

**METODO DE EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LA
EXPLOTACIÓN DE RECURSOS MINERALES EN EL MARCO DE LA
EVALUACIÓN DEL CICLO DE VIDA**

URIEL FABIÁN CARMONA GARCÍA

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
SANTIAGO DE CALI-COLOMBIA
2019**

METODO DE EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LA EXPLOTACIÓN DE RECURSOS MINERALES EN EL MARCO DE LA EVALUACIÓN DEL CICLO DE VIDA

URIEL FABIÁN CARMONA GARCÍA

Tesis presentada como requisito para optar al título de Doctor en Ingeniería.
Área de Énfasis Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Directora:

INÉS RESTREPO TARQUINO, Ing, MSc, PhD

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
SANTIAGO DE CALI-COLOMBIA
2019**

Santiago de Cali, junio de 2018

Nota de Aceptación:

INÉS RESTREPO TARQUINO, Ing, MSc, PhD

Directora de Tesis

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

A Dios por brindarme esta oportunidad y darme la fuerza para enfrentar y superar este gran
Reto

A mi madre Mercedes García, mi gran amor y mi maestra, mi luz en mi oscuridad

A mi padre Gildardo Carmona, por su nobleza y serenidad que lo hacen un gran ser humano

A mis hermanos, para ellos mi respeto y admiración como personas y académicos

A mi Estefi, el amor de mi vida, por ser mi motor, por creer en mí, por apoyarme y motivarme
en éste y todos mis proyectos

A mi Fabianita, quién desde antes de nacer ya me ha hecho una mejor persona y el hombre
más dichoso

A todas las personas que en algún momento me acompañaron y me dieron su apoyo en este
camino

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos a las diversas personas; proyectos e instituciones que hicieron posible que este trabajo de investigación se desarrollara:

Inés Restrepo Tarquino. Directora de este trabajo de investigación quién me brindó además de su constante apoyo y orientación, su comprensión en los momentos más difíciles.

Profesor Harold Cardona Trujillo, Facultad de Ciencias Económicas de la Universidad de Antioquia

Profesor Francisco Javier Uche Marcuello, Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad de Zaragoza, España.

Programa nacional de formación de investigadores “Generación del Bicentenario”
“Francisco José de Caldas”

Instituto CINARA de la Universidad del Valle.

Comité para el Desarrollo de la Investigación (CODI) de la Universidad de Antioquia

Programa de Postgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle.

Comunidad Minera de la cuenca del Sinifaná en el Suroeste Antioqueño.

Comunidad Minera del municipio de Quinchía, Risaralda.

Servicio Geológico Colombiano

Agencia Nacional de Minería

RESUMEN

Esta tesis de doctorado propone un método objetivo de evaluación del impacto ambiental para proyectos mineros que requieran de licenciamiento ambiental, que además es de interés y utilidad para aquellas empresas mineras comprometidas con la minería responsable, y que requieran comunicar de forma objetiva a las diferentes partes interesadas sus logros o avances en este tema. El modelo se desarrolla tomando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) como marco de referencia y como estudio de caso la minería del carbón y del oro en Colombia, tanto a cielo abierto como subterránea. El modelo evalúa los impactos teniendo en cuenta tres áreas de protección: Salud Humana (Human Health); Calidad de los Ecosistemas (Ecosystem Quality) y Agotamiento de los Recursos (Resources).

El modelo está basado en el método de Pfister (2009), el cual evalúa el impacto del consumo del agua dulce en las tres áreas de protección antes mencionadas, así pues, para probar la validez de éste método se hace aplicación del mismo tomando una cuenca con estrés hídrico como estudio de caso. Así mismo, y para entender mejor los alcances y limitaciones de la metodología del ACV en cuanto a la evaluación regionalizada del impacto y su capacidad de mostrar escenarios de producción más limpia en la actividad minera, se presenta la implementación de ésta metodología haciendo uso de las directrices de la norma ISO 14044:2006 en uno de los escenarios mineros tomados como estudio de caso.

Finalmente, se propone un método detallado para obtener un indicador de impacto regionalizado de agotamiento de los recursos minerales, en el marco del análisis del ciclo de vida, el cual integra tres áreas de protección, y que permite calcular de manera objetiva los impactos ambientales de la extracción minera, razón por la cual se convierte en una herramienta válida para mejorar o ampliar el sistema de evaluación de impacto ambiental en Colombia y en la región.

Palabras clave: Evaluación del Impacto Ambiental, Análisis del Ciclo de Vida, Minería de Oro, Minería de Carbón.

ABSTRACT

This doctoral thesis proposes an objective method of environmental impact assessment for mining projects that require environmental licensing, which is also of interest and usefulness for those mining companies committed to responsible mining, and which need to objectively communicate their achievements or advances in this topic to the different stakeholders. The model is developed taking into account the methodology of the Life Cycle Assessment (LCA) as a frame of reference and as a case study the mining of coal and gold in Colombia, both open and underground. The model evaluates the impacts taking into account three protection areas: Human Health; Ecosystems Quality; and Resources.

The model is based on the method of Pfister (2009), which evaluates the impact of freshwater consumption in the three protection areas mentioned above, so, to prove the validity of this method, it is applied by taking a basin with water stress as a case study. Likewise, and to better understand the scope and limitations of the LCA methodology in terms of regionalized impact assessment and its ability to show cleaner production scenarios in mining activity, the implementation of this methodology is presented using the ISO 14044: 2006 guidelines in one of the mining scenarios taken as a case study.

Finally, a detailed method is proposed to obtain an indicator of the regionalized impact of depletion of mineral resources, within the framework of the Life Cycle assessment, which integrates three protection areas, and which allows an objective calculation of the environmental impacts of mining extraction, which is why it becomes a valid tool to improve or expand the environmental impact assessment system in Colombia and the region.

Key words: Environmental Impact Assessment, Life Cycle Assessment, Gold Mining, Coal Mining.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y EL DESARROLLO DE INDICADORES DE REGIONALIZACIÓN APLICABLES AL ESTUDIO DE CASO	1
1.1.1	Contextualización de la metodología de Análisis del Ciclo de Vida	1
1.1.2	Regionalización del impacto en ACV	3
1.2	OBJETIVOS DE LA TESIS	6
1.2.1	Objetivo general	6
1.2.2	Objetivos específicos	7
1.3	ESTRUCTURA DE LA TESIS	7
	Referencias	9
2	MARCO REFERENCIAL	12
2.1	INTRODUCCIÓN	12
2.2	GESTIÓN AMBIENTAL Y COMPETITIVIDAD MINERA	13
2.3	GESTIÓN AMBIENTAL Y COMPETITIVIDAD EN LA MINERÍA ARTESANAL Y DE PEQUEÑA ESCALA	14
2.3.1	Gestión ambiental y competitividad en la minería de mediana y gran escala	15
2.3.2	Análisis del Ciclo de Vida como herramienta de la gestión ambiental en la minería	17
2.3.3	Experiencias de las aplicaciones del ACV en la minería	18
2.3.4	Retos del ACV como herramienta metodológica de modelación de la sostenibilidad minera	19
2.3.5	ACV Regionalizado como herramienta de modelación de sostenibilidad minera	21
2.4	CONCLUSIONES	25
	Referencias	26
3	CAPÍTULO 1. IMPACTO AMBIENTAL DEL SUMINISTRO Y EL USO DEL AGUA EN UNA REGIÓN MEDITERRÁNEA CON ESTRÉS HÍDRICO	30
3.1	INTRODUCCIÓN	30
3.2	ESTUDIO DE CASO: CUENCA DEL SEGURA	33
3.2.1	Demanda de agua y balance hídrico	33
3.2.2	Escenarios hídricos	35
3.2.3	Análisis del ACV de las infraestructuras del ciclo del agua	35
3.3	RESULTADOS EICV	38
3.4	ACV DE LOS ESCENARIOS HÍDRICOS	40
3.5	EVALUACIÓN DEL ACV DE LOS USOS DEL AGUA	41
3.5.1	Metodología EICV	41
3.6	DISCUSIÓN	45
3.7	CONCLUSIONES	47

4	CAPÍTULO 2. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE LA EXPLOTACIÓN DE CARBÓN EN LA CUENCA DEL SINIFANÁ, ANTIOQUIA	55
4.1	INTRODUCCIÓN	55
4.2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	56
4.3	IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA EN EL ESTUDIO DE CASO MINERÍA ARTESANAL DEL CARBÓN	58
4.3.1	Fase 1: Objetivo y alcance del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).....	58
4.3.2	Fase 2: Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (I.C.V)	61
4.3.3	Fase 3: Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (E.I.C.V)	68
4.3.4	Fase 4. Interpretación del Estudio de Análisis del Ciclo de Vida	70
4.4	PROPUESTA DE COMBINACIÓN DE PROCESOS UNITARIOS PARA EL LOGRO DE UNA MINERÍA MÁS LIMPIA	77
4.5	CONCLUSIONES.....	80
	Referencias.....	81
5	CAPITULO 3. MODELO DETALLADO DE CÁLCULO DE IMPACTOS AMBIENTALES DE LA EXTRACCIÓN DE LOS RECURSOS MINERALES EN EL MARCO DEL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (CASO DE ESTUDIO ORO Y CARBÓN EN COLOMBIA)	84
5.1	INTRODUCCIÓN	84
5.1.1	La EIA en el Marco de la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales.....	85
5.1.2	ACV Como Herramienta Objetiva de Evaluación del Impacto Ambiental dentro de la MGPEA 90	
5.1.3	Categorías de Daño o áreas de Protección.....	98
5.2	METODOLOGÍA PROPUESTA.....	104
5.2.1	Método de Cálculo Categoría Daño a los Recursos (ΔR).....	105
5.2.2	Método de Cálculo Categoría Daños a la Salud Humana (ΔHH)	108
5.2.3	Propuesta de Fórmula de Cálculo ΔHH	110
5.2.4	Método de Cálculo Categoría Daños a los Ecosistemas (ΔEQ)	110
5.2.5	Normalización y ponderación de los datos	112
5.3	RESULTADOS	114
5.3.1	Calculo de la Categoría Daño a los Recursos (ΔR).....	114
5.3.2	Cálculo de la Categoría Daño a la Salud Humana (ΔHH).....	120
5.3.3	Cálculo de la Categoría Daño a los Ecosistemas (ΔEQ)	127
5.3.4	Normalización y ponderación de los resultados finales.....	132
5.4	Conclusiones.....	135
	Referencias.....	136
6	CONCLUSIONES GENERALES DE LA TESIS	143
	Referencias.....	145

7	ANEXOS.....	147
7.1	COMPARACIONES ENTRE ICV'S DE ESCENARIOS Y PROCESOS UNITARIOS DE MINERÍA IDENTIFICADOS EN LA CUENCA CARBONÍFERA DEL SINIFANÁ.....	147
7.2	ZONAS DEL PAÍS IMPACTADAS POR MINERÍA SEGÚN INTENSIDAD BASADA EN LOS RESULTADOS NORMALIZADOS	155

LISTA DE TABLAS

Tabla 2-1	Principios del Desarrollo Sostenible del ICMM	16
Tabla 2-2	Métodos de evaluación de impacto de los recursos abióticos	24
Tabla 3-1	Balance Hídrico en la cuenca del Segura (Mm3/año). Escenarios 2009 y 2015	34
Tabla 3-2	Cuatro escenarios actuales de demanda de agua para la cuenca del Segura dependiendo de la variabilidad de la precipitación	36
Tabla 3-3	Resumen del ICV de las alternativas de abastecimiento de agua de la Cuenca del Segura (materiales, uso de la tierra, consumo de energía, porcentaje de pérdidas).....	37
Tabla 3-4	Resultados LCIA con el método EI99HA (infraestructuras del ciclo del agua) para el agua servida a los usuarios del Segura. Asignación del impacto total entre las fases de montaje y operación	39
Tabla 3-5	Impacto ambiental (método EI99HA) de nuevos presentados para la cuenca del Segura ...	43
Tabla 3-6	Impactos ambientales asociados al consumo de agua en el Segura (escenario 1)	44
Tabla 3-7	Impactos ambientales asociados al uso del agua en el Segura (escenarios 2 a 4)	45
Tabla 3-8	Resumen de los impactos ambientales asociados a las infraestructuras de abastecimiento y uso del agua en el Segura, agrupados por las tres áreas de protección (escenarios 1 a 4)	46
Tabla 4-1	Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de Proceso Unitario de Barreteo	62
Tabla 4-2	Muestreo de medición de gases 1	62
Tabla 4-3	Muestreo de medición de gases 2	63
Tabla 4-4	Muestreo de medición de gases 3	63
Tabla 4-5	Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de procesos unitarios de arrastre.....	64
Tabla 4-6	Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de Proceso Unitario de Malacate	65
Tabla 4-7	Cálculo de consumo de energía motor trifásico en la Operación del malacate, según tipo de minería	66
Tabla 4-8	Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de Proceso Unitario de selección.....	67
Tabla 4-9	Cálculo de consumo de energía motor trifásico en la Operación de la zaranda, según tipo de minería	67
Tabla 4-10	Descripción de Escenarios de minería artesanal de carbón identificados en la cuenca del Sinifaná, según combinación de procesos unitarios	69
Tabla 4-11	Tipos de procesos unitarios identificados y modelados	69

Tabla 4-12 Producción mensual promedio según tipo de minería realizada	72
Tabla 4-13 Valoración de la EICV entre tipos de dinamita Comercial y Artesanal	73
Tabla 4-14 Valoración de la EICV entre procesos de unitarios de Arrastre	74
Tabla 4-15 Propuesta de combinación de procesos unitarios, para el logro de una minería más limpia de carbón artesanal en la cuenca del Sinifaná	77
Tabla 5-1 Modelo de Matriz “Tipo” de Evaluación del Impacto Ambiental	85
Tabla 5-2. Rangos de calificación, según criterios establecidos en la metodología Conesa & Fernández	92
Tabla 5-3. Descripción General de los parámetros que determinan los 4 tipos de usos del suelo	102
Tabla 5-4. Tiempo estimado en años que es necesario para transformar un uso inicial del suelo en un uso del suelo final	103
Tabla 5-5. Estimación de la variable g_1 para la extracción de oro en Colombia	114
Tabla 5-6. Determinación del FC para la extracción del oro según tipo de minería	115
Tabla 5-7. Estimación de las variables para el cálculo del ADP del Carbón	116
Tabla 5-8. ADP para la explotación de Carbón a Cielo Abierto y Subterráneo	117
Tabla 5-9. ADP para la explotación de Oro a Cielo Abierto y Subterráneo	117
Tabla 5-10. Área efectivamente minada según mineral y tipo de minería (AM_i)	119
Tabla 5-11. Área contratada según mineral (AT_i)	119
Tabla 5-12. Determinación del Factor de Área (FA) para el oro y el carbón	120
Tabla 5-13. Determinación de ΔR para la minería de oro y carbón en Colombia	120
Tabla 5-14. Número de Incidentes según factor para minería de Oro	121
Tabla 5-15. Número de Incidentes según factor para minería de Carbón	121
Tabla 5-16. Peso de la discapacidad, según clase	122
Tabla 5-17. Rango de edades de trabajadores mineros en actividades operativas, en las operaciones mineras incluidas en el estudio	123
Tabla 5-18. Número de muertes y años perdidos por lesiones fatales en el sector, según % de representatividad del rango etario	125
Tabla 5-19. YLD_{oro}	125
Tabla 5-20. $YLD_{carbón}$	126
Tabla 5-21. Cálculo del daño a la salud humana (ΔHH_i) para la minería de Oro y Carbón en Colombia	126
Tabla 5-22. Determinación del número de especies según áreas de grilla 5, 10, 20 y 50 km ² para la minería del Oro	129
Tabla 5-23. Determinación del número de especies según áreas de grilla 5, 10, 20 y 50 km ² para la minería del Carbón	130
Tabla 5-24. Determinación de ΔEQ	131
Tabla 5-25. Costo en US\$ por MJ/Kg de mineral producido	132
Tabla 5-26. Ponderación y Normalización de Resultados Finales de EICV	132
Tabla 7-1. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 1.	147
Tabla 7-2. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 2.	148
Tabla 7-3. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 3.	149
Tabla 7-4. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 4	150

Tabla 7-5. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 5	151
Tabla 7-6. Valoración de la EICV según procesos unitarios de unitarios de Barreteo.....	152
Tabla 7-7. Valoración de la EICV entre procesos de unitarios de Arrastre	153
Tabla 7-8. Valoración de la EICV entre procesos de unitarios de Selección	154

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 Ubicación del Segura en la Península española, y recursos naturales de aguas superficiales (principales ríos y embalses)	34
Figura 3-2 Distribución del impacto entre las diferentes alternativas de suministro de agua para los tres metros cúbicos considerados.....	38
Figura 3-3 Resultados de puntaje final (Pts/m ³) de LCIA agrupados por categorías de impacto (método EI99HA, escenario 1).....	40
Figura 3-4 Asignación del impacto ambiental de un metro cúbico a la puerta del usuario (promedio de agua) para los cuatro escenarios definidos, según el método EI99HA.....	41
Figura 3-5 Comparación de los resultados (en%) de los impactos ambientales asociados a las infraestructuras de abastecimiento de agua y uso de agua en el Segura, agrupados por las tres áreas de protección (escenarios 1 a 4).....	46
Figura. 4-1 Procesos básicos de extracción de carbón (ROM) de las empresas pequeñas y artesanales en la cuenca del Sinifaná	57
Figura 4-2 Comparación entre ICV's de los escenarios de minería identificados en la cuenca del Sinifaná.....	70
Figura 4-3 Comparación de la EICV entre tipos de dinamita Comercial y Artesanal.....	73
Figura 4-4 Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Arrastre	74
Figura 4-5 Comparación de ICV's entre propuestas de minería más limpia.....	78
Figura 4-6 Comparación de EICV's entre el escenario de minería con percutor y la propuesta de minería más limpia con uso de dinamita comercial y arrastre con caneca plástica (Pt)	79
Figura 4-7 Comparación de EICV's entre el escenario de minería 4 y las propuestas de minería más limpia 2 y 3	79
Figura. 5-1. Distribución de los UIP según categorías de Impacto	87
Figura. 5-2. Variación del índice de calidad ambiental en función de la concentración de oxígeno disuelto (OD) (mg/L)	89
Figura. 5-3. Formas básicas de las funciones de transformación.....	91
Figura. 5-4. Integración de atributos ambientales determinantes de la significancia de un impacto ambiental propuestos por Arboleda (2008) con las áreas de protección propuestos por los MEICV..	97
Figura 5-5. Ubicación de operaciones mineras en la grilla de 100 x 100 km ² vs Riqueza de especies	128
Figura 5-6. Indicador de Agotamiento de los Recursos Minerales según tipos de minería	133
Figura 5-7. Zonas del país impactadas por minería según intensidad basada en los resultados normalizados. A: Minería de carbón a cielo abierto; B: Minería de carbón subterránea; C: Minería de oro subterránea; D Minería de oro a cielo abierto.	134
Figura. 7-1. Modelación del EICV del Escenario 1.....	147

Figura. 7-2. Modelación del EICV del Escenario 2.....	148
Figura. 7-3. Modelación del EICV del Escenario 3.....	149
Figura. 7-4. Modelación del EICV del Escenario 4.....	150
Figura. 7-5. Modelación del EICV del Escenario 5.....	151
Figura. 7-6. Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Barroteo.....	152
Figura. 7-7. Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Arrastre.....	153
Figura. 7-8. Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Selección.....	154
Figura 7-9. Minería de carbón a cielo abierto.....	155
Figura 7-10. Minería de carbón subterránea.....	156
Figura 7-11. Minería de oro a cielo abierto.....	157
Figura 7-12. Minería de oro subterránea.....	158

LISTA DE FOTOS

Foto 4-1 Canecas usadas en el proceso de arrastre del carbón en el interior de la mina.....	71
Foto 4-2 Restos de estopas abandonadas en un talud.....	75
Foto 4-3 Acumulación de residuos en estopas en el exterior de la mina.....	75
Foto 4-4 Malacate.....	76
Foto. 4-5 Coche o vagón halado por el malacate.....	76

1 INTRODUCCIÓN

1.1 ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y EL DESARROLLO DE INDICADORES DE REGIONALIZACIÓN APLICABLES AL ESTUDIO DE CASO

1.1.1 Contextualización de la metodología de Análisis del Ciclo de Vida

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) se ha convertido en un método ampliamente utilizado por la comunidad investigativa, debido a su forma integrada para tratar temas como la evaluación del impacto y la calidad de los datos (Klöpffer, 2006). El ACV es una metodología que proporciona información que permite a investigadores, empresarios, funcionarios encargados de desarrollar políticas públicas tomar decisiones dirigidas a mejorar el desempeño ambiental de los procesos, productos y/o servicios. Además, suministra ventajas comparativas y competitivas al proporcionar todos los elementos de análisis de los sistemas estudiados. La principal función del ACV es la de brindar soporte para tomar las decisiones que se relacionan con productos o servicios, y más específicamente, la de conocer las posibles consecuencias ambientales relacionadas con el uso de un producto o con la configuración y utilización de un servicio o proceso productivo.

El desarrollo del ACV se originó casi simultáneamente en Estados Unidos y Europa, siendo el primer ACV realizado en 1969 por el Midwest Research Institute (MRI) para la Coca-Cola, donde la premisa fundamental fue disminuir el consumo de recursos y, por lo tanto, disminuir la cantidad de emisiones al ambiente; los estudios continuaron durante los años setenta y grupos como Franklin Associates Ltd. junto con la MRI realizaron más de 60 análisis usando métodos de balance de entradas/salidas e incorporando cálculos de energía (Van Hoof *et al.*, 2008). La metodología siguió aplicándose desde entonces con sus correspondientes aportes y cambios de parte de los ejecutores, lo que hizo que no hubiera un método uniforme de aplicación. La Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) formuló en 1993, el primer código internacional, Código de prácticas para el ACV (Code of Practice for Life Cycle Assessment), con el fin de homogeneizar los diversos estudios realizados para que siguieran una misma metodología. Esto impulsó el inicio de desarrollos masivos de ACV en diversas áreas de interés mundial, pues se realizaron conferencias, talleres y políticas sobre ACV (Tulbure, 2018). Debido a que cada vez que se realizaba un ACV se agregaban nuevas etapas, se creaban metodologías, índices y programas computacionales dedicados a realizarlo, la International Organization for Standardization (ISO) apoyó el desarrollo de una estructura de trabajo, y así uniformizar

métodos, procedimientos y terminologías. Es así, entonces como la norma ISO 14040 (ISO-ICONTEC, 2007) define que un estudio de AVC debe estar compuesto por las siguientes fases:

Fase 1: Objetivo y alcance del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).

Fase 2: Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (I.C.V).

Fase 3: Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV).

Fase 4: Interpretación del estudio de análisis del ciclo de vida.

La Evaluación de Ciclo de Vida (ACV) se convierte entonces en una herramienta estandarizada que mantiene una perspectiva holística y que considera todas las categorías de impacto ambiental y todas las etapas del ciclo de vida de un producto, tecnología o actividad, que al ser holística puede tratar eficazmente con el tema de “problema cambiante” (es decir, la solución de un problema genera otro) (Claussena *et al.*, 2011), permitiendo observar y seleccionar la configuración de procesos o alternativas en la producción de determinado bien o servicio que menor impacto cause al medio ambiente global.

Un ACV suele distinguir entre el sistema de primer plano y de fondo. El sistema de primer plano son las actividades del ciclo de vida para los que los datos específicos están recogidos en el estudio, mientras que el sistema de fondo típicamente representa las actividades encontradas en bases de datos estándar del ACV. Estas bases de datos contienen los inventarios de ciclo de vida (ICV) en varios miles de procesos y productos y muchos de ellos están integrados en el software comercial ACV Sima Pro. Sima Pro también tiene muchos diferentes Métodos de Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida (MEICV), que son modelos que se utilizan para convertir las emisiones a los potenciales impactos ambientales (Claussena *et al.*, 2011), siendo los más conocidos el Eco-indicador 99, el CML 2001, Ecological scarcity 2006, RéCiPe Endpoint, RéCiPe Midpoint y IPCC 2007 GWP, entre otros. Estos métodos se diferencian entre sí por las categorías de impacto con las que cuentan, así como en los criterios usados para la normalización y ponderación de cada uno de los impactos. El uso de uno u otro método de evaluación dependerá de las necesidades y los criterios del investigador en cuanto a que tipo de impacto está dirigido su análisis, así por ejemplo, si el investigador necesita observar y analizar el aporte de CO₂eq de un proceso o producto en particular y la variación que pueda ocurrir en este aporte al hacer cambios en las materias primas u otros componentes del producto, seguramente el método más apropiado sea el IPCC 2007 GWP, ya que este método mide el Potencial de Calentamiento

Global (GWP por sus siglas en inglés) generando resultados en una única categoría de impacto medido en Kg de CO₂eq; si por el contrario, la investigación requiere que los datos sean analizados a la luz de los impactos que el proceso productivo o el producto tienen en la salud humana, calidad del ecosistema y de los recursos, entonces los métodos más apropiados serán el eco-indicador 99 y el ReCiPe endpoint (H).

Como punto en común de los MEICV descritos en el ejemplo y los demás, es la imposibilidad de regionalizar sus impactos, es decir, el valor o el puntaje asignado al impacto del ciclo de vida será el mismo para un proceso productivo realizado en América del Sur a uno realizado en Europa, o aclarando aún más el valor o el puntaje asignado al impacto del ciclo de vida será el mismo para un proceso productivo realizado en una zona industrial a uno realizado en una zona de amortiguación de parque natural. El reto entonces en el uso de los métodos de evaluación de impactos ambientales del análisis del ciclo de vida será la regionalización de los impactos, lo cual es particularmente cierto para la actividad minera, ya que la disponibilidad del recurso minero no es el mismo en todos los países o incluso regiones.

1.1.2 Regionalización del impacto en ACV

Varios métodos se han desarrollado para regionalizar los impactos del Ciclo de Vida, los más relevantes están orientados a evaluar el impacto del uso y consumo del agua en diferentes escalas en ACV, los cuales han sido ampliamente analizados en revisiones sobre el tema, como las realizadas por Berger & Finkbeiner (2010) en colaboración con la Iniciativa para el Análisis del Ciclo de Vida del PNUMA/SETAC (UNEP/SETAC Life Cycle Initiative), Pawelzik *et al.*, (2013), Herath *et al.*, (2013) y Zonderland & Ledgard, (2012). Estas revisiones realizan en su conjunto un análisis muy completo de los actuales métodos usados para calcular el impacto del uso y consumo de agua en ACV, en el cual identifican una amplia gama de métodos desarrollados para apoyar el inventario del ciclo de vida (ICV) y la evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) modelado dentro del ACV. Dentro de los métodos de regionalización del impacto orientados a evaluar el impacto del uso y consumo del agua resaltan los desarrollados por Milà *et al.* (2009) y por Pfister *et al.* (2009).

1.1.2.1 Modelado de evaluación del impacto del uso del agua de acuerdo con Milà *et al.* (2009)

Milà *et al.* (2009) propusieron una metodología para evaluar los impactos causados por el uso de evaporación de agua dulce. Para ésto, los investigadores se basaron en la fórmula propuesta por Guinée en su libro “Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide

to the ISO Standards” de agotamiento del recurso abiótico (abiotic depletion potential - ADP), en la cual se pondera el agotamiento de un recurso abiótico con base en un recurso referencia, el cual es el antimonio; finalmente la fórmula de Milá *et al.* (2009) queda como se muestra en la eq.1-1.

$$ADP_i = \frac{ER_i - RR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{sb})^2}{DR_{sb}} \quad (eq. 1.1)$$

Donde ADP_i es el potencial de agotamiento abiótico de los recursos i (por ejemplo, las aguas subterráneas del acuífero x); ER es la tasa de extracción del recurso i ; RR_i es la tasa de regeneración del recurso i ; R_i es la reserva definitiva o total del recurso i ; DR_{sb} es la tasa de desacumulación del recurso de referencia para ADP (Sb , antimonio); R_{sb} es la reserva definitiva del recurso de referencia para ADP (Sb antimonio).

1.1.2.2 Evaluación del impacto del consumo de agua dulce según Pfister *et al.* (2009)

Pfister *et al.* (2009) adoptaron los resultados de Nemani *et al.* (2003) e incluyeron las limitaciones de las condiciones del suelo y fijaron el índice a 0 para las tierras áridas, ya que no hay vegetación natural que pueda verse afectada. La fracción restante de NPP está limitada por la disponibilidad de agua (PNP_{watlim}) y representa la vulnerabilidad de escasez de agua de un ecosistema, y se utiliza como una aproximación o sustituto de PDF, debido a la alta correlación con VPBD.

ΔEQ (eq.1-2) se describe de manera similar a la evaluación de los impactos del uso de la tierra dentro de EI99: donde CF_{EQ} es el factor de daño a los ecosistemas ($m^2 \cdot yr/m^3$), y P la precipitación media anual (m/yr). La relación de $WU_{consumptive}$ y P denota el área-tiempo teórico equivalente que sería necesario para que, por medio de la precipitación natural, se llegue a recuperar la cantidad de agua consumida. En el artículo de Pfister *et al.* (2009), los investigadores calcularon el CF_{EQ} para cada celda i en la red mundial de $0,5^\circ(CF_{EQ,i})$, antes de agregar estos factores de daño por cada cuenca y país j , respectivamente, se utilizó el dato específico de precipitación (P_i) de cada punto, como un factor de ponderación (eq.1-3).

$$\Delta EQ = CF_{EQ} * WU_{consumptive} = \underbrace{NPP_{wat-lim}}_{PDF} * \underbrace{\frac{WU_{consumptive}}{P}}_{\Delta t} \quad (eq.1.2)$$

$$CF_{EQ,j} = \frac{\sum_{i=1}^n NPP_{wat-lim,i}}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (eq. 1.3)$$

Para lograr el cálculo del indicador $NPP_{wat-lim,i}$, (eq.1-4), Pfister explica en su tesis que los impactos inducidos por el clima fueron simulados y cuantificados durante un año teniendo en cuenta la insuficiencia del agua, la radicación solar y la temperatura (Pfister, 2011).

$$NPP_{wat-lim} = ICC_{water} * \left(1 - \frac{ICC_{temperature} + ICC_{radiation}}{2}\right) \quad (eq. 1.4)$$

Daño a los recursos: El agotamiento de los reservorios de agua puede ser causado por la extracción de agua subterránea fósil o el uso excesivo de los cuerpos de agua. El Ecoindicador 99 (EI99) utiliza el concepto de tecnología de respaldo para evaluar el agotamiento de recursos abióticos, expresados en "exceso de energía" (MJ) para hacer que el recurso esté disponible en el futuro. Pfister *et al.* (2009) se valieron del concepto de Stewart & Weidema (2005) para evaluar los daños a los recursos de agua dulce, basado en la desalación del agua de mar como una tecnología de respaldo para compensar el agotamiento de los recursos hídricos (ΔR) (eq.1-5). Es necesario tener en cuenta que Pfister *et al.* (2009) aclaran que el concepto de tecnología de respaldo no implica que la cantidad total de agua agotada pueda ser remplazada vía desalinización. Simplemente sirve como un indicador teórico para hacer uso de agua comparable a otros tipos de uso del recurso.

$$\Delta R = E_{desalination} * F_{depletion} * WU_{consumptive} \quad (eq. 1.5)$$

Donde $E_{desalination}$ es la energía necesaria para la desalinización de agua de mar (MJ/m³) y $F_{depletion}$ es la fracción de consumo de agua dulce que contribuye al agotamiento. $F_{depletion}$ sirve también como factor de caracterización para el indicador de punto medio "agotamiento del agua dulce".

La forma de obtener un análisis regionalizado del impacto ambiental de la minería (estudio de caso minería del oro y del carbón) es mediante el desarrollo de un indicador regionalizado de agotamiento de los recursos minerales. Se propone este indicador para obtener la regionalización del impacto, por cuanto la disponibilidad de los recursos minerales varía de una región a otra y por ende los impactos variarán según la región y la

disponibilidad del recurso. Los indicadores de evaluación regionalizada del impacto del ciclo de vida expuestos en los puntos 1.1.2.1 y 1.1.2.2 serán la base para el desarrollo de la presente investigación, en la cual se busca formular un método detallado para lograr la evaluación regionalizada del impacto del ciclo de vida de la extracción de los recursos minerales.

Los indicadores de extracción de los recursos minerales se han enfocado más hacia el desarrollo de un indicador de agotamiento del recurso abiótico; sin embargo, se propone en esta investigación incluir no sólo el agotamiento de los recursos abióticos sino también el impacto que la extracción del mismo tenga sobre la salud humana, el ecosistema y sobre la misma disponibilidad del recurso, obteniendo así una evaluación integral y regionalizada del impacto de la actividad de extracción del mineral, ya que no causará el mismo impacto ambiental un proyecto minero realizado en la parte baja de la cuenca de un río a una realizada en un área de amortización de un parque natural.

Esta visión holística de los impactos ocasionados por la extracción de recursos minerales no es posible obtenerla aplicando los actuales indicadores de agotamiento de los recursos abióticos, que evalúan bajo un solo criterio, ya sea este basado en principios de energía o masa o de relación del uso de depósitos (es decir, velocidad de agotamiento), o de las consecuencias futuras de las extracciones de recursos, o de consumo exergético o entropía de producción (Mohan *et al.*, 2011).

Según Mohan *et al.* (2011), los indicadores desarrollados para agotamiento del recurso abiótico presentan la falencia de no abordar el problema de manera integral, poniendo así en juego la credibilidad del ACV al evaluar el impacto de la actividad minera en un área o lugar en particular, por tal razón, se espera desarrollar un indicador regionalizado de agotamiento de los recursos minerales, que no sólo mida el agotamiento de los recursos abióticos, sino que también involucre el impacto que esta extracción tiene sobre la salud humana y la calidad de los ecosistemas.

1.2 OBJETIVOS DE LA TESIS

1.2.1 Objetivo general

Desarrollar un procedimiento detallado para calcular los impactos ambientales de la extracción de los recursos minerales, basado en la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, Estudio de caso minería de oro y carbón en Colombia.

1.2.2 Objetivos específicos

- A partir de un estudio de caso, analizar la aplicabilidad de los indicadores regionalizados de evaluación del impacto del ciclo de vida desarrollados por Pfister, como fundamento para el desarrollo de un método de evaluación del impacto ambiental del agotamiento de los recursos minerales.
- Implementar la metodología del Análisis del Ciclo de Vida en el escenario minero seleccionado, con el fin de identificar los alcances y limitaciones de la metodología en cuanto a evaluación regionalizada del impacto y su capacidad de mostrar escenarios de producción más limpia.
- A partir del método Pfister de evaluación del impacto del agotamiento ecológico del agua ocasionada por su uso, proponer un método detallado que permita calcular los impactos ambientales de la extracción minera en el marco del análisis el ciclo de vida

1.3 ESTRUCTURA DE LA TESIS

Este documento de tesis está estructurado según los lineamientos estipulados por la Resolución 142 de 2015 del Consejo Académico de la Universidad del Valle, bajo la modalidad de desarrollo por objetivos, en la cual, los capítulos propuestos responden a los objetivos específicos de la investigación doctoral. Previo al desarrollo de los capítulos se encuentra un Marco Referencial, el cuál fue publicado a modo de artículo de revisión bibliográfica, estableciendo los esfuerzos que la industria minera ha invertido en el logro de una minería limpia, y como el desarrollo un método de ACV regionalizado, puede ayudar no sólo en la realización de una evaluación del impacto ambiental objetiva y replicable, sino además a identificar escenarios de sostenibilidad minera. Éste apartado se encuentra publicado en la revista DYNA 87 (201) p_p. 50-58, 2017.<http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v84n201.60326>.

CAPITULO 1. Este capítulo es resultado de la estancia académica en el exterior realizada en el Instituto Universitario de Investigación Mixto CIRCE de la Universidad de Zaragoza – España, y responde al objetivo específico 1. “A partir de un estudio de caso analizar la aplicabilidad de los indicadores regionalizados de evaluación del impacto del ciclo de vida desarrollados por Pfister, como fundamento para el desarrollo de un método de evaluación del impacto del agotamiento de los recursos minerales”. En este capítulo se estudia la

aplicabilidad en un contexto real, de los indicadores de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) desarrollados por Pfister *et al.* (2009), para la Evaluación Ambiental del Consumo de Agua Dulce en el Marco de la Evaluación del Ciclo de Vida, y que servirán de base en el presente proyecto de investigación para desarrollar los indicadores regionalizados de EICV, para la Evaluación del Impacto Ambiental de la extracción de los recursos mineros, caso de estudio Oro y Carbón tanto a cielo abierto como subterráneo en Colombia.

El capítulo está publicado en la revista: Journal of Cleaner Production, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.076>, su implementación demuestra que el método es replicable y que puede servir de base para el desarrollo de otros indicadores regionalizados del impacto del ciclo de vida, esta vez orientado a los daños ocasionados por la extracción de los recursos minerales. Es de anotar que en el momento de escribir los artículos y aplicar los indicadores de Pfister, éstos sólo habían sido publicados en revistas científicas de relevancia internacional y en su tesis doctoral, ya en la actualidad se ha convertido en un método reconocido y validado de EICV para analizar el impacto del consumo de agua, y que se incluye en los Software's científicos de análisis del ciclo de vida como el SimaPro.

CAPITULO 2. El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una metodología que identifica las cargas ambientales de un producto o servicio desde la extracción de las materias primas, pasando por la transformación de las mismas, transporte, comercialización, uso por parte del consumidor y finalmente su disposición final o re-uso, en un enfoque denominado “de la cuna a la tumba” (para el caso en el que el análisis se realiza hasta la disposición final del producto), o “de la cuna a la cuna” (para el caso en el que el análisis se realiza hasta el re-uso o reincorporación del producto ya usado en un nuevo proceso productivo), existen además enfoques intermedios como: “de la cuna a la puerta” es decir desde la extracción de las materias primas, hasta el despacho de las mismas; o “de la puerta a la tumba” es decir, analiza el comportamiento ambiental del uso del producto, hasta el fin de su vida útil.

El fin último de esta investigación es proponer indicadores regionalizados de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), que logren una evaluación del impacto ambiental objetiva, tomando como estudio de caso la minería del carbón y el oro, tanto en socavón como a cielo abierto. Para entender mejor los alcances y limitaciones de la metodología en cuanto a evaluación regionalizada del impacto y su capacidad de mostrar escenarios de producción

más limpia, es necesario implementarla, para lo cual se ha escogido sólo uno de los escenarios, ya que modelar los cuatro sería redundante para el logro de este propósito. El escenario seleccionado para modelar el ACV con el enfoque de la cuna a la puerta es el de la minería de carbón en socavón, específicamente aquel desarrollado en la cuenca del Sinifaná en el Sur-oeste antioqueño. Se seleccionó este escenario debido a su complejidad, en el cual se pueden evidenciar diferentes “sub- escenarios”, además por ser una minería de tradición en el país, es decir, que ha sido heredada a través de las diferentes generaciones, y por los esfuerzos realizados por esta comunidad minera por lograr la titularidad de sus minas.

CAPÍTULO 3: Este capítulo responde al objetivo específico 3 sobre la necesidad de generar indicadores regionalizados de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), y presenta la propuesta final detallada y su implementación en los cuatro escenarios mineros seleccionados como estudio de caso: minería de oro y carbón realizado tanto en socavón, como a cielo abierto. Este capítulo es el producto del objetivo específico 3: “A partir del método Pfister de evaluación del impacto del agotamiento ecológico del agua ocasionada por su uso, Proponer un método detallado que permita calcular los impactos ambientales de la extracción minera en el marco del análisis del ciclo de vida”. De esta manera y con el logro del último objetivo específico, se da cumplimiento al objetivo general de esta investigación: “Desarrollar un procedimiento detallado para calcular los impactos ambientales de la extracción de los recursos minerales, basado en la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, Estudio de caso minería de oro y carbón en Colombia”.

CONCLUSIONES. En este capítulo se exponen las conclusiones generales de las tesis, dando respuesta a cada uno de los objetivos planteados.

ANEXOS. Se muestran las modelaciones de los escenarios mineros encontrados en la cuenca del Sinifaná, así como, los mapas en detalle de los impactos ambientales calculados a partir del modelo propuesto.

Referencias

- Berger, M & Finkbeiner, M. (2010). Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? Sustainability, 2, pp. 919-944.
- Claussena, I. C., Indergård, E., & Grindek, M. (2011). Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of production and transport of chilled versus superchilled haddock

- (*Melanogrammus aeglefinus*) fillets from Norway to France. *Procedia Food Science*, 1, 1091 – 1098.
- Herath, I., Green, S., Horne, D., Singh, R., McLaren, S., Clothier, B. (2013). Water footprinting of agricultural products: evaluation of different protocols using a case study of New Zealand wine, *Journal of Cleaner Production*, 44, 159 – 167.
- Klöpffer, W. (2006). The role of SETAC in the development of LCA. *Int J Life Cycle Assess*, (11), 116–22, 11, 116-122.
- Milá i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A., & Clift, R. (2009). Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-Inventory modelling and characterization for the main impact pathways. *Int. J. Life Cycle Assess*. (14), 28-42
- Mohan, Y., Gavin, M., & Ranjith, P. (2011). The steel industry, abiotic resource depletion and life cycle assessment: a real or perceived issue? *Journal of Cleaner Production*, 19, 78-90.
- Nemani, R., Keeling, C., Hashimoto, H., Jolly, W., Piper, S., Tucker, C., *et al.* (2003). Climate driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* (300), 1560–3. doi:10.1126/science.1082750
- Pfister, S., (2011). Environmental Evaluation of Freshwater Consumption within the Framework of Life Cycle Assessment, a dissertation submitted to eth Zurich for the degree of Doctor of Science (dr. Sc. Eth Zurich). zurich: s.n
- Pfister, S., Koehler, A. & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA, *Environ. Sci. Technol.* (43), p. 4098–4104.
- Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., Weiss, M., Wicke, B. & Patel, M.K. (2013). Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 73, 211-218, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.02.006>
- Tulbure, I. (2018). Rating Technological Applications by using Life Cycle Assessment. *PANGEEA* (18), 16-24.
- Van Hoof, B., Monroy, N., & Saer, A. (2008). Producción más Limpia, Paradigma de la Gestión Ambiental. México: Alfaomega.

Zonderland-Thomassen, M.A., Ledgard, S.F. (2012). Water footprinting – A comparison of methods using New Zealand dairy farming as a case study. *Agricultural Systems*, 110, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.006>.

2 MARCO REFERENCIAL

GESTIÓN AMBIENTAL, SOSTENIBILIDAD Y COMPETITIVIDAD MINERA. CONTEXTUALIZACIÓN DE LA SITUACIÓN Y RETOS DE UN ENFOQUE A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

2.1 INTRODUCCIÓN

El carbón y los metales preciosos, entre ellos el oro, representan la mayor proporción de hectáreas concedidas para exploración y explotación con 1.234.220 ha y 2.365.500 ha respectivamente (UPME, 2007), por lo que es fácil inferir que se trata de las dos principales actividades mineras que se desarrollan en Colombia, generando -según datos del Ministerio de Minas- más de 227.000 empleos (UPME, 2011). Los impactos ambientales generados por este tipo de minería abarcan desde el otorgamiento de títulos mineros en parques naturales (alrededor de 36.000 ha) (Contraloría General de la República, 2011), la disposición de metales pesados en afluentes hídricos, la erosión, la contaminación de suelos y el desvío de causas, hasta el traslado de cabeceras municipales enteras, para el mejor beneficio de la actividad minera. Sin embargo, los grupos de interés (stakeholders), como la academia, la comunidad, los entes gubernamentales y no gubernamentales y el mercado mismo, han motivado que la industria minera incluya la gestión ambiental no sólo como un elemento de mero cumplimiento de la normatividad legal, sino además como un instrumento que aporte a la competitividad del negocio.

Las empresas mineras más consolidadas involucran la gestión ambiental no como un elemento individual, sino como un componente integral de la Sostenibilidad Minera; en este orden de ideas, las estrategias de avance en el aspecto ambiental están acompañadas y articuladas a las estrategias en los aspectos social y económico. Grandes y pequeños mineros cuentan con diferentes motivaciones para incluir el concepto de “sostenibilidad” en sus estrategias competitivas; para el caso de los pequeños mineros, la motivación está relacionada con la generación de valores agregados en sus productos finales, mientras que para las grandes empresas están relacionadas con compromisos asumidos a nivel internacional con las partes interesadas (Vintró *et al.*, 2014). Se puede apreciar como en Colombia grandes y pequeñas empresas mineras vienen incluyendo el tema de Sostenibilidad en sus operaciones.

Es necesario entonces analizar las alternativas que las herramientas de la gestión ambiental y la producción más limpia puedan aportar en el mejor entendimiento de los impactos ambientales a lo largo del ciclo de vida de la actividad minera y, en este sentido, generar propuestas que conlleven a una extracción más limpia del recurso.

2.2 GESTIÓN AMBIENTAL Y COMPETITIVIDAD MINERA

El desarrollo de la actividad minera lleva de forma implícita la generación de impactos ambientales, manifestados principalmente en el agotamiento de los recursos naturales no renovables, por lo que no es posible hablar de la realización de una minería sostenible. Sin embargo, el proyecto “Minería, Minerales y Desarrollo Sostenible” (MMSD por sus siglas en inglés), llevado a cabo en el año 2000 en asociación productiva entre el Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo (IIED) y el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible (WBSCD), buscó analizar de qué manera el sector de los minerales podría aportar al desarrollo sostenible y cómo sería posible aumentar dicho aporte. Para lograr éste análisis, el proyecto MMSD tuvo en cuenta la noción de “capital” como un elemento central del desarrollo sostenible, discriminando éste elemento en cinco formas principales (UPME, 2007):

- i. capital natural, que proporciona un ingreso sostenido de los beneficios del ecosistema, tales como la diversidad biológica, los recursos minerales, el aire y el agua limpios;
- ii. capital manufacturado, tal como las máquinas, las edificaciones y la infraestructura;
- iii. capital humano, en la forma de conocimientos, habilidades, salud y patrimonio cultural;
- iv. capital social, las instituciones y estructuras que hacen posible la colaboración entre personas y grupos;
- v. capital financiero, cuyo valor es una simple representación de las otras formas de capital.

En este sentido el enfoque “Blando” del desarrollo sostenible implica que estas cinco formas de capital son “intercambiables”, lo que implica que las generaciones venideras podrían recibir menores cantidades de un capital, en tanto una mayor cantidad de otro lo compense. Así pues, para el enfoque del desarrollo sostenible “blando”, los recursos naturales son sólo otra forma de capital y pueden ser compensados por cualquiera de los cuatro restantes. El enfoque Duro del desarrollo sostenible sostiene que las diferentes

formas de capital no son intercambiables, y que el agotamiento de algunas de estas formas de capital, como es el caso del capital natural, puede ser irreversible entre distintas generaciones y por ende no deberían ser usufrutuados (IIED, 2002; UPME, 2007).

Para el caso de la sostenibilidad minera, los esfuerzos están orientados hacia el enfoque de la sostenibilidad Blanda, tomando como base la integración de las tres dimensiones del desarrollo: Económico, Ambiental y Social, que incluye además un componente de gobernanza y toma de decisiones (Agencia Nacional de Minería *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta lo anterior, se empieza a usar el término de sostenibilidad minera, para aquellas organizaciones o empresas mineras que realizan un aporte al desarrollo sostenible en torno a estos ejes o dimensiones. Es posible, desde el análisis del ciclo de vida como herramienta de la gestión ambiental, obtener un método simplificado y con enfoque científico para demostrar el avance en este tema.

