



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia

Carlos Enrique Díaz Reyes

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Económicas

Instituto de Estudios Ambientales

Programa de Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo

Bogotá, Colombia

2014

Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia

Carlos Enrique Díaz Reyes

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Medio Ambiente y Desarrollo

Directora:

PhD (C) en Estudios Ecológicos, Ambientales y Rurales
Carmenza Castiblanco Rozo

Línea de investigación:

Economía y Medio Ambiente

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Económicas

Instituto de Estudios Ambientales

Programa de Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo

Bogotá, Colombia

2014

Resumen

El objetivo general de esta tesis es evaluar los enfoques teóricos y metodológicos utilizados actualmente en el diseño e implementación de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental –EIA- en Colombia.

Para ello, se adopta una perspectiva constituida por cuatro componentes: uno económico, uno político-normativo, uno ecológico y uno sociocultural, a partir de los cuales: 1) se identifican y describen los fundamentos teóricos de las propuestas metodológicas de las compensaciones ambientales y se definen los cuatro componentes; 2) se establecen dos paradigmas para caracterizar las metodologías de diseño e implementación de las compensaciones ambientales aplicables en el contexto de la EIA, evaluando sus alcances y limitaciones; 3) se estudian la normatividad y las metodologías que orientan el diseño y la implementación de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia, evaluando su capacidad para integrar los cuatro componentes; y 4) se proponen algunas recomendaciones para la modificación de los aspectos normativos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia.

Se concluye que, en la forma como están planteadas actualmente las propuestas metodológicas de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia, no se garantiza la satisfactoria integración de los cuatro componentes estudiados.

Palabras clave: Economía ambiental, Economía ecológica, Evaluación de Impacto Ambiental, Compensaciones ambientales

Abstract

The overall objective of this thesis is to evaluate the theoretical and methodological approaches that are currently used in the design and implementation of the environmental

compensations in the context of the Environmental Impact Assessment –EIA- in Colombia.

For this, a perspective formed by four components is adopted: an economic one, a political-normative one, an ecological one and a sociocultural one, from which: 1) the fundamental theoretical elements that support the methodological proposals of environmental compensations are identified and described, and the four components are defined; 2) two paradigms are used to characterize the design and implementation methodologies of environmental compensations applicable in the context of the Environmental Impact Assessment, evaluating their scopes and limitations; 3) the standards and methodologies that guide the design and implementation of environmental compensation in the context of the EIA in Colombia are reviewed, evaluating their capability to integrate the four components; and 4) some recommendations for the modification of the normative and methodological aspects of environmental compensations in the context of the EIA in Colombia are proposed.

It is concluded that, in the way in which are currently raised the methodological proposals of environmental compensation in the context of the EIA in Colombia, there is no guarantee of the successful integration of the four components studied.

Keywords: Environmental economics, Ecological economics, Environmental Impact Assessment, Environmental compensations

Contenido

	Pág.
Resumen	III
Lista de figuras	VIII
Lista de gráficas	IX
Lista de símbolos y abreviaturas	X
Introducción	1
1. Fundamentos teóricos de las compensaciones ambientales	5
1.1 Los ecosistemas y el bienestar humano	5
1.2 Las compensaciones desde la economía del bienestar	7
1.2.1 La variación compensatoria	7
1.2.2 El criterio de compensación de Kaldor-Hicks	9
1.3 Las compensaciones desde la economía ecológica	11
1.4 Las compensaciones desde la teoría del contrato social	14
1.5 Componentes de las compensaciones ambientales	15
2. Paradigmas metodológicos de las compensaciones ambientales	19
2.1 Compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico	20
2.2 Alcances y limitaciones de las compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico	23
2.3 Compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas	32
2.3.1 Multiplicadores y adicionalidades en los esquemas basados en equivalencias biofísicas	36
2.4 Alcances y limitaciones de las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas	38
3. Normatividad y metodologías de las compensaciones ambientales en Colombia	43

3.1 Marco normativo de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia	43
3.1.1 Constitución Política de Colombia de 1991	44
3.1.2 Ley 23 de 1973	44
3.1.3 Ley 99 de 1993	45
3.1.4 Ley 165 de 1994 – Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica	46
3.1.5 Ley 1450 de 2011 – Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014	47
3.1.6 Decreto 1791 de 1996	48
3.1.7 Decreto 2820 de 2010	49
3.1.8 Resolución 1503 de 2010 – Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales	51
3.1.9 CONPES 3680 de 2010 – Lineamientos para la Consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas	52
3.1.10 Novena reunión de la Conferencia de las Partes del Convenio de Diversidad Biológica -COP 9- - Estándar sobre Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad	54
3.2 Evaluación general del marco normativo colombiano de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA	56
3.3 Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad	59
3.3.1 Adherencia a la jerarquía de la mitigación	60
3.3.2 ¿Cuánto compensar?	61
3.3.3 ¿Dónde compensar?	62
3.3.4 ¿Cómo compensar?	63
3.4 Evaluación del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad	64
4. Recomendaciones para el diseño e implementación de las compensaciones ambientales en Colombia	69
4.1 Sobre el papel de la valoración económica y los análisis costo-beneficio	69
4.2 Sobre las equivalencias económicas, ecológicas y socioculturales	73
4.3 Sobre el criterio de justicia	76
4.4 Sobre las limitaciones estructurales de la EIA en Colombia	78
5. Conclusiones	83

A. Anexo: Problemas de los bienes públicos en las economías de mercado.....	87
B. Anexo: Limitaciones y posibilidades de los métodos de valoración económica ambiental	95
6. Bibliografía.....	103

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Vínculos entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano.....	6
Figura 1-2: Componentes de las compensaciones ambientales.....	16
Figura 2-1: Análisis valor-valor de la compensación.....	21
Figura 2-2: Análisis valor-costo de la compensación.....	22
Figura 4-1: Pertinencia de los análisis de equivalencia del valor económico en el proceso de EIA en Colombia.....	72
Figura 4-2: Principales modificaciones al proceso de EIA en Colombia.....	81

Lista de gráficas

	Pág.
Gráfica 1-1: Curvas de indiferencia entre bienes privados y ambientales.....	8
Gráfica 1-2: Variación compensatoria.....	8
Gráfica 1-3: Criterio de eficiencia de Pareto.....	10
Gráfica 1-4: Criterio de eficiencia de Kaldor-Hicks.....	11

Lista de abreviaturas

Abreviatura	Término
<i>BBOP</i>	Bussiness and Biodiversity Offsets Programme
<i>COP</i>	Conference of Parts
<i>CPC</i>	Constitución Política de Colombia
<i>DAA</i>	Diagnóstico Ambiental de Alternativas
<i>EIA</i>	Evaluación de Impacto Ambiental
<i>EsIA</i>	Estudios de Impacto Ambiental
<i>HEA</i>	Habitat Equivalence Analysis
<i>IDEAM</i>	Instituto de Hidrología, Metereología y Estudios Ambientales
<i>LA</i>	Licencia Ambiental
<i>MADS</i>	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible
<i>MAVDT</i>	Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial
<i>PCI</i>	Principios, Criterios e Indicadores
<i>REA</i>	Resource Equivalence Analysis
<i>SINAP</i>	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
<i>VEA</i>	Value Equivalence Analysis
<i>VITAL</i>	Ventanilla Única de Trámites Ambientales en Línea

Introducción

Las compensaciones ambientales son herramientas de manejo de los impactos ambientales negativos producidos por las actividades antrópicas. De forma más específica, las compensaciones ambientales son “la provisión de medidas ambientales positivas para contrarrestar, balancear o redimir los efectos ambientales adversos de alguna acción” (Cowell, 1996; p. 9, traducción propia). Lo que busca la compensación ambiental no es la prevención, corrección o mitigación de un impacto ambiental negativo determinado, sino la provisión de una medida que genere un valor equivalente al valor perdido o disminuido.

En el proceso de Evaluación de Impacto Ambiental –EIA-, las compensaciones ambientales se constituyen como la principal herramienta de manejo para los impactos ambientales negativos que persisten una vez contempladas todas las actividades de prevención, corrección y mitigación.

La Constitución Política de Colombia –CPC- (1991) estableció el derecho de todas las personas a gozar de un ambiente sano y el deber del Estado de proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica y fomentar la educación para el logro de estos fines (Artículo 79). Igualmente, estableció el deber del Estado de planificar el manejo y el aprovechamiento de los recursos naturales, para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución y el deber de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental, imponer las sanciones legales y exigir la reparación de los daños causados (Artículo 80).

Para el cumplimiento de estas obligaciones, mediante la Ley 99 de 1993, se introdujeron la Licencia Ambiental –LA- y el Estudio de Impacto Ambiental –EslA- como instrumentos básicos para la gestión de los impactos ambientales generados por el desarrollo de actividades, obras o proyectos. A partir de la inclusión de estos instrumentos, las

compensaciones ambientales comenzaron a cobrar importancia como herramientas de manejo ambiental en Colombia.

Recientemente, las compensaciones ambientales han cobrado importancia en el ámbito internacional como objeto de estudio de investigación, debido a la inaplazable necesidad de políticas ambientales efectivas que permitan el manejo adecuado de los impactos ambientales generados por el vertiginoso crecimiento del consumo, la producción y la extracción a nivel mundial.

El objetivo general de esta tesis es evaluar los enfoques teóricos y metodológicos que se utilizan actualmente en el diseño e implementación de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia.

Para la evaluación de estos enfoques, se tienen en cuenta las siguientes preguntas: 1) ¿garantizan las compensaciones ambientales la no pérdida neta del bienestar humano? (componente económico); 2) ¿satisfacen las compensaciones ambientales los principios de justicia y equidad incorporados en la normatividad colombiana que afirma el derecho fundamental de las personas a gozar de un ambiente sano? (componente político-normativo); 3) ¿promueven las compensaciones ambientales la adecuada conservación de los ecosistemas necesarios para la supervivencia de las especies biológicas y de las futuras generaciones? (componente ecológico); y 4) ¿aseguran las compensaciones ambientales la preservación de los valores intangibles asociados a la cultura, la identidad o la religión? (componente sociocultural).

La tesis consta de cuatro capítulos, cada uno de los cuales se encarga de resolver un objetivo específico de la siguiente manera:

En el primer capítulo se identifican y describen los elementos teóricos fundamentales que sustentan las propuestas metodológicas de las compensaciones ambientales, y se definen los componentes económico, político-normativo, ecológico y sociocultural.

En el segundo capítulo se establecen dos paradigmas que sirven para caracterizar las metodologías de diseño e implementación de las compensaciones ambientales aplicables en el contexto de la EIA, evaluando sus alcances y limitaciones.

En el tercer capítulo se estudian la normatividad y las metodologías que orientan el diseño y la implementación de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia, evaluando su capacidad para integrar los componentes económico, político-normativo, ecológico y sociocultural.

En el cuarto capítulo se proponen algunas recomendaciones para la modificación de los aspectos normativos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia.

Finalmente, se presentan algunas conclusiones que se obtienen como resultado del desarrollo de los objetivos de esta tesis y que responden a las preguntas planteadas para cada componente.

1. Fundamentos teóricos de las compensaciones ambientales

Este capítulo contiene cinco secciones: en la primera sección, se presentan algunas relaciones entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano; en la segunda sección, se aborda el tema de las compensaciones desde los modelos propuestos por la economía del bienestar; en la tercera sección, se describen algunas consideraciones sobre las compensaciones desde la economía ecológica; en la cuarta sección, se estudian las compensaciones desde la teoría del contrato social; finalmente, en la quinta sección, se muestra un esquema que sintetiza los principales componentes de las compensaciones ambientales.

La lectura de este capítulo puede ser complementada con el Anexo A, en el cual se presentan los problemas teóricos que surgen con los bienes de uso público en las economías de mercado.

1.1 Los ecosistemas y el bienestar humano

De acuerdo al informe sobre la relación entre los ecosistemas y el bienestar humano realizado en el marco de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, los cambios en los servicios ecosistémicos influyen todos los componentes del bienestar humano, incluyendo las necesidades materiales básicas para una buena vida, salud, buenas relaciones sociales, seguridad y libertad de elección y acción (Millennium Ecosystem Assessment Panel, 2005).

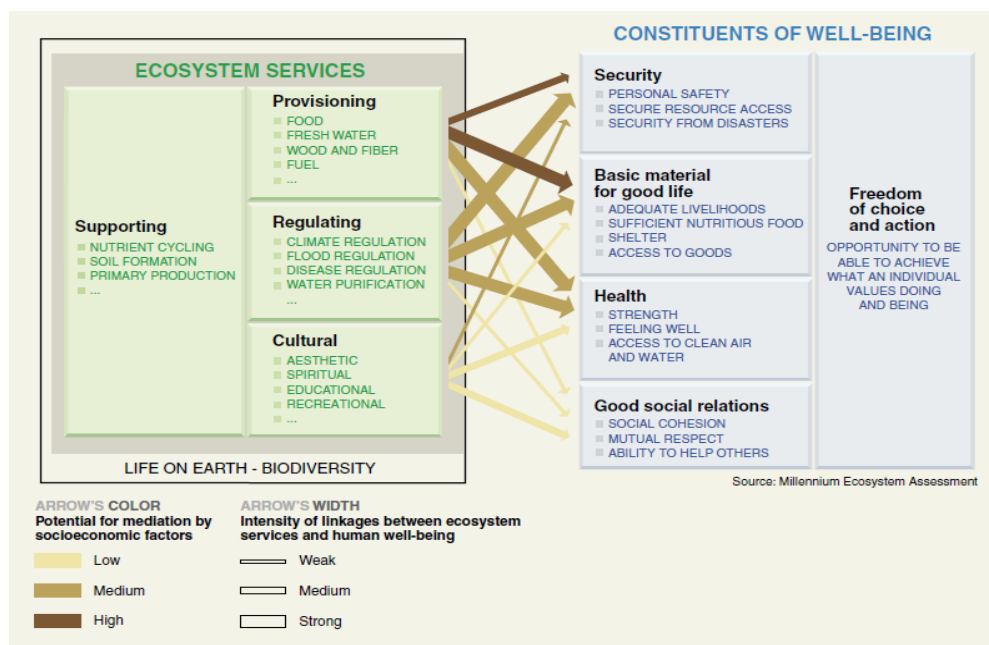
Las principales conclusiones de este estudio son, que los servicios ecosistémicos contribuyen significativamente al empleo y la actividad económica global; que la degradación de los servicios ecosistémicos representa una pérdida de los activos de

capital, y; que la degradación de los ecosistemas a menudo causa un perjuicio sobre el bienestar humano.

En la Figura 1-1 se ilustran los principales vínculos entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano propuestos en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio. Entre los principales servicios ecosistémicos se encuentran los servicios de apoyo (ciclo de nutrientes, formación del suelo y producción primaria), los servicios de aprovisionamiento (alimentos, agua, madera, fibras y combustibles), los servicios de regulación (regulación climática, regulación de inundaciones, regulación de enfermedades y purificación del agua) y los servicios culturales (estéticos, espirituales, educacionales y recreativos).

Por otra parte, entre los constituyentes del bienestar se encuentran la seguridad (seguridad personal, seguridad en el acceso a los recursos, seguridad frente a desastres), los materiales básicos para la calidad de vida (viviendas adecuadas, suficientes alimentos nutritivos, refugio, acceso a bienes), la salud (fuerza, sentirse bien y acceso a aire limpio y agua), las buenas relaciones sociales (cohesión social, respeto mutuo y habilidad para ayudar a otros) y la libertad de elección y acción (oportunidad para ser capaz de conseguir lo que un individuo valora ser y hacer).

Figura 1-1: Vínculos entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano.



Fuente: Millennium Ecosystem Assessment Panel, 2005.

Todos estos elementos se relacionan de tal manera que los servicios ecosistémicos constituyen un requisito indispensable para garantizar el bienestar humano y la calidad de vida. Desde esta perspectiva, los ecosistemas no existen como algo separado de la humanidad, sino que son un componente necesario para garantizar la existencia y el desarrollo de la humanidad en el planeta.

1.2 Las compensaciones desde la economía del bienestar

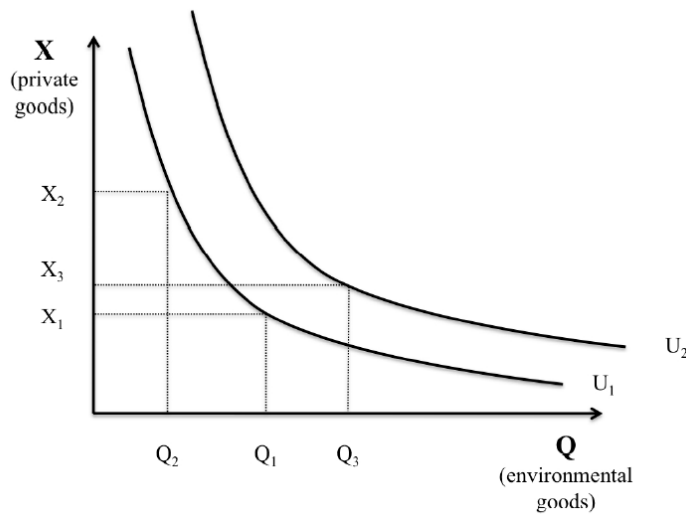
La economía del bienestar estudia el impacto que tiene en los individuos y la sociedad, las políticas, la actividad económica u otros cambios que puedan afectar el bienestar humano. Existen modelos en esta teoría que intentan explicar las variaciones en la utilidad individual que son producto de las compensaciones. A continuación, se presentan las principales aproximaciones de la teoría económica del bienestar al tema de las compensaciones.

1.2.1 La variación compensatoria

El modelo de variación compensatoria fue propuesto por el economista inglés John Hicks en 1939. El supuesto inicial de este modelo es que los individuos escogen consumir bienes privados y públicos que maximizan su utilidad, la cual es una medida inobservable del bienestar. La pregunta que surge a partir de este supuesto es: ¿cómo compensar a un individuo cuando no puede consumir un bien ambiental debido al daño ambiental o se ve forzado a reducir su consumo?

En la Gráfica 1-1 se observan dos curvas de utilidad de un individuo. El individuo es indiferente entre consumir la canasta de bienes (Q_1, X_1) o (Q_2, X_2) , las cuales están constituidas por bienes ambientales y privados. Por otra parte, la canasta de bienes (Q_3, X_3) se encuentra en una curva de utilidad U_2 que está por encima de la curva de utilidad U_1 y, por lo tanto, representa un mayor nivel de utilidad. En teoría, se podría aumentar la utilidad del individuo, tanto aumentando la dotación de bienes ambientales como incrementando el consumo de bienes privados, suponiendo que la utilidad marginal del consumo es positiva para ambos tipos de mercancías.

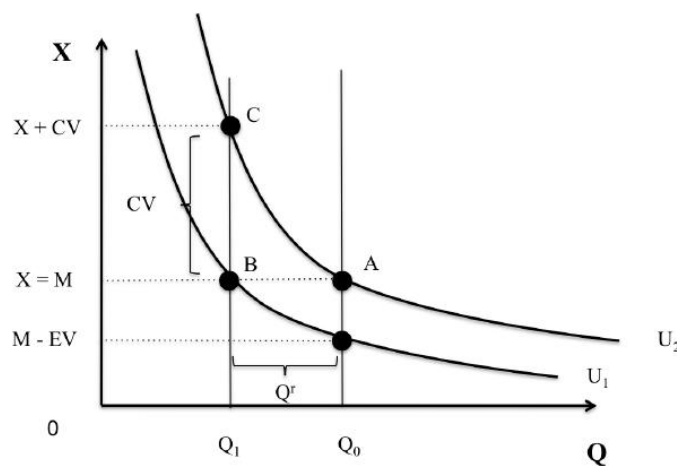
Gráfica 1-1: Curvas de indiferencia entre bienes privados y ambientales.



Fuente: Cole, 2012.

Desde esta perspectiva, el objetivo de la compensación es mantener al individuo en el mismo nivel de utilidad en el cual se encontraba antes del daño. Sin embargo, debido a que los cambios en la utilidad no son observables, una medida indirecta para medir el bienestar es requerida. Al menos dos medidas para valorar los intercambios entre bienes dañados y bienes restaurados son posibles: una medida monetaria y una no monetaria (Cole, 2012).

Gráfica 1-2: Variación compensatoria.



Fuente: Cole, 2012.

En la Gráfica 1-2 se observa un ejemplo tomando como unidad de cambio el dinero. Se puede preguntar cuánto dinero demandará un individuo que sufra un daño equivalente a pasar de Q_0 a Q_1 (es decir, su utilidad pasa del punto A al punto B) para retornar al nivel de utilidad en el que estaba antes del daño (nivel representado por U_2). Esta cantidad de dinero es la variación compensatoria y está representada por la sección CV, que permite pasar al individuo del punto B al punto C, para retornar al nivel de utilidad en el que estaba antes del daño (sobre la curva U_2). En la práctica, la unidad de cambio de la variación compensatoria puede ser tomada como cantidades de un bien X, dinero o cualquier otro bien privado (Cole, 2012).

De acuerdo con este modelo, las compensaciones buscan restaurar el nivel de utilidad de los individuos al punto en el que estaban antes de que el daño ambiental o el deterioro de un recurso o servicio fueran efectuados. Como se observa en la Gráfica 1-2, esto no implica que el consumo de bienes del individuo sea el mismo antes o después de la compensación (en el ejemplo, el individuo pasa de consumir la canasta A, a consumir la canasta C); sin embargo, la utilidad de los individuos sí se mantiene.

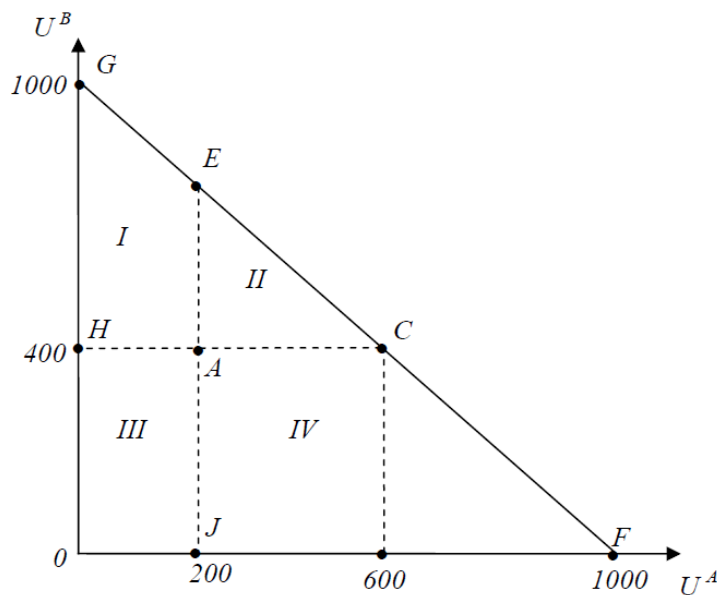
1.2.2 El criterio de Compensación Potencial de Kaldor-Hicks

El criterio de Compensación Potencial de Kaldor-Hicks surgió a partir de los trabajos independientes de los economistas John Hicks y Nicholas Kaldor en 1939. Este es un criterio de eficiencia económica que sirve para la evaluación de políticas económicas de forma menos restrictiva que el propuesto por Vilfredo Pareto en 1906, el cual estableció que una situación es eficiente si no es posible mejorar la situación de un individuo sin empeorar la de los demás.

Lo que dice el criterio de Kaldor-Hicks es que, si al pasar de un estado inicial "A" a uno final "B", las ganancias de los ganadores son tan grandes como para compensar a los perdedores y, luego de la compensación, los primeros siguen en mejor situación que en el estado inicial; entonces esta situación es eficiente y cumple con el criterio mencionado. El criterio de Kaldor-Hicks es potencial en el sentido en que no es necesario que se efectúe la compensación para que se cumpla. La decisión de si se debe realizar o no la compensación se considera un juicio ético y político que debe realizarse por las personas encargadas de la toma de decisiones.

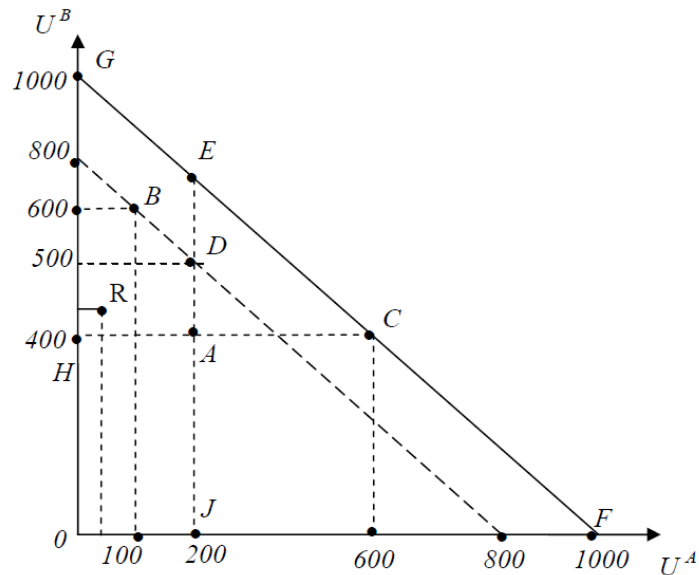
En la Gráfica 1-3 se representa la utilidad de dos individuos, de tal manera que todos los puntos sobre la recta GF representan los puntos en que no es posible mejorar la utilidad de un individuo sin empeorar la del otro. De acuerdo al criterio de eficiencia de Pareto, todos los puntos en el sector II son preferibles al punto A, debido a que es posible mejorar la situación de alguno de los dos individuos sin empeorar la del otro. De igual manera, los puntos del sector III son peores que A, ya que en estos puntos se empeora la situación de alguno de los dos individuos sin mejorar la del otro. Las áreas I y IV representan las situaciones no comparables por el criterio de Pareto respecto a A, debido a que en estos puntos mejora la situación de alguno de los individuos pero empeora la del otro.

Gráfica 1-3: Criterio de eficiencia de Pareto.



Fuente: Mendieta, 2007.

Utilizando el criterio de eficiencia de Kaldor-Hicks, las áreas I y IV si se pueden comparar como se observa en la Gráfica 1-4. Por ejemplo, al pasar del punto A al punto B, el individuo A pierde 100 y el individuo B gana 200; de tal manera que B podría compensar a A (pagándole 100) y, aun así, estaría mejor que antes (con 100 unidades más que en el punto inicial). De esta manera, utilizando el criterio de eficiencia de Kaldor-Hicks, la situación B es preferible a la situación A.

