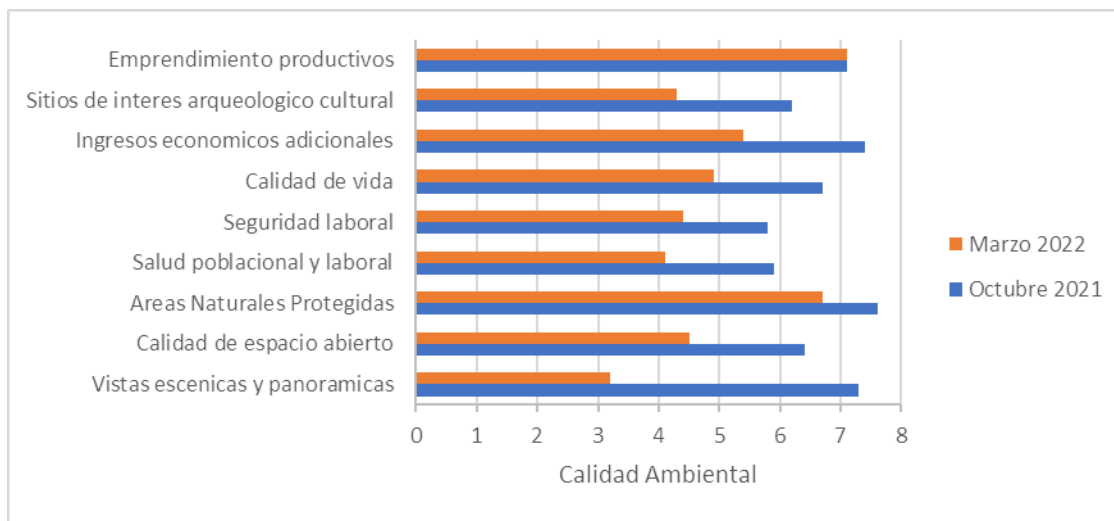


Figura 6. Comparación de los Componentes Socioeconómicos

La *Intensidad de impacto global* en octubre 2021 resultó ser Severa (6.4), para marzo 2022 resultó ser Moderada (4.6), aunque el impacto ha disminuido, se recomienda tomar acciones para disminuir las afectaciones, sobre todo en las categorías de Suelo y Agua, que pertenecen a los *Componentes Biofísicos* y por la cercanía de bordos y la Presa el Derramadero; debido a que el agua que contienen se utiliza para riego agrícola.

4. Conclusiones

El SDF de Polotitlán, EdoMéx. se creó como un sitio no controlado; carece de estudios previos a la construcción y operación; está ubicado dentro del “Santuario de Agua Sistema Hidrológico Huapango”; y cuenta con el mantenimiento, la vigilancia y la infraestructura mínimas para un sitio tipo D.

La matriz de Leopold permitió resumir y jerarquizar los impactos ambientales, así como concentrarse en aquéllos que se consideraron mayores.

Los trabajos de mantenimiento y la mejora de la operación del sitio contribuyeron a que la intensidad global de impacto fuera menor, pasando de severo (6.4) a moderado (4.6).

Agradecimientos

A las Administración municipales 2019-2021 y 2022-2024 de Polotitlán, EdoMéx.

Al Tecnológico Nacional de México por el financiamiento del Proyecto de Investigación “Evaluación para clausura o rehabilitación de dos sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en el Estado de México”, clave 10312.21-P.

A SEMARNAT y CONACYT, por el financiamiento del Proyecto de Investigación “Ubicación de rellenos sanitarios intermunicipales futuros en el Estado de México y estados aledaños”, clave SEMARNAT -15-1-263315.

Referencias

- [1] AIDIS. (2018). Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). (Documento Web, último acceso: 02/Enero/2022). <<https://aidisnet.org/wp-content/uploads/2019/08/GESTION-INTEGRAL-DE-RESIDUOS-SOLIDOS-URBANOS-LIBRO-AIDIS.pdf>>
- [2] Sáez, A. & Urdaneta G. (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. Revista Omnia vol. 20, núm. 3, septiembre-diciembre, 2014, pp. 121-135, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela, ISSN: 1315-8856 (Documento web, último acceso: 28/Enero/2022) <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=73737091009>>
- [3] SEMARNAT. (2017). Programa nacional para la prevención y gestión integral de los residuos. 84. Obtenido de <http://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/publicaciones/PNPGIR%20_2017-2018.pdf>
- [4] SEMARNAT, (2020). Diagnostico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (Documento WEB, último acceso 20/04/2021). <<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD003866.pdf>>
- [5] DOF. (2004). NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004.
- [6] TAAF Consultoría Ambiental. (2012). Manifestación de impacto ambiental modalidad particular para el cambio de uso de suelo para Relleno Sanitario tipo C en el municipio de El Espinal, Estado de Oaxaca. (Documento WEB, último acceso 29/04/2021). <<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/oax/estudios/2012/200A2012F0017.pdf>>
- [7] Wehenpohl G., Heredia-Cantillana P., Hernández-Barrios C. P., de Buen-Richkard B. H. (2004). Guía de Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Agencia de Cooperación Alemana (GTZ). (Documento WEB, último acceso 28/08/2021). <http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/Guia_Cumplimiento_NOM_083.pdf>
- [8] Cotan- Pinto, Santiago (2007). Valoración de impactos ambientales. INERCO consultoría México.
- [9] Madrid-León, Vladimir E. (2011). “Plan de manejo integral de residuos sólidos del mercado central del cantón esmeraldas”. (Tesis de grado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Ecuador.
- [10] Mendoza Delgado JG. (2017) Evaluación del impacto ambiental de tiraderos a cielo abierto de municipios vecinos del Estado de México, Morelos y Guerrero. Estado de México, ITTol. Tesis de Maestría.
- [11] Google Maps (2022). Rutas de acceso Presidencia municipal-SDF, Municipio de Polotitlán Estado de México, Recuperado el 12 de mayo del 2021 de <<https://www.google.com.mx/maps/>>

- [12] H Ayuntamiento de Polotitlan, (2021). Bando municipal de Polotitlán 2021, 1(001), 33. (G. municipal, Ed.) H. Ayuntamiento de Polotitlán, (05 de febrero de 2021). Recuperado el mayo de 2022, <<http://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/bdo/bdo2021/bdo072.pdf>>
- [13] Conesa-Fernández, Vitora. (1993). “Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental”. 2ª Edición. España. Editorial Mundi-Prensa.
- [14] Espinoza, G. (2002). Gestión y fundamentos de Evaluación de Impacto Ambiental. Banco Interamericano de Desarrollo. Chile. (Documento WEB, último acceso: 12/enero/2017) <<http://www.ced.cl/ced/wp-content/uploads/2009/03/gestion-y-fundamentos-de-eia.pdf>>
- [15] Google Earth (2022). Sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos del Municipal del municipio de Polotitlán, Estado de México. Recuperado el 23 de mayo del 2022 de <https://earth.google.com/web/@20.19488766,-99.80317012,707.14597324a,0d,35y,0.0010h,44.9936t,0.0000r?utm_source=earth7&utm_campaign=vine&hl=es-419>
- [16] INEGI. (2009). Portuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Polotitlán de Juárez, México. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Información INEGI*
- [17] DGPCEM. (2018). Atlas Municipal de Riesgos de Polotitlán, Dirección General de Protección Civil del Estado de México. Recuperado el 25 junio de 2022 de <https://www.ipomex.org.mx/recursos/ipo/files_ipo3/2019/43031/7/284984867849e7134521c4c1b7eadd1c.pdf>
- [18] CONABIO. (2021). Geoportal de la Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO). Obtenido de <http://geoportal.conabio.gob.mx/#l=hongos,mamiferos:1,anfibios,aves,peces,reptiles,plantas@m=topo@f=punto> (99.84803543097449,20.206397942569865). bufer(2500)
- [19] Inaturalist. (2021). Observaciones. Parque estatal santuario del Agua. Obtenido de <<https://www.inaturalist.org/projects/parque-estatal-santuario-del-agua-sistema-hidrologico-presa-huapango>>
- [20] GEM. (2017). Plan de desarrollo del Estado de México 2017-2023. Gobierno del Estado de México (GEM). (Documento en línea, último acceso 10/04/2022). <http://planeacion.uaemex.mx/InfBasCon/GEM/20172023/Plan_de_Desarrollo_2017-2023_.pdf>
- [21] SIGEA, (2021). Rasgos Ambientales, Sistema de Información Geografica de Evaluación Ambiental. Obtenido el 25 de septiembre del 2021 de <<https://mapas.semarnat.gob.mx/sigeia/#/sigeia>>
- [22] Vales de la O, L. J. (2014). Monografía Político-Administrativa Del Municipio De Polotitlán. Texcoco, Estado de México: Universidad Autónoma Del Estado De México. Recuperado el 12 de mayo de 2021, de <<http://ri.uaemex.mx/bitstream/handle/20.500.11799/99511/Monograf%C3%ADa%20P-A%20Polotitl%C3%A1n.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>
- [23] INEGI, (2021). Base de datos WMS del Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Información, acceso al público. Recuperado de <<http://gaia.inegi.org.mx/NLB/mdm5.wms?service=WMS&request=GetCapabilities>>
- [24] SEDESOL. (2021). Unidad de Microrregiones Ceduladas de Información Municipal. Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL). (Documento WEB, último acceso 20/10/2021). <<http://www.microrregiones.gob.mx/zap/Economia.-aspx?entra=nacion&ent=15&mun=096>>

Uso de tablas de verificación como instrumentos de mejora para sitios de disposición final

¹Maria del Consuelo Hernández Berriel, ¹Sergio Omar López Gasca, ¹Iris Margarita Pérez Palacios, ²Amaya Lobo García de Cortázar, ³María del Consuelo Mañón Salas

¹Tratamiento de contaminantes y aprovechamiento de residuos, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Toluca, Tecnológico Nacional de México. Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista, Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149 Tel. (52) (722) 2 08 72 00 ext. 3630.

email: mhernandezb@toluca.tecnm.mx

²Departamento de Aguas y Ciencias y Tecnologías Ambientales, Grupo de Ingeniería Ambiental. Escuela de Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria, Campus Santander, Cantabria. Avda. de los Castros s / n. 39005. España.

³Departamento de Ingeniería Industrial, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149.

Resumen

Los Sitios de Disposición Final (SDF) son el último destino de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU). A pesar de que estos sitios están regulados con la NOM-083-SEMARNAT-2003, la falta de planeación y el mal manejo de los RSU provoca que se conviertan en pasivos ambientales y muchas veces los municipios no saben cómo dar cumplimiento a la normatividad. En este trabajo se muestra el uso de una Tabla de Verificación (TV-2022) aplicada al SDF de Polotitlán, Estado de México antes y después de las visitas y evaluaciones del lugar. La evaluación de la primera visita se incluyó en un Informe Técnico con las características de una evaluación de impacto ambiental, entregado a las autoridades municipales, donde se señalan las áreas de oportunidad detectadas conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003. La evaluación del SDF de Polotitlán mostró que es de tipo D y la TV-2022 evidenció que en octubre de 2021 tenía un grado de cumplimiento general del 28.6%, mientras que para marzo 2022 aumentó a 38.1%, siendo el apartado 8 donde se obtuvo un mayor cumplimiento. La TV-2022 también permitió determinar las áreas de oportunidad de este sitio.

Palabras Clave: *Evaluación, Sitio de disposición final, Tabla de Verificación.*

1. Introducción

El incremento de la producción de residuos sólidos urbanos (RSU) está directamente relacionado con el aumento poblacional y el estilo de vida actual, los cuales conllevan por lo general, un mayor consumo de bienes y servicios [1]. Esta tendencia hace necesario prestar gran atención a la recolección, tratamiento y disposición final de los residuos. Este último tiene que ver con su adecuado confinamiento, con la finalidad de evitar que los sitios en los que se depositan los RSU se conviertan en focos de contaminación o infección [2],[3]. Muchos países se han desarrollado rápidamente, sin haber establecido sistemas adecuados para gestionar los distintos residuos que producen los ciudadanos. A nivel mundial se generaron 2010 millones de toneladas de RSU en 2018 y al menos el 33% de ellos no se gestionó de manera adecuada [4].

En el caso de México, de acuerdo con el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020, la generación de RSU en 2019 se estimó en 120,128 t/día, los cuales fueron depositados en 2203 sitios de disposición final (SDF) distribuidos en 1722 municipios del país. Entre ellos solo 82 SDF de 28 de las entidades federativas cumplían todas las características básicas de infraestructura y de operación que enmarca la NOM-083-SEMARNAT-2003. Con lo anterior, se

estima que el 47% de los RSU se depositaron en SDF no controlados, los cuales requieren ser evaluados para decidir entre su clausura o su rehabilitación [5], [6].

La NOM-083-SEMARNAT-2003 contiene las especificaciones en cuanto a la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de SDF de RSU y de manejo especial. Engloba 14 puntos, siendo los puntos del 5 al 9 los que regulan la ubicación, los estudios, la infraestructura y operación necesarios para garantizar el mínimo impacto al ambiente y a la salud [5]. Para evitar los riesgos para el ambiente y por ende a la salud que conllevan los SDF, la SEMARNAT ha elaborado manuales y guías en conjunto con otras instituciones nacionales e internacionales [7], [8] y [9]. Sin embargo, son escasos los reportes de Sitios No Controlados que tras su evaluación fueron atendidos para su saneamiento y posterior rehabilitación o clausura; debido a que no es fácil convencer a las autoridades locales que requiere ser atendido, así como de financiamiento para su evaluación y resolver los problemas que generan. Para aplicar estas guías se puede hacer uso de tablas de verificación, listas de verificación o matrices, con el fin de facilitar la evaluación del SDF [10].

Conforme a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue mostrar la utilidad de la Tabla de Verificación (TV-2022) elaborada con base a la NOM-083-SEMARNAT-2003 [10], la cual fue aplicada para la evaluación técnica del SDF de Polotitlán, Estado de México (EdoMéx), antes y después de que las autoridades municipales responsables le brindaran atención.

2. Metodología/Desarrollo

Los pasos que se llevaron a cabo para este trabajo se muestran en la Figura 1.

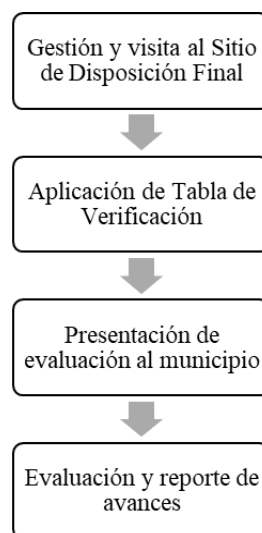


Figura 1. Metodología para la evaluación del Sitio de Disposición Final

2.1 Gestión y visita al Sitio de Disposición final

Se realizó la gestión con los encargados del área de RSU de Polotitlán, EdoMéx, para poder visitar el SDF y obtener la información necesaria. Una vez acordada la fecha se visitó su SDF para recabar información sobre la infraestructura existente y su operación, de acuerdo con lo establecido en la NOM-083-SEMARNAT-2003 [5].

2.2 Aplicación de Tabla de Verificación

Ya en el sitio se aplicó la TV-2022 [10], la cual fue elaborada tomando como base la Lista de Verificación de [11] y la NOM-083-SEMARNAT-2003 [5], [7], [12]. La TV-2022 consta de ocho apartados, cada uno de ellos con diferente número de condicionantes. A cada condicionante se le asignó el valor de uno cuando se “Cumple” y cero cuando “No Cumple”. Al final de cada apartado se encuentran los puntos máximos que corresponderían al 100.0% del cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Dependiendo del número de condicionantes cumplidas, mediante una regla de tres se estimó el porcentaje de cumplimiento para cada caso.

2.3 Presentación de evaluación al municipio

Una vez analizadas las condiciones de infraestructura y operación del SDF, se entregó un informe a los responsables del manejo de RSU del municipio de Polotitlán, EdoMéx, con las áreas de oportunidad detectadas mediante la TV-2022. El objetivo era que el municipio atendiera las áreas de oportunidad para dar cumplimiento a la NOM-083-SEMARNAT-2003 [5].

2.4 Evaluación y reporte de avances

Posterior a la entrega de la evaluación en diciembre de 2021, las autoridades de la municipalidad 2022-2024 responsables del manejo, tratamiento y disposición de RSU, realizaron trabajos de mejora al SDF. En marzo de 2022, se gestionó otra visita al SDF, con la finalidad de evaluarlo y registrar los avances de los trabajos realizados por los responsables del manejo, tratamiento y disposición de RSU de la municipalidad 2022-2024, mediante la TV-2022, así como las áreas de oportunidad a corto, mediano y largo plazo.

3. Resultados

3.1 Gestión y visita al Sitio de Disposición final

Se realizó la gestión necesaria con los responsables de RSU del municipio de Polotitlán, EdoMéx, para realizar la primera visita el día 11 de octubre de 2021. El Ing. Roberto Ruiz Sánchez, Director de Medio Ambiente, quien tenía a cargo el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (MIRSU) del municipio de Polotitlán (Administración 2019-2021), fue quien atendió la visita y con quien se llevó a cabo la inspección visual. En ese momento se encontraron dos celdas donde se estaban vertiendo RSU y una celda donde se depositaban residuos cárnicos (Figuras 2 y 3) y se determinó que la Presa El Derramadero se encontraba a menos de 500 m de distancia del SDF.



Figura. 2. Sitio de Disposición Final de Polotitlán 11 de octubre 2021



Figura. 3. Celdas del Sitio de Disposición Final de Polotitlán 11 de octubre 2021

3.2 Aplicación de Tabla de Verificación

Para evaluar el cumplimiento del SDF con respecto a la NOM-083-SEMARNAT-2003, se completó la TV-2022 con los datos proporcionados por el Ing. Roberto Ruiz Sánchez, Director de Medio Ambiente (Administración 2019-2021), con la información recopilada por inspección visual y mediante los mapas generados con el Sistema de Información Geográfica para el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (SIGMIRSU) [13].

La Tabla 1 muestra el puntaje de cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003 conforme la TV-2022 y las áreas de oportunidad del SDF de Polotitlán, EdoMéx. La subcategoría 6.1 incumplió dos criterios, debido a que el SDF se encuentra dentro del “Santuario de Agua Sistema Hidrológico Huapango” y existen cuerpos de agua adyacentes (Figura 4). Cabe aclarar que los apartados 6.2, 6.3, 6.4 y 7, no se consideraron para el SDF de Polotitlán, ya que éste es tipo D. El apartado 8 se cumplió parcialmente, por el control intermitente de ingreso de Residuos Peligrosos (RP) y residuos automotrices, mientras que en la categoría 9 se obtuvo incumplimiento total.

Tabla 1. Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003

Sitio	Puntaje Máximo	Puntaje Obtenido	Evaluación	Áreas de Oportunidad
Categoría			D	Puede recibir hasta 10 t/día
6.1 Restricción para ubicación del sitio	7	5	71.4%	El sitio se encuentra dentro de un área natural protegida y con cuerpos de agua adyacentes. Instalar barreras naturales o artificiales para impedir la percolación de lixiviados. Gestionar un plan de manejo de RSU.
6.2-6.4 Estudios y análisis previos	0	0	0%	No aplica
7. Características constructivas y operativas del SDF	0	0	0%	No aplica
8. Requisitos mínimos que debe cumplir.	6	1	17%	Realizar compactación y cobertura de RSU. Reforzar control de acceso para residuos e instalar cerca perimetral para controlar fauna nociva.
9. Clausura del SDF	8	0	0%	No cuenta con un sistema de captación de biogás y lixiviado. No cuenta con programa de monitoreo de biogás y lixiviados posclausura, no cuenta con programa posclausura.
Evaluación del cumplimiento	21	6	28.6%	

El nivel de cumplimiento general de la TV-2022 fue del 28.6%, por lo que se recomendó atender de inmediato las áreas de oportunidad detectadas, para mejorar la operación del SDF y cumplir con un mayor nivel los criterios de la NOM-083-SEMARNAT-2003 [5].

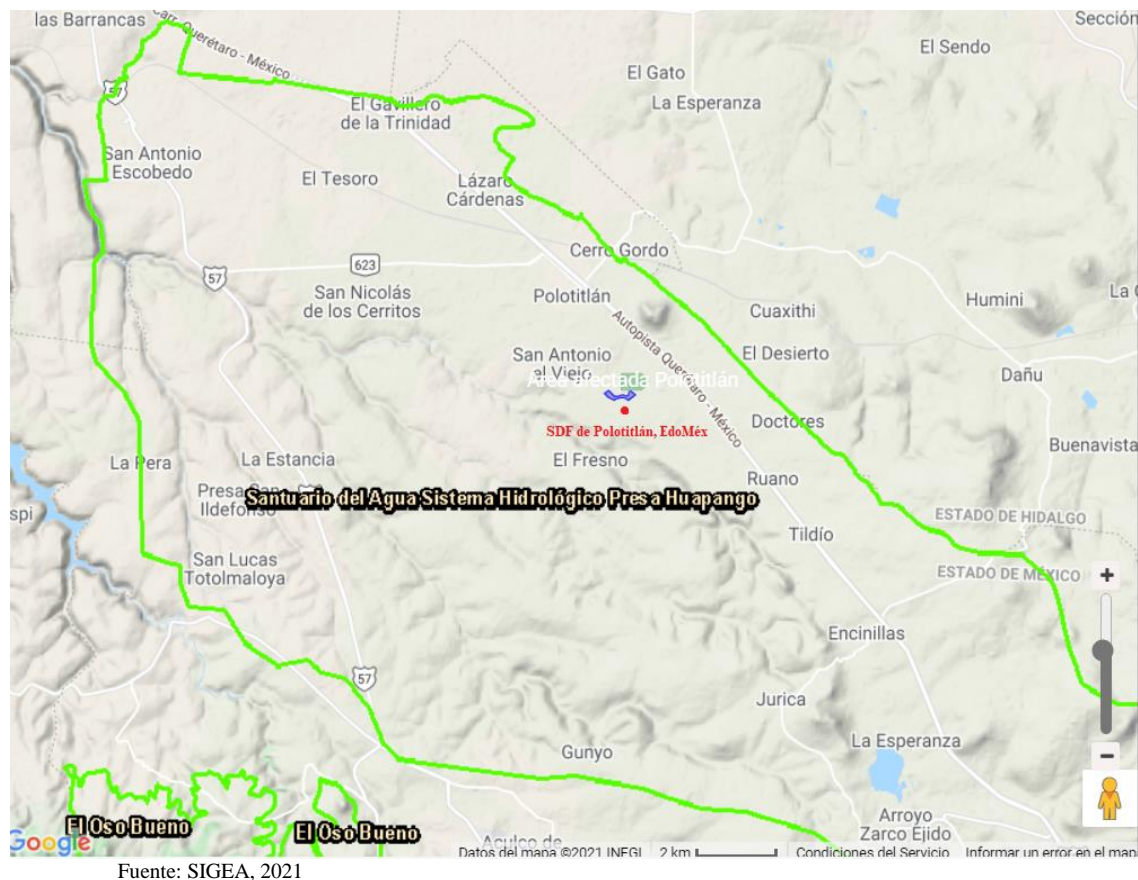


Figura. 4. Área Natural Protegida Estatal, donde se ubica el sitio de disposición final de Polotitlán

3.3 Presentación de evaluación al municipio

Una vez realizada la evaluación, se elaboró un informe técnico con las características de una Evaluación de Impacto Ambiental (Figura 5), la cual fue entregada a la par de una explicación verbal al Ing. Roberto Ruiz Sánchez, Director de Medio Ambiente (Administración 2019-2021) y encargado del MIRSU del municipio, con la intención de que conociera las condiciones de su SDF, los impactos que estaba generando y los riesgos. El Ing. Ruiz Sánchez se comprometió a entregar al Presidente municipal y a la responsable del MIRSU de la siguiente Administración (2022-2024), para que pudieran tomar decisiones con respecto a las mejoras de operación e infraestructura requeridas.



Figura. 5. Informe técnico entregado al municipio de Polotitlán

2.4 Evaluación y reporte de avances

Se gestionó en el mes de febrero de 2022 otra visita para dar seguimiento a la situación del SDF y el 23 de marzo de 2022 se tuvo una reunión de trabajo con el nuevo Director de Servicios Públicos, el C. Pablo Mauricio Zedillo Hernández y los nuevos encargados del MIRSU de la Administración 2022-2024 del municipio de Polotitlán, EdoMéx (Figura 6). Después de la reunión se realizó una visita al SDF y se aplicó nuevamente la TV-2022 (Tabla 2), constatando que se habían realizado trabajos de reacomodo, compactación y cobertura de RSU, reforzamiento de control de acceso de RSU, colocación de cerca con llantas en una parte del perímetro de la celda, arreglo y ordenamiento de accesos al SDF y la implantación de un frente de tiro de RSU.



Figura. 6. Reunión con autoridades del municipio de Polotitlán, EdoMéx.

Tabla 2. Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003

Sitio	Puntaje Máximo	Puntaje Obtenido	Evaluación	Áreas De Oportunidad
Categoría			D	Puede recibir hasta 10 t/día
6.1 Restricción para ubicación del sitio	7	5	71.4%	El sitio se encuentra dentro de un área natural protegida y con cuerpos de agua adyacentes. Instalar barreras naturales o artificiales para impedir la percolación de lixiviados. Gestionar un plan de manejo de RSU.
6.2-6.4 Estudios y análisis previos	0	0	0%	No aplica
7. Características constructivas y operativas del SDF	0	0	0%	No aplica
8. Requisitos mínimos que debe cumplir.	6	3	50%	Reforzar control de acceso para residuos e instalar cerca perimetral para controlar fauna nociva.
9. Clausura del sitio	8	0	0%	No cuenta con un sistema de captación de biogás y lixiviado. No cuenta con programa de monitoreo de biogás y lixiviados posclausura, no cuenta con programa posclausura.
Evaluación del cumplimiento	21	8	38.1%	

Como en el SDF se siguen depositando menos de 10 t, de acuerdo con la NOM-083-SEMARNAT-2003, se clasificó como tipo D, por lo que los apartados 6.2, 6.3, 6.4 y 7 no se evaluaron en esta ocasión tampoco. Debido a que se atendieron algunas de las observaciones realizadas en la visita del 11 de octubre del 2021, los trabajos realizados por esta nueva administración afectaron positivamente el apartado 8, por lo que se obtuvo una puntuación global de 38.1% en la evaluación llevada a cabo el 23 de marzo de 2022.

Sin embargo, aún se tienen áreas de oportunidad como muestra la tabla 2; por lo que el equipo de trabajo aprovechó para hacer sugerencias, como el desvío de agua pluvial mediante canales, para que no se desborden las lagunas de lixiviados (Figura 7); así como rehabilitar y prender los pozos de biogás existentes e implantar al menos un pozo en la celda actualmente en operación.



Figura 7. Sugerencias en el Sitio de Disposición Final

4. Conclusiones

La aplicación de la TV-2022 fue una herramienta de gran utilidad para determinar el grado de cumplimiento de un SDF, así como para determinar las áreas de oportunidad que tiene.

Las visitas al SDF del municipio de Polotitlán, EdoMéx, así como el informe técnico presentado a las autoridades de este municipio, propiciaron mejoras en su infraestructura y operación, que condujeron a un incremento del cumplimiento del 9.5% para la NOM-083-SEMARNAT-2003.

Es imperante continuar con los trabajos de mejora en el SDF de Polotitlán, EdoMéx para minimizar los impactos al ambiente y a la salud de las poblaciones y cultivos aledaños.

Agradecimientos

A las Administración municipales 2019-2021 y 2022-2024 de Polotitlán, EdoMéx.

Al Tecnológico Nacional de México por el financiamiento del Proyecto de Investigación “Evaluación para clausura o rehabilitación de dos sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en el Estado de México”, clave 10312.21-P.

A SEMARNAT y CONACYT, por el financiamiento del Proyecto de Investigación “Ubicación de rellenos sanitarios intermunicipales futuros en el Estado de México y estados aledaños”, clave SEMARNAT -15-1-263315.

Referencias

- [1] Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health, *Waste Management*, Volume 29, Issue 8, Pages 2227-2239, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.028>. (Documento WEB, último acceso 09/06/2022).
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X09001275>>
- [2] SEMARNAT. (2015). Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales, indicadores clave de desempeño ambiental y de crecimiento verde. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (Documento WEB, último acceso 07/06/2022).
<https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf>
- [3] Regadío, M., Ruiz, A., Rodríguez-Rastrero, M. y Cuevas, J. (2015). A containment and attenuating layers: An affordable strategy that preserves soil and water from landfill pollution. *Waste Management* 46: 408-419. (Documento WEB, último acceso 07/06/2022). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.014>.
- [4] Grupo Banco Mundial. (2018). Los Desechos: Un análisis actualizado del futuro de la gestión de los residuos sólidos. (Documento WEB, último acceso 10/06/2022).
<<https://www.bancomundial.org/es/news/immersive-story/2018/09/20/what-a-waste-an-updated-look-into-the-future-of-solid-waste-management>>
- [5] DOF. (2004). NOM-083-SEMARNAT-2003. *Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial*. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004.
- [6] Diagnostico Básico para la Gestión Integral de Residuos. (Documento web, último acceso 13/06/2022) <<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>>
- [7] Ortiz-Conde R. y Hernández-Barríos C. (2012). Manual de rehabilitación, clausura y saneamiento de sitios de disposición final. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). (Documento WEB, último acceso 23/05/2022) <<https://es.slideshare.net/IvanSoto4/manual-derehabilitacion-clausuraysaneamientodesitiosdedisposicionfinal>>
- [8] Wehenpohl, G., Heredia-Cantillana, P., Hernández-Barríos C. P. y de Buen-Richkard B. H. (2004). Guía de Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Agencia de Cooperación Alemana (GTZ). (Documento WEB, último acceso 28/05/2022).
<http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/Guia_Cumplimiento_NOM_083.pdf>
- [9] TAAF Consultoría Ambiental. (2012) Manifestación de impacto ambiental modalidad particular para el cambio de uso de suelo para Relleno Sanitario tipo C en el municipio de El Espinal, Estado de Oaxaca. (Documento WEB, último acceso 29/05/2022).
<<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/oax/estudios/2012/200A2012F0017.pdf>>
- [10] Hernández-Berriel, M.C., López-Gasca, S.O., García-Cortázar, A.L., Mañón-Salas, M.C., Colomer-Mendoza, F.J. y Buenrostro-Delgado, O. (2022). Metodología ágil para clausurar o

regularizar sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos. *Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT*. En proceso de impresión.

- [11] Díaz-Archundia. (2016). Diagnóstico de la generación de biogás en tres sitios de disposición de residuos sólidos urbanos en el Estado de México. Tesis de Doctorado. ITTOL. Metepec, Estado de México.
- [12] SEMARNAT & GTZ, S. del M.A. y R.N. & A. de C.T.A.. (2004). Guía de Cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (Documento WEB, ultimo acceso 07/06/2022). <http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/Guia_Cumplimiento_NOM_083.pdf>
- [13] Mañón-Salas, M.C. y Hernández-Berriel, M.C. (2021). Sistema de Información Geográfica para el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (SIGMIRSU). Desarrollado en el proyecto de investigación “Ubicación de rellenos sanitarios intermunicipales futuros en el Estado de México y estados aledaños” clave: SEMARNAT-2015-1-263315. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca. Número de Registro 03-2022-061709411900-1 ante INDAUTOR. Recuperado de página WEB: <<https://sigmirsu.toluca.tecnm.mx:8087/>>

Tecnologías mejor evaluadas mediante el Análisis de Ciclo de Vida para el manejo de los Residuos Sólidos Urbanos

¹Eloy Mondragón-Zarza, ^{1*}María del Consuelo Hernández-Berriel, ²Sylvie Turpin-Marion, ³Elena Regla Rosa-Domínguez y ¹Fredy Cuellar-Robles

¹División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149. Tel. (52) 722 087 00 ext. 3630. ^{1*}mhernandezb@toluca.tecnm.mx

²Departamento de Energía, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo 180, Col Reynosa Tamaulipas, 02200 México, Cd.México, Mexico.

³Facultad de Química y Farmacia (FQF), Universidad Central Marta Abreu de Las Villas, Carretera a Camajuaní Km. 5 y 1/2. Santa Clara. Villa Clara. Cuba.

Resumen

El crecimiento de la población ha ido acompañado de un aumento de la producción y el consumo, que resulta en una mayor generación de residuos sólidos urbanos (RSU), para la cual se han buscado prácticas de gestión. Para evaluar los impactos que provocan estas prácticas sobre el ambiente, se cuenta con la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). En este trabajo, se revisaron 46 artículos publicados de 2019 al 2021, cuyos autores evaluaron tecnologías de tratamiento de RSU mediante la aplicación del ACV. Se ordenaron los artículos por países donde se realizó la aplicación del ACV y las regiones del mundo según la clasificación del Banco Mundial. Se establecieron, para cada artículo, las dos tecnologías mejor evaluadas (compostaje, digestión anaerobia, reciclaje, incineración, pirólisis, cogeneración, relleno Sanitario) en cuanto a categorías de impactos al ambiente y a la salud, y se contabilizó el orden de preferencia de las tecnologías por regiones. Finalmente, se correlacionaron las tecnologías mejor evaluadas por regiones y la composición de los residuos en estas regiones. Los resultados muestran que la frecuencia con la que los autores, por regiones, seleccionaron las tecnologías a evaluar, se atribuye a las opciones consideradas como las más adecuadas, con base a la composición de los residuos y las condiciones del lugar de origen del artículo. La Separación/Reciclaje fue la tecnología más y mejor evaluada, seguida de tecnologías con recuperación de energía para el aprovechamiento de los residuos orgánicos y con valorización y aprovechamiento energético para los residuos inorgánicos.

Palabras Clave: ACV, Aprovechamiento, Reciclaje, Residuos, Tecnologías.

1. Introducción

En los últimos años, el crecimiento de la población ha ido acompañado de un aumento de la producción, el consumo de materiales y energía, que resulta en una generación mayor de residuos sólidos urbanos [1]. La última estimación del Banco Mundial reveló que en el mundo se generaron 2.01 billones de toneladas de residuos en 2016 y se espera que para 2050 aumenten a 3.40 billones de toneladas [2].

Aunado a ello, en las últimas décadas la gestión de residuos ha sido una preocupación constante para las autoridades locales, de manera que buscan prácticas de gestión para reducir las cantidades de RSU que se generan y necesitan disponerse. Entre las tecnologías disponibles que abarcan cuestiones ambientales y de salud, se tienen: el compostaje, la digestión anaerobia, el reciclaje, la incineración, la pirólisis, la cogeneración y el relleno sanitario (con recuperación de energía, con

quemado de gas y sin tratamiento de gas) [2], [3]. La aplicación de estas tecnologías depende de la composición de los residuos y de los factores económicos de cada lugar, por lo que no todas las opciones pueden aplicarse para el manejo de los residuos, en las diferentes regiones y países [3].

Para comprender la magnitud que cada opción del manejo de los RSU genera al ambiente, se cuenta con la herramienta de análisis de ciclo de vida (ACV), que permite de manera objetiva evaluar los impactos que un producto o servicio puede tener durante todas las etapas de su vida [4], [5]. Con respecto al manejo integral de RSU abordado desde un enfoque de ACV, destacan los trabajos de [6]-[8]. Conforme a lo anterior, el objetivo de este manuscrito fue la revisión de las tecnologías mejor evaluadas mediante el ACV para el manejo de los RSU en las diferentes regiones reportadas por el Banco Mundial.

2. Metodología

Para obtener una perspectiva global de las tecnologías mejor evaluadas mediante la aplicación del ACV para el manejo de los RSU, se revisaron un total de 46 artículos publicados de 2019 al 2021, obtenidos gracias a la búsqueda mediante palabras claves como “evaluación del ciclo de vida de los residuos sólidos urbanos” en los motores de búsqueda de Scopus (<http://www.scopus.com>) y Google Scholar (<http://scholar.google.com>), así como también con referencias cruzadas de los artículos obtenidos. En este manuscrito se excluyeron los artículos de ACV sobre residuos peligrosos, residuos de construcción, residuos electrónicos y lodos de plantas de tratamiento.

2.1. Análisis de frecuencias de evaluación de tecnologías

Como primer paso, se identificaron los artículos de acuerdo al país donde se realizó la aplicación de ACV y se agruparon en las regiones según la clasificación del Banco Mundial [2]. De cada artículo se capturó en Excel las tecnologías evaluadas y se realizó una tabla de análisis de frecuencias.

2.2. Determinación de las tecnologías mejor evaluadas

Con base a los resultados obtenidos de las categorías de impactos al ambiente y a la salud, se elaboró una tabla indicando las dos primeras tecnologías mejor evaluadas en los manuscritos de cada país: compostaje, digestión anaerobia, reciclaje, incineración, pirolisis, cogeneración y relleno sanitario (con recuperación de energía, con quemado de gas y sin tratamiento de gas).

2.3. Correlación entre las tecnologías mejor evaluadas por países y la composición de los residuos en éstos

Con el fin de determinar la existencia de correlación entre las tecnologías mejor evaluadas en cada país y la composición de sus residuos, a partir de la revisión de los 46 artículos publicados, se elaboró una tabla comparativa, marcando con checks (☐) las tecnologías mejor evaluadas en cada país.

3. Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra la distribución de los países en los que fueron publicados los artículos, clasificados por regiones. El mayor número de artículos se encontró en la región de América Latina y el Caribe (14), seguido en orden descendente por Asia Oriental y el Pacífico (11), Europa y Asia Central (9), Asia del Sur (4), América del Norte (3), Oriente Medio y África del Norte (3) y África Sub-Sahariana (2).

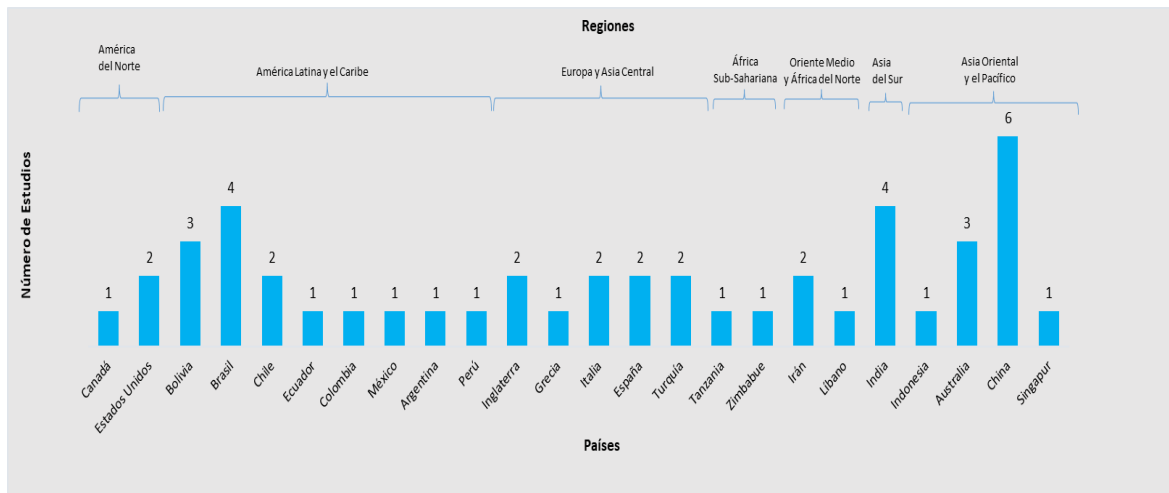


Figura 1. Distribución de la publicación de los estudios de ACV.

3.1 Análisis de frecuencias de evaluación de tecnologías

En la Figura 2 se muestra la frecuencia en la que se evaluó una determinada tecnología en los países de cada región. En América del Norte, para el caso de los Estados Unidos se evaluó con más frecuencia la disposición final; como el uso del relleno sanitario con recuperación de energía, con quemado de gas y sin tratamiento de gas (venteo); mientras que en Canadá fue la digestión anaerobia y el compostaje. En la región de Europa y Asia Central, en España, Inglaterra, Italia y Turquía, se consideraron con más frecuencia las tecnologías como los Tratamientos Biológicos (digestión anaerobia y compostaje); mientras que en Grecia fue la disposición final (relleno sanitario con recuperación de energía, con quemado de gas y sin tratamiento de gas). Para la región de Oriente Medio y África del Norte, en Irán y Líbano, se evaluaron con más frecuencia las tecnologías como los Tratamientos Biológicos (digestión anaerobia y compostaje) y de disposición final (relleno sanitario con quemado de gas y sin tratamiento de gas). En la región de África Sub-Sahariana, en Tanzania y Zimbabue, se evaluaron con más frecuencia las tecnologías como los Tratamientos Biológicos (digestión anaerobia y compostaje). En la región de Asia Oriental y el Pacífico, en Australia, China y Singapur, se consideraron con más frecuencia los Tratamientos Térmicos (incineración, cogeneración y pirólisis) y de disposición final (relleno sanitario con recuperación de energía y sin tratamiento de gas). En la región de Asia del Sur, en India, se evaluaron con más frecuencia los Tratamientos Biológicos (digestión anaerobia, compostaje y tratamiento biológico mecánico) y de disposición final (relleno sanitario con recuperación de energía, sin tratamiento de gas y sitio no controlado). En la región de América Latina y el Caribe, en Argentina, Bolivia y Brasil, las tecnologías que se evaluaron con mayor frecuencia fueron los Tratamientos Biológicos (digestión anaerobia y compostaje); mientras que en Colombia evaluaron el relleno sanitario con recuperación de energía, con quemado de gas y sin tratamiento de gas.

La frecuencia en la selección de las tecnologías puede atribuirse a que, en cada artículo, se evaluaron las opciones consideradas más adecuadas al país, con base en la composición de los residuos y las circunstancias o las condiciones del lugar [2].

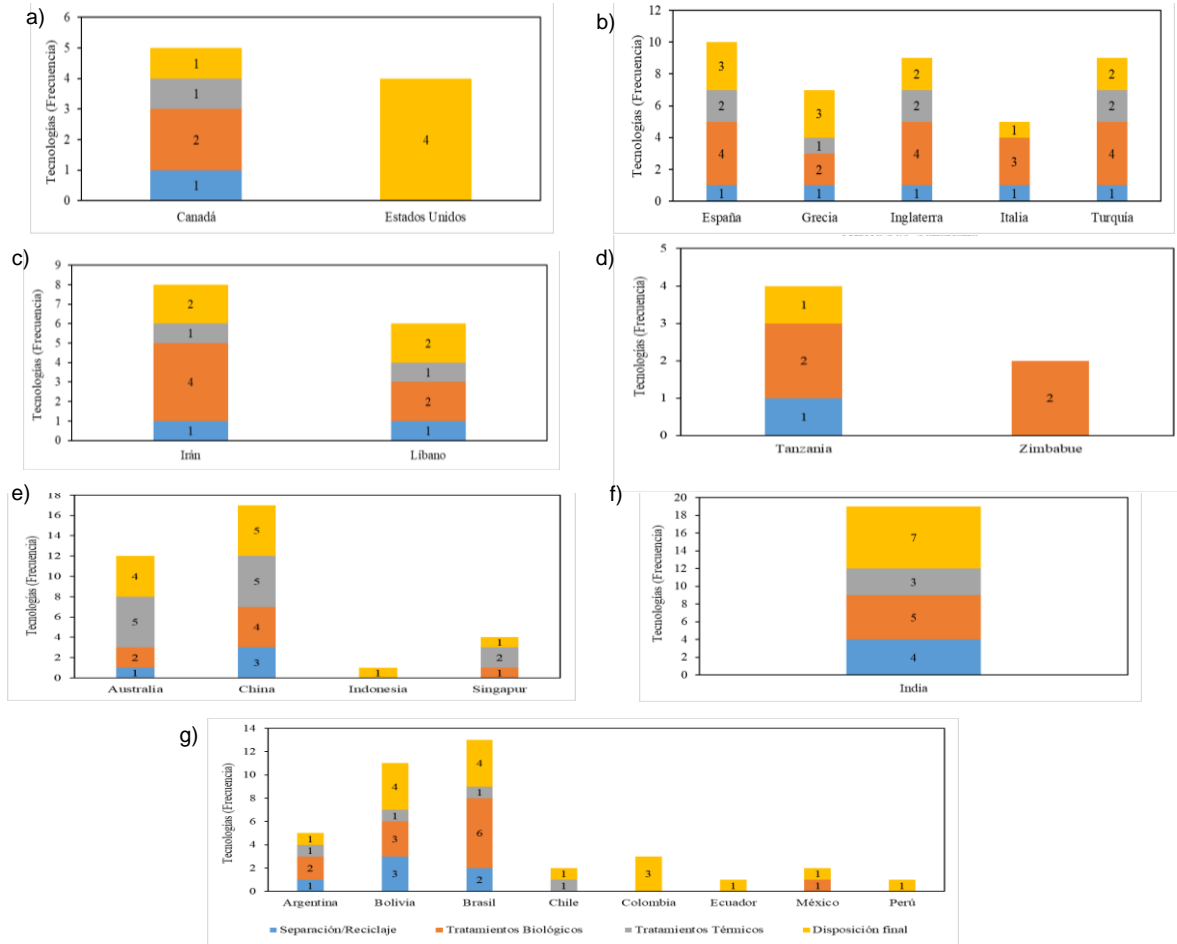


Figura 2. Tecnologías evaluadas con frecuencia en a) América del Norte, b) Europa y Asia Central, c) Oriente Medio y África del Norte, d) África Sub-Sahariana, e) Asia Oriental y el Pacífico, f) Asia del Sur y g) América Latina y el Caribe.

3.2 Determinación de las tecnologías mejor evaluadas

Con base en los resultados de menores impactos al ambiente y la salud, evaluados en los estudios de ACV revisados sobre el manejo de los RSU, se determinó que algunas tecnologías fueron más apropiadas que otras. Entre los 46 artículos revisados, 33 contemplaron la separación/reciclaje, 14 la evaluaron como mejor tecnología en primer lugar y 5 como segunda opción (Tabla 1), debido a que obtuvieron resultados favorables en la reducción de impactos ambientales, beneficiando a todo el sistema de manejo de RSU al reducir el Agotamiento de Recursos, el consumo de energía y la cantidad de residuos dispuestos [9]-[11].

Con relación al compostaje, 22 lo contemplaron, 5 lo evaluaron como primera opción y 10 como segunda opción recomendable, reemplazando el uso de fertilizantes inorgánicos (Tabla 1); a pesar de que se generan GEI y de contribuir a la Acidificación y Eutrofización [14]. En el caso de la digestión anaerobia, 25 artículos la analizaron, 13 la evaluaron como mejor primer lugar y 6 como segunda opción, en cuanto a generación de impactos ambientales, contribuyendo en la reducción del Agotamiento de Recursos y del Calentamiento Global, debido a la generación de electricidad a partir del biogás y a la producción de compost como fertilizante [12], [13].

Respecto a la incineración, 23 la evaluaron, 10 la calificaron como primera opción y 5 como segunda opción, obteniéndose bajas emisiones cuando se realizó un proceso de recuperación de los materiales, previo a su combustión, además de la recuperación de energía [15], [16]. Cabe mencionar que, en Australia y Chile, compiten como mejor opción la incineración y la pirólisis, ya que esta última tecnología fue evaluada como primer lugar en algunos artículos de estos países (Tabla 1), debido a la reducción de gases contaminantes [17], [18].

El relleno sanitario con recuperación de energía fue considerado en 24 artículos, donde 8 lo catalogaron como primer lugar y 2 como segundo lugar (Tabla 1), por la recuperación de energía y disminución de los impactos ambientales [19], [20]. El relleno sanitario con quema de biogás fue contemplado 12 veces y en 5 fue calificado como la segunda opción adecuada, pues disminuye los impactos ambientales al evitar la liberación de CH₄ [19], [20]. Asimismo, el relleno sanitario sin tratamiento del gas fue analizado en 19 estudios, evaluándolo solo 1 como primer lugar y 9 como segundo, considerándolo mejor opción que el sitio no controlado a pesar de contribuir al impacto del Calentamiento Global por la liberación del biogás a la atmósfera [14].

En el caso de la tecnología del tratamiento biológico mecánico, 6 la contemplaron, 2 la evaluaron como buena opción tanto para el primer como para el segundo lugar (Tabla 1). Esta tecnología disminuye los impactos ambientales por GEI debido al proceso de separación de materiales, sin embargo, se producen impactos en la Formación de Ozono Fotoquímico, la Eutrofización, la Acidificación y la Toxicidad Humana [21].

Tabla 1. Tecnologías para el manejo de RSU mejor evaluadas.

Tecnología	No. de veces evaluada	Evaluación primer lugar/País		Evaluación segundo lugar/País			
Separación/ Reciclaje	33	14	42 %	India ^[12] , Bolivia ^[23] , Inglaterra ^[24] , India ^[25] , España ^[26] , Bolivia ^[27] , Brasil ^[29] , Brasil ^[32] , China ^[33] , China ^[38] , Bolivia ^[43] , Tanzania ^[53] , Turquía ^[54]	5	15 %	India ^[9] , Irán ^[14] , Canadá ^[41] , Líbano ^[51] , Australia ^[52]
Digestión anaerobia	25	13	52 %	India ^[11] , Irán ^[13] , Irán ^[14] , Argentina ^[18] , Inglaterra ^[24] , China ^[30] , Italia ^[31] , Inglaterra ^[35] , Zimbabue ^[36] , Grecia ^[37] , Canadá ^[41] , España ^[45] , Turquía ^[54]	6	24 %	España ^[26] , Bolivia ^[27] , Australia ^[28] , Singapur ^[39] , Líbano ^[51] , Australia ^[52]
Relleno sanitario con recuperación de energía	24	8	33 %	Colombia ^[19] , Perú ^[20] , Ecuador ^[40] , México ^[42] , Brasil ^[48] , Estados Unidos ^[49] , Estados Unidos ^[50] , Tanzania ^[53]	2	8%	Chile ^[22] , Australia ^[52]
Incineración	23	10	43 %	China ^[8] , Irán ^[14] , China ^[15] , Australia ^[17] , Chile ^[22] , Inglaterra ^[24] , Australia ^[28] , China ^[34] , Singapur ^[39] , Líbano ^[51]	5	22 %	Bolivia ^[27] , China ^[30] , Grecia ^[37] , China ^[38] , Canadá ^[41]

Tabla 1. Tecnologías para el manejo de RSU mejor evaluadas (Continuación).

Tecnología	No. de veces evaluada	Evaluación primer lugar/País			Evaluación segundo lugar/País		
		No. de veces	%	País	No. de veces	%	País
Compostaje	22	5	23%	India ^[9] , India ^[12] , China ^[30] , Italia ^[31] , Brasil ^[32]	10	45%	Irán ^[13] , Irán ^[14] , Inglaterra ^[24] , India ^[25] , España ^[26] , Inglaterra ^[35] , Zimbabue ^[36] , Canadá ^[41] , España ^[45] , Tanzania ^[53]
Relleno sanitario sin tratamiento de gas (Venteo)	19	1	5%	Indonesia ^[47]	10	47%	Brasil ^[7] , India ^[12] , China ^[15] , Bolivia ^[23] , Inglaterra ^[24] , India ^[25] , Italia ^[31] , Canadá ^[41] , Turquía ^[54]
Relleno sanitario con quema de gas	12	0	0%	-----	5	42%	India ^[11] , Colombia ^[19] , Estados Unidos ^[49] , Estados Unidos ^[50] , Líbano ^[51]
Tratamiento biológico mecánico	6	2	33%	Brasil ^[7] , Italia ^[46]	2	33%	Brasil ^[29] , Brasil ^[32]
Pirólisis	3	3	100%	Australia ^[17] , Chile ^[44] , Australia ^[52]	0	0%	-----
Cogeneración	3	1	33%	Turquía ^[21]	0	0%	-----
Sitio no controlado	3	0	0%	-----	0	0%	-----

3.3 Correlación entre las tecnologías mejor evaluadas en los países y la composición de residuos

De acuerdo con la composición de los residuos reportada en los artículos revisados, en la mayoría de los países con porcentajes de residuos orgánicos superiores al 50%, se aplicaron tecnologías como el compostaje, la digestión anaerobia y el relleno sanitario. Los países que conforman la región América Latina y el Caribe, evaluaron mayormente como mejor opción el relleno sanitario con recuperación de energía y en menor la aplicación de la digestión anaerobia y el compostaje, debido que actualmente se está realizando la transición de sitios no controlados a rellenos sanitarios con recuperación de energía [20]. Las regiones de Europa y Asia Central y, de Asia Oriental y el Pacífico, evaluaron principalmente la digestión anaerobia y el compostaje como mejores opciones (Tabla 2).

En el caso de los países con porcentajes de residuos inorgánicos mayores al 50% se priorizaron las tecnologías para la valorización y aprovechamiento, como la separación/reciclaje, la incineración y la pirólisis; donde los países con ingresos altos evaluaron las dos últimas opciones preferentemente (Tabla 2) [2], [17], mientras que, en Grecia y Singapur, a pesar de tener porcentajes altos de inorgánicos, no cuentan con artículos de ACV donde se analice la separación/reciclaje, entre 2018-2021 [37]-[39].

Tabla 2. Tecnologías mejor evaluadas y composición de residuos en cada país.

País	Composición		Tecnologías Mejor Evaluadas								
	Orgánicos %	Inorgánicos %	Sep/Rec	DA	Comp	TB M	Inc	RESA recuperación de energía	RESA con quema de gas	Co	Pi
Argentina	50.0	50.0		✓							
Australia	30.3	69.7	✓	✓			✓	✓			✓
Bolivia	51.1	48.9	✓	✓			✓				
Brasil	54.4	45.6	✓		✓	✓		✓			
Canadá	42.0	58.0	✓	✓	✓		✓				
Chile	49.0	51.0					✓	✓			✓
China	53.7	46.3	✓	✓	✓		✓				
Colombia	61.5	38.5						✓		✓	
Ecuador	56.9	43.1						✓			
España	38.1	61.9	✓	✓	✓						
Estados Unidos	35.3	64.7						✓		✓	
Grecia	42.0	58.0		✓			✓				
India	60.1	39.9	✓	✓	✓					✓	
Indonesia	48.0	52.0									
Inglaterra	34.0	66.0	✓	✓	✓		✓				
Irán	64.1	35.9	✓	✓	✓		✓				
Italia	39.5	60.5		✓	✓	✓					
Líbano	53.4	46.6	✓	✓			✓			✓	
México	52.0	48.0						✓			
Perú	52.3	47.7						✓			
Singapur	27.2	72.8		✓			✓				
Tanzania	67.0	33.0	✓		✓			✓			
Turquía	34.0	66.0	✓	✓			✓				✓
Zimbabue	42.0	58.0		✓	✓						

Sep/Rec: Separación/Reciclaje; DA: Digestión Anaerobia; Comp: Compostaje; TBM: Tratamiento Biológico Mecánico; Inc: Incineración; RESA: Relleno Sanitario; Co: Cogeneración Pi: Pirolisis.

4. Conclusiones

La frecuencia en la selección de las tecnologías en cada país se puede atribuir a que, en cada manuscrito, se evaluaron las opciones consideradas adecuadas, con base en la composición de los residuos y las circunstancias o las condiciones del lugar de origen del artículo.

La separación/reciclaje, fue la más y mejor evaluada, seguida de la digestión anaerobia y la incineración. El compostaje se perfila como opción recomendable, para reemplazar el uso de fertilizantes inorgánicos. El relleno sanitario con recuperación de energía fue considerado como

mejor opción respecto al relleno sanitario con quema de gas y sin tratamiento de gas. Tratamientos Térmicos como la pirólisis y la cogeneración fueron bien evaluados en países de ingresos económicos altos.

Para los residuos orgánicos, en la mayoría de los países, se evaluaron como mejores tecnologías la digestión anaerobia, el compostaje y el relleno sanitario con recuperación de energía. Para los residuos inorgánicos, los países priorizaron las tecnologías para la valorización y aprovechamiento, como la separación/reciclaje; asimismo en países de ingresos altos, consideraron la incineración y la pirólisis.

Los países que conformaron la región América Latina y el Caribe, presentaron una composición de residuos orgánicos elevada, entre éstos: Brasil, Colombia, Ecuador, México y Perú, que evaluaron como mejor opción el relleno sanitario con recuperación de energía; en Bolivia y Argentina, eligieron la digestión anaerobia, a excepción de Chile que calificó entre las mejores la incineración y pirólisis. Con este manuscrito se logró identificar las tecnologías mejor evaluadas mediante el ACV para el manejo de los RSU en los diferentes países y regiones; en el caso de América Latina y el Caribe, se vislumbra la aplicación de tecnologías para la valorización, aprovechamiento y la recuperación de energía a partir de los residuos.

Referencias

- [1] Minghua, Z., Xiumin, F., Rovetta, A., Qichang, H., Vicentini, F., and Bingkai, L. (2009). Municipal Solid Waste Management in Pudong New Area, China. *Waste Management*, 29(3), 1227–1233. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.016>
- [2] Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., and Woerden, F.W. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. Washington DC, USA.
- [3] Letcher, T. M., and Vallerio, D. A. (2019). *Waste: A Handbook for Management*. 2a. ed.. Academic Press. London, UK.
- [4] ISO. (2006a). ISO 14040:2006 Environmental Management–Life Cycle Assessment–Principles and Framework. Obtenido de International Organization for Standardization: En línea <<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es>> Recuperado el 05/07/22
- [5] ISO. (2006b). ISO 14044:2006 Environmental Management–Life Cycle Assessment–Requirements and Guidelines. Obtenido de International Organization for Standardization: En línea <<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14044:ed-1:v1:es>> Recuperado el 05/07/22
- [6] Sharma, K., and Jain, S. (2020). Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: *The Global Scenario*. *Social Responsibility*, 16(6), 917-948. doi:10.1108/SRJ-06-2019-0210
- [7] Silva, V., Contreras, F., and Bortoleto, A. (2021). Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of Brasilia, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 279, 1-12. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123696>
- [8] Zhou, Z., Chi, Y., Dong, J., Tang, Y., and Ni, M. (2019). Model development of sustainability assessment from a life cycle perspective: A case study on waste management systems in China. *Journal of Cleaner Production*, 210, 1005-1014. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.074>

- [9] Aryan, Y., Yadav, P., and Samadder, S. (2019). Life Cycle Assessment of the Existing and Proposed Plastic Waste Management Options in India: A Case Study. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1268-1283. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.236>
- [10] Sharma, B., and Chandel, M. (2017). Life cycle assessment of potential municipal solid waste management strategies for Mumbai, India. *Waste Management & Research*, 35(1), 79-91. doi:<https://doi.org/10.1177/0734242X16675683>
- [11] Cheela, V., John, M., Biswas, W., and Dubey, B. (2021). Environmental Impact Evaluation of Current Municipal Solid Waste Treatments in India Using Life Cycle Assessment. *Energies*, 14(11), 1-23. doi:<https://doi.org/10.3390/en14113133>
- [12] Khandelwal, H., Thalla, A. K., Kumar, S., and Kumar, R. (2019). Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management Options for India. *Bioresource Technology*, 288, 1-13. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121515>
- [13] Behrooznia, L., Sharifi, M., and Hosseinzadeh-Bandbafha, H. (2020). Comparative Life Cycle Environmental Impacts of Two Scenarios for Managing an Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Rasht-Iran. *Journal of Cleaner Production*, 268, 1-16. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122217>
- [14] Zarea, M.A., Moazed, H., Mehdi, M., Malekghasemi, S., and Jaafarzadeh, N. (2019). Life cycle assessment for municipal solid waste management: a case study from Ahvaz, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 1-13. doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7273-y>
- [15] Liu, M., Tan, Z., Fan, X., and Chang, Y. (2021). Application of life cycle assessment for municipal solid waste management options in Hohhot, People's Republic of China. *Waste Management & Research*, 39, 63-72. doi:<https://doi.org/10.1177/0734242X20959709>
- [16] Zhou, Z., Tang, Y., Dong, J., Chi, Y., Ni, M., Li, N., and Zhang, Y. (2018). Environmental Performance Evolution of Municipal Solid Waste Management by Life Cycle Assessment in Hangzhou, China. *Environmental Management*, 227, 23-33. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.083>
- [17] Demetrious, A., and Crossin, E. (2019). Life cycle assessment of paper and plastic packaging waste in landfill, incineration, and gasification-pyrolysis. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21, 850-860. doi:<https://doi.org/10.1007/s10163-019-00842-4>
- [18] Morero, B., Montagna, A., Campanella, E., and Cafaro, D. (2019). Optimal process design for integrated municipal waste management with energy recovery in Argentina. *Renewable Energy*, 146, 2626-2636. doi:<https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.085>
- [19] Caicedo-Concha, D. M., Sandoval-Cobo, J., Stringfellow, A., and Colmenares-Quintero, R. (2021). An Evaluation of Final Disposal Alternatives for Municipal Solid Waste through Life Cycle Assessment: A Case of Study in Colombia. *Cogent Engineering*, 8, 1-17. doi:<https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1956860>
- [20] Ziegler-Rodriguez, K., Margallo, M., Aldaco, R., Vázquez-Rowe, I., and Kahhat, R. (2019). Transitioning From Open Dumpsters to Landfilling in Peru: Environmental Benefits and Challenges From a Life-Cycle Perspective. *Journal of Cleaner Production*, 229, 989-1003. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.015>

- [21] Guven, H., Wang, Z., and Eriksson, O. (2019). Evaluation of future food waste management alternatives in Istanbul from the life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 239. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117999>
- [22] Espinoza Pérez, L., Ziegler-Rodríguez, K., Espinoza Pérez, A., Vásquez, O., and Vázquez-Rowe, I. (2021). Closing the Gap in the Municipal Solid Waste Management Between Metropolitan and Regional Cities from Developing Countries: A life Cycle Assessment Approach. *Waste Management*, 124, 314-324. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.020>
- [23] Ferronato, N., Portugal-Alarcón, G., Guisbert-Lizarazu, E., and Torretta, V. (2021). Assessment of Municipal Solid Waste Collection in Bolivia: Perspectives for Avoiding Uncontrolled Disposal and Boosting Waste Recycling Options. *Resources, Conservation and Recycling*, 167, 105234. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105234>
- [24] Wang, D., He, J., Tang, Y.-T., Higgitt, D., and Robinson, D. (2020). Life cycle assessment of municipal solid waste management in Nottingham, England: Past and future perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119636. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119636>
- [25] Rana, R., Ganguly, R., and Kumar, A. (2019). Life-cycle assessment of municipal solid-waste management strategies in Tricity region of India. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21, 606–623. doi:<https://doi.org/10.1007/s10163-018-00822-0>
- [26] Istrate, I.-R., Galvez-Martos, J.-L., and Dufour, J. (2021). The impact of incineration phase-out on municipal solid waste landfilling and life cycle environmental performance: Case study of Madrid, Spain. *Science of the Total Environment*, 755(1), 142537. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142537>
- [27] Ferronato, N., Gorrity Portillo, M., Guisbert Lizarazu, E., and Torretta, V. (2020). Application of a Life Cycle Assessment for Assessing Municipal Solid Waste Management Systems in Bolivia in an International Cooperative Framework. *Waste Management & Research*, 38, 98-116. doi:<https://doi.org/10.1177/0734242X20906250>
- [28] Dastjerdi, B., Strezov, V., Kumar, R., and Behnia, M. (2019). An evaluation of the potential of waste to energy technologies for residual solid waste in New South Wales, Australia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 115, 109398. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109398>
- [29] Lima, P., Olivo, F., Paulo, P., Schalch, V., and Cimpan, C. (2019). Life Cycle Assessment of prospective MSW management based on integrated management planning in Campo Grande, Brazil. *Waste Management*, 90, 59-71. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.035>
- [30] Iqbal, A., Zan, F., Liu, X., and Chen, G. (2019). Integrated municipal solid waste management scheme of Hong Kong: A comprehensive analysis in terms of global warming potential and energy use. *Journal of Cleaner Production*, 225, 1079-1088. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.034>
- [31] Mancini, E., Arzoumanidis, I., and Raggi, A. (2019). Evaluation of potential environmental impacts related to two organic waste treatment options in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 214, 927-938. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.321>
- [32] Paes, M., Araujo de Medeiros, G., Donnini, S., Bortoleto, A., De Oliveira, J., and Kulay, L. (2020). Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 254, 119848. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119848>

- [33] Wang, Z., Jingxiang, L., Gu, F., Yang, J., and Guo, J. (2020). Environmental and economic performance of an integrated municipal solid waste treatment: A Chinese case study. *Science of the Total Environment*, 709, 136096. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136096>
- [34] Chen, G., Wang, X., Li, J., Yan, B., Wang, Y., and Wu, X. (2019). Environmental, energy, and economic analysis of integrated treatment of municipal solid waste and sewage sludge: A case study in China. *Science of The Total Environment*, 647, 1433-1443. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.104>
- [35] Storch, P., Jeswani, H., Cuéllar-Franca, R., and Azapagic, A. (2019). Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy. *Science of the Total Environment*, 693, 1-18. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.322>
- [36] Nhubu, T., Muzenda, E., Mbohwa, C., and Agbenyeku, E. (2019). Comparative assessment of composting and anaerobic digestion of municipal biodegradable waste in Harare, Zimbabwe. *Environmental progress & sustainable energy*, 39, 1-16. doi:<https://doi.org/10.1002/ep.13376>
- [37] Sarigiannis, D., Handakas, E., Karakitsios, S., and Gotti, A. (2021). Life cycle assessment of municipal waste management options. *Environmental Research*, 193, 110307. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110307>
- [38] Hossain, M., Ng, S., Dong, Y., and Amor, B. (2021). Strategies for mitigating plastic wastes management problem: A lifecycle assessment study in Hong Kong . *Waste Management*, 131, 412-422. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.030>
- [39] Tian, H., Wang, X., Lim, E., Lee, J., Ee, A., Zhang, J., and Tong, Y. (2021). Life cycle assessment of food waste to energy and resources: Centralized and decentralized anaerobic digestion with different downstream biogas utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 150, 111489. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111489>
- [40] Chicaiza Ortiz, C., Navarrete Villa, V., Camacho López, C., and Chicaiza Ortiz, Á. (2020). Evaluation of municipal solid waste management system of Quito - Ecuador through life cycle assessment approach. *LALCA: Revista Latino-Americana Em Avaliação Do Ciclo De Vida*, 4, 1-13. doi:<https://doi.org/10.18225/lalca.v4i0.5206>
- [41] Malmir, T., Ranjbar, S., and Eicker, U. (2020). Improving Municipal Solid Waste Management Strategies of Montréal (Canada) Using Life Cycle Assessment and Optimization of Technology Options. *Energies*, 13(21), 5701. doi:<https://doi.org/10.3390/en13215701>
- [42] Silva, C., Caro, D., and Thomsen, M. (2019). Environmental Assessment of Alternatives for Biowaste Treatment in Mexico City. *Energy Systems and Policy*, 7(30), 1-30. doi:[10.3389/fenrg.2019.00030](https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00030)
- [43] Ferronato, N., Moresco, L., Guisbert Lizarazu, G., Gorrity Portillo, M., Conti, F., and Torrett, V. (2021). Sensitivity Analysis and Improvements of the Recycling Rate in Municipal Solid Waste Life Cycle Assessment: Focus on a Latin American Developing Context. *Waste Management*, 128, 1-15. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.043>
- [44] Corvalán, C. (2021). Life Cycle Assessment for Hydrothermal Carbonization of Urban Organic Solid Waste in Comparison with Gasification Process: a Case Study of Southern Chile. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 40, 1-18. doi:<https://doi.org/10.1002/ep.13688>
- [45] Hoehn, D., Laso, J., Cristóbal, J., Ruiz-Salmón, I., Butnar, I., Borrion, A., and Margallo, M. (2020). Regionalized Strategies for Food Loss and Waste Management in Spain under a Life Cycle Thinking Approach. *Foods*, 9, 1-31. doi:<https://doi.org/10.3390/foods9121765>

- [46] Gadaleta, G., De Gisi, S., Todaro, F., Campanaro, V., Teodosiu, C., and Notarnicola, M. (2021). Sustainability assessment of municipal solid waste separate collection and treatment systems in a large metropolitan area. *Sustainable Production and Consumption*, 29, 328–340. doi:<https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.023>
- [47] Suryawan, I. W., Rahman, A., Septiariva, I. Y., Suhardono, S., and Wijaya, I. M. (2021). Life Cycle Assessment of Solid Waste Generation During and Before Pandemic of Covid-19 in Bali Province. *Sustainability Science and Management*, 16(1), 11-21. doi:<http://doi.org/10.46754/jssm.2021.01.002>
- [48] Gutierrez, K. G., Fernandes, M. A., and Chernicharo, C. A. (2019). Modelling of a sanitary landfill for developing countries to improve the reliability of Life Cycle Assessment studies. *Earth and Environmental Science*, 323, 1-10. doi:10.1088/1755-1315/323/1/012085
- [49] Wang, Y., Levis, J. W., and Barlaz, M. A. (2020). An Assessment of the Dynamic Global Warming Impact Associated with Long-Term Emissions from Landfills. *Environmental Science & Technology*, 54(3), 1304-1313. doi:<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04066>
- [50] Wang, Y., Levis, J., and Barlaz, M. (2021). Life-Cycle Assessment of a Regulatory Compliant U.S. Municipal Solid Waste Landfill. *Environmental Science & Technology*, 55(20), 13583–13592. doi:<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02526>
- [51] Maalouf, A., and El-Fadel, M. (2019). Life cycle assessment for solid waste management in Lebanon: Economic implications of carbon credit. *Waste Management & Research*, 37(1), 14-26. doi:<https://doi.org/10.1177/0734242X18815951>
- [52] Dastjerdi, B., Strezov, V., Kumar, R., Hea, J., and Behnia, M. (2021). Comparative life cycle assessment of system solution scenarios for residual municipal solid waste management in NSW, Australia. *Science of the Total Environment*, 767, 1-12. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144355>
- [53] Richard, E., Hilonga, A., Machunda, R., and Njau, K. (2021). Life cycle analysis of potential municipal solid wastes management scenarios in Tanzania: the case of Arusha City. *Sustainable Environment Research*, 31(1), 1-13. doi:<https://doi.org/10.1186/s42834-020-00075-3>
- [54] Özer, B., Yay, A.E. (2021). Comparative life cycle analysis of municipal waste management systems: Kirklareli/Turkey case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 63867-63877. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-020-12247-0>

TRATAMIENTO Y VALORIZACION DE LOS RESIDUOS

Evaluación de biomasa forestal para ser utilizada como sustrato para *Pleurotus ostreatus*

¹Brenda Acevedo Juárez, ¹Julio I. González Rivera, ¹Leonardo M. Gutiérrez, ¹Himer Avila George, ²Paula C. Soto Rios

¹ Universidad de Guadalajara Centro Universitario de los Valles, Carr. a Guadalajara Km. 45.5, 46600 Ameca, Jal.
²Escuela Militar de Ingeniería, Av. Rafael Pabón, Irpavi, La Paz, Bolivia.
 Tel. 311 1849716. email: brenda.acevedo@academicos.udg.mx

Resumen

El fuego forma parte del ciclo de vida de los ecosistemas; sin embargo, la alta frecuencia e intensidad de los incendios forestales merma la biodiversidad y conlleva una notable reducción de las funciones que cumplen las áreas afectadas. El exceso de biomasa forestal es un elemento involucrado en la incidencia y extensión de incendios. *Pleurotus ostreatus* es un hongo lignícola saprófito, capaz de crecer sobre cualquier sustrato lignocelulósico; en este proyecto se propone un método casero, replicable y económico para el cultivo del hongo *Pleurotus ostreatus* con el fin de disminuir el exceso de biomasa forestal del Bosque La Primavera. El diseño metodológico se basó en tres etapas importantes para el desarrollo del hongo *Pleurotus ostreatus*: inoculación del sustrato, colonización y fructificación. En él, se comparó la producción neta, tiempo de colonización y tiempo de fructificación en dos tipos de unidades de siembra con biomasa forestal enriquecida con nitrógeno y carbonato de calcio y otra sin enriquecer. La eficiencia biológica del grupo con biomasa sin enriquecer fue de 57% mientras que el del grupo con biomasa enriquecida fue de 86% indicando que es posible usar biomasa forestal del Bosque La Primavera como sustrato para la siembra de *Pleurotus ostreatus*.

Palabras Clave: *Bosque de la Primavera, Biomasa forestal, Cultivo, Incendios, Pleurotus ostreatus.*

1. Introducción

El Área de Protección de Flora y Fauna del Bosque de la Primavera (APFFLP) es una de las áreas protegidas más importantes del occidente del país; así mismo, representa uno de los principales aportes de agua a la región, debido a que el bosque funciona como sitio fundamental para la captación, filtración, transporte y saneamiento de aguas superficiales y subterráneas. Históricamente, su existencia se ha visto amenazada por diversos impactos antropogénicos, que van desde la contaminación por desechos inorgánicos, la tala con fines de urbanización, y de forma más preocupante, los incendios forestales [1]. El efecto inmediato de los incendios es la reducción de las funciones que cumplen las áreas afectadas; otra consecuencia del fuego es la producción y liberación de gases y partículas a la atmósfera, los cuales contribuyen al calentamiento global [2].

La biomasa forestal se define como la materia orgánica que existe en un ecosistema de ese tipo. Al caer, se acumula y procede a ser degradada por la acción de organismos descomponedores; cuando la biomasa forestal seca acumulada es mayor a la que se puede degradar, existe un exceso de esta [3-4].

El exceso de biomasa forestal seca es un problema que define la incidencia y extensión de los incendios. Con este proyecto se buscó una forma de degradar la biomasa acumulada en el Bosque La Primavera, con el fin de que haya menos combustible para el fuego de los incendios, esperando así una reducción de sus efectos y de su extensión [5].

Por otra parte, el hongo *Pleurotus ostreatus* es un hongo lignícola saprófito, conocido con el nombre común de hongo ostra, pertenece al reino Fungi, la clase Homobasidomycetes, orden Agaricales, familia Pleurotaceae [6]. El hongo ostra es el segundo hongo comestible más cultivado en todo el mundo. Es un hongo con diversas propiedades medicinales y nutricionales, tales como su alto valor de potasio y sodio que ayuda a pacientes con enfermedades del corazón como la hipertensión; además, es una excelente fuente de antioxidantes, proteínas y minerales. Por lo anterior, el cultivo de este hongo es de gran valor económico, así como ecológico [7].

Dentro de sus bondades, es un hongo fácil de cultivar, debido a que presenta resistencia a plagas y enfermedades. Esto permite acondicionar el sustrato sin la necesidad de eliminar totalmente los de microorganismos presentes; por lo que se sugiere emplear la pasteurización, siendo un procedimiento menos costoso, en vez de la esterilización. El hongo *Pleurotus ostreatus* puede colonizar y degradar sustratos lignocelulósicos y otros desechos que se producen principalmente a través de las actividades de la industria agrícola, forestal y procesamiento de alimentos [8].

Debido al potencial del hongo *Pleurotus ostreatus* para colonizar biomasa lignocelulósica como hojarasca y materia leñosa, se optó en utilizarse para degradar el exceso de dicha biomasa acumulada dentro del Bosque La Primavera, por lo que este trabajo tiene como objetivo evaluar la eficacia del hongo comestible *Pleurotus ostreatus* para degradarla. Para ello, se plantea una metodología sencilla y casera, en una experimentación cuasi experimental con dos grupos de siembra: biomasa forestal enriquecida con nitrógeno y carbonato de calcio y otra sin enriquecer.

2. Metodología y desarrollo

Para la realización del proyecto, se llevó a cabo un tipo de diseño metodológico cuasiexperimental de tres fases: Primera) consistió en la recolección de biomasa forestal del Bosque La Primavera, la preparación del sustrato e inoculación del micelio de *Pleurotus ostreatus* sobre los grupos de siembra: A) sin enriquecer y B) enriquecida con nitrógeno y carbonato de calcio. Segunda) se centra en mantener las condiciones ideales para que el hongo *Pleurotus ostreatus* pueda colonizar al sustrato. Tercera) reside en la fructificación de *Pleurotus ostreatus* en su respectiva unidad de siembra, una vez terminado el periodo de fructificación, el hongo se cosechará (Figura 1). Finalmente, se comparó la producción neta, tiempo de colonización y tiempo de fructificación en las unidades de siembra con biomasa forestal enriquecida con nitrógeno y carbonato de calcio y la biomasa forestal sin enriquecer.

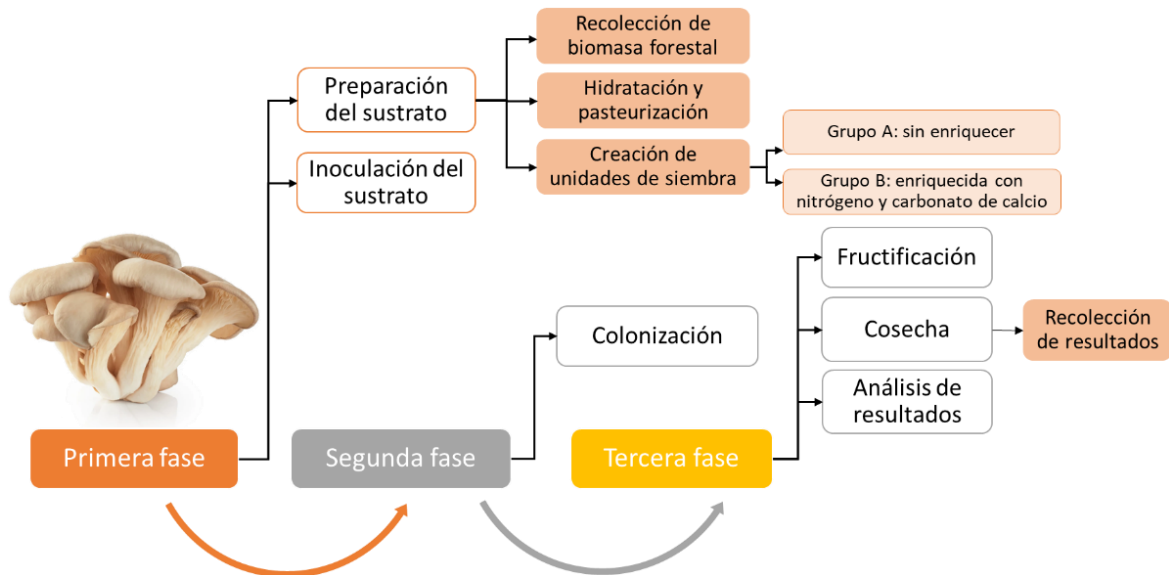


Figura 1. Diseño metodológico cuasiexperimental para la producción de *Pleoratus ostreatus* a partir de biomasa forestal

2.1 Primera fase: recolección de biomasa forestal del Bosque La Primavera

Del Bosque La Primavera del municipio de Zapopan, Jalisco, México se recolectó de los suelos biomasa forestal seca conformada por hojarasca y materia leñosa (Figura 2d). Posteriormente, se procedió con la preparación del sustrato para las unidades de siembra de los hongos.

La biomasa forestal se secó durante 6 horas a la intemperie bajo la luz del sol. Una vez que se secó, la hojarasca se trituró hasta un tamaño de aproximadamente 2 cm² y los fragmentos leñosos se tallaron con un cuchillo (Figura 2c) hasta obtener virutas. Después la biomasa seca se pesó con una balanza granataria (Marca Truper, Figura 2a) y se sumergió en agua potable durante 24 horas. Una vez que se garantizó la hidratación de la biomasa se retiró el exceso de agua (Figura 2e) y se colocó dentro de recipientes de aluminio (Marca Vencort, Figura 2b) tapados con papel aluminio al que se les hizo orificios (Figura 2f). Después se llevaron a calentamiento a 120°C durante 1 hora y 30 minutos en un horno convencional (Acros, Figura 2j) para su pasteurización. Cuando se cumplió el tiempo, el contenido de los recipientes de aluminio se dejó enfriar hasta alcanzar temperatura ambiente (25°C). Después, se prepararon dos tipos de sustrato, los cuales fueron usados para la creación de los dos grupos experimentales (A: sin enriquecer y B: adicionado con nitrógeno y calcio), con replicados.

El motivo de la existencia del grupo experimental con biomasa enriquecida es comprobar si una fuente extra de nitrógeno, proporcionada por el salvado de trigo (Marca Xiluo, Figura 2g); y otra de carbonato de calcio (grado alimenticio marca Royal Chemical, Figura 2h) que proporcionará: control de pH, retención de humedad y evitará la compactación del sustrato húmedo [9], tienen diferencias respecto a los del grupo de biomasa sin enriquecer en su tiempo de colonización, fructificación y en su rendimiento neto de cosecha.

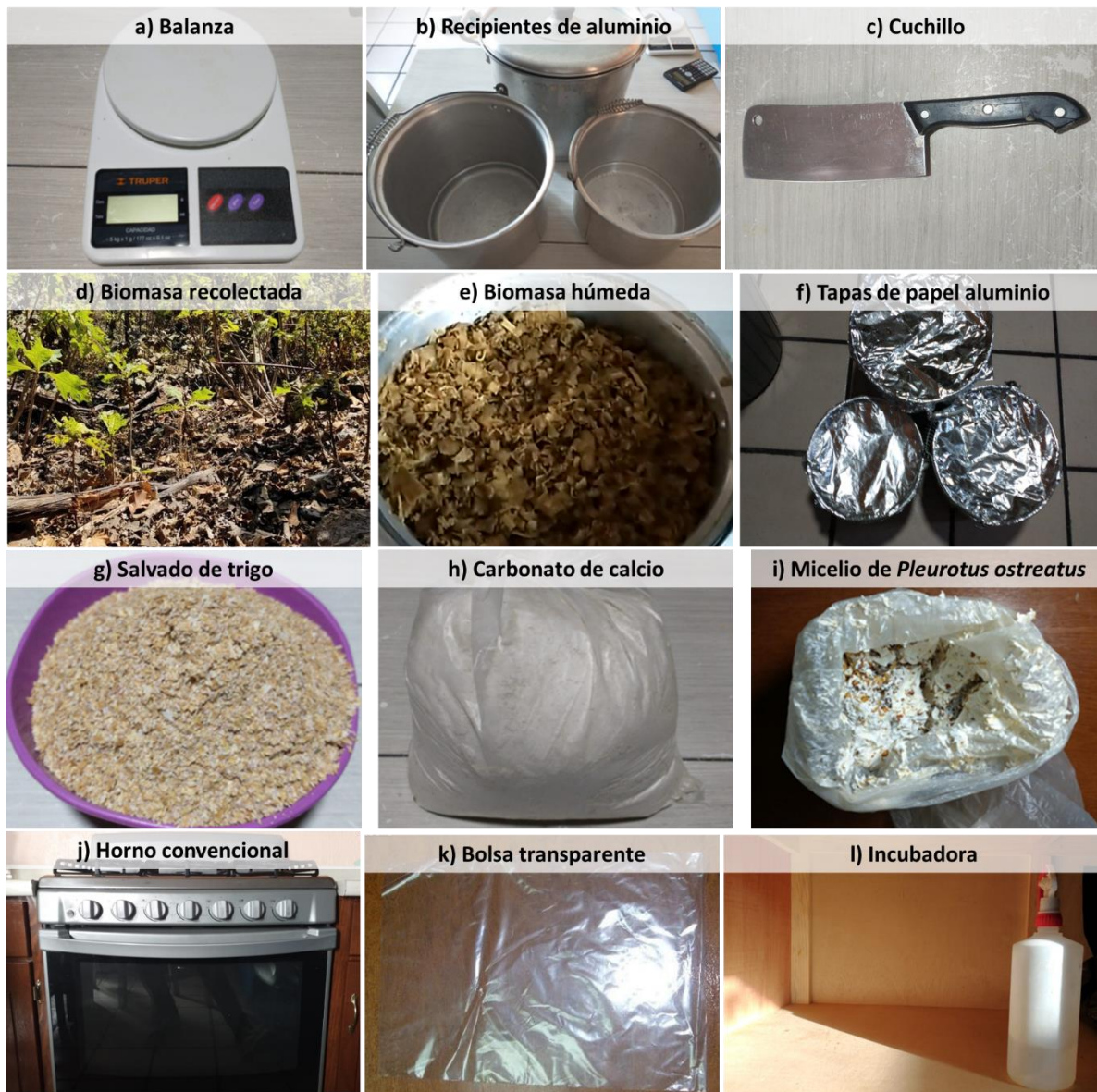


Figura 2. Materiales empleados en la experimentación

Cada grupo experimental se preparó de la siguiente manera:

- Grupo experimental A, se prepararon 4 réplicas de unidad de siembra con la siguiente composición:
 - 2 kg de biomasa forestal hidratada y pasteurizada.
 - 35 g de micelio de *Pleurotus ostreatus* proporcionado por el Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad de Guadalajara (Figura 2i).

- Grupo experimental B, se prepararon 2 réplicas de unidad de siembra con la siguiente composición:
 - 1.6 kg de biomasa forestal hidratada y pasteurizada.
 - 400 g de salvado de trigo.
 - 5 g de carbonato de calcio.
 - 35 g de micelio de *Pleurotus ostreatus* (Figura 2i).

Así pues, cada replicado de unidad de siembra se contuvo dentro de una bolsa de plástico transparente (Figura 2k) a la que se le hicieron orificios, con el fin de que hubiera intercambio gaseoso.

2.2 Segunda fase

Durante 25 días se dejó a las unidades de siembra en completa oscuridad, con condiciones de temperatura y humedad constantes (Figura 2l). En este periodo de tiempo se llevó a cabo la colonización del sustrato, en la que el micelio inoculado creció de forma pasiva en el sustrato. Esta, por lo tanto, fue la fase de colonización.

2.3 Tercera fase

Terminada la colonización, se movieron a todas las unidades de siembra a un ambiente con incidencia moderada de sol (Figura 2l). Este periodo duró 11 días, en los cuales el hongo comenzó a producir su cuerpo fructífero, comestible. Una vez fructificado, se llevó a cabo la cosecha de estos.

Finalmente, se determinó la eficiencia biológica de cada grupo para conocer el potencial biológico de los sustratos para la producción del hongo.

La eficiencia biológica se entiende como la relación entre el peso fresco de los cuerpos fructíferos y el peso seco del sustrato usado para su producción multiplicado por 100 para expresarse en porcentaje, tal como se muestra en la ecuación 1.

$$EB(\%) = \left(\frac{(\text{Peso fresco de los hongos (g)})}{(\text{Peso seco del sustrato (g)})} \right) (100) \quad (1)$$

3. Resultados y discusión

La biomasa seca empleada para el grupo A fue 500 g por cada unidad, mientras que para el grupo B fue de 410 g. La biomasa se preparó e inoculó con el micelio del hongo *Pleurotus ostreatus* (Figura 3a y b). Después de los 25 días de colocar los dos grupos experimentales (A y B) en ausencia de luz, mostraron ser colonizados (Figura 3c). Del grupo experimental A, de las cuatro unidades de siembra una unidad fue desechada debido a que se pudrió, por exceso de agua.



Figura 3. Biomasa forestal a) preparada como sustrato, b) biomasa forestal preparada e inoculada y c) unidades de siembra durante la última semana del periodo de colonización.

Para las unidades de siembra del grupo A, el hongo comenzó a producir su cuerpo fructífero al segundo día del periodo de fructificación, tal como se muestra en la Figura 4. En el caso del grupo B, la réplica 1 comenzó a fructificar en el primer día mientras que la réplica 2 lo hizo en el segundo día.

Los resultados de la producción neta del hongo *Pleurotus ostreatus* y de la eficiencia biológica se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Producción neta

Unidades de siembra		Producción neta (g)	Promedio neto \pm s ² (g)	EB \pm s ² (%)
Grupo A	Réplica 1	226	287.3 \pm 62.5	57 \pm 13
	Réplica 2	351		
	Réplica 3	285		
	Réplica 4	Desechada		
Grupo B	Réplica 1	305	353 \pm 67.9	86 \pm 17
	Réplica 2	401		



Figura 4. Fructificación de la unidad 2 del grupo A y grupo B

Los resultados muestran en promedio de la eficiencia biológica del grupo A, correspondiente a la biomasa sin enriquecer, fue de $57 \pm 13\%$ mientras que la del grupo B fue de $86 \pm 17\%$ (Tabla 1). En comparación sobre la eficiencia biológica (EB (%)) con otros tipos de estudios se encontraron han empleado, sustratos enriquecidos con salvado de trigo, azúcar y cal como: el capacho de uchuva con $76.1 \pm 5.4\%$, cascara de arveja o chicharos de $68.6 \pm 2.9 \%$, tusa de mazorca con $56.7 \pm 3\%$ [8], fibra de la palma de aceite (29%) [9], bagazo de caña de azúcar (16.8%), sobras de café de consumo humano (16%), aserrín (4.8%) [10]. La eficiencia biológica determina el potencial biológico de los sustratos para la producción de hongos, el valor mínimo para ser considerado económicamente rentable es del 40% [11]. Los resultados de la eficiencia biológica muestran que la biomasa forestal puede tener una producción rentable. La biomasa forestal sin enriquecer tiene una eficiencia biológica similar a la tusa de mazorca. Sin embargo, al ser enriquecida tiene un mejor rendimiento

que los sustratos antes estudiados. Los resultados de la desviación estándar pueden indicar errores experimentales que se provocaron al hacerlo casero, a pesar de eso los resultados obtenidos son favorables. Es recomendable que para la siguiente etapa el número de replicados sea mayor, que permita un análisis estadístico adecuado para la aprobación de hipótesis. En cuanto a los costos por unidad el salvado de trigo duplica los costos (\$46 MXN biomasa enriquecida contra \$21 MXN sin enriquecer). En la Figura 5 se muestra una imagen de la cosecha de *Pleurotus ostreatus*.



Figura 5. Recolección de la cosecha de *Pleurotus ostreatus*

En este trabajo se desarrolló un método casero para la producción del hongo *Pleurotus ostreatus* utilizando el exceso de biomasa forestal del bosque la primavera; el exceso de biomasa es un factor determinante en la incidencia de los incendios forestales, por lo que su degradación a partir de su uso como sustrato puede ayudar a disminuir la ocurrencia de incendios.

4. Conclusión

Se puede apreciar que la eficiencia biológica del grupo A fue de 57%, mientras que el del grupo B fue de 86%. El tiempo de colonización fue igual en todas las unidades; el de fructificación comenzó apenas un día antes en la réplica 1 del grupo B; sin embargo, no hay una diferencia importante en la producción neta del hongo *Pleurotus ostreatus* entre el grupo A y el B, por lo que recomendamos el uso de biomasa forestal no enriquecida debido a que es más barata su preparación.

El proyecto fue exitoso en todo aspecto, demostrando que es posible usar biomasa forestal del Bosque La Primavera como sustrato para la siembra de *Pleurotus ostreatus*. La bondad indiscutible de este trabajo, y como trabajo futuro es implementarlo a escala mayor para contribuir a la reducción del impacto y extensión de los incendios forestales del Bosque. Otro beneficio paralelo será brindar alimento saludable y nutritivo producido de forma sustentable. Entre otras de las ventajas indirectas del proyecto se encuentran la reducción de emisión de gases de efecto invernadero y la conservación de especies nativas que garantizan el equilibrio trófico del ecosistema. Además, este proyecto cuenta con la ventaja de que es muy barato, es fácilmente replicable y no requiere conocimientos técnicos profundos (ingenieriles o biológicos) para su implementación: basta con seguir la metodología aquí propuesta.

Referencias

- [1] García, J. H., Ortiz, G. R., del Valle, J. R. E., Ángeles, G. V. C., & Hernández, A. H. (2016). Biomasa arbustiva, herbácea y en el piso forestal como factor de riesgo de incendios. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 7(36), 51-63.
- [2] Nasi, R., Dennis, R., Meijaard, E., Applegate, G., & Moore, P. (2002). Los incendios forestales y la diversidad biológica. *Unasylva (FAO)*.
- [3] Ortiz, L., Tejada, A., Vázquez, A., & Veiras, G. P. (2004). Aprovechamiento de la biomasa forestal producida por la cadena monte-industria. *Revista CIS-Madera. Parte III Producción de elementos densificados*, 17-32.
- [4] de Lucas, A., Taranco, C., Rodríguez-García, E., y Paniagua, P. (2012). *Biomasa, biocombustibles y sostenibilidad*.
- [5] Jardel, E., Pérez Salicrup, D., Alvarado, E., y Morfín Ríos, J. (2014). Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo. *Comisión Nacional Forestal: Guadalajara, Jalisco., México*.
- [6] Cruz, D., de León, E. L., Pascual, L. F., & Battaglia, M. (2010). Guía técnica de producción de hongos comestibles de la especie *Pleurotus ostreatus*. *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, 104(3/4), 139-154.
- [7] Patil, S. S., Ahmed, S. A., Telang, S. M., & Baig, M. M. V. (2010). The nutritional value of *Pleurotus ostreatus* (Jacq. Fr.) kumm cultivated on different lignocellulosic agrowastes. *Innovative Romanian food biotechnology*, (7).
- [8] Sánchez, C. (2010). Cultivation of *Pleurotus ostreatus* and other edible mushrooms. *Applied microbiology and biotechnology*, 85(5), 1321-1337.
- [9] López-Rodríguez, C., Hernández-Corredor, R., Suárez-Franco, C., y Borrero, M. (2008). Evaluación del crecimiento y producción de *pleurotus ostreatus* sobre diferentes residuos agroindustriales del departamento de cundinamarca. *Universitas Scientiarum*, 13 (2), 128-137
- [10] Castañeda, D., Claudia, C., & Eduardo, R. (2014). Eficiencia biológica de *Pleurotus ostreatus* cultivado en fibra de palma de aceite. *Revista limentech, Ciencia y Tecnología Alimentaria. ISSN*, 1692-7125.
- [11] Gómez, J. P. G., & Andrade, J. L. C. (2008). Producción de *Pleurotus ostreatus* sobre residuos sólidos lignocelulósicos de diferente procedencia. *Nova*, 6(10).

Lombricomposteo de lodos activados procedentes de una planta recicladora de papel y cartón

¹Mariana Elizabeth Ballesteros López, ¹Juan Carlos Álvarez Zeferino, ¹Arely Areanely Cruz Salas, ²Arturo Torres Mendoza, ²Edith Jiménez Muñoz

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, CDMX C.P. 02200 Tel. 554675038. email: al2163035212@azc.uam.mx

²Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Escuela Superior de Apan. Carretera Apan-Calpulalpan s/n, Colonia Chimalpa Tlalayote. C.P. 43920. Hidalgo, México.

Resumen

El lombricomposteo es considerado uno de los procesos aerobios más comunes para el tratamiento de los residuos orgánicos, gracias al cual se obtiene un abono orgánico rico en nutrientes. En el presente estudio se evaluó la factibilidad del tratamiento de lodos activados, derivados de un proceso de tratamiento de agua residual industrial de una planta recicladora de papel y cartón, en combinación con residuos alimenticios y de jardinería (hojarasca) en tres diferentes proporciones T1 (50%-40%-10%), T2 (60%-30%-10%) y T3 (70%-20%-10%), respectivamente; caracterizándose físicoquímica y microbiológicamente al inicio y final del ensayo, el cual tuvo una duración de 6 semanas en condiciones óptimas de humedad y pH. El producto obtenido de estas combinaciones presentó una calidad adecuada, independientemente de la proporción en que fueron adicionados los residuos alimenticios y de jardinería; sin embargo, las variaciones en el contenido de los lodos sí modificaron la clasificación que éstos obtuvieron de acuerdo con la norma aplicada, clasificándose la muestra T1 (a la que se adicionó menor proporción de lodos) como Tipo I, y Tipo II a las muestras cuya proporción representó un 60%-70% del total. Por lo que, una vez comprobada la viabilidad que tuvo el sustrato de interés en el desarrollo y reproducción de la *Eisenia foetida*, se recomienda llevar a cabo más estudios respecto al uso de lodos activados de distinta procedencia para evaluar la calidad de su producto final y las aplicaciones que éste podría tener en función de sus características resultantes.

Palabras Clave: Agua residual industrial, digestión aerobia, *Eisenia foetida*, celulosa

1. Introducción

El lombricomposteo, también conocido como vermicomposteo o vermiestabilización, es un proceso de biooxidación de la materia orgánica, en el que intervienen microorganismos y lombrices en condiciones mesófilas aerobias que permiten obtener un producto rico en nitrógeno, potasio, fósforo, magnesio, minerales y micronutrientes solubles de alta calidad. En el proceso se requieren de condiciones específicas: temperaturas entre 20-25 °C, humedad al 70 % y oxigenación, para favorecer el desarrollo de la especie *Eisenia foetida* (lombriz roja californiana), el tiempo aproximado requerido para su terminación oscila entre las seis semanas y los tres meses dependiendo de los tipos de residuos involucrados [1].

Este proceso, es ampliamente utilizado para el tratamiento de residuos orgánicos de origen domiciliario, sin embargo, también se han utilizado residuos como los de jardinería y carpintería, restos de papel y cartón, excrementos de animales herbívoros, entre otros [2]; no obstante, dada la cantidad de información disponible al respecto de estos procesos, se ha buscado la incorporación de

nuevos materiales con el fin de determinar su capacidad para ser tratados; es por ello que los lodos derivados de los procesos de tratamiento de agua residual han sido considerados viables para ser sometidos a este tipo de procesos, aunque la información disponible aún sigue siendo escasa.

Los lodos activados, de acuerdo con Ruiz-Morales (2011) [3], pueden tratarse tanto por composteo como por lombricomposteo; sin embargo, aunque se trate de métodos similares, presentan características y ventajas distintas entre sí. Uno de los ejemplos más evidentes radica en la variación en sus requerimientos de temperatura, pues mientras que el composteo convencional requiere de fases termófilas definidas, el lombricomposteo no permite superar los 30°C, pues expone a las lombrices a un estrés que afecta su desarrollo y reproducción [1].

Una de las ventajas más importantes de la lombricomposta por sobre el composteo es la reducción de los organismos patógenos oportunistas sin llegar a temperaturas termófilas, además de presentar una calidad nutricional superior; no obstante, una de sus principales desventajas es que no puede aplicarse en plantas de tratamiento cuyo caudal sea elevado, debido sobre todo a los requerimientos de espacio y materiales [3].

Cabe mencionar que, aunque la caracterización de lodos activados es un tema de interés ambiental, la mayoría de los estudios han sido llevados a cabo en plantas de tratamiento de aguas residuales mayormente municipales o industriales, sin que se haya logrado establecer ensayos para cada una de las diferentes industrias existentes.

A este respecto, el presente trabajo pretende analizar la viabilidad de emplear los lodos procedentes de una planta tratadora de agua residual industrial (derivada de del reciclaje del papel y cartón) para ser sometida a un proceso de lombricomposteo y obtener así un abono orgánico que pueda ser evaluado mediante la normatividad mexicana vigente aplicable.

2. Metodología

En la presente sección se describirán las etapas que se llevaron a cabo en el presente proyecto.

2.1 Obtención de los residuos orgánicos

Se trabajó con tres tipos de residuos, los primeros fueron lodos activados los cuales se obtuvieron de una planta de tratamiento de aguas residuales instalada en una empresa dedicada al proceso de reciclaje de papel y cartón, ésta se encuentra ubicada en el estado de Hidalgo; por cuestiones de confidencialidad se omite su nombre y ubicación. También se utilizaron residuos de alimentos (sólo frutas y verduras) y de jardinería (hojarasca seca), ambos se obtuvieron de las instalaciones de la Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo campus Apan (UAEH-A).