2.3 GESTIÓN AMBIENTAL Y COMPETITIVIDAD EN LA MINERÍA ARTESANAL Y DE PEQUEÑA ESCALA

En países considerados en desarrollo, como es el caso de Colombia, los criterios de competitividad minera están ligados a la disponibilidad del recurso natural, seguido por la producción, el mercado, los beneficios arancelarios y finalmente la protección ambiental (Jinghua *et al.*, 2010). Por su parte, iniciativas como la liderada por la Alianza por la Minería Responsable” (ARM) fomentan la responsabilidad ambiental, comunitaria y social como estrategia de competitividad, a través de la orientación de su público objetivo hacia al logro de la certificación “*Fair Mined*”, que está enfocado a Unidades de Minería a Pequeña Escala de oro, entendidos éstos como aquellos que producen cuatro gramos de oro por minero registrado por día (ARM, 2014a).

La Alianza por la Minería Responsable nace de una primera iniciativa denominada “Oro Verde”, que se empezó a desarrollar en el departamento del Chocó en el año 2002 (Usher E, 2015). Esta iniciativa ofrecía un estímulo de un 15% como valor agregado por cada gramo de oro a aquellos mineros artesanales que cumplieran con 10 criterios de certificación, entre los que se encuentran la no utilización de químicos tóxicos como mercurio, cianuro y otros contaminantes en los procesos de extracción y beneficio, en lugar de esto se utiliza un jugo viscoso que se extrae de las hojas del árbol de balso (*Ochroma pyramidale*) (Morales, 2011), una planta que contiene un elemento que permite limpiar el oro y separar la jagua (PROCASUR, 2009). El programa oro verde enfrentó varios retos, entre ellos la presión de la minería ilegal y la baja producción

lograda a través de los métodos netamente artesanales, que no alcanzan a suplir la demanda que existe de este tipo de mineral certificado desde Europa (Usher E, 2015), ya que su producción anual no supera los seis kilos. Este tipo de mineral certificado tiene un nicho de mercado en Inglaterra, Finlandia y Canadá, pero estos métodos tradicionales no alcanzan a satisfacer la demanda.

La ARM orienta a los pequeños mineros en la formalización de sus títulos mineros, el uso responsable de los insumos químicos y el manejo de sus impactos ambientales, logrando una producción de 400 kg/año (Morales, 2011). De esta manera, el oro producido en los entables mineros que cumplen con los estándares “*Fair Mined*” es certificado, garantizando al consumidor final que el material que está comprando ha sido extraído de forma respetuosa con el medio ambiente. A través de la certificación “*Fair Mined*” se incentiva al pequeño empresario artesanal a que mantenga una producción trazable tanto en sus prácticas medio ambientales como de responsabilidad comunitaria y social (ARM, 2014b), éste incentivo consiste en:

“un Premio Fair Mined de 4.000 USD por cada kilo de oro o platino Fair Mined y 100 USD por cada kilo de plata del mismo tipo. Cuando cumple con requisitos ambientales adicionales más estrictos, accede al Premio Fair Mined Ecológico, el cual corresponde a 2.000 USD más por cada kilo de oro o platino y 50 USD por cada kilo de plata de la clase mencionada” (ARM, 2014b)

La certificación “*Fair Mined*” está orientada a la Minería Artesanal y de Pequeña Escala (MAPE) de extracción de oro; lamentablemente la pequeña minería de carbón no cuenta con éstos tipos de incentivos, por tratarse de un bien que se comercializa sin diferenciación cualitativa, su valor está regulado por el precio del petróleo, las condiciones de oferta y demanda del mercado, las reservas a explotar, la calidad del mineral, entre otros (Linares & Sepúlveda, 2013).

2.3.1 Gestión ambiental y competitividad en la minería de mediana y gran escala

Para el caso de la minería de mediana y gran escala tanto de oro como de carbón (que no cuenta con un incentivo similar al *Fair Mined*), al igual que en otros sectores de la economía, el interés por el cuidado del medio ambiente está directamente relacionado ya sea por las exigencias del gobierno o del cliente final; sin embargo, para aquellas empresas mineras más comprometidas se empieza a observar un cambio en el tema de competitividad minera, cuyo paradigma inicia con “quien tiene los mayores depósitos”, pasando por “quien tiene la tecnología de extracción menos costosa” y finalmente llegando a “quien tiene la tecnología más limpia” (Nilsson, 1996). Éste cambio de paradigma se hace evidente con el surgimiento de organizaciones como el

Consejo Internacional de Minería y Metales (International Council on Mining and Metals - ICMM), que fomenta entre sus asociados prácticas conducentes al desarrollo sostenible y la producción responsable de los recursos de minerales y metales.

Para lograr este propósito, las empresas asociadas deben cumplir con tres elementos: aplicar los diez principios de desarrollo sostenible del ICMM en todas sus operaciones (Tabla 2-1); presentar informes en consonancia con el marco G4 de la Iniciativa Mundial de Presentación de Informes (*Global Reporting Initiative, GRI*) y sujetarse a un aseguramiento independiente que garantice el cumplimiento de los compromisos con el ICMM (ICMM, 2008).

Tabla 2-1 Principios del Desarrollo Sostenible del ICMM

1	Aplicar y mantener prácticas comerciales éticas y sistemas sólidos de gobernanza de la empresa.	6	Procurar el mejoramiento continuo de nuestro desempeño ambiental.
2	Integrar las consideraciones sobre desarrollo sostenible al proceso de toma de decisiones de la empresa.	7	Contribuir a la conservación de la biodiversidad y a los enfoques integrados para la planeación del uso de la tierra.
3	Defender los derechos humanos fundamentales y respetar las culturas, costumbres y valores en el trato con los empleados y otras personas afectadas por nuestras actividades.	8	Facilitar y estimular el diseño, uso, reutilización, reciclaje y disposición responsables de nuestros productos.
4	Aplicar estrategias de manejo de riesgos basadas en datos válidos y en el conocimiento científico.	9	Contribuir al desarrollo social, económico e institucional de las comunidades donde se ubican nuestras operaciones.
5	Procurar el mejoramiento continuo de nuestro desempeño en materia de salud y seguridad.	10	Aplicar mecanismos eficaces y transparentes para la participación, la comunicación y la verificación independiente de los informes con nuestras partes interesadas.

Fuente: modificado de ICMM (2008)

Los diez principios del ICMM se concentran en tres grandes áreas de interés: Ambiental, Social y Económica. De esta forma, se empieza a introducir el concepto de Sostenibilidad Minera bajo el enfoque denominado *Triple Bottom Line*, es decir, teniendo en cuenta el desempeño de la organización en éstas tres áreas (GRI, 2005). Con el fin de demostrar el cumplimiento o grado de avance en el tema de Sostenibilidad Minera, las organizaciones miembros del ICMM presentan informes en el marco de los lineamientos establecidos por la Guía *GRI* para el sector

de Minería y Metales, la cual brinda las pautas para la elaboración de memorias de sostenibilidad bajo el enfoque del *Triple Bottom Line*. Así, se busca que los datos cuenten con la calidad suficiente como para ser equiparados con informes financieros en cuanto a comparabilidad, rigor, credibilidad, periodicidad y verificabilidad (Navarro G, 2012).

Entre las compañías pertenecientes al ICMM con presencia en Colombia se encuentran Anglogold Ashanti, Glencore, Angloamerican y Bhpbilliton, éstas tres últimas operan conjuntamente la extracción minera más grande de Colombia (El Cerrejón); en sus informes de sostenibilidad, y teniendo en cuenta el enfoque del *Triple Bottom Line* para el componente de responsabilidad social, la compañía resalta haber realizado una inversión superior a los 55.000 millones de pesos; para el componente ambiental muestra una reducción progresiva en la captación de aguas superficiales y del acuífero, pasando de un 40% en 2009 a aproximadamente un 13% en 2014, mostrando además un avance en la rehabilitación de suelos, pasando de 2892 ha acumuladas en 2011 a 3321 ha acumuladas en 2013; en el componente económico, la compañía resalta como el 50% de las personas que trabajan para ella o en su nombre son oriundas de la Guajira y como la operación de la mina ha generado contratos con proveedores nacionales y locales por el orden de los 260.000 millones de pesos (CERREJÓN, 2014).

Aun mostrando estos resultados, la compañía sigue siendo fuertemente cuestionada, la comunidad académica resulta ser una de las más incrédulas en cuanto a los avances que esta empresa o cualquier otra empresa minera muestran en materia de sostenibilidad. Para este predicamento, que no sólo se presenta a nivel nacional sino también a nivel mundial, la Gestión Ambiental cuenta con una herramienta denominada Análisis del Ciclo de Vida, con la que se puede generar un método simplificado para demostrar de forma reproducible y verificable los avances en sostenibilidad, y que podría articularse a los informes *GRI*.

2.3.2 Análisis del Ciclo de Vida como herramienta de la gestión ambiental en la minería

La gestión ambiental cuenta con diferentes herramientas, entre ellas: los Sistemas de Gestión Ambiental, la Evaluación de Impactos Ambientales, la Producción Más limpia, el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), entre otros (Van Hoof *et al.*, 2008). En el presente análisis se hará énfasis en la aplicación de éste último en la industria minera, y de los retos que se deben afrontar desde la perspectiva del ACV frente al aporte que puede generar en el marco del enfoque *Triple Bottom Line* para demostrar con un enfoque científico, es decir, de forma reproducible y verificable, los

avances o retrocesos potenciales y reales de la industria minera en materia de sostenibilidad según sean los escenarios involucrados.

El ACV de un producto es una metodología estandarizada a partir de la norma ISO 14044 que tiene en cuenta la premisa que los recursos de la Tierra no son ilimitados y que por lo general, se usan más rápido de cómo se remplazan o como surgen nuevas opciones (Romero, 2003). Así, para el diseño o rediseño de los productos, el ACV se vale de modelaciones que permiten caracterizar y cuantificar los impactos ambientales potenciales asociados a las diferentes etapas de su ciclo de vida (Tulbure, 2018), logrando así la identificación de escenarios de producción eco-eficientes, entendidos como la combinación de procesos o cambio de materias primas o insumos que conlleven a una menor utilización de recursos y a la generación de menores impactos ambientales en las etapas del ciclo de vida del producto desde la extracción de materias primas, su transformación en un producto, su uso por el consumidor y finalmente su disposición final o aprovechamiento.

2.3.3 Experiencias de las aplicaciones del ACV en la minería

La implementación de la metodología de ACV en la industria minera como herramienta de gestión ambiental se ha enfocado en la identificación de impactos ambientales, como lo demuestra el estudio realizado por Mangema & Brent, en el contexto de la minería de carbón en Sudáfrica, en donde se identifican los impactos ambientales considerando cuatro escenarios: carbones típicos de alto y bajo grado, provenientes tanto de minería en socavón como a cielo abierto. Los investigadores pudieron evidenciar que para el caso de estudio, el recurso más afectado era el hídrico, a pesar de no representar un insumo principal para el desarrollo de la minería de carbón; sin embargo, toma relevancia debido a la intoxicación potencial de poblaciones humanas, resultantes de las descargas de sulfato, así mismo, los investigadores concluyen que para el estudio de caso, el impacto sobre el recurso aire es el de menor importancia (Mangema & Brent, 2005), a diferencia de otras extracciones típicas de carbón, donde éste es el componente más afectado debido a las emisiones de material particulado, a tal punto que la exposición de este tipo de emisión ha sido relacionada con la aparición de cáncer pulmonar en algunas localidades donde se practica éste tipo de minería (Hendrix *et al.*, 2008).

A pesar de los reveladores resultados, éste estudio sólo se limitó a usar la metodología para determinar impactos ambientales del ciclo de vida, tanto de la minería a cielo abierto como en la de extracción subterránea, y no presentó ningún direccionamiento estratégico que aportara

a la competitividad de la actividad de extracción minera. En este sentido, Durucan *et al.* (2007) realizaron un acercamiento de un estudio de ACV orientado a mejorar la competitividad minera. Para alcanzar este objetivo, se desarrolló un modelo de ACV que integra la producción minera, el procesamiento, el tratamiento y eliminación de los residuos y finalmente, la rehabilitación y los cuidados posteriores a la vida útil de la mina.

El modelo permite el cálculo de los impactos específicos en el sitio de generación basado en datos reales, proporciona trazabilidad y asignación real de las cargas ambientales, además ofrece el nivel de detalle necesario para facilitar la evaluación de los Impactos del Ciclo de Vida. A partir de este estudio se concluye que el modelo de ACV es una herramienta útil para el procesamiento y la planificación de los escenarios de gestión ambiental en la minería, permitiendo la optimización de los procesos, la eficiencia de los recursos y la mejora en el desempeño ambiental (Durucan *et al.*, 2007).

Se puede observar que el ACV ha sido una herramienta utilizada para medir impactos ambientales en el desempeño minero; sin embargo, se deben enfrentar algunos retos para que los estudios de ACV demuestren de forma simplificada holística, sistémica, rigurosa, reproducible y verificable los avances de la industria minera en materia de sostenibilidad, integrando tanto lo económico, como lo ambiental y lo social, y que a la larga se conviertan en un instrumento que influya en el direccionamiento estratégico, en el que el tema de sostenibilidad sea tomado como una verdadera estrategia de competitividad.

2.3.4 Retos del ACV como herramienta metodológica de modelación de la sostenibilidad minera

Son diversos los retos que enfrenta el ACV para que sea incluido como una herramienta que demuestre los avances de la industria minera en materia de sostenibilidad, y que a la larga logre que ésta sea tomada como un elemento estratégico en la competitividad minera; muchos de éstos retos incluso están por fuera de la gobernanza de la metodología en sí, como factores culturales, de normatividad, de mercado, entre otros; en este análisis se tratarán aquellos retos que la metodología puede enfrentar a partir del mejoramiento de la misma.

El primer reto es la unión de criterios y métodos, en la actualidad la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) propone tres metodologías de ACV distintas que podrían usarse para medir la sostenibilidad de un producto, discriminadas en: ACV Ambiental, ACV Social y ACV Económico. De las anteriores sólo la metodología de ACV Ambiental se

encuentra normalizada a través de una norma ISO (ISO 14040, ISO 14044), y cuenta con métodos estandarizados de evaluación del impacto, así como herramientas que facilitan su uso objetivo (softwares) (UNEP *et al.*, 2009). Es válido pensar que a partir de esta metodología de ACV ambiental que se encuentra ya normalizada y estandarizada, se pueda plantear un método simplificado que modele escenarios potenciales y reales de sostenibilidad minera. A partir de este punto se hará énfasis en esta metodología de ACV más desarrollada, reconocida y estandarizada, y cómo a partir de ella se podrían llegar a generar indicadores que lleven a un método simplificado de modelación de sostenibilidad minera.

La norma ISO 14044 estandariza los procedimientos para la aplicación de la metodología de ACV, en ésta uniformización del método se establecen cuatro fases: Objetivo y alcance del Análisis del Ciclo de Vida (ACV); Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (I.C.V); Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (E.I.C.V) e Interpretación del estudio de análisis del ciclo de vida (ICONTEC, 2007). En la fase de E.I.C.V se hace uso de los Métodos de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (MEICV), siendo los más conocidos el ecoindicador 99, el CML 2001, Ecological scarcity 2006, ReCiPe Endpoint, ReCiPe Midpoint y IPCC 2007 GWP, entre otros (Lasvaux *et al.*, 2016); estos métodos se diferencian entre sí por las categorías de impacto con las que cuentan, así como en los criterios usados para la normalización y ponderación de cada uno de los impactos.

El uso de uno u otro MEICV dependerá de las necesidades y criterios del investigador en cuanto a qué tipo de impacto está dirigido su análisis (Bueno *et al.*, 2016), así por ejemplo, si el investigador, necesita observar y analizar el aporte de CO₂eq de un proceso o producto en particular y la variación que pueda ocurrir en éste aporte al hacer cambios en las materias primas u otros componentes del producto, seguramente el método más apropiado sea el IPCC 2007 GWP, ya que este método se caracteriza por generar los resultados en una única categoría de impacto medido en Kg de CO₂eq; si por el contrario, la investigación requiere que los datos sean analizados a la luz de los impactos que el proceso productivo o el producto tienen en la salud humana, calidad del ecosistema y de los recursos, entonces los métodos más apropiados serán el eco-indicador 99 y el ReCiPe.

El punto en común de los MEICV es que la valoración de los impactos se hace en términos globales, es decir, el impacto total global que puede tener un proceso o producto en el cambio climático, en la degradación de la capa de ozono, en el uso de combustibles fósiles entre otros. El reto entonces en el uso de los métodos de evaluación de impactos ambientales del análisis del ciclo de vida será la regionalización de los impactos (Rack *et al.*, 2013), lo cual es

particularmente cierto para la actividad minera, ya que la disponibilidad del recurso minero no es el mismo en todos los países o incluso regiones. En la minería, especialmente la de oro, el tema de regionalización de los impactos se debe tener en cuenta tanto para la disminución del recurso mineral como para la disminución de la disponibilidad del recurso hídrico por contaminación con metales pesados.

2.3.5 ACV Regionalizado como herramienta de modelación de sostenibilidad minera

Un estudio de ACV genera estimaciones del impacto ambiental de forma global, ej: en un ACV típico para un proyecto minero, las valoraciones de las categorías de impacto mostrarán las mismas puntuaciones para un proyecto realizado en la zona de amortiguación de un parque natural que para uno realizado en una zona que presente degradación ambiental previa. Esto sucede porque la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) se realiza a partir del Inventario del Ciclo de Vida (ICV), el cual es la relación o registro cuantificado de las diferentes entradas y salidas tanto de materia como de energía dentro de los límites del proceso en estudio (Yang, 2016). La cuantificación de estas entradas y salidas se centra en la determinación de las cantidades usadas en unidades de masa (Kg, gr, etc), volumen (m³, Lt, etc) o consumo energético (Kw, Mj, etc) según sea la unidad funcional determinada para el estudio (Islam *et al.*, 2016). En este sentido, si se desea hacer una comparación entre los impactos ambientales de, por ejemplo, un ladrillo fabricado en una industria ubicada en un municipio industrial, contra otro fabricado en una industria ubicada en la zona de amortiguación de un parque de reserva natural, haciendo uso de la metodología de ACV con un ICV que sólo tiene en cuenta la cantidad de materia y energía que entra y sale de los diferentes procesos, la metodología probablemente arrojaría valores de Impactos de Ciclo de Vida muy similares, ya que para el caso de la fabricación del ladrillo, sin importar la ubicación se consumen relativamente los mismos materiales y la misma energía.

Así pues, uno de los principales retos en la aplicación de la metodología será mostrar la diferencia de los impactos según sea la localización del proyecto. Ésta diferenciación de los impactos según sea la ubicación o localización se denomina en ACV “regionalización”, lo que puede mejorar la exactitud de los resultados y hacerlo más relevante para la toma de decisiones (Yang, 2016). Una de las formas de obtener un ACV Regionalizado es mediante la formulación y aplicación de “indicadores de restricción al uso de los recursos naturales”. En el presente estudio se propone abordar esta regionalización a partir de la generación indicadores de restricción al recurso hídrico por contaminación e indicadores de extracción del recurso mineral que se articulen a los actuales MEICV.

2.3.5.1 Indicador de agotamiento del recurso hídrico

Ya se han realizado diferentes esfuerzos para incorporar el indicador de agotamiento del recurso hídrico a los resultados obtenidos al hacer uso de los MEICV (Berger & Finkbeiner, 2010), es decir, no están incluidos dentro de estos métodos (Eco-indicador 99, CML 2001, Ecological scarcity 2006, ReCiPe 2008 y IPCC 2007 GWP, entre otros), por lo que es necesario realizar los análisis de agotamiento del recurso hídrico de forma separada y articularlos o hacerlos compatibles con los puntajes arrojados por los métodos existentes y así tener una misma unidad de medida.

Como se explicó anteriormente, los MEICV se diferencian entre sí por las categorías de impacto con las que cuentan; en este sentido, los MEICV que podrían mostrar una evaluación más integral son el Eco-indicador 99 (EI99) y el ReCiPe debido a que pueden expresar los daños ambientales potenciales en tres áreas de protección o categorías de daño de punto final (Goedkoop *et al.*, 2000): salud humana, calidad de los ecosistemas y calidad de los recursos.

Pfister *et al.* (2009) desarrollaron un método para la medición de los efectos de la escasez ecológica de agua dulce debido a su uso, el cual integra estas tres categorías de daño, y que podría ser adaptado como indicador de agotamiento por uso o contaminación del recurso hídrico para el caso minero. Entonces, es posible basarse en modelos como el WaterGAP2 que describe la relación de consumo de agua vs agua disponible de más de 10.000 cuencas individuales. El modelo cuantifica la disponibilidad anual de agua dulce y las captaciones realizadas por los diferentes usuarios para cada cuenca (Alcamo *et al.*, 2003), la información permitiría obtener un Índice de Estrés Hídrico (Pfister *et al.*, 2009). A partir de este índice será posible determinar posibles efectos en la salud humana ocasionados por la privación del recurso hídrico ya sea por contaminación o agotamiento.

Para el caso de integrar la categoría de “daño a la calidad del ecosistema” en un indicador de agotamiento por uso o contaminación del recurso hídrico, se han diseñado índices con valores de 0 a 1 para cuantificar restricciones al crecimiento de las plantas vasculares debido a la temperatura, la radiación y la disponibilidad de agua, lo cual puede considerarse como un indicador de la calidad del ecosistema (Nemani *et al.*, 2003). En EI99, el daño a los recursos se expresa como el "exceso de energía" (MJ) necesario para hacer que el recurso esté disponible en el futuro (Goedkoop *et al.*, 2000); un indicador de agotamiento por uso o contaminación del recurso hídrico en minería puede calcularse teniendo en cuenta el concepto de “tecnología de

respaldo”, es decir el cálculo de la energía necesaria para extraer agua subterránea fósil o para algunos casos, la desalinización del agua de mar para compensar el agotamiento de los recursos hídricos (Stewart & Weidema, 2005)

2.3.5.2 Indicador de agotamiento de los recursos abióticos

Se han propuesto diferentes metodologías para incorporar el agotamiento de los recursos abióticos en las categorías de impacto y en los indicadores de categoría de recursos abióticos en la Evaluación del Impacto Ciclo de Vida. En principio, hay cuatro tipos de indicadores a partir de las siguientes propuestas (Mohan *et al.*, 2011):

- (a) la energía o masa,
- (b) la relación del uso de depósitos (es decir, velocidad de agotamiento),
- (c) las consecuencias futuras de las extracciones de recursos,
- (d) el consumo exergético o entropía de producción.

Los métodos de evaluación del impacto del agotamiento de los recursos abióticos se pueden caracterizar en cinco grupos como se indica en la Tabla 2-2, lo que ha sido criticado por algunos investigadores que sostienen que la existencia de más de un método de categorización conduce a diferentes modelos y por lo tanto a dar resultados diferentes (Reap *et al.*, 2008). Al observar los diferentes métodos de cálculo del impacto del agotamiento del recurso abiótico, se puede inferir que éstos sólo se centran en el impacto de la extracción sobre el agotamiento o disponibilidad del recurso minero, dejando de lado el impacto que la actividad de remoción de estos recursos pueda tener sobre la salud y los ecosistemas, por lo que se abre la ventana investigativa para desarrollar un método de evaluación regionalizado que integre estas tres categorías de impacto.

Finalmente, el desarrollo y uso de indicadores regionalizados en ACV tanto para el recurso hídrico como para el recurso abiótico o mineral, que involucren las categorías de impacto inherentes a “la Salud Humana” como indicador del componente social, “Calidad de los Ecosistemas” como indicador del componente ambiental, y a los “Recursos” como indicador del componente económico, aunado a un índice derivado de los indicadores de sostenibilidad *GRI* y del *Global Compact* brindarían al ACV el enfoque *Triple Bottom Line*, que permitiría no sólo demostrar los avances, sino además, predecir los futuros y mejores escenarios en materia de sostenibilidad para las industrias mineras.

Tabla 2-2 Métodos de evaluación de impacto de los recursos abióticos

GRUPO	MÉTODO DE EVALUACIÓN	FORMULA EMPÍRICA
Grupo 1	La agregación de extracción de recursos naturales sobre la base de masas (Lindfors <i>et al.</i> , 1995)	$ADP_i = \sum_i CF_i \times m_i$ $\text{donde } CF_i = 1$ (eq.2.1)
Grupo 2	La agregación y la evaluación basada en los impactos energéticos basados en la sustitución del proceso de extracción actual o el mejoramiento de procesos futuros (Steen, 1999)	$ADP_i = \sum_i WTP \times m_i$ (eq.2.2)
Grupo 3	La agregación y la evaluación basada en la exergía o contenido de entropía o cambio (Bösch, 2007).	$ADP_i = \sum_i CF_i \times m_i$ $\text{donde } CF_i = EX_{ch,i}$ (eq.2.3)
Grupo 4	La agregación y la evaluación basada ya sea en la cantidad de recurso que esta finalmente disponible, o la parte de la base de reserva que puede ser económicamente extraído, y la tasa de extracción en el momento de la evaluación (Guinée, 2002).	$CF_i = ADP_i = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \times \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}}$ (eq.2.4)
Grupo 5	La agregación y la evaluación basada en el cambio en el impacto previsto ambiental del proceso de extracción de recursos debido a los menores depósitos de grado que tienen que ser extraído en el futuro (Goedkoop <i>et al.</i> , 2000)	$ADP_i = \sum_i CF_i \times m_i$ $\text{donde } CF_i = SPE_i$ (eq.2.5)

Fuente: modificado de Mohan *et al.* (2011)

Dónde:

ADPi	potencial de agotamiento del recurso Abiótico i (kg Sb-equivalente/kg recurso i);
CFi	factor de caracterización del agotamiento del recurso abiótico i,
m	la masa de los recursos que se consumen en el proceso;
WTP	es la disposición a pagar para restaurar impactos, en este caso las reservas de los recursos abióticos, valores expresados en unidades de carga del medio ambiente (ELU,€);
EX _{ch,i}	exergía química de los recursos i (MJ / kg);
DRi	la tasa de extracción del recurso i (kg /año),
Ri	la reserva de último recurso i (kg);
Rref	la reserva final del recurso de referencia –antimonio (kg);
DRref	la tasa de extracción del recurso de referencia – antimonio (kg /año);
SPEi	el exceso de energía (MJ) necesaria para extraer 1kg de un recurso de un mineral de menor grado.

2.4 CONCLUSIONES

Las experiencias logradas en pequeñas unidades mineras de explotación de oro, como es el caso de “oro verde” y la certificación “*Fair Mined*”, dan cuenta que es posible generar valores agregados en el producto minero, ya que hay un mercado dispuesto a reconocer e incentivar la inversión que éstos empresarios mineros realizan en sostenibilidad minera. Incluir dentro de los requisitos de certificación modelaciones de escenarios reales y potenciales de sostenibilidad minera haciendo uso de indicadores regionalizados de ACV, que expresen sus resultados en términos o unidades ambientales, de salud humana y económicas, permitirían una mejor justificación y argumentación de estos valores agregados en el producto final.

La gestión ambiental vista como un elemento que conlleve a la competitividad se ha venido introduciendo sobre todo en aquellos procesos mineros donde su implementación representa una generación de valor agregado al producto final. En este orden de ideas, pequeñas unidades mineras de carbón tienen una clara desventaja frente a sus símiles de oro, ya que por tratarse de un bien cuya función no va más allá de su uso como combustible o en la producción de acero, su precio dependerá directamente de los precios del petróleo, así que la inversión adicional en el cuidado ambiental no se verá reflejado en un precio final o difícilmente se encontrará un mercado que reconozca este esfuerzo adicional. Sin embargo y debido a las cada vez más severas condiciones o requisitos que se establecen para desincentivar el uso del carbón, la motivación para los empresarios de éste sector de la minería para invertir en el tema de sostenibilidad y a su vez el reto desde la creación de un método simplificado de modelado de sostenibilidad minera a través de la metodología de ACV será demostrar a los actores interesados que la extracción del mineral se realiza bajo el mejor escenario posible de sostenibilidad minera.

En la actualidad, no se presentan certificaciones para la gran industria minera como el “*Fair Mined*”; sin embargo, las empresas más importantes se han comprometido a generar informes de sostenibilidad, en el marco de los enfoques del “*Global Reporting Initiative*” y “*Global Compact*”, entre otras. Un método de evaluación del impacto de la extracción de los recursos minerales que incluya Indicadores Regionalizados de ACV permitiría no sólo una mayor aceptación y credibilidad dentro de la comunidad académica, sino, además, incorporar una herramienta con enfoque científico que permitiría demostrar que se está desarrollando el mejor escenario posible de minería.

Referencias

- Agencia Nacional de Minería, Servicio Geológico Colombiano, (UPME), U. d., & Antioquia, G. d. (2013). Anuario Estadístico Minero 2007-2012. Bogotá: Ministerio de Minas.
- Alcamo, J., Dol, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rosch, T., & Siebert, S. (2003). Development and testing of the watergap 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal* 48 (3), 317-337.
- ARM. (2014a). Stándar fairmined para oro de minería artesanal y de pequeña escala, incluyendo metales preciosos asociados, Versión 2.0. Alianza por la Minería Responsable.
- ARM. (2014b). Impulsando buenas prácticas de minería artesanal y de pequeña escala en el contexto latinoamericano: El estándar de Minería Justa Fairmined. Envigado: Alianza por la Minería Responsable.
- Berger, M., & Finkbeiner, M. (2010). Water Footprinting: How to address water use in Life Cycle Assessment? *Sustainability* 2010, 2, 919-944.
- Bueno, C., Zwicky Hauschild, M., Rossignolo, J. A., Ometto, A. R., & Crespo M, N. (2016). Sensitivity analysis of the use of Life Cycle Impact Assessment methods: a case study on building materials. *Journal of Cleaner Production* V112, 2208-2220.
- CERREJÓN. (2014). Resumen de desempeño 2013. Recuperado el 03 de 05 de 2016, de CERREJÓN. Minería Responsable: http://www.cerrejon.com/site/Portals/0/Documents/pdf/informes_sostenibilidad/Resumen_IS2013-ESP.pdf
- Contraloría General de la República. (2011). Informe del Estado de los Recursos Naturales y del Ambiente 2010-2011. Bogotá.
- Durucan, S., Korre, A., & Muñoz-Meléndez, G. (2007). Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry. *Journal of cleaner production*, 1057-1070.
- Goedkoop, M., Effting, S., & Collignon, M. (2000). The Eco-indicator 99 Manual for Designers. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Amsterdam: Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment.

- GRI. (2005). Suplemento GRI del Sector de Minería y Metales. Amsterdam: GRI- Global Reporting Initiative.
- Guinée, J.B. (2002). Handbook of Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards. Dordrecht.: Kluwer Academic Publishers.
- Hendrix, M., O'donnell, K., & Horn, K. (2008). Lung cancer mortality is elevated in coal-mining areas of Appalachia. Lung Cancer Vol. 62, 1-7.
- ICMM, International Council on Mining and Metals. (2008). Marco para un desarrollo sostenible: Procedimiento de aseguramiento. Londres: ICMM - International Council on Mining and Metals. Recuperado el 03 de mayo de 2016, de ICMM - International Council on Mining and Metals: <http://www.convencionminera.com/perumin31/images/perumin/recursos/Desarrollo%20sostenible%20ICMM%20Marco%20p>
- ICONTEC. (2007). NTC-ISO 14044. Gestión Ambiental, Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices. Requisitos del Ciclo de Vida. Bogotá: ICONTEC.
- IIED, Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo. (2002). Resumen ejecutivo: Abriendo Brecha: Minería, Minerales y Desarrollo Sustentable (MMSD). [En línea]. Available: <http://pubs.iied.org/pdfs/9287IIED.pdf>. [Último acceso: 4 abril 2017].
- Islam, S., Ponnambalam, S.G., Lam, H.G. (2016) Review on life cycle inventory: methods, examples and applications. Journal of Cleaner Production. Volume 136, Part B, 10, 266-278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.144>.
- Jinghua, S., Xinxin, M., & Nan, X. (2010). The comparative Study on the mining industry competitiveness of Xiangjiang in China. Energy Procedia. Vol 5, 158-162.
- Lasvaux, S., Achim, F., Garat, P., Peuportier, B., Chevalier, J. & Habert, G. (2016). Correlations in Life Cycle Impact Assessment methods (LCIA) and indicators for construction materials: What matters? Ecological Indicators V 67, 174 - 182.
- Linares, W. C., & Sepúlveda, G. F. (2013). Implementación bajo incertidumbre de mercado del Algoritmo de Optimización Lerchs Grossmann en depósitos de carbón. Boletín Ciencias de la Tierra, Nro. 33, 147-154.

- Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Juntilla, V., Hanssen, O., . . . Finnveden, G. (1995). Nordic Guidelines on Life-CycleAssessment. Copenhagen, Denmark.: Nordic Council of Ministers.
- Mangema, S., & Brent, A. (2005). Application of life cycle impact assessment framework to evaluate and compare environmental performances with economics values of supplied coal products. *Journal of cleaner production*. Vol 14, 1071-1084.
- Mohan, Y., Gavin M, M., & Ranjith, P. (2011). The steel industry, abiotic resource depletion and life cycle assessment: a real or perceived issue? *Journal of Cleaner Production* (19), 78-90.
- Morales, L. (2011). Un oro verde en las selvas de Colombia. Recuperado el 21 de marzo de 2016, de semana.com: <http://www.semana.com/nacion/articulo/un-oro-verde-selvas-colombia/244669-3>
- Navarro G, F. (2012). Responsabilidad Social Corporativa: Teoría y Práctica. 2a Edición. Madrid: ESIC EDITORIAL.
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., . . . Running, S. W. (2003). Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, 300 (5625), 1560–1563.
- Nilsson, M. (1996). Comment: The environment and competitiveness in mining: is there room for the environmental-self regulation in the mining sector? (by O Bomsel *et al.*). *Resources Policy*. Vol 22. Nos 1-2, 87-89.
- Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* (43), 4098–4104.
- PROCASUR. (2009). Corporación Oro Verde: La minería no es sólo extracción Medio Ambiente y Cambios Climáticos, Colombia, 2009. Colombia: Procasur Corporation.
- Rack, M., Valdivia, S., & Sonnemann, G. (2013). Life Cycle Impact Assessment—where we are, trends, and next steps: a late report from a UNEP/SETAC Life Cycle Initiative workshop and a few updates from recent developments. *Int J Life Cycle Assess* V 18, 1413- 1420.

- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment, part 2: impact assessment and interpretation. *Int. J. LCA* (13), 374-388.
- Romero, B. (2003). El Análisis del Ciclo de Vida y la Gestión Ambiental. *Boletín IIE* Julio - septiembre, 92-98.
- Steen, B. (1999). A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS), Version 2000d Models and Data. Göteborg, Sweden: Chalmers University of Technology. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems.
- Stewart, M., & Weidema, B. (2005). A consistent framework for assessing the impacts from resource use - A focus on resource functionality. *Int. J. Life Cycle Assess.* (4), 240-247.
- Tulbure, I. (2018). Rating Technological Applications By Using Life Cycle Assessment. *PANGEEA* (18), 16-24.
- UNEP; SETAC & Life Cycle Initiative. (2009). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Bruselas: United Nations Environment Programme.
- UPME, Unidad de Planeación Minero Energética. (2011). Anuario Estadístico Minero Colombiano. Bogotá: Ministerio de Minas y Energía.
- UPME, Unidad de Planeación Minero Energética. (2007). Plan Nacional de Desarrollo Minero 2007-2010. Bogotá: Ministerio de Minas y Energía.
- Usher E, C. (2015). ¿Qué es Legal? Formalización de la minería artesanal y de pequeña escala en Colombia. Envigado: Alianza por la Minería Responsable.
- Van Hoof, B., Monroy, N., & Saer, A. (2008). Producción Más Limpia: Paradigma de gestión ambiental. México: Alfaomega.
- Vintró, C., Sanmiquel L., Freijo, M. (2014) Environmental sustainability in the mining sector: evidence from Catalan companies. *Journal of Cleaner Production*. Volume 84, 1, 155-163. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.069>.
- Yang, Y. (2016). Toward a more accurate regionalized life cycle inventory. *Journal of Cleaner Production* 112, 308-315.

3 CAPÍTULO 1. IMPACTO AMBIENTAL DEL SUMINISTRO Y EL USO DEL AGUA EN UNA REGIÓN MEDITERRÁNEA CON ESTRÉS HÍDRICO

Abreviaciones			P	P	Precipitación
			SEC	CEE	Consumo Específico de Energía
AGUA	AGUA	Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua	SWDP	PDAM	Planta Desalinizadora de Agua de Mar
ED	DE	Diversidad del Ecosistema	TSWT	TATS	Transferencia de Agua Tajo-Segura
ERWT	TARE	Transferencia de Agua del Río Ebro	VF	FV	Factor de variación
GW	AS	Aguas Superficiales	WA	DA	Disponibilidad de Agua
HH	SH	Salud Humana	WR	RA	Reúso de Agua
LCA	ACV	Análisis del Ciclo de Vida	WSI	IEH	Índice de Estrés Hídrico
					Proporción de las extracciones totales anuales de agua dulce a disponibilidad hidrológica
LCIA	IACV	Impacto del Análisis del Ciclo de Vida	WTA	WTA	
LSW	ASL	Aguas Superficiales Locales	WTP	PTA	Planta de Tratamiento de Agua
MCT	MCT	Mancomunidad de los Canales del Taibilla	WU	UA	Uso del Agua
NPP	RPP	Red Primaria de Producción	WWTP	PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

3.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo muestra el producto de la estancia académica en el exterior realizada en el Instituto Universitario de Investigación Mixto “CIRCE” de la Universidad de Zaragoza – España, y que responde al objetivo específico 1: “A partir de un estudio de caso analizar la aplicabilidad de los indicadores regionalizados de evaluación del impacto del ciclo de vida desarrollados por Pfister, como fundamento para el desarrollo de un método de evaluación del impacto ambiental del agotamiento de los recursos minerales”. A través de este capítulo se estudia la aplicabilidad, en un contexto real, de los indicadores de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) desarrollados por Pfister *et al.* (2009) para la evaluación ambiental del consumo de agua dulce en el marco del análisis del ciclo de vida, tomando como estudio de caso una cuenca con estrés hídrico en el Mediterráneo, y que sirve de base en el presente proyecto de investigación para desarrollar los indicadores regionalizados de EICV, para la Evaluación del Impacto Ambiental de la extracción de los recursos mineros, caso de estudio Oro y Carbón tanto a cielo abierto como subterráneo.

La energía consumida en el ciclo del agua aumenta a medida que la desalación del agua de mar y las grandes infraestructuras de transporte son necesarias para el suministro de agua dulce. A través del ciclo del agua, el agua se consume y se evapora mientras que su calidad

se degrada también, y una cierta energía adicional para restaurar la primera cantidad y calidad se requiere. Se pueden alcanzar cifras relevantes: en España, el ciclo del agua es aproximadamente el 7% de la electricidad consumida (Hardy & Garrido, 2010). Sin embargo, hay que incluir más aspectos en el análisis para realizar un análisis completo de los impactos asociados del uso del agua dulce (Stoeglehner *et al.*, 2011). El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es crucial si no sólo se comparan las cuestiones energéticas desde una perspectiva global en el sector del agua. Estudios que combinan ACV con otras metodologías de evaluación del agua como la huella hídrica (Jefferies *et al.*, 2012) han sido desarrollados y despiertan gran interés. Adicionalmente, algunos otros impactos ambientales del ciclo de vida relacionados con la construcción de las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) y las redes de distribución, el uso de la tierra o los impactos asociados a otros usos del agua también deberían ser considerados (Igos *et al.*, 2013)

Si varias alternativas de abastecimiento de agua son factibles dentro de una región, el interés podría entonces centrarse en la comparación entre las diferentes alternativas de agua. Además, en áreas escasas de agua, el estudio de los impactos ambientales asociados con los usos del agua (urbano, industrial y agrícola) y el agotamiento de agua dulce local podría llevar a una sostenibilidad muy débil. Por lo tanto, la reducción del impacto ambiental podría encontrarse por dos alternativas y/o vías complementarias: o bien la introducción de nuevas tecnologías "verdes", o alternatively la reducción drástica de las actuales demandas de agua en la región. En este sentido, se pueden encontrar diferentes estudios en la literatura en relación con el uso de energías renovables para sistemas de agua. Como ejemplo, se han analizado las posibilidades de desalinización impulsadas por fuentes renovables (Koroneos *et al.*, 2007), así como soluciones específicas para el agua contaminada tratadas a través de tecnologías de saneamiento y suministro impulsadas por la energía solar (Jasrotia *et al.*, 2013). Adicionalmente, muchos análisis de estrategias para minimizar el uso del agua en los sectores industrial (Sans *et al.*, 1998) y doméstico han sido realizados (Beal *et al.*, 2013), introduciendo con frecuencia preocupaciones sobre la eficiencia (Willis *et al.*, 2013).

La falta de datos para realizar el inventario del ACV en el ciclo del agua es evidente. Entonces, se ha centrado generalmente en una sola etapa. Se pueden encontrar ejemplos de la aplicación de ACV en la literatura relacionada con plantas de tratamiento de agua (PTA) (Bonton *et al.*, 2012), con estudios de caso específicos como los presentados sobre tres sistemas de agua diferentes en Copenhague (Godskesen *et al.*, 2011), al igual que

estudios de ACV para alternativas de agua potable (Vince *et al.*, 2008), desalación de agua de mar (dependiendo de la fuente de energía) (Raluy *et al.*, 2004), red de abastecimiento de agua (Filion *et al.*, 2004) y Plantas de tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en lugares específicos como Bolonia en Italia (Tarantini & Ferri, 2001), o Bree en Bélgica (De Gussem *et al.*, 2011), incluso considerando la reutilización del agua (Ortiz *et al.*, 2007). El ACV enfocado a alternativas de abastecimiento de agua en una región fue primero aplicado en California (Stokes & Horvath, 2006). En Europa, el primer enfoque de ACV fue propuesto por Estevan (2008), que incluyó el impacto ambiental predominante del uso de agua caliente sanitaria en viviendas españolas. Posteriormente, se han realizado diferentes estudios sobre la evaluación ambiental del ciclo del agua urbana (Lemos, 2013), especialmente en lugares con cierto estrés hídrico como el área mediterránea (Amores *et al.*, 2013), el trabajo presentado por Hospido *et al.* (2013) señala las dificultades para completar adecuadamente el uso del agua en la evaluación del ciclo de vida, ya que presenta varios orígenes, distribución geográfica irregular y diversas funciones de los ecosistemas. Las alternativas de regeneración y reutilización de aguas residuales urbanas en el área mediterránea han sido estudiadas también con la metodología ACV (Pasqualino *et al.*, 2011) .

La cuenca del Segura es una región estresada por el agua en la Europa mediterránea (sudeste de España). Las enormes inversiones de obras hidráulicas históricamente intentaron resolver la escasez de agua en España y especialmente en la Cuenca del Segura (Albiac *et al.*, 2007). El Trasvase de Agua del Río Ebro (TARE) fue propuesta pero finalmente abandonada en 2005 debido a los conflictos regionales provocados y los rechazos de la Unión Europea (UE) para financiar las obras. La siguiente alternativa (programa AGUA), parcialmente financiada por la UE, se basó en 20 nuevas plantas de desalinización de agua de mar (PDAM). Ambas infraestructuras, transferencia y desalinización, ya fueron estudiadas desde la perspectiva ACV (Raluy *et al.*, 2005b.; Muñoz, Milá i Canals, & Fernández, 2010), y una pequeña ventaja de la desalinización contra la TARE se encontró debido a la gran senda requerida (900 km) y a la disponibilidad estacional de los recursos hídricos naturales del Ebro. Hoy en día, las PDAM operativas no cubren totalmente el déficit hídrico de la región y los costos del agua desalada parecen ser muy altos para los agricultores. Por lo tanto, el déficit de agua se equilibra con la sobreexplotación de aguas subterráneas (no controladas), si no se dispone de recursos hídricos locales naturales.

En este trabajo se consideran dos líneas principales complementarias. En primer lugar, el ACV de las alternativas de abastecimiento de agua dentro de la Cuenca del Segura incluye

la comparación ambiental de alternativas locales (recursos naturales de superficie y aguas subterráneas), así como las externas: transferencia de Agua Tajo-Segura (TATS) y desalación de agua de mar. El caso base (escenario 1) correspondía al balance hídrico de 2009. En el análisis se distinguieron el riego y el agua potable, ya que presentan diferencias significativas. Se necesitan dos etapas adicionales para el agua potable: red de abastecimiento de agua y plantas de tratamiento de agua. Una vez analizada la situación de base, se incluyeron tres escenarios adicionales (2 a 4) para analizar partir del enfoque del ACV: el impacto ambiental en años húmedos y secos, o la dependencia del TATS. Los cuatro escenarios mantuvieron las demandas totales de agua en la cuenca. En segundo lugar, aparte de las infraestructuras del ciclo del agua, también se calculó el impacto ambiental del consumo de agua en esta área con escasez hídrica para los cuatro escenarios diferentes. El propósito principal de este trabajo es entonces mostrar el ACV combinado de las alternativas de abastecimiento de agua y el uso del agua en esta región con estrés hídrico con el fin de comparar las consecuencias ambientales desde la perspectiva del ACV de la ampliación (o no) de las opciones de abastecimiento a fin de reducir el agotamiento de los recursos de agua local.

3.2 ESTUDIO DE CASO: CUENCA DEL SEGURA

3.2.1 Demanda de agua y balance hídrico

La cuenca del Segura (ver Figura 3-1) tiene una superficie de 18.870 km² y una población estable de 1.850.000 habitantes (en 2001). La precipitación media es de unos 400 mm/año, pero la evapotranspiración potencial aumenta hasta 700 mm/año (SBWA, 2007a). El balance hídrico y las alternativas de suministro se presentan en la Tabla 3-1. La descripción detallada de las infraestructuras de abastecimiento de agua hacen parte de la información de apoyo no incluida en el documento, pero está disponible a petición de los correspondientes lectores.

Como se puede observar, la demanda anual de agua en la Cuenca del Segura totaliza 1483 Mm³/y. La agricultura es, por mucho, el mayor consumidor de agua (1117 Mm³/y), ya que tradicionalmente se cultivan en grandes superficies de riego (alrededor de 250.000 ha). La disponibilidad anual de agua natural (aguas superficiales locales, ASL) es de sólo 318 Mm³ por año promedio (SBWA, 2007b). Las ASL se almacenan en varios depósitos (ver Figura 3-1 para localización). Las demandas de agua están parcialmente compensadas por la transferencia de agua del Tajo (TATS), que entregó en promedio 368 Mm³/y en el período

1998 a 2009, y la desalación de agua de mar (DAM), que fue utilizada tanto para las ciudades como para la agricultura (a pesar de su diferente capacidad de compra). La extracción de aguas subterráneas (AS) es también una importante fuente de agua en el Segura. Algunos acuíferos se gestionan adecuadamente (recarga equilibrada y bombeo), pero los déficits locales de agua suelen estar cubiertos por la sobreexplotación. Los rendimientos de riego, así como el agua reutilizada de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) también se consideraron en el balance hídrico como una fracción importante de la demanda de riego.