Gráfica 1-4: Criterio de eficiencia de Kaldor-Hicks.

Fuente: Mendieta, 2007.

Según este criterio, si las ganancias de un individuo no son suficientes para potencialmente compensar al otro, la situación no es preferible. Un ejemplo de esto se encuentra al comparar la situación A con la situación R.

En teoría, el criterio de Kaldor-Hicks ayuda a la evaluación de políticas de forma menos restrictiva que el criterio de Pareto, ya que puede ayudar a saber si una política determinada es favorable desde el punto de vista social, aun cuando un sector dado de la sociedad presente pérdidas de bienestar a partir de esta.

1.3 Las compensaciones desde la economía ecológica

En los modelos presentados en la sección anterior existe comensurabilidad, es decir, existe una unidad de medida común para la pluralidad de valores (Martínez-Alier, Munda, & O'Neill, 1998). Esta comensurabilidad implica que existe comparabilidad fuerte, de tal manera que es posible comparar las canastas de consumo y ordenar las preferencias subjetivas de acuerdo a un solo tipo de valor (Martínez-Alier, 1999).

Igualmente, en estos modelos existe compensabilidad completa, es decir, siempre es posible compensar la disminución en el consumo de un bien o servicio, incluyendo los bienes y servicios ambientales, mediante el aumento del consumo de cualquier otra mercancía. Desde la perspectiva ambiental, esto implica que siempre es posible

compensar cualquier afectación a los recursos naturales o a los parámetros ambientales, mediante el aumento en las dotaciones de capital artificial (Munda, 2004). Esta sustituibilidad entre el capital natural y el capital artificial se conoce como sustituibilidad débil y conlleva a un criterio débil de sostenibilidad (Leal, s.f).

De esta forma, los modelos utilitaristas tienen cuatro características principales: 1) conmensurabilidad; 2) comparabilidad fuerte; 3) sostenibilidad débil; y 4) compensabilidad completa. En contraposición, la economía ecológica asume las siguientes características para el estudio de la sostenibilidad ambiental: 1) inconmensurabilidad; 2) comparabilidad débil; 3) sostenibilidad fuerte y; 4) no compensabilidad o compensabilidad parcial.

La inconmensurabilidad consiste en que el valor no puede ser reducido a una única dimensión de medición (Funtowicz & Ravetz, 1994). En cambio, existe una multiplicidad de valores que pueden ser evaluados con base en múltiples criterios, los cuales no son agregables ni reducibles a una única dimensión (Munda, 2005).

La comparabilidad débil implica que no es posible ordenar jerárquicamente las preferencias con base en una escala cardinal de medición; sin embargo, sí es posible realizar comparaciones con base en escalas ordinales de medición, las cuales no eliminan los problemas derivados de la comparación de valores heterogéneos, pero son compatibles con la elección racional y el empleo de juicios prácticos (O'Neil, 1993).

La sostenibilidad fuerte asume que no existe sustituibilidad perfecta entre el capital artificial y el capital natural. Los principales argumentos para este supuesto son: 1) la afectación sobre el capital natural es, en muchos casos, irreversible; 2) la incertidumbre inherente a los procesos naturales implica que se debe seguir una actitud precautoria respecto a la afectación al capital natural y; 3) el capital natural es un componente crítico del bienestar humano y cumple funciones únicas e indispensables (Ekins, Simon, Deutsch, Folke, & De Groot, 2003; Daly, 1991a).

Finalmente, la no compensabilidad se deriva de las demás características y consiste en que no es posible compensar las desventajas adquiridas en un criterio o una dimensión del valor mediante ventajas en otro criterio; aún cuando estas ventajas sean significativas (Munda, 2005). La no compensabilidad se encuentra estrechamente relacionada con la

existencia de valores que no pueden ser compensados con dinero o con mercancías, debido a que sus funciones son únicas y no sustituibles de forma perfecta (Martínez-Alier, Munda, & O'Neill, 1998).

Para que exista compensabilidad completa es necesario poder reducir todas las dimensiones del valor a una única unidad de medida, de tal manera que su agregación permita comparar la situación antes de la compensación con la situación después de la compensación. Dado que la economía ecológica, en su mayor parte, rechaza la conmensurabilidad, no es posible establecer un único criterio para la evaluación de las compensaciones a partir de esta teoría.

No obstante, los análisis multi-criteriales pueden permitir evaluar las compensaciones al considerar las preferencias multi-atributo existentes, si se acepta cierto grado de conmensurabilidad. Bouyssou (1986) estudió las posibles formas de evaluar las compensaciones en el contexto de los análisis de decisión multi-criterio. Para este autor, la evaluación multi-criterio permite tanto las situaciones donde no existe compensabilidad como aquellas donde existe compensabilidad. El hecho de que una situación sea compensable o no compensable depende de la estructura de las preferencias subjetivas de los múltiples atributos. Desde esta perspectiva, un subconjunto de atributos o criterios puede ser compensado por otro si existe, al menos, un atributo en el conjunto que sea preferido o indiferente a todos los demás en ambos subconjuntos.

Diversos autores han propuesto métodos para determinar la compensabilidad en los análisis multi-criterio con base en la teoría de las preferencias (Fishburn, 1976; Plott, Little, & Parks, 1975; Bouyssou & Vansnick 1985). Sin embargo, no sería apropiado decir que estas propuestas son centrales para la economía ecológica. Como señalaron Martínez-Alier, Munda y O'Neill (1998), la evaluación multi-criterio utilizada por estos autores computa un tipo de "utilidad", a través de la agregación de las preferencias, de tal manera que no existe ninguna diferencia real entre estos métodos y los análisis costo-beneficio. Igualmente, utilizar una teoría de la utilidad multi-atributo es difícil en la práctica y no es deseable desde la perspectiva ambiental, ya que siempre implica una filosofía de sostenibilidad débil, contraria con los principios fundamentales de la economía ecológica.

1.4 Las compensaciones desde la teoría del contrato social

El concepto de justicia trasciende los ámbitos puramente normativos al tener implicaciones sociales, culturales y económicas. El trabajo *Justicia Distributiva*, del filósofo estadounidense John Rawls (1967), examinó el concepto de justicia desde la teoría del contrato social, ofreciendo un marco para orientar el estudio de las compensaciones.

Para Rawls, el concepto utilitarista de la justicia puede ser deducido a partir de la racionalidad individual. La racionalidad individual asume que el individuo procura la maximización de su propio bienestar, siempre y cuando no genere afectación a los demás.

Desde el punto de vista social, se puede extrapolar la racionalidad individual para construir un concepto de justicia social utilitarista que consista en la maximización del bienestar de todos los individuos de la sociedad. Desde la perspectiva utilitarista, una sociedad está correctamente ordenada, y es por ende justa, cuando sus instituciones están dispuestas de tal modo que maximicen la suma del bienestar de sus individuos.

Desde la concepción utilitarista de la justicia, se puede argumentar que, las pérdidas de algunos pueden ser compensadas con las ganancias de otros y, de la misma forma, la violación de la libertad de algunos se puede corregir con el mayor bien compartido por muchos. Pero esta perspectiva no es capaz de explicar porqué en una sociedad considerada como justa, las libertades de igualdad ciudadana se dan por sentadas y los derechos fundamentales garantizados por la justicia no están sujetos a la negociación política ni al cálculo económico de los intereses sociales.

Ante este dilema, la alternativa propuesta por Rawls al concepto de justicia con bases utilitaristas es la del contrato social. Desde esta teoría, los individuos racionales que pertenecen a la sociedad son los que determinan mediante una especie de contrato lo que se ha de considerar es justo o injusto y definir así el concepto de justicia.

Si se acepta la teoría del contrato social, surge la siguiente pregunta: ¿por qué individuos racionales, dueños de un sistema de fines que desean llevar a cabo, consienten una

violación de su libertad a favor de mayores beneficios para otros? La respuesta sugerida por Rawls es que, estos individuos, insistirían en contar con instituciones que rindieran ventajas compensatorias a cambio de cualquier sacrificio requerido.

De esta manera, desde la perspectiva del contrato social, la compensación no es contemplada como una forma de obtener una mayor eficiencia económica, al garantizar que los beneficios de los ganadores superen las pérdidas de los perdedores; sino que es vista como la manera en que los individuos conciben la justicia, al establecer que cualquier sacrificio realizado debe ser debidamente compensado, independientemente de la eficiencia económica.

Si se concibe la justicia desde la teoría del contrato social, las normas que determinan las compensaciones ambientales deben exigir responsabilidades para el causante del daño, independientemente de que la compensación conduzca o no a una mejora del bienestar social. Igualmente, los derechos fundamentales consagrados en las instituciones acordadas socialmente no deben estar sujetos a ninguna consideración sobre las variaciones del bienestar social u otro tipo de juicios utilitaristas.

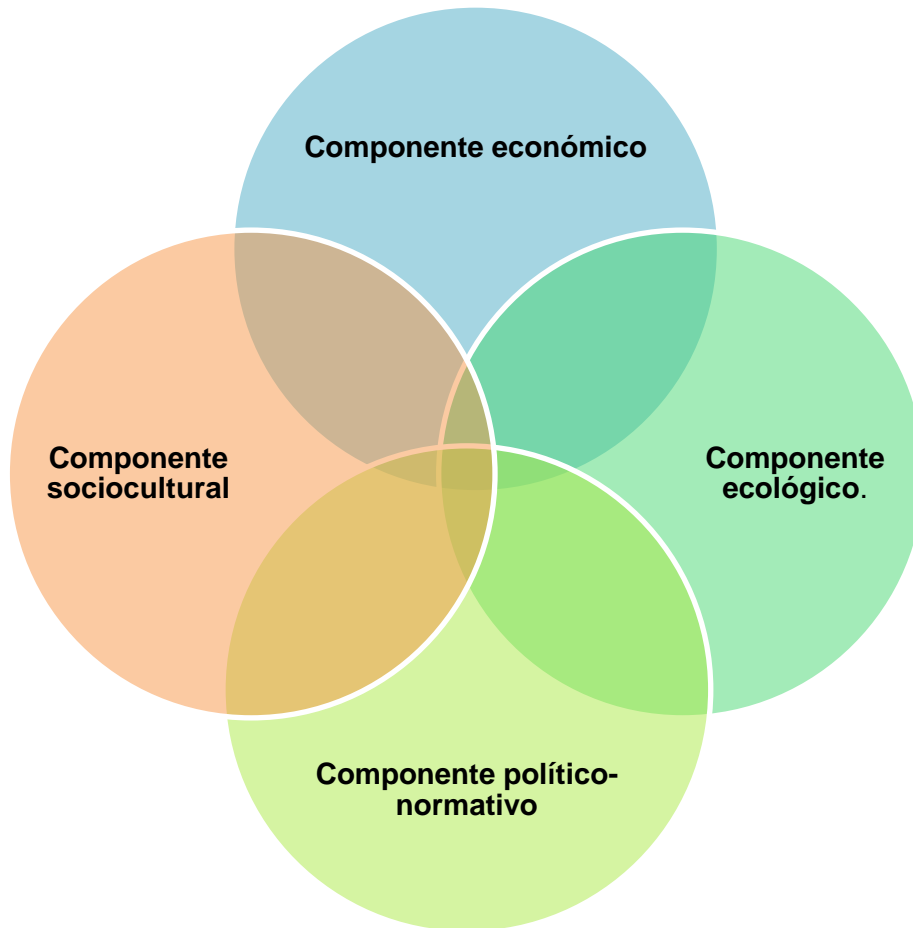
1.5 Componentes de las compensaciones ambientales

En la Figura 1-2 se resumen los principales componentes de las compensaciones ambientales a partir de cuatro elementos: un componente económico, un componente político-normativo, un componente ecológico y un componente sociocultural.

Para el componente económico, se contempla la importancia de las compensaciones ambientales para garantizar que los beneficios de la compensación sean mayores a los costos externos generados por los impactos ambientales residuales de una actividad, obra o proyecto, considerando la necesidad de asegurar que no haya pérdidas netas de bienestar humano como resultado de estos impactos.

En el componente político-normativo, se examina la necesidad de los mecanismos de compensación ambiental para asegurar que las personas que sacrifican su bienestar individual en pro del bienestar social sean compensadas de forma justa y equitativa. Igualmente, se contempla la relevancia de las compensaciones ambientales para garantizar el adecuado ordenamiento de la sociedad, mediante la protección de las libertades y los derechos fundamentales de las personas.

Figura 1-2: Componentes de las compensaciones ambientales.



Fuente: Elaboración propia.

Para el componente ecológico, se considera la función que tienen los mecanismos de compensación ambiental de preservar la integridad de los ecosistemas necesarios para la existencia y conservación de todas las especies biológicas (incluyendo al ser humano), y además, su importancia para garantizar que las generaciones futuras cuenten con las condiciones ecológicas necesarias para asegurar su bienestar y supervivencia.

Finalmente, el componente sociocultural tiene en cuenta la función de las compensaciones ambientales para preservar valores intangibles asociados a la cultura, la identidad, la religión, la recreación y la formación de redes sociales, y para asegurar que las compensaciones tengan en cuenta las particularidades culturales de la población afectada y la forma en que esta se relaciona con su entorno.

Como se expone en el siguiente capítulo, el tema de las compensaciones ambientales, generalmente, es abordado de forma aislada desde alguno de estos componentes, limitando el alcance de las metodologías de compensación propuestas. Se espera que, mediante un enfoque múltiple, se logre un mayor grado de profundidad y complejidad, que funde las bases para el desarrollo de una metodología integral de diseño e implementación de las compensaciones ambientales en Colombia.

2. Paradigmas metodológicos de las compensaciones ambientales

En este capítulo se propone una clasificación para los diferentes tipos de compensaciones ambientales consistente en dos categorías: 1) métodos basados en la equivalencia del valor económico en unidades monetarias; y 2) métodos basados en equivalencias biofísicas en las características, propiedades y funciones ecológicas, económicas y socioculturales de los recursos naturales afectados.

De esta manera, se entiende por compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico, aquellos métodos que buscan que el valor económico en unidades monetarias sea equivalente, bien sea a través la relación valor-costo o mediante la relación valor-valor¹; y, por compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas, se entiende a aquellos métodos que buscan compensar a través de la provisión de bienes, servicios y recursos que tengan características, propiedades y funciones económicas, ecológicas y socioculturales equivalentes.

Este capítulo contiene cuatro secciones: en la primera, se describen los métodos basados en la equivalencia del valor económico; en la segunda, se evalúan los principales alcances y limitaciones de los métodos presentados en la primera sección; en la tercera, se describen los métodos basados en equivalencias biofísicas; finalmente, en la cuarta, se evalúan los principales alcances y limitaciones de los métodos presentados en la tercera sección.

¹ Estos métodos son equivalentes a los análisis costo-beneficio convencionales.

2.1 Compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico

Los métodos basados en la equivalencia del valor económico parten del supuesto básico de que todas las decisiones que toma la sociedad generan unos perdedores y unos ganadores. El objetivo de estos análisis, en el contexto de la EIA, es cuantificar qué tanto gana y pierde la sociedad a partir del desarrollo de una actividad, obra o proyecto. De esta manera, los análisis basados en la equivalencia del valor económico asumen que, entre un conjunto de proyectos, el más favorable es aquel que genera unas mayores ganancias de bienestar netas a la sociedad.

Desde esta perspectiva, el propósito de las compensaciones ambientales, en el contexto de la EIA, es la restauración del bienestar humano luego de que este se vea afectado debido a los impactos ambientales residuales generados por el desarrollo de actividades, obras o proyectos.

Para cuantificar las ganancias y las pérdidas de bienestar generadas por las compensaciones y por los impactos ambientales, se recurre a los métodos de valoración económica ambiental. Estos métodos tienen varios supuestos fundamentales: 1) el bienestar social puede ser definido como la suma del bienestar individual; 2) el bienestar individual puede ser medido; 3) los individuos maximizan su bienestar eligiendo aquella combinación de bienes, servicios y ahorros que producen la mayor suma posible de utilidad total, dadas las restricciones en el ingreso; 4) la utilidad y el bienestar se pueden obtener para bienes y servicios, inclusive si ellos son provistos en forma gratuita o a un costo mínimo y; 5) la utilidad marginal del ingreso es la misma para todas las personas (ya que de otra manera no sería posible realizar comparaciones interpersonales de la utilidad) (Dixon, Fallon-Scura, Carpenter, & Sherman, 1999).

Existe una gran diversidad de métodos para la valoración económica de bienes ambientales, cuyas limitaciones y posibilidades en el contexto de las compensaciones ambientales en la EIA se presentan con detalle en el Anexo B. De forma general, estos métodos buscan expresar las ganancias y las pérdidas en el bienestar social a través de la suma de los cambios de utilidad individual, utilizando una unidad de medida monetaria. Para medir estos cambios, se pueden utilizar tres enfoques: 1) el cambio en el excedente

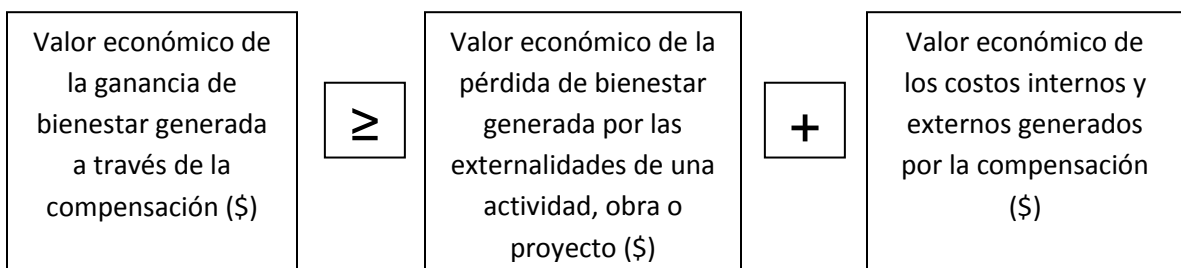
del consumidor; 2) la variación compensatoria y; 3) la variación equivalente (De la Iglesia, s.f.).

Brevemente, estos conceptos se pueden definir de la siguiente manera: en primer lugar, el excedente del consumidor se define como la utilidad neta o la diferencia entre la disposición a pagar y el precio que efectivamente se paga; el excedente del consumidor cambia cuando varía el precio o la calidad de un determinado recurso, bien o servicio. En segundo lugar, la variación compensatoria se define como la cantidad de dinero que, ante un cambio, la persona tendría que pagar o recibir para que su nivel de utilidad permanezca inalterado. En tercer lugar y por último, la variación equivalente se define como la cantidad de dinero que estaría dispuesto a pagar o recibir un individuo para que no ocurra un cambio hipotético en los precios (Enríquez, 2005).

Existen dos aproximaciones para estimar la equivalencia del valor económico en unidades monetarias, en el contexto de las compensaciones ambientales: el análisis valor-costo y el análisis valor-valor. La diferencia entre los dos métodos es que, en el análisis valor-valor, tanto las pérdidas como las ganancias de bienestar se miden en términos de su valor económico; mientras que, en el análisis valor-costo, las pérdidas de bienestar se miden como un costo que genera pérdidas de valor económico (Borrego, 2011).

El objetivo del análisis valor-valor es conseguir que el valor económico de la ganancia de bienestar generada a través de la compensación sea igual o mayor al valor económico de la pérdida de bienestar generada por las externalidades de una actividad, obra o proyecto y, por los costos internos y externos generados por la compensación (Figura 2-1).

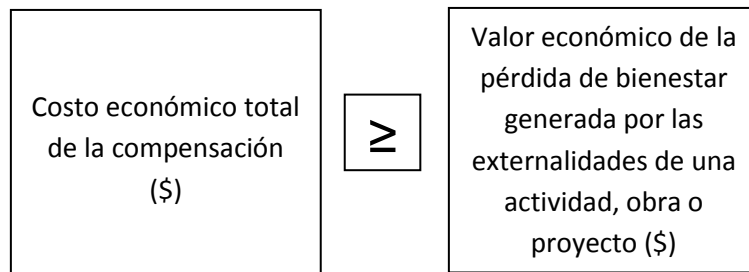
Figura 2-1: Análisis valor-valor de la compensación.



Fuente: Elaboración propia.

El objetivo del análisis valor-costo es que el costo de las compensaciones sea, por lo menos, equivalente a la pérdida de valor económico estimada como producto de las externalidades de una actividad, obra o proyecto (Figura 2-2).

Figura 2-2: Análisis valor-costo de la compensación.



Fuente: Elaboración propia.

A partir de los métodos de valoración económica ambiental, las ganancias y las pérdidas de bienestar implicadas en los análisis pueden ser expresadas en unidades monetarias, por lo cual, una vez han sido cuantificadas, resulta fácil agregar los valores y determinar si se cumplen los criterios expresados en las Figuras 2-1 o 2-2, según corresponda. En caso de que el criterio correspondiente no se cumpla, deberá rechazarse la propuesta de compensación y buscarse una que genere mayores ganancias de bienestar social (Figura 2-1) o que tenga un mayor costo total (Figura 2-2).

En los métodos convencionales de valoración económica ambiental, los costos y los beneficios futuros se descuentan, es decir, se les aplica una tasa que permita que, a medida que un costo o un beneficio se encuentren más lejos en el tiempo, su valor sea menor. Los argumentos principales para utilizar una tasa de descuento en los análisis económicos de las políticas públicas y ambientales son: 1) las preferencias temporales puras; 2) la creciente riqueza y; 3) la productividad del capital (Martínez-Alier & Roca, 2001).

El primer argumento hace referencia a la preferencia de los individuos por consumir una unidad de una mercancía determinada en el presente respecto a consumirla en el futuro. De acuerdo a este argumento, los individuos son impacientes al consumir y, por esta razón, entre más distante en el tiempo se encuentra el consumo de una determinada mercancía, menor es el valor económico subjetivo o utilidad que esta le otorga.

El segundo argumento parte del supuesto de que la riqueza de los individuos de la sociedad es creciente en el tiempo y, por esta razón, los beneficios futuros deben descontarse debido a que, así como la riqueza aumenta en el tiempo, la utilidad marginal también lo hace. Esto, suponiendo que existe una utilidad marginal decreciente en el consumo para todos los individuos y mercancías.

Finalmente, el tercer argumento consiste en afirmar que los beneficios futuros de una determinada actividad, obra o proyecto deben compararse con los beneficios futuros potenciales que se obtendrían si esos recursos se hubieran invertido al tipo de interés actual. De esta manera, si un determinado proyecto no rinde mayores beneficios de los que se obtendrían si se invirtiera el dinero al tipo de interés actual, entonces, el proyecto no se justifica desde el punto de vista económico, porque el costo de oportunidad es demasiado alto.

En teoría, las compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico pueden ser diversas y basarse o no en la provisión de bienes y servicios públicos. Sin embargo, la Directiva de Responsabilidad Ambiental de la Unión Europea (Directiva 2004/35/CE, 2004) propuso los análisis de la equivalencia del valor económico para el diseño e implementación de compensaciones ambientales basadas en la creación de proyectos públicos de conservación o restauración. En este contexto, los análisis de equivalencia del valor económico son denominados Análisis de Equivalencia del Valor – VEA-.

2.2 Alcances y limitaciones de las compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico

Una de las desventajas de los esquemas de compensaciones basados en la equivalencia del valor económico es que dependen ampliamente de los métodos de valoración económica ambiental, los cuales padecen de importantes limitaciones que se discuten con detalle en el Anexo B.

En general, se puede mencionar que los métodos de valoración indirecta basados en la función de producción y en la función de costos dependen de que los recursos, bienes y servicios valorados sean usados como insumos en la producción de alguna mercancía.

De la misma manera, los métodos de valoración indirecta que recurren a mercados relacionados con los recursos, bienes y servicios a valorar, como pueden ser el mercado de viviendas o el mercado de servicios turísticos, dependen de la existencia de estos mercados en la zona de influencia de la actividad, obra o proyecto; condición que no ocurre para la mayoría de recursos, bienes y servicios ambientales que se encuentran en zonas despobladas o de baja actividad económica.

Por su parte, los métodos de valoración directa parten del supuesto implícito de que todas las personas, independientemente de su ingreso, atribuyen el mismo valor subjetivo al dinero (Dixon, Fallon-Scura, Carpenter, & Sherman, 1999), lo cual lo hace ideal como unidad de medida de todos los demás valores. Sin embargo, el dinero (y por lo tanto el ingreso), al igual que la mayoría de las mercancías, presenta una utilidad marginal decreciente en el consumo, de tal manera que las personas de bajos ingresos le otorgan un mayor valor subjetivo, haciendo que sus disposiciones a pagar y a aceptar, en unidades monetarias, sean mucho más bajas que las de las personas de altos ingresos.

Adicionalmente, los problemas de asimetría de información y de incertidumbre que se presentan con los impactos ambientales producidos por las actividades, obras o proyectos, hacen de los métodos de valoración directa una herramienta cuestionable, ya que previamente a su ocurrencia, las personas pueden desconocer la magnitud e importancia de los impactos ambientales a valorar, e igualmente, pueden desconocer los servicios ecosistémicos que presta un determinado capital natural. Por estas razones, la pérdida de bienestar percibida *ex ante* por las personas afectadas por un impacto ambiental puede diferir ampliamente de la pérdida de bienestar que realmente tiene lugar una vez ha iniciado la actividad, obra o proyecto.

Existen procedimientos estadísticos que permiten asignar probabilidades a la ocurrencia de un evento favorable o desfavorable y calcular, a partir de estas probabilidades, los valores ponderados de acuerdo al riesgo de los beneficios y los costos de un proyecto. En todo caso, estos procedimientos no reducen la incertidumbre respecto al futuro ni aportan ninguna información sobre lo que pasará; simplemente racionalizan la

información disponible en el presente, en un intento de justificar el proceso de toma de decisiones.²

Además, muchos impactos ambientales pueden tener efectos irreversibles sobre el entorno (Narain, Hanemann & Fisher, 2007), de tal manera que no se justifica comparar los beneficios de la compensación con los costos de los impactos ambientales ya que, sin importar lo altos que sean los beneficios, nunca será posible restaurar el ambiente a su estado inicial.

