



UNIVERSIDAD DEL VALLE

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**CONTRIBUCIONES DE LA JUSTICIA AMBIENTAL AL
ENFOQUE DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: UNA
NUEVA PERSPECTIVA PARA EL ANÁLISIS DE LOS
CONFLICTOS SOCIOAMBIENTALES**

TRABAJO PARA OPTAR AL TITULO DE DOCTORADO

JOHNNY HAROLD ROJAS PADILLA

DIRECTOR DE TESIS: MARIO ALEJANDRO PEREZ RINCON
Profesor titular Universidad del Valle, Eco., MSc, PhD.

Santiago de Cali, Abril 2018

Agradecimientos

A todos aquellos que han contribuido con este largo y complejo proceso de aprendizaje, en el que se camina solo por diversas sendas, pero en cuyo camino encuentras siempre quien te provea una ayuda, un consejo, una palabra o una sonrisa para continuar. En primer lugar, a mi familia que siempre está allí, a mis padres y hermanos y ahora a ti Antonia, que eres el mejor motivo para vivir. A Mell y Juan, que me han visto pasar por muchos momentos de este proceso, algunos alegres y otros de desesperanza, pero quienes de forma silenciosa o al calor de nuestra música, los paseos, las comidas o una simple conversación, me han dado animo para continuar y perseverar. Su querer ha sido una verdadera luz de esperanza.

A mis amigos de la Universidad porque su ejemplo, sus bromas del almuerzo, las celebraciones de cumpleaños, las discusiones de futbol y las mas profundas sobre nuestras vidas, me han demostrado la importancia de la amistad y de tener con quien contar: gracias Juan Pablo, Miguel, Carlitos y Mario. Gracias a mi amigo Julio, con quien empecé este camino de la universidad y a quien me une el afecto de mas de 30 años de estrecha amistad. A mi amiga Paola Arias con quien tuve el placer de coincidir en este proceso y con quien pude discutir e incluso bromear sobre nuestras preocupaciones académicas.

A mi director de tesis y amigo Mario Pérez, porque ha tenido una enorme paciencia para guiarme en este proceso, que para ninguno de los dos ha sido fácil. Muchas veces sus dudas me motivaron mas, pero su ayuda también me permitió continuar cuando a veces pensaba que ya no tenía sentido hacerlo.

A los directores del Instituto Cinara, que durante el desarrollo del doctorado me apoyaron de diferentes formas y me permitieron continuar desarrollando mi labor académica, en medio de este reto. A la Universidad del Valle por el apoyo económico ofrecido mediante la convocatoria de terminación de doctorados 2016, que me permitió desarrollar la pasantía en la Universidad de Wageningen y concretar parte de las actividades finales de la tesis.

Al programa de Doctorado en Ciencias Ambientales, representado en sus directores y los diferentes profesores que me ofrecieron su conocimiento, su dedicación y su tiempo. También a las personas que trabajan en los procesos administrativos del doctorado, porque siempre encontré en ellas la mejor disposición para facilitar las cosas.

A quienes, con su esfuerzo y capacidad de trabajo contribuyeron al desarrollo de esta investigación. Gracias a Federico Pinzón, Julian Zuñiga, Julieth Vargas, Zulma Janeth Crespo, Eidenober Mena y Viviana Orjuela. Gracias Julian Zuñiga por la gran contribución a este trabajo en momentos en que el cansancio apremia.

Agradecimientos muy especiales a Jeroen Vos, por haberme recibido en su casa y en la Universidad de Wageningen en Holanda. Me hiciste sentir como en mi propio hogar y gracias al tiempo que dedique al trabajo en aquel sitio silencioso de Benekom, hoy puedo decir que culmine este esfuerzo.

A mis amigos Neyla, Daniel y Mauricio, con quienes afronte los primeros pasos de este doctorado y comparti muchos momentos bonitos de los dos primeros años de este doctorado. ¡Quizás están pensando que por fin!

A Toby, porque los paseos de la mañana son la mejor forma de empezar el día y de sentir que la vida es algo sencillo que se puede disfrutar de la forma mas simple...

Dedicatoria

A quienes siempre han caminado conmigo, a veces sosteniéndome: a mis padres, mis hermanos, toby y ahora tu Antonia...

A Mell por todos estos años de muchas cosas...

Al creador de todo...

Contenido

INTRODUCCIÓN	11
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LOS ENFOQUES DE SERVICIOS ECOSISTEMICOS Y JUSTICIA AMBIENTAL.....	24
1.1 RESUMEN.....	24
1.2 EL ENFOQUE DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	25
1.2.1 Las raíces del enfoque de servicios ecosistémicos.....	26
1.2.2 Historia reciente de los SE: de metáfora pedagógica a enfoque dominante multipropósito	28
1.2.3 Debate sobre las definiciones y tipologías de los servicios ecosistémicos	31
1.2.4 Vertientes dentro del enfoque de SE.....	36
1.2.5 Las contribuciones del enfoque SE: una nueva mirada a las relaciones sociedad-naturaleza	37
1.2.6 Críticas al enfoque de los servicios ecosistémicos	39
1.2.7 Estado del arte de los Servicios Ecosistemicos	45
1.3 EL ENFOQUE DE JUSTICIA AMBIENTAL (JA)	50
1.3.1 Etapas de la movilización por el tema ambiental, paradigmas de la relación ser humano-naturaleza y ramas del activismo ambiental: previo al surgimiento de la justicia ambiental	52
1.3.2 Historia reciente de la Justicia Ambiental	56
1.3.3 Definiciones y dimensiones de la justicia ambiental.....	61
1.3.4 La expansión del marco de la justicia ambiental	66
1.3.5 Algunas críticas al marco de la justicia ambiental	71
1.3.6 Algunos temas a incorporar en el marco de la justicia ambiental..	72
CAPÍTULO 2. LAS OMISIONES DEL ENFOQUE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CON LA JUSTICIA AMBIENTAL.....	73
2.1 INTRODUCCIÓN	73
2.2 CRÍTICAS AL ENFOQUE SE DESDE LA EQUIDAD DISTRIBUTIVA: INTRAGENERACIONAL, INTERGENERACIONAL E INTERESPECIES	77

2.2.1	Pobre entendimiento relación SE-bienestar humano y uso del supuesto del bienestar humano agregado en la medición de grupos sociales afectados con la distribución de los SE	77
2.2.2	Pobre valoración de los trade-offs entre SE y sus efectos en el bienestar humano de los grupos sociales	80
2.2.3	Escasa incorporación de los des-servicios en el enfoque SE	83
2.2.4	Equidad intergeneracional.....	86
2.2.5	Equidad interespecies	90
2.3	OMISIONES DEL ENFOQUE SE RESPECTO DEL RECONOCIMIENTO Y LA PARTICIPACIÓN O JUSTICIA PROCEDIMENTAL	95
2.4	CONCLUSIONES	98
CAPÍTULO 3. CONOCIMIENTO Y PERCEPCIÓN DEL ENFOQUE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POR PARTE DE LOS MOVIMIENTOS DE JUSTICIA AMBIENTAL EN COLOMBIA.....		100
3.1	INTRODUCCIÓN	100
3.2	METODOLOGÍA	106
3.2.1	Recolección de información primaria	106
3.2.2	Procesamiento de la información	109
3.2.3	Análisis de la información.....	110
3.3	RESULTADOS	110
3.3.1	Perfil de los líderes de los movimientos por la justicia ambiental entrevistados	110
3.3.2	Movimientos y organizaciones por la justicia ambiental en que participan los líderes entrevistados	112
3.3.3	Estado de los CSA y formas de resistencia.	114
3.3.4	Conocimiento, percepción y uso del enfoque de servicios ecosistémicos	119
3.4	DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS.....	122
3.5	CONCLUSIONES	128
CAPÍTULO 4. DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE LOS SE PARA CUALIFICAR EL ANÁLISIS DE LAS INJUSTICIAS Y CONFLICTOS		

SOCIOAMBIENTALES DE LAS INTERVENCIONES DE DESARROLLO: El caso de la cuenca del Río Guabas, Valle del Cauca, Colombia.....	130
4.1 RESUMEN.....	130
4.2 INTRODUCCIÓN.....	131
4.2.1 Las deficiencias en las evaluaciones ambientales y su incidencia en el análisis y reducción de los CSA.....	134
4.2.2 Integración de los SE en las Evaluaciones Ambientales.....	135
4.2.3 Desarrollos en el campo de los SE que contribuyen a enriquecer los procesos de evaluación ambiental.....	137
4.2.4 Limitaciones para integrar los SE en las evaluaciones ambientales.....	140
4.3 OBJETIVOS, JUSTIFICACIÓN Y ESTRUCTURA DEL CAPÍTULO 4	143
4.4 METODOLOGÍA DEL ESTUDIO	144
4.4.1 Construcción del estudio de caso de la cuenca del Río Guabas	145
4.4.2 Manejo de la información del estudio de caso	148
4.4.3 Construcción de datos para el análisis del estudio de caso	148
4.4.4 Comparación del estudio de caso y el POMCH del Río Guabas	151
4.5 ESTUDIO DE CASO DE LA CUENCA DEL RÍO GUABAS DESDE LA PERSPECTIVA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS CONFLICTOS SOCIOAMBIENTALES	151
4.5.1 Contexto general de la cuenca del Río Guabas.....	151
4.5.2 Identificación de los servicios ecosistémicos en la cuenca del Río Guabas	157
4.5.3 Oferta hídrica en la cuenca de Guabas.....	164
4.5.4 Cuantificación oferta de otros SE: alimentos y biodiversidad	167
4.5.5 Identificación de Servicios ecosistémicos, beneficios y beneficiarios	171
4.5.6 Caracterización de los trade-offs entre servicios ecosistémicos .	176
4.5.7 Efectos de los trade-offs entre SE en el bienestar humano de distintos grupos sociales	181

4.5.8 El uso del agua en la zona plana de la cuenca Guabas y sus efectos en la zona de montaña: un trade-off invertido.....	187
4.6 DISCUSION DE RESULTADOS: A MANERA DE CONCLUSIÓN	191
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES	199
BIBLIOGRAFIA	205

Indice de tablas

Tabla 1.1 Cronología de las definiciones y tipologías de los SE.....	34
Tabla 1.2 Retos para el estudio sobre servicios ecosistémicos en América Latina	49
Tabla 1.3 Definiciones de la Justicia Ambiental	63
Tabla 1.4 Temas incorporados en la investigación de la justicia ambiental	67
Tabla 3.1 Conflictos socioambientales incorporados en el análisis del conocimiento y percepción sobre SE.....	107
Tabla 3.2 Componentes del formato de entrevista semiestructurada aplicado a líderes de los movimientos de la justicia ambiental	109
Tabla 3.3 Conocimiento a priori del término SE respecto de: nivel educativo, sexo, edad y tipo organización de líderes entrevistados.....	120
Tabla 3.4 Acuerdo o desacuerdo con definición de SE respecto de: nivel educativo, sexo, edad y tipo organización de líderes entrevistados	122
Tabla 3.5 Posicionamiento de líderes entrevistados respecto de la definición de SE y los términos beneficios y servicios	126
Tabla 4.1 Mejoramientos en los procesos de EIA-EAE derivados de la integración de los SE	139
Tabla 4.2 Registro de talleres comunitarios realizados en la cuenca Guabas según tema y zonas de encuentro de la parte alta	146
Tabla 4.3 Diseño del muestreo intencional para diligenciamiento encuestas en zona alta de cuenca Guabas	147
Tabla 4.4 Información básica de la cuenca Guabas	153
Tabla 4.5 Ecosistemas de la cuenca del río Guabas	158
Tabla 4.6 Servicios ecosistemicos identificados por grupos sociales cuenca Guabas	160
Tabla 4.7 Oferta SE según coberturas del suelo cuenca Guabas	162
Tabla 4.8 Comparativo de oferta del SE Biodiversidad en la zona reserva cuenca Guabas (2008 vs 2013)	167
Tabla 4.9 Índice sintético de medios de sustento rural cuenca Guabas	172

Tabla 4.10 Factores explicativos de la variación en el índice de medios de sustento cuenca Guabas	172
Tabla 4.11 Factores explicativos de la variación en el capital natural cuenca Guabas	173
Tabla 4.12 Beneficios y beneficiarios de los SE generados en distintas coberturas/ecosistemas de la cuenca Guabas	175
Tabla 4.13 Análisis de grupos sociales y dimensiones del bienestar afectadas por los trade-offs entre SE cuenca Guabas	184

Índice de gráficas

Gráfica 1.1 Incorporación de elementos de la justicia ambiental en estudios sobre los SE en Colombia	50
Gráfica 3.1 Distribución rangos de edad de los líderes de los movimientos de la justicia ambiental	111
Gráfica 3.2 Nivel educativo líderes movimientos de la justicia ambiental (a) y áreas del conocimiento de líderes con educación universitaria (b)	112
Gráfica 3.3 Tipos de organizaciones a las que pertenecen los líderes entrevistados (a) y Misión de las organizaciones (b)	113
Gráfica 3.4 Motivaciones de los líderes para hacer parte de las organizaciones por la justicia ambiental	114
Gráfica 3.5 Impactos potenciales y reales de los proyectos sobre las personas (a) y sobre el ambiente (b) de acuerdo con líderes entrevistados	116
Gráfica 3.6 Principales argumentos utilizados por los líderes entrevistados para oponerse a los proyectos/actividades generadoras de CSA.....	117
Gráfica 3.7 Dimensiones de la justicia ambiental a la que pertenecen los argumentos de oposición a los proyectos/actividades generadoras de los CSA	117
Gráfica 3.8 Estrategia mas efectiva para oponerse a los proyectos/actividades generadoras de los conflictos ambientales	119
Gráfica 3.9 Conocimiento a priori del término SE (a) y percepción sobre qué significa SE entre quienes conocen a priori el término (b)	121
Gráfica 4.1 Servicios Ecosistémicos priorizados por grupos sociales cuenca Guabas	164
Gráfica 4.2 Balance precipitación media vs evapotranspiración (mm) cuenca Guabas	166
Gráfica 4.3 Balance oferta superficial-demanda total (mm) cuenca Guabas ..	166
Gráfica 4.4 Producción de mora en Ginebra y Guacari (2000-2013)	168
Gráfica 4.5 Producción cafetera en Ginebra y Guacari (2000-2013)	169

Gráfica 4.6 Producción de bovinos en Ginebra y Guacari (2005-2013).....	170
Gráfica 4.7 Producción de caña de azúcar en Ginebra y Guacari (2000-2013)	170
Gráfica 4.8 Trade-offs generados en los SE por la producción de mora y café cuenca Guabas.....	178
Gráfica 4.9 Trade-offs generados en los SE por la producción ganadera extensiva cuenca Guabas.....	179
Gráfica 4.10 Trade-offs generados en los SE por la producción piscícola cuenca Guabas.....	180
Gráfica 4.11 Trade-offs generados en los SE por las cuatro actividades productivas más importantes de la parte alta de la cuenca de Guabas	181
Gráfica 4.12 Efectos en los medios de sustento de la pérdida de ecosistemas, SE y problemas ambientales para parte alta cuenca Guabas	182
Gráfica 4.13 Caudales concesionados a la producción de caña de azúcar en la subzona 1 parte plana cuenca Guabas	189

Indice de Figuras

Figura 0.1 Estructura general de la tesis: objetivos, alcances y capítulos	18
Figura 4.1 Proceso de incorporación de los SE en las etapas de la evaluación ambiental	136
Figura 4.2 Metodología de Estimación del índice de medios de sustento	150
Figura 4.3 Localización de la cuenca del Río Guabas	152
Figura 4.4 Cartografía social de las actividades productivas de la zona alta cuenca Guabas.....	156
Figura 4.5 Coberturas del suelo cuenca del río Guabas 2015.....	159
Figura 4.6 Variación espacial de la precipitación anual cuenca Guabas	165
Figura 4.7 Esquema distribución caudales en zona plana del Río Guabas	188

INTRODUCCIÓN

La crisis ambiental del planeta que se evidencia en el presente en la pérdida de diversos tipos de ecosistemas (MEA, 2005), como humedales, bosques, ríos, selvas, manglares, páramos y una variedad de especies de flora y fauna, empezó a ser denunciada con fuerza desde finales de la década de los 60s y principios de los 70s, aunque muchas de sus manifestaciones venían siendo evidentes de tiempo atrás. Un rasgo distintivo de estas denuncias es que fueron construidas a partir de trabajos de investigación liderados por académicos, por lo cual se le dio un peso importante a las evidencias científicas representadas en el uso de nuevas hipótesis, datos, indicadores e información que hicieran más fuertes los argumentos sobre la existencia de la crisis ambiental. Ejemplos evidentes de esta tendencia son los trabajos ampliamente reconocidos de Rachel Carson, Paul Ehrlich y el Club de Roma. En el tiempo que ha transcurrido entre esos esfuerzos pioneros de denuncia de la crisis ambiental construida desde la ciencia y la época actual, el interés de la academia por proponer diversas explicaciones de las causas y consecuencias de la crisis ambiental no han hecho más que multiplicarse.