Tabla 3-1 Balance Hídrico en la cuenca del Segura (Mm3/año). Escenarios 2009 y 2015

Water demands	2009				2015			
	Urban	Irrigation	Environ.	Total	Urban	Irrigation	Environ.	Total
Water resources								
Local surface waters	60	228	30	318	55	233	30	318
TSWT	90	316		406	82	324		406
SDWP	186	189		375	199	259		458
Urban returns		156		156		156		156
Irrigation returns		25		25		25		25
Ground waters (renewable)		130		130		130		130
Ground waters (overexploitation: +; recharge: -)		73		73		-10		-10
Total resources & demands	336	1117	30	1483	336	1117	30	1483

Fuente: SBWA (2007b)



Figura 3-1 Ubicación del Segura en la Península española, y recursos naturales de aguas superficiales (principales ríos y embalses)

Fuente: adaptado de SBWA (2007a)

3.2.2 Escenarios hídricos

Obviamente, la fuerte variabilidad de los recursos hídricos locales tiene que ser también estudiada desde la perspectiva del ACV, y se analizó mediante tres escenarios hidrológicos hipotéticos adicionales. La demanda de agua se mantuvo, ya que la productividad asociada a los usos del agua era bastante alta en la zona, incluso la relacionada con la agricultura. Así, las alternativas externas (transferencia de agua, PDAM) o incluso la sobreexplotación equilibraron las demandas de agua. Los nuevos escenarios (ver Tabla 3-2 para más detalles) se describen de la siguiente manera:

- Escenario 2: la precipitación fue elevadamente anormal en ese año (como fue el 2009). Así, la capacidad de los embalses en el Segura aumentó en 270 Mm³ ese año, por lo que la desalación del agua de mar y la sobreexplotación del agua subterránea se redujeron en 100 y 170 Mm³, respectivamente. El agua suministrada por el TATS se mantuvo.
- Escenario 3: una sequía se enfocó en la cuenca del Segura, como ocurrió en 2005. Los recursos de superficie local disponibles (embalses) disminuyeron en 270 Mm³ ese año. Las demandas de agua se equilibraron mediante el aumento del TATS (50 Mm³), la desalinización del agua de mar (100 Mm³) y la sobreexplotación de los acuíferos (hasta 120 Mm³).
- Escenario 4: el agua suministrada por el TATS fue casi nula (disminuyó en 350 Mm³), lo que podría corresponder a problemas operativos (como en 2012). Aquí, los recursos se obtienen de SWDP (170 Mm³) y una sobreexplotación exacerbada (180 Mm³)

3.2.3 Análisis del ACV de las infraestructuras del ciclo del agua

3.2.3.1 Unidad funcional, inventario del ciclo de vida y método de evaluación del impacto del ciclo de vida

A medida que se analizan alternativas de abastecimiento de agua a la Cuenca del Segura desde el enfoque del ACV, la unidad funcional adoptada fue de 1 m³ de agua a la puerta del usuario (doméstica, industrial o de riego). Así, las pérdidas en la red, el agua evaporada en los embalses y las fugas de los tanques de agua también se tuvieron en cuenta en cada

etapa del ciclo del agua. En consecuencia, el impacto ambiental de la operación de carga parcial de alternativas de suministro de agua podría ser fácilmente notado. Obsérvese que estudios similares presentaron las puntuaciones de Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida (EICV) por m³ de cada alternativa de suministro de agua (Raluy, *et al*, 2005b) al igual que (Stokes & Horvath, 2006), en lugar de abordar la parte real de cada alternativa. Un nuevo indicador relacionado con el agua dulce, el índice de agua dulce, también se introdujo en algunos análisis (Muñoz *et al.*, 2010) obteniendo conclusiones comparables. El cálculo de las puntuaciones de EICV también se obtuvo por m³ de agua potable y agua de riego: las aguas subterráneas casi no se usan para beber y, por el contrario, el agua de mar desalada se destina principalmente a las ciudades (ver Tabla 3-2). Como consecuencia, al momento de presentar los resultados de esta parte del estudio, se utilizaron tres unidades funcionales diferentes: 1 m³ a la puerta del usuario (agua promedio), 1m³ de agua potable (agua urbana) y 1 m³ de agua para agricultura (agua de riego).

Tabla 3-2 Cuatro escenarios actuales de demanda de agua para la cuenca del Segura dependiendo de la variabilidad de la precipitación

Demand	Scenario 1				Scenario 2				Scenario 3				Scenario 4			
Water resources	Urban	Irrigation	Env.	Total	Urban	Irrigation	Env.	Total	Urban	Irrigation	Env.	Total	Urban	Irrigation	Env.	Total
Local surface waters	94	194	30	318	<u>174</u>	<u>384</u>	30	<u>588</u>	<u>4</u>	<u>14</u>	30	<u>48</u>	94	194	30	318
TSWT	126	239.1		365.1	<u>126</u>	<u>239.1</u>		<u>365.1</u>	136	279.1		415.1	<u>6</u>	<u>9.1</u>		<u>15.1</u>
SDWP	116	30		146	<u>36</u>	<u>10</u>		<u>46</u>	<u>196</u>	<u>50</u>		<u>246</u>	<u>236</u>	<u>80</u>		<u>316</u>
Urban returns		156		156		156		156		156		156		156		156
Irrigation returns		25		25		25		25		25		25		25		25
Ground waters (renewable)		130		130		130		130		130		130		130		130
Ground waters (overexploitation)		340.4		340.4		<u>170.4</u>		<u>170.4</u>		<u>460.4</u>		<u>460.4</u>		<u>520.4</u>		<u>520.4</u>
Total resources/demands	336	1115	30	1481	336	1115	30	1481	336	1115	30	1481	336	1115	30	1481

Las Principales diferencias en los balances de agua están subrayadas.

Para obtener el inventario completo del ciclo de vida (ICV) de los materiales consumidos, los recursos y el uso de la tierra para construir y operar las infraestructuras del ciclo del agua, se recogieron cuidadosamente datos de varios organismos públicos. Las cifras de las plantas de desalinización (PDAM) se obtuvieron de los siguientes informes elaborados por el organismo correspondiente: PDAM Aguilas / Guadalentín (Acuamed, 2006b), Mojón DP, que es la única planta que funciona con agua salobre (Acuamed, 2006b; Troyano, 2006), Desalinizadoras para asegurar el riego del Tajo-Segura (Acuamed, 2007a), PDAM Muxamiel (Acuamed, 2007b), PDAM valdentisco (AcuaSegura, 2007; Infoenviro, 2009b), PDAM Escombreras (Infoenviro, 2009a; Mortera, 2008). La información sobre las PDAMs de San Pedro del Pinatar I y II y sobre las PDAMs de Alicante I y II se recogió a partir de la información proporcionada por Martínez (2010). La infraestructura y la red de suministro de la riqueza común de los canales de Taibilla se encontraron en MCT (2011). La

infraestructura asociada a la Transferencia de Agua del Tajo-Segura fue tomada de SCRATS (2011). Los consumos específicos de energía para esta transferencia fueron provistos por Melgarejo & Montano (2011). Las cifras generales, algunos mapas, la demanda global de agua y la información relevante sobre las presas existentes en la cuenca fueron obtenidos del informe de la Autoridad del Agua de la Cuenca del Segura (SBWA (2007a). El balance hídrico de SBWA (2007b) y la información más relevante de los yacimientos se tomó de SBWA (2007c). El nivel promedio de acuíferos se introdujo en el estudio para estimar los requerimientos medios de bombeo y, en consecuencia, relacionar la infraestructura y el consumo de energía correspondientes SBWA (2011a). La dosificación química en la PTA y laDAM, y el consumo específico de energía (SEC, kWh / m³) de las plantas de agua y estaciones de bombeo, forman parte de la fase de operación del ACV. La mezcla española de electricidad generada en 2011 se consideró en el análisis. La Tabla 3-3 muestra algunos materiales y consumos de recursos seleccionados, así como las pérdidas de agua del ICV de las opciones de abastecimiento de agua en la cuenca del Segura.

Tabla 3-3 Resumen del ICV de las alternativas de abastecimiento de agua de la Cuenca del Segura (materiales, uso de la tierra, consumo de energía, porcentaje de pérdidas)

Tons of material	TSWT	Post TSWT	LSW	MCT network	WTP	GW	SWDP
Steel	3219	207,603		223	4941	14,414	17,602
RFGP							353
Sand					4375		10,914
Gravel	591,907	1,068,436	12,922,492	619,511		921,673	
Concrete	5,155,686	3,220,114	4,233,955	1,276,588	76,113		138,082
Clay		18,657,643	7,376,922	290,609	2924		
Vegetal soil	11,391,213	13,020,128	4,840,045	3,364,430			
PVC					980		59
Activated carbon					9767		
Glass fiber							424
PE				6860			539
Granite	864,109						
Limestone	974,550	1,948,337		1,247,155			
Polyamide							8554
Propylene							211
IC							875
Total (civil works)	18,980,683	38,122,261	29,373,413	6,805,375	99,100	936,086	177,615
Steel	256.9	103.5		57.5		1128.4	574.1
Copper	125.7	50.7		25.0		641.6	226.0
Iron	116.2	46.7		31.9		343.6	361.7
IC	427.3	172.1		93.3		1941.4	914.9
Total (pumping, AC substations)	926.6	373.2	0.0	207.8	0.0	4056.5	2078.3
Land use, ha	19,206.2	825.7	4197.4	772.0	21.6	28.8	26.4
Water losses (leakages, %)	2.35	11.14	5.00	3.80	0.00	2.00	0.00
SEC, kWh/m ³	0.870/1.552 ^a	0.576	0.000	0.184	0.030	0.851	4.100

RFGP - Reinforced Fiber Glass Polyvinyl; IC - Iron Casting; PE - Polyethylene; PVC - Polyvinyl Chloride.

^a Including not turbinated in Tajo River.

En cuanto al software de ACV adoptado, SimaPro (v7.2.2), fue tomado para realizar el estudio de caso de ACV. El método seleccionado de EICV fue el Eco-Indicator 99, que es ampliamente aceptado por la comunidad científica, lo que también permite evaluar el

impacto de los usos del agua. Su enfoque de puntaje proporciona una puntuación única que concentra la evaluación ambiental global de sus once categorías de impacto agrupadas en tres categorías principales de daños (salud humana, calidad del ecosistema y calidad de los recursos). Se usaron factores de normalización y ponderación por defecto para obtener el valor de punto final de sus categorías de impacto. La perspectiva jerárquica, conjunto de ponderación promedio (Hierarchist Average) (en adelante EI99HA) fue opcionalmente seleccionada para realizar el estudio de ACV.

3.3 RESULTADOS EICV

En primer lugar, los resultados de la EICV incluyeron el impacto ambiental del caso base de balance de agua en la cuenca (escenario 1, Figura 3-2a). El análisis identificó 1 m³ de agua servida en el Segura a la puerta del usuario (agua promedio), pero también 1 m³ de agua destinada a uso urbano (Figura 3-2b) y de riego (Figura 3-2c), respectivamente. Los impactos medioambientales asociados a la fase de desmontaje (reciclaje, relleno e incineración) del ciclo de vida no fueron representativos en absoluto con respecto a la fase de montaje (infraestructuras) o fase de operación (consumo de energía y dosificación química); Por lo tanto no se presentaron aquí como una fase de ciclo de vida separada. El impacto ambiental total de 1 m³ de agua suministrada al Segura fue de 0.0385 Pts.

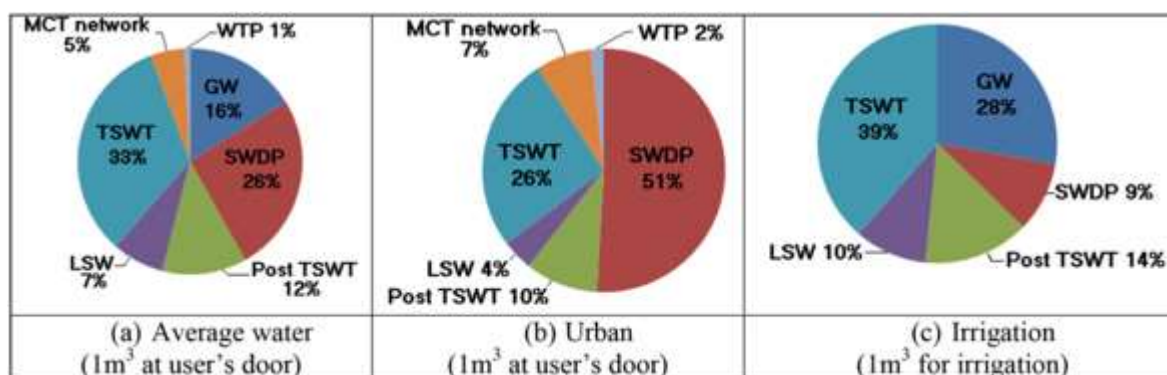


Figura 3-2 Distribución del impacto entre las diferentes alternativas de suministro de agua para los tres metros cúbicos considerados

Si el impacto se clasifica en tecnologías de abastecimiento de agua, la desalinización del agua de mar provocó el 25,6% del impacto total, aunque sólo cubrió el 9,9% de la demanda de agua. La segunda alternativa mas impactante fue el TATS (más los canales Post-TASTS), que tuvieron el 32,8% + un 12,2% del impacto total y suministra el 24,7% de la demanda de agua. El bombeo de aguas subterráneas fue la tercera alternativa impactante en

términos relativos, con el 16,2% del impacto total y el 31,8% de la demanda de agua. El agua suministrada por los recursos de agua superficiales locales (ASL) sólo generó el 7,5% del impacto, pero proporcionó el 21,5% de los usos del agua. Finalmente, el impacto asociado a las tecnologías de agua potable (MCT y PTA) no fue importante, ya que presentaron el 4,9% y el 0,8% del impacto total. Cabe señalar que los usos para agua potable (incluyendo la industria y el turismo) representan sólo el 22,7% de la demanda total de agua en el Segura.

Para facilitar el análisis, la Tabla 3-4 incluyó el impacto de las alternativas de suministro de agua desagregadas por las fases de ACV: montaje (construcción) y operación (energía y productos químicos). Como era de esperar, las tecnologías de alto consumo de energía como la desalinización del agua de mar, el bombeo de agua subterránea o las plantas de tratamiento de agua dieron las puntuaciones más altas en la fase de operación (98,9%, 97,8% y 90,3% respectivamente) y las grandes infraestructuras (TATS o MCT) (Alrededor del 25% y 50% del impacto total, respectivamente). Si no se requiere bombeo (ASL), esta fase podría dar cuenta de la totalidad de la puntuación de la EICV.

Cuando se analizan las categorías de impacto de EI99HA (Figura 3-3), se encontraron las mayores contribuciones para combustibles fósiles (0.013 Pts/m³) y para inorgánicos respirados (0.012 Pts/m³), provenientes principalmente de electricidad consumida en plantas de agua y estaciones de bombeo. La tercera categoría impactante fue la ocupación del suelo en TATS (0,002 Pts/m³) y especialmente en depósitos de ASL (superficie inundada), siendo casi la única categoría que contribuyó al impacto ambiental en esa alternativa. Los procesos de uso intensivo de energía también evaluaron 0,003 Pts/m³ a la categoría de cambio climático. Por último, el uso de sustancias químicas consumidas en la PTA y la PDAM no parece ser relevante, ya que ninguna categoría de impacto relacionada con ese uso (ecotoxicidad, carcinógenos) no alcanzó cantidades significativas.

Tabla 3-4 Resultados LCIA con el método EI99HA (infraestructuras del ciclo del agua) para el agua servida a los usuarios del Segura. Asignación del impacto total entre las fases de montaje y operación

	Avg. m3	Urban	Irrigation
Eco-99 points (pts/m3)	0.0385	0.0697	0.0295
Assembly (infrastructures)	21.50%	11.70%	24.80%
Operation (Energy + chemicals)	78.50%	88.30%	75.20%

Por último, si se separan los usos del agua en 1 m³ de agua potable o 1 m³ de agua destinada a la agricultura, se distinguen claramente las puntuaciones de EICV (ver Figuras 3-2b y 3-2c). Para producir agua potable, la porción de agua de mar desalada aumentó hasta el 34,5%, siendo el 50,9% del impacto total. La red de abastecimiento de agua y las PTA (7,4% y 1,7%, respectivamente) también aumentaron el peso del impacto total y casi se descartan las aguas subterráneas. Por el contrario, la mayor parte del agua para riego proviene de las aguas subterráneas (el 42,2%), así como el TATS (el 21,5%) y los recursos naturales de agua superficial (el 17,4%). Por lo tanto, se obtuvieron mayores impactos ambientales para las aguas potables (0,0697 frente a 0,0295 Pts/m³ respectivamente).

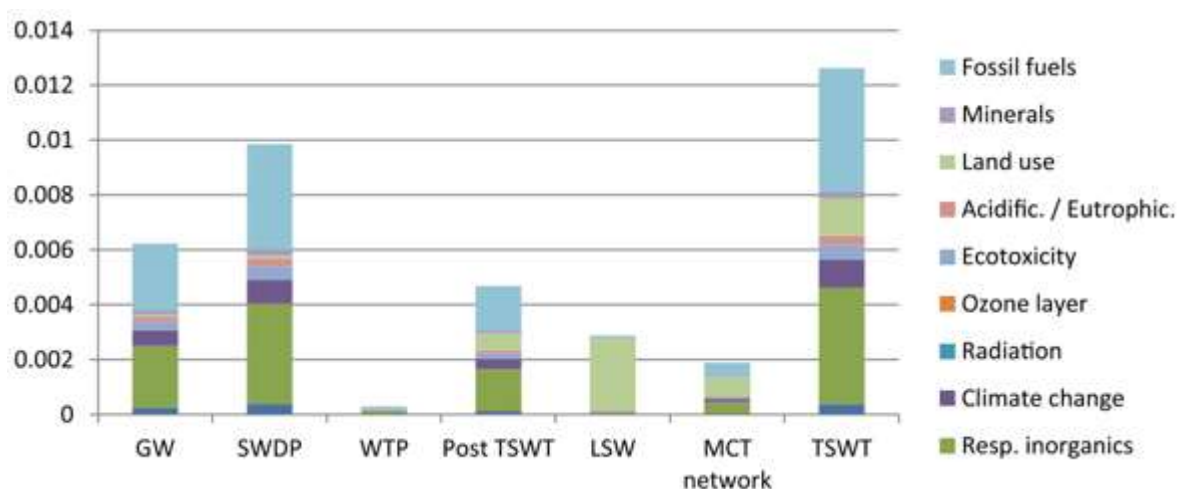


Figura 3-3 Resultados de puntaje final (Pts/m³) de LCIA agrupados por categorías de impacto (método EI99HA, escenario 1)

3.4 ACV DE LOS ESCENARIOS HÍDRICOS

Los valores del punto final del EICV de los escenarios de agua presentados en párrafos anteriores, en el punto denominado “Escenarios Hídricos”, se muestran en la Figura 3-4 y Tabla 3-5. Evidentemente, las alternativas de abastecimiento de agua que mantuvieron su cuota en la unidad funcional tuvieron impactos ambientales similares a los presentados en el escenario 1. El impacto ambiental claramente disminuyó cuando surgieron abundantes recursos locales (escenario 2, 0.0292 Pts/m³) o incrementaron bastante cuando se requiere desalinización suplementaria o bombeo de agua subterránea (escenarios 3 y 4: 0,0489 y 0,0395 Pts/m³ respectivamente). La operación de carga parcial de grandes infraestructuras de suministro de agua se observa muy bien en el escenario 3: sólo 48 Mm³ de los 1480 Mm³ requeridos fueron recolectados de los embalses locales, pero provocaron

el 5,9% del impacto total y la PDAM adicionalmente impactó el 33.9% daño total. En el escenario 4, sólo 15 Mm³ fueron transportados por la infraestructura de TATS y otros canales, pero su mal uso provocó el 53,6% y el 21,6% del impacto total en PDAMs y aguas subterráneas, respectivamente, ya que debían cubrir el 21,3% y el 44% de la demanda de agua.

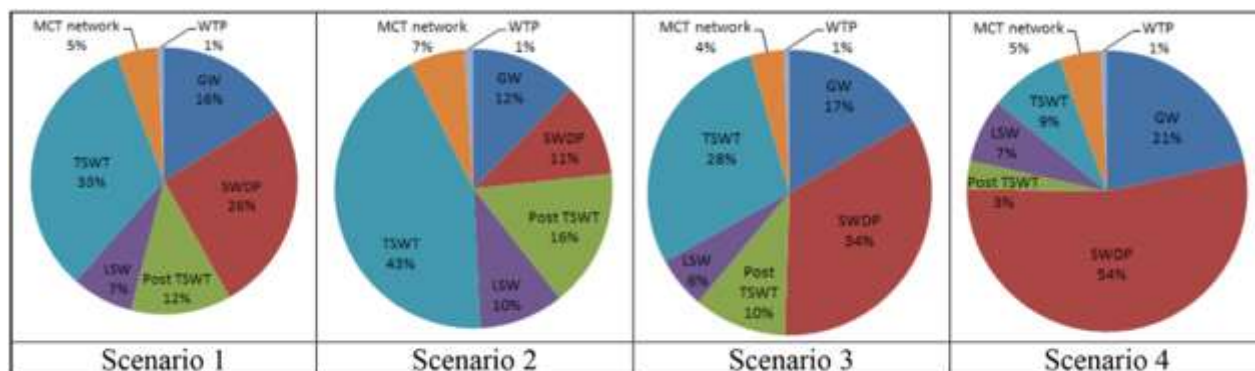


Figura 3-4 Asignación del impacto ambiental de un metro cúbico a la puerta del usuario (promedio de agua) para los cuatro escenarios definidos, según el método EI99HA

3.5 EVALUACIÓN DEL ACV DE LOS USOS DEL AGUA

3.5.1 Metodología EICV

Los impactos ambientales asociados al consumo de agua y agotamiento de la disponibilidad local de agua han sido ampliamente incluidos en el ámbito del ACV (Koehler, 2008; Pfister *et al.*, 2009; Milá i Canals *et al.*, 2009). Basado en la revisión crítica de como abordar el uso del agua en diversos métodos EICV (Berger & Finkbeiner, 2010), se siguió la Metodología descrita en Pfister *et al.* (2009) para evaluar el impacto ambiental de los usos del agua, ya que éste integra en el método Eco-Indicador 99, el impacto relativo del consumo de agua. Así, en este ámbito, con cultivos muy rentables, pero también intensivos en agua, podrían integrarse en un estudio único de ACV el impacto de las infraestructuras (suplementarias) y el uso del agua en áreas con recursos naturales locales bastante limitados.

La evaluación de daños en el consumo de agua en el marco del método EcoIndicador 99 abarca tres áreas de protección: la salud humana, la calidad del ecosistema y los recursos (Pfister *et al.*, 2009). En cuanto al efecto en la salud humana, el daño inducido por el consumo de agua en una cuenca (ΔHH_{mn}) se mide en términos de desnutrición (DALY) y se calcula según lo muestra la eq.3-1:

$$\Delta HH_{mn} = WSI \cdot WU_{\%ag} \cdot HDF_{mn} \cdot WR_{mn}^{-1} \cdot DF_{mn} \cdot WU_{cons} \quad (eq. 3.1.)$$

Donde WSI es el índice de estrés hídrico de la cuenca, y WU% ag es la fracción de uso agrícola en la cuenca. HDF_{mn} es el factor de desarrollo humano (eq.3-2), que relaciona la desnutrición y el índice de desarrollo humano (IDH – HDI por sus siglas en inglés) siguiendo el polinomio:

$$HDF_{mn} = \begin{cases} 1 & \text{for } HDI < 0.3 \\ 2.03HDI^2 - 4.09HDI + 2.04 & \text{para } 0.30 \leq HDI \leq 0.88 \\ 0 & \text{para } HDI > 0.88 \end{cases} \quad (eq. 3.2)$$

Por lo tanto, sólo es relevante en los países no desarrollados. WR_{mn} es el requisito mínimo de agua dietaria humana directa (1350 m³/(y \$ capita)), DF_{mn} el factor de daño causado por la desnutrición (1,84 x 10⁻² DALY/(y \$ capita)) y finalmente WU_{cons} es el agua Consumo (m³/año) en la cuenca. El WSI se correlaciona con la razón modificada (WTA*) de las extracciones anuales de agua (usos, WU_i) y la disponibilidad de agua (WA), que toma en consideración flujos fuertemente regulados como el río Segura, mediante la desviación estándar de la distribución de precipitación (VF) en la cuenca (ver eq.3-3). El cálculo detallado de VF en la cuenca del Segura es información complementaria basada en los últimos datos climáticos de la década que podrían ser suministrados a los investigadores interesados.

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4 \cdot WTA^* \left(\frac{1}{0.01} - 1 \right)}} \quad WTA = \frac{\sum_i WU_i}{WA} \quad (eq. 3.3)$$

$$WTA^* = \begin{cases} \sqrt{VF} * WTA & \text{para } SRF \\ VF * WTA & \text{para no } SRF \end{cases}$$

El daño a la calidad del ecosistema relacionado con el consumo de agua (ΔEQ, m²y) se describió en unidades similares al uso de la tierra en el Eco-Indicador 99. Así, la eq.3-4 se aplicó:

$$\Delta EQ = NPP_{wat-lm} * \frac{WU_{cons}}{P} \quad (eq. 3.4)$$

Donde NPP_{wat-lm} es la fracción resultante de la Red de Producción Primaria limitada por la disponibilidad de agua en la zona. Este término se relaciona con la vulnerabilidad de la

biodiversidad de especies de plantas vasculares (VPBD) que puntúa la fracción potencialmente desaparecida de especies (PDF) provocada por el uso excesivo del agua. P es la precipitación media anual (mm/y) del área estudiada. Finalmente, para evaluar el daño a los recursos (ΔR , en MJ) en EI99HA, el agotamiento del agua se midió como la energía requerida por la desalinización, que podría restaurar hipotéticamente el agua local agotada del agua de mar (eq.3-5):

$$\Delta R = E_{swd} * F_{dep} * WU_{cons} \quad (eq.3.5)$$

En la eq.3-5, E_{swd} representa la energía requerida por la desalinización del agua de mar (MJ/m³), y F_{dep} es la fracción de agua dulce consumida que realmente contribuye al agotamiento del agua. Se deriva del índice de WTA como se indica en la eq.3-6:

$$F_{dep} = \begin{cases} \frac{WTA - 1}{WTA} & \text{Para } WTA > 1 \\ 0 & \text{Para } WTA \leq 1 \end{cases} \quad (eq.3.6)$$

Los datos clave requeridos en las ecuaciones 3.1 – 3.6 para calcular el impacto ambiental asociado al consumo de agua se muestran en la Tabla 3-5. Para calcular la disponibilidad de agua (WA), sólo se consideraron los recursos locales de superficie del agua (LSW), la desalinización del agua de mar y las aguas subterráneas renovables fueron consideradas (Muñoz *et al.*, 2010). En cuanto a los usos del agua y los consumos, la tasa de retorno del riego y el agua potable fueron respectivamente el 15% y el 85%, dependiendo del clima local y los tipos de suelo en la Región (SBWA, 2007a). Se usó el consumo de energía específico medio de las PDAM (SWDP por sus siglas en inglés) locales existentes para estimar E_{swd} (14.76 MJ/m³).

Tabla 3-5 Impacto ambiental (método EI99HA) de nuevos presentados para la cuenca del Segura

Scenario	GW	SWDP	Post TSWT	LSW	TSWT	MCT network	WTP	Total
1	0.00623	0.00986	0.00468	0.00288	0.01262	0.00189	0.00030	0.03850
2	0.00362	0.00318	0.00468	0.00288	0.01262	0.00189	0.00030	0.02917
3	0.00817	0.01653	0.00516	0.00288	0.01394	0.00189	0.00030	0.04887
4	0.00855	0.02121	0.00129	0.00288	0.00344	0.00189	0.00030	0.03955

En la Tabla 3-6 se presentan los impactos ambientales del consumo de agua en las tres áreas de protección, así como su contribución con respecto al impacto de las infraestructuras del ciclo del agua y el consumo de agua (% WU). En este cálculo se

presentan valores constantes para los tres metros cúbicos que no se repiten en la tabla: VF = 13.004; WSI = 1; HDI = 0,878; HDF_{mn} = 0; NPP_{wat-lim} = 0,28; P = 300,22 mm/año.

Como se puede ver, no se encontró ningún daño a la salud humana, ya que España es un país desarrollado tal como su índice IDH denota (ver Tabla 3-6 y *eq.3-2*). Sin embargo, los daños a la calidad del ecosistema (0,054 Pts/m³) y recursos (0,14 Pts/m³) fueron muy significativos: contribuyeron al 23% y al 60% del impacto ambiental total (incluyendo el ACV de las infraestructuras del ciclo del agua), lo cual es característico de una región sometida a estrés hídrico. Si el análisis discriminaba los usos urbanos y de riego, el impacto asociado al agua consumida en riego alcanza el 90% del impacto total, pero sólo el 18% se encontró para consumo. Obsérvese que en la Región se consumen grandes cantidades de agua azul, y la metodología presentada por Pfister *et al.* (2009) se centra especialmente en la evaluación del impacto ambiental de los usos de agua de consumo (riego) que no utilizan sus recursos endógenos, como es el caso de la Cuenca del Segura.

Tabla 3-6 Impactos ambientales asociados al consumo de agua en el Segura (escenario 1)

	WA (Mm ³ /yr)	WU (Mm ³ /yr)	WTA	VF	WTA*	WU _{ag}	E _{swd} (Mj/m ³)	F _{dep}	ΔHH (Pt/m ³)	ΔEQ (Pt/m ³)	ΔR (Pt/m ³)	% WU
All waters	594	1453	2.446	13.004	8.821	76.88	14.76	0.5912	0	0.07849	0.20347	88.00
Drinking water	210	336	1.599	13.004	5.769	0	14.76	0.3749	0	0.08012	0.13171	60.31
Irrigation water	354	1117	3.155	13.004	11.38	100	14.76	0.6831	0	0.08012	0.23996	91.56

WA: water availability; WU: water use; WTA: withdrawals to hydrological availability; VF: variation factor to calculate a modified WTA; WTA*: modified hydrological availability; WU_{ag}: fraction of agricultural water use; E_{swd}: energy requirement for seawater desalination; F_{dep}: fraction of consumed freshwater contributing to water depletion; ΔHH: damage to human health; ΔEQ: damage to ecosystem biodiversity; ΔR: damage to resources availability. %WU: percentage of impact associated to water use.

Cuando se consideran los cuatro escenarios alternativos, se introducen diferentes valores de la disponibilidad de agua (DA (WA -por sus sigls en inglés)) en los cálculos. DA se determina por la cuota establecida en cada escenario para equilibrar las demandas de agua y, claramente, las diferentes distribuciones conducen a diferentes valores de DA. El uso de agua (UA (WU- por sus siglas en inglés), sin embargo, permanece constante ya que la demanda de agua en la región es la misma independientemente del origen del agua suministrada. En consecuencia, los índices WTA también variaron. El valor considerado para el costo de la desalinización (E_{swd}) es el obtenido de las cifras recolectadas de las plantas de desalinización del área del Segura, detalladas en la Tabla 3-3 (SEC_{SWDP} = 4.1 Wh/m³) El impacto del consumo de agua asociado al escenario 3 aumentó mucho (0,2878 Pts/m³), pero el impacto en el escenario 2 se redujo obviamente (0,15 Pts/m³), en la misma dirección que el impacto ambiental asociado a las infraestructuras del ciclo del agua. En

términos relativos, ambos escenarios tenían alrededor del 80% del impacto ambiental total (ver Tabla 3-7).

Tabla 3-7 Impactos ambientales asociados al uso del agua en el Segura (escenarios 2 a 4)

Scenario	WA (Mm ³ /yr)	WU (Mm ³ /yr)	WTA	WTA*	WU _{ag}	P (mm/yr)	E _{swd} (MJ/m ³)	F _{dep}	ΔHH (Pt/m ³)	ΔEQ (Pt/m ³)	ΔR (Pt/m ³)	% WU
1	594	1453	2.446	8.821	76.88	300.22	14.76	0.5912	0	0.07850	0.20348	88.00
2	764	1453	1.902	6.858	76.88	387.31	14.76	0.4742	0	0.05525	0.16321	88.22
3	394	1453	3.688	13.299	76.88	127.81	14.76	0.7288	0	0.16743	0.25085	89.54
4	764	1453	1.902	6.858	76.88	300.22	14.76	0.4742	0	0.07127	0.16321	85.57

WA: water availability; WU: water use; WTA: withdrawals to hydrological availability; WTA*: modified hydrological availability; WU_{ag}: fraction of agricultural water use; P:precipitation; E_{swd}: energy requirement for seawater desalination; F_{dep}: fraction of consumed freshwater contributing to water depletion; ΔHH: damage to human health; ΔEQ: damage to ecosystem biodiversity; ΔR: damage to resources availability. %W: percentage of impact associated to water use.

3.6 DISCUSIÓN

Para cumplir con los objetivos de este trabajo, se realiza la comparación del análisis de ACV de las infraestructuras del ciclo del agua con los usos del agua en la zona. La Figura 3-5 y la Tabla 3-8 resumen la comparación de los resultados del impacto de las infraestructuras de abastecimiento de agua y el impacto del uso del agua para el caso base (escenario 1) y las tres situaciones adicionales consideradas (escenarios 2, 3 y 4). Para facilitar la comparación, se presentan los resultados agrupados en las tres categorías básicas que aparecen en el estudio del uso del agua: salud humana (HH), calidad de ecosistemas (EQ) y daño a los recursos (R). El ACV del uso del agua presenta mayores valores de impacto ambiental que las del ciclo del agua, especialmente el costo ambiental de restaurar el agua agotada (energía, biodiversidad). En todos los escenarios el uso del agua supera el 85% del impacto total. Esto significa que las soluciones "externas" conducen a la diversificar las alternativas de abastecimiento de agua, no conducen a la gestión sostenible de las zonas secas. Por lo tanto, la solución única parece reducir gradualmente las demandas de agua, y en particular las demandas del riego.

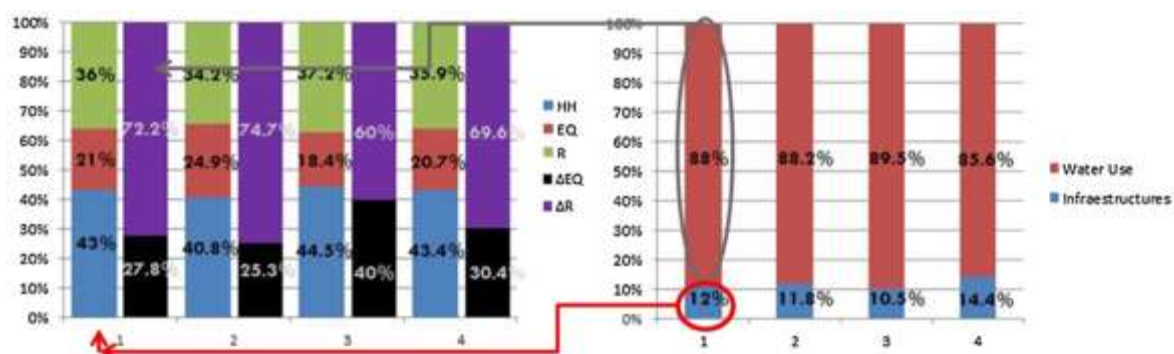


Figura 3-5 Comparación de los resultados (en%) de los impactos ambientales asociados a las infraestructuras de abastecimiento de agua y uso de agua en el Segura, agrupados por las tres áreas de protección (escenarios 1 a 4)

Las diferentes opciones de suministro de agua varían considerablemente de acuerdo con las variaciones climatológicas cuando se consideran los escenarios propuestos. Sin embargo, los diferentes análisis se han llevado a cabo manteniendo un consumo constante, así como el déficit de agua y la sobreexplotación de acuíferos. Esa es la razón por la que el uso del agua mantiene siempre altos porcentajes de daños. Los dos análisis de ACV desarrollados facilitan comparar el mayor impacto de las nuevas infraestructuras de agua con respecto a la reducción de las asociadas al agotamiento de los recursos hídricos locales. En este estudio de caso, ampliar las alternativas de suministro no compensa el daño ambiental originado.

Tabla 3-8 Resumen de los impactos ambientales asociados a las infraestructuras de abastecimiento y uso del agua en el Segura, agrupados por las tres áreas de protección (escenarios 1 a 4)

Scenario		1	2	3	4
Infrastructure (Eco-99)	HH	0.01656	0.01192	0.02175	0.01717
	EQ	0.00808	0.00728	0.00897	0.00818
	R	0.01384	0.01	0.01816	0.01422
	Total	0.03847	0.02919	0.04889	0.03956
Water use	HH	0	0	0	0
	EQ	0.0785	0.05525	0.16743	0.07127
	R	0.20348	0.16321	0.25085	0.16321
	Total	0.28198	0.21846	0.41828	0.23448

3.7 CONCLUSIONES

El estudio del ACV sobre el uso del agua en una cuenca con escasez de agua con varias alternativas de abastecimiento de agua fue integrado en el mismo ejercicio. De esta forma, los resultados podrían contribuir a dar una visión objetiva y rigurosa de las soluciones menos contaminantes para abastecer de agua al Área Mediterránea, donde la demanda de agua no está garantizada por los recursos locales. El método de punto final propuesto por Pfister *et al.* (2009) para evaluar el impacto ambiental del consumo de agua es apropiado para ser utilizado en la Cuenca del Segura: primero, el consumo de agua azul es realmente la contribución casi única ya que el consumo de agua verde es realmente bajo en la zona. En segundo lugar, algunos aspectos relacionados con la salud humana no considerados en esa propuesta relacionados con eventos extremos (guerras, sequías severas) son muy inusuales en el Segura. En tercer lugar, el uso del índice WTA es apropiado aquí, ya que el uso de recursos hídricos no renovables es realmente intensivo en la región (la sobreexplotación de las aguas subterráneas permanece).

Los resultados muestran que el uso de recursos hídricos no renovables conduce a un camino insostenible que hace irrelevante el uso de tecnologías intensivas en energía o grandes infraestructuras para suministrar agua de fuentes externas. Respecto al método LCIA aplicado a los usos del agua, tal vez el exceso de energía requerido por una tecnología de respaldo para restaurar el agotamiento del agua parece ser realmente sobreestimado. En primer lugar, que el excedente de energía no puede ser directamente comparado con la energía consumida en las etapas del ciclo del agua, ya que las fuentes de energía primaria no son consumidas por la desalación. Además, el valor de E_{swd} es mucho más el mínimo teórico, ya que los procesos de RO no son reversibles (Martínez, A., 2010). Una investigación más profunda en esta categoría de daños relacionada con el agotamiento del agua contribuiría entonces a una aplicación justa del concepto de tecnología de respaldo, a fin de tener una visión clara de los impactos futuros del agotamiento de las reservas naturales de agua.

En cuanto a los resultados de la EICV en las infraestructuras del ciclo del agua, la desalación es claramente la alternativa más contaminante, pero las grandes infraestructuras de transporte de agua también contribuyen al impacto medioambiental del suministro de agua, especialmente cuando son parcialmente operadas. En este punto, es importante recordar que este impacto es por lo tanto inherente a la variabilidad natural del clima típico mediterráneo.

La metodología presentada en este estudio y el análisis de estructuras desarrollado para presentar y discutir los resultados obtenidos se pueden replicar en cualquier cuenca similar. La dificultad principal es obtener un inventario confiable y completo con datos reales de las infraestructuras existentes en el área estudiada. Además, los usos del agua necesitan estar bien documentados para completar el estudio.

En general, se cree que ofrecer diferentes alternativas de abastecimiento de agua en un área escasa de agua sólo presenta beneficios económicos y sociales. Sin embargo, se ha demostrado en este trabajo que, debido al déficit restante del agua, el daño ambiental asociado al uso del agua es relevante y considerablemente más alto que las procedentes de las infraestructuras de agua.

Parece que la sostenibilidad del área podría alcanzarse mediante una reducción gradual de la demanda de agua hasta que, al menos, equilibre los recursos hídricos renovables. La estrategia podría incluir la compensación de los agricultores, ya que la agricultura es con mucho el mayor consumidor de agua.

Los resultados obtenidos en el estudio de caso, demuestran que los indicadores desarrollados por Pfister (2009) son aplicables a contextos reales y que a través de su uso se logra una evaluación regionalizada del impacto, de este modo, es posible usar ésta metodología de evaluación del impacto del consumo de agua fresca, como base para la formulación de un nuevo modelo de evaluación regionalizada del agotamiento de los recursos naturales.

Agradecimientos

Agradecimientos por el apoyo prestado a este trabajo, que se enmarca en el proyecto de R+D+i ENE2009-14515-CO-01, financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad.

Referencias

Aguas de la Cuenca del Segura S. A. (acuaSegura). (2007). Feasibility report of the Valdelentisco Desalination Plant in Spanish.

- Aguas de la Cuenca del Segura S. A. (acuaSegura). (2007). Feasibility report of the Valdelentisco Desalination Plant in Spanish. Obtenido de http://www.magrama.gob.es/es/agua/planes-y-strategias/informes-de-viabilidad-de-obras-hidraulicas/informe_desalanizadora_valdelentisco_tcm7e27109.pdf.
- Aguas de las Cuencas Mediterráneas S. A. (Acuamed). (2007a). Feasibility Report of the Performance 2.1.b. Desalination Plant to Ensure Irrigation of the Tajo-Segura in Spanish. Recuperado el noviembre de 2013
- Aguas de las Cuencas Mediterráneas S. A. (Acuamed). (2007a). Feasibility Report of the Performance 2.1.b. Desalination Plant to Ensure Irrigation of the Tajo-Segura in Spanish. Recuperado el noviembre de 2013, de http://www.magrama.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/informes-de-viabilidad-de-obras-hidraulicas/torrevejaf_tcm7-27373.pdf
- Aguas de las Cuencas Mediterráneas S. A., (Acuamed). (2007b). Feasibility Report of the Performance 3.1.b. Desalination and Additional Works for the Lower Marina and Marina. Mutxamiel solution. (In Spanish).
- Aguas de las Cuencas Mediterráneas S. A., (Acuamed). (2007b). Feasibility Report of the Performance 3.1.b. Desalination and Additional Works for the Lower Marina and Marina. Mutxamiel solution. (In Spanish). Obtenido de http://www.magrama.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/informes-de-viabilidad-de-obras-hidraulicas/mutxamelf_tcm7-27217.pdf (accessed July 2013).
- Aguas de las Cuencas Mediterráneas S. A., A. (2006b). Feasibility Report of the Performance 2.1.i. Expansion of the Brackish Water Desalination Plant in El Mojon and Collectors (Murcia) (in Spanish).
- Aguas de las Cuencas Mediterráneas S. A., A. (2006b). Feasibility Report of the Performance 2.1.i. Expansion of the Brackish Water Desalination Plant in El Mojon and Collectors (Murcia) (in Spanish). Obtenido de. http://www.magrama.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/informes-de-viabilidad-de-obras-hidraulicas/mojonf_tcm7-27200.pdf
- Albiac, J., Hanemann, M., Calatrava, J., Uche, J., & Tapia, J. (2007). The rise and fall of the Ebro water transfer. *Nat. Resour. J.*, 3(46), 727 e 757.

- Amores, M., Meneses, M., Pasqualino, J., Antón, A., & Castells, F. (2013). Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. *J. Clean. Prod.* (43), 84 e 92.
- Beal, C., Stewart, R., & Fielding, K. (2013). A novel mixed method smart metering approach to reconciling differences between perceived and actual residential end use water consumption. *J. Clean. Prod.*, 1(60), 116 e 128.
- Berger, M., & Finkbeiner, M. (2010). Water footprinting: how to address water use in life cycle assessment? *Sustainability* (2), 919 e 944.
- Bonton, A., Bouchard, C., Barbeau, B., & Jedrzejak, S. (2012). Comparative life cycle assessment of water treatment plants. *Desalination*(284), 42 e 54.
- De Gussem, K., ambecq, T., Roels, J., Fenu, A., De Gueldre, G., & Van De Steene, B. (2011). Cost optimization and minimization of the environmental impact through life cycle analysis of the waste water treatment plant of Bree (Belgium). *Water Sci. Technol.*, 1(63), 164 e 170.
- Estevan, A. (2008). Water and sustainability: watersheds functionality (Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE)) (in Spanish), pp. 123e126. Final Report.
- Filion, Y., MacLean, H., & Karney, B. (2004). Life-cycle energy analysis of a water distribution system. *J. Infrastruct. Syst.* (10), 120 e 130.
- Godskesen, B., Zambrano, K., Trautner, A., Johansen, N., Thiesson, L., Andersen, L., . . . Albrechtsen, H. (2011). Life cycle assessment of three water systems in Copenhagen e a management tool of the future. *Water Sci. Technol.*, 3 (63), 565 e 572.
- Hardy, L., & Garrido, A. (2010). Analysis and evaluation of the relationship between water and energy in Spain. in Spanish. In: Santander (Ed.), *Virtual Water Papers #6*. Fundación Marcelino Botín. Recuperado el 2013, de <http://www.fundacionbotin.org/file/10662/>
- Hospido, A., Nuñez, M., & Antón, A. (2013). Irrigation mix: how to include water sources when assessing freshwater consumption impacts associated to crops. *Int. J. Life Cycle Assess.* (18), 881 e 890.

- Igos, E., Dalle, A., Tiruta-Barna, L., Benetto, E., Baudin, I., & Mery, Y. (2013). Life cycle assessment of water treatment: what is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? *J. Clean. Prod.* Available online 15 August 2013.
- Infoenviro. (2009a). Escombreras Desalination Plant in Murcia, Spain. An exclusive infoenviro plant report. Obtenido de http://www.tedagua.com/uploads/1298302563_articulo_desaladora_escombreras.pdf
- Infoenviro. (2009b). Valdelentisco Desalination Plant in Murcia, Spain. An exclusive infoenviro plant report. Recuperado el julio de 2013, de http://www.piedmontpacific.com/pdfs/Desalinizadora_de_Valdelentisco.pdf
- Jasrotia, S., Kansal, A., & Kishore, V. (2013). Application of solar energy for water supply and sanitation in Arsenic affected rural areas: a study for Kaudikasa village, India. *J. Clean. Prod.* (60), 102 e 106.
- Jefferies, D., Muñoz, I., Hodges, J., King, V., Aldaya, M., Ercin, A., . . . Hoekstra, A. (2012). Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. *J. Clean. Prod.* (33), 155 e 166.
- Koehler, A. (2008). Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. *Int. J. LCA* (13), 451 e 455.
- Koroneos, C., Dompros, A., & Roumbas, G. (2007). Renewable energy driven desalination systems modelling. *J. Clean. Prod.*, 5(15), 449 e 464.
- Lemos, D. D. (2013). Environmental assessment of an urban water system. *J. Clean. Prod.*, 1 (54), 157 e 165.
- Mancomunidad de los Canales del Taibilla, MCT. (2011). System Infrastructures (in Spanish). Recuperado el Julio de 2013, de <http://www.mct.es/es/infraestructuras.html>
- Martínez, A. (2010). Desalination. Interconnection and Guarantee Supply. X CONAMA Congress (National Congress on Environment). Session V. Madrid, 23/11/2010.
- Melgarejo, J. (2011). The power efficiency of the Tajo-Segura transfer.

