

Andrei Briones Hidrovo

Metodología para la determinación del desempeño ambiental neto de la generación hidroeléctrica

Departamento
Ingeniería Mecánica

Director/es
Uche Marcuello, Francisco Javier
Martinez Gracia, Amaya

<http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis>

© Universidad de Zaragoza
Servicio de Publicaciones

ISSN 2254-7606



Universidad
Zaragoza

Tesis Doctoral

**METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DEL
DESEMPEÑO AMBIENTAL NETO DE LA
GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA**

Autor

Andrei Briones Hidrovo

Director/es

Uche Marcuello, Francisco Javier
Martinez Gracia, Amaya

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA

Ingeniería Mecánica

2019



Universidad
Zaragoza



Instituto Universitario de Investigación Mixto
CIRCE
Universidad Zaragoza

TESIS DOCTORAL

Metodología para la determinación
del desempeño ambiental neto de
la generación hidroeléctrica

Andrei Briones Hidrovo

Directores:

Javier Uche Marcuello

Amaya Martínez Gracia

Octubre 2018

Metodología para la determinación del desempeño
ambiental neto de la generación hidroeléctrica

Los profesores doctores del área del Máquinas y Motores Térmicos, del Departamento de la Universidad de Zaragoza Dña. Amaya Martínez Gracia, y D. Francisco Javier Uche Marcuello,

CERTIFICAN:

Que D. Andrei Briones Hidrovo, ha realizado bajo su dirección el trabajo para optar al Grado de Doctor dentro del Programa de Energías Renovables y Eficiencia Energética (509), el trabajo que presenta bajo el título:

“Metodología para la determinación del desempeño ambiental neto de la generación hidroeléctrica”

El trabajo se ajusta a los objetivos establecidos según el RD 99/2011 en el Proyecto de Investigación aprobado el 24/06/2015.

Y para que así conste, firman la presente certificación en Zaragoza, el 30 de octubre de 2018, para los efectos que sean oportunos.

Fdo.: Dña. Amaya Martínez Gracia

Fdo.: D. Javier Uche Marcuello

Resumen

El desarrollo social y económico humano ha alcanzado tales niveles que la energía se ha convertido en un elemento indispensable del vivir diario. Desde la Revolución Industrial, la demanda y consumo energético de las sociedades en el mundo no ha dejado de aumentar, sobre todo de fuentes no renovables de energía. Dada la dependencia en recursos finitos, su contaminación e impacto en el clima global, el mundo mira hacia las energías renovables como alternativa, en la búsqueda de la sostenibilidad, a la par de que se procura mitigar el cambio climático y estabilizar el clima a futuro. En este marco, las energías renovables juegan un rol de vital importancia, siendo que sus tecnologías de aprovechamiento son vistas como parte importante de la solución. Entre esas fuentes, la energía proveniente del agua resalta, debido a sus grandes potenciales en el mundo, su madurez tecnológica y su alta eficiencia. Gracias a su temprano desarrollo tecnológico, la energía hidráulica ha liderado desde siempre las energías renovables.

Aunque aprovechan recursos conceptualizados como ilimitados e inagotables, todas las tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía están limitadas y condicionadas ya sea por la disponibilidad, eficacia y eficiencia en el aprovechamiento del recurso como por los impactos de diferentes índoles que éstas generan. En el marco ambiental-ecológico, el estado de arte evidencia y expone importantes avances en el análisis y evaluaciones en centrales hidroeléctricas. Sin embargo, el estado de arte también evidencia un vacío de conocimiento, ya que se desconoce cual es el desempeño neto ambiental de la generación hidroeléctrica, a pesar de la existencia de múltiples evaluaciones. En consecuencia, este trabajo tiene como objetivo principal proponer una metodología para la determinación del desempeño ambiental neto de la generación hidroeléctrica. Para ello, se consideraron como casos de estudio dos centrales hidroeléctricas, una de regulación con interposición (embalse), de 42 MW, y otra de agua fluyente con desviación, de 21 MW, localizadas en Ecuador.

Con la finalidad de establecer la metodología, se consideraron dos evaluaciones: al análisis del ciclo de vida y la evaluación ecológica, ésta última a partir de los servicios de los ecosistemas. Con primer punto, se llevó a cabo el análisis del ciclo de vida en base a la norma ISO 14040. Ante el problema del cambio climático, se profundizó en las emisiones de gases de efecto invernadero a través de un balance, a fin de conocer las emisiones netas de cada central hidroeléctrica. En particular, existen suficientes evidencias que confirman que los embalses hidroeléctricos son emisores principalmente de dióxido de carbono y sobre todo, de metano. En este marco, se determinó un procedimiento para estimar y proyectar las emisiones de dióxido de carbono y metano del embalse, a lo largo de la vida útil de la central hidroeléctrica en cuestión, lo que contribuyó en la realización del balance de emisiones. Por otra parte, dado el uso y consumo de recurso hídrico, dentro de este apartado también se analizó la huella hídrica de las centrales hidroeléctricas así como también el nexo agua-carbono.

Como segundo punto, en el Capítulo IV de este trabajo se realizó la evaluación ecológica a partir de los servicios ecosistémicos, para lo cual se realizó una extensa revisión bibliográfica.

En este contexto, se propuso un balance ecosistémico por medio de la valoración económica de los servicios ecosistémicos. Esta valoración se realizó aplicando los métodos correspondientes. De esta forma, la valoración en conjunto con el balance ecosistémico permitió valorar el desempeño de la energía hidráulica desde un enfoque diferente al análisis del ciclo de vida. Dadas las particularidades de la central hidroeléctrica con embalse, su diseño fue modificado con la finalidad de comparar con el caso original y tener una mayor comprensión de la relación hidroenergía-ecosistemas. A ello se suma un análisis y determinación del coste ecológico de generación de dicha fuente de energía, basado en los resultados del balance ecosistémico señalado.

Como parte central y objetivo de este trabajo, se llevó a cabo la integración y balance del análisis del ciclo de vida y la evaluación ecológica a fin de conocer el desempeño ambiental neto de la generación hidroeléctrica en un único resultado. Para ello, primero se hizo una revisión bibliográfica general sobre la integración de evaluaciones. A partir de esto, se establecieron dos posibles alternativas con sus respectivos procedimientos para la integración. Tras analizar factores y elementos inherentes a la integración tales como la doble contabilidad, las unidades, la biodiversidad, alcance de las evaluaciones, etc., se escogió y aplicó el procedimiento que mejor se ajustaba a la integración, dando lugar a un resultado único expresado en unidades monetarias. Por último, en el Capítulo VI se realizó un análisis y valoración de sostenibilidad de ambos casos hidroeléctricos en función de los múltiples indicadores obtenidos a partir de la aplicación de las evaluaciones y de la integración, los cuales se correlacionaron con los beneficios teóricos socioeconómicos determinados para cada proyecto. Como parte final de este capítulo, se expusieron lineamientos para las nuevas y futuras políticas hidroenergéticas, basadas en los resultados obtenidos.

En síntesis, se concluye que la metodología propuesta permite abarcar todos los aspectos necesarios para determinar el desempeño neto ambiental hidroeléctrico. En este marco, el aprovechamiento de la energía hidráulica, a través de centrales hidroeléctricas, genera impactos importantes negativos ambientales-ecológicos, que en términos económicos, supera significativamente el coste de generación. De acuerdo a los resultados, la central hidroeléctrica de agua fluyente con desviación tiene un desempeño ambiental neto de $-0,08$ $\$/kWh$ mientras que la central de regulación con interposición (embalse) $-0,96$ $\$/kWh$, indicando claramente que la primera es más sostenible. En particular, la central con embalse no es efectiva en la mitigación contra el cambio climático, ya que a partir de transformación del ecosistema terrestre, elimina área de capacidad de absorción de carbono, creando a su vez una nueva fuente para la emisión de gases de efecto invernadero. A ello se agrega que este esquema hidroeléctrico genera grandes pérdidas ecosistémicas con efectos importantes sobre la biodiversidad. Por lo tanto, de manera general no debe asumirse que las tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía son sostenibles *per se*. A pesar de un mejor desempeño, la implementación de futuras centrales de agua fluyente con desviación deberá ser evaluada en base a múltiples indicadores biofísicos, en el marco de la sostenibilidad fuerte, con la finalidad de aprovechar esta fuente renovable de energía de manera más

equilibrada. Finalmente, es necesario que las políticas hidroenergéticas estén orientadas hacia una política ecológica, para así conservar y recuperar el patrimonio natural.

Summary

Human social and economic development has reached such high levels that energy has become an indispensable element of daily life. Since the Industrial Revolution, the societal energy demand and consumption in the world has not stopped increasing, especially of non-renewable energy sources. Given the dependence on finite resources, its pollution and impact on the global climate, the world looks towards renewable energies as an alternative, in the search for sustainability, at the same time climate change is mitigated. In this context, renewable energies play an important role, since their exploitation technologies are seen as an essential part of the solution. Among these sources, energy from water highlights due to its great potential in the world, its technological maturity and its high efficiency. Thanks to its early technological development, hydropower has always been the leader among the renewable energies.

Although they take advantage of resources that are conceptualized as unlimited and inexhaustible, all the exploitation technologies of renewable energy sources are limited and conditioned by the availability of resource, the efficiency and effectiveness of resource use, as well as by the impacts of different types they generate. In the environmental-ecological framework, the state of art exposes important advances on hydropower systems evaluations. However, the state of the art also reveals a knowledge gap, since it is unknown what the net environmental performance of hydropower systems is, despite the existence of multiple evaluations. Consequently, the aim of this work is to propose a methodology for determining the net environmental performance of hydropower generation. For this, two hydropower plants were considered as case studies, one of regulation with interposition (dam-reservoir scheme), of 42 MW, and another of run-of-river diversion scheme, of 21 MW, located in Ecuador.

In order to establish the methodology, two evaluations were considered: on the one hand life cycle assessment and on the other hand, ecological assessment, the latter based on ecosystem services. Firstly, life cycle assessment was carried out based on ISO 14040. In the face of climate change issue, the emission of greenhouse gases was deepened through a balance in order to know the net emissions from each hydropower plant. In particular, there is enough evidence which confirms that hydroelectric reservoirs are emitting mainly carbon dioxide and, above all, methane. In this framework, a procedure was determined to estimate and project the carbon dioxide and methane emissions of the reservoir, throughout the hydropower plant lifespan, contributing this way with the emissions balance. On the other hand, given the use and consumption of water resources, this section also analyzed the water footprint and water carbon nexus of both hydropower plants.

In Chapter IV of this work, an ecological assessment was performed based on ecosystem services, for which an extensive bibliographic review was carried out. In this context, an ecological balance was proposed through the economic valuation of ecosystem services. This assessment was made by applying the corresponding methods for each ecosystem service. In this way, the overall ecological assessment and balance allowed assessing hydropower systems

from a different approach to the life cycle assessment. Given the particular characteristic of the hydropower dam scheme case, its design was modified in order to compare with the original case and have a greater understanding of the hydropower-ecosystem relationship. Additionally, the ecological cost of hydropower generation was analyzed and determined, based on the results of the aforementioned ecosystem balance.

As a main part and objective of this work, the integration and balance of the life cycle assessment and the ecological assessment was carried out in order to know the net hydropower environmental performance in a single result. In order to achieve the goal, a general bibliographical review on the integration of evaluations was made first. From this, two possible alternatives were established with their respective procedures for the integration. After analyzing factors and elements inherent to integration such as double accounting, units, biodiversity, assessments scope, etc., the procedure that best suited to integration was chosen and applied, giving place to a single result expressed in monetary units. Finally, in Chapter VI, a sustainability analysis and assessment of both hydropower plant cases was performed based on the multiple indicators obtained along this work, which were correlated with the theoretical socioeconomic benefits determined for each project. As a final part of this chapter, guidelines for new and future hydropower policies were exposed based on the results obtained.

In summary, it is concluded that the proposed methodology allows covering all the necessary aspects to determine the net hydropower environmental performance. In this context, hydropower generation generates important negative environmental-ecological impacts, which in economic terms significantly exceeds the common hydropower generation cost. According to the results, the run-of-river diversion hydropower plant has a net environmental performance of -0.08 \$/kWh while hydropower dam-reservoir scheme -0.96 \$/kWh, clearly indicating that the first one is more sustainable. In particular, the hydropower dam-reservoir scheme is not effective in mitigating climate change since it eliminates earth carbon absorption capacity, creating in turn a new source for the emission of greenhouse gases. Moreover, this hydroelectric scheme generates large ecological losses with important effects on biodiversity. Therefore, in a general way it should not be assumed that renewable energies are sustainable *per se*. Despite a better performance, the implementation of future run-of-river diversion hydropower plants should be assessed based on multiple biophysical indicators, within strong sustainability framework, in order to use properly this renewable source of energy in a more balanced manner. Finally, it is necessary that future hydropower policies be oriented towards political ecology, in order to preserve and recover the natural heritage.

Agradecimientos

A mis tutores Amaya y Javier, por la paciencia y sabia guía en la realización de este trabajo

A mi familia, por el inmenso e incondicional apoyo

A mi abuelo Horacio

A Gustavo y Tatiana, quienes sembraron en mí

A Gustavo y Daniel, mis hermanos

Por y para ustedes.

ÍNDICE

CAPÍTULO I	1
MOTIVACIÓN Y JUSTIFICACIÓN	1
1.1. PACHAMAMA	1
1.2. EL HOMO SAPIENS	2
1.3. ENERGÍA: COMBUSTIBLES FÓSILES	3
1.4. EVOLUCIÓN Y DESARROLLO DE LAS ENERGÍAS RENOVABLES	4
1.5. ENERGÍAS RENOVABLES Y EL ENTORNO NATURAL	6
1.6. ESTRUCTURA DE LA TESIS	7
CAPÍTULO II	11
ENERGÍA HIDRÁULICA	11
2.1. ORÍGENES E HISTORIA	11
2.1.1. <i>Turbinas hidráulicas</i>	12
2.1.2. <i>Centrales hidroeléctricas: diseños, tipos y clasificación</i>	14
2.2. PANORAMA MUNDIAL DE LA HIDROENERGÍA	19
2.2.1. <i>Desarrollo y potencial</i>	19
2.2.2. <i>Costes de instalación, generación e impactos económicos.</i>	22
2.2.2.1. <i>Variación de costes y comparación con otras tecnologías</i>	25
2.2.2.2. <i>Influencia de la hidroenergía en mercados eléctricos: Ecuador y España.</i>	26
2.3. ASPECTOS AMBIENTALES-ECOLÓGICOS DE LA GENERACIÓN	
HIDROELÉCTRICA	28
2.3.1. <i>Huella hídrica</i>	28
2.3.1.1. <i>Definiciones</i>	29
2.3.1.2. <i>Tipos e indicadores</i>	30
2.3.1.3. <i>Cálculo de la huella hídrica</i>	30
2.3.1.4. <i>Huella hídrica de la hidroenergía y otras fuentes de energía.</i>	31
2.3.2. <i>Huella de carbono</i>	34
2.3.3. <i>Análisis del ciclo de vida</i>	36
2.3.3.1. <i>Emisiones de gases de efecto invernadero en embalses</i>	38
2.3.4. <i>Evaluación del Impacto Ambiental</i>	39
2.3.5. <i>Evaluación ecológica</i>	41
2.4. CAMBIO CLIMÁTICO Y POLÍTICAS ENERGÉTICAS	44
2.5. RIESGOS Y ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS DE LA HIDROENERGÍA	46
2.6. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, OBJETIVOS Y ALCANCE	48
2.7. OBJETO DE ESTUDIO	49
2.7.1. <i>Desarrollo hidroeléctrico en Ecuador</i>	49
2.7.2. <i>Ecosistemas y clasificación</i>	51
2.7.3. <i>Determinación de los casos de estudio</i>	52
2.7.3.1. <i>Central hidroeléctrica de agua fluyente con desviación.</i>	54
2.7.3.2. <i>Central hidroeléctrica de regulación con interposición (embalse)</i>	57
2.8. RESUMEN	59

CAPÍTULO III.....	63
ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA.....	63
3.1. NORMA Y ESPECIFICACIONES.....	63
3.2. OBJETIVO Y ALCANCE.....	63
3.2.1. <i>Definición de la unidad funcional y límites del sistema</i>	63
3.2.2. <i>Método de evaluación y categorías de impacto</i>	67
3.2.3. CALIDAD DE DATOS, SUPOSICIONES Y LIMITACIONES	78
3.3. ANÁLISIS DEL INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA (ICV).....	79
3.3.1. Fase de Construcción.....	80
3.3.1.1. <i>Central Hidroeléctrica Baba (CHB).....</i>	81
3.3.1.2. <i>Construcción de la Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas (CHMD)</i>	84
3.3.1.3. <i>Pérdida de capacidad de absorción de carbono</i>	87
3.3.1.3.1. <i>Bosque tropical.....</i>	88
3.3.1.3.2. <i>Bosque de montaña</i>	90
3.3.2. Fase de operación y mantenimiento (O&M).....	90
3.3.2.1. <i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	90
3.3.2.1.1. <i>Emisiones del embalse.....</i>	91
3.3.2.1.2. <i>Análisis de estudios previos.....</i>	94
3.3.2.1.3. <i>Estimación y proyección de emisiones de CO₂ y CH₄.....</i>	97
3.3.2.2. <i>Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	103
3.4. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL CICLO DE VIDA.....	103
3.4.1. Resultados de la Central hidroeléctrica Baba	103
3.4.2. Resultados de la Central hidroeléctrica Mazar-Dudas	104
3.5. INTERPRETACIÓN Y ANÁLISIS DE LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL CICLO DE VIDA	105
3.5.1. Análisis de incertidumbre	107
3.6. BALANCE Y ANÁLISIS DE EMISIONES DE CARBONO.....	109
3.6.1. Emisiones netas	109
3.6.1.1. <i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	109
3.6.1.2. <i>Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	110
3.6.2. Análisis comparativo de emisiones con otras hidroeléctricas	111
3.6.3. Comparación con termoeléctricas de combustibles fósiles	114
3.6.4. Asignación de emisiones en la Central hidroeléctrica Baba	115
3.6.5. Variabilidad de la generación e impacto en las emisiones.....	117
3.6.5.1. <i>Factor de planta y mejor aprovechamiento hídrico.....</i>	117
3.6.5.2. <i>Segundo aprovechamiento hidroeléctrico</i>	117
3.6.5.3. <i>Cambio climático</i>	118
3.7. DESDE LA PERSPECTIVA DEL RECURSO HÍDRICO	119
3.7.1. Balance hídrico de la Central hidroeléctrica Baba	119
3.7.2. Emisiones asociadas a los usos del agua	121
3.7.3. Cálculo de la Huella Hídrica	122
3.7.3.1. <i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	122
3.7.3.2. <i>Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	125
3.7.4. Nexo agua-carbono.....	126

3.7.4.1.	<i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	126
3.7.4.2.	<i>Central hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	127
3.8.	RESUMEN Y CONCLUSIONES	128
CAPÍTULO IV	131
EVALUACIÓN ECOLÓGICA	131
4.1 ECOSISTEMAS: CONCEPTUALIZACIÓN, CARACTERÍSTICAS Y CLASIFICACIÓN	131
4.1.1 Generalidades	131
4.1.2 Ciclos y procesos		134
4.1.2.1.	<i>Ciclo del agua</i>	134
4.1.2.2.	<i>Ciclo del carbono</i>	135
4.1.2.3.	<i>Ciclo del nitrógeno</i>	136
4.1.2.4.	<i>Ciclo del fósforo</i>	137
4.1.2.5.	<i>Producción primaria</i>	137
4.1.2.6.	<i>El suelo: Formación y composición</i>	139
4.1.2.7.	<i>La biodiversidad: participación e interacción.</i>	141
4.2. ECOSISTEMAS: BIENES, SERVICIOS Y BENEFICIOS	141
4.2.1.	<i>Conceptualización</i>	141
4.2.2.	<i>Clasificación</i>	145
4.3. ESTADO ACTUAL DE LOS ECOSISTEMAS Y SUS SERVICIOS		147
4.3.1.	<i>Sistemas acuáticos, embalses e impactos al recurso hídrico.</i>	148
4.4. ECONOMÍA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		150
4.4.1.	<i>Valoraciones, métodos y aplicación</i>	150
4.4.2.	<i>Estudios de valoración económica de servicios ecosistémicos.</i>	157
4.4.3.	<i>Incertidumbre de la valoración económica ecosistémica.</i>	158
4.5. VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		159
4.5.1.	<i>Propuesta de evaluación: Balance ecosistémico</i>	159
4.5.1.1.	<i>Rediseño de la central hidroeléctrica Baba</i>	160
4.5.2.	<i>Determinación de los métodos para la valoración.</i>	161
4.5.2.1.	<i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	163
4.5.2.2.	<i>Central hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	167
4.5.3.	<i>Alcance y limitaciones.</i>	170
4.5.3.1.	<i>Central hidroeléctrica Baba</i>	170
4.5.3.2.	<i>Central hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	173
4.5.4.	<i>Resultados de la Valoración</i>	175
4.5.4.1.	<i>Estados a0 y a1</i>	175
4.5.4.2.	<i>Estado d0</i>	178
4.5.5.	BALANCE Y EFICIENCIA	179
4.6. VARIABILIDAD Y COMPARACIÓN DE LA VALORACIÓN ECOSISTÉMICA		180
4.7. COSTE ECOLÓGICO DE GENERACIÓN		182
4.7.1.	<i>Central hidroeléctrica Baba</i>	183
4.7.2.	<i>Central hidroeléctrica Mazar-Dudas</i>	184

4.9. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE BABA (REDISEÑADO) Y MAZAR-DUDAS.....	185
4.10. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	188
CAPÍTULO V	191
ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y EVALUACIÓN ECOLÓGICA: UNA APROXIMACIÓN PARA LA INTEGRACIÓN	191
5.1. GENERALIDADES.....	191
5.2. MÉTODO.....	192
5.2.1. Antecedentes	192
5.2.1.1. <i>Justificación de la unidad monetaria para la representación de resultados</i>	193
5.2.1.2. <i>Revisión de evaluaciones: vínculos, interrelación e integración.</i>	194
5.2.1.3. <i>La biodiversidad como elemento común</i>	196
5.2.2. Procedimiento para la integración	197
5.2.3. Análisis de la doble contabilidad	198
5.3. ALTERNATIVAS Y ELEGIBILIDAD	200
5.3.1. Alternativa A.....	201
5.3.2. Alternativa B	202
5.3.3. Indicador	203
5.3.4. Criterios de elección	203
CAPÍTULO VI.....	209
SOSTENIBILIDAD DE LA GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA	209
6.1. IMPACTO SOBRE LOS RECURSOS RENOVABLES Y NO RENOVABLES ..	209
6.1.1. Biocapacidad.....	209
6.1.2. Recursos no renovables	211
6.1.2.1. <i>Energy Investment On Return (EROI).....</i>	212
6.1.2.2. <i>Exergy Replacement Cost (ERC)</i>	213
6.2. ANÁLISIS DE SOSTENIBILIDAD	214
6.2.1. Indicadores	215
6.2.1.1. <i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	215
6.2.1.2. <i>Central hidroeléctrica Mazar-Dudas.....</i>	217
6.2.2. Aspectos sociales y económicos.....	219
6.2.2.1. <i>Central Hidroeléctrica Baba</i>	219
6.2.2.2. <i>Central hidroeléctrica Mazar-Dudas.....</i>	220
6.3. ¿ES SOSTENIBLE LA GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA?	220
6.4. NUEVAS POLÍTICAS HIDROENERGÉTICAS	225
6.4.1. Antecedentes y condiciones actuales	225
6.4.2. Hacia una política ecológica	226
6.4.2.1. <i>Políticas restrictivas</i>	227
6.4.2.2. <i>Políticas de aprovechamiento y regeneración ecológica</i>	227
6.5. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	228
CAPÍTULO VII	231
SÍNTESIS, APORTACIONES Y PERSPECTIVAS	231

7.1. SÍNTESIS	231
7.1.1. <i>Capítulo I y II</i>	231
7.1.2. <i>Capítulo III</i>	231
7.1.3. <i>Capítulo IV</i>	233
7.1.4. <i>Capítulo V</i>	233
7.1.5. <i>Capítulo VI</i>	234
7.1.6. <i>Conclusiones finales</i>	235
7.2. APORTACIONES	235
7.2.1. <i>Capítulo II y III</i>	235
7.2.2. <i>Capítulo IV</i>	236
7.2.3. <i>Capítulo V</i>	236
7.2.4. <i>Capítulo VI</i>	236
7.3. PERSPECTIVAS Y FUTUROS TRABAJOS	236
BIBLIOGRAFÍA	239
ANEXOS	279

ÍNDICE DE GRÁFICOS

ORIGEN DE LA HIDROENERGÍA.....	12
TURBINAS HIDRÁULICAS MÁS EMPLEADAS EN LA ACTUALIDAD.	13
CURVA ALTURA-POTENCIA Y ALTURA-CAUDAL DE LA TURBINA KAPLAN.	13
CURVA ALTURA-POTENCIA Y ALTURA-CAUDAL DE LA TURBINA FRANCIS.	13
CURVA ALTURA-POTENCIA Y ALTURA-CAUDAL DE LA TURBINA PELTON.	13
TIPOS DE PRESAS EN CENTRALES HIDROELÉCTRICAS.....	15
CENTRAL HIDROELÉCTRICA CON PRESA DE HORMIGÓN COMPACTADO.....	16
CENTRAL HIDROELÉCTRICA DE BOMBEO CON DOS EMBALSES.	16
CENTRAL HIDROELÉCTRICA DE REGULACIÓN CON DESVIACIÓN.....	17
CENTRAL HIDROELÉCTRICA DE AGUA FLUYENTE CON INTERPOSICIÓN.....	18
CENTRAL HIDROELÉCTRICA DE AGUA FLUYENTE CON DESVIACIÓN.	18
TENDENCIA DE LA GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA EN EL MUNDO.	20
CAPACIDAD HIDROELÉCTRICA INSTALADA POR PAÍSES.	21
COSTE DE INSTALACIÓN HIDROELÉCTRICO EN EL MUNDO, USD/KW.....	24
COSTE EQUIVALENTE DE ELECTRICIDAD EN DIFERENTES REGIONES, USD/KWH.....	25
COSTO NIVELADO DE ENERGÍA DE DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE GENERACIÓN ELÉCTRICA, USD/KWH	26
FASES DE LA EVALUACIÓN DE LA HUELLA HÍDRICA.....	29
RELACIÓN ENTRE LA INTENSIDAD DE CARBONO Y HUELLA HÍDRICA DE LOS SISTEMAS DE GENERACIÓN ELÉCTRICA.....	33
PROCESO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO.....	35
DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO DE LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL (EIA).....	40
EVOLUCIÓN DE LA POTENCIA HIDRÁULICA EN ECUADOR.....	50
EVOLUCIÓN DEL SUMINISTRO DE ELECTRICIDAD POR FUENTES.....	51
CENTRALES Y PROYECTOS HIDROELÉCTRICOS EN ECUADOR.....	53
DISEÑO GENERAL DEL SISTEMA DE CAPTACIÓN DE LOS APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS MAZAR-DUDAS.....	55
ESQUEMA Y ECOSISTEMA DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS.....	56
VISTA AÉREA DEL EMBALSE DEL PROYECTO MULTIPROPÓSITO BABA.	57
ESQUEMA Y ECOSISTEMA DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.	61
LÍMITES DEL SISTEMA. CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.....	66
LÍMITES DEL SISTEMA. CENTRAL HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS.....	67
ARMONIZACIÓN ENTRE IMPACTO INTERMEDIO (CAMBIO CLIMÁTICO) Y FINAL (SALUD HUMANA-ECOSISTEMAS).....	68

CONEXIÓN ENTRE IMPACTOS INTERMEDIOS E IMPACTOS FINALES EN RECIPE.....	70
PROCESOS EN LA FABRICACIÓN DE HORMIGÓN, CHB	82
PROCESOS DEL ACERO.....	83
PROCESO MOVIMIENTO DE TIERRA, CHB.....	83
PROCESOS PARA EL COBRE.....	84
PROCESOS EN LA FABRICACIÓN DE HORMIGÓN, CHMD	85
PROCESOS EN LA FABRICACIÓN DE TUBERÍA PVC, CHMD	86
PROCESOS EN EL RELLENO DE MATERIALES, CHMD	87
PROCESOS DEL ACEITE LUBRICANTE	91
VÍAS DE EMISIÓN DE CO ₂ Y CH ₄ EN UNA CENTRAL HIDROELÉCTRICA	93
EMISIONES DE CO ₂ Y CH ₄ DE EMBALSES HIDROELÉCTRICOS MAYORES A 500 KG CO ₂ -EQ/MWH.	95
EMISIONES DE CO ₂ Y CH ₄ DE EMBALSES HIDROELÉCTRICOS MENORES A 500 KG CO ₂ -EQ/MWH.	96
CORRELACIÓN ENTRE LAS EMISIONES DE CARBONO Y EL TIEMPO DE RESIDENCIA DEL AGUA.....	99
CORRELACIÓN DE EMISIONES DE CARBONO Y LA EDAD DEL RESERVORIO.	99
CORRELACIÓN ENTRE EL FACTOR DE EMISIÓN DE CARBONO Y LA DENSIDAD ENERGÉTICA Y W/M ²	100
PROYECCIÓN DE EMISIONES DE LOS EMBALSES HIDROELÉCTRICOS ANALIZADOS INCLUYENDO LA C.H. BABA.	102
EMISIONES DE LOS 3 APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS QUE CONFORMAN CHMD.....	107
DESVIACIÓN ESTÁNDAR, CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA	108
DESVIACIÓN ESTÁNDAR, CENTRAL HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS	108
SISTEMA DE CLASIFICACIÓN DE ZONAS DE VIDA DE HOLDRIDGE	133
CICLO DEL AGUA.....	134
CICLO DEL CARBONO.....	135
CICLO DEL NITRÓGENO.	136
CICLO DEL FÓSFORO.....	137
CIRCULACIÓN Y CAPTACIÓN MUNDIAL DEL CARBONO POR ECOSISTEMAS TERRESTRES.....	138
TEXTURAS DEL SUELO.....	139
HORIZONTES DEL SUELO.	140
MODELO CASCADA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	142
NUEVO DISEÑO HIPOTÉTICO DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.....	161
BALANCES Y EFICIENCIA ECOLÓGICA DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.	180
BALANCES Y EFICIENCIA ECOLÓGICA DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS.	180

ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO REGULACIÓN DE GASES (CAPTURA DE CARBONO)	182
ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO SUMINISTRO DE AGUA.	182
BALANCE, EFICIENCIA DEL NUEVO DISEÑO DE LA HIDROELÉCTRICA BABA Y COMPARATIVA CON EL DISEÑO ORIGINAL	185
COMPARATIVA DE CAUDALES ENTRE LOS ESTADOS A1, D0 Y D1, DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.	186
COMPARATIVA DE CAUDALES DEL RÍO QUEVEDO PARA LOS ESTADOS A1, D0 Y D1, CHB.	187
GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA VS CAUDAL DEL RÍO QUEVEDO, CHB.....	187
COMPARATIVA DE BALANCES ENTRE CHB Y CHMD.	188
COMPARATIVA DE EFICIENCIA ESE ENTRE CHB Y CHMD.....	188
INTERRELACIÓN ENTRE EL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y EVALUACIÓN ECOLÓGICA	197
DIAGRAMA MARCO PARA EL ANÁLISIS DE DOBLE CONTABILIDAD	200
CAUSA-EFECTO DE LA EXTRACCIÓN DE MINERALES (A) Y PETRÓLEO (B).....	211
PILARES DEL DESARROLLO SOSTENIBLE	220
CONCEPTUALIZACIÓN BASE DE SOSTENIBILIDAD PARA LAS NUEVAS POLÍTICAS HIDROENERGÉTICAS...	222

ÍNDICE DE TABLAS

POTENCIA Y GENERACIÓN HIDROELÉCTRICA DE VARIOS PAÍSES EN RELACIÓN A SU ÁREA Y ECONOMÍA.	21
POTENCIA INSTALADA DE LOS PAÍSES EN SUDAMÉRICA.....	22
RANGOS DE HUELLA HÍDRICA DE LAS DIFERENTES FUENTES DE GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA ..	34
CONJUNTO DE APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS MAZAR-DUDAS	54
RESUMEN DE LAS PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DEL PROYECTO BABA	58
VALORES DE VIDA ÚTIL EN AÑOS DE INFRAESTRUCTURA, PARTES MECÁNICAS Y ELÉCTRICAS	65
RESUMEN DE MÉTODOS PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL CICLO DE VIDA.....	69
LAS CATEGORÍAS DE IMPACTOS INTERMEDIOS DE RECIPE Y CONEXIÓN CON LOS IMPACTOS FINALES ...	71
CATEGORÍAS DE IMPACTOS FINALES DE RECIPE	71
CONSUMO DE COMBUSTIBLE Y EMISIONES PARA TRANSPORTE Y MAQUINARIA DE GRAN CAPACIDAD .	81
EMISIONES PARA MÁQUINAS Y MOTORES ESTACIONARIOS	81
CAPACIDADES Y RENDIMIENTO DE TRABAJO DE LA MAQUINARIA.....	81
DOSIFICACIÓN DE HORMIGONES, CHB	82
CANTIDADES DE HORMIGÓN, CEMENTO, ARENA, GRAVA Y AGUA, CHB	82
DOSIFICACIÓN DE HORMIGONES, CHMD.....	85
CANTIDADES DE AGUA, ARENA Y GRAVA, CHMD	85
CARACTERÍSTICAS DEL TRANSPORTE DE LA TUBERÍA DE ACERO, CHMD.....	86
CANTIDADES DE ACERO, CHMD	86
CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DE TUBERÍA DE PVC, CHMD	86
CANTIDADES DE MOVIMIENTO DE TIERRA, CHMD	87
CASOS HIDROELÉCTRICOS DE REFERENCIA, PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS Y COMPARACIÓN CON CHB.	102
RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE IMPACTOS INTERMEDIOS, CHB	103
RESULTADOS DE IMPACTOS INTERMEDIOS EN CATEGORÍAS DE IMPACTO FINAL, CHB	104
RESULTADOS DE IMPACTOS FINALES, CHB	104
RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE IMPACTOS INTERMEDIOS, CHMD.....	104
RESULTADOS DE IMPACTOS INTERMEDIOS EN CATEGORÍAS DE IMPACTO FINAL, CHMD	105
RESULTADOS DE IMPACTOS FINALES, CHMD.....	105
ESTIMACIÓN DE EMISIONES DEL EMBALSE DE LA HIDROELÉCTRICA BABA EN G CO _{2-EQ} /M ² /DÍA	109
EMISIONES NETAS DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.....	110
EMISIONES DE CENTRALES HIDROELÉCTRICAS REPORTADAS.....	114

EMISIONES Y COMPARACIONES ENTRE LA HIDROELÉCTRICA BABA Y SUS EQUIVALENTES EN CENTRALES TÉRMICAS.	115
SERVICIOS DEL MULTIPROPÓSITO BABA Y LA RELACIÓN CARBONO-AGUA.....	122
CLASIFICACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS	132
EJEMPLO DE PRODUCCIÓN PRIMARIA NETA DE ALGUNOS ECOSISTEMAS MUNDIALES.	139
ESQUEMAS DE CLASIFICACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EXISTENTES.....	146
MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	153
RELACIÓN ENTRE LA FUNCIÓN ECOLÓGICA, EL SERVICIO Y EL TIPO DE VALOR.....	155
MÉTODOS MÁS APLICADOS PARA LA VALORACIÓN DE LOS DIFERENTES SERVICIOS ECOSISTÉMICOS...	157
VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESCENARIOS, CHB.....	160
VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESCENARIOS, CHMD.....	160
ESPECIFICACIONES DE LA EFICIENCIA ECOLÓGICA (ESE).	160
<i>IDENTIFICACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, MÉTODOS DE VALORACIÓN Y BENEFICIARIOS.....</i>	<i>162</i>
VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.	166
VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS. ...	170
DETERMINACIÓN DEL ALCANCE DE LA VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, CHB.....	171
ESTADO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POSTERIOR A LA CONSTRUCCIÓN DE LA CHB.....	172
ESTADO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POSTERIOR A LA CONSTRUCCIÓN DE LA CHMD.....	174
DATOS APLICADOS PARA LOS ESTADOS A (0,1) Y D (0,1) DE LA CHB.	176
VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA LOS ESTADOS A0 Y A1, CHB.	176
DATOS APLICADOS PARA LOS ESTADOS A (0,1) Y D (0) DE LA CHMD.....	178
VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, ESTADOS A0 Y A1, CHMD	178
VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, ESTADO D0, CHB.....	179
VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, ESTADO D0, CHMD	179
COSTE NETO DE GENERACIÓN, CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.	183
COSTE NETO DE GENERACIÓN, CENTRAL HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS.....	184
CAUDALES (M ³ /S) DE GENERACIÓN Y TRASVASE PROMEDIOS DEL REDISEÑO DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA.	184
VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, ESTADO D1, CHB.....	184
COSTE NETO DE GENERACIÓN DEL NUEVO DISEÑO DE LA HIDROELÉCTRICA BABA.....	185
RESUMEN DE VALORES APLICADOS EN EL MÉTODO (ALTERNATIVA 1) PARA EL BALANCE ACV-ΔSE	205
FACTORES Y RENDIMIENTOS PARA EL CÁLCULO DE LA BIOCAPACIDAD	209
EROI DE DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA.....	213

DATOS REQUERIDOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL EROI PARA AMBAS CENTRALES HIDROELÉCTRICAS.	214
PRINCIPALES INDICADORES DE LAS CENTRALES HIDROELÉCTRICAS ESTUDIADAS.....	218
BENEFICIOS TEÓRICOS SOCIOECONÓMICOS DERIVADOS DEL PROYECTO MULTIPROPÓSITO BABA.	220
COMPARACIÓN DE INDICADORES Y VALORACIÓN PARA LAS HIDROELÉCTRICA BABA Y MAZAR-DUDAS.	223
PRINCIPALES ARTÍCULOS DE LA CONSTITUCIÓN 2008 DE ECUADOR VINCULADOS A LA POLÍTICA ECOLÓGICA	228

“Alejada de la Naturaleza, la existencia humana queda vacía de contenido”

Masanobu Fukuoka

Capítulo I

Motivación y justificación

El modo de vida antropogénico ha evolucionado de tal manera que en la actualidad la energía se ha convertido en un componente básico e indispensable, con un uso cada vez mayor. La demanda de energía por parte de las sociedades ha dado lugar a la explotación de recursos naturales energéticos tanto renovables como no renovables, lo que ha tenido como efecto importantes impactos y/o alteraciones en el mundo natural. De cara al futuro y dada la crisis ecológica mundial, el aprovechamiento de fuentes renovables de energía no solo pasa por la dependencia de recursos energéticos finitos sino que también por encontrar un equilibrio entre las sociedades con la Naturaleza. Una mejor comprensión de cómo el aprovechamiento hidroenergético, como fuente renovable, se comporta con el entorno natural, sus condiciones y cuáles serían sus limitaciones de cara al futuro, ha sido el motivo de este trabajo académico.

1.1. Pachamama

Pachamama o bien Madre Tierra. Así es como los pueblos indígenas andinos denominan al planeta Tierra, concebido como el ente envolvente donde se produce y organiza la vida en armonía, y del cual el ser humano es parte complementaria (Briones Hidrovo, 2015). La atmósfera, los océanos y continentes en conjunto con la materia viviente de la Tierra forman un sistema complejo al que puede considerarse como un organismo individual capaz de mantener las condiciones que hacen posible la vida en el planeta; se comportan como un todo coherente donde la vida, su componente característico, se encarga de autorregular sus condiciones esenciales. Este enunciado fue la hipótesis expuesta por J. Lovelock, quien denominó al planeta tierra como Gaia (diosa de la Tierra). Según la hipótesis, Gaia se comportaría como un sistema auto-regulador que, en términos físicos y químicos, está siempre en equilibrio (Lovelock, 2000). Ya sea en palabras de Lovelock o de los pueblos indígenas andinos, el planeta Tierra es la gran Madre.

La radiación solar es captada desde el exterior por la Tierra, la cual genera en su interior (biósfera) calor y patrones térmicos. Esta condición en conjunto con la rotación y movimiento de la Tierra dan lugar a los vientos (masas de aire en movimiento) y a las corrientes oceánicas. Estos movimientos de agua y aire influyen en las condiciones atmosféricas globales, incluyendo las precipitaciones, la humedad y temperatura del aire, etc. Con la interacción de estos elementos, se han creado sobre los continentes biomas, áreas climática y geográficamente similares, las cuales recogen un conjunto de ecosistemas y que se definen a partir de la vegetación y de las especies animales que predominan. Ya en los ecosistemas, ya sean terrestres como acuáticos (agua dulce y marinos), los organismos vivos interactúan con los factores abióticos (suelo, aire, agua) creando flujos constantes de materia y energía (Smith & Smith, 2007).

En efecto, la Pachamama acoge a un sin número de formas de vida, gracias a que provee todo lo necesario para el sustento de éstas. A través de procesos, cada componente o elemento se encuentra en el estado y condición adecuada. El suelo, que con la interacción de los organismos vivos mantiene sus cualidades, da sustento a la diversa y vasta vegetación, la cual a su vez genera oxígeno y absorbe dióxido de carbono. Con ello también se contribuye al mantenimiento de las condiciones físicas del aire como también al equilibrio de los gases dentro de la biósfera. El agua, que tiene su ciclo al igual que otros elementos, se renueva constantemente; va desde las altas montañas continentales hasta los mares, recorriendo extensas áreas, dando sustento a la vida, ya sea como medio o como alimento. La Naturaleza provee de alimentos para todos; algunos lo producen para otros, o simplemente se convierten en una forma de alimento para otros. Todo esto, en una constante interacción y renovación de la vida. Pero la Pachamama ofrece más. Distribuidos en todo el planeta, existen otros elementos naturales inorgánicos tales como minerales o biomasa de origen fósil, que aunque en su mayoría no son partícipes del mundo natural ni son esenciales para la vida, se crearon a través de largos procesos naturales y se han alojado en el interior de Pachamama.

1.2. El homo sapiens

De todos los seres vivos que acoge la Pachamama, sin duda alguna el ser humano es el de mayor distinción, ya que tiene la capacidad de razonar, pensar, crear y comprender conceptos abstractos. Dicha característica le ha permitido crear su propio mundo, paralelo al natural, sobre la faz de la Tierra. Desde sus inicios, el ser humano vivía agrupado formando pequeñas poblaciones la cuales satisfacían sus necesidades básicas a través de la caza y la recolección de diferentes alimentos que ofrecía la Pachamama. Una vez agotados los recursos en las proximidades del asentamiento, las poblaciones se movilizaban a lugares donde los recursos fuesen más abundantes. Toda fuente de energía era renovable; giraba en torno al sol el cual daba origen a la biomasa, viento, hidráulica y alimentos, estos últimos necesarios para aportar con calorías generar trabajos mecánicos manuales (Bithas & Kalimeris, 2016). En aquel entonces, no había mayor interés en la posesión de bienes materiales (recursos naturales), aunque desde tiempos prehistóricos ya había explotación de lo que hoy se conoce como petróleo y minerales (metales) que se encontraban cerca de la superficie y de fácil acceso. El carbón ha sido el elemento más explotado debido a que se encuentra esparcido por todo el mundo. Así, estos recursos naturales fueron de a poco tomando importancia, convirtiéndose en elementos esenciales en la historia de la humanidad (Newman, 2018) (Daly & Farley, 2004).

Con el pasar del tiempo, las sociedades nómadas desarrollaron tecnología de almacenamiento de alimentos para largos periodos, dando paso a la agricultura, la cual terminó con la vida nómada. Aquello permitió grandes asentamientos humanos así como la expansión y aumento de la población. Como consecuencia, y a razón de satisfacer la demanda creciente de alimentos, los ecosistemas fueron afectados a un ritmo creciente, dando lugar a una reducción notable de sus capacidades para producir alimentos y materiales, independientemente de la actividad agrícola. Esta situación dio paso a la creación de conocimiento y por ende de nuevas tecnologías que permitiesen mejorar la producción de alimentos, así abastecer a las

sociedades. Un ejemplo de ello es la irrigación a gran escala. No obstante, dicha evolución y mejora tecnológica acarreó más impactos y afectaciones al mundo natural, sobre todo el suelo (recursos abióticos), el cual ha estado y sigue siendo sobreexplotado, quedando incapacitado incluso para sostener vida (Daly & Farley, 2004). Paralelo a ello también se incrementaba la demanda de energía, proporcional al crecimiento poblacional. No obstante, dado que el desarrollo exosomático era mínimo, el metabolismo y la entropía de las sociedades se mantenían bajos (Georgescu-Roegen, 1996). La fuentes de energía seguían siendo renovables: viento y agua, para los procesos de molido de alimentos (Bithas & Kalimeris, 2016).

El continuo desarrollo tecnológico sobre todo en la navegación, sumado a la acumulación de los excedentes de la producción, dio paso a la expansión del comercio de productos a escala mundial, lo que en consecuencia también permitió el intercambio de ideas, acelerando así el progreso en términos técnicos y tecnológicos. Hasta ese entonces, ya había una creciente demanda de materiales no renovables como el hierro, cobre, aluminio y carbón. Con la llegada de la revolución industrial a mediados del siglo XVIII, la mano de obra basada en el trabajo manual así como el uso de la tracción animal fueron sustituidos por maquinarias la cuales requerían de una fuente de energía para su funcionamiento. Con la invención de máquina de vapor, del motor de combustión interna y generación de energía eléctrica, el desarrollo industrial ha alcanzado niveles sin precedentes en poco más de dos siglos. Eso ha sido posible gracias a los vastos yacimientos de fuentes de energía no renovables, como lo son los combustibles de origen fósil: carbón, petróleo y gas natural. Ya en la actualidad, el mundo antropogénico está moldado y ajustado al sistema económico vigente, el mismo que fue evolucionando a la par del desarrollo tecnológico y que en la actualidad requiere para su sustento, grandes flujos de materia y energía, lo que marca grandes diferencias en términos entrópicos con otros tiempos de la historia de la humanidad (Georgescu-Roegen, 1996) (Daly & Farley, 2004). Desde sus orígenes hasta en la actualidad, el ser humano siempre ha dependido de la naturaleza a pesar de la creación de su propio mundo (ciudades).

1.3. Energía: combustibles fósiles

Con la llegada de la revolución industrial a mediados del siglo XVIII, la energía pasó a ser un elemento clave e indispensable en la vida del ser humano. El hito de la industrialización inició y creó una importante dependencia de recursos energéticos, que en sus inicios fueron la biomasa y el carbón. A medida que la industria crecía, las limitaciones de la biomasa se vieron expuestas por lo que el carbón pasó a reemplazarlo. La energía química se transformaba en calor que a su vez se transformaba en energía mecánica que era requerida para mover máquinas de distintas índoles. Con el desarrollo de nuevas tecnologías hacia la segunda revolución industrial, la energía eléctrica se fue posicionando entre los tipos de energía con mayor demanda, obtenida principalmente con carbón.

Hasta finales del siglo XIX, el petróleo no había tenido mayor participación en la matriz energética mundial. Se sabía de su existencia pero su explotación no se extendió y expandió. A raíz del descubrimiento de yacimientos petrolíferos y de los avances en la extracción y los

procesos de refinación, el petróleo pasó a ser parte de la matriz energética entre los años 1920 y 1930. Posterior a la segunda guerra mundial, la explotación de petróleo tuvo un boom, alcanzando niveles pico de producción, a la par que el gas natural era explotado e introducido en el mercado energético mundial (Bithas & Kalimeris, 2016). Desde inicios del siglo XX, la economía del mundo pasó a ser una economía basada en combustibles fósiles, recursos finitos, no renovables, liderados por el petróleo, seguido por el carbón y el gas natural. En la actualidad, el 85% de la energía primaria del mundo proviene de estos recursos energéticos (BP, 2018).

La economía creciente de mercado, basada en la intensa extracción y explotación de recursos naturales para ser transformados luego en productos elaborados-industrializados, con alta dependencia energética en combustibles fósiles y generación de desechos, generó reacciones y preocupaciones alrededor del mundo. Ya en 1972 con el informe *Los límites del crecimiento* por parte del Club de Roma se advertía que “si el actual incremento de la población mundial, la industrialización, la contaminación, la producción de alimentos y la explotación de los recursos naturales se mantiene sin variación, alcanzará los límites absolutos de crecimiento en la Tierra durante los próximos cien años” (Meadows et al., 2004). Hacia finales del siglo XX, con las preocupaciones del caso como el incremento de carbono en la atmósfera, agotamiento de combustibles fósiles y la pérdida de espacios y recursos naturales, se planteó el desarrollo sostenible, el cual procuraba hacer frente y replantear el modelo de desarrollo socioeconómico vigente para aquel entonces. Dicho término se estableció en el informe “*Our common future*” (Brundtland), llevado a cabo por la Organización de Naciones Unidas (WCED, 1987), el cual se conceptualizó como “la capacidad de satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”. Esta nueva propuesta o visión de desarrollo se basa en tres pilares que son el económico, social y ambiental, los mismos que deben estar en equilibrio y en armonía. Para ese entonces y con la emisión de dicho informe, hubo un giro y apuesta por las energías renovables con la premisa de que permitirían alcanzar parte de los objetivos del desarrollo sostenible, sustituyendo así a los combustibles fósiles.

1.4. Evolución y desarrollo de las Energías Renovables

Hasta los tiempos preindustriales, las energías renovables tenían poca presencia en el mundo antropogénico. Hacia 1973, ya en la época industrial, alrededor del 7% de energía primaria provenía de fuentes renovables, principalmente de biomasa e hidráulica. Ya para el 2010, la participación de las energías renovables pasó al 9%, apenas 2 puntos porcentuales de incremento en 37 años, siendo que la demanda de energía primaria mundial se duplicó entre dichos años (IEA, 2016) (BP, 2018). En la actualidad, la participación alcanza el 10,4% (BP, 2018). La demanda de energía se ha incrementado a mayor velocidad que el desarrollo de proyectos de energías renovables y la generación de energía por parte de éstas, factor principal para que éstas aún tengan una baja representación en el suministro de energía primaria a nivel mundial.

Desde los inicios de la agricultura, las energías eólica e hidráulica ya eran utilizadas. Sin embargo, fue esta última la que tuvo un desarrollo tecnológico muy temprano, principalmente de sus turbinas. A partir de 1970, la hidroenergía tuvo un creciente desarrollo lo que permitió alcanzar una rápida madurez tecnológica, abriéndose campo en el suministro de energía eléctrica a nivel mundial (Bithas & Kalimeris, 2016). Ante la necesidad de reducir las emisiones de carbono, entre otros, en la última década ha habido un boom de desarrollo de proyectos hidroeléctricos en todo el mundo (Zarfl et al., 2015). En la actualidad es líder de las energías renovables con 1267 GW instalados y 17% de generación de energía eléctrica mundial, con un coste de generación bajo, incluso menores a los de los combustibles fósiles (IRENA, 2017c) (IRENA, 2018).

La segunda fuente renovable de energía mundial es la eólica. Su desarrollo y participación en la matriz energética mundial inició desde principios de este siglo, inicialmente en áreas continentales y extendiéndose a zonas marinas. Las turbinas más empleadas a gran escala son de eje horizontal dado su eficiencia y eficacia. Cuenta ya con 467 GW instalados y genera el 4% de la electricidad mundial, aunque como energía final, apenas representa el 1% (REN21, 2017). Con la mejora de sus componentes así como su factibilidad y rentabilidad económica, han hecho posible que el coste de generación esté al mismo nivel que los combustibles fósiles (50-150 \$/MWh) (IRENA, 2017c), que en mucho de los casos han sido y siguen siendo objeto de subsidios. Detrás de la energía eólica, le siguen la bioenergía (sólida, líquida y gaseosa) y la energía solar. La bioenergía ha sido prácticamente sustituida por los combustibles fósiles aunque se está retomando su uso para reducir el consumo de éstos. Actualmente representa el 12,9% de la energía final consumida (incluyendo biomasa tradicional) aunque su participación en la generación de electricidad es de apenas 2% (REN21, 2017). Es claro que su aprovechamiento está dirigido a generar energía térmica, como energía final.

La energía solar, que está por debajo de la bioenergía, se aprovecha para generar tanto electricidad como calor, esto gracias a la variedad de tecnologías desarrolladas desde el año 2000. Ya sea a través de paneles fotovoltaicos o por concentración y producción de vapor (de ser el caso) se puede generar electricidad. Los primeros tienen un rango de eficiencia entre 12 y 16%, mientras que las centrales termosolares por concentración, que siguen un ciclo termodinámico, pueden tener eficiencias entre 15 y 20%, dependiendo del tipo de tecnología a aplicar (Ehrhart & Gill, 2014) (Bishoyi & Sudhakara, 2017). Por otra parte, existen paneles que captan la energía solar y la transfieren a fluidos como el agua, produciendo así calor de forma más concentrada. El 1,5% de la electricidad mundial proviene del sol, a partir de la generación fotovoltaica. Demás tecnologías de aprovechamiento de esta fuente renovable y generación de energía eléctrica aportan muy poco en la matriz energética mundial (REN21, 2017). Las energías marina y geotermia son otras fuentes renovable de energía menos aprovechadas; estas aportan menos del 0,5% de la electricidad mundial. En ambos casos, su desarrollo se ha visto limitado por la disponibilidad de recurso o por la factibilidad que repercuten en los aspectos económicos.

Desde el año 2000, las energías renovables han tenido un crecimiento promedio de 6,5% y en la actualidad se aproxima a un 10% de crecimiento anual (REN21, 2017). Dado que dichas fuentes renovables de energía se encuentran esparcidas alrededor del mundo, algunas concentradas o localizadas puntualmente, su aprovechamiento y por ende la implementación de proyectos varía entre países y continentes. Por ejemplo, China y Brasil poseen vastos recursos hídricos, dando lugar a una masiva explotación de energía hidráulica en dichos países. No obstante, al ser países de gran extensión, el aprovechamiento energético renovable abarca otras fuentes. China, además de tener la mayor potencia hidráulica instalada, también tiene la mayor potencia eólica. Brasil, por el contrario, es uno de los mayores productores de biocombustibles. En norte de Europa la energía eólica es la más explotada, dada la alta disponibilidad de recurso eólico. En países como España, gracias a la diversidad de recursos y a la disponibilidad tecnológica, es posible el aprovechamiento de múltiples fuentes de energía renovable: hidráulica, solar (térmica y fotovoltaica), eólica y biomasa. En otros casos, existen países que, pese a tener una gama de fuentes renovables de energía, no procuran el aprovechamiento de éstas, o se limitan a explotar el mínimo posible de una u otra fuente.

Así como comparten similitudes, las energías renovables tienen marcadas diferencias. Por ejemplo, generar electricidad con el agua es más eficiente que con el sol, debido a las diferencias tecnológicas. Sin embargo, la energía hidráulica por lo general requiere de grandes extensiones, a diferencia de la geotermia. Ésta última tiene una eficiencia del orden del 30%, dada las leyes termodinámicas. La energía fotovoltaica además de su baja eficiencia, requiere de mucho espacio si se desea generar grandes cantidades de energía. Por otra parte, algunas como la eólica e hidráulica comparten el hecho de que poseen tecnología muy desarrollada y madura. Un denominador común entre las fuentes renovables de energía, de manera general, son las bajas emisiones por kWh eléctrico o térmico producido, además de sus menores impactos a los ecosistemas.

1.5. Energías renovables y el entorno natural

Si bien es cierto que las energías renovables tienen ventajas frente a los combustibles fósiles como en el uso de recursos no agotables, entre otras, su implementación a diferentes escalas no deja de ser controversial debido a que el aprovechamiento de dichas fuentes renovables de energía implica una intensa y extensa interacción con los ecosistemas y su biodiversidad (Gasparatos et al., 2017). Como ejemplo, aprovechar la energía solar o de la biomasa implica apropiación y uso de importantes extensiones de tierra lo que conlleva la modificación del o de los ecosistemas en cuestión y una sucesión de efectos colaterales. Actualmente los proyectos de aprovechamiento de fuentes renovables de energía suelen pasar por procesos técnico-administrativos para conocer su viabilidad y factibilidad en términos económicos, sociales y ambientales. De esa manera, se evalúan los impactos potenciales al ambiente del proyecto a desarrollar. Sin embargo, dicho proceso de evaluación es muy general y aplicado tanto para ese tipo de proyectos energéticos como a otros de distinta índole. Aquello implica que se utilicen los mismos parámetros, indicadores, etc., para valorar los proyectos de

aprovechamiento de energía independientemente de su fuente, entorno, etc., lo que da lugar a la determinación de impactos naturales incompletos y por ende una valoración errónea.

Ante las circunstancias energéticas-ecológicas mundiales, es necesaria una completa valoración ambiental-ecológica de las energías renovables con la finalidad de tener una mejor radiografía de lo que implica el aprovechamiento de cada una de dichas fuentes de energía. Aquello permitiría una comparación más justa entre las energías renovables en los citados términos, así como también una mejor toma de decisiones. En este marco, la energía hidráulica o hidroenergía, la más desarrollada e implantada en el mundo, aprovecha el agua para generación de energía eléctrica. Al aprovechar un recurso particularmente esencial, el cual sostiene y provee vida, la generación de energía entra en conflicto con otras necesidades, además de las repercusiones en el entorno natural que ésta tiene, los cuales son parcialmente conocidos. Así, es preciso que se conozca a profundidad el comportamiento ecológico de esta fuente renovable de energía, que al igual que las demás, ha sido por consiguiente considerada como sostenible dando lugar a su implementación sin mayores cuestionamientos.

Por otra parte, muchos países son ricos energéticamente ya que poseen tanto fuentes de energía renovable como no renovables. Puntualmente, algunos coinciden en que poseen riqueza hídrica y petrolífera, en conjunto con áreas altamente biodiversas. En su afán de reducir el consumo de combustibles fósiles, contribuir con la mitigación del cambio climático, satisfacer la demanda de energía, etc., procuran explotar el potencial hidroenergético. El principal argumento para ello es que es una fuente renovable y sostenible, empleándose ambos términos como sinónimos. El término sostenible, en un contexto socio-político, es acuñado por el hecho de que la fuente de energía no se agota. La limitada comprensión de sostenibilidad sumado a las limitaciones de la evaluación de impacto ambiental, da lugar a que se asuma que los beneficios son múltiples y mayores en comparación con las fuentes no renovables de energía, y por ende se aproveche al máximo el potencial hidroenergético factible. No obstante, al no estar en posesión de un análisis más justo y completo del comportamiento de la hidroenergía con el entorno, se comprometen recursos naturales y ecosistemas en conjunto con su biodiversidad, poniendo en riesgo la sostenibilidad. En este contexto, este trabajo está enfocado en el desempeño ambiental-ecológico de la energía hidráulica, para lo cual se determina una metodología que permita profundizar en el citado aspecto.

1.6. Estructura de la tesis

El presente trabajo está dividido en 7 capítulos. Como se ha expuesto, el primer capítulo recoge la motivación y justificación mientras que en el segundo capítulo, se expone por una parte el desarrollo histórico y características técnicas principales de la energía hidráulica, y por otra parte, el *statu quo* de la evaluación ambiental-ecológica y de sostenibilidad de centrales hidroeléctricas. En base a esto, se describe y plantea el problema a abordar, a partir del cual se establecen tanto el objetivo como el objeto de estudio (centrales hidroeléctricas).

Capítulo I: Motivación y justificación

Como parte del tercer capítulo, se lleva a cabo un análisis del ciclo de vida para así determinar los impactos potenciales al ambiente. En este marco, se realiza un análisis extendido de las emisiones de gases de efecto invernadero así como también del uso consuntivo de agua y su relación con las emisiones de carbono. De esta manera, se obtienen varios indicadores. El cuarto capítulo recoge una evaluación ecológica a partir de los servicios de los ecosistemas, su valoración y balance. Para ello se expone y determinan los principales métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos. A partir de los resultados, se analiza el coste ecológico que tiene generación hidroeléctrica de los casos de estudio. Así mismo, nuevos indicadores se obtienen.

En el quinto capítulo se propone la integración y balance del análisis del ciclo de vida y evaluación ecológica. Para ello, se hace un análisis de doble contabilidad como también de la viabilidad, alternativas y procedimientos para la integración de ambas evaluaciones. Tras el análisis y elección de la alternativa, se aplica el procedimiento para los casos de estudio, obteniendo así el resultado del desempeño ambiental neto. La evaluación de sostenibilidad de las centrales hidroeléctricas es abordada en el sexto capítulo, considerando los indicadores obtenidos a lo largo del trabajo. Por último, se recogen algunos lineamientos para las nuevas y futuras políticas hidroenergéticas, desde el enfoque de la política ecológica. Finalmente, el séptimo capítulo recoge las conclusiones y aportaciones principales así como también las perspectivas y trabajos futuros.

“... No se trata de mejorar la sociedad existente, sino de establecer una nueva”

Karl Marx

CAPÍTULO II

Energía hidráulica

En este apartado se recoge por una parte información técnica básica sobre el aprovechamiento del recurso hídrico como fuente de energía, así como también la situación hidroenergética en la actualidad en términos técnicos y económicos tanto a nivel mundial como nacional (Ecuador). Por otra parte, se expone un estado de arte detallado de todas las herramientas, estudios, análisis e investigaciones de las evaluaciones a la citada fuente renovable de energía en términos ecológicos y ambientales. Finalmente, se hace una descripción del problema planteado para posteriormente determinar el objeto y los objetivos del presente trabajo académico.

2.1. Orígenes e historia

De los tipos existentes de energía como la cinética, química, eléctrica, etc., la energía hidráulica o hidroenergía es la energía potencial del agua que se determina a partir de la masa, la aceleración de la gravedad y la altura desde donde cae (Young & Freedman, 2013). A través de centrales hidroeléctricas (CH), dicha energía potencial es transformada en primera instancia en energía mecánica para posteriormente transformarse en energía eléctrica por medio de un generador eléctrico. La hidroenergía, considerada como energía renovable, es de origen solar *indirecta* (Gráfico 1). A través del ciclo hidrológico, el agua circula pasando por sus 3 estados naturales, entre la evaporación, condensación y fusión, moviéndose de los puntos terrestres más altos hacia los más bajos hasta llegar a los océanos, aprovechando de ésta manera su circulación en forma de ríos, que con la diferencia de altura y velocidad es posible la obtención continua de energía potencial y eléctrica, dando lugar a que la energía hidroeléctrica sea considerada como energía renovable (Kumar et al., 2011).

La historia de este aprovechamiento energético se remonta a la época griega dónde el movimiento del agua (energía cinética) era transformado en energía mecánica para la molienda. Posteriormente, ya para el siglo XVIII este uso fue más extensivo, incluyendo su uso para bombeo. Después de la mitad del siglo XIX, se implementó la hidroenergía como sistema de generación de energía eléctrica, creándose así la primera central en 1870 (Inglaterra) que se componía de un presa y turbina de agua a la cual se acoplaba un dínamo. A partir de allí y con el desarrollo del generador eléctrico, el despegue de la hidroenergía con sus centrales de aprovechamiento fue monumental, siendo líder en generación de electricidad en conjunto con centrales termoeléctricas a base de petróleo y carbón (Kumar et al., 2011). En la actualidad, esta fuente de energía renovable es pionera en el mundo y tiene un rol muy importante en el suministro de electricidad.

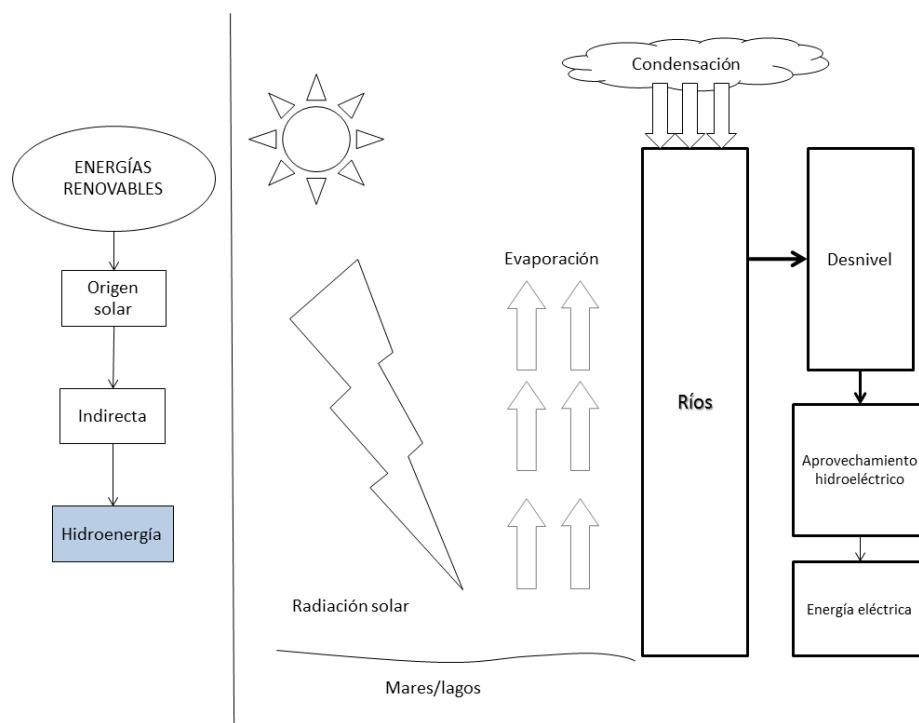


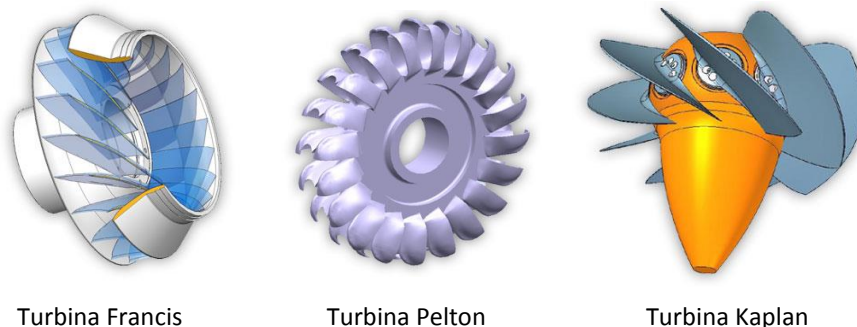
Gráfico 1. Origen de la hidroenergía

Fuente: Elaboración propia a partir de (Gonzales Velasco, 2009)

2.1.1. Turbinas hidráulicas

Para recuperar la energía del agua se desarrollaron primero diferentes turbinas hidráulicas (turbomáquinas motrices), a partir de ruedas de agua (water wheel), equipos capaces de transformar la energía cinética y potencial en mecánica, constituidos principalmente por álabes ya sean estos fijos o móviles. Las turbinas hidráulicas son clasificadas en turbinas de acción o impulsión y reacción o sobrepresión (Yah et al., 2017) (Kilama Okot, 2013). En las primeras, la energía potencial se transforma en energía cinética antes de entrar en los álabes mientras que en las segundas, la energía potencial se transforma en cinética y de presión, que a medida que el agua recorre los álabes, disminuye (Manno, 2013). En las turbinas de acción, la acción del agua y el empuje van en una misma dirección mientras que en las turbinas de reacción van en sentidos opuestos (Fernández, 2000) (Sheldon, 1997).

Para mediados del siglo XIX, el inglés James Francis desarrolló mejoras de turbinas existentes en aquel entonces, dando lugar a la turbina Francis (*Gráfico 2*) la cual es de flujo radial, trabaja a altas revoluciones y en un amplio rango de alturas (diferencia de presión) (Shortridge, 1989a). Hacia finales de este mismo siglo, Lester A. Pelton creó lo que inicialmente fue denominado como rueda de agua y actualmente conocida como la turbina Pelton (NIHF, 2016) de flujo tangencial, la cual es capaz de trabajar con bajos caudales, grandes diferencia de presión y altas revoluciones (Shortridge, 1989b) (IRENA, 2015). Para 1912, el austriaco Viktor Kaplan desarrolló su propia turbina la que llevaría como nombre su apellido. Esta turbina, de flujo axial, con álabes móviles y regulables en función del caudal, fue diseñada para trabajar con grandes caudales a bajas alturas de caídas y revoluciones (Shortridge, 1989c). Otras turbinas existentes menos empleadas y desarrolladas en su momento fueron las turbinas Fourneyron, Heuschel-Jonval, Girard, Banki, Zuppinger, etc (Fernández, 2000).



Turbina Francis

Turbina Pelton

Turbina Kaplan

Gráfico 2. Turbinas hidráulicas más empleadas en la actualidad.

Fuente: (FLOVEL, 2014)

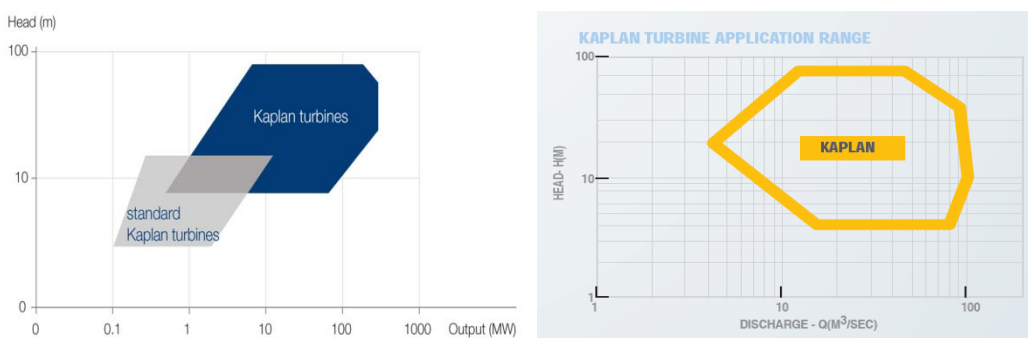


Gráfico 3. Curva Altura-potencia y altura-caudal de la turbina Kaplan.

Fuente: (VOITH, 2017) (FLOVEL, 2014)

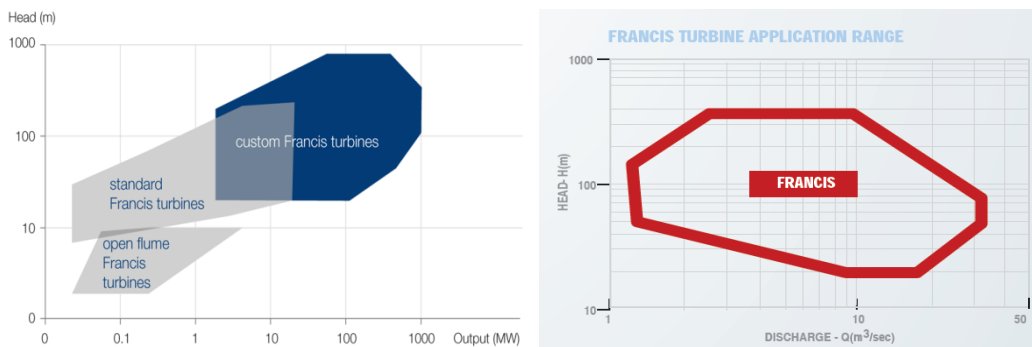


Gráfico 4. Curva Altura-potencia y altura-caudal de la turbina Francis.

Fuente (VOITH, 2017) (FLOVEL, 2014)

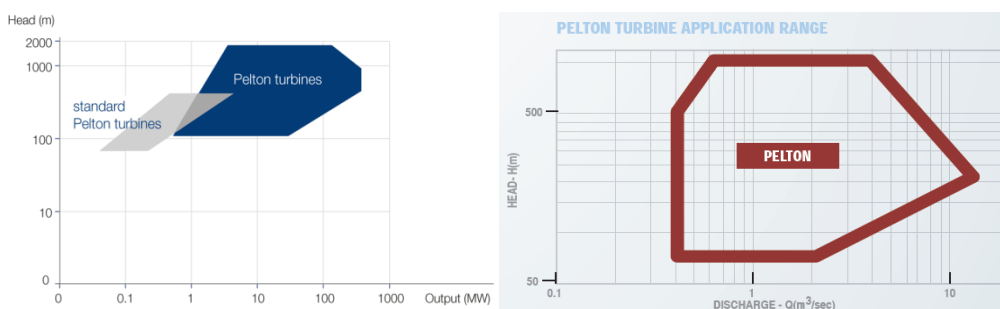


Gráfico 5. Curva Altura-potencia y altura-caudal de la turbina Pelton.

Fuente: (VOITH, 2017) (FLOVEL, 2014).

En la actualidad, la turbina Alden de flujo libre destaca por su bajo impacto en la mortalidad de peces (Twarog, 2015) (VOITH, 2017). Por sus diseños, las turbinas Kaplan, Pelton y Francis suelen tener eficiencias hasta del 93% (Yah et al., 2017). Con ello, la hidroenergía ha logrado tener la mejor eficiencia de conversión de energía entre todas las tecnologías que aprovechan

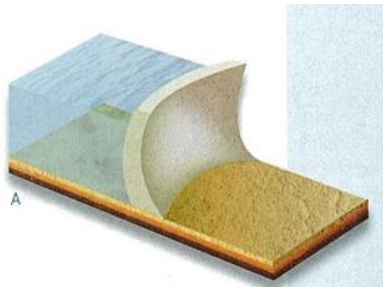
una fuente renovable, alcanzando una eficiencia global del 90% (del agua al cable) (Kumar et al., 2011). La elección de tales turbinas va de la mano con el tipo, diseño o esquema hidroeléctrico, así como la altura y el caudal de agua disponible. Para grandes caudales y bajas alturas, se aplicaría una turbina Kaplan (Gráfico 3); para grandes alturas y poco caudal, una Pelton (Gráfico 5). La turbina Francis permite su aplicación para medianas y grandes alturas con caudales medios y altos ($<50 \text{ m}^3/\text{s}$), dándole versatilidad (Gráfico 4).

2.1.2. Centrales hidroeléctricas: diseños, tipos y clasificación

Junto con el desarrollo tecnológico de las turbinas se desarrollaron varios modelos, esquemas y diseños de central hidroeléctricas a fin de aprovechar el recurso hídrico, ajustándose a las condiciones hidrológicas y geográficas. Con una variedad de características, las centrales hidroeléctricas (CHs) pueden ser clasificadas según la capacidad instalada, la altura de caída, el régimen de operación, los propósitos o la tipología y diseño (IFC, 2015).

Por cuanto a su tipología, básicamente existen dos tipos de CHs: de regulación y de agua fluyente. Esta es la forma más común de identificarlas. A partir de estos tipos, se derivan principalmente dos diseños: interposición y desviación o derivación. En consecuencia, existen 4 posibles esquemas (Kumar et al., 2011) (FERC, 2017) (Endesa, 2014). El primero y más común en el mundo, es el *esquema de regulación con interposición*, el cual consiste en la construcción de un dique que permita retener y acumular agua, formando así un embalse o lago artificial. El represamiento de agua permite crear una diferencia notable de altura (diferencia de presión) y por consiguiente energía potencial la cual es aprovechada y transformada en energía mecánica y eléctrica. Se denominan de regulación ya que son capaces de graduar y controlar el flujo de agua y por tanto, ajustarse a la demanda de la red. Así, estas centrales son capaces de mantener la generación energía durante todo el año gracias al almacenamiento de agua.

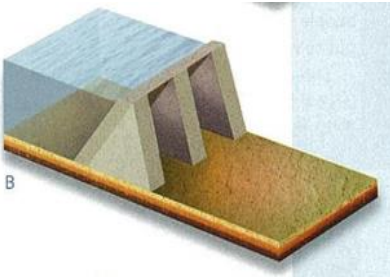
Habitualmente son denominadas como CHs con embalse o represas hidroeléctricas y sus componentes son la presa, sistema de conducción, sala de máquinas (turbinas y generadores) y la subestación eléctrica (Endesa, 2014). El dique o presa puede ser de hormigón o de tierra. Entre las de hormigón, están a) la presa de gravedad, la cual es una estructura de gran masa que con su propio peso puede soportar grandes volúmenes de agua; b) de arco o bóveda, que gracias a su diseño convexo, disipa la fuerza de empuje del agua hacia los lados; c) losa con contrafuertes o estribos, la cual transfiere la fuerza hacia abajo (Gráfico 6); y d) de hormigón compactado, un tipo de presa de gravedad que usa una mezcla de cemento con cenizas de la combustión de carbón y aditivos para formar un hormigón que es compactado con rodillos vibratorios (Gráfico 7) (FERC, 2017) (Endesa, 2014). La implementación de una u otra dependerá tanto del diseño de la central como de las condiciones geológicas de la zona. Tanto las presas de arco como de gravedad son las de mayor coste debido al gran volumen de hormigón requerido para su construcción (IRENA, 2012) (Lempérière, 2000).



Arco



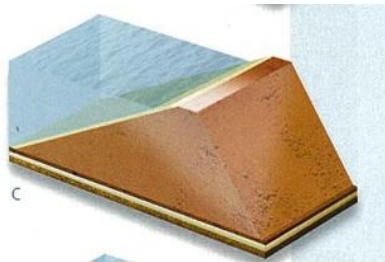
Fuente: (Hidropaute-EP, 2013)



Losa con estribos



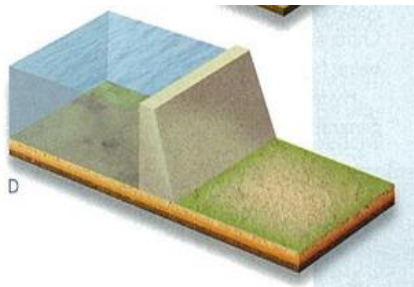
Fuente: (Hydrelec.info, 2008)



Terraplén



Fuente: (Bamrah, 2018)



De gravedad



Fuente: (Corps of Engineers, 2018)

Gráfico 6. Tipos de presas en centrales hidroeléctricas

Fuente: (AG, 2011)



Gráfico 7. Central hidroeléctrica con presa de hormigón compactado.

Fuente: (CocaCodoSinclair-EP, 2015)

Por su parte, los dique o presas de tierra^a se forman con la mezcla de arcilla, grava y arena, o a partir de roca (material granular) con un núcleo impermeable (Gráfico 6). La casa de máquinas, donde se alojan las turbinas, puede estar sobre la superficie, junto o separado de la presa, o en el subsuelo, en cavernas, conectadas con el embalse por medio de túneles, canales o tuberías. Este tipo de presas suelen tener menores costes que las de hormigón.

Las CHs de bombeo o reversibles también se encuentran dentro del esquema de regulación con interposición (Endesa, 2014). Tiene como característica principal el uso de dos embalses, uno superior e inferior (Gráfico 8). El agua del embalse inferior es bombeada al embalse superior durante las horas de menor demanda de energía eléctrica, con el fin de turbinarla, posteriormente, para generar electricidad en las horas de mayor consumo de energía (UNESA, 2018).



Gráfico 8. Central hidroeléctrica de bombeo con dos embalses.

Fuente: (Iberdrola, 2018)

^a En ingeniería civil se conoce también como terraplén

Las CHs con desviación o derivación es el otro diseño de las centrales de regulación. Estas constan de un embalse regulador-compensador el cual permite regular caudales y captar agua que, a través de un sistema de conducción, ya sea estos túneles o tuberías, el llevada hasta la sala de máquinas que se localiza en cotas más bajas, lo cual permite tener un mayor potencial hidroenergético. En el Gráfico 9 se visualiza un ejemplo de este diseño. La presa “Toachi” capta las aguas del río que lleva el mismo nombre, las cuales por medio de un túnel de presión de 8,7 kilómetros son conducidas (40,3 m³/s) hasta la sala de máquinas subterránea “Alluriquin”, aprovechando una caída neta de 235 metros.



Gráfico 9. Central hidroeléctrica de regulación con desviación

Fuente: (Hidrotoapi-EP, 2014)

El otro tipo de central, es de agua fluyente. El diseño con interposición cuenta con una estructura que genera un pequeño desnivel, en el que parte del caudal del río es captado para ser turbinado en la casa de máquinas que generalmente se aloja a un costado (Gráfico 10). La estructura, a manera de presa, permite el flujo libre del agua. Este tipo de central suele ser de bajas potencias (<10 MW) y utilizan otro tipo de turbinas como las de bulbo (Kaplan de eje horizontal) o de Arquímedes (IFC, 2015). Por último, están las centrales hidroeléctricas de agua fluyente con desviación o derivación, que son el tipo y diseño más común que se implementa (Gráfico 11), las cuales se extienden y cubren grandes áreas. A pesar de no tener una presa, como parte de su infraestructura está el sistema de captación el cual permite tomar el agua que, tras pasar por un desarenador, es conducida mediante túneles, canales o tuberías hasta la casa de máquinas, dónde después de pasar por la o las turbinas, es devuelta al río. Este tipo de centrales se sitúan en lugares donde las condiciones geográficas permiten explotar mucha energía potencial, es decir, dónde exista una gran diferencia de altura entre dos puntos (Kumar et al., 2011).



Gráfico 10. Central hidroeléctrica de agua fluvente con interposición
Fuente: (EcoEvolution, 2013)

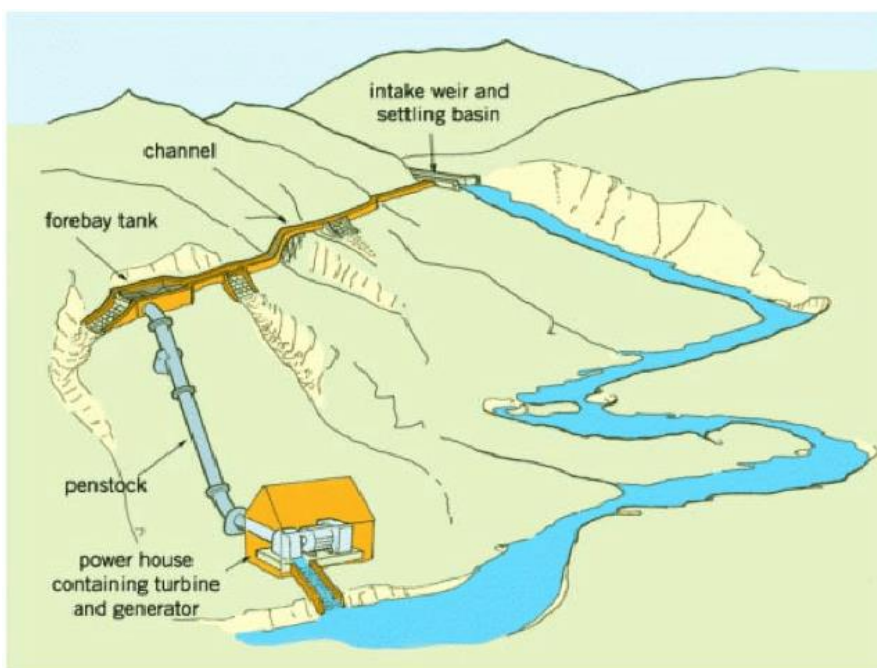


Gráfico 11. Central hidroeléctrica de agua fluvente con desviación.
Fuente: (Mbaka & Mwaniki, 2017)

Las clasificaciones de mayor conocimiento y uso son según su tipología y la capacidad instalada. Respecto a su tipología, pueden ser de regulación con interposición o de agua fluvente con desviación, como ya se ha expuesto previamente. Por otra parte, de acuerdo al país, las CHs son clasificadas por su capacidad instalada (MW). Por ejemplo, en China, los proyectos hidroeléctricos menores a 50 MW (Li et al., 2015) son considerados pequeños mientras que en Ecuador, los proyectos están divididos en menores de 5 MW; entre 5 y 50 MW y mayores a 50 MW (CONELEC, 2012) (MEER, 2017). En España, que se encuentra entre los 4 primeros países de la Unión Europea (IDAE, 2006) con mayor potencia hidroeléctrica instalada (17 GW) (REE, 2018) , se clasifican las centrales en dos grupos: mini hidráulica (<10 MW) y gran hidráulica (>10 MW). Internacionalmente, las micro centrales son menores a 0,1

MW; las mini centrales están entre 0,1 a 1 MW; las pequeñas, oscilan entre 1 hasta los 20 MW; las de mediana capacidad, oscilan entre 20 y 100 MW y las grandes, son mayores a 100 MW (IFC, 2015) (IRENA, 2012).

2.2. Panorama mundial de la hidroenergía

2.2.1. *Desarrollo y potencial*

Las CHs presentan grandes ventajas teóricas frente a otras fuentes de generación de energía eléctrica tales como el uso de una fuente renovable de energía, no genera desechos ni agota recursos^b, tiene bajas emisiones de gases de efecto invernadero^c, tiene una gran capacidad técnica y flexibilidad operacional que le permite ajustarse a las demandas de la red eléctrica, con gran capacidad de respuesta inmediata (arranques y paradas), compensación de potencia reactiva y mantenimiento de voltaje; sus instalaciones son de alta vida útil, (hasta 100 años) y tiene bajo costos de operación y mantenimiento (IEA, 2012). Aquellas que poseen embalse, son capaces de suministrar agua tanto para consumo humano como para regadío y de laminar avenidas (controlar inundaciones) (Flury & Frischknecht, 2012) (Canadahydro, 2017). El gran y temprano desarrollo de este sistema de generación de energía eléctrica le ha permitido alcanzar rápidamente su madurez, poniéndola como líder en su campo entre las existentes tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía y jugando un rol importante en el marco del agotamiento de recursos no renovables y en la lucha contra el cambio climático.

En general, la hidroenergía tiene una gran participación en la generación de electricidad, con una clara tendencia a crecer en todo el Planeta (Gráfico 12) (IRENA, 2017a) (IEA, 2016). Con un crecimiento anual por encima del 2% en los últimos 10 años, una potencia y generación que alcanzó los 1267 GW y 4185 TWh al 2017 respectivamente, la hidroenergía representa aproximadamente el 17% de la electricidad producida en el mundo y más del 70% de la electricidad proveniente de fuente renovables (IRENA, 2017c) (IHA, 2018). A nivel continental, en Asia se encuentra el 48% de la potencia hidroeléctrica mundial instalada (incluye Rusia, según International Hydropower Association), es decir, 612 GW; le sigue América con 370 GW y Europa con 249 GW. África apenas cuenta con 35 GW (IHA, 2018). China es el país con mayor potencia hidroeléctrica instalada; tiene en total 341 GW instalados (el 27% de la potencia mundial) y es, de lejos, el país que más capacidad instala por año. En el 2014, se instalaron 21,9 GW y en el 2015, 19,4 GW. Ya en el 2016, se instalaron 11,7 GW hidroeléctricos de los cuales 3,7 fueron de centrales de bombeo (IRENA, 2017a) (IHA, 2017b). En dicho año, se instalaron aproximadamente 31,5 GW en todo el mundo. En el 2018 instaló 9,78 GW (IHA, 2018). A pesar del notorio descenso, China ha instalado más capacidad que toda América entre los años 2016 y 2018. Detrás de China, le siguen Estados Unidos con 102 GW; Brasil con 100 GW y Canadá con 80 GW (IHA, 2018) (Gráfico 13).

^b El agua se renueva de forma constante y natural, sin embargo, la extracción de agua es causal de agotamiento de agua en un área determinada.

^c Emisiones asociadas a su ciclo de vida para los diferentes esquemas hidroeléctricos sin incluir otras fuentes de emisiones, y en comparación con centrales de combustible fósiles.

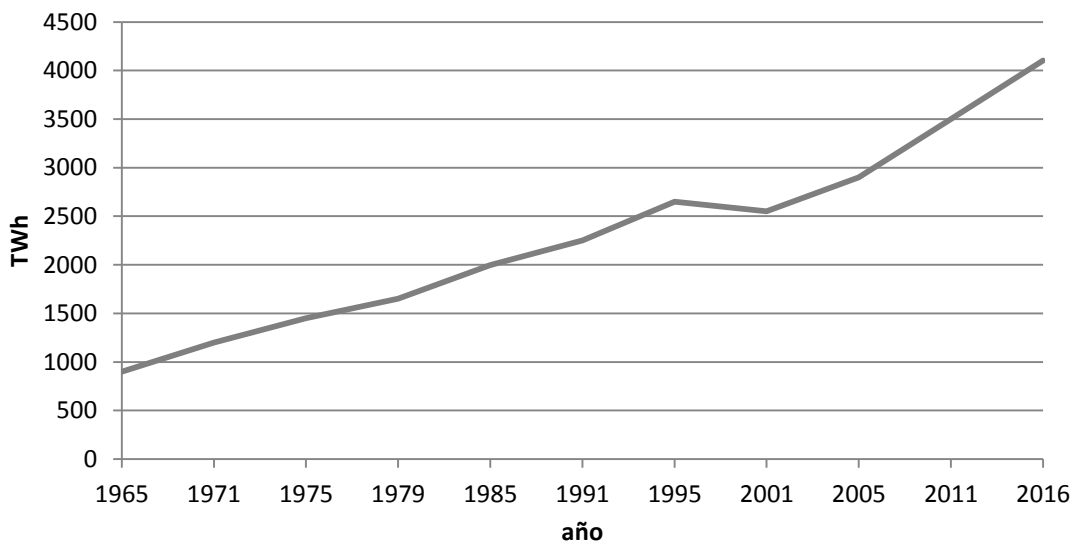


Gráfico 12. Tendencia de la generación hidroeléctrica en el mundo.

Fuente: (BP-plc, 2012) (IEA, 2012)

El desarrollo hidroeléctrico está marcado por la economía del país, los costes, inversiones y el potencial explotable factible. Éste último es aquel que en términos técnicos y económicos puede ser explotado, es decir, el potencial real o neto. Por otra parte, existe el potencial teórico el cual determina el máximo potencial existente, es decir el potencial bruto. Estados Unidos, siendo la primera economía del mundo, con un PIB/per cápita de \$^d 57638, ha instalado cerca de 0,6 GW en los últimos 3 años, a diferencia de China que, con un PIB/per cápita de \$ 8836, ha instalado 35 veces más de media que Estados Unidos (World Bank, 2018) (IHA, 2017a). A pesar de que sus economías son de tamaños notablemente diferentes, China aventaja a Estados Unidos tanto en PIB/cápita/GW como en kW/km². En otros países, de menor PIB/cápita, la generación hidroeléctrica tiene mayor importancia en el suministro de electricidad (Tabla 1). Noruega es el país que con un PIB/cápita de \$ 70868, tiene el mayor porcentaje de generación hidroeléctrica. Sin embargo, Suiza lidera en los kW instalados por km² (Tabla 1).

^d Dólar estadounidense

País	PIB/cápita \$	Capacidad hidroeléctrica instalada GW	Participación Generación eléctrica	PIB/cápita/GW	kW/km2
China	8123	331	18%	24	34
Estados Unidos	57638	102	6%	565	10
Brasil	8649	98	69%	90	11
Canadá	42143	79	57%	533	8
Japón	38900	50	9%	778	132
Rusia	9720	48	16%	202	3
Noruega	70868	32	96%	2214	98
España	26616	20	11%	1330	39
Suiza	81240	17	59%	4778	411
Ecuador	6018	4,5	70%	1337	16
Etiopía	706	4	93%	177	3

Fuente: (IEA, 2015) (IEA, 2012) (IHA, 2017a) (World Bank, 2018) (ANEEL, 2009)

Tabla 1. Potencia y generación hidroeléctrica de varios países en relación a su área y economía.

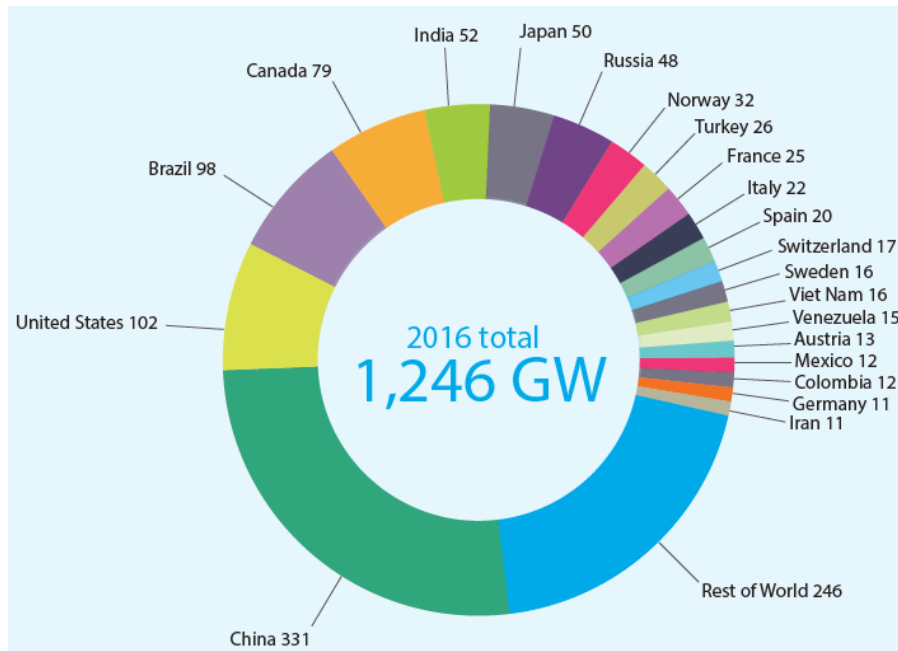


Gráfico 13. Capacidad hidroeléctrica instalada por países.

Fuente: (IHA, 2017b)

En Sudamérica, Brasil y Venezuela lideran la generación hidroeléctrica, con 100 y 15 GW respectivamente (Tabla 2) (IHA, 2018) (IRENA, 2017a). Históricamente, el sistema de generación eléctrica de Brasil fue desarrollado en gran medida en base a la energía hidroeléctrica debido a su gran potencial y el aporte económico. Otros países se destacan en la región como Colombia, Argentina y Paraguay (IEA, 2012) (IHA, 2017a). Países como Ecuador, Perú y Bolivia han apostado por la generación hidroeléctrica. Por ejemplo, entre el 2012 y 2017, Ecuador desarrolló múltiples proyectos lo que le permitió duplicar su potencia instalada. Perú y Bolivia, esperan desarrollar proyectos que les permitan alcanzar los 7 y 11 GW de potencia (MINEM, 2018) (minergias, 2018) (IHA, 2017a). El desarrollo del sector hidroeléctrico en América del Sur es notable desde 1970 en adelante, que alcanza los 167 GW de potencia

instalada (IHA, 2018) lo que hace que se constituya como la región con el mayor mix de generación limpia de energía en el mundo^e.

Puesto	País	Potencia instalada (GW)
1	Brasil	100,0
2	Venezuela	15,4
3	Colombia	11,6
4	Argentina	11,1
5	Paraguay	8,8
6	Chile	7,1
7	Perú	5,3
8	Ecuador	4,5
9	Uruguay	1,5
10	Bolivia	0,5

Tabla 2. Potencia instalada de los países en Sudamérica

Como resumen y de acuerdo a las últimas estimaciones, se ha explotado apenas el 33% de todo el potencial técnico aprovechable mundial^f, lo que significa que aún se podría explotar 15000 TWh/año (con horas de carga completa). El continente con mayor potencial a explotar es África, con un 92%. Europa ya ha explotado más del 50% de su potencial hidroenergético y Latinoamérica tiene aún por explotar entre 500 y 550 GW, esto de acuerdo a los datos de la perspectiva del desarrollo hidroeléctrico en el 2009 en contraste con los datos disponibles actuales (IHA, 2017a) (IEA, 2012) (IFC, 2015). En la actualidad, la CH más grande en capacidad instalada es la denominada “Tres Gargantas”, en China, con 22,5 GW instalados mientras que la central de mayor generación se localiza en Brasil-Paraguay, llamada “Itaipú”, que con 14 GW instalados ha llegado a generar hasta 98,2 TWh en el 2012, superando a la central de Tres Gargantas (IRENA, 2015).

2.2.2. Costes de instalación, generación e impactos económicos.

El aspecto económico ha sido motor de desarrollo de la hidroenergía, una de las principales razones de expansión de esta fuente de energía. Con la existencia del cambio climático, este aspecto ha tomado aún mayor fuerza, bajo la premisa de que se puede obtener energía a bajo coste, de manera sostenible y que al mismo tiempo mitigue el cambio climático. Aunque ciertamente el coste de obtener energía eléctrica con el agua es bajo como se verá a continuación, los argumentos que validan a la hidroenergía como una fuente que contribuye con el cambio climático y la sostenibilidad, son revisados detalladamente en las secciones posteriores.

Además de una generación más eficiente y con muy bajas emisiones^g, la hidroenergía contribuye y repercute, al igual que otras fuentes renovables, en la economía de diferentes maneras. La diversidad de esquemas hidroeléctricos en conjunto con la potencia a instalar y la

^e Los proyectos hidroeléctricos suelen considerarse o enmarcarse como Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL) ya que de manera general contribuyen con la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, uno de los requerimientos establecidos en el artículo 12 del Protocolo de Kyoto para la obtención del certificado de reducción de emisiones (CREs).

^f Es el potencial teórico menos las pérdidas, y que es factible explotar en términos económicos.

^g Emisiones asociadas a su ciclo de vida

región dónde se localiza el proyecto, hacen que los montos totales de inversión varíen, así como también el costo final de generación. Similar a otros proyectos de generación eléctrica, los gastos se dividen entre la construcción y equipamiento, la operación y mantenimiento, y el desmantelamiento. Particularmente, el aprovechamiento hidroenergético requiere una alta inversión inicial sobre todo aquellos proyectos que dentro de su esquema cuentan con un embalse, debido a las obras civiles. En la construcción y equipamiento, el mayor gasto suelen ser las obras de ingeniería civil (presa, túneles, casa de máquinas) que es de media un 60% de la inversión inicial, seguido por equipos electromecánicos (turbogenerador, equipos eléctricos) con un 30% (IFC, 2015) (IRENA, 2012). Sin embargo estos porcentajes varían considerablemente dependiendo del esquema hidroeléctrico y de la potencia a instalar. A manera de ejemplo, para CHs típicas con embalses (regulación con interposición) y de potencia >20 MW (mediana capacidad), las obras de ingeniería civil son las que tienen el mayor peso mientras que en centrales de agua fluyente (con desviación) y de potencia < 10 MW (pequeña capacidad), el gasto de los equipos electromecánicos puede ser igual o mayor al gasto de obras civiles (IDAE, 2006) (IRENA, 2012). Otros costes adicionales como la planificación, evaluación de factibilidad, permisos, evaluación del impacto ambiental, vías de acceso, líneas de transmisión y otros gastos relacionados de ingeniería, no superan el 10% dentro del área de construcción y equipamiento. A pesar de los altos costes iniciales, la generación hidroeléctrica tiene muy bajos costes de operación y mantenimiento, oscilando entre 2-4% anual de la inversión inicial, siendo de media anual global 2,3%; para las grandes centrales el mantenimiento es incluso más bajo que dicho porcentaje mientras que para las pequeñas centrales, este aumenta ligeramente, alcanzado hasta el 3% (IEA, 2012). Por último, el desmantelamiento puede llegar a representar hasta el 10% de la inversión inicial, dependiendo si la infraestructura civil se retira o no por completo.

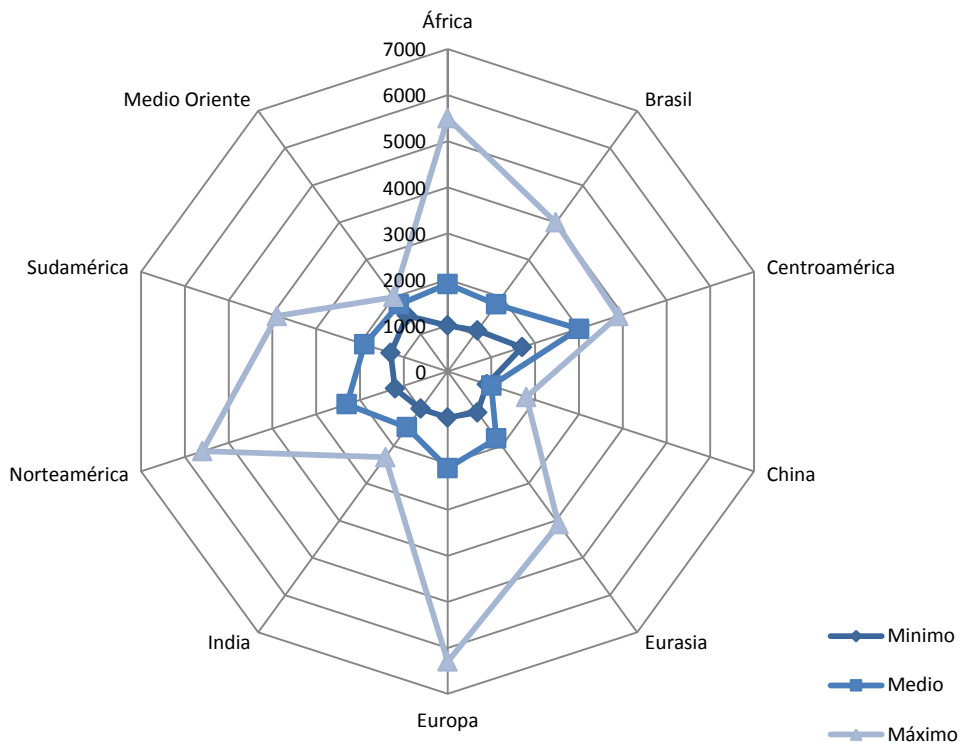
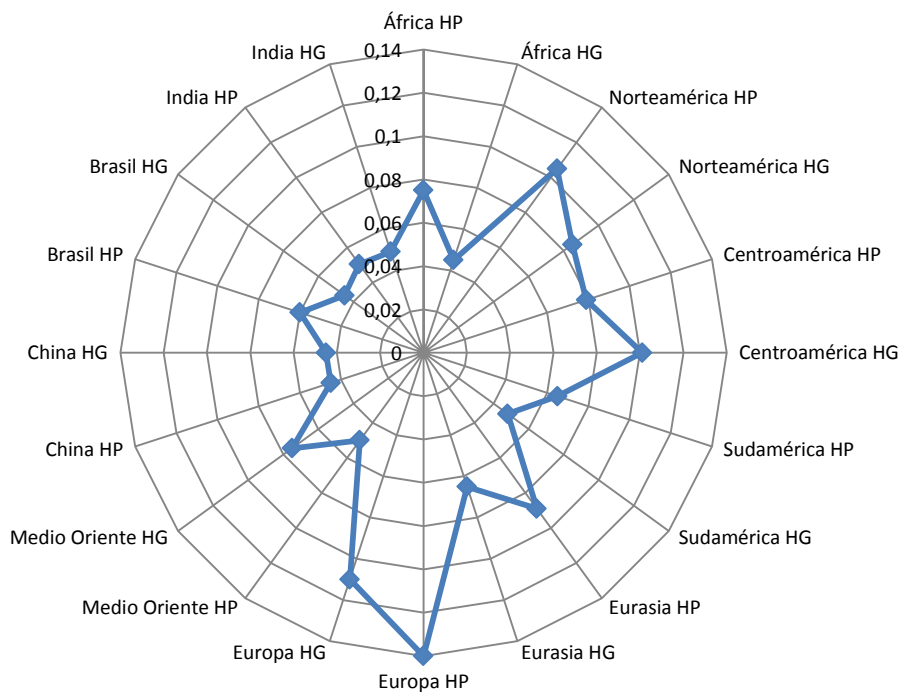


Gráfico 14. Coste de instalación hidroeléctrico en el mundo, USD/kW

Fuente: (IRENA, 2018)

A nivel mundial y en términos generales, el coste de instalar 1 kW oscila entre \$ 1000 y \$ 3500 para proyectos de mediana y gran capacidad, mientras que para pequeños proyectos, dicho valor podría estar fuera de dicho rango, alcanzando los 8000 \$/kW, dependiendo sobre todo del tamaño, del tipo de construcción y la región donde se localiza el proyecto (Gráfico 14) (Rentsch, 2015). En algunas ocasiones, el coste de instalar 1 kW podría caer hasta \$ 500, coste similar que tendría el aumento de capacidad de una presa ya existente. El coste promedio ponderado global pasó de 1171 \$/kW en el 2010 a \$ 1558/kW en el 2017. En Sudamérica, el coste medio es de 1900 \$/kW mientras que en Centroamérica alcanza los 3000 \$/kW, siendo una de las regiones con el coste más alto por detrás de Oceanía. China es el país donde se registra el menor coste, seguido por India y Brasil (IRENA, 2018). Por otra parte, gracias a su temprano desarrollo en conjunto con la disponibilidad de recurso hídrico en todo el mundo, ha sido posible que el coste de generación hidroeléctrico sea muy competitivo, siendo este por lo general, más bajo que el de la generación eléctrica con otras fuentes renovables y con combustibles fósiles. Esto se debe, entre otros, a la larga vida útil de las instalaciones, que sobrepasan los 80 años (Rentsch, 2015) (Kumar et al., 2011) y al factor de capacidad, siendo el ponderado promedio mundial del 49% para pequeños proyectos y 48% para grandes proyectos. Sudamérica tiene el factor de capacidad más alto, con 62% y 66% para grandes y pequeños proyectos hidroeléctricos respectivamente. De esta manera, el coste equivalente de la electricidad oscila entre 0,02 \$/kWh y 0,30 \$/kWh, con una media de 0,05 \$/kWh en la mayoría de las regiones (Kumar et al., 2011) (IRENA, 2018) .



HP: Hidroeléctrica pequeña <20 MW a excepción de China <50 MW; Brasil <30 MW; India <25 MW; USA <100 MW
 HG: Hidroeléctrica grande >100 MW

Gráfico 15. Coste equivalente de electricidad en diferentes regiones, USD/kWh

Fuente: (IRENA, 2018) (IEA, 2012)

2.2.2.1. Variación de costes y comparación con otras tecnologías

Factores clave como una alta tasa de descuento o un factor de capacidad bajo, incrementarían el coste equivalente de electricidad. Así, a razón de un alto factor de capacidad (>75%) y una baja tasa de descuento (< 8%), el coste final de la electricidad puede caer por debajo de 0,03 \$/kWh (Kumar et al., 2011). En este marco, cabe destacar que las centrales de bombeo, como sistemas de almacenamiento de energía, tienen un coste de generación-almacenamiento entre los más bajos, comparando con otros sistemas tales como aire comprimido o baterías de cadmio-níquel, esto también gracias a la marcada diferencia en cuanto a capacidades. El coste equivalente promedio de una central de bombeo es aproximadamente 0,17 \$/kWh (IRENA, 2012) (IEA, 2012). Los proyectos hidroeléctricos pequeños suelen tener un coste mayor que las grandes centrales, entre un 10-40% más. China, Brasil e India tienen costes de generación menores a los promedios regionales tanto para pequeños como grandes proyectos hidroeléctricos. Europa es la región en la que los costes son los más altos para ambos tamaños mientras que Sudamérica y África tienen los costes más bajos (Gráfico 15) (IRENA, 2018).

A nivel tecnológico, la hidroenergía tiene el coste de generación eléctrica más bajo entre todas las fuentes de aprovechamiento de energía renovable (Gráfico 16), esto debido a su madurez tecnológica y temprano desarrollo, entre otros. No obstante, la diferencia de coste de generación con sus homólogas como la eólica o geotérmica, que se desarrollaron más tarde, no es significativa. Así, un coste de instalación promedio global de 1477 \$/kW, el coste eléctrico eólico (continental) promedio es de 0,06 \$/kWh (IRENA, 2018). Para este caso,

favorece el alto desarrollo tecnológico que ha tenido la generación de eólica en los últimos años y la apuesta por implementar parques eólicos, lo que dado lugar a que los costes se abaraten. Sin embargo, la disponibilidad del recurso eólico es un limitante y determinante en el coste final de electricidad. Otro caso es el de la energía geotérmica la cual es en la mayoría de los casos aprovechada para generar electricidad. Según IRENA (2018), el coste de instalación puede ser tan bajo como 560 \$/kW instalado, sin embargo, el rango normal de ese coste es de 2000-5000 \$/kW. Por lo general, su factor de planta oscila entre 60-85%, similar e incluso superior al de las centrales hidroeléctricas, sobre todo las que poseen embalse. Aquello influye en el coste final de generación que va desde los 0,04 hasta los 0,14 \$/kWh (IRENA, 2018).

