



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Indicadores unitarios para la evaluación de impactos ambientales positivos, relacionados con la implementación de los programas posconsumo de envases de plaguicidas, llantas y computadores y periféricos

Leidy Daniela Solarte Manrique

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de ingeniería, Departamento de ingeniería química y ambiental
Bogotá, Colombia
2021

Indicadores unitarios para la evaluación de impactos ambientales positivos, relacionados a la implementación de los programas posconsumo de envases de plaguicidas, llantas y computadores y periféricos

Leidy Daniela Solarte Manrique

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Ingeniería ambiental

Director:

MSc., Esp, IQ Óscar Javier Suárez Medina

Línea de investigación:

Residuos posconsumo

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de ingeniería, Departamento de ingeniería Química y ambiental

Bogotá, Colombia

2021

Dedicatoria

A la memoria de mi abuelo (QEPD) que hasta el último instante me animó y apoyó para culminar la maestría.

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional de Colombia. «*Reglamento sobre propiedad intelectual*» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Leidy Daniela Solarte Manrique

Fecha 09/04/2021

Agradecimientos

Expreso mis más sinceros agradecimientos a todos los que aportaron de alguna manera en la construcción de esta tesis y en mi proceso de formación. A mi director de tesis Óscar Suárez Medina por su apoyo, comprensión y guía.

A la empresa Rueda Verde por facilitar las muestras de llantas usadas. A la profesora Liz Karen Herrera Quintero y a los técnicos de apoyo del Laboratorio de Ingeniería Química, en especial a Ricardo y a Óscar.

Al profesor Julio César Cañón, por acogerme en el Seminario Permanente de la Facultad de Ingeniería y por sus enseñanzas en la vida personal y profesional.

A mi madre y mi abuela por su infinito amor y apoyo incondicional. A Leonel Martínez por siempre ser mi compañía y apoyo. A mi padre por sus consejos.

A la Universidad Nacional de Colombia, mi segundo hogar.

Resumen

En Colombia los residuos especiales como computadores, llantas y envases de plaguicidas son gestionados mediante programas posconsumo; no obstante, tras más de 10 años de implementación de dichos programas, no se cuenta con información confiable que demuestre su efectividad; por tal motivo, en la presente investigación se expone un diagnóstico de los planes de posconsumo de acuerdo con la información disponible, además de una caracterización de los residuos, y las tecnologías actuales utilizadas para su gestión, con el fin de obtener indicadores que demuestren su efectividad. Para la obtención de los indicadores se utiliza la metodología del Análisis de Ciclo de Vida aplicado a algunos procesos de gestión, incluyendo los informales. La recuperación por medio de los programas posconsumo de 1 ton de envases de plaguicidas plásticos evitan la emisión de 3104 Kg CO₂-eq al no quemarlos, en cuanto a los metálicos se impide la emisión de 1.4 Kg de CO₂-eq y al caracterizar los mismos se encuentra que contienen mercurio, lo cual hace que se convierta en un residuo peligroso. En cuanto a los computadores, al recuperar de 1 ton de estos, el cobre, aluminio, hierro y plásticos, se evita la generación de 3.72 Kg de CO₂-eq, debidos a los procesos de producción de los mismos. Por su parte, al gestionar 1 tonelada de llantas se evita la generación de 1881.57 Kg de CO₂-eq al no ser quemadas, y por cada tonelada gestionada se evita la contaminación de 6552 L de agua por metales pesados; lo anterior revela la necesidad de incorporar el sector informal al formal, además de continuar impulsando la implementación de los planes posconsumo para que más residuos se gestionen de forma adecuada. Así mismo, es necesaria la implementación de estrategias de seguimiento de los planes que permita contar con cifras actualizadas de la gestión que se realiza.

Palabras clave: Posconsumo, llantas, computadores, plaguicidas, Impacto ambiental, ACV.

Abstract

Unit indicators for the evaluation of positive environmental impacts, related to the implementation of post-consumer programs for pesticide containers, tires, computers and peripherals

In Colombia, special waste such as computers, tires, and pesticide containers are managed through post-consumer programs; After more than 10 years of implementation of these, there is no reliable information to demonstrate their effectiveness. Therefore, this research presents a diagnosis of the post-consumption plans according to the available information, a characterization of the waste, the current technologies used for its management to obtain indicators that demonstrate its effectiveness. To obtain the indicators, the life cycle analysis methodology is applied in some management processes, including informal ones. In this way, the recovery through post-consumer programs of 1 ton of plastic pesticide containers avoids the emission of 3104 Kg CO₂-eq by not burning them, in terms of metal, the emission of 1.4 Kg of CO₂-eq and When characterizing them, it is found that they contain mercury, which makes it a dangerous waste; Regarding computers, by recovering copper, aluminum, iron and plastics from 1 ton of computers, the generation of 3.72 Kg of CO₂-eq due to their production processes is avoided. On the other hand, by managing 1 ton of tires, the generation of 1881.57 Kg of CO₂-eq is avoided by not being burned and for each ton managed, the contamination of 6552 L of water by heavy metals was avoided. The foregoing reveals the need to incorporate the informal sector into the formal sector and to continue promoting the implementation of post-consumer plans so that more waste is managed properly. In addition, it is necessary to implement follow-up strategies for the plans that allow for up-to-date figures on the management carried out.

Keywords: Post-consume, tires, computers, pesticides, environmental impact, LCA.

Contenido

Introducción	1
Antecedentes	3
Objetivos	7
Objetivo general.	7
Objetivos específicos.....	7
1. Capítulo1: Metodología	1
2. Capítulo 2: Envases de plaguicidas	17
2.1. Marco técnico-normativo	17
2.2. Caracterización	20
2.3. Diagnóstico planes posconsumo.....	28
2.4. Tecnologías de aprovechamiento o disposición final	31
2.5. Generación de indicadores	36
2.5.1. Impactos en el ambiente	36
2.5.2. Impactos en la salud	39
3. Capítulo 3: Computadores y periféricos	42
3.1. Marco técnico-normativo.....	42
3.2. Caracterización.....	45
3.3. Diagnóstico planes posconsumo.....	50
3.4. Tecnologías de aprovechamiento o disposición final	55
3.5. Generación de indicadores	62
3.5.1. Impactos en el ambiente	62
3.5.2. Impactos en la salud	66
4. Capítulo 4: Llantas usadas	68
4.1. Marco técnico-normativo.....	68
4.2. Caracterización.....	70
4.3. Diagnóstico planes posconsumo.....	74
4.4. Tecnologías de aprovechamiento o disposición final	75
4.5. Generación de indicadores	84
4.5.1. Impactos en el ambiente	84
4.5.2. Impactos en la salud	93
5. Síntesis de resultados	95
5.1. Diagnóstico de programas posconsumo	95
5.2. Tecnologías de Aprovechamiento	95

5.3. Indicadores de los impactos ambientales positivos asociados a la implementación de planes posconsumo	97
5.3.1. Envases de plaguicidas	97
5.3.2. Computadores	98
5.3.3. Llantas	98
6. Conclusiones y recomendaciones.....	101
6.1. Conclusiones.....	101
6.2. Recomendaciones.....	102

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Metodología aplicada	2
Figura 1-2: metodología general de la caracterización	3
Figura 1-3: metodología caracterización de residuos de envases de plaguicidas.....	4
Figura 1-4: metodología caracterización de residuos de llantas	6
Figura 1-5: Etapas de un Análisis de Ciclo de Vida y aspectos relacionados.	9
Figura 2-1: Proceso general de funcionamiento del programa posconsumo de envases de plaguicidas	19
Figura 2-2: componentes de un envase de insecticida doméstico.....	23
Figura 2-3: composición química del envase de insecticida <i>Raid</i> , resultados XRF, aparte del hierro.....	24
Figura 2-4: composición química del envase de insecticida <i>Rayol</i> , resultados XRF, aparte del hierro.....	25
Figura 2-5: estructura transversal del envase de insecticida a 1000x.....	26
Figura 2-6: estructura transversal del envase de insecticida en microscopio electrónico a 5000x.....	27
Figura 2-7: logística de recolección y gestión de residuos de plaguicidas.....	29
Figura 2-8: proceso de gestión de envases posconsumo de plaguicidas de uso agrícola.	29
Figura 2-9: fundición de la hojalata de insecticida doméstico.....	36
Figura 3-1: componentes generales de los computadores.	45
Figura 3-2: composición de computadores de mesa y portátiles al 2016.....	46
Figura 3-3: materiales, aparatos y partes recuperadas y exportadas por los gestores de RAEE desde Colombia a los gestores internacionales.....	53
Figura 3-4: flujograma en toneladas de residuos de computadores para el periodo 2010-2017.....	55
Figura 3-5: opciones de aprovechamiento de los componentes de los computadores. ..	57
Figura 4-1: distribución consumo de llantas en Colombia al 2018, por tipo de fuente.....	69
Figura 4-2: sección transversal de un neumático.	70
Figura 4-3: trituración de llantas: A) almacenamiento; B) trituración; C) separación de elementos metálicos y D) materiales obtenidos después de la trituración.....	78

Figura 4-4: diagrama del diseño de tratamiento térmico de llantas en horno cementero.	79
Figura 4-5: diagrama del alcance del ACV realizado.	85
Figura 5-1: principales opciones de aprovechamiento de computadores.....	96
Figura 5-2: infografía principales indicadores.	100
Figura 6-1: digestión de muestra de la hojalata en agua regia.....	110
Figura 6-2: Muestra de la hojalata antes, durante y después de la prueba en horno eléctrico.....	110
Figura 6-3: Muestra de dilución de pintura de la hojalata del envase de insecticidas en proceso de calentamiento.	110

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 0-1: Resoluciones para cada residuo posconsumo.....	6
Tabla 1-1: indicadores y unidades de las categorías de impacto del Análisis de Ciclo de Vida	10
Tabla 2-1: Propiedades físicas promedio típicos de HDPE, UHMWPE.....	21
Tabla 2-2: Poder Calorífico y sulfatos de los envases plásticos de plaguicidas.	22
Tabla 2-3: resultados de mercurio y cromo en los envases de insecticidas domésticos. .25	25
Tabla 2-4: resultados pruebas de plomo en pintura	26
Tabla 2-5: porcentaje en peso de los elementos que componen la capa superior de la hojalata.	27
Tabla 2-6: cantidad de envases de plaguicidas puestos en el mercado y recolectados..	30
Tabla 2-7: elementos fabricados a partir de materiales reciclados de envases de plaguicidas.....	31
Tabla 2-8: resultados de impactos ambientales evitados por la disposición correcta de 1 ton de envases plásticos.....	37
Tabla 2-9: flujos asociados a la categoría de cambio climático.....	38
Tabla 2-10: resultados de impactos ambientales evitados por la disposición correcta de 1 ton de envases metálicos.....	38
Tabla 2-11: límites para vertimientos en el tratamiento y disposición de residuos.	39
Tabla 2-12: categorías de peligro de toxicidad aguda y estimaciones de la toxicidad aguda (ETA) que definen las categorías respectivas.	40
Tabla 3-1: valor potencial de materias primas de los RAEE en 2016.....	46
Tabla 3-2: porcentaje en peso de materiales de residuos de computadores y periféricos	47
Tabla 3-3: principales materiales poliméricos en los computadores	48
Tabla 3-4: sustancias peligrosas en los computadores y periféricos.....	48
Tabla 3-5: Metales pesados en 1 ton de pantallas de computadores.	50
Tabla 3-6: subpartidas arancelarias para computadores y/o periféricos	51
Tabla 3-7: producción y recolección posconsumo de computadores y periféricos	54
Tabla 3-8: datos utilizados en el ACV, composición de computadores.	63
Tabla 3-9: datos utilizados en el ACV, composición del plástico de computadores	63
Tabla 3-10: resultados del ACV para las diferentes categorías de impacto	64
Tabla 3-11: cantidad de metales pesados en computadores	64
Tabla 3-12: límites para vertimientos en el tratamiento y disposición de residuos.	65

Tabla 4-1: normatividad aplicable a gestión de llantas como residuo.....	70
Tabla 4-2: composición de un neumático.....	72
Tabla 4-3: composición química de una llanta.....	73
Tabla 4-4: calor de combustión y sulfatos de residuos de llantas.....	73
Tabla 4-5: producción de llantas 2010-2017 y recolección posconsumo.....	75
Tabla 4-6: resultados de monitoreo de emisiones utilizando combustible convencional y 20% de llanta usada como combustible alternativo.....	82
Tabla 4-7: distancias a plantas de aprovechamiento.....	86
Tabla 4-8: inventario utilizado para proceso de trituración.	86
Tabla 4-9: información utilizada para proceso de coprocesamiento.....	87
Tabla 4-10: inventario para el proceso de fabricación.....	87
Tabla 4-11: resultados impactos ambientales de diferentes alternativas de disposición de llantas.....	88
Tabla 4-12: contaminantes detectados en incendios a campo abierto a distancias < 305m viento abajo.....	89
Tabla 4-13: contaminantes detectados en incendios a campo abierto a distancias de 305 m viento abajo.....	90
Tabla 4-14: compuestos inorgánicos.....	91
Tabla 4-15: metales pesados evitados por gestión posconsumo de llantas.....	92
Tabla 4-16: límites para vertimientos en el tratamiento y disposición de residuos.....	92
Tabla 5-1: diagnóstico de implementación de programas posconsumo.....	95
Tabla 5-2: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de envases plásticos de plaguicidas.....	97
Tabla 5-3: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de envases metálicos de plaguicidas.....	97
Tabla 5-4: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de computadores.....	98
Tabla 5-5: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de llantas usadas.....	99

Introducción

A nivel mundial, la humanidad en su afán de búsqueda de desarrollo e industrialización, ha incrementado significativamente la producción de residuos. Es por ello que la gestión de los mismos, es necesaria e importante, debido a que si son dispuestos de forma inadecuada generan impactos que afectan el medio ambiente y la calidad de vida del ser humano; para lograr dicha gestión, en Colombia, los residuos son clasificados de acuerdo con sus características, se identificaron entonces residuos peligrosos y no peligrosos, y un grupo de residuos especiales, que por sus particularidades requieren procesos de gestión diferentes a los desarrollados normalmente.

Por lo anterior, en Colombia se involucró el concepto de responsabilidad extendida, el cual contempla que los fabricantes o importadores son responsables del producto hasta las etapas de recuperación, reciclaje y disposición final. A partir de este concepto, se han elaborado sistemas de recolección selectiva (SRS) y planes posconsumo mediante los cuales se gestionan de forma adecuada los residuos especiales, los cuales cumplen con ciertas características: producidos por actividades de consumo masivo que cuentan con un alto volumen de generación, residuos que contienen sustancias peligrosas de interés ambiental o sanitario así sea en concentraciones pequeñas, así como componentes con poder de aprovechamiento y/o valorización, residuos con alto riesgo ambiental o sanitario para la sociedad, o residuos sobre los cuales los consumidores han manifestado una preocupación especial (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017a).

Aunque Colombia es un país adelantado en normatividad e implementación de programas posconsumo (Fernández Ortiz & Eberz, 2019) , existen falencias en la cuantificación de los impactos ambientales asociados a las corrientes de residuos evitados a partir de la puesta en marcha de los planes posconsumo y SRS. El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible ha brindado algunas cifras generales sobre la eficiencia de los programas; sin embargo, después de más de 10 años de implementación, no se han valorado

efectivamente los impactos positivos que estos han tenido, generando incertidumbre sobre los beneficios de su implementación.

En este contexto, se evidenció la necesidad de desarrollar una investigación que permita diagnosticar la implementación de los planes posconsumo de plaguicidas, llantas, computadores y periféricos; así como evaluar los impactos ambientales evitados gracias a estos planes, al comparar con los impactos de una inadecuada gestión, para generar indicadores unitarios que se podrán incorporar en la promoción de los programas para incentivar su ejecución.

Los indicadores ambientales unitarios (o por tonelada de residuos posconsumo gestionados), por ejemplo, la reducción de la emisión de kg CO₂ eq. o la reducción de vertimientos por tonelada de residuos, se convierten en una herramienta de fácil aplicación tanto para la evaluación ambiental de la implementación del programa posconsumo completo; así como, para la cuantificación de los impactos ambientales positivos, con la que contribuye cualquier entidad o empresa que los implemente.

En este documento se presenta un capítulo para cada residuo: i) envases de plaguicidas, ii) computadores y periféricos, iii) llantas. En cada uno se diagnostica la implementación de planes posconsumo, se caracteriza el residuo, se desarrollan indicadores mediante la evaluación de los impactos ambientales positivos y negativos a través del Análisis de Ciclo de Vida, y finalmente se recopila y analizan las tecnologías de disposición y aprovechamiento.

Antecedentes

Compromisos y acuerdos a nivel nacional

Colombia participa en diferentes compromisos y acuerdos que involucran la gestión de los residuos sólidos, donde se tienen en cuenta actividades de generación, disposición final y aprovechamiento, dichos acuerdos incluyen:

- Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio climático (CMNUCC):

En el 2015, en París, se celebró la versión 21 de la convención del marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (COP21), en la cual 195 naciones llegaron a un acuerdo para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); la convención promueve modelos de desarrollo que transiten hacia economías bajas en carbono.

En la COP21, Colombia se responsabiliza del 0,46% de las emisiones de GEI a nivel global, acorde a datos del 2010, los cuales aumentarían cerca del 50% en 2030 si no se toman medidas permanentes. Las principales fuentes de emisión de estos GEI son los sectores agrícolas, industriales, energéticos y aquellos que generan residuos, estos últimos aumentando la generación de GEI de 6.1% a un 8.1% entre 2010 y 2012 (García Arbeláez, Vallejo, Higgings, & Escobar, 2016).

Por lo anterior, se desarrollaron 8 planes de acción para la mitigación sectorial dentro de los cuales se encuentra el sector residuos, en el cual se pretende aumentar el aprovechamiento promoviendo el tratamiento y reúso de residuos sólidos (Ministerio de Vivienda, 2014).

- Organización para la cooperación y el desarrollo económico (OCDE):

En el proceso de acceso de Colombia a la OCDE, se generó un informe de desempeño ambiental en el cual se establecieron unas recomendaciones en torno a diferentes temas, entre los que se encontraba el manejo de residuos, algunas de las recomendaciones fueron: orientación de la política de control hacia la prevención, mejora en la recopilación de información y su tratamiento acerca de residuos especiales y peligrosos (RESPEL), así como el aumento de índices de reciclaje (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) & Comisión Económica para América Latina y el Caribe (ECLAC), 2014).

Para dar cumplimiento a dichos compromisos y acuerdos, el gobierno ha generado normatividad y estrategias para promover la gestión integral de los residuos sólidos desde el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible MADS. A través del CONPES 3874 del año 2016, se actualizó la Política Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos formulada en el 2005, de esta forma se aportó a la transición hacia una economía circular, de tal forma que se optimicen los recursos para que los productos permanezcan en el ciclo económico durante periodos más largos aprovechando al máximo su materia prima, así como su potencial energético. La política se basa en prevenir la generación de residuos, disminuir aquellos que van a disposición final, aumentar la reutilización, aprovechamiento y tratamiento de residuos sólidos, y evitar la emisión de gases de efecto invernadero.

En este sentido, en el 2019 se establece la Estrategia Nacional de Economía Circular, la cual propende por un nuevo modelo de desarrollo económico que incluye la valorización continua de los recursos y el cierre de ciclos de materiales, con el fin de optimizar la eficiencia en la producción y en su consumo, además de reducir la huella hídrica y de carbono.

Residuos posconsumo y responsabilidad extendida del productor

Los residuos sólidos han sido clasificados en diferentes formas y se gestionan de acuerdo con sus características, dentro de esta clasificación se encuentran los residuos especiales, aquellos que por sus particularidades no pueden ser recolectados, manejados, tratados o dispuestos normalmente, siendo necesario distinguir en tres categorías principales: Si se

trata de un residuo aprovechable, residuo no aprovechable o residuo peligroso. Siendo definido este último como: “aquellos que por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables, infecciosas o radiativas puede causar riesgo o daño para la salud humana y el ambiente, incluyendo los envases, empaques y embalajes que hayan estado en contacto con ellos” (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2005).

Por lo anterior, se ha creado un conjunto articulado e interrelacionado de acciones de política, normativas, operativas, financieras, de planeación, administrativas, sociales, educativas, de evaluación, seguimiento y monitoreo desde la prevención de la generación hasta la disposición final, con el objetivo de lograr beneficios ambientales; así como, la optimización económica de su manejo y su aceptación social, respondiendo a las necesidades y circunstancias de cada localidad o región. También se ha involucrado el concepto de responsabilidad extendida del productor (REP).

Este es un principio político para promover mejoras ambientales para ciclos de vida completos de los sistemas de los productos al extender las responsabilidades de los fabricantes del producto a varias fases del ciclo total de su vida útil, y especialmente a su recuperación, reciclaje y disposición final (Lindhqvist, Manomaivibool, & Tojo, 2008)

Este principio tiene en cuenta que la mayoría de los impactos ambientales se pueden determinar por el diseño de sus productos, y que un programa que se basa en responsabilidad extendida debe reincorporar los residuos al ciclo de vida. En Latinoamérica, la REP se aplica para países parte de la OCDE y en algunos países no miembros como Colombia y Argentina, donde se fija un alcance mayor, debido a su bajo desarrollo ambiental (Lindhqvist et al., 2008).

Planes posconsumo y sistemas de recolección selectiva (SRS)

En Colombia se han elaborado planes posconsumo y sistemas de recolección selectiva (SRS) de residuos posconsumo. Los objetivos principales de estos programas son garantizar que este tipo de residuos no se dispongan con los desechos domésticos, además de darles una gestión ambientalmente adecuada. Igualmente, se busca disminuir la generación de estos y fomentar su reutilización, aprovechamiento, valorización y

reciclaje a través de empresas debidamente licenciadas, incentivando que los usuarios asuman comportamientos y hábitos de consumo sostenibles.

La gestión posconsumo inicia en los puntos de recolección y termina con diferentes alternativas de aprovechamiento. Actualmente existen siete corrientes que deben cumplir con los planes y SRS: i) *envases de plaguicidas*; ii) *medicamentos vencidos*; iii) *baterías plomo-ácido*; iv) *pilas y/o acumuladores*; v) *llantas usadas*; vi) *bombillas usadas*; vii) *computadores y periféricos*.

Con el fin de reglamentarlos y teniendo en cuenta el decreto Ley 2811 de 1974 y el decreto 4741 de 2005 (compilados en el decreto 1076 de 2015), el MADS expidió diferentes resoluciones que regulan los residuos posconsumo, en este caso se hará referencia a los plaguicidas, llantas usadas, computadores y periféricos (

Tabla 0-1). En los capítulos siguientes se describirán las particularidades de cada uno.

Recientemente, varios responsables y gestores de la implementación de los planes posconsumo han criticado la eficacia de la implementación de los mismos, argumentando que no le ven un beneficio ambiental concreto, en algunos escenarios incluso han pedido que se desmonten o se modifiquen significativamente; por lo que el presente estudio, tiene como objetivo el desarrollo de indicadores que permitan evidenciar el beneficio ambiental que se desprende de la implementación de los planes posconsumo, y así demostrar la necesidad de no eliminarlos, y por el contrario potenciarlos a la luz de las nuevas regulaciones como la de la economía circular, anotada anteriormente.

Tabla 0-1: Resoluciones para cada residuo posconsumo.

Residuo	Resolución	Cantidad mínima
Plaguicidas	1675 de 2013	1 producto
Llantas usadas	1326 de 2017	200 llantas o 50 vehículos
Computadores y periféricos	1512 de 2010	100 computadores

Fuente: elaboración propia a partir de Resoluciones del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (1675 de 2013, 1326 de 2017 y 1512 de 2010).

Objetivos

Objetivo general.

Desarrollo de indicadores unitarios para la evaluación de impactos ambientales positivos, relacionados a la implementación de los programas de responsabilidad extendida del productor / importador o programas posconsumo de envases de plaguicidas, llantas y computadores y periféricos.

Objetivos específicos.

- Realizar el diagnóstico actual de los programas posconsumo de llantas, plaguicidas y computadores y periféricos en términos de cantidades y componentes tratados.
- Analizar y proponer las tecnologías de aprovechamiento o disposición adecuada aplicadas a nivel mundial, y factibles de ser implementadas en Colombia en los programas posconsumo de plaguicidas, llantas y computadores y periféricos.
- Evaluar los impactos ambientales negativos debidos a la disposición de los residuos fuera del plan posconsumo y los evitados por la implementación de estos.

1. Capítulo 1: Metodología

La determinación de los indicadores se realizó a partir del Análisis de Ciclo de Vida, para lo cual se desarrollaron etapas previas para tener claridad del contexto y los insumos requeridos; así, el desarrollo de esta investigación se realizó en 5 fases como se presenta en la Figura 1-1, todas las fases se aplicaron para cada residuo: envases de plaguicidas, llantas usadas y computadores. A continuación, se detalla en que consiste cada una de las etapas.

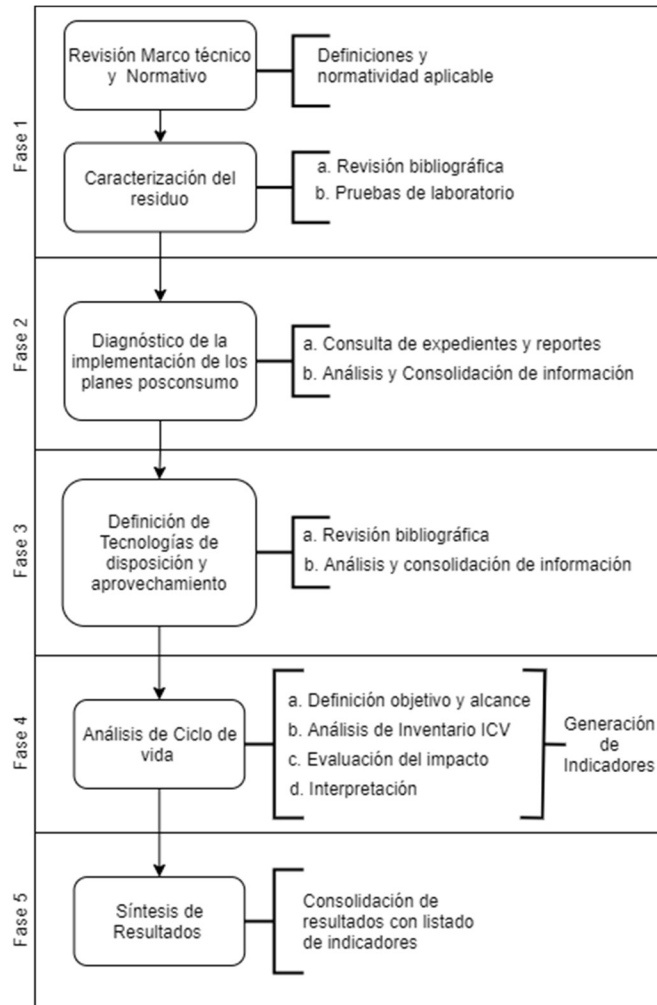
1.1. Fase 1: Marco técnico-normativo y caracterización del residuo

El objetivo central del presente estudio fue obtener los indicadores ambientales unitarios, los cuales permiten conocer de manera puntual los beneficios ambientales de la implementación de los programas posconsumo; para lograrlo se debe conocer el contexto completo de los residuos, iniciando por el marco técnico y normativo aplicable, y la caracterización del residuo.

▪ Marco técnico-normativo

En la primera parte de esta fase, se realiza la revisión del marco técnico, en el cual se relacionan conceptos de los residuos posconsumo, composición, peligrosidad y algunas características y definiciones particulares de qué es el residuo.

En el marco normativo de cada residuo se presenta el acto administrativo o regulación emitida para la gestión de cada uno de ellos, resaltando las definiciones, las particularidades del programa posconsumo, los periodos y las cantidades de cumplimiento, entre otros.

Figura 1-1: Metodología aplicada

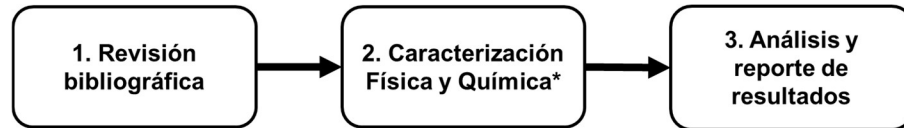
Fuente: elaboración propia

▪ Caracterización del residuo

En la segunda parte de esta fase se realizó la caracterización de cada residuo. La clasificación no se enfocó en determinar el residuo como peligroso, debido a que este aspecto había sido evaluado por el Ministerio de Ambiente antes de la emisión de la regulación; no obstante, dicha caracterización se enfocó de manera más amplia en determinar las propiedades del residuo para aprovechamiento. El proceso de caracterización inició con una revisión bibliográfica del residuo, sus constituyentes, la forma de fabricación, así como una investigación enfocada en información relevante que pudiese aportar en la búsqueda de procesos de aprovechamiento; para finalizar se desarrollaron diferentes pruebas de laboratorio.

En la Figura 1-2 se presenta la metodología para la caracterización en términos generales, y a continuación se describen las pruebas específicas realizadas para cada residuo.

Figura 1-2: metodología general de la caracterización



Fuente: elaboración propia

Notas figura 1-2:

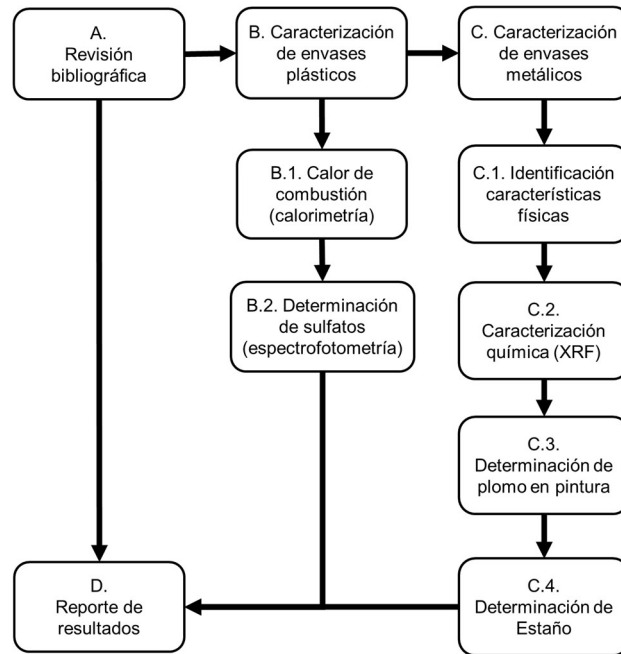
- La revisión bibliográfica se basó en búsqueda de información referente a la composición, estructura, forma de fabricación y elementos que generan el peligro.
- Debido a la complejidad de los computadores no se realizó caracterización química de los mismos*.
- El análisis y reporte de resultados se enfocaron en el aprovechamiento del residuo.

Envases de Plaguicidas:

Para este residuo se realizó el procedimiento que se muestra en la figura 1-3, el cual se describe a continuación:

- A. Revisión bibliográfica: se recopila información de caracterización de los diferentes residuos, realizando consultas en diferentes bases de datos y documentos de entidades oficiales, como el ANLA, las CAR y el Ministerio de Ambiente (este como generador de la política). Además de consultar la información de las entidades que realizan la gestión posconsumo.
- B. Caracterización de envases plásticos: se determina el calor de combustión mediante calorimetría y sulfatos mediante espectrofotometría, en una muestra de envases plásticos de material HDPE y UHWPE.

Figura 1-3: metodología caracterización de residuos de envases de plaguicidas.



Fuente: elaboración propia.

La determinación de calor de combustión se realizó acorde con la ASTM D240-09, se realizaron 3 pruebas. En el anexo A se presentan las especificaciones de los equipos y reactivos utilizados.

Para la determinación de sulfatos en los envases se utilizó el método 9038 de la EPA, en el anexo A se presentan las especificaciones de equipos y reactivos utilizados.