- Melgarejo, J., & Montano, B. (2011). The power efficiency of the Tajo-Segura transfer and desalination. *Water Sci. Technol.*, 3 (63), 536 e 541.
- Milá i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A., & Clift, R. (2009). Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-Inventory modelling and characterization for the main impact pathways. *Int. J. Life Cycle Assess.* (14), 28 e 42.
- Mortera, R. (2008). Escombreas desalination plant. (In Spanish). *Retema (Rev. Técnica medio ambiente)* (124), 50 - 62.
- Muñoz, I., Milá i Canals, L., & Fernández, A. (2010). Life cycle assessment of water supply plans in Mediterranean Spain. *J. Ind. Ecol.*, 6 (14), 902 e 918.
- Ortiz, M., Raluy, G., & Serra, L. U. (2007). Life Cycle Assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. *Desalination* (204), 121 e 131.
- Pasqualino, J., Meneses, M., & Castells, F. (2011). Life cycle assessment of urban wastewater reclamation and reuse alternatives. *J. Ind. Ecol.*, 1(15), 49 e 63.
- Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* (43), 4098 e 4104.
- Raluy, G., Serra, L., Uche, J., & Valero, A. (2004). Life Cycle Assessment of desalination technologies integrated with energy production systems. *Desalination* (167), 445 e 458.
- Raluy, G., Serra, L., Uche, J., & Valero, A. (2005b.). Life cycle assessment of water production technologies. Part 2: reverse osmosis desalination versus the Ebro river water transfer. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 5(10), 346 e 354.
- Sans, R., Ribo, J., Alvarez, D., Forné, C., Puig, M., & Puig, F. (1998). Minimization of water use and wastewater contaminant load. *J. Clean. Prod.*, (3 - 4) (6), 365 - 369.
- Segura Basin Water Authority (SBWA). (2007b). Outline of Major Topics. Appendix C. Simulation Models of the Operating System of the Segura River Basin (in Spanish, accessed July 2013).
- Segura Basin Water Authority (SBWA). (2007c). Infrastructure. Reservoirs (in Spanish). Recuperado el Julio de 2013, de <http://www.chsegura.es/chs/cuenca/infraestructuras/embalses/index.html>

- Segura Basin Water Authority, (SBWA). (2007a). General Survey on the Segura River Basin (in Spanish). Recuperado el Julio de 2013, de https://chsegura.es/export/descargas/planificacionydma/planificacion/docsdescarga/Estudio_general_de_la_Demarcacion_V4.pdf
- Segura Basin Water Authority, (SBWA). (2011a). Control Campaign in the Piezometric Network of the Segura River Basin (in Spanish). Recuperado el 16 de Julio de 2013, de http://www.chsegura.es/static/piezometria/web_informe_piezo_201304.pdf
- Segura Basin Water Authority. (2007a). General Survey on the Segura River Basin (in Spanish). Recuperado el julio de 2013, de https://chsegura.es/export/descargas/planificacionydma/planificacion/docsdescarga/Estudio_general_de_la_Demarcacion_V4.pdf
- Segura Basin Water Authority. (2007b). Outline of Major Topics. Appendix C. Simulation Models of the Operating System of the Segura River Basin (in Spanish). Recuperado el Julio de 2013
- Sindicato de Regantes del Acueducto Tajo-Segura, SCRATS. (2011). Tajo-Segura Aqueduct Infrastructures. Recuperado el Julio de 2013, de <http://www.scrats.com/default.html>
- Stoeglehner, G., Edwards, P., Daniels, P., & Narodoslowsky, M. (2011). The water supply footprint (WSF): a strategic planning tool for sustainable regional and local water supplies. *J. Clean. Prod.* 19 (15), 1677 e 1686.
- Stokes, J., & Horvath, A. (2006). Life cycle energy assessment of alternative water supply systems. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 5(11), 335 e 343.
- Tarantini, M., & Ferri, F. (2001). LCA of drinking and wastewater treatment systems in Bolonia city: final results. In: 4th IRCEW Conference. Fortaleza, Brazil.
- Troyano, F. (2006). 2006. Brackish Water Reuse within the Acuamed Program for the Provision of new Resources. VIII CONAMA Congress. Madrid (in Spanish): Working group 15, 30/11/2006.
- Vince, F., Aoustin, E., Bréant, F., & Marechal, F. (2008). LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. *Desalination*, (1 e 3) (220), 37 e 56.

Willis, R., Stewart, R., Giurco, D., Talebpour, M., & Mousavinejad, A. (2013). End use water consumption in households: impact of socio-demographic factors and efficient devices. *J. Clean. Prod.* (60), 107 e 115.

4 CAPÍTULO 2. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE LA EXPLOTACIÓN DE CARBÓN EN LA CUENCA DEL SINIFANÁ, ANTIOQUIA

4.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo responde al objetivo específico 2 del presente documento de tesis, se espera que la implementación de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) en uno de los escenarios planteados (minería de carbón y oro tanto a cielo abierto como en socavón), permita identificar los alcances y limitaciones de la metodología en cuanto a evaluación regionalizada del impacto y su capacidad de mostrar escenarios de producción más limpia. El escenario seleccionado para la implementación de la metodología de ACV es el de la minería de carbón en socavón realizada en la cuenca carbonífera del río Sinifaná en el suroccidente antioqueño.

El carbón es generador de divisas y empleo en nuestro país. Un ejemplo de esto es que en el año 2013 se recaudó, por concepto de regalías de carbón \$1,35 billones de pesos (Agencia Nacional Minera, 2014). Concentra el 47 % de la actividad minera nacional, y en los años 2011 y 2012 aportó el 1,8% del PIB nacional (Contraloría General de la República, 2013). Aunque el carbón es un recurso no renovable, Colombia, por razones macroeconómicas no puede dejar de extraer este mineral para tratar de garantizar su uso futuro. Además, a nivel mundial, el carbón seguirá siendo una fuente importante de energía a precios asequibles en el futuro inmediato (UNEP, 2012), por lo que es necesario evaluar técnicas de extracción de bajo impacto que permitan desarrollar una minería responsable (Franks *et al.*, 2010; Goodland, 2012b; He-ping *et al.*, 2012).

Parte de la economía de la cuenca del Sinifaná en el sur oeste antioqueño se basa en la extracción del carbón, de manera específica, carbón térmico tipo B, que se suministra en diferentes tamaños a clientes locales y regionales. Los impactos ambientales asociados a la extracción y producción del carbón en bruto denominado Run of Mine o ROM por sus siglas en inglés, varían a partir de los métodos de extracción que se usan en la minería subterránea. Se parte de una Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) basado en la norma ISO 14040, con un enfoque de la cuna a puerta para cada una de las técnicas extractivas identificadas en la cuenca, haciendo uso del software SimaPro 8.0.4 Faculty, método Eco-indicador 99 H V2.06/ Europe EI 99 H/A, que cuantifica la valoración del daño medioambiental en función de una normalización expresada en puntaje, relacionada con las diversas categorías de “Evaluación del Daño”: salud humana, calidad del ecosistema, y recursos (Goedkoop & Spriensma, 2001).

En consecuencia, en las pequeñas empresas mineras de carbón en la cuenca del Sinifaná, se identificaron, cuantificaron y esquematizaron los siguientes procesos unitarios, los cuales son definidos, grosso modo, como:

- *Barroteo*: la acción de extraer el carbón del manto que, a su vez, puede ser ejecutada de tres formas: manual, con dinamita o con martillo percutor.
- *Arrastre*: se refiere a la acción de llevar el carbón desde el frente de trabajo hasta una vía principal dentro de la mina, que esté dotada de rieles y a la cual pueda acceder el coche o carro transportador. Esta actividad se realiza utilizando uno de tres diferentes elementos: estopa, caneca plástica o caneca plástica con recubrimiento de PVC en la base.
- *Cocheo y malacateo*: en este, se procede a llenar el coche o carro transportador con el carbón que ha sido trasladado desde el frente de trabajo; una vez lleno, se procede a sacar el coche del interior de la mina con la ayuda de un malacate, el cual consiste en un motor eléctrico que recoge un cable metálico que está sujeto al coche.
- *Selección*: una vez extraído el carbón del interior de la mina, se procede a seleccionarlo según su diámetro

Las anteriores prácticas de extracción recurrentes en las minas artesanales de carbón en la cuenca del Sinifaná se combinan en procesos unitarios (escenarios), para realizar la evaluación del impacto del ciclo de vida (en adelante, EICV).

Escenario 1. Barroteo manual, Arrastre con estopa, Malacate, Zaranda manual

Escenario 2. Barroteo manual, Arrastre con caneca, Malacate, Zaranda mecánica

Escenario 3. Barroteo con dinamita, Arrastre con caneca, Malacate, Zaranda manual

Escenario 4. Barroteo con dinamita, Arrastre con caneca y patín, Malacate, Zaranda mecánica

Escenario 5. Barroteo con martillo percutor, Arrastre con caneca y patín, Malacate, Zaranda mecánica

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis de ciclo de vida (ACV) es una metodología que intenta identificar, cuantificar y caracterizar los diferentes impactos ambientales potenciales, asociados a cada una de las

etapas del ciclo de vida de un producto, a partir del enfoque de la «cuna a la tumba» (Durucan *et al.*, 2006; Feijoo *et al.*, 2007; Tulbure, 2018; United Nations Environment Programme, 2011). Sin embargo, este trabajo no considera el ciclo de vida completo, tal como reza la cita anterior, ya que los límites del sistema estarán dados por los procesos unitarios que se presenten desde la extracción del material hasta su selección, según el tamaño del material en el exterior de la mina, según aparece en la Figura 4-1.

En este orden de ideas, los procesos unitarios a estudiar serán los de Barroteo, Arrastre, Cocheo y Malacate y Selección. Visto así, la actual investigación de ACV implementa el enfoque *de la cuna a la puerta*, cuya unidad de análisis o unidad funcional (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, n.d.) será una tonelada de carbón puesta en la entrada de la mina; también se incluyen en los límites del análisis de ciclo de vida analizados, la electricidad y el uso de combustibles fósiles, como recursos usados para la producción de carbón. Los datos fueron obtenidos a través de la implementación de métodos de recolección de información primaria tipo encuesta, aplicados a 50 entables mineros pertenecientes a la Asociación de Mineros de la Cuenca del Sinifaná (ASOMICSI), quienes voluntariamente decidieron participar del estudio.

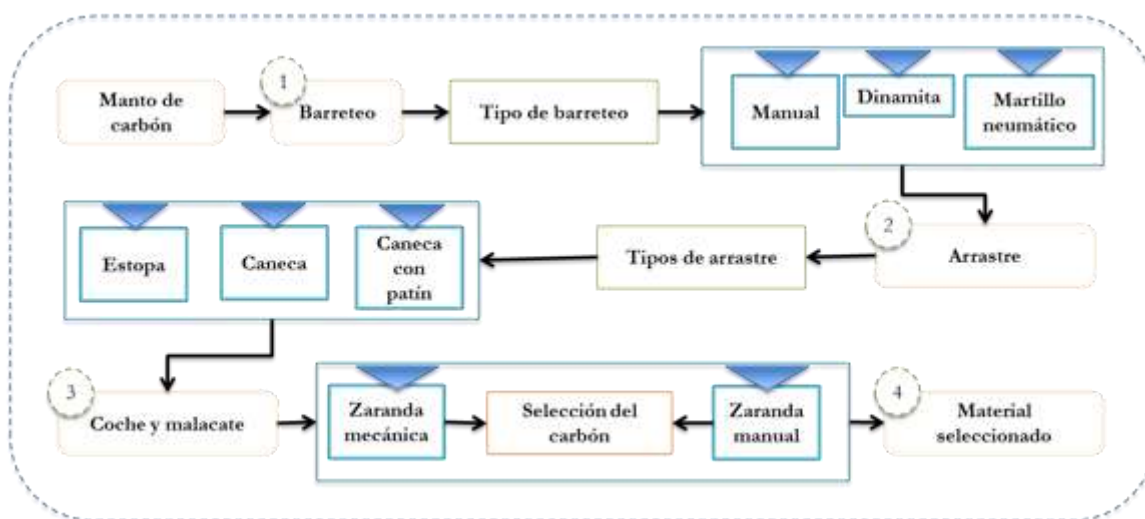


Figura. 4-1 Procesos básicos de extracción de carbón (ROM) de las empresas pequeñas y artesanales en la cuenca del Sinifaná

Fuente: elaboración propia a partir del trabajo de campo.

La norma ISO 14044:2006 establece los requisitos y directrices para la realización de estudios de análisis de Ciclo de Vida, los cuales se dividen en cuatro fases, que se seguirán en el desarrollo del presente capítulo.

Fase 1: Objetivo y alcance del Análisis del Ciclo de Vida (ACV):

- Definición del sistema del producto a estudiar
- Determinación de la unidad funcional, con la cual se dará referencia y se relacionarán las entradas y salidas.
- Definición de los límites del sistema.
- Selección de la metodología de evaluación del impacto ambiental a utilizar y su interpretación

Fase 2: Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (I.C.V):

- Recopilación de datos para cada proceso unitario identificado.
- Determinación de entradas de energía, materia prima, entradas auxiliares y otras entradas físicas
- Identificación de productos, coproductos y residuos por cada proceso unitario identificado.
- Identificación de las emisiones y vertidos
- Medición de emisiones atmosféricas, vertimientos al agua y suelo.
- Evaluación de los datos con base a su relación con cada proceso unitario y la unidad funcional.

Fase 3: Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida:

- Uso de Métodos de Evaluación del Impacto del ciclo de Vida

Fase 4: Interpretación del estudio de análisis del ciclo de vida

- Mediante el análisis de los datos obtenidos en el estudio, se deben proporcionar recomendaciones que lleven a un mejoramiento de los procedimientos o productos.

4.3 IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA EN EL ESTUDIO DE CASO MINERÍA ARTESANAL DEL CARBÓN

4.3.1 Fase 1: Objetivo y alcance del Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

Objetivo: Realizar la evaluación del análisis del ciclo de vida a los procesos involucrados en la extracción artesanal de carbón en la cuenca carbonífera del Sinifaná, como base para proponer alternativas que conlleven a una minería más limpia y al acceso a nuevos mercados.

Aplicación Prevista: El presente estudio se realiza sólo con fines académicos e investigativos, con el fin de identificar los alcances y limitaciones de la metodología en cuanto a evaluación regionalizada del impacto y su capacidad de mostrar escenarios de producción más limpia para el sector minero.

Dilucidar una minería artesanal del carbón más limpia, lograda a partir de la disminución de los Impactos del ciclo de vida de los procesos unitarios involucrados. La aplicación o no de las propuestas resultantes del presente estudio dependerá de la voluntad y criterio de los empresarios mineros.

Razones para realizar el estudio: En el 2009 se crea la Asociación Minera de la Cuenca Carbonífera del Sinifaná (ASOMICSI), que busca entre otros, facilitar el acceso de apoyo técnico e investigativo a los pequeños mineros en temas como la gestión ambiental empresarial, el desarrollo técnico, la eliminación de intermediarios y el fortalecimiento de las líneas de comercialización del mineral. Se espera entonces por medio de los resultados del presente estudio identificar los alcances y limitaciones de la metodología en cuanto a evaluación regionalizada del impacto y su capacidad de mostrar escenarios de producción más limpia.

Público previsto: El público objetivo para la socialización de los resultados del presente estudio, serán la comunidad académica y la comunidad de mineros artesanales que se sirvió participar en la investigación. Cabe anotar que no es el objeto del actual proyecto divulgar aseveraciones comparativas entre diferentes tipos de minería.

Alcance: El presente estudio se realiza en las explotaciones carboníferas artesanales ubicadas en la cuenca del río Sinifaná en el Sur-Oeste antioqueño, entendiéndose por artesanales aquellas que por disposición de la ley 382 de 2010 (por el cual se modifica la ley 685 de 2001, estableciendo un nuevo código minero), se realizan con anterioridad al año 2010 y cuentan con poca tecnificación. Los límites del sistema estarán dados por los procesos unitarios que se presenten desde la extracción del material hasta su selección según tamaño del material en el exterior de la mina. En este orden de ideas, los procesos unitarios a estudiar serán los de: Barroteo, Arrastre, Cocheo y Malacate, y Selección. Por lo anterior se considera que la actual investigación tiene el enfoque de la cuna a la puerta, cuya unidad de análisis o unidad funcional será 1 ton de carbón, puesta en la entrada de la mina.

La Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) se desarrollará con el software SimaPro 8.0.4 Faculty, en licencia libre para los países No miembros de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), la cual cuenta con limitaciones en la disponibilidad de la totalidad de los métodos de EICV, razón por la cual se usará el método Eco-indicador 99 H V2.06/ Europe El 99 H/A, que cuantifica la valoración del daño medioambiental en función de una normalización expresada en puntaje relacionada con las diversas categorías de daño: salud humana, calidad del ecosistema y recursos (Human Health, Ecosystem Quality, Resources).

El Eco-indicador 99 ha definido el término ambiente con tres tipos de daños:

- (i) **Salud humana:** Bajo esta categoría se incluye el número y la duración de las enfermedades, y los años de vida perdidos por muerte prematura por causas ambientales. Los efectos que incluimos son: cambio climático, agotamiento de la capa de ozono, los efectos cancerígenos, efectos respiratorios y la radiación ionizante (nuclear).
- (ii) **La calidad del ecosistema:** Bajo esta categoría se incluye el efecto en la diversidad de las especies, especialmente para las plantas vasculares y los organismos inferiores. Los efectos que incluimos son: la ecotoxicidad, la acidificación, la eutrofización y el uso del suelo.
- (iii) **Recursos:** Bajo esta categoría se incluyen los excedentes de energía necesarios en el futuro para extraer minerales y recursos fósiles de menor calidad. El agotamiento de los recursos agrícolas y recursos mineros como la grava y la arena son consideradas bajo la categoría de uso de la tierra.

Con estas tres categorías de daño o Áreas de Protección se espera que el Eco-indicador 99 haya “capturado” los efectos ambientales más relevantes, pero desafortunadamente un método como éste nunca podrá estar absolutamente completo. Otra limitación está en la selección de las propias categorías de daño. Por ejemplo, se pudo haber incluido categorías de daño como el daño al bienestar material o el daño al patrimonio cultural, pero los diseñadores de éste Eco-indicador no optaron por hacerlo (Goedkoop & Spriensma, 2001).

4.3.2 Fase 2: Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (I.C.V)

En la minería de carbón artesanal llevada a cabo en la cuenca carbonífera del Sinifaná, se pudo identificar, cuantificar y esquematizar los siguientes procesos unitarios:

- (i) Barreteo
- (ii) Arrastre
- (iii) Malacateo
- (iv) Selección

Teniendo en cuenta la información recabada en campo sobre producción mensual de carbón y vida útil de las herramientas, se realizó el esquema por cada proceso unitario identificado y se calculó el factor de amortización a usar en la modelación de ACV (Tablas 4-1; 4-5; 4-6 y 4-8).

(i) Barreteo:

Es la acción de extraer el carbón del manto, ésta a su vez puede ser ejecutada de tres formas:

- Manual
- Dinamita
- Martillo Neumático

Para el caso del barreteo con pólvora, al hacer la detonación de la misma se generan gases, los cuales deben ser incluidos en el análisis del ciclo de vida, los gases a medir corresponden a aquellos con Valores Límites Permisibles (VLP), establecidos por el decreto 1886 de 2015 que establece el reglamento de seguridad de las labores mineras subterráneas. El número de minas monitoreadas fue dependiente de los empresarios mineros que permitieron la realización de las mediciones en sus minas, en total se realizaron 10 mediciones directas, y se obtuvo un registro secundario de 27 mediciones realizadas en el marco de las funciones del grupo de salvamento minero del municipio de Amagá, a continuación se muestran algunos registros tomados en campo (Tablas 4-2; 4-3 y 4-4), los registros restantes se encuentran disponibles a solicitud de los lectores.

Tabla 4-1 Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de Proceso Unitario de Barreteo

proceso unitario	herramientas	unidad funcional (1 ton de carbón)	factor de amortización			
			ton/día	días trabajados al mes	vida útil en meses	factor de amortización
barreteo manual sólo pico y pala	pico	1	1,15	23	14,6	0,002580665
	pala	1	1,12	23	10,4	0,003701846
barreteo con pólvora	pico	1	2,70	23	14,8	0,001084195
	pala	1	1,28	23	7,7	0,004396068
	pólvora	1	1	1	1	1
barreteo con percutor	pala	1	1,87	23	12	0,001932367
	puntas de taladro	1	2,50	23	3	0,005797101
	consumo combustible	1	1	1	1	1

Las Tablas 4-2; 4-3 y 4-4, muestran la medición de gases resultantes de la detonación de dinamita artesanal en el proceso de Barreteo con explosivo

Tabla 4-2 Muestreo de medición de gases 1

MEDICIÓN DE GASES			
ANTES DE LA DETONACIÓN		DESPUES DE LA DETONACIÓN	
Fecha de la medición	22/10/2013	Fecha de la medición	24/10/2013
hora de la medición:	16:30	hora de la detonación:	18:10
gases a medir:	Valor obtenido	hora de la medición:	19:15
		gases a medir:	Valor de obtenido
CH4 (Metano) (%)	0.00	CH4 (Metano) (%)	0.00
H2S (ácido sulfhídrico) (ppm)	0.00 ppm	H2S (ácido sulfhídrico) (ppm)	6-7 ppm
CO (Monóxido de Carbono) (ppm)	2.0 ppm	CO (Monóxido de Carbono) (ppm)	0.45 ppm
CO2 (Dióxido de Carbono) (ppm)	0.38 ppm	CO2 (Dióxido de Carbono) (ppm)	0.05 ppm
O2 (Oxígeno) (%)	20.6	O2 (Oxígeno) (%)	20.4
NO + NO2 (ppm)	0.00 ppm	NO + NO2 (ppm)	0.5 ppm

Tabla 4-3 Muestreo de medición de gases 2

MEDICIÓN DE GASES			
ANTES DE LA DETONACIÓN		DESPUES DE LA DETONACIÓN	
Fecha de la medición	22/10/2013	Fecha de la medición	23/10/2013
hora de la medición:	16:30	hora de la detonación:	17:00
gases a medir:	Valor obtenido	hora de la medición:	18:10
		gases a medir:	Valor de obtenido
CH ₄ (Metano) (%)	0.00	CH ₄ (Metano) (%)	0.00
H ₂ S (ácido sulfhídrico) (ppm)	0.00 ppm	H ₂ S (ácido sulfhídrico) (ppm)	5-6 ppm
CO (Monóxido de Carbono) (ppm)	1.0 ppm	CO (Monóxido de Carbono) (ppm)	0.44 ppm
CO ₂ (Dióxido de Carbono) (ppm)	0.37 ppm	CO ₂ (Dióxido de Carbono) (ppm)	0.4 ppm
O ₂ (Oxígeno) (%)	20.4	O ₂ (Oxígeno) (%)	20.4
NO + NO ₂ (ppm)	0.00 ppm	NO + NO ₂ (ppm)	0.4 ppm

Tabla 4-4 Muestreo de medición de gases 3

MEDICIÓN DE GASES			
ANTES DE LA DETONACIÓN		DESPUES DE LA DETONACIÓN	
Fecha de la medición	22/10/2013	Fecha de la medición	22/10/2013
hora de la medición:	15:10	hora de la detonación:	20:30
gases a medir:	Valor obtenido	hora de la medición:	21:10
		gases a medir:	Valor de obtenido
CH ₄ (Metano) (%)	0.00	CH ₄ (Metano) (%)	0.00
H ₂ S (ácido sulfhídrico) (ppm)	0.00 ppm	H ₂ S (ácido sulfhídrico) (ppm)	24.6 ppm
CO (Monóxido de Carbono) (ppm)	0.0 ppm	CO (Monóxido de Carbono) (ppm)	1.28 ppm
CO ₂ (Dióxido de Carbono) (ppm)	0.8 ppm	CO ₂ (Dióxido de Carbono) (ppm)	0.07 ppm
O ₂ (Oxígeno) (%)	20.7	O ₂ (Oxígeno) (%)	20.9
NO + NO ₂ (ppm)	0.00 ppm	NO + NO ₂ (ppm)	-0 ppm

(ii) Arrastre:

Se refiere a la acción de llevar el carbón desde el frente de trabajo hasta una vía principal dentro de la mina, que esté dotada de rieles y a la cual pueda acceder el coche o carro

transportador. Esta actividad se realiza haciendo uso de las herramientas enlistadas en la Tabla 4-5.

Tabla 4-5 Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de procesos unitarios de arrastre

Proceso	herramientas	unidad funcional (ton)	Factor				factor de amortización
			ton/día	días trabajados al mes	vida útil en meses	total factor	
arrastre minería manual	caneca	1	2,13	23	3,2	157,25	0,006359166
	plástica sin patín						
	estopa	1	3,56	23	0,1	10,68	0,093606919
arrastre minería con pólvora	patín	1	2,13	23	4,75	233,42	0,00428407
	caneca	1	3,34	23	3,37	260,02	0,00384575
	plástica sin patín						
arrastre minería con percutor	estopa	1	4,60	23	0,086	9,21	0,108555047
	patín	1	3,45	23	0,5	39,72	0,025172185
	caneca	1	5	23	3	345	0,002898551
	plástica sin patín						
	estopa	1	5	23	0,086	10	0,1
	patín	1	5	23	1,5	172,5	0,005797101

(iii) Cocheo y Malacateo:

En este proceso se procede a llenar el coche o carro transportador con el carbón que ha sido trasladado desde el frente de trabajo, y una vez lleno se procede a sacar el coche del interior de la mina con la ayuda de un malacate, el cual consiste en un motor eléctrico que recoge un cable metálico que está sujeto al coche, los factores de amortización para cada uno de los elemento que intervienen en este proceso se detallan en la Tabla 4-6. En el caso del proceso unitario de malacateo, se tienen consumos de energía que varían dependiendo si el método de extracción o barreteo es manual, con dinamita o con martillo neumático, estos datos que deben ser diferenciados e ingresados en la modelación de ACV, se muestran en las Tablas 4-7 y 4-9.

Tabla 4-6 Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de Proceso

Unitario de Malacate

Proceso	Componentes	Unidad funcional (ton)	Ton/día	Días trabajados al mes	Factor Vida útil en meses	Total factor	Factor De Amortización	
minería manual	malacate	cable del malacate	1	10,68	23	6	1474,25	0,000678
		carrete del cable				60	14742,5	6,78311E-05
		Chasis del malacate						
		rueda catalina						
		Rodillos						
		consumo de energía						
		soldadura						
		cajón del coche				24	5897	0,00016958
		Rodillos						
	malacate	cable del malacate	1	13,81	23	6	1906,86	0,00052442
minería dinámica		carrete del cable				60	19068,66	5,24421E-05
		Chasis del malacate						
		rueda catalina						
		Rodillos						
		consumo de energía						
		soldadura						
		cajón del coche				24	7627,466	0,00013111
		Rodillos						
	malacate	cable del malacate	1	15	23	6	2070	0,00048309

Proceso	Componentes	Unidad funcional (ton)	Ton/día	Días trabajados al mes	Vida útil en meses	Total factor	Factor De Amortización
	carrete del cable				60	20700	4,83092E-05
	Chasis del malacate						
	rueda catalina						
	Rodillos						
	consumo de energía						
	soldadura						
	cajón del coche				24	8280	0,00012077
	Rodillos						

Tabla 4-7 Cálculo de consumo de energía motor trifásico en la Operación del malacate, según tipo de minería

Tipo de minería	producción (ton/día)	cantidad de coches (asumiendo una capacidad de carga de 500 kg)	tiempo funcionamiento al día (Horas)	potencia del motor en Kw	consumo energético (Kw/día de trabajo)	consumo energético (Kw/h: según producción diaria)
Manual	10,68	21,37	1,78	7,46	13,28	1,66
dinamita	13,82	27,64	2,3	7,46	17,18	2,15
Percutor	15	30	2,5	7,46	18,65	2,33

(iv) Selección:

una vez extraído el carbón del interior de la mina, se procede a seleccionarlo según su diámetro en:

- Ripio
- Limón

- Cocina
- Por parejo (sin ninguna selección)

Para hacer esta selección se usa una zaranda ya sea manual o mecánica, las cual tiene varios tamices con diferentes tamaños o calibres de rejilla, que permiten realizar la selección rápida del carbón.

Tabla 4-8 Factores de amortización según herramienta utilizada en los tipos de Proceso Unitario de selección

Tipo de minería	Proceso	unidad funcional (ton)	Factor			Factor de amortización
			Ton/día	Días trabajados al mes	Vida útil en meses	
Manual	zaranda	1	10,68	23	60	14742,5
dinamita	zaranda	1	13,81	23	60	19068,6
Percutor	zaranda	1	15	23	60	20700

Al igual que en el proceso unitario de malacateo, en el proceso de Selección también se tienen consumos de energía que varían dependiendo si el método de extracción o barroteo es manual, con dinamita o con martillo neumático, estos datos que deben ser diferenciados e ingresados en la modelación de ACV, se muestran en la Tabla 4-9.

Tabla 4-9 Cálculo de consumo de energía motor trifásico en la Operación de la zaranda, según tipo de minería

Tipo de minería	producción (ton/día)	numero de usos por día, asumiendo cargas de coche de 500 kg	tiempo funcionamiento al día (Horas)	potencia del motor en Kw	consumo energético (Kw/día de trabajo)	consumo energético (Kw/h)* ton de carbón
Manual	10,68	21,37	0,71	3,73	2,65	0,24812734
Dinamita	13,82	27,64	0,92	3,73	3,44	0,24891462
Percutor	15	30	1	3,73	3,73	0,24866667

4.3.3 Fase 3: Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (E.I.C.V)

4.3.3.1 Definición del Método de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (M.E.I.C.V) y Escenarios a Evaluar

Como se explicó en el apartado de Objetivo y Alcance, el MEICV a usar es el Eco-indicador 99 H V2.06/ Europe EI 99 H/A, que cuantifica la valoración del daño medioambiental en función de una normalización expresa en puntaje relacionada con las diversas categorías de daño: salud humana, calidad del ecosistema y recursos (Human Health, Ecosystem Quality, Resources).

Los ecoindicadores, como el Ecoindicador 99, son herramientas cuantitativas que facilitan la cuantificación y priorización de aspectos ambientales sin la necesidad de un experto ambiental, esto es, un número que indica el impacto ambiental unitario de un material o un proceso. El valor del ecoindicador es un número que expresa el impacto ambiental de un material, un producto, un consumo energético o un desecho de material. Los valores de los ecoindicadores son comparables entre si, es decir, si el Ecoindicador del acero es 24 y el del PVC es 240, sabemos que es mayor el impacto ambiental del segundo que del primero, no en términos absolutos, pero siempre y cuando se utilice la misma cantidad de ambos materiales. La unidad que usa el indicador es el “Eco-indicador point (Pt)”, la escala se elige de tal manera que el valor de 1 punto es representativo de una milésima parte de la carga ambiental anual de un habitante promedio europeo, este valor se calcula dividiendo la carga medio ambiental total en Europa por el número de habitantes y multiplicándolo con 1000 (factor de escala) (Goedkoop & Spriensma, 2001).

4.3.3.2 Modelación de Impacto del Ciclo de Vida de la Minería Artesanal Realizada en la Cuenca del Sinifaná

El Ecoindicador 99 será usado para evaluar los impactos del ciclo de vida de las diferentes combinaciones de procesos unitarios (escenarios) usados en la extracción artesanal de carbón en la cuenca del Sinifaná (Tabla 4-10), así como de comparación entre tipos de procesos unitarios (Tabla 4-11).

Tabla 4-10 Descripción de Escenarios de minería artesanal de carbón identificados en la cuenca del Sinifaná, según combinación de procesos unitarios

Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5
barroteo manual	barroteo manual	barroteo con dinamita	barroteo con dinamita	barroteo con percutor
arrastre con estopa	arrastre con caneca	arrastre con caneca	arrastre con caneca y patín	arrastre con caneca y patín
Malacate	malacate	Malacate	Malacate	Malacate
zaranda manual	zaranda mecánica	zaranda manual	zaranda mecánica	zaranda mecánica

Tabla 4-11 Tipos de procesos unitarios identificados y modelados

Barroteo	arrastre	Selección	Dinamita
Manual	Arrastre sólo caneca	Zaranda manual	Explosivo Artesanal
Dinamita	Arrastre caneca y patín	Zaranda mecánica	Explosivo Comercial
Percutor	Arrastre con estopa		

A partir de los datos obtenidos y mostrados en las Tablas 4-1 a 4-9, se procede a realizar la modelación del Impacto del Ciclo de Vida (ICV) de los escenarios mineros identificados en la zona de estudio (Tabla 4-10), haciendo uso del software SimaPro 8.0.4 Faculty, método Eco-indicador 99 H V2.06/ Europe EI 99 H/A, cuyos resultados finales se ilustran en la Figura 4-2. Las modelaciones individuales de los escenarios identificados (Tabla 4-10), se muestran en el capítulo de Anexos Figuras 7-1 a la 7-5, Tablas 7-1 a la 7-5; las modelaciones de las comparaciones entre los ICV de los procesos unitarios de Barroteo, Arrastre y selección se muestran en las Figuras 7-6 a la 7-8 y Tablas 7-6 a la 7-8, respectivamente.

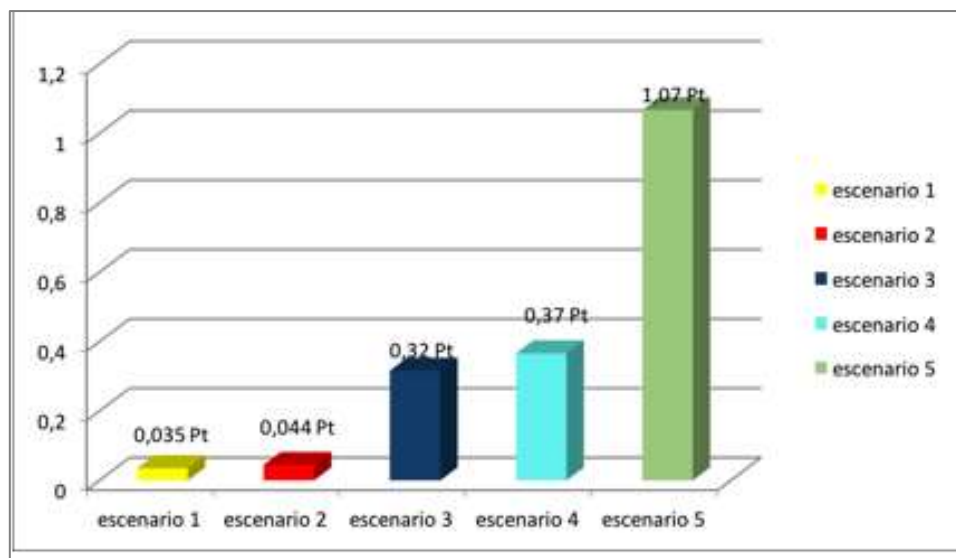


Figura 4-2 Comparación entre ICV's de los escenarios de minería identificados en la cuenca del Sinifana

4.3.4 Fase 4. Interpretación del Estudio de Análisis del Ciclo de Vida

Las Evaluaciones de Impacto del Ciclo de Vida de las diferentes combinaciones de procesos unitarios utilizados para la extracción artesanal de carbón en la cuenca del Sinifaná, permiten evidenciar el escenario 5 como el más impactante. En este escenario, el proceso que más aporta en el total del impacto es la operación del taladro percutor, debido a que utiliza combustible mientras está en operación, es decir alrededor de ocho horas diarias durante 5 días a la semana, lo que representa una emisión continua de gases de efecto invernadero como el CO₂, además que el análisis del ciclo de vida incluye el impacto de la extracción, refinamiento y transporte del petróleo hasta transformarlo en combustible diésel.

El segundo elemento más impactante es el arrastre del carbón en caneca con la base forrada con una lámina de PVC (Foto 4-1), también denominado patín, desde el frente trabajo hasta un túnel principal. Esta valoración del impacto se debe tanto a la materia prima usada en la fabricación tanto de la caneca y del patín de PVC, como de la corta vida útil de los mismos, que obliga al reemplazo continuo de estos elementos por unos nuevos, lo que supone una constante presión sobre los recursos naturales para obtener estos elementos.



Foto 4-1 Canecas usadas en el proceso de arrastre del carbón en el interior de la mina

En cuanto a la extracción del material o barroteo con dinamita, es de anotar que al inicio del proyecto se esperaba que está fuera la de mayor aporte de cargas contaminantes, debido a la generación de gases nocivos al realizar la denotación como: el ácido sulfhídrico, monóxidos y dióxidos de carbono y nitrógeno. Sin embargo y si bien estos elementos son generados y emitidos a la atmósfera, esta emisión es realizada una sola vez en el día en un lapso de tiempo corto, mientras que la emisión y consumo de combustible en la extracción de carbón con martillo neumático es constante, lo que se traduce en que el valor correspondiente al total del impacto del proceso unitario de barroteo con percutor sea aproximadamente 3,6 veces mayor que el ocasionado con el barroteo con explosivo artesanal (1,0288151 Pts Vs 0,2863219 Pts, respectivamente).

Los escenarios menos contaminantes son aquellos que se realizan con barroteo manual, esto debido a que en su operación no se generan emisiones atmosféricas diferentes a la exhalación de los operarios mineros y los únicos elementos que pesan en el análisis del impacto del ciclo de vida son las herramientas como las palas y las picas, las cuales, si bien tienen una vida relativamente corta (menor a un año), no representan gran impacto debido a que los operarios mineros las reparan constantemente alargando su vida útil y a la poca materia prima usada en la fabricación de cada uno de estos elementos.

En el caso de la minería de carbón realizada con barroteo manual que se muestran en los escenarios 1 y 2, el proceso unitario más impactante es el del transporte del carbón desde

el interior hasta el exterior de la mina, la cual es realizada con la ayuda de una polea mecanizada, denominada malacate. Los impactos inherentes a este proceso se deben a principalmente a dos elementos, uno de ellos es el material en el que están contruidos y el segundo es el consumo de energía. En cuanto a los materiales de fabricación del malacate, este es en su totalidad acero y su baja puntuación de impacto se debe a la larga vida útil de este elemento que puede superar los 10 años, teniendo un único componente de corta vida útil el cual es el cable que hala el vagón o coche que transporta el carbón, que tiene una vida útil de sólo 6 meses. La energía usada para operar el malacate es energía eléctrica proveniente de embalses, la cual es considerada energía limpia por provenir del aprovechamiento de las energías cinética y potencial de la corriente del agua.

Al modelar los diferentes tipos de barroteo, se observa que el realizado con percutor es 195 veces más impactante que el manual y 3,6 veces más impactante que el barroteo con dinamita, sin embargo, no basta con tener en cuenta el impacto del tipo del tipo de barroteo utilizado para proponer el método más conveniente en una minería ambientalmente consecuente, también es necesario tener en cuenta las cantidades de producción con cada uno de los métodos (Tabla 4-12).

Tabla 4-12 Producción mensual promedio según tipo de minería realizada

Tipo de minería	Producción mensual promedio (ton)
Manual	245,71
Dinamita	317,81
Percutor	345,00

Es necesario anotar que, al realizar las labores de campo, los costos del carbón estaban bajos y el mercado al igual no tenía las demandas de años anteriores, por lo que los mineros de carbón que realizan la extracción tanto con dinamita como con percutor expresaron que la producción se estaba realizando al 50% de la capacidad instalada. Teniendo en cuenta la salvedad anterior y observando los datos de la Tabla 4-12, se analiza que a pesar que el método de barroteo manual es el menos contaminante, también es el menos productivo y por lo tanto proponer su implementación en la totalidad de las minas supondría una pérdida de competitividad, ya que disminuye la capacidad de respuesta de los mineros ante posibles pedidos de grandes volúmenes de material. El percutor por su parte fue el que reportó una mayor producción, pero sólo 1,08 veces más que la realizada con dinamita y no en la proporción de 3,6 veces más, como es el caso de su impacto de ciclo de vida con respecto al barroteo con dinamita.

El barroteo con dinamita se muestra como el más viable en términos de productividad Vs Impacto, sin embargo su Impacto de Ciclo de vida puede mejorar, ya que el explosivo usado por los mineros de la cuenca del Sinifaná es artesanal y causa una mayor Impacto de Ciclo de vida que la dinamita comercial¹; así pues, si éste tipo de explosivo pudiera ser usado por los mineros artesanales, el desempeño ambiental en términos de impacto de ciclo de vida mejoraría en al menos un 16% (ver Figura 4-3 y Tabla 4-13).

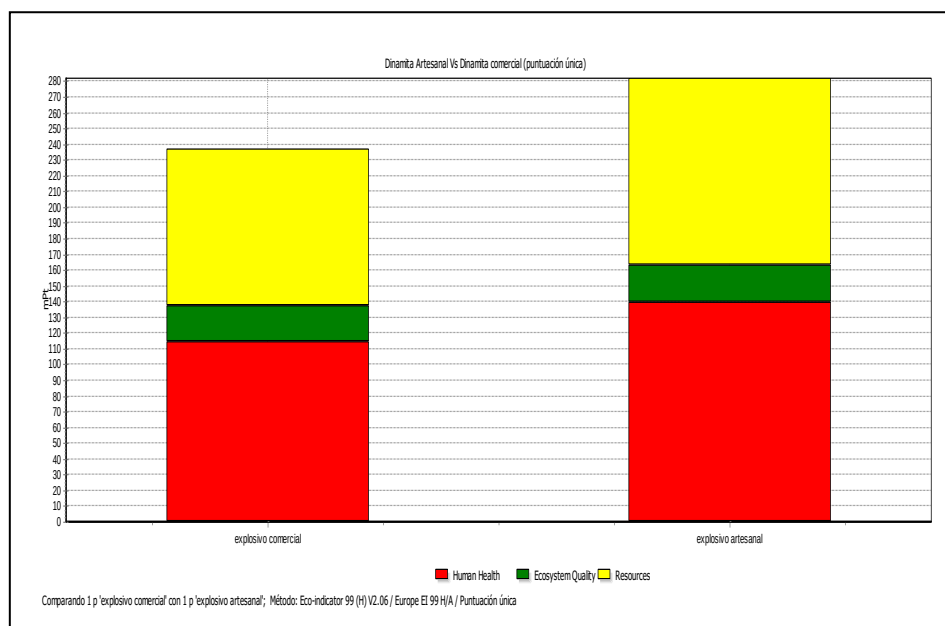


Figura 4-3 Comparación de la EICV entre tipos de dinamita Comercial y Artesanal

Tabla 4-13 Valoración de la EICV entre tipos de dinamita Comercial y Artesanal

Daño de categoría	Unidad	explosivo comercial	explosivo artesanal
Total	Pt	0,23659412	0,2818244
Human Health	Pt	0,11458825	0,13913999
Ecosystem Quality	Pt	0,02272276	0,02359292
Resources	Pt	0,09928311	0,11909149

Para determinar el proceso unitario de arrastre más conveniente en términos de su relación Productividad Vs Impacto, es necesario analizar los resultados que se muestran en la Figura 4-4 y la Tabla 4-14.

¹Para el cálculo del ICV de la dinamita comercial se usó la información disponible en la base de datos ETH-ESU 96 Unit Processes.

Tabla 4-14 Valoración de la EICV entre procesos de unitarios de Arrastre

Daño de categoría	Unidad	arrastre sólo caneca	arrastre caneca y patín	arrastre estopa
Total	Pt	0,00999984	0,01848119	0,00082237
Human Health	Pt	0,00206434	0,00789097	9,54E-05
Ecosystem Quality	Pt	0,00040625	0,00046169	6,24E-06
Resources	Pt	0,00752925	0,01012853	0,00072072

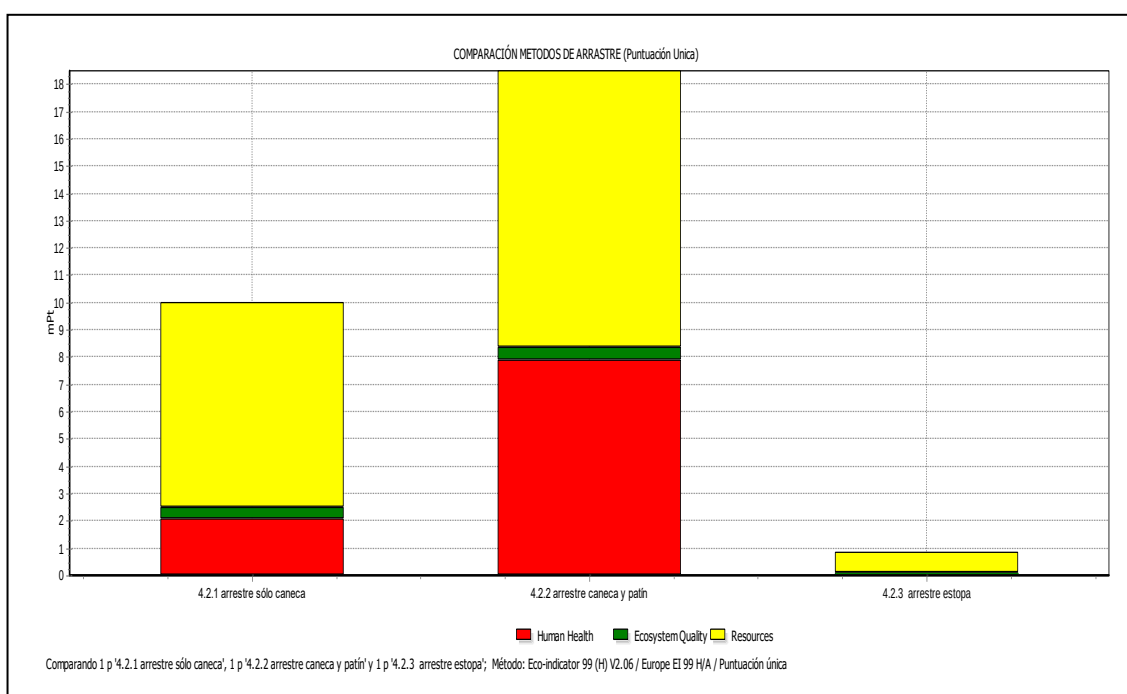


Figura 4-4 Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Arrastre

Según la modelación, el método más impactante es el de la caneca con base cubierta por una lámina de PVC también denominada patín, siendo 22,5 veces más impactante que el proceso unitario de arrastre con estopa y 1,8 veces más impactante que el proceso de arrastre con sólo caneca. Estos resultados se deben al tipo y cantidad de recurso o material utilizado en la fabricación de cada uno de estos elementos, sin embargo, algunas situaciones particulares de los territorios donde se realiza la minería escapan a la modelación con el software, como lo es el difícil acceso a rutas de recolección de residuos, lo que finalmente deriva en que los datos arrojados por la modelación, y para este caso en particular, no correspondan con la realidad. En este sentido, y a pesar que según la

modelación, el arrastre con estopa es el menos impactante, también es el menos recomendable, debido a que la falta de programas de devolución post-consumo y a que las minas en las que se genera este residuo están fuera del área de cobertura de las rutas recolectoras de residuos sólidos, deriva en la acumulación constante de este tipo de residuos tanto en el interior como en el exterior de las minas e incluso en los taludes cercanos (Foto 4-2 y Foto 4-3).



Foto 4-2 Restos de estopas abandonadas en un talud



Foto 4-3 Acumulación de residuos en estopas en el exterior de la mina

En cuanto a los procesos de transporte del carbón desde el interior de la mina hacia el exterior por medio de un malacate (Foto 4-4), no se modelan de forma comparativa con otros tipos de procesos unitarios de transporte del interior al exterior de la mina, debido a que la totalidad de los mineros utilizan el mismo tipo de equipo, que se ha vuelto indispensable para mantener los niveles de producción de la mina, que exigen la extracción del carbón en vagones, que llenos pueden llegar a pesar más de 700 Kg y que son transportados a través de pendientes que superan el 80% de inclinación (Foto 4-5).



Foto 4-4 Malacate



Foto. 4-5 Coche o vagón halado por el malacate

4.4 PROPUESTA DE COMBINACIÓN DE PROCESOS UNITARIOS PARA EL LOGRO DE UNA MINERÍA MÁS LIMPIA

Basados en los resultados arrojados por las modelaciones del Impacto del Ciclo de Vida realizadas con el software SimaPro 8.0.4 Faculty, método Eco-indicador 99 H V2.06/ Europe El 99 H/A, se proponen las combinaciones de procesos unitarios mostradas en la Tabla 4-15 para disminuir el Impacto del Ciclo de Vida de la minería artesanal en la cuenca del Sinifaná.