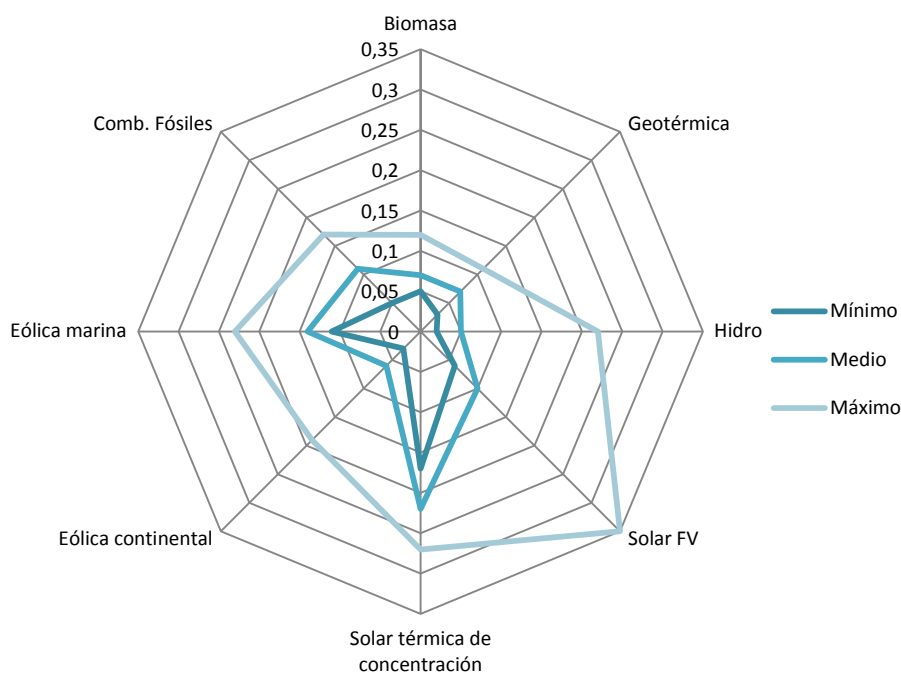


Gráfico 16. Costo nivelado de energía de diferentes tecnologías de generación eléctrica, USD/kWh
Fuente: (IRENA, 2018)

2.2.2.2. Influencia de la hidroenergía en mercados eléctricos: Ecuador y España.

El bajo costo de generación repercute en los mercados energéticos, dando lugar a que la energía hidroeléctrica sea decisiva muchas veces en el precio final de la electricidad, ya sea en el incremento o decremento de este. Por ejemplo, en España, que pertenece al Mercado Ibérico de Electricidad (MIBEL) y que cuenta con 55000 hm³ de capacidad (embases.net, 2018), la baja generación hidroeléctrica hace que entren en funcionamiento más centrales de carbón y gas natural, incrementando de esta manera no solo el precio final de la electricidad sino también las emisiones de dióxido de carbono. En 2017, la generación hidroeléctrica representó apenas el 5,5% de la generación total, siendo de media un 14% (OMIE, 2017). Para ese mismo año, las reservas hídricas en los embalses cayeron hasta un 32%, incrementando de esta manera el precio final de la electricidad hasta un 15% (tarifa regulada). Según informes, el coste promedio mensual de la electricidad oscila entre los 30 y 70 €/MWh, sin embargo, debido a la volatilidad del mercado eléctrico español, el coste de electricidad puede

sobrepasar los 100 €/MWh puntualmente (El Independiente, 2017) (El País, 2017). Mientras que en el 2016 la reserva hídrica (almacenamiento hídrico en embalses o bien a que niveles se encuentran respecto a su capacidad total) se mantuvo similar al promedio de los 10 últimos años, en el 2017 dicha reserva fue aproximadamente un 25% menor con respecto al promedio de referencia (10 últimos años) y en lo que va del año 2018, la reserva o almacenamiento se aproxima a la media de los diez últimos años que es 29220 hm³ (embalses.net, 2018). A diferencia del libre mercado eléctrico en España, en Ecuador el mercado eléctrico y energético en general está regulado y controlado por el Estado (monopolio), a través de sus respectivas instituciones públicas (CONELEC, 2012) (ARCONEL, 2014). Productor de petróleo pero carente de capacidad de refinación para cubrir toda la demanda interna, los derivados de petróleo en este país son importados, sin embargo, son subsidiados por el Estado debido a las condiciones socioeconómicas propias del país (MCSE, 2015). Con ello, el precio final promedio residencial de la electricidad para los últimos 16 años ha estado por debajo de 0,10 \$^h/kWh (ARCONEL, 2018b), teniendo en cuenta que 1) la energía per cápita (kWh/hab) aumentó un 44%; 2) la potencia hidroeléctrica pasó de 1256 a 2237 MW entre 1991 y 2014; 3) la energía hidráulica ha suministrado en promedio el 60% de la electricidad del país entre 1991 y 2014; y 4) que pérdidas en el sistema de distribución han oscilado entre el 14% y el 22% (Castro, 2011) (ARCONEL, 2014). Considerando las inversiones públicas y privadas así como préstamos por parte de entidades extranjeras al Estado ecuatoriano, el precio final de la electricidad no varió a pesar del incremento en potencia y generación hidroeléctrica, que representa en la actualidad el 82% de la generación total, con una potencia de 4515 MW (ARCONEL, 2018a). Sin embargo, con este aumento, el beneficio directo ha sido para el propio Estado que ha reducido la importación de combustibles para generación. Es de notar por tanto que la generación hidroeléctrica ha repercutido en el mercado eléctrico ecuatoriano así como en su economía gracias a una generación más barata lo que abre la posibilidad de reducir el precio final de electricidad en el futuro (Castro, 2011) (CONELEC, 2012).

Aunque es pionera en generación eléctrica y sigue siendo atractiva en términos económicos, el ritmo de inversión de la energía hidráulica se ha visto reducido, debido principalmente a que su desarrollo depende en su mayoría de inversiones públicas, las cuales están sujetas a las condiciones económicas del país y del mundo (IRENA, 2017c). Sin embargo, gobiernos de diferentes países apuestan por esta fuente renovable frente a otras ya que en términos económicos, en menos de 25 años se recupera la inversión inicial (IRENA, 2015) (Rentsch, 2015). Las inversiones de carácter privado se dan en proyectos de bajas potencias, por lo general menores a 10 MW o en su defecto, se realizan en asociación con entidades públicas (Frankfurt School, 2017). El desarrollo de proyectos de este tipo depende en gran medida de la hidrología y el emplazamiento.

La mayor parte del desarrollo hidroeléctrico e inversiones recientes ha tenido lugar en países en vías de desarrollo como Brasil, India, China, Perú, Ecuador, Costa Rica, etc., Además, con los

^h Dólar estadounidense

avances tecnológicos, otras fuentes de energías renovables como la eólica y solar fotovoltaica está teniendo mayores inversiones (Frankfurt School, 2017) (REN21, 2017). En el año 2015, la inversión en energía solar fotovoltaica se equiparó a la realizada para grandes proyectos hidroeléctricos (REN21, 2017). Para el 2016, la fuentes de empleo directo generados por la hidroenergía fue de 1.7 millones, entre grandes y pequeños proyectos hidroeléctricos, representando el 17% de los empleos creados en el mundo por fuentes renovables de energía, liderado por la energía fotovoltaica (IRENA, 2017b).

2.3. Aspectos ambientales-ecológicos de la generación hidroeléctrica

2.3.1. *Huella hídrica*

Todo aquello que en la actualidad se produce y consume requiere de agua (dulce). Dicho recurso abiótico renovable, que es fuente y medio de sustento de vida, se haya condicionado cada vez más debido a los diferentes usos y consumos, poniendo así en riesgo el desarrollo normal de la vida en general (MEA, 2005a) (Mateo-Sagasta et al., 2017). Bajo esta problemática, a partir del año 2014 se implementa internacionalmente la norma ISO 14046 la cual dictamina el procedimiento para calcular la huella hídrica (HH). De acuerdo a ésta norma, la HH se define como una métrica que cuantifica el potencial impacto ambiental relacionado con el agua. De manera más tradicional, se la define como *“medida de la apropiación humana de agua dulce en volúmenes de agua consumida o contaminada”* (WFN, 2018).

La evaluación de la HH recopila y evalúa el flujo de agua desde y hacia el exterior del sistema determinado, a partir de cuatro fases establecidas que son la definición del objetivo y alcance, el inventario, evaluación del impacto e interpretación de resultados (Gráfico 17) (ISO 14046, 2014), iguales a los recogidos en el análisis del ciclo de vida. Para el caso de la generación de energía, normalmente se exponen los resultados en m^3/GJ o m^3/MWh . La norma señalada es útil como herramienta para proyectos, actividades, etc., en términos de gestión y calidad; sirve como documentación técnica-administrativa de soporte de la actividad a realizar. Cabe señalar que la aplicación de esta norma esta enfocada a productos y servicios y por lo general, se la incluye dentro del análisis del ciclo de vida. En el ámbito académico, el cálculo de la HH no suele estar enmarcada dentro de la normativa, siendo que en la mayoría de los casos, la HH es enfocada a su cálculo numérico a través de los diferentes métodos propuestos así como también a nuevas propuestas de éstos (Bakken et al., 2017) (Coelho et al., 2017).

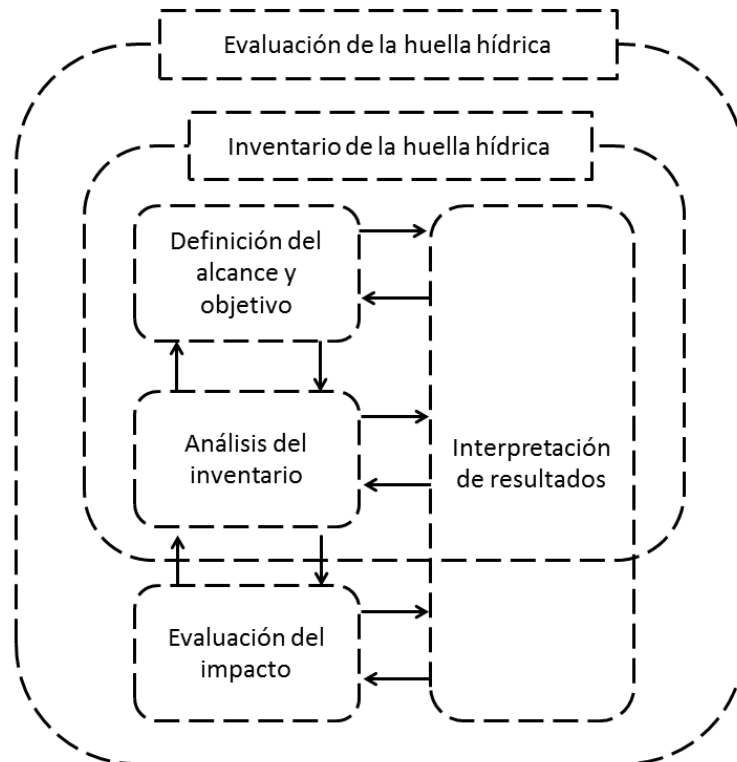


Gráfico 17. Fases de la evaluación de la huella hídrica
 Fuente: (ISO 14046, 2014)

2.3.1.1. Definiciones

Para llevar a cabo el cálculo de la HH, es necesario precisar y aclarar algunos de los conceptos expuestos previamente. Paralelo a la huella hídrica, existe el concepto de *productividad hídrica*, entendido como la cantidad y/o valor resultante por unidad de agua usadaⁱ (kg/m³; \$/m³) y que tiene una connotación económica por lo que no debe ser confundida con huella hídrica (Amarasinghe & Smakhtin, 2014). A la palabra agua usualmente se la asocia con otras tales como *gastar, consumir o usar*. Estas dos últimas tienen una connotación diferente en el marco de la HH. Mientras que *usar* solo especifica la acción *per se*, *consumir* describe la acción de haber extraído agua de un sitio y no haberla retornado al mismo. Así, en la literatura se expone el término *uso consuntivo* para evitar confusiones o mal interpretaciones, y es definido como *la parte de agua retirada que es evaporada, transpirada, consumida por humanos o incorporada a productos o cultivos, o simplemente removida de un medio acuático*. Paralelo a este concepto, existen otros tales como *extracción/captación de agua*, que es la cantidad de agua extraída o desviada de alguna fuente hídrica (lago, río, pozo, acuífero); *uso en línea* (o no consuntivo), que indica que el agua, de fuente superficial, es usada sin ser retirada ni desviada de su medio; y *descarga (retorno) de agua*, la cantidad de agua que es devuelta a su lugar de origen (ISO 14046, 2014) (Aden et al., 2010) (Delgado Martin, 2012). En consecuencia con estos conceptos, el agua consumida es igual a la cantidad de agua retirada menos la cantidad de agua devuelta.

ⁱ Entiéndase como uso consuntivo.

2.3.1.2. Tipos e indicadores

Existen 3 tipos de huella hídrica, de acuerdo a la fuente hídrica: la *huella azul*, que es el agua que se ha extraído de fuentes superficiales o subterráneas; la *huella verde*, que es el agua almacenada en el sustrato radicular del suelo y es evaporada, etc., y la *huella gris*, que es la cantidad de agua requerida para asimilar y diluir elementos contaminantes y ser usable (WFN, 2018). En consecuencia con ello, el agua se diferencia entre azul, verde y gris que determinan la georreferencia de la fuente de dónde es extraída.

Junto a la aparición de la huella hídrica, se han incorporado otros dos indicadores del consumo respecto a la disponibilidad, que son estrés hídrico y la escasez hídrica. El estrés hídrico ocurre cuando la demanda de agua excede la disponible durante cierto periodo o cuando la calidad de ésta restringe su uso; por el contrario, la escasez se da cuando no existe la suficiente disponibilidad de recursos hídricos para satisfacer las demandas medias a largo plazo (Pedro-Monzonís et al., 2015) (EEA, 2007). Según Scherer & Pfister (2016), a la cantidad de agua que hace falta con respecto al consumo se la denomina *huella de escasez*. Por otra parte, el *estrés hídrico* también puede tener un enfoque ecológico, es decir, indica la escasez de agua respecto a la necesidad ecosistémica durante un periodo determinado (Scherer & Pfister, 2016a). La relación entre la demanda de agua y la disponible se denomina índice de estrés hídrico, un ratio con valores que oscilan entre 0 y 1. El índice de escasez vincula la cantidad de agua, su uso y contaminación por parte de las actividades humanas y se obtiene con el total de los índices de escasez de agua azul y gris, y se mide de la misma manera que el estrés hídrico (Liu et al., 2017) (Pedro-Monzonís et al., 2015).

2.3.1.3. Cálculo de la huella hídrica

En el marco de la norma ISO 14046, no está predeterminado el uso de un método para el cálculo de la HH. No obstante, en dicha norma se requiere justificar el método a aplicar. Siguiendo su concepto, el cálculo de la huella hídrica se ha realizado en base a una sumatoria entre lo que se extrae y lo que se devuelve a la fuente de dónde se extrajo inicialmente el agua, o en su defecto, en base a una contabilidad de lo que simplemente se extrae o contamina. Este procedimiento básico es aplicable a todos los sistemas de generación de energía, sin embargo, en situaciones de mayor complejidad como en el caso de las centrales hidroeléctricas, solas o como parte de proyectos multipropósitos, dicha sumatoria o contabilidad es limitada. En este contexto, vale aclarar que la HH es determinada de forma diferente para los sistemas de generación de energía y que por lo general se lleva a cabo con los métodos propuestos, sin regirse a lo dictaminado por la norma mencionada.

Según Aden et al., (2010), la generación hidroeléctrica con embalse usa *agua en línea* por lo que no habría consumo. Sin embargo, de acuerdo a diferentes autores y basados en los conceptos de la normativa, las hidroeléctricas con embalses si tienen un *uso consuntivo* de agua ya que ésta se evapora (Mekonnen & Hoekstra, 2012) (Bakken et al., 2017). Cabe recalcar que a diferencia de las centrales termoeléctricas de carbón o gas natural en dónde el agua se evapora de manera *forzada*, en las centrales hidroeléctricas con embalse el agua es evaporada

de forma *natural* a través de la radiación solar. Sin embargo, aquella distinción entre proceso natural y artificial de evaporación no es considerada dentro de los conceptos expuestos. Para los otros esquemas hidroeléctricos, la huella hídrica estará en función del agua captada, extraída o desviada del cauce del río para la generación aunque posteriormente sea devuelta al cauce aguas abajo.

Para conocer la huella hídrica de la generación hidroeléctrica por medio de centrales con embalses, se tomaba en consideración la cantidad de agua que se perdía por evaporación. De esta manera, se obtenían los m³ por unidad de energía generada (MWh, GJ) (Bakken et al., 2016) (Coelho et al., 2017). Sin embargo, dicha forma de calcular la HH no era precisa ya que el agua no se evapora en la misma cantidad en una superficie abierta que en una superficie con presencia de vegetación. Por lo tanto, para precisar la HH de la generación hidroeléctrica en presencia de embalse, es necesario considerar la evapotranspiración previa y llevar a cabo el balance con la evaporación en el embalse. Otra posibilidad de cálculo es que una vez construido el embalse, se realice el balance entre los que se evapora y la precipitación (Coelho et al., 2017).

Dado que la generación hidroeléctrica en muchos de los casos está asociada a un proyecto multipropósito, es preciso asignar equitativamente y proporcionalmente la HH para cada propósito. La manera más común es mediante un factor basado en el uso o consumo de agua de cada propósito, actividad o acción (Bakken et al., 2017). Otra forma de asignar la HH es mediante la relación entre el beneficio económico de la hidroelectricidad y el beneficio total de todos los servicios ecosistémicos que presta la hidroeléctrica, para esta manera obtener un factor de asignación mediante el cual se obtendría la huella hídrica (Zhao & Liu, 2015).

La asignación de la HH también es posible desde una perspectiva económica, según la importancia del propósito, de acuerdo a un rango de producción de energía o el número de funciones. Dada la variabilidad de valores y rangos, la existencia de diferentes métodos con sus respectivas asunciones, la asignación de la HH tanto para proyectos multipropósitos o aprovechamientos hidroeléctricos en cascada, con ampliación de la escala espacial, aún queda por desarrollar investigaciones que permitan llenar los vacíos existentes (Bakken et al., 2017).

2.3.1.4. Huella hídrica de la hidroenergía y otras fuentes de energía.

De toda el agua en el planeta, apenas el 2,5% es agua dulce y menos del 0,01% es accesible para consumo humano (FAOWATER, 2009), cantidad cada vez más amenazada por el cambio climático y por las actividades económicas humanas (Distefano & Kelly, 2017). Se ha determinado que alrededor de 4000 millones de personas viven bajo condiciones de escasez hídrica al menos un mes al año y que para dentro de 30 años, 1800 millones de personas más podrían verse envueltas en dicha condición (Schlosser et al., 2014) (Mekonnen & Hoekstra, 2016). Muchos países en el futuro van a experimentar una baja en la disponibilidad de agua, sobre todo aquellos que tendrán gran impacto por parte del cambio climático, con una creciente demanda en conjunto con las condiciones locales de disponibilidad de recurso hídrico, lo que por tanto, condicionaría y limitaría el crecimiento económico. (Distefano & Kelly, 2017). En este marco, la generación hidroeléctrica se verá afectada mundialmente y

estará condicionada por los otros usos del agua, considerando que muchos de las centrales son parte de proyectos multipropósito (Kumar et al., 2011).

Por tanto, es claro que los sistemas de generación de energía eléctrica no solo se enfrentan al problema de emisiones de carbono y uso de recursos finitos, sino que además dependen en su mayoría del recurso hídrico (agua azul) que en muchas zonas del planeta es restringido o escaso, ya sea por condiciones naturales, otras demandas o por la alta contaminación. La mayoría de los sistemas de generación incluyendo las de fuentes renovables requieren de dicho recurso para su funcionamiento sistemático (tanto para movimiento de turbinas como para el transporte de calor) o en algún punto de su ciclo de vida. Ante lo expuesto, el consumo de agua de los citados sistemas ha sido de interés de análisis en el marco de la sostenibilidad, ya que el consumo en la generación eléctrica entra en conflicto con otras áreas o sectores que demandan agua (Spang et al., 2014) (Liu et al., 2017).

Especial atención ha tenido la generación hidroeléctrica, la cual no se podría llevar a cabo sin el señalado recurso. En algunos casos, la maximización de la producción de hidroelectricidad conlleva a la interrupción del flujo de agua, afectando la agricultura y sobre todo los ecosistemas. No obstante, en algunos escenarios, la visión conjunta de generación de energía y gestión del agua (proyectos multipropósito) crea sinergias que permiten obtener beneficios tanto para quienes dependen del recurso agua como para quienes procuran una generación de energía eléctrica (World Bank, 2016) (Liu et al., 2017). Por lo tanto, el aumento de la demanda de energía implica un aumento directo en el *consumo* de agua y de cara al futuro, con las implicaciones climáticas de momento, es difícil saber si habrá suficiente agua para todas las demandas (WWAP, 2012).

De acuerdo a la bibliografía, entre los sistemas de aprovechamiento de fuentes renovables de energía, la eólica es la de menor consumo de agua mientras que la biomasa y la hidroeléctrica tienen alto uso-consumo^j, superando a los sistemas que aprovechan fuentes no renovables de energía (Tabla 3). En el caso de la biomasa, el gran consumo se debe a los requerimientos hídricos en la conversión de energía (ciclo de vapor/sistema de enfriamiento) y en la obtención del combustible. Por su parte, las hidroeléctricas con sus diferentes esquemas, *usan* continuamente agua en grandes cantidades para la generación de electricidad aunque solo una mínima parte es consumida (la que se evapora). Los altos valores señalados en la Tabla 3 se deben a que se ha considerado el uso del agua como consumo dado el debate. Otros sistemas que destacan son la geotermia y nuclear (Tabla 3). Comparando todos los sistemas de generación, coincide que los de mayores emisiones de carbono tienen una alta huella hídrica (Gráfico 18).

^j Algunas citas bibliográficas indican el uso de agua como *consumo*, por la disyuntiva que existe entre uso y consumo de las centrales hidroeléctricas.

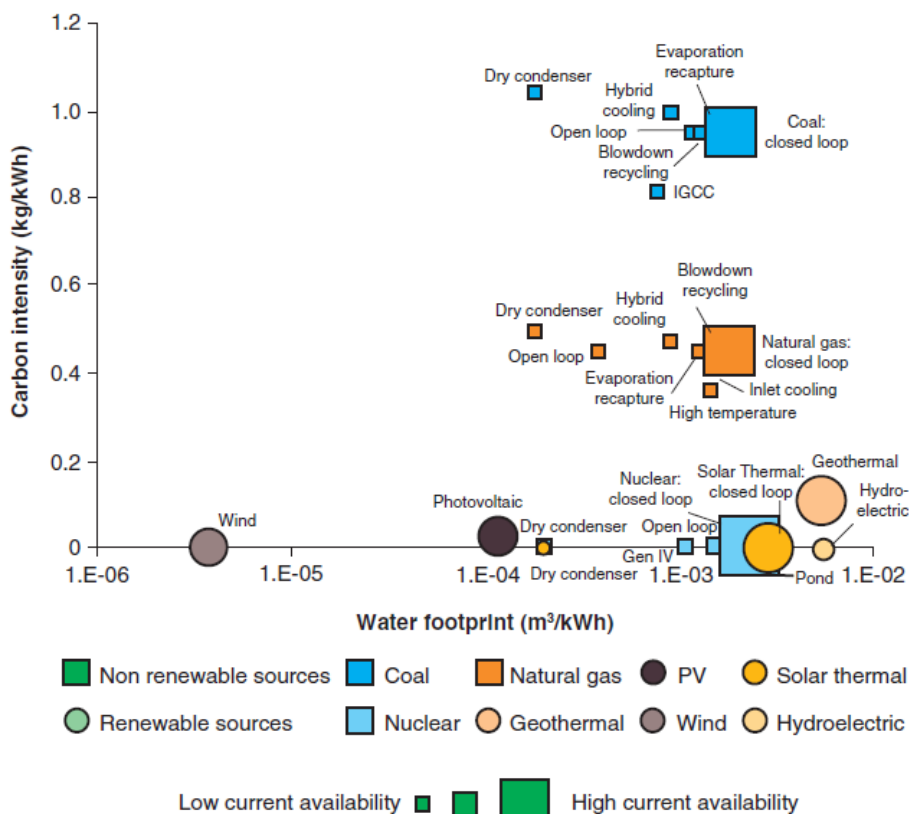


Gráfico 18. Relación entre la intensidad de carbono y huella hídrica de los sistemas de generación eléctrica
 Fuente: (World Bank, 2016)

Los esquemas hidroeléctricos más desarrollados son con de regulación con interposición (embalse) y de agua fluyente con desviación. Para el primer caso, se lo asocia usualmente con potencias mayores a 20 MW mientras que para el segundo caso, con potencias menores a 10 MW. Aquello marca una diferencia de consumos. Por ejemplo, en un análisis comparativo de dos hidroeléctricas localizadas en Noruega, una de regulación con interposición (con embalse) de 130 MW y otra de regulación con desviación (aunque definida de agua fluyente con desviación) de 50 MW, la huella hídrica neta obtenida del ciclo de vida fue de 0,19 y 0,15 m³/MWh respectivamente para un tiempo de 60 años de vida. El valor neto se obtiene entre la evaporación antes y después de la construcción del embalse en cuestión; los valores brutos fueron de 4,5 y 71,1 m³/MWh (Bakken et al., 2016). Para la hidroeléctrica con embalse de 130 MW, su huella hídrica esta por fuera del rango expuesto en la Tabla 3.

Sistema de generación	Huella hídrica* m ³ /MWh
Carbón	1 - 4
Gas natural	1 - 3
Solar fotovoltaica	0,02 - 0,10
Solar térmica	1 - 4
Geotérmica	1 - 18
Biomasa	1 - 2000
Nuclear	2 - 6
Hidráulica	1 - 3000**
Eólica	0,01 - 0,02
Petróleo	1 - 3

Referencias: (Mekonnen et al., 2015) (Macknick et al., 2011) (EPRI, 2008) (Delgado Martin, 2012) (Mekonnen & Hoekstra, 2012) (Bakken et al., 2017) (Scherer & Pfister, 2016a) (Fthenakis & Chul Kim, 2010) (Spang et al., 2014)

*Valores basado en el ciclo de vida

**Los valores presentados para la energía hidráulica incluyen uso y consumo, siendo el rango de consumo 1≤500 m³/MWh

Tabla 3. Rangos de Huella hídrica de las diferentes fuentes de generación de energía eléctrica

Otros casos de la literatura son unas centrales con embalse en Brasil, obtuvieron un valor neto de 93,5 y 172,7 m³/MWh (Coelho et al., 2017). La huella hídrica mundial promedio de las hidroeléctricas, considerando solo los proyectos multipropósito, sería de 233 m³/MWh, mientras que la huella de escasez y estrés hídrico sería de 24,8 y 88,2 m³/MWh respectivamente (Scherer & Pfister, 2016a). Hogeboom et al., (2018) concluye que en proyectos multipropósitos, la generación hidroeléctrica tiene la mayor huella hídrica aunque para dichos proyectos, autores cuestionan que en la mayoría de los casos se sobrestima la huella hídrica.

2.3.2. Huella de carbono

La constatación del cambio climático, el problema más preocupante de la última década, ha dado lugar a la creación de normas que permitan analizar y/o evaluar las emisiones atmosféricas de lo que se genera y consume, ya que se ha evidenciado y comprobado científicamente que los patrones climáticos mundiales están siendo alterados (IPCC, 2014). A raíz de esto, surgió la huella de carbono (HC) a partir del 2008 y publicada ya en 2013 como una especificación técnica normada (ISO 14067) en lugar de una norma propiamente dicha (Wu et al., 2015). Su formulación se deriva del concepto de huella ecológica, como parte de la familia de huellas, la cual es definida como un grupo de indicadores basados en consumos que calculan las cargas ambientales por parte de la sociedad humana. Dentro de las existentes definiciones de huella de carbono, se tiene que “es un intento de capturar la cantidad total de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que son directa e indirectamente causados por una actividad o son acumuladas en la etapa de vida de un producto” (Wiedmann, 2009).

Otra definición indica que son “las emisiones totales de gases de efecto invernadero en unidades de carbono equivalentes de un producto a lo largo de su ciclo de vida, desde la producción de la materia prima utilizada en su manufactura hasta su desecho del producto acabado” (Carbon Trust, 2006). En algunos casos, la HC representa la cantidad de área requerida para secuestrar las emisiones de dióxido de carbono de los combustibles fósiles. De

manera general, es entendida como la cantidad total de emisiones de GEI que son causadas por una actividad (Alvarez et al., 2016), y por lo tanto, otro tipo de emisiones e impactos quedan fuera del alcance y objetivo de dicha norma. Al igual que la huella hídrica, la huella de carbono y su impacto es absorbido dentro del análisis del ciclo de vida, como se expone mas adelante.

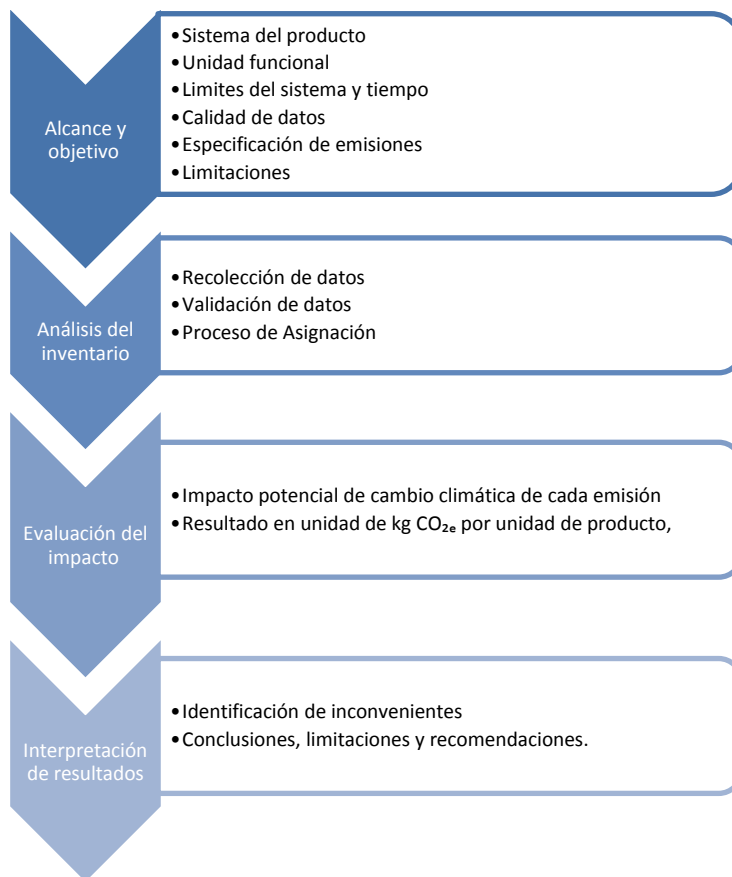


Gráfico 19. Proceso para la determinación de la huella de carbono
(ISO 14067, 2013)

Para llevar a cabo la HC de un producto, es necesario seguir con el procedimiento establecido en la norma (ISO 14067, 2013), que se basa en otras normas y se enmarca dentro del ciclo de vida, el cual debe incluir un proceso de contabilidad, un estudio-reporte de la cuantificación y una revisión crítica basada en la norma ISO 14044, divididos en dos etapas: cuantificación y comunicación. Ésta última se realiza bajo lo estandarizado en la norma, solo en caso de que haya intención de que el reporte sea publicado (Wu et al., 2015). Por su parte, la cuantificación incluye las fases de alcance y objetivo, inventario, evaluación del impacto e interpretación, iguales a las que integran el análisis del ciclo de vida como se detalla más adelante. En esta fase determinan por ejemplo la unidad funcional, los límites del sistema (dentro de los cuales hay 4 opciones), unidad de medida como CO_{2e}, SF_{6e}, HFCs_e, etc., como unidad equivalente, el flujo de materia y emisiones, las fases del producto a considerar, etc. Por consiguiente, la HC se puede determinar siguiendo el mismo procedimiento que sea realiza para el análisis del ciclo de vida (como se expone en la siguiente sección), con la diferencia de que la HC esta enfocada en las emisiones de carbono, en unidades equivalentes (CO_{2-eq}).

Las CHs así como las demás tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía no han estado exentas de esta evaluación, dado el interés que hay, por un lado, de reducir al mínimo posible las emisiones en el área de generación de energía eléctrica y por otro lado, en reemplazar a los combustibles fósiles que, además de contaminar fuertemente a distintos niveles, son recursos finitos. Sin embargo, por lo general las fuentes renovables de energía suelen ser abordadas desde el análisis del ciclo de vida en el cual se consideran una mayor cantidad de impactos incluyendo las emisiones atmosféricas. Prácticamente la totalidad de la literatura científica existente de la HC proviene del continente asiático, específicamente de China. El esquema hidroeléctrico más analizado es el que posee embalse y por lo general, de gran potencia instalada, 100-5000 MW (Li et al., 2017).

Como parte de las conclusiones de los estudios, se indica que las emisiones por unidad de energía generada varían de un caso a otro, de acuerdo al enfoque, las consideraciones, y la forma de construcción esto es, si se consideran las emisiones netas (incluyendo las del embalse, turbinado, etc.), el desmantelamiento, y la forma de construcción de la presa (hormigón o de tierra). Por ejemplo, para una hidroeléctrica de 100 MW, la huella de carbono obtenida fue de 195 kg CO_{2eq}/MWh, a manera de presupuesto de carbono en la que varios impactos fueron considerados en términos de CO_{2eq} (Zhang & Xu, 2015). Para centrales de 12600 y 6400 MW de potencia instalada, con presa de gravedad y de arco (ambas de hormigón), los resultados fueron de 7,6 y 9,1 kg CO_{2eq}/MWh respectivamente (Li et al., 2017). También es destacable de dichos estudios que para los 3 casos mencionados, fuentes de emisiones importantes tales como la limpieza previa al llenado del embalse y las provenientes de este, fueron tomadas en cuenta. La limpieza y desbroce previo al llenado repercute en la huella de carbono, con valores que oscilarían entre 0,02 y 0,43 kg CO_{2eq}/MWh (Li et al., 2017). Y dependiendo del tipo de construcción de la presa, las emisiones pueden aumentar o disminuir: así, una presa construida con tierra y rocas reduciría las emisiones en un 25% en comparación que una presa de hormigón por gravedad (Zhang et al., 2015b) (ver Tabla 31).

2.3.3. Análisis del ciclo de vida

La energía hidráulica ha sido potenciada bajo el argumento de emitir muy bajas emisiones atmosféricas, colocándola como líder para sustituir a los combustibles fósiles en la lucha contra el cambio climático (Kumar et al., 2011). En general, a las centrales hidroeléctricas se les ha asociado emisiones *indirectas*, es decir, con emisiones producidas a lo largo de su ciclo de vida, desde su construcción hasta su desmantelamiento (Aden et al., 2010). No obstante, a las centrales que poseen embalse se les asocian también emisiones producidas en el mismo a causa de la descomposición orgánica, dando lugar a emisiones *directas* (Gagnon & Vate, 1997) (Steinhurst et al., 2012). La revisión bibliográfica evidencia estudios que evalúan distintos esquemas de centrales hidroeléctricas desde la perspectiva del ciclo de vida, en los cuales se contempla principalmente, a manera de fases, la construcción, operación y el mantenimiento. El desmantelamiento de las centrales, como una fase más, es considerado en casos muy concretos, siendo así casi nula su presencia en esta evaluación (Kumar et al., 2011) (Zhang et al., 2015b). En la mayoría de estudios de esquemas hidroeléctricos con embalses, otras fuentes

de emisiones no son consideradas como se expone mas adelante (Amponsah et al., 2014) (Li et al., 2017).

El análisis del ciclo de vida (ACV) es una herramienta utilizada mundialmente para determinar impactos potenciales asociados a productos o servicios en toda su vida útil (ISO 14044, 2006a), es decir, desde la cuna hasta la tumba. Dichos impactos son determinados en diferentes categorías, contenidas en los existentes métodos para la evaluación del impacto. Una de las categorías es la del cambio climático, que mide el impacto por emisiones de gases contaminantes a la atmósfera. Dicha categoría puede ser aplicada de forma directa y más sencilla a través del método del IPCC (2007) y es mediante la cual se determina la HC. No obstante, es acogida y forma parte de los múltiples métodos para la evaluación de impactos de un producto o servicio, dada su importancia. En el marco del ACV, los sistemas de generación de energía eléctrica a base de fuentes renovables han sido ampliamente evaluados, especialmente las centrales hidroeléctricas en función de factores como la capacidad instalada (MW) o su tipología, enfocándose ya sea en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), intensidad energética, huella de carbono, agotamiento de recursos, etc. (Amponsah et al., 2014) (Mekonnen et al., 2015) (Zhang et al., 2015b) (Gallagher et al., 2015b). Las emisiones asociadas al ciclo de vida de las hidroeléctricas varían de un lugar a otro, esto debido principalmente por las condiciones de construcción dadas y esquema de diseño, por lo que cada caso es único, además de las características particulares de cada proyecto, la extensión y consideraciones dentro del análisis. La mayoría de estudios provienen del continente asiático, seguido por algunos casos en el continente europeo, desvelando la inexistencia de reportes de análisis de ciclo de vida de hidroeléctricas en el continente americano, específicamente en Sudamérica, con excepción de un inventario de ciclo de vida de una central hidroeléctrica en Brasil (De Miranda & Da Silva, 2010). Además, la literatura demuestra que más del 45% de los casos analizados, son centrales hidroeléctricas que poseen embalse mientras el 42% abarcan esquemas de agua fluyentes (ver Tabla 31). Otros esquemas mixtos o combinados, como la regulación con desviación no han sido reportados dentro de la literatura hallada.

Por cuanto a las emisiones de GEI, englobadas y resumidas en kilogramos de dióxido de carbono equivalentes ($\text{kg CO}_{2\text{-eq}}$) éstas varían ampliamente con relación a una unidad de energía eléctrica. La producción de cemento, extracción y transporte de elementos como la arena y grava, la elaboración de hormigón y el movimiento de tierra, etc., son algunos de los elementos principales y comunes incluidos en los estudios revisados. Por ejemplo, para los esquemas hidroeléctricos de agua fluyente (con desviación), una central en Indonesia de 9 MW obtuvo 1,2 $\text{kg CO}_{2\text{-eq}}$ /MWh, mientras que en otro caso, una central localizada en Japón de 10 MW obtuvo 11,3 $\text{kg CO}_{2\text{-eq}}$ /MWh (Hanafi & Riman, 2015) (Hondo, 2005). Para estos esquemas, los rangos de emisiones están entre 1 y 75 $\text{kg CO}_{2\text{-eq}}$ /MWh y sus capacidades no sobrepasan los 50 MW (Pascale et al., 2011) (Amponsah et al., 2014) (Asdrubali et al., 2015). Por otra parte, están las CHs con embalses que, a pesar de sus grandes potencias y tamaños, no se difieren mucho de las centrales de agua fluyente en el marco de las emisiones de ACV expuestas en la literatura. Es así que una central analizada de 95 MW obtuvo 4,2 $\text{kg CO}_{2\text{-eq}}$ /MWh; para el caso de una central de 44 MW, el resultado fue de 44 $\text{kg CO}_{2\text{-eq}}$ /MWh

mientras que las emisiones de una central de 5850 MW localizada en China y con una presa de tierra, se determinaron en 8 kg CO_{2-eq}/MWh. En base a los estudios, se determina que las emisiones de las CHs son menores a 75 kg CO_{2-eq}/MWh.

En definitiva, aunque las CHs de embalse puedan tener mayores emisiones en su ciclo de vida debido a su construcción y su desmantelamiento, su alta eficiencia en la conversión de energía da lugar a que se reduzcan las emisiones por cada unidad de ésta; por el contrario, las centrales de agua fluyentes se ven compensadas por sus bajas emisiones a lo largo de su vida útil, que además suelen ser inferior a las centrales con embalse (Flury & Frischknecht, 2012). Varios autores sostienen que en general las emisiones de las centrales hidroeléctricas tanto con embalse y de agua fluyente decrecen con el aumento de la potencia instalada (Varun et al., 2012) (Gallagher et al., 2015a), así como también el impacto ambiental (Pang et al., 2015). Sin embargo, aquello no se cumpliría en todos los casos, según la literatura. En particular, la manera de construcción de represas hidroeléctricas incidiría en las emisiones finales del ciclo de vida de éstas como ya se ha expuesto anteriormente (Zhang et al., 2015b). Excluyendo las emisiones del embalse (ver siguiente subsección), varios autores posicionan a las hidroeléctricas y sus diferentes esquemas existentes como los mejores sistemas de generación de electricidad en comparación con otras tecnologías que aprovechan recursos renovables, desde la perspectiva de emisiones. De hecho, a través de un ecodiseño (utilización de material reciclado y sostenible) para pequeñas centrales de agua fluyente, de potencias <1 MW, se demuestra la posibilidad de ahorro no solo de emisiones sino también de recursos requeridos para la construcción de instalaciones. Así, dichos ahorros podrían de hasta el 10% y 2,6% en las categorías de impacto de potencial de calentamiento global y agotamiento de recursos respetivamente (Gallagher et al., 2015b). Debajo de las hidroeléctricas, están la energía eólica y la nuclear (Weisser, 2007) (Turconi et al., 2013), siendo la solar fotovoltaica y la geotérmica las que presentan mayores emisiones por unidad de energía (Pehnt, 2006) (Atilgan & Azapagic, 2016).

2.3.3.1. Emisiones de gases de efecto invernadero en embalses

En comparación con las centrales termoeléctricas a base de combustibles fósiles, las emisiones del ciclo de vida de las CHs asociadas solo al uso de consumibles en su operación serían despreciables. No obstante, desde la década de los 90 se han reportado emisiones de GEI en embalses de CHs, principalmente dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄) que si fueran contabilizadas, darían lugar a un drástico incremento de las emisiones por parte de las centrales de este tipo. Según la literatura, dichas emisiones causadas por la descomposición aeróbica y anaeróbica de la materia orgánica (Farrér, 2007), varían en el tiempo (años) y de acuerdo a las zonas bioclimáticas^k (Holdridge, 1967) alrededor del Planeta, identificándose dos de ellas principalmente: zonas boreales y zonas tropicales. Para el primer caso, se han reportado emisiones de embalses en lugares como Finlandia (Huttunen et al., 2002), Estados Unidos (Soumis et al., 2004), Canadá (Teodoru et al., 2010) de hasta 600 kg CO_{2-eq}/MWh, pero

^kSe basa en un esquema para la clasificación de las diferentes áreas terrestres según su comportamiento global bioclimático.

que para la vida útil de una hidroeléctrica, esas emisiones se estiman en no mayores a 250 kg CO_{2-eq}/MWh en promedio (Teodoru et al., 2012) (Steinhurst et al., 2012). Para el segundo caso, las emisiones reportadas de centrales hidroeléctricas en zonas tropicales y subtropicales son mucho más altas, alcanzando valores entre 3 y 5 veces más que las máximas registradas en embalses en zonas boreales. La mayoría de reportes son de embalses de hidroeléctricas localizadas en las diferentes partes de Brasil incluyendo la selva amazónica (Fearnside, 2005) (Rosa et al., 2004) y zonas semiáridas (Rodríguez et al., 2018); otros estudios existentes son: una central hidroeléctrica localizada en Guyana francesa (Abril et al., 2005), un embalse en Colombia (Loaiza, 2016), embalses en Costa Rica (Herrera et al., 2013) China (Yang et al., 2014) (Yang et al., 2014b) e India (Kumar & Sharma, 2017). También existen estudios que hacen proyecciones de emisiones de futuros proyectos hidroeléctricos en Brasil (De Faria et al., 2015) y recientemente se ha realizado una estimación de emisiones de metano de varios embalses hidroeléctricos en Ecuador, localizados tanto en la costa como en la sierra (Cordillera de los Andes) (Paucar et al., 2018). En general, las emisiones de estos embalses en zonas tropicales han sobrepasado los 5000 kg CO_{2-eq}/MWh puntualmente siendo el promedio de unos 2000 kg CO_{2-eq}/MWh (Demarty & Bastien, 2011) (Kemenes et al., 2011). Hay que considerar que el gas metano tenía un potencial de calentamiento (GWP) 21 veces mayor al dióxido de carbono para un horizonte de 100 años (IPCC, 2007), aunque ese valor ya se lo sitúa en 28 según las nuevas evidencias científicas climáticas, incluso mayor (GWP₁₀₀=34) si se considera la retroalimentación positiva del impacto (IPCC, 2014). Con las emisiones reportadas, las centrales hidroeléctricas estarían emitiendo inclusive aún más emisiones que las centrales convencionales de generación a base de combustibles fósiles (petróleo, gas natural, carbón), pero debido a su larga vida útil, éstas serían más bajas en el tiempo (Delmas & Galy-Lacaux, 2001) (Dos Santos et al., 2004) (Dos Santos et al., 2017). Con la presencia y puesta en escena de estas emisiones asociadas a los embalses, se ha puesto en duda la denominación de tecnología limpia o verde a las hidroeléctricas en el marco del cambio climático, además de sus impactos a nivel ecológico (Barros et al., 2011) (Fearnside, 2004) (Fearnside, 2005). También hay que reseñar finalmente que salvo ciertas excepciones (Teodoru et al., 2012), las emisiones del ciclo de vida antes expuestas para las centrales con embalse representan solo las emisiones brutas, ya que no se hace un balance neto de emisiones incluyendo las emisiones provenientes del embalse y el carbono que se deja de absorber, retener, almacenar y circular por la pérdida del ecosistema terrestre (Pehnt, 2006) (Lovett et al., 2006) (Teodoru et al., 2012).

2.3.4. *Evaluación del Impacto Ambiental*

Conocido por la siglas EIA, la evaluación del impacto ambiental es un proceso sistemático que identifica y evalúa los impactos potenciales (positivos y negativos) que un proyecto puede tener en el entorno biofísico y socioeconómico, e identifica medidas de mitigación que deben implementarse para evitar, minimizar o reducir los impactos negativos como también las medidas para mejorar impactos positivos, es decir, es un proceso administrativo-jurídico que pretende estudiar los efectos que tendría un proyecto propuesto (Canter, 1996) (Morris & Therivel, 2001). Los impactos positivos son aquellos que implican una alteración favorable en el medio, por ejemplo, el tratamiento del agua mejorara su calidad que beneficia a la

Metod. para la determinación del desempeño ambiental neto de la g. hidroeléctrica

población; los impactos negativos es la alteración desfavorable, por ejemplo, empeoramiento de la calidad del suelo por sobreexplotación agrícola. Así, se identifican impactos al suelo, agua, atmósfera, flora, fauna, recursos, biodiversidad, recreación, culturales, económicos, sociales, patrimonio, etc., (EPA, 2017).

Esta evaluación tiene origen posterior a la Segunda Guerra mundial, debido a los múltiples proyectos emprendidos en ese entonces con gran afección medioambiental. Posteriormente a 1970, ya se convirtió en una herramienta oficial en Estados Unidos de protección medioambiental. En la actualidad, todos los países denominados como *desarrollados* han formalizado el requerimiento de dicha evaluación para proyectos, en el marco de leyes ambientales; países en *vías de desarrollo* lo han ido adoptando aunque es visto como un proceso burocrático más que dificulta u obstaculiza avances en términos de desarrollo (Achieng Ogola, 2007); es decir, ésta evaluación técnica y administrativa, que incluye y recopila aspectos sociales y económicos, se ha implementado institucionalmente en todo el mundo para aceptar o rechazar proyectos basados en la viabilidad ambiental (MVRMA, 2004) (Sida, 1998).

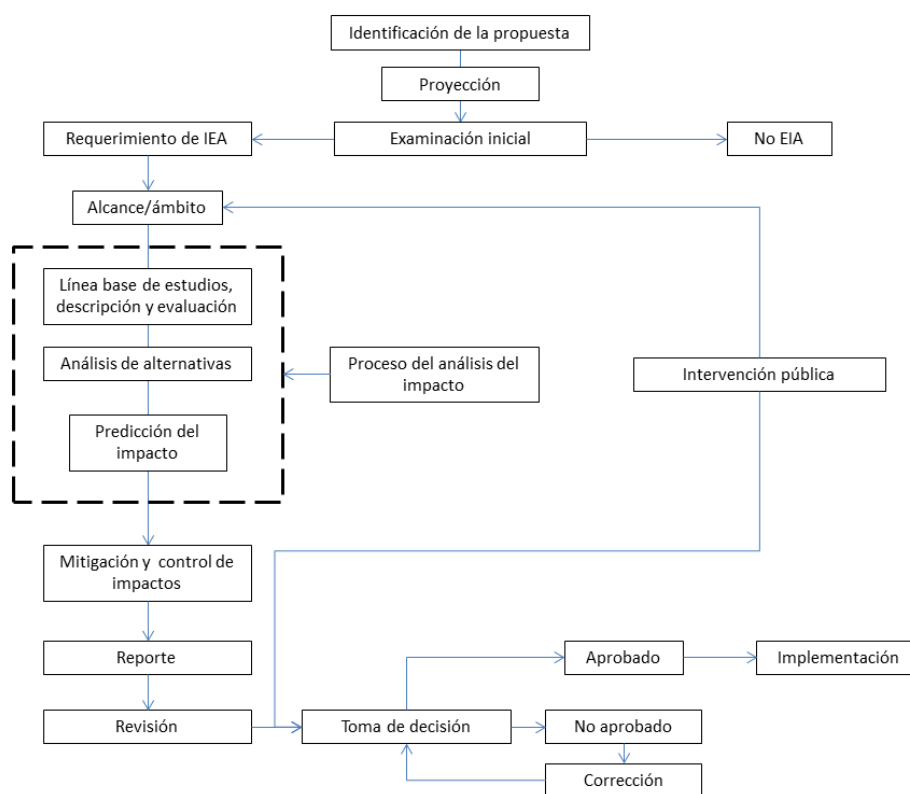


Gráfico 20. Diagrama de flujo del proceso de la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA)

Fuente: (Achieng Ogola, 2007)

El proceso de EIA se divide en dos etapas: la examinación inicial, donde se hace un análisis previo de los potenciales impactos y se usa en los estudios de pre-factibilidad; y la evaluación ambiental, donde se examinan ya las consecuencias o impactos del proyecto bajo análisis (Achieng Ogola, 2007). Dentro de esta segunda etapa, se describe el proyecto, se analizan alternativas, se exponen impactos y las acciones que mitiguen y monitoricen los mismos

(Gráfico 20). Para la evaluación de los impactos, existen múltiples metodologías y herramientas tales como criterios de experto, análisis multicriterio, comparación de casos anteriores, cálculos numéricos y modelos matemáticos, matrices, lista de verificación, SIG y mapas, entre otras (Canter, 1983) (Morris & Therivel, 2001) (García Leyton, 2004).

Uno de los métodos más aplicados y conocidos es la matriz de Leopold, que recoge 100 acciones que pueden causar impacto (columnas) y 88 factores ambientales (filas). Cada cuadro se divide en dos partes. En la parte superior se indica la magnitud del impacto, en la que se realiza la valoración del impacto en función de la escala, grado, intensidad, etc. En la parte inferior se valora el impacto de cada acción sobre cada factor de manera ponderativa, determinando así la relevancia del impacto. Para ambos casos, la valoración va de 1 a 10 siguiendo unas escalas establecidas, añadiendo el signo (+) si el impacto es beneficioso y (-) si es perjudicial (Leopold et al., 1991). Esta evaluación ha sido ampliamente requerida para el desarrollo de proyectos energéticos de toda índole, ya sea la fuente renovable o no, bajo la presunción de proteger el ambiente y procurar un desarrollo sostenible. Otro de los métodos aplicados en la EIA es el método Battelle-Columbus, que se puede usar para proyectos hídricos y se basa en 78 factores ambientales. Al final, el método permite obtener el impacto ambiental global, útil para la comparación (García Leyton, 2004).

En cualquier caso, en los sistemas de generación de energía, los impactos globales negativos de la EIA en los ecosistemas, el uso de recursos no renovables, las pérdidas ecológicas y sus impactos en el bienestar humano no están interrelacionados. Además, su enfoque está limitado a una escala determinada, al omitir el vínculo con los principales problemas como el cambio climático. Según García Leyton, (2004), el EIA presenta ventajas tales como la facilidad para comparar con otras alternativas del proyecto en cuestión y es útil a la hora de sintetizar el impacto ambiental. Por el contrario, este mismo autor señala que el EIA carece de metodología en la determinación de la magnitud del impacto, no considera las interacciones entre los factores ambientales, no distingue efectos en el tiempo, entre otras.

2.3.5. Evaluación ecológica

Con el desarrollo y boom hidroeléctrico a nivel mundial en la última década (Zarfl et al., 2015), no solo el beneficio de reducción de emisiones se ha cuestionado, sino también el desempeño ecológico que, por lo general, ha sido subestimado tanto para la energía hidráulica como para las demás tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovable de energía (Cook et al., 2017) (Gasparatos et al., 2017). Así, el desarrollo e implementación de proyectos hidroeléctricos impacta en los ecosistemas acuáticos y terrestres, modificando y alterando los procesos ecológicos así como la biodiversidad, que a su vez trae como consecuencia el impacto en el flujo y suministro de lo denominado como servicios ecosistémicos (SE) (Botelho et al., 2017) (Winemille et al., 2016). El concepto de SE describe la forma de cómo los seres humanos están conectados con la naturaleza, así como su dependencia con ésta. De esta manera, se ha conceptualizado a los servicios ecosistémicos como los beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas, como lo señala Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005a). Sin embargo, otros conceptos han sido elaborados y expuestos por diferentes autores

con la finalidad de mejorar su comprensión y que permitan eliminar ambigüedades o comprensiones erradas (Ojea et al., 2012) (Fanaian et al., 2015). Una vez definido el concepto, los SE han sido clasificados en servicios de provisión, regulación, soporte y culturales (MEA, 2005a). No obstante, la clasificación ha abierto un nuevo debate por la manera en que se agrupan los servicios de los ecosistemas (Wallace, 2008) (Brown et al., 2007). En este marco, la hidroenergía es considerada como uno de los tantos servicios que prestan los ecosistemas, la cual proviene del uso del agua, que es considerada a su vez como un servicio de provisión, según MEA, (2005a).

Los procesos ecológicos que se llevan a cabo dentro de los ecosistemas, que mantienen una constante interacción entre agentes bióticos como abióticos, permiten un equilibrio dentro del sistema natural, dando lugar a condiciones y resultados específicos los cuales a su vez dan sustento al desarrollo de la vida y bienestar (Schulze et al., 2005). Dada la gran demanda y extracción de recursos y servicios para la satisfacción de las necesidades antropogénicas, los ecosistemas y el suministro de sus servicios se han visto severamente afectados debido al desequilibrio y afectación directa e indirecta de sus procesos internos, mermando así el bienestar de los seres vivos incluyendo al propio ser humano (MEA, 2005a). Es así que la demanda de un servicio ecosistémico implica la degradación de otros. Es el caso del aprovechamiento de la hidroenergía para obtener electricidad, la cual tiene sus repercusiones ecológicas.

Los ecosistemas acuáticos loticos¹ (ríos) son sistemas organizados y definidos por los caudales y sus regímenes naturales, en conjunto con los sedimentos, el meandro, el cauce y la morfología de la llanura. La frecuencia y magnitud de los caudales altos y bajos determinan y regulan numerosos procesos ecológicos (Poff et al., 1997). Además de la pérdida del ecosistema terrestre, la implementación de centrales hidroeléctricas tiene como primer impacto inmediato la alteración del flujo natural del agua. En consecuencia, otros impactos bien conocidos y establecidos se desencadenan, como la alteración de los sedimentos, el ciclo de nutrientes, la calidad del agua, el hábitat ribereño, la biodiversidad, la perturbación del hábitat y la migración de especies (Bunn & Arthington, 2002) (Hoeinghaus et al., 2009) (Malm Renofalt et al., 2010) (Miao et al., 2015) sumado a los problemas que se puedan desencadenar para la salud humana. En el caso de los trasvases entre sistemas hídricos, éstos son perjudiciales para los ecosistemas aguas abajo de la cuenca de origen, sobre todo cuando son grandes transferencias (MEA, 2005a) (Sukhdev et al., 2010). La intensidad de estos impactos depende de dónde se encuentra la planta hidroeléctrica a lo largo del lecho del río (Winemille et al., 2016) (Ioannidou & O'Hanley, 2018). No obstante, los impactos expresados son los más evidentes y relevantes, pero no los únicos, ya que varios servicios ecosistémicos también se ven afectados, la mayoría de ellos excluidos en los estudios (Liang et al., 2016).

¹ Ecosistema en el cual el agua está en constante movimiento, predominantemente en una sola dirección, impulsada por la fuerza de la gravedad.

Varios autores han expuesto de diferentes maneras el cómo las CHs afectan los ecosistemas e inciden en todos sus servicios (Auerbach et al., 2014) (Yang & Chen, 2014). Los casos de estudio dentro de la literatura destacan entre otros, que las mayores pérdidas se dan a nivel de la biodiversidad y de calidad de agua (Pang et al., 2015), siendo los servicios hídricos los más afectados (Yang & Chen, 2014) (Wang et al., 2010). Ciertos análisis y estudios determinan por un lado, que los costes (monetarios) de las pérdidas ecológicas (PES) por unidad de energía (kWh) decrecen a medida que la capacidad de la central (<50 MW) se incrementa y que a diferencia con las grandes centrales (>50 MW), las pequeñas tienen menores pérdidas a nivel de ecosistemas (Li et al., 2015). Sin embargo, considerando diferentes escalas, las grandes centrales hidroeléctricas (>50 MW) generan daños severos aguas abajo (a escala de río y de la cuenca), mientras que las centrales pequeñas tienen mayor impacto a nivel de planta, es decir, en las inmediaciones de la misma central. En este mismo ámbito, las mayores pérdidas de servicios ecosistémicos en las grandes centrales (>50 MW) es la fijación de carbono y liberación de oxígeno, a diferencia de las pequeñas centrales que tienen mayor impacto en la erosión del suelo y la contaminación general ambiental (Zhang et al., 2014) (Li et al., 2015).

Por otro lado, se han realizado balances ecosistémicos en centrales hidroeléctricas, esto es, una sumatoria de lo que, en presencia de éstas, se tiene como beneficio (lo que se gana) y como pérdida (lo que se pierde). Los resultados de los balances llevados a cabo en casos de estudio afirman y concluyen que los beneficios de tener una central hidroeléctrica son mayores a las pérdidas ecosistémicas pero existiría tan solo una ligera diferencia cuantitativa entre los primeros y segundos, lo que indica que este tipo de proyectos de generación deben ser cuidadosamente analizados antes de su construcción. Además, cada caso es único y particular, lo que implica que tanto las pérdidas como los beneficios y sus magnitudes podrían variar considerablemente, y por tanto resultados de un caso en concreto no deben ser usados como de referencia para otros (Liang et al., 2016) (Botelho et al., 2017). A pesar de la valía y novedad científica de estos balances, hay que decir que en la contabilidad se han incluido y mezclado los beneficios externos de la generación hidroeléctrica con los proporcionados por los SE, y por otra parte, no se han tomado en cuenta los servicios prestados por el ecosistema anterior al desarrollo del proyecto hidroeléctrico.

Otros autores han estudiado el aprovechamiento en cascada de la hidroenergía sobre una misma cuenca, constatando que la valoración de esta energía varía, siendo más altos en las primeras centrales y más bajos en las últimas, y que con la modificación del régimen hidrológico se repercute (en términos económicos) a nivel de los ecosistemas, sus servicios y beneficios (Fu et al., 2014) (Fanaian et al., 2015). La retención de agua es el mayor impacto que generan las hidroeléctricas, sobre todo en verano, época donde no se dispone de suficiente caudal para mantener al 100% las turbinas, dando lugar a que aproximadamente el 50% de la capacidad de las centrales se queda sin funcionar en dicha época del año (Fu et al., 2014). En este contexto, es necesario que el aprovechamiento hidroeléctrico este ecológicamente equilibrado, por lo que se debe procurar un caudal ecológico adecuado. De estar forma, se puede conocer el potencial hidroeléctrico ambientalmente factible (Zhang et al., 2014).

Las evaluaciones ecológicas citadas están limitadas por el enfoque, espacio y tiempo. Esto indica que no incluyen impactos a recursos naturales; en términos físicos, no se extiende por fuera de la zona dónde se localiza el objeto de estudio y por último, no están consideradas las repercusiones a largo plazo. A ello se agrega las posibles impactos socioambientales. Por consiguiente evaluaciones de ésta índole son complementarias a otras evaluaciones como el análisis del ciclo de vida. En la misma línea ecológica, cuando se construyen centrales hidroeléctricas, existen mecanismos de compensación ecológica, los mismos que procuran mitigar y compensar los daños causados. Parece ser que los actuales mecanismos de compensación ecológica no se completan, o no se llegan a cumplir en su totalidad, y se sugiere que ante la variabilidad de múltiples mecanismos de compensación, así como su criterio, debería haber enfoques y principios comunes en la determinación y diseño de los mecanismos de compensación, es decir una estandarización (Yu & Xu, 2016) (Lebel et al., 2014).

2.4. Cambio climático y políticas energéticas

Ante la necesidad de reducir las emisiones y concentración de gases de efectos invernadero en la atmósfera para contrarrestar los efectos del cambio climático, las energías renovables están siendo parte de las políticas de mitigación y sostenibilidad (IPCC, 2014). En este marco, la generación hidroeléctrica estaría siendo clave, de manera general, en la reducción de emisiones, considerando dado su alto potencial aún por explotar en todo el mundo (Kumar et al., 2011) (Berga, 2016). De esta manera, las políticas que permitan la explotación y el aprovechamiento de esta fuente renovable se han extendido por todos aquellos países y regiones que disponen de importantes reservas de recurso hídrico, ya que además de lo expresado, reduce consumo de fuentes agotables de energía y contribuye con el desarrollo socioeconómico. Acompañado de estas políticas, se han desarrollado así mismo nuevas normativas, marcos regulatorios, leyes, etc., de varias índoles que permitan llevar a cabo dichas políticas en armonía por una parte, con los campos de acción tales como el económico, social, etc., y por otra, con los representantes de los diferentes sectores de la sociedad (WEC, 2016).

Bajo el Acuerdo de París de la Convención Marco de las Naciones Unidas por el Cambio Climático (UNFCCC) y considerando los múltiples beneficios de las energías renovables, un sin número de países se han volcado hacia el desarrollo e implementación de fuentes de energía limpia y renovable, como por ejemplo China, el cual al ser gran consumidor de carbón y petróleo, y el país con mayores emisiones de gases de efecto invernadero en el mundo, ha implementado políticas con el objetivo alcanzar una capacidad instalada de generación eléctrica renovable de 680 GW para el 2020, contando con la gran participación de la energía hidráulica, la cual es la única que puede desarrollarse comercialmente a gran escala pero que aún presenta retos para su desarrollo a futuro (Li et al., 2015) (REN21, 2017) (Li et al., 2018). En otras regiones como Sudamérica, poseedora de grandes recursos hídricos, la energía hidroeléctrica es clave para su desarrollo, por lo que se ha convertido en el núcleo de estrategias nacionales en países como Colombia, Perú, Bolivia y Ecuador. En esta misma región, Brasil sigue desarrollando proyectos hidroeléctricos, gracias a sus políticas nacionales,

teniendo en cuenta que posee los mayores recursos hídricos de la región y es uno de los países con los más altos potenciales hidroenergéticos (IHA, 2017a).

Otro de los países que han hecho de la energía hidráulica el centro de las políticas energéticas es Ecuador, que desde el 2008 tuvo como prioridad cambiar la matriz energética del país, enfocándose principalmente en la generación eléctrica en la cual hasta el 2014, el 40% era a base de petróleo (ARCONEL, 2014). En ese contexto, se creó el Ministerio Coordinador de Sectores Estratégicos para que por una parte, de ejecución coordinada a planes, programas y proyectos sectoriales e intersectoriales, y por otra, propicie el cumplimiento del Plan Nacional del Buen Vivir, así como también el Plan Maestro de Electrificación alineado con lo establecido en la Constitución (CONELEC, 2012). Ante lo expuesto, en los 10 últimos años la inversión pública tuvo como prioridad el desarrollo de 8 proyectos hidroeléctricos. África, el continente con mayor pobreza en el mundo pero con una enorme riqueza en recursos naturales (Beegle, 2016), apunta al gran desarrollo de esta fuente renovable de energía como base del desarrollo socioeconómico nacional y continental (IHA, 2017a).

Ciertamente, el desarrollo hidroeléctrico trae consigo beneficios de diferentes índoles con respecto a las centrales que usan combustibles fósiles, sin embargo, algunos de esos beneficios ya han sido cuestionados como tales, como por ejemplo, la reducción de emisiones (Fearnside, 2005) (Fearnside, 2015a) y otros de índole socioeconómicos como se expone más adelante. Aunque con las políticas energéticas en favor del clima se procure el desarrollo hidroenergético, esta fuente renovable de energía no está exenta de los efectos ya visibles del cambio climático, que ante la alteración del ciclo hidrológico del agua, la generación hidroeléctrica se vería afectada, lo que crea incertidumbre y por tanto condiciona a corto plazo su implementación y contribución tanto en términos climáticos como técnicos y socioeconómicos. El IPCC (2014) en su informe expone y determina *The Representative Concentration Pathways (RCP)*, los cuales describen de 4 maneras diferentes, la emisión y concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera, emisión de contaminantes del aire y el uso del suelo. Los RCPs son una proyección de emisiones y del posible comportamiento y variaciones climáticas a futuro (hasta el año 2100). Los RCPs son: escenario estricto-riguroso (RCP2.6), que apunta a mantener la temperatura global por debajo de 2°C; dos escenarios intermedios (RCP4.5 y RCP6.0) y un escenario con muy altas emisiones (RCP8.5), todos con respecto a un mismo escenario base de partida (IPCC, 2014).

Diferentes estudios han analizado el impacto del cambio climático sobre el recurso hídrico y por ende sobre la generación hidroeléctrica. A través de un marco de modelización acoplada de la hidrología y electricidad, se ha determinado, entre otros, una reducción global anual entre 0,4% y 6,1% de la capacidad hidroeléctrica para los escenarios RCP2.6 y 8.5 respectivamente. Turner et al., (2017) estima que la generación neta global varíe -0,5% para RCP4.5 y -2,2% para el escenario RCP8.5. De esta manera, mientras en algunas zonas del mundo aumentarían los caudales i.e., parte norte de Norteamérica, África central, en otras como en el sur de Europa, Australia y parte sur de Sudamérica, los caudales se reducirían notablemente (van Vliet et al., 2016). En Myanmar, sur de Asia, el cambio climático

incrementará anualmente los caudales medios en dos cuencas hidrográficas en aproximadamente 21% y 29% para RCP4.5 y RCP8.5 respectivamente (Shrestha & Htut, 2016).

En la misma línea, se espera que en Canadá haya un incremento de la precipitación, por lo que los efectos del cambio climático serán *a priori* positivos (Zhou et al., 2018). Bajo el escenario RCP8.5, se espera que en India la generación hidroeléctrica aumente en un 25% en época de lluvias pero que por el contrario, se reduzca significativamente en época seca (Ali et al., 2018). En China, el cambio climático tendrá un efecto más bien positivo a largo plazo en la generación hidroeléctrica (Liu et al., 2016) (Fan et al., 2018) al igual que en Ecuador, en el que según un estudio sobre la cuenca del río Jubones, la generación anual aumentaría en 8% (Hasan & Wyseure, 2018). Por el contrario, se espera una reducción considerable de generación hidroeléctrica en Nepal (Shrestha et al., 2014), Brasil (de Oliveira et al., 2017) y California (Tarroja et al., 2016). Para los casos dónde se ha proyectado una posible reducción de caudales, precipitación y de generación hidroeléctrica, el efecto del cambio climático implicará tanto un menor ahorro de emisiones como la operación de centrales a base de carbón, petróleo y gas natural para cubrir las demandas del caso si es que otra fuente de energía renovable no está disponible, sobre todo en regiones o países con alta dependencia en la hidroenergía (Turner et al., 2017). En países como Ecuador, Brasil o Colombia, que dependen en gran medida de la generación hidroeléctrica, el suministro de energía eléctrica será cada vez más vulnerable (Carvajal et al., 2017) (Samprogna Mohor et al., 2015).

Los impactos del cambio climático van más allá de lo técnico, ya que ciertamente tendrá repercusiones en lo económico (Tol, 2018) y por ende en lo social. Con ello se evidencia efectos en cascada. En Sudamérica, el cambio climático repercutirá negativamente en las inversiones del sector energético, por encima del 1% de la inversión total proyectado al 2100 (RCP4.5 y 8.5). Venezuela, que depende en un 70% de la hidroenergía, tendrá un impacto de USD 54.000 millones (Turner et al., 2017).

2.5. Riesgos y aspectos socioeconómicos de la hidroenergía

La generación hidroeléctrica también puede ser contraproducente como estrategia de mitigación y adaptación frente al cambio climático, en especial proyectos hidroeléctricos pequeños de esquema de agua fluyente. Mientras los grandes proyectos con embalses pueden sufrir los estragos de altas precipitaciones y caudales que pueden poner en riesgo la infraestructura, los pequeños proyectos de agua fluyente localizados en cotas altas (zonas montañosas) pueden verse afectados por eventos naturales que pondrían en riesgo la propia infraestructura. Además de ello, ante posible reducción de agua, se crearía cierta conflictividad social entre la generación y la demanda de agua para las comunidades locales, más allá de los requerimientos ecosistémicos. Por tanto, la implementación de CHs a razón de mitigación entraría en conflicto con adaptación a los efectos del cambio climático (Kelly-Richards et al., 2017).

Debido a la existencia de otras demandas de agua, un gran porcentaje de CHs en el mundo (con embalse) han sido construidas y son parte de proyectos multipropósito que permiten la

navegación, controlar inundaciones y dotar de agua, ya sea para irrigación o para consumo humano dónde ésta escasea, entrando así en conflictividad con otros intereses como la producción de alimentos o la misma dotación de agua para consumo humano (Kumar et al., 2011) (IPCC, 2014), lo que pone en evidencia un reto a enfrentar en los próximos años a medida que los efectos del cambio climático se acentúen (Zhang et al., 2018). En general, las inversiones futuras en el sector hidroenergético están en riesgo ante las incertidumbres climáticas e hidrológicas, a lo que suma los impactos en los mercados energéticos (según el tipo de mercado) y precio final de la energía eléctrica (Savelsberg et al., 2018). A pesar de lo expuesto, se cree que la variaciones global de generación hidroeléctrica hasta el año 2100 no serán significativas en términos tecnoeconómicos ya que los efectos positivos en algunas regiones compensan los efectos negativos en otras regiones (Zhou et al., 2018).

La implementación de esta fuente renovable también se ha justificado por los beneficios teóricos socioeconómicos y el aporte que tendría en el desarrollo de una localidad, país, o región, por ejemplo, al reducir los costos de generación y por tanto el precio final de la electricidad para los diferentes sectores. No obstante, esta afirmación sería cuestionable ya que hay evidencias que ponen en duda la existencia de beneficios netos. Uno de los impactos sociales más notorios y sobresalientes es el reasentamiento de personas, que dependiendo de la zona en donde se posicione el proyecto hidroeléctrico, será de mayor o menor magnitud (Berchin et al., 2015) (Miao et al., 2015). Por ejemplo, en lugares como en China o Brasil, los reasentamientos pueden tratarse de millones de personas, lo que implica una interferencia en una economía local ya establecida, sumado a las posibles falencias en la ejecución total de plan de reasentamiento tales como el no cumplimiento de pagos (justos) por expropiación de tierras o dotación de nuevas casas (Fearnside, 2016) (Liu et al., 2013). En muchas de los casos, las personas afectadas por proyectos hidroeléctricos crean movilizaciones y protestas ante su deseo de no ser reasentados, lo que muchas veces ha obligado a hacer uso de la fuerza. Casos de CHs construidas en países como Guatemala, Brasil, Perú, México o Colombia son ejemplo de aquello (Martínez & Castillo, 2016) (Aguilar-Støen & Hirsch, 2017) (García Espejel, 2013) (Fearnside, 2015). Además, el reasentamiento limitaría el acceso a agua y alimentos, ya que no existiría la misma disponibilidad y accesos en comparación con la zona original (Kura et al., 2014).

Paralelo a ello, la población circundante se ve afectada directa e indirectamente al cambiarse el régimen natural del río del cual dependen muchas de las actividades económicas locales, además de ser fuente de alimentos. En este marco, según la literatura revisada, el desarrollo de proyectos hidroeléctricos en países denominados *en vías de desarrollo* estaría agravando la pobreza en lugar de aliviarla, además de que la retribución socioeconómica es muy corta en el tiempo en comparación con la vida útil de las CHs, y que otros aspectos sociales no presentan mejoras notables (Sovacool & Walter, 2018) (De Faria et al., 2017). En particular, en Ecuador se impuso como parte de la política hidroenergética, que todos los proyectos a desarrollarse deben integrar obras tales como escuelas, carreteras, infraestructura eléctrica, etc., para beneficio de las comunidades locales, además de charlas y ejecución de planes que permitan el progreso de las mismas (CocaCodoSinclar, 2018). Es decir, se debe compensar por el derecho a

usar y obtener beneficios a partir de un recurso natural, a lo que se conoce como regalías. Este modelo ha sido usado ampliamente en los principales países generadores de hidroelectricidad tales como China, Brasil, Canadá, en donde se evidencia primero, que el rango y políticas de distribución de los beneficios sociales son arbitrarias, y segundo, que el recurso hídrico está subvalorado (Pineau et al., 2017).

2.6. Planteamiento del problema, objetivos y alcance

Con la creciente implementación de tecnologías de aprovechamiento de fuentes de energía renovable, de cara al futuro energético mundial, las diversas investigaciones de carácter académico-científico se han enfocado en el análisis económico, tecnológico, y ambiental de éstas, con la finalidad de mejorar sus desempeños y alcanzar lo que desde 1990 se estableció como *desarrollo sostenible*, marcando diferencias con los combustibles fósiles. En este marco, la generación hidroeléctrica ha sido objeto de diferentes y múltiples evaluaciones ambientales, ecológicas y socioeconómicas, evidenciando y exponiendo problemáticas a ser resueltas. A pesar de la madurez tecnológica y de los avances académicos en los estudios e investigaciones de los impactos ambientales y ecológicos de la generación hidroeléctrica, se evidencia 1) la dispersión de resultados ante la variedad de evaluaciones existentes; 2) la falta de unificación, interrelación y conexión entre evaluaciones, lo que da lugar a que exista una apenas una relación de complementariedad; 3) los resultados de las diferentes evaluaciones no recogen y por tanto no exponen la totalidad de los impactos ya sea en términos cualitativos o cuantitativos; es decir, sus métodos no abarcan todos los elementos necesarios que permita una mejor determinación del problema, debido a sus enfoques, alcances y limitaciones; 4) en general, no hay un vínculo directo entre los resultados de las evaluaciones, la generación y consumo de energía, y lo que implica en términos de sostenibilidad.

Teniendo en cuenta las condiciones ambiental, ecológicas y climáticas mundiales, de cara al futuro, es preciso evaluar y obtener resultados *holísticos* que recojan y abarquen una mayor perspectiva, con un enfoque más amplio, que permita un mejor dimensionamiento y comprensión del problema, y que integre todos los aspectos importantes ambientales-ecológicos del aprovechamiento de la energía hidráulica, fuente de energía considerada como elemento importante para el porvenir energético mundial en el marco de la sostenibilidad. Con los antecedentes expuestos, y con la finalidad de reducir la brecha existente, este trabajo apunta a proponer una metodología que permita determinar el desempeño ambiental neto de las centrales hidroeléctricas. Para ello, se plantea la integración de dos evaluaciones las cuales son el análisis del ciclo de vida y la evaluación ecológica, ésta última a partir de la valoración y balance de los servicios ecosistémicos. Se han considerado las siguientes premisas: 1) ambas evaluaciones convergen y divergen en los elementos considerados; 2) son inconexas; 3) sus resultados pueden ser integrados a través de un balance y 4) los resultados del análisis del ciclo de vida son de carácter negativo mientras que los resultados de la evaluación ecológica son de carácter positivo.

De esta manera, en el presente trabajo se elabora un procedimiento para llevar a cabo una integración y balance entre el análisis del ciclo de vida y la evaluación ecológica. Para dicha

finalidad, es necesario 1) realizar el análisis del ciclo de vida del objeto bajo estudio, 2) analizar e indagar en el uso y consumo de agua y las emisiones netas de gases de efecto invernadero, 3) determinar la evaluación ecológica, 4) determinar los servicios ecosistémicos, 5) definir el enfoque de valoración y los métodos 6) analizar el coste de ecológico, 7) realizar análisis comparativo, 8) revisar y analizar marcos de integración existentes, 9) analizar el conflicto de doble contabilidad, 10) establecer método de integración y 11) realizar una valoración de la sostenibilidad ambiental.

Este trabajo esta enmarcado en los ámbitos energético, ambiental, y ecológico, por lo que hace uso de los criterios correspondientes para alcanzar los objetivos planteados. A través de las evaluaciones consideradas se establecen el alcance y los límites. De esta manera, aspectos de otras índoles que hagan inferencia o inmiscuyan conocimientos, análisis o evaluaciones de otras ciencias tales como las económicas o sociales quedan excluidas, dada la perspectiva y el objetivo planteado. Además, cabe recalcar que la investigación en conjunto con el objetivo general y los específicos se establecieron considerando la factibilidad de recopilación de datos así como la disponibilidad de los mismos. Ante la carencia e indisponibilidad de ciertos datos del objeto de estudio, se ha requerido de la participación de datos externos que, con la fiabilidad y compatibilidades con la realidad concreta, permitiesen alcanzar los objetivos expuestos.

2.7. Objeto de estudio

2.7.1. Desarrollo hidroeléctrico en Ecuador

Ecuador es un país localizado en Sudamérica, atravesado por la línea ecuatorial, con 283561 km² y una población que supera los 16 millones de habitantes. Está dividido en 4 regiones naturales que son la costa, la sierra (Cordillera de los Andes), el oriente (Amazonía) y región insular (Islas Galápagos). Tiene la más alta concentración de ríos por km², es el países más biodiverso del mundo por km² y dispone de una variedad de recursos naturales tanto renovables como no renovables (IGM, 2013) (INEC, 2016). Cuenta con una Constitución la cual, entre otros, reconoce los derechos de la naturaleza y el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, que garantice la sostenibilidad y el *buen vivir*, además de la declaración de interés público la preservación del ambiente, la conservación de los ecosistemas, el uso de tecnologías ambientalmente limpias y de energías alternativas no contaminantes y de bajo impacto etc. (Asamblea Constituyente, 2008). En este marco, y bajo los lineamientos del Plan Nacional del Buen Vivir el cual abarca la problemática mundial del cambio climático, contaminación, desarrollo y la dependencia de recursos energéticos no renovables (SENPLADES, 2013), se puso en marcha el cambio de la matriz energética desde el año 2010, el cual ha tenido como eje principal la sustitución de la generación de energía eléctrica a base de petróleo por fuentes renovables, particularmente, por energía hidroeléctrica (CONELEC, 2012).

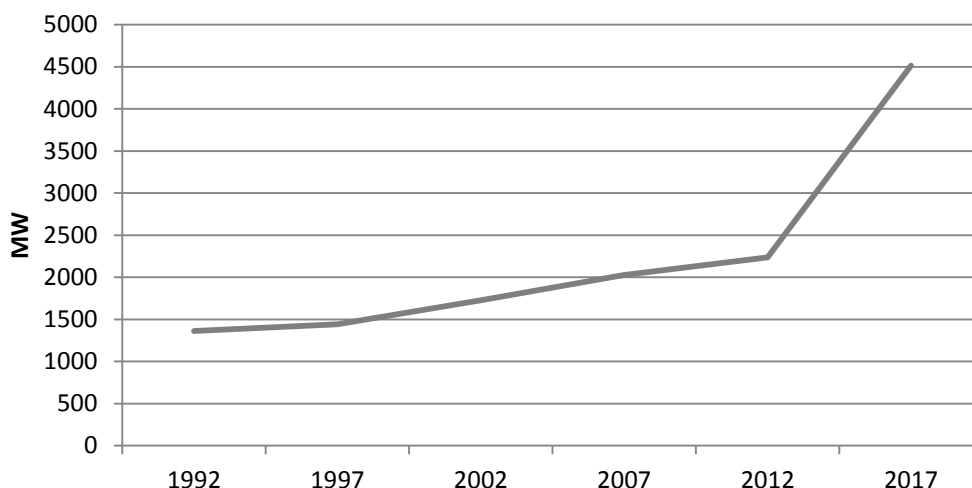


Gráfico 21. Evolución de la potencia hidráulica en Ecuador

Fuente: (Castro, 2011) (CONELEC, 2012)

Ecuador cuenta con un potencial hidroeléctrico teórico de 73390 MW, siendo técnica y económicamente aprovechables 21520 MW, el 90% localizado en la vertiente del Amazonas mientras el 10% restante en la vertiente del Pacífico (CONELEC, 2012) (Gráfico 23). Los primeros proyectos hidroeléctricos se construyeron entre 1980 y 1990, principalmente en la vertiente del Amazonas. Sin embargo, debido a las reservas de petróleo descubiertas y probadas en el país, la generación hidroeléctrica no tuvo tanto interés y por ende no llegó a desarrollarse más. De manera global, en los últimos 25 años la energía eléctrica fue obtenida en un 50% a partir de petróleo mientras que la otra parte, obtenida de la energía hidráulica, aunque la balanza se inclinó más hacia la generación de combustibles fósiles a inicios del presente siglo (Gráfico 22). Además de ello, entre 2 y 5% de la demanda mensual de energía eléctrica ha sido importada de Perú y Colombia. Desde 1990 hasta el 2012, en Ecuador solo se desarrollaron proyectos hidroeléctricos que alcanzaron una potencia total instalada equivalente al 10% del potencial tecnoeconómicamente aprovechable (Castro, 2011) (Gráfico 21). Como resultado de las políticas energéticas alineadas al Plan Nacional del Buen Vivir, en Ecuador se desarrollaron múltiples proyectos hidroeléctricos de grandes capacidades posterior al año 2012, logrando duplicar dicha potencia en un tiempo de 5 años, alcanzando los 4515 MW, los cuales representan el 53.7% de la potencia nominal total instalada y el 95,8% de la potencia de fuentes renovables, generando el 82% de la electricidad que demanda el país (ARCONEL, 2018a). Se espera que 455 MW hidroeléctricos se integren al sistema nacional interconectado en el 2018, para así alcanzar el objetivo inicial de proveer electricidad con un 90% de origen renovable. El gran desarrollo y la importancia que tendrá la hidroenergía en la generación de electricidad, fueron las razones por las que se consideraron como casos de estudio centrales hidroeléctricas en Ecuador.

El proyecto más representativo es Coca Codo Sinclair, que con las 16 turbinas Pelton instaladas dan lugar a 1.5 GW de potencia instalada, ubicado en la vertiente del río Amazonas y que se estima que genere mensualmente el 3,7% de la demanda nacional de energía eléctrica. Posterior a su inicio de operación a finales del año 2016, esta central hidroeléctrica pasó a ser

la más grande, seguida por la central hidroeléctrica Paute con 1.1 GW instalados y ubicada en la misma vertiente. Otro proyecto que se destaca por su capacidad y que entró en operación en agosto del 2016 fue Sopladora, con 487 MW, también ubicada en la vertiente del río Amazonas (MEER, 2014) (CELEC-EP, 2017). Dentro de los proyectos desarrollados, la mayoría son de regulación con desviación, es decir, con embalses (compensadores) o pequeños embalses y desviación de aguas ya sea a través de túneles subterráneos, canales, tuberías o de manera mixta. De acuerdo a los objetivos planteados, se estima que para el 2020, el 90% de la energía eléctrica sea generada por fuentes renovables, dominada por la hidroenergía (Castro, 2011) (CONELEC, 2012).

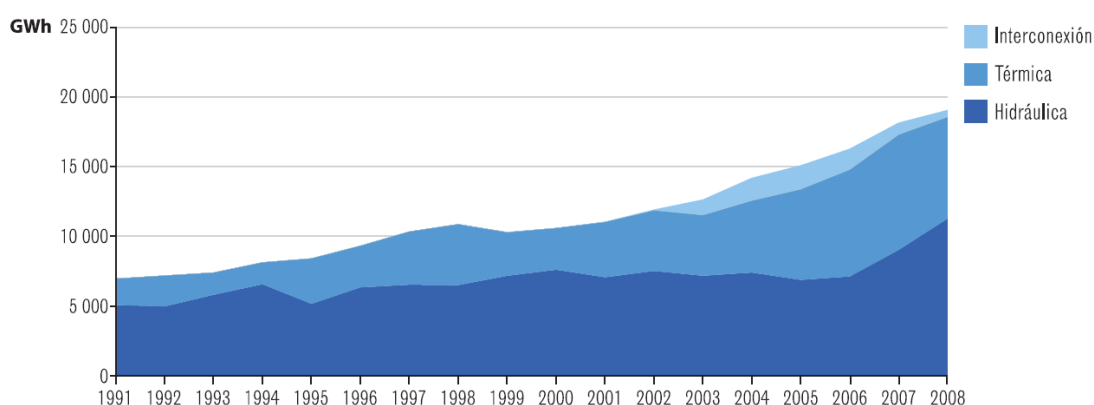


Gráfico 22. Evolución del suministro de electricidad por fuentes

Fuente: (CONELEC, 2012)

2.7.2. Ecosistemas y clasificación

Gracias a su localización geográfica, Ecuador acoge en su territorio muchos de los biomas (zonas bioclimáticas) existentes en el mundo y por ende una gran variedad de ecosistemas terrestres y acuáticos (MAE, 2013). Según el Ministerio del Ambiente, los ecosistemas presentes en Ecuador se han clasificado a partir de estudios, investigaciones o clasificaciones hechas por autores como Humboldt, Jameson, Sodiro, Acosta Solís (1966, 1968, 1977, 1982), Harling (1979); Cañadas (1983), Holdridge (1947, 1967). Clasificaciones más modernas se suman, donde se consideran las variables ambientales y características cuantificables de la vegetación a diferentes escalas. A nivel de país, Sierra (1999) propuso un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental (propuesta preliminar). Por otra parte, Josse et al., (2003) desarrollaron un sistema unificado de clasificación de sistemas ecológicos para América Latina y El Caribe (MAE, 2013). Debido a las debilidades o carencias de los sistemas de clasificación presentados, el Ministerio del Ambiente propone, con nuevas investigaciones y con las ya existentes, generar un nuevo y correcto sistema de clasificación denominado *Sistema de clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental*, el cual tiene por objetivo, entre otros, presentar un sistema de clasificación estandarizado que permita describir y homologar ecosistemas en el Ecuador; agrupar ecosistemas a escalas en relación al bioclima, biogeografía, geomorfología, etc., y establecer, a partir de un orden jerárquico de los factores diagnósticos (según International Vegetation Classification), 6 niveles de clasificación que dan origen a las diferentes unidades ambientales a diferentes escalas espaciales. Los clasificadores prescriptivos que se encuentran en todos los niveles contienen información

sobre los factores abióticos y bióticos que son críticos para caracterizar a los ecosistemas. Los factores de diagnóstico como los son fisionomía, bioclima, biogeografía, geofoma, inundabilidad general, fenología, pisos climáticos, permiten el mapeo de los ecosistemas, cubriendo así todas las dimensiones ambientales.

Para efectos de identificar en el mapa a los ecosistemas del Ecuador continental, se crearon códigos únicos los cuales llevan 6 caracteres. En el litoral ecuatoriano se determinaron 24 ecosistemas de los cuales 22 están dentro de dos provincias biogeográficas bien delimitadas por sus características las cuales las distinguen claramente. Una provincia es la del Chocó, en la cual predomina la humedad, mientras que la otra provincia, la del Pacífico Ecuatorial, es en su mayoría seca. Por cuanto en la zona de los Andes (toda la Cordillera de los Andes), 45 ecosistemas fueron identificados, 41 de ellos repartidos en 6 sectores diferenciados por sus características físicas. Los ecosistemas de esta parte del Ecuador van desde los 300 metros hasta los 6310 m.s.n.m. Finalmente, en la región amazónica, se determinaron cinco sectores biogeográficos y 22 ecosistemas repartidos dentro de éstos (MAE, 2013).

2.7.3. Determinación de los casos de estudio

Desde el 2008, Ecuador se encuentra en proceso de cambio de su matriz energética, cambio dentro del cual se incluye principalmente la modificación del parque generador de energía eléctrica, sustituyendo las centrales térmicas a base de recursos no renovables (gas natural, fuel oil) por centrales de generación a base de recursos renovables encabezada por la hidroenergía, con el objetivo de alcanzar una generación más limpia y eficiente en el marco del desarrollo sostenible y cambio climático. Dado que el mayor potencial hidroenergético se localiza en la vertiente del río Amazonas (zona oriental de la Cordillera de los Andes, Gráfico 23), la mayoría del desarrollo de centrales hidroeléctricas se asentaría en esta parte del país. En el marco del análisis y a efectos del alcance de los objetivos de la presente investigación, la determinación de los casos (objeto) de estudio (2) se basó en varios aspectos tales como el tipo de central, potencia instalada, recopilación de datos, y la geolocalización. Por tanto, cada uno de los casos de estudio representa unos de los tipos de centrales más comunes que son de regulación con interposición (embalse) y de agua fluente con desviación, con potencias que aunque sean diferentes, están en el mismo orden de magnitud, y localizadas geográficamente en diferentes ecosistemas.

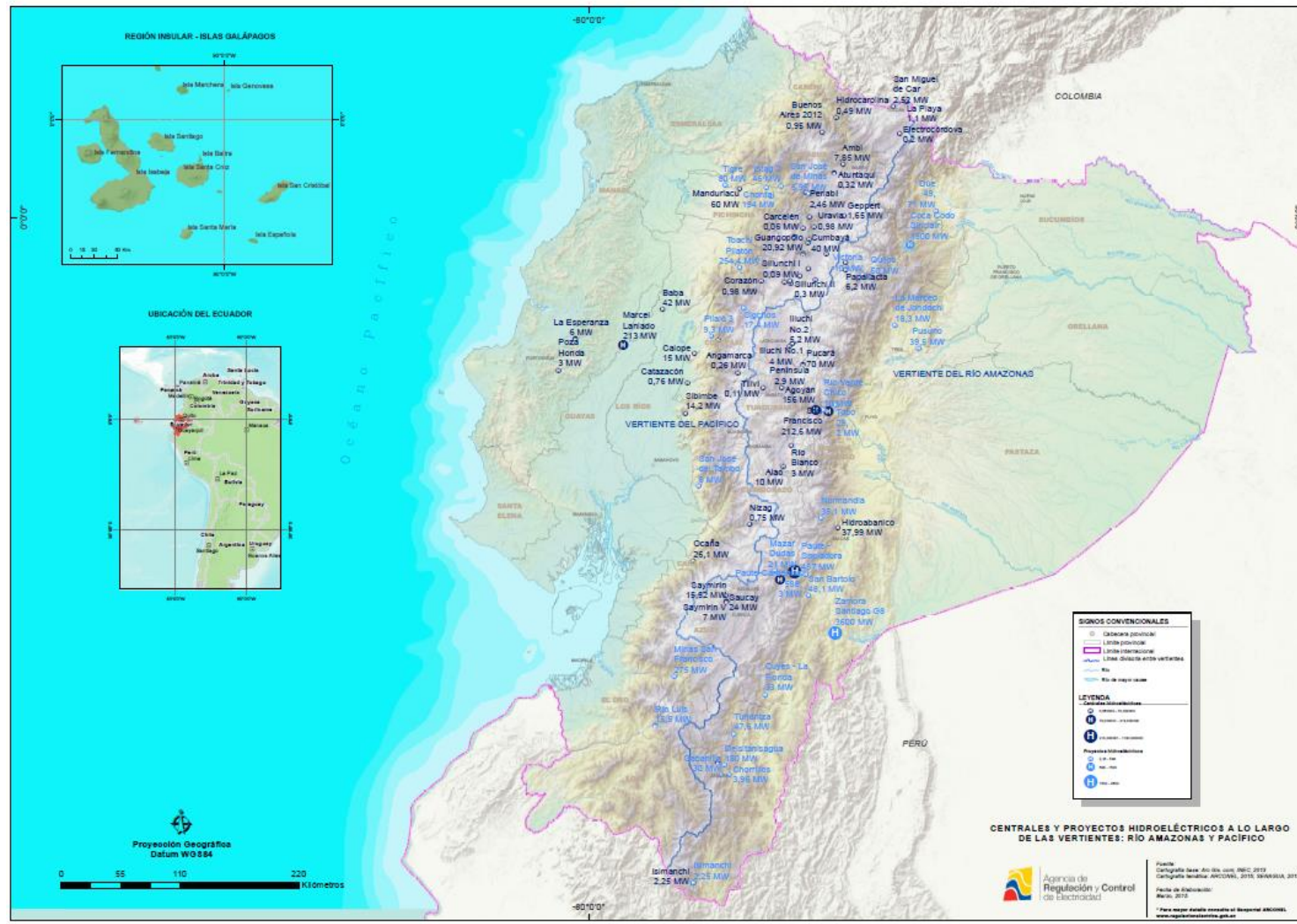


Gráfico 23. Centrales y proyectos hidroeléctricos en Ecuador.

2.7.3.1. Central hidroeléctrica de agua fluyente con desviación.

Dada la presencia de pocas centrales hidroeléctricas en Ecuador hasta el 2012 y aún más las del tipo de agua fluyente con desviación, y la concentración de éstas sobre una de las dos vertientes hidrográficas antes mencionadas, se optó por considerar proyectos hidroeléctricos que según lo planificado entrarían en operación antes del año 2016. Luego de un análisis detallado y comparativo entre centrales como casos de estudio, y considerando la factibilidad de recolección de datos, se escogió como primer caso de estudio la central hidroeléctrica Mazar-Dudas (CHMD) de tipo de agua fluyente con desviación, siendo de entre las existentes y las planificadas la única que no posee embalse (MEER, 2014) (CELEC-EP, 2017). Se localiza en la zona de los Andes oriental (vertiente amazónica), por encima de los 2200 m.s.n.m, en la provincia de Cañar, entre las parroquias rurales Taday, Luis Cordero, Rivera y Pindilig, y está formada por conjunto de aprovechamientos hidroeléctricos denominados Dudas, Alazán y San Antonio, los cuales se extienden por un área de 300 km². Mazar-Dudas tiene una potencia total de 21 MW y generará en promedio 125 GWh por año, con una altura aprovechable media de 200 metros de caída y un caudal de 11 m³/s (Tabla 4) (Hidroazogues, 2010). Los 3 aprovechamientos se componen por igual de: el sistema de *captación* (Gráfico 24), en donde se realiza la toma y desvío de agua del río en cuestión. Esta infraestructura permite por una parte desviar parte del caudal del río para la generación de energía mientras que el caudal restante fluye con naturalidad sobre el mismo cauce, lo que impide un embalsamiento del agua. El *desarenador*, que por decantación retiene sólidos en el agua, los cuales dañan los álabes de las turbinas; sistema de *conducción*, que a través de túneles y sifones transportan el agua hasta el *tanque de carga*, que posteriormente pasa a la *tubería de presión*, por donde cae el agua hasta la *casa de máquinas*, donde se aloja una turbina Pelton horizontal con 2 jets, con voltaje de generación de 6,6 kV y *subestación eléctrica* de 69 kV (Hidroazogues, 2010). El factor de planta promedio es de 69%.

Elemento	Unidad	Dudas	Alazán	San Antonio	Total
<i>Caudal aprovechable</i>	m ³ /s	2,9	3,4	4,4	11
<i>Potencia</i>	MW	7,4	6,2	7,2	21
<i>Energía</i>	GWh/año	41,4	39,1	44,9	125
<i>Altura</i>	m	294	205	195	695

Tabla 4. Conjunto de aprovechamientos hidroeléctricos Mazar-Dudas



Gráfico 24. Diseño general del sistema de captación de los aprovechamientos hidroeléctricos Mazar-Dudas

Las cotas por las que se extiende todo el conjunto hidroenergético van desde los 2100 hasta los 2600 y la flora del lugar se mantiene todo el año verde. De acuerdo al sistema de clasificación de ecosistemas del Ecuador continental, el ecosistema en la zona es el *bosque siempre verde montano del sur de la Cordillera Oriental de los Andes*, con código BsMn02 (Gráfico 25), el cual tiene los siguientes factores diagnósticos:

- Fisionomía: bosque
- Bioclima: pluvial;
- Ombrotipo: húmedo, hiperhúmedo
- Biogeografía:
 - Región*: Andes; *Provincia*: Andes del Norte; *Sector*: Sur de la Cordillera Oriental de los Andes.
- Fenología: siempreverde
- Piso climático: Montano (2200-3000 m)
- Termostipo: mesotropical
- Geoforma:
 - Relieve general*: de montaña; *Macrorelieve*: Cordillera, serranía; *Mesorelieve*: relieve montañosos, edificios volcánicos, colinas.
- Régimen de inundación: no inundable.

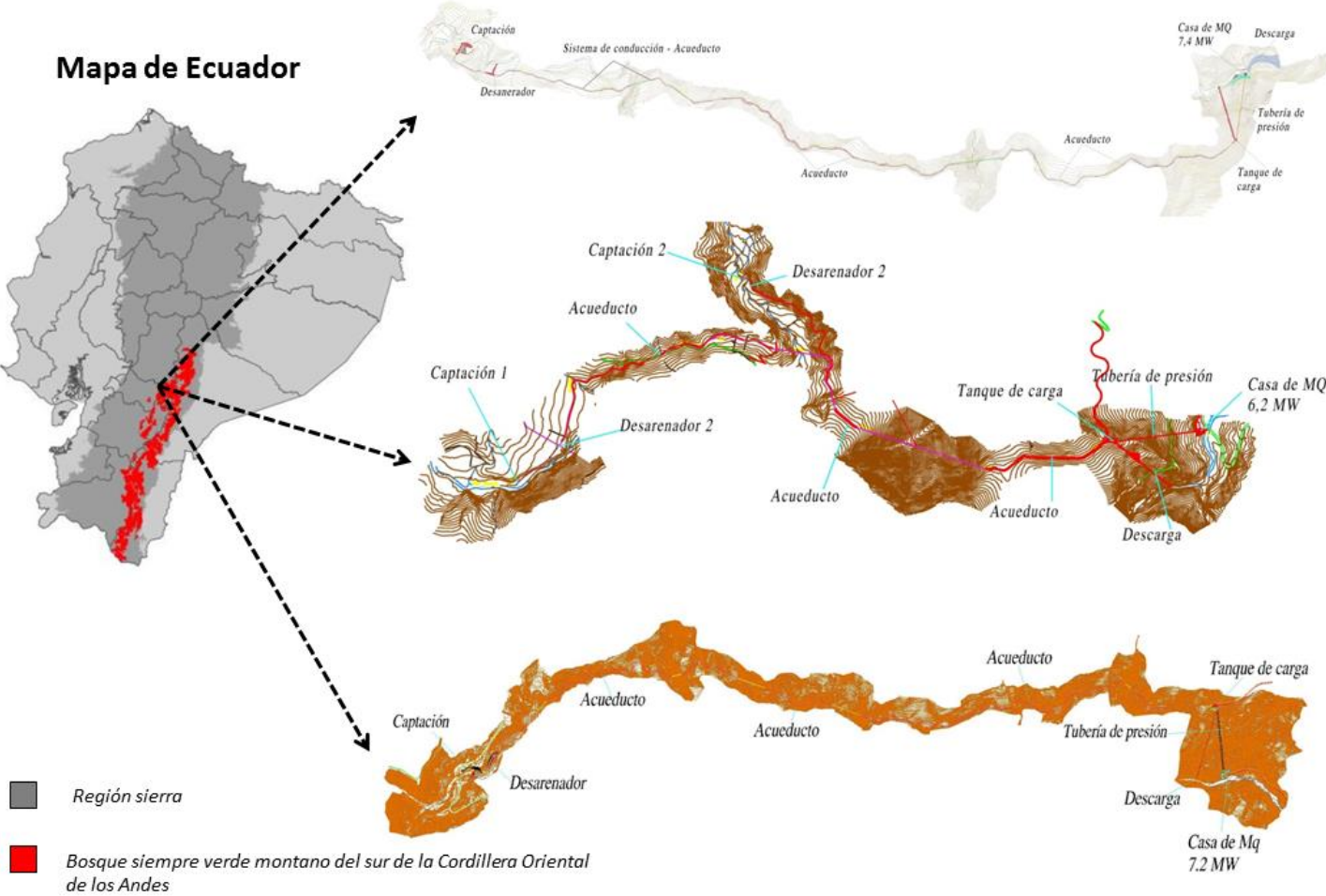


Gráfico 25. Esquema y ecosistema de la central hidroeléctrica Mazar-Dudas

2.7.3.2. Central hidroeléctrica de regulación con interposición (embalse)

Como las centrales hidroeléctricas con embalse son más comunes, su elección se hizo contrastando con el lugar y el ecosistema donde se ubica la central hidroeléctrica Mazar-Dudas, esto es, una que se localice en la vertiente del Pacífico, lado occidental de la Cordillera de los Andes, además de considerar que la potencia este en el mismo orden de magnitud. Así, se determinó como segundo caso de estudio la central hidroeléctrica Baba (CHB) la cual se localiza en el centro norte de la costa ecuatoriana, en la provincia de Los Ríos. Esta central de generación es parte de un proyecto multipropósito, que aprovecha las aguas de los ríos Baba y Toachi, 5 km tras su unión en el río Quevedo. Además de la generación de energía, la prevención contra inundación, suministro de agua y trasvase son los otros propósitos del proyecto. Particularmente, el trasvase está vinculado y enfocado al aumento de la generación hidroeléctrica.



Gráfico 26. Vista aérea del embalse del proyecto multipropósito Baba.

La central posee un embalse que cubre un área de aproximadamente 1100 hectáreas y volumen de 82 hm³ (98 hm³ a nivel máximo extraordinario). Tiene 42 MW de potencia instalada y generará de media 161 GWh por año con un factor de planta de 44%, utilizando turbinas Kaplan, de 90 m³/s cada una, con un caudal medio anual de generación de 78,8 m³/s y una altura de 26 metros. De reciente construcción y puesta en operación a mediados del año 2013, ésta central tiene un diseño particular el cual permite trasvasar agua hacia el embalse Daule-Peripa (6000 hm³) de la central hidroeléctrica Marcel Laniado Wind (MLW), la cual con 213 MW de potencia instalada (3 turbinas Francis de 71 MW) genera 600 GWh/año. Con el trasvase, su generación aumentará a 1039 GWh/año (439 GWh/año adicionales), con lo cual gracias a la construcción de Baba y su operación en conjunto con la central MLW se inyectarán al Sistema Nacional Interconectado (SNI) un total de 1200 GWh anuales en promedio (Hidronación, 2012) (CELEC-EP, 2017). El 60% de las centrales hidroeléctricas del mundo son

parte de proyectos multipropósito (Kumar et al., 2011), por lo que el caso de Baba no está fuera de lo común.

Además del embalse, posee diques y canales, los cuales conducen el agua hasta la casa de máquinas que se localiza lejos de la presa (Gráfico 27). Existen dos vertederos: uno en el embalse de 3700 m³/s y otro alojado junto a la casa de máquinas denominado *extravasador* de 70 m³/s y tiene como finalidad trasvasar agua directamente sin ser previamente turbinada. El canal de trasvase tiene una capacidad de 250 m³/s y anualmente la central Marcel Laniado Wind recibirá de Baba un promedio de 2773 hm³; 2484 hm³ del agua turbinada en Baba y 289 hm³ provenientes del extravasador. Aguas debajo de la central, sobre la cuenca del río Quevedo, siguen fluyendo de base 10 m³/s durante todo el año (caudal ecológico), sin embargo, en la época de lluvia que va desde diciembre a mayo, se vierten adicionalmente un caudal promedio de 5,7 m³/s gracias el vertedero ubicado en el embalse (Hidronación, 2012). Con la construcción del embalse, se prevé la protección de 20.000 hectáreas de cultivos aguas abajo por medio del control de crecidas del río Quevedo, y en época seca (estiaje), se garantizará el suministro de agua tanto para el ecosistema como para el sector agroindustrial, que demanda un caudal de 3,71 m³/s. Cabe señalar por un lado que los datos del informe del diseño final del proyecto Baba presentan inconsistencias numéricas, i.e., la relación Wh/m³ con la cantidad de energía generada, volumen de generación, horas de trabajo etc., por lo que algunos datos fueron ajustados y rectificados. Por otra parte, datos como el volumen del extravasador fueron estimados a partir de los datos del informe

Propósitos	-Generación de energía con trasvase -Suministro de agua -Protección contra inundaciones.
Área de cuenca	1495 km ²
Componentes	Embalse, 4 diques y 3 canales
Caudal medio afluente al embalse	105,7 m ³ /s*
Caudal del vertedero (pico de pato)	3.700 m ³ /s
Caudal de diseño de la central hidroeléctrica	180 m ³ /s (90 m ³ /s cada turbina)
Volumen de generación	2484 hm ³ /año
Eficiencia del sistema	91%
Caudal medio hidroeléctrico anual (estimado)	78,8 m ³ /s
Caudal de diseño del extravasador	70 m ³ /s
Volumen extravasador	289 hm ³ /año
Caudal ecológico	10 m ³ /s (río Quevedo)
Caudal de demanda para riego y sector agroindustrial	3,71 m ³ /s
Caudal de diseño de trasvase	250 m ³ /s (cauce río Chaume)
Área del embalse	1100 hectáreas*
Altura de aprovechamiento	26 metros
Nivel mínimo de operación (cota)	112 metros
Nivel máximo de operación (cota)	118,7 metros

*El embalse se localiza 5 kilómetros posterior a la junta de los ríos Baba y Toachi, que forman el río Quevedo

Tabla 5. Resumen de las principales características del proyecto Baba

La zona donde se localiza la central tiene características tales como vegetación siempre verde, alta humedad (75-100%), temperaturas entre 18 y 34 grados Celsius, etc. Con dichas características y siguiendo el sistema de clasificación de ecosistemas del Ecuador continental,

el ecosistema presente donde se asienta la central Baba es el *bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial* con código BsTc01 (MAE, 2013). Este ecosistema presenta los siguientes factores diagnósticos:

- Fisionomía: bosque,
- Bioclima: pluvial,
- Ombrotipo: húmedo a hiperhúmedo
- Biogeografía:
 - Región*: litoral; *Provincia*: Chocó; *Sector*: Chocó Ecuatorial
- Fenología: siempreverde
- Piso climático: tierras bajas (0-300 m.s.n.m),
- Termotipo: infratropical
- Geoforma:
 - Relieve general*: costa; *Macrorelieve*: penillanura y llanura; *Mesorelieve*: colinas, llanura aluvial y terrazas
- Régimen de inundación: no inundable

2.8. Resumen

Históricamente, la energía hidráulica ha sido aprovechada por las sociedades para varios fines. Su pronto desarrollo tecnológico (turbinas) en conjunto con los avances de la ingeniería civil (esquemas, diseños) dio lugar a una extendida e importante explotación de esta fuente renovable de energía desde finales del siglo XX hasta la actualidad. En el área de las energías renovables es la más explotada alrededor del mundo, con una potencia instalada de 1267 GW y con un alto potencial aún por explotar, con costes bajos de instalación (2000 \$/kW) y generación (0,04 \$/kWh), lo que motiva su desarrollo. Esto ha ido de la mano con la necesidad de reducir emisiones de gases de efecto invernadero a fin de sustituir los combustibles fósiles y mitigar el cambio climático. En este contexto, el aprovechamiento de la energía hidráulica ha sido el centro de políticas públicas energéticas en varios países alrededor del mundo, como en Ecuador, que en los últimos 10 años, con el fin de cambiar la matriz energética, duplicó su potencia hidroeléctrica, alcanzando los 4,5 GW.

Al igual que otras tecnologías de generación, las centrales hidroeléctricas han sido objeto de estudios de índole ambiental-ecológico, a través de evaluaciones como tales como evaluación del impacto ambiental, análisis del ciclo de vida, y evaluación ecológica. En este marco, el estado de arte expuesto recoge importantes impactos ambientales y ecológicos por parte de esta fuente renovable de energía, sin embargo, se evidencia que no existe una evaluación que permita determinar su desempeño ambiental neto. De esta manera, con el objetivo de determinar el desempeño ambiental neto de la generación hidroeléctrica a través de una propuesta metodológica, se escogieron dos esquemas hidroeléctricos localizados en Ecuador, dado que en dicho país se ha potenciado el desarrollo hidroeléctrico a fin de que provea el 90% de la demanda de electricidad del país. Uno de los esquemas es de regulación con interposición (embalse) y tiene una potencia instalada de 42 MW. El otro esquema, es de agua fluyente con desviación, con 21 MW. Se localizan en la costa y sierra ecuatoriana

Capítulo II: Energía hidráulica

respectivamente, y ambos son de reciente construcción. De esta manera, en los capítulos posteriores se abarcan las evaluaciones así como su integración, como base de la metodología propuesta.

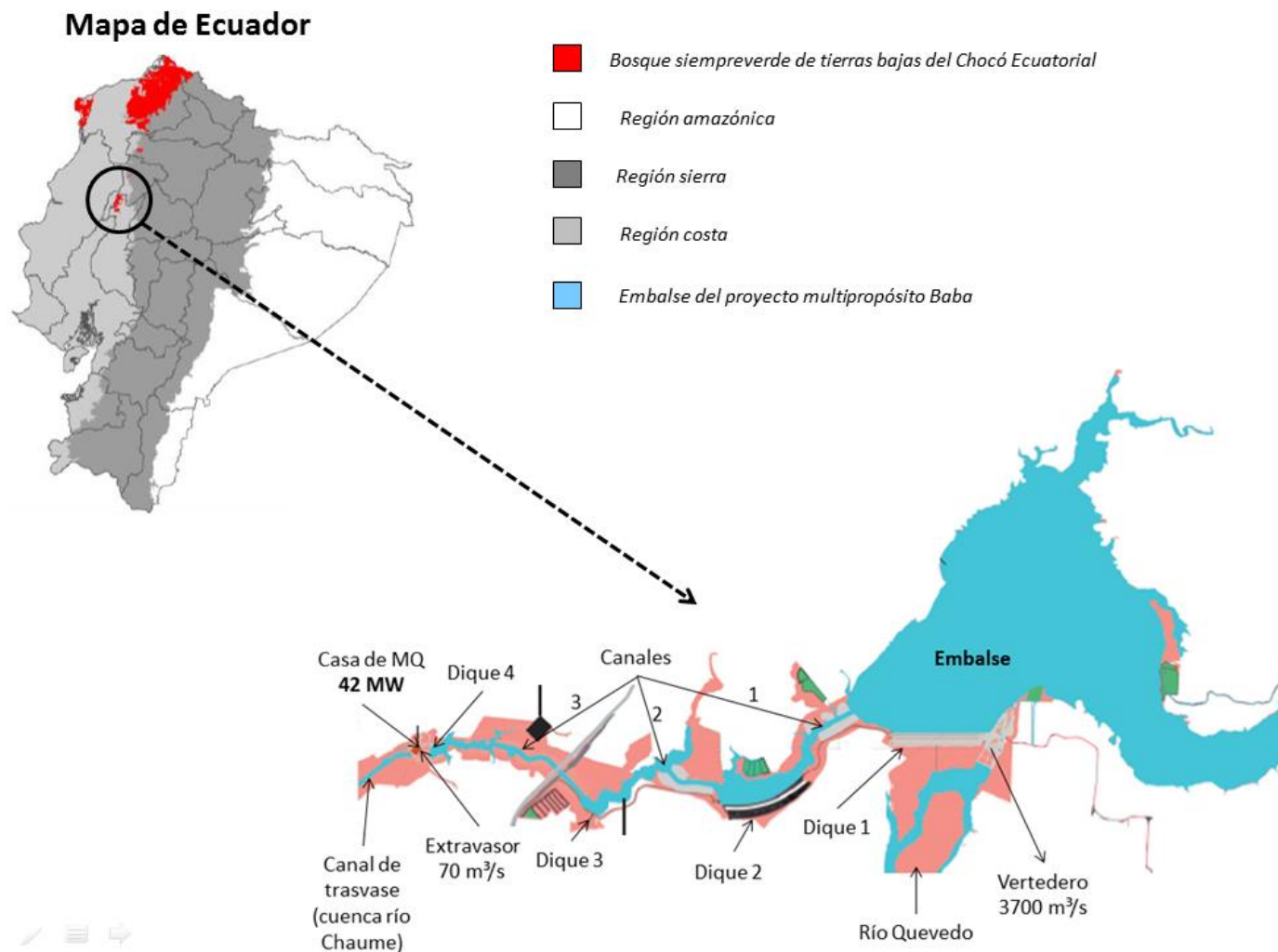


Gráfico 27. Esquema y ecosistema de la central hidroeléctrica Baba.