- C. Caracterización de envases metálicos: en el caso de los envases metálicos de insecticidas domésticos, se realizó la identificación de sus características físicas. Seguido, se procedió a realizar una caracterización química mediante seguido de la caracterización química con el analizador fluorescencia de rayos x (XRF), referencia OXFORD X-MET 7500. “El principio de XRF es la excitación de los átomos de la muestra una vez irradiada con rayos x, la cual produce una fluorescencia característica de ciertos elementos” (Shiraiwa & Fujino, 1966).

Adicionalmente, se realizó espectrofotometría para determinar la presencia de metales pesados: plomo, mercurio, cadmio, arsénico, bario, cromo, plata y selenio

(Metales pesados referentes en el Decreto 4741 de 2005). La muestra analizada de hojalata fue de 1.51 g sin pintura y 1.49 g con pintura.

El procedimiento para determinar estos metales fue el siguiente: a) Se cortó una muestra de la hojalata y se pesó. b) Se prepararon 100 ml de agua regia (20 ml de ácido nítrico y 60 ml de ácido clorhídrico) c) Se introdujo la muestra en agua regia y se dejó en digestión durante 12 horas. d) Se diluyó la muestra en 100 mL de agua desionizada y se analizó en el espectrofotómetro (Unicam 929 AA Solar).

Teniendo en cuenta que algunos envases tenían el nombre de la marca así como la información del producto escrita con pintura, y considerando que estas pueden contener plomo, se realizó determinación de plomo retirando la pintura del envase y se siguió el procedimiento de la ASTM D3335 (American Society for Testing and Materials, 2013). Esta prueba se realizó 5 veces para verificar el resultado. Para finalizar, se realizó una prueba de metalografía debido a que se identificó estaño en la caracterización de los envases de plaguicidas, específicamente en los envases metálicos de insecticidas domésticos y en los cuales el elemento podría ser recuperado. La metalografía se realiza para conocer si el estaño está de manera superficial en la muestra, y si es factible retirarlo a través de fundición o procesos químicos y así obtener un producto reciclado no solo de buena calidad, sino también a un mejor precio.

En la prueba de metalografía se estudia la estructura de un metal-aleación y se relaciona tanto la composición química, como las propiedades mecánicas y físicas; para el análisis, se ubica la muestra de forma transversal para así ser empastillada con baquelita conductora de cobre en una prensa de montaje Simpliment II; después, es tratada con lijas de números 240, 320, 400, 600 y 1000, además es pulida con paño microcloth y suspensión de alumina 0,3 μm , y atacada por menos de 2 minutos con ácido nítrico para poder ser observada en el microscopio metalográfico Advance optical XJP-6A.

Computadores y periféricos

Considerando la compleja composición de este residuo, se realizó una revisión bibliográfica para su caracterización, en la cual se obtuvo información sobre la composición

de computadoras y pantallas a través de bases de datos científicas y fuentes oficiales. Para este tipo de residuos, no se efectuó ninguna caracterización química específica en laboratorio.

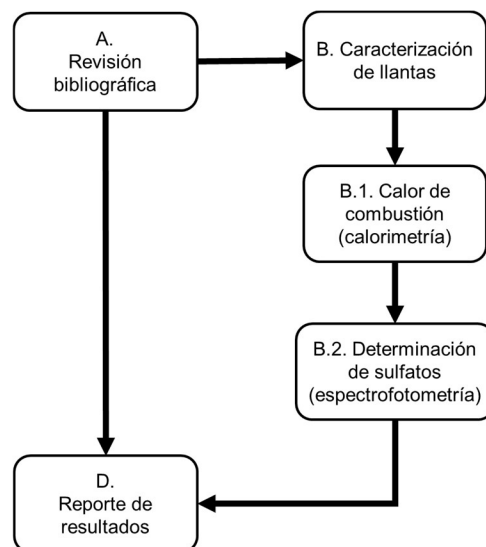
Llantas usadas

Se llevó a cabo la revisión bibliográfica de las características físicas y químicas de las llantas; con el fin de tener un mejor enfoque en los posibles procesos de aprovechamiento, se determinó el calor de combustión mediante calorimetría y de sulfatos por medio de espectrofotometría, utilizando una muestra pulverizada obtenida de la malla 20 de tamizaje. La determinación del calor de combustión, se realizó acorde a la ASTM D240-09, para ello se hicieron 3 pruebas. En el anexo D se presentan las especificaciones de los equipos y los reactivos utilizados.

Para la determinación de sulfatos en las llantas se utilizó el método 9038 de la EPA, en el anexo D se presentan las especificaciones de equipos y reactivos utilizados.

En la Figura 1-4 se presenta el procedimiento que se realizó para el residuo de llantas usadas.

Figura 1-4: metodología caracterización de residuos de llantas



Fuente: elaboración propia

1.2. Fase 2: Diagnóstico de la implementación de los planes posconsumo

Tras obtener los resultados del marco técnico y normativo, así como la caracterización de los residuos se procede a realizar el diagnóstico de los planes posconsumo; para ello, se hace uso de la información del MADS, en relación con los avances de los planes, la cual ha sido divulgada y se encuentra disponible en páginas web. De igual forma, se consultaron los reportes de planes posconsumo que fueron radicados por los productores y/o importadores de estos materiales en la Agencia Nacional de Licencias Ambientales–ANLA; A partir de dichos expedientes se establecen las cantidades totales que han sido gestionadas en Colombia, desde el inicio de implementación de planes posconsumo.

Los expedientes fueron consultados de manera individual y se extrajeron las cifras de interés desde el inicio de implementación.

- Envases de plaguicidas: se recolecta la información anual disponible de las cantidades que se dispusieron en el mercado, las metas de recolección y el número gestionado mediante planes de posconsumo. Las cifras fueron recolectadas de acuerdo con el tipo de material de los envases, es decir, plástico, acero, COEX y bolsas de papel metalizadas.
- Llantas: se reúne la información anual disponible de las unidades que fueron habilitadas en el mercado, además de datos relacionados con el peso, las metas de recolección y la cantidad de llantas que fueron llevadas a disposición final mediante planes posconsumo.
- Computadores y periféricos: se agrupa la información anual disponible de equipos importados, metas de recolección y la cantidad de equipos que fueron llevados a disposición final, así como las unidades que fueron reacondicionadas por medio de los planes posconsumo. Las cifras fueron recolectadas y clasificadas en tabletas, equipos de cómputo, ordenadores portátiles e impresoras.

1.3. Fase 3: Tecnologías de aprovechamiento o disposición final

Uno de los aspectos relevantes en la implementación de los planes posconsumo es la disponibilidad de tecnologías de aprovechamiento y disposición final en el país; por lo cual,

en esta fase se realiza una revisión bibliográfica, así mismo, la información recopilada se analiza y consolida para presentar las tecnologías aplicadas a nivel mundial, además de aquellas factibles de ser implementadas en Colombia en los programas posconsumo de plaguicidas, llantas y computadores y periféricos.

Por otra parte, teniendo en cuenta que en la caracterización de los envases de plaguicidas se reporta que tienen estaño, se realiza una prueba para explorar una opción de proceso para retirar la capa de estaño de la lámina. Razón por la cual, se utilizó un horno de inducción eléctrica (Digital melter 110V 77042M3D Romanoff) donde se introdujo una muestra de hojalata de 31.94 g cortada en trozos, y se dejó durante 2 horas a 600°C, teniendo en cuenta que el punto de fusión del estaño es de 232°C, finalmente se analizó el resultado obtenido.

1.4. Fase 4: Análisis de Ciclo de vida

En Colombia se está implementando la estrategia de economía circular, y en dicho contexto cada vez más la industria se está moviendo dentro de una dinámica de responsabilidad del ciclo de vida, entendiendo que la empresa es responsable de los impactos ambientales generales de sus productos hasta su aprovechamiento o disposición final una vez ha sido utilizado o consumido.

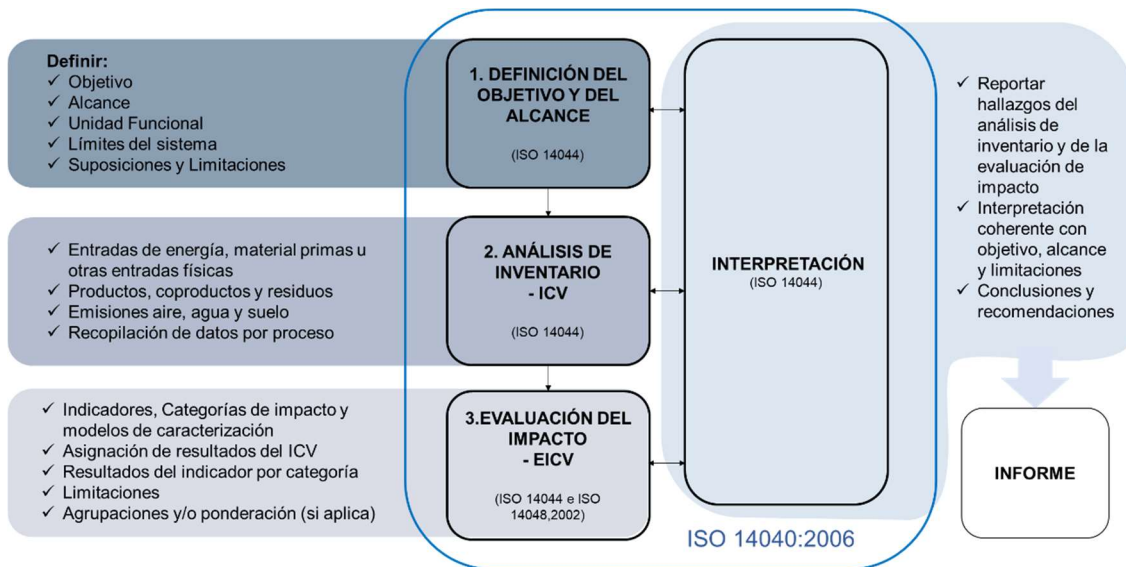
En este sentido, para evaluar los impactos de un proceso, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se ha convertido en una herramienta útil facilitando la toma de decisiones tanto para los responsables de las políticas como para la industria. Además, la técnica de ACV se destaca por la naturaleza amplia de su enfoque, sistemática en su esencia, y por el grado de profundización de las interacciones entre los sistemas humanos y el medio ambiente (Seo & Kulay, 2006).

Teniendo en cuenta este contexto y con el fin de evaluar las entradas, las salidas y los impactos ambientales de los diferentes procesos de aprovechamiento, así como la disposición final desarrollada tanto dentro de los planes posconsumo como fuera de ellos, se aplica la metodología de Análisis de Ciclo de Vida – ACV, para obtener los indicadores, teniendo en cuenta para la interpretación los resultados de las fases anteriores. A continuación, se describe en qué consiste el Análisis de Ciclo de Vida y en cada capítulo se incluye el alcance del ACV, detallando los procesos de aprovechamiento y disposición

final contemplados, los cuales se seleccionaron teniendo en cuenta la revisión realizada en la fase 3, además de la disponibilidad de información.

Actualmente, la metodología ACV está estandarizada internacionalmente en las ISO 14040: 2006 e ISO 14044: 2006, y es definida como una recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema de producto, a través de su ciclo de vida, desde su adquisición a partir de recursos naturales hasta su disposición final o “hasta la tumba” para cerrar el ciclo” (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, 2007); también, es entendida como una herramienta de evaluación que sirve para valorar el impacto del ciclo de vida y la utilización de recursos de un producto, un proceso o una actividad. Hay 4 procedimientos que componen el ACV, y que son definidos por el Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (2007), los cuales se presentan en la Figura 1-5 con el contenido respectivo que debe incluir cada etapa.

Figura 1-5: Etapas de un Análisis de Ciclo de Vida y aspectos relacionados.



Fuente: Adaptado de (Martínez Vallejo, Cortés Mora, Méndez Alcázar & Peña-Reyes, 2020).

Los propósitos del ACV de acuerdo con Roy et al. (2009) pueden ser: (1) la comparación de productos, procesos o servicios alternativos; (2) la comparación de ciclos de vida alternativos para un determinado producto o servicio; o (3) la identificación de partes del ciclo de vida donde se pueden hacer las mayores mejoras (Roy et al., 2009). La aplicación

de cada uno de estos propósitos puede ayudar a identificar los impactos ambientales producidos por las diferentes alternativas de aprovechamiento, y compararlos con los producidos por disposición de residuos, proceso que se requiere evitar.

En el ACV existen diferentes categorías de impacto ambiental, algunos métodos pueden reportar hasta 16 diferentes. En el método Recipe, 2016, utilizado mediante el software OpenLCA, con el cual se desarrolla este estudio, existen categorías de punto medio y de punto final, las primeras están más cercanas a la intervención ambiental, por lo cual los modelos de cálculo se ajustan mejor a dicha intervención, mientras los segundos son variables que afectan más a la sociedad; sin embargo, en la metodología para cuantificar efectos “de punto final” no hay un consenso científico que recomiende su uso, por lo cual, en este caso se utilizan las de punto medio.

Las categorías e indicadores en el nivel medio se presentan en la Tabla 1-1 El factor de caracterización de punto medio (CFm) tiene unidades diferentes, porque se utiliza una sustancia de referencia para expresar la fuerza del indicador en una cantidad. Para las categorías de impacto, basadas en las emisiones y en la escasez de recursos, se usa una sustancia de referencia en kg.

Tabla 1-1: indicadores y unidades de las categorías de impacto del Análisis de Ciclo de Vida

Categoría de impacto	Indicador	Factor de caracterización de punto medio	Abreviatura	Unidad
Cambio climático	Incremento del forzamiento radiativo infrarrojo	Potencial de calentamiento global	GWP	Kg CO ₂
Agotamiento de ozono	Disminución de ozono estratosférico	Potencial de agotamiento de ozono	ODP	Kg CFC*-11
Formación de material particulado	Incremento de ingesta de PM2.5 en la población	Potencial de formación de material particulado	PMFP	Kg de PM2.5

Categoría de impacto	Indicador	Factor de caracterización de punto medio	Abreviatura	Unidad
Eutrofización	Incremento de fósforo en agua dulce	Potencial de eutrofización del agua dulce	FEP	Kg P al agua dulce
Acidificación	Incremento de protones en suelos naturales	Potencial de acidificación	TAP	Kg SO ₂

*CFC: clorofluorocarbonos, **DCB: Diclorobenceno

Fuente: Huijbregts et al., 2016

A continuación, se describe en qué consiste cada categoría de impacto de acuerdo a la descripción del método Recipe 2016 (Huijbregts et al., 2016):

- **Cambio climático:**

El forzamiento radiativo hace referencia a cómo se comporta el sistema atmosférico de la tierra cuando se alteran los factores que afectan el clima, el mismo es cuantificado generalmente, como la tasa de cambio de energía por área de unidad del planeta medida en la parte superior de la atmósfera, y se expresa en W/m² (IPCC, 2007); un ejemplo de forzamiento radiativo se puede evidenciar con la emisión de gases de efecto invernadero - GEI, lo cual da lugar al cambio de equilibrio entre la radiación solar entrante y la radiación infrarroja saliente en la atmósfera terrestre.

Ahora bien, el potencial de calentamiento global (GWP) expresa la cantidad de forzamiento radiativo integrado a lo largo del tiempo (20, 100 o 1000 años), causado por la emisión de 1 Kg de GEI en relación con el forzamiento radiativo que es provocado por la liberación de 1 Kg de CO₂, es decir, que el factor de caracterización de cualquier GEI(x) en diferentes horizontes de tiempo (T) se calcula de la siguiente manera:

$$GWP = \frac{AGWP_{x,T}}{AGWP_{CO_2,T}}$$

Donde AGWP hace referencia a la cantidad de forzamiento radiativo integrado a lo largo del tiempo, causado por la emisión de 1 kg de CO₂. Los valores de GWP están dados en

el último reporte del IPCC (IPCC,2013) para un horizonte a 100 años. En total se contemplan 207 GEI, el listado completo se encuentra en (Huijbregts et al., 2016).

▪ **Agotamiento de ozono:**

Las emisiones de sustancias agotadoras de la capa de ozono (SAO), también llamadas sustancias controladas por el Protocolo de Montreal, al tener en su estructura molecular átomos de cloro o bromo se convierten en sustancias persistentes, es decir, que prevalecen largos periodos de tiempo en el ambiente. Esta característica, las hace especialmente difíciles de manejar, ya que una vez en el ambiente su movilidad se da principalmente en la estratósfera, donde reacciona con el ozono consumiéndolo y bajando su concentración en esta capa atmosférica; como consecuencia, permite que más radiación UVB incida directamente sobre la superficie de la tierra, generando enfermedades, deterioro en los cultivos agrícolas e impactando al plancton, que es base de la cadena trófica, de la cual el humano hace parte, es decir, que nos vemos afectados en distintas formas por la emisión de estos SAOs.

El potencial de agotamiento de la capa de ozono (ODP) es expresado en kg de CFC-11, y se utiliza como factor de caracterización en el nivel de punto medio, estos cuantifican la cantidad de ozono que una sustancia puede agotar en relación con el CFC-11, durante un horizonte de tiempo específico. Los ODP son calculados por la Organización Meteorológica Mundial, quienes publicaron la última actualización en el año 2010.

El potencial de agotamiento de ozono del bromo es 60 veces mayor al del cloro (65 en las regiones árticas), combinando la liberación fraccionada con el número de grupos bromo y cloro en la molécula, se puede estimar el efecto sobre el cloro estratosférico efectivo equivalente (EESC) para cada SAO, por tanto, el ODP se puede calcular de la siguiente manera:

$$ODP = \frac{\Delta EESC_x}{\Delta EESC_{CFC-11}}$$

Donde, $\Delta EESC_x$ y $\Delta EESC_{cfc-11}$ son los cambios en el EESC causados por la emisión de 1 kg de SAO y 1 kg de CFC-11, respectivamente. La modelación de EESC, fue desarrollada directamente por la Organización Meteorológica Mundial.

- **Formación de material particulado**

El material particulado fino con un diámetro de menos de 2,5 μm (PM_{2,5}) representa una mezcla compleja de sustancias orgánicas e inorgánicas, los cuales causan problemas de salud en los humanos, debido al alcance que tiene de la parte superior de las vías respiratorias y los pulmones cuando se inhala. Los aerosoles secundarios de PM_{2.5} se forman en el aire a partir de emisiones de dióxido de azufre (SO₂), amoníaco (NH₃) y óxidos de nitrógeno (NO_x), entre otros elementos.

Este método contempla la fracción de entrada (iF) de material particulado fino, debido a que las emisiones en la región i se determina por precursor x (iF_{x, i}). Los potenciales de formación de partículas (PMFP) se expresan en equivalentes de PM_{2.5} primarios dividiendo iF_{x, i} con el promedio mundial ponderado por emisiones iF de PM_{2.5}.

$$PMFP = \frac{IF_{x,i}}{IP_{PM2.5,mundial}}$$

La fracción de ingesta específica de la región se definió como la suma del cambio en la tasa de ingesta de PM_{2.5} en cada región receptora j, debido a un cambio en la emisión de una sustancia precursora en la región i (dM_{x, i}). La tasa de ingesta se puede calcular multiplicando el cambio en la concentración de PM_{2.5} en cada región receptora, (dC_{k, j}) por la población (N_j) en la región receptora i y la frecuencia respiratoria promedio por persona (BR).

$$IF_{x,i} = \frac{\sum_j dC_j * N_j * BR}{DM_{x,i}}$$

El cambio en la concentración ambiental de PM_{2.5} después de la emisión de un precursor, se predice con las matrices de sensibilidad a la concentración de emisiones para los precursores emitidos del modelo global de fuente-receptor TM5-FASST (Herramienta de detección de escenarios de calidad global del aire y radiación instantánea Forcing) del centro de investigación de la comisión europea.

▪ Eutrofización

La eutrofización del agua dulce se produce debido a la descarga de nutrientes en el suelo o en los cuerpos de agua dulce, y el aumento de los niveles de nutrientes, tales como el fósforo y el nitrógeno. Los impactos ambientales relacionados con la eutrofización del agua dulce son numerosos, debido a que presentan una secuencia de impactos ecológicos compensados, aumentando las emisiones de nutrientes al agua dulce; además de incrementar la absorción de nutrientes por organismos autótrofos como las cianobacterias y algas, y especies heterótrofas como peces e invertebrados, lo que conduce a una pérdida relativa de especies.

$$FEP_{x,i} = \frac{FF_{x,i}}{FF_{P, fw, promedio\ mundial}}$$

En la ecuación anterior, FEP corresponde al potencial de eutrofización de agua dulce para cada sustancia x, y para cada zona específica i en kg P-equivalentes / kg de sustancia (P y PO_4^{3-}); mientras, FF representa el tiempo de residencia neto en el compartimento de agua dulce, en años.

Los Potenciales de eutrofización de agua dulce específicos para Colombia son 2.67e-01, y 8.7e-02 kg P-equivalentes / kg de P y de PO_4^{3-} , respectivamente para descargas al agua. Respecto a las descargas del suelo son 2.67e-02, y 8.7e-03 kg P-equivalentes / kg de P y de PO_4^{3-} , respectivamente.

▪ Acidificación terrestre

La deposición atmosférica de sustancias inorgánicas, como sulfatos, nitratos y fosfatos, provoca un cambio en la acidez del suelo. Para casi todas las especies de plantas, existe un nivel óptimo de acidez definido; una desviación grave que es perjudicial para la especie, lo que causaría cambios en los niveles de acidez y alteraciones en la ocurrencia de un grupo; dichas desviaciones o cambios son denominadas acidificaciones. Las principales emisiones acidificantes son NO_x , NH_3 o SO_2 (Van Zelm, Roy, Hauschild, & Huijbregts, 2015).

En esta metodología Recipe, 2016, el potencial de acidificación (AP) expresado en kg de SO_2 equivalentes, se calcula dividiendo un factor por tipo de precursor, de acuerdo con el país ($FF_{x, i}$), por el factor medio mundial ponderado por emisiones de SO_2 .

$$AP_{x,i} = \frac{FF_{x,i}}{FF_{SO_2, promedio mundial}}$$

Para Colombia los factores de Potencial de acidificación terrestre específico para el daño del ecosistema terrestre, debido a emisiones acidificantes son de 0.17, 1.29 y 0.48 kg equivalentes de SO₂ / kg para NO_x, NH₃ y SO₂ respectivamente, mientras los factores ponderados a nivel mundial son 0.36, 1.96 y 1 kg equivalentes de SO₂ / kg para NO_x, NH₃ y SO₂, de manera correspondiente.

Existen algunas investigaciones en las cuales han realizado ACV para el proceso de disposición de residuos como las llantas y los computadores, según las condiciones del país. En China, por ejemplo, compararon formas de tratamientos legales e ilegales de residuos de llantas desarrolladas en su país, encontrando la tecnología más ecoeficaz en su nación: la pirólisis, seguida de la desvulcanización dinámica y la trituración ambiental (Li, Xu, Gao, & Tao, 2010). En Europa se compararon los procesos de incineración en horno cementero y reciclaje del caucho de las llantas, y se presentan mejores resultados ambientales para el método de reciclaje de materiales, donde el caucho se utiliza como relleno de rendimiento para campos de fútbol artificiales en comparación con la coincineración de los neumáticos usados (Merlin & Vogt, 2020).

En cuanto a los computadores, se han realizado Análisis de Ciclo de Vida también para otros países, considerando partes específicas de los mismos, además de tener en cuenta la complejidad de su composición. Por ejemplo, la EPA desarrolló un proyecto realizando el ACV para el proceso de producción y disposición de pantallas de tubos de rayos catódicos (CRT) y pantallas de cristal líquido (LCD), lo que dio como resultado impactos altos en la etapa del fin de la vida útil, en las categorías de impacto de uso de sitios de disposición para residuos peligrosos y para residuos radioactivos (Environmental Protection Agency of the United States of America, 2010).

Razón por la cual, en este documento se desarrolla un ACV para la disposición final de llantas, envases de plaguicidas y computadores en Colombia, resaltando así el impacto positivo de los planes posconsumo por medio de indicadores como potencial de cambio climático, de agotamiento de ozono, eutrofización de agua y acidificación terrestre.

1.5. Fase 5: Síntesis de Resultados

A partir de los resultados obtenidos en las fases anteriores, se realiza la síntesis de resultados resaltando los indicadores para cada tipo de residuo, de tal forma que sean fáciles de aplicar y útiles para el Ministerio de Ambiente y para las empresas productoras e importadoras.

2. Capítulo 2: Envases de plaguicidas

A continuación, se presenta el marco técnico-normativo y la caracterización realizada para los residuos de envases de plaguicidas.

2.1. Marco técnico-normativo

La FAO define plaguicida como “*cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga*” (Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura –FAO, 1996). En la fabricación de plaguicidas se encuentran los insecticidas y los fungicidas, los cuales corresponden al 45,4% de producción dentro de la cadena de agroquímicos. Seguido se encuentran los herbicidas y reguladores biológicos, que son utilizados especialmente en cultivos de algodón, arroz, caña de azúcar y sorgo, y tienen una participación del 24,5% dentro del total de la cadena.

La industria colombiana de plaguicidas y herbicidas se instaló con una amplia participación de capital extranjero. En la actualidad, su estructura productiva está dominada por un gran número de filiales de compañías multinacionales. La combinación de empresas multinacionales con nacionales en el mercado ha sido el resultado de condiciones de producción y comercialización diferenciadas. Al año 2015 se reportan ventas de 43.832.291 L de plaguicidas (Instituto Colombiano Agropecuario, 2017).

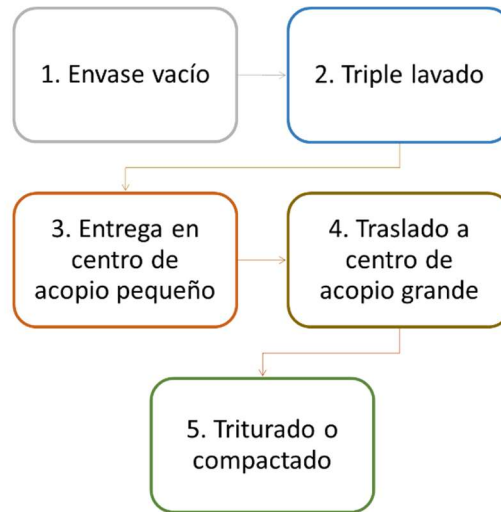
En el decreto 1076 del 26 de mayo de 2015 a través del cual se expidió el Decreto único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible, se establece que la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales- ANLA- tiene la competencia de otorgar o negar de manera privativa la Licencia Ambiental de pesticidas e importación de estos en los siguientes casos: plaguicidas para uso agrícola, veterinario, tópico para mascotas, salud pública, industrial y doméstico. De igual forma, en el decreto se establecieron medidas ambientales para el manejo de plaguicidas y para la prevención y manejo seguro de dichos desechos o residuos peligrosos, con el fin de proteger la salud pública y al medio ambiente;

además, al ser estos residuos peligrosos en el decreto 4741 de 2005, artículo 20 se establece que están sujetos a un Plan de Devolución de Productos Posconsumo para su retorno a la cadena de producción-importación-distribución-comercialización.

En la Resolución 693 de 2007 se establecieron los criterios y requisitos que deben ser considerados en los planes de gestión de devolución de productos posconsumo de plaguicidas; posteriormente, en el 2013, teniendo en cuenta la evaluación de la implementación de esa resolución se actualizaron y complementaron las obligaciones de los diferentes actores que intervienen en la cadena de gestión de los residuos de productos posconsumo a través de la Resolución 1675 del 2 de diciembre de 2013, expedida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Los planes de gestión de devolución de productos posconsumo de envases de plaguicidas, se constituyen en el instrumento de gestión que contiene un conjunto de reglas, acciones, procedimientos y medios dispuestos para facilitar la devolución y acopio de estos. En la Figura 2-1 se presenta el proceso general de funcionamiento del programa posconsumo de envases de plaguicidas, en los cuales se incluyen todo tipo de envases o empaques y los embalajes, sin importar su material, contaminados con plaguicidas de uso agrícola, veterinario, doméstico, industrial, entre otros. Además, se establece que es responsabilidad del fabricante o importador, el formular, presentar e implementar los planes de gestión de devolución de los residuos posconsumo, y que los fabricantes o importadores incluyen todas las personas titulares de registros de plaguicidas expedidos por el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) y el instituto de vigilancia de Medicamentos y alimentos (INVIMA) de ingredientes activos o productos formulados.

Figura 2-1: Proceso general de funcionamiento del programa posconsumo de envases de plaguicidas



Fuente: (Campo Limpio, 2018)

Otro aspecto importante que se establece en la Resolución 1675 de 2013 son las metas graduales de recolección y de obligatorio cumplimiento por parte de los productores e importadores de estos materiales. Las cuales se establecieron iniciando en 2013 con la recolección y gestión del 45% de los envases de plaguicidas puestos en el mercado en 2012; la regulación indicaba que debía incrementarse esta meta 5% cada año hasta llegar a un tope máximo de 75% de los envases puestos en el mercado el año inmediatamente anterior, ese tope se consiguió hacia el año 2019, por lo que actualmente la meta de cumplimiento es constante del 75%.

Por otra parte, existe el Decreto 1843 de 1991 Ministerio de Salud el cual reglamenta parcialmente títulos de la Ley 09/79 sobre uso y manejo de plaguicidas, y fue modificado parcialmente por el decreto 4368 de 2006. En este decreto se establece una clasificación toxicológica, permiso de uso en el país y categoría de toxicidad, además, establece los lineamientos para el manejo y uso seguro de los plaguicidas, incluyendo disposiciones sobre sus envases, empaques y etiquetado. También, describe las acciones para la producción, procesamiento, formulación, almacenamiento, distribución, expendio y aplicación de los agroquímicos.

En 2019 la Comunidad Andina promulgó la Resolución 2075 la cual adopta el manual técnico andino para el registro y control de plaguicidas químicos de uso agrícola.

El manual establece los requisitos y condiciones para el registro de los Plaguicidas Químicos de Uso Agrícola (PQUA), en los 4 países de la Comunidad Andina (Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú), y aborda los aspectos agronómicos, de salud y de ambiente que deben acreditar los solicitantes para obtener dicho registro; el cual es otorgado por las Autoridades Nacionales Competentes y es indispensable para poder fabricar, formular, importar, exportar, envasar, comercializar y distribuir estos productos en la Comunidad Andina (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2019).

Por su parte, en la Norma 3584/93 ICONTEC se presenta una guía para la disposición de desechos, estableciendo los pasos a seguir para la producción, almacenamiento, transporte y aplicación de los plaguicidas. Establece el triple lavado, la inutilización de envases y la necesidad de solicitar permiso a las autoridades sanitarias competentes para la recuperación, reutilización y reciclaje de los envases vacíos. Establece las formas de eliminación: quemado (excluyendo al PVC y sólo en lugares habilitados), incineración en hornos especiales y enterramiento, para los casos donde no se puede incinerar.

2.2. Caracterización

Existen diferentes tipos de envases de plaguicidas de acuerdo con su uso: los de empleo agrícola y veterinario son generalmente plásticos; mientras que los envases metálicos son utilizados principalmente a nivel doméstico; los envases de cartón y papel, son usados en formulaciones en fase sólida o para embalaje de envases de pequeño tamaño, y finalmente los envases de vidrio, los cuales son cada vez menos frecuentes.

Respecto a la composición de los plaguicidas, varían acorde al tipo de plaga a controlar, sin embargo, su mayor componente (entre 15 y 50% aproximadamente) es el propelente, el cual es una mezcla de propano, butano e isobutano, seguido de solventes y enmascarantes.

En cuanto a los materiales de los envases, por ejemplo, en el caso de los plásticos, son generalmente de polietileno de alto módulo (HMPE) y polietileno de alta densidad (HDPE por sus siglas en inglés). El polietileno es un polímero formado a partir de etileno (C₂H₄). El polietileno de peso molecular ultra alto (UHMWPE), también conocido como polietileno de alto módulo (HMPE), es un subconjunto del polietileno termoplástico (Sherazi, 2015).