Respecto a la tasa de descuento utilizada en los ejercicios de valoración económica ambiental, Martínez-Alier y Roca (2001) realizaron algunas críticas pertinentes que se resumen a continuación.

Frente al argumento de las preferencias temporales puras, los autores cuestionaron el hecho de apelar a una característica psicológica de los individuos para los procesos de toma de decisiones que afectan a la sociedad en conjunto. Al respecto, argumentaron que las tasas sociales de descuento no van a afectar a la misma población que expresa sus preferencias en el presente, lo cual es especialmente relevante cuando los costos generados en el presente afectan a generaciones no nacidas; ya que se están teniendo en cuenta solo las preferencias de la generación presente y descontando las de las generaciones futuras, aún cuando estas hacen parte de la población afectada por los costos externos generados por el desarrollo de actividades, obras o proyectos.

Sobre el argumento de la creciente riqueza, los autores arguyeron que la afirmación de que las generaciones futuras serán más ricas no tiene ninguna justificación. El agotamiento de los recursos naturales, los cambios climáticos globales y los límites a la sustituibilidad de materiales son razones para pensar que las generaciones futuras podrían de hecho, ser más pobres.

En cuanto al argumento de la productividad del capital, los autores discutieron en dos sentidos. En primer lugar, rechazaron la conmensurabilidad de todos los bienes, esto es, el hecho de que frente a la disminución en el consumo de cualquier bien, los afectados siempre estarán dispuestos a aceptar cierto nivel de compensación; de esta manera, no

² Este es un tema que es tratado de forma recurrente por autores de la escuela postkeynesiana y de la escuela ecológica. Posiblemente, el autor que más ha trabajado el tema es el economista estadounidense Paul Davidson (1982; 1988; 1991).

tiene sentido señalar que habrá una suma nominal disponible para compensar a las personas perjudicadas. En segundo lugar, plantearon que los tipos de interés no miden adecuadamente la productividad real de las inversiones, ya que las inversiones no consisten simplemente en un incremento de la capacidad productiva, sino en una mezcla de producción y destrucción. Desde esta perspectiva, la sustentabilidad de la economía, en particular la del capital natural, no está garantizada por los tipos de interés.

Por otra parte, los análisis económicos basados en valoraciones monetarias parten de la visión utilitarista de la teoría neoclásica, según la cual, los individuos toman sus decisiones de consumo con base en una unidad abstracta y subjetiva denominada utilidad. Desde esta perspectiva, el objetivo de la política económica pública es corregir un escenario en el cual los mercados no garantizan una situación óptima en la que la suma de la utilidad de los individuos de una sociedad alcanza su valor máximo, dadas las limitaciones en los recursos (incluyendo el ingreso) y en la tecnología.

Martínez-Alier y Roca (2001) señalaron el hecho de que la valoración económica ambiental busca expresar el valor en una única unidad: el dinero. Sin embargo, debe recordarse que lo que pretende medirse a partir de los métodos de valoración económica son las variaciones en la utilidad y el dinero es únicamente la unidad de medida utilizada para cuantificar estas variaciones. Estos autores rechazaron los ejercicios de valoración monocriteriales ya que, según ellos, existe una pluralidad de valores inconmensurables e irreductibles a una única unidad.

Al realizar un análisis económico basado en valoraciones monetarias, por lo general, se está evaluando que el bienestar social humano sea mayor con la compensación que sin esta, es decir, que la suma de las ganancias de utilidad individual generadas a través de la compensación sea mayor que la suma de las pérdidas de utilidad individual generadas por las externalidades que surgen durante el desarrollo de una actividad, obra o proyecto (teniendo en cuenta, además, que las compensaciones también generan unos costos internos y externos). Esto tiene dos implicaciones importantes: 1) dado que la utilidad es una unidad abstracta que obtiene un individuo a partir del consumo de cualquier mercancía, las características, propiedades y funciones de los recursos, bienes o servicios que se entregan como compensación resultan secundarias en el análisis económico convencional de las compensaciones y; 2) dado que el concepto de utilidad

solo tiene sentido cuando se refiere a seres humanos vivos, la valoración económica es completamente antropocéntrica y, además, no tiene en cuenta las preferencias de los humanos no nacidos.³

La primera implicación puede ilustrarse a través de un ejemplo: si la contaminación atmosférica generada durante el desarrollo de una actividad, obra o proyecto tiene un costo social valorado en \$1'000.000, un proyecto de compensación que consista en la construcción de una cancha de fútbol y que genere una ganancia de utilidad para la sociedad valorada en \$2'000.000, será apropiado desde la perspectiva de la equivalencia del valor.⁴

De esta manera, los proyectos de compensación podrán ser aceptados aunque no guarden ninguna relación en sus características, propiedades y funciones con los recursos, bienes y servicios afectados por los impactos ambientales derivados de una actividad, obra o proyecto, si el único criterio que se tiene en cuenta es la utilidad medida a través del valor económico monetario. Siendo así, no existe ninguna garantía de que los modelos de compensación basados en la equivalencia del valor económico conlleven a la conservación del capital natural.

Por otra parte, desde el punto de vista utilitarista de la teoría económica neoclásica, el problema de la sustituibilidad en las compensaciones es secundario ya que, el incremento en el consumo de cualquier mercancía, puede generar un aumento en el nivel de utilidad de un individuo (como se expuso en la segunda sección del Capítulo 1), de tal manera que siempre es posible compensar las pérdidas de utilidad generadas por la disminución en el consumo de una mercancía determinada mediante incrementos en el consumo de mercancías con características, propiedades y funciones diferentes.

En oposición al utilitarismo, Max-Neef (1993) propuso que las necesidades humanas son finitas, pocas y clasificables y, además, son las mismas en todas las culturas y en todos los períodos históricos; lo que cambia es la forma de satisfacer estas necesidades. Este autor diferenció las necesidades de los satisfactores, de tal manera que las necesidades permanecen constantes en las diferentes culturas y en el tiempo, mientras que los

³ Estas y otras limitaciones de la valoración económica ambiental son trabajadas por diversos autores de la escuela de la economía ecológica, particularmente, Martínez-Alier (1993; 1999; 2001; 2002; 2003; 2009).

⁴ Para simplificar, se supone que el proyecto de compensación tiene un costo de 0 pesos y que se sigue el criterio especificado en la Figura 3 de la primera sección de este capítulo.

satisfactores pueden ir cambiando. Por ejemplo, ante la necesidad de subsistencia surge la alimentación como satisfactor de esta necesidad.

Desde esta perspectiva, la pérdida individual de utilidad derivada de un daño ambiental puede ser interpretada como un violador o un destructor que imposibilita la satisfacción de algunas necesidades como pueden ser la protección, la identidad y el ocio. Igualmente, las compensaciones pueden ser vistas como la provisión de unos satisfactores que buscan satisfacer las necesidades que se hayan visto perjudicadas por los impactos ambientales. En este contexto, la utilidad individual ya no es vista de forma abstracta, sino como un indicador de la satisfacción de las necesidades.

A partir de la teoría de Max-Neef, se puede argumentar que el problema de las compensaciones no consiste simplemente en aportar una cantidad de recursos, bienes o servicios, sino que debe garantizarse que estos satisfactores respondan a las necesidades que surgen en la comunidad frente al impacto ambiental producido durante el desarrollo de actividades, obras o proyectos.

De esta forma, si bien desde la perspectiva del análisis económico utilitarista, el concepto de sustituibilidad es secundario; desde la perspectiva de las necesidades no lo es ya que, a diferencia de otros tipos de capital, el capital natural es imprescindible para satisfacer las necesidades de subsistencia. Dicho de otra manera, existen unas necesidades básicas que dependen de un capital natural mínimo para ser satisfechas y, una vez alcanzado este nivel de capital natural mínimo, no es posible compensar reducciones del mismo con la provisión de mercancías con diferentes características, propiedades y funciones, puesto que los individuos le dan mayor prioridad a su subsistencia.

Esta característica en las preferencias de los individuos es abordada desde el análisis económico bajo el concepto de preferencias léxico-gráficas. Desde la perspectiva del bienestar, las preferencias léxico-gráficas consisten en un orden jerárquico de las necesidades que implica que, primero tiene que satisfacerse el nivel mínimo del bien de mayor jerarquía y, sólo cuando se haya satisfecho este nivel, se considerará la satisfacción del bien ubicado en segundo lugar en la jerarquía y así sucesivamente, si todos los bienes considerados son necesidades (Barandiarán, 2002).

La existencia de necesidades que siguen un ordenamiento léxico-gráfico hace que las características, propiedades y funciones de los recursos, bienes o servicios cobren vital importancia en el tema de las compensaciones en el contexto de la EIA dado que, cuando el capital natural ha alcanzado el nivel mínimo para satisfacer la necesidad de subsistencia, los individuos no están dispuestos a intercambiar su situación actual por otra que otorgue un nivel de capital natural inferior. Desde la perspectiva de la teoría económica del bienestar, esto implica que la utilidad de los individuos de una sociedad solo puede alcanzar su nivel óptimo si se ofrece como compensación capital natural con las mismas características, propiedades y funciones a los afectados, es decir, si la compensación actúa como sustituto funcional del capital natural afectado por los impactos ambientales de una actividad, obra o proyecto.

Sin embargo, encontrar sustitutos para el capital natural no siempre es posible. De acuerdo a Álvarez-Hincapié (2010), el Capital Natural Crítico es aquel que realiza funciones ambientales no sustituibles funcionalmente por otros elementos ambientales o por otros capitales. Si se introduce este concepto al análisis, se tiene que para algunos recursos, bienes y servicios ambientales no existen sustitutos que permitan la compensación porque no es posible restaurar el bienestar mediante la provisión de mercancías con características, propiedades y funciones diferentes a las afectadas, dada la existencia de preferencias léxico-gráficas en las necesidades.

La existencia de preferencias léxico-gráficas y la no existencia de bienes sustitutos no solo pueden presentarse en el caso del capital natural con funciones ecológicas, sino que muchos recursos, bienes y servicios naturales que tienen funciones socioculturales también pueden tener estas características. Por ejemplo, un terreno que tenga propiedades sagradas para una comunidad, no solo será insustituible por ser único, sino que además, la comunidad puede preferir una canasta de consumo que incluya la conservación de este terreno a cualquier otra que no la incluya, sin importar cuantas mercancías o dinero se ofrezcan como compensación.

La segunda implicación repercute en que, aunque los ejercicios de valoración económica ambiental estuvieran exentos de problemas, estos seguirán reflejando únicamente el valor económico otorgado por los seres humanos de la generación presente al ambiente. Teniendo en cuenta que los impactos ambientales de las actividades, obras o proyectos tienen efectos de largo plazo (intergeneracionales), los mecanismos de compensación

basados en la equivalencia del valor económico pueden generar desigualdades que perjudiquen a las generaciones futuras.

Igualmente, las compensaciones ambientales basadas en la equivalencia del valor económico también pueden generar desigualdades distributivas entre individuos de una misma generación, especialmente cuando las compensaciones son a través de bienes públicos ya que, de acuerdo a la teoría económica neoclásica, las preferencias de los individuos son diferentes y, por lo tanto, la utilidad que obtienen del consumo de una determinada mercancía también lo es (Cole, 2012).

Siguiendo el ejemplo anterior, si solo dos individuos forman parte del proyecto de compensación, puede que para uno la ganancia de utilidad de la construcción de la cancha de fútbol tenga un valor de solo \$300.000 pesos, mientras que los costos generados por la contaminación atmosférica generan una pérdida de utilidad valorada en \$500.000 pesos. Para el otro individuo, la ganancia de utilidad obtenida a través de la compensación es de \$1'700.000 y la pérdida de utilidad generada por las externalidades es de \$500.000. Desde el punto de vista social, las ganancias de bienestar obtenidas a partir de la compensación (\$2'000.000) siguen siendo mayores a la pérdida de utilidad social generada por la contaminación atmosférica (\$1'000.000) pero, desde el punto de vista individual, solo una persona tiene una mejora de bienestar, medida a través de su utilidad.

Este ejemplo muestra que, aún cuando se cumpla el criterio de eficiencia de Kaldor-Hicks en el diseño e implementación de las compensaciones, se pueden generar desigualdades en el proceso, de tal manera que solo una porción de los individuos se sienta justamente compensada. Al agregar las ganancias de bienestar individual para estimar las ganancias de bienestar social, se pierden de vista estas desigualdades distributivas.

Una forma de solucionar estos efectos distributivos es realizando compensaciones individuo por individuo y no a través de bienes públicos, lo cual podría realizarse en esquemas de compensaciones basados en pagos monetarios. Sin embargo, estos esquemas tienen varias dificultades, entre las que pueden mencionarse la necesidad de identificar y consultar a todos los afectados; la no correspondencia entre las características, propiedades y funciones del daño y la compensación; los altos costos

que generaría realizar la valoración del daño individuo por individuo usando métodos indirectos de valoración económica ambiental; la creación de incentivos directos para que los individuos sobrevaloren el daño al usar mecanismos de valoración directa y; la degradación del capital natural pues, los individuos no tendrían incentivos económicos para invertir sus pagos en bienes públicos.

En resumen, adicionalmente a los problemas de los métodos de valoración económica ambiental y a los argumentos contra la tasa de descuento social, las compensaciones ambientales basadas únicamente en la equivalencia del valor económico tienen cuatro limitaciones principales: 1) pueden generar desigualdades intergeneracionales; 2) no garantizan que las necesidades básicas de la comunidad afectada se satisfagan a través de la compensación; 3) no garantizan que todos los individuos sean justamente compensados y; 4) no garantizan que se conserve el capital natural.

Pese a todas las dificultades que tienen los análisis basados en la equivalencia del valor económico, puede resultar útil tenerlos en cuenta para el diseño e implementación de las compensaciones ambientales en algunos contextos específicos.

En primer lugar, otorgan un marco de referencia para evaluar si los beneficios derivados de la compensación ambientales son proporcionales a los costos que enfrentan los individuos de la generación presente por las externalidades en el desarrollo de actividades, obras o proyectos.

En segundo lugar, tienen en cuenta el costo de la compensación y no solamente sus beneficios, lo cual es importante porque los recursos utilizados para desarrollar las compensaciones ambientales podrían ser utilizados en otras actividades que reporten un mayor bienestar neto a la sociedad.

En tercer lugar y por último, son una forma de reducir la incertidumbre inherente al proceso de EIA ya que, aunque padecen de serias limitaciones, siguen aportando información pertinente para el diseño e implementación de las compensaciones ambientales.⁵

⁵ Algunos autores de la economía ecológica consideran que este argumento es falaz, y que de hecho, los análisis de equivalencia del valor económico, como el análisis costo-beneficio, solo introducen mayor incertidumbre en los procesos (Martínez-Alier, 1993; 1999; 2001; 2002; 2003; 2009).

Sin embargo, los análisis basados en la equivalencia del valor económico, no aseguran por sí solos la integración de los componentes sociocultural, ecológico y político-normativo en las compensaciones ambientales.

En cuanto a los componentes sociocultural y ecológico, el análisis del valor económico no garantiza que no exista un detrimento del capital natural (el cual cumple funciones ecológicas y socioculturales) debido a que, para que se presenten ganancias netas de bienestar social, no es necesario que los recursos, bienes y servicios entregados como compensación guarden alguna relación en sus características, propiedades y funciones con los impactos ambientales generados. Igualmente, la valoración económica utilizada en estos análisis se enfrenta a problemas de asimetrías de información y de incertidumbre y, además, solo recoge las preferencias de las personas de la generación presente, de tal forma que no se garantiza la conservación de los ecosistemas necesarios para la supervivencia de las generaciones futuras ni de las especies no humanas.

Respecto al componente político-normativo, el análisis basado en el valor económico no garantiza, por sí solo, que no se presenten desigualdades intergeneracionales e intrageneracionales en las compensaciones ambientales, de tal manera que todas las personas se sientan justamente compensadas.

2.3 Compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas

Las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas parten del principio de que la condición económica según la cual los beneficios sociales de los proyectos de compensación deben ser superiores o iguales a los costos sociales generados por los impactos ambientales no es suficiente, sino que se exige que los recursos, bienes y servicios ofrecidos como compensación sean equivalentes en sus características, propiedades y funciones a los recursos, bienes y servicios afectados por los impactos ambientales de una actividad, obra o proyecto.

Las metodologías basadas en la estimación de equivalencias biofísicas se aplican generalmente en el contexto de la EIA para el diseño de compensaciones por pérdida de

biodiversidad (Castiblanco, Valbuena & Palacios; 2009), razón por la cual, el enfoque principal en los esquemas compensatorios basados en este tipo de equivalencias es el de las equivalencias ecológicas, es decir, aquellas que buscan compensar la afectación de los ecosistemas a través de la provisión o conservación de componentes biofísicos que tengan una estructura, atributos y funcionalidad ecológicas equivalentes.

Sin embargo, el valor ecológico de la compensación no es el único factor que puede ser tenido en cuenta al momento de diseñar mecanismos de compensación ambiental basados en equivalencias biofísicas. De acuerdo a la metodología de valoración integral propuesta por De Groot, Wilson y Boumans (2002), el valor total de los bienes y servicios ecosistémicos viene determinado por: 1) sus valores ecológicos, basados en la sustentabilidad ecológica; 2) sus valores socioculturales, basados en la equidad y las percepciones culturales y; 3) sus valores económicos, basados en la eficiencia y la costo-efectividad.

De esta manera, adicionalmente a las equivalencias ecológicas, las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas pueden buscar la provisión de bienes o servicios con base en sus características, propiedades y funciones socioculturales y económicas.

El proceso de valoración en estos modelos puede estar basado en unidades biofísicas o monetarias o en ambas, dependiendo de la disponibilidad de información y de las metodologías susceptibles de aplicar en cada caso (Castiblanco & Palacios, 2009); pero, a diferencia de los análisis de equivalencia basados en el valor económico, el criterio de diseño e implementación de la compensación es la provisión de bienes, recursos y servicios con características, propiedades y funciones equivalentes a los afectados, y no solamente la equivalencia del valor, por lo cual, el valor económico monetario ocupa un segundo plano.

Cuando los impactos ambientales generados por los actividades, obras o proyectos afectan la provisión de bienes (agua, alimentos, resinas, leña, combustibles, etc.) y de servicios ecosistémicos (protección, de calidad de vida, regulación) que se constituyen en medios de vida para las comunidades ubicadas en el área de influencia del proyecto, se deben considerar las equivalencias en las características, propiedades y funciones socioculturales y económicas de los recursos, además de las ecológicas (Castiblanco & Palacios, 2009).

Las equivalencias socioculturales están enfocadas en la compensación de las pérdidas de bienestar humano generadas por los impactos ambientales de la actividad, obra o proyecto que afectan valores religiosos, familiares, culturales o estéticos; mientras que las equivalencias económicas se basan en la compensación de la afectación a bienes, servicios y recursos que hagan parte de la infraestructura de producción o consumo de las comunidades.

De acuerdo a Castiblanco, Valbuena y Palacios (2009), cuando se trata de equivalencias socioculturales o de infraestructura económica, puede resultar adecuado utilizar como unidad de cambio las unidades monetarias, teniendo en cuenta que, en estos casos, los individuos pueden expresar su disponibilidad a aceptar o disponibilidad a pagar por los cambios en su bienestar que genera la pérdida de bienes que les son útiles o que les representan algún tipo de valor; mientras que para el caso de las equivalencias ecológicas, estas deben responder a la necesidad de garantizar la estructura, composición, funcionalidad y viabilidad de los ecosistemas, independientemente de la utilidad que le puedan reportar o no a las personas.

Sin embargo, los esquemas de compensaciones basados en equivalencias ecológicas pueden contemplar la posibilidad de que las compensaciones sean en dinero, siempre y cuando los recursos se destinen a pagos por servicios ambientales que garanticen la provisión indirecta de recursos o de hábitats equivalentes. Otra posibilidad son los bancos de hábitat, en los cuales el responsable de la compensación compra créditos ambientales en los mercados, los cuales son generados por agentes privados que realizan actividades de conservación de ecosistemas estratégicos. En ambos casos, el objetivo debe ser que la compensación genere recursos o hábitats con estructura, atributos y funciones ecológicas equivalentes a los recursos o hábitats afectados.

Por otra parte, el diseño metodológico de las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas puede variar ampliamente dependiendo de la normatividad específica de cada país, ya que las características, propiedades y funciones ecológicas, económicas y socioculturales de los recursos naturales son múltiples y complejas y, por lo general, su valor económico puede no verse reflejado en los precios de mercado debido a que los recursos naturales no siempre tienen mercados asociados.

Los criterios para la definición de las equivalencias biofísicas también varían dependiendo de la normatividad específica de cada país, pero en general, se tienen en cuenta los factores de tipo y localización. Las compensaciones pueden proveer componentes biofísicos del mismo tipo de especie, población, comunidad o ecosistema a los afectados o de diferente tipo, mientras que para la localización se tiene en cuenta si la compensación ocurre en el área de influencia de la actividad, obra o proyecto, o por fuera de ella. La experiencia internacional muestra que son preferibles las compensaciones que son del mismo tipo y ocurren en el área de influencia del proyecto (Castiblanco & Palacios, 2009).

En algunos países, los métodos utilizados para el diseño de compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas son: el Análisis de Equivalencia de Recursos –REA- y el Análisis de Equivalencia de Hábitat –HEA-. En Estados Unidos y la Unión Europea, estas metodologías se fundamentan en los lineamientos establecidos por la Ley Integral de Respuesta, Compensación y Responsabilidad (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act, 1980) y la Directiva de Responsabilidad Ambiental (Directiva 2004/35/CE, 2004), respectivamente.

Estos métodos miden la pérdida y la ganancia ambiental en términos del bienestar social, usando una medida no monetaria que funciona como variable *proxy* del cambio en el bienestar humano (Cole, 2012). En ambos casos, las compensaciones consisten en la provisión de proyectos de restauración que provean el mismo tipo y calidad de servicios o recursos ecológicos a los que serán afectados por el desarrollo de actividades, obras o proyectos (Snyder & Desvousges, 2013).

El REA se centra en estimar las compensaciones en una aproximación recurso a recurso. Por ejemplo, el impacto ambiental sobre un río puede provocar una disminución en la población de peces; una compensación basada en la equivalencia de recursos, buscaría proporcionar un proyecto de restauración ecológica que retorne la cantidad de peces a su estado original, antes de que se efectuara el impacto (Snyder & Desvousges, 2013).

Por su parte, el HEA utiliza un enfoque servicio a servicio determinando los proyectos de restauración que proveerían servicios ecosistémicos u otro tipo de servicios, incluyendo aquellos servicios provistos por el capital artificial que resulten suficientes para compensar por una pérdida por daño a los recursos naturales (National Oceanic and Atmospheric Administration, 2006).

Para determinar si un conjunto de proyectos provee suficiente compensación por una pérdida, el HEA debe determinar los intercambios requeridos, usando equivalentes de utilidad de las pérdidas y ganancias asociadas. Sin embargo, en la práctica, el HEA a menudo se basa en un intercambio servicio a servicio especificado en equivalentes biofísicos (por ejemplo, acres de tierra), más que en equivalentes de utilidad (Science Advisory Board Committee, 2009).

2.3.1 Multiplicadores y adicionalidades en los esquemas basados en equivalencias biofísicas

En la mayoría de esquemas basados en equivalencias biofísicas se utiliza un factor multiplicador que depende de la incertidumbre y del riesgo asociado a los proyectos de conservación o restauración que se realizan como compensación. De esta manera, si se considera que el impacto ambiental afecta X unidades de recursos o X unidades de hábitat, la compensación deberá ser equivalente a X por un factor multiplicador a , donde a es un número real mayor a 1:

$$\text{Unidades de recursos o hábitat a compensar} = aX$$

El objetivo del multiplicador es garantizar que la compensación conlleve a la no pérdida neta de bienestar (o de biodiversidad para el caso de las equivalencias ecológicas), bien sea mediante la restauración del mismo a su nivel inicial o mediante la generación de una adicionalidad.

Como se mencionó anteriormente, la principal razón existente para incorporar los multiplicadores en el cálculo de las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas son la incertidumbre y el riesgo inherentes al proceso. De acuerdo a Castiblanco y Palacios (2009), existen las siguientes fuentes de incertidumbre o de riesgo:

- La incertidumbre inherente a las valoraciones biofísicas y monetarias de los daños y de los ecosistemas o hábitats a compensar.
- La probabilidad que existe de que el proyecto de compensación fracase.
- La probabilidad de que el proyecto no alcance los objetivos de conservación fijados.

- La probabilidad de que los éxitos obtenidos por la compensación se pierdan en el futuro.
- La probabilidad de que el proyecto de compensación genere impactos adversos o fugas.
- La probabilidad de que algunas de las ganancias en biodiversidad generadas por el proyecto de compensación se hubiesen producido sin proyecto alguno.
- Los riesgos asociados a fenómenos climáticos naturales (huracanes, tormentas, inundaciones, sequías) que pueden afectar la actividad de compensación.
- La utilización de técnicas de restauración, inciertas o no comprobadas.

Podría argumentarse que, si los estudios técnicos realizados para formular los proyectos de compensación son rigurosos, la incertidumbre sería mínima, sin embargo, la incertidumbre es un factor inherente e inexorable al proceso de EIA. Una razón de esto es que los EsIA son predictivos y limitados, es decir, intentan saber cómo será el futuro de acuerdo a una información disponible en el presente y, además, nunca es posible obtener información suficiente o completa para calcular todas las posibles eventualidades futuras. Adicionalmente, los procesos ecológicos son sumamente complejos y diversos, de tal manera que el número de variables que pueden interferir con los resultados esperados por los EsIA es enorme (Thissen & Buyung, 2008; Toro, 2009).

Además de la incertidumbre, otra razón existente para exigir la generación de adicionalidades en el proceso de compensación es la diferencia temporal existente entre el momento en que inician los impactos ambientales y el momento en que empiezan a percibirse los beneficios de la compensación (Castiblanco & Palacios, 2009). De esta manera, debido a que existe un lapso de tiempo en el cual las pérdidas de bienestar social no son propiamente compensadas, se hace necesario exigir que la ganancia total de bienestar social de la compensación sea mayor que la pérdida de bienestar generada por los impactos ambientales, con el fin de incorporar las preferencias intertemporales en el análisis, es decir, la preferencia de los individuos por el consumo presente respecto al consumo futuro.