*“A las catástrofes las llaman naturales como si la Naturaleza fuera el verdugo, y no la víctima,
mientras el clima se vuelve loco de remate y nosotros también”*

Eduardo Galeano

CAPÍTULO III

Análisis del ciclo de vida

En este capítulo se evalúan los casos de estudio de centrales hidroeléctricas, bajo la perspectiva del ciclo de vida. Siguiendo los parámetros determinados en la norma ISO respectiva, en esta evaluación se recopila el flujo entrante y saliente de materia y energía de los procesos internos que componen a las centrales hidroeléctricas. De esta manera, se determinan impactos ambientales potenciales, haciendo uso de los métodos que los cuantifican. Con este análisis del ciclo de vida se procura conocer el desempeño ambiental que tienen las centrales hidroeléctricas a largo plazo, con relación al uso de recursos y espacios naturales, en el marco del cambio climático y sostenibilidad.

3.1. Norma y Especificaciones

Basado en la norma internacional ISO-14040 e ISO-14044, el análisis del ciclo de vida (ACV) “trata los aspectos ambientales e impactos ambientales potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto desde la adquisición de materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final”. Se entiende como ciclo de vida “etapas consecutivas e interrelacionadas de un sistema del producto, desde la adquisición de materia prima hasta su disposición final” (ISO 14044, 2006a) (AENOR, 2006). Esta herramienta permite la identificación de mejoras en el desempeño ambiental de un producto y aporta con información para la toma de decisiones de diferentes índoles. Consta de cuatro fases que son:

- La fase de definición del alcance y objetivo,
- La fase del análisis del inventario,
- La fase de evaluación del impacto ambiental, y
- La fase de interpretación.

En la fase del alcance del ACV incluye los límites del sistema así como el nivel de detalle del estudio; la fase del inventario (ICV) se basa en la recopilación de datos de las entradas y salidas del sistema bajo estudio; la fase de evaluación del impacto del ciclo de vida, con la metodología del caso, evalúa los resultados del inventario del sistema del producto y la fase de interpretación, se resume y discuten los resultados obtenidos en la fase anterior.

3.2. Objetivo y alcance

3.2.1. Definición de la unidad funcional y límites del sistema

La finalidad del análisis del ciclo de vida para los casos de estudio es determinar el impacto y la contaminación ambiental de éstos que tendrían a los largo de su vida útil, con mayor énfasis en las emisiones de GEI y la comparación entre ambos. Ambas centrales hidroeléctricas, objeto de estudio de la investigación, representan el sistema a analizar, del cual se obtiene un producto que en este caso es la energía eléctrica que se generará e inyectará a la red.

Generalmente, las unidades funcionales en los ACV suelen ser la misma que representa cuantitativamente al producto, por tanto, la unidad funcional determinada aquí fue el MWh, unidad que es común en los ACV de los diferentes sistemas de generación de electricidad (Pascale et al., 2011) (Atilgan & Azapagic, 2016).

En los proyectos de generación de energía se definen dos tiempos de vida útil: el económico y el técnico. El primero considera el tiempo en que la inversión se recupera mientras que el segundo, la vida útil total, es decir, el tiempo de funcionamiento máximo considerando el mantenimiento respectivo, por ejemplo, un panel solar fotovoltaico puede sobrepasar los 30 años de vida útil, sin embargo, el periodo de retorno de inversión de generación solar fotovoltaica es menor a 20 años (Dale, 2013) (Chandel et al., 2014). En este marco, la generación hidroeléctrica tiene entre otras ventajas, la durabilidad en el tiempo de su infraestructura que en su mayoría está compuesta por hormigón, en comparación con otras centrales de fuentes de energía tanto renovable como no renovable, como las centrales eólicas o solares, centrales térmicas de gas natural o diésel que tienen una vida útil de entre 20 y 50 años y que mucho de sus componentes son a base de metales que se deterioran más rápido (Flury & Frischknecht, 2012).

Si bien se conoce que las centrales hidroeléctricas tienen una vida útil mayor a todas las centrales de fuentes renovables, no se puede definir ésta con precisión, sin embargo, se estima su tiempo de vida útil. Dependiendo de la calidad del mantenimiento, las instalaciones pueden prolongar su funcionamiento a través del tiempo. Para efectos del presente análisis del ciclo de vida, se consideró un periodo útil de 100 y 80 años, para la central hidroeléctrica Baba (con embalse) y Mazar-Dudas (agua fluyente) respectivamente, basados en la literatura e información recopilada (Flury & Frischknecht, 2012). El periodo de vida útil difiere a razón de la infraestructura, ya que por ejemplo, el hormigón tiene una alta durabilidad en el tiempo a diferencia de otros materiales como el acero (Tabla 6) (De Miranda & Da Silva, 2010). No obstante, cabe mencionar que la vida útil determinada es general, es decir, hace referencia a la existencia y funcionamiento por parte de las centrales. Para los elementos de menor durabilidad como turbinas o partes y piezas de generadores y transformadores, se tomó como referencia una vida útil de 40 años por lo que el reemplazo correspondiente es considerado en la respectiva contabilidad y análisis.

Estación/Unidad de función	Tiempo de retorno de la inversión	Vida útil técnico	Aspectos a considerar
<i>Construcción</i>			
Presas, tubos, túneles, cavernas, reservorios, lagos artificiales.	60-80	80-150	Derechos del agua, calidad, deterioro, seguridad, pérdidas.
Edificios	40-50	50-80	Condiciones generales, uso, calidad, estado del arte, seguridad, corrosión, mantenimiento.
Captación de agua, vertedero, tubería de presión, puentes	40-50	40-60	

<i>Partes mecánicas</i>			
Turbinas Kaplan	30-40	30-60	Seguridad, pérdidas, cavitación, erosión, corrosión, fatiga, reducción de la eficiencia, estado del arte, calidad, uso, carga, construcción
Turbinas Pelton	40-50	40-70	
Turbina de Bomba	25-33	25-40	
Turbina de almacenamiento	25-33	25-40	
Válvulas	25-40	25-50	
Grúas/Otras partes mecánicas	20-40	25-50	
<i>Partes eléctricas</i>			
Generadores	25-40	30-60	Condiciones de las partes, limpieza, uso, seguridad, calidad, mantenimiento.
Transformadores y otros	20-25	30-40	
Baterías	10-20	15-30	
Fuente: (Flury & Frischknecht, 2012)			

Tabla 6. Valores de vida útil en años de infraestructura, partes mecánicas y eléctricas

Los límites de ambos sistemas abarcan la extracción de recursos, la producción y manufactura, el transporte, trabajos civiles, operación y mantenimiento, entre otros (Gráfico 28) (Gráfico 29). Sin embargo, algunos elementos y/o procesos quedan excluidos del sistema, por ejemplo, la construcción de vías de acceso o la construcción de campamentos, a razón de que dentro del sistema no tienen gran representatividad e impacto en los resultados finales. Aquello se constató con el análisis interno y la bibliografía. Sin embargo, debido a que el suministro de energía eléctrica para el campamento se basó en combustibles fósiles, este proceso fue incluido dentro del análisis, ya que la construcción de la central se extendió por varios años.

Los ACV pueden incluso incluir o no el desmantelamiento y reciclaje de la infraestructura e instalaciones. Dicha etapa no ha sido incluida para los casos de estudio en el presente ACV por varias razones. Primero, no se poseen datos que permitan estimar el consumo de energía y las emisiones de GEI de la deconstrucción de la infraestructura civil, aunque de acuerdo a la bibliografía, las emisiones son despreciables (Suwanit & Gheewala, 2011) (Pang et al., 2015). Hay que tener en cuenta que lo señalado está en función de CHs de potencias menores a 10 MW y que sus esquemas son de agua fluyente con desviación y de regulación con desviación. Como segundo punto, varios autores argumentan que es preferible dejar las represas en el sitio, ya que su demolición afectaría de manera considerable el ecosistema asentado en el tiempo y ya adaptado, repercutiendo por tanto nuevamente en el propio ecosistema y en la biodiversidad que este acoge. Los impactos pueden llegar ser incluso mayores que la misma construcción. Por consiguiente, las grandes represas se dejan en sitio (Zhang, 2007) (Zhang et al., 2015b) (De Miranda & Da Silva, 2010) (Gallagher et al., 2015a). No obstante, a largo plazo, el embalse se llenaría de sedimentos los cuales portan carbono, lo que implicaría un aumento significativo en las emisiones de CO₂ y CH₄ ante la descomposición de éstos. Por otro lado, el retiro de la presa liberaría sedimentos y por tanto una significativa cantidad de carbono que según un estudio basado en embalses hidroeléctricos en Estados Unidos, podría generar entre 35 y 380 kg CO_{2-eq}/MWh (Pacca, 2007) (Song et al., 2018). No se reportan datos de este tipo para centrales localizadas en zonas tropicales. En el caso de la central de agua fluyente, Mazar-Dudas, la restitución de la naturalidad de la cuenca, es decir, el retiro del desnivel provocado

para la captación de agua, no tendría un impacto importante en término de emisiones en consecuencia con lo mencionado en el primer punto. Como tercer argumento, el retiro de partes y piezas para su reciclaje y posterior uso es parte *a priori* del ciclo de vida del producto a elaborar. Otro caso sería el retiro, la disposición final en vertederos o el envío de los elementos a la industria encargada del acopio y reciclaje. Por lo tanto, ante la carencia de datos, la incertidumbre de emisiones en el desmantelamiento incluyendo la liberación de sedimentos, y las posibles alternativas de reciclaje, se ha descartado el desmantelamiento de las centrales hidroeléctricas.

Fuera de los límites del sistema también están la movilización de personal y maquinaria, fabricación de éstas, construcción y mantenimiento de campamentos y de vías de acceso. Además de la baja participación y representatividad entre los procesos como es el caso de la construcción del campamento o el transporte de maquinaria, es necesario establecer límites a fin de no extender y hacer más complejo el sistema bajo análisis, razón por la cual la fabricación, por ejemplo, de neumáticos para la maquinaria ha sido excluida. En particular, en el caso de la central Baba, también se excluyó del sistema su conexión con la otra central hidroeléctrica, M.L.W, la cual aumentará su generación de electricidad debido al trasvase de agua desde la central Baba.

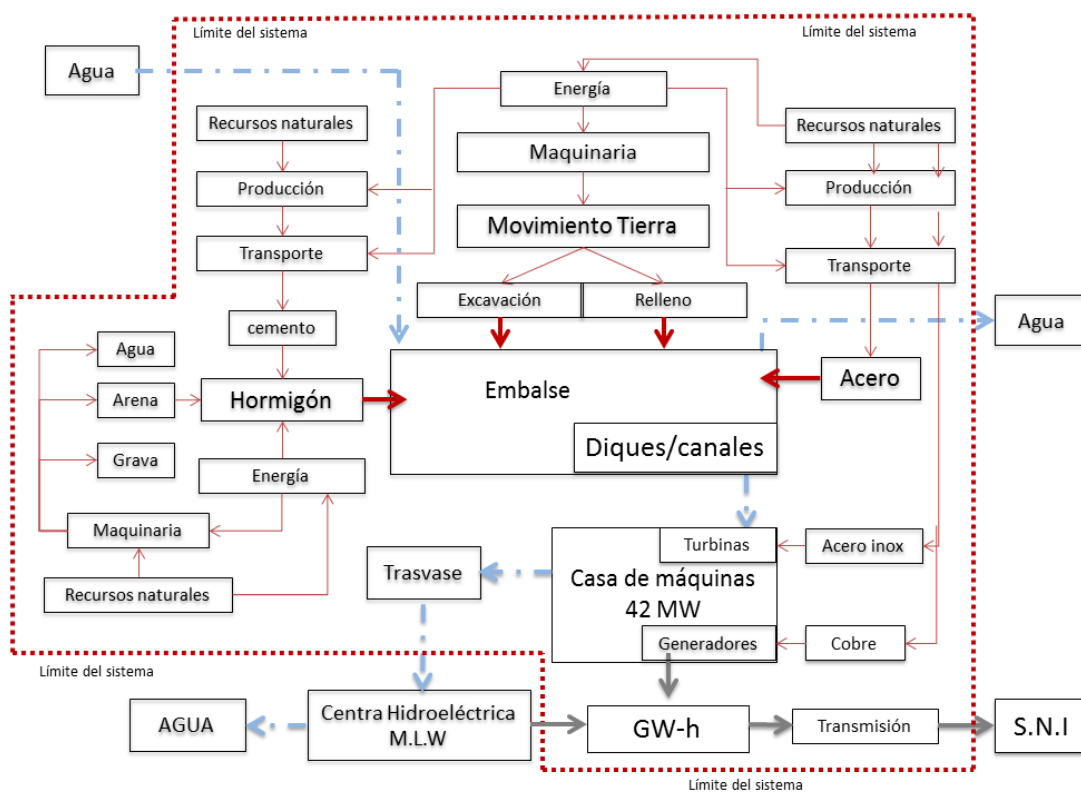


Gráfico 28. Límites del sistema. Central hidroeléctrica Baba

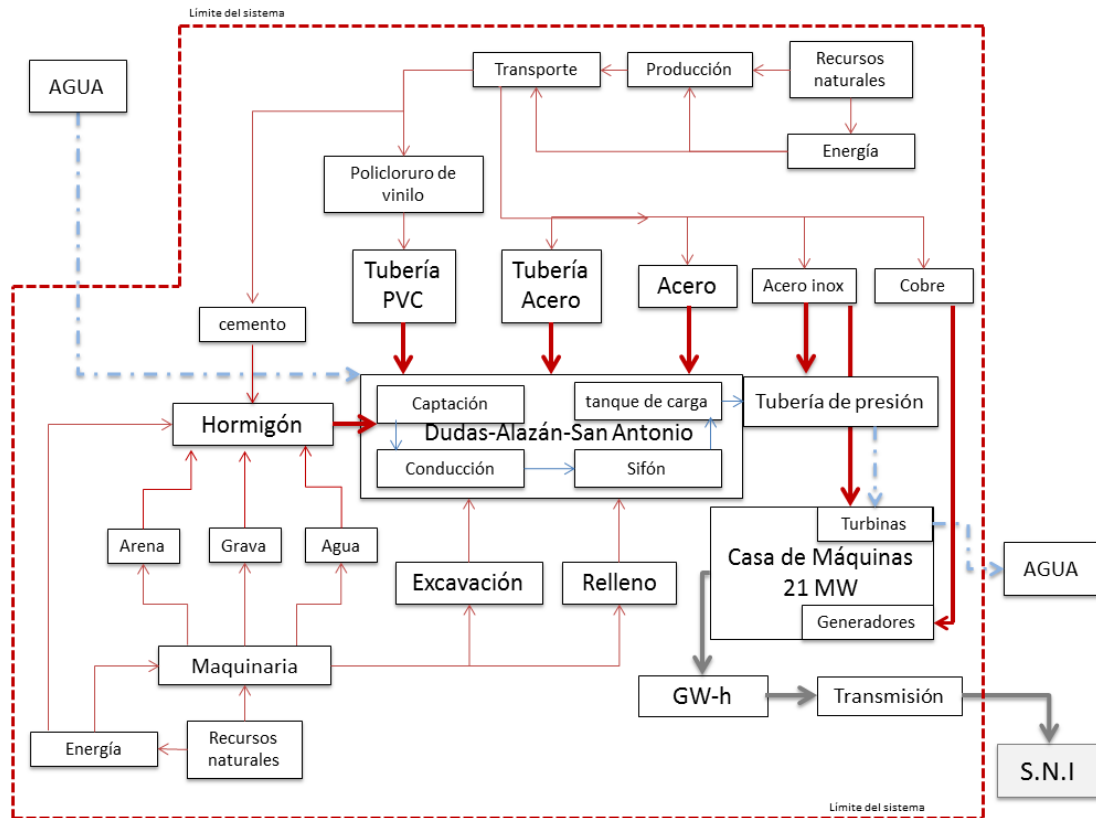


Gráfico 29. Límites del sistema. Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas

3.2.2. Método de evaluación y categorías de impacto

La elección de la metodología aplicada para la evaluación del impacto dentro de un análisis del ciclo de vida (EICV) es el elemento de mayor importancia en un ACV, ya que es por medio de ésta como se van a obtener sus resultados. En el marco del ciclo de vida, “las metodologías representan un conjunto de métodos de caracterización, que permite el cálculo de valores de categoría de impacto, expresadas en sus respectivas unidades de referencia”, siendo el método como “conjunto de principios, factores y modelos de caracterización que permiten el cálculo de resultados de caracterización de una determinada categoría de impacto” (Rivela, 2012). Una variedad de métodos se han desarrollado a lo largo del tiempo (Tabla 7), tomando en cuenta que todas tienen en común el mismo principio u objetivo, diferenciándose entre sí por la o las categorías de impacto que cubren, los indicadores que manejan, o por el enfoque geográfico. Estas particularidad hacen que se aplique un método u otro, de acuerdo al interés que se tenga (Lehtinen et al., 2011).

Una diferencia notable e importante entre los metodos es su enfoque que puede ser de impactos finales (endpoints), de carácter global, o intermedios (midpoints), con modelos de cálculo que se ajustan mejor la intervención ambiental con categorías de impactos más cercanos y específicos a ésta. De acuerdo a lo anterior, existen dos grupos de métodos: *métodos de efectos intermedios*, que se enfocan al problema, abordan la evaluación de los efectos indirectos o intermedios sobre la naturaleza y el ser humano; se hallan más cercanos a la intervención ambiental y proporcionan una información más detallada de qué manera y en qué punto se afecta el ambiente. Los métodos de efectos finales se enfocan en variables que

afectan directamente a la sociedad y tienen una escala global (Rivela, 2012), su mayor ventaja es la posibilidad de obtener un único valor final utilizable a efectos comparativos en problemas similares. Sin embargo, existen métodos que agrupan tanto impactos intermedios como finales, conectados e interrelacionados entre sí (Gráfico 30), aunque aún queda por desarrollar y mejorar algunos aspectos que les permitan alcanzar un mayor consenso científico (Antón Vallejo, 2004).

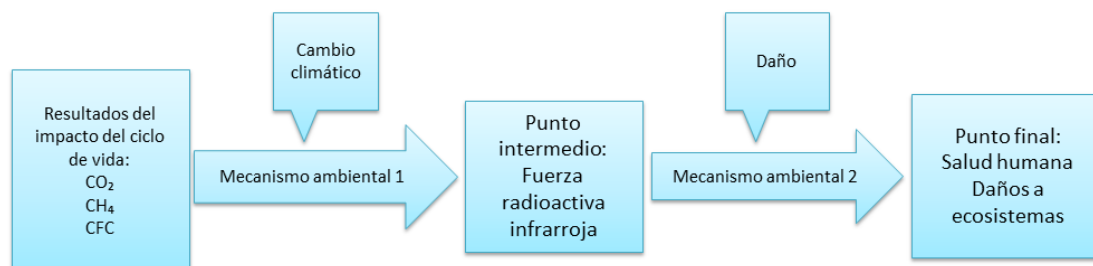


Gráfico 30. Armonización entre impacto intermedio (cambio climático) y final (salud humana-ecosistemas)

Fuente: (Goedkoop et al., 2009)

La mayoría de los métodos existentes se enfocan en efectos intermedios, con las categorías de impacto y sus respectivos indicadores, siendo varias de éstas comunes entre los métodos. Todas sin excepción tienen factores de caracterización, el cual convierte el resultado del inventario del ciclo de vida en una unidad común del indicador de categoría (AENOR, 2006), sin embargo, no todas poseen agrupación, normalización y ponderación; allí la distinción de muchas, además de lo ya expuesto entorno a las categorías de impactos de efectos intermedios o finales (Tabla 7). Por ejemplo, EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in Product design) evalúa la carga ambiental de un producto desde la perspectiva económica a través del coste de restauración del daño causado; Eco-Indicator 99 puede dar impactos intermedios y finales mientras que EDIP97-2003, creado para dar apoyo a productos industrial, solo se enfoca en impactos intermedios. Otras metodologías como LIME y LUCAS fueron desarrolladas exclusivamente para Japón y Canadá (Antón Vallejo, 2004) (JRC, 2010).

Métodos	EICV					Número de Categorías de Impacto	Enfoque	Validez territorial
	Clasificación	Caracterización	Normalización	Agrupación	Ponderación			
CML 2002	X	X	X	X	X	9	Intermedio	Global (excepto para acidificación y formación foto-oxidante)
Eco-Indicator 99	X	X	X	X	X	10	Final	Global para las categorías de impacto de clima, agotamiento del ozono y recursos. Resto de categorías validez en Europa.

ReCiPe	X	X	X	X	X	18	Intermedio y final	Enfoque local y global
EDIP97/2003	X	X	X	-	X	10	Intermedio	Global/Europa
EPS2000	X	X	-	-	X	5	Intermedio y final	Global con excepciones
Impact2002+	X	X	X	X	X	14	Intermedio y final	Europa
TRACI	X	X	X	X	X	12	Intermedio	U.S.A/Global
LUCAS	X	X	X	-	-	11	Intermedio	Global/Canadá
IPCC	X	X	-	-	-	1	Intermedio	Global
LIME	X	X	-	-	X	7	Intermedio y final	Japón excepto impactos globales
Fuente: (European Commission, 2010)								

Tabla 7. Resumen de métodos para la evaluación del impacto del ciclo de vida

La elección del método para la evaluación del impacto se la realizó tras un análisis según el enfoque, las categorías de impacto que cubre, el método secuencia de evaluación (clasificación, normalización, ponderación, etc.), su solidez científica contrastada en otros trabajos, y la facilidad de interpretación de los resultados. Dependiendo del sitio (país/región) en dónde se realiza el ACV, una u otra metodología es mayormente empleada en el marco de la generación de energía eléctrica. De acuerdo a literatura revisada, la metodología CML ha sido y es una de las más usadas por muchos autores tanto en ACV generales como en ACV de generación de energía, incluyendo la hidroeléctrica (Suwanit & Gheewala, 2011) (Atilgan & Azapagic, 2016) seguida por Eco-Indicator 99 (Miller et al., 2010) (Asdrubali et al., 2015) que es de las más avanzadas para la evaluación de impactos finales (Antón Vallejo, 2004). Teniendo en cuenta que ambas metodologías tienen validez global, dicho precedente justifica el uso tanto de CML como de Eco-Indicator 99 y por ende, de la metodología ReCiPe. Cabe indicar que en el campo de emisiones, se aplicó paralelamente y de manera individual la metodología de IPCC para la integración de las diferentes fuentes de emisiones y posterior determinación del potencial del calentamiento global (GWP). La metodología de IPCC ha sido acogida internamente por todas las existentes metodologías de la evaluación del impacto ambiental, incluyendo ReCiPe.

Con ello, y sabiendo que lo que se busca es tener unos resultados capaces de representar la realidad lo más cercano y certero posible, se seleccionó la metodología ReCiPe (versión 2008) (RIVM, Radboud University, CML y Pré Consultants) para realizar la fase de evaluación del impacto del ciclo de vida. ReCiPe es una nueva metodología innovadora de reciente creación que surge de la fusión de otras dos metodologías, que son CML y Eco-Indicator 99. Cubre más de 3000 sustancias y análisis de incertidumbre; normaliza y pondera, y tiene como característica particular que conecta el enfoque intermedio con el finalista (Gráfico 31), distinguiéndose así de las demás metodologías (Goedkoop et al., 2009), siendo adecuado para alcanzar los objetivos planteados en esta investigación.

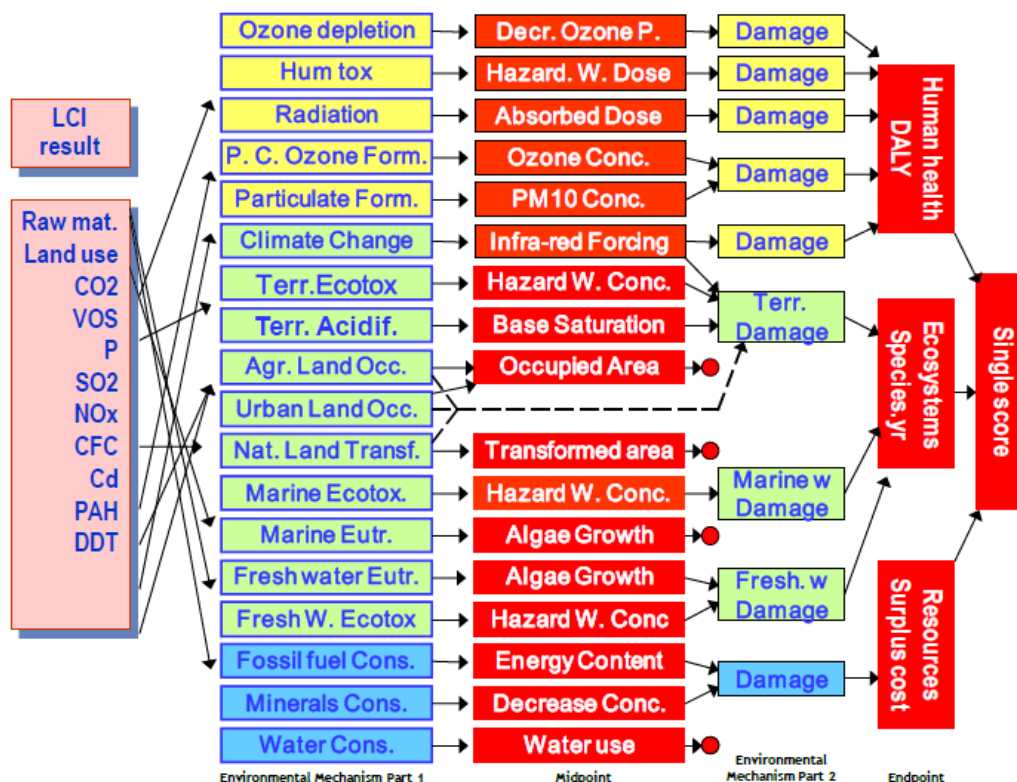


Gráfico 31. Conexión entre impactos intermedios e impactos finales en ReCiPe.

Fuente: (Goedkoop et al., 2009)

Nº	Categoría de impacto intermedio	Ab	Factor de caracterización	Unidad	Área de Impacto final
1	Climate change	CC	Global Warming Potential	kg CO ₂ to air	-Human Health -Ecosystems
2	Photochemical oxidant formation	POF	Photochemical oxidant formation potential	kg NMVOC to air	-Human Health -Ecosystems
3	Freshwater eutrophication	FE	Freshwater eutrophication potential	kg P to freshwater	-Ecosystems
4	Marine eutrophication	ME	Marine eutrophication Potential	kg N to marine water	-Ecosystems
5	Terrestrial acidification	TA	Terrestrial acidification potential	kg SO ₂ to air	-Ecosystems
6	Freshwater Ecotoxicity	FET	Freshwater ecotoxicity potential	kg 1,4 DCB to freshwater	-Ecosystems
7	Terrestrial Ecotoxicity	TET	terrestrial ecotoxicity potential	kg 1,4 DCB to industrial soil	-Ecosystems
8	Marine ecotoxicity	MET	Marine ecotoxicity Potential	kg 1,4 DCB to marine water	-Ecosystems
9	Water depletion	WD	water depletion potential	m ³	-Ecosystems
10	Fossil resource	FRS	kg fossil fuel	kg oil _{eq}	-Resources

	depletion		extracted		
11	Mineral resource depletion	MRS	Ore grade decrease	kg Fe _{eq}	-Resources
12	Agricultural land Occupation	ALO	Agricultural land occupation potential	m ² .yr	-Ecosystems
13	Natural Land Transformation	NLT	Natural Land Transformation Potential	m ²	-Ecosystems
14	Urban Land Occupation	ULO	Urban Land Occupation potential	m ² .yr	-Ecosystems
15	Ozone depletion	OD	Ozone depleting Potential	kg CFC-11* to air	-Human Health
16	Ionising radiation	IR	Ionising radiation potential	U ²³⁵ to air	-Human Health
17	Human toxicity	HT	Human toxicity potential	kg 1,4DCB to urban air	-Human Health
18	Particulate matter formation	PMF	Particulate matter formation potential	kg PM ₁₀ to air	-Human Health

*CFC-11: Chlorofluorocarbon; NMVOC: Non Methane Volatile Organic Carbon compound; 1,4-DCB: 1,4 dichlorobenzene; H: hierarchist perspective (100 years). Fuente: (Goedkoop et al., 2009)

Tabla 8. Las categorías de impactos intermedios de ReCiPe y conexión con los impactos finales

Área de protección	Categoría de impacto	ab	Detalles	Indicador	Unidad
Human Health	Damage to human health	HH	Increase of diseases	Disability-adjusted loss of Years of life (DALY)	yr
Natural environment	damage to ecosystem quality	ED	Insects, plants, vertebrates, fungi	loss of species during a year	Species.yr
Resource scarcity	damage to resource availability	RA	Minerals, fossil fuels, wind, water energy, etc.	increased cost	\$

Fuente: (Goedkoop et al., 2009)

Tabla 9. Categorías de impactos finales de ReCiPe

ReCiPe trabaja con 3 perspectivas, las cuales son útiles para representar y agrupar decisiones y suposiciones:

- Perspectiva Individualista (I, individualist), se basa en un interés a corto plazo (20 años);
- Perspectiva Jerarquista (H, hierarchist), se basa en un marco de tiempo ajustado a los principios básicos de la política (100 años); y
- Perspectiva Igualitaria (E, egalitarian), que siendo la de mayor precaución, tiene el marco de tiempo más largo (500 años).

En consonancia con lo propuesto en el presente trabajo, se trabajó con la perspectiva jerarquista. Por otra parte, ReCiPe (2008) presenta 18 categorías de impacto intermedio y 3 categorías de impacto final (Tabla 8) (Tabla 9). Sin embargo, sólo se consideraron aquellas

relevantes y vinculantes con el enfoque planteado, es decir, aquellas que se conectan con impactos finales relacionados con *ecosistemas* (ecosystems) y *recursos naturales* (resources). Por lo tanto, de las 18 categorías de impacto intermedio, sólo se consideraron 14 (1-14 de la Tabla 8) mientras que de las categorías de impacto final se consideraron 2 (damage to ecosystem quality y damage to resources availability, Tabla 9). Es preciso señalar que debido a una reciente actualización y mejora de ReCiPe (versión 1.1, 2016) (Huijbregts et al., 2017), los impactos finales fueron determinados en base a esta última versión del método, esto debido a que la versión de ReCiPe 2008 presentaba limitaciones, como por ejemplo, la categoría *water depletion*, no estaba caracterizada y muchos factores de caracterización estaban en función del espacio europeo. A continuación se describen las categorías de impacto intermedio con las consideraciones del caso para la aplicación de los nuevos factores de caracterización del impacto final, en función de lo señalado en los informes de ReCiPe 2008 (versión 2013) y 2016 (versión 2017) (Goedkoop et al., 2009) (Huijbregts et al., 2017):

Climate Change (cambio climático) analiza aquellas emisiones en la atmósfera que absorben radiación infrarroja térmica e impiden la expulsión de ésta fuera de la tierra, provocando un efecto de invernadero y por lo tanto, un calentamiento global. Estos gases son principalmente vapor de agua, CO₂, CH₄, N₂O y CFCs. Esta categoría pasa por 3 efectos combinados o progresivos: forzamiento radiactivo, efecto temperatura y daños a la salud humana, afectando así a las áreas de salud humana, ambiente natural y modificado. Se determina con el potencial de calentamiento global y la cantidad de emisiones considerando el factor característico de cada sustancia:

$$GWP_{x,T} = \frac{\int_0^T a_x \times [x(t)] dt}{\int_0^T a_r \times [r(t)] dt} \quad \text{Ec. 1}$$

Siendo *GWP* el potencial para el calentamiento global de la sustancia *x*, *T* es el tiempo proyectado, *a_x* la eficiencia radioactiva debido al incremento unitario de la sustancia en cuestión, *[x(t)]* (numerador) es el tiempo de concentración de la sustancia *x*, y la correspondiente cantidad del gas (denominador). El daño a los ecosistemas (impactos finales) se determina respectivamente como sigue:

$$DF_s = \frac{\Delta PDF \times area \times SD_{terr}}{\Delta T} \quad \text{Ec. 2}$$

Siendo *DF_s* el factor de daño [1/°C] a los ecosistemas; *ΔT*, la diferencia marginal del incremento de la temperatura entre el año base (1990) y el escenario de emisiones para el año determinado; *ΔPDF*, es la fracción potencial de especies a desaparecer, en PDF/m²/yr y *SD_{terr}* es la densidad de especies, species/m². Por consiguiente, se determinan los factores de caracterización:

$$CF_s = TF \times DF_s \quad \text{Ec. 3}$$

Donde *TF* es el factor de temperatura (°C.yr/kg CO₂) y *DF_s* el factor antes expresado, y *CF_s* el factor de caracterización species.yr/kg CO₂ para los ecosistemas. Con la versión de ReCiPe 2016 (versión 2017), se determinaron factores de caracterización tanto para ecosistemas

terrestres como acuáticos, siendo éstos 2,8E-09 y 7,7E-14 species.yr/kg CO₂-eq respectivamente.

Photochemical oxidant formation (formación oxidantes fotoquímicos) determina el daño causado por sustancias emitidas a la atmósfera las cuales forman ozono a partir de las reacciones fotoquímicas de los NO_x y de los componentes volátiles orgánicos distintos del metano (NMVOCs). Con un factor de caracterización kg NMVOC_{eq}/kg, ReCiPe (2008) vincula este impacto sólo con el impacto final Human Health, sin embargo, la versión del 2016 incluye el daño a los ecosistemas terrestres con un factor de caracterización que se expresa en kg NO_x-eq/kg de sustancia emitida. Según ReCiPe, en su primera versión expone que 1 kg NO_x es equivalente a 1 kg de NMVOC por cuanto al impacto relacionado con la salud humana. La versión del 2016 expone que en el caso del daño a los ecosistemas, 1 kg de NO_x equivale a 0,29 NMVOC (ponderación global). ReCiPe también especifica el factor por países y continentes. Así, para Sudamérica 0,28 kg NO_x-eq/kg (sustancia emitida) equivale a 0,03 NMVOC/kg. Siguiendo lo expuesto por ReCiPe 2008, el factor de caracterización es determinado como sigue:

$$OFP = \frac{dC_{O_3}/dM_x}{dC_{O_3}/dM_{NMVOC}} \quad \text{Ec. 4}$$

Siendo *OFP* el potencial de formación de ozono, expresado en NMVOC equivalentes; el numerador representa el cambio marginal de la concentración de ozono en 24 horas (dC_{O₃} en kg/m³) y el denominador el cambio marginal de la emisión de la sustancia x (dM_x kg/yr). Dado que el factor antes expresado no distingue la formación de ozono de hidrocarburos individuales, se incluyó lo que se denomina el potencial de creación fotoquímica de ozono (POCP) y su factor (CF_x):

$$CF_x = \frac{POCP_x}{POCP_{NMVOC}} \times CF_{NMVOC} \quad \text{Ec. 5}$$

El factor de impacto intermedio a impacto final en la perspectiva hierarchist es de 1,29E-07 species.yr/kg NO_x-eq a escala global. Para Sudamérica dicho factor es de 6,36E-08 species.yr/kg NO_x-eq o bien 4,28E-09 species.yr/kg NMVOC.

Freshwater and marine eutrophication (eutrofización del agua dulce y del mar) es una categoría que incluye impactos debido al aumento y enriquecimiento de macronutrientes (Nitrógeno, Potasio, fósforo) en un ecosistema acuático, lo que ocasionaría un incremento en la producción de la biomasa que a su vez reduciría el contenido de oxígeno en el agua por la proliferación de algas, dando lugar a que se alcancen condiciones anaeróbicas. En base al factor de eutrofización (FF, yr/km³) se determina el factor de caracterización (CF, yr/km³), y por tanto potencial de eutrofización FE y ME, kg N/P en el agua:

$$FF_x = \frac{dC_{x,j}}{\Delta M_x} \quad \text{Ec. 6}$$

$$FE_i \text{ o } ME_i = \sum_i m_i \times FF_x \quad \text{Ec. 7}$$

Siendo $dC_{x,j}$ la concentración marginal del nutriente x en el sistema acuático j (tn/km^3), ΔM_x el crecimiento marginal de emisiones (tn/yr) y m_i es la cantidad de sustancia i emitida (kg). El resultado fue ajustado en función del país, zona o región y de los factores equivalentes expresados en ReCiPe 2016, tanto para la eutrofización del mar como del agua dulce. Siendo su impacto final a ecosistemas ($\text{CF}_{\text{endpoint}}$, $\text{Species.yr}/\text{kg}$), su determinación es de acuerdo a la relación entre la fracción potencial de desaparición de especies ($\text{PDF.yr}/\text{tn}$; $\text{PDF.yr.m}^3/\text{kg}$) y la concentración de N y P. ReCiPe 2016 expone para Ecuador un factor de caracterización de $5,81\text{E-}08$ $\text{species.yr}/\text{kg P}$ (agua dulce) y $1,3\text{E-}10$ $\text{species.yr}/\text{kg N}$ como factor de caracterización de la eutrofización marina (kg N emitidos a ríos) para Sudamérica.

Terrestrial acidification (acidificación terrestre) abarca la deposición de sustancias inorgánicas tales como nitratos, sulfatos y fosfatos (óxidos) en el recurso suelo lo que provoca variación de la acidez, incidiendo así en la flora y fauna. La mayoría de emisiones acidificantes son los NO_x , NH_3 y SO_2 . El factor de caracterización de determina en base al potencial de acidificación del suelo (TAP, $\text{kg SO}_{2\text{-eq}}$) como sigue:

$$FF_x = \frac{\sum_j (\Delta BS_j \times A_j)}{\Delta M_x} \quad \text{Ec. 8}$$

$$TAP = \frac{FF_x}{FF_{\text{SO}_2}} \quad \text{Ec. 9}$$

$$TA_i = \sum_i m_i \times TAP_i \quad \text{Ec. 10}$$

Siendo FF factor de acidificación de la sustancia x ($\text{m}^2.\text{yr}/\text{kg}$); ΔBS ($\text{ha.yr}/\text{eq}$) es el cambio marginal de deposición en un área j de bosque debido al cambio marginal de emisiones de sustancias x (ΔM_x , kg/yr); A_j es el área (ha ; m^2); TA es la acidificación del suelo de la sustancia i en $\text{kg SO}_{2\text{-eq}}$; m_i la cantidad de emisiones en kg y TAP_i es el potencial de acidificación de una sustancia ($\text{kg SO}_{2\text{-eq}}/\text{kg}$). ReCiPe 2008 determina un factor de caracterización $1 \text{ kg SO}_{2\text{-eq}}/\text{kg}$ equivalente a $0,56 \text{ kg NO}_x/\text{kg}$ con base en el espacio europeo (EU). La nueva versión indica que $1 \text{ kg SO}_{2\text{-eq}}/\text{kg}$ equivale a $0,36 \text{ kg NO}_x/\text{kg}$ en función de la escala mundial. Dado las diferentes escalas y sabiendo que el potencial específico de acidificación en Ecuador (ECU) es de $0,9 \text{ kg SO}_{2\text{-eq}}/\text{kg}$ o $0,24 \text{ kg NO}_x/\text{kg}$ de sustancia emitida con respecto al ponderado mundial, se pudo determinar $0,43 \text{ kg SO}_{2\text{-eq}} \text{ ECU}/\text{kg SO}_{2\text{-eq}} \text{ EU}$. El factor de caracterización del impacto final a ecosistemas determinado para Ecuador es de $2,04\text{E-}07 \text{ species.yr}/\text{kg SO}_{2\text{-eq}}$ según ReCiPe 2016.

Freshwater, Terrestrial, and marine ecotoxicity (ecotoxicidad de agua dulce, marina y suelo), son tres categorías que contemplan los efectos sobre los recursos suelo y agua (dulce y salada) por sustancias tóxicas emitidas hacia el ambiente, las cuales terminan de igual manera repercutiendo en la salud humana a través del consumo de alimentos o la exposición a determinadas sustancias. El factor de caracterización de impacto intermedio de la ecotoxicidad terrestre (TET) y acuática (FET) ($\text{kg 1,4 diclorobenceno agua/suelo}$) se ha modelado como una constante igual a $0,55 \text{ 1,4-DCB}_{\text{eq}}/\text{kg}$ según ReCiPe 2008. Para todas las perspectivas, los factores de caracterización del impacto final a ecosistemas de freshwater, marine y terrestrial ecotoxicity son $6,95\text{E-}10$, $1,05\text{E-}10$ y $1,14\text{E-}11 \text{ species.yr}/\text{kg 1,4-DCB}_{\text{eq}}$.

Water depletion (agotamiento del agua) a pesar de estar presente en ReCiPe 2008, no está ni caracterizada ni conectada con los impactos finales. Ya en ReCiPe 2016 es caracteriza y conectada con los impactos finales. Así, esta categoría se enfoca en el consumo y la disminución de la disponibilidad del recurso agua, ya sea por evaporación, incorporación a productos, trasvases a otras cuencas hidrográficas, etc. De esta manera, el agua consumida ya no está disponible en el lugar de origen para los humanos ni para los ecosistemas lo que conlleva una reducción de la disponibilidad, lo que por una parte genera escasez para la irrigación que finalmente termina repercutiendo en la salud humana; y por otra parte, reduce la diversidad de especies de plantas y variedad de peces tanto en ecosistemas terrestres y acuáticos respectivamente. Los tipos de uso o consumo de fuentes de aguas consideradas son: lagos, ríos, pozo (subterránea) y lluvia.

El factor de caracterización esta dado en m³ agua consumida por m³ de agua extraída. La extracción de agua y consumos se distinguen entre diferentes áreas: doméstico, agricultura, industria, considerando ratios estimados a nivel global. Dado que el recurso hídrico es un elemento importante dentro del presente trabajo, a través de la huella hídrica se determinó el agua consumida (m³) como se expone más adelante. Ya el impacto final en ecosistemas, se distingue entre terrestre y acuático, dados en species.yr. Para el primer caso, el impacto se basa en el daño de las plantas vasculares^m, en función de la producción primaria neta limitada (NPP) para un espacio k (pixel) de una cuenca o de un país i y la precipitación P :

$$CF_i = \frac{\sum_{k=1}^n NPP_{water-limited,k}}{\sum_{k=1}^n P_k} \quad \text{Ec. 11}$$

$$NPP_{water-limited} = ICC_{water} \times \left(1 - \frac{ICC_{temp} + ICC_{rad}}{2}\right) \quad \text{Ec. 12}$$

Las limitaciones de la productividad primaria puede deberse a razones climáticas, i.e., escasez de agua (ICC_{water}), temperaturas inadecuadas (ICC_{temp}) o radiación solar (ICC_{rad}). El factor global de caracterización determinado es de 1,35E-08 (hierarchist). Para el impacto en ecosistemas acuáticos, se consideran las principales cuencas hidrográficas globales. El factor de caracterización está estimado de acuerdo al cambio marginal en los drenajes de los ríos (dQ_m) en función del cambio marginal del consumo (dWC) y del cambio marginal de la pérdida de especies ($dPDF$) asociado el volumen V de agua:

$$CF = \frac{dQ_m}{dWC} \times \left(\frac{dPDF}{dQ_m} \times V\right) \quad \text{Ec. 13}$$

El cambio de la riqueza de especies es estimado como sigue:

$$\frac{dPDF}{dQ_m} = \frac{0,4}{Q_m} \quad \text{Ec. 14}$$

El valor medio global del factor de caracterización es 6,04E-13 species.yr/m³. Para los ecosistemas acuáticos en Ecuador, el factor es de 2,55E-12 species.yr/m³ agua consumida.

^m Grupo de especies que poseen raíz, tallo y hojas, y predominan en todos los ecosistemas terrestres.

Agricultural, Urban Land occupation y Natural land transformation (ocupación del espacio urbano y de agricultura, y transformación del espacio natural) son categorías que se recogen en el impacto del uso del suelo (ReCiPe 2008). Abarcan los daños e impactos sobre ecosistemas debido a la ocupación y transformación del entorno natural, enfocado principalmente en la ocupación de cierta área de tierra por un cierto tiempo y la transformación de cierto espacio terrestre. El impacto intermedio se distingue entre el espacio agrícola, urbano y la transformación del espacio natural. El impacto intermedio esta dado en m²a para el caso de la ocupación del espacio y en m² para la transformación del espacio natural. Para los factores de caracterización se tuvieron en cuenta las siguientes suposiciones: A) el área ocupada no tiene ninguna conexión con tipos de usos de suelo similares y B) el área ocupada puede estar conectada con otros tipos de usos de suelo similares y puede ser de un hábitat mayor, lo que sería un efecto secundario regional. De esta manera, las siguientes expresiones determinan el factor en base al factor de daño (ED) y a las escalas local y regional:

$$CF_{occu-regional,A} = z_r \times ED \quad \text{Ec. 15}$$

$$CF_{occu-regional,B} = (z_r - z_i) \times SD \quad \text{Ec. 16}$$

$$CF_{occu-local} = \frac{c_r - (c_i \times A_0^{z_i - z_r})}{c_r} \times SD \quad \text{Ec. 17}$$

$$CF_{trans,A} = z_o + \frac{c_o - c_i A_0^{z_i - z_o}}{c_o} \times t_{rest} \times SD \quad \text{Ec. 18}$$

$$CF_{trans,B} = z_o - z_i + \frac{c_o - c_i A_0^{z_i - z_o}}{c_o} \times t_{rest} \times SD \quad \text{Ec. 19}$$

Donde z es el factor de acumulación (especies), A_r y A_o es el área con y sin ocupación en m², c es el factor de riqueza de especies, t es el tiempo, i es el tipo de uso de la tierra, y SD la densidad de especies (1/m²). Los factores z y c son específicos para cada tipo de tierra. Dado que la versión de ReCiPe 2016 tiene el factor de caracterización en annual crop eq.yr, para obtener el impacto final (CF_{endpoint}) en especies.yr se aplicó la siguiente expresión:

$$CF_{\text{endpoint}} = SD \times S_{\text{rel}} \times CFm_{\text{occu,relax}} \times A_{\text{occu,trans}} \quad \text{Ec. 20}$$

Siendo SD las densidad de especies terrestre (1,48E-8 species/m²), S_{rel} la perdida relativa de especies (en 1/annual crop equivalent) para el tipo de uso de tierra, CFm el factor de caracterización de impacto intermedio para la ocupación (occu) y tiempo de recuperación (relax) (en annual crop equivalent.yr), y A es el área en m² ya sea de ocupación o de transformación (de Baan et al., 2013).

Metal depletion (agotamiento de metales) cuantifica la disminución de recursos minerales formado por procesos geológicos y que tienen una composición química característica propia. El daño se estima en base al costo neto actual adicional que una sociedad tiene que pagar como resultado de la extracción, es decir, el incremento del costo marginal y la cantidad extraída durante cierto periodo. El daño en términos económicos (US\$) y el factor de caracterización del impacto intermedio ($CF_{\text{c,kg,mid}}$ 1/\$.yr) se determinan como sigue:

$$Damage = \sum_{t=1}^T \left(\frac{\Delta C_{\$}}{\Delta Y_{\$}} \times P_{\$,t} \times \Delta Y_{\$} \times \frac{1}{(1+d)^t} \right) \quad \text{Ec. 21}$$

$$CF_{c,kg,mid} = -\frac{M_c}{C_c^2} \times V_c^2 \times P_{c,kg} \quad \text{Ec. 22}$$

Siendo T el tiempo en año, d la tasa de descuento, $\Delta C_{\$}$ el costo de incremento por dólar (\$/\$), ΔK_{kg} la cantidad de masa extraída que causa el incremento del precio en US\$, $P_{\$,t}$ es el valor del volumen de producción anual del recurso en cuestión (\$/yr); M y C son la pendiente y la constante del nivel del depósito recalculado en función del nivel de mercancía c , V_c es el valor de la mercancía c en el mercado (\$/kg). Mientras que ReCiPe 2008 expresa el impacto en kg Fe_{eq}, la versión 2016 lo expresa en kg Cu_{eq}. El factor de caracterización en este caso con respecto al cobre (kg Cu_{eq}/kg) es de 3,82E-2 Fe. El factor de caracterización para el impacto final ($CF_{c,kg,end}$) es de 0,07 \$/kg, obtenido a partir de la expresión:

$$CF_{c,kg,end} = -4x \times \frac{M_c}{C_c^2} \times V_c^2 \times \sum_{t=1}^T \left(P_{c,kg} \times \frac{1}{(1+d)^t} \right) \quad \text{Ec. 23}$$

ReCiPe 2016 expresa el agotamiento de metales en kg CU equivalentes, con un factor 0,23 US₂₀₁₃ \$/kg CU (hierarchist). La equivalencia entre Fe y Cu es 1:42,7 kg.

Fossil depletion (agotamiento de recursos fósiles) cuantifica el impacto de la disminución de recursos fósiles (combustibles) en términos económicos, que contienen hidrocarburos tales como petróleo, gas natural y carbón. El procedimiento para la medición del daño e impacto intermedio (CF_{mid} , kg oil_{eq}/resource) y final es similar a la categoría de impacto anterior (metal depletion), que se basa en el costo marginal, precio del recurso y el volumen de producción, además de considerar el poder calorífico:

$$CF_{mid,i} = \frac{CED_i}{CED_{ref}} \quad \text{Ec. 24}$$

Siendo CED_i el indicador de la demanda acumulada de energía del recurso i en MJ/unidad de recurso y CED_{ref} es el indicador de la demanda acumulada de energía del recurso referencial (petróleo) en MJ/kg petróleo. El factor de caracterización del impacto final para el petróleo ($CF_{kg,oil,end}$, US \$/kg) y demás combustibles fósiles ($CF_{end,i}$, US\$/kg) es de 0,165 \$/kg:

$$CF_{kg,oil,end} = \sum_T \frac{P_{kg,t} \times MCI_{kg,t}}{(1+d)^t} \quad \text{Ec. 25}$$

$$CF_{end,i} = CF_{mid,i} \times CF_{oil,end,kg} \quad \text{Ec. 26}$$

Siendo $P_{kg,t}$ es la producción anual de petróleo para del año base, $MCI_{kg,t}$ es el incremento del costo marginal del recurso en US\$/kg/kg, T el tiempo en año y d la tasa de descuento. ReCiPe 2016 determina el factor en 0,457 US\$₂₀₁₃/kg.

- *Categorías de impactos finales:*

Damage to Human Health (salud humana) como categoría de impacto final mide el impacto hacia la salud humana utilizando el concepto de *años de vida ajustados por discapacidad* (DALY, siglas en inglés). Este concepto determina el daño que una enfermedad tiene en unidad de tiempo (años) y es usada por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Dado el enfoque y el objetivo planteado, el impacto a la salud humana queda excluida de los análisis posteriores.

Damage to Ecosystem Quality (daño a los ecosistemas), determina cuantitativamente la pérdida de ecosistemas y afectaciones a éstos basado en la pérdida de especies por año. Para ello se ha tenido en cuenta la densidad media de especies en los ecosistemas terrestres, marinos y acuáticos (agua dulce) así como también su distribución por el mundo.

Damage to Resource Availability (disponibilidad de recursos) determina la disponibilidad de recursos naturales no renovables en términos monetarios (\$), específicamente minerales y combustibles fósiles, basado en el incremento del coste marginal de la explotación y producción del recurso en cuestión.

De la mano con los métodos y para dar la facilidad de obtener resultados con mayor rapidez, herramientas (softwares) se desarrollaron para llevar a cabo el análisis del ciclo de vida. Los más usados son Gabi (IKP), que ofrece además la posibilidad de un análisis económico, y SimaPro (Pré Consultants), el cual tiene una gran reputación con 25 años de trayectoria (SimaPro, 2018). Por su facilidad de manejo y su extenso uso en la literatura recogida, se eligió trabajar con SimaPro 7.3.3, versión Ph.D (PRé-Consultants, 2017), que permite realizar el correspondiente ACV y reúne una variada y completa base de datos de procesos, siendo adecuado para investigaciones, innovación y desarrollo como es el caso.

3.2.3. Calidad de datos, suposiciones y limitaciones

La recopilación de datos, que tuvo una duración de 6 meses, permitió obtener la información suficiente de ambos casos para poder llevar a cabo el ACV. La información recopilada de Mazar-Dudas tiene origen en los presupuestos y cantidades estimadas en los estudios definitivos para la construcción de la central que en la actualidad (Agosto 2018) aún no se encuentra en operación en su totalidad. Dicha información fue otorgada por la empresa pública Hidroazogues que tiene a cargo el proyecto de la central y su posterior gestión y administración. Además, a través de consultas vía correo electrónico al personal pertinente se pudo recopilar información más detallada y específica. Para el caso de la central Baba, la información se obtuvo de documentos técnicos informativos que fueron facilitados por la empresa pública Hidronación, que tiene a cargo la gestión de la central hidroeléctrica Baba. Dichos documentos recogen, de manera resumida, información de la fase de construcción del proyecto. Debido a que tuvo un largo periodo constructivo por motivos administrativos y técnicos (2006-2014), no existe un único informe técnico final del proyecto; sin embargo, la información obtenida ha sido validada por el personal de la citada empresa pública. Información adicional oficial fue recopilada a través de entrevistas con el personal técnico que actualmente trabaja en la central y que participó en la construcción de la misma.

Por lo tanto, la información recopilada tiene una alta fiabilidad, precisión y representatividad, dando lugar a que los resultados de este estudio puedan ser de utilidad para otros estudios e investigaciones. Sin embargo, algunos datos e información recopilada carecen de detalle suficiente para la realización del ciclo de vida, y por tanto, ciertas suposiciones fueron asumidas en el marco de la realidad del entorno en el cual se localizan los objetos de estudio (sistemas) y en concordancia con los datos primarios. Dichas suposiciones abarcan procesos

comunes en construcción, consumos de recursos y energía, clasificaciones, rendimientos, entre otros. Así, se seleccionaron de la base de datos disponibles procesos que a nivel mundial están unificados y que teóricamente se realizan bajo normativas estandarizadas internacionales por lo que los resultados de distintas índoles se hallarían cuantitativamente dentro de un mismo orden de magnitud. Por ejemplo, el cemento, que se fabrica a través de una combinación termoquímica de calcio, silicio, hierro, aluminio, etc., y que requiere de materiales tales como la piedra caliza, arcilla, mineral de hierro, pizarra y sílice de arena (PCA, 2017). Otro proceso es la combustión y desempeño de motores a base de diésel, que para efectos del ciclo de vida e investigación, se los clasificó siguiendo la normativa europea (EEA, 2016a) y considerando las características de los motores.

Por otra parte, algunos procesos particulares particularmente fueron creados a partir de los datos recopilados, para ambos casos bajo estudio. Así, para la fabricación del hormigón, que se requiere de cemento, arena, grava y de determinados aditivos o elementos según los requerimientos del caso (SCF, 2015) y que se realizó *in situ*, se diseñó el proceso ajustado a la realidad, dada la importancia y su peso dentro del inventario del ciclo de vida. Datos tales como el tipo de máquina, consumo de combustible, etc., fueron tomados en cuenta en el diseño del proceso (Kermeli et al., 2011). Otro de los procesos diseñados, ante su inexistencia en la base de datos como tal, fue la excavación de tierra dentro de la cual se considera el tipo y tamaño de maquinaria, rendimientos de trabajo así como también rendimiento del motor de combustión interna para ejecutar tal proceso. No obstante, y a efectos de obtener resultados veraces desde el punto de vista científico, los procesos diseñados fueron debidamente analizados y contrastados con literatura científica de otros casos de estudio. Finalmente, cabe recordar que los análisis del ciclo de vida no se hacen ni evaluaciones ni consideraciones de índole social y económica, limitándose y enfocándose estrictamente al ámbito medioambiental.

3.3. Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV)

Una vez determinados el objetivo y alcance, se realiza el inventario del ciclo de vida, base para realizar la evaluación del impacto. El inventario se dividió en dos partes: la primera, construcción y la segunda, operación y mantenimiento de las centrales hidroeléctricas, siendo consecuente con la literatura revisada. Vale recordar que el desmantelamiento de las instalaciones e infraestructura, así como su posible reciclaje no fue considerado dado que sus emisiones son muy bajas y poco representativas según la bibliografía (Song et al., 2018).

En el marco de emisiones de gases de efecto invernadero (GHG) resumidas en CO_{2-eq}, el *statu quo* del ACV de las centrales hidroeléctricas revela emisiones provenientes principalmente y en su totalidad de la construcción, omitiendo otras fuentes evidenciadas durante la fase de operación y mantenimiento. En este mismo marco, por otra parte, existen evaluaciones ambientales de otras índoles (Zhang et al., 2015) que han contabilizado emisiones de carbono provenientes de embalses, turbinas, etc., (Demarty & Bastien, 2011) (Teodoru et al., 2012) realizadas paralelamente pero sin que sean incluidas dentro del ACV. Cuando se realiza el ACV, el método seleccionado determina las emisiones a partir de los procesos existentes y que se

inputan dentro del sistema. El resultado se expone en la categoría *climate change*. Para este caso, ReCiPe no puede contabilizar las emisiones de otras fuentes (i.e., embalse) ya que por una parte, el proceso como tal no existe dentro de la base de datos, y por otra parte, no cuenta con un modelo para determinarlas, aún cuando el proceso es creado. Esto se debe a las limitaciones propias del método para vincular procesos con una o varias categorías de impacto. Particularmente, ReCiPe evalúa el impacto de la modificación del ecosistema terrestre a través de la categoría *land use*, sin embargo, no vincula dicho impacto, a manera de emisiones, con el clima y por ende con la categoría *climate change*.

En consecuencia con lo expresado, se infiere que en la bibliografía se exponen sólo emisiones *brutas* como lo señala Zhang et al., (2015) y, con la finalidad de obtener emisiones *netas* (E_n), en este análisis del ciclo de vida se ha incluido en la contabilidad otras fuentes de emisiones, ya sea de manera directa e indirecta. En este contexto, se identifica como fuente de emisión *indirecta* la transformación del ecosistema terrestre (E_{et}) y la construcción de la infraestructura de la central (E_c); y como fuentes de emisión *directa* las provenientes del embalse (E_{em}), y las provenientes de las turbinas, vertederos y del río aguas abajo (E_{tvr}), en la fase de operación y mantenimiento. En resumen, las emisiones netas (E_n , kg CO_{2-eq}) se obtienen a partir de la siguiente expresión, en base al GWP determinado por IPCC para los diferentes gases:

$$E_n = E_c + E_{et} + E_{em} + E_{tvr} \quad \text{Ec. 27}$$

3.3.1. Fase de Construcción

Los materiales más representativos para la construcción de la central Baba fueron el concreto, formado a base de cemento, grava, arena y agua; acero en forma de varillas y acero inoxidable, cobre y movimiento de tierra que incluye relleno y excavación. Además de estos elementos, en la central Mazar-Dudas se emplearon otros tales como acero galvanizado y policloruro de vinilo (PVC). Las emisiones, consumos de combustibles, rendimientos y capacidades de la maquinaria fueron determinadas a partir de la información recopilada y la bibliografía del caso, siendo base para el análisis de los diferentes procesos individuales, como se muestra en las tablas a continuación:

Tipo	Categoría	Capacidad	Consumo	Emisiones*
<i>Camión de carga</i>	Euro 3	16-32 Tn	251 g diésel/km	5.94 g CO/kg diésel; 3.14 kg CO ₂ /kg diésel; 24.98 g NO _x /kg diésel; 0.24 g SO ₂ /kg diésel
<i>Pala cargadora</i>		7.5-16 Tn	24,96 kg diésel/h	5.34 g CO/kg diésel; 3.14 kg CO ₂ /kg diésel; 23.63 g NO _x /kg diésel; 0.24 g SO ₂ /kg diésel
<i>Retroexcavadora</i>			21,84 kg diésel/h	
<i>Motoniveladora</i>			182 g diésel/km	
<i>Tractor</i>				
<i>Volquete</i>				
<i>Camión mezclador</i>				
<i>Buque de carga</i>	-	50000 Tn	42 kg diésel/Km	7,4 kg CO/Tn diésel; 3170 kg CO ₂ /kg diésel; 55,6 kg NO _x /Tn diésel 20% (peso combustible) SO ₂

Fuente: (Department of Energy, 2017) (EPA, 2014) (Olof Nylund & Erkkila, 2005) (Ecoscore, 2017) (De Simio et al., 2013) (EPA, 2017) (Peters-von Rosenstiel, 2014) (EEA, 2016) (EnerTrans, 2008) (Bialystocki & Konovessis, 2016) (Department of Energy, 2015) (ACCESS, 2014) (Rodrigue et al., 2017) (ENVIRON & E.H. Pechan, 2002) (Martinez, 2017) (Blanco, 2013)
 *Valores obtenidos a partir de una densidad de 0,832 kg/lit y poder calorífico 35,86 MJ/lit (43.1 MJ/kg) del diésel.

Tabla 10. Consumo de combustible y emisiones para transporte y maquinaria de gran capacidad

Elemento	Emisiones*
Máquinas y motores	0,6465 g CO/kg diésel
	3,14 kg CO ₂ /kg diésel
	7,7582 g NO _x /kg diésel
	0,24 g SO ₂ /kg diésel
*Valores obtenidos a partir de una densidad de 0,832 kg/lit y poder calorífico 35,86 MJ/lit del diésel. Fuente: (EPA, 2014) (Kermeli et al., 2011) (EEA, 2016) (Department of Energy, 2017)	

Tabla 11. Emisiones para máquinas y motores estacionarios

Maquinaria	Capacidad	Rendimiento de trabajo	Fuente
<i>Camión de carga</i>	20 tn	20 tn/viaje	(MACASA, 2017) (Komatsu, 2017) (Cherné & González, 2000) (Díaz del Río, 2007) (Caterpillar, 2000) (Martinez, 2017) (KOMATSU, 2012) (Maquinaria-Pesada, 2017)
<i>Volquete</i>	8 m ³	8 m ³ /viaje	
<i>Cargadora*</i>	2 m ³	183,6/453,2 m ³ /h	
<i>Retroexcavadora*</i>	3,5 m ³	478,8 m ³ /h	
<i>Tractor</i>	3,64 m	80 m ³ /h	
<i>Motoniveladora</i>	3,7 m	400 m ² /h	
<i>Camión mezclador</i>	10m ³	10 m ³ /viaje	
* $\eta = \frac{V_e \times 3600 \times F_e \times F \times C_t}{T_c}$			

Tabla 12. Capacidades y rendimiento de trabajo de la maquinaria

3.3.1.1. Central Hidroeléctrica Baba (CHB)

- Hormigón

El hormigón se obtiene a partir de cemento, arena, grava agua y del ser el caso, aditivos que cumplen una función específica. Su procesamiento se dio en el campamento industrial a 5 kilómetros del lugar del embalse, a través de una planta móvil. Además, en dicho lugar se almacenaba el combustible diésel para las demás operaciones, transportado directamente desde el centro de abastecimiento de combustible, a 200 kilómetros. La arena, agua y grava fueron extraídas del río (in situ). A partir de la composición del hormigón de acuerdo a sus cualidades físicas, se cuantificó el total de cada uno de los componentes (Tabla 13) (Tabla 14). Así mismo, todos los procesos pertinentes del caso para cada componente fueron analizados e incluidos (Gráfico 32).

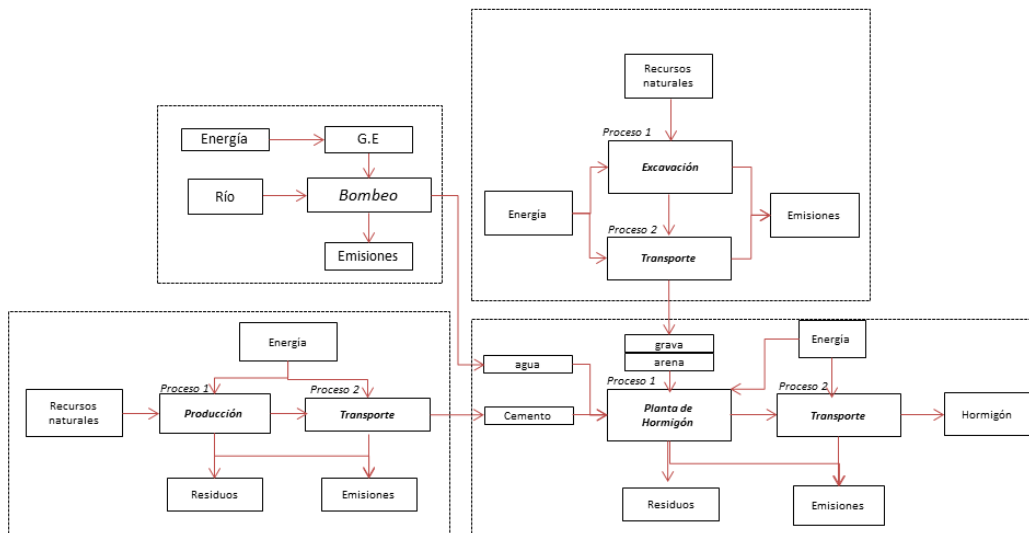


Gráfico 32. Procesos en la fabricación de hormigón, CHB

Componentes	Unidad	H ₁ -28Mpa	H ₂ -21MPa	H ₃ -10MPa
Cemento Selva Alegre Tipo IP	kg/m ³	335	290	190
Arena Natural Ø 0,00 - 4,75 mm		857	865	906
Grava Ø 4,75 - 25 mm		1009	1089	1155
Agua		150	140,0	133

Fuente: (Hidronación, 2012) (OAS, 2010)

Tabla 13. Dosificación de Hormigones, CHB

En base al estado del arte, se determinó un consumo energético en la fabricación de hormigón de 43 MJ/m³ (Kermeli et al., 2011) (Van Gorkum, 2010) (Struble & Godfrey, 2004) (Holcim, 2015) (SCF, 2015) (RMC, 2011). El transporte fue realizado a través de camiones mezcladores con capacidad de 10 m³, con consumos de combustibles y emisiones establecidos en la Tabla 10 y Tabla 12. El agua empleada para la fabricación del hormigón fue extraída del río en cuestión y transportada por tubería hasta el sitio de almacenamiento (Hidronación, 2012) (Boada & Rivera, 2015). La extracción se realizó con bombas abastecidas de energía eléctrica con generadores a base de combustible diésel. Así, se estimó un consumo energético de la bomba de 0,22 kWh/m³ (Xylem, 2016) (WILO, 2016) y un consumo de combustible diésel por unidad de energía eléctrica generada de 0,25 kg diésel/kWh (Chamorro Gutierrez, 2010) (IIASA, 2017).

Hormigón m ³	Cemento kg	Arena* kg	Grava* kg	Agua kg
222930,5	61486612,50	195106651,67	240166436,57	31627882,46

*Densidad de la grava: 1800 kg/m³ y arena (húmeda): 1990 kg/m³

Tabla 14. Cantidades de hormigón, cemento, arena, grava y agua, CHB

- Acero

En la construcción de la central se emplearon dos tipos de acero: el corrugado en forma de varilla y el inoxidable. Para el primer caso, los procesos de producción y transporte fueron incluidos (Gráfico 33). Este último se basó en el recorrido de una distancia de 200 kilómetros en la que se encontraba la fábrica. Las capacidades del transporte, consumos y emisiones se basaron en lo expuesto en la Tabla 10 y Tabla 12.

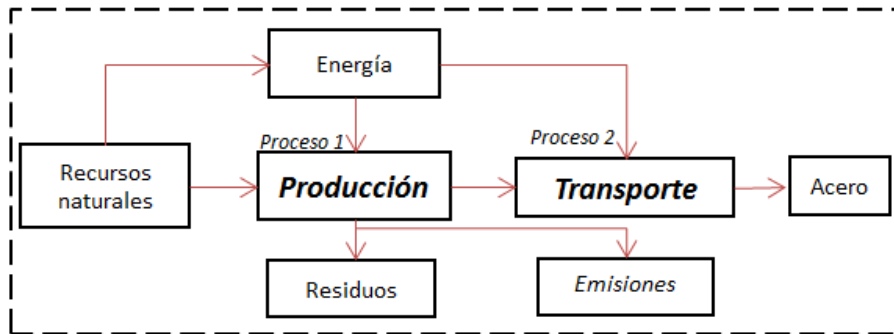


Gráfico 33. Procesos del acero

En el caso del acero inoxidable, este se empleó en la fabricación de las turbinas hidráulicas tipo Kaplan. Dado que en Ecuador no existe industria dedicada a la fabricación de turbinas, éstas fueron importadas desde Europa, por lo que el transporte marítimo, consumo energético y emisiones fueron considerados, de acuerdo a los datos que se muestran en la Tabla 10. Cada turbina pesa aproximadamente 11,85 toneladas. En total, se utilizaron 11100 toneladas de acero corrugado y 23,7 toneladas de acero inoxidable para la fabricación de las turbinas (Hidronación, 2012) (Boada & Rivera, 2015).

- Movimiento de tierra

Debido al diseño del proyecto, una gran cantidad de tierra fue excavada y posteriormente reutilizada para la construcción de diques y canales. Para los procesos dados (Gráfico 34), se aplicó una densidad (aparente) del terreno de 1420 kg/m³ (Rucks et al., 2004), para traslados o movimientos de 1 km de distancia (ida y vuelta). Consumos, emisiones, rendimientos de trabajo y capacidades están expresados en la Tabla 10 y Tabla 12. De acuerdo a lo reportado, 15,7 Mm³ se excavaron e utilizaron para la misma construcción de los diques y canales.

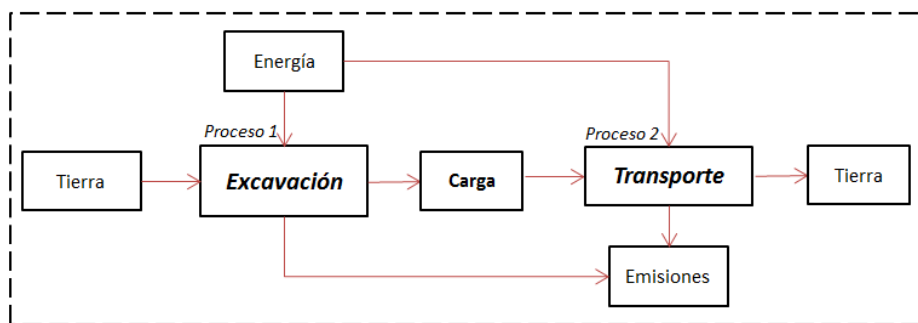


Gráfico 34. Proceso movimiento de tierra, CHB

- *Cobre*

Dentro del inventario del ciclo de vida se consideró el cobre, material empleado en la fabricación de generadores, cables, transformadores, etc., componentes básicos en la construcción de una central de este tipo. La CHB cuenta con una subestación eléctrica de 69 kV, y un sistema de transmisión con una distancia de 27 kilómetros para así conectarse al Sistema Nacional (Hidronación, 2012). Dado que se desconoce la cantidad de cobre utilizado en la central, se aplicó un factor de 296 toneladas de Cu por central, basado en un estudio de centrales hidroeléctricas en Suiza (Flury & Frischknecht, 2012). La extracción, procesamiento para conductores, etc., y transporte de cobre, a través de los elementos de los cuales forma parte, fueron considerados (Gráfico 35). Como se indicó anteriormente, queda excluido la fabricación y montaje de máquinas, etc. Al igual que la fabricación de turbinas, los componentes que contienen cobre fueron importados por lo que su transporte fue marítimo, para lo cual se consideró un tiempo medio de 30 días de navegación (720 hr) para 9000 kilómetros de distancia a recorrer (Van Vuuren et al., 2014) (OMI, 2017).

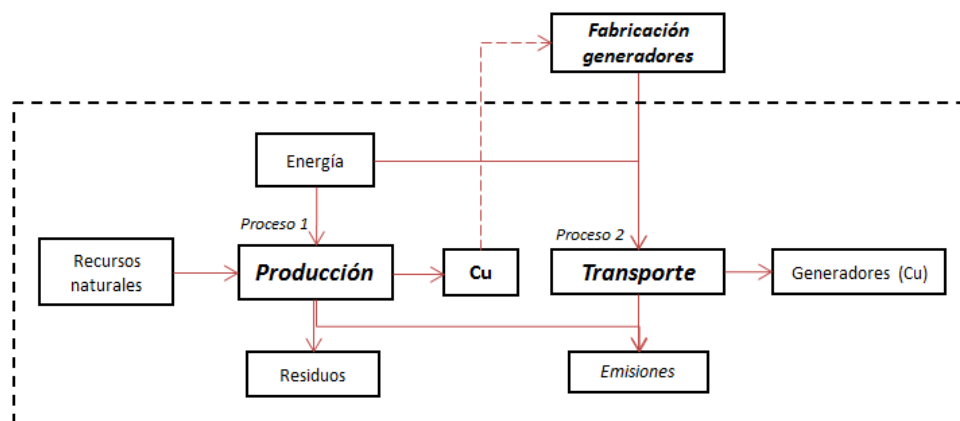


Gráfico 35. Procesos para el cobre

3.3.1.2. Construcción de la Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas (CHMD)

- *Hormigón*

Cada aprovechamiento hidroeléctrico tuvo una planta de fabricación de hormigón in situ, por lo que a efectos de cálculos y por las cualidades del proyecto hidroeléctrico, se definió su ubicación en un punto céntrico geográfico de cada aprovechamiento, dando una distancia estimada de 14 kilómetros de radio (ASTEC, 2010), transportándose el hormigón en camiones mezcladores (Hidroazogues, 2010). Tanto para la fabricación de hormigón como su transporte, se consideraron los valores expuestos en la Tabla 10, Tabla 11 y Tabla 12.

En el caso del cemento, se lo transportaba en camiones de 20 toneladas desde el lugar más próximo (industria cementera), una distancia de 32,5 kilómetros. Por su parte, la arena y grava fueron llevadas desde la explotación minera (cantera) más cercana, en volquetes, a 20 kilómetros del sitio de obra, mientras que el agua fue extraída in situ mediante bombas y almacenada para la producción de los diferentes hormigones (Gráfico 36).

Componentes	UNIDAD	H ₁ -28MPa	H ₂ -18MPa	H ₃ -10MPa
Cemento Portland tipo I	kg/m ³	400	353	306
Arena*	kg/m ³	938	978	1018
Grava* (mezcla)	kg/m ³	938	978	1018
Agua	kg/m ³	160	145	130

Fuente: (R&R, 2013) (Hidroazogues, 2010)

Tabla 15. Dosificación de hormigones, CHMD

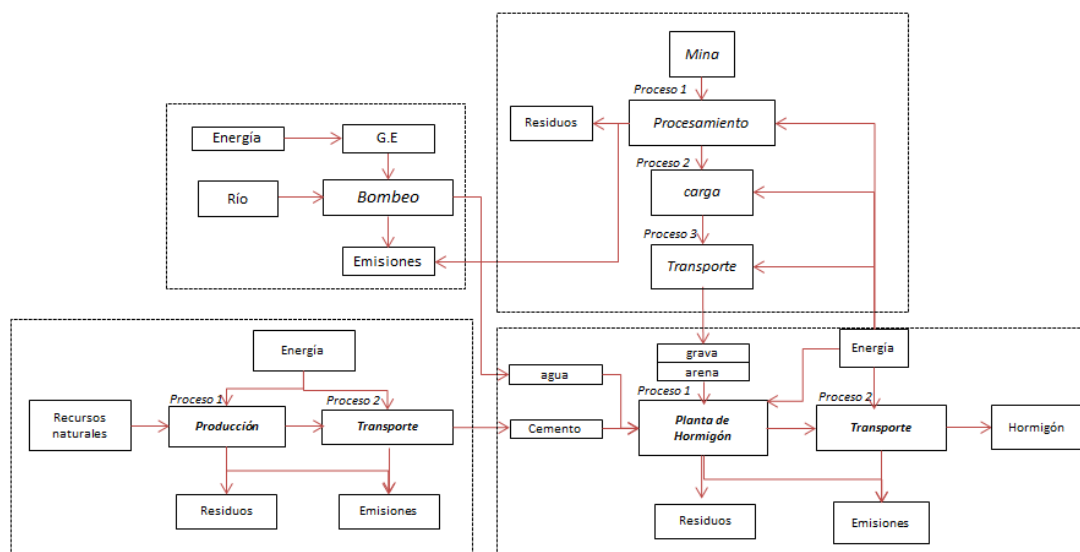


Gráfico 36. Procesos en la fabricación de hormigón, CHMD

Las cantidades de cemento, arena, grava y agua (Tabla 16) se determinaron a partir de la dosificación de los diferentes hormigones empleados en los 3 aprovechamientos hidroeléctricos (Tabla 15).

Hormigón m ³	Cemento kg	Agua kg	Grava* kg	Arena* kg
25502	10022179,4	4023283,5	24071711,5	31404581,5

*Densidades de arena y grava: 1500 y 1800 kg/ m³
Fuente: (Hidroazogues & CNEEC, 2014)

Tabla 16. Cantidades de agua, arena y grava, CHMD

- Acero

La construcción de la CHMD implicó la utilización de diferentes tipos de acero como A36, A588, varilla de 4200 kg/cm², ASTM 516 (tubería), inoxidable, galvanizado y fibra, los mismos que fueron agrupados a efectos de simplificar procesos, flujo de materia y energía (Gráfico 33). El acero fue transportado en camión de 20 toneladas, desde una distancia de 202 kilómetros, dónde era fabricado a excepción de las tuberías de acero para lo cual se requirió un transporte diferente en base a las características de las tuberías tales como el diámetro, longitud, peso, etc., (Tabla 17). Las cantidades totales de acero se resumen en la Tabla 18.

Detalle	Dudas	Alazán	San Antonio
Peso total acero tubería (kg)*	325040	191890	279420
Longitud total de tuberías entre 1200 y 1800 mm (m)*	799	576	660
Peso específico promedio (kg/m)	407	333	424
Longitud tubo (m)	7,2		
Peso tubo (kg)	2929	2397	3050
Número de tubos	111	80	92
Tubos por viaje estimados	3	3	3
Número de viajes	37	27	31
Peso por viaje (kg)	8788	7191	9150

*Dudas: diámetro de 1200, 1250 y 1750 mm; Alazán: 1250 y 1500 mm; San Antonio: 1800 mm. La longitud expuesta en la tabla es el total de las tuberías de diferentes diámetros. Fuente: (ASTEC, 2010) (Hidroazogues & CNEEC, 2014) (Hidroazogues, 2010)

Tabla 17. Características del transporte de la tubería de acero, CHMD

Acero	A-36	A-588	Varilla	516-G70	Fibra	Malla*	Galvanizado*	Inoxidable
Tn	214,8	631,8	1624,7	796,4	20,7	29,5	7,8	21

*Malla electro-soldada: 2,3 kg/m; malla galvanizada: 3,47 kg/m. (ADELCA, 2017) (Hidroazogues & CNEEC, 2014).

Tabla 18. Cantidades de acero, CHMD

- *Policliruro de vinilo (PVC)*

Para la conducción de agua, se dispuso de tuberías de PVC, las cuales fueron fabricadas especialmente para el proyecto hidroeléctrico y con las características técnicas requeridas. El transporte de la tubería se realizó con tráileres con una longitud de la plataforma de 12 metros, a 32,5 kilómetros de la obra, basándose en las características técnicas de las tuberías (Tabla 19) (Gráfico 37). En total, se utilizaron 11 ktn de PVC para la fabricación de tuberías.

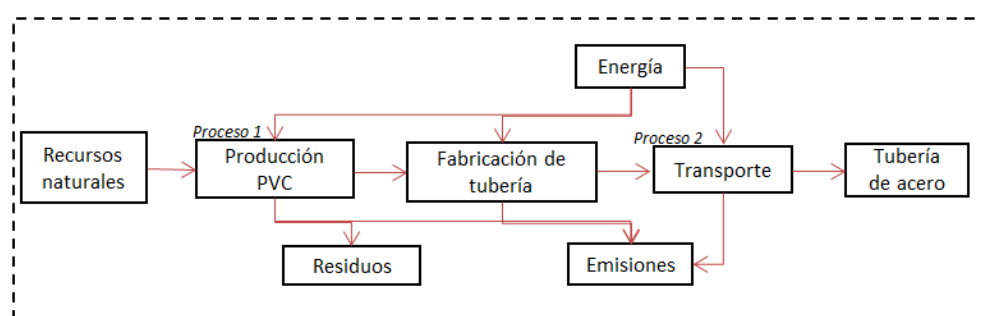


Gráfico 37. Procesos en la fabricación de tubería PVC, CHMD

Diámetro	Peso (kg/m)*	Longitud tubo (m)*	tubos por viaje*
1800 mm	113,7	3	4
1750 mm	110,6	4	3
1700 mm	107,5	5	2
600 mm	23,6	10	3
160 mm	2,4	5	238
110 mm	1,2	5	500

* (Hidroazogues & CNEEC, 2014) (Mexichem, 2017) (Emmsa, 2017) (Hidroazogues, 2010)

Tabla 19. Características técnicas de tubería de PVC, CHMD

- *Movimiento de tierra*

Los movimientos de tierra incluyeron procesos de excavación (Gráfico 34), limpieza de derrumbes, relleno general, relleno con sub-base y sub-rasante. Estos dos últimos materiales son aplicados comúnmente en la construcción de carreteras, entre otros. La limpieza de derrumbes implica procesos de carga y transporte, mientras que el relleno general es el desplazamiento de tierra, ambos con flujo de materia y energía. Por su parte, para los relleno con materiales específicos para la construcción de carreteras se contemplaron los procesos desde su extracción en minas hasta su compactación, considerándose rendimientos de trabajo y consumo, establecidos en la Tabla 10 y Tabla 12 (Gráfico 38) (Tabla 20).

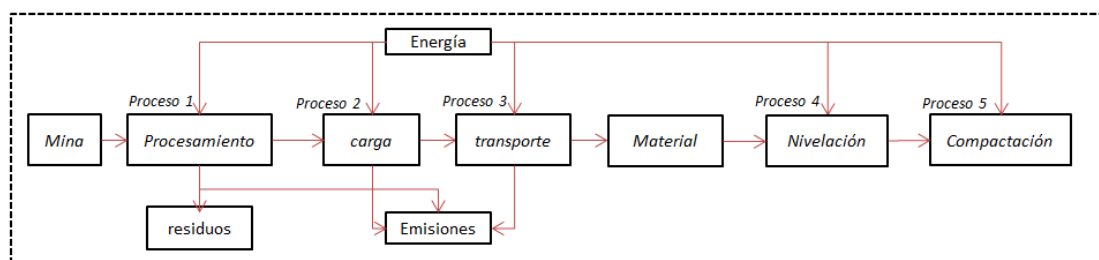


Gráfico 38. Procesos en el relleno de materiales, CHMD

Proceso	Excavación ¹	Derrumbes ²	Relleno 1 ¹	Relleno 2 ³	Relleno 3 ⁴
m ³	663385,1	20207,5	150572,6	23779,7	3281,2
¹ Densidad: 1700 kg/m ³ (Custode et al., 1998); ² densidad: 1700 kg/ m ³ ; ³ densidad: 2890 kg/ m ³ ; ⁴ densidad 1900 kg/m ³ (Hidroazogues & CNEEC, 2014).					

Tabla 20. Cantidades de movimiento de tierra, CHMD

- *Cobre*

Al igual que en el caso anterior, se aplicó un factor para determinar la cantidad de cobre empleada en la fabricación de equipos eléctricos y cables necesarios para la operación de las central Mazar-Dudas (Gráfico 35). Teniendo en cuenta el sistema de conexión y transmisión de 47 kilómetros (Hidroazogues, 2010) (ASTECH, 2010), el total de cobre se estimó en 9,16 tn entre equipos y cables, siendo el factor 31 tn/central para centrales de agua fluyente de pequeña capacidad, según Flury & Frischknecht (2012). En particular, los equipos fueron importados, considerándose por tanto su transporte marítimo en base a los valores detallados en la Tabla 10.

3.3.1.3. Pérdida de capacidad de absorción de carbono

La central Baba se localiza en la zona de la costa central del Ecuador, en las inmediaciones de lo que se conoce como el Bosque río Palenque. El ecosistema predominante del entorno tiene características como alta humedad y pluviosidad (85%, y 3000 mm/año promedio respectivamente), siempre verde, inundable, de agua dulce, entre los 0 y 300 m.s.n.m, siendo similares a los ecosistemas amazónicos (MAE, 2013) (INAMHI, 2017). Por su parte, Mazar-Dudas se localiza en la zona oriental de la Cordillera de los Andes, dentro del ecosistema montano de alto humedad, por arriba de los 2200 m.s.n.m. Entre otros, los ecosistemas

terrestres son capaces de, absorber, fijar y emitir carbono, como parte del ciclo y balance de éste en la biósfera. Aquellos ecosistemas localizados en zonas tropicales (incluyendo los de montaña) tienen una alta tasa de producción primaria así como también una gran capacidad de almacenamiento de carbono tanto en la superficie (biomasa) como en el suelo, lo que los sitúa como los ecosistemas de mayor absorción y fijación de carbono (Smith & Smith, 2007).

La producción primaria neta de un ecosistema (PPN) es la diferencia entre producción primaria bruta (PPB) y la respiración autótrofa (Lovett et al., 2006). Esto es posible gracias a la fotosíntesis (PPB), proceso mediante el cual se fija carbono (CO_2) y se transforma en monosacáridos, con el aprovechamiento de la energía solar (Smith & Smith, 2007). El balance es entre el carbono que se absorbe durante el día y el que se expulsa durante la noche. Una PPN positiva indica un incremento de la biomasa. La diferencia entre la PPB y la respiración total del ecosistema (autótrofos y heterótrofos) se denomina producción neta del ecosistema (PNE). De esta manera, el balance es entre el carbono absorbido en el día y el expulsado en la noche y por los animales del ecosistema (heterótrofos). Este proceso biofísico es considerado como un servicio de los ecosistemas, definido como servicio de regulación de gases (MEA, 2005a). Este es un vínculo entre el ACV y la evaluación ecológica que se abarca en el Capítulo IV y V. Ante lo expresado, la transformación del ecosistema terrestre tiene repercusiones en término de emisiones.

3.3.1.3.1. *Bosque tropical*

Según indica Smith & Smith en su libro, un bosque tropical tiene una PPN media de $1500 \text{ g}_{\text{biomasa}}/\text{m}^2/\text{año}$, con una densidad media de $36 \text{ kg}_{\text{biomasa}}/\text{m}^2$. Esta densidad es mayor en el caso de plantaciones forestales (Salas & Infante, 2006). La transformación de éste ecosistema terrestre a uno acuático genera importantes cambios. La PPN y densidad media de un lago (natural) es de $500 \text{ g}_{\text{biomasa}}/\text{m}^2/\text{año}$ y $0,02 \text{ kg}/\text{m}^2$. Esto se debe a varios factores como la variabilidad y disponibilidad de luz entre los diferentes estratos, con una menor tasa fotosintética y poca creación de materia orgánica; es decir, menor absorción de carbono. Ante una alta demanda de oxígeno, la PPN es negativa cuando la respiración autótrofa (y heterótrofa, para la PNE) es mayor a PPB. Esto sucede en los embalses hidroeléctricos. Un ejemplo de ello es un caso de estudio de un embalse hidroeléctrico en Brasil, localizado en zona tropical. Los autores del estudio que a pesar de una alta producción prima ($4858 \pm 934 \text{ mg C}/\text{m}^2/\text{día}$), la respiración fue mayor ($5209 \pm 992 \text{ mg C}/\text{m}^2/\text{día}$), dando lugar a que el embalse sea una fuente de emisiones de carbono, en forma de CO_2 y CH_4 (Almeida et al., 2016). En estos casos, las fuentes de carbono principales son la materia orgánica que llega y se concentra en el embalse, los sedimentos y el suelo, siendo que una mínima parte se obtiene de la atmósfera. Como señala Almeida et al., (2016), los lagos naturales juegan un papel importante en el ciclo del carbono aunque existan muy pocos en el mundo.

En general, dentro de la bibliografía no se reporta la eliminación del ecosistema terrestre como “fuente” de carbono. No obstante, existe un estudio de huella de carbono de 4 centrales hidroeléctricas en China en el que se contabiliza la absorción de carbono del ecosistema terrestre (-), las emisiones de la construcción (+), del embalse (+) y de emisiones en el embalse

relacionadas por las actividades humanas (+) (Jiang et al., 2018). El signo negativo denota absorción de carbono. De esta forma, los autores comparan el antes (ecosistema terrestre) y el después (embalse), en término de emisiones (g CO₂/m²/día), por medio del balance propuesto, obteniendo un resultado neto. Otro estudio similar realiza el mismo balance pero considerando la productividad neta del ecosistema terrestre y acuático (embalse) (Zhang et al., 2015).

Desde la perspectiva del cambio climático, es importante considerar la pérdida de capacidad global de absorción y fijación de carbono, ya que los ecosistemas terrestres ayudan a regular el clima mundial. La eliminación de grandes áreas de bosque da lugar a que menos cantidad de CO₂ atmosférico cumpla su ciclo natural, es decir, que sea absorbido y fijado a corto, mediano y largo plazo. Esto es equivalente a la deforestación, que es catalogada como uno de los principales factores que contribuyen con cambio climático (IPCC, 2013) (Wolosin & Harris, 2018). Este hecho se agrava con las emisiones de carbono por la quema de combustibles fósiles. Además, esto va de la mano con la pérdida del servicio ecosistémico regulación de gases, como se verá en el Capítulo IV. Es preciso señalar que aquí se contabiliza lo que se absorbe y almacena superficialmente (biomasa) más no el carbono almacenado en el suelo, el cual se libera a corto, mediano y largo plazo, posterior a la inundación del embalse.

En base a la baja densidad de biomasa de lagos señala por Smith & Smith (2007), se infiere que los embalses hidroeléctricos no tienen capacidad alguna de absorción y fijación de carbono en comparación con un ecosistema terrestre, siendo ésta prácticamente igual a cero. Esto no debe confundirse con el carbono que se almacena por concentración de materia orgánica y y sedimentos en el embalse, que a lo largo del tiempo será liberado a la atmósfera. Por otra parte, las emisiones del embalse determinadas son de tal magnitud que si se compara con las emisiones del ecosistema terrestre anterior (respiración de los autótrofos) expuestas por Jiang et al., (2018) (0,05-0,14 g CO_{2-eq}/m²/año) éstas son despreciables (>3%). Por consiguiente, comparando antes y después:

$$\begin{aligned} Emisiones_{embalse} - Emisiones_{ecosistema} &= Absorción_{embalse} - Absorción_{ecosistema} \\ Emisiones_{embalse} + Absorción_{ecosistema} &= 0 \end{aligned}$$

Ante lo expuesto, la pérdida de capacidad de absorción y fijación de carbono (E_{et}) es sumada en el balance propuesto como una fuente *indirecta* de emisiones. Para la cuantificación del carbono no absorbido por el ecosistema tropical (E_{et}) enmarcado en el caso de estudio hidroeléctrico, se aplicó la fórmula de la fotosíntesis y respiración (Guo et al., 2001) que indica que para producir 1 g de materia seca (biomasa) se requiere 1,63 g de dióxido de carbono y se liberan 1,18 g de oxígeno. Por tanto:

$$E_{et-Baba} = PPN_{bt} \times A \times 1,63 \quad \text{Ec. 28}$$

Siendo PPN la producción primaria neta del bosque tropical *bt* en g biomasa/m²/día y A, el área del embalse en m². Sin embargo, el 50% del área de ocupación del embalse era bosque mientras que la otra mitad correspondía a plantaciones forestales y cultivos. Por lo tanto, la Ec. 28 queda:

$$E_{et-Baba} = (PPN_{bt} \times A_{em} \times 1,63 \times 0,5) + (PPN_{tc} \times A_{em} \times 1,63 \times 0,5) \quad \text{Ec. 29}$$

Siendo PPN_{ct} la producción primaria neta de cultivos en g biomasa/m²/día

3.3.1.3.2. Bosque de montaña

Aunque se localiza a mayor altitud, el bosque de montaña tiene características muy similares a la de un bosque tropical, como la alta humedad y producción primaria neta. Con la construcción de la infraestructura para el funcionamiento de la hidroeléctrica Mazar-Dudas, se pierde de igual manera capacidad para absorber y fijar carbono. Al no existir embalse, el área ocupada queda cubierta por la infraestructura (captación, casa de máquinas) por lo que la absorción y emisión de carbono es cero. Por consiguiente:

$$Emisiones_{embalse} + Absorción_{ecosistema} = 0, y$$

$$E_{et-Mazar Dudas} = PPN_{bm} \times A_{ocu} \times 1,63 \quad \text{Ec. 30}$$

Siendo PPN la producción primaria neta del bosque bm en g biomasa/m²/año. Al igual que en el caso de Baba, se consideró el estado previo del ecosistema. Según la información recavada, Mazar-Dudas se aloja en una zona ya intervenida por actividades humanas como la agricultura y la ganadería, siendo ésta última de mayor importancia. Ante ello, la PPN es diferente a la de un bosque de montaña, y por ende la Ec. 30:

$$E_{et-Mazar Dudas} = PPN_m \times A_{ocu} \times 1,63 \quad \text{Ec. 31}$$

Siendo PPN media entre pradera de montaña y tierra de cultivos, en g biomasa/m²/año.

3.3.2. Fase de operación y mantenimiento (O&M)

3.3.2.1. Central Hidroeléctrica Baba

El principal elemento en la operación de una central es el agua. Para este caso, aproximadamente 2484 hm³ anuales son usados para la generación de 161 GWh. Este uso (no consuntivo) del agua, que se incluye en la categoría de impacto *water depletion*, es analizado más adelante. Como parte de la operación también se consideró el uso de aceite para la lubricación de los componentes mecánicos. El tipo de aceite es el Turbo T32, con una densidad de 0,8584 g/ml y una cantidad total de 9208 litros (Shell, 2016a) (Shell, 2016b) (Boada & Rivera, 2015). Como norma general, el aceite no será reemplazado ya que es procesado en las instalaciones de la central (centrifugado y filtrado) para mantener sus propiedades físicas. Dado que es un derivado del petróleo, todo el proceso de obtención fue incluido (Gráfico 39).

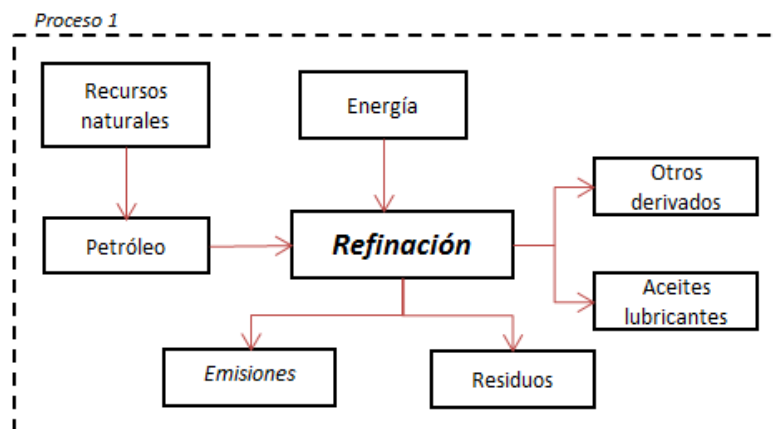


Gráfico 39. Procesos del aceite lubricante

Dentro de esta fase también se incluyó la sustitución de turbinas y equipamiento eléctrico que contiene cobre, que serán dos veces en el tiempo de vida útil de la central, basándose en la durabilidad de los componentes. Por otra parte, emisiones de aceite y hexafluoruro de azufre (SF₆) se contabilizaron a partir de los factores 227 mg/kWh (al agua) y 9760 mg/kWh (al suelo), y 34000 mg/kWh respectivamente (Flury & Frischknecht, 2012). Finalmente, el consumo interno medio mensual de energía eléctrica de las instalaciones involucradas en el manejo, mantenimiento y control de la central es de 19,9 MWh, un 0,15% de la producción mensual de energía.

3.3.2.1.1. Emisiones del embalse

Las emisiones de GEI en embalses de centrales hidroeléctricas se conocen desde hace más de 2 décadas, a partir de estudios basados en mediciones de gases *in situ*. La presencia de dichas emisiones ha dado lugar a que se cuestione a la hidroenergía como una fuente de generación de energía “limpia”, “verde” y sostenible, es decir, con cero emisiones (Yang et al., 2014) (Fearnside, 2004). Varios autores han confirmado la presencia de GEI tales como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e incluso de dióxido de nitrógeno (NO₂) (Lima et al., 2002), estos dos últimos con un potencial de calentamiento global (GWP) 28 y 265 veces más que el CO₂ según el último reporte de evaluación sobre cambio climático (IPCC, 2013). Las concluyentes investigaciones y estudios se han basado en embalses de hidroeléctricas localizadas en zonas tropicales (Brasil, Colombia, Guyana francesa, Costa Rica) (Herrera et al., 2013) (Demarty & Bastien, 2011) y boreales (Finlandia, Estados Unidos, Canadá) (Soumis et al., 2004) (Tremblay et al., 2005) (Wang et al., 2018). La variabilidad de las emisiones de GEI depende de múltiples factores, dificultando la extrapolación de datos, por lo que la mejor manera de determinarlas con mayor precisión es realizando mediciones *in situ*, ya que no existe método que permita determinarlas aunque, a través de modelos, se pueden hacer modelos, estimaciones y proyecciones en base a variables comunes y suposiciones (Hertwich, 2013) (De Faria et al., 2015) (Wang et al., 2018).

Como parte de su ciclo, el carbono es absorbido por plantas, algas, etc., (ecosistemas terrestres y acuáticos) a través de la fotosíntesis, fijándose tanto en la biomasa como en el suelo (Dieleman et al., 2013) (Smith & Smith, 2007) mientras que los ecosistemas acuáticos

devuelven el carbono a la atmósfera, completando así su ciclo (Hertwich, 2013). La construcción del embalse conlleva la inundación de una vasta área en la que materia orgánica (que no haya sido totalmente removida) y un suelo rico en carbono queden bajo agua. A ello se le suma el hecho que en el embalse se da una gran concentración de sedimentos y acumulación de toda la materia orgánica proveniente de la cuenca alta del río.

En el embalse existe una gran cantidad de organismos fotosintéticos que dan lugar al fitoplancton, el cual realiza la producción primaria en ecosistemas acuáticos a partir de la descomposición de la materia orgánica (Huttunen et al., 2002) (Schulze et al., 2005). Dicha descomposición (proceso bioquímico) requiere de oxígeno, que al estar presente en el agua, es usado por los organismos del caso, generando y liberando dióxido de carbono (CO₂). En algunos casos, el oxígeno (O₂) no llega a las zonas más profundas debido a la estratificación del agua, por ello el epilimnion (capa superficial del agua de un lago) se mantiene con oxígeno (oxic) y el hipolimnion (capa de agua profunda de un lago) sin oxígeno (anoxic). La ausencia de oxígeno en el hipolimnion da lugar a la descomposición de la materia orgánica a través de las bacterias metanogénicas, generando y liberando gas metano (CH₄) (Farrér, 2007) (Demarty & Bastien, 2011). Por lo tanto, la razón por la que se producen estos dos gases es debido a la constante presencia de materia orgánica, su descomposición tanto en la superficie como en las profundidades (Rosa et al., 2004) (Abril et al., 2013), y la liberación del carbono del suelo, sumado a la concentración de sedimentos que constituye una fuente más de generación de gas metano (Rocha Lessa et al., 2015) (Maeck et al., 2013).

La generación y cantidad de GEI depende de múltiples factores como:

- Temperatura del agua,
- Tiempo de residencia del agua,
- Estratificación en el embalse
- Área y volumen del reservorio,
- Cantidad de vegetación inundada,
- Tipo de vegetación,
- Profundidad,
- Ubicación geográfica,
- Tipo de suelo, y
- Edad del reservorio.

El conjunto de dichos factores son determinantes en la generación de GEI y dependiendo del caso, unos podrían ser más relevantes e incidentes que otros; por ejemplo, en el caso de un embalse localizado en zona boreal, que aunque la temperatura del agua no promueva la descomposición, la existencia de gran cantidad de materia orgánica influirá en la cantidad final de emisiones de GEI. Es así que el ratio de descomposición de la biomasa no solo depende en

gran medida del clima, sino también del tipo de biomasa, ya que como se ha comprobado, embalses hidroeléctricos en zonas tropicales tienen mayores emisiones de GEI que los de zonas boreales, sobre todo emisiones de metano (Farrér, 2007) (Demarty & Bastien, 2011).

Un factor importante en la generación y liberación de este gas es el tiempo de estancamiento o de residencia del agua, que a mayor tiempo, menos cantidad de oxígeno habrá en el agua y por consiguiente aumento progresivo de generación de metano (Louis et al., 2000). Otros factores que en general tienen un rol importante en la descomposición de materia orgánica y generación de GEI son la edad del reservorio, tipo de suelo y la cantidad y tipo de vegetación inundada (Steinhurst et al., 2012). Además de las condiciones expresadas, la cantidad del GEI también varía con el tiempo, de un año a otro, de una estación a otra, siendo impredecible su determinación a lo largo del tiempo según las mediciones puntuales. La mayoría de investigaciones sobre emisiones de GEI se han basado en mediciones en un periodo determinado no mayor a un año, varios años posteriores a la construcción del embalse bajo estudio. Sin embargo, existe un caso particular, el embalse de la hidroeléctrica Petit-Saut que fue monitorizado durante 10 años, revelando emisiones de GEI de 3,08 y 0,69 Mt CO₂-eq para el primer y décimo año, confirmando un descenso en la cantidad de emisiones en el tiempo (Abril et al., 2005). Este patrón se repite en otro caso ubicado en zona boreal, donde se confirma que las emisiones después de 4 años van en declive y son indeterminadas (Teodoru et al., 2010) (Steinhurst et al., 2012). No obstante, los estudios señalan que las emisiones pueden aumentar durante ciertos periodos y no permanecer constantes en el tiempo a muy bajos niveles.

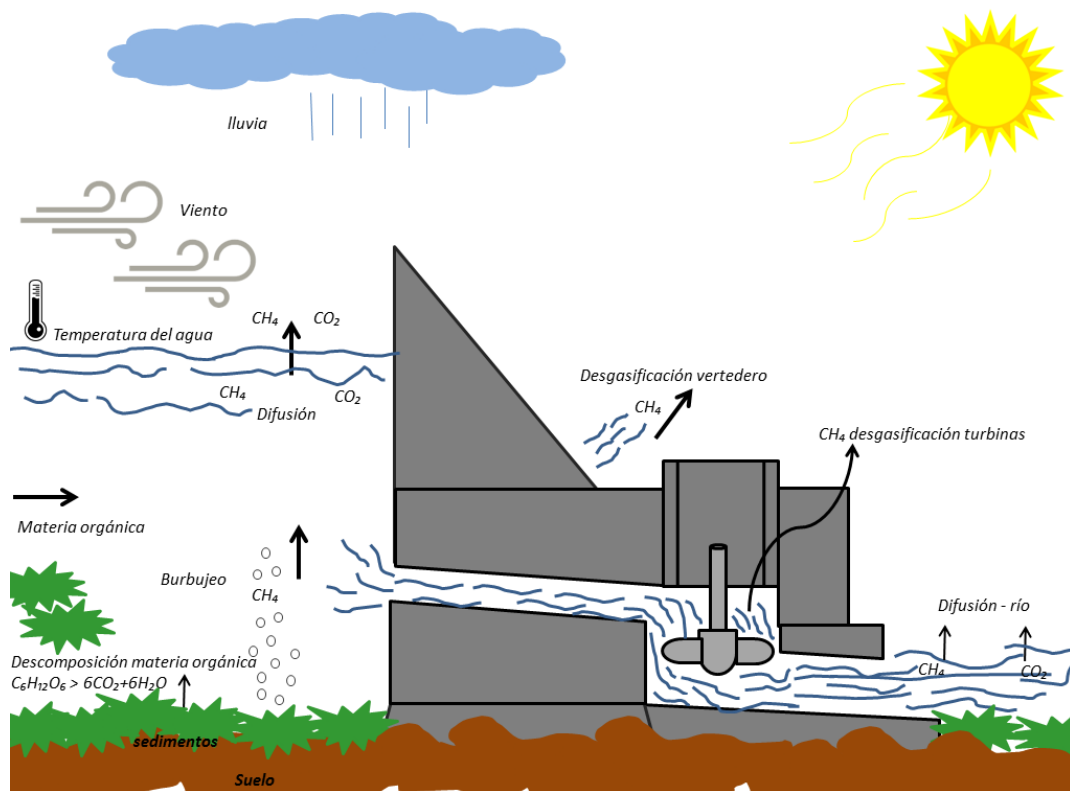


Gráfico 40. Vías de emisión de CO₂ y CH₄ en una central hidroeléctrica

Las emisiones de GEI tienen lugar en varias partes de una central hidroeléctrica (Gráfico 40). Una vez llenado el embalse, los organismos y microorganismos actúan, dando lugar a la producción primaria que tiene como resultado la liberación de diferentes gases ya mencionados. Es así que las primeras emisiones tienen lugar en el mismo embalse en toda su extensión, tanto por difusión como por burbujeo. Para el caso de difusión, el CO₂ y el CH₄ son difundidos a la atmósfera en mayor o menor proporción, dependiendo de las condiciones climáticas y del agua. Sin embargo, el CH₄ también es emitido a la atmósfera a manera de burbujas formadas en la metanogénesis, las cuales superan la presión hidrostática. La formación de burbujas se da mayoritariamente con el metano debido a su menor solubilidad con respecto al dióxido de carbono. Según lo reportado, no toda la cantidad de gases producidos en el embalse son liberados allí. El paso del agua a través de las turbinas ocasiona turbulencia lo que conlleva un descenso en la presión y temperatura, y una baja solubilidad de los gases por lo que estos son liberados a la atmósfera, especialmente CH₄. Este mismo proceso, denominado desgasificación, se da también en el o los vertederos que tiene una central hidroeléctrica (Farrér, 2007) (Huttunen et al., 2002) (Fearnside, 2004) (Guérin & Abril, 2007). Finalmente, ya en la cuenca aguas debajo del embalse, existe difusión de ambos gases en cantidades similares a las emitidas en el embalse (Guérin et al., 2006) (Kemenes et al., 2016) (Deshmukh et al., 2016).

3.3.2.1.2. Análisis de estudios previos

La cantidad de emisiones dadas en las hidroeléctricas se distribuyen entre las diferentes fuentes (embalse, turbinas, etc.) dentro de un espacio y tiempo determinado, sin que exista un patrón definido. Por ejemplo, en la hidroeléctrica Balbina en Brasil, las emisiones (por difusión y desgasificación de CO₂ y CH₄) en las turbinas y en la cuenca de río, aguas abajo del embalse, representaron un 55% del total de emisiones de toda la hidroeléctrica, mientras que en el caso de Petit Saut, dichas emisiones representaron un 57%. Con ello, se evidencia que las emisiones a nivel del embalse solo representarían hasta un máximo de 45%. Para el caso del CO₂, la mayor de las emisiones se da en el reservorio, y por el contrario, para el CH₄ (que representan más del 50%), la mayor de las emisiones se dan en la desgasificación a través de las turbinas y vertederos (Abril et al., 2005) (Kemenes et al., 2007) (Kemenes et al., 2011).

Es de importancia destacar que en la mayoría de los casos, las emisiones determinadas son parciales, es decir, que no se ha contabilizado ni reportado las emisiones de todas las fuentes en conjunto ni de todos los gases, lo que indicaría a priori que las emisiones habrían sido aún más elevadas. De acuerdo a la literatura, las emisiones en forma de kilogramos de dióxido de carbono equivalentes (kg CO_{2-eq}) van desde los 4 hasta los 5500 kg CO_{2-eq}/MWhⁿ (Gráfico 41) (Gráfico 42), entre mediciones y estimaciones, con una variabilidad de casos que tienen diferentes edades (entre 1 y 40 años) y características técnicas (potencia instalada, generación, volumen de embalse, etc.) (Demarty & Bastien, 2011) (Rosa et al., 2002) (Rosa et al., 2004). En este marco, varios autores han expuesto comparativas entre este tipo de centrales

ⁿ Potencial de calentamiento global del metano considerado (GWP) es 23, según IPCC (2007)

hidroeléctricas y las que son a base de combustibles fósiles, indicando que, puntualmente, y en varios casos, las emisiones de las hidroeléctricas han duplicado, triplicado, etc., las emisiones de termoeléctricas a base de carbón, fuel oil, etc., (Fearnside, 2002) (Demarty & Bastien, 2011) pero que sin embargo, a lo largo de su vida útil (80-100 años), las hidroeléctricas serían menos contaminantes. De hecho, ciertos autores manifiestan que al menos en los primeros 20 años las hidroeléctricas tendrían emisiones por arriba de sus homologas a base de combustibles fósiles, para posteriormente mantener en niveles muchos más bajos (Delmas & Galy-Lacaux, 2001) (Dos Santos et al., 2004) (Steinhurst et al., 2012). Dadas las condiciones del caso, no es posible la eliminación total de las emisiones de GEI, sin embargo, hay alternativas que permitirían reducir éstas tales como evitar largos periodos de estanqueidad del agua, deforestar completamente la zona a inundar (embalse), procurar una relación alta entre el área del embalse y la potencia instalada (MW), etc., (Farrér, 2007) (Rosa et al., 2004) (Fearnside, 2004).