Su cadena molecular puede constar de hasta 200,000 unidades de repetición de etileno, es decir, rangos de peso molecular generalmente entre dos y seis millones. La cadena más larga sirve para transferir la carga de manera más efectiva al esqueleto del polímero, al fortalecer las interacciones intermoleculares; lo que produce un material con una alta resistencia al impacto. UHMWPE es un polímero con excelentes propiedades físicas, químicas y mecánicas. Los más notables son su inercia química, lubricidad, resistencia al impacto y resistencia a la abrasión (Kurtz, 2004). Por su parte el HDPE es un polímero lineal con peso molecular de 200000 g/mol, la Tabla 2-1 resume las propiedades físicas y mecánicas de UHMWPE y HDPE.

Teniendo en cuenta la información consultada y con el fin de evaluar más adelante posibles aplicaciones, se determinó el poder calorífico y los sulfatos en una muestra de envases plásticos correspondiente a plaguicidas de material HDPE y UHMWPE (tabla 2-1)

Tabla 2-1: Propiedades físicas promedio típicos de HDPE, UHMWPE

Propiedad	HDPE	UHMWPE
Peso molecular (10^6 g/mol)	0.05-0.25	2-6
Temperatura de fusión	130-137	125-138
Coefficiente de Poisson	0.4	0.46
Gravedad específica	0.952-0.965	0.932-0.945
Módulo de elasticidad extensible (GPa)	0.4-4.0	0.8-1.6
Resistencia a la tracción (MPa)	26-33	21-28
Grado de cristalinidad (%)	60-80	39-75

Fuente: Kurtz, 2004

En el anexo A se presenta el detalle de los resultados para el poder calorífico, y el resumen se presenta en la Tabla 2-2.

Tabla 2-2: Poder Calorífico y sulfatos de los envases plásticos de plaguicidas.

No. De muestra	Peso Muestra (g)	Poder Calorífico(J/g)	Sulfatos (mg/L)
UHWPE			
1	0.7033	45912	221.26
2	0.7077	45720	218.79
3	0.7026	45649	219.62
Promedio	-	45760	219.89
HDPE			
1	0.7098	45894	212.79
2	0.7058	45796	209.74
3	0.7075	45780	216.33
Promedio	-	45823	212.95

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio.

Los hidrocarburos (gasolina, querosene, fuel oil), en general, tienen poder calorífico alrededor de 38000 J/g. El del carbón está alrededor de 27500 J/g, lo que indica que el poder calorífico obtenido de los plásticos se puede reemplazar con un combustible fósil, debido a que el poder calorífico es un 38% mayor al de los carbones, esto debido a que en general es polietileno de alta densidad; además de ser muy puro y sin rellenos. Pensando en la aplicación que puede tener, tal vez la única viable por cuestiones de seguridad, la más conveniente sería la de incineración o aprovechamiento de su poder calorífico, ya que podría desplazar el consumo de un combustible fósil, con la ventaja además que con un solo kilo de envases se reemplaza aproximadamente el doble de peso de carbón, solo que en este caso no es biogénico, es decir, que su combustión solo reduce la emisión del combustible reemplazado; mientras que, cuando es biogénico, es decir, que proviene de fuentes renovables, principalmente agrícolas, en la reducción de la emisión se suma el reemplazo del combustible y la captura del CO₂ en el nuevo crecimiento del cultivo. En cuanto a los sulfatos se plantea que puede estar asociado a algún plastificante.

En el caso de los envases de insecticidas domésticos se identifica dentro de sus características físicas que la composición del envase está dada por dos tipos de material: metal y plástico. Un ejemplo de ello, es el producto de la marca Raid, el cual se compone de un envase metálico con una etiqueta de plástico, por su parte, el de la marca Rayol posee una etiqueta con pintura. Finalmente, ambos productos cuentan con una tapa y un ducto plástico, a través del cual pasa el insecticida en aerosol para su uso (Figura 2-2).

Figura 2-2: componentes de un envase de insecticida doméstico.



Fuente: fotografía de la autora.

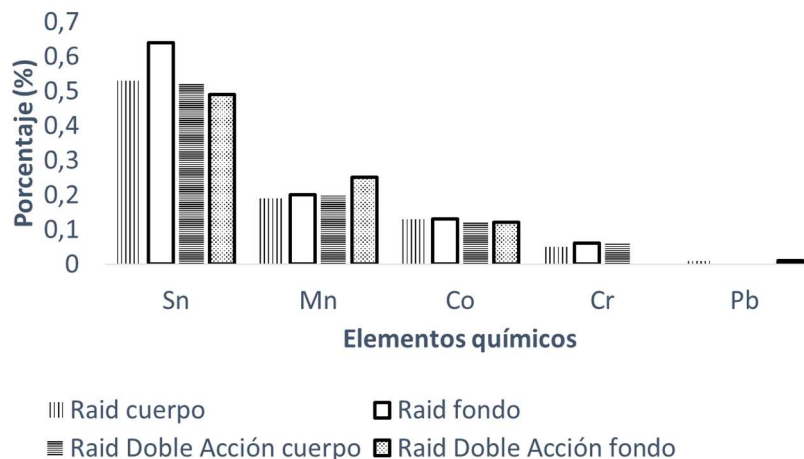
El material del cual están formadas las latas de este tipo de productos, se asemeja a la hojalata electrolítica la cual está constituida por 5 capas, cada una de las cuales tiene una función diferente:

1. Acero base: proporciona rigidez al material, debido a la resistencia mecánica y al espesor; también, por su composición química tiene propiedades especiales de resistencia a la corrosión.
2. Aleación hierro-estaño: constituida por el compuesto intermetálico Fe-Sn_2 . Por sus características electroquímicas, actúa como barrera contra la corrosión.
3. Estaño metálico: el estaño tiene innumerables ventajas, las cuales han hecho de este el elemento más importante en la protección del acero usado para envases; ayuda a la soldabilidad, y es una excelente base para litografiar y aplicar lacas.

4. Película de pasivación: permite mejorar la resistencia de la hojalata a la sulfuración, a la oxidación y la herrumbre. Acondiciona, también, la adherencia de los barnices, tintas, lacas, etcétera.
5. Película de aceite: protege la lámina de la humedad del aire y facilita su manejo. Es aplicada por un aceitador electrostático en ambas caras de la hoja.

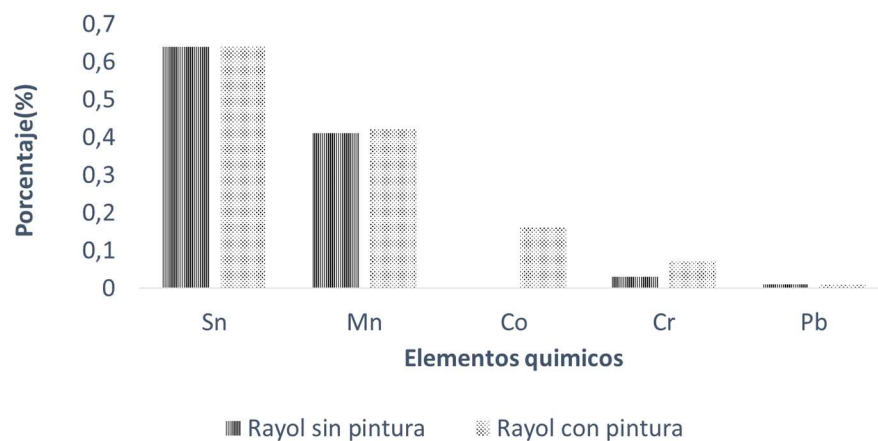
Respecto a la composición química de los envases de insecticida en las Figura 2-3 y Figura 2-4 se presentan los resultados obtenidos para las marcas *Raid* y *Rayol*, respectivamente. Se encuentra que del 98 al 99 % es hierro (Fe), y los otros componentes son estaño (Sn), magnesio (Mn), cobalto (Co) y cromo (Cr). En cuanto a las partes del envase se encuentra 0,11% más de estaño en el fondo comparado con el cuerpo del mismo. No se encuentran diferencias apreciables con el envase de *Rayol*.

Figura 2-3: composición química del envase de insecticida *Raid*, resultados XRF, aparte del hierro.



Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio.

Figura 2-4: composición química del envase de insecticida *Rayol*, resultados XRF, aparte del hierro.



Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio.

Respecto a los resultados de la espectrometría para la determinación de metales, no se encontró en la muestra plomo, cadmio, arsénico, bario, ni plata, pero si se encontró cromo y mercurio como se observa en la Tabla 2-3, lo cual indica que existe un potencial de contaminación por lixiviación de mercurio, no por el contenido de insecticida sino por el recipiente como tal, es decir, a la característica tóxica del insecticida se adiciona la toxicidad que podría generar la inadecuada disposición del envase; por tanto, los envases de este tipo deben ser considerados y gestionados como un residuo peligroso.

Tabla 2-3: resultados de mercurio y cromo en los envases de insecticidas domésticos

Elemento	Envase	Concentración mg/L	Peso total del elemento en la muestra (mg)
Cromo	con pintura	0.428	0.0854
	sin pintura	0.687	0.137
Mercurio	con pintura	15.77	3.154
	sin pintura	18.66	3.732

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio.

En cuanto a los resultados del análisis de la pintura, se encontró que en su la composición no hay muestras de plomo, por lo tanto, no presenta potencial de toxicidad por este metal pesado. Los datos de las pruebas realizadas se presentan en la Tabla 2-4.

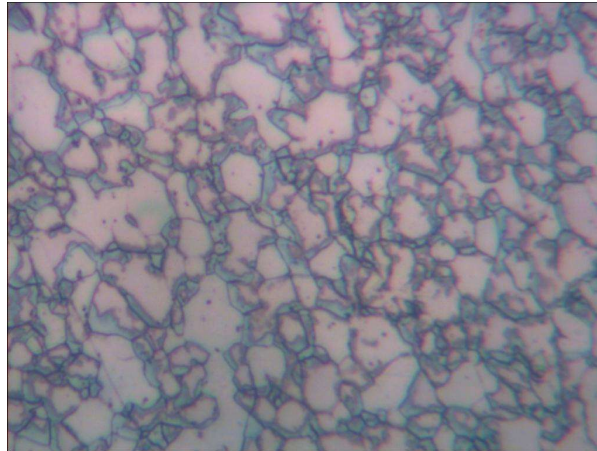
Tabla 2-4: resultados pruebas de plomo en pintura

Descripción	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Prueba 4
Peso muestra (g)	0.4778	0.4888	0.9205	1.4186
Plomo (mg/L)	0.098	0.055	Fuera del límite de detección	Fuera del límite de detección

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio. |

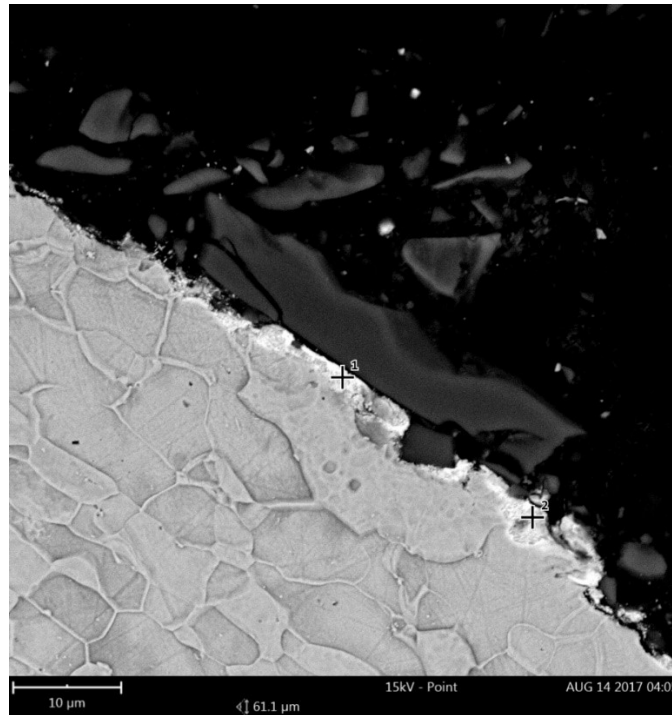
Por otra parte, en cuanto a la determinación de estaño por metalografía, en el microscopio metalográfico, se observó a un aumento de 1000x; sin embargo, solo se identificó la estructura de la ferrita (Figura 2-5), por lo cual se requirió analizar la muestra mediante un microscopio de barrido electrónico (SEM) Phenom XL, en este análisis se contempló una fina capa de estaño en la superficie de la lámina como se observa en la Figura 2-6, además de otros elementos como se observa en la Tabla 2-5.

Figura 2-5: estructura transversal del envase de insecticida a 1000x.



Fuente: fotografía de las pruebas de laboratorio realizadas por la autora.

Figura 2-6: estructura transversal del envase de insecticida en microscopio electrónico a 5000x.



Fuente: fotografía de las pruebas de laboratorio realizadas por la autora.

Tabla 2-5: porcentaje en peso de los elementos que componen la capa superior de la hojalata.

Símbolo del elemento	Nombre del elemento	% en peso punto 1	% en peso punto 2
Sn	Estaño	67.6	55.3
O	Oxígeno	23.9	30.0
C	Carbón	2.2	3.58
Fe	Hierro	1.9	8.7

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio.

2.3. Diagnóstico planes posconsumo

El Ministerio de Ambiente en el documento Consolidación Planes Posconsumo disponible en línea, reporta que al 2013 se tenían aprobados 138 planes de posconsumo de residuos de plaguicidas, de estos, 123 tenían un operador logístico para la recolección, transporte y disposición final, y 15 realizaban estas actividades de forma independiente. Las empresas que realizan la operación logística de los residuos de posconsumo de plaguicidas que cuentan con mayor reconocimiento en Colombia son: Bioentorno, Corporación Campo Limpio, Aprovet, Colecta (Ministerio de ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

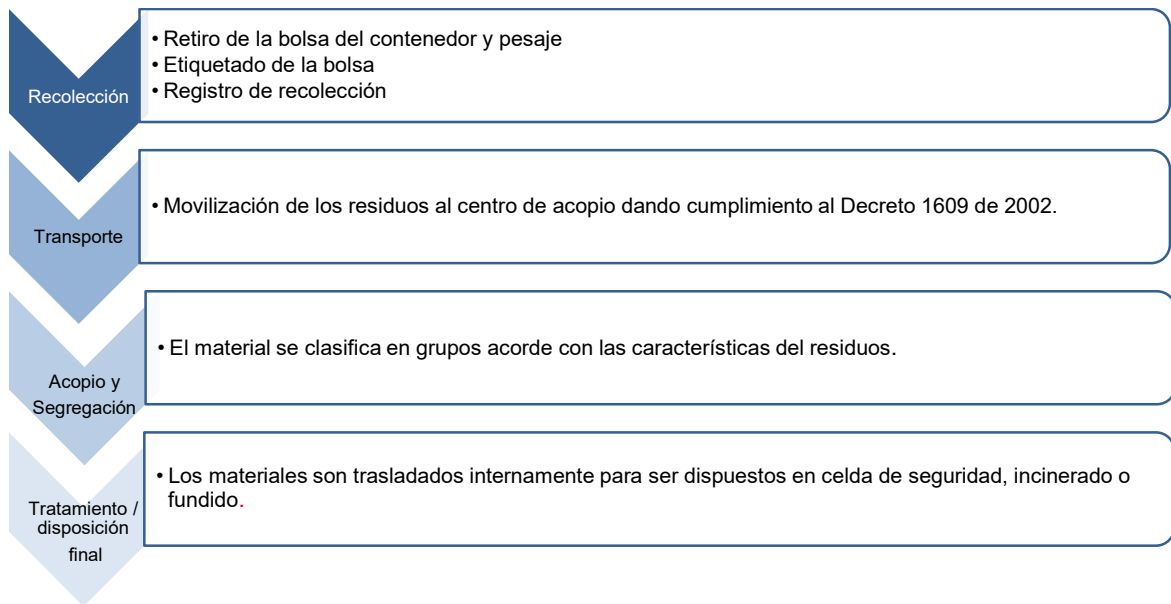
La fundación Bioentorno gestiona todo tipo de empaques, envolturas, envases, cajas, entre otros, que resultan de la utilización de todo tipo de plaguicidas de uso en pequeñas mascotas. La Corporación Campo Limpio cuenta con un programa de manejo responsable de envases vacíos de plaguicidas de uso agrícola, al igual que la empresa Colecta.

En la Figura 2-7 se presenta la logística de recolección y gestión de residuos de insecticidas domésticos.

En cuanto a los residuos de los plaguicidas de uso agrícola, hay un proceso de gestión de residuos similar al presentado anteriormente; sin embargo, incluye el triple lavado y la perforación de los envases como se presenta en la Figura 2-8.

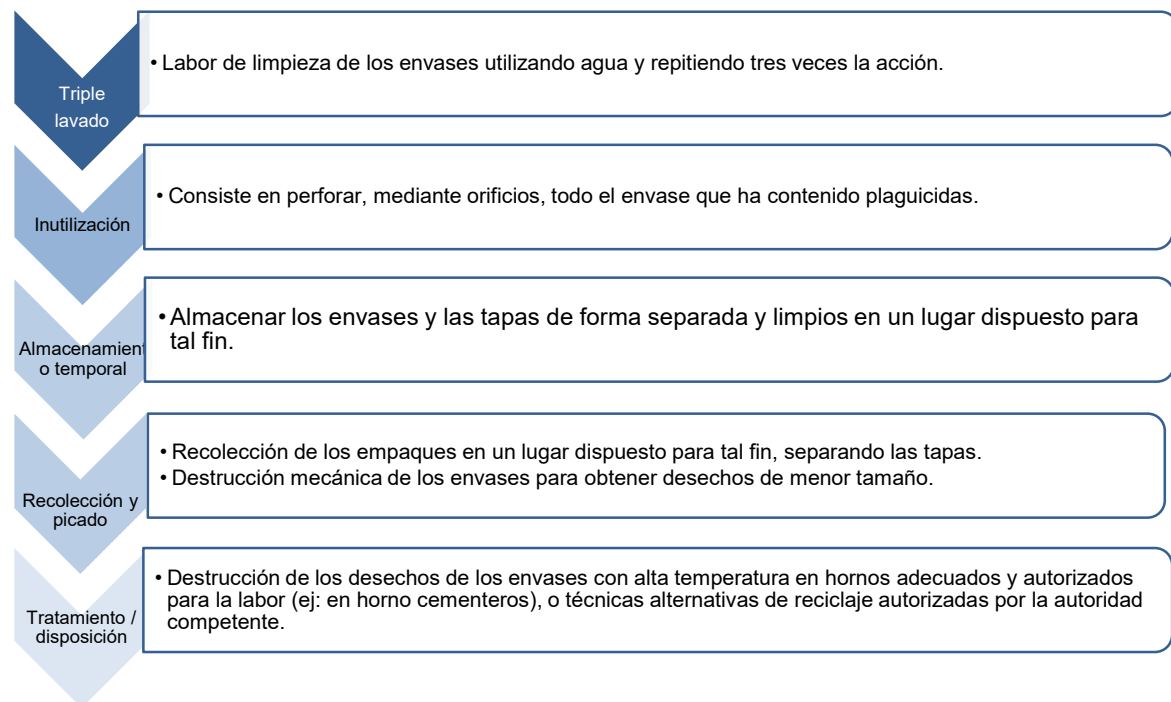
Como se observa en la Figura 2-8 uno de los procesos que se realizan es la destrucción mediante hornos adecuados para la labor, en Colombia, este proceso se lleva a cabo mediante Co-procesamiento, en donde se aprovecha el poder calorífico para desplazar el uso del carbón, y al mismo tiempo se destruye el residuo de pesticida impregnado en el envase, lo que permite disminuir las emisiones al no quemarse a cielo abierto o llevarse a disposición en relleno sanitario; sin embargo, su implementación no es amplia a lo largo del país, por lo cual las cantidades tratadas por esta vía son bajas.

Figura 2-7: logística de recolección y gestión de residuos de plaguicidas.



Fuente: Adaptado de Corporación Para El Manejo Posconsumo De Plaguicidas Domésticos de Colombia Cierra el Ciclo, 2016.

Figura 2-8: proceso de gestión de envases posconsumo de plaguicidas de uso agrícola.



Fuente: adaptado de la guía ambiental para el manejo de envases de plaguicidas (Cámara de la Industria para la Protección de cultivos-ANDI & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2003).

Para obtener la información de la cantidad de residuos de envases de plaguicidas que han sido gestionados por medio de los planes posconsumo se procedió a consultar la Gaceta del ANLA¹, en la cual se encuentran los actos administrativos que aprueban los planes de gestión de devolución de productos posconsumo de plaguicidas y sus actualizaciones. La consulta se realizó en más de 50 documentos disponibles. De la información recolectada se obtuvieron los resultados presentados en la Tabla 2-6, de los cuales 18.7 t son envases plásticos, 0.16 t son acero y 40.9 t no especifican el material; es preciso aclarar que los residuos lo tratados se obtienen teniendo en cuenta un cumplimiento de la meta de recolección, que para el año 2014 era del 50%.

Acorde con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, entre 2010 y 2014 se recolectaron 7788 toneladas de envases de plaguicidas en general. Por su parte, de acuerdo a lo reportado por Colecta y la Fundación Bioentorno solo para el 2018 se recogieron 1125 t, de las cuales 913.2 t fueron aprovechadas y 211.7 t fueron a disposición final (Escobar Lopez, 2019). Lo anterior, evidencia las falencias en términos de consolidación de la información, además de la falta de actualización, ya que en ANLA solo están los datos disponibles hasta el año 2014.

Tabla 2-6: cantidad de envases de plaguicidas puestos en el mercado y recolectados.

Años	Puestos en el mercado (t)	Envases Recolectados posconsumo (t)	No tratados (t)
2010 -2014	539.9	59.8	210.15

Fuente: elaboración propia.

¹ Los actos administrativos se consultan en la gaceta del ANLA, la cual está disponible en la web: <http://www.anla.gov.co/ciudadania/actos-administrativos-gaceta>

2.4. Tecnologías de aprovechamiento o disposición final

A nivel mundial, Brasil es el líder en el desarrollo del programa de manejo de envases, con mayor cobertura de recolección de contenedores vacíos de plaguicidas 94%, le sigue Francia y Colombia que recupera el 75%. En la Tabla 2-7 se presentan los materiales reciclables que se obtienen a partir de los diferentes tipos de envases en otros países.

Tabla 2-7: elementos fabricados a partir de materiales reciclados de envases de plaguicidas

País	Entidad	Productos de reciclaje
Europa	ECPA	Tubos conductores eléctricos y tubos corrugados
Australia	drumMUSTER	Contenedores para basura, postes para cerca, tubos de riego, cubierta de cable subterráneo, bolardos, taburetes (soportes de hormigón).
Irlanda	IFFPG	Bolsas de basura, tubería de plástico, productos de impermeabilización a prueba de humedad, muebles de jardín.
Francia	A.D.I.VALOR	Bolsas ecológicas y hojas de lona.
Canadá	Cleanfarms	Baldosas de drenaje para granjas, tuberías de riego flexibles y bolsas de basura.
Brasil	inPEV	Artefactos para la construcción, como ductos corrugados y tubos para alcantarillado. Artefactos para industria automotriz y de transporte, como trenzados ferroviarios y postes de señalización. Artefactos para la industria energética, como crucetas para postes. Moldes en cartón para protección industrial y de muebles. Nuevos envases y tapas para productos agrícolas.
Chile	AFIPA	Envases metálicos para fundición. Valorización energética.

Fuente: Escobar Lopez, 2019

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura & Organización Mundial de la Salud, 2008, publicaron directrices sobre opciones de gestión para envases vacíos de plaguicidas donde se mencionan los siguientes procesos:

- **Separación de los materiales**

Cuando se tenga la intención de reutilizar el envase como materia prima para otro proceso de fabricación es importante que el contenedor cumpla con las especificaciones adecuadas. Por ejemplo, si se requiere solo plástico, se deben retirar materiales de otro tipo. Esto puede implicar eliminar etiquetas y tapas, por ejemplo, o separar de acuerdo con

el tipo de plástico de los contenedores; puede ser un proceso costoso, sin embargo permite la obtención de materiales de mayor valor.

▪ **Pre procesamiento**

Etapa donde se puede mejorar la eficiencia en los procesos logísticos. Esto incluye procesos de reducción de volumen como:

- Embalaje: consiste en comprimir los residuos y agruparlos en pacas, esto aplica para los envases plásticos. Este proceso mejora la densidad de los contenedores, lo cual aumenta la eficiencia en el transporte y aumenta la capacidad de almacenamiento.
- Prensado: para el caso de los envases de aluminio y acero se realiza compactación.
- Trituración: cortando los envases plásticos en piezas muy pequeñas para ser utilizadas en otros procesos. Es aplicable para contenedores de plástico y aluminio, aunque es posible cortar el acero, el equipo es costoso y tiene una alta demanda de energía. La trituración se requiere si se va a utilizar el material como combustible alternativo en plantas de cemento. En el caso de los plásticos, para poder ser utilizados en otros procesos es necesario clasificarlos primero para asegurar calidad de los productos.

▪ **Reciclaje**

- Reciclaje en nuevos productos: esquemas avanzados de gestión de contenedores de pesticidas incluyen reciclaje de los materiales en nuevos productos siempre y cuando los materiales de los recipientes se puedan segregar de forma adecuada. En el caso de los plásticos, por ejemplo, se requiere asegurar el triple lavado y separar los diferentes tipos de plástico para obtener productos de alta calidad, aunque es posible también realizar productos de bajo costo con plásticos mezclados. En este caso es necesario asegurar que los productos a realizar tengan un potencial limitado de contacto humano, puesto que pueden contener trazas del pesticida, en Canadá por ejemplo se han utilizado para elaborar postes, cercas y partes de ferrocarril; en otras partes del mundo se ha utilizado para tubos de aguas residuales, por ejemplo.

El vidrio, acero y aluminio se convertirán en nuevos productos después de haber sido fundidos a alta temperatura. El proceso de fusión y refinación de estos materiales son

suficientes para destruir cualquier residuo de plaguicida restante. Estos materiales se pueden vender directamente en el mercado de materiales secundarios.

- Recuperación de recursos: todos los tipos de plásticos usados para contenedores tienen un alto poder calorífico, por lo cual pueden ser utilizados como combustible alternativo en la producción de cemento. Este proceso es efectivo incluso para la destrucción de trazas de pesticidas en los contenedores, porque requiere un tiempo largo de residencia a altas temperaturas en un ambiente alcalino, y el proceso de fabricación del clínker para producción de cemento es ideal ya que tiene un amplio rango de temperaturas que va desde las temperaturas bajas como 100 °C en los ciclones de calcinación de la piedra caliza, hasta los 1500 en el horno rotatorio; además, esto genera un amplio tiempo de residencia en el cual la molécula de pesticida es eliminada, convirtiéndola en los óxidos de los componentes primarios, varios de ellos formando parte del material del clínker. No obstante, por seguridad se debe realizar el triple lavado y trituración de los envases plásticos antes del procesamiento en horno cementero, también es necesario adaptar el sistema de alimentación, en Colombia se realiza este proceso con parte de los envases; sin embargo, solo en plantas de Cartagena y Nobsa se realizan estos procesos, por lo cual se alcanza a cubrir una mínima parte y no es el único material utilizado como combustible.

Los desechos plásticos también se pueden utilizar como combustible alternativo en un horno de acero para reducir el mineral de hierro. Así mismo, el proceso puede aceptar plásticos mixtos, ya que la temperatura del horno es lo suficientemente alta como para destruir contaminaciones residuales de plaguicidas. Al igual que el proceso de fabricación del clínker, el alto horno para la obtención de hierro y acero a partir del mineral de hierro se lleva a cabo a 1500 °C.

▪ Disposición

Cuando no es posible el reciclaje, se debe brindar una disposición final adecuada, para ello existen 2 procesos genéricos: la destrucción y la disposición en celdas de seguridad.

- Destrucción: cuando los contenedores aún representan un peligro por los niveles de contaminación, es preferible la destrucción. Existen diversas tecnologías que

han sido probadas para los contenedores de pesticidas como la incineración a altas temperaturas, sin coprocesamiento, lo cual requiere un estricto control de emisiones, tales como la reducción química en fase gaseosa y el arco de plasma. Estas técnicas son costosas y la que más se ha desarrollado, en países desarrollados de Europa y Norte América, es la incineración.

- Secuestro: técnica de eliminación para los recipientes clasificados como no peligrosos, su forma más común se da en los rellenos sanitarios. Un vertedero de estas características se diseña, generalmente, sobre sustratos geológicamente estables, con una capa de arcilla y membrana impermeable de HDPE, con el fin de evitar cualquier posibilidad de contaminación al suelo o a las aguas subterráneas por lixiviados.

Los envases limpios de diferentes materiales, tales como madera, papel, cartón, plástico, vidrio o acero, son apropiados para su eliminación cuando no existen opciones de reciclaje, o recuperación de recursos disponibles.

Es necesario resaltar que Colombia posee un segmento de residuos posconsumo que no son reciclables, ya que no existen proveedores autorizados. Ejemplo de ello, es lo que sucede con el metal, las bolsas impregnadas de plaguicidas, usadas en los cultivos de plátano, así como las bolsas aluminizadas, etiquetas impregnadas de producto, además de roscas y tapas, en algunas ocasiones. Este tipo de residuos deben ser llevados a disposición final, tales como celdas de seguridad de rellenos o incineración especializada.

En Colombia, no se ha implementado de manera amplio el uso del plástico de los envases de plaguicidas en otras aplicaciones. De acuerdo con el decreto 4741 de 2005 del MADS, este plástico no puede ser utilizado para recipientes de alimentos o medicamentos, ni para juguetes, o cualquier elemento que implique contacto directo con las personas. Según los reportes del Ministerio de Ambiente, los residuos de posconsumo de plaguicidas son tratados térmicamente alrededor del 44.93%, mientras que el 2.17% son aprovechados y el 52.90% usa técnicas de disposición final combinadas. Respecto al aprovechamiento, algunos planes posconsumo mencionan que los envases plásticos son utilizados para la fabricación de madera plástica después del triple lavado; la Corporación Campo Limpio, por ejemplo, cuenta con un programa de elaboración de ecotutores a partir del plástico

reciclado de envases, con el programa han entregado entre 2015 y 2018 alrededor de 550.000 ecotutores, protegiendo así alrededor de 3000 hectáreas de bosque (Campo Limpio, 2020).

Para el tratamiento térmico una de las empresas autorizadas es Geocycle Ltda., filial de Holcim S.A., la cual se encarga de ingresar desechos al horno cementero para su aprovechamiento, de tal forma que no se generen nuevos residuos, cenizas o emisiones. Para la disposición final, la práctica regulada es la celda de seguridad, la cual puede ser realizada en empresas autorizadas como Tecnologías Ambientales S.A.E.S.P Tecniamsa. Las celdas de seguridad son construidas con mallas superpuestas, arcilla y geo membrana de alta densidad; el objetivo de la impermeabilización es que no exista ningún tipo de contaminación directa, o lixiviado al suelo o al acuífero, aguas subterráneas (Escobar Lopez, 2019).

Actualmente, en el país para la disposición de los envases de insecticidas con envases metálicos, la única opción de gestión es la disposición en celda de seguridad. Si bien, este manejo es ambientalmente seguro, es necesario explorar nuevas alternativas que permitan o viabilicen el aprovechamiento en línea con las políticas nacionales de gestión de residuos peligrosos.

Teniendo en cuenta que, en la caracterización realizada a los envases metálicos no se encontró plomo en el recipiente o en la pintura, es posible proponer reciclar este material en siderúrgicas, en las cuales se trabaja normalmente a 1400°C, lo que eliminaría toda molécula de insecticida. En Colombia, el principal problema para la aplicación de esta alternativa es la disponibilidad del tipo de horno requerido en las siderúrgicas, y los incumplimientos ambientales asociados a las empresas, razón por la cual es necesario plantear el uso de otras tecnologías modulares para la recuperación del hierro.