La forma en que se establecen los multiplicadores para las compensaciones ambientales basadas en equivalentes biofísicos varían de acuerdo a la normatividad específica de cada país; sin embargo, usualmente se exigen multiplicadores más altos a los proyectos

de restauración, conservación o creación que aparentemente representan un mayor nivel de incertidumbre o de riesgo con base en los factores mencionados anteriormente.

En general, los multiplicadores más altos corresponden a aquellos impactos ambientales que generan afectación de recursos ecológicos estratégicos (especies endémicas, especies en vía de extinción, especies sub-representadas en zonas naturales protegidas, ecosistemas protegidos por acuerdos internacionales, ecosistemas de baja elasticidad o resiliencia, entre otros) y a aquellos proyectos de compensación que conservan, restauran o crean recursos ecológicos de diferente tipo, localización o calidad a los afectados (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2012).

2.4 Alcances y limitaciones de las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas

En algunos casos, los esquemas de compensaciones ambientales basados en equivalencias biofísicas usan herramientas de valoración económica ambiental y de análisis de equivalencia del valor económico. Esto conlleva a que las dificultades que tienen estas herramientas de análisis económico sean compartidas por estos esquemas. Sin embargo, dado que los esquemas basados en equivalencias biofísicas exigen que los recursos, bienes y servicios que forman parte de las compensaciones tengan determinadas características, propiedades y funciones, se pueden solucionar algunos de los inconvenientes que surgen cuando las necesidades de los individuos expresan preferencias léxico-gráficas, es decir, cuando asignan una mayor jerarquía a sus necesidades básicas.

Por ejemplo, si la subsistencia de los habitantes de una comunidad depende de la extracción de madera de un bosque, puede que estos no estén dispuestos a intercambiar el bosque por ningún recurso, bien o servicio que no sustituya sus funciones productivas. Suponiendo que la subsistencia es la única necesidad que se satisface a través del bosque, los individuos de esta comunidad pueden estar dispuestos a renunciar al bosque si, a cambio, se les compensa con la plantación de otro bosque que les ofrezca una producción de madera igual o mayor, con costos similares.

Sin embargo, nuevamente surge el problema de la sustituibilidad planteado a través del concepto de Capital Natural Crítico (Álvarez-Hincapié, 2010). Muchas de las funciones ecológicas y socioculturales del capital natural no son sustituibles, por lo cual, si los individuos satisfacen sus necesidades básicas a través de un determinado capital natural, resulta imposible compensar el daño a este capital a través de recursos, bienes y servicios que no tengan las mismas funciones ecológicas, económicas y socioculturales necesarias para satisfacer estas necesidades básicas.

En los casos en que las funciones ecológicas, económicas o socioculturales del capital natural afectado por los impactos ambientales de una actividad, obra o proyecto son sustituibles, los esquemas de compensaciones ambientales basados en equivalencias biofísicas pueden resultar favorables, ya que garantizan que las características, propiedades y funciones de los recursos, bienes y servicios entregados como compensación respondan a las necesidades que surgen en los individuos o en las comunidades frente los impactos ambientales producidos durante el desarrollo de actividades, obras o proyectos. De esta manera, se evita que las compensaciones actúen en detrimento de las necesidades básicas o de mayor jerarquía de los individuos y las comunidades.

En cuanto al componente sociocultural y ecológico, cuando existe sustituibilidad en las funciones ecológicas y socioculturales de los recursos, bienes y servicios que forman parte de la compensación, las equivalencias ecológicas y socioculturales pueden llegar a garantizar que no exista un detrimento en el capital natural y sociocultural, siempre y cuando la normatividad determine unos criterios rigurosos para el establecimiento de estas equivalencias.

Respecto al componente político-normativo, debido a que los modelos de compensaciones basados en equivalencias biofísicas pueden llegar a garantizar que no exista detrimento del capital natural y sociocultural, también es razonable suponer que son más equitativos desde el punto de vista intergeneracional, ya que las generaciones futuras contarán con al menos el mismo nivel de capital con el que cuenta la generación presente. Sin embargo, si no se presentan adicionalidades en las compensaciones ambientales, es de suponer que el nivel de capital per cápita de las futuras generaciones será menor, ya que se espera que la población total aumente en el futuro cercano (United Nations, 2013).

Sobre la equidad intrageneracional, los esquemas basados en equivalencias biofísicas, por lo general, plantean la compensación a través de bienes públicos, por lo cual, es posible que se desarrollen desigualdades en el proceso ya que, dadas las diferencias en las preferencias individuales y en el nivel de daño percibido por cada individuo por los impactos ambientales, no todos los individuos percibirán el mismo bienestar a través de las compensaciones (Cole, 2012).

Igualmente, las equivalencias de hábitat o de recursos entre el capital natural afectado y el que se entrega como compensación no garantizan, por sí solas, que no hayan pérdidas de bienestar social ya que, aunque la compensación tenga la misma cantidad de área que la afectada por el impacto ambiental y sean de la misma calidad ecológica, las diferencias de tipo y localización pueden generar cambios importantes en el bienestar que perciben los individuos o las comunidades antes y después de ocurrido el daño ambiental.

Aún en el caso de que las compensaciones sean del mismo tipo, ocurran en el área de influencia del proyecto y generen adicionalidades, es probable que el bienestar humano que brinda la compensación no sea el mismo que el que brinda el capital natural afectado puesto que, por más rigurosas que sean las equivalencias, existirán diferencias en las características, propiedades, funciones, estructura y localización de los bienes, servicios y recursos afectados debido a la incertidumbre característica de los procesos naturales y la posibilidad de que existan variables ocultas no contempladas en el proceso.

Los ejercicios de valoración económica y los análisis basados en la equivalencia del valor económico que intentan cuantificar las ganancias y pérdidas de bienestar humano pueden ayudar a reducir la incertidumbre inherente a las compensaciones basadas en equivalencias biofísicas; sin embargo, si no se tienen en cuenta las limitaciones y deficiencias de estos análisis, es posible que incrementen la incertidumbre en vez de reducirla.

Por otra parte, debe considerarse que el tiempo entre la ocurrencia del impacto ambiental y el tiempo en que la compensación comienza a cobrar efecto sobre el bienestar de la sociedad puede ser muy grande (Castiblanco & Palacios, 2009). Igualmente, puede que la normatividad contemple o no la existencia de un tiempo mínimo durante el cual la compensación debe cobrar efecto. Estas variaciones temporales generan brechas entre

la cantidad de bienestar social generada por las compensaciones y la pérdida de bienestar social generada por los impactos ambientales.

En general, las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas tienen varias desventajas respecto a esquemas de compensaciones más flexibles: 1) existe una gran complejidad en establecer las características, propiedades y funciones económicas, ecológicas y socioculturales de la mayoría de recursos, bienes y servicios naturales; 2) si se permiten las compensaciones de diferente tipo y localización, no se puede garantizar que existan equivalencias económicas, ecológicas o socioculturales, que la compensación mejore el bienestar de los individuos o comunidades afectadas, ni que se preserve la estructura y funcionalidad de los ecosistemas; 3) los costos de determinar las características, propiedades y funciones del capital natural afectado y de realizar los proyectos de conservación o restauración correspondientes pueden ser excesivamente altos; 4) para muchos recursos, bienes y servicios naturales no existen sustitutos de sus funciones ecológicas ni socioculturales; 5) la calidad de las compensaciones depende ampliamente de la flexibilidad de la normatividad específica en cada país para la determinación de las equivalencias; 6) si no se realiza un análisis de equivalencia del valor económico puede perderse de vista el hecho de que las compensaciones también generan una gran cantidad de costos privados y públicos, sobre todo, costos de oportunidad y; 7) las compensaciones pueden generar desigualdades intrageneracionales al estar planteadas a través de la provisión de bienes públicos.

En resumen, los esquemas de compensaciones ambientales basados en equivalencias biofísicas buscan subsanar algunas de las dificultades que se tienen al emplear un análisis estrictamente basado en el valor económico. En teoría, este tipo de compensaciones son satisfactorias desde el punto de vista ecológico y sociocultural, sin embargo, no garantizan la justicia desde el punto de vista individual, ya que la provisión de bienes públicos es percibida de forma desigual por los individuos. Igualmente, en la práctica surgen una serie de problemas relacionados con estos esquemas por sus altos costos de transacción y el gran flujo de información requerida. Finalmente, resulta utópico pensar que existen sustitutos perfectos de las funciones ecológicas y socioculturales del capital natural; los recursos, bienes y servicios naturales son únicos y, sus funciones y estructura no son perfectamente sustituibles.

3. Normatividad y metodologías de las compensaciones ambientales en Colombia

Este capítulo se compone de cuatro secciones: en la primera, se presenta el marco normativo vigente de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia, estableciendo la importancia, alcances y limitaciones específicos de cada norma; en la segunda, se evalúa de forma general el marco normativo presentado en la primera sección, resaltando las principales limitaciones estructurales que restringen la efectividad de las metodologías de diseño e implementación de las compensaciones ambientales en Colombia; en la tercera, se exponen los principales componentes del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad propuesto por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible –MADS-; finalmente, en la cuarta sección, se evalúa el manual presentado en la tercera sección con base en los aprendizajes adquiridos en los capítulos anteriores.

3.1 Marco normativo de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia

En esta sección se presentan las leyes, convenios, lineamientos, decretos y resoluciones que regulan las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia, estableciendo su importancia, alcances y limitaciones.⁶

⁶ El orden en que se presentan las normas corresponde a su jerarquía (de mayor a menor) y no a su fecha de publicación. Estas son evaluadas de acuerdo tal y como se encuentran vigentes al momento de la redacción de este documento, y no a como fueron redactadas originalmente. No se tienen en cuenta las normas que no se encuentran vigentes.

3.1.1 Constitución Política de Colombia de 1991

Respecto al ambiente, la CPC estableció el derecho de todas las personas a gozar de un ambiente sano (Artículo 79) y, además, estableció la obligación del Estado de proteger, gestionar y planificar el aprovechamiento de los recursos naturales del país (Artículos 8 y 79), así como de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental e imponer sanciones y exigir la reparación de los daños causados (Artículo 80).

La CPC es norma de normas y, los derechos y deberes contemplados en esta, son de obligatorio cumplimiento tanto para los habitantes del país como para el Estado (Artículo 4). El hecho de contemplar la exigencia en la reparación de los daños ambientales causados hace que, no solo sea necesario sino obligatorio para el Estado, la elaboración de normas que obliguen a la EIA en el país y a la exigencia de los EsIA y los planes de manejo ambiental como instrumentos para alcanzar los objetivos exigidos.

Por su naturaleza e importancia normativa, la CPC debe restringirse a dar orientaciones generales sobre los derechos y deberes consagrados. De esta manera, sus alcances son amplios pero restringidos, ya que no es posible establecer a través de la CPC normas específicas que contemplen todas las eventualidades posibles, así como todos los esquemas regulatorios que resulten pertinentes en situaciones espaciales y temporales específicas (ni es su propósito).

3.1.2 Ley 23 de 1973

La Ley 23 de 1973 dio facultad al Gobierno Nacional para crear los sistemas técnicos de evaluación ambiental (Artículo 12); estableció la obligación de reportar a los consumidores y al gobierno la utilización de elementos susceptibles de producir contaminación (Artículo 15); e instituyó responsabilidades civiles y sanciones por el desarrollo de acciones que produzcan contaminación o detrimento del medio ambiente (Artículos 16 y 17).

A través de esta norma, se permitió al Gobierno Nacional la creación de esquemas técnicos que permitieran la EIA, con el propósito de materializar y regular la obligación constitucional del Estado de proteger el medio ambiente. Esta ley se constituye, actualmente, como una fuente de derecho para todas las normas y manuales

relacionados con la EIA en Colombia, tanto en las obligaciones que generan para los agentes contaminantes como en las respectivas sanciones.

Aunque la Ley 23 de 1973 sirvió como punto de partida para la creación de un sistema de EIA en el país, por su alcance general, dejó demasiada discrecionalidad al Gobierno Nacional para el desarrollo de este sistema. Igualmente, al establecerse obligaciones difusas para el gobierno, se corrió el riesgo de que su implementación fuera ineficaz.

3.1.3 Ley 99 de 1993

Mediante esta ley se creó el Ministerio del Medio Ambiente y el Sistema Nacional Ambiental, y se reordenó el sector público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables. A parte de las disposiciones administrativas que contempló la Ley 99 de 1993, se decretaron unos Principios Generales Ambientales coherentes con la Declaración de Río de Janeiro de 1992 (Artículo 1) y se introdujeron el EsIA, como instrumento básico para la toma de decisiones respecto al desarrollo de actividades, obras o proyectos que impacten el medio ambiente y; la LA, como instrumento para autorizar el desarrollo de actividades, obras o proyectos que cumplan los requisitos establecidos por la norma (Artículos 1, 49, 50, 57 y 58).

En esta norma se establecieron los principios generales de los EsIA, entre los cuales se exigió el requisito de incorporar en el diseño de los mismos los planes de prevención, mitigación, corrección y compensación de los impactos ambientales generados (Artículo 57). Igualmente, se estableció la facultad y responsabilidad de las autoridades ambientales respectivas para realizar la correspondiente evaluación de los EsIA, con el fin de determinar si se otorga o se niega la LA requerida para la ejecución de la actividad, obra o proyecto (Artículo 57).

La Ley 99 de 1993 representó un importante avance en la legislación ambiental colombiana al fortalecer y crear, por una parte, las instituciones responsables de emitir criterios técnicos y científicos para la adecuada gestión ambiental y, por otra parte, las instituciones encargadas de vigilar y administrar las políticas ambientales del país. Entre sus principales limitaciones en el contexto de la EIA se encuentran: 1) la incorporación de adjetivos ambiguos como “grave” o “considerables” al referirse a las actividades, obras o

proyectos que requieren LA (Artículo 49); 2) no se introdujo de forma taxativa la jerarquía de la mitigación, según la cual, solo se deben compensar los impactos ambientales una vez contempladas todas las actividades de prevención, corrección y mitigación; de tal manera que se otorgó la misma importancia a las actividades de prevención, mitigación, corrección o compensación (Artículos 50 y 57); y 3) no se estableció ningún requerimiento técnico o científico para la elaboración de los EsIA (Artículo 57).

3.1.4 Ley 165 de 1994 – Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica

A través de esta norma se aprobó y se integró a la normatividad colombiana el Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica, cuyos objetivos son la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos.

En la Ley 165 de 1994, los contratantes se comprometieron a elaborar y adaptar estrategias, planes o programas para la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica y a integrarlas en los planes, programas y políticas sectoriales o intersectoriales (Artículo 6). De este modo, debido a que los mecanismos de compensación ambiental en Colombia han estado enfocados principalmente a la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad, resulta relevante esta ley.

La importancia del Convenio Sobre Diversidad Biológica radica en que fue el primer acuerdo multilateral en reconocer a la biodiversidad como un componente integral del desarrollo de interés común para toda la humanidad y en generar compromisos entre las naciones para su conservación y utilización sostenible. En general, las principales limitaciones del Convenio son: 1) prácticamente todas las obligaciones son “en la medida de lo posible y según proceda”, lo cual deja un amplio margen para generar ambigüedades en la aplicación de la Ley; y 2) el Convenio está imbuido por la lógica del Desarrollo Sostenible, la cual ha recibido críticas y cuestionamientos por parte de varios pensadores ambientales y económicos (Ángel, 2003; Baden, s.f.; Brunel, 2008; Daly, 1996).

3.1.5 Ley 1450 de 2011 – Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014

La Ley 1450 de 2011 expidió el Plan Nacional de Desarrollo del gobierno presidido por Juan Manuel Santos para el período 2010-2014. Respecto al tema de la sostenibilidad ambiental y la prevención del riesgo, los elementos más relevantes de esta ley son: 1) la protección parcial de ecosistemas de páramo, humedal y arrecifes de coral (Artículos 202 y 207); 2) la división de las áreas forestales y las áreas de reserva forestal en protectoras y productoras (Artículos 203 y 204); 3) la modificación de las tasas retributivas, compensatorias y por uso del agua y, la destinación de recursos a la inversión en conservación y recuperación de las cuencas hidrográficas (Artículos 211 y 216); 4) la modificación de los plazos establecidos en los Artículos 57 y 58 de la Ley 99 de 1993 para la fijación de los términos de referencia de los EsIA y para el procedimiento para el otorgamiento de la LA (Artículos 223 y 224) y; 5) la exigencia de certificación para las personas encargadas de la elaboración de los EsIA, los Diagnósticos Ambientales de Alternativas –DAA- y los Planes de Manejo Ambiental (Artículo 225).

A parte de las modificaciones a los Artículos 57 y 58 de la Ley 99 de 1993 y de la incorporación de certificados para las personas que realizan los estudios ambientales, esta norma es relevante en el contexto de las compensaciones ambientales porque le otorgó a las autoridades ambientales la facultad de declarar, reservar, alinderar, realinderar, sustraer, integrar o recategorizar las áreas de reserva forestal y de imponer las medidas de compensación, restauración y recuperación en los casos en que proceda la sustracción de las áreas de reserva forestal. Igualmente, se estableció que, para los casos en que haya sustracción temporal, las compensaciones se determinarán de acuerdo con el área afectada (Artículo 204).

La facultad que otorgó esta norma a las autoridades ambientales para imponer las medidas de compensación, restauración y recuperación, motivó la creación por parte del MADS del Manual para la asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad, lo cual representó un avance en la búsqueda de instrumentos técnicos y científicos que permitieran mecanismos de compensación ambiental más eficaces.

Sin embargo, la Ley 1450 de 2011 le otorgó demasiadas facultades a las autoridades ambientales y en particular, al entonces Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial –MAVDT- (ahora MADS) para la determinación de las medidas de gestión

ambiental, desconociendo la importancia que tienen los actores locales en la conservación y preservación de su entorno y generando una serie de riesgos asociados a la potencial incompetencia de estas instituciones para alcanzar los objetivos que se proponen.

Adicionalmente, las modificaciones a los Artículos 57 y 58 de la Ley 99 de 1993 no resolvieron las limitaciones de estos artículos, en cambio, redujeron la mayoría de los plazos con los que cuentan las autoridades ambientales para evaluar los estudios ambientales y decidir si otorgan o no la LA.

3.1.6 Decreto 1791 de 1996

A través del Decreto 1791 de 1996 se estableció el régimen de aprovechamiento forestal. Sus principales componentes son: 1) se dividieron los aprovechamientos forestales en únicos, persistentes y domésticos (Capítulo II); 2) se establecieron los requisitos formales y procedimentales que deben presentarse para recibir la autorización por parte de las autoridades ambientales para el aprovechamiento forestal en cada caso (Capítulos III, IV, V y VI); 3) se establecieron permisos para el estudio de los bosques naturales y la flora silvestre en los casos en que se desee adelantar actividades, obras o proyectos (Capítulo VII); 4) se establecieron procedimientos para la autorización del aprovechamiento de árboles aislados y de productos de la flora silvestre con fines comerciales (Capítulo VIII y IX) y; 5) se definieron y establecieron obligaciones para las industrias o empresas forestales y para las plantaciones forestales (Capítulos X y XI).

Los aprovechamientos forestales únicos son de particular importancia para el estudio de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA por ser los que se realizan por una sola vez en áreas donde se demuestre mejor aptitud del uso del suelo diferente al forestal o cuando existan razones de utilidad pública o interés social, es decir, cuando se adelantan actividades, obras o proyectos que requieren la remoción de áreas forestales sin que su objetivo sea la explotación comercial de las mismas.

Respecto a estos aprovechamientos, esta norma estableció que si en un área de reserva forestal o de manejo especial se determina la necesidad de desarrollar actividades que impliquen la remoción del bosque o cambio de uso del suelo, la zona afectada deberá ser

previamente sustraída de la reserva o del área de manejo especial de que se trate (Artículo 12, Parágrafo 1). Igualmente, se decretó que cuando por razones de utilidad pública o de interés social se requiera sustraer bosques ubicados en terreno de dominio público para realizar aprovechamientos forestales únicos, el área afectada deberá ser compensada, como mínimo, por otra de igual área o extensión, en el lugar que determine la entidad administradora del recurso (Artículo 12, Parágrafo 2).

El Decreto 1791 de 1996 estableció la obligatoriedad de compensar cuando se presentan aprovechamientos forestales únicos, lo cual representó un avance en los esfuerzos por conservar y preservar la cobertura boscosa del país. Sin embargo, el único criterio que estableció la norma para la determinación de las compensaciones (área o extensión) es claramente insuficiente, ya que dejó por fuera todas las propiedades ecológicas que constituyen a los sistemas naturales: productividad biológica, biodiversidad, elasticidad, resiliencia, endemismo, representatividad, entre otras (Odum, 1953). Igualmente, se ignoró la importancia de todas las relaciones socioculturales y económicas que los actores locales pueden tener con el área forestal sustraída.

Por otra parte, el Decreto 1791 de 1996 se diseñó pensando más en facilitar la explotación y la sustracción forestal que en la protección y conservación de áreas forestales, dejando a discrecionalidad de las autoridades ambientales, la autorización o prohibición de los aprovechamientos forestales y permitiendo que, incluso, en áreas de reserva forestal o de manejo especial se realicen tales aprovechamientos.

Finalmente, los criterios de utilidad pública o interés social son extremadamente ambiguos: ¿No es la conservación y protección de los bosques de utilidad pública y de interés social?

3.1.7 Decreto 2820 de 2010

El Decreto 2820 de 2010 modificó los principales componentes del proceso de EIA en Colombia. Entre los elementos que reglamentó esta norma se encuentran: 1) estableció la competencia y exigibilidad de la LA (Título II); 2) definió los componentes de los EsIA (Título III); 3) instauró el procedimiento para la obtención de la LA (Título IV); 4) formuló los procedimientos y las circunstancias para las cuales se puede modificar, cesar, integrar o perder la vigencia de la LA (Título V); 5) modificó el proceso de control y

seguimiento, exigiendo el Plan de Desmantelamiento y Abandono y el Plan de Inversión del 1% (Título VI) y; 6) creó la Ventanilla Única de Trámites Ambientales en Línea – VITAL- (Título VII).

Esta norma es central para el proceso de EIA en Colombia y, por esta razón, resulta fundamental para entender la forma en que se diseñan y ejecutan los mecanismos de compensación ambiental en el país.

En el Decreto 2820 de 2010 se definieron las medidas de compensación como “las acciones dirigidas a resarcir y retribuir a las comunidades, las regiones, localidades y al entorno natural por los impactos o efectos negativos generados por una actividad, obra o proyecto que no puedan ser evitados, corregidos, mitigados o sustituidos” (Artículo 1º). Esta definición incorpora, implícitamente, la jerarquía de la mitigación; sin embargo, nunca se estableció de forma explícita en el documento que, solo una vez que se han contemplado todas las actividades respectivas de prevención, corrección y mitigación de impactos, se deba proceder a considerar los mecanismos de compensación.

Este decreto constituye la última modificación sustancial al proceso de EIA en Colombia, no obstante, se encuentra precedido por otras normas que legislaron al respecto (Ley 99 de 1993, Decreto 1728 de 2002, Decreto 1180 de 2003 y Decreto 1220 de 2005).

Respecto a estas normas, el Decreto 2820 de 2010 incorporó algunas modificaciones potencialmente favorables: la exigencia del Plan de Desmantelamiento y Abandono y del Plan de Inversión del 1%; la ampliación de las condiciones bajo las cuales las autoridades ambientales pueden modificar la LA (incluyendo la situación en la cual la autoridad ambiental identifique impactos no contemplados en los EsIA); y la creación de la VITAL.

A pesar de ello, esta norma arrastró los defectos y limitaciones de normas anteriores: la omisión del requisito de LA para varias actividades, obras o proyectos que potencialmente pueden generar impactos ambientales importantes; la limitación de la participación pública de forma discriminatoria e incompleta; la omisión de una metodología específica para la identificación y evaluación de los impactos ambientales y; la exoneración del requisito de presentar DAA para algunas actividades (Toro, 2009).

Adicionalmente, el Decreto 2820 de 2010 redujo los tiempos establecidos para el procedimiento de solicitud de la LA respecto a normas anteriores, restringiendo de forma indirecta los tiempos disponibles para los espacios de participación pública.

3.1.8 Resolución 1503 de 2010 – Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales

A través de la Resolución 1503 de 2010 se adoptó la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales, la cual estableció los lineamientos generales para la elaboración del DAA, el EslA y el Plan de Manejo Ambiental (Artículo Primero). Esta metodología es un instrumento de consulta obligatoria y de orientación a los usuarios que, de acuerdo con la ley, deban realizar estos estudios para la obtención de la LA (Artículo Segundo).

La importancia de esta metodología radica en que tenía el potencial para constituirse como el manual técnico que asegurara la calidad, coherencia y homogeneidad de los estudios ambientales que forman parte del proceso de EIA en Colombia, incluyendo los planes de manejo ambiental y los mecanismos de compensación que se contemplen en estos. Adicionalmente, dada la cantidad de vacíos e imprecisiones que impregnan la normatividad referente a la elaboración de estudios ambientales en Colombia, este documento tenía la oportunidad de resolver tales deficiencias. Pese a esto, el manual tiene serias limitaciones que se exponen a continuación.

Respecto a la evaluación de los impactos ambientales, la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales dio unos criterios imprecisos para el proceso de evaluación de los mismos y no se presentó, exigió ni explicó ninguna metodología específica que permita su identificación y calificación.

Sobre la valoración económica de los impactos y los análisis costo-beneficio, se presentó una visión sesgada e incompleta sobre las ventajas de estos instrumentos en los procesos de elaboración de estudios ambientales. Posteriormente, se describieron de forma superficial los elementos teóricos básicos de la valoración económica ambiental y se sugirió que los análisis costo-beneficio se tratan de “bases sólidas para identificar si la implementación del proyecto genera pérdidas o ganancias en el bienestar social del país” (MAVDT, 2010; p. 26), sin siquiera considerar su gran cantidad de limitaciones y sin

aclarar nunca que estos jamás deben servir como única fuente de información en el proceso de toma de decisiones para la gestión ambiental.