Es notoria la proliferación de teorías, escuelas de pensamiento y enfoques que han abordado desde diferentes epistemologías las causas y consecuencias de la crisis ambiental, tratando en el fondo de valorar la sustentabilidad de la relación sociedad-naturaleza. Por ejemplo, desde un enfoque malthusiano la crisis ambiental es explicada en parte, por el crecimiento exponencial de la población mundial en el siglo XX, que demanda una cantidad cada vez mayor de recursos naturales que son insuficientes en términos de cantidad y calidad, para proveer los medios de sustento a esos grupos humanos en constante aumento. Por su parte, la economía ambiental -rama de la economía neoclásica aplicada al análisis de los problemas ambientales- considera que las raíces de la crisis del mundo natural se relacionan con tres aspectos: i) el desarrollo de actividades socioeconómicas que sacan ventaja del uso de la naturaleza y sus funciones, generando efectos ambientales “no deseados” ni compensados sobre terceros, produciendo las llamadas externalidades; ii) el escaso uso de la valoración monetaria para estimar la contribución de los recursos naturales al desarrollo económico, impidiendo incorporar los precios de la naturaleza como señales que permiten tomar decisiones óptimas sobre su uso y/o conservación; y iii) por la posibilidad de explotación libre y gratuita de la naturaleza debido al carácter de recursos comunes y bienes públicos de muchos recursos naturales y bienes ambientales que no tienen un propietario que cuide y regule su uso. Desde una orilla opuesta, el enfoque de la economía ecológica provee otra explicación de la crisis ambiental, al anclar la economía al mundo material y desatlarla de su ficción monetarista, según la cual esta ciencia debe concentrarse en el análisis de los agregados monetarios. Para la economía ecológica lo que causa la crisis ambiental es la velocidad, tamaño e intensidad del metabolismo social, el cual es jalonado por tres variables macrosociales: el crecimiento de la producción económica, el incremento paralelo del consumo y el aumento de la población. Estos tres factores contribuyen a copar y sobrepasar la capacidad de la base biofísica tanto para

proveer los insumos materiales como para realizar los procesos de disposición y depuración de los residuos y contaminación generados en este intento de crecimiento incesante; todo ello, apuntalado por una visión del ser humano como agente económico racional que prioriza el usufructo o riqueza monetaria que puede derivar de la naturaleza y no da cabida a otras formas de importancia o lenguajes de valoración -ecológico, social y cultural- del ambiente. Pero también aparecen explicaciones alternativas desde las ciencias sociales, específicamente el enfoque de la ecología política que entiende a la crisis ambiental como el resultado del ejercicio del poder económico, político y social que algunos grupos utilizan para apropiarse, tanto en forma discursiva como material, de la naturaleza, negando el acceso y excluyendo del disfrute de sus beneficios a grupos sociales desfavorecidos, pero además, asignándoles un peso desproporcionado de las cargas y pasivos ambientales.

Es un hecho, que independientemente de la calidad científica de las explicaciones proporcionadas por los diferentes enfoques sobre la crisis ambiental y la relación subyacente entre sociedad y naturaleza, existe una enorme diferencia en la capacidad de incidencia y resonancia que esos enfoques han logrado entre distintas audiencias y arenas sociales. Solo algunos enfoques han logrado posicionarse simultáneamente a nivel discursivo, académico, político y de la gestión ambiental, como argumentos explicativos y soluciones de aceptación general al problema de la crisis ambiental. El desarrollo sustentable es un ejemplo claro de un enfoque dominante, pues además de haberse posicionado como un concepto utilizado para referirse y conectar diversos temas ambientales, ha servido como discurso político normativo y ha estimulado la generación de diferentes posturas académicas (sustentabilidad fuerte vs. sustentabilidad débil), métodos de medición y categorías analíticas. Además, el desarrollo sustentable ha sido la base para la formulación de iniciativas mundiales como los Objetivos de Desarrollo del Milenio y ha facilitado la construcción de instrumentos de gestión ambiental como el Protocolo de Kioto. Pero el carácter hegemónico de un enfoque no se deriva exclusivamente de los múltiples usos que puede adoptar, sino más bien de su capacidad para ser el portador de la lógica, los mensajes y discursos que representan los intereses de los actores que detentan el poder económico y político a nivel mundial.

Los servicios ecosistémicos (SE) son en el presente y sin lugar a dudas, un enfoque hegemónico que surgió con la única pretensión de producir una reflexión favorable de la sociedad hacia la necesidad de conservar la biodiversidad y los ecosistemas (Peterson, 2010), creando la metáfora de los múltiples servicios que ellos nos prestan. Pero este camino sencillo y modesto fue rápidamente convertido en una autopista de múltiples carriles en el que la única vía –la de la reflexión pedagógica– propuesta por los conservacionistas de la naturaleza fue rápidamente convertida en diversas rutas, diseñadas por distintos “arquitectos”. Los economistas que apelan a la valoración monetaria de los ecosistemas y sus servicios para demostrar que mantener el “*stock*” de capital natural genera beneficios económicos, convirtiéndose en un argumento adicional para la conservación: apelar a la billetera, más que a los corazones de la gente como justificación de la conservación ambiental (McCauley, 2006). Los ecólogos y profesionales de las ciencias naturales que han intentado

demostrar la forma en que las estructuras y procesos ecológicos producen los servicios, proporcionando las bases para el desarrollo de las distintas tipologías sobre funciones ambientales y SE. Los políticos que han encontrado útil el discurso de los SE en dos sentidos: para promover múltiples iniciativas aparentemente orientadas a frenar la grave crisis ambiental, debido a la simpleza del mensaje del enfoque; y para impulsar el ambientalismo de mercado a partir de la oportunidad que ofrece la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos para generar esquemas de negocios asociados con la naturaleza. También los funcionarios de ámbitos gubernamentales más técnicos, que han encontrado una buena oportunidad para diseñar e introducir esquemas de gestión tan “creativos” como los pagos por servicios ambientales (PSA), que en muchas ocasiones son una forma de establecer mecanismos de mercado para compensar las externalidades generadas en el uso de los SE. Todos estos caminos han confluído en la consolidación del enfoque SE como marco teórico y académico, discurso político, guía para la formulación de políticas, proyectos e iniciativas mundiales e instrumento de gestión ambiental (Muradian y Rival, 2012). La hegemonía del enfoque SE en su forma de explicar las relaciones sociedad-naturaleza y proponer mecanismos para solucionar la crisis ambiental emanada de esta relación, le han posibilitado ganarse el favor de muchos actores de poder, pero también ser visto con recelo y desconfianza por parte de otros grupos sociales que están por fuera de los círculos dominantes.

A contra corriente de los SE y como parte del espectro de enfoques y movimientos sociales que surgen en la década de los 80, que tienen una explicación particular de la relación sociedad-naturaleza y que tienen un nexo fuerte con la crisis ambiental denunciada en los 70s, aparece la justicia ambiental (JA). La justicia ambiental es un enfoque teórico, movimiento social y discurso político (Sze y London, 2009) contra hegemónico, en el sentido de retar los discursos, prácticas, métodos e instrumentos empleados por las corrientes dominantes del conocimiento y la política mundial para explicar las causas y consecuencias de la crisis ambiental del mundo moderno. Los servicios ecosistémicos y la justicia ambiental, aunque coinciden por el momento histórico en el que surgen al ser propuestos a principios de los 80s (los SE a partir del trabajo de Ehrlich y Ehrlich (1981) y la JA mediante los desarrollos de Chavis y Bullard en 1982 (Mohai et al., 2009), difieren ampliamente en su concepción, lenguaje, alcances y formas de desarrollo.

Un primer punto de comparación muestra que mientras los SE surgen como una construcción teórica impulsada desde la ciencia -inicialmente la ecología y la economía- la JA surge en el ámbito de la movilización social generada en protesta por la localización de industrias contaminantes e infraestructura para el manejo de residuos en zonas de comunidades étnicas desfavorecidas y pobres de Estados Unidos. Tales movilizaciones son observadas por científicos que convierten las demandas y reclamos de los movimientos por la justicia ambiental en propuestas conceptuales y categorías analíticas que le sirven a la ciencia, pero que son luego reincorporadas y articuladas por esos movimientos, como discursos que justifican sus reclamos y acciones.

Una segunda diferencia radica en que en el enfoque SE las soluciones a los conflictos ambientales se observan desde una perspectiva técnica, que implica el uso e implementación de marcos de trabajo, métodos de valoración (principalmente económica) e instrumentos de gestión diseñados desde una postura académica, aparentemente objetiva y neutral; mientras la justicia ambiental observa que los conflictos socioambientales (CSA), no necesariamente tienen solución, por lo cual se enfoca en develar los procesos mediante los cuales el poder económico y político, ejercido a nivel discursivo y material, conduce a la concentración de la naturaleza y sus beneficios en unas cuantas manos y en muchas ocasiones, al despojo absoluto de los bienes naturales y los espacios ecosistémicos.

Una tercera forma de diferenciación es que mientras en la JA prima el análisis de tipo cualitativo y el lenguaje de las ciencias políticas y sociales, asociadas al uso de conceptos como poder, equidad, despojo y justicia, en los SE tienen prioridad un marco analítico más cuantitativo y mecanicista, centrado en conceptos como procesos, funciones, beneficios, servicios, flujos, etc. Además, un cuarto punto de comparación expresa que mientras la esencia de la JA es resistirse ante las injusticias que surgen en torno al control de la naturaleza por unos pocos, es decir, que su foco es la acción movilizadora que genera ciencia y aplicación práctica en una simbiosis permanente, el enfoque de los SE tiene la pretensión de convertirse en un marco aplicado para la gestión ambiental, a partir de desarrollos científicos que luego son transferidos a las políticas y de allí al terreno, como un mecanismo de transmisión ideal y en muchas ocasiones desprovisto de la participación de los grupos que conforman la base social.

Las pretensiones asociadas con la globalización de ambos enfoques son el quinto elemento a discutir, pues la JA busca la conexión de los movimientos sociales que luchan por las injusticias a nivel local, regional y global para aumentar su capacidad de resistencia ante los conflictos socioambientales, mientras en el caso de los servicios ecosistémicos se intenta su adopción mundial a partir de la formulación de iniciativas de investigación, marcos operativos y sobre todo políticas de alcance global, que luego deben ser aplicados de forma vertical hacia el nivel local.

La discusión recién presentada deja en claro que existen diferencias fuertes entre SE y JA, pero además es evidente que esté último enfoque centra sus preocupaciones sobre los CSA, intentando develar los procesos sociales y ecológicos que los producen. Es en este último punto, donde parece existir una mayor posibilidad de complementariedad entre SE y JA, dado que los servicios ecosistémicos podrían tener un buen potencial para contribuir a cualificar el análisis de los CSA, en razón de tres factores. Primero, la conexión que ha propuesto el enfoque SE entre la dinámica natural y el bienestar humano, al mostrar que nuestra vida, salud, acceso a bienes materiales básicos e ingresos, la seguridad de evitar colapsos ambientales y habitar en viviendas apropiadas y nuestra identidad cultural, dependen de procesos que realizan los ecosistemas. Así, cuando las intervenciones de desarrollo (políticas, planes, programas y proyectos) deterioran los ecosistemas y sus SE produciendo CSA, es posible usar el marco de los servicios para trazar la ruta hasta los grupos sociales e individuos que resultan afectados en diferentes

dimensiones de su bienestar. Segundo, dado que en la investigación sobre los SE se ha desarrollado un acervo de conocimiento ecológico que contribuiría a reforzar el componente ambiental de la JA, el cual este enfoque ha observado muy parcialmente por centrarse casi exclusivamente en caracterizar los procesos sociales. Tercero, dado que la prolífica producción académica sobre SE, puede aprovecharse para generar un marco teórico-práctico más abierto y completo para analizar los CSA, en el que se incorporen otras disciplinas científicas y el conocimiento de grupos locales.

Desde la academia, algunos autores consideran que la justicia ambiental y el enfoque de SE son complementarios y que existe un buen potencial para su integración (Marshall, 2016; Aragão et al., 2017). Desafortunadamente, aún es muy escasa la incorporación que se hace de los elementos de la JA en la investigación que se desarrolla sobre SE (Lele, 2013; Schröter et al., 2017), tanto en sentido teórico como empírico. Posiblemente, el posicionamiento dominante del enfoque SE ha conducido a sus practicantes, promotores y creadores a utilizarlo de forma acrítica o desde una perspectiva demasiado optimista. Desde esa tendencia se supone por ejemplo que el aumento de la oferta de los SE conduce a un mejor bienestar para todos los miembros de la sociedad actual, como si su distribución fuera equitativa entre todos ellos. Esto implica que se produzca un vacío en la identificación de los grupos sociales e individuos que terminan convirtiéndose en ganadores o perdedores con los arreglos que determinan el acceso, distribución y uso actual que se le asigna al flujo de SE. Parte del optimismo desbordante de los SE también se refleja en la poca discusión que se le ha dado a la imposibilidad de maximizar la oferta de todos los SE al tiempo, cuando la decisión de incrementar la provisión de uno de ellos (la extracción de madera de un bosque), seguramente conduce a reducir la cantidad que se disfruta de otro SE (la captura de carbono de ese mismo bosque). Incluso, se ha pasado por alto o recién empieza a darse una discusión más profunda sobre algunos procesos ecosistémicos que resultan perjudiciales para el bienestar humano. La omisión de los dos aspectos recién mencionados tiene enormes implicaciones para la equidad intrageneracional pues generalmente son los grupos sociales en condición más vulnerable quienes se enfrentan a la preclusión de sus oportunidades de acceso a los SE de los que depende su sustento pues se prioriza la provisión de servicios ecosistémicos que pueden ser mercantilizados; además, estos grupos generalmente habitan en zonas donde están mucho más expuestos a riesgos derivados de los procesos naturales que son susceptibles de producir impactos negativos.

Las omisiones en la inclusión de elementos de la equidad intrageneracional no son las únicas pues, aunque a los SE se les considera un enfoque frontera en el debate sobre la sustentabilidad, desde el mismo se ha construido de forma muy limitada el análisis de la distribución de los servicios ecosistémicos y sus beneficios entre las generaciones actuales y futuras (equidad intergeneracional). Tampoco ha recibido mayor atención el debate sobre la necesidad de reconocer el valor intrínseco o derecho a existir que tienen por sí mismas otras especies vivas, sin que su supervivencia esté condicionada a los beneficios que le provean al ser humano (equidad interespecies). Adicionalmente, el reconocimiento de la cultura, las

identidades y los medios de sustento de diferentes grupos sociales e individuos, y su inclusión en los procesos de toma de decisiones sobre la distribución e implementación de instrumentos de gestión que afecten la provisión de SE, son componentes de la intersección SE-Justicia Ambiental que aún se encuentran en construcción. Todas estas omisiones limitan el potencial del enfoque SE para contribuir a la justicia ambiental, pues su análisis permitiría exponer muchas de las causas y consecuencias que juegan un papel fundamental en el surgimiento de los CSA.

El enfoque SE ha sido una invención de los académicos, quienes no solo lo han desarrollado teóricamente, sino que también han puesto toda su fé en que terminaría convirtiéndose en el principal instrumento de gestión de los ecosistemas y sus servicios, para lo cual han ofrecido a la sociedad una buena cantidad de marcos analíticos y operativos, tipologías, métodos de identificación y cuantificación, herramientas aplicadas, iniciativas de políticas y proyectos. Sin embargo, el uso del enfoque SE para la toma de decisiones es aún muy limitado, en parte porque la apropiación social del conocimiento sobre los SE parece ser aún muy pobre. Por ejemplo, un trabajo de consulta a 500 funcionarios del servicio forestal de los Estados Unidos mostró que cerca del 41% de los encuestados dijo no conocer el enfoque SE (Presnall et al., 2015), lo cual es muy llamativo por la naturaleza ambiental del trabajo que realizan esos funcionarios. Recientemente, han empezado a desarrollarse investigaciones en las que se trata de establecer el nivel de conocimiento y la percepción que existe sobre el enfoque SE entre diversos grupos sociales, sin que se hayan encontrado estudios específicamente dirigidos a los líderes de los movimientos de la justicia ambiental. Indagar las percepciones y el conocimiento de esos líderes de los movimientos por la JA respecto del enfoque SE es un paso fundamental para establecer el potencial que tienen los servicios ecosistémicos para cualificar el análisis de los CSA.

Para contribuir a llenar los vacíos de conocimiento respecto de la incorporación de elementos de la JA como parte del enfoque SE, esta investigación doctoral tiene los siguientes objetivos:

Objetivo general: *Establecer el potencial que tiene el enfoque de servicios ecosistémicos para contribuir a enriquecer el análisis de los conflictos socioambientales, incorporando los conceptos y dimensiones de la justicia ambiental: equidad, participación y reconocimiento.*

Objetivos específicos:

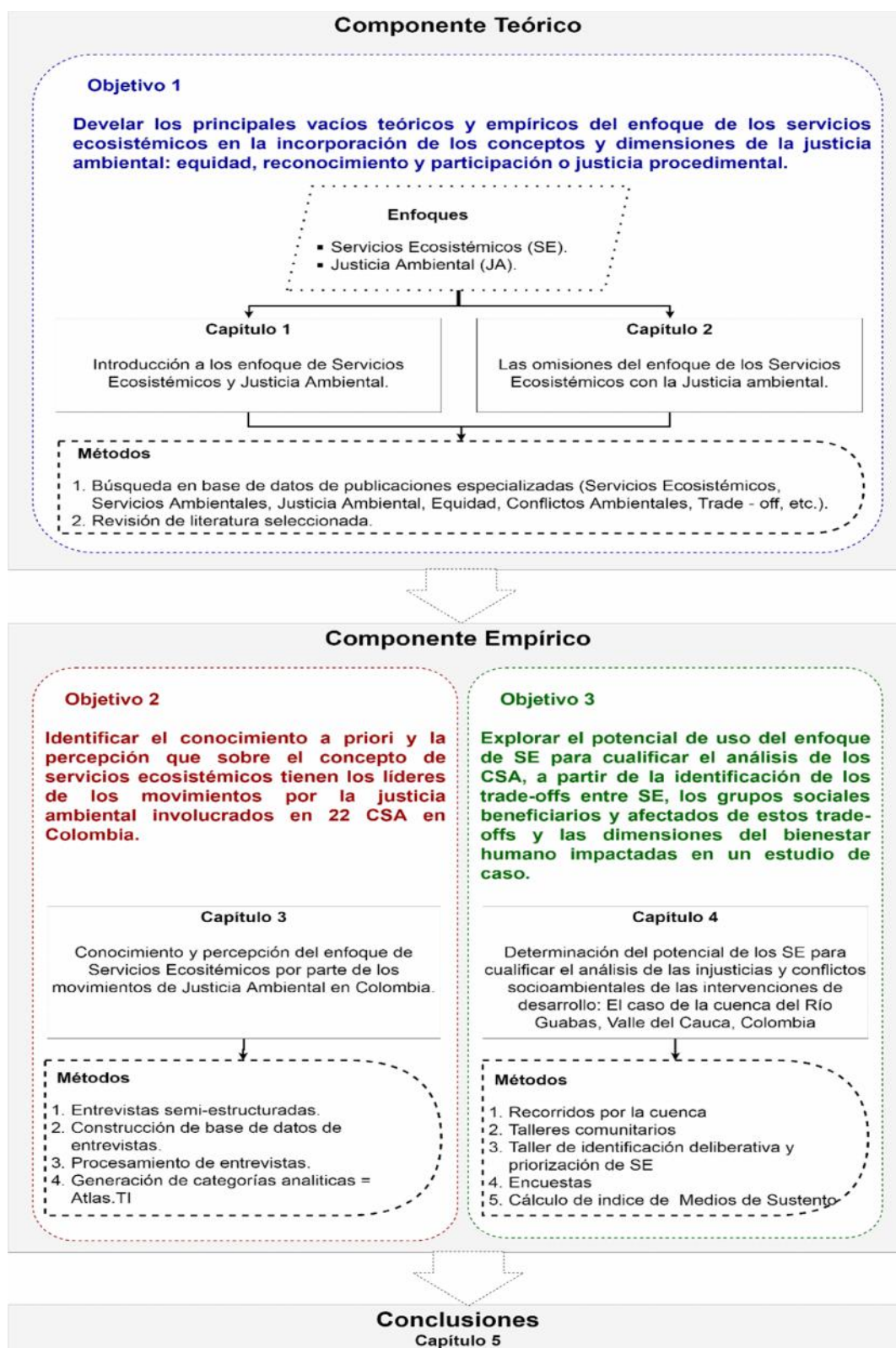
- i) Develar los principales vacíos teóricos y empíricos del enfoque de los servicios ecosistémicos en la incorporación de los conceptos y dimensiones de la justicia ambiental: equidad, reconocimiento y participación o justicia procedimental;