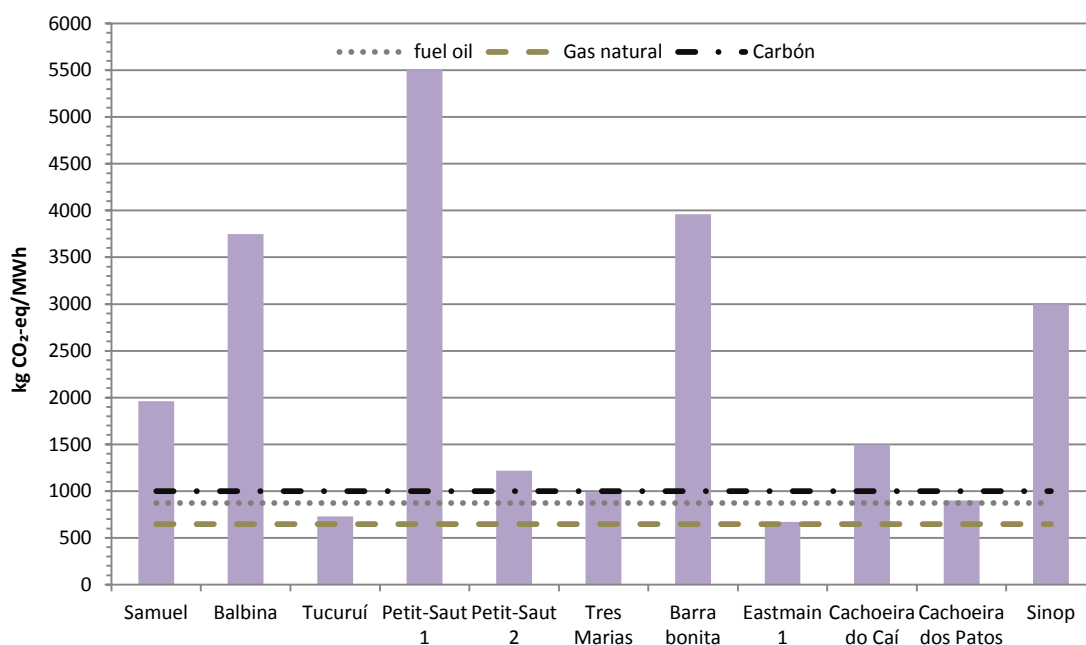


Gráfico 41. Emisiones de CO₂ y CH₄ de embalses hidroeléctricos mayores a 500 kg CO₂-eq/MWh.
 Fuente: (Dos Santos et al., 2005) (Rosa et al., 2004) (De Faria et al., 2015) (Demarty & Bastien, 2011) (Dos Santos et al., 2004)

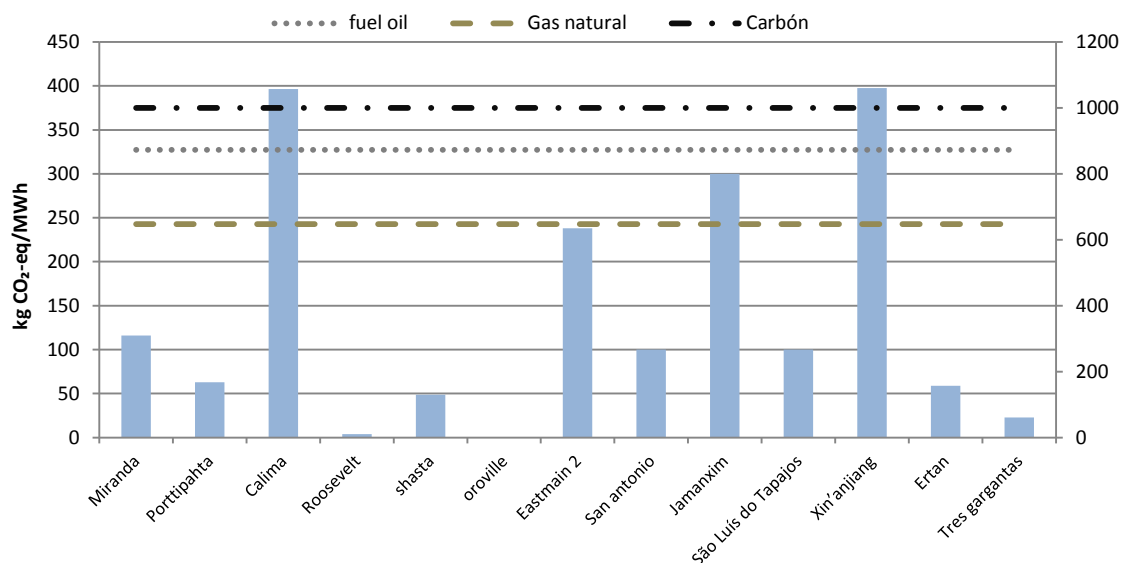


Gráfico 42. Emisiones de CO₂ y CH₄ de embalses hidroeléctricos menores a 500 kg CO₂-eq/MWh.

Fuente: (Rosa et al., 2004) (Soumis et al., 2004) (Huttunen et al., 2002) (Kemenes et al., 2011) (Loaiza, 2016) (Fearnside, 2015b)

Los múltiples factores y condiciones que dan origen a las emisiones de GEI se han analizado en conjunto con las características tecnoenergéticas de las centrales, evidenciando que con la correlación de éstos no es posible la determinación y modelización de emisiones de GEI en embalses hidroeléctricos (Dos Santos et al., 2017). A pesar de ello, se ha encontrado una alta correlación entre el área de uso (m²) con la potencia instalada y la generación de energía (Hertwich, 2013). Es así que se determinó que cuanto mayor valor de la relación W/m², menores las emisiones por unidad de energía serían (Demarty & Bastien, 2011). A dicha relación se la conoce como *densidad energética*. Con los datos reportados, se puede contrastar, por otra parte, que las hidroeléctricas con alta densidad (W/m²) suelen tener bajo tiempo de retención de agua, crucial en la oxigenación del agua y en la generación de metano. En efecto, dicha relación permitiría proyectar a cuanto ascenderían las emisiones, sin embargo, dados los factores antes expresados, sería un mero indicador que ha llegado a ser utilizado para determinar el desarrollo hidroeléctrico y la obtención de bonos o créditos de carbono (Fearnside, 2013). Además, la densidad energética (W/m²) determinada por Demarty & Bastien, (2011) considera solamente emisiones de metano por lo que la alta correlación podría variar.

Es así que esta problemática dentro de la generación hidroeléctrica ha generado controversias tanto en políticas energéticas como en cambio climático. Por una parte, las políticas para el desarrollo de proyectos hidroeléctricos, así como sus licencias ambientales no han tenido cambios significativos que permitan evitar impactos significativos en éste ámbito (Fearnside, 2005) (Fearnside, 2014). Por otra parte, los proyectos hidroeléctricos mantienen su denominación como *mecanismos de desarrollo limpios (MDL)*, avalado por el Protocolo de Kyoto, siendo contradictorio con los hallazgos de emisiones las cuales prueban la ineficiencia de esta tecnología para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero, además de que dichos gases no se encuentran incluidos en las directrices del IPCC, es decir, que al tener un

origen biofísico, el IPCC no los reconoce como perjudiciales para el clima, al ser parte del ciclo natural del carbono en la biósfera (Fearnside, 2015a) (Fearnside, 2015b).

3.3.2.1.3. *Estimación y proyección de emisiones de CO₂ y CH₄*

Dada la imposibilidad de realizar mediciones experimentales *in situ*, se llevó a cabo un estudio a partir de un modelo que permita determinar las emisiones de la CHB para su ciclo de vida. A partir de 14 casos hidroeléctricos en zonas tropicales se analizó la relación entre diferentes factores tales como el tiempo de retención del agua, las emisiones por área, la edad del reservorio, las emisiones por unidad de energía y la densidad energética. Como se evidencia, la relación $\text{kg CO}_{2\text{-eq}}/\text{MWh} - \text{W}/\text{m}^2$ es la más significativa con $R^2=0,75$, siendo la regresión potencial la que mejor describe la tendencia (Gráfico 45), estando así en concordancia con lo expuesto en la literatura (Barros et al., 2011) (Demarty & Bastien, 2011). Con ello, se puede afirmar que las emisiones serán mayores a medida que se reduce la densidad energética. No obstante, el posible resultado a obtener de la citada correlación sería general dado que las emisiones varían en el tiempo y por tanto no sería útil para determinar el potencial de emisiones por año. La correlación de emisiones por unidad de área ($\text{kg CO}_{2\text{-eq}}/\text{m}^2/\text{día}$) con respecto a la edad del reservorio (años) y el tiempo de residencia del agua en embalse (días) tuvieron un bajo coeficiente de determinación (R^2) (Gráfico 43) (Gráfico 44), en especial con respecto al tiempo de residencia. Aquello indica un vínculo débil entre estos los factores. Las regresiones fueron logarítmicas y exponenciales respectivamente. Es preciso señalar que la mayoría de los casos de embalses hidroeléctricos presentan registros de emisiones de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), siendo pocos los casos con registro de emisiones de uno de los dos gases. Además, algunas mediciones se han dado en distintos tiempos por lo que las correlaciones realizadas tendrían sus limitaciones.

Como resultado de la revisión bibliográfica, se ha podido llegar a las siguientes premisas:

- Existen emisiones de CO_2 y CH_4 principalmente en centrales hidroeléctricas provenientes del embalse (difusión y burbujeo), turbinas, vertederos (desgasificación) y aguas abajo del embalse (difusión);
- Cuanto mayor es el tiempo de residencia del agua en el embalse, mayor es el riesgo de eutrofización y de generación de más metano;
- Lluvias y viento contribuyen a una mayor liberación de metano;
- Bajo nivel de agua incrementa la liberación y emisión de gases;
- Las emisiones varían en espacio y tiempo (Roland et al., 2010);
- La cantidad de oxígeno disuelto en el agua sería inversamente proporcional a la generación de CH_4 ;
- Embalses eutróficos tienen mayores emisiones tanto de dióxido de carbono como de metano que embalses mesotróficos y oligotróficos (Deemer et al., 2016) (Almeida et al., 2016);

- Los embalses hidroeléctricos en zonas tropicales o cercanos al ecuador tienen mayores emisiones (sobre todo de metano) que aquellos localizados en zonas boreales o que estén alejados de la zona ecuatorial (Barros et al., 2011);
- Cuanto mayor edad del embalse, menores emisiones (Ometto et al., 2013);
- Las emisiones son más bajas en caso de inundación de zonas agrícolas (Fearnside, 2002);
- A mayor densidad energética (W/m^2), menores emisiones de metano (Demarty & Bastien, 2011);
- La constante aportación y presencia de materia orgánica (en la superficie y en la profundidad) contribuyen a que la generación de gases de efecto invernadero perdure en el tiempo (Abril et al., 2013);
- Los sedimentos y su acumulación es una fuente más de carbono y generación de emisiones de dióxido de carbono y metano (Maeck et al., 2013) (Bernardo Yoshioka et al., 2017)
- Las emisiones provenientes del embalse representan el 45% del total, mientras que el otro 55%, proviene de turbinas, vertederos y aguas abajo del embalse (río);
- Las mayores emisiones se dan en los primeros 4 años debido a la alta concentración y descomposición de materia orgánica, y tienen tendencia a decrecer con el tiempo; aunque con fluctuaciones (Demarty & Bastien, 2011) (Kim et al., 2016) (Wang et al., 2018);
- La presencia de gas metano varía según la profundidad del embalse (Abril et al., 2005);
- La estratificación del agua (térmica y química) influyen significativamente en el ciclo biogeoquímico del carbono (han et al., 2018);
- La fluctuación de niveles de agua en el embalse potencian la emisión de CH_4 (Harrison et al., 2017) (Deshmukh et al., 2018)

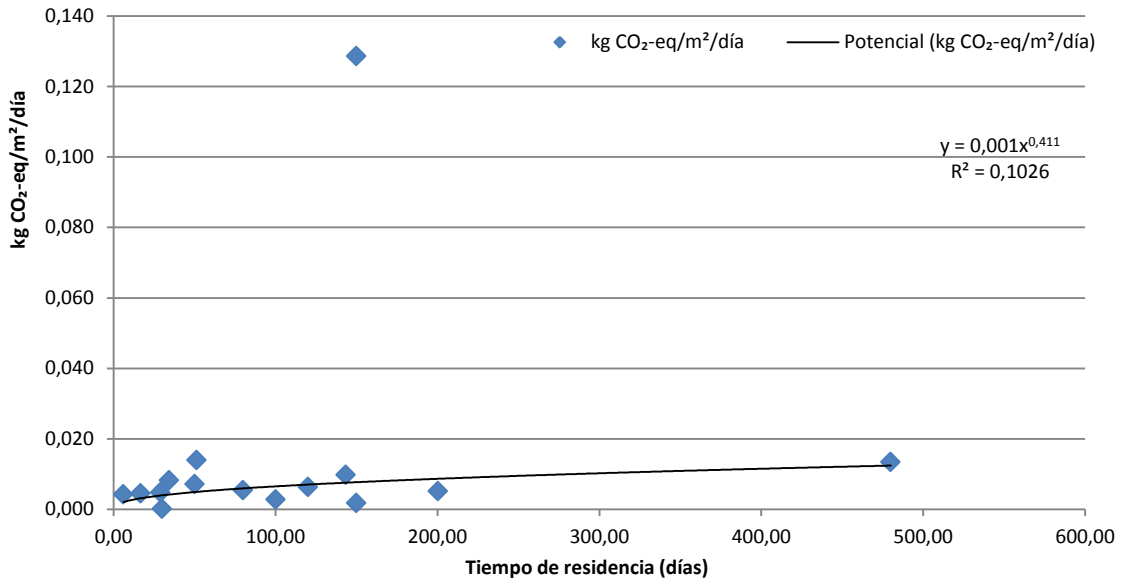


Gráfico 43. Correlación entre las emisiones de carbono y el tiempo de residencia del agua.

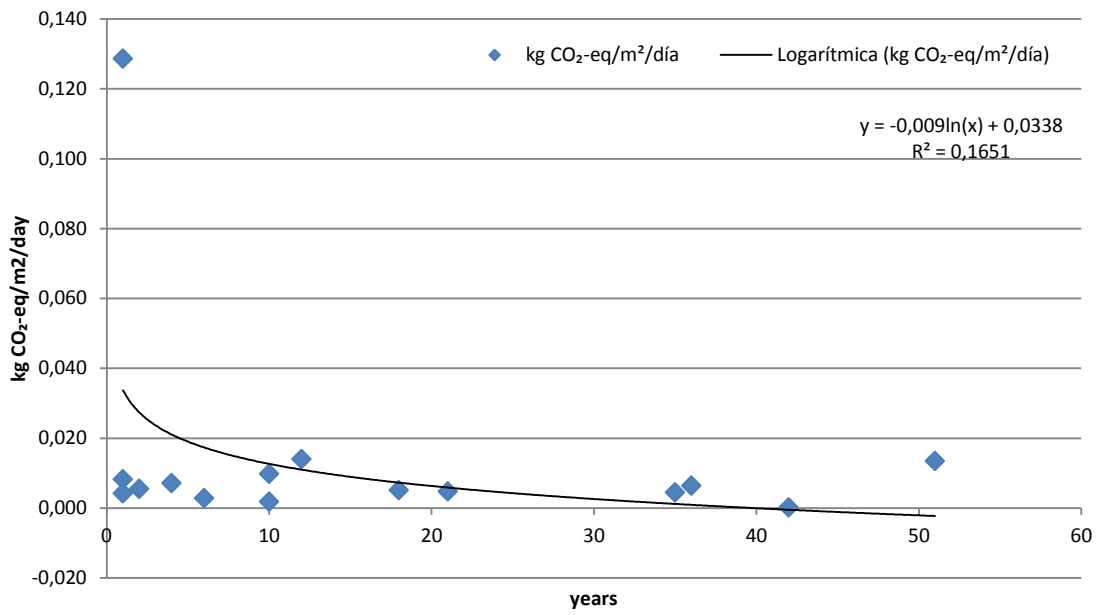


Gráfico 44. Correlación de emisiones de carbono y la edad del reservorio.

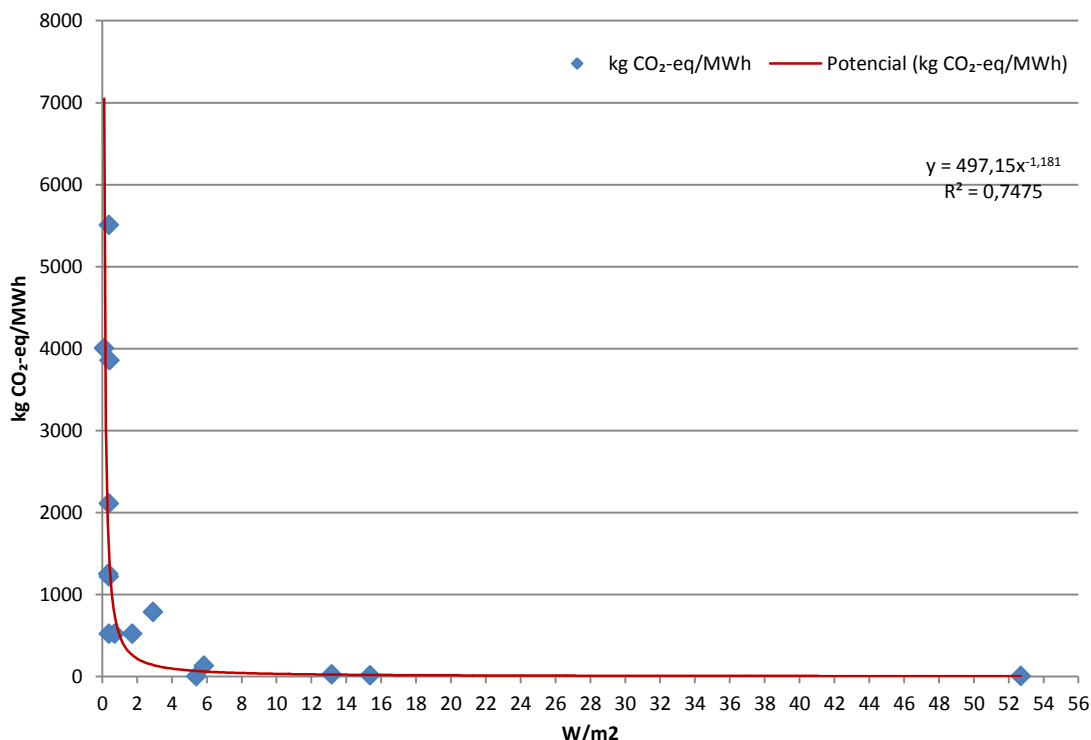


Gráfico 45. Correlación entre el factor de emisión de carbono y la densidad energética y W/m².

- Emisiones del embalse

A efectos de proyectar y estimar las emisiones totales (E_{em} y E_{tvr}), se tomó como referencia casos de embalses hidroeléctricos de los cuales se tiene datos de mediciones in situ tanto de CO₂ como CH₄ y siguiendo las premisas antes mencionadas. Como criterio de selección se consideró aquellos embalses localizados en zonas tropicales, en latitudes próximas al ecuador y que hayan inundado zonas de bosque tropical primario, secundario o bien zonas agrícolas, debido a que en el caso de estudio, CHB, parte de las tierras inundadas era bosque secundario existente mientras que la otra parte era tierra agrícola (Tabla 21).

Las emisiones del embalse (E_{em}), resumidas en g CO_{2-eq}/m²/día, aplicando el factor del potencial de calentamiento global para el metano CH₄ GWP₁₀₀= 28 (IPCC, 2014), se definieron para dos periodos, el primero, desde el año 1 hasta el año 18, y el segundo, desde el año 19 hasta el año 100, que es el periodo de vida útil determinado previamente. La determinación de estos dos periodos se da a razón de que la media de los años posteriores al llenado del embalse en los que se realizaron mediciones *in situ* de gases es de 18 años.

Una vez determinado los periodos, se proyectaron las emisiones de los embalses de cada uno de los casos aplicando una regresión exponencial, como se visualiza en el Gráfico 46, siendo el año 18 el año de base. Vale recordar que el año de medición varía para cada caso (igual, mayor o menor a 18 años) y a partir del año del registro de las emisiones se realizó cada una de las proyecciones. El valor máximo para el año 1 se determinó a partir de la relación proporcional directa con los datos base (cantidad de emisiones y año de medición, ver Gráfico 46), bajo la hipótesis de que son las emisiones máximas teóricas. Para los años 19-100, se asumió que las emisiones se mantienen constantes, con un valor igual al año 18. Con ello, las emisiones por

unidad de superficie y por día (g CO_{2-eq}/m²/día) para el embalse de Baba se estimaron en base a la media de los valores proyectados (ver Gráfico 46). Para los casos en que las emisiones son expresadas en unidades de carbono (tC), fueron convertidas en CO₂ y CH₄ multiplicando por los factores 3,67 y 1,33 respectivamente, de acuerdo a los g/mol de cada elemento (McGraw-Hill, 2013).

Debido a que la CHB posee una densidad de 3,81 W/m² y teniendo en cuenta por una parte, que los casos analizados tienen en su mayoría densidades <1, y por otra parte, la alta correlación entre la densidad energética (W/m²) y el factor de emisión (kg CO_{2-eq}/MWh), a las emisiones del embalse se aplicó un factor de corrección (F_{ce}) a partir de la siguiente expresión:

$$F_{ce} = \frac{er_{18}}{Er_{18}} \quad \text{Ec. 32}$$

Siendo er₁₈ son las emisiones por unidad de energía (kg CO_{2-eq}/MWh) determinadas a partir de la correlación del Gráfico 45 (R²), y Er₁₈ son las emisiones por unidad de energía (kg CO_{2-eq}/MWh), estimadas para el año 18 según las proyecciones del Gráfico 46. El Er₁₈ se determinó con la siguiente expresión:

$$Er_{18} = \frac{m \times 365 \times A \times 10^{-03}}{GH} \quad \text{Ec. 33}$$

Siendo m las emisiones del embalse estimadas para el año 18 (g CO_{2-eq}/m²/día), A es el área del embalse y GH la generación media anual hidroeléctrica (MWh/año). El valor de er₁₈ (kg CO_{2-eq}/MWh) es:

$$er_{18} = 497.15 \times x^{-1,181} \quad \text{Ec. 34}$$

Siendo x la densidad de Baba, en W/m².

- Emisiones de turbinas, vertederos y de la cuenca posterior al embalse

Dado que las emisiones del embalse representan el 45%, las otras emisiones provenientes del turbinado, vertederos y aguas abajo del embalse (E_{tvr}), debido a la desgasificación, se cuantificaron en base a la premisa de que representan el 55% de las emisiones totales, como sigue:

$$E_{tvr} = E_{em} \times \frac{55}{45} \quad \text{Ec. 35}$$

Hidroeléctrica	Potencia MW	Generación GWh/año	Clima	Zona y área de inundación	Densidad W/m ²	Emisiones Embalse g CO _{2-eq} /m ² /día	Año	Factor de emisión kg CO _{2-eq} /MWh
Petit-Saut	116	560	Bosque Tropical húmedo	Bosque, 310 km ²	0,37	129; 2	1;10	5507; 1220
Balbina	250	1095		Bosque, 2360 km ²	0,11	5	18	4006
Tucuruí	8370	18571		Agrícola, 2875 km ²	2,91	14	12	788
Baba	42	161		Bosque (50%) Agrícola (50%), 11 km ²	3,81	-	-	-
Samuel	216	946		Bosque (50%) deforestado (50%), 560 km ²	0,39	10	10	2111
Itaipú	14000	103000		Agrícola, 1350 km ²	10,37	58	4	279
Segredo	1260	5518		Agrícola, 82 km ²	15,37	3	6	15
Barra Bonita	141	141		Agrícola, 334 km ²	0,42	4	35	3856
Curuá-Una	30	240		Bosque (90%), agrícola (10%),	0,38	5	21	520

				78 km ²			
1 kg CH ₄ GWP = 28 kg CO ₂							
Fuente: (Abril et al., 2005) (Fearnside, 2002) (Kemenes et al., 2011) (Demarty & Bastien, 2011) (Dos Santos et al., 2005) (Dos Santos et al., 2017) (Dos Santos et al., 2017) (Pinguelli Rosa et al., 2016).							

Tabla 21. Casos hidroeléctricos de referencia, principales características y comparación con CHB.

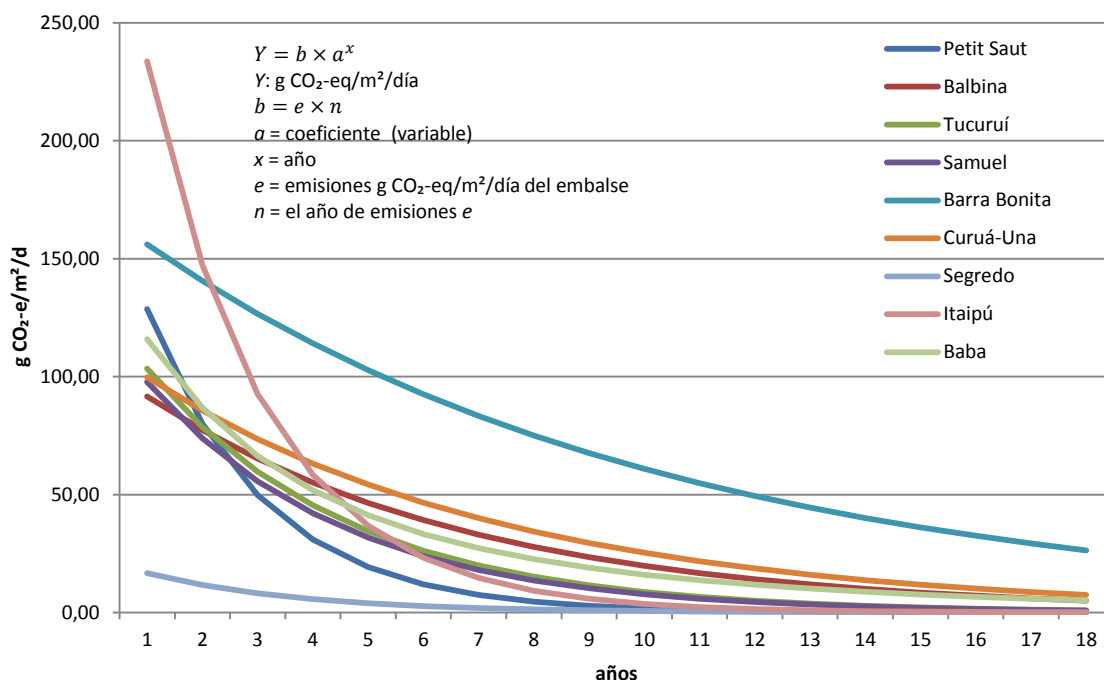


Gráfico 46. Proyección de emisiones de los embalses hidroeléctricos analizados incluyendo la C.H. Baba.

Entre los casos más sobresalientes están las hidroeléctricas Itaipú y Petit-Saut. Ésta última, se localiza en Guayana francesa y de la cual se reportan mediciones tanto del primero como del décimo año posterior a la construcción del embalse (Abril et al., 2005). Se calculó que en 10 años, se emitieron a la atmósfera 2,24 Mt C provenientes tanto del embalse como de las turbinas, vertedero y río aguas abajo, que sería equivalente a 8,22 Mt CO₂-eq. Además, dicha central posee, como muchas otras, una baja densidad energética (W/m²) (Tabla 21). La hidroeléctrica Itaipú, por otra parte, siendo la más grande del mundo en cuanto a generación, habría tenido las más alta emisiones, y aunque tiene una alta densidad (10.37 W/m²), las emisiones por unidad de energía (MWh) son considerables (279 kg CO₂-eq/MWh)^o. Otros casos a destacar son las Hidroeléctricas Balbina y Tucuruí, ambas localizadas en zonas tropicales de Brasil. Para la hidroeléctrica Balbina se reportaron emisiones (a partir de mediciones) de 3 Mt C para el año 18, con un embalse de 2360 km². En el caso de la hidroeléctrica Tucuruí, se reportaron emisiones de 2 Mt C para el año 12. Tanto los casos mencionados como los demás expuestos en la Tabla 21 comparten similitudes con la central Baba tales como localización, densidad energética (Tucuruí), factor de planta (Petit-Saut y Balbina) y zona de inundación (Tabla 21).

^o Factor de emisión a partir de mediciones *in situ*, 4 años posteriores al llenado del embalse. Datos del metano y dióxido de carbono: 171 y 2080 mg/m²/día respectivamente.

3.3.2.2. Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas

Anualmente, esta central de agua fluyente utilizará 237,2 hm³ para generar un total de 125,3 GWh. Como en el caso anterior, también se consideró el uso de aceite para la lubricación de los componentes mecánicos. El tipo de aceite es ISO VG46 con una densidad de 0,880 Kg/lit y una cantidad de 12 m³ en total (CEPSA, 2015) (GULF, 2015) (Hidroazogues, 2010). El proceso de obtención de este aceite fue considerado e incluido en el análisis a excepción del transporte debido a su baja representatividad (Gráfico 39). Siguiendo lo aplicado en la hidroeléctrica Baba, las emisiones por aceite lubricante se estimaron con los factores de 8,40x10⁻⁵ g/kWh y 3,80 x10⁻⁵ gr/kWh de emisiones al suelo y agua respectivamente (Flury & Frischknecht, 2012). Por razones de mantenimiento, se consideró la sustitución de las turbinas y equipos electromecánicos 2 veces en los 80 años de operación de la central, por lo que el cobre y acero inoxidable se contabilizaron, con todos los respectivos procesos, en esta fase. Por último, con un factor de 3,40x10⁻⁷ g/kWh de determinó la emisión de hexafluoruro de azufre (SF₆). Dado que esta central no posee embalse donde se pudiera producir alguna concentración de CO₂ o CH₄, más bien una mera obra civil de captación, el turbinado del agua no tiene ningún impacto de emisiones asociado.

3.4. Evaluación del impacto del ciclo de vida

Como se detalló en la sección 3.2, la evaluación del impacto del ciclo de vida se llevó a cabo con la aplicación de la metodología de ReCiPe, tanto para impactos intermedios como finales (midpoints y endpoints), para un de 100 años, de carácter mundial y con el uso de SimaPro (software). A continuación se exponen los resultados para los casos de estudio.

3.4.1. Resultados de la Central hidroeléctrica Baba

Categorías	Unidad	Total	Construcción	O&M	/UF
Climate change	kg CO _{2-eq}	9,61E+07	8,74E+07	8,69E+06	5,97E+00
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC to air	9,21E+04	8,41E+04	7,93E+03	5,72E-03
Freshwater eutrophication	kg P _{eq}	1,28E+03	1,28E+03	3,38E-01	8,13E-04
Marine eutrophication	Kg N _{eq}	1,40E+03	1,29E+03	1,11E+02	8,68E-05
Terrestrial acidification	kg SO _{2-eq}	8,81E+04	8,22E+04	5,82E+03	5,47E-03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB _{eq}	4,29E+03	4,28E+03	1,32E+01	2,67E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB _{eq}	3,21E+05	3,21E+05	9,44E+01	2,00E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB _{eq}	3,35E+05	3,35E+05	2,41E+02	2,08E-02
Water depletion	m ³	2,50E+11	9,24E+07	2,50E+11	1,55E+04
Agricultural land occupation	m ² a	6,21E+06	6,21E+06	1,36E+02	3,86E-01
Urban land occupation	m ² a	2,85E+05	2,85E+05	9,75E+01	1,77E-02
Natural land transformation	m ²	5,53E+06	5,53E+06	2,48E+01	3,43E-01
Metal depletion	kg Fe	1,18E+07	1,13E+07	4,65E+05	7,33E-01
Fossil depletion	kg oil _{eq}	1,53E+07	1,52E+07	1,14E+05	9,50E-01

Tabla 22. Resultados de la evaluación de impactos intermedios, CHB

Impacto intermedio	Impacto final	Unidad	Total	Construcción	O&M
Climate change Ecosystems terrestrial	ED	species.yr	2,69E-01	2,45E-01	2,43E-02
Climate change Ecosystems fresh water	ED	species.yr	7,40E-06	6,73E-06	6,69E-07
Photochemical ozone formation	ED	species.yr	5,86E-03	5,35E-03	5,04E-04
Freshwater eutrophication	ED	species.yr	7,46E-06	7,46E-06	1,96E-09

Marine eutrophication	ED	species.yr	2,38E-06	2,19E-06	1,88E-07
Terrestrial acidification	ED	species.yr	3,53E-03	3,30E-03	2,33E-04
Terrestrial ecotoxicity	ED	species.yr	2,32E-04	2,31E-04	7,11E-07
Freshwater ecotoxicity	ED	species.yr	2,25E-04	2,25E-04	6,61E-08
Marine ecotoxicity	ED	species.yr	3,69E-05	3,69E-05	2,65E-08
Water depletion	ED	species.yr	6,38E-01	2,36E-04	6,38E-01
Agricultural land occupation	ED	species.yr	4,87E-01	4,87E-01	1,06E-05
Urban land occupation	ED	species.yr	2,33E-02	2,33E-02	7,95E-06
Natural land transformation	ED	species.yr	1,26E+00	1,26E+00	5,66E-06
<i>Metal depletion</i>	RA	§	7,10E+07	6,82E+07	2,80E+06
<i>Fossil depletion</i>	RA	§	7,04E+06	6,98E+06	5,26E+04

Tabla 23. Resultados de impactos intermedios en categorías de impacto final, CHB

Categorías	Unidad	Total	Construcción	O&M
Damage to Ecosystems Quality	Species.yr	2,69E+00	2,03E+00	6,63E-01
Damage to Resources Availability	§	7,81E+07	7,52E+07	2,85E+06

Tabla 24. Resultados de impactos finales, CHB

3.4.2. Resultados de la Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Categorías	Unidad	Total	Construcción	O&M	/UF
Climate change	kg CO ₂ -eq	2,58E+07	2,41E+07	1,71E+06	2,57E+00
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC to air	3,05E+04	2,70E+04	3,45E+03	3,04E-03
Freshwater eutrophication	kg P _{eq}	1,19E+03	1,18E+03	7,28E-01	1,18E-04
Marine eutrophication	kg N _{eq}	4,99E+02	4,51E+02	4,78E+01	4,97E-05
Terrestrial acidification	kg SO ₂ -eq	3,49E+04	3,25E+04	2,42E+03	3,48E-03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB _{eq}	1,24E+03	1,23E+03	7,97E+00	1,23E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB _{eq}	2,13E+05	2,13E+05	9,74E+01	2,13E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB _{eq}	2,23E+05	2,23E+05	1,66E+02	2,22E-02
Water depletion	m ³	1,89E+10	1,92E+05	1,89E+10	1,88E+03
Agricultural land occupation	m ² a	3,20E+05	3,20E+05	1,78E+02	3,20E-02
Urban land occupation	m ² a	7,36E+05	7,36E+05	1,17E+02	7,34E-02
Natural land transformation	m ²	3,64E+04	3,64E+04	2,78E+01	3,63E-03
Metal depletion	kg Fe	1,27E+07	1,27E+07	8,32E+04	1,27E+00
Fossil depletion	kg oil _{eq}	5,60E+06	5,56E+06	4,37E+04	5,59E-01

Tabla 25. Resultados de la evaluación de impactos intermedios, CHMD

Impacto intermedio	Impacto final	Unidad	Total	Construcción	O&M
Climate change Ecosystems terrestrial	ED	species.yr	7,22E-02	6,74E-02	4,79E-03
Climate change Ecosystems freshwater	ED	species.yr	1,98E-06	1,85E-06	1,32E-07
Photochemical ozone formation	ED	species.yr	1,94E-03	1,72E-03	2,19E-04
Freshwater eutrophication	ED	species.yr	6,89E-06	6,88E-06	4,23E-09
Marine eutrophication	ED	species.yr	8,48E-07	7,66E-07	8,13E-08
Terrestrial acidification	ED	species.yr	1,40E-03	1,30E-03	9,71E-05
Terrestrial ecotoxicity	ED	species.yr	6,67E-05	6,63E-05	4,30E-07
Freshwater ecotoxicity	ED	species.yr	1,49E-04	1,49E-04	6,82E-08
Marine ecotoxicity	ED	species.yr	2,45E-05	2,45E-05	1,83E-08
Water depletion	ED	species.yr	4,81E-02	4,89E-07	4,81E-02
Agricultural land occupation	ED	species.yr	1,96E-02	1,96E-02	1,09E-05
Urban land occupation	ED	species.yr	6,01E-02	6,01E-02	9,51E-06

Natural land transformation	ED	species.yr	8,49E-04	8,48E-04	6,47E-07
Metal depletion	RA	\$	7,68E+07	7,62E+07	5,01E+05
Fossil depletion	RA	\$	2,58E+06	2,56E+06	2,01E+04

Tabla 26. Resultados de impactos intermedios en categorías de impacto final, CHMD

Categorías	Unidad	Total	Construcción	O&M
Damage to Ecosystems Quality	Species.yr	2,04E-01	1,51E-01	5,32E-02
Damage to Resources Availability	\$	7,93E+07	7,88E+07	5,21E+05

Tabla 27. Resultados de impactos finales, CHMD

3.5. Interpretación y análisis de la evaluación del impacto del ciclo de vida

De acuerdo a la literatura revisada del análisis del ciclo de vida de centrales hidroeléctricas, las que poseen embalse suelen tener mayores impactos al ambiente frente a las centrales de agua fluyente, y por el contrario, las primeras generan mayor energía eléctrica que las segundas, esto debido a que las centrales de agua fluyente, por lo general, no sobrepasan los 25 MW de potencia instalada, ya que están limitadas por el caudal y la altura natural aprovechable, entre otros. Ambas centrales bajo estudio difieren en su fase de construcción, en cuanto al uso, adecuación y manejo de materiales, no obstante, ambas han tenido impactos potenciales al ambiente, difiriendo en magnitudes. En este marco, se expone un análisis comparativo entre los dos casos de estudio, estrictamente de los resultados del ACV, por lo que las emisiones originadas por la construcción del embalse de la CHB quedan excluidas y serán determinadas y analizadas en la siguiente sección.

La generación hidroeléctrica al igual que otras fuentes renovables de energía tiene la particularidad que su funcionamiento como tal no tiene mayores efectos a diferencia de las termoeléctricas a base de combustibles fósiles, por lo que prácticamente todos los impactos están concentrados en la fase de construcción para ambos casos de estudio, teniendo en cuenta las categorías de impacto consideradas. No obstante, dentro de los impactos está incluido el uso-consuntivo del agua (*water depletion*) requerido como por ejemplo, para la fabricación de hormigón y que es necesario para la generación de energía. Dicho impacto tiene mayor relevancia en la fase de operación como se analiza más adelante.

Para el caso de la hidroeléctrica Baba, la construcción del vertedero, dique 1 y casa de máquinas tienen las mayores cargas ambientales debido al gran uso de hormigón y cemento. Este último, el cual tiene un uso intensivo de energía en su proceso de fabricación, es el responsable de la mayoría de los impactos en categorías como *Natural Land Transformation*, *Freshwater & terrestrial ecotoxicity*, etc., (Tabla 22). El acero es el segundo material con mayores impactos asociados. Otro elemento importante en la construcción de esta central a destacar es el uso de combustible de orígenes fósiles (diésel), consumido en los trabajos civiles correspondientes. Por cuanto a la Mazar-Dudas, los impactos de esta hidroeléctrica tienen similitudes con Baba en esta misma fase, ya que el porcentaje de representación es del 99% en 9 de las categorías de impacto y más del 90% en las restantes como *Climate Change* y *Terrestrial Acidification*. Al igual que el caso anterior, el hormigón, acero y cemento tienen las mayores cargas ambientales. El uso de estos elementos se concentra en el sistema de

conducción, tubería de presión y casa de máquinas para los 3 aprovechamiento hidroeléctricos que conforman Mazar-Dudas (Alazán, Dudas y San Antonio).

Con respecto a la fase de operación (sin contabilizar las emisiones de embalse y otras previstas en la Ec. 27, ambas hidroeléctricas no presentan impactos significativos, no obstante, el uso consuntivo de agua destaca en esta fase. A pesar de ser distintas esquemáticamente, las centrales comparten la particularidad de que extraen agua de la cuenca de origen para generar energía eléctrica aunque en términos cuantitativos, Baba usa 8 veces más agua que Mazar-Dudas, debido principalmente a que la primera requiere de mayor volumen de agua que la segunda para generar una unidad de energía (eléctrica). Dada la importancia del recurso hídrico y sabiendo que el esquema de Baba implica un segundo aprovechamiento hidroenergético, el impacto sobre el recurso hídrico ha sido objeto de análisis más profundo y detallado para una mejor comprensión en el marco de la huella hídrica. En resumen, la fase de operación y mantenimiento tiene asociada apenas el 1% de los impactos.

Dado los resultados, es notoria la diferencia cuantitativa de los impactos entre las hidroeléctricas analizadas. En el marco comparativo, la central Baba presenta mayores emisiones específicas que su homóloga de agua fluyente, 2,3 veces más, siendo consecuente con la categoría *Fossil Depletion* que es 0,95 kg oil_{eq} para Baba frente a los 0,56 kg oil_{eq} de Mazar-Dudas respecto a la unidad funcional (Tabla 22 y Tabla 25). Sin embargo, Baba, que duplica en potencia a Mazar-Dudas, solo llega a producir 1,2 veces más energía. Además, vale recalcar que las emisiones resultantes de Baba en este apartado son solo una parte del total, ya que existen otras fuentes de emisiones como se ha detallado y que sus resultados se exponen en la sección siguiente. Otro dato importante a comparar es el uso de espacio. La construcción del embalse implica una transformación y uso del entorno por lo que los 255 W/m² de Mazar-Dudas no son cuantitativamente comparables con los 3,81 W/m² de la central de Baba, dada la importante diferencia. Si bien los resultados demuestran un mayor agotamiento de petróleo en el caso de Baba, por otra parte, Mazar-Dudas tiene mayor impacto en el agotamiento de metales, siendo 1,7 veces el impacto de Baba. Por lo tanto, ambas hidroeléctricas en su fase constructiva son dependientes de recursos naturales no renovables en menor o mayor cuantía. En impactos como *Terrestrial acidification* ambas centrales tienen magnitudes similares.

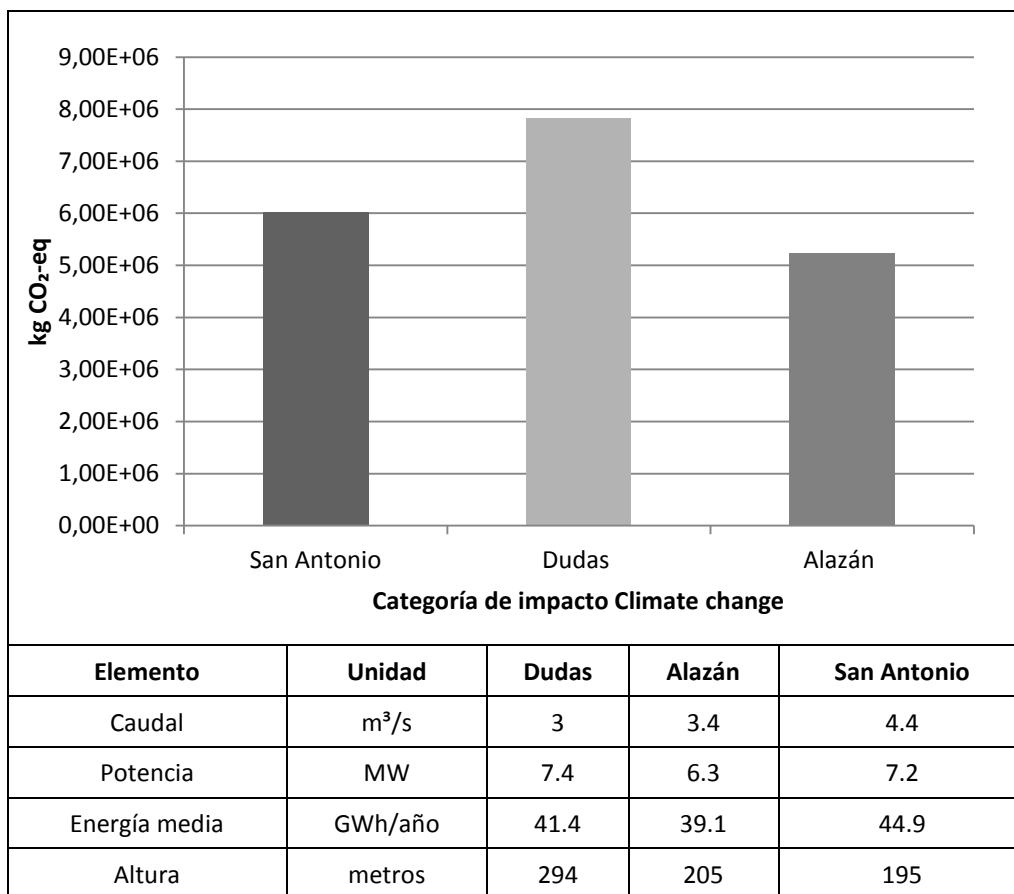


Gráfico 47. Emisiones de los 3 aprovechamientos hidroeléctricos que conforman CHMD.

En términos de emisiones, los 3 aprovechamientos hidroeléctricos que conforman Mazar-Dudas pueden ser comparados (Gráfico 47). El aprovechamiento Dudas tiene la mayor altura de caída y ligeramente la mayor potencia instalada. No obstante, tiene un menor caudal y es el segundo en generación de electricidad después del aprovechamiento San Antonio. Según la hipótesis de Varun et al., (2012), tanto para las centrales con presa como las de agua fluyente menores a 50 MW, las emisiones de GEI disminuyen a medida que la potencia instalada aumenta. Por el contrario, para estos dos tipos de centrales, a medida que la altura aumenta, aumentan las emisiones. Dichas hipótesis no concuerdan con los 3 aprovechamientos hidroeléctricos que conforman Mazar-Dudas, puesto que para este caso, a mayor potencia y altura, mayores emisiones de GEI, siguiendo los datos del aprovechamiento Dudas en comparación con los otros dos. Entre Alazán y San Antonio, los datos se contraponen puesto que si se toma en cuenta la potencia solamente, a mayor potencia, mayores emisiones, no siendo así con la altura, ya que Alazán tiene mayor altura que San Antonio pero menos emisiones que éste.

3.5.1. Análisis de incertidumbre

A través del software aplicado para la evaluación del impacto del ciclo de vida (SimaPro), se llevó a cabo el análisis de incertidumbre con el método Monte Carlo. La base de datos de procesos del SimaPro tiene por defecto rangos de incertidumbres, permitiendo la conducción del mencionado análisis según el tipo de materiales y procesos seleccionados para el

inventario. Para las 5000 iteraciones realizadas (a través de SimaPro), se obtuvo como resultado que el 65% de los datos contenían rangos de incertidumbre. El porcentaje restante corresponde a aquellos procesos creados internamente a partir de la información recopilada para cada central hidroeléctrica, con una alta certidumbre. Así mismo, se pudo determinar que el proceso de análisis del ciclo de vida de la hidroeléctrica Baba posee menos rangos de incertidumbre que Mazar-Dudas, aquello debido a que para el segundo caso, muchos procesos debieron ser internamente diseñados y procesados a partir de la recopilación de datos primarios. Para ambos casos, las categorías *Freshwater Ecotoxicity* y *Natural Land Transformation* destacan por tener mayor desviación estándar (Gráfico 48) (Gráfico 49).

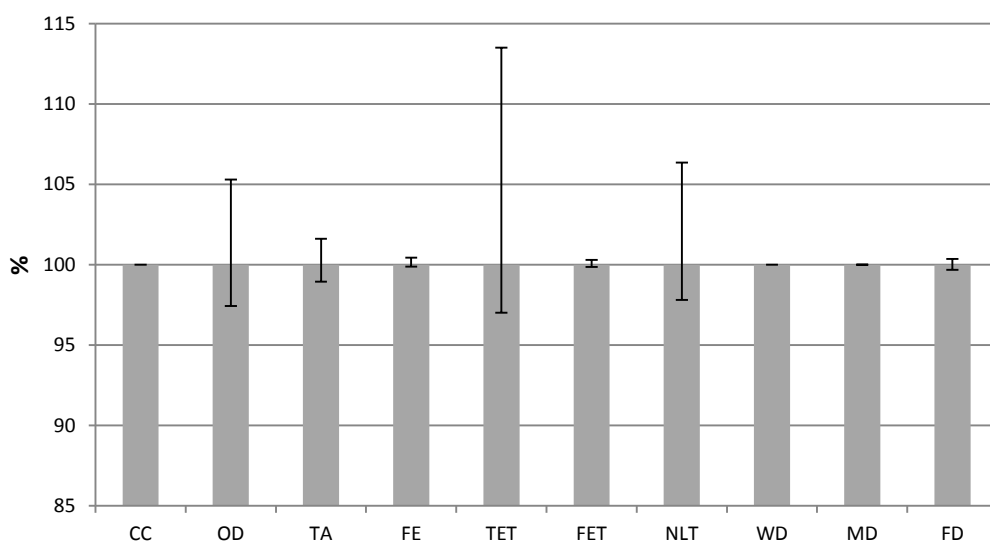


Gráfico 48. Desviación estándar, Central Hidroeléctrica Baba

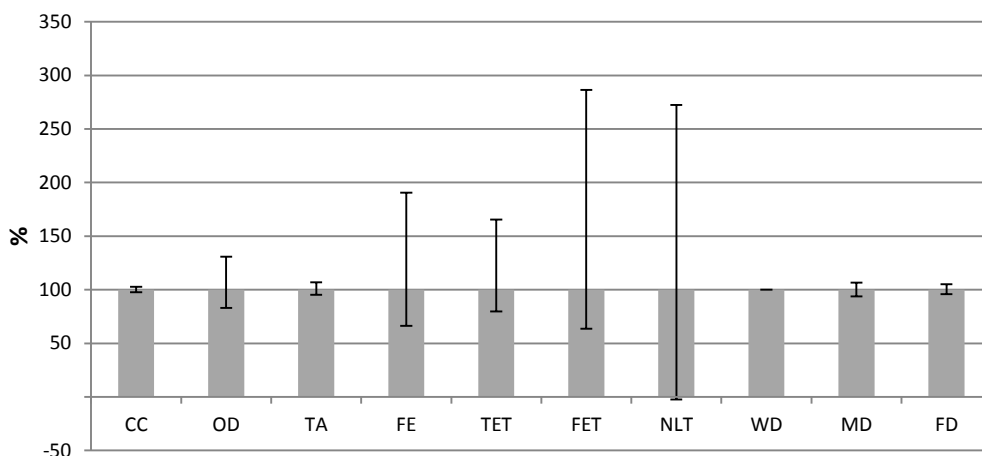


Gráfico 49. Desviación estándar, Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas

3.6. Balance y análisis de emisiones de carbono

3.6.1. Emisiones netas

3.6.1.1. Central Hidroeléctrica Baba

Con el fin de conocer el total neto de emisiones provenientes de la generación hidroeléctrica, se calcularon cada una de las fuentes por año. Para el caso de la construcción (E_{con}) las emisiones son $9,61E-04$ Mt CO_{2-eq} /año. Aplicando la Ec. 29, con una PPN bt y ct de 1500 y 644 g biomasa/ m^2 /año respectivamente (Smith & Smith, 2007), las emisiones por la pérdida del ecosistema terrestre son:

$$E_{et-Baba} = \left(\frac{1500 \frac{g_{biomasa}}{m^2}}{año} \times 11 \times 10^6 m^2 \times \frac{1,63 CO_2}{10^{12}} \times 0,5 \right) + \left(\frac{644 \frac{g_{biomasa}}{m^2}}{año} \times 11 \times 10^6 m^2 \times \frac{1,63 CO_2}{10^{12}} \times 0,5 \right)$$

$$E_{et-Baba} = (0,0134 + 0,0058) Mt \frac{CO_{2-eq}}{año} = 0,0192 Mt \frac{CO_{2-eq}}{año}$$

Por cuanto a las emisiones del embalse, el factor de corrección es (Ec. 32):

$$F_{ce} = \frac{497,15 \frac{kg CO_{2-eq}}{MWh} \times (3,81)^{-1,181}}{127,60 \frac{kg CO_{2-eq}}{MWh}} = 0,8027$$

Los valores estimados entre el año 1 y 18, y del año 19 al 100 se muestran en la Tabla 28. Tras la aplicación del factor, se proyecta que Baba emitirá aproximadamente 3,12 Mt CO_{2-eq} (Tabla 29).

Año	Petit Saut	Balbina	Tucuruí	Samuel	Barra Bonita ^A	Curuá-Una ^B	Segredo	Itaipú	Baba	Varianza	SD
1	128,58*	91,66	103,39	97,72	156,10	99,71	16,68	233,64	115,93	3352,8	57,9
2	79,98	77,33	78,59	73,76	140,60	85,63	11,66	147,18	86,84	1570,3	39,6
3	49,75	65,24	59,75	55,67	126,64	73,54	8,15	92,72	66,43	1025,5	32,0
4	30,94	55,04	45,42	42,02	114,06	63,15	5,69	58,41*	51,84	844,6	29,1
5	19,25	46,43	34,53	31,72	102,74	54,24	3,98	36,79	41,21	750,7	27,4
6	11,97	39,17	26,25	23,94	92,53	46,58	2,78*	23,18	33,30	668,2	25,8
7	7,45	33,05	19,95	18,07	83,35	40,00	1,94	14,60	27,30	584,1	24,2
8	4,63	27,88	15,17	13,64	75,07	34,35	1,36	9,20	22,66	501,0	22,4
9	2,88	23,52	11,53	10,30	67,62	29,50	0,95	5,79	19,01	423,2	20,6
10	1,79*	19,84	8,76	7,77*	60,90	25,34	0,66	3,65	16,09	353,5	18,8
11	1,11	16,74	6,66	5,87	54,85	21,76	0,46	2,30	13,72	292,8	17,1
12	0,69	14,12	5,06*	4,43	49,41	18,69	0,32	1,45	11,77	241,1	15,5
13	0,43	11,91	3,85	3,34	44,50	16,05	0,23	0,91	10,15	197,8	14,1
14	0,27	10,05	2,93	2,52	40,08	13,78	0,16	0,57	8,80	161,7	12,7
15	0,17	8,48	2,22	1,90	36,10	11,84	0,11	0,36	7,65	132,0	11,5
16	0,10	7,15	1,69	1,44	32,52	10,17	0,08	0,23	6,67	107,6	10,4
17	0,06	6,04	1,29	1,08	29,29	8,73	0,05	0,14	5,84	87,6	9,4
18	0,04	5,09*	0,98	0,82	26,38	7,50	0,04	0,09	5,12	71,3	8,4
19-100	0,04	5,09	0,98	0,82	26,38	7,50	0,04	0,09	5,12	71,3	8,4

*Datos tomados de: (Abril et al., 2005) (Kemenes et al., 2011) (Fearnside, 2002) (Dos Santos et al., 2005) (Dos Santos et al., 2017) (Dos Santos et al., 2017) (Pinguelli Rosa et al., 2016). ^ADato del año 36; ^BDato del año 21.

Tabla 28. Estimación de emisiones del embalse de la hidroeléctrica Baba en g CO_{2-eq} /m²/día

Capítulo III: Análisis del ciclo de vida

Las emisiones provenientes de las turbinas, vertederos y río aguas abajo (E_{tvr}) para los 100 años se determinó a partir de la Ec. 35, siendo el total de 3,82 Mt $CO_{2-eq}/100$ años. La sumatoria de las emisiones dio lugar a un factor de emisión (FE) de 558 kg $CO_{2-eq}/año$ para el periodo de vida de la hidroeléctrica Baba (Tabla 29). El promedio de emisiones en la bibliografía revisada es de 1298 kg $CO_{2-eq}/año$ basado en un año en concreto. Del total de las emisiones, la mayor representación la tiene las emisiones provenientes de turbinas, vertederos y cuenca del río posterior al embalse, sin embargo, se destaca que la pérdida del ecosistema terrestre representa el 21% del total mientras que las emisiones resultantes de la construcción de la central pasan desapercibidas. Por otra parte, de las emisiones reportadas de los múltiples casos de embalses hidroeléctricos, las emisiones para el caso de Baba (g $CO_{2-eq}/m^2/día$) se sitúan por debajo de la media (Rosa et al., 2002) (Rosa et al., 2004) (Demarty & Bastien, 2011).

Año	Construcción, O&M (E_{com})	Pérdida del ecosistema (E_{et})	Embalse* F_a (E_{em})	Turbina, vertedero y río (E_{tvr})	Emisiones totales	Factor de emisión (FE)
	Mt $CO_{2eq}/año$	Mt $CO_{2eq}/año$	Mt $CO_{2eq}/año$	Mt $CO_{2eq}/año$	Mt $CO_{2eq}/año$	kg CO_{2eq}/MWh
1	9.61E-04	1.920E-02	3,7365E-01	4,5669E-01	8,5051E-01	5283
2			2,7989E-01	3,4208E-01	6,4213E-01	3988
3			2,1410E-01	2,6168E-01	4,9595E-01	3080
4			1,6709E-01	2,0422E-01	3,9146E-01	2431
5			1,3281E-01	1,6233E-01	3,1530E-01	1958
6			1,0733E-01	1,3118E-01	2,5866E-01	1607
7			8,7990E-02	1,0754E-01	2,1569E-01	1340
8			7,3039E-02	8,9270E-02	1,8247E-01	1133
9			6,1272E-02	7,4888E-02	1,5632E-01	971
10			5,1858E-02	6,3382E-02	1,3540E-01	841
11			4,4219E-02	5,4045E-02	1,1843E-01	736
12			3,7940E-02	4,6371E-02	1,0447E-01	649
13			3,2724E-02	3,9995E-02	9,2880E-02	577
14			2,8349E-02	3,4648E-02	8,3158E-02	517
15			2,4650E-02	3,0128E-02	7,4939E-02	465
16			2,1503E-02	2,6281E-02	6,7945E-02	422
17			1,8808E-02	2,2988E-02	6,1957E-02	385
18			1,6491E-02	2,0155E-02	5,6807E-02	353
19-100			1,3522E+00	1,6527E+00	4,6774E+00	353
Total	0.0961	1,920	3.1260	3.8206	8,98	558*

*factor de emisión (FE) promedio

Tabla 29. Emisiones netas de la central hidroeléctrica Baba

3.6.1.2. Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas

Dado que esta central no posee embalse, las emisiones proviente de éste como las de turbina vertedero y río son igual 0. Por consiguiente, de la Ec. 27 sólo se consideran las emisiones E_c y E_{et} . Mediante la aplicación de la Ec. 31 se conocieron las emisiones por la pérdida del ecosistema:

$$E_{et-Baba} = \frac{572 \frac{g_{biomasa}}{m^2}}{año} \times 93100 m^2 \times \frac{1,63 CO_2}{1 \times 10^6} = 86,8 tn \frac{CO_{2-eq}}{año}$$

Siendo las emisiones netas del ciclo de vida:

$$E_{n-Mazar Dudas} = E_c + E_{et}, \text{ entonces,}$$

$$E_{n-Mazar Dudas} = 25769,59 tn CO_{2-eq} + \left(86,8 \frac{tn}{año} * 80 años\right) = 32713,8 tn CO_{2-eq},$$

Siendo el el factor de emisión:

$$FE_{Mazar-Dudas} = \frac{32713,8 tn CO_{2-eq} \times 10^3}{125300 \frac{MWh}{año} \times 80 años} = 3,26 \frac{kg CO_{2-eq}}{MWh}$$

3.6.2. Análisis comparativo de emisiones con otras hidroeléctricas

En término de emisiones de GEI, tanto la central con embalse como la de agua fluyente de media obtuvieron resultados diferentes y muy marcados: 558 kg CO_{2-eq}/MWh para Baba y 3,26 kg CO_{2-eq}/MWh para Mazar-Dudas. Por lo general, las emisiones de las centrales con embalse suelen ser mayores a las de agua fluyente (Turconi et al., 2013), no obstante, en algunos casos aquello no se da por la influencia de factores tales como la potencia instalada, la altura y la generación de energía (Varun et al., 2012). Aunque en algunos estudios de ciclo de vida se tomó en cuenta la etapa de desmantelamiento o la disposición final, la central hidroeléctrica Baba difiere notablemente de la mayoría de éstos reportes, debido principalmente a la exclusión de fuentes de emisión de GEI como la pérdida de ecosistemas, el embalse, turbinas, etc., en las evaluaciones del ciclo de vida, incluso en estudios con diferentes enfoques ambientales como huella de carbono (Gagnon & Vate, 1997). Sin embargo, aquellos estudios cuyos objetivos han sido medir y cuantificar las emisiones de GEI en embalses, han excluido la pérdida del ecosistema y las emisiones por construcción, operación y mantenimiento (O&M). En este contexto, en este trabajo se ha procurado cubrir todas las fuentes de emisiones a fin de obtener un resultado más próximo a la realidad.

En cuanto a los análisis del ciclo de vida revisados, se podría diferenciarlos por las etapas que han incluido, y su enfoque. Básicamente, había dos tipos de ACV: con y sin desmantelamiento o disposición final. Excluyendo el desmantelamiento, las emisiones oscilaban entre 6 y 44 kg CO_{2-eq}/MWh, con capacidades de hasta 3600 MW (Zhang, 2007). Con este mismo enfoque se podría incluir un análisis de la huella de carbono donde se estimaron 8-15 kg CO_{2-eq}/MWh (Gagnon & Vate, 1997) (Zhang et al., 2015b) y otros casos, en un rango de 11-20 kg CO_{2-eq}/MWh (Turconi et al., 2013). Para los casos que incluyeron el desmantelamiento, las emisiones comenzaron a partir de 4,2 kg CO_{2-eq}/MWh y subieron hasta 62 kg CO_{2-eq}/MWh (Amponsah et al., 2014) (Atilgan & Azapagic, 2016), un 30% más que los primeros casos de LCA. Para la mayoría de los casos, el ciclo de vida se realizó para un periodo mayor a 50 años, variando entre 30 y 100 años.

Con respecto a estudios como presupuesto de carbono y otros de carácter ambiental diferentes al ciclo de vida, las emisiones de las centrales hidroeléctricas con embalses alcanzaron valores aún mayores, superando incluso las emisiones de las centrales eléctricas a

base de combustibles fósiles. Sin embargo, los valores reportados sólo representaron las emisiones, puntualmente, en algún momento de la vida útil. De acuerdo con la literatura, las emisiones oscilaron entre 97 y más de 5000 kg CO_{2-eq}/MWh (Tremblay et al., 2008) (Steinhurst et al., 2012) (Demarty & Bastien, 2011), dependiendo de su ubicación (zona boreal o tropical) y el tiempo después de la construcción del embalse e inundación. En los embalses hidroeléctricos en zonas boreales, se han reportado hasta 671 kg CO_{2-eq}/MWh (Teodoru et al., 2012), incluyendo la pérdida del ecosistema. Por su parte, las emisiones de embalses hidroeléctricos tropicales fueron más allá, hasta más de 5000 kg CO_{2-eq}/MWh (Kemenes et al., 2011) (Abril et al., 2005). A pesar de esto, hay que decir que los rangos de emisión deben tomarse con mucha precaución, ya que las emisiones varían considerablemente a través del tiempo, por lo que cualquier comparación sería relativa. Además, en estos casos, sólo se exponen las emisiones brutas, ya que se excluyen otras fuentes de emisiones.

La hidroeléctrica de Baba sólo debe compararse con estudios en los que se consideren al menos las emisiones de los embalses, dada la baja representación cuantitativa de las emisiones de los análisis del ciclo de vida expuestos (emisiones por construcción, O&M), con excepciones. Por ejemplo, la hidroeléctrica de Petit-Saut emitió 2027 kg CO_{2-eq}/MWh en promedio, en sus 10 primeros años después de su construcción (Abril et al., 2005), 3,6 más alto que Baba. En contraste, las emisiones de embalses hidroeléctricos en zona boreal (158 kg CO_{2-eq}/MWh) fueron 3,5 veces inferiores a Baba (Teodoru et al., 2012). Si se incluyese la generación indirecta sin considerar ninguna otra fuente de emisiones, las emisiones serían por tanto de 150 kg CO_{2-eq}/MWh, mucho más cerca de las emisiones de los embalses boreales, pero aún lejos de las emisiones comunes de ACV (Tabla 30). Scherer & Pfister (2016b) quienes evalúan las emisiones de embalses hidroeléctricos a nivel mundial, determinaron que éstas van desde 1 hasta los 14000 kg CO_{2-eq}/MWh.

Por cuanto a la central Mazar-Dudas, se encontró que su factor de emisión de GEI está dentro del rango reportado de 2-5 kg CO_{2-eq}/MWh (Turconi et al., 2013), a pesar de haber contabilizado la pérdida del ecosistema. Dentro de la bibliografía, las emisiones varían mucho de un caso a otro. Los estudios de ACV basados en la construcción y las etapas de O&M, reportaron emisiones de 1,2 a 10 kg CO_{2-eq}/MWh, con capacidades inferiores a 10 MW (Pehnt, 2006). Sin embargo, con la inclusión de la etapa de desmantelamiento, las emisiones comienzan a partir de 4,1 kg CO_{2-eq}/MWh, alcanzando los 75 kg CO_{2-eq}/MWh, con capacidad instalada que llega a los 22 MW (Amponsah et al., 2014) (Pascale et al., 2011). Por lo tanto, el desmantelamiento aumenta *a priori* considerablemente las emisiones hasta un 86%, según lo recogido en la bibliografía. Teniendo en cuenta este último hecho, y aunque tiene 21 MW, Mazar-Dudas obtuvo un valor de emisión de ciclo de vida muy bajo, siendo uno de los mejores puntajes entre los datos encontrados en la bibliografía (Tabla 30).

Capítulo III: Análisis del ciclo de vida

Referencia	Enfoque	Construcción O&M	Desmantelamiento	Emisiones del embalse	Esquema	Capacidad instalada (MW)	kg CO ₂ -eq/MWh
(Hanafi & Riman, 2015)	ACV	x			Agua fluyente	9	1,2
Mazar-Dudas	ACV	x			Agua fluyente	21	3,26
(Soumis et al., 2004)	EC			x	Embalse	6809	4
(Atilgan & Azapagic, 2016)	EC	x	x		Agua fluyente	8.6	4.1
					Embalse	95	4.2
(De Miranda & Da Silva, 2010)	ICV				Embalse	14000	4.3
(Lerche Raadal et al., 2011)	ACV	x			Agua fluyente	n	4.9
(Turconi et al., 2013)	ACV	x	x		Agua fluyente	n	2-5
(Geller & Meneses, 2016)	ACV	x	x		Embalse	30.3	5.47
(Zhang, 2007)	ICV	x			Embalse	3600	6
(Jiang et al., 2018)				x	Embalse	95-500	8,1
(Atilgan & Azapagic, 2016)	ACV	x	x		Embalse	175.6	8.3
(Gallagher et al., 2015a; Gallagher et al., 2015a)	ACV	x			Agua fluyente	0.05-0.1-0.65	5.5-8.9
(Pehnt, 2006)	ACV	x			Agua fluyente	3.1	10
(Zhang et al., 2015b)	HC	x			Embalse	5850	8-11
(Lerche Raadal et al., 2011)	ACV	x			Embalse	n	0.2-11.2
(Hondo, 2005)	ACV	x	x		Agua fluyente	10	11.3
(Varun et al., 2012)	ACV	x	x		Embalse	16	13
(Gagnon & Vate, 1997)	ACV	x		x ^B	Embalse	n	15
(Yang et al., 2013)	EC			X	Embalse	14400	16,3
(Varun et al., 2012)	ACV	x	x		Agua fluyente	22	18
(Tremblay et al., 2008)	-	-			Indeterminado	i	4-18
(Turconi et al., 2013)	ACV	x			Embalse	n	11-20
(Suwanit & Gheewala, 2011)	ACV	x	x		Agua fluyente	1-5	11-23
(Pang et al., 2015)	ACV	x			Embalse	3,2	28.4
(Weisser, 2007)	ACV	x	x		Embalse	i	1-34
					Agua fluyente		
(Amponsah et al., 2014)	ACV	x	x		Con canal de desviación	Varios	33-43
(Zhang, 2007)	ICV	x			Embalse	44	44
(USNEI, 2016)	ACV	x			indeterminado	i	2-48
(Soumis et al., 2004)	EC			x	Embalse	629	48,6
(Pascale et al., 2011)	ACV	x	x		Agua fluyente	0.003	52.7
(Amponsah et al., 2014)	ACV	x	x		Embalse	n	31-62
(Huttunen et al., 2002)	EC			x	Embalse	35	63
(Asdrubali et al., 2015)	ACV	x			indeterminado	i	2.2-74.8
(Amponsah et al., 2014)	ACV	x	x		Agua fluyente	n	18-75
(Fearnside,	EC			x	Agua fluyente	3150,4	80

Capítulo III: Análisis del ciclo de vida

2015b)							
(Steinhurst et al., 2012)	-	-			Agua fluyente	i	0.5-152
					Embalse		
(Rosa et al., 2004)	EC			x	Embalse	408	116
(Zhang & Xu, 2015)	HC	x			Embalse	100	195
(Teodoru et al., 2012)	HC			x	Embalse	485	158
(Scherer & Pfister, 2016b)	HCB			x	Embalse	1-14000	273
(Yang et al., 2014b)	-			x	Embalse	i	397,7
(Loaiza, 2016)	EC			x	Embalse	33	494.9
Baba	ACV	x		x	Embalse	42	558
(Fearnside, 2002)	EC			X	Embalse	8370	728
(Rasanen et al., 2018)				x	Embalse	i	0,2-1994
(Abril et al., 2005)	EC			x	Embalse	115	2027
(Kemenes et al., 2011)	EC			x	Embalse	250	3747
(Rosa et al., 2002)	EC			x	Embalse	141	3960

ACV: Análisis de ciclo de vida; EC: Emisiones (presupuesto) de carbono; ICV: Inventario de ciclo de vida; HC: huella de carbono; HCB: huella de carbono biogénico global.
I = indeterminado; n = varios

Tabla 30. Emisiones de centrales hidroeléctricas reportadas.

3.6.3. Comparación con termoeléctricas de combustibles fósiles

Dada la contabilización de emisiones en embalses hidroeléctricos, esta tecnología de aprovechamiento de fuente renovable de energía, además de ser cuestionada, puede ser comparada con centrales de generación a base de combustibles fósiles con la finalidad de exponer si en efecto existe ahorro de emisiones y mitigación del cambio climático (Fearnside, 2004) (Fearnside, 2015a). Así, en la literatura se señala por un lado que, muchas de las centrales hidroeléctricas con embalse superaron puntualmente y con creces, las emisiones de termoeléctricas de combustibles fósiles (Gráfico 41) (Tabla 30) (Dos Santos et al., 2004). Por otra parte, al menos en los primeros cuatro años una hidroeléctrica emitiría más GEI que la termoeléctrica fósil (ciclo combinado gas natural) más eficiente y menos contaminante (Delmas & Galy-Lacaux, 2001).

La implementación de hidroeléctricas en Ecuador se ha justificado, además de su potencial, por la sustitución e independencia de recursos no renovables (gas natural y petróleo), disminuyendo así las emisiones a la atmósfera. Dentro del sistema de generación de energía eléctrica, se utiliza fuel oil 2 (diésel), 4 y 6 (bunker), y gas natural ya sea en ciclos de vapor, turbinas de gas, motores de combustión interna o ciclos combinados (CELEC-EP, 2017). Para determinar y comparar las emisiones y posibles ahorros, se homologó la hidroeléctrica Baba con centrales térmicas (CT) fósiles en términos de generación con la siguiente expresión (Rosa et al., 2002) (Demarty & Bastien, 2011):

$$CTE = \frac{GH \times FE}{\eta} \quad \text{Ec. 36}$$

Siendo *CTE* las emisiones de la central térmica equivalente, kg CO_{2-eq}/MWh_e, *GH* la generación media anual de la hidroeléctrica, en MWh/año; *FE* el factor de emisión del combustible, kg

CO_{2-eq}/MWh_f y η , la eficiencia de la central térmica. La comparación se la realizó con termoeléctricas de gas natural, diésel y fuel oil 4, éste último el de mayor contaminación. En el análisis y comparativa, también se incluyó la generación indirecta de Baba debido al trasvase que realiza (469 GWh/año). Los factores de emisión (FE) aplicados a cada combustible fueron: 195,46 kg CO_{2-eq}/MWh (gas natural); 271,78 kg CO_{2-eq}/MWh (fuel oil 4) y 263,86 kg CO_{2-eq}/MWh (diésel) (MAE, 2013). En cuanto a las eficiencias de la central termoeléctrica (CT) se ha tomado 50% para una CT de gas natural (ciclo Brayton), 30% para una diésel (motor de combustión interna), 40% para una quemando fuel oil 4 (ciclo Rankine) y 58% para una de gas-vapor (ciclo combinado) (Hussy et al., 2014) (Demarty & Bastien, 2011).

Como resultado, la hidroeléctrica Baba emitiría 332 y 122 kg CO_{2-eq}/MWh menos que termoeléctricas a base de diésel y Fuel Oil 4; por el contrario, emitiría 221 kg CO_{2-eq}/MWh más que una central de ciclo combinado (gas natural) (Tabla 31). En todo caso, si la comparación se efectúa año a año, las emisiones globales anuales de la hidroeléctrica Baba son mayores que cualquiera de las termoeléctricas comparadas para los primeros 10 años. Si la comparación se la hiciese igualando el tiempo de vida útil, por ejemplo, 50 años, las emisiones de Baba serían de 808 kg CO_{2-eq}/MWh , lo que se aproximaría a lo que se emite usando Fuel Oil 4. En este mismo contexto, la central de ciclo combinado emitiría 337 kg CO_{2-eq}/MWh , asumiendo una bajada de eficiencia total del 3% para ésta última. No obstante, cabe recalcar que el origen de las emisiones es diferente. El beneficio de las hidroeléctricas es su alta eficiencia en la transformación de energía y su larga durabilidad. Para el caso particular de Baba, un beneficio agregado es su trasvase que permite un segundo aprovechamiento hidroeléctrico (439 GWh/año), lo que en consecuencia da lugar a menores emisiones por unidad de energía generada (150 kg CO_{2-eq}/MWh , 600 GWh/año). En este caso, el ahorro de emisiones iría hasta los 0,44 Mt $CO_{2-eq}/año$ (Tabla 31).

Central	Generación GWh/año		Emisiones		
			kg CO_{2-eq}/MWh	Mt $CO_{2-eq}/año$	
Baba	161	125,3	558 ^A	0.09 ^A	n/a
CC (gas natural)			337	0.05	0,04
Gas natural			391	0.06	0,05
Diésel			880	0.14	0,11
Fuel Oil 4			680	0.11	0,08
Mazar-Dudas			3,2	n/a	0,00
Baba	600		150 ^B	0.09 ^A	
Ciclo combinado			337	0.20	
Gas natural			391	0.23	
Diésel			880	0.53	
Fuel Oil 4			680	0.41	

^APromedio para 100 años de vida útil determinado. ^BNo incluye emisiones asociadas de la segunda central.
CC=ciclo combinado

Tabla 31. Emisiones y comparaciones entre la Hidroeléctrica Baba y sus equivalentes en centrales térmicas.

3.6.4. Asignación de emisiones en la Central hidroeléctrica Baba

La central de Baba es parte de un proyecto multipropósito por lo que las emisiones así como demás impactos al ambiente y ecosistemas deben ser asignados equitativamente de acuerdo a

cada propósito o función. El embalse como tal además de crear una diferencia de altura y por ende energía potencial, funciona como infraestructura para proteger contra inundaciones y crecidas ya sea en época de lluvias o bien en presencia del fenómeno El Niño. De esta manera, los factores de asignación se establecieron en función de la demanda de agua y su distribución para las diferentes funciones o propósitos de ser el caso. Los factores de asignación (F_a) se obtuvieron a partir de la expresión,

$$F_a = \frac{V_{p_i}}{V_a} \quad \text{Ec. 37}$$

Siendo V_p el volumen de agua de la función o propósito i , y V_a , el volumen total anual disponible. A excepción de la protección contra inundaciones, los demás propósitos del proyecto tienen asignado un determinado volumen de agua, por ejemplo, caudal ecológico, agua para sector agrícola, generación, etc. No obstante, parte de esos volúmenes se debe al agua regulada y desviada por canales para la generación y trasvase. De esa manera, el proyecto Baba efectúa la protección de inundaciones aguas abajo.

Siguiendo el historial de caudales y los valores medio mensuales, se puede inferir que las inundaciones históricas se dan cuando los caudales sobrepasan el caudal medio anual en presencia de precipitaciones (para un periodo de 24 horas), es decir, en los 5 de los 6 meses que dura la época de lluvia, ya que todos los caudales por debajo de éste se dan en la época seca en la que no se registran inundaciones a excepción de cuando ha estado presente el fenómeno El Niño. Solamente en dicho periodo del año, la infraestructura (embalse) es útil contra inundaciones. El historial de caudales indica los valores medio mensuales, sin embargo, de acuerdo al registro, el caudal medio máximo instantáneo ha sido de $629,96 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\pm 232,15 \text{ m}^3/\text{s}$) (RCG, 2007). En consecuencia con lo expuesto, se determinó el volumen de agua anual, que de no ser regulado, provocaría inundaciones, V_i , $\text{m}^3/\text{año}$;

$$V_i = \sum(Q_{m_j} - Q_b) \times 3600 \times 24 \times n_p \quad \text{Ec. 38}$$

Siendo Q_m es el caudal medio del mes j ; Q_b es el caudal base, determinado en $110 \text{ m}^3/\text{s}$, y n_p es el número de días promedio con precipitación, equivalente a 23 (INAMHI, 2012) en los que hay probabilidad de que ocurra una inundación. Como resultado, $831 \text{ hm}^3/\text{año}$ corresponden al volumen de agua controlado para evitar inundaciones aguas abajo del embalse. Dicho volumen es el que posteriormente se usa para generación eléctrica y trasvase. De los datos de Baba se sabe que se trasvasa $2773 \text{ hm}^3/\text{año}$ de los cuales $2484 \text{ hm}^3/\text{año}$ son usados para generación que representa el 89,58% de lo que se trasvasa. A partir de estos datos se determina el volumen expresamente destinado a generación de energía, GHE_v :

$$GHE_v = V_G - (V_i * \frac{2484}{2773}) \quad \text{Ec. 39}$$

Dónde V_G es el volumen usado para generación, $\text{hm}^3/\text{año}$. Se tiene como resultado que de media $1739,6 \text{ hm}^3/\text{año}$ están directamente destinados a generar energía. Aplicando la Ec. 37, F_a es igual a 0,5167 para la generación hidroeléctrica. Con este factor, las emisiones de la hidroeléctrica Baba son 288,3 kg $\text{CO}_2\text{-eq}/\text{MWh}$. Considerando lo que se trasvasa, que implica un

segundo aprovechamiento hidroenergético, F_a es de 0,5768. En este contexto, las emisiones por tanto son 86,5 kg CO_{2-eg}/MWh.

3.6.5. Variabilidad de la generación e impacto en las emisiones

3.6.5.1. Factor de planta y mejor aprovechamiento hídrico

Las emisiones estimadas (kg CO_{2-eg}/MWh) pueden variar según el grado de aprovechamiento de la instalación. Un parámetro que mide tal efecto es el factor de planta (F_p) que indica la capacidad de utilización de la central en el tiempo (NRC, 2018) y se calcula dividiendo la energía generada (E_p) por la central entre la energía teórica a generar por año (E_t):

$$F_p = \frac{E_p}{E_t} \quad \text{Ec. 40}$$

Usualmente las centrales hidroeléctricas son diseñadas con factores de planta mayores al 50%, siendo un valor común de 65% (IRENA, 2012) (CELEC-EP, 2017). Sin embargo, Baba se construyó con un F_p de 44%. Si la central hubiese sido diseñada con 30 MW, 197,1 GWh/año y 75% de factor de planta (basado en 64,8 Wh/m³), las emisiones de la generación anual directa serían por tanto 235,6 kg CO_{2-eg}/MWh considerando F_a (0,5167). Otra variabilidad en la generación, bajo el mismo diseño actual, hubiese sido la integración del volumen anual del extravasor (289 hm³) al volumen de generación, que con un promedio de 97 m³/s de caudal y una generación de 177 GWh/año aproximadamente, daría como resultado un factor de emisión de 292,4 kg CO_{2-eg}/MWh de media para los 100 años de vida útil. Aunque más bajos y con mayor diferencia con las termoeléctricas fósiles, dichos factores de emisión serían aún de magnitudes significativas en comparación con otras fuentes renovables de energía.

3.6.5.2. Segundo aprovechamiento hidroeléctrico

No obstante, el diseño particular de Baba permite incluir el efecto del trasvase de agua a otra cuenca con fines hidroeléctricos, tal y como se ve en la Tabla 31, al incluir la generación (indirecta) de la segunda central. Las emisiones se reducen drásticamente (150 kg CO_{2-eg}/MWh). A pesar de ello, dichas emisiones por unidad de energía es un valor bruto como se mencionó anteriormente, por lo que habría que contabilizar emisiones por construcción de la central y de las provenientes del embalse, vertedero, etc., como se ha hecho para el caso de Baba. De acuerdo a la literatura, el factor de emisión promedio para centrales con embalse es de 31 kg CO_{2-eg}/MWh, considerando sólo la construcción. Por otra parte, en un reciente estudio se realizó estimaciones de emisiones de metano en diferentes embalses hidroeléctricos en Ecuador, entre esos, el embalse Daule-Peripa de 6000 hm³ de capacidad, donde se aloja la central Marcel Laniado Wind (M.L.W), que inicialmente contaba con una potencia de 130 MW (2 turbinas Francis de 65 MW) y que se extendió a 213 MW (3 turbinas Francis de 71 MW), y que actualmente tiene un factor de planta de 32%.

Según el estudio, en el embalse de Daule-Peripa se estaría emitiendo 7181,3 toneladas de metano por año (Paucar et al., 2018) lo que es equivalente a 218912,4 toneladas de dióxido de carbono equivalentes (GWP₁₀₀=28). Dado que el 33% del recurso hídrico (3500 hm³/año) está destinado para generación de 600 GWh/año, las emisiones de M.L.W serían:

$$Emisiones_{MLW} = \frac{218912400 \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{\text{año}}}{600000 \frac{MWh}{\text{año}}} \times 0,33 = 120,4 \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{MWh}$$

Por asignación equitativa (33%). Sin embargo, debido a que el trasvase permite generar 439 GWh/año adicionales (1039 GWh/año en total), dichas emisiones se reducen a 69,5 kg CO₂-eq/MWh. De esta manera, M.L.W tiene *a priori* de base un factor de emisión de:

$$Factor \ de \ emisión_{MLW} = (31 + 69,5) \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{MWh} = 100,5 \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{MWh}$$

Sabiendo que la operación conjugada de las centrales Baba y M.L.W permite la generación promedio de 1200 GWh/año (Hidronación, 2014), el factor de emisión promedio resultante es:

$$Emisiones_{Baba+MLW} = \frac{\left(558 \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{MWh} \times 0,5768\right) + 100,5 \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{MWh}}{2} = 211,2 \frac{kg \text{ CO}_2\text{-eq}}{MWh}$$

Con este nuevo factor de emisión, este proyecto de generación de energía eléctrica se desmarcaría aún más de las termoeléctricas más contaminantes, aunque estaría en el mismo orden de magnitud de una central de ciclo combinado (ver Tabla 31). Cabe indicar por una parte que las emisiones de M.L.W se han considerado como constantes, y por otra, dichas emisiones podrían ser aún mayores si se incluyesen en la contabilidad las emisiones faltantes de CO₂ por difusión en el embalse de M.L.W, así como las de CO₂ y CH₄ provenientes de las turbinas, vertedero y río aguas abajo de la central, como se lo hizo para el caso de Baba.

3.6.5.3. Cambio climático

De cara al futuro, las condiciones hidrológicas son muy inciertas sobre todo por los efectos del calentamiento global y cambio en las condiciones climáticas (IPCC, 2014), impactando directamente en la generación hidroeléctrica. La mayor parte de los ríos en Ecuador nacen en los glaciares de los volcanes y montañas, y su regresión supone inicialmente un caudal de deshielo mayor, pero un caudal menor en los ríos aguas abajo en pocos años hidrológicos. A ello se suma las inciertas variaciones de la precipitación.

A través de un modelado de acopla hidrología y generación hidroeléctrica, Carvajal et al., (2017) determina el impacto del cambio climático sobre las principales cuencas hidrográficas de Ecuador, dónde se concentra el mayor potencial hidroenergético. Entre esas cuencas están las de Daule, dónde se localiza la central hidroeléctrica M.L.W, y Paute. Los autores analizan la incertidumbre de los caudales a futuro (2071-2100) con base en el periodo 1970-2000 y según el escenario RCP4.5 determinado por IPCC (2014). Dicho escenario es el más representativo de las condiciones futuras climáticas, así como también el de los 2°C por encima de los niveles pre-industriales para el 2100, temperatura límite que es el objetivo de las Naciones Unidas (Thomson et al., 2011) (Carvajal et al., 2017).

Los resultados arrojados en su estudio indica que la generación en la central M.L.W variará entre -36% y +25% (SD, desviación estándar), siendo de media +5%. Por cuanto en la cuenca de Paute, la generación oscilará entre -52% y +46%, siendo de media 8%. Carvajal et al., (2017) también señalan que en el caso de +SD, el factor de planta puede alcanzar el 89%, sin embargo, en época seca, dicho factor puede caer a 0%, sobre todo en las centrales que poseen

poca capacidad de regulación, siendo la excepción M.L.W, ya que tiene un embalse de gran volumen.

Sabiendo que la central hidroeléctrica Baba y Mazar-Dudas se localizan en las cuencas de Daule y Paute respectivamente, las variaciones de generación previamente expuestas son aplicables a las dos centrales de estudio. De esta manera, con SD media, Baba tendría emisiones de 274,4 kg CO_{2-eg}/MWh, siendo para –SD y +SD 450,6 Kg CO_{2-eg}/MWh y 230,4 kg CO_{2-eg}/MWh. Proyectando las emisiones de M.L.W tanto de su construcción como las del embalse (metano) antes mencionadas, la operación conjugada Baba+M.L.W daría como resultado SD media de 106,8 kg CO_{2-eg}/MWh, siendo –SD y +SD iguales a 175,2 y 89,7,3 kg CO_{2-eg}/MWh. Por cuanto a la central Mazar-Dudas, la emisiones variarían entre 6,8 y 2,2 Kg CO_{2-eg}/MWh para –SD y + SD respectivamente, siendo SD media igual a 3 kg CO_{2-eg}/MWh. Por consiguiente, el cambio climático favorecería a Baba en un 5% y por el contrario, perjudicaría a Mazar-Dudas en un 8% aproximadamente.

3.7. Desde la perspectiva del recurso hídrico

3.7.1. Balance hídrico de la Central hidroeléctrica Baba

La determinación del balance hídrico (Bh) anual de la hidroeléctrica Baba se realizó en base al flujo de entradas y salidas:

$$Bh = \sum E - \sum S = (Q_r + P) - (Q_e + Q_g + Q_x + ETP) \quad \text{Ec. 41}$$

Siendo las entradas el caudal del río (Q_r), y la precipitación (P), y las salidas, el caudal ecológico (Q_e), caudal de generación (Q_g), caudal del extravasor (Q_x) y la evapotranspiración (potencial) (ETP), todos expresados en hm³/año. De acuerdo a los reportes hídricos, el caudal medio mensual del río Quevedo es de 105,71 m³/s, con un volumen anual de 3333,67 hm³ (Boada & Rivera, 2015). Por otra parte, según el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología de Ecuador, la precipitación promedio en la zona es de 3000 mm al año, es decir, 33 hm³ para un área de 1100 hectáreas que ocupa el embalse hidroeléctrico de Baba (INAMHI, 2017)^p.

En cuanto a las salidas, los informes de los estudios técnicos de la hidroeléctrica Baba se basaron en los caudales históricos del aforo previo, concluyendo un caudal ecológico base de 10 m³/s para satisfacer tanto la demanda a nivel de ecosistemas como la demanda del sector agroindustrial, que se divide en 1,57 y 2,14 m³/s para riego y agroindustria respectivamente (Hidronación, 2012). En época invernal, el río tendría aportaciones extra de agua a través del vertedero cuando ésta supere la cota máxima del embalse. Por tanto, el volumen anual de agua del caudal sobre la cuenca del río en cuestión corresponde a 394,3 hm³. La generación de energía eléctrica requerirá 2484 hm³ anuales para un promedio de 161 GWh/año^q, mientras que se trasvasaría sin turbinar (Q_x) solamente 289 hm³. Por último, está la evapotranspiración (ETP), proceso natural por el cual el agua se devuelve a la atmósfera por la evaporación del agua en el suelo y la transpiración de las plantas (Smith & Smith, 2007). Por el contrario, en

^p 1 mm = 1 lt/m².

^q Factor de planta: 44%; 3833 hr/año.

superficies abiertas como embalses o reservorios, el agua solamente se evapora. Según el Instituto de Meteorología e Hidrología de Ecuador (INAMHI), la evapotranspiración real media local es de 1200 mm/año (INAMHI, 2017). Este valor fue contrastado y comprobado como el método de TURC basado en las temperaturas (t_{med}) y radiación solar (R_s) (Pandey et al., 2016) (Abbaspour, 1991):

$$ET_0 = 0,0135(t_{med} + 17,78) \times R_s \quad \text{Ec. 42}$$

La evaporación del agua sobre superficies abiertas se calculó con el método Penman (1948) (Hogeboom et al., 2018) (Zotarelli et al., 2013):

$$ET_0 = ET_{wind} + ET_{rad} \quad \text{Ec. 43}$$

Siendo ET_0 la evaporación mm/día; ET_{wind} la evaporación por efecto del viento en mm/día, y ET_{rad} la evaporación por radiación, en mm/día. ET_{wind} y ET_{rad} se calcularon con las siguientes expresiones:

$$ET_{wind} = PT \times TT \times (e_s - e_a) \quad \text{Ec. 44}$$

$$ET_{rad} = DT \times R_{ng} \quad \text{Ec. 45}$$

Donde PT es la presión en kPa/°C:

$$PT = \frac{\gamma}{\Delta + \gamma \times (1 + 0,34\mu_2)} \quad \text{Ec. 46}$$

TT es la temperatura por efecto del viento:

$$TT = \frac{900}{T_{med} + 273} \times \mu_2 \quad \text{Ec. 47}$$

DT es la pendiente de la curva de presión del vapor saturado con respecto a la temperatura, (kPa/°C):

$$DT = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma \times (1 + 0,34\mu_2)} \quad \text{Ec. 48}$$

e_s y e_a son iguales a:

$$e_s = \frac{e_{Tmax} + e_{Tmin}}{2} = \frac{\left(0,6108 \times \exp\left(\frac{17,27 \times T_{max}}{T_{max} + 237,3}\right)\right) + \left(0,6108 \times \exp\left(\frac{17,27 \times T_{min}}{T_{min} + 237,3}\right)\right)}{2} \quad \text{Ec. 49}$$

$$e_a = \frac{e_{Tmin} \left[\frac{RH_{max}}{100}\right] + e_{Tmin} \left[\frac{RH_{min}}{100}\right]}{2} \quad \text{Ec. 50}$$

R_{ng} es la radiación neta expresada en mm/día:

$$R_{ng} = 0,408 \times R_n \quad \text{Ec. 51}$$

Siendo R_n la radiación neta en MJ/m²/día; Δ es la pendiente de la curva de presión del vapor saturado (kPa/°C); γ es una constante psicométrica; μ_2 es la velocidad del viento a 2 metros sobre el nivel del suelo (m/s); RH es la humedad relativa (%) máxima (max) y mínima (min); T

es la temperatura (°C) mínima (*min*), máxima (*max*) y media (*med*); *P* es la presión atmosférica en kPa:

$$\gamma = 0,000665P \quad \text{Ec. 52}$$

$$\Delta = \frac{4098 \left[0,6108 \times \exp\left(\frac{17,27 \times T_{med}}{T_{med} + 237,3}\right) \right]}{(T_{med} + 237,3)^2} \quad \text{Ec. 53}$$

Como resultado, el volumen a evaporarse anualmente es de 17,4 hm³, calculada con la siguiente expresión que considera el área del embalse (*A*, m²) para obtener resultado final en hm³/año (EVP_{re}):

$$EVP_{re} = \frac{ET_0 \times A}{1 \times 10^9} \quad \text{Ec. 54}$$

Por tanto, realizando el balance tenemos:

$$Bh = 3366,7 \frac{hm^3}{año} - 3105,8 \frac{hm^3}{año} = 260,9 \frac{hm^3}{año}$$

Teniendo en cuenta que la capacidad del embalse de 82 hm³ (máxima de 98 hm³) y que su operación está limitada a un volumen variable de 16 hm³ (Hidronación, 2012), existe un rango de vertido a la cuenca del río Quevedo de 178,9 hm³/año, considerando hidrología media y con el embalse operando en los límites (cota 116 metros).

3.7.2. Emisiones asociadas a los usos del agua

La implementación de las hidroeléctricas está ligada a la reducción de las emisiones de GEI, sin embargo, éstas requieren de mayor recurso hídrico en comparación con otros sistemas de generación como se ha expuesto, con lo cual se puede determinar cuántos kg CO_{2-eq} se emitirían por el uso de 1 m³ de agua. Dado que Baba es un proyecto multipropósito, las emisiones por volumen de agua usada/distribuida/gestionada (kg CO_{2-eq}/m³) se distribuyeron equitativamente a través del *F_a* obtenido con la Ec. 37. En este caso, el uso del agua está dividido en 3: trasvase, que incluye generación hidroeléctrica; mantenimiento de caudal ecológico (ecosistemas) y agua para la agricultura. Del total de agua bruta disponible (3366,67 hm³/año), 2773 hm³/año están dedicados para trasvase y generación hidroeléctrica, mientras que 315,2 hm³/año están dedicados para ecosistemas (caudal ecológico), de los cuales 117 hm³/año son consumidos por los sectores agroindustria y agrícola local. El volumen restante se reparte entre lo que se pierde por evaporación (17,4), lo que se almacena (82 hm³) y lo que se vierte por el vertedero principal (178,9 hm³). El uso de agua en el proyecto Baba da lugar a emisiones de 0,0264 kg CO_{2-eq}/m³. Como resultado, el trasvase tiene la mayor cantidad de emisiones asociadas, siendo igual a 0,0217 kg CO_{2-eq}/m³, con un factor de 0,8240. La Tabla 32 muestra los resultados para los otros usos, los cuales son muy bajos. Los 3 usos mencionados representan el 95,2%; el 4,8% restante está asignado al agua almacenada en el embalse (82 hm³), a lo que se vierte y a lo que se pierde por evaporación (17,4 hm³). Lo expuesto aquí es la diferenciación del impacto entre los usos, no obstante, el impacto (kg CO_{2-eq}/m³) es único, ya

que los diferentes usos de agua salen del mismo embalse. Si se considerase tanto las emisiones totales como el volumen total anual, las emisiones por volumen de agua serían de 0,0289 para la vida útil del proyecto.

Elemento	Unidad	Ecosistemas ($\eta=0.094$)		Agricultura ($\eta=0.035$)		Trasvase ($\eta=0.824$)	
		Output*	/m ³	Output*	/m ³	Output*	/m ³
Emisiones *	kg CO _{2-eq}	3,15x10 ¹⁰	0,0024	1,17x10 ¹⁰	0,0009	2.77x10 ¹¹	0.0264
*100 años.							

Tabla 32. Servicios del multipropósito Baba y la relación carbono-agua

Aunque los resultados no son de mayor relevancia por sus bajos valores y ligeramente diferentes entre sí, el agua para la agricultura obtuvo la menor cantidad de emisiones de carbono por volumen de agua, seguido por el mantenimiento de los ecosistemas, mientras que el trasvase, las emisiones fueron proporcionales al uso de agua. La ventaja de este análisis permite realizar la comparación del impacto ambiental del suministro de agua gracias a la construcción de otras presas (y posteriores trasvases) o incluso tecnologías como desalación para zonas de escasez hídrica. Por ejemplo, varios análisis de ciclo de vida de tecnologías de suministro y uso de agua se han realizado en España (Uche et al., 2013) (Raluy et al., 2005a) (Raluy et al., 2005b). En un primer caso, el ciclo de vida del trasvase de agua del río Ebro obtuvo un resultado de 1,44 kg CO_{2-eq}/m³, con un volumen de trasvase menor a la mitad de los que la central Baba trasvasa (Raluy et al., 2005b). Otro caso similar es el trasvase Tajo-Segura, que obtuvo 0,70 kg CO_{2-eq}/m³ (Uche et al., 2015). Para ambos casos, la comparación es limitada dadas las características constructivas y propósitos de los proyectos mencionados. Otro caso reportado es un trasvase en el estado de California (EE.UU), para el que se determinó 1,09 kg CO_{2-eq}/m³. Otros sistemas de suministro de agua tales como desalinización, extracción y bombeo, potabilización, etc., tienen valores de emisiones que oscilan entre los 0,05 y 4 kg CO_{2-eq}/m³ (Uche et al., 2014) (Raluy et al., 2006) (Shahabi et al., 2014) (Stokes & Horvath, 2009) (Rothausen & Conway, 2011) (Reffold et al., 2008) dependiendo de los consumos energéticos y el origen de la energía, ya sea renovable como no renovable. Los resultados generales obtenidos del proyecto Baba indican en cualquier caso que los impactos asociados al uso del agua de este proyecto no son significativos.

3.7.3. Cálculo de la Huella Hídrica

3.7.3.1. Central Hidroeléctrica Baba

Todos los sistemas de generación incluyendo ciertas fuentes renovables requieren de agua para su funcionamiento sistemático (tanto para movimiento de turbinas como para el transporte de calor) o en algún punto de su ciclo de vida, sobre todo las centrales hidroeléctricas que requieren de grandes cantidades de agua. En algunos casos, la maximización de la producción de hidroelectricidad conlleva a la pérdida de continuidad fluvial en el cauce, y un régimen de tasas de cambio elevadas en el turbinado puede afectar al suministro de agua para irrigación (de ser el caso) y a los ecosistemas. No obstante, en algunos escenarios, la visión conjunta de generación de energía y manejo del agua crea sinergias que

permiten obtener beneficios tanto para quienes dependen del recurso agua como para quienes procuran una generación de energía eléctrica más limpia (World Bank, 2016). Es así que el aumento de la demanda de energía implica un aumento directo en el uso o consumo de agua y de cara al futuro, con las implicaciones climáticas, será difícil saber si habrá suficiente agua para todas las demandas (WWAP, 2012).

Entre los sistemas de generación de energía eléctrica los de mayor emisión de carbono suelen contar también con una alta huella hídrica. De entre los que aprovechan alguna fuente renovable de energía, la eólica es la de menor consumo de agua mientras que la biomasa y la hidroeléctrica tienen los más altos consumos, superando los sistemas a base de combustibles fósiles. Para el primer caso (biomasa) esto se debe a que no solamente en la conversión de energía (ciclo de vapor/sistema de enfriamiento) se consume agua, sino también en la obtención del combustible. Por su parte, las hidroeléctricas con sus diferentes esquemas, usan continuamente agua en grandes cantidades para la generación de electricidad. Otros sistemas que destacan por el elevado uso son la geotermia y nuclear.

El cálculo de la huella hídrica de productos y servicios sigue la norma ISO 14046, aplicando un método que se ajusta al concepto de huella hídrica. No obstante, dado la complejidad, los sistemas de generación de energía no pueden considerarse como un producto más, por lo que las formas de evaluar su huella hídrica no se rige por la norma en cuestión ni por los métodos comunes aplicados a un producto común. En la literatura científica (ver Capítulo II), hay varias formas de evaluar la HH. La manera más común para calcular la huella hídrica (HH) para las centrales hidroeléctricas es dividiendo la evaporación (EVP) (“lo que se pierde”) (Tanaka et al., 2008) entre la generación hidroeléctrica (Mekonnen & Hoekstra, 2012) (Bakken et al., 2017). De esta manera, la HH de la CHB sería de 108,1 m³/MWh, siendo 17,4 hm³ la EVP calculada anteriormente para el embalse. La relación entre el área del embalse y la huella hídrica es directamente proporcional, es decir, que cuanto mayor es el área del embalse, mayor será la huella hídrica de la hidroeléctrica. Según los críticos en este campo, cuando se trata de proyectos multipropósito o generación hidroeléctrica simultáneamente sobre la misma cuenca, la determinación de la huella hídrica es más compleja (Bakken et al., 2017). Zhao & Liu (2015) señalan que es un error asumir la HH de la generación hidroeléctrica en base a la evaporación del agua del embalse, ya que no es proporcional con respecto a los demás usos, beneficios y objetivos del embalse como parte de un proyecto multipropósito. Así, estos autores proponen distribuyen la huella hídrica equitativamente aplicando un factor de asignación basado en la valoración de los servicios ecosistémicos (sobre este tema, ver Capítulo IV). Si se aplicase un factor de asignación como los expuestos en la Tabla 32, la huella hídrica de la generación hidroeléctrica sería de 89,1 m³/MWh.

La evaporación es un proceso natural dentro de los ecosistemas, por lo que asignar como huella hídrica lo que por naturaleza se evapora es también sujeto de análisis, sobre todo en zonas tropicales, que pueden tener igual o menor tasa de evaporación que el ecosistema del entorno (Tanaka et al., 2008) (Coelho et al., 2017), sin embargo, un embalse en zonas áridas o secas, puede evaporarse a mayor velocidad que el agua del ecosistema del entorno ya que

estaría a mayor concentración y exposición de la radiación solar. Es decir, utilizar la evaporación para el cálculo de la huella hídrica de hidroeléctricas tiene más sentido en lugares donde el agua es escasa y no suele estar concentrada, y la evaporación es igual o mayor a la precipitación. En zonas donde la precipitación es muy abundante, la construcción de las hidroeléctricas reduce por tanto la disponibilidad inmediata de dicho recurso tanto aguas arriba como aguas abajo del embalse.

A la hora de determinar la HH más adecuada a los casos de estudio, es necesario considerar la evapotranspiración (ETP) del ecosistema previa la construcción del proyecto hidroeléctrico, a fin de realizar un balance entre la ETP y la EVP, es decir, lo que se “perdía antes” y lo que se “pierde después”, con la presencia del embalse. Este procedimiento es presentado por Coelho et al., (2017) quienes analizan y comparan embalses hidroeléctricos en Brasil, situados en bosques tropicales. Aplicando este método, la HH_{Baba} para la CHB se determinó con la expresión,

$$HH_{Baba} = \frac{(EVP_{re} - ETP_{et})}{GH} \quad \text{Ec. 55}$$

Siendo EVP_{re} es la pérdida de agua por evaporación en superficies abiertas (embalse) en $m^3/año$; ETP_{et} es la evapotranspiración del ecosistema terrestre antes presente, en $m^3/año$ y GH es la generación hidroeléctrica en $MWh/año$. Si el resultado de la HH es *positivo* indica que en el embalse se evapora más agua que en el ecosistema previo y por tanto es lo que se consume; si por el contrario, el resultado es *negativo*, no hay pérdida de agua y por tanto no se consume agua. La evaporación del agua en el embalse se calculó ya previamente en el apartado del balance hídrico. Resolviendo la Ec. 55 tenemos:

$$HH_{Baba} = \frac{(17,4 - 13,2) \frac{hm^3}{año}}{1,61 \times 10^5 \frac{MWh}{año}} = 26,1 \frac{m^3}{MWh}$$

A diferencia del caso anterior, este método revela un resultado neto. Como en los casos anteriores, se asignó equitativamente la HH aplicando el factor (F_a) previamente señalado. De esta manera, la huella hídrica proporcional para la generación hidroeléctrica es de 13,5 m^3/MWh . En la literatura se exponen resultados que van desde 0,15 m^3/MWh hasta los 94 m^3/MWh (Bakken et al., 2016) (Coelho et al., 2017). En términos de evaporación, Sudamérica presenta la mayor tasa, seguida por África y Asia (Hogeboom et al., 2018).

Ciertamente en la literatura se hace mención de proyectos multipropósito, sin embargo, es inusual que dichos proyectos tengan entre sus objetivos trasvasar agua. Esta particularidad del proyecto Baba es razón para extender el análisis de la HH. Bajo el esquema y la conexión con la segunda central hidroeléctrica MLW (parte también de un proyecto multipropósito), el trasvase podría considerarse como generación en cascada. Sin embargo, el punto que marca diferencia es que, para un esquema de aprovechamiento en cascada, la generación es sobre una misma cuenca mientras que Baba y MLW están en diferentes cuencas. El diseño de Baba hace que el agua sea desviada de su cauce natural antes de ser usada para generación. En dicho contexto, Baba retira agua de la cuenca del río Quevedo para trasvasarla a la cuenca del río Daule por lo que, bajo el concepto de HH, ese retiro (extracción) de agua debe

contabilizarse como huella hídrica. La cuestión es si dicho retiro y posterior trasvase de agua debe asignarse equitativamente a ambas centrales o solo a una. Aunque es válido el argumento de que la central de Baba no genera toda la energía, lo cierto es que gracias a Baba se generan en conjunto 600 GWh/año y a razón de esto, Baba cargaría con toda la HH. Una apreciación aquí es que la central de MLW aprovecha 3500 hm³/año de la cuenca del río Daule, siendo que el trasvase representa el 73%, una cantidad significativa. Por tanto, bajo la consideración del trasvase de agua y los 600 GWh/año generados por ambas centrales, la HH es:

$$HH_{600\text{ GWh}} = \frac{2773 \frac{\text{hm}^3}{\text{año}}}{600 \frac{\text{GWh}}{\text{año}}} \times 10^3 = 4622 \frac{\text{m}^3}{\text{MWh}}$$

Valor que se encuentra fuera del rango mostrado en la Tabla 3. Con el balance de ETP del embalse expuesto, y considerando igualmente el factor (F_a) de asignación para la operación en conjunto, la HH total de Baba es:

$$HH_{Baba} = \left(4622 \frac{\text{m}^3}{\text{MWh}} \times 0,5768\right) + 13,5 \frac{\text{m}^3}{\text{MWh}} = 2679,5 \frac{\text{m}^3}{\text{MWh}}$$

3.7.3.2. Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas

En el caso de una central de agua fluyente con desviación como lo es la hidroeléctrica Mazar-Dudas, el agua es desviada y extraída de la cuenca durante un periodo de tiempo para posteriormente devuelta a la misma cuenca, aguas abajo. Siguiendo el concepto de HH, no existiría consumo de agua ya que es devuelta a la fuente del cual fue tomada. Sin embargo, el concepto no especifica límites, es decir, no resulta igual devolver el agua en el mismo punto de extracción que hacerlo varios kilómetros aguas abajo. Este es el caso en Mazar-Dudas. El agua es extraída en un punto más alto y posterior a su uso, es descargada en un punto más bajo de la cuenca. Por lo tanto, una parte importante de la cuenca se queda sin su caudal natural. Con la finalidad de determinar la HH y el impacto de la extracción de agua en la fracción de la cuenca, se consideró el porcentaje de representación del área afectada con respecto al total:

$$HH_{MD} = \frac{Q_G}{G_h} \times 0,23 \times 10^3 \quad \text{Ec. 56}$$

Siendo Q_G volumen de agua retirada de la cuenca (hm³/año) y G_h la energía media anual (GWh/año). Como resultado, la HH de Mazar-Dudas es de 431,71 m³/MWh. En el marco de la HH, estas centrales son poco evaluadas ya que no se las contempla como consumidoras de agua, al no existir pérdidas o contaminación. Este argumento tiene sustento en el concepto de la HH. No obstante, es necesario representar el impacto del área afectada dentro de la cuenca. En este contexto, el resultado obtenido para Mazar-Dudas es un equivalente, es decir, indica el consumo para el caso de que la central extrajese agua y no la devolviese en ninguna parte de la cuenca. Con los dos casos hidroeléctricos, se puede evidenciar que la aplicación del concepto de HH para su cuantificación es limitada, sobre todo para sistemas de generación de energía como las centrales hidroeléctricas.

3.7.4. Nexo agua-carbono

3.7.4.1. Central Hidroeléctrica Baba

Las centrales hidroeléctricas (considerando todos sus tipos y esquemas) se implementan bajo el argumento de que mitigan el cambio climático o bien que no contribuyen con éste. Como se ha visto anteriormente, dicho argumento no es válido del todo para las hidroeléctricas con embalse. En este marco de reducción de emisiones de carbono, las centrales hidroeléctricas por su parte requieren del uso o consumo de agua, recurso de vital importancia; es decir, reducir emisiones a cambio de agua. A dicha relación se la conoce como nexo agua-carbono (NAC), un indicador que se mide en $m^3/kgCO_{2-eq}$ y su valor es mejor cuanto más se aproxime al cero. Para determinar el volumen que se requiere para reducir 1 kg CO_{2-eq} , se aplica la siguiente expresión (Zhang et al., 2017):

$$NAC = \frac{E_1 + E_2}{(HC_1 - HC_2) \times Gh} \quad \text{Ec. 57}$$

Siendo E_1 y E_2 es el volumen del embalse y la evaporación respectivamente, en $m^3/año$; HC_1 y HC_2 son las huellas de carbono (emisiones) tanto de la termoeléctrica a base de combustible fósiles como de la hidroeléctrica, en $kg CO_{2-eq}/MWh$, y Gh , es la generación anual de la hidroeléctrica, en $MWh/año$. Tomando como referencia las emisiones de 880 y 558 $kg CO_{2-eq}/MWh$ (HC_1 y HC_2) para las centrales termoeléctrica e hidroeléctrica respectivamente, 82 hm^3 capacidad del embalse y 17,4 hm^3 de evaporación, el NAC indica que para el caso de Baba se requiere de 1,9 m^3 para reducir 1 $kg CO_{2-eq}$, valor tres veces mayor al obtenido por Zhang et al., (0,7 m^3), para una hidroeléctrica localizada en China. Aplicando la Ec. 57 para la central M.L.W,

$$NAC_{MLW} = \frac{(6000 \text{ hm}^3 + 459 \text{ hm}^3)}{(880 - 395,8) \frac{kg CO_{2-eq}}{MWh} \times 1039 \frac{GWh}{año}} \times 10^3 = 12,8 \text{ m}^3 / kg CO_{2-eq}$$

Es decir que M.L.W requiere de mayor cantidad de agua para reducir 1 $kg CO_{2-eq}$, considerando la misma tasa de evaporación del embalse de Baba y la generación con el aporte del trasvasa. Este valor sería aun mayor sin el aporte hídrico de Baba. Se puede indicar por tanto que en promedio se requiere 7,4 $m^3/kg CO_{2-eq}$. El numerador de la expresión propuesta por Zhang et al., (2017) expone por una parte lo que se pierde de recurso hídrico que a su vez hace alusión a la HH. Por otra parte, expone el volumen de almacenamiento hídrico. El autor justifica éste último debido a que es necesario mantener los niveles en el embalse para así tener energía potencial y poder generar electricidad. Por esta razón por la cual se consideraron los factores de emisión sin aplicar F_a (558 y 395,8 $kg CO_{2-eq}/MWh$), ya que mantener esa diferencia de altura beneficia únicamente a la central hidroeléctrica.