2.2 Ubicación de la experimentación

El proceso se desarrolló en el área de lombricomposta de la UAEH-A y las caracterizaciones fisicoquímicas y microbiológicas se realizaron en los laboratorios de la misma institución. El área de lombricomposta estuvo cubierta por una lona de plástico para evitar que el sol y la lluvia interfieran en el proceso (Figura 1).



Figura 1. a) Área de lombricomposteo de la UAEH-A, b) cajas de lombricomposta

2.3 Tratamientos evaluados

Para el desarrollo de la presente investigación se establecieron tres tratamientos los cuales se presentan en la Tabla 1. En todos los casos el porcentaje de residuos de jardinería fue el mismo, debido a que la función de éstos fue darle volumen al proceso y evitar el apelmazamiento. Debido a la naturaleza de todos los residuos no se realizó un pre - composteo de éstos, ya que presentaban estabilidad en cuanto al pH (7.3 ± 0.1).

Los tratamientos se llevaron a cabo por triplicado, en recipientes de plástico de 40 litros (aproximadamente 25 kg) forrados con una película plástica gruesa (Figura 1b); los residuos se colocaron en capas de forma intercalada en el orden hojarasca - residuos alimenticios - lodos activados, subsecuentemente hasta alcanzar una altura de 30 cm.

Tabla 1. Tratamientos de residuos para el proceso de lombricomposteo (% masa/masa)

Tratamientos	Lodos activados (% masa/masa)	Residuos alimenticios (% masa/masa)	Residuos de jardinería (% masa/masa)
T1	50	40	10
T2	60	30	10
T3	70	20	10

2.4 Proceso de lombricomposteo

El proceso se llevó a cabo durante 6 semanas, en las cuales se monitoreó constantemente el porcentaje de humedad de la cama mediante la prueba del puño, la cual consistió en presionar con el puño cerrado una porción de la lombricomposta, verificando que la cantidad de agua saliente oscilara en un rango de 7 a 8 gotas (equivalente aproximado al 70%) [4]; ajustándose este valor cada vez que fuera necesario, para con ello cumplir con la condición óptima que favoreciera el desarrollo y reproducción de la especie *Eisenia foetida*, de la que se agregaron aproximadamente 500 gramos en cada una de las combinaciones establecidas.

Los parámetros fisicoquímicos se determinaron conforme a la norma mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 “Que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales” y se presentan en la Tabla 2. Todos los parámetros se realizaron al final de la experimentación, sin embargo, en el caso de los iniciales, sólo se analizaron los de tipo fisicoquímico. En cuanto a lodos, se realizó la caracterización biológica, es

decir coliformes y fitotoxicidad; lo anterior con la finalidad de evaluar el grado de patógenos que aportaban por sí solos y la toxicidad que presentaban, es importante mencionar que sólo se realizaron este grupo de microorganismos debido a cuestiones técnicas y de infraestructura.

Tabla 2. *Parámetros fisicoquímicos evaluados en los lodos y en los distintos tratamientos al inicio y fin de la experimentación*

Parámetro	Lodos	Iniciales	Finales
Humedad [%]	X	▶	▶
pH	X	▶	▶
Conductividad [dS/m]	X	▶	▶
Carbono total [%]	X	▶	▶
Nitrógeno total [%]	X	▶	▶
C/N	X	▶	▶
Granulometría (mm)	X	X	▶
Fitotoxicidad [IG]	▶	X	▶
Color	X	X	▶
Olor	X	X	▶
Temperatura	X	X	▶
Coliformes totales	▶	X	▶
Coliformes fecales	▶	X	▶

▶ Análisis Realizado; X Análisis No Realizado

3. Resultados y discusión

En la presente sección, se presentan los resultados obtenidos, en la etapa inicial y final del proceso.

Los resultados de la caracterización biológica para los lodos se muestran en la Tabla 3, en los que se evidencia que los lodos presentaron coliformes totales, lo anterior se debe a que las aguas generadas en los baños de la empresa también son enviadas a la planta de tratamiento.

Por otra parte, los lodos presentaron un valor de fitotoxicidad del 52.2, lo cual de acuerdo con la clasificación propuesta por Emino y Warman, (2013) [5], los ubica con una toxicidad moderada.

Tabla 3. *Resultados de la caracterización de los lodos activados.*

Parámetro	Resultados
Fitotoxicidad [Índice de Germinación]	52.2
Coliformes Totales NMP/g (en base seca)	2.0×10^2
<i>Escherichia coli</i> NMP/g (en base seca)	2.0

La determinación de los parámetros iniciales se presenta en la Tabla 4. Como se observa el valor de humedad al inicio del proceso estuvo en el intervalo de 70.3 – 72.3 %, en el caso del pH los valores

fueron similares para los tres tratamientos; ambos valores son de importancia para el correcto desarrollo de las lombrices. La conductividad y el carbono total varió respecto a los tratamientos, siendo el T3 el que presentó los valores más altos, lo cual se atribuye a que en éste la concentración de lodos fue mayor. En cuanto al nitrógeno el valor más alto se encontró en el tratamiento T1 el cual presentaba una mayor cantidad de residuos alimenticios. En todos los casos se presentaron valores de relación C/N dentro de los intervalos 25:1 – 40:1, establecidos en la norma antes mencionada.

Tabla 4. Resultados de los parámetros iniciales de los tres tratamientos.

Parámetro	T1	T2	T3
Humedad [%]	70.3±0.2	71.2±0.5	72.3±0.2
pH	6.5±0.3	6.6±0.2	6.5±0.1
Conductividad [dS/m]	3.2±0.4	3.8±0.3	4.5±0.5
Carbono total [%]	45.0±0.3	45.1±0.6	48.2±0.5
Nitrógeno total [%]	1.32±0.3	1.25±0.3	1.01±0.3
C/N	34.1	36.1	47.7

En cuanto a los parámetros finales, el porcentaje de humedad disminuyó respecto a los iniciales, debido a que al inicio de la sexta semana el producto final se extendió para secarlo y retirar a las lombrices. También se presentó una disminución del carbono total, derivado de su consumo por los organismos (micros y macros) involucrados en la biodegradación de la materia orgánica, esto fue especialmente notable en el tratamiento T3 con una disminución del 16.3 %, debido a que el proceso biológico de donde fueron obtenidos los lodos permitía una degradación más fácil, obteniéndose un lodo de mejor calidad al aumentarse la proporción de éstos en la pila.

Tabla 4. Resultados finales de los tratamientos de lombricomposta.

Parámetro	T1	T2	T3
Humedad [%]	31.2±0.3	32.3±0.2	36.2±0.5
pH	7.2±0.5	7.0±0.3	6.7±0.2
Conductividad [dS/m]	3.6±0.1	4.2±0.2	5.8±0.3
Carbono total [%]	35.3±0.3	32.2±0.1	31.9±0.5
Nitrógeno total [%]	1.81±0.3	1.51±0.3	1.62±0.6
C/N	19.5	21.3	19.7
Granulometría (mm)	20	20	20
Fitotoxicidad [IG]	135.6	120.1	121.3
Color	Café oscuro		
Olor	Agradable		
Temperatura	18.2	20.1	16.5

Por su parte, los parámetros de pH, nitrógeno total y conductividad eléctrica presentaron un ligero aumento en el producto final, en comparación con su caracterización inicial; lo cual de acuerdo con Bueno-Márquez [6] implica, en el caso del nitrógeno total, la formación de algunos compuestos

amoniacaes propios de algunas fases del composteo. Por su parte, el pH obtenido al final del proceso denotó un carácter neutro.

En el caso de la conductividad eléctrica, esta pudo verse potencializada por la pérdida de humedad desde el inicio del proceso y del contenido neto de minerales procedentes de los lodos, los cuáles al proceder de los afluentes de un proceso de reciclaje de papel presentan un alto contenido de sustancias inorgánicas con características conductoras, tales como el calcio y compuestos clorados [7]; las cuáles además al considerarse solubles, aumentan la conductividad eléctrica del medio [8]. Considerando la granulometría de los tres tratamientos, está se presentó en valores constantes para las tres variedades, por lo que el uso de los lodos (independientemente de las variaciones en las proporciones) le dio uniformidad al producto final.

De igual forma, los resultados obtenidos de los parámetros muestreados permitieron evaluar la calidad del producto final (*humus*) considerando las características establecidas por la norma mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018, de la cual se desprende lo siguiente:

Tabla 5. Comparativa de los datos finales de los tres tratamientos con respecto a la NMX-180-SCFI-2018 [9].

Parámetro	T1	T2	T3	Especificaciones de la NMX-180-SCFI-2018
Humedad [%]	31.2±0.3	32.3±0.2	36.2±0.5	25-45
pH	7.2±0.5	7.0±0.3	6.7±0.2	6.7-8.5
Conductividad [dS/m]	3.6±0.1	4.2±0.2	5.8±0.3	0.5-12
Carbono total [%]	35.3±0.3	32.2±0.1	31.9±0.5	Mínimo 10%
Nitrógeno total [%]	1.81±0.3	1.51±0.3	1.62±0.6	1-3
C/N	19.5	21.3	19.7	15-25
Granulometría (mm)	20	20	20	≤30
Fitotoxicidad [IG]	135.6	120.1	121.3	≥80
Coliformes fecales	Ausentes	Ausentes	Ausentes	< 1000 NMP/g (en base seca)
<i>Escherichia coli</i>	Ausentes	Ausentes	Ausentes	≤ 1000 NMP/g (en base seca)
Color	Café oscuro			Marrón/Pardo/Café oscuro
Olor	Agradable			Agradable

De acuerdo con lo mostrado en la Tabla 5, las características presentadas por el producto final cumplen con los parámetros establecidos por la NMX-AA-180-SCFI-2018, por lo que la lombricomposta resultante es adecuada para las aplicaciones en suelos de acuerdo con las características de éstos [1].

Es importante resaltar la ausencia de organismos patógenos en las pilas resultantes, lo cual beneficia al producto final y a los usos que éste pudiera tener. La disminución en la población microbiana de *Coliformes totales* y *Escherichia coli*, de acuerdo con el análisis inicial, se encontró directamente relacionada con la actividad de la *Eisenia foetida*, debido a que, de acuerdo con Cáceres, *et al.* (2021) [10], esta especie presenta porcentajes altos de remoción de estos organismos patógenos. Por

lo que, en el caso de este estudio, al haberse presentado una concentración inicial de 2.0×10^2 NMP/g (base seca) de Coliformes totales y de 2.0 NMP/g (base seca) de *Escherichia coli*, resultó consistente que después del proceso de lombricomposteo ambos parámetros se encontraran en valores Ausentes.

Complementando esta información, la misma normatividad contempla rangos adicionales para clasificar el producto final en tres diferentes tipos de compost, por lo que cada tratamiento (T1, T2, T3) fue clasificada de acuerdo con los siguientes datos:

Tabla 6. Determinación del tipo de composta en función de lo especificado en la NMX-AA-180-SCFI-2018 [7].

Parámetro	Resultados del estudio			Especificaciones de los tipos de composta de acuerdo con la NMX-180-SCFI-2018		
	T1	T2	T3	I	II	III
Humedad [%]	31.2±0.3	32.3±0.2	36.2±0.5	25-35		<35-45
pH	7.2±0.5	7.0±0.3	6.7±0.2	6.7-8.5		
Conductividad [dS/m]	3.6±0.1	4.2±0.2	5.8±0.3	0.5-≤4	4-≤8	8-≤12
Carbono total [%]	35.3±0.3	32.2±0.1	31.9±0.5	Mínimo 10%		
Nitrógeno total [%]	1.81±0.3	1.51±0.3	1.62±0.6	3	2	1
C/N	19.5	21.3	19.7	15-<20	20-≤25	
Granulometría (mm)	20	20	20	≤10	10-≤30	
Fitotoxicidad [IG]	135.6	120.1	121.3	IG>90	85-90	80-85

Con base en lo presentado en la Tabla 6, aunque los resultados obtenidos no fueron concordantes en todos los parámetros para un tipo en específico de composta, se logró establecer una aproximación de cada tratamiento en alguna de las categorías planteadas:

- Tratamiento T1: Con excepción de los parámetros de nitrógeno total, el cual se estableció en 1.81 ± 0.3 , y de granulometría (cuyos valores resultaban más adecuados con una clasificación Tipo II), los resultados fueron concordantes con una composta Tipo I.
- Tratamiento T2: Con excepción del parámetro de fitotoxicidad, el cual se estableció en 120.1 (cuyo valor resultó más adecuado con una clasificación Tipo I), los resultados fueron concordantes con una composta Tipo II.
- Tratamiento T3: Tipo II. Con excepción de los parámetros de humedad, el cual se estableció en 36.2 ± 0.5 (cuyo porcentaje era más adecuado con una clasificación Tipo III), de fitotoxicidad y la relación carbono/nitrógeno (cuyos valores resultaban más adecuados con una clasificación Tipo I), los resultados fueron concordantes con una composta Tipo II.

La razón de que las pilas resultantes presentaran características y clasificaciones disímiles, considerando que los tres tratamientos fueron sometidos a las mismas condiciones de proceso, radica en la variación de las proporciones de los materiales (lodos y residuos alimentarios), pues en el caso de una proporción 50%-40%-10%, el producto final obtenido presentó características de un compost Tipo I, mientras que un aumento sustancias de lodos inclinó la clasificación del producto hacia una del Tipo II. No obstante, en el caso de la pila con mayor proporción de lodos, las

características del producto final no se encontraron tan definidas como en los dos casos anteriores, aún si sus características cumplieron con los parámetros generales de calidad de la NMX-AA-180-SCFI-2018.

4. Conclusiones

El proceso de lombricomposteo para la biodegradación de lodos activados (derivados del tratamiento de agua residual resultante de un proceso de reciclaje de papel y cartón) como sustrato, en combinación con residuos alimenticios y de jardinería (hojarasca) fue factible; permitiendo además, la obtención de un producto de buena calidad en cuanto a las variables fisicoquímicas analizadas y de acuerdo con los requerimientos de la normatividad aplicable.

Se logró clasificar los tres tipos de tratamiento como de Tipo I (tratamiento T1) y II (tratamientos T2 y T3), siendo el factor más importante a tomar en cuenta la proporción de lodos activados y de residuos alimenticios, pues entre menor fue la proporción de éstos últimos, se empezaron a presentar características de mayor humedad y menor pH; dichas condiciones resultaron concordantes con la caracterización realizada previamente a los lodos, por lo que se estableció que las propiedades particulares de éstos marcaron una tendencia relevante en el producto final.

A este respecto, resulta viable establecer la necesidad de estudiar más ampliamente el proceso de lombricomposteo en lodos activados derivados de aguas de tipo industrial, con el fin de recabar información respecto al impacto que sus características particulares pueden tener en la formación de un producto de calidad, independientemente de su clasificación de acuerdo con la norma; esto permitiría obtener productos específicos de acuerdo con las aplicaciones a las cuáles se pretenda destinar, además de potencializar el uso de un recurso hasta ahora poco aprovechado.

Referencias

- [1] Ruiz-Morales, M. (2011) Taller de elaboración de lombricomposta. *Porque tener lombrices nos beneficia a todos*. Universidad Iberoamericana. En línea <<https://ibero.mx/web/files/publicaciones/taller-de-lombricomposta.pdf>> Recuperado el 21/06/22
- [2] ASECA (2019). ¿Qué se necesita para hacer composta? En línea <<https://aseca.com/que-se-necesita-para-hacer-composta/>> Recuperado el 20/06/22
- [3] Galvis, J. y Rivera, X. (2013) Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los lodos presentes en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI) de la empresa jugos hit de la ciudad de Pereira. En línea <<https://repositorio.utp.edu.co/server/api/core/bitstreams/2157dcb6-205c-44ae-abfc-90b4c65d53e3/content>> Recuperado el 20/06/22
- [4] Salinas, C., León, M., Pérez, M. and Yagello, J. (2018). Manual-de-Compostaje. En línea en <<https://educacion.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/03/Manual-de-Compostaje.pdf>> Recuperado el 30/06/22
- [5] Emino, E. and Warman, P. (2013) “Biological Assay for Compost Quality,” *Compost Science & Utilization*. Vol. 12, no. 4. pp. 342–348. Doi: 10.1080/1065657X.2004.10702203.
- [6] Bueno-Márquez, P., Díaz-Blanco, M. y Cabrera-Capitán, F. (s.f.) Factores que afectan al proceso de Compostaje. Capítulo 4. En línea <<https://digital.csic.es/bitstream/10261/20837/3/Factores%20que%20afectan%20al%20proceso%20de%20compostaje.pdf>> Recuperado el 21/06/22

- [7] Linde Gases Industriales. (s.f.) Blanqueo de pasta de papel. En línea <https://www.linde-gas.es/es/processes/cleaning_polishing_grinding/bleaching/bleaching_of_chemical_pulp/index.html#:~:text=Los%20m%C3%A9todos%20de%20blanqueo%20m%C3%A1s,contienen%20cloro%20como%20el%20hipoclorito> Recuperado el 20/06/22
- [8] Florián, A. (2015) Conductividad Eléctrica en las enmiendas orgánicas (compost): Importancia, efecto y recomendaciones. FOSAC. En línea <<https://www.fosacperu.com/conductividad-electrica-en-las-enmiendas-organicas-compost-importancia-efecto-y-recomendaciones/>> Recuperado el 21/06/22
- [9] SCFI. (2018) NMX-AA-180-2018. Que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales. Secretaría de Economía. Publicado en el DOF del 26 de septiembre de 2018.
- [10] Cáceres, D., Calisaya, G., Bedoya-Justo, E. (2021) “Eficiencia de *Eisenia foetida*, *Eichornia crassipes* e hipoclorito de calcio en la depuración de aguas residuales domésticas en Moquegua, Perú,” *Ecología Aplicada*. Vol. 20, no. 1. P. 83. Doi: 10.21704/rea.v20i1.1692.

Composteo pasivo de residuos de hojarasca

¹Yuleida Bautista Bautista, ¹Juan Carlos Alvarez Zeferino, ¹Griselda González Cardoso

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 180 Col. Reynosa Tamaulipas, C.P. 02200, Delegación Azcapotzalco, Ciudad de México, México, Tel:(52 55) 5318-9000 ext. 2196.
email: al2173037497@azc.uam.mx

Resumen

Uno de los métodos más empleados para el tratamiento de los residuos orgánicos es el composteo, debido a que no requiere cuidados especiales ni de maquinaria específica, y cuyo propósito es obtener un producto que puede ser utilizado como mejorador de suelos. El desarrollo del presente proyecto se llevó a cabo en el municipio de Atlapexco, Hidalgo, en la cual se utilizó como sustrato principal hojarasca. En la etapa inicial del proceso se estableció la generación de hojarasca, posteriormente con el resultado anterior se rediseñó un compostero cilíndrico al cual se le colocaron 5 tubos de PVC perforados en puntos axiales para promover la aireación. Durante el proceso se monitoreó la temperatura, el pH y la humedad, en el transcurso de 90 días, con la finalidad de permitir la identificación de problemas. Asimismo, en el laboratorio se analizó una muestra con el propósito de comparar los resultados obtenidos con determinados parámetros de la NADF-AMBT-020-2011, los valores obtenidos cumplieron satisfactoriamente con las características descritas para los 3 tipos de composta (A, B y C). Por otro lado, los resultados obtenidos en términos de fitotoxicidad establecieron que la composta obtenida es factible para ser utilizada como mejorador de suelo y sustrato de germinación. Finalmente se concluyó que este proceso es viable para tratar los residuos forestales dentro del hogar.

Palabras Clave: *Microorganismos, biodegradación, residuos forestales.*

1. Introducción

En primer lugar, la definición general de residuos orgánicos es todo material de origen animal o vegetal susceptible a la biodegradación, llevada a cabo por microorganismos. Asimismo, se consideran a los residuos alimentarios o productos de desecho de cualquier organismo [1].

Por otro lado, el composteo es un proceso de mineralización y/o descomposición de la materia orgánica, a través de microorganismos aerobios. En esta transformación se genera, además de la composta, dióxido de carbono, calor y vapor de agua. El proceso considera cuatro etapas respecto a la temperatura, la primera es una etapa mesofílica (hasta los 40 °C), la segunda termofílica (hasta los 70 °C), la tercera de enfriamiento y la cuarta de maduración [2].

Actualmente y dada la creciente modernidad, se ha observado un aumento en la cultura de utilizar y desechar los residuos sin optar por aprovecharlo como un recurso más. En los estados con un menor desarrollo económico, Hidalgo entre ellos, es común que en las zonas rurales los residuos generados sean quemados de manera no controlada, incluyendo los orgánicos [3], siendo los residuos de hojarasca lo más comunes.

En particular la quema de residuos de hojarasca puede generar dioxinas, furanos, hexaclorobenceno, plomo, mercurio, y muchos otros que causan efectos hacia la salud de los seres vivos cuando se llegan a inhalar [4].

Las implicaciones tanto hacia el ser humano como al ambiente son dañinas, por lo que en este proyecto se pretendió investigar la factibilidad de realizar un composteo de hojarasca con la finalidad de obtener un abono orgánico para ser utilizado como mejorador de suelos.

2. Metodología

El presente proyecto se desarrolló en el municipio de Atlapexco, del estado de Hidalgo. El municipio presenta una deficiencia en la recolección de los residuos, ya que el Área de Residuos Sólidos y Ecología Municipal, solo presta servicio en la cabecera municipal, excluyendo a las 49 localidades que forman parte del municipio, además no se cuenta con un Plan de Manejo de Residuos, ni tampoco de un Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos (DBGIR).

La falta del servicio de recolección en las zonas aledañas provoca que los residuos sean quemados de manera no controlada, éstos se mezclan con residuos forestales debido a que la mayoría de las casas poseen grandes espacios con basta vegetación.

El proceso de composteo se desarrolló de acuerdo con las siguientes etapas:

La medición y recolección de hojarasca, se realizó una vez a la semana durante un mes, en el jardín que se encuentra dentro del hogar. Se obtuvo un aproximado de 300 litros medidos en volumen equivalente a 0.3 m³ de residuos forestales. Con base a lo anterior, se rediseñó un compostero con modificaciones al procedimiento descrito en la página web terranova lombricultores [5].

Los materiales que se utilizaron para la construcción del sistema de composteo fueron: malla de criba, abertura 6 x 6 centímetros (cm), manguera tipo Poliflex[®] de ½ pulgada de diámetro y tubos de PVC, 3 pulgadas de diámetro.

Las dimensiones del compostero fueron de 2 m de diámetro y una altura de 90 cm. Posteriormente, se colocó la manguera flexible alrededor de la malla como medida de seguridad, y los 5 tubos de PVC perforados se colocaron estratégicamente, para promover la aireación, favorecer la entrada del agua a las zonas más internas, así como el intercambio de gases producidos. La adición del inóculo no fue necesario, ya que se montó el compostero en la base de un árbol frondoso, lo que en consecuencia ya contenía hojarasca en descomposición.

Durante días intercalados, se realizó la medición de la temperatura, el pH y la humedad, estas se realizaron tres veces a la semana y representaron una herramienta básica para la identificación de posibles problemas durante el proceso de composteo.

La medición de la temperatura se realizó con base a 5 puntos representativos que coincidieron con la colocación de los tubos de PVC, se utilizó un termómetro digital para composta AT Agrotech, TP101, rango de -50 a 300 °C. La medición de la humedad se llevó a cabo a partir de la prueba de puño, que consiste en introducir la mano y tomar un puño de la mezcla, si gota mucho líquido al presionarlo hay exceso de humedad y si no gotea, pero si se humedece la palma de la mano, el parámetro es correcto [6]. Por otra parte, para la medición del pH se realizó tomando muestras a una altura de 20 cm y se utilizó papel pH universal 0-14.

Al transcurrir los 90 días de experimentación, se obtuvo una muestra de 500 gramos de composta madura, de la parte inferior del compostero, posteriormente fue llevada al Laboratorio de tecnologías sustentables de la Universidad Autónoma Metropolitana, para la determinación del pH, nitrógeno, fósforo y potasio. En la evaluación de los macronutrientes y el pH, se utilizó una medición cualitativa a partir de un kit de pruebas para agricultura HANNA CHECKER®. Esta última prueba consistió en agregar una muestra tamizada de composta en una solución ácida, posteriormente, se tomaron alícuotas del lixiviado obtenido a las cuales se les agregó el reactivo correspondiente para cada macronutriente.

Finalmente, se llevó a cabo la prueba de germinación para evaluar la calidad de la composta, utilizando como especie vegetal indicador, Lechuga Orejona (*Lactuca sativa*) y Rábano “Champion” (*Pahanus sativus*). El procedimiento realizado es el descrito en el anexo II de la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011 [7]. Las cajas Petri obtenidas se almacenaron en la oscuridad y a temperatura ambiente durante 4 días. A fin de obtener el Porcentaje de Germinación Relativa (PGR) se realizó un conteo de las semillas germinadas, mientras que para determinar el Crecimiento de Radícula (CRR), con la ayuda de una regla se midió el largo de la radícula de las semillas germinadas.

El índice de germinación (IG) se calculó con las siguientes ecuaciones:

$$IGR = \left(\frac{PGR * CRR}{100} \right) \quad (1)$$

$$PGR = \left(\frac{n^\circ \text{ de semillas germinadas en el extracto}}{n^\circ \text{ de semillas generadas en el testigo}} \right) * 100 \quad (2)$$

$$CRR = \left(\frac{\text{elongación de radículas en el extracto}}{\text{elongación de radículas en el testigo}} \right) * 100 \quad (3)$$

De acuerdo con el índice de germinación que establece la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011 [7], se tiene que para una composta tipo C (utilizada para paisaje y áreas verdes urbanas) un IG \geq 60 %, para una composta tipo B (usada en agricultura ecológica) mayor al 75 %, y para una composta tipo A (empleada para sustrato en víveres, restauración y reforestación el suelo de conservación) mayor al 85 %.

Por otro lado, citando a [8], si en una prueba de germinación realizada se obtiene un IG \geq 80 % indica la desaparición de fitotoxinas, mientras que un IG \leq 50 % establece una fuerte fitotoxicidad. Por último, es posible deducir que los valores de IG entre un rango de 50–80 % presentaran una fitotoxicidad moderada.

3. Resultados y discusión

En esta sección se presentan los resultados obtenidos para el proceso de composteo. En la Figura 1a, se muestra la construcción del composteador, en la Figura 1b la distribución de los tubos de PVC.



Figur

a 1. Construcción del cilindro compostero, a) montaje del sistema de compostaje, b) colocación axial de los 5 tubos de PVC

3.1 Temperatura

En principio, es importante enfatizar que el proceso desarrollado no podría corresponder al perfil de temperatura, reportados en la literatura (fases termófilas), resultados obtenidos en la mayoría de los casos. Ya que el sustrato utilizado, la hojarasca, promueve un tiempo más largo de biodegradación, asimismo, la forma cilíndrica del compostero que disipa el calor más rápido. Lo descrito anteriormente son algunas de las desventajas que presentan las pilas estáticas.

Todo lo expuesto confirma los resultados obtenidos en el transcurso del monitoreo de la temperatura, en la Figura 2 se aprecia que no se obtuvo una etapa termófila. Esta fase es necesaria obtenerla cuando se utiliza como sustrato heces de cualquier animal, ya que es imprescindible alcanzar altas temperaturas para la eliminación de patógenos. En la gráfica se tiene como T0, la temperatura ambiente, mientras que el resultado de los 5 puntos de muestro es el promedio. Es posible deducir que la degradación se llevó a cabo, ya que se observa un cambio de temperatura mayor a 1 °C, y al finalizar el proceso se obtuvo material húmico.

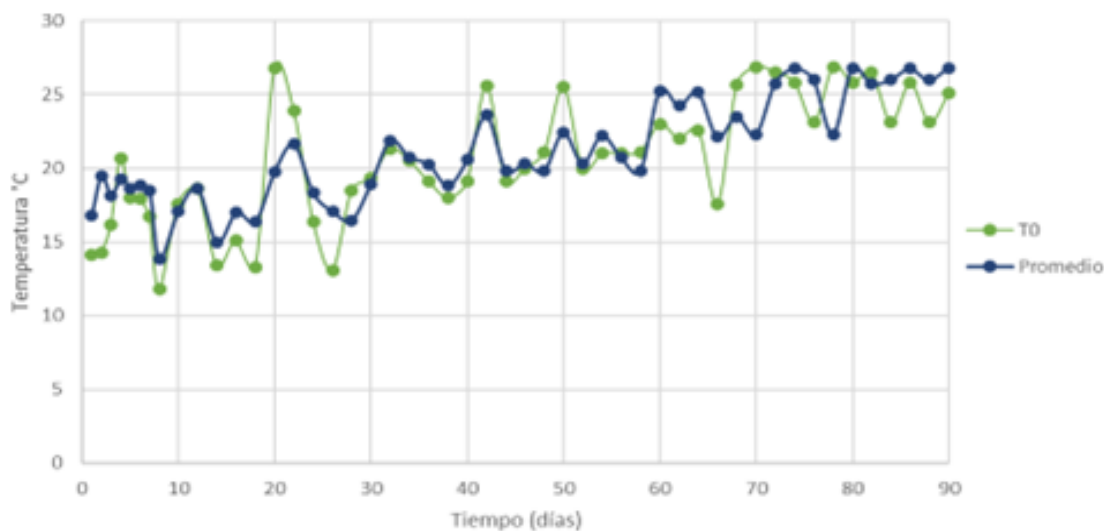


Figura 2. Perfil de temperatura del proceso de composteo

3.2 Monitoreo del pH

En la Figura 3, se visualizan los valores resultantes del monitoreo del pH, en cual se aprecia un movimiento ascendente y descendente ya que el proceso llevado a cabo fue en continuo. El medio no se acidificó, un resultado frecuente al utilizar como sustrato restos de comida, ya que el pH a obtener depende del material de origen utilizado, y en este caso fue hojarasca. Las variaciones del pH correspondieron a la toma de muestra la cual nunca fue homogénea, ya que el proceso fue continuo, es decir semanalmente se agregaban nuevos residuos.

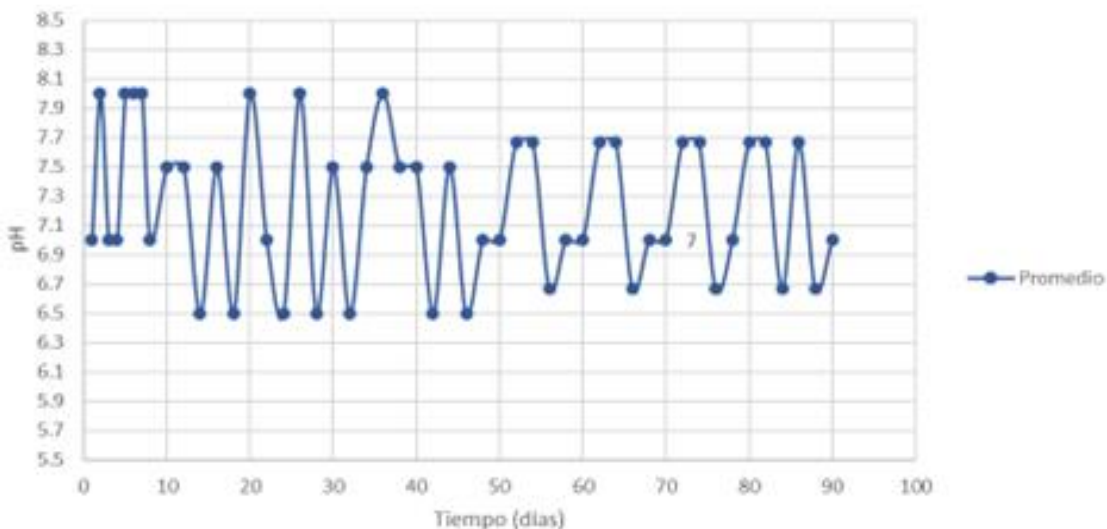


Figura 3. Resultados del monitoreo de pH

3.3 Parámetros fisicoquímicos

En la Tabla 1 se describen los resultados de los parámetros obtenidos y la comparación realizada entre la FAO [2] y la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011 [7].

Tabla 1. Resultados de los parámetros fisicoquímicos evaluados

Parámetro	Promedio (%)	FAO, 2015	NADF-020-AMBT-2011
Nitrógeno total (NT)	2	_____	_____
Fosforo (P)	Alto	_____	_____
Potasio (K)	Traza	_____	_____
Humedad (%)	43 ± 3	45 – 60	25 - 45
Carbono orgánico (CO)	38 ± 9	_____	_____
pH	7	6 – 7.5	7.5 (A) y 6.5 -8 (B y C)
Relación C/N	19 ± 4	15 – 35	< 15 (A), < 20 (B) y < 25 (C)

La composición alta en P en el sustrato utilizado, suele ser un hecho común en los residuos de jardinería. Durante la evaluación del potasio no se observaron elementos traza por lo que la concentración es baja en la hojarasca utilizada para el composteo. Obtener un resultado con alta

concentración de potasio es más común cuando se utilizan residuos alimenticios, al aportar en mayor cantidad este macronutriente.

La humedad es un parámetro que indica la cantidad máxima de agua que puede retener la composta. El resultado obtenido en el laboratorio fue de $43 \pm 3 \%$, al verificar con la NADF-020-AMBT-2011, las características generales que debe cumplir una composta tipo A, B y C, el cual comprende un rango entre 25 – 40 % de porcentaje de humedad, se concluye que la calidad obtenida es satisfactoria para la composta.

Por último, el resultado obtenido para la relación C/N fue de $19 \pm 4 \%$, cumpliendo con las características para composta tipo B y C de la NADF-020-AMBT-2011. Y al comparar con los parámetros indicados en el Manual de Compostaje del Agricultor [2], se encuentra en el rango ideal de la relación C/N.

3.4 Prueba de fitotoxicidad según la NADF-020-AMBT-2011

En la Tabla 2 se resumen los resultados obtenidos para los dos especiales vegetales: rábano y lechuga, en ambos casos se obtuvo un IG > 100 %, que al comparar con los parámetros de la NADF-020-AMBT-2011, se supera la calidad para la composta tipo C, B y A. Y se destaca que las semillas germinaron de manera sobresaliente con el extracto a comparación de los testigos (Figura 4). De manera similar ocurrió para las radículas, el crecimiento fue mayor en los que se adicionó el extracto.

Tabla 2. Valores resultantes de la prueba de fitotoxicidad

IG	Porcentaje (%)
Rábano	161.71
Lechuga	161.04

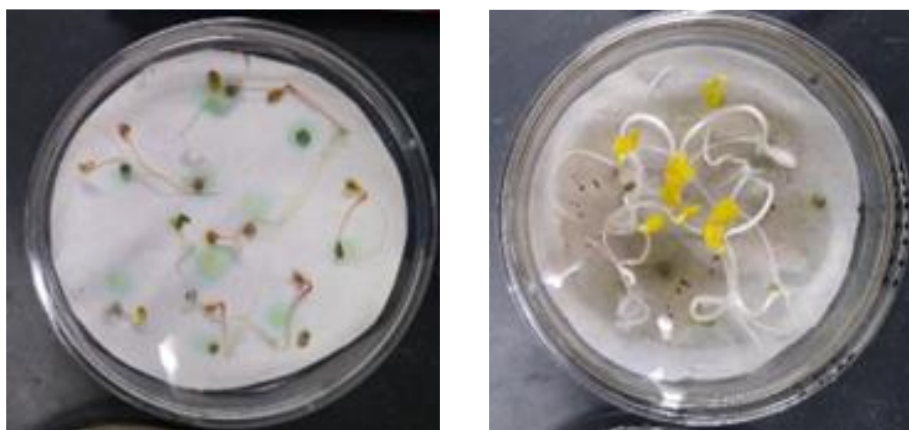


Figura 4. Semillas germinadas de rábano, izquierda-testigo, derecha-extracto

4. Conclusiones

El presente texto abordó el desarrollo de un proceso de composteo pasivo casero, realizado a residuos de hojarasca.

Un aspecto clave del sistema de composteo llevado a cabo fue la colocación de tubos de PVC en 5 puntos axiales, sin embargo, debido al diámetro del cilindro compostero, se sugiere colocar el doble de tubos al observar que se encontraban dispersos.

Teniendo en cuenta la naturaleza del sustrato no requiere, de manera estricta, transcurrir por la fase termófila. El resultado obtenido del monitoreo de la temperatura implicó que no se llevó a cabo un composteo aerobio intensivo y, en consecuencia, el perfil de temperatura discrepó de los reportados en la literatura.

Los parámetros fisicoquímicos evaluados cumplieron con los requisitos de calidad para composta, con base a la norma NADF-020-AMBT-2011. Por otra parte, en términos de fitotoxicidad se observó que el crecimiento radicular de las semillas, en el proceso evaluado, se favorece de manera positiva para ambas especies vegetales utilizadas.

Por otro lado, hay que resaltar que llevar a cabo este proceso en zonas urbanas no es factible, a menos que se tenga el espacio adecuado, se recomienda más para zonas rurales. Finalmente, es conveniente subrayar que esta opción es viable para tratar los residuos forestales del hogar al no requerir cuidados particulares.

Referencias

- [1] Comisión para la Cooperación Ambiental, CCA (2017). Caracterización y gestión de los residuos orgánicos en América del Norte. En línea <<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD003593.pdf>> Recuperado el 20/10/2021.
- [2] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO, (2013). Manual de compostaje del agricultor - Experiencias en América Latina. En línea <<https://www.fao.org/3/i3388s/I3388S.pdf>> Recuperado el 18/10/2021.
- [3] Macías, L. L., Páez, M. B. y Acosta, G. T., (2018). La Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos desde una perspectiva territorial en el estado de Hidalgo y sus municipios. Tesis de maestría. *Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial, A.C.* CentroGeo de Ciudad de México, México.
- [4] NCAIR División de Calidad de Aire de Carolina del Norte, (2017). 3-5 Plan de Estudios y Guía de Actividades Educación de Calidad de aire Lección, Actividades y Videos. En línea <<https://files.nc.gov/ncdeq/Air%20Quality/airaware/edu/OBOT%202017%20Spanish%20Curriculum-P1-45.pdf>> Recuperado el 19/08/2021.
- [5] Aranda, E. D., (2014). Cilindro Compostero. En línea <<https://terranovalombricultores.com/cilindro-compostero/>> Recuperado el 7/09/2021.
- [6] Lima Compost, (2020). Tip Compostero. En línea <<https://www.facebook.com/limacompost/posts/2672861289503415/>> Recuperado el 7/09/2021.
- [7] Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal SEDEMA (2012). NADF-020-AMBT-2011, que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o distribuida en el Distrito Federal. México, D.F.
- [8] Emino, E. R., & Warman, P. R. (2004). Biological Assay for Compost Quality Compost. *Science & Utilization*, 12, 342–348. doi: 10.1080/1065657X.2004.10702203

Ubicación de plantas de composta en México

¹Regina González Zendejas, Gerardo García Zendejas, ¹Rosa María Espinosa Valdemar,
¹Alethia Vázquez Morillas, ¹Maribel Velasco Pérez

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Área de Tecnologías Sustentables, Av. San Pablo Xalpa No 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, México, CP. 02200.
Teléfono: 55 53 18 90 62. email: rmev@azc.uam.mx

Resumen

La Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) representa la porción más significativa en los residuos de México; al día se desechan 56,427 toneladas de residuos orgánicos en el país. A pesar de ser la fracción más abundante es la menos aprovechada y su mal manejo ocasiona problemas ambientales, sociales y económicos. El composteo es uno de los procesos más empleados para el tratamiento de estos residuos por las ventajas que presenta.

En esta investigación se realizó un Sistema de Información Geográfica (SIG) sobre plantas de composta en México, fue posible registrar información cuantitativa y cualitativa de la operación de 137 sitios de composteo. En contraste, el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos emitido por la SEMARNAT reporta únicamente 19 plantas de composta, todas de régimen público. Se encontró una diferencia significativa entre las plantas incluidas en dicho diagnóstico y las 74 plantas públicas identificadas en este estudio. Igualmente, se analizó el marco regulatorio relacionado con el composteo en México, el cual resultó ser escaso, dado que no existe ninguna Norma Oficial Mexicana que regule a nivel federal esta actividad, únicamente se cuenta con las normas NADF-020-AMT-2011 y la NTEA-006-SMA-RS-2006 que son obligatorias para la Ciudad de México y el Estado de México, mientras que la NMX-AA-180-SCFI-2018, específica para la materia de composteo, es de aplicación voluntaria. La aportación de este trabajo es el uso de una herramienta que permite ubicar y contribuir al conocimiento del estado actual de las plantas de composta en México.

Palabras Clave: *Composta, FORSU, residuos orgánicos, sistemas de información geográfica*

1. Introducción

En México la FORSU es la más abundante, representa el 46.2% de los residuos que se generan en el país [1]. El manejo inadecuado de esta fracción se asocia con una serie de problemas ambientales, sociales y económicos, tales como: la generación de Gases Efecto Invernadero (GEI), producción de lixiviados que en contacto con otros materiales y sustancias pueden resultar en un líquido tóxico con capacidad para contaminar el suelo y el agua, la contaminación de otros materiales (que disminuye sus posibilidades de reciclaje), así como el acortamiento de la vida útil de los sitios de disposición final. Todo esto ocasiona que se generen presiones económicas, sociales y políticas [1]-[2]-[3].

Uno de los tratamientos más empleados en los residuos orgánicos, tanto de manejo especial como sólidos urbanos, es el composteo, el cual es un proceso de mineralización y transformación de la materia orgánica por acción de microorganismos aerobios [4]. Este tratamiento presenta grandes ventajas, al ser un proceso con grandes capacidades de adaptación. Puede ser implementado para el manejo de bajos o grandes volúmenes de residuos y el uso de maquinaria o conocimientos técnicos

especializados igualmente pueden ser adaptados a las necesidades que se tengan, siendo generalmente un tratamiento de bajo costo [5].

Cuando el proceso de composteo no es controlado de manera adecuada se obtiene un producto que no tiene la calidad deseada, perdiendo así su funcionalidad y objetivos principales, igualmente puede presentar desventajas como son la emisión de malos olores y la generación de vectores. Por otro lado, la implementación de este tratamiento puede complicarse cuando se presentan situaciones donde se requiere de infraestructura que no sea la adecuada para las condiciones locales, así como no considerar factores financieros y de mercado.

En México, no existe un marco regulatorio específico para el composteo a nivel federal, sin embargo, las normas NOM-004-SEMARNAT-2002 [6] y NOM-021-RECNAT-2000 [7] se han empleado como guía o referencia para determinar características microbiológicas, físicas y químicas de la composta. No obstante, a nivel estatal se cuenta con dos normas específicas de composteo para la Ciudad de México y el Estado de México que son la NADF-020-AMBT-2011 [8] y la NTEA-006-SMA-RS-2006 [9], respectivamente. Por otro lado, se encuentra la Norma Mexicana NMX-AA-180-SCFI-2018 [4], la cual es específica de composteo, sin embargo, es de aplicación voluntaria.

La información sobre la cantidad, ubicación, tipo de proceso y cantidad de residuos a procesar de las plantas de composta en México es escasa y no está actualizada, el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos [1] reporta 19 plantas de composta en todo el país, para contribuir al conocimiento del estado actual de estas instalaciones en este trabajo se plantearon los siguientes objetivos:

- Identificar plantas de composta en México y sus ubicaciones mediante un sistema de información geográfica
- Identificar información general sobre las plantas de composta en México
- Analizar el marco regulatorio en materia de composteo en México

2. Metodología

El desarrollo de la presente investigación se describe a continuación:

2.1 Investigación sobre plantas de composta en México

Se revisaron artículos, tesis, libros, el Diagnóstico Básico Integral de los Residuos emitido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales del 2020 (SEMARNAT), los inventarios de residuos de la Ciudad de México y manuales de composteo. Se solicitó información a través del Instituto Nacional de Transparencia, Acceso a la Información y Protección de Datos Personales (INAI) y se realizaron entrevistas a personas encargadas del manejo de algunas plantas de composteo. Se solicitó a asociaciones académicas y a la comunidad de la Universidad Autónoma Metropolitana a través de redes sociales compartir la ubicación y nombre de las plantas de composta que conocieran, para posteriormente contactar de forma directa a los responsables de su operación para recabar información.

2.2 Elaboración de matriz de datos

Con los datos obtenidos de la investigación se construyó una matriz en una hoja de Excel

2.3 Obtención de capas vectoriales

Mediante el Portal de Geoinformación 2021 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), el repositorio de datos geoespaciales y el servidor de imágenes de satélite QGIS se obtuvieron las capas ráster y vectoriales necesarias para elaborar la cartografía presentada. Las

capas utilizadas son las siguientes:

- Límites políticos de países
- Entidades federativas de México
- Límites municipales de México
- Centros de población de México
- Modelo digital de elevación del territorio nacional

2.4 Geolocalización de las plantas de composta

Con la información registrada en la matriz descrita anteriormente, mediante técnicas de geocodificación y digitalización de la información se conformó una base de datos espacial sobre las plantas de composta utilizando la plataforma de Google Earth Pro y QGIS 3.X.

2.5 Unión matriz con capa vectorial

Mediante la utilización de SIG (QGIS) se implementó un inner join de la capa vectorial (archivo SHP) con la matriz elaborada en este estudio. Se utilizó el campo de ID como llave primaria para realizar dicha acción y posteriormente se exportó el producto de la unión como una capa independiente logrando de esta manera consolidar la información y su ubicación espacial.

2.6 Análisis y procesamiento de la información mediante GIS

Se realizó un análisis espacial de la distribución de las plantas de composta y se verificó que la unión de la información con las plantas de composta localizadas fuera correcta. Se categorizaron los datos de acuerdo con los siguientes rubros: régimen de administración, producción de composta, capacidad diseñada para realizar el compostaje y cantidad de residuos que reciben las plantas.

2.7 Elaboración de productos cartográficos

Se elaboraron productos cartográficos mediante el uso de GIS para presentar la información procesada.

- Localización de las plantas de composta en México
- Estados con mayor concentración de plantas de composta
- Plantas de composta en México clasificadas por tipo de régimen administrativo
- Plantas de composta en México administradas por instituciones educativas
- Plantas de composta en México administradas por la Secretaría de la Defensa (SEDENA)
- Tamaño de las plantas de composta en México de acuerdo con su capacidad diseñada para tratar los FORSU
- Tamaño de las plantas de composta en México de acuerdo con su producción anual
- Plantas de composta en México que producen más de mil toneladas anuales de composta
- Plantas de composta en México clasificadas por tipo de proceso

2.8 Análisis de resultados

Se realizó el análisis de la información obtenida, comprobando que los datos fueran correctos, es decir, que se verificó que los datos recopilados en la base de datos fueran los indicados en las fuentes de investigación (entrevistas, textos, sitios web) y que la unión de la base de datos con los puntos localizados en el SIG empatase adecuadamente

2.9 Elaboración de conclusiones y recomendaciones

Se analizaron las aportaciones más importantes obtenidas y con base en ello se realizaron las recomendaciones que se consideraron pertinentes.

3. Resultados y discusión

Los resultados que se muestran a continuación fueron obtenidos de la investigación realizada en diferentes fuentes tal como se menciona en el punto 2 de la metodología, con ellos se elaboró una base de datos con la que fue posible crear un SIG que permitió analizar la información (texto, mapas y tablas) que se presenta a continuación. En el presente estudio se identificaron 137 plantas de composta en México (Tabla 1).

Tabla 1. Número de plantas de composta localizadas por entidad federativa

Entidad Federativa	Número de plantas	Entidad Federativa	Número de plantas
Aguascalientes	1	Morelos	2
Baja California	13	Nayarit	3
Baja California Sur	2	Nuevo León	2
Campeche	1	Oaxaca	4
Chiapas	5	Puebla	2
Chihuahua	4	Querétaro	3
Ciudad de México	15	Quintana Roo	3
Coahuila	1	Sinaloa	2
Colima	2	Sonora	2
Durango	3	Tabasco	2
Estado de México	10	Tamaulipas	1
Guanajuato	5	Tlaxcala	1
Guerrero	6	Veracruz	8
Hidalgo	1	Yucatán	3
Jalisco	22	Zacatecas	1
Michoacán	7	Total	137

En los 32 estados que tiene la República Mexicana se encontró al menos una planta de composta, con excepción de San Luis Potosí donde no se ubicó alguna. La mayoría de las plantas se encuentran localizadas en las zonas centro y occidente del país.

De acuerdo con la Tabla 1, los cinco estados que tienen más plantas de composta son Jalisco (22), Ciudad de México (15), Baja California (13), Estado de México (10) y Veracruz (8), mientras que las entidades federativas en las que se encontró sólo una planta son: Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Hidalgo, Tamaulipas, Tlaxcala y Zacatecas.

3.1 Plantas privadas, públicas y de instituciones educativas

Fue posible identificar los tipos de regímenes administrativos de las 137 plantas de composta: 7 son manejadas por instituciones educativas, 56 son privadas y 74 son públicas. En el presente documento, el régimen privado se refiere a aquellas empresas que no son administradas ni operadas

por el gobierno mexicano o por alguna institución educativa. En la Figura 1 se muestra la distribución espacial de los distintos regímenes de las plantas de composta registradas en la presente investigación.

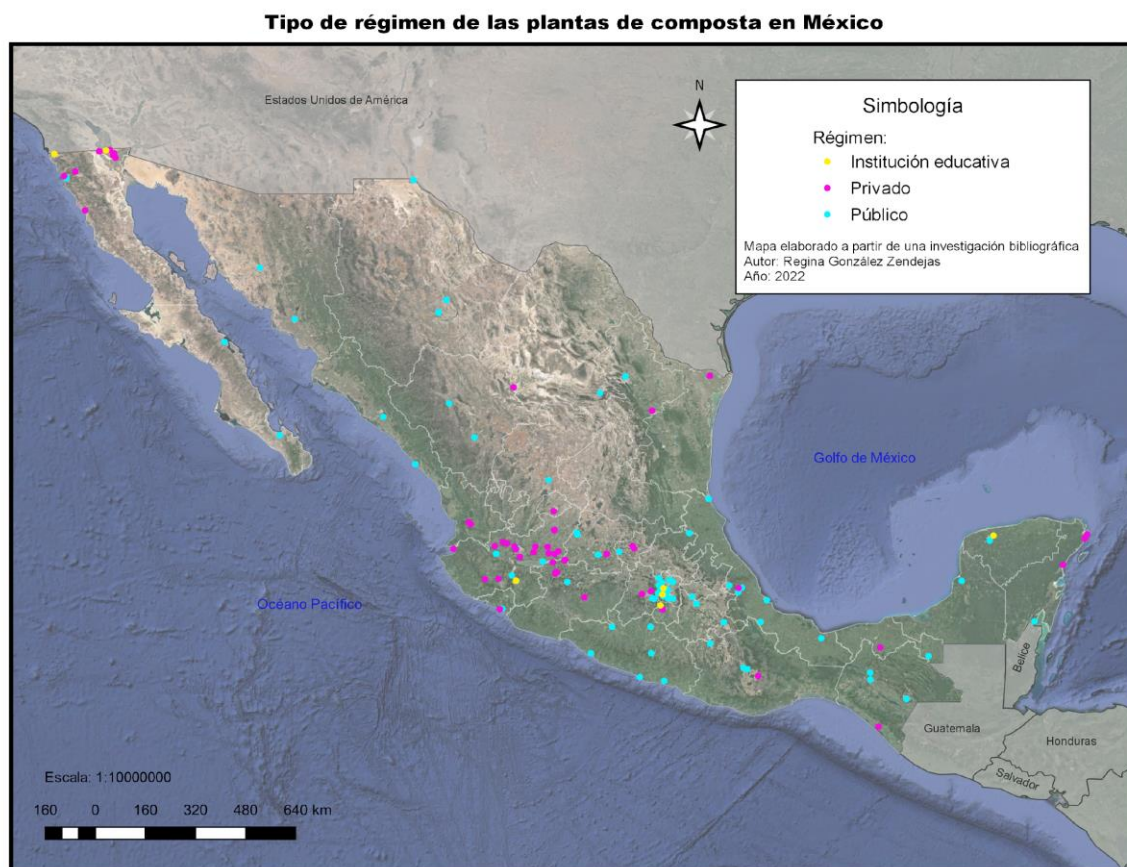


Figura 1. Plantas de composta en México clasificadas por tipo de régimen administrativo

3.1.1 Plantas privadas

El gran número de plantas en el estado de Jalisco se debe a las actividades económicas que se desarrollan en esta entidad federativa como es la industria tequilera, donde las empresas han optado por el composteo como tratamiento de la fracción orgánica de los residuos de manejo especial, donde la composta final se emplea nuevamente en estas mismas actividades como abono orgánico. Se registró que en este estado 17 de 22 de las plantas identificadas son privadas, la mayoría fueron instaladas por COMPOSTAMEX y Grupo Aldea Verde (16 de 17).

Dentro de las plantas de composta administradas de forma privada, destaca COMPOSTAMEX que es una empresa mexicana que realiza proyectos integrales de composteo, lombricomposteo y biofertilizantes. Los proyectos incluyen el levantamiento de datos (tipo y volumen de residuos a tratar), diseño, construcción, puesta en marcha y asesoría durante la operación [10], y Grupo Aldea Verde que se dedica al manejo de residuos orgánicos y colabora en la conceptualización, diseño y buen desarrollo de plantas de composteo y lombricomposteo [11]. En las plantas registradas, resalta que la mayoría de las plantas privadas identificadas en este inventario (41 de 57) fueron instaladas por las dos empresas anteriormente descritas.

Otra planta de régimen privado que destaca por ser la segunda planta de composta en México más grande registrada en este documento, con una producción anual de composta de 4 000 toneladas, es El Morado Compost ubicada en Jalisco. Igualmente, resalta por estar en óptimas condiciones de operación contando con diversos análisis biológicos, físicos y químicos elaborados en 2021 y 2022 que aseguran su calidad siendo acreedora del certificado Certification of Environmental Standards (CERES).

3.1.2 Plantas de régimen público

El Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos emitido por la SEMARNAT (2020), siendo el documento de referencia que presenta la situación de México en la generación y el manejo de los residuos a nivel nacional, reporta únicamente 19 plantas de composta, todas de régimen público. En la investigación realizada se encontró una diferencia significativa entre las plantas incluidas en dicho diagnóstico y las 74 plantas públicas identificadas.

En las plantas registradas en la Ciudad de México y en el Estado de México se observó que predominan las públicas, 13 de 15 para la Ciudad de México y 8 de 10 para el Estado de México. El Estado de México es la entidad que genera más RSU (16 739 t/d), seguida por la Ciudad de México (9 552 t/d) [1]. La Ciudad de México es la entidad federativa que recolecta la mayor cantidad de FORSU de manera separada (1 374 t/d) [1]. Esto puede indicar que ante el enorme reto que presentan estas entidades en materia de residuos orgánicos se vean en la necesidad de implementar tratamientos como el composteo para la FORSU y así disminuir los problemas de disposición final relacionados con estos residuos. Por otro lado, de las 74 plantas públicas que fueron encontradas en esta investigación 52 son operadas y administradas por la Secretaría de Defensa Nacional (SEDENA).

3.1.3 Plantas administradas por instituciones educativas

Las plantas administradas por instituciones educativas son las siguientes:

- Centro Universitario de Compostaje de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Campus Mexicali, Baja California
- Centro Universitario de Compostaje de UABC, Campus Tijuana, Baja California
- Planta de composta de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México
- Planta de composta del Instituto Politécnico Nacional (IPN), Ciudad de México
- Planta Universidad de Guadalajara, Centro Universitario del Sur, Jalisco
- Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM), Centro de compostaje universitario (CCU), Morelos
- Planta de composta del Instituto Conkal, Yucatán

Fue posible obtener información sobre la producción anual de composta para tres de las siete plantas, donde destaca el CCU con una producción de 450 t/a mediante el tratamiento de residuos de jardinería de la poda de árboles, césped y plantas de ornato de la propia UAEM, de la UNAM campus Cuernavaca, la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y del municipio de Cuernavaca. El destino de esta composta es el mejoramiento de camellones y parques del municipio de Cuernavaca, así como la aplicación en áreas verdes y el huerto de la universidad. En segundo lugar, se encuentra el Centro Universitario de Compostaje de UABC Campus Mexicali, con una producción de 60 t/a de composta y en tercer lugar está la Planta de composta UNAM, con una producción de 42 t/a. En ambos casos la composta se emplea para mejorar las áreas verdes de la respectiva institución.

Respecto a la producción anual de composta, se tienen registrados datos para 71 de las 137 plantas. Ésta varía entre 1.9 y 79 354 t/a. Con la información de estos 71 sitios se tiene una producción

anual de composta de 96 456.84 t/a, sin embargo, solamente cinco plantas abonan el 92.14 % de la producción total de composta: Bordo Poniente en la Ciudad de México (82.27 %), El Morado Compost en Jalisco (4.15 %), Centro de compostaje ECCACIV composta El Campanario en Morelos (2.33 %), Planta de composta de Parque Industrial Cuamatla en Estado de México (1.93 %) y Planta de composta de la alcaldía Álvaro Obregón en la Ciudad de México (1.46 %).

4. Conclusiones

En el presente trabajo fue posible identificar 137 plantas en total, destaca la presencia de 56 plantas privadas en México, esto que indica que el composteo de residuos orgánicos puede ser atractivo económicamente para el sector privado, existiendo diferentes esquemas de negocio donde se le da tratamiento a los residuos agrícolas, ganaderos, lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales e igualmente a la FORSU.

El aporte más importante de este trabajo es la elaboración de un SIG de las plantas de composta en México, que pone disponible una gran cantidad de información desconocida hasta el momento. Aunque se debe considerar que seguramente existen más plantas, que no pudieron ser identificadas en este proyecto, por lo que es recomendable que este tipo de investigación se actualice constantemente.

El composteo, a pesar de sus ventajas, presenta ciertas limitaciones por lo que no puede ser el único tratamiento para los residuos orgánicos. Es importante considerar el mercado que pueda abastecerse de la composta producida, la disponibilidad de espacios adecuados con base en lo establecido en las disposiciones legales y los recursos que se pudieran llegar a necesitar para mantener el proceso controlado tal como es el acceso al agua y maquinaria.

La recomendación fundamental es contar con sistemas de información actualizada y veraz sobre la gestión pública y privada de los residuos orgánicos para poder así fomentar una educación ambiental que permita la colaboración de la sociedad para minimizar los residuos y su separación. Igualmente, el identificar las plantas de composta y las características con las que operan resulta relevante para fortalecer la gestión integral de los residuos en el país, por lo que es importante recopilar más información acerca de la cantidad de residuos que se tratan, la calidad de la composta obtenida, el espacio que se ahorra en los sitios de disposición final y la reducción en las emisiones de GEI.

Referencias

- [1] SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. México. Recuperado de: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- [2] CCA, Comisión para la Cooperación Ambiental. (2017). Caracterización y gestión de los residuos orgánicos en América del Norte, informe sintético, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal. Montreal. Recuperado de: <http://www.cec.org/es/publications/caracterizacion-y-gestion-de-los-residuos-organicos-en-america-del-norte/>
- [3] Rodríguez Salinas, Marco Antonio & Córdova y Vázquez, Ana. (2006). Manual de compostaje municipal, tratamiento de residuos sólidos urbanos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología & Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Recuperado de: <http://www.resol.com.br/cartilha5/Manual%20de%20Compostaje-SERMANAT-Mexico.pdf>

- [4] NMX-AA-180-SCFI-2018. Que establece los métodos y procedimientos para el tratamiento aerobio de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, así como la información comercial y de sus parámetros de calidad de los productos finales. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26/09/2018
- [5] López Zavaleta, Humberto., Sánchez Velasco, Elba Lucero & Van der Wal Lima, María del Mar. (2017). Caracterización de compostas producidas en plantas del Valle de México. Proyecto de integración de Licenciatura. Departamento de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. México.
- [6] NOM-004-SEMARNAT-2002. *Norma Oficial Mexicana*, protección ambiental - lodos y biosólidos - especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Publicada en el DOF el 15 de agosto de 2003
- [7] NOM-021-RECNAT-2000. *Norma Oficial Mexicana*, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Publicada en el DOF el 31 de diciembre de 2002
- [8] NADF-020-AMBT-2011. Que establece los requerimientos mínimos para la producción de composta a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, agrícolas, pecuarios y forestales, así como las especificaciones mínimas de calidad de la composta producida y/o distribuida en el distrito federal. Publicada en la Gaceta Oficial del Distrito Federal el 30 de noviembre de 2012. Recuperada de: <http://data.sedema.cdmx.gob.mx/padla/images/stories/normatividaddf/nadf_020_ambt_2011.pdf>
- [9] NTEA-006-SMA-RS-2006. Que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelos elaborados a partir de residuos orgánicos. Publicada en el *Periódico Oficial del Gobierno del Estado Libre y Soberano de México* el 9 de octubre del 2006
- [10] COMPOSTAMEX. (2022). Compostaje, lombricomostaje y biofertilizantes. Elaboración de proyectos integrales. Recuperado de: <<https://www.compostamex.com/servicios/elaboracion-de-proyectos-integrales>>
- [11] Aldea Verde. (n.d). Acerca de Aldea Verde. Recuperado de: <<https://www.aldeaverde.mx/nosotros>>

Estudio del proceso de adsorción y comparación de las propiedades químicas y estructurales de agro-carbones activados empleando ácido fosfórico y cloruro de zinc como agentes activantes

¹Alina Zairén Vela Carrillo, ²Rodrigo J. Martínez, ³Luis Arturo Godínez Mora-Tovar,
^{1*}Irma Robles Gutiérrez

¹Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S. C. (CIDETEQ), Parque Tecnológico Querétaro, 76703 Sanfandila, Pedro Escobedo, Querétaro, México. Tel: 4422116000 ext. 6082, e-mail: *irobles@cideteq.mx

²Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Coyoacán, Ciudad Universitaria, México 04510, CDMX, México.

³Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Cerro de Las Campanas SN, Querétaro, Querétaro 76010, México.

Resumen

Este estudio se enfocó en comparar las propiedades químicas y estructurales de seis carbones activados, obtenidos de la valorización de tres residuos agroindustriales, residuo cítrico, bagazo de agave y bagazo de caña. Para ello, los materiales se activaron con H_3PO_4 y $ZnCl_2$, con objeto de comparar el efecto en su desempeño.

Los resultados indicaron que la relación C/O se mejoró cuando los materiales se activaron con $ZnCl_2$, con valores desde 2.7 a 3.7 en comparación con los activados con H_3PO_4 que presentaron 0.8 a 2.8, esto se reflejó en la proporción de grupos superficiales oxigenados y resultó en una mayor predominancia a grupos ácidos.

Al comparar la capacidad de adsorción se observó que la predominancia hacia una molécula catiónica o aniónica depende fuertemente del origen del material, aunque destaca la presencia de sitios ácidos y básicos en distinta proporción. De los carbones activados con H_3PO_4 destacó el de bagazo de caña, que presentó una capacidad de 35.5 mg/g y 33.03 mg/g para la molécula catiónica y aniónica, respectivamente. Mientras que para los carbones activados con $ZnCl_2$ destacó el bagazo de agave con una capacidad de adsorción de 37.147mg/g y 36.74 mg/g, con molécula aniónica y catiónica respectivamente.

Por lo anterior, el agente activante juega un papel muy importante en el desarrollo de la química superficial, y de la predominancia de grupos funcionales depende una mayor afinidad por compuestos catiónicos o aniónicos.

Palabras Clave: Adsorción, Agro-carbones activados, Azul de metileno, Naranja de metilo, Residuos agroindustriales.

1. Introducción

México es un país con una gran actividad agrícola y algunos de sus productos se industrializan para obtener productos comerciales, durante el proceso sólo se aprovecha aproximadamente del 10 al 50 % del producto, y el resto es considerado un *residuo agroindustrial*. La generación de toneladas de residuos agroindustriales es alarmante, debido a que se contamina el suelo y el agua subterránea, al infiltrarse los lixiviados, contaminando el área en contacto. También provoca contaminación atmosférica al emitir

gases de efecto invernadero que acelera el cambio climático, por ello, se están buscando alternativas para disminuir el impacto ambiental negativo valorizando los residuos agroindustriales [1].

Existen diversos estudios que emplean residuos agroindustriales como precursores para la producción de carbones activados, el objetivo de emplear un agente activante es obtener una mayor modificación de la estructura generando una desarrollada porosidad y una rica química superficial.

Los agentes activantes que son más empleados son $ZnCl_2$, H_3PO_4 , con el primer agente activante se genera una gran área superficial y el segundo genera una superficie con mayor porosidad (microporos y mesoporos), una química superficial equilibrada de grupos superficiales ácidos y básicos [2]-[3].

Los carbones activados se han empleado como materiales adsorbentes debido a su capacidad de adsorción. Las propiedades químicas y físicas de los carbones activados facilitan la retención del contaminante, por ello se emplean en filtros para el tratamiento del aire y agua.

El objetivo de este trabajo fue comparar la capacidad de la adsorción de dos moléculas modelo conociendo la afinidad de los carbones activados a partir de la caracterización química y estructural.

2. Metodología

Se emplearon algunos de los residuos agroindustriales con mayor producción en México como: bagazo de caña (sb), bagazo de agave (ab) y residuo cítrico (cr), éste último es residuo de una planta procesadora de cítricos para la extracción de pectina, los precursores al estar húmedos se secaron en el horno *Felisa FE-291D* a 85 °C durante 24 h.

2.1 Elaboración de carbones activados

Después de secar los precursores se trituraron a una partícula menor para que se impregnaran de forma homogénea con los agentes activantes H_3PO_4 y $ZnCl_2$ durante 24 horas [4]. Al término de la activación el material se secó. En la Tabla 1 se presentan las condiciones experimentales que se utilizaron para obtener los carbones activados.

Tabla 1 Condiciones experimentales para la elaboración de carbones activados

Precursor	Agente activante $ZnCl_2$ (*R)	Agente activante H_3PO_4 (*R)	Temperatura de carbonización	Tiempo de carbonización	Referencia
*Residuo cítrico (*cr)	0.5	-	600 °C	1 h	[5]
Bagazo de caña (sb)	0.5	0.5	300°C	1 h	[6]
Bagazo de agave (ab)	0.5	0.5	350 °C	20 min	[7]

* Relación másica $R = m_g \text{ agente activante} : m_g \text{ precursor}$

2.2 Caracterización de los carbones activados

Para conocer la estructura y los elementos que componen los carbones activados se utilizaron, espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (EDS) (*Bruker, XFlash_6110 detector*) y el microscopio electrónico de barrido (SEM) (*Jeol, JSM-6510LV instrument at 15 keV*) para identificar la topografía, poros y estructuras.

Para conocer la química superficial de los seis carbones activados fueron sometidos a diversas técnicas las cuales fueron: titulación Boehm, empleando la metodología de Fulazzaky y Oickle [8] esto para cuantificar los grupos superficiales oxigenados, la identificación de la carga superficial fue por titulación potenciométrica utilizando la metodología citada en [9] e indirectamente los grupos superficiales se observaron por medio de espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR).

2.3 Proceso de adsorción

Al identificar la afinidad de cada uno de los carbones activados se realizó el proceso de adsorción empleando 2 colorantes modelo de origen iónico opuesto, naranja de metilo (MO aniónico) y azul de metileno (MB catiónico).

El carbón activado se trituró y se tamizó hasta obtener un tamaño de partícula menor a 75 μm malla 200, posteriormente se utilizó una relación 2 g carbón /mg colorante con una concentración inicial (C_0) de 75 mg/L, se empleó una incubadora para mantener la temperatura constante a 25 ± 1 °C y una agitación de 170 rpm. La duración del experimento fue de 48 h.

Para seguir la cinética de adsorción se tomó una muestra a los tiempos 0, 0.5, 1, 2, 4, 8, 12, 24 y 48 h y así seguir la cinética de adsorción. Para medir la concentración del contaminante modelo se realizó una curva de calibración a 466 λ para el MO, y 664 λ para MB, y se calculó la capacidad de adsorción con la ecuación 1 (4).

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} V \quad (1)$$

Donde:

q_e = Capacidad de adsorción

C_0 = Concentración inicial

C_e = Concentración en equilibrio

V = Volumen

m = Masa del adsorbente

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización de los carbones activados

3.1.1. Caracterización estructural

Como se observa en la Figura 1 los carbones activados tienen estructuras y topografías muy diferentes. La Figura 1a) el carbón activado con ácido fosfórico de bagazo de caña tiene una superficie laminar porosa con canales y aglomeración sobre las estructuras, en la Figura 1d) carbón activado con cloruro se observa una superficie fibrosa, con depresiones, paredes lisas pero las depresiones no son tan profundas. La Figura 1b) es el carbón de bagazo de agave activado con ácido fosfórico tiene forma rugosa y aglomerado con pared lisa, algunos huecos mientras que la Figura 1e) carbón de bagazo de agave con cloruro de zinc se ve las fibras más porosas, con huecos que simulan grandes canales y su topografía es abrupta y morfología bien definida. La Figura 1c) es carbón de cr activado con H_3PO_4 y presenta una superficie rugosa muy similar a la de un arrecife de coral, con canales bien definidos, y cavidades de diferentes tamaños los cuales son más definidos en la Figura 1f) es el carbón de cr activado con $ZnCl_2$ este tiene cúmulos con diversas fisuras que parecen micro-canales y algunos huecos entre ellos con un aspecto poroso.

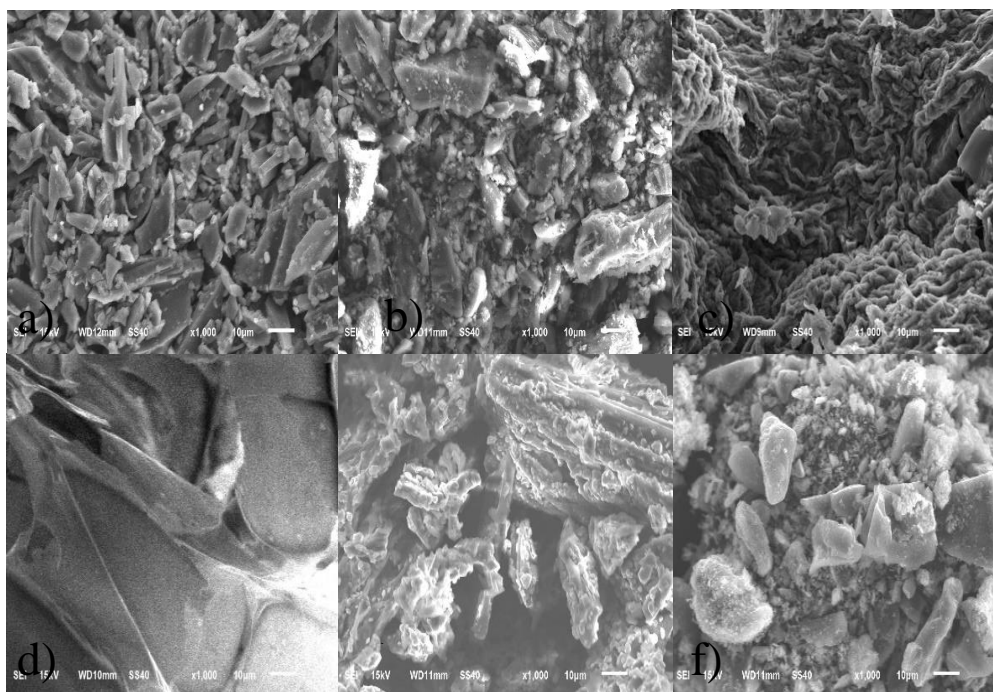


Figura 1 Micrografías SEM de carbones activados con ácido fosfórico y cloruro de zinc de residuos agroindustriales a) carbón activado de bagazo de caña con H_3PO_4 , b) carbón activado de bagazo de agave con H_3PO_4 , c) carbón activado de residuo cítrico con H_3PO_4 , d) carbón activado de bagazo de caña con $ZnCl_2$, e) carbón activado de bagazo de agave con $ZnCl_2$ y f) carbón activado de residuo cítrico con $ZnCl_2$. Aumento de 1000x

En cuanto a la identificación de los grupos funcionales mediante FTIR, la Figura 2 muestra los espectros de los materiales estudiados, presentan bandas características para el estiramiento de O-H en 3400 cm^{-1} , esa señal se atribuye a los hidroxilos, así como a los polisacáridos, las vibraciones identificadas alrededor de 2300 cm^{-1} son de ésteres, lactonas y quinonas. La presencia de vibraciones C=O en torno a 1800 cm^{-1} una señal que revela una variedad de grupos funcionales que contienen C de doble enlace O, incluyendo cetonas, ácidos carboxílicos, ésteres y anhídridos. Un aumento de la temperatura puede romper los enlaces (5,6) La señal alrededor de 1350 cm^{-1} revela la presencia de ácidos carboxílicos, estructuras fenólicas y ésteres, identificados para las vibraciones C-O, también alrededor de 1000 cm^{-1} se atribuye al enlace P-O; una señal que se atribuye al agente activador. Por último, a $\sim 1600\text{ cm}^{-1}$ y por debajo de 1000 cm^{-1} hay bandas que pueden atribuirse a la presencia de la conjugación del carbono sp^2 [10]-[11].

Para los carbones activados con cloruro de zinc muestran en la Figura 3 las señales en 1600 cm^{-1} que se refiere a los enlaces Zn-O [12], estiramiento Zn-O a 430 cm^{-1} [13] y finalmente 1050 cm^{-1} característico de los grupos C-O; lo que muestra presencia de compuestos aromáticos, carbonílicos, fenólicos, alifáticos y cetonas. Es posible observar que la intensidad en las señales se ve disminuida en los carbones activados obtenidos a una mayor temperatura, lo que se asocia a la pérdida de grupos por el proceso de calcinación.

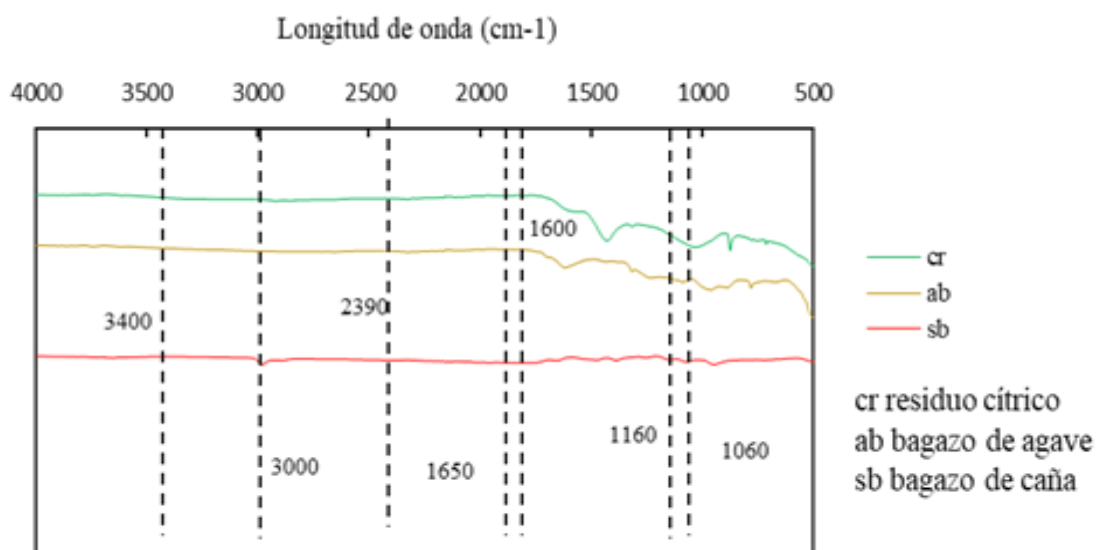


Figura. 2. Espectro de FTIR de carbones activados con ácido fosfórico

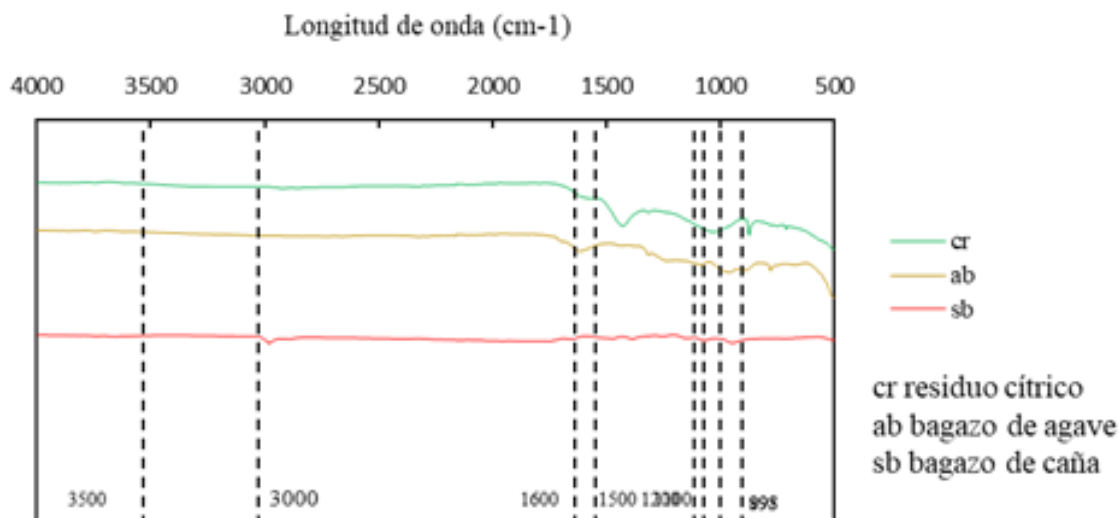


Figura. 3. Espectro de FTIR de carbones activados con cloruro de zinc

3.1.2. Caracterización Química

Los resultados de la química superficial se muestran en la Tabla 2 lo que resalta en los carbones activados con ácido fosfórico es que 2 de ellos tienen una superficie negativa con afinidad hacia los cationes y uno con carga positiva por lo tanto una afinidad hacia los aniones y con ello un pH de punto de carga cero entre 2.05 a 8.5, lo que indica que la activación con ácido fosfórico promovió que la superficie sea ácida y el carbón de residuo cítrico al no activarlo posee una superficie básica, obteniendo una relación de C/O de 0.8 a 2.82 que se ve reflejada en la cantidad de grupos superficiales ácidos y básicos al tener una cantidad similar.

Los carbones activados con cloruro de zinc tienen un pH de punto de carga cero cercano a la neutralidad, también contienen mayor carbono en su composición por ello tiene una relación de carbono desde 2.03 a 4.31 en cuanto a la titulación Boehm resalta que tienen mayor cantidad de grupos superficiales oxigenados ácidos que básicos comparándolos con los carbones activados con ácido fosfórico.

Como se muestra en la Tabla 2 el agente activante modifica la química superficial y en el desarrollo de la estructura por ello la superficie de los carbones ácidos protonan la solución promoviendo la capacidad de adsorción formando puentes de hidrógeno [14].

Tabla 2 Caracterización química de los carbones activados con ácido fosfórico y cloruro de zinc

Carbón activado	Composición elemental, EDS (%)	Relación C/O	Titulación Boehm		Afinidad predominante dada por titulación	pH de punto de carga cero (PCC)
			Grupos ácidos	Grupos básicos		

			(meq/g)	(meq/g)	potenciométrica	
Carbones activados con H ₃ PO ₄						
sb	P= 6, S= 0, C=68.72, O=24.41	2.82	2.51 ±0.257	1.33 ± 0.240	Superficie positiva, afinidad a aniones	2.05 ± 0.035
ab	P= 10.97, S=0, C=56.6, O=27.98	2.02	1.16 ± 0.198	1.52 ± 0.057	Superficie negativa, afinidad a cationes	2.54 ±0.283
cr	P= 3.08, S= 1.22, C=30.35, O=37.91	0.8	1.1 ± 0.101	1.26 ±0.097	Superficie negativa, afinidad a cationes	8.50 ± 0.071
Carbones activados con ZnCl ₂						
sb	C = 65.67, O =23.91, Zn =3.54, Cl =5.42	2.75	4.31±0.057	1.26 ± 0.240	Superficie positiva, afinidad a aniones	6.39 ± 0.057
cr	C = 71.54, O =19.15, Zn =5.21, Cl =1.44	3.74	2.03±0.283	0.23±0.137	Superficie positiva, afinidad a aniones	6.59 ± 0.014
ab	C = 54.03, O =18-83, Zn =9.15, Cl =14.5	2.87	2.32 ± 0.030	0.11 ± 0.270	Superficie negativa, afinidad a cationes	6.8 ± 0.014

3.2. Proceso de adsorción con moléculas de origen iónico opuesto

Como se muestra en la Figura 4 a) se hace la comparación de la capacidad de adsorción empleando el colorante catiónico sobre los carbones activados de cr y ab activados con cloruro de zinc tienen mayor capacidad de adsorción debido a pH de PCC casi neutro que beneficia la adsorción así como la afinidad hacia la molécula; por otra parte el carbón activado sb activado con ácido fosfórico tiene una mayor capacidad de adsorción comparándolo con el carbón activado con cloruro de zinc, sugiere que la estructura está mejor desarrollada permitiendo mayor sitios de adsorción y una superficie protonada que puede formar puentes de hidrógeno.

Por otra parte, en la Figura 4 b) las capacidades de adsorción con el colorante aniónico el carbón activado sb activado con ácido fosfórico tiene una mayor capacidad de adsorción debido a que tiene una afinidad a los aniones. El carbón activado de cr no presenta adsorción debido a que existe una gran repulsión electrostática entre el carbón activado y el colorante. En cambio, los carbones activados con cloruro de zinc ab y cr tienen una mayor capacidad de adsorción por lo que sugiere que tienen más sitios disponibles, así como el pH de PCC que favorece que se adsorba la molécula.

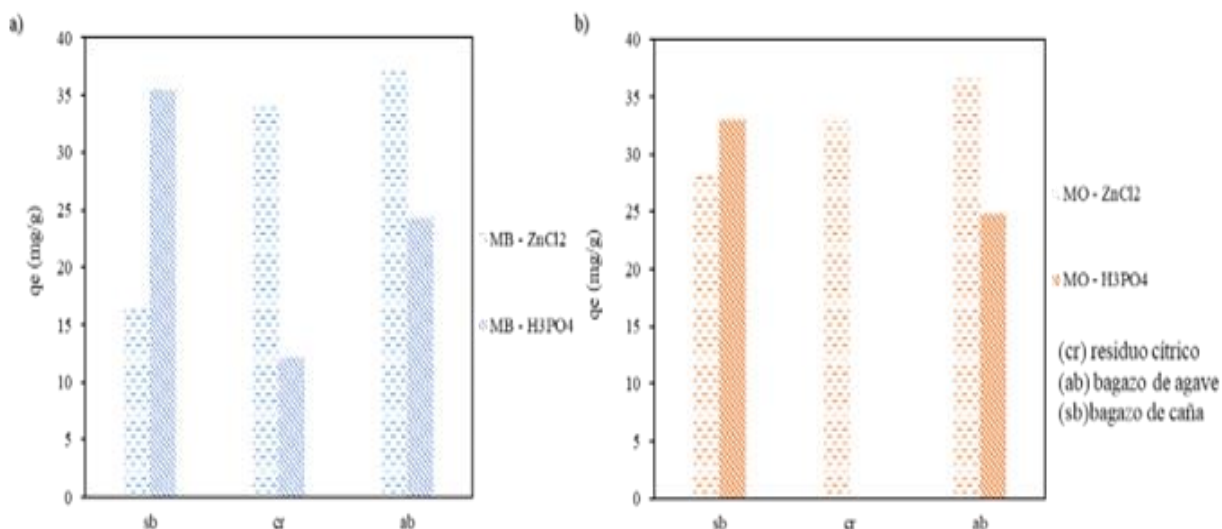


Figura. 4. Comparación de la capacidad de adsorción en los diferentes carbones activados
 a) Comparación de la capacidad de adsorción con el colorante MB, y b) comparación de la capacidad de adsorción del colorante MO.

El carbón activado obtenido con bagazo de caña y activado con ácido fosfórico presentó una capacidad de adsorción de MO de 33.03 mg/g y de MB 35.5, obteniendo una mayor afinidad al azul de metileno. Al comparar los resultados con los carbones activados con cloruro de zinc tiene una mayor afinidad al MO con una capacidad de adsorción de 28.27 mg/g y una capacidad de adsorción de 16.61 mg/g con MB.

El residuo cítrico es residuo sólido de la extracción de pectina no se activó sólo se carbonizó, obteniendo una capacidad de adsorción de 12.15 mg/g con MB pero no adsorbió con el MO debido a que las cargas electrostáticas eran opuestas y había repulsión (9) en cambio al darle una activación con cloruro de zinc cambió la superficie siendo capaz de tener una capacidad de adsorción de 32.81 mg/g con MO y 34.28 mg/g para el MB, teniendo una afinidad al colorante catiónico a pesar de que la superficie no sea afín, debido a la estructura plana del MB.

El carbón activado de bagazo de agave activado con cloruro de zinc tiene una superficie básica con afinidad a los cationes y un pH de PCC cercano a la neutralidad tiene la capacidad de adsorber ambos colorantes alcanzando una capacidad de adsorción de 36.74 mg/g para el colorante aniónico y 37.14 mg/g para el colorante catiónico. Por otra parte, al activarlo con ácido fosfórico tiene una superficie básica, pero tiene la capacidad de adsorber ambos colorantes, la capacidad de adsorción para el colorante aniónico es 24.85 mg/g y para el catiónico 24.31 mg/g, la diferencia es mínima por lo que podemos decir que al tener una cantidad mayor de grupos superficiales ácidos y básico promueve a que se puedan adsorber cualquier molécula sin embargo al tener menor cantidad de algunos grupos superficiales oxigenados promueve la afinidad de la superficie.

4. Conclusiones

Los carbones activados tienen algunas similitudes con los materiales anfóteros por lo que

son empleados para la adsorción de cualquier contaminante, pero al conocer las propiedades químicas, estructurales y cierta afinidad de los carbones de residuos agroindustriales se pueden aprovechar de mejor manera como materiales adsorbentes.

Los resultados mostraron que los carbones activados con cloruro de zinc poseen una estructura bien desarrollada y una superficie neutra con grupos superficiales oxigenados ácidos que aumentan la capacidad de adsorción de moléculas. Esto sugiere tener mayores sitios para adsorber cualquier molécula y los grupos superficiales oxigenados son capaces de atraer los colorantes y adsorberse sin algún efecto destacable por el pH. Así, las interacciones que predominan entre el adsorbato y el adsorbente son π - π , puentes de hidrógeno y fuerzas electrostáticas. Conociendo que el azul de metileno MB es una molécula de fácil acceso por su estructura plana, la cual permite que se acomode mejor que la molécula del MO por ello aumenta la capacidad de adsorción.

Mientras que el ácido fosfórico modifica la química superficial obteniendo una cantidad similar de grupos oxigenados básicos y ácidos promoviendo la adsorción formando interacciones π - π y puentes de hidrógeno. La superficie al ser ácida atrae moléculas aniónicas por ello se ve beneficiado la adsorción de moléculas aniónicas.

Al estudiar estos carbones se sugiere el uso de estos como materiales adsorbentes para moléculas orgánicas de origen aniónico y/o catiónico dependiendo de la afinidad de cada uno de ellos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (*CIDETEQ*) por las facilidades de desarrollar la presente investigación. Alina Zairén Vela Carrillo agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (*CONACYT*) por la beca de doctorado. Asimismo, agradecen el financiamiento otorgado por el proyecto CB-2016-285309- CONACYT.

Referencias

- [1] Caturla F., Molina-Sabio M., and Rodríguez-Reinoso F. (1991) "Preparation of activated carbon by chemical activation with $ZnCl_2$ ", *Carbon N. Y.*, vol. 29, no. 7, pp. 999–1007. doi: 10.1016/0008-6223(91)90179-M.
- [2] Di Li, Kerns E. H. (2016) pKa Method. Di Li, Kerns E. H. in *Drug-Like Properties. Second Edition* Academic Press. USA .p. 307–12.
- [3] Fulazzaky MA (2019) "Study of the dispersion and specific interactions affected by chemical functions of the granular activated carbons". *Environ Nanotechnology, Monit Manag.*;12. doi:10.1016/j.enmm.2019.100230
- [4] Giraldo S., Robles I., Ramirez A., Flórez E., and Acelas N. (2020) "Mercury removal from wastewater using agroindustrial waste adsorbents", *SN Appl. Sci.*, vol. 2, no. 6, p. 1029. doi: 10.1007/s42452-020-2736-x.
- [5] Hagemann N., Spokas K., Schmidt H. P., Kägi R., Böhler M. A., and Bucheli T. D. (2018) "Activated carbon, biochar and charcoal: Linkages and synergies across pyrogenic carbon's ABCs", *Water (Switzerland)*, vol. 10, no. 2, pp. 1–19. doi: 10.3390/w10020182
- [6] Molina-Sabio M. and Rodríguez-Reinoso F. (2004) "Role of chemical activation in the development of carbon porosity", *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp.*, vol.

- 241, no. 1–3, pp. 15–25. doi: 10.1016/j.colsurfa.2004.04.007.
- [7] Nieto-Delgado C., Terrones M., and Rangel-Mendez J. R., (2011) “Development of highly microporous activated carbon from the alcoholic beverage industry organic by-products,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 35, no. 1, pp. 103–112. doi: 10.1016/j.biombioe.2010.08.025.
- [8] Ortiz-Martínez A. K., Godínez L. A., Martínez-Sánchez C., García-Espinoza J. D., and Robles I. (2021) “Preparation of modified carbon paste electrodes from orange peel and used coffee ground. New materials for the treatment of dye-contaminated solutions using electro-Fenton processes”. *Electrochim. Acta*, vol. 390. doi: 10.1016/j.electacta.2021.138861.
- [9] Paul E. and Vannke M. A., (1991) “A Drifts Study of the Formation of Surface Groups on Carbon By Oxidation,” *Carbon N. Y.*, vol. 31, no. 5, pp. 721–730.
- [10] Sánchez Martínez B. S. (2020) “Elaboración de Carbonos Activados a Partir de Residuos Agroindustriales”. Tecnológico de estudios superiores de san Felipe del progreso.
- [11] Tabatabaei majd M., Bahlakeh G., Dehghani A., Ramezanzadeh B., and Ramezanzadeh M., (2019) “Combined molecular simulation, DFT computation and electrochemical studies of the mild steel corrosion protection against NaCl solution using aqueous Eucalyptus leaves extract molecules linked with zinc ions”, *J. Mol. Liq.*, vol. 294, p. 111550. doi: 10.1016/j.molliq.2019.111550.
- [12] Thampy U. S. U. (2011) “Spectral Investigations on Cu²⁺-Doped ZnO Nanopowders”, *Appl. Magn. Reson.*, vol. 41, no. 1, pp. 69–78. doi: 10.1007/s00723-011-0234-4.
- [13] Tovar Arce Ana Karen, (2017) “Valorización integral de cáscaras de naranja mediante extracción de pectina y elaboración de carbón activado”, centro de investigación y desarrollo tecnológico en electroquímica, S.C.
- [14] Vela-Carrillo A. Z., Martínez R. J., Godínez L. A., Pérez-Bueno J. de J., Espejel-Ayala F., and Robles I., (2022) “Study of chemical, kinetic, and theoretical sorption properties of activated carbons obtained from agroindustrial origin: comparison of anionic and cationic model molecules,” *Biomass Convers. Biorefinery*. doi: 10.1007/s13399-022-02367-7.

Evaluación de reparabilidad de aparatos eléctricos y electrodomésticos en México: un estudio de caso para licuadoras

¹Jenifer Delgado Román, ²Alethia Vázquez Morillas, ³Maribel Velasco Pérez

Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Pablo No. 180 Col. Reynosa Tamaulipas. C.P 02200 Alcaldía Azcapotzalco Ciudad de México, México, al2173074874@azc.uam.mx

Resumen

Los aparatos eléctricos y electrónicos (*AEE*) han ayudado a hacer la vida más sencilla a las personas. Gracias a los avances tecnológicos, que han reducido su costo, la adquisición de estos aparatos se incrementó, lo que ha provocado que la generación de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (*RAEE*) aumentara considerablemente en los últimos años. Por ello, en este estudio se evalúan las condiciones de reparabilidad de licuadoras en México, por lo que se realizó el análisis de cinco marcas por medio de la evaluación de su facilidad de reparación. Se realizaron entrevistas en diferentes talleres dedicados a la reparación de *AEE* y se estudió y comparó el marco normativo existente en México y en la Unión Europea. Finalmente, para visualizar de una manera más clara la reparabilidad en las licuadoras, se creó un índice, que sirve como un instrumento informativo que tiene el fin de mostrar valores numéricos dentro de una escala y cuya función es representar que tan viable es la reparación de un producto.

Palabras claves: *desechos, economía circular, electrodomésticos, reducir, reparar*

1. Introducción

La mala gestión de los residuos de aparatos electrónicos y electrodomésticos (*RAEE*), es una de las mayores problemáticas que enfrenta el planeta. Tan solo en el 2019 la generación de *RAEE* a nivel mundial fue de 53.6 miles de toneladas [1]. La producción de aparatos electrónicos y electrodomésticos (*AEE*) en México se considera como una fuerte fuente de trabajo dentro de la industria eléctrica, ya que se cuenta con 261 unidades económicas relacionadas con el sector de fabricación de electrodomésticos, las cuales emplean alrededor de 53 028 personas [2]. México en el 2019 generó alrededor de 1.2 miles de toneladas de *RAEE* [1], se estima que menos del 10% de estos fueron gestionados y reciclados de forma adecuada a través de programas formales del gobierno y de empresas privadas [3].

Para lograr una adecuada gestión y manejo de *RAEE* se puede seguir el modelo de Economía Circular (*EC*), basado en un principio de “cerrar el ciclo de vida” en los recursos, de forma que se produzcan los bienes y servicios necesarios a la vez que se reduce el consumo y el desperdicio de energía, agua y materias primas. Este modelo de ciclo de

producción cerrado conserva los recursos naturales y contribuye al desarrollo sostenible [4]. Sin embargo, cuando se habla de *EC*, se llega a asociar solamente con el reciclaje, pero esto no es una solución total a la problemática ya que sólo el 13.5% de los residuos generados en el mundo logran ser reciclados, quedando más de la mitad de los residuos en rellenos sanitarios. Afortunadamente, con el paso de los años se ha ampliado el concepto de las tres R: reutilizar, reducir y reciclar; y se han añadido siete términos más: rechazar, repensar, reparar, renovar, remanufacturar, reelaborar y revalorización energética [5].

El estudio de caso se basa en buscar la reparabilidad en los *AEE*, dado a que es una de las opciones más atractivas para la población, ya que consiste en reparar un producto defectuoso para que éste pueda volver a ser utilizado con su función original [6]. Con la reparabilidad se busca alargar la vida útil de producto, sin embargo, una de sus desventajas es que la reparación de electrodomésticos está limitada por su costo, ya que cuando éste es igual o mayor al del aparato éstos pueden ser abandonados, desechados o terminar en centros de acopio en el mejor de los casos [7]. El objetivo de este estudio es analizar la reparabilidad de electrodomésticos, por lo que se tomó como punto de estudio a cinco licuadoras descompuestas, las cuales se evaluaron para posteriormente dar recomendaciones sobre la promoción de la reparabilidad en *AEE* en México.

2. Metodología

Esta investigación es de naturaleza exploratoria, ya que indaga en un tema que no se ha profundizado con anterioridad en México. Este tipo de investigación se realiza con el fin de obtener una mejor comprensión de los problemas existentes, pero los resultados suelen ser cualitativos y, a menudo, abiertos. El proceso de investigación para el estudio de caso se dividió en tres etapas: (i) análisis y recopilación de antecedentes del marco legal existente; (ii) recopilación de datos a través de entrevistas a empresas dedicadas a la reparación de *AEE*; y (iii) proceso experimental sobre la reparabilidad en cinco licuadoras.

2.1 Análisis y recopilación de antecedentes del marco legal

Se realizó una búsqueda en documentos en el Diario Oficial de la Federación, la SEMARNAT y la Unión Europea (*UE*), también se investigó en tesis de licenciatura y posgrado para conocer de manera general el marco normativo federal y local, de igual forma se identificaron el marco legal referente a la reparación en México y en Europa, así como sus fundamentos teóricos.

2.2 Recopilación de datos a través de entrevistas a empresas dedicadas a la reparación de AEE

Se realizaron visitas a cinco talleres de reparación para entrevistar al personal y conocer los principales retos o limitantes presentados en el arreglo de licuadoras, así como la demanda para este tipo de servicios.

2.3 Proceso experimental sobre la reparabilidad en cinco licuadoras

Se obtuvieron cinco licuadoras descompuestas de diferentes marcas y modelos. Las licuadoras descompuestas se desarmaron y se identificó el lugar de la falla. Posteriormente se construyó una matriz en una hoja de Excel, en donde se registró: marca, modelo, falla, sitio de la falla, tiempo del desarmado, precio de la refacción dañada y observaciones adicionales.

2.3.1 Realización de índice de reparabilidad

Posteriormente se creó un índice de reparabilidad con una escala de 0 a 5, donde cero significa “no se puede reparar” y cinco “totalmente reparable”, este índice se presenta junto con el precio y con las características físicas de cada uno de los productos. El índice de reparabilidad se calculó a partir de los siguientes criterios: (i) Disponibilidad de la documentación técnica y otra documentación relacionada con las instrucciones de uso y mantenimiento; (ii) Facilidad de desensamble; (iii) Herramientas necesarias; (iv) Fijamiento de piezas de la base (carcasa); (v) Disponibilidad de las refacciones; (vi) Precio de las refacciones; (vi) Relación entre el precio de la refacción y el de la licuadora; (vii) Funcionamiento de la pantalla de velocidades en la licuadora.

3. Resultados y discusión

En este apartado se presentan los resultados sobre el análisis del marco normativo de la Unión Europea y de México, las entrevistas a los cinco diferentes talleres de reparación de electrodomésticos y el análisis de la reparabilidad en las licuadoras obtenidas.

3.1 Marco normativo de la Unión Europea y de México

El marco normativo de la *UE* y de México se presenta en las tablas 1 y 2 respectivamente, y a partir de dicha información se analizó una relación de influencia de estas normas en la reparabilidad.

Tabla 1. Marco normativo de la Unión Europea en relación con la reparabilidad

UNIÓN EUROPEA (UE)		
Normas relevantes	Descripción de la norma	Relación con reparabilidad
Directiva (1999/44/CE)	Aspectos de la venta y garantías de los bienes de consumo	Regula los aspectos de venta y garantías de los bienes de consumo, se establece un mínimo de 2 años de garantía en los productos
Directiva (2008/98 /CE, última modificación el 2018/851)	Establece la jerarquía de gestión de residuos y objetivos para la red de desarrollo sostenible. Esta normativa menciona la reparación como medio para la reutilización	La reducción en la generación de residuos a través de la reparación y reciclaje es considerada primordial. Esto se logra a partir de incentivos de los diseños en los productos y de la responsabilidad compartida

Directiva (2009/125/CE)	Establecimiento de requisitos de diseño ecológico aplicables a los productos relacionados con la energía, así como de los eco-etiquetados	La búsqueda de diseños ecológicos facilita la reparabilidad ya que se deben crear diseños más sencillos y con mayor facilidad para la reparación. Además de que el uso de ecoetiquetas da una mayor visión sobre el producto
Directiva (2011/83/ UE)	Sobre los derechos de los consumidores	Prevé que los servicios del comerciante se efectúen a operaciones de reparación y mantenimiento de los productos defectuosos y proteger al consumidor, sin superar un valor de 200 euros, esto facilita que los consumidores prefieran reparar antes que comprar un nuevo producto
Directiva (2012/19/UE)	Establece los criterios de regulación de los <i>RAEE</i> para proteger el ambiente y la salud humana fomentando una producción y consumo sostenibles	Se capacita a las personas para el manejo de los <i>RAEE</i> evitando así daños ambientales por el mal manejo de sustancias y obligando a que estos puedan ser limpiados para determinar su reparación

Fuente: Elaboración propia con información de [8], [9], [10], [11] y [12]

De las tablas 1 y 2 se puede observar que el marco normativo en la *UE* es más extenso porque no sólo abarca a los residuos, sino que incluye normas regulativas en la producción de los *AEE*, además de que fomenta el cumplimiento de las garantías y la producción de refacciones por lo menos diez años después de que se fabrique el último *AEE*. Cabe mencionar que esta normativa es sólo una base que regula a toda la *UE*, sin embargo, cada país que conforma la *UE* cuenta con su propio marco legal, aunque éstos siempre están liderados por alguna de las dos directivas de la *UE* (*WEEE* o *RoHs*).