- ii) Identificar el conocimiento a priori y la percepción que sobre el concepto de servicios ecosistémicos tienen los líderes de los movimientos por la justicia ambiental involucrados en 22 CSA en Colombia; y,
- iii) Explorar el potencial de uso del enfoque de SE para cualificar el análisis de los CSA, a partir de la identificación de los trade-offs entre SE, los grupos sociales beneficiarios y afectados de estos trade-offs y las dimensiones del bienestar humano impactadas en un estudio de caso en la cuenca del Río Guabas, Cali, Colombia

Es claro que esta investigación tomó el camino de intentar hacer más justo al enfoque de los SE, en lugar de haber tratado de ecologizar a la justicia ambiental. Una razón fundamental para haber tomado este camino es que el posicionamiento hegemónico de los servicios ecosistémicos y la clara intención de convertirlo en el principal instrumento para la gestión mundial de los ecosistemas, hace necesario que se proporcionen los elementos de juicio sobre las posibles consecuencias negativas que tendría para algunos grupos sociales y otras especies, el que se usen los SE sin incorporar los análisis de la equidad, la participación y el reconocimiento. Otra razón es que el enfoque SE aún no ha construido un análisis potente de su dimensión humana a lo cual contribuiría la incorporación de los conceptos y el lenguaje de la justicia ambiental. Una tercera razón es que los SE aún transitan exclusivamente por los dominios de la academia sin pisar de manera decidida los terrenos de los grupos de base, mientras la justicia ambiental recorre ambos caminos sin problemas, facilitando el desembarco de los SE en el terreno fértil de las comunidades de base. Al final, aunque esta investigación doctoral cimenta su proceso de investigación utilizando como punto de partida al enfoque de los SE, lo que termina planteando es la complementariedad entre ambos enfoques, que le permite a la JA reconectarse con los procesos ecológicos y a los SE rescatar su relevancia social.

Para el logro de los objetivos, la tesis se estructuró en cuatro capítulos y siguiendo el desarrollo que se presenta en la siguiente figura.

Figura 0.1 Estructura general de la tesis: objetivos, alcances y capítulos



El capítulo 1 de la tesis presenta el marco teórico de los enfoques de SE y JA, haciendo un análisis descriptivo de sus raíces teóricas, sus desarrollos conceptuales, sus categorías analíticas, sus contribuciones y críticas principales. El paralelo que se establece entre los dos enfoques en este capítulo permite comprender de donde se originan sus principales diferencias, pero también como han logrado posicionarse como un enfoque hegemónico a nivel académico y político en el caso de los SE y como un instrumento para movilizarse, analizar y nutrir las luchas y resistencias que surgen de los conflictos e injusticias ambientales, en el caso del enfoque de la JA.

Por su parte, el capítulo 2 introduce la discusión de los principales vacíos del enfoque SE en la incorporación a nivel teórico y empírico de elementos pertenecientes a las tres dimensiones de la JA: la equidad distributiva (intrageneracional, intergeneracional e interespecies), el reconocimiento y la participación o justicia procedimental (Scholsberg, 2007). A nivel general, el resultado más importante del capítulo 2 consiste en develar que, a pesar de los avances en la investigación, el enfoque SE tiene un enorme vacío en la inclusión de consideraciones pertenecientes a la JA (Ernstson, 2013; Lele, 2013; Jax et al., 2013; Luck et al., 2014; Marshall y Gonzalez-Meler, 2016; Aragão et al., 2016; Jacobs et al., 2016; Schröter et al., 2017). En términos más específicos, el capítulo 2 muestra que la investigación sobre SE ha incorporado de manera aún débil tres aspectos fundamentales para la equidad intrageneracional: la relación entre SE y bienestar humano, los trade-offs entre SE y los des-servicios.

El escaso desarrollo de la dimensión social del enfoque SE (Menzel y Teng, 2009) y el número limitado de investigaciones cuantitativas y cualitativas orientadas a establecer como se afecta el bienestar humano ante el cambio en la provisión de SE (Raudsepp-Hearne et al., 2010), han significado una pobre comprensión de esa relación, particularmente cuando se trata de SE de regulación y de tipo cultural (Guerry et al., 2015). Además, la adopción del supuesto del bienestar social agregado que significa la existencia de beneficios iguales para toda la sociedad cuando crece la provisión de SE, ha implicado que se desarrolle un análisis poco profundo de la forma en que el acceso diferenciado a los SE genera grupos sociales de ganadores y perdedores (Dawson y Martin, 2015). En el caso de los trade-offs entre SE, existen dificultades técnicas asociadas con las limitaciones del conocimiento ecológico para demostrarlos (Bennet et al., 2009; Carpenter et al., 2009; Raudsepp-Hearne et al., 2010) y también ejercicios de valoración donde solo se considera un SE o en el mejor de los casos los compromisos entre SE de regulación y provisión (Seppelt et al., 2011; Howe et al., 2014; Martín-Lopez et al., 2014). El desarrollo de un análisis incompleto sobre los trade-offs entre SE conlleva a una enorme injusticia ambiental, pues los perdedores resultan ser los grupos sociales más pobres, que tienen un interés colectivo en la distribución de los SE y cuyos medios de sustento son dependientes de un portafolio compuesto por varios servicios ecosistémicos (Howe et al., 2014; Daw et al., 2015). La discusión sobre los efectos negativos para los seres humanos que pueden provenir de los procesos naturales, es decir los des-servicios, se considera poco por el supuesto según el cual los ecosistemas solo generan efectos benéficos en las personas (Flint et al.,

2013; Lele, 2013). Aunque a nivel local grupos sociales como los campesinos conocen tanto los efectos benéficos como perjudiciales de los procesos naturales (Ango et al., 2014), la noción optimista de los SE parece olvidarse que son tradicionalmente los habitantes más pobres de los países del sur quienes sufren de forma desproporcionada estos des-servicios al asentarse en zonas vulnerables a los colapsos ambientales y carecer de los medios financieros para protegerse de ellos (Lele, 2013).

Respecto de la equidad intergeneracional el capítulo 2 encontró que esta discusión está limitada por razones técnicas asociadas con la complejidad para establecer la dinámica temporal del flujo de SE (Carpenter, 2006), pero también por suponer que el uso del enfoque asegura la sustentabilidad de la relación sociedad-ecosistemas, cuando este es un resultado elusivo en la gestión ambiental. La ausencia de quien represente a las generaciones futuras en los procesos de toma de decisiones sobre la asignación de los SE, implica que su acceso a los mismos es el fruto residual de lo que decidan las generaciones actuales. En el caso de la equidad interespecies, el capítulo muestra que el enfoque se posiciona fuertemente del lado de quienes creen que la conservación se logra apelando al valor instrumental de la naturaleza (Davidson, 2013), sobretodo porque ese tipo de valor es más consistente con el lenguaje de valoración monetaria, ampliamente adoptado en los SE. Se dedujo también, que los SE son una tecnología de la globalización, por lo que sus explicaciones teóricas y prácticas homogenizantes van en contra del reconocimiento de la cultura y visiones particulares que sobre la naturaleza y los ecosistemas pueden tener distintos grupos sociales. Es claro, que cuando a un grupo social no se le reconoce, no se le abren espacios para participar, lo que de nuevo incide en la ausencia de reconocimiento. Además, la pretensión de sofisticación científica del enfoque, lo desconecta en muchos casos de la realidad local, perdiendo entonces su relevancia social. Esta desconexión también es fruto del uso de métodos basados en la visión científica experta, que desdeña el conocimiento local o lo usa de forma instrumental, lo que genera una escasa participación de los actores locales en la construcción del conocimiento sobre los SE.

El capítulo 3 se desarrolló mediante entrevistas semiestructuradas formuladas a líderes de movimientos de la justicia ambiental pertenecientes a 22 CSA que han tenido lugar en Colombia y que representaban el 21% de los 105 conflictos registrados en las bases de datos EJAtlas para septiembre de 2015. Las entrevistas tenían como objetivo determinar el conocimiento y percepción de los líderes de los movimientos por la justicia ambiental respecto del enfoque SE y su uso en los CSA donde ellos participan. Tres resultados son relevantes en este capítulo: i) 9 de los 22 líderes entrevistados manifestaron no conocer a priori el concepto de SE, resultado compatible con lo encontrado por Presnall et al. (2015); ii) entre quienes dijeron conocer el enfoque, este se percibe como instrumento de compensación por conservar los ecosistemas, seguido los que lo entienden como parte de un discurso para justificar la apropiación de la naturaleza, y posteriormente quienes lo entienden como una construcción que se refiere a los beneficios que genera la naturaleza; y iii) el enfoque SE es rechazado o aceptado a partir de dos argumentaciones

contrapuestas. Los que rechazan el enfoque SE desde una postura filosófico-política crítica, al interpretarlo como una forma de mercantilizar y desnaturalizar a la naturaleza. Y los que lo aceptan al considerar que tiene potencial pedagógico al mostrar de manera pragmática, las múltiples formas de dependencia del ser humano de los ecosistemas, lo que se conecta con su bienestar y genera una motivación y justificación potente para su conservación y cuidado. Así, para hacer del enfoque SE un marco no solamente robusto científicamente sino también socialmente relevante, se debe trabajar desde las posturas más críticas sobre el mismo, para construir las respuestas y propuestas que permitan explorar su potencial para contribuir al análisis de los CSA.

El capítulo 4 tenía como objetivo establecer el potencial del enfoque SE para cualificar el análisis de las injusticias y los CSA derivados de las intervenciones de desarrollo. Para ello, se implementó una investigación empírica mediante un estudio de caso desarrollado en la cuenca del Río Guabas, Valle del Cauca, Colombia, en donde se identificaron los SE y sus beneficios y beneficiarios, además de los trade-offs entre SE y sus impactos en distintas dimensiones del bienestar humano de diversos grupos sociales. La metodología incluyó la recopilación y análisis de información secundaria y el desarrollo de trabajo de campo que se concretó a partir de recorridos, talleres comunitarios, discusiones grupales, 178 encuestas y mapeos sociales. Los resultados del estudio de caso fueron comparados con los de un proceso de planificación de los recursos naturales y el agua, implementado en la cuenca de Guabas sin considerar el enfoque de los SE.

Los principales resultados del capítulo 4 incluyen los aspectos que se discuten a continuación. Primero, que utilizar el enfoque SE es clave para develar múltiples formas de relacionamiento de los seres humanos con los ecosistemas, que van más allá de la extracción de productos de uso directo. En el caso de la parte alta de la cuenca del Río Guabas, la configuración ecosistémica de la zona conformada básicamente por el bosque andino y el páramo ha generado una cantidad de SE culturales como la identidad, la protección de la cultura local, el sentido de apego al lugar y las buenas relaciones sociales, que van más allá de los normalmente reconocidos a estos ecosistemas, como la regulación de agua, la captura de carbono y la provisión de madera. La provisión de agua se identificó como el servicio más importante para los grupos sociales de la cuenca, pero el porcentaje agregado de los SE culturales fue muy similar, lo que demuestra que estos procesos de construcción social son claves para el bienestar de las personas. Segundo, los SE permiten correlacionar las formas en que el manejo de los ecosistemas tiende a afectar la provisión de los SE y sus beneficios asociados. Por ejemplo, los bosques andinos son los que ofrecen una mayor cantidad de SE cuando se encuentran en un estado de intervención menor, aunque esto no implique que se dejen de extraer productos como la madera. Mientras tanto, las coberturas que mezclan zonas de conservación con actividades productivas, pueden ofrecer una cantidad similar de SE que la que proveen los bosques, pero se genera un trade-off: decrecen los SE de tipo cultural en favor de la provisión de productos de uso directo como los alimentos. Incluso en la zona plana, el monocultivo de caña no solo homogeniza el paisaje sino también las prácticas sociales locales, tendiendo a generar una oferta

nula de SE culturales, en el sentido de los que se identificaron para la zona alta de la cuenca. Tercero, la incorporación de los servicios ecosistémicos permite trazar las diferentes escalas espaciales y grupos de beneficiarios de los procesos naturales, mostrando la relación dinámica entre sus zonas de producción y consumo. Por ejemplo, los SE culturales benefician potencialmente a la población de 3000 habitantes de la zona alta que son quienes establecen una relación directa con los ecosistemas de esas áreas; mientras tanto, la provisión de agua en cantidad y calidad que se genera en los ecosistemas de la zona alta es apropiada fundamentalmente en la zona plana para la producción de caña, aunque también para el abastecimiento de dos sistemas de acueducto urbanos, uno de los cuales está incluso por fuera de la cuenca. También en el caso de la producción piscícola, la población local no realiza un alto nivel de consumo de este SE, el cual sirve para aprovisionar el mercado de una zona turística del eje cafetero colombiano que está lejana a la cuenca. Cuarto, la identificación de los trade-offs entre SE es clave para mostrar los impactos de las actividades humanas en los ecosistemas y sus efectos en distintos grupos sociales, dimensiones del bienestar y generación de conflictos socioambientales. Por ejemplo, la agricultura y la ganadería transforman el ecosistema de bosque andino, lo que índice negativamente en el SE de regulación climática generando variaciones en el microclima de la zona alta. Tal variación se puede convertir en una tensión de tipo ecológico que afecta el confort de las 3000 personas que residen allí, impactando su seguridad y potencialmente su salud. El uso del agua para la producción de trucha (SE provisión) y como fuente de disposición de las aguas residuales domésticas de viviendas (SE regulación), genera una afectación de la provisión de agua en cantidad y calidad. La reducción de los caudales implica una competencia por el agua en la que las posibilidades de inversión de recursos para su captación y tratamiento, puede terminar definiendo quien tiene acceso a mayor cantidad y calidad de agua. Seguramente los grupos sociales más vulnerables, como los habitantes más pobres de la zona rural que dependen de los acueductos comunitarios o que extraen al agua directamente de las fuentes hídricas toman agua de peor calidad, lo que les significa un impacto en la dimensión de la salud. Incluso, los turistas que provienen de otras zonas de la cuenca pueden ver como sus oportunidades de establecer buenas relaciones sociales se afectan ante la disminución tanto de la calidad del agua como del confort climático. El uso de los SE también permite observar procesos de monopolización de SE por parte de grupos de poder. Por ejemplo, los cañicultores reciben de la parte alta de la cuenca agua en cantidad y calidad suficiente, situación que es posible gracias a la existencia de una zona de reserva natural, que limita los usos de los recursos naturales y que se justifica como una estrategia de preservación de diversos SE. Esto implica que los habitantes de la zona alta deben sacrificar sus opciones de extraer una mayor cantidad de SE, situación que es en parte deseable, para que no se degraden los ecosistemas con una explotación intensiva; pero a la vez significa que los grupos sociales en situación de mayor vulnerabilidad social, resignan sus posibilidades de generar un mayor bienestar para proveerle el SE hídrico a grupos empresariales ricos y sin recibir ningún tipo de compensación a cambio. Por último, el capítulo encuentra que el enfoque SE no puede orientar por si solo el proceso de formulación de las intervenciones de desarrollo pues al centrarse en los procesos bióticos de los ecosistemas, debe complementarse con

el estudio de los recursos abióticos como lo minerales, ya que son fuente de bienestar (aunque sea a corto plazo) pero también de múltiples impactos, trade-offs y conflictos ambientales.

Finalmente, el capítulo 5 presenta las conclusiones del estudio y posteriormente se proporciona la bibliografía utilizada en esta investigación doctoral.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LOS ENFOQUES DE SERVICIOS ECOSISTEMICOS Y JUSTICIA AMBIENTAL

1.1 RESUMEN

Los servicios ecosistémicos (SE) y la justicia ambiental (JA) pueden ser considerados como dos de los enfoques más potentes en la comprensión de la relación ser humano-naturaleza en la actualidad. Para ello, desde los SE y la JA se han desarrollado diferentes conceptos, marcos teórico-prácticos, métodos e instrumentos que se usan de forma cada vez más frecuente. Ambos enfoques surgen a principios de los 80s y se utilizan en la academia como referente para diversas investigaciones, además de cumplir un importante papel como orientadores en la formulación de políticas públicas, principalmente en el caso de los SE. La participación de varias disciplinas en la construcción de los SE y la JA ha significado que se les reconozca su carácter como enfoques inter o transdisciplinares.

Sin embargo, existen algunas diferencias bastante importantes entre los enfoques de servicios ecosistémicos y de la justicia ambiental. Mientras este último ha sido construido a través de los movimientos sociales y el activismo ambiental en particular –en una buena simbiosis con la academia- el enfoque SE ha sido promovido principalmente desde los centros académicos y las organizaciones que detentan el poder económico mundial. Lo anterior, se ha traducido en que mientras el enfoque SE ha tenido un uso muy restringido por parte de los actores sociales de base, el enfoque de JA se utiliza ampliamente como un discurso que sirve a los movimientos ambientales para soportar sus luchas, permitiendo de paso que las construcciones teóricas se alimenten con la praxis social. En términos de la participación de disciplinas del conocimiento en la construcción de los dos enfoques también existe una diferencia clave: mientras el enfoque SE ha estado dominado por economistas y ecólogos, el de la JA ha sido desarrollado por sociólogos, filósofos políticos y otras áreas de las ciencias sociales.

