



# La seguridad ante todo

La revalorización de los desechos plásticos en los países de ingresos bajos y medios

Informe elaborado para Tearfund y financiado por el Organismo Noruego de Cooperación para el Desarrollo (NORAD) y Tearfund

**tearfund**

# Agradecimientos

## Autor

Ed Cook es un investigador con más de veinte años de experiencia en el sector de la gestión de desechos y recursos. En el Reino Unido, se ha desempeñado como gerente comercial y consultor en materia de gestión de desechos y, en el ámbito mundial, ha trabajado en proyectos de desarrollo y respuesta de emergencia en México y Pakistán. Ed ha publicado, en conjunto con otros autores, varios trabajos sobre desechos plásticos, como los siguientes:

- *Mismanagement of plastic waste through open burning with emphasis on the Global South: A systematic review of risks to occupational and public health* (Velis y Cook, 2021);
- *Breaking the plastic wave* (SYSTEMIQ y The Pew Charitable Trust, 2020);
- *Evaluating scenarios towards zero plastic pollution* (Lau et al., 2020);
- *Global review on safer end of engineered life* (Cook y Velis, 2020);
- *Plastic waste reprocessing for circular economy: A systematic review of risks to occupational and public health from legacy substances and extrusion* (Cook et al. 2020);
- *Eliminating avoidable plastic waste by 2042: A use-based approach to decision and policy making* (Resource Futures-Nextek, 2018);
- *Improving markets for recycled plastics: Trends, prospects and policy responses* (Lerpiniere y Cook, 2018).

Actualmente, Ed es investigador de sistemas de economía circular para la gestión de desechos plásticos de la Universidad de Leeds, aunque este informe fue elaborado de manera independiente y no está respaldado por la institución. Además, es gestor de desechos colegiado por el Chartered Institute of Waste Management del Reino Unido.

## Revisores

El autor desea expresar su profundo agradecimiento a los siguientes profesionales del sector de la gestión de desechos, quienes revisaron a fondo una versión anterior de este documento y realizaron críticas constructivas sobre su contenido:

- Catedrático David C. Wilson (Consultor independiente)
- Catedrática Linda Godfrey (Council for Scientific and Industrial Research, CSIR)
- David Lerpiniere (Resource Futures)
- Joanne Green (Tearfund)
- Mari Williams (Tearfund)
- Richard Gower (Tearfund)

## Agradecimientos especiales

El autor agradece a todos quienes han contribuido con sus consejos, experiencia y conocimientos especializados a la elaboración del presente informe. En particular, desea agradecer a las siguientes personas:

- Alexander Kumi-Larbi Jnr. (Imperial College London)
- Zoë Lenkiewicz (WasteAid)
- Sarah Edmondson
- Carla Valle-Klann (PNUMA)
- Dr. Costas Velis (Universidad de Leeds)
- Dr. Josh Cottom (Universidad de Leeds)

Este informe es el resultado de una revisión académica independiente encargada por Tearfund y financiada por la Agencia Noruega de Cooperación para el Desarrollo (NORAD) y Tearfund. Los hallazgos y las recomendaciones no representan necesariamente las políticas de Tearfund ni las de NORAD.

## Cita sugerida

Cook, E. (2021). *La seguridad ante todo: La revalorización de los desechos plásticos en los países de ingresos bajos y medios*. Teddington, Reino Unido: Tearfund. [www.tearfund.org/safety-first/es](http://www.tearfund.org/safety-first/es)

## La seguridad ante todo: La revalorización de los desechos plásticos en los países de ingresos bajos y medios

Autor: Ed Cook  
Jefe de proyecto: Joanne Green  
Traducción: Marcela Sariago  
Revisión de traducción: Pilar Gañez  
Edición de traducción: Carolina Kuzaks-Cardenas  
Diseño: [www.wingfinger.co.uk](http://www.wingfinger.co.uk)  
Foto de portada: Hazel Thompson/Tearfund

© Tearfund 2021

Cualquier parte de este libro puede ser copiada, reproducida o adaptada por cualquier persona, como parte de su trabajo o con propósitos de capacitación, siempre y cuando las partes reproducidas no se distribuyan con fines de lucro y que su autoría se atribuya a Tearfund. El crédito de todas las fotos debe atribuirse a Tearfund. Para utilizar el material con otros propósitos, incluida la reproducción de imágenes en otros contextos, deberá solicitarse la autorización a Tearfund.

Nos complacería recibir sus comentarios sobre nuestras publicaciones y saber cómo ha utilizado este recurso. Puede comunicarse con nosotros a través de los datos de contacto que se indican más abajo.

Publicado por Tearfund. Sociedad limitada por garantía. Entidad sin ánimo de lucro registrada n.º 265464 (Inglaterra y Gales). Entidad sin ánimo de lucro registrada n.º SC037624 (Escocia).

Tearfund es una organización cristiana sin ánimo de lucro decidida a lograr el fin de la pobreza extrema y la injusticia. Movilizamos a las comunidades y las iglesias en el mundo para asegurarnos de que todas las personas tengan la oportunidad de desarrollar el potencial que les ha dado Dios.

Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Reino Unido

Tel: +44 (0)20 3906 3906

Correo electrónico: [publications@tearfund.org](mailto:publications@tearfund.org)

Sitio web: [learn.tearfund.org](http://learn.tearfund.org)

# Prólogo

El objetivo de este trabajo es destacar, y abordar en parte, el vacío considerable que existe tanto en la bibliografía como en la práctica en materia de desechos plásticos. Durante los últimos años, ha surgido una serie de métodos nuevos para el tratamiento de desechos plásticos en todo el mundo, tanto a pequeña como a gran escala. Sin embargo, se han realizado relativamente pocos esfuerzos para evaluar y comparar la seguridad de estos enfoques desde el punto de vista humano y medioambiental.

Este documento no pretende señalar que la crisis de los plásticos puede resolverse solo por medio de la recogida y el reciclaje de los desechos. Las iniciativas dirigidas a reducir de forma considerable los plásticos de un solo uso y reemplazarlos por alternativas recargables, reutilizables y sin envase deberían ser nuestra primera respuesta. No obstante, en una crisis de esta magnitud, necesitamos actuar a todo nivel y de manera simultánea, y la recogida y el reciclaje seguros hacen parte de esa respuesta.

La iniciativa de Tearfund Rubish Campaign llamó la atención hacia el escándalo de los desechos mal gestionados y, en particular, de los envases plásticos de un solo uso. La campaña nos ha impulsado a llevar a cabo cada vez más investigaciones y trabajo de incidencia dirigidos a mejorar la toma de decisiones en torno a una gestión más segura de los desechos. Las estadísticas hablan por sí solas:

- Hasta un millón de personas muere al año a causa de enfermedades provocadas por los desechos plásticos y otros desechos mal gestionados ([No hay tiempo que perder](#), Tearfund, 2019)
- Dos mil millones de personas —uno de cada cuatro habitantes del planeta— no cuentan con un servicio regular de recogida de basura ([No hay tiempo que perder](#), Tearfund, 2019)
- Todos los años, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento distribuyen miles de millones de unidades de envases plásticos de un solo uso en países y contextos donde grandes cantidades de estos productos acaban quemados en las esquinas de las calles y los basurales al aire libre, o arrojados en terrenos o canales ([The burning question](#), Tearfund, 2019)

Tearfund hace un llamado a las grandes empresas de bienes de consumo de rápido movimiento —específicamente, Coca-Cola, Nestlé, PepsiCo y Unilever— a que adopten cuatro medidas que se resumen a continuación:

1. declarar la cantidad de plástico que utilizan en cada país,
2. reducir esta cantidad de plástico de forma considerable,
3. recoger y reciclar los materiales sobrantes, y
4. hacerlo por medio del establecimiento de alianzas justas con las personas que trabajan reciclando la basura.

Los cambios han empezado a producirse, si bien de forma lenta e intermitente (véase [la tabla de clasificación de Rubbish Campaign](#)).

Mientras las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento empiezan a reducir la cantidad de envases plásticos que comercializan y, en especial, a recoger una mayor proporción de los materiales sobrantes, surgen interrogantes claros. ¿Qué debería ocurrir con el plástico que se ha recogido para su reciclaje? ¿Dónde deberían destinarse las inversiones para el reciclaje? Al tiempo que las ONG y las empresas sociales han comenzado a abordar el escándalo de los desechos plásticos a nivel local, se han planteado problemas similares con relación a las técnicas de procesamiento a pequeña escala. Además, los responsables de la formulación de políticas se enfrentan con situaciones difíciles mientras se conciben sistemas obligatorios de responsabilidad ampliada del productor.

Este trabajo, que sintetiza una revisión académica independiente, está dirigido principalmente a las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento, aunque también esperamos que resulte útil para los responsables de la formulación de políticas, activistas y profesionales comunitarios que se hacen las mismas preguntas.

**Nigel Harris**

Director ejecutivo de Tearfund



# Índice

<b>Resumen ejecutivo</b>	1	<b>4.4.3 Salud</b>	19
<b>Glosario de términos y siglas</b>	4	<b>4.5 Enfoque 5: Despolimerización química (quimiólisis)</b>	19
<b>1 Introducción</b>	6	<b>4.5.1 Visión general</b>	19
<b>1.1 Ámbito</b>	7	<b>4.5.2 Medio ambiente</b>	19
<b>2 Metodología y estructura de esta investigación</b>	9	<b>4.5.3 Salud</b>	19
<b>3 Qué significa revalorizar los desechos de envases plásticos de forma segura</b>	10	<b>4.6 Enfoque 6: Pirólisis y gasificación</b>	19
<b>3.1 Predominio y madurez</b>	11	<b>4.6.1 Visión general</b>	19
<b>3.2 Seguridad medioambiental</b>	11	Pirólisis	19
<b>3.3 Salud ocupacional y pública</b>	12	Gasificación	20
<b>4 Enfoques para gestionar los desechos de envases plásticos</b>	13	<b>4.6.2 Medio ambiente</b>	20
<b>4.1 Enfoque 1: Reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión</b>	13	<b>4.6.3 Salud</b>	21
<b>4.1.1 Visión general</b>	13	<b>4.7 Enfoque 7: Coprocesamiento en hornos de cemento</b>	22
<b>4.1.2 Medio ambiente</b>	13	<b>4.7.1 Visión general</b>	22
Potencial de calentamiento global	13	<b>4.7.2 Medio ambiente</b>	23
Uso del agua	13	<b>4.7.3 Salud</b>	23
Gestión de desechos residuales	14	<b>4.8 Enfoque 8: Incineración con recuperación de energía</b>	23
<b>4.1.3 Salud</b>	14	<b>4.8.1 Visión general</b>	23
Riesgo ocupacional durante el reprocesamiento del plástico	14	<b>4.8.2 Medio ambiente</b>	24
Los materiales en contacto con alimentos y sustancias heredadas	14	<b>4.8.3 Salud</b>	25
<b>4.2 Enfoque 2: Reprocesamiento de botellas para la fabricación de fibra</b>	15	<b>5 Análisis</b>	26
<b>4.2.1 Visión general</b>	15	<b>5.1 Madurez comercial y disponibilidad de datos</b>	26
<b>4.2.2 Medio ambiente</b>	15	<b>5.2 Impacto medioambiental</b>	27
Potencial de calentamiento global	15	<b>5.2.1 Emisiones de carbono</b>	27
Uso del agua	15	<b>5.2.2 Gestión de desechos residuales y pérdida de pellets</b>	27
Gestión de desechos residuales	16	<b>5.3 Salud</b>	27
Liberación de fibras de microplásticos	16	<b>6 Conclusiones y recomendaciones</b>	28
<b>4.2.3 Salud</b>	16	<b>Grupo 1a</b>	28
<b>4.3 Enfoque 3: Compuestos de mineral y polímero</b>	16	<b>Grupo 1b</b>	28
<b>4.3.1 Visión general</b>	16	<b>Grupo 2</b>	28
Pavimentación de carreteras	16	<b>Grupo 3</b>	30
Ladrillos y tejas	17	<b>Garantías</b>	30
Agregado seco en concreto	17	<b>7 Referencias</b>	31
<b>4.3.2 Medio ambiente</b>	17	<b>Apéndice: Metodología en detalle</b>	41
Pavimentación de carreteras (betún modificado con polímero)	17	<b>A1 Alcance, definiciones y estructura del informe</b>	41
Producción de ladrillos y tejas	17	<b>A2 Revisión bibliográfica</b>	42
<b>4.3.3 Salud</b>	18	<b>A3 Criterios de inclusión y exclusión</b>	42
<b>4.4 Enfoque 4: Purificación con disolventes</b>	18	<b>A4 Evaluación visual de los recursos multimedia en línea</b>	43
<b>4.4.1 Visión general</b>	18		
<b>4.4.2 Medio ambiente</b>	18		

# Resumen ejecutivo

Como resultado de los compromisos asumidos por algunas de las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento más grandes del mundo, durante la próxima década se recogerán considerables cantidades de desechos plásticos para su reciclaje y se realizarán esfuerzos para reducir este tipo de desechos. Para procesar el material adicional será necesario un enorme aumento de infraestructura y cambios en las redes logísticas a través de las cuales circulan los desechos plásticos, desde que se generan hasta que se transforman en productos útiles. Las partes interesadas de toda la cadena de valor de los desechos plásticos tienen una gran necesidad de explorar maneras nuevas e innovadoras de procesar estos desechos con el fin de retener el máximo valor de sus propiedades materiales o energéticas. Las personas innovadoras están investigando nuevas tecnologías en el ámbito del «reciclaje químico» (por ejemplo, pirólisis, despolimerización química y purificación con disolventes), y tienen un gran interés en destacar su potencial de reducir las pérdidas de materiales y el uso de energía, en comparación con los enfoques más convencionales. En varios ejemplos, los desechos plásticos que se han recogido para su reciclaje se han destinado a procesos dirigidos a recuperar energía o convertirlos en combustible, especialmente cuando el material no es adecuado para el reprocesamiento mecánico convencional o cuando se carece de la infraestructura de reciclaje.

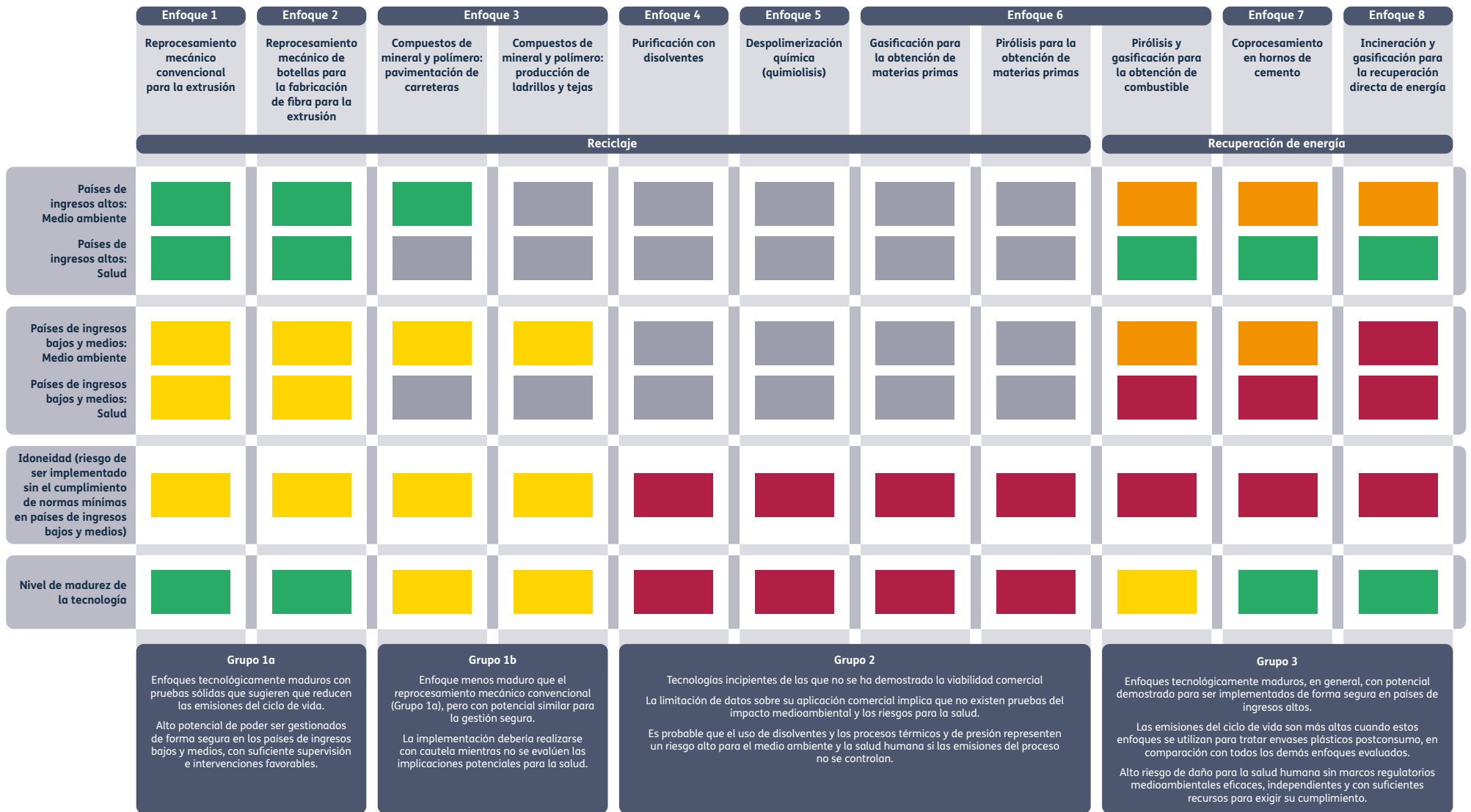
En este panorama de rápida evolución, se ha empezado a cuestionar si el resultado de algunos de los procesos utilizados para revalorizar los desechos plásticos beneficia, en general, a la salud humana y el medio ambiente. Una preocupación específica es que la tecnología se implemente en países que carecen de marcos regulatorios eficaces, independientes y con suficientes recursos para exigir su cumplimiento, y, como resultado, se emitan sustancias y materiales peligrosos en el medio ambiente. Esta investigación se elaboró con el propósito de mejorar la comprensión de algunos de estos enfoques, tanto nuevos como antiguos, y responder los interrogantes con relación a qué tecnologías deberían promocionarse. Se identificaron ocho enfoques que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento están explorando de forma activa como soluciones potenciales para la crisis de la contaminación por plásticos (Tabla 1). Este informe ofrece un resumen de las pruebas del impacto de estos enfoques en la salud humana y el medio ambiente, y se complementa con una investigación más detallada que se envió a una publicación académica para su evaluación por pares (Cook, E., Velis, C.A. y Cottom, J., 2022, [Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation](#)).

**Tabla 1:** Enfoques para la revalorización de desechos de envases plásticos postconsumo

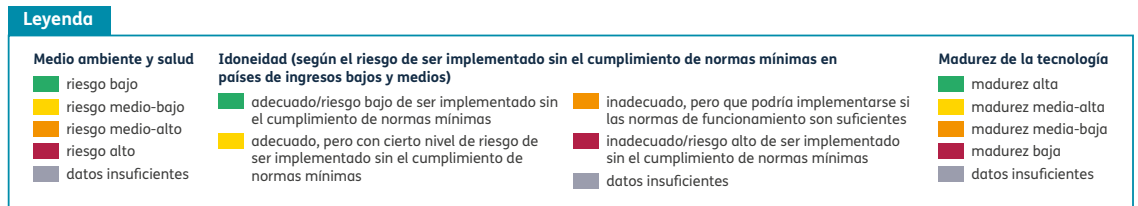
<b>Enfoque 1</b>	Reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión
<b>Enfoque 2</b>	Reprocesamiento mecánico de botellas para la fabricación de fibra para la extrusión
<b>Enfoque 3</b>	Compuestos de mineral y polímero: pavimentación de carreteras y producción de ladrillos y tejas
<b>Enfoque 4</b>	Purificación con disolventes
<b>Enfoque 5</b>	Despolimerización química (quimiolisis)
<b>Enfoque 6</b>	Pirólisis y gasificación
<b>Enfoque 7</b>	Coprocesamiento en hornos de cemento
<b>Enfoque 8</b>	Incineración con recuperación de energía

Cada enfoque fue evaluado conforme a su impacto en el medio ambiente y en la salud ocupacional y pública, así como a su predominio y madurez comercial. Sobre esta base, se pudo evaluar también la idoneidad de cada enfoque para ser implementado en países de ingresos bajos y medios, incluido el riesgo de que pudieran ser puestos en práctica sin el cumplimiento de normas de seguridad mínimas. Los enfoques fueron clasificados en tres grupos (**Grupos 1 a 3**), como se ilustra en la **Figura 1**, de acuerdo con sus riesgos relativos y la disponibilidad de pruebas. El primero de estos grupos se subdividió en dos subgrupos (**Grupos 1a y 1b**).

Las tecnologías de reprocesamiento mecánico del **Grupo 1a** son las que tienen menos impacto en el medio ambiente y la salud, al tiempo que son maduras y adecuadas para su implementación en países de ingresos bajos y medios, donde se han utilizado a escala durante por lo menos 40 años. El reprocesamiento mecánico sigue teniendo algunos defectos, como altas tasas de pérdida, que puede tener como consecuencia la mala gestión de los desechos residuales. No obstante, con una gestión mejorada de la infraestructura de recogida de materias primas y desechos, estos defectos pueden mitigarse en cierta medida.



**Figura 1:** Resumen de los riesgos indicativos para la salud y el medio ambiente de cada uno de los enfoques de procesamiento de desechos de envases plásticos postconsumo generados por empresas de bienes de consumo de rápido movimiento, y de la idoneidad de dichos enfoques para ser implementados en países de ingresos bajos y medianos.



Los enfoques del **Grupo 1b** son adecuados para países de ingresos bajos y medios, aunque la limitación de datos de respaldo disponibles y el hecho de que son enfoques incipientes desde el punto de vista comercial indican que se requiere llevar a cabo más investigaciones para demostrar los beneficios para la salud y el medio ambiente. En particular, existe un escaso nivel de comprensión sobre el riesgo de exposición a las emisiones de la fundición de plásticos y de la combustión a bajas temperaturas. Estas tecnologías deben adoptarse con cautela en el corto plazo mientras no se realicen las investigaciones previstas, dirigidas a demostrar el riesgo potencial para la salud ocupacional y pública.

El presente informe recomienda que se les dé prioridad a los enfoques del **Grupo 1a** y **1b** sobre los demás (siempre que sea apropiado y factible), al tiempo que se proporcione apoyo adecuado para permitir que las reprocesadoras más pequeñas y menos formales puedan operar de forma segura.

Las tecnologías de «reciclaje químico» del **Grupo 2** son inmaduras y carecen de viabilidad comercial demostrada. Esto implica que las pruebas pertinentes con relación a la salud y el medio ambiente son demasiado limitadas para evaluar dichas tecnologías con mayor certeza. Todos los procesos pueden implicar el uso de calor, presión, disolventes químicos y desechos residuales potencialmente peligrosos que suponen un riesgo para la salud humana si no se controlan con eficacia. Como dato al margen, da la impresión de que durante los últimos años han aumentado las instalaciones de pirólisis a pequeña escala en los países de ingresos bajos y medios. Dados los altos riesgos de que estas tecnologías sean operadas sin el cumplimiento de normas mínimas, se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento eviten el uso de estas plantas para el procesamiento de sus desechos de envases plásticos postconsumo, a menos que puedan demostrar públicamente su eficacia y seguridad.

Los procesos térmicos del **Grupo 3** no son procesos de reciclaje y no deberían adoptarse para procesar desechos de envases plásticos que se han recogido para su reciclaje. El plástico es un combustible fósil y no debería quemarse

para generar energía, a menos que esté mezclado con otros materiales y sea técnica y económicamente inviable disgregarlos. Los beneficios del ciclo de vida de la sustitución del carbón son notables. Sin embargo, a medida que los países descarbonicen sus suministros de energía, estos beneficios disminuirán rápidamente.

Este estudio no ha hallado una resistencia importante a ninguna de las tecnologías por motivos de salud pública u ocupacional en el contexto adecuado. En teoría, todas ellas pueden operar de forma segura, siempre y cuando exista suficiente control técnico y de gestión. No obstante, existe un riesgo importante respecto a que las tecnologías de los **Grupos 2** y **3** podrían provocar un daño grave para la salud humana y el medio ambiente si se operan en jurisdicciones que no cuenten con marcos regulatorios eficaces, independientes y con suficientes recursos para exigir su cumplimiento. En consecuencia, se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento no opten por ninguna de ellas para procesar desechos de envases plásticos postconsumo que se han recogido para su reciclaje, a menos que se puedan garantizar la supervisión y el cumplimiento de las normas. Por el contrario, los riesgos de los enfoques de los **Grupos 1a** y **1b** son menos preocupantes. Incluso si se implementan de forma ineficaz, el riesgo de daño que representa la extrusión (u otro tipo de fundición) de poliolefinas y PET postconsumo para las personas y el medio ambiente es mínimo, comparado con el de los procesos térmicos y químicos de los **Grupos 2** y **3**.

En todos los casos, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deberían considerar cómo pueden ayudar a las reprocesadoras a realizar esfuerzos dirigidos a la implementación de normas de seguridad que sean equivalentes a las que rigen en Europa. Cuando la capacidad de los organismos reguladores de los países de ingresos bajos y medios para hacer cumplir estas normas es insuficiente, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deberían monitorear la adherencia a las normas a través de auditores independientes.

# Glosario de términos y siglas

## Términos

### Agotamiento de los recursos abióticos

Agotamiento de los recursos no biológicos (es decir, recursos no vegetales o animales). Ejemplos: metales, minerales y petróleo crudo.

### Circularidad de los materiales

Combinación de acciones, políticas y decisiones que permiten y facilitan el reciclaje y la transformación de materiales en productos que pueden, a su vez, ser reciclados. La aspiración a una «economía circular» consiste en que estos ciclos ocurran con pérdidas mínimas de materiales y energía.

### Conminución

Serie de procesos que reducen el tamaño de los materiales triturándolos, fragmentándolos, aplastándolos, pulverizándolos o cortándolos.

### Control de emisiones de los procesos

Actividades y sistemas especialmente diseñados para controlar la emisión de sustancias y materiales en el medio ambiente.

### Despolimerización

Proceso que consiste en descomponer los polímeros (moléculas grandes y de cadena larga) en monómeros (moléculas repetitivas individuales que forman los polímeros) u oligómeros (cadenas cortas de monómeros que no son lo suficientemente largas para ser consideradas polímeros).