Por otra parte, al realizar la prueba para retirar la capa de estaño se aumentó el peso final de la hojalata en 0.09g, puesto que se oxidó y no se logró obtener el estaño (Figura 2-9). Es necesario realizar esta prueba en otro tipo de horno, con rotación, por ejemplo, para así obtener el elemento, lo cual podría ser una opción de aprovechamiento de la hojalata. Otra opción de prueba es mediante procesos electrolíticos; sin embargo se requiere investigación específica para determinar la eficiencia en términos económicos.

Figura 2-9: fundición de la hojalata de insecticida doméstico.



Fuente: pruebas realizadas por la autora.

2.5. Generación de indicadores

2.5.1. Impactos en el ambiente

A continuación, se describen las etapas del ACV aplicadas para la obtención de los indicadores de la implementación de programas posconsumo de envases de plaguicidas:

a) Objetivo de ACV

Estimar el impacto ambiental evitado en tres procesos de disposición final de envases de plaguicidas, debido a la implementación de los programas posconsumo.

b) Alcance

Para los envases plásticos se incluyen los procesos de quema abierta, disposición en relleno sanitario y disposición a cielo abierto después de realizar el triple lavado. No se incluye el transporte.

Para los envases metálicos se incluye la disposición en rellenos sanitarios, y no se incluye el transporte.

La unidad funcional es 1 ton de envases de insecticidas. El método utilizado en Open LCA fue Recipe Midpoint (H)

c) Inventario del Análisis de Ciclo de Vida

Para el ACV se utilizan los procesos disponibles en la base de datos 3.5 de Ecoinvent como se presenta a continuación:

- **Quema a cielo abierto:** Treatment of waste polyethylene open burning
- **Vertedero:** Treatment of waste polyethylene open dump
- **Relleno sanitario:** Treatment of waste polyethylene sanitary landfill (plásticos) - treatment of scrap tin sheet sanitary landfill (metálicos)

d) Resultados

En cuanto a los envases de plástico, al gestionarlos mediante los planes posconsumo se evita la generación de 111.07 Kg CO₂-eq por cada ton de envases, al no ser dispuestos en relleno sanitario. Si la misma cantidad se deja de disponer a cielo abierto, se evitan 122.6 Kg Co₂-eq. Esta cifra podría aumentar, si se considera que pueden ser quemados, ya que es una de las practicas más frecuentes y se evitarían entonces 3104.3 Kg CO₂-eq, como se presenta en la Tabla 2-8.

De esta forma entre los años 2010 y 2014 para los residuos de envases plásticos que se recolectaron (aprox. 18.7 ton), se evitó la emisión de aproximadamente 58.05 ton CO₂-eq, al impedir la quema a cielo abierto.

Tabla 2-8: resultados de impactos ambientales evitados por la disposición correcta de 1 ton de envases plásticos

Categoría de impacto	Unidad de referencia	Relleno sanitario	Vertedero	Quema a cielo abierto
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq	111.07	122.60	3104.34
Toxicidad humana (HTPinf)	kg 1,4-DCB-Eq	415.59	281.59	1083.32

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados obtenidos por la autora.

Los resultados obtenidos para la categoría de cambio climático están asociados a los siguientes flujos en Kg/ton de envases, para un horizonte de tiempo de 100 años (Tabla 2-9).

Tabla 2-9: flujos asociados a la categoría de cambio climático

Sustancia	Relleno sanitario (Kg/ton)	Quema a cielo abierto (Kg/ton)
Dióxido de carbono	31.37	2922
Óxido Nitroso	0.11	34.64
Metano	2.65	157.5
Otros	0.01	-

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados obtenidos por la autora.

En cuanto a los envases metálicos, en la Tabla 2-10 se presentan los resultados de los impactos ambientales reportados. De acuerdo con los resultados, por cada ton recuperada se evita la emisión de 8.9 Kg de CO₂-eq al considerar que se dispondrían en relleno sanitario. Adicionalmente, la disminución de la emisión al gestionar los envases metálicos también se puede asociar al material del envase que en su mayoría es hierro, y el mismo se obtiene mediante un proceso de alto horno donde se da la reacción, $2\text{Fe}_2\text{O}_5 + 5\text{C} \rightarrow 4\text{Fe} + 5\text{CO}_2$, al fundir los envases como chatarra y utilizar el hierro para otros fines, ya que no se emite la misma cantidad de CO₂ para la producción del hierro inicial (1733.02 kg CO₂-Eq), de igual forma el proceso de chatarrización implica menos consumo de energía y por tanto una menor emisión.

Tabla 2-10: resultados de impactos ambientales evitados por la disposición correcta de 1 ton de envases metálicos

Categoría de impacto	Unidad de referencia	Cantidad evitada Disposición en Relleno Sanitario	Cantidad evitada Producción de hierro
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq	8.93	1733.02

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados obtenidos por la autora.

Teniendo en cuenta que en la caracterización se encontró mercurio y cromo en los envases metálicos, se evalúa la cantidad de agua que podría ser contaminada por estos residuos. La legislación ambiental estableció los límites para actividades asociadas con servicios, específicamente el tratamiento y disposición de residuos, en la Tabla 2-11 se especifican los límites para estos dos metales pesados:

Tabla 2-11: límites para vertimientos en el tratamiento y disposición de residuos.

Parámetro	Límite en mg/L
Cromo	0.5
Mercurio	0.01

Fuente: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015

A partir de la información de los límites por norma y los resultados de metales pesados se plantea la siguiente expresión, para estimar el volumen de agua contaminada por los mismos:

$$V = \frac{C_m}{Lím} \quad (1.1)$$

En donde V es el volumen de agua, en L, que puede ser contaminada; Cm es la cantidad, en mg de contaminante en una tonelada de residuo; y Lím es el límite, en mg/L, establecido por la norma. De esta forma, se obtiene que mediante la disposición adecuada de cada tonelada de envases de plaguicidas, se puede evitar la contaminación de aproximadamente 208.98 m³ de agua por metales pesados.

De acuerdo con la información reportada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales en 2015, el consumo de agua promedio en clima frío fue de 125L/hab./día, es decir, que se verían afectados aproximadamente 1672 habitantes.

Para los años 2010 y 2014, los residuos de envases metálicos que se recolectaron, aproximadamente 160 kg, evitaron cerca de 1.4 Kg de CO₂-eq de emisión y la contaminación de 33m³ de agua por metales pesados.

2.5.2. Impactos en la salud

El impacto en la salud por la inadecuada gestión de los envases vacíos de plaguicidas, puede ser generado por el contenido del envase, puesto que los plaguicidas contienen sustancias que quizás sean tóxicas, dependiendo de su concentración, o por los procesos de disposición inadecuada como la quema abierta.

Los envases o embalajes que son desechados en el agua, enterrados o reutilizados, pueden tener lugar a la exposición humana y representar un peligro, por el residuo del plaguicida que puedan contener, cuyos restos pueden ser consumidos en alimentos y, posiblemente, en el agua potable.

Los efectos de una intoxicación varían dependiendo de la composición del plaguicida como de la dosis. En la Tabla 2-12 se presenta la clasificación en 5 categorías de toxicidad, basadas en la toxicidad aguda por ingestión, absorción cutánea o inhalación, expresadas en valores umbral. Los valores de toxicidad aguda se expresan en valores, aproximados, de la DL50 (ingestión, absorción cutánea), de acuerdo con el Sistema Globalmente Armonizado el cual es utilizado por la OMS.

Tabla 2-12: categorías de peligro de toxicidad aguda y estimaciones de la toxicidad aguda (ETA) que definen las categorías respectivas.

Vía de exposición	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4
Oral (mg/kg de peso corporal)	5	50	300	2000
Cutánea (mg/Kg de peso corporal)	50	200	1000	2000
Gases (ppmV)	100	500	2500	20000
Vapores (mg/l)	0.5	2.0	10.	20
Polvos y nieblas(mg/l)	0.05	0.5	1	5

Fuente: (Organización Mundial de la Salud, 2009)

Las intoxicaciones pueden generarse según el tiempo de exposición y la cantidad a la cual se han expuesto. En el caso de contacto con plaguicidas, se puede producir indigestión, dolores de cabeza, vómitos, manchas en la piel, dolor de ojos y ocasionar reacciones alérgicas en los seres humanos. Algunos de los efectos a largo plazo por exposición a plaguicidas, de acuerdo con diversos estudios de tipo epidemiológico en diferentes partes del mundo, son trastornos neurológicos, reproductivos, efectos oftálmicos, respiratorios, teratogénicos y mutagénicos (Karam Calderón, Ramírez, Bustamante Montes, & Manuel Galván, 2004). Por ejemplo personas que beben agua contaminada con 2,4-D tienen mayor probabilidad de deterioro del sistema nefrotóxico, y/o efectos hepatotóxicos y trastornos reproductivos (Elfvendahl S, Mihale M, Kishimba MA, 2004).

Por otra parte, procesos inadecuados de gestión como la quema de los envases plásticos de plaguicidas genera sustancias que pueden ser cancerígenas y perjudiciales para la salud como las dioxinas. Además, dichas toxinas, así como cenizas volantes y escoria en una quema, puede desplazarse por largas distancias y asentarse en suelo y agua, e ingresar al cuerpo humano (Center for International Environmental Law, 2019).

En el programa posconsumo es importante fortalecer la estrategia para generar conciencia en la sociedad, explicar las razones por las cuales se debe realizar una correcta disposición de los residuos de envases de plaguicidas, asociándolo no solamente con los efectos en el ambiente, sino también directamente con los efectos en la salud humana.

3. Capítulo 3: Computadores y periféricos

A continuación, se presenta el marco técnico-normativo y la caracterización realizada para los residuos de computadores y periféricos

3.1. Marco técnico-normativo

Debido a la rápida innovación tecnológica y a la reducción del tiempo de vida de los aparatos eléctricos y electrónicos, estos son ampliamente comercializados y corresponden a una de las corrientes de mayor crecimiento en el mundo. Este alto consumo da lugar a afectaciones en el ciclo de vida de dichos productos, es decir, se presenta una alta explotación de materias primas, consumo energético de fuentes fósiles, y generación de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) que, sin gestión o con inadecuada gestión, generan un riesgo ambiental en términos de sostenibilidad y riesgo para la salud y vida de la humanidad (Sepúlveda et al., 2010).

A nivel internacional los RAEE y su gestión hacen parte del programa de trabajo de la OCDE sobre residuos, recursos materiales y economía circular.

De acuerdo con el Global E-waste Monitor 2020 de las Naciones Unidas (Forti, Baldé, Kuehr, & Bel, 2020), En el año 2020 se generaron 53,6 millones de toneladas métricas (t) de RAEE, aumentando un 21% en solo 5 años. Los residuos electrónicos son los desechos domésticos que más rápido crecen en todo el mundo no solo debido al aumento en el consumo, sino también a la obsolescencia programada y pocas opciones de reparación.

De acuerdo con este mismo informe, en 2019 solo el 17,4% de los residuos electrónicos se recolectaron y reciclaron. Lo cual implica que no se aprovecharon metales como oro, plata, cobre, entre otros, que pudieron ser recuperados, y cuyo valor aproximado es de 57 mil millones de dólares.

En Latinoamérica se produce el 9% de los RAEE del mundo, con incrementos entre 5 y 7% anual. Colombia se encuentra en el cuarto lugar por debajo de Brasil, México y Argentina, pese a que ocupa el primer lugar en cuanto a gestión y disposición (Unidad de Planeación Minero Energética UPME & Universidad Industrial de Santander, 2018).

Estos residuos tienen una composición variada que incluye tanto materiales recuperables como sustancias peligrosas que requieren de un manejo adecuado, lo cual hace compleja su gestión. Dicha problemática, dio lugar a la formulación de una política nacional de gestión integral de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, dentro de los cuales se encuentran los computadores y periféricos.

Los computadores y periféricos incluyen portátiles (*laptop, ultrabook, notebook, tablet, notepad*, PDA, entre otros), computadores de escritorio (compuesto principalmente de CPU, pantalla, teclado, ratón) e impresoras de uso doméstico (cartuchos de tinta, tipo láser). Este tipo de productos están sujetos entonces a planes de gestión de devolución de productos posconsumo.

En este sentido, en el 2008 empezó a operar el “*Proyecto integrado de reacondicionamiento y reciclaje de RAEE en Colombia*”, implementado por el Instituto Federal Suizo de Ciencias de Materiales y Tecnologías (EMPA), y el Centro Nacional de Producción Más Limpia y Tecnologías Ambientales (CNPML) de Colombia. Por medio del proyecto se buscaba apoyar la creación de un sistema de gestión nacional de RAEE, y se creó un comité técnico integrado por entidades de sector público y privado, lo que permitió incluir nuevas perspectivas en la reglamentación de los programas posconsumo.

En el 2010 se publicó la política nacional de producción y consumo sostenible, desde ese año la construcción y operación de instalaciones cuyo objeto es el almacenamiento, tratamiento, aprovechamiento o disposición final de los RAEE es objeto de licenciamiento ambiental.

En ese mismo año se establece la Resolución 1512 de 2010 “Por la cual se establecen los elementos que deben contener los Sistemas de Recolección Selectiva y Gestión Ambiental de Residuos de Computadores y/o Periféricos”. En cuanto a las metas de recolección, en esta resolución se estableció que, a partir del año 2012 se debía asegurar una recolección mínima anual de 5% de los residuos de computadores y periféricos, y en los años siguientes se debía asegurar incrementos anuales mínimos de un 5% hasta alcanzar el

50% como mínimo, lo cual supondría que a hasta el 2021 se alcanzaría esta meta mínima. Adicionalmente, se establece que del porcentaje anual de recolección, los productores deben destinar a reacondicionamiento el 30% de los computadores y/o periféricos recolectados anualmente.

En el año 2013, el Congreso promulgó la ley 1672 “por la cual se establecen los lineamientos para la adopción de una política pública de gestión integral de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) y se dictan otras disposiciones”. Esta ley establece la responsabilidad extendida del productor como principio rector de la política, y asigna obligaciones y responsabilidades a todas las personas que intervienen en la cadena, como fabricantes e importadores, comercializadores, consumidores y gestores de RAEE. Además, dicha ley prioriza el aprovechamiento mediante empresas gestoras que cuenten con licencia ambiental.

Finalmente, en febrero de 2021 se publicó el decreto 284 de 2018 “Por el cual se adiciona el Decreto número 1076 de 2015, Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible, en lo relacionado con la Gestión Integral de los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE) y se dictan otras disposiciones”. En este decreto se establecen las obligaciones de productores, comercializadores, usuarios o consumidores, gestores, autoridades ambientales y entidades territoriales. Aspectos relevantes de este decreto son: la obligación de los productores y comercializadores de AEE de inscribirse en el registro de productores y comercializadores de AEE que establezca el Ministerio de Comercio, Industria y Turismo. Además, obliga al ANLA a implementar una herramienta informática para capturar y procesar la información de los Sistemas de Recolección y Gestión de RAEE, en la cual este a disposición del público la información incluyendo indicadores de gestión por resultados de los Sistemas de Recolección y Gestión de RAEE. De igual forma prohíbe disponer RAEE en rellenos sanitarios, abandonar en espacio público, realizar actividades de almacenamiento, tratamiento o disposición sin licencia ambiental y la quema de los RAEE, sus partes, componente o materiales. Sin embargo, este decreto empezó a regir desde febrero de 2019, y está en etapa temprana su implementación.

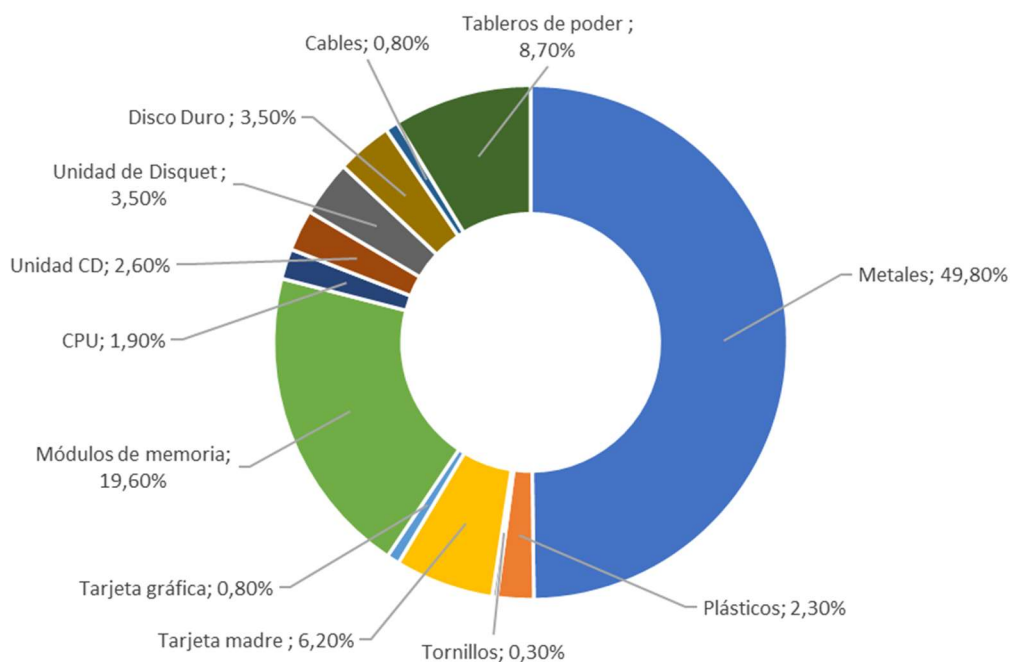
Respecto a la producción, para el caso de computadores e impresoras hay 4 sistemas colectivos con 86 productores afiliados, y 47 sistemas individuales para un total de 133

productores involucrados. De ellos, 66 también son importadores de impresoras. Dichos importadores tuvieron en el periodo 2010-2015 una participación del 60,6 % en la cantidad total de unidades importadas de computadores, y 87,2 % del total de impresoras importadas (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017b). En el año 2016, acorde a los cálculos internacionales establecidos por la Universidad de las Naciones Unidas (UNU), Colombia generó 275,000 toneladas de RAEE con una producción per cápita de 5.6 kg/habitante, de los cuales el 14% corresponde a computadores y periféricos (V Forti et al., 2020).

3.2. Caracterización

Los computadores son aparatos eléctricos y electrónicos con una compleja composición que contienen variedad de plásticos y metales. En la Figura 3-1 se presentan los porcentajes de componentes en términos generales de los computadores.

Figura 3-1: componentes generales de los computadores.



Fuente: adaptado de Chatterjee, 2015.

En los circuitos electrónicos se pueden encontrar hasta 60 elementos químicos y muchos de ellos valorizables técnicamente. Estos elementos tienen un valor que de acuerdo con

la UNU están alrededor de los 55,000 millones de euros (V Forti et al., 2020). En la Tabla 3-1 se presenta el valor aproximado de dichas materias primas acorde a los RAEE de 2016 a nivel mundial.

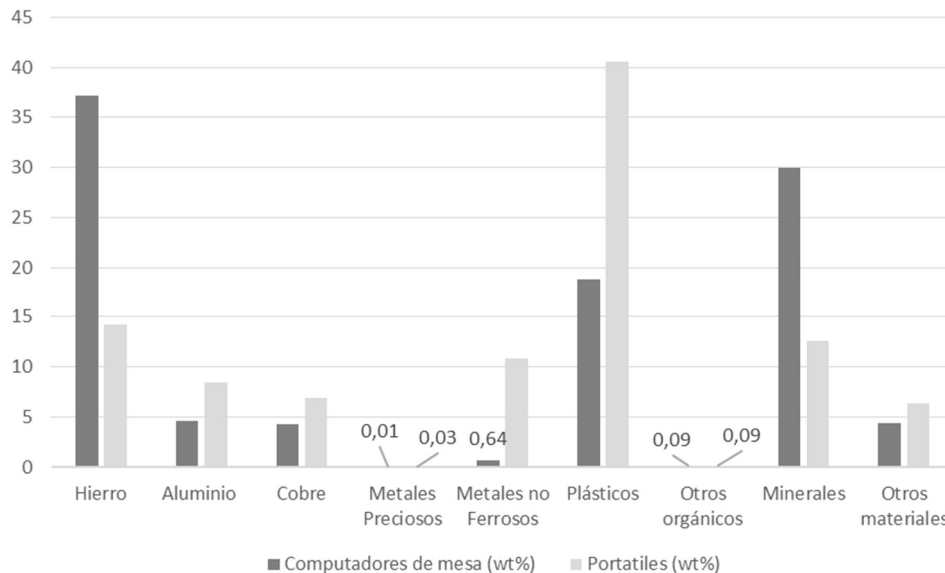
Tabla 3-1: valor potencial de materias primas de los RAEE en 2016

Material	Kilotoneladas (Kt)	%	Millones de €	%
Fe	16283	53	3582	6.5
Cu	2164	7.06	9524	17.4
Al	2472	8.06	3585	6.5
Ah	1.6	0.005	884	1.6
Au	0.5	0.002	18840	34.4
Pd	0.2	0.0007	3369	6.14
Plásticos	12230	39.9	15043	27.43

Fuente: Baldé, Forti, Gray, Kuehr & Stegmann, 2017

En cuanto a los tipos de computador, si es de mesa o portátil, la composición de elementos puede variar como se presenta en la Figura 3-2.

Figura 3-2: composición de computadores de mesa y portátiles al 2016



Fuente: adaptado de Suresh, Bonda, Mohanty, & Nayak, 2018

En cuanto a las pantallas, en la Tabla 3-2 se presenta la composición (% en peso) de 2 tipos de monitores de acuerdo a lo reportado por León (2010): CRT que se refiere a computadores antiguos que tienen tubos de rayos catódicos, y los monitores LCD que se refiere a la pantalla plana utilizada actualmente. El uso de pantallas LCD ha dado lugar a la generación de gran cantidad de residuos de monitores CRT, los cuales contienen metales, vidrios y materiales poliméricos.

Tabla 3-2: porcentaje en peso de materiales de residuos de computadores y periféricos

Equipo →	monitor CRT *		monitor LCD	
Material ↓	Kg/CRT	%	Kg/LCD	%
Metales ferrosos	1.25	10.42	-	-
Aluminio	1.2	1.67	0.55	11.00
Cobre	0.5	4.17	0.01	0.2
latón	-	-	-	-
Otros metales	-	-	-	-
Placas de cableado impresas	1.2	10	0.22	4.40
Plásticos	2.4	20	1.9	38
Tubos de rayos catódicos	6.45	53.75	-	-
Vidrio	-	-	2.32	46.40
Baterías	-	-	-	-
Otros residuos	-	-	-	-
Total	12.0	100.0	12.0	100.0

Fuente: León, 2010

En cuanto a los materiales poliméricos, se encuentran tanto en el computador como en los periféricos, tal y como se presenta en la Tabla 3-3.

Tabla 3-3: principales materiales poliméricos en los computadores

Tipo de materiales poliméricos	Componente donde se encuentra
Policarbonato (PC)	Base del monitor, cobertura posterior del monitor, y cobertura del mouse
Mezcla de Policarbonato y Acrilonitrilo butadieno estireno PC/ABS(85/15%)	Parte frontal del monitor y carcasa de CPU
Poliestireno alto impacto (HIPS), Mezcla de Poliestireno y Acrilonitrilo butadieno estireno PS/ABS(10/90%)	Teclado
Polipropileno (PP)	Componentes en equipos de TI, como teclados, controladores internos y componentes eléctricos.
Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS) Retardantes de llama halogenados	Carcasas de computadoras y teclados, componentes en pantallas planas y partes internas de impresoras y faxes
Óxido de polifenileno (PPO)	Carcasa de computadoras e impresoras,

Fuente: adaptado de Suresh et al., 2018

Algunos componentes son posibles sustancias peligrosas, como es el caso de compuestos halogenados, metales pesados y sustancias radioactivas. En la Tabla 3-4 se presenta el listado de dichas sustancias y en qué componentes de los computadores se pueden encontrar.

Tabla 3-4: sustancias peligrosas en los computadores y periféricos

Sustancias	Presencia de RAEE
Compuestos halogenados	
PCB (Policloruros de bifenilo) Retardantes de llama para plásticos TBBA (tetrabromo-bifenol-A) PBB (Polibromobifenilos) PBDE (Polibromobifenilo éteres) Clorofluorocarbonados (CFC)	*Condensadores, transformadores. *Componentes termoplásticos, cables, tarjetas madre, circuitos, revestimientos plásticos. *TBBA es un retardante de llama ampliamente utilizado en placas de circuitos y carcasas *Unidades de refrigeración, espumas aislantes

Sustancias	Presencia de RAEE
Metales pesados y otros metales	
Arsénico	Pequeñas cantidades entre los diodos emisores de luz, en los procesadores de las pantallas de cristal líquido LCD
Bario	En tubos de rayos catódicos (TRC), en la cámara de ventilación de las pantallas TRC y lámparas fluorescentes
Berilio	Cajas de suministro eléctrico (Fuentes de poder)
Cadmio	Baterías recargables de Ni-Cd, capa fluorescente (pantallas TRC)*, fotocopiadoras, contactos e interruptores y tubos catódicos antiguos
Cromo VI	Discos duros y de almacenamiento de datos
Plomo	Pantallas TRC, tarjetas de circuito, cableado y soldaduras
Mercurio	Lámparas fluorescentes en LCDs, en algunos interruptores con mercurio (sensores). Los sistemas de iluminación de las pantallas planas, las cafeteras electrónicas con desconexión automática o los despertadores contienen relés de mercurio
Níquel	Baterías recargables de Ni-Cd y Ni-Hg* y pistola de electrones en los monitores TRC.
Elementos raros (Ytrio, Europio)	Capa fluorescente (Monitores TRC).
Sulfuro de Zinc	Interior de monitores TRC, mezclado con metales raros.
Otros	
Sustancias radioactivas (Americio)	Equipos médicos y detectores de fuero, detectores de humo, entre otros

*En Colombia este tipo de baterías fueron prohibidas a inicios del año 2000, por lo cual esto solo aplica para computadores antiguos.

Fuente: adaptado de (Vanessa Forti, Baldé, & Kuehr, 2018)

En la Tabla 3-5 se presenta la concentración de metales en pantallas de computadores, mezcla de varias marcas después del 2006 (Kolias, Hahladakis, & Gidaracos, 2014).

Tabla 3-5: Metales pesados en 1 ton de pantallas de computadores.

Elemento	Cantidad (kg)
Al	1.07
Cr	0.04
Fe	0.37
Ni	0.025
Cu	0.46
Zn	0.023
As	0.053
Sn	0.188
Hg	0.00004
Pb	0.27

Fuente: Kólías, Hahladakis, & Gidarakos, 2014.

En cuanto a las impresoras, en general, contienen metales ferrosos y no ferrosos en las carcasas, sobre todo los equipos antiguos y grandes, y en los componentes; muchas veces estos metales se emplean junto a fracciones de plástico. La separación de los metales y los plásticos se realiza a través de un procesamiento mecánico; además, las impresoras, comúnmente, tienen carcasas, coberturas y tapas de plástico. Las impresoras pequeñas pueden ser enteramente de plástico, sin contener elementos estructurales de metal. También se pueden encontrar mezclas metal-plásticas que no se pueden separar fácilmente.

3.3. Diagnóstico planes posconsumo

En la Tabla 3-6 se presentan las subpartidas arancelarias sobre las cuales se debe cumplir la presentación del sistema de recolección selectiva, de acuerdo con lo establecido en la Resolución 1512 de 2010.

Tabla 3-6: subpartidas arancelarias para computadores y/o periféricos

Partida Arancelaria	Descripción
8471.30.00.00	<p>- Máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos y sus unidades; lectores magnéticos u ópticos, máquinas para registro de datos sobre soporte en forma codificada y máquinas para tratamiento o procesamiento de estos datos, no expresados ni comprendidos en otra parte.</p> <p>- Máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos, portátiles, de peso inferior o igual a 10kg, que estén constituidas, al menos, por una unidad central de proceso, un teclado y un visualizador.</p>
8471.41.00.00	<p>- Máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos y sus unidades; lectores magnéticos u ópticos, máquinas para registro de datos sobre soporte en forma codificada y máquinas para tratamiento o procesamiento de estos datos, no expresados ni comprendidos en otra parte.</p> <p>- Las demás máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos que incluyan en la misma envoltura, al menos, una unidad central de proceso y, aunque estén combinadas, una unidad de entrada y una de salida.</p>
8471.49.00.00	<p>- Máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos y sus unidades; lectores magnéticos u ópticos, máquinas para registro de datos sobre soporte en forma codificada y máquinas para tratamiento o procesamiento de estos datos, no expresados ni comprendidos en otra parte.</p> <p>- Las demás máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos: las demás presentadas en forma de sistemas.</p>
8471.80.00.00	<p>- Máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos y sus unidades; lectores magnéticos u ópticos, máquinas para registro de datos sobre soporte en forma codificada y máquinas para tratamiento o procesamiento de estos datos, no expresados ni comprendidos en otra parte.</p> <p>- Las demás unidades de máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos.</p>
8471.90.00.00	<p>- Máquinas automáticas para tratamiento o procesamiento de datos y sus unidades; lectores magnéticos u ópticos, máquinas para registro de datos sobre soporte en forma codificada y máquinas para tratamiento o procesamiento de estos datos, no expresados ni comprendidos en otra parte.</p>
844.32.11.00 (Antes 8471.60.11.00)	<p>Máquinas y aparatos para imprimir mediante planchas, cilindros y demás elementos impresores de la partida 84.42: máquinas y aparatos para imprimir offset, alimentados con bobinas.</p>

Partida Arancelaria	Descripción
8443.32.19.00 (antes 8471.60.19.00)	Las demás impresoras aptas para ser conectadas a una máquina automática o procesamiento de datos o una red.

Fuente: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010².

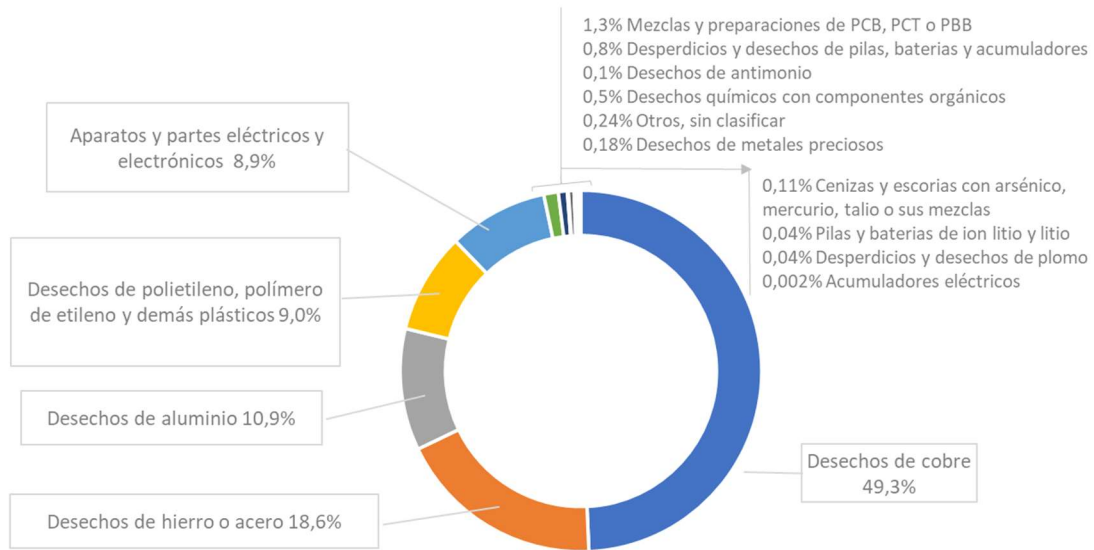
Solo una cuarta parte de las empresas gestoras formales realiza actividades de desensamble, recuperación y aprovechamiento local de materiales valiosos, como los metales ferrosos y no ferrosos, mientras que las demás corrientes altamente valorizables como las tarjetas electrónicas se exportan a los mercados internacionales para la recuperación de metales preciosos; principalmente, porque en Colombia no se cuenta con los procesos de hidrometalurgia o pirometalurgia que se emplean para ello.