Se podría decir que los SE hacen parte de las corrientes dominantes del conocimiento y la política, mientras la JA es parte de las corrientes fuertes del activismo ambiental y académico crítico. En donde el enfoque SE encuentra valor económico asociado al uso de la naturaleza, la JA observa un amplio campo de injusticias sociales ligadas al tema ambiental. A continuación, se presentan los principales fundamentos de los enfoques de SE y de JA, cubriendo de forma resumida sus orígenes conceptuales, su estado actual, sus principales definiciones, desarrollos, contribuciones y críticas.

1.2 EL ENFOQUE DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La historia del ser humano en el planeta no podría haberse desarrollado sin el sustento material e inmaterial proporcionado por los ecosistemas. Mientras los primeros pobladores de la tierra se vieron enfrentados a fuerzas naturales que los dominaban y sobrepasaban su capacidad de respuesta y adaptación poniendo en juego su supervivencia, el ser humano actual se jacta de haber invertido la relación de fuerzas, a partir de su aparente supremacía sobre el mundo natural.

La crisis ambiental fraguada desde los inicios de la revolución industrial pero que se ha venido manifestando con toda su fuerza desde la década de los 70's del siglo XX, parece haber despertado al ser humano de su ficción de completo dominio sobre la naturaleza. La mayor frecuencia de eventos climáticos extremos (como las sequías e inundaciones), el deterioro de la capa de ozono, la aparición súbita de enfermedades cada vez más extrañas y que mutan a formas complejas de tratar, la desaparición repentina de especies, el cambio de paisajes y ecosistemas aparentemente saludables a estados de deterioro casi irreversibles y la conformación de agentes contaminantes indescifrables, son algunas manifestaciones de una crisis ambiental que no podemos explicar y menos resolver. Así, el aumento de la incertidumbre sobre la capacidad real del ser humano para dominar la naturaleza va de la mano de un escepticismo cada vez mayor sobre las posibilidades de resolver la crisis ambiental, apelando exclusivamente al conocimiento científico.

Existe en cambio, abundante evidencia de que la crisis ambiental tiene efectos directos y diversos sobre el ser humano: en su salud, en sus actividades económicas, en sus formas de disfrute y recreación, en su apreciación misma de la naturaleza e identidad y en sus formas de investigarla y conocerla. Parece lógico suponer que estas evidencias debían derivar en un reconocimiento explícito, en cuanto a que la supervivencia y bienestar del ser humano dependen completamente de la naturaleza, tal como lo proponen Fisher et al. (2009). El enfoque de servicios ecosistémicos surge en este contexto, como una forma de aproximarse a comprender la interrelación entre el ser humano y los ecosistemas, analizando cómo los procesos ecológicos determinan múltiples aspectos de la vida humana y viceversa.

El concepto SE propuesto por Ehrlich y Ehrlich (1981)¹ como una metáfora [simple] que pretendía mejorar el convencimiento social sobre la necesidad de conservar la biodiversidad, al proponer que se viera a las funciones naturales realizadas por los ecosistemas como “servicios” que estos le prestan al ser humano (Peterson et al., 2010), ha tenido un desarrollo extraordinario en las últimas décadas, al punto que se habla actualmente de “la ciencia de los servicios ecosistémicos” (Balvanera et al., 2012). Diversas revisiones han mostrado que la producción científica sobre los

¹ Danley y Widmark (2016) afirman que el libro donde apareció por primera vez el concepto se titula “*Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*”, publicado en 1.981.

SE ha experimentado un crecimiento exponencial² (Fisher et al., 2009; Vihervaara et al., 2010; Seppelt et al., 2011; Abson et al., 2014), especialmente desde 2009 (Chaudhary et al., 2015). Pero la importancia actual del enfoque SE va más allá del aumento exponencial de la producción académica, al relacionarse directamente con su posicionamiento en múltiples esferas: como marco analítico, como herramienta discursiva utilizada por diseñadores de políticas y conservacionistas e incluso como paradigma para la gestión ambiental (Muradian y Rival, 2012). La gran cantidad de iniciativas y proyectos desarrollados para tratar el tema de los SE son otra evidencia más de su importancia actual, empezando por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM, 2005), la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB, 2005), el Panel Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, 2012) y la Operacionalización del Capital Natural y los Servicios Ecosistémicos (OpenNESS, 2014), entre otros.

1.2.1 Las raíces del enfoque de servicios ecosistémicos

Aunque el concepto SE fue utilizado por primera vez hace menos de 40 años, la noción de la naturaleza como proveedora de diversos beneficios al ser humano no es nueva, pues puede trazarse al menos hasta la antigua Grecia cuando Platón observó los problemas de pérdida de las propiedades del suelo asociados con la deforestación (Daily, 1997; Danley y Widmark, 2016). Asimismo, Gómez-Baggethum et al. (2010) han mostrado evidencias sobre la gran proximidad a la noción de SE que contenían varios de los postulados de los fundadores de la teoría económica clásica³. Específicamente Adam Smith, David Ricardo y J. B. Say, cuyas ideas se desarrollaron durante el siglo XVIII, hicieron referencia a los servicios proporcionados por los agentes o fuerzas naturales al ser humano (Gómez-Baggethum et al., 2010). Por ejemplo, Adam Smith utilizó el término producción natural para referirse a los beneficios derivados de la madera proporcionada por los bosques y de los provenientes de los pastizales y los productos del suelo. Mientras tanto, David Ricardo consideraba que agentes naturales como el aire, el agua y el calor estaban a nuestro servicio porque nos eran necesarios y útiles (tenían valor de uso⁴), aunque al desempeñar su trabajo de forma gratuita no contribuyeran a la generación de valor de cambio⁵. Pero la referencia más clara a una noción similar a

² Mientras Fisher et al. (2009) encontraron mediante Web of Science cerca de 1100 artículos orientados a tratar el tema de los servicios ecosistémicos, Haines-Young y Potschi (2009) identificaron casi 4000 artículos indexados en journals utilizando Web of Knowledge y Science Direct. A su vez, Chaudhary et al., (2015) encontraron a través de Scopus 7.985 artículos indexados en idioma inglés que tenían como foco principal los servicios ecosistémicos.

³ Incluso la primera escuela de pensamiento que surge dentro de la economía y que precede a los teóricos clásicos, la escuela de los fisiócratas, establece que la única actividad realmente productiva y que puede generar riqueza es la agricultura, pues solo ella es capaz de incrementar el producto físico mediante el trabajo de la tierra. Se considera incluso que el pensamiento económico en la escuela de los fisiócratas está indudablemente ligado a la dinámica de la naturaleza y sus recursos.

⁴ El valor de uso es la importancia de algo por la utilidad que se deriva de su uso o consumo.

⁵ El valor de cambio de algo se representa por los bienes, productos o servicios (mercancías), que se pueden obtener a cambio de esa cosa y que generalmente se mide por su precio de mercado.

los SE⁶ entre los teóricos clásicos proviene de Say quien señaló que “el viento que mueve nuestros molinos y también el calor del sol, trabajan para nosotros, pero felizmente nadie puede decir aún el viento y el sol son míos, y se debe pagar por el servicio que ellos prestan” (ibid. op. cit)⁷.

Dos aspectos quedan claros de los postulados de los economistas clásicos. Primero, que estos pensadores hicieron una observación precisa sobre el importante rol que desempeña la naturaleza para la humanidad, estableciendo de manera implícita que el bienestar humano depende de los agentes naturales. Segundo, que en esa época histórica la naturaleza no era objeto de apropiación privada debido a su abundancia y su carácter de bien gratuito, razón por la cual no generaba valor de cambio. Al ser el valor de cambio el centro de la preocupación de la teoría económica clásica, el análisis del valor de uso de los recursos naturales era una tarea poco atractiva. Este segundo aspecto seguramente incidió en el limitado desarrollo⁸ que hicieron “los clásicos” del tema de los servicios de la naturaleza.

Varios autores coinciden en que las raíces del enfoque SE se ubican en la segunda mitad del siglo XIX, a partir del trabajo seminal de Marsh de 1864 titulado “*El Hombre y la Naturaleza*” (Gómez-Baggethum et al., 2010; Braat y de Groot, 2012; Chaudhary et al., 2015). En este trabajo, se caracterizaba la forma en que diferentes tipos de residuos eran absorbidos naturalmente por el ambiente, señalando además el carácter extingible de los recursos naturales para el caso de los Estados Unidos. En contraposición a lo anterior, Spangenberg y Settele (2016) sugieren que el enfoque surge a partir del trabajo de Schlitch, quien en 1889 estudia los bosques y la forma en que estos proporcionan productos que alimentan a la “economía humana” y benefician a la “economía de la naturaleza”, a través de sus impactos en el clima, en los procesos de regulación del contenido de agua y de la fertilidad del suelo; el autor citado también estudia la incidencia de los bosques en la salud humana y en la apreciación ética y estética. A primera vista, la noción propuesta en el trabajo de Schlitch parece mucho más ajustada a lo que actualmente se define como SE.

Sin embargo, las tres contribuciones más importantes para la construcción del enfoque SE se producen después de mediados del siglo XX. La primera consiste en la aparición del termino *función del ecosistema* que hacía alusión a diversos procesos naturales que operan dentro de un ecosistema, sin establecer su utilidad para los seres humanos (Braat y de Groot, 2012 citando a Odum, 1956). La segunda

⁶ Se afirma que es una noción similiar porque los SE se refieren a procesos bióticos que realizan los ecosistemas, mientras que la afirmación de Say está relacionada con beneficios derivados de recursos naturales como el aire y el sol que en si mismos son elementos no vivos de la naturaleza, si bien participan de forma evidente en muchos ciclos naturales.

⁷ La obra de Say que citan Gómez-Baggethum et al. (2010) es: Say, J.B. (1829). Cours complet d'économie politique pratique. Chez Rapylli, Paris.

⁸ Limitado en el sentido de no haber elaborado con mayor detalle su análisis, pero profundo en el sentido de haber observado el importante rol de la naturaleza en el bienestar humano en un momento histórico de abundancia natural.

incorpora el análisis de la forma en que ciertas “funciones de la naturaleza” trabajan y le proporcionan beneficios a los seres humanos y a sus sistemas sociales. El análisis de las funciones de la naturaleza lo realizaron autores como King (1966), Heliwell (1969), Hueting (1970) y Odum y Odum (1972) a finales de los 60’s y principios de los 70’s. La tercera contribución es realizada por Westman en 1977 (Fisher et al., 2009; Gómez-Baggethum et al., 2010) quien propone el concepto de servicios de la naturaleza para enumerar el valor social de los beneficios proporcionados por los ecosistemas, de modo que la sociedad pudiera tomar decisiones de gestión y de política más informadas (Fisher et al., 2009). Sin duda, estos desarrollos fueron posibles por la inclusión del ambiente físico como parte del concepto de ecosistema propuesto por Tansley en 1935 (Norberg, 1999), dado que se incrementó la capacidad de análisis de los procesos naturales desarrollados por los ecosistemas, los cuales fueron posterior y paulatinamente relacionados con la dinámica de la población humana.

1.2.2 Historia reciente de los SE: de metáfora pedagógica a enfoque dominante multipropósito

En cuanto a la historia más reciente del enfoque SE, existe un consenso general respecto del uso del término por primera vez a inicio de la década de los 80s por parte de los biólogos Ehrlich y Ehrlich (Gómez-Baggethum et al., 2010; Peterson et al., 2010; Danley y Widmark, 2016). Estos autores, proponían que las funciones naturales desarrolladas por la biota se vieran como “servicios” que los ecosistemas le prestan a los seres humanos, de modo que la conservación de la biodiversidad se estableciera como una necesidad tanto para mantener la oferta de los SE como para no poner en riesgo la vida de los seres humanos. El propósito subyacente que se buscaba con la creación del término SE era producir una reflexión sobre la importancia que tienen los ecosistemas y sus funciones para la humanidad, otorgándole al concepto una orientación pedagógica (Peterson et al., 2010). Pero el alcance del concepto fué rápidamente expandido, dado que los conservacionistas que estuvieron a la vanguardia en el uso del término SE para generar conciencia social sobre la importancia de los ecosistemas, utilizaron la valoración monetaria como un argumento adicional y potente para reforzar su mensaje. De acuerdo con Peterson et al. (2010: pag. 114) “muchos de los esfuerzos giraron en torno a reformular las preocupaciones ecológicas en términos económicos con la esperanza de persuadir a la población objetivo de que las prácticas de conservación eran económicamente valiosas”.

Durante los 90s, la introducción del lenguaje económico derivó en que la intención pedagógica del enfoque SE fuera rápidamente “complementada” con el uso de la valoración monetaria⁹ como argumento de conservación (Gómez-Baggethum y Ruíz-Pérez, 2011). El ejemplo mas representativo de esta tendencia se produjo

⁹ La valoración monetaria de los SE surge como una propuesta formulada desde la economía ambiental, rama de la ciencia económica que toma sus fundamentos de la teoría neoclásica y los aplica al mundo natural.

cuando Costanza et al. (1997) valoraron la contribución monetaria de 17 SE asociados a 16 biomas de todo el planeta¹⁰, arrojando un valor que osciló entre US\$ 16 y 54 trillones anuales, es decir US\$ 33 trillones en promedio¹¹. La aparición de este estudio en la revista *Nature* y lo “atractivo” que resulta atreverse a ponerle una cifra monetaria a las funciones naturales de todos los ecosistemas del planeta, convirtió este trabajo en un referente del enfoque SE e influenció su reorientación teórico-práctica hacia la valoración monetaria. De todos modos, los resultados de los estudios que se concentran en el cálculo del valor monetario de los ecosistemas y sus servicios pueden convertirse en un argumento de doble filo para la conservación, dado que: pueden interpretarse como un estímulo para conservar los ecosistemas pues su enorme contribución económica conlleva al imperativo de no destruir este valor; pero por otro lado, pueden entenderse como la pérdida de una oportunidad para realizar todo el potencial económico que se derivaría de la explotación de los ecosistemas, lo que se traduce en una amenaza para la conservación.

En un artículo reciente de Chaudhary et al. (2015) se analiza el desarrollo del enfoque de SE a partir de cuatro hitos históricos que han contribuido con su evolución y que tienen lugar después de la introducción del término en 1981. *El primer hito histórico (1997-2000)* incluye dos elementos: los estudios de Costanza et al. (1997) y Daily (1997) por el enorme impulso que le dan a la investigación sobre SE, en particular desde la perspectiva de la valoración monetaria; y la institucionalización del esquema de Pagos por Servicios Ambientales (PSA)¹² en Costa Rica, que permite a los SE hacer el tránsito de concepto a instrumento de gestión ambiental utilizado en la práctica. De lo anterior se deriva “una construcción de la naturaleza en la que, a algunas de sus partes no solo se les puede dar valor económico, sino que ese valor tiene expresiones monetarias que pueden generar decisiones de gestión efectivas” (Chaudhary et al., 2015: pag 30).

El segundo momento (2001-2005), es la puesta en marcha de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM) que generó tres resultados importantes: i) un marco conceptual y una tipología de SE que mostró la relación entre el cambio en los ecosistemas y sus efectos en distintas dimensiones del bienestar humano; ii) la adopción generalizada del concepto por entidades gubernamentales, no gubernamentales y agencias que estimularon diversas iniciativas de investigación, de políticas y conformación de redes a nivel mundial; y, iii) el aumento de los campos de conocimiento que participan en la construcción del enfoque y de la investigación sobre el mismo.

¹⁰ Utilizando el método de transferencia de beneficios o benefit transfer, el cual ha recibido diversos cuestionamientos sobre su consistencia, como se discutirá más adelante.

¹¹ Aunque los mismos autores del estudio consideran que la incertidumbre relacionada con la valoración realizada lo convierten en solo una aproximación, la astronómica cifra resultante es muy llamativa, dado que superaba incluso el valor del PIB mundial del año en que este se llevó a cabo.

¹² Los PSA se vuelven tan populares que, a cinco años de haberse introducido en Costa Rica, se habían documentado más de 300 esquemas de este tipo operando en el mundo, según la revisión realizada por Landell-Mill y Porras, 2002.

El tercer hito (2005-2009) es el lanzamiento del reporte generado por la EEM en 2005, dado que este proceso social que involucró a más de 1.300 científicos, formuladores de política y otros actores, tuvo éxito en comunicar sus resultados a nivel mundial, fortaleciendo el estatus del concepto a nivel global. Entre los resultados mas importantes del reporte se puede mencionar que mostró la degradación acelerada de los ecosistemas de la tierra y sus servicios, originando una gran cantidad de iniciativas de orden global, regional y nacional, como el The Economics of Ecosystems and Biodiversity¹³ (TEEB), el United Kingdom National Ecosystems Assessment¹⁴ (UK-NEA) y el Ecosystem Services Partnership¹⁵ (ESP). Además, la EEM parece haber estimulado el surgimiento de nuevas perspectivas académicas desde las que se podía investigar el tema de los SE, entre ellas la gobernanza, la gestión de paisajes, la reducción de la pobreza, etc.

El cuarto momento (2010-2013) ha sido testigo de la consolidación de los SE como uno de los campos del conocimiento mas dominante del pensamiento a nivel mundial en términos de la relación sociedad-naturaleza. Durante esta etapa también se produjo la institucionalización del enfoque a nivel mundial, a partir del trabajo conjunto entre académicos y formuladores de política que ha buscado facilitar la transferencia de resultados de la teoría a las políticas en diferentes niveles, no siempre con éxito. Iniciativas como el IPBES¹⁶ son un ejemplo de este tipo de esfuerzos de institucionalización de los SE.