El resultado de Baba se comprende como que es necesario mantener almacenado 1,9 m^3 (a lo que Zhang et al., denomina agua utilizada) para reducir 1 $kg CO_{2-eq}$. Sin embargo, cabe señalar que aunque la apreciación de Zhang et al., (2017) es correcta, el indicador del NAC en función del almacenamiento no es preciso en términos de uso y/o consumo de agua. Por tanto, el nexo agua-carbono se puede expresar primero, en función del agua que directamente se usa para generación de energía (NAC_u), y segundo, en función del consumo de agua, es decir, en función

de la huella hídrica (NAC_{HH}). Este último indicaría cuánta agua se pierde en la reducción de 1 kg CO_{2-eq} mientras que para el primer caso, indicaría la cantidad de agua que se requiere ocupar o destinar para reducir 1 kg CO_{2-eq} . De esta manera, el NAC_u se determina como sigue:

$$NAC_u = \frac{RAE}{(HC_1 - HC_2)} \quad \text{Ec. 58}$$

Siendo RAE la relación entre el agua que se usa y la energía que se genera, en m^3/MWh . Baba genera 161 GWh/año con 2484 hm^3 /año, dando lugar a 15428,6 m^3/MWh y por lo tanto, su NAC_u es igual a $26,1 m^3/kg CO_{2-eq}$, siendo HC_2 igual a 288,3 $kg CO_{2-eq}/MWh$. Si se considerase los 2773 hm^3 y 600 GWh/año, el resultado entonces es:

$$NAC_u = \frac{4621,67 \frac{m^3}{MWh}}{(880-211,2) \frac{kgCO_{2-eq}}{MWh}} = 6,9 \frac{m^3}{kgCO_{2-eq}}$$

Habiendo aplicado el factor de emisión medio entre Baba y M.L.W. En función de la HH, la expresión del NAC es:

$$NAC_{HH} = \frac{HH}{(HC_1 - HC_2)} \quad \text{Ec. 59}$$

Resolviendo:

$$NAC_{HH} = \frac{2679,5 \frac{m^3}{MWh}}{(880-211,2) \frac{kgCO_{2-eq}}{MWh}} = 4 \frac{m^3}{kgCO_{2-eq}}$$

Por lo que la reducción de 1 kg CO_{2-eq} conlleva el consumo de 4 m^3 de agua. Aquí vale hacer una apreciación. Si lo que se usa es igual a lo que se consume, los resultados de ambas ecuaciones deberían coincidir. Lo que marca la ligera diferencia entre ambos resultados es 1) la pérdida de agua por evaporación en el embalse, 2) no toda el agua que se trasvasa es turbinada por Baba; 3) la segunda central requiere de menos volumen de agua para generar una unidad de energía (eléctrica) y 4) en la Ec. 58 se ha aplicado un factor proporcional en función del trasvase y el segundo aprovechamiento hidroeléctrico en la HH. De allí la razón para que el NAC_u y el NAC_{HH} difieran. En el hipotético caso de que la central de Baba no realizara trasvase, los resultados de las ecuaciones 58 y 59 diferirían con notabilidad, siendo que la HH sería solo la parte de lo que se pierde en el embalse por evaporación, aproximadamente 0,05 $m^3/kg CO_{2-eq}$.

3.7.4.2. Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Las ecuaciones 58 y 59 fueron igualmente empleadas para determinar el NAC de la central de Mazar-Dudas. Dado que no es necesaria asignación del uso del agua, la Ec. 58 es por tanto:

$$NAC_u = \frac{\frac{235,2 \text{ hm}^3/\text{año}}{125,3 \text{ GWh/año}}}{(880-3,2) \text{ kg } CO_{2-eq}/MWh} \times 10^3 = 2,6 \frac{m^3}{MWh},$$

Y en el marco de la huella hídrica, es resultado es:

$$NAC_{HH} = \frac{431,71 \text{ m}^3/MWh}{(880-3,2) \text{ kg } CO_{2-eq}/MWh} = 0,49 \frac{m^3}{MWh}$$

3.8. Resumen y conclusiones

En este capítulo se ha realizado un análisis del ciclo de vida de dos casos de estudio de centrales hidroeléctricas, Baba y Mazar-Dudas, con embalse y de agua fluyente respectivamente. Luego de la determinación del objetivo, alcance, etc., y del inventario del ciclo de vida, la evaluación del impacto arrojó como resultado final que la hidroeléctrica Mazar-Dudas tendrá mejor desempeño ambiental en toda su vida útil que la hidroeléctrica Baba; es decir, la primera tiene menor impacto al ambiente que la segunda. Bajo el método de ReCiPe, Mazar-Dudas tuvo una puntuación final de 5,7 puntos mientras que Baba 52,4 puntos. Dicha puntuación es propia del citado método, que permite generalizar los resultados cuantitativamente. Más en detalle, en las categorías de impacto final *damage to ecosystems* y *resources availability*, Mazar-Dudas obtuvo 0,204 species.yr y 79,3 M\$ mientras que Baba 2,69 species.yr y 78,1 M\$ respectivamente. De esta manera, Baba es aproximadamente 10 veces más perjudicial para los ecosistemas que Mazar-Dudas, siendo que la primera aventaja a la segunda con 20 años de vida útil. No obstante, en términos de recursos, ambas centrales tienen prácticamente el mismo impacto.

En el marco de los impactos intermedios, 3 categorías fueron relevantes: *climate change*, *water depletion* and *Natural Land Transformation*. Para los dos primeros, se realizaron análisis paralelos y complementarios. Por cuanto a la categoría *climate change*, con la aplicación del balance de emisiones, Mazar-Dudas obtuvo 3,2 kg CO_{2-eq}/MWh, que incluye la pérdida de capacidad de absorción de carbono y las emisiones por la construcción, operación y mantenimiento. De igual manera, se aplicó el balance de emisiones en la central hidroeléctrica Baba. De esta manera, se concluyó que Baba tendrá emisiones de 558 kg CO_{2-eq}/MWh en su vida útil, pero que dado que forma parte de un proyecto multipropósito, dichas emisiones son por tanto de 288,3 kg CO_{2-eq}/MWh. Sin embargo, el segundo aprovechamiento otorga un beneficio, determinándose así un factor de emisión final promedio de 211,2 kg CO_{2-eq}/MWh.

La categoría de impacto *water depletion* recoge el consumo de agua por parte de la central en ambas fases. A fin de profundizar en este campo, se realizó el cálculo de la huella hídrica. Se determinó para Baba una huella hídrica total de 2679,5 m³/MWh, siendo 13,5 m³/MWh por evaporación y 2665,9 m³/MWh por trasvase. Por su parte, la central Mazar-Dudas obtuvo una huella hídrica de 431,71 m³/MWh. El nexo agua-carbono (NAC) también fue incluido dentro de este capítulo, dada su relevancia y el vínculo entre el uso (consuntivo) del agua y las emisiones de CO_{2-eq}. Tras un análisis, se concluyó que para el caso de Baba se requiere de un uso (NAC_u) y consumo (NAC_{HH}) de 6,9 y 4 m³ para reducir un kg CO_{2-eq} respectivamente. En este marco, Mazar Dudas tuvo mejor resultado, siendo el NAC_u de 2,6 m³/kg CO_{2-eq} en términos de uso de agua, y 0,49 m³/kg CO_{2-eq} en términos de consumo (NAC_{HH}). Con la consideración y el análisis de la HH, el NAC y el balance de emisiones, es por tanto concluyente que en todos los aspectos, la central hidroeléctrica de agua fluyente con desviación Mazar-Dudas tiene mejor desempeño ambiental, en el marco de generación de energía.

En análisis del ciclo de vida en efecto ha permitido conocer cuantitativamente como los esquemas hidroeléctricos estudiados repercuten en el ambiente. No obstante, existen otros

impactos a nivel ecosistémico que no están incluidos en el análisis realizado dadas las limitaciones del caso. En el siguiente capítulo, se abarcan aquellos impactos en un contexto ecológico.

“Si la Naturaleza fuera banco, ya la habrían salvado”

Eduardo Galeano

CAPÍTULO IV

Evaluación ecológica

Este capítulo tiene la finalidad de abarcar aspectos ecológicos de la generación hidroeléctrica a través de una evaluación que complemente lo ya realizado en el capítulo anterior. Dicha evaluación tiene como eje central los servicios que los ecosistemas proveen. Para ello, se recogen fundamentos ecológicos para luego dar paso a lo que se denomina como servicios ecosistémicos. Una vez revisado conceptos, clasificaciones, etc., así como estado de arte de éstos y sus valoraciones, se realiza una íntegra y extendida valoración de los servicios de los ecosistemas de la generación hidroeléctrica de los casos bajo estudio. De esta manera, se pretende conocer el desempeño de los esquemas hidroeléctricos en los citados aspectos.

4.1 Ecosistemas: conceptualización, características y clasificación

4.1.1 *Generalidades*

Las centrales hidroeléctricas generan energía eléctrica a partir del movimiento agua con turbinas hidráulicas. Dicho recurso abiótico, se encuentra en la naturaleza en diferentes estados y maneras (sólido, líquido y gaseoso; dulce, salobre o salada) y es indispensable para el desarrollo de la vida en la Tierra por lo que siempre está presente en mayor o menor proporción en todos los ecosistemas; puede formar parte de éstos o constituirse como uno, ejemplo de ello es un río, lago o un océano. Un ecosistema se define como *comunidad de los seres vivos cuyos procesos vitales se relacionan entre sí y se desarrollan en función de los factores físicos de un mismo ambiente* (RAE, 2015), es decir la interacción de los seres bióticos y abióticos en un entorno determinado (Schulze et al., 2005). Los ecosistemas tienen la capacidad de auto-regulación con lo cual mantienen y prolongan sus condiciones a través del tiempo.

Otra definición dada a un ecosistema es la de *“una comunidad de organismos que viven en conjunción con los componentes no vivos (abióticos) de su entorno como aire, agua y suelo, que interactúan como un sistema”* (Molles, 2012). Los componentes bióticos (organismos vivos) y abióticos se vinculan entre sí a través de los ciclos de nutrientes y los flujos de energía (Schulze et al., 2005). De acuerdo a Odum y Warret (2006), los ecosistemas se pueden clasificar tanto por sus funciones como por sus características estructurales. En la Tabla 33 se visualiza la clasificación más común de los ecosistemas, que parte de la división entre ecosistemas terrestres y acuáticos, que a su vez se dividen de acuerdo a sus características.

Ecosistemas acuáticos	Marinos	Mar abierto (pelágico)
		Aguas de la plataforma continental (aguas costeras)
		Regiones de corrientes nutricias ascendentes o de corrientes surgidoras
	Agua salobre	Mar profundo
		Estuarios (bahías costeras, estrechos, desembocaduras de ríos, marismas)
	Agua dulce	Léntica (agua estancada): lagos y estanques
		Lótica (agua corriente): ríos y arroyos
		Humedales: marismas y pantanos
Ecosistemas terrestres		Tundra: ártica y alpina
		Bosques boreales de coníferas
		Bosques templados caducifolio
		Praderas templadas
		Praderas tropicales y sabanas tropicales
		Chaparrales: regiones con lluvias en invierno y sequía en verano
		Desiertos: hierbas y arbustos
		Bosque tropical semiperennifolio: estaciones húmedas y secas pronunciadas
		Bosque tropical perennifolio
Ecosistemas domesticados		Agroecosistema
		Plantaciones de bosques y sistemas agroforestales
		Tecnosistemas rurales
		Tecnosistemas urbano-industriales
Fuente: (Odum & Warret, 2006)		

Tabla 33. Clasificación de los ecosistemas

Los ecosistemas terrestres tienen como nivel máximo de organización biológica la biosfera, donde se desarrollan todos los tipos de vida existentes; seguidamente, están los biomas que son un conjunto de ecosistemas característicos de una zona biogeográfica que está definido a partir de su flora y fauna; posteriormente están los ecosistemas que son comunidades de organismos que interactúan con el ambiente. En particular, los biomas se clasifican según los tipos de vegetales predominantes dentro de los cuales están: bosque tropical, bosque templado, bosque de coníferas, sabana tropical, praderas templadas, chaparral, tundra y desierto. La humedad y temperatura y su interacción es el factor principal que limita la naturaleza y la distribución geográfica de los ecosistemas terrestres (Odum & Warret, 2006) .

Con la construcción de un diagrama, considerando los principales factores abióticos, Holdridge (Gráfico 50) presidió el sistema de clasificación mundial de las áreas terrestres de acuerdo al comportamiento global bioclimático, con el cual da origen al concepto de *zona de vida*. En tanto que el Whittaker (1970) generó su propio sistema de clasificación de biomas terrestres a partir de la clasificación de Holdridge; el esquema es más simple y se basa en temperatura y precipitación. Existen otros sistemas de clasificación como los de Walter, Bailey y WWF los cuales se derivan o parten del sistema de Holdridge. Con este último se han podido determinar inicialmente los tipos de ecosistemas terrestres existentes en la Tierra.

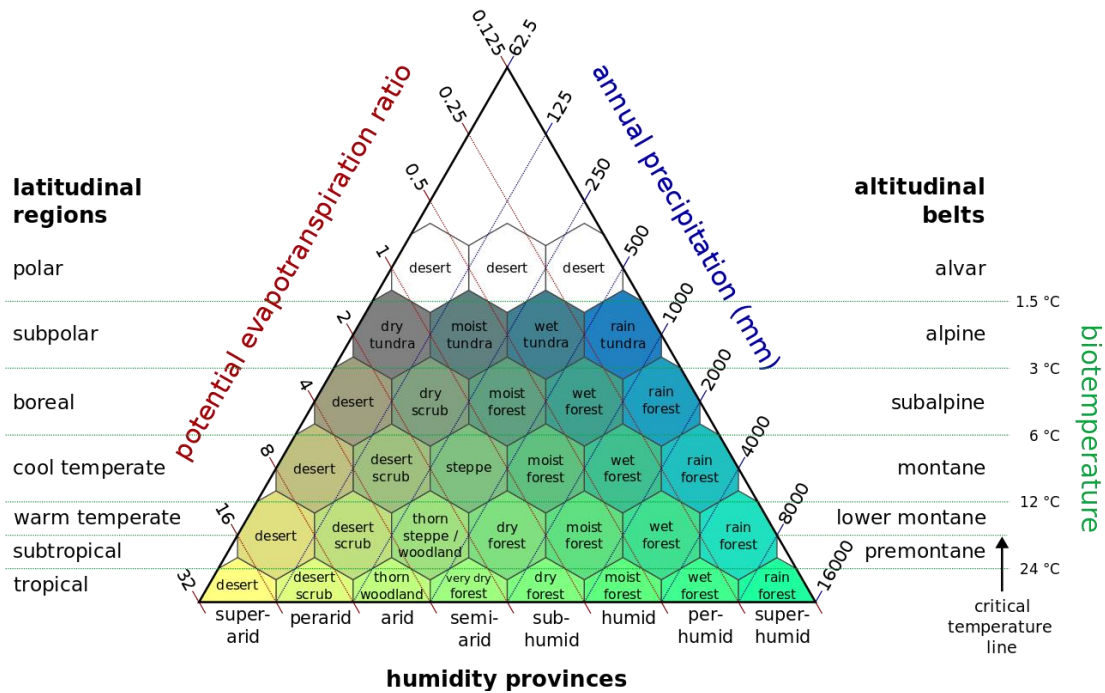


Gráfico 50. Sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge

Fuente: (Holdridge, 1967)

A diferencia de los ecosistemas terrestres, los acuáticos se dividen o diferencian por sus características físicas, por lo que existen dos categorías principales: de agua dulce y de agua salada. Los primeros se clasifican según su profundidad y la corriente del agua mientras que los de agua salada se clasifican en sistemas costeros y de aguas abiertas. El agua que fluye del continente hacia los océanos, forman ecosistemas de transición de agua dulce a salada, denominados estuarios (de agua salobre). Los lagos y lagunas son ecosistemas de agua dulce, clasificados por su profundidad y a su vez, estos pueden dividirse en estratos verticales u horizontales de acuerdo a la penetración de la luz y la actividad fotosintética. Es así que los lagos y lagunas cuentan con diferentes zonas: litoral, limnética, profunda y bentónica. En esta última es donde se da lugar la descomposición donde hay poca luminosidad y carencia de oxígeno.

A pesar de sus diferencias, todas las zonas están interrelacionadas. Por su lado, están los ríos y arroyos, los cuales son los ecosistemas de aguas rápidas (lóticos). Las aguas suelen fluir según las características terrestres y las formaciones rocosas, uniéndose en el transcurso arroyos, manantiales, entre otros, clasificados de menor a mayor orden: el arroyo más grande, es el de mayor orden. Cuando los ríos y arroyos nacen, el flujo de sus aguas puede ser pequeño, estrecho y veloz, pero a medida que las aguas recorren distancias, la velocidad disminuye, el curso del agua es más sinuoso y deposita los sedimentos y nutrientes arrastrados aguas arriba. Al llegar a los océanos, forman estuarios, creando ecosistemas únicos. Se caracterizan por presencia de especies de flora y fauna particulares de la zona. En estos ecosistemas, el agua es salobre: contiene menos sales que las aguas marinas, pero más que las aguas dulces. Finalmente, están los océanos, que ocupan el 70% de la superficie de la Tierra. La mayor parte de sus aguas no son irradiadas por el sol, por lo que a nivel de estratificación presentan dos

zonas principales: la pelágica y la bentónica. Finalmente, destacar que todos los mares están conectados por las corrientes marinas. (Smith & Smith, 2007) (MEA, 2005a).

Dentro de la interacción de los organismos vivos con el ambiente, además de la energía, fluyen elementos químicos inorgánicos vitales, los cuales circulan desde el entorno hacia los organismos y de regreso de nuevo al entorno, dando lugar a los ciclos biogeoquímicos, de los cuales se conoce la existencia de dos tipos: los gaseosos y los sedimentarios. En los primeros, las reservas principales de nutrientes son la atmósfera y los océanos, por lo que se consideran globales. Los gases más importantes para la vida son el nitrógeno, oxígeno y dióxido de carbono. Por otra parte, en los sedimentarios, el reservorio principal es el suelo, las rocas y los minerales. De estos últimos, las formas más disponibles son las sales disueltas en el agua. El ciclo mineral tiene dos fases: la rocosa y la solución salina. Tanto los ciclos sedimentarios como los gaseosos constan de procesos biológicos y no biológicos, apoyados en el flujo de energía (Odum & Warret, 2006).

4.1.2 Ciclos y procesos

4.1.2.1. Ciclo del agua

El agua es un elemento esencial y básico para la vida, de fórmula química H_2O , que tiene su ciclo en la Tierra pasando por los 3 estados de la materia: sólido, líquido y gaseoso. Gracias a la radiación solar, el agua es evaporada en los ecosistemas acuáticos (océanos, lagos, ríos, etc.) mientras que en los ecosistemas terrestres, ésta pasa a la atmósfera por la evapotranspiración. Parte del vapor se concentra en el aire, aumentando la humedad de éste, mientras que la otra asciende hasta condensarse en las nubes. Las corrientes de aire mueven las nubes hacia diferentes partes de la Tierra. Al estar saturadas, dan lugar a la precipitación (lluvia), algunas en forma de nieve, estado sólido del agua que se encuentra en grandes altitudes y latitudes cercanas a los polos Norte y Sur. La fusión del agua sumada a las precipitaciones continentales forma escorrentías (ríos), que nacen en las cabeceras más altas hasta desembocar en los océanos (Gráfico 51).

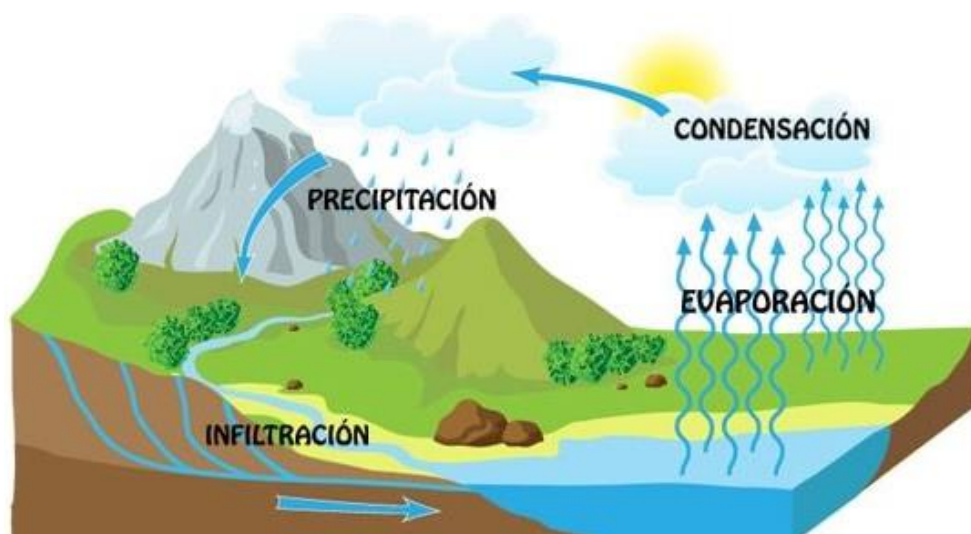


Gráfico 51. Ciclo del agua

Fuente: a partir de (Smith & Smith, 2007)

Otra porción del ciclo del agua, se infiltra en el suelo y subsuelo formando escorrentías a este nivel las cuales alimentan acuíferos superficiales (lagos), la vegetación o salen a la superficie en algún punto geográfico. Al final, la mayor parte del agua regresa a los océanos, completando así su ciclo. El 96,5% del agua se encuentra en los océanos mientras que el 2,5% es agua dulce localizada en el subsuelo, lagos y ríos. Así el agua como factor abiótico, circula interactuando en el ambiente con el aire y suelo y con los agentes bióticos, transportando otros elementos (sedimentos/nutrientes), manteniéndose así sus cualidades necesarias para el desarrollo de la vida (USGS, 2016).

4.1.2.2. Ciclo del carbono

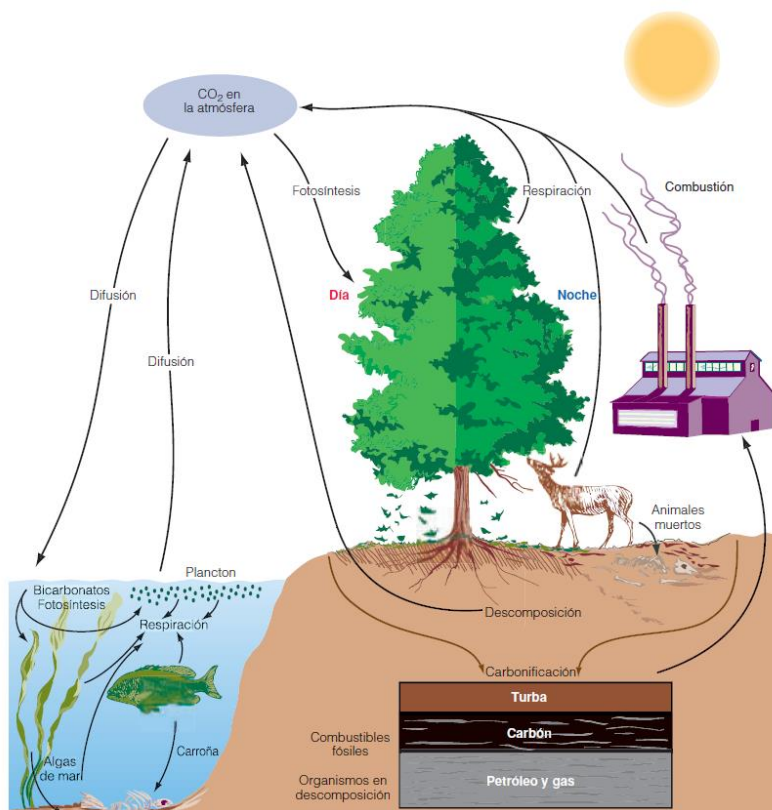


Gráfico 52. Ciclo del carbono.
Fuente: (Smith & Smith, 2007)

Involucrado en la fijación de la energía a través de la fotosíntesis, el carbono se constituye como un elemento básico en la composición de todos los compuestos orgánicos. Su intercambio a nivel global se da en la atmósfera, biósfera terrestre, océanos, sedimentos (que incluyen los combustibles fósiles) y el interior de la Tierra. Junto al oxígeno, forma el dióxido de carbono, presente en la atmósfera y de vital importancia para el crecimiento vegetal. A través de la fotosíntesis, se extrae el dióxido de carbono de atmósfera y del agua, transmitiéndolo hacia los seres vivos del ecosistema; así como la energía fluye a través de la cadena trófica, también lo hace el carbono que pasa desde los organismos autótrofos como plantas y algas hacia los herbívoros y de éstos hacia los carnívoros. Por medio de la respiración, los productores y consumidores primarios (plantas y herbívoros) así como también los descomponedores (bacterias y hongos) liberan carbono en forma de CO₂ a la atmósfera. Por otra parte, el carbono de los tejidos animales y vegetales alimenta los reservorios de éste

elemento (Gráfico 52). De acuerdo a MEA (2005), el carbono ha aumentado su concentración en la atmósfera por las actividades humanas, en un 34% (411 ppm al 2018) debido a que los ecosistemas terrestres han sido modificados, lo que ha implicado un cambio notable en la capacidad de absorber carbono, a lo que se suma la quema de combustibles fósiles que aumentan dicho elemento en la atmósfera.

4.1.2.3. Ciclo del nitrógeno

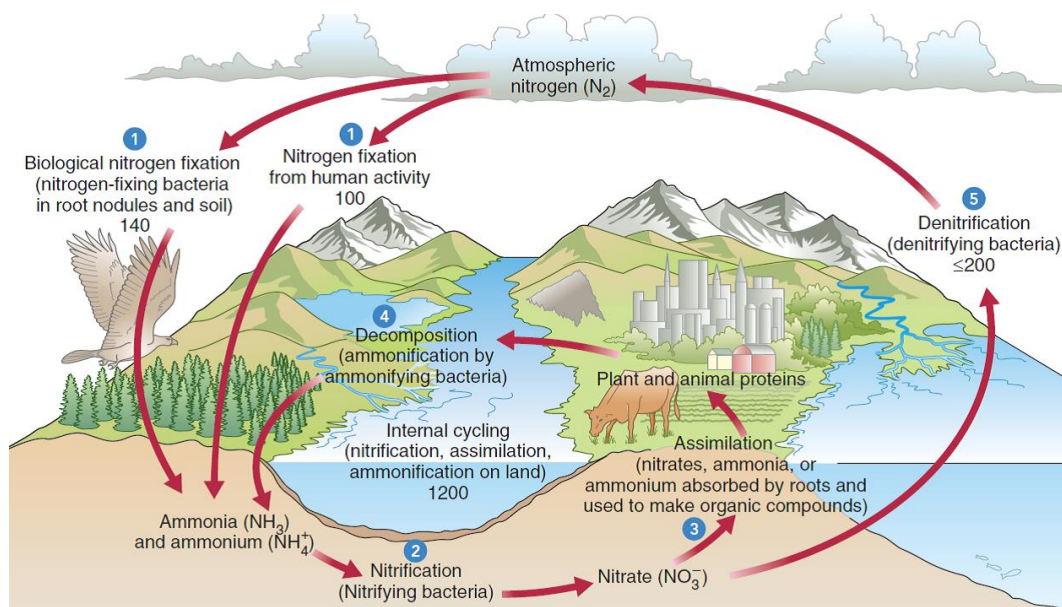


Gráfico 53. Ciclo del nitrógeno.

Fuente: a partir de (Smith & Smith, 2007) y (Odum & Warret, 2006)

Este elemento, como componente esencial de las proteínas, está disponible a manera de amonio (NH_4) y nitrato (NO_3) para las plantas. A pesar de su alta disponibilidad en la atmósfera, su absorción directa no es posible para estos organismos. La primera entrada de nitrógeno al ecosistema es mediante la deposición atmosférica, ya sea de manera húmeda con la lluvia, nieve, incluso nubes y nieblas, o de manera seca con los aerosoles y materia particulada. La segunda ruta de entrada de este elemento a los ecosistemas es la fijación del nitrógeno, siendo ésta posible por dos vías: fijación de alta energía que se logra con la radiación cósmica o estela de meteoritos (desde el espacio) que proporcionan suficiente cantidad de energía para que se combine el oxígeno con el nitrógeno y el hidrógeno del agua. Gracias a la lluvia, el amonio y nitrato resultante se trasladan hacia la superficie terrestre. La otra forma de fijación es biológica. Anualmente se produce aproximadamente 10 kg N/ha frente a los escasos 0,4 kg N/ha que se producen por la deposición atmosférica. Esta fijación, realizada por bacterias y cianobacterias, da como resultado el amonio (NH_3).

Existen varios procesos que se dan en el ciclo del nitrógeno, como la amonificación que es la liberación de amonio por parte de las bacterias en la descomposición de materia orgánica. Otro proceso es la nitrificación, que se la conoce como la oxidación biológica del amonio al nitrato por parte de bacterias aeróbicas que utilizan el oxígeno como oxidante; por el contrario, la desnitrificación, es la reducción del ion de nitrato a nitrógeno molecular, es decir, que luego de haberse producido el nitrato, este puede ser absorbido por las plantas o en su

defecto puede ser convertido en N_2 . El nitrato es la forma más común de nitrógeno que pasa de los ecosistemas terrestres hacia los ríos y arroyos, y el contenido de reciclaje dentro de los ecosistemas suele ser mayor a las cantidades que entran o salen por las diferentes rutas (Smith & Smith, 2007).

4.1.2.4. Ciclo del fósforo



Gráfico 54. Ciclo del fósforo.

Fuente: a partir de (Smith & Smith, 2007) y (Odum & Warret, 2006)

Este elemento se encuentra escaso en la atmósfera y en cantidades muy bajas en condiciones naturales. Sigue una parte del ciclo del agua, de la tierra al mar. Sus principales reservas son las rocas y depósitos naturales de fosfato, de las cuales se libera por la lixiviación, erosión o extracción, entre otros. La mayoría de todo el fósforo presente en los ecosistemas terrestres proviene de la meteorización de minerales de fosfato de calcio. Dentro de los ecosistemas, el ciclo interno del fósforo permite su regulación y disponibilidad, desde formas orgánicas hacia formas inorgánicas. Se encuentra presente como fósforo orgánico particulado, fosfatos orgánicos disueltos y fosfatos inorgánicos en los ecosistemas marinos y de agua dulce. A diferencia de los otros ciclos biogeoquímicos, el ciclo del fósforo es único debido a que no posee componente atmosférico significativo. El fósforo al igual que el nitrógeno, componentes de importancia en los ecosistemas, han aumentado sus concentraciones en un 80% (formando algún compuesto) debido a la agricultura, siendo el flujo actual de éste a los océanos aproximadamente 3 veces más que hace 50 años (Smith & Smith, 2007).

4.1.2.5. Producción primaria

Para que los ecosistemas se mantengan y se desarrollen sus procesos, es necesaria la participación y flujo de materia y energía, la cual es aprovechada por organismos autótrofos, capaces de sintetizar su propio alimento a través del proceso químico de la fotosíntesis. Mediante este proceso se logra sintetizar sustancias orgánicas con la ayuda de la energía solar,

por ejemplo, el agua y dióxido de carbono se transforman en glucosa. La *producción primaria bruta* (PPB) es la tasa a la que la fotosíntesis convierte la energía radiante (energía solar) en compuestos orgánicos y la *producción primaria neta* (PPN) es la diferencia entre la producción primaria bruta y la respiración (R) de los organismos autótrofos. A partir de este concepto, se deriva otro: producción neta del ecosistema (PNE) que es la diferencia entre la cantidad de carbono (C) fijado por la fotosíntesis y la respiración total de todo el ecosistema (autótrofos y heterótrofos) (Lovett et al., 2006). PNE denota por tanto la acumulación neta de materia orgánica o carbono por un ecosistema (Watson et al., 2000). Los procesos PPB, PPN y PNE dan lugar a la circulación del carbono como parte de su ciclo (Gráfico 55). Es así que este elemento es captado y retenido por los diferentes ecosistemas terrestres por corto, mediano y largos periodos de tiempo, y es por ello que la transformación o eliminación de ecosistemas terrestres irrumpen en el ciclo del carbono y en la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera. Uno de los mayores ecosistemas que almacenan carbono es la selva tropical del Amazonas, esto dadas sus características como la alta productividad (Watson et al., 2000) (Smith & Smith, 2007)

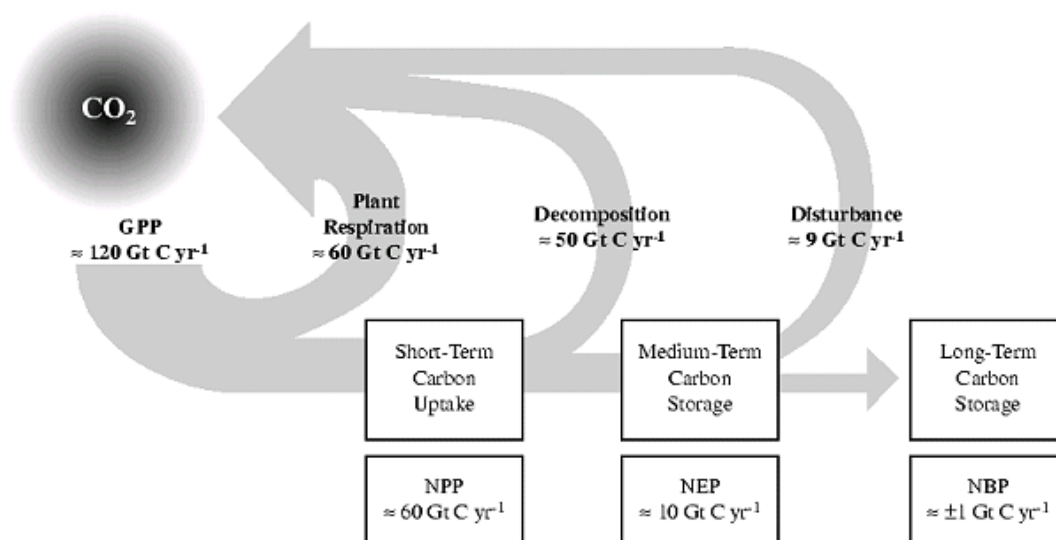


Gráfico 55. Circulación y captación mundial del carbono por ecosistemas terrestres
Fuente: (Watson et al., 2000)

En general, la PPN se expresa en unidades de energía por unidad de superficie por unidad de tiempo ($\text{kcal/m}^2/\text{año}$) o en unidades de materia orgánica seca ($\text{g/m}^2/\text{año}$) (Tabla 34). Se ha estimado que la eficiencia máxima de la captación de carbono para diversos ecosistemas oscila entre 0,4 y 0,8 $\text{gr C/MJ}_{\text{solar}}$; para sistemas agrícolas de alta producción los valores podrían ser superiores a 2 $\text{gr C/MJ}_{\text{solar}}$, según investigaciones (Smith & Smith, 2007).

Ecosistema	Producción primaria neta media g biomasa/m ² /año	Biomasa media kg/m ²
Selva tropical lluviosa	2000	44
Bosque tropical estacional	1500	36
Bosque templado perenne	1300	36
Bosque boreal	800	20
Sabana	15	4
Pantano	2500	15
Lagos y ríos	500	0,2

Fuente: (Smith & Smith, 2007)

Tabla 34. Ejemplo de producción primaria neta de algunos ecosistemas mundiales.

4.1.2.6. El suelo: Formación y composición

El suelo es uno de los agentes abióticos, base para el desarrollo de la vida en los ecosistemas terrestres, es hábitat para la diversidad de vida y el medio para el crecimiento de la vegetación en general, que a su vez es hábitat para la diferente fauna, por lo que podría incluso denominarse como sistema vivo (Jenny, 1980). En general, el suelo se lo conceptualiza como “un producto natural formado y sintetizado por la meteorización de rocas y la acción de los organismos vivientes” (Smith & Smith, 2007). Es así que varios factores intervienen en su formación, siendo éstos la roca madre, minerales y su meteorización; el clima, con las temperaturas, vientos y precipitaciones; los factores bióticos, como los hongos, animales, bacterias y plantas, que estabilizan la superficie del suelo, contribuyen con la meteorización, y descomponen materia orgánica incorporando y enriqueciendo el suelo con nutrientes; la topografía, que da lugar a erosiones y deslizamientos de suelo y que con interacción del clima, contribuye también con la meteorización, y finalmente, todos los factores anteriores se acentúan y afirman a través del tiempo. Con sus diferentes características físicas y químicas tales como el color, textura, humedad, estructura, etc., existen varios tipos de suelos (Gráfico 56) a partir de la combinación de los principales elementos como son la arcilla, limo y arena.

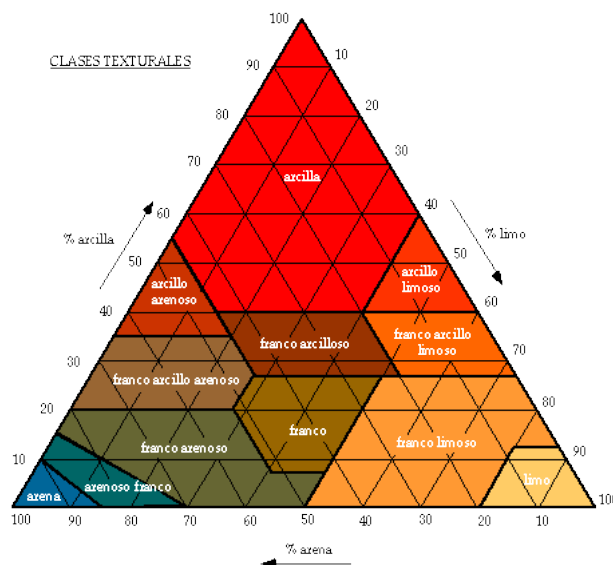


Gráfico 56. Texturas del suelo
Fuente: (Porta et al., 2014)

Por otra parte, los suelos están divididos por capas, denominadas *horizontes* que son 4: O, A, B y C (Gráfico 57). El primero, es la capa orgánica; el segundo (A) es la capa superior del suelo con contenido mineral, sobre el cual están las escorrentías superficiales (ríos); el tercero, B, es el subsuelo, por donde fluyen las agua subterráneas, y el cuarto (C) es la capa más profunda no consolidada proveniente de la roca madre (Smith & Smith, 2007) . En la formación de los diferentes suelos participan 5 procesos diferentes: laterización, calcificación, salinización, podsolización y gleyzación. La laterización se desarrolla en ambientes húmedos de regiones tropicales y subtropicales. La calcificación, tiene lugar cuando el suelo se deshidrata por excesos de evaporación y absorción de agua, permitiendo la ascendencia de sales disueltas y concentración en el horizonte B. Por su parte, la salinización siendo similar a la calcificación, se da en zonas más secas. A diferencia con el caso anterior, las sales salen y se concentran en la superficie. La podsolización se da por la materia orgánica de las coníferas que crea condiciones ácidas, eliminando hierro y aluminio del horizonte A. Por último, la gleyzación, ocurre cuando el suelo tiene poca permeabilidad debido a la concentración de materia orgánica y la ralentización de su descomposición (Smith & Smith, 2007).

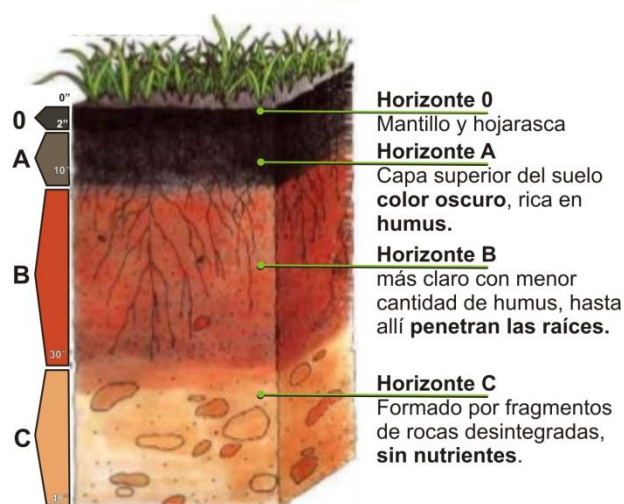


Gráfico 57. Horizontes del suelo.

Fuente: (Porta et al., 2014)

Las diversas actividades antropogénicas tales como la agricultura y ganadería han contribuido con eliminación de extensas áreas de los diferentes ecosistemas terrestres, causando el aumento de la erosión del suelo y su deterioro, entre otros. La erosión, proceso natural determinada como el desgaste de los suelos (ya sea por agua o viento), tiene lugar en los diferentes ecosistemas, regulada por factores como la flora, clima, topografía, etc. Este proceso permite el movimiento de suelo y nutrientes a través de escorrentías superficiales, equilibrando así unos factores con otros. La eliminación de plantas y árboles no solo que disminuye la presencia de materia orgánica y la descomposición de la misma que nutre al suelo, sino que además da lugar a que el viento tenga mayor impacto, interrumpiendo el ciclo de formación del suelo. Con ello, el ser humano requiere de aportes externos para su aplicación en el suelo, como fertilizantes, abonos, etc., que permitan satisfacer los requerimientos de nutrientes básicos (NKP) para el desarrollo de plantas. Al no existir un

proceso y equilibrio natural, el suelo se degrada con el paso del tiempo hasta quedar incapacitado de sustentar vida (MEA, 2005a) (Smith & Smith, 2007).

4.1.2.7. La biodiversidad: participación e interacción.

La definición de un ecosistema comprende la participación de los agentes bióticos (flora y fauna) los cuales en interacción mutua y con el ambiente intercambian materia y energía, participando y contribuyendo así con procesos naturales, siendo incluso decisivos en muchos de éstos como por ejemplo la polinización a través de insectos y aves, la eliminación de virus y enfermedades, reproducción y extensión de especies, etc., (Schulze et al., 2005). La biodiversidad se define como *“la variabilidad entre organismos vivos de todas las fuentes, incluidos, entre otras cosas, ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que son parte; esto incluye la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y los ecosistemas”*. Esta definición incluye 3 partes que son 1) la variabilidad y cantidad de especies, 2) la diversidad dentro de cada especie, y 3) la variabilidad de ecosistemas. Ésta ha sido afectada por las diferentes actividades antropogénicas que han destruido hábitats, sobreexplotado recursos, introducido especies, dando lugar a la rápida extinción de especies de flora y fauna. Existe suficiente evidencia sobre la vinculación entre la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas, jugando papeles importantes tales como productores primarios, consumidores y descomponedores, además de que la biodiversidad permite la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas. Por tanto, la alteración de la biodiversidad de un ecosistema por agentes externos tiene impacto directo en los procesos internos y en la salud de los ecosistemas (MEA, 2005b) (SEP, 2015).

4.2. Ecosistemas: Bienes, servicios y beneficios

4.2.1. Conceptualización

A nivel mundial, con la participación y acuerdo de organizaciones académicas-científicas de diferentes índoles, se han establecidos diferentes conceptos generales vinculados a los ecosistemas como *servicios, beneficios y bienes* ecosistémicos. El concepto de *servicios ecosistémicos* (SE) nos ayuda a describir la forma como los seres humanos están conectados y su dependencia con la naturaleza. No siendo la única definición, el Millenium Ecosystem Assesment determina a los servicios ecosistémicos como *“los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas”* (MEA, 2005a), concepto del cual parte para su propuesta de clasificación y determinación de los beneficios y bienes ecosistémicos. Para este caso, el *“servicio”* que otorga el ecosistema se determina directamente como sinónimo de *“beneficio”*, mientras que los bienes ecosistémicos están enmarcados como aquello que suministran los ecosistemas, por ejemplo, agua, madera, alimentos, etc.; es decir, aquello que es tangible y consumible. En este marco de definiciones, el CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) define a los servicios ecosistémicos como *“la contribución que los ecosistemas hacen al bienestar del ser humano”*, como resultado de una variedad de procesos, que a manera de un flujo en cascada, dan lugar resultados finales los cuales contribuyen con el bienestar humano. De esta manera, CICES redefine el concepto, determinando así los *servicios*

ecosistémicos como *finales*, ya que bajo éstos subyace una relación entre funciones, procesos y estructuras que los originan (Haines-Young & Potschin, 2013).

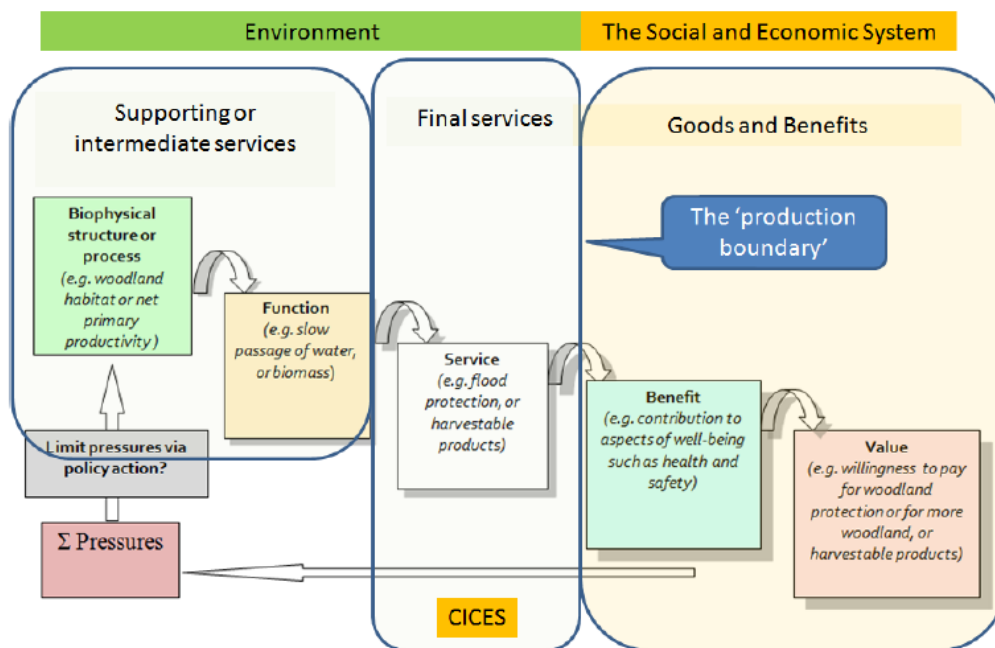


Gráfico 58. Modelo cascada de los servicios ecosistémicos.

Fuente: (Haines-Young & Potschin, 2013)

Por otra parte, los bienes y beneficios los determina como elementos o experiencias que derivan de los servicios finales, enmarcándolos como “*productos*”. Siguiendo con las definiciones, SEEA (2012) define a los servicios de los ecosistemas como “*las contribuciones de los ecosistemas para beneficios en el ámbito económico y otras actividades del ser humano*” (UN, 2012) mientras que TEEB (The Economics of Ecosystem and Biodiversity) expone que la conexión entre la naturaleza y la economía se la denomina como servicios ecosistémicos (Sukhdev et al., 2010).

La definición de servicios y bienes ecosistémicos no ha estado exenta de debates y discusiones, dada la complejidad de los ecosistemas. Parte del dilema, por ejemplo, entre *servicio* y *beneficio* es la identificación de lo que cambia en el bienestar humano. MEA (2005) usa como sinónimos las palabras *bienes* y *servicios*, mientras que otros argumentan que hay que saberlos distinguir, y que los conceptos no deben ser ambiguos (Haines-Young, 2009). Boyd & Banzhaf (2007) argumentan que los servicios son los componentes de la naturaleza consumidos, usado o disfrutados directamente por las personas y que esto debería diferenciarlos de los *procesos* y *funciones* en los ecosistemas. Los autores también señalan que los beneficios y los servicios difieren en concepto y que por lo tanto, no pueden aplicarse como sinónimos. Con ello, se tiene que identificar un beneficiario del servicio ecosistémico para denominarse *servicio*. Así mismo, cuestionan ciertos esquemas de clasificación de servicios ecosistémicos, ya que mezclan la *función ecológica* con *servicio* y *beneficio* (Boyd & Banzhaf, 2007). Estos autores ponen como ejemplo una “*masa de agua*”, que permite la recreación y la obtención de agua para consumo, en la medida de su calidad se pueden obtener ambos beneficios. Si el agua es de calidad y es directamente consumida, se puede considerar como un servicio, el recurso en

cuestión. Pero si la calidad de agua es necesaria para el crecimiento y desarrollo de peces para consumo humano, entonces la calidad del agua y el mantenimiento de la misma es una *función* o capacidad del ecosistema. Sin la calidad adecuada no habrían peces, lo cuales serían alimentos y por ende el servicio en sí.

Otros autores han expuesto que un *beneficio* es más bien considerado cuando impacta directamente sobre el bienestar de las personas y por el contrario, el *servicio* es algo que cambia el estado de bienestar. Las *funciones* de los ecosistemas se vuelven *servicios* solo si las personas se benefician de éstos y por lo tanto deben ser considerados simplemente como servicios intermedios (Fisher et al., 2009) (Fisher & Turner, 2008). Wallace (2007), quien sugirió una nueva clasificación de los servicios diferenciando las *funciones*, *servicio* y *beneficios*, cree que un *servicio* es algo que es consumido o experimentado por las personas y que todo lo demás es simplemente parte de las estructuras y procesos de los ecosistemas que da lugar a los *beneficios*. Así, este autor prefiere agrupar los servicios según los diferentes beneficios (Wallace, 2008).

Por otra parte, Brown et al., (2007) señala que los *bienes* son fundamentalmente tangibles, productos materiales que son el resultado de *procesos* ecosistémicos mientras que en la mayoría de los casos los *servicios* son mejoras de las condiciones o localización de objetos de valor (bienes). Sin embargo, afirma que esta categorización es muy difícil de aplicar. En este marco, la capacidad del servicio del ecosistema y el suministro de servicios están muy conectados respecto a los flujos y disponibilidad. *La disponibilidad de servicios ecosistémicos* se define como la capacidad de éstos de entregar un servicio mientras que el *flujo* corresponde a los *beneficios* que las personas reciben. La capacidad de los ecosistemas de proporcionar un flujo de servicios no solo se mide cuantitativamente, ya que también existen aspectos cualitativos (Maes et al., 2011) (Layke, 2009). En resumen, la definición que más prevalece sobre los servicios ecosistémicos señala que *son las contribuciones que los ecosistemas hacen al bienestar humano*. Por cuanto a los servicios de soporte (ver siguiente subsección) son considerados como sinónimos de “servicios intermedios” o “funciones ecológicas” con el fin de evitar doble conteo en las evaluaciones ecológicas.

No solo la conflictividad de conceptos como se ha expuesto es sujeto de debate, sino también la participación e inclusión de los componentes bióticos y abióticos, puesto que se parte de la idea de que todos los servicios ecosistémicos identificados dependen fundamentalmente de procesos vivos. Para Fisher & Turner (2008, 2009) los servicios ecosistémicos son esencialmente ecológicos en su tipo, y que los otros como culturales, estéticos, de recreación, no son servicios y es mejor considerarlos como beneficios para los cuales los ecosistemas contribuyen. Cuestiones como ¿pueden la nieve o las fuentes de energía renovable como la marina o eólica ser consideradas como servicios ecosistémicos? Para que se dé lugar a servicios finales, es de vital importante que se mantengan todos los procesos de la interacción de los agentes bióticos como abióticos. Todo proceso vivo hace que al final podamos aprovechar los servicios de los ecosistemas y mantener nuestro bienestar humano. Hay un problema conceptual y es que tanto los organismos vivos como el suelo, aire y agua se

relacionan con procesos geofísicos (procesos relacionados con la estructura y condiciones de la Tierra), de los cuales derivan elementos que son aprovechados y benefician a las personas, i.e., el viento, las mareas y la geotermia.

Partiendo del concepto de ecosistemas, los agentes bióticos son parte fundamental de éstos y es su interacción con los agentes abióticos (suelo, aire y agua) los que permiten que se genere el sistema como tal, por lo que la biodiversidad está directamente vinculada con todos los procesos que se dan en los ecosistemas. En el marco de los servicios ecosistémicos, también se discute en torno a la biodiversidad y como la afectación de ésta tiene un impacto directo en el suministro de servicios por parte de los ecosistemas. Así, dentro de la literatura se indica que el declive de la biodiversidad representa una amenaza al sistema de vida humano a nivel mundial debido a que la vida humana se sustenta en ella, además de que se critica la exclusión de su valor *per-se* (SEP, 2015). La biodiversidad, con toda su variación de vida sobre la Tierra, juega un papel importante en el establecimiento estructural de los ecosistemas, la cual es esencial para mantener los procesos básicos y dar soporte a las funciones de los ecosistemas las cuales están definidas por la capacidad o el potencial para entregar, suministrar un servicio ecosistémico que derivan de las funciones de los ecosistemas y representan el verdadero flujo de los servicios que se demandan. Los elementos abióticos interactúan con la biodiversidad con consecuencias importantes para los servicios ecosistémicos. El vínculo entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad es múltiple y variado; ésta última puede sustentar algunos servicios de los ecosistemas y otros no, incluso puede proporcionar algunas mejoras a los servicios en el corto plazo y ayudar a la provisión sostenible a largo plazo (Haines-Young, 2009) (Haines-Young & Potschin, 2010) (European Commission, 2013).

La conexión entre la biodiversidad con el entorno y el funcionamiento del ecosistema se basa por una parte, en la disponibilidad y el flujo de materia y energía, y por otra, en el rol que juegan los consumidores, productores primarios y descomponedores. Hay suficiente evidencia de que la pérdida de biodiversidad hace ineficiente a los ecosistemas al no existir captura efectiva de recursos, producción de biomasa, descomposición y el reciclaje de nutrientes esenciales (Cardinale et al., 2012). A altos niveles de biodiversidad, la pérdida de una especie tendría menos efecto que la pérdida de una especie en niveles bajos. Por ejemplo, si existe un número de especies desarrollan la misma función se presumiría que hay una redundancia en la función, sin embargo, esto no significa que la pérdida de una especie no tenga consecuencias a pesar de la existencia de otra que cumple el mismo rol. De hecho, tener varias especies que desarrollen la misma función podría ser vital. La variabilidad de especies también puede contribuir con la resistencia contra las tensiones del caso y la adaptación más rápida a cambios inesperados. Una mayor biodiversidad en el tiempo tendría efectos positivos en la estabilidad de las funciones dentro de los ecosistemas. Acciones antropogénicas que afecten a la biodiversidad por lo tanto restarían capacidad funcional a los ecosistemas, impactarían en la provisión de servicios, dejándolos vulnerables e incapaces de resistir cambios (SEP, 2015).

4.2.2. Clasificación

A pesar de que no existe una tipología única constituida a partir de las diferentes propuestas, la clasificación de los SE expuesta por Millenium Ecosystem Assessment (2005) ha sido y sigue siendo ampliamente aplicada al igual que sus categorías. En dicha clasificación, los servicios de los ecosistemas se agrupan en 4 categorías: provisión (SP), regulación (SR), de soporte (SS) y culturales (SC) (Tabla 35). En este esquema de clasificación, los servicios de provisión abarcan lo que otros autores denominan como *bienes ecosistémicos*, por ejemplo, el recurso agua. Por otras parte, en la clasificación propuesta por CICES se distinguen 3 grupos de servicios: de provisión, de regulación y culturales. En este esquema, se excluyen los servicios *de soporte* debido a que si las *cuentas* de los ecosistemas y la economía van a ser enlazados, un paso esencial es identificar y describir las salidas finales de los ecosistemas que las personas usan y valoran para así evitar doble contabilidad.

MEA Categorías	TEEB Categorías	Tipo de servicio	CICES Categorías
Alimentos	Alimentos	Servicios de provisión (SP)	-Biomasa-nutrición -Biomasa-materiales de plantas, algas y animales para usos agrícolas
Agua limpia	Agua		-Agua-para consumo humano (nutrición) -Agua-para otros usos (materiales)
Fibra, madera	Materia prima		-Biomasa (fibras y otros materiales de plantas, algas y animales para procesos y usos directos)
Recursos genéticos	Recursos genéticos		-Biomasa-materiales genéticos de toda la biota
Bioquímicos	Recursos medicinales		-Biomasa (fibras y otros materiales de plantas, algas y animales para procesos y usos directos)
Recursos ornamentales	Recursos ornamentales		-Biomasa (fibras y otros materiales de plantas, algas y animales para procesos y usos directos -Biomasa-basada en fuentes de energía Energía mecánica (a base de animales)
Regulación de la calidad del aire	Regulación de la calidad del aire		Servicios de regulación (TEEB)
Purificación y tratamiento de agua	Tratamiento de agua (purificación)	Servicios de regulación y soporte (MEA) Servicios de regulación y mantenimiento (CICES)	-Mediación por biota (desechos, tóxicos y otros) -Mediación por los ecosistemas (desechos,

Capítulo IV: Evaluación ecológica

		(SR, SS)	tóxicos y otros)
Regulación del agua	Regulación del flujo del agua Moderación de eventos extremos		-Mediación del flujo de líquidos
Regulación de erosión	Prevención de erosión		-Mediación del flujo de masa
Regulación del clima	Regulación del clima		-Composición atmosférica y regulación del clima
Formación del suelo	Mantenimiento de la fertilidad del suelo		-Formación del suelo
Polinización	Polinización		-Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y protección del banco de genes
Regulación de plagas y enfermedades	Controles biológicos		-Control de plagas y enfermedades
Producción primaria	Mantenimiento del ciclo de vida de especies migratorias		-Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y protección del banco de genes -Formación y composición del suelo Mantenimiento de las condiciones del agua
Ciclo de nutrientes	Mantenimiento de la diversidad de especies		-Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y protección del banco de genes
Valores religiosos y espirituales	Experiencias espirituales	Servicios culturales (SC)	Espirituales o emblemáticos
Valores estéticos	Formación estética		Representaciones intelectuales y representativas
Diversidad cultural	Inspiración para la cultura, el arte y el diseño		Representaciones intelectuales y representativas
Recreación y ecoturismo	Recreación y turismo		Interacciones físicas y experimentales
Sistema de conocimientos y valores educativos	Información para el desarrollo cognitivo		Representaciones intelectuales y representativas Otros salidas culturales (existencia, legado)
MEA provee una clasificación globalmente aceptada y reconocida.	TEEB provee de una clasificación actualizada basada en MEA		CICES provee un sistema de clasificación jerárquico a partir de lo propuesto por MEA y TEEB, basado en el modelo cascada (ver Gráfico 58)
<i>Fuente:</i> (European Commission, 2013)			

Tabla 35. Esquemas de clasificación de servicios ecosistémicos existentes

En otras propuestas de clasificación, por ejemplo, se divide entre bienes ecosistémicos (renovables - agua y no renovables - minerales) y servicios ecosistémicos (Brown et al., 2007); o se determinan qué elementos satisfacen y benefician al ser humano tanto cualitativa como cuantitativamente y en base a ello, se dividen los servicios de los ecosistemas según los procesos ecológicos (polinización, formación de suelo, etc.) y los elementos bióticos y abióticos (biodiversidad, suelo) (Wallace, 2008). También hay propuestas que separan los servicios ecosistémicos según la producción de bienes y/o procesos de regeneración (Daily, 1997); o de acuerdo a la conexión servicios-beneficios (Boyd & Banzhaf, 2007).

4.3. Estado actual de los ecosistemas y sus servicios.

El ser humano depende esencialmente de los ecosistemas y sus servicios. La alta demanda y extracción de recursos y servicios ha dado lugar a un gran y rápido crecimiento material y económico en los últimos 50 años, originando importantes cambios en los ecosistemas. Dichos cambios son incomparables con otros periodos de la existencia del ser humano sobre la Tierra. MEA (2005) identifica problemas en el manejo de los ecosistemas, dentro de los cuales expone que el 60% de los servicios ecosistémicos examinados (agua limpia, purificación de aire y agua, pesca y regulación del clima) están siendo degradados, explotados y usados descontroladamente y que los costos asociados con la degradación o pérdida de éstos son difíciles de cuantificar. Además señala por un lado que los cambios en los ecosistemas están aumentando la probabilidad de que se alcancen estados irreversibles y por otro, que los efectos dañinos a los ecosistemas están siendo transmitidos desproporcionadamente a la gente de bajo recursos económicos, lo que aumenta la inequidad y desigualdad entre grupo de personas.

En la actualidad, hay más ocupación de tierras para la agricultura y por ende mayor deforestación; se ha perdido un porcentaje considerable de corales y manglares, se ha cuadruplicado la cantidad de agua almacenada en embalses, los flujos y concentraciones de nitrógeno y fósforo se han multiplicado por dos y tres respectivamente, como también ha aumentado la concentración de CO₂ en la atmósfera (IPCC, 2013). Todo esto está dando lugar a grandes cambios en la vida en la Tierra y a la significativa pérdida de la biodiversidad. Muchos de los cambios en los ecosistemas se deben principalmente al crecimiento descontrolado de la demanda de alimentos, agua, combustibles, maderas y fibras. Además otras actividades antropogénicas como la construcción de carreteras, descarga de residuos, expansión de las ciudades, etc., han afectado también a los servicios ecosistémicos. Con relación al agua, su demanda se duplicó en las 4 últimas décadas; la capacidad instalada de las centrales hidroeléctricas se duplicó y la producción de la madera aumentó más de la mitad. (MEA, 2005a)

La demanda de un SE implica la degradación de otros, lo que conlleva un impacto directo e indirecto en el bienestar de los seres humanos. Ello se debe a razón de que la disminución de la capacidad del ecosistema de proveernos de sus servicios es directamente proporcional a la reducción de beneficios hacia el bienestar humano. Como ejemplo, un árbol con todas sus ramas crea protección contra el sol (sombra). A medida que sus ramas y hojas son cortadas, se

reduce el área de sombra y por tanto el beneficio que ésta ofrece (mejor sensación térmica, protección de la piel, etc.) La demanda de recursos está influenciada por su comercialización, y su explotación perjudica los beneficios no comercializables, degradándolos o incluso eliminándolos. De esta manera, la extracción de madera de un bosque perjudica directamente a otros servicios tales como turismo, recreación, captura de carbono, etc., que en términos monetarios tienen una valoración mayor pero no están en el mercado, por lo que manejar sustentablemente la demanda de un SE implica un alto coste (económico). A esto se suma la pérdida sobre todo de bienes capitales tales como el petróleo (recurso no renovable) o el agua (recurso renovable). En términos y balances económicos, la extracción de recursos y la demanda de SE representarían las ganancias, y por el contrario, en las cuentas globales, no se registran las pérdidas de estos bienes (MEA, 2005a).

4.3.1. Sistemas acuáticos, embalses e impactos al recurso hídrico.

Además de la duplicación de la capacidad de almacenamiento de agua, los reservorios han incluso triplicado el tiempo promedio en que una gota tarda en llegar al océano. La concentración del carbono en la atmósfera ha aumentado considerablemente; el nitrógeno y el fósforo, nutrientes esenciales en los ecosistemas, se encuentran en cantidades alarmantes sobre todo por el uso de fertilizantes. En particular, los ecosistemas de agua dulce han sido modificados a través con la creación de presas y la captación de agua para consumo humano. La construcción de éstas y otras estructuras a lo largo de los ríos ha afectado considerablemente los flujos (caudales) de los grandes sistemas fluviales del mundo en un 60%. Como los caudales de agua han disminuido, también lo han hecho los sedimentos que son fuente importante de nutrientes para el mantenimiento de los estuarios. A pesar de que las actividades humanas han aumentado los flujos de sedimentos en los ríos, por otra parte, los embalses y los desvíos de agua impiden que una gran parte de los sedimentos lleguen al mar, lo que da lugar a una reducción neta del 10% de la sedimentación de los estuarios (MEA, 2005a). A esto se suma el hecho de que el represamiento de los ríos ha perturbado el ciclo (orgánico) del carbono, vinculado con el flujo y bloqueo de nutrientes, siendo que su mineralización (degradación de materia orgánica) ha excedido su fijación en embalses (Maavara et al., 2017).

En el marco de los ecosistemas acuáticos, los humedales son zonas de la superficie terrestre que están temporal o permanentemente inundados, reguladas por factores climáticos y en constante interrelación con los seres vivos que los habitan, de acuerdo a la convención de Ramsar (2006). Se incluye en esta clasificación una amplia variedad de hábitats tales como pantanos, turberas, llanuras de inundación, ríos, lagos; áreas costeras tales como marismas, manglares, praderas de pastos marinos, arrecifes de coral y otras áreas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros, así como humedales artificiales tales como estanques de tratamiento de aguas residuales y embalses. Los ecosistemas acuáticos del mundo incluyen lagos, ríos, pantanos y regiones costeras y cubren más de 1280 millones de hectáreas (Ramsar, 2006). Los pantanos y/o humedales entregan un gran número de SE que contribuyen con el bienestar humano como peces, fibra, regulación de clima, purificación del

agua, regulación de inundaciones, abastecimiento de agua, recreación, protección costera, turismo, etc.

La provisión de agua limpia y peces son los dos SE de mayor importancia. Las principales fuentes de suministro de agua como los lagos, ríos, marismas y aguas subterráneas, son a menudo recargadas a través de humedales y juegan un papel importante en el suministro de agua. Otros de los servicios de los ecosistemas de humedales son la purificación del agua y desintoxicación de desechos, como por ejemplo reducción y eliminación de las concentraciones de nitratos; regulación del clima a través del secuestro y fijación de carbono de la biósfera; mitigación del cambio climático, controlando las modificaciones físicas; servicios culturales, que proveen beneficios espirituales, estéticos y educacionales. El agua no es solo un servicio de provisión por sí misma, sino que también es necesario para el sostén de demás servicios de provisión, de regulación y soporte (la fotosíntesis, producción primaria, ciclos de nutrientes). El papel de los humedales en el aprovisionamiento y regulación de agua es uno de los factores fundamentales por lo que garantizan la seguridad de ésta y el mantenimiento de los otros servicios ecosistémicos (MEA, 2005c) (Russi et al., 2012) (Sukhdev et al., 2010).

Por otra parte, tanto los ecosistemas acuáticos continentales como costeros influyen significativamente en el proceso del ciclo hidrológico y por lo tanto en el suministro de agua para las personas y los muchos usos que hacen de ésta, como por ejemplo riego, energía y transporte. Los cambios en éste ciclo a su vez afecta a los humedales lo que conlleva la alteración de inundaciones, recarga de aguas subterráneas, regulación hídrica, etc. Por ejemplo, las inundaciones son fenómenos naturales de importancia en el mantenimiento de muchas funciones de los ecosistemas en cuestión: transporte natural de materiales disueltos o suspendidos y de nutrientes. Las principales causas directas e indirectas de la degradación y pérdida de los principales ecosistémicas acuáticos (ríos, lagos, pantanos de agua dulce y otros) han sido el crecimiento demográfico y el aumento de desarrollo económico, que incluye el desarrollo de infraestructuras (tales como presas, diques), la conversión de tierras, retiro de agua, la contaminación, la sobreproducción, la sobreexplotación y la introducción de nuevas especies invasoras. En particular, la agricultura y sus prácticas actuales tienen altos impactos en los citados ecosistemas. El uso intensivo del agua y la excesiva carga de nutrientes ligados a los fertilizantes que se utilizan en esta actividad hace que nutrientes como el nitrógeno y fósforo aumenten en los humedales afectando el servicio del suministro de agua limpia y de algunas especie de peces.

Dentro del suministro de agua, grandes construcciones artificiales como lo son los embalses y/o reservorios destacan sobre lo demás, siendo responsables de la modulación de caudales de las cuencas. En la actualidad, alrededor de 45.000 embalses (15 metros de altura o con capacidad de almacenamiento de 3 millones de metros cúbicos) y posiblemente unos 800.000 embalses pequeños han sido construidos para el suministro de agua para consumo de las ciudades, la agricultura, generación de electricidad (centrales hidroeléctricas) y control de inundaciones. La presencia significativa de esa cantidad estimada de embalses y demás infraestructuras genera resultados positivos y negativos para los seres humanos (MEA, 2005c)

(Sukhdev et al., 2010). La modulación de caudal de agua para riego y la producción de alimentos, la oferta interna de agua, control de inundaciones y la generación de energía eléctrica, son los efectos positivos para el bienestar humano y por el contrario, los efectos negativos incluyen, entre otros, la fragmentación y destrucción de hábitats, la pérdida de especies, los problemas de salud asociados con el agua estancada, la pérdida de sedimentos y los nutrientes destinados a la zona costera. En algunos casos, los SE tienen un mayor coste-beneficio que las propias infraestructuras construidas por el hombre. Los trasvases entre sistemas hídricos, particularmente las grandes transferencias entre los principales sistemas fluviales, serán particularmente perjudiciales para los ecosistemas aguas abajo en la cuencas de origen. Además, el agua y los humedales son cruciales para el mantenimiento de muchas infraestructuras artificiales: sistemas de riego, suministro de agua municipal, la generación de electricidad y alcantarillado. Y no sólo la energía hidroeléctrica depende de la disponibilidad de agua, sino también las plantas termoeléctricas (a base de combustible fósil y nuclear), que dependen en gran medida de la disponibilidad de agua para la refrigeración. Dado que todos los servicios ecosistémicos relacionados con agua y provenientes de los humedales están siendo degradados a pasos alarmantes, el suministro seguro de agua se considera quizás el mayor reto al que se enfrenta la humanidad (Russi et al., 2012) (Castello & Macedo, 2016).

4.4. Economía de los servicios ecosistémicos

4.4.1. Valoraciones, métodos y aplicación

En el ámbito de la economía, es un hecho indiscutible que la vida del ser humano se sustenta en los recursos naturales y en los servicios que los diferentes tipos de ecosistemas proveen. La conexión entre la naturaleza y la economía se enmarca dentro de los *servicios ecosistémicos*. Estos servicios pueden ser vistos como el dividendo que la sociedad recibe del capital natural, y mantener este capital permite el flujo de los SE y por ende asegura el bienestar humano (Sukhdev et al., 2010) (Russi et al., 2012). Diferentes enfoques (cualitativos, cuantitativos, espaciales y monetarios) y herramientas pueden ayudar a evaluar y valorar los beneficios que se derivan de los ecosistemas en general, proporcionando información diferente y complementaria. Así, el análisis cualitativo se basa en describir los valores y beneficios que no son fácilmente traducibles a información cuantitativa mientras que los datos cuantitativos se utilizan para representar el estado y los cambios de los ecosistemas y sus servicios. En este contexto, el análisis espacial, a través del uso de mapas, permite conectar los datos cuantitativos con la información geográfica mientras que la valoración económica, se basa en información biofísica sobre los servicios prestados por los ecosistemas que derivan en valores (Russi et al., 2012).

La valoración económica y/o monetaria es una herramienta ampliamente utilizada que permite conocer, revelar, demostrar, etc., el “valor” que tienen los ecosistemas para el sistema de vida de los seres humanos y su importancia de mantenerlos, conservarlos y preservarlos, dando lugar a que se tomen las mejores decisiones con dichos fines. Sin embargo, la acción de valorar, como en este caso a través de la economía, tiene sus limitaciones y podría ser incluso contraproducente. Muchos elementos tienen un valor *per se* por lo que simplemente no se

(debe) puede valorar lo invaluable, mucho menos ponerle precio a todo aquello que es insustituible, esencial, etc. A esto se suma el hecho de que a pesar que las compensaciones por la pérdida o reparación de elementos de valor infinito, se expresan en unidades monetarias, no significa que todo (debe) puede ser privatizado y mercantilizado (De Groot et al., 2012).

Así como en el ámbito de los SE existen debates y discusiones en torno a su conceptualización frente a otros términos como “beneficios ecosistémicos”, “bienes ecosistémicos”, etc., en la valoración económica de los ecosistemas hay que tener claros los conceptos. Farber et al., (2002) recogen en su artículo conceptos necesarios en este tema, principalmente los conceptos de *sistema de valor*, *valor* y *valoración*. Señalan que un “sistema de valor” se refiere a “constelación intrafísica de normas y preceptos que guían el juicio y acción del ser humano” y que se refieren a las normativas y el marco moral por la cual los seres humanos nos regimos, asignamos importancia a nuestras necesidades y creencias. El término “valor” hace referencia a la contribución de una acción u objeto a las metas específicas por el usuario, ya sean objetivas o condiciones. La “valoración” es la acción de expresar el valor (económico para este caso) por una acción u objeto. De esta manera, la valoración ecosistémica representa el proceso de expresar el valor económico de un bien natural o de un servicio suministrado por los ecosistemas, lo que hace posible comprender su importancia para la vida antropogénica. Sin embargo, cabe recalcar que las herramientas de valoración económica-monetaria son antinaturales o antropocéntricos (Farber et al., 2002) (Fisher et al., 2011).

El valor económico es una de las muchas formas posibles de definición y medida de valor. La teoría de la valoración económica se basa en las preferencias y en las elecciones individuales. En general, cuando el precio de un bien aumenta, las personas comprarán menos de ese bien, es decir, que las personas exigen menos de algo cuando es más caro y a esto se conoce como la ley de la oferta y demanda. A menudo se asume erróneamente que el precio de mercado de un bien mide su valor económico, ya que el precio de mercado sólo nos indica la cantidad mínima que las personas que compran el bien están dispuestos a pagar por ello. (King & Mazzota, 2000).

De esta manera, la valoración económica se convierte en una herramienta útil para la comunicación del valor representativo de algún elemento en la vida del ser humano. El beneficio de utilizar esta evaluación como herramienta recae en el hecho que provee una unidad común que resume la complejidad del sistema como tal. No obstante, esta evaluación no debería usarse para establecer un precio de intercambio y por el contrario, debe utilizarse como un indicador de los beneficios que los ecosistemas proveen a los humanos (SEP, 2015). En este contexto, la evaluación económica de los ecosistemas debe ser vista como una herramienta guía del manejo de la biodiversidad, y no como una precondition para tomar una acción. Russi et al., (2012) argumenta que la valoración económica puede traducirse como la información obtenida a través de indicadores cualitativos y cuantitativos en términos económicos. Por ejemplo, el servicio de depuración de aguas residuales que proporcionan los humedales en óptimo estado puede ser valorado económicamente igual a una planta de tratamiento de aguas residuales que proporcionaría un servicio similar. Sin embargo, los

autores señalan que la determinación del valor tanto del agua como su tratamiento es diferente al *precio* pagado por los consumidores por el suministro y tratamiento del agua, y añaden que, en el caso del precio del agua para consumo humano, éste está determinado por factores como la infraestructura y los costos de potabilización, que pueden ser subvencionados y tener en cuenta otros factores. Esto es diferente del valor del ecosistema que proporciona suministro de agua como un servicio, por lo que los ecosistemas naturales pueden proporcionar servicios a un precio menor que los proporcionados por la ingeniería. La valoración ecosistémica ha tenido un desarrollo muy largo, pero su reconocimiento a nivel científico se dio ya a finales del siglo XX, con la publicación realizada en 1997 por Robert Costanza, que dio paso a nuevas y numerosas investigaciones.

Muchos SE están en el mercado, la mayoría tienen *un valor de uso directo* como los servicios de provisión (alimentos, agua) que surge de la interacción directa con el recurso natural mientras que otros tienen un valor de *uso indirecto*, que recientemente están teniendo una asignación económica. Por el contrario, muchos servicios no tienen ni uso ni valor directo y no son valorados económicamente (productividad primaria, recreación). De esta manera, el valor económico de los ecosistemas se distingue el uso directo, indirecto y la no utilización. Al final, la mayor parte de la valoración económica de los ecosistemas y sus servicios pasa desapercibida por lo que la agregación de valor económico a los bienes y servicios, es uno de los retos con los que se enfrenta la mayoría de los servicios al no estar presentes en el mercado comercial, lo que dificulta su valoración en términos monetarios (EEA, 2010).

Demostrar tanto el valor de la biodiversidad como de los SE en términos económicos o monetarios es útil en la toma de decisiones por parte de los gobernantes y otros actores de la sociedad, ya que así se podrá visualizar los beneficios de los ecosistemas y no sólo el coste de los bienes que se extraen de estos y que ingresan en el mercados, es decir, se trata de visualizar desde otra perspectiva como contribuyen los ecosistemas a la economía y bienestar humano, con las desventajas y ventajas. La gran variedad de literatura existente, entre informes y publicaciones de varias índoles exponen los diferentes y conocidos métodos de valoración económica de los servicios de los ecosistemas, sus enfoques y el valor relacionado con las funciones ecológicas, entendiéndose éstas como los procesos naturales que dan origen a los servicios ecosistémicos (Tabla 36) (Tabla 37) (Sukhdev et al., 2010) (Haines-Young, 2009) (EEA, 2010) (UN, 2012). Entre los métodos están:

Enfoque		Método	Valor
Valoración de mercado	Basado en precio	Precios de mercado	Uso directo e indirecto
	Basado en costos	Coste evitado	Uso directo e indirecto
		Coste de reemplazo	Uso directo e indirecto
		Coste de mitigación/restauración	Uso directo e indirecto
	Basado en	Función de producción	Uso indirecto

	producción	Factor de ingreso	Uso indirecto
Preferencia relevada		Método de costo de viaje	Uso directo (indirecto)
		Fijación de precio hedónico	Uso directo e indirecto
Preferencias declaradas		Valoración de contingente	Uso y no-uso
		Modelos de elección	Uso y no-uso
		Clasificación/categoría de contingente	Uso y no-uso
		Grupo de valoración deliberada	Uso y no-uso

Fuente: (Fisher et al., 2011)

Tabla 36. Métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos.

a) Valoración del mercado

Basado en precios:

- *Precio del mercado (market price).*- Estima el valor económico de los productos o servicios de los ecosistemas que son comprados y vendidos en el mercado comercial. Este método es mayormente aplicado a “bienes” ambientales (por ej. pescado, agua, combustible de biomasa) y a algunos servicios culturales y de soporte como recreación y polinización respectivamente. La asignación de precios de mercado pueden estar distorsionada debido a subsidios; por otra parte algunos servicios ambientales no se comercializan en el mercado.

Basado en costes:

- *Coste del daño evitado (Damage cost avoided).*- Estima el valor del servicio ecosistémico en base a los costos de daños debido a la pérdida de servicios, por ejemplo, el costo del servicio de control de inundación puede derivar del daño ocasionado por una inundación; protección costera por manglares. Existe dificultad de relacionar el nivel de daño con la cualidad del ecosistema.
- *Coste de reemplazo (replacement cost).*- Estima el valor del servicio ecosistémico en base a servicios de origen antropogénicos, es decir, construcciones hechas por el hombre reemplazarían el servicio que ofrece el ecosistema, por ejemplo, la purificación y mantenimiento de la calidad de agua como servicio de un humedal se valora en base al coste de la filtración y tratamiento químico en una planta de agua. En este método se podría subestimar el valor si la infraestructura antropogénica de reemplazo no provee todos los servicios que da el ecosistema, o podría sobrestimar el valor si la sociedad no está preparada para pagar por la infraestructura antropogénica.
- *Coste de mitigación o restauración (Mitigation/restoration costs).*- Este método se basa en la estimación del costo de mitigar los efectos por la pérdida del o de los servicios ecosistémicos, o de restaurar los servicios ecosistémicos, por ejemplo, la pérdida de pasto para el ganado puede ser valorado con la adquisición de alimento para ganado en el mercado; la valoración de la restauración es similar a los métodos del costo del daño evitado y de reemplazo. Podría existir una subvaloración del o los servicios.

Basado en la producción:

- *Función de producción/factor de ingreso (Production function/factor income)*.- Se utiliza para estimar el valor económico de los productos o servicios ecosistémicos en base a la contribución en la producción de bienes comercializables, como por ejemplo, los arrecifes de coral ayudan en la pesca, manteniendo la población de peces; la fertilidad del suelo mejora los campos de cultivos y por ende el ingreso económico de los granjeros. Para este método se requiere datos de alta calidad, por lo que es técnicamente difícil.

b) Preferencia revelada

- *Coste de viaje*.- Este método estima el valor del servicio ecosistémico asociados a un ecosistema o sitio que es usado como recreación, es decir, que en base al costo de acceso al lugar en cuestión se valora el bien o servicio. Es utilizado ampliamente para lugares turísticos como parques nacionales, o áreas protegidas ya sean terrestres o marinas. Requiere de datos de alta precisión y calidad por lo que es técnicamente complejo.
- *Fijación de precios hedónicos (Hedonic pricing)*.- Estima el valor del servicio ecosistémico a partir de las afectaciones de los precios en el mercado, es decir, estima la influencia de las características ambientales en el precio de productos comercializados. Este método es usualmente aplicado en casas y a la variación de precios de éstas. Entre los costos asociados está la contaminación del aire, agua, o por ruido; servicios como los estéticos o de recreación. Este método requiere de datos de alta calidad.

c) Preferencia declarada

- *Valoración Contingente (Contingent valuation method)*.- Este método se utiliza para todos los servicios ecosistémicos, sobre todo para estimar el valor de los servicios que no tienen valor de uso directo y que por ende, son difícil se valorar en el mercado, como por ejemplo, la pérdida de especies, contaminación del aire, áreas naturales. Es un método polémico y costoso de implementar.
- *Modelos de elección (Choice modelling)*.- Es método es similar al de contingente. Se basa en encuestas de elección de escenarios hipotéticos. Es válido tanto para valorar servicios de uso directo como de no uso y puede ser aplicado a través de varios métodos como elección de experimentos, clasificación de contingentes, etc. Así mismo, es costoso de implementar, además de que presenta dificultades técnicas.
- *Valoración grupal (Group valuation)*.- Este método permite cubrir las deficiencias de otros métodos que utilizan encuestas para valorar el servicio ecosistémico.
- *Factor de ingreso neto (Net factor income)*.- Conocido también como método del valor derivado, estima el valor del servicio o producto ecosistémico a partir de la contribución de éste en el mercado, es decir, estima su valor en base a la diferencia de costos asociados en la obtención de un producto comercializado en el mercado, como por ejemplo, la filtración de agua por los humedales o la calidad de agua que afecta directamente a los cultivos. Este método podría sobrestimar el valor del servicio del ecosistema.

También existen métodos basados en la *transferencia del valor*:

- *Transferencia de valor o beneficio (Value-benefit transfer)*.- Este método valora el servicio ecosistémico en base a valores estimados en otros sitios, es decir, que hace la valoración mediante la transferencia de información de estudios disponibles ya realizados en otro lugar y es aplicable a cualquier producto o servicio de los ecosistemas. Por ejemplo, la si la valoración de la pesca se hizo en un país, ésta se podría aplicar en otro. Es muy usado debido a que es muy costoso y difícil la recolección de datos primarios. Este método puede basarse en varios métodos:
 - *Unit value*, el más simple, sencillo y aplicado. Usa un valor medio por unidad estimado para evaluar los bienes y servicios;
 - *Adjusted unit values*, más complejo que el anterior, ya que incluye múltiple variables espaciales y hace ajustes en las diferencias entre el estudio y políticas del sitio, en los precios y entre sitios;
 - *Value functions*, se apoya en métodos como costo de viaje, fijación de precios hedónicos, evaluación por contingencia, o modelos de elección;
 - *Meta analytic value functions*, es el más preciso y complejo de todos, utilizando múltiples variables y conectándolas entre éstas; se basa en una colección de estudios a partir del valor de la función estimado en múltiples estudios.

Función ecológica	Servicio ecosistémico	Tipo de valor
Control de inundación y caudal	-Protección contra inundaciones	-Uso indirecto
Mitigador de tormenta	-Protección contra tormentas	-Uso indirecto
Retención de sedimentos	-Protección contra tormentas	-Uso indirecto
Carga y descarga de aguas subterráneas	-Suministro de agua	-Uso indirecto
Mantenimiento de la calidad de agua/retención de nutrientes	-Mejorado de la calidad de agua -eliminación de desechos	-Uso indirecto -Uso directo
Hábitats y viveros para plantas y animales	-Caza y pesca comercial -Actividades de caza y pesca -Cultivo de materiales naturales -Fuentes de energía	-Uso directo -Uso directo -Uso directo -Uso directo
Diversidad biológica	-Uso potencial a futuro -Apreciación de especies existentes	-Opcional -no uso
Estabilización microclimática	-Estabilización de clima	-Uso indirecto
Secuestro de carbón	-Mitigación de cambio climático	-Uso indirecto
Ambiente natural	-Amenidad y estética -Actividades recreacionales -Valor de dejar ambiente natural para futuras generaciones	-Uso directo -Uso directo -No uso

Fuente: (EEA, 2010)

Tabla 37. Relación entre la función ecológica, el servicio y el tipo de valor

Existen muchos ejemplos dónde se valoran económicamente áreas naturales a través de la estimación del coste y beneficio de su mantenimiento. Por ejemplo, la protección costera por parte de los manglares y los arrecifes de coral (Reguero et al., 2018). Desafortunadamente, la

mayoría de los estudios de valoración económica no incluyen ni evalúan todos los SE y sólo se concentran en los de mayor interés o relevancia, además de que toda la biodiversidad no puede ser estimada con los métodos actuales. A pesar de ello, la demostración del valor económico de los ecosistemas ayuda en el uso más eficiente de los recursos naturales, en la toma de decisiones que contribuyan con la protección y mantenimiento de los ecosistemas a partir de incentivos, impuestos y eliminación de subsidios perjudiciales ambientalmente, etc. No obstante, la evaluación económica puede comprenderse como una privatización y comercialización de los servicios ecosistémicos, lo que puede ser contraproducente para la protección de los ecosistemas y su sostenibilidad (Fisher et al., 2011) (Russi et al., 2012).

Desde su enfoque, el TEEB (2010) señala que la valoración de los ecosistemas y de la biodiversidad tiene límites y riesgos, con un sin número de complejidades. Es por tanto un reto que requiere de aplicación de metodologías y una cuidadosa selección de las mismas. Dado el alto interés en la valoración monetaria y la existencia de compromisos para comprender más que el valor, el significado de la Naturaleza, es importante tener una visión realista sobre el alcance y limitaciones de las diferentes herramientas de valoración. A su vez, las metodologías biofísicas y monetarias deben combinarse para lograr una visión conjunta de todos los beneficios. Entre otros, la ética, necesidades culturales, derechos humanos no son de importancia en un análisis económico. Vale agregar que la valoración monetaria es antinatural e ignora todos los ecosistemas que no proveen beneficios directos a la economía. Sin embargo, el uso de este tipo de valoraciones mejora la visión social hacia los ecosistemas como también fundamenta la necesidad de cambios significativos en la manera de relacionarnos con la Naturaleza (Sukhdev et al., 2010) (EEA, 2010).

En el contexto de las metodologías para la valoración de servicios ecosistémicos, varios autores dentro de la literatura hacen recopilaciones sobre qué servicios ecosistémicos se evalúan con qué métodos, cuáles son los más comunes y cual el más apropiado en aplicar para cada servicio, así como también la transferibilidad de su valorización (Tabla 38).

Servicio ecosistémico	Sensibilidad para la valoración económica	Método más apropiado para valoración	Transferibilidad
Regulación de gases	Mediana	VC, CE, CR	Alta
Regulación del clima	Baja	CE	Alta
Regulación disturbios	Alta	VC	Mediana
Regulación biológica	Mediana	CE, P	Alta
Regulación del agua	Alta	M, CE, CR, H, P, VC	Mediana
Retención de suelo	Mediana	CE, CR, H	Mediana
Regulación de desechos	Alta	CR, CE, VC	Mediana-alta
Regulación nutrientes	Mediana	CE, VC	Mediana
Suministro de agua	Alta	CE, CR, M, CV	Mediana
Alimentos	Alta	M, P	Alta
Materia prima	Alta	M, P	Alta
Recursos genéticos	Baja	M, CE	Baja
Recursos medicinales	Alta	CE, CR, P	Alta
Recursos ornamentales	Alta	CE, CR, H	Mediana
Recreación	Alta	CV, VC, rango	Baja

Estéticos	Alta	H, VC, CV, rango	Baja
Ciencia y educación	Baja	Rango	Alta
Espirituales e históricos	Baja	VC, rango	Baja
CE= costo evitado; VC= valoración contingente; H= precio hedónico; M= precio del mercado; P= enfoque de producción; CR= costo de reemplazo; CV= costo de viaje. Fuente: (Haines-Young, 2009) (Farber et al., 2006)			

Tabla 38. Métodos más aplicados para la valoración de los diferentes servicios ecosistémicos

4.4.2. Estudios de valoración económica de servicios ecosistémicos.

El resultado final que se obtiene de la valoración económica de los SE en unidades monetarias, difiere de un lugar a otro debido a la variedad de métodos y sobre todo porque tiene base en el sistema económico predominante el cual fluctúa mundialmente, por ejemplo, el costo que tiene el suministro de un metro cúbico de agua variaría entre China, Alemania y Brasil. En 1997, Robert Costanza y demás autores realizaron una publicación única donde se estimó el valor económico de 17 servicios ecosistémicos entre 16 biomas presentes en la biósfera terrestre, dando como resultado un valor estimado en un rango entre 16-54 trillones de dólares (10¹²) por año, con un promedio de 33 trillones de dólares por año. A esto, los autores añaden que la mayoría de este valor económico estimado está fuera del mercado y que, en cualquier caso, dicho valor estimado debe ser considerado como un mínimo (Costanza et al., 1997).

Una publicación más reciente expone una visión en conjunto de los valores económicos de los servicios ecosistémicos provenientes de 10 biomas alrededor del mundo (océano, arrecifes de coral, sistemas costeros, humedales costeros, humedales continentales, lagos, bosques tropicales, bosques templados, bosques y pastizales), dónde aproximadamente 1350 valores de SE fueron codificados y guardados en una base de datos y 665 estimaciones de valores fueron seleccionadas y usadas para el análisis, dando como resultado un valor considerable que oscila entre 490 y 350.000 dólares por año (Int\$/ha/año^r), considerando que de una hectárea promedio hay un conjunto de SE (De Groot et al., 2012). Para cada bioma, 22 SE se tomaron en cuenta, siguiendo la clasificación del TEEB. Por ejemplo, el agua (dulce) como servicio de provisión, en un bosque tropical, tiene un valor de 27 Int\$/ha/año, mientras que el mismo recurso proveniente de un río o lago, tiene un valoración de 1808 Int\$/ha/año; para el servicio de regulación del clima, los arrecifes de coral tienen un valor de 1188 Int\$/ha/año mientras que ese mismo servicio en un bosque tropical tiene un valor de 2044 Int\$/ha/año.

Los valores expuestos por De Groot et al., (2012) tienen como referencia los precios del año 2007. Para los autores, es importante comprender que la biodiversidad y los servicios ecosistémicos ligada a ésta no pueden seguir siendo tratados como inagotables, de bienes libres y que sus verdaderos valores para la sociedad tanto como los costos por daños y degradación tienen que ser considerados como parte del sistema económico y no excluidos como sucede. Entre sus conclusiones, De Groot et al., (2012) señalan 1) que los valores presentados son una mezcla de los que están y no están en el mercado y 2) que el valor más

^r Un dólar internacional (Int\$) compraría en el país citado una cantidad comparable de bienes y servicios que compraría un dólar de EE. UU en los Estados Unidos

importante está fuera del mercado y que apenas puede ser captado una ínfima parte del verdadero valor.

De la literatura científica, se pueden recopilar múltiples casos de valoraciones ecosistémicas. En Japón se hizo una valoración a los servicios de una reserva forestal, dentro de los cuales se valoró servicios como la recreación, purificación del agua, circulación de nutrientes, etc. Para un total de 7 servicios valorados, los resultados arrojaron que cada hectárea tendría un valor que oscila entre USD 17016-17671 por año (Ninan & Inoue, 2013). En Indonesia, se valoró un área en el que existen plantaciones de palma africana y bosques protegidos/primarios, hábitat de flora y fauna, entre los que están el orangután. El hábitat como servicio fue incluido en la valoración (Sumarga et al., 2015). Otro caso se reporta en Nepal, donde una reserva de fauna silvestre fue valorada combinando los métodos precio de mercado y transferencia de valor. En su valoración, incluyeron servicios tales como protección contra inundaciones, ecoturismo y combustible. En base a los habitantes colindantes del lugar, los servicios representaron un valor de USD 982 por casa, siendo el 85% de los servicios de provisión (Sharma et al., 2015).

4.4.3. Incertidumbre de la valoración económica ecosistémica.

En el marco hidroeléctrico, este tipo de energía también ha sido valorado como uno de los más importantes cuando se cuenta con una gran cuenca hidrográfica, la cual además provee de otros servicios como agua para riego, navegación y producción de alimentos (Tesfaye et al., 2016). Un estudio particular que realizaron Boithias et al., (2016) determinó y cuantificó las diferentes fuentes de incertidumbre en la valoración económica de los servicios ecosistémicos, con la finalidad de generar una guía para reducir la incertidumbre a su mínimo. La incertidumbre, que según su magnitud es crucial en la toma de decisiones, se da tanto en la valoración económica como en la valoración biofísica, siendo que es parcialmente considerada o totalmente ignorada, y no existen guías para evaluarla en el marco de las valoraciones. Distinguen los autores dos tipos de incertidumbre: la estructural, que se refiere al proceso de valoración y se origina a partir de la selección de servicios ecosistémicos, beneficios y medidas de valoración; y la paramétrica, que se origina de la elección de los métodos de valoración económica. Basándose en un caso de estudio y habiendo determinado las fuentes de incertidumbre tales como la cantidad de servicios, la cantidad de beneficios considerados para cada servicio, las medidas de valoración usadas para evaluar cada beneficio, y la incertidumbre en los parámetros de las medidas de valoración, autores exponen las siguientes recomendaciones para reducir al mínimo las incertidumbres:

- Definir y conectar los servicios ecosistémicos con las funciones que los mantienen;
- Identificar todos los beneficios (hacia el ser humano y su bienestar)
- Seleccionar la mayor cantidad de beneficios posibles (≥ 2 beneficios por servicio);
- Identificar todas las medidas de valoración potencialmente aplicables;
- Seleccionar de ser posible, 2 medidas de valoración para cada beneficio;
- Realizar un análisis de sensibilidad para identificar los parámetros más relevantes de las medidas de valoración seleccionadas.

Para evaluar la incertidumbre estructural, Boithias et al., (2016) cuantificaron el valor monetario total de los SE considerados (4) en la Cuenca del río Llobregat en Cataluña (España), combinando de todas las maneras el servicio, beneficio y la medida de valor. Para el caso de la incertidumbre paramétrica, se utilizó el software de Monte Carlo, 3000 simulaciones considerando todas las metodologías existentes y disponibles. Entre sus resultados, por ejemplo, el valor de la protección de erosión y sus beneficios oscila entre 0-49 M€/año; el valor económico de la provisión de hábitat para especies oscila entre 0,001-351 M€/año. Se concluye así que cuanto mayores servicios y beneficios se elijan, menor será la incertidumbre (Boithias et al., 2016).

Las valoraciones económicas de los SE expuestas en la literatura evidencian que pocos son los servicios considerados (menor a 10) y en la mayoría de los casos, no se señalan ni identifican los posibles beneficios ni beneficiarios. Lo mismo ocurre dentro de la escasa literatura sobre la valoración ecosistémica en centrales hidroeléctricas. Si bien es cierto que Wang et al., (2010), Li et al., (2015) evalúan los daños ecológicos de centrales hidroeléctricas a diferentes escalas (in situ, río y cuenca), el número de SE es por una parte, insuficiente para reducir la incertidumbre (Boithias et al., 2016) y por otro, no se ha considerado SE afectados aguas del embalse. En este mismo marco, Liang et al., (2016) llevó a cabo un análisis ecológico de los beneficios y pérdidas en el que, a pesar de incluir un gran número de servicios ecosistémicos, incluye beneficios externos a la propia infraestructura dentro de la contabilidad, tales como el transporte fluvial o la sustitución de fuente de energía. Además, señala como beneficio la reducción de emisiones de carbono cuando las evidencias expuestas en la literatura y en el capítulo 2 de esta tesis, demuestran que los embalses hidroeléctricos generan grandes cantidades de CO₂ y CH₄.

4.5. Valoración de los servicios ecosistémicos

4.5.1. Propuesta de evaluación: Balance ecosistémico

En el Capítulo II se describió los casos de estudio con sus geolocalizaciones y los ecosistemas en donde se encuentran. En el marco de la valoración de los servicios ecosistémicos y a efectos de determinar cuantitativamente las ganancias o pérdidas netas de los servicios ecosistémicos, se plantea un balance a través de la siguiente expresión:

$$\Delta SE_n = \sum SE_d - \sum SE_a \quad \text{Ec. 60}$$

Siendo ΔSE_n el valor neto de los servicios ecosistémicos en \$/año; SE es el valor total de los servicios ecosistémicos para los escenarios antes (a) y después (d) de la construcción de la central hidroeléctrica respectivamente (Tabla 39 y Tabla 40). Dentro de los escenarios antes de la implementación de la central hidroeléctrica, se consideraron y valoraron tanto el ecosistema terrestre primario (bosque virgen) como el ecosistema intervenido por actividades antropogénicas (bosque secundario), a fin de contrastar resultados y obtener valoraciones más afinadas de la realidad previa a su construcción. Para el caso de ΔSE_n , el resultado negativo denota pérdidas ecológicas mientras que el positivo, ganancias.

Estado	Denotación	Detalle	Alcance y límite
Antes	a0	Ecosistema terrestre -Bosque tropical primario	Escala planta y aguas abajo
Antes	a1	Ecosistema terrestre - Bosque tropical modificado	
Después	d0	Hidroeléctrica Baba – Proyecto original	
Después	d1	Hidroeléctrica Baba – Proyecto rediseñado	

Tabla 39. Valoración de los servicios ecosistémicos y escenarios, CHB

Estado	Denotación	Detalle	Alcance y límite
Antes	a0	Ecosistema terrestre Bosque de neblina primario	Desde la captación hasta vertido aguas abajo (área de extensión del proyecto sobre las cuencas hidrográficas)
Antes	a1	Ecosistema terrestre Bosque de neblina modificado	
Después	d0	Hidroeléctrica Mazar-Dudas Proyecto original	

Tabla 40. Valoración de los servicios ecosistémicos y escenarios, CHMD

Para cada uno de los posibles balances ecológicos se determinó la eficiencia de servicios ecosistémicos (ESE), definida como el ratio entre el valor total de los servicios ecosistémicos antes y después, suministrados por el ecosistema en cuestión. Dicho ratio, por tanto, es un indicador de las ganancias o pérdidas ecológicas desde la perspectiva de los servicios ecosistémicos.

Expresión	Valor	Especificación
$ESE = \frac{ES_d}{ES_a}$ Ec. 61	<1	SE después menores que antes
	=1	SE después iguales que antes
	>1	SE después mayores que antes

EE es la eficiencia de servicios ecosistémicos (adimensional); ESa and ESb son el valor económico total de los servicios ecosistémicos antes y después de la implementación del proyecto hidroeléctrico, en \$/año.

Tabla 41. Especificaciones de la eficiencia ecológica (ESE).

4.5.1.1. Rediseño de la central hidroeléctrica Baba.

Dado que la central hidroeléctrica Baba tiene un diseño ciertamente particular con respecto a este tipo de centrales, su esquema fue rediseñado con la finalidad de analizar el desempeño ecológico de un esquema más común. De esta manera, este tipo de evaluaciones puede extrapolarse, con todas las reservas, a otros casos. Denotado como d1 (Tabla 39), este nuevo diseño tiene la casa de máquinas sobre la misma cuenca de la cual se aprovecha sus aguas. La capacidad instalada fue reconsiderada y determinada de acuerdo al potencial ambientalmente factible, al límite de caudal para prevenir inundación aguas abajo y a la correlación de éste con el histograma de precipitaciones (Zhang et al., 2014) (Enríquez & Enríquez, 2011) (Solano & Vintimilla, 2013). Así, el caudal máximo factible a aprovechar y que bajo precipitaciones de alta intensidad ayudaría a evitar inundaciones sería de 110 m³/s, muy cercano al caudal medio anual, dando lugar a un caudal medio anual de generación de 70,9 m³/s. Considerando el mismo tipo de turbinas que el proyecto original (Kaplan), de 55 m³/s cada una, la altura neta de 26 metros, y eficiencia global de 91%, la potencia instalada (E_p) sería de 25 MW (Gráfico 59) en base a la expresión de la energía potencial (Ioannidou & O’Hanley, 2018):

$$E_p = \rho \times g \times h \times q \times \eta \quad \text{Ec. 62}$$

Siendo ρ la densidad del agua, q , el caudal máximo en m^3/s , g , la gravedad ($9,81 m/s^2$), h , la altura en metros y η el rendimiento (%). Para determinar la energía anual, se utilizó el ratio de $64,5 Wh/m^3$ del proyecto original. Por consiguiente: la generación media anual sería de:

$$Baba_{25 MW} = \frac{2258,4 \times 10^6 m^3 \times 10^3 \times 26 m \times 9,81 \frac{m}{s^2}}{3600} \times 10^{-09} \times 0,91 = 145,6 \frac{GWh}{año}$$

Con un volumen de agua total de $2258,4 hm^3/año$ y un factor de planta de $65,8\%$. Dado que para evitar inundaciones se trasvasará agua, dicha acción permitirá puntualmente generar electricidad extra, siendo ésta de $170,7 GWh/año$, en base a un ratio de $158,3 Wh/m^3$ y un volumen de $1079 hm^3/año$.

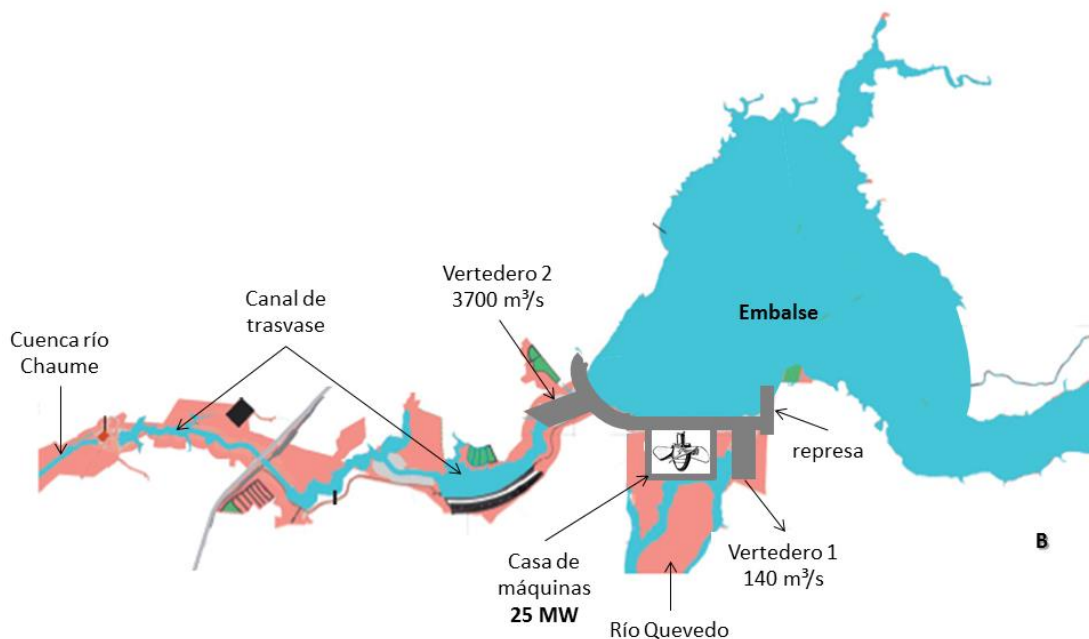


Gráfico 59. Nuevo diseño hipotético de la central hidroeléctrica Baba.

A efectos de mantener la misma capacidad de regulación, junto a la casa de máquinas se aloja un primer vertedero de $140 m^3/s$ que permitirá el desagüe del caudal necesario. Un segundo vertedero se localiza a un costado del embalse, mediante el cual se verterá agua hacia el canal de trasvase. Dicho vertedero mantiene la misma capacidad del proyecto original ($3700 m^3/s$) que podrá hacer frente a posibles avenidas. Para este nuevo diseño, los mismos servicios ecosistémicos que en el proyecto original (d0) fueron valorados.

4.5.2. Determinación de los métodos para la valoración.

A partir de la identificación de los ecosistemas donde se construyeron ambas centrales, se determinaron los servicios ecosistémicos con sus respectivas metodologías de valoración (Tabla 42).

Capítulo IV: Evaluación ecológica

No	Tipo	Servicio	Metodología de valoración	Beneficios	Beneficiarios	Baba	Mazar-Dudas
1	Provisión	Suministro de agua	Precio de mercado	-Agua potable -Irrigación -Generación eléctrica	-Hogares -Agricultores -Productores de energía eléctrica	X	X
2		Alimentos	Precio de mercado	-Alimentación	-Ser humano -Agroindustria -Ganadería	X	X
3		Materia prima	Precio de mercado	-Productos elaborados	-Productores -Industria manufacturera	X	X
4		Hidroenergía	Precio de mercado	-Reducción de emisiones y de consumo de recursos no renovables	-Hogares -Estado	Y*	X
5	Regulación	Regulación de gases	Precio de mercado	-Reducción de efecto invernadero	-Ser humano -Agricultura -Ganadería -Pesca	X	X
6		Calidad de aire	Coste de reemplazo	-Salud humana	-Todos	X	X
7		Calidad y tratamiento de agua	Coste evitado	-Accesibilidad al recurso agua	-Plantas potabilizadoras -Industria -Agricultura -Pesca -Ganadería	X	X
8		Regulación y almacenamiento hídrico	Coste de reemplazo	-Contribución procesos ecológicos	-Usuarios del suelo -Agricultura -Ganadería	X	n/a
9		Control de inundación	Coste evitado	-Aprovechamiento del suelo -Protección tierras agrícolas	-Usuarios del suelo	X	n/a
10		Regulación de la erosión	Coste de oportunidad	-Mantenimiento de la productividad	-Usuarios del suelo	X	X
11		Protección hidrogeológica	Costo de reemplazo	-Protección tierras agrícolas y población.	-Usuarios del suelo	n/a	X
11		Control biológico	Coste evitado	-Protección contra enfermedades y plagas	-Agricultores -Agroindustria -Ganaderos	X	X
12	De Soporte	Formación y mantenimiento del suelo	Coste evitado	-Crecimiento de biomasa	-Todos	X	X
13		Circulación de nutrientes	Precio de mercado	-Crecimiento de biomasa/procesos naturales	-Todos	X	X
14		Hábitat y biodiversidad	Coste de reemplazo	-Mantenimiento de procesos ecológicos	-Todos	X	X
15		Producción primaria	Coste de mercado	-Acumulación de energía -Desarrollo de materia	-Todos	X	X
16	Cultural	Recreación	Coste de viaje	-Permite el esparcimiento/turismo	-Ser humano	X	X
17		Desarrollo cognitivo		-Educación.		X	X

*posterior a la construcción de la central hidroeléctrica
Fuente: (Li & Gao, 2016) (Auerbach et al., 2014) (Boithias et al., 2016) (Brown et al., 2007) (Boyd & Banzhaf, 2007) (Brown et al., 2007) (Costanza et al., 1997) (Cardinale et al., 2012) (Cook et al., 2017) (De Groot et al., 2012) (D'Amato et al., 2016) (European Commission, 2013) (Fanaian et al., 2015) (Farber et al., 2002) (Fu et al., 2014) (Fisher et al., 2011) (Guo et al., 2001) (Guo et al., 2000) (Häyhä et al., 2015) (Li et al., 2006) (Liang et al., 2016) (Lovett et al., 2006) (MEA, 2005a) (MEA, 2005c) (Molles, 2012) (Ninan & Inoue, 2013) (Ninan & Kontoleon, 2016) (Russi et al., 2012) (Schulze et al., 2005) (Tefaye et al., 2016) (Sharma et al., 2015) (Xie et al., 2010) (Zhang et al., 2014)

Tabla 42. Identificación de servicios ecosistémicos, métodos de valoración y beneficiarios

4.5.2.1. Central Hidroeléctrica Baba

Tipo	Servicio	Método*	Valoración	Detalles	Denotación
Provisión	Suministro de agua	PM	$SA_{a,d} = Va_{a,d} \times Cp$ $Va_{a0,1} = Qr \times 3600 \times 24 \times 365$ $Va_{d0,1} = (Qr \times 3600 \times 24 \times 365) + Ve$	Coste medio a partir de los costes de acceso público (para fines hidroenergéticos) y servicio de suministro de agua (a través de infraestructuras civiles).	- SA_{a,d} : valor del servicio del agua, \$/año. - Va_{a,d} : Volumen total de agua suministrado por el ecosistema o por el embalse tanto a escala de planta como aguas abajo, m ³ /año. - Cp : coste medio público de acceso y suministro del agua (\$/m ³). - Qr : caudal medio anual del río, m ³ /s. - Ve : volumen del embalse, en m ³ .
	Hidroenergía	PM	$GH_d = Pe \times Ge$	Hidroenergía considerada como un subproducto del suministro del agua, solo presente luego de la construcción de la central.	- GH_d : energía hidroeléctrica, \$/año; - Pe : coste de la electricidad para hogares, \$/kWh. - Ge : generación media anual de la central, kWh/año.
	Alimentos	PM	$Fsa = (Pb \times \eta \times A)$ $Fsa = Np \times Pp$	En base al precio de fruta (banana) y de carne (pescado, Tilapia)	- Fsa : valor del servicio del suministro de alimento \$/año; - Pb : precio del alimento (banana), \$/kg; - η : rendimiento de producción, kg/ha; - A : área del embalse - Np : cantidad de peces, - Pp : precio unitario del pescado, \$
	Materia prima	PM	$Mpa = Cm \times \eta \times A$	Precio de mercado de madera (Teca)	- Mpa : Valor del servicio de suministro de materia prima \$/año. - Pm : precio de la madera, \$/m ³ . - η : rendimiento de producción (m ³ /ha). - A : área del embalse.
Regulación	Regulación de gases	PM	$CO_2(264\ g) + H_2O(108\ g)$ $\rightarrow C_6H_{12}O_6(180\ g)$ $+ O(193\ g)$ $\rightarrow Amilasa(162\ g)$ $Rga = \frac{PPN \times A \times 1.63}{1 \times 10^6} \times P_{CO_2}$ $+ \frac{PPN \times A \times 1.19}{1 \times 10^6} \times P_{O_2}$	El servicio incluye captura y almacenamiento de carbono, y liberación de oxígeno. La captura de carbono determinado aquí es parte del balance de emisiones realizado en el capítulo anterior, que fue determinado como	- Rg_a : Servicio de regulación de gases, \$/año. - PPN : producción primaria neta, gr biomasa/m ² /año. - A : área del embalse, m ² . - P(CO₂ & O₂) : precio del carbono y oxígeno, \$/tn.

				pérdida del ecosistema terrestre.	
Calidad de aire	CR	$Ca_a = C_r \times A$		Basado en la reforestación no comercial.	- CA_a : servicio del mantenimiento de la calidad del aire, \$/año; - C_r : coste de la reforestación \$/ha; - A : área del embalse, ha.
Calidad y tratamiento del agua	CE	$TA_a = (P \times Ct) + (R \times Ca)$ $TA_d = R \times Ca \times k$		Se tomó como referencia sistemas naturales de tratamiento de aguas tanto por método terrestre como acuático con sus respectivos costes. Posterior a la construcción del embalse y según el correspondiente análisis físico-químico, se consideró un 10% de decrecimiento en la calidad del agua.	- TA_a & TA_d : valor del servicio de tratamiento del agua antes y después de la construcción del embalse, \$/año; - P : es el volumen de agua de la precipitación, m ³ /año; - R : es el volumen de agua anual disponible del río, m ³ /año. - Ct & Ca : coste medio de los sistemas de tratamiento naturales de agua por mecanismos terrestres y acuáticos, \$/m ³ ; - k : factor de variación de la calidad del agua.
Regulación y almacenamiento hídrico	CR	$RA_a = V_r \times C_{r\&a}$ $V_r = \frac{P - ETP}{1000} \times A$ $RA_d = ((V_f \times R) + A_c) \times C_{r\&a}$		Balance entre precipitación y evapotranspiración (ecosistema terrestre); regulación de agua por parte del embalse y su capacidad de almacenamiento.	- RA_a & RA_d : servicio de regulación y almacenamiento de agua, \$/año. - V_r : Volumen de regulación del ecosistema terrestre, m ³ /año. - C_{r&a} : coste de regulación y almacenamiento, \$/m ³ . - A_c : capacidad de almacenamiento del embalse, m ³ /año. - P : precipitación, lt/m ² . - ETP : evapotranspiración, lt/m ² . - R : renovaciones por año del agua del embalse. - V_f : volumen marginal de trabajo, m ³ /año
Control de inundación	CE/CO	$Ci_a = A \times C_p$ $Ci_d = C_o \times Ap$		Inundaciones naturales dispersan sedimentos y nutrientes, convirtiéndolo también en servicio de soporte (citar Wetzel). Zonas de inundación amortiguan inundaciones en otras	- Ci_a & Ci_d : servicio de control de inundación, \$/año; - A : área del embalse, ha/año - Ap : áreas protegidas por la presa, ha/año;

				partes a lo largo de la cuenca hidrográfica en cuestión.	- C_p : coste de proteger área, \$/ha; - O_c : coste de oportunidad de producir la tierra, \$/ha.
	Regulación de la erosión	CO	$Er_a = C_{pt} \times A$ $Er_{a&d} = C_d \times V_s$	En los ecosistemas terrestres, la vegetación protege contra la erosión del suelo. Posterior a la construcción del embalse, éste retiene los sedimentos que pueden ser aprovechados por la agricultura.	- Er_a & Er_{a&d} : servicio de regulación de la erosión (retención del suelo), en \$/año. - C_{pt} : Coste de producir la tierra (agricultura), \$/ha. - A : Área del embalse. - C_d : Coste de dragado del embalse, \$/m3. - V_s : El volumen anual de sedimentos retenidos en el embalse, m3/año.
	Control biológico	CE	$Cb_a = P_p \times A$	Los ecosistemas tienen mecanismos propios para mantener en equilibrio la biodiversidad y su equilibrio interno a través de la erradicación y control plagas, virus, etc.	- Cb_a : Servicio de control biológico \$/año. - P_p : Precio de pesticidas en plantaciones de banana, \$/ha - A : Área del embalse, ha.
Soporte	Mantenimiento y formación del suelo	CE	$Sfm_a = PN_r \times (A_e + A_p)$	El suelo se compone de compuestos minerales y de materia orgánica. En el proceso de formación, el suelo se recarga constantemente de (macro) nutrientes básico como el nitrógeno, potasio y fósforo a través de la descomposición de la materia orgánica. La roca madre, el clima, el tiempo, los factores bióticos y la topografía inciden en su formación. Al modificarse o eliminarse un ecosistema terrestre, directamente se afecta la formación del suelo. La falta de nutrientes se compensa con el uso de fertilizantes y compost.	- Sfm_a : Servicio de formación y control del suelo, \$/año. - PN_r : precio de abonos orgánicos en agricultura para recuperar el suelo y mantener sus condiciones del suelo, \$/ha. - A : Área del embalse (e) y área de zona agrícola protegida (p), ha/año.
	Circulación de nutrientes	PM	$CN_a = P_{ab} \times (A_e + A_p)$	La circulación de nutrientes se da tanto por las transformaciones biogeoquímicas en los ecosistemas terrestres como el transporte y deposición a través de los ecosistemas acuáticos. Ante la retención de agua y la	- CN_a : Servicio de circulación de nutrientes, \$/año. - P_{ab} : precio de abono orgánico, \$/ha. - A : Área del embalse (e) y área de zona agrícola protegida (p), ha/año.

				creación de un embalse, el transporte y circulación de nutrientes se interrumpe, reduciendo en el tiempo el enriquecimiento del suelo y afectando el desarrollo de procesos ecológicos. Requerimiento de nitrógeno en extensas plantaciones.	
	Hábitat y biodiversidad	CR	$H\&B_a = (M_c \times A) + (H_p \times r_a)$ $H\&B_d = (H_p \times A)$	La biodiversidad (factor biótico) es una parte fundamental de los ecosistemas y esencial para el mantenimiento de procesos ecológicos de los cuales derivan varios de sus servicios. La existente evidencia demuestra que la pérdida de la biodiversidad hace ineficientes a los ecosistemas, incapaces de llevar a cabo procesos con el equilibrio que implica	-H&B_a & H&B_d: Servicio de hábitat y biodiversidad, \$/año; -M_c: Coste de mantenimiento de hábitat y biodiversidad, \$/ha. -A: Área del embalse, ha/año -H_p: Coste de construcción de hábitat para especies acuáticas, \$/m ² . -r_a: Área del río, m ² /año.
	Producción primaria	PM	$Pp_a = C_f \times E \times P_e$	Este proceso ecológico se basa en la fotosíntesis y consiste en la tasa en la que se convierte la energía en compuestos orgánicos. Es la primera forma de almacenamiento de energía.	-P_p: Servicio de producción primaria, \$/año. -C_f: Fijación de carbón ecosistema terrestre, g C/año. -E: Cantidad de carbón fijado por unidad de energía, g C/MJ. -P_e: El precio de energía (térmica) proveniente de la biomasa, \$/MJ.
Cultural	Recreación	CV	$Rs_{a\&d} = R_c \times A$	Los ecosistemas proveen espacios para la recreación así como también para el desarrollo cognitivo de los humanos. Valor económico medio estimado en la literatura.	-R_s: Servicio de recreación, \$/año. -R_c: Valor económico de referencia aplicado, \$/ha. -E_{A&D}: Servicio de desarrollo cognitivo (educación) \$/año. -L: Valor económico de referencia aplicado, \$/ha. -A: Área del embalse, ha.
	Desarrollo cognitivo		$E_{a\&d} = L_e \times A$		
<p>*PM: precio de mercado; CR: costo de reemplazo; CE: costo evitado; CO: costo de oportunidad; CV: costo de viaje. Subíndices: a: antes de la construcción de la central hidroeléctrica, para los estados 0 y 1 (a0 y a1); d: después de la construcción de la central hidroeléctrica, para los estados 0 y 1 (d0 y d1).</p>					

Tabla 43. Valoración de los servicios ecosistémicos de la Central Hidroeléctrica Baba.