Igualmente, la inclusión de la valoración económica en la metodología dejó muchas preguntas por responder: 1) si el objetivo del Plan de Manejo Ambiental es que los impactos ambientales no generen costos externos importantes, ¿para qué valorar estos costos económicamente y someterlos a un análisis costo-beneficio?; 2) ¿qué tienen que ver los beneficios agregados que reciben unos individuos determinados por el desarrollo de un proyecto con los costos agregados que asumen un grupo de personas diferentes por los impactos ambientales negativos generados? Y; 3) si un proyecto genera ganancias de bienestar social, ¿significa que los afectados por el proyecto pierden los derechos fundamentales a la vida, la salud y el ambiente sano en virtud del interés de los demás?

En cuanto a la elaboración del Plan de Manejo Ambiental, la metodología dio unas recomendaciones generales e imprecisas para su presentación y seguimiento, ignorando completamente la jerarquía de la mitigación, de tal manera que se dejó a discreción del diseñador del estudio si se previene, corrige, mitiga o compensa los impactos ambientales generados.

Igualmente, se omitió por completo la inclusión de mecanismos que permitan a los actores locales la participación activa en el proceso de EIA y la elaboración de los estudios ambientales.

Finalmente, en este documento se describieron algunos criterios formales que deben seguirse para la presentación de los documentos escritos y de las cartografías. Esta información realmente no tiene mayor efecto en garantizar la calidad técnica o científica de los estudios ambientales, pero constituye más de la mitad del manual.

3.1.9 CONPES 3680 de 2010 – Lineamientos para la Consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas

El CONPES 3680 de 2010 dictó los lineamientos de política necesarios para la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas -SINAP-, con los objetivos de contribuir a la conservación de la biodiversidad como base para el desarrollo del país,

generar beneficios ambientales y preservar espacios naturales indispensables para la conservación de la diversidad cultural de la nación (p. 1).

Respecto al tema de las compensaciones ambientales, este documento recomendó: “incorporar como prioritaria la financiación de la administración y manejo de áreas protegidas integrantes del SINAP, en la reglamentación que expida sobre compensaciones derivadas de licencias ambientales” (p. 42). Ciertamente, la integración de los mecanismos de compensación basados en equivalencias ecológicas y de las compensaciones por pérdida de biodiversidad, puede llegar a ser un componente fundamental en el fortalecimiento del SINAP.

El documento realizó algunos avances importantes en el diagnóstico de los principales problemas del SINAP, entre los que se mencionaron: 1) la no existencia de un inventario oficial de áreas protegidas; 2) la no representación o subrepresentación de los ecosistemas existentes en el país y, 3) la no evaluación de la efectividad en el manejo del sistema así como la insuficiencia y desarticulación de recursos económicos, humanos y logísticos para la gestión (p. 11, 12).

Igualmente, se propusieron las siguientes acciones estratégicas para conseguir la consolidación del SINAP: 1) diseñar e implementar el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas de Colombia; 2) rediseñar el Sistema de Categorías de Áreas Protegidas estandarizado para Colombia; 3) afianzar la estructura de participación del SINAP; 4) racionalizar la creación de nuevas áreas protegidas; 5) mantener el proceso de identificación de vacíos de conservación y definición de prioridades; 6) generar acciones complementarias de ordenamiento territorial que aporten a la conectividad del SINAP; 7) estructurar e implementar una estrategia de sostenibilidad financiera; 8) evaluar la efectividad del manejo del SINAP y; 9) consolidar un Sistema de Información y Monitoreo del SINAP (pp. 30-40).

La consolidación y fortalecimiento del SINAP favorece la conservación y protección de áreas de importancia ecológica y sociocultural, ya que de acuerdo a la Ley 1450 de 2011: “las áreas de reserva forestal protectoras nacionales son áreas protegidas y hacen parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas” (Artículo 204); y: “en las áreas de reserva forestal protectoras no se podrán desarrollar actividades mineras ni se podrán sustraer para este fin” (Artículo 204, Parágrafo 1). Sin embargo, en las áreas de reserva forestal protectoras se permiten otro tipo de actividades que potencialmente pueden generar

impactos ambientales negativos, siempre y cuando estén en consonancia con el régimen de usos previsto para tal efecto (Artículo 204, Parágrafo 1).

3.1.10 Novena reunión de la Conferencia de las Partes del Convenio de Diversidad Biológica -COP 9- – Estándar sobre Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad

Durante la COP 9, celebrada en Bonn, Alemania, en el 2008, se adoptó la Decisión IX/26 a través de la cual se dieron los lineamientos para la promoción de la intervención del sector empresarial en los temas relacionados con la diversidad biológica. Como anexo a esta decisión, se presentó el Marco de Acciones Prioritarias Sobre el Sector Empresarial, el cual invitó a “difundir los instrumentos y las prácticas óptimas de las empresas que participan en *BioTrade*” (COP 9, 2008; p. 150).

En el marco de estos instrumentos se elaboró el Estándar sobre Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad (Business and Biodiversity Offsets Programme –BBOP-, 2012). Este manual tiene como objetivo ayudar a los interventores, desarrolladores, grupos de conservación, comunidades, gobiernos e instituciones financieras que deseen evaluar las compensaciones por pérdida de biodiversidad a la luz de los Principios, Criterios e Indicadores –PCI- establecidos por el BBOP (BBOP, 2012).

De forma resumida, los principios propuestos por el BBOP para las compensaciones por pérdida de biodiversidad en este documento son:

1. *Adherencia a la jerarquía de la mitigación*: las compensaciones por pérdida de biodiversidad se aplicarán solamente a los impactos residuales del proyecto, es decir, aquellos que subsisten una vez contempladas las medidas apropiadas para evitar, minimizar, rehabilitar y restaurar los impactos generados sobre la biodiversidad.
2. *Límites a lo que se puede compensar*: no todos los impactos generados a la biodiversidad son compensables, por lo tanto, se debe evaluar y reducir el riesgo al mínimo.
3. *Contexto del paisaje*: las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberán considerar la información disponible sobre la gama completa de valores

biológicos, sociales y culturales de la biodiversidad y deberán ser diseñadas e implementadas con el fin de complementar y contribuir a las prioridades de la conservación de la biodiversidad identificadas a nivel de paisaje, eco-región y país.

4. *No pérdida neta*: las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberán tener como objetivo la no pérdida neta de biodiversidad y, preferiblemente, una ganancia neta.
5. *Resultados adicionales de la conservación*: las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberán alcanzar resultados de conservación superiores a los que habrían ocurrido sin compensación y, además, las compensaciones deben evitar desplazar actividades que causen daño a la biodiversidad a otras localizaciones.
6. *Participación de los actores*: en las compensaciones por pérdida de biodiversidad, se deberá asegurar la participación eficaz de los actores en la toma de decisiones, incluyendo los procesos de evaluación, selección, diseño, implementación y monitoreo.
7. *Equidad*: en las compensaciones por pérdida de biodiversidad se deberán compartir de forma justa y equilibrada los derechos, responsabilidades, riesgos y recompensas entre los actores locales, respetando los arreglos legales y las costumbres. Igualmente, se deberá dar reconocimiento especial a los derechos de las poblaciones indígenas y las comunidades locales.
8. *Resultados a largo plazo*: Las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberán incorporar los procesos de evaluación y monitoreo, con el objetivo de asegurar que los resultados duren por lo menos tanto como la duración de los impactos del proyecto y, preferiblemente, a perpetuidad.
9. *Transparencia*: La información sobre el diseño, la implementación y los resultados de las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberán ser suministrados a los actores y al público general de forma transparente y oportuna.
10. *Ciencia y conocimiento adicional*: El diseño y la implementación de las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberá ser un proceso documentado e informado mediante ciencia acertada, incluyendo una consideración apropiada del conocimiento tradicional.

Los anteriores principios resultan sumamente relevantes para el proceso de diseño e implementación de las compensaciones por pérdida de biodiversidad y, si bien su

enfoque son los aspectos ecológicos, no se desconocen por completo los valores económicos, socioculturales y político-normativos.

Este documento sirve como base y fundamento del proceso de integración, coherencia y calidad del proceso de compensación por pérdida de biodiversidad a nivel internacional, y sus principios, criterios e indicadores deberían constituir el mínimo a partir del cual un país como Colombia elabora su reglamentación interna para el diseño e implementación de las compensaciones ambientales; no solo aquellas que responden a impactos que afectan la biodiversidad, sino todas ellas.

Sin embargo, los principios, criterios e indicadores propuestos por el BBOP no resultan de ninguna manera suficientes, especialmente, en el caso de las compensaciones por impactos que generen afectación económica y sociocultural, casos en los cuales se debería dar un mayor énfasis a los estándares para asegurar la calidad de las compensaciones que intenten identificar, evaluar y reparar el impacto sobre la infraestructura económica y los valores intangibles asociados a la cultura.

3.2 Evaluación general del marco normativo colombiano de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA

Existen limitaciones estructurales en el marco normativo de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA que impiden el desarrollo de una metodología de diseño e implementación que integre adecuadamente los componentes ecológico, político-normativo, económico y sociocultural.

En primer lugar, las normas existentes en el país, con excepción del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad, no hacen explícita ni obligatoria la adherencia a la jerarquía de la mitigación. La Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales no hizo ninguna mención a la jerarquía de la mitigación al definir los criterios para la elaboración de los planes de manejo, mientras que el Decreto 2820 se limitó a definir las compensaciones como aquellas medidas para

los impactos “que no puedan ser evitados, corregidos, mitigados o sustituidos.” (Artículo 1º).

La jerarquía de la mitigación establece que los mecanismos de compensación solo deberían ser considerados para los impactos ambientales residuales, es decir, aquellos que subsisten una vez se han contemplado todas las posibles medidas de prevención, corrección y mitigación (BBOP, 2012). Ciertamente, esto no es lo mismo que decir que las compensaciones se deban aplicar solo a aquellos impactos ambientales que no puedan ser evitados, corregidos o mitigados: la primera definición implica que las compensaciones deben ser una medida de última instancia, mientras que la segunda definición implica que las compensaciones son asignadas *ex ante*, es decir, antes de analizar si los impactos ambientales a compensar son residuales. La ambigüedad que permite esta definición es inaceptable para cualquier norma.

Al no establecerse de forma clara y explícita la jerarquía de la mitigación, se hizo que las diferentes medidas de prevención, corrección, mitigación y compensación fueran sustitutivas en la normatividad del país, es decir, todas estas medidas tienen la misma importancia y cualquiera de ellas puede actuar como sustituto de las otras. Esto es particularmente grave en el tema de las compensaciones debido a que, como lo recomendó el BBOP (2012), las medidas de compensación solo son aplicables a los impactos ambientales residuales.

En segundo lugar, la normatividad colombiana limita la exigibilidad de LA de forma arbitraria. Muchas actividades que son susceptibles de afectar negativamente el medio ambiente han sido exoneradas progresivamente del requisito de LA (Toro, 2009) y, actualmente, no se ha revertido esta situación. Algunos ejemplos destacados son: la construcción de medios de transporte masivo, la exploración minera, los cementerios, los proyectos agroindustriales, la ganadería, la construcción de hospitales y las granjas pecuarias, acuícolas, piscícolas y avícolas. De esta forma, las normas son asimétricas en la aplicación de los instrumentos de gestión y control ambiental, limitando la capacidad de las autoridades ambientales para ejercer su función.

En tercer lugar, no existe ninguna metodología oficial específica para la identificación y evaluación de los impactos ambientales en los EsIA. Este vacío provocado por la ausencia de lineamientos metodológicos para la elaboración de estudios ambientales en

la normatividad colombiana produce que los EsIA presentados a las autoridades ambientales sean heterogéneos y con un alto grado de subjetividad (Martínez, 2010).

En cuarto lugar, la participación de las comunidades locales se encuentra limitada por las diversas normas que regulan el proceso de EIA en Colombia. La Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales no hizo ninguna mención a mecanismos específicos que permitan la participación activa de los actores locales. El Decreto 2820 de 2010 redujo los tiempos en los cuales podría hacerse efectiva la participación y, adicionalmente, estableció que se deberá informar a las comunidades sobre los alcances del proyecto, “cuando se consideren pertinentes los aportes recibidos durante este proceso” (Artículo 15). Entonces, ¿para qué establecer una obligación que no obliga a nada?

En quinto lugar, las normas son permisivas con el desarrollo de actividades, obras o proyectos en parques nacionales naturales, reservas forestales, páramos y otras áreas de reserva de importancia ecológica especial. Tanto el Decreto 1791 de 1996 como la Ley 1450 de 2011 se limitaron a restringir parcialmente el tipo de actividades que se pueden desarrollar en las áreas protegidas. Igualmente, el Decreto 1791 de 1996 permitió la sustracción de zonas dentro de las áreas de reserva forestal con base en criterios ambiguos.

En sexto lugar, las normas hacen un énfasis excesivo en la delimitación discreta de los ecosistemas vulnerables o de importancia ecológica para el establecimiento de las medidas de protección, recuperación o conservación, desconociendo una realidad ecológica fundamental: los ecosistemas son entidades complejas y difusas que se interrelacionan de formas igualmente complejas (Odum, 1953). La delimitación discreta de los ecosistemas ignora el hecho de que la alteración de un ecosistema en un área determinada puede tener efectos inciertos sobre otras áreas.

En séptimo lugar y por último, tanto la reglamentación interna como los acuerdos internacionales se encuentran imbuidos en la lógica del Desarrollo Sostenible. Bajo esta lógica, el concepto de desarrollo es asimilable al de crecimiento económico y más, específicamente, al de crecimiento del consumo. Como señaló Ángel (2003), la lógica del Desarrollo Sostenible evade el tema del cambio cultural y en vez de esto, busca perpetuar la cultura actual al integrar la perspectiva ambiental al modelo de desarrollo.

De esta manera, la normatividad nacional e internacional no ha buscado limitar el crecimiento económico, sino promoverlo. La pregunta sobre si es posible incrementar el crecimiento económico y, al mismo tiempo, mantenerse dentro de los límites de resiliencia ambiental, es una pregunta abierta.

Para algunos autores de la economía ecológica, el crecimiento indefinido del consumo no es posible debido a la existencia de límites biofísicos, tanto para la provisión de materias primas, como para la asimilación de desechos. Para Daly (2007), el límite natural al crecimiento de la producción y el consumo viene determinado por la energía solar. Desde su perspectiva, la energía aportada por el Sol al planeta no tiene un flujo creciente, y por lo tanto, no es posible aumentar de forma indefinida el consumo energético necesario para el crecimiento de la producción de mercancías.

Sin embargo, la posición de la mayoría de los gobiernos del mundo, incluyendo el de Colombia, es la del optimismo tecnológico. Bajo esta perspectiva, los problemas ecológicos, económicos y socioculturales que surgen como producto de la transformación antrópica del medio ambiente pueden solucionarse a través de la implementación de nuevas técnicas y tecnologías, sin necesidad de modificar radicalmente el modelo actual de desarrollo ni las prácticas asociadas a la cultura.

En cualquiera de los casos, una actitud precautoria que permita el diseño de herramientas de manejo ambiental óptimas es una necesidad imperante para las sociedades actuales. Por esta razón, el crecimiento económico no debe ser usado como pretexto para permitir herramientas de manejo ambientales deficientes e instituciones ineficaces y permisivas.

3.3 Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad

La Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales estableció que las compensaciones por pérdida de biodiversidad deberán realizarse teniendo en cuenta las equivalencias ecológicas y el valor ecológico de la biodiversidad afectada, de acuerdo a la metodología establecida por el MAVDT. Esta metodología se materializó a través de la creación, por parte del MADS, del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad, en el año 2012.

En esta sección se describen los principales componentes del manual, con el objetivo de realizar una evaluación del mismo en la cuarta sección de este capítulo.

3.3.1 Adherencia a la jerarquía de la mitigación

A través de la definición de medidas de compensación por pérdida de biodiversidad biológica, se introdujo la adherencia a la jerarquía de la mitigación. De acuerdo al manual, estas medidas consisten en “las acciones que tienen como objetivo resarcir a la biodiversidad por los impactos o efectos negativos que no pueden ser evitados, corregidos, mitigados o sustituidos y que conlleven a pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas naturales terrestres y vegetación secundaria; de manera que se garantice la conservación efectiva de un área ecológicamente equivalente donde se logre generar una estrategia de conservación permanente o su restauración ecológica, a fin de que al comparar con la línea base se garantice la no pérdida neta de biodiversidad” (p. 6).

Igualmente, el manual estableció que las medidas de primera instancia son aquellas que conducen a la prevención, mitigación y corrección de los impactos, y las de segunda instancia son aquellas que se encargan de la compensación de los impactos a la biodiversidad (p. 13).

Respecto a las medidas de prevención, el manual determinó que los estudios ambientales identificarán las áreas que, por su importancia y relevancia ecosistémica, deberán ser excluidas de la realización de la respectiva actividad, obra o proyecto. Estas áreas de exclusión consisten en: las áreas protectoras del SINAP; los ecosistemas estratégicos con regulación especial o régimen de usos y actividades no compatible con el desarrollo de actividades, obras o proyectos; las áreas protegidas por convenios internacionales; las demás reservas forestales protectoras definidas por la Ley 2 de 1959 y la Ley 2811 de 1974; y las áreas de especial importancia ecológica en las cuales resulte incompatible el desarrollo de actividades, obras o proyectos (p. 14, 15).

En cuanto a las medidas de mitigación, el manual instituyó que estas deberán propender por mantener los atributos de los ecosistemas dentro de los umbrales de resiliencia, de tal manera que los impactos sobre la biodiversidad no produzcan efectos irreversibles (p. 15).

Finalmente, sobre las medidas de corrección, solo se mencionó que deberán ser establecidas en concordancia con los atributos claves de los ecosistemas naturales y la vegetación secundaria que pueda ser afectada (p. 15).

3.3.2 ¿Cuánto compensar?

Para el cálculo del área a compensar, el manual determinó la asignación de unos factores de compensación por pérdida de biodiversidad. Estos factores actúan como multiplicadores y se justifican en la incertidumbre y el riesgo asociados al proceso de compensación (p. 17).

El factor total de la compensación depende de cuatro factores individuales: 1) la representatividad del ecosistema en el SINAP; 2) la rareza; 3) la remanencia y; 4) la tasa de transformación anual. Para la vegetación secundaria, el factor total de compensación oscila entre 2 y 5; mientras que para los ecosistemas naturales oscila entre 4 y 10 (p. 17).

Respecto a la representatividad, esta se definió como “el porcentaje mínimo necesario de una unidad de análisis para asegurar su representación en el SINAP en términos de la meta de conservación” (p. 18). De esta manera, a medida que disminuye la representatividad de un ecosistema en el SINAP, aumenta el factor de compensación por representatividad.

En cuanto a la rareza, se definió como la singularidad de un ecosistema o de un bioma en un área de estudio, teniendo en cuenta la rareza del bioma en el país y la rareza de un ecosistema al interior de un bioma o distrito biogeográfico. A medida que aumenta la rareza de un ecosistema o de un bioma, aumenta el factor de compensación por rareza (p. 21).

Sobre la remanencia, esta se refiere al área de ecosistemas no transformados que existen en un bioma determinado. Su cálculo se estableció como el cociente entre el área de ecosistemas naturales remanentes sobre el área total del bioma, multiplicado por cien. El factor de compensación por remanencia es máximo, tanto para ecosistemas con muy baja remanencia como para ecosistemas con muy alta remanencia, y alcanza su valor mínimo para aquellos ecosistemas que tienen una remanencia media (p. 23).

Finalmente, la tasa de transformación anual se definió como la tasa de pérdida anual de cobertura natural de un ecosistema o de un bioma, provocada por acción antrópica o natural (p. 25). A medida que la tasa de pérdida anual de cobertura natural es más alta, incrementa el factor de compensación por tasa de transformación.

Para calcular el área total a compensar, el interesado deberá calcular cada uno de los cuatro factores, realizar la sumatoria, y multiplicar este factor total por el área a impactar como producto del desarrollo de una actividad, obra o proyecto. Expresado matemáticamente: $Ac = Ai \cdot Fc_i$; donde: Ac es el área total a compensar, Ai es el área a impactar y Fc_i es cada uno de los factores de compensación (p. 25).

Esta fórmula difiere en los casos en que se realice compensación por afectación de vegetación secundaria de menos de quince años de desarrollo, en los cuales la sumatoria de los cuatro factores individuales de compensación se divide entre dos (p. 28, 29).

Para que el cálculo de los factores de compensación no implique la elaboración de un procesamiento geográfico en cada caso, se presentó como anexo al manual un Listado Nacional de Factores de Compensación, en el cual se muestran los factores de compensación estimados para cada uno de los ecosistemas terrestres del país (Anexo 1 del manual).

3.3.3 ¿Dónde compensar?

Para la determinación de en dónde realizar la compensación, el manual se adhirió al criterio de equivalencias ecológicas. Para que un área se considere ecológicamente equivalente deberá cumplir con los siguientes criterios (p. 30, 31):

- Ser del mismo tipo de ecosistema natural afectado.
- Ser equivalente al tamaño o área del fragmento del ecosistema impactado.
- Tener igual o mayor condición y contexto paisajístico al fragmento del ecosistema impactado.
- Tener igual o mayor riqueza de especies al fragmento del ecosistema impactado.
- Que esté localizada en el área de influencia del proyecto.

- Si no se puede cumplir lo anterior, que esté en la misma subzona hidrológica en donde se ubica el proyecto.
- Si no se puede cumplir lo anterior, que esté en subzonas hidrológicas circundantes en donde se ubica el proyecto.
- Si no se puede cumplir lo anterior, que esté dentro del municipio en donde se ubica el proyecto.

Adicionalmente, el manual contempló que si no se encuentran áreas ecológicamente equivalentes en las cuales realizar la compensación, se podrá recurrir a herramientas de manejo del paisaje (silvopastoriles, agroforestales, silviculturales, entre otras), hasta cumplir con el área a compensar. Igualmente, las áreas del SINAP podrán ser objeto de compensación si cumplen con los primeros cuatro criterios y si requieren actividades de saneamiento predial o ampliación (p. 31).

Finalmente, si se encuentran varias áreas que cumplen los criterios de equivalencia ecológica establecidos, la priorización respecto al lugar en dónde se realizará la compensación deberá darse de acuerdo a los siguientes criterios en este orden: 1) ecosistemas naturales que estén priorizados por un portafolio de áreas prioritarias para la conservación; 2) ecosistemas naturales que representen una mayor oferta de servicios ambientales o compatibilidad con el régimen de usos previsto por los diversos instrumentos nacionales de ordenamiento territorial y; 3) ecosistemas naturales amenazados actual o potencialmente (p. 31, 32).

3.3.4 ¿Cómo compensar?

El manual determinó dos tipos de actividades a través de las cuales se deberán efectuar los mecanismos de compensación: conservación y restauración (p. 33).

Dentro de las acciones de conservación se contemplaron: 1) creación, ampliación o saneamiento de áreas protegidas del SINAP, incluyendo actividades de financiación; 2) creación y ampliación de áreas protegidas privadas que hagan parte del SINAP o Reservas Naturales de la Sociedad Civil, incluyendo actividades de financiación y; 3) establecimiento de acuerdos de conservación voluntarios, de incentivos para el mantenimiento y conservación de las áreas, servidumbres ecológicas u otros, entre el titular del proyecto y los propietarios, poseedores o tenedores de los predios (p. 33, 34).

Igualmente, se contemplaron las siguientes acciones de restauración: 1) restauración ecológica: la actividad deliberada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema respecto a su salud, integridad y sostenibilidad; 2) rehabilitación: el restablecimiento parcial de elementos estructurales o funcionales del ecosistema deteriorado y; 3) recuperación o reclamación: reemplazo de un ecosistema degradado por otro productivo, sin tener como referencia el ecosistema original (p. 34, 35).

Finalmente, para cada una de las acciones de restauración o de conservación, el manual determinó el requerimiento de un Plan de Compensación, en el cual se proporciona la información necesaria para que las autoridades ambientales puedan evaluar la propuesta de compensación, verificando que se cumplan los requisitos y criterios establecidos en el manual (pp. 35-38).

3.4 Evaluación del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad

Varias limitaciones del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad no se encuentran directamente relacionadas con las deficiencias del marco normativo colombiano, sino que son producto de una limitada concepción de los aspectos metodológicos contemplados.

El manual estableció de forma clara, explícita y taxativa la adherencia a la jerarquía de la mitigación. Sin embargo, al no instaurar de forma específica los casos en los cuales haya lugar a medidas de mitigación o de corrección, se generó el riesgo de que los planes de manejo contemplen medidas de compensación por pérdida de biodiversidad para impactos ambientales que puedan ser fácilmente mitigados o corregidos.

Igualmente, como lo señalaron Castiblanco, *et al.* (s.f.), existen serias restricciones para verificar el cumplimiento de la jerarquía de la mitigación en la práctica. Esta labor le corresponde a la autoridad ambiental encargada de la evaluación de las propuestas de compensación por pérdida de biodiversidad, la cual debe ser cautelosa y rigurosa al evaluar si la compensación se adhiere o no a la jerarquía de la mitigación.

Respecto a las medidas de prevención, dada la existencia de normatividad nacional e internacional que impide o limita el desarrollo de actividades productivas en áreas de importancia ecológica especial como la Convención de Ramsar, la Ley 2 de 1959, la Ley 2811 de 1974, el Decreto 1791 de 1996, la Ley 1450 de 2011 y los instrumentos de ordenamiento territorial, resulta más sencillo determinar las áreas que deben ser excluidas del desarrollo de actividades, obras o proyectos que impacten al entorno natural.

Sin embargo, dado que en muchos casos estas normas son permisivas e incompletas, no deben constituirse como el único criterio que debe ser tenido en cuenta para la determinación de las áreas de exclusión. Por ejemplo, la Ley 1450 de 2011 estableció que en las áreas de reserva forestal protectoras se permiten actividades (a excepción de las actividades de explotación minera), siempre y cuando estén en consonancia con el régimen de usos previsto para tal efecto (Artículo 204, Parágrafo 1). Estas actividades, potencialmente, pueden generar impactos ambientales negativos que afecten seriamente a la biodiversidad.

Por otra parte, las equivalencias ecológicas establecidas a través del manual se centran básicamente en cuatro componentes: 1) tipo de ecosistema; 2) tamaño; 3) condición y contexto paisajístico y; 4) riqueza de especies. Estos criterios no son suficientes para garantizar la equivalencia ecológica entre el área afectada y el área entregada como compensación, ya que se dejan por fuera otros atributos ecológicos relevantes como son: la productividad biológica, la macro-biodiversidad, la elasticidad, la resiliencia, los servicios ecosistémicos, la regulación climática, la retención de dióxido de carbono, la interacción a gran escala con otros biomas y ecosistemas, entre otros (Odum, 1953).