Particularmente la ESP ha sido de suma importancia en la construcción y consolidación del enfoque pues congrega a los practicantes de este campo alrededor de tres elementos: la producción de conocimiento, la discusión y socialización de la producción científica y el trabajo en red. Respecto de la producción de conocimiento, la ESP cuenta con 18 grupos temáticos que exploran tópicos específicos que van desde los marcos, tipologías, indicadores y modelos hasta mecanismo de financiamiento, contabilidad y la gobernanza de los SE; también, existen grupos de trabajo organizados alrededor de 10 tipos de biomas del planeta y nueve grupos que incorporan el estudio de los SE en relación con sectores económicos (por ejemplo la agricultura, la pesca y la minería) y grupos sociales (comunidades locales y grupos indígenas). Por su parte, la discusión de la producción científica se realiza en las conferencias mundiales, regionales y nacionales que se organizan bajo la sombrilla del ESP. Mientras tanto, el trabajo en red se concreta mediante los 12 capítulos regionales y las redes nacionales creadas en esta iniciativa (ESP, 2018). La ESP ha puesto a disposición de la sociedad notas informativas, kits de capacitación, revistas científicas, bases de datos, lineamientos y estudios de caso.

¹³ En español se traduce como La Economía de los Servicios Ecosistémicos y la Biodiversidad.

¹⁴ En español se traduce como Valoración Nacional de los Ecosistemas del Reino Unido.

¹⁵ En español se traduce como Asociación para los Servicios Ecosistémicos.

¹⁶ Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services, que en español significa Panel Intergubernamental de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos.

1.2.3 Debate sobre las definiciones y tipologías de los servicios ecosistémicos

Al analizar la ontología del concepto de servicios ecosistémicos, Kull et al. (2015) encuentran que el mismo ha logrado posicionarse como un objeto de interés común dado que los conservacionistas lo ven como medio para la preservación de la biodiversidad, los economistas como una forma de incorporar las externalidades sobre el ambiente y los formuladores de política como una herramienta conveniente para orientar la toma de decisiones ambientales. Esta comunión es muy llamativa pues según Kull et al. (2015) el concepto SE está fundamentado en una metáfora contradictoria (ibid. op. Cit). La metáfora¹⁷ ecosistemas que evoca una visión de la “naturaleza exterior”, puramente biofísica y por fuera de la influencia humana; la visión de la naturaleza incluyente que incorpora a los humanos y que motivó a los biólogos pro conservación a usar el término SE; y la metáfora servicios que evoca el significado de algo por lo que se paga y que reduce la relación ser humano-naturaleza a una transacción económica, ignorando otras formas de interrelación, como las espirituales (Kull et al., 2015). Dos puntos de discusión caben respecto de lo señalado por Kull et al. (2015): i) el término ecosistemas es utilizado por muchos biólogos y ecólogos incorporando al ser humano como parte de su dinámica, y ii) el término servicios puede utilizarse en referencia a algo que es útil y no necesariamente con una connotación económica (Gomez-Bagethun y Ruiz-Pérez, 2011).

Si bien la metáfora a la que acuden los SE es comúnmente aceptada, esto no implica que el concepto servicios ecosistémicos sea único y homogéneo. Por el contrario, el concepto de SE es entendido de múltiples formas pues se le asocia indistintamente con procesos naturales, estructura biofísica, capital natural, o beneficios que reciben las personas de los ecosistemas. En general, las variaciones de las definiciones de los SE se explican por el propósito diferencial que se busca con cada una de ellas, pues mientras algunas buscan mostrar la importancia de los ecosistemas para el ser humano, otras se orientan a producir una mejor contabilización económica de los beneficios de la naturaleza. Todas estas consideraciones generan diferencias importantes en la distinción de aquello que se considera como SE o no. En esta dirección, varios autores han analizado los conceptos y tipologías de servicios ecosistémicos desde diferentes perspectivas (Nahlik et al., 2012; Lamarque et al., 2011; Saastamoinen et al., 2013).

Una de las primeras definiciones de SE es la que proporciona Daily (1997) (ver Tabla 1.1), quien desde una perspectiva naturalista considera a *los SE como las condiciones y procesos naturales realizados por los ecosistemas* que benefician al ser humano, incluyendo las funciones básicas de soporte de vida y la capacidad de autosostenimiento de esos ecosistemas (Danley y Widmark, 2016). Es decir que Daily entiende a los servicios ecosistémicos como fenómenos ecológicos (Fisher et

¹⁷ El diccionario de la Real Academia de Lengua Española define metáfora como la “traslación del sentido recto de una voz a otro figurado, en virtud de una comparación tácita, como en las perlas del rocío, la primavera de la vida o refrenar las pasiones.

al., 2009) que se diferencian de los beneficios generados por los procesos naturales vivos. Sin embargo, las nociones o definiciones más populares de SE presentan una aproximación híbrida entre lo ecológico y lo económico, al relacionar los procesos y funciones naturales con los beneficios derivados de tales funciones (Danley y Widmark, 2016). Las definiciones de de Groot et al. (2002), Wallace (2007), Fisher et al. (2008) y CICES¹⁸ (2013) hacen parte de esta aproximación híbrida a los SE (Danley y Widmark, 2016).

Para de Groot et al. (2002) los *servicios ecosistémicos son los beneficios* que se derivan de las funciones y procesos que realizan los ecosistemas. Es decir que, si bien las funciones naturales que proveen los SE son claves, los servicios solo se concretan en la medida en que el potencial natural genere beneficios directa o indirectamente al ser humano (Danley y Widmark, 2016). La definición de Wallace (2007) tiene similitudes con la de de Groot et al. (2002), pero se diferencia en que para este autor los procesos y funciones naturales son bienes y servicios intermedios, mientras *los SE son los “bienes finales”* proporcionados por la naturaleza. Es decir que Wallace utiliza una noción de SE que la asemeja al proceso de producción en el sentido económico (Danley y Widmark, 2016). Entre tanto, Fisher et al. (2008) definen a *los SE como el último proceso natural distinguible* antes de que se produzcan los beneficios directos para los seres humanos o de que se generen los insumos que se transforman en bienes y servicios. Así, para estos autores los SE son procesos naturales y no productos o bienes físicos (ibid. op. cit). La cuarta versión de la definición de CICES (mostrada en la Tabla 1.1), es la más actual y representativa entre las que se producen como un híbrido ecología-economía y quizás su elemento más importante es que *los SE incluyen los productos de los ecosistemas* que mantienen una conexión con las funciones, procesos y estructuras subyacentes de esos ecosistemas que los generan, pero no los beneficios directos que requieren inputs humanos, como por ejemplo capital financiero (Danley y Widmark, 2016). Así, la estructura física que proporciona biomasa para producir energía o un paisaje que se usa para la recreación y los procesos naturales de disposición de residuos son SE (Ibid. op. cit).

Otras definiciones han tomado el camino de hacer mayor énfasis en la generación de SE a partir del capital natural¹⁹, reforzando la visión economicista del concepto. La propuesta de Boyd y Banzhaf (2007) sugiere que es necesario distinguir entre servicios y beneficios, de modo que exista claridad teórica para poder identificar los “verdaderos” SE proporcionados por la naturaleza. Un ejemplo ilustrativo de lo anterior es la recreación, actividad clasificada en la tipología de la EEM (2005) como un SE. En realidad, la recreación puede considerarse como un beneficio que para materializarse depende de la combinación de *inputs* generados por la actividad humana y por los ecosistemas (Fisher et al., 2009). Los inputs “humanos” incluirían por ejemplo el capital construido por la sociedad como carreteras, caminos, sitios

¹⁸ Esta sigla en inglés corresponde a la *Common International Classification of Ecosystem Services*, que se traduce como Clasificación Internacional Común de los Servicios Ecosistémicos.

¹⁹ El concepto de capital natural fue utilizado por primera vez por Schumacher en 1973.

de estadía; mientras que los *inputs* naturales, es decir los verdaderos SE, considerarían componentes ecológicos como los bosques, el paisaje y los humedales presentes en el sitio destinado a la recreación. La necesidad de separación de los servicios y los beneficios está dada por el alcance de esta propuesta que se orienta a estimar la contribución monetaria del capital natural a las cuentas nacionales de los países.

La definición de la EEM (2005) es la más difundida a nivel mundial y no se ajusta a ninguna de las visiones anteriores pues tiene un carácter más comunicativo. Según esta definición los *SE son los beneficios* derivados de los ecosistemas, lo cual genera poca claridad teórica al convertir los dos términos en sinónimos. En defensa de la definición de la EEM (2005) habría que decir que su carácter comunicativo y pedagógico busca destacar las distintas formas de importancia de los ecosistemas para el bienestar humano, renunciando incluso a su robustez académica.

Como queda claro de la discusión presentada, todas las definiciones de SE conectan el bienestar humano a los procesos vivos o bióticos que realizan los ecosistemas. Sin embargo, la concepción de los SE parece quedarse corta para incorporar otras formas de relacionamiento material e inmaterial que también contribuyen al bienestar de las personas, pero que no se establecen exclusivamente con los ecosistemas y sus procesos vivos, sino con la naturaleza como un todo que contiene elementos bióticos y abióticos y qué por su complejidad, da lugar a la expresión de diversos valores y formas de entender la relación sociedad-naturaleza. Desde el IPBES se ha considerado importante expandir los alcances del enfoque de los SE, mediante la incorporación del concepto de Contribuciones de la Naturaleza a las Personas-CNP (Pascual et al., 2017). Las CNP son definidas como “todas las contribuciones positivas o beneficios y ocasionalmente las contribuciones negativas, pérdidas o detrimento que la gente recibe de la naturaleza” (Pascual et al., 2017: pag 9).

Dos factores parecen diferenciar a las CNP de los SE: uno, que las contribuciones son vistas no desde la perspectiva del bienestar humano, sino desde el campo más amplio de la buena calidad de vida de las personas; y dos, que las CNP abarcan explícitamente distintas visiones del mundo y formas particulares de valorar y de conocer la relación sociedad-naturaleza, como aquella contenida en la metáfora de los regalos de la naturaleza que expresan algunas comunidades indígenas (ibid. Op. Cit). Se supone que la interacción entre las distintas visiones del mundo y los diversos valores que se asocian a las CNP, produce múltiples formas de interpretar y aproximarse a la conservación, la equidad, la resiliencia y en últimas el desarrollo sustentable, lo que debería considerarse en la toma de decisiones. Aun es pronto para dilucidar el impacto que la introducción del concepto CNP tendrá en el desarrollo del enfoque SE, aunque la respuesta de algunos de los promotores de los SE dejan ver que no les convence apartarse del marco referencial sobre el que han construido su prestidio académico y sus iniciativas de política e intervención.

En el caso de las tipologías de los SE (ver Tabla 1.1), todas ellas permiten mostrar las diversas formas de dependencia del ser humano de los ecosistemas, lo que las

hace pedagógicamente valiosas. Sin embargo, los problemas fundamentales aparecen cuando a partir de ciertas tipologías se pretende implementar la valoración monetaria. Por ejemplo, la clasificación de la EEM (2005) introduce la categoría servicios de base o soporte, la cual comprende procesos como la formación del suelo y el ciclo de los nutrientes, que se consideran fundamentales para la generación o provisión de otros SE. Esta categoría es cuestionada porque mezcla SE que son medios para producir otros servicios y a la vez se consideran como servicios en sí mismos (Lamarqué et al., 2011). Supóngase que, para tomar la decisión de convertir un humedal en zona de desarrollo habitacional, se propone la valoración económica de sus SE, entre ellos el ciclo de nutrientes (servicio de base), la regulación hídrica, la provisión de agua consumible e incluso la recreación. El problema de doble contabilidad surge porque el ciclo de nutrientes y la regulación hídrica contribuyen a la provisión de agua consumible, SE que al ser valorado implícitamente contendría las valoraciones de esos SE. Pero además el ciclo de nutrientes y la regulación hídrica también habrían sido valorados individualmente.

Aunque la doble contabilidad es un riesgo importante en la valoración monetaria, es claro que en la generación de SE participan un nivel mínimo de estructuras, procesos y funciones ecosistémicas absolutamente necesarios para su producción. Por ello, Turner (1999) sugiere que “esta infraestructura [procesos y funciones] tiene valor en el sentido de que su existencia previa y su mantenimiento es necesaria para la provisión de los servicios, siendo por lo tanto un servicio en sí mismo”. Además, las estructuras, procesos y funciones se pueden incluir como SE en la medida en que sean utilizados por el ser humano –activa o pasivamente- para su bienestar (Fisher et al., 2009).

Respecto de la consistencia entre las definiciones y tipologías de los SE se pueden plantear dos caminos alternativos. Uno, es la estandarización de ambos buscando la posibilidad de que las investigaciones mantengan un nivel adecuado de coherencia teórica y metodológica. El otro camino, consiste en aceptar que las definiciones y tipologías son contexto-dependientes y en parte reflejan las diversas experiencias y visiones que surgen en el proceso de relacionamiento ser humano-naturaleza. Esto último, si bien se convierte en un reto para la academia también enriquece al enfoque al hacerlo más cercano a las realidades que intenta interpretar.

Tabla 1.1 Cronología de las definiciones y tipologías de los SE

Autores y año	Definición y clasificación de los SE
	Definición: Condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que los conforman, sostienen y le dan sentido a la vida humana Clasificación (lista de algunos servicios propuestos por el autor): Purificación del aire y el agua - Mitigación de sequías e inundaciones - Generación y preservación de suelo y renovación de su fertilidad - Descontaminación y descomposición de residuos - Polinización de cultivos y vegetación natural - Dispersión de semillas - Ciclo y movimiento de nutrientes - Control de gran parte de plagas potenciales en agricultura

Autores y año	Definición y clasificación de los SE
de Groot et al. (2002)	Definición: la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar humano. Clasificación: Función regulación: mantenimiento procesos esenciales ecológicos y de soporte de vida (protección rayos UV y tormentas, prevención inundaciones, drenaje e irrigación natural, polinización, control de plagas y enfermedades, calidad del aire, productividad suelo) Función hábitat: Provisión del hábitat (espacio de vida apropiado) para las plantas y especies animales (caza, pesca, frutas, mantenimiento especies comercialmente cultivadas) Función de producción: provisión de recursos naturales (combustibles y energía, acuicultura y agricultura de subsistencia, forraje y pastos, drogas y productos farmacéuticos, recursos para moda, joyas, mascotas, artesanías, cultivos resistentes) Función de información: proporcionar oportunidades para el desarrollo cognitivo (disfrute del paisaje, ecoturismo, deportes al aire libre, uso de la naturaleza en libros, películas, pinturas, folclor, símbolos nacionales, uso de la naturaleza para investigación científica, con propósitos religiosos e históricos, excursiones educativas)
Evaluación Ecosistemas Milenio-EEM (2005)	Definición: Beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas Clasificación: Servicios de base: servicios necesarios para la producción de los demás servicios (formación del suelo, ciclo de nutrientes, producción materias primas) Servicios de suministro: productos que se obtienen de los ecosistemas, entre ellos alimentos, agua pura, leña, fibras, bioquímicos, recursos genéticos Servicios de regulación: beneficios que se obtienen de la regulación de los procesos de los ecosistemas (regulación del clima, del agua, de las enfermedades, purificación agua) Servicios culturales: beneficios intangibles que se obtienen de los ecosistemas (espirituales, ecoturismo-recreación, estéticos, inspiración, educacionales, sentido identidad, herencia cultural)
Wallace (2007)	Definición: Los funciones y procesos de los ecosistemas son los medios de producción de los servicios ecosistémicos, mientras que los beneficios actuales derivados de esos servicios son el producto final de la naturaleza
Boyd y Banzhaf (2007)	Definición: Los servicios ecosistémicos son componentes de la naturaleza directamente consumidos, disfrutados o utilizados para producir bienestar humano
Fisher et al. (2009)	Definición: los componentes de los ecosistemas utilizados (activa y pasivamente) para producir bienestar humano Clasificación Servicios intermedios: polinización, productividad primaria, regulación del agua y formación del suelo Servicios finales: provisión de agua fresca, protección ante tormentas y flujo de agua constante, etc Beneficios: abastecimiento agua potable y uso del agua doméstico (de la provisión de agua fresca), protección propiedades y disminución vulnerabilidad de formas de sustento (de la protección ante tormentas) y recreación, agua para

Autores y año	Definición y clasificación de los SE
	riego, agua para generación hidroeléctrica (de la provisión de un flujo de agua constante)
CICES (2013)*	Definición: los productos de los ecosistemas (sean naturales, semi naturales o altamente modificados), que afectan de manera más directa el bienestar de las personas

Fuente: Elaboración propia (2016) con base en Danley y Widmark, 2016.

*Nota: la tipología correspondiente a CICES no se incluyó por ser demasiado extensa.

1.2.4 Vertientes dentro del enfoque de SE

Para abordar este ítem del capítulo, se toma como punto de partida una pregunta: *¿Existe en la actualidad un enfoque de SE único, monolítico, estandarizado y homogéneo?* La respuesta es no, dado que existe una evidente divergencia y variedad de definiciones, tipologías, marcos conceptuales y operativos y métodos de medición y valoración de los SE, lo que implica que el enfoque es multivariado y conviven dentro de él, distintas líneas de trabajo. Uno de los motivos para que tenga lugar esta dispersión es que las dos disciplinas que más han impulsado el desarrollo del enfoque (la economía y la ecología) no han logrado la estandarización de los SE (Boyd y Banzhaf, 2007). Otra razón es que en la construcción del conocimiento sobre los SE participan diversas disciplinas científicas, lo que sumado a la incorporación del enfoque como discurso político y corporativo, lo ha convertido en un campo multiforme e incluso debatido entre quienes han propuesto sus diferentes definiciones y clasificaciones (Lamarqué et al., 2011). La identificación de las distintas vertientes o comunidades que trabajan construyendo el enfoque desde diferentes perspectivas filosóficas, políticas y metodológicas es una necesidad que la literatura sobre los SE aún no ha atendido. En el trabajo de Lele (2013) se esbozan de forma muy general, tres vertientes dentro del enfoque de los SE.

a) *Vertiente de la biología de la conservación:* sustentada en una posición de la ecología profunda, prioriza el valor intrínseco de la biodiversidad, aunque también involucra como consideración de segundo orden los beneficios materiales y otros tipos de valores asignados por el ser humano a la conservación de los ecosistemas. Empezó desarrollando su análisis a partir de los procesos bióticos críticos para generar los servicios de soporte de la vida humana pero luego incorporó los beneficios indirectos o SE de regulación.

b) *Vertiente de la economía ambiental:* desarrolla el concepto de capital natural entendido como el stock natural generador de los productos, servicios y valores (existencia o estéticos) asociados con los ecosistemas, bajo una visión de sustentabilidad débil donde es posible sustituir capital natural por capital creado por el ser humano. Considera además que todos los valores de los ecosistemas, incluido el valor intrínseco, son atribuidos por el ser humano, por lo que el lenguaje de valoración más apropiado para expresar estos valores es el económico.

c) *Vertiente de los Pagos por Servicios Ambientales (PSA)*: entiende que la degradación de los ecosistemas se presenta porque muchos de sus beneficios y servicios indirectos²⁰ son externalidades positivas que no se consideran en las valoraciones de los propietarios y usuarios de esos ecosistemas. Esta situación puede ser corregida mediante el establecimiento de un esquema de mercado que permita la compensación a los productores de esos beneficios.