4.5.2.2. Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Tipo	Servicio	Método*	Valoración	Detalles	Denotación
Provisión	Suministro de agua	PM	$SA_{a,d} = Va_{0,1} \times C_p \times F$ $Va_{a,d} = (Q_r \times 3600 \times 24 \times 365) + W_t$ $W_t = (P - ETP) \times 10^{-3} \times A$	Coste medio a partir de los costes de acceso público (para fines hidroenergéticos) y servicio de suministro de agua (a través de infraestructuras civiles).	<p>-SA_{a,d}: valor del servicio del agua, \$/año.</p> <p>-Va_{a,d}: Volumen total de agua suministrado por el ecosistema o por el embalse tanto a escala de planta como aguas abajo, m³/año.</p> <p>- C_p: coste medio público de acceso y suministro de agua (\$/m³).</p> <p>-Q_r: caudal medio anual del río, m³/s.</p> <p>-F: Factor proporcional en función del área de la cuenca intervenida.</p> <p>-W_t: Volumen de agua en m³/año de la diferencia entre la precipitación (P) y la evapotranspiración (ETP), ambas en lt/m².</p> <p>-A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.</p>
	Hidroenergía	PM	$GH_a = Pe \times Ge \times 1,05$ $GH_a = Pe \times Ge$	Hidroenergía considerada como un subproducto del suministro del agua. Para este caso está presente tanto antes como después, con la diferencia de que no toda la energía es transformada debido a la eficiencia.	<p>-GH_a: energía hidroeléctrica, \$/año;</p> <p>-Pe: precio de la electricidad para hogares, \$/kWh.</p> <p>-G: generación media anual de la central, kWh/año.</p>
	Alimentos	PM	$Fs_a = (P_c \times A)$	En base al precio de la cebada.	<p>-F_s: valor del servicio del suministro de alimento \$/año;</p> <p>-P_b: precio del alimento en función del área, \$/ha;</p> <p>-A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica.</p>
	Materia prima	PM	$Mp_a = C_m \times A$	Precio de mercado de madera (Pino)	<p>-Mp_a: Valor del servicio de suministro de materia prima \$/año.</p> <p>-C_m: precio de la madera en función del área, \$/ha.</p> <p>-A: Área ocupada/intervenida por la central</p>

Capítulo IV: Evaluación ecológica

Regulación	Regulación de gases	PM	$CO_2(264 g) + H_2O(108 g)$ $\rightarrow C_6H_{12}O_6(180 g) + O(193 g)$ $\rightarrow Amilasa(162 g)$ $Rg_a = \frac{PPN \times A \times 1.63}{1 \times 10^6} \times P_{CO_2} + \frac{PPN \times A \times 1.19}{1 \times 10^6} \times P_{O_2}$	El servicio incluye absorción de carbono y liberación de oxígeno.	<p>hidroeléctrica, ha.</p> <p>Rg_a: Servicio de regulación de gases, \$/año. -PPN: producción primaria neta, gr biomasa/m²/año. -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, m². -P (CO₂ & O₂): precio del carbono y oxígeno, \$/tn.</p>
	Calidad de aire	CR	$Cr_a = C_r \times A$	Basado en la reforestación no comercial.	<p>-Cr_a: servicio del mantenimiento de la calidad del aire, \$/año; -C_r: coste de la reforestación \$/ha; -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.</p>
	Calidad y tratamiento del agua	CE	$TA_a = (P \times Ct) + (R \times Ca)$ $TA_d = R \times Ca$	Se tomó como referencia sistemas naturales de tratamiento de aguas tanto por método terrestre como acuáticos con sus respectivos costes	<p>-TA_a & TA_d: valor del servicio de tratamiento del agua antes y después de la construcción del embalse, \$/año; -P: es el volumen de agua de la precipitación, m³/año; -R: es el volumen de agua anual disponible del río, m³/año. -Ct & Ca: coste medio de los sistemas de tratamiento naturales de agua por mecanismos terrestres y acuáticos, \$/m³.</p>
	Protección hidrogeológica	CR	$PHg_{a\&d} = C_p \times A$	Protección contra deslaves. Posterior a la construcción de la central, las infraestructuras civiles sustituyen el servicio.	<p>-PHg_{a&d}: servicio de protección de eventos naturales, \$/año; -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica. -C_p: coste de proteger área, \$/ha;</p>
	Regulación de la erosión	CO	$Er_{a\&d} = C_{pro} \times A$	En los ecosistemas terrestres, la vegetación protege contra la erosión del suelo. La infraestructura civil de la hidroeléctrica cubre y protege el suelo.	<p>-Er_{a&d}: servicio de regulación de la erosión, \$/año. -C_{pro}: Coste de producir la tierra (agricultura), \$/ha. -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.</p>
	Control biológico	CE	$Cb_a = P_p \times A$	Los ecosistemas tienen mecanismos	<p>-Cb_a: Servicio de control biológico</p>

				<p>propios para mantener en equilibrio la biodiversidad y su equilibrio interno a través de la erradicación y control plagas, virus, etc.</p>	<p>\$/año. -P_p: gasto económico de pesticidas en cultivos de la zona, \$/ha -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.</p>
Soporte	<p>Mantenimiento y formación del suelo</p>	<p>CE</p>	$Sfm_a = N_r \times A$	<p>El suelo se compone de compuestos minerales y de materia orgánica. En el proceso de formación, el suelo se recarga constantemente de (macro) nutrientes básico como el nitrógeno, potasio y fósforo a través de la descomposición de la materia orgánica. La roca madre, el clima, el tiempo, los factores bióticos y la topografía inciden en su formación. Al modificarse o eliminarse un ecosistema terrestre, directamente se afecta la formación del suelo. La falta de nutrientes se compensa con el uso de fertilizantes y compost.</p>	<p>-Sfm_a: Servicio de formación y control del suelo, \$/año. -N_r: coste de abonos orgánicos en agricultura para recuperar el suelo y mantener sus condiciones del suelo, \$/ha. -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.</p>
	<p>Circulación de nutrientes</p>	<p>PM</p>	$CN_a = P_{ab} \times A$	<p>La circulación de nutrientes se da tanto por las transformaciones biogeoquímicas en los ecosistemas terrestres como el transporte y deposición a través de los ecosistemas acuáticos. Ante la retención de agua y la creación de un embalse, el transporte y circulación de nutrientes se interrumpe, reduciendo en el tiempo el enriquecimiento del suelo y afectando el desarrollo de procesos ecológicos. Requerimiento de nitrógeno en extensas plantaciones.</p>	<p>-CN_a: Servicio de circulación de nutrientes, \$/año. -P_{ab}: coste de abono orgánico, \$/ha. -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.</p>
	<p>Hábitat y biodiversidad</p>	<p>CR</p>	$H\&B_a = M_c \times A$	<p>La biodiversidad (factor biótico) es una parte fundamental de los</p>	<p>-$H\&B_a$: Servicio de hábitat y biodiversidad, \$/año;</p>

				ecosistemas y esencial para el mantenimiento de procesos ecológicos de los cuales derivan varios de sus servicios. La existente evidencia demuestra que la pérdida de la biodiversidad hace ineficientes a los ecosistemas, incapaces de llevar a cabo procesos con el equilibrio que implica	-M _c : Coste de mantenimiento de hábitat y biodiversidad, \$/ha. -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.
	Producción primaria	PM	$Pp_a = C_{fc} \times E \times P_e$	Este proceso ecológico se basa en la fotosíntesis y consiste en la tasa en la que se convierte la energía en compuestos orgánicos. Es la primera forma de almacenamiento de energía.	-P _p : Servicio de producción primaria, \$/año. -C _{fc} : Fijación de carbón ecosistema terrestre, g C/año. -E: Cantidad de carbón fijado por unidad de energía, g C/MJ. -P _e : El precio de energía (térmica) proveniente de la biomasa, \$/MJ.
Cultural	Recreación	CV	$Rs_{a&d} = R_c \times A$	Los ecosistemas proveen espacios para la recreación así como también para el desarrollo cognitivo de los humanos. Valor económico medio estimado en la literatura.	-R _s : Servicio de recreación, \$/año. -R _c : Valor económico de referencia aplicado, \$/ha. -E: Servicio de desarrollo cognitivo (educación) \$/año. -L _e : Valor económico de referencia aplicado, \$/ha. -A: Área ocupada/intervenida por la central hidroeléctrica, ha.
	Desarrollo cognitivo		$E_{a&d} = L_e \times A$		
<p>*PM: precio de mercado; CR: coste de reemplazo; CE: coste evitado; CO: coste de oportunidad; CV: coste de viaje. Subíndices: a: antes de la construcción de la central hidroeléctrica, para los estados 0 y 1 (a0 y a1); d: después de la construcción de la central hidroeléctrica, para los estado 0 y 1 (d0 y d1). \$: dólar estadounidense</p>					

Tabla 44. Valoración de los servicios ecosistémicos de la Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas.

4.5.3. Alcance y limitaciones.

A efectos de obtener unos resultados técnicamente justificables, se consideraron ciertos aspectos de importancia y relevantes en la valoración de ciertos SE y su posterior balance para cada uno de los casos hidroeléctricos a estudio.

4.5.3.1. Central hidroeléctrica Baba

La energía cinética y potencial se encuentra de forma natural ya sea por efectos del relieve del paisaje o por condiciones geográficas en general. La energía potencial reside en lugares donde existe, de forma natural, un apreciable desnivel (diferencia de altura). De esta manera, en base a la geografía donde se localiza la CHB, se consideró que antes de la construcción de la central (estados a0 y a1) sólo había energía cinética y por lo tanto no existía la hidroenergía (energía potencial) como servicio ecosistémico. Dicha energía aparece posterior a la construcción del

embalse, el cual crea una diferencia de altura. Además de esto, el servicio directo es el suministro de agua por parte de los ecosistemas por lo que la hidroenergía fue determinada como un subproducto del suministro de agua.

Dado que las afectaciones ecológicas se dan a diferentes escalas (Li et al., 2015) (Liang et al., 2016) la valoración ecosistémica se llevó a cabo considerando dos escalas: planta (*in situ*) y aguas abajo. Para el primer caso, la valoración se limitó al área del embalse, es decir, 1100 hectáreas. Como el proyecto de Baba ha tenido como fin proteger 20.000 hectáreas aguas abajo, se determinó dicha área como límite para la mencionada escala (Tabla 39). Otro aspecto relevante en la valoración es el estado de los ecosistemas antes de la construcción del proyecto. Según la evaluación del impacto ambiental del proyecto (Efficacitas, 2006), la mitad del área actual del embalse estaba ocupado por actividades agrícolas, en su mayoría, extensas plantaciones de palma africana, plátano y teca. La otra mitad correspondía a un bosque tropical secundario, es decir, un bosque afectado e intervenido por actividades humanas circundantes. En consecuencia, la valoración ecosistémica se basó en 550 hectáreas de las 1100 que en total ocupa el embalse. Sin embargo, para los servicios suministrados por el ecosistema acuático (río), la valoración se realizó en su totalidad puesto que, según la información recopilada, no existen afecciones que perturben el suministro de servicios.

No	Tipo	Servicio	Escala
1	Provisión	Suministro de agua	Planta y aguas abajo
2		Alimento	Planta y aguas abajo
3		Materias primas	Planta
4	Regulación	Regulación de gases	Planta
5		Calidad del aire	Planta
6		Calidad y tratamiento de agua	Planta y aguas abajo
7		Regulación y almacenamiento de agua	Planta
8		Control de inundación	Planta
9		Control de erosión	Planta
10		Control biológico	Planta
11	Soporte	Formación y mantenimiento del suelo	Planta y aguas abajo
12		Circulación de nutrientes	Planta y aguas abajo
13		Hábitat y biodiversidad	Planta y aguas abajo
14		Producción primaria	Planta
15	Cultural	Recreación	Planta
16		Desarrollo cognitivo	Planta

Tabla 45. Determinación del alcance de la valoración de los servicios ecosistémicos, CHB.

Con respecto a la escala aguas abajo, se incluyó en la valoración servicios relacionados y suministrados con el ecosistema acuático (río) que tras la construcción del embalse serían afectados (Tabla 45). La determinación de éstos se realizó en base a la literatura y/o bibliografía tanto de los conceptos de ecología, limnología, etc., (Wetzel, 1981) (Smith & Smith, 2007) como de investigaciones y casos de estudio similares a la de la presente investigación (Poff et al., 1997) (Bunn & Arthington, 2002) (Winemille et al., 2016) (Hoeinghaus et al., 2009) (Latrubesse et al., 2017) (Gasparatos et al., 2017). El informe de la evaluación del impacto ambiental afirma por un lado que no existen informes ni estudios sobre las especies acuáticas locales (población, reproducción, etc.), y por otro, que la implementación del proyecto

Capítulo IV: Evaluación ecológica

multipropósito causará impactos negativos en la biodiversidad en general, tanto aguas arriba como aguas abajo (Efficacitas, 2006). Además, el proyecto no cuenta con las infraestructuras que permiten el traslado y paso de peces en ambas direcciones y según un reporte periodístico, la comunidad local asegura que desde que se construyó el proyecto, hay escasez de peces, afectando así su alimentación, sumado al hecho de que no existe control ni monitorización alguna de los peces así como de la biodiversidad en general (Palma, 2017).

No	Tipo	Servicio	Escala	Estado	
1	Provisión	Suministro de agua	Planta	Cambiado	
			Aguas abajo	Reducido	
2		Alimento	Planta	Perdido ^A	
			Aguas abajo		
3		Materia prima	Planta	Perdido	
4		Regulación	Regulación de gases	Planta	Perdido ^B
5			Calidad del aire	Planta	Perdido
6			Calidad y tratamiento de agua	Planta	Afectado
				Aguas abajo	
7			Regulación y almacenamiento de agua	Planta	Substituido
8			Control de inundación	Planta	
9			Control de erosión	Planta	
10			Control biológico	Planta	Perdido
11		Soporte	Formación y mantenimiento del suelo	Planta	Perdido
				Aguas abajo	
12			Circulación de nutrientes	Planta	Perdido
	Aguas abajo				
13	Hábitat y biodiversidad		Planta	Substituido	
			Aguas abajo	Afectado	
14	Producción primaria		Planta	Perdido*	
15	Cultural		Recreación	Planta	Cambiado
16		Desarrollo cognitivo			

^A Después de la construcción del embalse, la provisión de alimentos por parte del ecosistema terrestre desaparece mientras que por parte del ecosistema acuático, la provisión de alimentos se ve mermada por la interrupción del flujo natural de agua y la migración de especies a lo largo de la cuenca, por tanto se consideró como servicio perdido.

^B Tanto el ecosistema acuático como el terrestre tiene una producción primaria mediante la cual se da el intercambio de materia y energía, pudiendo así absorber y emitir diferentes gases; sin embargo, debido a la notable diferencia cuantitativa entre ambos y teniendo en cuenta que el lago artificial (embalse) es un ecosistema recientemente creado que emite CO₂ y CH₄, (Demarty & Bastien, 2011) (Rosa et al., 2004) se consideró que la producción primaria de éste así como también la regulación de gases es despreciable y por tanto considerado como servicios ecosistémicos perdidos (Schulze et al., 2005) (Smith & Smith, 2007).

Tabla 46. Estado de los servicios ecosistémicos posterior a la construcción de la CHB.

Tras la construcción del embalse, varios de los servicios ecosistémicos se han sustituido, por ejemplo, la regulación y almacenamiento de agua, y el control de inundaciones. Por el contrario, muchos de los servicios inicialmente determinados se consideran afectados y/o eliminados a las distintas escalas (Tabla 46). Así, se valoraron finalmente solo 9 servicios ecosistémicos, incluyendo la hidroenergía (estado d0). Dada la falta de informes oficiales y estudios biológicos-ecológicos específicos después de la construcción de la hidroeléctrica Baba, es preciso aclarar y justificar las afectaciones y la pérdida de servicios ecosistémicos considerados, según la información recopilada, la literatura existente y los conceptos o teorías

básicas de las ciencias ecológicas. La construcción del embalse ha tenido implicaciones ecológicas muy claras. En primer lugar, convirtió el ecosistema acuático (río) lotico en lentic, lo que significa un cambio notable de los parámetros físicos y químicos del agua como concentración de oxígeno, sedimentos, nutrientes, etc. Ese cambio antinatural ha implicado, por un lado, la modificación y el deterioro de la calidad del agua, ya que los productos químicos nocivos de origen antropogénicos y otros elementos naturales se concentran en el embalse, etc., aumentando sus niveles y, por consiguiente, impactando en el desarrollo de la biodiversidad acuática local (Poff et al., 1997) (Allan, 1995) (Wetzel, 2001) (Odum & Warret, 2006). Eso significa que el embalse hidroeléctrico sería incapaz de mantener o sostener la misma cantidad de biodiversidad que antes. La evaluación de impacto ambiental (EIA) del proyecto, así como otros informes, reconocen estos problemas (Efficacitas, 2006) (Kopas & Puentes Riaño, 2009).

Por otro lado, se ha alterado el hábitat de los peces, aún más si no hay ninguna técnica o instalación que permita el paso de peces en ambas direcciones (Bunn & Arthington, 2002) (Winemille et al., 2016). Pero cambiar el flujo natural del río a través de su represamiento y regulación también significa interrumpir el flujo y transporte de sedimentos y de nutrientes, que no se dispersan a lo largo de la cuenca y las áreas circundantes (aguas abajo) debido a que se evitan las inundaciones, concentrándolos por lo tanto en el embalse (Forsberg et al., 2017) (Gasparatos et al., 2017). Los sedimentos generalmente llevan macro y micronutrientes que se dispersan a lo largo de la cuenca en eventos de inundación, contribuyendo así a la formación y mantenimiento del suelo. El EIA de Baba indica que 857000 m³ de sedimentos se acumularán anualmente en el embalse, es decir, aproximadamente el 1% de su volumen. Finalmente, debido a la transferencia de agua, el suministro de agua y su disponibilidad se han visto afectada aguas abajo, así como el medio (hábitat), sostén de una variada biodiversidad.

4.5.3.2. Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Dado que esta central no posee embalse, existirían *a priori* menos afectaciones a los ecosistemas y sus servicios. Su construcción se dio en zonas (terrenos) utilizadas para la agricultura y ganadería, por lo que todos aquellos servicios determinados también se valoraron tanto en función del ecosistema intacto (primario o virgen) como el ecosistema intervenido y modificado. A diferencia de la central hidroeléctrica Baba, Mazar-Dudas se localiza en una zona en la cual la energía potencial se encuentra de forma natural al ser una central sin presa. Por lo tanto, se consideró la presencia de la hidroenergía tanto antes como después en la valoración ecosistémica, teniendo en cuenta la energía bruta (estado a0 y a1) y la energía neta (la que se obtiene finalmente considerando la eficiencia de conversión, para los estados d0 y d1).

Los límites de la valoración se ciñeron al área de ocupación de los diferentes componentes y partes (instalaciones-infraestructura) de la central, siendo igual a 9,31 ha, para las escalas planta y cuenca (aguas abajo). Dadas las actividades agrícolas y ganaderas de la zona, el ecosistema terrestre presenta intervenciones que fueron consideradas para la valoración ecosistémica, al igual que en el caso de la hidroeléctrica Baba. Según el reporte técnico final del proyecto y la evaluación del impacto ambiental, el área por la cual se extiende de Mazar-

Dudas es de pastizales y de cultivos de ciclo corto, con remanentes del bosque originario cercano a la cuenca hidrográfica y en las partes más altas. Según Smith & Smith (2007), tanto praderas como zonas de pastizales y de cultivos tienen un desarrollo de biomasa de 600 y 544 g/m²·día respectivamente, siendo el desarrollo del bosque primario igual a 1300 g/m²·día. Por lo tanto, se consideró que del suministro total de los servicios ecosistémicos terrestres, solo el 45% era suministrado, antes a la implementación de Mazar-Dudas (estados a0 y a1).

Por otra parte, para determinados servicios ecosistémicos, la valoración posterior a la construcción de la hidroeléctrica estuvo sujeta a condiciones, siguiendo los preceptos ecológicos. La extracción de agua para fines energéticos y lo que aquello acarrea (por ejemplo, la huella hídrica) fue delimitado a la parte proporcional de la cuenca que carecerá de la totalidad del recurso hídrico (ver Tabla 44). Así mismo, se consideró que el *consumo* de agua no implica afectación en su calidad, siendo por tanto su valoración neutra. De la misma manera, el servicio de regulación de la erosión se consideró neutro, a razón de que las infraestructuras del caso cubrirían e impedirían erosión del suelo por los efectos del agua y viento aunque imposibilitarían el uso de ese espacio para otros fines. Para el estado d0, posterior a la implementación de la hidroeléctrica, se determinó que 8 de los 16 servicios ecosistémicos iniciales han desaparecido en su totalidad.

No	Tipo	Servicio	Escala	Estado
1	Provisión	Suministro de agua	Cuenca	Reducido
2		Alimento	Planta	Perdido
3		Hydroenergía	Planta	
4		Materia prima	Planta	Perdido
5	Regulación	Regulación de gases	Planta	Perdido
6		Calidad del aire	Planta	Perdido
7		Calidad y tratamiento de agua	Planta	Se mantiene
8		Protección hidrogeológica	Planta	Sustituido
9		Control de erosión	Planta	Se mantiene
10		Control biológico	Planta	Perdido
11	Soporte	Formación y mantenimiento del suelo	Planta	Perdido
12		Circulación de nutrientes	Planta	Perdido
			Cuenca	Afectado
13		Hábitat y biodiversidad	Planta	Perdido
	Cuenca		Afectado	
14	Producción primaria	Planta	Perdido	
15	Cultural	Recreación	Planta	Sustituido
16		Desarrollo cognitivo		

Fuente: (Schulze et al., 2005) (Smith & Smith, 2007).

Tabla 47. Estado de los servicios ecosistémicos posterior a la construcción de la CHMD.

4.5.4. Resultados de la Valoración

4.5.4.1. Estados a0 y a1

• Central hidroeléctrica Baba

Los resultados de la valoración ecosistémica de Baba se muestran en la Tabla 49 partiendo de los métodos antes expresados y los datos expuestos en la Tabla 48. El estado a0, basado en un bosque intacto (primario) con todos sus servicios tanto en calidad como en cantidad, obtuvo una valoración total de 948,8 M\$/año mientras que el estado a1, justo antes de la construcción de la hidroeléctrica, tuvo una valoración de 725 M\$/año, dadas las afectaciones por parte de las diferentes actividades antropogénicas. Esto indica que antes de la construcción de la hidroeléctrica Baba, 223,8 M\$/año se habrían perdido, que representan un decrecimiento del 24%. Para ambas situaciones, los servicios de provisión tienen mayor importancia económica; éstos representan 41% y 50% para a0 y a1 respectivamente. Por el contrario, los servicios de soporte tienen baja valoración económica a pesar de que son los que dan origen a los otros servicios. Debido a las condiciones y circunstancias del lugar, los servicios culturales no tienen mayor peso dentro de la valoración ecosistémica, que para otros casos, llegaría a ser de los más importantes y valorados.

Servicio ecosistémico	Datos	Valor aplicado	Número de referencia	Referencias
Suministro de agua	$Q_{r0,1} = 105,7 \text{ m}^3/\text{s}$	$C_p = 0,0769 \text{ \$/m}^3$	1-6	1 (Hidronación, 2012) 2 (SENAGUA, 2017a) 3 (CRBM, 2009) 4 (MCSE, 2017)
Alimentos	$\eta = 32100 \text{ kg/ha}$ $N_p = 2.17 \text{ millones p/año}$ $A = 1100 \text{ ha}$	$P_b = 0,32 \text{ \$/kg}$ $P_p = 0,79 \text{ \$/p}$	1, 7, 8; 34-38	5 (CAF, 2016) 6 (Hidronación, 2013) 7 (AEBE, 2017) 8 (MAGAP, 2015a) 9 (SENAGUA, 2017b) 10 (MAGAP, 2014) 11 (EU, 2009)
Materia prima	$\eta = 300 \text{ m}^3/\text{ha}$ $A = 1100 \text{ ha}$	$P_m = 300 \text{ \$/m}^3$	1, 10-12	12 (El Telégrafo, 2015) 13 (World Bank & Ecofys., 2017) 14 (LINDE, 2016) 15 (MAE, 2014)
Regulación de gases	$PPN = 1500 \text{ g biomasa/m}^2/\text{año}$ $A = 1100 \text{ ha}$ $\rho = 1,425 \text{ kg O}_2/\text{m}^3$	$PCO_2 = 60 \text{ \$/t CO}_2$; $PO_2 = 3,17 \text{ \$/m}^3$	13, 14, 17, 19	16 (IGME, 2017) 17 (UTPL, 2010) 18 (Huertas et al., 2013) 19 (Smith & Smith, 2007) 20 (SENAGUA, 2014b) 21 (Iagua, 2017) 22 (El Telégrafo, 2016) 23 (SENAGUA, 2011)
Calidad del aire	$A = 1100 \text{ ha}$	$C_r = 293,2 \text{ \$/ha}$	1, 11, 15,43	24 (ANDES, 2012a) 25 (Benintende et al., 2008) 26 (IPNI, 2017)
Calidad y tratamiento de agua	$R = 3333,67 \text{ hm}^3/\text{año}$ $P = 33 \text{ hm}^3/\text{año}$	$C_a = 0,0729 \text{ \$/m}^3$ $C_t = 0,1284 \text{ \$/m}^3$	1, 16-18	27 (MAGAP, 2016) 28 (García-Serrano et al., 2010) 29 (Ecoelcta, 2017) 30 (ANDES, 2012b)
Regulación y almacenamiento de agua	$P = 33 \text{ hm}^3/\text{año}$ $ETP = 13,2 \text{ hm}^3/\text{año}$ $A = 1100 \text{ ha}$	$C_{r\&a} = 0,10 \text{ \$/m}^3$	1, 2, 6, 20-24	31 (Quitoozo, 2017) 32 (AVEBIOM, 2016) 33 (El Pantanal, 2017) 34 (CNA, 2017)
Control de inundación	$A = 1100 \text{ ha}$	$C_p = 943 \text{ \$/ha}$	1, 20	35 (Revelo & Laaz, 2012) 36 (INP, 2017) 37 (Valarezo, 2011)
Regulación de la erosión		$C_{pt} = 4363,2 \text{ \$/ha}$	8, 10, 40, 41	38 (Panné & Luchini, 2012) 39 (Ecoforce, 2017) 40 (MAGAP, 2015b) 41 (MAGAP, 2015c) 42 (Vera et al., 2011)

Capítulo IV: Evaluación ecológica

Control biológico		$P_p = 2219 \text{ \$/ha}$	8	43 (MAGAP, 2014) 44 (Van der Ploeg & De Groot, 2010) 45 (De Groot et al., 2012)
Formación del suelo	A= 1100 ha 20000 ha	$PN_r = 350 \text{ \$/ha}$	25-29, 42	
Circulación de nutrientes	Ae= 1100 ha Ap= 20000 ha	$P_{ab} = 804 \text{ \$/ha}$	8	
Hábitat y biodiversidad	A= 1100 ha $r_a = 110 \text{ ha}$	$M_c = 80.000 \text{ \$/ha}$ $H_p = 0.4 \text{ \$/m}^2$	30, 31, 33, 34	
Producción primaria	$C_f = 0.6 \text{ g C/MJ}$ $E = 7.33 \text{ Gg C/year}$	$P_e = 0.0136 \text{ \$/MJ}^*$	19, 32	
Recreación	A= 1100 ha	$R_c = 6,65 \text{ \$/ha}$	44-45	
Desarrollo cognitivo		$L_e = 5 \text{ \$/ha}$	44-45	

*Tarifa de conversión: 1,1 \\$/EURO

Tabla 48. Datos aplicados para los estados a (0,1) y d (0,1) de la CHB.

No	Categoría	Servicio	M\\$/año (a0)	
1	Provisión	Suministro de agua	256,53	368,4
2		Alimentos	12,89	
3		Materia prima	99,00	
4	Regulación	Regulación de gases	45,29	301,4
5		Calidad de aire	0,33	
6		Calidad y tratamiento de agua	245,57	
7		Regulación y almacenamiento de agua	1,98	
8		Control de inundaciones	1,04	
9		Regulación de la erosión	4,80	
10		Control biológico	2,44	948,8
11	Soporte	Formación del suelo	7,39	
12		Circulación de nutrientes	16,96	
13		Hábitat and biodiversidad	88,44	
14		Producción primaria	166,11	
15	Culturales	Recreación	0,007	
16		Desarrollo cognitivo	0,006	
No	Categoría	Servicio	M\\$/año (a1)	
1	Provisión	Suministro de agua	256,53	313,33
2		Alimentos	7,30	
3		Materia prima	45,50	
4	Regulación	Regulación de gases	22,65	272,2
5		Calidad de aire	0,16	
6		Calidad y tratamiento de agua	244,30	
7		Regulación y almacenamiento de agua	0,99	
8		Control de inundaciones	0,52	
9		Regulación de la erosión	2,40	
10		Control biológico	1,22	725,0
11	Soporte	Formación del suelo	3,69	
12		Circulación de nutrientes	8,48	
13		Hábitat and biodiversidad	44,22	
14		Producción primaria	83,05	
15	Culturales	Recreación	0,007	
16		Desarrollo cognitivo	0,006	

Tabla 49. Valoración económica de los servicios ecosistémicos para los estados a0 y a1, CHB.

• Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Al igual que en caso anterior, se resumieron y tabularon los resultados de las valoraciones ecosistémicas para los estados a0 y a1 que representan las condiciones de los servicios antes de la construcción de la hidroeléctrica Mazar-Dudas. Con los datos aplicados de la Tabla 50, a0 obtuvo una valoración total de 46,3 M\$/año. Dado que la zona de asentamiento de las instalaciones del proyecto y sus alrededores han sido utilizadas para la agricultura y ganadería, el bosque primario nativo se ha reducido casi en su totalidad, quedando así poca vegetación. De esta manera, la valoración actual de los servicios ecosistémicos asciende a 45,1 M\$/año, un descenso prácticamente irrelevante. Los servicios más afectados han sido los suministrados por el ecosistema terrestre como los de regulación y soporte. Sin embargo, son los servicios de regulación y provisión los que tienen mayor peso (Tabla 51).

Servicio ecosistémico	Datos	Valor aplicado	Número de referencia	Referencias
Suministro de agua	$Q_r = 11,81 \text{ m}^3/\text{s}$ $F = 0,2374$ $P = 1000 \text{ mm/año}$ $ETP = 600 \text{ mm/año}$	$C_p = 0,07695 \text{ \$/m}^3$	1-6, 26,38,39	1 (Hidroazogues, 2010) 2 (SENAGUA, 2017a) 3 (CRBM, 2009) 4 (MCSE, 2017) 5 (CAF, 2016) 6 (UTPL, 2010) 7 (MAGAP, 2015d) 8 (MAE, 2011) 9 (ARCONEL, 2017) 10 (Hidroazogues, 2010b) 11 (World Bank & Ecofys., 2017) 12 (LINDE, 2016) 13 (Smith & Smith, 2007) 14 (MAGAP, 2014) 15 (EU, 2009) 16 (MAE, 2014) 17 (IGME, 2017) 18 (Huertas et al., 2013) 19 (MAGAP, 2015b) 20 (MAGAP, 2015c) 21 (MAGAP, 2015a) 22 (Benintende et al., 2008) 23 (IPNI, 2017) 24 (MAGAP, 2016) 25 (García-Serrano et al., 2010) 26 (INAMHI, 1999) 27 (Suquilanda, 2007) 28 (Garófalo et al., 2011) 29 (Monteros Guerrero et al., 2015) 30 (El Pantanal, 2017) 31 (Quitozoo, 2017) 32 (ANDES, 2012b) 33 (Ecocelta, 2017) 34 (AVEBIOM, 2016) 35 (De Groot et al., 2012) 36 (Van der Ploeg & De Groot, 2010) 37 (Häyhä et al., 2015) 38 (Romero Vargas, 2015) 39 (Cajas, 2010)
Alimentos	$A = 9,31 \text{ ha}$	$P_c = 809,6 \text{ \$/ha}$	7, 10	
Materia prima		$C_m = 3815,7 \text{ \$/ha}$	8, 10, 16, 29	
Hidroenergía	$G_h = 125,3 \text{ GWh/año}$	$P_e = 0,0930 \text{ \$/kWh}$	<u>1, 9</u>	
Regulación de gases	$PPN = 1300 \text{ g biomasa/m}^2/\text{año}$ $A = 9,31 \text{ ha}$ $\rho = 1,425 \text{ kg O}_2/\text{m}^3$	$PCO_2 = 60 \text{ \$/t CO}_2$; $PO_2 = 3,17 \text{ \$/m}^3$	11, 12, 13	
Calidad del aire	$A = 9,31 \text{ ha}$	$C_r = 293,3 \text{ \$/ha}$	14, 15, 16	
Calidad y tratamiento de agua	$R = 3,42E6 \text{ m}^3/\text{año}$; $P = 9,31 \text{ m}^3/\text{año}$	$C_a = 0,0729 \text{ \$/m}^3$; $C_t = 0,1284 \text{ \$/m}^3$	6, 13, 17, 18, 26	
Protección hidrogeológica	$A = 9,31 \text{ ha}$	$C_p = 361 \text{ \$/ha}$	37	
Regulación de la erosión		$C_{pro} = 809,6 \text{ \$/ha}$	19, 20, 21	
Control Biológico		$C_p = 297,3 \text{ \$/ha}$	27	
Formación del suelo		$N_r = 840 \text{ \$/ha}$	22-25, 27, 33	
Circulación de nutrientes		$C_{ab} = 303 \text{ \$/ha}$	23, 27, 28 29	
Hábitat y biodiversidad		$M_c = 80000 \text{ \$/ha}$	30, 31, 32	
Producción primaria		$C_r = 0.6 \text{ g C/MJ}$ $E = 0,05 \text{ Gg C/year}$	$P_e = 0,0136 \text{ \$/MJ}$	13, 34

Capítulo IV: Evaluación ecológica

Recreación	A= 9,31 ha	R _c = 6,65 \$/ha	35,36	
Desarrollo Cognitivo		L _e = 5 \$/ha	35,36	
*tarifa de conversión: 1.1 \$/EURO				

Tabla 50. Datos aplicados para los estados a (0,1) y d (0) de la CHMD.

No	Categoría	Servicio	M\$/año (a0)	
1	Provisión	Suministro de agua	6,81	19,1
2		Alimentos	7,54E-03	
3		Materia prima	35,52E-02	
4		Hidroenergía	12,24	
5	Regulación	Regulación de gases	0,33	25,3
6		Calidad de aire	2,76E-03	
7		Calidad y tratamiento de agua	24,98	
8		Protección hidrogeológica	3,36E-03	
9		Regulación de la erosión	7,54E-03	
10		Control biológico	2,77E-03	1,9
11	Soporte	Formación del suelo	7,82E-03	
12		Circulación de nutrientes	2,82E-03	
13		Hábitat y biodiversidad	0,74	
14		Producción primaria	1,22	
15	Culturales	Recreación	6,19E-05	1,1E-04
16		Desarrollo cognitivo	4,66E-05	
No Categoría Servicio M\$/año, (a1)				
1	Provisión	Suministro de agua	6,81	19,1
2		Alimentos	3,39E-03	
3		Materia prima	1,60E-02	
4		Hidroenergía	12,23	
5	Regulación	Regulación de gases	0,15	25,1
6		Calidad de aire	1,24E-03	
7		Calidad y tratamiento de agua	24,97	
8		Protección hidrogeológica	1,51E-03	
9		Regulación de la erosión	3,39E-03	
10		Control biológico	1,25E-03	0,9
11	Soporte	Formación del suelo	3,52E-03	
12		Circulación de nutrientes	1,27E-03	
13		Hábitat y biodiversidad	0,34	
14		Producción primaria	0,55	
15	Culturales	Recreación	6,19E-05	1,1E-05
16		Desarrollo cognitivo	4,66E-05	

Tabla 51. Valoración económica de los servicios ecosistémicos, estados a0 y a1, CHMD

4.5.4.2. Estado d0

• Central hidroeléctrica Baba

Con la construcción de la hidroeléctrica Baba varios servicios prestados por los ecosistemas fueron sustituidos mientras que otros fueron eliminados o reducidos. El valor total del estado d0 de los servicios ecosistémicos asciende a 410,4 M\$/año (Tabla 52), a partir de lo expuesto en las Tablas 43 y 48. A pesar de la cuantificación de la hidroenergía como servicio, el valor económico total se redujo. De esta manera, 7 de los 16 servicios determinados se perdieron. Los servicios de mayor valoración fueron los de regulación, y los de soporte y provisión fueron drásticamente afectados en comparación con el estado a1.

No	Categoría	Servicio	M\$/año (d0)		
1	Provisión	Suministro de agua	33,97	48,95	410,4
2		Hidroenergía	14,97		
3	Regulación	Calidad y tratamiento de agua	198,80	357,0	
4		Regulación y almacenamiento de agua	65,80		
5		Control de inundaciones	87,27		
6		Regulación de la erosión	5,14		
7	Soporte	Hábitat y biodiversidad	4,40		
8	Culturales	Recreación	0,007	4,4	
9		Desarrollo cognitivo	0,006	0,01	

Tabla 52. Valoración económica de los servicios ecosistémicos, estado d0, CHB

- Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

A pesar de su alta densidad (225 W/m²), la implementación de esta central de agua fluente constituyó una pérdida inevitable de espacio terrestre debido a la construcción de obra civil, lo que da lugar a una pérdida directa de varios de los servicios ecosistémicos sustentados por el suelo, con excepción de algunos servicios que fueron sustituidos. Así, de los 16 servicios iniciales determinados quedaron activos el 56% (Tabla 53). Entre estos, el suministro de agua fue el servicio más afectado por el aprovechamiento hidroeléctrico ya que se extrae el 90% de agua en una extensión que representa el 23% del total de la extensión de las cuencas en cuestión. Como resultado, el valor total del estado d0 para Mazar-Dudas es de 37,2 M\$/año.

No	Categoría	Servicio	M\$/año (d0)		
1	Provisión	Suministro de agua	6,03	12,3	37,2
2		Hidroenergía	11,65		
3	Regulación	Calidad y tratamiento de agua	24,97	24,9	
4		Protección hidrogeológica	3,36E-03		
5		Regulación de la erosión	3,39E-03		
6	Culturales	Recreación	6,19E-05	1,1E-04	
7		Desarrollo cognitivo	4,66E-05		

Tabla 53. Valoración económica de los servicios ecosistémicos, estado d0, CHMD

4.5.5. Balance y eficiencia

En la sección 4.5.1 se determinaron los estados y los balances a realizar respectivamente antes y después de la implementación de los casos hidroeléctricos bajo estudio. Para el balance (ΔSE_n) que representa el estado actual de la hidroeléctrica Baba, d0-a1, el resultado obtenido afirma que existen pérdidas ecológicas (PES), que en términos económicos ascienden a 314,7 M\$/año, siendo su ratio de eficiencia (ESE) igual a 0,57. El estado a0 representa un bosque primario con todos sus servicios intactos, por lo que si la hidroeléctrica hubiese sido construida en dichas circunstancias, las pérdidas ecológicas habrían sido aún mayores, con una ESE igual a 0,43 (Gráfico 60).

Capítulo IV: Evaluación ecológica

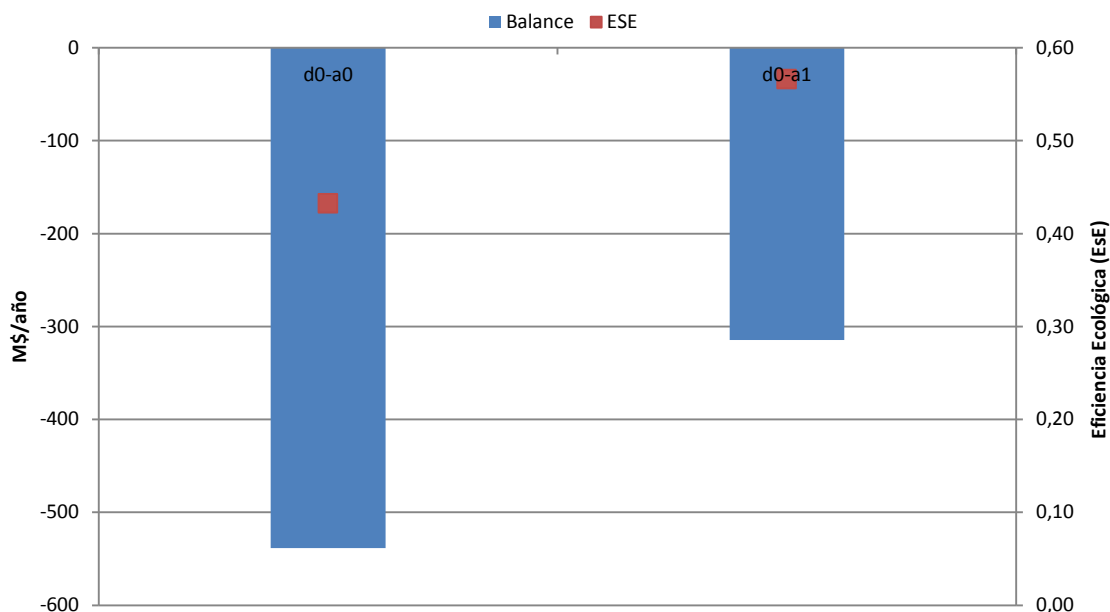


Gráfico 60. Balances y eficiencia ecológica de la central hidroeléctrica Baba.

Por su parte, los resultados de los balances para Mazar-Duda fueron de -9,2 M\$/año para el balance d0-a0 y -7,9 M\$/año para el balance d0-a1, siendo este último la situación actual, con ratio de eficiencia (ESE) 0,80 y 0,82 respectivamente (Gráfico 61). La diferencia económica entre los balances es mínima al igual que la variación de la ESE. Dado que esta central se implementó en zonas ya intervenidas por otras actividades antropogénicas donde la mayoría de los servicios ecosistémicos se habían reducido a sus mínimos, las PES a causa de la central son en su mayoría por la extracción de agua de la cuenca en cuestión.

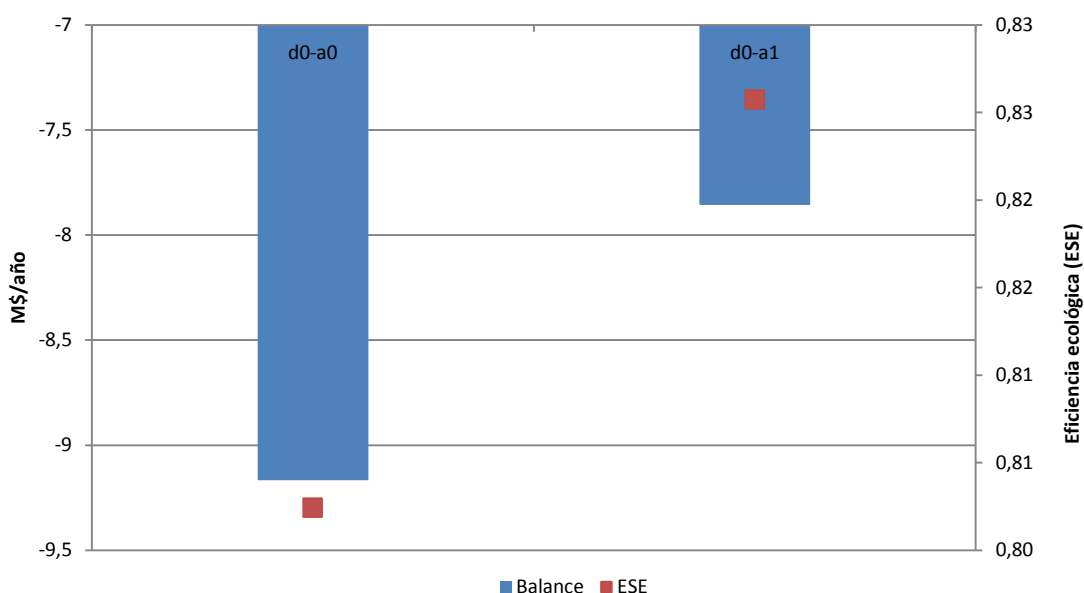


Gráfico 61. Balances y eficiencia ecológica de la central hidroeléctrica Mazar-Dudas.

4.6. Variabilidad y comparación de la valoración ecosistémica

La valoración de los SE llevada a cabo ha sido de tipo monetaria-económica. Esto implica que los valores ecosistémicos que se obtengan varíen marcadamente y con facilidad alrededor del mundo, debido a que los valores (precios) económicos en el mercado están en constante fluctuación. Así lo demuestran Boithias et al., (2016) en su estudio. Un ejemplo de ello se muestra en el Gráfico 62 y Gráfico 63, dónde se recopilan datos con la incertidumbre del caso. En el caso del servicio de regulación de gases⁵ (ver Gráfico 62), uno de los más valorados en la literatura, se encontró que su valor medio es de 1240,9 \$/ha, siendo la desviación estándar de $\pm 1443,7$ \$/ha. El valor del servicio de regulación de gases (específicamente captura de carbono) va desde los 4 hasta los 4422 \$/ha (D'Amato et al., 2016). En este rango de valores no está incluido el valor del suministro de oxígeno. En el caso de Baba, este servicio se estimó en 41175 \$/ha (ver Tabla 49). La razón de este alto valor se debe principalmente al suministro de oxígeno que se valoró económicamente en función de la industria de gases (coste de reemplazo), que no está tan desarrollada en Ecuador. Sin embargo, si solo se considera la captura de carbono, dicho valor se reduciría fuertemente a 1467 \$/ha, quedando así dentro del rango expuesto, así como en el mismo orden de magnitud que la media hallada. Lo expuesto para este servicio sucede con otros servicios, como en el caso del suministro de agua. No obstante, cabe señalar por una parte que las valoraciones ecosistémicas halladas dentro de la literatura recogen pocos servicios, y por otra parte, que ciertos servicios tales como los hidrológicos son agrupados y denominados de distintas formas lo que imposibilita una clara comparación.

Los servicios hidrológicos de los bosques tropicales en general llegan hasta 4938 \$/ha (Guo et al., 2008). Los valores obtenidos aquí van desde los 1645 hasta los 2311 \$/ha. Cabe decir que para el caso del servicio calidad y tratamiento de agua, sus valores se encuentran generalmente por debajo, ya que se toma como referencia un sistema urbano de tratamiento de aguas residuales. En este trabajo se decidió tomar de referencia un sistema natural de tratamiento de aguas residuales que aunque tiene costes más elevados, está más acorde al entorno ya que sigue un proceso natural. Por cuanto a los servicios culturales, que carecen de beneficios materiales, pasan desapercibidos con su valor mínimo. Este bajo valor es bastante común entre la literatura ya que todavía es un desafío capturar su valor total (Small et al., 2017).

Los métodos aplicados en la valoración de ES están en concordancia con los utilizados en otros estudios (D'Amato et al., 2016) (Wang et al., 2010). Tal como expuso de Groot et al. (2012), una hectárea de bosque tropical puede alcanzar un valor tanto como 20851 \$/ha, sin embargo, este valor como todos los expuestos deben ser vistos como referencia o ilustración, y para cada caso, debe llevarse a cabo una evaluación específica. Cabe señalar que los valores referenciados seguramente habrán aumentado en los últimos diez años dadas las cambiantes condiciones del mercado, tal como demostraron Costanza et al. (2014) al comparar valores entre 1997 y 2011. Asimismo, se debe indicar que tanto la moneda como el mercado local juegan un papel importante en la valoración de los servicios ecosistémicos.

⁵ Excluye suministro de oxígeno.

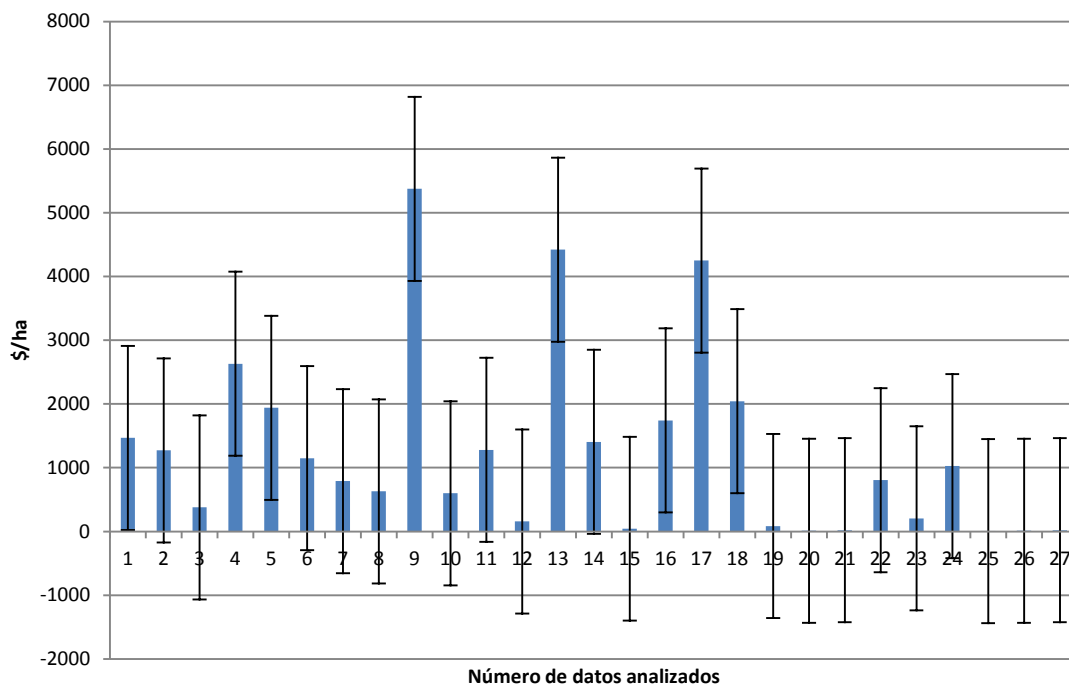


Gráfico 62. Análisis de incertidumbre del servicio ecosistémico regulación de gases (captura de carbono)
 Fuente: (D'Amato et al., 2016) (Ninan & Inoue, 2013) (De Groot et al., 2012) (Van der Ploeg & De Groot, 2010)

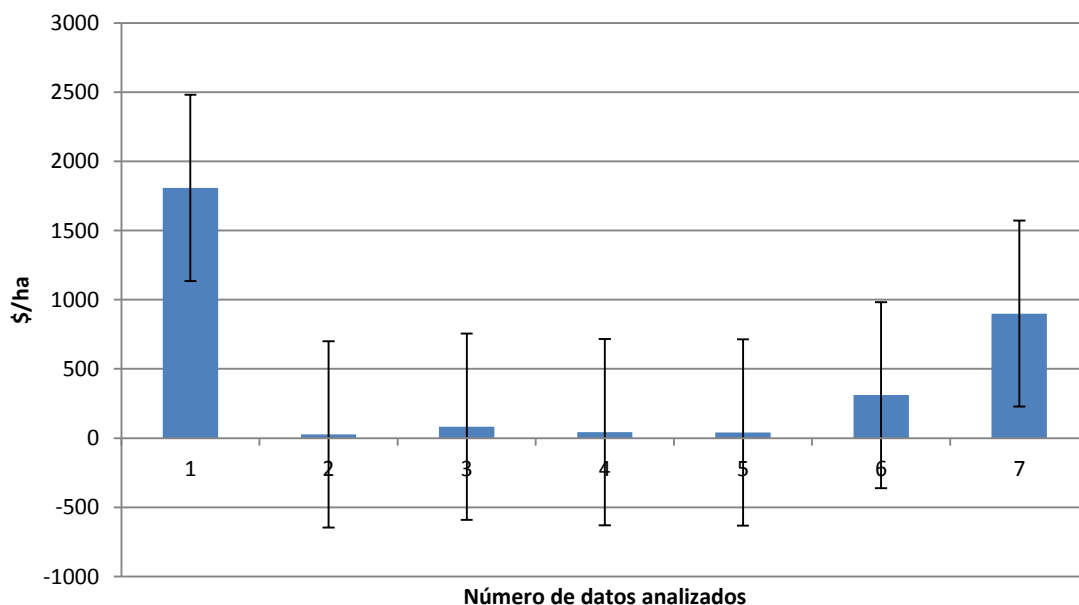


Gráfico 63. Análisis de incertidumbre del servicio ecosistémico suministro de agua.
 Fuente: (D'Amato et al., 2016) (De Groot et al., 2012) (Van der Ploeg & De Groot, 2010) (Häyhä et al., 2015) (Boithias et al., 2016)

4.7. Coste ecológico de generación

En ambos casos, las pérdidas más significativas están asociadas con los servicios hidrológicos, coincidiendo con lo indicado en la literatura revisada. Por otra parte, es evidente que la implementación de cualquiera de los dos esquemas hidroeléctricos estudiados provoca una importante alteración a los ecosistemas y por tanto afectando el suministro de sus servicios, aún más si se trata de bosques primarios. La inclusión de dichas pérdidas en la contabilidad económica de la generación hidroeléctrica repercutiría por tanto en el coste final de

generación. A fin de obtener el coste neto de generación hidroeléctrica (CNGH), se aplicó la siguiente expresión:

$$CNGH = I_c + E_e \quad \text{Ec. 63}$$

Siendo I_c el coste de generación en función de la inversión y E_e , las pérdidas ecológicas, ambos en \$/kWh. El coste de generación en función de la inversión se lo determinó en base al coste nivelado de energía (CNE, \$/kWh) (Buñay & Pérez, 2012) (DOE, 2015):

$$CNE = \frac{\sum_{t=1}^n I_t + M_t + F_t}{\sum_{t=1}^n E_t} \quad \text{Ec. 64}$$

Siendo I_t la inversión inicial en \$; M_t , el mantenimiento anual en \$/año; F_t , el gasto económico del combustible (si fuese el caso), en \$/año, E_t es la generación de energía, en kWh/año, n es la vida útil (años) y t es el año. Para el caso de M_t , se tomó como referencia el 2,5% de la inversión inicial para el tamaño de estos proyectos (IRENA, 2015), mientras que el tiempo de vida útil determinado fue de 50 años. Por su parte, el E_e se determinó como sigue:

$$E_e = \frac{PES}{E_t} \quad \text{Ec. 65}$$

4.7.1. Central hidroeléctrica Baba

Al igual que en las emisiones, se asignó equitativamente tanto la inversión (I_c) como las pérdidas ecológicas (E_e) con el factor F_a a través de la Ec. 37. La inversión del proyecto fue de 542 M\$ (Presidencia de la República, 2013). De esta manera, la inversión correspondiente a la generación hidroeléctrica es de 280 M\$, lo que es equivalente a 6,7 M\$/MW instalado, 3 veces mayor al promedio regional (IRENA, 2015). De la misma manera se aplicó el factor para distribuir las pérdidas ecológicas del proyecto en conjunto, que equivalen a 162,6 M\$/año. Resolviendo la Ec. 63, el CNGH de generación para Baba es de 1,0881 \$/kWh. Según la información recopilada, el coste de generación de Baba establecido por decreto ministerial es de 0,0621 \$/kWh, coste por debajo de lo calculado (Tabla 54).

Generación	Cantidad	I_c	E_e	Total
		\$/kWh		
Directa (Baba)	161 GWh/año	0.0783	1,0099	1,0881
Directa (Baba) + indirecta (MLW)	600 GWh/año	0.0210	0,3025	0,3235

Tabla 54. Coste neto de generación, central hidroeléctrica Baba.

A diferencia la de inversión para la construcción, las pérdidas ecológicas no se ven reducidas a lo largo del tiempo por lo que es indistinto si la hidroeléctrica dura y se mantiene en operación 20 o 100 años. Sin embargo, un aumento o decremento de la generación sí afectaría directamente lo señalado. Por otra parte, la existencia del trasvase y por consiguiente del segundo aprovechamiento hidroeléctrico incidiría en el CNGH. Por lo tanto, el CNGH de Baba queda en 0,3235 \$/kWh (Tabla 54). Para ello se consideró el F_a en función de lo que se trasvasa. Dadas las particularidades del proyecto de Baba, éste último CNGH se ajusta a los propósitos del proyecto, además de que va de la mano con la huella hídrica determinada previamente. No obstante, es indiscutible que la participación de la segunda central

hidroeléctrica (MLW) tendría así mismo unas PES por lo cual el resultado expuesto considerando los 600 GWh/año de generación total sería *a priori* parcial. A nivel regional (Sudamérica), el coste medio de inversión es de 2,4 M\$/MW instalado para centrales con embalse de mediana capacidad (<50 MW), siendo el coste medio de generación de 0,0421 \$/kWh (IRENA, 2015).

4.7.2. Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Para el caso de la CHMD, su inversión pública fue de 42 M\$. Sin embargo, dado el esquema y la geografía de la zona, dicha inversión aumentó a 70 M\$ aproximadamente, lo que indica 3,33 M\$/MW instalado, por encima del promedio regional pero todavía entre sus límites inferior y superior (1≤7 M\$/MW). Hasta el momento, dicho proyecto tiene un avance de obra del 86% y solo uno de los aprovechamientos hidroeléctricos (Alazán) está en operación (Hidroazogues, 2010) (Hidroazogues, 2013). Resolviendo Ec. 63, el CNGH resultante es 0,0879 \$/kWh, siendo las PES 0,0627 \$/kWh.

Generación	Cantidad	I _c	E _e	Total
		\$/kWh		
Directa	125,3 GWh/año	0.0251	0.0627	0,0879

Tabla 55. Coste neto de generación, central hidroeléctrica Mazar-Dudas

4.8. Análisis del rediseño de la hidroeléctrica Baba

El nuevo diseño propuesto (Gráfico 59) reduce tanto la potencia como la generación (directa e indirecta) en 60% y 9% respectivamente; sin embargo, se aumenta el caudal aguas abajo y por tanto el beneficio de un mayor suministro de agua. Con un volumen total para la generación de 2258,4 hm³ año (Tabla 56), este nuevo diseño del proyecto Baba tendría una valoración ecosistémica de 546,9 M\$/año y por consiguiente, un balance (d1-a1) de -178,1 M\$/año, con una eficiencia ESE de 0,75 (Gráfico 64).

Mes	Enero	Feb	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Sept	Oct	Nov	Dic
Q _r	110	110	110	110	110	77,9	46,6	25,7	30,8	32,3	36,1	50,8
Q _t	29,79	122,54	117,67	113,46	34,73	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Q_r es el caudal de generación (directa), equivalente al caudal del río aguas abajo; Q_t es el caudal de trasvase.

Tabla 56. Caudales (m³/s) de generación y trasvase promedios del rediseño de la central hidroeléctrica Baba.

No	Categoría	Servicio	M\$/año (d1)		
1	Provisión	Suministro de agua	171,96	185,5	
2		Hidroenergía	14,97		
3	Regulación	Calidad y tratamiento de agua	198,80	357,0	
4		Regulación y almacenamiento de agua	65,80		
5		Control de inundaciones	87,27		
6		Regulación de la erosión	5,14		
7	Soporte	Hábitat and biodiversidad	4,40	546,9	
8	Culturales	Recreación	0,007		4.4
9		Desarrollo cognitivo	0,006		0,01

Tabla 57. Valoración económica de los servicios ecosistémicos, estado d1, CHB

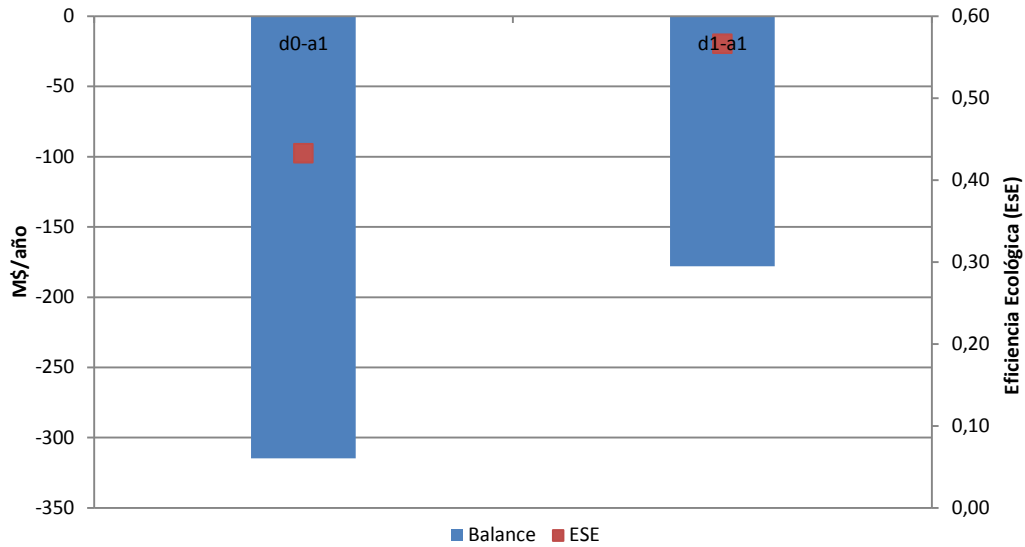


Gráfico 64. Balance, eficiencia del nuevo diseño de la hidroeléctrica Baba y comparativa con el diseño original

Generación	Cantidad	I _c	E _e	Total
				\$/kWh
Directa (Baba)	145,6 GWh/año	0,0669	0,8205	0,8874
Directa (Baba) + indirecta (MLW)	316,3 GWh/año	0,0308	0,2095	0,2403

Tabla 58. Coste neto de generación del nuevo diseño de la hidroeléctrica Baba.

Para determinar el coste inversión de este nuevo diseño de Baba y por ende el nuevo costo neto de generación, se aplicó el valor de 12,9 M\$/MW, determinado a partir del proyecto original. De esta manera, para el nuevo diseño del proyecto Baba incluyendo la hidroeléctrica, la inversión sería de 322,62 M\$, y por tanto, 216,4 M\$ estarían asignados propiamente a la generación hidroeléctrica según el factor F_a de valor 0,6708 determinado de la misma manera que para el proyecto original a partir de la Ec. 36. Con estos resultados, el CNGH inicial sería USD 0,8874 \$/kWh, siendo las PES de 0,8205 \$/kWh (Tabla 58). Con el objeto de mantener la protección contra inundación, se mantuvo el trasvase para los meses de mayor precipitación y caudal. Así, con un volumen total de 1079 hm³/año, anualmente se generarían indirectamente 170,7 GWh, dando un total de generación de 316,3 GWh, siendo este nuevo esquema el equivalente a una central de 60 MW con un factor de planta del 60%. Con dicha generación extra, el CNGH sería 0,2403 \$/kWh, sin embargo, al igual que en el diseño original, habría presumiblemente costes ecológicos asociados por parte de la segunda hidroeléctrica que participa en el esquema de Baba y que incidirían en la contabilidad final de la generación.

4.9. Análisis comparativo entre Baba (rediseñado) y Mazar-Dudas.

La implementación de la hidroeléctrica Baba dio lugar a una importante reducción del caudal del río Quevedo, trasvasando el 90% de sus aguas para un segundo aprovechamiento hidroeléctrico (estado d0) (Gráfico 65). Con el nuevo diseño de la central, el cual sitúa la casa de máquinas a pie de presa y por tanto vierte todo el caudal de generación sobre la misma

cuenca, mejora el servicio de suministro de agua posterior al embalse y por tanto su eficiencia (Gráfico 66). La generación hidroeléctrica directa es menor que en el diseño original aunque ésta, en el nuevo diseño, apenas se redujo en un 10%, directamente proporcional al caudal medio anual de generación el cual pasó de 88,8 m³/s a 70,9 m³/s (Gráfico 67). A razón de limitar caudales aguas abajo y proteger por ende contra inundaciones a zona agrícolas, el nuevo proyecto desvía y trasvasa agua a la segunda central, aprovechando éste para aumentar la generación. Así, 170,7 GWh/año se obtendrían indirectamente.

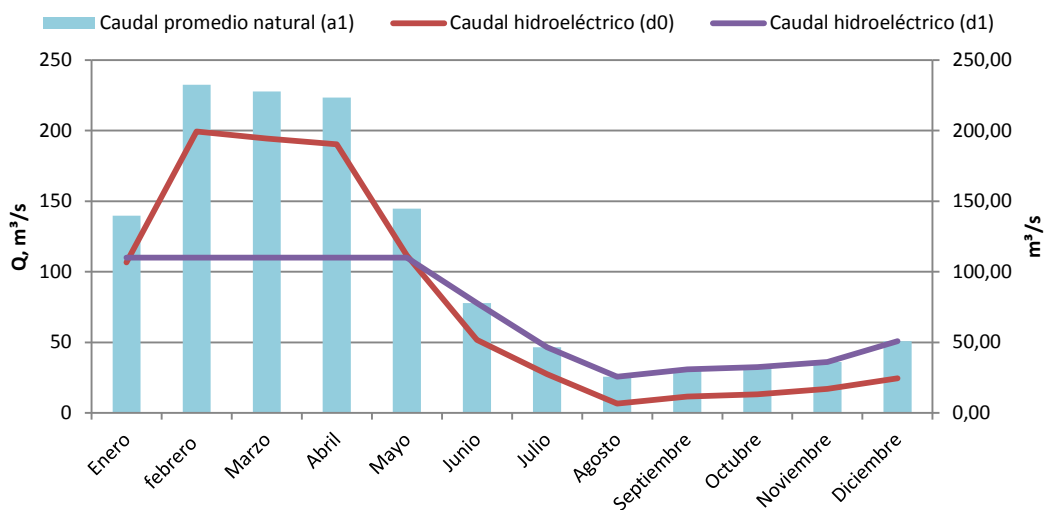


Gráfico 65. Comparativa de caudales entre los estados a1, d0 y d1, de la central hidroeléctrica Baba.

El nuevo diseño de Baba presenta mejora tanto en las pérdidas ecológicas como en su eficiencia. Las pérdidas ecológicas pasaron de 6,3 a 5,7 M\$/MW, mientras que la eficiencia aumentó en un 32% (Gráfico 68 y Gráfico 69). A pesar de dichas mejoras, los valores de Baba se encuentran por debajo de los resultados obtenidos de Mazar-Dudas. La diferencia es más significativa cuando se comparan las pérdidas anuales de los servicios ecosistémicos, siendo las de Baba y Mazar-Dudas -314,7 M\$ (-178,1 M\$ rediseño) y -7,9 M\$ respectivamente. Esto se debe principalmente a que la densidad energética (W/m²) de Mazar-Dudas es 60 mayor a la de Baba. A priori, se podría inferir que al igual que las emisiones, a mayor densidad energética, menores pérdidas a nivel ecológico. Sin embargo, habría que realizar un trabajo más extenso con más centrales hidroeléctricas y con todas las tipologías para poder realizar una extrapolación fidedigna.

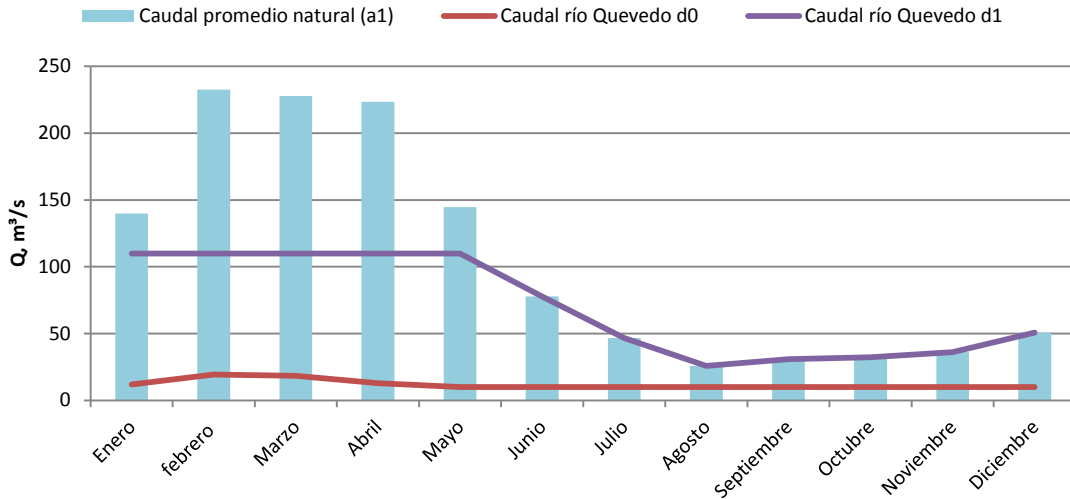


Gráfico 66. Comparativa de caudales del río Quevedo para los estados a1, d0 y d1, CHB.

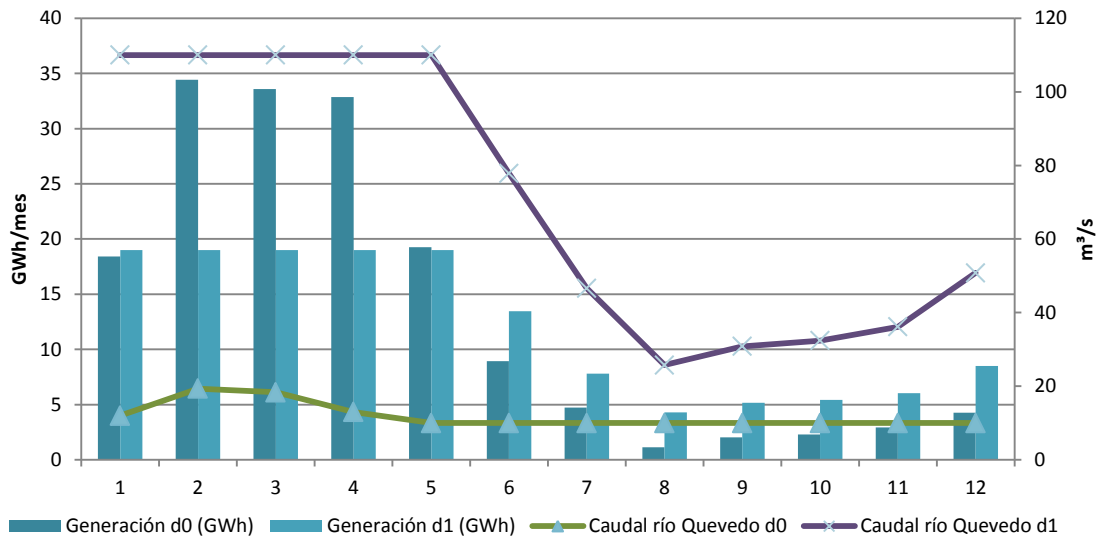


Gráfico 67. Generación hidroeléctrica vs caudal del río Quevedo, CHB.

Las marcadas diferencias en los aspectos abarcados también se remiten al coste ecológico escondido detrás de la generación hidroeléctrica para cada caso, es decir, hay *a priori* una correlación entre \$/MW, W/m², etc., y lo que se pierde ecológicamente. Aquel coste está en función y en mayor relación con el esquema hidroeléctrico que con respecto a la generación o a la potencia instalada. Mazar-Dudas cuenta con la mitad de potencia que Baba, sin embargo, tiene un mejor factor de planta (69%), lo que mejora su generación, siendo solo un 22% menor que Baba. Esta condición, junto al distinto esquema de cada una de las centrales, hace que Baba haya obtenido un coste neto de generación de 1,0881 \$/kWh frente a los 0,0879 \$/kWh de Mazar-Dudas, por debajo del costo de energía eléctrica para el sector doméstico y 12 veces menor al coste real obtenido para Baba. El nuevo diseño de ésta última central reduce las diferencias, gracias al aumento del factor de planta que pasó del 44% al 67% y al aumento del suministro de agua sobre la misma cuenca, posterior al embalse. Aunque el coste neto se redujo hasta 0,8874 \$/kWh, sigue siendo alto en comparación con Mazar-Dudas, inclusive si se tomase en cuenta la generación indirecta (0,2403 \$/kWh).

Capítulo IV: Evaluación ecológica

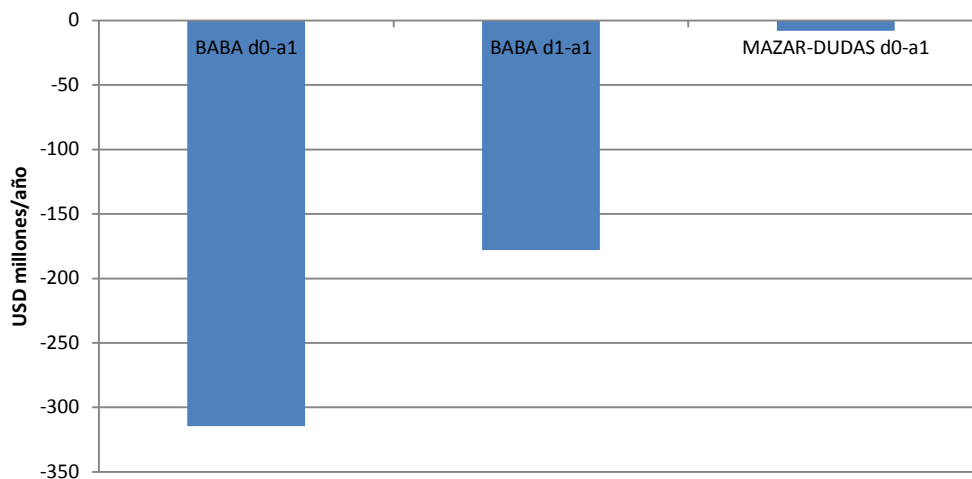


Gráfico 68 Comparativa de balances entre CHB y CHMD.

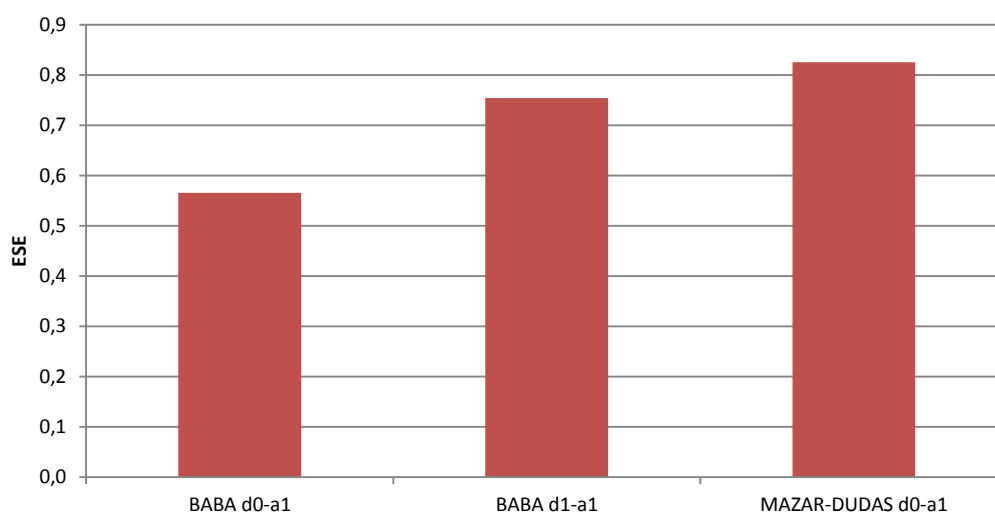


Gráfico 69. Comparativa de eficiencia ESE entre CHB y CHMD.

4.10. Resumen y conclusiones

Las centrales hidroeléctricas fueron analizadas ecológicamente, desde el enfoque de la valoración económica de los servicios que los ecosistemas proveen. A través de la propuesta de un balance, el cual recoge los servicios ecosistémicos antes y después de la implementación de cada proyecto hidroeléctrico, se determinó que la hidroeléctrica Baba obtuvo mayores pérdidas que Mazar-Dudas, siendo éstas de -314,7 M\$/año y -7,9 M\$/año. Por lo tanto, es concluyente que las centrales de agua fluyente (de interposición con desviación) tienen mejor desempeño ecológico que aquellas que poseen embalse. Lo dicho se resume la eficiencia de los servicios ecosistémicos (ESE), que para el caso de Mazar-Dudas fue de 0,83 frente a los 0,57 de Baba. Un replanteamiento del diseño de ésta última central permitió conocer, que en el hipotético caso, las pérdidas ecológicas hubieran sido menores a las presentes en un 43%. Con la exposición del desempeño ecológico de cada central, se llevó a cabo un nuevo análisis del coste de generación hidroeléctrico. Para ello, se incluyó en la contabilidad de cada proyecto el resultado del balance ecosistémico, esto en el marco de la economía ecológica, la cual procura la inclusión del mundo natural en la economía. De esta manera, se reveló que la hidroeléctrica

Baba tiene un coste neto de generación directa y total de 1,0881 y 0,3235 \$/kWh, mientras que Mazar-Dudas 0,0879 \$/kWh, costes que se hallan muy por encima de los que normalmente se exponen, los cuales se basan en el coste de construcción, operación y mantenimiento. Una aproximación de la integración de éstos resultados y los expuestos en el capítulo III, se analiza y expone en el siguiente capítulo.

“La desvalorización del mundo humano crece en razón directa de la valorización del mundo de las cosas”

Karl Marx.

CAPÍTULO V

Análisis del ciclo de vida y evaluación ecológica: Una aproximación para la integración

Partiendo de los objetivos planteados, en este capítulo se propone una aproximación para la integración tanto los resultados obtenidos del análisis del ciclo de vida como los resultados de la evaluación ecológica. Dicha integración, que se realiza por medio de un balance, da lugar a un único resultado global en el que se resume cuantitativamente el desempeño ambiental neto de la generación hidroeléctrica. De esta manera, se profundiza en el conocimiento de los impactos de la explotación de la energía hidráulica en los citados aspectos, lo que permitiría dar paso a una nueva forma de valoración global y desarrollo de dicha fuente renovable de energía.

5.1. Generalidades

Como se ha expuesto en los capítulos anteriores, los sistemas de generación hidroeléctricos han sido objeto de múltiples evaluaciones de tipo ambientales-ecológicas, con diferentes enfoques, a fin de indagar y conocer a mayor profundidad su comportamiento con el mundo natural y su contribución con el desarrollo sostenible. En este trabajo se ha abordado una de las evaluaciones más conocidas y de extendida aplicación como lo es el análisis del ciclo de vida, y una poco desarrollada y conocida, como la evaluación ecológica en base a los servicios de los ecosistemas. Además se ha expuesto brevemente otras evaluaciones como la evaluación del impacto ambiental, la cual se la ha incluso impuesto como requisito para desarrollo de proyectos (Erlewein, 2013).

Para los sistemas de generación de energía, los posibles impactos globales negativos resultantes en la evaluación del impacto ambiental (EIA) no están correlacionados con la generación de energía, el uso de recursos no renovables, ni con las pérdidas ecológicas y sus impactos en el bienestar humano. A ello se suman los posibles efectos acumulativos y el reduccionismo de la propia evaluación (Erlewein, 2013). La EIA se limita a determinar posibles impactos (ponderados de acuerdo a categorías) y como mitigarlos dentro de una escala espacial determinada, omitiéndose así vínculos con problemáticas de carácter mundial tales como el cambio climático. En comparación con la EIA, el análisis del ciclo de vida (ACV) excluye los aspectos sociales y económicos, así como medidas de mitigación aunque incluye la salud humana como una de las áreas de protección (Goedkoop et al., 2009) y sirve como herramienta en el marco del metabolismo industrial (Gerber & Scheidel, 2018). Además, suele llevarse a cabo una vez que el sistema del producto ya ha sido implementado. Sin embargo, el ACV tiene sus límites ya que, por ejemplo, no puede cuantificar la pérdida de biodiversidad como tal (Winter et al., 2017), las emisiones de carbono debido a inundaciones de áreas

terrestres (embalses), así como la pérdida del ecosistema y sus servicios. Por su parte, las evaluaciones ecológicas a partir de los servicios de los ecosistemas se limitan a determinar las afectaciones, impactos, daños y pérdidas, etc., sin que exista una manera directa que valore y vincule sus resultados con aspectos socioeconómicos tales como satisfacción de necesidades básicas, estado de bienestar, etc.

La EIA, el ACV y las evaluaciones ecológicas han contribuido a una mejor comprensión del desarrollo hidroeléctrico en el marco de la sostenibilidad. A pesar de ello, las señaladas evaluaciones dan lugar a resultados dispersos, a razón del enfoque, el alcance y de los métodos aplicados. Ello se evidencia con la disparidad cualitativa y cuantitativa de los propios resultados (Hoogmartens et al., 2014). Dicha dispersión está acompañada de limitaciones características de cada evaluación lo que *a priori* pueden dar lugar a conclusiones parciales, sesgadas o engañosas. De esta manera, las exposiciones hechas a lo largo del presente trabajo revelan la falta de una metodología que permita armonizar, abarcar y unificar ya sean los impactos, los beneficios o las pérdidas ambientales y ecológicas. Por tanto, en este apartado se busca plasmar y presentar un procedimiento que permita profundizar y considerar más aspectos en el desempeño ambiental-ecológico de la generación hidroeléctrica, y que incluso pueda ser aplicable a las demás tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía. Para ello, se desarrolla un procedimiento que permite integrar tanto el análisis del ciclo de vida como la evaluación ecológica del desarrollo hidroeléctrico, permitiendo así la unificación y representación (cuantitativa) en una sola unidad para establecer un impacto neto de cualquier proyecto en los términos señalados.

Dado los objetivos, es preciso tener claro conceptos como *metodología* y *método*. La metodología es un vocablo de origen griego (μέθοδος de μετά *metá* “más allá, después”; οδός *odós* “camino” y λογός *logos* “razón, estudio”), que se define como el conjunto de procedimientos racionales utilizados para alcanzar el o los objetivos dentro de una investigación científica. Es la teoría acerca del o de los métodos. Por su parte, el *método* es el camino o medio para llegar a un fin, o el modo de hacer algo ordenadamente, de obrar y de proceder para alcanzar un objetivo determinado. Estos definen axiomas, teoremas, leyes y reglas de cálculo para garantizar el rigor científico y la eficacia de sus planteamientos (Aguilera Hintelholher, 2013) (Herrman, 2009). Por consiguiente, tanto el análisis del ciclo de vida como la evaluación ecológica son los métodos que conforman la metodología, y a partir de los cuales se establece el procedimiento para su integración. De esta forma, se apunta a cumplir con los objetivos planteados del presente trabajo académico.

5.2. Método

5.2.1. Antecedentes

La evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) generalmente muestra sus resultados en varias categorías de impacto intermedios (CIM) a través de los métodos existentes para la etapa de EICV, por ejemplo, cambio climático, uso de la tierra, etc., cada uno con su unidad, indicador y factor de caracterización (JRC, 2010). Particularmente, el método de ReCiPe recoge la mayoría de sus categorías de impacto intermedio en dos de sus tres categorías de impacto

final^t (CIF), que son *ecosystem damage* (ED) y *resources availability* (RA), expresados en especies.yr y dólares (\$), respectivamente (Goedkoop et al., 2009). Por su parte, las evaluaciones ecológicas a través del balance de los servicios ecosistémicos (ΔSE_n) están dadas en términos económicos (dólares, \$) (Liang et al., 2016) como se ha señalado anteriormente. Por lo tanto, es claro que para llevar a cabo una integración entre ACV y ΔSE_n , las unidades deben unificarse, lo que implica dos posibilidades. Como primera opción está que los resultados de ACV se transformen en *unidad monetaria*, lo que conlleva una evaluación monetaria de los impactos determinados en unidades biofísicas; y como segunda opción, que los resultados de la ΔSE_n , dados en unidad monetaria, se transformen en unidades biofísicas de las CIF correspondientes del método empleado para la evaluación del impacto del ciclo de vida.

5.2.1.1. Justificación de la unidad monetaria para la representación de resultados

En el marco de la toma de decisiones, es común la aplicación de evaluaciones como herramientas que permitan, con los criterios del caso, dar solución a conflictos de decisión y planificación. Ejemplos claros de dichas evaluaciones son el análisis coste-beneficio (ACB), el análisis coste-efectividad (ACE) y el análisis de decisión multicriterio (ADMC). El ACB se caracteriza por comparar y determinar que opción y/o alternativa resulta en mayores beneficios económicos, en el marco del coste de oportunidad, para lo cual toma en cuenta la tasa de descuento, y el valor actual neto (David et al., 2013) (Hoogmartens et al., 2014). Desde su perspectiva, el ACB provee un marco para medir la eficiencia de recursos económicos (Boardman et al., 2011). Es la evaluación de mayor aplicación en cuanto análisis y desarrollo de proyectos sobre todo de ingeniería (Svensson & Hultkrantz, 2017).

El ACE, por su parte, que también es una forma de análisis económico, se diferencia del ACB en que compara los costes con los efectos que pueda tener una acción, en términos relativos. A dichos efectos no se le asignan valores monetarios. De esta manera, esta evaluación es mayormente utilizada en toma de decisiones de índole social, tales como la salud (Bleichrodt & Quiggin, 1999) (Svensson & Hultkrantz, 2017). El ADMC se desmarca de las dos mencionadas evaluaciones, al incluir explícitamente múltiples criterios entre esos el económico, contribuyendo así con una evaluación más holística de las posibles alternativas y por tanto en la resolución de conflictos (Karjalainen et al., 2013). En este contexto, el ACB se decanta más por la eficiencia y la distribución de recursos, mientras que el ADMC incluye además aspectos de índole social así como otras formas de equidad. La diferencia más notoria es que ADMC usa medidas cualitativas mientras que el ACB se basa en medidas cuantitativas (Bhagtani, 2008).

Aunque dependiendo del interés, por lo general en las señaladas evaluaciones se toman en cuenta los criterios de índole ambiental que en la mayoría de los casos y a razón del enfoque de las evaluaciones, son determinados (impactos) en términos monetarios. Así, por ejemplo, el ACB puede ser más específico, siendo análisis coste-beneficio ambiental (ACBa) el cual tiene

^t Human Health, Ecosystem Damage y Resources Availability.

conexión y equivalencia con el ACV (Hoogmartens et al., 2014). Ante lo expuesto y a efectos de que el resultado tenga una mayor comprensividad, utilidad, y sea más objetivo, es pertinente que el resultado de la integración se exprese en términos monetarios. Esta necesidad de expresar los resultados en dichos términos se da a razón de que en la actualidad el pensamiento de ser humano está dominado por el pensamiento económico (*homo economicus*) (Maletta, 2010).

Un segundo argumento es que la conversión de unidades monetarias de la evaluación ecológica a unidades biofísicas (*species.yr*) podría ser controversial y dar lugar a una vasta simplificación y por tanto una subvaloración. Además, los resultados expresados en unidades características del análisis del ciclo de vida como las expuestas pueden tener una errada comprensión en términos cuantitativos, es decir, que la dimensión numérica determinaría si el resultado es de mayor o menor importancia independientemente de la unidad asignada. Así, por ejemplo, indicar que un impacto es de 100€ es más comprensivo y objetivo, que indicar ese mismo impacto como 1 litro de agua. La diferencia radica en la manera como se comunica y por ende se entiende el resultado. Es importante resaltar que el resultado a exponer en unidad monetaria (\$) 1) no debe comprenderse como una externalidad; 2) la representación monetaria de los impactos ecológicos no debe ser tomada como argumento y fundamento para la mercantilización y sustitución de los bienes y servicios de los ecosistemas; y 3) que el valor económico, aunque pueda ser útil como herramienta, tiene sus limitaciones, ya que se reduce a la lógica del mercado, por lo que no todo el valor (intrínseco) es recogido (Martínez-Alier et al., 2015).

5.2.1.2. Revisión de evaluaciones: vínculos, interrelación e integración.

En el mismo marco del uso de evaluaciones como herramientas para la toma de decisiones, los criterios ambientales-ecológicos fueron tomando mayor importancia a través del tiempo, llegando a tener un rol importante e influir en decisiones finales. Es así que en actualidad las múltiples evaluaciones existentes-predominantes de base económica, tienden a incluir costes ambientales, enmarcándose aquello dentro de la economía ambiental^u (*environmental economics*). No obstante, según la parte interesada, dichos costes pueden no ser relevantes y dejados en un segundo plano. En este contexto, es muy clara la dificultad para traducir los impactos ambientales-ecológicos-biológicos en términos monetarios debido a la complejidad que significa representar lo *cuantitativo* de manera *cuantitativa*. De hecho, dicho procedimiento sigue siendo un dilema y desafío (Hoogmartens et al., 2014). A ello se suma las limitaciones de la evaluación ambiental empleada, como lo expone Erlewein et al., (2013) para el caso de la tradicional y ampliamente conocida evaluación del impacto ambiental (EIA).

En el marco del ACV, se han desarrollado métodos paralelos que siguen sus directrices, tales como el costo de ciclo de vida (CCV), análisis de costo-beneficio ambiental (ACBa) y sub-evaluaciones como costo del ciclo de vida ambiental (CCVa), evaluación del ciclo de vida social

^u No debe confundirse con ecología económica. La economía ambiental tiene sus fundamentos en el pensamiento económico neoclásico, el cual considera la economía como el *todo* y el ambiente como una *externalidad* (Daly & Farley, 2004)

(ACVs), etc. Aquello ha permitido realizar integraciones de varios métodos, como por ejemplo el ACV y el CCV con la finalidad de mayores parámetros para la evaluación y toma de decisiones (Ristimäki et al., 2013) (Laumann Kjaer et al., 2015) (Petrillo et al., 2016). Esta integración suele llevarse a cabo ya que de manera convencional, el CCV está vinculado al ámbito financiero por lo que se suelen omitir parámetros socioambientales (Hoogmartens et al., 2014). Es evidente la existencia de una variada cantidad de evaluaciones especializadas que al final exponen resultados dispares y dispersos, que conducen al nacimiento de nuevos conflictos (Hoogmartens et al., 2014). A pesar de ello, es posible la determinación de un marco único de trabajo que permita la combinación de diferentes evaluaciones y métodos, ampliando y profundizando de esta manera en el análisis económico y ambiental para la toma de decisiones (Miah et al., 2017).

Como lo señalan varios autores, la mayoría de las (sub) evaluaciones se complementan entre sí; en otras palabras, funcionan en paralelo (Hoogmartens et al., 2014) (Bidoglio et al., 2018). No obstante, dicha integración y complementariedad no es de utilidad para convertir y traducir los impactos ambientales en términos *monetarios* o viceversa, ya que sus procesos y unidades no son equivalentes entre evaluaciones. Por otra parte, de manera interna puede que se lleve a cabo un proceso de monetización de los costes ambientales a través, como por ejemplo, de la aplicación de métodos propios de valoración monetaria (coste de reducción, coste de mercado, coste de viaje, etc.) (Pizzol et al., 2015), o de la ponderación, lo que permitiría *a priori* una mejor integración y perspectiva de las evaluaciones abarcadas (Ji & Hong, 2016). ReCiPe ha aplicado, bajo la observación de hechos, el método de precio de mercado para ponderar los impactos potenciales al ambiente, con una base científica determinada en 3,58/5, de acuerdo a Pizzol et al., (2015). No obstante, aquello es sujeto de críticas dada las subjetividades y la inconmensurabilidad (Gerber & Scheidel, 2018). Por lo tanto, las tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía pueden evaluarse ambientalmente, socialmente, económicamente o en conjunto, pero sin unificar y obtener resultados en una sola unidad, lo que conlleva la realización de varias evaluaciones y por ende la obtención de varios resultados. La cuestión de fondo es por una parte, la apropiada determinación del impacto ambiental-ecosistémico total o neto, y por otra parte, el peso que éstos puedan tener en términos de comprensión y comunicación, en un contexto donde prima el interés y beneficio económico.

Pero los intentos de integración han ido más allá de lo económico. Partiendo igualmente del marco del ACV, existen propuestas que permiten integrar y evaluar los servicios de los ecosistemas en el análisis del ciclo de vida (Blanco et al., 2018). Incluso, se han hecho propuestas para que los SE sean integrados en la evaluación del impacto ambiental (Karjalainen et al., 2013). No obstante, en algunos casos los SE son considerados como una externalidad, esto bajo los preceptos por los que se rige la evaluación monetaria (Bruel et al., 2016). A pesar de las contribuciones académicas, cuestiones como el alcance (escalas) así como la cantidad de servicios ecosistémicos y la interrelación con los diferentes procesos no han sido del todo abarcados dadas las complejidades y limitaciones.

Del lado de las evaluaciones ecosistémicas, éstas se expresan comúnmente en términos económicos ya que es la mejor manera de demostrar la importancia de los servicios ecosistémicos para la economía y el bienestar humano, y cómo se afectan cuando se lleva a cabo las diferentes actividades vinculadas con la economía, como por ejemplo, el desarrollo de proyectos de generación de energía. Otras evaluaciones existentes aplican el enfoque de *energía* para evaluar ecológicamente, por ejemplo, plantas hidroeléctricas. Su resultados se expresan en unidades de energía (Zhang et al., 2016) (Pang et al., 2015). De acuerdo con su concepto, este enfoque eco-termodinámico es capaz de considerar aspectos tanto naturales como económicos del sistema bajo análisis (Pang et al., 2015). A pesar de ello, tanto esta como otras evaluaciones mencionadas excluyen otras cuestiones ambientales desencadenadas por las energías renovables, por ejemplo, el consumo de recursos, las emisiones de gases de efecto invernadero, etc. En este contexto, dado que cada una de las evaluaciones aplicadas en esta investigación (ACV y Δ SE) excluye aspectos relevantes y que están limitadas en el espacio, tiempo y enfoque, el balance y/o sumatoria de ambas permitirá la obtención de un resultado unificado e íntegro.

5.2.1.3. La biodiversidad como elemento común

Todas las evaluaciones de tipo ambientales-ecológicas tienen un elemento intrínseco que es la biodiversidad (Gráfico 70). En el análisis del ciclo de vida, el método ReCiPe evalúa el impacto a la biodiversidad a partir de varias categorías de impacto tales como *land use*, *climate change*, *water depletion*, etc. Un ejemplo de ello hallado en la literatura es la evaluación ambiental que se lleva a cabo para un caso de un proyecto hidroeléctrico de pequeña capacidad (24 MW) a través del ciclo de vida, en la que el impacto a la biodiversidad es analizado a través de la categoría *Land Use* (Bidoglio et al., 2018). No obstante, aún existen retos en la valoración del impacto en la biodiversidad. En el caso de las centrales hidroeléctricas, el método por el cual se determina el factor de caracterización del impacto, no incluye la operación ni las dinámicas estacionales naturales de los ríos, por lo que haría falta incluir las demandas ecológicas de agua en función de las estaciones (Olav Gracey & Verones, 2016). Por otra parte, existen estudios que permiten cuantificar el impacto (escondido) de productos (de importación) en la biodiversidad a partir de la destrucción de hábitats (Koellner & Geyer, 2013) (Chaudhary et al., 2015).

Todo proceso o actividad que se evalúe con las evaluaciones-herramientas existentes, implícitamente está evaluando el impacto en la biodiversidad. Lo mismo ocurre en el marco de las evaluaciones ecológicas en base a los servicios de los ecosistemas. Al realizar la evaluación, directamente e indirectamente se está considerando la biodiversidad, por ejemplo, a través del impacto en especies acuáticas (Wang et al., 2010). Como se ha detallado en el Capítulo IV, existe evidencia suficiente que infiere que cuanto menor biodiversidad, mayor afectación a los procesos y funciones ecológicas, lo que merma el suministro de los diferentes servicios ecosistémicos (Koellner & Geyer, 2013) (Hanley et al., 2014). Incluso, la biodiversidad esta categorizada como un servicio de *soporte* (MEA, 2005) como se ha visto y que en este trabajo, tiene una valoración muy importante y representativa. En este contexto, Karjalainen et al.,

(2013) realizan una integración de servicios ecosistémicos dentro del EIA para que así exista una mejor comprensión por parte de los interesados en la toma de decisiones, así como la consideración de procesos y servicios de soporte excluidos como tales en dicha evaluación.

Winter et al., (2017) expone el estado de arte de la biodiversidad en el análisis del ciclo de vida. Los autores por una parte señalan que de los indicadores hallados (119), apenas 42 son útiles en el ACV. Por otra parte, también indican que los impactos están considerados en base a especies, lo que es apenas una parte de la biodiversidad, entendida como “*variedad de organismos vivos*” (United Nations, 1992). En consecuencia, la totalidad de la biodiversidad no es evaluada así como también las presiones e impactos sobre ésta. Ante lo expuesto, la biodiversidad es un elemento activo y participe, que de manera directa e indirecta es abordado por las evaluaciones existentes, por lo que es de importancia en las consideraciones del procedimiento para la integración.

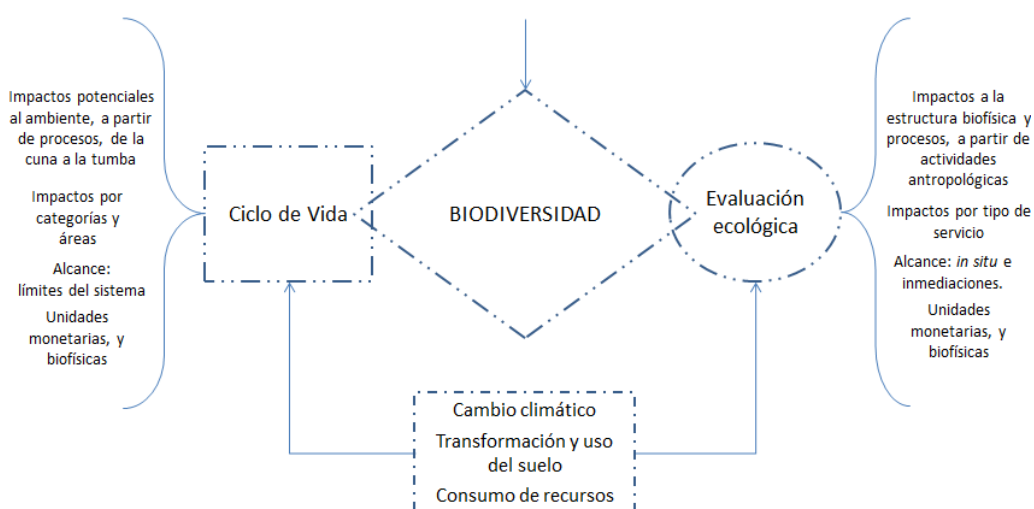


Gráfico 70. Interrelación entre el análisis del ciclo de vida y evaluación ecológica

5.2.2. Procedimiento para la integración

Teniendo en cuenta primero que incluir los impactos al mundo natural en la contabilidad económica, como principio de la economía ecológica, sigue siendo un desafío (Hoogmartens et al., 2014) (Martínez Alier, 1999); segundo, que el procedimiento más cercano para convertir los impactos ambientales en términos monetarios es usar factores de caracterización, comúnmente aplicado los métodos del análisis ciclo de vida existentes (JRC, 2010) (Pizzol et al., 2015), y tercero, que no se ha evidenciado en la literatura propuestas de integración como la que se pretende llevar a cabo ni de la conversión de unidades, posibles alternativas de la integración (ACV a ΔSE) se analizaron para una mejor comprensión y elegibilidad como se presenta a continuación. En este contexto, la integración se lleva a cabo por medio del balance entre ACV y ΔSE :

$$\Delta BEN_n = \Delta SE_n - ACV_n = \Delta SE_n - (ED_n + RA_n) \quad \text{Ec. 66}$$

Siendo ΔBEN_n el balance neto ambiental-ecológico hidroeléctrico, ACV_n y ΔSE_n son los resultados del análisis de ciclo de vida y la evaluación ecológica respectivamente. ED_n y RA_n son

los resultados de las categorías de impacto final del ACV. El subíndice n denota el método aplicado. Particularmente, los datos mostrados del ACV (ver Tabla 22 y Tabla 23) sólo recogen una parte de las emisiones netas de la CHB y CHMD, E_n (ver Ec. 27), por consiguiente, en la Ec. 66 debe agregarse las emisiones restantes. De esta manera, el balance neto ambiental-ecológico hidroeléctrico queda de la siguiente manera:

$$\Delta BEN_{n,CHB} = \Delta SE_n - (ACV_n + Em_r) = \Delta SE_n - (ED_n + RA_n + Em_r) \quad \text{Ec. 67}$$

$$\Delta BEN_{n,CHMD} = \Delta SE_n - (ACV_n + Em_r) = \Delta SE_n - (ED_n + RA_n + Em_r) \quad \text{Ec. 68}$$

Siendo Em_r las emisiones restante estimadas a partir del balance de emisiones (E_n) de la Ec. 27.

5.2.3. Análisis de la doble contabilidad

A pesar de sus diferencias por cuanto a enfoque y escala, las evaluaciones planteadas se solapan en algunos aspectos, por lo que es preciso analizar el procedimiento planteado para la integración del ACV y la evaluación ecológica, a fin de evitar una doble contabilidad. De esta manera, se procura evitar resultados sobreestimados y obtener resultados más precisos. Cabe indicar que la doble contabilidad podría darse solo para uno de los dos casos hidroeléctricos, en los aspectos que posteriormente se determinen.

La categoría de *climate change* del ACV está vinculada con el servicio ecosistémico de regulación de gases (Gráfico 71). Este es un primer punto de solapamiento, en el marco de la emisión de GEI. En el caso de la CHB, el balance neto de emisiones expuesto en la Ec. 27 incluye la pérdida del ecosistema, construcción, O&M, emisiones del embalse, turbinas y aguas debajo del embalse. La pérdida del ecosistema ya está contabilizado en la evaluación ecológica, a través del del servicio de regulación de gases en el balance ecosistémico (ΔSE), y expresado en términos monetarios (Gráfico 71). Dicha pérdida, asumida y equiparada como emisión de GEI, fue así mismo contabilizada en el balance de emisiones (E_n , Ec. 27), en el que también se incluye las emisiones resultantes de la construcción, O&M de la central (ver Tabla 22, *climate change*). Por lo tanto, si en el ΔSE se contabiliza la pérdida del ecosistema (E_{et}) y en el ACV las emisiones de la construcción, O&M (E_c) (Ec. 66), Em_r sería la diferencia entre las emisiones netas (E_n) y las emisiones señaladas:

$$Em_r = E_n - (E_{et} + E_c) \quad \text{Ec. 69}$$

El término expresado esta dado en kg CO₂-eq. Así mismo, las unidades como categoría de impacto final se indican en la siguiente sección. Esto se aplica de igual manera en la CHMD. Sin embargo, como las emisiones de la construcción y pérdida del ecosistema ya están contabilizadas en el ACV y ΔSE respectivamente, Em_r es igual a cero, al no existir mas fuentes de emisiones de carbono.

Un segundo punto de solapamiento y donde existe doble contabilidad es en el uso, modificación y transformación del ecosistema terrestre. Entre las categorías de impacto intermedio (CIM) están *Agricultural Land Occupation* (ALO) y *Natural Land Transformation* (NLT), las cuales recogen el impacto en m².año y m² respectivamente. Mientras que la primera

se enfoca en el uso y ocupación de espacios tales como agricultura, praderas, pastos, acuicultura, etc., el segundo se enfoca a la modificación y/o transformación del espacio natural, es decir, cuando los ecosistemas son directamente modificados. Del área de ocupación del embalse de la CHB, 550 hectáreas estaban destinadas a la agricultura y plantaciones forestales. Por su parte, la infraestructura civil de la CHMD no ocupó área destinada a la agricultura. La otra mitad del área del embalse de la CHB era el bosque tropical (remanente), mientras que la construcción de la CHMD ocupó un espacio de pradera y pastos. En este contexto, los límites de la evaluación ecológica son el área del embalse para Baba y el área dónde se asienta la infraestructura para Mazar-Dudas.

Tanto la ocupación del espacio agrícola como la transformación del espacio natural se pueden dar tanto dentro como por fuera de los límites de la evaluación ecológica, pero dentro de los límites del ACV. Ambas acciones tienen un alto impacto en la biodiversidad (Huijbregts et al., 2017) (Chaudhary et al., 2015). La ocupación de espacio dedicado a la agricultura se vincula con servicios de provisión (alimentos, materia prima) mientras que la transformación del espacio natural (ecosistema terrestre abarcado todos los servicios de un área definida. Aquello se visualiza en el Gráfico 71. En este punto, la doble contabilidad se da cuando en la realización del ACV, se han incluido los m² de espacio agrícola y espacio natural que ha sido ocupado o modificado, dentro de los límites de la evaluación ecológica y al mismo tiempo se ha realizado la evaluación ecológica a través de los servicios ecosistémicos.

Teniendo en cuenta que la transformación del espacio natural se inputó en la categoría NLT del ACV, en consecuencia, el valor obtenido en esta categoría (ver Tabla 22) es *a priori* equivalente al resultado del balance en la evaluación ecológica (Winter et al., 2017) (Bidoglio et al., 2018); es decir, la pérdida (económica) de los servicios ecosistémicos equivaldría a la pérdida de la biodiversidad debido a la transformación del ecosistema terrestre, que para el caso de Baba, corresponde al área de 550 hectáreas mientras que para Mazar-Dudas, 9,31 hectáreas. Esta equivalencia tiene sustento en las siguientes afirmaciones y argumentos: primero, existe una alta correlación entre la biodiversidad y suministro de servicios ecosistémicos (ver sección 4.2 y 4.3), por lo que el impacto a la biodiversidad afecta directamente el suministro de servicios. Segundo, tanto la valoración ecosistémica como la categoría NTL recogen datos de la misma escala (*in situ*). Como lo señala Winter et al., ReCiPe abarca el impacto a la biodiversidad con la categoría *Land Use* (NTL & ALO) entre otras, con las limitaciones del caso. Un ejemplo de ello es el análisis del ciclo de vida de una central hidroeléctrica en la que se utiliza la categoría *Land Use* para determinar el impacto en la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Bidoglio et al., 2018). Ante lo expuesto, el resultado correspondiente de la categoría NTL no debe ser contabilizado en el ACV (ED), en la aplicación de la Ec. 67 y 68.