La rareza, la representatividad, la remanencia y la tasa de transformación anual fueron tenidas en cuenta a la hora de establecer el factor de compensación total, pero se dejaron por fuera al determinar las equivalencias ecológicas. De esta manera, no se garantiza que un sistema ecológico impactado sea compensado por otro de igual rareza, representatividad, remanencia o tasa de transformación anual, simplemente se garantiza que el área a compensar sea mayor o menor dependiendo de los atributos del sistema afectado.

Respecto al objetivo del manual de garantizar la no pérdida neta de biodiversidad, se ignoró por completo que el hecho de que no haya pérdida neta de biodiversidad no

garantiza que no haya pérdida neta de bienestar social. Como señaló Cole (2012), los mecanismos de compensación a quien buscan compensar es a los humanos y no a otras especies o al entorno, ya que el concepto de daño ambiental es completamente antrópico y no tendría sentido si no existiera la humanidad.

Lo anterior no significa que la protección del entorno natural no sea importante o que no deba ser parte de la política pública, lo que quiere decir es que el valor no es una propiedad intrínseca del entorno, sino que viene determinado por las interacciones afectivas, productivas, culturales y ecológicas que los humanos tenemos con este. De esta manera, al perder de vista el bienestar social en la aplicación de los mecanismos de compensación por pérdida de biodiversidad, se ignoró que la razón por la que es importante proteger a la biodiversidad es porque esta se constituye como un componente fundamental del desarrollo humano y del bienestar social.

Debido a las limitaciones de su objetivo, el manual se centró exclusivamente en las equivalencias ecológicas, desconociendo las funciones económicas y socioculturales de la biodiversidad. Siendo así, nada garantiza que las compensaciones se constituyan en equivalentes genuinos ya que, aunque algunas de sus funciones ecológicas sean similares, no se puede asegurar que ocurra lo mismo con las equivalencias en las funciones económicas y socioculturales.

Por otra parte, al contemplar la posibilidad de que no exista sustituibilidad en las funciones ecológicas de los espacios naturales impactados, el manual determinó que en dichos casos deberán realizarse actividades de restauración ecológica que podrán incluir herramientas de manejo del paisaje (silvopastoriles, agroforestales, silviculturales, etc), hasta cumplir con el área a compensar (p. 31).

Las herramientas de manejo del paisaje contempladas no garantizan que se presenten equivalencias en las funciones ecológicas, económicas y socioculturales entre los espacios naturales afectados y los que se compensan, por lo cual, no se justifica su uso. En los casos en que no se puedan encontrar equivalentes en las funciones ecológicas, económicas o socioculturales no debería haber lugar a la compensación y, posiblemente, tampoco a la actividad, obra o proyecto.

Adicionalmente, estas herramientas pueden incentivar el desplazamiento de actividades que transforman el paisaje, y además, pueden generar impactos ambientales negativos no contemplados que repercutan en el deterioro de la biodiversidad.

En cuanto a la participación de los actores locales en el proceso de compensación, el manual no especificó ninguna metodología mediante la cual se pueda garantizar la participación eficaz de los actores en la toma de decisiones de los procesos de evaluación, selección, diseño, implementación o monitoreo. Solo se estableció, de forma general, que las acciones de restauración deberán contener una estrategia de participación comunitaria (p. 37), sin hacer ninguna mención a cómo debe ser esta estrategia ni a qué tipo de comunidades debe estar dirigida.

Las compensaciones, como fueron contempladas en el manual, son un proceso bidireccional entre el responsable de efectuar la compensación y la autoridad ambiental, en el cual, la evaluación de la propuesta de compensación se fundamenta en unos criterios técnicos limitados que no permiten la inclusión de la participación de las comunidades locales afectadas. Igualmente, no existe en el marco normativo colombiano ningún requerimiento obligatorio para la participación de comunidades no minoritarias que solvante esta falencia del manual.

En el mismo sentido, al no incorporarse mecanismos de participación eficaces en el diseño e implementación de las compensaciones por pérdida de biodiversidad, no se puede garantizar que se compartan de forma justa y equitativa los derechos, responsabilidades, riesgos y recompensas entre los causantes de los impactos ambientales y las comunidades locales como lo sugirió el BBOP (2012).

Los resultados a largo plazo tampoco están garantizados por el manual ya que, de acuerdo a este, las actividades de restauración y conservación, así como las responsabilidades de mantenimiento y monitoreo, solo están contempladas durante la vida útil del proyecto (p. 30, 34, 35, 36). Ciertamente, los impactos ambientales sobre la biodiversidad no duran el mismo tiempo que la vida útil del proyecto, sino que la mayoría de estos tienen efectos negativos permanentes que, incluso, pueden amplificarse a medida que aumenta el tiempo. De esta manera, no se justifica que las obligaciones de mantenimiento y monitoreo de la compensación finalicen en cuanto termina el proyecto.

Finalmente, el manual no garantizó que el diseño e implementación de las compensaciones por pérdida de biodiversidad fuera un proceso documentado e informado mediante ciencia acertada, como lo propuso el BBOP (2012).

En el manual se elaboraron unos análisis geográficos con base en los trabajos del IDEAM (2007) y Corzo y Andrade (2010), a través de los cuales se elaboraron mapas indicativos de referencia que permiten estimar los factores totales de compensación para cada uno de los distritos biogeográficos del país (p. 18).

Sin embargo, de acuerdo a Castiblanco, *et al.* (s.f.), existen varias razones para pensar que esta aproximación no constituye un análisis técnico o científico riguroso: 1) la información disponible sobre los ecosistemas colombianos es incompleta; 2) el manual no considera la evolución de los ecosistemas y carece de información para hacer el seguimiento correspondiente y; 3) actualmente no existe información suficiente para la elaboración de una línea base que permita la construcción de los factores y parámetros de la compensación.

4.Recomendaciones para el diseño e implementación de las compensaciones ambientales en Colombia

Este capítulo contiene cuatro secciones: en la primera, se discute cuál debe ser el papel de la valoración económica y los análisis costo-beneficio en el diseño e implementación de las compensaciones ambientales; en la segunda, se establecen las recomendaciones para la incorporación de las equivalencias económicas, ecológicas y socioculturales en las compensaciones ambientales; en la tercera, se discute sobre el papel del criterio de justicia en relación con las compensaciones ambientales; y finalmente, en la cuarta, se proponen las recomendaciones respecto a los principales aspectos que requieren modificación en la EIA en Colombia, debido a que imponen limitaciones estructurales en el diseño e implementación de las compensaciones ambientales.

4.1 Sobre el papel de la valoración económica y los análisis costo-beneficio

Los análisis de equivalencia del valor económico, en particular, los análisis costo-beneficio, no han sido incorporados adecuadamente en la metodología colombiana para la elaboración de estudios ambientales. Si bien la valoración económica y los análisis costo-beneficio permiten estimar de forma imperfecta las ganancias y pérdidas de bienestar social que resultan del desarrollo de actividades, obras o proyectos; esto no significa que si ésta relación estima una ganancia de bienestar social neta se justifiquen todos los impactos ambientales negativos generados.

En el contexto de las compensaciones ambientales, la función de la valoración económica y de los análisis costo-beneficio no debe ser la de justificar las pérdidas de

bienestar que sufren unos con las ganancias de bienestar que gozan otros, sino garantizar que para las personas afectadas exista una correspondencia entre las pérdidas y las ganancias de bienestar.

En el contexto de la EIA, las compensaciones ambientales deben estar enfocadas a resarcir las pérdidas de bienestar causadas a las personas perjudicadas por los impactos ambientales residuales producidos por el desarrollo de actividades, obras o proyectos, de tal manera que no resulten en peor o igual condición, una vez realizada la compensación. Solo en este sentido cobra importancia el valorar económicamente las pérdidas de bienestar generadas por los impactos ambientales y las ganancias de bienestar generadas por la compensación. Por esta razón, el diseño e implementación de las compensaciones debe estar precedido por la identificación de toda la población afectada por los impactos ambientales residuales, quienes a su vez deben ser las personas a las cuales debe dirigirse la compensación.

Si se considera que es indiferente que las ganancias de bienestar generadas por las compensaciones se dirijan o no a resarcir las pérdidas de bienestar causadas a los afectados por los impactos ambientales negativos residuales, se corren varios riesgos: en primer lugar, se pueden incrementar las desigualdades socioeconómicas existentes ya que, aunque se generen ganancias netas en el bienestar de la sociedad, estas pueden estar favoreciendo a unos pocos individuos mientras que las pérdidas pueden estar repartidas entre varios sectores de la población e incluso tener efectos intergeneracionales; en segundo lugar, los derechos fundamentales otorgados a las personas por la CPC no están sujetos al cálculo económico (Artículo, 5), de tal manera que no es posible violar estos derechos bajo la justificación del bienestar de la mayoría; en tercer lugar y por último, las herramientas de valoración económica realizan comparaciones interpersonales de la utilidad que desconocen la existencia de necesidades básicas o de valores superiores, por lo que se puede llegar a hacer afirmaciones tan absurdas como que la generación de empleo producida por un proyecto en una población justifica los impactos sobre la salud y la vida de otra población, siempre y cuando su valor económico sea superior.

Además, como se discutió en el Capítulo 2, las limitaciones de los métodos de valoración económica ambiental y de los análisis costo-beneficio son tan importantes que no deben

constituirse como una herramienta esencial para garantizar la no pérdida neta de bienestar humano. El criterio de que el valor económico de los beneficios generados sea superior a los costos debe constituir únicamente el mínimo a partir del cual se evalúan los mecanismos utilizados para compensar las pérdidas de bienestar humano ocasionadas por los impactos ambientales.

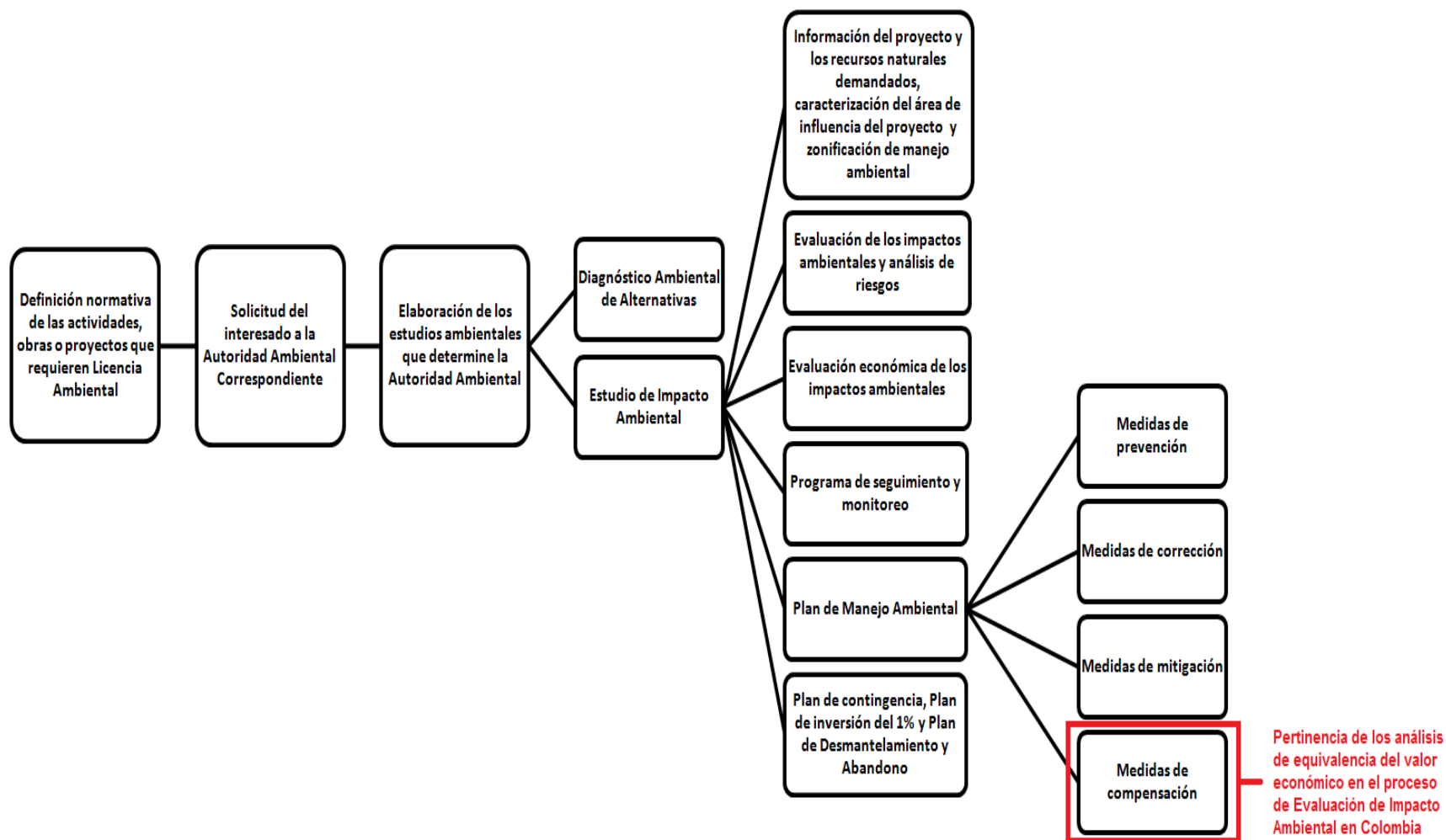
Igualmente, la correspondencia del valor económico de los beneficios y los costos sociales generados de ninguna manera garantiza la satisfacción de las necesidades básicas de la población general ni la conservación del capital natural necesario para satisfacerlas. Lo único que este tipo de análisis puede garantizar es que exista una correspondencia aproximada en un momento de tiempo dado, entre el valor monetario de las ganancias de bienestar y las pérdidas de bienestar percibidas por una población humana determinada de la generación presente.

Por otra parte, si bien las herramientas de valoración económica y los análisis costo-beneficio pueden llegar a tener cierta utilidad para el tema específico de las compensaciones, su utilización generalizada en el proceso de EIA es cuestionable. El objetivo de las herramientas de manejo ambiental debe ser garantizar que no existan costos externos importantes como resultado de los impactos ambientales generados por el desarrollo de actividades, obras o proyectos, de tal manera que no tiene ningún provecho, fuera del contexto de las compensaciones, comparar el valor económico de estos costos con los beneficios generados por el proyecto, sino que debería exigirse que fueran cercanos a cero, independientemente de los beneficios generados.

En la Figura 4-1 se presenta un esquema que sintetiza las primeras fases del proceso de EIA en Colombia con base en el Decreto 2820, resaltando la etapa en la cual se debería considerar la utilización de análisis de equivalencia del valor económico como una herramienta pertinente.

Adicionalmente, los análisis costo-beneficio no deben aplicarse de la manera en que lo plantea la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales, ya que en esta se están comparando beneficios privados que no constituyen externalidades con costos sociales externos, lo cual no tiene ninguna justificación. En este documento, se propone la inclusión de la generación de empleo y los impuestos como parte de los beneficios sociales generados por el proyecto (p. 26).

Figura 4-1: Pertinencia de los análisis de equivalencia del valor económico en el proceso de EIA en Colombia.



Fuente: Elaboración propia con base en el Decreto 2820 de 2010.

Desde el punto de vista de la teoría económica convencional, ni el empleo ni los impuestos constituyen beneficios sociales externos. El empleo constituye la venta de un producto (el trabajo) a un consumidor (el empleador), de tal manera que lo que ocurre en el mercado de trabajo es un intercambio de servicios por dinero, y si bien el empleador obtiene un excedente de utilidad al consumir trabajo y el empleado obtiene una ganancia al percibir un salario, estos no constituyen beneficios externos sino beneficios privados que se reflejan en los salarios del mercado laboral. Los impuestos tampoco constituyen beneficios externos de acuerdo a la teoría económica, ya que estos generan distorsiones en los precios que afectan negativamente la eficiencia de los mercados y, además, los impuestos constituyen una carga tanto para los productores como para los consumidores que se distribuye socialmente a través del sistema de precios (Mankiw, 2006). De esta forma, no es lo mismo afirmar que los impuestos pueden ser invertidos en obras que generen beneficios externos a decir que los impuestos constituyen un beneficio externo en sí.

Si se desean incorporar las herramientas de valoración económica y los análisis costo-beneficio en el diseño e implementación de las compensaciones ambientales deben tenerse en cuenta tanto las limitaciones de estas herramientas como la calidad y la rigurosidad con que se utilizan ya que, potencialmente, pueden conducir a extraer conclusiones equivocadas sobre las variaciones en el bienestar social.

En todo caso, estas herramientas no son ni necesarias ni suficientes para garantizar que no se presenten pérdidas netas de bienestar social y, si se desean incorporar de forma adecuada en el proceso de evaluación de las compensaciones ambientales, deben tener únicamente un papel subsidiario frente a otros criterios de evaluación. Igualmente, si no se puede garantizar la calidad técnica y científica de estas herramientas en la elaboración de los estudios ambientales, no deben ser tenidas en cuenta en el proceso de evaluación de los mismos.

4.2 Sobre las equivalencias económicas, ecológicas y socioculturales

El enfoque de las equivalencias expresado en el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad fue dirigido a las equivalencias en las funciones ecológicas. Esta aproximación resulta incompleta debido a que omite las

equivalencias en las funciones económicas y socioculturales del entorno natural. Igualmente, existen algunas posibilidades de mejorar la forma en que se plantearon las equivalencias ecológicas.

Para que las compensaciones ambientales basadas en equivalencias biofísicas constituyan un restablecimiento genuino de las funciones afectadas por los impactos ambientales negativos producidos por el desarrollo de actividades, obras o proyectos es necesario considerar no solo los valores ecológicos, sino también aquellos que resultan de las interacciones económicas y socioculturales entre las personas y su entorno.

Respecto a las funciones ecológicas, estas deben ser contempladas de forma completa a pequeña y gran escala. Reducir el número de atributos para la determinación de las equivalencias ecológicas puede facilitar el proceso técnico del diseño de las compensaciones ambientales; sin embargo, se asume el riesgo a largo plazo de generar desequilibrios ecosistémicos no contemplados, dado el alto nivel de incertidumbre sobre los límites de resiliencia de los parámetros ambientales necesarios y suficientes para garantizar el desarrollo humano en el país.

En el mismo sentido, dada la baja cantidad de información disponible actualmente sobre las propiedades, atributos y funciones de los ecosistemas colombianos (Márquez, 2010), se hace prioritario exigir la rigurosidad de las equivalencias ecológicas en las compensaciones ambientales ya que, con menor información disponible, se tiene una mayor incertidumbre que, a su vez, genera mayores riesgos a largo plazo.

Los criterios establecidos por el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad para la determinación de las equivalencias (tipo de ecosistema, tamaño, condición, contexto paisajístico y riqueza de especies) son necesarios, sin embargo, debe considerarse que los ecosistemas pueden tener atributos y propiedades ecológicas adicionales. Por esta razón, es necesario considerar otros atributos y propiedades ecológicas que resultan pertinentes: productividad biológica, macrobiodiversidad, elasticidad, resiliencia, servicios ecosistémicos, regulación climática, retención de dióxido de carbono, entre otros (Odum, 1953).

Respecto a las equivalencias socioculturales y económicas, en general, su determinación es extremadamente compleja a través de procesos técnicos restringidos, principalmente

por la heterogeneidad y diversidad de las comunidades del país. Debido a esto, se hace necesario el diseño e implementación de un proceso participativo en el cual sean las comunidades afectadas las que manifiesten directamente las funciones económicas y socioculturales que perciben que pueden llegar a ser afectadas como producto de los impactos ambientales negativos derivados del desarrollo de actividades, obras o proyectos.

Igualmente, debe acordarse con las comunidades el tipo de compensación que restablezca las funciones económicas y socioculturales afectadas en un proceso participativo que sea abierto, equitativo y ofrezca información completa. Los métodos de valoración económica ambiental y los análisis costo-beneficio pueden llegar a ser útiles para estimar y presentar las ganancias o las pérdidas de bienestar netas que se esperen de este proceso, sin embargo, no deben constituir el único criterio para su evaluación.

Adicionalmente, las metodologías para el diseño e implementación de las compensaciones ambientales deben contemplar la posibilidad de que no exista sustituibilidad en las funciones ecológicas, económicas o socioculturales del entorno natural impactado. En estos casos, no es favorable proponer herramientas de manejo del paisaje (silvopastoriles, agroforestales, silviculturales, etc.) como alternativas a las actividades de restauración y conservación directas ya que, aunque algunas de estas herramientas pueden generar impactos ambientales positivos, también pueden generar efectos negativos no contemplados sobre los ecosistemas circundantes.

En lugar de permitir este tipo de herramientas, cuando no exista sustituibilidad en las funciones ecológicas, económicas o socioculturales del entorno natural, debe rechazarse la compensación como herramienta de manejo ambiental viable y exigirse que se adopten medidas de prevención de los impactos ambientales negativos.

Por otra parte, la calidad de los estudios necesarios para lograr el cumplimiento de las equivalencias establecidas en las metodologías de compensación ambiental debe ser verificada por las autoridades ambientales, no obstante, debe entenderse que este proceso siempre será incompleto y con una alta incertidumbre (Thissen & Buyung, 2008; Toro, 2009). Debido a esto, es fundamental la generación de adicionalidades, no solamente en las compensaciones por pérdida de funciones ecológicas, sino también en las que compensan la afectación de funciones económicas y socioculturales.

Finalmente, las funciones ecológicas no deben separarse de las funciones económicas y socioculturales, sino que debe entenderse que éstas se encuentran estrechamente interrelacionadas. Por esta razón, no es apropiado que existan metodologías separadas para la determinación de los distintos tipos de funciones, sino que deben integrarse todas estas en un único esquema metodológico.

4.3 Sobre el criterio de justicia

El principio de justicia en las compensaciones ambientales no debe aplicarse bajo el criterio utilitarista según el cual las pérdidas de algunos pueden ser compensadas con las ganancias de otros. Este criterio desconoce la existencia de derechos fundamentales de las personas que no están sujetos al cálculo económico de los intereses sociales, entre los cuales, la CPC consideró el derecho a la vida, la salud y al ambiente sano.

Si bien el derecho al ambiente sano no se consagró en la CPC bajo el capítulo de los derechos fundamentales, existe jurisprudencia de la Corte Constitucional de Colombia en la que se reconoció la inexorable relación entre los derechos fundamentales a la vida y a la salud y el derecho a gozar de un ambiente sano, dándole a este último el carácter de fundamental.

A través de sentencia C-671 de 2001, la Corte Constitucional de Colombia estableció que “...los factores perturbadores del medio ambiente causan daños irreparables en los seres humanos y si ello es así, habrá que decidirse que el medio ambiente es un derecho fundamental para la existencia de la humanidad. A esta conclusión se ha llegado cuando esta Corte ha evaluado la incidencia del medio ambiente en la vida de los hombres y por ello en sentencias anteriores de tutelas, se ha afirmado que el derecho al medio ambiente es un derecho fundamental” (numeral 4.4.1).

Igualmente, esta Corte reconoció en la sentencia T-760 de 2007 la relación entre los derechos fundamentales a la vida y a la salud con el derecho a un medio ambiente sano citando la Observación General 14 del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales, en la cual se estableció que el ambiente constituye un medio real para posibilitar la vida humana en el planeta. En esta sentencia la Corte consideró que el

medio ambiente sano constituye un factor determinante básico del derecho fundamental a la salud.

En el mismo sentido, en la sentencia T-724 de 2011, la Corte Constitucional de Colombia consideró que: "...el ambiente sano no sólo es considerado como un asunto de interés general, sino como un derecho de rango constitucional del que son titulares todos los seres vivos, incluidas las futuras generaciones, en conexidad con ese inexcusable deber del Estado de garantizar la vida de las personas en condiciones dignas, precavido cualquier injerencia nociva que atente contra su salud" (numeral 5.3).

De esta manera, el criterio de justicia que deben seguir las compensaciones en el contexto de la EIA en Colombia es el de la restauración completa e integral de los derechos fundamentales a la salud, la vida y al ambiente sano de todas las personas que van a ser afectadas por los impactos ambientales negativos producidos durante el desarrollo de actividades, obras o proyectos, y no, el de la maximización del bienestar económico social de los habitantes del país.

Bajo este criterio, se deben exigir responsabilidades para el causante del daño ambiental, independientemente de que la compensación conduzca o no a una mejora del bienestar social. Igualmente, la compensación debe estar dirigida a la población a la cual le van a ser vulnerados sus derechos, razón por la cual es prioritario que las compensaciones se encuentren dentro del área de influencia del proyecto, obra o actividad.

Las estimaciones sobre las variaciones en el bienestar social que permiten las herramientas económicas no deben utilizarse para calcular de forma universal las ganancias y las pérdidas de bienestar que tiene la población del país, sino que deben utilizarse únicamente para estimar las variaciones del bienestar en las comunidades a las cuales los estudios ambientales predicen que les van a ser vulnerados sus derechos.

Igualmente, las compensaciones ambientales no deben hacer ninguna consideración al ingreso, la productividad, el patrimonio u otros factores socioeconómicos de los individuos. Los derechos fundamentales son garantizados por el Estado colombiano a todas las personas independientemente de estos factores (CPC, 1991; Artículo 5).

Sin embargo, las compensaciones ambientales deben hacer consideración a la distribución equitativa de los derechos, las responsabilidades, los riesgos y las recompensas inherentes a estas (BBOP, 2012). Esta equidad no puede ser garantizada

si las compensaciones no surgen como parte de un proceso participativo en el cual los afectados puedan manifestar sus intereses, preocupaciones y expectativas.

La equidad tampoco puede ser garantizada si se desconocen los derechos de las futuras generaciones. Los mecanismos de compensación ambiental deben considerar los efectos del crecimiento poblacional y del deterioro de los parámetros ambientales para asegurar que no solo se restauran los derechos fundamentales de las personas afectadas, sino que también se garantizan los derechos fundamentales de las personas no nacidas.