### Ecotoxicidad

El grado en que las sustancias pueden causar daño a una biota individual, agregaciones de especies, poblaciones y ecosistemas.

### Escisión de la cadena

La degradación de los polímeros en los plásticos cuando se rompen los enlaces de la cadena principal de polímeros, acortándolos y reduciendo la durabilidad mecánica de los plásticos.

### Eutrofización

Proceso que ocurre cuando una masa de agua se enriquece excesivamente con nutrientes. Potencialmente, una reprocesadora de plásticos que maneje material altamente contaminado con alimentos podría verter las aguas residuales con gran concentración de nutrientes en un compartimento acuático. El enriquecimiento excesivo que se produce puede estimular el crecimiento de flora, por lo general una especie única, que puede cambiar la composición biológica y química del agua, lo cual perjudica a otras especies y causa la pérdida de algunas de ellas.

### Flujos elementales

En el análisis del ciclo de vida, el término «flujos elementales» se refiere a los materiales o la energía objeto de estudio. Ejemplos: sustancias químicas, energía eléctrica y minerales.

### Límite del sistema

En el análisis del ciclo de vida, el «límite del sistema» define los componentes del sistema (procesos y productos) y los flujos que son objeto de evaluación y los que no lo son.

### Material de partida

En química, los materiales de partida son las sustancias químicas que se utilizan para crear otros materiales mediante reacciones químicas. En la ciencia de los materiales, el término se emplea para describir cualquier material que ha sido sometido a un proceso físico, químico o térmico que cambia su estado con el fin de adecuarlo para crear productos u otros materiales. Los materiales de partida pueden ser materias primas, sustancias químicas o materiales producidos por medio del procesamiento de desechos.

### Materia prima

Material básico que ha sido sometido a un grado mínimo de procesamiento y que se utiliza para fabricar productos. Ejemplos: acero, plástico, aluminio y vidrio. Las materias primas se diferencian de los minerales y los llamados «materiales de partida» en que ya están listas para ser utilizadas en la fabricación de productos.

### Plástico de un solo uso

El término «de un solo uso» define cualquier tipo de envase que esté diseñado para convertirse en desecho después de ser utilizado una vez con el propósito previsto. Esto significa que prácticamente todos los envases plásticos son de «uno solo uso». Este término no debe confundirse con «uso efímero», que indica que la fase de uso es muy breve (los vasos desechables, las pajitas o pitillos de plástico y las bolsas de plástico son ejemplos de productos de un solo uso efímero).

### Reciclado de circuito cerrado

Recuperación y reprocesamiento de material que se lleva a cabo para fabricar artículos que pueden volver a reciclarse sin pérdidas significativas de propiedades (Nota: esta definición se ofrece para facilitar la comprensión, pero no se usa de manera uniforme en la bibliografía disponible).

### Recogido para su reciclaje

En este contexto, «recogido para su reciclaje» se refiere a desechos de envases plásticos que han sido separados en la fuente o recuperados de los materiales sobrantes y reunidos con el propósito de recuperar su valor material y químico.

### Reciclaje de circuito abierto

La recuperación y el reprocesamiento de material que se utiliza para fabricar artículos que es improbable que puedan volver a reciclarse debido a la pérdida de propiedades, o porque forman parte de ensamblajes o compuestos que son difíciles de disgregar desde el punto de vista técnico o económico (Nota: esta definición se ofrece para facilitar la comprensión, pero no se usa de manera uniforme en la bibliografía disponible).



## Reciclaje

En este documento, utilizamos el término «reciclaje» para describir los diversos pasos (procesos) en que consiste el sistema de flujo de materiales de desechos y que puede involucrar la separación, la recogida, la clasificación, el transporte y el reprocesamiento. La definición excluye de forma explícita la recuperación de energía a través de la combustión y la transformación de materiales en combustible. Si bien existe una coincidencia respecto a la definición de reciclaje entre la mayoría de las partes interesadas, leyes y normas escritas del sector de los

desechos, existen casos en que el término se sigue utilizando de forma ambigua.

El consenso general es que en la definición de reciclaje se justifica incluir los enfoques nuevos o existentes — como el reciclaje químico—, pero no la combustión (Ellen MacArthur Foundation, 2020; International Organization for Standardization, 2013).

El Instituto Estadounidense para el Envasado y el Medio Ambiente (American Institute for Packaging and the Environment, 2018) ofrece un resumen de las diversas definiciones existentes a nivel mundial tanto de «reciclaje» como de «reciclable».

## Siglas

<b>BHET</b>	Bis-(2-hidroxietil) tereftalato
<b>EBA</b>	Etileno acrilato de butilo
<b>EVA</b>	Etileno vinil acetato
<b>HDPE</b>	Polietileno de alta densidad
<b>LDPE</b>	Polietileno de baja densidad
<b>PE</b>	Polietileno
<b>PET</b>	Tereftalato de polietileno

<b>PP</b>	Polipropileno
<b>PS</b>	Poliestireno
<b>PVC</b>	Cloruro de polivinilo
<b>SBS</b>	Estireno-butadieno-estireno
<b>SEBS</b>	Estireno-etileno-butileno-estireno
<b>SIS</b>	Estireno-isopreno-estireno

# 1 Introducción

La creciente preocupación debida a la contaminación por plásticos ha dado lugar a un gran número de enfoques de políticas e intervenciones de Gobiernos, organizaciones no gubernamentales y entidades comerciales, dirigidos a mitigar los efectos nocivos de los desechos plásticos cuando entran en contacto con el medio ambiente natural (Da Costa *et al.*, 2020; Provencher *et al.*, 2020). Como productoras de grandes cantidades de plástico de un solo uso, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento han respondido a la crisis de contaminación por plásticos asumiendo el compromiso de aumentar la circularidad de los materiales. Por ejemplo, la Fundación Ellen MacArthur y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Ellen MacArthur Foundation y UN Environment Programme, 2020) han obtenido las firmas de más de 250 empresas en el mundo que intervienen a lo largo de toda la cadena de valor de los plásticos, por las que se comprometen a adoptar diversas medidas, como la eliminación de plásticos prescindibles, la fabricación de artículos de plástico que sean reciclables y la fabricación de nuevos productos de plástico con cada vez más materiales reciclados. Al mismo tiempo, varias organizaciones, incluida Tearfund, han abogado por una reducción general de la producción de plásticos en favor de materiales alternativos, la aplicación de modelos de reutilización y la eliminación completa de algunos productos.

Teóricamente, las intervenciones que favorecen la circularidad de los plásticos conllevan la valorización de los desechos plásticos y representan un incentivo para mantenerlos lejos del medio ambiente. Debido a que se deberán procesar muchos millones de toneladas de desechos plásticos, se necesitará inversión en infraestructura; el aumento de la

recogida selectiva de desechos; la mejora de las tecnologías y prácticas de clasificación; y la gestión de grandes cantidades de material residual. Este cambio deberá gestionarse sin causar más daño en el medio ambiente, la salud humana y los medios de vida de quienes recuperan los desechos plásticos como fuente de sustento, en particular, el sector informal del reciclaje (las personas recicladoras de basura), cuyos miembros, según se estima, recuperan alrededor de 90 millones de toneladas de desechos al año para su reciclaje (Cook y Velis, 2020).

Como apoyo a este panorama rápidamente cambiante, Tearfund (2020) ha estado trabajando con las partes interesadas para elaborar una lista de directrices dirigidas a establecer alianzas justas entre el sector informal de los desechos y las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento (en lo sucesivo, «Principios Rectores»). Si bien se dirigen principalmente a mantener la equidad en la cadena de valor, los Principios Rectores también invitan a las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento a asumir el compromiso con el «procesamiento seguro» de los desechos plásticos, término que aún no se ha definido y que se presta a la interpretación ambigua por parte de los distintos actores involucrados.<sup>1</sup> En este informe nos proponemos definir el término y evaluar la manera en que puede aplicarse a ocho enfoques diferentes (Tabla 2). Estos enfoques fueron seleccionados tras varias conversaciones entre Tearfund y empresas de bienes de consumo de rápido movimiento, durante las cuales estas últimas señalaron que los están considerando o adoptando de forma activa como soluciones para revalorizar los desechos de envases plásticos postconsumo.

**Tabla 2:** Enfoques para la revalorización de desechos de envases plásticos postconsumo que se han recogido para su reciclaje.

Enfoque 1	Reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión	<a href="#">Sección 4.1</a>
Enfoque 2	Reprocesamiento mecánico de botellas para la fabricación de fibra para la extrusión	<a href="#">Sección 4.2</a>
Enfoque 3	Compuestos de mineral y polímero: pavimentación de carreteras y producción de ladrillos y tejas	<a href="#">Sección 4.3</a>
Enfoque 4	Purificación con disolventes	<a href="#">Sección 4.4</a>
Enfoque 5	Despolimerización química (quimiolisis)	<a href="#">Sección 4.5</a>
Enfoque 6	Pirólisis y gasificación	<a href="#">Sección 4.6</a>
Enfoque 7	Coprocesamiento en hornos de cemento	<a href="#">Sección 4.7</a>
Enfoque 8	Incineración con recuperación de energía	<a href="#">Sección 4.8</a>

1 La Parte G de la Sección 1 (sobre compromisos en materia de políticas) y la parte 2.9 de la Sección 2 (sobre compromisos programáticos) de los Principios Rectores hacen referencia a los «usos finales seguros» de los plásticos reciclados.

## 1.1 Ámbito

El tema central de la presente investigación es el envase plástico «de un solo uso», ya que es el tipo principal de plásticos generados por las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento que corre el riesgo de ser mal gestionado.<sup>2</sup> Cada uno de los ocho enfoques incluidos en la [Tabla 2](#) se evalúa sobre la base de que se utilizan para procesar desechos de envases plásticos postconsumo de un solo uso que han sido «recogidos para su reciclaje».<sup>3</sup> La evaluación no incluye los enfoques adoptados para el procesamiento de desechos de envases plásticos postconsumo que se han mezclado con otros materiales. Por ejemplo, la incineración de «desechos sólidos municipales mezclados» o el coprocesamiento de «combustible sólido recuperado» (que contiene materiales no plásticos) en hornos de cemento.

Si bien este informe evalúa los envases plásticos recogidos para su reciclaje, varios de los procesos examinados no son considerados «reciclaje» por la mayoría de las partes interesadas, leyes y normas escritas del sector de los desechos. Por ejemplo, la incineración con recuperación de energía, el coprocesamiento en hornos de cemento, la pirólisis para la obtención de combustible y la gasificación son todos procesos que no son compatibles con el término «reciclaje». En línea con una revisión del Instituto Estadounidense para el Envasado y el Medio Ambiente (American Institute for Packaging and the Environment, 2018), utilizamos el término «reciclaje» para describir los diversos pasos (procesos) en que consiste el sistema de flujo de materiales de desechos y que puede involucrar la separación, la recogida, la clasificación, el transporte y el reprocesamiento. La definición excluye la recuperación de energía a través de la combustión y la transformación de materiales en combustible. El consenso general es que en la definición de

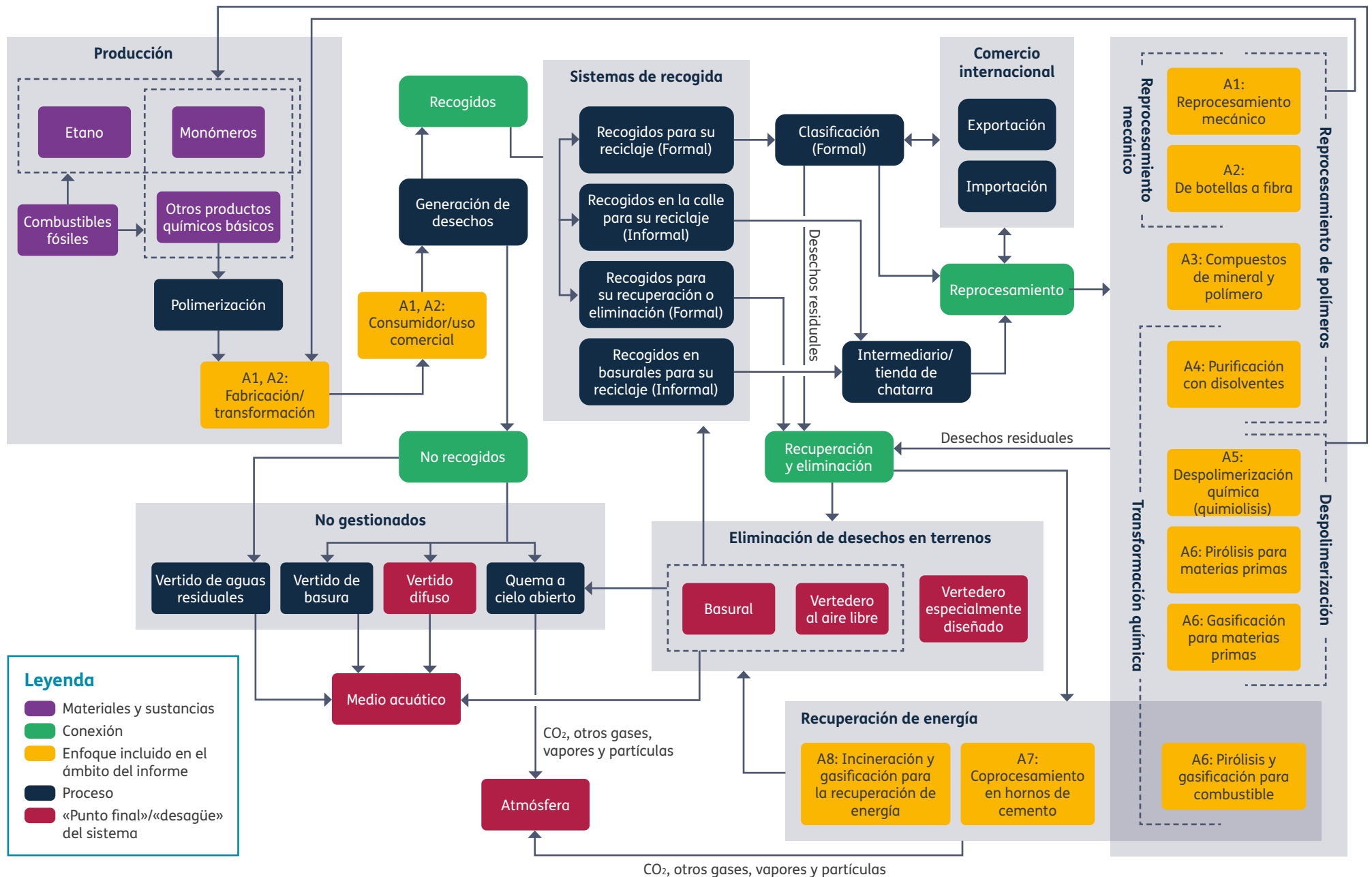
reciclaje se justifica incluir los enfoques nuevos o existentes —como el reciclaje químico—, pero no la combustión (Ellen MacArthur Foundation, 2020; International Organization for Standardization, 2013).

La mayoría de las pruebas detectadas en esta investigación se relacionan con los países de ingresos altos. No obstante, el énfasis de los hallazgos y las conclusiones se pone en la manera en que estas pruebas se relacionan con el contexto de los países de ingresos bajos y medios, donde ocurre gran parte de la mala gestión de los desechos plásticos en el mundo (Kaza *et al.*, 2018; Lau *et al.*, 2020).

No existe ningún enfoque para recuperar o reprocesar desechos de envases plásticos postconsumo de forma aislada. Los plásticos fluyen dentro de la sociedad a través de un sistema complejo que involucra un gran número de componentes y fases, incluidos la producción, el uso, la gestión al final de su vida útil y la mala gestión. En la mayor parte de la masa de plásticos que se produce, el sistema es lineal, pues aproximadamente 100 millones de toneladas de desechos plásticos sólidos municipales se eliminan al año y una cantidad similar se gestiona mal (Lau *et al.*, 2020). En el diagrama de la [Figura 2](#) se ofrece una representación básica de este complejo sistema. Los ocho enfoques se muestran en las casillas naranjas denominadas **A1-A8**. Los enfoques **A1** y **A2** aparecen dos veces en el diagrama. Esto se debe a que el sistema de los materiales es circular, y existe el riesgo de que las sustancias, los materiales y los agentes biológicos se transfieran a nuevos productos desde una fase de uso previa o como resultado de una actividad de gestión de desechos. Las fases «Fabricación/transformación» y «Consumidor/uso comercial» se incluyen, por lo tanto, en el ámbito de los enfoques **A1** y **A2**.

- 
- 2 El término «de un solo uso» define cualquier artículo de envasado que está diseñado para convertirse en desecho después de ser utilizado una vez con el propósito previsto. Esto significa que prácticamente todos los envases plásticos son «de un solo uso». El término no debe confundirse con «de uso efímero», que indica que la fase de uso es muy breve (tasas desechables, pajitas o pitillos de plástico y bolsas de plástico son ejemplos de productos de un solo uso efímero).
  - 3 En este contexto, «recogido para su reciclaje» se refiere a desechos de envases plásticos que han sido separados en la fuente o recuperados de los materiales sobrantes y reunidos con el propósito de recuperar su valor material y químico.

**Figura 2:** Representación generalizada del flujo de materiales de plástico y gestión de desechos plásticos en la sociedad, adaptado de Cook *et al.* (2020), Hahladakis *et al.* (2018), Rollinson y Oladejo (2020) y Lau *et al.* (2020). Las flechas indican el flujo de la masa de materiales, a menos que se especifique lo contrario. **A1-A8** representan los ocho enfoques que se enumeran en la **Tabla 2**.





## 2 Metodología y estructura de esta investigación

Esta es una revisión rápida que sintetiza las pruebas de otras revisiones y se complementa con bibliografía obtenida por medio de los métodos de búsqueda de bola de nieve y de citas (Cooper *et al.*, 2018). La mayor parte de la bibliografía revisada es académica, ya que este tipo de fuentes suele ser más confiable debido a que ha sido sometida al escrutinio de revisores anónimos previamente a su publicación. También se han incluido otros trabajos no académicos cuando se han considerado estudios lo suficientemente sólidos para justificar su inclusión. En los casos en que no se encontró suficiente bibliografía gris o académica —como en el tema del reciclaje mecánico—, se llevó a cabo una revisión de fuentes multimedia (YouTube) como pruebas. En el [Apéndice](#) se explica la metodología utilizada más en detalle.

En la [Sección 3](#), se aborda el concepto de seguridad y se analizan algunos de los tipos de información que pueden utilizarse para demostrar dicho concepto. En la [Sección 4](#), se resumen las pruebas existentes con relación a cada uno de los ocho enfoques, y se describen los siguientes aspectos:

1. el predominio y la madurez (contexto);
2. los beneficios e impacto medioambientales; y
3. los desafíos con relación a la seguridad ocupacional y pública.

En la [Sección 5](#), se analiza la disponibilidad y solidez de los datos y se clasifica la madurez comercial de cada uno de los enfoques ([Sección 5.1](#)). En la [Sección 6](#), se evalúa la idoneidad de los enfoques para ser implementados en países de ingresos bajos y medios y, posteriormente, se los organiza en grupos con el fin de representar de una manera sencilla el nivel de conocimientos que existe y la relativa seguridad de cada uno de ellos.

De forma separada, se envió una investigación en más detalle a una publicación académica, que respalda las pruebas del presente estudio. Una copia de dicha investigación se puso a disposición en un servidor de preimpresión (Cook, E., Velis, C.A. y Cottom, J., 2022, [\*Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation\*](#)) con el fin de que, además de la revisión académica llevada a cabo durante la elaboración de este informe, las pruebas subyacentes y las conclusiones sean revisadas de forma anónima entre pares con el propósito de fortalecer su mérito y rigor.



📍 Un camión descarga botellas de plástico en el sitio de una empresa de recogida de botellas de plástico en Kinyamwezi, Tanzania. Foto: Daniel Msirikale/Tearfund.

# 3 Qué significa revalorizar los desechos de envases plásticos de forma segura

Una razón esencial de la gestión de desechos es reducir el riesgo de que las sustancias, los materiales y los agentes biológicos potencialmente nocivos interactúen con los seres humanos, los animales, las plantas y el medio ambiente. Los desechos se depositan para impedir esa interacción o se transforman con el propósito de disminuir su nocividad. Por ejemplo, los vertederos se utilizan para «depositar» los desechos nocivos y las plantas de compostaje se emplean para «transformar» los desechos biológicos con el propósito de reducir su bioactividad.

A veces, el acto de depositar o transformar los desechos puede dar lugar a desafíos adicionales. Por ejemplo, aunque los vertederos modernos se diseñen para depositar los desechos de forma eficaz, igualmente propician la generación de metano cuando los materiales biológicos se descomponen sin oxígeno. De la misma manera, las incineradoras emplean combustión para reducir la peligrosidad de los desechos (transformados), pero también producen gases y partículas potencialmente nocivos que deben ser controlados con el objeto de evitar el daño para las personas, los animales, las plantas y el medio ambiente.

Cuando los desechos plásticos se liberan en el medio ambiente por medio de la quema, el vertido o la descarga accidental, pueden causar daño a los animales, las plantas y las personas (Cook y Velis, 2020). Para evitar este problema, podemos recoger, depositar o transformar los desechos plásticos con el fin de elaborar productos útiles, como materias primas secundarias (plástico reciclado), sustancias químicas (como monómeros), calor o combustible. Los procesos utilizados para llevar a cabo estas transformaciones implican la fragmentación del plástico en trozos más pequeños (conminución), el uso de calor, la aplicación de presión o, incluso, el uso de disolventes para descomponer o purificar los polímeros constitutivos. Aunque parezca extraño, estos procesos dan lugar a emisiones de sustancias y partículas, tanto a través de la transformación de los plásticos como a través de la generación de energía para llevar a cabo las transformaciones. Esta investigación se propone determinar si el riesgo de daño que representan estas emisiones pesa más que los beneficios de la recuperación de energía o materiales de los plásticos.

## Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación (artículo 2, apartado 8):

*«Por “manejo ambientalmente racional de los desechos peligrosos o de otros desechos” se entiende la adopción de todas las medidas posibles para garantizar que los desechos peligrosos y otros desechos se manejen de manera que queden protegidos el medio ambiente y la salud humana contra los efectos nocivos que pueden derivarse de tales desechos.»*

UNEP [PNUMA] y Basel Convention [Convención de Basilea] 2020a.

No existen estudios que evalúen la seguridad relativa o absoluta de los ocho enfoques que se examinan en este informe. Un grupo de trabajo abierto del Convenio de Basilea (Basel Convention, s. a.)<sup>4</sup> ha hecho algunos avances mediante la elaboración de una revisión (UNEP y Basel Convention, 2020b) del «manejo ambientalmente racional» de los plásticos, una frase que se utiliza en las enmiendas recientes del Convenio (UNEP y Basel Convention, 2020a). Esta revisión es exhaustiva y cubre numerosos aspectos de la gestión de los plásticos, aunque no compara ni evalúa la seguridad relativa de los procesos.

Para «poner a prueba», evaluar y comparar la seguridad relativa de cada uno de los ocho enfoques, en las secciones a continuación se analizan los siguientes tres aspectos:

1. el predominio y la madurez (contexto), en la [Sección 3.1](#);
2. los beneficios e impacto medioambientales, en la [Sección 3.2](#); y
3. los desafíos con relación a la seguridad ocupacional y pública, en la [Sección 3.3](#).

Estos tres aspectos también se utilizan para evaluar de forma cualitativa la idoneidad de los enfoques para procesar los envases plásticos en los países de ingresos bajos y medios.

4 Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación

## 3.1 Predominio y madurez

El predominio y la madurez de un proceso o enfoque pueden indicar el grado de certeza que tenemos respecto a si es seguro o eficaz. Un buen ejemplo en el sector de la gestión de desechos son los vertederos, que ha sido el enfoque más predominante para gestionar los desechos sólidos municipales durante milenios (Rodríguez, 2012). El diseño de los vertederos ha evolucionado considerablemente durante el último siglo, y hemos mejorado nuestra habilidad para gestionar sus efectos negativos en el medio ambiente. Podemos diseñar revestimientos, cubiertas y sistemas de captura de contaminantes más eficaces, y podemos garantizar la estabilidad de las estructuras de los vertederos. Sin embargo, el control y el tratamiento de las emisiones que se generan en los vertederos continúa siendo un desafío. Se sigue considerando que los vertederos son el método menos favorable de gestión de desechos, y un gran número de Gobiernos y regiones se han comprometido a eliminarlos gradualmente.<sup>5</sup> No obstante, dado que hemos construido tantos vertederos, nuestra experiencia en este ámbito es muy significativa. Por consiguiente, podemos saber con bastante certeza cuánto cuesta construir y operar una de estas instalaciones, así como cuáles son sus beneficios e inconvenientes para el medio ambiente.

Por el contrario, nuestra certeza en cuanto a las tecnologías más nuevas es menor. Mientras menos datos de procesos existan, menos certeza podemos tener sobre cuánta energía emplearemos, qué contaminantes se emitirán o qué grado de viabilidad comercial podrá tener un enfoque a lo largo de todo el ciclo de vida. Esto es especialmente importante para los procesos incipientes, por ejemplo, los que se clasifican como «reciclaje químico» (Enfoques 4, 5 y 6 en este informe). Sin embargo, incluso con procesos más establecidos, como el reciclaje mecánico de plásticos, ha habido grandes fracasos comerciales. Si bien el reciclaje mecánico de plásticos se

ha implementado comercialmente en países de ingresos bajos y medios desde por lo menos la década de los ochenta -mientras que en los países de ingresos altos se introdujo a escala en la primera década de este siglo- muchas plantas no lograron mantener la viabilidad comercial (Lerpiniere y Cook, 2018).

Es posible que los operadores de las tecnologías más nuevas se resistan a compartir datos de procesos, ya sea porque su proceso funciona bien y quieren monopolizar el mercado, o porque no funciona bien y quieren atraer inversiones para mejorarlo. A veces, las personas innovadoras ocultan la verdad porque sus procesos nunca darán resultado, pero igualmente quieren atraer inversiones (Hindenburg Research, 2020; Straker *et al.*, 2021). Por lo tanto, no debería extrañarnos que exista tan poca información de procesos en el ámbito de las tecnologías más nuevas.