El hecho de que existan dos directivas regulatorias en *UE* asegura un mayor orden sobre los *AEE* y una gestión adecuada. Esto es una ventaja para estos países, además de que la reparabilidad cuenta ya con sus propias leyes, donde su objetivo es crear diseños con una mayor facilidad de reparar por parte del usuario y ecológicos donde se busca incentivar a las poblaciones a componer sus *AEE*, en lugar del desecho. En *UE*, el término de reparabilidad empezó a introducirse a la legislación en el 2015 con el “Plan de acción para la Economía circular de la UE” [8].

Ahora bien, analizando el marco legal de México, se puede observar que está muy enfocado a la gestión de los residuos. La norma más relevante para la reparabilidad de *RAEE* en México es la NADF-019-AMBT-2018, ya que es específica y trata exclusivamente de gestionar los *RAEE*, donde su mayor objetivo es enfocado a dar una valorización alterna al reciclaje a los *RAEE*.

Tabla 2. Marco normativo de México, relación con reparabilidad

MÉXICO		
Normas relevantes	Descripción de la norma	Relación con reparabilidad
Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR 2003, ÚLTIMA REFORMA 2018)	Establece el manejo de residuos clasificándolos como peligrosos, de manejo especial o sólidos urbanos. Los <i>RAEE</i> se clasifican como de manejo especial	Permite una mejor clasificación de los residuos por lo que ayuda a una mejor separación, los <i>RAEE</i> pueden ser acopiados de forma adecuada para posteriormente ser limpiados y determinar su reparación
NOM-085-SCFI-2001	Establece los requisitos mínimos de información comercial y de contenido en los contratos de adhesión que deben cumplir los prestadores de servicios de reparación o mantenimiento de aparatos electrodomésticos	Busca proteger al consumidor de estafas. La función de esta norma es dar una orientación al consumidor sobre los pasos que deben de realizar los comerciantes y reparadores en un diagnóstico. Esto es importante en la reparabilidad, ya que se necesita de explicaciones claras para que el consumidor decida reparar su AEE antes de desecharlo
NOM-083-SEMARNAT-2003	Regula los sitios de disposición final de los residuos urbanos y de manejo especial	Especifica las condiciones ambientales para la correcta selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de disposición final de los residuos. Lo que ayuda a crear una mayor separación de los residuos antes de ser tratados, lo que permite reutilizar y reparar los <i>AEE</i>
NOM-161-SEMARNAT-2011	Establece que los <i>RAEE</i> están sujetos a un plan de manejo	Los planes de manejo son una buena forma de crear un ciclo de vida circular, ya que se puede visualizar y prever el destino de los <i>RAEE</i> antes de ser llevados a los centros de acopio. Es decir, se pueden crear vínculos entre empresas dedicadas a la reparación
NADF-019-AMBT-2018	Establece los criterios para la regulación de un buen manejo de los <i>RAEE</i>	Establece como estrategia básica de política ambiental la correcta separación y clasificación de los <i>RAEE</i> , con la finalidad de implementar el manejo y adecuada disposición de éstos, contribuyendo a la adopción de medidas de manejo que permitan prevenir y disminuir los impactos principalmente al ambiente
NOM-015-ENER-2018	Eficiencia energética de refrigeradores y congeladores electrodomésticos. Límites, métodos de prueba y etiquetado	El uso de etiquetas energéticas ayuda a identificar algunas posibles fallas en los <i>AEE</i> , ya que, si un producto está por arriba o por debajo de su eficiencia puede representar una falla, lo que facilita su reparación
NOM-005-ENER-2016	Establece la eficiencia energética de las lavadoras de ropa electrodomésticos. Límites, método de prueba y etiquetado	

Fuente: Elaboración propia con información de [3], [13], [14], [15], [16], [17] y [18]

En México se cuenta con normativas en relación con etiquetas de eficiencia energética para algunos *AEE*, aunque en el mercado actual son muy pocos los aparatos que tienen las etiquetas y todos son equipos grandes o de intercambio de temperatura. Además, cabe mencionar que, aunque las etiquetas cumplen con su función, la falta de esfuerzos sobre la información de consumo responsable y de reciclaje de *RAEE* hace que los consumidores no sepan muchas veces interpretar de manera adecuada los etiquetados. En el 2019 se presentó la iniciativa de creación de una “Ley General de Economía Circular”, cuyo objetivo principal es hacer de que el país cuente con un marco normativo general que permita utilizar de manera eficiente los recursos económicos, sociales y ambientales y exista una transición al modelo de *EC*. Sin embargo, esta iniciativa todavía no es aceptada [19].

Una de las diferencias más notables es que en México se carece de leyes, normativas o programas relacionados con la producción de diseños ecológicos y de la protección a la obsolescencia programada en el consumidor como lo existe en la *UE*. Otra carencia en México y diferencia con la *UE*, son las pocas leyes existentes sobre regulación de los procesos de fabricación y producción hacia los vendedores o productores de *AEE*, las cuales tienen la finalidad de proteger e informar al consumidor de sus derechos básicos al momento de adquirir un *AEE*, como puede ser la protección de la obsolescencia programada o la adquisición de garantías. Si bien, existe la NOM-085-SCFI-2001 ésta sólo funciona como un método donde se comunica al consumidor sobre la información relevante que debe proporcionar un taller de reparación antes de que el consumidor decida hacer uso de sus servicios, como puede ser la información global de los costos y la advertencia del proceso que se realizara en el *AEE* para poder ser reparado, sin embargo, no existen normas donde obligue a este tipo de empresas a generar garantías y costos igualitarios.

3.2 Entrevistas a locales especializados en la reparación de aparatos eléctricos y electrónicos

Se desarrollaron entrevistas a talleres especializados en la reparación de *AEE*, para conocer la información relevante sobre las fallas y los desafíos más comunes que enfrentan este tipo de negocios respecto a la reparación de las licuadoras. Los nombres de los talleres son: Servihogar, Casa Montoya, proHome, Multiservicio express y uno sin nombre, que se identificó como Taller de refrigeración. En Los talleres están ubicados dentro del Estado de México, entre los municipios de Atizapán de Zaragoza y Tlanepantla.

Todos los talleres de reparación tienen de 1 a 2 empleados, lo que habla de que la demanda por parte de los consumidores es baja. El tipo de electrodomésticos que se reparan con mayor frecuencia son los hornos de microondas, ya que los talleres Multiservicio express, Servihogar, proHome y Casa Montoya, realizan este servicio. Los otros *AEE* que reparan los talleres con mayor frecuencia son lavadoras y refrigeradores. En la tabla 3 se muestra la información otorgada por los talleres sobre las licuadoras, en específico de las marcas más comunes a las que se les da servicio en cada taller, las fallas y los costos de reparación por marca.

Tabla 3. Información de las marcas, fallas y costo de reparación para licuadoras

Nombre de taller	Número de licuadoras que reparan por mes	Marcas de servicio a las que se les da mayor servicio	Fallas más comunes de acuerdo con las marcas	Costo promedio de la reparación (pesos mexicanos)
Servihogar	4	Oster, Taurus y T-Fal	Desgaste de cuchillas	50-100
			Motor forzado	300-650
			Carbones	50-100
Casa Montoya	5-8	Oster y Osterizer	Cambio de aspas	30-65
			Cambio de envase de vidrio	100-200
			Carbones	50-150
ProHome	3-5	Oster y Black&Decker	Carbones	55-150
Multiservicio express	Ya no repara desde hace cinco años	Osterizer	Motor forzado y dañado por sobre carga	500-1500
Taller de refrigeración	2-5	Oster y Black&Decker	Falla de aspas	80-255
			Envase de vidrio rotos	

Fuente: Elaboración propia

Los cinco talleres informaron que no existen licuadoras que se puedan reparar con refacciones universales o genéricas, ya que dentro de las marcas existen diferentes características y diseños, las cuales hacen que no pueda existir una misma refacción global para las marcas de licuadoras. Además, los talleres mencionan que las dificultades existentes a la reparación de las licuadoras se deben en gran parte a los costos elevados que cobran como talleres, esto debido a los costos de las refacciones por lo que los consumidores optan por comprar una nueva. De los cinco talleres cuatro concuerdan con que la demanda por parte de los consumidores para reparar sus licuadoras en los últimos cinco años ha disminuido, sólo el taller de refrigeración mencionó que la demanda por parte de las personas se mantuvo igual.

Sobre el manejo de *RAEE*, sólo los talleres Casa Montoya y proHome dieron información del promedio de los residuos generados al año: los cuales fueron de 20 piezas y 2 piezas respectivamente. Los demás talleres desconocen su generación, lo que implica de que el gobierno mexicano no obliga a que este tipo de empresas a contar con un plan de manejo o inclusive a llevar una bitácora de seguimiento sobre sus servicios y residuos.

Los cinco talleres llevan sus *RAEE* a centros de acopio del sector informal. Este tipo de lugares valorizan los residuos comprándolos por material (como acero, cobre y aluminio). El taller Multiservicio express además de comercializar sus residuos, trata de reutilizar las piezas que estén en buen estado en la reparación de otros *AEE*. Los demás talleres desechan las partes plásticas de los *AEE* en la basura municipal, por lo que terminan mezclados con los residuos sólidos urbanos. Esto implica una mala gestión dentro de los talleres y puede representar grandes problemas dentro del ambiente.

3.3 Reparabilidad de licuadoras

Las marcas de licuadoras que se obtuvieron para este trabajo son: Oster, Taurus, Osterizer, NutriBullet y Proctor sílex. Las licuadoras Oster, Taurus y Proctor Silex, cuentan con un

estudio realizado por la Profeco en el 2017 donde las clasifican dependiendo de sus características físicas (licuado y molido, resistencia a la oxidación y generación de ruido) [20]. Este tipo de estudios facilita el obtener datos confiables sobre la calidad de las licuadoras, además informa al consumidor sobre el producto antes de adquirirlo. En la tabla 4 se presenta la base de datos que se realizó a partir de las cinco licuadoras descompuestas.

Primordialmente se debe enfatizar sobre un factor importante: estas cinco licuadoras son consideradas convencionales y no tienen elementos digitales en su estructura, lo que facilita su reparabilidad. Esto debe de ser considerado, ya que en los últimos años se han creado una serie de licuadoras “modernas”, que contienen componentes digitales para el control de su funcionamiento, esto implica que los conocimientos de electrónica deben de ser mayores para repararlas. Al observar la tabla 3 se puede deducir que el precio común de una refacción varía de 56 a 200 pesos mexicanos, lo cual es muy similar a las respuestas por parte de los talleres entrevistados.

De las cinco licuadoras, sólo la marca Taurus fue imposible de abrir sin dañar la carcasa de la base. Tres presentaron daños en el motor debido al desgaste de los carbones y todas presentaron por dentro desgaste debido a la falta de mantenimiento y a la humedad generada por los empaques de las aspas mal selladas. Además, las licuadoras fabricadas con plástico contienen pegamento para unir las partes inferior y superior de la base de la licuadora.

Tabla 4. Información relevante de las cinco licuadoras descompuestas

No. de licuadora	Marca	Modelo	Falla	Sitio de la falla	Precio de la refacción de la pieza dañada (pesos mexicanos)	Tiempo para desarmar	Comentarios extras
1	Taurus	Vitra	Motor muy forzado, ya que cuando se conecta se calienta	Motor: carbones	Carbones \$170-\$280	01:25 (hr, min)	Un desarmador promedio no alcanza las uniones, además no estaban visibles. Se tuvo que romper la carcasa, por lo que fue pérdida total de esa parte de la licuadora. Se necesita de un soldador para reparar
			Demasiado ruidosa				
2	Oster	BEST02-E01	Eje del rotor desviado	Cuadrete	\$56-\$80	00:56 (min)	Licuadora ligeramente oxidada, por lo que algunos tornillos se encontraban desgastados. El motor no está dañado. Se necesita de un soldador para
			Motor sobrecalentado	Motor: carbones	\$65-\$160		

							reparar los carbones
3	Osterizer	BLSTBC4 129-013	Motor quemado	Motor	\$500-\$640	01:38 (hr, min)	Licuadora demasiado oxidada, por lo que se utilizó un afloja todo y una lija. Por su oxidación ocupó de más tiempo. Se necesita de un soldador para reparar
			Velocidades forzadas	Carbones	\$65-\$160		
4	Proctor Silex	50125R-MX	Pulsadores de toque “migaja y hielo” no funcionan ya que los cables se rompieron	Tarjeta de circuito impreso	\$128-\$165	00:35 (min)	Para cambiar la tabla de circuito se necesita de un soldador, sin embargo, en los demás pulsos funciona de manera correcta.
5	NutriBullet	Pro (900)	Rompimiento de la base suelta por desgaste de bujes	Base de la licuadora	-----	00:48 (min)	Esta licuadora cuenta con uniones en la base y en la tapa No cuenta con refacciones para este tipo de falla

Fuente: Elaboración propia

Otro factor relevante es el tiempo, por lo que si son períodos muy largos que se deben de implementar dentro de la reparación de un aparato, al consumidor puede generarle falta de interés. En este caso en las cinco licuadoras la duración promedio del desensamble de piezas fue de 60 min. Ahora bien, considerando que este plazo fuera el mismo para el ensamble de piezas la duración total promedio de reparación en licuadoras sería de dos horas. Esto puede generar un inconveniente para algunas personas.

Cabe destacar que la marca NutriBullet es un caso especial, ya que no se encuentran en el mercado las refacciones del interior de la base, sólo del exterior como puede ser el cambio de aspas o de los vasos. Esto representa un problema en reparación, ya que, se necesita de un mayor conocimiento e ingenio. Además de que en la información general de estas licuadoras se menciona que es de acero inoxidable, sin embargo, sólo es una cobertura encima de otra de plástico, lo que puede disminuir su calidad.

3.3.1 Creación del índice de reparabilidad

Para visualizar de una manera más sencilla la reparabilidad en licuadoras es importante crear un índice, para tener una mejor visión de éstas y determinar qué tan factible es su reparación, este índice debe de ser funcional para evaluar factibilidad la reparación de cualquier licuadora existente en el mercado mexicano. Está basado en el creado por Francia, sin embargo, el índice de reparabilidad de Francia es más complejo ya que usa subcriterios, los cuales deben de ser calculados a partir de un factor de ponderación de distintos subcriterios. Además, este índice de reparabilidad está enfocado en los aparatos eléctricos (ordenadores portátiles, teléfonos móviles y televisores), por lo que algunos

subcriterios no aplican para los electrodomésticos. Este índice de reparabilidad tiene una escala global de 0-10, donde 0 es totalmente irreparable y 10 totalmente reparable, se puede consultar en République Francaise [21].

Para realizar el índice de reparabilidad propuesto para las licuadoras se realizó la metodología descrita en el punto 2.3.1. Los criterios se escogieron, tomando en cuenta el índice de reparabilidad realizado por Francia. Sin embargo, se modificaron de tal forma que pudieran dar información relevante sobre la reparación de las licuadoras, donde el factor más importante a considerar serían las refacciones, porque estas determinan en muchas ocasiones que las licuadoras se puedan reparar, como se manifestó en las entrevistas hacia los talleres de reparación donde explicaban que una de las mayores limitantes que tienen son respecto a los precios de éstas.

Para que el índice de reparabilidad sea más sencillo de comunicar al consumidor y se pueda mostrar cerca del producto y en línea junto a su precio, se propone utilizar logotipos que corresponden a intervalos de un punto, y de diferentes colores (figura 1). En la figura 2 se presentan los logotipos para las licuadoras incluidas en este estudio.



Figura 1. Logotipos de reparabilidad para la escala de 0 a 5

De las cinco licuadoras tres (Osterizer, Proctor Silex y NutriBullet), se encuentran en la mitad del índice de reparabilidad con un rango entre 2.6 a 3.5 (en una escala de 0 a 5), lo que quiere decir que son consideradas con una reparabilidad regular ya que tienen dificultades en el proceso. La licuadora Oster tienen un índice de reparabilidad de 3.9 siendo esta la más alta dentro del estudio, lo que significa que tienen una buena reparabilidad, aunque no excelente, ya que presentan algunas fallas. Mientras que la licuadora Taurus, fue la que obtuvo el valor más bajo dentro del índice de 2.3, esto significa que su reparación es considerada regular-mala y es con la que se tuvo más dificultades al momento de estudiarla.

Un índice de reparabilidad, debe ser estudiado y realizado específicamente para cada tipo de AEE, ya que, si bien algunos de estos comparten características, no son iguales en su funcionamiento e inclusive dentro de un mismo tipo de AEE se pueden cambiar o agregar ciertos criterios. Por ejemplo, para las licuadoras de última generación es importante considerar su nuevo sistema de funcionamiento “inteligente”, por lo que estos índices deberían de ser actualizados y modificados con el paso de los años para ponderar criterios que se adapten a las nuevas circunstancias y así lograr obtener un puntaje con mayor certeza su reparabilidad.



Figura 2. Índice de reparabilidad con logotipo de reparabilidad

3.3.2 Recomendaciones para llevar a cabo una correcta reparabilidad en AEE y RAEE.

A continuación, se enlistan una serie de recomendaciones a considerar para aumentar la reparabilidad de *AEE* y *RAEE* en México.

1. Integrar una ley que tenga como función principal el gestionar a la economía circular dentro de la industria
2. Incluir normas que integren a la reparación como principal método de valorización, antes del reciclaje
3. Incluir normas que consideren y protejan los derechos de las y los consumidores al adquirir un *AEE*, como puede ser la obligación de la creación de garantías y la obligación, dentro de la industria, a producir las piezas de un producto a pesar de que éste ya haya sido discontinuado dentro del mercado
4. Ampliar y crear etiquetas sobre la eficiencia energética para los *AEE*, además de crear contenido por medio de diferentes medios sociales para informar a las personas sobre su función e interpretación
5. Crear centros que funcionen como talleres gratuitos donde se cuente con técnicos especializados en la reparación de *AEE*, y sean considerados como lugares de apoyo para las personas que lo requieran
6. Aumentar la información por parte de los fabricantes a las y los consumidores y reparadores sobre los pasos concretos necesarios para auto reparar los productos en sus fallas más comunes
7. Hacer uso de los índices de reparabilidad como un eco etiquetado que venga junto al producto antes de adquirirlo

8. Proponer diferentes índices de reparabilidad para cada categoría de *AEE*, los cuales funcionarían como guía y sólo se deberían modificar para el aparato a evaluar
9. Homogenizar la producción de piezas para los *AEE*, es decir, el gobierno deberá crear leyes y normas para la producción de piezas universales dentro de éstos. Esto con el fin de facilitar la búsqueda y obtención de las piezas de refacciones del producto dañado
10. Hacer un registro disponible para el público de los diferentes centros donde se realizan reparaciones de los *RAEE*, además debe generar evidencia sobre los registros de las reparaciones realizadas
11. Realizar campañas informativas y comunicativas sobre los beneficios que se reciben como individuo y sociedad al aceptar la reparación de los *AEE*, además de informar sobre la situación de los centros de reparación existentes

4. CONCLUSIONES

Se puede concluir que México es un país donde se empieza a introducir temas relacionados con la economía circular y la sustentabilidad; todavía no puede ser catalogado como un país de transición hacia una *EC*, ya que, aunque existen propuestas sobre leyes y normas que tienen que ver con la economía circular, éstos no han sido aprobados. Es necesario que en México se empiece a elaborar un programa de transición hacia una economía circular donde el gobierno, organizaciones y sociedad estén comprometidos en avanzar y continuar con el cambio.

También se puede concluir, que en México existen los instrumentos administrativos conocidos como planes de manejo, donde los *RAEE* están incluidos. Sin embargo, estos planes no presentan metas específicas y tampoco se les realizan auditorías. En cuanto a la reparabilidad dentro de la industria, ésta es benéfica para el modelo de *EC*, ya que favorece la disminución en la generación de residuos y también ayuda a reducir el agotamiento de la energía y materia prima necesarios para su productividad. Los *AEE* se favorecen principalmente de la reparación porque alargan su vida útil.

Para lograr un aumento de la reparabilidad dentro del país se necesita de la participación de los fabricantes, reparadores, consumidores y del gobierno. El gobierno es el que ejerce el papel más importante debido a la intervención de éste en la formación de nueva normatividad, el impulso a nuevos proyectos que integren a la reparación como alternativa de valorización y la creación de nuevas herramientas de apoyo para la reparación, como pueden ser la creación de objetivos a cumplir. Ahora bien, los productores deben de crear diseños del producto donde integren a la reparación y además deberán de continuar con la producción de las piezas de refacciones y cumplir con las garantías propuestas. El papel de consumidor es decidir qué hacer con su producto en caso de que exista una falla, y para finalizar los reparadores tienen la función de realizar el trabajo de reparación del producto, mostrando de una manera visible el proceso que se lleva a cabo para reparar en el *AEE* por medio de la información y refacciones aportadas por los fabricantes, de tal forma que el consumidor se sienta seguro con su trabajo.

Finalmente, el principal problema que se puede presentar en la reparación de *AEE* es el modelo económico lineal con el que se cuenta, ya que para el productor representa mayores ganancias hacer que el consumidor adquiera un nuevo producto tras la falla, además que el sector de las empresas relacionadas con la reparación presenta problemas por los altos

precios de las piezas de refacciones, lo que ocasionada que el consumidor no haga uso de esta industria. Esto ha ocasionado una disminución de los establecimientos dedicados a la reparación.

12. REFERENCIAS

- [1] Forti, V. (2020). What is EEE and E-Waste? The Global E-Waste Monitor 2020. En línea <https://www.itu.int/en/ITU-D/Environment/Documents/Toolbox/GEM_2020_def.pdf> Recuperado el 15/11/2021.
- [2] Secretaría de Economía (SE) (2015). La Industria de Electrodomésticos en México. ProMéxico. En línea <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/76328/DS_Electrodomesticos_2015.pdf> Recuperado el 10/11/2021.
- [3] Córdova Pizarro, M. D. (2019). La Economía Circular en la Industria Electrónica en México: Mapeo del Flujo de Materiales en Teléfonos Celulares. ITESM, 6-30. En línea <https://repositorio.tec.mx/bitstream/handle/11285/633054/Tesis%20D.C%C3%B3rdova%20DCI%20Mayo2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y> Recuperado el 15/11/2021.
- [4] EQUO (2016). La economía circular. Qué es y cómo se aplica a la política local. En línea <https://universidadverde.es/wp-content/uploads/2016/08/Que-es-la-economia-circular.pdf> Recuperado el 12/11/2021.
- [5] PBL (2017). Netherlands Environmental Assessment Agency TCircular economy: Measuring innovation in the product chain. English translation of the report ‘Circulaire economie: Innovatie meten in de keten’. The Hague, 2544. En línea <https://www.researchgate.net/publication/319314335_Circular_Economy_Measuring_innovation_in_the_product_chain> Recuperado el 10/11/2021.
- [6] Arriola López, I. (2019). Estrategia de economía circular de euskadi 2030. Circular Thinking Euskadi, ekonomia zirkulareran, 8. Vol 1. En línea <https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/economia_circular/es_def/adjuntos/EstrategiaEconomiaCircular2030.pdf> Recuperado 15/11/2021.
- [7] Instituto de Ecología y Cambio Climático (2014). Residuos de manejo especial. En línea <<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/705/manejoespecial.pdf>> Recuperado el 18/11/2021.
- [8] Baltzua, H. (2019). Diagnóstico de la reparación en la CAPV. Ihobe, 9-18. En línea <https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/diagnostico_reparacion/es_def/adjuntos/CAST-Diagnostico_Reparacion_CAPV.PDF> Recuperado el 10/11/2021.
- [9] Beltrán Puentes, C. (2018). “Gestión y prevención de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE): una propuesta para promover la economía circular”. *Actualidad Jurídica Ambiental*, 6-36. En línea <<https://eds.a.ebscohost.com/eds/pdfviewer/pdfviewer?vid=4&sid=f2f0c0f8-307f-4415-876a-bc8520ecbfef%40sdc-v-sessmgr02>> Recuperado el 12/11/2021.
- [10] Bracquene, E., Peeters, J., Sanfélix, J., Duflou, J., Dewulf, W. y Cordella, M. (2021). “Analysis of evaluation systems for product reparability: A case study for washing machines”. *Journal of Cleaner Production*, 281 - 125122.
- [11] Bressanelli, G., Sacconi, N., Perona, N., y Baccanelli, I. (2020). “Towards Circular Economy in the Household Appliance Industry: An Overview of Cases”. *Resources* (9), 2-23.

- [12] Parlamento Europeo. (2020). Hacia un mercado único más sostenible para las empresas y los consumidores. Europa. En línea <<https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/A->> Recuperado el 15/11/22
- [13] Comisión Nacional para Uso Eficiente de la Energía (CONUEE) (2013). Normas Oficiales Mexicanas en Eficiencia Energética. En línea <<https://www.gob.mx/conuee/acciones-y-programas/normas-oficiales-mexicanas-en-eficiencia-energetica-vigentes>> Recuperado el 12/11/22
- [14] Secretaría de Medio Ambiente (2020). Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-019-AMBT-2018 – Residuos eléctricos y electrónicos – Requisitos y especificaciones para su manejo. Gaceta Oficial de la Ciudad de México. En línea <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/DGEIRA/Gaceta454_Aviso_NADF-019-AMBT-2018.pdf> Recuperado el 14/11/2022
- [15] Secretaría de Gobernación (2004). NORMA Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 - Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. En línea <http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004#:~:text=NORMA%20Oficial%20Mexicana%20NOM%2D083,urbanos%20y%20de%20manejo%20especial> Recuperado el 19/11/2022
- [16] Secretaría de Gobernación (2013). Norma Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011 Que establece los criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo. En línea <http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5286505&fecha=01/02/2013#:~:text=NORMA%20Oficial%20Mexicana%20NOM%2D161,elementos%20y%20procedimientos%20para%20la> Recuperado el 15/11/2022
- [17] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. En línea <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgpgir/LGPGIR_orig_08oct03.pdf> Recuperado el 15/11/2022
- [18] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2011). Estudio de análisis, evaluación y definición de estrategias de solución de la corriente de residuos generados por electrodomésticos al final de su vida útil. En línea <<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CD000932.pdf>> Recuperado el 14/11/2022
- [19] Monreal, R., y Bolaños, R. (2019). Iniciativa con proyecto de decreto por el que se expide la ley general de economía circular. Senado. En línea <<https://morena.senado.gob.mx/2019/10/28/iniciativa-con-proyecto-de-decreto-que-expide-la-ley-general-de-economia-circular/>> Recuperado el 11/11/2022
- [20] Procuraduría Federal del Consumidor (2017). “Licuadoras. En sus marcas...arrancan”. *Revista del consumidor*, 34-45.
- [21] République Française (2020). Order relating to the criteria, sub-criteria and scoring system for calculating and displaying the reparability index of televisions. En línea <https://members.wto.org/crnattachments/2020/TBT/FRA/20_6404_00_f.pdf> Recuperado el 13/11/2022

Propuesta de plan de manejo de residuos sólidos urbanos generados en el Mercado 27 de septiembre en Poza Rica, Ver.

¹Alexa Monserrat Acosta Salinas, ²Nadia Angélica Cruz Vázquez, ²Ana Lizette Sánchez Meza, ³Erika Fuentes Vergara

¹Facultad de Ciencias Biológicas Agropecuarias Región Poza Rica – Tuxpan Carretera Tuxpan Tampico Km 75, 92870

²Facultad de Ciencias Químicas, Región Poza Rica – Tuxpan, Universidad Veracruzana, Prologación Av. Venustiano Carranza s/n Col. Revolución, C.P. 93390, Poza Rica de Hidalgo, Veracruz. Teléfono: 7821152908.
email: electrónico:nadcruz@uv.mx

³Evaluación, Asesoría y Servicios Integrales A.C. Tel. 7838348979

Resumen

Hoy en día la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos es un tema de gran importancia, ya que se generan cada vez más residuos y es difícil regularlos en nuestro país por el aumento exponencial de la población, la urbanización y la cultura consumista. En el mercado 27 de septiembre de Poza Rica, se presenta una problemática directamente relacionada con el manejo de los residuos, puesto que no se realiza una adecuada segregación ni un aprovechamiento de éstos. Es por ello que, el objetivo de la presente investigación fue diseñar una propuesta de plan de manejo de Residuos Sólidos Urbanos generados en dicho mercado a través la evaluación de la situación actual, un análisis de la percepción de los locatarios mediante encuestas aplicadas a 30 locatarios y la cuantificación y la caracterización de los residuos con base en la NMX-AA-015-1985 en dos muestreos en los meses de julio y agosto. Así como también se estudió el tipo de residuos acuerdo con su composición física. Este estudio demostró que existe deficiencia respecto con los conocimientos que cuentan los comerciantes, así como que el mercado genera un promedio semanal de 4,004.5 kg, de los cuales el 87% es orgánico como fibra vegetal y residuos alimenticios y únicamente el 13% es residuo inorgánico como papel, cartón, PET, aluminio, entre otros, los cuales se plantea que se puedan valorizar.

Palabras clave: *Aprovechamiento, Generación, Manejo, Segregación.*

1. Introducción

Hoy en día la generación de desechos está aumentando a un ritmo alarmante. El crecimiento poblacional de las zonas urbanas es exponencial sin que se tengan sistemas adecuados para gestionar los residuos que producen, por lo que, a medida que la población aumenta y se concentra en las zonas urbanas, el problema tiende a agudizarse. Actualmente en el mundo se generan anualmente 2010 millones de toneladas de residuos sólidos y al menos el 33% de ellos no se gestiona sin riesgo para el medio ambiente [1]. Gestionar dichos residuos de una manera ineficiente trae repercusiones como la contaminación del suelo, aire y agua, lo cual afecta la salud de la sociedad a través de la generación de vectores de dispersión de enfermedades e infecciones [2].

En Veracruz existen importantes desafíos que atender en materia de protección del medio ambiente debido al crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones

tecnológicas y el cambio en los patrones de consumo de la población que han generado impactos negativos en el ambiente, esto asociado al manejo inadecuado de dichos residuos [3]. Un sector económico por considerar en la generación de RSU son los mercados municipales, en donde se tienen actividades de compraventa de materias primas e insumos de naturaleza orgánica e inorgánica.

Poza Rica, cuenta con seis mercados para satisfacer la demanda del consumo de sus habitantes puesto que es uno de los municipios con mayor índice poblacional en el estado de Veracruz. Este estudio está enfocado en el mercado 27 de septiembre, cabe mencionar que no existen estudios previos, por lo que se hizo una caracterización de RSU y se realizó una propuesta de plan de manejo aplicable en el dicho mercado y replicable en el resto de los mercados del municipio, de manera que permita a los locatarios y ciudadanos llevar a cabo acciones que ayuden al manejo sustentable de los RSU que evite la contaminación del medio ambiente.

2. Metodología

2.1 Evaluación de la situación previa

Se llevó a cabo la observación directa, el día 16 de marzo del 2021, con el fin de recolectar datos sin intervenir ni alterar el ambiente. Para ello, se realizó una evaluación mediante una lista de comprobación para identificar áreas de oportunidad y analizar en qué condiciones se encuentran los locales y el mercado en cuestión del manejo de los RSU.

2.2 Percepción de los locatarios

Se aplicó la técnica de investigación social mediante la aplicación de un cuestionario con 9 preguntas a 30 locatarios elegidos al azar. Dichas encuestas se referían a datos generales, en cuestión a conocimiento en materia de residuos, su separación y su manejo, esto con el fin de recabar datos que permitan identificar posibles causas de la problemática que existe en el mercado, tanto la cultura ambiental y la disposición de los locatarios de involucrarse en mecanismos de manejo adecuado, los cuales son de gran importancia.

Los datos obtenidos en las encuestas se anotaron en una hoja de cálculo en Excel donde se analizaron los porcentajes por respuesta de acuerdo con cada una de las preguntas, esto para relacionarlo con la generación y composición de los RSU.

2.3 Delimitador del universo generador

Se llevó a cabo el análisis de muestra finita para delimitar el número de locales necesarios para la obtención de muestras para la caracterización de los RSU, esto se realizó con un nivel de confianza de 95% y un margen de error del 0.10%, se calculó con la fórmula de la ecuación 1 [4]:

$$n = \frac{N \cdot z_{\alpha}^2 \cdot p \cdot q}{e^2 \cdot (N-1) + z_{\alpha}^2 \cdot p \cdot q} \quad (1)$$

Donde:

n= Tamaño de la muestra

N= Tamaño de la población
 Z= Parámetro de nivel de confianza deseado
 e= Nivel de error
 p= Probabilidad de que ocurra evento estadístico
 q= (1-p) Probabilidad de que no ocurra evento estadístico

De acuerdo con lo mencionado con anterioridad, se muestra la resolución de la fórmula que da como resultado 50 locales para realizar el estudio:

$$n = \frac{102 * 1.96^2 * 50 * 50}{102 * (102 - 1) + 1.96^2 * 50 * 50}$$

$$n = \frac{97.9608}{1.9704}$$

$$n = 49.71619$$

El mercado cuenta con 102 locales de los cuales se encuentran distintos giros, aquellos locales con el mismo giro se agruparon dentro de un solo estrato como se muestra en la Tabla 1. Esto permitió aprovechar la existencia de varias subpoblaciones dentro de la población de estudio. Por lo que, se determinó el tamaño de cada subpoblación mediante la fórmula de la ecuación 2 [4]:

$$C = n / N \quad (2)$$

Donde:

C= Coeficiente

n= tamaño de la muestra

N= Tamaño de la población

A continuación, se muestra la resolución de la formula con los siguientes datos:

$$n=50 \quad C = 50 / 102$$

$$N= 102 \quad C = 0.49$$

Respecto al resultado anterior, el coeficiente es 0.49. Dicho coeficiente se multiplicó por el número de locales de cada uno de los estratos, lo que da como resultado el tamaño de la muestra por cada estrato, como se puede ver a continuación en la Tabla 1.

Tabla 1. Estratificación de locales del mercado 27 de septiembre

Estratos	Giro de local	Cantidad de locales totales	Número de muestra por estrato $x = C*Y$
1	Frutas y verduras	11	6
2	Carnes y pollo	13	7
3	Comida y bebidas	15	7
4	Tiendas de abarrotes y jarcería	16	8

5	Costura y mercerías	12	6
6	Papelerías y tiendas de regalo	9	4
7	Tiendas de belleza y cosméticos	7	3
8	Videojuegos, venta de marcos, artesanías, otros	19	9

2.4 Cuantificación y caracterización de los residuos sólidos

La cuantificación y caracterización de los residuos sólidos urbanos se realizó conforme a la normatividad mexicana vigente NMX-AA-015-1985 [5]. Este estudio se llevó a cabo en dos periodos de 7 días; del 26 de julio al 1 de agosto 2021, el cual fue en periodo vacacional, y el segundo del 13 al 19 de septiembre 2021, en días regulares, esto para comparar si existe alguna diferencia conforme a los días de mayor afluencia.

Una vez aplicada dicha norma y obtenidos los kg óptimos para el cuarteo, los RSU se separaron en los productos que se podían valorizar con base al material con que estaban compuestos, como se muestra a continuación [6]:

Residuos alimenticios: Restos de comida, huesos, menudencia de carnicería y pollería.

- Fibra vegetal: Frutas y verduras.
- Cartón: Cajas.
- Envase de cartón encerado: Envase de cartón multicapas de jugo o leche.
- Material no ferroso: Latas, taparrosas.
- Papel: Periódico, papel estraza, servilletas, hojas.
- PET: Botellas de bebidas, envases de aceite.
- Plásticos: Taparrosas, bolsas de nylon, popotes, envolturas plásticas, envases.
- Poliestireno expandido: platos y embalajes.
- Vidrio: Botellas, recipientes, pedacería.
- Madera: Palos, cajas, pedacearía.
- Otros

Posteriormente, se calcularon el porcentaje de cada uno de los subproductos mediante la aplicación de la fórmula propuesta por NMX-AA-022-1985 Selección y Cuantificación de Subproductos [7].

Los datos de los obtenidos se vaciaron en una hoja de cálculo de Excel para calcular el porcentaje de generación diaria por subproducto. Posteriormente se calcularon los datos estadísticos como valor mínimo, valor máximo, media, error estándar la media, la mediana, rango, varianza y se hizo una comparación para cada uno de los subproductos mediante la prueba de t-student en el software SPSS Statistics Visor.

2.5 Valorización económica

La valorización económica normalmente se presenta como un sistema de aprovechamiento de recursos donde se busca minimizar su generación, y cuando sea necesario apostar por la reutilización de los residuos, sin embargo, existe la posibilidad de que en ocasiones por sus propiedades no puedan volver al medio ambiente (residuos inorgánicos). Para evitar que la

mayoría de dichos residuos vayan al vertedero se busca la forma de gestionarlos a manera de obtener beneficios de ellos.

En el siguiente la Tabla 2 se muestran los residuos que se pueden valorizar tomando en cuenta que estos se encuentran presentes en gran cantidad en el mercado 27 de septiembre. Cabe mencionar que la implementación de la valorización ayudará a la reducción considerable de los residuos del mercado en el sitio de disposición final, a su vez, da como resultado ingresos económicos.

Tabla 2. Valorización de los RSU

Producto	Unidad de medida	Valor unitario	Valor por tonelada
Materia orgánica	kg	\$8.00	\$8,000
Composta / Abono	kg	\$25.00	\$25,000
Fibra vegetal	kg	\$3.50	\$3,500
Metales	kg	\$4.50	\$4,500
Aluminio	kg	\$18.00	\$18,000
Vidrio	kg	\$1.20	\$1,200
Papel	kg	\$0.47	\$470
Cartón	kg	\$2.50	\$2,500
Plástico	kg	\$1.20	\$1,200
PET	kg	\$7.16	\$7,160
Poliestireno expandido	kg	\$0.90	\$900
Madera	kg	\$13.00	\$13,000

Fuente: Elaboración propia con trabajo de campo.

3. Resultados y discusión

3.1 Evaluación de la situación previa

De acuerdo con la observación directa y con la lista de comprobación realizada, se identificó que los locatarios no cuentan con contenedores separadores de residuos y, por lo tanto, no hacen la separación correcta de ellos. A su vez, carecen de un área designada para el almacenamiento interno, lo que les crea conflicto al momento del resguardo y manejo de los RSU. Aunado a ello, en el lugar existen plagas, sin olvidar que no se restringe el ingreso a los animales como perros y hacen destrozos dentro del área ya que las bolsas se encuentran a su alcance, provocando mal aspecto y malos olores.

3.2 Percepción de los locatarios

De acuerdo con las encuestas realizadas a 30 locatarios, se obtuvo que el 90% no saben que son los RSU, por lo que la mayoría de la muestra no tiene conocimiento acerca del tema. Aunado a ello, únicamente dos locatarios separan y disponen de manera adecuada los RSU dentro de sus locales, lo que quiere decir que la mayor parte de la población no lo realiza. Cabe mencionar que dicha respuesta va de la mano con la pregunta 3, la cual es ¿Alguna vez ha recibido información sobre el manejo y disposición de los RSU?, puesto que únicamente las personas que separan y disponen de manera adecuada sus recursos son las mismas que han recibido información sobre ello con anterioridad.

A su vez, 19 de los encuestados opinaron que lo que dificulta la clasificación de los residuos es la falta de concientización que tiene cada uno de los locatarios. Con respecto a cuál es el RSU que más se desecha en cada local, como primer lugar se encuentran los residuos orgánicos con el 54%, seguido del plástico y unicel con el 23%, el papel y el cartón con 13% y por último otros con el 10%.

Cabe destacar que el 50% de los encuestados contestó que la principal afectación por el manejo inadecuado de los RSU es el mal aspecto al mercado, puesto que no hay una zona específica para los RSU, mientras que el 30% opinó que el principal problema son las plagas de animales que van desde cucarachas, insectos y roedores. Con respecto a si estarían dispuestos a colaborar con un plan de manejo de RSU dentro del mercado, el 100% de los encuestados respondió que sí.

3.3 Cuantificación y caracterización de los RSU

3.3.1 Cuantificación semana 1

La generación de RSU correspondiente a la primera cuantificación que se realizó para la semana 1 en el mes de julio, fue de 1930.90 kg en total, donde se observó que existe variación con cada uno de los días de la semana como se puede observar en la Figura 1, de manera que el lunes es el día con mayor generación de RSU con un total de 335.2 kg, ya que es el día de la semana en el que la mayoría de los locatarios planifican y acomodan sus recursos para la semana en transcurso, aunado a ello, es el día en el que las fruterías, carnicerías y pollerías reciben mercancía. El jueves es el segundo día con mayor cantidad de RSU con 311.20 kg, ya que las fruterías, carnicerías y pollerías vuelven a surtirse de materia prima, por otro lado, el día con menor generación de residuos es el domingo con 164.70kg, puesto que solamente laboran medio turno.

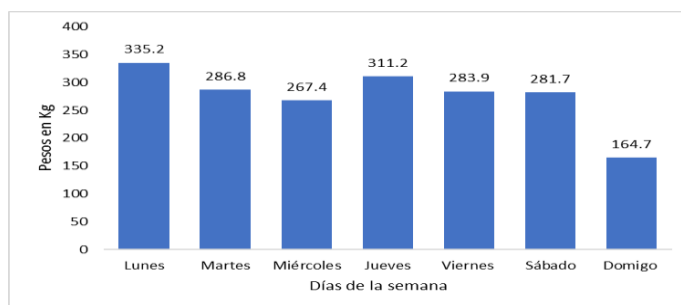


Figura 1. Generación de RSU semana 1

3.3.2 Caracterización semana 1

A continuación, en la Tabla 3, se muestran los resultados de la caracterización de los RSU realizada en la semana 1, del 26 de julio al 1 de agosto 202. Es importante mencionar los de RSU recuperados en el mercado durante toda la semana fueron sometidos al proceso de traspaleo tal como se menciona en la NMX-AA-015-1985, dicho proceso se realizó dos veces lo que dio como resultado 487.0 kg.

Tabla 3. Caracterización de los RSU semana 1 de acuerdo con su composición. Unidades en kg

Clasificación	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total
Residuos alimenticios	31.80	33.70	25.00	31.90	31.60	25.20	20.80	200.0
Fibra vegetal	37.50	31.60	30.90	35.70	28.90	33.80	22.80	221.2
Cartón	1.90	1.20	1.70	1.20	0.60	0.80	0.70	8.1
Envase de cartón encerado	0.20	0.20	0.10	0.10	0.10	0.20	0.10	1.0
Material no ferroso	0.50	0.10	0.20	0.40	0.60	0.30	0.20	2.3

Tabla 3. Caracterización de los RSU semana 1 de acuerdo con su composición. Unidades en kg (Continuación)

Clasificación	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total
Papel	1.20	0.80	1.20	0.70	0.40	0.20	0.80	5.3
PET	2.40	1.50	1.30	1.80	0.90	0.70	0.90	9.5
Plásticos	1.60	1.70	1.50	2.20	1.10	1.40	1.10	10.6
Poliestireno expandido	0.60	0.70	0.90	0.40	0.30	0.20	0.10	3.2
Vidrio	0.40	0.30	0.40	0.70	0.50	0.40	0.80	3.5
Madera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
Otros	3.30	2.40	2.50	3.40	2.20	5.30	3.20	22.3
Totales	81.4	74.2	65.7	78.5	67.2	68.5	51.5	487.0

De acuerdo con el cuarteo realizado y los datos mostrados con anterioridad para la semana 1, se realizó una proyección de la caracterización de RSU de los 102 locales activos en el mercado, lo que dio como resultado 3,939.04 kg semanales, dichos datos se muestran a continuación en la Tabla 4.

Tabla 4. Caracterización de los RSU semana 1 de acuerdo con su composición. Unidades en kg

Clasificación	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total
Residuos alimenticios	257.21	272.58	202.21	258.02	255.59	203.83	168.24	1617.67
Fibra vegetal	303.31	255.59	249.93	288.75	233.75	273.39	184.41	1789.15
Cartón	15.37	9.71	13.75	9.71	4.85	6.47	5.66	65.52
Envase de cartón enc.	1.62	1.62	0.81	0.81	0.81	1.62	0.81	8.09
Material no ferroso	4.04	0.81	1.62	3.24	4.85	2.43	1.62	18.60
Papel	9.71	6.47	9.71	5.66	3.24	1.62	6.47	42.87
PET	19.41	12.13	10.51	14.56	7.28	5.66	7.28	76.84
Plásticos	12.94	13.75	12.13	17.79	8.90	11.32	8.90	85.74
Poliestireno expandido	4.85	5.66	7.28	3.24	2.43	1.62	0.81	25.88
Vidrio	3.24	2.43	3.24	5.66	4.04	3.24	6.47	28.31
Madera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Otros	26.69	19.41	20.22	27.50	17.79	42.87	25.88	180.37
Totales	658.39	600.16	531.41	634.94	543.54	554.05	416.55	3939.04

De acuerdo con lo anterior y la Figura 2 que se muestra a continuación, los RSU con mayor porcentaje son los residuos alimenticios con 45.4%, siguiendo con la fibra vegetal con un 41%, por otra parte, con menor cantidad con respecto a los anteriores se encuentra la clasificación de “otros” residuos con 4.6%, posterior se encuentra el plástico general con 2.2% y el PET con 2%, después se encuentra el cartón con 1.7% el papel con 1%, el vidrio y el polietileno expandido con 0.7%, y por último el material no ferroso con 0.5% y los envases de cartón encerado con 0.2%.

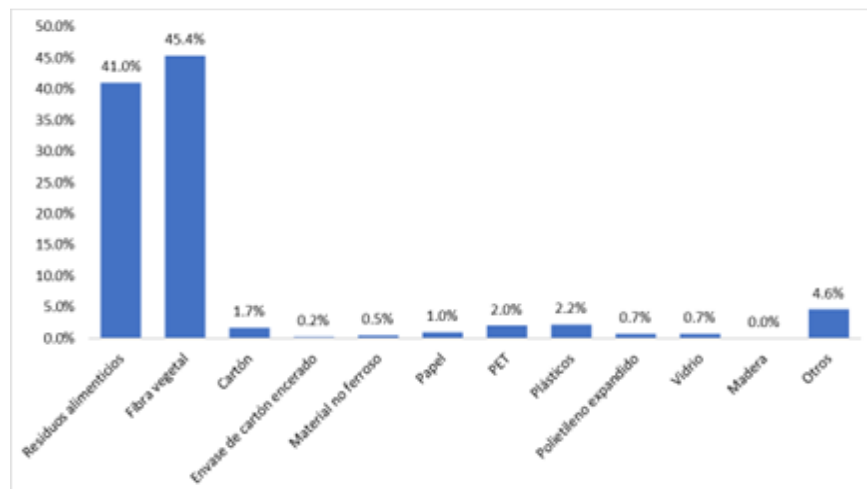


Figura 2. Porcentajes de subproductos obtenidos en la semana 1.

3.3.3 Cuantificación semana 2

La generación de RSU correspondiente a la segunda cuantificación que se realizó durante la semana 2, fue de 1964.65 kg totales, donde se observó que existe variación con cada uno de los días de la semana en cuestión a la generación de los residuos.

Como se observa en la Figura 3, en la segunda semana de estudio, los días estudiados se comportan de manera similar a la semana uno, puesto que, así como en la primera semana, el lunes fue el día con mayor generación de RSU con 374.1 kg, siguiendo del jueves con 327.8 kg esto por el abastecimiento de mercancía, planificación y limpieza de sus locales, mientras que el domingo es día con menor generación puesto que solo se labora medio turno.

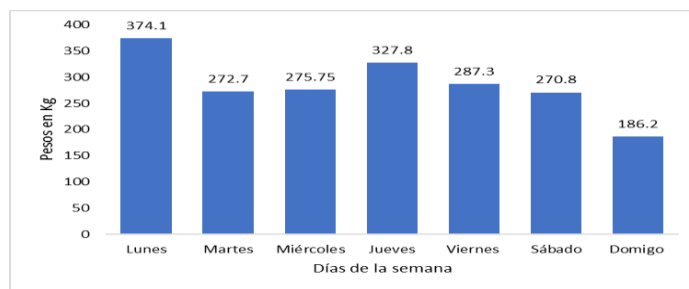


Figura 3. Generación de RSU semana 2.

6.3.2 Caracterización semana 2

A continuación, en la Tabla 5 se muestra la caracterización de los RSU obtenidos en la semana 2, del 13 al 19 de septiembre 2021. Es importante mencionar los de RSU recuperados en el mercado durante toda la semana fueron sometidos al proceso de traspaleo tal como se menciona en la NMX-AA-015-1985, dicho proceso se realizó dos veces lo que dio como resultado 488.9 kg.

Tabla 5. Caracterización de los RSU semana 2 de acuerdo con su composición. Unidades en kg.

Clasificación	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total
Residuos alimenticios	33.90	23.80	30.20	32.40	27.60	24.40	22.80	195.1
Fibra vegetal	44.50	35.40	28.90	38.90	35.60	32.80	20.60	236.7
Cartón	0.50	0.80	1.10	0.80	0.40	1.00	0.90	5.5
Envase de cartón encerado	0.10	0.30	0.10	0.20	0.30	0.40	0.10	1.5
Material no ferroso	0.30	0.60	0.50	0.50	0.20	0.20	0.50	2.8
Papel	0.90	0.90	1.30	0.60	0.40	0.50	1.10	5.7
PET	1.80	1.10	1.40	0.90	1.10	0.90	1.00	8.2
Plásticos	0.90	0.90	1.50	1.90	1.80	2.10	0.80	9.9
Poliestireno expandido	0.40	0.30	0.20	0.60	0.10	0.20	0.30	2.1
Vidrio	1.30	0.60	0.80	0.50	1.10	0.50	0.60	5.4
Madera	0.00	0.40	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.7
Otros	4.50	1.40	3.10	0.90	1.60	2.40	1.40	15.3
Totales	89.1	66.5	69.1	78.5	70.2	65.4	50.1	488.9

De acuerdo con el cuarteo realizado y los datos mostrados con anterioridad para la semana 2, se realizó una proyección de la caracterización de RSU de los 102 locales activos en el mercado, lo que dio como resultado 4,069.09 kg semanales, dichos datos se muestran a continuación en la Tabla 6.

Tabla 6. Caracterización de los RSU semana 2 de acuerdo con su composición. Unidades en kg.

Clasificación	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total
Residuos alimenticios	282.15	198.09	251.35	269.66	229.71	203.08	189.76	1623.81
Fibra vegetal	370.37	294.63	240.53	323.76	296.30	272.99	171.45	1970.04
Cartón	4.16	6.66	9.16	6.66	3.33	8.32	7.49	45.78
Envase de cartón enc.	0.83	2.50	0.83	1.66	2.50	3.33	0.83	12.48
Material no ferroso	2.50	4.99	4.16	4.16	1.66	1.66	4.16	23.30
Papel	7.49	7.49	10.82	4.99	3.33	4.16	9.16	47.44
PET	14.98	9.16	11.65	7.49	9.16	7.49	8.32	68.25
Plásticos	7.49	7.49	12.48	15.81	14.98	17.48	6.66	82.40

Tabla 6. Caracterización de los RSU semana 2 de acuerdo con su composición. Unidades en kg (continuación)

Clasificación	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Total
Poliestireno expandido	3.33	2.50	1.66	4.99	0.83	1.66	2.50	17.48
Vidrio	10.82	4.99	6.66	4.16	9.16	4.16	4.99	44.94
Madera	0.00	3.33	0.00	2.50	0.00	0.00	0.00	5.83
Otros	37.45	11.65	25.80	7.49	13.32	19.98	11.65	127.34
Totales	741.57	553.48	575.12	653.35	584.27	544.32	416.98	4069.09

De acuerdo con lo anterior y la Figura 4 que se muestra a continuación, los RSU con mayor porcentaje son los residuos alimenticios con 48.4%, siguiendo con la fibra vegetal con un 39.9%, por otra parte, con menor cantidad con respecto a los anteriores se encuentra la clasificación de “otros” residuos con 3.1%, posterior se encuentra el plástico general con 2.0% y el PET con 1.7%, después se encuentra el papel con 1.2%, el cartón con 1.1% al igual que el vidrio, el material no ferroso con 0.6% , el poliestireno expandido con 0.4%, por último el envase de cartón encerado con 3% y la madera con 0.2%.

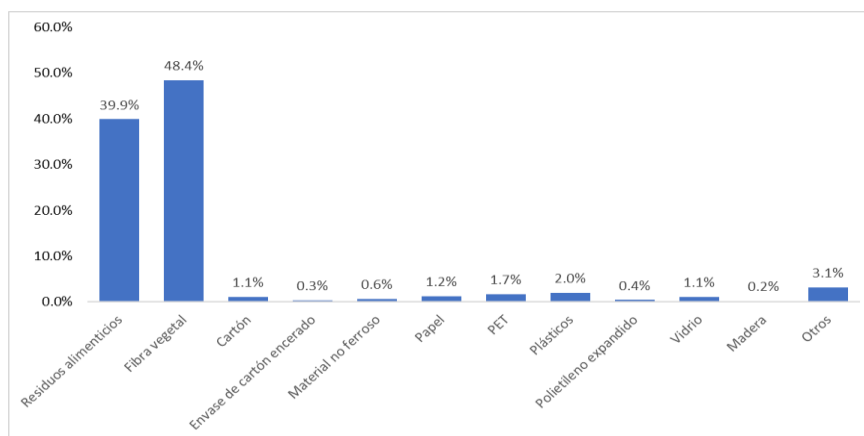


Figura 4. Porcentajes de subproductos obtenidos en la semana 1.

3.4 Prueba t-student para muestras relacionadas

La prueba t-student se llevó a cabo para analizar si existe diferencia significativa entre las semanas estudiadas, por lo que se formularon las siguientes hipótesis:

H_0 = No hay diferencia significativa en las medidas de peso de los RSU de la semana vacacional y la semana normal.

H_1 = Hay diferencia significativa en las medidas de peso de los RSU de la semana vacacional y la semana normal.

Cabe mencionar que para el caso de este estudio que se trabajó con un nivel de confianza del 95% lo que equivale a $\alpha = 0.05$. De igual manera, se realizó una prueba de normalidad, donde se analizó si los datos corresponden a una distribución normal o no, para ello, se efectuó la prueba de Shapiro Wilk, puesto que esta estudia muestras con un pequeño número de datos.

Se establecieron los criterios para determinar si existe normalidad en los datos, los cuales presentan a continuación:

P-valor $\Rightarrow \alpha$ Aceptar H_o = Los datos provienen de una distribución normal

P-valor $< \alpha$ Aceptar H_I = Los datos no provienen de una distribución normal

El resultado de la prueba de normalidad dio los siguientes datos:

P-valor (peso semana vacacional) = 0.080 $> \alpha = 0.05$

P-valor (Peso semana normal) = 0.564 $> \alpha = 0.05$

Por lo que, se concluye que los datos se distribuyen de manera normal. A su vez, se realizó el cálculo de significancia con respecto a ambas semanas como se puede observar en la Tabla 7, en relación con las siguientes hipótesis:

P-valor $\Rightarrow \alpha$ Aceptar H_o = No hay diferencia significativa en los pesos.

P-valor $< \alpha$ Aceptar H_I = Existe diferencia significativa en los pesos.

Tabla 7. Cálculo de significancia.

Diferencias emparejadas					T	gl	Significación
Media	Desviación estándar	Media de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia				P de un factor
			Inferior	Superior			
-9.10714	18.57122	7.01926	-26.28266	8.06837	-1.297	6	0.121

De acuerdo con lo anterior P-valor= 0.121 $> \alpha = 0.05$, por ello, se puede concluir que se rechaza la hipótesis alternativa y se acepta la hipótesis nula. No existe diferencia significativa en las medias de los pesos de las semanas estudiadas, por lo cual los días de la semana vacacional no incrementan significativamente la generación de los RSU.

4. Conclusiones

Actualmente el manejo de los residuos sólidos urbanos presenta ciertas debilidades de las que se destaca la baja frecuencia de aplicación de técnicas de minimización, la falta de reciclaje, la falta de recirculación de los residuos e inclusive falta de disposición de estos en instalaciones que garanticen el confinamiento seguro de los mismos.

En el mercado estudiado se concluye un nivel alto de generación de RSU puesto que se tiene un promedio semanal de 4,004.5 kg, de los cuales el 87% son orgánicos como fibra vegetal y residuos alimenticios y únicamente el 13% son residuos inorgánicos como papel, cartón, PET, aluminio, entre otros, los cuales se plantea que sean valorizados.

La implementación de la valorización contribuirá a la reducción considerable de los residuos en el mercado, y a su vez, logrará que los locatarios tomen la iniciativa para llevar a cabo las estrategias del plan de manejo ya que se obtendrán ingresos económicos, con los cuales, se realizarán mejoras en el mercado, sin olvidar que se obtendrán beneficios ambientales y sociales.

Cabe destacar que al existir diferencias de kg de RSU entre los días de recolección se concluye que es fundamental contar con una instalación que permita el adecuado almacenamiento temporal y así, hacer factible la correcta separación de estos para

posteriormente la adecuada recolección por parte de los compradores interesados, evitando la contaminación en vías públicas.

A su vez se concluyó que una variable que debe tomarse en cuenta para la correcta ejecución del plan de manejo y que exista un cambio dentro de las instalaciones estudiadas es la colaboración de los locatarios, por lo que, es importante involucrarlos de manera que, conozcan sus obligaciones como miembros e inclusive sensibilizarlos para que así estén dispuestos a realizar cualquier requerimiento. Es importante, establecer una mayor compenetración socio cultural, así como el apoyo de autoridades, ya que el papel desempeñado por estos últimos en el manejo de la información acerca de los objetivos será fundamental para el éxito del programa.

Es importante mencionar que el presente estudio está dirigido al ayuntamiento municipal y al encargado administrativo del mercado, sin embargo, este sirve de fundamento y base llevarse a cabo en el resto de los mercados del municipio, lo que permitirá a los locatarios llevar a cabo acciones que ayude a la correcta gestión de los RSU y se evite la contaminación del entorno.

Referencias

- [1] Kaza S., Yao L., Perinaz B. y Van Woerden F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Washington DC, Estados Unidos. Banco Mundial.
- [2] Giusti L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*. 29, 2227–2239. Doi: 10.1016/j.wasman.2009.03.028
- [3] Secretaría de Medio Ambiente. (2011). *Programa Veracruzano del medio ambiente 2011- 2016*. Ciudad de México, México.
- [4] Mendenhall W., Beaver R. y Beaver B. (2014). *Introducción a la probabilidad y estadística*. 14^{va} Edición. Cengage Learning. Ciudad de México, México.
- [5] SECOFI. (1985). Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. *Protección al Ambiente – Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Muestreo – Método de Cuarteo*. Diario Oficial de la Federación. México.
- [6] Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2015). *Informe de la situación del medio ambiente en México 2015*. Ciudad de México. México.
- [7] SECOFI. (1985). Norma Mexicana NMX-AA-022-1985. *Contaminación Del Suelo - Residuos Sólidos Municipales - Selección Y Cuantificación De Subproductos*. Diario Oficial de la Federación. México.

Anexo I. Propuesta de Plan de manejo de RSU en el mercado 27 de Septiembre.

Introducción

En México se enfrentan grandes retos en el manejo integral de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), puesto que estos han evolucionado en volumen y en composición debido al cambio en la cultura y patrones de consumo de la sociedad, el aumento poblacional, las nuevas sustancias y productos que continuamente ingresan al mercado.

De acuerdo con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos [1] los planes de manejo son instrumentos que nos ayudan a gestionar de manera integral los residuos mediante acciones y procedimientos para facilitar el acopio y su disposición final. Actualmente, existe la obligación de la formulación y ejecución de planes de manejo para los medianos y grandes generadores, productores, importadores y distribuidores de productos que al desecharse se convierten en RSU.

Es por ello, que se propone un Plan de Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en el Mercado 27 de septiembre con ámbito de aplicación local, para una correcta gestión de los residuos derivados de las actividades que se realizan en el establecimiento.

Objetivo:

Implementar un Plan de Manejo de los Residuos Sólidos Urbanos para minimizar la generación y maximizar la valorización de los residuos bajo criterios de eficiencia ambiental, económica, y social.

Objetivos particulares:

1. Establecer un comité que administre las cuestiones esenciales del plan de manejo
2. Capacitar mediante cursos y talleres a los locatarios en cuestiones ambientales para el manejo y aprovechamiento adecuado de los residuos sólidos.
3. Indicar la implementación de contenedores para la correcta separación de los residuos
4. Promover la responsabilidad compartida de los comercializadores y clientes.
5. Implementar la segregación y almacenamiento de los residuos sólidos en la fuente de origen de acuerdo con el tipo de residuo.
6. Obtener el mayor aprovechamiento de los residuos producidos, con la finalidad de lograr bienes económicos y generar un compromiso ambiental.

Indicadores:

1. Asignar las actividades a realizar del plan de manejo a cada miembro del comité en un periodo no mayor a cuatro semanas.
2. Capacitar al 100% de los locatarios en máximo seis meses.
3. Implementar contenedores para la correcta separación de los residuos en un periodo no mayor a doce meses.
4. Realizar una campaña de concientización cada seis meses.
5. Elaborar por cada 100 kilos de residuos sólidos orgánicos 15 kilos de composta.
6. Comercializar mensualmente el 20% de los residuos sólidos inorgánicos.

Estrategia 1: Organización comunitaria

Esta estrategia se centra en la creación de un comité conformado por locatarios voluntarios, con el fin de organizar las actividades propias del plan de manejo, además de la gestión de los recursos económicos provenientes de la valorización de los recursos y las estrategias.

Actividades:

1. Realizar un reclutamiento de locatarios que estén interesados en ser parte del comité. En esta actividad es importante comunicar a cada uno de los locatarios que se llevará a cabo un plan de manejo de residuos sólidos urbanos, y que se requiere de apoyo para el desempeño de ciertas actividades.
2. Capacitar a los miembros del comité. Este paso es muy importante, puesto que es donde se le dará a conocer a los miembros los términos y estrategias que se llevarán a cabo, así como los beneficios que aportan las estrategias, además de temas asociativos, de liderazgo, definiciones y aprovechamiento de RSU.
3. Asignar actividades. Se asignarán los roles y responsabilidades a cada miembro del comité.

Estrategia 2: Capacitación de locatarios

Se busca que los locatarios adquieran conocimientos, herramientas, habilidades y actitudes para desarrollar de manera efectiva las actividades con respecto a la gestión de los residuos, fomentando el sentido de pertenencia y de contribución al medio ambiente.

Actividades:

1. Enseñanza de temas ambientales. Los miembros del comité impartirán talleres a todos los locatarios, sobre temas asociados a los RSU. A su vez, se darán a conocer los beneficios que se pueden obtener del aprovechamiento de los materiales orgánicos e inorgánicos y los beneficios de las buenas prácticas ambientales.
2. Talleres de reciclaje. En esta actividad se impartirán talleres a los locatarios sobre temas el manejo, la disposición final y el uso sostenible de los recursos.
3. Realizar campañas de concientización. Se realizarán campañas por medios digitales y perifoneo para involucrar a los comerciantes en el adecuado manejo de los residuos sólidos.

Estrategia 3: Segregación de los residuos sólidos.

La presente estrategia se basa en la adecuada segregación de los residuos sólidos del mercado a través del establecimiento de contenedores con la finalidad de disminuir la contaminación visual, así mismo, llevar a cabo la valorización de los residuos de una manera eficaz.

Actividades:

1. Adquisición de contenedores. Los administradores del mercado y el municipio gestionarán recursos económicos para la compra de contenedores.
2. Ubicación de los contenedores. Se asignarán los contenedores para cada tipo de residuo en áreas estratégicas, tales contenedores serán identificados por color de la siguiente manera:
 - Verde: Residuos orgánicos
 - Azul: Todo tipo de papeles y cartones
 - Gris: Plástico
 - Amarillo: Vidrio y metal
 - Naranja: Otros
3. Desarrollar infraestructura para el almacenamiento seguro de los residuos. Se asignará un área para el almacenamiento temporal de los residuos dentro del mercado, por lo que,

al finalizar el turno, los residuos serán depositados en contenedores separadores de mayor tamaño para proceder con la valorización

4. Campañas de concientización. Se realizarán campañas de perifoneo concierne a la clasificación y sus beneficios para motivar a los locatarios y compradores a gestionar los recursos de manera adecuada.

Estrategia 4: Aprovechamiento de los residuos sólidos urbanos orgánicos

Esta estrategia busca la realización de composta que pueda venderse y ser usado en las zonas agrícolas.

Actividades:

1. Comunicar a los locatarios sobre la técnica. Se les dará a conocer los beneficios de la estrategia en cuestión, así como se dará hincapié en la clasificación de los RSU orgánicos.
2. Elaborar composta:
 - Como primer paso se separarán los residuos orgánicos generados en el mercado; a su vez se separan en restos de comida y materiales verdes y café
 - Posteriormente, se colocará una capa de paja de 30 cm de altura aproximadamente a lo largo del área designada y encima restos de jardinería, viruta o aserrín, desechos de hortalizas y humedecer profusamente.
 - Como tercer paso se agregará una capa de 15 cm aproximadamente de restos de comida y humedecer.
 - Alternar otras capas iguales a las anteriores.
 - Supervisar la composta y evitar que se seque para impedir invasión de ácaros, hormigas u otros animales, o que se moje en exceso porque proliferan los hongos y despide mal olor.
 - Voltar la composta a los 15 días y luego cada semana. Cuidar que la temperatura se mantenga entre los 50 y 60 C°. Si no aumentó el calor, voltear nuevamente y agregar tierra, agua, estiércol o residuos verdes. Mantener un equilibrio entre material verde y seco. Adicionar tierra para que los microorganismos aceleren el proceso.
 - Una vez lista la composta, almacenar en costales y guardarlos en un lugar seco.
3. Comercializar la composta. Se llevará a cabo la venta de la composta mediante alianzas estratégicas.
4. Realización de reportes. Se llevará a cabo una bitácora con el fin de tener registros del aprovechamiento de los residuos orgánicos y de los ingresos económicos

Estrategia 5: Aprovechamiento de los residuos inorgánicos

Esta estrategia se centra en valorizar los residuos sólidos inorgánicos que se producen actualmente en el mercado, entre los cuales tenemos: papel, cartón, plástico, metal, vidrio, entre otros.

Actividades:

1. Comunicar a los locatarios sobre la técnica para el aprovechamiento de residuos inorgánicos. Se les dará a conocer a los locatarios los beneficios de la estrategia en cuestión, así como se hará hincapié en la clasificación correcta de los RSU inorgánicos.

2. Clasificación de los residuos inorgánicos. Se llevará a cabo la correcta clasificación de los residuos inorgánicos para su reciclaje y/o venta.
3. Identificar los contactos establecidos en la valorización. Identificar posibles compradores de RSU inorgánicos dentro del municipio.
4. Realización de reportes. Se llevará a cabo una bitácora con el fin de tener registros del aprovechamiento de los residuos orgánicos y de los ingresos económicos

Recomendaciones

Es importante contar con la disposición de las partes involucradas en la ejecución de el plan de manejo para compartir opiniones y agilizar y llevarlo a cabo de manera óptima, así mismo, es necesario que el plan de manejo se realice bajo principios de responsabilidad compartida de todos los involucrados, para llevar a cabo eficientemente las etapas de ejecución y seguimiento.

Sería de gran ayuda contratar o designar a una persona que se encargue de la recolección de los residuos sólidos en los pasillos y que los lleve a los contenedores designados en la zona externa con el fin de supervisar que se haya hecho la correcta segregación.

Los ingresos económicos obtenidos mediante la valorización deberán ser designados a un bien común dentro del mercado, es decir, a mejorar las instalaciones, mantenimiento del lugar, contratación de personal de apoyo, entre otros.

Es de gran relevancia detectar áreas de oportunidad de tal manera que se mejoren aspectos que conlleven a las buenas prácticas.

Ubicación de un CIR para la Región Ambiental XIX del Estado de México y municipios colindantes de Hidalgo

¹María del Consuelo Mañón-Salas, ^{2*}María del Consuelo Hernández-Berriel, ³Brenda Gabriela Prado Manzanarez, ¹Salvador Flores Reyes, ²María del Carmen Carreño de León

¹ Departamento de Ingeniería Industrial, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149.

² División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149. Tel. (52) 722 087 00 ext. 3630. email: * mhernandezb@toluca.tecnm.mx

³Departamento de Ingeniería Química, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, Edo. de México, México C.P. 52149.

Resumen

Como consecuencia del incremento en la población a nivel mundial, se tienen que gestionar grandes cantidades de residuos sólidos urbanos (RSU), que tienen como etapa final, el transporte a los sitios de disposición final (SDF). La NOM-083-SEMARNAT-2003 regula los SDF y define los residuos sólidos urbanos, así como los de manejo especial. Sin embargo, aún se siguen empleando SDF no controlados que impactan negativamente tanto el medio ambiente como a la salud de las personas. Conforme a lo anterior, el objetivo de este trabajo consistió en ubicar un Centro Integral de Residuos (CIR) en la Región Ambiental XIX del Estado de México (EdoMéx), para brindar servicio a sus municipios y a los municipios colindantes de Hidalgo, lo cual ayudará a reducir la cantidad de tiraderos a cielo abierto y los problemas de contaminación relacionados. De los municipios bajo estudio destaca el SDF de Zumpango, EdoMéx, por lo que se recomienda se trabaje en las adecuaciones requeridas para que se convierta en un CIR a mediano plazo.

Palabras Clave: *Centros de acopio, Centros integrales, Residuos sólidos urbanos, Revalorización.*

1. Introducción

En el mundo la industrialización creció exponencialmente a principios del año 2000 y México no fue la excepción, por lo que se requirió mayor demanda de materias primas para satisfacer a la población en aumento y con consumos en bienes y servicios cambiantes; a la par crecieron la generación de residuos y los problemas asociados para su manejo, especialmente la disposición final adecuada en Sitios de Disposición Final (SDF) como los enmarca la NOM-083-SEMARNAT-2003, con el fin de minimizar los impactos al ambiente y las afectaciones a la salud humana [1] [2][3].

El Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020 de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), reportó que la producción nacional de residuos sólidos urbanos (RSU) en 2019 fue de 120,128 t/día y las entidades federativas del centro de México aportaron el 49.9% (Cd. de México, Estado de México, Hidalgo, Querétaro, Michoacán, Morelos, Guerrero, Puebla y Tlaxcala); sobresaliendo el Estado de México (EdoMéx) con una generación de 16,739 t/día de RSU [2] Por su parte, el Sistema Estatal de Protección Civil del EdoMéx reportó para ese mismo año, que 64 municipios de los 125 depositaban sus residuos en lugares distintos a su demarcación (9,906 t/día), 37 municipios no contaban con sitio controlado (657 t/día) y solo 25 municipios tenía sitio controlado (1,099 t/día) [4]

Debido al interés del Gobierno del EdoMéx en consolidar la planeación del desarrollo sustentable, reducir el impacto ambiental generado por los SDF no controlados y mejorar el manejo de los RSU y de manejo especial; así como minimizar el impacto ambiental producido por el cambio climático atendiendo las particularidades geográficas, sociales y culturales de las zonas de la entidad, se emitió el *Decreto del Ejecutivo del Estado por el que se establecen las Regiones Ambientales*, publicado en la Gaceta del EdoMéx el 08 de Octubre de 2018, en el que establecen 23 Regiones Ambientales [5].

El 12 de noviembre de 2019 se publicó la Norma Técnica Estatal Ambiental NTEA-20-SEMAGEM-RS-2019 para la instalación y operación de Centros Integrales de Residuos (CIR), con el fin de que los SDF instalados se convirtieran en dichos CIR; los cuales a la par de cumplir con lo que establece la NOM-083-SEMARNAT-2003, debían estar equipados para aprovechar los residuos orgánicos mediante su compostaje, o bien generar biogás a través de la biodigestión y producir energía térmica o eléctrica, con base a lo que establece la Ley de Cambio Climático del Estado de México y la protección al medio ambiente, para minimizar la emisión de gases de efecto invernadero que contribuyen al cambio climático. La operación de los CIR, además de combinar distintas formas de tratamiento y aprovechamiento de los RSU y de manejo especial, debe considerar preferentemente un enfoque intermunicipal o regional para maximizar el aprovechamiento de la infraestructura que se instale, atendiendo los criterios de economía de escala y de proximidad [6]

Conforme a lo anterior se desarrolló este trabajo, que tuvo por objetivo ubicar un CIR en la Región Ambiental XIX del EdoMéx para brindar servicio a sus municipios y a los municipios colindantes de Hidalgo.

2. Metodología/Desarrollo

2.1. Estimación de residuos valorizables

Como primer paso se identificaron los municipios de la *Región Ambiental XIX* del EdoMéx, así como los municipios vecinos colindantes pertenecientes a la Entidad Federativa de Hidalgo. Para estimar los residuos valorizables de cada municipio, se utilizaron los datos de generación per cápita publicados en el Anexo 2 del *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020* [2], la población reportada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) [7] y la composición de los RSU de los estudios de caracterización del proyecto SEMARNAT-15-01-263315 [8].

2.2 Verificación de Centros de Acopio de residuos valorizables

Para el desarrollo de este paso, se consideraron tanto los municipios de la *Region Ambiental XIX del EdoMéx* como los municipios colindantes a estos, dada su cercanía a los municipios bajo estudio y a su factibilidad como Centro de Acopio. Para considerar solo las unidades económicas del rubro “Servicios de apoyo a los negocios y manejo de desechos y servicios de remediación”, se filtró la información del Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (DENUE), reportados por el INEGI [9]. Posteriormente considerando el nombre del establecimiento, dirección y sus coordenadas geográficas, se seleccionaron aquellos reportados como Centros de Acopio de residuos valorizables, con las herramientas de Google Maps [10] y Mapa digital de México [11] se verificó su localización y que todavía estuvieran activas en el área que señalaba el directorio DENUE.

2.3. Verificación de los sitios de disposición final

Con ayuda de Mapa Digital de INEGI [11], para los municipios de la *Región Ambiental XIX del EdoMéx* y los municipios colindantes de los estados aledaños, se verificó su existencia, coordenadas y condiciones de cada uno de los SDF reportados en el *Programa de Protección Civil Para Basureros 2019* [4] y en el Anexo 15 del *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2020* [2]. Mediante el Sistema de Información Geográfica para el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (SIGMIRSU), se verificó el nivel de cumplimiento de cada SDF con respecto al apartado 6.1 de la NOM-SEMARNAT-2003 [12].

2.4. Análisis de la ubicación de un Centro Integral de Residuos

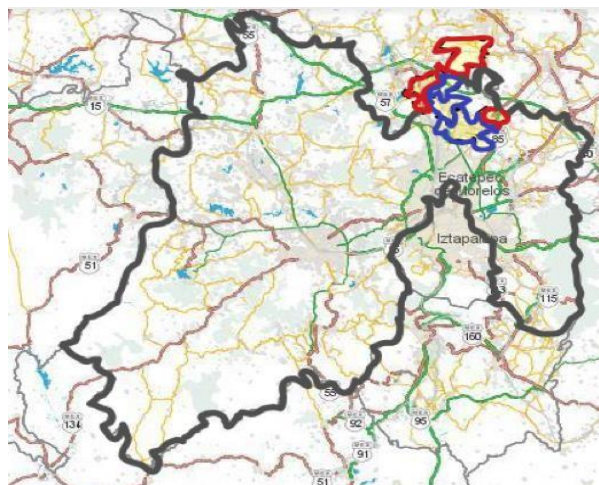
Para cada uno de los municipios de la *Región Ambiental XIX del EdoMéx* y los municipios colindantes de las entidades federativas vecinas, se ubicaron las coordenadas de sus cabeceras municipales y se buscaron las rutas más cortas a los SDF se verificó qué pudieran recibir al menos 100 t/día de RSU y residuos de manejo especial para convertirse en un CIR y que cumplieran con los requerimientos de ubicación de la NOM-083-SEMARNAT-2004 [1],[10]. Un segundo punto que se evaluó fue el tiempo de recorrido y el costo estimado que se generaría para trasladar los residuos. Se elaboró una tabla comparativa para elegir los SDF que obtuvieron los menores costos y tiempos de recorridos. Posteriormente, se buscaron las rutas más cortas de los SDF elegidos con posibilidades de ser CIR, a los Centros de Acopio de residuos valorizables verificado, se construyó una tabla comparativa con las distancias para trasladar los residuos valorizables y se eligió el que presentó la menor distancia.

3. Resultados

3.1. Estimación de residuos valorizables

La Región Ambiental XIX se denomina “Laguna de Zumpango” y está conformada por los municipios de Apaxco, Tequixquiac y Zumpango, EdoMéx, los cuales se muestran en color azul en la figura 1 [4]. Los municipios con los que colindan los municipios mencionados son Atotonilco de Tula, Ajacuba y Tizayuca del Estado de Hidalgo, los cuales se presentan en color rojo en la figura 1 [7].

La tabla 1 lista la composición promedio utilizada en este trabajo, obtenida del Informe Técnico de los estudios de caracterización realizados en el SDF “El Puerto” de Tequixquiac, EdoMéx [8]. En la tabla 2 se presentan las poblaciones reportadas por el INEGI [7], las generaciones per cápita diaria publicadas en SEMARNAT [2] y estimadas en total por semana, así como los residuos orgánicos que podrían tratarse mediante composteo, los residuos inorgánicos que podrían comercializarse en Centros de acopio y los RSU que tendrían que ser dispuestos en un SDF tipo relleno sanitario [1]. Para las estimaciones se consideró el 50% de aprovechamiento de los residuos orgánicos e inorgánicos generados en cada municipio.



Fuente: [4], [7].

Figura 1. Municipios de la Región Ambiental XIX del Estado de México y municipios de Hidalgo.

Tabla 1. Caracterización de RSU

Subproductos	Composición promedio (%)
Residuos orgánicos	14.8
Productos de papel y cartón	12.8
Pañales e higiénicos	11.6
Plásticos	22.6
Vidrio	2.5
Materiales ferrosos	0.3
Material no ferroso (Aluminio)	0.5
Textiles	10.3
Otro tipo de residuos	24.6
Total	100.0

Fuente:[12]

Entre los municipios considerados, Zumpango, EdoMéx es el que genera más RSU (186,926 kg/día), seguido de Tizayuca, Hgo. (101,526 kg/día), Atotonilco de Tula, Hgo. (24,758 kg/día), Tequixquiac, EdoMéx (23,691 kg/día), Apaxco, EdoMéx (13,793 kg/día) y Ajacuba, Hgo. (11,963 kg/día). Conforme a la consideración de aprovechar la mitad de los residuos orgánicos e inorgánicos presentados en la Tabla 1 se evita disponer el 7.4% (residuos orgánicos) y el 24.25% (Productos de papel y cartón, plásticos, vidrio, materiales ferrosos, textiles), lo cual suma el 31.65%.

Tabla 2. Estimación de residuos valorizables y no valorizables a disposición final

Municipio, Estado	Población (hab) ^[7]	Generación per cápita de RSU (kg/día-hab) ^[2]	Generación Municipal de RSU (kg/semana)	Residuos orgánicos (50%) para Composteo (kg/semana)	Residuos inorgánicos valorizables (50%) (kg/semana)	RSU a disposición (kg/semana)
Apaxco, EdoMéx.	29,347	0.470	96,552	7,145	23,655	65,752
Tequixquiac, EdoMéx.	36,902	1.000	165,838	12,272	40,630	112,935
Zumpango, EdoMéx.	199,069	0.939	1,308,481	96,828	320,578	891,075
Atotonilco de Tula, Hgo.	38,564	0.642	173,307	12,825	42,460	118,022
Ajacuba, Hgo.	18,320	0.653	83,741	6,197	20,516	57,027
Tizayuca, Hdo.	119,442	0.850	710,680	52,590	174,117	483,973

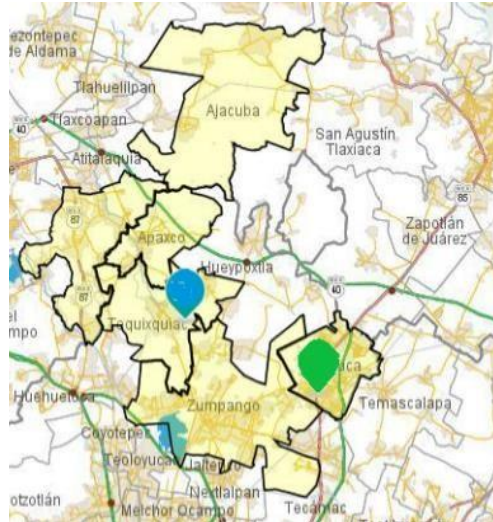
3.2 Verificación de Centros de Acopio de residuos valorizables

Con el DENUÉ del INEGI [9], para los municipios de la *Región Ambiental XIX* del EdoMéx y los vecinos colindantes, se verificaron como Centros de Acopio de residuos existentes solo uno en Tequixquiac, EdoMéx y otro en Tizayuca, Hgo., con apoyo de Google Maps [10] y Mapa digital de INEGI [11]. En la tabla 3 se presentan los nombres y las coordenadas de estos Centros de Acopio de residuos y en la figura 2 se muestra su ubicación con un globito color azul para Tequixquiac, EdoMéx y con un globito verde para Tizayuca, Hgo.

Tabla 3. Centros de acopio de residuos verificados

Municipio	Nombre	Código del DENUÉ	Coordenada Latitud	Coordenada Longitud
Tequixquiac, Edo Mex.	Centro de acopio y transferencia de residuos sólidos urbanos PROSUAYRE	562112	19.899364	-99.124522
Tizayuca, Hgo.	GEN Industrial SA. de C.V.	562111	19.827106	-98.975599

Fuente: [9]



Fuente: [11].

Figura 2. Ubicación de Centros de acopio verificados.

3.3. Verificación de los sitios de disposición final

Para los municipios de la *Región Ambiental XIX* y los municipios colindantes de Hidalgo, se muestran en las Figuras 3 a 6 los SDF y sus coordenadas, las cuales se verificaron en Mapa Digital de INEGI [11]. Tres de los cuatro SDF son Tiraderos a cielo abierto (no controlados) y solo el de Zumpango está reportado como Sitio Controlado, por lo que éste se perfila con mayores posibilidades de ser adaptado a CIR [2].

Los mapas binarios generados del Sistema de información Geográfica para el Manejo Integral de los Residuos Sólidos Urbanos (SIGMIRSU) [12], permitieron verificar que tres de los cuatro SDF cumplen con todas las restricciones del apartado 6.1 de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (Figuras 7 a 10). La mancha urbana en los municipios de Apaxco y Zumpango, EdoMéx (color rojo), se aproxima cada vez más a sus SDF (Figura 7 y 8), con el riesgo de que se reduzcan los 500 m requeridos, por lo que las autoridades municipales deben considerarlo [12]. El SDF de Atotonilco de Tula, Hgo, (Figura 9) se localizó en un área de color rojo, debido a que se encuentra a menos de 500 m de carreteras, distancia que es recomendable guardar por cuestiones de seguridad.



Figura 3. Foto satelital del Tiradero a cielo abierto Taxay de Apaxco, EdoMéx.

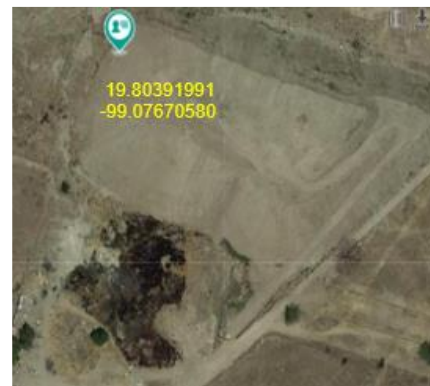


Figura 4. Foto satelital de la Celda temporal de disposición final, Predio Tierra Blanca, Zumpango, EdoMéx.



Figura 5. Foto satelital del Tiradero a cielo abierto municipal de Atotonilco de Tula, Hgo.



Figura 6. Foto satelital del Tiradero a cielo abierto de Ajacuba, Hgo.

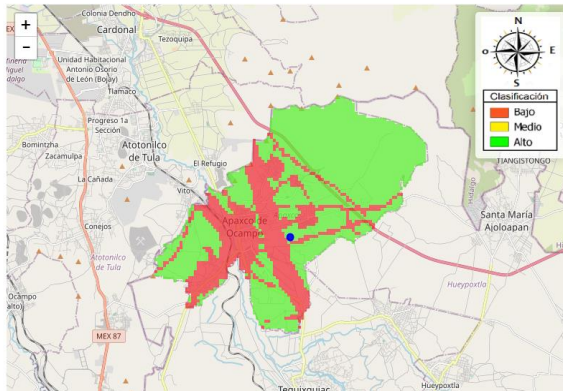


Figura 7. Tiradero a cielo abierto Taxay de Apaxco, EdoMéx, evaluado con SIGMIRSU.

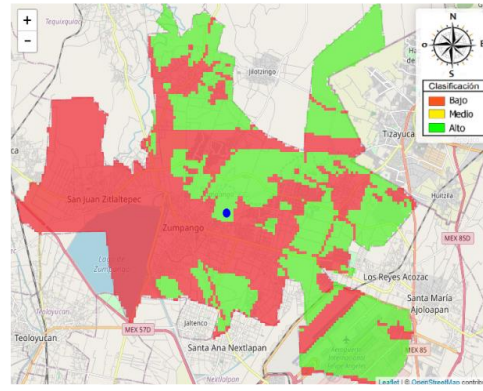


Figura 8. Celda temporal de disposición final Predio Tierra Blanca, Zumpango, EdoMéx., evaluado con SIGMIRSU.

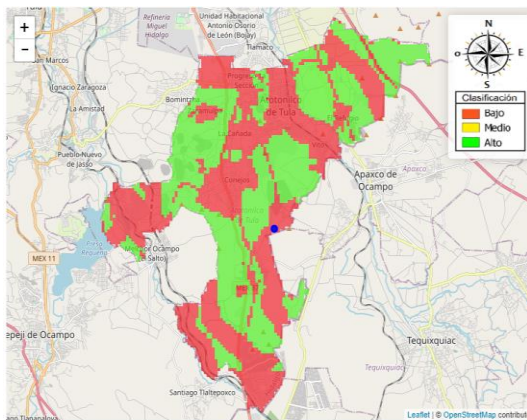


Figura 9. Tiradero a cielo abierto municipal de Atotonilco de Tula, Hgo, evaluado con SIGMIRSU.

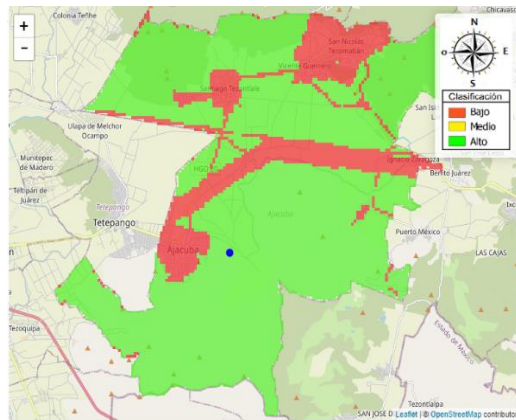


Figura 10. Tiradero a cielo abierto de Ajacuba, Hgo. evaluado con SIGMIRSU.

3.4. Análisis de la ubicación de un Centro Integral de Residuos

De los cuatro SDF solo el de Zumpango, EdoMéx recibe diariamente más de 100 t/día de RSU y residuos de manejo especial, con lo que cumple con la recomendación para convertirse en un CIR [13]; no obstante, en la Tabla 4 se presentan las distancias de las cabeceras municipales a los cuatro SDF verificados en esta zona de estudio, con el fin de corroborar si su selección brinda los menores costos en cuanto a traslado de residuos.

Tabla 4. Distancias de cabeceras municipales a Sitios de Disposición Final verificados

Ta	SDF Apaxco, EdoMéx. (km)	SDF Zumpango, EdoMéx. (km)	SDF Ajacuba, Hgo. (km)	SDF de Atotonilco de Tula, Hgo. (km)
Apaxco, EdoMéx. 9.97609913034521, -99.1746399594153	3.6	27.9	28.2	9.7
Tequixquiac, EdoMéx. 19.912034021776417, -99.14899567480361	11.0	18.5	37.9	13.6
Zumpango, EdoMéx. 9.79721875508724, -99.10057994552847	25.3	3.0	60.3	30.9
Atotonilco de Tula, Hdo. 20.005783326175457, -99.21960771703263	12.1	52.3	26.1	7.4
Ajacuba, Hdo. 20.093512809899565, -99.12202848249926	28.9	60.1	3.6	34.1
Tizayuca, Hdo. 9.841202759482588, -98.9819704622235	35.7	11.2	72.9	38.8

Fuentes: [10], [11]

El número de viajes que se tendrían que realizar para transportar el total de los RSU generados en cada municipio por semana (Tabla 2), se estimó considerando camiones compactadores de carga trasera con una capacidad de 11,000 kg, los cuales realizarían ida y regreso de cada cabecera municipal a cada SDF. Se consideró tomar la cabecera municipal únicamente para estimar las distancias a los SDF, debido a que no se cuenta con el total de las rutas de cada municipio del área de estudio.

Con el número de viajes por dos (ida y regreso) y las distancias de cada cabecera municipal a cada SDF, se calcularon los kilómetros recorridos semanalmente y para el costo del traslado, se consideró un rendimiento 35 litros de diésel por cada 100 km (2.86 km/L) y un precio por litro de diésel de \$23.32 [14]. Como puede apreciarse en la tabla 5, el menor costo por semana se obtuvo para el SDF de Zumpango, EdoMéx (\$ 47,120.01), seguido del SDF de Apaxco, EdoMéx; Atotonilco de Tula, Hgo. y Ajacuba Hgo (Tabla 5).

En la Tabla 6 se muestran las distancias de cada uno de los SDF a los Centros de acopio de residuos inorgánicos, destacando las distancias del SDF de Zumpango, EdoMéx, por lo que en éste se recomienda se trabaje en las adecuaciones requeridas para que se convierta en un CIR a mediano plazo.

Tabla 5. Costos de transporte de RSU generados a Sitios de Disposición Final

Cabecera municipal, Estado	Generación Municipal de RSU (kg/semana)	Número de viajes por semana	SDF Apaxco, EdoMéx. (\$/semana)	SDF Zumpango, EdoMéx. (\$/semana)	SDF Ajacuba, Hgo. (\$/semana)	SDF de Atotonilco de Tula, Hgo. (\$/semana)
Apaxco, EdoMéx. ^{[10], [11]}	96,552	9	530.15	3997.60	5143.87	1389.85
Tequixquiac, EdoMéx. ^{[10], [11]}	165,838	15	2707.14	4552.92	11222.32	3347.01
Zumpango, EdoMéx. ^{[10], [11]}	1,308,481	119	48933.00	5825.36	117089.68	60972.07
Atotonilco de Tula, Hgo. ^{[10], [11]}	173,307	16	2854.78	13450.91	6712.60	1903.19
Ajacuba, Hgo. ^{[10], [11]}	83,741	8	3715.72	7481.15	447.38	4237.66
Tizayuca, Hgo. ^{[10], [11]}	710,680	65	34276.10	11812.07	76672.99	40920.39
Total	2,538,599	231	93,016.89	47,120.01	217,288.84	112,770.17

Tabla 6. Distancias de SDF a Centros de acopio de RSU

Ubicación de SDF	Centro de acopio de Tequixquiac, Edo Mex. ^[9] 19.899364 y -99.124522	Centro de acopio de Tizayuca, Hgo. ^[9] 19.827106 y -98.975599
Apaxco, EdoMéx. ^{[2], [4]} 19.97106278855847, -99.1498536743611	12.6	37.0
Zumpango, EdoMéx. ^{[2], [4]} 19.80391991298925, -99.0767058033244	18.2	13.2
Ajacuba, Hgo. ^{[2], [4]} 20.08922194, -99.09727806	48.3	65.1

4. Conclusiones

El proceso de búsqueda de información espacial, como las unidades económicas y sitios de disposición final fue un proceso complejo y arduo, ya que, a pesar de contar con una serie de fuentes con información geoespacial como el caso del INEGI, esta no se encontraba actualizada, lo que obligó a realizar un proceso de verificación, que requirió tiempo y recursos humanos.

El modelo cartográfico implementado en el SIGMIRSU a través de una aplicación WEB Mapping, agilizó el análisis del cumplimiento de los cuatro SDF verificados en la *Región Ambiental XIX* del EdoMéx y municipios vecinos de Hidalgo, con respecto al apartado 6.1 de la NOM-083-SEMARNAT, demostrando ser una herramienta sencilla, accesible y confiable, que facilita la toma de decisiones sobre la gestión de los RSU y de manejo especial.

Si bien, el tomar la cabecera municipal únicamente para estimar las distancias a los SDF, es poco preciso, brindó un punto de partida para este trabajo.

La construcción de tablas comparativas permitió visualizar que el SDF de Zumpango, EdoMéx, como el lugar apropiado para la instalación de un CIR, que atienda de manera intermunicipal a los municipios de la *Región Ambiental XIX* del EdoMéx y municipios vecinos de Hidalgo.

Agradecimientos

Al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca por su apoyo para el desarrollo de este proyecto.

A la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento, mediante el Proyecto de investigación SEMARNAT-2015-1-263315.

Referencias

- [1] DOF (2004). NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación (DOF), Ciudad de México, México, 20 de octubre de 2004. En línea
<https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=658648&fecha=20/10/2004#gsc.tab=0>
Recuperado el 15/06/2022.
- [2] SEMARNAT, (2020). Diagnostico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) En línea
<<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD003866.pdf>>
Recuperado el 20/04/2021.
- [3] Kaza, S., & Yao, L. (2018). *Que desperdicio 2.0: Una perspectiva global de la gestión de Residuos Sólidos Urbanos hasta 2050*. Banco Mundial. En línea
<<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>> Recuperado el 07/11/2021.
- [4] GEDOMEX. (2019). Programa de Protección Civil Para Basureros (2019). Sistema Estatal de Protección Civil. Estado de México. En línea
<<http://cgproteccioncivil.edomex.gob.mx/sites/cgproteccioncivil.edomex.gob.mx/files/files/programas%20de%20Prevencion/Programas%20pdf/programas2019/PE%20Basureros%202019.pdf>>
Recuperado el 15/07/2022.
- [5] G.G., (2018). Gaceta del Gobierno. “Decreto del ejecutivo del estado por el que se establecen las regiones ambientales del Estado de México”, Periódico oficial del gobierno del Estado Libre

- y Soberano de México, Tomo CC A:202/3/001/02, Núm. 68, Toluca de Lerdo México. En línea <<https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/gct/2018/oct083.pdf>> Recuperado el 12/11/2019.
- [6] GEM. (2019a). NTEA-020-SeMAGEM-RS-2019. Norma técnica estatal ambiental que establece las condiciones para la instalación y operación de los centros integrales de residuos en el Estado de México. En línea <<https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/gct/2019/nov121.pdf>> Recuperado el 12/11/2019.
- [7] INEGI (2020a). Población total (Número de habitantes). En línea <<http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/habitantes.aspx?tema=P%20|#:~:text=N%C3%BAmerico%20de%20habitantes.,Cu%C3%A9ntame%20de%20M%C3%A9xico&text=En%20la%20Encuesta%20Intercensal%202015,mil%20753%20habitantes%20en%20M%C3%A9xico>> Recuperado el 15/11/2020.
- [8] Hernández-Berriel M.C., de la Rosa-Gómez I., Carreño-de León M.C., Mañón-Salas M.C., Olay-Romero E., Santana-Rodríguez D., Mendoza-Delgado J.G. (2016). *Informe Técnico del estudio de caracterización de residuos sólidos urbanos del sitio de disposición final “El Puerto” de Tequixquiac, Edo. de México*. Proyecto de Investigación SEMARNAT-15-01-263315. Instituto Tecnológico de Toluca, Estado de México, México.
- [9] INEGI (2022b). DENUÉ Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas. Actividad Económica (56). Servicios de apoyo a los negocios y manejo de desechos y servicios de remediación. En línea <<https://www.inegi.org.mx/app/mapa/denue/>> Recuperado el 15/07/2022.
- [10] Google Maps (2022) En línea <<https://www.google.com.mx/>> Recuperado el 17/07/2022.
- [11] INEGI [2022c] Mapa Digital de México. <<http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF00jIzLjMyMDA4LGxvbjotMTAxLjUwMDAwLHo6MSxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=>> Recuperado 17/07/2022>
- [12] Mañón-Salas, M.C. y Hernández-Berriel, M.C. (2021). Sistema de Información Geográfica para el Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos (SIGMIRSU). Desarrollado en el proyecto de investigación “Ubicación de rellenos sanitarios intermunicipales futuros en el Estado de México y estados aledaños” clave: SEMARNAT-2015-1-263315. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Toluca. Número de Registro 03-2022-061709411900-1 ante INDAUTOR. En línea <<https://sigmirsu.toluca.tecnm.mx:8087>> Recuperado el 14/07/2022
- [13] GEM. (2019b). NTEA-023-SEMAGEM-RS-2021, Norma técnica estatal ambiental que establece las especificaciones para la prestación del servicio de recolección y traslado de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, para el Estado de México. En línea <<https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/gct/2003/dic051.pdf>> Recuperado el 12/11/2019.
- [14] Weebfleet (2022) ¿Conoces el consumo de diésel de un camión por km? En línea <https://www.weebfleet.com/es_es/webfleet/blog/conoces-el-consumo-de-diesel-de-un-camion-por-km/> Recuperado el 17/07/2022.

IMPACTO Y RIESGO AMBIENTAL

Análisis de generación de los residuos de envases de plaguicidas usados en el cultivo del aguacate en Michoacán

¹Abiud Abimelec Sánchez Pérez, ^{2,3*}Otoniel Buenrosto Delgado

¹Programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Av. Francisco J. Mújica S/N, Colonia Felicitas del Río, CP 58040. Morelia, Michoacán, México.

²Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Edificio INICIT, Ciudad Universitaria. Morelia, Michoacán, México. CP. 58060.

³Sociedad Mexicana de Ciencia y Tecnología Aplicada a los Residuos Sólidos, A. C. (SOMERS)
e-mail: *otoniel.buenrosto@umich.mx

Resumen

El cultivo del aguacate (*Persea americana'Hass'*), tiene una gran importancia económica, ya que aporta un alto ingreso de divisas a México, pero de igual manera tiene un impacto ecológico y social, debido al aumento de la demanda de este fruto en el mercado mundial. El Estado de Michoacán es el mayor productor de este fruto, consecuentemente el incremento del consumo de plaguicidas tiene impacto ambiental y a la salud de la población.