A la propuesta de vertientes de Lele (2013) se le pueden discutir por lo menos tres aspectos. El primero, consiste en que la vertiente de los PSA se construye desde la lógica de la solución de problemas mientras las otras dos vertientes están fundamentadas en visiones de la naturaleza con un carácter más filosófico, por lo cual se convierten en categorías no comparables. El segundo, es que la distinción misma de las vertientes no es clara, pues la corriente de los PSA recurre a los conceptos e instrumentos que se han generado desde la economía ambiental para atender los problemas ambientales. Es decir, que no existe una división clara entre las vertientes de PSA y la economía ambiental e incluso la primera podría hacer parte de la segunda. El tercer aspecto se relaciona con el carácter reduccionista que tiene encasillar el conocimiento desarrollado dentro del enfoque en solo tres vertientes. Por lo menos se podrían mencionar grupos de trabajo que estas vertientes no permiten observar, como la relacionada con la valoración integral y plural de los SE, la que complementa el enfoque con la ética, la justicia y los conflictos ambientales y la que pretende desarrollar marcos operativos y metodológicos para transferir la teoría de los SE a la práctica.

La valoración plural podría tratarse como una vertiente que reta la supremacía y el convencimiento en la valoración monetaria como el lenguaje hegemónico para representar el significado que adquiere la naturaleza para la sociedad, dando cabida a distintas metáforas y formas de ver el mundo que enriquecen la perspectiva desde donde se valora la relación naturaleza-sociedad. Por su parte, la vertiente de la ética y justicia ambiental tendría como fundamento que la adopción de los SE en la teoría y la práctica no puede conducir a ninguna forma de injusticia social ni ecológica, en la que se degraden los derechos de los seres humanos y otros seres sintientes a ser reconocidos y tratados de forma equitativa. Estas dos vertientes surgirían como una respuesta clara a la vertiente de la economía ecológica.

1.2.5 Las contribuciones del enfoque SE: una nueva mirada a las relaciones sociedad-naturaleza

En la actualidad, el enfoque SE es objeto de diversas críticas, aunque también se le reconocen por lo menos cuatro contribuciones importantes. La *primera*, es haber cambiado la forma en que el ser humano observa la relación sociedad-naturaleza (Fisher et al., 2014), al proporcionar una justificación fuerte y muy antropocéntrica para la conservación de los ecosistemas y sus especies, dada la cantidad de bienes

²⁰ Se incluyen únicamente los beneficios indirectos porque se supone que los beneficios directamente apropiables de los ecosistemas, tales como los alimentos y la madera, han sido y son actualmente tranzados mediante el mercado.

y servicios que le proveen a las personas (Lamarque et al., 2011). Tal justificación se ha consolidado a partir de las diferentes tipologías creadas para la clasificación de los SE (de Groot et al., 2002; MEA, 2005; Wallace, 2007; de Groot et al., 2010), al mostrar las múltiples formas de dependencia del ser humano de los ecosistemas y sus funciones. Entre tanto, la *segunda* contribución consiste en haberle agregado a la lista de bienes tradicionalmente extraídos de los ecosistemas y tratados como mercancías (por ejemplo la madera, la fibra y las materias primas en general), una serie de beneficios inmateriales poco reconocidos (el sentido de identidad, la inspiración, el desarrollo cognitivo) y otros derivados de procesos de regulación ecológica -como la regulación climática y el control de inundaciones- (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011).

De forma posterior a la crisis ambiental denunciada con fuerza en los años 70, el enfoque SE ha servido como puente para intentar reconectar la conservación de los ecosistemas con el desarrollo, lo cual es su *tercera* contribución. Se debe reconocer que antes de los SE muchas comunidades habían concebido e implementado estrategias de extracción de recursos naturales acompañadas de mecanismos de conservación, e incluso la academia a partir de enfoques como el de manejo adaptativo de los paisajes, también había formulado propuestas siguiendo el mismo tipo de lógica (Reed et al., 2016). Pero es claro que el enfoque ha aportado una mirada crítica sobre las estrategias que fundamentan la conservación en expulsar a los seres humanos de las áreas naturales.

El enfoque de SE ha sufrido una transición que lo ha llevado de ser una simple metáfora a un concepto con estatus científico (Barnaud y Antona, 2014). De allí que la *cuarta* contribución se relacione con la naturaleza inter y quizás transdisciplinar del enfoque SE pues al incorporar aspectos ecológicos, sociales y económicos (Burkhard et al., 2009; Reyers et al., 2010), ha promovido y demandado la participación de diversas disciplinas científicas en su construcción. Se supone que la complejidad de la relación sociedad-naturaleza y de los problemas socioambientales, ha significado que desde el enfoque SE se tienda un puente para comprender conjuntamente a los procesos ecológicos y el bienestar humano -con sus componentes socioculturales y económicos; lo anterior, ha contribuido a mudar, adaptar y reunir dentro de los SE a importantes conceptos y métodos de la ecología, la economía, la sociología y otras disciplinas. Pero el carácter transdisciplinar del enfoque es contestado, pues el predominio que sobre el mismo ejercen la economía y la ecología, implica que en su construcción teórico-práctica estas dos ciencias, sus formas de conocimiento y lenguajes tomen el papel central, dándole un rol secundario a las ciencias que buscan entender el lado antropológico, social, cultural y político del enfoque.

1.2.6 Críticas al enfoque de los servicios ecosistémicos

El enfoque de los SE ha sido objeto de una cantidad muy diversa de críticas, que en el capítulo dos se discuten y analizan haciendo uso de las síntesis recientes contenidas en trabajos como los de Schröter et al. (2014) y Barnaud y Antona (2014). En esta parte, se presentan cuatro críticas que cuestionan elementos fundamentales y que van al corazón de los SE, como su concepción, lenguaje y forma de implementación. Estas cuatro críticas se analizan antes del capítulo 2 pues seguramente contribuyen a entender el compendio de críticas específicas que desde la justicia ambiental se le formulan al enfoque SE.

1.2.6.1 Concepción antropocéntrica y utilitarista del enfoque de SE

Haber conectado el bienestar humano con la dinámica de los ecosistemas es un logro importante de los SE. Sin embargo, la corriente principal de investigadores del enfoque ha planteado dicha conexión en un solo sentido: el de la conservación de los ecosistemas y sus servicios con el único propósito de garantizar el bienestar humano. Esto, tiene dos consecuencias importantes. Por un lado, se desconocen o en el mejor de los casos se relegan a un segundo plano, los derechos de existencia de otras especies vivas cuando entran en competencia con las prioridades fijadas para garantizar el bienestar humano, lo cual hace al enfoque de SE profundamente antropocéntrico. Por otro lado, el mensaje que se deriva de esta apuesta es que los ecosistemas son para nuestro uso, con lo cual su utilidad está supeditada a la valoración - generalmente económica- que hagamos de ellos. Esta última idea ha abierto un enorme espacio al aparataje de la economía ambiental para valorar, priorizar y asignar SE, con lo cual el enfoque que nació con un propósito principalmente educativo y pedagógico puede terminar afectado por un sesgo economicista, como lo demuestra el excesivo peso que en la política ambiental mundial tiene el esquema PSA.

1.2.6.2 El concepto de capital natural y el uso de modelos stock-flujo subyacentes en el enfoque de SE: una forma de negación de la complejidad de la naturaleza

La metáfora de la naturaleza como un stock de capital fijo que es capaz de sustentar un flujo limitado de SE, se propuso para difundir la ilusión del crecimiento económico sin restricciones conjuntamente con la esencia de la sostenibilidad ambiental (Norgaard, 2010). Sin embargo, la metáfora terminó convirtiéndose en el fundamento conceptual del enfoque de SE, al relacionar los sistemas ecológico y económico mediante un modelo stock-flujo. Así, el stock de capital natural representado en la estructura de los ecosistemas y sus procesos genera un flujo de SE que determinan el bienestar humano. El uso del concepto de capital natural y el modelo stock-flujo son dos de los pilares del enfoque que han recibido las mayores críticas.

Definir a la naturaleza como un stock de capital fijo es bastante inconveniente e impreciso. A partir de su inventiva, el ser humano ha logrado ser el arquitecto que crea, construye y moldea distintas formas de capital manufacturado. Además, el capital manufacturado es reproducible en la medida en que el ser humano genera una dinámica que le permite alcanzar tal condición, por ejemplo, a partir del ahorro y la reinversión de recursos económicos destinados a renovar el stock de maquinaria o infraestructura de una economía o empresa. Sin embargo, ni toda la capacidad inventiva del ser humano le ha permitido crear “naturaleza” ni los desarrollos más recientes de la tecnología le han posibilitado reproducir a los ecosistemas – aunque han facilitado una apropiación cada vez mas avasallante de los mismos e incluso la imitación de algunos procesos naturales. Al no cumplir las condiciones de ser creado y reproducido por el ser humano, como si sucede con las otras formas de capital, es imposible sostener la metáfora de los ecosistemas como un stock de capital natural.

Algunos investigadores han señalado al conocimiento ecológico como el principal limitante para desentrañar la dinámica del modelo stock-flujo que sustenta el enfoque de SE. Aunque se reconoce que desde las ciencias naturales se ha realizado un enorme esfuerzo para establecer la relación entre el funcionamiento de los ecosistemas y los SE (Muradian y Rival, 2012), aún su identificación y cuantificación está restringida por el escaso entendimiento ecológico sobre la forma en la que se producen esos servicios (Kremen y Ostfeld 2005; Bennet et al., 2009). Es más, la comprensión de las interdependencias que se dan entre el funcionamiento de los ecosistemas y la estructura y diversidad de las comunidades bióticas es aún una pregunta por resolver para la ecología (De Groot et al., 2010). Esto como resultado de la poca investigación desarrollada sobre la ecología de los SE (Cowling et al., 2000). De allí que a partir de la EEM se haya hecho un llamado a los ecólogos para desarrollar teoría y evidencias empíricas sobre como los stocks naturales proveen un flujo de SE (Carpenter et al., 2006; Armsworth et al., 2007; Norgaard, 2010).

Debido al escaso conocimiento ecológico, no existen datos sobre las estructuras y procesos que generan diversos SE ni sobre sus flujos (Carpenter et al., 2009), situación que se presenta especialmente en el caso de los SE de regulación (Guariguata y Balvanera, 2009). Para Eigenbrod et al. (2010) la inexistencia de datos sobre los SE en gran parte del mundo, es el mayor obstáculo para progresar en su evaluación. Pero incluso cuando la información existe, ella presenta otra clase de problemas como su fragmentación, su no comparabilidad entre diferentes lugares y su naturaleza altamente técnica (Reyers, 2010).

A partir de una revisión crítica del enfoque de SE, Norgaard (2010) sostiene una opinión contraria con relación a la debilidad del conocimiento ecológico. Según este autor, el problema reside directamente en que el modelo stock-flujo utiliza solo una de las múltiples formas en que los ecólogos conciben los ecosistemas. Norgaard (2010: pag: 1220) afirma que “los ecólogos entienden la complejidad de la naturaleza usando distintos marcos analíticos, cada uno de los cuales ayuda a comprender diferentes aspectos de los sistemas naturales”. Los ecólogos piensan

en términos de dinámicas de población, cadenas tróficas, comportamiento interactivo, ciclos biogeoquímicos, organización espacial a nivel de paisaje y procesos co-evolutivos, entre otros; muchas de estas formas de pensar no encuadran en el modelo de stock-flujo (ibid. op. cit). Por tanto, el modelo stock-flujo no hace otra cosa que “volvemos ciegos” ante la complejidad de los sistemas naturales.

La supuesta incapacidad de la ecología para predecir los flujos de servicios que generan los ecosistemas, ha llevado a que esta ciencia sea considerada como débil, incluso por parte de ecólogos que promueven los SE. Al respecto, Norgaard (2010: pag 1220) afirma que “la ecología es en realidad muy rica y me temo que gran parte de la ecología que conocemos no apoya la perspectiva de los servicios ecosistémicos”; sugiere además que “más que desechar las múltiples formas de razonamiento de la ecología y enfatizar los modelos stock-flujo, se debería utilizar la riqueza de sus formas de conocimiento para ayudarnos a ver la pobreza de pensar en términos de flujos y stocks”.

1.2.6.3 Valoración monetaria de los SE y mercantilización de la naturaleza

Los ecosistemas y los servicios que ellos ofrecen contienen tres tipos de valor: ecológico, socio-cultural y económico (EEM, 2005). El valor ecológico está asociado con el estado del ecosistema o su integridad biofísica, mientras que el segundo surge de la identidad que se construye en torno a los ecosistemas y la importancia que ellos tienen para las prácticas sociales y culturales del ser humano (de Groot et al., 2010). Por su parte, el valor económico está determinado por el uso que se hace de los ecosistemas y sus servicios, pero también por el valor que se les confiere por su existencia, preservación y posibilidad de legar a otras generaciones, es decir por los valores de no uso.

La valoración económica ha tomado la delantera en la construcción de conocimiento sobre SE. Según Christie et al. (2012) gran parte de las investigaciones orientadas a valorar la biodiversidad y los SE, se concentran en estimar sus beneficios económicos, asignándoles un valor monetario. Cabe preguntarse: ¿Cómo se dio este predominio de la valoración monetaria de los SE? Varios autores señalan que este tipo de valoración hace parte de la lógica del *ambientalismo de mercado*, que se expande y predomina a la par de la ideología neoliberal desde los años 1980 (Smith, 1995; Bakker, 2005; Gómez-Baggethun y Ruíz-Pérez, 2011; Kull et al., 2015). El ambientalismo de mercado encuentra en el mismo marco epistemológico de la economía ambiental, las recetas y soluciones para la conservación de los ecosistemas y la asignación de sus SE, a partir de un menú que incluye la creación de derechos de propiedad, la generación de mercados y el establecimiento de esquemas PSA. Algunos teóricos de la economía consideran la valoración monetaria como un avance en dirección a la preservación de los ecosistemas (Costanza et al., 1997; Daily et al., 2009).

La valoración monetaria de los SE ha sufrido críticas agudas. Una de ellas es que la valoración monetaria es incompleta al no capturar distintos tipos de valores y beneficios proporcionados por los ecosistemas. Parte de esos beneficios no considerados incluyen valores sociales relacionados con el bienestar mental, espiritual, religioso y la experiencia cultural obtenida al entrar en contacto con los ecosistemas. Una segunda línea de crítica sigue la postura de varios economistas que piensan que a los ecosistemas no debería asignárseles un valor monetario (Vatn y Bromley, 1994; Norgaard, 2010; Vatn et al., 2010), dado que la introducción del dinero puede conducir a la destrucción de valores sociales y culturales que justifican la conservación natural desde el altruismo o la solidaridad. Pero la monetización de los SE tampoco es deseable dada la imposibilidad de reducir la valoración de los recursos naturales a un solo lenguaje, ya que existen consideraciones de tipo estético, ecológico, espiritual y cultural lenguajes para asignarle valor a los ecosistemas (Martínez-Alier, 2002). Este problema conduce a dificultades para medir (conmensurabilidad débil) y comparar los distintos tipos de valor (comparabilidad débil) asociados con los ecosistemas. Se aduce también que la economía se preocupa por los precios, pero no por el valor o importancia de las cosas (Heal, 2000). Incluso el alto precio que el mercado le asigna a algunos bienes y servicios no refleja de ningún modo su valor social o filosófico (Ibíd. Op. Cit.).

La crítica más fuerte a la valoración monetaria es que ella conduce a la mercantilización de los SE, lo que significa que, tanto desde el punto de vista conceptual como operativo, los bienes y SE son considerados objetos hechos para el mercado. El trabajo de Gómez-Baggethun y Ruíz-Pérez (2011) plantea cuatro aspectos por los cuales la mercantilización de los SE es un tema de preocupación:

- i) por razones éticas, pues algunas cosas no están hechas para ser “vendidas” o comercializadas, como es el caso de los SE;
- ii) porque la monetización homogeniza procesos complejos que están detrás de la provisión de los SE, transformando los valores simbólicos asociados a la naturaleza en valores mediables como el dinero;
- iii) dado que no se puede dar trato de mercancías a los SE, ya que no han sido producidas por el ser humano; y
- iv) porque los SE tradicionalmente han sido de libre acceso o propiedad comunal, por lo que su monetización puede terminar restringiendo el acceso solo para quienes tengan capacidad de comprarlos.

Es importante comprender si la monetización de los SE necesariamente tiene como resultado su mercantilización. Para poder establecer tal análisis, Gómez-Baggethun y Ruíz-Pérez (2011) señalan que la mercantilización de los SE tiene lugar si se cumplen cuatro condiciones: a) adoptar un discurso de corte económico que considere a las funciones de los ecosistemas como servicios; b) asignarle un precio a los SE a partir de la valoración monetaria; c) posibilitar la apropiación de los SE a partir del reconocimiento de derechos de propiedad sobre servicios específicos o

las tierras donde se producen; y, d) facilitar la comercialización de los SE a partir del establecimiento de las estructuras institucionales para vender y comprar SE.