Finalmente, el principio de justicia derivado de la CPC conduce a la obligatoriedad de considerar las afectaciones a las funciones socioculturales y económicas del entorno natural ya que, al establecerse mecanismos de compensación ambiental que conlleven únicamente a la conservación y restauración ecológica sin hacer ninguna consideración a su relación con el bienestar de las personas, se está desconociendo que el principal sujeto de derecho del Estado colombiano son los seres humanos (CPC, 1991; Artículo 5).

4.4 Sobre las limitaciones estructurales de la EIA en Colombia

Las deficiencias del marco normativo presentadas en la segunda sección del Capítulo 3 imponen limitaciones estructurales en el diseño e implementación de las compensaciones ambientales, por lo cual, es imperante la necesidad de realizar modificaciones al proceso de EIA en Colombia.

Los principales aspectos que deben ser modificados son: 1) la LA debe ser exigida a todas las actividades, obras o proyectos susceptibles de generar impactos ambientales negativos importantes; 2) la metodología para la elaboración de estudios ambientales debe ser replanteada; 3) la participación de los actores locales debe ser garantizada en todas las etapas del proceso de EIA y; 4) las áreas que forman parte del SINAP deben ser consideradas, en todos los casos, áreas de exclusión en las cuales se exija la prevención de los impactos producidos por el desarrollo de actividades, obras o proyectos que requieran LA.

Respecto al primer aspecto, es preponderante la necesidad de incorporar el proceso de *Screening* en la normatividad colombiana. El *Screening* es un proceso para la toma de decisiones respecto a la necesidad de llevar a cabo un proceso de EIA para una actividad, obra o proyecto (Toro, 2009). Para que este proceso sea eficaz, es necesario compilar una lista completa de actividades, junto con los umbrales y criterios que determinen si una acción debe ser evaluada y los procedimientos que determinen la decisión (Wood, 2003; citado en: Toro, 2009).

En cuanto al segundo aspecto, la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales debe replantearse de tal manera que se determinen unos lineamientos metodológicos específicos y completos para la identificación y evaluación de los impactos ambientales y para la elaboración de los diversos estudios ambientales incorporados en el proceso de EIA. Igualmente, debe reevaluarse el papel de la valoración económica y los análisis costo-beneficio con base en las recomendaciones presentadas en la primera sección de este capítulo. Finalmente, debe establecerse de forma taxativa y clara la obligatoriedad de adherirse a la jerarquía de la mitigación, así como proveer un mecanismo de control para garantizar su aplicación en los Planes de Manejo Ambiental, de tal manera que las medidas de prevención, corrección, mitigación y compensación no actúen como medidas sustitutivas.

Sobre el tercer aspecto, la participación de los actores locales no debe estar condicionada a las situaciones en las cuales se considere necesaria, sino que ésta debe estar garantizada durante todo el proceso de EIA y para todas las comunidades, independientemente de sus características étnicas, culturales o económicas. Los aportes de los actores locales siempre son pertinentes en el proceso y son un componente fundamental para asegurar la calidad y la efectividad de los estudios ambientales y las herramientas de manejo ambiental.

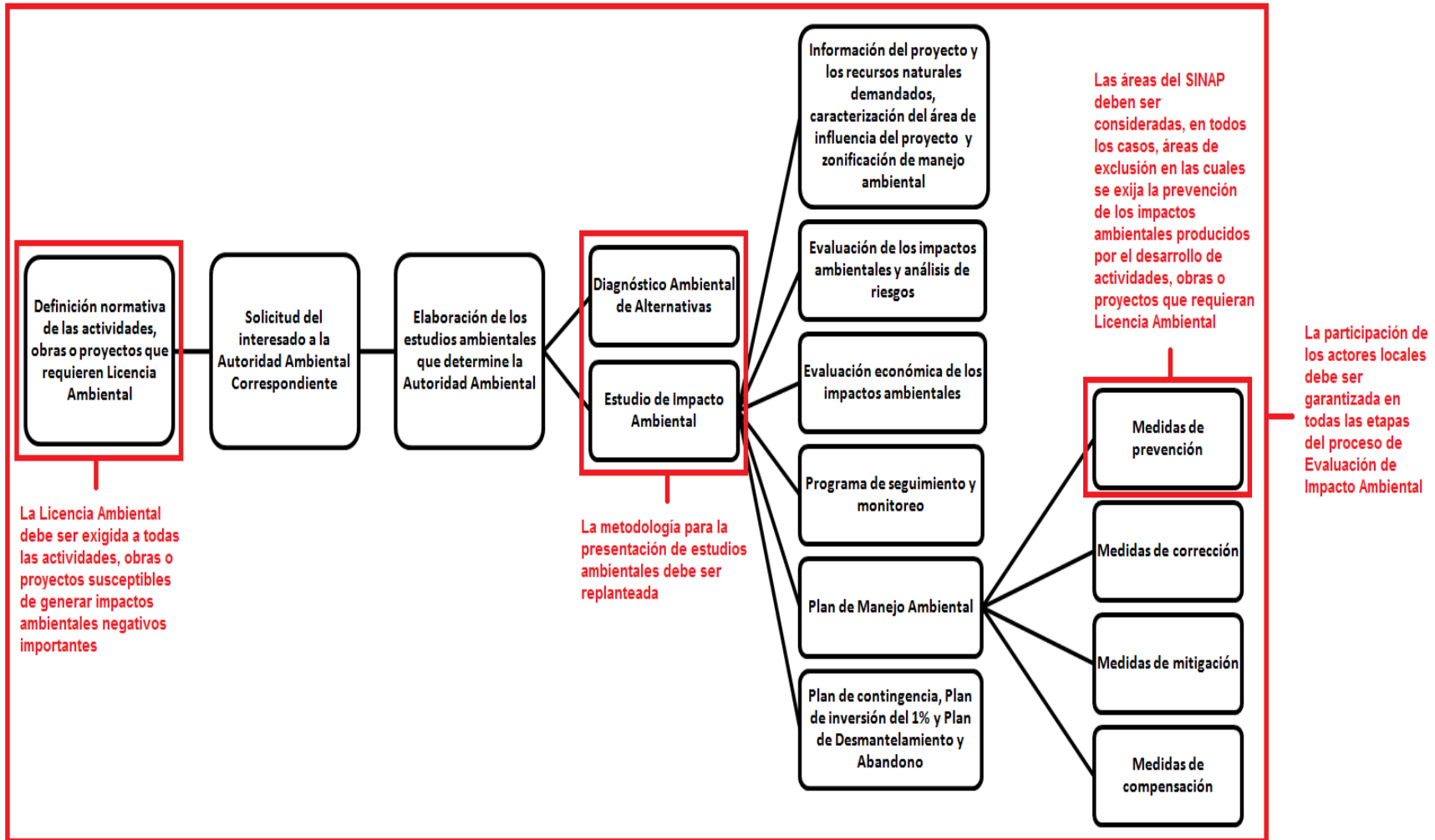
Finalmente, sobre el cuarto componente, debe contemplarse una mayor protección en las áreas del SINAP frente al desarrollo de actividades, obras o proyectos que requieran LA. La normatividad actual solo garantiza la protección parcial de áreas de fundamental importancia ecológica como las reservas forestales y los páramos; esto resulta insuficiente para garantizar la conservación o restauración de los espacios naturales necesarios para mantener los parámetros ambientales en condiciones que aseguren el desarrollo humano en el país a largo plazo. Las áreas que forman parte del SINAP deben

ser consideradas, en todos los casos, áreas de exclusión en las cuales los responsables del desarrollo de actividades, obras o proyectos que requieran LA deben ser obligados a tomar medidas de prevención para los impactos ambientales generados.

En la Figura 4-2 se presenta una síntesis de las primeras fases del proceso de EIA en Colombia con base en el Decreto 2820 de 2010, estableciendo las etapas del proceso en las cuales resulta pertinente cada una de las modificaciones propuestas en esta sección.

Si bien estas modificaciones no representan condiciones suficientes para garantizar que las compensaciones ambientales abarquen de forma integral los componentes económico, político-normativo, ecológico y sociocultural; sí constituyen condiciones necesarias para superar las limitaciones estructurales que restringen la efectividad de las metodologías de diseño e implementación de las compensaciones ambientales en Colombia.

Figura 4-2: Principales modificaciones al proceso de EIA en Colombia.



Fuente: Elaboración propia con base en el Decreto 2820 de 2010.

5. Conclusiones

En la forma en que están planteadas actualmente las propuestas metodológicas de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia, no se garantiza la integración satisfactoria de los componentes económico, político-normativo, ecológico y sociocultural.

Respecto al componente económico, la forma como se planteó el análisis costo-beneficio en la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales no permite la estimación apropiada de las variaciones en el bienestar humano producidas, por una parte, por los impactos ambientales de las actividades, obras o proyectos y, por otra parte, por las herramientas de manejo establecidas en el Plan de Manejo, entre las cuales se incluyen las compensaciones ambientales.

Si se sigue esta metodología, no se puede garantizar que no se presenten pérdidas netas de bienestar humano en el proceso debido a las falencias introducidas a través de las herramientas utilizadas para la medición de los valores económicos relacionados con las ganancias y pérdidas de bienestar y a la ausencia de mecanismos efectivos de participación.

Igualmente, dado que el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad se enfocó exclusivamente en el componente ecológico de las compensaciones ambientales, no se puede garantizar que no se presenten pérdidas netas de bienestar humano en el proceso, ya que no se consideraron las funciones económicas y socioculturales del capital natural.

Por otra parte, aún cuando el Decreto 2820 de 2010 obligó a realizar la valoración económica de los impactos ambientales positivos y negativos, no existe claridad sobre la forma en que se deben utilizar las herramientas de valoración económica y los análisis de equivalencia del valor económico en el proceso de diseño e implementación de las

compensaciones ambientales. En la metodología propuesta por el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad, esta información no se utiliza, mientras que en la Metodología para la Presentación de Estudios Ambientales se utiliza de forma defectuosa.

Respecto al componente político-normativo, la metodología de compensaciones ambientales basada en equivalencias biofísicas propuesta a través del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad, no garantiza la restauración completa e integral del derecho constitucional al ambiente sano de todas las personas afectadas por el desarrollo de actividades, obras o proyectos.

En esta metodología, se propuso la compensación a través de bienes públicos sin exigir que en el proceso se identifique a la población afectada por la pérdida de biodiversidad y se garantice que todas las funciones del capital natural afectado sean restituidas a esta población específica. Tampoco se garantizó la participación efectiva de los actores locales, generando inequidades en el proceso y omitiendo información fundamental para asegurar la efectividad del mismo.

De la misma manera, por la forma en que se planteó el análisis costo-beneficio en la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales, se dio a entender que la vulneración del derecho individual a gozar de un ambiente sano se justifica si se generan ganancias de bienestar social en el proceso. En el contexto constitucional colombiano, esta justificación no es válida porque desconoce el carácter fundamental e inalienable de este derecho.

Respecto al componente ecológico, el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad constituyó un avance importante para la conservación de los ecosistemas necesarios para la supervivencia de las especies biológicas y de las futuras generaciones. Sin embargo, la forma limitada en que se definieron las propiedades ecológicas de los ecosistemas, la escasa rigurosidad en la definición de las equivalencias ecológicas, la inclusión de herramientas cuestionables en los procesos de restauración ecológica, la no garantía de resultados de largo plazo, la omisión de mecanismos de participación específicos y la introducción de fuentes de información

incompletas sobre los ecosistemas colombianos impiden la integración del componente ecológico de las compensaciones ambientales a través de esta metodología.

Adicionalmente, la permisividad de la normatividad colombiana respecto al desarrollo de actividades, obras o proyectos que potencialmente puedan generar impactos ambientales negativos en zonas de alta importancia ecológica limita los alcances de las metodologías que intentan promover la conservación y restauración de los ecosistemas a través de la EIA.

Finalmente, respecto al componente sociocultural, no existe actualmente ninguna metodología oficial en el proceso de EIA en Colombia que permita identificar y compensar las funciones socioculturales del capital natural afectado por el desarrollo de actividades, obras o proyectos de forma específica.

Adicionalmente, las metodologías existentes para la elaboración de estudios ambientales y para el diseño e implementación de compensaciones por pérdida de biodiversidad no hacen alusión a las funciones socioculturales del capital natural y no proveen mecanismos de participación efectivos para identificarlas.

Por estas razones, las propuestas metodológicas de las compensaciones ambientales en el contexto de la EIA en Colombia tampoco garantizan la preservación de los valores intangibles asociados a la cultura, la identidad o la religión.

A. Anexo: Problemas de los bienes públicos en las economías de mercado

En su obra de 1776, *Una investigación sobre la naturaleza y causas de la riqueza de las naciones*, Adam Smith planteó y argumentó la idea según la cual el libre mercado es el asignador más eficiente de los recursos de una economía. En los siglos XIX y XX, la teoría económica neoclásica se fundamentó en esta idea e intentó demostrarla a través de modelos matemáticos. Pese a los importantes avances de esta teoría, a partir del teorema desarrollado por los economistas Sonnenschein (1973), Mantel (1974) y Debreu (1974), se consolidó el fracaso de los neoclásicos en su intento por demostrar matemáticamente que los mercados, al funcionar libremente, asignan eficientemente los recursos.

Sin embargo, la idea planteada por Smith en 1776 sigue vigente, e incluso autores destacados que critican fuertemente la teoría neoclásica, como Herman Daly (1991b), asumen que los mercados son eficientes cuando, entre otras condiciones, los derechos de propiedad están claramente definidos.

Desde esta perspectiva, la ineficiencia de los mercados surge principalmente con los bienes cuyos derechos de propiedad no están claramente definidos, como los bienes públicos, los cuales tienen valor económico pero el mercado no garantiza que se usen de manera eficiente.

En la teoría económica convencional, se utilizan dos criterios para determinar los bienes públicos: 1) que no exista posibilidad de excluir a otros del uso del bien y, 2) que no exista rivalidad en el consumo, es decir, que el consumo del bien por parte de un individuo no perjudique a los demás. Cuando no existe posibilidad de excluir a los demás del uso del bien pero sí existe rivalidad en el consumo, se dice que se trata de bienes de uso común (Mankiw, 2006). Un ejemplo de bienes de uso común son los peces de un

estanque: no es posible excluir a nadie de ir a pescar al estanque pero, si un individuo pesca demasiado, se corre el riesgo de acabar con los peces del estanque, perjudicando así a toda la comunidad.

Diversos autores han estudiado los problemas que se presentan cuando se deja al mercado la asignación y gestión de los bienes públicos y comunes. A continuación, se presentan los más relevantes.

1. Las externalidades y el teorema de Coase

El origen del concepto de externalidades se remonta al trabajo de Smith en 1776. De acuerdo a la interpretación neoclásica de este concepto, las externalidades surgen cuando el comportamiento de los consumidores o de los productores afecta la función de utilidad de los consumidores o la función de producción de los productores, sin que dicha afectación se refleje en los precios de mercado (Laffont, 2008).

Según el economista inglés Arthur Pigou (1920), cuando existen externalidades en la producción o el consumo, los costos o beneficios privados son diferentes a los costos o beneficios sociales. Particularmente, en el caso en el que existen externalidades negativas en la producción, los costos privados son inferiores a los costos sociales y el nivel de producción es superior al nivel socialmente eficiente.

La propuesta de Pigou es especialmente relevante en el caso de los recursos naturales, ya que estos ofrecen una serie de servicios que no se reflejan en los precios de mercado de los mismos. Por ejemplo, un bosque ofrece una serie de servicios ecosistémicos y sociales que no se transan en los mercados, como pueden ser la captación de dióxido de carbono, la retención de nutrientes, la regulación hídrica, la regulación de microclimas y la prevención de la erosión del suelo, entre otros (Millennium Ecosystem Assessment Panel, 2005).

De esta manera, el costo social de la explotación económica del bosque para producir madera es muy superior al costo privado de esta y, por lo general, los mecanismos de mercado son insuficientes para garantizar que el nivel de producción sea socialmente eficiente. Por esta razón, los economistas que se adhieren al paradigma pigouviano están de acuerdo en que, cuando existen externalidades importantes en la producción o

el consumo, es necesaria la creación de mecanismos por fuera del mercado que garanticen la internalización de los costos externos, como pueden ser los impuestos, los subsidios, las compensaciones y los pagos.

Sin embargo, otros economistas consideran que a través de los mecanismos de mercado es posible alcanzar situaciones óptimas desde el punto de vista social sin la necesidad de ningún tipo de intervención por fuera del mercado. Por ejemplo, el economista británico Ronald Coase (1960) propuso que la negociación en los mercados de las externalidades puede conducir a un óptimo social, haciendo de la intervención estatal un mecanismo innecesario.

Este autor planteó que, en la medida en que se puedan determinar legalmente los derechos de propiedad y los costos de transacción sean suficientemente bajos, la negociación entre los individuos conducirá a la reasignación de los derechos de propiedad hacia los individuos que los valoran más, alcanzando así un óptimo social. De acuerdo con los supuestos de Coase, la negociación solo es posible si los costos de transacción son bajos o nulos y los derechos de propiedad están claramente definidos, de tal manera que puedan defenderse por medios legales.

Sin embargo, como lo mencionaron Castiblanco y Palacios (2009), si tenemos en cuenta que los problemas ambientales relevantes afectan por lo general a una colectividad e incluso a las generaciones futuras y a las especies no humanas, la negociación planteada por Coase no constituye una solución viable a los problemas ambientales.

Adicionalmente al hecho de que los derechos de propiedad sobre los recursos naturales son colectivos y no individuales y que, las externalidades pueden afectar el bienestar de personas no nacidas y especies no humanas que no tienen capacidad de negociación en el presente, puede agregarse el hecho de que los costos sociales futuros generados por los impactos ambientales son inciertos y su estimación requiere de una gran cantidad de información a la cual, generalmente, no tienen acceso todas las personas que forman parte de los procesos de negociación.

2. La paradoja de Olson y el problema del polizón

La paradoja de Olson surgió a partir del trabajo del economista Mancur Olson de 1965, *La Lógica de la Acción Colectiva*. La paradoja de Olson sugiere que, aunque un conjunto de individuos con unos intereses comunes pueda ver una ventaja en acudir a la movilización pública y tengan conciencia de ello, en la práctica pueden no hacer nada. La razón de esto es que aunque el colectivo de individuos pueda parecer uniforme y compartir intereses comunes, en la lógica de cada persona sigue operando la racionalidad individual.

De acuerdo a Olson, desde el punto de vista de la estrategia individual, puede que la mejor decisión sea no movilizarse y en cambio, quedarse observando cómo los demás se movilizan. La razón de esto se explica mediante el problema del polizón. El problema del polizón ha sido reconocido por diversos autores en contextos específicos durante milenios, sin embargo, Olson fue el primero en plantear el problema de forma analítica y generalizada (Hardin, 2003).

El problema del polizón consiste en que alguien puede seguir percibiendo los beneficios de que los demás paguen o realicen alguna acción sin necesidad de hacer nada, por lo tanto, la mejor estrategia que puede seguir un individuo es efectivamente no hacer nada. Un ejemplo de este problema son los impuestos: un individuo puede seguir disfrutando de los bienes públicos provistos por el Estado como defensa, infraestructura y justicia aun cuando él no pague sus impuestos, por lo tanto, la mejor estrategia desde el punto de vista individual para una persona podría ser evadir los impuestos y disfrutar gratuitamente de los bienes públicos provistos por el Estado (suponiendo que no existen multas o castigos para los evasores de impuestos, o que la aversión al riesgo de los individuos sea muy baja).

De esta manera, cuando no existen obligaciones establecidas para que los individuos asuman los costos de los bienes y servicios públicos, es posible que ningún individuo pague los costos y, como resultado, no se provea el bien o servicio aun cuando todos los individuos se beneficien del mismo y su disposición a pagar por este sea mayor a lo que efectivamente tienen que pagar. Por esta razón, es importante que existan multas o castigos para los individuos que se nieguen a participar en un sistema que requiera de la

participación colectiva, y así, solo los individuos con una baja aversión al riesgo podrían verse tentados a actuar como polizones.

3. La tragedia de los bienes comunes

Hardin (1968) planteó el dilema que, según él, surge con los bienes que por sus características son de uso común (es decir, no es posible excluir a nadie de su uso pero sí se presenta rivalidad en el consumo). Este dilema describe la situación en la cual los individuos, al actuar de forma racional e individual, no utilizan de forma socialmente eficiente los bienes de uso común, de tal manera que no se garantiza la conservación de estos en el largo plazo.

El ejemplo que dio Hardin consiste en imaginar un pastizal abierto para todos, en el cual cada pastor intentará mantener en el pastizal tantas cabezas de ganado como le sea posible. Mientras el número de pastores y de animales se mantenga bajo cierto nivel, no se presentará mayor problema; pero una vez alcanzado cierto nivel de población y de producción, la lógica inherente a los recursos comunes generará una tragedia.

En este ejemplo, la utilidad de tener una cabeza más de ganado supera los costos marginales que genera el sobrepastoreo, por lo cual, al actuar racionalmente, todos los pastores aumentarán las cabezas de ganado tanto como les sea posible. El resultado final será la destrucción del pastizal debido al sobrepastoreo y por lo tanto, la destrucción de la única fuente de ingreso de los pastores.

De esta manera, la tragedia de los bienes comunes propuesta por Hardin ilustra la situación en la cual, debido a que la utilidad marginal supera al costo marginal, dado cualquier nivel de producción, la producción tiende a aumentar hasta el punto en que se agota el recurso natural del cual depende. El único requisito para que se presente esta situación es que los individuos actúen de forma racional e individualista, sin embargo, algunos autores como Ostrom (2001) cuestionaron la lógica de Hardin.

Lo que propuso Ostrom es que, dadas ciertas condiciones, la comunidad es capaz de gestionar sus bienes comunes sin necesidad de que se les impongan normas a nivel estatal o regional. De acuerdo a esta autora, existen comunidades que han ideado sistemas de gestión de los bienes de uso común que operan de forma eficiente y, a su

vez, garantizan la preservación de los recursos naturales de los cuales depende la producción de la comunidad. En algunos casos, el hecho de que un bien sea de uso común no significa que sea de libre acceso, ya que las normas de gestión comunitaria usualmente restringen el acceso al recurso.

4. El problema del libre acceso en los bienes públicos

No solo en el caso de los bienes comunes el libre acceso puede afectar la eficiencia de los mercados, sino que también en los bienes públicos, en los cuales no existe rivalidad en el consumo, el libre acceso puede resultar problemático debido a los costos de producción.

En los siglos XIX y XX, muchos economistas se refirieron al problema del libre acceso en los bienes públicos que tienen un costo de producción positivo. En su artículo *Los faros en la economía*, Coase (1974) mencionó los casos de John Stuart Mill, Henry Sidgwick, Arthur Pigou y Paul Samuelson como los ejemplos más destacados.

El problema surge del hecho de que, aunque algunos bienes públicos pueden tener un costo de producción igual a cero o no tenerlo, la mayoría de bienes públicos tienen un costo de producción positivo y, debido a sus características, es imposible excluir de su uso a las personas que no hayan aportado para sufragar los costos de su producción. El ejemplo tradicional de este tipo de bienes son los faros: el costo de construcción de un faro es positivo, sin embargo, no es posible excluir del servicio provisto por este bien público a los barcos que no hayan pagado para cubrir los costos de producción.

Cuando no se crean instituciones que regulen este tipo de bienes, por lo general, el resultado es que las cantidades provistas de los mismos son menores a las que resultan socialmente eficientes. Por esta razón, se requiere una serie de incentivos económicos que permitan que los sectores privados produzcan el bien o servicio público, aumentando las cantidades producidas del mismo hasta el punto que resulta socialmente eficiente.

En algunos países se han implementado los pagos por servicios ambientales como un mecanismo para garantizar la conservación de espacios naturales estratégicos (desde el punto de vista ecológico) y la provisión de servicios ambientales que puedan repercutir en un incremento del bienestar social. Los pagos por servicios ambientales son pagos

que se realizan a las personas que provean determinado bien o servicio ambiental que se considere pueda aumentar el bienestar social. Por ejemplo, si se paga un monto determinado a las personas que conserven propiedades como bosque nativo, pueden incentivarse las actividades de conservación, lo cual repercutirá en que las personas disfruten de un agua y un aire más limpios, lo cual a su vez genera una serie de beneficios como una mejor salud y una mayor productividad.

B. Anexo: Limitaciones y posibilidades de los métodos de valoración económica ambiental

La economía ambiental provee una serie de métodos que permiten calcular las ganancias y las pérdidas de bienestar humano en unidades monetarias. En este anexo se resumen las principales limitaciones y posibilidades de los métodos de valoración económica ambiental en el contexto de las compensaciones ambientales.⁷

En general, los métodos de valoración económica ambiental solo permiten una valoración parcial de las pérdidas y ganancias de bienestar humano. Ninguno de los métodos existentes permite cuantificar al mismo tiempo la multiplicidad de valores que constituyen los bienes y servicios provistos por un ecosistema o un espacio natural.

A grandes rasgos, pueden establecerse dos tipos de métodos: 1) aquellos métodos que estiman el valor a partir del comportamiento de los individuos en mercados relacionados con el bien o servicio en cuestión (preferencias reveladas o métodos indirectos) y, 2) aquellos métodos que se basan en lo que las personas afirman sobre sus preferencias (preferencias declaradas o métodos directos).

1. Métodos indirectos

Los métodos indirectos son aquellos que estiman el valor económico a partir del comportamiento de los individuos en mercados relacionados con el bien o servicio en cuestión. Los métodos indirectos que se evaluarán en esta sección son: métodos

⁷ Algunas de las limitaciones se presentan con mayor detalle en los manuales de valoración económica ambiental de Freeman (1993), Romero (1997) y Azqueta (2002).

basados en costos defensivos, de relocalización o de restauración; métodos basados en la función de producción y en la función de costos de producción; método de costo de viaje, y; método de precios hedónicos.

1.1 Métodos basados en el cálculo de los costos defensivos, de relocalización o de restauración

El principal problema que existe con este método para su aplicación en el contexto de la EIA es que de acuerdo a la jerarquía de mitigación existente en la mayoría de los marcos normativos sobre compensaciones a nivel mundial, solo aquellos impactos que no se pueden corregir, prevenir o mitigar deben ser compensados; siendo así, no sería posible calcular costos de relocalización, defensivos y de restauración de los impactos ambientales que pasan a ser compensados, ya que por definición, estos no pueden ser prevenidos, mitigados o corregidos.