Cuando se publican los datos de procesos, los métodos de obtención de datos son transparentes y los conflictos de interés no interfieren con los hallazgos, podemos hacer evaluaciones, comparaciones y críticas objetivas. Pero es mucho más difícil evaluar las innovaciones incipientes, de modo que existe una mayor incertidumbre sobre cómo se desempeñarán en el contexto comercial y qué riesgos suponen para la salud humana y el medio ambiente. En este informe, analizamos la madurez relativa de los enfoques y resumimos las pruebas que indican su predominio como procesos probados desde el punto de vista comercial. El propósito de esta parte de la evaluación no es invalidar ni excluir los datos de las innovaciones recientes, sino establecer un panorama del grado de certeza que tenemos en cuanto a si un proceso nos ayudará a reducir la contaminación por plásticos y no la exacerbará mediante emisiones no deseadas.

## 3.2 Seguridad medioambiental

Los plásticos causan una serie de impactos medioambientales, como los siguientes: emisiones de CO<sub>2</sub>eq durante la producción, el reprocesamiento o la combustión; la emisión de restos o partículas en medios marinos y terrestres durante todas las fases del ciclo de vida; el agotamiento de los recursos abióticos como consecuencia de su fabricación; y la emisión de sustancias químicas tanto durante su fabricación como a través de la migración a lo largo de todas las fases posteriores (Nielsen *et al.*, 2020). De acuerdo con Zheng y Suh (2019), se calcula que la fabricación de plásticos en el mundo contribuye a alrededor de 1700 millones de toneladas de emisiones de CO<sub>2</sub>eq. Esta cifra se prevé que aumente a 6500 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>eq de aquí al año 2050.<sup>6</sup> Por otro lado, los plásticos pueden brindar

numerosos beneficios para el medio ambiente debido a su gran utilidad en comparación con otros materiales, y a su habilidad para proteger sustancias y materiales más valiosos que de lo contrario se dañarían o destruirían (Andrady y Neal, 2009; Bisinella *et al.*, 2018; Edwards y Fry, 2007; Franklin Associates, 2018).

El análisis del ciclo de vida es el enfoque más desarrollado para cuantificar y comparar las emisiones medioambientales. No obstante, este método ha recibido críticas debido a las incongruencias entre el uso y la información de los flujos elementales (Edelen *et al.*, 2018); la incoherencia en la selección de los límites del sistema (Tillman *et al.*, 1998);<sup>7</sup> la atribución del impacto medioambiental a elementos ajenos al sistema (Klöpffer y Grahl, 2014); y la falta de coherencia entre

5 Aquí, la «gestión de desechos» excluye la autogestión, por ejemplo, a través de la quema a cielo abierto y el vertido de basura al aire libre, que son más dañinos que los vertederos.

6 Basado en una hipótesis de contraste según la cual la actual mezcla de generación energética global permanecería estática.

7 La decisión sobre dónde establecer el límite del sistema puede afectar en gran medida el resultado de un estudio. Por ejemplo, una evaluación del impacto de las turbinas eólicas que invalidara la generación energética durante la fase de uso ignoraría la energía fósil que se evita durante su vida útil, lo cual sugeriría que las turbinas eólicas dañan el medio ambiente. A veces, una decisión aparentemente sutil de incluir o excluir ciertos componentes de un sistema puede tener un efecto considerable en el resultado del estudio. La comparación de estudios de análisis del ciclo de vida sin una coherencia entre sus límites del sistema debe realizarse con cautela porque se trata de una comparación de sistemas diferentes.



los factores de emisión,<sup>8</sup> que pueden variar según la fuente o el software utilizado, lo cual puede influir en el resultado de un estudio específico (Jain *et al.*, 2015; Rajendran *et al.*, 2013). Además, los estudios de análisis del ciclo de vida suelen omitir datos sobre la mala gestión de los desechos. Por ejemplo, Zheng y Suh (2019) informan que las emisiones de CO<sub>2</sub>eq durante la fase final de vida representan solo el 9 % del total. Sin embargo, como ocurre con un gran número de estudios de análisis del ciclo de vida, estos autores no evaluaron el impacto de los desechos plásticos que se queman a cielo abierto y sin control, y que podrían ascender hasta a 49 millones de toneladas al año (Lau *et al.*, 2020). Esta masa podría generar muchos millones de toneladas de CO<sub>2</sub>eq adicionales, mucho más que en la fase de producción (Gower *et al.*, 2020; Reyna-Bensusan *et al.*, 2018; Wiedinmyer *et al.*, 2014).

A pesar de estos defectos, el análisis del ciclo de vida sigue siendo el enfoque más ampliamente mencionado para demostrar y comparar los impactos medioambientales de los procesos y actividades antropogénicos y la producción de materiales. En este informe, ofrecemos breves resúmenes de información extraída de análisis de ciclos de vida, junto con una explicación sobre las incertidumbres y las omisiones potenciales de los datos presentados. No obstante, en el ámbito de este estudio no se incluyó una evaluación cuantitativa general de los beneficios y las desventajas para el medio ambiente de cualquier tipo de tratamiento específico en el contexto de un sistema global más amplio. Si bien gran parte de los datos reportados son coherentes con la Jerarquía de Residuos europea (European Commission, 2008),<sup>9</sup> no se hace referencia a este marco de forma deliberada, ya que no todos los estudios lo respaldan. En cambio, se brinda una evaluación cualitativa específica de cada enfoque.

### 3.3 Salud ocupacional y pública

A escala mundial, el sector de la gestión de desechos ha tenido un desempeño tradicionalmente deficiente en cuanto a accidentes y daños causados en la salud (Doherty, 2019). Este problema es más agudo en los países de ingresos bajos y medios, donde los recursos para mitigar de forma amplia el daño causado en la salud humana no siempre son suficientes. La mayoría de las fuentes que se examinaron en este informe son de países de ingresos altos porque, precisamente debido a la falta de recursos en los países de ingresos bajos y medios, los datos en materia de salud y seguridad en estos países también son escasos. Se supone que el control de la exposición al peligro guarda una estrecha relación con los recursos disponibles para hacerlo, el nivel de supervisión regulatoria y la capacidad para hacer cumplir las normas. Si las empresas de bienes de consumo de rápido

movimiento se proponen proteger la salud ocupacional y pública, este informe destaca algunos de los peligros y riesgos que es posible que deban conocer para asegurarse de cumplir plenamente su deber de cuidado durante el procesamiento de los materiales que comercializan. Cabe mencionar que en el ámbito de esta revisión rápida no se incluyó una evaluación exhaustiva del riesgo para la salud y la seguridad de cada uno de los ocho enfoques. Es probable que existan muchos otros riesgos que no se han considerado, aspecto que sería interesante para un estudio en mayor profundidad. En su lugar, el propósito de este estudio es resumir los datos disponibles con el fin de evaluar la calidad general de la gestión del riesgo que es probable que exista en los distintos contextos.

---

8 Los estudios de análisis del ciclo de vida se llevan a cabo, por lo general, conforme a bases de datos de propiedad exclusiva que contienen información utilizada para calcular las emisiones de energía, sustancias y materiales de procesos diferentes dentro del sistema que se está estudiando. La variación en la elección de factores tiene el potencial de influir de forma considerable en los resultados de un estudio.

9 Si bien la Jerarquía de Residuos no solo se utiliza en Europa, este estudio se refiere a ella específicamente para mantener una uniformidad, ya que contiene una serie de definiciones claramente descritas y delimitadas.



# 4 Enfoques para gestionar los desechos de envases plásticos

## 4.1 Enfoque 1: Reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión

### 4.1.1 Visión general

Actualmente, el reprocesamiento mecánico de desechos plásticos es una tecnología relativamente madura, tras haberse implementado en países de ingresos bajos y medios desde por lo menos las décadas de los ochenta y los noventa (Lardinois y Klundert, 1995; Wahab *et al.*, 2007). Las instalaciones abarcan desde operaciones sumamente sencillas que consisten en la eliminación manual básica de contaminantes, seguido de la fundición y la reextrusión, hasta operaciones extremadamente complejas consistentes en múltiples pasos para la purificación y la concentración del plástico, y la eliminación de la contaminación de superficie y otros materiales no plásticos por medio de equipos sofisticados (Schyns y Shaver, 2020). En un gran número de diferentes culturas y países de ingresos bajos y medios, existe una enorme variedad de tipos de instalaciones a distintas escalas: desde operaciones caseras sumamente rudimentarias hasta instalaciones comerciales a gran escala que implementan diversas operaciones unitarias. En general, las plantas de reprocesamiento mecánico en estos países suelen centrarse en la separación manual, aunque en la bibliografía científica existen escasos datos de procesos. En consecuencia, sufrimos de una falta notable de conocimientos y, por lo tanto, de capacidad para evaluar los riesgos de seguridad de estos procesos para el medio ambiente y la salud humana.

La documentación respecto a cómo operan las reprocesadoras de plásticos en los países de ingresos altos es bastante sólida, aunque, debido a la confidencialidad comercial, a veces se ocultan los avances más recientes. La clasificación manual está siendo desplazada lentamente a medida que la tecnología de separación óptica mejora su precisión, y un gran número de plantas modernas aseguran que han reducido sus pérdidas de materiales de forma considerable, gracias a la perfección de sus procesos y a la mejora de su aprendizaje. Las plantas, por lo general, son más extensas en los países de ingresos altos, ya que los operadores explotan la economía de escala (Lerpiniere y Cook, 2018). Si bien numerosas plantas en estos países tuvieron dificultades para mantenerse comercialmente estables durante la primera parte del siglo XXI, en 2020 el sector del reciclaje mecánico parece estar en auge gracias al estímulo de políticas gubernamentales y del compromiso voluntario de las empresas que prometen aumentar la demanda de materiales secundarios.

### 4.1.2 Medio ambiente

#### Potencial de calentamiento global

Los estudios de análisis del ciclo de vida señalan, en su gran mayoría, que el reciclaje mecánico para la extrusión se asocia con beneficios medioambientales netos en comparación con todas las demás opciones de tratamiento (Bernardo *et al.*, 2016; Lazarevic *et al.*, 2010).<sup>10</sup> Muy pocos análisis del ciclo de vida investigan las reprocesadoras que operan en los contextos de países de ingresos bajos y medios, y, como resultado, no existen datos de procesos relativos a estas instalaciones (Laurent *et al.*, 2014). Algunas excepciones —halladas por medio de una búsqueda no exhaustiva— se presentan en China (Gu *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2020), India (Aryan *et al.*, 2019; Choudhary *et al.*, 2019) y Brasil (Martin *et al.*, 2021). Es posible que las operaciones más sencillas, en seco o a menor escala causen menos impacto medioambiental comparado con algunos procesos implementados en países de ingresos altos. Por ejemplo, los beneficios relativos del reciclaje basado en operaciones de baja tecnología en India, destacados por Aryan *et al.* (2019), consisten en un nivel muy bajo de emisiones en el reciclaje mecánico comparado con todas las demás formas de tratamiento. La diferencia es mucho mayor que la que se esperaría ver en un país de ingresos altos, a pesar del uso directo de carbón para calentar el agua y secar las escamas.

Deberían realizarse más esfuerzos para reunir y evaluar los procesos en los países de ingresos bajos y medios, ya que en este ámbito escasean en gran medida estudios robustos. Sin embargo, es probable que el reprocesamiento mecánico siga siendo el método de procesamiento con menos impacto entre todos los demás.

#### Uso del agua

La manera en que el agua se usa y se vierte también debería ser un aspecto que tendrían que tener muy en cuenta las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento que estén considerando utilizar reprocesadoras mecánicas convencionales para procesar sus envases, especialmente en zonas con escasez de agua. Si bien algunas plantas operan completamente en seco, las que emplean agua pueden consumir entre 340 y 452 litros por tonelada de desechos plásticos procesados (Chen *et al.*, 2019). De esta cantidad, entre el 65 y el 95 % se convierte en aguas residuales. Los plásticos altamente contaminados pueden requerir el uso de

10 Existen algunos indicios acerca de que, cuando los plásticos están demasiado sucios, la energía que se emplea para limpiarlos produce una cantidad de emisiones mayor que la que se emplea durante la incineración con recuperación de energía. Pero las pruebas disponibles son escasas y, en consecuencia, se requieren nuevas investigaciones para averiguar lo crítico que es este aspecto del procesamiento en cuanto al efecto en el medio ambiente. El impacto de la incineración con recuperación de energía solo se amortigua debido a que desplaza la generación de electricidad con carbón. Los plásticos igualmente son combustibles fósiles. Por lo tanto, a medida que las redes de energía se descarbonizan a lo largo de los próximos cien años, es probable que el argumento a favor del reciclaje mecánico se fortalezca de forma considerable.

una cantidad mucho mayor de agua: entre 1200 y 1600 L t<sup>-1</sup> de desechos plásticos procesados, según afirman Aryan *et al.* (2019). Si las aguas residuales no se tratan de forma correcta, pueden contribuir a la ecotoxicidad acuática del agua dulce, la ecotoxicidad acuática marina y la eutrofización. Las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deberían asegurarse de que las plantas que procesen sus materiales incorporen tanto la recirculación de agua como un tratamiento eficaz de las aguas residuales previamente a su vertido.

### Gestión de desechos residuales

Aunque no existen pruebas científicas consolidadas y sistemáticas sobre prácticas, la mala gestión de los desechos residuales plásticos<sup>11</sup> por parte de las reprocesadoras en los países de ingresos bajos y medios ha sido reconocida por múltiples Gobiernos nacionales (Liang *et al.*, 2021; Secretariat of the Basel Convention, 2019) y demostrada en fuentes multimedia (60 Minutes Australia, 2019; BBC News, 2020; CBC News, 2019; Sky News, 2018). Aproximadamente el 50 % de los envases plásticos mezclados corre el riesgo de ser mal gestionado, de tener poco valor o de tener una concentración demasiado baja para que su separación sea económicamente viable (SYSTEMIQ y The Pew Charitable Trust, 2020). En países que carecen de un marco regulatorio sobre gestión de desechos eficaz y con suficientes recursos para exigir su cumplimiento, existe un riesgo considerable de que estos desechos residuales se viertan en terrenos o en medios acuáticos o se quemen (Velis y Cook, 2021). Todas estas son vías potenciales que suponen un daño grave para el medio ambiente y la salud humana.

También es probable que la pérdida de pellets y fragmentos plásticos como resultado del reprocesamiento en los países de ingresos bajos y medios haga una contribución proporcionalmente pequeña pero considerable a la contaminación por microplásticos. La mayoría de los estudios se relacionan con los países de ingresos altos (Boucher y Friot, 2017; Cole y Sherrington, 2016; Lassen *et al.*, 2015). Sin embargo, esta revisión detectó, por medio de la observación de fuentes multimedia, la existencia de varias plantas donde la emisión de restos de plástico parecía controlarse de forma deficiente (Potdar, 2015; Saha, 2020; Singh, 2018; SPS, 2018b; Triwood 1973, 2009).

Para garantizar que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento no contribuyan adicionalmente a la mala gestión de los desechos residuales y a la pérdida de pellets y fragmentos plásticos que acaban en el medio ambiente, se recomienda que las reprocesadoras que manejen los desechos plásticos postconsumo adopten una política de vertido cero en el medio ambiente (en la medida de lo posible) que sea monitoreada y verificada de forma independiente por terceros, como, por ejemplo, Operation Clean Sweep (2020).

## 4.1.3 Salud

### Riesgo ocupacional durante el reprocesamiento del plástico

Los principales plásticos (poliolefinas y PET) que se utilizan en envases representan pocas amenazas para la salud humana debido a la emisión de sustancias dañinas durante la extrusión si esta se lleva a cabo con una ventilación o dilución mecánica adecuada (Cook *et al.*, 2020; Unwin *et al.*, 2013). Sin embargo, la extrusión tanto del PVC como del poliestireno (PS) en un entorno sin controles técnicos podrían exponer a los trabajadores a altas concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (He *et al.*, 2015). Los contaminantes de una fase de uso previa, por ejemplo, los materiales que no se emplean en envases y que son coprocesados con el envase, podrían exponer a los trabajadores a sustancias preocupantes, como los materiales ignífugos bromados y los ftalatos (Tang *et al.*, 2014; Tang *et al.*, 2015; Tsai *et al.*, 2009). Con el objeto de minimizar el riesgo para los trabajadores y los residentes del área cercana a las instalaciones de reprocesamiento de plástico, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deben asegurarse de que las reprocesadoras que reciban sus materiales adopten procedimientos estrictos para rastrear el origen de todos los materiales utilizados como insumo, e implementen suficientes controles de emisión atmosférica.

Las fuentes multimedia que demuestran una serie de peligros laborales en los países de ingresos bajos y medios revelaron casos de exposición a maquinaria caliente de rápido movimiento y de alto par, así como a sustancias cáusticas (Daharwal, 2018; Industries, 2019; Kumar, 2019; Micro Machinery Manufacture, 2018; Mooge Tech., 2015; Potdar, 2015; Saha, 2020; Singh, 2018; SPS, 2018a; SPS, 2018b; The Times of India, 2019; Triwood1973, 2009). A pesar de que se identificaron dos plantas que parecían gestionarse de forma segura (Carretino Proyectos, 2016; Kao, 2014), la mayoría carecía de equipos de protección personal para los trabajadores y de pruebas de sistemas seguros de trabajo. Para garantizar la mayor protección de la salud ocupacional y pública posible, se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento brinden apoyo adecuado a las reprocesadoras para que realicen esfuerzos dirigidos a la implementación de normas de seguridad equivalentes a las de Europa. Cuando la capacidad de los organismos reguladores de los países de ingresos bajos y medios para hacer cumplir estas normas es insuficiente, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deben monitorear la adherencia a las normas a través de auditores independientes.

### Los materiales en contacto con alimentos y sustancias heredadas

El uso de plásticos secundarios en envases nuevos en contacto con alimentos está sometido a un estricto control en numerosos países y está prohibido en otros, debido al riesgo de que sustancias potencialmente peligrosas de la fase de uso previa sean heredadas por los materiales empleados en los productos nuevos (Ministry of Health and Family Welfare,

11 En el presente estudio, «desechos residuales plásticos» se refiere a la fracción de desechos plásticos que se recoge para su reciclaje, pero que es demasiado diversa o muy poco concentrada para ser económicamente recuperable. Por ejemplo, el PET, el HDPE y el PP rígidos suelen conformar la mayor parte de la carga de envases plásticos mezclados según el peso y, por lo tanto, son más comúnmente reciclados. La presencia de diversos tipos de láminas, bolsas y envases de yogur de poliestireno es menos frecuente y estos materiales son mucho más difíciles de separar, limpiar y purificar. Por consiguiente, se desecharán como «desechos residuales».

2018; PackagingLaw.com, 2020; Rosato, 2020). Posiblemente, la presencia de estas sustancias conocidas como «sustancias heredadas» (Wagner y Schlummer, 2020) en todos los plásticos secundarios sea a un nivel muy bajo. Existen algunas pruebas respecto a que la legislación y su correspondiente aplicación para prevenir esta contaminación heredada no siempre es suficiente para proteger la salud humana en los países de ingresos altos, y se han detectado varios casos de este tipo de contaminación en los envases en contacto con alimentos y juguetes, aunque en concentraciones bajas (Cook *et al.*, 2020).

Varios países permiten el uso de plásticos secundarios en los materiales en contacto con alimentos, incluidos México (PetStar, 2018), Sudáfrica (Petco, s. a.) y Brasil (PackagingLaw.com, 2019). No obstante, en los países en que esto no se permite, la legislación puede representar un obstáculo para

las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento que han asumido el compromiso de reciclar materiales para la elaboración de envases en contacto con alimentos. Aparentemente, varios Gobiernos han relajado —o es posible que se estén preparando para relajar— la legislación, con el fin de permitir una mayor circularidad y la gestión basada en los riesgos de las sustancias preocupantes heredadas de la fase de uso previa (PackagingLaw.com, 2020; Rosato, 2020). Para evitar la contaminación de productos secundarios con sustancias heredadas preocupantes, se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento se aseguren de que las extrusoras que procesan sus envases adopten procedimientos estrictos dirigidos a rastrear el origen de todos los materiales utilizados como insumo, y se aseguren de que estos se procesen de forma separada de los plásticos no empleados en los envases.

## 4.2 Enfoque 2: Reprocesamiento de botellas para la fabricación de fibra

### 4.2.1 Visión general

El reprocesamiento de botellas para la fabricación de fibra consiste en procesos parecidos en términos generales al reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión. La materia prima es el plástico PET (normalmente, botellas) y el producto es el hilo de poliéster para el procesamiento de textiles. De los 55 millones de toneladas de poliéster producidas en 2018, aproximadamente 7,2 millones de toneladas (el 13 % según el peso) fueron elaboradas con botellas de PET postconsumo y fibra de PE hilada postindustrial (Textile Exchange, 2019). La proporción de contenido reciclado en el poliéster aumentó de forma constante durante la década anterior, aunque disminuyó levemente en tres puntos porcentuales tras la prohibición de importación de desechos plásticos impuesta por China (Ministry of Ecology and Environment, 2017), lo cual pone de manifiesto el impacto de las restricciones internacionales en la economía circular. En 2008, se calculaba que el hilado de poliéster absorbía poco más del 70 % del PET recogido para su reciclaje (Park y Kim, 2014), mientras que esta proporción se redujo a alrededor del 44 % en 2016 debido a que se estaban empleando mayores cantidades de material en las aplicaciones de envasado (Sarioğlu y Kaynak, 2018). El reciclaje de botellas para la fabricación de fibra es una tecnología madura, ya que se emplea desde la década de los noventa (Patagonia, s. a.). Además, existen algunas pruebas acerca de que el proceso mejora la resistencia del polímero (Muslim *et al.*, 2016) en comparación con las aplicaciones del reciclaje de botellas para la fabricación de botellas, en la que es posible que cierto grado de escisión de la cadena resulte en la pérdida de propiedades mecánicas (Shen *et al.*, 2010).

### 4.2.2 Medio ambiente

#### Potencial de calentamiento global

Si bien existen escasas investigaciones que demuestran los impactos del ciclo de vida del reciclaje de botellas para la fabricación de fibra, los pocos estudios disponibles señalan que este tipo de reciclaje da resultados similares o mejores que el enfoque conocido como «botellas para la fabricación de botellas» (Komly *et al.*, 2012; RDC-Environment, 2010; Shen *et al.*, 2011). Los críticos de este enfoque destacan la

no reciclabilidad de los textiles resultantes y las escasas posibilidades de circularidad de los materiales tras el ciclo de la primera fase de uso. Así, el reciclaje de botellas para la fabricación de botellas suele describirse como un reciclaje «de circuito cerrado», mientras que el reciclaje de botellas para la fabricación de fibra suele considerarse un reciclaje «de circuito abierto». Sin embargo, Geyer *et al.* (2016) ofrecen un argumento convincente que refuta el supuesto de que el reciclaje de circuito cerrado es necesariamente más sostenible para el medio ambiente que los enfoques de circuito abierto, como el reciclaje de botellas para la fabricación de fibra. Aunque el reciclaje de botellas para la fabricación de botellas desplaza la producción de material virgen, el reciclaje de botellas para la fabricación de fibra desplaza la producción de PET virgen y la producción de algodón, que genera el doble de carbono (entre 5,2 y 57,9 toneladas de CO<sub>2</sub>eq por tonelada) (Wang *et al.*, 2015) que el poliéster virgen (entre 2,2 y 2,7 toneladas de CO<sub>2</sub>eq por tonelada) (Bartl, 2020).

La fuente de energía y el contexto nacional también son factores clave para determinar los beneficios generales del ciclo de vida. Para demostrarlo, hay dos estudios recientes que examinan el impacto de la prohibición de importación impuesta por China que son pertinentes porque, antes de las restricciones, prácticamente el total de los 2,5 millones de toneladas al año de PET importado al país se reciclaba para fabricar fibra de poliéster (Ma *et al.*, 2020; Ren *et al.*, 2020). Ren *et al.* (2020) destacan que la fibra de poliéster virgen que se produce en China tiene un alto impacto en el calentamiento global debido a que la producción de electricidad en este país se obtiene principalmente de la quema de carbón. En cambio, el PET (o fibra de poliéster) que se fabrica en muchos países de ingresos altos produce menos emisiones porque la electricidad se genera con gas o energía nuclear o renovable.

#### Uso del agua

No se encontraron datos sobre el uso del agua con el fin de comparar el reciclaje de botellas para la fabricación de fibra con el reciclaje de botellas para la fabricación de botellas. Se estima que el hilado de poliéster virgen consume entre 24,2 metros cúbicos de agua por tonelada (Zhang *et al.*, 2018) y 48,8 metros cúbicos de agua por tonelada (Bartl,





❏ **Convirtiendo desechos plásticos en una oportunidad económica en Kinshasa, República Democrática del Congo. El proyecto es implementado de forma conjunta entre Tearfund y la Iglesia de Cristo del Congo (Eglise du Christ au Congo, ECC).**  
Foto: Flot Mundala/Tearfund.

2020), excluidos la impresión y el teñido. Posiblemente, un comparador más importante es el caso del algodón, que, según se afirma, emplea entre 2000 y 27 000 metros cúbicos de agua por tonelada en el proceso de producción (Bartl, 2020). Por lo demás, no hay ninguna razón para suponer que el reprocesamiento de botellas para la fabricación de fibra consume una cantidad distinta de agua en comparación con el reprocesamiento de botellas para la fabricación de botellas.

#### Gestión de desechos residuales

No se hallaron pruebas específicas que demuestren la liberación de microplástico o la mala gestión de desechos residuales en el reprocesamiento de botellas para la fabricación de fibra. Sin embargo, es razonable suponer que se trata de un nivel similar al del reprocesamiento mecánico.

#### Liberación de fibras de microplásticos

La investigación sobre el impacto de la liberación de fibras de microplásticos de las fibras de poliéster durante la fase de uso no se incluyó en el ámbito de este estudio. No obstante, sugerimos a los futuros investigadores que consideren este factor al evaluar el uso del poliéster en comparación con otras fibras textiles.

#### 4.2.3 Salud

No se hallaron pruebas, aparte de las que ya se analizan en la [Sección 4.1.3](#), que demuestren peligros específicos para la salud del hilado de poliéster. Sin embargo, se puede argumentar objetivamente que el uso de solo un polímero en el reprocesamiento de botellas para la fabricación de fibra —el PET—, que se utiliza principalmente en el envasado, puede reducir el riesgo de contaminación que generan los materiales que se han usado en otras aplicaciones; por ejemplo, vehículos o equipos eléctricos al final de su vida útil.