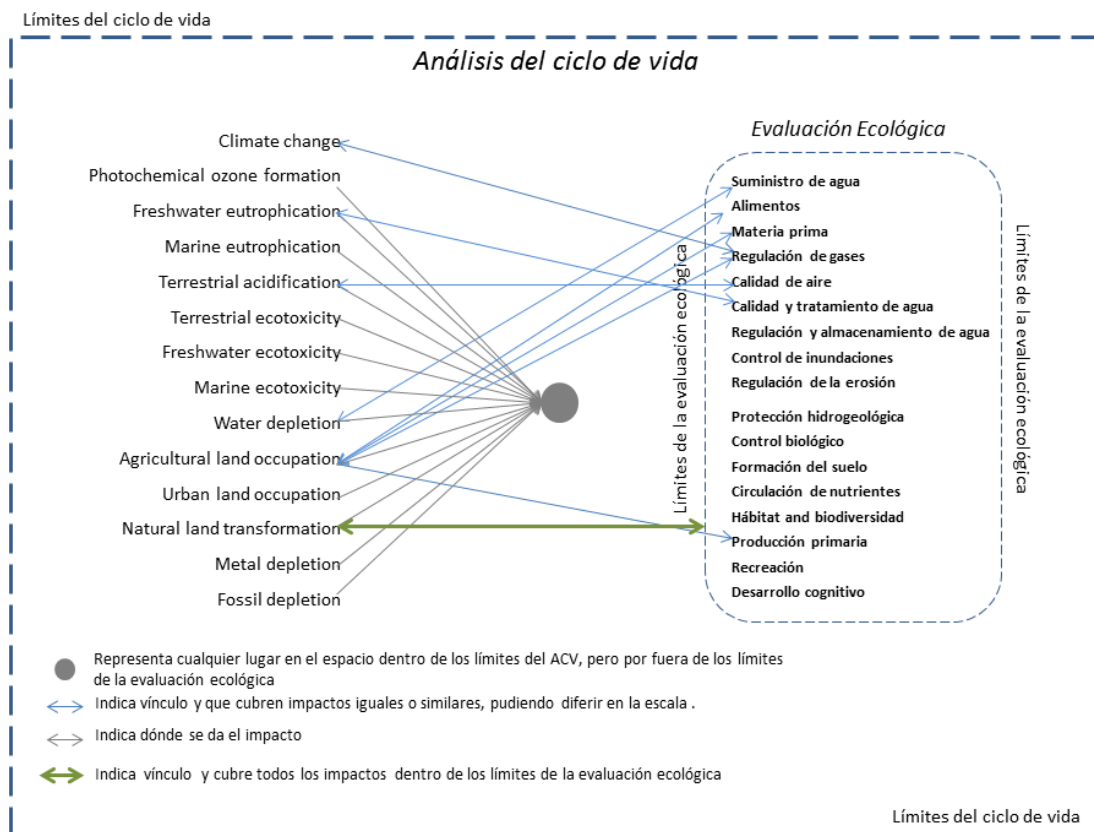


Gráfico 71. Diagrama marco para el análisis de doble contabilidad

En la evaluación ecológica, sólo se consideró el área correspondiente al bosque (CHB), por lo que el área de uso agrícola no se contabilizó. Sin embargo, la apropiación y modificación de éste espacio fue evaluada dentro del ACV, dentro de la categoría ALO, ya que se incluyeron las 550 hectáreas. Las categorías *freshwater eutrophication* y *terrestrial acidification* se vinculan con los servicios de calidad y tratamiento de agua y calidad de aire respectivamente. Este vínculo es más fuerte en la CHB, en la categoría de impacto *freshwater eutrophication* ya que en la CHMD no hay riesgos de eutrofización de aguas. En ambos casos, el impacto *in situ* solo lo determina la evaluación ecológica mientras que el impacto *ex situ* el ACV.

Otro punto importante es el recurso hídrico. A través de este recurso se vincula la categoría de impacto *Water depletion* con el servicio de suministro de agua (Gráfico 71). Tanto en la evaluación ecológica como en análisis del ciclo de vida se recoge el impacto del *consumo* de agua pero en unidades diferentes. Por cuanto el ACV, lo que se determina es la huella hídrica, en m^3/MWh . Por su parte, en la evaluación ecológica se determina la disponibilidad y el consumo de dicho recurso en términos monetarios (\$), en el marco de los límites de la evaluación ecológica. El ACV también contabiliza el consumo de agua *ex situ*, dentro de los límites establecidos. Por lo tanto, es preciso descontar proporcionalmente el impacto del consumo de agua del ACV.

5.3. Alternativas y elegibilidad

Dos posibles alternativas se identificaron para la integración: la primera, en función de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos; y la segunda, en función de la equivalencia

cuantitativa entre determinadas categorías de impacto del ACV con los servicios ecosistémicos y su respectivo balance (ΔSE).

5.3.1. Alternativa A

Como se indicó, se procura que el balance se lleve a cabo en términos económicos, con una única unidad monetaria (\$, dólar). Con la aplicación de la metodología ReCiPe, la categoría de impacto final RA ya está en dichos términos, mientras que ED y Em_r se expresan en especies.yr y kg CO_{2-eq} respectivamente. Estimar los costes de los impactos ambientales es una cuestión compleja. Sin embargo, una forma de hacerlo es aplicar un factor de *ponderación* como se sugiere en ReCiPe y en otras metodologías (Pizzol et al., 2015) (Huppés & van Oers, 2011), o bien un factor de caracterización igualmente aplicados por ReCiPe para las diferentes categorías de impacto tanto intermedios como finales. En este contexto, se propuso un factor de caracterización propio basado en el valor económico de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad promedio en los ecosistemas terrestres. Esto es posible debido a que hay suficiente evidencia que vincula los servicios que brindan los ecosistemas con la biodiversidad, su cantidad y su calidad (SEP, 2015) (Barker et al., 2011) (Cardinale et al., 2012). De esta manera, el factor de caracterización (F_c) expresado en \$/especies.yr se obtuvo dividiendo la densidad económica de los SE, (D_{se} , \$/m².año^v) y la densidad de especies (D_e , especies/m²):

$$F_{c_1} = \frac{D_{se}}{D_e} \quad \text{Ec. 70}$$

$$D_{se} = \frac{VSE}{A_i} \quad \text{Ec. 71}$$

Siendo VSE el valor económico de los servicios ecosistémicos (\$/año) y A es el área de la hidroeléctrica i en m². La densidad de especies (D_e) se la determinó en base a las especies registradas (incluyendo endémicas) en Ecuador y el área del territorio (A_t):

$$D_e = \frac{E}{A_t} \quad \text{Ec. 72}$$

Siendo E el total de especies registradas en Ecuador y A el área en m². Según la información revisada, Ecuador se encuentra dentro de los 17 países megadiversos del mundo^w, con la mayor concentración de biodiversidad por kilómetro cuadrado; el país contiene el 6,1% de la biodiversidad global en apenas 0,2% del territorio mundial (INB, 2015) (Cuesta et al., 2017) (García et al., 2014). España, el país de mayor biodiversidad en Europa, con el doble de área de extensión territorial, tiene una concentración 30 veces menor a la de Ecuador (Sánchez-Fernández et al., 2017) (NatureServe, 2018) (MAE, 2015). Lo mismo ocurre con los países no megadiversos que poseen el 30% de la biodiversidad en el 70% del territorio mundial. Con estos datos, el coste de daño al ecosistema (ED_1 , \$/año) se obtiene como sigue:

$$ED_1 = ED_{neto} \times F_{c_1} \times B_i \quad \text{Ec. 73}$$

^v 1 año = 1 yr

^w Se denomina países *megadiversos* a aquellos que poseen el mayor índice de biodiversidad de la Tierra, de acuerdo al Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente.

Capítulo V: Una aproximación para la integración

Siendo ED_{neto} el resultado neto de la categoría de impacto *ecosystem damage*, en *species.yr*; F_c es el factor de caracterización antes obtenido, y B_i es el factor de concentración de biodiversidad (adimensional):

$$B_i = \frac{t \times B}{b \times T} \times 100 \quad \text{Ec. 74}$$

Siendo B y b son el porcentaje (%) de biodiversidad de los países no megadiversos y de Ecuador; T y t son el porcentaje (%) de extensión de los países no megadiversos y de Ecuador, respectivamente. Para el caso de la CHMD ED_{neto} se obtuvo con la sumatoria de las categorías WD y NLT, mientras que para la CHB, se agregaron las emisiones, Em_r (ver Ec. 67). Por lo tanto:

$$ED_{neto,CHB} = (ED_r + Em_{cif}) - (WD + NTL) \quad \text{Ec. 75}$$

$$ED_{neto,CHMD} = ED_r - (WD + NTL) \quad \text{Ec. 76}$$

Siendo ED_r el resultado total de dicha categoría obtenido en el ACV. Todos los términos de las ecuaciones 76 y 77 están en *species.yr*. Para que Em_r esté en la misma unidad (*species.yr*), se aplicó el factor de caracterización correspondiente (FC_{cif} , *species.yr/kg CO_{2-eq}*) aplicado por ReCiPe (Huijbregts et al., 2017) en la categoría *climate change* tanto para ecosistemas terrestres (T) como acuáticos (agua dulce, W):

$$Em_{cif} = (Em_r \times FC_{cif-T}) + (Em_r \times FC_{cif-W}) \quad \text{Ec. 77}$$

Por tanto, los resultados del análisis del ciclo de vida se determinaron en unidades netas económicas como la suma de *ecosystem damage* (ED) y *resources availability* (RA):

$$ACV_1 = \frac{ED_1 + RA}{Y} \quad \text{Ec. 78}$$

Tanto el resultado de ED_1 como RA_1 se da en dólares (\$) para un tiempo indefinido, por lo que se lo el ACV_1 se lo estableció por año (Y), a partir del tiempo de vida útil de cada caso hidroeléctrico, para así igualar las unidades de la evaluación ecológica (\$/año). Para completar el balance, se aplica el resultado de la evaluación ecológica (ΔSE_1 , M\$/año) mostrado en el capítulo anterior.

5.3.2. Alternativa B

Otra posibilidad de traducir los impactos del ciclo de vida en términos económicos es a través de una equivalencia ya expresada en la sección 5.2.3. La evaluación ecológica, por medio del balance de los servicios ecosistémicos (ΔSE) se dio a escala de planta (*in situ*), es decir, dónde se acentúa la(s) infraestructura(s) de las centrales hidroeléctricas. Por otra parte, el ACV recoge impactos tanto de esa escala como por fuera de ésta. Particularmente, la transformación del ecosistema terrestre (escala de planta) se recoge en la categoría de impacto intermedio NLT. Otras categorías en las que se recogen impactos en la escala señalada son ALO (sólo para Baba) y WD, dónde se exponen la ocupación de suelo agrícola y el consumo de recurso hídrico. En consecuencia, se puede inferir que el resultado de la evaluación ecológica (ΔSE) es igual a la sumatoria de los resultados de las categorías NLT, ALO y WD. Ante lo expuesto, la equivalencia directa posibilidad transformar parte de los resultados del ACV (ED) en términos monetarios:

$$ED_2 = \frac{\Delta SE * ED_{neto}}{ED_{eq}} \times B_i \quad \text{Ec. 79}$$

Siendo ED_{neto} el resultado final del ACV y ED_{eq} , el valor equivalente, ambos en especies.yr. ED_2 se expresa en \$/año. ED_n y ED_{eq} se determinan como sigue:

$$ED_n = ED_r - ED_{eq} \quad \text{Ec. 80}$$

$$ED_{eq-Baba} = NLT + ALO + WD \quad \text{Ec. 81}$$

$$ED_{eq-Mazar-Dudas} = NLT + WD \quad \text{Ec. 82}$$

Dónde ED_r es el resultado obtenido en dicha categoría en el ACV. Todos los términos de las ecuaciones 80, 81 y 82 están en especies.yr (Ver Tabla 24 y 27). Según la Ec. 66, al ACV hay que sumarle las emisiones Em_r , esto para el caso de la CHB. Aplicando la Ec. 77, la Ec. 80 queda de la siguiente manera:

$$ED_{n,CHB} = ED_r + Em_{cif} - ED_{eq} \quad \text{Ec. 83}$$

Por tanto:

$$ACV_2 = ED_2 + \frac{RA}{Y} \quad \text{Ec. 84}$$

5.3.3. Indicador

Dado que el balance se enmarca en el campo de la generación de energía (eléctrica), el resultado del balance (ΔBEN , \$/año) fue determinado por unidad de energía (Gh, kWh/año), como sigue:

$$I_{\Delta BEN} = \frac{\Delta BEN}{Gh} \quad \text{Ec. 85}$$

5.3.4. Criterios de elección

La exposición previa de las alternativas demuestra clara viabilidad para ambos casos. De una manera u otra, ambas opciones hacen base en el valor de los servicios ecosistémicos y toman en cuenta la concentración de la biodiversidad del país. De esta manera se consigue obtener un factor de caracterización (\$/especies.yr). Además, en ambos casos también se evita la doble contabilidad. No obstante, para la alternativa 2, la equivalencia puede acarrear una sobrevaloración. Cuando se realiza el ACV (software SimaPro), ReCiPe da la posibilidad de argumentar el tipo de transformación y el área de criterio dentro de la categoría NLT, i.e., *transformation from/to forest, dump site, pasture, water bodies (artificial) etc*, dentro de las áreas *land, in water, biotic*, etc. Lo mismo ocurre con la categoría ALO. El inconveniente aquí es que, primero, el impacto está generalizado, siendo que no hay distinción entre especies endémicas y no endémicas, es decir, no hay distinción entre la propia biodiversidad. Segundo, si bien es cierto que se señala el origen o el final de la transformación, no se puede indicar en conjunto de qué se transforma y a qué. En términos de biodiversidad, no es lo mismo transformar un área determinada de ecosistema terrestre a un embalse que en cultivos. Este ejemplo es claramente replicable al caso de la CHB. Por otra parte, está el consumo de agua

(WD). Este no está basado en la HH sino más bien en criterios como el estrés hídrico (WSI) y el consumo/per cápita. En esta categoría igualmente no hay una correlación con la biodiversidad (especies endémicas) y segundo, con el proceso de transformación del espacio natural (por ejemplo, creación del embalse). Además de esto, no se incluye la mortandad de peces, por ejemplo, por el turbinado de agua para el caso de las CHs. Autores señalan que la categoría wáter depletion no determina por completo el impacto sobre la biodiversidad (Olav Gracey & Verones, 2016).

Como se ha expuesto con anterioridad, convertir los impactos determinados en el ACV a unidades monetarias va de la mano con el enfoque de valoración económica de los servicios ecosistémicos, sería más objetivo y con un único resultado. Por lo tanto, se optó por la alternativa 1. Cabe indicar que el resultado que se obtenga queda excluido de normalización, ya que el resultado representará la realidad local y no se precisa equiparlo con otras partes del continente o del mundo. Vale recalcar primero, que la categoría de impacto final Human Health (HH), de igual importancia como las otras, fue excluida debido al propósito del presente trabajo; y segundo, que la economía (neo) clásica con su sistema de valores (precios) de mercado ha sido utilizada como herramienta para representar una realidad concreta y, en todo caso, aquello no significa que el valor real de todo lo que la naturaleza proporciona o lo que los seres humanos pierden ecológicamente, esté íntegra y completamente representado.

5.4. Aplicación del procedimiento y resultados

En la Tabla 59 resume los valores aplicados en la aplicación del método para cada caso hidroeléctrico. Aplicando la Ec.74, el factor de concentración de la biodiversidad dio el siguiente resultado:

$$B_i = \frac{0,2 \times 30}{6,1 \times 70} \times 100 = 1,41$$

El F_{C_1} se muestra para CHB y CHMD respectivamente:

$$F_{C_1-CHB} = \frac{86,25 \frac{\$}{m^2 \cdot \text{año}}}{8,9901E-08 \frac{\text{species}}{m^2}} = 9,5939 \times 10^8 \frac{\$}{\text{species} \cdot \text{año}}$$

$$F_{C_1-CHMD} = \frac{46,41 \frac{\$}{m^2 \cdot \text{año}}}{8,9901E-08 \frac{\text{species}}{m^2}} = 5,1623 \times 10^8 \frac{\$}{\text{species} \cdot \text{año}}$$

C.H.	ED, Species.yr	RA \$	D _{se} \$/m ² .año	D _e Especies/m ²	E species	A _i m ²	A _t Km ²	ΔSE
Baba	2,69	7,81E+07	86,25	8,9901E-08	23048	11E+06	256370	314,7E+06
Mazar-Dudas	0,16	7,93E+07	46,41			9,31E+04		9,7E+06
C.H.	VSE \$/año	b %	t %	B %	T %	ED _{neto} Species.yr	Em _r kg CO ₂ -eq	FC _{cif} Species.yr/ kg CO ₂ -eq
Baba	948,7E+06	0,2	6,1	30	70	10,47	6,95E+09	T=2,8E-09 W=7,7E-14

Mazar-Dudas	46,4E+06					0,09	n/a	n/a
-------------	----------	--	--	--	--	------	-----	-----

Tabla 59. Resumen de valores aplicados en el método (alternativa 1) para el balance ACV-ΔSE

Aplicando la Ec. 73, (considerando el F_a en la CHB, en ED_{neto} y la proporción de WD en la CHMD) tenemos:

$$ED_{1-CHB} = (20,2812 \times 0,5167) \text{ especies.yr} \times 9,5939 \times 10^8 \frac{\$}{\text{especies.año}} \times 1,41 = \$1,4176 \times 10^{10}$$

$$ED_{1-CHMD} = 0,0927 \text{ especies.yr} \times 5,1623 \times 10^8 \frac{\$}{\text{especies.año}} \times 1,41 = \$6,7462 \times 10^7$$

Resolviendo el balance:

$$ACV_{A-CHB} = \frac{ED_1 + RA}{Y} = \frac{(1,4176 \times 10^{10} + 7,81 \times 10^7)}{100 \text{ años}} = 1,4254 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}}$$

$$ACV_{A-CHMD} = \frac{ED_1 + RA}{Y} = \frac{(6,7462 \times 10^7 + 7,93 \times 10^7)}{80 \text{ años}} = 1,8349 \times 10^6 \frac{\$}{\text{año}}$$

Y por tanto:

$$\Delta BEN_{A-CHB} = -3,147 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}} - 1,4254 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}} = -4,5723 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}}$$

$$\Delta BEN_{A-CHMD} = -7,9 \times 10^6 \frac{\$}{\text{año}} - 1,8349 \times 10^6 \frac{\$}{\text{año}} = -9,7349 \times 10^6 \frac{\$}{\text{año}}$$

Es decir que la implementación de las centrales hidroeléctricas Baba y Mazar-Dudas acarrearán pérdidas netas ambientales-ecológicas de 457,2 y 9,7 M\$/año. El indicador es por tanto (Ec. 78):

$$I_{\Delta BEN-CHB} = \frac{-4,5723 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}}}{161E + 06 \frac{kWh}{\text{año}}} = -2,84 \frac{\$}{kWh}$$

$$I_{\Delta BEN-CHMD} = \frac{-9,7349 \times 10^6 \frac{\$}{\text{año}}}{125,3E + 06 \frac{kWh}{\text{año}}} = -0,08 \frac{\$}{kWh}$$

Vale recordar que las emisiones imputadas a Baba (Em_{cif}) fueron las proporcionales de acuerdo al factor F_a utilizado previamente. No obstante, siendo coherente con lo determinado para el factor de emisión (kg CO_{2-eq}/MWh), huella hídrica (m³/MWh) y el nexo agua-carbono (m³/kg CO_{2-eq}), es preciso contabilizar la generación total para el caso de la CHB, considerando el F_a que incluye el trasvase y el segundo aprovechamiento hidroeléctrico. Un dato adicional son las emisiones por parte de M.L.W, por lo que:

$$ED_{neto,Baba+MLW} = ((20,2812 \times 0,5768) + 8,65) \text{ especies.yr} = 19,13 \text{ especies.yr}$$

$$ED_{1-Baba+MWL} = 19,13 \text{ especies.yr} \times 9,5939 \times 10^8 \frac{\$}{\text{especies.año}} \times 1,41 = \$2,5878 \times 10^{10}$$

$$ACV_{A-CHB} = \frac{ED_1 + RA}{Y} = \frac{(2,5878 \times 10^{10} + 7,81 \times 10^7)}{100 \text{ años}} = 2,5956 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}}$$

$$\Delta BEN_{A-Baba+MLW} = -3,147 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}} - 2,5956 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}} = -5,7422 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}}$$

$$I_{\Delta BEN-CHB} = \frac{-5,7422 \times 10^8 \frac{\$}{\text{año}}}{600E+06 \frac{kWh}{\text{año}}} = -0,96 \frac{\$}{kWh}$$

Los resultados de ambas centrales difieren significativamente, aun cuando se considera la generación total de la CHB. El 92% de las pérdidas determinadas para Baba se deben principalmente a las emisiones, que tiene efectos sobre el clima que a su vez afecta a la biodiversidad. Los valores obtenidos son difícilmente comparables a razón de que dentro de la literatura existente no se ha evidenciado una integración como la propuesta, en el marco de la generación de energía. Sin embargo, si es posible correlacionar los resultados aquí presentados con otros enmarcados dentro de lo ecológico-global. Por ejemplo, en el marco de los servicios ecosistémicos, Intralawan et al., (2018) ha pronosticado que las pérdidas ambientales en la cuenca del Menkong serán 146,58 M\$/año (proyectados a 50 años) por la construcción de varios proyectos hidroeléctricos. En el marco del cambio climático, en la bibliografía se expone que habrá importantes cambios en la estructura biofísica, sus procesos y funciones (Grimm et al., 2013), lo que a vez acarriaría pérdidas que se estiman entre los cientos y miles de millones de dólares, pudiendo representar el 2% de PIB mundial (Tol, 2002) (CBD, 2010) (Rodríguez-Labajos, 2013).

5.5. Resumen y conclusiones

Este capítulo recoge la integración y balance del análisis del ciclo de vida y la evaluación. Para ello, se analizó por una parte, las alternativas posibles con sus respectivos procedimientos; y por otra parte, elementos y factores como la sobrevaloración, doble contabilidad, biodiversidad y las unidades de la integración. De esta manera, con los argumentos correspondientes se seleccionó la alternativa y el procedimiento más propicio que permitiese la integración y el balance del análisis del ciclo de vida y la evaluación ecológica, sin que exista una sobrevaloración y doble contabilidad. En consecuencia, la alternativa seleccionada tuvo como fundamento la valoración de los servicios ecosistémicos y la consideración de biodiversidad y su elevada concentración en Ecuador, siendo su resultado expresado en unidades monetarias (\$), permitiendo así una mejor comprensión de los mismos. La integración y el balance ambiental-ecológico neto hidroeléctrico (ΔBEN) entre el ACV y ΔSE resultó en -457,2 y -9,7 M\$/año para las centrales Baba y Mazar-Dudas respectivamente. De esta manera, en términos ecológico-monetarios ($I_{\Delta BEN}$) 2,84 \$/kWh y 0,96 \$/kWh se pierden en el caso de la CHB, mientras que dicho indicador es de 0,08 \$/kWh para la CHMD. La marcada diferencia se debe principalmente a la emisión de GEI, siendo muy bajas por parte de la CHMD. En el contexto ecológico y ambiental, la correlación de los resultados aquí obtenidos con otros presentados en la literatura de diferentes índices, demuestran que se está en consonancia por cuanto a la magnitud.

“En lugar de pensar que hijos le vamos a dejar al mundo, hay que pensar que mundo le vamos a dejar a nuestros hijos”

Activista mexicana

Capítulo VI

Sostenibilidad de la generación hidroeléctrica

En este apartado se realiza un análisis de los resultados obtenidos previamente de la integración y balance ambiental-ecológico de la generación hidroeléctrica. Para ello, se examina el desempeño de los casos hidroeléctricos bajo estudio en función de los recursos renovables y no renovables. De este análisis derivan indicadores que, en conjunto con los previamente obtenidos, permiten tener una mejor radiografía de la sostenibilidad de la generación hidroeléctrica.

6.1. Impacto sobre los recursos renovables y no renovables

6.1.1. Biocapacidad

La aplicación del balance propuesto (ΔBEN) dio lugar a un resultado ambiental-ecológico neto, que evidencia efectos e impactos más profundos del desarrollo hidroeléctrico en comparación con los resultados que se exponen con las evaluaciones ambientales comunes por separado. En consecuencia, esta tecnología de aprovechamiento de energía renovable tiene un impacto directo en la biocapacidad (BC) del país. La biocapacidad se concibe como la cantidad de áreas de tierra y agua biológicamente productivas disponibles, es decir, la capacidad de los ecosistemas para producir materiales biológicos utilizados por las personas y para absorber los desechos generados por humanos, bajo los sistemas y esquemas actuales de gestión y de extracción, dentro de los límites de un país determinado (Lin et al., 2017). Se calcula en base a los principales tipos de uso de la tierra que son tierras de cultivo, tierras de pastoreo, recintos de pesca (tanto en aguas marinas como continentales), bosques y suelo edificado:

$$BC = \sum_t L(A \times YF \times IYF \times F) \quad \text{Ec. 86}$$

Tipo de tierra	YF wha/ha	IYF	F gha/wha
Cultivos	1.32	0.99	2.56
Pasto	1.93	1.00	0.43
Pesca	1	1	0.35
Bosque	2.55	1	1.28
Fuente: (Ewing et al., 2010)			

Tabla 60. Factores y rendimientos para el cálculo de la biocapacidad

Siendo BC la biocapacidad en hectáreas globales (gha); L es el total de uso de tierra de cada tipo (si procede) en ha; A , es el área en ha; YF es un factor de rendimiento expresado en wha/ha (las siglas wha significan hectáreas promedio mundiales); IYF es un factor adimensional del rendimiento inter-temporal y F , es el factor equivalente en gha/wha, como se visualiza en la Tabla 60. La inversa de la biocapacidad es la huella ecológica, es decir, lo que se consume (HE), y se la define como la demanda de tierra y agua productiva requerida para

por un lado, producir todos los servicios y recursos a ser consumidos y por otro, para absorber los desechos generados. La HE se calcula y se mide en hectáreas globales al igual que la BC. El balance entre ambos, BC y HE, da como resultado un déficit o una reserva. De acuerdo a Global Footprint Network (Red Global de Huella), Ecuador tiene una bioreserva (BC) de 0.2588 gha/persona (MAE, 2009) (Ewing et al., 2010).

Las pérdidas ambientales netas desencadenadas por el desarrollo hidroeléctrico determinadas a partir del balance anteriormente expuesto (ΔBEN), fueron traducidas en términos de la biocapacidad del país, es decir, se convirtieron en gha/persona, siguiendo la expresión antes mencionada de BC y sus valores de cálculo:

$$PEB_{GH} = H_{BC} \times YF \times IYF \times F \quad \text{Ec. 87}$$

Dónde PEB_{GH} son las pérdidas equivalente de la biocapacidad de la generación hidroeléctrica en gha/persona; H_{BC} son las pérdidas expresadas en ha/persona; YF, IYF y F son factores antes expresados con sus unidades respectivas para el tipo de tierra seleccionado. Las pérdidas (H_{BC}) se determinaron de la siguiente manera:

$$H_{BC} = \frac{\Delta BEN_A \times E_c}{C_e \times G_H} \quad \text{Ec. 88}$$

Siendo ΔBEN_A el resultado del balance ambiental-ecológico neto hidroeléctrico antes expuesto en \$/año; E_c es el consumo promedio de electricidad per cápita, (kWh/persona); C_e es el valor económico de los servicios ecosistémicos en \$/ha y G_H es la generación hidroeléctrica anual promedio, kWh/año. El consumo de energía per cápita en Ecuador oscila entre 1724 y 372 kWh/persona, siendo 847 kWh/persona de media (ARCONEL, 2016). Con base en la valoración de los servicios ecosistémicos antes de la construcción de la CHB (ver Capítulo IV), se determinó un valor económico anual de 86,25 \$/m², considerando *bosque* y *cultivos* como el tipos de tierra (Tabla 60), mientras que para la central Mazar-Dudas, el valor a aplicar fue de 46,41 \$/m² y se consideró el tipo de tierra *pasto* (Tabla 60) ya que sus instalaciones se asentaron en zonas de pastos. Resolviendo la Ec. 88, CHB y CHMD obtuvieron como resultado 2,79E-03 y 1,42E-04 ha/persona. Por consiguiente, las PEB son:

$$PEB_{GH-CHB} = 2,79 \times 10^{-3} \frac{\text{ha}}{\text{persona}} \times \left(\frac{(2,55+1,32) \frac{\text{wha}}{\text{ha}}}{2} \right) \times \left(\frac{1+0,99}{2} \right) \times \left(\frac{(1,28+2,56) \frac{\text{gha}}{\text{wha}}}{2} \right)$$

$$PEB_{GH-CHB} = 1,03 \times 10^{-3} \frac{\text{gha}}{\text{persona}}$$

$$PEB_{GH-CHMD} = 1,42 \times 10^{-04} \frac{\text{ha}}{\text{persona}} \times 1,32 \frac{\text{wha}}{\text{ha}} \times 0,99 \times 2,56 \frac{\text{gha}}{\text{wha}}$$

$$PEB_{GH-CHMD} = 4,74 \times 10^{-04} \frac{\text{gha}}{\text{persona}}$$

Las PEB de la CHB representan el 4% de la reserva de biocapacidad de Ecuador. Dado el esquema y las características particulares del proyecto hidroeléctrico, también se debe incluir la generación total que desencadena la existencia de dicha central. En ese contexto, las PEB

son $3,47E-03$ gha/persona ($9,39E-04$ ha/persona), o bien el 1,3% de la reserva de biocapacidad de Ecuador, una reducción notable del 70%. Este resultado puede estar subestimado debido a las pérdidas ecológicas asociadas de la generación indirecta (segunda central hidroeléctrica) que no han sido incluidas. Por cuanto a la CHMD, las PEB representan aproximadamente el 0,2% de la biocapacidad del país. Como consecuencia, la implementación de ambos proyectos hidroeléctricos da lugar a que la biocapacidad se reduzca.

6.1.2. Recursos no renovables

La biocapacidad representa aquello que es renovable; pero la energía hidroeléctrica también se puede analizar desde la perspectiva de lo que no es renovable. Actualmente, en el mundo entero mira hacia la transición energética en un futuro próximo, de los recursos energéticos no renovables a las energías renovables, en el marco de la sostenibilidad. Sin embargo, las tecnologías que aprovechan fuentes de energía renovable se enfrentan con el mismo problema que afecta a los recursos energéticos no renovables: reservas limitadas y agotamiento, en este caso, de minerales metales, esenciales para la fabricación de sus tecnología (Fizaine & Court, 2015). En este contexto, un mayor uso de éstas tecnologías implica por un lado, la reducción del consumo de combustibles fósiles, y por otro, el aumento de la explotación y el agotamiento de minerales metales (escasos y/o raros), lo que significa que dichas tecnologías son sensibles a la disponibilidad de metales, aún más si están dispersas y no son reciclados posteriormente a su uso. En consecuencia, cuanto más se agota un metal, menor es su concentración y, por lo tanto, se requiere de mayor exergía para su extracción (Fizaine & Court, 2015).

El análisis del ciclo de vida de las centrales hidroeléctricas expuso un resultado importante en la categoría de impacto *resources availability (RA)*, el cual mide el daño de la extracción de recursos no renovables (minerales y petróleo). Para el caso de los minerales (metales), combina el decrecimiento del grado mineral y las repercusiones en términos económicos del aumento de la extracción. Para el caso del petróleo, se considera el incremento de la producción a futuro así como los costes de producción incluyendo zonas de difícil acceso (Gráfico 72) (Goedkoop et al., 2009).

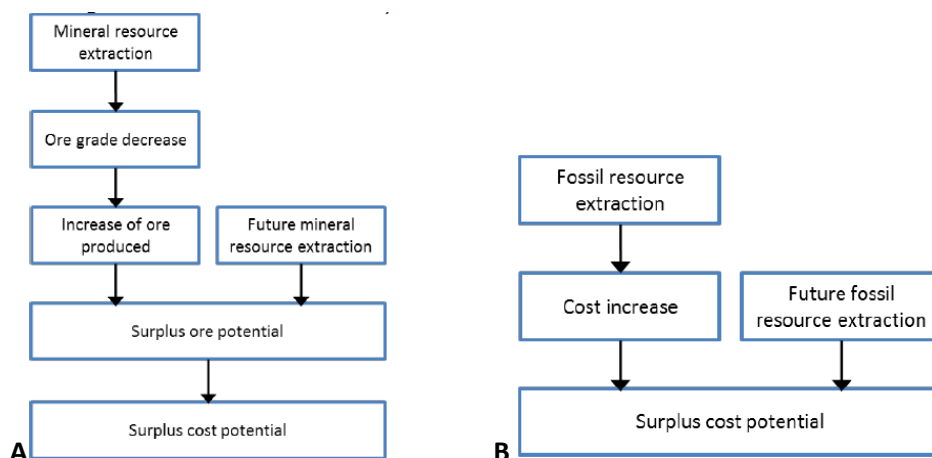


Gráfico 72. Causa-efecto de la extracción de minerales (A) y petróleo (B).

Fuente: (Huijbregts et al., 2017)

El resultado de la categoría de impacto RA también se analizó desde un enfoque puramente energético y exergético, en relación con las tecnologías de energía renovable y el problema del agotamiento de los minerales metales y combustibles fósiles. Se han tomado para tal labor indicadores más directos, que miden la productividad relativa de la energía producida con respecto a la consumida para los materiales y procesos involucrados en la fabricación y operación de la tecnología renovable. De esta manera, se procura profundizar en el análisis de sostenibilidad de la generación hidroeléctrica a través de indicadores.

6.1.2.1. *Energy Investment On Return (EROI)*

Como primer indicador, se consideró el *Energy-Investment-On-Return* (EROI), que es una relación adimensional que compara la entrada (consumo) y salida (generación) de energía; es decir, la cantidad de energía invertida (entrada) para suministrar una unidad de energía eléctrica (salida) para este caso. El EROI se determinó en base a la división entre la energía usada y/o consumida (E_E) y la energía obtenida (E_S), ambas en TJ (Fizaine & Court, 2015):

$$EROI = \frac{E_S}{E_E} \quad \text{Ec. 89}$$

La energía obtenida es aquella producida por el sistema de generación en el tiempo de vida útil, que para los casos en cuestión, 100 y 80 años para la CHB y CHMD respectivamente. Por su parte, la energía usada o consumida (E_E) en la construcción de cada central hidroeléctrica se la determinó en base al método Cumulative-Energy-Demand (CED), a través del uso de SimaPro (versión Ph.D 8.2.2). La energía consumida también se la puede determinar a partir de lo expuesto por Fizaine & Court, 2015:

$$E_E = E_f + E_m \quad \text{Ec. 90}$$

E_f y E_m representan la energía proveniente del uso de combustibles fósiles y de la producción de minerales metales respectivamente, en TJ, determinados como sigue:

$$E_f = (C_f + P_c) \times 1 \times 10^{-06} \quad \text{Ec. 91}$$

$$E_m = \sum C e_i + C m_i \quad \text{Ec. 92}$$

Dónde C_f es la cantidad de combustibles fósiles consumidos, en kg oil_{eq} y P_c es el poder calorífico del petróleo MJ/kg; C_e y C_m son el coste energético de producción (TJ/kg) y la cantidad (kg) del metal i respectivamente. A partir del inventario del ciclo de vida de cada hidroeléctrica, las unidades de los valores aplicados fueron ajustadas para las expresiones establecidas (ver Tabla 62). La aplicación del CED arrojó como resultados 697 y 280 TJ para Baba y Mazar-Dudas respectivamente. Resolviendo la Ec. 89, el EROI^x es:

$$EROI_{CHB-CED} = \frac{57960 \text{ TJ}}{697 \text{ TJ}} = 83$$

$$EROI_{CHMD-CED} = \frac{36086,4 \text{ TJJ}}{280 \text{ TJ}} = 129$$

^x 1 GWh = 3,6 TJ

Seguendo las ecuaciones 91 y 92, E_f es igual a 642,6 y 235,2 TJ; E_m es igual a 285,7 y 83,37 TJ, lo que da lugar a E_E 928,3 TJ para Baba y 318,6 TJ para Mazar-Dudas. El EROI es por tanto:

$$EROI_{CHB-E_E} = \frac{57960 \text{ TJ}}{928,3 \text{ TJ}} = 62$$

$$EROI_{CHMD-E_E} = \frac{36086,4 \text{ TJJ}}{318,6 \text{ TJ}} = 113$$

Aunque en el mismo orden de magnitud, la brecha del EROI entre un caso y otro es ligeramente mayor para la CHB. Con los resultados, se evidencia que la inversión energética en Mazar-Dudas ha sido mejor que en Baba. Considerando el total de generación que se da con la construcción de Baba, el EROI asciende a 233:1.

Tecnología	Eólica	Nuclear	Biomasa	Solar CPS	Solar FV	Hidro
EROI	18	10	4-8	19	4	50

Fuente: (Preston & Rodríguez, 2009) (Conca, 2015) (Fizaine & Court, 2015)

Tabla 61. EROI de diferentes tecnologías de generación de energía eléctrica.

6.1.2.2. Exergy Replacement Cost (ERC)

Otro indicador a considerar es el *Exergy Replacement Cost* (ERC), definido como "la exergía^y total requerida para concentrar los recursos minerales de *Thanatia*^z, con la mejor tecnología disponible" (Valero et al., 2013). Según Valero & Valero (2014), el ERC es solo para minerales (no combustibles) ya que es imposible aplicarlo a combustibles fósiles. Sin embargo, Whiting et al. (2017) argumentaron y demostraron que el ERC también puede ser aplicado a los combustibles fósiles, al proponer un ERC para petróleo, gas natural y el carbón a través de diferentes procesos. El coste neto exergético de reposición de los recursos utilizados, ERC_n (TJ) se determina como sigue:

$$ERC_n = ERC_m + ERC_{cf}$$

Ec. 93

$$ERC_m = (Ex_{Cu} \times m_{Cu}) + (Ex_{Fe} \times m_{Fe})$$

Ec. 94

$$ERC_{cf} = Ex_{cf} + m_{cf}$$

Ec. 95

Siendo ERC m y cf el coste total exergético de reposición de minerales metales y combustibles fósiles utilizados respectivamente, en TJ; Ex es la exergía requerida para reponer la masa m de cobre (Cu) y hierro (Fe) y del combustible fósil cf . Los resultados obtenidos del análisis del ciclo de vida, de las categorías de *metal depletion* y *fossil depletion*, están en unidades equivalentes

^y Es el máximo trabajo teórico que puede obtenerse en interacción entre el sistema en cuestión y el ambiente hasta alcanzar el equilibrio (Moran&Shapiro, 2012).

^z De la mitología griega *Tánatos*, que significa personificación de la muerte

(ver Tabla 22 y Tabla 25). De igual manera, se ajustaron las unidades del inventario del ciclo de vida, según lo requerido en las expresiones establecidas.

El uso de combustibles fósiles se recoge en la categoría de impacto intermedio *fossil depletion* en unidades equivalentes de petróleo (kg oil_{eq}) (ver Tabla 62) (Goedkoop et al., 2009) por lo que no es necesaria la conversión de unidades y se aplican directamente en las ecuaciones correspondientes. Por su parte, la categoría de impacto intermedio *metal depletion* recoge los resultados en unidades equivalentes de hierro (kg Fe_{eq}), sin embargo, dada la sensibilidad de las tecnologías de energía renovable a los metales, incluyendo los raros y escasos, y sabiendo que los principales metales utilizados en la centrales de estudio fueron el acero y el cobre, se tomaron los datos de dichos metales por separado. La Tabla 62 recopila toda la información requerida para el cálculo de los elementos señalados.

CH	Combustibles fósiles			Minerales metales			
	Cantidad kg Oil _{eq}	P _c (MJ/kg)	Ex _{cf} (MJ/MJ)	Cantidad kg Fe	Cantidad kg Cu	Ce GJ/ton	Ex _{Cu,Fe} Cu, GJ/ton
Baba	1,53E+07	42	28.40	1,1171E+07	4,44E+05	Fe: 23	Fe: 18
M-D	5,60E+06			3,3698E+06	9,16E+04	Cu: 64	Cu: 292

Fuente: (Valero et al., 2013) (Valero & Valero, 2014) (Fizaine & Court, 2015) (Whiting et al., 2017) (Palacios et al., 2017)

Tabla 62. Datos requeridos para la determinación del EROI para ambas centrales hidroeléctricas.

Aplicando la Ec. 93, 18250 TJ_{ex} (5069,4 GWh_{ex}) se requieren para reponer los recursos no renovables utilizados en Baba (), mientras que 6767,1 TJ_{ex} (1879,8 GWh_{ex}) es el resultado para Mazar-Dudas. De manera representativa, el ERC es el 31% de lo que generará Baba en su vida útil. Ese porcentaje es del 19% para Mazar-Dudas. Esto significa en términos económicos, 190,9 y 70, 8 M\$ para la CHB y CHMD respectivamente, tomando como referencia el coste económico exergético medio de 10,46 \$/GJ_{ex} para una central de generación con turbina de gas (S.O. et al., 2015) (Gorji-Bandpy et al., 2010). Este valor extra, agregado a la integración (ΔBEN), da lugar a un aumento en los costes netos ambientales-ecológicos, siendo estos 459,1 y 10,6 M\$/año, repercutiendo así mismo en el coste final por unidad de energía (I_{ΔBEN} \$/kWh). Bajo las actuales condiciones y circunstancias energéticas mundiales, es de importancia tener en cuenta el ERC, aún más si todavía hay una gran dependencia de los combustibles fósiles para suministrar energía. Para los casos de estudio, la generación a largo plazo, disponibilidad constante de recursos, la tecnología madura y la alta eficiencia ofrecen ventajas si se comparan con algunas otras tecnologías renovables que la mayoría de ellas carecen de esas características o condiciones.

6.2. Análisis de sostenibilidad

A lo largo del presente trabajo, se han obtenido diferentes indicadores, en base a los cuales se analiza comparativamente la sostenibilidad de las centrales hidroeléctricas Baba y Mazar-Duda, en el marco ambiental, ecológico y energético.

6.2.1. Indicadores

La principal justificación para la construcción de centrales hidroeléctricas es la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, vinculadas al consumo de combustibles fósiles y la lucha contra el cambio climático. La generación de energía (eléctrica, térmica) a través de tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables se ha denominado y etiquetado como *energía verde, limpia, y/o ecológica* porque, en comparación con los combustibles fósiles, no tienen emisiones (directas) y, por lo tanto, se da por hecho como si fuesen totalmente sostenibles. En consecuencia, se ha dado vía libre para implementar cualquier tipo de tecnología que aproveche una fuente renovable de energía, con requisitos mínimos como EIA, licencia ambiental, rentabilidad, etc., en nombre de la *sostenibilidad*. En la actualidad, la hidroenergía lidera el campo de las energías renovables debido a su alto rendimiento en comparación con sus homólogos; suministra aproximadamente el 17% de la demanda mundial de electricidad (IHA, 2018). Sin embargo, con el presente trabajo se ha demostrado que es preciso describir y analizar con más detalle los casos de estudio, con la finalidad de poner en evidencia todos los beneficios (pros) y pérdidas (contras) de una alternativa energética frente a otra. Esta sección trata de analizar los resultados obtenidos con los dos indicadores más complejos (Capítulos III y IV) junto con los obtenidos en este, de cara a tener una mejor valoración global tanto de las dos alternativas (esquemas) presentadas como de la generación hidroeléctrica en general.

6.2.1.1. Central Hidroeléctrica Baba

En el informe hidroeléctrico Baba se afirmaba que se evitaría la emisión de 95 kton CO₂/año. Sin embargo, las emisiones netas del ciclo de vida estimadas demuestran exactamente lo contrario, ya que habría emisiones de 558 kg CO_{2-eq}/MWh contando sólo la generación directa, aproximadamente la misma cantidad que debería evitarse, aunque asignando proporcionalmente las emisiones, el factor de emisión mejora (288,3 kg CO_{2-eq}/MWh). A pesar de su relativa gran densidad energética (3,81 W/m² comparada con los embalses hidroeléctricos en Brasil), que está altamente correlacionada con las emisiones del embalse (Demarty & Bastien, 2011), la central hidroeléctrica de Baba tiene un factor de emisión considerable.

Como ya se expuso, en dicha correlación emisiones-densidad solo se consideran las emisiones de metano, aunque al considerarse las emisiones de dióxido de carbono y metano en conjunto, la correlación sigue siendo alta (ver Gráfico 45). En este contexto, solo se evitaría la emisión de una cantidad menor de gases de efecto invernadero, mucho menos de lo que se esperaba, con respecto y comparando con una central térmica de fuel oil. Ligado a estas emisiones, está nexo agua-carbono (NAC), el cual está en relación a la huella hídrica y por el cual se estima la cantidad de agua requerida (consumida) para evitar una unidad de CO_{2-eq}. Tras el análisis de la propuesta hecha por Zhang et al., (2017) y la redefinición del NAC para los casos hidroeléctricos, Baba requiere de un consumo de 4 m³ para reducir 1 kg CO_{2-eq}, por lo que cuanto menor consumo de agua por kg CO_{2-eq}, mejor es el indicador.

Otros indicadores que destacan son la eficiencia (ESE) y las pérdidas ecológicas (PES). Este último expone el coste ecológico oculto de la generación de energía hidroeléctrica que no se incluye ni se analiza en los estudios de diseño, ni se tiene en cuenta en la toma de decisiones para este tipo de proyectos. Las PES resultaron ser 14 veces el coste de producción, lo que da lugar a un ESE lejos de 1 (Tabla 63). En correlación a esto, y en conjunto con los impactos determinados en el análisis del ciclo de vida, están las pérdidas equivalentes de la biocapacidad (PEB), las cuales representan el 4% (1,3%) de la biocapacidad del país. A pesar de la falta de estudios con resultados que permitan la valoración y comparación directa con este valor, se puede inferir que si las PEB fuesen incluso del 1%, dicho porcentaje sería alto. Esta premisa se sustenta en el hecho de que según a estudios, el impacto del cambio climático en la economía mundial representaría la pérdida de entre 0,5% y 21% del PIB mundial^{aa}, es decir, de miles de millones de dólares (Burke et al., 2015) (Tol, 2018). El 1% del PIB mundial es una cantidad significativa si se tiene en cuenta que el PIB crece a un promedio anual del 2-3% (WorldBank, 2018). Ahora bien, el cálculo de las PEB se hizo en base a la suma del impacto a ecosistemas (ED) y recursos (no renovables, RA). Si se excluyen las pérdidas económicas de la categoría de impacto RA, las pérdidas equivalentes de la biocapacidad apenas variarían. Otro dato con el cual se podría correlacionar las PEB es la huella ecológica. Según Ecological Footprint Network, la huella ecológica en términos de producción es de 2,39 gha/persona, lo que significa que el desempeño ambiental-ecológico de baja repercute en 0,43% sobre la huella ecológica.

Los indicadores *EROI* y *ERC* son ampliamente utilizados en la evaluación de tecnologías que aprovechan fuentes renovables de energía, desde el enfoque que los caracteriza. Son de igual manera relevantes en el marco de la dependencia de recursos finitos. A pesar que la inversión energética es rentable (*EROI*), la reposición de los recursos (*ERC*) no renovables expone, por otra parte, que no todo lo que se genera estaría disponible si se quisiera devolver los recursos empleados a su estado natural de origen. Una sustancial cantidad de trabajo útil haría falta para llevar a cabo aquello. Ante este posible hecho, la generación hidroeléctrica tendría importantes repercusiones en el marco de la sostenibilidad. En particular, el incremento de la generación de la segunda central en cuestión (M.L.W) otorga algunos beneficios extras y alivia cuali-cuantitativamente al proyecto Baba. Por ejemplo, el FE, y el *EROI* serían entonces 211,2 kg CO_{2eq}/MWh, y 233 respectivamente. No obstante, ¿cuáles serían dichos valores si se realizara un análisis detallado del segundo aprovechamiento hidroeléctrico? A diferencia del *EROI* y *ERC*, la ESE no varía en función de una mayor generación energía eléctrica.

Dado la particularidad del esquema de Baba, se hacen algunas observaciones con respecto a los indicadores. En primer lugar, un esquema hidroeléctrico común con embalse, incluso proyectos multipropósito, no tienen trasvase de agua y, por lo tanto, una generación adicional. En consecuencia, los valores que deben prevalecer son los correspondientes a la generación directa en el marco de comparaciones equitativas y justas con otros casos tanto de energía

^{aa} PIB mundial 2017: \$ 80 billones de dólares (WorldBank, 2018)

hidroeléctrica como energía renovable (solar, geotérmica, eólica). En segundo lugar, no se han considerado ninguna de las emisiones asociadas, pérdidas ecológicas, etc., a la generación extra. En tercer lugar, la segunda central hidroeléctrica Marcel Laniado Wind (M.L.W) tiene un factor de planta menor que Baba (33%) y fue construida hace ya 30 años, lo que significa que le quedarían 70 años de operación teóricos. En cuarto lugar, la generación de energía hidroeléctrica es muy sensible al cambio climático y, por lo tanto, ésta no sería constante, tal y como se ha analizado. Finalmente, si se hace un balance económico entre lo invertido y perdido ecológicamente, se visualiza que prácticamente se igualan, siendo las pérdidas ligeramente mayores (considerando la proporcionalidad en ambos casos). Si los ecosistemas proveen de servicios que benefician a las personas, por lo tanto, se puede inferir que las pérdidas aquí indicadas son un perjuicio para el humano, que por otro lado, se compensaría con el beneficio de tener energía eléctrica. Sin embargo, se requeriría de un análisis extendido para integrar los posibles beneficios socioeconómicos de la electricidad generada por la central de Baba, además de aquellos resultantes teóricos (aquellos determinados en los estudios del proyecto) del desarrollo hidroeléctrico.

Además de las supuestas emisiones evitadas, Baba también se justificó por razones técnicas, generalmente fuera del análisis de sostenibilidad, y deberían incluirse según lo sugerido por algunos autores (Kumar & Katoch, 2014). Los citados autores analizaron la sostenibilidad ambiental de los proyectos hidroeléctricos de agua fluyente, en los que no se tuvo en cuenta ningún indicador técnico (Kumar & Katoch, 2016). La literatura revisada revela una carencia de este tipo de indicadores (Kumar Singha et al., 2012) (Kumar & Katoch, 2014). Baba, ubicada en la vertiente del Pacífico (al oeste de la Cordillera de los Andes), tiene un ciclo hidrológico opuesto, es decir, cuando hay ausencia de lluvias en la vertiente amazónica (al este de la Cordillera de los Andes), la vertiente del Pacífico se encuentra en estación lluviosa dando lugar a altos caudales de agua. Por lo tanto, la generación hidroeléctrica en cada pendiente hace posible equilibrar la red eléctrica nacional, evitando apagones y el entren en funcionamiento las centrales termoeléctricas a base de combustibles fósiles. De esta manera, hay al menos un beneficio adicional para considerar en un balance integrado. Además, la energía hidroeléctrica es muy útil para mantener las condiciones técnicas de las redes y para reducir los precios de la electricidad lo que tendría un impacto social. Por consiguiente, nuevos indicadores técnicos relacionados con las implicaciones de las tecnologías eléctricas integradas dentro de una red más o menos débil, deben estimarse en un futuro, a partir de nuevos estudios, para obtener una mejor evaluación y valoración de la sostenibilidad de esas tecnologías.

6.2.1.2. Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Tomando como referencia una central de generación a base de combustible fuel oil #4, la reducción bruta anual de emisiones de CO₂ por parte de esta central sería de 85,2 kton y la neta de 84,87 kt. Esta última es obtenida contabilizando y haciendo balance con las emisiones del ciclo de vida previamente estimadas (Ver Capítulo III). Según el informe final de diseño, la implementación de Mazar-Dudas contribuiría con la reducción de 57 kt CO₂ al año (Hidroazogues, 2010).

Capítulo VI: Sostenibilidad de la generación hidroeléctrica

Mazar-Dudas es hasta el momento, el único proyecto estrictamente de agua fluyente y el de mayor capacidad en su tipo en Ecuador. Otros proyectos, que tienen diseños de regulación con desviación, han sido los de mayor construcción en los últimos 5 años. Así, este proyecto que es el conjunto de 3 aprovechamientos hidroeléctricos, localizados en la vertiente amazónica (la de mayor potencial y desarrollo hidroenergético), presenta indicadores que de igual manera al caso anterior, no se tuvieron en cuenta, a excepción del ahorro del uso de combustible fósil y emisiones. De esta manera, se requiere usar 2,6 m³ y consumir 0,49 m³ de agua para reducir 1 kg de CO_{2eq} (Tabla 63), siendo su huella hídrica de 431,7 m³/MWh. Sus pérdidas ecológicas alcanzan 0,0879 \$/kWh, llegando a estar por debajo el coste oficial de electricidad para consumo doméstico, siendo su eficiencia ecológica del 82%. Dichas pérdidas se cuantificaron como el 0,02% de la biocapacidad del país (PEB). De acuerdo a los resultados expuestos en el apartado del ciclo de vida, esta central hizo uso de más cantidad de recursos no renovables dado su esquema, lo que significaría un impacto en el EROI y ERC. Sin embargo, para esta central, por cada unidad de energía invertida, se obtendrán 113 y su ERC es mejor con respecto a Baba. Al estar en la vertiente amazónica, no tiene mayores contribuciones para evitar posibles apagones aunque, sin duda, contribuye con la estabilidad técnica de la red.

Indicador		Unidad	CHB*	CHMD	Valores de referencia	
Factor de emisión	FE	kg CO _{2eq} /MWh	288,3 (211,2)	3,2	4 – 3000	(De Faria et al., 2015) (Demarty & Bastien, 2011) (Amponsah et al., 2014) (Scherer & Pfister, 2016b)
Pérdidas ecológicas	PES	\$/kWh	1,01 (0,3025)	0,0627	0.02 – 0.06 ^A	(Li et al., 2015) (Wang et al., 2010)
$I_{\Delta BEN}$	BEN	\$/kWh	2,84 (0,9570)	0,0777	-	-
Huella hídrica	HH	m ³ /MWh	2679,5	431,7	0.04- 3000	(Zhao & Liu, 2015) (Bakken et al., 2017)
Nexo agua-carbono	NAC _W , NAC _{HH}	m ³ /kg CO _{2eq}	6,9 4	2,6 0,49	0.704	(Zhang et al., 2017)
Pérdidas equivalentes de la biocapacidad	PEB	%	4 (1,4)	0,2	-	-
Eficiencia ecológica	ESE	adimensional	0,57	0,82	1.08 ^B	(Li et al., 2015)
Energy-Return-On-Investment	EROI	adimensional	62 (233)	113	50	(Fizaine & Court, 2015) (Weißbach et al., 2013)
Exergy Replacement Cost	ERC	GWh _{ex}	5069,4	1879,8	-	-
Ratio ERC/Generacion	ERC	GWh _{ex} /GWh _{elec}	0,31 (0,08)	0,19	-	-
Densidad Energética	DE	W/m ²	3,8	n/a	0.1 - 50	(Demarty & Bastien, 2011)

A & B: No incluyen la valoración previa de los servicios ecosistémicos así como la valoración a diferentes escalas. .
*Los datos señalados en paréntesis son en base a la generación total de Baba, 600 GWh/año

Tabla 63. Principales indicadores de las centrales hidroeléctricas estudiadas.

6.2.2. Aspectos sociales y económicos.

La central hidroeléctrica de Baba formaba parte de un proyecto multipropósito que también se construyó con el objetivo de suministrar agua en la estación seca y evitar las inundaciones en la temporada de lluvias. Por lo tanto, habría teóricamente, múltiples beneficios ambientales, sociales y económicos tanto de dicha central como del conjunto de aprovechamientos hidroeléctricos Mazar-Dudas. En este marco, a continuación se exponen y analizan brevemente los múltiples beneficios de los ámbitos mencionados.

6.2.2.1. Central Hidroeléctrica Baba

Primeramente, el suministro de agua en la época seca, como objetivo y propósito del proyecto, parece ser incoherente debido a que antes de la construcción del proyecto, el caudal del río no era nunca absolutamente nulo de acuerdo con los registros históricos. El caudal más bajo en promedio observado ha sido 3 veces la demanda de agua aguas abajo, para la época en cuestión. Sumado a ello, el río posteriormente a la construcción del proyecto Baba sí ha visto mermado su caudal promedio anual debido al trasvase, lo cual es incoherente con el objetivo de suministrar agua. Como se ha expuesto anteriormente, la razón del trasvase de agua es para aumentar la generación de una segunda central hidroeléctrica, a 8 km de la hidroeléctrica Baba. La única y principal razón del suministro de agua es la de mantener un caudal ecológico. Hablar de beneficios socioeconómicos cuando se ha visto mermado el caudal de un río podría ser contradictorio, aunque se siga suministrando agua para sustentar los procesos ecológicos.

En segundo lugar, la prevención de inundaciones *a priori* no es del todo efectiva, ya que el embalse (presa) solo puede regular el caudal aguas arriba, y no tiene capacidad de regular las aguas posterior al embalse. El proyecto está ubicado en una llanura aluvial, lo que significa que los alrededores de la cuenca hidrográfica son propensos a inundarse, principalmente debido a la intensidad de las lluvias que se presentan en la zona. Además, el embalse tiene un límite de capacidad por lo que vierte agua después de alcanzar su capacidad máxima de llenado. A pesar de esto, se asumió que el objetivo de prevenir inundaciones se ha logrado completamente con la construcción de la presa. En este contexto, el beneficio socioeconómico que proveniente de la agricultura sería de 137,3 M\$/año al proteger y evitar las pérdidas de 20.000 hectáreas de cultivo (Efficacitas, 2006) (Hidronación, 2012). Dicho valor es teórico, pero de no ser efectiva la protección contra inundaciones, no habría beneficio económico.

El otro beneficio directo sería la generación de energía, sin embargo, bajo las condiciones dadas (por ejemplo, alto coste por MW instalado) y en base al coste nivelado de energía (LCOE) (DOE, 2015) (Buñay & Pérez, 2012), la generación hidroeléctrica no sería rentable dado que el coste de producción establecido fue 0.0621 \$/kWh cuando debió ser superior. Además, la construcción de ésta central no ha repercutido en costes de energía más bajos en el mercado. No obstante, como la inversión fue hecha por el Estado ecuatoriano, los beneficios económicos indirectos de la implementación de la hidroeléctrica en cuestión provienen de la reducción de los subproductos derivados del petróleo, importados para la generación de energía eléctrica, que ahorran dinero al Estado. Este beneficio indirecto se estimó en 29,75

Capítulo VI: Sostenibilidad de la generación hidroeléctrica

M\$/año, en base al uso de fuel oil #6 y su precio internacional, 161 GWh/año de generación y una eficiencia del 30% de una central termoeléctrica tipo en Ecuador (Buñay & Pérez, 2012) (IEA, 2017) (MAE, 2013). El trasvase de agua y su generación extra de energía de 439 GWh/año se estimó en 82,12 M\$/año, dando lugar a un beneficio socioeconómico neto directo e indirecto teórico de 249,17 M\$/año. Por último, solo 191 personas fueron reasentadas de acuerdo con el diseño final y el informe de evaluación de impacto ambiental, siendo un problema social menor. No obstante, hay que resaltar que no existe un estudio que indique primero, si dicha generación de electricidad contribuye a los sectores minero, industrial, transporte, etc., con proyectos de índole social tales como la sustitución de cocinas de GLP por inducción, o bien para abastecer el consumo doméstico. Si se realiza un balance entre las pérdidas netas ambientales y los beneficios socioeconómicos teóricos, tenemos que -208 M\$/, es decir, habría más perjuicios que beneficios.

Servicio	Área de beneficio	Beneficio económico M\$/año
Protección contra inundación	Agricultura	137,3
Generación de electricidad	Energía y ambiente	29,75
Trasvase	Energía y ambiente	82,12
<i>Total</i>		<i>249,17</i>

Tabla 64. Beneficios teóricos socioeconómicos derivados del Proyecto Multipropósito Baba.

6.2.2.2. Central hidroeléctrica Mazar-Dudas

Este conjunto de aprovechamientos hidroeléctricos presentan un claro beneficio directo: la reducción de la importación y consumo de derivados del petróleo (diésel, fuel oil) para la generación de energía eléctrica. Así, procediendo de la misma manera que en el caso anterior, se estimó un ahorro anual de 23,15 M\$/año. Por otro lado, dado el esquema de esta central de agua fluyente, los impactos sociales fueron prácticamente nulos.

6.3. ¿Es sostenible la generación hidroeléctrica?

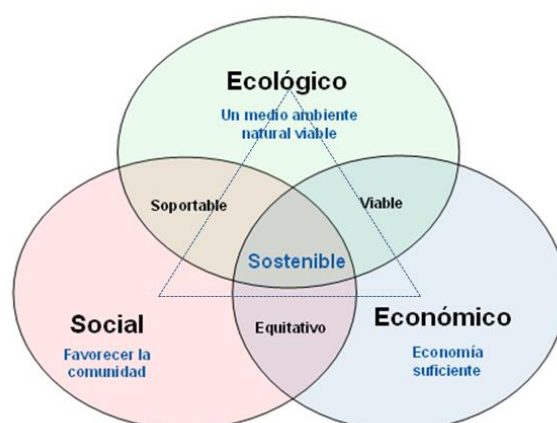


Gráfico 73 Pilares del desarrollo sostenible

Fuente: a partir de WCED, (1987)

Para responder a la pregunta, es necesario hacer un análisis de los resultados (indicadores) con respecto a 1) datos y hechos de la realidad y 2) al concepto de sostenibilidad. Como hechos y datos tenemos básicamente cuatro que son vinculantes y están relacionados. El primero, la

temperatura global del planeta sigue aumentando. Como dato se tiene que el carbono en la atmósfera tiene una concentración de 409 ppm y que la temperatura global se esta incrementando a un ritmo de 0,2°C cada 10 años^{bb}, siendo ésta en la actualidad de 0,99°C con respecto a la temperatura de global antes de la era industrial (NASA, 2018). Al respecto se prevee que el año 2035 sea el “punto de no retorno” (Aengenheyster et al., 2018). Como segundo hecho, es la pérdida de los ecosistemas y la biodiversidad, debido a la sobreexplotación de recursos. MEA (2005) expone por una parte que el número de especies esta descendiendo y por otra parte, el 60% de los servicios ecosistemas esta siendo degradado o aprovechados de manera insostenible. Como tercer punto, esta el hecho de que ningún país del mundo se satisface las necesidades humanas, de manera sostenible y dentro de los límites biofísicos del planeta (O’Neill et al., 2018). Esto se conecta con el cuarto y último punto. El sistema económico vigente se basa en la extracción y alto consumo de recursos (Latouche, 2012), sobre todo para abastecer y mantener el sistema industrial el cual resulta ser altamente entrópico (Georgecu-Roegen, 1996).

En el marco conceptual, la sostenibilidad se basa en el desarrollo sostenible, el cual se define como “la capacidad de satisfacer las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (WCED, 1987). El desarrollo sostenible se sustenta en tres pilares fundamentales que son el económico, el ambiental y el social. Este concepto ha sido cuestionado al evidenciarse sus contradicciones (Kallis, 2018). Autores señalan que debe entender mas bien como el *crecimiento económico sostenido* (Latouche, 2009) (Tahseen & Karney, 2017). Con respecto a su conceptualización, vale comentar la siguiente observación. Sus pilares han sido concebidos de tal manera que su orden y nivel han pasado por alto. Como se observa en el Gráfico 74, la figura de la izquierda contempla los 3 pilares de tal manera que no se distingue un nivel u orden (físico-jerárquico), comprendiéndose por tanto que son iguales, equiparables y que no existen límites. En este sentido, existe una interrelación entre los 3 pilares y se procura un equilibrio, siendo el punto verde la sostenibilidad. Un elemento importante que no aparece en el gráfico es el tiempo, siendo este esencial en el concepto de sostenibilidad. Por el contrario, la figura de la derecha expone un orden y niveles de los 3 elementos que igualmente se interrelacionan, marcando diferencias.

^{bb} IPCC special report on SR1.5, 2018

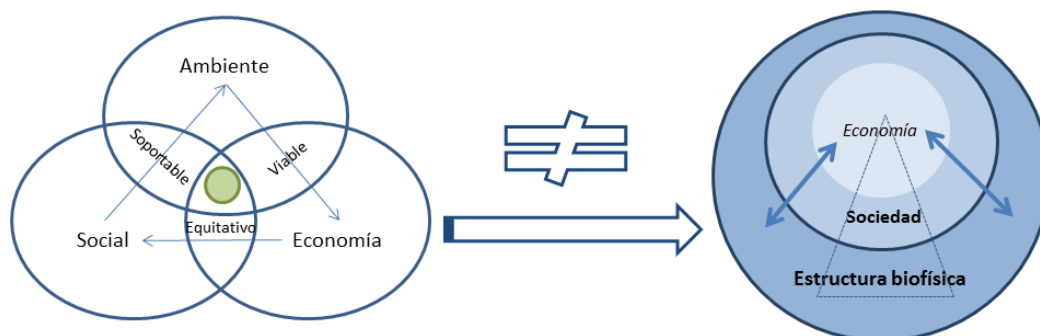


Gráfico 74 Conceptualización base de sostenibilidad para las nuevas políticas hidroenergéticas
 Fuente: a partir de WCED, (1987), Daly & Farley, (2004) y Perreault et al., (2015)

Un punto relevante es que para el primer caso (figura de la izquierda), el orden en que se ubiquen los 3 elementos (círculos) no implica alteración del resultado final. Sin embargo, el orden de los 3 elementos en el gráfico de la derecha es importante, ya que sin el elemento base (estructura biofísica, ecosistemas) los demás no es posible. De esta manera, se evidencia, un orden jerárquico en el que se fundamenta la economía ecológica: la economía es una parte de lo que se denomina el TODO, es decir, el planeta Tierra, al igual que la humanidad (sociedades), dentro de la cual está la actividad económica. Este enfoque claramente permite distinguir que se requiere mantener la estructura biofísica (biomas, ecosistemas) para en consecuencia sostener y satisfacer las necesidades básicas del ser humano a lo largo del tiempo. Por ultimo, cabe indicar que se indentifican dos tipos de sostenibilidad: la débil y la fuerte. La *sostenibilidad débil*, considera que el capital natural puede ser sustituido por el capital (industrial) producido por los seres humanos (medios de producción) (Martínez Alier, 1999). Por el contrario, la *sostenibilidad fuerte* indica que "el capital natural es, en mayor o menor medida, insustituible" (Romero & Linares, 2014).

En general, la energía hidráulica y el resto de las energías renovables son una buena forma mitigar el cambio climático y de construir sociedades sostenibles. La valoración de la sostenibilidad de la generación de energía se puede dar en dos marcos: el comparativo y el cuantitativo. Con respecto al primero, los dos casos de centrales hidroeléctricas abordadas con seguridad son notoriamente más sostenibles que cualquier central de generación a base de combustibles fósiles. Por ejemplo, Mazar-Dudas tiene 3,2 kg CO_{2-eq}/MWh de huella de carbono, mientras que una central de gas natural emite 490 kg CO_{2-eq}/MWh (IHA, 2018). Otro punto de comparación es el EROI: 113 para la CHMD y 20 para la central de gas (Hall et al., 2014). Ciertamente, la CHB tiene un mayor factor de emisión que la central de gas, sin embargo, si se considerase más indicadores como PES, HH o ERC, Baba es más sostenible. Además, un punto clave y que inclina aún más la balanza es el recurso que se utiliza.

En el marco comparativo con las energías renovables, la valoración de sostenibilidad se hace más complejo. La energía eólica (continental y marina) tiene una huella de carbono media de 14 kg CO_{2-eq}/MWh (de 5 a 125 kg CO_{2-eq}/MWh) y EROI 18 (Amponsah et al., 2014) (Fizaine & Court, 2015). Con respecto a esta fuente de energía renovable, la CHB emite mucho más carbono pero tiene mejor EROI (62). La valoración se puede hacer a través de un ratio EROI/ kg CO_{2-eq}/MWh. De esta manera, la energía eólica tiene mejor ratio que la CHB: 1,28 frente a 0,21.

Por cada 1 kWh de energía eléctrica que se genera con paneles fotovoltaicos, se emiten >50 kg CO_{2-eq}, siendo Mazar-Dudas mejor en este aspecto, sin embargo, habría que comparar las PES, que para el caso de la energía solar, correspondería a las originadas por la minería. Al final, mientras más indicadores, mejor será la valoración de sostenibilidad.

Si reducimos la comparación entre ambos casos hidroeléctricos, se constata que se producen, en mayor o menor magnitud, más pérdidas e impactos negativos que los beneficios teóricos, conocimiento que ante el contexto actual, toma mayor importancia. Así, el conjunto de indicadores expuestos permiten tener una mejor visión del aprovechamiento hidroenergético. Algunos pueden tener más peso que otros, dependiendo de la localización del proyecto. Por ejemplo, la construcción de esquemas hidroeléctricos con embalses en la Amazonía implica no solo la pérdida de un sumidero y liberación de carbono, sino también la alteración del proceso ecológico y la perturbación del hábitat de la zona con mayor biodiversidad del planeta. Otro ejemplo es desarrollar proyectos hidroeléctricos en donde hay estrés hídrico. Bajo esta condición, la huella hídrica tendría *a priori* mayor peso que otros indicadores. Por ello, el análisis de sostenibilidad (fuerte) debe llevarse a cabo contrastando con la realidad de cada zona o territorio, con toda la información pertinente respecto a los impactos ambientales-ecológicos.

Hidroeléctrica	FE	PES	NAC	HH	BEN	PEB	EE	EROI	ERC
CHB (+MLW)	-	-	-	-	-	-	-	- (+)	-
CHMD	+	+	+	+	+	+	+	+ (-)	+

Tabla 65. Comparación de indicadores y valoración para las hidroeléctrica Baba y Mazar-Dudas.

Los dos casos de estudio hidroeléctrico se ejecutaron a razón de que, primero, se aprovecharía una fuente renovable de energía y, segundo, reduciría consumo de combustibles fósiles y evitaría emisiones (teóricas brutas). No obstante, todos los proyectos hidroeléctricos de reciente construcción no han sido puestos en consideración para una comparativa integrada y completa bajo el enfoque de la sostenibilidad fuerte. Aquello hubiera permitido la construcción de proyectos con mejores resultados de índole medioambiental, económica y social. En cualquier caso, si tanto Baba como Mazar-Dudas se comparan según los indicadores determinados anteriormente, la valoración cualitativa y cuantitativa permite concluir que Mazar-Dudas presenta mayores ventajas. Como se observa en la Tabla 65, se ha valorado con símbolo positivo (+) aquella central que tiene mejor valoración cuantitativa entre los indicadores abarcados. Por lo tanto, como valoración general se señala que la hidroeléctrica Mazar-Dudas es significativamente más sostenible que la central hidroeléctrica Baba. En consecuencia, se puede inferir que los esquemas hidroeléctricos de agua fluyente con desviación se ajustan más a la sostenibilidad fuerte.

Si extendemos el análisis, hay indicadores que son claves y que *a priori* tendrían mayor peso, y que servirían para una decisión final. Por ejemplo, Ecuador es un país rico en recursos hídricos, por ende, la huella hídrica tiene menor peso dentro de la valoración, aunque habría que analizar el impacto sobre el hábitat y la biodiversidad con respecto al consumo de agua. El factor de emisión, las pérdidas equivalentes de la biocapacidad y el EROI pueden ser los indicadores que inclinan la balanza hacia un proyecto u otro, en miras de mitigar el cambio

climático y enmarcarse dentro de la sostenibilidad. En el caso que los indicadores resulten numéricamente iguales, habría que optar por el rediseño del proyecto, o en su defecto, optar por nuevos posibles proyectos hidroenergéticos en conjunto con otros de energía renovable.

Cabe argumentar primero, que los esquemas hidroeléctricos de agua fluyente, como es el caso de Mazar-Dudas, están hidrogeográficamente muy limitados por lo que se apuesta por centrales con embalse, ya que es más factible y viable la construcción de una infraestructura de hormigón que retenga agua y genere una energía potencial; y segundo, que el problema de las centrales con embalse estaría más en su múltiple y extendido desarrollo; es decir, en términos cuantitativos, habría mayores repercusiones sociales y ecológicas si se construyen 20 centrales hidroeléctricas en lugar de una, como sucede en la Amazonía brasileña. Dada la necesidad de sustituir la energía fósil para disminuir emisiones y mantener el crecimiento económico, el “boom” hidroeléctrico es ahora una amenaza para importantes ecosistemas y corredores de biodiversidad en el mundo (Randall Kahn et al., 2014) (Zarfl et al., 2015) (Winemille et al., 2016).

La valoración de la sostenibilidad también se puede dar en el ámbito de lo cuantitativo. Aquello hace referencia a la cantidad de recurso explotado y a los límites biofísicos y se aplica de igual manera a las tecnologías de aprovechamiento de fuentes renovables de energía. En Ecuador se ha procurado cambiar la matriz energética (generación) a partir de la energía hidráulica con la finalidad de marcar distancia con los combustibles fósiles. No obstante, el problema se presenta cuando dicho cambio de la matriz energética implica la construcción de un sin número de centrales hidroeléctricas sobre las principales cuencas hidrográficas (ver Gráfico 23). Aquello acarrearía, además de la pérdida de ecosistema terrestre, la modificación e interrupción del flujo natural de agua lo que a su vez desencadenaría varios impactos a lo largo de la cuenca. Por lo tanto, la sostenibilidad (fuerte) no sólo pasa por la valoración individual de cada proyecto, sino también por la cantidad global total de proyectos que se podrían implementar. Para ello, habría que considerar por ejemplo, el potencial ecológico hidroeléctrico factible en lugar del tecnoeconómico factible.

De manera muy general, se ha apostado por la generación hidroeléctrica en Ecuador porque es menos perjudicial que el uso de combustibles fósiles, no obstante, se ha pasado por alto la valoración y comparación entre proyectos hidroeléctricos y de energía renovable. Además, desde la perspectiva económica, los impactos ambientales-ecológicos han sido considerados como externalidades desde siempre, dándoles poca importancia, abordándose desde la sostenibilidad débil lo que implica que no se consideren los límites biofísicos (Daly & Farley, 2004).

La humanidad depende de la Pachamama (Madre Tierra), y todo aquello que la afecte, perjudica directamente e indirectamente la vida de los seres humanos y su bienestar. Los futuros proyectos energéticos en general deberían implementarse bajo la *sostenibilidad fuerte*, de tal manera que mantenga y procure la integridad biofísica, con esquemas que sean armoniosos con los ecosistemas, i.e., *nature-based solutions*. Por ello, es necesario que las políticas (hidro) energéticas sean revisadas a fin de procurar un mejor aprovechamiento de las

fuentes renovables de energía con el menor impacto a los ecosistemas, y que promuevan la regeneración de éstos.

6.4. Nuevas políticas hidroenergéticas

6.4.1. Antecedentes y condiciones actuales

A raíz del desarrollo sostenible y del cambio climático, las energías renovables han tomado mayor importancia en los últimos 18 años. Hasta finales del siglo XX, la implementación de la energía hidráulica estuvo enfocada principalmente a proveer de energía de bajo coste para satisfacer la creciente demanda de las sociedades (industriales). Sin embargo, con el aumento de la concentración de carbono en la atmósfera y los evidentes los efectos sobre el clima global, las políticas energéticas en muchos países se enfocaron en explotar los potenciales hidroenergéticos con la finalidad de sustituir los combustibles fósiles, reducir la contaminación y obtener energía definida como *ilimitada*. De ésta manera, se extendieron las facilidades para implementar centrales hidroeléctricas, que sumado a la disponibilidad de capitales públicos y privados, dio paso al boom hidroeléctrico (Zarfl et al., 2015) (Couto & D Olden, 2018). La energía hidráulica ha crecido a un ritmo del 4% en la última década.

En el contexto político-energético, la energía hidráulica prometía un gran futuro. Sin embargo, importante daños e impactos a ecosistemas así como también a grupos sociales comenzaron a evidenciarse (Randall Kahn et al., 2014) (Gasparatos et al., 2017). Entre 1990 y 2000, varios estudios ya habían revelado las emisiones de dióxido de carbono y sobre todo de metano por parte de los embalses hidroeléctricos. Estudios recientes siguen aportando evidencias de aquello (Deshmukh et al., 2018). Los casos más relevantes son las hidroeléctricas construidas en zonas tropicales y Amazonía de Brasil (Rosa et al., 2004), para los cuales se evidenció que emitían iguales e incluso mayor cantidades de gases de efecto invernadero que una central termoeléctrica a base de combustible fósil (Dos Santos et al., 2004) (Demarty & Bastien, 2011). Aun así, la apuesta y desarrollo por la energía hidráulica no declinó. China, al depender del carbón y tener una alta contaminación atmosférica, ha aprovechado gran parte de su potencial hidroenergético, siendo el país con mayor potencia hidráulica instalada en el mundo. Si bien es cierto que el aprovechamiento de la energía hidráulica ha permitido en gran medida la sustitución de centrales fósiles y en consecuencia la reducción de contaminación atmosférica (SO_x , NO_x , CO), por otra parte, se han expuestos grandes efectos sobre los ecosistemas por parte de la mencionada fuente renovable de energía (Wang et al., 2010) (Intralawan et al., 2018). Las centrales hidroeléctricas están cambiando la geomorfología e hidrología de grandes cuencas en el mundo a través de su fragmentación, destruyendo hábitats, interrumpiendo la circulación de nutrientes, etc., (Timpe & Kaplan, 2017) (Forsberg et al., 2017) (Anderson et al., 2018). A ello se suma que los grandes proyectos hidroeléctricos con embalse, son muy costosos en términos absolutos, siendo mayores a otras fuente renovables de energía (Ansar et al., 2014) (Randall Kahn et al., 2014); generan grandes impactos sociales (Martínez & Castillo, 2016) (Kirchherr et al., 2016) y sus beneficios socioeconómicos son muy limitados en el tiempo (De Faria et al., 2017). Ante ello, el desarrollo de esta fuente de energía renovable

así como también sus políticas han sido parcialmente cuestionadas en el ámbito académico (Fearnside, 2002).

A pesar de tener evidencias de los diferentes impactos ambientales, ecológicos y sociales, se ha mantenido una política hidroenergética desarrollista funcional al sistema industrial, bajo el argumento de la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, lucha contra el cambio climático y desarrollo. La evaluación del impacto ambiental (EIAs) y la obtención de permisos o licencias ambientales han sido elementos comunes en el desarrollo de proyectos hidroeléctricos. Debe señalarse, por un lado, que la evaluación aislada del estudio de impacto ambiental (EIA) para proyectos de energía renovable es insuficiente y limitada, lo que imposibilita ir por el camino de la sostenibilidad de cara al futuro, aún más por la falta de políticas energéticas coherentes, a diferentes escalas (Erlewein, 2013). De manera general, tanto los procedimientos administrativos como las exigencias de mayores criterios socioambientales y ecológicos no han sido notablemente modificados en el marco institucional, lo que ha dado lugar a que se siga recurriendo en perjuicios de ésta índole.

6.4.2. Hacia una política ecológica

Es evidente la necesidad de nuevas políticas y planificación de la energía hidráulica, no solo bajo la era del cambio climático, sino que también con la visión de proteger los ecosistemas y grupos sociales (Pittock, 2010) (Tundisi et al., 2014). Para ello, es preciso que las políticas y planificación hidroenergética se haga en base a los principios por los que se rige la política y economía ecológica.

La política ecológica, de carácter transdisciplinario, que tuvo origen en las ciencias sociales en conjunto con diferentes prácticas y acciones sociales, estudia y analiza la relación entre los factores políticos, sociales y económicos con los conflictos e impactos ambientales. De esta manera, la política ecológica procura una politización de los fenómenos y de los conflictos ambientales (Perreault et al., 2015) (Environment & Ecology, 2018), abarcando temas como justicia ambiental, equidad y derechos de la naturaleza. Un caso de ejemplo es el análisis de los conflictos socioambientales que han tenido lugar en Colombia por el desarrollo de centrales hidroeléctricas, en el que se ha disputado la propiedad, uso y manejo del territorio entre las partes involucradas (inversores privados y comunidades rurales) (Martínez & Castillo, 2016).

La implementación de políticas energéticas y para este caso en particular, hidroenergéticas, debe estar amparado por un marco jurídico. A fin de exponer lineamientos para las nuevas políticas ecológicas hidroenergéticas a escala local, se hizo base en la Constitución (2008) de Ecuador. La Tabla 66 recoge los principales artículos que están alineados con los fundamentos y prácticas de la política ecológica, de los cuales cabe resaltar los derechos de la naturaleza y el buen vivir (sumak kawsay). En este contexto, considerando los resultados obtenidos en el presente trabajo, se propone considerar los siguientes puntos en las nuevas políticas hidroenergéticas, las cuales se dividen en dos grupos: las restrictivas y las de aprovechamiento y regeneración ecológica.

6.4.2.1. Políticas restrictivas

- Establecer nuevos requerimientos para el otorgamiento de la licencia ambiental, tales como la evaluación ecológica, el análisis del ciclo de vida, así como su balance, tanto el lugar en cuestión como aquellos lugares donde se realiza la explotación de recursos naturales.
- Prohibir la construcción de nuevas centrales hidroeléctricas con embalses, sobre todo en zonas de la Amazonía y dónde existan impactos a comunidades locales. De esa manera, se contribuirá con la mitigación del cambio climático y se evitarán conflictos socioambientales.
- Prohibir el desarrollo exclusivo de proyectos hidroeléctricos para en beneficio del desarrollo de proyectos mineros y petroleros.
- Establecer un mínimo de indicadores base para el desarrollo de nuevos proyectos
- Determinar un límite del coste ecológico de generación que puedan tener los los proyectos hidroeléctricos.
- Limitar el aprovechamiento hidroenergético en cascada, que afecte a una misma cuenca.
- Se desarrollaran proyectos solo si no existiesen conflictos hídricos con otros sectores o áreas relacionadas con la satisfacción de necesidades básicas

6.4.2.2. Políticas de aprovechamiento y regeneración ecológica

- Procurar mejoras de diseño que permitan a largo plazo recuperar los ecosistemas afectados y su biodiversidad en armonía con la obtención de energía, haciendo uso del conocimiento y de las tecnologías actuales.
- Implementar tecnologías en las centrales hidroeléctricas ya existentes que permitan mejorar las condiciones de la biodiversidad acuática, de ser el caso.
- Identificar los beneficios sociales directos que tendrá el proyecto, en función del uso de la energía.
- Los proyectos hidroeléctricos de agua fluyente con interposición y desviación deberán diseñarse haciendo uso de los procesos y funciones ecológicas, al mismo tiempo que se regenere (si aplica) el ecosistema.
- Promover la restauración de bosques del área equivalente en compensación al área ocupada por las instalaciones de los nuevos proyectos.
- Establecer el nuevo potencial ecológicamente aprovechable
- Complementar el aprovechamiento hidroenergético con otras fuentes renovables de energía.

Título		Artículo	Texto
II Derechos	Derechos al buen vivir	12	El derecho humano al agua es fundamental e irrenunciable. El agua constituye patrimonio nacional estratégico de uso público, inalienable, imprescriptible, inembargable y esencial para la vida.
		14	Se reconoce el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, que garantice la sostenibilidad y el buen vivir, sumak kawsay. Se declara de interés público la preservación del

Capítulo VI: Sostenibilidad de la generación hidroeléctrica

			ambiente, conservación de los ecosistemas, la biodiversidad, la prevención del daño ambiental y la recuperación de los espacios degradados.
	Derechos de la naturaleza	71	La naturaleza o Pacha Mama, donde se reproduce y realiza la vida, tiene derecho a que se respete integralmente su existencia y el mantenimiento y regeneración de sus ciclos vitales, estructura, funciones y procesos evolutivos.
		72	La naturaleza tiene derecho a la restauración. Esta restauración será independiente de la obligación que tienen el Estado y las personas naturales o jurídicas de indemnizar a los individuos y colectivos que dependen de los sistemas naturales afectados.
		73	El Estado aplicará medidas de precaución y restricción para las actividades que puedan conducir a la extinción de especies, la destrucción de ecosistemas o la alteración permanente de los ciclos naturales. Las personas, comunidades, pueblos y nacionalidades tendrán derecho a beneficiarse del ambiente y de las riquezas naturales que les permitan el buen vivir.
VII Régimen del buen vivir	Biodiversidad y recursos naturales	395	El Estado garantizará un modelo sustentable de desarrollo, ambientalmente equilibrado y respetuoso de la diversidad cultural, que conserve la biodiversidad y la capacidad de regeneración natural de los ecosistemas, y asegure la satisfacción de las necesidades de las generaciones presentes y futuras.
		396	El Estado adoptará las políticas y medidas oportunas que eviten los impactos ambientales negativos, cuando exista certidumbre de daño. En caso de duda sobre el impacto ambiental de alguna acción u omisión, aunque no exista evidencia científica del daño, el Estado adoptará medidas protectoras eficaces y oportunas.
		400	Se declara de interés público la conservación de la biodiversidad y todos sus componentes.
		404	El patrimonio natural del Ecuador único e invaluable comprende, entre otras, las formaciones físicas, biológicas y geológicas cuyo valor desde el punto de vista ambiental, científico, cultural o paisajístico exige su protección, conservación, recuperación y promoción.
		411	La sustentabilidad de los ecosistemas y el consumo humano serán prioritarios en el uso y aprovechamiento del agua.
		413	El Estado promoverá la eficiencia energética, el desarrollo y uso de prácticas y tecnologías ambientalmente limpias y sanas, así como de energías renovables, diversificadas, de bajo impacto y que no pongan en riesgo la soberanía alimentaria, el equilibrio ecológico de los ecosistemas ni el derecho al agua.
		414	El Estado adoptará medidas adecuadas y transversales para la mitigación del cambio climático, mediante la limitación de las emisiones de gases de efecto invernadero, de la deforestación y de la contaminación atmosférica; tomará medidas para la conservación de los bosques y la vegetación, y protegerá a la población en riesgo.

Tabla 66. Principales artículos de la Constitución 2008 de Ecuador vinculados a la política ecológica

6.5. Resumen y conclusiones

Tras la determinación del balance neto ecológico-ambiental en el capítulo anterior, se llevó a cabo un análisis de sostenibilidad de ambos casos de estudio hidroeléctrico. Para ello, y para una mejor comprensión, se representó en términos de recursos renovables y no renovables el impacto de cada central hidroeléctrica. En este contexto, a partir del Δ BEN, las pérdidas de la central hidroeléctrica Baba son equivalentes al 4% de la biocapacidad del país (PEB), es decir, 1,03E-02 gha/persona. Ya con el segundo aprovechamiento hidroeléctrico de M.L.W, las PEB

resultaron en $3,47E-03$ gha/persona (1,3%). Para Mazar-Dudas, el resultado fue de $0,2\%$ y $4,74E-04$ gha/persona, siendo la biocapacidad en Ecuador de 0,2588 gha/persona. Por otra parte, se analizó el impacto de la generación hidroeléctrica en el marco energético-exergético, para lo cual se consideró el EROI y el ERC. Así, la hidroeléctrica Baba obtuvo un EROI de $62:1$ en primera instancia, pero que mejora a $233:1$ por el segundo aprovechamiento hidroeléctrico. Las referencias del caso indican que el EROI de la energía hidráulica está en el orden de 50. Con respecto al ERC, sus resultados fueron 18250 TJ, con un ratio de $0,31$ $\text{GWh}_{\text{Ex}}/\text{GWh}_{\text{elec}}$. Incluyendo el segundo aprovechamiento hidroeléctrico, es valor es $0,08$ $\text{TJ}_{\text{Ex}}/\text{GWh}_{\text{elec}}$ para la generación directa (161 GWh/año) y total (600 GWh/año) respectivamente. Por cuanto a la hidroeléctrica Mazar-Dudas, su EROI resultó en $113:1$ y su ERC en $0,19$ $\text{GWh}_{\text{Ex}}/\text{GWh}_{\text{elec}}$.

Acompañado de estos resultados y en conjunto con los previamente expuestos (indicadores), se evaluó la sostenibilidad de ambas centrales dentro del enfoque abarcado, a lo que se añadió como información extra los beneficios socioeconómicos teóricos determinados para cada proyecto, como el ahorro de importación de derivados de petróleo. En términos cuantitativos, se concluye que la central de agua fluyente Mazar-Dudas es más *sostenible* que la central con embalse Baba, esto a pesar del beneficio que aporta el segundo aprovechamiento hidroeléctrico que mejora los valores de EROI y ERC. De esta manera, Mazar-Dudas supera a Baba en los 9 indicadores expuestos. A ello se suma el hecho de que el balance neto ecológico-ambiental determinado resultó en pérdidas mayores a los beneficios teóricos socioeconómicos del proyecto Baba, en términos monetarios, por lo que el proyecto trae consigo *a priori* más perjuicios que beneficios. Sin embargo, existen beneficios técnicos (regulación eléctrica) que no han sido incluidos en la contabilidad global total. Finalmente, para los proyectos de generación como el de Baba, que forma parte de un proyecto multipropósito, deben considerarse aquellos valores-indicadores resultantes del aprovechamiento hidroenergético directo si se quiere llevar a cabo una comparación justa con otros proyectos hidroenergéticos como de aprovechamiento de otras fuentes de energías renovables. No es usual que los proyectos de esas características tengan un doble aprovechamiento hidroenergético a partir de un trasvase. Sin embargo, dadas las particularidades de Baba, se han expuestos tanto los valores de la generación hidroeléctrica directa como aquellos en función de la generación total, con fines ilustrativos. Ante lo expuesto, Mazar-Dudas supera a Baba en los 9 indicadores abarcados.

“El hombre es la especie más insensata; venera a un Dios invisible y masacra a una Naturaleza visible, sin saber que esta Naturaleza que él masacra es ese Dios invisible que él venera”

Hubert Reeves

Capítulo VII

Síntesis, aportaciones y perspectivas

7.1. Síntesis

7.1.1. Capítulo I y II

Ante el cambio climático, los recursos finitos y la creciente demanda de energía, las energías renovables las energías renovables apuntan a reemplazar a los combustibles fósiles, a fin de procurar sociedades más sostenibles. En este contexto, la energía hidráulica, que históricamente ha sido aprovechada con varios fines, juega un rol importante, al ser la base del cambio de la matriz energética mundial. Con 1267 GW instalados y una generación de 4185 TWh, es líder de las energías renovables, aportando el 17% de la electricidad renovable. A pesar de su extendido aprovechamiento, aun queda un alto potencial por explotar. En Ecuador, el potencial hidroenergético tecnoeconómico aprovechable es de 21 GW, de los cuales sólo se había explotado el 10%. Sin embargo, tras nuevas políticas públicas, el desarrollo hidroeléctrico tuvo un importante auge en los últimos 10 años, lo que permitió duplicar la potencia hidroeléctrica, alcanzando los 4,5 GW. El objetivo es que el 90% de la electricidad que se demanda a nivel nacional sea suministrada por la energía hidráulica.

En el marco ambiental-ecológico, la generación hidroeléctrica ha sido ampliamente evaluada, por medio de los métodos existentes. El statu quo releva efectos e impactos importantes en el mundo natural lo que ha motivado a realizar este trabajo, a fin de comprender de mejor manera de cómo el aprovechamiento de la energía hidráulica se comporta con el entorno natural, sus condiciones y cuáles serían sus limitaciones de cara al futuro. En este contexto, el statu quo también revela principalmente un desconocimiento del desempeño ambiental neto del aprovechamiento de la energía hidráulica, en consecuencia, el objetivo de este trabajo ha sido determinar una metodología que permita conocer el desempeño neto ambiental de la generación hidroeléctrica.

A fin de llevar a cabo la metodología, se escogieron dos esquemas hidroeléctricos diferentes como casos de estudio, localizados en Ecuador. Uno de los esquemas es de regulación con interposición (embalse), con una potencia instalada de 42 MW. El otro esquema, es de agua fluyente con desviación, con 21 MW. Ambos proyectos se han construido recientemente y se localizan en la costa y sierra ecuatoriana respectivamente.

7.1.2. Capítulo III

En este capítulo se ha realizado un análisis del ciclo de vida de dos casos de estudio de centrales hidroeléctricas, Baba y Mazar-Dudas, con embalse y de agua fluyente respectivamente. Para la realización de este análisis se determinaron en primer lugar, la

unidad funcional, los límites del sistema, el alcance, la metodología y las categorías de impacto; las suposiciones y las limitaciones. En segundo lugar, a partir de la recopilación de datos se realizó el inventario del ciclo de vida, a partir del flujo de materia y energía, para su posterior evaluación en la fase correspondiente. Paralelamente, se hizo un análisis y evaluación de fuentes de emisiones de gases de efecto invernadero generalmente excluidas de los análisis del ciclo de vida de centrales hidroeléctricas que poseen embalse. Luego de la determinación del objetivo, alcance, etc., y del inventario del ciclo de vida, la evaluación del impacto arrojó como resultado final que la hidroeléctrica Mazar-Dudas tendrá mejor desempeño ambiental en toda su vida útil que la hidroeléctrica Baba; es decir, la primera tiene menor impacto al ambiente que la segunda. Bajo el método de ReCiPe, Mazar-Dudas tuvo una puntuación final de 5,7 puntos mientras que Baba 52,4 puntos. Dicha puntuación es propia del citado método, que permite generalizar los resultados cuantitativamente. Más en detalle, en las categorías de impacto final *damage to ecosystems* y *resources availability*, Mazar-Dudas obtuvo 1,64E-01 species.yr y \$ 7,93E+07 mientras que Baba 2,69E+00 species.yr y \$ 7,81E+07 respectivamente. De esta manera, Baba es aproximadamente 10 veces más perjudicial para los ecosistemas que Mazar-Dudas, siendo que la primera aventaja a la segunda con 20 años de vida útil. No obstante, en términos de recursos, ambas centrales tienen prácticamente el mismo impacto.

En el marco de los impactos intermedios, 3 categorías fueron relevantes: *climate change*, *water depletion and Natural Land Transformation*. Para los dos primeros, se realizaron análisis paralelos y complementarios. Por cuanto a la categoría *climate change*, Mazar-Dudas obtuvo 3,2 kg CO_{2-eq}/MWh. Para la central Baba se llevó a cabo un balance a fin de conocer sus emisiones netas, que no eran posibles determinar con el método de ReCiPe. En este contexto, se concluyó que Baba tendrá emisiones de 558 kg CO_{2-eq}/MWh en su vida útil, pero que dado que forma parte de un proyecto multipropósito, dichas emisiones son por tanto de 288,3 kg CO_{2-eq}/MWh. Sin embargo, el segundo aprovechamiento otorga un beneficio, determinándose así un factor de emisión final de 211,2 kg CO_{2-eq}/MWh. La categoría de impacto *water depletion* recoge el consumo de agua por parte de la central en ambas fases. A fin de profundizar en este campo, se realizó el cálculo de la huella hídrica. Se determinó para Baba una huella hídrica total de 2679,5 m³/MWh, siendo 13,5 m³/MWh por evaporación y 2665,9 m³/MWh por trasvase. Por su parte, la central Mazar-Dudas obtuvo una huella hídrica de 431,7 m³/MWh. El nexo agua-carbono (NAC) también fue incluido dentro de este capítulo, dada su relevancia y el vínculo entre el uso consuntivo del agua y las emisiones de CO_{2-eq}. Tras un análisis extendido, se concluyó que para el caso de Baba se requiere de un uso (NAC_u) y consumo (NAC_{HH}) de 6,9 m³ y 4 m³ para reducir un kg CO_{2-eq}. En este marco, Mazar Dudas tuvo mejor resultado, siendo el NAC de 2,6 m³/kg CO_{2-eq} y 0,49 m³/kg CO_{2-eq} para uso y consumo respectivamente. Con la consideración y el análisis de la HH, el NAC y el balance de emisiones, es por tanto concluyente que la central hidroeléctrica de agua fluyente con desviación Mazar-Dudas presenta menor un impacto. Finalmente, según los pronósticos, el cambio climático tendrá un efecto positivo en la cuenca dónde se localiza la central de Baba, por lo que su

generación y por ende su factor de emisión mejoraría en un 5%. Por el contrario, la central Mazar-Dudas se vería afectada en un 8%.

7.1.3. Capítulo IV

En este capítulo se llevó a cabo una extensa recopilación de información teórica sobre los procesos en los ecosistemas, funciones internas, etc., así como también la interacción hombre-ecosistema y cómo los servicios benefician al ser humano. Además, se expuso bibliografía acerca de la valoración de los servicios ecosistémicos y su importancia para la economía en el mundo actual. Con esta base informativa, se expuso un nuevo método para determinar las ganancias y/o pérdidas ecológicas que tendría la generación hidroeléctrica con sus diferentes esquemas, a partir de la valoración de los servicios ecosistémicos y su balance antes y después de la implementación del proyecto hidroeléctrico en cuestión. Dicha valoración tuvo sustento por una parte en la literatura revisada y por otra parte, en las teorías y conceptos de las ciencias ecológicas. Además de ello, se determinó la eficiencia de los servicios ecosistémicos, a través de la expresión propuesta.

Tras el análisis, se determinó que la hidroeléctrica Baba obtuvo mayores pérdidas que Mazar-Dudas, siendo éstas de -314,7 M\$/año y -7,9 M\$/año. Por lo tanto, es concluyente que las centrales de agua fluyente (de interposición con desviación) tienen mejor desempeño ecológico que aquellas que poseen embalse. Lo dicho se resume la *eficiencia de los servicios ecosistémicos* (ESE), que para el caso de Mazar-Dudas fue de 0,83 frente a los 0,57 de Baba. Un replanteamiento del diseño de ésta última central permitió conocer, que en el hipotético caso, las pérdidas ecológicas hubieran sido menores a las presentes en un 32%. Con la exposición del desempeño ecológico de cada central, se llevó a cabo un nuevo análisis del coste de generación hidroeléctrico. Para ello, se incluyó en la contabilidad de cada proyecto el resultado del balance ecosistémico, además de la inversión respectiva para la construcción del proyecto. Tras la aplicación de coste nivelado de energía, se reveló que la hidroeléctrica Baba tiene un coste neto de generación directa y total de 1,0881 y 0,3235 \$/kWh, mientras que Mazar-Dudas 0,0879 \$/kWh, costes que se hallan muy por encima de los que normalmente se exponen, los cuales sólo se basan en la inversión y la operación de la central.

7.1.4. Capítulo V

A través de un análisis detallado, se examinaron las posibles vías y/o alternativas que permitan la integración y balance del ciclo de vida y la evaluación ecológica. Para ello se realizó por un lado, un análisis de doble contabilidad con la finalidad de obtener resultados veraces, y por otro, se determinó las unidades que mejor representarían y expondrían el resultado del balance a realizar. En este marco, se identificaron dos posibles alternativas (A y B) para el método: la primera, que está en función de la biodiversidad (de gran importancia para un país como Ecuador) y de los servicios ecosistémicos; la segunda, que equipara cuantitativamente determinadas categorías de impacto del ACV con los servicios ecosistémicos y su respectivo balance (Δ SE).

La selección del método se la realizó en función de la factibilidad y la viabilidad de acuerdo a los datos disponibles y considerados; de la reducción de incertidumbre y de evitar una doble contabilidad que afecten el resultado final. Con ello, se determinó que la alternativa A era la que más se ajustaba a los requerimientos y necesidades del caso para llevar a cabo la integración y el balance tanto del análisis del ciclo de vida como la evaluación ecológica. Con la aplicación del método, el resultado es expresado en unidades monetarias (\$), lo cual permite una mejor comprensión de los mismos. De esta manera, el balance ecológico-ambiental neto hidroeléctrico (ΔBEN) entre el ACV y ΔSE resultó en $-457,2$ M\$/año ($-574,2$ M\$/año, generación total) y $9,7$ M\$/año para las centrales Baba y Mazar-Dudas respectivamente. En términos ecológico-monetarios, $2,84$ \$/kWh ($0,96$ \$/kWh) se pierden en el caso de la CHB, mientras que $USD 0,08/kWh$ se pierden en la CHMD. La marcada diferencia se debe principalmente a la emisión de GEI, siendo muy bajas por parte de la CHMD. Por medio de correlación con los datos de la bibliografía, se evidencia que los resultados obtenidos (M\$/año) guardan un mismo orden de magnitud.

7.1.5. Capítulo VI

En este capítulo se realizó un análisis comparativo y valoración de la sostenibilidad de las centrales hidroeléctricas estudiadas. Para esa finalidad, se realizó un análisis del impacto hidroeléctrico en términos de recursos renovables y no renovables. En este contexto, a partir del ΔBEN , las pérdidas de la central hidroeléctrica Baba son equivalentes al 4% de la biocapacidad del país (PEB), es decir, $1,03E-02$ gha/persona. Incluyendo el segundo aprovechamiento hidroeléctrico de M.L.W, las PEB resultaron en $3,47E-03$ gha/persona. Para Mazar-Dudas, dicho resultado fue de 0,2% y $4,74E-04$ gha/persona, siendo la biocapacidad en Ecuador de $0,2588$ gha/persona.

En el marco de los recursos no renovables, se analizó la generación hidroeléctrica desde un enfoque energético-exergético, por medio del EROI y el ERC. En este contexto, la hidroeléctrica Baba obtuvo un EROI de 62 en primera instancia, pero que mejora a 233 por el segundo aprovechamiento hidroeléctrico. Es decir, por cada unidad de energía invertida, se obtienen 62 y 233 respectivamente. El EROI de La hidroeléctrica Mazar-Dudas fue 113. Las referencias del caso indican que el EROI de la energía hidráulica está en el orden de 50. Con respecto al ERC, los resultados de Baba fueron $5069,4$ GWh_{ex} , siendo el ratio de $0,31$ GWh_{ex}/GWh_{elec} ($0,08$ GWh_{ex}/GWh_{elec} considerando generación total) indicando que por cada unidad de energía generada, se requerirá 0,13 de trabajo útil para reponer los recursos consumidos. Por cuanto a la hidroeléctrica Mazar-Dudas, su ERC resultó en $1879,8$ GWh_{ex} o bien $0,19$ GWh_{ex}/GWh_{elec} .

Acompañado de estos indicadores y en conjunto con los previamente expuestos (indicadores), se evaluó la sostenibilidad de ambas centrales dentro del enfoque abarcado, a lo que se añadió como información extra los beneficios socioeconómicos teóricos determinados para cada proyecto, como el ahorro de importación de derivados de petróleo. En términos comparativos cuantitativos, se concluye que la central de agua fluyente Mazar-Dudas se ajusta más a los parámetros de sostenibilidad que la central con embalse Baba, incluso si se considera el beneficio que aporta el segundo aprovechamiento hidroeléctrico, el cual que mejora

sustancialmente los valores de EROI y ERC. De esta manera, Mazar-Dudas supera a Baba en todos los indicadores considerados para la valoración. La valoración de la sostenibilidad de Mazar-Dudas se fortalece al contrastar el balance neto ambiental-ecológico con los beneficios teóricos socioeconómicos, siendo éstos 23,15 M\$/año. Esto da lugar a un valor de 13,45 M\$/año. Por el contrario, las pérdidas ambientales-ecológicas de Baba duplican a los beneficios teóricos socioeconómicos (249,17 M\$/año).

Por último, para los proyectos de generación como el de Baba, que forma parte de un proyecto multipropósito, deben considerarse aquellos indicadores resultantes del aprovechamiento hidroenergético directo si se quiere llevar a cabo una comparación justa con otros proyectos hidroenergéticos como de aprovechamiento de otras fuentes de energías renovables. No es usual que los proyectos de esas características tengan un doble aprovechamiento hidroenergético a partir de un trasvase. Sin embargo, dadas las particularidades de Baba, se han expuesto tanto los valores de la generación hidroeléctrica directa como aquellos en función de la generación total, con fines ilustrativos.

7.1.6. Conclusiones finales

Como resumen de las conclusiones, se resalta primero, que la metodología propuesta permite la determinación del desempeño neto ambiental de la generación hidroeléctrica. Segundo, basado en los resultados, la central con embalse tiene pérdidas de -2,86 \$/kWh mientras que la central de agua fluyente 0,08 \$/kWh. Por ende, se infiere que las centrales hidroeléctricas, ya sean de regulación con interposición o de agua fluyente con desviación, tienen pérdidas ambientales-ecológicas, a partir de 0,08 \$/kWh. Como tercera y última conclusión, desde la perspectiva de la generación, las centrales hidroeléctricas de agua fluyente con desviación son de lejos más sostenibles que las centrales de regulación con interposición.

7.2. Aportaciones

7.2.1. Capítulo II y III

Con base al objeto estudiado, la información, datos y la literatura revisada, la presente investigación dio origen a nuevas aportaciones científicas, en el marco de la generación de energía a partir de fuentes renovables y su interacción con el medio natural. Así, se destaca una revisión completa en los aspectos ambientales, ecológicos y de sostenibilidad de la generación hidroeléctrica. Como primera aportación se destaca la estimación de emisiones originadas en el embalse para el periodo de vida útil de la central hidroeléctrica en cuestión. Aquello permitió por consiguiente realizar un análisis de ciclo de vida en la que se determinaron emisiones netas, cubriendo así un vacío y aportando con nuevo conocimiento. Con esta segunda aportación, se realizó una publicación científica-académica:

Andrei Briones-Hidrovo, Javier Uche, Amaya Martínez-Gracia (2017). Accounting for GHG net reservoir emissions of hydropower in Ecuador. Renewable Energy Journal, 112, 209-221. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.05.047>

7.2.2. Capítulo IV

La propuesta de una evaluación ecológica a través de los servicios de los ecosistemas y su balance es la tercera aportación del presente trabajo investigativo, a lo que se suma lo determinado como eficiencia de los servicios ecosistémicos. Con ello se pudo conocer de manera más precisa y veras el desempeño ecológico de la generación hidroeléctrica, así como también el coste neto de dicha fuente de energía. De esa forma, se aportó y se extendió con más conocimiento la literatura existente en cuestión. Aquello dio lugar primero, a un artículo de congreso:

Andrei Briones-Hidrovo, Javier Uche, Amaya Martínez-Gracia. Valoración y balance de los servicios ecosistémicos: comparativa y análisis de sostenibilidad de dos esquemas hidroeléctricos. X Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Coimbra, 6-8 de Septiembre, 2018. ISBN: 978-84-944788-5-7

En segundo lugar, se realizó un tercer artículo en el que se analiza ecológicamente la central hidroeléctrica con embalse, el cual está bajo revisión en *Journal Of Cleaner Production*.

7.2.3. Capítulo V

Como cuarta aportación de esta investigación se encuentra la propuesta de un método que permite integrar y realizar un balance entre lo que determina el análisis del ciclo de vida y la evaluación ecológica (en base a la valoración de los servicios ecosistémicos). Aquello no solo permitió obtener mejores resultados del desempeño ecológico-ambiental de la generación hidroeléctrica sino también visualizar las repercusiones a nivel de la biocapacidad (recursos naturales renovables) y de los recursos no renovables. Un cuarto artículo académico de este tema está siendo valorado para su publicación.

7.2.4. Capítulo VI

Como última aportación de este trabajo, está la recopilación y el análisis en conjunto de varios indicadores que se han obtenido en los diferentes capítulos, a través de los cuales se puede evidenciar cuan sostenible son los esquemas hidroeléctricos estudiados. Dicho análisis de sostenibilidad bajo la consideración de los 9 indicadores en este caso, contribuyen de igual manera a la literatura, en la que los análisis en el tema mencionado, no suelen abarcan tantos indicadores. A partir de lo expuesto, un quinto artículo se ha originado, el cual se pretende que sea publicado en una revista académica del alto impacto.

7.3. Perspectivas y futuros trabajos

Con el logro de los objetivos aquí propuestos, se exponen futuros trabajos e investigaciones en las temáticas expuestas, dado que no ha sido posible abarcarlas en este trabajo investigador. Cabe resaltar que los trabajos futuros requerirán de la multidisciplinariedad. Como primer punto, indicar que existe la necesidad de profundizar en la determinación de emisiones del embalse, a través de mediciones *in situ*, para de esta manera validar los modelos existentes de estimación de emisiones de carbono. Además, valdría llevar a cabo también mediciones no solo en el embalse del caso hidroeléctrico estudiado sino también en otros localizados incluso

en diferentes zonas climáticas, a fin de recopilar información, generar una base de datos y complementar los ya existentes.

Por cuanto a la evaluación ecosistémica, estudios locales sobre la biodiversidad, funciones y procesos ecológicos servirán como aporte a lo realizado en esta investigación, permitiendo precisar en los resultados finales. Como complemento, es necesario llevar a cabo un reanálisis detallado del caudal ecológico a implementar, por lo que un nuevo método para su determinación es necesario, lo que a su vez permitirá establecer un nuevo potencial hidroeléctrico. A esto se suma la posibilidad de que la evaluación ecosistémica sea parte íntegramente de los procedimientos necesarios para la ejecución de este tipo de proyectos de generación de energía, por lo que nuevas políticas deberán ser analizadas, creadas y puestas en prácticas.

Como tercer punto, es necesario profundizar y estudiar en detalle la interacción de ciertas categorías de impacto de método aplicado con los servicios ecosistémicos, a efectos de aclarar la doble contabilidad. Sumado a ello, propuestas de nuevos modelos que permitan evaluar el impacto en servicios ecosistémicos a través de las categorías de impacto del método para la evaluación del impacto del ciclo de vida contribuirían en el análisis global de las tecnologías que aprovechan fuentes renovables de energía.

Como cuarto punto, futuros trabajos que interrelacionen el desempeño ambiental con los posibles beneficios socioeconómicos de los proyectos serán necesarios a fin de tener mejores elementos de juicio en la toma final de decisiones. Dado que los servicios ecosistémicos contribuyen directa e indirectamente con el bienestar humano, es necesaria una evaluación más extendida, para así contribuir con la construcción de nuevas y mejores políticas hidroenergéticas.

Finalmente, ante la crisis ecológica mundial, la necesidad de preservar el entorno natural, y de cara a un nuevo modelo económico y social, es necesario el análisis y propuestas de nuevos esquemas hidroeléctricos que integren *Nature-Based Solutions* (NBS), a fin de promoverlos y crear mejores condiciones que permitan la obtención de energía, con mejores impactos positivos hacia la sociedad y el bienestar humano, a la par de que se restituye y regeneran los ecosistemas con su biodiversidad.