Tabla 4-15 Propuesta de combinación de procesos unitarios, para el logro de una minería más limpia de carbón artesanal en la cuenca del Sinifaná

Propuesta 1	Propuesta 2	Propuesta 3	Propuesta 4
barroteo dinamita comercial	barroteo dinamita comercial	barroteo dinamita artesanal	barroteo dinamita artesanal
arrastre con estopa	arrastre con sólo caneca	arrastre con sólo caneca	arrastre con estopa
Malacate	Malacate	malacate	Malacate
zaranda mecánica	zaranda mecánica	zaranda mecánica	zaranda mecánica

Cada una de las propuestas se modelaron para obtener los puntajes de la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), una vez obtenidos éstos puntajes se compararon entre sí (Figura 4-5), con el fin de identificar la propuesta de minería menos impactante desde el punto de vista del ACV. Una vez obtenidos los puntajes de la EICV tanto de las propuestas de combinación de procesos unitarios, para el logro de una minería más limpia, como los puntajes de EICV de los escenarios de minería artesanal identificados en la cuenca del Sinifaná, se procede a compararlos (Figuras 4-6 y 4-7), de esta forma, es fácil evidenciar los beneficios ambientales de la implementación de las propuestas de extracción minera más limpia según el enfoque del Ciclo de Vida, con respecto a los métodos de extracción minera actuales.

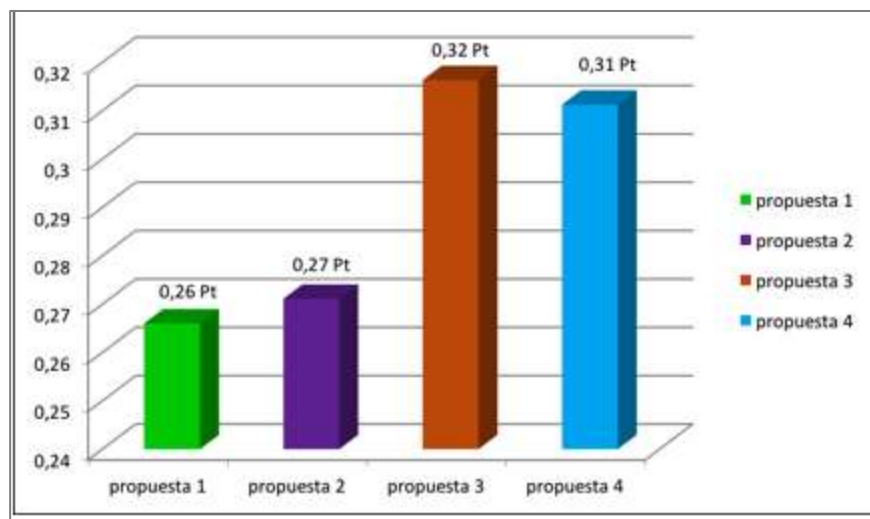


Figura 4-5 Comparación de ICV's entre propuestas de minería más limpia

En la Figura 4-2 se muestra la comparación entre Evaluaciones de Impacto del Ciclo de Vida, de los escenarios mineros identificados en la cuenca del Sinifaná, donde el escenario más impactante es aquel que usa como método de barroteo el taladro percutor (escenario 5), los menos impactantes los que usan como método de barroteo la minería manual, es decir, sólo pico y pala, sin ayuda de ningún elemento mecánico (escenarios 1 y 2), y con impactos intermedios se tienen los escenarios donde el barroteo se desarrolla con dinamita (escenarios 3 y 4). En el punto 4.3.4 se hace un análisis de cada uno de los métodos unitarios involucrados en cada escenario. Para el caso de los análisis comparativos entre los escenarios encontrados y las propuestas para el logro de una minería más limpia, se usarán como referencia los escenarios 4 y 5, por ser estos los más representativos ya sea por recurrencia de su uso en la zona de estudio (escenario 4) o por su impacto (escenario 5). Los escenarios 1 y 2 no serán tenidos en cuenta debido a las razones explicadas en el punto 4.3.4 sobre la relación de Productividad Vs impacto del método de barroteo manual.

Las propuestas de combinación de procesos unitarios, para el logro de una minería más limpia de carbón artesanal en la cuenca del Sinifaná (Tabla 4-15), se diferencian por el tipo de dinamita usado en el barroteo (dinamita comercial y artesanal) y el tipo de arrastre (estopa y caneca plástica), entre estos dos elementos el más representativo en la disminución del Impacto del Ciclo de Vida es el uso de la dinamita comercial. En el proceso unitario de arrastre, el uso de estopa muestra una ligera mejora en su ICV en comparación con el uso de caneca plástica, sin embargo, la mejora es de tan sólo 1,88% o 0,00509378

Pt, lo que no justifica el uso de la estopa en reemplazo de la caneca plástica teniendo en cuenta los problemas inherentes a su manejo una vez termina su vida útil, tal y como se explica en el punto 4.3.4. Debido a lo anterior se hará énfasis en las propuestas que hacen referencia al uso del proceso unitario de barroteo con dinamita tanto comercial como artesanal y al uso del proceso unitario de arrastre con caneca plástica (propuestas 2 y 3).

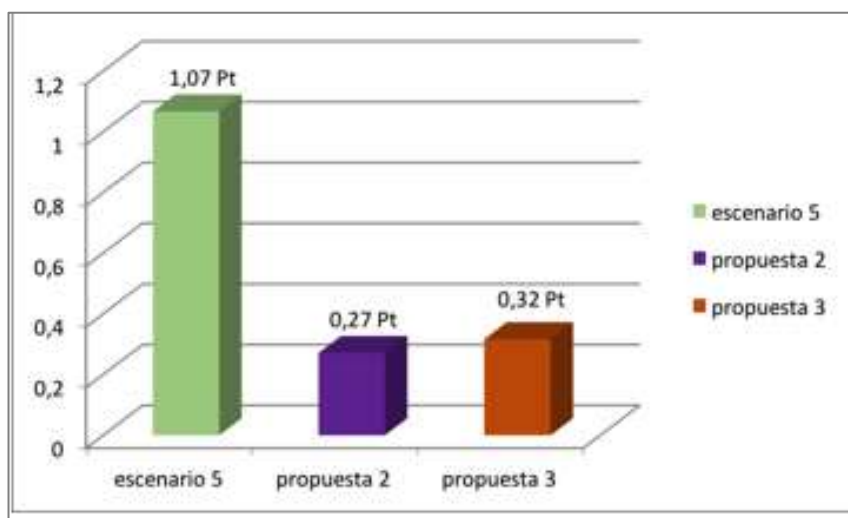


Figura 4-6 Comparación de EICV's entre el escenario de minería con percutor y la propuesta de minería más limpia con uso de dinamita comercial y arrastre con caneca plástica (Pt)

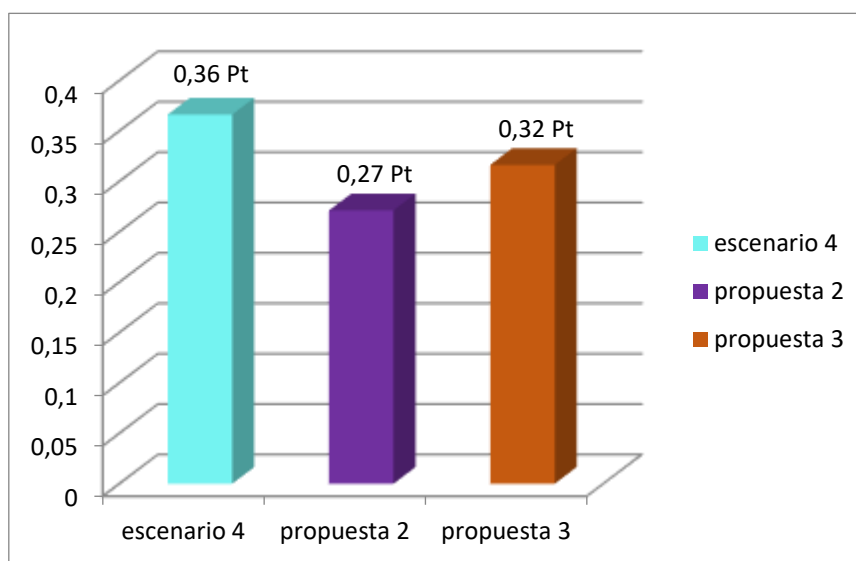


Figura 4-7 Comparación de EICV's entre el escenario de minería 4 y las propuestas de minería más limpia 2 y 3

Analizando las Figuras 4-6 y 4-7, se puede concluir que en el caso del cambio de minería realizada bajo la combinación de procesos unitarios del escenario 5 por los de las propuestas 2 y 3 podrían lograrse disminuciones del Impacto del Ciclo de Vida del 79% y 75% respetivamente, mientras que si se logra el cambio de la minería realizada bajo la combinación de procesos unitarios del escenario 4 por los de las propuestas 2 y 3 podrían lograrse disminuciones del Impacto de Ciclo de Vida de 26% y 14% respetivamente.

Los cambios a realizar en los procesos unitarios de los escenarios 4 y 5 para lograr lo planteado por las propuestas 2 y 3 parecen relativamente sencillos, y consisten en hacer uso de la dinamita comercial, es decir, la comercializada por INDUMIL y por el uso de canecas plásticas sin recubrimiento de PVC en la base. Sin embargo, y a pesar que el uso de la dinamita comercial es la menos contaminante y la más recomendable no sólo por razones ambientales sino también de seguridad, es necesario consentir una propuesta de minería más limpia donde se involucre el uso de la dinamita artesanal, lo anterior debido a que en Colombia la compra de dinamita para usos no militares, como es el caso de la minería, es muy restringida y sus costos pueden ser cinco veces mayores a los de la dinamita artesanal. En este orden ideas se tiene en cuenta el uso de este elemento en el proceso de barroteo planteado en la propuesta 3, con el fin de no ignorar la realidad minera y plantear alternativas alcanzables.

4.5 CONCLUSIONES

Si bien el término sostenible no puede ser usado en una actividad encargada de la extracción de un recurso natural no renovable, sí es posible referirse a «prácticas de producción más limpia». El presente estudio muestra las diferentes alternativas para lograr la disminución –hasta un 70% de los Impactos de Ciclo de Vida generados en la extracción artesanal del carbón en la cuenca del Sinifaná– que dependen de los procesos unitarios utilizados. Proponer el fin de las prácticas mineras, sobre todo en aquellas zonas reconocidas por llevar a cabo estas prácticas de forma ancestral, como es el caso de los municipios ubicados en la cuenca carbonífera del Sinifaná, no es consecuente, no solo con la realidad social y económica de estos municipios, sino también con la capacidad productiva y competitiva del país, y el nivel de desarrollo de la sociedad actual.

Se requiere entonces que se respeten y amplíen las zonas de exclusión o restricción minera en aquellas áreas en donde se presentan condiciones ambientales vulnerables o

estratégicas; se mejore y complemente el sistema de compensaciones ambientales; se realice un seguimiento minucioso a los Planes de Manejo Ambiental (PMA), y, por último, se incorporen e implementen técnicas de producción más limpia.

La implementación de la metodología en este estudio de caso permite identificar las limitaciones de la misma en la modelación de impactos de la extracción de los recursos mineros, elementos como: enfermedades y muertes generadas por la actividad minera, así como el agotamiento de los recursos minados ó la afectación al ecosistema según el área concesionada y el área realmente minada no son cobijados al correr la evaluación del impacto del ciclo de vida de la minería a través del uso de softwares como el SimaPro, por lo que se evidencia la necesidad de desarrollar un método en el marco de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida que tenga en cuenta tales características.

Los resultados de la modelación “tradicional” de los impactos del ciclo de vida de la minería a través del uso de softwares como el SimaPro, no permiten tener resultados regionalizados, es decir, este tipo de modelación en realidad no tiene en cuenta si el proceso minero se está realizando en la cuenca carbonífera del Sinifaná ó si se está realizando en un páramo, por cuanto sólo tiene en cuenta entradas y salidas de masa y energía; el desarrollo de indicadores regionalizados del impacto del ciclo de vida permitirán tener una evaluación del impacto más acertada y acorde a las particularidades geográficas, sociales y ecológicas del lugar donde se lleva a cabo la explotación minera.

Referencias

- Agencia Nacional Minera. (2014). Informe rendición de cuentas 2013 - 2014. Bogotá, D.C.: Colombia. Retrieved from http://www.anm.gov.co/sites/default/files/DocumentosAnm/informe_rendicion_de_cuentas_2014_0.pdf
- Contraloría General de la República. (2013). Minería en Colombia, Institucionalidad y territorio, paradojas y conflictos. Bogotá, D.C.: Colombia: Imprenta Nacional de Colombia. Retrieved from <http://www.contraloriagen.gov.co/documents/10136/182119332/MineriaEnColombia-Vol2.pdf/6cc33e0c-29e9-4a65-8561-1215fa8d07a0>
- Durucan, S., Korre, A., & Munoz-Melendez, G. (2006). Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry. Journal

of Cleaner Production, 14(12–13), 1057–1070.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.12.021>

Feijoo, G., Hospido, A., & Moreira, M. T. (2007). Análisis de ciclo de vida (I) Desarrollo sostenible y ACV.

Franks, D. M., Brereton, D., & Moran, C. J. (2010). Managing the cumulative impacts of coal mining on regional communities and environments in Australia. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(4), 299–312. doi:10.3152/146155110X12838715793129

Goedkoop, M. y otros, 2013. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level First edition (version 1.08) Report I: Characterisation, , Amsterdam: s.n

Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001). The Eco-indicator99: a damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology report. 3821 BB Amersfoort, NL. Retrieved from citeulike-article-id:11785193

Goodland, R. (2012a). Minería responsable ¿Qué se entiende por Minería responsable? Foro Nacional Ambiental, 8. Retrieved from <http://s.shr.lc/1cotpNQ>

Goodland, R. (2012b). Responsible Mining: The Key to Profitable Resource Development. *Sustainability*, 4(9), 2099–2126. doi:10.3390/su4092099

He-ping, X. I. E., Jin-hua, W., Bao-hong, S., Jian-zhong, L. I. U., Peng-fei, J., Hong-wei, Z., ... Gang, W. U. (2012). New idea of coal mining: scientific mining and sustainable mining capacity. *Journal of the China Coal Society / Mei Tan Xue Bao*, 37(7), 1069–1079. Retrieved from <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=82752314&lang=es&site=ehost-live>

IHOBE. (2010). Guía de Evaluación de Aspectos Ambientales de Producto - Desarrollo de la norma Certificable de Ecodiseño UNE 150301. (Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Ed.) (3rd ed.). Bilbao. Retrieved from <http://www.ihobe.net/Publicaciones/Ficha.aspx?IdMenu=750e07f4-11a4-40da-840c-0590b91bc032&Cod=e602e9c0-7264-4301-8c18-6b872b21a2a2>

Ministerio de Minas y Energía. (2015). Decreto 1886 del 21 de septiembre de 2015. Reglamento de seguridad en las labores mineras subterráneas, 53, 82. doi:10.1017/CBO9781107415324.004

NTC-ISO 14040. "Gestión Ambiental, Análisis del Ciclo de Vida y marco de Referencia", ICONTEC. 2007.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry. (n.d.). Life cycle assessment. Retrieved August 3, 2014, from <http://www.setac.org/>

Tulbure, I. (2018). Rating Technological Applications By Using Life Cycle Assessment. PANGEEA (18), 16-24.

UNEP, U. N. E. P. (2012). Geo 5 Global Environment Outlook - Environment for the future we want. Retrieved from http://www.unep.org/geo/pdfs/geo5/GEO5_report_full_es.pdf

United Nations Environment Programme. (2011). Global Guidance principles for life cycle assessment databases. (B. V. (SETAC) Guido Sonnemann (UNEP), Ed.) Science. Imprimerie Escourbiac.

5 CAPITULO 3. MODELO DETALLADO DE CÁLCULO DE IMPACTOS AMBIENTALES DE LA EXTRACCIÓN DE LOS RECURSOS MINERALES EN EL MARCO DEL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (CASO DE ESTUDIO ORO Y CARBÓN EN COLOMBIA)

5.1 INTRODUCCIÓN

El presente capítulo responde al tercer y último objetivo específico de esta investigación doctoral, y con cuyo cumplimiento se alcanza el objetivo general propuesto. Después de analizar la aplicación de los indicadores de impacto del ciclo de vida (ICV) del consumo de agua dulce propuestos por Pfister (2011), en un estudio de caso de una cuenca con estrés hídrico, con lo cual se determinó que a través de estos indicadores, se logra una evaluación regionalizada del impacto y que pueden tomarse como base para el desarrollo de un nuevo método que permita evaluar el ICV de la extracción de los recursos mineros; y después de utilizar uno de los escenarios de minería planteados para la presente investigación, como estudio de caso para aplicar la metodología de ACV y determinar sus alcances y limitaciones, donde se comprueba que la aplicación tradicional de ésta metodología a través del uso de softwares especializados para tal fin, no logra diferenciar entre el impacto ambiental de un proceso minero realizado en un páramo a uno realizada en un distrito minero, se procede a formular un método detallado que permita calcular los impactos ambientales de la extracción minera en el marco del análisis del ciclo de vida

En Colombia, la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales (MGPEA) proporciona el marco para la estructuración de los documentos técnicos de aquellos proyectos que requieran de licenciamiento ambiental, entre ellos la minería. Según la MGPEA (2018), la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA), junto con el Plan de Manejo Ambiental (PMA), son los estudios ambientales que constituyen el instrumento básico mediante el cual las autoridades ambientales deciden si desde el punto de vista ambiental son viables los proyectos, obras o actividades sujetos a licenciamiento ambiental.

La MGPEA no establece una metodología específica para la identificación y evaluación de los impactos ambientales, sin embargo, brinda las pautas de realización de las EIA, en los que indica que en el estudio se deben detallar las metodologías empleadas, los criterios de valoración y la escala espacial y temporal de la valoración, y que con la metodología empleada se deben identificar, describir y evaluar los posibles impactos sobre los medios abiótico, biótico y socioeconómico, que deben ser evaluados de forma cualitativa y cuantitativa según criterios de: carácter (positivo o negativo), cobertura, magnitud,

duración, resiliencia, reversibilidad, recuperabilidad, periodicidad, tendencia, tipo y posibilidad de ocurrencia (MAVDT *et al.*, 2018). Estas pautas hacen alusión a los métodos matriciales existentes de EIA, que derivan en una matriz similar a la que se presenta en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1 Modelo de Matriz “Tipo” de Evaluación del Impacto Ambiental

componentes ambientales		actividades del proyecto			Impactos	criterios de evaluación de impactos											
		actividad 1	actividad 2	actividad 3		carácter	Cobertura	Magnitud	Duración	resiliencia	reversibilidad	recuperabilidad	periodicidad	tendencia	tipo	posibilidad de ocurrencia	TOTAL
Bióticos	Fauna				desaparición de especies endémicas												
Abióticos	Aire				emisiones de gases a la atmósfera												
Socio-económicos	Empleo				generación de empleo de mano de obra local												

5.1.1 La EIA en el Marco de la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales

Los métodos más usados de EIA, para el cumplimiento de las pautas establecidas por la MGPEA, son modificaciones de métodos matriciales (Tabla 5-1) ya probados como los de Leopold; Batelle-Columbus; Conesa; la matriz de Arboleda o método de EPM, entre otros, los cuales fueron creados en un principio para evaluar proyectos en el sector de la construcción, como es el caso de la matriz de Leopold (Espinoza, 2002) o para proyectos de aprovechamiento hidráulico, como es el caso de la matriz de Arboleda (Arboleda, 2008), que han demostrado ser aplicables y adaptables a otros tipos de proyectos.

Los métodos matriciales tienen elementos en común, como lo son la identificación de los “Aspectos Susceptibles de Producir Impactos Ambientales –ASPI’s–, y su relación con los

Factores Ambientales Representativos del Impacto –FARI’s–, las ASPI’s son aquellas acciones (actividades, operaciones, procedimientos, elementos, aspectos, tareas, etc.) del proyecto que están relacionándose de cualquier manera con el medio ambiente; las FARI’s son los factores ambientales que pueden caracterizar o ser representativos de los cambios que sufrirá dicho componente (Arboleda, 2008), o definido según la NTC ISO 14001 como “aspecto ambiental”, es decir, cualquier elemento de las actividades, productos o servicios de una organización que pueden interactuar recíprocamente con el ambiente, indicando la existencia potencial de un impacto ambiental negativo o positivo (ISO-ICONTEC, 2015); así por ejemplo, en una explotación minera, la voladura del frente de trabajo será una ASPI, por ser una actividad inherente al proyecto y la generación de los gases de la voladura, será la FARI, por ser el elemento, producto de la actividad, que interactúa de forma positiva o negativa con el medio ambiente.

Una vez identificados tanto las ASPIs como las FARIs se procede a construir la matriz de Evaluación del Impacto Ambiental (ver Tabla 5-1), donde se valorarán los criterios de evaluación de cada uno de los impactos, según el componente ambiental afectado, esta valoración se puede realizar tanto de forma cuantitativa, como cualitativa; los grupos interdisciplinarios encargados de llevar a cabo la EIA pueden adoptar y/o adaptar su propio método o rango de valoración, ya que la MGPEA no indica una forma en particular de realizar esta evaluación y sólo indica que “para valorar y jerarquizar los impactos, se debe tomar como referencia los límites permisibles de los contaminantes definidos en la legislación ambiental y el riesgo de la construcción y operación el proyecto sobre los diferentes medios” (MAVDT *et al.*, 2018), pero no indica cómo debe traducirse esto, en términos de calificación en una matriz de EIA, lo que da pie a que los Estudios de Impacto Ambiental (EsiA), en su componente de Evaluación del Impacto, tengan una valoración subjetiva, debido a que difícilmente, dos grupos interdisciplinarios, reunidos por separado, para evaluar el mismo proyecto, escogerán la misma metodología o realizarán las mismas adaptaciones a las mismas, y mucho menos asignarán los mismos valores a los impactos.

Sin embargo, es necesario aclarar que los diseñadores de algunas metodologías matriciales para la EIA han realizado esfuerzos para minimizar esta subjetividad, como es el caso del método del Instituto Batelle-Columbus, donde se proponen 4 grandes categorías de impactos ambientales: Ecología, Contaminación Ambiental, Estética ambiental e Intereses Humanos (Conesa & Fernández, 2009), divididos en 18 componentes y 78 parámetros a los cuales se les ha asignado un valor de ponderación o Unidades de Índice Ponderal para el factor i –UIP _{i} –; las UIP asignan un valor total de 1000 puntos al ambiente, a su vez estos

1000 puntos son repartidos en las 4 categorías ambientales, y cada categoría reparte la puntuación asignada en los parámetros ambientales que le corresponden, tal como se muestra en la Figura 5-1.

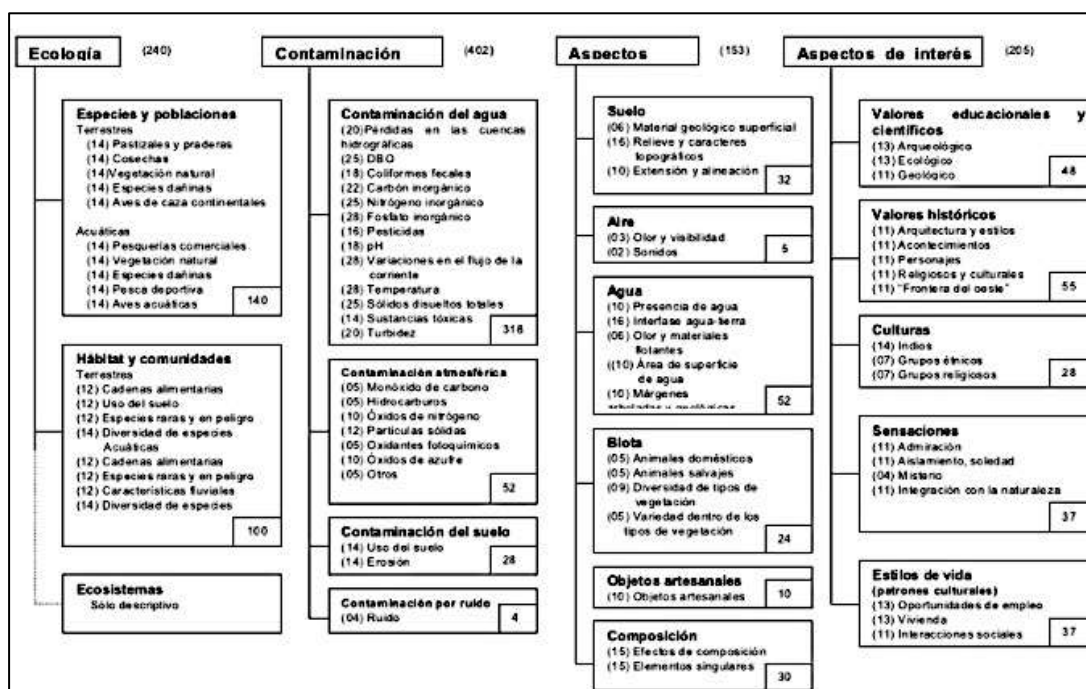


Figura. 5-1. Distribución de los UIP según categorías de Impacto

Fuente: Conesa & Fernández (2009)

Los valores de UIP_i mostrados en la Figura 5-1 son los originalmente propuestos por el laboratorio Batelle-Columbus; sin embargo no todos los proyectos presentan las mismas características tanto en las categorías ambientales como en sus componentes, existiendo la posibilidad que para un determinado proyecto el equipo evaluador decida suprimir o incluir desde un componente ambiental, hasta una categoría completa, teniendo la necesidad de redistribuir los valores de UIP_i según las categorías y componentes ambientales finalmente seleccionados para evaluar el proyecto, por lo que el método termina siendo modificado según el criterio del equipo interdisciplinario encargado de hacer la EIA. En la selección de éstos últimos se aprecia un elemento de subjetividad, ya que los responsables del EIA deberán seleccionar dichos parámetros en razón de los conocimientos del medio, de las características e impactos del proyecto, de los conocimientos disponibles sobre el particular y de su propia experiencia (Conesa & Fernández, 2009).

Una vez seleccionados estos parámetros, será necesario para hacer su comparación, convertir las unidades de medida heterogéneas en una sola unidad de medida, ya que, por ejemplo, no podrán compararse Ha con m³, o DBO con Decibeles. El método Batelle-Columbus propone entonces convertir estas unidades inconmensurables, en unidades conmensurables, a través del cálculo de “Unidades de Importancia Ambiental” –UIA– (eq.5-1), para cuyo cálculo es necesario aplicar un algoritmo, que involucra el UIP_i y un Índice de Calidad Ambiental –CA_i– (eq.5-2), que se calcula con base en la función de transformación de la magnitud del impacto ambiental –f(M_i)– (Conesa & Fernández, 2009).

$$UIA = CA_i \times UIP_i \quad (eq.5.1)$$

$$CA_i = f(M_i) \quad (eq.5.2)$$

Los valores de CA_i varían entre 0 y 1 siendo 0 el valor correspondiente a un parámetro ambiental completamente contaminado o destruido y 1 el valor correspondiente a un parámetro ambiental en estado óptimo. Según Conesa & Fernández (2009), existen 9 formas básicas de funciones de transformación F(M_i) (ver Figuras 5-2 y 5-3), y es necesario disponer de funciones de transformación para todos los factores ambientales que se consideren, lo que implica que para el modelo original de método Battelle-Columbus existen 78 funciones de transformación. Estas funciones de transformación también podrían variar según el proyecto, y para su modificación se propone la consulta mediante paneles de expertos y métodos de convergencia tipo Delphi y en caso de desear una mayor fiabilidad, realizar por segunda vez el proceso con un grupo de expertos distinto (Conesa & Fernández, 2009), así pues, la fiabilidad de los resultados de la metodología estará supeditada tanto a la correcta selección y valoración de parte de los equipos responsables en realizar la EIA de los parámetros ambientales, como de las funciones de transformación, en este sentido, Conesa & Fernández (2009) afirman que si se realiza una correcta elección de las funciones de transformación, el modelo presentará una adecuación matemática muy alta, sin embargo, el hecho de tener libertad en la reasignación de valores de ponderación para los parámetros ambientales (UIP_i), y aún más, el hecho de depender de un grupo de expertos para la “correcta” selección de los parámetros de transformación, le dan un halo de subjetividad al método.

Los autores también hacen uso de estas funciones de transformación, en el método de EIA desarrollado por él mismo, proponiendo diferentes algoritmos de cálculo para determinar la magnitud del impacto, según sea el comportamiento sinérgico, o de debilitamiento, o de

acumulación, etc (Figura 5-3) (Conesa & Fernández, 2009), que presente el impacto ambiental, sin embargo, su utilización es bastante compleja y es por eso que algunos expertos en EIA han hecho una simplificación de su método, utilizando los criterios y el algoritmo del método original *eq.5-3*, pero sin cumplir todos los pasos que establecen Conesa & Fernández en su propuesta (Arboleda, 2008). Los criterios de calificación y sus respectivos valores, según la magnitud del impacto, se presentan en la Tabla 5-2. Una vez asignados los valores a los diferentes criterios, para cada impacto ambiental identificado, se procede a aplicar el siguiente algoritmo, para obtener la importancia del impacto ambiental:

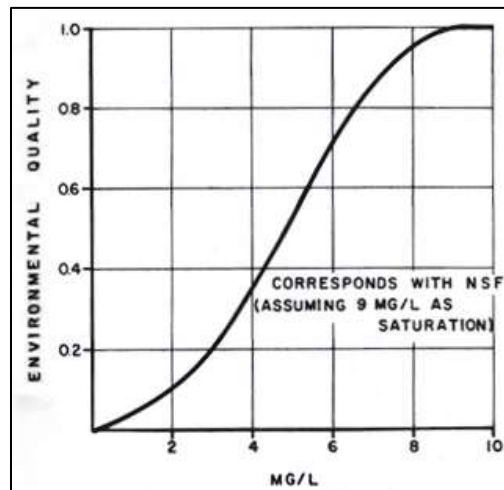


Figura. 5-2. Variación del índice de calidad ambiental en función de la concentración de oxígeno disuelto (OD) (mg/L)

Fuente: Dee & Fahringer (1972)

$$I = (3IN + 2EX + MO + PE + RV + SI + AC + EF + PR + MC) \quad (eq. 5.3)$$

Los valores resultantes al aplicar la *eq.5-3* pueden variar entre 13 y 100 unidades (Arboleda, 2008) y su significancia puede ser la siguiente:

- Inferiores a 25 son irrelevantes o compatibles con el ambiente
- Entre 25 y 50 son impactos moderados.
- Entre 50 y 75 son severos
- Superiores a 75 son críticos

La anterior interpretación es la adoptada por el gobierno español, según el reglamento de Evaluación del Impacto Ambiental (Gobierno de España, 1988), Así que cualquier otro país es libre de aceptar estos mismos rangos o modificarlos, para el caso colombiano no hay legislación o normas técnicas que sugieran la aceptación o no, o la modificación de estos valores de juicio.

Al observar lo expuesto en la Figura 5-3 y la Tabla 5-2, se puede concluir que, aunque la metodología intenta minimizar la subjetividad, sugiriendo la calificación que puede tener cada criterio, ésta aún sigue presente, ya que dependerá de la experiencia y juicio de los responsables de hacer la EIA determinar el rango de afectación de cada criterio, así por ejemplo, al asignar un valor al criterio de “extensión”, surge la pregunta: ¿a partir de qué área o distancia, se puede decir que el impacto es parcial, o extenso, o crítico?

5.1.2 ACV Como Herramienta Objetiva de Evaluación del Impacto Ambiental dentro de la MGPEA

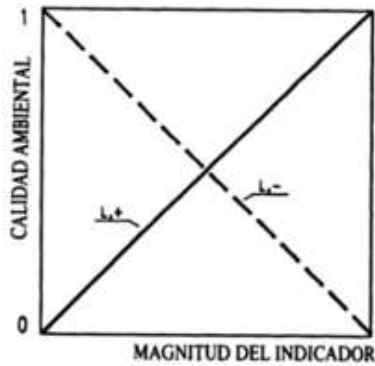
La norma ISO 14040 define que un estudio de ACV debe estar compuesto por las siguientes fases (ISO- ICONTEC, 2007):

Fase 1: Objetivo y alcance del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).

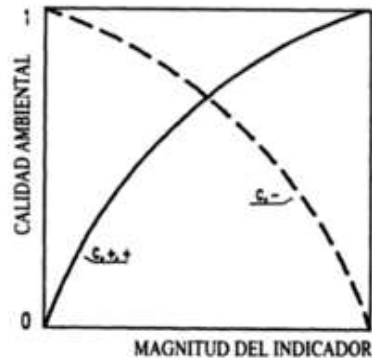
Fase 2: Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (I.C.V).

Fase 3: Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV).

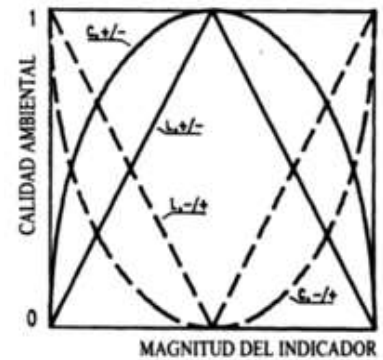
Fase 4: Interpretación del estudio de análisis del ciclo de vida.



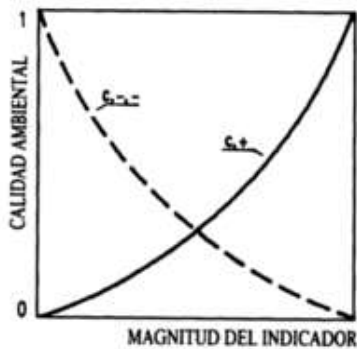
La CA_i es proporcional a la magnitud del factor



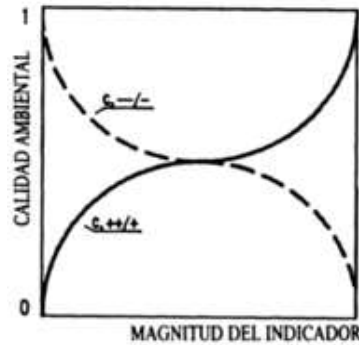
La CA_i crece rápidamente cuando M es escasa y lentamente cuando M es grande (y a la inversa)



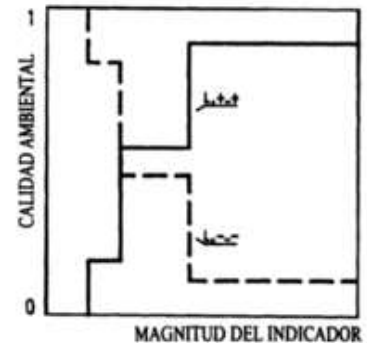
Los valores extremos de CA_i se dan para valores intermedios de M , pudiendo ser CA_i Proporcional o no a M



La CA_i crece lentamente cuando M es escasa y rápidamente cuando M es grande (y a la inversa)



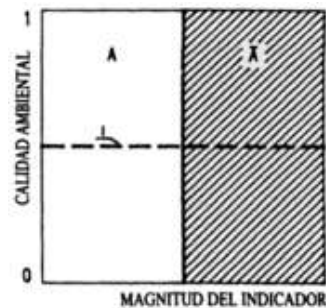
La CA_i se magnifica en los extremos y se ralentiza en los valores intermedios del factor



La CA_i varía de manera discontinua al aumentar la magnitud del factor



La CA_i se magnifica para valores intermedios del factor y se ralentiza en los extremos



La CA_i es aceptable o no aceptable a partir de umbral de M , o bien la CA_i es independiente de M

Figura. 5-3. Formas básicas de las funciones de transformación

Fuente: Conesa & Fernández (2009)

Tabla 5-2. Rangos de calificación, según criterios establecidos en la metodología Conesa & Fernández

CRITERIOS	ABREVIACIÓN	DEFINICIÓN	RANGO	CALIFICACIÓN
Signo	+/-	Hace alusión al carácter benéfico (+) o perjudicial (-) de las distintas acciones que van a actuar sobre los distintos factores considerados	Impacto benéfico Impacto perjudicial	+ -
Intensidad	IN	Grado de incidencia de la acción sobre el factor en el ámbito específico en el que actúa. Varía entre 1 y 12, siendo 12 la expresión de la destrucción total del factor en el área en la que se produce el efecto y 1 una mínimo afectación.	Baja Media Alta Muy alta Total	1 2 4 8 12
Extensión	EX	Área de influencia teórica del impacto en relación con el entorno de la actividad (% de área, respecto al entorno, en que se manifiesta el efecto). Si la acción produce un efecto muy localizado, se considera que el impacto tiene un carácter puntual (1). Si, por el contrario, el impacto no admite una ubicación precisa del entorno de la actividad, teniendo una influencia generalizada en todo él, el impacto será Total (8). Cuando el efecto se produce en un lugar crítico, se le atribuirá un valor de cuatro unidades por encima del que le correspondía en función del % de extensión en que se manifiesta.	Puntual Parcial Extensa Crítica Total	1 2 4 (+4) 8
Momento	MO	Alude al tiempo entre la aparición de la acción que produce el impacto y el comienzo de las afectaciones sobre el factor considerado. Si el tiempo transcurrido es nulo, el momento será Inmediato, y si es inferior a un año, Corto plazo, asignándole en ambos casos un valor de cuatro (4). Si es un período de tiempo mayor a cinco años, Largo Plazo (1).	Largo plazo Medio Plazo Inmediato Crítico	1 2 4 (+4)

CRITERIOS	ABREVIACIÓN	DEFINICIÓN	RANGO	CALIFICACIÓN
Persistencia	PE	Tiempo que supuestamente permanecerá el efecto desde su aparición y, a partir del cual el factor afectado retornaría a las condiciones iniciales previas a la acción por los medios naturales o mediante la introducción de medidas correctoras.	Fugaz	1
			Temporal	2
			Permanente	4
Reversibilidad	RV	Se refiere a la posibilidad de reconstrucción del factor afectado, es decir, la posibilidad de retornar a las condiciones iniciales previas a la acción, por medios naturales, una vez aquella deje de actuar sobre el medio.	Corto plazo	1
			Medio plazo	2
			Irreversible	4
Recuperabilidad	MC	Se refiere a la posibilidad de reconstrucción, total o parcial, del factor afectado, es decir, la posibilidad de retornar a las condiciones iniciales previas a la acción, por medio de la intervención humana (o sea mediante la implementación de medidas de manejo ambiental). Cuando el efecto es irrecuperable (alteración imposible de reparar, tanto por la acción natural, como por la humana) le asignamos el valor de ocho (8). En caso de ser irrecuperable, pero existe la posibilidad de introducir medidas compensatorias, el valor adoptado será cuatro (4).	Recuperable inmediato	1
			Recuperable a medio plazo	2
				4
			Mitigable o compensable	8
			Irrecuperable	
Sinergia	SI	Este atributo contempla el reforzamiento de dos o más efectos simples. La componente total de la manifestación de los efectos simples, provocados por acciones que actúan simultáneamente, es superior a la que cabría de esperar cuando las acciones que las provocan actúan de manera independiente, no simultánea.	Sin sinergismo (simple)	1
			Sinérgico	2
			Muy sinérgico	4

CRITERIOS	ABREVIACIÓN	DEFINICIÓN	RANGO	CALIFICACIÓN
Acumulación	AC	Este atributo da idea del incremento progresivo de la manifestación del efecto cuando persiste de forma continuada o reiterada la acción que lo genera. Cuando una acción no produce efectos acumulativos (acumulación simple), el efecto se valora como uno (1); si el efecto producido es acumulativo el valor se incrementa a cuatro (4).	Simple	1
			Acumulativo	4
Efecto	EF	Este atributo se refiere a la relación causa-efecto, o sea, a la forma de manifestación del efecto sobre un factor, como consecuencia de una acción. Puede ser directo o primario, siendo en este caso la repercusión de la acción consecuencia directa de ésta, o indirecto o secundario, cuando la manifestación no es consecuencia directa de la acción, sino que tiene lugar a partir de un efecto primario, actuando este como una acción de segundo orden.	Indirecto (secundario)	1
			Directo	4
Periodicidad	PR	Se refiere a la regularidad de manifestación del efecto, bien sea de manera cíclica o recurrente (efecto periódico), de forma impredecible en el tiempo (efecto irregular) o constante en el tiempo (efecto continuo)	Irregular o aperiódico o discontinuo	1
			Periódico	2
			Continuo	4

Fuente: modificado de Arboleda (2008)

El ACV se convierte entonces en una herramienta estandarizada que mantiene una perspectiva holística y que considera todas las categorías de impacto ambiental y todas las etapas del ciclo de vida de un producto, tecnología o actividad, que al ser holística puede tratar eficazmente con el tema de “problema cambiante” –es decir, la solución de un problema genera otro (Claussena *et al.*, 2011)–, permitiendo observar y seleccionar la configuración de procesos o alternativas en la producción de determinado bien o servicio que causen el menor impacto al medio ambiente global.

Según Claussena *et al.* (2011), un ACV suele distinguir entre el sistema de primer plano y de fondo. El sistema de primer plano son las actividades del ciclo de vida para los que los datos específicos están recogidos en el estudio, mientras que el sistema de fondo

típicamente representa las actividades encontradas en bases de datos estándar del ACV. Estas bases de datos contienen los inventarios de ciclo de vida –ICV– en varios miles de procesos y productos, y muchos de ellos están integrados en el software comercial para modelación de ACV SimaPro. Los datos recopilados son analizados a través de los métodos de EICV, que son modelos que se utilizan para convertir las emisiones a los potenciales impactos ambientales (Claussena *et al.*, 2011), siendo los más conocidos el ecoindicador 99, el CML 2001, Ecologicalscarcity 2006, RéCiPe Endpoint, RéCiPe Midpoint, IPCC 2007 GWP, Pfister 2009, entre otros; estos métodos se diferencian entre sí por las categorías de impacto con las que cuentan, así como en los criterios usados para la normalización y ponderación de cada uno de los impactos.

El uso de uno u otro método de evaluación dependerá de las necesidades y los criterios del investigador en cuanto a que tipo de impacto está dirigido su análisis, así, si el investigador necesita observar y analizar el aporte de CO₂eq de un proceso o producto en particular, y la variación que pueda ocurrir en éste aporte al hacer cambios en las materias primas u otros componentes del producto, seguramente el método más apropiado sea el IPCC 2007 GWP, ya que este método mide el Potencial de Calentamiento Global (GWP por sus siglas en inglés) generando resultados en una única categoría de impacto medido en Kg de CO₂eq; si por el contrario la investigación requiere que los datos sean analizados a la luz de los impactos que el proceso productivo o el producto tienen en la salud humana, calidad del ecosistema y de los recursos, entonces los métodos más apropiados serán el eco-indicador 99 y el ReCiPe.

Arboleda (2008) explica que la determinación de la significancia, o importancia o gravedad es fundamental dentro del concepto de impacto ambiental, ya que con base en esta valoración es que se toman las decisiones sobre la conveniencia o no del proyecto. Considera además que se puede inicialmente determinar si un aspecto ambiental puede ser considerado como significativo, si este origina cambios directos de consideración sobre un atributo ambiental socialmente importante, definiendo los siguientes atributos para determinar si un aspecto ambiental puede ser significativo:

- (i) Efectos sobre la salud y la seguridad humana,
- (ii) Amenazas a los medios de subsistencia (por ejemplo: pérdida de especies comerciales importantes o de su hábitat, cosechas o la capacidad futura de producir estas, etc.),

- (iii) Modificaciones al estilo de vida tradicional (por ejemplo: cambios en el estilo de vida debido a nuevos residentes con diferentes valores),
- (iv) Amenaza a recursos valiosos (Por ejemplo: Patrimonio arqueológico o histórico, paisaje, ecosistemas, recreación, estética, etc.),
- (v) Conflictos en el uso del suelo (por ejemplo: limitado suelo disponible y los usos propuestos son excluyentes),
- (vi) Desbalance entre la oferta y la demanda de recursos (por ejemplo: la oferta de los recursos locales o regionales no tiene capacidad para responder a las demandas impuestas por un proyecto o actividad).

En este sentido, en la metodología de ACV y de forma más precisa en los Métodos de Evaluación del Impacto Ambiental del Ciclo de Vida –MEICV–, Ecoindicador 99 y ReCiPe, las categorías anteriores se resumen en tres categorías de daño tal como se ilustra en la Figura 5-4.

A pesar que éstos MEICV pueden aportar a la evaluación y medición científica y replicable de la EIA, en términos de la magnitud del impacto basado en las categorías de Daños a la Salud Humana, Daños al Ecosistema y Daños a los Recursos Naturales al aplicarlos a través de un software especializado en ACV como el SimaPro o el UMBERTO, entre otros, aún es necesario desarrollar o calcular de forma independiente y paralela indicadores que puedan brindar una evaluación local o regionalizada del impacto, ya que las categorías de impacto actuales de los diferentes métodos de EICV como el Ecoindicador-99, ReCiPe endpoint y midpoint, entre otros, arrojan resultados de impactos globales y no locales o regionalizados, es decir, que a pesar que la metodología de Análisis del Ciclo de Vida permite obtener una visión de la cadena causa-efecto de los diferentes impactos ambientales generados en la producción de un bien o la prestación de un servicio, lo que permite proponer un rediseño de procesos y productos, para así obtener aquel que sea ambientalmente más amigable o conveniente, ésta carece de herramientas o indicadores de regionalización que permita diferenciar el impacto de un proceso realizado en la cuenca baja de un río a otro realizado en la zona de amortiguación de un parque natural.