En la Figura 3-3 se presenta la distribución porcentual de los materiales y aparatos recuperados y exportados, desde Colombia a los gestores internacionales.

Para obtener la información de la cantidad de residuos de computadores que han sido gestionados, por medio de los planes posconsumo, se consultaron los documentos disponibles en la gaceta del ANLA y se recopilaron los datos. De la información reunida se obtuvieron los resultados presentados en la Tabla 3-7, estos valores incluyen tabletas, computadores de mesa, impresoras y portátiles; en el anexo D se presenta el detalle por componente. Se evidencia que no se cumplen las metas de recolección de estos aparatos, sin embargo, el sector informal recoge parte de los que no son recolectados por posconsumo y algunos de estos materiales.

² Artículo 2 Resolución 1511 de 2010. <http://portal.anla.gov.co/sistema-recoleccion-selectiva-y-gestion-ambiental-residuos-srs-computadores-yo-perifericos>

Figura 3-3: materiales, aparatos y partes recuperadas y exportadas por los gestores de RAEE desde Colombia a los gestores internacionales



Fuente: Datos de los registros de exportación de Bacex hasta 2007-2015, procesados por Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Por otro lado, acorde al reporte realizado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, entre 2010 y 2016 se recolectaron 7226 ton de computadores y periféricos, lo cual evidencia la falencia que se presenta en el reporte de la información y la necesidad de implementar estrategias de seguimiento más precisas. Por su parte, la empresa Ecocomputo reportó que entre 2012 y 2018 se recolectaron 2366 ton de computadores y periféricos.

Para conocer la cantidad de computadores y periféricos desechados durante el periodo 2010-2017, se tiene en cuenta la vida útil promedio de estos, 5 años, de acuerdo a lo planteado en el observatorio mundial de residuos electrónicos (Baldé et al., 2017). A partir de lo anterior, se estima una producción de residuos de computadores de 20,674 ton, para ese lapso.

Tabla 3-7: producción y recolección posconsumo de computadores y periféricos

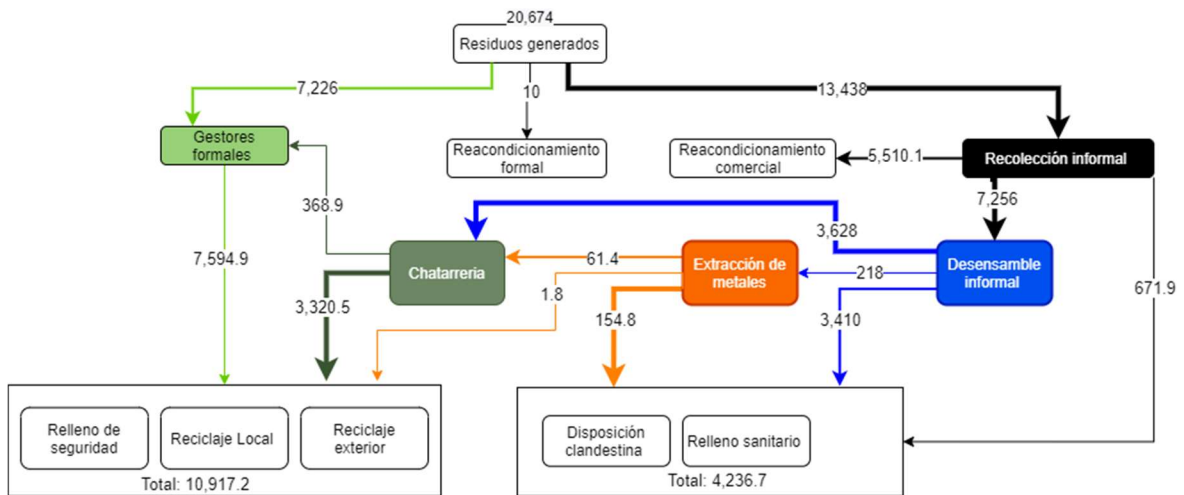
Años	Puestos en el mercado (ton)*	Producción de residuos (ton)	Recolección posconsumo (ton)**	Reacondicionados (ton)	No tratados (ton)**
2010 - 2017	26,332	20,674	7,226	9.9	13,438

*Reportados en gaceta ANLA **Teniendo en cuenta la cantidad recolectada reportada por el MADS.

Fuente: elaboración propia

La razón principal en la falta de cifras precisas y estadísticas completas sobre la recolección y reciclaje de residuos posconsumo del país, está dada por las inadecuadas prácticas de disposición final de la población, así como la amplia informalidad del reciclaje. A partir del estudio realizado por Giraldo, 2010 en el cual se obtiene información primaria de los flujos de destino de residuos de computadores en Colombia, se realiza el flujograma presentado en la Figura 3-4. La figura también ha sido elaborada con la información recolectada sobre la producción de residuos de la presente investigación; se resalta que, parte de los residuos recolectados de manera informal llegan, finalmente, a una disposición adecuada; sin embargo, en dicho proceso se realizan actividades que afectan el medio ambiente y la salud de los trabajadores que las realizan, motivo por el cual es importante la inclusión de gestores informales a los sistemas de gestión, ya que de esta manera se pueden brindar herramientas que permitan disminuir dichos impactos.

Figura 3-4: flujograma en toneladas de residuos de computadores para el periodo 2010-2017.



Fuente: elaboración propia

3.4. Tecnologías de aprovechamiento o disposición final

En los residuos electrónicos, como computadores, se recicla una mínima parte de elementos como el oro, cobalto, estaño, cobre, hierro, aluminio y plomo, todo lo demás generalmente termina en rellenos sanitarios. Sin embargo, desde la perspectiva de economía circular, lo ideal es poder prolongar tanto como se pueda la vida útil de los dispositivos y facilitar la reutilización.

A nivel internacional se han buscado nuevas técnicas que permitan aumentar la cantidad de elementos que son reciclados, e incrementar las tasas de reciclaje automatizando procesos de clasificación. En países en vía de desarrollo como Colombia, se realizan procesos de reutilización, reacondicionamiento, almacenamiento de los equipos en desuso en los hogares y un desensamble manual completo para reciclaje informal o exportación; sin embargo, en países en desarrollo, además de lo anterior, se realizan procesos de trituración y separación de materiales (Colombia. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010).

Se ha desarrollado entonces la filosofía Best-of-2-Worlds (Bo2W) en el marco de la iniciativa de múltiples partes interesadas StEP; proporcionando una red y una solución pragmática para el manejo de residuos electrónicos en economías emergentes, también

se busca la integración técnica y logística de la “mejor” técnica de preprocesamiento en países en desarrollo, para desmantelar manualmente los residuos electrónico, además de explorar "lo mejor" en equipos de procesamiento final para el procesamiento de fracciones peligrosas y complejas en plantas con instalaciones de última generación (Kuehr, 2019). De acuerdo al estudio realizado por Wang et al. (2012), la filosofía Bo2W puede servir como una forma pragmática y medioambiental de transición responsable, mientras el establecimiento de instalaciones de procesamiento final en economías en transición y en los países en desarrollo se hace factible (Wang et al., 2012).

A continuación, se realiza una recopilación de las técnicas utilizadas para el aprovechamiento de los elementos de los aparatos electrónicos:

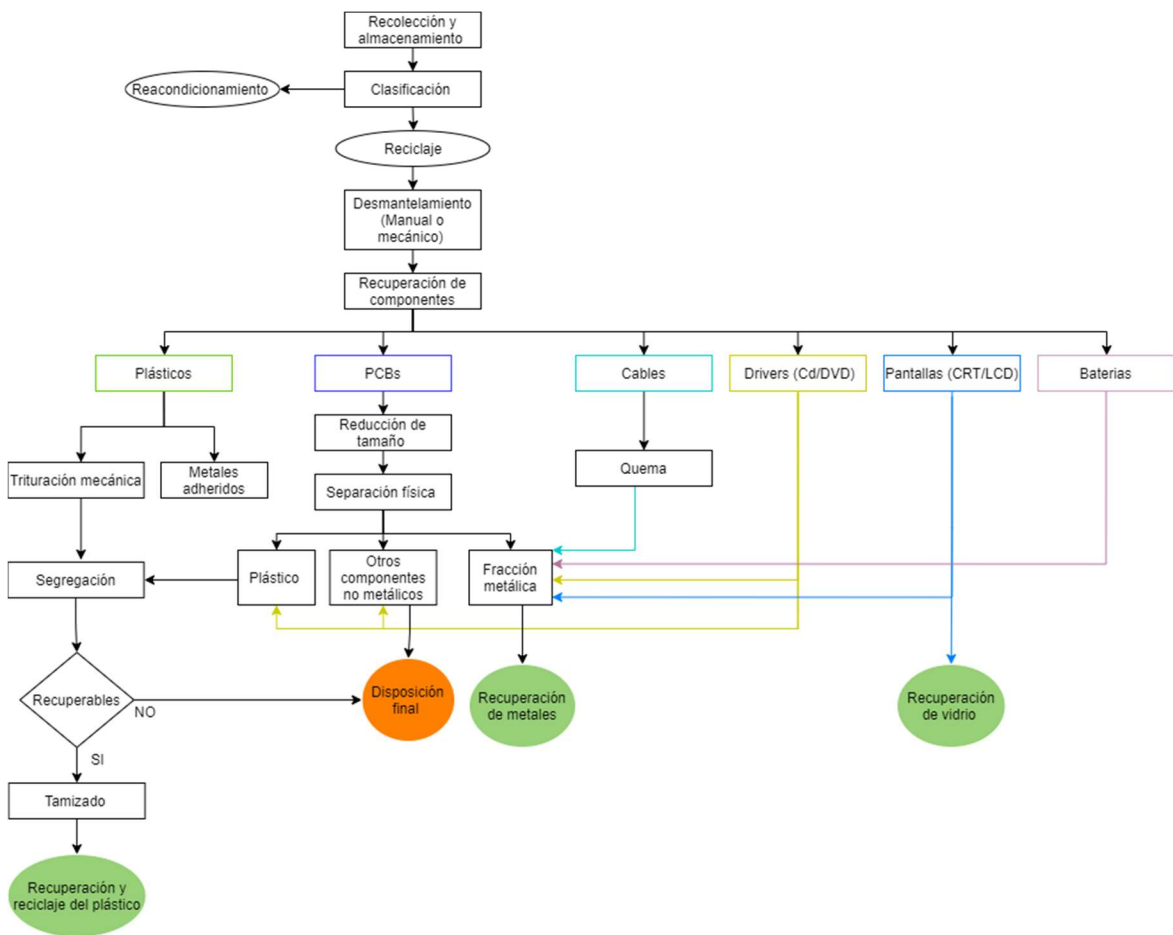
En términos generales, el aprovechamiento y valorización de componentes, materiales y subproductos procedentes del reciclaje de los RAEE, requiere separarlos para así poder venderlos como materias primas para la fabricación de nuevos productos. El reciclaje puede recuperar el 95% de los materiales útiles de una computadora y el 45% de los elementos de los monitores de tubo de rayos catódicos (Menad, Guignot, & van Houwelingen, 2013). El procedimiento de reciclaje incluye los procesos metalúrgicos para reciclar los metales y los métodos de reciclaje químico, mecánico y térmico para plásticos (Patel & Miller, 2009). La primera etapa es desarmar los equipos; en segundo lugar, clasificar sus componentes, para luego triturarlos y finalmente separar los elementos químicos en la mayoría de los casos por incineración, y luego por procesos químicos basados en soluciones. Para los metales, por ejemplo, a nivel internacional se emplea la hidrometalurgia y/o pirometalurgia. En la Figura 3-5 se presentan opciones de aprovechamiento de los componentes de computadores.

▪ **Clasificación inicial**

Se realiza basada en las características físicas que se pueden determinar sin encender los equipos, es decir, no es posible establecer con seguridad si el equipo es apto para uso posterior. Criterios como: a) la edad del aparato determinará el consumo de energía y agua, así como los riesgos intrínsecos del mismo. b) El tipo y modelo permiten establecer si el producto es obsoleto por la aparición de tecnologías alternativas. c) La demanda de dichos aparatos según su capacidad, función y utilidad. d) El estado general del aparato.

De esa manera se pueden identificar aquellos que tienen limitaciones en cuanto a la tecnología de sus componentes, su ausencia o el estado en el que se encuentran funcionando. Finalmente se definen las unidades que potencialmente pueden ser recicladas y las unidades que pueden ser reacondicionadas

Figura 3-5: opciones de aprovechamiento de los componentes de los computadores.



Fuente: adaptado de Suresh et al., 2018

▪ **Desmantelamiento manual o mecánico**

El primer paso para realizar el desmantelamiento es el pretratamiento de los AEE, removiendo contaminantes visibles que se hayan adherido a los productos como polvo o grasa, así como etiquetas.

En el desmontaje se clasifican los desechos manualmente o mediante clasificación mecánica de los materiales. Así, se recuperan piezas enteras y homogéneas que pueden

ser reutilizables, valiosas o reciclables. Las partes grandes como los tubos CRT, las placas de circuito impreso (PCB) y las sustancias peligrosas se eliminan por completo durante esta etapa. Los tubos CRT y las PCB deben tener un proceso de reciclaje separado, debido a los diversos implantes y la presencia de ciertos metales pesados en ellos. Las PCB se desmontan manualmente, ya que contienen metales preciosos. Sin embargo, la clasificación manual tiene baja eficiencia, alto costo de mano de obra y la mayor parte de la clasificación manual se realiza en condiciones inadecuadas de trabajo. La clasificación automatizada de materiales tiene la ventaja de un tratamiento más fácil de materiales peligrosos que la clasificación manual.

Para obtener los materiales reciclables se realiza trituración de los componentes, después del procedimiento mínimo. Los desechos informáticos contienen una mezcla de diversos materiales, como plásticos y metales ferrosos y no ferrosos en forma triturada. Luego se clasifican de acuerdo a sus propiedades físicas mediante procesos físicos o químicos (Suresh et al., 2018).

- **Recuperación de metales y plásticos a partir de residuos de computadores triturados**

Existen diferentes técnicas de clasificación, tales como separación magnética, separación electroestática, separadores de corriente torbellino, que utiliza un potente campo magnético para separar los metales no ferrosos de los desechos después de que todos los metales ferrosos hayan sido eliminados previamente por algún arreglo de imanes; separación triboelectrostática, la separación por densidad y la flotación por espuma se pueden utilizar para el aislamiento de metales y plásticos de la mezcla.

- **Métodos de separación magnética:**

Para remover los metales ferrosos de la mezcla de residuos de computadores triturados, se puede utilizar la separación magnética. Electroimanes de correa cruzada son utilizados para recuperar materiales como hierro, hierro galvanizado, acero revestido en estaño, y materiales magnéticos como chips o bobinas (Ladou & Lovegrove, 2008). Aparte de la separación magnética, se han desarrollado sistemas de vibración vertical para la clasificación de metales y plásticos de los RAEE, diferentes investigaciones han informado

sobre la separación mejorada de materiales de plásticos de mezclas con metales de placas de circuito impreso, utilizando el sistema de vibración vertical (Mohabuth & Miles, 2005).

- **Separación por conductividad eléctrica:**

Técnicas como la separación electrostática en corona, los separadores de corriente torbellino y la separación triboelectrostática se ha establecido como efectivas para la separación de componentes de RAEE.

Los métodos de separación electrostática en corona se utilizan para clasificar los metales (incluidos los metales no ferrosos) de los plásticos presentes en mezclas heterogéneas. El principio básico de la separación electrostática es la clasificación selectiva de una especie polarizada o cargada bajo un campo eléctrico, esta técnica es adecuada para partículas finas en el rango de 0,1 a 5 mm. Los métodos de separación electrostática de corona se utilizan comúnmente en el procedimiento de reciclaje mecánico de los residuos de PCB, ya que contienen varios implantes metálicos. Veit, Diehl, Salami, Rodrigues, Bernardes, & Tenório, (2005) emplearon el mismo método para el aislamiento de materiales de PCB y componentes electrónicos recuperados de las computadoras personales desechadas; los resultados muestran que es posible obtener una fracción concentrada en metales que contenga más del 50% en promedio de cobre, 24% de estaño y 8% de plomo

El aislamiento por corrientes torbellinas o de Foucault puede ser valioso en la concentración de metales no ferrosos, como cobre o aluminio de la corriente de desechos, con un tamaño de partícula de 2 a 50 mm. Este método es aplicable para la separación de una gran cantidad de componentes no ferrosos de RAEE. El efecto de la separación por corrientes de Foucault sobre los PCB ha sido estudiado de forma eficaz por Guo et al. (2008), ya que el aluminio consiste en 2.8% en peso del total de placas de desecho de PCB. Sin embargo, los materiales como plásticos, vidrio y acero inoxidable presentes en la mezcla de residuos no pueden aislarse mediante separación por corrientes parásitas, ya que tienen un valor cero para la conductividad eléctrica a la relación de densidad, por lo tanto, los materiales como Cu y Al con aislamiento de plásticos como PVC y PE no son factibles de aislar (Guo, Cao, Guo, & Xu, 2008).

Después de los metales, los plásticos en los desechos informáticos imparten un potencial supremo para el reciclaje en términos de valor económico, ya que los plásticos reciclados tienen una relación de ahorro de energía de ~ 80% en comparación con los materiales

plásticos vírgenes. En este sentido, el aislamiento de los plásticos de las mezclas se puede realizar por técnica triboelectrostática, ya que puede preservar las características originales del material. En este método, se permite que los materiales plásticos carguen su superficie mediante electrificación por fricción (o fenómeno de tribocarga), por el frotamiento de materiales poliméricos entre sí (Iuga, Samuila, Morar, Bilici, & Dascalescu, 2016). Jeon et al. (2009) desarrollaron una técnica triboelectrostática simple y económica para recuperar PVC y caucho de cables de desecho, en el que los materiales de PVC y caucho se desvían hacia el electrodo positivo y el electrodo negativo, respectivamente (Jeon, Park, Cho, & Park, 2009).

Esta tecnología también es aplicable a los materiales poliméricos como HIPS y ABS, los cuales tienen el contenido polimérico mayor en el flujo de residuos de la computadora. El ABS y el HIPS se comportan cargados positivamente y cargados negativamente, respectivamente. La tecnología triboelectrostática podría ser útil para lograr una alta tasa de separación de una mezcla polimérica que contenga componentes ABS e HIPS (Miloudi, Dascalescu, Li, Medles, & Tilmatine, 2015).

- **Separación de plásticos por densidad y flotación**

La separación por densidad es uno de los métodos más utilizados, al ser considerado económico y simple, además de permitir una alta recuperación de materiales. La separación puede implementarse a través de métodos secos como la clasificación aérea por zigzag, o por medios de separación a base de líquido. En la recuperación informal se utilizan sales de salmuera para la separación de plásticos ignífugos y no ignífugos, porque los primeros al pasar por la solución se hunden y los segundos flotan.

La separación por flotación utiliza el principio de fijación selectiva de burbujas en la superficie hidrofóbica de los plásticos. El método de clasificación por flotación es aplicable en componentes plásticos con densidad similar. Sin embargo, debido al envejecimiento del material plástico durante su ciclo de vida y al procedimiento de trituración en húmedo, la mayoría de los gránulos de plástico perderían su hidrofobicidad inherente, por lo cual se requeriría modificaciones físicas en la superficie del plástico (Suresh et al., 2018).

Otros métodos que han sido investigados y empleados han sido por ejemplo el de Chen et al. (2019), quienes emplearon un enfoque asistido por moléculas pequeñas basado en una

reacción dinámica para disolver polímeros termoendurecibles, ya que contienen grupos éster y se puede reciclar componentes electrónicos de PCB. Este enfoque funciona por debajo de 200 ° C y el polímero podría disolverse en poco tiempo; igualmente, tiene una notable capacidad para reciclar una amplia gama de PCB comerciales, que incluyen tableros hechos de sustrato típico de anhídrido epoxi o poliéster. Además, es ecológico ya que incluso la solución de reciclaje podría reutilizarse varias veces (Chen et al., 2019).

▪ **Mejoramiento de los materiales recuperados**

Para mejorar las fracciones que contienen metal, se realizan procesos como hidrometalurgia y pirometalurgia. El primero consiste en lixiviación de metales mediante ácido y en el proceso se utiliza una amplia variedad de solventes como hidróxido de sodio, agua regia, ácido sulfúrico; después de completar el procedimiento de lixiviación, los metales relevantes se aíslan mediante varios procesos, como extracción con solvente, precipitación, cementación, adsorción, intercambio iónico, filtración y destilación. Por su parte, en el segundo proceso, pirometalurgia, consiste en fundir los residuos en hornos a altas temperaturas para obtener una escoria fundida en la cual se acumulan los metales preciosos. Esta técnica tiene limitaciones puesto que solo se logra una separación parcial de los metales y se requiere mucho tiempo para separar los metales preciosos por este método. El proceso hidrometalúrgico requiere menos capital, sin embargo, se deben utilizar solventes químicos que pueden generar impactos ambientales.

En cuanto al reciclaje de los plásticos, una vez separados aquellos que se consideran reciclables se pueden convertir en nuevos productos mediante métodos mecánicos, químicos y térmicos. Sin embargo, se debe tener en cuenta la incorporación de retardantes de llama y metales pesados que tienen las resinas plásticas pues la mayoría son peligrosos para el ambiente. Los retardantes de llama están contemplados en el convenio de Estocolmo como COPs (compuestos orgánicos persistentes).

Entre los procesos mecánicos se encuentran moldeo por inyección, extrusión, moldeo rotacional y moldeo por compresión para nuevos productos. Los procesos químicos implican descomponer la cadena de polímeros en monómeros a través de pirolisis, hidrocrackeo o gasificación para convertir los plásticos en gas, combustible, nuevos polímeros u hidrocarburos valiosos. En cuanto al reciclaje térmico, se realiza mediante calderas, incineradores, cámaras de combustión para recuperar energía como calor, vapor

o electricidad de los materiales plásticos; esta técnica se centra especialmente en los materiales plásticos que son de naturaleza heterogénea, pretratados o contaminados que no pueden reciclarse económicamente por ningún otro método (Suresh et al., 2018).

3.5. Generación de indicadores

3.5.1. Impactos en el ambiente

La recuperación de los materiales que contienen los RAEE incide sobre el grado de impacto para la salud humana y al medio ambiente. Esto debido a procesos inadecuados utilizados principalmente en países en desarrollo, tanto la incineración sin control, como el depósito en rellenos sanitarios junto con los residuos urbanos, hace que algunos de esos contaminantes puedan llegar al suelo, al aire o a las aguas subterráneas. A continuación, se describen las etapas del ACV aplicadas para la obtención de los indicadores de la implementación de programas posconsumo de computadores:

a) Objetivo de ACV

Estimar impacto ambiental de dos escenarios de aprovechamiento y disposición final de computadores y periféricos.

b) Alcance

Teniendo en cuenta la complejidad de la composición de los computadores, se establecen 2 alcances. El primero referente a la disposición de 1 ton de pantallas de computadores, en este alcance se determinan los impactos evitados al recuperar el hierro, el aluminio, el cobre y los plásticos de los computadores. En el segundo alcance se aplica ACV a procesos de desmantelamiento manual de computadores portátiles y de mesa, y al desmantelamiento de accesorios.

La unidad funcional es 1 ton de computadores. El método utilizado en Open LCA fue Recipe Midpoint (H)

c) Inventario del Análisis de Ciclo de Vida

La composición de los computadores utilizada en el ACV se presenta en la tabla 3-8 y en la tabla 3-9, y se asume que se recupera el 80% de los materiales.

Tabla 3-8: datos utilizados en el ACV, composición de computadores.

Elemento	Porcentaje en peso	Cantidad (Kg)	Cantidad recuperada (Kg)
Aluminio	8%	84.4	67.52
Hierro	14%	142.4	113.92
Cobre	7%	69	55.2
Plástico	41%	410	328

Fuente: elaboración propia a partir de la información reportada por Suresh et al., 2018

En cuanto al plástico, se tiene en cuenta la composición presentada en la Tabla 3-9, de acuerdo a lo reportado por Suresh et al., 2018.

Para cada componente se utilizan procesos de producción, existentes en la base de datos de Ecoinvent V.3.5, al igual que para los procesos de desmantelamiento.

Tabla 3-9: datos utilizados en el ACV, composición del plástico de computadores

Componente	Porcentaje	Cantidad recuperada (Kg)
Acronitrilo butadieno estireno (ABS)	40%	131.2
Poliestireno alto impacto (HIPS)	25%	82
Óxido de polifenilo (PPO)	17%	55.76
Policloruro de vinilo (PVC)	5%	16.4
Policarbonato (PC)	10%	32.8
Polipropileno (PP)	3%	9.84

Fuente: elaboración propia a partir de la información reportada por Suresh et al., 2018

d) Resultados

De acuerdo con los resultados obtenidos (Tabla 3-10), mediante el procesamiento de 1 ton de computadores por planes posconsumo, se evita la emisión de 3.72 ton de CO₂ al recuperar el hierro, el aluminio, el cobre y el plástico, de igual forma se evita el agotamiento de fósiles en 1.17 ton oil-eq. Además, se evade la eutrofización del agua en 8.81 Kg P-eq.

Tabla 3-10: resultados del ACV para las diferentes categorías de impacto

Categoría de impacto	Unidad	Cantidad evitada
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq	3272.42
Agotamiento de fósiles (FDP)	kg oil-Eq	1174.47
Eutrofización del agua (FEP)	kg P-Eq	8.81
Formación de material particulado (PMFP)	kg PM10-Eq	14.18
Acidificación terrestre (TAP100)	kg SO ₂ -Eq	38.5

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados obtenidos por la autora.

En cuanto a algunos metales pesados, se utilizaron las cantidades reportadas por Kolias, 2014, correspondientes a los metales de vidrios, plásticos y PCB (tabla 3-11)

Tabla 3-11: cantidad de metales pesados en computadores

Elemento	Cantidad (mg)
Cr	40,000
Ni	25,000
Zn	23,000
As	53,000
Hg	400
Pb	270,000

Fuente: (Kolias et al., 2014)

La legislación ambiental estableció límites para actividades asociadas con servicios, específicamente en el tratamiento y disposición de residuos; así mismo, esta ley fijó los límites para actividades asociadas con servicios, concretamente en el tratamiento y

disposición de residuos. En la Tabla 3-12 se especifican los límites para los metales pesados.

Tabla 3-12: límites para vertimientos en el tratamiento y disposición de residuos.

Elemento	Límite mg/L
Arsénico	0.1
Cadmio	0.1
Zinc	3
Cobre	1
Cromo	0.5
Mercurio	0.01
Plomo	0.2
Níquel	0.5

Fuente: Adaptado de (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015)

A partir de la información de los límites por norma y los resultados de metales pesados, se plantea la siguiente expresión para estimar el volumen de agua contaminada por los mismos:

$$V = \frac{C_m}{Lím} \quad (3.1)$$

En donde V es el volumen de agua, en L, que puede ser contaminada; Cm es la cantidad, en mg de contaminante en una tonelada de residuo, y Lím es el límite, en mg/L, establecido por la norma.

De esta forma, se obtiene que mediante la disposición adecuada de cada tonelada de pantallas de computadores, se puede evitar la contaminación de aproximadamente 2057,6 m³ de agua por metales pesados.

Teniendo en cuenta información reportada por el IDEAM en el 2015, el consumo de agua promedio en clima frío es de 125L/hab./día, entonces se verían afectados 16,416 habitantes aproximadamente, lo que corresponde a la población de un pueblo como Ráquira, Boyacá.

3.5.2. Impactos en la salud

Los impactos en la salud están asociados principalmente a la contaminación con metales pesados, por lo cual a continuación se presentan los efectos que pueden causar en ella:

El antimonio que está presente en pantallas CRT y en retardantes de llama utilizados en materiales plásticos, afecta el sistema respiratorio y conduce a bronquitis crónica, enfisema crónico e irritación respiratoria. El aumento de la exposición provoca un efecto cardiovascular y gastrointestinal, como dolor abdominal, diarrea, vómitos y úlceras (Sundar & Chakravarty, 2010).

El cadmio (Cd) puede encontrarse en baterías, pantallas CRT, contactos e interruptores, así como y en pigmentos de color para las carcasas de plástico. El Cd es un carcinógeno en la naturaleza, y puede acumularse en el riñón, provocando un mal funcionamiento de este; además, la exposición a largo plazo conduce a un mayor riesgo de cáncer de pulmón y próstata. Igualmente, la acumulación de Cd en el hígado conduce a una lesión hepática (Jimenez et al., 2007; Li et al., 2012).

En cuanto al cromo, presente en cables, piezas de disco duro, piezas de carcasa de plástico y pigmentos de color, tiene un efecto genotóxico en animales, causan carcinogenicidad con la inhalación que conduce al cáncer de pulmón. Otros efectos tóxicos incluyen alergia, úlcera de la membrana de la piel, daño al hígado y riñón, así como y trastornos bronquiales, tales como el asma y la bronquitis (Katz & Salem, 1993).

El plomo existente en soldaduras, conexiones eléctricas en PCB, CRT y en carcasas de plástico, es una neurotóxina que puede dañar el cerebro, el sistema nervioso y el sistema reproductivo. El Pb tiene un efecto sobre el metabolismo, la función neuropsicológica, incluido el efecto en el rendimiento visual, de memoria, visual / motor, etc. (Gidlow, 2004).

El mercurio presente en baterías e interruptores, afecta el sistema nervioso central, los riñones, el sistema inmunológico, y puede causar daños a fetos y bebés (Ratcliffe, Swanson, & Fischer, 1996).

El níquel (Ni) que poseen las baterías, cables y carcasas de computadoras es frecuentemente responsable de reacciones alérgicas. También puede causar asma y conjuntivitis. La exposición prolongada puede ser carcinogénica (Cempel & Nickel, 2005).

El estaño (Sn) se encuentra en las carcasas de plástico en PCB y monitores CRT. La exposición a largo plazo conduce a neurotoxicidad y hepatotoxicidad. Además, de causar alergias a la piel e irritación a los ojos. Este elemento, suele acumularse en mayor cantidad en los riñones, y afecta las membranas biológicas (Winship, 1988).

4. Capítulo 4: Llantas usadas

A continuación, se presenta el marco técnico-normativo y la caracterización realizada para los residuos de llantas usadas.

4.1. Marco técnico-normativo

El sistema de gestión de llantas usadas inició a partir de la Resolución 1457 de 2010, y se actualizó con la Resolución 1326 del año 2017. Aunque en Colombia las llantas no son consideradas un residuo peligroso, si deben ser gestionadas por medio de dicho sistema, el cual busca prevenir y controlar la contaminación ambiental, así como la degradación de la salud pública debido a la propagación de enfermedades por la inadecuada disposición de estas.

La norma incluye a los productores o importadores que incorporen más de 200 llantas de bicicleta, motociclos, ciclomotores, 150 de automóviles, 100 de camiones y microbuses; así como, 50 de busetas, buses y camiones, 50 de tractomulas, buses troncales del sistema de transporte masivo y 5 de llantas de vehículo fuera de carretera. De igual forma, la norma incluye a quienes importen, fabriquen o ensamblen más de 100 bicicletas, motociclos, ciclomotores, 40 automóviles, 20 camiones y microbuses, 10 busetas, 5 tractomulas y 3 vehículos fuera de carretera.