### 4.3 Enfoque 3: Compuestos de mineral y polímero

#### 4.3.1 Visión general

##### Pavimentación de carreteras

La pavimentación de carreteras se ha promovido como una solución de uso de los plásticos que son difíciles de reciclar

(Chin y Damen, 2019), una aplicación que parece haber sido aprovechada en India durante los últimos años (Karelia, 2018; Louise, 2019; National Rural Roads Development Agency, s. a.; News18, 2019). Es necesario aclarar que el uso del plástico en la pavimentación de carreteras no implica la pavimentación de las carreteras únicamente con plástico, sino la



modificación del betún para mejorar sus propiedades (RAHA Bitumen Co., s. a.). La práctica de la «modificación del betún» se ha investigado desde la década de los cincuenta y es de aplicación común desde los ochenta (Zhu *et al.*, 2014). Desde entonces, numerosas revisiones y estudios experimentales han destacado los beneficios considerables que el plástico aporta a las propiedades del asfalto, como la reducción de la formación de surcos, la resistencia a la fatiga, la reducción del craqueo térmico y el aumento de la elasticidad (Ahmadinia *et al.*, 2011; Chin y Damen, 2019; Costa *et al.*, 2013; Dalhat y Al-Abdul Wahhab, 2017; Fang *et al.*, 2014; Movilla-Quesada *et al.*, 2019; Vasudevan *et al.*, 2012; White, 2019; White y Reid, 2018; Wu y Montalvo, 2021).

Por lo general, un 5 % (o alrededor del 2 al 10 %) de la masa de betún se sustituye con polímeros (Røddland, 2019), aunque se han reportado cifras de hasta el 25 % (Giavarini, 1994). Esto significa que, en general, solo una proporción muy pequeña de la pavimentación de carreteras contiene plástico. Entre los polímeros vírgenes comunes que se utilizan para modificar el betún, se incluyen los siguientes:

- polietileno (PE)
- polipropileno (PP)
- etileno vinil acetato (EVA)
- etileno acrilato de butilo (EBA)
- estireno-butadieno-estireno (SBS)
- estireno-isopreno-estireno (SIS)
- estireno-etileno-butileno-estireno (SEBS)

(Zhu *et al.*, 2014).

### Ladrillos y tejas

Los desechos plásticos pueden utilizarse como agente adhesivo para minerales a través de un proceso promovido por varias organizaciones no gubernamentales, como WasteAid UK (Lenkiewicz y Webster, 2017). Existen varios procesos disponibles, tanto registrados como de código abierto (Earth Titan, 2019). El proceso involucra la fundición del plástico con arena para formar una pasta que posteriormente se presiona en moldes y se deja enfriar. Se ha afirmado que el producto resultante tiene más resistencia a la compresión que el *sandcrete* del cemento Portland. En varios trabajos recientes, se ha investigado y examinado el rendimiento mecánico de los compuestos de mineral y plástico para la producción de ladrillos y tejas (Ali *et al.*, 2020; Salvi *et al.*, 2021; Thorneycroft *et al.*, 2018; Uvarajan *et al.*, 2021). No obstante, no parece ser un tema muy abordado en la bibliografía disponible. Una revisión de fuentes multimedia (YouTube) halló procesos con distintos grados de sofisticación y mecanización: desde fundiciones sencillas con fuego, hasta el moldeo a presión mecánico, el mezclado mecánico y la conminución de plásticos con molinos de corte de baja velocidad y de alto par (Earth Titan, 2019; Kolev, 2019; NTVUganda, 2013).

### Agregado seco en concreto

Gu y Ozbakkaloglu (2016) examinaron 83 estudios que investigaron el uso de plásticos en concreto como una alternativa liviana del agregado. Si bien la evaluación de este uso final no se incluyó en el ámbito de la presente revisión, se menciona en esta sección para identificarlo como vía potencial de nuevas investigaciones.

## 4.3.2 Medio ambiente

### Pavimentación de carreteras (betún modificado con polímero)

A pesar de la escasez de pruebas sólidas, parece que el betún modificado con polímero es más durable que el betún convencional, gracias a lo cual se consigue reducir el calentamiento global potencial (Mukherjee, 2016; Nascimento *et al.*, 2020; Poulidakos *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2018; Vila-Cortavitarte *et al.*, 2018). Un gran número de los estudios revisados carece de elementos críticos, como límites del sistema y metodologías transparentes, y uno, el de Mukherjee (2016), no considera la fase de uso.

Solo un estudio señala la presencia de emisiones de microplástico producidas por carreteras modificadas con polímero, principalmente mediante el uso de neumáticos con clavos para favorecer la estabilidad al conducir sobre el hielo (Vogelsang *et al.*, 2020). El estudio reconoce el grado sumamente alto de incertidumbre con relación a los factores de emisión en que se basó, pero señala que en Noruega el número de emisiones producidas por el asfalto modificado con polímero es de solo 28 toneladas al año, comparado con entre 4250 y 5000 toneladas al año producidas por los neumáticos.

Los datos disponibles para evaluar si el uso de desechos plásticos como modificador del betún supone una ventaja general para el medio ambiente en todo el ciclo de vida son sumamente escasos. Si nos guiamos por la intuición, podemos concluir que, cualquier cosa que reduzca la necesidad de volver a pavimentar o reemplazar las carreteras gracias al uso de un producto que de otra manera se desearía debería representar un beneficio. No obstante, los matices del sistema deben investigarse a fondo antes de llegar a estas conclusiones.

Sin pruebas de apoyo, nos da la impresión de que, en algunos países de ingresos bajos y medios, es posible que los desechos plásticos se utilicen en la pavimentación de carreteras principalmente como método de eliminación y no precisamente para aumentar la durabilidad. Un riesgo potencial es que podría reducirse la durabilidad de las carreteras si las mezclas de asfalto y polímero se formulan de forma incorrecta; por ejemplo, si tienen una concentración demasiado grande de polímero. Se recomienda que esta teoría sea investigada, ya que la falta de durabilidad podría influir tanto en las emisiones del ciclo de vida como en el riesgo de emisiones de partículas de plástico.

### Producción de ladrillos y tejas

No se hallaron datos sobre las pruebas de emisiones de CO<sub>2</sub>eq generadas por los compuestos de mineral y polímero utilizados en la producción de ladrillos, tejas o baldosas. Debido a que esta tecnología comienza a aumentar su predominio, será importante entender los impactos del ciclo de vida completo. Sin duda, el procesamiento de baja tecnología promovido por WasteAid emplea muy pocos recursos. La eliminación de las láminas de plástico beneficiaría al medio ambiente local, aunque el proceso requiere arena relativamente limpia que tendría que obtenerse de forma sensible y sostenible. Es probable que el argumento a favor del análisis del ciclo de vida esté fuertemente impulsado por la producción de concreto que se evita, en la cual se utiliza una gran cantidad de energía (aspecto que se analiza en mayor profundidad en la

[Sección 4.7.1](#)), pero cabe destacar que es posible que el calor necesario durante el proceso se obtenga mediante fuegos a cielo abierto y no controlados. Por lo tanto, el impacto en el cambio climático de la producción de carbono negro también podría tener un efecto significativo en las emisiones medioambientales en general.

No se hallaron pruebas que indiquen la producción de microplásticos durante la fase de uso, por lo que se recomienda encarecidamente que se considere este aspecto en las investigaciones futuras.

### 4.3.3 Salud

Si bien la modificación del betún con polímero está bien establecida, hasta el momento se ha llevado a cabo principalmente con plásticos no utilizados para envases y raramente con desechos plásticos. La producción de tejas y ladrillos con desechos plásticos está menos establecida. Los riesgos para la salud humana de ambos procesos probablemente se deban a la emisión de sustancias peligrosas que se liberan cuando los plásticos se queman (He *et al.*, 2015; Tsai *et al.*, 2009; Yamashita *et al.*, 2009); sin embargo, ambos procesos pueden llevarse a cabo al aire libre y, con suficiente ventilación, lo que supondría escasos riesgos para los operadores. El riesgo es incluso menor cuando se utilizan plásticos para el envasado, en

parte debido a que los productores de material en contacto con alimentos suelen evitar el uso de sustancias nocivas que puedan contaminar los alimentos, y debido a que las poliolefinas y el PET (los principales plásticos empleados en el envasado), por lo general, no producen emisiones peligrosas cuando se calientan. Sin embargo, cuando el origen de un material se desconoce o cuando se sabe que el material proviene de aplicaciones como vehículos o artículos eléctricos al final de su vida útil, el riesgo de exposición a sustancias potencialmente peligrosas aumenta (Cook *et al.*, 2020).

Cuando los plásticos se queman brevemente, como se ha comprobado en algunos casos, el tipo de emisión volverá a ser diferente, y es posible que se emitan otros productos de la combustión incompleta (Barabad *et al.*, 2018; Valavanidis *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2004). Kumi-Larbi Jnr (comunicación personal del 10 de diciembre de 2020) prevé realizar algunas pruebas de laboratorio de LDPE fundido y quemado, obtenido en África occidental. Al momento de redactar este informe, las pruebas se postergaron debido a la pandemia de Covid-19.

Tanto en la modificación de asfalto como en la fabricación de tejas, existen riesgos en el lugar de trabajo, como quedar atrapado en máquinas de alta velocidad o de alto par, y tener contacto con materiales calientes mientras se les da forma y se los moldea según el diseño de la teja o de la carretera.

## 4.4 Enfoque 4: Purificación con disolventes

### 4.4.1 Visión general

A diferencia de otros procesos de «reciclaje químico», la «purificación con disolventes»<sup>12</sup> utiliza disolventes para disolver los polímeros, lo que permite que se separen de los aditivos y contaminantes que se encuentran en los plásticos fuente (Ügdüler *et al.*, 2020). Una de las ventajas de la purificación con disolventes es que mantiene la mayor parte de las cadenas de polímeros intactas, comparado con el reciclaje mecánico, en que el calor causa cierto grado de degradación de los materiales. La purificación con disolventes también puede resultar eficaz para el deslaminado y el aislamiento de los plásticos que se emplean en los envases de múltiples capas y múltiples materiales, como los cartones de comida y bebidas —por ejemplo, los Tetra Paks (Kaiser *et al.*, 2018; Walker *et al.*, 2020)—, y para la separación de la fracción de plástico de los textiles (Thiounn y Smith, 2020), como en las mezclas de algodón de poliéster (Sherwood, 2020).

Crippa *et al.* (2019) y Ügdüler *et al.* (2020) coinciden en que actualmente no existen tecnologías de purificación con disolventes en funcionamiento viables desde el punto de vista comercial, a excepción de CreaSolv® y Newcycling®, que Ügdüler *et al.* (2020) consideran que se encuentran en el Nivel

de Madurez Tecnológica (TRL, por sus siglas en inglés) 8–9, es decir, que están casi listas para su comercialización.<sup>13</sup> En 2018, Unilever (s. a.) abrió una planta piloto en Indonesia con capacidad de procesar tres toneladas de desechos de bolsitas de agua al día (1000 toneladas al año) por medio del proceso CreaSolv® (CreaCycle GmbH, s. a.). La empresa asegura que su ambición es construir una planta que procese 30 000 toneladas al año, aunque no está claro si puede demostrarse que una planta sea comercialmente viable a este nivel.

De acuerdo con Zhao *et al.* (2018), el problema principal de la comercialización de la purificación con disolventes es la dificultad de eliminar los disolventes de los polímeros y de eliminarlos de forma económica.

### 4.4.2 Medio ambiente

Según se afirma, la purificación con disolventes tiene el potencial de alto desempeño medioambiental junto con un bajo impacto en el calentamiento global. No obstante, se dispone de muy pocos datos del proceso basados en el mundo real (Crippa *et al.* 2019) y, dado que el proceso aún no se ha comercializado, no sería adecuado reportar y extrapolar datos de rendimiento medioambiental. Ügdüler *et al.* (2020) realizaron un análisis del ciclo de vida básico de dos procesos

12 La purificación con disolventes se clasifica bajo el concepto más amplio de «reciclaje químico». No existe una uniformidad en el empleo del término. Algunos autores alegan que la purificación con disolventes no debería clasificarse como reciclaje químico, sino como reciclaje mecánico, porque los polímeros no se descomponen completamente (Crippa *et al.*, 2019). El autor del presente estudio no tiene una preferencia en cuanto a qué clasificación sea la más correcta.

13 Los niveles de madurez tecnológica describen las etapas de innovación que una invención o idea ha alcanzado. Existen muchas variaciones, pero en términos generales se describen según los siguientes nueve niveles: TRL 1, Principios básicos observados; TRL 2, Concepto tecnológico formulado; TRL 3, Prueba del concepto experimental; TRL 4, Tecnología validada en laboratorio; TRL 5, Tecnología validada en un entorno pertinente; TRL 6, Tecnología demostrada en un entorno pertinente; TRL 7, Demostración del modelo o prototipo del sistema en un entorno operacional; TRL 8, Sistema finalizado y validado; y TRL 9, Sistema real probado en entorno operacional.

de eliminación de aditivos, aunque, debido a que el estudio es sumamente teórico, sería engañoso extrapolarlo.

### 4.4.3 Salud

Ningún estudio incluye datos sobre los efectos para la salud de la purificación con disolventes, si bien la mayor preocupación es el uso de disolventes potencialmente peligrosos, como el clorofórmico, el xileno, el n-hexano y el

ciclohexano (Ügdüler *et al.*, 2020), sustancias que ya se sabe que son perjudiciales para la salud. Cualquier persona que desarrolle una tecnología de purificación con disolventes deberá asegurarse de que estas sustancias puedan ser eliminadas de los plásticos secundarios y hacer que sean seguras, con el fin de garantizar que no se corra el riesgo de exposición humana al ser desechadas, o debido a su presencia en productos reciclados que contienen plásticos recuperados con disolventes.

## 4.5 Enfoque 5: Despolimerización química (quimiólisis)

### 4.5.1 Visión general

Este grupo de procesos consiste en hacer reaccionar los plásticos con diversas sustancias (catalizadores, ácidos, álcalis o alcoholes) con calor y presión para despolimerizar los polímeros (Raheem *et al.*, 2019). Se han mencionado unos siete grupos de procesos dentro de la categoría de «despolimerización» (Kumar *et al.*, 2011; Ragaert *et al.*, 2017; Raheem *et al.*, 2019), pero la tecnología solo se ha probado desde el punto de vista comercial para la glicólisis de poliéster (Ragaert *et al.*, 2017)<sup>14</sup> y la quimiólisis de poliamida, es decir, nylon (Crippa *et al.*, 2019). En ambos casos, el proceso solo se lleva a cabo para las materias primas postindustriales y no para materiales postconsumo.

Aparte de otras aplicaciones específicas y limitadas, la despolimerización química no se ha probado comercialmente para los tipos de desechos de envases plásticos producidos por empresas de bienes de consumo de rápido movimiento. Es posible que la glicólisis de PET pueda utilizarse para envases de PET en el futuro, pero aún no es una realidad.

### 4.5.2 Medio ambiente

Aunque actualmente solo se utiliza para fibras de PET postindustriales, la glicólisis de PET es el único proceso comercialmente viable que es probable que sea

pertinente para las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento. Solo dos estudios ofrecen datos modelizados útiles (Meys *et al.*, 2020; Shen *et al.*, 2010), pero, lamentablemente, son específicos de cada caso y se contradicen entre ellos. En el caso poco probable de que, en el futuro cercano, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento adopten la glicólisis de PET para PET postconsumo, se recomienda que consideren cuidadosamente los beneficios del ciclo de vida completo de dicho proceso en comparación con otras tecnologías maduras, como el reciclaje mecánico, ya que el grado de certeza sobre los parámetros del proceso de este tipo de reciclaje es mucho más alto.

### 4.5.3 Salud

La falta de datos de procesos hace que sea difícil evaluar las implicaciones para la salud de la glicólisis de PET. En cualquier caso, no parece ser adecuado para el procesamiento de envases postconsumo. En caso de que los avances en el futuro cercano permitan el uso de esta tecnología para procesar materiales postconsumo de las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento, deberían realizarse esfuerzos dirigidos a conseguir que las emisiones de sustancias peligrosas sean controladas para evitar su exposición a los receptores humanos y medioambientales.

## 4.6 Enfoque 6: Pirólisis y gasificación

### 4.6.1 Visión general

#### Pirólisis

La pirólisis de plásticos consiste en calentar el material bajo presión moderada sin oxígeno (Mayer *et al.*, 2019). A diferencia de lo que ocurre con la combustión, los polímeros no se oxidan (Lopez *et al.*, 2017), sino que se separan al azar y, tras fragmentarse y reformarse, adquieren la apariencia de las moléculas de hidrocarburo que se encuentran en el petróleo crudo (Ragaert *et al.*, 2017).<sup>15</sup> El producto líquido (el 80 % según el peso) a menudo se destila en tres fracciones

básicas —querosén, diésel y aceites ligeros (nafta)— y la fracción sólida (el 20 % según el peso), conocida como *char* (residuo carbonoso), incluye minerales y metales no combustibles, así como una alta proporción de carbono negro (Butler *et al.*, 2011).

Los líquidos que se obtienen de las plantas de pirólisis son todos combustibles y, según Crippa *et al.* (2019), el uso final más viable de ellos es su empleo como combustible para barcos y centrales eléctricas. Si se refinan lo suficiente, los aceites pirolíticos pueden ser empleados en aplicaciones de más alto nivel, como vehículos de carretera o en la aviación (Lopez *et al.*, 2017). No obstante, la ambición de

14 La glicólisis de poliéster es el proceso mediante el cual se introducen moléculas de etilenglicol, dietilenglicol o propilenglicol en las cadenas de polímeros de tereftalato de polietileno, que provoca su fragmentación y la producción de bis-(2-hidroxietil) tereftalato (BHET) y una serie de oligómeros. El BHET puede utilizarse como «material de partida» para elaborar nuevo PET/políéster.

15 Cuando los plásticos se queman, las cadenas de polímeros se descomponen en fragmentos y átomos de hidrocarburo. Si la combustión es completa, estas moléculas y átomos libres se unen con el oxígeno y producen agua y dióxido de carbono. Este proceso también se conoce como oxidación.

muchos especialistas de la pirólisis es refinar estos aceites en monómeros y otros compuestos que puedan emplearse en la producción de plásticos primarios.

La creación de materias primas para la producción de plásticos tiene el potencial tanto de reducir la necesidad de extraer más combustibles fósiles como de reducir los costos de eliminación y recuperación para el sistema de gestión de desechos (Hann y Connock, 2020). Si el proceso pudiera competir comercialmente con el reciclaje mecánico, el valor de los desechos plásticos aumentaría y esto desincentivaría su mala gestión. Si bien la innovación en el ámbito de la pirólisis se ha acelerado durante los últimos años, existen escasas pruebas respecto a que los aceites pirolíticos se hayan empleado con el fin de producir materias primas para monómeros (Solis y Silveira, 2020).

Solis y Silveira (2020) afirman que existen varias plantas de pirólisis de desechos plásticos, y aseguran que la «pirólisis convencional» actualmente se encuentra en el TRL 9. Sin embargo, estas autoras también señalan que existen pocos proyectos a escala completa a partir de los cuales se pueda determinar la viabilidad económica, lo cual plantea algunas dudas acerca del grado de preparación que tienen estos proyectos para su comercialización. Khoo (2019) asegura que existen varias plantas, incluida una en Japón (que procesa 15 000 toneladas al año) y dos en EE. UU. (de las cuales una procesa 25 000 toneladas al año y la otra se prevé que procese 100 000 toneladas al año una vez que entre en funcionamiento). Al momento de redactar el presente informe, ninguna de las plantas mencionadas por Khoo (2019) se ha confirmado que cuente con procesos comprobados comercialmente.

Si bien es indudable que existen instalaciones que pueden mantener un proceso pirolítico, su viabilidad económica independiente es fundamental para la sostenibilidad de la tecnología en el contexto de otros enfoques maduros y estables, como el reprocesamiento mecánico. Mientras no se disponga de nuevos datos, la pirólisis de desechos plásticos debería seguir considerándose como un proceso posiblemente insostenible y no recomendable (Rollinson y Oladejo, 2019).

## Gasificación

Al igual que la pirólisis, la gasificación de los desechos plásticos consiste en calentar el material para descomponer los enlaces entre las cadenas de hidrocarburos (polímeros). La diferencia clave es que se introduce cierta cantidad de oxígeno, lo cual permite la oxidación parcial de algunos de los fragmentos y átomos, pero sin permitir que ocurra la plena combustión. El resultado es la producción de gases como el monóxido de carbono (CO), el hidrógeno (H<sub>2</sub>), el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el metano (CH<sub>4</sub>) y el nitrógeno (N<sub>2</sub>), junto con otros hidrocarburos, como el C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> y el C<sub>2</sub>H<sub>6</sub> (Ciuffi et al., 2020; Punkkinen et al., 2017). La gasificación ocurre a mayor temperatura en comparación con la pirólisis, normalmente a 700-1200°C, lo cual implica que las plantas suelen ser más grandes (Solis y Silveira, 2020).

El *char* también se produce durante la gasificación y contiene una mezcla de hidrocarburos alquitranados, policíclicos, aromáticos y heterocíclicos (Wolfesberger et al., 2009). La

eliminación de estas moléculas complejas del carbono negro es inviable (Benedetti et al., 2017; Lopez et al., 2018) se condensan rápidamente en el proceso y corroen y atascan las tuberías (Zeng et al., 2020). Si bien es indudable que existe un potencial para otros usos del *char* pirolítico que se obtiene de los desechos plásticos, parece probable que, debido a los obstáculos para lograr dichos avances, el material acabará quemándose o eliminándose como desecho peligroso (Defra, 2013). Como resultado de la mayor volatilidad de la materia prima, la gasificación de los plásticos produce menos *char* en comparación con la gasificación de la biomasa o la fibra (Sharuddin et al., 2016). La desventaja es que las partículas de *char* no se condensan, sino que permanecen en el gas de síntesis (Lopez et al., 2018; Solis y Silveira, 2020).<sup>16</sup>

No existe suficiente información para demostrar la viabilidad comercial de las plantas de gasificación que emplean desechos plásticos como materia prima. Solo se han llevado a cabo tres estudios sobre plantas que han existido en las últimas dos décadas, y en los tres se indica una falta de certeza acerca de si las plantas que examinaron siguen en funcionamiento (Jayarama Reddy, 2016; Seo et al., 2018; Solis y Silveira, 2020). Quicker (2019) asegura que en una planta en Alemania se demostró que la gasificación de mezclas homogéneas de plásticos es viable. No obstante, advierte que la planta ha tenido dificultades técnicas durante muchos años y cuestiona la viabilidad general del proceso.

Teóricamente, el gas de síntesis que se obtiene de la gasificación de desechos puede mejorarse y emplearse para producir una serie de sustancias químicas, como el amoníaco, el metano y el hidrógeno (Antonetti et al., 2017). Este es, por lo general, el objetivo de las plantas de gasificación de carbón (Ciuffi et al., 2020). Crippa et al. (2019) también informan que la gasificación de carbón en China se ha utilizado exitosamente con el fin de producir algunos precursores para la producción de plásticos, como el etilenglicol, pero aseguran que en ningún otro lugar existen suficientes pruebas que respalden ningún tipo de producción de precursores para polímeros a escala comercial, y en ningún caso a partir de desechos plásticos.

Algunos críticos, como Rollinson y Oladejo (2020), han señalado que es improbable que durante los últimos años se haya logrado una mejora que sea viable comercialmente del gas de síntesis que se obtiene en las plantas de gasificación que procesan desechos plásticos. Dada la falta de confirmación en la bibliografía que se ha revisado para el presente trabajo, esta aseveración parece razonable. Incluso como combustible, la gasificación de desechos es menos viable debido a la necesidad de eliminar la humedad del gas de síntesis antes de ser quemado. Se sugiere con cierta precaución que el gas de síntesis que se obtiene de la gasificación, en el mejor de los casos, se convierte en combustible. Sin embargo, es más probable que se quemé directamente en la planta que, por consiguiente, funciona como una incineradora eficaz.

## 4.6.2 Medio ambiente

La pirólisis y la gasificación son las tecnologías de reciclaje químico comercialmente más maduras que pueden procesar desechos plásticos, si bien sigue habiendo casos

<sup>16</sup> El gas de síntesis consiste principalmente en gases de monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en diversas proporciones de acuerdo con la materia prima que se esté gasificando.





▣ Planta de reciclaje de plásticos gestionada por Arris Desrosiers, organización socia de Tearfund. Foto: Kit Powney/Tearfund.

en que estas se emplean con cualquier propósito excepto para la producción de combustible. En los casos en que producen combustible, parecen generar menos emisiones en comparación con la incineración, pero más que el reciclado mecánico (Khoo, 2019; Schwarz *et al.*, 2021).

Se ha deducido, a partir de algunos modelos teóricos, que las procesadoras generarían menos emisiones en comparación con el reciclaje mecánico si se pudieran producir materiales de partida (Francis, 2016a; Francis, 2016b), aunque, al momento de redactar este informe, esto no parece ser una realidad comercial (Crippa *et al.*, 2019; Rollinson y Oladejo, 2020). La ventaja diferencial tanto de la pirólisis como de la gasificación es su versatilidad en el procesamiento de desechos que son demasiado complejos o que están muy contaminados como para ser sometidos a una clasificación y un reprocesamiento mecánicos, ya sea porque son desechos de múltiples capas o porque representan un desafío técnico y económico para ser clasificados (Ragaert *et al.*, 2017; Solis y Silveira, 2020). Sin embargo, existen pruebas que demuestran que estos procesos requieren casi el mismo grado de clasificación cuando el objetivo es emplear los productos como materias primas y que esto podría aumentar las emisiones de carbono durante todo el ciclo de vida lo suficiente como para anular los beneficios potenciales (Schwarz *et al.*, 2021).

Tanto la gasificación como la pirólisis han experimentado limitaciones operacionales importantes, incluida la eliminación de alquitrán y *char* —en el caso de la gasificación— (Benedetti *et al.*, 2017; Lopez *et al.*, 2018;

Wolfesberger *et al.*, 2009; Zeng *et al.*, 2020), y un alto consumo de energía, en el caso de la pirólisis (Crippa *et al.*, 2019; Mayer *et al.*, 2019; Ragaert *et al.*, 2017; Sherwood, 2020). Independientemente de cualquier modelo de reducción de emisiones como resultado del empleo de aceites pirolíticos o de gas de síntesis para producir materiales de partida, el control de las emisiones fugitivas de los procesos es un aspecto crucial.

No se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento procesen sus envases plásticos mediante la pirólisis o la gasificación ni en países de ingresos altos ni en los de ingresos bajos y medios mientras no se determinen los impactos del ciclo de vida completo que tienen estos enfoques tecnológicos nuevos e inmaduros.