Adicionalmente, muchos de los impactos ambientales cuentan con un alto grado de irreversibilidad que hace imposible la estimación de costos de restauración o de reposición. Igualmente, la relocalización de las comunidades afectadas por uno o más impactos ambientales negativos puede generar a su vez una serie de impactos negativos derivados no contemplados (dificultades de adaptación al nuevo entorno, destrucción del estilo de vida de la comunidad, afectación de valores culturales y religiosos, desintegración de las familias, entre otros). Finalmente, en la práctica resulta difícil y costoso demostrar que la afectación a la salud se relaciona directamente con un impacto ambiental negativo, por lo cual ni las comunidades afectadas ni las autoridades ambientales pueden estar dispuestas a realizar este tipo de estudios.

Por otra parte, como señalaron Martínez-Alier y Roca (2001), los costos hipotéticos de resolver determinados problemas no tienen relación directa con la importancia de estos. Esto es equivalente a decir que los costos defensivos, de relocalización o de restauración no tienen relación directa con la pérdida de bienestar generada por los impactos ambientales; estos solo se relacionan, si se asume que el bienestar de los individuos permanecerá intacto luego de haber asumido las actividades defensivas, de relocalización o de restauración correspondientes, lo cual seguramente no sucederá, ya

que las situaciones antes y después de generados los impactos ambientales serán, en todo caso, diferentes.

Pese a las dificultades mencionadas anteriormente, los métodos basados en costos pueden tener cierta aplicabilidad en el contexto de las compensaciones ambientales, no solo por ser los que calculan de forma más directa los diferentes tipos de perjuicios provocados sobre el bienestar humano por los impactos ambientales negativos generados por las actividades, obras o proyectos, sino por no estar restringidos a un uso específico como algunos de los otros métodos que se evaluarán a continuación.

1.2 Métodos basados en la función de producción y en la función de costos de producción

La principal limitación de los métodos basados en la función de producción y en la función de costos de producción es que su aplicabilidad depende de que los recursos, bienes y servicios valorados sean usados como insumos en la producción de alguna mercancía.

Adicionalmente, el uso de los recursos, bienes y servicios naturales como insumos productivos puede reflejar solo una fracción del valor social de los mismos. Por ejemplo, si un río tiene una importancia vital para los habitantes de una región determinada y el principal uso que le da una comunidad al río es el consumo del agua para la supervivencia y el desarrollo de actividades domésticas; el valor económico estimado a través de las funciones de producción o de costos subvaloraría la pérdida de bienestar sufrida por la comunidad a causa de la afectación del río.

Por otra parte, el valor calculado a través de estos métodos es dependiente de la productividad de los agentes económicos que utilizan los recursos, bienes o servicios como insumos, de tal manera que en áreas de baja productividad se va a tender a estimar valores inferiores a los que se estiman en áreas de alta productividad. Esto puede generar desigualdades si se utilizan los métodos basados en la función de producción o de costos para calcular el valor de la pérdida de bienestar social en las compensaciones basadas en la equivalencia del valor económico.

Pese a estas limitaciones, la aplicabilidad de los métodos basados en la función de producción o de costos en el contexto de las compensaciones ambientales podría ser alta en el caso de que los principales impactos generados por una actividad, obra o proyecto sobre una comunidad sean económicos y estén afectando fuertemente las fuentes de ingreso de las personas afectadas.

1.3 Método de costo de viaje

El método de costo de viaje se ajusta muy bien a la valoración de bienes y servicios turísticos y recreativos, pero su aplicación fuera de este contexto es muy limitada. A parte de esto, también existen otras dificultades como los altos costos de recolección de la información y algunos problemas para aislar únicamente el valor del viaje al lugar respecto a otros motivos del viaje (usualmente los viajes de las personas resultan ser multipropósito y no con un solo fin específico).

Un posible uso para el método del costo de viaje en el contexto de las compensaciones ambientales podría darse en el caso de que la afectación se produzca sobre lugares que posean una importancia turística o recreativa implícita. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que el método de costo de viaje no estaría valorando la pérdida de bienestar sufrida por las personas que habitan en el lugar, sino el de las personas que lo visitan temporalmente con fines turísticos o recreativos.

1.4 Método de precios hedónicos

En general, el método de precios hedónicos tiene una aplicabilidad limitada en el tema de las compensaciones ambientales debido a que para su implementación se requiere la existencia de un mercado de propiedades de finca raíz consolidado. Sin embargo, podrían presentarse algunas posibilidades para su uso en el caso en que los impactos ambientales generados incidan negativamente sobre los precios de las viviendas de las personas afectadas: la variación en los precios de las viviendas, estimada a través de un modelo de precios hedónicos, podría ser tomada como una medida aproximada en la pérdida de bienestar generada por los impactos.

El problema de este enfoque es que, aunque exista un precario mercado de viviendas, el precio de estas puede ser extremadamente bajo debido a condiciones de pobreza extrema, lo que resultaría en una subvaloración de los impactos.

Para solucionar este problema, podría calcularse el valor económico de los parámetros ambientales que resulten afectados por la ejecución de un proyecto, obra o actividad en una región donde se cuente con un mercado de viviendas consolidado o de otro bien con un precio de mercado que refleje los niveles de ruido, la calidad del aire, la calidad del paisaje, el acceso a facilidades recreativas y otras características del entorno; y luego, extrapolar el valor de estos parámetros a la zona donde se encuentra la comunidad afectada; sin embargo, esto no tendría en cuenta que la importancia y el valor económico de un atributo ambiental puede variar ampliamente de una región a otra en razón de su escasez y de las características socioeconómicas de la población.

2. Métodos directos

Los métodos directos son aquellos que estiman el valor económico a partir de lo que las personas afirman sobre sus preferencias. Estos métodos pueden tener amplia aplicabilidad en el contexto de las compensaciones ambientales, debido a que no están estrictamente restringidos a escenarios específicos, sino que permiten estimar disposiciones a pagar y disposiciones a aceptar a aceptar en múltiples situaciones hipotéticas.

Los métodos directos que se trabajaran en esta sección son el método de valoración contingente y el método de valoración conjunta o *conjoint*.

2.1 Método de valoración contingente

El método de valoración contingente tiene varias limitaciones, entre las principales se encuentran las siguientes:

- Empíricamente se ha encontrado que los resultados de la valoración varían ampliamente dependiendo del tipo de encuesta que se realice (Castiblanco, 2003).

- Muchas personas dan “respuestas protesta” en las preguntas. Es decir exigen montos exageradamente altos o, por el contrario, nulos cuando son encuestados sobre su disposición a pagar o a aceptar.
- La disposición a pagar está limitada por el presupuesto de los individuos pero la disposición a aceptar no tiene límites, razón por la cual se encuentran serios problemas al utilizar el método de la valoración contingente utilizando la disposición a aceptar.
- Los costos de la aplicación del método son muy altos debido a que necesariamente se deben realizar encuestas con una muestra significativa de individuos.
- Las personas pueden no estar bien informadas sobre la importancia de un bien o un servicio ambiental, por lo cual la metodología, en estos casos, tendería a subvalorar el valor económico de los mismos, aunque lo usual es que este método tienda a sobrevalorarlos (Linares & Romero, 2008).
- Los encuestados pueden responder las preguntas bajo el supuesto de que la respuesta que den afectará un valor futuro que deban pagar o recibir, por lo cual la respuesta no reflejará las preferencias de los individuos sino que serán respuestas estratégicas.
- La valoración que hacen los individuos de un determinado recurso, bien o servicio depende positivamente de su ingreso ya que, al igual que la mayoría de las mercancías, el dinero presenta una utilidad marginal decreciente en su consumo.

Algunas de estas dificultades pueden superarse si se usa una metodología que incorpore elementos de la valoración contingente sin necesidad de encuestar a los afectados. Por ejemplo, podría encuestarse a un grupo de expertos que, aunque no se vean directamente afectados por los impactos ambientales generados, podrían expresar sus preferencias en una situación hipotética en la cual ellos sean los afectados y así, determinar un valor económico de la disposición a pagar o de la disposición a aceptar que pueda luego ser extrapolada a la población realmente afectada.

2.2 Método de valoración conjunta o *conjoint*

Al igual que el método de valoración contingente, el método de valoración conjunta tiene un amplio grado de aplicabilidad, por lo cual también permitiría la valoración de

afectaciones provocadas por una actividad, obra o proyecto que genere impactos que puedan ser compensados. Por ejemplo, podría encuestarse a las personas en cuanto a sus preferencias sobre planes de manejo que posean distintos atributos, para así identificar cuáles son los impactos que la población percibe como los más dañinos para su bienestar y realizar la valoración económica correspondiente. Igualmente, podría preguntárseles sobre sus preferencias en cuanto a proyectos con atributos que impacten su bienestar de formas diferentes, para determinar cual proyecto genera mayores pérdidas de bienestar.

Las limitaciones del método de valoración conjunta, en cierto grado son similares a las de la valoración contingente (por ejemplo, tiende a sobreestimar los valores económicos calculados); sin embargo, al no preguntarse directamente por una disposición a pagar o aceptar resulta menos probable que los encuestados respondan de forma estratégica.

6. Bibliografía

- Álvarez-Hincapié, C. F. (2010). Capital natural crítico y función de hábitat como aproximación a la complejidad ambiental. *Revista Lasallista de Investigación*, 7 (2), 132-149.
- Ángel, C. A. (2003). La diosa Némesis: Desarrollo sostenible o cambio cultural. Corporación Universitaria Autónoma de Occidente. Cali, Colombia. 407 p. Disponible en: <http://bdigital.uao.edu.co/bitstream/10614/27/1/T0003124.pdf>
- Borrego, D. (2011). Value equivalency analysis: quantity compensation, distance decay, and time treatment. Universitat Autònoma de Barcelona [Tesis doctoral]. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: <http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/42010/dab1de1.pdf>
- Azqueta, D. (2002). Introducción a la economía ambiental. Madrid: McGraw.Hill.
- Baden, J. (s.f.). L'économie politique du développement durable. L'international Center for Research on Environmental Issues. Disponible en: <http://www.euro92.com/acrob/baden.pdf>
- Barandiarán, E. (2002). La vinculación del legislador a los derechos fundamentales: un análisis económico. Instituto de Economía, Universidad Pontificia Católica de Chile, No. 200. Disponible en: http://www.economia.puc.cl/docs/dt_200.pdf
- Bouyssou, D. (1986). Some remarks on the notion of compensation in MCDM. *European Journal of Operational Research*, 26, 150-160.
- Bouyssou, D., & Vansnick, J. (1985). Noncompensatory and generalized noncompensatory preference structures. Cahier du L~O~ISADE no. 59, Université de Paris Dauphine, France, submitted.
- Brunel, S. (2008). A qui profite le développement durable? Coll. A dire vrai, éd. Larousse, 2008, 159 p. Disponible en: https://www.alternatives-economiques.fr/a-qui-profite-le-developpement-durable-par-sylvie-brunel_fr_art_746_38317.html
- Business and Biodiversity Offsets Programme -BBOP-. (2012). Standard on Biodiversity Offsets. Washington D.C. 22 p. Disponible en: http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3078.pdf

- Castiblanco, C. (2003). Los métodos de valoración económica del medio ambiente: conceptos preliminares. Disponible en: <http://www.bdigital.unal.edu.co/5598/1/carmenzacastiblancorozo.2003.pdf>
- Castiblanco, C., & Palacios, M. T. (2009). Diseño de un esquema para la incorporación de consideraciones ambientales y de biodiversidad en el ciclo de toma de decisiones de planificación y desarrollo de megaproyectos sectoriales en Colombia. . Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Convenio de Asociación No. 09 de 2008. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Conservación Internacional. Colombia. 69p.
- Castiblanco, C., Valbuena, M. S., & Palacios, M. T. (2009). Descripción y análisis de las metodologías existentes de valoración de compensaciones ambientales y sociales que sean aplicables al contexto colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Convenio de Asociación No. 09 de 2008. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Conservación Internacional. Colombia. 74p.
- Castiblanco, C., Galindo, W., Giraldo, R., Londoño, A., Madriñan, C., Sierra, A. & Solarte, C. (s.f.). Análisis crítico del Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad. Documento no publicado, obtenido por comunicación personal con uno de los autores.
- Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3 (1), 1–44.
- Coase, R. (1974). The lighthouse in economics. *Journal of Law and Economics*, 17 (2), 357-376.
- Cole, S. G. (2012) Environmental Compensation is not for the Birds: Assessing social welfare impacts of resource-based environmental compensation. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Colombia. Consejo Nacional de Política Económica y Social –CONPES-. (2010). Lineamientos para la consolidación del sistema nacional de áreas protegidas. Documento 3680. Departamento Nacional de Planeación. 46 p. Disponible en: <https://www.dnp.gov.co/LinkClick.aspx?fileticket=x5mrLESu5YU%3D&tabid=1063>
- Colombia. (1991) Constitución Política de Colombia. Disponible en: http://www.secretariassenado.gov.co/senado/basedoc/cp/constitucion_politica_1991.html
- Colombia. Decreto por el que se establece el régimen de aprovechamiento forestal. Decreto 1791 de 1996. Publicado en el *Diario Oficial* No. 42894 de Octubre 4 de

1996. Disponible en:
<http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=1296>
- Colombia. Decreto por el que se reglamentan disposiciones sobre las licencias ambientales. Decreto 2820 de 2010. Publicado en el *Diario Oficial* No. 47792 de Agosto 5 de 2010. Disponible en:
http://www.anla.gov.co/documentos/Gaceta/DECRETO_2820_de_2010.pdf
- Colombia. Ley para la expedición el Código de Recursos Naturales y protección al medio ambiente. Ley 23 de 1973. Publicada en el *Diario Oficial* No. 34001 del 17 de enero de 1974. Disponible en:
<http://www.parquesnacionales.gov.co/PNN/portel/libreria/pdf/ley23de1973.pdf>
- Colombia. Ley para la creación del Ministerio del Medio Ambiente y otros relacionados. Ley 99 de 1993. Publicada en el *Diario Oficial* No. 41146 de Diciembre 22 de 1993. Disponible en:
<http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=297>
- Colombia. Ley para la aprobación del “Convenio sobre la Diversidad Biológica”. Ley 165 de 1994. Publicada en el *Diario Oficial* No. 41589, de 9 de noviembre de 1994. Disponible en: http://200.75.47.49/senado/basedoc/ley/1994/ley_0165_1994.html
- Colombia. Ley para la expedición del “Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014”. Ley 1450 de 2011. Publicada en el *Diario Oficial* No. 48102 de Junio 16 de 2011. Disponible en: <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=43101>
- Colombia. Resolución por la que se adopta la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales. Resolución 1503 de 2010. Publicada en el *Diario Oficial* no. 47792 de Agosto 5 de 2010. Disponible en:
http://www.minambiente.gov.co/documentos/normativa/gaceta_ambiental/2010/res_1503_040810.pdf
- Colombia. Sentencia C-671 de 2001 de la Corte Constitucional de Colombia. Revisión constitucional de la Ley 618 de 2000. Disponible en:
<http://www.corteconstitucional.gov.co/relatoria/2001/c-671-01.htm>
- Colombia. Sentencia T-760 de 2007 de la Corte Constitucional de Colombia. Constitución Ecológica. Disponible en: <http://www.corteconstitucional.gov.co/relatoria/2007/t-760-07.htm>
- Colombia. Sentencia T-724 de 2011 de la Corte Costitucional de Colombia. Acción de tutela para la protección de derechos colectivos: derecho a un ambiente sano en relación con el derecho a la vida y a la salud. Disponible en:
<http://www.corteconstitucional.gov.co/RELATORIA/2011/T-724-11.htm>

- Conference Of Parts –COP-. (2008). Decisiones adoptadas por la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica. 9na Ed. 199 p. Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-09/full/cop-09-dec-es.pdf>
- Cowell, R. (1996). Environmental Compensation in Theory and Practice: an Instrument for More Sustainable Development? *Papers in Environmental Planning Research*, 9. Cardiff University, Department of City and Regional Planning.
- Daly, H. (1991a). Elements of environmental macroeconomics. In: R. Costanza (ed.) *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, New York: Columbia University Press.
- Daly, H. (1991b). Towards an environmental macroeconomics. *Land Economics*, 67 (2), 255-259.
- Daly, H. (1996). *Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development*. Boston: Beacon Press. 253 p.
- Daly, H. (2007). Ecological economics and sustainable development: Selected essays of Herman Daly *Advances in Ecological Economics*. 257 p.
- Davidson, P. (1982). Rational Expectations: A Fallacious Foundation for Studying Crucial Decision-Making Processes. *Journal of Post Keynesian Economics*, 5 (2), 182–198.
- Davidson, P. (1988). *A Technical Definition of Uncertainty and the Long Run Non-Neutrality of Money*. Cambridge JE.
- Davidson, P. (1991). Is probability theory relevant or uncertainty? A post keynesian perspective. *Journal of Economic Perspective*, 5 (1), 129-143.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393-408.
- De la Iglesia, M. (s.f.). Análisis del bienestar de un consumidor: ejemplos, aplicaciones y números índices. Universidad Complutense de Madrid [Presentación]. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: <http://pendientedemigracion.ucm.es/info/amanece/bauldocs/Tema%20Bienestar.OK.pdf>
- Debreu, G. (1974). Excess demand functions. *Journal of Mathematical Economics*, 1, 15-21.
- Dixon, J. A., Fallon Scura, L., Carpenter, R. A., & Sherman, P. B. (1999). Análisis económico de impactos ambientales. Centro Agronómico Tropical de

- Investigación y Enseñanza (CATIE). Ed. Mario Piedra, Robert Hearne. Costa Rica. 25 –240.
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., & De Groot, R. (2003). A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44, 165–185.
- Enríquez, R. (2005). Vol. 2: Valoración económica de áreas naturales protegidas. En: Manual para el análisis económico de áreas naturales protegidas en México. Conservación Internacional México A.C. 62 p.
- Estados Unidos de América. (1980). Senate House of Representatives. Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act, Superfund. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: <http://www.epw.senate.gov/cercla.pdf>
- Fishbum, P. (1976). Noncompensatory preferences. *Synthese*, 33, 393-403.
- Freeman, A. (1993). The measurement of environmental and resource values: theory and methods. Resources for the Future, Washington DC.
- Funtowicz, S., & Ravetz, J. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics*, 10, 197-207.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162 (3859), 1243-1248.
- Hardin, R. (2003). The free rider problem. Stanford Encyclopedia of Philosophy. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: <http://plato.stanford.edu/entries/free-rider/>
- Hicks, J. (1939). The Foundations of Welfare Economics. *The Economic Journal*, 49, (196), 696–712.
- Hicks, J. (1939). Value and capital: An inquiry into some fundamental principles of economic theory Oxford: Clarendon Press.
- Kaldor, N. (1939). Welfare Propositions in Economics and Interpersonal Comparisons of Utility. *The Economic Journal*, 49 (195), 549-552.
- Laffont, J. (2008). Externalities In: The New Palgrave Dictionary of Economics (2da Ed). The New Palgrave Dictionary of Economics Online. Palgrave Macmillan. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: http://www.dictionaryofeconomics.com/article?id=pde2008_E000200
- Leal, G. (s.f). Debate sobre la sostenibilidad. Desarrollo conceptual y metodológico de una propuesta de desarrollo urbano sostenible para la ciudad-región Bogotá en clave de ciudad latinoamericana. Disponible en: http://www.javeriana.edu.co/Facultades/Arquidisenomaeplan/publicaciones/documentos/DebatesobrelaSostenibilidad_000.pdf

- Linares, P. & Romero, C. (2008). Economía y medio ambiente: herramientas de valoración ambiental. Disponible en línea en: <http://www.iit.upcomillas.es/pedrol/documents/becker08.pdf>
- Mankiw, G. (2006). Principles of Economics (4ta ed.). South-Western College Pub.
- Mantel, R. (1974). On the characterization of aggregate excess demand. *Journal of Economic Theory*, 7, 348-353.
- Márquez, G. (2010). Sistemas ecológicos y sociedad en Colombia. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/IDEA/2010615/lecciones/estad_actual_trans/estado_act_trans5.html
- Martínez-Alier, J. (1993). Valoración económica y valoración ecológica. En: *Hacia una ciencia de los recursos naturales*, 29-56. Madrid: Siglo XXI.
- Martínez-Alier, J. (1999). La economía ecológica como ecología humana. En: Sánchez, J. y Supelano, A. (2001). *La roca y las mareas: ensayos sobre economía y ecología*. Bogotá: Facultad de Ciencias Económicas e Instituto de estudios Ambientales, Universidad Nacional de Colombia. 220 p.
- Martínez-Alier, J. (2001). Mining conflicts, environmental justice, and valuation. *Journal of Hazardous Materials*, 86, 153 – 170.
- Martínez-Alier, J. (2002). The Environmentalism of the Poor- a Study of Ecological Conflicts and Valuation. Edward Elgar, Cheltenham (Gran Bretaña).
- Martínez-Alier, J. (2003). Environmental conflicts, Environmental Justice and Valuation. In: Agyeman J *et al.* (s.f.). *Journal of Just Sustainabilities*, p. 1-31. Earthscan, Londres (Gran Bretaña).
- Martínez-Alier, J. (2009). Social Metabolism, Ecological Distribution Conflicts, and Languages of Valuation. *Capitalism Nature Socialism*, 20 (1), 58 – 87.
- Martínez-Alier, J., Munda, G., & O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26, 277-286.
- Martínez-Alier, J., Munda, G., & O'Neill, J. (1999). Commensurability and compensability in ecological economics. En: M. O'Connor and C. Spash. (1999). *Valuation and the Environment : Theory, Method and Practice*, p. 37-57. M. O'Connor and C. Spash (eds.), Londres (Gran Bretaña).
- Martínez-Alier, J. & Roca, J. (2001). Economía ecológica y política ambiental. Fondo de Cultura Económica. México D.F. 499 p.

- Martínez, R. (2010). Propuesta Metodológica para la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia [Tesis de maestría]. Universidad Nacional de Colombia.
- Max-Neef, M. (1993). Desarrollo a Escala Humana: conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones. Editorial Nordan-Comunidad, Uruguay.
- Mendieta, J. C. (2007). Economía del Bienestar Aplicado: Notas de clase. Facultad de Economía, Universidad de Los Andes. Bogotá, Colombia.
- Millennium Ecosystem Assessment Panel. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial –MAVDT-. (2010). Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales. Viceministerio de Ambiente. 72 p. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/documentos/DocumentosBiodiversidad/licencias/Varios/metodologia_presentacion_ea.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible –MADS-. (2012). Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 52 p. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/documentos/normativa/resolucion/060214_manual_compensaciones_final.pdf
- Munda, G. (2004). Métodos y procesos multicriterio para la evaluación social de las políticas públicas. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 1, 31-45.
- Munda, G. (2005). "Measuring sustainability": a multi-criterion framework. *Environment, Development and Sustainability*, 7, 117-134.
- Narain, U., Hanemann, M., & Fisher, A. (2007). The irreversibility effect in environmental decisionmaking. *Environmental and Resource Economics*, 38 (3), 391-405.
- National Oceanic and Atmospheric Administration -NOAA-. (2006). Habitat equivalency analysis: an overview. Damage Assessment and Restoration Program, Department of Commerce. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: <http://www.darrp.noaa.gov/library/pdf/heaoverv.pdf>
- Odum, E. (1953). Fundamentals of ecology. Philadelphia: W. B. Saunders Company, 383 p.
- Olson, M. (1965). The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups, Harvard University Press.
- O'Neil, J. (1993). Ecology policy and politics. Routledge and Kegan Paul, London.

- Ostrom, E. (2001). Reformulating the commons. In: Burger J., Ostrom E., Norgaard R., Policansky D. & Goldstein B. (2001). *Protecting the commons: a framework for resource management in the Americas*, Washington, D. C., Island Press, p. 17-41.
- Pareto, V. (1906). *Manual of political economy*. Trad. Schiavone A. (1971). New York: Kelley A.M. 372 p.
- Pigou, A. (1920). *Economics of Welfare*. Cosimo classics economics. Ed. Cosimo Inc. (2006), 428 p.
- Plott, C., Little, J., & Parks, R. (1975). Individual choice when objects have ordinal properties. *Review of Economic Studies*, 42, 403-413.
- Rawls, J. (1967). Distributive Justice. In Peter Laslett and W. G. Runciman, eds., *Philosophy, Politics, and Society*. Third Series, p. 58–82. London: Blackwell; New York: Barnes & Noble.
- Romero, C. (1997). *Economía de los recursos ambientales y naturales*. Madrid: Alianza Editorial.
- Science Advisory Board Committee. (2009). Valuing the Protection of Ecological Systems and Services. Recuperado el 18 de octubre del 2012 en: [http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/02ad90b136fc21ef85256eba00436459/F3DB1F5C6EF90EE1852575C500589157/\\$File/EPA-SAB-09-012-unsigned.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/02ad90b136fc21ef85256eba00436459/F3DB1F5C6EF90EE1852575C500589157/$File/EPA-SAB-09-012-unsigned.pdf).
- Smith, A. (1776). *La riqueza de las naciones*. Clásicos de siempre. Ed. Longseller S.A. (2004), 272 p.
- Snyder, J., & Desvousges, W. (2013). Habitat and resource equivalency analyses in resource compensation and restoration decision making. *Natural Resources & Environment*, 8 (1), 1-5.
- Sonnenschein, H. (1973). Do Walras' identity and continuity characterize the class of community excess demand functions? *Journal of Economic Theory*, 6, 345-354.
- Thissen, W., & Buyung, D. (2008). Handling deep uncertainties in impact assessment. 28th annual conference of the International Association for Impact Assessment. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: https://www.iaia.org/iaia08perth/pdfs/concurrentsessions/CS1-3_state_of_art_Thissen.pdf
- Toro, J. (2009). *Análisis constructivo del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia: propuestas de mejora* [Tesis doctoral]. Universidad de Granada.

Unión Europea. (2004). Parlamento Europeo. Directiva 2004/35/CE. *Diario de la Unión Europea*, L143, pp. 56-75. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004L0035&from=EN>

United Nations. (2013). World population projected to reach 9.6 billion by 2050. UN News Centre [Artículo en prensa electrónica]. Consultado el 6 de mayo de 2014 en: http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=45165#.U2mmS_mSyDR