El objetivo general de la investigación, fue analizar la generación de los residuos de envases de plaguicidas usados en el cultivo del aguacate. Específicamente cuantificar y caracterizar los envases (tipos de plásticos, marcas y producto que contuvo el envase). Se muestreó un centro de acopio temporal de envases de plaguicidas seis días en dos meses y consideró un total de muestra analizada de 167.5 kilos y 2,201 envases. Se identificaron tres tipos de plásticos, siendo mayoritario el Tereftalato de polietileno. Del total de envases, se encontraron cuatro grupos diferentes y envases sin etiqueta y sin código de identificación del plástico, lo cual indica un incumplimiento de la legislación mexicana y de acuerdos internacionales.

Los envases acopiados se trituran y envían para su incineración en una planta cementera, por lo es urgente implementar alternativas de tratamiento para los residuos de envases de plaguicidas, ya que por su uso no deben tratarse con las alternativas utilizadas para plásticos de otras fuentes de generación. Esta información contribuye a mejorar la gestión de estos residuos, por lo que se requiere de profundizar en la investigación de este problema.

Palabras Clave: Ambiente, contaminación, gestión, impacto, salud.

1. Introducción

La importancia del Estado de Michoacán en la producción de aguacate (*Persea americana'Hass'*), demanda el uso de plaguicidas (cualquier sustancia o mezcla de sustancias con ingredientes químicos o biológicos, destinados a repeler, destruir o controlar cualquier plaga y acelerar el crecimiento y producción de los cultivos. Dada su naturaleza tóxica, los plaguicidas tienen impactos negativos en la salud humana y al ambiente, por lo que es importante considerar tres aspectos importantes: 1) El empleo de estas sustancias en la agricultura representa un alto riesgo ocupacional para los trabajadores y sus familias; 2) el uso de estas sustancias genera un residuo peligroso e

impacta negativamente a la salud del personal que se exponen por diferentes vías (trabajadores y consumidores de los productos agrícolas) y a los diferentes sistemas ecológicos (suelo, agua y aire) y ambientales (construidos o modificados por el hombre, como la industria, el transporte y las ciudades). De lo anterior, el marco jurídico de la mayoría de los países, al igual que la legislación ambiental mexicana, clasifican a estos residuos como peligrosos [1]; [2]. Una alternativa a la problemática planteada, es el Manejo Integrado de Plagas (MIP), el cual busca el manejo de las plagas desde un punto de vista ecosistémico, fomentando el uso de información, con base en evidencias científicas, métodos y técnicas combinadas en forma armónica para prevenir y mitigar la proliferación de agentes dañinos a los cultivos. El MIP considera el uso de plaguicidas químicos solamente cuando después de la valoración técnica es necesario [3]. El aspecto 3) Debe de considerarse que el residuo que se genera después de emplear a los plaguicidas que lo contuvieron (envases y bolsas), se consideran como un residuo peligroso [1], por lo cual, los envases que los contuvieron¹ no deben mezclarse, ni gestionarse con los residuos plásticos de origen urbano o industrial [3];[4];[5].

Siguiendo los criterios de [1], la legislación mexicana establece al plan de manejo como acción necesaria para la gestión adecuada de los residuos de los envases de plaguicidas (PMGAREP). De acuerdo con [6], el plan de manejo es un instrumento, cuyo objetivo es minimizar la generación y maximizar la valorización de los residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos, bajo criterios de eficiencia ambiental, tecnológica, económica, social y de responsabilidad compartida; considera el conjunto de acciones, procedimientos y medios viables e involucra a productores, importadores, exportadores, distribuidores, comerciantes, consumidores, usuarios de subproductos y grandes generadores de residuos, según corresponda, así como a los tres niveles de gobierno.

En México, continúa la disposición clandestina de los REP en todos los subsistemas del suelo y agua, como los canales de riego, ríos, arroyos, suelo (zanjas, brechas, barrancas), o son quemados o enterrados e incluso, se llegan a reutilizar para transportar agua para consumo humano y animal. Por lo que es de gran importancia conocer la gestión actual de los REP e identificar y documentar problemas de los subsistemas de la gestión actual de los REP. Es importante conocer los aspectos que inciden en estas fallas, por lo cual es básico hacer un análisis de generación de los REP, para estimar la cantidad de envases, número de productores que los usan, cantidad y formulación de las plaguicidas, composición química de los plásticos utilizados para envasar los plaguicidas, ya que son factores clave para proponer los PMGAREP con alternativas eficaces y eficientes, que mejoren la gestión de los REP en el cultivo del aguacate.

El objetivo general de este trabajo fue analizar la generación de los REP que se generan del cultivo de aguacate. Los objetivos específicos fueron: 1) Cuantificar los envases que se entregan por mes en el sitio de estudio seleccionado; 2) Caracterizar los tipos de plásticos con los que están elaborados los envases de plaguicidas; 3) Registrar las marcas, el producto que contuvo y el uso que se le da al plaguicida que contuvo el envase.

2. Metodología

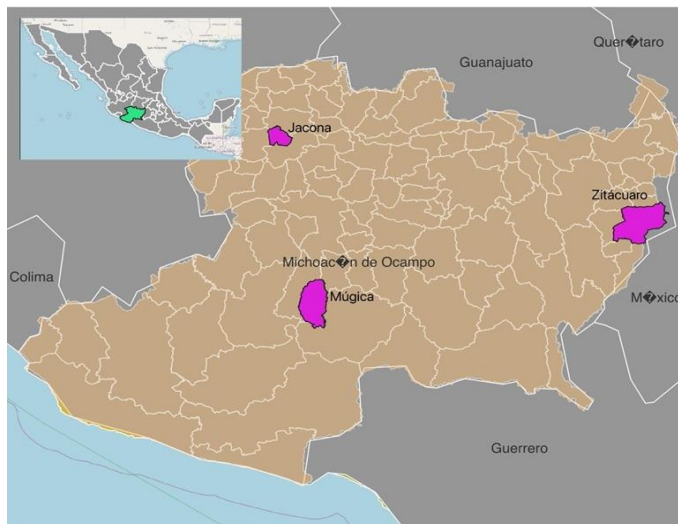
La figura 1, describe con un diagrama de flujo, las diferentes etapas de la investigación.



Figura 1. Diagrama de flujo de las etapas de investigación del análisis de generación de los envases de plaguicidas

2.1. Descripción del área de estudio y selección del sitio de muestreo

El Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Michoacán (CESAVEMICH), tiene delimitadas las áreas de cultivo de acuerdo con la localización de los centros de acopio temporales (CAT) e información del tipo de cultivo en cada área. De tres CAT que existen, se seleccionó el ubicado en el municipio de Jacona (CAT-01), ya que recibe la mayor proporción de los envases de plaguicidas utilizados en el cultivo de aguacate (Figura 2).



Fuente elaborado a partir de [11]

Figura 2. Ubicación de los centros de acopio temporales en Michoacán

2.2. Cuantificación y caracterización de los envases de plaguicidas

El muestreo fue aleatorio simple, en cada muestreo se seleccionaron tres bolsas y se pesaron con pesola de capacidades de 100, 500, 2,000 y 20,000 gramos, antes y después del análisis de generación para disminuir la probabilidad de cometer un error sistemático. Se vaciaron los envases para

separarlos manualmente por tipo de plástico de acuerdo con [12], y se contaron y pesaron (Figura 3). Después se separaron por nombre y marca del producto. Se fotografiaron cada una de las etiquetas del envase para registrar la marca y uso del plaguicida. Esta información se registró en bitácoras y se capturó por campaña de muestreo en una hoja de Excel. Se procesaron con el programa R y Rstudio ®[13], para analizar los datos con estadística descriptiva e inferencial. También se utilizó una base de datos proporcionada por la coordinación del programa de inocuidad agrícola (CESAVEMICH), de los registros de recepción de los envases de plaguicidas por mes de los años 2020 y 2021, del CAT-01.



Figura 3. Pesaje de las bolsas con envases de plaguicidas y toma de datos

4. Resultados

3.1. Cuantificación y caracterización de los envases de plaguicidas

Se realizaron seis muestreos tipo aleatorio simple. En cada muestreo se pesaron tres bolsas (tabla 1).

Tabla 1. Envases de plaguicidas muestreados en el sitio de estudio (kilos/muestreo)

Muestreo	Cantidad
1	19
2	22.25
3	30.75
4	34.00
5	37.00
6	24.50
TOTAL	167.50

Los seis muestreos se realizaron en los meses de octubre y noviembre, ya que es el periodo de la precosecha (la cosecha del fruto se realiza dos veces al año) y es cuando se aplican los plaguicidas. Se encontraron tres tipos de plásticos y 121 envases sin información, que se les denominó sin código de identificación de plásticos (S/C) y se les asignó el número 7. El plástico con mayor número encontrado en los seis muestreos fue el tereftalato de polietileno (PET), con un total de (1,348 envases 61%), siendo el segundo muestreo en el que se encontraron mayor cantidad de éstos (340 envases 25.2%) y (121 envases S/C (5.5%)) (Tabla 2).

Tabla 2. Tipo de plásticos encontrados en los muestreos

Tipo de plástico	Código de identificación	Total, del muestreo
Polietileno tereftalato (PET):	1	1,348
Polietileno de alta densidad (HDPE) (PEAD)	2	731
S/C (sin código de identificación de plástico)	7	121
Envase de coextrusión (COEX)	NO APLICA	1
TOTAL		2,201

3.2. Tipo y uso del plaguicida que contuvo el envase

De acuerdo con los resultados del análisis de generación efectuado en el sitio de estudio, los fertilizantes son los de uso mayoritario, 774 envases; es notorio que 92 envases no tenían etiqueta, lo cual indica que se están reutilizando otros envases para envasar plaguicidas (Tabla 3).

Tabla 3. Clasificación de los plaguicidas agrícolas encontrados en el análisis de generación (número de envases)

Tipo				Plaga que controlan		Uso	
Fertilizante	774	Sin etiqueta	92	Insecticida	588	Coadyuvante	159
Repelente	67			Fungicida	287	Surfactante	36
						Bioestimulante	32
				Bactericida-fungicida	50	Adherente-dispersante	30
				Herbicida	37	Humectante	19
				Acaricida	16	Biorregulador	6
				Insecticida-aracnicida	2	Traslocador-carbohidratos	5
						Maximizador	1
Total	841		92		980		288

Los datos proporcionados por el CESA VEMICH, de los registros de recepción de los envases de plaguicidas por mes de los años 2020 y 2021, del CAT-01, se observa que el mayor consumo de plaguicidas se dio durante los meses de febrero a abril de los registros en los dos años (Tabla 4).

Tabla 4. Cantidad de envases de plaguicidas utilizados en el cultivo de aguacate, recibidos en los tres centros de acopio temporal en los años 2020 y 2021 (toneladas/mes)

PERIODO 2020-2021	
ENERO	60,242
FEBRERO	74,530
MARZO	72,316
ABRIL	66,960
MAYO	36,262
JUNIO	32,615
JULIO	43,748
AGOSTO	39,436
SEPTIEMBRE	41,318
OCTUBRE	44,795
NOVIEMBRE	38,373
DICIEMBRE	38,922
TOTAL	589,517

4. Discusión

Los plaguicidas son indispensables para el modelo intensivo de producción agrícola imperante, ya que permiten mantener tasas altas de rendimiento en la producción de alimentos, relegando la protección de la población y el ambiente. El modelo de producción actual, requiere el control y la proliferación de organismos, considerados como plagas y enfermedades en los cultivos, evitando y reduciendo las pérdidas en la productividad de alimentos. Sin embargo, el uso intensivo e indiscriminado de los plaguicidas tiene un gran impacto a la salud y al ambiente y los PIM y PMGAREP no se ha logrado reducir de manera sustancial la aplicación intensiva de agroquímicos (fertilizantes, plaguicidas, insecticidas, herbicidas y fungicidas) en la producción de alimentos a nivel mundial, lo cual contamina el suelo y agua con compuestos carcinógenos[7]; [8], y otros contaminantes como los compuestos orgánicos persistentes (COP), que tienen una alta toxicidad y persistencia en el ambiente, por lo que son capaces de permanecer, transmitirse e incrementarse en los diferentes niveles tróficos de los sistemas acuáticos y terrestres, lo cual ha generado una mayor preocupación porque no existe un control en su uso [9].

Además de que es frecuente que los envases que se utilizan para contener plaguicidas en su diferente estado físico y composición química, no cumplen los requisitos especificados en la norma oficial mexicana NOM-232-SSA1-2009[1]. El problema principal es que, aunque la legislación mexicana considera establecer planes de manejo para los residuos de plaguicidas [2], No han tenido éxito, pues no consideran el incentivo para que el generador de estos residuos, participe en su implementación y ejecución; además de que se enfocan en el acopio y no se considera el tratamiento final que se le dará a los residuos acopiados. La consecuencia de lo anterior es que el generador de estos residuos para disminuir o evitar el costo económico que ocasiona participar en el plan de manejo, 1) no participa, (a pesar de que la legislación lo obliga), 2) sólo lleva una porción de los residuos generados al centro de acopio temporal (CAT) disponiendo los residuos, en el mejor de los casos junto con los residuos sólidos urbanos o mayoritariamente, incinerarlos clandestinamente. Estas consecuencias ya han sido reportadas en [10].

Para diseñar un PMGAREP, es indispensable entender cada una de las etapas que componen el uso de los plaguicidas. Desde su fabricación, ya que es importante saber cuáles son sus elementos activos y cómo reaccionarán ante diferentes alternativas de tratamiento; personal que utiliza el agroquímico esquema de la distribución de los plaguicidas, el almacenaje post-consumo,

recolección de los residuos y tipo de tratamiento más adecuado, para lo cual es importante conocer la composición y cantidad de los residuos [7]; [8].

Es importante que el PMGAREP, además de preponderar a la prevención de la generación de estos residuos, como factor clave para la disminución de la cantidad de plaguicidas a utilizar, debe asegurar que el tipo de tratamiento sea el adecuado y cubrir con los criterios de eficiencia y eficacia. El ser eficientes (optimizar el uso de la energía) y eficaces (utilizar de manera sustentable los recursos naturales), son importante para diseñar el PMGAREP.

Es trascendental identificar el nivel óptimo de cierre de los ciclos productivos, como estrategia para cerrar los circuitos de materiales a través de los procesos del ecosistema, para crear una necesidad mínima de extracción de recursos de los ecosistemas: minimización de residuos prolongando la vida útil del producto, optimizar la reutilización para reducir a cero su generación y utilizar fuentes de energía como la misma biomasa de estos residuos [9]; [10].

5. Conclusiones

El análisis de generación permitió encontrar envases sin etiqueta y sin código de identificación de plástico, lo cual indica un incumplimiento de la legislación mexicana [1], [2], [4], [5], [7], [8], y de acuerdos internacionales [3].

Los CAT cobran por tonelada de REP, los cuales deben cumplir con los requisitos especificados en [7], lo cual implica un costo económico a los agricultores.

El CAT no cuenta con las herramientas para revisar que los EP cumplan con los requisitos de [7], esto porque no es su función y por la cantidad recibida es inviable realizarlo.

El tratamiento actual es la incineración de los envases que se acopian en los CAT, los cuales deben trasladarse a la planta cementera. Esto tiene un costo alto, que los agricultores no están dispuestos a pagar.

Es indispensable buscar alternativas de tratamiento para los REP, ya que por su uso no deben tratarse con las alternativas utilizadas para este tipo de plásticos originados de otras fuentes de generación.

Agradecimientos

Este trabajo es financiado por la Coordinación de Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo en las convocatorias 2021 y 2022.

Referencias

- [1] DOF (Diario Oficial de la Federación 18/01/2021). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Artículos 29-31. México.
https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_180121.pdf Recuperado: (01/07/2022).
- [2] DOF (Diario Oficial de la Federación 04/10/2017). Norma Oficial Mexicana NOM-082-SAG-FITO/SSA1-2017. Límites máximos de residuos. Lineamientos técnicos y procedimiento de autorización y revisión.
- [3] OMS y FAO (Organización Mundial de la Salud y Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (2015) Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas. 80 pag. ISBN 978-92-5-308548-4 (edición impresa), ISBN 978-92-5-308549-0 (PDF). En línea: <https://www.fao.org/3/I3604S/i3604s.pdf> Recuperado: 11/07/2022.
- [4] DOF (Diario Oficial de la Federación 13/04/2010). Norma Oficial Mexicana NOM-232-SSA1-2009, Plaguicidas: que establece los requisitos del envase, embalaje y etiquetado de productos

- grado técnico y para uso agrícola, forestal, pecuario, jardinería, urbano, industrial y doméstico.
<https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4020/salud/salud.htm#:~:text=industrial%20y%20dom%C3%A9stico-,NORMA%20Oficial%20Mexicana%20NOM%2D232%2DSSA1%2D2009%2C%20Plaguicidas,que%20dice%3A%20Estados%20Unidos%20Mexicanos.> Recuperado: (01/07/2022).
- [5] DOF (Diario Oficial de la Federación 04/04/2012). Modificación de los numerales 4.1.8, 6.2.7, 6.3.7, 8.2.7, la tabla 1 y los numerales 6.2.1.3. y 6.3.2 del Anexo Normativo 1, de la Norma Oficial Mexicana NOM-232-SSA1-2009, Plaguicidas: que establece los requisitos del envase, embalaje y etiquetado de productos grado técnico y para uso agrícola, forestal, pecuario, jardinería, urbano, industrial y doméstico, publicada el 13 de abril de 2010.
https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5242199&fecha=04/04/2012#gsc.tab=0
 Recuperado: (02/07/2022).
- [6] DOF (Diario Oficial de la Federación (01/02/2013). Norma Oficial Mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011, Que establece los criterios para clasificar a los residuos de manejo especial y determinar cuáles están sujetos a plan de manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo.
<https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/6633/1/nom-161-semarnat-2011.pdf>
 Recuperado (01/07/2022).
- [7] SADER, SENASICA (2019). (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, Servicio Nacional de Sanidad Inocuidad y Calidad Agroalimentaria). (2019). Manual para el buen uso y manejo de plaguicidas en campo. 1a Edición. 80 pág. En línea:
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/452645/MANUAL_PARA_EL_BUEN_USO_Y_MANEJO_DE_PLAGUICIDAS_EN_CAMPO.pdf Recuperado (02 /07/2022)
- [8] DOF (Diario Oficial de la Federación 11/05/2022). Ley Federal de Sanidad Vegetal. México
<https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LFSV.pdf> Recuperado (05/07/2022).
- [9] Suárez-Eiroa, Brais & Fernández, Emilio & Martínez, Gonzalo. (2021). Integration of the circular economy paradigm under the just and safe operating space narrative: Twelve operational principles based on circularity, sustainability and resilience. *Journal of Cleaner Production*. 322. 129071. 10.1016/j.jclepro.2021.129071.
- [10] Grafström, Jonas & Aasma, Siri. (2021). Breaking Circular Economy Barriers. *Journal of Cleaner Production*. 292. 126002. 10.1016/j.jclepro.2021.126002.
- [11] INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática).
<https://www.inegi.org.mx/app/mapas/?t=0710000000000000&tg=3604> Recuperado (14/07/2022)
- [12] Sociedad de la Industria de Plásticos (SPI) (1988). Código de Identificación de Plástico.
<https://www.reciclajemapres.com/post/como-identificar-el-pl%C3%A1stico> Recuperado (14/07/2022)
- [13] RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA
 URL <http://www.rstudio.com/>.

Residuos vegetales para reducir la movilidad de elementos potencialmente tóxicos y cianuro en residuos de mina

¹Rogelio Carrillo González, ^{*2}Fernando Amílcar Solís Domínguez, ¹Ma. del Carmen A. González Chávez, ²Marco Antonio Espinoza Rodríguez, ²Aseneth Herrera Martínez, ²Angélica López Izquierdo

¹Colegio de Postgraduados, Edafología, Carretera México-Texcoco km 36.5. Texcoco, México. 56230,

²Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ingeniería, Programa de Bioingeniería, Blvd. Benito Juárez S/N, Mexicali B.C. 21280, *(686) 841-8235 ext. 44385, email: solisf@uabc.edu.mx

Resumen

Los residuos de mina (RM) son el más notable impacto de la minería para el ambiente, esto implica un incremento al riesgo de exposición de los organismos a elementos potencialmente tóxicos. El costo de disposición final de estos materiales es muy alto, por lo que la búsqueda de procedimientos económicos y de bajo impacto ambiental justifica la investigación. El objetivo de este trabajo fue evaluar materiales residuales de bajo costo y fácil adquisición para abatir la disponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos (EPT) y el cianuro (CN⁻) en los RM. Se probó el compost, harina de mezquite y aserrín de pino. Después de ocho semanas de estabilización de las mezclas en ciclos de humedad y secado, se determinó la concentración extractable de EPT y la concentración de CN⁻ libre en los diferentes tratamientos. La incorporación de aserrín de pino (15%) disminuyó la disponibilidad de Ba de 15.3 a 5.06 mg kg⁻¹ y redujo la concentración de CN⁻ disponible de 166 mg kg⁻¹ hasta una concentración no detectada ($p < 0.05$). La disponibilidad del As se redujo cuando se adicionó 20% de compost y 1% de cal ($p < 0.05$). La harina de mezquite tuvo poco efecto en la disminución del cianuro libre. La incorporación de cal aumenta el cianuro libre. El uso de 15% de aserrín de pino podría mejorar el establecimiento de plantas en los RM al reducir la concentración disponible de EPT, como el Ba, así como inmovilizar el cianuro para reducir su toxicidad.

Palabras Clave: *Arsénico, aserrín de pino, bario, lixiviación, metales pesados.*

1. Introducción

Los residuos de mina (RM), conocidos coloquialmente como jales, se generan durante los procesos de beneficio de minerales polimetálicos después de moler las rocas que los contienen. Las partículas que se forman se mezclan con agua, reactivos químicos como ácidos fuertes, sales y cianuro de sodio (NaCN); todo ello facilita la liberación de los metales presentes [1]. El impacto ambiental en los sitios donde se disponen los RM es enorme. En general, los RM no reciben tratamiento de descontaminación y pueden permanecer sin vegetación por decenas o cientos de años [2]. La constante acumulación de los RM promueve la formación de estructuras poco consolidadas, presas de jales, lo que aumenta la susceptibilidad de dispersar elementos potencialmente tóxicos (EPT) en el ambiente por erosión eólica e hídrica. Este efecto dispersa los EPT a lo largo de varios cientos de kilómetros y contamina el aire, suelos y cuerpos de agua. En consecuencia, los EPT se catalogan como contaminantes del ambiente [3].

El término EPT hace referencia a metales y metaloides como: As, Al, Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Co, Mn, Fe; los cuales son elementos que generan diversos problemas de salud, tanto para los seres humanos, como para la flora y fauna constitutiva de un ecosistema [4]. Estos metales existen de

manera natural en el ambiente y algunos son necesarios para el desarrollo fisiológico. Sin embargo, el aumento en las concentraciones de los mismos llega a ser altamente tóxico para los organismos vivos [5], lo que se debe a la incapacidad de eliminarlos del organismo, a su afinidad por las grasas y a su alta capacidad de acumulación por procesos fisiológicos normales.

Además de los EPT, en los RM de la explotación del oro, las sales de cianuro (CN^-) representan otro problema. En la minería se pueden usar diversos procedimientos de separación del oro uno de ellos usa sales de CN^- (NaCN , KCN , NH_4CN , entre otros) [6]. La amalgamación es un método efectivo que utiliza CN^- para la separación del oro, pero la desventaja que presenta es la toxicidad de trazas de CN^- en los RM, que es muy tóxico para los organismos. En el continente europeo, la concentración límite permisible es de 5 mg L^{-1} . El CN^- es altamente tóxico para las plantas con efectos inmediatos en las mitocondrias [7], en los humanos causa cianosis.

Ante la problemática que representan los RM debido a la presencia de EPT y cianuro es necesario proponer tecnologías de remediación que ayuden a la estabilización (inmovilización) de los EPT y la transformación de CN^- . Estas tecnologías pueden contribuir en disminuir el impacto de los RM y su riesgo en la lixiviación o erosión. Algunos subproductos agrícolas como el estiércol de vaca o de conejo han sido recomendados para reducir la dispersión de EPT en drenajes ácidos de mina [8]. La activación de las enmiendas puede ayudar a mejorar su eficiencia en la estabilización de algunos contaminantes. La corriente del pensamiento actual implica recurrir a la economía circular para bajar los costos de manejo de residuos. El objetivo de este trabajo fue evaluar materiales residuales de bajo costo y fácil adquisición para abatir la disponibilidad de los EPT y el CN^- en los RM.

2. Metodología

Tres residuos vegetales se evaluaron para conocer su capacidad de inmovilizar EPT y CN^- en un RM: compost de origen vegetal (C), harina de mezquite (HM) y aserrín de pino (AP). Las características del RM son: pH de 8.52, conductividad eléctrica de 3.94 mS cm^{-1} y contenido de materia orgánica de 0.28 %. La concentración total de EPT es: Fe ($11,721 \text{ mg kg}^{-1}$), Mn (607 mg kg^{-1}), Zn (500 mg kg^{-1}), Pb (209 mg kg^{-1}), Ba (108 mg kg^{-1}) y Cu (17 mg kg^{-1}). La concentración total y extractable de cianuro es 677 y 166 mg kg^{-1} , respectivamente.

Los RM se mezclaron con cuatro dosis de cada residuo vegetal: 0 (testigo), 15, 20 y 25%. Los residuos vegetales previamente se secaron y trituraron en un molino de acero inoxidable; se tamizaron en malla de 2 mm de tamaño de poro, para aumentar la superficie de contacto y reacción. Algunos tratamientos recibieron adición de cal (CaCO_3) para reducir la movilidad de los EPT en solución. Las mezclas de los RM con los residuos vegetales se hicieron con residuos vegetales lavados y sin lavar, para analizar el efecto de posibles compuestos solubles en los residuos vegetales que influyeran en la estabilización de los EPT o del CN^- en la solución extractable.

Las mezclas de RM con los residuos vegetales (lavados o no lavados) adicionados o no con 1% de cal (masa total de la mezcla, 50 g) se incubaron a temperatura ambiente durante ocho semanas para su estabilización, en ciclos de humedad (riego con agua desionizada) y secado. La eficiencia de los residuos vegetales para estabilizar EPT y cianuro se evaluó después del proceso de estabilización de las mezclas.

2.1 Determinación de EPT total y extractable

La concentración total de EPT se determinó mediante el método EPA 3050B [9]. Cada muestra (0.5 g) se digirió en 5 mL de $\text{HNO}_3\text{-HCl}$ 1:4, posteriormente se filtró en papel Whatman 42. La concentración extractable o biodisponible de EPT se determinó por el método propuesto por Lindsay y Norvell [10] con la solución de extracción formada por ácido dietilendiamino-pentacético (DTPA) 0.005 M, trietanolamina (TEA) 0.1 M y CaCl_2 0.01 M. En un tubo de plástico de 50 mL se colocaron 5 g de muestra y se añadió 20 mL de DTPA-TEA- CaCl_2 , la muestra se mezcló en un agitador orbital a 120 oscilaciones por minuto (opm) por 2 h y luego se filtró con papel Whatman

42. Las soluciones resultantes de cada ensayo se analizaron en un espectrómetro de absorción atómica marca Perkin Elmer modelo 3100 [11].

2.2. Determinación de cianuro total y libre o extractable

El cianuro total en las muestras se determinó según lo propuesto por Patnaik [12]. En un matraz Erlenmeyer de 250 mL se agregó 1 g de muestra y 100 mL de NaOH a 10%. La muestra se agitó por 24 h a 100 opm. Para evitar las interferencias de los iones nitrato o nitrito se agregó 200 mg de ácido sulfámico (H_3NSO_3) y para las interferencias de compuestos de sulfuro se agregó 25 mg de carbonato de plomo (PbCO_3). Una vez preparada la solución, los compuestos de CN^- se extrajeron por destilación. El destilado se diluyó a 10% con una solución de NaOH 10% y luego se tituló con una solución de AgNO_3 0.01M en presencia de 1 mL de KI (5%) en agua desionizada como indicador [13].

En las muestras se determinó la concentración de CN^- libre (forma biodisponible del CN^-), de acuerdo con la técnica propuesta por Obiri et al., [14]. Cada muestra (1 g) se agitó con 100 mL de NaOH (a 10%) durante 24 h a 100 opm. Posteriormente, el sobrenadante se separó por decantación y se tituló con AgNO_3 0.01M en una muestra de 10 mL con 1 mL de KI a 5% en agua desionizada. Así mismo, se realizó la medición en una muestra testigo con el mismo volumen de NaOH 10%, pero sin muestra. La concentración total y libre de CN^- se calculó según Obiri [14].

2.3 Análisis estadístico

El análisis de varianza (ANOVA) se realizó para identificar diferencias entre los tratamientos mediante un diseño experimental completamente al azar ($\alpha=0.05$). La prueba de Tukey se usó para la comparación de medias. Se utilizó el software Minitab v.2018 en los análisis estadísticos.

3. Resultados y discusión

3.1 Efecto de los residuos vegetales en la estabilización de EPT en los residuos de mina

Después de ocho semanas de incubar las mezclas de RM con los diferentes residuos vegetales se observó que no hubo diferencia significativa ($p>0.05$) en la disponibilidad de EPT debido a los tratamientos: lavado o no de los residuos vegetales. En algunos casos, los residuos vegetales favorecieron la disponibilidad de EPT (datos no presentados). Sin embargo, los tratamientos con las mezclas de residuos vegetales y RM presentaron diferencias significativas ($p<0.05$) en la disponibilidad de Ba, observándose el mayor efecto con la adición de 15% de aserrín de pino. El tratamiento de 20% de compost y 1% de cal redujo significativamente ($p<0.05$) la disponibilidad de As en los RM (Tabla 1).

Tabla 1. Reducción de la disponibilidad de Ba y As por la aplicación de aserrín de pino (AP) y compost (C) en residuos de mina (RM).

Tratamiento RM	[Ba] extractable mg kg^{-1}	[As] extractable mg kg^{-1}
Control	15.13 \pm 0.86	2.11 \pm 1.96
AP 15%	5.06 \pm 2.39	
C 20% + cal 1%		0.006 \pm 5.71 $\times 10^{-7}$

Los valores son promedios \pm la desviación estándar, $n=3$.

3.2 Efecto de los residuos vegetales en la estabilización de CN^- en los residuos de mina

La adición de cal disminuyó significativamente la concentración total de CN^- en los RM ($p < 0.05$), de 676 mg kg^{-1} a 485 mg kg^{-1} ; sin embargo, no contribuyó en reducir la concentración libre o extractable de CN^- . La concentración libre de CN^- en los RM (166 mg kg^{-1}) disminuyó significativamente con la adición de 15, 20 y 25% de AP (sin lavar y sin cal, $p < 0.05$) hasta una concentración libre de CN^- no detectada (15 y 20 % de AP) (Figura 1).

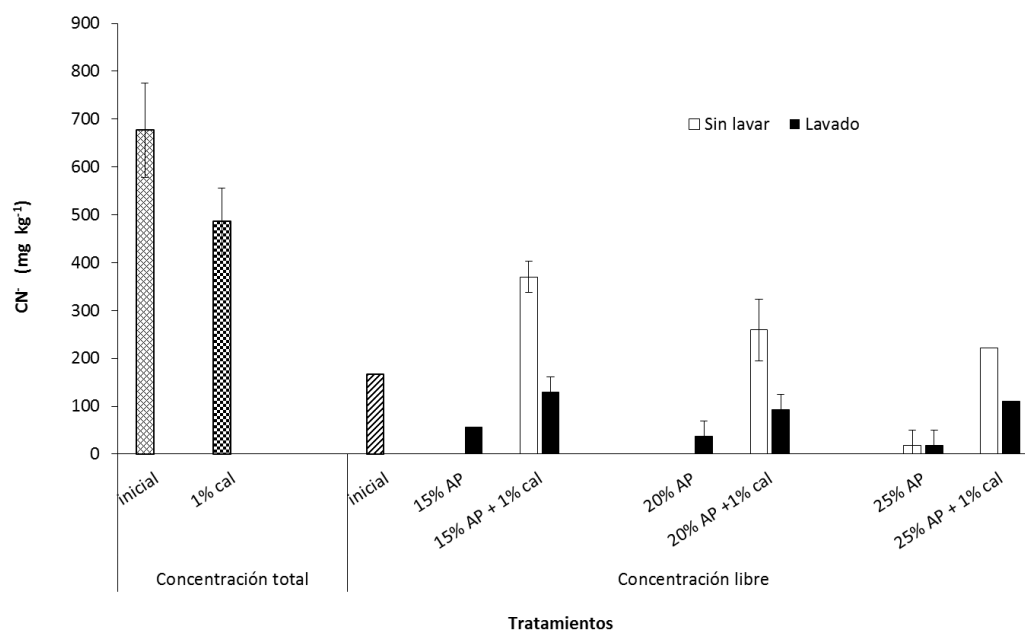


Figura 1. Estabilización de cianuro (CN^-) en residuos de mina mediante la aplicación de aserrín de pino (AP). Se muestran valores promedio, las barras de error representan la desviación estándar, $n=3$.

La adición de harina de mezquite (HM) y compost fueron menos efectivas para reducir la concentración libre de CN^- . Sin embargo, la adición de 25% de harina de mezquite lavada y sin cal disminuyó significativamente la concentración libre de CN^- de 166 mg kg^{-1} a 55 mg kg^{-1} ($p < 0.05$, Figura 2). La HM en las otras dosis incrementó la disponibilidad de EPTs y CN^- de los RM, lo cual puede relacionarse con el contenido de azúcares y sus cargas negativas o bien a la capacidad para formar complejos solubles con el CN^- . Sin embargo, el mecanismo debe comprobarse con otros experimentos.

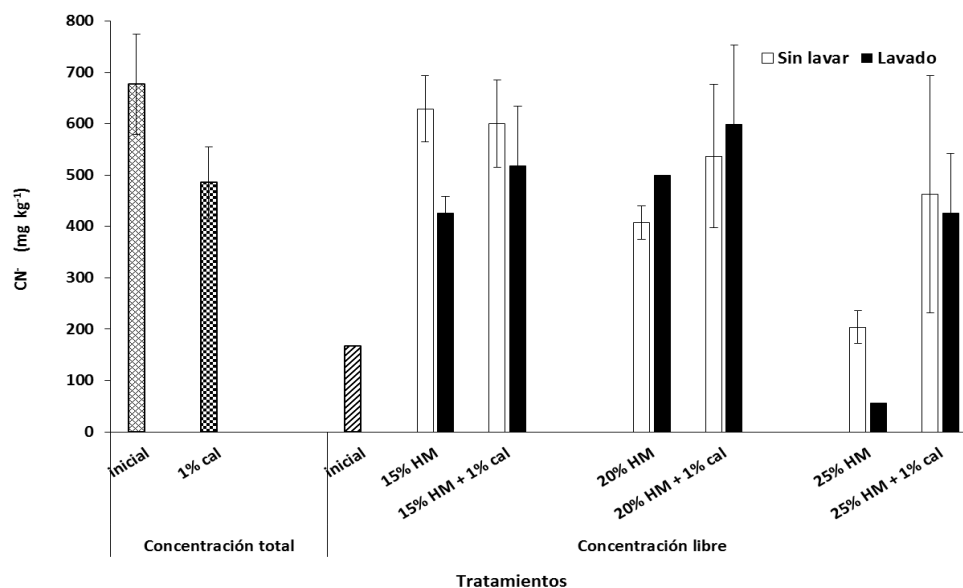


Figura 2. Estabilización de cianuro (CN) en residuos de mina mediante la aplicación de harina de mezquite (HM). Las barras representan valores promedio, las barras de error representan la desviación estándar, $n=3$.

En el caso del compost como enmienda se requiere adicionar 25% sin lavar y sin cal para disminuir significativamente el CN⁻ libre ($p<0.05$) de los residuos de mina (de 166 mg kg^{-1} a 55 mg kg^{-1} , Figura 3), lo que implica que este material tiene muy baja capacidad de adsorción del anión. No se recomienda lixiviar el compost para activarlo, pues incrementa la disponibilidad del CN⁻.

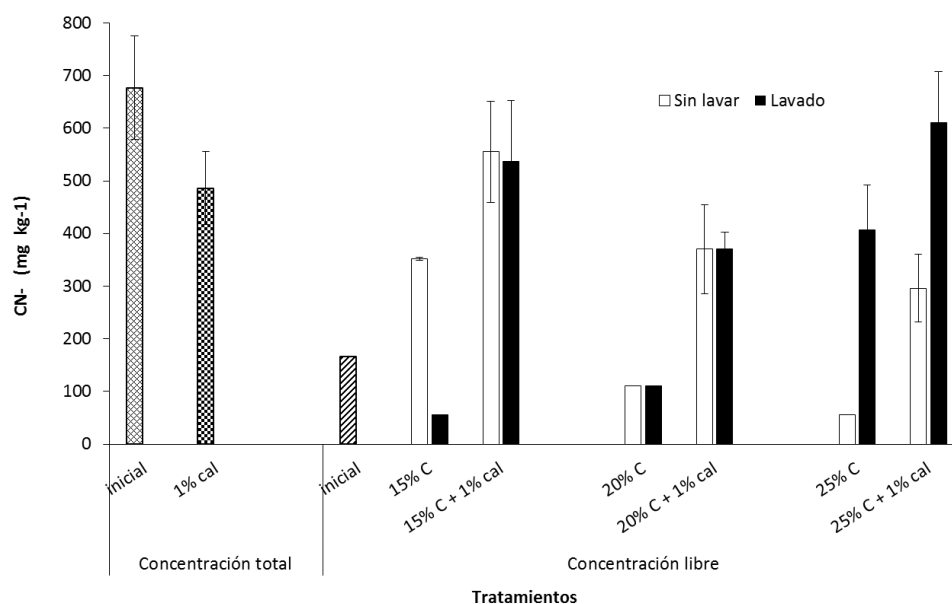


Figura 3. Estabilización de cianuro (CN) en residuos de mina (RM) mediante la aplicación de compost (C). Las barras representan valores promedio, las barras de error representan la desviación estándar, $n=3$.

4. Conclusiones

El uso de 20% de aserrín de pino redujo la concentración disponible de EPT, como el Ba, así como la de CN⁻. Esta enmienda podría mejorar las condiciones para el establecimiento de plantas en los residuos de mina, al mejorar la estructura y aireación de estos materiales y favorecer su remediación. Lavar el compost como método de activación incrementa la disponibilidad de CN⁻, por lo que no se recomienda.

Agradecimientos

Esta investigación recibió financiamiento procedente de la 22^a Convocatoria interna de apoyo a proyectos de investigación de la Universidad Autónoma de Baja California. Clave del proyecto 105/6/C/41/22. Se usaron recursos del Colegio de Postgraduados para apoyar esta investigación.

Referencias

- [1] Armienta M.A., Villaseñor Cabral G., Romero F.M. (2005). Propuesta de estrategia metodológica para la evaluación de la peligrosidad de jales mineros en México. XXVI Convención Internacional de Minería, Veracruz, Ver.
- [2] Carrillo González, R., González-Chávez, M.C.A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144, 84–92. doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006Get rights and content
- [3] Briffa J., Sinagra E., Blundell R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*. 6, e04691. doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691
- [4] Vardhan K.H, Kumar P.S, Panda R.C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*. 290, 2-22. doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111197.
- [5] Ullah A., Heng S., MunisM.F.H., Fahad S., Yand X. (2015). Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: A review. *Environmental and Experimental Botany*. 117, 28-40. doi.org/10.1016/j.envexpbot.2015.05.001
- [6] Dong, K., Xie, F., Wang, W., Chang, Y., Lu, D., Gu, X., Chen, C. (2021). The detoxification and utilization of cyanide tailings: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 302, 126946. doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126946.
- [7] Taiz L., Zeiger E. (2006). *Plant Physiology*. Fourth edition, Sinauer Associates Inc., Publishers. Sunderland, Massachusetts, USA.
- [8] Carrillo-González R., Gatica García B.G., González-Chávez M.C.A., Solís-Domínguez F.A. (2022). Trace Elements Adsorption from Solutions and Acid Mine Drainage Using Agricultural By-products. *Soil and Sediment Contamination: an International Journal*. 31, 348–366. doi.org/10.1080/15320383.2021.1942430
- [9] U.S. EPA. 1996. “*Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils*,” Revision 2. Washington, DC.
- [10] Lindsay W.L., Norvell, W.A. (1978) Development of a Dtpa Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428. doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x

- [11] Perea-Vélez Y.S., Carrillo-González R., Solís-Domínguez F.A., González-Chávez M. C.A. (2015). Fitorremediación de un residuo de mina asistida con enmiendas y bacterias promotoras de crecimiento. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*. 6, 31-49. DOI 10.7603/s40682-015-0003-4
- [12] Patnaik, P. (2017). *Handbook of environmental analysis: Chemical pollutants in air, water, soil, and solid wastes*, third edition. In *Handbook of Environmental Analysis: Chemical Pollutants in Air, Water, Soil, and Solid Wastes, Third Edition*.
- [13] Nava-Alonso, F., Elorza-Rodríguez, E., Uribe-Salas, A., Pérez-Garibay, R. (2007). Análisis químico de cianuro en el proceso de cianuración: revisión de los principales métodos. *Revista de Metalurgia*, 43, 20–28. doi.org/10.3989/revmetalm.2007.v43.i1.48
- [14] Obiri S., Dodoo D.K., Okai-Sam F., Essumang D.K. (2007). Determination of free cyanide and total cyanide concentrations in surface and underground waters in Bogoso and its surrounding areas in Ghana. *Bull. Chem. Soc. Ethiop.* 21, 213-220.

Manejo de residuos durante la pandemia a nivel mundial

¹Juan Carlos Rodríguez Granados, ¹Rosa María Espinosa Valdemar, ¹Maribel Velasco Pérez

¹ Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Área de Tecnologías Sustentables, Av. San Pablo Xalpa No 180, Col. Reynosa Tamaulipas, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, México, CP. 02200.
Teléfono: 55 5318 90 62 y email: rmev@azc.uam.mx y mvp@azc.uam.mx.

Resumen

La emergencia sanitaria debida al COVID-19, ha traído consigo grandes desafíos en el manejo de los residuos, y esta situación se acentúa en las ciudades grandes. La alta transmisión del virus SARS CoV-2 y su permanencia sobre objetos son considerados factores de riesgo en el desarrollo de las actividades de recuperación y aprovechamiento de los residuos sólidos urbanos (RSU). También ha perturbado la dinámica global de generación de residuos, al punto de modificar su composición y cantidad. En este trabajo, se investigó en distintas fuentes bibliográficas tales como libros, reportes, protocolos de gobiernos y artículos científicos el manejo de residuos potencialmente contaminados por el SARS CoV-2. Se determinó que a nivel mundial existen similitudes respecto a la separación, recolección y tratamiento de los residuos potencialmente contaminados con el virus SARS-CoV-2; como la disposición de los residuos en doble bolsa; el etiquetado con símbolo de riesgo biológico y la incineración como tratamiento final. Hasta la fecha, varios países han instituido políticas para garantizar una gestión sostenible de residuos y, al mismo tiempo, proteger la seguridad de trabajadores formales e informales.

Palabras clave: *Manejo de residuos, pandemia, protección personal, residuos sólidos urbanos, tratamiento.*

1. Introducción

Durante la crisis sanitaria a causa del SARS CoV-2, las medidas de confinamiento que se implementaron para disminuir los contagios cambiaron significativamente el estilo de vida de la población. La pandemia ha ocasionado un incremento acelerado en el consumo de alimentos, papel higiénico, mascarillas, guantes y productos de limpieza, suscitando, por ende, la eliminación de estos productos, generando, toneladas de desechos [1].

Desde el enfoque ambiental y de salud pública, un apropiado manejo de residuos desde su generación permite mitigar los impactos negativos en el ambiente y en la salud, y de igual manera, reduce la presión sobre los recursos naturales [2]. La emergencia sanitaria por COVID-19 ha modificado en gran parte la composición de los residuos generados, que, aunado a las deficiencias de los sistemas de gestión de residuos existentes antes de la pandemia, han amenazado con exacerbar los problemas ambientales y de salud, especialmente en países en desarrollo [3].

A nivel mundial, se han establecido protocolos operativos en la gestión de residuos sanitarios y RSU contaminados por el SARS CoV-2, con medidas específicas de protección (uso de cubrebocas, guantes y gel antibacterial, así como también sanitización de lugares de trabajo). También se han emitido disposiciones para mitigar cualquier riesgo potencial de infección por SARS CoV-2 durante el manejo de residuos [4].

Cada país ha emitido normativas y recomendaciones específicas para una correcta separación y manejo de los residuos desde la fuente de origen, incluyendo los residuos COVID-19 (residuos

potencialmente contaminados con el virus SARS-CoV-2) generados también en centros de salud y hospitales. En México la competencia para el manejo de los RSU es de las autoridades municipales, mientras que el de los peligrosos (por ejemplo, los residuos de equipos de protección personal potencialmente contaminados con el virus SARS-CoV-2 generados en centros de salud) es responsabilidad de la federación. Las medidas para el manejo de residuos COVID-19 se plantearon a nivel federal y las autoridades locales fueron las responsables de implementarlas. Entre éstas se encuentran [5]:

- Separar los residuos lo más cerca posible de la fuente
- Colocar los residuos separados en contenedores o bolsas identificables, etiquetados por colores
- Indicar las instrucciones para la correcta separación de los residuos cerca del contenedor
- Usar bolsas de doble capa. Los residuos deben almacenarse en una bolsa o contenedor especializado, sellado, y luego depositarla en la segunda bolsa o contenedor

El objetivo de este trabajo es analizar los protocolos de manejo de residuos sólidos urbanos establecidos por los distintos gobiernos a nivel mundial durante la pandemia por COVID-19.

2. Metodología

Para cumplir con el objetivo, se realizó una revisión cualitativa en distintas fuentes de información como libros, documentos oficiales, revistas científicas y páginas oficiales de gobierno, de la manera en que se adecuaron los sistemas de gestión de los RSU, así como su generación durante la pandemia y las medidas adoptadas por las instituciones para proteger la salud de la población y de los trabajadores a nivel mundial. A continuación, se describen las etapas para la elaboración de este trabajo.

2.1 Recopilación de información

Se recopiló la información que se obtuvo con una búsqueda hemerográfica y se organizó mediante tablas, para observar el comportamiento de la generación de residuos y los protocolos de manejo de residuos establecidos en diferentes países durante la pandemia.

2.2 Análisis de la información obtenida

Se realizó un análisis cualitativo de la información obtenida para establecer sus relaciones, diferencias o semejanzas, con la finalidad de comparar las medidas establecidas para el manejo de residuos durante la pandemia en el manejo de los residuos.

3. Resultados y discusión

3.1 Manejo de residuos sólidos urbanos durante la pandemia

En la revisión bibliográfica que se realizó se identificó muy poca información sobre la generación de residuos COVID-19 en los RSU. Se encontró que en la Ciudad de México se entregaron de forma diferenciada al servicio público de limpia 4.98 t de residuos COVID-19 del 23 de abril al 31 de diciembre de 2020 [6].

En 2020, se publicó el reporte *Waste Management during the COVID-19 Pandemic*, en donde se presenta información sobre la gestión de residuos COVID-19 generados en los RSU y en centros de salud. Los datos se recopilaron mediante revisión documental, así como también con encuestas en los países, para este informe se priorizaron los documentos oficiales publicados después del año 2000 [7]. En el estudio se reporta la cantidad de residuos COVID-19 que se generaron en distintos

países durante la pandemia (tabla 1). Cabe señalar que las cifras presentadas en la tabla 1 pueden estar subestimadas. Por ejemplo, la generación para México se reporta en 32 t/año pero Torralva Chicas y colaboradores [8] estimaron que tan solo en los hospitales de la Secretaría de Salud de la Ciudad de México se generaron 215 t más de residuos peligrosos biológico infecciosos de marzo de 2020 a febrero de 2021, que de marzo de 2021 a febrero de 2020. En este estudio el aumento en la generación de residuos se atribuyó a los residuos COVID-19.

Tabla 1. Generación y gestión de residuos COVID-19 en centros de salud

País	Generación de residuos médicos (t/día)	Tratamiento a los residuos médicos
Japón	876	Autoclave e incineración
India	550 (antes de la pandemia) 608 (durante la pandemia)	Incineración
Indonesia	290	Desinfección en la fuente Incineración
Tailandia	152	Autoclave, incineración y relleno sanitario
Malasia	50	Incineración
México	32	Autoclave e incineración
Afganistán	27	Incineración
Bangladesh	206	Autoclave, incineración y vertederos

Fuente: Elaborado con datos de UNEP [7].

3.2 Estrategias establecidas para la gestión de residuos sólidos urbanos durante la pandemia

Es de vital importancia separar los residuos médicos generados en domicilios y en centros de salud de forma adecuada no solo en la fuente, sino también en el almacenamiento y transporte, así se evitan impactos negativos sobre la salud y al ambiente.

Países como México, Estados Unidos, Japón, Francia y Colombia cuentan con una codificación por colores para separar los residuos médicos generados en centros de salud, la cual facilita que el personal que los manipula mantenga la separación de los mismos durante el transporte, el almacenamiento, el tratamiento y la eliminación. Este código de colores ha proporcionado una indicación visual del riesgo potencial que suponen los residuos en cada contenedor [7]. En la tabla 2, se observa el esquema de segregación y recolección recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para los centros de salud.

Tabla 2. Esquema de segregación y recolección de residuos sólidos recomendado por la OMS para los centros de salud

Categorías de residuos	Color del envase y etiquetado	Tipo de contenedor	Frecuencia de recolección
Residuos infecciosos	Amarillo con símbolo de riesgo biológico (los desechos altamente infecciosos deben marcarse adicionalmente como ALTAMENTE INFECCIOSO)	Bolsa de plástico resistente a prueba de fugas colocada en un contenedor (las bolsas para desechos altamente infecciosos deben poder esterilizarse en autoclave)	Cuando se llenen tres cuartas partes del contenedor o al menos una vez al día
Residuos cortantes y punzantes	Amarillo, marcado con símbolo de riesgo biológico	Contenedor a prueba de pinchazos	Cuando se llenen tres cuartas partes del contenedor
Residuos patológicos	Amarillo, con símbolo de riesgo biológico	Bolsa de plástico fuerte a prueba de fugas colocada en un contenedor	Cuando se llenen tres cuartas partes del contenedor o al menos una vez al día
Residuos químicos y farmacéuticos	Etiqueta marrón con el símbolo de peligro apropiado	Plástico o contenedor rígido	Bajo demanda
Residuos radiactivos	Etiquetado con el símbolo de radiación	Caja de plomo	Bajo demanda
Residuos sanitarios	Negro	Bolsa de plástico dentro de un recipiente que se desinfecta después de su uso	Cuando se llenen tres cuartas partes del contenedor o al menos una vez al día

Fuente: Elaborado con datos de UNEP [7].

Para el manejo de residuos domiciliarios potencialmente contaminados con el virus SARS-CoV-2 en México se recomendó almacenarlos en doble bolsa de plástico, rociar la bolsa exterior con una solución de cloro, etiquetar la bolsa exterior con la leyenda “COVID” y guardar la bolsa en un lugar alejado y ventilado hasta su recolección [9].

Como se ha mencionado, cada país gestiona de manera distinta los RSU, en la tabla 3 se muestra como el manejo reportado de estos a nivel mundial. Cabe aclarar que la tabla incluye las medidas pronunciadas oficialmente por los países o las reportadas en artículos científicos, pero no se ha verificado si éstas se implementaron o no. En el caso particular de México estudios anteriores y la baja generación de residuos COVID-19 (32 t/año) sugieren que el manejo de los residuos COVID-19 en los RSU no se implementó con estas medidas de seguridad [8]-[9].

Tabla 3. Tipo de manejo de residuos sólidos urbanos a nivel mundial durante la contingencia

País	Gestión de residuos durante la pandemia				
	Separación de RSU de los sanitarios en hogares durante la pandemia	Separación de RSU de los sanitarios en hogares con pacientes COVID-19	Depósito de residuos en doble bolsa	Recolección de residuos sólidos en horarios establecidos	Tratamiento térmico a los residuos contaminados por COVID-19
Alemania	✓	✓	✓	No se menciona	No se menciona
Argentina	✓	✓	✓	✓	No se menciona
Austria	✓	✓	✓	✓	✓
Bélgica	✓	Eliminación de desechos diariamente	✓	No se menciona	✓
Bolivia	✓	✓	✓ 3 bolsas	✓	No se menciona
Canadá	✓	✓	No se menciona	✓	No se menciona
Chile	✓	✓	✓	No se menciona	No se menciona
Ecuador	✓	✓	1 bolsa	No se menciona	No se menciona
Estados Unidos de Norteamérica	✓	✗	✓	No se menciona	No se menciona
Eslovaquia	✗	✓	No se menciona	No se menciona	No se menciona
Francia	✓	✓	✓	Se recogen de puerta en puerta	No se menciona
Irlanda	✓	✓	✓	No se menciona	No se menciona
México	✓	✓	✓	No se realiza la acción	Residuos médicos de centros de salud y los acopiados de domicilios de forma diferenciada
Nueva Zelanda	✓	Desechos contaminados por COVID-19 se consideran aptos para el reciclaje	✗	✗	✗

Tabla 4. Tipo de manejo de RSU a nivel mundial durante la contingencia (continuación)

País	Gestión de RSU durante la pandemia				
	Separación de RSU de los sanitarios en hogares durante la pandemia	Separación de RSU de los sanitarios en hogares con pacientes COVID-19	Depósito de residuos en doble bolsa	Recolección de residuos sólidos en horarios establecidos	Tratamiento térmico a los residuos contaminados por COVID-19
Portugal	⊗	Desechos contaminados por COVID-19 se almacenan 72 horas para disminuir infección	⊗	No se menciona	No se menciona
Suiza	✓	⊗	✓	No se menciona	No se menciona
Turquía	✓	✓	✓	No se menciona	✓

Fuente: Elaborado con datos obtenidos de: [4], [7], [10]-[17]

En cuanto al tratamiento de los residuos sanitarios, en particular los residuos COVID-19, se han establecido siguiendo las directrices y normativas locales, en su mayoría mediante el tratamiento térmico como incineración.

3.3 Comparación sobre las medidas en el manejo de residuos durante la pandemia y elaboración del diagnóstico

Con el fin de encontrar similitudes y diferencias en la gestión de residuos a nivel mundial de acuerdo con el reporte, se elaboró la Tabla 4.

Tabla 5. Acciones y estrategias implementadas a nivel mundial por la pandemia COVID-19.

Acciones o estrategias	México	Argentina	Bolivia	Ecuador	USA	Irlanda	Nueva Zelanda	Portugal	Suiza	Turquía
Medidas preventivas	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Distanciamiento social	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Uso de Equipos de Protección Personal	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Cierre de establecimientos	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Sanitización de objetos	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Programas y acciones para el manejo de residuos durante la pandemia	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Tabla 6. Acciones y estrategias implementadas a nivel mundial por la pandemia COVID-19, (continuación)

Acciones o estrategias	México	Argentina	Bolivia	Ecuador	USA	Irlanda	Nueva Zelanda	Portugal	Suiza	Turquía
Dotación de EPP a los recolectores formales e informales	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Manejo de residuos durante la pandemia Desechar en doble bolsa	✓	✓	3 bolsas	1 bolsa	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Separación de residuos sólidos de los médicos en casos sospechosos	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
Separación de residuos sólidos de los médicos en casos no sospechosos	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✓
Horario establecido de recolección	✗	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✗
Etiquetar las bolsas con el símbolo de riesgo biológico	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Desinfectar con solución de cloro las bolsas que contienen los residuos médicos	✓	✓	✓	A1 5%	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Tratamiento de residuos (incineración)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Fuente: Elaborado con datos obtenidos de: [4], [7], [8], [10]-[18]

Como se ha observado, durante la pandemia, ha sido necesario el uso de equipos de protección personal para evitar el contagio. De acuerdo con los reportes, el servicio de recolección debe hacer uso de estos con regularidad.

Con los datos de la tabla 4, se determinó que los países que se incluyen en este estudio tienen establecidos los protocolos de seguridad recomendados por la OMS con respecto a las medidas para prevenir el contagio entre la población. Sin embargo, no fue posible verificar la implementación de éstos en esta investigación.

Otra de las similitudes encontradas es que los distintos gobiernos han implementado programas y acciones para realizar un adecuado manejo de residuos, además de proporcionar equipo de protección personal (EPP) a los trabajadores de limpia. Aunque existen reportes de que en México los trabajadores de limpia no utilizan regularmente los EPP durante su jornada [8]-[9].

Con relación al manejo de residuos, la mayoría de los países han recurrido a recomendar depositar los desechos en doble bolsa, en el caso de Ecuador, se ha mantenido el uso de una sola bolsa, no obstante, en Bolivia implementaron utilización de tres bolsas para mitigar el riesgo de infección entre la ciudadanía y el personal de limpia.

Asimismo, se ha determinado que los países incluidos en este estudio presentan semejanzas en la separación de residuos sólidos de los médicos en casos sospechosos de COVID-19, en el caso de los no sospechosos, únicamente Estados Unidos no realiza la separación, ya que los considera como RSU.

Por otro lado, se destaca que Argentina, Bolivia, Noruega y Perú, han establecido horarios específicos para la recolección de los residuos en las casas-habitación e instalaciones, teniendo como principal objetivo disminuir el riesgo de contagio; el resto de los países que se mencionan en este estudio, no han señalado tal actividad, por lo que se presume, cuentan con diferentes horarios para recoger los desechos.

Una de las medidas en la que coinciden todos los países es el etiquetado de las bolsas que contienen los residuos médicos y los contaminados por COVID-19 con el símbolo de riesgo biológico, y su desinfección con solución de cloro, cabe señalar que estas estrategias fueron también recomendadas por la OMS para disminuir el contagio entre la población.

De igual manera, de acuerdo con la información obtenida, los gobiernos han manifestado que los residuos médicos o sanitarios, son y deben ser incinerados para eliminar agentes biológicos para evitar la propagación de la COVID-19. Destaca que la cantidad total de este tipo de residuos generados a nivel mundial se desconoce, debido a que diariamente se desechan materiales y la información sobre su generación no está disponible, además, en los países en vías de desarrollo es probable que se envíen los desechos a los rellenos sanitarios o tiraderos clandestinos.

En este trabajo, se logró identificar las distintas medidas llevadas a cabo por otros países con relación a la separación, recolección y tratamiento de residuos sólidos. De acuerdo con el reporte, el tratamiento estipulado en México coincide con el de Alemania, Chile, Honduras, Italia, Suecia, entre otros. Sin embargo, en México en la práctica el manejo de los residuos COVID-19 generados con los RSU no se realiza de acuerdo con lo establecido. En lo que concierne a la segregación de desechos domiciliarios de los sanitarios, diversas fuentes informaron que se depositan en otra bolsa con un rótulo del símbolo de riesgo biológico y también han indicado que se lleva a cabo la incineración de residuos para eliminar patógenos.

4. Conclusiones

La pandemia por COVID-19 ha impactado significativamente en el desarrollo económico y la salud, por lo que se desprende un llamado a nivel mundial urgente para que la gestión de residuos en casas-habitación, instalaciones médicas y desechos tóxicos sean tratados como un servicio público esencial. De esta manera, se mitigarán las amenazas potenciales de la pandemia de COVID-19 sobre la sostenibilidad ambiental y salud.

Desde el inicio de la pandemia, los gobiernos han implementado medidas para disminuir la propagación del virus y gestionar de manera adecuada los residuos sólidos y los generados por pacientes COVID-19 mediante protocolos y documentos oficiales para hacer frente a la problemática sobre los sistemas de manejo.

Se ha analizado las acciones llevadas a cabo en los países incluidos en este estudio, algunos presentaron ciertas similitudes con relación a las medidas de prevención (uso de equipos de protección personal, distanciamiento social, sanitización de objetos).

Sin embargo, no se puede confirmar con certeza el tipo manejo de los residuos generados durante la pandemia (separación de residuos sólidos con los médicos, marcar con símbolo de riesgo biológico y desinfección de las bolsas o contenedores con solución de cloro), debido a que existen múltiples factores por los cuales la ciudadanía no lleva cabo al 100% estas medidas, desde el poco espacio en domicilios, falta de información sobre el manejo, falta de tiempo, por mencionar algunos.

A pesar de los enormes desafíos que ha originado la pandemia, los distintos gobiernos comparten algunas iniciativas necesarias para prevenir el riesgo de infección durante la gestión de residuos a nivel mundial.

Por último, se enfatiza que se debe tomar en cuenta que la pandemia no ha terminado, por lo tanto, se tiene que mantener las medidas recomendadas a nivel mundial sobre la gestión de residuos.

Referencias

- [1] PNUMA (2020). Fichas técnicas de gestión de residuos COVID-19. En línea <https://buff.ly/2Ck08aO> Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [2] UANL (2019). La importancia del manejo de residuos. RIBASA. En línea <https://www.ribasa.com.mx/enterate-detalle.php?nota=NQ==> Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [3] Eljarrta, E (2020, mayo 5). Daños colaterales de la COVID-19: el resurgir del plástico. The Conversation. Recuperado de: <https://theconversation.com/danos-colaterales-de-la-covid-19-el-resurgir-del-plastico-137803> (2021, septiembre 10)
- [4] Kumar, A. Nazrul, I. Sarker, A. (2021, abril 20). COVID-19 and municipal solid waste (MSW) management: a review. Environmental Science and Pollution Research. Springer. pp 28994-29008
- [5] ISWA (2020). Waste Management During the COVID-19 Pandemic. En línea https://www.humanitarianlibrary.org/sites/default/files/2020/07/ISWA_Waste_Management_During_COVID-19.pdf Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [6] SEDEMA (2020) Inventario de Residuos Sólidos de la Ciudad de México. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México.
- [7] UNEP. (2020). Waste Management during the COVID-19 Pandemic. Institute for Global Environmental Strategies. United Nations Environment Programme. Japón.
- [8] Torralva Chicas L., Velasco Pérez M. (2021) *Manejo de residuos de equipos de protección personal derivados de la pandemia de COVID-19 en la Ciudad de México*. Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. Residuos sólidos en el México actual. SOMERS A.C. 14 (1): 97-107. ISSN: 2395-8170
- [9] Tecorralco Bobadilla A. L., Pérez Aragón B., Vázquez Morillas A, Espinosa Valdemar R.M., Velasco Pérez M., Cruz Salas A. A. (2020). *Prácticas de seguridad e higiene en la recolección de residuos en el contexto del COVID-19: un ensayo de ciencia ciudadana*. Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. SOMERS A.C. 11(1): 378-385. ISSN: 2395-8170
- [10] Land Oberösterreich. (2021). Corona-Virus: Entsorgung von Abfällen. Umwelt und Natur. En línea <https://www.land-oberoesterreich.gv.at/232676.htm> Recuperado el 19 de agosto de 2022.
- [11] Maire. (2020). Comment adapter la gestion des déchets en période d'épidémie?. Maire info. Le quotidien d'information des élus locaux. En línea <https://www.maire->

- [info.com/coronavirus/comment-adapter-la-gestion-des-dechets-en-periode-d-epidemie--article-24001](https://www.info.com/coronavirus/comment-adapter-la-gestion-des-dechets-en-periode-d-epidemie--article-24001) Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [12] Ministro Federal del Medio Ambiente de Alemania. (2020). Abfalltrennung in Zeiten der Coronavirus-Pandemie wichtiger denn je. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz, nukleare sicherheit und verbraucherschutz En línea <https://www.bmu.de/pressemitteilung/abfalltrennung-in-zeiten-der-coronavirus-pandemie-wichtiger-denn-je/> Recuperado el 19 de agosto de 2022.
- [13] Ministerio del Ambiente. (2020). Protocolo de manejo de desechos generados ante evento coronavirus COVID-19. Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y emergencias. En línea <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2020/04/PROTOCOLO-DE-MANEJO-DE-DESECHOS-COVID-19.pdf> Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [14] Ministerio de Salud. (2020). Medidas generales y específicas de bioseguridad y manejo de residuos sólidos a aplicarse en viviendas durante la emergencia sanitaria por COVID-19. Ministerio de Salud, Ministerio de Medio Ambiente y Agua. En línea: https://www.mmaya.gob.bo/wp-content/uploads/2020/04/20200420-RE-BIMINISTERIAL-001_2020-DIFUSION.pdf Recuperado el 19 de agosto de 2022.
- [15] Minister Životného Prostredia. (2020). Aktualizované usmernenie k nakladaniu s odpadom v kontexte šírenia koronavírusu COVID-19. Ministerstvo Životného Prostredia Slovenskej Republiky. En línea: <https://www.minzp.sk/spravy/usmernenie-k-nakladaniu-odpadom.html> Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [16] MINSAL. (2020). Recomendaciones para la gestión de residuos reciclables en contexto de COVID-19. Ministerio de Salud (MINSAL), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAYDS). En línea https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/recomendaciones_para_la_gestion_de_residuos_reciclables_en_contexto_de_covid-19.pdf Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [17] Shubham Ghildiyal. (2021). *Healthcare Waste Management for Covid-19 in Ireland*. Initial Medica. En línea <https://www.initial.ie/blog/healthcare-waste-management-for-covid19-ireland/> Recuperado el 19 de agosto de 2022
- [18] SEMARNAT. (2020). Cartilla de Mejores Prácticas para la Prevención del COVID-19 en el manejo de los residuos sólidos urbanos (RSU). En línea https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/545891/Cartilla_de_Mejores_Practicas_para_la_Preencion_del_COVID-19.pdf Recuperado el 19 de agosto de 2022

Manejo de sargazo en el Estado de Quintana Roo

¹Gloria Inés González López, ²Abigail Zamora Hernández

¹Laboratorio de Gestión y Control Ambiental, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana. Prol. Oriente 6
N° 1009, Col. Rafael Alvarado. Orizaba, Ver. CP 94340. México. Tel. 01-22-88-42-17-00 ext 33303.
e-mail: glorgonzalez@uv.mx.

²Instituto de Ingeniería, Universidad Veracruzana. Av. Juan Pablo II S/N, Costa Verde, Boca del Río, Ver.
C.P. 94292. México.

Resumen

El sargazo es una macroalga parda, constituida principalmente por dos tipos: *Sargassum natans* y *S. fluitans*. En el 2013 el volumen de sargazo a lo largo de la costa del Caribe mexicano alcanzó los dos metros cúbicos por metro lineal de playa, en el 2015 aumentó al doble, y en 2018 se calcula que el volumen fue tres o cuatro veces mayor que tres años antes. Los arribazones de sargazo acumuladas en la línea costera han modificado las playas e incrementado su erosión; en el sector turístico afecta la estética del lugar y el ingreso a la playa, además de la presencia de mal olor por la descomposición del alga. En este trabajo se efectuó la búsqueda, revisión y análisis de documentos relacionados con el estudio del sargazo, así como de los lineamientos y la normatividad aplicable para mitigar los impactos negativos que ocasiona. De igual manera, se efectuaron recorridos en diversas zonas del estado de Quintana Roo afectadas por el alga, cuyo objetivo fue constatar su manejo y disposición final. Los resultados muestran que existen intervenciones e iniciativas por parte de los tres órdenes del gobierno, así como de especialistas y de la sociedad civil, que han unido esfuerzos para resolver el problema ocasionado por el sargazo. No obstante, la cantidad que arriba a las costas supera la infraestructura y los recursos económicos disponibles, por lo que su manejo y disposición final se llevan a cabo de manera inadecuada.

Palabras Clave: *Disposición final, residuo de manejo especial, sargazo.*

1. Introducción

El sargazo flota en la superficie del mar de zonas tropicales y subtropicales; en altamar constituyen el hábitat de una gran diversidad de especies marinas. A partir del 2011 varios puntos de la costa del Caribe mexicano comenzaron a recibir cantidades atípicamente grandes de sargazo pelágico, llegando a alcanzar hasta 200 metros desde la playa hacia mar adentro en las costas de Benito Juárez y Puerto Morelos en el estado de Quintana Roo. En julio de 2019 el registro fue mayor a 10 millones de toneladas de *Sargassum* [1].

Una vez en tierra el sargazo es tratado como un residuo y su disposición final es el relleno sanitario, donde no debe mezclarse con otros residuos [2]. Las grandes cantidades que arriban han complicado su manejo adecuado. Al permanecer a la intemperie se generan diversos agentes impactantes que alteran el medio donde se deposita. Su proceso de degradación y estabilización da como resultado la generación de lixiviado, que es el líquido que por gravedad atraviesa el espesor de los materiales, llevando consigo compuestos en forma disuelta o en suspensión [3].

El lixiviado presenta un impacto negativo en el ambiente, ocasionando la contaminación de agua superficial y subterránea, ya que se caracteriza por un alto contenido de materia orgánica, macrocomponentes, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos. Estos componentes pueden

ser asimilados por productores primarios, magnificando su acumulación a través de la cadena trófica, lo que constituye un riesgo potencial en la salud de los organismos [4] [5].

En el estado de Quintana Roo el suelo está conformado principalmente por rocas carbonatadas permeables y solubles. Lo anterior resulta en la presencia de un sistema acuífero kárstico maduro con amplias fisuras, fracturas y cuevas, dando lugar a una alta vulnerabilidad al acuífero debido a sus características, que permiten infiltración y arrastre de contaminantes [6].

El objetivo de este trabajo fue realizar una revisión y análisis de los documentos que abordan el tema del sargazo, así como de las acciones y los lineamientos emitidos por las autoridades para combatir el problema que genera la llegada del alga a la zona del Caribe mexicano. Lo anterior se complementó con visitas a diversos puntos de generación y de disposición final de sargazo.

2. Metodología

En primer lugar, se revisó el portal del Gobierno del estado de Quintana Roo, con el fin de conocer las medidas adoptadas e implementadas para resolver el problema del sargazo. Posteriormente, se buscaron datos sobre la cantidad de sargazo registrado, así como de los factores que propician la llegada de los arribazones masivos de dicha alga al Atlántico, Golfo de México y Mar Caribe. Los tonelajes de sargazo anual se consultaron en el Laboratorio Oceanográfico Óptico (Optical Oceanography Laboratory College of Marine Science), con los que se elaboró una gráfica que permitiera comparar los años con la información disponible. Cabe mencionar, que este laboratorio fue la única fuente que contaba con la información de tonelajes de sargazo registrados. La consulta de ambas fuentes fue de manera virtual.

Otra de las actividades realizadas consistió en revisar documentos para conocer los municipios del estado de Quintana Roo afectados por la llegada del sargazo. Dichos instrumentos fueron notas periodísticas, portales creados por organizaciones de la sociedad civil, entre otros. Respecto a los lineamientos de las autoridades federales, se desarrolló un análisis de los dos documentos que han emitido a la fecha (mayo 2021), denominados: Lineamientos Técnicos y de Gestión para la Atención de la Contingencia Ocasionada por Sargazo en el Caribe Mexicano y el Golfo de México. Todas las fuentes mencionadas en este párrafo se encontraron en formato digital, publicadas en la red.

Finalmente, se revisaron y analizaron las normas oficiales mexicanas relativas a los sitios de disposición final de RSU y RME, que son la NOM-083-SEMARNAT-2003 y su modificación, que fue publicada en mayo de 2021, sitios a donde se debería llevar el sargazo dentro de un esquema de manejo óptimo. De igual manera, se efectuaron visitas de campo en mayo de 2021 a diversas playas afectadas por sargazo, ubicadas en Cancún y Playa del Carmen. En este trabajo se incluyeron un par de fotos, consideradas las más representativas de la situación estudiada.

3. Resultados

3.1 Plan de gestión integral y sustentable del sargazo en las costas del Caribe mexicano

Debido a la complejidad del problema, en septiembre de 2018 el Gobierno del Estado de Quintana Roo convocó a la comunidad científica local especializada para diseñar el Plan de gestión integral y sustentable del sargazo en las costas del Caribe mexicano (PLANSARG), el cual constituye la plataforma de gestión y prevención de la crisis que podría generarse por los efectos del sargazo [7]. Su aplicación exigía la coordinación y colaboración de los tres actores involucrados: el poder legislativo, los empresarios turísticos y sectores vinculados, los grupos y redes ambientalistas, los medios de comunicación tradicionales y digitales, así como organismos de la sociedad civil

interesados.

Se realizaron talleres para elaborar los términos de referencia de los futuros proyectos, así de las sugerencias para las acciones de monitoreo, la creación de un sistema de alerta temprana, la contención y recolección en el mar, la transportación a los sitios de almacenamiento o disposición final, así como las propuestas de adecuación del marco normativo federal y estatal relacionado con el sargazo. El objetivo instrumental era superar las acciones individualizadas y coordinar los esfuerzos de todos los actores con criterios homogéneos de trabajo, que permitan incrementar el resultado de las estrategias mediante acciones sinérgicas debidamente coordinadas. Contó con cinco ejes.

- Eje 1. Objetivo. Impedir la llegada del sargazo a la costa: Evitar la afectación de ecosistemas y salvar el destino turístico.
- Eje 2. Objetivo. Aprovechar de manera sustentable el sargazo: recolección en mar, traslado, uso y disposición final; generar fuentes de ingresos para la población.
- Eje 3. Objetivo. Desarrollar un plan integrado de manejo costero y de cuenca: Tener mar y costas limpias y sanas.
- Eje 4. Objetivo. Atender el fenómeno de arribazón masivo del sargazo desde sus causas y sus efectos, de manera local y global, individual y colectiva: Convertirnos en un estado sustentable y lograr la sinergia estatal, nacional e internacional necesaria para atender los efectos del problema y sus orígenes.
- Eje 5. Objetivo. Promover la mitigación, adaptación y la resiliencia de la población al cambio climático: Promover que todos los actores asuman en sus prácticas cotidianas la responsabilidad de reducir sus aportaciones al cambio climático y capacitarlos para que sean capaces de adquirir las condiciones que les permitan remediar, minimizar, utilizar, superar y/o resistir los impactos del arribo invasivo del sargazo y de otros fenómenos ambientales producidos por dicho cambio.

3.2 Sargazo en el Atlántico, Golfo de México y Mar caribe

De acuerdo con datos del Laboratorio Oceanográfico Óptico [8], en la Figura 1 se muestran las cantidades de sargazo que se detectaron en las regiones del Atlántico Oeste Central, el Atlántico Este Central, Golfo de México, el estrecho de Florida y el Mar Caribe. El lapso comprende a partir de 2015, pero solo se tienen cifras de 5 años, pues en 2016 y 2017 no se reportaron datos. Se observa que el mayor registro corresponde al año 2018. El tonelaje ascendió a partir del mes de mayo, extendiéndose hasta julio en las cuatro ocasiones presentadas. Cabe mencionar que para el 2021 solo se registró hasta abril.

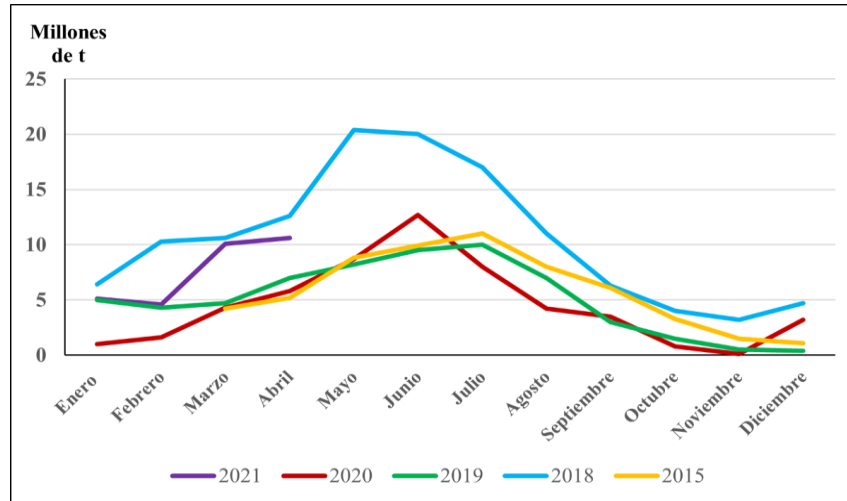


Figura 1. Fluctuación del tonelaje de sargazo detectado. Fuente: Elaborado con datos del Optical Oceanography Laboratory College of Marine Science, 2021

La floración masiva de sargazo en el Atlántico se ha visto favorecida por una mayor incidencia de luz solar, temperaturas más cálidas y al flujo ascendente de nutrientes en el océano, debido a la dinámica de remolinos y capas de aguas mixtas que se encuentran en la zona. Se han formado grandes extensiones de esteras y parches, por lo que se le nombra Gran Cinturón de Sargazo del Atlántico (GASB) [9].

3.3 Municipios de Quintana Roo afectados

El Instituto Nacional de Estadística de Estadística y Geografía [10], señala que el estado de Quintana Roo se divide en 11 municipios. De acuerdo con la bibliografía revisada, los municipios de la zona noreste más afectados por la presencia de sargazo son: Tulum, Solidaridad, Cozumel y Puerto Morelos (Figura 2).

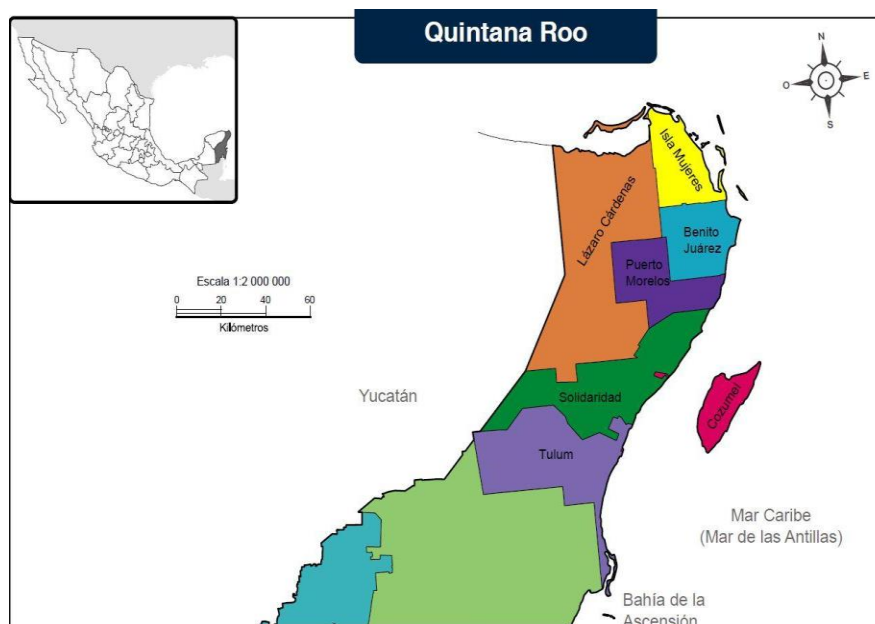


Figura 2. División municipal norte del Estado de Quintana Roo. Fuente: INEGI, 2021

Para el mes de agosto 2021, la SEMAR reportó que el más afectado fue Puerto Morelos, seguido de Cozumel y Tulum. Los que poseen playas libres de sargazo son los ubicados en la punta norte: Isla Mujeres y Benito Juárez. Existe una Red de monitoreo del sargazo, que se encarga de emitir comunicados del estado de las playas; emplea cinco colores, que van del azul al rojo (Figura 3).

En el mapa se pueden apreciar claramente las zonas con afectación. Se ha calculado también la cantidad de alga que arriba a la costa y la que llega a zona de playa, así como lo que se ha recolectado. De acuerdo con las autoridades de SEMAR, desde marzo al 11 de agosto de 2011 fueron retiradas en el mar un millón 218 mil toneladas de sargazo, mientras que en las playas 29,111 toneladas.



*Figura 3. Mapa y semáforo del sargazo en la zona norte de Quintana Roo.
Fuente: Red de monitoreo del sargazo, julio 2021*

3.4 Lineamientos técnicos y de gestión para el sargazo

En el año 2019 la SEMARNAT publicó la primera versión de los Lineamientos Técnicos y de Gestión para la Atención de la Contingencia Ocasionada por Sargazo en el Caribe Mexicano y el

Golfo de México [11]. Dos años más tarde se desarrolló la segunda, que incluyó algunos cambios en puntos importantes sobre el manejo del alga. Por ejemplo, al principio se mencionaban a las Zonas de almacenamiento temporal, término que se descartó en la versión de 2021 [12]. Otro ejemplo relevante versó sobre los llamados Sitios de tratamiento, que podían ser plantas de composta. Este método se eliminó al conocerse que el sargazo contiene metales tóxicos; en la segunda versión se refiere a Estaciones de tratamiento. En ambos documentos se prohíbe mezclar el sargazo con otro tipo de residuo.

El objetivo es orientar a las entidades y organismos competentes del gobierno federal, estatal y municipal, a los permisionarios o concesionarios de la Zona Federal Marítimo terrestre, playas marítimas y terrenos ganados al mar, o cualquier otro depósito natural de aguas marítimas, a los responsables de los campamentos tortugueros en los que exista problemática generada por el sargazo, así como a cualquier persona física o moral que desee sumarse de manera voluntaria a los esfuerzos para la contención y retiro de sargazo mediante el establecimiento de especificaciones técnicas y de manejo para la remoción del sargazo.

A continuación, se destacan las definiciones que incluyen los lineamientos mencionados, ya que por tratarse de un tipo específico de material y de una contingencia, existen diferencias con los tres tipos de residuos que se reconocen oficialmente en México [13]. Cabe mencionar que se ordenaron con la secuencia que se deben llevar a cabo.

Definiciones específicas para Sargazo.

Contención: acción destinada a restringir o limitar la llegada nociva de sargazo a las playas y zonas marinas cercanas a la franja costera.

Acopio: Acumulación realizada de manera intencional de grandes cantidades de sargazo.

Remoción: Acción de recolectar el sargazo de la zona federal marino terrestre, playas, mar adentro o cualquier lugar en donde se acumule, con el fin de darle un manejo adecuado, ya sea de forma manual o con equipo mecánico.

Recolección: Acción de recoger el sargazo de las zonas marinas o costeras, playas, o puntos de acopio, para su transporte a instalaciones de tratamiento.

Punto de acopio: Sitio definido para el depósito de sargazo con el propósito de evitar la generación de lixiviados y dar pretratamiento, previniendo la erosión de los arenales. Debe ser un lugar de fácil acceso a vehículos para su posterior traslado a las estaciones de tratamiento. El sargazo no debe exceder bajo ninguna circunstancia las 72 horas de permanencia en estos puntos.

Estación de tratamiento: Sitio establecido para la recepción y almacenamiento del sargazo a fin de que se le aplique algún método de transformación, y se destine posteriormente al aprovechamiento y/o disposición final.

Aprovechamiento: Conjunto de acciones cuyo objetivo es darle un valor económico al sargazo mediante su tratamiento y recuperación de materiales aprovechables o generación de energía.

Sitio de disposición final: Lugar donde se depositan los residuos de sargazo en forma definitiva, una vez que hayan recibido tratamiento.

En este punto es importante destacar la diferencia que hacen los Lineamientos para el sargazo, en función del punto donde sea recolectado. Será un recurso pesquero si está fresco y un residuo cuando ya se esté transformando:

- a) Para todas aquellas actividades que requieran recolectar el sargazo en fresco y en estado flotante, ya sea en mar abierto o cercano a la costa, debe ser considerado como un recurso pesquero y las actividades de recolección se deberán apegar a la normatividad vigente aplicable en materia de

recursos pesqueros, como los permisos de pesca de fomento, y cualquier otro permiso solicitado por las autoridades competentes.

- b) Para todas aquellas actividades que requieran coleccionar el sargazo en estado de descomposici3n en la costa, barreras de contenci3n, sitios de transferencia y/o disposici3n final, 3ste deber3 ser considerado como residuo de manejo especial (RME), susceptible de ser valorizado en apego a la normatividad aplicable.

No obstante, por la naturaleza y condiciones ambientales, el sargazo inicia su transformaci3n en pocas horas, convirti3ndose en un RME.

3.5 Normas Oficiales Mexicanas para disposici3n final.

A partir de la d3cada de los 90 se inici3 la integraci3n de normatividad mexicana para la gesti3n de los residuos s3lidos. Fue en noviembre de 1996 que se public3 por primera vez una norma oficial mexicana (NOM) para establecer las condiciones que deb3an reunir los sitios destinados a la disposici3n final de los residuos s3lidos municipales. Su objetivo fue definir las condiciones de ubicaci3n, hidrol3gicas, geol3gicas e hidrogeol3gicas de los lugares que ser3an destinados a contener los residuos s3lidos en el pa3s. Su car3cter de NOM la hac3a obligatoria para los responsables de la disposici3n final [14].

No obstante, este documento solo se enfoc3 en detallar las condiciones de los sitios, dejando sin normativa el resto de los aspectos que involucra un sitio de disposici3n final, por lo que ocho a3os m3s tarde se publica una modificaci3n y actualizaci3n de la misma norma, pero en esta ocasi3n su alcance es mayor [15]. Es importante comentar que en 2003 se public3 la LGPGIR, que cambia la clasificaci3n de los residuos s3lidos que se ten3a en el pa3s. En la NOM-083-1996, solo exist3an los residuos peligrosos y los municipales [14]. En la ley se agreg3 un tercer tipo: los de manejo especial. Tamb3n se cambi3 el nombre de municipales por urbanos.

La NOM-083-2003, emitida en 2004 incluye no solo condiciones de los lugares, sino tambi3n las especificaciones de protecci3n ambiental para seleccionar el sitio, as3 como las de dise3o, construcci3n, operaci3n, monitoreo, clausura y sus obras complementarias [15]. En esta nueva versi3n los sitios de disposici3n final pod3an recibir dos tipos de residuos: los s3lidos urbanos (RSU) y los de manejo especial. De esta manera, la norma inclu3a todas las etapas necesarias para elegir, construir, operar y dar seguimiento a un sitio al finalizar su vida 3til. No obstante, quedaban algunos aspectos sin considerar, por lo que el 10 de mayo de 2021 se public3 el PROYECTO de Modificaci3n de la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protecci3n ambiental para la selecci3n del sitio, dise3o, construcci3n, operaci3n, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposici3n final de residuos s3lidos urbanos y de manejo especial [16].

Debido a sus caracter3sticas y composici3n, adem3s del volumen del sargazo que se recibe en la zona costera de Quintana Roo, los Lineamientos de SEMARNAT (2021) indican que cuando se convierte en residuo se deben llevar a un relleno sanitario, que como su definici3n lo dice, es una obra de infraestructura que involucra m3todos y obras de ingenier3a para la disposici3n final de los residuos s3lidos urbanos y de manejo especial, con el fin de controlar los impactos ambientales, a trav3s de la compactaci3n y cobertura diaria de los residuos y de la infraestructura para el control del biog3s y los lixiviados. Como ya se coment3, una vez que el sargazo se empieza a descomponer, se le debe considerar como un RME.

En la figura 4A se muestra el sargazo fresco, arribando a la costa y en la 4B cuando ya est3 en la etapa de transformaci3n, su color y olor han cambiado.

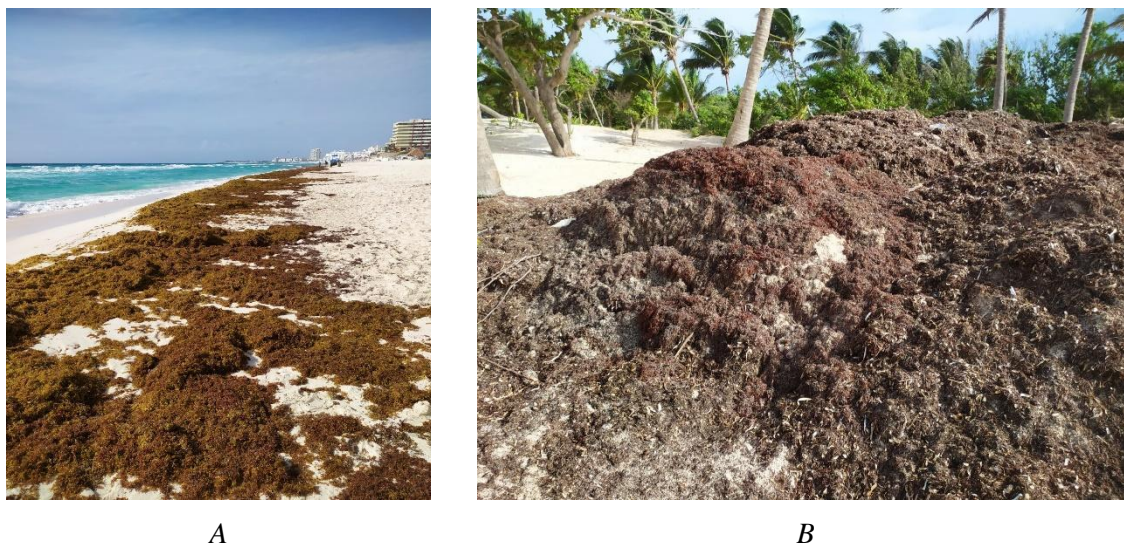


Figura 4. *Sargazo fresco arribando a la playa (A) y sargazo almacenado (B)*

4. Conclusiones

El sargazo es una macroalga parda que flota en la superficie del mar de zonas tropicales y subtropicales; en el año 2018 se estimó que llegaron 127 millones de toneladas a las costas del Atlántico Oeste Central, el Atlántico Este Central, Golfo de México, el estrecho de Florida y el Mar Caribe.

El sargazo se considera de dos formas distintas en función del medio donde se encuentre. Fresco y en estado flotante, ya sea en mar abierto o cercano a la costa, es un recurso pesquero. En estado de descomposición en la costa, barreras de contención, sitios de transferencia o disposición final, se convierte en un RME.

El proceso de degradación y estabilización del sargazo genera lixiviados, que contienen los componentes en forma disuelta o en suspensión contenidos en el alga, entre los cuales se encuentran metales pesados.

Las autoridades responsables han emitido directrices para el manejo integral y aprovechamiento del sargazo, que incluye la protección del agua subterránea y la mitigación de los impactos ambientales asociados.

México cuenta con legislación actualizada en materia de disposición final de residuos sólidos, que incorporó lineamientos para aportar mayores beneficios al cuidado del ambiente, la protección de la salud humana, la conservación de la biodiversidad y las cadenas tróficas, así como la prevención de daños a la infraestructura e instalaciones colaterales de este tipo de lugares.

Agradecimientos

A la Dra. Rosa María Leal Bautista, investigadora del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., por la invitación a colaborar en el proyecto CONACYT-SEMAR “Estudios técnicos de caracterización de sargazo orientados a la generación de normatividad asociada a riesgos y a su potencial aprovechamiento productivo”.

Referencias

- [1] Espinosa L. A. y Li N. J. J. (2020). *El riesgo del sargazo para la economía y turismo de Quintana Roo y México*. Documento de trabajo, BBVA.
- [2] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2021). Lineamientos Técnicos y de Gestión para la Atención de la Contingencia Ocasionada por Sargazo en el Caribe Mexicano y el Golfo de México. México.
- [3] Abdul A. H., Mohd Z. M. S., Bashir, M. J. K. y Hung, Y.-T. (2014). Chapter 13: Groundwater Contamination at Landfill Site. En *Handbook of Environment and Waste Management: Land and Groundwater Pollution Control* (págs. 781-817). World Scientific Publishing Co.
- [4] Torres-Lozada P., Barba-Ho L. E., Ojeda C., Martínez J., y Castaño Y. (2014). Influencia de la edad de lixiviados sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad. *Revista U.D.C.A. Actualidad y Divulgación Científica*, 17(1), 245-255.
- [5] Granada T. C. A. y Prada M. Y. (2015). Caracterización del lixiviado agroecológico a partir de residuos orgánicos de cultivos. *Investigación Agraria y Ambiental*, 6(2), 169-182. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.1414>.
- [6] Sánchez J. A., Álvarez T., Pacheco J. G., Carrillo L., y Amílcar G. R. (2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 75-95.
- [7] Portal del Gobierno del Estado de Quintana Roo. Plan de gestión integral y sustentable del sargazo en el caribe mexicano (PLANSARG). En línea <https://qroo.gob.mx/sites/default/files/unisito2020/11/19_08_14_PLANSARG_0.pdf> Recuperado el 29/05/2022
- [8] Optical Oceanography Laboratory College of Marine Science (2021). Satellite-based Sargassum Watch System. University of south Florida. En línea <<http://optics.marine.usf.edu/projects/saws.html>> Recuperado el 15/05/2021
- [9] Wang M., Hu C., Barnes B. B., Mitchum G., Lapointe B. y Montoya J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, 365(6448): 83-87. DOI: 10.1126/science.aaw7912
- [10] Instituto Nacional de Estadística de Estadística y Geografía (INEGI) (2021). Cuéntame. Información por entidad. División municipal. En línea <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/qroo/territorio/div_municipal.aspx?ma=me&e=23> Recuperado el 17/05/2021
- [11] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2019). Lineamientos Técnicos y de Gestión para la Atención de la Contingencia Ocasionada por Sargazo en el Caribe Mexicano y el Golfo de México. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental.
- [12] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2021). Lineamientos Técnicos y de Gestión para la Atención de la Contingencia Ocasionada por Sargazo en el Caribe Mexicano y el Golfo de México. México.
- [13] Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos (LGPGIR) (2003). Diario Oficial de la Federación del 8 de octubre de 2003. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión en la LXIII Legislatura.
- [14] Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) (1996). NORMA Oficial Mexicana NOM-083-ECOL-1996, Que establece las condiciones que deben reunir los

sitios destinados a la disposición final de los residuos sólidos municipales. Diario Oficial de la Federación 25/11/1996. México Distrito Federal.

- [15] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2004). NORMA Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación 20/10/2004. México Distrito Federal.
- [16] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2021). PROYECTO de Modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación 10/05/2021. Ciudad de México.

Residuos sólidos en el manglar del municipio Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca

¹Natalia Paulina Martínez Toledo, ¹Arely Areanely Cruz Salas, ¹Alethia Vázquez Morillas,
¹Juan Carlos Alvarez Zeferino

¹Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas, C.P.02200, Ciudad de México, Tel: 9711429736, e-mail: al2162000233@azc.uam.mx

Resumen

Los manglares se encuentran en las planicies costeras de las regiones marinas, las cuales están sujetas a distintos estresores debido a las actividades antropogénicas, siendo la presencia de residuos sólidos una de las mayores afectaciones. En la región de Oaxaca, los manglares se ven afectados por el inadecuado manejo de residuos, que causa un impacto ambiental a estos ecosistemas. En este trabajo se determinó la presencia de residuos sólidos mayores a 5 mm en un manglar de Santo Domingo Tehuantepec, con el objetivo de estimar la concentración y los tipos de residuos más comunes. El muestreo se realizó en dos áreas de 100 m de largo por 30 m de ancho, en las que se recolectaron los macro residuos y fragmentos presentes, para posteriormente cuantificarlos y clasificarlos. Los resultados obtenidos evidenciaron una concentración de 0.204 piezas/m², en donde la mayor proporción fueron residuos plásticos. Para los macro residuos los tipos de residuos más comunes fueron bolsas, mientras que para los fragmentos destacaron las películas plásticas. Los datos obtenidos permiten brindar un panorama inicial del estado de contaminación por residuos sólidos en un manglar en el país.

Palabras Clave: *Basuras, costa, ecosistema, plásticos, playa.*

1. Introducción

Un manglar es un ecosistema de suma importancia ambiental debido a su conexión y amortiguamiento entre un medio acuático y terrestre, así como a su capacidad de protección a poblaciones e infraestructura en zonas costeras, de eventos de alta energía [1]. México se encuentra en el cuarto lugar mundial en presencia de manglares, con el 6 % del total; este tipo de ecosistemas está presente en los 17 estados con litoral [2].

Los manglares se encuentran en constante amenaza debido al cambio de uso de suelo que se da con la finalidad de establecer asentamientos humanos, lo que conlleva a un aumento de la población que a su vez genera contaminación por aguas residuales y residuos sólidos [3]. Se define como residuos marinos aquellos residuos sólidos que han sido utilizados y desechados por las personas en playas y mares. Asimismo, los residuos son transportados por ríos, vientos y drenajes a ecosistemas marinos [4]. El 80 % de los residuos marinos son de origen terrestre y el restante proviene de actividades marinas y costeras. Su presencia ocasiona diferentes alteraciones, tales como la presencia de fauna nociva, malos olores, obstrucción de los ciclos biogeoquímicos y contaminación visual, entre otros [5].

En México, Greenpeace (2022) realizó un estudio en el estado de Veracruz, donde se evaluó la presencia de residuos sólidos en la franja del río Jamapa – Cotaxtla, aledaño a una zona de manglares de relevancia ecológica. Los resultados evidenciaron la presencia de residuos plásticos como: botellas de PET con 28 %, desechables (platos y vasos) 16 %, bolsas 7 % y envolturas 5 %

[6]. Paler y colaboradores (2022) realizaron un estudio en áreas de manglares en la isla de Cebú, Filipinas, donde se evaluó la presencia de contaminación plástica marina. Mediante los datos obtenidos se evidenció la presencia de 4,501 piezas de plástico, un promedio de 1.29 ± 0.67 piezas/m², con una abundancia de envases, bolsas de plástico y fragmento de plástico. Llegaron a la conclusión de que, debido a sus características, los manglares son trampas importantes de residuos marinos provenientes de las actividades económicas de los municipios [7].

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los residuos marinos encontrados en el manglar de la playa Cangrejo, en Santo Domingo Tehuantepec.

2. Metodología

El muestreo realizado en este trabajo se desarrolló el 25 de febrero del 2022 en el manglar ubicado en playa Cangrejo, se eligió solamente un día debido a que esa zona es poco frecuentada, además de que se trataba de una temporada baja de turismo, en el municipio de Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca. El municipio de Santo Domingo Tehuantepec se ubica en la región sur del estado, entre los 95°09' y 95°38' de longitud oeste del meridiano y entre los paralelos 15°57' y 16°56' latitud norte. Este municipio posee 1,157.80 km² de territorio con un 18.95 % de suelo de uso agrícola y un 1.36 % de zona urbana. Además, posee un 74.88 % de selva, 0.73 % de vegetación de dunas costeras y 0.08 % de manglar (Figura 1) [8].