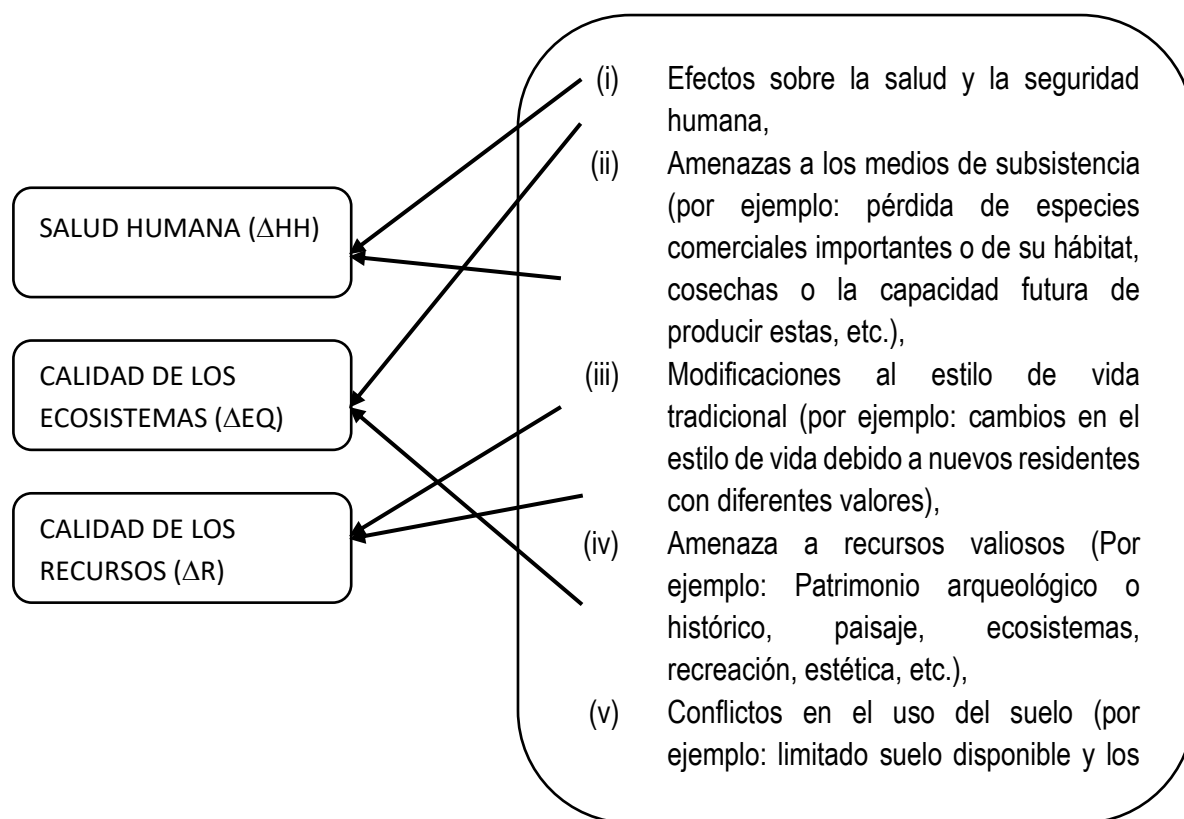


Figura. 5-4. Integración de atributos ambientales determinantes de la significancia de un impacto ambiental propuestos por Arboleda (2008) con las áreas de protección propuestos por los MEICV

Los estudios para corregir esta debilidad en la metodología de ACV y lograr análisis regionalizados de EICV, que permitan la evaluación de impactos ambientales locales generados por los diferentes proyectos, ya sean estos, agrícolas, de producción, de construcción, entre otros, se han centrado en el uso del agua dulce con respecto a su disponibilidad. Varios métodos se han desarrollado para evaluar el impacto del uso y consumo del agua en diferentes escalas en ACV, los cuales han sido ampliamente analizados en revisiones sobre el tema, como las realizadas por Berger y Finkbeiner (2010), Pawelzik *et al.* (2013), Herath *et al.* (2013), Zonderland y Ledgard (2012); estas revisiones realizan en su conjunto un análisis muy completo de los actuales métodos usados para calcular el impacto del uso y consumo de agua en ACV, en el cual identifican una amplia gama de métodos desarrollados para apoyar el inventario del ciclo de vida –ICV– y la EICV modelada dentro del Análisis del Ciclo de Vida.

De las diferentes propuestas para incorporar la categoría “regionalizada” de impacto del uso del agua dulce, sobresalen las realizadas por Milá *et al.* (2009) y Pfister *et al.* (2009), quienes incorporan en sus métodos el cálculo de las categorías de daño a la Salud Humana, Calidad de los Ecosistemas y Calidad de los Recursos. Estos indicadores desarrollados para evaluar el impacto regionalizado del uso o agotamiento del agua dulce pueden ser adaptados o tomados como base para generar nuevos indicadores regionalizados de evaluación del “agotamiento de los recursos minerales” con las respectivas categorías de daño citadas anteriormente.

5.1.3 Categorías de Daño o áreas de Protección

Los MEICV Eco indicador 99 y ReCipe 2016 definen el término medio ambiente, según tres tipos de daños, a la salud humana, al ecosistema y a los recursos (Álvarez, *et al.*, 2018):

Daño a los Recursos (ΔR): En esta categoría se incluye la necesidad extra de energía requerida en el futuro para extraer mineral de baja calidad y recursos fósiles. La disminución de los recursos brutos, como arena y gravilla se incluyen dentro del uso del suelo.

Daño a la Salud humana (ΔHH): En esta categoría se incluye el número y la duración de las enfermedades, y los años de vidas perdidos debido a la muerte prematura por causas ambientales. Los efectos aquí incluidos son: cambio climático, disminución de la capa de ozono, efectos cancerígenos y respiratorios y radiación ionizante.

Daño a la Calidad de los Ecosistemas (ΔEQ): En esta categoría se incluye el efecto sobre la diversidad de especies y los organismos sencillos. Entre los efectos incluidos están: la ecotoxicidad, la acidificación, la eutrofización y el uso del suelo.

5.1.3.1 Daño a los Recursos (ΔR):

A pesar de 20 años de investigación dedicados a lograr una mejor estimación del Factor o Potencial de Agotamiento de los Recursos abióticos en la EICV, todavía no existe ningún método acordado a nivel mundial que sea suficientemente robusto para la toma de decisiones importantes (Drielsma *et al.*, 2016). Es así como existen diferentes enfoques para evaluar el impacto de la extracción de los recursos minerales no renovables (Yellishetty *et al.*, 2012). Se espera formular un indicador regionalizado de punto final para el Área de Protección “Recursos”, tomando como base el enfoque de Goedkoop *et al.*

(2000) en el método de punto final Eco-Indicador 99 Hierachist-Avarage (EI99 HA) y el método ReCiPe 2008. Para lograr este enfoque regionalizado se incorporan variables sustentadas en el método del “Centre of Environmental Science - Leiden University” (CML) (Guinée *et al.*, 2002) y el método Pfister *et al.* (2009).

El enfoque de Goedkoop *et al.* (2000) se basa en el precepto que la extracción de los recursos conlleva a una disminución en la calidad de los recursos remanentes, esto debido a que los recursos de mejor calidad siempre son extraídos primero, dejando los de menor calidad para las futuras generaciones, lo que conlleva a que éstas deban invertir un mayor esfuerzo en extraer los recursos restantes. Este esfuerzo extra es definido como “Surplus Energy” (Müller-Wenk *et al.*, 1998). El único propósito del concepto “Surplus Energy” es proporcionar una medida relativa del daño ocasionado por el agotamiento de los recursos minerales y de los combustibles fósiles, en otras palabras, es usado como factor de caracterización (FC) (Goedkoop y Spriensma, 2001a).

El EI 99 (Goedkoop y Spriensma, 2001a) calcula la categoría de “Daño a los Recursos” (ΔR) teniendo en cuenta el Factor de Caracterización (FC) “Surplus Energy” multiplicado por la cantidad anual consumida del Recurso_{*i*} (R_i) (eq.5-4)

$$\Delta R = FC * R_i \text{ (eq. 5.4)}$$

Dónde:

ΔR : Daño a los Recursos (Mj Surplus*Kg/año)

FC: Factor de caracterización (Mj Surplus)

R_i : cantidad anual consumida del Recurso_{*i*}. (Kg/año)

Sin embargo lo anterior, Goedkoop y Spriensma (2001a) no incluyen para el caso de la categoría de “Daño a los Recursos” un factor que permita una evaluación regionalizada del impacto. Propuestas para lograr el análisis regionalizado del impacto para el área de protección de “Daño a los Recursos” se han documentado como es el caso de la propuesta de Pfister *et al.* (2009), quienes en su investigación enfocada en la evaluación del impacto del consumo de agua en ACV, usando como marco de referencia el método EI 99 HA, incluyen un factor de agotamiento ($F_{depletion}$) como elemento que permite la evaluación regionalizada del impacto, basado en los consumos anuales versus la disponibilidad de agua anual (eq.5-5). La ecuación modificada por Pfister para hallar de forma regionalizada el Daño a los Recursos (ΔR) ocasionada por el consumo de agua fresca se muestra en la ecuación 5-5.

$$\Delta R = E_{desalination} * F_{depletion} * WU_{consumptive} \quad (eq. 5.5)$$

Dónde:

$E_{desalination}$: Factor de caracterización medido en MJ/m³

$F_{depletion}$: Factor de agotamiento del recurso

$WU_{consumptive}$: Consumo anual del recurso

5.1.3.1.1 Factor de Agotamiento Abiótico (ADP)

Para Pfister *et al.* (2009) la tasa de agotamiento ($F_{depletion}$) (eq.5-6) es adimensional, y está relacionada con la totalidad de extracciones anuales de agua dulce (Fresh Water), con respecto a su disponibilidad (WTA) (eq.5-7).

$$F_{depletion,i} = \begin{cases} \frac{WTA - 1}{WTA} & \text{para } WTA > 1 \\ 0 & \text{para } WTA \leq 1 \end{cases} \quad (eq. 5.6)$$

$$WTA = \frac{\sum_i WU_{ij}}{WA_i} \quad (eq. 5.7)$$

Dónde:

WU_{ij} : Consumo de agua por cada uso j , en una cuenca i

WA_i : Disponibilidad de agua anual en la cuenca i

5.1.3.2 Daños a la Salud Humana (ΔHH)

El área de protección (Area of Protection – AoP) “Daños a la Salud Humana - ΔHH ” está incluida como categoría de daño de punto final en el EI 99 y el ReCiPe 2008 y 2016, para su medición se utiliza como unidad de referencia el DALY (Disability Adjusted Life Years). El Global Burden of Disease Study (GBD) en colaboración con el Banco Mundial (BM) y la Organización Mundial de la Salud (OMS), utilizan el DALY como una medida de la brecha entre la situación actual y una situación ideal con salud óptima, donde la población vive hasta una edad avanzada libre de enfermedad y discapacidad (GBD, 2018), así pues, DALY compara el tiempo vivido con discapacidad [Años Perdidos por Discapacidad (APD) - Years Lived Disabled (YLD)], y el tiempo perdido por mortalidad prematura [Años de Vida Perdidos (AVP) - Years of Life Lost (YLL)].

5.1.3.3 Daño a la Calidad de los Ecosistemas (ΔEQ)

Goedkoop & Spriensma (2001b) afirman que la categoría o área de protección “Daño a los Ecosistemas” (ΔEQ) es diferente a las demás en el sentido que no dispone de un parametro unificado para su medición, como por ejemplo el “DALY” para la categoría de “Daños a la Salud Humana”, es así como para medir ΔEQ se usa tanto la “Fracción Potencialmente Afectada” (PAF por sus siglas en Inglés - Potentially Affected Fraction), como la Fracción potencialmente desaparecida de las especies (PDF por sus siglas en Inglés - Potentially disappeared fraction of species (PDF) (eq.5-8 y 5.9). El PAF se usa para medir la fracción potencialmente afectada por ecotoxicidad, y se logra a partir del porcentaje de especies que es expuesto a una concentración superior a la concentración sin efecto observable (Non Observed Effect Concentration – NOEC). EL PDF se usa para medir el potencial de desaparición de las especies ya sea por pérdida del suelo ó por eutrofización.

$$\Delta EQ = \begin{cases} PAF * Area (m^2) * time(yr) & (eq. 5.8) \\ PDF * Area (m^2) * time(yr) & (eq. 5.9) \end{cases}$$

5.1.3.3.1 Fracción potencialmente desaparecida de las especies (PDF)

Las razones para modelar el daño para diferentes impactos y/o efectos en diferentes grupos de especies y diferentes niveles son las siguientes:

- Para usos del suelo, acidificación y eutrofización, la ocurrencia (presencia) de plantas vasculares derivada del seguimiento en campo es en el presente la mejor base científica para determinar la relación entre impacto y daño (Nivel en el cual las especies desaparecen – PDF).
- Para efectos tóxicos en suelo y agua, la relación entre la diversidad de las especies acuáticas y bentónicas y el NOEC derivada de las pruebas de laboratorio, es al presente la mejor base científica para traducir desde las emisiones a los efectos tóxicos en un nivel de ecosistema (Nivel en el cual las especies son afectadas – PAF).

Sin embargo lo anterior, basandose en el concepto NOEC, PAF, no necesariamente indica un daño observable, incluso con valores del 50% o 90%, no se obtienen resultados de un efecto realmente observable, en este sentido PAF puede ser interpretado como “estrés por toxicidad” y no como una medida para medir la desaparición o extinción de las especies

(Goedkoop & Spriensma, 2001b). Razón por la cual, y sumado a que el agotamiento de los recursos minerales se estudiará desde la perspectiva del uso del suelo, en el presente modelo se usará el PDF y no el PAF para hayar el ΔEQ .

Según Goedkoop y Spriensma (2001b), el concepto de PDF puede fácilmente aplicarse para modelar daños locales y/o regionales causados por la ocupación y /o conversión del suelo, elementos que al cruzarse conforman 4 usos del suelo (Tabla 5-3).

Tabla 5-3. Descripción General de los parámetros que determinan los 4 tipos de usos del suelo

Tipo	$S_{reference}$	S_{use}	Tamaño del Área A	Periodo de tiempo t
Conversión Local	Estado Original	S en el nuevo tipo del uso del suelo	Área convertida	Tiempo de restauración
Ocupación Local	Estado Natural	S en el nuevo tipo del uso del suelo	Área Ocupada	Tiempo de ocupación
Conversión Regional	Estado Original	Área natural más pequeña*	Área Natural**	Tiempo de restauración
Ocupación Regional	Estado Natural	Área natural más pequeña*	Área Natural**	Tiempo de ocupación

Fuente: Goedkoop y Spriensma (2001b)

* Con área natural más pequeña, los autores se refieren al numero de especies que se presentan cuando el área natural es reducida por conversión o se mantiene pequeña debido a la ocupación.

** la reducción de las especies ocurre en el área natural en las afueras del suelo convertido o mantenido

La fracción potencial de desaparición de especies es expresada como la diferencia relativa entre el número de especies “S” en condiciones de referencia y las condiciones creadas por la conversión o mantenidas por las ocupación (eq.5-10). Así PDF puede generalizarse como:

$$PDF = \frac{S_{reference} - S_{use}}{S_{reference}} \quad (eq. 5.10)$$

Donde:

$S_{reference}$ = Diversidad de las especies en el tipo de área de referencia

S_{use} = Diversidad de las especies en el área ocupada o transformada

5.1.3.3.2 Tiempo de Restauración del suelo

Goedkoop y Spriensma (2001b) establecen los criterios para determinar los valores tanto de la variable “Área” como de la variable “tiempo” para los 4 usos del suelo (Tabla 5-3), y para el caso de la variable “tiempo” aclaran que en principio ésta variable se refiere al tiempo de restauración del suelo a sus condiciones naturales después de la transformación. Sin embargo, el cálculo de este tiempo depende tanto del tipo de suelo, como del tipo de transformación y ocupación, y que en muchos casos independiente del tiempo, el suelo no volverá a sus condiciones iniciales. Así que proponen una asignación por defecto para los valores de esta variable, así pues, para un suelo convertido de un uso agrícola a uno urbano el tiempo de restauración será de 5 años, y para conversiones entre áreas naturales a urbanas o agrícolas el tiempo de restauración será de 30 años, a menos que sea obvio que la restauración tarde mucho más tiempo. Koellner y Sholz (2007), en un estudio más profundo de evaluación de los usos del suelo sobre el ambiente natural, estimaron el tiempo de restauración de los diferentes tipos de uso de la tierra (Tabla 5-4)

Tabla 5-4. Tiempo estimado en años que es necesario para transformar un uso inicial del suelo en un uso del suelo final

Desde condición inicial ↓	A condición final →						
	Agri_hi	Agri_li	Artificial_hi	Artificial_li	Forest_hi	Forest_li	Sin Uso
Agri_hi	-	10	<1	2	25	50	500
Agri_li	<1	-	<1	2	25	50	500
Artificial_hi	5	10	-	2	25	50	500
Artificial_li	2	5	<1	-	25	50	500
Forest_hi	1	2	<1	2	-	25	-
Forest_li	1	2	<1	2	10	-	-
Sin Uso	<1	<1	<1	2	10	25	-

Fuente: Koellner y Sholz (2007)

Agri_hi: cultivos convencionales, cultivos integrados, cultivos orgánicos, cultivos de fibra / energéticos, prados intensivos

Agri_li: prado menos intensivo, prado orgánico, huerto orgánico, pastizal natural

Artificial_hi: terreno edificado, urbano continuo, urbano discontinuo, instalaciones deportivas, zona industrial - parte con vegetación

Artificial_li: verde urbano, asentamiento rural, terraplenes de rieles

Forest_hi: plantaciones forestales

Forest_li: bosques semi-naturales de hoja ancha (húmedos o áridos)

No uso: brezales, setos, peatbog

El método planteado por Goedkoop y Spriensma (2001b) ha servido de base para establecer otros métodos como el caso de Pfister *et al.* (2009), quienes basan su método de EICV del uso del agua en el EI 99. Para éste caso, los investigadores tomaron datos globales espacialmente explícitos para evaluar daños a la vegetación relacionada con la escasez de agua, lo cual se considera como un indicador de la calidad del ecosistema. Pfister *et al.* (2009) han incorporado variantes para la determinación del PDF (eq.5-11), y en su modelo utilizan para su calculo los cambios en la Red Primaria de Producción (Net Primary Production – NPP) estudiados por Nemani *et al.* (2003), e incluyeron las limitaciones de las condiciones del suelo, fijando el índice a 0 para las tierras áridas, ya que no hay vegetación natural que pueda verse afectada. La fracción restante de NPP está limitada por la disponibilidad de agua (NPP_{watlim}), y para Pfister *et al.* (2009) representa la vulnerabilidad de escasez de agua de un ecosistema, y se utiliza como una aproximación o sustituto de PDF, debido a la alta correlación con la vulnerabilidad de desaparición de la biodiversidad de las especies de plantas vasculares (VPBD).

$$\Delta EQ = CF_{EQ} * WU_{consumptive} = \underbrace{NPP_{wat-lim}}_{PDF} * \underbrace{\frac{WU_{consumptive}}{P}}_{\Delta t} \quad (eq.5.11)$$

ΔEQ (Ecosystem Quality) se describe de manera similar a la evaluación de los impactos del uso del suelo dentro del EI99: donde CF_{EQ} es el factor de daño a los ecosistemas ($m^2 \cdot yr / m^3$), y P la precipitación media anual (m/yr). La relación de $WU_{consumptive}$ (Uso de agua por Consumo) y P denota el área-tiempo teórico equivalente que sería necesario para que por medio de la precipitación natural, se llegue a recuperar la cantidad de agua consumida. Los detalles en cuanto a la formulación y aplicación de éste método pueden verse en el estudio de Pfister, *et al.* (2009) (Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA).

5.2 METODOLOGÍA PROPUESTA

El desarrollo de un indicador regionalizado de agotamiento de los recursos minerales que abarque las tres áreas de protección: Daños a la Salud Humana, Daños a la Calidad del Ecosistema y Agotamiento de los Recursos, permitirá llevar a cabo una evaluación objetiva del impacto ambiental de la actividad minera, donde el área de protección “Daños a la Calidad del Ecosistema” representa al medio Biótico; el área de protección “Agotamiento de los Recursos” representa el medio Abiótico; y el área de protección “Daños a la Salud

Humana” representa el medio Sociocultural, lo que permite que éste método pueda ser articulado a las Evaluaciones del Impacto Ambiental (EIA) requeridas por las autoridades ambientales para el otorgamiento de las licencias o permisos ambientales para el desarrollo de proyectos de gran envergadura o relevancia ambiental como es el caso de la explotación minera.

5.2.1 Método de Cálculo Categoría Daño a los Recursos (ΔR)

5.2.1.1 Factor de Caracterización (FC)

(i) FC para los recursos minerales:

El concepto de “Surplus Energy” para los minerales se basa en la diferencia entre la energía requerida para extraer el recurso ahora y la necesaria para extraerla en el futuro usando la tecnología actual (Strauss *et al.* 2006). En el presente modelo se partirá de éste concepto para el cálculo de FC, incorporando la variable de producción anual en Kg (eq.5-12).

$$FC = \left(\frac{A}{g_2} - \frac{A}{g_1} \right) * P_{anual} \quad (eq. 5.12)$$

Dónde:

A= Energía usada para la minería

g_1 = El grado de mineral de los minerales extraídos en la actualidad

g_2 = El grado de mineral de los futuros minerales

P_{anual} = Producción Anual del mineral según tipo de minería

(ii) FC para los combustibles fósiles:

Para el cálculo de FC para los combustibles fósiles, el razonamiento difiere al de los recursos minerales y se basa en el supuesto lógico de que todos los combustibles fósiles comparten el mismo fin: la generación de energía, y de ser necesario, uno puede ser substituido por otro. Para el caso del carbón, tanto el extraído a cielo abierto como subterráneo, Goedkoop y Spriensma (2001b) proponen que puede ser substituido por Lignito (Brown coal); sin embargo, para el caso colombiano y debido a que el precio del carbón depende directamente de los precios del petróleo, y a que gracias a las estrategias para afrontar el

cambio climático cada vez se desestimula más el uso del carbón por parte de los gobiernos locales, la experiencia muestra que el mercado se decanta más por cambiar el carbón por el petróleo o el gas natural, que resultan menos contaminantes que el carbón. El FC para los combustibles fósiles entonces se hallará según lo establece la *eq. 5-13*.

$$FC_{Fósil} = Re_{Rr} - Re_{Ra} \quad (eq. 5.13)$$

Donde:

Re_{Rr} : Requerimiento energético Recurso de reemplazo

Re_{Ra} : Requerimiento energético Recurso actual

5.2.1.2 Factor de Agotamiento Abiótico (ADP)

Es posible usar el enfoque de Pfister *et al.* (2009) para hallar el ΔR regionalizado de la extracción de los recursos minerales; en este sentido, es necesario determinar un Factor de Agotamiento Abiótico (Abiotic Depletion Factor - ADP), teniendo en cuenta la relación entre las extracciones totales anuales del mineral con respecto a la disponibilidad geológica. Esta relación determina la tasa de agotamiento (D_f – Depletion Factor) (Strauss *et al.*, 2006), y agrega el elemento de escasez del recurso mineral en un área geográfica determinada, por ende, agrega también el viso de regionalización del impacto.

Uno de los métodos más usados para el calcular el ADP es el propuesto para el método de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) del “Centre of Environmental Science - Leiden University” (CML) por (Guinée *et al.*, 2002), que determina la gravedad del agotamiento de los recursos a partir de un enfoque basado en la relación entre las últimas reservas y las tasas de extracción de un mineral i . Para los fines de agregación, los valores de impacto deben tener una unidad común, lo que se logra mediante el uso de equivalentes. Así pues, el impacto del uso de un mineral puede afirmarse en equivalentes, es decir, su impacto potencial medido en equivalentes del recurso de referencia (Strauss *et al.*, 2006). Guinée *et al.* (2002), para el método CML, utiliza el Antimonio como recurso de referencia para determinar el potencial de agotamiento de un recurso i (*eq.5-14*).

$$ADP_i = \frac{DR_i}{R_i^2} \times \frac{R_{ref}^2}{DR_{ref}} \quad (eq. 5.14)$$

Donde:

ADP: Potencial de Agotamiento Abiótico, (generalmente adimensional, expresado también como Kg equivalente del recurso de referencia)

ADP Carbón(MJ/Kg oil eq):

ADP Oro (Kg Pt eq):

$DR_{fósil\ i}$: Tasa de Extracción Anual del Combustible Fósil *i* (MJ/Kg)

DR_i : Tasa de Extracción del Recurso *i* Kg/yr

$R_{fósil\ i}$: Reserva Estimada del Combustible Fósil *i* (MJ/Kg)

R_i : Reserva estimada del Recurso *i* en Kg

$DR_{fósil\ ref}$: Tasa de Extracción del Combustible Fósil de Referencia (Oil) en (MJ/Kg)

DR_{ref} : Tasa de Extracción del Recurso de Referencia (Oro) en Kg/yr

$R_{fósil\ ref}$: Reserva del Combustible Fósil de Referencia (Oil) en (MJ/Kg)

R_{ref} : Reserva del Recurso de Referencia (Oro) Kg

Para los recursos fósiles el recurso de referencia es el petróleo, mientras que para los recursos minerales el recurso de referencia es el antimonio (Pb), sin embargo en cuanto al uso de minerales de referencia diferentes al antimonio tal como lo propone Guinée *et al.* (2002), Goedkoop *et al.* (2009), al realizar una comparación entre los factores de caracterización de Agotamiento Abiótico propuestos por los métodos de EICV, CML 2002, El 99, y ReciPe 2008, manifiestan no poseer factor de caracterización para el Antimonio, en tal razón usa el Hierro como recurso de referencia, expresando sus resultados en “Fe equivalents”. Por su parte Strauss *et al.* (2006) proponen factores de caracterización y normalización para el contexto sudafricano y toman como recurso de referencia al platino. Lo anterior abre la puerta para hacer uso de otros minerales de referencia diferentes al antimonio, y que sean más acordes a la realidad de los diferentes países o regiones.

5.2.1.3 Determinación del Factor de Área (FA)

Para lograr un análisis regionalizado más integral y acorde a la realidad colombiana, se incluye un factor de área adimensional (FA_i), donde se considera el área minada y concesionada en zonas de reserva, con respecto al área total concesionada (eq.5-15).

$$FA = 1 + \left(\frac{AM_i + 2(AR_i)}{AT_i} \right) \quad (eq. 5.15)$$

Donde:

FA_i: Factor de área del mineral i

AM_i: Área Minada

AR_i: Área Minada en zonas de Reserva o Veda

AT_i: Área Total Concesionada

5.2.1.4 Propuesta de Fórmula de Cálculo ΔR

Basados en las *eq.5-4* y *eq.5-5* es posible proponer un metodo regionalizado de evaluación del impacto en el área de protección “Daño a los Recursos” (ΔR), teniendo en cuenta el Factor de Caracterización (FC) propuesto por de Goedkoop y Spriensma (2001a), un Factor de Agotamiento o Abiotic Depletion Factor – (ADP_i) fundamentado en el método propuesto por Pfister *et al.* (2009) y la adición de un Factor de Área (FA) que considere el área realmente minada con respecto al total de área concesionada para la operación minera. Así las cosas la ecuación final de evaluacuión regionalizada de ΔR se muestra en la *eq. 5.16*.

$$\Delta R = FC * ADP * FA \text{ (eq. 5.16)}$$

donde:

ΔR: Daño a los Recursos (Mj Surplus*Kg/año)

FC: Factor de caracterización (Mj Surplus) (*eq.5-12*(minerales) y *5-13*(fósiles))

ADP: Tasa de agotamiento (Kg/año) (*eq. 5.14*)

FA: Factor de Área (Adimensional) (*eq. 5.15*)

Los resultados de la validación del cálculo de la categoría ΔR se muestran en el punto 5.3.1.2, tabla 5-13

5.2.2 Método de Cálculo Categoría Daños a la Salud Humana (ΔHH)

La OMS (2016) señala que para hallar DALY para una enfermedad o condición de salud, se calculan la suma de los años de vida perdidos (YLL) debido a la mortalidad prematura en la población y los años perdidos por discapacidad (YLD) para las personas que viven con el estado de salud o sus consecuencias (*eq.5-17*)

$$DALY = YLL + YLD \text{ (eq. 5.17)}$$

Scanlon *et al.* (2013), introduce el “Año de vida ajustado por discapacidad según el entorno laboral” - WE-DALY como estrategia metodológica para analizar en ACV la magnitud de los impactos para la salud humana atribuible a la exposición a riesgos laborales relacionados con el tipo de industria (*eq.5-17*) y proporcionan el marco para hallar YLL_n y YLD_n para cada industria “n”. Las ecuaciones presentadas en el presente modelo se basan en las propuestas por Scanlon *et al.* (2013), quienes calculan estas variables basados en estratos de edad y sexo. Las ecuaciones se han modificado obedeciendo a la disponibilidad de los datos en el país.

5.2.2.1 Años Perdidos por Lesiones Fatales (YLL_n)

Para el cálculo de YLL_n (*eq.5-18*), se tiene en cuenta la relación entre el número de lesiones fatales y el tiempo en años perdido por muerte prematura. Para determinar el tiempo de vida perdido por muerte prematura, será necesario tener en cuenta la expectativa de vida del país o región y la edad en la que se presenta la muerte ocasionada por una actividad laboral o productiva, que para el presente proyecto será la actividad minera, caso de estudio extracción de carbón y oro tanto a cielo abierto como subterráneo.

$$YLL_n = N * L \quad (eq. 5.18)$$

Donde:

YLL_n = Años de Vida Perdidos (Years Life Lost) para una industria “n”

N : Número de lesiones fatales

L : Número promedio de años de vida restante a la edad de la muerte

5.2.2.2 Años de vida, vividos con discapacidad (YLD_n)

El cálculo de YLD_n (*eq.5-19*), se obtiene determinando la duración de los años vividos con una lesión o enfermedad en ocasión de una actividad laboral, para esto se tienen en cuenta las siguientes variables: los años vividos con invalidez (*eq.5-20*); los años vividos con incapacidad permanente-parcial (*eq.5-21*); y los años vividos con una enfermedad profesional (*eq.5-22*).

$$YLD_n = YLD_{n,Inv} + YLD_{n,IPP} + YLD_{n,EPr} \quad (eq. 5.19)$$

Donde:

$YLD_{n,Inv}$: Años de vida con discapacidad por Invalidez

$$YLD_{n,Inv} = (I_{c,a} * W_{c,a} * D_{c,a}) \quad (eq. 5.20)$$

$YLD_{n,IPP}$: Años de vida con Incapacidad Permanente - Parcial

$$YLD_{n,IPP} = (I_{c,a} * W_{c,a} * D_c) \quad (eq. 5.21)$$

$YLD_{n,EPr}$: Años de vida con Enfermedad Profesional

$$YLD_{n,EPr} = (I_{c,a} * W_{c,a} * D_{c,a}) \quad (eq. 5.22)$$

Las variables usadas son:

$I_{c,a}$: Numero de lesiones no fatales de trabajo y enfermedades para cada tipo de lesión o enfermedad (c) por estrato de edad.

$W_{c,a}$: Gravedad de cada tipo de lesión o enfermedad no fatal (c) por estratos de edad (a).

$D_{c,a}$: Duración de la vida vivida con lesiones no fatales o enfermedades de por vida (c) por estratos de edad (a).

D_c : Duración de vida con alguna lesión o enfermedad a corto plazo no fatal (c)

5.2.3 Propuesta de Fórmula de Cálculo ΔHH

En el presente modelo de evaluación objetiva del impacto de la actividad minera caso de estudio extracción de carbón y oro tanto a cielo abierto como subterráneo, se adoptará completamente el método de la OMS y Scanlon *et al.* (2013) (eq. 5-17; 5-18 y 5-19) para el cálculo del Área de Protección ΔHH , debido a que este método ya proporciona una evaluación regionalizada del impacto y sus resultados pueden articularse con los Métodos de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida como el ReCiPe 2016. Los resultados de la validación del cálculo de la categoría ΔHH , basados en lo planteado en la eq 5-17 se muestran en el punto 5.3.2.2, tabla 5-21.

5.2.4 Método de Cálculo Categoría Daños a los Ecosistemas (ΔEQ)

Los resultados del Área de Protección ΔEQ se expresan en: “PDF o PAF * Unidad de Área (m^2) * Unidad de tiempo (año)”, en el modelo ajustado para evaluación objetiva del impacto de la actividad minera que se propone en la presente investigación, es necesario conservar ésta misma unidad de medida, con el fin que sus resultados puedan articularse con los MEICV que cuenten con esta categoría de daño o área de protección. En este orden de ideas los esfuerzos de ajuste del modelo se centran en el cálculo del PDF o el PAF,

mientras que la unidad de área se determinará a partir de las áreas efectivamente minadas (Tabla 5-10), y la unidad de tiempo se determinará con base a lo planteado por Koellner y Sholz (2007) (Tabla 5-4).

5.2.4.1 Propuesta de Fórmula Cálculo ΔEQ

Para el presente modelo se tomará el PDF como variable para calcular el impacto de la minería al área de protección ΔEQ . La riqueza de las plantas vasculares ha sido tomada para determinar PDF, partiendo de la premisa que las especies mayores dependen directa o indirectamente de la presencia de estas plantas. Teniendo en cuenta los antecedentes de las variables que se han incorporado en diferentes métodos de EICV para el cálculo de la categoría de daño calidad de los ecosistemas (ΔEQ), explicadas en el punto 5.1.3.3 y que en Colombia los inventarios de biodiversidad están basados en la fauna más no en la flora, para el presente modelo el potencial de desaparición de las especies (PDF) se calculará a partir de los inventarios de diversidad de fauna. Lo anterior justificado en el planteamiento de De Schryver *et al.* (2010), donde expone que el número de especies puede estimarse por la relación entre área, las especies y su factor de acumulación.

En este orden de ideas, en el presente modelo, para hallar el Potencial de Desaparición de las Especies (PDF) se tendrá en cuenta el tamaño del área concesionada, su factor de acumulación de las especies (z), es decir, la relación entre la cantidad de especies y el área muestreada, según Trydeman, *et al* (2019) éste es uno de los patrones más antiguos y mejor documentados en la comunidad ecológica. Según Schryver *et al.* (2010) El exponente, z, está cerca de 0.25. Se tomará así mismo, el número de especies estimada en la zona concesionada, versus un área de referencia del mismo tamaño y sin minería, su factor de acumulación de especies y el número de especies estimada en éste área, tal como se detalla en la eq.5-23. Una vez determinado PDF se reemplaza en la eq.5-24.

$$PDF = \left(1 - \frac{A_b^z x S_i}{A_i^z x S_b} \right) \quad (eq. 5.23)$$

$$\Delta EQ = \left(1 - \frac{A_b^z x S_i}{A_i^z x S_b} \right) x A_t x t \quad (eq. 5.24)$$

Donde:

A_i^Z : Tamaño del área y factor de acumulación de especies para el uso del suelo ocupado por la actividad i

A_b^Z : Tamaño del área y factor de acumulación de especies para el tipo de uso del suelo de referencia

S_i : Número de especies en el tipo de uso del suelo ocupado por la actividad i (adimensional)

S_b : Número de especies en el tipo de uso del suelo de referencia (adimensional)

A_t : Área realmente minada por la actividad i

t : tiempo de restauración del suelo a sus condiciones naturales después de la transformación

Los resultados de la validación del cálculo de la categoría ΔEQ se muestran en el punto 5.3.3.2, tabla 5-24.

5.2.5 Normalización y ponderación de los datos

Una vez corridas las diferentes fórmulas para las tres categorías de impacto, se obtendrán resultados con unidades diferentes entre sí, lo que implica que no será posible comparar una con otra, para lograr una comparación entre los diferentes niveles de impactos será necesario convertir estas unidades inconmensurables en unidades conmensurables, esto es, normalizar los datos.

La normalización de los datos permite expresar los impactos potenciales, de forma que puedan ser comparados entre sí. Para el caso del EI 99 HA, las categorías de daño tienen las siguientes unidades de medida:

- Daños a la salud humana – HH Human Health: (unidad: DALY= Disability adjusted life years - años de vida ajustados por discapacidad)
- Daño a los ecosistemas – EQ Ecosystem Quality: (unidad: PDF*m²yr; PDF= Potentially Disappeared Fraction of plant species - fracción de especies vegetales potencialmente desaparecidas)
- Daño a la disponibilidad de recursos – R Resources (unidad: MJ energía adicional necesaria para compensar el menor grado de mineral en el futuro)

Para el ReCiPe endpoint HA, las puntuaciones de las categorías de daño son las siguientes:

- Daños a la salud humana – HH Human Health: (unidad: DALY= Disability adjusted life years - años de vida ajustados por discapacidad)
- Daño a los ecosistemas – EQ Ecosystem Quality: (unidad: species* yr)
- Daño a la disponibilidad de recursos – R Resources (unidad: \$)

Con el fin de ajustar estas diferencias en las unidades de medida de los dos indicadores propuestos por esta investigación, se adoptará el método de Goedkoop *et al.* (2009), en el cual se ajustan las puntuaciones de daño de las tres categorías obtenidas al aplicar el EI99 (HA), al método ReCiPe endpoint HA, donde los puntajes de daños a la salud humana pueden ser transferidos directamente del EI 99 al ReCiPe, ya que ambos puntajes de daño están medidos en DALYs, por otro lado las puntuaciones de daño a los ecosistemas que en EI 99 están medidas en PDF*m²yr, deben ser ajustadas a species* yr, multiplicando por el factor 1.6E-08 (basado en los impactos de ocupación del suelo)(Pfister, 2011). Para la conversión de las unidades de Daño a la disponibilidad de recursos, que en EI 99, están dadas en MJ, y en ReCiPe, están dadas en \$, se multiplica el costo de MJ por su valor económico, según Goedkoop *et al.* (2013).

Para convertir los valores de cada categoría de daño en unidades comparables (normalización), el MEICV EI99 HA propone los siguientes factores de normalización: ΔHH : 65,1; ΔR : 0,000119; ΔEQ : 0,000195. Goedkoop *et al.* (2009) En cuanto a la ponderación de los datos, se hace teniendo en cuenta que cada parámetro representa solo una parte del medio ambiente, se dispone de un mecanismo según el cual se pueden contemplar en su conjunto y ofrezcan una imagen coherente de la situación. Este mecanismo consiste en atribuir a cada parámetro un índice ponderal expresado como “unidades de importancia”. El valor asignado a cada parámetro es la distribución relativa de mil unidades distribuidos en el total de parámetros (Conesa & Fernández, 2009). Esta práctica fue inicialmente propuesta por el método Batelle Columbus para la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA), luego fue adoptada por el método de EIA de Conesa-Fernández, y el MEICV EI99 HA lo adopta así mismo, asignando para el caso de la categoría de daño ΔHH 400 puntos; para ΔEQ igualmente 400 puntos, y para ΔR los restantes 200 puntos.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Cálculo de la Categoría Daño a los Recursos (ΔR)

5.3.1.1 Cálculo de las variables

(i) Determinación del Factor de Caracterización (FC)

- Factor de Caracterización para el Oro:

Para el caso del oro, el grado del mineral se mide en gramos por tonelada de material removido (g/t), en Colombia presenta valores muy representativos y variables, reportándose tenores de 55,4 g/t a valores inferiores a 1 g/t. Para el cálculo de FC del oro en Colombia se tomará como valor " g_1 " 4,89 gr/t, el cual se deriva del tratamiento estadístico (Tabla 5-5) de los datos reportados a la opinión pública por la empresa *Continental Gold* para las perforaciones Yaragua y Yaragua Sur; La Mano; y Sistema Veta Sur. El valor de " g_2 " será de 1 gr/t que es el valor mínimo de viabilidad para un proyecto aurífero.

Tabla 5-5. Estimación de la variable g_1 para la extracción de oro en Colombia

indicador estadístico	Perforación			Total
	Yaragua y Yaragua Sur	La Mano	Sistema Veta Sur	
media	8,74	0,44	5,49	4,89
Mediana	5,78	0,48	4,88	5,49
Moda	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
Q1	2,92	0,26	3,19	2,97
Q2	5,78	0,48	4,88	5,49
Q3	10,13	0,65	6,10	7,12
Varianza	85,98	0,15	21,65	17,49
Desv Estándar	9,27	0,39	4,65	4,18
Rango	45,12	0,78	19,31	8,30
Rango intercuartílico	7,21	0,39	2,91	4,15
Rango semicuartil	3,61	0,20	1,46	2,08
coeficiente de variación	1,06	0,88	0,85	0,86

Fuente: Basado en datos de la empresa *Continental Gold*

Según el estudio realizado por UIS & UPME (2014), una operación minera de oro en Colombia consume 123,7 MJ/kg. Tomando como base la *eq.5-6*, se logra el valor total del FC para la extracción del oro según el tipo de minería, tal como se muestra en la tabla 5-6.

Tabla 5-6. Determinación del FC para la extracción del oro según tipo de minería

Recurso	Variables de cálculo			Producción (Kg)	FC (Mj surplus)
	A	g_1	g_2		
Oro Cielo Abierto	123,7	4,89	1	19.694,60	1.938.016,67
Oro Subterráneo				27.830,97	2.738.664,48

- **Factor de Caracterización para los combustibles fósiles:**

Teniendo en cuenta lo expuesto en el numeral (ii) del punto 5.2.1.1, para hallar el “FC” de la extracción del carbón en Colombia, se tomará como recurso de reemplazo el petróleo. Según Burchart-Korol *et al.* (2016), los requerimientos energéticos para lograr una tonelada de carbón son de 157,53 MJ, mientras que para la extracción de un barril de petróleo, según los datos de “consumo de energía para todos los propósitos, según industria y región”, proporcionados por la “*U.S Energy Information Administration*”, a través de la “*Manufacturing Energy Consumption Suvey*”, es de 460.8 MJ por barril de petróleo. Con estos datos y haciendo uso de la *eq 5.13* se obtiene un valor de FC para cada tonelada de carbón extraído de 303,27 MJ surplus.

(ii) Factor de Agotamiento Abiótico (ADP)

En el presente modelo, el cálculo del factor de agotamiento abiótico tanto para los combustibles fósiles (Carbón a cielo abierto y subterráneo), como para los recursos minerales (Oro a cielo abierto y subterráneo) se realizará haciendo uso del método propuesto por el “Centre of Environmental Science - Leiden University” (*eq. 5-14*).

- **Determinación del ADP para la explotación de Carbón a Cielo Abierto y Subterráneo:**

Para el cálculo del ADP de los combustibles fósiles, es necesario tener en cuenta que el enfoque difiere con respecto al cálculo del ADP de los recursos minerales, debido a que el objetivo de la extracción de los combustibles fósiles será la generación de energía. Por esta

razón, se utilizará para el cálculo de este factor de caracterización la relación entre el “indicador de demanda de energía acumulada” de un combustible fósil_i (MJ/Kg recurso fósil_i) y el “indicador de demanda de energía acumulada” del combustible fósil de referencia (MJ/Kg Oil). En la Tabla 5-7 se muestra la estimación de las diferentes variables necesarias para calcular el ADP tanto de la minería de carbón a cielo abierto como subterráneo. Una vez determinadas las variables, se procede al cálculo del ADP de este combustible fósil, expresando los resultados en kg Oil eq/año (Tabla 5-8).

Tabla 5-7. Estimación de las variables para el cálculo del ADP del Carbón

Mineral	ultima reserva probada (Barril)	peso Kg/Barril	peso estimado de la reserva Kg	indicador de demanda de energía acumulada (MJ/Kg)*	de Variable Rfósil ref (MJ/Kg/año)
Petróleo	2,002E+9	135	2,7027E+11	42	1,13513E+13
	producción ** (Kg/año)		peso estimado de la producción media (Kg/año)		DRfósil ref (MJ/Kg/año)
	3,605E+8		4,86675E+10		2,04404E+12
carbón cielo abierto	ultima reserva probada (Kg)			26,4	Rfósil Carbón cielo abierto (MJ/Kg)
	5.608.600.000.000,00				1,48067E+14
	Producción*** (Kg/año)				DRfósil Carbón cielo abierto (MJ/Kg/año)
	76.041.428.571,43				2,00749E+12
carbón subterráneo	ultima reserva probada (Kg)				Rfósil Carbón subterraneo (MJ/Kg)
	643.500.000.000,00				1,69884E+13
	Producción*** (Kg/año)				DRfósil Carbón subterraneo (MJ/Kg/año)
	7.045.285.714,29				1,85996E+11

*tomado de los datos de indicador de demanda de energía acumulada del MEICV ReCiPe 2008

**datos estimados a partir de la media de los últimos 4 años reportados en el boletín estadístico de minas y energía 2012 – 2016

*** datos estimados a partir de la media de los últimos 7 años reportados en el boletín estadístico de minas y energía 2012 - 2016

Tabla 5-8. ADP para la explotación de Carbón a Cielo Abierto y Subterráneo

ADP Carbón (cielo abierto)			ADP Carbón (subterráneo)		
DRfósil	i	2,00749E+12	DRfósil	i	1,85996E+11
(MJ/Kg/año)			(MJ/Kg/año)		
Rfósil i (MJ/Kg)		1,48067E+14	Rfósil i (MJ/Kg)		1,69884E+13
DRfósil	ref	2,04404E+12	DRfósil	ref	2,04404E+12
(MJ/Kg/año)			(MJ/Kg/año)		
Rfósil ref (MJ/Kg)		1,13513E+13	Rfósil ref (MJ/Kg)		1,13513E+13
ADP Carbón Cielo			ADP Carbón		
abierto		0,00577223	subterráneo		0,04063
(Kg/año oil eq)			(Kg/año oil eq)		

- Determinación del ADP para la explotación de oro a Cielo Abierto y Subterráneo:**

Teniendo en cuenta la expuesto en el numeral 5.2.1.2, y que entre los metales preciosos extraídos en Colombia (Oro, Plata, Platino), el Oro es el de mayor relevancia, el recurso de referencia será el Oro sin discriminar entre tipo de extracción (Cielo abierto o Subterráneo). Los valores de las variables de cálculo, y el valor final del ADP del oro tanto a cielo abierto como subterráneo expresados en Kg Au eq se muestran en la Tabla 5-9.

Tabla 5-9. ADP para la explotación de Oro a Cielo Abierto y Subterráneo

ADP Oro Cielo abierto (Kg/año Au eq)		ADP Oro subterráneo (Kg/año Au eq)	
DRi (Kg/yr)	19.694,60	DRi (Kg/yr)	27.830,97
Ri (Kg)	637.864,27	Ri (Kg)	504.621,51
DRref (Kg/yr)	47525,57	DRref (Kg/yr)	47525,57
Rref (Kg)	1.142.485,78	Rref (Kg)	1.142.485,78
ADP oro Cielo abierto	1,329427943	ADP oro subterráneo	3,001726752
(Kg/año Au eq)		(Kg/año Au eq)	

(iii) Determinación del Factor de Área (FA)

Las áreas concesionadas para la explotación minera suelen ser considerablemente mayores a las áreas efectivamente minadas (AM_i). Para su estimación, UIS & UPME (2015), en una investigación en la que se estudiaron 235 títulos mineros con un área concesionada de 325.007,60 Has, se pudo determinar que el área intervenida en estos títulos es de 29.024,67 Has, lo que corresponde al 8,92% del área concesionada. Teniendo en cuenta éstos datos y que según información proporcionada por la Agencia Nacional de Minería (ANM), los títulos que se encuentran en etapa de explotación y que efectivamente registran extracción de algún mineral ascienden a 1.652 títulos, cuya área concesionada es de 560.769,24 Has, y haciendo el tratamiento estadístico de los datos a través del método Montecarlo, se pudo determinar que para un área concesionada de 560.769,24 Has corresponde un área intervenida entre el intervalo de 81.983,62 Has y 98.006,35 Has. En términos de porcentajes entre un área mínima de 14,77% y un área máxima a un 17,66% del área concesionada a los 1.652 títulos que registran actividad minera en el territorio nacional. Por último, se calculó el área intervenida relacionándola con la producción, obteniendo el resultado de 51.906 Has, que corresponde a un 9,25% del área concesionada a los títulos que registran actividad minera. Resultado que a criterio de la consultoría corresponde al área realmente intervenida por la minería en el país (UIS - UPME, 2014). El proyecto aplicó para cada mineral una tabla de análisis donde concreta la extrapolación con el índice de intervención del área y el porcentaje proyectada a nivel nacional, obteniendo para el oro y el carbón extraído tanto a cielo abierto como subterráneo los datos que se representan en la Tabla 5-10. Es importante tener en cuenta que la existencia de concesiones mineras no significa necesariamente que vaya a desarrollarse actividad minera, pero si es una evidencia de las distintas presiones que se comienzan a ejercer en determinados territorios y que pueden terminar por modificar el acceso y el control de determinados recursos naturales (UIS & UPME, 2014).

Los valores de área contratada según mineral (AT_i) resultan de la información reportada por el Ministerio de Minas y Energía *et al.* (2014), y se enlistan en la Tabla 5-11. Sin embargo estos datos no discriminan entre minería a Cielo abierto y Subterránea.