En principio y desde el punto de vista teórico, la monetización de los SE no necesariamente implica su mercantilización. En primer lugar, porque la adopción de un lenguaje económico para referirse a las funciones naturales como servicios no conlleva obligatoriamente a la valoración. Es pertinente aclarar que conceptualmente un bien o servicio es un objeto o acto que tiene la capacidad de satisfacer una necesidad o deseo humano; por tanto, los bienes y servicios de los ecosistemas, al ser definidos en tal forma, pueden simplemente expresar su utilidad para el ser humano sin que aparezca una valoración económica de por medio (ibid. op. cit). En segundo lugar, porque incluso la monetización de los SE no deriva automáticamente en su mercantilización. Para que tal mercantilización tenga lugar, los SE aparte de ser valorados monetariamente, deben poder intercambiarse, a partir de una estructura institucional como el mercado que permita que sean vendidos y comprados. La valoración económica es una condición necesaria pero no suficiente para la mercantilización de la naturaleza, al menos teóricamente.

Es necesario observar, que en la práctica la gestión y la política ambiental están enmarcadas dentro de un sistema económico de mercado. En el mismo, las decisiones ambientales están fuertemente determinadas por el uso de métodos costo-beneficio, en los que la valoración monetaria de los ecosistemas juega un rol central. La valoración económica es el primer paso de un proceso en el que el fin es convertir tales valores en flujos de dinero. Tal como lo concluyen Gómez-Baggethun y Ruíz-Pérez (2011: pag 624), “la valoración monetaria de los SE no equivale a su mercantilización, pero pavimenta el camino (de forma discursiva y a veces técnica) para que ella ocurra”.

1.2.6.4 Gobernanza de los SE a través del mercado

La gobernanza de la naturaleza se implementa a partir de diversos mecanismos y modelos, entre los que se combinan las herramientas gubernamentales de comando y control, las formas de organización o arreglos comunitarios y los instrumentos del mercado (Muradian y Rival, 2012). Es evidente que la institución del mercado ha venido ganando un espacio considerable en la gobernanza ambiental mundial, especialmente mediante la implementación de los esquemas de PSA.

El enfoque SE tiene como objetivos de política (i) ayudar a reducir la tensión entre desarrollo económico y conservación natural y (ii) contribuir a que los usuarios de la base natural tomen decisiones y realicen prácticas que consideren los intereses de los beneficiarios de los SE (ibid. op. cit). Seguramente, el mercado aparece como una institución promisorio para el logro de estos propósitos, pues se considera que las fuerzas de la oferta y la demanda mediadas por un precio pueden determinar los tipos y las cantidades óptimas de SE a ser consumidas y conservadas, dejando que los actores sociales –vistos como agentes económicos- se expresen en este

supuesto “campo de juego” neutral. Desafortunadamente la fe en el mercado es una mera ilusión.

Muradian y Rival (2012) hacen una revisión amplia de los desafíos que enfrentan los instrumentos de mercado para gobernar los SE. Más que desafíos, lo que se plantean estos autores son razones de fondo para mostrar la incompatibilidad de los instrumentos de mercado para gobernar SE. A continuación, se presenta una síntesis de los problemas del mercado para la gestión de los SE con base en el trabajo de Muradian y Rival (2012).

La implementación de los mecanismos de mercado requiere la adopción de supuestos simples y directos acerca de la relación entre usos del suelo, funciones ecológicas y SE. El enfoque de SE ha facilitado la apuesta por el mercado, dado que ha reducido la complejidad de los ecosistemas y los procesos que ellos realizan. Esto, a partir de la compartimentalización de los SE mediante tipologías simples que los clasifican de acuerdo con los beneficios que generan (culturales, regulación de procesos naturales y aprovisionamiento de recursos naturales). Al reducir la complejidad, se quieren asemejar los ecosistemas con el proceso productivo en el que es fácil identificar cuáles son los equipos, la maquinaria y las operaciones que terminan en la producción de una mercancía. Es imposible proponer tal tipo de semejanza para la mayoría de SE pues la “fabrica natural” utiliza procesos multidimensionales, multi-escala y no lineales para proveer los SE.

El mercado es incapaz de regular la provisión de los SE, pues la complejidad ecológica de los ecosistemas tiene varias consecuencias para esta forma de gobernanza: i) los beneficiarios o compradores no tienen la capacidad de evaluar los atributos claves de los SE, como es posible hacerlo en un mercado de bienes y servicios cualquiera; ii) existe un alto nivel de incertidumbre, pues no se conocen los efectos de distintos tipos de intervención sobre la provisión de los SE (por ejemplo los cambios en el uso del suelo para aumentar la producción agrícola); iii) la asimetría de la información -pero también la poca disponibilidad de datos sobre la ecología de los SE- genera un alto riesgo en la toma de decisiones para el manejo de los ecosistemas; y iv) existe un desfase temporal entre dinámica natural y la del mercado que hace incompatible la toma de decisiones a partir de este mecanismo, pues los cambios en el estado de los ecosistemas y sus funciones puede evidenciarse en el largo plazo, mientras la dinámica de los mercados es de muy corto plazo.

Algunas consideraciones adicionales sobre el papel del mercado en la gobernanza de los SE, señalan que:

- El mercado generalmente opera para tranzar SE individuales: la concentración en un SE particular puede atentar contra los procesos y funciones ecológicas que permiten la provisión de otros SE e incluso la del mismo SE mercantilizado;
- El mercado es eficiente cuando se dispone de información completa: situación que en el caso de los SE es la excepción, dado el alto costo que significa obtener

información para establecer la relación entre el uso del SE, las funciones ecológicas y la provisión del servicio;

- La internalización de todas las externalidades positivas generadas por el uso de los ecosistemas es casi imposible: dado que el sistema económico mundial es viable prácticamente por el uso gratuito que hace de gran parte de los SE no tranzados en un mercado; la compensación monetaria de estas externalidades sería tan costosa que generaría un colapso en el sistema económico mundial;
- El mercado funciona mejor para la provisión de bienes o servicios privados: los SE pertenecen a la categoría de los denominados recursos comunes o bienes públicos, por lo que es difícil excluir a potenciales beneficiarios de su consumo en forma gratuita, lo que desincentiva el establecimiento de mecanismos de cooperación o regulación, como el mismo mercado.

Es necesario proponer una reflexión profunda sobre porque se debe insistir en el mercado como mecanismo de gobernanza de los SE, cuando existen dudas fundadas sobre su efectividad para lograr el uso racional de los servicios, pero principalmente por su incapacidad para lograr la conservación de los ecosistemas y sus funciones naturales. Existiría un claro trade off entre SE si el mercado es el mecanismo de gobernanza seleccionado, pues tendería a privilegiar la provisión de aquellos SE transables en el mercado y disminuir la oferta de aquellos difíciles de cuantificar y tranzar.

1.2.7 Estado del arte de los Servicios Ecosistemicos

1.2.7.1 A nivel mundial

Una primera revisión del estado del arte de los SE realizada por Seppelt et al. (2011) aunque no es tan reciente, permite establecer algunas tendencias aun vigentes en la investigación del tema a nivel global. El estudio de Seppelt et al. (2011) revisó 460 trabajos producidos en los últimos 20 años, pero se concentró en una muestra de 156 artículos publicados en revistas indexadas. Los resultados encontrados indican que más de la mitad de los estudios sobre SE se habían desarrollado en EEUU y China. Otro resultado indica que menos del 40% de los estudios cuantificaron los SE a partir de información primaria (mediciones directas en campo), por lo cual emplearon variables *proxy*, específicamente la cobertura del suelo. Adicionalmente, muy pocos estudios hicieron uso de modelos de simulación para cuantificar SE, recurriendo entonces al uso de tipologías o tablas de referencia donde los mismos se registran solo teóricamente. Asimismo, la mitad de los estudios incluyeron menos de cinco SE en sus ejercicios de valoración, a la vez que la valoración de los SE relacionados con la provisión de alimentos tuvo un predominio muy fuerte. También, la mayoría de los estudios no identificaron los *trade-offs* (compromisos) entre SE, de modo que se pudiera entender como incide el aumento de la provisión de un SE sobre la oferta de otro(s). Finalmente, solo un 40% de los estudios sobre SE involucró de alguna forma a los grupos sociales interesados en la valoración de estos ecosistemas. La conclusión crítica según Seppelt et al. (2011:

pag. 3) es que “menos de una tercera parte de los estudios proporcionan una base sólida para las conclusiones obtenidas” por ellos.

Con base en los resultados mencionados, los autores proponen cuatro direcciones que debe tomar la investigación sobre SE. La primera es el fortalecimiento del análisis biofísico, lo que demanda medir y modelar las funciones ecológicas que son la base para la producción de los SE. La segunda dirección es valorar los *trade-offs* espaciales y temporales que se producen dado que la gestión de los ecosistemas busca proveer unos SE u otros. La caracterización de efectos que se producen en un ecosistema y sus servicios cuando se toman decisiones en un lugar, que luego terminan afectando otro lugar (costos trasladados), es la tercera dirección que deberían tomar los estudios de este tema. Finalmente, se sugiere como cuarto punto la necesidad de involucrar a los actores claves en la identificación de los SE y en la valoración de distintas opciones para el manejo de los ecosistemas, dado que así se pueden establecer las interrelaciones que se dan entre SE y bienestar humano.

Un estado del arte mas reciente de Abson et al. (2014), que revisó 1388 artículos publicados en revistas indexadas entre 1997 y 2011, muestra varios resultados interesantes sobre el enfoque. Primero, que la cantidad de estudios orientados a la valoración de los SE, especialmente desde la perspectiva monetaria, si bien ha decrecido en el tiempo, aun continúa teniendo un peso importante dado que representa cerca del 50% de las investigaciones en este campo. Segundo, que hubo un mayor énfasis de las investigaciones en describir el funcionamiento del sistema que produce el flujo actual y futuro de SE (la parte biofísica), que en indagar como se podría lograr un estado adecuado de ese mismo sistema para lograr determinadas metas en términos de conservación, bienestar humano, eficiencia y **ética y justicia**. El tercer resultado interesante es que pocos artículos incorporan en su vocabulario los términos justicia y ética, lo que quiere decir que ha faltado una discusión explícita de la dimensión social y política en las investigaciones, elemento que sustenta claramente la importancia del trabajo que se desarrolla en esta tesis.

Otro estudio relacionado con las tendencias que ha seguido la investigación sobre los SE fue recientemente producido por Chaudhary et al. (2015), a partir de la revisión de 519 artículo indexados únicamente en idioma inglés²¹ y en un horizonte de tiempo que va desde antes de 1997 hasta 2013. Respecto de la producción académica por países y en comparación con los resultados de Seppelt et al. (2011), este estudio encontró que Estados Unidos se mantiene a la vanguardia, pero seguido respectivamente por el Reino Unido, Alemania, China, Australia y Canadá. Entre los países en desarrollo había crecido ampliamente la cantidad de estudios en Sudafrica, Brasil y México. En cuanto a la publicación de los trabajos académicos dentro del enfoque, se encontró que predominan las revistas de economía y ecología entre los 280 journals consultados. Quizás el resultado mas importante del estudio de Chaudhary et al. (2015) se relaciona con la clara diversificación

²¹ Esto evidentemente produce un sesgo pues posiblemente impide mostrar la producción de literatura sobre los SE que se desarrolla en los países donde el idioma en que se escribe es distinto al inglés.

temática del enfoque SE, pues mientras hasta antes de 1997 eran solo tres áreas, entre ese año y 2000 crecieron hasta 12 y para 2013 ya existían 29 áreas temáticas. Entre esas 29 áreas predominaban los estudios de valoración (29%), seguidos por los que se orientaban a la clasificación, definición y estandarización ecológica de los SE (26%) y los que se centraron en la evaluación de métodos, marcos de trabajo y estudios de caso sobre SE (6%). Solo 11 artículos científicos se enfocaron en los aspectos de tipo ético y cultural (2%), 7 en el bienestar humano y 4 en la ecología política de los SE (ibid. Op. Cit). La difusión del conocimiento, que se realiza no solo a través de artículos científicos sino también mediante conferencias y eventos donde se promueven los mensajes que se consideran mas relevantes dentro de un campo del conocimiento, también muestra una clara tendencia a no incorporar el tema de la justicia ambiental dentro de los SE: solo 3 de las 43 conferencias realizadas en el mundo entre 2010 y 2017, trataron este tema (ver Anexo 1). Tal como lo sugieren Chaudhary et al. (2015: pag 28) la expansión de los SE no ha impedido que “la economía y la biología como originadores del concepto mantengan su influencia en determinar el significado de los servicios ecosistémicos”.

1.2.7.2 Estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina y Colombia

Un artículo de Balvanera et al. (2012) analiza el estado del arte de la investigación sobre SE realizada en América Latina (AL). La investigación se centró en cuatro aspectos asociados con el estudio de los SE en la región: a) oferta, provisión²² y valoración de los SE; b) los *trade-offs* entre SE y la investigación interdisciplinaria; c) diseño de investigaciones, políticas y formas de gestión de SE; y d) los retos futuros en este campo del conocimiento. A continuación, se presenta una síntesis de los principales resultados encontrados por Balvanera et al. (2012).

El término SE fue utilizado por primera vez en AL en 1997 (Fearnside, 1997) coincidiendo con la expedición del trabajo de Costanza et al. (1997). La cantidad de estudios sobre SE en AL ha crecido ampliamente pasando de cerca de 20 estudios en 1999 a casi 160 en 2011. Las diferencias en el estudio de los SE entre los países de AL son notorias y su implementación inicial se relacionó con aspectos particulares de cada contexto: en Argentina, país pionero en el estudio de SE, por la conversión de bosques y pastos naturales fértiles en suelo agrícola; en Brasil por la deforestación causada para extender la frontera agrícola en el Amazonas; en Bolivia por la explotación de productos no maderables por parte de comunidades indígenas.

El estudio de la *oferta potencial* de los SE es un campo bien desarrollado en AL, concentrándose principalmente en SE como la madera, los productos no maderables, la provisión de agua y la captura de carbono. Incluso, existen

²² Los autores diferencian entre oferta y provisión de los SE. La oferta se refiere a la contribución benéfica potencial de las funciones ecológicas o los elementos biofísicos de los ecosistemas, a los humanos, independiente de si los humanos usan o valoran esas funciones o elementos. Mientras tanto, la provisión de los SE representa el contacto del potencial de oferta del servicio con las poblaciones humanas, tomando en cuenta la distribución espacial de personas e infraestructura.

cuantificaciones y mapas a escala nacional de algunos SE en países como Argentina, Colombia y México. En contraste, la investigación sobre la *provisión actual* de SE a la sociedad, ha recibido mucha menos atención. Los gobiernos de México y Colombia han intentado incorporar indicadores de SE y capital natural en sus mediciones del PIB.

Los estudios de valoración monetaria se han orientado hacia la estimación de los beneficios generados por la madera, productos no maderables, el agua, la captura de carbono y el ecoturismo. Incluso, se han establecido las preferencias sociales y percepciones sobre los SE, como ha sucedido con sistemas silvopastoriles en Colombia. En este país aparece el libro reciente de Villardy y Gonzáles (2011) que hacen una identificación preliminar y una valoración de los SE que brinda la Ciénaga Grande del Magdalena, un ecosistema de importancia estratégica para la costa Caribe colombiana. Para la identificación se utilizaron los mapas de uso y cobertura del suelo, además de las clasificaciones teóricas que existen sobre los servicios ecosistémicos (la tipología modelo de De Groot et al., 2002). Para la valoración se realizaron 131 entrevistas semi-estructuradas con actores vinculados al ecosistema, tanto a nivel local (6 municipios), como por parte de actores de nivel nacional.

El análisis de los *trade-offs* que se presentan entre distintos SE ha sido escaso en AL, aunque en Argentina se ha evidenciado que el aumento de la producción agrícola genera decrecimientos en los SE de regulación; mientras en Brasil se ha tratado de establecer el intercambio que se produce entre biocombustibles y biodiversidad. Por su parte, la investigación interdisciplinaria de los SE es bastante común en AL, con ejemplos en Argentina, Chile, México, Puerto Rico y Panamá.

En AL es común el establecimiento de esquemas de PSA, incluso más que a nivel mundial. Costa Rica fue el primer país en establecer un esquema de este tipo, mientras Colombia es un caso llamativo donde antes de la reciente incorporación de los PSA en la política ambiental²³, existían muchos de estos esquemas a nivel local y regional orientados a la provisión de servicios hidrológicos y biodiversidad. Los PSA por la preservación de servicios hídricos son los más comunes en AL. En la Tabla 1.2, se presentan los retos futuros que se tienen que asumir en la investigación sobre SE en AL.

²³ La Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos de Colombia en la que se promueve el uso de los esquemas de pagos por servicios ambientales fue expedida en 2012. Sin embargo, desde 2008 ya había aparecido en el país una política específica de adopción de estos esquemas.

Tabla 1.2 Retos para el estudio sobre servicios ecosistémicos en América Latina

Tipos de retos	Recomendaciones o limitaciones y vacíos
Entendimiento de SE	Estudios para conectar procesos ecológicos, oferta potencial y provisión actual de SE Herramientas para evaluar trade-offs entre escalas espaciales a las que se ofrece y provee el (los) SE.
Evaluación SE en escenarios futuros	Estimar cambios en oferta, provisión y valoración de los SE ante cambios futuros en el clima y los usos del suelo
ES y conservación de la biodiversidad	Analizar el intercambio entre el mantenimiento de la biodiversidad y las necesidades de seguridad alimentaria y de seguridad hídrica
ES y bienestar humano	Generar conocimiento sobre la contribución de los ecosistemas al bienestar humano subjetivo y no subjetivo
Implementación PSA	Protocolos de monitoreo y selección para desarrollar PSA costo efectivos
SE, justicia ambiental y equidad	Analizar los efectos de la distribución, acceso y trade offs entre SE en diferentes actores sociales y su bienestar
Integración actores, sectores y disciplinas	Mayor investigación sobre los factores económicos, sociales, políticos, culturales, cognitivos que refuerzan la toma de decisiones sobre gestión de los ecosistemas

Fuente: Balvanera et al. (2012) y aportes autor

El trabajo de Balvanera et al. (2012) realizó una revisión más detallada para Colombia tomando una muestra de 96 investigaciones sobre SE. Esta investigación evidenció una preponderancia de estudios relacionados con estimar la oferta de SE y con el análisis de las políticas orientadas a proponer su implementación. Asimismo, pocos estudios se enfocaron en la valoración monetaria de los SE. En cuanto a los SE hídricos, se encontraron un total de 11 estudios (12%), de los cuales la mayoría se dirigieron a cuantificar la oferta (4), seguidos por los que hicieron una valoración monetaria (3) y los que se orientaron a los PSA (3).