### 4.6.3 Salud

Las plantas de gasificación y pirólisis implican el empleo de equipos que operan a altas temperaturas y bajo mucha presión, al tiempo que también producen múltiples sustancias peligrosas que pueden resultar fatales para los seres humanos y la vida silvestre. Los productos potenciales tanto de la gasificación como de la pirólisis se incluyen en la [Tabla 3](#), aunque es improbable que los productos de la transformación de desechos de envases plásticos postconsumo contengan cantidades significativas de haluro, dioxinas y compuestos relacionados, metales o compuestos de azufre.

Con una gestión adecuada, las emisiones que producen la gasificación y la pirólisis pueden capturarse, controlarse,

eliminarse o transformarse para evitar que interactúen con las plantas, los animales y los seres humanos. En la publicación *Best available techniques for incineration* (Neuwahl *et al.*, 2019), se ofrece orientación para llevar a cabo estos procedimientos. Además, ya que muchas de las sustancias pueden ser quemadas, es tentador y común describirlas como sustancias «seguras» mediante la combustión. Sin embargo, el control de emisiones de los procesos puede resultar costoso y requiere un mantenimiento continuo por medio de sistemas de trabajo seguros y eficaces. En países que carecen de un marco regulatorio eficaz y con amplios recursos para exigir su cumplimiento, y donde a veces los recursos corporativos para gestionar los sistemas seguros también son escasos, existe el riesgo de emisiones fugitivas y de mala gestión de los desechos residuales peligrosos.

Los proyectos de gasificación suelen ser mucho más grandes que los de pirólisis, lo cual significa que generalmente cuentan con mayores recursos. Una preocupación grave que ha surgido es la posibilidad de que los pequeños operadores lleven a cabo actividades de pirólisis sin ningún tipo de supervisión o control regulatorio.

Las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento que estén considerando tratar desechos ya sea mediante la pirólisis o la gasificación deben tener en cuenta la manera en que los operadores de la planta controlarán las emisiones de los procesos y deben asegurarse de que se impida la fuga de desechos sólidos, líquidos y gaseosos en el medio ambiente.

Cuando estos productos no pueden utilizarse debido a una contaminación inevitable, se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento asuman un deber de cuidado frente a su tratamiento o eliminación seguros. Es importante destacar que en muchos países de ingresos bajos y medios no existen vertederos o incineradoras de desechos peligrosos adecuadamente gestionados y regulados. En estos casos, ni la gasificación ni la pirólisis deberían considerarse.

Por último, debido a que la mayor parte del aumento de la pirólisis se ha producido en países de ingresos bajos y medios, es posible que las plantas se construyan con medidas de seguridad limitadas. Se ha informado sobre varios incidentes de mal funcionamiento que han puesto la vida en peligro —tanto en países de ingresos bajos y medios como en los de ingresos altos—, entre los que cabe mencionar los siguientes: la explosión en una planta de Panchkula (India) en 2011, en que varios trabajadores resultaron lesionados; la explosión en una planta de Khanty-Mansiysk (Rusia) en 2012, que causó la muerte de ocho personas; la explosión en una planta de Budennovsk (Rusia) en 2014; un accidente en Chennai (India) en 2014, en que una persona murió y dos resultaron lesionadas; un accidente en Joensuu (Finlandia) en 2014, en que tres personas resultaron lesionadas; y un accidente en Furth (Alemania) en 1998, que provocó la fuga de grandes cantidades de gases tóxicos y la evacuación de los residentes del área (International Power Ecology Company, 2014).

**Tabla 3:** Ejemplos de emisiones producidas por la gasificación y la pirólisis de desechos plásticos (téngase en cuenta que es improbable que se genere la emisión de varios de los productos que se enumeran en la siguiente tabla como resultado de la transformación de envases plásticos)

Fase	Pirólisis	Gasificación
Gas	Hidrógeno; metano; etano; eteno; propano; propeno; butano; y buteno (Williams y Williams, 1999)	Monóxido de carbono; hidrógeno; dióxido de carbono; metano, nitrógeno; etileno; etano; (Ciuffi <i>et al.</i> , 2020; Punkkinen <i>et al.</i> , 2017); sulfuro de hidrógeno; sulfuro de carbonilo; amoníaco; cianuro de hidrógeno; metales alcalinos; cloruro de hidrógeno; elementos potencialmente tóxicos (Block <i>et al.</i> , 2019)
Líquido	Etilbenceno; estireno; tolueno; hidrocarburos policíclicos aromáticos (Budsareechai <i>et al.</i> , 2019; Miandad <i>et al.</i> , 2019)	No aplicable
Sólidos	Carbono negro; minerales no combustibles (Butler <i>et al.</i> , 2011); elementos potencialmente tóxicos; hidrocarburos alifáticos e hidrocarburos aromáticos (Bernardo <i>et al.</i> , 2012)	Carbono negro; minerales no combustibles; hidrocarburos heterocíclicos (piridina y fenol); aromáticos livianos (benceno y tolueno); hidrocarburos policíclicos aromáticos (naftalina); hidrocarburos más pesados, que no suelen ser definidos (Wolfesberger <i>et al.</i> , 2009)

## 4.7 Enfoque 7: Coprocesamiento en hornos de cemento

### 4.7.1 Visión general

Aproximadamente, el 7 % (entre 2300 y 2600 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>eq) de las emisiones globales de carbono son generadas por la producción de cemento (Hertwich, 2020; Lehne y Preston, 2018), la mitad de las cuales se genera por el uso de combustibles fósiles (principalmente carbón), con el

fin de calentar carbonato de calcio para producir clínker (Kara, 2012). La identificación y el uso de combustibles alternativos es, por lo tanto, crucial para cumplir las metas con relación al cambio climático (Gerassimidou *et al.*, 2020). Por ejemplo, el combustible sólido recuperado sustituyó el 42 % de la demanda de energía para la producción de cemento en Europa en 2015 (MPA Concrete Centre, 2017). Algunas

pruebas demuestran que el llamado «coprocesamiento en hornos de cemento» se ha empleado para tratar los desechos plásticos que se han recogido para su reciclaje (Jiao, 2020; Republic Cement, 2020), aunque existen escasos datos que demuestren el predominio mundial de esta práctica.

## 4.7.2 Medio ambiente

La mayoría de las pruebas generadas por los análisis del ciclo de vida del coprocesamiento de combustibles alternativos en hornos de cemento se relacionan con materiales no plásticos o plásticos mezclados con otros materiales, por lo general, biogénicos (Bourtsalas *et al.*, 2018; Georgiopoulou y Lyberatos, 2018; GIZ-LafargeHolcim, 2020; Khan *et al.*, 2020; Malijonyte *et al.*, 2016; Séverin *et al.*, 2010; Vermeulen *et al.*, 2009). Estos estudios suelen favorecer el coprocesamiento de combustibles alternativos en hornos de cemento en lugar de la incineración debido al desplazamiento del uso de carbón, que genera más emisiones de carbono que casi cualquier otra fuente de combustible.<sup>17</sup> Aunque es probable que el contenido biogénico de combustible sólido recuperado sea un factor, se identificaron cuatro estudios que investigaron específicamente el uso de envases plásticos (Jenseit *et al.*, 2003; Meys *et al.*, 2020; Schmidt *et al.*, 2009; Shonfield, 2008). En resumen, estos trabajos demuestran una jerarquía de beneficios del ciclo de vida similar, en general con más emisiones comparado con el reciclaje mecánico y menos emisiones comparado con la incineración con recuperación de energía. Los hallazgos son coherentes con los que informan Lazarevic *et al.* (2010). Aunque las pruebas son escasas, resulta difícil apoyar la teoría de que la combustión combinada de desechos de envases plásticos postconsumo en hornos de cemento produciría un impacto medioambiental bastante menor en comparación con la incineración con recuperación de energía.

## 4.7.3 Salud

Es probable que la combustión de combustible sólido recuperado produzca varias sustancias peligrosas que deben controlarse para proteger la salud humana y el medio ambiente. La mayoría de los estudios dirigidos a demostrar estas emisiones se relacionan con materias primas mezcladas (Conesa *et al.*, 2011; Rovira *et al.*, 2010; Rovira *et al.*, 2016) y, particularmente, el cloro (Gerassimidou *et al.*, 2020), que puede formar dioxinas y furanos, así como ácido clorhídrico, que daña los equipos. Pero es improbable que los envases plásticos contengan cloro y, si bien no existen pruebas sólidas, también es improbable que las emisiones que produce la combustión de envases plásticos sean mucho peor que el carbón que ha reemplazado y, casi con seguridad, es mejor que el combustible sólido recuperado mezclado, que posiblemente tiene una concentración mayor de cenizas y humedad (Asamany *et al.*, 2017).

Al igual que con todos los enfoques que se examinan en este informe, las emisiones que produce el coprocesamiento en hornos de cemento son técnicamente posibles de controlar mediante «las mejores técnicas disponibles» (Schorcht *et al.*, 2013). Ya que la mayor parte de la producción de cemento la realizan corporaciones multinacionales que disponen de amplios recursos, debería ser factible adoptar estas tecnologías. En teoría, las instalaciones que están reguladas de forma menos estricta en algunos países de ingresos bajos y medios podrían correr el riesgo de falta de control de emisiones, aunque no existen pruebas que demuestren esta afirmación. Sin embargo, en los casos en que los recursos son insuficientes para garantizar una operación segura, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deberían considerar contratar una auditoría independiente para asegurarse de que las emisiones cumplan, por lo menos, los límites europeos (European Union, 2000) o chinos (Cheng y Hu, 2010; Wu, 2018).

## 4.8 Enfoque 8: Incineración con recuperación de energía

### 4.8.1 Visión general

La incineración de desechos reduce de forma eficaz la masa —el 75 % según el peso (Dalager y Reimann, 2011)— y el volumen —el 90 % del volumen por volumen (Hjelmar *et al.*, 2011)— de desechos sólidos municipales. Cuando se utiliza para tratar el total de los desechos sólidos municipales,

la incineración también reduce su bioactividad (Niessen, 2010), que es la característica fundamental que hace que los desechos sólidos municipales sean tan nocivos cuando se arrojan a los vertederos. La incineración se ha adoptado rápidamente en Europa, China, Japón y Corea, y en menor proporción en EE. UU. (Tabla 4).

17 La extracción de carbón libera emisiones fugitivas de metano, una fuente pequeña aunque no insignificante de emisiones producidas en el ciclo de vida del carbón utilizado en la combustión. Estas emisiones, según se informa, equivalen a 1,91 y 4,23 gramos de CH<sub>4</sub> por kilo de carbón (base tal cual) en el caso del carbón que se extrae de minas a cielo abierto y el que se extrae de minas subterráneas, respectivamente (Spath *et al.*, 1999).



**Tabla 4:** Número de incineradoras de desechos sólidos municipales en países y regiones seleccionados

Región/país	Número de plantas	Referencia
Europa	>500	Blasenbauer <i>et al.</i> (2020)
EE. UU.	75	United States Environmental Protection Agency (2019)
Japón	1200 <sup>18</sup> (778)	Amemiya (2018)
Corea	172 (35)	Bourtsalas <i>et al.</i> (2019)
China	390	Ministry of Housing and Urban–Rural Development (MoHURD) (2019)
India	5 <sup>19</sup>	Kumar y Agrawal (2020)
Azerbaián	1	The World Bank (2013)
Etiopía	1	Mutethya (2020)

En los países de ingresos bajos y medios, las iniciativas para introducir la incineración han tenido menos éxito. Las incineradoras modernas resultan relativamente caras de construir y operar. La disminución de emisiones y la eficacia de una planta dependen en gran parte de que las materias primas que se utilicen tengan las características adecuadas (Ji *et al.*, 2016) y de la disponibilidad de conocimientos y componentes técnicos, todos aspectos que han representado desafíos históricos y han causado el fracaso de las plantas en los países de ingresos bajos y medios. Por ejemplo, Nixon *et al.* (2017) informan que la mayoría de los proyectos de incineración de desechos para la obtención de energía de India han fracasado ya sea antes o después del proceso de *commissioning*, y aportan ejemplos de proyectos que no tuvieron éxito en Hyderabad, Vijayawada, Chandigarh y Nueva Delhi.

En Etiopía, un consorcio chino-europeo recientemente construyó una instalación en respuesta al problema crónico de la eliminación de desechos en Adis Abeba, que provocó el colapso de una pila inestable de desechos en un basural local en 2017, en el que murieron 113 personas (Law y Ross, 2019). La planta se cerró en 2019 al poco tiempo de abrirse, lo que generó el temor de que un nuevo proyecto de reciclaje de desechos para la obtención de energía en un país de ingresos bajos y medios hubiese fracasado. No obstante, al momento de redactar este informe, por lo menos una fuente noticiosa (Mutethya, 2020) ha informado que la instalación volvió a abrirse y que el proceso de *commissioning* continuará hasta el traspaso final a los empleados locales en 2021. La duración de este proyecto más allá de la fase de *commissioning* es un aspecto que estará siendo estrechamente observado en el marco de los fracasos reportados en otros lugares.

Se ha informado, además, sobre al menos un proyecto similar que se encuentra en marcha en África subsahariana, específicamente en Kenia (Najimesi, 2019). Al parecer, también hay demanda de incineración de desechos en otros lugares, según Kadir *et al.*, (2013), que aseguran que la instalación de incineradoras a gran escala en Malasia es «inevitable», dadas las aspiraciones gubernamentales de desarrollar la infraestructura del país.

#### 4.8.2 Medio ambiente

Aunque la incineración generalmente se emplea para el tratamiento del total de los desechos sólidos municipales, raramente se emplea para tratar plásticos recogidos para su reciclaje (Christensen *et al.*, 2011a; Christensen *et al.*, 2011b; Hjelmar *et al.*, 2011). Si bien en algunos estudios se deduce que es más beneficioso incinerar los plásticos que reciclarlos mecánicamente, según la mayoría de los análisis del ciclo de vida, la incineración, por lo general, tiene peores resultados (Lazarevic *et al.*, 2010). La incineración de desechos mezclados con recuperación de energía permite reducir, en general, las emisiones en comparación con la generación de electricidad a partir de combustibles fósiles (Laurent *et al.*, 2014), ya que estos emiten metano durante la fase de extracción (Spath *et al.*, 1999; Turconi *et al.*, 2013). Mientras avanza la descarbonización del suministro de energía, los argumentos a favor de la incineración de desechos plásticos postconsumo para producir energía seguirán perdiendo fuerza. Otro motivo de preocupación es que es posible que el calor no pueda recuperarse de las incineradoras en los países de ingresos bajos y medios. No se dispone de información al respecto, pero es un tema que debería considerarse en cualquier análisis futuro de las emisiones del ciclo de vida.

18 No está claro si todas estas instalaciones procesan desechos sólidos municipales.

19 Existen indicios que sugieren que es probable que algunas de estas plantas no estén completamente operativas o que se encuentren en el proceso de *commissioning* (Best Current Affairs Center, s. a.). Los números entre paréntesis representan instalaciones que, según se informa, incluyen la recuperación de energía.





❏ **Convirtiendo desechos plásticos en una oportunidad de generación de ingresos a orillas del río Kalamu, en la comuna del mismo nombre de Kinsasha, República Democrática del Congo. El proyecto es implementado de forma conjunta entre Tearfund y la Iglesia de Cristo de Congo (Eglise du Christ au Congo, ECC). Foto: Flot Mundala/Tearfund.**

En general, no parece que la incineración de desechos de envases plásticos postconsumo que se han recogido separadamente para su reciclaje represente demasiados beneficios para el medio ambiente, aparte de algunas situaciones potenciales específicas. Dado que el reciclaje mecánico existe casi en todas partes y, donde no existe, los materiales pueden exportarse fácilmente a un lugar donde sí exista, prácticamente no se justifica la incineración de desechos de envases plásticos recogidos separadamente para la recuperación de energía.

### 4.8.3 Salud

Históricamente, las incineradoras de desechos han tenido mala reputación en lo que se refiere a la contaminación medioambiental y problemas para la salud, debido a la cantidad significativa de emisiones de sustancias peligrosas (Herbert, 2007; United States Environmental Protection Agency, 2019; Walsh, 2002). Desde fines de la década de los noventa y principios del siglo XXI, la tecnología de limpieza de emisiones ha mejorado de forma considerable. Por lo tanto, la mayoría de las emisiones vertidas en la atmósfera pueden ser controladas por medio de la gestión de la tasa e intensidad

de combustión y la captura de sustancias peligrosas con dispositivos de control de la contaminación del aire.

Es probable que el riesgo que representan las sustancias peligrosas que se emiten como resultado de la incineración bien gestionada de desechos sólidos municipales en Europa sea mínimo (Ashworth *et al.*, 2014; Douglas *et al.*, 2017; Freni-Sterrantino *et al.*, 2019; Ghosh *et al.*, 2019; Parkes *et al.*, 2020). Sin embargo, existe un motivo de preocupación justificado respecto a si en los países de ingresos bajos y medios se aplicaran normas similares, ya que probablemente la capacidad reguladora y los recursos para hacer cumplir las normas no sean suficientes para garantizar que las emisiones se mantengan en niveles seguros. China está mejorando rápidamente la capacidad de incineración de desechos sólidos municipales y ha implementado normas casi equivalentes a las de Europa y EE. UU. (Cheng y Hu, 2010; European Union, 2000; Ji *et al.*, 2016; Wu, 2018).

La incineración con recuperación de energía no es reciclaje, de modo que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deberían evitar incinerar envases plásticos postconsumo que se han recogido para su reciclaje.

# 5 Análisis

## 5.1 Madurez comercial y disponibilidad de datos

Sobre la base de la evaluación incluida en las [Secciones 4.1 a 4.8](#), la madurez que se indica para cada enfoque se clasifica en la [Tabla 5](#). Para el enfoque de pirólisis y gasificación, se ha agregado otra fila para diferenciar el nivel de madurez con relación a los productos del proceso, según se utiliza para obtener combustible o materias primas.

Las tres tecnologías conocidas como «reciclaje químico» (purificación con disolventes, gasificación y pirólisis y despolimerización química) apenas se han adoptado para el procesamiento de envases plásticos. La pirólisis y la gasificación son los procesos mejor preparados para su comercialización, pero, durante este estudio, no se han encontrado pruebas sólidas que sugieran que alcanzarán la madurez comercial. Varios autores señalan que es posible que nunca sean comercialmente viables para el tratamiento de envases plásticos postconsumo, ya que los productos derivados de dichos procesos pueden obtenerse de forma más rentable por medio de otras materias primas y otros procesos (Hann y Connock, 2020; Rollinson y Oladejo, 2020). Como afirman Rollinson y Oladejo (2020), estos procesos podrían terminar convirtiéndose en un «elefante blanco», al menos en el futuro cercano, que sería una distracción frente a la preocupación más urgente de revalorizar los desechos. Es necesario destacar que ninguna de estas tecnologías parece cumplir la aspiración de poder procesar desechos plásticos mezclados y, por consiguiente, evitar los altos costos de clasificación y recogida selectiva que pueden restar fuerza a la justificación económica del reciclaje de plásticos.

Si bien la incineración en hornos de cemento se ha convertido en una práctica más común durante la última década, la mayor parte de los datos de procesos corresponden a combustible sólido recuperado mezclado, que incluye material biogénico. Por ello, no es fácil evaluar el desempeño medioambiental de los desechos de envases plásticos cuando se utilizan como sustituto de los combustibles fósiles. No obstante, debido a que los plásticos son combustibles fósiles, es improbable que tengan muchas ventajas en comparación con una mezcla biogénica-fósil. Además, a medida que la generación de energía se decarboniza, es posible que disminuya la combustión de plásticos, puesto que los comparadores ya no se basarán en fuentes fósiles.

Aunque la tecnología de producción de ladrillos y tejas también carece de madurez, es muy sencilla y, por lo tanto, se pueden suponer los beneficios del ciclo de vida hasta cierto punto. Es posible que los altos costos medioambientales de la producción de concreto y cerámica, que sería reemplazada por tejas y ladrillos de compuestos de mineral y polímero,

sean considerables. Sin embargo, el carbono negro que se produce en la quema de leña a cielo abierto empleado para calentar la arena y el plástico también debería tenerse en cuenta en cualquier análisis del ciclo de vida futuro. Es importante destacar que la tecnología suele utilizarse a una escala mucho menor para abordar problemas puntuales de restos en el medio ambiente, un indicador que no se considera en los análisis del ciclo de vida.

**Tabla 5:** Nivel de madurez indicativa de cada uno de los ocho enfoques examinados

Enfoque		Nivel de madurez
1	Reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión	Alto
2	Reprocesamiento mecánico de botellas para la fabricación de fibra para la extrusión	Alto
7	Coprocesamiento en hornos de cemento	Alto
8	Incineración con recuperación de energía	Alto
3a	Compuestos de mineral y polímero: pavimentación de carreteras	Medio alto
3b	Compuestos de mineral y polímero: producción de ladrillos y tejas	Medio alto
6	Pirólisis y gasificación para la obtención de combustible	Medio alto
4	Purificación con disolventes	Bajo
5	Despolimerización química (quimiólisis)	Bajo
6	Pirólisis y gasificación para la obtención de materias primas	Bajo



## 5.2 Impacto medioambiental

### 5.2.1 Emisiones de carbono

Este estudio halló que las emisiones de carbono del ciclo de vida de los ocho enfoques examinados sugieren una clasificación que es coherente con la Jerarquía de Residuos. El reciclaje mecánico, incluida la tecnología del reciclaje de botellas para la fabricación de fibra, es el que produce la menor cantidad de emisiones —como lo demuestran numerosos estudios—, y la incineración con recuperación de energía es la que produce la mayor cantidad de ellas. Como se ha analizado en la [Sección 5.1](#), la incineración en hornos de cemento carece de datos específicos sobre envases plásticos, pero, a modo de orientación, parece encontrarse al mismo nivel que la incineración, o incluso a un nivel levemente más alto. Sin embargo, por lo menos dos autores destacan la influencia de la clasificación y el lavado en el proceso de reciclaje mecánico, que podría debilitar el argumento a favor del ciclo de vida de este proceso frente a la incineración, ya sea en hornos de cemento o de otro tipo. El argumento a favor del uso de plásticos en las carreteras y la fabricación de ladrillos y tejas es menos claro, y no existe ningún dato robusto que indique la cantidad de carbono que se desplaza como resultado. No obstante, el hecho de que son desechos que reemplazan a los combustibles fósiles y los minerales indica que es probable que reduzcan la extracción de materias primas y los costos medioambientales de la producción.

La falta de datos publicados sobre las emisiones del ciclo de vida de todas las tecnologías de reciclaje químico hace que sea difícil ponerlas en contexto. Schwarz *et al.* (2021) ofrecen un modelo teórico que demuestra una cantidad relativa de emisiones de CO<sub>2</sub> como resultado del procesamiento de 25 polímeros diferentes. El estudio demuestra que existe una amplia coincidencia respecto a los hallazgos en el presente informe, lo cual indica que el reciclaje mecánico es el que produce la menor cantidad de emisiones. Cuando producen monómeros, tanto la gasificación como la pirólisis liberan cantidades, en general, similares —o incluso ligeramente menores— de emisiones, aunque estos procesos aún no

se emplean para este propósito, ya que no existen plantas comercialmente activas en funcionamiento y, por lo tanto, esos hallazgos deben considerarse con cautela.

En esta investigación, se analizan las limitaciones de los estudios de análisis del ciclo de vida, especialmente el mal manejo de los datos que hacen los profesionales y la falta de reconocimiento de la pérdida de materiales en el proceso. Como lo destacan Geyer *et al.* (2016), la medición clave no es la masa de material que se recoge para su reciclaje ni tampoco la cantidad que realmente se reprocesa y se transforma en nuevos productos. Los beneficios del ciclo de vida deberían basarse en la masa de material que se desplaza y los costos medioambientales que se evitan como resultado. Si se adopta esta práctica, podrían favorecerse aplicaciones como la pavimentación de carreteras, la producción de tejas y la fabricación de fibra de poliéster por medio del reciclaje de botellas.

### 5.2.2 Gestión de desechos residuales y pérdida de pellets

El potencial de que se gestione mal la clasificación y el reprocesamiento de desechos residuales en países de ingresos bajos y medios es considerable. En un gran número de países, donde ya existe una muy mala gestión, es improbable que las autoridades tengan la capacidad de supervisar exhaustivamente el cumplimiento de las normas y de sancionar su incumplimiento por parte de los operadores comerciales. La mala gestión incluye la quema a cielo abierto, el vertido de basura al aire libre y la eliminación de desechos en medios acuáticos. Además, en las plantas donde se realiza la conminución de materiales o se produce pellets, la probabilidad de pérdida en los sistemas de drenaje es considerable si no se gestiona de forma adecuada. Aunque este estudio se centra en las emisiones de restos que producen las reprocesadoras mecánicas, todos los enfoques examinados tienen el potencial de dar lugar a una mala gestión de los desechos residuales.

## 5.3 Salud

Es posible controlar las emisiones de la mayoría de los procesos industriales si existe suficiente supervisión y gestión técnica. No obstante, en los países de ingresos bajos y medios, la falta de recursos y conocimientos implica que los enfoques de la tecnología punta podrían no ser suficientes para controlarlas. Todos los procesos térmicos que involucren el tratamiento de plásticos pueden aumentar el riesgo de que se liberen y emitan sustancias nocivas en el medio ambiente circundante. Incluso en las plantas de extrusión de envases plásticos de bajo riesgo, si no se controla el origen

del material extrudido para garantizar que no se produzca contaminación, existe el riesgo de que los materiales —por ejemplo, de uso eléctrico o automotor— sean coextrudidos, con la posibilidad de que los trabajadores o residentes del área se expongan a sustancias como materiales ignífugos bromados.

# 6 Conclusiones y recomendaciones

Los desechos de envases plásticos postconsumo que se han recogido para su reciclaje deben procesarse en instalaciones seguras. Estas plantas deben adoptar enfoques que sean lo suficientemente maduros para garantizar que se genere la menor cantidad posible de emisiones de sustancias y materiales potencialmente peligrosos en el medio ambiente, y que garanticen la protección de la salud pública y ocupacional.

Todos los enfoques examinados en este estudio tienen el potencial de causar daño a la salud pública, ocupacional y medioambiental. Sin embargo, con suficiente control de las emisiones de los procesos y sistemas seguros de trabajo, pueden adoptarse sin riesgo. Este informe no encontró pruebas que contradigan en lo fundamental el uso de cualquiera de estos procesos en el contexto adecuado. No obstante, la autogestión de los riesgos no puede garantizarse en ningún lugar, ni en países de ingresos altos ni en los de ingresos bajos y medios. Para una protección completa de la salud pública y medioambiental, es necesario contar con un marco regulatorio eficaz, independiente y con suficientes recursos para exigir su cumplimiento, que podría no estar disponible en países donde las prioridades en pugna limitan la disponibilidad de recursos para financiarla.