Tabla 5-10. Área efectivamente minada según mineral y tipo de minería (AM_i)

Mineral	tipo de minería	área minada (Ha)
Oro	a cielo abierto	11.918,62
	Subterráneo	3.871,94
	Total (1) (AM_{oro})	15.790,56
Carbón	a cielo abierto	21.263,61
	Subterráneo	5.150,83
	Total (2) $AM_{carbón}$	26.414,44
Total (1)+(2)		42.205,00

Fuente: UIS & UPME (2015)

Tabla 5-11. Área contratada según mineral (AT_i)

Mineral	Hectáreas
oro y metales preciosos	2.877.120,90
Carbón	1.298.339,90

Fuente: Ministerio de Minas y Energía *et al.* (2014)

Para la determinación del área concesionada en zonas en de Reserva ambiental o Veda (AR_i), es poca la información oficial actualizada que dé claridad sobre este tema, y según el informe sobre minería emitido en el año 2016 por la Defensoría del Pueblo en Colombia y basado en datos de la Agencia Nacional de Minería (ANM), en Colombia 79.930 ha ubicadas en zonas de páramo han sido concesionadas para minería de Oro y Carbón, de las cuales 27.564 ha. repartidas en 145 títulos mineros se encuentran en fase de explotación, mientras que en las Zonas de Reserva Forestal Protegidas (ZRFP) existen 57 títulos mineros que intervienen 22.103 ha (Defensoría del Pueblo, 2016). Según lo anterior, las hectáreas intervenidas en zonas de reserva natural por proyectos en fase de explotación alcanzan las 49.667 Ha, lamentablemente la información no discrimina entre minería de oro o carbón, a cielo abierto o subterráneo. En la Tabla 5-12 se resumen los factores de cálculo para, a través del uso de la *eq.5-15*, hallar el factor de área tanto para minería de Carbón y Oro

Tabla 5-12. Determinación del Factor de Área (FA) para el oro y el carbón

Recurso	Factores de Cálculo						FA _i	
	AM _i		AR _i		AT _i		Cielo Abierto	Subterráneo
	Cielo Abierto	Subterráneo	Cielo Abierto	Subterráneo	Cielo Abierto	Subterráneo		
Oro	11.918,62	21.263,61	49667		2.877.120,90		1,039	1,042
Carbón	21.263,61	5.150,83	49667		1.298.339,90		1,093	1,08

5.3.1.2 Resultado del área de la Categoría de Daño ΔR

Una vez halladas las diferentes variables para el cálculo del área de protección Agotamiento de los Recursos Naturales (ΔR), se procede calcular su valor de impacto (Tabla 5-13), haciendo uso de la eq.5-16.

Tabla 5-13. Determinación de ΔR para la minería de oro y carbón en Colombia

Recurso	FC (Mj surplus)		ADP _i (Kg/año)		FA		ΔR (Mj Surplus*Kg/año)	
	Cielo Abierto	Subterráneo	Cielo Abierto	Subterráneo	Cielo Abierto	Subterráneo	Cielo Abierto	Subterráneo
Oro	1.938.017	2.738.664	1,33	3,00	1,039	1,042	2.676.080	8.565.303
Carbón	23.061.084.043	2.136.623.799	0,00577	0,04063	1,093	1,080	145.478.202	93.787.852

5.3.2 Cálculo de la Categoría Daño a la Salud Humana (ΔHH)

5.3.2.1 Cálculo de las variables

Para determinar el YLL y el YLD, necesarios para hallar el ΔHH tanto para la minería del oro como del carbón, se procederá inicialmente a obtener los valores de las variables expuestas en las ecuaciones 5-18 a 5-22.

(i) Numero de Lesiones (I_c)

En Colombia, las estadísticas de accidentalidad y mortalidad según sectores productivos y reportados por las Administradoras de Riesgos Laborales (ARL), son recogidas por la

Federación de Aseguradores Colombianos (FASECOLDA), las Tablas 5-14 y 5-15 resumen estos registros.

Tabla 5-14. Número de Incidentes según factor para minería de Oro

FACTOR	N° de incidentes según factor							
	2004	2005	2006	2007	2008	2009*	2010	2011
Muertes	0	0	0	0	1	4	0	1
Invalidez	0	0	0	0	0	1	0	0
Incapacidad permanente-parcial	0	0	0	4	7	5	16	14
enfermedades profesionales	0	0	0	2	1	1	3	13

Fuente: modificado de FASECOLDA (2016)

*la información correspondiente a los años 2000-2008 no incluye la ARL del Seguro Social (ISS), la información del año 2009 en adelante incluye todas las ARL del sistema de Riesgos Profesionales colombiano

Tabla 5-15. Número de Incidentes según factor para minería de Carbón

FACTOR	N° de incidentes según factor							
	2004	2005	2006	2007	2008	2009*	2010	2011
Muertes	3	2	2	5	2	29	67	32
Invalidez	1	5	3	3	2	5	5	1
Incapacidad permanente-parcial	20	31	24	39	25	46	34	47
enfermedades profesionales	11	9	11	9	21	207	221	273

Fuente: FASECOLDA (2016)

*la información correspondiente a los años 2000-2008 no incluye la ARL del Seguro Social (ISS), la información del año 2009 en adelante incluye todas las ARL del sistema de Riesgos Profesionales colombiano

Las cifras expresadas en las Tablas 5-14 y 5-15 corresponden a los datos oficiales, reportados por las empresas mineras formalizadas con títulos mineros vigentes, sin embargo, y al realizar trabajo de campo, se pudo identificar que las empresas mineras informales, es decir, aquellas que realizan explotación sin contar con título minero, en la mayoría de los casos no reportan sus accidentes laborales por temor a llamar la atención de las autoridades, que podrían llegar al sitio de explotación y clausurar las minas. Así pues, estos empresarios informales, antes de reportar los accidentes laborales acaecidos en sus minas, prefieren hacerlos pasar por accidentes de tránsito, ya que al hacerlo un seguro

estatal se encargará de los costos de la atención y tratamiento de la persona afectada. Lo anterior significa que las cifras reportadas sobre accidentalidad minera son muy inferiores a las reales, y que por ende el valor del impacto para el área de protección “daño a la salud humana” es mucho mayor al que se identificará a través del uso del presente método, para cuyo cálculo sólo se han usado cifras oficiales.

(ii) Gravedad de Cada Tipo de Lesión (W_c)

Una de las variables de cálculo para hallar YLD y por consiguiente el valor final del impacto del área de protección ΔHH , es la gravedad de cada tipo de lesión, para su determinación la OMS, a través del GBD ha establecido la escala de los pesos o gravedad (W) según el tipo de discapacidad (Tabla 5-16).

Tabla 5-16. Peso de la discapacidad, según clase

CLASE	DESCRIPCIÓN	PESO
Clase 1	Capacidad limitada para realizar al menos una actividad en una de las siguientes áreas: Recreación, educación, procreación o empleo	0,096
Clase 2	Capacidad limitada para realizar la mayoría de las actividades en una de las siguientes áreas: Recreación, educación, procreación o empleo	0,220
Clase 3	Capacidad limitada para realizar actividades en dos o más de las siguientes áreas: Recreación, educación, procreación o empleo	0,4
Clase 4	Capacidad limitada para realizar la mayoría de las actividades en todas de las siguientes áreas: Recreación, educación, procreación o empleo	0,6
Clase 5	Necesitan asistencia con actividades instrumentales del diario vivir como preparación de alimentos, compras o labores del hogar	0,810
Clase 6	Necesitan asistencia con actividades del diario vivir como comer, higiene personal o uso del sanitario.	0,920

Fuente: GBD (2018)

Para el caso del presente modelo los factores de “peso” o “gravedad” (W) que se usarán para determinar las variables de la eq.5-15, serán los inherentes a la Clase 4 para el caso de $YLD_{n,Inv}$; Clase 2 para $YLD_{n,IPP}$; y Clase 1 para $YLD_{n,EPr}$, por ser los factores que se ajustan al tipo de lesión o enfermedad a que hacen referencia las variables anteriormente citadas.

(iii) Duración de la Vida Según Estratos de Sexo y Edad (D_c)

Las estadísticas publicadas por FASECOLDA no discriminan los datos según estratos de edad y sexo, Según datos del último censo minero realizado por el Ministerio de Minas y Energía (2012), de 102.704 mineros identificados sólo el 2,4% son mujeres dedicadas a actividades

operativas; así mismo, según datos recopilados en campo en 53 minas incluidas en el estudio, para la minería de carbón y oro en socavón, en la cuenca del Sinifaná en Antioquia y el municipio de Quinchía en Risaralda, respectivamente, se observan los rangos de edades para los trabajadores mineros en actividades operativas que se presentan en la Tabla 5-17.

Tabla 5-17. Rango de edades de trabajadores mineros en actividades operativas, en las operaciones mineras incluidas en el estudio

ITEM	RANGO DE EDADES							TOTAL
	De 5 a 18	De 18 a 25	De 25 a 35	De 35 a 45	De 45 a 55	De 55 a 60	Mayores de 60	
total	0	149	430	286	220	23	5	1113
trabajadores por edad								
% de representatividad trabajadores según edad	0	13,41	38,64	25,68	19,77	2,05	0,45	100,00

Se observa entonces en los resultados reportados en la Tabla 4-13, que en las minas no se evidenció presencia de trabajo infantil, ya que éste podría dar lugar a la cancelación del título minero, o en caso de encontrarse en trámite daría lugar a la suspensión de esta diligencia. Se observa, además, que el grueso de los trabajadores mineros se encuentra en los rangos etarios entre los 25 a los 55 años, llamando la atención que en el rango de los 18 a 25 años, el cual es el rango etario donde se encuentran los trabajadores que harán el relevo generacional de mineros, el número de trabajadores no es tan alto como en otros rangos etarios. La explicación radica en que los mineros artesanales se involucran en la actividad minera desde niños, en actividades relacionadas con llevar la alimentación a sus padres al interior de la mina, lo cual iba despertando su curiosidad por esta actividad en la cual se iban involucrando rápidamente. En la actualidad y al abolir el trabajo infantil en las minas, muchos jóvenes al no tener contacto con esta actividad desde pequeños han perdido el interés en dedicarse a la minería, buscando otro tipo de alternativas laborales.

5.3.2.1.1 Cálculo de YLL

En los últimos 8 años reportados por FASECOLDA (Tabla 5-14 y 5-15) y para el caso de la minería del oro, se reporta menos de una muerte anual, por lo que el cálculo del YLL para este tipo de minería se realizará con un solo rango de edades, correspondiente al de mayor

representatividad estadística, esto es, el rango de edad de 25 a 35 años con un 38,64% de representatividad, se toma entonces como edad de referencia 30 años, siendo este el promedio de edad del rango etario seleccionado. Según el Departamento Nacional de Estadística (DANE), que proporciona los datos oficiales de expectativa de vida en Colombia, para el periodo 2010-2015, la expectativa de vida para los hombres es 71 años, mientras que para las mujeres es de 77 años. Para el cálculo de las diferentes variables se tomará como base la expectativa de vida de los hombres, ya que según datos del último censo minero el 97.6% de las personas que se dedican a labores operativas en la actividad minera pertenecen al género masculino, así pues, teniendo en cuenta los datos de la Tabla 5-14 y 5-15 y aplicando la *eq.5-18* para hallar el YLL se tiene:

$$YLL_{oro} = 1_{lesión\ fatal/año} * 41_{años\ de\ vida\ perdidos}$$

$$YLL_{oro} = 41_{AVPLF/año}$$

Donde:

AVPLF: Años de vida perdidos por lesiones fatales

Para el caso del carbón, FASECOLDA muestra una estadística de aproximadamente 18 muertes anuales en los últimos 8 años reportados (Tabla 5-15). Para hallar el impacto de los años perdidos por lesiones fatales en el caso del carbón, y dado el número de muertes reportadas anualmente para el sector, se deberán tener en cuenta los rangos de edades descritos en la Tabla 5-18, y su porcentaje de representatividad, así pues, YLL para el carbón se hallará según lo propuesto en la *eq.5-25*.

$$YLL_{carbón} = \sum_{a=1}^4 N_a * L_a \quad (eq\ 5.25)$$

Donde:

N_a : Número de lesiones fatales por cada estrato etario “a”

L_a : Número promedio de años de vida restante a la edad de la muerte por cada estrato etario “a”

Tabla 5-18. Número de muertes y años perdidos por lesiones fatales en el sector, según % de representatividad del rango etario

RANGO DE EDADES	De 18 a 25	De 25 a 35	De 35 a 45	De 45 a 55
número de muertes según rango de edades y porcentaje de representatividad (N_a)	2,38	6,86	4,56	3,51
edad promedio por rango etario	21,5	30	40	50
años de vida perdidos por muerte (L_a)	49,5	41	31	21
YLL_i	117,8	281,2	141,3	73,7

$$YLL_{carbón} = 614,01_{AVPLF/año}$$

5.3.2.1.2 Cálculo de YLD

Basados en la eq.5-19, para hallar YLD tanto para el oro (Tabla 5-19) como para el carbón (Tabla 5-20), será necesario hallar tanto los años de vida sana perdidos por invalidez ($YLD_{n,Inv}$), como por lesiones que tienen tanto de temporal como de vitalicio ($YLD_{n,IPP}$), como aquellos vividos con enfermedad profesional ($YLD_{n,EPr}$). Los valores se calculan a partir del promedio de eventos registrados por FASECOLDA en los últimos 8 años reportados (Tablas 5-14 y 5-15).

Tabla 5-19. YLD_{oro}

Años perdidos según tipo evento	$I_{c,a,s}$	$W_{c,a}$	$D_{c,a,s}$	TOTAL
$YLD_{INV,oro}$	0,125	0,81	41	4,15
$YLD_{IPP,oro}$	5,75	0,22	41	51,87
$YLD_{EPr,oro}$	2,5	0,096	41	9,84
YLD_{oro}				65,86

Para el caso del carbón y debido al número de eventos reportados, es necesario hacer el tratamiento según grupos etarios y el porcentaje de representatividad (Tabla 5-20).

Tabla 5-20. $YLD_{carbón}$

Años perdidos según tipo evento	$I_{c,a}$, Según rango etario				$W_{c,a}$	$D_{c,a}$, Según rango etario				YLD Según rango etario				YLD TOTAL
	De 18 a 25	De 25 a 35	De 35 a 45	De 45 a 55		De 18 a 25	De 25 a 35	De 35 a 45	De 45 a 55	De 18 a 25	De 25 a 35	De 35 a 45	De 45 a 55	
$YLD_{INV,carbón}$		3			0,81		41				99,63			99,6
$YLD_{IPP,carbón}$	4	1	9	7	0,22	49,5	41	31	21	48,6	115,8	58,23	30,3	253,0
$YLD_{EPr,carbón}$	13	3	24	19	0,096	49,5	41	31	21	60,7	144,8	72,79	37,9	316,3
YLD_{carbon}														669,0

5.3.2.2 Resultado del área de la Categoría de Daño ΔHH

Una vez determinadas YLL_i y YLD_i tanto para la minería de oro como para la de carbón, se procede a determinar el impacto de punto final en la Salud Humana (Tabla 5-21) teniendo en cuenta lo planteado en la eq.5-17.

Tabla 5-21. Cálculo del daño a la salud humana (ΔHH_i) para la minería de Oro y Carbón en Colombia

Mineral	YLL_i	YLD_i	ΔHH_i (DALY)
Oro	41	65,86	106,86
Carbón	614,01	669	1.283,01

5.3.3 Cálculo de la Categoría Daño a los Ecosistemas (ΔEQ)

5.3.3.1 Cálculo de las variables

- (i) Área ocupada por el uso del suelo de la actividad minera (A_i) (A_b), y Número de especies según uso del suelo (S_i), (S_b)

Para determinar el número de especies en el tipo de uso de suelo, se procedió a crear una malla con tamaños de cuadrícula de 5 Km², 10 Km²; 20 Km², 50 Km² y 100 km², para los usos del suelo: (i) minería de Oro a Cielo abierto, (ii) minería de Oro Subterránea; (ii) minería de Carbón a Cielo abierto, (iv) minería de Carbón Subterránea; (v) sin minería (Figura 5-5) y Tablas 5-22 y 5-23) con el fin de definir el número de especies en cada cuadrícula y según el uso del suelo específico. Así pues, y teniendo en cuenta que el número de especies se determina a partir de diferentes tamaños de grilla para hallar ΔEQ será necesario hacer la sumatoria proporcional de los datos inherentes a las áreas definidas (eq.5-26).

El número de especies por cada tamaño de cuadrícula se haya contrastado en el mapa de ubicación de las operaciones mineras Vs el mapa de potencial de riqueza de las especies (Figura 5-5), se nota que las operaciones mineras se encuentran ubicadas en zonas con un alto potencial de riqueza de las especies >389 esp/5 Km².

$$\Delta EQ = \sum_{i=1}^n \left(1 - \frac{A_b^z \times S_i}{A_i^z \times S_b} \right) \times A_t \times t \quad (eq. 5.26)$$

- (ii) Factor de acumulación de las especies (z)

El exponente, z, está cerca de 0.25 para varios modelos teóricos (De Schryver *et al.*, 2010), sin embargo, Trydeman, *et al* (2019) indican que este factor puede tomar valores por encima y debajo de 0,25 y calculan “z” a partir de la pendiente de la recta Log especies/Log Área. Para el presente modelo se realizaron cálculos de “z” tanto para el valor constante de 0,25 como para “z” hallado a partir del planteamiento de Trydeman, *et al* (2019) hallando una mayor correlación con el uso del valor constante de 0,25.

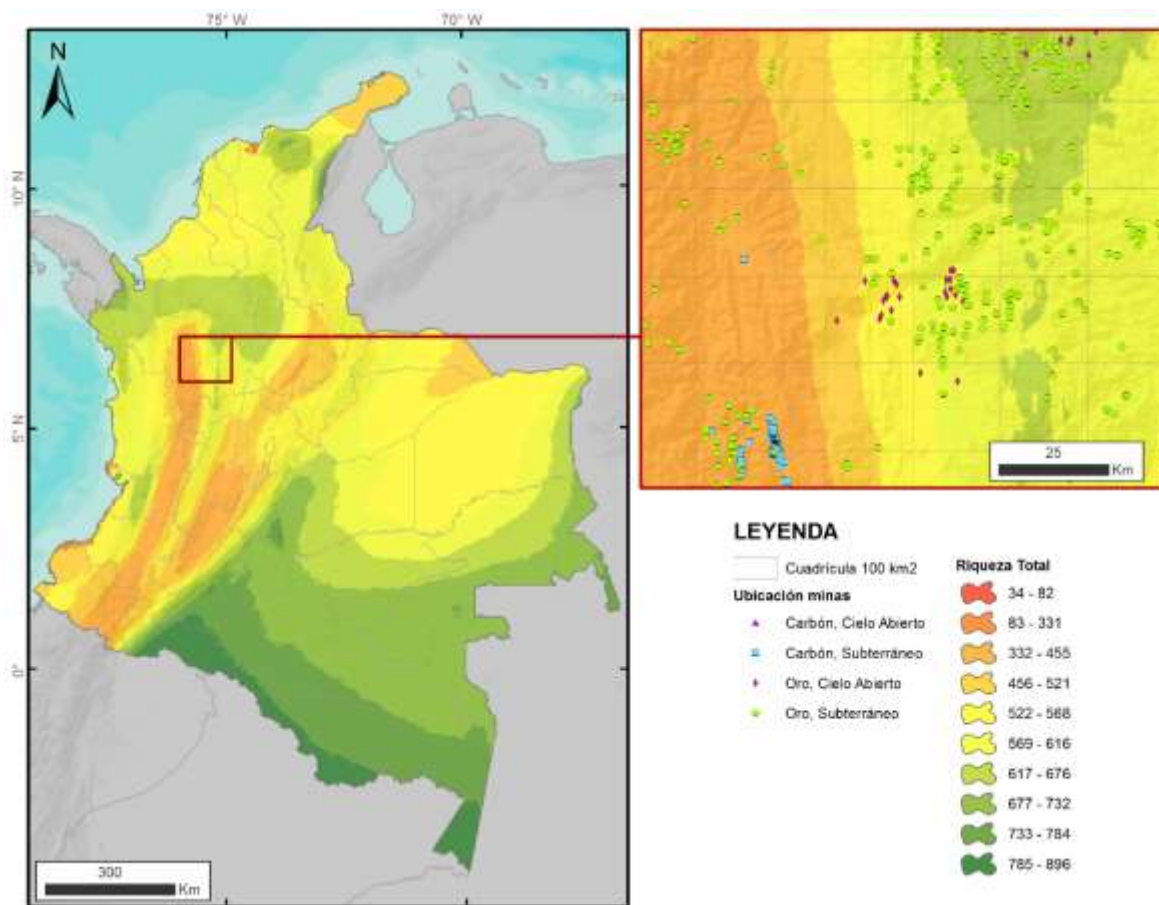


Figura 5-5. Ubicación de operaciones mineras en la grilla de 100 x 100 km² vs Riqueza de especies

Fuente: Agencia Nacional de Minería (2017)

(iii) Área realmente minada por la actividad i (A_t), y tiempo de restauración del suelo (t)

Las áreas realmente minadas se explican en el punto 5.2.1.3 (eq.5-15) y se tomará para el cálculo de ΔEQ los datos expresados en la Tabla 5-10. En cuanto al tiempo de restauración del suelo a sus condiciones naturales después de la transformación se tendrá en cuenta lo planteado por Koellner y Sholz (2007) (Tabla 5-4), de forma discrecional se asigna un valor de 10 años a la minería subterránea debido a que sus impactos son puntuales y de 50 años a la minería a cielo abierto debido a lo invasivo de sus impactos.

5.3.3.2 Resultado del área de la Categoría de Daño ΔEQ

Una vez halladas las diferentes variables para el cálculo del área de protección Daño a los ecosistemas (ΔEQ), se procede calcular su valor de impacto (Tabla 5-24), haciendo uso de la eq.5-26.

Tabla 5-22. Determinación del número de especies según áreas de grilla 5, 10, 20 y 50 km² para la minería del Oro

	5 km ²			10 km ²			20 km ²			50 km ²		
	A cielo Abier to	Subterr áneo	en el área de refer encia sin miner ía	A cielo Abier to	Subterr áneo	en el área de refer encia sin miner ía	A cielo Abier to	Subter ráneo	en el área de refer encia sin miner ía	A ciel o Abie rto	Subter ráneo	en el área de refer encia sin mine ría
Conve ncción												
prome	404	400	600	554	497	636	590	595	701	727	662	892
Var S	2	13	61	8	313	18	162	200	61	125	18	25
CV S	0,003	0,008	0,012	0,005	0,035	0,006	0,021	0,023	0,011	0,04	0,0064	0,00
Min S	403	397	595	552	484	633	580	583	695	703	659	889
Med S	403	400	600	555	496	636	590	595	701	730	662	892
Max S	405	402	595	556	509	639	598	603	706	753	665	896

Tabla 5-23. Determinación del número de especies según áreas de grilla 5, 10, 20 y 50 km² para la minería del Carbón

Conve ncción	5 km ²			10 km ²			20 km ²			50 km ²		
	A cielo Abier to	Subter ráneo	en el área de refer encia sin mine ría	A cielo Abier to	Subter ráneo	en el área de refer encia sin mine ría	A cielo Abier to	Subter ráneo	en el área de refer encia sin mine ría	A cielo Abier to	Subter ráneo	en el área de refer encia sin mine ría
prome	530	530	600	543	551	636	596	579	701	642	597	892
Var S	0,5	1	61	32	13	18	265	85	61	25	200	25
CV S	0,001	0,001	0,012	0,010	0,006	0,006	0,027	0,0158	0,011	0,007	0,023	0,005
Min S	529	529	595	538	549	633	587	572	695	638	586	889
Med S	530	530	600	543	551	636	593	580	701	642	597	892
Max S	530	530	595	546	554	639	610	585	706	645	606	896

Tabla 5-24. Determinación de ΔEQ

mineral	tipo de minería	área Km ²	A_l^z	A_b^z	S_i	S_b	PDF _i	$\sum_{i=1}^n PDF_i$	$A_t(m^2)$	t (yr)	$\Delta EQ (PDF \cdot m^2 \cdot yr)$
oro	Cielo Abierto	5	1,4953	1,4953	404	600	0,3273	0,7978	119.186.200,00	50	4.754.402.374,35
		10	1,7783	1,7783	554	636	0,1277				
		20	2,1147	2,1147	590	701	0,1583				
		50	2,6591	2,6591	727	892	0,1845				
	Subterráneo	5	1,4953	1,4953	400	600	0,3337	0,8883	38.719.400,00	10	343.940.817,18
		10	1,7783	1,7783	497	636	0,2181				
		20	2,1147	2,1147	595	701	0,1519				
		50	2,6591	2,6591	727	892	0,1845				
Carbón	Cielo Abierto	5	1,4953	1,4953	530	600	0,1171	0,5969	212.636.100,00	50	6.346.020.863,39
		10	1,7783	1,7783	543	636	0,1457				
		20	2,1147	2,1147	596	701	0,1495				
		50	2,6591	2,6591	727	892	0,1845				
	Subterráneo	5	1,4953	1,4953	530	600	0,1171	0,6087	51.508.300,00	10	313.529.654,88
		10	1,7783	1,7783	551	636	0,1332				
		20	2,1147	2,1147	579	701	0,1739				
		50	2,6591	2,6591	727	892	0,1845				

5.3.4 Normalización y ponderación de los resultados finales

Para la normalización y ponderación de los datos, se usarán las pautas previamente explicadas en el numeral 5.2.4, en ese orden de ideas, y para el caso colombiano los valores energéticos de producción para Oro y Carbón se muestran en la Tabla 5-25, mientras que la tabla 5-26 muestra los datos ponderados y normalizados.

Tabla 5-25. Costo en US\$ por MJ/Kg de mineral producido

Mineral	unidad de producción	consumo de energía eléctrica (Kwh)*	consumo de energéticos (Kwh)*	consumo de energía total (Kwh)	consumo de energía (Kwh) por Kg	Consumo en (Mj/Kg)	Costo MJ/\$	Costo MJ/US\$	Costo (MJ/Kg) en US\$
Carbón	Ton	9,35	127,59	136,94	0,1369	0,493	131,7	0,045	0,02218428
Oro	Gr	8,89	25,46	34,35	34.350	123.66			5564,7

*Fuente: UIS & UPME (2014)

Tabla 5-26. Ponderación y Normalización de Resultados Finales de EICV

mine ral	tipo de minería	EI 99 HA			ReCiPe		
		ΔR (Mj Surplus*Kg/ año)	ΔHH (DALY)	ΔEQ (PDF*m2y r)	ΔR (\$)	ΔHH (DALY)	ΔEQ (species* yr)
oro	cielo abierto	2.676.080	106,86	4.754.402 .374	14.891.581 .882	106,86	76
	subterrá neo	8.565.303		343.940.8 17	47.663.340 .656		6
carb ón	cielo abierto	145.478.20 2	1283,0 1	6.346.020 .863	3.227.329	1283,01	102
	subterrá neo	93.787.852		313.529.6 55	2.080.616		5
mine ral	tipo de minería	factores de normalizados*			ponderación de factores normalizados*		
		ΔR	ΔHH	ΔEQ	ΔR	ΔHH	ΔEQ
oro	cielo abierto	318	6956,5 86	927.108	63.691	2.782.63 4,4	370.843. 385
	subterrá neo	1.019		67.068	203.854		26.827.3 84
							TOTAL PUNTUAC IÓN
							373.689.7 10 29.813.87 2

carbón	cielo	17.312	83523,	1.237.474	3.462.381	33.409.5	494.989.	531.861.5
	abierto		951			80,4	627	89
	subterrá	11.161		61.138	2.232.151		24.455.3	60.097.04
	neo						13	4

*Basado en el Método de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida EI99HA

La Figura 5-6 ilustra el Indicador de Agotamiento de los Recursos Minerales para el estudio de caso de extracción de oro y carbón tanto a cielo abierto como subterráneo, el cual resulta de la normalización y ponderación de los resultados de las áreas de protección: Daños a la salud humana – Human Health (ΔHH); Daño a los ecosistemas – Ecosystem Quality (ΔEQ); y Daño a la disponibilidad de recursos – Resources (ΔR) que se muestran en la Tabla 5-26. El indicador permite evidenciar claramente que la extracción a cielo abierto de ambos minerales es mucho más impactante que su similar subterránea, y en todos los casos el mayor impacto es aportado por el daño a los ecosistemas, debido a que las operaciones mineras se encuentran ubicadas en regiones de alta riqueza biológica como se puede observar en la Figura 5-5. Para el caso del carbón subterráneo el área de protección ΔHH tiene una mayor que ΔEQ debido a los accidentes con altos índices de mortalidad que se han reportado en los últimos años para éste tipo de minería. En las Figuras 5-7(a) a 5-7(d) se ilustra el Impacto Ambiental de la extracción minera de carbón y oro en el país tanto a cielo abierto como subterránea, basada en los resultados del Indicador de Agotamiento de los Recursos Minerales. Los mapas con mayor detalle pueden observarse en el capítulo de Anexos figuras 7-9 a la 7-12.

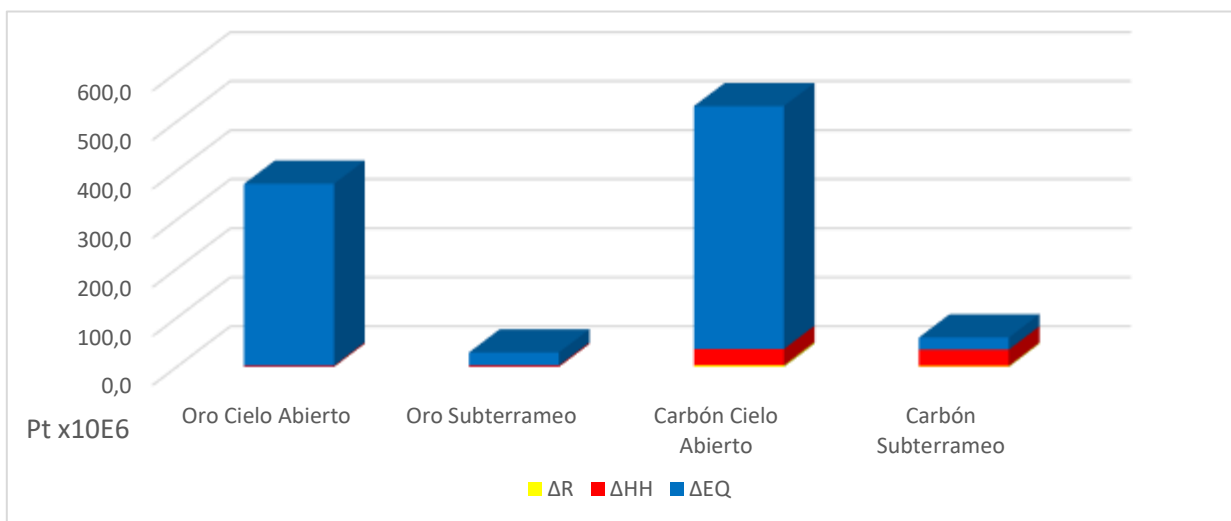


Figura 5-6. Indicador de Agotamiento de los Recursos Minerales según tipos de minería



Figura 5-7. A

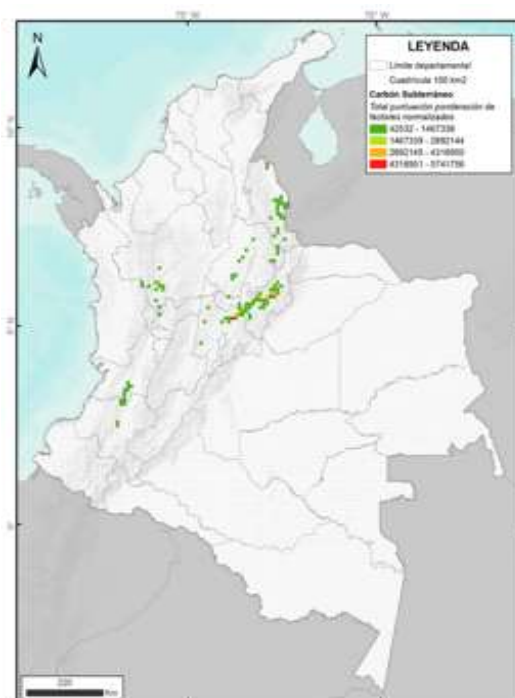


Figura 5-7. B

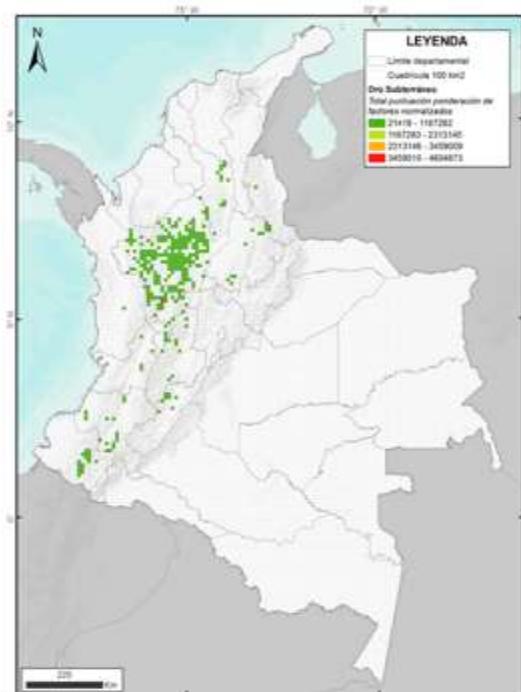


Figura 5-7.C

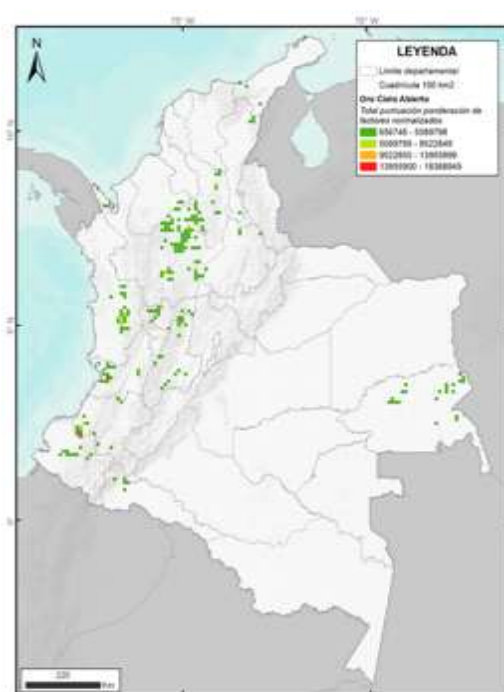


Figura 5-7. D

Figura 5-7. Zonas del país impactadas por minería según intensidad basada en los resultados normalizados. A: Minería de carbón a cielo abierto; B: Minería de carbón subterránea; C: Minería de oro subterránea; D Minería de oro a cielo abierto.

5.4 Conclusiones

El modelo propuesto proporciona datos y métodos para lograr la evaluación regionalizada del impacto del ciclo de vida de la minería del oro y carbón realizada tanto a cielo abierto como en socavón en Colombia, logrando de este modo una evaluación objetiva y replicable del impacto ambiental discriminado en tres categorías de daño: Daño a los Ecosistemas (ΔEQ), Salud Humana (ΔHH), Agotamiento de los Recursos (ΔR).

La normalización y posterior ponderación de los datos permite evidenciar que el área de protección más impactante es la correspondiente al daño a los Ecosistemas (ΔEQ), esto debido a que las operaciones mineras se concentran en la zona andina colombiana, coincidiendo con zonas de alto potencial de riqueza de especies.

El área de protección de daño a la Salud Humana (ΔHH), al igual que las demás áreas de protección, se ha calculado con información oficial; sin embargo, el impacto podría ser mucho mayor ya que en algunas operaciones mineras, sobre todo en aquellas consideradas como artesanales, los incidentes, accidentes y enfermedades laborales no son reportados, con el fin de evitar investigaciones de parte de los organismos de control.

A pesar que las operaciones mineras a cielo abierto suponen un impacto mayor y más invasivo que aquellas realizadas de forma subterránea, la aplicación del modelo permite observar que para la categoría de impacto de Agotamiento de los Recursos (ΔR), y para el caso de la extracción minera de oro donde la minería a cielo abierto tiene una mayor presencia que la subterránea, los impactos de ésta última son mayores, esto debido a que el impacto de éste área de protección se mide teniendo en cuenta el volumen de los depósitos calculados con respecto a la extracción anual, lo que indica que en aquellos lugares donde se realiza la extracción aurífera a cielo abierto los depósitos calculados son mucho mayores a aquellas partes donde la minería se realiza en socavón.

Agradecimientos

EL autor agradece el apoyo recibido por Colciencias a través del programa nacional de formación de investigadores “Generación del Bicentenario” “Francisco José de Caldas”, y a la Universidad del Valle, por su apoyo a través del programa doctoral en ingeniería énfasis en Sanitaria y Ambiental.

Referencias

- Agencia Nacional de Minería (2017), a través de Derecho de petición 20179050267552, radicado el 18 de octubre de 2017.
- Agencia Nacional De Minería, Servicio Geológico Colombiano, (UPME), U. d., & Antioquia, G. d. (2013). Anuario Estadístico Minero 2007-2012. Bogotá: Ministerio de Minas.
- Álvarez, M., Barrios, G., Rosa, E., Martínez, L. (2018). Application of LCA in concrete blocks for the measurement of impacts through the use of natural and recycled aggregates. *Sugar Center Journal*, (45), 14-24
- AngloGold Ashanti. (2012). presentación Anglo-Gold del Proyecto la Colosa. La Colosa Una Oportunidad de Oro Para el Tolima. Recuperado el 22 de abril de 2016, de www.anglogoldashanti.com.co:
<http://www.anglogoldashanti.com.co/saladeprensa/Presentaciones/PRESENTACION%20LA%20COLOSA%20FINAL.pdf>
- Arboleda, J. (2008). Manual para la evaluación de impacto ambiental de proyectos, obras o actividades. Medellín.
- Berger, M., & Finkbeiner, M. (2010). Water Footprinting: How to address water use in Life Cycle Assessment? *Sustainability* 2010, 2, 919-944
- Burchart-Korol, D., Fugiel, A., Czaplicka-Kolarz, K., & Turek, M. (2016). Model of environmental life cycle assessment for coal mining operations. *Science of the Total Environment* 562, 61–72.
- CENSAT & Agua Viva. (2015). La desviación del Arroyo Bruno: entre el desarrollo minero y la sequía. Bogotá.
- Claussena, I. C., Indergård, E., & Grindek, M. (2011). Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of production and transport of chilled versus superchilled haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) fillets from Norway to France. *Procedia Food Science*, 1, 1091 – 1098.
- Conesa, V., & Fernández, V. (2009). Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Madrid: Mundi-Prensa Libros.
- CORANTIOQUIA, Restrepo, A., Cardona, M., Suárez, G., Muñeton, J. H., Liliana, A., Cartama *et al.* (2003). Caracterización, Sensibilización Y Propuesta De Trabajo Para El Mejoramiento Ambiental De La Minería Subterránea En La Cuenca Carbonífera Del Sinifaná. Medellín: CORANTIOQUIA.

- CORPOCALDAS. (2010). Plan de Acción Inmediato-PAI para el municipio de Marmato - 2010. Manizales: Corporación Autónoma de Caldas - CORPOCALDAS.
- Correa, J. (2014). Evaluación a los programas de responsabilidad social en la Mina del Cerrejón. Recuperado el 16 de mayo de 2016, de Universidad Militar Nueva Granada: <http://hdl.handle.net/10654/12712>
- Crawley, M., & Harral, J. (2001). Scale dependence in plant biodiversity. *Science* (291), 864–868.
- De Schryver, A. M., Goedkoop, M. J., Leuven, R. S., & Huijbregts, M. A. (2010). Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* (15), 682-691 DOI10.1007/s11367-010-0205-2.
- Dee, N., & Fahringer, D. (1972). Environmental evaluation system for water resource planning (to Bureau of Reclamation, U.S. Department of Interior). Battelle Columbus Laboratory. Columbus, Ohio.
- Defensoría del Pueblo & Defensoría Delegada para los Derechos Colectivos y del Medio Ambiente. (2010). *La Minería del Hecho en Colombia*. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia.
- Defensoría del Pueblo. (2016). *La minería sin control, un enfoque desde la vulneración de los derechos humanos*. Bogotá. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia. Obtenido de Defensoría del Pueblo.
- Digna, T., Torres, A., Rocha, J., Melo, D., & Peña, R. (2015). *El Carbón de Colombia: ¿Quién Gana? ¿Quién Pierde? Minería, Comercio global y Cambio climático*. Bogotá: Centro de Estudios para la Justicia Social Tierra Digna.
- Drielsma, J. A., Russell-Vaccari, A. J., Drnek, T., Brady, T., Weihed, P., Mistry, M., & Perez-Simbor, L. (2016). Mineral resources in life cycle impact assessment—defining the path forward. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, V 21, Issue 1, 85-105.
- Espinoza, G. (2002). *Fundamentos de evaluación de impacto ambiental*. Santiago de Chile: Banco Interamericano de Desarrollo - BID, y Centro de Estudios para el Desarrollo - CED.

- FASECOLDA, Federación de Aseguradores Colombianos. (2016). Estadísticas del Ramo. Obtenido de <http://www.fasecolda.com/index.php/ramos/riesgos-laborales/estadisticas-del-ramo/>
- FEDESARROLLO. (2011). Pequeña y mediana minería de carbón del interior del país: alternativa de comercialización y financiación a partir de la conformación de alianzas estratégicas. Informe Final Presentado al Ministerio de Minas y Energía. Bogotá.
- FEDESARROLLO. (2014). Minería y Medio Ambiente en Colombia. Bogotá: FEDESARROLLO.
- GBD 2017 DALYs and HALE Collaborators. (2018). Global, regional, and national disability-adjusted life-years (DALYs) for 359 diseases and injuries and healthy life expectancy (HALE) for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet* (392), Issue 10159, Pages 1859-1922, [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32335-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32335-3)
- Gobierno de España (1988). Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental.. [En línea] Available at: <https://www.boe.es/boe/dias/1988/10/05/pdfs/A28911-28916.pdf>
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001a). The Eco-indicator 99 a Damage oriented method for life cycle assessment – methodology annex, third edition. Amsterdam: PRÉ Consultants B.V.
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001b) The Eco-indicator 99 a Damage oriented method for life cycle assessment – methodology Report, third edition. Amsterdam: PRÉ Consultants B.V..
- Goedkoop, M., Effting, S., & Collignon, M. (2000). The Eco-indicator 99 Manual for Designers. A Damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Amsterdam: Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huljbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J., & Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008, A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonized Category Indicators at The Midpoint and The Endpoint Level – Report I: Characterisation. Netherlands: Ministerie Van Volkshuisvesting.
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., Udo de Haes, H. A. (2002). “Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards. Leiden: Centre of Environmental Science – Leiden University.

- Hazin, M. S. (2013). Desarrollo Minero y Conflictos Socio-Ambientales Los Casos de Colombia, México y el Perú. Serie Macro Economía del Desarrollo. Santiago de Chile: Naciones Unidas – CEPAL.
- Herath, I., Green, S., Horne, D., Singh, R., McLaren, S., Clothier, B. (2013). Water footprinting of agricultural products: evaluation of different protocols using a case study of New Zealand wine, *Journal of Cleaner Production*, 44, 159 – 167.
- ISO- ICONTEC. (2007). NTC-ISO 14040. "Gestión Ambiental, Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices. Requisitos del Ciclo de Vida". Bogotá.
- ISO-ICONTEC. (2015). NTC-ISO 14001. Sistemas de Gestión Ambiental. Requisitos con Orientación para su Uso. Bogotá.
- Koellner, T., & Sholz, R. (2007). Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(12). DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.292.1>, 16 – 23.
- Milá i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A., & Clift, R. (2009). Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-Inventory modelling and characterization for the main impact pathways. *Int. J. Life Cycle Assess.* (14), 28 e 42.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible. (2018). Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales - MPGEA. Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2011). Decreto 3573 de 2011, Por el cual se crea la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA- y se dictan otras disposiciones. Bogotá: s.n.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2002). Diagnóstico y proyecciones de la gestión minero ambiental para las regiones auríferas de Colombia. Bogotá.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2014). Resolución 2090 de 2014, " por medio de la cual se delimita el Páramo Jurisdicciones de Santurbán - Berlín, y se adoptan otras determinaciones". Bogotá: Minambiente.
- Ministerio de Minas y Energía, Unidad de Planeación Minero Energética (UPME), Servicio Geológico Colombiano, Gobernación de Antioquia. (2014). Anuario Estadístico Minero 2007 – 2012. Bogotá.

- Ministerio de Minas y Energía. (2010). Anuario Estadístico Minero Colombiano. Bogotá D.C, Colombia.
- Ministerio de Minas y Energía. (2012). Censo Minero Departamental 2010 – 2011, Serie Colombia Minera Desarrollo Responsable. Bogotá: ISBN 978-958-98603-5-9, Bogotá 2012.
- Müller-Wenk, R., Goedkoop, M., Hofstetter, P., & Spriemsma, R. (1998). The ECO-indicator 98 explained. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), 352-360.
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J. & Running, S. W. (2003). Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, 300 (5625), 1560–1563.
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2016). Health statistics and information systems. Obtenido de sitio web de la World Health Organization: http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/#. [Último acceso: 10 10 2016].
- Ospina, J., Manrique, F., & Guío, J. (2010). Salud y trabajo: minería artesanal del carbón en Paipa, Colombia. *Avances en Enfermería* Vol. XXVIII No. 1 enero-junio, 107-115.
- Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., Weiss, M., Wicke, B. Patel, M.K. (2013). Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 73, 211-218, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.02.006>.
- Pfister, S. (2011). Environmental Evaluation of Freshwater Consumption Within the Framework of Life Cycle Assessment, a dissertation submitted to eth zurich for the degree of doctor of science (dr. Sc. Eth zurich). zurich.
- Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* V 43, 4098–4104.
- Rudas, G., & Hawkins, D. (2014). La minería de carbón a gran escala en Colombia: impactos económicos, sociales, laborales, ambientales y territoriales. Bogotá: Friedrich-Ebert-Stiftung (FES).
- Sandoval, M., & Lasso, R. (2012). Riesgo: Teoría y Realidad. El Caso de Marmato, Caldas. *Luna Azul*, 170-194.

- Scanlon, K. A., Gray, G. M., Francis, R. A., Lloyd, S. M., & La Puma, P. (2013). The work environment disability-adjusted life year for use with life cycle assessment: a methodological approach. *Environmental Health*, 12-21.
- Strauss, K., Brent, A. C., & Hietkamp, S. (2006). Characterisation and Normalisation Factors for Life Cycle Impact Assessment Mined Abiotic Resources Categories in South Africa The manufacturing of catalytic converter exhaust systems as a case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (3. DOI:10.1065/lca2004.10.183, 162-171.
- Trydeman, M., Dorca-Preda, T., Njakou, S., Peña, N., Padel, S., Smith, L., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Hermansen, J. (2019). The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production* (215), 433-443, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>
- UIS, Universidad Industrial de Santander & UPME, Unidad de Planeación Minero energética. (2014). Estimación de áreas Intervenidas, Consumo de Agua, Energía Eléctrica y Costos de Producción en Mina Etapa de Explotación. Recuperado el 06 de 10 de 2017, de http://www.upme.gov.co/SeccionMineria_sp/AREAS_INTERVENIDAS.pdf
- UIS, Universidad Industrial de Santander & UPME, Unidad de Planeación Minero energética. (2015). Estimación de Áreas Intervenidas, Consumo de Agua, Energía y Costos de Producción en la Actividad Minera. Bogotá.
- Unidad de Planeación Minero Energética. (2007). Plan Nacional de Desarrollo Minero 2007-2010. Bogotá: Ministerio de Minas y Energía.
- Unidad de Planeación Minero Energética. (2012). Plan Nacional de Desarrollo Minero al 2014. Bogotá: Ministerio de Minas y Energía.
- Vergara T, C. A., González Q, A. F., & González C, C. A. (2013). Evaluación de Impacto Ambiental y Estudios Previos a una Valoración Contingente. Caso La Colosa, Cajamarca, Tolima, Colombia. *Ensayos de economía*, 191-222.
- Yellishetty, M., Haque, N., & Dubreuil, A. (2012). Issues and Challenges in Life Cycle Assessment in the Minerals and Metals Sector: A Chance to Improve Raw Materials Efficiency. In: Sinding-Larsen R, Wellmer F-W, editors. *NonRenewable Resource Issues*. Dordrecht: Springer Netherlands. DOI 10.1007/978-90-481-8679-2_12, 229-246.