Bibliografía

- Abbaspour, K.C., 1991. A comparison of different methods of estimating energy-limited evapotranspiration in the peace river region of British Columbia. *Atmosphere-Ocean*, 29(4), pp.686-98. DOI: 10.1080/07055900.1991.9649425.
- Abril, G. et al., 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4), p.GB4007. doi:10.1029/2005GB002457.
- Abril, G., Parize, M., Pérez, M.A.P. & Filizola, N., 2013. Wood decomposition in Amazonian hydropower reservoirs: An additional source of greenhouse gases. *Journal of South American Earth Sciences*, 44(1), pp.107-07. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2012.11.007>.
- ACCESS, 2014. Project no. 265863 *Calculation of fuel consumption per mile for various ship types and ice conditions in past, present and in future*. Project report. Paris: Arctic Climate Change, Economy and Society.
- Achieng Ogola, P.F., 2007. *Environmental impact assessment general procedures*. Course presentation. Naivasha: Kenya Electricity Generating Company Ltd. Short Course II on Surface Exploration for Geothermal Resources.
- ADELCA, 2017. *Productos*. [Online] Available at: <http://www.adelca.com/productos.php#trefilados> [Accessed 22 agosto 2017].
- Aden, N., Marty, A. & Muller, M., 2010. *Comparative Life-cycle Assessment of Non-fossil Electricity Generation Technologies: China 2030 Scenario Analysis*. Project report: Civil systems and the environment. California: University of California.
- AEBE, 2017. *Estadísticas*. [Online] Available at: <http://www.aebe.com.ec/estadisticas/> [Accessed 7 Octubre 2017].
- Aengenheyster, M., Feng, Q.Y., van der Ploeg, F. & Dijkstra, H.A., 2018. The point of no return for climate action: effects of climate uncertainty and risk tolerance. *Earth Syst. Dynam*, 9, pp.1085 - 1095. <https://doi.org/10.5194/esd-9-1085-2018>.
- AENOR, 2006. *Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida, requisitos y directrices. (ISO 14044:2006)*. Normativa. Madrid: AENOR Asociación Española de Normalización y Certificación.
- AG, 2011. *Topics - Science & Environment*. [Online] Available at: <http://www.australiangeographic.com.au/topics/science-environment/2011/01/to-dam-or-not-to-dam> [Accessed 26 Febrero 2018].
- Aguilar-Støen, M. & Hirsch, C., 2017. Bottom-up responses to environmental and social impact assessments: A case study from Guatemala. *Environmental Impact Assessment Review*, (62), pp.225-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2016.08.003>.
- Aguilera Hintelholzer, R.M., 2013. Identidad y diferenciación entre método y metodología. *Estudios Políticos*, 9(28), pp.81-103.

Ali, S.A., Aadhar, S., Shah, H.L. & Mishra, V., 2018. Projected Increase in Hydropower Production in India under Climate Change. *Scientific Reports*, 8(1), p.12450. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30489-4>.

Allan, J.D., 1995. *Stream ecology—structure and function of running waters*. London: Chapman & Hall. DOI: 10.1002/aqc.3270050209.

Almeida, R.M. et al., 2016. High primary production contrasts with intense carbon emission in a eutrophic tropical reservoir. *Frontiers in microbiology*, 7, p.717. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00717>.

Alvarez, S., Carballo-Penela, A., Mateo-Mantecón, I. & Rubio, A., 2016. Strengths-Weaknesses-Opportunities-Threats analysis of carbon footprint indicator and derived recommendations. *Journal of Cleaner Production*, (121), pp.238-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.028>.

Amarasinghe, U.A. & Smakhtin, V., 2014. Water productivity and water footprint: misguided concepts or useful tools in water management and policy? *Water International*, 39(7), pp.1000-17. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060.2015.986631>.

Amponsah, N.Y. et al., 2014. Greenhouse gas emissions from renewable energy sources: A review of life cycle considerations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39(1), pp.461-75. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.087>.

Anderson, E.P. et al., 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science Advances*, 4(1), p.eaao1642.

ANDES, 2012a. *Agencia Pública de Noticias del Ecuador y Suramérica*. [Online] Available at: <http://www.andes.info.ec/es/noticias/ecuador-inaugura-megaproyecto-multiproposito-chone-obra-postergada-cuatro-decadas.html> [Accessed 28 Diciembre 2016].

ANDES, 2012b. *Agencia Pública de noticias del Ecuador y Suramérica*. [Online] Available at: <http://www.andes.info.ec/es/noticias/zoologico-quito-atraviesa-crisis-economica-pone-peligro-animales.html-0> [Accessed 25 Junio 2017].

ANEEL, 2009. ISBN: 978-85-87491-10-7 *Atlas de energia elétrica do Brasil*. Brasilia: Agência Nacional de Energia Elétrica.

Ansar, A., Flyvbjerg, B., Budzier, A. & Lunn, D., 2014. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. *Energy Policy*, 69, pp.43-56. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.069>.

Antón Vallejo, M.A., 2004. ISBN: 8468867322 *Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo*. Tesis doctoral. Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya. <http://hdl.handle.net/10803/6827>.

ARCONEL, 2014. *Estadística del sector eléctrico ecuatoriano*. Informe estadístico. Quito: Ministerio de Electricidad y Energías Renovables - Agencia de Regulación y Control de Electricidad.

ARCONEL, 2016. *Estadística anual y multianual del Sector Eléctrico Ecuatoriano*. Informe estadístico. Quito: Agencia de regulación y Control de Electricidad.

ARCONEL, 2017. *Agencia de Regulación y Control de Electricidad del Ecuador*. [Online] Available at: <http://www.regulacionelectrica.gob.ec/regulaciones/> [Accessed 12 Enero 2017].

ARCONEL, 2018a. *Balance Nacional de energía - Diciembre 2017*. Informe técnico. Quito: Agencia de Regulación y Control de Electricidad. <http://www.regulacionelectrica.gob.ec/estadistica-del-sector-electrico/balance-nacional/>.

ARCONEL, 2018b. *Estadísticas del sector eléctrico - Precios Medios*. [Online] Available at: <http://www.regulacionelectrica.gob.ec/estadistica-del-sector-electrico/clientes-de-suministro-anual/> [Accessed 7 Marzo 2018].

Asamblea Constituyente, E., 2008. Registro Oficial No. 449 - 20 de octubre de 2008 *Constitución de la República del Ecuador*. Montecristi: Asamblea Nacional - República del Ecuador.

Asdrubali, F., Baldinelli, G., D'Alessandro, F. & Scrucca, F., 2015. Life cycle assessment of electricity production from renewable energies: Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42(1), pp.1113-22. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.082>.

ASTEC, 2010. *Esquemas hidroeléctricos Dudas-Alazán-San Antonio*. Implantación técnica. Azogues: Hidroazogues, CELEC EP.

Atilgan, B. & Azapagic, A., 2016. Renewable electricity in Turkey: Life cycle environmental impacts. *Renewable Energy*, 89, pp.649-57. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.11.082>.

Auerbach, D.A. et al., 2014. Beyond the concrete: Accounting for ecosystem services for free-flowing rivers. *Ecosystem Services*, 10, pp.1-5. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.005>.

AVEBIOM, 2016. *Índice de precio de la astilla, hueso de aceituna y pellets de madera*. Reporte técnico. Valladolid: Asociación Española de Valorización Energética de la Biomasa.

Bakken, T.H., Killingtveit, Å. & Alfredsen, K., 2017. The Water Footprint of Hydropower Production—State of the Art and Methodological Challenges. *Global Challenges*, 1(5), p.1600018. DOI: 10.1002/gch2.201600018.

Bakken, T.H. et al., 2016. The life-cycle water footprint of two hydropower projects in Norway. *Journal of Cleaner Production*, 113, pp.241-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.036>.

Bamrah, 2018. *Damghan Reservoir Dam*. [Online] Available at: http://www.bamrahco.com/en_US/pages/page/Damghan_Reservoir_Dam [Accessed 25 Febrero 2018].

Barker, T. et al., 2011. Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. In P. Kumar, ed. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington: Routledge - Taylor & Francis Group. Ch. 2. p.456.

- Barros, N. et al., 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 4, pp.593–96. DOI: 10.1038/NGEO1211.
- Beegle, K.L.C.A.D.a.I.G.-d., 2016. *Poverty in a Rising Africa*. Washington, DC: World Bank Group. DOI: 10.1596/978-1-4648-0723-7.
- Benintende, M.C., De Battista, J.J. & Benintende, S.M., 2008. Estimación del aporte de nitrógeno del suelo para la fertilización racional de cultivos. *Ciencia, Docencia y Tecnología*, (37), pp.141-74.
- Berchin, I.I. et al., 2015. Energy production and sustainability: A study of Belo Monte hydroelectric power plant. *Natural Resources Forum*, (39), pp.224-37. DOI: 10.1111/1477-8947.12085.
- Berga, L., 2016. The Role of Hydropower in Climate Change Mitigation and Adaptation: A Review. *Engineering*, 2, pp.313-18. <http://dx.doi.org/10.1016/J.ENG.2016.03.004>.
- Bernardo Yoshioka, J.W. et al., 2017. A method for the assessment of long-term changes in carbon stock. *Ambio*, 46(5), pp.566-77. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0874-6>.
- Bhagtani, N., 2008. *A better tool for environmental decision making: Comparing MCDA with CBA*. master thesis. Norwich: University of East Anglia. Master of Science.
- Bialystocki, N. & Konovessis, D., 2016. On the estimation of ship's fuel consumption and speed curve: A statistical approach. *Journal of Ocean Engineering and Science*, 1(1), pp.157-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.joes.2016.02.001>.
- Bidoglio, G., Berger, M. & Finkbeiner, M., 2018. An environmental assessment of small hydropower in India: the real costs of dams' construction under a life cycle perspective. *Int J Life Cycle Assess*, pp.1-22. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1458-4>.
- Bishoyi, D. & Sudhakara, K., 2017. Modeling and performance simulation of 100 MW PTC based solar thermal power plant in Udaipur India. *Case Studies in Thermal Engineering*, 10, pp.216-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csite.2017.05.005>.
- Bithas, K. & Kalimeris, P., 2016. A Brief History of Energy Use in Human Societies. In Bithas, K. *Revisiting the Energy-Development Link: Evidence from the 20th Century for Knowledge-based and Developing Economies*. First edition ed. Springer International Publishing. pp.5-10. DOI 10.1007/978-3-319-20732-2_2.
- Blanco, R., 2013. *Cálculo y diseño del servicio de trasiego de combustible en un buque petrolero/químico*. Trabajo de fin de grado. Santander: Universidad de Cantabria.
- Blanco, C.F., Marqués, A. & van Bodegom, P.M., 2018. An integrated framework to assess impacts on ecosystem services in LCA demonstrated by a case study of mining in Chile. *Ecosystem Services*, 30 (Part B), pp.211-19. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.011>.
- Bleichrodt, H. & Quiggin, J., 1999. Life-cycle preferences over consumption and health: when is cost-effectiveness analysis equivalent to cost-benefit analysis? *Journal of Health Economics*, 18(6), pp.681-708. [https://doi.org/10.1016/S0167-6296\(99\)00014-4](https://doi.org/10.1016/S0167-6296(99)00014-4).

- Boada, M. & Rivera, J., 2015. *Detalles e información técnica de la construcción, operación y mantenimiento de la Central Hidroeléctrica Baba*. Documentación técnica. Buena Fé: Hidronación - CELEC EP.
- Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R. & Weimer, D.L., 2011. *Cost-Benefit Analysis. Concepts and Practice*. 4th ed. Boston: Prentice Hall - Pearson.
- Boithias, L. et al., 2016. Analysis of the uncertainty in the monetary valuation of ecosystem services-A case study at the river basin scale. *Science of the Total Environment*, 543(Part A), pp.683-90. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.066>.
- Botelho, A. et al., 2017. Assessment of the environmental impacts associated with hydropower. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70(1), pp.896-904.
- Boyd, J. & Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), pp.616-26. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002.
- BP, 2018. *BP Statistical Review of World Energy*. London. 67th edition.
- BP-plc, 2012. *Statistical Review of World Energy*. Technical report. London.
- Briones Hidrovo, G., 2015. *El Sujeto Naturaleza: Rrepresentación y efectivización jurídica de sus Derechos Constitucionales en Ecuador*. Programa de Maestría en Derecho con orientación en Derecho Ambiental. Buenos Aires, Argentina: Universida de Palermo.
- Brown, T.C., Bergstrom, J.C. & Loomis, J.B., 2007. Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*, 47(2), pp.329-76.
- Bruel, A., Troussier, N., Guillaume, B. & Sirina, N., 2016. Considering Ecosystem Services in Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Externalities. *Procedia Conference on Life Cycle Engineering*, 48, pp.382-87. doi: 10.1016/j.procir.2016.03.143.
- Bunn, S. & Arthington, A., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4). DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0.
- Buñay, F. & Pérez, F., 2012. *Comparación de los costos de producción de energía eléctrica para diferentes tecnologías en el Ecuador*. Tesis de grado. Cuenca: Universidad de Cuenca.
- Burke, M., Hsiang, S.M. & Miguel, E., 2015. Global non-linear effect of temperature on economic production. *Nature*, 00, p.00. Letter research. doi:10.1038/nature15725.
- CAF, 2016. *Noticias*. [Online] Available at: [https://www.caf.com/es/actualidad/noticias/2001/03/prestamos-por-us\\$107-millones-aprobo-la-caf-para-ecuador](https://www.caf.com/es/actualidad/noticias/2001/03/prestamos-por-us$107-millones-aprobo-la-caf-para-ecuador) [Accessed 27 diciembre 2016].
- Cajas, D., 2010. *Caracterización de la carga de sedimentos en suspensión en la microcuenca del río Tabacay*. Tesis de grado. Cuenca: Universidad de Cuenca.

- Canadahydro, 2017. *Facts - Canadian Hydropower Association*. [Online] Available at: <https://canadahydro.ca/facts/> [Accessed 3 Agosto 2017].
- Canter, L., 1983. *Methods for environmental impact assessment: Theory and application*. Oklahoma: National Center for Ground Water Research - University of Oklahoma.
- Canter, L., 1996. *Environmental Impact Assessment*. Second edition ed. Oklahoma: McGraw-Hill. ISBN-10: 0070097674.
- Carbon Trust, 2006. *Carbon Footprints in the supply chain: the next step for business*. London. Report number CTC616.
- Cardinale, B.J. et al., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, pp.59-67. doi:10.1038/nature11148.
- Carvajal, P., Anandarajah, G., Mulugetta, Y. & Dessens, O., 2017. Assessing uncertainty of climate change impacts on long-term hydropower generation using the CMIP5 ensemble—the case of Ecuador. *Climatic Change*, 611, pp.611-24. DOI 10.1007/s10584-017-2055-4.
- Castello, L. & Macedo, M.N., 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22, pp.990–1007. doi: 10.1111/gcb.13173.
- Castro, M., 2011. ISBN: 978-9942-9998-5-6 *Hacia una Matriz Energética Diversificada en Ecuador*. Reporte de investigación. Quito: Centro Ecuatoriano de Derecho Ambiental (CEDA).
- Caterpillar, 2000. SSB0341 *Manual de rendimiento*. Manual técnico. Illinois: Caterpillar Inc. Edición 31.
- CBD, 2010. ISBN-92-9225-220-8 *Global Biodiversity Outlook 3*. Montréal: Convention on Biological Diversity.
- CELEC-EP, 2017. *Corporación Eléctrica del Ecuador*. [Online] Available at: <https://www.celec.gob.ec/> [Accessed 3 agosto 2017].
- CEPSA, C.E.d.P.S.A.U., 2015. *Detalles técnicos aceite hidráulico ISO -VG 46*. Técnico. Madrid: CEPSA CEPSA.
- Chamorro Gutierrez, J., 2010. Generación eléctrica en plantas diésel. *Asociación de Ingenieros de del ICAI*, pp.59-62.
- Chandel, M., Agrawal, G.D., Mathur, S. & Mathur, A., 2014. Techno-economic analysis of solar photovoltaic power plant for garment zone of Jaipur city. *Case Studies in Thermal Engineering*, 2, pp.1-7. <https://doi.org/10.1016/j.csite.2013.10.002>.
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L. & Hellweg, S., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environ. Sci. Technol.*, 49(16), pp.9987–95. DOI: 10.1021/acs.est.5b02507.
- Cherné, J. & González, A., 2000. *Movimientos de Tierras*. Asignatura Construcciones industriales. Santander: GIDAI - Universidad de Cantabria.

- CNA, 2017. *Cámara Nacional de Acuacultura*. [Online] Available at: <http://www.cna-ecuador.com/> [Accessed 2 Julio 2017].
- CocaCodoSinclair-EP, 2015. *Galeria*. [Online] (1.0) Available at: <https://www.celec.gob.ec/cocacodosinclair/index.php> [Accessed 21 Febrero 2018].
- CocaCodoSinclair, E., 2018. *Responsabilidad Social*. [Online] Available at: <https://www.celec.gob.ec/cocacodosinclair/index.php/2015-09-07-17-45-09/footers/coca-codo-sinclair2/responsabilidad-social> [Accessed 10 Marzo 2018].
- Coelho, D.C. et al., 2017. Comparison of the water footprint of two hydropower plants in the Tocantins River Basin of Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 153, pp.164-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.088>.
- Conca, J., 2015. *Energy > EROI -- A Tool To Predict The Best Energy Mix*. [Online] Available at: <https://www.forbes.com/sites/jamesconca/2015/02/11/eroi-a-tool-to-predict-the-best-energy-mix/#5f828458a027> [Accessed 9 May 2018].
- CONELEC, 2012. *Plan Maestro de Electrificación 2012-2021*. Informe de planificación. Quito: Consejo Nacional de Electricidad - Ministerio de Electricidad y Energía Renovable.
- Cook, D., Davíðsdóttir, B. & Kristófersson, D.M., 2017. An ecosystem services perspective for classifying and valuing the environmental impacts of geothermal power projects. *Energy for Sustainable Development*, (40), pp.126-38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2017.07.007>.
- Corps of Engineers, U.A., 2018. *Dworshak Dam and Reservoir*. [Online] (1.0) Available at: <http://www.nww.usace.army.mil/Locations/District-Locks-and-Dams/Dworshak-Dam-and-Reservoir/> [Accessed 24 Febrero 2018].
- Costanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(15), pp.253-60.
- Couto, T.B. & D Olden, J., 2018. Global proliferation of small hydropower plants – science and policy. *Front. Ecol. Environ.*, 16(2), pp.91-100. <https://doi.org/10.1002/fee.1746>.
- CRBM, 2009. *El proyecto Daule Peripa. Las responsabilidades italianas en la deuda ilegítima de Ecuador*. Informe técnico. Roma: Tipolitografía 5M Campagna per la Riforma della Banca Mondiale.
- Cuesta, F. et al., 2017. Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador. *Neotropical Biodiversity*, 3(1), pp.96-103. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1295705>.
- Custode, E., De Noni, G. & Trujillo, G.y.V.M., 1998. The Camgahua in Ecuador: Morpho-Edaphologic Chaaacdedzation and Susceptibility to Erosion. *Terra*, X(especial).
- D'Amato, D., Rekola, M., Li, N. & Toppinen, A., 2016. Monetary valuation of forest ecosystem services in China: A literature review and identification of future research needs. *Ecological Economics*, (121), pp.75-84.

Daily, G.C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. 4th ed. Washington, DC: Island Press.

Dale, M., 2013. A Comparative Analysis of Energy Costs of Photovoltaic, SolarThermal, and Wind Electricity Generation Technologies. *Applied Sciences*, 3, pp.325-37. doi:10.3390/app3020325.

Daly, H.E. & Farley, J., 2004. *Ecological Economics: Principles and applications*. First Edition ed. Washington: Island Press.

David, R., Ngulube, P. & Dube, A., 2013. A cost-benefit analysis of document management strategies used at a financial institution in Zimbabwe: A case study. *SA Journal of Information Management*, 15(2). <https://doi.org/10.4102/sajim.v15i2.540>.

de Baan, L., Alkemade, R. & Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int J Life Cycle Assess*, 18, pp.1216–30. DOI 10.1007/s11367-012-0412-0.

De Faria, F.A.M., Davis, A., Severnini, E. & Jaramillo, P., 2017. The local socio-economic impacts of large hydropower plant development in a developing country. *Energy Economics*, 67, pp.533-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eneco.2017.08.025>.

De Faria, F. et al., 2015. Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. *Environmental Research Letters*, 10(12). doi:10.1088/1748-9326/10/12/124019.

De Groot, R. et al., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), pp.50-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>.

De Miranda, F. & Da Silva, G.A., 2010. Life-cycle inventory for hydroelectric generation: a Brazilian case study. *Cleaner Production*, 18(1), pp.44-54.

de Oliveira, V.A., de Mello, C.R., Viola, M.R. & Srinivasan, R., 2017. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande river basin, Southeastern Brazil. *Int. J. Climatol.*, 37(15), pp.5005-23. <https://doi.org/10.1002/joc.5138>.

De Simio, L., Gambino, M. & Iannaccone, S., 2013. Possible Transport energy sources for the future. *Transport Policy*, 27(1), pp.1-10.

Deemer, B.R. et al., 2016. Greenhouse Gas Emissions From Reservoir Water Surfaces: A new Global Synthesis. *BioScience*, 66(11), pp.949-64. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>.

Delgado Martin, A., 2012. *Water footprint of electric power generation: Modeling its use and analyzing options for a water-scarce future*. Master Thesis. Boston: Massachusetts Institute of Technology.

Delmas, R. & Galy-Lacaux, C., 2001. Emissions of greenhouse gases from the tropical hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) compared with emissions from thermal

alternatives. *Global Biogeochemical Cycles*, XV(4), pp.993-1003. <https://doi.org/10.1029/2000GB001330>.

Demarty, M. & Bastien, J., 2011. GHG emissions from hydroelectric reservoirs in tropical and equatorial regions: Review of 20 years of CH₄ emission measurements. *Energy Policy*, 39(7), pp.4197-206. doi:10.1016/j.enpol.2011.04.033.

Department of Energy, U.S., 2015. *Marine Fuel Choice for Ocean Going Vessels within Emission Control Areas*. Technical final report. Washington, DC: U.S. Energy Information Administration, EIA. Task 7965, Subtask 17.

Department of Energy, U.S., 2017. *Alternative fuel data center*. [Online] Available at: <http://www.afdc.energy.gov/> [Accessed 10 agosto 2017].

Deshmukh, C. et al., 2016. Low methane (CH₄) emissions downstream of a monomictic subtropical hydroelectric reservoir (Nam Theun 2, Lao PDR). *Biogeosciences*, 13(6), pp.1919-32. doi:10.5194/bg-13-1919-2016.

Deshmukh, C. et al., 2018. Carbon dioxide emissions from the flat bottom and shallow Nam Theun 2 Reservoir: drawdown area as a neglected pathway to the atmosphere. *Biogeosciences*, 15, pp.1775-94. <https://doi.org/10.5194/bg-15-1775-2018>.

Díaz del Río, M., 2007. *Manual de maquinaria de construcción*. Segunda edición ed. España: MCGRAW-HILL.

Dieleman, W.I.J. et al., 2013. Soil carbon stocks vary predictably with altitude in tropical forests: Implications for soil carbon storage. *Geoderma*, 204-205(1), pp.59-67. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.005>.

Distefano, T. & Kelly, S., 2017. Are we in deep water? Water scarcity and its limits to economic growth. *Ecological Economics*, 142, pp.130-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.019>.

DOE, 2015. *Levelized Cost of Energy (LCOE)*. Technical Report. Whashington D.C: Office of Indian Energy. U.S Department of Energy.

Dos Santos, M.A. et al., 2017. Estimates of GHG emissions by hydroelectric reservoirs: The Brazilian case. *Energy*, 133(1), pp.99-107. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.05.082>.

Dos Santos, M.A. et al., 2005. Chapter 11. Gross Greenhouse Gas Emissions from Brazilian Hydro Reservoirs. In Tremblay A., V.L..R.C..G.M. *Greenhouse Gas Emissions — Fluxes and Processes*. First edition ed. Berlin: Springer. Ch. 27. pp.267-91. https://doi.org/10.1007/978-3-540-26643-3_12/ ISBN: 978-3-540-26643-3.

Dos Santos, M.A. et al., 2004. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. *Energy Policy*, 34(4), pp.481-88. doi:10.1016/j.enpol.2004.06.015.

Ecocelta, 2017. *Abonos*. [Online] Available at: <http://ecocelta.com/es/4-abonos> [Accessed 5 Enero 2017].

- EcoEvolution, 2013. *Bealey's Weir Hydropower*. [Online] Available at: <http://ecoevolution.ie/blog/bealeys-weir-hydro-power/> [Accessed 26 Febrero 2018].
- Ecoforce, 2017. *Produtos - Nutrición*. [Online] Available at: <http://www.fertilizantesecoforce.es/> [Accessed 22 Julio 2017].
- Ecoscore, 2017. *Ecoscore*. [Online] Available at: <http://www.ecoscore.be/en> [Accessed 3 septiembre 2017].
- EEA, 2007. *Glossary definitions*. [Online] Available at: <https://www.eea.europa.eu/themes/water/wise-help-centre/glossary-definitions/water-stress> [Accessed 15 Marzo 2018].
- EEA, E.E.A., 2010. *Scaling up ecosystem benefits. A contribution to The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study*. Reporte técnico. Copenhagen: Schultz Grafisk EEA.
- EEA, 2016. doi:10.2800/247535 *Air pollutant emission inventory guidebook*. Technical guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union European Environmental Agency.
- EEA, 2016a. *Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including*. Guidebook. Copenhagen: European Environmental Agency.
- Efficacitas, 2006. *Estudio de Impacto Ambiental Definito del Proyecto Multipropósito Baba*. Informe Técnico. Quevedo: Consorcio Hidroenergético del Litoral.
- Efficacitas, 2006. *Estudio de Impacto Ambiental Definito del Proyecto Multipropósito Baba*. Informe Técnico. Quevedo: Consorcio Hidroenergético del Litoral.
- Ehrhart, B. & Gill, D., 2014. Evaluation of annual efficiencies of high temperature central receiver concentrated solar power plants with thermal energy storage. *Energy Procedia*, 49, pp.752-61. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/>.
- El Independiente, D., 2017. *Economía*. [Online] Available at: <https://www.elindependiente.com/economia/2017/09/18/espana-se-encomienda-otra-vez-llueva-no-suba-precio-la-electricidad/> [Accessed 6 Marzo 2018].
- El País, D., 2017. *Economía - Actualidad*. [Online] Available at: https://elpais.com/economia/2017/11/10/actualidad/1510335366_495010.html [Accessed 6 Marzo 2018].
- El Pantanal, Z., 2017. *Información*. [Online] Available at: <http://www.zoologicoelpantanal.com/index.html> [Accessed 1 Julio 2017].
- El Telégrafo, E., 2015. *El Telégrafo*. [Online] Available at: <http://www.eltelegrafo.com.ec/noticias/economia/8/ecuador-exporta-12-000-contenedores-con-teca-al-ano> [Accessed 5 Enero 2017].

- El Telégrafo, E., 2016. *El Telégrafo*. [Online] Available at: <http://www.eltelegrafo.com.ec/noticias/economia/8/los-6-megaproyectos-para-control-de-inundaciones-estan-completos> [Accessed 28 Diciembre 2016].
- embales.net, 2018. *Estado de los embalses y pantanos de España*. [Online] Available at: <https://www.embales.net/suscripciones/boletin-web.php> [Accessed 6 Marzo 2018].
- Emmsa, 2017. *Contenido descargable*. [Online] Available at: <http://emmsa.mx/pdf/cat-tub-cresco.pdf> [Accessed 21 agosto 2017].
- Endesa, 2014. *Centrales Hidroeléctricas*. [Online] Available at: http://www.endesaeduca.com/Endesa_educa/recursos-interactivos/produccion-de-electricidad/xi.-las-centrales-hidroelectricas [Accessed 27 Febrero 2018].
- EnerTrans, 2008. ISBN: 978-84-89649-48-4 *Consumo de energía y emisiones asociadas al transporte por barco*. Monografía. Oviedo: Fundación Universidad de Oviedo.
- Enríquez, M. & Enríquez, L., 2011. *Aplicación del método de Muskingum (modelo hidrológico) en el pronóstico de crecientes e inundaciones en la zona de Quevedo-Mocache*. Tesis de grado. Quevedo: Universidad Técnica Estatal de Quevedo.
- ENVIRON, I.C. & E.H. Pechan, A., 2002. EPA420-R-02-019 *Commercial Marine Emission Inventory Development*. Final report. California: U.S. Environmental Protection Agency.
- Environment & Ecology, 2018. *Political Ecology*. [Online] Available at: <http://environment-ecology.com/political-ecology/407-political-ecology.html> [Accessed 15 October 2018].
- EPA, 2014. EPA 430-R-14-003 *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks*. Technical report. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.
- EPA, 2017. *Guidelines on the information to be contained in environmental impact assessment reports*. Draft Guidelines. Brussels: Environmental Protection Agency - EU.
- EPA, 2017. *United States Environmental Protection Agency*. [Online] Available at: <http://www.epa.gov/> [Accessed 5 Julio 2017].
- EPRI, 2008. *Water Use for Electric Power Generation*. Technical report. Palo Alto, CA: EPRI Electric Power Research Institute, Inc.
- Erlewein, A., 2013. Disappearing rivers — The limits of environmental assessment for hydropower in India. *Environmental Impact Assessment Review*, 43, pp.135-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.07.002>.
- EU, d., 2009. *El Universo*. [Online] Available at: <http://www.eluniverso.com/2009/01/31/1/1416/A9C03A5721DF46AF834FB22E26125D24.html> [Accessed 5 Enero 2017].
- European Commission, E., 2013. ISBN 978-92-79-29369-6/doi: 10.2779/12398 *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem*

assessment under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Technical report. Brussels: European Commission.

European Commission, 2010. ISBN 978-92-79-19094-0/doi:10.2788/39791 *ILCD - Analysis of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment*. Handbook. Ispra: Publications Office of the European Union Institute for Environment and Sustainability.

Ewing, B. et al., 2010. *Ecological Footprint*. Atlas. Oakland: Global Footprint Network.

Fanaian, S., Graas, S., Jiang, Y. & Van der Zaag, P., 2015. An ecological economic assessment of flow regimes in a hydropower dominated river basin: The case of the lower Zambezi River, Mozambique. *Science of the Total Environment*, 505(1), pp.464-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.033>.

Fan, J.-L. et al., 2018. Impacts of climate change on hydropower generation in China. *Mathematics and Computers in Simulation*, pp.In Press, Accepted Manuscript. <https://doi.org/10.1016/j.matcom.2018.01.002>.

FAOWATER, 2009. *Water at glance: The relationship between water, agriculture, food security and poverty*. fact-sheet. Rome: Food & Agriculture Organization of United Nations.

Farber, S. et al., 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience*, 56(2), pp.131-33. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0121:LEAEFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0121:LEAEFE]2.0.CO;2).

Farber, S., Costanza, R. & Wilson, M., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41, pp.375-92. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00088-5.

Farber, S.C., Costanza, R. & Wilson, M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), pp.375-92. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5).

Farré, C., 2007. *Hydroelectric Reservoirs - the Carbon Dioxide and Methane Emissions of a "Carbon Free" Energy Source*. Master of Environmental Sciences. Master of Environmental Sciences. Zurich: Ecole Polytechnique fédérale de Zurich.

Fearnside, P., 2002. Greenhouse Gas Emissions from a Hydroelectric Reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the Energy Policy Implications. *Water air and soil pollution*, 133(1-4), pp.69-96. DOI: 10.1023/A:1012971715668.

Fearnside, P., 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provide a springboard for rethinking a supposedly 'clean' energy source - An editorial comment. *Climatic Change*, 66(1), pp.1-8. DOI: 10.1023/B:CLIM.0000043174.02841.23.

Fearnside, P., 2005. Brazil's Samuel dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, 35(1), pp.1-19.

- Fearnside, P., 2005. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's Curuá-Una dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10(4), pp.675-91. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-7303-7>.
- Fearnside, P., 2013. Carbon credit for hydroelectric dams as a source of greenhouse-gas emissions: the example of Brazil's Teles Pires Dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18(1), pp.691-99.
- Fearnside, P., 2014. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science and Policy*, 38(1), pp.164-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.004>.
- Fearnside, P., 2015a. Emissions from tropical hydropower and the IPCC. *Environmental Science & Policy*, 50, pp.225-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.002>.
- Fearnside, P., 2015b. Tropical hydropower in the clean development mechanism: Brazil's Santo Antônio Dam as an example of the need for change. *Climate Change*, 131(4). doi:10.1007/s10584-015-1393-3.
- Fearnside, P.M., 2015. *Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras*. Primera Edición ed. Manaus: INPA.
- Fearnside, P., 2016. Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry. *World Development*, 77, pp.48-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.08.015>.
- FERC, 2017. *Hydropower Primer*. Handbook. Washington: Federal Energy Regulatory Commission.
- Fernández, P., 2000. *Biblioteca sobre Ingeniería Energética*. [Online] (1.0) Available at: <http://es.pfernandezdiez.es/> [Accessed 1 Agosto 2017].
- Fisher, B., Bateman, I. & Turner Kerry, R., 2011. *Valuing Ecosystem Services: Benefits, Values, Space and Time*. Working Paper. Nairobi: United Nations Environment Programme.
- Fisher, B., Christie, M. & De Groot, R., 2011. Chapter 1- Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In P. Kumar, ed. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Malta: Progress Press. pp.1-40.
- Fisher, B. & Turner, R.K., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological conservation*, (141), pp.1167-69.
- Fisher, B., Turner, R.K. & Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making.. *Ecological Economics*, (68), pp.643-53.
- Fizaine, F. & Court, V., 2015. Renewable electricity producing technologies and metal depletion: A sensitivity analysis using the EROI. *Ecological Economics*, 110, pp.106-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.12.001>.

- FLOVEL, 2014. *FLOVEL - Turbines*. [Online] (1.0) Available at: <http://www.flovel.net/products-turbines.asp?lk=pro1> [Accessed 1 Agosto 2017].
- Flury, K. & Frischknecht, R., 2012. *Life Cycle Inventories of Hydroelectric Power Generation*. Technical Inventory. Schaffhausen: ESU Services - Fair Consulting in Sustainability. <http://esu-services.ch/>.
- Forsberg, B.R. et al., 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS ONE*, 12(8), p.e0182254. <https://doi.org/10.1371/journal>.
- Frankfurt School, F.&M., 2017. *Global Trends in Renewable Energy Investment*. Frankfurt: United Nations Environment Programme - Bloomberg.
- Fthenakis, V. & Chul Kim, H., 2010. Life-cycle uses of water in U.S. electricity generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, pp.2039-48. doi:10.1016/j.rser.2010.03.008.
- Fu, B. et al., 2014. Value of ecosystem hydropower service and its impact on the payment for ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 472, pp.338-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.015>.
- Gagnon, L. & Vate, J.F., 1997. Greenhouse gas emissions from hydropower: The state of research in 1996. *Energy Policy*, 25(1), pp.7-13.
- Gallagher, J., Styles, D., McNabola, A. & Pryor Williams, A., 2015b. Making green technology greener: Achieving a balance between carbon and resource savings through ecodesign in hydropower systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 105(Part A), pp.11-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.015>.
- Gallagher, J., Styles, D., McNabola, A. & Williams, A.P., 2015a. Current and Future Environmental Balance of Small-Scale Run-of-River Hydropower. *Environmental Science Technology*, 49(10), pp.6344-51. DOI: 10.1021/acs.est.5b00716.
- García Espejel, A., 2013. Impacto social de proyectos hidráulicos. Una aproximación a una política del reacomodo social en México. *Vegueta. Anuario de la Facultad de Geografía e Historia*, (13), pp.77-94. ISSN: 1133-598X.
- García Leyton, L.A., 2004. *Aplicación del Análisis Multicriterio en la evaluación de impactos ambientales*. Tesis doctoral. Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña.
- García, M., Parra, D. & Mena, P., 2014. *El país de la biodiversidad: Ecuador*. Primera ed. Quito, Ecuador: Jardín.
- García-Serrano, P., Ruano, S., Lucena, J.J. & Nogales, M., 2010. *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España*. Guía Técnica. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-491-0997-3.
- Garófalo, G., Molina-Ponce, L. & Abad, S., 2011. *Guía de Cultivo del trigo*. Boletín divulgativo. Quito: Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias.

- Gasparatos, A. et al., 2017. Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70, p.161184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.030>.
- Geller, M. & Meneses, A., 2016. Life Cycle Assessment of a Small Hydropower Plant in the Brazilian Amazon. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 4(4), pp.379-91.
- Georgecu-Roegen, N., 1996. *La ley de la entropía y el proceso económico*. Translated by L. Gutierrez Andrés & M.V. Lopez Proaño. Madrid: Fundación Argentaria - Visor. Colección Economía y Naturaleza.
- Gerber, J.-F. & Scheidel, A., 2018. In Search of Substantive Economics: Comparing Today's Two Major Sociometabolic Approaches to the Economy – MEFA and MuSIASEM. *Ecological Economics*, 144, p.186194. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.012>.
- Goedkoop, M., Heijungs, R. & Huijbregts, M., 2009. *ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Technical report. Amsterdam: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), Netherlands PRé Consultants - CML, University of Leiden - RUN, Radboud University Nijmegen - RIVM, Bilthoven. First Edition. Updated: 2013.
- Gonzales Velasco, J., 2009. *Energías Renovables*. Barcelona, España: Reverte.
- Gorji-Bandpy, M., Goodarzian, H. & Biglari, M., 2010. The Cost-effective Analysis of a Gas Turbine Power Plant. *Energy Sources*, 5(4), pp.348-58. <http://dx.doi.org/10.1080/15567240903096894>.
- Grimm, N.B. et al., 2013. The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers Ecology Environment*, 11(9), pp.474-82.
- Guérin, F. & Abril, G., 2007. Significance of pelagic aerobic methane oxidation in the methane and carbon budget of a tropical reservoir. *Journal of Geophysical Research*, 112(G3), p.G03006. DOI:10.1029/2006JG000393.
- Guérin, F. et al., 2006. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters*, 33(21), p.L21407. <https://doi.org/10.1029/2006GL027929>.
- GULF, G.O.C., 2015. *Ficha técnica Gulf Harmony AW ISO VG 32; ISO VG 46; ISO VG 48*. Técnico. Pittsburgh: GULF Gulf Oil Corporation.
- Guo, Z., Xiao, X. & Gan, Y.Z.Y., 2001. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics*, 38(1), pp.141-54. PII: S0921-8009(01)00154-9.
- Guo, Z., Xiao, X. & Li, D., 2000. An assessment of ecosystem services: Water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications*, 3(10), pp.925-36.

Haines-Young, R.H.a.P.M.B., 2009. Project Code C08-0170-0062 *Methodologies for defining and assessing ecosystem services*. Final Report. Nottingham: University of Nottingham.

Haines-Young, R. & Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services. In D.G. Raffaelli & C.L.J. Frid, eds. *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. 1st ed. Cambridge: Cambridge University Press. p.174.

Haines-Young, R. & Potschin, M., 2013. *Common International Classification of Ecosystem Services [CICES]: Consultation on Version 4*. Report to the European Environment Agency. Nottingham: University of Nottingham.

Hall, C.A.S., Lambert, J.G. & Balogh, S.B., 2014. EROI of different fuels and the implications for society. *Energy Policy*, 64, pp.141-52. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.05.049>.

Hanafi, J. & Riman, A., 2015. Life Cycle Assessment of a Mini Hydro Power Plant in Indonesia: A Case Study in Karai River. *Procedia CIRP*, 29, pp.444-49. doi: 10.1016/j.procir.2015.02.160.

Hanley, N., Breeze, T.D., Ellis, C. & Goulson, D., 2014. Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosystem Services*, 14, pp.124-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.013>.

han, Q. et al., 2018. Carbon biogeochemical cycle is enhanced by damming in a karst river. 616-617, pp.1181-89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.202>.

Harrison, J.A., Deemer, B.R., Birchfield, M.K. & O'Malley, M.T., 2017. Reservoir Water-Level Drawdowns Accelerate and Amplify Methane Emission. *Environ. Sci. Technol*, 51, pp.1267-77. DOI: 10.1021/acs.est.6b03185.

Hasan, M.M. & Wyseure, G., 2018. Impact of climate change on hydropower generation in Rio Jubones Basin, Ecuador. *Water Science and Engineering*, 11(2), pp.157-66. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2018.07.002>.

Häyhä, T., Franzese, P.P., Paletto, A. & Fath, B.D., 2015. Assessing, valuing and mapping ecosystem services in Alpine forest. *Ecosystem Services*, (14), pp.12-23.

Herrera, J. et al., 2013. Determination of methane emissions in three hydroelectric dams in Costa Rica. *Tropical Journal of Environmental Sciences*, 42(2), pp.27-36. <http://dx.doi.org/10.15359/rca.46-2.3>.

Herrman, C.S., 2009. Fundamentals of Methodology - Part I: Definitions and First Principles. *SSRN*. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.1373976>.

Hertwich, E.G., 2013. Addressing Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Hydropower in LCA. *Environmental Science & Technology*, 47(17), pp.9604-11. <dx.doi.org/10.1021/es401820p>.

Hidroazogues, E., 2010b. *Estudio de impacto ambiental definitivo aprovechamiento Alazán, Dudas y San Antonio*. Reporte técnico. Azogues: Corporación Eléctrica del Ecuador.

Hidroazogues, E., 2010. *Proyectos Hidroeléctricos Dudas-Alazán-San Antonio*. Informe final de diseño. Azogues: Corporación Eléctrica del Ecuador.

Hidroazogues, C.E., 2013. *Noticias*. [Online] (1) Available at: <https://www.celec.gob.ec/hidroazogues/> [Accessed 30 enero 2016].

Hidroazogues & CNEEC, 2014. *Planilla de avance de obra. Construcción de las OC, LT, Ing de detalle de fabricación, suministro, montaje, pruebas del equipamiento eléctrico, mecánico, electrónico, Sist de transmisión y puesta en operación del proyecto hidroeléctrico Mazar-Dudas*. económico. Azogues: Corporación Eléctrica del Ecuador.

Hidronación, E., 2012. *Proyecto Multipropósito Baba*. Informe de diseño. Quevedo: Corporación Eléctrica del Ecuador.

Hidronación, 2013. *Revista 25 años de la presa Daule-Peripa*. Informe Técnico. Guayaquil: Eco Comunicaciones Corporación Eléctrica del Ecuador.

Hidronación, C.E., 2014. *Operación conjugada Daule Peripa-Baba*. Técnico. Guayaquil: Corporación Eléctrica del Ecuador.

Hidropaute-EP, 2013. *Galería*. [Online] Available at: <https://www.celec.gob.ec/hidropaute/> [Accessed 25 Enero 2018].

Hidrotoapi-EP, 2014. *Corporación Eléctrica del Ecuador - Hidrotoapi*. [Online] Available at: <https://www.celec.gob.ec/hidrotoapi/index.php/toachi-pilaton/esquema-del-proyecto> [Accessed 21 Febrero 2018].

Hoeninghaus, D. et al., 2009. Effects of River Impoundment on Ecosystem Services of Large Tropical Rivers: Embodied Energy and Market Value of Artisanal Fisheries. *Conservation Biology*, 23(5), pp.1222-31. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x.

Hogeboom, R.J., Knook, L. & Hoekstra, A.Y., 2018. The blue water footprint of the world's artificial reservoirs for hydroelectricity, irrigation, residential and industrial water supply, flood protection, fishing and recreation. *Advances in Water Resources*, 213, pp.285-94. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.01.028>.

Holcim, S.A., 2015. *Holcim Ecuador*. [Online] Available at: <http://www.holcim.com.ec/> [Accessed 22 Septiembre 2015].

Holdridge, L.R., 1967. *Life Zone Ecology*. Revised Edition ed. San José, San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center.

Hondo, H., 2005. Life cycle GHG emission analysis of powergeneration systems: Japanese case. *Energy*, 30(11-12), pp.2042-56.

Hoogmartens, R., Steven, V.P., Van Acker, K. & Dubois, M., 2014. Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. *Environmental Impact Assessment Review*, 48, pp.27-33. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.05.001>.

Huertas, R., Marcos, C., Iburguren, N. & Ordás, S., 2013. *Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Guía Técnica. Valladolid: Gráficas CELARAYN S.A Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) - Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Huijbregts, M.A.J. et al., 2017. *ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization*. Bilthoven: RIVM Ministry of Health, Welfare and Sport. Report 2016-0104. Version 1.1 Updated from ReCiPe 2008.

Huppes, G. & van Oers, L., 2011. EUR 24997 EN *Background Review of Existing Weighting Approaches in Life Cycle Impact Assessment (LCIA)*. Scientific/technical report. Ispra: Institute for Environment and Sustainability - Joint Research Centre - European Commission.

Hussy, C., Klaassen, E. & Koornneef, J.a.F.W., 2014. Project number: CESNL15173 *International comparison of fossil power efficiency and CO2 intensity*. Technical report. Kanaalweg: Ecofys.

Huttunen, J.T. et al., 2002. Fluxes of CH₄, CO₂, and N₂O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the northern boreal zone in Finland. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(1), pp.3-17. DOI: 10.1029/2000GB001316.

Hydrelec.info, 2008. *Articles*. [Online] Available at: <http://www.hydrelect.info/articles.php?lng=fr&pg=76> [Accessed 26 Febrero 2018].

iagua, 2017. *Noticias*. [Online] Available at: <http://www.iagua.es/noticias/ecuador/empresa-publica-agua-ecuador/15/05/06/derivadora-proyecto-control-inundaciones> [Accessed 7 octubre 2017].

Iberdrola, 2018. *Almacenamiento energético*. [Online] Available at: <https://www.iberdrola.com/te-interesa/iberdrola-te-cuenta/almacenamiento-energetico> [Accessed 25 Febrero 2018].

IDAE, 2006. *Energía renovables - Minicentrales hidroeléctricas*. Manual. Madrid: Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía - Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.

IEA, 2012. *Hydropower, Technology Roadmap*. Technical report. Paris: International Energy Agency - Ministério de Minas e Energia, Brasil.

IEA, 2015. *Statistics*. [Online] Available at: <http://www.iea.org/statistics/> [Accessed 2 Marzo 2018].

IEA, 2016. *Key renewable trends*. Renewable information excerpt. Paris: International Energy Agency.

IEA, 2017. *Monthly oil price*. Statistics Report. Paris: International Energy Agency - OECD.

IFC, 2015. *Hydroelectric Power. A Guide for Developers and Investors*. Working paper. Stuttgart: FICHTNER - International Finance Corporation - World Bank Group.

IGM, 2013. *Atlas geográfico de la República del Ecuador*. Atlas. Quito: SENPLADES Instituto Geográfico Militar.

IGME, 2017. *Publicaciones*. [Online] Available at: http://www.igme.es/actividadesIGME/lineas/HidroCA/publica/libros2_TH/libro33/lib33.htm [Accessed 20 Julio 2017].

IHA, 2017a. *Hydropower*. Status report. London: International Hydropower Association.

IHA, 2017b. *Key trends in Hydropower*. Briefing. London: International Hydropower Association.

IHA, 2018. *Hydropower. Sector trends and insights*. Status report. London: International Hydropower Agency.

IIASA, 2017. *Industria - Generación eléctrica*. [Online] Available at: <http://iiasacat.com.ec/categoria-producto/industrias/generacion-electrica/> [Accessed 18 Agosto 2017].

INAMHI, 1999. *Evapotranspiración potencial*. Mapa Nacional. Quito: Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología.

INAMHI, 2012. *Boletines meteorológicos*. Compilación de boletines. Quito: Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. www.serviciometeorologico.gob.ec.

INAMHI, 2017. *Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología*. [Online] Available at: <http://www.serviciometeorologico.gob.ec/> [Accessed 31 agosto 2017].

INB, 2015. *Propuesta de indicadores nacionales de biodiversidad*. Quito: Ministerio del Ambiente - Instituto Nacional de Biodiversidad. ISBN-978-9942-22-037-0.

INEC, 2016. *Instituto Nacional de Estadística y Censos*. [Online] Available at: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/>.

INP, 2017. *Instituto Nacional de Pesca*. [Online] Available at: <http://www.institutopesca.gob.ec/> [Accessed 20 Junio 2017].

Intralawan, A. et al., 2018. Tradeoff analysis between electricity generation and ecosystem services in the Lower Mekong Basin. *Ecosystem Services*, 30, Part A, pp.27-35. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.007>.

Ioannidou, C. & O'Hanley, J.R., 2018. Eco-friendly location of small hydropower. *European Journal of Operational Research*, (264), pp.907-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2016.06.067>.

IPCC, 2007. ISBN 978-0-521-70596-7 *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Assessment report. Ginebra: Cambridge University Press Intergovernmental panel on climate change.

IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Assessment report. Cambridge: Cambridge University Press Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC, 2014. ISBN 978-92-9169-143-2 *Climate Change: Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report*. Synthesis Report. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPNI, 2017. *International Plan Nutrition Institute*. [Online] Available at: <http://www.ipni.net/> [Accessed 7 June 2017].

IRENA, 2012. *Renewable Energy Technologies: Cost analysis series. Hydropower*. Technical Report. Bonn: IRENA International Renewable Energy Agency. www.irena.org/Publications.

IRENA, 2015. *Hydropower: Technology Brief*. Technical report. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency - International Energy Agency (IEA) & ETSAP.

IRENA, 2015. *Renewable Power Generation Cost in 2014*. Technical Report. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.

IRENA, 2017a. ISBN 978-92-9260-033-4 *Renewable Energy*. Statistic report. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.

IRENA, 2017b. *Renewable Energy and Jobs. Annual review*. Statistic report. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.

IRENA, 2017c. *REthink Energy. Accelerating the global energy transformation*. Technical report. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.

IRENA, 2018. ISBN 978-92-9260-040-2 *Renewable Power Generation Costs in 2017*. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.

ISO 14044, 2006a. *Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida, principios y marco de referencia*. Normativa. Madrid: Asociación Española de Normalización y Certificación - AENOR.

ISO 14046, 2014. *Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guidelines*. Switzerland: International Standard Organization.

ISO 14067, 2013. *Greenhousegases – Carbon footprint of products – requirements and guidelines for quantification and communication*. Geneva: International Organization for Standardization.

Jenny, H., 1980. *The Soil Resource*. First Edition ed. New York: Springer-Verlag.

Jiang, T., Shen, Z., Liu, Y. & Hou, Y., 2018. Carbon Footprint Assessment of Four Normal Size Hydropower Stations in China. *Sustainability*, 10(6). <https://doi.org/10.3390/su10062018>.

Ji, C. & Hong, T., 2016. Comparative analysis of methods for integrating various environmental impacts as a single index in life cycle assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, pp.123-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.013>.

JRC, 2010. *Analysis of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment*. ILCD Handbook. Background document. Ispra: European Commission. First edition.

Kallis, G., 2018. *In Defense of Degrowth: Opinions and Manifestos*. 1st ed. Uneven Earth Press.

Karjalainen, T.P., Marttunen, M., Sarkki, S. & Rytönen, A.-M., 2013. Integrating ecosystem services into environmental impact assessment: An analytic–deliberative approach.

Environmental Impact Assessment Review, 40, pp.54-64.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2012.12.001>.

Kelly-Richards, S. et al., 2017. Governing the transition to renewable energy: A review of impacts and policy issues in the small hydropower boom. *Energy Policy*, (101), pp.251-64.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2016.11.035>.

Kemenes, A., Forsberg, B.R. & Melack, J.M., 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical research letters*, 34(12), p.L12809.
doi:10.1029/2007GL029479.

Kemenes, A., Forsberg, B.R. & Melack, J.M., 2011. CO2 emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of geophysical research*, 116(G3), p.G03004.
doi:10.1029/2010JG001465.

Kemenes, A., Forsberg, B.R. & Melack, J.M., 2016. Downstream emissions of CH4 and CO2 from hydroelectric reservoirs (Tucuruí, Samuel, and Curuá-Una) in the Amazon basin. *Inland Waters*, 6(6), pp.295-302. DOI: 10.5268/IW-6.3.980.

Kermeli, K., Worrel, E. & Masanet, E., 2011. LBNL-5342E *Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for the Concrete Industry, An Energy start guide*. Technical guide. Berkeley: University of California - U.S. Environmental Protection Agency.

Kilama Okot, D., 2013. Review of small hydropower technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 26(1), pp.515-20.

Kim, Y. et al., 2016. Simulating carbon dioxide exchange in boreal ecosystems flooded by reservoirs. *Ecological Modelling*, 327(1), pp.1-17.

King, D. & Mazzota, M., 2000. *Essentials of Ecosystem Valuation*. [Online] Available at: <http://www.ecosystemvaluation.org/index.html> [Accessed 25 Septiembre 2017].

Kirchherr, J., Pohlner, H. & Charles, K.J., 2016. Cleaning up the big muddy: A meta-synthesis of the research on the social impact of dams. *Environmental Impact Assessment Review*, 60, pp.115-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2016.02.007>.

Koellner, T. & Geyer, R., 2013. Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int J Life Cycle Assess*, 18, pp.1185-87. DOI 10.1007/s11367-013-0580-6.

KOMATSU, 2012. *Fuel saving operation guide*. Technical Guide. Sidney.

Komatsu, D.E., 2017. *Equipos*. [Online] Available at: http://diteca.com/PDF/equipos/PC450LC_8_AESS803-01_71449.pdf [Accessed 1 septiembre 2017].

Kopas, J. & Puentes Riaño, A., 2009. *Grandes represas en América. ¿Peor el remedio que la enfermedad? Principales consecuencias ambientales y en los derechos humanos y posibles alternativas*. Ciudad de México : Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente, AIDA. ISBN 978-0-9823143-1-9.

- Kumar Singha, R., Murtyb, H.R., Gupta, S.K. & Dikshit, A.K., 2012. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 15(1), pp.281-99. doi:10.1016/j.ecolind.2011.01.007.
- Kumar, D. & Katoch, S.S., 2014. Sustainability indicators for run of the river (RoR) hydropower projects in hydro rich regions of India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 35, pp.101-08. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.048>.
- Kumar, D. & Katoch, S.S., 2016. Environmental sustainability of run of the river hydropower projects: A study from western Himalayan region of India. *Renewable Energy*, 93, pp.599-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.032>.
- Kumar, A. et al., 2011. ISBN 978-1-107-60710-1 *Hydropower*. In *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change*. Technical report. Cambridge - New York: Cambridge Press Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC.
- Kumar, A. & Sharma, M.P., 2017. Estimation of green house gas emissions from Koteshwar hydropower reservoir, India. *Environmental monitoring and assessment.*, 189(5), p.240. DOI 10.1007/s10661-017-5958-7.
- Kura, Y., Joffre, O., Laplante, B. & Bounthoung, S., 2014. Redistribution of water use and benefits among hydropower affected communities in Lao PDR. *Water Resources and Rural Development*, 4, pp.67-84. <https://doi.org/10.1016/j.wrr.2014.09.001>.
- Latouche, S., 2009. *La apuesta por el decrecimiento*. Segunda Edición ed. Barcelona: Icaria.
- Latouche, S., 2012. *¿Cómo salir del imaginario dominante?* 2nd ed. Barcelona: Icaria. ISBN: 978-84-7426-984-0.
- Latrubesse, E.M. et al., 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, 546, p.363. doi:10.1038/nature22333.
- Laumann Kjaer, L., Pagaropoulos, A., Houschild, M. & Birkved, M., 2015. From LCC to LCA using a hybrid input output model - a maritime case study. *Procedia CIRP*, 29, pp.474-79. The 22nd CIRP conference of Life Cycle Engineering. doi: 10.1016/j.procir.2015.02.004.
- Layke, C., 2009. *Measuring Nature's Benefits: A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators*. Working Paper. Washington DC: World Resources Institute.
- Lebel, L., Lebel, P., Chitmanat, C. & Sriyasak, P., 2014. Benefit sharing from hydropower watersheds: Rationales, practices, and potential. *Water resources and rural development*, 4, pp.12-28.
- Lehtinen, H., Saarentaus, A., Rouhiainen, J. & Pitts, M.a.A.A., 2011. *A Review of LCA Methods and Tools and their Suitability for SMEs*. Técnico. Manchester: BIOCHEM Pöyry Management Consulting Oy, Chemistry Innovation Ltd and The University of Manchester.
- Lempérière, F., 2000. *Design and Construction of Dams, Reservoirs, and Balancing Lakes*. Meudon: HydroCoop.

- Leopold, L.B., Clarke, F.E., Hanshaw, B.B. & Balsley, J.R., 1991. *A procedure for evaluating environmental impact*. Geological Survey Circular 645. Washington.
- Lerche Raadal, H., Gagnon, L., Ingunn Modahl, S. & Hanssen Jørgen, O., 2011. Life cycle greenhouse gas (GHG) emissions from the generation of wind and hydro power. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(7), pp.3417-22.
- Liang, C. et al., 2016. The ecological benefit–loss evaluation in a riverine wetland for hydropower projects – A case study of Xiaolangdi reservoir in the Yellow River, China. *Ecological Engineering*, 96(1), pp.34-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.037>.
- Li, X.-z., Chen, Z.-j., Fan, X.-c. & Cheng, Z.-j., 2018. Hydropower development situation and prospects in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (82), pp.232-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.08.090>.
- Li, Z., Du, H., Xiao, Y. & Guo, J., 2017. Carbon footprints of two large hydro-projects in China: Life-cycle assessment according to ISO/TS 14067. *Renewable Energy*, (114), pp.534-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.073>.
- Li, T. & Gao, X., 2016. Ecosystem Services Valuation of Lakeside Wetland Park beside Chaohu Lake in China. *Water*, 8(7), p.301. doi:10.3390/w8070301.
- Li, Y., Li, Y., Ji, P. & Yang, J., 2015. The status quo analysis and policy suggestions on promoting China's hydropower development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (51), pp.1071-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.044>.
- Li, Z. et al., 2017. Carbon footprints of pre-impoundment clearance on reservoir flooded area in China's large hydro-projects: Implications for GHG emissions reduction in the hydropower industry. *Journal of Cleaner Production*, (168), pp.1413-24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.091>.
- Lima, I. et al., 2002. Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two Amazonian Reservoirs during high water table. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 28(1), pp.1-5. <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902620>.
- LINDE, 2016. *THE LINDE GROUP*. [Online] Available at: <http://www.linde.ec/es/index.html> [Accessed 23 Enero 2017].
- Lin, D. et al., 2017. *National Footprint Accounts*. Working guidebook. Oakland: Global Footprint Network. Version 1.1.
- Li, J., Ren, Z. & Zhou, Z., 2006. Ecosystem services and their values: a case study in the Qinba mountains of China. *Ecological Research*, 21(4), pp.597-604. DOI 10.1007/s11284-006-0148-z.
- Liu, X., Tang, Q., Voisin, N. & Huijuan, C., 2016. Projected impacts of climate change on hydropower potential in China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 20, pp.3343–59. doi:10.5194/hess-20-3343-2016.

- Liu, J. et al., 2017. A comprehensive analysis of blue water scarcity from the production, consumption, and water transfer perspectives. *Ecological Indicators*, 72, pp.870-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.021>.
- Liu, J. et al., 2013. Sustainability in hydropower development - A case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (19), pp.230-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.036>.
- Li, X.J., Zhang, J. & Xu, L.Y., 2015. An evaluation of ecological losses from hydropower development in Tibet. *Ecological Engineering*, 76, pp.178-85. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.034>.
- Loaiza, P., 2016. *Cuantificación de gases de efecto invernadero generados en represa y embalses tropicales: caso Calima – Valle del Cauca*. Tesis de maestría. Palmira: Universidad Nacional de Colombia.
- Louis, V., Kelly, C., Duchemin, E.R.J. & Rosenberg, D., 2000. Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate. *BioScience*, 50(9), pp.766-75. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0766:RSASOG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0766:RSASOG]2.0.CO;2).
- Lovelock, J., 2000. *Gaia: A new look at life on Earth*. 282000th ed. Oxford University Press.
- Lovett, G.M., Cole, J.J. & Pace, M.L., 2006. Is Net Ecosystem Production Equal to Ecosystem Carbon Accumulation? *Ecosystems*, 9, pp.1-4. DOI: 10.1007/s10021-005-0036-3.
- Maavara, T., Lauerwald, R.R.P. & Van Cappellen, P., 2017. Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature Communications*, pp.8:15347. DOI: 10.1038/ncomms15347.
- MACASA, 2017. *Productos*. [Online] Available at: <http://www.macasa.com.ec/productos/marca/mack/detalle/mixer-gu813e> [Accessed 10 agosto 2017].
- Macknick, J., Newmark, R., Heath, G. & Hallett, K., 2011. *A Review of Operational Water Consumption and Withdrawal Factors for Electricity Generating Technologies*. Technical report. Colorado: NTIS National Renewable Energy Laboratory, NREL. U.S. Department of Energy.
- MAE, 2009. *Huella Ecológica del Ecuador*. Reporte Técnico. Quito: Ministerio del Ambiente, Ecuador.
- MAE, E., 2011. *Aprovechamiento de recursos forestales en el Ecuador*. Reporte técnico. Quito: Ministerio del Ambiente - Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT).
- MAE, 2013. *Factor de emisión de CO2 del Sistema Nacional Interconectado del Ecuador*. Informe técnico. Quito: Ministerio del Ambiente de Ecuador.
- MAE, 2013. *Sistemas de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito: Ministerio del Ambiente.
- MAE, 2014. *Plan Nacional de Restauración Forestal*. Informe Técnico. Quito: Ministerio del Ambiente, Ecuador.

MAE, 2015. ISBN-978-9942-07-871-1 *Quinto informe nacional para el convenio sobre diversidad biológica - Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad*. Reporte técnico. Quito: Ministerio del Ambiente, Ecuador.

Maeck, A. et al., 2013. Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots. *Environmental Science and Technology*, 47(15), pp.8130-37. dx.doi.org/10.1021/es4003907.

Maes, J., Paracchini, M.L. & Zulian, G., 2011. doi:10.2788/63557 *A European assessment of the provision of ecosystem services. Towards an atlas of ecosystem services*. Scientific-technical report. Luxembourg: Joint Research Centre, European Commission. Institute for Environment and Sustainability.

MAGAP, E., 2014. *Programa de Incentivos para la Reforestación con Fines Comerciales*. Informe Técnico. Quito: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.

MAGAP, E., 2014. *Programa de incentivos para la reforestación con fines comerciales*. reporte informativo. Quito: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.

MAGAP, E., 2015a. *Boletín situacional Banano*. Reporte económico. Quito: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. chrome-extension://oehttp://sinagap.agricultura.gob.ec/phocadownloadpap/cultivo/2016/boletin_situacional_banano_2015.pdf.

MAGAP, E., 2015b. *Boletín situacional del plátano*. Reporte estadístico. Quito: Ministerio de Agricultura, ganadería, acuacultura y Pesca.

MAGAP, E., 2015c. *Boletín situacional de la Palma Aceitera*. Reporte Técnico. Quito: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.

MAGAP, E., 2015d. *Boletín situacional Cebada*. Quito: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.

MAGAP, E., 2016. *Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca*. [Online] Available at: <http://www.agricultura.gob.ec/> [Accessed 5 Enero 2017].

Maletta, H., 2010. La evolución del Homo economicus: problemas del marco de decisión racional en Economía. *Economía*, 33(65), pp.9-68. ISSN 0254-4415.

Malm Renofalt, B., Jansson, R. & Nilsson, C., 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, (55), pp.49-67. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x.

Manno, M., 2013. *Hydraulic Turbines and Hydroelectric Power Plants*. *Energy Systems course*. Technical lecture. Rome: University of Rome.

Maquinaria-Pesada, 2017. *Maquinaria*. [Online] Available at: <https://www.maquinariaspesadas.org> [Accessed 11 agosto 2017].

Martínez Alier, J., 1999. *Introducción a la economía ecológica*. Primera edición ed. Barcelona, España: Rubes Editorial, S.L.

- Martinez, I., 2017. *Fuel properties*. Reporte académico. USA: Universidad Politécnica de Madrid. <http://webserver.dmt.upm.es/~isidoro/>.
- Martínez-Alier, J., Muradian & (Editors), R., 2015. *Handbook of Ecological Economics*. 1st ed. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing Limited. DOI 10.4337/9781783471416.
- Martínez, V. & Castillo, O.L., 2016. The political ecology of hydropower: Social justice and conflict in Colombian hydroelectricity development. *Energy Research & Social Science*, (22), pp.69-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.erss.2016.08.023>.
- Mateo-Sagasta, J., Marjani Zadeh, S. & Turrall, H., 2017. *Water pollution from agriculture: a global review*. Executive Summary. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations - CGIAR - International Water Management Institute.
- Mbaka, J.G. & Mwaniki, M.W., 2017. Small Hydro-power Plants in Kenya: A Review of Status, Challenges and Future Prospects. *Journal of Renewable Energy and Environment*, 3(4), pp.20-26.
- McGraw-Hill, I.d.E.S.A.U., 2013. *Tabla Periodica de los elementos*. Madrid: McGraw-Hill Education.
- MCSE, 2015. *Balance Energético Nacional*. Reporte técnico y estadístico. Quito: Ministerior Coordinador de Sectores Estratégicos.
- MCSE, E., 2017. *Biblioteca*. [Online] Available at: <http://www.sectoresestrategicos.gob.ec/> [Accessed 7 octubre 2017].
- MEA, 2005a. ISBN 1-59726-040-1 *Ecosystems and Human Well-being*. Synthesis Assessment report. Washington, DC.: Island Press World Resources Institute.
- MEA, 2005b. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity*. Synthesis report. Washington, DC.: World Resources Institute.
- MEA, 2005c. ISBN 1-56973-597-2 *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and water*. Synthesis report. Whashington, DC.: World Resources Institute.
- Meadows, D., Randers, J. & Meadows, D., 2004. ISBN-10: 1-84407-144-8 *Limits to growth: The 30-year update*. Bath: Bath Press Club of Rome.
- MEER, 2014. *Informe de rendición de cuentas*. Informe tecnoadministrativo. Quito: Ministerio de Electricidad y Energías Renovables.
- MEER, 2014. *Rendición de cuentas*. Informe técnico-administrativo. Quito: Ministerior de Electricidad y Energías Renovables - Ecuador. <http://www.energia.gob.ec/biblioteca/>.
- MEER, 2017. *Ministerio de Electricidad y Energía Renovable Ecuador*. [Online] Available at: <http://www.energia.gob.ec/> [Accessed 5 junio 2017].
- Mekonnen, M.M., Gerbens-Leenes, P.W. & Hoekstra, A.Y., 2015. The consumptive water footprint of electricity and heat: a global assessment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 1(3), pp.285-97.

- Mekonnen, M. & Hoekstra, A., 2012. The blue water footprint of electricity from hydropower. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(1), pp.179-87. doi:10.5194/hess-16-179-2012.
- Mekonnen, M.M. & Hoesktra, A.Y., 2016. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), p.e1500323. DOI: 10.1126/sciadv.1500323.
- Mexichem, 2017. *Productos*. [Online] Available at: <http://sitio.plastigama.com/> [Accessed 21 Agosto 2017].
- Miah, J.H., Koh, S.C.L. & Stone, D., 2017. A hybridised framework combining integrated methods for environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. *Journal of Cleaner Production*, 168, pp.846-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.187>.
- Miao, C., Borthwick, A.G.L., Liu, H. & Liu, J., 2015. China's Policy on Dams at the Crossroads: Removal or Further Construction? *Water*, 7, pp.2349-57. doi:10.3390/w7052349.
- Miller, V.B., Landis, A.E. & Schaefer, L.A., 2010. A benchmark for life cycle air emissions and life cycle impact assessment of hydrokinetic energy extraction using life cycle assessment. *Renewable Energy*, (36), pp.1040-46.
- MINEM, 2018. *Electricidad*. [Online] Available at: <http://www.minem.gob.pe/sector.php?idSector=6> [Accessed 1 Marzo 2018].
- minergias, 2018. *Prensa*. [Online] Available at: <https://www.minenergias.gob.bo/> [Accessed 1 Marzo 2018].
- Molles, M.C., 2012. *Ecology: Concepts and Applications*. Sexta ed. Boston.
- Monteros Guerrero, A., Sumba Lusero, E. & Salvador Sarauz, S., 2015. *Productividad agrícola en el Ecuador*. Reporte técnico. Quito: Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.
- Morris, P. & Therivel, R., 2001. *Methods of Environmental Impact Assessment*. Second edition ed. London: Spon Press.
- MVRMA, 2004. *Environmental Impact. Assessment Guidelines*. Technical report. Yellowknife: Mackenzie Valley, Environmental review board.
- NASA, 2018. *Global Temperature*. [Online] Available at: <https://climate.nasa.gov/vital-signs/global-temperature/> [Accessed 25 October 2018].
- NatureServe, 2018. *Country Dashboard*. [Online] Available at: <http://dashboard.natureserve.org/country/es;> <http://dashboard.natureserve.org/country/ec> [Accessed 27 Agosto 2018].
- Newman, N., 2018. *Education - The History of fossil fuels*. [Online] Available at: https://www.eniday.com/en/education_en/rise-fall-fossil-fuels/ [Accessed 17 Julio 2018].
- NIHF, 2016. *National Inventors House of Fame - Inductees*. [Online] (1.0) Available at: <http://www.invent.org/honor/inductees/inductee-detail/?IID=293> [Accessed 1 Agosto 2017].

- Ninan, K.N. & Inoue, M., 2013. Valuing forest ecosystem services: Case study of a forest reserve in Japan. *Ecosystem Services*, 5, pp.78-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.006>.
- Ninan, K.N. & Kontoleon, A., 2016. Valuing forest ecosystem services and disservices – Case study of a protected area in India. *Ecosystem Services*, 20, pp.1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.05.001>.
- NRC, 2018. *Glossary*. [Online] (1) Available at: <http://www.nrc.gov/reading-rm/basic-ref/glossary/capacity-factor-net.html> [Accessed 15 Agosto 2018].
- O'Neill, D.W., Fanning, A.L., Lamb, W.F. & Steinberger, J.K., 2018. A good life for all within planetary boundaries. *Nature Sustainability*, 1, pp.88-95. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0021-4>.
- OAS, 2010. *Dosificación de hormigón Multipropósito Baba*. Quevedo.
- Odum, E.P. & Warret, G.W., 2006. *Fundamentos de Ecología*. Quinta ed. México: Thomson.
- Ojea, E., Ortega-Martin, J. & Chiabai, A., 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science & Policy*, 19-20, pp.1-15. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.002>.
- Olav Gracey, E. & Verones, F., 2016. Impacts from hydropower production on biodiversity in an LCA framework—review and recommendations. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, pp.412-28. DOI 10.1007/s11367-016-1039-3.
- Olof Nylund, N. & Erkkila, K., 2005. *Heavy-duty truck emissions and fuel consumption simulating real-world driving in laboratory conditions*. Conference. Illinois, Chicago: Technical Research Centre of Finland.
- Ometto, J.P. et al., 2013. Carbon emission as a function of energy generation in hydroelectric reservoirs in Brazilian dry tropical biome. *Energy Policy*, 58, pp.109-16. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.041>.
- OMI, 2017. *Organización Internacional Marítima*. [Online] Available at: <http://www.imo.org/ES/Paginas/Default.aspx> [Accessed 1 septiembre 2017].
- OMIE, 2017. *Informe de precios*. Reporte anual estadístico. Madrid: MIBEL - Operador del Mercado Ibérico de Energía - Polo Español.
- Pacca, S., 2007. Impacts from decommissioning of hydroelectric dams: a life cycle perspective. *Climatic Change*, 84(3-4), pp.281-94. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9261-4>.
- Palacios, J.L., Guiomar, C., Valero, A. & Valero, A., 2017. *La Explotación Minera en la Región Andina: Un enfoque termodinámico*. Artículo de Conferencia. Sevilla. Congreso "El Extractivismo en América Latina: Dimensiones Económicas, Sociales, Políticas y Culturales".
- Palma, J., 2017. Tras cuatro años de silencio, comunidades denuncian impactos de la Hidroeléctrica Baba. *Mongabay LaTam, Ecuador*, Octubre.

- Pandey, P.K., Dabral, P.P. & Pandey, V., 2016. Evaluation of reference evapotranspiration methods for the northeastern region of India. *International Soil and Water Conservation Research*, 4, pp.52-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.02.003>.
- Pang, M., Zhang, L., Sergio, U. & Wang, C., 2015. Ecological impacts of small hydropower in China: Insights from an emergy analysis of a case plant. *Energy Policy*, 76, pp.112-22. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.10.009>.
- Pang, M., Zhang, L., Wang, C. & Liu, G., 2015. Environmental life cycle assessment of a small hydropower plant in China. *The International Journal Of Life Cycle Assessment*, 20(6), pp.796-806. DOI 10.1007/s11367-015-0878-7.
- Panné, S. & Luchini, L., 2012. *Análisis económico para la producción de "Tilapia"*. Informe técnico. Guayaquil: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Secretaria de Acuicultura.
- Pascale, A., Urmee, T. & Moore, A., 2011. Life cycle assessment of a community hydroelectric power system in rural Thailand. *Renewable Energy*, 36(11), pp.2799-808. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.04.023>.
- Paucar, M.A. et al., 2018. Methane Emissions from Ecuadorian Hydropower Dams. *Earth and Environmental Science*, 151, p.012002. IOP Conf. Series: doi :10.1088/1755-1315/151/1/012002.
- PCA, 2017. *Cement & Concrete Applications> How Cement Is Made*. [Online] Available at: <http://www.cement.org/cement-concrete-applications/how-cement-is-made> [Accessed 9 April 2018].
- Pedro-Monzonís, M. et al., 2015. A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management. *Journal of Hidrology*, 527, pp.482-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.003>.
- Pehnt, M., 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy*, 31(1), pp.55-71. doi:10.1016/j.renene.2005.03.002.
- Perreault, T., Bridge, G. & McCarthy, J., 2015. *Handbook of Political Ecology*. 1st ed. New York: Routledge.
- Peters-von Rosenstiel, D., 2014. *LNG in Germany: Liquefied Natural Gas and Renewable Methane in Heavy-Duty Road Transport*. Technical report. Berlin: German Energy Agency GmbH (dena).
- Petrillo, A. et al., 2016. Life cycle assessment (LCA) and life cycle cost (LCC) analysis model for a stand-alone hybrid renewable energy system. *Renewable Energy*, 95, pp.337-35. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2016.04.027>.
- Pineau, P.-O., Tranchecoste, L. & Vega-Cárdenas, Y., 2017. Hydropower Royalties: A Comparative Analysis of Major Producing Countries (China, Brazil, Canada and the United States). *Water*, 9(4), p.287. doi:10.3390/w9040287.

- Pinguelli Rosa, L., dos Santos, M.A., Gesteira, C. & Xavier, A.E., 2016. A model for the data extrapolation of greenhouse gas emissions in the Brazilian hydroelectric system. *Environmental Research Letters*, 11, p.064012. doi:10.1088/1748-9326/11/6/064012.
- Pittock, J., 2010. Better Management of Hydropower in an Era of Climate Change. *Water Alternatives*, 3(2), pp.444-52.
- Pizzol, M., Weidema, B., Brandao, M. & Osset, P., 2015. Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner Production*, 86, pp.170-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007>.
- Poff, N.L. et al., 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11), pp.769-84. <https://doi.org/10.2307/1313099>.
- Porta, J., López-Acevedo, M. & Poch, R.M., 2014. *Edafología: Uso y Protección del suelos*. Tercera Edición ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- PRé-Consultants, 2017. *SimaPro for Education*. [Software] (1.0) Available at: <https://simapro.com/education/> [Accessed 16 agosto 2017].
- Presidencia de la República, E., 2013. *Presidencia de la República del Ecuador*. [Online] Gobierno Nacional de la República del Ecuador Available at: <http://www.presidencia.gob.ec/discursos/> [Accessed 4 Febrero 2016].
- Preston, R.T. & Rodríguez, L., 2009. Energy returned on energy invested (EROEI); the case for gasification as a component of an integrated live stock based farming system. *Livestock Research for Rural Development*, 21(195). <http://www.lrrd.org/lrrd21/11/pres21195.htm>.
- Quitozoo, 2017. *Fundación ecológica del Ecuador*. [Online] Available at: <http://www.quitozoo.org/> [Accessed 1 Julio 2017].
- R&R, L.d.s., 2013. *Informe diseño de hormigón Mazar Dudas*. Cuenca.
- Raluy, G.R., Serra, L. & Uche, J., 2005a. Life Cycle Assessment of Water Production Technologies. Part 1: Life Cycle Assessment of Different Commercial Desalination Technologies (MSF, MED, RO). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(4). DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.09.179.1>.
- Raluy, G.R., Serra, L. & Uche, J., 2005b. Life Cycle Assessment of Water Production Technologies. Part 2: Reverse Osmosis Desalination versus the Ebro River Water Transfer. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(5), pp.346-54.
- Raluy, G., Serra, L. & Uche, J., 2006. Life cycle assessment of MSF, MED and RO desalination technologies. *Energy*, 31, pp.2361-72. doi:10.1016/j.energy.2006.02.005.
- Ramsar, S.d.I.C., 2006. *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales, 4ta edición*. Gland: Secretaría de la Convención de Ramsar.
- Randall Kahn, J., Edwar Freitas, C. & Petreere, M., 2014. False Shades of Green: The Case of Brazilian Amazonian Hydropower. *Energies*, 7, pp.6063-82. doi:10.3390/en7096063.

- Rasanen, T.A., Varis, O., Scherer, L. & Kummu, M., 2018. Greenhouse gas emissions of hydropower in the Mekong River Basin. *Environ. Res. Lett.*, 13(3), p.034030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa817>.
- RCG, 2007. *Estudio de caudales máximos. Métodos estadísticos*. Memoria de Cálculo. Guayaquil: Fideicomiso Proyecto Multipropósito Baba. PJ0613-B-H11-GR-MC-001-2A.
- REE, 2018. *Evolución de la potencia instalada peninsular (GW)*. Informe estadístico. Madrid: Red Eléctrica de España. <http://www.ree.es/es/estadisticas-del-sistema-electrico/3015/3001>.
- Reffold, E., Leighton, F., Choudhury, F. & Rayner, P., 2008. ISBN: 978-1-84432-921-2 *Greenhouse gas emissions of water supply and demand management options*. Science report. Bristol: UK Environmental Agency.
- Reguero, B.G. et al., 2018. Coral reefs for coastal protection: A new methodological approach and engineering case study in Grenada. *Journal of Environmental Management*, 210, pp.146-61. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.024>.
- REN21, 2017. ISBN 978-3-9818107-6-9 *Renewables Global Status Report*. Technical Report. Paris: Renewable Energy - Policy Network for the 21st Century.
- Rentsch, D., 2015. *Real Assets - Investments in Hydropower*. White Paper. Hamburg: Aquila Group.
- Revelo, W. & Laaz, E., 2012. *Catálogo de peces de aguas continentales de la provincia de Los Ríos - Ecuador*. Boletín Especial ed. Guayaquil.
- Ristimäki, M., Säynäjoki, A., Heinonen, J. & Junnila, S., 2013. Combining life cycle costing and life cycle assessment for an analysis of a new residential district energy system design. *Energy*, 63, pp.168-79. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.10.030>.
- Rivela, B., 2012. *Propuesta metodológica de aplicación sectorial de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la evaluación ambiental de la edificación en España*. Tesis doctoral. Madrid, España: UPM Universidad Politécnica de Madrid.
- RMC, 2011. *Sustainable Concrete plant*. Guideline. Silver Spring: RMC Research & Education Foundation & The National Ready Mixed Concrete Association (NRMCA). Version 1.1/www.rmc-foundation.org.
- Rocha Lessa, A.C., dos Santos, M.A., Lewis Maddock, J.E. & dos Santos Bezerra, C., 2015. Emissions of greenhouse gases in terrestria lareas pre-existing to hydroelectric plant reservoirs in the Amazon: The case of Belo Monte hydroelectric plant. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51(1), pp.1728-36. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.067>.
- Rodrigue, J.-P., Comtois, C. & Slack, B., 2017. *The Geography of Transport Systems*. 4th ed. New York: Routledge. Available at: https://people.hofstra.edu/geotrans/eng/ch8en/conc8en/fuel_consumption_containerships.html [accessed 17 Agosto 2017].

- Rodríguez, M., Gonsiorczyk, T. & Casper, P., 2018. Methane production increases with warming and carbon additions to incubated sediments from a semiarid reservoir. *Inland Waters*. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1429986>.
- Rodríguez-Labajos, B., 2013. Climate change, ecosystem services, and costs of action and inaction: scoping the interface. *WIREs Climate Change*. doi: 10.1002/wcc.247.
- Roland, F. et al., 2010. Variability of carbon dioxide flux from tropical (Cerrado) hydroelectric reservoirs. *Aquatic Sciences*, 72(3), pp.283-93. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0140-0>.
- Romero Vargas, Z., 2015. *Atlas del Cantón Azogues*. Tesis Previa a la obtención del grado de magister en Geomática con Mención en Ordenamiento. Cuenca: Universidad del Azuay.
- Romero, J.C. & Linares, P., 2014. Exergy as a global energy sustainability indicator. A review of the state of art. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33, pp.427-42. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.02.012>.
- Rosa, L.P. et al., 2002. *Carbon dioxide and methane emissions from Brazilian hydroelectric reservoirs: Background report*. Technical report. Brazilian Ministry of Science and Technology.
- Rosa, L.P. et al., 2004. Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs in Tropical Regions. *Climatic Change*, 66(1-2), pp.9-21. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000043158.52222.ee>.
- Rothausen, S. & Conway, D., 2011. Greenhouse-gas emissions from energy use in the water sector. *Nature Climate Change*, 1, pp.210-19.
- Rucks, L. et al., 2004. *Propiedades Físicas del suelo*. Montevideo, Uruguay: Dpto de suelos y aguas.
- Russi, D. et al., 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. Final Consultation Draft*. London: TEEB IEEP.
- S.O., O., Fagbenle, R.O., Adefila, S.S. & Alam, M.M., 2015. Exergy costing analysis and performance evaluation of selected gas turbine power plants. *Cogent Engineering*, 2, p.1101048. <http://dx.doi.org/10.1080/23311916.2015.1101048>.
- Salas, J. & Infante, Á., 2006. Producción primaria neta aérea en algunos ecosistemas y estimaciones de biomasa en plantaciones forestales. *For. Lat.*, (40), pp.47-70.
- Samproгна Mohor, G., Rodríguez, D.A., Tomasella, J. & Siqueira Júnior, J.L., 2015. Exploratory analyses for the assessment of climate change impacts on the energy production in an Amazon run-of-river hydropower plant. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, pp.41-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.04.003>.
- Sánchez-Fernández, D. et al., 2017. Matches and mismatches between conservation investments and biodiversity values in the European Union. *Conservation Biology*, 32(1), pp.109-15. DOI: 10.1111/cobi.12977.

- Savelsberg, J., Schillinger, M., Schlecht, I. & Weigt, H., 2018. The Impact of Climate Change on Swiss Hydropower. *Sustainability*, 10, p.2541. doi:10.3390/su10072541.
- SCF, 2015. *Concrete Industry Sustainability Performance*. Technical report. London: Sustainable Concrete Forum - MPA The Concrete Centre.
- Scherer, L. & Pfister, S., 2016a. Global water footprint assessment of hydropower. *Renewable Energy*, 99, pp.711-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2016.07.021>.
- Scherer, L. & Pfister, S., 2016b. Hydropower's Biogenic Carbon Footprint. *PLoS ONE*, 11(9), p.e0161947. doi:10.1371/journal.pone.0161947.
- Schlosser, C.A. et al., 2014. The future of global water stress: An integrated assessment. *Earth's Future*, 2(11), pp.341-61. doi:10.1002/2014EF000238.
- Schulze, E.-D., Beck, E. & Müller-Hohenstein, K., 2005. *Plant Ecology*. First edition ed. Heidelberg, Germany: Springer.
- SENAGUA, 2011. *Oferta y demanda hídrica en Ecuador. Estado actual del manejo de recursos hídricos*. Informe Técnico. Quito: Secretaria del Agua - CEPAL.
- SENAGUA, 2014b. *Proyectos emblemáticos*. [Online] Quito Available at: www.agua.gob.ec/wp./Presentación-Megaproyectos-WEB-NUEVA-2014-011.pdf [Accessed 25 Julio 2017].
- SENAGUA, 2017a. *Biblioteca*. [Online] Available at: <http://www.agua.gob.ec/biblioteca/> [Accessed 7 octubre 2017].
- SENAGUA, 2017b. *Reformatoria Tarifas de agua*. Acuerdo Ministerial 0010. Quito: Secretaría del Agua.
- SENPLADES, 2013. ISBN-978-9942-07-448-5 *Plan Nacional del Buen Vivir*. Planeación. Quito: Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo.
- SEP, 2015. *Ecosystem Services and the Environment*. In-depth Report. Issue 11. Bristol: European Commission. DOI 10.2779/162593.
- Shahabi, M.P., McHugh, A., Anda, M. & Ho, G., 2014. Environmental life cycle assessment of seawater reverse osmosis desalination plant powered by renewable energy. *Renewable Energy*, 67, pp.53-58.
- Sharma, B., Rasul, G. & Chettri, N., 2015. The economic value of wetland ecosystem services: Evidence from the Koshi Tappu Wildlife Reserve, Nepal. *Ecosystem Services*, 12, pp.84-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.007>.
- Sheldon, L., 1997. The Choice between Reaction and Impulse Turbines. *Hydro Review*, 16(1), pp.89-91.
- Shell, 2016a. *Tipos de aceites lubricantes: aceites para turbinas*. Catálogo Técnico. The Hague: Shell Royal Dutch Shell.
- Shell, 2016b. *Shell Turbo Oil 32*. Technical data sheet. The Hague: Shell Royal Dutch Shell.

- Shortridge, R.W., 1989a. Francis and his Turbine. *Hydro Review*, 8(1), pp.24-28.
- Shortridge, R.W., 1989b. Lester Pelton and his Water Wheel. *Hydro Review*, 8(5), pp.22-26.
- Shortridge, R.W., 1989c. Viktor Kaplan and the adjustable-Blade Propeller Turbine. *Hydro Review*, 8(6), pp.38-45.
- Shrestha, S. & Htut, A.Y., 2016. Modelling the potential impacts of climate change on hydrology of the Bago River Basin, Myanmar. *International Journal of River Basin Management*, 14(3), pp.287-97. <http://dx.doi.org/10.1080/15715124.2016.1164177>.
- Shrestha, S., Khatiwada, M., Babel, M.S. & Parajuli, K., 2014. Impact of Climate Change on River Flow and Hydropower Production in Kulekhani Hydropower Project of Nepal. *Environ. Process.*, 1, pp.231-50. DOI 10.1007/s40710-014-0020-z.
- Sida, 1998. *Guidelines for Environmental Impact Assessments in International Development Cooperation*. Technical Guide. Stockholm: Swedish International development Cooperation Agency - Department for Natural Resources and the Environment.
- Smith, T. & Smith, R., 2007. *Ecología*. Sexta ed. Madrid: Pearson.
- Solano, T. & Vintimilla, N., 2013. *Estudio fluviomorfológico del río Vinces y determinación de las áreas de inundación de la zona de influencia del proyecto PACALORI aplicando HEC-GEORAS*. Tesis de grado. Cuenca: Universidad de Cuenca - Facultad de Ingeniería. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/4628>.
- Song, C. et al., 2018. Cradle-to-grave greenhouse gas emissions from dams in the United States of America. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, pp.945-56. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.014>.
- Soumis, N., Duchemin, E., Canuel, R. & Lucotte, M., 2004. Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States. *Global Biogeochemical Cycles*, XVIII(3022). doi:10.1029/2003GB002197.
- Sovacool, B.K. & Walter, G., 2018. Major hydropower states, sustainable development, and energy security: Insights from a preliminary cross-comparative assessment. *Energy*, 142, pp.1074-82. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.09.085>.
- Spang, E.S. et al., 2014. The water consumption of energy production: an international comparison. *Environmental Research Letters*, 9(10), p.14. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105002.
- Steinhurst, W., Knight, P. & Schultz, M., 2012. *Hydropower Greenhouse Gas Emissions. State of research*. Technical report. Cambridge: Synapse. Energy economics, Inc Hydro-Québec.
- Stokes, J. & Horvath, A., 2009. Energy and Air Emission Effects of Water Supply. *Environmental Science Technology*, 43(8), pp.2680-87. DOI: 10.1021/es801802h.

- Struble, L. & Godfrey, J., 2004. *How sustainable is concrete?* Workshop report. Beijing: University of Illinois. International Workshop on Sustainable Development and Concrete Technology.
- Sukhdev, P. et al., 2010. ISBN 978-3-9813410-3-4 *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Synthesis report. Malta: Progress Press European Commission - United Nations.
- Sumarga, E., Hein, L., Edens, B. & Suwarno, A., 2015. Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts. *Ecosystem Services*, 12, pp.71-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.009>.
- Suquilanda, M., 2007. *Producción orgánica de cultivos andinos*. Manual técnico. Quito: FAO - UNOCANC - MAGAP.
- Suwanit, W. & Gheewala, S., 2011. Life cycle assessment of mini-hydropower plants in Thailand. *LCA For Energy Systems*, 16(9), pp.849-58.
- Svensson, M. & Hultkrantz, L., 2017. Comparison of Cost-Benefit and Cost-Effectiveness Analysis in Practice: Divergent Policy Practices in Sweden. *Nordic Journal of Health Economics*, 5(2), pp.41-53.
- Tahseen, S. & Karney, B.W., 2017. Reviewing and critiquing published approaches to the sustainability. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, pp.225-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.031>.
- Tanaka, N. et al., 2008. A review of evapotranspiration estimates from tropical forests in Thailand and adjacent regions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, pp.807-19. doi:10.1016/j.agrformet.2008.01.011.
- Tarroja, B., AghaKouchak, A. & Samuelsen, S., 2016. Quantifying climate change impacts on hydropower generation and implications on electric grid greenhouse gas emissions and operation. *Energy*, 111, pp.295-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2016.05.131>.
- Teodoru, C.R. et al., 2012. The net carbon footprint of a newly created boreal hydroelectric reservoir. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(2). doi:10.1029/2011GB004187.
- Teodoru, C., Prairie, Y. & Del Giorgio, P., 2010. Spatial Heterogeneity of Surface CO₂ Fluxes in a Newly Created Eastmain-1 Reservoir in Northern Quebec, Canada. *Ecosystems*, 14(1), pp.28-46. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9393-7>.
- Tesfaye, A., Wolanios, N. & Brouwer, R., 2016. Estimation of the economic value of the ecosystem services provided by the Blue Nile Basin in Ethiopia. *Ecosystem Service*, 17, pp.268-77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.008>.
- Thomson, A.M. et al., 2011. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change*, 109, pp.77-94. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>.

- Timpe, K. & Kaplan, D., 2017. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science Advances*, 3, p.e1700611. DOI:10.1126/sciadv.1700611.
- Tol, R.S.J., 2002. Estimates of the Damage Costs of Climate Change. *Environmental and Resource Economics*, 21, pp.47-73.
- Tol, R.S.J., 2018. The Economic Impacts of Climate Change. *Review of Environmental Economics and Policy*, 12(1), pp.4-25. <https://doi.org/10.1093/reep/rex027>.
- Tremblay, A., Varfalvy, L. & Charlotte, R.a.M.G., 2008. The issue of greenhouse gases from hydroelectric reservoirs: From boreal to tropical regions. *Hydro-Québec Production, Environnement*, 1(1), pp.1-11.
- Tremblay, A., Varfalvy, L. & Roehm, C.a.G.M., 2005. *Greenhouse Gas Emissions - Fluxes and Processes*. First Edition ed. Berlin: Springer. DOI: 10.1007/978-3-540-26643-3.
- Tundisi, J.G., Goldemberg, J., Matsumura-Tundisi, T. & Saraiva, A.C.F., 2014. How many more dams in the Amazon? *Energy Policy*, 74, pp.703-08. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2014.07.013>.
- Turconi, R., Boldrin, A. & Astrup, T., 2013. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, pp.555-65. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.013>.
- Turner, S.W.D. et al., 2017. Climate impacts on hydropower and consequences for global electricity supply investment needs. *Energy*, 141, pp.2081-90. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.089>.
- Twarog, B., 2015. An analysis of the application of the Alden Turbine - A case study of the Dobczyce hydroelectric power plant. *Environmental engineering*, 112(1), pp.147-56.
- Uche, J., Martínez, A., Castellano, C. & Subiela, V., 2013. Life cycle analysis of urban water cycle in two Spanish areas: Inland city and island area. *Desalination and Water Treatment*, 52(1-3), pp.280-91.
- Uche, J., Martínez-Gracia, A. & Carmona, U., 2014. Life cycle assessment of the supply and use of water in the Segura Basin. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), pp.688-704.
- Uche, J., Martínez-Gracia, A., Círez, F. & Carmona, U., 2015. Environmental impact of water supply and water use in a Mediterranean water stressed region. *Journal of Cleaner Production*, 88, pp.196-204.
- UN, 2012. eISBN: 978-92-1-055926-3 *System of Environmental-Economic Accounting..* Central Framework report. New York: European Commission, FAO, International Monetary Fund; Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank.
- UNESA, 2018. *Central hidroeléctrica de Bombeo*. [Online] Available at: <http://www.unesa.es/sector-electrico/funcionamiento-de-las-centrales-electricas/1342-central-bombeo> [Accessed 24 Febrero 2018].

- USGS, 2016. *Summary of the Water Cycle*. [Online] Available at: <https://water.usgs.gov/edu/watercyclesummary.html> [Accessed 15 Septiembre 2017].
- USNEI, U.S.N.E.I., 2016. *Life-cycle Emissions Analysis*. [Online] Available at: <http://www.nei.org/Issues-Policy/Protecting-the-Environment/Life-Cycle-Emissions-Analyses> [Accessed 9 September 2016].
- UTPL, 2010. *Guía para la Selección de Tecnologías de Depuración de Aguas Residuales por Métodos Naturales*. Guía Técnica. Loja: UTPL Universidad Técnica Particular de Loja - Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología (SENACYT).
- Valarezo, M., 2011. *Estudio de la producción y comercialización de tilapia roja Oreochromis sp. para el consumo en la ciudad de Loja*. Tesis de grado. Loja: Universidad de Loja.
- Valero, A. & Valero, A., 2014. *Thanatia: The Destiny of the Earth's Mineral Resources : A Thermodynamic Cradle-to-Cradle Assessment*. First Edition ed. Singapore: World Scientific Publishing Company.
- Valero, A., Valero, A. & Domínguez, A., 2013. Exergy Replacement Cost of Mineral Resources. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 1(2), pp.147-58. DOI:10.5890/JEAM.2013.05.004.
- Van der Ploeg, S. & De Groot, R.S., 2010. *The TEEB Valuation Database – a searchable database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services*. Wageningen: Foundation for Sustainable Development.
- Van Gorkum, C., 2010. *CO2 emissions and energy consumption during the construction of concrete structures*. Rsearch report. Netherlands: Delft University of Technology.
- van Vliet, M.T.H., Wiberg, D., Leduc, S. & Riahi, K., 2016. Power-generation system vulnerability and adaptation to changes in climate and water resources. *Nature Climate Change*, 6, pp.375-80. <https://doi.org/10.1038/nclimate2903>.
- Van Vuuren, I. et al., 2014. *International survey of fuel consumption of seagoing ships at berth*. Technical report. Netherlands: Clean North Sea Shipping (CNSS) - Rotterdam Main Port University.
- Varun, Prakash, R. & Bhat, I.K., 2012. Life cycle greenhouse gas emissions estimation for small hydropower schemes in India. *Energy*, 44(1), pp.498-508.
- Vera, D. et al., 2011. Disponibilidad de nitrógeno en cultivos herbáceos extensivos ecológicos y convencionales: relación con la cantidad de carbono. *Ciencia y Tecnología*, 4(2), pp.1-7.
- VOITH, 2017. *Service & Products - Alden turbine*. [Online] (1.0) Available at: <http://www.voith.com/en/products-services/hydro-power/environmentally-friendly-hydro-products/alden-turbine-873.html> [Accessed 1 agosto 2017].
- VOITH, 2017. *Service & Products - Turbines*. [Online] Available at: <http://voith.com/en/products-services/hydro-power/turbines-559.html> [Accessed 1 Agosto 2017].

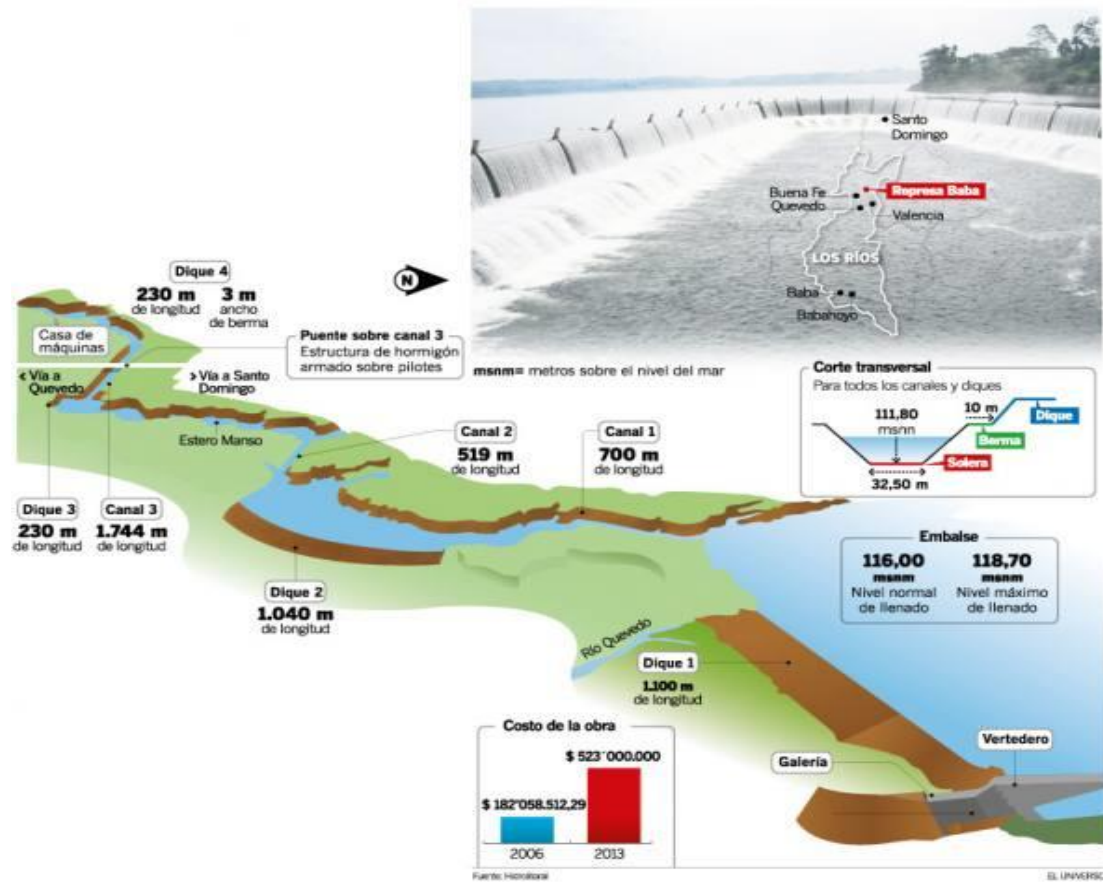
- Wallace, K., 2008. Ecosystem services: Multiple classifications or confusion? *Biological Conservation*, 141(3-4), pp.353-54. doi:10.1016/j.biocon.2007.07.015.
- Wang, G. et al., 2010. Valuing the effects of hydropower development on watershed ecosystem services: Case studies in the Jiulong River Watershed, Fujian Province, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(3), pp.363-68. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.ecss.2009.03.022>.
- Wang, W. et al., 2018. Modelling CO2 emissions from water surface of a boreal hydroelectric reservoir. *Science of the Total Environment*, 612, pp.392-404. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.203>.
- Watson, R.T. et al., 2000. ISBN: 9780521804950 *Land Use, Land-Use Change, and Forestry*. Special report. Cambridge: Cambridge University Press Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- WCED, W.C.o.E.a.D., 1987. *Our Common Future*. Report. New York: United Nations.
- WEC, 2016. ISBN: 978 0 946121 61 8 *World Nergy Resources - Hydropower*. Strategic. London: World Energy Council.
- Weißbach, D. et al., 2013. Energy intensities, EROIs (energy returned on invested), and energy payback times of electricity generating power plants. *Energy*, 52, pp.210-21. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.01.029>.
- Weisser, D., 2007. A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy*, 32(9), pp.1543-59.
- Wetzel, R., 1981. *Limnología*. Primera edición ed. Barcelona, España: Omega.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Third edition ed. California: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50001-0>.
- WFN, 2018. *What is a water footprint?* [Online] Available at: <http://waterfootprint.org/en/water-footprint/what-is-water-footprint/> [Accessed 14 Marzo 2018].
- Whiting, K., Carmona, L.G. & Sousa, T., 2017. A review of the use of exergy to evaluate the sustainability of fossil fuels and non-fuel mineral depletion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76, pp.202-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.059>.
- Wiedmann, T., 2009. Editorial: carbon footprint and input-output analysis - an introduction. *Economic Systems Research*, 21(3), pp.175-86. <https://doi.org/10.1080/09535310903541256>.
- WILO, 2016. *Abastecimiento de agua*. [Online] Available at: <http://productfinder.wilo.com/es/es/Wilo/c0000002a0003a61400010023/portal.html> [Accessed 21 Agosto 2017].
- Winemille, K.O. et al., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), pp.128-29. DOI: 10.1126/science.aac7082.

- Winter, L., Annekatrin, L., Finogenova, N. & Finkbeiner, M., 2017. Including biodiversity in life cycle assessment – State of the art, gaps and research needs. *Environmental Impact Assessment Review*, 67, pp.88-100. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2017.08.006>.
- Wolosin, M. & Harris, N., 2018. *Tropical Forests and Climate Change: The Latest Science*. Working paper. Washington, DC: World Resources Institute. wri.org/ending-tropical-deforestation.
- World Bank, G., 2016. License: Creative Commons Attribution CC *High and Dry: Climate Change, Water, and the Economy*. Technical. Washington, DC: WBG World Bank.
- World Bank, G., 2018. *Data*. [Online] Available at: <https://data.worldbank.org/> [Accessed 1 Marzo 2018].
- World Bank, T. & Ecofys., 2017. *Carbon Pricing Watch 2017*. statistic report. Washington, DC: World Bank Group, Climate Change. Doi: 978-1-4648-0930-9-1.
- Wu, P., Xia, B. & Wang, X., 2015. The contribution of ISO 14067 to the evolution of global greenhouse gas standards - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (47), pp.142-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.055>.
- WWAP, W.W.A.P., 2012. ISBN 978-92-3-104235-5 *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*. Technical report. Paris: Imprimerie Centrale S. A; United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization UNESCO.
- Xie, G. et al., 2010. Forest ecosystem services and their values in Beijing. *Chinese Geographical Science*, 20(1), pp.51-58. doi:10.1007/s11769-010-0051-y.
- Xylem, 2016. *Productos - Bombas*. [Online] Available at: <http://www.xylemwatersolutions.com/scs/spain/es-es/Products/Bombas/Paginas/default.aspx> [Accessed 20 Agosto 2017].
- Yah, N.F., Oumer, A.N. & Idris, M.S., 2017. Small scale hydro-power as a source of renewable energy in Malaysia: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 72(1), pp.228-39.
- Yang, S. & Chen, B., 2014. Environmental Impact of Manwan Hydropower Plant on River Ecosystem Service. *Energy Procedia*, 61, pp.2721-24.
- Yang, L., Lu, F. & Wang, X., 2014b. Measuring Greenhouse Gas Emissions From China's Reservoirs. *EOS*, 95(1), pp.1-12.
- Yang, L. et al., 2013. Spatial and season variability of CO₂ flux at the air- water interface of the Three Gorges Reservoir. *Journal of Environmental Sciences*, 25(11), pp.2229-38.
- Yang, L. et al., 2014. Progress in the studies on the greenhouse gas emissions from reservoirs. *Acta Ecologica Sinica*, 34(4), pp.204-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.05.011>.
- Young, H.D. & Freedman, R.A., 2013. *Física Universitaria con Física moderna*. Décima tercera ed. México: Pearson. ISBN:978-607-32-2190-0.

- Yu, B. & Xu, L., 2016. Review of ecological compensation in hydropower development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, pp.729-38.
- Zarfl, C. et al., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, (77), pp.161-70. DOI 10.1007/s00027-014-0377-0.
- Zhang, Q..K.B..M.H..a.F.J., 2007. Life-Cycle Inventory of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions for Two Hydropower Projects in China. *Journal of Infrastructure Systems*, 13(4), pp.271-79. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1076-0342\(2007\)13:4\(271\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1076-0342(2007)13:4(271)).
- Zhang, X. et al., 2018. Impacts of climate change, policy and Water-Energy-Food nexus on hydropower development. *Renewable Energy*, (116), pp.827-34. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.10.030>.
- Zhang, L., Pang, M., Wang, C. & Ulgiati, S., 2016. Environmental sustainability of small hydropower schemes in Tibet: An energy-based comparative analysis. *Journal of Cleaner Production*, 135, pp.97-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.093>.
- Zhang, S., Pang, B. & Zhang, Z., 2015b. Carbon footprint analysis of two different types of hydropower schemes: comparing earth-rockfill dams and concrete gravity dams. *Journal of Cleaner Production*, 103(1), pp.854-62.
- Zhang, J. & Xu, L., 2015. Embodied carbon budget accounting system for calculating carbon footprint of large hydropower project. *Journal of Cleaner Production*, 96(1), pp.444-51.
- Zhang, J., Xu, L. & Cai, Y., 2017. Water-carbon nexus of hydropower: The case of a large hydropower plant in Tibet, China. *Ecological Indicators*, 92, pp.107-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.019>.
- Zhang, J., Xu, L. & Li, X., 2015. Review on the externalities of hydropower: A comparison between large and small hydropower projects in Tibet based on the CO2 equivalent. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, pp.176-85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.150>.
- Zhang, J., Xu, L., Yu, B. & Li, X., 2014. Environmentally feasible potential for hydropower development. *Energy Policy*, 73, pp.552-62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2014.04.040>.
- Zhao, D. & Liu, J., 2015. A new approach to assessing the water footprint of hydroelectric power based on allocation of water footprints among reservoir ecosystem services. *Physics and Chemistry of the Earth*, 79-82(Part B), pp.40-46.
- Zhou, Q. et al., 2018. Economic consequences of global climate Economic consequences of global climate. *Climatic Change*, 147(1-2), pp.77-90. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2131-9>.
- Zotarelli, L. et al., 2013. *Step by Step calculation of the Penman-Monteith evapotranspiration (GAO-56 Method)*. Series document. Gainesville: University of Florida. AE459.

Anexos

Inventario del ciclo de vida, Central Hidroeléctrica Baba



CENTRAL HIDROELÉCTRICA BABA			
Embalse (Hm³):	82	Deforestación (m³):	5953358,16
Elemento	Tierra (m³)	hormigón (m³)	acero (Tn)
Dique 1 + galería	3730505,48	80654,75	761,00
Dique 2	3023640,91	5,46	0
Dique 3 + galería	502223,8	1359,45	0
Dique 4/galería/canal de fuga	506486,52	14826,05	469,90
Canal 1	209269,29	1634,38	33,27
Canal 2	662240,69	1873,44	33,27
Canal 3	2647965	7620,75	33,27
casa de máquinas y subestación	451209,46	33362,99	3207,95
canal de descarga	562769,85	1179,84	0
Vertedero	2386045,65	79667,81	6226,35
Vía de acceso	978903,27	745,43	279,81
<i>total</i>	15661259,92	222930,35	11044,83

UNIDAD 1	CAPACIDAD (LT)	
	(LT)	(GAL)
CUBA REGULADOR DE VELOCIDAD	1000	264
CUBA COJINETE DE EMPUJE (COMBINADO)	2000	528
CUBA TOMA CENTRAL	630	166
CUBA EXTRAVASOR	300	79
COJINETE DE TURBINA	87	23
COJINETE DE EMPUJE (COMBINADO)*	500	132
COJINETE GUÍA GENERADOR *	87	23
TOTAL ACEITE	4604	1216

UNIDAD 2	CAPACIDAD (LT)	
	(LT)	(GAL)
CUBA REGULADOR DE VELOCIDAD	1000	264
CUBA COJINETE DE EMPUJE (COMBINADO)	2000	528
CUBA TOMA CENTRAL	630	166
CUBA EXTRAVASOR	300	79
COJINETE DE TURBINA	87	23
COJINETE DE EMPUJE (COMBINADO)*	500	132
COJINETE GUÍA GENERADOR *	87	23
TOTAL	4604	1216

Inventario del ciclo de vida, Central Hidroeléctrica Mazar-Dudas

HIDROELÉCTRICA MAZAR-DUDAS					
<i>Elemento</i>	<i>Unidad</i>	<i>Dudas</i>	<i>Alazán</i>	<i>San antonio</i>	<i>Total</i>
<i>Caudal aprovechable</i>	m ³ /s	2,9	3,44	4,4	10,7
<i>Potencia</i>	MW	7,4	6,23	7,19	20,8
<i>Energía</i>	GW-h/año	41,4	39,1	44,9	125,3
<i>Altura</i>	m	294	205	195	694,6
Factor de planta	%	64%	72%	71%	

TOTALES		
<i>Materiales</i>	<i>Unidad</i>	<i>Cantidad</i>
Acero estructural A-36	Tn	214,82
Acero estructural ASTM A-588	Tn	631,87
acero fc=4200 kg/cm ²	Tn	1.624,72
acero tubería ASTM-516 G70	Tn	796,35

arena	m ³	4888,58
cable OPWG	km	51,00
cercha	Tn	21,84
Conductor 500 ACAR	km	155,00
electrodos	u	5000,00
Excavación	m ³	663385,10
fibra de acero	Tn	20,68
gaviones	m ³	8564,69
hormigón 180 kg/cm ²	m ³	1602,19
hormigón 280 kg/cm ²	m ³	22803,70
hormigón lanzado 100 kg/cm ²	m ³	1095,19
limpieza derrumbes	m ³	20207,45
malla electrosoldada	m ²	12832,16
malla galvanizada	m	2259,14
PVC 110 mm	m	10457,92
PVC 160 mm	m	108,51
PVC 1700 mm	m	4446,17
PVC 1750 mm	m	4417,44
PVC 1800 mm	m	831,19
PVC 50 mm	m	17,22
PVC 600 mm	m	693,95
relleno	m ³	150572,62
Sub-base clase 2 e= 25cm	m ³	23779,70
Subrasante	m ³	3281,18