La mayoría de las grandes empresas de bienes de consumo de rápido movimiento han comenzado a fijarse objetivos dirigidos a reducir el uso de recursos, utilizar más materiales reciclados en los envases plásticos e implementar sistemas para reciclar las grandes cantidades de desechos de los envases plásticos postconsumo que comercializan. Este informe se dirige a asistir a las partes interesadas en la toma de decisiones, y fomentar la adopción de enfoques tecnológicos que causen el menor daño posible a la salud de las personas y al medio ambiente.

En la [Figura 3](#), se ofrece una evaluación cualitativa de los ocho enfoques examinados por medio de un sistema de indicadores de color rojo, ámbar, amarillo y verde, según el impacto potencial en la salud y el medio ambiente en contextos de ingresos altos, medios y bajos, y su nivel de madurez tecnológica. Además, el riesgo de operación sin el cumplimiento de normas mínimas en los países de ingresos bajos y medios se clasifica con una puntuación de la «idoneidad» del enfoque. Conforme a la evaluación, hay tres grupos principales y evidentes de enfoques ([Grupos 1-3](#)), el primero de los cuales se subdivide en dos subgrupos ([Grupos 1a y 1b](#)).

## Grupo 1a

Hay pruebas sólidas que sugieren que los enfoques del [Grupo 1a](#) son los que menos impacto tienen en el medio ambiente y, si bien suponen algunos riesgos para la salud y el medio ambiente, tienen el mayor potencial de ser implementados con el cumplimiento de las normas ([Figura 3](#)). Los envases plásticos que se han recogido para su reciclaje deberían ser sometidos a tratamiento por reprocesadoras mecánicas cuando sea posible, estén disponibles o puedan implementarse, ya que se trata de la tecnología más madura y con la menor cantidad comprobada de emisiones del

ciclo de vida según las pruebas evaluadas. El reciclaje de botellas para la fabricación de fibra es, probablemente, igual de beneficioso que el reprocesamiento mecánico. Además, no existen pruebas sólidas que demuestren los supuestos beneficios de los sistemas de circuito cerrado respecto a los de circuito abierto, si bien reconocemos que esto podría cambiar con el tiempo cuando el aumento de los ciclos de los materiales sea una realidad.

## Grupo 1b

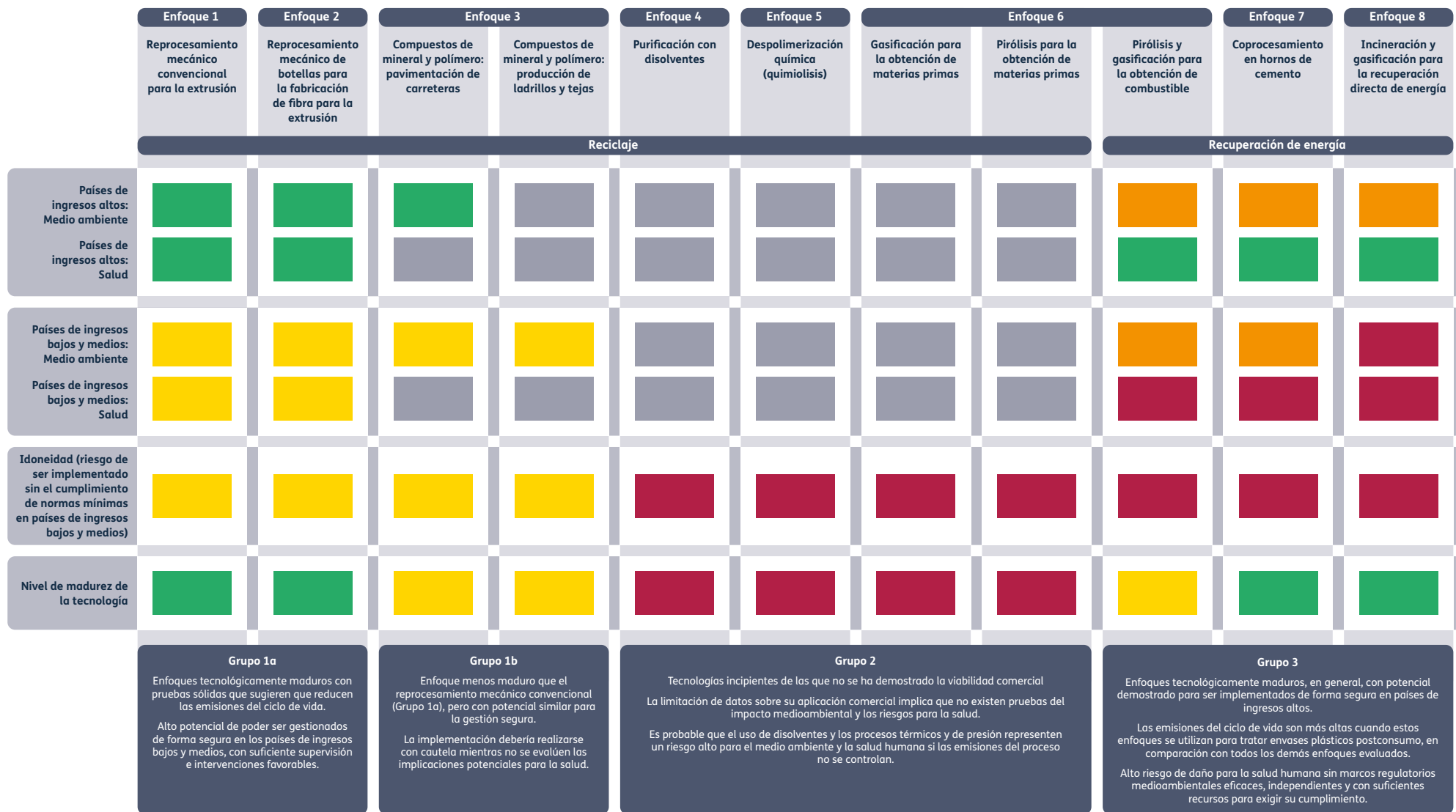
Es posible que los enfoques incluidos en el [Grupo 1b](#) (pavimentación de carreteras y producción de ladrillos y tejas) tengan un nivel de riesgo similar que los del [Grupo 1a](#). Sin embargo, existen relativamente pocos datos disponibles para evaluarlos ([Figura 3](#)). Se recomienda que estos procesos sean adoptados con cautela mientras no se determinen las emisiones del proceso que genera la fundición y, por lo tanto, el potencial de exposición ocupacional a sustancias nocivas pueda evaluarse de forma confiable. Se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento que se proponen reducir sus emisiones de carbono y quieren explorar tecnologías que no sean el reciclaje mecánico encarguen estudios de análisis del ciclo de vida conforme a la norma ISO:14040 para determinar estas emisiones.

## Grupo 2

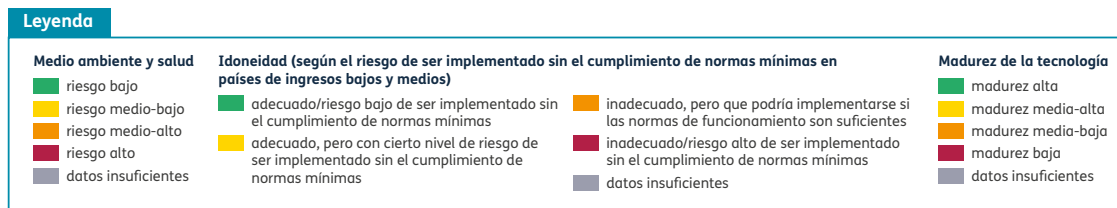
Los enfoques de reciclaje químico del [Grupo 2](#) son incipientes y no se ha comprobado su viabilidad comercial ([Figura 3](#)). Esta investigación no halló motivos para desincentivar nuevas investigaciones sobre estas tecnologías, pero advierte que no deberían considerarse para el procesamiento comercial de desechos de envases plásticos postconsumo mientras no se demuestren sus beneficios medioambientales. En los casos en que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento estén considerando adoptar cualquiera de estos procesos nuevos, se recomienda que establezcan un sistema de auditoría independiente que pueda certificar los procesos sobre la base de su seguridad y eficacia, según sugieren Crippa *et al.* (2019), con el fin de garantizar que cualquier enfoque que se adopte no cause ningún tipo de daño a la salud humana y al medio ambiente, y brinde beneficios claros durante el ciclo de vida.

Todos los procesos incluidos en este grupo pueden implicar el uso de calor, presión y disolventes químicos, todos los cuales pueden afectar la salud o al medio ambiente si no se controlan con cuidado. Los alquitranes y el *char* que producen la pirólisis y la gasificación pueden contener sustancias altamente peligrosas que deben eliminarse en vertederos para residuos peligrosos o a través de tratamientos térmicos. Para asegurarse de que ningún enfoque de procesamiento de envases cause daño a la salud o al medio ambiente, se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento asuman un deber de cuidado pleno frente a estos materiales y sustancias si son generadas en países de ingresos bajos y medios. Podría no ser posible garantizar que en estos países los desechos peligrosos se gestionen de forma responsable, lo cual podría significar que algunos de estos





**Figura 3:** Resumen de los riesgos indicativos para la salud y el medio ambiente de cada uno de los enfoques de procesamiento de desechos de envases plásticos postconsumo generados por empresas de bienes de consumo de rápido movimiento, junto a la idoneidad de dichos enfoques para ser implementados en países de ingresos bajos y medianos.



procesos no puedan implementarse ni siquiera con un nivel mínimo de seguridad.

Como dato al margen, da la impresión de que durante los últimos años han aumentado las instalaciones de pirólisis a pequeña escala en los países de ingresos bajos y medios. Dados los altos riesgos de que estas tecnologías sean operadas sin el cumplimiento de normas mínimas, las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento deberían evitar el uso de estas plantas para el procesamiento de sus desechos de envases plásticos postconsumo.

### Grupo 3

Aunque se trata de una tecnología madura y que puede implementarse de forma segura, la incineración de envases plásticos postconsumo con recuperación de energía no es reciclaje y produce una cantidad mayor de emisiones que todos los demás enfoques porque el plástico es un combustible fósil (Figura 3). Es probable que el coprocesamiento en hornos de cemento produzca una cantidad levemente menor de emisiones, ya que casi siempre desplaza al carbón. Sin embargo, los beneficios son tan marginales que no es fácil justificar su priorización con relación al reciclaje mecánico. La pirólisis para la obtención de combustible o la combustión directa es una tecnología menos madura, pero, en teoría, también puede implementarse con un nivel alto de seguridad. No obstante, un número limitado de pruebas indica que sigue siendo probable que las emisiones de gases de efecto invernadero sean mucho más altas que en el reciclaje mecánico, ya que la materia prima es el carbono fósil. Cuando se utilizan para procesar desechos de envases plásticos, las tecnologías de coprocesamiento en hornos de cemento, incineración con recuperación de energía y pirólisis para la obtención de combustible representarán menos beneficios a medida que los suministros de energía se descarbonicen durante las próximas décadas.

El argumento a favor de la incineración de envases plásticos que no es práctico reciclar o que tienen niveles más altos de contaminación de superficie puede robustecerse levemente cuando el comparador es el reciclaje mecánico, debido a los altos costos medioambientales asociados con el lavado caliente en este proceso. Sin embargo, es probable que, gracias al diseño de envases para su reciclaje y su recogida de forma separada para evitar la contaminación, se logre reducir, en general, los costos para la salud y el medio ambiente.

## Garantías

Si las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento aspiran a proteger la salud humana y el medio ambiente, se recomienda que se aseguren de que los envases plásticos postconsumo que se recogen para su reciclaje sean procesados en instalaciones que cumplen normas dirigidas a garantizar el cumplimiento de dicho objetivo. Si se adoptan «las mejores técnicas disponibles» de Europa, estos objetivos pueden lograrse. En el caso de los enfoques de alto riesgo, como los de los Grupos 2 y 3, un requisito para lograr operaciones seguras es contar con una entidad reguladora medioambiental que sea independiente y que tenga suficientes recursos y poderes para asegurar el cumplimiento de las normas. Cuando esto no sea posible, otros organismos independientes de auditoría y monitoreo podrían cumplir esta función. Lógicamente, una auditoría independiente no carece de desventajas. Como lo destacan Geyer *et al.* (2016), los auditores profesionales también están sujetos a cuestiones de neutralidad, objetividad y transparencia. En cualquier caso, dado el alto costo de un control adecuado de las emisiones y operaciones seguras, es probable que no sea económicamente viable implementar estos procesos en países de ingresos bajos y medios.

Para las actividades de menor riesgo del Grupo 1, no existen mejores técnicas disponibles. Si bien la Convención de Ginebra (Basel Convention, s. a.) ofrece algunas recomendaciones de alto nivel sobre gestión adecuada para el medio ambiente, estas ya tienen casi dos décadas de antigüedad, de modo que es necesario actualizarlas. En el presente informe, se han descrito algunos riesgos operacionales básicos, pero se recomienda que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento encarguen el desarrollo de normas comprobadas que puedan aplicarse para complementar el aumento de la masa de materiales que se proponen procesar durante las próximas décadas. Dentro de estas normas, una vía clara que propicie el cumplimiento por parte de las reprocesadoras a pequeña escala y a nivel comunitario debería garantizar que el sector del procesamiento de desechos sea accesible a una amplia gama de actores a lo largo de la cadena de valor, y no se convierta en un área exclusiva para entidades a gran escala que cuentan con amplios recursos.

# Referencias

- 60 Minutes Australia (2019). «Exposing Australia's recycling lie | 60 Minutes Australia». Consultado en [https://www.youtube.com/watch?v=lqrlEsPoyJk&ab\\_channel=60MinutesAustralia](https://www.youtube.com/watch?v=lqrlEsPoyJk&ab_channel=60MinutesAustralia) el 28 de diciembre de 2020.
- Ahmadinia, E., Zargar, M., Karim, M. R., Abdelaziz, M. y Shafiqh, P. (2011). «Using waste plastic bottles as additive for stone mastic asphalt». *Materials & Design*, 32(10), 4844–4849.
- Ali, M., Iqbal, N., Ur Rehman, S., Adil, M. y Anwar, M. (2020). «Mechanical Properties of Polyethylene-Sand Blocks Produced from Recycled Plastic Bags». *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 11.
- Amemiya, T. (2018). «Current state and trend of waste and recycling in Japan». *International Journal of Earth & Environmental Sciences*, 3(155).
- American Institute for Packaging and the Environment (2018). «Packaging materials management definitions: A review of varying global standards guidance document». American Institute for Packaging and the Environment (AMERIPEN). Consultado en <https://cdn.ymaws.com/www.ameripen.org/resource/resmgr/pdfs/AMERIPEN-Report-RecyclingDef.pdf>.
- Andrady, A. L. y Neal, M. A. (2009). «Applications and societal benefits of plastics». *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 364(1526), 1977–1984.
- Antonetti, E., Iaquaniello, G., Salladini, A., Spadaccini, L., Perathoner, S. y Centi, G. (2017). «Waste-to-chemicals for a circular economy: The case of urea production (waste-to-urea)». *ChemSusChem*, 10(5), 912–920.
- Aryan, Y., Yadav, P. y Samadder, S. R. (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.
- Asamany, E. A., Gibson, M. D. y Pegg, M. J. (2017). «Evaluating the potential of waste plastics as fuel in cement kilns using bench-scale emissions analysis». *Fuel*, 193, 178–186.
- Ashworth, D. C., Elliott, P. y Toledano, M. B. (2014). «Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: a systematic review». *Environment International*, 69, 120–132.
- Barabad, M. L. M., Jung, W., Versoza, M. E., Lee, Y. I., Choi, K. y Park, D. (2018). «Characteristics of particulate matter and volatile organic compound emissions from the combustion of waste vinyl». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7).
- Bartl, A. (2020). Capítulo 10: «Textiles production and end-of-life management options». En T. M. Letcher (ed.) *Plastic Waste and Recycling* (251–279): Academic Press.
- Basel Convention [Convenio de Basilea] (s. a.). «Overview». Consultado en <http://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx> el 27 de junio de 2021.
- BBC News (2020). *UK plastic for “recycling” dumped and burned in Turkey* – BBC News. Consultado en [https://youtu.be/hw6KR2vj\\_bc](https://youtu.be/hw6KR2vj_bc) el 28 de diciembre de 2020.
- Benedetti, V., Patuzzi, F. y Baratieri, M. (2017). «Gasification char as a potential substitute of activated carbon in adsorption applications». *Energy Procedia*, 105, 712–717.
- Bernardo, C. A., Simões, C. L. y Pinto, L. M. C. (2016). «Environmental and economic life cycle analysis of plastic waste management options. A review». *AIP Conference Proceedings*, 1779(1), 140001.
- Bernardo, M., Gonçalves, M., Lapa, N., Barbosa, R., Mendes, B. y Pinto, F. (2012). «Characterization of chars produced in the co-pyrolysis of different wastes: Decontamination study». *Journal of Hazardous Materials*, 207–208, 28–35.
- Best Current Affairs Center (s. a.). *Waste to energy plants operational in India*. Consultado en <https://www.bestcurrentaffairs.com/waste-energy-plants-operational-india/> el 10 de julio de 2021.
- Bisinella, V., Albizzati, P. F., Astrup, T. F. y Damgaard, A. (2018). *Life cycle assessment of grocery carrier bags*. Informe núm. 1985. Copenhagen, Dinamarca: The Danish Environmental Protection Agency. Consultado en <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/02/978-87-93614-73-4.pdf>.
- Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M. J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J. M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelm, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O’Caollai, C. J., Orupöld, K., Paják, T., Simon, F.-G., Svecova, L., Šyc, M., Ulvang, R., Vaajasaari, K., Van Caneghem, J., Van Zomeren, A., Vasarevičius, S., Wégner, K. y Fellner, J. (2020). «Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe». *Waste Management*, 102, 868–883.
- Block, C., Ephraim, A., Weiss-Hortala, E., Minh, D. P., Nzihou, A. y Vandecasteele, C. (2019). «Co-pyrogasification of plastics and biomass, a review». *Waste and Biomass Valorization*, 10(3), 483–509.
- Boucher, J. y Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. Gland, Suiza: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) [Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)]. Consultado en <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002-En.pdf>.
- Bourtsalas, A. C., Seo, Y., Alam, T. y Seo, Y. C. (2019). «The status of waste management and waste to energy for district heating in South Korea». *Waste Management*, 85, 304–316.
- Bourtsalas, A. C., Zhang, J., Castaldi, M. J. y Themelis, N. J. (2018). «Use of non-recycled plastics and paper as alternative fuel in cement production». *Journal of Cleaner Production*, 181, 8–16.

- Budsareechai, S., Hunt, A. J. y Ngernyen, Y. (2019). «Catalytic pyrolysis of plastic waste for the production of liquid fuels for engines». *RSC Advances*, 9(10), 5844–5857.
- Butler, E., Devlin, G. y McDonnell, K. (2011). «Waste polyolefins to liquid fuels via pyrolysis: Review of commercial state-of-the-art and recent laboratory research». *Waste and Biomass Valorization*, 2(3), 227–255.
- Carretino Proyectos (2016). *Línea completa de lavado y reciclado de botellas PET*. Consultado en <https://youtu.be/ptDsWKvZgHM> el 26 de noviembre de 2020.
- CBC News (2019). *Tracking your plastic: Exposing recycling myths (Marketplace)*. Consultado en <https://youtu.be/c8aVYb-a7Uw> el 28 de diciembre de 2020.
- Chen, Y., Cui, Z., Cui, X., Liu, W., Wang, X., Li, X. y Li, S. (2019). «Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China». *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 348–357.
- Cheng, H. y Hu, Y. (2010). «Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China». *Bioresource Technology*, 101(11), 3816–3824.
- Chin, C. y Damen, P. (2019). *Viability of using recycled plastics in asphalt and sprayed sealing applications*. Informe núm. AP-T351-19. Sydney, Australia: Austroads Ltd. Consultado en <https://austroads.com.au/publications/pavement/ap-t351-19>.
- Choudhary, K., Sangwan, K. S. y Goyal, D. (2019). «Environment and economic impacts assessment of PET waste recycling with conventional and renewable sources of energy». *Procedia CIRP*, 80, 422–427.
- Christensen, T. H., Scharff, H. y Hjelm, O. (2011a). «Landfilling: Concepts and challenges». En T. H. Christensen (ed.) *Solid Waste Technology & Management* (685–694). Chichester, Reino Unido: Wiley.
- Christensen, T. H., Scharff, H. y Hjelm, O. (2011b). «Landfilling: Environmental issues». En T. H. Christensen (ed.) *Solid Waste Technology & Management* (695–708). Chichester, Reino Unido: Wiley.
- Ciuffi, B., Chiamonti, D., Rizzo, A. M., Frediani, M. y Rosi, L. (2020). *A critical review of SCWG in the context of available gasification technologies for plastic waste*. 10(18), 6307.
- Cole, G. y Sherrington, C. (2016). *Study to quantify pellet emissions in the UK*. Bristol, Reino Unido: Eunomia. Consultado en <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/study-to-quantify-pellet-emissions-in-the-uk>.
- Conesa, J. A., Rey, L., Egea, S. y Rey, M. D. (2011). «Pollutant formation and emissions from cement kiln stack using a solid recovered fuel from municipal solid waste». *Environmental Science & Technology*, 45(13), 5878–5884.
- Cook, E., Velis, C. A. y Cottom, J. (2022). *Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation*. engrXiv, <https://doi.org/10.31224/osf.io/tvxem>
- Cook, E. y Velis, C. A. (2020). *Global review on safer end of engineered life*. Londres, Reino Unido: Royal Academy of Engineering. Consultado en <https://doi.org/10.5518/100/58>.
- Cook, E., Velis, C. A. y Derks, M. (2020). *Plastic waste reprocessing for circular economy: A systematic review of risks to occupational and public health from legacy substances and extrusion*. engrXiv, <https://doi.org/10.31224/osf.io/yxb5u>.
- Cook, W., Van Bommel, S. y Turnhout, E. (2016). «Inside environmental auditing: effectiveness, objectivity, and transparency». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 18, 33–39.
- Cooper, C., Booth, A., Varley-Campbell, J., Britten, N. y Garside, R. (2018). «Defining the process to literature searching in systematic reviews: a literature review of guidance and supporting studies». *BMC Medical Research Methodology*, 18(1), 85.
- Costa, L. M. B., Silva, H. M. R. D., Oliveira, J. R. M. y Fernandes, S. R. M. (2013). «Incorporation of waste plastic in asphalt binders to improve their performance in the pavement». *International Journal of Pavement Research and Technology*, 6(4), 457–464.
- CreaCycle GmbH (s. a.). *The CreaSolv® Process*. Consultado en <https://www.creacycle.de/en/the-process.html> el 16 de enero de 2021.
- Crippa, M., Wilde, B. D., Koopmans, R., Leysens, J., Linder, M., Muncke, J., Ritschkoff, A.-C., Doorselaer, K. V., Velis, C. y Wagner, M. (2019). *A circular economy for plastics: Insights from research and innovation to inform policy and funding decisions*. Bruselas, Bélgica: European Commission [Comisión Europea]. Consultado en [https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2019/03/2019\\_RI\\_Report\\_A-circular-economy-for-plastics.pdf](https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2019/03/2019_RI_Report_A-circular-economy-for-plastics.pdf).
- Da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Costa, M., Duarte, A. C. y Rocha-Santos, T. (2020). «The role of legislation, regulatory initiatives and guidelines on the control of plastic pollution». *Frontiers in Environmental Science* 8(104).
- Daharwal, S. (2018). *Waste plastic (polythene bag) recycling plant in Nagpur*. Consultado en <https://youtu.be/0E4SkTcCB8c> el 28 de agosto de 2021.
- Dalager, S. y Reimann, D. O. (2011). «Incineration: Mass balances». En T. H. Christensen (ed.) *Solid Waste Technology & Management* (421–429). Chichester, Reino Unido: Wiley.
- Dalhat, M. A. y Al-Abdul Wahhab, H. I. (2017). «Performance of recycled plastic waste modified asphalt binder in Saudi Arabia». *International Journal of Pavement Engineering*, 18(4), 349–357.
- Defra (2013). *Advanced thermal treatment of municipal solid waste*. Informe núm. PB13888. Londres, Reino Unido: Department for Environment, Food & Rural Affairs. Consultado en [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/221035/pb13888-thermal-treatment-waste.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/221035/pb13888-thermal-treatment-waste.pdf).
- Doherty, J. (2019). *Work-related ill health 'impacts 4.5% of workers'*. Consultado en <https://www.letsrecycle.com/news/latest-news/work-related-illness-impacts-4-5-of-industry/> on el 28 de agosto de 2021.
- Douglas, P., Freni-Sterrantino, A., Leal Sanchez, M., Ashworth, D. C., Ghosh, R. E., Fecht, D., Font, A., Blangiardo, M., Gulliver, J., Toledano, M. B., Elliott, P., De Hoogh, K., Fuller, G. W. y Hansell, A. L. (2017). «Estimating particulate exposure from modern municipal waste incinerators in Great Britain». *Environmental Science & Technology*, 51(13), 7511–7519.