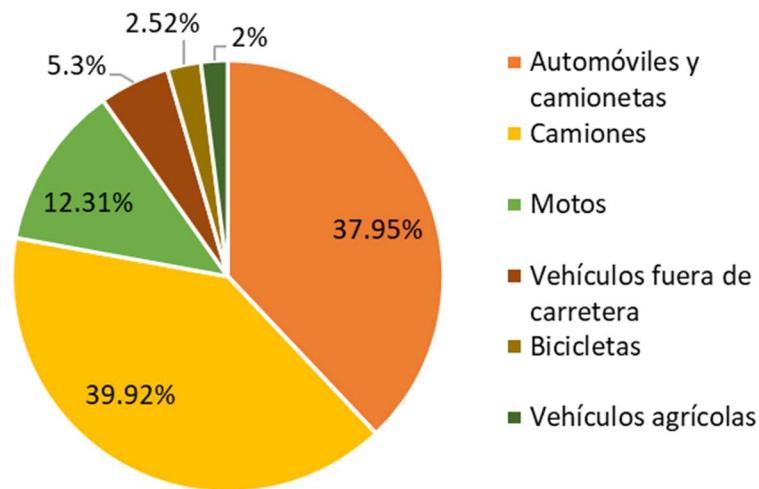
Las llantas recolectadas son destinadas a reencauche como primera opción de gestión, mientras que el aprovechamiento es la segunda medida priorizada. Dichos sistemas de gestión deben ser aprobados por el ANLA, y deben reportar informes anuales de la implementación del programa posconsumo. En este sentido está prohibido, el abandono en espacio público de este residuo, la eliminación por cualquier método por fuera de los

planes posconsumo, el enterramiento, la disposición en rellenos sanitarios, la acumulación a cielo abierto, la quema y la utilización de estas como combustible sin el cumplimiento de la norma ambiental.

Durante el 2018, en Colombia el consumo de llantas fue de 17.924.194 unidades correspondientes a 143.732 toneladas. En la Figura 4 se presentan los porcentajes por tipo de llanta (ANDI, 2019). En mayor porcentaje corresponde a vehículos, seguido de automóviles y camionetas.

La Tabla 4-1 presenta el marco normativo aplicable a la gestión de llantas como residuo.

Figura 4-1: distribución consumo de llantas en Colombia al 2018, por tipo de fuente.



Fuente: elaboración propia a partir de información de ANDI, 2019.

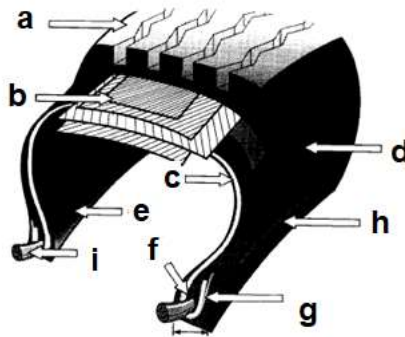
Tabla 4-1: normatividad aplicable a gestión de llantas como residuo

Norma	Descripción
Resolución 0481 de 2009 (modificada mediante Resoluciones 230 de 2010, Res. 2899 de 2011, Res. 5543 de 2013 y Res. 2875 de 2015)	Reglamento técnico de llantas
Resolución 1326 de 2017	Sistemas selectivos de recolección y gestión de llantas usadas (derogó la Resolución 1457 de 2010)
Norma técnica colombiana NTC 5384 de 2005	Versión actualizada de 2017

Fuente: elaboración propia

4.2. Caracterización

Existen diferentes tipos de llantas de acuerdo con su uso. Las de vehículos livianos pueden pesar entre 6.5 y 11 Kg, y las de vehículos grandes como camiones entre 50 y 80 kg. Respecto a las características físicas de las llantas, en la Figura 4-2 se presentan las principales.

Figura 4-2: sección transversal de un neumático.

Fuente: Dirección de Transporte, Conae, & Martínez, 2000

- a) **Banda de rodamiento:** esta parte es generalmente de hule, es la interfase entre la estructura de la llanta y el camino. Proporciona tracción y frenado.
- b) **Cinturón (Estabilizador):** son de acero y proporcionan resistencia al neumático, estabiliza la banda de rodamiento y la protege de picaduras.

- c) **Capa radial:** contiene la presión del aire, al igual que los cinturones. Transmite todas las fuerzas originadas por la carga, el frenado, el cambio de dirección entre la rueda y la banda de rodamiento.
- d) **Costado (Pared):** el hule del costado (pared) está especialmente compuesto para resistir la flexión y la intemperie proporcionando al mismo tiempo protección a la capa radial.
- e) **Sellante:** una o dos capas de hule especial (en neumáticos sin cámara) preparado para resistir la difusión del aire. El sellante en estos neumáticos reemplaza la función de las cámaras.
- f) **Relleno:** piezas también de hule con características seleccionadas, se usan para llenar el área de la ceja (talón), y la parte inferior del costado (pared) para proporcionar una transición suave del área rígida de la ceja, al área flexible del costado.
- g) **Refuerzo de la ceja (talón):** es otra capa colocada sobre el exterior del amarre de la capa radial, en el área de la ceja, que refuerza y estabiliza la zona de transición de la ceja al costado.
- h) **Ribete:** elemento usado como referencia para el asentamiento adecuado del área de la ceja sobre el rin
- i) **Talón:** es un cuerpo de alambres de acero de alta resistencia, utilizado para formar una unidad de gran robustez. El talón es el ancla de cimentación de la carcasa, que mantiene el diámetro requerido de la llanta en el rin.

La composición típica de una llanta radial se presenta en la Tabla 4-2, y como se observa, casi la mitad de su peso corresponde a caucho. Los elastómeros o cauchos son materiales poliméricos. El caucho natural se extrae generalmente a partir de árbol *Hevea Brasiliensis*, representando cerca del 30% del mercado de los cauchos, el resto lo ocupan los cauchos sintéticos, basados en hidrocarburos, los más usados para la fabricación de los neumáticos son estireno-butadieno, polibutadieno y polisoprenos sintéticos. La combinación se realiza de modo que el caucho natural proporcione elasticidad, y los sintéticos estabilidad térmica, lo cual favorece la durabilidad.

Además de caucho los neumáticos están compuestos por: a) rellenos reforzantes, como el negro de humo para aumentar la tenacidad y resistencia a la tracción; b) fibras reforzantes, como textiles y acero en forma de hilos que aportan resistencia; c) plastificantes, que se adicionan para facilitar la preparación y elaboración de la mezclas controlando la viscosidad; d) agentes vulcanizantes, como el azufre para entrecruzar las cadenas de polímero en el caucho; e) acelerantes, retardantes y antioxidantes (Castro, 2008).

Tabla 4-2: composición de un neumático

Material	Composición (% en peso)	
	Automóviles	Camiones
Caucho Natural	14	27
Caucho sintético	27	14
Negro de Humo	22	22
Acero	15	25
Óxido de zinc	1.2	2.1
Materia textil	5	0
Azufre	1	1
Otros	14.8	8.9

Fuentes: Cámara de Comercio de Bogotá & Departamento Técnico Administrativo de Medio ambiente, 2006; Castro, 2008

Respecto a la vida útil, los neumáticos generalmente resisten hasta 50.000 km, aunque esto depende del mantenimiento del vehículo y del estado de las rutas por las cuales transita, en algunos casos los fabricantes han extendido la vida útil hasta 100.000 km (Centro Coordinador del Convenio de Basilea para América Latina y el Caribe, 2005).

En cuanto a la composición química en la Tabla 4-3 se presentan el porcentaje de los elementos de una llanta.

Tabla 4-3: composición química de una llanta.

Elementos	%
Carbono	70-83
Hidrogeno	5-7.5
Azufre	1.2-1.9
Color	0.1-0.8
Nitrógeno	1.5
Oxígeno	5
Zinc	1.2-2.7
Hierro	5-18
Otros	5

Fuente: (Castro, 2008)

Respecto a las pruebas de laboratorio realizadas, los resultados de la determinación de calor de combustión y sulfatos, se muestran en la Tabla 4-4.

Tabla 4-4: calor de combustión y sulfatos de residuos de llantas.

No. de muestra	Peso muestra (g)	Calor de combustión (J/g)	Sulfatos (mg/L)
1	0,7059	37335	217,148
2	0,7027	37195	215,502
3	0,7057	36909	217,971

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados de laboratorio

Los hidrocarburos (gasolina, querosene, *fuel oil*) en general tienen poder calorífico alrededor de 38000 J/g. El del carbón por su parte está alrededor de 27500 J/g; por tanto, el calor de combustión obtenido de las llantas indica que se puede reemplazar por un combustible fósil, ya que el poder calorífico es similar al de los hidrocarburos; además, de estar un 35% por encima del poder calorífico de los carbones, sin embargo se debe tener en cuenta la remoción de azufre en la quema.

Para eliminar la emisión de azufre en la chimenea, de acuerdo a diferentes estudios realizados, se puede adicionar a la cámara de combustión 3 moles de cal (CaO) o caliza, (CaCO₃) por cada mol de azufre presente en el combustible, en este caso en la llanta (Aranda Hidalgo, 2014); cabe recordar que, como máximo se tiene 1,9% en peso de azufre en la llanta. La ventaja de aprovechar este residuo de llantas en las plantas cementeras, es que bajo coprocesamiento, no solo se utiliza el poder calorífico de las mismas para reemplazar un combustible fósil como el carbón o el *fuel oil*, sino que además, como un buen porcentaje del caucho es natural, proveniente de árboles, es decir, es un residuo o producto biogénico que tiene cero emisión, solo contaría en la emisión lo que corresponde a el caucho sintético; finalmente, en la planta cementera no es necesario adicionar o acondicionar el empleo de absorbentes tipo caliza o cal, pues el proceso de fabricación de clínker emplea justo estos materiales, el carbonato CaCO₃ o el óxido de calcio CaO están en todo momento presentes en los ciclones de calcinación y en el horno.

Por otro lado, al emplear llanta gastada como combustible para calderas, o procesos como el de producción de clínker, se desplazaría el empleo de carbón o de *fuel oil* que normalmente se hace; es decir, el balance energético es muy favorable, ya que no se emplea un material residual primordialmente biogénico o proveniente de material vivo, en este caso de las plantas del caucho natural, el cual genera un ciclo cerrado de cero emisión al ser empleado como combustible, pues lo que emite en combustión, lo capturó en fotosíntesis en la anterior siembra - cosecha. En la sección 4.3 se detallan los procesos de aprovechamiento.

4.3. Diagnóstico planes posconsumo

Acorde con la norma, en los planes posconsumo de llantas, las metas de recolección para las llantas usadas de rin 13" a 22,5" iniciaron con una meta de recolección de 45% para el año 2017, que aumenta 5% cada año hasta llegar al 80% en 2024; respecto a las llantas de bicicletas, motocicletas, ciclomotores y llantas de vehículos fuera de carretera se inicia con 20% de recolección para el año 2019, incrementando 5% anual hasta llegar a 65% en el 2028, calculando dichos porcentajes con el promedio de las llantas puestas en el mercado los 2 años anteriores al periodo de recolección.

Según información de la ANLA, entre el 2012 y el 2017, a través de los 16 programas posconsumo se recolectaron 10,879,853 unidades de llantas usadas (Ministerio de Ambiente y Desarrollo y Desarrollo Sostenible & Ministerio de Comercio Industria y Turismo, 2019). Al igual que en los casos anteriores se consolidó lo reportado en la Gaceta del ANLA, referente a este residuo. Los resultados se presentan en la Tabla 4-5 y el detalle anual en el anexo F, como se puede observar, se presentan inconsistencias en la información publicada por el ANLA en la Gaceta y en la información reportada en la Estrategia Nacional de Economía Circular.

Tabla 4-5: producción de llantas 2010-2017 y recolección posconsumo

Años	Puestos en el mercado (Unidades)	Producción de residuos llantas (Unidades)*	Meta de recolección (Unidades)	Recolectados posconsumo (unidades)	No tratados (Unidades)
2010 -2017	33,648,848	25,932,477	7,190,683	5,720,267	20,212,210

*Teniendo en cuenta una vida útil promedio de 5 años.

Fuente: elaboración propia.

De acuerdo con la información recopilada en la gaceta y teniendo en cuenta un peso promedio por unidad de llanta de 14Kg (todo tipo de llantas) durante 2010 y 2017, se recolectaron 80.083 ton de llantas por medio de los SRS, y se dejaron de disponer adecuadamente 282.970 ton de llantas.

Se aclara que no se recolectó información de 2018 en adelante puesto que no está disponible en la GACETA del ANLA, las resoluciones que estaban en línea son por medio de las cuales se aprueban SRS y no contienen la información detallada.

4.4. Tecnologías de aprovechamiento o disposición final

Actualmente, cuando las llantas son recogidas o llevadas a los sitios de recolección, se envían a empresas que realizan procesos de aprovechamiento como coprocesamiento, trituración tanto mecánica, como criogénica para la fabricación de diferentes materiales como asfalto y pistas deportivas, o para actividades artísticas.

De acuerdo con lo establecido en la Estrategia nacional de economía circular, se destacan oportunidades como:

- Promover el desarrollo de alternativas tecnológicas de aprovechamiento de llantas usadas que permitan dinamizar nuevos mercados. Actualmente, el beneficio está concentrado principalmente en trituración mecánica.
- Impulsar el reencauche técnico que aumenta la vida útil de la llanta.
- Dinamizar la demanda de gránulo de caucho reciclado a nivel nacional, para garantizar su reincorporación al ciclo productivo.
- Consolidar la información sobre las características del mercado de gránulo de caucho reciclado.
- Desarrollar instrumentos técnicos y económicos para dinamizar el mercado del reciclaje de llantas.

A continuación, se presentan algunas alternativas existentes, tanto las ya utilizadas como otras implementadas en diferentes países.

a) El reencauche:

Es un proceso técnico por medio del cual a una llanta usada se le aplica una nueva banda de rodamiento, con un diseño de labrado seleccionado por el cliente, sin alterar las características físicas y de desempeño de la llanta original, este proceso permite alargar su vida útil. Las llantas reencauchadas deben cumplir con el reglamento técnico expedido por el Ministerio de Comercio Industria y Turismo para ser utilizadas en las mismas condiciones de una llanta nueva.

Las operaciones que se realizan en el reencauche son (Cámara de comercio de Bogotá & Departamento Técnico Administrativo de Medio ambiente, 2006):

- Inspección: se revisa si la carcasa es apta para reencauche, de forma que se pueda utilizar de manera segura después del reencauchado.
- Preparación de la carcasa: se devuelve la resistencia e integridad a la carcasa, eliminando cualquier daño.
- Reparación de la carcasa: se utilizan parches para restituir el esfuerzo de las lonas afectadas.
- Relleno de carcasa: se repone el caucho retirado en las anteriores.
- Corte y cementado de banda: preparación de la banda de acuerdo con el diseño seleccionado.

- Cementado de carcasa: se protege la carcasa de oxidación.
- Embandado: se coloca una nueva banda de rodamiento.
- Vulcanización: se aplica calor, por un periodo específico de tiempo a presión adecuada, al caucho crudo para que se vulcanice al punto óptimo de propiedades físicas.
- Inspección final: se realiza una inspección detallada para asegurar la calidad del reencauche y mejorar la presentación de las carcadas.

b) Trituración:

Este proceso ha sido implementado de 2 formas: la trituración mecánica que emplea cuchillas para desmenuzar la llanta hasta alcanzar un tamaño requerido de acuerdo con el uso que se vaya a dar; seguido, se utilizan clasificadores neumáticos y magnéticos para separar el textil y el acero. Respecto al acero, de acuerdo a lo reportado por, (Ortíz-Rodríguez, Ocampo-Duque, & Duque-Salazar, 2017) de 1 ton de llantas se recuperan alrededor de 27.48 Kg de este. La ventaja de esta forma de reciclaje es que no se utilizan elementos químicos ajenos a las llantas y tiene diversas aplicaciones. En la Figura 4-3 se presentan imágenes reales del proceso realizado en Colombia, obtenidas del seguimiento realizado por ANLA al Sistema de Recolección Selectiva y Gestión Ambiental de Llantas Usadas, presentado por la Asociación Nacional de Empresarios de Colombia –ANDI, el más grande de Colombia³.

La otra forma de trituración es criogénica, la cual consiste en congelar con nitrógeno líquido las llantas enteras y golpearlas para obtener el caucho en forma de polvo; en este proceso se libera nitrógeno gaseoso. La ventaja de este procedimiento es el tamaño de las partículas obtenidas. Esta técnica requiere instalaciones con altos costos de inversión y mantenimiento, así como maquinaria especializada.

Figura 4-3: trituración de llantas: A) almacenamiento; B) trituración; C) separación de elementos metálicos y D) materiales obtenidos después de la trituración.



Fuente: (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2016)

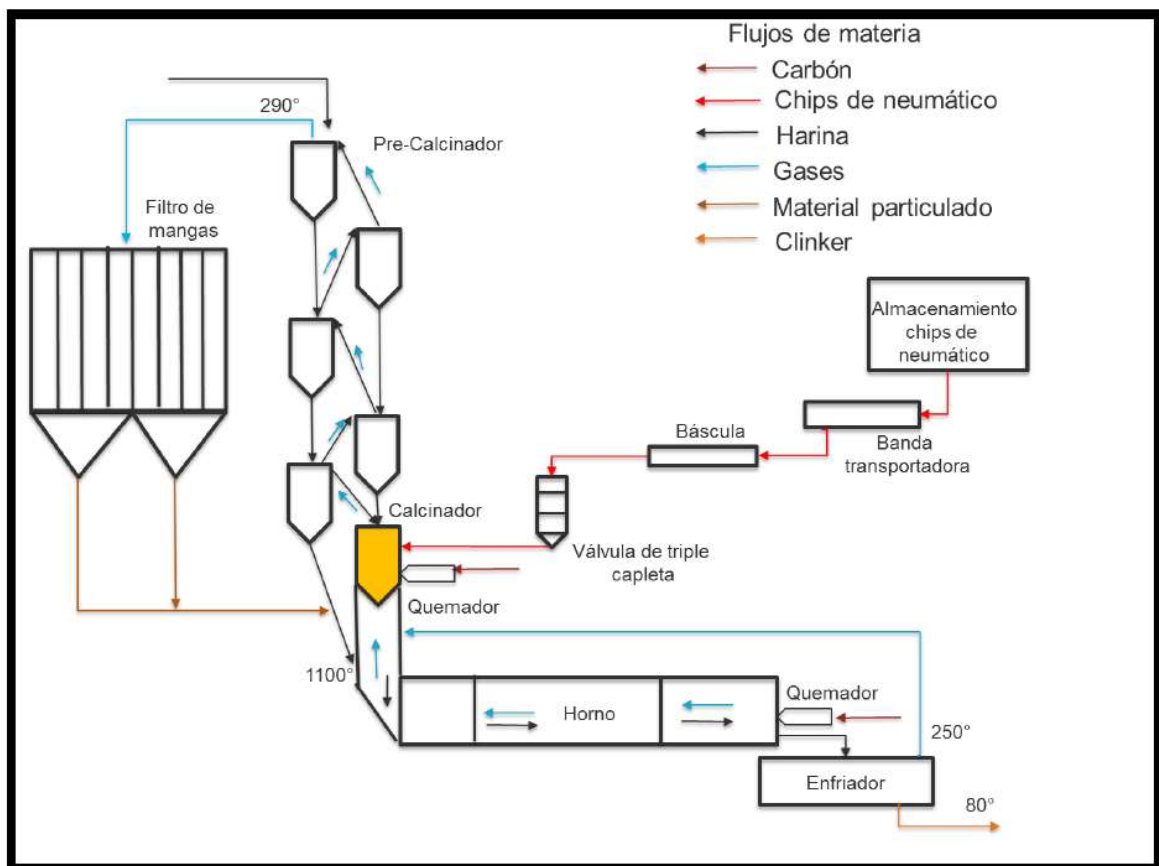
c) Coprocesamiento:

Proceso de aprovechamiento que permite utilizar el poder calorífico de las llantas en los hornos cementeros para la producción de energía, y la incorporación del acero en el clínker obtenido, controlando las emisiones atmosféricas.

El aprovechamiento de este material en las plantas de producción de clínker es la más ideal, ya que la base de este es la caliza (CaCO_3), la cual se calcina para generar la cal u óxido de calcio (CaO); en cualquiera de las formas, como cal o caliza, absorbe el azufre proveniente de la combustión de la llanta. El coprocesamiento es tecnológicamente y ambientalmente una buena opción para la eliminación selectiva de desechos, debido a las condiciones internas favorables del horno, como temperatura de llama (1850°C), tiempo de residencia, ambiente alcalino, alta turbulencia de gas y mezcla que aseguran una completa combustión, y el beneficio adicional de no tener problemas de eliminación de cenizas de fondo, ya que los materiales residuales se incorporan en la escoria. La razón

fundamental detrás del uso de llanta como combustible es: (1) alto poder calorífico; (2) menor costo y buena disponibilidad; (3) contenido de azufre relativamente bajo; (4) una reducción de la carga ambiental y los efectos sobre la salud de las reservas de neumáticos. Normalmente, el contenido de azufre de los neumáticos de desecho y los combustibles a partir de neumáticos es del orden del 1,5% - 2,0% en peso. Considerando el potencial de emisión de dióxido de azufre por el valor energético del combustible, el resultado es más cercano al de los carbones con bajo contenido de azufre (Speight, 2020). En la Figura 4-4 se presenta el diagrama del tratamiento térmico de la llanta en una planta de cemento.

Figura 4-4: diagrama del diseño de tratamiento térmico de llantas en horno cementero.



Fuente: elaboración propia.

En términos económicos, se tiene como ventajas el aprovechamiento de la infraestructura existente de las plantas de cemento para el tratamiento del residuo, lo cual disminuye los costos de inversión en comparación con otras técnicas de tratamiento. Además, para la empresa donde se implemente se incrementa la competitividad, dado que reduce los costos energéticos.

El uso de neumáticos de desecho triturados, aunque no es tan rentable como neumáticos enteros, por lo general se puede obtener por menos que el costo de la mayoría de los carbones. Al no requerir nuevos dispositivos de control de la contaminación, los únicos gastos de capital requeridos son un área de almacenamiento de remolque y un sistema de alimentación; como ha sido demostrado por varios de los hornos, los costos relacionados con el uso de combustible de neumático (TDF) son similares a cualquier proyecto de mejora en una planta de cemento. El período de amortización para las mejoras de capital es generalmente inferior a 18 meses, dependiendo del porcentaje y costo del TDF utilizado. Los costos reales de capital para construir un sistema de alimentación de neumáticos variarán, dependiendo de la configuración del horno y la tecnología utilizada, y la complejidad del propio sistema. En general, los costos de capital han oscilado entre \$ 200,000 y \$ 500,000 dólares (Duda, 1977).

A continuación, se presentan algunos costos que se deben tener en cuenta:

- Tarifas típicas de adquisición: 20 dólares/tonelada, incluyendo el transporte, depende del tipo de convenio que se realice con la empresa Rueda Verde.
- Costes de inversión para modificar el sistema de alimentación:
Sistema mecánico: de 250.000 a 500.000 dólares.
Soplador neumático: de 60.000 a 100.000 dólares.

Es probable que los costos de mantenimiento aumenten ligeramente. En cuanto al mantenimiento del molino de carbón, debe presentarse una reducción en su cuidado, ya que se disminuye el volumen del carbón. Sin embargo, habrá mantenimiento requerido en el sistema TDF de alimentación y pesaje que puede compensar esta reducción. Los únicos otros gastos iniciales encontrados son: el costo de entrenar al personal de la planta con el nuevo equipo de alimentación, y el costo del equipo adicional de extinción de incendios cerca del sistema de alimentación de transporte TDF. El plan de lucha contra incendios de la planta debe modificarse para reflejar los sistemas adicionales de protección contra incendios instalados para el sistema.

En la planta sin coprocesamiento se utilizan aproximadamente 100 Kg de carbón por ton de clínker, es decir, que se utilizan 360 toneladas de carbón diarios. Al sustituir inicialmente 5% del combustible correspondiente a 375.000 llantas, aproximadamente, de acuerdo con las experiencias de otras plantas del mundo, se pasa a consumir 342 ton de carbón día. El carbón cuesta alrededor de \$127.584/ton⁴, lo cual implica disminución de los costos de carbón en \$68,9 millones de pesos al mes aproximadamente.

d) Uso en calderas

Para su quema, se utilizan relaciones de mezcla de 20% en trozos de llantas y 80% de carbón. Los trozos de llantas se mezclan con carbón cerca de las pilas de almacenamiento, y luego la mezcla se lleva a los silos de alimentación de la planta, por medio de los sistemas normales de alimentación de combustible. La ceniza recuperada a través de los ciclones, precipitadores electrostáticos o lavadores de gases, se transporta posteriormente por vía neumática hasta el silo de almacenamiento de cenizas, donde finalmente se vende a plantas de cemento como materia prima.

En el hogar de la caldera, las cenizas se recogen cuando caen de la rejilla, en conjunto con el acero contenido en la llanta que se funde durante la combustión, se apagan con agua, debajo de la rejilla en el cenicero. Posteriormente, mediante equipos de separación magnética se aparta el metal de las cenizas y se vende para su reciclaje. El total de las cenizas se envían luego a un sitio de almacenamiento para su posterior utilización como agente de tracción de vías en época de invierno, y a recicladores de este tipo de material.

De acuerdo con estudios realizados por la EPA, se encontró que los gases de combustión generados en la quema de llantas contienen una concentración 4 veces menor de NOx que la emitida con el uso de carbón. Además, las concentraciones de CO, SO₂ y compuestos orgánicos volátiles y semi-volátiles (dioxinas y furanos) han presentado bajas concentraciones, pudiéndose decir que, bajo condiciones controladas, las emisiones generadas por la combustión de llantas son mucho mejores que las aportadas por la

⁴ UPME, Productores, Comercializadoras y Termoeléctricas. (\$ Corrientes / t) Precio promedio reportado por termoeléctricas, productores y comercializadoras. (US\$ / t) Cálculo UPME, con base en la TRM promedio de cada año y reportes de productores.
http://www.upme.gov.co/generadorconsultas/Consulta_Series.aspx?idModulo=4&tipoSerie=121&grupo=370&FechaInicial=01/01/1990&FechaFinal=31/12/2016

combustión de carbón. Adicionalmente, se estableció que la combustión de llantas no tenía efectos en la calidad del agua, en la salud humana, ni en la seguridad industrial.

A continuación, en la Tabla 4-6 se presenta información sobre emisiones atmosféricas registrada en documento de la EPA y tomadas en campo para la utilización de llantas como combustible complementario. Los datos tomados se realizaron en calderas que poseen equipos de control de emisiones atmosféricas apropiados, en particular para partículas, como son precipitadores electrostáticos (ESPs) o filtro de mangas.

Tabla 4-6: resultados de monitoreo de emisiones utilizando combustible convencional y 20% de llanta usada como combustible alterno.

COMPUESTO	Emisión (lb/hr)	
	Utilizando 100% carbón	Utilizando 80% carbón y 20% llanta
Partículas	3.60	1.69
CO	0.38	0.53
VOC	1.04	0.73
SO ₂	83	109
NO _x	34.7	24.3
HCL	13.5	9.59
HF	0.93	0.84
Cromo	0.00478	0.00456
Mercurio	1.75 x10 ⁻⁵	1.60 x10 ⁻⁴
Zinc	0.59	0.44
Cadmio	0.00363	0.00263
Plomo	0.099	0.005
Berilio	N.D.*	N.D.

Fuente: (Unión Temporal Ocade Ltda, Saniplan, & Ambiental S.A, 2000)

* N.D. = No Detectable

Se considera que el tope de combustible suplementario en forma de TDF es el 20% en la mayor parte de las calderas existentes, debido a las limitaciones de rendimiento.

e) Pirólisis

La pirólisis es un proceso térmico mediante el cual se descompone un compuesto en presencia de una atmósfera inerte (típicamente Ar o N₂); este proceso se diferencia de la combustión, principalmente, por el ambiente que usa, ya que las combustiones se realizan en un ambiente oxidativo, una atmósfera rica en oxígeno, donde la mayoría de las sustancias orgánicas pasan a CO₂, CO y H₂O.

Del proceso de pirólisis de llantas se obtienen 3 productos principales: un residuo sólido carbonoso con un rendimiento teórico de aproximadamente 30-40%, un residuo líquido con un alto valor calorífico con un rendimiento del 40-60%, y una mezcla de gases no condensables a condiciones normales de presión y temperatura en proporciones de 5-20% (Williams, 2013).

Según Scheirs (2006), aunque la pirólisis de desechos parece simple en concepto, los productos son a menudo mezclas de hidrocarburos de bajo costo con una gama de composición muy amplia, a veces se extiende desde gases de alcanos ligeros hasta coque. Por esta razón, dependiendo del objetivo final de la pirólisis es necesario encontrar las condiciones óptimas para el tipo de materia prima y las características del proceso, tales como tamaño de partícula, temperatura, tiempo de reacción, velocidad de calentamiento, el tipo de atmósfera y su tasa de flujo, etc. En este sentido, se requiere de una inversión alta, en algunos casos se habla de posibles problemas de emisiones atmosféricas y complejidad a la hora de realizar la separación de la gran variedad de compuestos generados en cantidades mínimas, de tal forma que su recuperación y transporte hasta los puntos de consumo no son económicamente viables. Por lo anterior, estos procesos no han sido implementados en América Latina ampliamente.

4.5. Generación de indicadores

4.5.1. Impactos en el ambiente

A continuación, se presentan las diferentes etapas del Análisis de Ciclo de Vida aplicado y los resultados obtenidos a partir de los cuales se generan los indicadores.

a) Objetivo del ACV

Estimar el impacto ambiental de 3 escenarios de aprovechamiento y disposición final de llantas usadas en Bogotá D.C.

Se selecciona Bogotá D.C., con el fin de estimar las distancias de transporte, teniendo en cuenta que es la ciudad más grande de Colombia y por lo tanto, la de mayor producción de residuos de llantas.

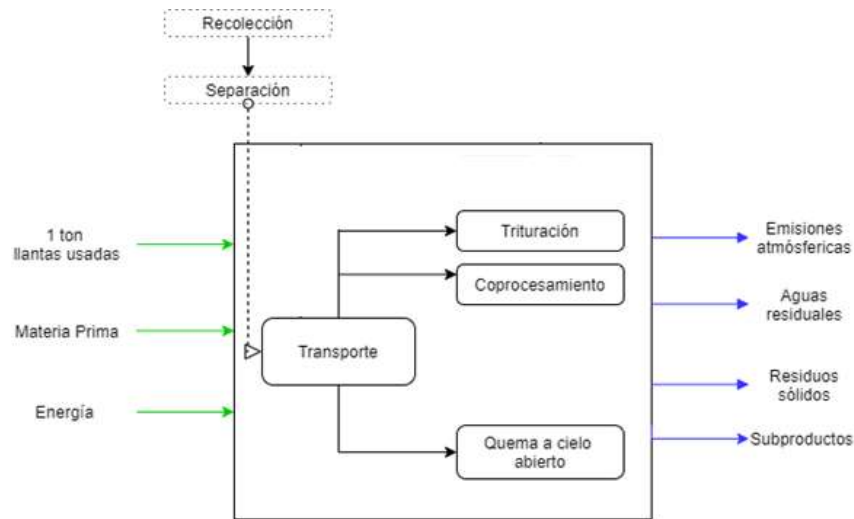
b) Alcance

El análisis incluye desde el transporte de 1 ton de llantas desde Bogotá D.C., a los lugares de aprovechamiento, hasta la obtención del producto reutilizable.

Esto aplica a las llantas que se recolectan en los planes posconsumo, es decir, llantas con un rin menor o igual a 22.5. No se incluyen las llantas de motocicletas, bicicletas, vehículos fuera de carretera o de rin superior a 22.5.

El análisis no contempla la recolección y separación de las llantas, ya que la recolección puede ser diferente, en ocasiones el usuario lleva las llantas por cualquier medio de transporte al centro de recolección, o las personas que se dedican a la recolección de material apto para reciclar, las trasladan en vehículos de tracción animal a los puntos de recolección.

La unidad funcional es 1 ton de llantas usadas. El método utilizado en Open LCA fue Recipe Midpoint (H)

Figura 4-5: diagrama del alcance del ACV realizado.

Fuente: elaboración propia

c) Inventario del Análisis de Ciclo de Vida

En este ACV se incluye el transporte y 3 procesos de disposición final: trituración, coprocesamiento y quema a cielo abierto. Además, se calculan los impactos para la fabricación de llantas.

d) Transporte

El proceso empieza con la recolección de llantas usadas en diferentes zonas de la ciudad y su transporte a centros de aprovechamiento. Este proceso tiene en cuenta el transporte de 1 ton de llantas. Para facilitar el análisis se consideró una distancia promedio entre Bogotá D.C., y las plantas de aprovechamiento, teniendo en cuenta que la ciudad cuenta con 92 puntos diferentes de acopio⁵

Las distancias son las presentadas en la Tabla 4-7.