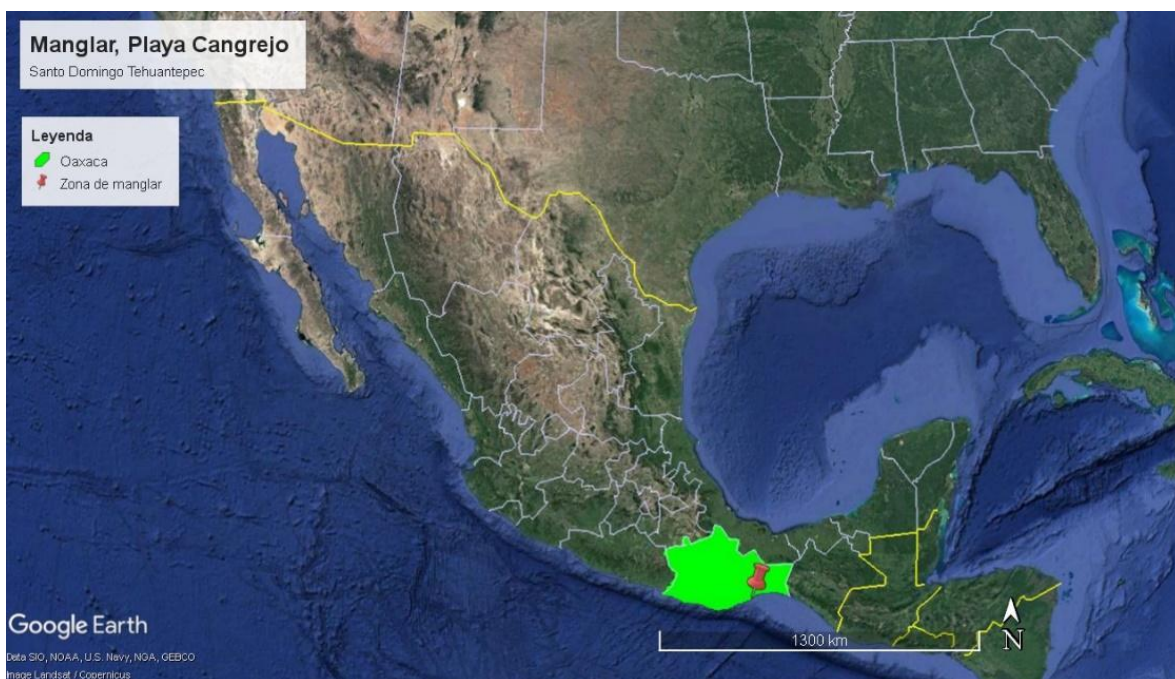


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio

2.1 Descripción general del área de estudio y muestreo

Es importante aclarar que este es el primer estudio sobre residuos marinos en manglares publicado en el estado de Oaxaca, por lo que los resultados obtenidos son la línea base para afrontar esta problemática, además en esta área de estudio solo se encuentra una zona de mangle, por lo que los resultados obtenidos son representativos. La caracterización del manglar se realizó mediante la observación del área de estudio, en donde se contemplaron las actividades económicas presentes, la facilidad de acceso y alteraciones antropogénicas. Se establecieron dos zonas cada una con una

longitud de 100 m de largo, aledañas a una marisma (acumulación de agua cercana a la línea costera) (Figura 2). En cada zona, el muestreo se realizó en la orilla del mangle, recolectando todos los residuos sólidos presentes, en un ancho de 30 m el cual comprendió la zona de arena con presencia de vegetación. Los residuos recolectados fueron mayores a 5 mm, que incluyeron tanto residuos completos como fragmentos.



Figura 2. Zonas de estudio.

2.2 Clasificación de residuos sólidos

Los residuos se clasificaron en dos grandes grupos: fragmentos y macroresiduos. Posteriormente cada uno de ellos se clasificó en nueve categorías de materiales y diferentes tipos de residuos (Tabla 1) de acuerdo con lo sugerido en la guía para el monitoreo de residuos marinos publicado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [9].

Tabla 1. Categorías para la clasificación de macroresiduos y fragmentos [9]

Categorías
Plástico rígido
Plásticos espumados
Tela*
Vidrio y cerámico
Metal
Papel y cartón
Caucho
Madera
Otros*

* no aplica para fragmentos

Los macro residuos y fragmentos recolectados se contabilizaron y se determinó su masa en base húmeda. Posteriormente se determinó el porcentaje correspondiente a cada categoría con respecto al número de piezas (ecuación 1) y masa de los residuos, mediante la ecuación 2.

$$P(\%) = \frac{\#Pc}{\#Pt} * 100 \quad (1)$$

Donde:

#Pc = Total de piezas recolectadas por categoría

#Pt = Total de piezas recolectadas

$$M(\%) = \frac{\#Mc}{\#Mt} * 100 \quad (2)$$

Donde:

#Mc = Masa total por categoría

#Mt = Masa total

3. Resultados y Discusión

En esta sección se muestran los resultados de la evaluación de residuos sólidos presentes en el manglar de playa Cangrejo en Santo Domingo Tehuantepec.

3.1 Descripción general del manglar

El área de manglares es de fácil acceso, se encuentra a una distancia de 190 metros del área de restaurantes y zona de acampar. En el área de manglar no se observó la presencia de tala reciente de los mismos. Sin embargo, sí se detectaron algunas construcciones abandonadas en las cuales había residuos peligrosos (por ejemplo, jeringas, medicamentos, entre otros). El agua de la marisma no presentaba signos de contaminación aparente (grasas y aceites, coloración u olores extraños), pero sí se detectaron residuos plásticos flotando (Figuras 4 y 5).

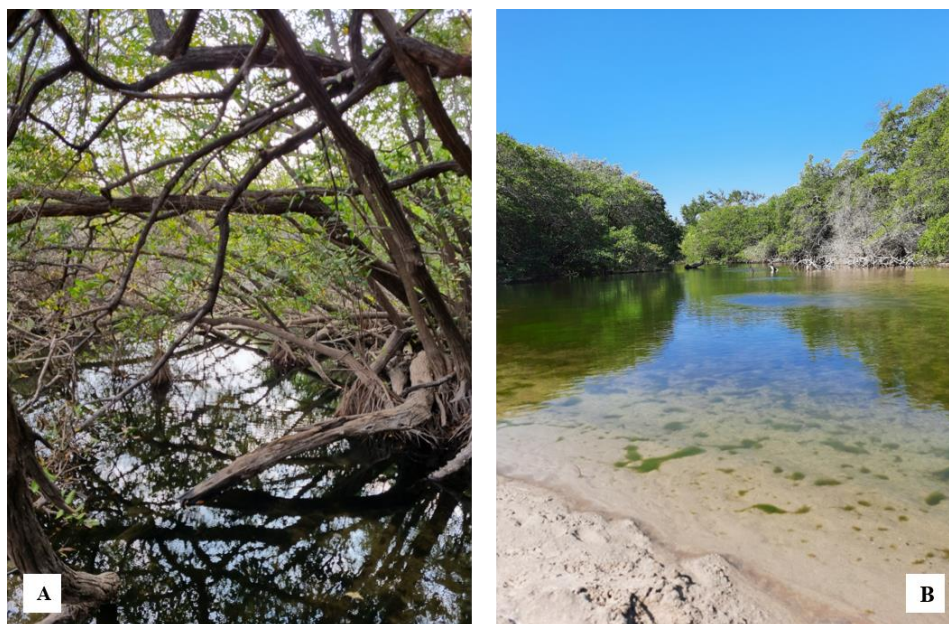


Figura 4. Marisma presente en zona de manglar: A) Zona de manglar, B) Marisma

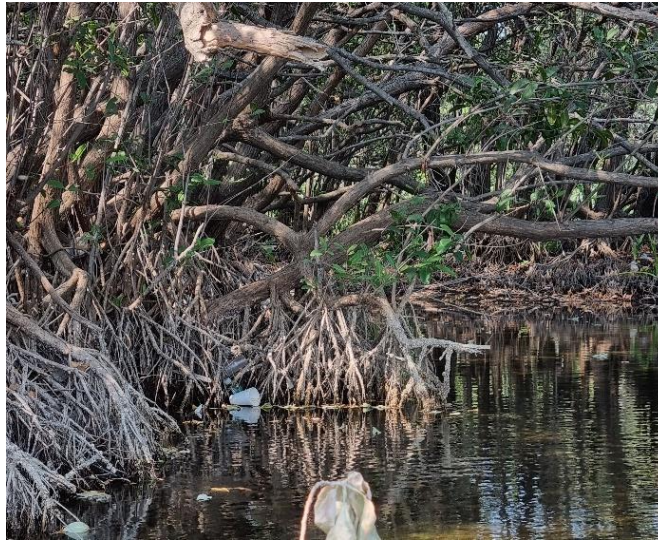


Figura 5. Residuos plásticos flotantes

3.2 Macro residuos y fragmentos

Se recolectaron un total de 496 piezas de macro residuos, y el material con mayor abundancia fue el plástico, con un porcentaje de 77 %. Posteriormente le siguieron otros, con un 9 %. Los materiales con menor abundancia fueron el papel y el caucho, ambos con un porcentaje de 4 % (Figura 6a).

Con relación a la masa de los residuos, se obtuvo un total de 10,624 kg, donde el material con mayor abundancia fue el plástico con 42 %, seguido del vidrio con 35 % y con menor abundancia se encuentran el papel con un 3 % y el metal con 2 % (Figura 6b).

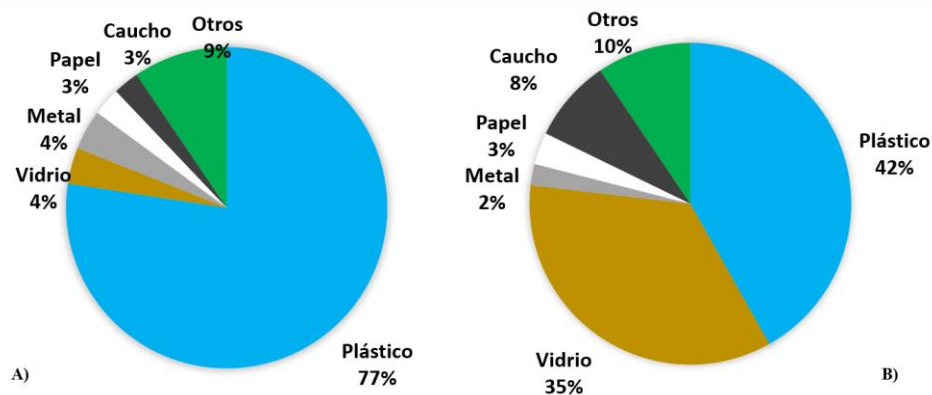


Figura 6. Residuos sólidos: A) Porcentaje de piezas ($n=496$ piezas) y B) Porcentaje de masa (10.624 kg)

Las bolsas de plástico tuvieron el mayor número de piezas con 166, posteriormente le siguieron los contenedores de comida con 92 piezas (vasos y charolas), el tercer lugar lo ocuparon los contenedores de alimentos de unicel con 42 piezas y finalmente las botellas menores a dos L con 29 piezas (Figura 8).

Por su parte, se recolectaron 116 piezas de fragmentos, donde el plástico fue el material con mayor abundancia, con una proporción del 93 %, mientras que con menor abundancia se encontró el vidrio

con 6 % y el metal 1 % (Figura 7a). La masa total de los fragmentos fue de 0.727 kg, el vidrio representó el 63 %, seguido del plástico con el 37 % (Figura 7b).

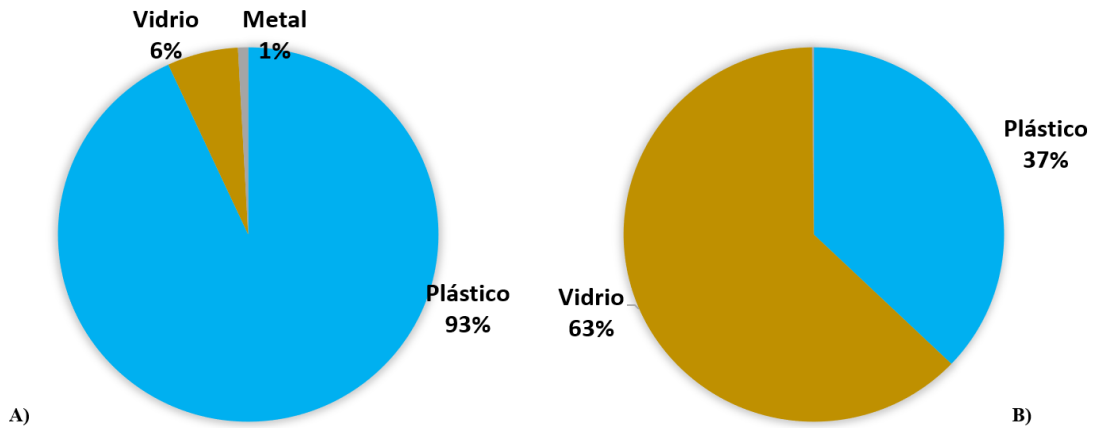


Figura 7. Fragmentos sólidos: A) Porcentaje de piezas (n=116) B) Porcentaje de masa (0.727 kg)

En cuanto a los tipos de fragmentos más comunes, se tienen los fragmentos de bolsas con 43 piezas, fragmentos de unicol con 41 piezas y fragmentos de plástico semirrígido con 12 piezas (Figura 8).



Figura 8. Residuos sólidos cuantificados y clasificados

Finalmente, la concentración de macro residuos y fragmentos fue de 0.204 piezas/m². Esta concentración se comparó con datos determinados por Garcés y colaboradores (2019) en el manglar de Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, donde la concentración de residuos sólidos osciló

entre 0.0015 y 0.0728 piezas/m². En dicho estudio el material más común fueron los plásticos con una proporción de entre el 73 % y 96 %, dentro de los cuales los tipos de residuos más comunes fueron las bolsas y embalajes, botellas y redes de pescar [10], así mismo, se compararon con los datos obtenidos por Riascos y colaboradores en 2019, donde se evaluaron los residuos en bosques de manglar en Buenaventura, Colombia, con concentraciones entre 0.22 piezas/m² y 35.5 piezas/m²[11].

Cordeiro y colaboradores reportaron concentraciones de 1.33 piezas/m² en un manglar de Sao Vicente, Sp, Brasil, los residuos más abundantes fueron bolsas de plástico y envoltorios de alimentos [12]. Además en un estudio llevado a cabo en una zona de manglares en la costa del Mar Rojo, Arabia Saudita, se reportó una concentración de 0.66 piezas/m², predominando: botellas de plástico, bolsas y contenedores de aceite [13], por último, en un estudio realizado en manglares en la bahía de Lac Bay, Bonaire se reportaron concentraciones de 6.3 ,5.8 y 23.2 piezas/m², en donde la alta concentración de residuos plásticos y residuos de madera [14].

La concentración presente en el manglar en Santo Domingo Tehuantepec se encontró en niveles bajos en comparación con Brasil, Arabia Saudita, Buenaventura y Bonaire. Sin embargo, la concentración con respecto a Ciénaga Grande de Santa Marta fue mayor. La presencia de residuos sólidos en el manglar de Santo Domingo se debe a su facilidad de acceso y cercanía al mar, los turistas y lugareños utilizan la zona para realizar picnics, de igual manera no presenta un sistema de gestión de residuos y un control dentro del manglar y playa.

4. Conclusiones

El presente trabajo es la primera investigación de residuos sólidos en el manglar de Santo Domingo Tehuantepec, Oaxaca. Se llegó a la conclusión de que el manglar presenta una concentración de residuos sólidos de 0.204 piezas/m² con un total de 612 piezas, donde los residuos plásticos presentaron una mayor abundancia. Se determinó que, los tres residuos más comunes fueron las bolsas de plástico (envolturas de dulces y frituras comerciales), los contenedores de comida (vasos y platos) y contenedores de unicel (vasos y platos). En el caso de los fragmentos fueron más comunes las bolsas de plástico, unicel y plástico rígido. Es indispensable tomar medidas para evitar posibles deterioros en la zona, Asimismo, concientizar a la población de los efectos adversos que presenta la acumulación de residuos marinos en manglares.

5. Referencias

- [1] “Los manglares mexicanos | Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Gobierno” <<https://www.gob.mx/semarnat/articulos/manglares-mexicanos>> accessed Jun. 14, 2022.
- [2] “Extensión y distribución de manglares” <<https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>> accessed Jun. 13, 2022.
- [3] C. Comisi, “Manglares en México: acciones de protección, conservación, aprovechamiento y restauración por la CONAFOR,” 2021.
- [4] G. De-la-Torre, R. Pilar, “Composition, physical characteristics and per capita generation of solid waste at Las Sombrillas beach, Lima,” *Manglar*, vol. 16, no. 1, pp. 39–44, 2019, doi: 10.17268/manglar.2019.006.
- [5] M. D. Cookson and P. M. R. Stirk, “Contaminación por basura marina y microplásticos en puntos priorizados de suelos de manglar del municipio de San Andrés de Tumaco -Nariño,” 2019.
- [6] L.A . Peralta-Peláez, J. Santander-Monsalvo, O. O. Rivera-Garibay, and O. Garelli-Ríos,

- “Amenaza plástica: un problema en las costas veracruzanas,” *Greenpeace*, p. 44, 2022.
- [7] M. K. O. Paler, I.D.F.Tabañag, F. D. C. Siacor, P. J. L. Geraldino, M. E. M. Walton, C. Dunn, M. W. Skov, J. G. Hiddink, E. B. Taboada., “Elucidating the surface macroplastic load, types and distribution in mangrove areas around Cebu Island, Philippines and its policy implications,” *Sci. Total Environ.*, vol. 838, p. 156408, Sep. 2022, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2022.156408.
- [8] INEGI, “Fuente: INEGI. Encuesta inter censal 2015 1,” pp. 1–24, 2015, [Online]. Available: file:///C:/Users/PC/Documents/segundo semestre cuarto año/Agricultura regional/informacion Putla Villa de Guerrero puntos 11 y 12.pdf.
- [9] A. Cheshire, E. Adler, J. Barbière, Y. Cohen, S. Evans, S. Jarayabhand, L. Jetic, RT. Jung. S. Kinsey, E. Takasi Kusui, I. Lavine, P. Manyara, L. Oosterbaan, M. A. Pereira, S. Sheavly, A. Tkalin, S. Varadarajan, B. Wenneker, G. Westphalen., UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. Nairobi, Kenia, 2009. Available: <<https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/13604;jsessionid=BE73D8875BEE01AB4DA0C166ECD3790B>>
- [10] O. Garcés-Ordóñez, V. A. Castillo-Olaya, A. F. Granados-Briceño, L. M. Blandón García, L. F. Espinosa Díaz, Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean, *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 145, pp. 455–462, Aug. 2019, doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.058.
- [11] J. M. Riascos, N. Valencia, E. J. Peña, J. R. Cantera. Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 142, pp. 559–568, May 2019, doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2019.04.010.
- [12] C. A. M. M. Cordeiro, T. M. Costa, Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil, *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 60, no. 10, pp. 1762–1767, Oct. 2010, doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.010.
- [13] J. M. Riascos, N. Valencia, E. J. Peña, and J. R. Cantera, Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota, *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 142, pp. 559–568, May 2019, doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2019.04.010.
- [14] C. Martin, H. Almahasheer, C. M. Duarte, “Mangrove forests as traps for marine litter,” *Environ. Pollut.*, vol. 247, pp. 499–508, 2019, doi: 10.1016/j.envpol.2019.01.067.
- [15] A.O. Debrot, H. W. G. Meesters, P.D. Bron, R. de León, “Marine debris in mangroves and on the seabed: Largely- neglected litter problems,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 72, pp. 1, 2013, doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2013.03.023

Análisis de la presencia de colillas de cigarro en playas del Golfo de California

¹Jocelyn Tapia Fuentes, ¹Stephanie Sánchez Hernández, ^{2*}Arely Areanely Cruz Salas, ¹Juan Carlos Álvarez Zeferino, ¹Alethia Vázquez Morillas, ²Sara Ojeda Benítez

¹Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, 02200, Ciudad de México, México. 5553182196. jtf@azc.uam.mx, *areanelyc@gmail.com

²Universidad Autónoma de Baja California, campus Mexicali. Calle de la Normal S/N y Blvd. Benito Juárez, Col. Insurgentes Este Mexicali B. C. México.

Resumen

Las colillas de cigarro son el tipo de residuo sólido con mayor presencia en las playas, representando un riesgo para estos ecosistemas y su biota. En México, el Golfo de California es una de las regiones marinas de mayor importancia por su mega diversidad, sin embargo, se ha convertido en una de las zonas afectadas por la presencia de este tipo de residuos. Considerando lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la concentración de colillas de cigarro y sus características (marca, número de capsulas y degradación) en 11 playas arenosas del Golfo de California, a través de muestreos realizados en cinco secciones de un transecto de 100 m paralelo a la línea de agua. En todas las playas se encontraron colillas, con un total de 630 piezas y una concentración promedio de 0.046 piezas/m², siendo las playas Bahía de Kino y Puerto Peñasco, en Sonora, las que presentaron la mayor y menor concentración de este residuo con 0.083 y 0.009 piezas/m², respectivamente. Respecto a las características, las colillas sin cápsula, degradadas y de la marca Marlboro presentaron las mayores proporciones, con 72.1 %, 58.6 % y 37.3 %, respectivamente. Con base en lo anterior, es esencial la implementación de planes de manejo y gestión de colillas de cigarro, así como la mejora de los ya existentes en las playas muestreadas, con el propósito de disminuir su ocurrencia en ecosistemas marinos. El presente estudio puede servir como línea base de la contaminación de este tipo de residuos en esta zona.

Palabras Clave: *Acetato de celulosa, contaminación marina, degradación, residuos.*

1. Introducción

Se ha estimado que el 80 % de los residuos marinos son generados por fuentes terrestres, y éstos viajan kilómetros de distancia hacia los cuerpos de agua por diferentes medios de transporte como arrastre pluvial, por aire o desastres naturales [1]. Estos residuos de fuentes terrestres suelen ser en su mayoría residuos sólidos urbanos (RSU). En México se generan alrededor de 102,128 toneladas de RSU diariamente, de los cuales se estima que el 0.4 % corresponde a colillas de cigarro con una cantidad generada de 138 millones de colillas al día [2], [3]. Esto puede deberse a que una gran parte de la población fumadora (14.9 millones de mexicanos), desecha de forma irresponsable las colillas en espacios abiertos como las playas [4]. Las colillas de cigarro son un tipo de residuo sólido que consiste en el filtro, papel envolvente y restos de tabaco que quedan después de la combustión de un cigarro. Tienen la función de retener los compuestos nocivos generados, por lo que al liberarse al ambiente pueden generar alteraciones fisicoquímicas en los ecosistemas y dañar la salud de las especies presentes. Algunos de los compuestos tóxicos que se pueden encontrar en las colillas son alquitrán, nicotina, arsénico, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etilfenoles, metales pesados, amoniaco, formaldehído y butano [5], [7].

Por otra parte, México tiene alrededor de 11,000 kilómetros de litoral que constituyen hábitats ricos en paisaje y materia prima [8]. Un ejemplo de ellos es el Golfo de California o Mar de Cortés considerado como el acuario natural más grande del mundo debido a la gran diversidad de especies y ecosistemas marinos que allí se encuentran, además de ser uno de los destinos favoritos para el turismo de “sol y playa” nacional e internacional y la zona principal de producción pesquera en el país [9], [10].

Sin embargo, la extensión de litoral se ha visto afectada por la contaminación de residuos sólidos. El último reporte de Ocean Conservancy [14] registró un total de 83,538 kg de residuos encontrados en su limpieza costera local, de los cuales, la mayor proporción corresponde a residuos plásticos, entre ellos las colillas de cigarro [11]. De acuerdo con los datos de sus informes, las colillas de cigarro son el tipo de residuo marino con mayor presencia en playas mexicanas con 57,942, 87,494 y 8,969 colillas recolectadas en 2017, 2018 y 2020, respectivamente, estas cifras corresponden al total de las playas mexicanas participantes en este programa en los estados de Quintana Roo, Tamaulipas, Sonora y Colima [12]–[14].

Debido a su tamaño, las colillas son difíciles de retirar en las limpiezas de playa, por lo que podrían permanecer durante tiempo prolongado lixiviando así sus compuestos tóxicos y representando un peligro para las especies marinas que podrían ingerirlas al confundirlas con alimento [7]. Además, las colillas están compuestas mayormente por acetato de celulosa, el cual es un termoplástico fotodegradable que, al estar expuesto a condiciones abrasivas del ambiente marino, como el roce constante de la arena, la humedad y la radiación UV, termina por fragmentarse en pequeñas piezas de plástico ≤ 5 mm, conocidos como microplásticos [15]. Otro residuo plástico que se genera con algunas colillas es la cápsula aromática, la cual es una esfera hueca hecha de elastómero que contiene ingredientes como azúcares y mentol que modifican el sabor del tabaco [16].

Considerando lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar la concentración de colillas de cigarro presentes en diferentes playas pertenecientes al Golfo de California, así como determinar sus principales características como la marca, signos de degradación y número de cápsulas presente.

2. Metodología

En esta sección se describen las zonas de estudio consideradas para el Golfo de California, así como la metodología empleada para los muestreos de colillas de cigarro en cada una de las playas y su caracterización.

2.1 Descripción de la zona de estudio

Los muestreos se llevaron a cabo entre los meses de junio y julio de 2019. Se muestrearon un total de once playas, desde la costa norte del océano Pacífico hasta la costa norte del Golfo de California: Cruz de Huanacastle, Novillero, El Borrego, Puerto Peñasco, Cochórit, Bahía de Kino, Brujas, Las Glorias, Balandra, Santispac y San Felipe, pertenecientes a los estados de Nayarit, Sonora, Sinaloa, Baja California y Baja California Sur (Figura 1). Las playas estudiadas se eligieron de acuerdo con las siguientes características: playas de arena, con al menos 100 m de longitud, con actividad turística, de fácil acceso y con seguridad.

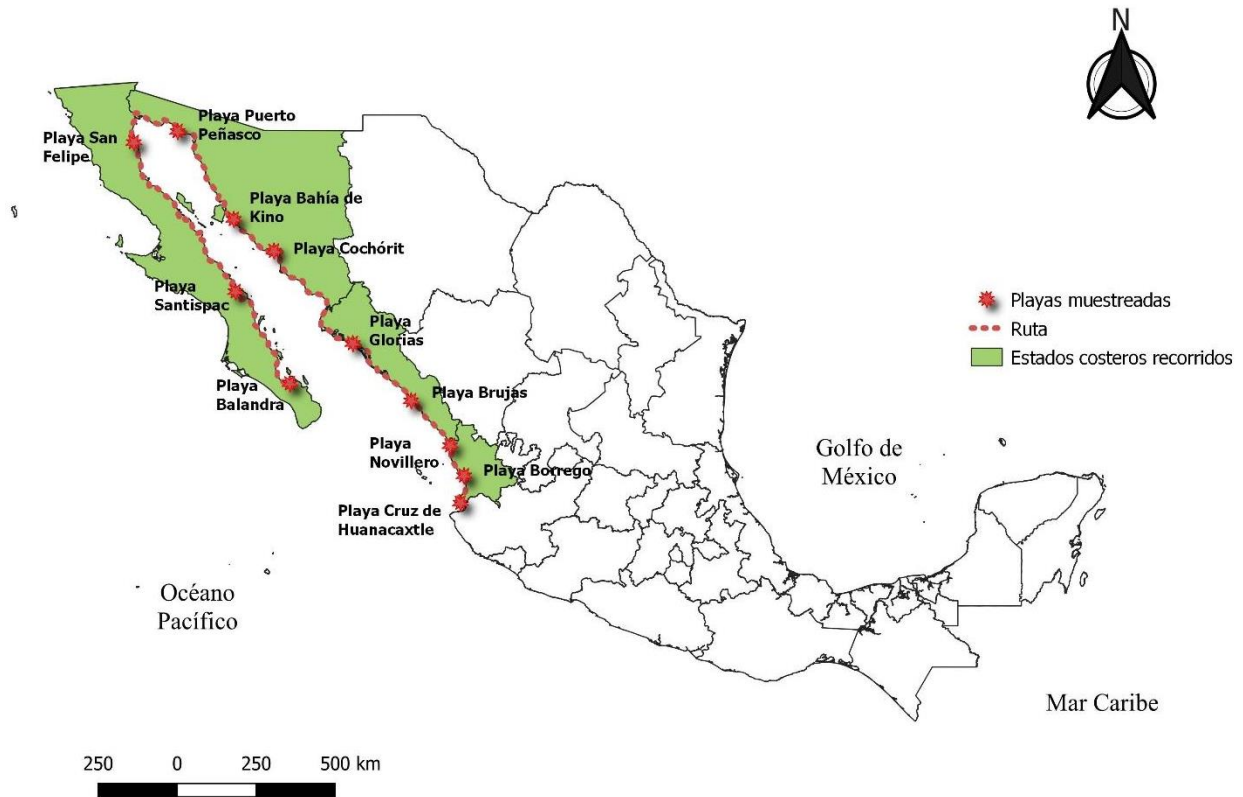


Figura 1. Ruta de muestreo a través del Golfo de California comenzando por el estado de Nayarit y finalizando en Baja California Sur

2.2 Muestreo de colillas

Para la recolección y cuantificación de las colillas, se delimitó un transecto de 100 m paralelo a la línea agua, que se marcó con una cuerda de media pulgada. Posteriormente, este se dividió en 20 secciones de 5 m cada una, y se eligieron cinco de manera aleatoria. En cada sección la recolección de colillas se realizó en zigzag y se consideraron todas las colillas presentes dentro de sus límites, así como las que fueran tocadas por la cuerda. Para cada playa el ancho se consideró desde la línea de agua hasta la zona de dunas, vegetación o presencia de infraestructura.

Las colillas recolectadas fueron cuantificadas por playa y entidad federativa, y para cada zona de estudio se estimó la concentración de colillas por área de acuerdo con la ecuación (1):

$$\text{Colillas}/\text{m}^2 = \left(\frac{\text{Número de piezas}}{\text{Número de secciones} \cdot \text{Longitud de las secciones} \cdot \text{Ancho de la playa}} \right) \quad (1)$$

Respecto a las características de las colillas recolectadas, se consideraron la marca (en los casos en los que era legible), el número de cápsulas presentes en cada colilla y si éstas presentaban signos de degradación como decoloración, fragmentación y la pérdida parcial o total del papel que recubre a los filtros.

3. Resultados

En esta sección se presentan los resultados correspondientes a la concentración de colillas de cigarro (piezas/m²) por cada playa estudiada. Por último, también se incluyen los resultados relacionados con las características de las colillas.

3.1. Concentración de colillas de cigarro

En las 11 playas muestreadas hubo presencia de colillas de cigarro, con un total de 630 piezas (0.048 piezas/m²), siendo las playas Bahía de Kino y Cochórit en Sonora las que presentaron la mayor concentración con 0.083 y 0.078 piezas/m², respectivamente, y las playas Balandra (Baja California Sur) y Puerto Peñasco (Sonora) las que presentaron las menores concentraciones con, 0.015 y 0.009 piezas/m², respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Piezas y concentraciones de colillas de cigarro en playas del Golfo de California

Entidad Federativa	Playa	Total de colillas por playa	Total de colillas por estado	Concentración piezas/m ² por playa
Baja California	San Felipe	115	115	0.040
Baja California Sur	Santispac	21	28	0.075
	Balandra	7		0.015
Sonora	Bahía de Kino	61	126	0.083
	Cochórit	52		0.078
	Puerto Peñasco	13		0.009
Sinaloa	Brujas	27	105	0.016
	Glorias	78		0.046
Nayarit	Cruz de Huanacastle	32	256	0.038
	Novillero	126		0.076
	Borrego	98		0.029

Las concentraciones de colillas de cigarro en playas mexicanas están relacionadas con factores como la falta de cultura ambiental por parte de los consumidores, la gestión inadecuada de residuos sólidos en playas, la poca presencia de servicios de limpieza (ya sea públicos o privados) y la alta afluencia turística.

En otras playas del territorio mexicano también se ha reportado la presencia de colillas en concentraciones similares a las presentadas en este estudio, como en playa Zipolite en Oaxaca en donde se reportaron concentraciones de entre 0.004 - 0.017 piezas/m² durante el periodo vacacional

de semana santa [17]. Por otro lado, la baja concentración obtenida en playa Balandra (0.015 piezas/m²) se relaciona con que dicha playa se encuentra en un Área Natural Protegida (ANP) donde el ingreso de los visitantes y las actividades recreativas que ahí se llevan a cabo son monitoreados y controlados constantemente, además de que la limpieza en la zona se realiza con mayor regularidad que en otras playas [18], [19].

Este patrón también se repite en playas de alta afluencia turística en otros países. Rangel-Buitrago y colaboradores reportaron la presencia de 2,888 colillas de cigarro en catorce playas muestreadas en Villa del Mar, Chile con una concentración promedio de 0.060 piezas/m² [20], de manera similar, en playas de Alicante, Ceuta y Cádiz (España) se reportaron un total de 29,919 colillas con una concentración promedio de 0.038 piezas/m² [21]. En ambas investigaciones, la ocurrencia de colillas se relacionó con el número de visitantes, las actividades antropogénicas y de recreación que ahí se llevan a cabo, la accesibilidad a las playas, así como el manejo y gestión inadecuados de los residuos sólidos en las fuentes terrestres cercanas a las zonas de estudio.

3.2. Marcas de las colillas de cigarro

Respecto a las marcas presentes, en la mayor proporción de las colillas recolectadas (44.9 %) no fue posible identificar la marca debido a que ya presentaban signos de degradación, sin embargo, en las colillas en las que el nombre de la marca era legible se encontró una mayor presencia de las marcas Marlboro y Pall Mall con 37.3 % y 11.7 %, respectivamente. En un porcentaje menor (6.2 %) también se encontraron otras marcas como Montana, Benson & Hedges (B&H), Link, entre otras (Figura 2).

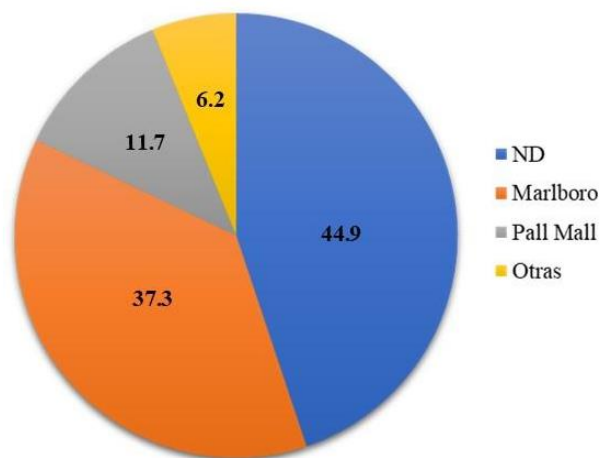


Figura 2. Distribución de marcas de cigarro en el Golfo de California. La categoría “ND” (No Disponible) representa a las colillas en las que no fue posible distinguir la marca

Para cada playa estudiada se repitió el patrón mencionado anteriormente, siendo las colillas con marca no identificada las que se presentaron en proporciones mayores al 30 %, a excepción de las playas San Felipe, Cruz de Huanacastle y Novillero donde la marca Marlboro tuvo una mayor presencia con 67.0 %, 43.8 % y 46.0 %, respectivamente. La posición de Pall Mall como la tercera marca con mayor presencia en el Golfo de California se mantuvo para todas las playas estudiadas a excepción de Santispac y Balandra en donde no se encontraron colillas pertenecientes a dicha marca (Figura 3).

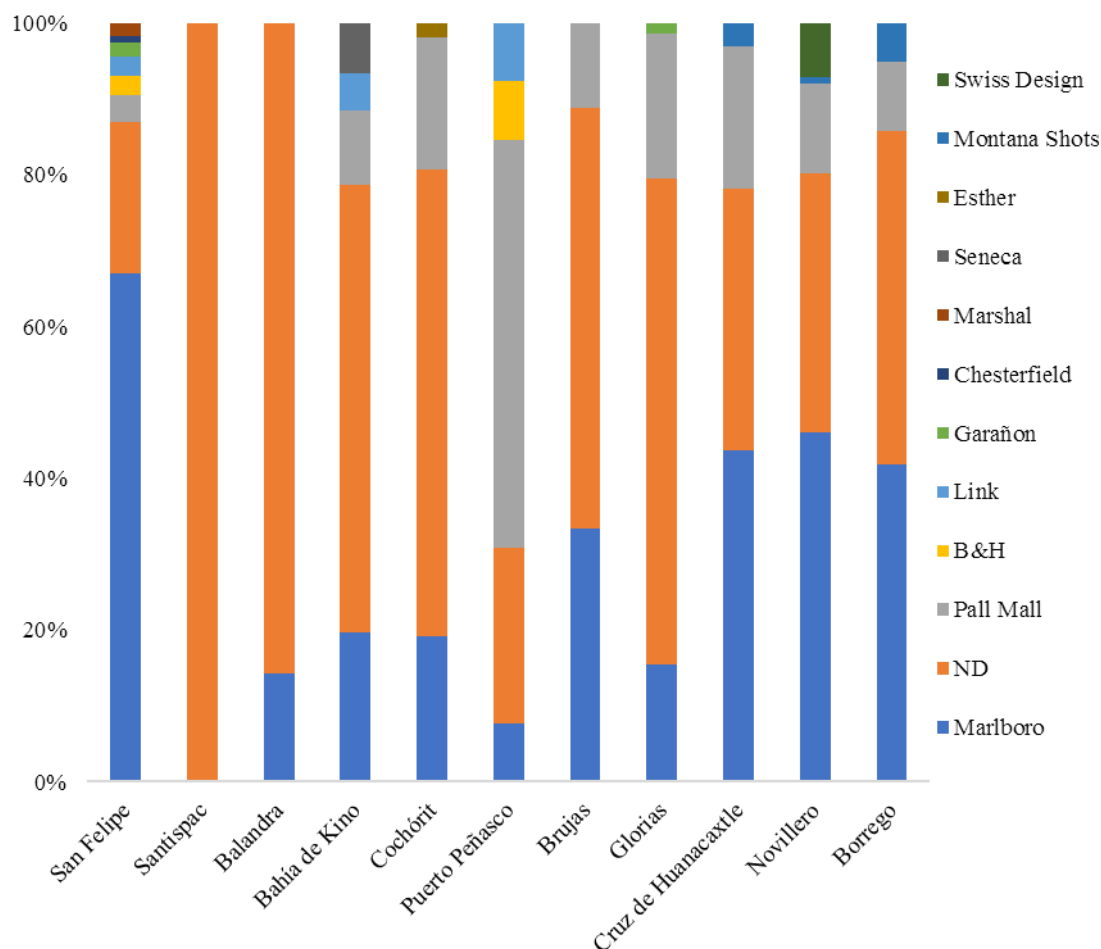


Figura 3. Distribución de marcas de cigarro para cada playa. La categoría “ND” (No Disponible) representa a las colillas en las que no fue posible distinguir la marca

Con proporciones similares, Cruz-Salas y colaboradores reportaron en playa Zipolite, Oaxaca una mayor presencia de Marlboro y Pall Mall con promedios de 58.0 % y 28.0 %, respectivamente [17]. La alta proporción de Marlboro y Pall Mall en playas mexicanas se relaciona con el hecho de que estas marcas, especialmente la primera, son las que lideran el mercado tabacalero en el país con 30.0 % y 15.0 % de participación respectivamente, además de que, en Zapopan, Jalisco se encuentra la planta de producción de Philip Morris International (grupo al que pertenece Marlboro), que es la más grande en América Latina [22], [23].

Las marcas con menor presencia son de cigarrillos importados de otros países que tienen precios relativamente bajos en comparación con las marcas mencionadas anteriormente [24], [25]. Aunque el tema de la distribución de diferentes marcas de cigarrillos en el mercado es complejo e incluso está relacionado con temas de salud pública, la presencia de colillas de marcas de cigarrillos que no están debidamente reguladas por COFEPRIS o que entran de manera ilegal al país, representan un gran problema desde el punto de vista ambiental debido a que se desconocen los tipos de compuestos con los que están elaborados, y por ende, el tipo de sustancias que se están liberando en los ecosistemas marinos.

3.3. Observación de signos de degradación en las colillas

En las once playas estudiadas, se observó algún signo de degradación de las colillas en un promedio de 58.6 % (Figura 4a) de las mismas, solo dos de los sitios estudiados (San Felipe y Borrego) presentaron porcentajes menores al 40.0 % (Figura 4b). Lo anterior indica que las colillas han estado presentes en la zona durante varios días, meses e incluso años, y que la degradación ha sido causada por la exposición constante a factores como la radiación UV, la abrasión mecánica y la presencia de humedad. En algunos casos, el origen de las colillas de cigarro no es precisamente en la playa en donde se encontraron, sino que podrían haber sido arrastradas por las corrientes marinas a través de los diferentes ciclos de oleaje, el viento o por eventos de alta energía (ciclones, huracanes, tormentas tropicales, entre otros) [3], [7].

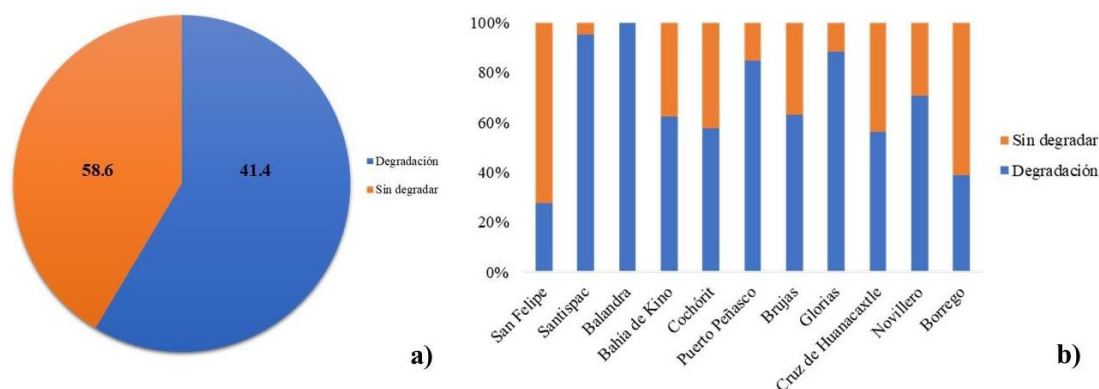


Figura 4. Colillas de cigarro que presentan degradación. a) Total en el Golfo de California y b) De manera individual por cada playa

El tamaño pequeño de las colillas, así como el color, similar al de la arena, dificulta que éstas sean recolectadas por los servicios de limpieza. En la mayoría de los casos las maquinas cribadoras de arena no pueden recolectar las colillas presentes en la arena, dejando esta tarea al personal de limpieza de la zona, prestadores de servicios o voluntarios que enfrentan dificultades con las colillas que ya se han enterrado en la arena y que no son visibles, por lo que la recolección de este tipo de residuos resulta poco efectiva y costosa [7], [26].

3.4. Presencia de cápsulas en las colillas de cigarro

En promedio 72.1 % de todas colillas recolectadas en las playas, no tenían cápsula, mientras que las colillas con una y dos cápsulas tuvieron valores de 18.9 % y 9.1 %, respectivamente (Figura 5a). La única playa que presentó proporciones similares de colillas sin cápsula y con una cápsula fue Cochórit con 48.1 % y 42.3 %, respectivamente. A diferencia de los demás sitios estudiados, en las playas Balandra y Cruz de Huanacaxtle no se reportó la presencia de colillas con dos cápsulas y en el caso de la primera tampoco se encontraron colillas con una cápsula (Figura 5b).

La cápsula es un componente que se agrega a las colillas para darles un sabor y aroma diferente al del tabaco convencional, su presencia en las colillas podría aumentar el nivel de contaminación y toxicidad debido a que no sólo se estarían liberando los componentes tóxicos retenidos en las colillas, sino también los aditivos que contienen las cápsulas [27], [28]. Es importante mencionar que, aunque por ahora no existe información precisa del tipo de material con el que están hechas las cápsulas, este podría ser un polímero sintético que potencialmente podría convertirse en microplástico.

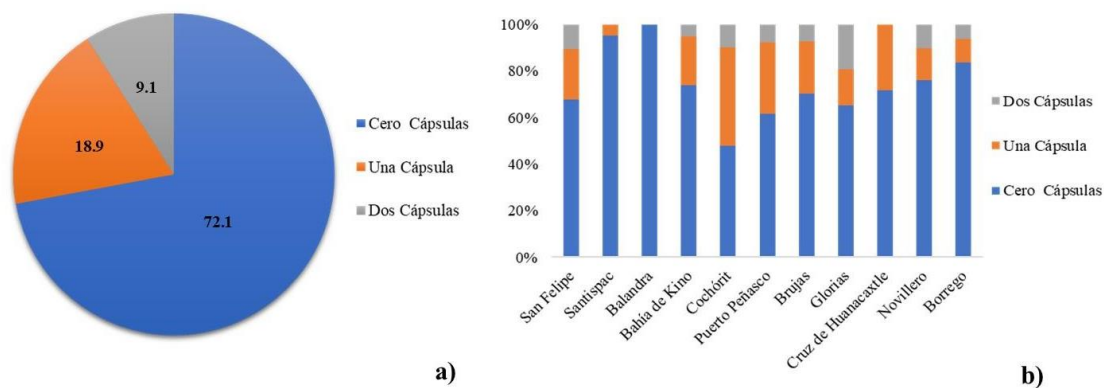


Figura 5. Cápsulas que integran las colillas. a) En el Golfo de California y b) Por cada playa

4. Conclusiones

El estudio de las 11 playas muestra una ocurrencia de 630 piezas en total, con un rango de concentraciones de entre 0.009 a 0.083 piezas/m² para las playas de Puerto Peñasco y Bahía de Kino en el estado de Sonora respectivamente, y una concentración promedio de 0.046 piezas/m². De acuerdo con los resultados obtenidos, la presencia de colillas indica que no se cuenta con programas de manejo y gestión de colillas de cigarro eficientes en las playas del Golfo de California, a excepción de la playa Balandra perteneciente a un ANP. La implementación de estos programas, especialmente en playas de alta afluencia turística es de suma importancia no solo para reducir la cantidad de colillas presente en las playas, sino para evitar que se vayan enterrando en la arena o sean arrastradas hacia el océano, dificultando así su recolección.

Respecto a las características de las colillas, aquellas pertenecientes a las marcas Marlboro y Pall Mall se presentaron en las mayores proporciones con 37.3 % y 11.7 %, respectivamente, sin embargo, en la mayor proporción de colillas totales (44.9 %) no fue posible identificar la marca a la que pertenecían debido a que éstas ya presentaban algún signo de degradación, lo que concuerda con el hecho de que casi el 60 % de las colillas recolectadas estuvieran degradadas.

Aunque más del 70 % de las colillas no presentaron cápsula, la presencia de colillas con una o dos cápsulas representa un problema ambiental debido a que se desconocen los elementos que las componen y el impacto ambiental que tendrían en los ecosistemas marinos una vez que éstas se desprendan de las colillas, además, aunque en este estudio no se reporta su presencia, actualmente también se encuentran disponibles en el mercado los cigarros que contienen tres cápsulas, por lo que los riesgos incrementarían.

La presencia abundante de colillas en playas es un problema ambiental de gran interés en la actualidad, debido a que este tipo de residuo supone la liberación de una gran cantidad de compuestos tóxicos a los ecosistemas y especies marinas, presentes al lixiviarse y al permanecer durante tiempos prolongados en estas zonas. Para una región como el Golfo de California que alberga una gran cantidad de fauna marina y que es el principal punto de la actividad pesquera para el país, la presencia de estos residuos y la liberación de sus compuestos tóxicos representa problemas de bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica.

Considerando lo anterior, no solo se recomienda realizar más estudios de cuantificación y caracterización de residuos en esta zona que permitan implementar planes de manejo y gestión de RSU en playas, especialmente para las colillas de cigarro, sino también estudios toxicológicos de filtros y cápsulas que permitan conocer los materiales que las componen y los riesgos ambientales que implican.

De igual manera, para disminuir la cantidad de colillas de cigarro desechadas inadecuadamente en espacios públicos, se recomienda la implementación de programas de educación ambiental cuyo objetivo sea concientizar a la población (fumadora y no fumadora) sobre los riesgos que este tipo de residuos representa para los ecosistemas marinos, así como sensibilizar acerca del valor ecológico que tienen este tipo de ecosistemas.

5. Referencias

- [1] EPA - Environmental Protection Agency, (2017). Orígenes y consecuencias de la basura acuática. En línea <<https://espanol.epa.gov/espanol/origenes-y-consecuencias-de-la-basura-acuatica>> Recuperado el 30/05/2022.
- [2] SEMARNAT - Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*.
- [3] Benítez, L. (2018). *Hacen celulosa para papel con colillas de cigarro*. *Gaceta UNAM*, 4967, 9.
- [4] Reynales-Shigematsu, L.M., Zavala-Arciniega, L., Paz-Ballesteros, W.C., Gutiérrez-Torres, D.S., García-Buendía, J.C., Rodríguez-Andrade, M.A., Gutiérrez-Reyes, J., Franco-Núñez, A., Romero-Martínez, M., y Mendoza-Alvarado, L. (2017). Encuesta Nacional de Consumo de Drogas, Alcohol y Tabaco. INPRM - Instituto Nacional de Psiquiatría Ramón de la Fuente Múñoz, INSP - Instituto Nacional de Salud Pública, CNCA - Comisión Nacional Contra las Adicciones, y SSA - Secretaría de Salud. ENCODAT.
- [5] Flores Montalvão, M. *et al.*, (2019). How leachates from wasted cigarette butts influence aquatic life? A case study on freshwater mussel *Anodonta trapesialis*. *Science. Total Environment*, 689, 381–389. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.385.
- [6] Yousefi Nasab, A., Oskoei, V., Rezasab, M., Alinejad, N., Hosseinzadeh, A., Kashi, G. (2022). Cigarette butt littering consequences: a study of pollution rate on beaches and urban environments. *Environment Science Pollution Research*, 29, 1. doi: 10.1007/s11356-022-19155-5.
- [7] SEO Birdlife y Ecoembes. (2018). Colillas en espacios naturales. *Libera Naturaleza sin basura*. 1–7.
- [8] Arreguín-Cortés, F. y Mejía-Maravilla, E. (2010). Programa Playas Limpias en México, un enfoque integral. *Revista Digital Tlaloc AMH*, 47, 1.
- [9] Carvajal, M.A., Castro-Ruiz, J.L. y Wong-González, P. (2011). El turismo en la Región Golfo de California. Nuñez Daniel, E., Mijares Castellá, L., Herver Díaz, C., García Escamilla, S. *Economía y desarrollo sustentable. Región Golfo de California*. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Ciudad de México. pp. 85-116.
- [10] Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M.E., Bergés-Tiznado, M.E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M.F., Frías-Espéricueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J., Green-Ruiz, C., Osuna-Martínez, C.C., Sánchez-Cabeza, J.A. (2019). Estatus ambiental de la contaminación en el Golfo de California, una síntesis actualizada. Botello, A.V., Villanueva, S., Gutiérrez, J. *Costas y mares mexicanos: Contaminación, impactos, vulnerabilidad y cambio climático*. Instituto de Ciencias del Mar y

- Limnología (ICML) Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) Universidad de Campeche. pp. 71-94.
- [11] Ocean Conservancy. (2020). Together, we are team ocean. The International Coastal Cleanup 2020 Report.
- [12] Ocean Conservancy. (2018). Building a clean swell. The International Coastal Cleanup 2018 Report.
- [13] Ocean Conservancy. (2019). The Beach And Beyond. International Coastal Cleanup 2019 Report.
- [14] Ocean Conservancy. (2021). We clean on. International Coastal 2021 Cleanup Report.
- [15] Novotny, T.E., Hardin, S. N., Hovda, L.R., Novotny, D.J., McLean, M.K., Khan, S. (2011). Tobacco and cigarette butt consumption in humans and animals. *Tobacco Control*, 20, 17–20. doi: 10.1136/tc.2011.043489.
- [16] Thrasher, J., Rodríguez Bolaños, R., Gallegos Carrillo, K. (2021). Cigarros con cápsulas de sabor en México: Evidencia Científica e implicaciones para las políticas públicas. Lira, J., Cruz, S.E., Medina, M.E. *Cigarros y nuevos productos de tabaco: ¿Nuevas problemáticas?*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, Instituto Nacional de Psiquiatría Ramón de la Fuente Muñiz. Ciudad de México. pp. 51-72.
- [17] Cruz-Salas, A.A., Morales-Arroyo, D., Alvarez-Zeferino, J.C., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benitez, S., Cruz-Sotelo, S.E. (2020). Variación de la concentración de colillas en playa Zipolite en semana santa. *13o. Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos*, 2020. pp. 10–17.
- [18] Gobierno de Baja California Sur. (2022). Regularán SETUE y CONANP aforo y estancia en balandra durante semana santa. En línea < <https://www.bcs.gob.mx/regularan-setue-y-conanp-aforo-y-estancia-en-balandra-durante-semana-santa>> Recuperado el 11/04/2022.
- [19] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2019). Área de Protección de Flora y Fauna Balandra. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. En línea <<https://www.gob.mx/conanp/documentos/area-de-proteccion-de-flora-y-fauna-balandra>> Recuperado el 30/05/2022.
- [20] Rangel-Buitrago, N., Barría-Herrera, J., Vergara-Cortés, H., Contreras-López, M., Agredano, R. (2020). A snapshot of the litter problem along the Viña del Mar - Concón coastal strip, Valparaíso region, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 1-16, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111524.
- [21] Asensio-Montesinos, F., Ramírez, M.O., Aguilar-Torrelo, M.T., Anfuso, G. (2021). Abundance and distribution of cigarette butts on coastal environments: Examples from Southern Spain. *Journal Marine Science Engineering*, 9, 1–14, doi: 10.3390/jmse9020129.
- [22] Noguez, R. (2021). Covid pega a los cigarros: se dejaron de vender 424 millones de cajetillas. Forbes México. En línea <<https://www.forbes.com.mx/covid-19-venta-cigarros-424-millones-cajetillas-menos-mexico>> Recuperado el 30/05/2022.

- [23] Expansión. (2022). Philip Morris frena la producción de 35 millones de cigarros en México. MANUFACTURA. En línea <<https://manufactura.mx/industrias/2021/05/31/philip-morris-frena-la-produccion-de-35-millones-de-cigarros-en-mexico>> Recuperado el 30/05/2022.
- [24] COFEPRIS - Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. (2014). La Secretaría de Salud alerta sobre marcas ilegales de tabaco. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios, Gobierno de México. En línea <<https://www.gob.mx/cofepris/prensa/la-secretaria-de-salud-alerta-sobre-marcas-ilegales-de-tabaco>> Recuperado el 30/05/2022.
- [25] La Jornada. (2021). Continúan los operativos contra los cigarros ilegales: más de 6 mil 200 decomisados en León y Celaya. La Jornada. En línea <<https://www.jornada.com.mx/notas/2021/07/19/politica/continuan-los-operativos-contra-los-cigarros-ilegales-mas-de-6-mil-200-decomisados-en-leon-y-celaya/>> Recuperado el 30/05/2022.
- [26] Widmer, W.M. y Reis, R.A. (2010). An experimental evaluation of the effectiveness of beach ashtrays in preventing marine contamination. *Brazilian Archives and Biology. Technology*, 53, 1205–1216, 2010, doi: 10.1590/S1516-89132010000500018.
- [27] Zavala-Arciniega, L. *et al.*, (2020). Cigarros con cápsulas de sabor en México: prevalencia, proporción de uso entre fumadores y predictores de consumo. *Ensanut 2018-19. Salud Publica Mex.*, 62, 820–828, doi: 10.21149/11566.
- [28] Ibertabac. (2022). De cápsula – Tabacopedia. En línea <<https://tabacopedia.com/es/articulos-del-fumador/filtros/tipos-de-filtros/de-capsula/>> Recuperado el 30/05/22.

SOCIEDAD Y GOBIERNO

Sistema de gestión de residuos sólidos urbanos en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: un estudio sobre gobernanza y trabajo precario

¹Andrea Acevedo Márquez, ¹Néstor García Chong, ¹Apolinar Oliva Velas, ¹Bruno Sovilla

¹ Maestría en Desarrollo Local. Universidad Autónoma de Chiapas. Tel. 5512984152.
email: andrea.acevedo55@unach.mx

Resumen

En México, los gobiernos municipales son los responsables de prestar un servicio público de limpia integral. Sin embargo, frente a esta responsabilidad los gobiernos municipales se han limitado a un sistema lineal de recolecta y entierra debido a la falta de capacidad financiera, técnica y profesional de los ayuntamientos. Curiosamente existen una gran variedad de actores interesados en la gestión de los RSU con capacidades y recursos diversos que es necesario visibilizar y analizar la posible colaboración entre ellos y con el sector público. Es aquí donde la gobernanza se presenta como una herramienta de análisis interesante para identificar las características de los actores del sistema, su articulación y las oportunidades de cooperación en la formulación y aplicación de las políticas públicas, así como la solución colectiva y horizontal de problemas. Finalmente, para esta investigación es importante no perder de vista a los actores con condiciones laborales más precarias para a través de su inclusión atender sus derechos laborales y humanos reconociendo la importancia de sus acciones en el rescate, clasificación y acopio de los residuos aprovechables.

Palabras Clave: *Acopiadoras, dirección de limpia municipal, mapa de actores, organización civil, pepenadores.*

1. Introducción

El incremento de los residuos sólidos urbanos junto con una mala gestión impide que estos sean aprovechados y terminen acumulados en espacios abiertos ocasionando efectos importantes en el deterioro del medio ambiente y la salud pública. Por otro lado, el deterioro de estos bienes comunes genera complicaciones que desembocan en dinámicas sociales de desigualdad y marginación, particularmente, a las personas que deben convivir de manera directa a los residuos.

Hay que señalar que dentro de RSU encontramos una gran cantidad de materiales que pueden ser aprovechados y reinsertados a los sistemas de producción. Sin embargo, para aprovecharlos se necesita fuerza de trabajo y una gestión integral y sustentable.

En México, según la normativa de la constitución (art. 115, frac. III, inciso C) el gobierno municipal tiene la responsabilidad de prestar el servicio público de limpieza, recolección, traslado, tratamiento y disposición final de residuos [1]. Es decir, una *Gestión integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU)* que según la LGPGIR es definida como: “Conjunto articulado e interrelacionado de acciones normativas, operativas, financieras, de planeación, administrativas, sociales, educativas,

de monitoreo, supervisión y evaluación, para el manejo de residuos, desde su generación hasta su disposición... respondiendo a las necesidades y circunstancias de cada localidad o región.”

Desgraciadamente, los gobiernos locales se han visto limitados a un sistema lineal que recolecta y entierra los residuos, pues a pesar de ocupar una posición privilegiada en el sistema de gestión de residuos, contar con infraestructura, recurso humano y monetario, se han detectado una serie de problemáticas que estos actores tienen que enfrentar como es la:

“...limitada capacidad financiera, técnica y profesional en los ayuntamientos, la falta de control en los sitios de disposición final y la insuficiencia de cobertura del sistema de recolección, los altos montos de erogación presupuestal para el rubro y la carencia de mecanismos de recuperación de dichos costos... y, por último, los bajos índices de separación para el reciclaje que se reduce prácticamente a las acciones del sector informal [los pepenadores]” [2].

Frente a este contexto dinámico, complejo y diverso se ha vuelto necesario para este actor transitar hacia nuevas estructuras de gestión apoyándose en otros actores, dentro de los cuales ha predominado el sector privado. Sin embargo, esta alianza no atiende las problemáticas ambientales y sociales alrededor del tema de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Curiosamente existen una gran variedad de actores interesados en la gestión de los RSU con capacidades y recursos diversos que es necesario visibilizar y analizar su posible colaboración con el sector público. Es aquí donde la gobernanza se presenta como una modificación de las relaciones entre el Estado y la sociedad con mayor participación y cooperación en la formulación y aplicación de las políticas públicas, así como la solución colectiva y horizontal de problemas [3]. Con este panorama los objetivos de esta investigación son los siguientes:

Objetivo General

Analizar la articulación de los actores del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos en San Cristóbal de las Casas, Chiapas desde una perspectiva de gobernanza y trabajo precario.

Objetivos específicos

- a) Realizar un mapa de los actores sociales del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, en San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- b) Utilizar la teoría de la gobernanza como herramienta analítica para el Sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, en San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- c) Analizar el contexto de los trabajadores precarios del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas

2. Desarrollo

2.1 El contexto de Chiapas

El estado de Chiapas, ubicado al sureste de México, cuenta con una población de 4,796,580 hab. Caracterizada por ser en su mayoría rural (56.78%) y encontrarse dispersa en localidades con poca población (su densidad de poblacional promedio es de 75.6 hab/km²). Además, Chiapas es uno de los 5 estados del país con mayor presencia de población de habla indígena (28% de su población de 3 años o más habla alguna lengua indígena sobre todo tzeltal y tzotzil) [4]. El estado presenta una tasa alta de informalidad¹ laboral 73.11% y 64.28% en la tasa calculadas contra la población

¹ La tasa de informalidad laboral es la proporción de la población ocupada que comprende a la suma, sin duplicar, de los ocupados que son laboralmente vulnerables por la naturaleza de la unidad económica para la que trabaja, con aquellos cuyo vínculo o dependencia laboral no es reconocido por su fuente de trabajo.

ocupada no agropecuaria [5]. Las condiciones rurales y de dispersión han dificultado el acceso a servicios básicos gran parte del territorio en términos de educación, servicio de salud, drenaje o energía eléctrica².

En el caso de la gestión de residuos, en el estado se recolectan 4, 964, 000 kg de residuos diariamente con una producción per cápita de 0.456 kg/hab/día. Chiapas se encuentra en el penúltimo lugar en el servicio de recolección de residuos prestando este servicio a 92% de sus municipios, solo por arriba de Oaxaca y con 72%. Y del total de RSU que se producen en el estado solo se recolecta el 58.14% (2,886, 000 kg/día) [6] [7].

Solo se recolectan de manera selectiva el 1% de los RSU (16,000kg) con días o rutas diferenciados, esto gracias a las acciones de dos municipios que son: La Concordia y Yajalón, de estos dos solo Yajalón registra vender PET a una empresa recicladora y el resto de los residuos son trasladados al sitio de disposición final (no se menciona que hace el municipio de La Concordia una vez que recolecta de forma selectiva los residuos)

Con relación a la participación de otros sectores en la gestión de residuos sólidos, Chiapas contempla como régimen de gestión al sector público en 105 en disposición final y 112 en recolección y al sector privado en 3³ municipios de ambas etapas, por su parte [6].

2.2 San Cristóbal de Las Casas

El municipio de San Cristóbal de Las Casas (SCLC) se encuentra en la región de los Altos de Chiapas, limita al norte con los municipios de Chamula y Tenejapa y al este con Huixtán. La cabecera municipal es de las 3 principales ciudades del estado después de Tuxtla Gutiérrez y Tapachula por lo que presenta mayor acceso a los servicios públicos con relación a los promedios estatales, sin embargo, esto no lo excluye de tener cifras alarmantes por ejemplo con relación al acceso a la educación y a derechohabencia⁴. Cuenta con una población total de 215, 874hab. También muestra una importante presencia indígena (31.32% de su población) [4].

Es uno de los 113 municipios (de 125) del estado que cuenta con el servicio de recolección de residuos. Según autoridades municipales⁵ este servicio se presta a 90% de la población de SCLC y se recolectan entre 250,000 y 280,000kg diarios de RSU (siendo el tercer municipio que más residuos sólidos recolecta, después de Tuxtla (582,000 kg/día) y Tapachula (392,000 kg/día)), con una producción per cápita de más de 1.07kg/día más la población flotante o turística.

Estos residuos son posteriormente transportados a una de sus dos estaciones de transferencia⁶ y finalmente al sitio de disposición final⁷ que cuenta con geomembrana, mallado perimetral, caseta de vigilancia, contracuneta, vestidor del personal, control de fauna nociva. Como principales problemas en el tema el municipio menciona la falta de mantenimiento que tienen estos vehículos,

² Primer lugar nacional en analfabetismo con 13.7% de la población de 15 años o más, tercer lugar en falta de derechohabencia a servicio de salud con 32.7% de su población, segundo lugar en rezago de disposición de agua entubada con 9.9% de viviendas, así como 8.5% de viviendas con carencia de drenaje y en disposición de energía eléctrica con 1.8% de viviendas que no cuentan con este servicio.

³ Esto es en Tuxtla Gutiérrez donde sabemos que se encuentra la empresa Proactiva, en Escuintla y en Frontera Hidalgo.

⁴ 9.2% de población de 15 años o más como analfabeta por arriba del promedio nacional 4.7% y 44.7% de su población que no cuenta con derechohabencia a servicios de salud.

⁵ Estas autoridades fueron entrevistadas en el Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México (2019)

⁶ Las dos estaciones de transferencia son el Tívoli ubicado en la calle con el mismo nombre cerca del mercado principal de la ciudad José Castillo Tielmans y el estacionamiento público ubicado debajo de la plaza 31 de marzo.

⁷ Ubicado en la comunidad El Aguaje.

la falta de espacios que cumplan con la norma 083 relativa al sitio de disposición final, la contaminación de ríos [8].

En el municipio no existe colaboración ni reconocimiento hacia actores no gubernamentales. Sin embargo, en esta investigación se observaron: más de 20 centros de acopio, camiones chatarreros, pepenadores callejeros, recolectores informales de casa en casa, asociaciones civiles que trabajan en el tema, entre otros.

3. Marco Teórico

Las limitaciones materiales y no materiales que vive el actor gubernamental en la gestión de los RSU es un ejemplo del decaimiento que ha sufrido este actor en general, como consecuencia de una serie de cambios sociales, políticos y económicos. Estos cambios han impactado en el papel que juega el Estado como administrador y gestor de los asuntos públicos, debilitando con el paso del tiempo su capacidad para resolver problemas, así como su credibilidad y legitimidad afectando a su vez los modelos tradicionales de representación democrática y la formulación de objetivos.

El Estado ha ido transitando a un actuar más flexible que incorpora una gran variedad de actores en la acción pública con el fin de actuar con mayor impacto y efectividad [9] [10]. Pero que la ciudadanía este aumentando sus demandas ambientales o sociales hacia los gobiernos, o que las empresas privadas estén haciéndose cargo de algunos servicios que solían ser responsabilidad del estado, no implica que estos actores conformen una red articulada o trabajen con un fin común, lo cual corre el riesgo de desembocar en casos de desregulación, privatización, así como la pérdida de responsabilidad y presencia del Estado.

En el caso de la gestión de RSU ni el actor gobierno ni el mercado cuentan con suficientes recursos, conocimiento, disponibilidad o visión por el beneficio del interés público social y ambiental. En este panorama dinámico, diverso y complejo aparece un modelo de gobierno que atiende la necesidad de una aproximación más plural con estructuras que favorezcan la coordinación y cooperación entre distintos actores en busca del beneficio o bien común. La gobernanza se ha ido posicionando no solo como un cambio estructural sino como una modificación de las relaciones entre el Estado y la sociedad con mayor participación y cooperación en la formulación y aplicación de las políticas públicas, así como la solución colectiva y horizontal de problemas [3].

La gobernanza requiere un bien común que encauce las acciones y acuerdos hacia un fin máximo. En el caso del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (SGRSU) el objetivo tendría que dirigirse hacia el control y mitigación de los efectos nocivos que puede llegar a provocar los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) al medio ambiente, a la salud pública y a las condiciones laborales de los que integran el sistema. Finalmente, las acciones y acuerdos deben transitar hacia una percepción de aprovechamiento de los RSU pues las acciones higienistas⁸ no logran resolver el problema de raíz.

Cómo parte de las categorías de análisis que guiaron esta investigación, un elemento clave de la gobernanza es la participación. Una participación sana es la que incluye a una diversidad de actores que pongan sobre la mesa distintas perspectivas, recursos e intereses. [3] [9]. La participación se puede observar a partir de las categorías de colaboración que según Kooiman [11] se refiere a la relación entre actores en un nivel micro o individuo; y la coordinación relacionada con la

⁸ Este termino fue utilizado en el Seminario Nacional de Residuos en la sesión 2: *Evolución de la enseñanza de la GRSU para dar paso a la economía circular* por la Dra. Sylvie Jeanne Turpin Marion para referirse a las acciones de gestión que se limitan a limpieza de la ciudad (recolección de residuos, transporte y disposición) y que logran incluir el aprovechamiento de los residuos.

interacción de organizaciones como actores con acuerdos bi- o múltiple, intra o interorganizacionales.

En el caso del Sistema de Gestión de RSU en México, los estados que están transitando hacia modelos de gobernanza, como es el caso de Jalisco, se han limitado a realizarlo con esquemas intermunicipales o con la intervención de compañías concesionarias ignorando a otros actores, sobre todo los informales que curiosamente son los responsables del mayor porcentaje de materiales separados (Hasta un 60% de RSU son separados solo por los pepenadores en los sitios de disposición final en la zona metropolitana de Jalisco) [12] [13]. Esto si bien ha logrado satisfacer la necesidad de mayor recurso económico, e infraestructura no atiende otros problemas como los ambientales o sociales. La exclusión, como menciona Canto [14], puede generar un sentimiento de injusticia, violencia y conflictos, así como problemas de gobernabilidad.

La participación e interacciones entre los actores debe enmarcarse en una institución clara y formal, esto se refiere a las reglas del juego, es decir, las normas, reglas o acuerdos formales e informales. La construcción de reglas es otra categoría de análisis de esta investigación debido a que se ve fuertemente ligado con la formalidad y continuidad de los acuerdos o vínculos de colaboración entre los actores. Mientras más claras y formales sean las instituciones menor grado de incertidumbres, mayor facilidad en la mediación de conflictos y mayor estabilidad para el desarrollo del sistema.

En la gobernanza se plantea que las interacciones se lleven a cabo en un ambiente interdependiente donde ningún actor tenga suficiente conocimiento, información o potencial para dominar al resto de los actores o resolver de forma unilateral el problema, es aquí donde la concepción del papel del Estado y la sociedad cambian y su frontera de responsabilidades va siendo más difusa [11].

En el tema de gestión de residuos sólidos y particularmente en el contexto que encontramos en el municipio de San Cristóbal de las Casas hace sentido contemplar un modelo de gobernanza donde el actor gubernamental no sea desplazado de su responsabilidad como promotor de un servicio integral, por el contrario, si bien es necesario visibilizar al resto de actores que participan de una u otra forma en la gestión de residuos, el actor gubernamental debe asumir su papel para encausar estas acciones, distribuir los recursos y organizar la distribución y tránsito de los residuos sólidos urbano. No menos importante, es necesario que el Estado vele por los derechos humanos y políticos de los actores más necesitados que han sido comúnmente relegados y marginados de la planeación y toma de decisiones de asuntos de interés públicos siendo estos actores la base del buen funcionamiento de servicios como es la gestión de los residuos sólidos.

4. Metodología

A partir de la revisión bibliográfica y las primeras observaciones en campo, se identificaron una serie de actores claves, así como sitios importantes para el SGRSU⁹ en la ciudad de San Cristóbal de las Casas en los que se enfocaron la estrategia metodológica, que en concreto es realizar el mapa de actores del sistema de GRSU incluyendo la cadena de valor de los RSU y analizar el esquema de relaciones entre los actores según las categorías de gobernanza que son: colaboración, coordinación [14], construcción de reglas [9], conflicto.

En busca de una descripción cualitativa del SGRSU de San Cristóbal, sus actores y la institución que los rige realizamos una serie de entrevistas semiestructuradas de corte exploratorio a una muestra de actores claves de cada sector. Seleccionando a los actores que se encuentran en

⁹ Centro de transferencia Tívoli, Plaza de la paz (punto de encuentro de trabajadores de limpia) y relleno sanitario El Aguaje.

posiciones relevantes para la interacción con otros actores dentro y fuera de su sector y para la toma de decisiones del flujo de los RSU a través del sistema.

5. Resultados

La investigación arroja una serie de actores que hemos mapeado según sus funciones en el sistema (Figura 1). Colocando al centro del mapa al grupo de actores que lleva la administración, organización y normativa del SGRSU. Posteriormente se encuentra los actores que llevan la operación de gestión básica o higienistas (es decir recolección, transporte y disposición) si bien predomina la presencia de los trabajadores del servicio público, se complementan estas acciones con la participación del sector informal en la recolección de casa en casa. Este grupo ha sido interesante como intermediario entre los intereses de la dirección de limpia y los actores de otros sectores (informales, privados) por su presencia en las calles. En el tercer nivel tenemos a los actores que enfocan sus acciones en el aprovechamiento de RSU, aquí se desvanece la presencia del sector público. Observamos que mientras más activamente participan los actores en la cadena de valor de residuos más desvinculados se encuentran de los actores que llevan la administración. Finalmente, hemos colocado en el último nivel a los actores que realizan como tal el reciclamiento o transformación de los residuos que en su mayoría empresas fuera del estado.

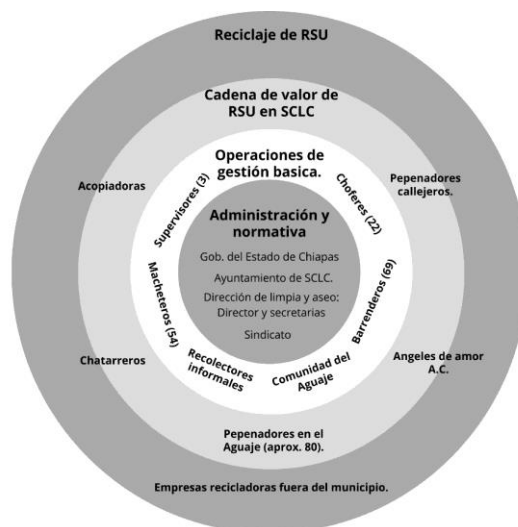


Figura 1. Actores del Sistema de Gestión de RSU en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

El modelo de gobernanza se utilizó como una herramienta analítica que permite ver el grado de presencia o ausencia de sus elementos en el sistema a partir de sus categorías teóricas, así como una mirada hacia un posible futuro del sistema y las oportunidades que presenta.

Como primer punto hay que resaltar que a lo largo de la investigación ha quedado claro la falta de reconocimiento formal entre la mayoría de los actores y la falta de acuerdos claros y formales, lo cual les impide contemplar la cooperación y la complementación entre ellos a partir de los recursos y fortalezas de cada sector. Sin embargo, el flujo de los residuos en el sistema mostro la interdependencia que guardan los actores entre sí.

La perspectiva que tienen los actores respecto al tema de los RSU sería un primer parte aguas entre ellos pues dirige también sus metas. Por ejemplo, en el caso del sector público que dirige sus acciones a prestar un servicio de limpia higienista menciona que sus principales metas están dirigidas a la limpieza de los ríos, la mejora de las condiciones del relleno sanitario y la concientización de la población respecto a la separación de residuos. Menciona como principales

obstáculos la falta de responsabilidad de parte de la ciudadanía y los conflictos violentos (físicos y verbales) que tienen los trabajadores de limpia con los pepenadores y recolectores por la captación de los residuos. La otra visión dentro del sistema son los actores que tienen como objetivo el aprovechamiento de los RSU vistos como mercancía a partir de la cual se satisface una fuente de empleo, al hablar de sus principales obstáculos, en el caso de las acopiadoras todas señalaron su necesidad de maquinaria para compactar, cargar y triturar los materiales, así como recurso financiero para costear el transporte y la primera inversión de compra de RSU.

5.1 Colaboración, coordinación, conflicto y construcción de reglas

Como mencionamos anteriormente, una participación sana es aquella que incluye a una diversidad de actores y sectores que tengan intereses, recursos o visiones en el tema [3] [9] [14]. Mayntz [3] incluso resalta la inclusión de los actores que puedan ser opositores, aquellos que ocasionan el problema o se ven afectados por ello, así como los que ya están tratando de resolverlo.

Sin duda la inclusión de la diversidad de actores del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos (SGRSU) es uno de sus mayores retos, pues las diferencias no se limitan al tipo de trabajo que realiza con los residuos, como hemos mencionado los actores van desde niños hasta ancianos, tienen distintos orígenes étnicos, distintas figuras legales, ingresos y evidentemente distintos motivos y metas.

En la investigación se hizo evidente que en la ciudad de SCLC no existen herramientas para que los actores del SGRSU participen en la planeación y puesta en marcha de las políticas públicas del tema, es más aun no son considerados en ellas. Esto se puede ver en la poca difusión y participación que tiene el Plan de Desarrollo Municipal y aun menos en el Programa de Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos de SCLC.

La capacidad para organizarse se mostro como un elemento clave de los actores que logran participar más activamente en el sistema. El ejemplo más claro se ve entre los pepenadores callejeros y los pepenadores del Aguaje. Si bien ambos grupos realizan la pepena de forma individual o en familias, los pepenadores del Aguaje son parte de una asamblea que los respalda donde vemos procesos de colaboración, pero que también les permite coordinarse como organización con otros sectores como el comercial o el público. La comunidad del Aguaje tiene gran poder a partir de su organización comunitaria y la falta de espacios en el municipio para colocar el relleno sanitario. Esto les ha permitido manipular al municipio para recibir una renta mensual de \$200, 000 (doscientos mil pesos) así como la entregaran 245 casas a la comunidad y la pavimentación de las calles principales.

Esto ocasiona que la dirección de limpia se vea limitada a invertir en cualquier otro proyecto de la gestión de RSU. Uno de los trabajadores de limpia menciona: “aquí un apoyo que no se cumpla dan tres o cuatro avisos y si no se movió el ayuntamiento cuando no se ve echan cadena y no dejan pasar ni un camión” (2022). En esta negociación el sistema de gestión entero queda a expensas de la decisión que tome la comunidad, en el momento en que no haya presupuesto para cumplir estas exigencias el sistema entero colapsa. Regresando a los pepenadores, al formar parte de esta comunidad y sus asambleas tienen mayor respeto por parte de los trabajadores de limpia lo que ha ayudado a que tanto choferes como maquinistas colaboren con el ritmo y las necesidades que van presentando los pepenadores en el relleno derivando en una pepena muy eficiente. Esta comunicación también a derivado en el control del supervisor en la prohibición de acceso a niños menores de 12 años y el control de horarios.

Por el contrario, los pepenadores callejeros no cuentan con ningún tipo de organización o colaboración entre ellos. A demás son el grupo que presenta mayor interseccionalidad género, origen étnico y edad con lo que presenta mayor vulnerabilidad, rivalidad y violencia entre ellos

mismos, los ciudadanos y los trabajadores de limpia, estos pepenadores están completamente desprotegidos. Esta situación empodera al sector público (dirección y parte operativa) a imponerles reglas como: No tirar hules, llantas, aparatos electrodomésticos inservibles ni fierros en el Tívoli, no obstruir la labor de los trabajadores del área de limpia, obedecer la estipulación de horarios de pepena para no estorbar cuando llegan los camiones, no recoger pedidos de las peonas barrenderas, no sentarse frente a casas o comercios de clientes, no pararse en las esquinas porque se ve feo, pagar una cuota en el Tívoli por tirar basura ahí, entre otras [15]. En caso de incumplir estos requerimientos, que dependen del criterio de los supervisores del área, los pepenadores deberán pagar una multa de quinientos pesos o incluso se les podrá prohibir la realización de este trabajo de manera permanente. Hay que resaltar que la pepena de materiales ayuda a dirigir los RSU hacia una cadena de valor evitando su acumulación en el relleno sanitario. Sería importante valorar la pepena no solo en la etapa final del sistema de gestión si no la que sucede en todas las etapas del sistema.

En el caso de las acopiadoras se nota una marcada diferencia según la colaboración que logran con las empresas recicladoras. Por ejemplo, la acopiadora de la Explanada del Carmen que tiene alianza con una fundidora en Veracruz ha recibido una compactadora de metales, un montacarga y apoyo en el transporte de los materiales lo que la hace una de las acopiadoras más grandes de la ciudad, por el contrario, se llegó a entrevistar a familias acopiadoras (ubicadas en periférico oriente) que entregan sus materiales a un intermediario lo cual les genera muy pocas ganancias. La rentabilidad que logran las acopiadoras es un elemento importante en la cadena de valor de los RSU de la ciudad pues ellos determinan los precios a todos los actores del sistema que pepenan y venden los residuos.

Existe una naciente presencia de la organización Ángeles de amor A.C.¹⁰ y una planta de composta que están aprovechando RSU de manera especializada, utilizando técnicas de molienda, prensado, así como, clasificaciones más finas, colaborando con la industria recicladora nacional y coordinándose con otras organizaciones para la recepción de fondos nacionales e internacionales. Su participación en el sistema es importante para la evolución del conocimiento técnico, ambiental y económico del tema en el territorio, se nombraron futuras alianzas con FEMSA que podrían colaborar con el impacto de la presencia de estos actores en el territorio.

En el caso de los barrios de la ciudad, que logran recibir el apoyo anual del municipio, para realizar las campañas de limpieza se observa la capacidad de agruparse como vecinos, elegir un representante para solicitar el apoyo, realizar la petición de manera formal enlistando todo lo necesario y finalmente llevar a cabo la campaña. Todo este proceso requiere de destrezas que otros barrios han ido perdiendo. Algunos trabajadores de limpia mencionaban que estas capacidades están relacionadas con el origen rural e indígena que tienen estos barrios en los que acostumbran a organizarse en comisiones y realizar asambleas. Es curioso que la opinión de la dirección de limpia hacia la ciudadanía es de falta de responsabilidad y colaboración, sin embargo, no se valoran ni aprovechan estas intervenciones anuales de la ciudadanía para avanzar en el tema de sensibilización.

También destacaría el sindicato de trabajadores de limpia que lleva una larga trayectoria realizando asambleas generales y reuniones con los trabajadores limpia para escuchar sus ideas, problemas, demandas, etc. Al igual que los pepenadores del Aguaje esta capacidad de organización otorga al sindicato el poder de exigir al municipio el cumplimiento de sus demandas lo cual ha derivado en dos paros laborales en el 2020 y 2021 lo cual, con la retención de camiones compactadores y la reducción de personal de 220 a 25 trabajadores lo que paralizó al servicio de limpia y el flujo de residuos en la ciudad. Los trabajadores de limpia sindicalizados destacan en el SGRSU por su seguridad en continuidad, ingresos y prestaciones sociales.

¹⁰ Esta asociación recibe, separa y tritura plástico flexible (Polietileno) y comercializa para apoyar a jóvenes con capacidades diferentes.

La dirección de limpia por su parte logra buena cohesión entre su parte operativa y administrativa con constante dialogo, así como la vigilancia del sindicato. En este sector llama la atención la falta de interés por al rescate de residuos comercializables que realizan todos los trabajadores de limpia, pepena que como ya mencionamos es importante para evitar su acumulación y dirigir los materiales hacia las cadenas de valor de la ciudad. La dirección menciona que este no es su objetivo.

La dirección de limpia tiene un lazo importante con las autoridades municipales y estatales que lo han ido presionando en los últimos años por transitar hacia un servicio más integral y sustentable con la participación en el Plan de Desarrollo Municipal (PDM) (2018- 2021) el cual procura realizarse en un ambiente de participación ciudadana; la elaboración del Programa para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos urbanos del municipio de SCLC (2018- 2021); la modificación del reglamento de limpia en 2018-2019; el programa de concientización sobre manejo y generación de los residuos en 10 colonias y el inicio del relleno sanitario el Aguaje y su acondicionamiento. Si bien varias de estas estrategias han sido frenadas por la pandemia o entorpecidas por la parte de recursos materiales e inmateriales, se observa una transición de una gestión higienista del municipio hacia una gestión poco a poco más integral.

6. Conclusiones

Como reflexiones finales hay que señalar que el SGRSU debe entenderse desde una perspectiva más integral y sustentable que mire a los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) como el recurso que son y que reconozca la diversidad como característica de las entidades que conforman al sistema. Contemplar a este universo de actores es dar un paso hacia la gama de acciones de planeación, normativa, administración, dirección, educación, sensibilización, organización y aprovechamiento de residuos que necesita el sistema para ser integral.

En términos de gobernanza observamos varios elementos presentes: una variedad de actores que ya se encuentran inmersos e interesados por la gestión de residuos sólidos en la ciudad; una colaboración, coordinación y construcción de reglas, en este caso, en su mayoría informales y que obedecen intereses privados, así como un Estado que presente participando débilmente. Esta riqueza de actores y sus dinámicas de interacción se presentan como una oportunidad para evolucionar hacia procesos más eficientes en términos de sustentabilidad, sin embargo, la falta de un fin común que encauce las acciones, así como un actor dirigente que ordene, norme y atienda los intereses y necesidades del sistema.

La informalidad y poca claridad de los acuerdos que viven todos los actores son uno de los principales obstáculos que vive la articulación del sistema, esta informalidad de acuerdos se vio relacionada con la falta de reconocimiento y aceptación entre ellos, obstaculizándolos hacia proyectos más complejos y a largo plazo.

Es necesario priorizar el desarrollo de espacios de dialogo y elaboración de políticas públicas que reconozcan esta diversidad y fortalezcan los acuerdos con claridad y formalidad. El Estado debe reconocer en estas acciones la oportunidad de atender sus limitaciones materiales (recursos, infraestructura, etc.) e inmateriales (aprendizaje) que muestra actualmente, como ya le ha sucedido a través de su coordinación con el nivel estatal y federal en el avance de acciones públicas.

La gobernanza nos invita a reconocer la diversidad de actores que tenemos en el sistema esto incluye a los relegados a la sombra y la vulnerabilidad. No se debe ignorar que el mal manejo de los residuos conlleva riesgos importantes para la salud física y psicológica de los trabajadores de los residuos sólidos, esto sin mencionar el estatus de desprestigio que recae sobre la mayoría de ellos. La inclusión de los actores tiene que contemplar entre sus objetivos la atención de condiciones precarias de trabajo en términos de derechos humanos y laborales. Y, por otro lado, en términos de eficiencia tener en cuenta a estos actores atiende a las actividades básicas de rescate, clasificación y

acopio que dan pie al aprovechamiento de los residuos y complementan un servicio de limpia incapaz de abarcar a toda la ciudad.

El trabajo de la diversidad de actores que se han revisado en esta investigación es imprescindible para un sistema de gestión de residuos que no cuenta con alta tecnología capaz de realizar estas acciones ni con una ciudadanía consciente que copere con la reducción o separación de los residuos en la fuente.

7. Referencias

- [1] Cámara de Diputados. (2011). *Ley General de Prevención y Gestión Integral de Residuos*. CDMX.
- [2] Bernache, G. (2012). *Cuando la basura nos alcance*. México D.F.: Ediciones de la Casa Chata, CIESAS.
- [3] Maynts, Renate (2015) El Estado y la sociedad civil en la gobernanza moderna, Revista del CLAD Reforma y Democracia. No. 21, Caracas.
- [4] INEGI. (2020). *Censo nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales*. CDMX.
- [5] INEGI. (2020). *Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo (ENOE)*. Ciudad de México.
- [6] INEGI. (2020). *Censo de población y vivienda. Tabulados del cuestionario básico*.
- [7] SEMARNAT. (2020). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. CDMX: Lucart Estudio S.A. de C.V.
- [8] Ayuntamiento de la Ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas (2019) Planeación de desarrollo territorial 2018- 2020
- [9] Cerrillo, Agustí (2015) La Gobernanza hoy: introducción. En Coord. Cerrillo Agustín La Gobernanza hoy: 10 textos de referencia, Instituto Nacional de Administración Pública, Madrid.
- [10] Ramírez, E. (2016) Análisis de redes sociales para el estudio de la gobernanza y las políticas públicas CDMX: CIDE.
- [11] Kooiman Jan (2015) Gobernar en gobernanza. En Coordinación Cerrillo Agustín La Gobernanza hoy: 10 textos de referencia, Instituto Nacional de Administración Pública, Madrid.
- [12] Bernache, G. (2019). Evaluación de los sistemas de manejo de residuos en cuatro municipios de Jalisco, México. *Int. Contam. Ambie.* 35, 19-28.
- [13] SEMADES, (2017) Ley de Gestión Integral de Residuos del Estado de Jalisco. Secretaría del Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de Jalisco.
- [14] Canto Chac, M. (2008). *Gobernanza y participación ciudadana en las políticas públicas frente al reto del desarrollo*. México: UAM-X.
- [15] Balcorta Sobrino, M. (2018). *Sobrevivir en violencia Mujeres pepenadoras y el Sistema de recolección de basura en San Cristóbal de las Casas, Chiapas*. (Vol. núm 9). Tuxtla Gutierrez, Chiapas, México: Colección Tesis UNICACH.

Análisis de actores en la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos

Beatriz Adriana Venegas Sahagún

Universidad de Guadalajara – CUCEA, Periférico Norte N° 799, Núcleo Universitario Los Belenes, C.P. 45100, Zapopan, Jalisco, México. (33) 3770 3300 ext. 25275, email: beatriz.adriana@cucea.udg.mx

Resumen

Para el logro de una Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) exitosa, es decir eficiente, eficaz y con el mínimo o nulo impacto ambiental, los actores de cada etapa deben estar involucrados y trabajar, es así como el objetivo de esta investigación fue realizar un análisis de actores involucrados en la GIRSU en los municipios de Zapopan y San Pedro Tlaquepaque en el estado de Jalisco, ésto con el fin de identificar su interés e influencia en el proceso de gestión de cada municipio. Para la identificación de actores y grupos se llevó a cabo una metodología cualitativa con una visión antropológica, los datos fueron obtenidos del trabajo etnográfico en campo, así como de etnografía virtual, aunado a ésto se realizó un análisis hemerográfico. Se concluye que el interés de los actores, ya sean públicos o privados es una parte esencial de la gestión, sin embargo, aun cuando se tenga interés si no se tiene el poder necesario los proyectos y acciones no se pueden llevar a cabo. En el caso de los dos municipios analizados, el mayor reto al que se enfrentan es a los cotos de poder y cacicazgos existentes en los grupos de actores de pepenadore y recolectores, ya sean sindicalizados o no; cabe mencionar que ésto no se puede solucionar a corto plazo, y es debido a la valorización informal de los residuos y a la falta de esquemas de financiamiento existentes.

Palabras Clave: *Actores, poder, interés, GIRSU.*

1. Introducción

La Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU) se ha vuelto un problema complejo para los gobiernos locales, en específico para aquellos que se encuentran en países en desarrollo, esto debido a la falta de infraestructura adecuada, el aumento de la población, el consumo elevado [1], el deficiente financiamiento, la debilidad en las capacidades institucionales, así como la falta de coordinación entre los diversos actores. Siendo estos últimos una variable fundamental dentro de cualquier sistema de gestión ambiental y en materia de residuos sólidos urbanos no es la excepción. Para que un modelo de gestión se lleve a cabo de manera correcta es necesario el trabajo en conjunto de todos los actores involucrados, lo que llevaría a un proceso de gobernanza, Carlsson y Berkes mencionan que las estrategias de la gobernanza ambiental que conllevan una efectividad en el desarrollo sostenible implican la participación e inserción de todos los actores, tanto de la sociedad civil como del gobierno [2].

Cuando se estudia el tema de la GIRSU no es únicamente hablar de los aspectos técnicos de disposición, limpia, traslado, recolección, barrido, valorización y disposición final, su eficiencia y eficacia, si no que implica analizar a los actores vinculados en dichos procesos, su participación, interés y distribución de actividades, ya que son éstos quienes determinarán si una GIRSU es exitosa o no, cabe mencionar que una GIRSU exitosa es aquella que sí es eficiente y eficaz pero que además no impacta de manera negativa el medio ambiente, en este sentido, para poder conocer y evaluar las fortalezas y debilidades de un esquema de gestión de residuos sólidos se requiere un análisis de actores los cuales tienen diferentes intereses [3], poder de decisión e influencia. Aunado a esto, la cooperación y la coordinación entre los diferentes actores y grupos dan como resultado una mayor sostenibilidad de un sistema de gestión de residuos[4], así mismo Massoud et al. enfatizan la importancia de la participación e involucramiento de los diversos actores para el logro de las metas [5].

Es por lo anterior que esta investigación tiene por objetivo realizar un análisis de actores involucrados en la GIRSU en los municipios de Zapopan y San Pedro Tlaquepaque del estado de Jalisco, esto con el fin de identificar su interés e influencia o poder en el proceso de gestión de cada municipio.

2. Contexto de la zona de estudio

Esta investigación se desarrolla en el estado de Jalisco, en específico en los municipios de Zapopan y San Pedro Tlaquepaque, los cuales forman parte del Área Metropolitana de Guadalajara (AMG). Jalisco se ubica como el tercer estado que más RSU genera, sólo detrás del Estado de México y la ciudad de México [6]. Por su parte, el AMG está conformada por 10 municipios y es considerada la segunda metrópoli más grande de México [7], al año 2020 se concentraban 5'179,874 habitantes [6], distribuidos como se presenta en la Figura 1.

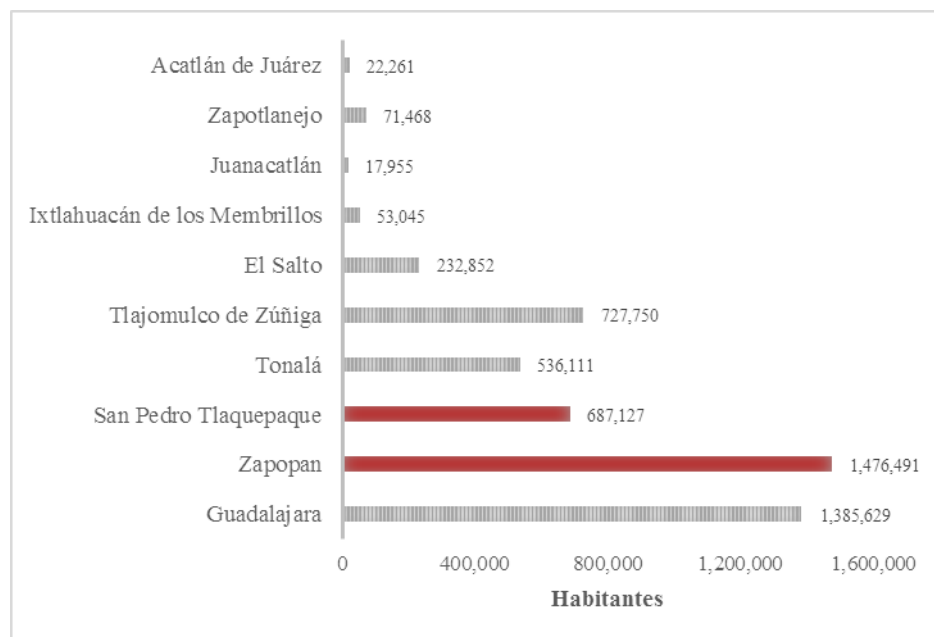


Figura 1. Habitantes por municipio del AMG al año 2020[6]

Como se observa en la Figura 1, Zapopan es el municipio más poblado, y San Pedro Tlaquepaque es el que se encuentra en 4to. lugar. En materia de la GIRSU, los municipios tienen la facultad tanto de prestar estos servicios de forma propia como de concesionarlos a empresas privadas, formar un Organismo Paramunicipal o Intermunicipalidad así como tener un modelo operador mixto, en este sentido, el municipio de Zapopan opera de forma autónoma, y el municipio de San Pedro Tlaquepaque de manera mixta. En la Tabla 1 se presenta este modelo operador.

Tabla 1. Definición de las variables para el modelo

Municipio	Barrido	Recolección y transporte	Transferencia	Valorización (reciclaje, tratamiento, etc.)	Disposición final (relleno sanitario)
Zapopan	Municipal	Municipal	Municipal	Sector informal	Municipal
San Pedro Tlaquepaque	Municipal	Municipal	Empresa Hasar's	Sector informal	Empresa Hasar's

En materia de volumen de residuos recolectados, estos dos municipios presentaron los datos de la Figura 2 en el periodo del 2012 al 2020.

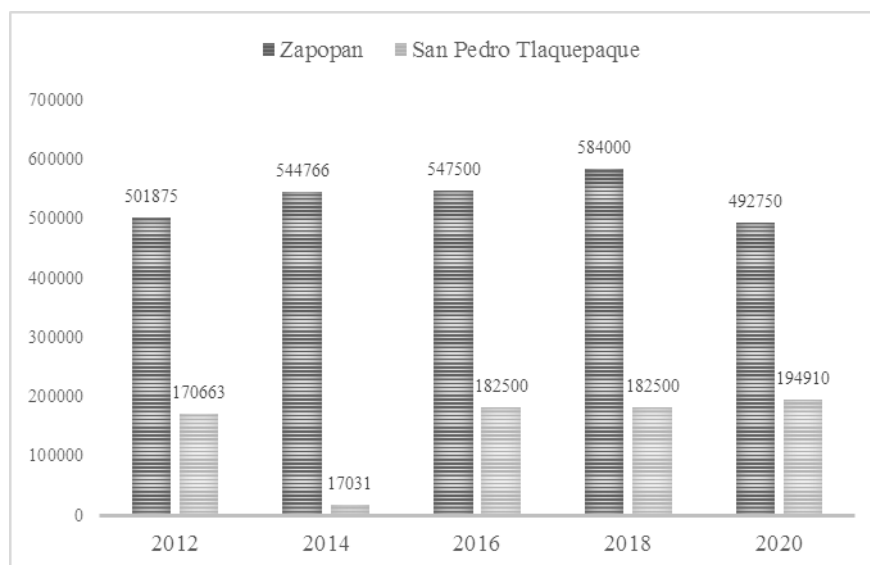


Figura. 2. Volumen de Residuos Sólidos Urbanos recolectados (ton/año) [6]

De acuerdo con Bernache [8] la producción de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) se ha incrementado en un 58 % durante el periodo de 20 años en estos municipios, así mismo, el reciclaje o valorización creció un 3%, del 5 al 8 % del total de RSU generados.

Las cifras presentadas anteriormente permiten visualizar de manera general el panorama en el que se encuentran los dos municipios a estudiar, cabe señalar que desde el año 2021 se cierra uno de los sitios de disposición final más grandes del AMG “Los Laureles”, lo que

ha implicado la movilización de actores estatales, municipales, de la sociedad civil y privados los cuales llegan a permear en las actividades y decisiones de todos los municipios del área incluyendo a Zapopan y San Pedro Tlaquepaque, por lo que este análisis es de utilidad ya que es “una herramienta para entender la realidad de un escenario social específico; sirve para ‘tomar una fotografía’ de las personas y grupos que participan de una serie de interacciones sociales sostenidas y dirigidas a abordar un problema público. Puede constituirse como el lente que permite identificar actores, intereses, recursos y estrategias de toma de decisión y acción” [9].

3. Metodología

Para la identificación de actores y grupos se llevó a cabo una metodología cualitativa con una visión antropológica [10] debido a que los datos fueron obtenidos del trabajo etnográfico en campo, así como de etnografía virtual, aunado a esto se realizó un análisis hemerográfico, el objetivo de la utilización de estas técnicas de análisis cualitativo fue la identificación de actores e intereses de los mismos.

Para poder realizar el análisis, primeramente se realizaron categorías de acuerdo a los actores, lo cual es una de las características de este tipo de estudio [11], cabe mencionar que algunos actores son específicamente personas y otros son grupos de personas que representan los intereses de una organización (como por ejemplo el Instituto de Planeación y Gestión del Desarrollo del Área Metropolitana de Guadalajara [IMEPLAN]); posteriormente se siguió la metodología de Bryson et al. la cual consiste en una matriz de poder-interés [12], cabe mencionar que la identificación y evaluación de actores ha demostrado ser un método eficaz para identificar a las partes interesadas en la gestión y la administración pública [9]. La matriz poder-interés establece cuatro dimensiones de acuerdo con la posición de los actores en la misma, estas cuatro dimensiones son las siguientes [12] [13]:

- a) Jugadores: tienen interés y un poder significativo. A menudo, se trata de partes interesadas clave que se encuentran en una posición privilegiada para afectar el uso, incluido el uso de ellos mismos o la forma en que otros lo usan.
- b) Sujetos: tienen interés, pero poco poder. Puede ser importante apoyar y mejorar la capacidad de participación de los Sujetos, especialmente cuando pueden verse afectados por los hallazgos.
- c) Establecedores de contexto: tienen poder, pero poco interés directo. Puede ser importante aumentar el interés de los Establecedores de Contexto en la evaluación si es probable que presenten barreras para su uso debido a su desinterés.
- d) Multitud: consiste en partes interesadas con poco interés o poder. Es posible que sea necesario informar a la multitud sobre la evaluación y sus hallazgos. Si la comunicación está mal, la controversia puede convertir rápidamente a esta “multitud” amorfa en una turba muy interesada.