- Earth Titan (2019). *6 roof and pavement tiles from plastic waste*. Consultado en <https://youtu.be/ckWqR1JD158> el 26 de noviembre de 2020.
- Edelen, A., Ingwersen, W. W., Rodríguez, C., Alvarenga, R. A. F., De Almeida, A. R. y Wernet, G. (2018). «Critical review of elementary flows in LCA data». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(6), 1261–1273.
- Edwards, C. y Fry, J. M. (2007). *Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006*. Informe núm. SC030148. Reading, Reino Unido: Environment Agency. Consultado en [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf).
- Ellen MacArthur Foundation (2020). *New Plastics Economy Global Commitment: Commitments, vision and definitions*. Cowes, Reino Unido: Ellen MacArthur Foundation. Consultado en [https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Global-Commitment\\_Definitions\\_2020-1.pdf](https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Global-Commitment_Definitions_2020-1.pdf).
- Ellen MacArthur Foundation y UN Environment Programme [Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente] (2020). *The Global Commitment 2020 progress report*. Cowes, Reino Unido: Ellen MacArthur Foundation. Consultado en <https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/the-global-commitment/progress-reports>.
- European Commission [Comisión Europea] (2008). *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. Consultado en <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0098> [Trad. esp.: Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, disponible en <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=EN>].
- European Union [Unión Europea] (2000). *Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council Of 4 December 2000 on the Incineration of Waste*. En Off. J. Eur. Union (ed.) L 332/91, 91–111 [Trad. esp.: Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 4 de diciembre de 2000 relativa a la incineración de residuos].
- Fang, C., Wu, C., Hu, J., Yu, R., Zhang, Z., Nie, L., Zhou, S. y Mi, X. (2014). «Pavement properties of asphalt modified with packaging-waste polyethylene». *Journal of Vinyl and Additive Technology*, 20(1), 31–35.
- Francis, L. F. (2016a). «Chapter 1 – Introduction to materials processing». En L. F. Francis (ed.) *Materials Processing* (1–20). Boston: Academic Press.
- Francis, L. F. (2016b). «Chapter 2 – Starting materials». En L. F. Francis (ed.) *Materials Processing* (21–103). Boston: Academic Press.
- Franklin Associates (2018). *Life cycle impacts of plastic packaging compared to substitutes in the United States and Canada: Theoretical substitution analysis*. Informe núm. CLIENTS\ACC\KC182695: Franklin Associates – A Division of Eastern Research Group (ERG).
- Freni-Sterrantino, A., Ghosh, R. E., Fecht, D., Toledano, M. B., Elliott, P., Hansell, A. L. y Blangiardo, M. (2019). «Bayesian spatial modelling for quasi-experimental designs: An interrupted time series study of the opening of Municipal Waste Incinerators in relation to infant mortality and sex ratio». *Environment International*, 128, 109–115.
- Georgiopoulou, M. y Lyberatos, G. (2018). «Life cycle assessment of the use of alternative fuels in cement kilns: A case study». *Journal of Environmental Management*, 216, 224–234.
- Gerassimidou, S., Velis, C. A., Williams, P. T., Castaldi, M. J., Black, L. y Komilis, D. (2020). «Chlorine in waste-derived solid recovered fuel (SRF), co-combusted in cement kilns: A systematic review of sources, reactions, fate and implications». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 10.1080/10643389.2020.1717298, 1–47.
- Geyer, R., Kuczenski, B., Zink, T. y Henderson, A. (2016). «Common misconceptions about recycling». *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1010–1017.
- Ghosh, R. E., Freni-Sterrantino, A., Douglas, P., Parkes, B., Fecht, D., De Hoogh, K., Fuller, G., Gulliver, J., Font, A., Smith, R. B., Blangiardo, M., Elliott, P., Toledano, M. B. y Hansell, A. L. (2019). «Fetal growth, stillbirth, infant mortality and other birth outcomes near UK municipal waste incinerators; retrospective population based cohort and case-control study». *Environment International*, 122, 151–158.
- Giavarini, C. (1994). «Chapter 16 – Polymer-modified bitumen». En Yen and Chilingarian (eds.) *Developments in Petroleum Science* (381–400): Elsevier.
- GIZ-LafargeHolcim (2020). *Guidelines on pre- and co-processing of waste in cement production: Use of waste as alternative fuel and raw material*. Consultado en [https://www.giz.de/de/downloads/giz-2020\\_en\\_guidelines-pre-coprocessing.pdf](https://www.giz.de/de/downloads/giz-2020_en_guidelines-pre-coprocessing.pdf).
- Gower, R., Green, J. y Williams, M. (2020). *The burning question: Will companies reduce their plastic use?* Tearfund. Consultado en <https://learn.tearfund.org/-/media/learn/resources/reports/2020-tearfund-the-burning-question-en.pdf>.
- Gu, F., Guo, J., Zhang, W., Summers, P. A. y Hall, P. (2017). «From waste plastics to industrial raw materials: A life cycle assessment of mechanical plastic recycling practice based on a real-world case study». *Science of The Total Environment*, 601, 1192–1207.
- Gu, L. y Ozbakkaloglu, T. (2016). «Use of recycled plastics in concrete: A critical review». *Waste Management*, 51, 19–42.
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E. y Purnell, P. (2018). «An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling». *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199.
- Hann, S. y Connock, T. (2020). *Chemical recycling: State of play*. Bristol, Reino Unido: Eunomia. Consultado en <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/final-report-chemical-recycling-state-of-play/>.

- He, Z., Li, G., Chen, J., Huang, Y., An, T. y Zhang, C. (2015). «Pollution characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds emitted from different plastic solid waste recycling workshops». *Environment International*, 77, 85–94.
- Herbert, L. (2007). *Centenary history of waste and waste managers in London and South East England*. Northampton: Chartered Institution of Wastes Management. Consultado en <https://bit.ly/3kijLTP>.
- Hertwich, E. G. (2020). *The carbon footprint of material production rises to 23% of global greenhouse gas emissions*. *SocArXiv*, 10.31235/osf.io/n9ecw.
- Hindenburg Research (2020). *Loop Industries: Former employees and plastics experts blow the whistle on this “Recycled” smoke and mirrors show*. Consultado en <https://hindenburgresearch.com/loop/> el 10 de julio de 2021.
- Hjelmar, O., Johnson, A. y Comans, R. (2011a). «Incineration: Solid residues». En T. H. Christensen (ed.) *Solid Waste Technology & Management* (430–462). Chichester, Reino Unido: Wiley.
- IndustrieS, S. S. (2019). «Plastic ‘Crushing Machine’ with Bottle “GRINDER” पुनर्चक्रण की प्रक्रिया / Small Scale Industries». Consultado en <https://youtu.be/kJrYp2PKazE> el 26 de noviembre de 2020.
- International Organization for Standardization [Organización Internacional de Normalización] (2013). *Packaging and the environment – material recycling (ISO standard number: 18604)*. Ginebra, Suiza. Consultado en <https://bsol.bsigroup.com/Bibliographic/BibliographicInfoData/000000000030230644>.
- International Power Ecology Company (2014). *Pyrolysis plant disasters*. Consultado en <https://i-pec.ru/en/useful-info/pyrolysis-plant-disasters> el 28 de agosto de 2021.
- Jain, P., Dyson, B., Tolaymat, T. y Ingwersen, W. (2015). *A comparative analysis of life-cycle assessment tools for end-of-life materials management systems*. Informe núm. EPA/600/R-15/232. Cincinnati, EE. UU.: United States Environmental Protection Agency – National Risk Management Research Laboratory. Consultado en [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?dirEntryId=310582&Lab=NRML](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=310582&Lab=NRML).
- Jayarama Reddy, P. (2016). *Energy recovery from municipal solid waste by thermal conversion technologies*. Londres, Reino Unido: CRC Press.
- Jenseit, W., Stahl, H., Wollny, V. y Wittlinger, R. (2003). *Recovery options for plastic parts from end-of-life vehicles: an eco-efficiency assesment*. Bruselas, Bélgica. Consultado en <https://www.oeko.de/oekodoc/151/2003-039-en.pdf>.
- Ji, L., Lu, S., Yang, J., Du, C., Chen, Z., Buekens, A. y Yan, J. (2016). «Municipal solid waste incineration in China and the issue of acidification: A review». *Waste Management & Research*, 34(4), 280–297.
- Jiao, C. (2020). *The Philippines is making roads and cement with plastic garbage*. Consultado en <https://www.bloomberg.com/news/articles/2020-01-23/the-philippines-is-making-roads-and-cement-with-plastic-garbage> el 27 de noviembre de 2020.
- Kadir, A., Syed, S. A., Chun-Yang, Y., Sulaiman, M. R., Chen, X. y El-Harabawi, M. (2013). «Incineration of municipal solid waste in Malaysia: Salient issues, policies and waste-to-energy initiatives». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 181–186.
- Kaiser, K., Schmid, M. y Schlummer, M. (2018). *Recycling of polymer-based multilayer packaging: A review*. 3(1), 1.
- Kao, T. (2014). *PET recycling line in Indonesia*. Consultado en <https://youtu.be/ax7OPMOWKCM> el 26 de noviembre de 2020.
- Kara, M. (2012). «Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns». *Resources, Conservation and Recycling*, 68, 21–28.
- Karelia, G. (2018). *One lakh kilometres of roads in India are being made from plastic waste, is this the solution to end plastic crisis?* Consultado en <https://swachhindia.ndtv.com/plastic-waste-roads-one-lakh-kilometre-india-20274/> el 29 de diciembre de 2020.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P. y Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. Washington, D. C.: World Bank Publications. Consultado en <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/30317/9781464813290.pdf?sequence=12&isAllowed=y>.
- Khan, M. M. H., Havukainen, J. y Horttanainen, M. (2020). «Impact of utilizing solid recovered fuel on the global warming potential of cement production and waste management system: A life cycle assessment approach». *Waste Management & Research*, 10.1177/0734242X20978277, 0734242X20978277.
- Khoo, H. H. (2019). «LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore». *Resources, Conservation and Recycling*, 145, 67–77.
- Klöppfer, W. y Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment (LCA): A guide to best practice*. Weinheim, Alemania: Wiley.
- Kolev, A. (2019). *Plastic sand tile machine – only from recycling plastic and sand*. Consultado en <https://youtu.be/m8zBwwHkwfs> el 23 de diciembre de 2020.
- Komly, C.-E., Azzaro-Pantel, C., Hubert, A., Pibouleau, L. y Archambault, V. (2012). «Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles». *Resources, Conservation and Recycling*, 69, 66–81.
- Kumar, A. y Agrawal, A. (2020). «Recent trends in solid waste management status, challenges, and potential for the future Indian cities – A review». *Current Research in Environmental Sustainability*, 2, 100011.
- Kumar, R. (2019). *Srinivasa plastic Dana*. Consultado en <https://youtu.be/UVgrgm4oLsM> el 26 de noviembre de 2020.
- Kumar, S., Panda, A. K. y Singh, R. K. (2011). «A review on tertiary recycling of high-density polyethylene to fuel». *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 893–910.
- Kumi-Larbi, A., Yunana, D., Kamsouloum, P., Webster, M., Wilson, D. C. y Cheeseman, C. (2018). «Recycling waste plastics in developing countries: Use of low-density polyethylene water sachets to form plastic bonded sand blocks». *Waste Management*, 80, 112–118.

- Kumi-Larbi Jnr, A. (comunicación personal el 10 de diciembre de 2020). Conversación sobre el LDPE.
- Lardinois, I. y Van de Klundert, A. (1995). «Plastics recycling in developing countries: A booming business?» *Gate*, 3(95), 64.
- Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Hartmann, N. B., Jensen, P. R., Nielsen, T. G. y Brinch, A. (2015). *Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. Informe núm. 1793, 2015: Danish Environmental Protection Agency. Consultado en <https://orbit.dtu.dk/en/publications/microplastics-occurrence-effects-and-sources-of-releases-to-the-e>.
- Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., Thompson, R. C., Jankowska, E., Castillo, A. C., Pilditch, T. D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., Baulch, S., Atreya, M. E., Fischer, D., He, K. K., Petit, M., Sumaila, U. R., Neil, E., Ochocki, M., Lawrence, K. y Palardy, J. E. (2020). «Evaluating scenarios toward zero plastic pollution». *Science*, [https://doi.org/10.1126/science.aba9475\(369\)](https://doi.org/10.1126/science.aba9475(369)), 1455–1461.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z. y Christensen, T. H. (2014). «Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives». *Waste Management*, 34(3), 573–588.
- Law, H. J. y Ross, D. E. (2019). «International Solid Waste Association’s “closing dumpsites” initiative: Status of progress». *Waste Management & Research*, 37(6), 565–568.
- Lazarevic, D., Aoustin, E., Buclet, N. y Brandt, N. (2010). «Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective». *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2), 246–259.
- Lehne, J. y Preston, F. (2018). *Making concrete change: Innovation in low-carbon cement and concrete*. Chatham House Energy, Environment and Resources Department. Consultado en <https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/publications/2018-06-13-making-concrete-change-cement-lehne-preston-final.pdf>.
- Lenkiewicz, Z. y Webster, M. (2017). *Making waste work: A toolkit – Community waste management in low and middle income countries*. WasteAid. Consultado en <https://wasteaid.org/toolkit/making-waste-work/>.
- Lerpiniere, D. y Cook, E. (2018). *Improving markets for recycled plastics: Trends, prospects and policy responses*. París, Francia. Consultado en <http://dx.doi.org/10.1787/9789264301016-en>.
- Liang, Y., Tan, Q., Song, Q. y Li, J. (2021). «An analysis of the plastic waste trade and management in Asia». *Waste Management*, 119, 242–253.
- Lopez, G., Artetxe, M., Amutio, M., Alvarez, J., Bilbao, J. y Olazar, M. (2018). «Recent advances in the gasification of waste plastics. A critical overview». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 576–596.
- Lopez, G., Artetxe, M., Amutio, M., Bilbao, J. y Olazar, M. (2017). «Thermochemical routes for the valorization of waste polyolefinic plastics to produce fuels and chemicals. A review». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73, 346–368.
- Louise, N. (2019). *India has built 21,000 miles of road ways using plastic waste*. Consultado en <https://techstartups.com/2019/12/20/india-built-21000-miles-road-ways-using-plastic-waste/> el 31 de diciembre de 2020.
- Ma, Z., Ryberg, M. W., Wang, P., Tang, L. y Chen, W.-Q. (2020). «China’s import of waste PET bottles benefited global plastic circularity and environmental performance». *Acs Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(45), 16861–16868.
- Malijonyte, V., Dace, E., Romagnoli, F., Kliopova, I. y Gedrovics, M. (2016). «A comparative life cycle assessment of energy recovery from end-of-life tires and selected solid waste». *Energy Procedia*, 95, 257–264.
- Martin, E. J. P., Oliveira, D. S. B. L., Oliveira, L. S. B. L. y Bezerra, B. S. (2021). «Life cycle comparative assessment of pet bottle waste management options: A case study for the city of Bauru, Brazil». *Waste Management*, 119, 226–234.
- Mayer, F., Bhandari, R. y Gäth, S. (2019). «Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies». *Science of The Total Environment*, 672, 708–721.
- Meys, R., Frick, F., Westhues, S., Sternberg, A., Klankermayer, J. y Bardow, A. (2020). «Towards a circular economy for plastic packaging wastes – the environmental potential of chemical recycling». *Resources, Conservation and Recycling*, 162, 105010.
- Miandad, R., Rehan, M., Barakat, M. A., Aburizaiza, A. S., Khan, H., Ismail, I. M. I., Dhavamani, J., Gardy, J., Hassanpour, A. y Nizami, A.-S. (2019). *Catalytic pyrolysis of plastic waste: moving toward pyrolysis based biorefineries*. 7(27).
- Micro Machinery Manufacture (2018). *PP raffia mother baby recycling machine – direct feeding*. Consultado en <https://youtu.be/yIsVh31vwB4> el 26 de noviembre de 2020.
- Ministry of Ecology and Environment (2017). *GB 16487.12 – Environmental protection control standard for solid waste imported as raw materials – Waste and scrap of plastics*. Ministry for Environmental Protection & State Administration for Quality Supervision Inspection and Quarantine. <https://bit.ly/2ZcBxjp>.
- Ministry of Health and Family Welfare (2018). *Food safety and standards (packaging) regulations*. REGD. NO. D. L.-33004/99. Nueva Delhi, India.
- Ministry of Housing and Urban-Rural Development (MoHURD) (2019). *2019 Urban construction statistical yearbook*. [conjunto de datos en línea] Ministry of Housing and Rural Development. Consultado en <http://www.mohurd.gov.cn/xytj/tjzljxytjgb/jstjnj/w02020123122485271423125000.xls>.
- Mooge Tech. (2015). *PET washing line, PET bottle recycling machine, PET bottle washing plant*. Consultado en <https://youtu.be/xzO4sISISc4> el 26 de noviembre de 2020.
- Movilla-Quesada, D., Raposeiras, A. C., Silva-Klein, L. T., Lastra-González, P. y Castro-Fresno, D. (2019). «Use of plastic scrap in asphalt mixtures added by dry method as a partial substitute for bitumen». *Waste Management*, 87, 751–760.



- MPA Concrete Centre (2017). *Cement sector: joint industry – government industrial decarbonisation and energy efficiency roadmap action plan*. Department for Business, Energy and Industrial Strategy. Consultado en [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/651222/cement-decarbonisation-action-plan.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/651222/cement-decarbonisation-action-plan.pdf).
- Mukherjee, A. (2016). *Life cycle assessment of asphalt mixtures in support of an environmental product declaration*. Houghton, EE. UU. Consultado en [https://www.asphaltpavement.org/uploads/documents/EPD-Program/LCA\\_final.pdf](https://www.asphaltpavement.org/uploads/documents/EPD-Program/LCA_final.pdf).
- Muslim, I., Mardiyati y Basuki, A. (2016). «Several properties of filament fibers made from recycled bottles of mineral water using melt spinning method». *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 105, 012047.
- Mutethya, E. (2020). *First African waste-to-energy plant gives Ethiopia breath of fresh air*. Consultado en <https://www.chinadaily.com.cn/a/202002/14/WS5e469b49a310128217277af9.html> el 28 de agosto de 2021.
- Najimesi, L. (2019). *Kenya to construct US \$197m incineration plant*. Consultado en <https://constructionreviewonline.com/2019/01/kenya-to-construct-us-197m-incineration-plant/> el 28 de agosto de 2021.
- Nascimento, F., Gouveia, B., Dias, F., Ribeiro, F. y Silva, M.A. (2020). «A method to select a road pavement structure with life cycle assessment». *Journal of Cleaner Production*, 271, 122210.
- National Rural Roads Development Agency (s. a.). *Guidelines for the use of plastic waste in rural roads construction*. National Rural Roads Development Agency, Ministry of Rural Development. Consultado en <https://www.tce.edu/sites/default/files/PDF/Plastic-Roads-Guidelines.pdf>.
- Neuwahl, F., Cusano, G., Benavides, J. G., Holbrook, S. y Roudier, S. (2019). *Best available techniques (BAT) reference document for waste incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)*. Informe núm. EUR 29971 EN. Luxemburgo: European Union. Consultado en [http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC118637/jrc118637\\_wi\\_bref\\_2019\\_published.pdf](http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC118637/jrc118637_wi_bref_2019_published.pdf).
- News18 (2019). *All the cities in India that use plastic waste to construct roads – Lucknow, Chennai, Pune and more*. Consultado en <https://www.news18.com/news/auto/all-the-cities-in-india-that-use-plastic-waste-to-construct-roads-lucknow-chennai-pune-and-more-2190445.html> el 31 de diciembre de 2020.
- Nielsen, T. D., Hasselbalch, J., Holmberg, K. y Stripple, J. (2020). *Politics and the plastic crisis: A review throughout the plastic life cycle*. 9(1), e360.
- Niessen, W. R. (2010). *Combustion and incineration processes: Applications in environmental engineering*. Boca Raton, EE. UU.: CRC Press.
- Nixon, J. D., Dey, P. K. y Ghosh, S. K. (2017). «Energy recovery from waste in India: An evidence-based analysis». *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 21, 23–32.
- NTV Uganda (2013). *Eco Talk: Plastic tiles*. Consultado en <https://youtu.be/BnEUaNU8qM> el 23 de diciembre de 2020.
- Operation Clean Sweep (2020). *PlasticsEurope Operation Clean Sweep®: Report 2019*. Bruselas, Bélgica: PlasticsEurope AISBL. Consultado en <http://www.opcleansweep.eu/wp-content/uploads/2020/10/OCS-Progress-Report-2019-Web-LR-151020.pdf>.
- PackagingLaw.com (2019). *Update: Food packaging regulations in Latin America*. Consultado en <https://www.packaginglaw.com/special-focus/update-food-packaging-regulations-latin-america> el 3 de enero de 2021.
- PackagingLaw.com (2020). *Thailand considers allowing recycled food-contact plastic, requests information*. Consultado en <https://www.packaginglaw.com/news/thailand-considers-allowing-recycled-food-contact-plastic-requests-information> el 23 de diciembre de 2020.
- Park, S. H. y Kim, S. H. (2014). «Poly (ethylene terephthalate) recycling for high value added textiles». *Fashion and Textiles*, 1(1), 1.
- Parkes, B., Hansell, A. L., Ghosh, R. E., Douglas, P., Fecht, D., Wellesley, D., Kurinczuk, J. J., Rankin, J., De Hoogh, K., Fuller, G. W., Elliott, P. y Toledano, M. B. (2020). «Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: Retrospective population-based cohort study». *Environment International*, 134, 104845.
- Patagonia (s. a.). *Recycled Polyester*. Consultado en <https://www.patagonia.com/our-footprint/recycled-polyester.html> el 3 de julio de 2021.
- Petco (s. a.). *Industry projects: The subsidy mechanism*. Consultado en <https://petco.co.za/petco-industry-projects/> el 3 de enero de 2021.
- PetStar (2018). *Sustainability report 2018*. Consultado en <https://www.petstar.mx/media/1862/informe-de-sustentabilidad-ingles-2018-version-final.pdf> el 21 de octubre de 2021.
- Potdar, R. (2015). *Plastic recycling machine | plastic recycling plant | plastic reprocessing machine*. Consultado en <https://youtu.be/VJrkdAmx-2s> el 26 de noviembre de 2020.
- Poulikakos, L. D., Papadaskalopoulou, C., Hofko, B., Gschösser, F., Cannone Falchetto, A., Bueno, M., Arraigada, M., Sousa, J., Ruiz, R., Petit, C., Loizidou, M. y Partl, M. N. (2017). «Harvesting the unexplored potential of European waste materials for road construction». *Resources, Conservation and Recycling*, 116, 32–44.
- Provencher, J. F., Liboiron, M., Borrelle, S. B., Bond, A. L., Rochman, C., Lavers, J. L., Avery-Gomm, S., Yamashita, R., Ryan, P. G., Lusher, A. L., Hammer, S., Bradshaw, H., Khan, J. y Mallory, M. L. (2020). «A Horizon Scan of research priorities to inform policies aimed at reducing the harm of plastic pollution to biota». *Science of The Total Environment*, 733, 139381.



- Punkkinen, H., Oasmaa, A., Laatikainen-Luntama, J., Nieminen, M. y Laine-Ylijoki, J. (2017). *Thermal conversion of plastic containing waste: A review*. Informe núm. D4.1-22. Helsinki, Finlandia: Arvi Material Value Chains. Consultado en <http://arvifinalreport.fi/files/Thermal%20conversion%20of%20plastic-containing%20waste%20A%20review.pdf>.
- Quicker, P. (2019). «Evaluation of recent developments regarding alternative thermal waste treatment with a focus on depolymerisation processes». *IRRC Waste-to-Energy*, 9, 43.
- Ragaert, K., Delva, L. y Van Geem, K. (2017). «Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste». *Waste Management*, 69, 24–58.
- RAHA Bitumen Co. (s. a.). *Polymer modified bitumen*. Consultado en <http://rahabitumen.com/polymer-modified-bitumen/> el 29 de diciembre de 2020.
- Raheem, A. B., Noor, Z. Z., Hassan, A., Abd Hamid, M. K., Samsudin, S. A. y Sabeen, A. H. (2019). «Current developments in chemical recycling of post-consumer polyethylene terephthalate wastes for new materials production: A review». *Journal of Cleaner Production*, 225, 1052–1064.
- Rajendran, S., Hodzic, A., Scelsi, L., Hayes, S., Soutis, C., AlMa'adeed, M. y Kahraman, R. (2013). «Plastics recycling: Insights into life cycle impact assessment methods». *Plastics, Rubber and Composites*, 42(1), 1–10.
- RDC-Environment (2010). *Analyse du cycle de vie d'une bouteille PET*. Bruselas, Bélgica: Valorplast and Eco-Emballages. Consultado en [http://www.ecoemballages.fr/fileadmin/contribution/pdf/instit/etudes/ACV\\_bouteille\\_PET-2010.pdf](http://www.ecoemballages.fr/fileadmin/contribution/pdf/instit/etudes/ACV_bouteille_PET-2010.pdf).
- Ren, Y., Shi, L., Bardow, A., Geyer, R. y Suh, S. (2020). «Life-cycle environmental implications of China's ban on post-consumer plastics import». *Resources, Conservation and Recycling*, 156, 104699.
- Republic Cement (2020). *Republic Cement expands partnership with Nestlé Philippines*. Consultado en <https://republiccement.com/republic-cement-nestle-2020/> el 27 de noviembre de 2020.
- Reyna-Bensusan, N., Wilson, D. C. y Smith, S. R. (2018). «Uncontrolled burning of solid waste by households in Mexico is a significant contributor to climate change in the country». *Environmental Research*, 163, 280–288.
- Rødland, E. (2019). «Ecotoxic potential of road-associated microplastic particles (RAMP)». *Vann*, 54(3), 166–183.
- Rodríguez, J. R. (2012). «The Monte Testaccio. From rubbish dump to archive». *Atti della Pontificia Accademia Romana di Archeologia: Serie III, Rendiconti*, 111–128.
- Rollinson, A. N. y Oladejo, J. (2020). *Chemical recycling: status, sustainability, and environmental impacts*. Berkley, EE. UU.: Global Alliance for Incinerator Alternatives (GAIA). Consultado en <https://www.no-burn.org/cr-technical-assessment/>.
- Rollinson, A. N. y Oladejo, J. (2019). «'Patented blunderings', efficiency awareness, and self-sustainability claims in the pyrolysis energy from waste sector». *Resources, Conservation and Recycling*, 141, 233–242.
- Rosato, D. (2020). *Emerging global food packaging regulation trends*. Consultado en <https://omnexus.specialchem.com/tech-library/article/emerging-global-food-packaging-regulation-trends> el 28 de diciembre de 2020.
- Rovira, J., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M. y Domingo, J. L. (2010). «Partial replacement of fossil fuel in a cement plant: Risk assessment for the population living in the neighborhood». *Science of The Total Environment*, 408(22), 5372–5380.
- Rovira, J., Nadal, M., Schuhmacher, M. y Domingo, J. L. (2016). «Alternative fuel implementation in a cement plant: Human health risks and economical valuation». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(4), 473–484.
- Saha, G. K. (2020). *Ever Bright Plastic Co. factory introduction: PET bottle flakes – Plastic bottle recycling*. Consultado en <https://youtu.be/C10hhjhVRDI> el 26 de noviembre de 2020.
- Salvi, S., Mantute, K., Sabale, R., Lande, S., Kadlag, A. y Professor, A. (2021). *A Study of waste plastic used in paving block*. 2320–2882.
- Santos, J., Cerezo, V., Soudani, K. y Bressi, S. (2018). «A comparative life cycle assessment of hot mixes asphalt containing bituminous binder modified with waste and virgin polymers». *Procedia CIRP*, 69, 194–199.
- Sarioğlu, E. y Kaynak, H. K. (2018). «PET bottle recycling for sustainable textiles». En N. O. Camlibel (ed.) *Polyester – production, characterization and innovative applications*. En línea: IntechOpen.
- Schmidt, A., Kløverpris, N. H., Bakas, I., Kjær, B. J., Vogt, R. y Giegrich, J. (2009). *Comparative life cycle assessment of two options for waste tyre treatment: material recycling versus civil engineering applications – Executive summary*. Consultado en [https://www.resource-recovery.net/sites/default/files/lca\\_-\\_material\\_recycling\\_vs\\_co-incineration\\_in\\_cement\\_kilns\\_0.pdf](https://www.resource-recovery.net/sites/default/files/lca_-_material_recycling_vs_co-incineration_in_cement_kilns_0.pdf).
- Schorcht, F., Kourti, I., Scalet, B. M., Roudier, S. y Sancho, L. D. (2013). *Best available techniques (BAT) reference document for the production of cement, lime and magnesium oxide: Industrial emissions directive 2010/75/EU integrated pollution prevention and control*. Informe núm. EUR 26129 EN. Luxemburgo: European Commission Joint Research Centre. Consultado en <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/production-cement-lime-and-magnesium-oxide>.
- Schwarz, A. E., Ligthart, T. N., Godoi Bizarro, D., De Wild, P., Vreugdenhil, B. y Van Harmelen, T. (2021). «Plastic recycling in a circular economy; determining environmental performance through an LCA matrix model approach». *Waste Management*, 121, 331–342.
- Schyns, Z. O. G. y Shaver, M. P. (2020). «Mechanical Recycling of Packaging Plastics: A Review». *Macromolecular Rapid Communications*, <https://doi.org/10.1002/marc.202000415>, 2000415.