⁵ Secretaria de ambiente de Bogotá, http://www.ambientebogota.gov.co/image/image_gallery?uuid=7a27711a-b017-451e-a77f-b8fb77dad9fb&groupId=692741&t=1401825436090

Tabla 4-7: distancias a plantas de aprovechamiento.

Proceso	Recorrido	Distancia	Unidades
Coprocesamiento	Bogotá D.C.- Planta de Cemento en Nobsa	214	Km
Reencauche	Al interior de Bogotá D.C.	5	Km
Trituración	Bogotá D.C.- Planta de trituración en Funza	24	Km

Fuente: elaboración propia a partir de las distancias reportadas en Googlemaps

e) Trituración

Las cantidades y unidades utilizadas para este proceso se presentan en la Tabla 4-8

Tabla 4-8: inventario utilizado para proceso de trituración.

Proceso	Materia prima	Cantidad	Unidad	Producto	Cantidad	Unidad
Proceso primario (molienda)	Llantas usadas	1	Ton	Llanta molida	1	ton
	Electricidad	2418.47	KWh			
	Agua	16.69	Kg			
Proceso secundario (Trituración)	Llanta molida	1	ton	Caucho triturado	798.48	kg
	Electricidad	1202.35	kWh	Alambre de acero	201.52	kg
Proceso terciario (Trituración)	Caucho triturado	798.48	Kg	Polvo de caucho	571	kg
				Alambre de acero	27.48	kg
	Electricidad	1202.35	kWh	Material particulado	0.054	kg
				Fibra textil	200	kg

Fuente: Adaptado de (Ortiz-Rodríguez et al., 2017)

f) Coprocesamiento

Para calcular los impactos de este proceso se utiliza la información que se presenta en la Tabla 4-9, solo teniendo en cuenta transporte (5km), electricidad del sistema de alimentación y emisiones adicionales por la sustitución del combustible de acuerdo a lo reportado por (Corti & Lombardi, 2004).

Tabla 4-9: información utilizada para proceso de coprocesamiento.

Materia prima	Cantidad	Unidad
Electricidad	6	MJ
Carbón	-877	Kg
Minerales de hierro	-250	Kg

Fuente: Adaptado de (Corti & Lombardi, 2004)

g) Quema a cielo abierto

Hace referencia a la quema incontrolada de llantas a cielo abierto. La cual se realiza en lugares informales de reciclaje, la principal motivación es la recuperación del hierro. El proceso utilizado en OpenLCA es: Treatment of waste, pneumatic tyres, open burning.

h) Fabricación

Para el ACV de la fabricación de llantas se utilizó la información que se presenta en la Tabla 4-10, a partir de lo reportado por Piotrowska et al, 2019.

Tabla 4-10: inventario para el proceso de fabricación

Materia Prima	Cantidad	Unidad
Caucho sintético	38,56	Kg
Caucho natural	29,12	Kg
Negro de humo	29,92	Kg
Silice precipitada	15,36	Kg
Azufre	1,92	Kg
Óxido de zinc	2,56	Kg
Aceite mineral	9,44	Kg

Materia Prima	Cantidad	Unidad
Ácido esteárico	1,6	Kg
Alambres de acero	17,76	Kg
Textil (poliéster)	7,36	Kg
Poliuretano	3,84	Kg
Acetato de etilo	0,48	Kg
Adhesivos de butadieno	0,48	Kg
Silicona	4	Kg
Agua	722,24	L
Electricidad	16577,92	MJ

Fuente: (Piotrowska, Katarzyna Kruszelnicka, Weronika Bałdowska-Witos, Robert, Rudnicki, Tomporowski, Andrzej Flizikowski, & Opielak, 2019).

i) Resultados

En la Tabla 4-11 se presentan los resultados de las principales categorías de impacto. Como se puede observar, hay valores positivos y negativos. Los positivos significan emisiones al medio ambiente y las negativas son un beneficio correspondiente al hecho de evitar el uso de materias primas vírgenes.

Tabla 4-11: resultados impactos ambientales de diferentes alternativas de disposición de llantas.

Categoría de impacto	Unidad	Producción	Coprocesamiento	Quema a cielo abierto	Trituración
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq	285446	-0.033	1881.87	54.19
Agotamiento de fósiles (FDP)	kg oil-Eq	212635	-0.0026	0	6.9
Eutrofización del agua (FEP)	kg P-Eq	0.0753	-2.209x 10 ⁻⁶	0	0.0087
Formación de material particulado (PMFP)	kg PM10-Eq	0.587	-3.333x 10 ⁻⁵	2752	0.106
Acidificación terrestre (TAP100)	kg SO ₂ -Eq	1.29	-4.348 x 10 ⁻⁵	9529	0.114

Fuente: elaboración propia

En términos de impacto ambiental, en la categoría de Cambio Climático, la alternativa de coprocesamiento presenta un impacto ambiental positivo, esto se debe a la disminución del uso de otro combustible como el carbón, cuya carga medioambiental se evita. El impacto más alto es el de la quema abierta por las emisiones que esta genera.

En cuanto a la trituración, se presenta un impacto negativo, sin embargo, se debe tener en cuenta que no se incluyó la elaboración de materiales a partir de lo triturado, por ejemplo los pisos o el asfalto modificado, en donde se evitaría el consumo de materias primas vírgenes.

En lo referente a la quema a cielo abierto, se presentan igualmente impactos negativos en formación de material particulado y en acidificación terrestre. Con esta información y de acuerdo con el diagnóstico realizado mediante la recolección de llantas por sistemas posconsumo durante el 2010-2017 (80,083 ton de llantas), se evitó la generación de 150,636 ton CO₂-eq, considerando que las mismas terminarían siendo quemadas de forma ilegal. Adicionalmente, en lo que respecta a esta acción (quema a cielo abierto), la TRC *Environmental Corporation*, recolectó, evaluó, y documentó los datos de monitoreo y concentración de los principales contaminantes encontrados en 22 emergencias de incendios de llantas para la EPA .

La información se tomó para el caso de compuestos orgánicos e inorgánicos. Para los compuestos orgánicos se muestrearon y determinaron concentraciones dentro y fuera de un radio de acción de 305 metros desde el punto de origen de la conflagración. En las Tabla 4-12, 4-13 y Tabla 4-14 se muestran los resultados obtenidos.

– **Compuestos orgánicos**

Tabla 4-12: contaminantes detectados en incendios a campo abierto a distancias < 305m viento abajo.

Compuesto	TLV (mg / m ³)*	Concentración promedio µg / m ³
Benceno	30	121
Tolueno	375	220
Estireno	215	85
Xileno	435	17
M,p, Xileno	435	76

Compuesto	TLV (mg / m ³)*	Concentración promedio µg / m ³
O – Xileno	435	35
Cloruro de metileno	350	8
Cloroformo	50	42
Etil-benceno	435	49
1,1,1-Tricloroetano	1900	ND
1,1-Dicloroetano	405	ND
Tetracloruro de Carbono	31	ND
Estireno	213	ND
Etilbenceno	435	ND
Tolueno	188	ND

*TLV: nivel del inicio de efectos nocivos en ambientes ocupacionales (threshold limit value)

Fuente: (TRC Environmental Agency, 1993)

Tabla 4-13: contaminantes detectados en incendios a campo abierto a distancias de 305 m viento abajo.

Compuesto	TLV mg / m ³	Concentración promedio µg / m ³
Estireno	213	1
Etil benceno	435	3
Tolueno	188	5
Benceno	30	4
Xileno	435	ND
M – P – Xileno	435	2
O – Xileno	435	1
Clorobenceno	**	1
Etil-benceno	435	1
1.1 1Tricloroetano	1900	1
Tricloroetano	**	ND
Tetracloruro de carbono	31	ND
Tricloroetano	**	ND
1,1 Dicloroetano	405	ND

Compuesto	TLV mg / m ³	Concentración promedio µg / m ³
1,1,2 Tricloroetano	**	ND
Cloroformo	50	ND
Cloruro de metileno	**	ND
Tetracloroetano	**	ND

Fuente: (TRC Environmental Agency, 1993)

Los resultados obtenidos muestran que los compuestos de mayor concentración fueron el benceno, tolueno y estireno.

– Compuestos inorgánicos

Tabla 4-14: compuestos inorgánicos

Compuesto	Concentraciones encontradas	TLV
SO ₂	2.7 mg / m ³	5 mg / m ³
CO	116 mg / m ³	29 mg / m ³
Plomo	11 µg / m ³	0.05 mg / m ³
Hierro	14 µg / m ³	10 mg / m ³
Zinc	122 µg / m ³	5 mg / m ³
Ácido sulfúrico	0.79 7 mg / m ³	1 mg / m ³

Fuente: (TRC Environmental Agency, 1993)

Como se puede observar, se encontraron altas concentraciones, por encima de los TLV, para compuestos como CO, plomo, zinc. En lo referente a los demás metales, se encontraron por debajo de 2 µg/m³. El aire se hizo visible a una concentración de partículas del orden de 250 µg/m³.

A partir de los datos de los flujos de emisiones para el proceso de fabricación de llantas, se obtienen los siguientes indicadores de Kg de metales pesados que se evitaron (Tabla 4-15)

Tabla 4-15: metales pesados evitados por gestión posconsumo de llantas

Elemento	Unidad (Kg/ton de llanta producida)		Kg evitados por el total de llantas dispuestas entre 2010 y 2017	
	Agua	Suelo	Agua	Suelo
Plomo	3.30E-05	4.80E-05	2.643	3.843
Cadmio	9.50E-06	2.60E-06	0.761	0.208
Mercurio	1.40E-06	8.70E-08	0.112	0.0069
Cromo	3.60E-04	4.70E-05	28.829	3.764
Arsénico	5.00E-04	4.70E-06	40.042	0.3764
Zinc	9.20E-04	2.00E-04	73.676	16.017
Níquel	6.30E-05	1.04E-05	5.045	0.833

Fuente: elaboración propia a partir de resultados de la investigación

La legislación ambiental estableció los límites para actividades asociadas con servicios, específicamente el tratamiento y disposición de residuos, en la Tabla 4-16 se especifican los límites para los metales pesados:

Tabla 4-16: límites para vertimientos en el tratamiento y disposición de residuos.

Elemento	Límite mg/L
Arsénico	0.1
Cadmio	0.1
Zinc	3
Cobre	1
Cromo	0.5
Mercurio	0.01
Plomo	0.2
Níquel	0.5

Fuente: (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015)

A partir de la información de los límites por norma y los resultados de metales pesados, se plantea la siguiente expresión para estimar el volumen de agua contaminada por los mismos:

$$V = \frac{C_m}{Lím} \quad (3.1)$$

En donde V es el volumen de agua, en L, que puede ser contaminada; C_m es la cantidad, en mg de contaminante en una tonelada de residuo; y $Lím$ es el límite, en mg/L, establecido por la norma.

De esta forma, se obtiene que mediante la disposición adecuada de cada tonelada de llantas, se puede evitar la contaminación de aproximadamente 6552 L de agua por metales pesados.

Teniendo en cuenta información reportada por el (IDEAM, 2015) el consumo de agua promedio en clima frío es de 125L/hab./día, entonces se verían afectados aproximadamente 52 habitantes.

4.5.2. Impactos en la salud

Como se mostró en la sección anterior, la quema al aire libre genera emisiones de contaminantes criterio como Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x); además de otros contaminantes como hidrocarburos aromáticos polinucleares (PAHs), dioxinas, furanos, benceno, bifenilos policlorados (PCBs) y metales como arsénico, cadmio, níquel, zinc, mercurio, entre otros. Estas emisiones representan peligros agudos (a corto plazo) y crónicos (a largo plazo) para la salud de residentes cercanos.

Dependiendo del tiempo de exposición, los efectos en la salud pueden ir desde irritación en piel, ojos y membranas mucosas, así como trastornos a las vías respiratorias, al sistema nervioso central, hasta depresión y cáncer.

Las afectaciones a la salud se han estudiado hace más varios años, Lemieux y Dmarine (1992), por ejemplo, analizaron los impactos potenciales en la salud utilizando pruebas de mutagenicidad para identificar clases de compuestos y especies responsables por la actividad mutagénica; concluyendo que el factor de mutagenicidad para las emisiones de quema de llantas a cielo abierto es mayor que para la combustión de petróleo, leña o carbón en centrales térmicas. Siendo un compuesto mutagénico, es decir, una sustancia que causa mutaciones, las cuales se definen como cambio en el material genético de una célula del cuerpo humano, lo cual causa incremento en la incidencia de enfermedades genéticas a futuro (Environmental Protection Agency, 1997).

En un estudio realizado por Okonkwo, Njan, Ejike, Nwodo, & Onwurah, (2018), se demostró que la práctica de usar llantas encendidas para quitar la piel de las partes comestibles de los animales, está asociada con muchos efectos nocivos para la salud de las personas que realizan esta práctica, ya que están directamente expuestos. Los efectos perjudiciales para la salud van desde complicaciones pulmonares (deterioro de la función pulmonar) hasta problemas cutáneos, malestar y posiblemente eventos genotóxicos.

Por lo anterior, además de resaltar los impactos en términos ambientales de la inadecuada gestión de las llantas usadas, es necesario realizar campañas en las cuales se divulgue como afecta la salud humana. Aunque en los planes posconsumo se realiza divulgación al respecto es requerido fortalecerla.

5. Síntesis de resultados

5.1. Diagnóstico de programas posconsumo

A partir de la recolección de información de todos los autos y expedientes encontrados en la gaceta de ANLA, se realiza el diagnóstico de implementación de los programas posconsumo. La principal conclusión es la falencia en términos de actualización y consolidación de información, por parte de las autoridades, para contar con cifras precisas de recolección y gestión. El periodo de tiempo evaluado y los datos difieren en cada residuo debido a la disponibilidad de información en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1: diagnóstico de implementación de programas posconsumo

Residuo	Años	Puestos en el mercado	Producción de residuos	Recolectados posconsumo	Reacondicionados	No tratados
Envases de plaguicidas (t)	2010 - 2014	539.9	539.9	59.8	N/A	480.1
Computadores y periféricos (t)	2010-2017	26,332	20,674	7,226	9.9	13,438
Llantas (unidades)	2010-2017	33,648,848	25,932,477	5,720,267	NA	20,212,210

Fuente: elaboración propia

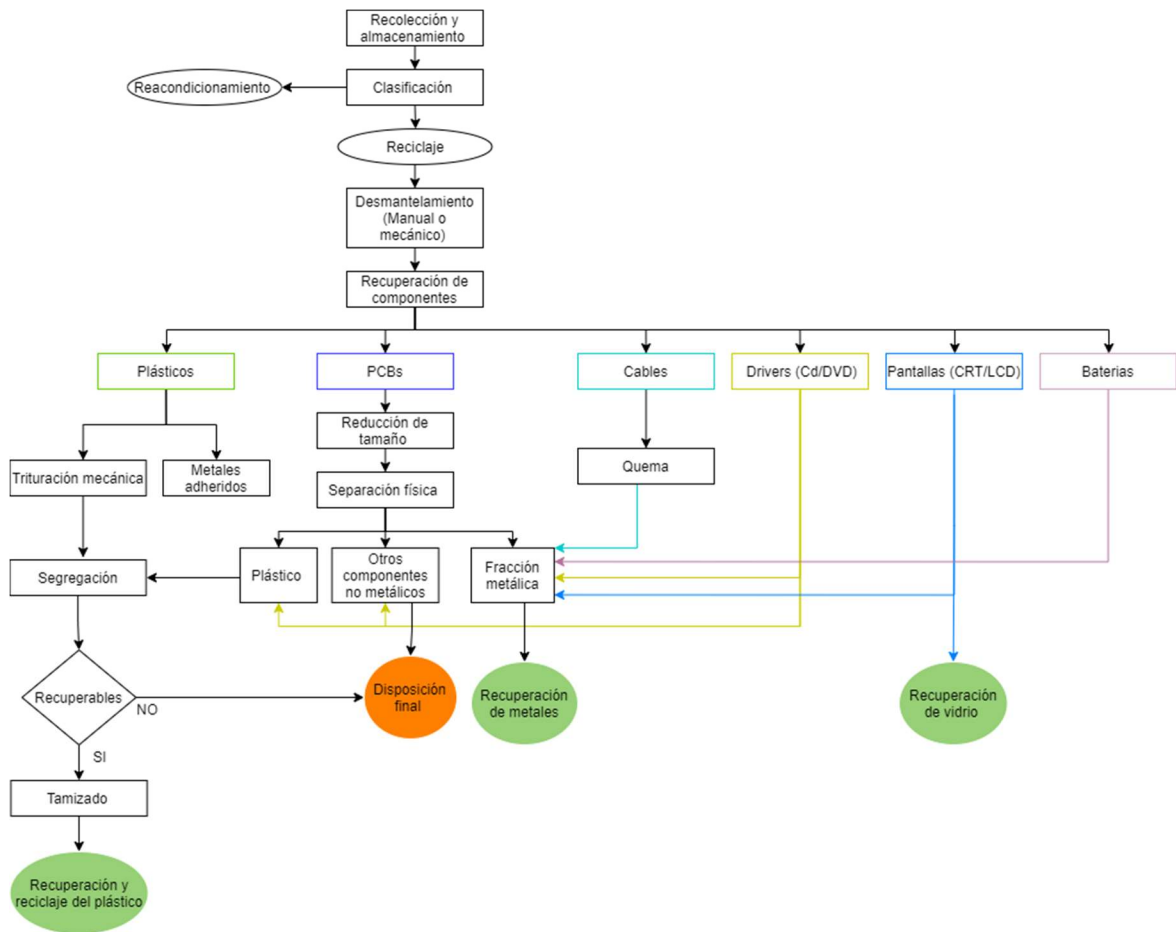
5.2. Tecnologías de Aprovechamiento

- Envases de plaguicidas: en envases plásticos la opción más utilizada es el tratamiento térmico en coprocesamiento, sin embargo, más de la mitad de los residuos que se producen van a disposición final, lo cual se puede disminuir implementando procesos de transformación y reutilización del material en la construcción de estructuras postes u otros que no sean de contacto directo con el ser humano. Teniendo en cuenta que en la caracterización realizada a los envases metálicos no se encontró plomo en el recipiente ni en la pintura, es posible proponer

reciclar este material en siderúrgicas, las cuales trabajan normalmente a 1400°C, lo cual eliminaría toda molécula de insecticida.

- Computadores: en la Figura 5-1 se presenta el resumen de las principales opciones de aprovechamiento, cabe resaltar que a nivel internacional se utiliza la hidrometalurgia y/o pirometalurgia para los metales.

Figura 5-1: principales opciones de aprovechamiento de computadores



Fuente: adaptado de (Suresh et al., 2018)

- Llantas: procesos de reencauche, trituración y coprocesamiento son los más utilizados a nivel mundial y se está implementando cada vez más la pirólisis con diferentes condiciones, por lo cual es una alternativa que requiere ser analizada para implementación en Colombia.

5.3. Indicadores de los impactos ambientales positivos asociados a la implementación de planes posconsumo

A continuación se presentan los indicadores para cada uno de los residuos: envases de plaguicidas, computadores y llantas, se resalta que los indicadores varían para cada residuo teniendo en cuenta sus particularidades y los análisis realizados.

5.3.1. Envases de plaguicidas

A continuación, se presenta el indicador cambio climático en kgCO₂-eq/ ton de envases plásticos gestionados, asociado a los impactos ambientales evitados, discriminados según el tipo de disposición final que se deja de realizar al implementar los planes posconsumo:

Tabla 5-2: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de envases plásticos de plaguicidas

Categoría de impacto	Unidad de referencia	Relleno sanitario	Vertedero	Quema a cielo abierto
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq / ton	111.07	122.60	3104.34

Fuente: elaboración propia

Respecto a los envases metálicos de plaguicidas, se presenta el indicador de cambio climático, expresando los Kg CO₂-Eq/ ton de envases metálicos gestionados y evitados al no disponer estos residuos en relleno sanitario (tipo de disposición final) y al disminuir la producción de hierro primaria (reducción de materia prima).

Tabla 5-3: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de envases metálicos de plaguicidas

Categoría de impacto	Unidad de referencia	Cantidad evitada disposición en relleno sanitario	Cantidad evitada producción de hierro
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq /ton	8.93	1733.02

Fuente: elaboración propia

El último indicador está asociado a la contaminación de agua por metales pesados. Mediante la disposición de 1 ton de envases de plaguicidas por medio de los planes posconsumo, se puede evitar la contaminación de aproximadamente 208.98 m³ de agua por metales pesados, correspondiente al agua de 1672 habitantes.

5.3.2. Computadores

A continuación, en la Tabla 5-4, se presentan los indicadores vinculados a los impactos ambientales evitados al recuperar el hierro, el aluminio, el cobre y el plástico de 1 ton de computadores, gestionada mediante planes posconsumo.

Tabla 5-4: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de computadores

Categoría de impacto	Unidad	Cantidad evitada
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq / ton	3272.42
Agotamiento de fósiles (FDP)	kg oil-Eq / ton	1174.47
Eutrofización del agua (FEP)	kg P-Eq / ton	8.81
Formación de material particulado (PMFP)	kg PM10-Eq / ton	14.18
Acidificación terrestre (TAP100)	kg SO ₂ -Eq / ton	38.5

Fuente: elaboración propia

El último indicador está asociado a la contaminación de agua por metales pesados. Mediante la disposición adecuada de cada tonelada de pantallas de computadores, se puede evitar la contaminación de aproximadamente 2057,6 m³ de agua por metales pesados, correspondiente al consumo de agua aproximadamente de 16,416 habitantes.

5.3.3. Llantas

Teniendo en cuenta que en los planes posconsumo se realiza reencauche, se evita la producción primaria de llantas por lo cual los indicadores están vinculados a este proceso, y el otro indicador está relacionado con el impacto evitado por el tipo de disposición al eludir la quema a cielo abierto (Tabla 5-5).

Tabla 5-5: Indicadores de impactos ambientales evitados por la disposición mediante programas posconsumo de llantas usadas

Categoría de impacto	Unidad	Cantidad evitada asociada al reencauche	Cantidad evitada al no quemar a cielo abierto
Cambio climático (GWP100)	kg CO ₂ -Eq / ton	285,446	1881.87
Agotamiento de fósiles (FDP)	kg oil-Eq / ton	212,635	0
Eutrofización del agua (FEP)	kg P-Eq / ton	0.0753	0
Formación de material particulado (PMFP)	kg PM10-Eq / ton	0.587	2,752
Acidificación terrestre (TAP100)	kg SO ₂ -Eq / ton	1.29	9,529

Fuente: elaboración propia

El último indicador está relacionado a la contaminación de agua por metales pesados. Mediante la disposición adecuada de cada tonelada de llantas se puede evitar la contaminación de aproximadamente 6552 litros de agua por este tipo de metales.

En la infografía de la Figura 5-2 se presentan los principales indicadores resultado de esta investigación, lo cual sería de utilidad para la promoción de los planes posconsumo.

Figura 5-2: infografía principales indicadores.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos obtenidos en esta investigación.

6. Conclusiones y recomendaciones

6.1. Conclusiones

- La disposición por planes posconsumo de 1 ton de envases plásticos de plaguicidas evita la generación de 3104 Kg CO₂-eq al evitar su quema. Motivo por el cual, la implementación de los planes posconsumo entre 2010 y 2014 evitó la generación de 58.05 ton CO₂-eq.
- La implementación de los planes posconsumo de envases metálicos de plaguicidas entre 2010 y 2014 evitó la generación de 1.4 Kg de CO₂-eq equivalente, y la contaminación de 33 m³ de agua por metales pesados.
- La disposición por planes posconsumo de 1 ton de computadores evita la generación de 3272.4 CO₂-eq al recuperar el cobre, el hierro el aluminio y los plásticos. Además de prevenir la contaminación de 2057,6 m³ de agua por metales pesados.
- La implementación de los planes posconsumo de llantas entre 2010 y 2017 evitaron la generación de 150,636 ton CO₂-eq, considerando que las mismas terminarían siendo quemadas de forma ilegal. Igualmente, por cada tonelada gestionada se evitó la contaminación de 6552 L de agua por metales pesados, impidiendo la afectación de 1672 personas aproximadamente.
- El coprocesamiento de llantas tiene un impacto ambiental positivo, esto se debe a la disminución del uso de otro combustible como el carbón, cuya carga medioambiental se evita. Por lo cual, es necesario evaluar qué plantas de producción de cemento en el país podrían implementar esta técnica a fin de aumentar la cantidad de residuos que se procesan de esta forma.
- Para los planes posconsumo es necesario mejorar las dinámicas de seguimiento y establecer desde el gobierno medidas que permitan incentivar la creación de empresas de aprovechamiento, así como involucrar al sector informal en el proceso.
- Los planes posconsumo aún en sus primeros años y con las primeras metas de cumplimiento, son efectivos en tener impactos positivos al ambiente, además de otros impactos positivos que no se ven desde el punto de vista ambiental pero que hacen parte del conjunto, como generación de empleos, generación de industrias, recuperación de materiales, etc.
- Se encontró que los envases de insecticida metálicos, usan pinturas con un alto contenido de mercurio, lo cual incrementa su condición peligrosa, pues no solo se

tiene la toxicidad por el ingrediente activo del insecticida; sino que también se suma, la toxicidad del mercurio de la pintura.

- Con la información recolectada, principalmente de la ANLA, se ve claramente que existen fallas en el seguimiento, debido a que las cifras difieren entre los entes de control y el ministerio; además, no se está cumpliendo satisfactoriamente con estos planes posconsumo, por lo cual se requiere fortalecer las estrategias con los productores e importadores que permita dar cumplimiento a las metas planteadas.

6.2. Recomendaciones

- Los resultados de diagnósticos de planes posconsumo son una fuente de información para desarrollar modelos referentes a producción de residuos a futuro.
- Se presentan falencias en el reporte y divulgación de cantidades gestionadas por planes posconsumo. Por tal motivo, es necesario implementar estrategias que permitan mejorar el seguimiento que se realiza a dichos planes y que se pueda así tener acceso a datos más específicos, por ejemplo, la sistematización de tal forma que las empresas tengan la obligación de registrar la información del cumplimiento de las metas.
- Los indicadores generados pueden ser utilizados para la promoción de los planes posconsumo.

A.Anexo: Calor de combustión y sulfatos.

En este anexo se presentan las especificaciones de los equipos, reactivos y datos para la determinación de calor de combustión y de sulfatos en las muestras de envases plásticos de plaguicidas.

1. Especificaciones de los equipos empleados.

Calorímetro	Referencia	IKA C2000 BASIC S1
	Serie	03.352334
	Placa de inventario	2274084
	Fecha de última calibración	Diciembre 28 de 2013
Balanza	Referencia	Mettler Toledo AB204
	Serie	SNR111660708
	Placa de inventario	2162035
	Fecha de última calibración	Julio 2010
Baño Termostatado	Referencia	Julabo F12
	Serie	10126900
	Placa de inventario	2408337
	Fecha de última calibración	abril 30 de 2013
Espectrofotómetro	Referencia	Milton Roy Spectronic Genesys 5
	Serie	3V87307003
	Placa de inventario	2162393
	Fecha de última calibración	Abril 2008
	Fecha de última verificación	Agosto 2013
Bureta	Marco	Glassco United Knigdom
	Resolución	10ml 0,05 resolución

Calorímetro	Referencia	IKA C2000 BASIC S1
	Serie	03.352334
	Placa de Inventario	2274084
	Fecha de último mantenimiento	
	Fecha de última calibración	Diciembre 28 de 2013
	Fecha de última Verificación	
Balanza	Referencia	Mettler Toledo AB204
	Serie	SNR111660708
	Placa de Inventario	2162035
	Fecha de último mantenimiento	Julio 2010
	Fecha de última calibración	Julio 2010
	Fecha de última Verificación	
Baño Termostato	Referencia	Julabo F12
	Serie	10126900
	Placa de Inventario	2408337
	Fecha de último mantenimiento	
	Fecha de última calibración	abril 30 de 2013
	Fecha de última Verificación	
Espectrofotómetro	Referencia	Milton Roy Spectronic Genesys 5
	Serie	3V87307003
	Placa de Inventario	2162393
	Fecha de último mantenimiento	
	Fecha de última calibración	Abril 2008
	Fecha de última Verificación	Agosto 2013
Bureta	Marco	Glassco United Knigdom
	Resolución	10ml 0,05 resolución
	Fecha de última Verificación	

2. Condiciones ambientales

Temperatura Ambiental	18.5 °C
Humedad Ambiental	61

3. Preparación de reactivos analíticos – Titulación de solución NaOH

3.1. Especificaciones de reactivos

NaOH - Hidróxido de sodio
Marca: Chemí
Apariencia: Perlas
Referencia: SHP - 1000
Lote: 090216-4554

C₈H₅KO₄ - Biftalato de Potasio
Marca: JT. Baker
Apariencia: Cristales
Referencia: 2559 - 0
Lote: H4792958012J

3.2. Preparación de solución de NaOH 0.1N aprox.

Peso NaOH	3.9997 g
Volumen de H ₂ O	100 mL

3.3. Valoración de solución de NaOH 0.1N aprox.

Parametro/Material de envase	HDPE	UHWPE	Unidad
Peso biftalato	0.0804	0.0807	g
Vol agua	30.0	30.0	mL
Fenolftaleina	3	3	gotas
Vol NaOH	4.0	4.1	mL
Normalidad	0.0984	0.0976	N
PM biftalato	204.22	204.22	g/mol

4. Comprobación del equipo – Calor de combustión de la muestra control.

Parámetro / Material de envase	HDPE	UHWPE	Unidad
Presión del oxígeno de cargar el calorímetro	30	30	bar
Conductividad de agua	1.000	1.000	μS/cm
Peso probeta + agua (10 mL)	41.9529	42.0069	g
Parámetro / Material de envase	HDPE	UHWPE	Unidad
Peso probeta vacía	32.0087	32.0211	g
Peso de agua	9.9442	9.9858	g
Peso crisol vacío	5.9677	5.9673	g
Peso crisol + muestra	6.6686	6.6690	g
Muestra	0.7009	0.7017	g
H	44989	44680	J/g
Delta T	3.5553	3.5350	°C
Masa calculada para 3,0 °C	0.5914	0.5955	g
C	8903	8903	J/K
Peso crisol después de ignición	5.9730	5.9709	g
Peso cenizas	0.0053	0.0036	g

5. Resultados para cada muestra

5.2. Datos calor de combustión

Parámetro/ Material del envase	HDPE			UHWPE			Unidad
	1	2	3	1	2	3	
# de muestra							
Presión del oxígeno de cargar el calorímetro	30	30	30	30	30	30	bar
Conductividad del agua	1	1	1	1	1	1	μS/cm
Peso probeta + agua (10 mL)	41.9358	41.7815	41.9883	42.0206	41.4792	41.7518	g
Peso probeta vacía	31.0121	32.0075	31.9962	32.0460	32.0822	32.0056	g
Peso de agua	10.9237	9.7740	9.9921	9.9746	9.3970	9.7462	g
Peso crisol vacío	5.9670	5.9673	5.9675	5.9674	5.9676	5.9675	g
Peso crisol + muestra	6.6768	6.6731	6.6750	6.6707	6.6753	6.6701	g
Muestra	0.7098	0.7058	0.7075	0.7033	0.7077	0.7026	g
H	45985	45879	45867	45985	45817	45737	J/g
Delta T	3.6797	3.6506	3.6584	3.4439	3.6555	3.6229	°C
Masa calculada para 3,0 °C	0.5787	0.5800	0.5802	0.6126	0.5808	0.5818	g
C	8903	8903	8903	8903	8903	8903	J/K
Parámetro/ Material del envase	HDPE			UHWPE			Unidad
	1	2	3	1	2	3	
# de muestra							
Peso crisol después de ignición	5.9749	5.9731	5.9739	6.0050	5.9743	5.9717	g
Peso cenizas	0.0079	0.0058	0.0064	0.0376	0.0067	0.0042	g

5.3. Datos medición de sulfatos.

5.3.1. Especificaciones del reactivo de acondicionamiento.

Fecha de preparación	31/05/2013
No. de identificación	RT101001-1

5.3.2. Recolección de datos

Parámetro/ Material del envase	HDPE			UHWPE			Unidad
	1	2	3	1	2	3	
# de muestra							
Peso erlenmeyer vacío	73.1299	78.9864	93.2531	75.6902	76.9569	80.3786	g
Peso erlenmeyer + agua	165.1594	167.6610	183.2333	166.2373	168.3185	171.0189	g
Recolección inicial de agua	92.0295	88.6746	89.9802	90.5471	91.3616	90.6403	g
Peso de muestra a titular	30.0302	30.4581	30.2672	30.2157	30.2000	30.4653	g
Volumen NaOH	1.55	1.35	1.40	0.75	1.75	1.40	mL
Concentración de NaOH	0.098423	0.098423	0.098423	0.097571	0.097571	0.097571	N
Peso BaCl ₂	0.2002	0.2001	0.2004	0.2010	0.2008	0.2020	g
Peso muestra sulfatos	30.0612	31.0833	30.8786	30.4833	30.1701	30.4845	g
Valor blanco inicial	0.341	0.334	0.275	0.320	0.250	0.245	(abs)
Valor blanco final	0.332	0.299	0.300	0.325	0.263	0.259	(abs)
Máximo de absorbancia	2.547	2.510	2.590	2.650	2.620	2.630	(abs)
Concentración de sulfato	212.786	209.741	216.325	221.263	218.794	219.617	mg/L

Seguimiento de reacción

Tipo de material	HDPE			UHWPE		
	1	2	3	1	2	3
# de muestra						
Tiempo (s)	Abs @ 420nm					
0	2.547	2.510	2.590	2.630	2.620	2.630
30	2.535	2.500	2.560	2.620	2.610	2.620
60	2.520	2.500	2.550	2.650	2.610	2.610
90	2.437	2.494	2.540	2.620	2.620	2.590
120	2.455	2.491	2.520	2.620	2.610	2.600
150	2.425	2.475	2.520	2.610	2.610	2.600
180	2.414	2.487	2.540	2.610	2.610	2.560
210	2.391	2.463	2.520	2.570	2.610	2.570
240	2.357	2.453	2.540	2.540	2.590	2.570

B.Anexo: Cálculo de metales pesados en la muestra de envase de plaguicida

A continuación, se presenta el ejemplo de cálculo de la cantidad de metales pesados a partir de las concentraciones obtenidas por espectroscopía:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$0.427 \frac{mg}{L} (0.05L) = C_2(0.025L)$$

$$C_2 = 0.854 \frac{mg}{L}$$

$$0.854 \frac{mg}{L} (0.1L) = C_2(0.01L)$$

$$C_2 = 8,54 \frac{mg}{L}$$

$$\text{Concentración de Cr en la muestra} = 8,54 \frac{mg}{L} * 0,01L = 0,0854mg$$

C.Anexo: Fotos de las pruebas realizadas para caracterización de envases de plaguicidas

Figura 6-1: digestión de muestra de la hojalata en agua regia.