Estas dimensiones se explican en la Figura 3.

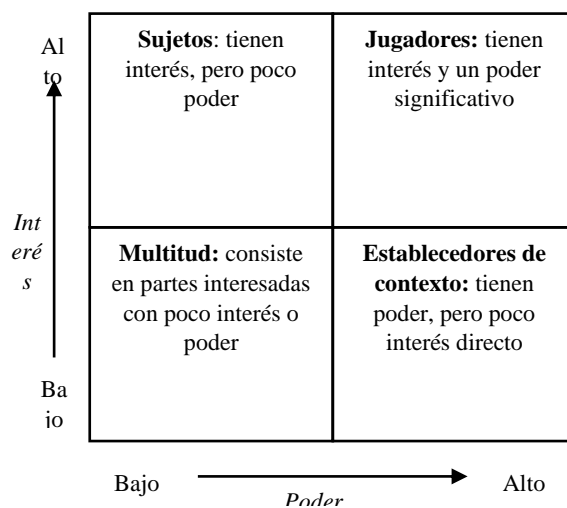


Figura 3. Matriz poder vs interés [12]

Con la matriz presentada se ubica a cada actor o grupo de actores en el respectivo cuadrante correspondiente.

3.1 Actores y grupos interesados

La identificación de actores principales resulta de aquellos que participan, se interesan, inciden y/o trabajan cuestiones de RSU. En este caso se dividieron en las siguientes categorías: Gobierno municipal, gobierno estatal, Asociaciones Civiles u ONG's, las instituciones de educación superior, las empresas privadas, sindicatos y cooperativas, usuarios y actores informales en la valorización, para el municipio de Zapopan se identificaron 22 actores, y para el municipio de San Pedro Tlaquepaque 21, quedando distribuidos como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Actores por municipio

Categoría	Zapopan	San Pedro Tlaquepaque
1. Gobierno Municipal	1.1 Director de Aseo Público 1.2 Director de Medio Ambiente 1.3 Jefe de la Unidad de Gestión para la Protección Ambiental 1.4 Coordinador General de Servicios Municipales 1.5 Jefe del Relleno Sanitario	1.1 Director de Aseo Público 1.2 Director de Medio Ambiente 1.3 Ex Presidenta Municipal (2015-2021)
2. Gobierno Estatal	2.1 Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET) 2.2 Gobernador del Estado de Jalisco 2.3 IMEPLAN 2.4 Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente (PROEPA)	
3. Asociaciones Civiles e Instituciones de	3.1 Proyecto Ecovía, Vías Verdes A.C.	

Educación Superior	3.2 Colectivo Ecologista de Jalisco A.C 3.3 Asociaciones Vecinales 3.4 Universidad de Guadalajara (UdeG) 3.5 Instituto de Estudios Superiores de Occidente (ITESO) 3.6 Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS) – Occidente 3.7 DS Latinoamérica	
4. Empresas Privadas	4.1 Asociación de Profesionales en Manejo de Residuos de Jalisco, A.C	4.1 Empresa concesionaria Hasar's 4.2 Asociación de Profesionales en Manejo de Residuos de Jalisco, A.C
5. Sindicatos y Cooperativas	5.1 Sindicato de recolectores 5.2 Sindicato de pepenadores en Picachos	5.1 Sindicato de recolectores 5.2 Cooperativa de pepenadores en Hasar's
6. Usuarios	6.1 Población del municipio	6.1 Población del municipio
7. Actores informales en la valorización	7.1 Pepenadores de calles 7.2 Recolectores no sindicalizados	

Cabe mencionar que existen actores que participan en los dos municipios como es el caso de actores estatales y Asociaciones Civiles e Instituciones de Educación Superior.

4. Resultados

Como ya se ha mencionado, la GIRSU es un trabajo que le compete directamente a los municipios en México, lo cual ha traído problemas debido al deficiente manejo por parte de los actores municipales, la corrupción y falta de atención de las empresas concesionadas, así como el entorpecimiento de actividades importantes como la recolección diferenciada, las campañas de separación y la valorización debido al incentivo económico que esto conlleva a quien lo realiza. En los municipios estudiados esto no es la excepción, los actores presentados en la tabla 2 están inmersos en las decisiones y acciones que se llevan o no a cabo en pro de beneficiar la GIRSU de cada municipio. En la Tabla 3 se presentan los resultados por municipio.

Tabla 3. Resultados del municipio de Zapopan

Categoría	Actores	Resultado
1. Gobierno Municipal	1.1 Director de Aseo Público 1.2 Director de Medio Ambiente 1.3 Jefe de la Unidad de Gestión para la Protección	Los actores y/o representantes del gobierno municipal son piezas claves dentro de la GIRSU, en teoría son los responsables del buen manejo de los RSU. Para esta investigación se detectó que si bien existe un interés en la mejora de la gestión, el poder para que las acciones se lleven a cabo llega a ser medio en los casos del Director de Aseo Público, del de Medio Ambiente, y del Coordinador General

Categoría	Actores	Resultado
	<p>Ambiental</p> <p>1.4 Coordinador General de Servicios Municipales</p> <p>1.5 Jefe del Relleno Sanitario</p>	<p>de Servicios Municipales.</p> <p>En el caso del Jefe del Relleno Sanitario su poder es nulo, aunque demuestre interés por mejorar la etapa de disposición final, y esto se debe a los pepenadores y su sindicato. Así mismo, el Jefe de la Unidad de Gestión para la Protección Ambiental tiene un poder nulo.</p>
2. Gobierno Estatal	<p>2.1 Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET)</p> <p>2.2 Gobernador del Estado de Jalisco</p> <p>2.3 IMEPLAN</p> <p>2.4 Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente (PROEPA)</p>	<p>El gobierno estatal actual ha mostrado interés en apoyar la GIRSU de los municipios que conforman el AMG, para esto, en el año 2018 la SEMADET lanza el programa integral Jalisco Reduce, el cual fue respaldado por el mismo gobernador, sin embargo, esto no se ha materializado. Por otro lado el IMEPLAN, está realizando esfuerzos para poder tener una gestión metropolitana de los RSU, lo cual ha llegado a mesas de trabajo y pláticas entre los diversos gobiernos municipales.</p> <p>En lo que respecta a PROEPA, se ha detectado que tanto su interés como su poder en materia son muy bajos, esto debido a que las inspecciones a los sitios de disposición final han sido deficientes, al igual que su exigencia.</p>

Tabla 3. Resultados del municipio de Zapopan (continuación)

Categoría	Actores	Resultado
3. Asociaciones Civiles e Instituciones de Educación Superior	<p>3.1 Proyecto Ecovía, Vías Verdes A.C.</p> <p>3.2 Colectivo Ecologista de Jalisco A.C</p> <p>3.3 Asociaciones Vecinales</p> <p>3.4 Universidad de Guadalajara (UdeG)</p> <p>3.5 Instituto de Estudios Superiores de Occidente (ITESO)</p> <p>3.6 Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS) – Occidente</p>	<p>Las asociaciones civiles e instituciones de educación superior son las que han demostrado más interés en el tema de mejorar y tener una GIRSU exitosa, en este sentido el Proyecto Ecovía, Vías Verdes A.C. es una de las más escuchadas por el gobierno tanto estatal y municipal, así mismo, llega a ser una asesora en temas de diagnósticos, así mismo ha permeado la educación ambiental en la comunidad y tiene un centro de acopio el cual ha dado resultados positivos. Por su parte, el Colectivo Ecologista de Jalisco A.C. a dejado de lado el tema específico de RSU y se ha enfocado en campañas sobre el consumo de la población.</p> <p>Sobre las asociaciones vecinales tenemos que su interés en materia llega a ser medio y el poder, en la mayoría es muy bajo, se tienen pocas asociaciones exitosas las cuales manejan sus propios residuos, sin embargo, no es representativo por el tamaño del municipio.</p> <p>En lo que respecta a las instituciones de Educación, su interés es alto sin embargo el poder de incidir llega a ser medio o incluso bajo.</p> <p>La Red DS Latinoamérica es de reciente creación y se enfoca más en hacer redes y brindar capacitaciones, su interés en la</p>

	3.7 DS Latinoamérica	GIRSU es alto, su poder aún es bajo.
4 Empresas Privadas	4.1 Asociación de Profesionales en Manejo de Residuos de Jalisco, A.C	El mayor interés de esta asociación es lograr la concesión de alguna o todas las etapas de la GIRSU municipal. Cabe señalar que el interés sobre una GIRSU exitosa que no impacte negativamente al medio ambiente no es su objetivo principal. Sin embargo, sí tienen poder y cuentan con recursos y alianzas estratégicas para poder vender sus servicios.
5 Sindicatos y Cooperativas	5.1 Sindicato de recolectores 5.2 Sindicato de pepenadores en Picachos	Estos actores o grupos son los que tienen más poder sobre las etapas de gestión, ya que son quienes entorpecen campañas de valorización y separación. Así mismo su interés recae únicamente en generar riqueza a los mismo, por lo que no les importa la GIRSU.
6 Usuarios	6.1 Población del municipio	La población tiene un interés mínimo al igual que el poder en materia de GIRSU, a esta sólo le interesa que día a día le recolecten sus residuos sin importar a donde van a parar ni cómo.

Tabla 3. Resultados del municipio de Zapopan (continuación)

Categoría	Actores	Resultado
7 Actores informales en la valorización	6.2 Pepenadores de calles 6.3 Recolectores no sindicalizados	Los pepenadores de calles y los recolectores no sindicalizados funcionan igual que aquellos sindicalizados, por lo que su interés es bajo y el poder llega a ser alto.

En la Figura 4 se muestran estos resultados en la matriz.

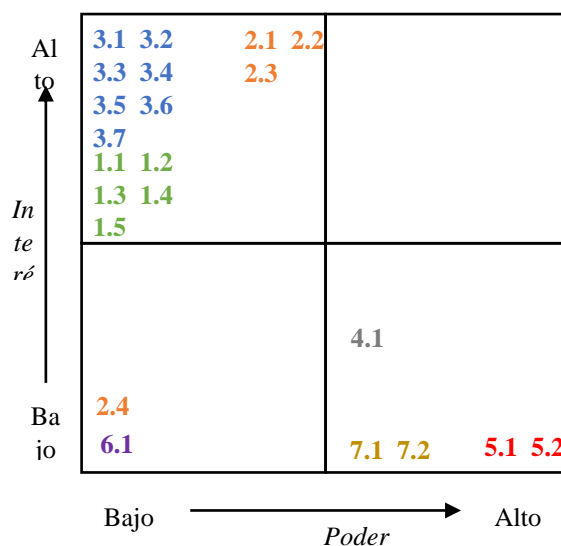


Figura 4. Matriz poder vs interés del municipio de Zapopan

Se puede apreciar que los actores tanto gubernamentales como asociaciones civiles e instituciones se encuentran dentro del grupo de sujetos, tiene mucho interés pero les falta poder para ejercer sus acciones, al contrario de lo que pasa con los grupos de empresas privadas, pepenadores, recolectores y sindicatos, en donde el poder que tienen es muy alto por lo que ellos manejan la GIRSU, sin embargo el interés que tienen para que esta sea exitosa es muy bajo, lo cual no ha permitido el avance en este municipio, estos se encuentran en la categoría de establecedores de contexto. Por último, la población y PROEPA se encuentran en la categoría de multitud, carecen de interés y poder, por lo que incluso su participación resulta nula.

En lo que respecta al municipio de San Pedro Tlaquepaque los resultados se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Resultados del municipio de San Pedro Tlaquepaque

Categoría	Actores	Resultado
1. Gobierno Municipal	1.1 Director de Aseo Público 1.2 Director de Medio Ambiente 1.3 Ex Presidenta municipal (2015-2021)	<p>Los Directores tanto de Aseo Público como de Medio Ambiente sí tienen interés en mejorar la GIRSU, sin embargo, el poder que ellos tienen no es suficiente, ya que existen otros actores que entorpecen su trabajo.</p> <p>Una actora muy importante en este municipio fue la ex Presidenta municipal María Elena Limón, quien incidió de forma positiva al cambiar los patrones de trabajo y operación de los recolectores, en este punto, esta actora tenía mucho interés y poder, lo que contribuyó a que se realizaran acciones puntuales en la etapa de recolección y el trabajo con los mismos operadores.</p>

Categoría	Actores	Resultado
2. Gobierno Estatal	2.1 Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET) 2.2 Gobernador del Estado de Jalisco 2.3 IMEPLAN 2.4 Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente (PROEPA)	Estos actores trabajan de la misma forma en los dos municipios, siendo la PROEPA la que tiene un interés y poder bajo, mientras la SEMADET, el Gobernador y el IMEPLAN mantienen interés alto y poder bajo.
3. Asociaciones Civiles e Instituciones de Educación Superior	3.1 Proyecto Ecovía, Vías Verdes A.C. 3.2 Colectivo Ecologista de Jalisco A.C 3.3 Asociaciones Vecinales 3.4 Universidad de Guadalajara (UdeG) 3.5 Instituto de Estudios Superiores de Occidente (ITESO) 3.6 Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS) – Occidente 3.7 DS Latinoamérica	Al igual que el punto anterior, no hay diferencias en el trabajo de estas asociaciones e instituciones con lo que respecta al municipio de Zapopan.

Tabla 4. Resultados del municipio de San Pedro Tlaquepaque (continuación)

Categoría	Actores	Resultado
4. Empresas Privadas	4.1 Empresa concesionaria Hasar's 4.2 Asociación de Profesionales en Manejo de Residuos de Jalisco, A.C	<p>El mayor interés de la Empresa Hasar's es el margen de ganancia por la concesión de los RSU, en materia de GIRSU su interés es bajo, sin embargo, el poder es alto, ya que ha establecido límites y condiciones al municipio, ha logrado evitar clausuras e incluso ha salido airoso de las demandas por contaminación ambiental.</p> <p>En lo que respecta a la Asociación de Profesionales, resulta igual que en el municipio anterior, ya que impacta en los dos, tienen interés bajo y poder alto.</p>

Categoría	Actores	Resultado
5. Sindicatos y Cooperativas	5.1 Sindicato de recolectores 5.2 Cooperativa de pepenadores de Hasar's	El sindicato de recolectores es y ha sido muy poderoso, ha logrado entorpecer las acciones del municipio, pero su interés por una GIRSU exitosa es bajo. La cooperativa de pepenadores no ha podido tener poder en el sitio de disposición final y su interés es bajo, sólo se preocupan por valorizar para su subsistencia.
6. Usuarios	6.1 Población del municipio	La población tiene un interés mínimo al igual que el poder en materia de GIRSU, al igual que en municipio de Zapopan, a esta sólo le interesa que día a día le recolecten sus residuos sin importar a donde van a parar ni cómo.
7. Actores informales en la valorización	7.1 Pepenadores de calles 7.2 Recolectores no sindicalizados	Al igual que en otro municipio, a los pepenadores de calles y los recolectores no sindicalizados funcionan igual que aquellos sindicalizados, por lo que su interés es bajo y el poder llega a ser alto.

En la Figura 5 se presentan los resultados en la matriz.

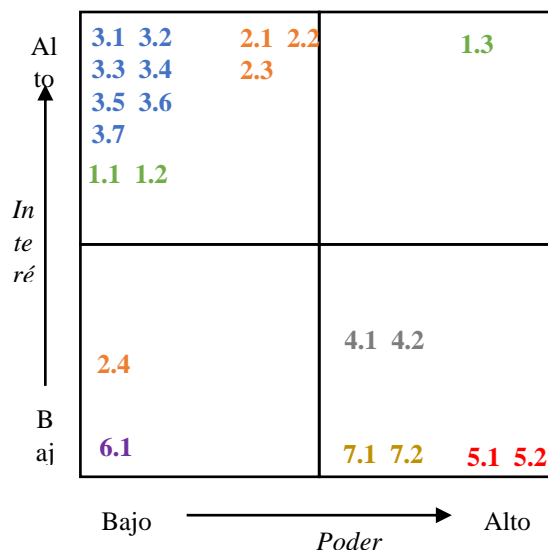


Figura 5. Matriz poder vs interés del municipio de San Pedro Tlaquepaque

Como se observa en la Figura 5, la actora que se encuentra en la categoría de jugadores es la ex Presidenta municipal, en los demás casos, se puede observar cómo los sindicatos, empresas privadas, recolectores y pepenadores no sindicalizados tienen mucho poder pero poco interés, al igual que en Zapopan tanto la población como actores gubernamentales y municipales tienen poco poder e interés lo cual llega a entorpecer la GIRSU.

5. Conclusiones

El éxito de una GIRSU depende de las acciones e intereses de los actores inmersos en los procesos, en este caso, se tuvo por objetivo el análisis de actores de los municipios de Zapopan y San Pedro Tlaquepaque, lo que permitió observar en un ejercicio cualitativo el complicado panorama que tienen los municipios mexicanos para lograr un buen manejo de residuos. El interés de los actores, ya sean públicos o privados es una parte esencial de la gestión y es fundamental para lograr una gobernanza ambiental, sin embargo, aun cuando se tenga interés si no se tiene el poder necesario los proyectos y acciones no se pueden llevar a cabo, cuestión que está limitando la sostenibilidad en el sistema de gestión.

En lo que respecta a los dos municipios analizados, el mayor reto al que se enfrentan es a los cotos de poder y cacicazgos existentes en los grupos de actores de pepenadores y recolectores, ya sean sindicalizados o no; cabe mencionar que esto no se puede solucionar a corto plazo, y es debido a la valorización de los residuos, y a la falta de esquemas de financiamiento existentes. Es así que los municipios deben trabajar desde varios frentes para sensibilizar y educar a la población en materia ambiental, lograr acuerdos formales e informales con los pepenadores y recolectores para que se puedan llevar esquemas de gestión eficientes, hacer contratos a empresas privadas las cuales sean supervisadas para el logro de objetivos y por último, la SEMADET debería trabajar en equipo con los municipios para llegar a tener programas y planes dependiendo de las necesidades de cada municipio y que no lleguen a ser una imposición y pérdida de recursos.

6. Referencias

- [1] Yukalang, N., Clarke, B., y Ross, K. (2018) “Solid waste management solutions for a rapidly urbanizing area in Thailand: Recommendations based on stakeholder input”. *International journal of environmental research and public health*, 15(7), 1302. Doi: 10.3390/ijerph15071302
- [2] Carlsson, L., y Berkes, F. (2005) “Co-management: concepts and methodological implications”. *Journal of environmental management*, 75(1), 65-76. Doi: 10.1016/j.jenvman.2004.11.008
- [3] Caniato, M., Vaccari, M., Visvanathan, C., y Zurbrügg, C. (2014) “Using social network and stakeholder analysis to help evaluate infectious waste management: A step towards a holistic assessment”. *Waste Management*, 34(5), 938-951. Doi: 10.1016/j.wasman.2014.02.011
- [4] Dos Muchangos, L. S., Tokai, A., & Hanashima, A. (2017) “Stakeholder analysis and social network analysis to evaluate the stakeholders of a MSWM system—A pilot study of Maputo City”. *Environmental Development*, 24, 124-135. Doi: 10.1016/j.envdev.2017.04.005
- [5] Massoud MA, Mokbel M, Alawieh S, et al. (2019) “Towards improved governance for sustainable solid waste management in Lebanon: Centralised vs decentralised approaches”. *Waste Management and Research*, 37(7): 686–697. Doi: 10.1177/0734242X19836705

- [6] INEGI (2020) Censo de Población y Vivienda. En línea <<https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>> Recuperado el 08 de junio del 2022.
- [7] IMEPLAN (2021) A cerca de. En línea <<https://www.imeplan.mx/area-metropolitana-de-guadalajara/>> Recuperado el 08 de junio del 2022.
- [8] Bernache Pérez, G. (2019) "Evaluación de los sistemas de manejo de residuos en cuatro municipios de Jalisco, México". *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35, 19-27.
- [9] Silva Jaramillo, Santiago (2017) "Identificando a los protagonistas: el mapeo de actores como herramienta para el diseño y análisis de políticas públicas.," *Gobernar: The Journal of Latin American Public Policy and Governance*: Vol. 1 : Iss. 1 , Article 7. Doi: 10.22191/gobernar/vol1/iss1/4
- [10] Hammersley, M. y Atkinson, P. (1994) *Etnografía. Métodos de investigación*. Barcelona: Ediciones Paidós, 297 pp.
- [11] Raum, S. (2018) "A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: Stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK". *Ecosystem Services*, 29, 170-184. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.01.001
- [12] Bryson, J.M.; Patton, M.Q. y Bowman, R.A. (2011) "Working with evaluation stakeholders: A rationale, step-wise approach and toolkit". *Eval. Progr. Plan.* 34, 1–12. Doi: 10.1016/j.evalprogplan.2010.07.001
- [13] Le, N. P., Nguyen, T. T. P., & Zhu, D. (2018) "Understanding the stakeholders' involvement in utilizing municipal solid waste in agriculture through composting: A case study of Hanoi, Vietnam". *Sustainability*, 10(7), 2314. Doi: 10.1016/j.evalprogplan.2010.07.001

Centros de acopio como alternativa del manejo y disposición adecuada de los residuos sólidos urbanos con enfoque de Gobernanza Ambiental, en el municipio de León, Guanajuato

¹Adolfo Israel Lomeli García, ¹Lucia Susana Mendoza Morales, ¹Daniel Ubaldo Betancourt Ramírez

¹ Dirección General de Medio Ambiente, Interior Parque México s/n, Col. León Moderno. León, Guanajuato, México, email: adolfo.lomeli@leon.gob.mx

Resumen

De acuerdo con el programa para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos, el municipio de León genera 1,082.93 t/día de residuos sólidos urbanos, con una generación per cápita de 0.68 kg/hab-día, siendo el mayor generador de 46 municipios dentro Estado de Guanajuato. El municipio de León a través de la Dirección General de Medio Ambiente (DGMA) ha implementado estrategias derivada de dicho programa que en colaboración con diversos sectores se está desarrollando el programa *Red Municipal de Reciclaje*, con el objetivo de fomentar en la ciudadanía el hábito de separar en origen sus residuos, entregándolos en los centros de acopio que el municipio pone a su disposición. Con la puesta en marcha de la Red Municipal de Reciclaje, se han consolidado 6 centros de acopio, los cuales están distribuidos en puntos estratégicos de la ciudad para una mayor cobertura y atención posible. Con ello se busca incrementar la cantidad de residuos enviados a reciclaje, así como la disminución de las cantidades que ingresan al relleno sanitario, e ir formando una población más consiente en la separación y el manejo de los residuos sólidos.

Palabras Clave: *Centro de acopio, reciclaje, residuos sólidos urbanos, separación en origen.*

1. Introducción

En México, se estima que se genera 120,128 t/día de residuos sólidos urbanos (RSU) en todo el país y una cantidad de 83,352.7 kg de estos residuos son enviados y depositados en tiraderos ilegales o clandestinos, generando una serie de impactos negativos hacia la sociedad y el medio ambiente [1].

Considerando la relación de los impactos negativos ocasionados por el inadecuado manejo de los RSU con el crecimiento demográfico que se está presentando actualmente, se deben buscar las estrategias adecuadas con la finalidad de disminuir estos impactos.

Por otro lado, en México la responsabilidad del manejo de estos residuos recae en las autoridades locales, lo que resulta un gran desafío por la complejidad en los procesos en la gestión adecuada de los residuos sólidos.

El municipio de León, Guanajuato, México es el que tiene mayor población dentro del estado; 1,728,215 habitantes de acuerdo con el censo del Inegi en el año 2022 [2]. De acuerdo al programa para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos en el municipio de León (PPGIRS) se genera aproximadamente 1,082.93 t/día de residuos sólidos urbanos, con una generación per cápita de 0.68 kg/habitante/día.

Derivado de la problemática en la generación de residuos en el municipio de León, y tomando como base el PPGIRS, la Dirección General de Medio Ambiente en colaboración con distintas instituciones de gobierno y diversos sectores, han sumado esfuerzos para consolidar el programa

Red Municipal de Reciclaje de Centros de acopio. El cual tiene el objetivo de acercar a la ciudadanía centros de acopio de residuos valorizables con la finalidad de fomentar la separación de origen y la entrega en centros de reciclaje [3].

Con ello, se busca fomentar hábitos de conciencia ambiental en la ciudadanía, relacionadas a la separación de origen, incrementar cantidades de recuperación de residuos sólidos valorizables y ampliar la vida útil del relleno sanitario.

2. Metodología/Desarrollo

El trabajo se desarrolló mediante la Figura 1, con el objetivo de cumplir con las metas propuestas.

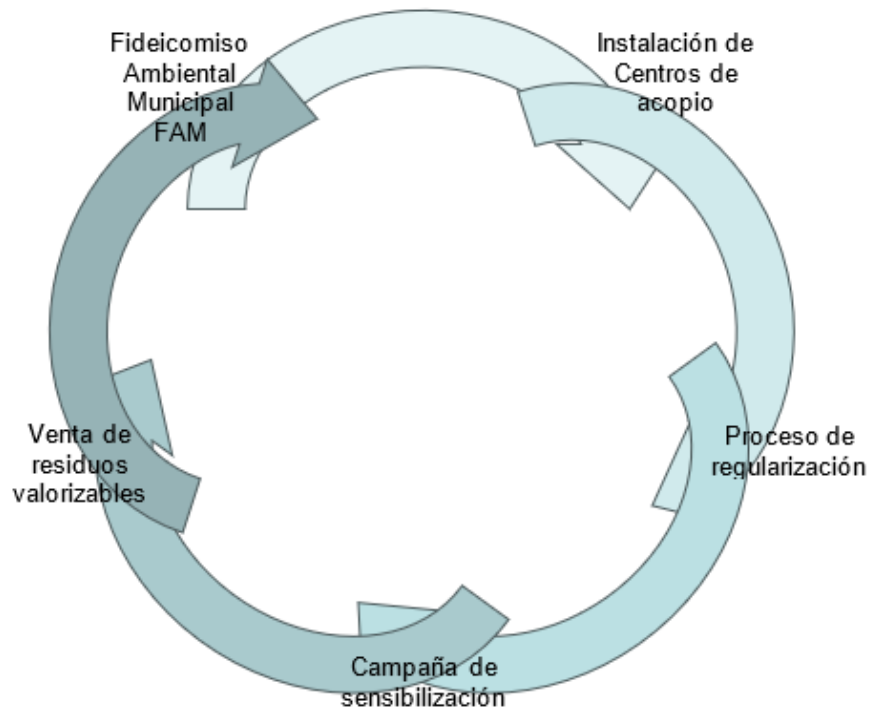


Figura 1. Proceso de la metodología empleada en el presente trabajo.

2.1 Instalación de Centros de acopio

Para la instalación de los puntos verdes, se realiza una búsqueda de colaboración con algún sector de municipio para la entrega en calidad de comodato del punto verde, así este pueda ser instalado en sus instalaciones bajo lineamientos de operatividad y funcionalidad del mismo.

2.2. Proceso de regularización

Una parte importante, es el cumplimiento de la legislación ambiental vigente, con ello se realiza el proceso de la regularización mediante el acompañamiento de personal de la Dirección General de Medio Ambiente con los actores involucrados para la obtención de los permisos y/o autorizaciones correspondientes en el estado de Guanajuato.

2.3. Campaña de sensibilización

Estas se desarrollarán bajo el esquema de infografías en redes sociales, así como a través de la sensibilización en las colonias con un radio de influencia de 2 y 3 km a la redonda, esto con el objetivo de que la ciudadanía tenga la información necesaria para llevar sus residuos valorizables a estos puntos verdes.

2.4. Venta de residuos valorizables

Los residuos acopiados en los centros de acopio, son entregados a prestadores de servicios autorizados para su manejo y gestión adecuada, el ingreso que se obtiene para el caso de los colaboradores es destinado para su uso en campañas internas de educación ambiental en materia de residuos, así como para el mantenimiento del mismo centro de acopio, por otro lado, el centro de acopio que es administrado por la Dirección General de Medio Ambiente, el recurso obtenido es destinado al patrimonio del Fideicomiso Ambiental, el cual es una bolsa de recurso municipal empleada para proyectos en materia ambiental dentro del municipio de León.

2.5. Fideicomiso Ambiental Municipal

El presente se constituye mediante un fideicomiso público municipal que tiene por objeto orientar la política ambiental municipal a la atención de situaciones ambientales prioritarias, para propiciar el mejoramiento de las condiciones de vida de los habitantes del Municipio, mediante la captación, generación, asignación, canalización y aplicación de mayores recursos económicos para la realización de proyectos, medidas o acciones en pro del medio ambiente en distintas matrices ambientales.

Los recursos financieros del Fondo Ambiental se constituyen con las aportaciones del Municipio otorgadas al Fideicomiso Fondo Ambiental Municipal que se derivan de ingresos por;

- a) Permiso de uso de suelo
- b) Multas por faltas de verificación y medio ambiente
- c) Servicios en materia ecológica
- d) Derecho por explotación de bancos de materiales
- e) Venta de residuos valorizables

3. Resultados

Como parte de los resultados se han realizado las gestiones necesarias para concretar la colaboración con los aliados estratégicos y continuar con el acondicionamiento de imagen del centro de acopio entregado, el cual ha empezado a trabajar desde el año 2021. Mismos se muestran en la Figura 2.



Centro de acopio de
Parque los Cárcamos



Centro de acopio de
Aseo Público León



Centro de acopio de la
Universidad Nacional
Autónoma de México-



Centro de acopio de
Parque Zoológico de



Centro de acopio del
Centro de capacitación



Centro de acopio de la
Universidad
Tecnológica de León

Figura 2. Centros de acopio de la Red Municipal de Reciclaje

Es importante comentar que, como parte de la búsqueda de aliados, se ha creado una colaboración importante con la empresa Tetra Pak de México, en la cual buscamos recuperar los envases de cartón Tetra Pak para su aprovechamiento en mobiliario urbano. Para ellos los centros de acopio de la Red Municipal de Reciclaje, cuentan con su contenedor especial para el acopio temporal los envases de Tetra Pak. Así mismo, se ha realizado el mapeo de identificación con cada uno de los centros de acopio que actualmente conforman la Red Municipal de Reciclaje (Figura 3).

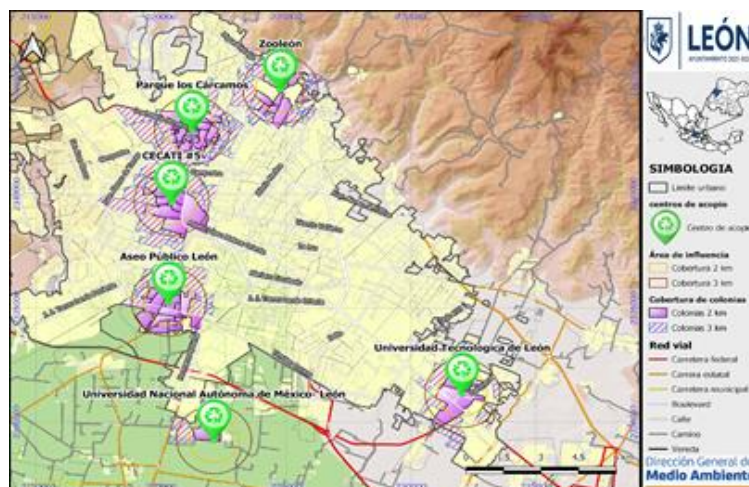


Figura 3. Georreferenciación de los centros de acopio de la Red Municipal de Reciclaje.

En el proceso de la Georreferenciación de cada centro de acopio, se puede observar de color rosa las colonias que atiende cada centro de acopio con un radio de influencia de 2 km, las cuales se han realizado intervenciones de sensibilización y capacitaciones en materia de residuos, así como informando acerca del centro de acopio más cercano a su lugar de origen.

Por otro lado, estos centros de acopio reciben solamente residuos de origen casa-habitación, mejor conocidos como residuos sólidos urbanos, con características de aprovechamiento, tales se muestran en la Tabla 1, donde además se puede observar la cantidad promedio mensual de recuperación por tipo de residuos

Tabla 1. Tipos y cantidades de residuos recuperados en los centros de acopio.

Tipo de residuo	Cantidad promedio mensual (kg)
Aluminio	25
Cartón	150
HDP	15
Lamina	20
Metal	25
Papel	80
Pet	50
Tetra Pak	45
Vidrio	507

Es importante puntualizar que el recurso obtenido por la venta y comercialización de estos residuos en los centros de acopio instalado con el colaborador, es destinado para el mantenimiento del mismo, así como para campañas de educación ambiental. Mientras que el recurso obtenido en el centro de acopio gestionado y operado por la el municipio, es destinado al patrimonio del Fideicomiso Ambiental Municipal FAM.

Finalmente se realizó un análisis FODA, el cual nos permitió conocer áreas de oportunidad en el proceso de incorporación de centros de acopio para el programa de la Red Municipal de Reciclaje, el cual se puede observar en la Figura 4.

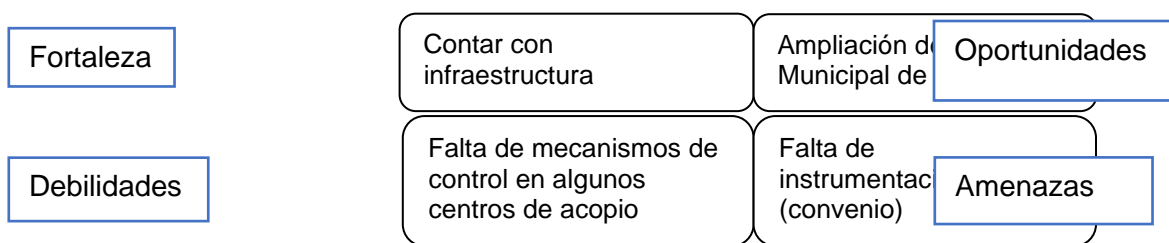


Figura 4. Análisis FODA de la Red Municipal de Reciclaje.

4. Conclusiones

La realización de este proyecto, encaminado a la recuperación de residuos sólidos urbanos mediante la instalación de centros de acopio ha permitido generar alternativas para la ciudadanía en la recuperación de estos materiales valorizables, a través de un enfoque participativo desde la Gobernanza Ambiental, así como la hoja de ruta para la instalación de más centros de acopio y con la ayuda del análisis FODA, no permitió identificar la necesidad de ampliar y cubrir la totalidad de la mancha urbana del municipio y acercar estos centros de acopio a la ciudadanía.

Con ello el municipio de León, a través de la Dirección General de Medio Ambiente y colaboradores, busca ser pionera en el tema y ser ejemplo para otros municipios a nivel estado.

Agradecimientos

Se reconoce al Sistema Integral de Aseo Público, la Universidad Nacional Autónoma de México campus León, al Zoológico de León, al centro de Capacitación y Formación #5 y a la Universidad Tecnológica de León, por ser partícipe de este programa y conjuntar acciones.

Referencias

- [1]. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. <<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>> Recuperado el 15/05/2022.
- [2]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI (2020). Marco Geo-estadístico. <<https://inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas>> Recuperado el 18/05/2022
- [3]. Dirección General de Medio Ambiente. (2022). Programa para la Prevención y Gestión Integral de los residuos sólidos en el municipio de León. <<https://www.leon.gob.mx/medioambiente/micrositio.php?m=14.>> Recuperado el 12/05/2022.

Determinantes económicos de los tiraderos clandestinos de residuos: Factores que influyen en la efectividad de la recolección

Salvador Meneses Requena ¹

¹ Centro de Investigación y Docencia Económicas, A.C. / Gobierno del Estado de Campeche.
email: salvador.meneses@campeche.gob.mx.

Resumen

La disposición inadecuada de residuos sólidos es uno de los mayores problemas que enfrentan las ciudades. En años recientes se ha disparado la aparición de tiraderos clandestinos en muchas áreas metropolitanas, representando un reto técnico, presupuestario y legal para los gobiernos. La presencia de un tiradero clandestino puede tener múltiples explicaciones y el no entender las causas raíz, impide prevenir que surjan nuevamente.

En este trabajo desarrollamos un modelo teórico que establece la relación entre el servicio de recolección y el surgimiento de tiraderos clandestinos. Posteriormente, realizamos un análisis econométrico de los tiraderos de la Ciudad de México, utilizando el modelo Poisson de Clases Latentes para lidiar con la heterogeneidad no observada de la Ciudad.

Los esfuerzos de recolección mostraron distintos efectos dependiendo de la zona de la Ciudad. En algunas, el número de camiones disminuye los tiraderos, pero otra apunta a funcionar mejor con un sistema de contenedores. La inseguridad tiene efectos mixtos al igual que los espacios públicos.

En general, aumentar la capacidad de recolección parece prevenir la formación de tiraderos. El servicio de recolección debe rediseñarse tomando en cuenta la heterogeneidad de la ciudad para responder a las necesidades de la ciudadanía y así aumentar su efectividad.

Palabras clave: *Clases latentes, heterogeneidad, recolección, residuos, tiraderos.*

1. Introducción

Cuando la basura se dispone ilegalmente de manera recurrente en la vía pública y ésta se acumula, se tiene un tiradero clandestino. La presencia de un tiradero clandestino puede tener múltiples explicaciones [1], tales como la ubicación [2], factores socioeconómicos [3], educación y conciencia ambiental [4]- [5], así como la provisión de servicios de recolección [6].

La Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA) identificó 1251 tiraderos clandestinos al cierre de 2017 [7]. Algunos se encuentran en áreas de valor ambiental, por lo que este tema representa uno de los retos socio ambientales más importantes de la administración local. Para abordar el tema es crucial entender la distribución espacial de los tiraderos, así como las interacciones que existen entre los distintos actores que influyen en su generación y, sobre todo, las características particulares de los vecindarios de la Ciudad.

Después de la publicación de la SEDEMA, varias alcaldías¹¹ intentaron eliminar sus correspondientes tiraderos clandestinos en los primeros 100 días de su administración [8]. Por iniciativa del Gobierno de la Ciudad se organizaron los “tequios”, jornadas de limpieza en las que participan vecinos y servidores públicos; esta actividad fue suspendida debido a la pandemia de COVID-19. Algunas alcaldías han incrementado la vigilancia y lanzado campañas de denuncia a quienes tiren basura, así como difundido las sanciones a las que podrían hacerse acreedores, de conformidad con la Ley de Cultura Cívica de la Ciudad de México. Otras, han optado por campañas de concientización. Desgraciadamente, al no tener un entendimiento de las causas raíz, no tienen certeza de que estos tiraderos no se formen de nuevo.

La SEDEMA define a los tiraderos clandestinos como “la acumulación y disposición inadecuada de los residuos sólidos en la vía pública por parte de la ciudadanía y comercios”. Los factores socioeconómicos suelen contribuir a la adecuada o inadecuada gestión de los residuos sólidos urbanos [3]. La cantidad de desechos generados es proporcional a la población y al ingreso promedio de las personas, pero hay otros factores que afectan la composición de los desechos, tales como el clima, la educación, costumbres y actitudes sociales [9].

El incremento en los costos de disposición y el decrecimiento en la habilidad de las autoridades para aplicar las regulaciones conlleva a un incremento en la disposición ilegal [6]- [10]. La distancia a los centros de disposición puede desincentivar la disposición adecuada [11], mientras que la información clara y oportuna puede fomentarla [12]. Pero incluso cuando el nivel de conocimiento sobre las regulaciones sobre residuos es alto, otros factores tales como las variables sociodemográficas, la ubicación de las residencias y el costo de recolección de basura, entre otros, explican mejor el manejo de residuos [13]. Por otro lado, la infraestructura juega un papel muy importante [14], así como que la frecuencia en la recolección [15]. Por último, no podemos dejar de lado los factores socioculturales. La preocupación ambiental, las normas morales y la percepción de reciprocidad pueden modificar actitudes y éstas el comportamiento [16] [17].

1.1 Los problemas de recolección de la Ciudad de México

En distintas ciudades de México y el mundo, diariamente las personas sacan la basura de sus hogares y la colocan frente a sus domicilios, en contenedores o en distintos lugares preestablecidos usualmente dentro de rangos de horario definidos por la autoridad municipal. En el caso de la Ciudad de México, es distinto. Cualquiera que llega por primera vez, se desconcierta por la dinámica que despierta el sonido de la campana acompañado del grito de “¡la basura!”. En ese momento, los capitalinos disponen de pocos minutos para llegar hasta donde se encuentra el camión recolector; de no lograrlo, tendrán que regresar a sus casas con sus bolsas de basura, esperando tener mejor suerte al día siguiente.

Los 1251 tiraderos de la Ciudad son un reflejo del fracaso de este sistema de recolección. La SEDEMA lo atribuye a la falta de cultura de la ciudadanía. Pero en una ciudad donde en promedio se trabaja 48 horas a la semana y cuyos habitantes destinan diariamente una hora y media a transportarse, parece muy difícil para muchos capitalinos coincidir con los

¹¹ La Ciudad de México se subdivide en dieciséis demarcaciones territoriales, cuyo gobierno recae en los órganos denominados Alcaldías, conformados por un alcalde o alcaldesa y un consejo.

horarios de recolección. En este capítulo, buscaremos establecer la relación que existe entre el servicio de recolección de basura y el surgimiento de tiraderos clandestinos.

2. Modelo teórico

Los modelos de residuos suelen enfocarse en una decisión binaria del ciudadano: reciclar o no hacerlo. Pero en realidad el ciudadano toma micro decisiones en varios momentos: el primero, desde el hogar, se decide si separamos o no. En el primer caso, dependiendo de la separación podríamos decidir hacer algo con los residuos (composta con los orgánicos, vender los reciclables), lo que llamaremos valorización. O podemos simplemente entregarlos al recolector.

Dependiendo de las normas institucionales, al no separarla, puedo decidir entregarla también a un recolector o tirarla clandestinamente. (en realidad, el que separa podría también disponerla ilegalmente, pero descartaremos este caso pues el separar es una conducta proambiental incompatible con la disposición ilegal [18]- [19]). ¿Por qué alguien no entregaría su basura a un recolector? Porque almacenar la basura hasta que pasa el recolector genera costos. Lo mismo sucede si la recolección no ocurre en la puerta de mi casa, pues llevarla hasta el camión de basura genera un esfuerzo. También podría darse el caso de que la recolección presuponga un pago (esto es común en el caso de los informales). Es decir, si al ciudadano le es más costoso entregarla al recolector que disponerla ilegalmente, su basura terminara en un tiradero clandestino.

Pensemos en una ciudad que cuenta con una calle principal y un callejón de longitud g ; dos casas A y B , y un parque entre ellas a una distancia l de ambas casas. La casa A se encuentra al final del callejón, mientras que la casa B se ubica sobre la calle principal (Figura 1). La ciudad solo tiene un recolector de basura que diariamente recorre la calle principal. El recolector puede decidir unilateralmente tomar un pequeño desvío por el callejón, pero eso le implicaría disponer de recursos para hacerlo.

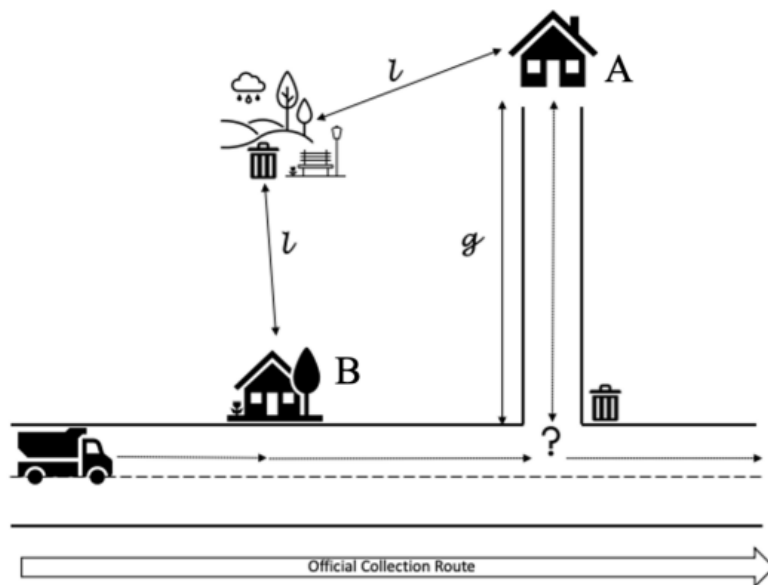


Figura 1. Modelo sobre la Cobertura de Recolección

Los hogares siempre tienen la opción de entregar su basura al recolector o ir a tirarla al parque. Si el recolector llega frente a la casa, entregársela no tiene costo para el hogar; llevarla al parque, le cuesta a cualquier hogar la cantidad l .

La casa A espera la decisión del recolector. Si éste no se desvía en el callejón, entonces decide si disponer la basura ilegalmente en el parque o si baja a la intersección del callejón con la calle principal por donde el recolector pasará. En cambio, la decisión del hogar B solo depende de sí misma, pues sabe que el recolector pasará frente a su casa.

Podemos ver que el recolector no tiene ningún incentivo para recorrer el callejón, por lo que el escenario de la rama izquierda nunca se dará. El equilibrio dependerá exclusivamente de la relación entre g y l . Si en nuestra ciudad hipotética, el parque está más cerca de la casa A que la calle principal, tirar la basura en el parque es el equilibrio de Nash. Sin embargo, en la casa B la situación es distinta. No hay incentivos para ir al parque, por lo que el equilibrio está en entregar la basura al recolector.

Como agentes racionales, las personas tienden a ser reacias a participar en actividades en las que no perciben que tienen un beneficio neto. Tirar basura tiene un costo, no solo determinado por la distancia sino por múltiples factores, sociales y morales. Además, el modelo establece que cuando el servicio de recolección tiene cobertura total, no debería haber disposición ilegal.

3. Análisis econométrico

Para buscar soporte empírico de los resultados teóricos presentados en la sección anterior, analizaremos datos de la Ciudad de México, que con una población de 9.2 millones de habitantes y un PIB de 543 mil millones de dólares, presenta enormes retos en materia de gestión de residuos.

Para realizar este análisis, utilizamos un modelo Poisson, un tipo de modelo lineal generalizado frecuentemente usado para modelar datos de conteo. Se caracteriza porque la variable de respuesta tiene una distribución de Poisson y el logaritmo de su valor esperado se modela como una combinación lineal de parámetros desconocidos. Así, buscaremos modelar el logaritmo del número de tiraderos como combinación lineal de la recolección de basura y distintas características del entorno como son inseguridad, espacio público, variables sociodemográficas y actividad comercial, para buscar el efecto que tienen los esfuerzos de recolección sobre los tiraderos clandestinos.

Entre nuestras variables independientes se encuentran características socio-demográficas, inseguridad, actividad comercial, presencia de espacios públicos y la frecuencia del servicio de recolección de basura. Para hacer los datos comparables, usaremos la Unidad Geoestadística Básica (AGEB) del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI).

3.1 Datos

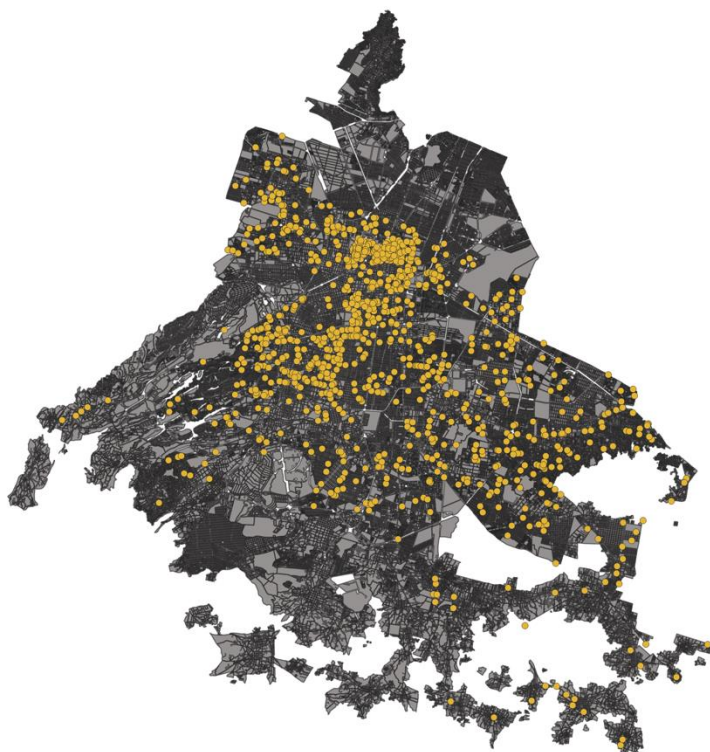
En 2017, con el propósito de crear estrategias para su erradicación y minimización, la Secretaría de Finanzas (SEFIN) en colaboración con la SEDEMA, desarrolló el proyecto denominado “Georreferenciación de Tiraderos en la CDMX. Este proyecto generó una base de datos de tiraderos clandestinos al cierre de 2017¹². Ésta contiene un identificador único

¹² <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/tiraderos-clandestinos-al-cierre-de-2017>

del tiradero, demarcación territorial (alcaldía), dirección, colonia y coordenadas. Desafortunadamente no hay más información sobre las características de los tiraderos ni del tipo de residuo que los componen.

En cuanto los datos de la capacidad de recolección de las alcaldías, se utilizó información del Inventario de Residuos Sólidos 2017 [7]. Utilizamos tres variables: la cantidad de camiones por alcaldía, el número de rutas de barrido manual, así como los puntos fijos de recolección.

Como proxy de inseguridad, utilizaremos el número de asaltos a transeúntes por AGEB perpetrados durante 2017, usando la base georreferenciada de la Procuraduría General de Justicia de la Ciudad de México (PGJ) que contiene las carpetas de investigación por tipo de delito (Figura 2).



*Figura. 2. Tiraderos clandestinos de la Ciudad de México.
Subdivisiones geográficas correspondientes a AGEB*

Para medir las variables sociodemográficas, utilizamos datos del CENSO 2010¹³ en cuanto a población, grado promedio de escolaridad, servicios básicos (electricidad, drenaje y agua potable), tamaño de la casa, etc. Como proxy del ingreso creamos un índice ponderado a partir de la posesión de automóvil, internet en casa, televisión y teléfono celular.

Las características del entorno urbano fueron recolectadas durante 2014, como parte de la Actualización del Marco Geoestadístico Nacional, del Entorno Urbano y las Características de las Localidades en 2014, etapa previa de la Encuesta Intercensal 2015. Entre las variables se encuentran, si los asentamientos humanos están dotados de calles pavimentadas, mobiliario urbano, alumbrado público, parques, comercios, transporte, etcétera.

¹³ Cuando se realizó este análisis, los resultados del Censo 2020 aún no habían sido publicados por el INEGI

La actividad comercial fue medida por las unidades económicas presentes en cada AGEB, de acuerdo con el Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (DENUE). Se controlaron por negocios pequeños (cinco empleados o menos). También se pone la presencia de comercio ambulante.

3.2 Métodos

Nuestra variable dependiente es el número de tiraderos ilegales en cada AGEB, por lo que tenemos datos de conteo. El análisis estadístico para datos de conteo se suele realizar mediante un modelo de regresión Poisson [20]. Este modelo funciona bajo dos supuestos básicos: 1) la variable de respuesta se distribuye como una Poisson y 2) La media condicional es igual a la varianza condicional. No tenemos marco teórico que respalde el segundo supuesto. De hecho, una exploración básica nos hace rechazar esa hipótesis. En nuestro caso, la varianza es mayor a la media, lo que se conoce como sobre dispersión. Esto suele atribuirse a la heterogeneidad de la tasa media del parámetro de la distribución Poisson. De hecho, la mayoría de las AGEB de la Ciudad no tienen tiraderos clandestinos identificados, lo que añade un problema por el gran número de ceros. Estos dos hechos nos hacen explorar el uso una binomial negativa cero inflada (ZINB) [21] y estimar los coeficientes de regresión mediante el método de máxima verosimilitud.

Sin embargo, es necesario tomar en cuenta la heterogeneidad no observada de las AGEB de la Ciudad de México, no solo en la variable de respuesta, sino en los coeficientes de la regresión. Para enfrentar esto, utilizamos el modelo Poisson de Clases Latentes propuesto por Wedel *et al* (1993) para datos heterogéneos de conteo [22].

El modelo consiste en especificar un modelo de regresión Poisson en el que el intercepto y los coeficientes de las covariables puedan variar de acuerdo a cierta distribución de probabilidad. A los puntos de masa de esas distribuciones se les conoce como clases latentes. Nuestra variable independiente y_i es el número total de tiraderos clandestinos que se encuentran en la i -ésima AGEB, en un total de N AGEB que existen en la Ciudad. Mientras que existen L variables explicativas que afectan el número de tiraderos Se asume que cada AGEB pertenece a una y solo una clase. Para cada clase de la distribución, el punto de masa se denota como α_s , donde

$$\sum_{s=1}^S \alpha_s = 1, \quad 0 < \alpha_s < 1 \quad (1)$$

Esas α_s son las probabilidades de que una AGEB pertenezca a la clase s . De tal suerte que asumimos que, condicionado a que la AGEB i pertenece a la clase s , el número de tiraderos de la AGEB i sigue una distribución Poisson con parámetro $\lambda_{i|s}$; es decir,

$$P_{i|s}(y_i | \lambda_{i|s}) = \frac{\exp(-\lambda_{i|s})(\lambda_{i|s})^{y_i}}{y_i!} \quad (2)$$

La parametrización de esa $\lambda_{i|s}$ como función de las variables explicativas

$$\ln \lambda_{i|s} = \beta_{0s} + \sum_{l=1}^L x_{il} \beta_{ls} \quad (3)$$

3.3 Especificación

Sea $i = 1, \dots, N$ los índices de las AGEB;

$l = 1, \dots, L$ los índices de las variables explicativas;

$s = 1, \dots, S$ los índices de las clases latentes;

y_i el número total de tiraderos clandestinos que se encuentran en la i -ésima AGEB;

x_{il} el valor de la l -ésima variable explicativa en la i -ésima AGEB; Entonces,

$$\ln \lambda_{i|s} = \beta_{0s} + \beta_{1s} \text{Recol}_i + \beta_{2s} \text{Inseg}_i + \beta_{3s} \text{SocDem}_i + \beta_{4s} \text{EntUrb}_i + \beta_{5s} \text{Comer}_i \quad (4)$$

Donde x_l son valores de capacidad de recolección, inseguridad, características sociodemográficas, entorno urbano y actividad comercial.

1. Resultados y discusión

En la Figura 3 podemos observar que en realidad el problema de los tiraderos se concentra en pocas zonas de la Ciudad. De hecho, la clase 1 (en blanco) tiene muy poca frecuencia de tiraderos (media de 0.251) y la gran cantidad de ceros fue agrupada en esta clase.

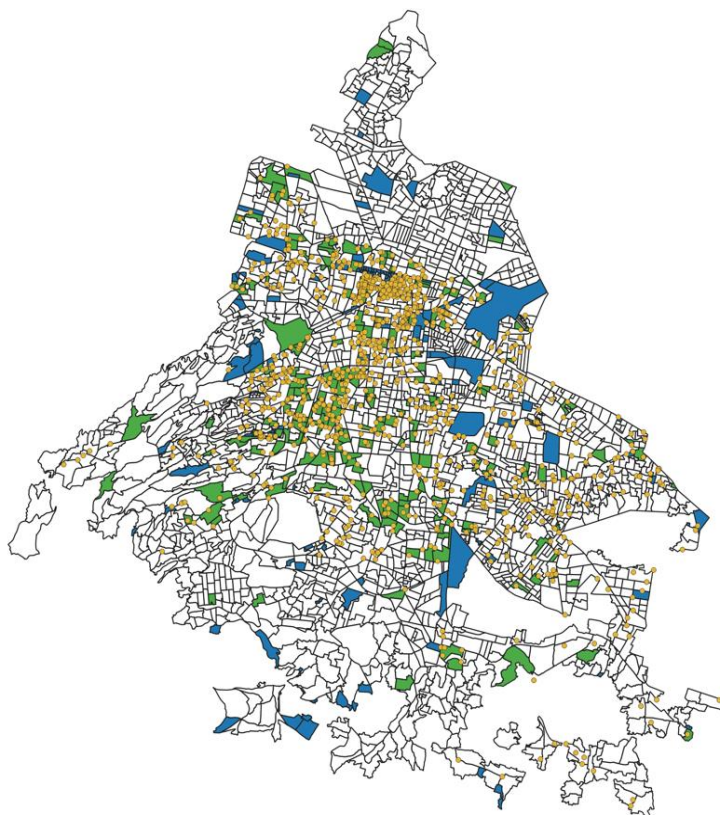


Figura 3. Clases Latentes Ciudad de México

Clase 1. (en blanco) En esta clase, la más numerosa, la cantidad de camiones y los puntos fijos de recolección parecen desincentivar la formación de tiraderos.

Clase 2 (en verde). Llama la atención que concentra una gran cantidad de tiraderos y que los esfuerzos de recolección de la clase 1, parecen tener efectos similares. Sin embargo, aquí la actividad comercial tiene un efecto importante: el número de comercios y el ambulante aumenta la presencia de tiraderos, mientras que las tiendas pequeñas los disminuyen.

Clase 3 (en azul). Esta clase agrupa zonas peculiares, tales como el aeropuerto, la central de abastos, panteones, centrales camioneras, entre otras. En esta clase 3, llama la atención cómo el barrido manual es el esfuerzo que mejor efecto tiene en la prevención de tiraderos clandestinos.

Los resultados empíricos confirman lo que el modelo teórico sugiere: la recolección tiene un efecto sobre la existencia de tiraderos clandestinos. Sin embargo, la magnitud de este efecto es distinta de acuerdo con las zonas de la ciudad. Estos efectos heterogéneos ilustran además cómo interactúan otros factores del entorno, como son la infraestructura urbana, el comercio ambulante y la inseguridad (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados de la Regresión usando el Modelos de Clases Latentes

Tiraderos	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Camiones	- 0.00551** *	-0.0051**	0.0537**
	(-3.99)	(-3.02)	(3.75)
Barrido manual	0.000334* *	0.000389* *	- 0.0121***
	(-3.24)	(-3.09)	(-3.73)
Puntos fijos	- 0.000978* *	- 0.00126** *	0.00228
	(-3.08)	(-3.34)	(-1.73)
Asaltos	0.0143 (-0.91)	0.0118 (-0.93)	0.0133* (-2.13)
Población	0.00002 85 (-0.33)	-0.000334 (-1.86)	-0.000428 (-1.78)
Escolaridad	0.165 (-1.54)	0.0851 (-0.65)	0.531* (-2)
Ingreso	-2.738* (-1.98)	-3.294 (-1.84)	-10.16** (-2.75)
Arbolado	0.609* (-1.98)	1.027* (-1.84)	1.478* (-2.75)

	(-1.93)	(-2.54)	(-2.31)
Comercios	0.00561 (-1.64)	0.0112*** (-4.11)	-0.000882 (-0.24)
Peq. Comer	- 0.00582 (-1.63)	-0.0130*** (-4.33)	0.00115 (-0.31)
Ambulantaje	0.00138 (-0.22)	0.0144** (-3.12)	0.00178 (-0.3)
Constante	0 (.)	-0.802*** (-4.31)	-2.220*** (-8.85)
Clase	- 2.081** (-3.29)	-0.297 (-0.34)	-8.114** (-2.95)

* $p < 0.1$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.001$ (n): Error estándar

Los resultados de este trabajo invitan a repensar la gestión integral de los residuos: no es solamente un problema de cobertura e infraestructura, por lo que debe abordarse desde las necesidades del ciudadano, a quien le es muy costoso participar en el esquema de recolección actual.

Aunque utilizamos datos de la Ciudad de México, el marco teórico desarrollado y la técnica econométrica empleada pueden ser de utilidad en cualquier ciudad donde se tenga desigualdad en la provisión de servicios públicos. Por lo tanto, puede replicarse en prácticamente cualquier contexto latinoamericano e incluso de países en desarrollo.

Nuestro análisis comparó implícitamente las políticas más comunes para evitar la disposición ilegal de residuos: invertir en infraestructura (camiones), aumentar el personal de limpia (barrido manual) o incrementar la eficiencia en la recolección (puntos fijos). Este trabajo muestra que las características urbanísticas y socioeconómicas de la zona son factores que influyen en el efecto de los esfuerzos de recolección. Es recomendable aumentar la cobertura en aquellas zonas y donde mayor efecto tiene la falta de cobertura sobre los tiraderos clandestinos. También se recomienda evaluar la instalación de puntos fijos de recolección en zonas con alta actividad comercial y presencia de tiraderos.

4.1 Limitaciones e investigación futura

El modelo desarrollado simplifica la función de costos, tanto de disposición legal como ilegal de residuos. Tener una mejor aproximación a los costos morales, sociales y económicos, llevaría a modelaciones más precisas. Además, en este trabajo no se incluyó en la modelación el papel del recolector informal, presente en muchas ciudades de América Latina.

Los datos de tiraderos clandestinos permiten conocer la ubicación exacta de aquellos lugares donde recurrentemente se acumula basura. Sin embargo, no tenemos datos sobre el tamaño o composición de los tiraderos, por lo que no es posible obtener conclusiones

sobre el flujo de residuos. Así mismo, estos datos son reportados anualmente por las alcaldías, por lo que podrían variar de la realidad.

Desde el punto de vista teórico, se deben incluir en el modelo los incentivos que tienen los recolectores, tanto formales como informales, así como el papel de agencia que pueden jugar tanto con el gobierno como con los ciudadanos. En cuanto al análisis econométrico, podría hacerse un análisis más preciso al incorporar las rutas de recolección, así como datos sobre horarios y frecuencia. Es necesario estimar la función de costos del ciudadano, tanto de la disposición legal como ilegal. Así como los costos morales de tirar basura en la vía pública. Finalmente, las políticas propuestas pueden examinarse experimentalmente, para validar las conclusiones de este trabajo y, en su caso, encontrar otros factores que determinan la disposición ilegal de residuos.

Agradecimientos

El autor agradece al Dr. Jaime Sáinz, por su guía durante la realización de este trabajo, así como al Dr. Adán Martínez-Cruz, por su orientación para seleccionar el método econométrico adecuado.

Referencias

- [1 S. Barr, A. Gilg y N. Ford, «Defining the multi-dimensional aspects of household waste management: A study of reported behavior in Devon.,» *Resources, Conservation and Recycling.*, vol. 45, n° 2, pp. 172-192, 2005.
- [2 M. Jakiel, A. Bernatek-Jakiel, A. Gajda, M. Filiks y M. Pufelska , «Spatial and temporal distribution of illegal dumping sites in the protected area: the Ojców National Park, Poland.,» *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 62, n° 2, pp. 286-305, 2019.
- [3 A. M. Akil, J. Fozia y C. Ho, «The effects of Socio-Economic influences on Households Recycling Behaviour in Iskandar Malaysia,» *Procedia - Social and Behavioral Sciences* , n° 202, pp. 124-134, 2015.
- [4 N. Santiago Olivares, R. Padilla Arriaga y E. Martínez Orozco , «Estudio del nivel de concientización para la implementación de programa de separación de los residuos sólidos urbanos en el municipio de Arandas, Jalisco.,» *Ra Ximhai*, pp. 425-438, 2017.
- [5 A. Desa, N. B. A. Kadir y F. Yusooff, «Waste Education and Awareness Strategy: Towards Solid Waste Management (SWM) Program at UKM,» *Procedia - Social and Behavioral Sciences* , vol. 59, pp. 47-50, 2012.
- [6 D. Ichinose y M. Yamamoto, «On the relationship between the provision of waste management service and illegal dumping,» *Resource and Energy Economics*, vol. 33, n° 1, pp. 79-93, 2011.
- [7 Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México., «Inventario de Residuos Sólidos CDMX 2017,» Ciudad de México, 2018.
- [8 A. Vázquez Morillas , L. Rosado Piña , A. Areanely, C. Martínez , J. C. Álvarez y M. Velasco , «Estrategias para la gestión de residuos en las barrancas de la alcaldía Álvaro Obregón,» 2019.
- [9 N. J. Bandana, J. P. A. Hettiaratchi, S. C. Wirasinghe y S. Pilapiiya, «Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: A case of study,»

- Environmental Monitoring and Assessment* , vol. 135, n° 1-3, pp. 31-39, 2007.
- [1 D. Fullerton y T. C. Kinnaman , «Garbage, Recycling, and Illicit Burning of
0] Dumping.,» *Journal of Environmental Economics and Management.*, vol. 29, pp. 78-91, 1995.
- [1 F. Lange , C. Brückner, B. Kröger , J. Beller y F. Eggert , «Wasting ways: Perceived
1] distance to the recycling facilities predicts pro-environmental behavior.,» *Resources, Conservation and Recycling.*, vol. 92, pp. 246-254, 2014.
- [1 K. Rousta , K. Bolton , M. Lundin y L. Dahlén , «Quantitative assessment of distance
2] to collection point and improved sorting information on source separation of household waste,» *Waste Management* , vol. 40, pp. 22-30, 2015.
- [1 J. Babayemi y K. Dauda, «Evaluation of solid waste generation, categories and
3] disposal options in developing countries: A case study of Nigeria,» *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* , vol. 13, n° 3, 2010.
- [1 A. Chong , D. Karlan, J. Shapiro y J. Zinman , «(Ineffective) messages to encourage
4] recycling: Evidence from randomized evaluation in Peru,» *World Bank Economic Review.*, vol. 29, n° 1, pp. 180-206, 2015.
- [1 X. Gellynck, R. Jacobsen y P. Verhelst, «Identifying the key factors in increasing
5] recycling and reducing residual household waste: A case study of Flemish region of Belgium.,» *Journal of Environmental Management*, vol. 92, n° 10, pp. 2683-2690, 2011.
- [1 N. Jekria y S. Daud, «Environmental Concern and Recycling Behaviour.,» *Procedia
6] Economics and Finance*, vol. 35, pp. 667-673, 2016.
- [1 T. T. P. Nguyen, D. Zhu y N. P. Le, «Factors influencing waste separation intention
7] of residential households in a developing country: Evidence from Hanoi, Vietnam.,» *Habitat International*, vol. 48, pp. 169-176, 2015.
- [1 S. Barr, «Factors influencing environmental attitudes and behaviors: A U.K. case
8] study of household waste management.,» *Environment and Behavior* , vol. 39, n° 4, pp. 435-473, 2007.
- [1 C. Knussen y F. Yule, «"I'm not in the habit of recycling": The role of habitual
9] behavior in the disposal of household waste,» *Environment and Behavior* , vol. 40, n° 5, pp. 683-702, 2008.
- [2 C. Cameron y P. K. Trivedi, «Essentials of Count Data Regression.,» *A Companion
0] to Theoretical Econometrics* , pp. 331-348, 2007.
- [2 W. H. Greene , «Accounting for excess Zeros and Sample Selection in Poisson and
1] Negative Binomial Regression Model,» 1994.
- [2 M. Wedel, W. S. Desarbo, J. Bult y V. Ramaswamy, «A Latent Class Poisson
2] Regression Model for Heterogeneous Count Data,» *Journal of Applied Econometrics* , vol. 8, n° 4, pp. 397-411, 1993.

Proyecto de Decreto para nueva Ley General de Economía Circular en México: ¿realmente regula Economía Circular?

¹Nadia Angélica Cruz Vázquez, ¹Ana Lizette Sánchez Meza, ²Erika Fuentes Vergara

¹Facultad de Ciencias Químicas, Región Poza Rica – Tuxpan, Universidad Veracruzana, Prolongación Av. Venustiano Carranza s/n Col. Revolución, C.P. 93390, Poza Rica de Hidalgo, Veracruz. Teléfono: 7821152908. Correo electrónico: nadacruz@uv.mx; ²Evaluación, Asesoría y Servicios Integrales A.C

Resumen

En este documento se analiza el contenido y alcance de la propuesta aprobada por el Senado de la República en noviembre del 2021 para una Ley General de Economía Circular en México. A través de una revisión de la minuta de la propuesta de dicha Ley así como reflexiones y análisis de especialistas en la materia del sector público y privado que han comparecido en las audiencias públicas de revisión convocadas por la Cámara de Diputados, se concluye que si bien este nuevo ordenamiento no cumple con la completa regulación hacia todos los principios más relevantes de la Economía Circular, sí plantea un hito en México para dar inicio a la solución de una problemática ambiental reconocida a nivel mundial (la economía lineal). Países de la Unión Europea nos llevan más de 10 años de ventaja en dicha regulación y es urgente iniciar de alguna medida con un instrumento legislativo a nivel federal mexicano que pueda irse amoldando y ajustando a la realidad y necesidad económica de nuestro país.

Palabras Clave: *Ley General de Economía Circular, México*

1. Introducción

La Economía Circular (EC) es una nueva propuesta de modelo económico que busca conseguir que el valor de los productos, materiales y recursos se mantengan vigentes dentro de un ciclo económico y de mercado (reconociendo la importancia del funcionamiento de la economía a cualquier nivel: grandes y pequeños negocios, organizaciones, empresas, individuos, etc.) durante el mayor tiempo posible, manteniendo los niveles más altos de calidad, para así reducir al mínimo la generación de residuos y la extracción de materias primas vírgenes de la naturaleza.

La Fundación Ellen MacArthur es una organización benéfica con sede en el Reino Unido que ha desarrollado y promovido el concepto de la Economía Circular desde el 2010 y ha sido un agente de cambio en la implementación de la práctica de estrategias y políticas públicas a nivel mundial.

Esta organización define a la Economía Circular [7] como un “*sistema de producción y consumo que promueve la eficiencia en el uso de materiales, agua y la energía, teniendo en cuenta la capacidad de recuperación de los ecosistemas, el uso circular de los flujos de materiales y la extensión de la vida útil a través de la implementación de la innovación tecnológica, alianzas y colaboraciones entre actores y el impulso de modelos de negocio que responden a los fundamentos del desarrollo sostenible*”. Bajo este concepto, la EC es un concepto económico que interrelaciona la economía con la sostenibilidad, implementando una nueva economía de recircular aquello que tiene valor para que siga generando valor.

La EC se basa en el principio de *cerrar el ciclo de vida* de los productos, los servicios, los residuos, los materiales, el agua y la energía a lo largo de toda la cadena de valor de los productos, servicios y actividades que se llevan a cabo; esto es, todos los procesos involucrados en la generación de las

actividades económicas, desde la fase extractiva de recursos naturales, su procesamiento para poder usarse como materias primas, las etapas de producción y fabricación y las etapas posteriores de logística, venta, consumo y la fase final de desecho.

Con base en lo publicado por la Fundación Ellen MacArthur [6], la EC se sostiene en 3 principios básicos:

- 1) “Preservar y mejorar el capital natural controlando reservas finitas y equilibrando los flujos de recursos renovables, que se refiere a repensar nuestros procesos y acciones para disminuir al mínimo el uso de materias y recursos naturales vírgenes y nuevos”.
- 2) “Optimizar los rendimientos de los recursos distribuyendo productos, componentes y materias con su utilidad máxima en todo momento tanto en ciclos técnicos como biológicos, identificando a los ciclos técnicos como las actividades de producción de artículos de consumo y tecnológicos y a los ciclos biológicos como el aprovechamiento de alimentos y materiales orgánicos”.
- 3) “Promover la eficacia de los sistemas detectando y eliminando del diseño los factores externos negativos, siendo la finalidad de la EC establecer un modelo circular con el mínimo de entradas (recursos naturales vírgenes) y salidas (generación de residuos y emisiones contaminantes)”.

Con esto, la EC busca homologar la eficiencia de los procesos biológicos existentes en la naturaleza, donde nada se desperdicia y donde la diversidad de los actores que intervienen genera solidez y resiliencia al proceso; en los sistemas vivos, los ecosistemas con mayor biodiversidad son los que mejor sobreviven a los cambios medioambientales, por lo que, de la misma manera, las economías precisan un equilibrio y diversidad de actores en varias escalas de actividades para prosperar a largo plazo [7].

El modelo económico actual por décadas se ha centrado en el consumismo descontrolado, lo que ha generado un alto impacto sobre el medio ambiente y escasez de recursos. Y es que si bien se ha buscado eficientar el uso de los recursos y energía, se ha identificado una interesante paradoja: al incrementarse la eficiencia de los procesos, se reducen los costos y esto termina por incrementar el consumo, por lo que a pesar de que los artículos sean más eficientes, la alta demanda de ellos (aunado al aumento poblacional mundial, que demanda estos artículos) genera que cada vez se requiera de más recursos; esto es un modelo insostenible puesto que ya no le estamos brindando al medio ambiente el tiempo necesario para que pueda regenerarse y seguir proporcionándonos recursos a futuro.

La EC es un concepto relativamente nuevo en México y se ha dirigido en su mayoría a la fase final de la cadena de valor de la economía que es el manejo de residuos. Fue en diciembre de 2019 cuando más de 50 empresas firmaron en el Senado de la República un Acuerdo Nacional para una Nueva Economía del Plástico [1], que consistió en impulsar de manera integral una economía circular para los productos plásticos, bajo principios de acuerdos internacionales, con el objetivo de mantenerlos en la economía a través de su reutilización.

A partir de entonces y bajo la línea del control sobre el uso y manejo de los residuos plásticos, se inició en México una ola de propuestas de regulación ambiental en la materia. Esta nueva generación de normativa ambiental se presentó principalmente en el orden estatal y municipal, ya que los residuos plásticos se clasifican como residuos sólidos urbanos o de manejo especial, según su volumen de generación.

Del 2019 a enero del 2022 se generaron diversos ordenamientos locales sobre gestión integral de residuos vinculados a los principios de EC en los estados de Baja California, Guanajuato, Querétaro, Quintana Roo y Nuevo León [11]. Sin embargo, cada entidad federativa describe en sus ordenamientos diferentes conceptos sobre EC, plásticos de un solo uso, valorización o ciclo de vida, por lo que en el Senado de la República se estuvieron presentando diferentes iniciativas de varios

partidos políticos para la creación de una ley general a nivel nacional y de lo cual el 17 de noviembre del 2021 el Pleno del Senado aprobó en lo general un proyecto de Decreto por el que se expide la Ley General de Economía Circular [2] y se entregó a la Cámara de Diputados para su análisis, revisión y formalización.

Esta revisión está siendo liderada por las Comisiones Unidas de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y la de Cambio Climático y Sostenibilidad, y en este 2022 han sostenido audiencias públicas para recibir comentarios, análisis y críticas del decreto en revisión tanto por parte de particulares del sector privado como de organizaciones civiles, gubernamentales o no gubernamentales, educativas y de investigación.

Desde su expedición, este decreto de Ley ha sido receptor de múltiples críticas de la comunidad ambiental en México, particularmente sobre si efectivamente los preceptos de esta ley cubren los principios básicos de la EC y que permitan a nuestro país encaminarnos a esa transición.

2. Metodología

Por sus características, el presente análisis constituye una investigación de tipo documental que analiza el proyecto de Decreto por el que se expide la Ley General de Economía Circular expedida por el Senado de la República, así como comentarios de expertos en las audiencias públicas organizadas por la Cámara de Diputados en la fase de revisión, con el objetivo de identificar defectos, virtudes y áreas de oportunidad de este instrumento legal.

La aplicación de análisis documental se llevó a cabo a través de los siguientes pasos:

- a) Análisis del proyecto de Decreto de la Cámara del Senado por la que se expide la Ley General de Economía Circular para la identificación de su contenido y la selección de la información relevante para el presente análisis.
- b) Análisis de comentarios de participantes en las 3 audiencias públicas (6, 20 y 27 de abril)
- c) Establecimiento de conclusiones a partir del análisis de los argumentos presentados.

De lo anterior, se presenta el análisis referido.

3. Resultados

3.1 Contenido de la Ley General de Economía Circular

La propuesta para la nueva Ley General de Economía Circular (LGEC) incluye el siguiente contenido:

- a) Capítulo I. Disposiciones Generales
- b) Capítulo II. Atribuciones, Distribución de Competencias y Coordinación de los Tres Órdenes de Gobierno
- c) Capítulo III. De las Personas Físicas y Morales, Organismos Públicos, y de sus actividades.
- d) Capítulo IV. De las Material Primas Secundarias
- e) Capítulo V. Del Valor
- f) Capítulo VI. De los Incentivos Fiscales y las Actividades Económicas
- g) Capítulo VII. De la Información del manejo adecuado al final de la vida útil de los productos

- h) Capítulo VIII. De la Educación.}
- i) Capítulo IX. De los Instrumentos de la Ley
- j) Capítulo X. De los Organismos Operadores
- k) Capítulo XI. De los Grupos Informales de Personas Acopiadoras
- l) Capítulo XII. De las sanciones administrativas y el recurso de revisión.

3.2 Identificación de aspectos virtuosos relevantes en la LGEC

3.2.1. La homologación de conceptos y definiciones

Siendo prioritario establecer una base legal aplicable a todo el país en materia de EC, esta propuesta de Ley [2] cumple con esta meta, ya que se declaran definiciones para conceptos como Economía Circular, Cadena de Valor, Ciclo de Vida, Huella Hídrica, Huella de Carbono, Indicadores de Economía Circular, Consumo Sostenible, Materias Primas Secundarias, Plan de Economía Circular, Personas Acopiadoras y Organismos Operadores, entre otros, que aplicarán para todo el territorio nacional y sienta base para su homologación en los diferentes ordenamientos locales. Y sobre esto, merecen especial atención 2 definiciones:

Economía Circular (LGEC Art. 2, fracc VIII): Sistema de producción, distribución y consumo de bienes y servicios, orientado al rediseño y reincorporación de productos y servicios para mantener en la economía el valor y vida útil de los productos, materiales y recursos asociados a ellos el mayor tiempo posible, y que se prevenga o minimice la generación de residuos, reincorporándolos nuevamente en procesos productivos cíclicos o biológicos, además de fomentar cambios de hábitos de producción y consumo.

Materias primas secundarias (LGEC Art. 2, fracc XIV): Todos aquellos materiales al final de su vida útil, productos no conformes, o subproductos, que son convertidos en materia prima de segundo uso al ser separados, acopiados, recolectados o recuperados, y se gestionan y/o comercializan para su reutilización, reciclaje, compostaje u otro tipo de valorización o aprovechamiento, y sustituyen o reducen el uso de materias primas vírgenes.

La definición de Economía Circular se homologa a los principios dictados por la Fundación Ellen MacArthur [6], ya que se menciona toda la cadena de valor (sistema de producción, distribución y consumo) y la importancia de mantener el valor de materiales reincorporándolos a los procesos, por lo que podemos considerar adecuada esta definición.

Sobre la definición de Materias Primas Secundarias, este es un concepto económico que, si bien no es nuevo en nuestro país, sí presenta un parteaguas en materia de gestión de residuos al orientar el concepto a EC, ya que al redefinir lo que hasta ahora han sido identificados como residuos valorizados ahora como materias primas secundarias genera un cambio administrativo sobre el manejo y gestión de estos materiales.

Si un residuo que desechamos ahora lo identificamos como una materia prima secundaria para otro proceso, eso significa que se podría manejar y valorizar sin las obligaciones legales que señala la Ley General para la Prevención y Gestión de los Residuos (LGPGIR): esto es, no habría necesidad de registros de generador de residuos (porque ya no generamos residuos, sino materias primas secundarias), no se requiere plan de manejo de residuos, no se requiere un almacén temporal de residuos, o darle manejo a través de prestadores de servicios autorizados, etc.. Todo lo anterior representa un beneficio económico doble a las organizaciones, tanto por la valorización de los materiales como por la eliminación de costos de estos trámites.

3.2.2. La determinación de nuevos instrumentos de gestión en apoyo de la LGEC

De acuerdo con el Art. 33 de la LGEC se tienen como instrumentos de apoyo el Programa Nacional de Economía Circular (definido en el Art. 42 de la LGEC), el Plan de Economía Circular (Art. 15, 34 y 36 de la LGEC) y los incentivos fiscales y económicos (Art. 22 a 25 de la LGEC).

Definitivamente, el principal instrumento dentro de este nuevo ordenamiento es el Programa Nacional de Economía Circular. Así como actualmente existen Programas Nacionales en materia de Cambio Climático, Eficiencia Energética y Gestión Integral de Residuos, el Programa Nacional de Economía Circular tendrá como objetivo establecer las bases de la coordinación de los gobiernos federal, estatal y municipal junto con los sectores público y privado para transitar hacia una Economía Circular, sentando esquemas para facilitar esta transición, lo que es imprescindible para poder actuar todos sobre un mismo objetivo.

El Plan de Economía Circular se plantea como un instrumento donde los sujetos obligados a presentarlo (que por el momento la LGEC lo limita a toda persona física o moral cuya actividad sea la fabricación elaboración, producción, importación o manufactura de envases y empaques) deben integrar y presentar a revisión de SEMARNAT la descripción de actividades en materia de Economía Circular, áreas de Oportunidad y requerimientos en materia de financiamiento y metas de Indicadores de Economía Circular (Huella de Carbono y Huella Hídrica), entre otros conceptos. Al ser este instrumento un documento auditable, que al igual que los planes de manejo de residuos deben presentar indicadores de seguimiento, se asegura una atención a mediano y largo plazo de las medidas propuestas.

Además de las anteriores, otra estrategia planteada dentro de la LGEC para apoyar la implementación de los principios de EC en nuestro país es la creación de dos nuevas certificaciones para particulares: la Certificación Voluntaria de Economía Circular (descrita en los Art. 35, 37 y 38 de la LGEC) y la para aquellas organizaciones que implementen estrategias encaminadas a la transición de EC, y la Certificación Cero Residuos (Art. 40 de la LGEC) para sitios de disposición final de residuos que cumplan con los ordenamientos federales en materia de residuos.

3.2.3. La identificación de Organismos Operadores.

La LGEC define a un *Organismo Operador* (Art. 2 Fracc. XV) como un ente asociativo de carácter público, privado o mixto, con patrimonio y personalidad jurídica propia, creado para el cumplimiento de los principios de la LGEC. En el Art. 46 de la LGEC se detalla posteriormente que estos pueden ser: asociaciones o sociedades civiles o mercantiles, bancos de materiales, bancos de alimentos, plantas de composta, plantas de generación de energía de fuentes limpias o renovables, comedores comunitarios, centro de capacitación y enseñanza, centros y empresas comunitarias, cooperativas, huertos comunitarios, centro de formalización y atención a sectores informales y plataformas de comercio e intercambios de materias primas secundarias, además de otras que se puedan determinar en su momento.

La importancia de estos actores es que el Art. 48 de la LGEC establece que son estas organizaciones quienes pueden suscribir convenios con la SEMARNAT o con los gobiernos federal, estatal y municipal y acceder a estímulos para cumplir con los objetivos de la EC, lo que abre un enorme abanico de oportunidad de nuevos modelos de negocio para pequeñas y medianas empresas.

3.2.4. La Legalización de Grupos Informales de Personas Acopiadoras

Buscando que se les reconozca su labor, reciban sueldos con un horario laboral fijo, seguridad social y se atiendan sus necesidades laborales específicas, la propuesta de la LGEC dentro de sus artículos 49 a 54 establece la obligación de los gobiernos municipales de regularizar a los grupos informales de personas acopiadoras (personas que perciben ingresos por pepena, recolección,

transporte, clasificación, acopio, limpieza y venta de productos y materiales reciclables). Para ello, se declara que estas debe incluirse en sus programas de trabajo e integrando un padrón oficial que debe ser difundido a la sociedad para el conocimiento de su existencia y localización, así como con el fin de mejorar las condiciones de trabajo en sus instalaciones y profesionalizar la actividad.

Reconocer y regular figuras como la pepena, los pepenadores y a los grupos informales de personas acopiadoras de residuos, desarrollando y promoviendo la integración de este sector asociado con el reciclaje de residuos son acciones alineadas a los principios de generación de valor en los diferentes niveles económicos de la EC, ya que se están creando nuevos empleos.

3.3 Identificación de áreas de oportunidad en la LGEC

3.3.1. Corto alcance regulatorio dentro de la cadena de valor de los procesos productivos y sectores económicos

La propuesta de la LGEC solo abarca la fase final de la cadena de valor de los procesos productivos, que es el manejo y gestión integral de los residuos; no se abarca el resto de las actividades como la extracción de los recursos naturales, su refinación como materias primas, el diseño de productos y servicios, la producción y fabricación ni la distribución y venta.

Prácticamente la totalidad de la LGEC se enfoca en el aseguramiento de la valorización de los residuos principalmente por reúso o reciclaje; sin embargo, y si bien la eliminación de esta externalidad negativa forma parte de uno de los principios medulares de la EC, el principal objetivo de la EC es la prevención o reducción de la generación de los residuos, no su manejo final.

Durante la primera audiencia pública de revisión de la propuesta de la LGEC, Édgar Lugo Chávez del Comité Organizador de la Alianza Mexicana sin Plástico, expresó que el rediseño de productos y servicios no está mencionado en la Ley (salvo someramente para los empaques y envases) y estos son conceptos fundamentales para asegurar una correcta transición hacia la EC [10].

De igual manera, durante la segunda audiencia pública de revisión de la propuesta de la LGEC, la presidenta de la Academia Mexicana de Derecho Ambiental Larisa de Orbe González mencionó que la propuesta carece de todos los elementos que conforman un proceso de economía circular ya que *“persiste una lineal y enaltece un proceso que pone como falsas soluciones a la incineración de los residuos, la termovalorización y el procesamiento”*, puntualizando que estas opciones visualizan un círculo vicioso y no uno de EC [5].

En adición a lo anterior, la LGEC está dirigida en buena parte sólo al sector productor de residuos plásticos y de envases y empaques en general, dejando fuera a múltiples industrias de alta generación de residuos en nuestro país como lo son la industria química, metalúrgica o automotriz [13], o sectores económicos con alta necesidad de recursos biológicos como lo son la industria de alimentos y el sector agropecuario.

3.3.2. Falta definición de los recursos necesarios por las entidades federativas y los municipios para la ejecución de acciones y políticas públicas en materia de EC.

Dentro de los artículos 5 a 12 de la propuesta de LGEC se establecen las responsabilidades y obligaciones de los tres órdenes de gobierno en materia de EC.

La LGEC establece la obligación de las entidades federativas para promover la creación de infraestructura para el desarrollo y la implementación del fomento de la Economía Circular, con la participación de inversionistas y representantes de los sectores sociales y privados interesados. Esto es, no se contempla el aporte de presupuesto federal para ello o el direccionamiento de un fondo económico definido para apoyar a las entidades federativas en la transición hacia la economía

circular, sino que se deja a los gobiernos estatales la función de conseguir inversiones para el desarrollo de industrias, prestadores de servicios y mejora de instalaciones de los organismos operadores en materia de EC, así como la educación y capacitación continua a la población civil y organizaciones de todos los sectores sociales y privados.

Mismo caso para la atención correspondiente a nivel municipal, ya que el sólo hecho de formalizar los trabajos de los grupos informales de personas acopiadoras significa incluir en la plantilla de trabajadores municipales a toda esta población, lo que representa un aumento en el gasto del erario municipal.

3.3.3 Falta de definición de los incentivos económicos y fiscales

Si bien la propuesta de la LGEC establece que se podrán emitir facilidades administrativas, económicas y fiscales dirigidas a los organismos operadores de EC, no se especifican cuáles son estos incentivos.

Además, se declara que estos incentivos son obligación de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, la cual no tiene la facultad de diseñar ni mucho menos aplicar estas estrategias, siendo esta responsabilidad de la Secretaría de Hacienda y Crédito Público y de la misma Secretaría de Economía.

3.3.4 Tiempos cortos para la entrada en vigor de lo establecido en la LGEC

De acuerdo con los artículos transitorios de la propuesta de la LGEC, estas disposiciones entrarán en vigor a los 180 días naturales contados a partir del siguiente día de su publicación en el Diario Oficial de la Federación, lo que representa muy poco tiempo para el cumplimiento de las obligaciones asentadas para los gobiernos municipales y estatales particularmente por lo referido en el apartado 3.3.2 del presente artículo.

Además, los artículos transitorios también establecen que los responsables de formular los instrumentos complementarios de esta ley (reglamentos, normas oficiales mexicanas y otras regulaciones), es decir, los gobiernos federal, estatal y municipal disponen de un plazo máximo de dos años para ello, y sin duda, este plazo se antoja insuficiente para el diseño de estos instrumentos y sobre todo para su difusión y capacitación a la sociedad y otros sectores.

4. Conclusiones

Después de décadas de haber desarrollado nuestra modernidad basándonos en un modelo de economía lineal, nuestro país comienza a trazar un camino hacia la transición a la EC, transición en la que otros países como en Europa nos llevan casi 20 años de ventaja, o como Colombia que promulgó su Estrategia Nacional de Economía Circular desde el 2019 [8].

La minuta de propuesta de la LGEC se enfoca únicamente a la gestión de los residuos y particularmente al objetivo de disminución de plásticos de un solo uso, por lo que no plantea un correcto soporte holístico hacia todos los principios de Economía Circular.

La Dra. Cristina Cortinas Durán, presidenta de la Fundación Cristina Cortinas, declaró en la segunda audiencia pública de revisión de la propuesta de la LGEC que *“estamos perdiendo una oportunidad histórica de dar un verdadero paso de fondo para atender problemas importantes en México”* [4] a la falta de alcance que tienen las disposiciones de esta Ley y que esto puede ocasionar un retroceso en la legislación en la materia más que un avance.

Actualmente, no existe evidencia de un modelo económico en crecimiento con cero desperdicios, y definitivamente en un país como el nuestro, con un grave problema de residuos tanto de generación

como de manejo, la primera estrategia hacia la EC debe ser sobre la valorización de residuos y su reincorporación a la cadena de valor y a la economía nacional; sin embargo, ya contamos con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) [12] que es la que regula estos lineamientos, y pareciera que se duplica la regulación hacia los residuos con la nueva LGEC.

Es opinión de las autoras que esta propuesta de la LGEC es un buen principio para encaminar al país hacia la transición a la EC, pero se queda muy corta ya que incluso plantea un retroceso de otras regulaciones existentes en nuestro país; prueba de ello es la Ley para la Prevención, Gestión Integral y Economía Circular de los Residuos del Estado de Querétaro [9] que ya contempla la regulación de la llamada “etapa previa a la condición de residuos” (Art. 3 Fracc. V de esta Ley), dentro del ciclo de vida de sustancias, materiales, productos y subproductos y también ya contempla medidas de prevención de generación de residuos, conceptos que no se incluyen en la LGEC.

Definitivamente la promulgación de esta LGEC debe venir alineada con reformas hacia otros instrumentos normativos, como la LGEEPA, la LGPGIR, las leyes estatales en materia de residuos, y hasta regulaciones económicas como la miscelánea fiscal y la Ley Federal de Presupuesto y Responsabilidad Hacendaria (por la inclusión del concepto de “materia prima secundaria” y la formalización de los incentivos económicos y fiscales referidos en la LGEC); sin embargo, era urgente una regulación federal de este tipo que, si bien no está todavía al nivel de las necesidades del país, es una ley perfectible a futuro y que representa un buen arranque para más acciones.

Referencias

- [1] Cámara del Senado de la República de los Estados Unidos Mexicanos (5 de diciembre del 2019). *Acuerdo Nacional para la Nueva Economía del Plástico en México*. Coordinación de Comunicación Social. Ciudad de México, México.
- [2] Cámara del Senado de la República de los Estados Unidos Mexicanos (17 de noviembre del 2021). *Proyecto de Decreto por el que se Expide la Ley General de Economía Circular*. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/senclave/65/CS-LXV-I-IP-038/01_minuta_038_17nov21.pdf>
- [3] Cortinas D., C. (30 de enero del 2022) *Importancia de la diferenciación jurídica de subproductos, residuos y materiales reciclados*. Fundación Cristina Cortinas. <https://www.fundacionccortinas.org/eliminacion-de-barreras-a-la-economia-circular-de-los-materiales/#_ftnref1>
- [4] Cortinas D., C. (20 de abril del 2022). *Segunda Audiencia Pública sobre las minutas con Proyecto de Decreto en Materia de Economía Circular y Regulación de Plásticos de un Solo Uso*. [Intervención de la Fundación Cristina Cortinas]. Comisiones Unidas de Medio Ambiente y Recursos Naturales y de Cambio Climático y Sostenibilidad. Cámara de Diputados, Ciudad de México, México.
- [5] De Orbe, G., L. (20 de abril del 2022). *Segunda Audiencia Pública sobre las minutas con Proyecto de Decreto en Materia de Economía Circular y Regulación de Plásticos de un Solo Uso*. [Intervención de la Academia Mexicana de Derecho Ambiental]. Comisiones Unidas de Medio Ambiente y Recursos Naturales y de Cambio Climático y Sostenibilidad. Cámara de Diputados, Ciudad de México, México.
- [6] Fundación Ellen MacArthur (2019). *Hacia una Economía Circular: Motivos Económicos para una Transición Acelerada*. Reino Unido.
- [7] Fundación Ellen MacArthur (2021). *Objetivos de Política de Economía Circular Universal*. Reino Unido.

- [8] Gobierno de la República de Colombia (2019). *Estrategia Nacional de Economía Circular: Cierre de Ciclos de Materiales, Innovación Tecnológica, Colaboración y Nuevos Modelos de Negocio*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; Ministerio de Comercio Industria y Turismo. Bogotá, D.C., Colombia.
- [9] Gobierno del Estado de Querétaro (3 de diciembre del 2021). *Ley para la Prevención, Gestión Integral y Economía Circular de los Residuos del Estado de Querétaro*. Periódico Oficial del Estado de Querétaro. Santiago de Querétaro, Querétaro.
- [10] Lugo Ch., E. (6 de abril del 2022). *Primera Audiencia Pública sobre las minutas con Proyecto de Decreto en Materia de Economía Circular y Regulación de Plásticos de un Solo Uso*. [Intervención del Comité Organizador de la Alianza Mexicana Sin Plástico]. Comisiones Unidas de Medio Ambiente y Recursos Naturales y de Cambio Climático y Sostenibilidad. Cámara de Diputados, Ciudad de México, México.
- [11] Pérez M., M. J. (20 de abril del 2022). *Segunda Audiencia Pública sobre las minutas con Proyecto de Decreto en Materia de Economía Circular y Regulación de Plásticos de un Solo Uso*. [Intervención de la Cámara Nacional de la Industria de la Transformación]. Comisiones Unidas de Medio Ambiente y Recursos Naturales y de Cambio Climático y Sostenibilidad. Cámara de Diputados, Ciudad de México, México.
- [12] Presidencia de la República de los Estados Unidos Mexicanos (18 de enero del 2021). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. Última Reforma Publicada en el Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México.
- [13] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos*. Ciudad de México, México.

MICROPLÁSTICOS Y RESIDUOS MARINOS

Metodología para la extracción de microplásticos en peces

¹Arely Areanely Cruz Salas, ²Jocelyn Tapia Fuentes, ²Juan Carlos Alvarez Zeferino, ²Alethia Vázquez Morillas, ¹Sara Ojeda Benitez, ¹Samantha Eugenia Cruz Sotelo

¹Universidad Autónoma de Baja California, Calle de la Normal S/N y Blvd. Benito Juárez, Col. Insurgentes Este Mexicali B. C. Cel: 5578373857. e-mail: cruz.arely@uabc.edu.mx

²Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco, Av. San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas, C.P. 02200, Ciudad de México.

Resumen

El estudio de microplásticos (MP) en el medio marino y costero contempla diferentes compartimentos entre los que se encuentra la fauna marina como pescados y mariscos los cuales tienen especial interés por ser de consumo humano. Sin embargo, no existe una metodología estandarizada para analizar la presencia de MP. El objetivo de este trabajo fue desarrollar una metodología para la extracción de microplásticos de órganos interiores y branquias de peces de consumo humano provenientes de Tuxpan, Veracruz. La metodología consistió en seleccionar, de estudios de MP en fauna marina, reactivos, etapas y condiciones de estudio para probarlos en cuatro tratamientos con órganos del Pez Boquilla a los que además se les adicionó MP vírgenes. De todos los tratamientos implementados se encontró que el tratamiento 4, digestión con KOH 10 %, más dilución con agua destilada y filtración al vacío, permitió la mejor extracción de los MP con una tasa de recuperación del 76 %. Sin embargo, esto podría variar dependiendo de la especie de pez a analizar, es por ello por lo que se recomienda correr todos los tratamientos en distintas especies de peces e incluso en otros mariscos como ostiones y camarones, para evaluar si se obtienen los mismos resultados o si es necesario implementar técnicas de extracción específicas por organismo.

Palabras Clave: *Branquias, digestión, microfibras, haemulon parra, órganos.*

1. Introducción

Los microplásticos (MP) son aquellos residuos plásticos con un tamaño igual o menor a 5 mm en cualquiera de sus dimensiones y son el producto de la degradación de plásticos de gran tamaño (microplásticos secundarios) debido a factores como la luz ultravioleta, la abrasión mecánica, la humedad y los microorganismos, o plásticos fabricados originalmente de ese tamaño (microplásticos primarios) para ser utilizados en productos de higiene personal (microbeads) o como resinas vírgenes (pellets) para elaborar productos plásticos más grandes [1], [2].

El tamaño de los microplásticos les permite distribuirse y depositarse en diversos ecosistemas, como los marinos, a los que llegan a través de las vías fluviales, las actividades turísticas, el manejo y gestión inadecuado de los residuos, las corrientes marinas, entre otros [3], [4], presentándose así en el agua superficial, columna de agua, sedimentos del lecho marino, playas, manglares, fauna marina, arrecifes de coral [5], entre otros.

En el caso de la fauna marina, las especies consumen los microplásticos al confundirlos con alimento, en grandes cantidades e incluso con piezas de gran tamaño (consumo agudo), la fauna marina podría sufrir asfixia y respectivamente la muerte, sin embargo, también se da el consumo

crónico, en el que las especies se alimentan de microplásticos en pequeñas cantidades y en tiempos prolongados [6]. Esta situación representa un problema de bioacumulación y biomagnificación de compuestos tóxicos y microplásticos, de especial interés en las especies que son de consumo humano como algunos peces, crustáceos e invertebrados, lo que indica que el ser humano se encontraría expuesto constantemente a los microplásticos a través de su dieta diaria [7].

De acuerdo con Cox y colaboradores [8] cada ser humano estaría consumiendo cerca de 203 a 332 MP/día a través de alimentos, bebidas y la inhalación. Diversas investigaciones han reportado la ocurrencia de MP en agua potable [9], cerveza [10], sal [11] y pescados y mariscos, siendo éstos últimos de gran interés debido a que se estima que los consumidores europeos de estos alimentos podrían estar ingiriendo alrededor de 11,000 MP/año [12].

Aún cuando el estudio de microplásticos en especies marinas, y otros entornos marinos, no es un tema de investigación nuevo, no se cuenta con una metodología estándar para el análisis de MP. En el caso de extracción de microplásticos en peces, ésta se realiza principalmente en tracto gastrointestinal y las branquias a través de la digestión de los órganos con diferentes reactivos químicos como peróxido de hidrogeno (H_2O_2) e hidróxido de potasio (KOH), entre otros, utilizados también en la digestión de material vegetal y calcáreo [5], [13], [14]. Sin embargo, una vez que los órganos se digieren se deben implementar otras etapas que permitan la separación de MP de una manera efectiva. En este contexto, se realizó el presente trabajo cuyo objetivo fue desarrollar una metodología, para la extracción de microplásticos de órganos interiores y branquias de peces de consumo humano.

2. Metodología

A continuación, se describen las etapas que se siguieron para el estudio de la extracción de microplásticos en peces.