Zonderland-Thomassen, M.A., Ledgard, S.F. (2012). Water footprinting – A comparison of methods using New Zealand dairy farming as a case study. *Agricultural Systems*, 110, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.006>.

6 CONCLUSIONES GENERALES DE LA TESIS

Al realizar la implementación de los indicadores Pfister en un estudio de caso, se logró establecer su funcionalidad para obtener la evaluación regionalizada del impacto del ciclo de vida en tres áreas de protección o categorías de impacto, y por ende su validez para servir de base para el desarrollo de un nuevo modelo que permitiera la evaluación regionalizada del agotamiento de los recursos minerales en éstas mismas áreas de protección o categorías de impacto.

A pesar que el modelo está basado en el Método de Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (MEICV) (Pfister *et al.*, 2009) y por consiguiente con el MEICV Eco-indicador 99HA, en el modelo se presentan los correspondientes factores de conversión para lograr la compatibilidad de sus resultados con el MEICV ReCiPe 2016, lo que permite que el modelo pueda complementar evaluaciones del ciclo de vida realizados a operaciones mineras con cualquiera de los MEICV mencionados anteriormente.

La implementación de la metodología del ACV en una extracción minera permitió evidenciar que con cambios culturales en los métodos extractivos identificados se logra una disminución de los Impactos del Ciclo de Vida de hasta un 79%, así mismo logró evidenciar que la implementación tradicional de la metodología de ACV, no permite diferenciar impactos según el lugar de realización de la extracción minera, por lo que se hace necesario desarrollar un método que logre la evaluación regionalizada del impacto del ciclo de vida de las extracciones mineras.

El presente modelo es de interés y utilidad para aquellas empresas mineras comprometidas con la sostenibilidad y la minería responsable, y que han suscrito compromisos como el “Global Compact” de las naciones unidas o pertenecen a gremios como el International Council on Mining and Metals (ICMM) y que deben reportar sus avances en el tema de sostenibilidad enmarcados en los protocolos del Global Reporting Initiative (GRI), así mismo éste modelo puede servir de herramienta de medición de huella de minería responsable en procesos de certificación como el “Fair mined”.

El presente modelo puede representar una importante herramienta de planeación para entidades estatales de control del tema minero, que haciendo uso del mismo pueden caracterizar el daño en términos de impacto a la salud humana, el ecosistema y los recursos, que al espacializarlos a través de herramientas SIG se obtendrá una visión objetiva de críticos y zonas de especial interés.

Al validar el modelo solo con datos oficiales provenientes de operaciones mineras con titulación o en proceso de obtenerla, es necesario profundizar en datos que incluyan con el fin de obtener resultados más acordes a la realidad nacional, así mismo en futuras investigaciones se deberá profundizar en el componente íctico y demás afectaciones de la fauna y flora acuáticas.

Este modelo podría usarse no sólo para calcular impactos ambientales en las tres áreas de protección o categorías de daño propuestas, sino además como una base para desarrollar un método prospectivo que permita evidenciar escenarios de sostenibilidad minera en el marco del enfoque del “triple bottom line”, es decir, teniendo en cuenta el desempeño de la organización en tres grandes áreas de interés: Ambiental, Social y Económico (ICMM, 2008), siendo el área de protección ΔEQ el indicador para el área de interés Ambiental; el área de protección ΔHH el indicador para el área de interés social; y el área de protección ΔR el indicador para el área de interés económico.

Debido a que el modelo puede expresar sus resultados en términos de impactos en los medios Biótico, Abiótico y Socio-cultural, sirve de base para mejorar o ampliar el sistema de evaluación de impacto ambiental enmarcado en la Metodología General para la presentación de Estudios Ambientales en Colombia, ya que ofrece un método objetivo y replicable de evaluación del impacto ambiental, desligado de los intereses de las empresas u organizaciones que pagan por la realización de éste tipo de estudios, con el fin de obtener una licencia ambiental enmarcada en el Decreto 2041 de 2014 para el desarrollo de proyectos de explotación minera.

Al tratarse de un método objetivo de Evaluación del Impacto Ambiental (EIA) se logra lidiar con el dilema de “¿quién debería pagar por las Evaluaciones del Impacto Ambiental?; ¿Las empresas dueñas de los proyectos, que tienen el claro interés de llevar a cabo la actividad extractiva, o el Estado quien debe velar por los intereses y derechos de su pueblo?”. Ya que sus resultados pueden ser replicados tanto por funcionarios de la autoridad ambiental como por terceras partes que garanticen la transparencia de las EIA conducentes a la obtención de Licencias Ambientales.

El método propuesto puede servir de base para futuras investigaciones que conlleven a la adopción de una metodología general de Evaluación de Impactos Ambientales de proyectos mineros o petroleros y a la generación de mapas puntos calientes de minería de carácter local, nacional y regional.

Para mejorar el método propuesto es conveniente profundizar en la calidad de los datos para el cálculo de variables como el PDF, usado para medir el potencial de desaparición de las especies de las plantas vasculares ya sea por pérdida del suelo ó por eutrofización. Lo anterior debido a que en Colombia los inventarios de biodiversidad están basados en la fauna más no en la flora, se abre una ventana investigativa, para incluir la distribución de la riqueza de las plantas vasculares en tales inventarios de biodiversidad, donde podrían hallarse correlaciones entre la presencia de este tipo de plantas y las especies mayores.

A pesar que en la presentación investigación se encontró una mayor correlación con el uso de la constante 0,25 para el factor de acumulación de las especies (z), se propone para futuros proyectos, realizar investigación profunda de la relación entre la cantidad de especies y el área muestreada, de manera que se pueda hallar un valor de “ z ” ajustado a las características de biodiversidad en Colombia.

El modelo desarrollado realiza un aporte al conocimiento de las ciencias ambientales en el área de la gestión ambiental, al proporcionar un método objetivo de evaluación del impacto ambiental para proyectos mineros, sirviendo el área de protección ΔR como indicador del componente abiótico; el área de protección ΔEQ como indicador del componente Biótico; y el área de protección ΔHH como indicador del componente social, Que a pesar de haber sido desarrollado tomando como estudio de caso la minería de oro y carbón tanto a cielo abierto como en socavón en Colombia, puede ser usado para evaluar el impacto de cualquier otro tipo de minería, e incluso de la extracción petrolera en territorio continental, no sólo en Colombia y la Región, sino además a nivel mundial.

El método propuesto, realiza un aporte a la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, en el sentido, que a través de la utilización combinada con otros métodos como el ReCipe 2016, el Pfister 2011 y otros que incluyan las Áreas de Protección: Salud Humana, Calidad de los Ecosistemas y Recursos, se lograrán evaluaciones del impacto del ciclo de vida ambiental más completas, regionalizadas e incluyentes

Referencias

Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* V 43, 4098–4104.

ICMM, International Council on Mining and Metals. (2008). Marco para un desarrollo sostenible: Procedimiento de aseguramiento. Londres: ICMM - International Council on Mining and Metals. Recuperado el 03 de mayo de 2016, de ICMM - International Council on Mining and Metals: <http://www.convencionminera.com/perumin31/images/perumin/recursos/Desarrollo%20sostenible%20ICMM%20Marco%20p>.

7 ANEXOS

7.1 COMPARACIONES ENTRE ICV'S DE ESCENARIOS Y PROCESOS UNITARIOS DE MINERÍA IDENTIFICADOS EN LA CUENCA CARBONÍFERA DEL SINIFANÁ

A continuación, se presentan las modelaciones de la E.I.C.V tanto para los escenarios de minería artesanal de carbón (literales “a” hasta el “e”), como de comparación entre tipos de procesos unitarios (literales “f” hasta el “h”).

a. Barroteo Manual, Arrastre con Estopa y Selección con Zaranda Manual (Escenario 1)

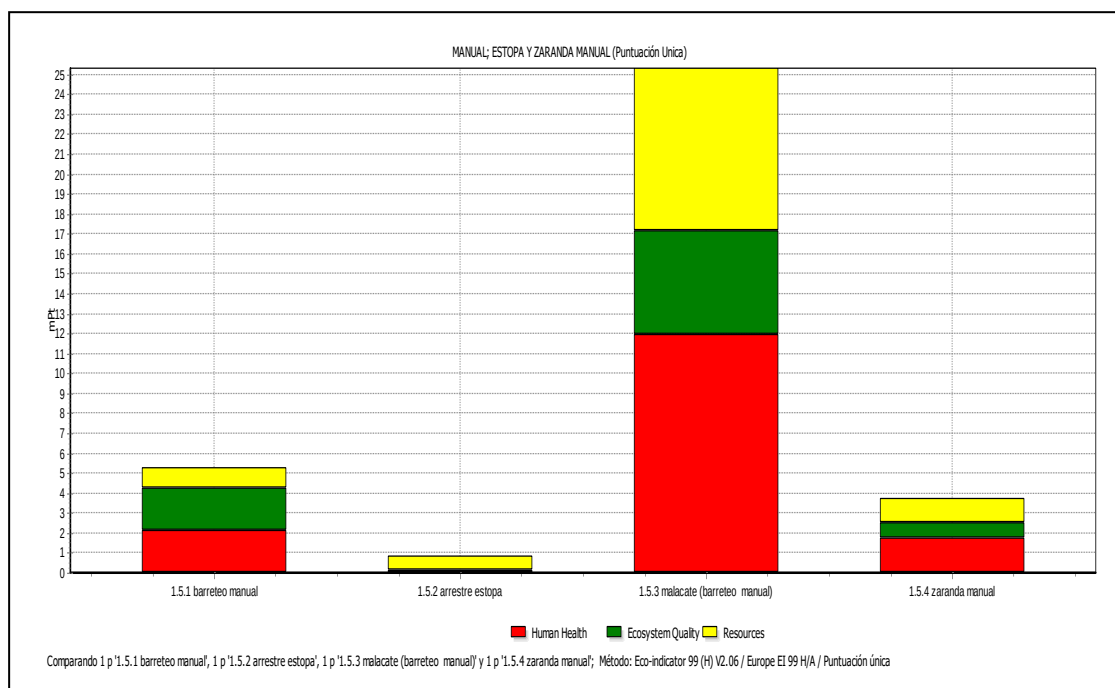


Figura. 7-1. Modelación del EICV del Escenario 1.

Tabla 7-1. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 1.

Daño de categoría	Unidad	barroteo manual	arrestre estopa	malacate (barroteo manual)	zaranda manual
Total	Pt	0,00527347	0,00082237	0,02530111	0,00375391
Human Health	Pt	0,00208912	9,54E-05	0,0119155	0,00172701
Ecosystem Quality	Pt	0,00212426	6,24E-06	0,00522133	0,00078506
Resources	Pt	0,00106009	0,00072072	0,00816427	0,00124184

b. Barroteo Manual, Arrastre sólo Caneca y Selección con Zaranda Manual (Escenario 2)

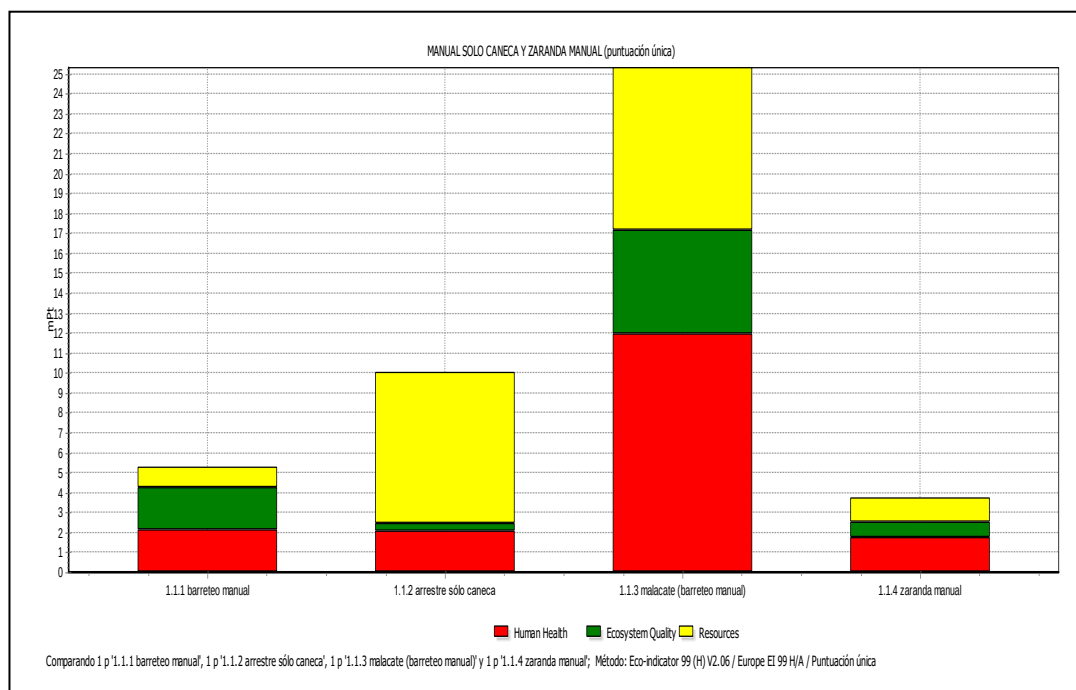


Figura. 7-2. Modelación del EICV del Escenario 2.

Tabla 7-2. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 2.

Daño de categoría	Unidad	barroteo manual	arrastre sólo caneca	malacate (barroteo manual)	zaranda manual
Total	Pt	0,0052734	0,00999984	0,02530111	0,0037539
Human Health	Pt	0,0020891	0,00206434	0,0119155	0,0017270
Ecosystem Quality	Pt	0,0021242	0,00040625	0,00522133	0,0007850
Resources	Pt	0,0010600	0,00752925	0,00816427	0,0012418

c. Barroteo con Dinamita, Arrastre sólo Caneca y Selección con Zaranda Manual (escenario 3).

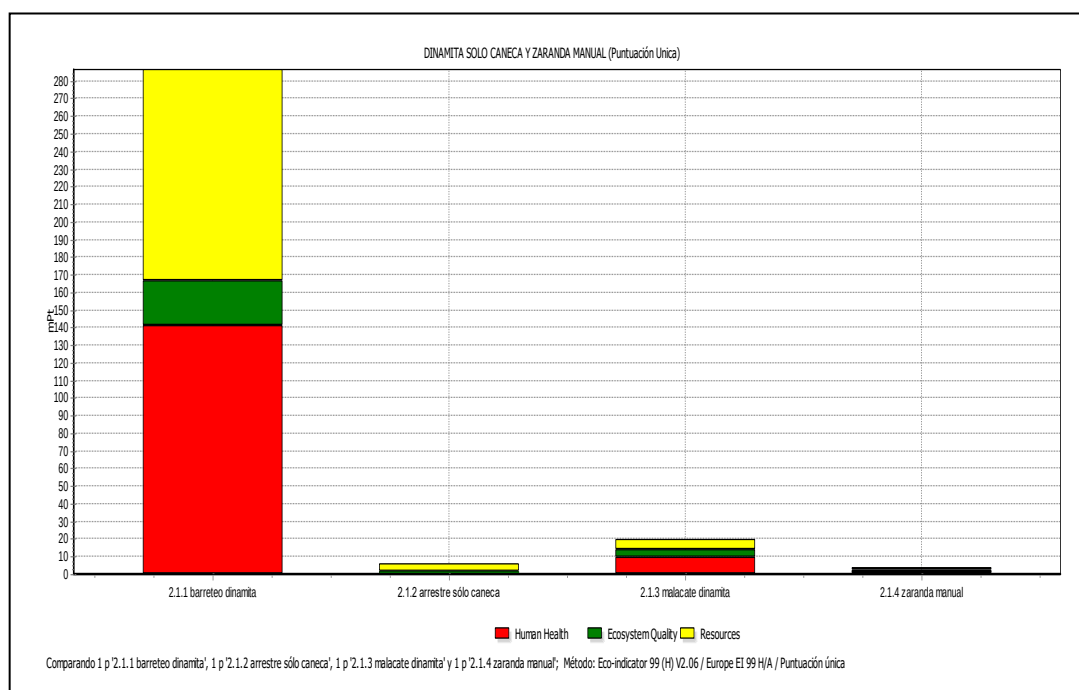


Figura. 7-3. Modelación del EICV del Escenario 3.

Tabla 7-3. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 3.

Daño de categoría	Unidad	barroteo dinamita	arrestre sólo caneca	malacate dinamita	zaranda manual
Total	Pt	0,2863219	0,00604747	0,01986339	0,00375391
Human Health	Pt	0,14072482	0,00124843	0,00928371	0,00172701
Ecosystem Quality	Pt	0,0255355	0,00024568	0,00422234	0,00078506
Resources	Pt	0,12006158	0,00455337	0,00635733	0,00124184

d. **Barroteo con Dinamita; Arrastre con Caneca y Patín, y Selección con Zaranda Mecánica (Escenario 4)**

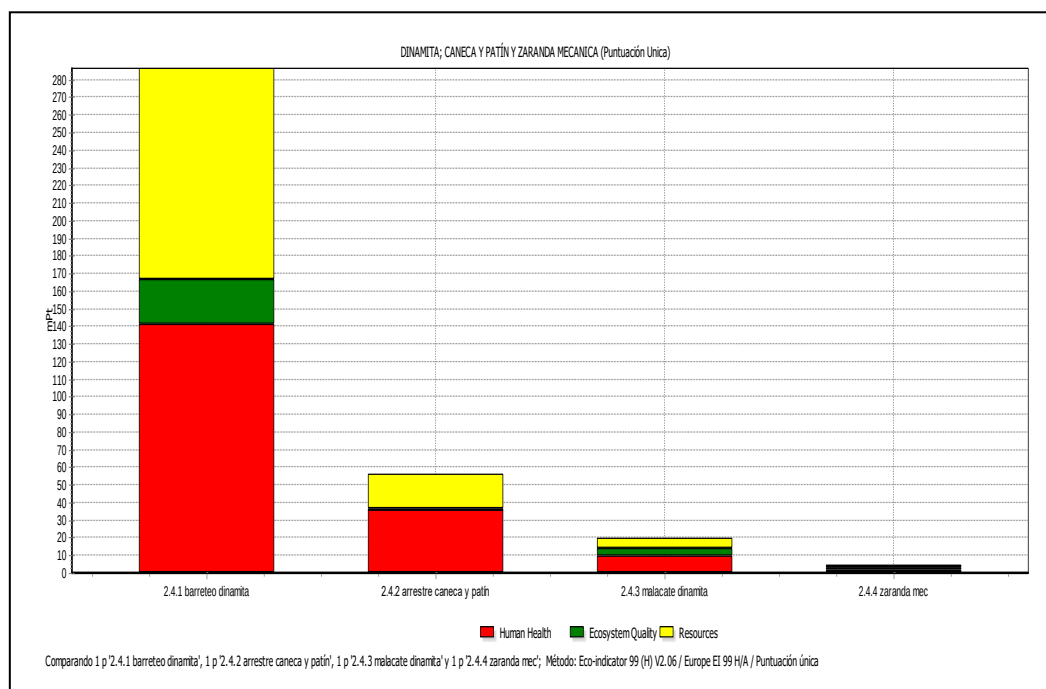


Figura. 7-4. Modelación del EICV del Escenario 4

Tabla 7-4. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 4

Daño de categoría	Unidad	barroteo dinamita	arrestre caneca y patín	malacate dinamita	zaranda mec
Total	Pt	0,2863219	0,05588186	0,01986339	0,00410511
Human Health	Pt	0,14072482	0,03548431	0,00928371	0,00161968
Ecosystem Quality	Pt	0,0255355	0,00057142	0,00422234	0,0013451
Resources	Pt	0,12006158	0,01982613	0,00635733	0,00114033

e. **Barroteo con Percutor; Arrastre con Caneca y Patín, Y selección con Zaranda Mecánica (escenario 5)**

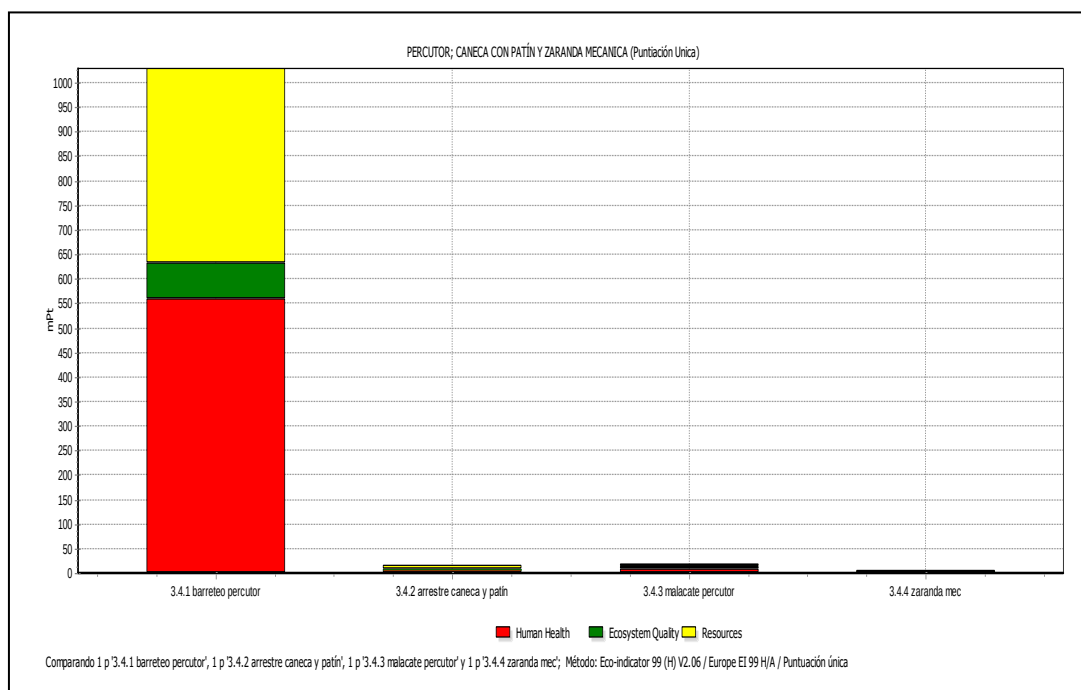


Figura. 7-5. Modelación del EICV del Escenario 5

Tabla 7-5. Valoración de la EICV según procesos unitarios involucrados en el escenario 5

Daño de categoría	Unidad	barroteo percutor	arresre caneca y patín	malacate percutor	zaranda mec
Total	Pt	1,0288151	0,01603475	0,01842155	0,0039793
Human Health	Pt	0,55816757	0,00882539	0,0085813	0,00153879
Ecosystem Quality	Pt	0,0741725	0,00026019	0,00396541	0,00136042
Resources	Pt	0,39647504	0,00694917	0,00587484	0,00108009

f. **Modelación de Impacto Ambiental del Ciclo de Vida, según comparación entre procesos de unitarios de Barreteo**

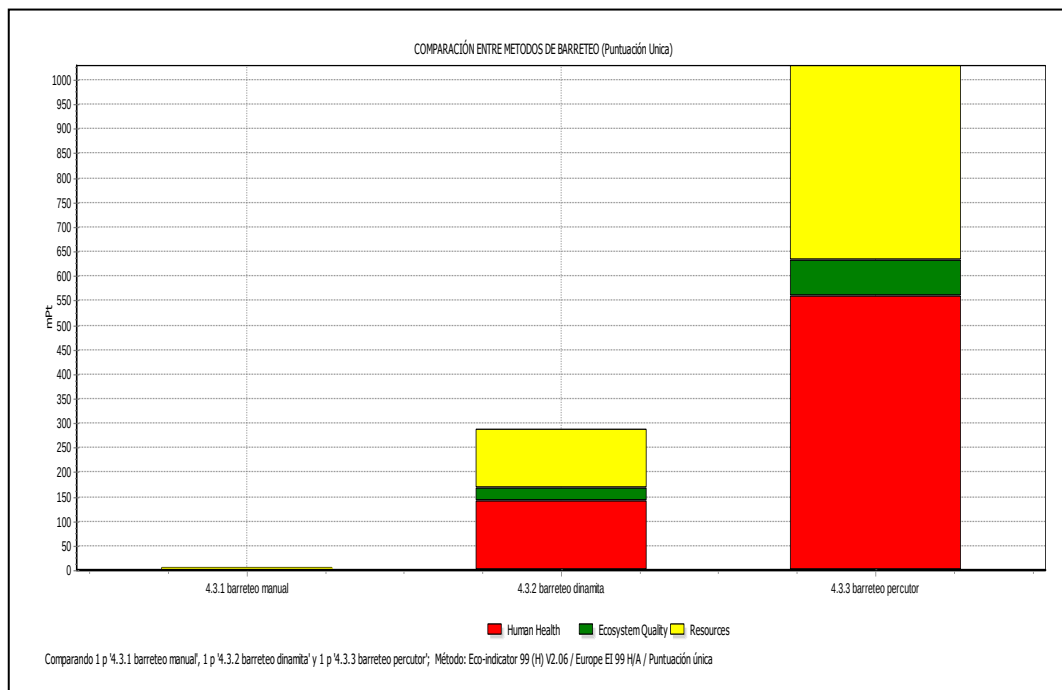


Figura. 7-6. Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Barreteo

Tabla 7-6. Valoración de la EICV según procesos unitarios de unitarios de Barreteo

Daño de categoría	Unidad	barreteo manual	barreteo dinamita	barreteo percutor
Total	Pt	0,00527347	0,2863219	1,0288151
Human Health	Pt	0,00208912	0,14072482	0,55816757
Ecosystem Quality	Pt	0,00212426	0,0255355	0,0741725
Resources	Pt	0,00106009	0,12006158	0,39647504

g. Modelación de Impacto Ambiental del Ciclo de Vida, según comparación entre procesos de unitarios de Arrastre

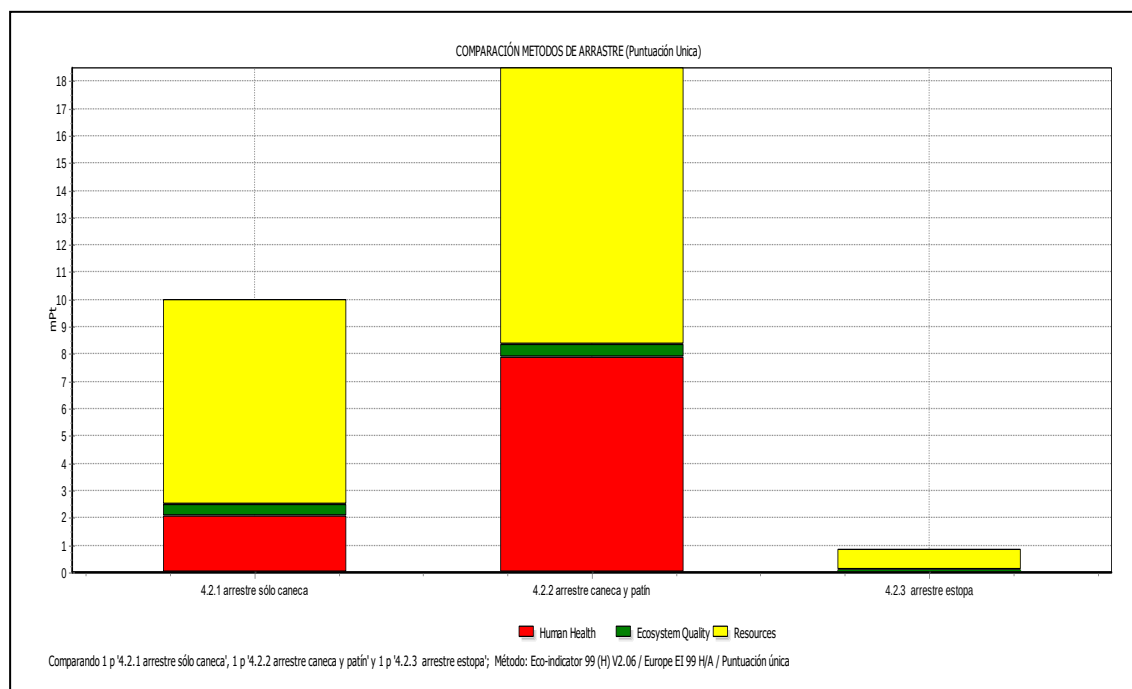


Figura. 7-7. Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Arrastre

Tabla 7-7. Valoración de la EICV entre procesos de unitarios de Arrastre

Daño de categoría	Unidad	arrestre sólo caneca	arrestre caneca y patín	arrestre estopa
Total	Pt	0,00999984	0,01848119	0,00082237
Human Health	Pt	0,00206434	0,00789097	9,54E-05
Ecosystem Quality	Pt	0,00040625	0,00046169	6,24E-06
Resources	Pt	0,00752925	0,01012853	0,00072072

h. Modelación de Impacto Ambiental del Ciclo de Vida, según comparación entre procesos de unitarios de Selección

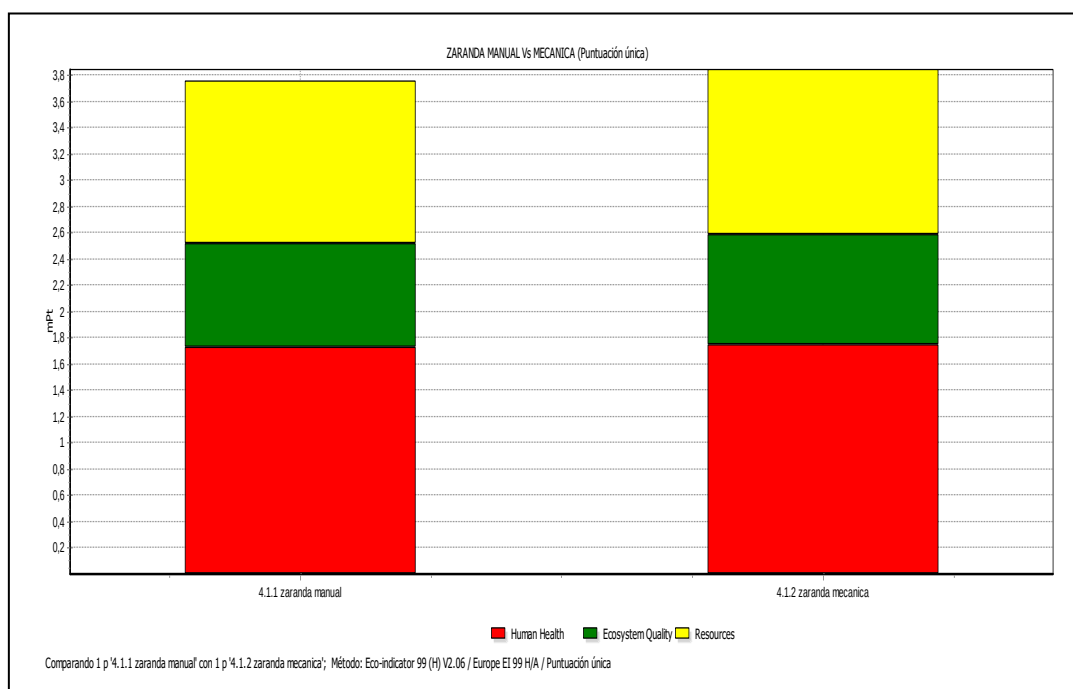


Figura. 7-8. Modelación del EICV entre procesos de unitarios de Selección

Tabla 7-8. Valoración de la EICV entre procesos de unitarios de Selección

Daño de categoría	Unidad	zaranda manual	zaranda mecánica
Total	Pt	0,00375391	0,00384096
Human Health	Pt	0,00172701	0,0017476
Ecosystem Quality	Pt	0,00078506	0,00083848
Resources	Pt	0,00124184	0,00125489

7.2 ZONAS DEL PAÍS IMPACTADAS POR MINERÍA SEGÚN INTENSIDAD BASADA EN LOS RESULTADOS NORMALIZADOS

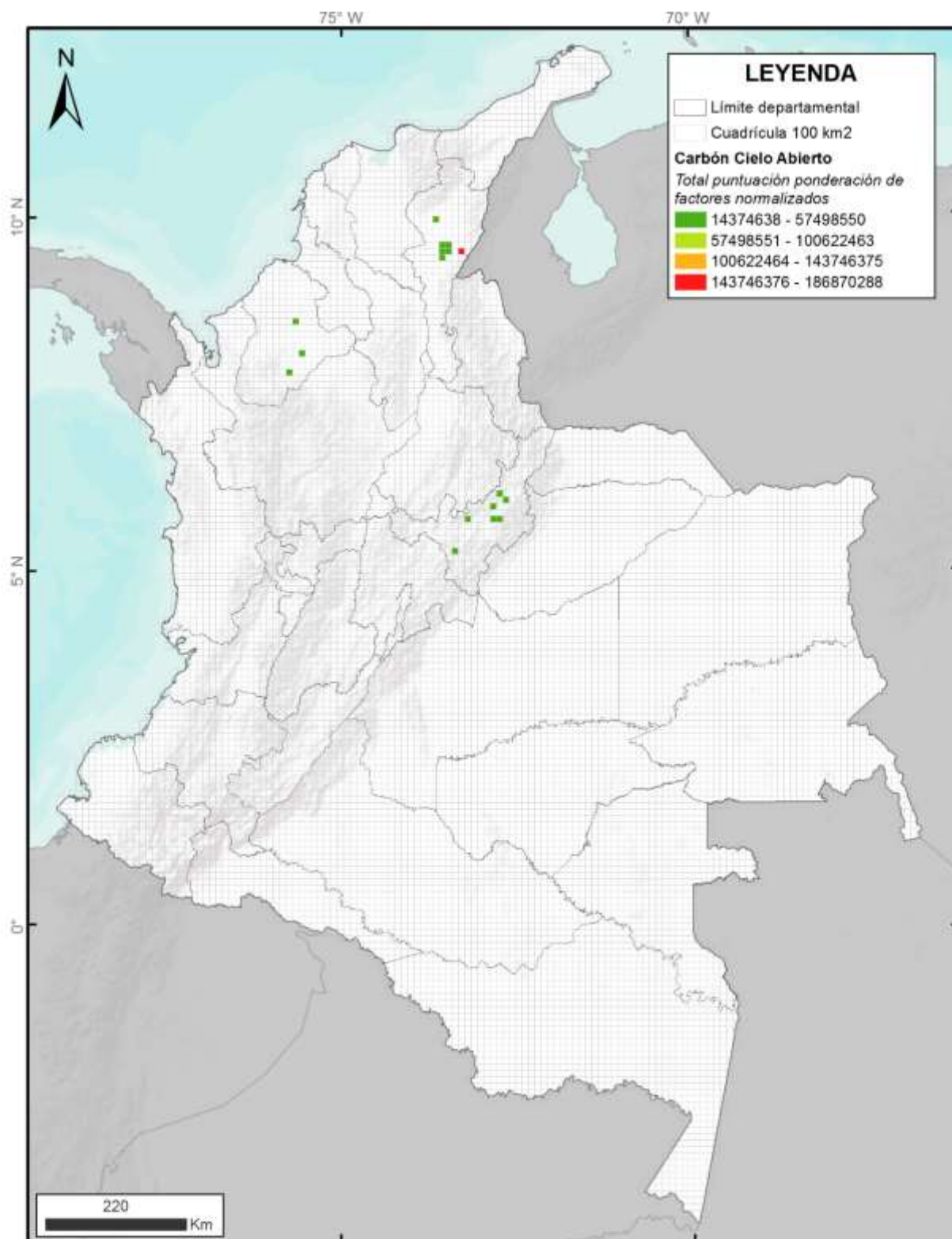


Figura 7-9. Minería de carbón a cielo abierto

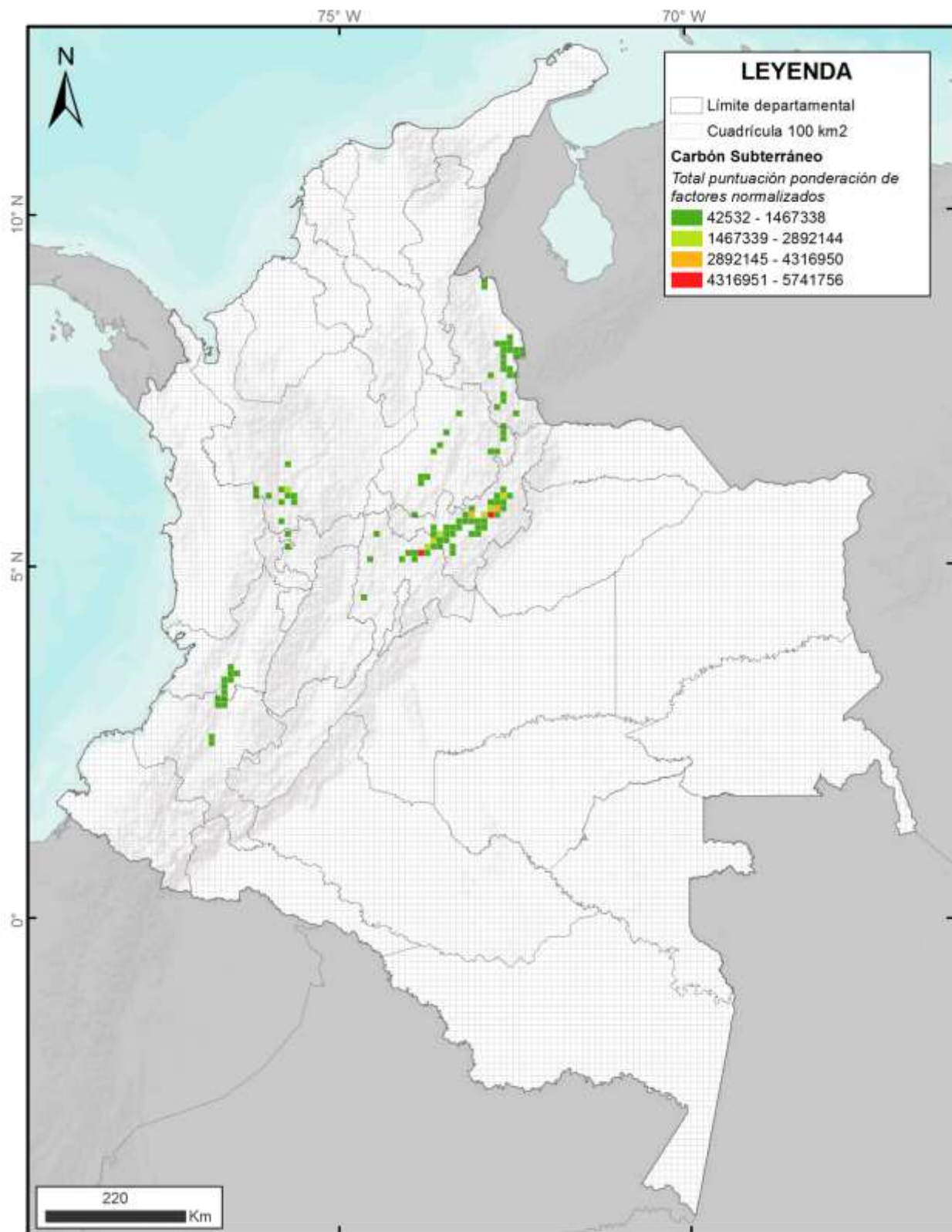


Figura 7-10. Minería de carbón subterránea

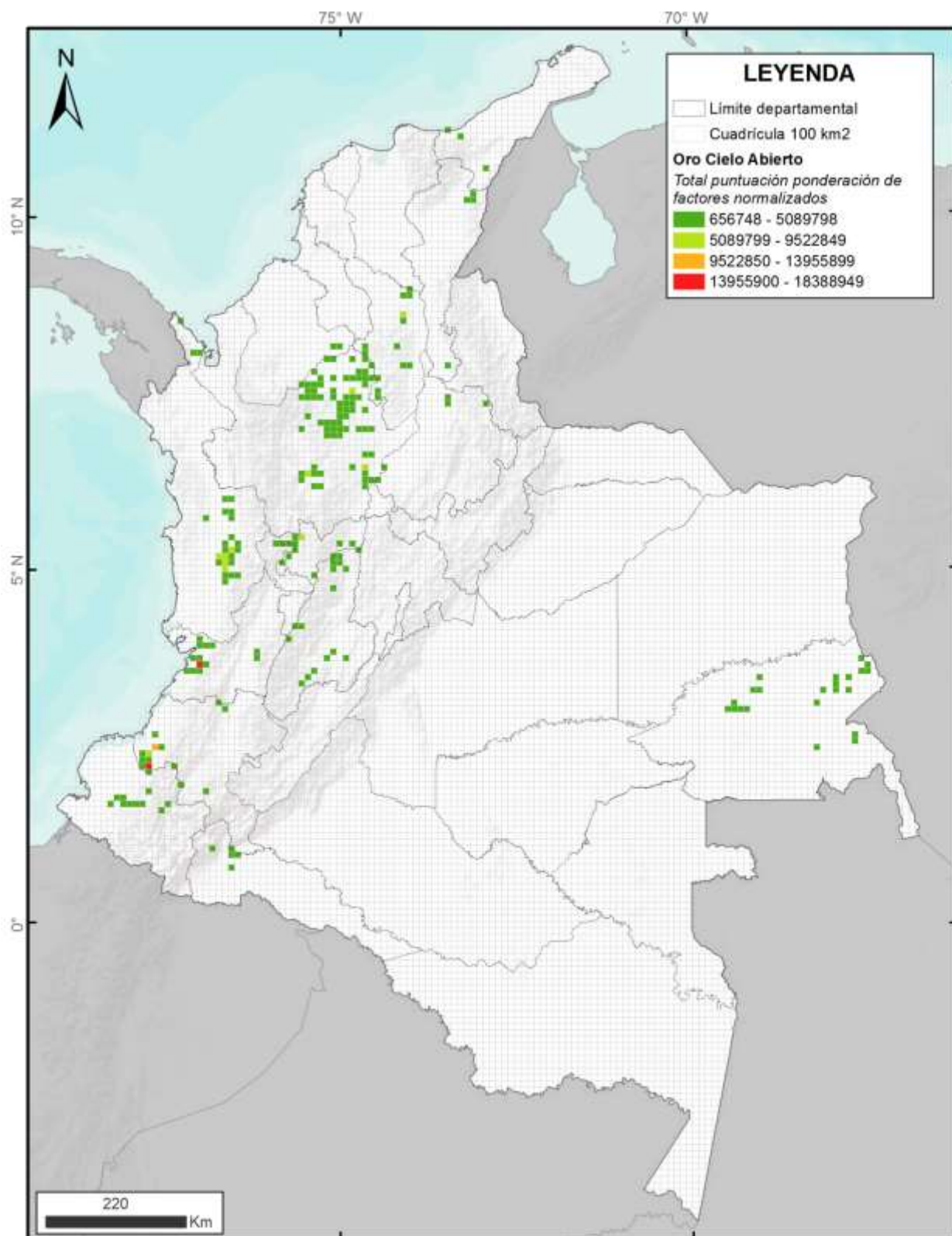


Figura 7-11. Minería de oro a cielo abierto

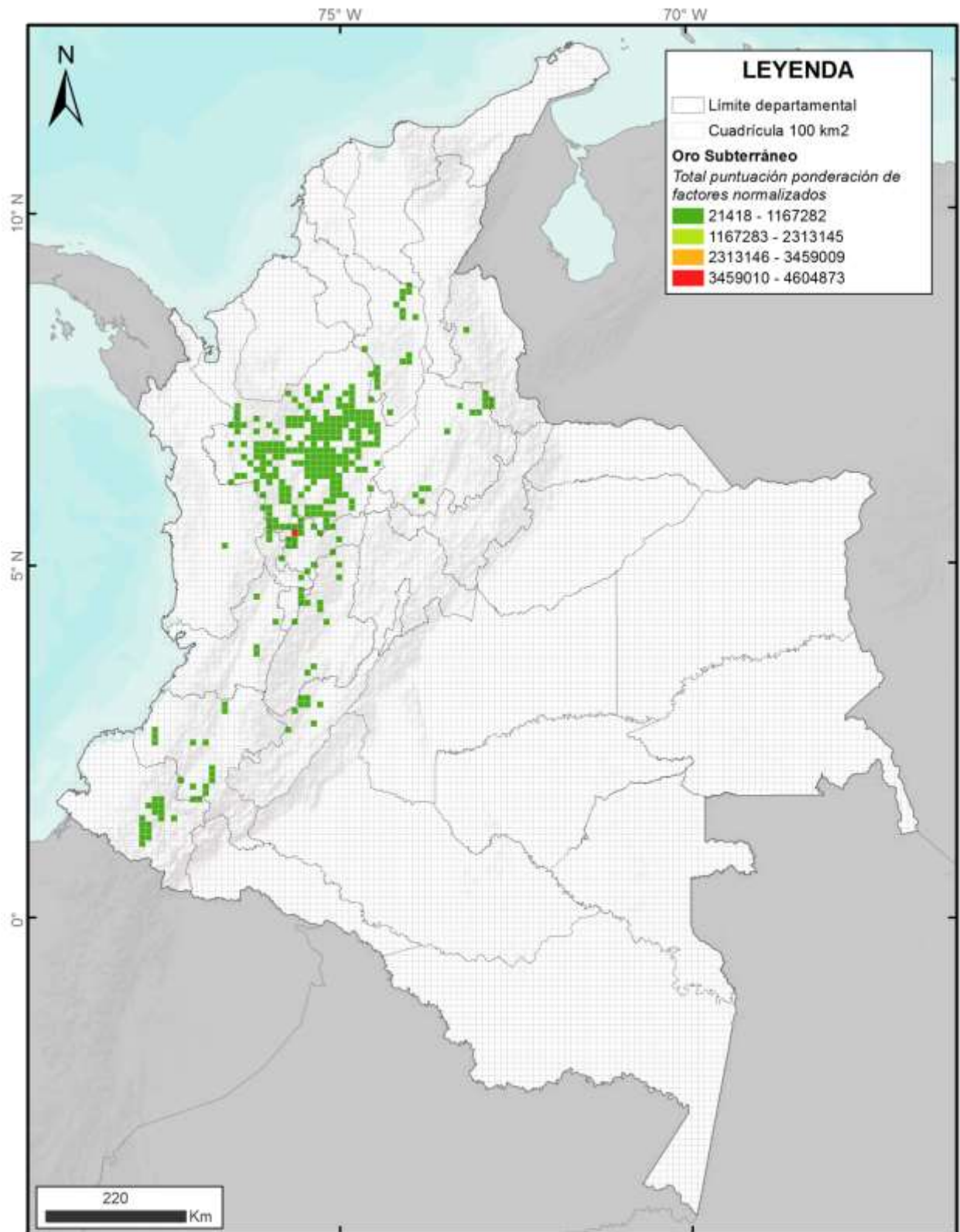


Figura 7-12. Minería de oro subterránea