Fuente: autora

Figura 6-2: Muestra de la hojalata antes, durante y después de la prueba en horno eléctrico.



Fuente: autora

Figura 6-3: Muestra de dilución de pintura de la hojalata del envase de insecticidas en proceso de calentamiento.



Fuente: autora

D.Anexo: Detalle por componente de computadores y periféricos gestionados.

Tipo de equipo	Puestas en el mercado (Un)	Puestas en el mercado (Kg)	Meta de recolección (Un)	Meta de recolección (Kg)	Disposición final (Un)	Disposición final (kg)	Meta reacondicionamiento (Un)	Unidades reacondicionadas
Tablets	0	0	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	50512	267648,77	0	0	0	0	0	0
Portátiles	31359	70609,98	0	0	0	0	0	0
Impresora	5956	95616,45	0	0	0	0	0	0
TOTAL 2010	2813453	18060641,22	186	0	6	0	0	0
Tablets	0	0	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	55069	192126,96	0	0	0	0	0	0
Portátiles	44369	110334,49	0	0	0	0	0	0
Impresora	1109	3529,44	0	0	0	0	0	0
TOTAL 2011	124716	360013,04	65496	461420,69	12	0	0	0
Tablets	1467	1124,5	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	68847	300460,76	990,08	2360,44	0	0	63,01	0
Portátiles	99212	172452,19	192,25	573,03	0	0	2,37	0
Impresora	1876	2109,43	229	4294	0	0	68	0
TOTAL 2012	192269	2253849,03	57586,77	382306,435	432	0	26195,68	643,98
Tablets	12732	328,48	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	108965	440026,45	2209,8	5282,87	0	0	231,55	0
Portátiles	211114	259566,23	956,6	693,52	0	0	28,315	0
Impresora	8897	8944,5	0	0	0	0	0	0
TOTAL 2013	369056	817936,94	15907,8	152152,474	491	0	3367,795	1745
Tablets	4502	4177,37	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	607160	2374839,8	4919,72	17661,28	928	6379	1431,21	8
Portátiles	431921	674223,44	8889,1	5396,89	10	0	1777,83	3
Impresora	5312	5889,76	0	0	0	0	0	0
TOTAL 2014	1070957	3063348,57	54497,51	174892,14	5533	40312	13417,58	2051
Tablets	184	86,22	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	509939	1554887,48	6508	22218,57	3455	7500,8	1844	12
Portátiles	44172	52195,81	41084	50903,37	0	0	5	0
Impresora	1851	4196,66	10	208,1	0	0	3	0

TOTAL 2015	555760	1620486,85	601603,6	2473383,17	3455	7500,8	47224,41	5088,6
Tablets	0	0	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	955	173	476,25	452,05	0	0	9	0
Portátiles	1316	729,71	50712	65011	0	0	7	0
Impresora	300	7	15,9	341,66	0	0	4	0
TOTAL 2016	14872	73914,63	2531024,15	838705,41	0	158,6	781	0
Tablets	0	0	0	0	0	0	0	0
Equipos de computo	0	0	153203	474893	0	0	153203	0
Portátiles	0	0	25	31	0	0	9	0
Impresora	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL 2017	20897	82003	154575	477311,5	0	0	153522	0
TOTAL 2010-2017	5.161.980	26.332.193	3.480.877	4.960.172	9.929	47.971	244.508	9.529

E. Anexo: Calor de combustión y sulfatos-llantas

En este anexo se presentan las especificaciones de los equipos, reactivos y datos para la determinación de calor de combustión y de sulfatos en las muestras de llantas.

1. Especificaciones de los equipos empleados.

Calorímetro	Referencia	IKA C2000 BASIC S1
	Serie	03.352334
	Placa de inventario	2274084
	Fecha de última calibración	Diciembre 28 de 2013
Balanza	Referencia	Mettler Toledo AB204
	Serie	SNR111660708
	Placa de inventario	2162035
	Fecha de última calibración	Julio 2010
Baño Termostatado	Referencia	Julabo F12
	Serie	10126900
	Placa de inventario	2408337
	Fecha de última calibración	abril 30 de 2013
Espectrofotómetro	Referencia	Milton Roy Spectronic Genesys 5
	Serie	3V87307003
	Placa de inventario	2162393
	Fecha de última calibración	Abril 2008
	Fecha de última verificación	Agosto 2013
Bureta	Marco	Glassco United Knigdom
	Resolución	10ml 0,05 resolución

CALORÍMETRO	Referencia	IKA C2000 BASIC S1
	Serie	03.352334
	Placa de Inventario	2274084
	Fecha de último mantenimiento	
	Fecha de última calibración	Diciembre 28 de 2013
	Fecha de última Verificación	

BALANZA	Referencia	Mettler Toledo AB204
	Serie	SNR111660708
	Placa de Inventario	2162035
	Fecha de último mantenimiento	Julio 2010
	Fecha de última calibración	Julio 2010
	Fecha de última Verificación	

BAÑO TERMOSTATADO	Referencia	Julabo F12
--------------------------	------------	------------

	Serie	10126900
	Placa de Inventario	2408337
	Fecha de último mantenimiento	
	Fecha de última calibración	abril 30 de 2013
	Fecha de última Verificación	

ESPECTROFOTÓMETRO	Referencia	Milton Roy Spectronic Genesys 5
	Serie	3V87307003
	Placa de Inventario	2162393
	Fecha de último mantenimiento	
	Fecha de última calibración	Abril 2008
	Fecha de última Verificación	Agosto 2013

BURETA	Marco	Glassco United Knigdom
	Resolución	10ml 0,05 resolución
	Fecha de última Verificación	

2. Condiciones ambientales

Temperatura ambiental	22.5 °C
Humedad ambiental	45

3. Preparación de reactivos analíticos – Titulación de solución NaOH

3.1. Especificaciones de reactivos

NaOH - Hidróxido de sodio
Marca: Chemí
Apariencia: Perlas
Referencia: SHP - 1000
Lote: 090216-4554

C₈H₅KO₄ - Biftalato de Potasio
Marca: JT. Baker
Apariencia: Cristales
Referencia: 2559 - 0
Lote: H4792958012J

3.2. Preparación de solución de NaOH 0.1N aprox.

Peso NaOH	3.9997 g
Volumen de H ₂ O	100 mL

3.3. Valoración de solución de NaOH 0.1N aprox.

Parámetro	llanta	Unidad
Peso biftalato	0.0801	g
Vol agua	30.1	mL
Fenolftaleina	3	gotas
Vol NaOH	4.0	mL
Normalidad	0.0981	N
PM biftalato	204.22	g/mol

4. Comprobación del equipo – Calor de combustión de la muestra control.

Parámetro	llanta	Unidad
Presión del oxígeno de cargar el calorímetro	30	bar
Conductividad de agua	1.000	$\mu\text{S/cm}$
Peso probeta + agua (10 mL)	41.7015	g
Peso probeta vacía	32.0262	g
Peso de agua	9.6753	g
Peso crisol vacío	5.9682	g
Peso crisol + muestra	6.6686	g
Parámetro	llanta	Unidad
Muestra	0.7010	g
H	44767	J/g
Delta T	3.5383	$^{\circ}\text{C}$
Masa calculada para 3,0 $^{\circ}\text{C}$	0.5944	g
C	8903	J/K
Peso crisol después de ignición	5.9730	g
Peso cenizas	0.0046	g

5. Resultados para cada muestra

5.1. Datos calor de combustión

Parámetro/ # de muestra	1	2	3	Unidad
Presión del oxígeno de cargar el calorímetro	30	30	30	bar
Conductividad del agua	1	1	1	$\mu\text{S/cm}$
Peso probeta + agua (10 mL)	41.8076	41.7996	42.0381	g
Peso probeta vacía	32.0216	32.0163	32.0331	g
Peso de agua	9.7860	9.7833	10.0050	g
Peso crisol vacío	5.9681	5.9683	5.9694	g

Peso crisol + muestra	6.6735	6.6735	6.6777	g
Muestra	0.7054	0.7052	0.7083	g
H	37335	37195	36909	J/g
Delta T	2.9716	2.9597	2.9499	°C
Masa calculada para 3,0 °C	0.7121	0.7148	0.7203	g
C	8903	8903	8903	J/K
Peso crisol después de ignición	6.0035	6.0040	6.0039	g
Peso cenizas	0.0354	0.0357	0.0345	g

5.2. Datos medición de sulfatos

5.2.1. Especificaciones del reactivo de acondicionamiento

Fecha de preparación	31/05/2013
No. de identificación	RT101001-1

5.2.2. Recolección de datos

Parámetro/ # de muestra	1	2	3	Unidad
Peso erlenmeyer vacío	73.1319	84.1892	88.0534	g
Peso erlenmeyer + agua	163.2328	173.8077	175.8133	g
Parámetro/ # de muestra	1	2	3	Unidad
Recolección inicial de agua	90.1009	89.6185	87.7599	g
Peso de muestra a titular	30.6668	29.7896	30.8783	g
Volumen NaOH	3.30	3.10	4.15	mL
Concentración de NaOH	0.098056	0.098056	0.098056	N
Peso BaCl ₂	0.2015	0.2018	0.2009	g
Peso muestra sulfatos	30.1552	30.3589	30.1668	g
Valor blanco inicial	0.223	0.225	0.224	(abs)
Valor blanco final	0.224	0.224	0.225	(abs)
Máximo de absorbancia	2.600	2.580	2.610	(abs)
Concentración de Sulfato	217.148	215.502	217.971	mg/L

Seguimiento de reacción

# de muestra	1	2	3
Tiempo (s)	Abs@420nm		
0	2.600	2.570	2.590
30	2.600	2.570	2.580
60	2.590	2.570	2.580
90	2.590	2.580	2.590
120	2.570	2.550	2.580
150	2.570	2.550	2.610
180	2.560	2.550	2.590
210	2.530	2.540	2.600
240	2.510	2.530	2.600

F. Anexo: Detalle de cantidad de llantas gestionadas anualmente

Año	Puestas en el mercado (Un)	Puestas en el mercado (Kg)	Meta de recolección (Un)	Meta de recolección (Kg)	Disposición final Posconsumo (Un)	Disposición final (kg)
2010	5,365,815	495,528	0	0	0	0
2011	6,714,041	772,100	0	0	0	0
2012	6,912,939	791,811	1,087,182	174,985	340,933	0
2013	6,939,682	1,192,696	1,679,549	254,743	337,998	0
2014	7,247,931	1,390,977	2,055,355	373,211	182,771	129,613
2015	214,486	773,521	2,265,567	397,969	229,895	0
2016	242,654	186,360	38,853	92,934	4,627,766*	20,176
2017	11,300	135,000	64,177	45,840	0	0
TOTAL	33,648,848	5,737,993	7,190,683	1,339,682	5,719,363	149,789

*Reportado por Ministerio de Ambiente

Referencias

- American Society for Testing and Materials. (2013). *Standard Test Method for Low Concentrations of Lead , Cadmium , and Cobalt in Paint by Atomic Absorption Spectroscopy* (Vol. 47, pp. 1–4). Vol. 47, pp. 1–4. <https://doi.org/10.1520/D3335-85AR09.2>
- Aranda Hidalgo, J. L. (2014). *Desulfuración de los gases de combustión mediante absorción con CaCO₃*. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=67922>
- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2016). *Auto 05232 del 25 de octubre de 2016*. Recuperado de: http://portal.anla.gov.co/sites/default/files/auto_5232_25102016_ct_3765_ct_4212_d.pdf
- Baldé, C., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., & Stegmann, P. (2017). *Observatorio mundial de los residuos electrónicos 2017*. Recuperado 15 de noviembre de 2020 de [https://www.itu.int/en/ITU-D/Climate-Change/Documents/GEM 2017/GEM 2017-S.pdf](https://www.itu.int/en/ITU-D/Climate-Change/Documents/GEM%2017/GEM%2017-S.pdf)
- Cámara de comercio de Bogotá, & Departamento Técnico Administrativo de Medio ambiente. (2006). *Guía para el manejo de llantas usadas* (p. 56). p. 56. Recuperado el 15 de noviembre de 2020 de http://ambientebogota.gov.co/documents/21288/0/guia_llantas.pdf
- Cámara de la Industria para la Protección de cultivos-ANDI, & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2003). *Guías Ambientales para el Subsector de Plaguicidas. Andi*, p. 104.
- Campo Limpio. (2018). *CAMPO LIMPIO, ¿Cómo hacer el triple lavado?* Recuperado el 02 de febrero de 2021 de Campo Limpio, una solución ambiental para el Agro website: <https://www.croplifela.org/es/proteccion-cultivos/campolimpio>
- Campo Limpio. (2020). Proyecto Ecotutores. Recuperado 20 de diciembre de 2020, de <https://campolimpio.org/>
- Castro, G. (2008). Materiales y compuestos para la industria del neumático. *Diciembre*, 1–57. Recuperado el 10 de octubre de 2020 de http://campus.fi.uba.ar/file.php/295/Material_Complementario/Materiales_y_Compuestos_para_la_Industria_del_Neumatico.pdf
- Cempel, M., & Nikel, G. (2005). Nickel: A review of its sources and environmental toxicology. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(3), 375–382.
- Center for International Environmental Law. (2019). *Plastic & Health - The Hidden Costs of a Plastic Planet* (p. 65). p. 65. Recuperado el 10 de octubre de 2020 de

www.ciel.org/plasticandhealth

- Centro Coordinador del Convenio de Basilea para América Latina y el Caribe. (2005). *Guía para la gestión integral de residuos peligrosos: Fichas Temáticas* (p. 140). p. 140.
- Chatterjee, S. (2015). *Sustainable Recycling Technology for Electronic Waste : DeitY ' s Initiatives Legislative Provision to manage E- E -waste*. (March).
- Chen, Z., Yang, M., Shi, Q., Kuang, X., Qi, H. J., & Wang, T. (2019). Recycling Waste Circuit Board Efficiently and Environmentally Friendly through Small-Molecule Assisted Dissolution. *Scientific Reports*, 9(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54045-w>
- Colombia. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Lineamientos Técnicos para el manejo de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos. En *Centro Nacional de Producción Más Limpia*. Recuperado el 10 de octubre de 2020 de http://www.residuoselectronicos.net/wp-content/uploads/2012/03/Guia_RAEE_MADS_2011-reducida.pdf
- Corporación para el manejo Posconsumo de Plaguicidas Domésticos de Colombia Cierra el Ciclo. (2016). *Términos de referencia Estudio de caracterización envases y empaques de plaguicidas domésticos*.
- Corti, A., & Lombardi, L. (2004). End life tyres: Alternative final disposal processes compared by LCA. *Energy*, 29(12-15 SPEC. ISS.), 2089–2108. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2004.03.014>
- Dirección de Transporte, Conae, & Martínez, A. (2000). *Manual de Información Técnica de Neumáticos*. 27. Recuperado de http://www.fivi.cat/archivos_fivi/manual_llantas.pdf
- Duda, W. (1977). *Manual tecnológico del cemento*. Recuperado de <https://www.google.com.co/search?tbo=p&tbn=bks&q=isbn:8471460955>
- Elfvendahl S, Mihale M, Kishimba MA, K. H. (2004). Pesticide pollution remains severe after cleanup of a stockpile of obsolete pesticides at Vikuge, Tanzania. *Ambio*, 3, 503–508. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.8.503>
- Environmental Protection Agency. (1997). *Emisiones al aire de la combustión de llantas usadas* (p. 124). p. 124. Recuperado de https://www3.epa.gov/ttnecatc1/cica/files/tire_esp.pdf
- Environmental Protection Agency of the United States of America. (2010). *Life-Cycle Assessment of Desktop Computer Displays: Summary of Results*. 1–36.
- Escobar López, S. M. (2019). Análisis de las nuevas alternativas de disposición final para

- contenedores vacíos de plaguicidas. *Universidad Santiago de Cali*, 1–9. Recuperado de <https://repository.usc.edu.co/handle/20.500.12421/219>
- Fernández Ortiz, J. C., & Eberz, G. (2019). Responsabilidad Extendida del Productor en Colombia: Estudio Regional sobre la figura REP en Latinoamérica en comparación con Alemania y España bajo el Marco Legal de la Unión Europea. *Wiego*, p. 22.
- Forti, V, Baldé, C., Kuehr, R., & Bel, G. (2020). *Observatorio mundial de los residuos electrónicos 2020: Cantidades, flujos y potencial de la economía circular*. Universidad de las Naciones Unidas (UNU)/Instituto de las Naciones Unidas para Formación Profesional e Investigaciones (UNITAR) – coorganizadores del programa SCYCLE, Unión Internacional de Telecomunicaciones (UIT) y Asociación Internacional de Residuos S.
- Forti, V., Baldé, C., & Kuehr, R. (2018). *E-Waste Statistics: Guidelines on classification, reporting and indicators* (pp. 1–72). pp. 1–72.
- García Arbeláez, C., Vallejo, G., Higgings, M., & Escobar, E. (2016). El Acuerdo de París. Así actuará Colombia frente al cambio climático. 1 ed., 52. Recuperado de <http://www.iadb.org/intal/intalcdi/PE/2009/04316.pdf>
- Gidlow, D. A. (2004). Lead toxicity. *Occupational Medicine*, 54(2), 76–81. <https://doi.org/10.1093/occmed/kqh019>
- Giraldo, J. (2010). Análisis de flujos de residuos de computadores en el sector formal e informal en Colombia (pp. 1–8). pp. 1–8.
- Guo, J., Cao, B., Guo, J., & Xu, Z. (2008). A plate produced by nonmetallic materials of pulverized waste printed circuit boards. *Environmental Science and Technology*, 42(14), 5267–5271. <https://doi.org/10.1021/es800825u>
- Huijbregts, M., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M. D. M., ... van Zelm, R. (2016). ReCiPe 2016, A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. *National Institute for Public Health and the Environment*, 194. Recuperado de <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>
- IDEAM. (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Recuperado de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/ENA_2014.pdf
- Instituto Colombiano Agropecuario. (2017). *Estadísticas de comercialización de plaguicidas químicos de uso agrícola 2015*.
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2007). *ISO 14040 Gestión Ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia*.
- IPCC. (2007). *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007*. Recuperado de

https://archive.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/es/faq-2-1.html

- Luga, A., Samuila, A., Morar, R., Bilici, M., & Dascalescu, L. (2016). Tribocharging techniques for the electrostatic separation of granular plastics from waste electric and electronic equipment. *Particulate Science and Technology*, *34*(1), 45–54. <https://doi.org/10.1080/02726351.2015.1043675>
- Jeon, H. S., Park, C. H., Cho, B. G., & Park, J. K. (2009). Separation of PVC and rubber from covering plastics in communication cable scrap by tribo-charging. *Separation Science and Technology*, *44*(1), 190–202. <https://doi.org/10.1080/01614940802286040>
- Jimenez, J., Claiborn, C., Larson, T., Gould, T., Kirchstetter, T. W., & Gundel, L. (2007). Loading effect correction for real-time aethalometer measurements of fresh diesel soot. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *57*(7), 868–873. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.7.868>
- Karam Calderón, M., Ramírez, G., Bustamante Montes, L., & Manuel Galván, J. (2004). Plaguicidas y salud de la población. *CIENCIA ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva*, *11*(3), 246–254.
- Katz, S. A., & Salem, H. (1993). The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: A review. *Journal of Applied Toxicology*, *13*(3), 217–224. <https://doi.org/10.1002/jat.2550130314>
- Kolias, K., Hahladakis, J. N., & Gidaracos, E. (2014). Assessment of toxic metals in waste personal computers. *Waste Management*, *34*(8), 1480–1487. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.04.020>
- Kuehr, R. (2019). Waste Electrical and Electronic Equipment. *Waste*, 477–487. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-815060-3.00025-6>
- Kurtz, S. (2004). A primer on UHMWPE. En *The UHMWPE Handbook Ultra-High Molecular Weight Polyethylene in Total Joint Replacement* (pp. 1–12). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012429851-4/50002-4>
- Ladou, J., & Lovegrove, S. (2008). Export of electronics equipment waste. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, *14*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1179/oeh.2008.14.1.1>
- León, J. (2010). *Modelling computer waste flows in the formal and the informal sector a case study in Colombia*. Swiss federal institute of technology/Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research.
- Li, Q. S., Chen, Y., Fu, H. B., Cui, Z. H., Shi, L., Wang, L. L., & Liu, Z. F. (2012). Health risk of heavy metals in food crops grown on reclaimed tidal flat soil in the Pearl River Estuary, China. *Journal of Hazardous Materials*, *227–228*, 148–154.

- <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.023>
- Li, X., Xu, H., Gao, Y., & Tao, Y. (2010). Comparison of end-of-life tire treatment technologies: A Chinese case study. *Waste Management*, 30(11), 2235–2246. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.006>
- Lindhqvist, T., Manomaivibool, P., & Tojo, N. (2008). *La responsabilidad extendida del productor en el contexto latinoamericano*. Recuperado de <http://www.basuracero.org/sitio/admin/archivos/la-responsabilidad-extendida-d.pdf>
- Martínez Vallejo, L. A., Cortés Mora, H. G., Méndez Alcázar, J. A., & Peña-Reyes, J. I. (2020). *Un enfoque desde la sustentabilidad: Análisis de ciclo de vida como herramienta para la toma de decisiones en el desarrollo de proyectos hidroeléctrico en Colombia* (p. 20). p. 20.
- Menad, N., Guignot, S., & van Houwelingen, J. A. (2013). New characterisation method of electrical and electronic equipment wastes (WEEE). *Waste Management*, 33(3), 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.007>
- Merlin, C., & Vogt, R. (2020). *Life cycle assessment of waste tyre treatments : Material recycling vs . co- incineration in cement kilns*.
- Miloudi, M., Dascalescu, L., Li, J., Medles, K., & Tilmatine, A. (2015). Improved Overall Performances of a Tribo-Aero-Electrostatic Separator for Granular Plastics From Waste Electric and Electronic Equipment. *IEEE Transactions on Industry Applications*, 51(5), 4159–4165. <https://doi.org/10.1109/TIA.2015.2429111>
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo territorial. (2005). *Decreto 4741* (p. 30). p. 30.
- Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. (2017a). *Boletín Residuos Posconsumo. Principios de la gestión de residuos posconsumo*. Recuperado de <http://www.minambiente.gov.co>
- Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. (2017b). Política Nacional para la Gestión Integral de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos.
- Ministerio de ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). *Envases de plaguicidas domésticos*. Recuperado de <http://www.minambiente.gov.co/index.php/asuntos-ambientales-sectorial-y-urbana/programas-posconsumo-existentes/envases-de-plaguicidas>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Resolución 631 de 2015. Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones*.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo y Desarrollo Sostenible, & Ministerio de Comercio Industria y Turismo. (2019). Estrategia Nacional de Economía Circular. En *Gobierno de Colombia*. Recuperado de http://www.andi.com.co/Uploads/Estrategia Nacional de Economía Circular-2019 Final.pdf_637176135049017259.pdf
- Ministerio de Vivienda. (2014). *Desarrollo de Planes de Acción Sectorial de Mitigación para Aguas Residuales y Residuos Sólidos* (pp. 1–20). pp. 1–20.
- Mohabuth, N., & Miles, N. (2005). The recovery of recyclable materials from Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) by using vertical vibration separation. *Resources, Conservation and Recycling*, 45(1), 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.02.001>
- Okonkwo, F. O., Njan, A. A., Ejike, C. E. C. C., Nwodo, U. U., & Onwurah, I. N. E. (2018). Health implications of occupational exposure of butchers to emissions from burning tyres. *Annals of Global Health*, 84(3), 387–396. <https://doi.org/10.29024/aogh.2321>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura –FAO. (1996). *Eliminación de grandes cantidades de plaguicidas en desuso en los países en desarrollo*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/W1604S/w1604s04.htm>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, & Organización Mundial de la Salud. (2008). *International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides: Guidelines on Management Options for Empty Pesticide Containers*.
- Organización Mundial de la Salud. (2009). *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification*. Recuperado de https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44271/9789241547963_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), & Comisión Económica para América Latina y el Caribe (ECLAC). (2014). *Evaluaciones del desempeño ambiental: Colombia 2014, Análisis de los resultados medioambientales*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1787/9789264213074-es>.
- Ortiz-Rodríguez, O. O., Ocampo-Duque, W., & Duque-Salazar, L. I. (2017). Environmental impact of end-of-life tires: Life cycle assessment comparison of three scenarios from a case study in Valle Del Cauca, Colombia. *Energies*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/en10122117>
- Patel, M. M., & Miller, R. L. (2009). Air pollution and childhood asthma: Recent advances and future directions. *Current Opinion in Pediatrics*, 21(2), 235–242. <https://doi.org/10.1097/MOP.0b013e3283267726>
- Piotrowska, Katarzyna Kruszelnicka, Weronika Bałdowska-Witos, P., Robert, K.,

- Rudnicki, J., Tomporowski, Andrzej Flizikowski, J., & Opielak, M. (2019). Assessment of the Environmental Impact of a Cart Tire through its Lifecycle Using the LCA Method. *Materials*, 12(4177). <https://doi.org/10.3390/ma12244177>
- Ratcliffe, H. E., Swanson, G. M., & Fischer, L. J. (1996). Human exposure to mercury: A critical assessment of the evidence of adverse health effects. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 49(3), 221–270. <https://doi.org/10.1080/00984108.1996.11667600>
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., & Shiina, T. (2009). A Review of Life Cycle Assessment (LCA) on Some Food Products. *Journal of Food Engineering*, 1–10. Recuperado de 10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016.
- Scheirs, J. (2006). Overview of commercial pyrolysis processes for waste plastics. En J. Scheirs & W. Kaminsky (Eds.), *Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics: Converting Waste Plastics into Diesel and Other Fuels* (pp. 383–433). <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/0470021543.ch15>
- Secretaria General de la Comunidad Andina. (2019). *Resolución No. 2075 Manual Técnico Andino para el Registro y Control de Plaguicidas Químicos de Uso Agrícola* (pp. 1–42). pp. 1–42.
- Seo, E., & Kulay, L. (2006). Life Cycle Assessment: Management Tool for Decision-Making. *Interfacehs*, 1(1).
- Sepúlveda, A., Schluep, M., Renaud, F. G., Streicher, M., Kuehr, R., Hagelüken, C., & Gerecke, A. C. (2010). A review of the environmental fate and effects of hazardous substances released from electrical and electronic equipments during recycling: Examples from China and India. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(1), 28–41. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.04.001>
- Sherazi, T. A. (2015). Ultrahigh molecular weight polyethylene. *Department of Chemistry, COMSATS Institute of Information Technology, Abbottabad, Pakistan*, p. 2. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-40872-4>
- Shiraiwa, T., & Fujino, N. (1966). Theoretical Calculation of Fluorescent X-Ray Intensities in Fluorescent X-Ray Spectrochemical Analysis. *Japanese Journal of Applied Physics*, 5(10).
- Speight, J. G. (2020). Production of fuels from nonfossil fuel feedstocks. En *The Refinery of the Future*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-816994-0.00011-7>
- Sundar, S., & Chakravarty, J. (2010). Antimony toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(12), 4267–4277. <https://doi.org/10.3390/ijerph7124267>

- Suresh, S. S., Bonda, S., Mohanty, S., & Nayak, S. K. (2018). A review on computer waste with its special insight to toxic elements, segregation and recycling techniques. *Process Safety and Environmental Protection*, 116, 477–493. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.03.003>
- TRC Environmental Agency. (1993). *Analysis of the Ambient Monitoring Data in the Vicinity of Open Tire Fires*. Environmental Protection Agency.
- Unidad de Planeación Minero Energética UPME, & Universidad Industrial de Santander. (2018). *Realizar un análisis del potencial de reutilización de minerales en Colombia y definir estrategias orientadas a fomentar su aprovechamiento por parte de la industria en el país bajo el enfoque de economía circular*.
- Unión Temporal Ocade Ltda, Saniplan, & Ambiental S.A. (2000). *Diagnóstico ambiental sobre el manejo actual de llantas y neumáticos usados generados por el parque automotor de Santa Fe de Bogotá*.
- Van Zelm, R., Roy, P., Hauschild, M., & Huijbregts, M. (2015). *Acidification*. In: *Life Cycle Impact Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment* (pp. 163–176). pp. 163–176.
- Wang, F., Huisman, J., Meskers, C. E. M., Schluep, M., Stevels, A., & Hagelüken, C. (2012). The Best-of-2-Worlds philosophy: Developing local dismantling and global infrastructure network for sustainable e-waste treatment in emerging economies. *Waste Management*, 32(11), 2134–2146. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.029>
- Williams, P. T. (2013). *Pyrolysis of Waste Tyres: A Review* (Vol. 33, pp. 79–93). Vol. 33, pp. 79–93.
- Winship, K. A. (1988). Toxicity of tin and its compounds. *Adverse Drug React.*, 7(19).