2.1 Búsqueda bibliográfica

Como primer paso se realizó una búsqueda bibliográfica de artículos científicos que abordaran el estudio de microplásticos en fauna marina, incluidos los peces. Esta búsqueda se hizo en la base de datos de ScienceDirect en noviembre de 2021, como filtros se incluyeron el idioma inglés y años 2020 y 2021. Las palabras clave fueron “microplastics” y “marine fauna” las cuales se unieron por el operador booleado “+”. Esta búsqueda arrojó un total de 600 publicaciones que posteriormente se ordenaron por relevancia y de todas ellas sólo se revisaron los primeros 25 artículos en los que se consideró si cumplían con: revistas indexadas, desarrollados directamente en ambientes marinos y costeros, como tema principal microplásticos y no estudios de ingesta *in vivo*.

De la etapa anterior quedaron seis artículos, cada uno de esos artículos se analizó y se extrajo información relevante de las etapas que llevaban a cabo para el procesamiento de muestras, la cual se organizó en una tabla. Con base en esa información se establecieron los reactivos y condiciones que se emplearían para las digestiones de los órganos, así como las demás etapas y sus condiciones para la extracción de microplásticos.

2.2. Tratamientos de estudio

Para la implementación de la metodología se utilizaron los órganos interiores y branquias del pez Boquilla (*Haemulon parra*), una especie consumo humano, adquiridos en una pescadería local de Tuxpan, Veracruz, así como MP vírgenes de un tamaño 1.00 – 5.00 mm de tereftalato de polietileno (PET), polietileno de alta densidad (PEAD), policloruro de vinilo (PVC), polietileno de baja densidad (PEBD), polipropileno (PP), poliestireno expandido (PES) y fibras, obtenidos de plásticos más grandes como botellas, bolsas y colillas de cigarrillos (Figura 1). Los reactivos que se probaron

para las digestiones fueron H_2O_2 30 %, KOH 10 % y HNO_3 10 %, mientras que para la prueba de flotación se utilizó la solución salina de CaCl_2 ($\rho=1.6 \text{ g/cm}^3$).

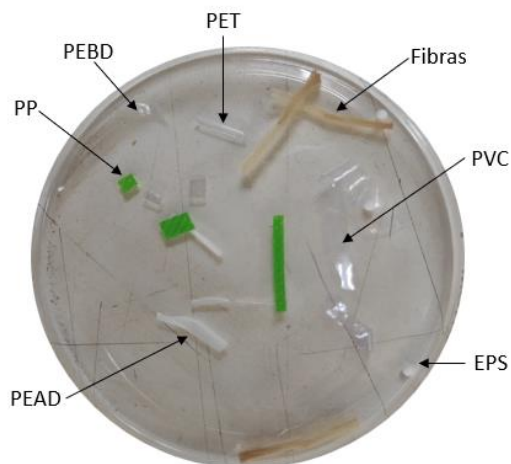


Figura 1. Microplásticos empleados en las pruebas

En total se corrieron cuatro tratamientos: 1) digestión con H_2O_2 30% más flotación con CaCl_2 , 2) digestión con KOH 10% más flotación con CaCl_2 , 3) digestión con HNO_3 10% más flotación con CaCl_2 y filtración y 4) digestión con KOH 10% más dilución y filtración. En todos los tratamientos, se adicionó a un vaso de precipitados de vidrio los órganos más 21 MP (tres de cada tipo) y el reactivo correspondiente en un volumen de 50 ml (hasta que la muestra quedara cubierta). Las condiciones de digestión fueron las mismas para cada tratamiento: agitación a 250 rpm y calentamiento a $45 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ por 1 h, posteriormente las muestras se incubaron a la misma temperatura por 24 h, esta parte de la agitación con calentamiento e incubación se repitió tantas veces como fue necesario, hasta que la mayoría de los órganos se disolvió.

Para las pruebas de flotación se agregó la solución salina en un volumen de dos veces el volumen de la digestión, las condiciones fueron agitación a 250 rpm por 5 minutos y reposo por 24 h. En el tratamiento 4 la dilución se realizó agregando agua destilada caliente en un volumen de dos veces el volumen de la digestión, mientras que filtración para los tratamientos 3 y 4 se hizo al vacío empleando membranas de celulosa con diferente apertura de poro (0.45 y $8 \text{ }\mu\text{m}$). La tasa de recuperación de MP se calculó conforme a la ecuación 1:

$$\text{Tasa de recuperación de MP (\%)} = \frac{\# \text{ de MP recuperados}}{\# \text{ total de MP añadidos a la prueba}} \times 100\% \quad (1)$$

3. Resultados y discusión

En este apartado se dan a conocer los hallazgos relevantes de la presente investigación.

3.1 Estudios sobre microplásticos en fauna marina

La Tabla 1 presenta los estudios de MP en fauna marina que se obtuvieron de la búsqueda bibliográfica.

Tabla 1. Estudios sobre el análisis de MP en fauna marina

Tipo de muestra	Digestión	Condiciones de digestión	Etapas adicionales	Referencia
Mejillones: músculo, riñón, hepatopáncreas, intestino, gónada, ano, hemolinfa, manto y branquias	H ₂ O ₂ 30 %	60 °C por 24 h	Flotación: ZnCl (1.5 g/ml), agitación 3 veces por 6 - 8 h cada vez Filtración: al vacío	[15]
Cangrejos y peces: branquias y tractos gastrointestinales completos	200 ml H ₂ O ₂ 30 %	Más de 72 h	Filtración: al vacío	[16]
Peces y camarones: intestino, estómago y músculo Cangrejos: branquias, intestinos y estómago	180 ml KOH 10 % + 20 ml H ₂ O ₂ 30 %	60 °C por al menos 24 h, con agitación cada 6 h	Filtración: al vacío	[17]
Peces: tracto gastrointestinal y branquias	10 ml HNO ₃ 68 %	Durante toda la noche, seguido de 2h a 80 °C	Dilución: 1:10 con agua desionizada caliente (60 °C) y filtrada Filtración: al vacío	[18]
Caracoles marinos: individuo completo	KOH 10 %	No especificado	Filtración: al vacío	[19]
Peces: branquias, estómago, intestino e hígado	200 ml KOH 10 %	60 °C por al menos 24 h.	Flotación: 500 ml de NaCl (1.2 g/ml), con reposo durante toda la noche Filtración: al vacío	[20]

Los estudios abordan la presencia de MP en distintos tipos de fauna marina tal como, mejillones, cangrejos, peces y caracoles de los cuales se analizan diferentes tipos de órganos. En cuanto a los peces, se observa que lo más común es analizar: branquias, estómago, intestino y tracto gastrointestinal completo (boca, esófago, estómago, intestinos y ano). Respecto a la digestión de las muestras los reactivos más empleados son H₂O₂ 30 % y KOH 10 %, el HNO₃ 68 % sólo lo empleó un estudio, pero se considera que podría llegar a dañar algunos MP. Las condiciones a las cuales se corren las digestiones son variables, pero de entre todas ellas destaca la temperatura de 60 °C por 24 horas. Finalmente, en las etapas adicionales para la extracción de MP se encontró que todos los artículos llevan a cabo filtración al vacío, mientras que dos hacen las pruebas de flotación y solo uno hace una dilución de la muestra digerida.

A partir de lo analizado en estos estudios se decidió que: 1) se analizarían todos los órganos interiores (estómago, hígado e intestinos) y branquias de pescados, 2) se emplearían como reactivos para digestión H₂O₂ 30 % y KOH 10 % y HNO₃ 10 %, 3) como etapas adicionales se utilizarían dilución, flotación con CaCl₂ ($\rho=1.6 \text{ g/cm}^3$) y filtración al vacío.

3.3. Tratamientos de estudio

Los principales hallazgos de los tratamientos de estudio que se implementaron se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Resultados de los tratamientos implementados para el estudio de MP en peces

Tratamientos	Observaciones	Conclusión
1) Digestión con H ₂ O ₂ 30 % más flotación con CaCl ₂	<ul style="list-style-type: none"> - Durante la digestión se formó una cantidad considerable de espuma que ocasionó que la muestra estuviera a punto de desbordarse - La mayoría de los órganos se digirió, sólo quedaron pocos restos óseos de las branquias - Al agregar la solución salina, para la prueba de flotación, se originó una emulsión - Algunos MP quedaron atrapados en la espuma, el resto no se visualizaban 	No apta para digestión ni para prueba de flotación
2) Digestión con KOH 10 % más flotación con CaCl ₂	<ul style="list-style-type: none"> - Todos los órganos se disolvieron completamente - Al agregar la solución salina, para la prueba de flotación, se creó una emulsión - Algunos MP quedaron atrapados en la espuma, el resto no se visualizaban 	No apta para prueba de flotación
3) Digestión con HNO ₃ 10 % más flotación con CaCl ₂ y filtración	<ul style="list-style-type: none"> - Todos los órganos se disolvieron completamente, pero hubo formación de una capa de grasa - Al agregar la solución salina, no hubo formación de dos capas que permitieran diferenciar el sobrenadante para su posterior filtración - Los MP se encontraban en la superficie rodeados de grasa - La filtración fue más fluida con la membrana de 8 µm - La tasa de recuperación de MP fue del 69 % 	No apta para extracción de MP
3) Digestión con KOH 10 % más dilución y filtración	<ul style="list-style-type: none"> - Todos los órganos se disolvieron completamente - La filtración fue más fluida con la membrana de 8 µm - La tasa de recuperación de MP fue del 76 % 	Apta para digestión y extracción de MP

En los tratamientos 1 y 2 (Figura 2) la formación de la emulsión impidió la separación de los MP mediante pruebas de flotación, por lo que ambas quedaron descartadas. Para el tratamiento 3 no hubo problemas con la prueba de flotación, pero en la digestión se formó una capa de grasa la cual interfirió con la identificación de MP ya que la grasa se adhirió a éstos lo cual muy probablemente modificó su densidad y algunos en lugar de flotar, al agregar la solución salina, se sedimentaron. Esto último se refleja en la tasa de recuperación de MP (69 %) que fue más baja que para el tratamiento 4; por lo tanto, esta prueba de igual manera se descartó.

El mejor tratamiento fue el cuatro, ya que permitió una digestión completa de todos los órganos estudiados y la dilución facilitó la filtración de las muestras. Además, tuvo la mayor tasa de recuperación de MP (76 %), sin embargo, esta sigue siendo baja, ya que, en general, se considera que una tasa óptima de recuperación es aquella que se encuentra por arriba del 95 % la cual garantiza la menor pérdida de MP en las muestras, que los resultados no se subestimen y que sean confiables [21], [22]. La pérdida de MP en este tratamiento pudo deberse a que sólo se hizo una dilución con agua desionizada cuya densidad es menor que la de algunos polímeros de los MP lo cual impidió que todos flotarían.

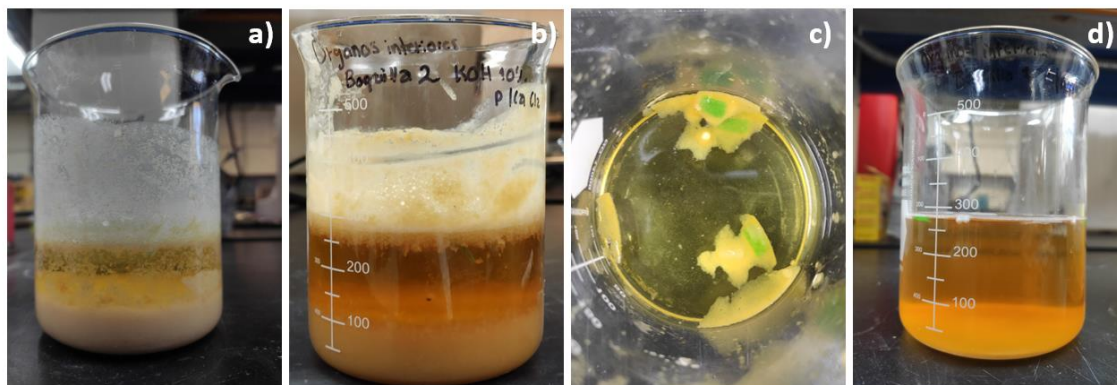


Figura 2. Fotografías de los hallazgos de cada tratamiento: a) tratamiento 1, b) tratamiento 2, c) tratamiento 3 d) tratamiento 4

La modificación de la densidad de los MP, tanto para el tratamiento 4 como para el tratamiento 3, sólo aplica para aquellos MP diferentes a las fibras de colillas de cigarrillos, ya que para éstas (las cuales no se visualizaron en los filtros) se ha evidenciado su degradación ante la presencia de ácidos o bases fuertes debido a que están hechas de acetato de celulosa el cual se considera un material semisintético, más perceptible a la degradación comparado con otros materiales [23].

Algunas recomendaciones para el tratamiento 4 son: 1) el sedimento formado se someta a una prueba de flotación con solución salina CaCl_2 , cuya densidad es mayor que la de los polímeros de los plásticos estándar o commodities, que garantice mayor separación de los MP y 2) para el análisis de MP más pequeños, antes de la filtración se complemente con la tinción de la solución para tener una mejor identificación de los mismos al observar las membranas al microscopio.

Aunado a lo anterior, también se recomienda realizar los cuatro tratamientos con otras especies de peces, las cuales tienen diferente alimentación y composición de sus órganos interiores [24]. Estos factores podrían influir en cada uno de los tratamientos y lo que trabaje bien para una especie, no necesariamente funcionará bien para otras.

4. Conclusiones

Esta investigación aborda el desarrollo de una metodología que permite la extracción de microplásticos en órganos interiores y branquias de peces de consumo humano. De los cuatro tratamientos implementados se encontró que el tratamiento 4, digestión con KOH 10 %, más dilución con agua destilada y filtración al vacío, fue el más apto para la extracción de MP, ya que además de digerir todos los órganos y facilitar la filtración de la muestra, presentó la mayor tasa de recuperación de MP (76 %). Sin embargo, ésta sigue siendo baja, una tasa de recuperación óptima debe ser mayor al 95 % para garantizar la menor pérdida de MP, evitar subestimación de resultados y tener datos confiables.

Para el tratamiento 4 se recomienda: 1) una vez que se filtre la solución, someter el sedimento a pruebas de flotación para recuperar los MP que pudieron haberse hundido y así garantizar mayor extracción de MP y 2) previo a la filtración, teñir la solución cuando se analicen MP más pequeños.

Los resultados obtenidos brindan una guía sobre los pasos a seguir, así como cuáles reactivos a utilizar, cuáles descartar y sus respectivos motivos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que hay otras especies de peces cuya alimentación y composición de órganos interiores varían entre ellas, por lo tanto, se recomienda realizar los cuatro tratamientos con órganos de otras especies de peces para evaluar si funcionan de la misma manera o si estos se ven alterados.

Referencias

- [1] GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection)” *Rep. Stud. GESAMP*, vol. No. 90, p. 96 p., 2015.
- [2] Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., and Vázquez-Morillas, A. “Microplastics in Mexican beaches” *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 155, p. 104633, Apr. 2020, doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104633.
- [3] GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. (IMO, FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP). In: Kershaw, P.J. (Ed.), *Rep. Stud. GESAMP No. 90 (96 pp).*,” *Reports Stud. GESAMP, No. 93, 96 p.*, vol. 93, 2016.
- [4] Chubarenko, I., Esiukova, E., Khatmullina, L., Lobchuk, O., Grave, A., Kileso, A., Haseler, M. *et al.*, “From macro to micro, from patchy to uniform: Analyzing plastic contamination along and across a sandy tide-less coast,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 156, p. 111198, Jul. 2020, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111198.
- [5] Cruz-Salas, A. A., Ojeda-Benítez, S., Álvarez-Zeferino, J. C., Martínez-Salvador, C., Tapia-Fuentes, J., Pérez-Aragón, B., and Vázquez-Morillas, A. “Advanced Detection Techniques for Microplastics in Different Environmental Media,” in *Plastic and Microplastic in the Environment. Management and Health Risks*, A. Ahamad, P. Singh, and D. Tiwary, Eds. John Wiley & Sons, Ltd, 2022, pp. 129–169.
- [6] Wright, S. L., Thompson, R. C., and Galloway T. S. “The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review,” *Environ. Pollut.*, vol. 178, pp. 483–492, 2013, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- [7] Santillo, D., Miller, K., and Johnston, P. “Microplastics as contaminants in commercially important seafood species,” *Integr. Environ. Assess. Manag.*, vol. 13, no. 3, pp. 516–521, 2017, doi: 10.1002/ieam.1909.
- [8] Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., and Dudas, S. E. “Human Consumption of Microplastics,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 53, no. 12, pp. 7068–7074, 2019, doi: 10.1021/acs.est.9b01517.
- [9] Mason, S. A., Welch, V. G., and Neratko, J. “Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water,” *Front. Chem.*, vol. 6, p. 407, Sep. 2018, doi: 10.3389/FCHEM.2018.00407/BIBTEX.
- [10] Kosuth, M., Mason, S. A., and Wattenberg, E. V. “Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt,” *PLoS ONE*, vol. 13, no. 4. 2018, doi: 10.1371/journal.pone.0194970.
- [11] Karami, A., Golieskardi, A., Keong-Choo, C., Larat, V., Galloway, T. S., and Salamatina, B. “The presence of microplastics in commercial salts from different countries,” *Sci. Rep.*, vol. 7, no. March, pp. 1–11, 2017, doi: 10.1038/srep46173.

- [12] Van Cauwenberghe L., and Janssen, C. R. “Microplastics in bivalves cultured for human consumption,” *Environ. Pollut.*, vol. 193, pp. 65–70, 2014, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>.
- [13] Avio, C. G., Gorbi, S., and Regoli, F. “Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea,” *Mar Environ Res*, vol. 111, pp. 18–26, Oct. 2015, doi: 10.1016/J.MARENRES.2015.06.014.
- [14] Ugwu, K., Herrera, A. and Gómez, M. “Microplastics in marine biota: A review,” *Mar Pollut Bull*, vol. 169, p. 112540, Aug. 2021, doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112540.
- [15] Sui, M., Lu, Y., Wang, Q., Hu, L., Huang, X., and Liu, X. “Distribution patterns of microplastics in various tissues of the Zhikong scallop (*Chlamys farreri*) and in the surrounding culture seawater,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 160, p. 111595, Nov. 2020, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111595.
- [16] Zhang, S., Sun, Y., Liu, B., and Li, R. “Full size microplastics in crab and fish collected from the mangrove wetland of Beibu Gulf: Evidences from Raman Tweezers (1–20 μm) and spectroscopy (20–5000 μm),” *Sci. Total Environ.*, vol. 759, p. 143504, Mar. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143504.
- [17] Wang, T., Hu, M., Song, L., Yu, J., Liu, R., Wang, S., Wang, Z., Sokolova, I. M., Huang, W., Wang, Y. “Coastal zone use influences the spatial distribution of microplastics in Hangzhou Bay, China,” *Environ. Pollut.*, vol. 266, p. 115137, Nov. 2020, doi: 10.1016/j.envpol.2020.115137.
- [18] Mak, C. W., Tsang, Y. Y., Leung, M. M. L., Fang, J. K. H., and Chan, K. M. “Microplastics from effluents of sewage treatment works and stormwater discharging into the Victoria Harbor, Hong Kong,” *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 157, p. 111181, Aug. 2020, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111181.
- [19] Li, R., Zhang, S., Zhang, L., Yu, K., Wang, S., and Wang, Y. “Field study of the microplastic pollution in sea snails (*Ellobium chinense*) from mangrove forest and their relationships with microplastics in water/sediment located on the north of Beibu Gulf,” *Environ. Pollut.*, vol. 263, p. 114368, 2020, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114368.
- [20] Huang, J. S., Bimali-Koongolla, J., Li, H-X., Lin, L., Pan, Y-F., Liu, S., He, W-H., Maharana, D., Xu, X. *et al.*, “Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China,” *Sci. Total Environ.*, vol. 708, p. 134839, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134839.
- [21] Karami, A., Golieskardi, A., Keong Choo, C., Larat, V. , Galloway, T. S., and Salamatina, B. “The presence of microplastics in commercial salts from different countries,” *Sci Rep*, vol. 7, no. March, pp. 1–11, 2017, doi: 10.1038/srep46173.
- [22] Karami, A., Golieskardi, A., Keong Choo, C., Larat, V. , Galloway, T. S., and Salamatina, B. “A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish,” *Science of The Total Environment*, vol. 578, pp. 485–494, Feb. 2017, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2016.10.213.
- [23] Yadav, N., and Hakkarainen, M. “Degradable or not? Cellulose acetate as a model for complicated interplay between structure, environment and degradation,” *Chemosphere*, vol. 265, p. 128731, Feb. 2021, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.128731.
- [24] Britannica, “*Fish. Definition, Species, Classification, & Facts*” 2022. <https://www.britannica.com/animal/fish> (accessed Aug. 26, 2022).

Técnica de tinción de fluorescencia con Rojo Nilo y Safranina para la identificación de microfibras plásticas

¹Aylin Geraldine Rodríguez Villa, ¹Arely Areanely Cruz Salas, ¹Juan Carlos Álvarez Zeferino, ¹Alethia Vázquez Morillas

¹ Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, San Pablo No.180, Col. Reynosa Tamaulipas, C.P. 02200, Alcaldía Azcapotzalco, Ciudad de México, México. Tel: 55 5318 9000. Ext. 2196 o 2273. e-mail: al2153035577@azc.uam.mx.

Resumen

La degradación de los plásticos acumulados en el ambiente ha dado paso a la contaminación por microplásticos. El tipo de microplásticos más abundante en el ambiente son las fibras. Sin embargo, no existe una técnica estandarizada para su identificación. De hecho, a medida que disminuye el tamaño de los microplásticos, su identificación se vuelve más complicada. El uso de colorantes fluorescentes resulta ser una opción viable para la detección de microplásticos menores a 1 mm. El objetivo de este trabajo fue desarrollar una técnica para la tinción de microfibras con safranina y Rojo Nilo, y su identificación mediante una adaptación accesible de un microscopio óptico para fluorescencia. La fluorescencia se logró al sustituir la fuente de iluminación propia de un microscopio óptico por una lámpara de luz UV. La metodología se llevó a cabo en tres etapas: la extracción y tinción de las fibras, la filtración, y la observación al microscopio. Tanto el colorante Rojo Nilo como la safranina tiñeron efectivamente tres tipos de fibras (Nylon, poliéster y algodón), empleando diferentes concentraciones y volúmenes de los colorantes. Es recomendable probar el mismo volumen de colorante para todas las concentraciones de Rojo Nilo y safranina. Es necesario poner a prueba la tinción de estos colorantes en diversas matrices que contengan una mayor variedad de polímeros sintéticos y restos orgánicos.

Palabras Clave: *Fibras sintéticas, fluorescencia, luz UV, microplásticos, tinción.*

1. Introducción

La contaminación ambiental por microplásticos (MP) se ha vuelto preocupante en los últimos años, pues este contaminante se ha encontrado en numerosos compartimentos ambientales, como cuerpos de agua, sedimentos, agua potable, y en productos de consumo humano como cerveza, miel, pescados y mariscos [1] – [5]. Los microplásticos tienen un tamaño menor o igual a 5 mm y se pueden clasificar en dos categorías según su origen: (1) microplásticos primarios, que se fabrican intencionalmente, tales como las microesferas utilizadas en cosméticos, y (2) microplásticos secundarios, que se generan por la fragmentación de partículas más grandes, por efecto de la radiación ultravioleta (UV), por fuerzas mecánicas o altas temperaturas [6], [7].

Hasta el momento, no se ha seguido un método de muestreo y análisis estandarizado para MP, a pesar de que la literatura de este tema se ha incrementado en los últimos años [8]. Las metodologías más comúnmente aplicadas en el análisis de MP comprenden: (1) la separación mediante pruebas de densidad, (2) la detección y clasificación visual de los MP, y algunas veces también se incluye (3) la confirmación de la naturaleza sintética de estas partículas mediante espectroscopia [6], [8]. Sin embargo, estas técnicas de identificación demandan mucho tiempo para analizar las partículas encontradas, y esta tecnología no siempre está disponible para los científicos, quienes dependen

únicamente del análisis visual para identificar MP, el cual se vuelve más complejo a medida que el tamaño de las partículas disminuye [8], [9].

Dada la complejidad del análisis de estas partículas, se requieren métodos más minuciosos y eficientes para la identificación visual de los MP. Por ello, se han propuesto métodos de tinción de fluorescencia utilizando diferentes colorantes. El colorante más comúnmente utilizado para este fin es el Rojo Nilo (RN). Sin embargo, Lv *et al.* (2019) [10] también realizó pruebas con safranina. El RN es un colorante fluorescente lipofílico que tiñe los MP debido a su carácter hidrofóbico. Los MP teñidos se identifican mediante la observación en longitudes de onda adecuada en un microscopio de fluorescencia [8], [11]. Esta técnica tiene ventajas, como la mejora en la identificación de MP diminutos de hasta pocos μm y una tasa de tinción rápida [8], [10]. Ya que se requiere métodos más sencillos para el análisis de MP, este estudio se enfoca en establecer una técnica de tinción para la identificación de diferentes tipos de fibras utilizando una lámpara de luz UV para sustituir el uso de un microscopio de fluorescencia.

2. Metodología

La metodología que se siguió comprendió tres etapas: extracción y tinción de tres tipos de fibras con soluciones de diferentes concentraciones de RN y safranina, filtración de las soluciones al vacío y observación de las membranas al microscopio bajo la luz UV, las cuales se describen en las secciones siguientes.

2.1 Extracción y tinción de fibras

Para las pruebas se adquirieron tres lienzos blancos en dos diferentes tiendas de telas ubicadas en la Ciudad de México. La primera tela fue de Nylon, la segunda de poliéster y la última de algodón. Se tuvo especial cuidado al elegir los lienzos, pues la composición de estos debía ser 100 % del tipo de fibras indicado. Con ayuda de un rastrillo se hizo fricción en cada una de las telas y las fibras que se desprendieron de los lienzos se almacenaron en cajas Petri de vidrio, etiquetadas con el tipo de fibra correspondiente (Figura 1).

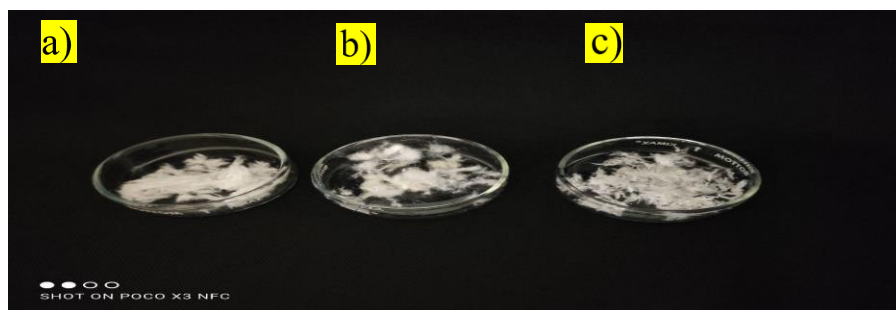


Figura. 1. Fibras extraídas de los lienzos: a) algodón, b) poliéster y c) Nylon.

Para la tinción se prepararon dos soluciones madre de 500 $\mu\text{g/ml}$ para cada colorante. Como solvente para la solución de Rojo Nilo se empleó acetona [12], y para la solución de Safranina se utilizó etanol, pues la safranina no se disuelve en acetona. A partir de las soluciones madre se hicieron diluciones, con etanol como solvente, y se obtuvieron las concentraciones de 1, 10, y 50 $\mu\text{g/ml}$ para ambos colorantes.

Seguido a la preparación de soluciones, se elaboraron mezclas de agua desionizada y microfibras para su posterior tinción. Para garantizar la mejor tinción de los colorantes se consideró la afinidad del material y el pigmento, y no la cantidad de microfibras. Se pesaron 0.005 g de cada tipo de

fibras, las cuales se recolectaron en vasos de precipitados previamente lavados y enjuagados con agua desionizada. A estos se les añadieron 100 ml de agua desionizada. En total, se prepararon 10 de estas mezclas, una de cada tipo de fibra (algodón, Nylon y poliéster) para cada una de las concentraciones de los colorantes.

A los vasos de precipitados con las mezclas de agua desionizada y microfibras, se les añadió un volumen específico de colorante, dependiendo de la concentración de las soluciones. Esta información se desglosa en la Tabla 1.

Tabla 1. Concentraciones y volúmenes utilizados durante la prueba de colorantes.

Concentración	1 μg /ml	10 μg /ml	50 μg /ml	500 μg /ml	500 μg /ml
Safranina	16 ml + 3 gotas	5 ml+ 2 gotas	2 ml+ 2 gotas	2 gotas	7 gotas
Rojo Nilo	16 ml + 3 gotas	5 ml+ 2 gotas	2 ml+ 2 gotas	2 gotas	7 gotas

Posteriormente, con una varilla de vidrio se agitó el contenido para que las fibras entraran en contacto con el colorante, se taparon los vasos con papel aluminio, tal como lo muestra la Figura 2 y se dejaron en reposo por 24 horas a temperatura ambiente.



Figura. 2. Mezcla de fibras de Nylon – agua desionizada, teñidas con RN (50 $\mu\text{g}/\text{ml}$).

2.2 Filtración

Después de las 24 horas de reposo de las muestras, cada una se filtró al vacío a través de membranas de celulosa con una apertura de poro de 0.45 μm . Las membranas se almacenaron en cajas Petri de vidrio y se secaron a temperatura ambiente.

2.3 Observación al microscopio

Una vez secas las membranas, se observaron bajo un microscopio óptico con el objetivo 4X. La muestra se iluminó con la lámpara de luz UV, sujeta con un soporte universal, lo que proporciona un ajuste cómodo para la observación (Figura 3). Algunos investigadores también han adaptado lámparas a microscopios ópticos para lograr fluorescencia, utilizando micas polarizadoras para resaltar las estructuras de los microplásticos, y usado filtros para bloquear longitudes de ondas no deseadas reflejadas en las muestras [9]. En este caso, se optó únicamente por el uso de la luz UV al ser un aditamento fácil de conseguir y de bajo costo.



Figura. 3. Adaptación del microscopio óptico para fluorescencia.

Se obtuvieron imágenes de las microfibras iluminadas (Figura 4) con la lámpara UV con el software *Image Focus 3.0* [13] y una cámara externa. De esta forma fue posible hacer una mejor comparación sobre los colorantes con base en el contraste entre las fibras plásticas, las naturales y el filtro.

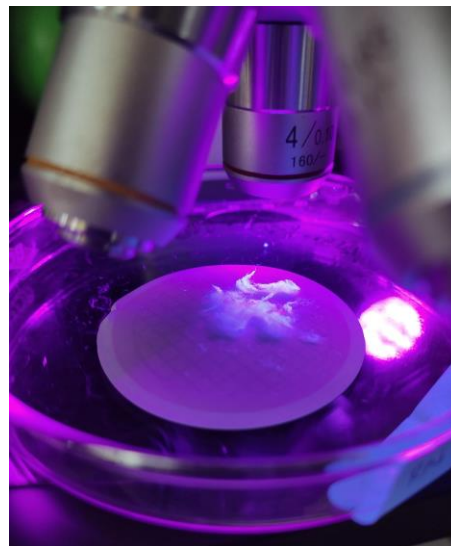


Figura. 4. Muestra de fibras de Nylon iluminada externamente con lámpara UV para su observación al microscopio después de la filtración.

3. Resultados y discusión

Este estudio evaluó visualmente el desempeño de dos colorantes para teñir dos tipos de microfibras sintéticas y una natural, además del reemplazo de la fuente de iluminación del microscopio óptico con una lámpara UV para poder visualizar las fibras sintéticas.

3.1 Colorantes

Los tres tipos de fibras se tiñeron con todas las soluciones de RN y safranina. Aunque varios estudios promueven el uso de RN para la detección de MP, adjudicado a su adsorción selectiva y fluorescencia [14], en los estudios [1], [6], [12] se menciona que RN también es capaz de teñir compuestos orgánicos de las muestras, como algas y otros polímeros naturales, lo que podría justificar la tinción de las microfibras de algodón.

Como se esperaba, por el uso de diferentes concentraciones de colorantes, la intensidad de la tinción de las microfibras no fue idéntica para todos los casos (Figura 5). Aun así, tanto las fibras coloreadas tenuemente con las soluciones de menor concentración, como las que adquirieron un color más intenso por las soluciones más concentradas, presentaron fluorescencia. Asimismo, no se percibió una diferencia significativa, a simple vista, de la intensidad de la fluorescencia entre las concentraciones mayores y menores de ambos colorantes. Por otra parte, en un estudio previo [10], se estableció una concentración de 10 $\mu\text{g/ml}$ para RN y safranina, pues se observó que la intensidad de fluorescencia de RN se ve afectada y/o puede desaparecer en concentraciones más elevadas. Se explica también que la fluorescencia de la safranina aumenta linealmente con la concentración hasta alcanzar una saturación en 0.1-100 mg/ml [10].

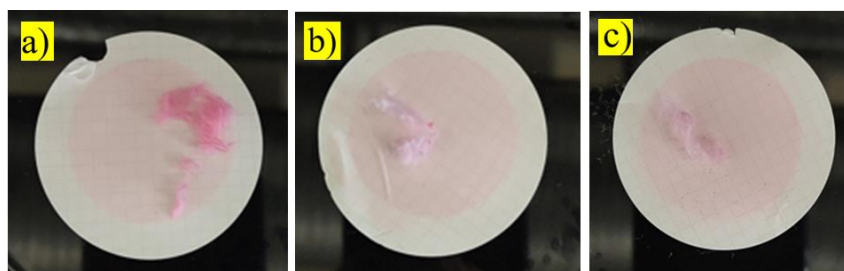


Figura. 5. Filtros con fibras de algodón teñidas con safranina. a) concentración de 50 $\mu\text{g/ml}$, b) concentración de 10 $\mu\text{g/ml}$, c) concentración de 1 $\mu\text{g/ml}$.

Así como se tiñeron las fibras, durante la filtración de las muestras, el colorante también se adhirió a las membranas. No obstante, esto no afectó la observación de las fibras para la mayoría de las tinciones. Los únicos casos donde la tinción de la membrana representó inconvenientes fue con la tinción de RN de 50 $\mu\text{g/ml}$, y con la dosis de 7 gotas de solución madre (500 $\mu\text{g/ml}$) de RN y safranina, donde la intensidad del color del fondo (en este caso la membrana), dificultó la toma de fotografías, obteniéndose imágenes ligeramente menos brillantes.

3.2 Adaptación de la luz UV

De acuerdo con un estudio previo [10], existen dos longitudes de onda de excitación para RN: 460 nm y 543 nm. Por su parte, la longitud de onda de excitación para la safranina es de 520 nm. La fluorescencia de MP teñidos con RN se ha puesto a prueba en con longitudes de onda de excitación azul (365 nm), verde-amarillo (450–490 nm) y rojo anaranjado (534–558 nm), demostrándose que la intensidad de la emisión de fluorescencia varía entre diferentes polímeros de acuerdo con la cristalinidad, el estado de meteorización, la forma y el color del material [1]. En este estudio, se utilizó luz UV (395 nm) con una longitud de onda de excitación similar a la empleada previamente en [7]. El uso de esta lámpara resultó efectiva para fluorescencia de los tres tipos de fibras. Las imágenes tomadas con *Image Focus* obtenidas durante este proceso se muestran en la Figura 6 para RN y en la Figura 7 para safranina.

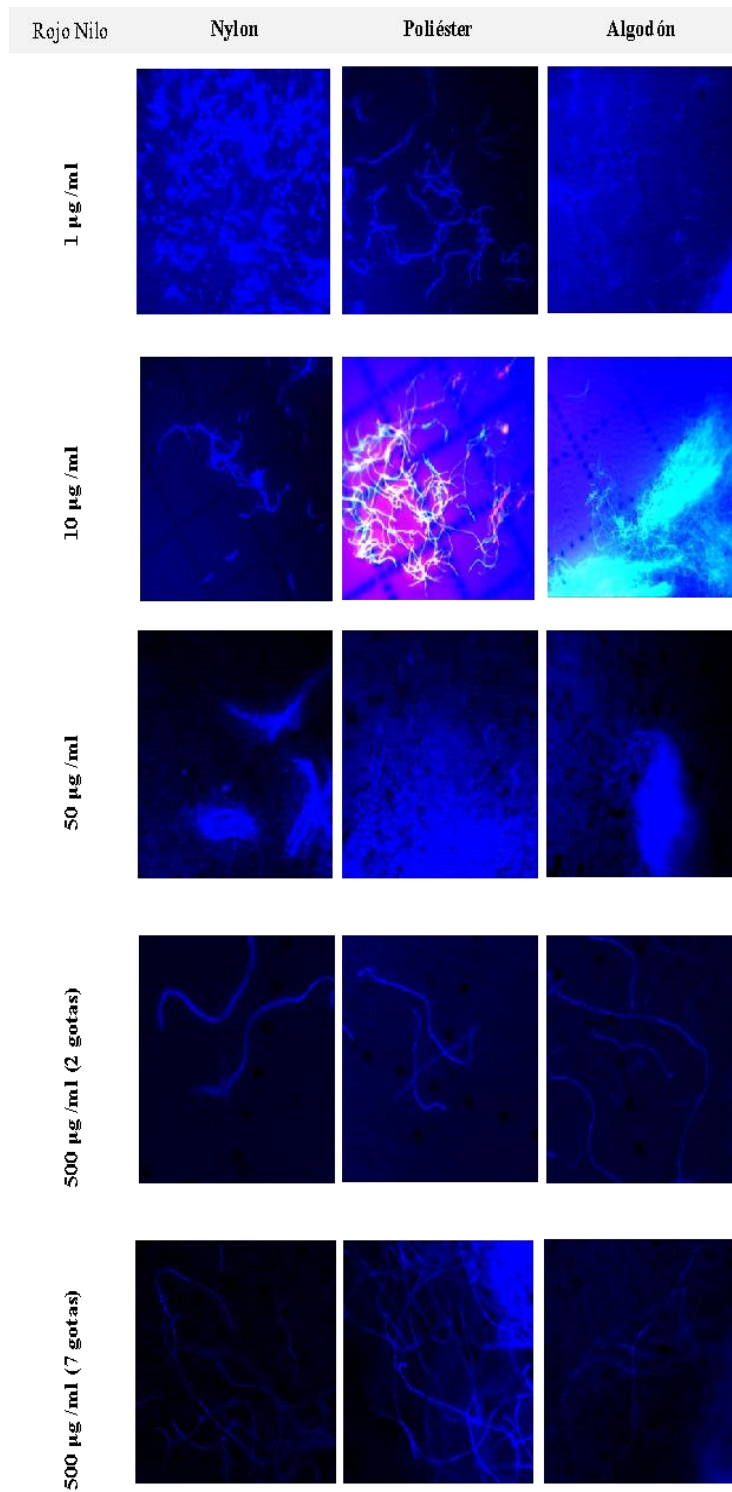


Figura.6. Imágenes tomadas con el software Image Focus para cada una de las tinciones a diferentes concentraciones de RN de los tres tipos de fibras analizados.

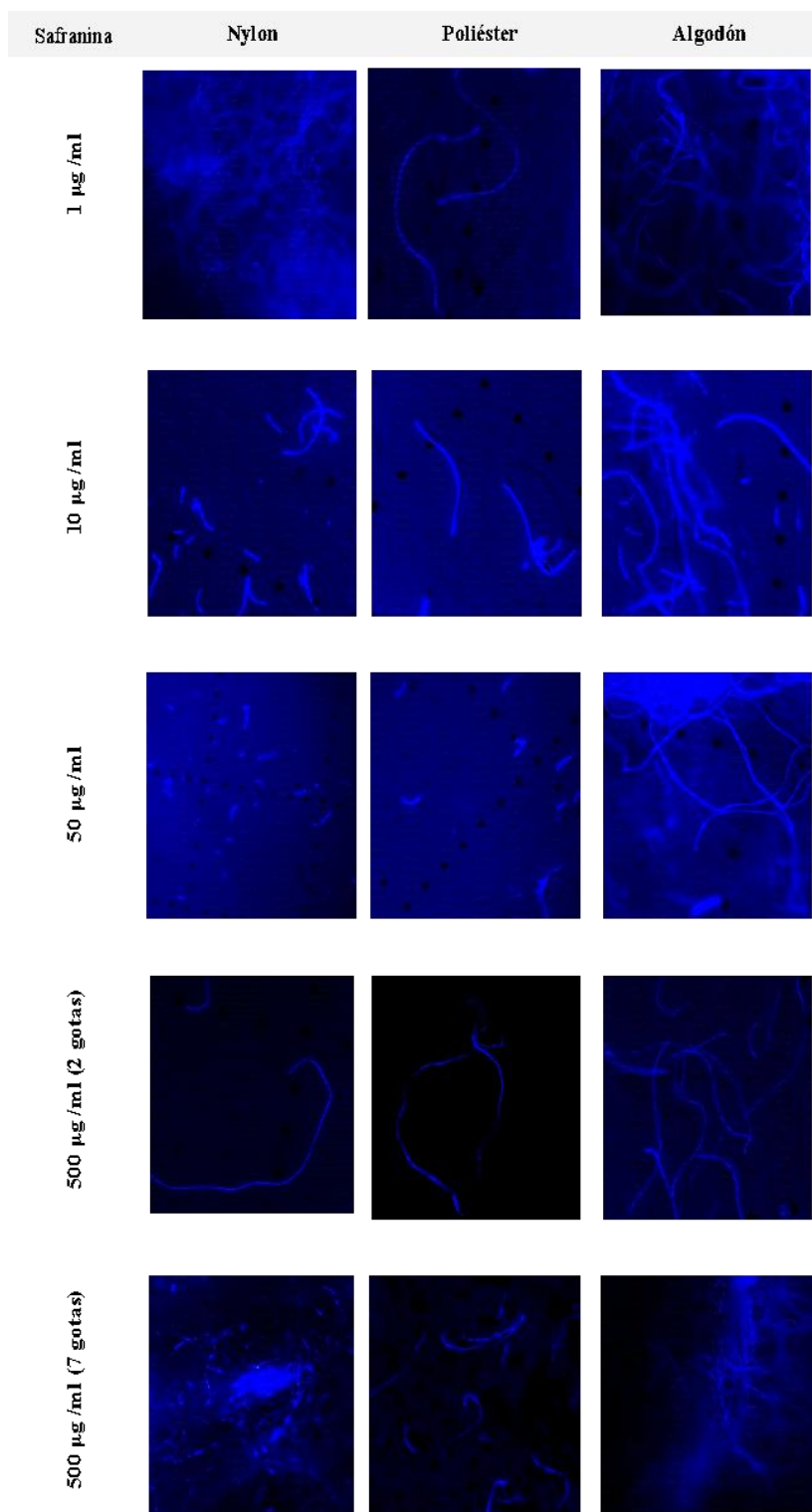


Figura. 7. Imágenes tomadas con el software Image Focus para cada una de las tinciones a diferentes concentraciones de safranina de los tres tipos de fibras analizados.

3.3 Elección del colorante

Debido a que: (1) no se mostró una tinción selectiva entre las fibras sintéticas y naturales, y a que, como se mencionó, (2) el uso de RN está respaldado por varios estudios para teñir MP [14], (3) se debe tomar en cuenta el tipo y gasto de volumen del colorante, además de (4) su practicidad. Con base en las diferencias mínimas de calidad de las imágenes (contraste, brillo, intensidad de la fluorescencia) mostradas en las Figuras 6 y 7, se concluyó que la dosis de 2 gotas de solución madre (500 µg /ml) de RN es la que presenta un mejor desempeño para la tinción de fluorescencia de entre las 10 soluciones que se probaron en este estudio, sumado a la adaptación de fluorescencia al microscopio presentada.

Aunado a lo anterior, se recomienda que durante el procesamiento de las muestras se tomen diferentes medidas para evitar la contaminación cruzada, tales como el uso de bata de algodón, limpieza del área de trabajo con lienzos de fibras naturales o papel, evitar el uso de materiales de laboratorio de plástico, además de enjuagar todo el material con agua desionizada antes de su uso, la ejecución de blancos en paralelo de las muestras a analizar, así como el procesar las muestras bajo una campana de flujo laminar en medida de lo posible [4], [15]. También es indispensable que la muestra se someta a un proceso de digestión para eliminar la materia orgánica existente la cual puede conducir a tener falsos positivos y por ende sobreestimar las concentraciones de MP.

4. Conclusiones

La tinción de fluorescencia mediante la adaptación de un microscopio óptico, como en el presente trabajo, un método sencillo, rápido y accesible para quienes trabajan con recursos limitados en la detección de MP. Los resultados de este estudio demuestran que, así como el colorante RN, la safranina también es efectiva para la tinción de dos tipos de MP (microfibras de Nylon y poliéster). Sin embargo, se demostró que estos colorantes también son capaces de teñir polímeros naturales, por lo que este método, por sí solo, no es tan fiable como los que incluyen la identificación química de las partículas con técnicas de espectroscopia. Así pues, aunque la tinción con RN es ampliamente utilizada para la identificación de MP, si no se emplean controles sobre materia orgánica adecuados se pueden reportar sobreestimaciones o falsos positivos de MP.

Fue posible adaptar un microscopio óptico para microscopia de fluorescencia cambiando la fuente de iluminación por una lámpara de luz UV la cual es de bajo costo, fácil de conseguir y fácil de manejar. No obstante, el tipo de polímero, el solvente del colorante, la longitud de onda de excitación de la fuente de luz, y el color de los MP son algunos de los factores que influyen en la fluorescencia para la identificación de MP al emplear este método. Ya existen algunos trabajos de investigación que evalúan estas variables [6], [8], [12], [16], pero se requiere llegar a un método estandarizado para el procesamiento de este tipo de muestras que sea efectivo, selectivo para la detección de MP y sencillo de replicar.

Finalmente, ya comprobada la eficiencia de tinción de fluorescencia de RN y safranina, se recomienda hacer más pruebas de tinción que integren otros tipos de polímeros sintéticos comúnmente encontrados en sitios contaminados por MP como Polietileno Tereftalato (PET), Polipropileno (PP), Polietileno (PE), Policloruro de Vinilo (PVC), y Poliestireno (PS), además de probar con diferentes tipos de MP como pellets, fragmentos, y películas.

Referencias

- [1] Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., & Jang, M. (2016). Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2), 469–476. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.049>

- [2] Brandon, J. A., Jones, W., & Ohman, M. D. (2019). Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Science Advances*, 5(9), 120–124. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0587>
- [3] Mansurat-Golden, A. A. (2019). Presence And Characterization Of Microplastics In Drinking (Tap / Bottled) Water And Soft Drinks. *Theses and Dissertations*. 2832. <<https://commons.und.edu/theses/2832>>
- [4] Diaz-Basantes, M. F., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2020). Microplastics in honey, beer, milk and refreshments in Ecuador as emerging contaminants. *Sustainability (Switzerland)*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/SU12145514>
- [5] Danopoulos, E., Twiddy, M., & Rotchell, J. M. (2020). Microplastic contamination of drinking water: A systematic review. *PLoS ONE*, 15(7 July), 1–24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236838>
- [6] Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., & Christie-Oleza, J. A. (2017). Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 μ m) in Environmental Samples. *Environmental Science and Technology*, 51(23), 13641–13648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512>
- [7] Tamminga, M. (2017). Nile Red Staining as a Subsidiary Method for Microplastic Quantification: A Comparison of Three Solvents and Factors Influencing Application Reliability. *SDRP Journal of Earth Sciences & Environmental Studies*, 2(2). <https://doi.org/10.15436/jeses.2.2.1>
- [8] Prata, J. C., Alves, J. R., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Major factors influencing the quantification of Nile Red stained microplastics and improved automatic quantification (MP-VAT 2.0). *Science of the Total Environment*, 719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137498>
- [9] Labbe, A. B., Bagshaw, C. R., & Uttal, L. (2020). Inexpensive Adaptations of Basic Microscopes for the Identification of Microplastic Contamination Using Polarization and Nile Red Fluorescence Detection. *Journal of Chemical Education*, 97(11), 4026–4032. <https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.0c00518>
- [10] Lv, L., Qu, J., Yu, Z., Chen, D., Zhou, C., Hong, P., Sun, S., & Li, C. (2019). A simple method for detecting and quantifying microplastics utilizing fluorescent dyes - Safranin T, fluorescein isophosphate, Nile red based on thermal expansion and contraction property. *Environmental Pollution*, 255, 113283. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113283>
- [11] Kang, H., Park, S., Lee, B., Ahn, J., & Kim, S. (2020). Modification of a Nile Red staining method for microplastics analysis: A Nile Red plate method. *Water (Switzerland)*, 12(11), 1–12. <https://doi.org/10.3390/w12113251>
- [12] Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., & Mayes, A. G. (2017). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7(November 2016), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep44501>
- [13] Euromex. (2022). Downloads - Euromex. En línea <<https://www.euromex.com/en/download/>> Recuperado el 07/08/2022.
- [14] Mason, S. A., Welch, V. G., & Neratko, J. (2018). Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Frontiers in Chemistry*, 6(September). <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>
- [15] Cole, M. (2016). A novel method for preparing microplastic fibers. *Scientific Reports*, 6(October), 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep34519>
- [16] Hengstmann, E., & Fischer, E. K. (2019). Nile red staining in microplastic analysis—proposal for a reliable and fast identification approach for large microplastics. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(10). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7786-4>

Análisis de la presencia de pellets en playas de México

¹Alejandro Islas Maya, ¹Juan Carlos Álvarez Zeferino, ²Arely Areanely Cruz Salas,
¹Alethia Vázquez Morillas, ²Sara Ojeda Benítez, ²Samantha Sotelo Cruz

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Av. San Pablo 180, Col. Reynosa Tamaulipas Delegación Azcapotzalco, Ciudad de México, C.P. 02200, Tel: 53182196. email: al2172000174@azc.uam.mx

²Universidad Autónoma de Baja California, Calle de la Normal S/N y Blvd. Benito Juárez, Col. Insurgentes Este, Mexicali B. C. México.

Resumen

La contaminación en ecosistemas marinos por microplásticos primarios, entre los cuales se encuentran los gránulos o pellets, es un problema ambiental urgente de abordar, cuya solución debe contemplar la cadena productiva del plástico, como la principal responsable de que éstos lleguen al ambiente. El objetivo de este trabajo fue analizar la presencia de pellets en distintas playas de México, así como investigar su posible fuente. Se muestrearon 48 playas de las regiones marinas del Golfo de México, Mar Caribe, Pacífico Tropical, Golfo de California y Pacífico Noroeste, y se encontraron pellets en el 50 % de las mismas. Los intervalos de concentraciones (pellets/m²), fueron agrupadas como baja (3.5 - 18.5), media (18.6 - 33.4), media alta (33.5 - 48.3) y alta (48.4 - 63.4). Los resultados mostraron 21 playas con intervalo de concentración baja, dos con media y una con alta. Como fuentes potenciales de fuga de pellets al ambiente se consideraron: (1) el vertido directo de industrias manufactureras, (2) el arrastre de cuerpos de agua natural que desembocan cerca de las costas estudiadas, (3) los derrames o fugas del material en los puertos marítimos comerciales y/o (4) el arrastre de pellets por corrientes marinas del océano Pacífico y del océano Atlántico a las costas territoriales. La transferencia de pellets al medio ambiente puede presentarse de diversas formas, así como su dispersión a otros ecosistemas acuáticos, por lo que continúan siendo temas de estudio.

Palabras clave: *Contaminación marina, corrientes marinas, derrames, microplásticos primarios.*

1. Introducción

Las playas de México son un activo ambiental importante, pues constituyen uno de los ecosistemas más complejos del país, proporcionando hábitat para la biota del lugar, contribuyendo con importantes servicios ambientales e incrementando el valor estético del paisaje. Sin embargo, en los últimos años enfrentan problemas de contaminación por residuos plásticos, debido a la alta demanda del material (ya que actualmente se tiene una producción de más de 360 millones de toneladas al año) [1], y a su inadecuada gestión, ya que los residuos que se encuentren en las calles o vertederos (regulados o no) se pueden transferir a ecosistemas acuáticos por medio de factores como el escorrentía del agua, el empuje del viento, o bien, el vertido directo de residuos por personas en ambientes marinos. De acuerdo con Jambeck y colaboradores [2] aproximadamente 13 millones de toneladas de residuos plásticos fueron arrojadas al océano en el 2010, debido a su inadecuada gestión. Estos residuos no sólo son plásticos de uso cotidiano o de una dimensión particular, sino que presentan una extensa variedad de formas, composiciones y tamaños. Los residuos también pueden ser encontrados en pequeños fragmentos plásticos no superiores a los 5 milímetros (mm) de tamaño, los cuales son denominados *Microplásticos* (MP) [3]. Estos

MP se clasifican de acuerdo a su fuente. Los plásticos manufacturados originalmente con un tamaño menor a los 5 mm son denominados MP *Primarios*, tales como los gránulos, mejor conocidos como *pellets industriales* y aquellos añadidos en productos de cuidado personal. Los MP formados como consecuencia de la degradación química, física y/o microbiológica de otros productos plásticos de mayor tamaño son nombrados *Secundarios* [4].

Los MP pueden representar un riesgo para los ambientes marinos a causa de su ubicuidad, tiempos de residencia prolongados y la propensión a ser ingeridos por distintas especies e introducirse dentro de la cadena alimenticia [5], así como su afinidad a compuestos orgánicos, los cuales pueden ser portadores de sustancias tóxicas [6]. La ingesta de MP puede causar alteraciones físicas tales como la obstrucción del tracto gastrointestinal, muerte por inanición, afectaciones en el sistema reproductivo, así como la lixiviación de compuestos orgánicos desde los MP a la fauna [6]. Los MP también pueden actuar como medio de transporte de contaminantes orgánicos y metales en el medio en el que se encuentran [7].

Los MP primarios denominados *pellets* son utilizados como materia prima para la fabricación de una amplia gama de productos, desde empaques de alimentos hasta partes de un avión. Su presencia en el océano ya ha sido reportada [8], así como también en playas de distintas partes del mundo, desde el Ecuador hasta los polos [9]. Los pellets llegan a los ambientes marinos debido a su ineficiente gestión durante su fabricación o transporte, deficiencias en su manejo en industrias y por fugas o derrames en el medio circundante [10].

Los pellets presentes en playas sufren procesos de oxidación debido a distintos factores meteorológicos [11], los cuales, con el paso del tiempo los van degradando a partículas más pequeñas [12]. Debido a la gravedad del problema, la realización de este estudio tuvo como objetivo analizar la presencia de pellets en distintas playas de la República Mexicana, así como el análisis del medio por el que se transfirieron a las zonas de estudio.

2. Metodología

El desarrollo del proyecto se dividió en tres etapas, las cuales se muestran en la Figura 1, empleando un método propuesto por el grupo de investigación Microplásticos en Ambientes Marinos [13] el cual permitió extraer y cuantificar los pellets.



Figura 1. Etapas del proyecto

2.1 Selección de las playas y zonas de estudio

Las playas en las que se desarrolló el estudio se muestran en la Figura 2, con un total de 48, las cuales fueron seleccionadas bajo los siguientes criterios:

- Extensión mínima de 100 m de longitud
- Acceso seguro y continuo a lo largo del año
- Vocación turística
- Playas de arena

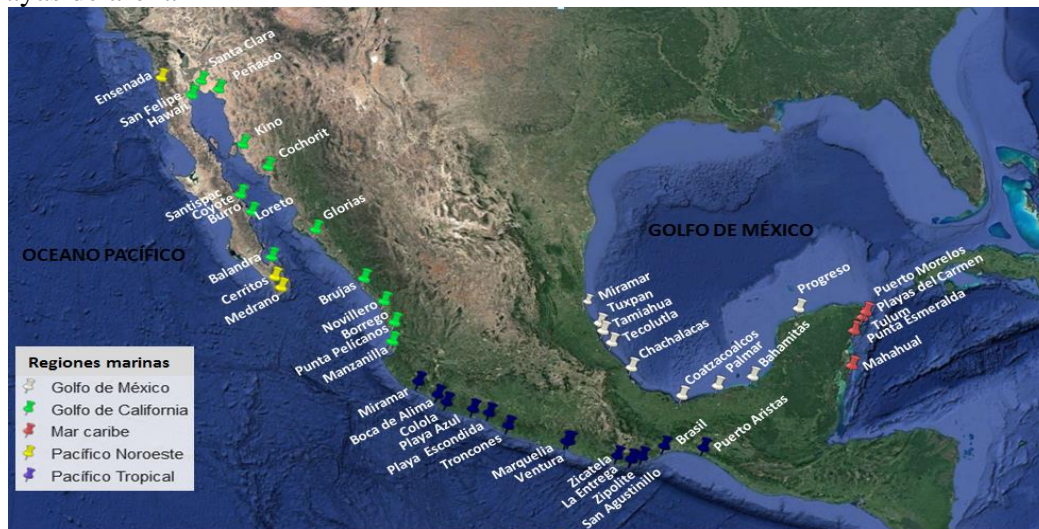


Figura 2. Playas seleccionadas para el muestreo de pellets

2.2 Muestreo de pellets

El muestreo se realizó entre abril y junio del 2019. Se registraron las coordenadas geográficas de la zona de estudio. Posteriormente se seleccionó un transecto de 100 m de longitud, guiado por una cuerda situada en paralelo (30 cm de distancia aproximadamente) a línea pleamar (marea más alta), en donde se eligieron 10 puntos de muestreo de manera aleatoria.

Las muestras se obtuvieron con un cilindro de acero inoxidable de 20 cm de diámetro y 5 cm de altura, el cual se hundió en el sedimento hasta que el borde superior alcanzó la superficie de la arena. Posteriormente se deslizó una lámina metálica en su parte inferior para separar la muestra, la cual se envolvió en papel aluminio y se colocó en una bolsa previamente etiquetada. Se repitió el procedimiento hasta obtener las 10 muestras deseadas, finalmente, éstas se trasladaron al laboratorio para su análisis [13].

2.3 Extracción y análisis de pellets

La extracción de pellets en el laboratorio se inició con el pesaje y secado de la muestra en una estufa (105 °C, 24 h), con la finalidad de reportar los datos obtenidos en base seca, tomando en cuenta que la temperatura no afectara la estructura y composición de los pellets, ya que los plásticos más comunes presentan un punto de fusión superior a los 115 °C [14].

Posteriormente, las muestras secas se pasaron a través de un tamiz de malla de 1.13 mm, para eliminar las partículas de menor tamaño. Los residuos retenidos en el tamiz se adicionaron en una solución de cloruro de calcio (CaCl_2) con una densidad de 1.6 g/ml [14], que permitió que los pellets flotaran y el sedimento restante se hundiera por acción de la gravedad. Los pellets flotantes fueron extraídos con pinzas de acero inoxidable, lavados con agua destilada y secados en estufa a 60 °C. Las concentraciones se reportaron en unidades de pellets/m².

2.4 Análisis de las posibles fuentes de origen de los pellets encontrados

Se hizo una revisión bibliográfica de las posibles fuentes potenciales de los pellets encontrados en los ecosistemas marinos del estudio. Se investigaron:

- Los cuerpos de agua más relevantes que desembocaran a distancias próximas de las playas muestreadas según un mapa de ríos y lagos emitido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)
- Las actividades manufactureras del plástico cercanas a las ubicaciones estudiadas de acuerdo con el Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (DENUE)
- Los puertos marítimos comerciales colindantes a las zonas de muestreo, según la Secretaría de Comunicaciones y Transporte (SCT)
- Las corrientes marinas que circulan en torno al territorio mexicano, de acuerdo con una página web de acceso satelital que muestra todo lo relacionado con fenómenos meteorológicos, Windy.com.

3. Resultados

Se analizaron un total de 48 playas del territorio mexicano. Sin embargo, sólo en 24 se encontró la presencia de pellets. En la Tabla 1 se muestran las playas con presencia de pellets, así como sus concentraciones en términos de pellets/m².

Tabla 1. Concentraciones de pellets en las playas muestreadas

Playa	Estado	Región marina	Concentración (pellets/m ²)
Miramar	Tamaulipas	Golfo de México	10.56
Tamiahua	Veracruz	Golfo de México	7.04
Tuxpan	Veracruz	Golfo de México	14.08
Chachalacas	Veracruz	Golfo de México	3.52
Coatzacoalcos	Veracruz	Golfo de México	21.13
Palmar	Tabasco	Golfo de México	7.04
Punta Esmeralda	Quintana Roo	Mar Caribe	3.52
Del Carmen	Quintana Roo	Mar Caribe	3.52
Tulum	Quintana Roo	Mar Caribe	3.52
Marquelia	Guerrero	Pacífico Tropical	3.52
Ventura	Guerrero	Pacífico Tropical	7.04

Playa Azul	Michoacán	Pacífico Tropical	3.52
Colola	Michoacán	Pacífico Tropical	7.04
Miramar	Colima	Pacífico Tropical	3.52
Punta Pelicanos	Nayarit	Golfo de California	3.52
Manzanilla	Nayarit	Golfo de California	7.04
Novillero	Nayarit	Golfo de California	3.52
Borrego	Nayarit	Golfo de California	3.52
Brujas	Sinaloa	Golfo de California	24.65
Kino	Sonora	Golfo de California	3.52

Tabla 1. Concentraciones de pellets en las playas muestreadas, continuación

Playa	Estado	Región marina	Concentración (pellets/m ²)
San Felipe	Baja California	Golfo de California	3.52
Loreto	Baja California Sur	Golfo de California	3.52
Ensenada	Baja California	Pacífico Noroeste	63.38
Cerritos	Baja California Sur	Pacífico Noroeste	3.52

La presencia de pellets se encontró en nueve playas del océano Atlántico y en quince del océano Pacífico, destacando las concentraciones de las regiones marinas del Pacífico Noroeste, Golfo de California y Golfo de México. De acuerdo con las concentraciones de pellets encontradas, las playas se agruparon en los siguientes intervalos de concentración: 3.5 - 18.5 pellets/m² (baja), 18.6 - 33.4 pellets/m² (media), 33.5 - 48.3 pellets/m² (media alta) y 48.4 - 63.4 (alta), tal como se muestra en la Figura 3.

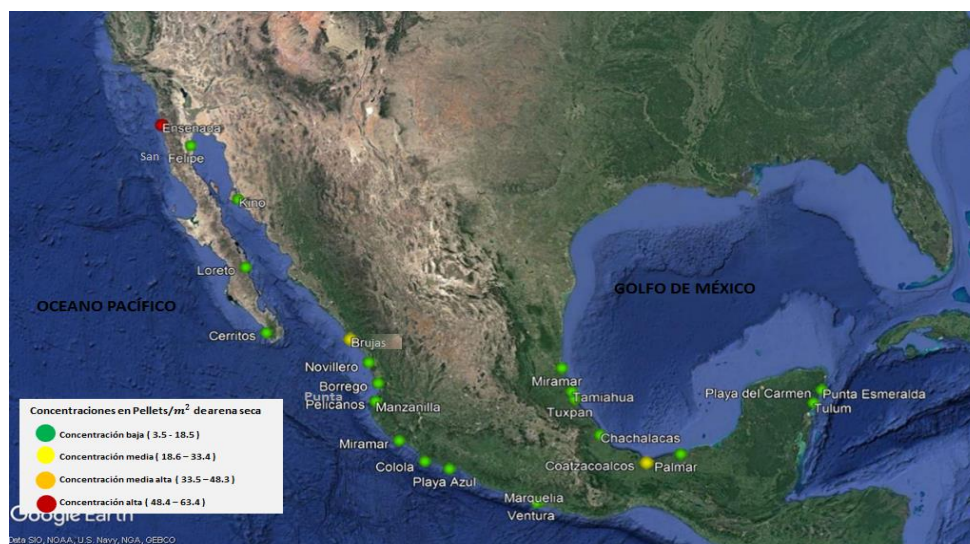


Figura 3. Playas con presencia de pellets

La concentración más alta fue registrada en la región marina del Pacífico Noroeste situada en la playa de Ensenada (Baja California), con un valor de 63.38 pellets/m², mientras que la concentración más baja fue de 3.52 pellets/m², la cual se presentó en distintas playas de las cinco regiones marinas estudiadas. Las playas de Coatzacoalcos (Veracruz) y Brujas (Sinaloa) presentaron una concentración media de 21.13 y 24.65 pellets/m², respectivamente.

3.1 Análisis de posibles fuentes de emisión de pellets

La contaminación con pellets en playas de todo el mundo se debe a diferentes actividades asociadas a la industria del plástico, tales como su producción, manufactura, o bien, en su transportación [10], por lo que establecer el origen exacto es complicado.

3.1.1 Producción manufacturera del plástico

En esta investigación se consideró la actividad manufacturera del plástico más cercana para todas las playas en las que se evidenciaron pellets. De acuerdo con el DENUÉ [15], en México existen 272 establecimientos dedicados a la fabricación de resinas sintéticas (material del que derivan los pellets plásticos) y 660 dedicados a la manufactura de productos plásticos que probablemente utilicen pellets como materia prima. En la Tabla 2 se muestran los estados costeros que realizan alguna actividad industrial relacionada con la fabricación de pellets o productos plásticos, a su vez, señala los intervalos de las distancias aproximadas entre la industria y las playas muestreadas. Esta distancia fue determinada con la aplicación de Google Maps, que calcula los km aproximados de un punto a otro.

Tabla 2. Industrias manufactureras del plástico en los Estados costeros de México

Estados costeros con industria manufacturera del plástico	Industrias productoras de resinas sintéticas	Industrias fabricantes de productos plásticos	Intervalo aproximado de distancia, de las industrias más próximas a las playas muestreadas (km)
Veracruz	3	12	5 - 150
Tamaulipas	11	8	20 - 40
Tabasco	0	1	80 - 90
Campeche	0	1	-
Yucatán	0	7	-
Quintana Roo	0	14	10 - 80
Chiapas	0	21	-
Oaxaca	0	23	-
Guerrero	1	5	-
Michoacán	9	8	200 - 300
Colima	0	2	90 - 120
Jalisco	18	97	200 - 400
Nayarit	0	4	50 - 60

Sinaloa	2	11	11 - 250
Sonora	2	14	100 - 300
Baja California	8	32	10 - 150
Baja California Sur	0	2	150 - 300

Las distancias que rebasan los 300 km de trayecto entre playa e industria fueron marcadas con un guión (-). Las industrias consideradas en esta tabla se registraron en el DENUE como fabricantes de productos plásticos y derivados, por lo que no indicaba concisamente si en su proceso utilizaban algún tipo de pellets para su producción. Aunque algunas distancias son relativamente altas, cabe la posibilidad de que tengan alguna relación con los pellets encontrados en el estudio, ya que la industria no necesariamente tiene que estar en contacto directo con los ecosistemas marinos para contaminarlos con sus residuos [16].

3.1.2 Arrastre de pellets por cuerpos de agua

El flujo de residuos sólidos por cuerpos de aguas naturales que desembocan en lagos o mares también es una fuente potencial por considerar, ya sea por una inadecuada gestión de residuos, la ineficiencia operacional de filtros como plantas de tratamiento que viertan aguas negras sin tratamiento previo o el mismo vertido directo por parte de industrias a afluentes hídricos, pudo ser razón para encontrar pellets en las playas muestreadas. En la Tabla 3 se observan los cuerpos de agua más relevantes que desembocan cerca de alguna de las playas estudiadas, así como la extensión de los mismos [17], los cuales pudieron recoger pellets durante su recorrido y posteriormente depositarlos en las playas.

Tabla 3. *Cuerpos de agua cercanos a playas con pellets*

Playa	Estado	Cuerpo de agua	Extensión (km)	Distancia del área de estudio a la desembocadura del cuerpo de agua (km)
Miramar	Tamaulipas	Río Panuco	510	2.7
Tuxpan	Veracruz	Río Pantepec	130	1
Chachalacas	Veracruz	Río Actopan	56	2
Coatzacoalcos	Veracruz	Río Coatzacoalcos	325	5
Tamiahua	Veracruz	Laguna Tamiahua	85	2.5
Palmar	Tabasco	Río Grijalva	1521	95
Marquelia	Guerrero	Río San Luis	81	1.5
Ventura	Guerrero	Río San Luis	81	15
Playa Azul	Michoacán	Río Acalpican	60	3
Miramar	Colima	Laguna Juluapan	3	2
Borregos	Nayarit	Estero el Pozo	Desconocida	1
Brujas	Nayarit	Estero el Yugo	1	0.4
Felipe	Baja California	Río Colorado	2334	60

Se consideraron los cuerpos de agua que tuvieran una relación longitudinal con alguna playa contaminada por pellets, los cuales, en su mayoría, tienen una extensión significativa con un trayecto de posibles recargas de pellets por el vertido de alguna industria manufacturera, algunas de las cuales se encuentran en el paso del efluente.

3.1.3 Transporte marítimo

Los pellets fabricados son enviados a diferentes destinos por medio de distintos transportes, ya sean terrestres o marítimos [10]. La manipulación a gran escala de este tipo de material aumenta el riesgo de que ocurran derrames o fugas de forma accidental hacia el medio circundante. Esto se debe a que los barcos que transportan pellets pueden perder parte o todo el cargamento del material granulado por cuestiones meteorológicas o por fallas técnicas, así como mecánicas. La llegada de cargamentos internacionales con toneladas de pellets y otros tipos de plásticos se efectúa en algún puerto comercial marítimo, que esté autorizado para ingresar mercancía al país de acuerdo al cumplimiento con la Ley Aduanera y su Reglamento [18]. Estas actividades comerciales de importación y exportación de cargamentos conllevan grandes movimientos físicos de mercancía, mismos que se originan a un costado del mar, cerca de playas y otros ecosistemas.

En la Tabla 4 se mencionan los centros portuarios y las playas asociadas a estos que presentaron concentraciones de pellets, así como las distancias aproximadas del puerto a la playa.

Tabla 4. Distancia entre puertos y playas con pellets

Puerto	Estado	Playa con pellets	Distancia entre el puerto y la playa (km)
Altamira	Tamaulipas	Miramar	25 - 28
Tuxpan	Veracruz	Tamiahua	47 - 50
Tuxpan	Veracruz	Tuxpan	6 - 8
Veracruz	Veracruz	Chachalacas	40 - 45
Coatzacoalcos	Veracruz	Coatzacoalcos	5 - 7
Dos Bocas	Tabasco	Palmar	5 - 7
Progreso	Yucatán	Punta Esmeralda	400 - 450
Progreso	Yucatán	Del Carmen	400 - 450
Progreso	Yucatán	Tulum	400 - 450
Salina Cruz	Oaxaca	Marquelia	520 - 530
Salina Cruz	Oaxaca	Ventura	520 - 530
Lázaro Cárdenas	Michoacán	Playa Azul	24 - 26
Lázaro Cárdenas	Michoacán	Colola	180 - 185
Manzanillo	Colima	Miramar	10 - 12

Manzanillo	Colima	Pelicanos	300 - 310
Manzanillo	Colima	Manzanilla	300 - 310
Mazatlán	Sinaloa	Novillero	170 - 180
Mazatlán	Sinaloa	Borrego	290 - 300
Mazatlán	Sinaloa	Brujitas	20 - 25
Guaymas	Sonora	Kino	140 - 150
Ensenada	Baja California	San Felipe	260 - 265
La Paz	Baja California Sur	Loreto	230 - 250
La Paz	Baja California Sur	Cerritos	100 - 110
Ensenada	Baja California	Ensenada	3 - 5

Las playas de Miramar de Colima y Tamaulipas, Playa Azul, Palmar, Chachalacas, Tamiahua, Tuxpan, Coatzacoalcos, Brujas y Ensenada registraron distancias relativamente cercanas a puertos marítimos comerciales.

3.1.4 Arrastre por corrientes oceánicas

En la Figura 4 se observa un mapa de las corrientes marinas que rodean el territorio mexicano [19], la dirección del flujo y las interacciones físicas que presenta con las costas mexicanas.

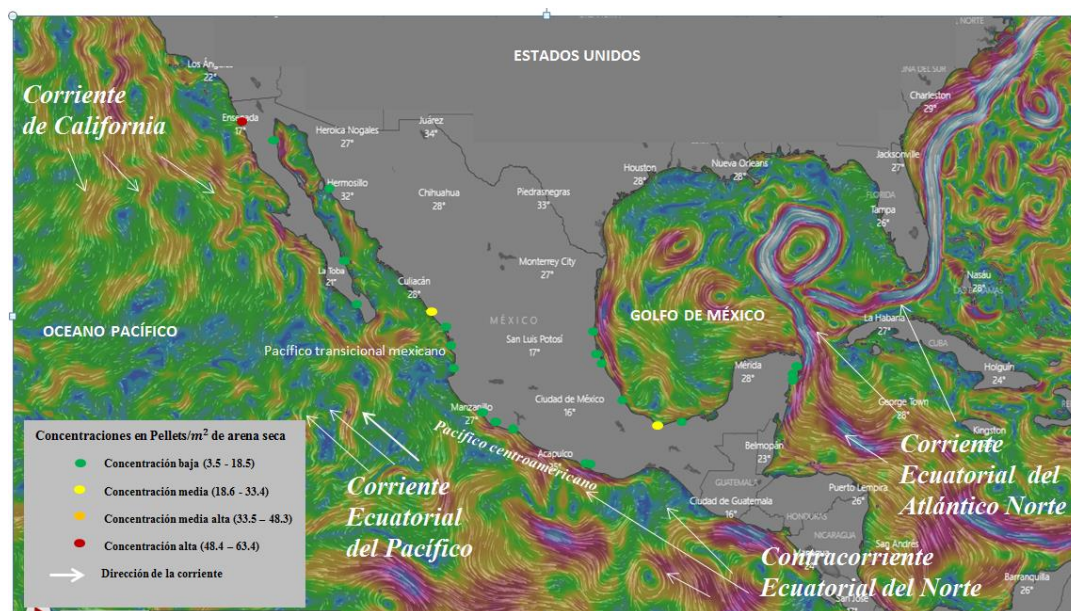


Figura 4. Corrientes marinas del Océano Pacífico y el Golfo de México. Mapa generado en Windy.com [19]

Las corrientes de California, del Ecuatorial del Atlántico Norte y la contracorriente Ecuatorial del Norte fluyen alrededor de las costas territoriales de México, las cuales se alimentan de otras corrientes más pequeñas, ocasionando una interacción de fuerzas, temperaturas y magnitudes, que provoca una alteración direccional para cada corriente.

4. Discusión

Los estados que reportaron una producción de resinas sintéticas y de productos plásticos, así como también un intervalo no superior a los 11 km de distancia entre playa e industria, son los mismos que tuvieron en sus playas concentraciones de pellets/m² más relevantes que las otras playas muestreadas. Estos estados fueron Baja California, Sinaloa y Veracruz. En la Tabla 2 se observa que hay estados que no registraron procesos industriales de fabricación de pellets, pero sí fabricación de productos plásticos, que generalmente necesitan resinas sintéticas como materia prima para su actividad, lo cual apuntó a que hay un traslado de esa materia por medio de un transporte que desplaza esos insumos de un lugar a otro. Esto origina una carga y descarga de material, que manipulado erróneamente puede provocar algún derrame, fuga o mala gestión del depósito de pellets en otros sitios, y, por ende, su dispersión en los ambientes circundantes.

Las playas que presentaron la mayor concentración de pellets en la región marina del Golfo de México se encuentran a una distancia relativamente corta de importantes y extensos ríos. En la mayoría se ve reflejado un intervalo de concentración baja de 3.5 - 18.5 pellets/m², sin embargo, para la playa de Coatzacoalcos se registró un intervalo medio de 18.6 – 33.4 pellets/m²; esta playa se encuentra a sólo 5 km de distancia del Río Coatzacoalcos el cual tiene una longitud de 325 km. Esto generó la suposición de que quizás durante su recorrido se pudieron haber transferido pellets de un sitio a otro, en este caso, al Golfo de México, lo cual pudo haber dado origen a los pellets registrados en dicha playa. Para las demás playas no hubo una concentración representativa para el planteamiento de la misma suposición, no obstante, pudo haber sucedido algo similar.

Según la Tabla 1 las playas de Tuxpan, Coatzacoalcos, Brujas y Ensenada presentaron concentraciones significativas en comparación con las demás, registrando valores de 14.08, 21.13, 24.65 y 63.38 pellets/m², respectivamente. La Tabla 4 señaló que las mismas playas se encuentran entre un rango de 3 y 25 km a puertos marítimos con actividades comerciales, lo que refuerza la suposición de que pudo existir algún derrame de pellets cerca o dentro del océano, que debido al movimiento de la marea y factores meteorológicos hubo un arrastre de sólidos hasta las zonas analizadas. Estos derrames pueden suceder en cualquier parte del mundo. En el 2012, ocurrió un derrame en Hong Kong de 150 toneladas de pellets [7], similarmente, en el 2021 al sur de la India hubo un derrame superior, catalogado como el más grande de la historia en derrames de plásticos, vertiendo 1680 toneladas de pellets [20], ambos casos directamente al océano.

Finalmente, en la región del Golfo de México sobresale una corriente proveniente de la corriente Ecuatorial del Atlántico Norte que recorre la península de Yucatán y avanza por los estrechos de Florida para finalmente convertirse en la corriente del Golfo y la corriente de Florida. En los estados costeros mexicanos se desplaza la corriente del Golfo al noroeste de la República, pasando primero por los estados de Campeche y Tabasco en dirección a Tamaulipas. En esta región se registró la playa de Coatzacoalcos con una concentración media de pellets/m². Las demás playas presentaron intervalos bajos.

En la región del Mar Caribe llega la corriente del Norte de Brasil y la corriente Ecuatorial del Atlántico Norte, que bordea la Península de Yucatán, hasta incorporarse al Golfo de

México. Estas corrientes recorren amplias distancias, por lo que puede asumirse que arrastran sólidos a su paso. De acuerdo con la información proporcionada por el DENU, en Quintana Roo no se realizan actividades manufactureras del plástico relevantes, tampoco se presentan cuerpos de aguas naturales significativos que desemboquen cerca de sus playas, ni puertos comerciales marítimos importantes, por lo que surgió la suposición de que los pellets encontrados en las playas de dicho estado se hayan transferido por medio del paso y arrastre de alguna corriente, como las mostradas en la Figura 4.

El Pacífico centroamericano y Pacífico transicional mexicano reciben el flujo de la corriente de Costa Rica que a su vez se alimenta de la Contracorriente Ecuatorial del Norte. Esta corriente fluye a lo largo del territorio continental mexicano hasta la punta del extremo de Baja California Sur, donde se encuentra con el extremo sur de la corriente de Baja California. Las concentraciones de pellets en las playas de esta región se encontraron en un intervalo bajo, excepto la de Brujitas, en Sinaloa, en la que se registró en un intervalo de concentración medio (33.37- 48.27 Pellets/m²). Dicha playa se encuentra en el punto de interacción entre las corrientes de Costa Rica y la californiana, las cuales pudieron haber influido en la transferencia de pellets en el área de estudio.

En la región del Pacífico Noroeste fluye la corriente de California direccionada hacia los Cabos, encontrándose con los giros de la contracorriente de Baja California sur. Dicha corriente se desplaza de Norte a Sur, arrastrando materia a su paso. En la playa Cerritos de Baja California Sur no se registró la fabricación del plástico, efluentes naturales o puertos comerciales cercanos, lo que sustentó la suposición de que pudo existir un arrastre de pellets desde la zona Norte pasando por el puerto de Ensenada, zona registrada con la concentración más alta de pellets, hasta la zona sur, área donde se ubica la playa muestreada.

Las playas en las que se observó mayor correspondencia entre las concentraciones de MP y la concurrencia de los factores analizados fueron Ensenada, Brujitas, Coatzacoalcos y Tuxpan. Para las cuatro se registraron puertos marítimos comerciales y actividades manufactureras del plástico cercanas a su medio circundante, así como también la influencia de las corrientes marinas en sus zonas territoriales, específicamente las corrientes de California, la Ecuatorial del Atlántico Norte y la contracorriente Ecuatorial del Norte.

Para las playas de Coatzacoalcos y Tuxpan se registró adicionalmente la desembocadura de los ríos Coatzacoalcos y Pantepec, respectivamente, a pocos kilómetros de distancia de las zonas muestreadas.

5. Conclusiones

La presencia de pellets en las playas mexicanas es una problemática ambiental grave, que perjudica a la biota del lugar, propaga y transporta sustancias tóxicas y altera el paisaje natural que caracteriza al ambiente, por lo tanto, no se debe subestimar la situación de contaminación marina en las playas con concentraciones relativamente bajas, porque en cualquier momento puede ocurrir una transferencia significativa de plásticos a las costas de cualquier ecosistema acuático.

De las 48 playas muestreadas, el 50 % resultó con presencia de pellets en sus costas; seis correspondieron al Golfo de México, tres al Mar Caribe, cinco al Pacífico Tropical, ocho al Golfo de California y dos al Pacífico Noroeste. Se encontraron 21 playas con intervalo de concentración baja, dos con media y una con alta.

La revisión bibliográfica de las posibles fuentes de emisión de pellets apunta a que el vertido de industrias dedicadas a la fabricación de pellets directamente a medios acuáticos,

el derrame directo al mar en los puertos marítimos comerciales y el desplazamiento de corrientes marinas en las zonas territoriales, pueden ser las causantes de que existan pellets en las playas de México. Así mismo, se señala a la industria manufacturera y al transporte de plásticos como principales responsables, esto debido a que la presencia de pellets en el medio ambiente es consecuencia de fugas o derrames al momento de su manipulación, fabricación, transporte y/o almacenaje.

Es de suma importancia considerar el papel que juega la legislación nacional e internacional en torno a la industria manufacturera del plástico, y las regulaciones que existen para su transportación y almacenaje. Así mismo, asignar la responsabilidad social y ambiental que le concierne a la industria, de tal forma que pueda operar con las medidas precautorias correspondientes.

Finalmente, es fundamental la participación de la sociedad para fomentar playas limpias y sustentables, acompañada de planes y estrategias que prevengan la contaminación en puertos, playas y océanos, todo esto en conjunto con las autoridades locales y federales.

6. Referencias

- [1] Plastic Europe (2021). Plastics the facts 2021. En línea <[Plasticseurope.Org.plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/](https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/)> Recuperado el 14/06/2022.
- [2] Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., y Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. doi: 10.1126/ciencia.1260352
- [3] Galgani, F., Claro, F., Depledge, M., y Fossi, M. C. (2014). Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD): Constraints, specificities and recommendations. *Elsevier*, 100, 3–9. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.02.003.
- [4] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., y Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *ScienceDirect*, 62, 2588–2597. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- [5] Courtney, A., Baker, J., y Bamford, H. (2008). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. National Oceanic and Atmospheric Administration. En línea <<https://marinedebris.noaa.gov/proceedings-international-research-workshop-microplastic-marine-debris>> Recuperado el 18/06/2022.
- [6] Karlsson, T., Brosché, S., Alidoust, M., y Hideshige, T. (2021). Plastic Pellets Found on Beaches Around the World Contain Toxic Chemicals. Publicación de International Pollutants Elimination Network (IPEN). En línea <www.pelletwacht.org> Recuperado el 18/06/2022.
- [7] Rochman, C., Eunha, H., Kurobe, T., y Teh, D. (2013). Ingested plastic transfers contaminants to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3(3263). doi: 10.1038/srep03263
- [8] Goldstein, M., Cheng, L., y Rosenberg, M. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *ResearchGate*, 8, 817-820. doi: 10.1098/rsbl.2012.0298

- [9] Barnes, D. (2002). Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature ResearchGate*, 416, 808-809. doi:10.1038/416808a.
- [10] Karlsson, T., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., Hassellöv, y Martin. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. *ScienceDirect*, 129(1), 52–60. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.041
- [11] Andrady, A. (2011). Microplastics in the marine environment. *ScienceDirect*, 62(8), 1596–1605. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- [12] Copello, S., y Quintana, F. (2003). Marine debris ingestion by Southern Giant Petrels and its potential relationships with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. *ScienceDirect*, 43(11), 1513–1515. doi: 10.1016/S0025-326X(03)00312-6
- [13] Álvarez Zeferino, J. C., Cruz Salas, A. A., Vazquez Morillas, A., y Ojeda Benítez, S. (2020). Method For Quantifying and Characterization of Microplastics in Sand Beaches. *Scielo*, 36. doi: 10.20937/rica.2020.36.53540
- [14] Braun, D. (2013). *Simple Methods for Identification of Plastics*. 5th edición. Hanser Publications, Cincinatti, München, Germany,
- [15] INEGI. (2022). DENUÉ Directoio Estadístico Nacional de Unidades Económicas. En línea <<https://www.inegi.org.mx/app/mapa/denue/default.aspx>> Recuperado el 20/06/2022
- [16] do Sul, J. A., Spengler, A., y Costa, M. (2009). Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *ScienceDirect*, 58(8), 1236–1238. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.004
- [17] SEMARNAT. (2018). Dimensión y volumen de descarga en la desembocadura de ríos principales. En línea <https://paot.org.mx/centro/ine-semarnat/informe02/estadisticas_2000/compendio_2000/03dim_ambiental/03_02_Agua/data_agua/CuadroIII.2.1.6.htm> Recuperado el 20/06/2022
- [18] Secretaría General y Secretaría de Servicios Parlamentarios, (1995). Ley Aduanera. En línea <https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4706390&fecha=30/12/1981#gsc.tab=0> Recuperado el 21/06/2022.
- [19] Windy. (2022). Wind map & weather forecast. En línea <*Windy.Com*> Recuperado el 22/06/2022.
- [20] ONU. (2022). *Petróleo, ácido y plástico en las costas de Sri Lanka: una mirada al desastre marítimo que golpea al país*. ONU Programa Para El Medio Ambiente. Noticias y reportajes. En línea <<https://www.unep.org>> Recuperado el 23/06/2022.

Análisis de la presencia de microplásticos en tres zonas de playa cercanas a la desembocadura de un río

¹ Arely Areanely Cruz ¹ Salas, Karen Yazmín Moctezuma Parra, ¹ Aylin Gerladine Rodríguez Villa, ¹ Sheila Liliana Dafne Lobato Rocha, ¹ Juan Carlos Álvarez Zeferino, ¹ Alethia Vázquez Morillas

¹ Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Avenida San Pablo Xalpa No. 180, Col. Reynosa Tamaulipas, CP. 02200, Alcaldía Azcapotzalco. e-mail: al2153000574@alumnos.azc.uam.mx

Resumen

Los microplásticos se han encontrado en todo tipo de matrices ambientales, principalmente en el ambiente marino derivado de los residuos de las actividades antropogénicas terrestres y marítimas, lo que ha propiciado su estudio en ecosistemas costeros como las playas. Este estudio tiene la finalidad de evaluar la presencia de microplásticos en tres zonas cercanas a la desembocadura de un río en la playa de Boca de Tomates. En cada zona se delimitó un transecto de 100 m y se tomaron muestras de 10 puntos aleatorios con un muestreador cilíndrico; cada muestra se secó y tamizó. Al material retenido se le realizó pruebas de flotación, así como pruebas para descartar falsos positivos con una solución de HCl para remover material calcáreo y H₂O₂ para la eliminación de materia orgánica. Se observó una conducta ascendente en la concentración de microplásticos en las zonas más alejadas de la desembocadura del río, la concentración de microplásticos promedio más alta (zona 3) fue de 328.6 MP/m². Todos los microplásticos fueron de tipo secundario, en su mayoría fragmentos (hasta 81%) y de color blanco (hasta 53 %). La alta concentración de fragmentos y el color de estos contaminantes también se ha reportado en otros estudios que evalúan la presencia de microplásticos en playas con confluencias de agua, lo que sugiere que los ríos pueden aportar concentraciones significativas de microplásticos en las zonas cercanas a su desembocadura.

Palabras Clave: *Cuerpo de agua, fragmentos, sedimentos, residuos marinos,.*

1. Introducción

La contaminación marina se define como la introducción de un agente externo que causa alteraciones al medio marino y/o costero, esta puede darse por la descarga de sustancias tóxicas, de aguas residuales, fertilizantes y residuos sólidos [1]. Los materiales plásticos son la principal fuente de contaminación marina, ya que representan la mayor proporción de todos los residuos que entran al océano, a veces alcanza hasta el 95 % [2]. Dentro de los residuos plásticos se encuentra un subgrupo llamado microplásticos (MP) los cuales son polímeros sintéticos orgánicos que tienen un tamaño menor o igual a 5 mm en cualquiera de sus dimensiones [3].

Los MP provienen de diferentes fuentes, tales como actividades domésticas, industriales y costeras y según la forma en cómo se liberen en el ambiente se clasifican como primarios y secundarios. Los MP primarios son fabricados de ese tamaño pequeño con el objetivo de emplearse en la industria, por ejemplo, las microperlas se agregan típicamente a productos de cuidado personal [4], o los pellets que suelen emplearse como materia prima en la fabricación de artículos plásticos. Por su parte, los MP secundarios son fragmentos que se originan por la degradación física, química o biológica de los residuos plásticos más grandes.

Los MP en el medio marino y costero se han reportado en distintos entornos, uno de los más estudiados a nivel mundial, son las playas debido a que se requiere de menos recursos económicos, materiales y tiempo para realizar el trabajo de campo, comparado con los estudios de MP en el fondo marino o agua superficial [5]. Aun cuando las playas son de las más investigadas en el tema de MP, sólo se estudian ciertas zonas de ellas las cuales se seleccionan con base en criterios de afluencia turística, cercanía con centros urbanos, presencia de puertos, descarga de aguas residuales, desembocadura de ríos, entre otros, los cuales brindan información relevante sobre el comportamiento de la presencia de MP ante la presencia de un determinado factor.

En el caso de los ríos, se ha estimado que cada año se descartan al océano entre 1.15 y 2.41 millones de toneladas de desechos plásticos incluidos los MP [6] por lo que resulta importante evaluar la presencia de MP en playas cercanas a estos ambientes. El presente estudio tuvo el objetivo de evaluar la presencia de MP en tres zonas de playa de Boca de Tomates, en los límites de Jalisco y Nayarit, las cuáles se encuentran a diferentes distancias de la desembocadura de un río.

2. Metodología

El estudio se llevó a cabo en la playa Boca de Tomates, la cual se localiza entre los límites de Jalisco y Nayarit (Figura 1) en las coordenadas $20^{\circ}40'13.49''$ N y $105^{\circ}16'26.32''$ O. En esta zona se encuentra la desembocadura del río Ameca, el cual tiene una longitud de 230 km y una superficie de cuenca de $12,214 \text{ km}^2$. este río nace en el Bosque de la Primavera, a 23 km al oeste de la ciudad de Guadalajara. Entre sus afluentes principales se encuentran los ríos Ahuacatlán y Amatlán de Cañas [7].

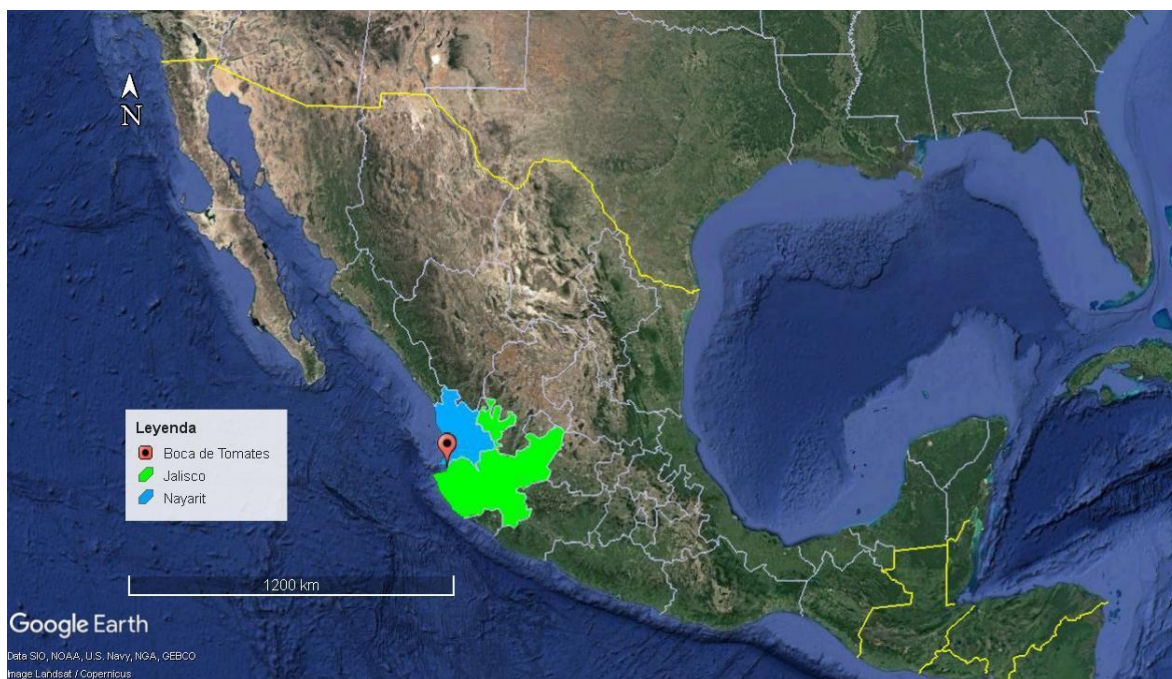


Figura 1. Ubicación de la zona de muestreo entre los límites de Jalisco y Nayarit

Para el muestreo se seleccionaron tres zonas de estudio situadas a 20 m (Zona 1), 350 m (Zona 2) y 600 m (Zona 3) de la desembocadura del río Ameca (Figura 2). Detrás de la zona 2 se encuentran localizados negocios de alimentos, mientras que las zonas 1 y 3 no hay infraestructura fija.



Figura 2. Zonas de estudio en la playa Boca de Tomates: Zona 1 a 20 m, Zona 2 a 350 m y Zona 3 a 600 m de la desembocadura de un río.

El muestreo y extracción de MP se realizó con base en la metodología descrita por Álvarez-Zeferino et al. (2020) [8], en cada una de las zonas se delimitó paralelo a la pleamar un transecto de 100 m con una cuerda que se encontraba fija a los costados con una estaca. Posteriormente, en el transecto se seleccionaron 10 números aleatorios los cuales se proyectaron hacia la línea pleamar, en cada uno de ellos se obtuvo una muestra con un muestreador cilíndrico de 5 cm de profundidad y 19 cm de diámetro. Las muestras se envolvieron en aluminio, se pesaron, se etiquetaron y se transportaron al laboratorio para su posterior tratamiento.

Para la extracción de MP cada una de las muestras se secó a 60° C en una estufa, posteriormente la arena se pasó a través de un tamiz de acero inoxidable con apertura de malla de 0.5 mm. Lo retenido en la malla se sometió a pruebas de flotación con una solución de CaCl_2 (con densidad de 1.6 g/cm^3) la cual se agitó manualmente por 1 minuto, y se dejó asentar por 1 minuto más. Las partículas flotantes se extrajeron con pinzas, se lavaron con agua destilada y se secaron durante dos horas a 60 °C. Estas partículas se pusieron en contacto con HCl (0.5 N) para evitar falsos positivos causados por la presencia de fragmentos de conchas y desechos biogénicos, seguidamente se pasaron a una solución de H_2O_2 (30 % v/v) para eliminar la materia orgánica remanente.

Posteriormente se contaron los MP encontrados en cada zona y se clasificaron por tipo y color. Los resultados obtenidos se expresan a razón de las piezas encontradas por área (MP/m^2). Los MP reportados se encuentran en el intervalo de 0.5 a 5 mm. Finalmente, se realizó una prueba estadística para ello primero se evaluó la normalidad de las concentraciones mediante las pruebas de Anderson-Darling y Shapiro-Wilk con un 95 % de confianza en ambos casos. Debido a que ambas pruebas demostraron que la mayoría de los datos no seguían una distribución normal, se decidió realizar un análisis estadístico no paramétrico de Kruskal-Wallis, con 95 % de confianza, para evaluar si existían diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de MP en las tres zonas de estudio.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestra el resumen estadístico de las concentraciones de microplásticos encontrados en las tres zonas de estudio. Los microplásticos estuvieron presentes a lo largo del transecto estudiado, presentando una mayor concentración en la Zona 3 (328.6 MP/m²), la más lejana a la desembocadura del río, seguida de las zonas 2 (170.2 MP/m²) y 1 (74.8 MP/m²). De lo anterior, se observa que cuanto mayor es la distancia de la playa con respecto a la desembocadura del río, mayor es la concentración de microplásticos. La alta concentración de MP en las zonas alejadas al río podría deberse a que estas se encuentran más cerca de otras fuentes potenciales de residuos y MP, tales como, hoteles, restaurantes y la marina de Vallarta, las cuales si no tienen una disposición adecuada de los residuos estos pueden fugarse a la playa y al mar donde se fragmentarán y darán lugar a MP.

Tabla 1. Resumen estadístico de las concentraciones de microplásticos en piezas/m²

Zona	Media	Desviación estándar	Mediana	Intervalo
1	74.8	54.7	52.8	35.2 - 176.1
2	170.2	181.5	105.6	35.2 - 528.2
3	328.6	479.0	158.5	70.4 - 1302.8

3.1 Análisis estadístico

Se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis en la que se encontró un valor P de 0.074146, al ser mayor que 0.05 significa que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas del número de piezas de MP por zona, con un nivel del 95.0% de confianza.

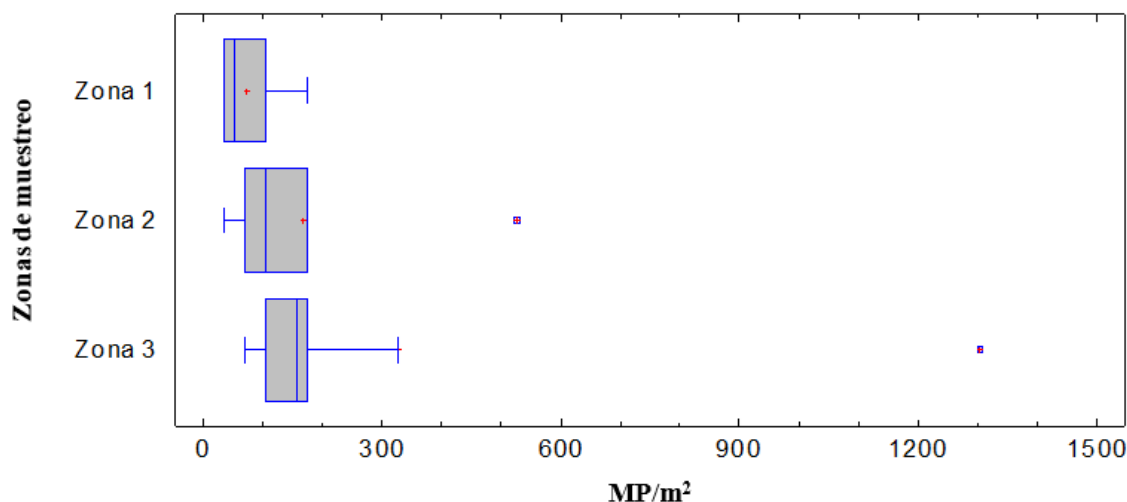


Figura 3. Gráfico de caja y bigotes por zona y piezas de MP.

Existen otros estudios que, como el presente, buscan determinar la influencia de distintas corrientes de agua en la concentración de microplásticos a lo largo de transectos determinados en playas mexicanas. En el estudio realizado por Cruz-Salas et al. (2021) [9] en la cual se evaluó la variación de la concentración de microplásticos en la playa Barra de Sontecomapan, en tres distancias de la

desembocadura de la laguna, se obtuvo que la zona cercana a la desembocadura de la laguna Sontecomapan y a las escolleras presentó la mayor concentración de MP (105.81 MP/m² en promedio), mientras que en el estudio de Álvarez-Zeferino et al. (2020) [10], llevado a cabo en la playa Coatzacoalcos, la concentración más alta se registró en el punto de muestreo más cercano al desagüe de aguas residuales (313.4 MP/m² en promedio).