- Secretariat of the Basel Convention [Secretaría del Convenio de Basilea] (2019). *BC-14/12: Amendments to Annexes II, VIII and IX to the Basel Convention*. United Nations Environment Programme [Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente]. Consultado en <http://www.basel.int/Implementation/MarinePlasticLitterandMicroplastics/Overview/tabid/6068/Default.aspx>.
- Seo, Y. C., Alam, M. T. y Yang, W. S. (2018). «Gasification for low-grade feedstock». En Y. Yun (ed.) *Gasification of municipal solid waste: Intechopen*.
- Séverin, M., Velis, C. A., Longhurst, P. J. y Pollard, S. J. T. (2010). «The biogenic content of process streams from mechanical-biological treatment plants producing solid recovered fuel. Do the manual sorting and selective dissolution determination methods correlate?» *Waste Management*, 30(7), 1171–1182.
- Sharuddin, S. D. A., Abnisa, F., Daud, W. M. A. W. y Aroua, M. K. (2016). «A review on pyrolysis of plastic wastes». *Energy Conversion and Management*, 115, 308–326.
- Shen, L., Nieuwlaar, E., Worrell, E. y Patel, M. K. (2011). «Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: change-oriented effects». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(6), 522–536.
- Shen, L., Worrell, E. y Patel, M. K. (2010). «Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling». *Resources, Conservation and Recycling*, 55(1), 34–52.
- Sherwood, J. (2020). «Closed-Loop Recycling of Polymers Using Solvents: Remaking plastics for a circular economy». *Johnson Matthey Technology Review*, 64(1), 4–15.
- Shonfield, P. (2008). *LCA of management options for mixed waste plastics*. Banbury, Reino Unido: Waste and Resource Action Programme (WRAP).
- Singh, M. (2018). *Plastic scrap reprocessing and washing plant* ([www.manjeetengineers.com](http://www.manjeetengineers.com)) 9810072849. Consultado en <https://youtu.be/v-eBTSXjqc> el 26 de noviembre de 2020.
- Sky News (2018). *Dirty business: What really happens to your recycling*. Consultado en <https://youtu.be/oRQLiXLAIU> el 28 de diciembre de 2020.
- Solis, M. y Silveira, S. (2020). «Technologies for chemical recycling of household plastics – A technical review and TRL assessment». *Waste Management*, 105, 128–138.
- Spath, P. L., Mann, M. K. y Kerr, D. R. (1999). *Life cycle assessment of coal-fired power production*. Informe núm. NREL/TP-570-25119. Colorado, EE UU: National Renewable Energy Laboratory. Consultado en <https://www.nrel.gov/docs/fy99osti/25119.pdf>.
- SPS, s. (2018a). *Plastic re use, easy machines*. Consultado en <https://youtu.be/dAUB9w28YR4> el 28 de agosto de 2021.
- SPS, s. (2018b). *Plastic recycling easy process*. Consultado en <https://youtu.be/t0zovknfZjs> el 28 de agosto de 2021.
- Straker, K., Peel, S., Nussem, E. y Wrigley, C. (2021). «Designing a dangerous unicorn: Lessons from the Theranos case». *Business Horizons*, 64(4), 525–536.
- SYSTEMIQ y The Pew Charitable Trust (2020). *Breaking the plastic wave*. Reino Unido: The Pew Charitable Trust. Consultado en [https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2020/07/breakingtheplasticwave\\_report.pdf](https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2020/07/breakingtheplasticwave_report.pdf).
- Tang, Z., Huang, Q., Cheng, J., Yang, Y., Yang, J., Guo, W., Nie, Z., Zeng, N. y Jin, L. (2014). «Polybrominated diphenyl ethers in soils, sediments, and human hair in a plastic waste recycling area: A neglected heavily polluted area». *Environmental Science and Technology*, 48(3), 1508–1516.
- Tang, Z. W., Zhang, L. Z., Huang, Q. F., Yang, Y. F., Nie, Z. Q., Cheng, J. L., Yang, J., Wang, Y. W. y Chai, M. (2015). «Contamination and risk of heavy metals in soils and sediments from a typical plastic waste recycling area in North China». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 343–351.
- Tearfund (2020). *Principles to guide fair partnerships on plastics between the informal waste sector and fast-moving consumer goods companies update*. Acuerdo voluntario sin publicar.
- Textile Exchange (2019). *Preferred fiber & materials market report 2019*. Textile Exchange. Consultado en <https://store.textileexchange.org/wp-content/uploads/woocomerce/uploads/2019/11/Textile-Exchange-Preferred-Fiber-Material-Market-Report-2019.pdf>.
- The Times of India (2019). *Waste Warriors: This startup turns waste into public good*. Consultado en <https://youtu.be/mQ93IcGCag4> el 26 de noviembre de 2020.
- The World Bank [Banco Mundial] (2013). *In Azerbaijan: Managing waste safely*. Consultado en <https://www.worldbank.org/en/results/2013/08/21/in-azerbaijan-managing-waste-safely> el 10 de julio de 2021.
- Thiounn, T. y Smith, R. C. (2020). «Advances and approaches for chemical recycling of plastic waste». *Journal of Polymer Science*, 58(10), 1347–1364.
- Thorneycroft, J., Orr, J., Savoikar, P. y Ball, R. J. (2018). «Performance of structural concrete with recycled plastic waste as a partial replacement for sand». *Construction and Building Materials*, 161, 63–69.
- Tillman, A. M., Ekvall, T., Baumann, H. y Rydberg, T. (1998). *Choice of system boundaries in life cycle assessment*.
- Triwood1973 (2009). *How plastic bottles are recycled into polyester*. Consultado en <https://youtu.be/zyF9MxlcItw> el 26 de noviembre de 2020.
- Tsai, C. J., Chen, M. L., Chang, K. F., Chang, F. K. y Mao, I. F. (2009). «The pollution characteristics of odor, volatile organochlorinated compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from plastic waste recycling plants». *Chemosphere*, 74(8), 1104–1110.
- Turconi, R., Boldrin, A. y Astrup, T. (2013). «Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, 555–565.

Ügdüler, S., Van Geem, K. M., Roosen, M., Delbeke, E. I. P. y De Meester, S. (2020). «Challenges and opportunities of solvent-based additive extraction methods for plastic recycling». *Waste Management*, 104, 148–182.

UNEP [PNUMA] y Basel Convention [Convenio de Basilea] (2020a). *Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal: Protocol on liability and compensation for damage resulting from transboundary movements of hazardous wastes and their disposal texts and annexes revised in 2019*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Consultado en <http://www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-IMPL-CONVTEXT.English.pdf>. [Trad. esp.: Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación. Protocolo de Basilea sobre responsabilidad e indemnización por daños resultantes de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación. Textos y anexos revisados en 2019. Disponible en: <http://www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-IMPL-CONVTEXT.Spanish.pdf>]

UNEP [PNUMA] y Basel Convention [Convenio de Basilea] (2020b). *Draft updated technical guidelines on the identification and environmentally sound management of plastic wastes and for their disposal*. Ginebra, Suiza: UNEP. Consultado en [http://www.basel.int/TheConvention/OpenendedWorkingGroup\(OEWG\)/Meetings/OEWG12/Overview/tabid/8264/Default.aspx](http://www.basel.int/TheConvention/OpenendedWorkingGroup(OEWG)/Meetings/OEWG12/Overview/tabid/8264/Default.aspx).

Unilever (s. a.). *Waste & packaging*. Consultado en <https://www.unilever.co.uk/sustainable-living/waste-and-packaging/> el 16 de enero de 2021.

United States Environmental Protection Agency (2019). *Energy recovery from the combustion of municipal solid waste (MSW)*. Consultado en <https://www.epa.gov/smm/energy-recovery-combustion-municipal-solid-waste-msw> el 28 de agosto de 2021.

Unwin, J., Coldwell, M. R., Keen, C. y McAlinden, J. J. (2013). «Airborne emissions of carcinogens and respiratory sensitizers during thermal processing of plastics». *The Annals of Occupational Hygiene*, 57(3), 399–406.

Uvarajan, T., Gani, P., Chuan, N. C. y Zulkernain, N. H. (2021). «Reusing plastic waste in the production of bricks and paving blocks: a review». *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 10.1080/19648189.2021.1967201, 1–34.

Valavanidis, A., Iliopoulos, N., Gotsis, G. y Fiotakis, K. (2008). «Persistent free radicals, heavy metals and PAHs generated in particulate soot emissions and residue ash from controlled combustion of common types of plastic». *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3), 277–284.

Vasudevan, R., Ramalinga Chandra Sekar, A., Sundarakannan, B. y Velkennedy, R. (2012). «A technique to dispose waste plastics in an ecofriendly way – Application in construction of flexible pavements». *Construction and Building Materials*, 28(1), 311–320.

Velis, C. A. y Cook, E. (2021). «Mismanagement of plastic waste through open burning with emphasis on the Global South: A systematic review of risks to occupational and public health». *Environmental Science & Technology*, 10.1021/acs.est.0c08536.

Vermeulen, I., Caneghem, J. V., Block, C. y Vandecasteele, C. (2009). *Comparison of the environmental impact of the incineration of calorific industrial waste in a rotary kiln and a cement kiln in view of fuel substitution*. Heverlee, Bélgica: Katholieke Universiteit Leuven. Consultado en <https://www.eurits.org/docs/KUL-study-incineration-coincineration.pdf>.

Vila-Cortavitarte, M., Lastra-González, P., Calzada-Pérez, M. Á. y Indacochea-Vega, I. (2018). «Analysis of the influence of using recycled polystyrene as a substitute for bitumen in the behaviour of asphalt concrete mixtures». *Journal of Cleaner Production*, 170, 1279–1287.

Vogelsang, C., Lusher, A. L., Dadkhah, M. E., Sundvor, I., Umar, M., Ranneklev, S. B., Eidsvoll, D. y Meland, S. (2020). *Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures*. Informe núm. 7526-2020. Oslo, Norway: N. I. f. W. Research. Consultado en <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2493537>.

Wagner, S. y Schlummer, M. (2020). «Legacy additives in a circular economy of plastics: Current dilemma, policy analysis, and emerging countermeasures». *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 104800.

Wahab, D. A., Abidin, A. y Azhari, C. H. (2007). «Recycling trends in the plastics manufacturing and recycling companies in Malaysia». *Journal of Applied Sciences*, 7(7), 1030–1035.

Walker, T. W., Frelka, N., Shen, Z., Chew, A. K., Banick, J., Grey, S., Kim, M. S., Dumesic, J. A., Van Lehn, R. C. y Huber, G. W. (2020). «Recycling of multilayer plastic packaging materials by solvent-targeted recovery and precipitation». *Science Advances*, 6(47), eaba7599.

Walsh, D. C. (2002). «The evolution of refuse. Incineration: What led to the rise and fall of incineration in New York City?» *Environmental Science and Technology*, <https://pubs.acs.org/doi/pdfplus/10.1021/es022400n>.

Wang, C., Wang, L., Liu, X., Du, C., Ding, D., Jia, J., Yan, Y. y Wu, G. (2015). «Carbon footprint of textile throughout its life cycle: a case study of Chinese cotton shirts». *Journal of Cleaner Production*, 108, 464–475.

Wang, Z., Richter, H., Howard, J. B., Jordan, J., Carlson, J. y Levendis, Y. A. (2004). «Laboratory investigation of the products of the incomplete combustion of waste plastics and techniques for their minimization». *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 43(12), 2873–2886.

White, G. (2019). «Evaluating recycled waste plastic modification and extension of bituminous binder for asphalt». Actas de la Decimotercera Conferencia Internacional Anual de Ingeniería de Pavimentos, Tecnología del Asfalto e Infraestructura. Consultado en <https://www.macrebur.com/pdfs/product/Liverpool%20-%20Waste%20plastic%20evaluation%20Ver%202.pdf>.

White, G. y Reid, G. (2018). «Recycled waste plastic modification of bituminous binder». *8th Symposium on Pavement Surface Characteristics: SURF 2018 – Vehicle to Road Connectivity*. Consultado en <https://www.macrebur.com/pdfs/product/SURF%20-%20Plastic%20Recycling%20for%20Bitumen%20Ver%204.pdf>.

- Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J. y Gullett, B. K. (2014). «Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste». *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9523–9530.
- Williams, P. T. y Williams, E. A. (1999). «Interaction of plastics in mixed-plastics pyrolysis». *Energy & Fuels*, 13(1), 188–196.
- Wolfesberger, U., Aigner, I. y Hofbauer, H. (2009). «Tar content and composition in producer gas of fluidized bed gasification of wood – Influence of temperature and pressure». *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 28(3), 372–379.
- Wu, J. S. (2018). *Capital cost comparison of waste-to-energy (WTE) facilities in China and the US*. (Master of Science in Earth and Environmental Engineering, Columbia University, Fu Foundation School of Engineering and Applied Science). Consultado en [http://qwcouncil.org/wp-content/uploads/2018/07/Jane-Wu\\_thesis.pdf](http://qwcouncil.org/wp-content/uploads/2018/07/Jane-Wu_thesis.pdf).
- Wu, S. y Montalvo, L. (2021). «Repurposing waste plastics into cleaner asphalt pavement materials: A critical literature review». *Journal of Cleaner Production*, 280, 124355.
- Yamashita, K., Yamamoto, N., Mizukoshi, A., Noguchi, M., Ni, Y. y Yanagisawa, Y. (2009). «Compositions of volatile organic compounds emitted from melted virgin and waste plastic pellets». *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(3), 273–278.
- Zeng, X., Ueki, Y., Yoshiie, R., Naruse, I., Wang, F., Han, Z. y Xu, G. (2020). «Recent progress in tar removal by char and the applications: A comprehensive analysis». *Carbon Resources Conversion*, 3, 1–18.
- Zhang, R., Ma, X., Shen, X., Zhai, Y., Zhang, T., Ji, C. y Hong, J. (2020). «PET bottles recycling in China: An LCA coupled with LCC case study of blanket production made of waste PET bottles». *Journal of environmental management*, 260, 110062.
- Zhang, Y., Kang, H., Hou, H., Shao, S., Sun, X., Qin, C. y Zhang, S. (2018). «Improved design for textile production process based on life cycle assessment». *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(6), 1355–1365.
- Zhao, Y. B., Lv, X. D. y Ni, H. G. (2018). «Solvent-based separation and recycling of waste plastics: A review». *Chemosphere*, 209, 707–720.
- Zheng, J. y Suh, S. (2019). «Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics». *Nature Climate Change*, 9(5), 374–378.
- Zhu, J., Birgisson, B. y Kringos, N. (2014). «Polymer modification of bitumen: Advances and challenges». *European Polymer Journal*, 54, 18–38.



# Apéndice: Metodología en detalle

## A1 Alcance, definiciones y estructura del informe

Este informe se centra en los envases plásticos «de un solo uso» que han comercializado las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento y posteriormente se han recogido para su reciclaje tras haberse convertido en desechos. El estudio no incluye enfoques sobre el procesamiento de desechos de envases plásticos mezclados con otros materiales. En la [Sección 3](#), se ofrece una breve evaluación de la seguridad, junto con un análisis sobre algunos de los métodos para evaluar este aspecto, como el análisis del ciclo de vida ([Sección 3.2](#)).

Tearfund se reunió con empresas de bienes de consumo de rápido movimiento para analizar las soluciones que estas empresas están considerando o adoptando de forma activa para la revalorización de los envases plásticos, e identificaron ocho enfoques generales ([Tabla 6](#)).

Cada una de las secciones sobre los distintos enfoques se dividen en tres subsecciones, tal como se ilustra en la [Tabla 7](#).

**Tabla 6:** Enfoques para la revalorización de desechos de envases plásticos postconsumo que se han recogido para su reciclaje

Enfoque	Descripción	Sección
Enfoque 1	Reprocesamiento mecánico convencional para la extrusión	<a href="#">Sección 4.1</a>
Enfoque 2	Reprocesamiento mecánico de botellas para la fabricación de fibra para la extrusión	<a href="#">Sección 4.2</a>
Enfoque 3	Compuestos de mineral y polímero: pavimentación de carreteras y producción de ladrillos y tejas	<a href="#">Sección 4.3</a>
Enfoque 4	Purificación con disolventes	<a href="#">Sección 4.4</a>
Enfoque 5	Despolimerización química (quimiólisis)	<a href="#">Sección 4.5</a>
Enfoque 6	Pirólisis y gasificación	<a href="#">Sección 4.6</a>
Enfoque 7	Coprocesamiento en hornos de cemento	<a href="#">Sección 4.7</a>
Enfoque 8	Incineración con recuperación de energía	<a href="#">Sección 4.8</a>

**Tabla 7:** Estructura de las secciones del informe en que se analizan los enfoques y las preguntas de investigación centrales

Apartado	Preguntas de investigación
Visión general	<ul style="list-style-type: none"><li>• ¿Qué cantidad de material se somete a tratamiento con este enfoque?</li><li>• ¿Cuál es su madurez tecnológica?</li></ul>
Medio ambiente	<ul style="list-style-type: none"><li>• ¿Cuáles son los impactos para el cambio climático o los costos medioambientales que se evitan?</li><li>• ¿Tiene el proceso algún impacto en las poblaciones biológicas, conjuntos de especies o ecosistemas?</li><li>• ¿Cómo podría mejorarse el desempeño medioambiental?</li></ul>
Salud	<ul style="list-style-type: none"><li>• ¿Cuáles son los impactos potenciales en la salud, la seguridad y el bienestar de los trabajadores que realizan la actividad?</li><li>• ¿Cuáles son los efectos potenciales del proceso o la actividad en la salud pública?</li><li>• ¿Cómo puede lograrse que este enfoque sea seguro?<sup>20</sup></li></ul>

20 Las respuestas a esta pregunta pueden incluir referencias a las mejores técnicas disponibles, los marcos legales que pueden adoptarse para cumplir estándares mínimos de seguridad, e indicios sobre cómo las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento pueden demostrar que el proceso representa un uso final seguro.

## A2 Revisión bibliográfica

En el ámbito del presente estudio no se incluyó una revisión completa, científica y sistemática, sino que se basó en revisiones existentes de pruebas, complementadas con métodos de búsqueda de citas y de bola de nieve (Cooper *et al.*, 2018), con el fin de identificar los trabajos más recientes y otros documentos pertinentes por medio de los motores de búsqueda Scopus, Google Scholar y Google. Basarse en las pruebas obtenidas en revisiones existentes introduce un sesgo potencial en un estudio, ya que implica depender de la solidez de las investigaciones de terceros. Para subsanar este problema con recursos limitados, se verificó una muestra de los artículos revisados para comprobar que los hallazgos de los trabajos originales se hubieran representado de forma correcta e imparcial. En los casos en que se detectó algún indicio que señalara lo contrario, se tomó una nueva muestra y, cuando se consideró necesario, la revisión del

tercero se descartó y no se incluyó en el estudio. Entre otros aspectos que se tuvieron en cuenta, se incluyen el número de veces que una revisión se había citado en otras fuentes en función de la fecha de publicación, el factor de impacto de la publicación pertinente, el sesgo potencial de los autores o patrocinadores (en especial, pero no exclusivamente, en el caso de trabajos no revisados por pares) y la calidad y la meticulosidad de interpretación del autor.

En algunos casos, no existen revisiones pertinentes (por ejemplo, con relación al enfoque de coprocesamiento en hornos de cemento), de modo que se evaluaron investigaciones individuales relacionadas. Cabe reiterar que esta no es una revisión sistemática y, por lo tanto, es posible que haya fuentes de información que no se tuvieron en cuenta.

## A3 Criterios de inclusión y exclusión

La bibliografía y otras fuentes de información identificadas fueron evaluadas para su inclusión en este estudio de acuerdo con los criterios enumerados en la **Tabla 8**.

**Tabla 8:** Criterios de inclusión y exclusión

Inclusión	Exclusión
<ul style="list-style-type: none"><li>• Plásticos convencionales</li><li>• Tecnologías mencionadas</li><li>• Sistemas de suministro</li><li>• Desechos plásticos postconsumo</li><li>• Envases</li><li>• Artículos de publicaciones especializadas revisados por pares, documentos de conferencias, libros, informes, sitios web, recursos multimedia en línea</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Recogida de desechos; p. ej., personas recicladoras de basura</li><li>• Plásticos biodegradables</li><li>• Comercio internacional de desperdicios de plástico</li><li>• Desechos postindustriales</li><li>• Materiales no utilizados en envases</li><li>• Reutilización y sistemas alternativos de entrega</li><li>• Videos de denuncia de malas prácticas</li></ul>

Cuando no había suficientes pruebas, el autor llevó a cabo un razonamiento objetivo, hecho que se destaca con claridad en cada caso. No obstante, el presente informe ha intentado ser explícito respecto a dónde hay vacíos de información y evitar emitir juicios o realizar extrapolaciones cuando no se disponía de pruebas.

La evaluación de los beneficios del análisis del ciclo de vida y los impactos de los envases plásticos durante la fase de uso también se excluyen en este informe, aunque se recomienda encarecidamente que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento adopten un enfoque integral a la hora de evaluar los impactos de sus productos, como se explica en la **Sección 3.1**.

Si queremos comenzar a gestionar los recursos de forma más eficaz y segura en un mundo cada vez más complejo, las decisiones sobre qué materiales y sustancias deberemos incluir en los envases, o cómo tratar estos envases cuando se eliminan, no se toman de forma aislada. Por ejemplo, los diseñadores de envases deben considerar el contexto en el que sus productos se utilizan y gestionan, evaluando el riesgo de la mala gestión y teniendo en cuenta qué opciones de tratamiento y reprocesamiento de desechos existen. No es recomendable que las empresas de bienes de consumo de rápido movimiento comercialicen los envases plásticos en países que no cuentan con la capacidad o la estructura para gestionarlos de forma segura cuando se convierten en desechos.

Cada una de estas secciones se divide en tres apartados, como se ilustra en la **Tabla 7**, donde se mencionan las preguntas centrales de la investigación. Finalmente, en la **Sección 5** y **Sección 6**, se comparan y sintetizan las diversas tecnologías y enfoques para ayudar a decidir cuáles podrán ser consideradas las menos perjudiciales para la salud y el medio ambiente.

## A4 Evaluación visual de los recursos multimedia en línea

Si bien el tema central del presente estudio son los países de ingresos medios y bajos, la información de procesos respecto a las tecnologías que se han examinado en estos países es escasa. Para complementar la información, se llevó a cabo una revisión de fuentes multimedia (videos) con el fin de identificar las consecuencias potenciales para la seguridad de varios procesos sobre los que no existe suficiente información en otro tipo de fuentes. Estos procesos son el reciclaje mecánico y la producción de baldosas y tejas con compuestos de mineral y polímero.

La búsqueda en YouTube se basó en varios términos básicos para identificar videos sobre estas actividades, como «plastic and sand tile production» (producción de tejas de plástico y arena) y «plastic recycling» (reciclaje de plástico). En algunos casos, se incluyeron nombres de países específicos, como India, China y Brasil. El objetivo de estas búsquedas fue evaluar las prácticas adoptadas, tanto buenas como malas, para realizar una evaluación comparativa de comportamientos extremos potenciales, y no evaluar el alcance o predominio de prácticas específicas, ya que esta no habría sido una manera adecuada de realizar la búsqueda. Los videos cuyo objetivo era denunciar malas prácticas se excluyeron con el fin de controlar el riesgo de sesgo o de selección parcial por parte de sus productores. En cambio, la búsqueda se centró en la identificación de videos cuyo

objetivo era demostrar un proceso o exhibir una operación comercial existente.

Además de registrar información básica sobre cada uno de los procesos, se llevó a cabo una evaluación visual de los peligros, que se agruparon de la siguiente manera:

1. Maquinaria de alta velocidad o de alto par sin protección de seguridad muy cerca de los trabajadores.
2. Riesgo para los trabajadores de ser arrastrados por las maquinarias al interactuar con ellas.
3. Riesgo de quemaduras debido a equipos de alta temperatura muy cerca de los trabajadores.
4. Riesgo de interacción con materiales o sustancias desconocidas y potencialmente peligrosas (por ejemplo, a través de la atmósfera, el contacto dérmico o la ingestión).
5. Riesgo de quemaduras con sustancias cáusticas.
6. Probabilidad de pérdida de partículas en el medio ambiente.
7. Riesgo de sustancias peligrosas aerosolizadas.
8. Riesgo de lesiones balísticas en manos, pies y cuerpo debido a la interacción con objetos afilados o pesados.

**learn.tearfund.org**

Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Reino Unido

☎ +44 (0)20 3906 3906 ✉ [publications@tearfund.org](mailto:publications@tearfund.org)

Domicilio social: Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Reino Unido. Inscrita en Inglaterra: 994339. Sociedad limitada por garantía. Entidad sin ánimo de lucro registrada n.º 265464 (Inglaterra y Gales). Entidad sin ánimo de lucro registrada n.º SC037624 (Escocia) J584-S (0322)

**tearfund**