En contraparte, en el presente trabajo la menor concentración de microplásticos se presentó en la desembocadura del río, y aumentó conforme incrementó la distancia entre este sitio y las otras dos zonas de muestreo; esta diferencia podría deberse a que los residuos plásticos en la desembocadura son de origen más reciente, por lo que su degradación es menor en comparación con los residuos de los otros puntos analizados. Otros factores que también influyen en las diferencias entre los estudios comparados son la hidrogeografía, la afluencia de turistas y la distancia entre los puntos muestreados de cada playa, además de las corrientes marinas y las condiciones meteorológicas [11].

3.2 Características de los microplásticos

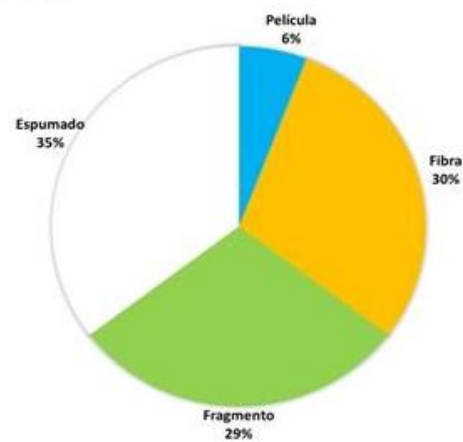
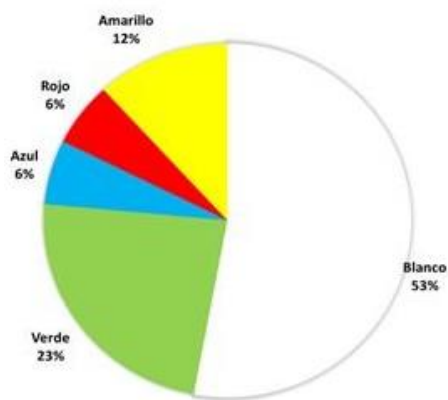
En la Figura 4, se muestran las características de color y tipo de los microplásticos por zonas. Los colores que más se identificaron en las tres zonas fueron el blanco (promedio de 46.3 %) y el verde (promedio de 21.3 %). Además, todos los microplásticos fueron de tipo secundario, en las zonas 2 y 3 predominaron los fragmentos en una proporción de 76.0 % y 81.0%, respectivamente, los cuales se atribuyen a la degradación de plásticos de mayor tamaño (<5 mm) como contenedores, botellas, cubiertos, por mencionar algunos. El promedio de MP de tipo fragmento en las tres zonas fue de 62.0 %.

En la zona 1 prevalecieron los espumados (35.0 %) los cuales son producto de la fragmentación de residuos como el unicel, que es un material común en recipientes desechables de alimentos y de embalaje para productos frágiles y, debido a su abundancia en esta zona en específico, su presencia puede deberse en mayor medida debido a su transporte en el río como residuo doméstico. La zona 1, la más cercana a la desembocadura del río, también destacó por ser el único lugar en el que se presentó MP de tipo película (6.0 %), que puede deberse a la degradación de bolsas de plástico.

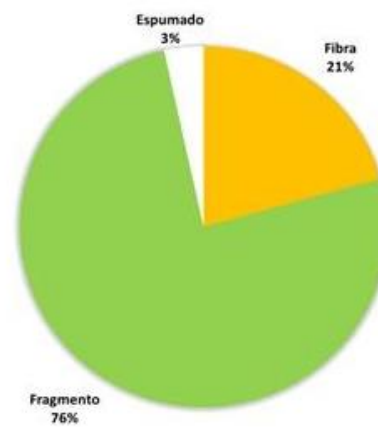
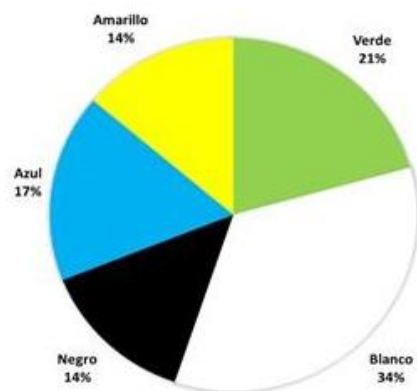
En la investigación realizada por Cruz-Salas et al. (2021) [9] se encontró que el color más común de los MP fue blanco con un promedio de 60.0 % y que el tipo más común de MP fue fragmento con un promedio de 93.3 %. Asimismo, en el trabajo de Álvarez-Zeferino et al. (2020) [10] el color y tipo más comunes fueron blanco y fragmentos (47.5 % en promedio). Ambos resultados coinciden con lo encontrado en la presente investigación en playa Boca de Tomates.

Una de las posibles razones por las cuales el color más común de los MP fue el blanco en el presente estudio y los realizados por Álvarez-Zeferino et al. (2020) [10] y Cruz-Salas et al. (2021) [9] es la degradación del pigmento de los plásticos por efecto de la radiación ultravioleta [12]. En cuando a la ocurrencia del MP de tipo fragmento, se tiene la conjetura de que su alta proporción en todas las investigaciones se debe al manejo inadecuado de los residuos plásticos de mayor tamaño (por ejemplo, desechables, envases, cubiertos, entre otros) tanto en las actividades en tierra como las actividades costeras.

Zona 1



Zona 2



Zona 3

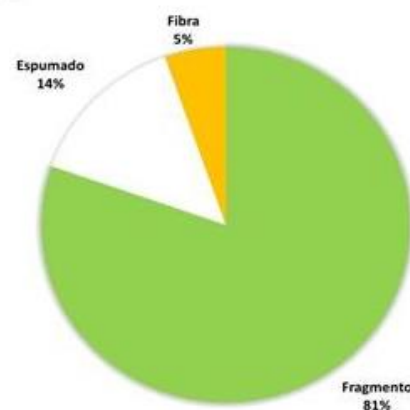
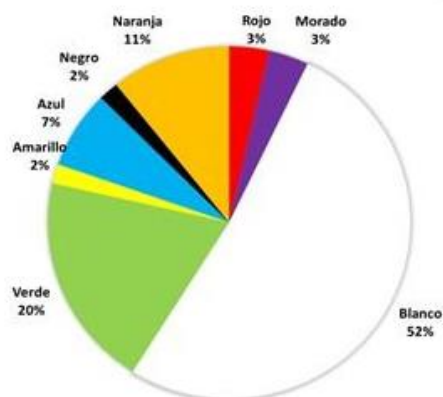


Figura 4. Características de los microplásticos por color (gráficos de la izquierda) y tipo (gráficos de la derecha)

4. Conclusiones

En el presente trabajo se evaluó la presencia de microplásticos en la playa Boca de Tomates cercana a la desembocadura del río Ameca, encontrando únicamente microplásticos de origen secundario, principalmente de color blanco (promedio de 46.3 % en las tres zonas) -probablemente debido al proceso de degradación- y de tipo de fragmento (promedio de 62.0 % en las tres zonas), con la concentración más alta de microplásticos en la zona más alejada de la desembocadura (328.6 MP/m²).

Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los puntos muestreados. La zona 1 destaca por haber presentado principalmente microplásticos espumados (35 %), lo que indica que, por estar más cerca de la desembocadura del río, este transporta y aporta tales tipos de residuos al mar y, por tanto, a la playa. La alta concentración de MP en las zonas alejadas a la desembocadura río podría deberse a que estas se encuentran más cerca de otras fuentes potenciales de residuos y MP (hoteles, restaurantes y la marina de Vallarta) comparado con la zona más cerca al río en la cual hay ausencia de otras fuentes potenciales de MP y RSU.

Se recomienda realizar más estudios donde se evalúe la presencia de microplásticos en playas con confluencias de agua, que permitan comparar objetivamente la información con otras investigaciones, tomando en cuenta las características hidrográficas y meteorológicas, así como las actividades antropogénicas que se realizan en estos sitios y cercanos a ellos.

Agradecimientos

A Karen, Laura y Sofia integrantes de Casa Cem por el apoyo en la logística, muestreo y fotografías del presente estudio.

Referencias

- [1] Beiras, R. (2018) *Marine pollution: Sources, fate and effects of pollutants in coastal ecosystems*. Primera edición. Elsevier. doi: 10.1016/C2017-0-00260-4
- [2] Bergmann, M., Gutow, L., y Klages, M. (2015) *Marine Anthropogenic Litter*. Primera edición. Springer Cham. doi: 10.1007/978-3-319-16510-3.
- [3] Chatterjee, S. y Sharma, S. (2019) Microplastics in our oceans and marine health. *Field Actions Science Reports. Rhe journal of field actions*, Special Issue 19, 54–61.
- [4] Li, Y., Zhang, Y., Chen, G., Xu, K., Gong, H., Huang, K., Yan, M., y Wang, J. (2021) Microplastics in surface waters and sediments from Guangdong coastal areas, South China. *Sustainability*, 13, 1–15. doi: 10.3390/su13052691.
- [5] Cruz-Salas, A. A., Ojeda-Benítez, S., Alvarez-Zaferino, J. C., Martínez-Salvador, C., Tapia-Fuentes, J., Pérez-Aragón, B., y Vázquez-Morillas, A. (2022) Advanced Detection Techniques for Microplastics in Different Environmental Media en Ahamad, A., Singh, P., Tiwary, D. *Plastic and Microplastic in the Environment: Management and Health Risks*. Primera edición. John Wiley & Sons Ltd. pp 129–169
- [6] Lebreton, L., van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., y Reisser, J. (2017) River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 1–10. doi: 10.1038/ncomms15611
- [7] García, A. (2022) Área protegida de Río Ameca. En línea <<http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=355>> Recuperado el 12/07/2022.

- [8] Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., y Vázquez-Morillas, A. (2020) Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104633. doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104633.
- [9] Cruz-Salas, A. A., Alvarez- Zeferino, J. C., Tapia-Fuentes, J., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benítez, S., y Cruz-Sotelo S. E. (2021). Evaluación de la concentración de microplásticos en la playa Barra de Sontecomapan, a diferentes distancias de la desembocadura de la laguna Sontecomapan. *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. Residuos sólidos en el México actual*, 14, 30–37. ISSN: 2395-8170
- [10] Alvarez-Zeferino, J. C., Tapia-Fuentes, J., Cruz-Salas, A. A., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benítez, S., y Cruz-Sotelo, S. (2020) Presencia de microplásticos en cuatro zonas de la playa Coatzacoalcos. *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos. Gestión Integral de Residuos*, 13, 370–377. ISSN: 2395-8170
- [11] Mattan-Moorgawa, S., Chockalingum, J., y Appadoo, C. (2021) A first assessment of marine meso-litter and microplastics on beaches: Where does Mauritius stand? *Marine Pollution Bulletin*, 173, . 112941. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112941.
- [12] Naqash, N., Prakash, S., Kapoor, D., y Singh, R. (2020) Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 18, 1813–1824. doi: 10.1007/s10311-020-01044-3.

Análisis de la presencia de microplásticos en una playa y marisma en Zipolite, Oaxaca

¹Karen Yazmín Moctezuma Parra, ¹Arely Areanely Cruz Salas, ¹Juan Carlos Alvarez Zeferino, ¹Alethia Vázquez Morillas, ²Shunashi Janeth Vichido Medina

¹ Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Avenida San Pablo Xalpa N° 180, Col. Reynosa Tamaulipas, CP. 02200, Alcaldía Azcapotzalco. e-mail: al2153000574@alumnos.azc.uam.mx

² Universidad del Mar, Unidad Puerto Ángel. Carretera a Zipolite, 70902 Puerto Ángel, Oaxaca, México.

Resumen

En la actualidad los microplásticos se encuentran presentes en todos los ecosistemas marinos, incluidas las marismas. En este estudio se determinó la concentración de microplásticos y sus características, en una playa y en una marisma ubicadas en Zipolite, Oaxaca. En cada zona, se eligió un transecto de 30 m de largo y se recolectaron cinco muestras aleatorias de sedimentos con un muestreador cilíndrico. Posteriormente las muestras se tamizaron y los MP se separaron por flotación con una solución salina de CaCl₂ ($\rho = 1.6 \text{ g/ml}$), además se clasificaron por tipo y color. Los MP reportados en este estudio corresponden a un intervalo de 1.0 – 5.0 mm. Los resultados obtenidos para concentraciones medias fueron de 13.0 y 20.1 piezas/kg_{ss} para la playa y marisma, respectivamente. El color blanco y los espumados fueron los microplásticos predominantes para ambas zonas, la composición de la mayor parte de los microplásticos fue poliestireno. El estudio de MP en marismas es relevante debido a que pueden actuar como sumideros de estos residuos los cuales ponen en riesgo a las funciones ecosistémicas, este trabajo representa el primero publicado para zona costera de Oaxaca, por lo cual los resultados pueden considerarse como la línea base para posteriores estudios.

Palabras Clave: *Cuerpo de agua, plásticos, playa, residuos marinos*

1. Introducción

Los microplásticos (MP) son definidos como aquellos plásticos con un tamaño menor o igual a 5 mm, se les clasifica como primarios o secundarios. Se conocen como MP primarios cuando se manufacturan con esas dimensiones para usarlos en la fabricación de pellets y las microperlas agregadas a productos cosméticos [1]. Los MP secundarios se generan por la fragmentación de residuos plásticos de mayor tamaño, por lo que su forma y color son muy variados. Algunos de los principales factores que causan el deterioro de los plásticos en los ambientes marinos son la luz ultravioleta y la abrasión física [2].

Los MP se encuentran omnipresentes en todos los ecosistemas marinos, incluyendo las marismas, las cuales son ecosistemas acuáticos caracterizados por la acumulación de agua en periodos estacionales, generalmente se ubican en las zonas costeras y son de menores dimensiones que las lagunas [3]. Los MP pueden llegar a las marismas por diversos medios como: la deposición atmosférica, escorrentía de aguas pluviales, las descargas de aguas

residuales [4], también a través de actividades como el turismo o a causa de una deficiente gestión de residuos [1].

Estos ecosistemas de manera natural tienen la capacidad de actuar como sumideros de algunos nutrientes [5], sin embargo, también pueden acumular contaminantes tales como los MP. El presente estudio tuvo como objetivo determinar la concentración de MP y su caracterización por colores y morfología (fragmentos, películas, fibras, espumados o pellets), en una playa y marisma ubicada en Zipolite, Oaxaca.

2. Metodología

En esta sección se presenta la metodología empleada para el desarrollo de este estudio, que está dividida en tres secciones: descripción de la zona de estudio, muestreo, extracción y clasificación de MP. Para las últimas dos etapas se siguió lo propuesto por Alvarez-Zeferino et al. (2020) [6].

2.1 Descripción de la zona de estudio

El muestreo se llevó a cabo en la zona de la playa Zipolite (Figura 1b) que pertenece al municipio de San Pedro Pochutla, Oaxaca. Playa Zipolite se localiza entre las coordenadas $96^{\circ}30'34.436''$ O y $15^{\circ}39'45.863''$ N y según datos de INEGI en el 2020 tenía una población total de aproximadamente 1,360 habitantes [7]. De acuerdo con Enríquez (2013) [8] Zipolite es una playa de arena de color café con sedimentos de granulometría media, pendientes suaves y oleaje fuerte. Tiene afluencia de turismo nacional e internacional a lo largo del año debido a que es una playa nudista y además en ella se pueden practicar deportes acuáticos a mar abierto como el surf. La marisma se encuentra ubicada en medio de la playa de Zipolite y tiene un diámetro de aproximadamente 40 m, en temporada de estiaje permanece seca, mientras que en temporada de lluvias y eventos de alta energía es alimentada por el agua marina al subir la marea o el agua que baja a través de un riachuelo que descarga en su parte trasera. En la parte trasera de la marisma se observa una pequeña zona de mangles (Figura 1).



Figura 1. Mangles y vegetación en la zona de la marisma

2.2 Muestreo de microplásticos

Se eligieron dos zonas de estudio: la primera fue la pleamar de la playa Zipolite en la cual se depositan residuos que son arrastrado por el oleaje, mientras que la segunda correspondió a una marisma localizada frente a la zona de la playa muestreada (Figura 2b). Es importante mencionar que el día anterior al muestreo llovió en la localidad. La finalidad de muestrear ambos puntos fue establecer si existía una diferencia entre ambas zonas.

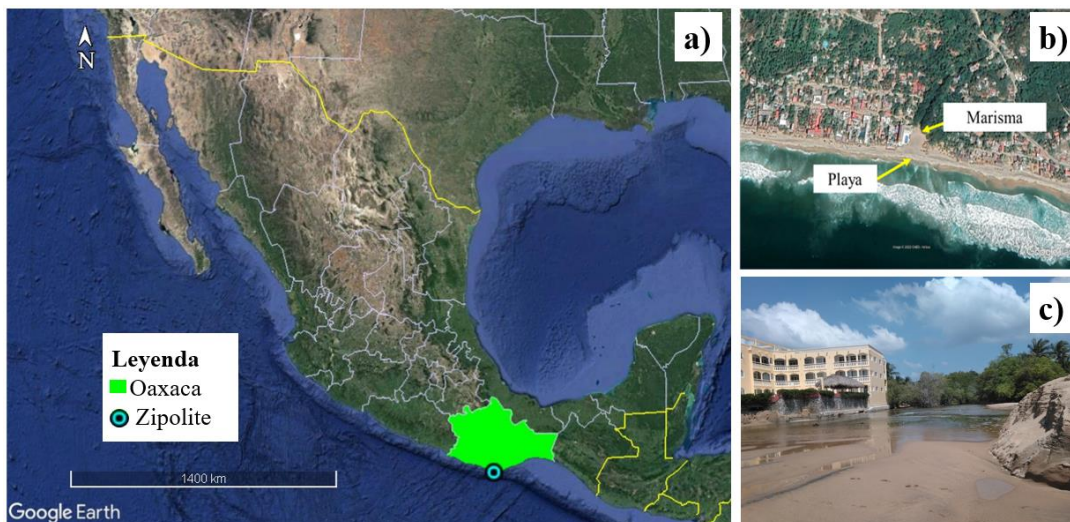


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo: a) mapa general, b) imagen satelital de la marisma y la playa c) fotografía de la marisma.

El muestreo contempló únicamente sedimentos, tanto en la playa como en la marisma, se delimitó un transecto de 30 m paralelo a la línea de acumulación de residuos. Del transecto se eligieron cinco números aleatorios y en cada uno de ellos se enterró un muestreador cilíndrico de acero inoxidable (diámetro de 20 cm y profundidad de 5 cm), posteriormente se colocó una lámina metálica debajo del muestreador para seccionar la muestra. El volumen de la muestra contenido en el muestreador se envolvió en papel aluminio y se guardó en bolsas de cierre hermético, previamente etiquetadas, para su traslado al laboratorio.

2.3 Extracción y clasificación de microplásticos

Las muestras se secaron en una estufa a 60° C durante 24 horas, los sedimentos secos se pasaron a través de dos tamices con malla de 1.0 y 5.0 mm para hacer la reducción de volumen de la muestra. Para la prueba de flotación, al material retenido en la malla de 1.0 mm se le adicionó una solución salina de CaCl_2 ($\rho = 1.6 \text{ g/ml}$) la cual se agitó por 5 minutos y se dejó reposar por media hora. Los MP que flotaron se recolectaron con pinzas metálicas, se enjuagaron con agua destilada y se secaron con papel absorbente, posteriormente se clasificaron según su tipo y color. Las concentraciones de MP se expresaron en términos de piezas de MP por kilogramo de sedimento seco (piezas de MP/kg_{ss}). Los MP estudiados están comprendidos en el intervalo de 1.0 a 5.0 mm, los cuales son visibles a simple vista, sin embargo, se tiene que considerar que es muy probable

que exista la presencia de microplásticos menores a 1.0 mm, los cuales no pudieron ser estudiados por cuestiones técnicas.

3. Resultados y discusión

Los resultados estadísticos de las concentraciones de MP se presentan en la Tabla 1, se observa que la zona de la marisma presentó una concentración promedio de 20.1 piezas/kg, la cual fue mayor a la concentración de MP en la playa. La alta concentración de MP en la marisma se debe a que ésta es alimentada por un riachuelo [9], el cual en época de lluvia arrastra de zonas altas sedimentos, MP e incluso residuos plásticos de mayor tamaño que al seguir el cauce son propensos a fragmentarse y originar MP de tipo secundario [10]. Además, en la zona de la marisma en temporada seca se ha observado la presencia de residuos, ya que el nivel del agua retrocede y la vegetación aledaña es utilizada por los turistas para resguardarse del sol.

Tabla 1. Resumen estadístico de las concentraciones de MP en piezas/kg.

Compartimento	Media	Desviación estándar	Mediana	Intervalo
Playa	13.0	7.8	11.7	5.1 – 23.6
Marisma	20.1	6.1	19.4	12.5 – 26.9

Los estudios de MP en marismas en México son escasos, sin embargo, a nivel internacional, Weitzel et al. (2021) [11] estudiaron la presencia de MP en el intervalo de 4.00 - 0.063 mm en tres marismas, de la costa de Mississippi, que se encuentran cercanas a los ríos Pearl, Jourdan y Pascagoula. Los resultados evidenciaron concentraciones de MP de 28,000, 5,500 y 4,250 piezas de piezas/kg_{ss} para Pearl, Jourdan y Pascagoula, respectivamente, las cuales se encuentran dos órdenes de magnitud por arriba de lo encontrado en la marisma de Zipolite, sin embargo, se tiene que considerar que el intervalo de medición de los MP en el presente estudio es más acotado (1.0 a 5.0 mm).

Las altas concentraciones de MP en las marismas de Mississippi se atribuyen a la cercanía con los ríos los cuales están constantemente transportando agua, sedimentos y residuos plásticos que podrían incrementarse ante eventos climatológicos como lluvias, tormentas, ciclones, además, la zona de estudio está rodeada de comunidades agrícolas y centros de población, y se encuentra cerca de la zona industrial de donde puede haber fugas de plásticos al ambiente.

El afluente del río Mississippi sirve como sistema de drenaje para el 40% de los Estados Unidos continentales, la basura y desechos plásticos viajan a través de desagües y vías fluviales más pequeñas hacia el río y sus afluentes [12], esto en conjunto con los derrames accidentales de pellets de las plantas productoras cercanas incrementan las concentraciones de MP en las marismas próximas.

Li et al. (2020) [13], abordaron la presencia de MP en dos puntos, a diferente profundidad, de la marisma salada Andong, en Bahía de Hangzhou, China cuyas concentraciones se encontraron en el intervalo de 3,750 – 21,250 piezas/kg_{ss} para el punto 1 a 127.5 cm de

profundidad y 2,000 – 24,000 piezas/kg_{ss} para el punto 2 a 162.5 cm de profundidad. Al igual que en el caso anterior las concentraciones se encuentran dos órdenes de magnitud más arriba que la marisma de la playa Zipolite. Para la marisma de Andong, las fuentes de MP se atribuyen a los ríos que la rodean entre los que se encuentran el Yangtze y el Qiantang. Aunado a esto, las costas de la bahía han estado expuestas a presiones antropogénicas de construcciones, acuicultura local y actividades industriales de pueblos y ciudades adyacentes, lo que incrementa la fuga de plásticos y MP al ambiente.

En cuanto a las concentraciones de MP en la playa Zipolite, Cruz-Salas et al. (2020) [14] reportó concentraciones de 0.8, 1.0 y 1.1 piezas /kg_{ss}, correspondientes a mayo 2018 (primer muestreo), octubre 2018 (segundo muestreo) y abril 2019 (tercer muestreo), respectivamente, las cuales se encuentran en un orden de magnitud menor a las reportadas en la zona de playa de este estudio. Esta disparidad entre ordenes de magnitud podría estar relacionado con las condiciones climáticas, ya que un día antes del muestreo del presente estudio llovió, mientras que en el estudio de Cruz-Salas et al. (2020) no se presentó la condición mencionada.

3.1 Características de los microplásticos

El color de MP predominante para ambas zonas fue el blanco con 94 % para la marisma y 93 % para la playa. En el caso de los tipos de MP, los espumados fueron los más abundantes para ambas zonas, con un 93 % para las marismas y 96 % en playas (Figura 3). Aunque no se utilizó alguna técnica analítica para evaluar la composición de los microplásticos, las características de color y tipos (Figura 3), así como el comportamiento en las pruebas de flotación indicaron que eran de poliestireno.

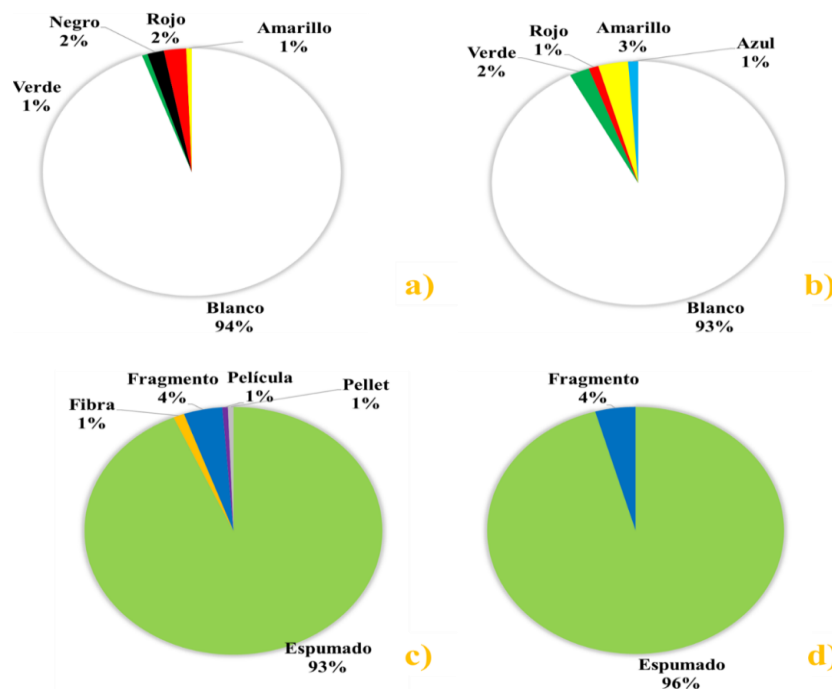


Figura 3. Características de los microplásticos. Color de microplásticos: a) marisma, b) playa y tipo de microplásticos: c) marisma y d) playa

Lo encontrado en el presente estudio para la zona de marismas difiere de lo encontrado por Weitzel et al. (2021) [11] y Li et al. (2020) [13], donde los MP más abundantes fueron las fibras con un 98 % y 63 %, respectivamente. Li et al. (2020) [13] reportó además que un 84 % de los MP encontrados eran transparentes, mientras que en el caso de Weitzel et al. (2021) no reportaron la clasificación por color.

Los resultados de las características de MP para playa también difieren de lo reportado por Cruz-Salas et al. (2020), en donde el amarillo fue el más común en el primer y tercer muestreo (26 % y 31 %, respectivamente) mientras que en el segundo muestreo fue el azul (53 %). En cuanto a los tipos de microplásticos más comunes para el primer y tercer muestreo fueron los fragmentos con 63 % y 40 %, respectivamente, mientras que en segundo muestreo el tipo de MP más frecuente fue fibra con 87 %.

4. Conclusiones

Los resultados evidenciaron concentraciones promedio de 13.0 y 20.1 piezas/kg_{ss} para playa y marisma, respectivamente. La mayor concentración de MP en la marisma se atribuyó a que es alimentada por un pequeño riachuelo y por las escorrentías pluviales las cuales arrastran sedimentos y residuos, incluidos los plásticos y MP. Las características más comunes en ambos casos fueron MP espumados, de color blanco y de poliestireno. Las marismas actúan como sumideros de residuos incluidos los microplásticos, los cuales posteriormente podrían ser transferidos a las aguas marinas por eventos climatológicos (lluvias, vientos), por lo que la localización de los puntos en donde son vertidos los residuos debería ser una de las primeras medidas para la minimización de la problemática. Para fortalecer los hallazgos se recomienda realizar muestreos en agua de la marisma, así como en otras temporadas con la finalidad los diferentes factores que pudieran intervenir en la presencia de MP.

5. Referencias Bibliográficas

- [1] Ríos, M. F., Márquez, F., Gatti, M., Galván, D., Bravo, G., Bigatti, G., Brogger, M. I. (2020) Macroplásticos: Macroproblemas. Su impacto ambiental y en el desafío de la economía circular. Sbarbati Nudelman, N. *Residuos plásticos en Argentina. Su impacto ambiental y en el desafío de la economía circular*. Primera edición, volumen Combinado, Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Buenos Aires, Argentina. pp. 8–22. ISBN 978-987-4111-15-9
- [2] Edo, C., González-Pleiter, M., Tamayo-Bleda, M., Ortega-Ojeda, F. E., Legánes, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. (2020) “Microplastics in sediments of artificially recharged lagoons: Case study in a Biosphere Reserve”. *Science of The Total Environment*, 729, 138824. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.138824.
- [3] Britannica, The Editors of Encyclopaedia. (2019) Marsh. Encyclopedia Britannica. En línea <<https://www.britannica.com/science/marsh>> Recuperado el 08/07/2022.
- [4] Edo, C., González-Pleiter, M., Legánes, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. (2020) “Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge”. *Environmental Pollution*, 259, 113837. doi: 10.1016/J.ENVPOL.2019.113837.

- [5] Tournebize, J., Chaumont, C., Mander, Ü. (2017) “Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds”. *Ecological Engineering*, 103, Part B, 415–425. doi: 10.1016/J.ECOLENG.2016.02.014.
- [6] Alvarez-Zeferino, J. C., Cruz-Salas, A. A., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benitez, S. (2020) “Method for quantifying and characterization of microplastics in sand beaches”. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 36, 151–164. doi: 10.20937/RICA.2020.36.53540.
- [7] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020) Principales resultados por localidad (ITER) 2020. En línea <<https://www.inegi.org.mx/app/scitel/consultas/index#>> Recuperado el 08/07/2022.
- [8] Enríquez-Hernández, G. (2003) “Criterios para evaluar la aptitud recreativa de las playas en México: una propuesta metodológica”. *Gaceta Ecológica*, 68, 55–68. En línea <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906806>> Recuperado el 08/07/2022.
- [9] Piñon-Colin, T. D. J., Rodriguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A., Toyohiko, F. W. (2020) “Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico”. *Science of the Total Environment*, 704, 135411. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135411.
- [10] Weinstein, J. E., Crocker, B. K., Gray, A. D. (2016) “From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat” *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35, 1632–1640. doi: 10.1002/ETC.3432.
- [11] Weitzel, S. L., Feura, J. M., Rush, S. A., Iglay, R. B., Woodrey, M. S. (2021) “Availability and assessment of microplastic ingestion by marsh birds in Mississippi Gulf Coast tidal marshes”. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112187. doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112187.
- [12] Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2021) Alcaldes, científicos y comunidades a lo largo del río Misisipi se unen para abordar la contaminación por plásticos. En línea <<https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/alcaldes-cientificos-y-comunidades-lo-largo-del-rio>> Recuperado el 09/07/2022.
- [13] Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., Zhang, C. (2020) “Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China”. *Regional Studies in Marine Science*, 35, 101149. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101149>.
- [14] Cruz-Salas, A. A., Alvarez-Zeferino, J. C., Martínez-Salvador, C., Enríquez-rosado, M. D.R., Gutiérrez-Ortiz, M. D. R., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benitez, S. (2020) “Cuantificación y caracterización de microplásticos y residuos sólidos urbanos en playa Zipolite, Oaxaca” *Ciencia y Mar*, 24, pp. 3–21. En línea <<http://www.umar.mx/revistas.html>> Recuperado el 09/07/2022

Evaluación de la concentración de microplásticos en ostiones de Tuxpan, Veracruz

¹Sheila Liliana Dafne Lobato Rocha, ¹Yaret Gabriela Torres Hernández, ¹Aylin Geraldine Rodríguez Villa, ¹Arely Areanely Cruz Salas, ¹Juan Carlos Álvarez Zeferino, ¹Alethia Vázquez Morillas

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, San Pablo No.180, Colonia Reynosa-Tamaulipas, C.P. 02200, Ciudad de México. Tel: 5553182196. e-mail: al2173000150@azc.uam.mx

Resumen

Los microplásticos son un contaminante ampliamente distribuido en diversos ecosistemas, incluyendo los ecosistemas marinos. La presencia de este contaminante en el hábitat marino afecta severamente a numerosos organismos, entre ellos bivalvos. El objetivo de este trabajo fue analizar la concentración de microplásticos en ostiones (*Crassostrea virginica*), provenientes de Tuxpan, Veracruz y establecer si había correlación entre las concentraciones y las características de los organismos. La metodología consistió en retirar el tejido blando, realizar una digestión con KOH 10 %, teñir la solución con colorante Rojo Nilo, filtrar al vacío y finalmente observar las membranas al microscopio óptico. Los resultados obtenidos mostraron que la concentración de MP es de 34.73 MP/individuo, 4.03 MP/g de masa húmeda del tejido blando y 0.59 MP/g de organismo, en promedio. Además, destaca que los microplásticos en forma de fibras fueron los más abundantes (94.12 %), seguidos de los fragmentos. Los resultados del presente estudio fueron comparados para el mismo tipo de organismo, en otras partes del mundo, y si bien se trata de especies diferentes con características físicas distintas, la presencia de microplásticos se adjudica al hecho de que se trata de organismos filtradores. La cantidad de microplásticos reportada en la presente investigación es hasta seis veces mayor que en otros países, este hallazgo es de suma importancia dado que es preocupante la alta concentración en un alimento marino, que forma parte de una cadena trófica, y que además sugiere un mayor grado de contaminación en el ambiente marino de las costas mexicanas.

Palabras Clave: *Bivalvos, contaminación, mariscos, microfibras, plástico.*

1. Introducción

Mucho se ha hablado en las últimas décadas sobre la contaminación marina, y sobre todo de aquella que es provocada por los plásticos [1] – [2]. Al ser materiales de alta producción y consumo se encuentran en grandes cantidades como desecho en el ambiente, específicamente en cuerpos de agua tales como mares y océanos, en los que el 80 % de estos residuos son de origen terrestre [3]. Algunos son fabricados intencionalmente de un tamaño menor o igual a 5 mm y son llamados microplásticos primarios. Por otra parte, aquellos plásticos que al encontrarse expuestos a la intemperie comienzan un proceso de degradación por el cual se van fragmentando y produciendo son llamados microplásticos secundarios [4].

La presencia de este tipo de partículas en la cadena trófica se da por la ingesta de muchos invertebrados marinos, ya que por su tamaño los microplásticos pueden estar disponibles como alimento para algunos bivalvos, y equinodermos, entre otros. También en los sedimentos se pueden

encontrar microplásticos, los cuales estarán disponibles para diversos organismos bentónicos [5] – [6].

Dentro de la gran variedad de animales marinos comestibles, los denominados mariscos hacen referencia a aquellas especies tales como crustáceos, moluscos, y bivalvos, entre otros. Los mejillones, las almejas, las ostras y los ostiones son algunos de los bivalvos más conocidos por su interés comercial y su ingesta, representando una fuente importante de microplásticos en el ser humano, con consecuencias importantes en la salud [7].

Por lo anterior, es importante generar investigaciones en las que se reporte la presencia de microplásticos en alimentos marinos como los ostiones, que son organismos de importancia comercial. En este estudio se analizaron ostiones de la especie *Crassostrea virginica*, provenientes de Tuxpan, Veracruz, con el fin de conocer la concentración de microplásticos y establecer si existe relación entre estas y las características de los ejemplares (longitud, ancho, masa del tejido blando, y masa total).

2. Metodología

Para este estudio se analizaron ostiones de la especie *Crassostrea virginica*, adquiridos en primavera en una pescadería local ubicada en Tuxpan, Veracruz, los cuales fueron recolectados de la laguna costera de Tampamachoco. Se adquirieron 10 ejemplares debido a que se revisaron otros estudios y se encontró que ellos consideran de 1 a 10 por sitio [8] – [10]. Los ostiones se almacenaron en una hielera a aproximadamente a 3° C y se trasladaron al laboratorio para su análisis.

A continuación, se describe la metodología empleada para el procesamiento de muestras en el laboratorio. Esta consta de una descripción de las medidas tomadas para evitar la contaminación cruzada más un tren de tratamiento de cuatro etapas adaptado de Jones et al. (2020) y Keisling *et al.* (2020) [3], [11], seguida de la determinación de la masa y medición de los especímenes, extracción y digestión del tejido blando, tinción y filtración (Figura 1). Finalmente, se realizó la observación de las membranas al microscopio para el conteo y clasificación de los microplásticos.



Figura 1. Etapas de la metodología, a) determinación de la masa, b) extracción del tejido, c) digestión de las muestras, d) tinción de las muestras, e) filtración al vacío

2.1 Medidas de prevención de contaminación ambiental por microplásticos

Con el objetivo de minimizar al máximo la contaminación ambiental por microplásticos presentes en el aire, a lo largo de todo el procesamiento y manipulación de las muestras y materiales, se pusieron en práctica algunas medidas [4] – [5]. Se utilizaron batas de algodón y guantes sin polvo durante todo el procesamiento de las muestras. El espacio de trabajo se limpió con papel absorbente o con franelas de algodón. Para evitar la contaminación cruzada se utilizaron materiales y herramientas no plásticas, que se lavaron previamente a su uso con agua de grifo y jabón, y se enjuagaron con agua desionizada posteriormente a su lavado, antes de su uso y entre cada una de las muestras. Tanto el material como las muestras fueron cubiertas con papel aluminio. Se ejecutó un blanco en paralelo durante todo el procesamiento de los ostiones, el cual fue expuesto a las mismas condiciones ambientales que las muestras.

2.2 Determinación de la masa y medidas de los especímenes

Los ostiones se descongelaron y se enjuagaron externamente con agua desionizada para eliminar restos de material particulado que pudieran contaminar el tejido blando. Una vez enjuagados, se determinaron su ancho y largo, así como su masa total con ayuda de una báscula digital, con una precisión de 0.1 g y capacidad de 3,000 g, tal como se muestra en la Figura 1a).

2.3 Extracción y digestión del tejido blanco

Se utilizó un destornillador para retirar las conchas de los especímenes, todo el tejido blando (masa visceral, branquias, músculo aductor, estómago y glándula digestiva) de cada uno de ellos se desprendió con un cuchillo y posteriormente se vertió en un vaso de precipitados para determinar su masa, como puede observarse en la Figura 1b). La parte interna de la concha de cada ostión fue enjuagada con agua desionizada para asegurar que no quedase adherido a la concha tejido o partículas plásticas de importancia. Todos los vasos se cubrieron con papel aluminio para prevenir la contaminación ambiental. Para las digestiones se empleó una solución de KOH al 10 % la cual se agregó a cada vaso de precipitado, asegurándose que el ostión quedase completamente cubierto. Las muestras se sometieron a agitación a 500 rpm y calentamiento a 45 °C hasta que el tejido se disolvió totalmente, dicho proceso se ilustra en la Figura 1c).

2.4 Tinción y filtración

A cada una de las muestras digeridas se le añadió agua desionizada, aproximadamente el doble del volumen de KOH que se agregó previamente, con la finalidad de neutralizar la solución, diluir el líquido a filtrar y retardar la saturación del filtro. Posteriormente se agregaron 4 gotas de solución de colorante Rojo Nilo (Figura 1d)), disuelto en acetona, con una concentración de 500 µg/mL, que se preparó de acuerdo con el procedimiento de Cole (2016) [6]. Las muestras se dejaron en reposo durante 24 horas a temperatura ambiente, pasado este tiempo se filtraron al vacío con ayuda de un equipo Millipore y membranas de celulosa con un tamaño de poro de 8 µm, este procedimiento se muestra en la Figura 1e). Las membranas se almacenaron en cajas Petri y se dejaron secar a temperatura ambiente para su posterior observación al microscopio.

2.5 Conteo y clasificación de microplásticos

Los filtros se analizaron bajo un microscopio óptico con el objetivo 4X, al cual se adaptó una mica de vidrio polarizado sobre la platina, una lámpara de luz UV para iluminar la muestra y una cámara externa. Los microplásticos encontrados en cada filtro se localizaron en el intervalo de 0.001 a 5.00 mm, los cuales se contaron e identificaron según el tipo de microplásticos.

2.5 Análisis estadístico

Se realizó un análisis estadístico multivariado con un 95% de confianza, empleando el Software Statgraphics, en donde se analizaron las variables de largo, ancho, masa del tejido blando y masa total del individuo respecto al número de microplásticos encontrados.

3. Resultados y Discusión

En la presente sección se abordan los resultados obtenidos de esta investigación.

3.1 Características de los ostiones y concentración de microplásticos

Las características que se recabaron de los ostiones se muestran en la Tabla 1, que describe el tamaño (ancho y largo), la masa total y la masa húmeda del tejido blando para cada individuo analizado. Además, se presentan las concentraciones de microplásticos por muestra en distintas unidades.

Tabla 1. Medidas y masas de los ostiones y concentración de microplásticos en los mismos.

Número de individuo	Ancho (mm)	Largo (mm)	Masa total (g)	Masa del tejido blando (g)	MP/individuo	MP/g mh	MP/g organismo
1	7.50	9.00	69.60	18.90	41.90	2.22	0.60
2	7.00	7.00	63.20	9.90	19.23	1.94	0.30
3	5.00	8.50	64.20	11.30	93.50	8.27	1.46
4	5.00	8.00	49.00	10.70	46.40	4.34	0.95
5	6.00	8.00	46.50	4.20	27.10	6.45	0.58
6	7.00	10.00	62.20	6.50	36.96	5.69	0.59
7	5.00	8.50	52.70	5.80	32.40	5.59	0.61
8	7.00	10.00	75.20	6.50	15.10	2.32	0.20
9	6.00	9.50	63.30	12.10	21.73	1.80	0.34
10	7.00	10.00	54.60	7.60	13.02	1.71	0.24
PROMEDIO					34.73	4.03	0.59

*MP/g mh = microplásticos por gramo de masa húmeda del tejido blando

La concentración de MP en promedio es de 34.73 MP/ individuo, 4.03 MP/ g de masa húmeda del tejido blando y 0.59 MP/g de organismo. El tipo de microplástico predominante en los ostiones fueron las fibras en un 94.12 %, y se identificaron también fragmentos en una proporción 5.88 %, ambos MP generalmente son derivados de la degradación de otros plásticos de mayor tamaño.

Respecto al análisis multivariado en todos los parámetros, el valor P fue mayor que 0.05, lo cual indica que no hay correlación entre las variables analizadas y el número de microplásticos.

Los residuos plásticos llegan a los ambientes marinos debido a actividades como el transporte de mercancías y la pesca, además de la acuicultura, pero en mayor medida debido a actividades terrestres tales como la industria, el turismo y la urbanización [12], sobre todo cuando no se lleva a cabo un manejo adecuado de sus residuos. Además, el viento y la lluvia pueden acarrear los residuos desde los camiones recolectores y los sitios de disposición final [13]. Tuxpan es una ciudad mediana al contar con 154,600 habitantes, sin embargo, es un puerto turístico, petrolero y comercial [14], que además no cuenta con una gestión integral de sus residuos sólidos urbanos, puesto que en

el Plan Municipal de Desarrollo 2022-2025 sólo contempla la disposición final como única opción de manejo [14].

En diversos estudios se han encontrado MP en aguas superficiales y sedimentos del fondo de ecosistemas marinos y costeros [13], por lo que resulta lógico que la contaminación del hábitat de los ostiones influya en la concentración de MP en estos organismos. Los cuerpos de agua que desembocan al mar y las descargas de aguas residuales también pueden contribuir con MP [13] desde el municipio en estudio y lugares aledaños. Dentro de Tuxpan hay tres plantas de tratamiento de aguas residuales que descargan sus aguas hacia el Río Pantepec, la Laguna de Tamapachoco y el Estero de la Calzada [14], cuyas corrientes llegan al mar, lo que puede explicar la presencia de MP en el ambiente circundante y en organismos como los ostiones, en especial como fibras sintéticas.

3.4 Comparación con otros estudios

En la Tabla 2 se muestran los resultados de las concentraciones de microplásticos reportados en bivalvos en diferentes estudios. En cinco de los artículos consultados [15], [16] – [17], se reportaron los resultados en términos de microplásticos por organismo, en cuatro [15] – [16], [17] como microplásticos por gramo de masa húmeda del tejido blando, en uno como microplásticos por gramo de organismo [9] y en uno como microplásticos por gramo de masa seca del tejido blando [18]. El presente estudio expresó los resultados en casi todas las formas mencionadas, a excepción de la última, con la finalidad de facilitar las comparaciones.

Tabla 2. Comparación de las concentraciones de microplásticos en los estudios

Región	Organismo	#MP/masa del organismo	#MP/g mh	#MP/g ms	#MP/organismo	Referencia
Emiratos Árabes Unidos	Ostiones (<i>Pinna muricata</i> , <i>Pinctada radiata</i> , <i>Pinctada nigra</i>)	101.2 ± 93.8 MP/kg	N.D.	N.D.	N.D.	[9]
China	Ostiones (<i>Crassostrea gigas</i> , <i>Crassostrea angulate</i> , <i>Crassostrea hongkongensis</i> , <i>Crassostrea sikamea</i>)	N.D.	0.62	N.D.	2.93	[15]
Baja California, México	Ostion (<i>Magallana gigas</i>)	N.D.	0.06 ± 0.02	N.D.	N.D.	[19]
Península Olímpica, E.U.A.	Almeja (<i>Siliqua patula</i>)	N.D.	0.15±0.03	N.D.	6.75±0.60	[16]
Costa de la Columbia Británica, Canadá	Ostion (<i>Crassostrea gigas</i>) Almeja (<i>Venerupis philippinarum</i>)	N.D.	N.D.	0.02±0.03 (salvajes), 0.04 ± 0.06 (cultivados) 0.16 ± 0.18 (salvajes), 0.22 ± 0.31 (cultivados)	0.13±0.16 (salvajes), 0.22±0.28 (cultivados) 0.10±0.10 (salvajes), 0.16±0.22 (cultivados)	[18]
Estuario de la Bahía Blanca, Argentina	Ostion (<i>Crassostrea gigas</i>)	N.D.	N.D.	N.D.	2 - 7 (4.2 fibras/ind; 2 fragmentos/ind; 0.5 partícula/ind)	[20]
Goa, India	Mejillón (<i>Perna viridis</i>) Almeja (<i>Paphia malbarica</i>) Ostion (<i>Crassostrea sp.</i>)	N.D.	3.2±1.8 0.7±0.3 4.0±2.1	N.D.	1–6 2–5 1–10	[17]

Tuxpan, Veracruz	Ostion (<i>Crassostrea virginica</i>)	0.59±0.38 MP/g	4.03±2.36	-	34.73±23.51	Presente estudio
------------------	---	-------------------	-----------	---	-------------	------------------

E.U.A = Estados Unidos de América, MP/g mh = microplásticos por masa húmeda del tejido blando, MP/g ms = microplásticos por masa seca del tejido blando, N.D. = no disponible

De los cuatro artículos consultados que realizaron estudios en más de una especie de bivalvos [9] – [15], [18], [17] solamente la mitad reportan los resultados por especie [18], [17] y todos lo hacen por organismo (ostión, almeja o mejillón). En la Costa de la Columbia Británica, las almejas tuvieron una concentración de MP un orden de magnitud mayor en comparación con los ostiones del mismo estudio, resultado que Covernton et al. (2019) [18] atribuyó a que la estructura específica de las branquias y los palpos labiales de los ostiones les permite clasificar y descartar partículas con mayor facilidad. En el caso de Goa, India, las almejas (*Paphia malbarica*) tuvieron un menor contenido de MP que los mejillones y los ostiones, lo que Saha et al. (2021) [17] atribuyó a que el tamaño de *Paphia malbarica* fue menor a la de los otros dos organismos, infiriendo que, a mayor tamaño del organismo más agua filtra y, por lo tanto, tiene mayor riesgo de ingestión y acumulación de MP.

La concentración de MP en Tuxpan es la más alta entre todos los estudios, al realizar la comparación entre las unidades, el contenido de MP en los ostiones del municipio es casi 6 veces mayor al contenido de estas partículas en los Emiratos Árabes Unidos, cuando los resultados se expresan en MP/g del organismo, esto probablemente debido a que las especies analizadas son distintas y sus características físicas también lo son. Además, este estudio también presenta la mayor concentración de MP en unidades de MP/organismo.

Se destaca que las únicas concentraciones similares entre los estudios fueron las de los ostiones del género *Crassostrea* en Tuxpan y Goa [17] en unidades de MP/g mh, sin embargo, en general al comparar las concentraciones reportadas por todos los estudios para almejas y ostiones, éstas fueron distintas entre cada sitio, por lo que se asume que las diferencias en el contenido de MP podrían deberse al grado de contaminación del hábitat de los organismos o a las técnicas empleadas para la medición de MP.

En todos los artículos, incluyendo el presente estudio, la forma predominante de los MP encontrados fueron las fibras, y en cuatro de los artículos [9] – [19], [18] y el presente estudio la siguiente forma relevante fueron los fragmentos, además algunos reportaron en menor proporción películas [15] y esferas [18]. La abundancia de fibras sintéticas se debe a las aguas de lavado y el polvo de los hogares, que pueden trasladarse hasta los ambientes marino mediante las descargas de aguas residuales [21], además de la lluvia y el viento.

Otras fuentes para la generación de MP son la acuicultura de mariscos, para la que se utilizan cuerdas o estructuras que se construyen en el fondo del mar en zonas costeras [15] y la pesca, en ambas industrias se utilizan materiales de trabajo compuestos por polímeros como el poliestireno (PS), el polipropileno (PP), el policloruro de vinilo (PVC) o el polietileno de alta densidad (HDPE) [18], además de nylon para las redes de pesca [18].

Los tres colores de MP más encontrados en los artículos fueron el azul [9], [19] – [18], [17], el negro [9], [19], [18], [17] y el transparente [19] – [18], mientras que el presente estudio no incluyó esta característica. En dos de las investigaciones se tomaron muestras del equipo de acuicultura utilizado en sus respectivas zonas de estudio, sin embargo, aunque Lozano et al. (2021) [19] encontraron partículas de colores similares a los del equipo en los ostiones, la composición química de los MP no coincidió entre ambos, y en el caso de Covernton et al. (2019) [18] tampoco hubo coincidencia entre la composición de los MP en los ostiones y el equipo.

La composición química más habitual en los MP analizados por los estudios fue reportada en solo seis de los artículos, los polímeros más comunes fueron el PET [15] – [16] y el PE [9] – [15], plásticos que se utilizan habitualmente como material para envasado y empaquetado (p.ej. botellas y recipientes de alimentos) [22], por lo que su origen puede ser como parte de los RSU o los residuos desechados por turistas y que se han intemperizado. Otros polímeros encontrados a destacar son el celofán [15], [16], el poliéster [16] – [18], el primero se utiliza en el envasado de productos comestibles, tabaco, textiles y confitería, y el segundo se utiliza como material de envasado al vacío, envoltorio de alimentos que pueden calentarse dentro del mismo y para la elaboración del PET [23].

3.5 Estimación de ingesta de MP por consumo de bivalvos

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), el consumo humano mundial de pescados y mariscos en 2017 fue de 20.38 kg/per cápita por año (peso vivo equivalente), de éstos el 2.65 kg representan el consumo per cápita de moluscos [13]. Aunque el consumo de pescados y mariscos varía considerablemente entre regiones [13], y se entiende que los ostiones no son la única clase de moluscos que se consumen, se tomó el dato de consumo per cápita de moluscos estimado por la FAO y se calculó que, en un caso hipotético donde el único tipo de molusco que se consumiera fueran los ostiones analizados en este estudio (0.59 MP/g organismo), la ingesta de MP se elevaría hasta los 1,563.5 MP/per cápita por año.

4. Conclusiones

Este estudio proporciona información sobre la presencia de MP en ostiones de la especie *Crassostrea virginica* del municipio de Tuxpan, Veracruz, mediante su cuantificación y clasificación. Las fibras fueron el MP con mayor ocurrencia, representando 94.12 % del total de los MP en los 10 organismos analizados, seguido de los fragmentos con el 5.88 %. Los principales factores que podrían influir en la presencia de MP en los ostiones del municipio son el manejo de los RSU, el turismo, el transporte marítimo de mercancías y la pesca y la acuicultura (en las que es frecuente el uso de estructuras y equipo de material plástico), debido a que estas son actividades comunes dentro de la región.

La concentración promedio de MP se calculó en tres unidades: MP/individuo, MP/g mh y MP/g organismo, con valores de 34.73, 4.03 y 0.59, respectivamente. El calcular la concentración de MP en diferentes unidades fue beneficioso, pues los resultados obtenidos se pudieron comparar con otros siete estudios de diferentes localidades del mundo. De entre estos estudios, los organismos que presentaron mayor concentración de MP fueron los ostiones analizados en el presente documento.

La contaminación del hábitat de los ostiones está altamente relacionada con la concentración de MP en estos organismos, pues al ser organismos filtradores son proclives a la ingestión de estos materiales sintéticos. Dado esto, se recomienda (1) hacer un estudio en paralelo de la contaminación por MP en el medio que habitan los especímenes para confirmar si existe conexión entre la contaminación del ecosistema y los ostiones, y (2) estudiar la relación entre la concentración de MP y el volumen de agua que llegan a filtrar estas especies.

Referencias

- [1] Thushari, G. G. N., & Senevirathna, J. D. M. (2020). Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*, 6(8). doi:10.1016/J.HELIYON.2020.E04709

- [2] Otero, P., Gago, J., & Quintas, P. (2021). Twitter data analysis to assess the interest of citizens on the impact of marine plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112620. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112620
- [3] Keisling, C., Harris, R. D., Blaze, J., Coffin, J., & Byers, J. E. (2020). Low concentrations and low spatial variability of marine microplastics in oysters (*Crassostrea virginica*) in a rural Georgia estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110672. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2019.110672
- [4] Athapaththu, A. M. A. I. K., Thushari, G. G. N., Dias, P. C. B., Abeygunawardena, A. P., Egodaayana, K. P. U. T., Liyanage, N. P. P., Pitawala, H. M. J. C., & Senevirathna, J. D. M. (2020). Plastics in surface water of southern coastal belt of Sri Lanka (Northern Indian Ocean): Distribution and characterization by FTIR. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111750. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111750
- [5] Frias, J. P. G. L., Lyashevskaya, O., Joyce, H., Pagter, E., & Nash, R. (2020). Floating microplastics in a coastal embayment: A multifaceted issue. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111361. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111361
- [6] Cole, M. (2016). A novel method for preparing microplastic fibers. *Scientific Reports* 2016 6:1, 6(1), 1–7. doi:10.1038/srep34519
- [7] Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. doi:10.1007/S40572-018-0206-Z/TABLES/4
- [8] Jang, M., Shim, W. J., Cho, Y., Han, G. M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2020). A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. *Water Research*, 171, 115400. doi:10.1016/j.watres.2019.115400
- [9] Hammadi, M. A., Knuteson, S., Kanan, S., & Samara, F. (2022). Microplastic pollution in oyster bed ecosystems: An assessment of the northern shores of the United Arab Emirates. *Environmental Advances*, 8, 100214. doi:10.1016/j.envadv.2022.100214
- [10] Littman, R. A., Fiorenza, E. A., Wenger, A. S., Berry, K. L., van de Water, J. A., Nguyen, L., Aung, S. T., Parker, D. M., Rader, D. N., Harvell, C. D., & Lamb, J. B. (2020). Coastal urbanization influences human pathogens and microdebris contamination in seafood. *Science of The Total Environment*, 736, 139081. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139081
- [11] Jones, K. L., Hartl, M. G., Bell, M. C., & Capper, A. (2020). Microplastic accumulation in a *Zostera marina* L. bed at Deerness Sound, Orkney, Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110883. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.110883
- [12] Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- [13] Vázquez Morillas A., Cruz Salas A. A., Álvarez J. C., Beltrán-Villavicencio. M., Espinosa-Valdemar R. M. Rosado Piña V.L., Mendoza Sánchez M., (2020) Monitoreo de microplásticos en playas, (1-32).

- [14] H. Ayuntamiento de Tuxpan Veracruz. (2022). Plan Municipal de Desarrollo 2022-2025. En línea <https://tuxpanveracruz.gob.mx/wp-content/uploads/2022/transparencia/ley_875/Art16/F_II/Inc_a_PLAN_MUNICIPAL_DE_DESARROLLO_TUXPAN_PUERTO_DE_LA_ESPERANZA_2022_2025.pdf> Recuperado el 08/06/2022.
- [15] Teng, J., Wang, Q., Ran, W., Wu, D., Liu, Y., Sun, S., Liu, H., Cao, R., & Zhao, J. (2019). Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Science of The Total Environment*, 653, 1282–1292. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.057
- [16] Baechler, B. R., Granek, E. F., Mazzone, S. J., Nielsen-Pincus, M., & Brander, S. M. (2020). Microplastic Exposure by Razor Clam Recreational Harvester-Consumers Along a Sparsely Populated Coastline. *Frontiers in Marine Science*, 7. doi:10.3389/fmars.2020.588481
- [17] M. Saha, A. Naik, A. Desai, M. Nanajkar, C. Rathore, M. Kumar, & P. Gupta. (2021). Microplastics in seafood as an emerging threat to marine environment: A case study in Goa, west coast of India. *Chemosphere*, 270, 129359 doi:10.1016/j.chemosphere.2020.129359.
- [18] Covernton, G. A., Collicutt, B., Gurney-Smith, H. J., Pearce, C. M., Dower, J. F., Ross, P. S., & Dudas, S. E. (2019). Microplastics in Bivalves and their Habitat in Relation to Shellfish Aquaculture Proximity in Coastal British Columbia, Canada. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 357–374. doi:10.3354/aei00316
- [19] Lozano-Hernández, E. A., Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Sánchez-Osorio, J. L., & Hernández-Guzmán, F. A. (2021). Microplastic concentrations in cultured oysters in two seasons from two bays of Baja California, Mexico. *Environmental Pollution*, 290(August). doi:10.1016/j.envpol.2021.118031
- [20] Fernández Severini, M. D., Villagran, D. M., Buzzi, N. S., & Sartor, G. C. (2019). Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. *Regional Studies in Marine Science*, 32, 100829. doi:10.1016/j.rsma.2019.100829
- [21] Pei, D.-S., & Junaid, M. (2019). Marine pollution : current status, Impacts, and remedies / editors : De-Sheng Pei, Muhammad Junaid. Bentham Science Publishers Ltd.
- [22] Palenzuela Tejero, Alberto (2015). Las poliolefinas en la industria actual: del petróleo a los plásticos. Proyecto Fin de Carrera / Trabajo Fin de Grado, E.T.S.I. de Minas y Energía (UPM), Madrid.
- [23] Ministerio de Comercio Exterior y Turismo de Perú. (2009). Guía de envases y embalajes. En línea <<https://www.siicex.gob.pe/siicex/documentosportal/188937685rad66DEB.pdf>> Recuperado el 08/06/2022.

Determinación de la presencia de microplásticos en productos cosméticos faciales y su incidencia en la salud.

¹Gabriela Avril Pizarroso Sossa, ¹Sebastian Villamil Fernandez, ²Paula Cecilia Soto Rios,
^{1*}Brenda Acevedo Juárez

¹ Universidad de Guadalajara Centro Universitario de los Valles, Carr. a Guadalajara Km. 45.5, 46600 Ameca, Jal.

²Escuela Militar de Ingeniería, Av. Rafael Pabón, Irpavi, La Paz, Bolivia.

*brenda.acevedo@academicos.udg

Resumen

En la actualidad existe una gran variedad de sectores industriales que utilizan microplásticos añadidos intencionalmente por sus diferentes usos, además, la producción anual de plásticos y compuestos de plástico se ha incrementado en los últimos años. La exposición a microplásticos puede afectar a los seres vivos de diversas formas. Una amplia serie de aditivos plásticos, otros compuestos químicos agregados durante la producción de los plásticos, así como contaminantes absorbidos procedentes del medioambiente, como pueden ser metales pesados y compuestos orgánicos persistentes, están altamente asociados con la salud humana por su capacidad de dispersión a través de las diferentes rutas y vías de exposición. En el presente artículo se detalla la determinación experimental de la presencia de microplásticos en 3 cremas cosméticas en la ciudad de La Paz, Bolivia. Los resultados obtenidos mediante la observación microscópica demuestran la presencia de microplásticos en algunas de las cremas, hasta dos gramos de microplásticos en una de ellas.

Palabras clave: *Cosmético, microplásticos.*

1. Introducción

Prácticamente todo lo que nos rodea incluye en su composición algún tipo de plástico, inclusive productos de uso diario contienen dichos plásticos y la población desconoce la presencia de estos. Por consiguiente, se habla de que cada vez hay más presencia de plásticos de diversos tamaños en numerosos sectores de la industria. En cuanto la industria cosmética, la globalización del uso de microplásticos como sustitutos de exfoliantes naturales, ha producido un incremento de su contacto con la población; y aunado a su tamaño microscópico, impide que sean retenidos por los mecanismos actuales de depuración y biodegradación en el cuerpo humano [1].

Los microplásticos se definen comúnmente como pequeñas partículas o fragmentos de plástico cuyo límite superior de tamaño se establece en los 5 mm de diámetro. Los microplásticos pueden ser clasificados en dos categorías: primarios y secundarios. Entre los clasificados como primarios se encuentran los plásticos fabricados con un diámetro inferior a los 5 mm. En cambio, los microplásticos secundarios son los formados a partir de la erosión y el fraccionamiento de los plásticos más grandes [2].

Al utilizar una crema humectante o exfoliante facial las personas quieren que estas sustancias tengan un poder abrasivo sobre la piel, que sea agradable al tacto, que

proporcione brillo y una buena humectación. Es así, que los microplásticos pueden cumplir a la perfección con esos propósitos y además son un material más barato, moldeable y fácil de usar; por eso se añaden en sustitución de algunos ingredientes naturales que también podrían funcionar como agentes exfoliantes y son la primera opción considerada hasta ahora por muchas empresas para utilizarlos en sus productos [3].

Existen algunos estudios realizados por sobre la presencia de microplásticos en cremas faciales y su incidencia sobre la salud y el medio ambiente, entre ellos los realizados por Torres-Bayona (2016) de la Universidad Politécnica de Cartagena y Delgado (2019) de la Universidad de Granada [4, 5].

En el estudio de Torrez-Bayona (2016) se realizó la cuantificación de microplásticos de 4 muestras de cremas faciales, mostrando así variedad de áreas superficiales específicas y concluyendo con el resultado de diferentes concentraciones de dichos microplásticos en las muestras con un tamaño medio entre 70 y 190 μm . Estas partículas podrían actuar como absorbentes en el ambiente, llevando contaminantes orgánicos o metales pesados, en comparación con bioabsorbentes utilizados en otros experimentos representando una amenaza al ser vertidas a los cuerpos de agua y bloqueadas solo parcialmente por las plantas de tratamiento de aguas residuales [4].

Por otra parte, en el estudio de Delgado y Fern (2019) se evaluaron las implicaciones de los microplásticos sobre la salud humana, obteniendo a partir de un estudio *in vitro* que la exposición a microplásticos muestra daños por estrés oxidativo en diversas líneas celulares humanas epiteliales y cerebrales, lo que favorecería efectos localizados en el sistema inmunológico y aumentaría la inflamación intestinal tras la ingestión de estos contaminantes. Además, afirman que los microplásticos pueden actuar como vectores de transporte de compuestos químicos, por un lado, como de compuestos directamente relacionados a su fabricación, o incluidos para conferirle ciertas propiedades, resultando así en un peligro para el medioambiente y la biota. Sin embargo, también mencionan que no se disponen de suficientes estudios que demuestren la peligrosidad de estas partículas para la salud humana y hace falta realizar más estudios epidemiológicos con este objetivo [5].

En el presente trabajo se determinó la presencia de microplásticos en tres diferentes cremas faciales comerciales en la ciudad de La Paz, Bolivia, además se revisaron los efectos de la presencia de microplásticos en la salud humana mediante una revisión bibliográfica de la información.

2. Metodología

Para llevar a cabo este trabajo, se inició por seleccionar tres cremas hidratantes. Estas cremas se seleccionaron con base a la popularidad de estos productos en la mayoría de los supermercados de la ciudad de La Paz, Bolivia. La obtención de los microplásticos se realizó de acuerdo con la metodología del estudio de Torrez Bayona (2016) [4] con los pasos descritos a continuación:

- a) En 3 matraces diferentes se agregaron 2 gramos de cada crema como se aprecia en la Figura 1, luego se diluyó en 0.5 litro de agua destilada en un vaso de precipitado a una temperatura de entre 80 a 100 °C.



Figura 1. Pesaje de las muestras

- b) Las muestras con las tres soluciones se colocaron en un agitador orbital a 80 rpm durante 40 minutos como se observa en la Figura 2.

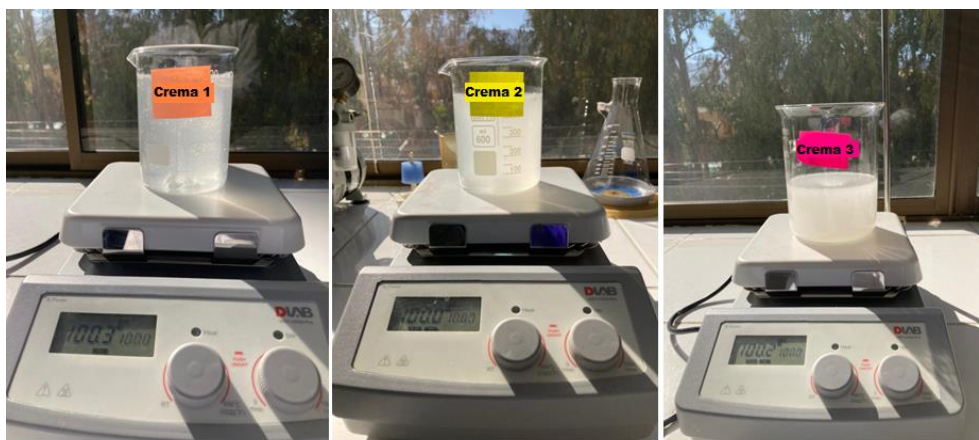


Figura 2. Muestras en el agitador orbital

- c) Las soluciones se deben filtrar por un tamiz de 0,160 mm de luz de paso, sin embargo, al no contar con dicho tamiz se empleó medias de nylon. El informe presentado por Sánchez (2016) de la empresa Sartorius, proveedor internacional de equipos de laboratorio y farmacéuticos, asegura que éstas medias posee una capa de 0,2 mm. Por lo que, se considera ser empleada para el proceso cribado de las muestras [6]. Posteriormente, se conservó las medias colocándolas en capsulas de vidrio como se aprecia en la Figura 3.



Figura 3. Cribado de las muestras

- d) Las medias fueron secadas en una estufa a 50 °C de temperatura durante 48 horas como se observa en la Figura 4.



Figura 4. Secado de las muestras

- e) Finalmente, las tres muestras se observaron en un microscopio óptico.

3. Resultados y discusión

3.1. Obtención de las cremas hidratantes comerciales en la ciudad de La Paz, Bolivia.

En la Figura 5 se observan las tres cremas humectantes más populares comercialmente en la ciudad de La Paz, Bolivia.



Figura 5. Envases de las tres cremas faciales sometidas al estudio

A continuación, se detalla la composición química de cada crema:

- a) Crema 1: Agua, parafina líquida, cera microcristalina, glicerina, alcohol de lanolina (Eucerit), parafina pantenol, sulfato de magnesio, oleato de decilo, octildodecanol, estearatos de aluminio, ácido cítrico, estearato de magnesio, limoneno, geraniol, hidroxicitronelal, butilenglicol, linalool, citronelol, benzoato de bencilo, alcohol cinamílico, perfume [7, 8, 9].
- b) Crema 2: Agua, aceite mineral, cera microcristalina, palmitato de isopropilo, vaselina, glicerina, ceresina, ácido esteárico, petrolato, estearato de glicerilo, alcohol cetílico, oleato de sorbitán, trietanolamina, laureth-23, fragancia, DMDM hidantoína, carbómero, metilparabeno, BHTA, disodio ED extracto de *Fucus vesiculosus*, extracto de fruta de *Pyrus malus* (Manzana), extracto de fruta de *Citrus grandis* (Pomelo) [7, 8, 9].
- c) Crema 3: Agua, parafina líquida, petrolato, palmitato de isopropilo, glicerina, parafina, ácido esteárico, alcohol cetílico, estearato de glicerilo, oleato de sorbitán, trietanolamina, fragancia, carbómero, EDTA disódico, EDTA tetrasódico, metilparabeno, propilparabeno, cultivo celular de miristeno buddjeur, goma xantana [7, 8, 9].

3.2 Análisis de las muestras

En la figura 6 se observan el resultado de la filtración después de ser secadas las muestras, en esta imagen a simple vista se observan residuos en la superficie de la media de nylon de la crema 1, lo que advierte la existencia de residuos posiblemente plásticos, mientras que para la crema 2 y 3 puede observarse residuos rojos. En la figura 7 se muestra un acercamiento sobre los resultados de la filtración y secado de las muestras, donde se observan residuos blancos sobre la superficie de la media de nylon de la crema 1. Sin embargo, los residuos de las cremas 2 y 3 no son apreciados a simple vista.

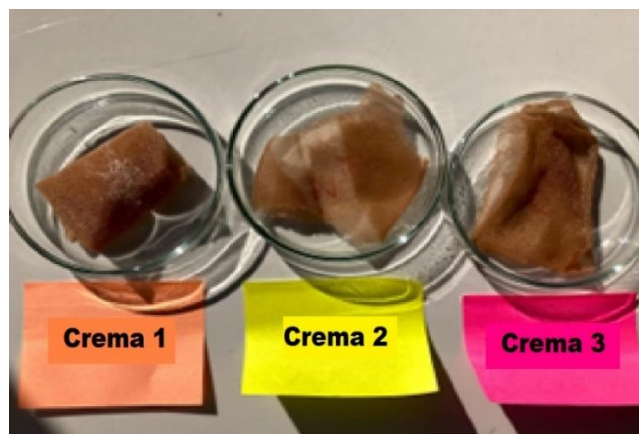


Figura 6. Muestras de las cremas después del proceso de secado



Figura 7. Filtro de nylon después del secado de 48 horas en el horno con restos de crema

3.3 Análisis de microplásticos

La muestra de la crema 1 fue observada al microscopio óptico, las micrografías obtenidas se muestran en la Figura 8. En ellas, se visualizaron residuos adheridos a la superficie de la media nylon y al tacto eran bastante duros y filosos tales como cristales.



Figura 8. Vista en microscopio objetivo X10 del residuo de la crema 1 en la media nylon

La media de nylon correspondiente a la crema 2 después del proceso de cribado y secado se analizó por microscopía óptica, los resultados se muestran en la Figura 9. En las micrografías se observaron residuos adheridos a la superficie de la media nylon. Estos residuos, son similares a los de la crema, aunque más pequeños, algunos se observan de color rojo.

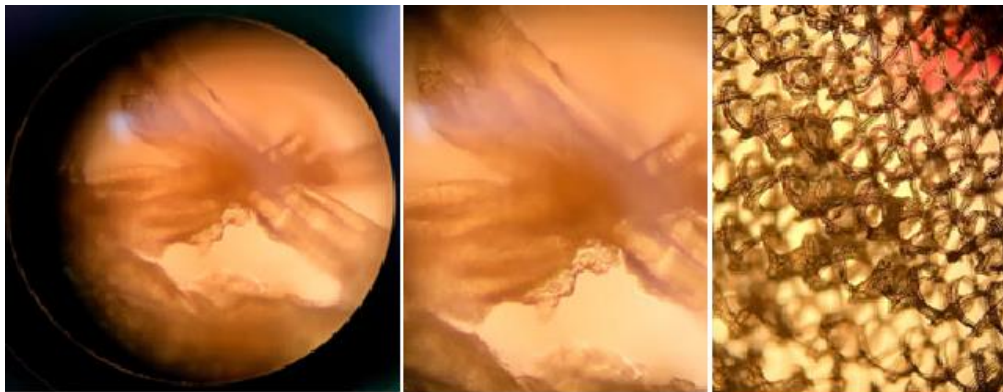


Figura 9. Vista en microscopio X10 del residuo de la crema 2 en la media nylon

Después del proceso de cribado y secado se procedió al análisis de los restos de la crema 3 mediante el microscopio. En esta muestra no se visualizó residuos claros, ni transparentes, pero se observan residuos rojos adherido al filtro de media nylon (Figura 10).

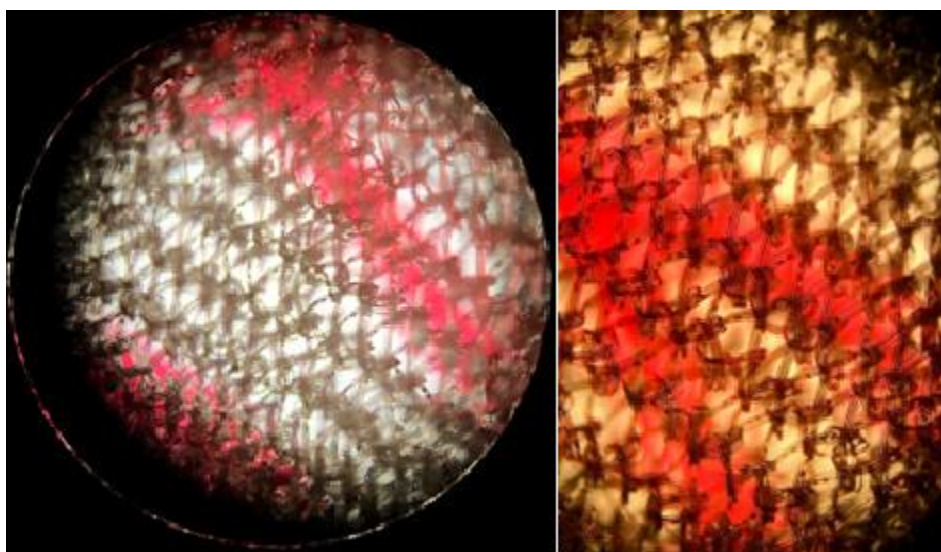


Figura 10. Vista en microscopio X10 del residuo de la crema 3 en la media nylon

La evaluación de la presencia de microplásticos en las tres cremas faciales seleccionadas resultaron de gran interés. Según los estudios de Leslie (2014) y Torrez-Bayona (2016) uno de los procesos físicos de separación de microplásticos es el filtrado [10, 4]. Mediante este proceso se han identificado que los microplásticos contenidos en productos de cuidado personal y cosméticos (de interés para el problema de los desechos marinos) tienen en común con otros desechos microplásticos, las siguientes propiedades:

- Materiales en fase sólida (es decir, partículas sólidas, no líquidos)
- Insoluble en agua
- Sintético
- No degradable (por ejemplo, según pruebas estandarizadas)
- Hecho de plástico
- Tamaño pequeño (hasta 5 mm, aunque pueden ser incluso inferiores a 1 μm , es decir, nanométricos)

Dado entonces que los residuos encontrados en las filtraciones de las cremas 1 y 2 fueron insolubles en agua, sólidos y de tamaño pequeño ($0.2 > 5\text{mm}$) podemos sugerir que en estas cremas existe la presencia de microplásticos de tipo hojuelas. En la crema 3 se observaron esas partículas rojas las cuales no corresponden a las características antes mencionadas, por lo que se sugiere realizar análisis como FTIR y/o RAMAN para poder determinar su composición.

A partir de la determinación de la presencia de microplásticos se analizaron los ingredientes de las cremas identificado aquellos productos derivados de los hidrocarburos:

- Cera microcristalina, contenida en la crema 1 y 2, son un tipo de ceras producido por el desengrase del petróleo, como parte del proceso de refinamiento del petróleo [11, 12, 13, 14].
- Butilenglicol encontrado en la crema 1 es un compuesto químico derivado del petróleo, que a menudo se usa como humectante en el cuidado de la piel. Evita que el producto se seque y hace que la formulación sea más resistente a la humedad. En personas sensibles, el butilenglicol puede irritar la piel, los ojos y las fosas nasales; sin embargo, se considera que es el menos irritante de todos los glicoles [11, 12, 13, 14].
- Petrolato: Es una jalea o vaselina útil en aplicaciones cosméticas y farmacéuticas. No posee color ni olor y se obtiene principalmente de los hidrocarburos [13, 14, 15, 16].
- Laureth-23: Es un poliéster sintético de alcohol laurílico [16, 17].

Las ceras microcristalinas y ceras (productos derivados del petróleo y aceites parafínicos) se han identificado como un problema de contaminación en el mar. No hay estimaciones confiables sobre la cantidad de ceras de petróleo que se descargan en el mar cada año. Sin embargo, en 1993 se estimó que un solo evento de contaminación mató a más de 2,000 aves en la parte norte de los Países Bajos, aunque no está claro si la muerte fue causada por cera de parafina o aceite de palma. Al transcurso de los años varios eventos se han producido, ocasionados tal vez por ceras provenientes del petróleo, el único registro cierto relacionado con aguas de alta mar se produjo en 2013, cuando se encontraron varios fragmentos de una cera parafínica blanca en una muestra recolectada en el sur del mar Adriático durante un estudio de microplásticos flotantes [18].

En cuanto respecta a la salud, la EFSA (Agencia Europea de Seguridad Alimentaria) considera que los microplásticos son un “riesgo potencial emergente”. La exposición a microplásticos puede ocurrir por ingestión, inhalación y contacto dérmico debido a la presencia de microplásticos en productos, alimentos y aire. En todos los sistemas biológicos, la exposición a microplásticos puede causar toxicidad de partículas, con estrés oxidativo, lesiones inflamatorias y aumento de la absorción o translocación. Muchos cosméticos se aplican directamente sobre la piel y las partículas $<100\text{ nm}$ pueden atravesar la barrera epitelial. Los microplásticos utilizados en cosméticos fueron evaluados por el

Instituto Federal de Evaluación de Riesgos de Alemania, que concluyó que los microplásticos de estos productos pueden estar asociados con daños en la piel debido a la inflamación y la citotoxicidad. En particular, los microplásticos inducen estrés oxidativo en las células epiteliales dérmicas humanas [19].

Es en ese entendido que organismos internacionales, entre ellos la Organización Mundial de la Salud (OMS), creen que es un asunto que hay que estudiar en mayor profundidad. Además, la Agencia Europea de Sustancias Químicas en 2019 propuso restringir la utilización de microplásticos añadidos de forma deliberada en artículos como los cosméticos, entre otros [11, 20]. Sin embargo, existe la evidencia del estudio realizado por Martínez (2014) [21] donde afirman que la potencial toxicidad causada por sus aditivos químicos y su capacidad para combinarse con las proteínas del organismo humano permite su difusión y penetración en las células y órganos del cuerpo, generando toxicidad gastrointestinal, toxicidad hepática, neurotoxicidad, y riesgo de carcinogénesis al estar los microplásticos involucrados en mecanismos de estrés oxidativo e inflamación.

Por esto, se sugiere emplear productos de cosmética saludable, natural y libre de tóxicos que no representan un riesgo para la salud humana y que garantizan que cualquier residuo que llegue al ambiente es totalmente libre de tóxicos y amigables con el ambiente [22, 23].

4. Conclusiones

En las cremas humectantes 1 y 2 de popularidad comercial en la ciudad de La Paz, Bolivia se encontró mediante la técnica de filtración la presencia de microplásticos. Las características de los microplásticos que se encontraron adheridos a la superficie del filtro presentaron propiedades como: color de blanco cristalino, sólidos de textura cristalinos e insolubles. No obstante, en la crema 3 se observó una coloración rojiza la requiere de un análisis mayor para determinar su composición. Por otra parte, se encontró que los posibles microplásticos de las cremas 1 y 2 pueden ser ceras microcristalinas y ceras derivadas del petróleo. Estas ceras presentar un riesgo en el medioambiente, dado que hay evidencias de eventos de acumulación de ceras en el mar, y que para la salud estos pueden ser absorbidos y causar toxicidad.

Referencias

- [1] Browne MA, Dissanayake A, Galloway TS, Lowe DM, Thompson RC. *Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, Mytilus edulis* (L.). *Environ Sci Technol*. 2008;42(13):5026-31.
- [2] Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12-22.
- [3] Lee, S., & Lee, T. G. (2021). A novel method for extraction, quantification, and identification of microplastics in CreamType of cosmetic products. *Scientific reports*, 11(1), 1-10.

- [4] Torres Bayona, J. L. (2016). *Los microplásticos como transportadores de metales pesados en agua: estudio cinético*. Universidad Politécnica de Cartagena. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10317/5693>
- [5] Delgado F, O., & Fern, M. F. (2019). *Implicaciones De La Exposición a Microplásticos En Salud Humana*. Universidad de Granada.
- [6] Sánchez, D. (2016). *Conceptos básicos de filtración*. Sartorius Stedim Biotech. Recuperado de: <https://www.sartorius.com/en/knowledge>
- [7] Guerranti, C., Martellini, T., Perra, G., Scopetani, C., & Cincinelli, A. (2019). Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. *Environmental toxicology and pharmacology*, 68, 75-79.
- [8] Zhang, C., Guo, S., & Huang, C. (2011). Determination of compositions in cosmetics by multiple-instrument. *American Journal of Analytical Chemistry*, 2(8), 857.
- [9] Center for International Environmental Law (CIEL). (2019). *Plastic & Health “the hidden costs of a plastic planet”*. Recuperado de <https://www.ciel.org/wp-content/uploads/2019/02/Plastic-and-Health-The-Hidden-Costs-of-a-Plastic-Planet-February-2019.pdf>
- [10] Leslie, H. A. (2014). Review of microplastics in cosmetics. *IVM Institute for Environmental Studies*, 476, 1-33.
- [11] European Environment Agency. *European Waters: Assessment of status and pressures 2018*. EEA Report No 7/2018. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water>.
- [12] Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine pollution bulletin*, 99(1-2), 178-185.
- [13] Casteñeta G., Guetiérrez A. F., Nacaratte F. (2020). *Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición*. Recuperado de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?pid=S0250-54602020000300005&script=sci_arttext
- [14] Singh, N., Khandelwal, N., Tiwari, E., Naskar, N., Lahiri, S., Lützenkirchen, J., & Darbha, G. K. (2021). Interaction of metal oxide nanoparticles with microplastics: impact of weathering under riverine conditions. *Water Research*, 189, 116622.
- [15] Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC, Barlaz M. *Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments*. *Philos Trans R Soc B Biol Sci*. 2009; 364:1985 –98
- [16] Ju, S., Shin, G., Lee, M., Koo, J. M., Jeon, H., Ok, Y. S., ... & Park, J. (2021). Biodegradable chito-beads replacing non-biodegradable microplastics for cosmetics. *Green Chemistry*, 23(18), 6953-6965.

- [17] Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., & Janakiraman, S. (2020). Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(21), 25970-25986.
- [18] Suaria, G., Aliani, S., Merlino, S., & Abbate, M. (2018). The occurrence of paraffin and other petroleum waxes in the marine environment: a review of the current legislative framework and shipping operational practices. *Frontiers in Marine Science*, 94
- [19] Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the total environment*, 702, 134455.
- [20] Bhattacharya, P. (2016). A review on the impacts of microplastic beads used in cosmetics. *Acta Biomed. Sci*, 3(4).
- [21] Martínez García, A. D. (2014). *Análisis y caracterización de microplásticos presentes en limpiadores faciales y sus impactos sobre el medio ambiente*. Universidad Politécnica de Cartagena, 1–89.
- [22] Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M. *Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification*. *Environ Sci Technol*. 2012; 46(6):3060–75.
- [23] Morillo, L, Velarde, M. (2020). *Efectos potenciales de los microplásticos en la salud humana*. Universidad de Sevilla, 6-39

La gestión de los residuos sólidos en hoteles todo incluido de la Costa del Pacífico Mexicano

¹Cynthia Lora Rosales, ²Claudia Estela Saldaña Duran, ³Sarah Ruth Messina Fernández, ⁴Jesús Alberto Somoza Ríos

^{1,2,3}Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de la Cultura, Colonia Centro Tepic, Nayarit, México, cesduran@uan.edu.mx;

⁴Universidad Autónoma de Sinaloa, Circuito Interior Oriente S/N, Cd Universitaria, Privada del Real, 80040 Culiacán Rosales, Sin.

Resumen

La industria hotelera genera impactos ambientales los cuales, en su mayoría, son negativos. Está demostrado que los hoteles generan toneladas de basura al día y su disposición final, lo que con lleva contaminación atmosférica, degradación de la calidad del aire, agua y suelo, entre otras. Por tanto, los hoteles todo incluido se vuelven objeto de estudio en esta investigación, debido al modelo masificador de servicios dentro de un mismo establecimiento. En ese sentido, el objetivo fue evaluar la gestión de los residuos sólidos de los hoteles todo incluido en los centros turísticos de Mazatlán, Sinaloa; Nuevo Vallarta Nayarit y Puerto Vallarta, Jalisco; con base en indicadores ambientales. Se aplicó una lista de cotejo a los encargados de la gestión ambiental en 33 hoteles de esta modalidad y se determinaron los hallazgos a través de cinco categorías: registro periódico, aprovechamiento de residuos de comida, sistema contra despilfarro de comida, reducción de empaquetados y uso de tecnología digital. La gestión de los residuos sólidos en los hoteles todo incluido de los tres centros turísticos evaluados, se realiza con procedimientos que benefician al medio ambiente. Los porcentajes obtenidos en los hoteles evaluados, los registros periódicos de residuos alcanzaron el 91%, indicando un buen manejo de los residuos sólidos, así como la aplicación y seguimiento de políticas ambientales internas y externas.

Palabras Clave: *Turismo, sistemas de gestión ambiental y centro turístico.*

1. Introducción

El estudio de los residuos sólidos en la industria del turismo, y en particular en el sector hotelero, se ha vuelto más concurrido dadas las cantidades de basura que se generan al día y de los daños que esto provoca en el medio ambiente [1]. No obstante, se reconoce la necesidad de estudios que planteen la situación de los residuos sólidos con base en el manejo y disposición que reciben, con la finalidad de generar información útil para la toma de decisiones desde el paradigma ambiental. Por tanto, la relevancia del presente artículo corresponde, en parte, al estudio de la gestión ambiental, a través de la verificación de acciones de gestión de residuos sólidos que encaminen al sector hotelero por vías más sustentables.

El estudio analiza la calificación obtenida por cada destino evaluado, presentando el número de respuestas positivas y el porcentaje del manejo de los residuos sólidos de acuerdo con los indicadores evaluados en hoteles todo incluido en tres sitios del Pacífico, a saber: Mazatlán en, Sinaloa; Nuevo Vallarta en, Nayarit; y Puerto Vallarta en, Jalisco.

1.1 El turismo como motor económico de la Costa del Pacífico Mexicano y el manejo de sus residuos sólidos.

La mayoría de los destinos turísticos son vulnerables a la presión humana, lo que provoca impactos negativos en elementos como el agua, el aire y el suelo [2]. De esta forma, las áreas de oportunidad y las medidas que se pueden establecer para mitigar los daños son importantes si se consideran como parte de la gestión turística de los destinos y de las propias empresas turísticas. Este objetivo puede alcanzarse a través de un conjunto de actividades coordinadas estratégicamente que satisfagan los deseos sociales y culturales de los turistas, compensando así las necesidades económicas de las comunidades receptoras y aprovechando y preservando los recursos naturales disponibles para mejorar la calidad de vida de los turistas y sus pobladores.

El movimiento de turistas internacionales a nivel mundial disminuyó un 85 % entre enero y mayo de 2021, comparado con un 65 % en años anteriores. Esto debido al impacto de la pandemia COVID19. A pesar de los débiles resultados repuntó el turismo en mayo del 2021; sin embargo, los destinos en Medio Oriente, África, Asia-Pacífico y Europa fueron los líderes en crecimiento [3]. En el caso de México, el turismo se fortaleció entre enero y marzo del 2022 ingresando al país 14 millones 937 mil visitantes internacionales, registrando un crecimiento respecto a 2021 de acuerdo con la Secretaría de Turismo (SECTUR) [4]. Si bien estos hechos generan impactos ambientales, en parte, cada turista también lo hace. Por lo tanto, la gestión ambiental dentro de los establecimientos de hospedaje es vital para la mitigación del daño ambiental.

El desplazamiento de turistas continúa aumentando, y crece la necesidad de establecimientos de hospedaje, la gestión turística de los destinos requiere de la participación del sector hotelero en el paradigma ambiental. Este sector deberá ocuparse del manejo de los residuos sólidos que se generan diariamente en estos espacios [5]. Asimismo, es pertinente evaluar, controlar e incluso potenciar las acciones que se ponen en práctica para mejorar la situación.

La actividad turística comúnmente representa un escenario masivo de generación y acumulación de residuos que se traduce en impactos generados en el paisaje, pérdida de biodiversidad, problemas técnicos de alcantarillado en las ciudades, malos olores y problemas de salud por falta de gestión [6]. El manejo de los residuos sólidos generados por el turismo requiere una transición fundamental de institucionalidad, prácticas, tecnologías, políticas, estilos de vida y percepciones, bajo el apoyo de un diseño de planificación física y socioeconómica [7]. Según Pham Phu, Hoang y Fujiwara (2018) en su estudio, la tasa media de generación de residuos de los hoteles fue de 2,28 kg/huésped/día que dependía de diferentes factores como la capacidad del hotel, los restaurantes y otros. Asimismo, mencionaron que las prácticas más comunes en el manejo de residuos sólidos dentro de la industria hotelera son la separación, el reciclaje y la reducción de materiales, siendo el compostaje una de las prácticas menos frecuentes [8], a pesar de que algunos hoteles ofrecen servicios de alimentos y bebidas incluidos. Por lo anterior, existe una preocupación por los alimentos que se desperdician en la industria hotelera, los cuales pueden ser utilizados con fines filantrópicos o ambientales.

1.2 El sistema todo incluido

El sistema todo incluido tiene su origen en los campamentos de vacaciones británicos de la década de 1930 y 1950. Club Med supervisó la globalización del concepto, estableciéndose los primeros resorts hoteleros dedicados al descanso y satisfacción de los clientes de clase alta. Se brindó a los clientes la mayor cantidad de servicios posibles con un precio único, incluyendo alojamiento, alimentos, bebidas y entretenimiento dentro de las mismas instalaciones [9]. Se encontraban en destinos de sol y playa, balnearios y centros recreativos o disponían de espacios y equipamientos propios para ser atractivos turísticos por sí mismos.

La presencia del sistema todo incluido representa una potencial de creación de valor, tanto dentro como fuera del sistema, permitiendo reinventar la oferta que rodea a estos hoteles. y crear mejores estrategias de mercado [10]. Considerando que el sistema integral es un recurso para diversificar la oferta y crear valor, es pertinente que estos dos factores sean considerados dentro del medio ambiental.

El sistema todo incluido tiene características que lo hacen atractivo para los turistas de forma masiva. Pero a su vez puede implementar la gestión ambiental de los residuos sólidos como una característica más de satisfacción ya que en su proceso productivo son generadores de impactos ambientales. Las estructuras turísticas no desarrollan la capacidad de tratamiento de los residuos sólidos. Un diseño para el manejo de los residuos juega un papel importante en la contabilidad del flujo y cantidades de residuos sólidos generados [11]. La gestión ambiental eficiente y la implementación de programas de certificación de calidad de playas y paisajes submarinos puede ser una gran ventaja en la calidad del destino.

2. Metodología/Desarrollo

Se trata de un estudio deductivo y transversal basado en un enfoque cualitativo. Se solicitó la participación del 100% de los hoteles todo incluido de sol y playa de cuatro y cinco estrellas con más de 150 empleados. De esta forma, la población estuvo compuesta por 52 hoteles, y se obtuvieron respuestas de 33 hoteles distribuidos en los tres destinos.

Las respuestas a la lista de cotejo se obtuvieron de manera voluntaria de doce hoteles en Mazatlán en Sinaloa, siete hoteles en Nuevo Vallarta en Nayarit y catorce hoteles en Puerto Vallarta en Jalisco.

Se utilizó como instrumento de evaluación de la gestión de los residuos sólidos una lista de cotejo compuesta por cinco indicadores. Fue diseñado en base a la dimensión de los residuos sólidos [10], [12]–[14] (Tabla 1). La lista se aplicó a los encargados de la gestión ambiental de cada hotel, y las respuestas se procesaron en una hoja de cálculo para obtener el índice de cada indicador: registro periódico, aprovechamiento de residuos de comida, sistema contra despilfarro de comida, reducción de empaquetados y uso de tecnología digital.

Tabla 1. Lista de cotejo de la gestión de los residuos sólidos en hoteles todo incluido.

Dimensión	Indicador
Residuos sólidos	1 Registro periódico
	2 Aprovechamiento de residuos de comida
	3 Sistema contra despilfarro de comida
	4 Reducción de empaquetados
	5 Uso de tecnología digital

De acuerdo con la clasificación establecida por Azqueta (2007) [15] (Tabla 2), a continuación se presenta la evaluación de la gestión de los residuos sólidos para cada centro turístico [16].

Tabla 2. Tipología para la clasificación de la gestión de los residuos sólidos en hoteles todo incluido.

Intervalo	Tipología para los hoteles
$0 \leq PH < 20$	Muy malo
$20 \leq PH < 40$	Malo
$40 \leq PH < 60$	Regular
$60 \leq PH < 80$	Bueno
$80 \leq PH < 100$	Excelente

3. Resultados y discusión

En cuanto al manejo de residuos sólidos en los hoteles evaluados, los registros periódicos de residuos alcanzaron el 91%. Por otro lado, el 94% operaba un sistema para aprovechar el desperdicio de comida que se generaba, y el 82% tenía un sistema que evitaba el desperdicio de comida en los comedores de clientes y empleados. Las medidas para la reducción de empaques, ya sea en la compra de artículos de limpieza, amenidades de cocina y habitaciones, exhibieron un 88% de manejo de los residuos. Todos los hoteles hicieron uso de tecnología digital para la comunicación entre departamentos, así como en las habitaciones, para evitar la generación de residuos impresos.

Tabla 3. La gestión de los residuos sólidos en hoteles todo incluido

Dimensión	Indicador	Mazatlán	Nuevo Vallarta	Puerto Vallarta	Total (%)
Participación		12	7	14	
Residuos sólidos	1 Registro periódico	12	5	13	91
	2 Aprovechamiento de residuos de comida	12	7	12	94
	3 Sistema contra despilfarro de comida	11	6	10	82
	4 Reducción de empaquetados	11	6	12	88
	5 Uso de tecnología digital	12	7	14	100

Con los datos anteriores se compara que en los destinos del Caribe la generación de residuos sólidos de los turistas fue el doble de la cantidad generada por los particulares [17]. Por ello es importante poner en práctica el concepto de reducir, reutilizar y reciclar, además de utilizar productos ecológicos y mejorar la conciencia ecológica entre las partes interesadas [6].

4. Conclusiones

La gestión de los residuos sólidos en los hoteles todo incluido de los tres centros turísticos evaluados se realiza con procedimientos que beneficiaban al medio ambiente. Los porcentajes obtenidos indicaron un buen manejo en la gestión de los residuos sólidos, así como la aplicación y seguimiento de políticas ambientales internas y externas. Los resultados del presente estudio establecen que, de los tres lugares evaluados, Mazatlán fue el hotel todo incluido que presentó el mejor manejo en la gestión de los residuos sólidos. Cabe mencionar que hubo algunas diferencias en Nuevo Vallarta y Puerto Vallarta, considerando que ciertos hoteles participantes pertenecían a la misma cadena. Sin embargo, en el presente estudio se protegió la confidencialidad de los hoteleros. Se concluye que este estudio se puede robustecer con análisis cuantitativos como la caracterización y la generación de residuos sólidos en cada hotel.

Referencias Bibliográficas

- [1] S. I. Pirani and H. A. Arafat, "Solid waste management in the hospitality industry: A review," *J. Environ. Manage.*, vol. 146, pp. 320–336, 2014.
- [2] C. Picornell, "Impactos Del Turismo," *Papers de Turisme*, vol. 0, no. 11, pp. 65–91, 1993.
- [3] W. T. Organization, *Barómetro OMT del Turismo Mundial y anexo estadístico, Julio 2021*, vol. 19, no. 4, 2021.
- [4] (Secretaría de Turismo) SECTUR, "Tianguis Turístico México 2022," 2022.
- [5] E. Diaz-Farina, J. J. Díaz-Hernández, and N. Padrón-Fumero, "The contribution of tourism to municipal solid waste generation: A mixed demand-supply approach on the island of Tenerife," *Waste Manag.*, vol. 102, pp. 587–597, 2020.
- [6] S. Piya, A. Shamsuzzoha, M. Azizuddin, N. Al-Hinai, and B. Erdebili, "Integrated Fuzzy AHP-TOPSIS Method to Analyze Green Management Practice in Hospitality Industry in the Sultanate of Oman," *Sustain.*, vol. 14, no. 3, pp. 1–22, 2022.
- [7] G. Obersteiner, S. Gollnow, and M. Eriksson, "Carbon footprint reduction potential of waste management strategies in tourism," *Environ. Dev.*, vol. 39, no. June 2019, p. 100617, 2021.
- [8] S. T. Pham Phu, M. G. Hoang, and T. Fujiwara, "Analyzing solid waste management practices for the hotel industry," *Glob. J. Environ. Sci. Manag.*, 2018.
- [9] J. J. Issa and C. Jayawardena, "The 'all-inclusive' concept in the Caribbean," *Int. J. Contemp. Hosp. Manag.*, vol. 15, no. 3, pp. 167–171, 2003.
- [10] X. Meng, "The role of facilities managers in sustainable practice in the UK and Ireland," *Smart Sustain. Built Environ.*, vol. 3, no. 1, pp. 22–34, 2014.
- [11] F. M. Tsai, T. D. Bui, M. L. Tseng, M. K. Lim, and R. R. Tan, "Sustainable solid-waste management in coastal and marine tourism cities in Vietnam: A hierarchical-level approach," *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 168, no. October, p. 105266, 2021.
- [12] C. M. González Herrera and A. Palafox Muñoz, "Impactos del Todo Incluido en el modelo de desarrollo turístico de Cozumel, México," *Retos Turísticos*, vol. 8, no. 1, pp. 39–45, 2009.
- [13] J. Olcina Cantos and J. F. Vera-Rebollo, "Adaptación del sector turístico al cambio climático en España. La importancia de las acciones a escala local y en empresas turísticas," *An. Geogr. la Univ. Complut.*, vol. 36, no. 2, pp. 321–349, 2016.

- [14] C. L. Ortiz-Solórzano, “Estrategias de ahorro de energía eléctrica aplicables a la industria hotelera mexicana,” Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente Repositorio, 2017.
- [15] D. Azqueta, *El método de los precios hedónicos*. 2007.
- [16] L. J. López Moreda and E. E. Vargas Martínez, “Evaluación preliminar de la gestión ambiental en hoteles del destino turístico de Varadero, Cuba,” *Teoría y Prax.*, vol. 9, no. 13, pp. 133–150, 2013.
- [17] L. C. Villanueva *et al.*, “Modelo de indicadores para la evaluación y monitoreo del desarrollo sustentable en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo, México,” *Perspect. Geográfica*, vol. 19, no. 2, pp. 309–330, 2014.