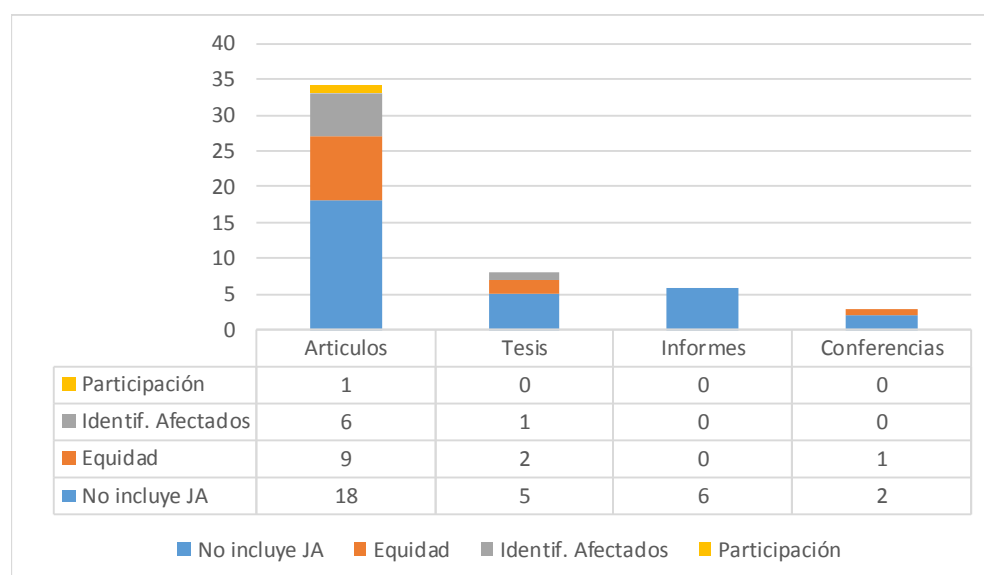
Para profundizar e intentar actualizar el estado del arte de los SE en Colombia, se hizo una revisión rápida de 51 trabajos sobre el tema en el país²⁴ (ver Anexo 2), que incluyó artículos científicos (34), tesis de maestría (8), informes institucionales (6) y conferencias (3). En términos temáticos, se encontró que predominan los trabajos que se enfocan en la cuantificación del flujo de SE (33%) y los que desarrollan su valoración monetaria (30%), es decir que en el país se sigue la tendencia mundial. Solamente cuatro trabajos plantearon ejercicios de valoración integral o plural de los SE, aunque en esta línea de trabajo vale la pena destacar dos esfuerzos recientes: el trabajo del Instituto Alexander von Humboldt que propuso un método completo para la valoración integral de la biodiversidad y de los SE en procesos de planificación territorial en Colombia (Rincón-Ruiz et al., 2014) y la tesis doctoral de Arias-Arevalo (2017) que hizo una discusión teórica de la integración de valores

²⁴ Dado que seguramente una parte importante de la literatura sobre el tema en Colombia no está publicada, este análisis es todavía muy preliminar y demandaría bastante tiempo afinarlo considerando la supuesta cantidad de literatura gris existente.

plurales en la valoración de SE y desarrolló un estudio de caso en la cuenca del Otún.

La revisión de los trabajos consultados también buscó determinar la incorporación de elementos de la JA en la investigación en Colombia. El resultado muestra que el tema de la JA merece mayor atención en el país pues el 61% de los trabajos no lo incorpora (ver Gráfica 1.1); mientras tanto, entre los artículos que si incorporaron el tema de la JA (16), la mayoría se concentró en analizar el tema de la equidad (56%), seguido por el de los grupos afectados con la distribución de SE (37%). La inclusión del tópico de la participación de los grupos sociales en los ejercicios sobre SE es crítica porque solo uno de ellos incorpora este tema. Recientemente, Rincón-Ruiz et al (2018) han desarrollado un artículo, con la participación del autor de esta tesis, que fue aceptado por el journal de Ecosystem Services integrando los SE y sus trade-offs en el análisis de los CSA en Colombia.

Gráfica 1.1 Incorporación de elementos de la justicia ambiental en estudios sobre los SE en Colombia



Fuente: Elaboración propia (2018)

1.3 EL ENFOQUE DE JUSTICIA AMBIENTAL (JA)

De forma sencilla, la justicia se define como lo que es moralmente correcto (Rawls, 1971; Sikor y Newell, 2014). Es decir, que deben existir una serie de principios o normas que sirvan como estándar para orientar y juzgar el comportamiento humano, bien sea de los actos de los individuos o del accionar de las instituciones sociales que este mismo crea. Pero la justicia no debería concebirse únicamente como una observación puntual sobre la ética [y moral] del actuar humano, sino también como una fuente de reflexión continua sobre lo que puede considerarse legítimo (Forsyth,

2014). En este último sentido, la justicia debería ser vista, no como un estándar fijo e inmodificable, sino como una noción dinámica en la que existe una reflexión permanente de la validez de la acción humana.

El uso de la justicia como concepto orientador de la reflexión moral sobre diversos temas, implica que se puede hablar de la existencia de diferentes nociones de justicia (Sikor, 2013). Esas diferentes nociones o ideas de la justicia subyacen por ejemplo en la ecología profunda, en la equidad intergeneracional y en la propuesta de universalización de los derechos humanos (ibid. op. cit). En el caso de la ecología profunda, su noción de justicia se relaciona con reconocerles a la naturaleza y a los seres no humanos derechos equivalentes a los que detentan los seres humanos, es decir hacerlos sujetos de derechos; mientras que una distribución equitativa de derechos y responsabilidades entre las generaciones actuales y futuras es la idea de justicia de quienes abogan por la equidad intergeneracional (Sikor, 2013). A priori, se podría sugerir que el concepto de justicia aplicado al tema ambiental, se convierte en otra de las nociones de la justicia: la denominada *justicia ambiental*. Pero más que una noción o idea particular, la JA ha llegado a convertirse en un paradigma tal como lo postula Taylor (2000).

La JA a la vez que emerge de la teoría y la práctica, también las integra a partir de un dialogo permanente en el que ambas partes se retroalimentan (Sze y London, 2008). Así, la JA es construida en una interacción en la que participan movimientos sociales, académicos y quienes la emplean como principio de la política pública (ibid. op. cit). Se podría decir entonces que la justicia ambiental tiene un carácter multiforme, en el que una de sus facetas es su uso por los académicos como enfoque analítico y marco conceptual para la investigación de los conflictos socioambientales (CSA); mientras que en otras ocasiones toma forma de discurso político al que apelan los movimientos sociales que luchan contra las injusticias ambientales para justificar sus reclamos. Asimismo, en el desarrollo de los CSA los movimientos acuñan nuevos tipos de reclamos, lenguajes y formas de movilización que son luego incorporados a la concepción teórica de la justicia ambiental. Estas nuevas concepciones teóricas pueden ser de nuevo incorporadas a los discursos de los movimientos sociales, continuando con este proceso de retroalimentación.

Es comúnmente aceptado que la justicia ambiental surge en Estados Unidos a principios de 1980 con las protestas de los afroamericanos de Warren County ante la posibilidad de que se construyera un sitio de disposición de residuos tóxicos cerca a sus viviendas (Mohai et al., 2009). Sin embargo, es posible plantear –sin disputar lo anterior- que antes del surgimiento de la justicia ambiental en EEUU, existieron movimientos y activistas que plantearon diversas injusticias ambientales, que bien podrían considerarse como parte de la historia previa y de la evolución que terminó confluyendo hacia la JA. La discusión de esta historia previa se aborda a continuación.

1.3.1 Etapas de la movilización por el tema ambiental, paradigmas de la relación ser humano-naturaleza y ramas del activismo ambiental: previo al surgimiento de la justicia ambiental

Como se mencionó anteriormente, la historia reciente de la JA se vincula tradicionalmente con la lucha que emprendieron las comunidades afroamericanas por la localización de infraestructura no deseada cerca de sus zonas de residencia²⁵, etiquetadas bajo el denominado racismo ambiental. Sin embargo, para entender el surgimiento de la JA, es necesario esbozar algunos elementos básicos del proceso histórico que desembocó en la creación de este movimiento ambiental-enfoque teórico. El trabajo desarrollado por Taylor (2000) es muy útil a tal propósito -si bien se centra exclusivamente en el contexto norteamericano- en tanto que presenta un análisis claro y bien sustentado de la forma en que surge el paradigma de la Justicia Ambiental, a partir de tres elementos:

a) *Las etapas o fases de la movilización por temas de tipo ambiental*, es decir eventos que en un momento dado marcaron preocupaciones de tipo ambiental claves y que como tal son hitos o referentes de esas movilizaciones.

b) *Los paradigmas que se han construido para explicar la relación ser humano-naturaleza*. Estos paradigmas los define Taylor (2000: pag 528) como “construcciones sociales; es decir, que ellos son paquetes ideológicos que expresan un cuerpo de pensamiento que cambia con el tiempo, de acuerdo con los actores que desarrollan estos paradigmas”. Se podría decir que estos paradigmas son interpretaciones concretas y socialmente aceptadas de la relación ser humano-naturaleza, que evolucionan con el tiempo.

c) *Las vertientes del activismo ambiental*, que incorporan las diferentes formas en que se experimentan las injusticias ambientales, los reclamos y las acciones que se demandaban en referencia a esas injusticias y el perfil de quienes conformaban estas vertientes del activismo ambiental.

1.3.1.1 Fases o etapas de la movilización ambiental en EEUU

Respecto a los eventos que marcaron momentos claves de la movilización ambiental en Norteamérica, Taylor (2000) identifica cuatro fases. *La primera fase* corresponde a lo que serían las primeras expresiones de la movilización ambiental, no constituida por movilizaciones masivas, sino más bien por grupos particulares de profesionales del área técnica, científicos y entusiastas de la recreación al aire libre que centran sus preocupaciones en la protección de la vida silvestre y los hábitats naturales y la conservación de las especies. Esta primera etapa que tiene su surgimiento hacia principios del siglo XIX, empieza a dar lugar a la conformación de movimientos ambientalistas mas consolidados y masivos hacia el final de ese siglo,

²⁵ En inglés se le denominó a esto como NIMBY (not in my back yard), es decir No en mi patio trasero, para significar que esta infraestructura no deseada estaba prácticamente invadiendo los domicilios de las personas de raza negra.

cuando se crean el Apalachian Mountain Club y el Boone and Crockett Club, que buscan la expedición de legislación ambiental para la protección de las aves y los animales de caza y también defienden la preservación de los parques naturales como Yellowstone.

La controversia surgida en 1913 por los fuertes impactos ambientales generados a partir de la inundación del valle Hetch Hetchy después de la construcción de una represa para abastecer de agua la ciudad de San Francisco, marca la segunda fase de la movilización ambiental. En esta segunda fase, que se extiende hasta 1960, se crean nuevas organizaciones ambientales y se fortalecen los movimientos existentes, los cuales generan movilizaciones en contra de la construcción de represas en zonas de alta riqueza natural, debido a sus muy predecibles impactos ambientales en los ecosistemas y especies. De todos modos, esta ampliación de las preocupaciones de los movimientos hacia el tema de los impactos ambientales de las represas, no implica el abandono de otras inquietudes que hacían parte de los reclamos de estas organizaciones desde la primera fase, relacionadas con la degradación y contaminación de zonas naturales y las afectaciones a actividades como la caza y la pesca, la observación de aves, las caminatas, el montañismo y el camping.

La tercera fase experimenta el surgimiento de un activismo ambiental más radical y más amplio, en el que participa gente no vinculada previamente a movilizaciones ambientales (especialmente jóvenes) y en el que las preocupaciones de los movimientos se relacionan con los efectos de la contaminación y degradación ambiental sobre el ser humano, especialmente en los ambientes urbanos. La expedición del libro *“La Primavera Silenciosa”* de Rachel Carson (1962) y la creación del denominado *“Día de la Tierra”* (1970) son los dos sellos que marcan esta etapa, en la que surge el movimiento ambiental moderno. Hacia la década de los años 80 se da la cuarta fase de la movilización ambiental, cuando suceden el accidente nuclear de Three Mile Island y el desastre generado por el vertimiento de residuos químicos que contaminó el agua para consumo humano y afectó la salud de la comunidad de Love Canal. Ello amplió el interés de los estadounidenses en la contaminación por residuos tóxicos a nivel local y estimuló la conformación de organizaciones ambientales de base comunitaria.

1.3.1.2 Paradigmas explicativos de la relación ser humano-naturaleza.

Previo a la consolidación de la JA como paradigma, las explicaciones de la forma en qué se relacionan el ser humano y la naturaleza han estado determinadas por tres paradigmas: el paradigma de explotación capitalista (PEC), el paradigma romántico (PR) y el nuevo paradigma ambiental (NPA) (Taylor, 2000). El paradigma de explotación capitalista entiende como deseable y normal el uso de la naturaleza con el propósito de generar mayor crecimiento económico, consumo y actividad industrial, dado que la oferta de recursos naturales –que eran considerados como recursos renovables- era abundante. Debido a esto, la contaminación ambiental y la escasez de ciertos recursos no solo se veían como un subproducto inevitable de

la actividad económica, sino también como problemas factibles de ser reducidos o controlados a partir de la tecnología. El PEC domina el pensamiento ambiental en el siglo XIX, coincidiendo con la fase de las primeras movilizaciones ambientales mas incipientes, pero no expresa ningún tipo de preocupación por la preservación natural, la sostenibilidad, ni las generaciones futuras. El PEC empieza a ser controvertido por el paradigma romántico (PR), que valora como negativa la degradación y agotamiento de los recursos naturales, al observar que el ser humano debe vivir una vida más simple y mas armoniosa con la naturaleza –implicando seguramente un menor uso y consumo de recursos naturales- y demanda del gobierno la protección de la vida silvestre a partir de la creación de parques nacionales.

Sin embargo, dentro del PR conviven y se confrontan dos visiones: la de los preservacionistas que entienden como necesario limitar al máximo el uso y consumo de los recursos naturales si esto conduce a su sostenimiento; y la de los conservacionistas pragmáticos que no consideran deseable una protección ambiental extrema que impida el desarrollo comercial de los recursos naturales, cuando estos pueden ser gestionados a partir del conocimiento científico y usados de forma inteligente y regulada. Muchos de los conservacionistas eran personas de negocios que practicaban actividades recreativas al aire libre, de allí que fueran los fundadores y financiadores de los primeros movimientos ambientales consolidados en EEUU a principios del siglo XX.

El PR que alimenta la agenda de los movimientos ambientales hasta 1960, es posteriormente reemplazado por el nuevo paradigma ambiental (NPA), que surge en un momento de mayor conciencia política sobre la gravedad de la crisis ambiental y adopta un discurso contrario al de los industriales y gente de negocios, pues advierte que el PEC ha generado efectos perversos sobre el ambiente; igualmente vierte sus críticas sobre el PR por su incapacidad para revertir la tendencia de degradación ambiental. El NPA muestra diversas características distintivas, entre ellas que: i) se aparta del optimismo tecnológico, al considerar como nocivo el desarrollo de tecnologías complejas, de gran dimensión e intensivas en el uso de energía, como la nuclear; ii) adopta un discurso más radical y una posición más fuerte en defensa de lo ambiental, dado que los movimientos ambientales los conforman personas más jóvenes, algunos militantes de movimientos por los derechos civiles, sin conexión con personas de la industria y negocios y desprovistos del interés por la recreación al aire libre; iii) amplía la agenda de temas que se consideran importantes en la gestión de la crisis ambiental, como el control natal, la prevención de la contaminación, la reducción de los riesgos y la remediación de impactos ambientales; y, iv) adopta valores pos materialistas²⁶ en el sentido de promover más la autorealización personal y la participación ciudadana en la toma de decisiones por encima del incremento de la actividad económica y el consumo material. Posteriormente, el NPA es retado en los años

²⁶ Para una revisión del tema consultar Inglehart, R. (1992). Public support for environmental protection: Objective problems and subjective values. Paper presented at the annual meeting of the American Political Science Association, Chicago.

1980 por el paradigma de la justicia ambiental, cuyas características se analizarán más adelante.

1.3.1.3 Las vertientes del activismo ambiental en EEUU

El activismo ambiental que corresponde a los temas, formas de expresión y conformación de los grupos que protestan por injusticias de tipo ambiental, se resumen en cuatro vertientes:

Vertiente del culto a lo silvestre y la naturaleza: esta rama que surge entre finales del siglo XIX y principios del XX, es orientada por hombres blancos de clase media y centra sus preocupaciones en la preservación de la vida silvestre y la naturaleza, cuestionando la destrucción del ambiente y los hábitats naturales. Su agenda no promueve un cambio del sistema capitalista sino su reforma para hacerlo más ambiental. Es la parte del ambientalismo más cercana al “*mainstream*” y el activismo dominante hasta inicios del presente siglo.

Vertiente del ambientalismo urbano: surge al mismo tiempo que la vertiente del culto a lo silvestre y es conformada por hombres y mujeres blancos de clase media; sus reclamos se centran en los espacios urbanos, alrededor de injusticias asociadas con el acceso a parques, espacios abiertos, seguridad en los sitios de trabajo y la salud pública.

Vertiente del ambientalismo de la clase trabajadora: esta vertiente surge de la conjunción entre la clase blanca trabajadora, los sindicalistas y activistas blancos que desarrollan una agenda ambiental ligada a asuntos laborales como los derechos de los trabajadores, la salud ocupacional y el acceso a la recreación propia para los trabajadores.

Vertiente del ambientalismo de los negros: esta vertiente es la que termina generando una agenda completa de justicia ambiental al establecer la relación entre la justicia social, las preocupaciones laborales y los aspectos ambientales, cubriendo diferentes temas como autodeterminación, soberanía, derechos humanos, inequidades sociales, acceso a recursos naturales, impactos desproporcionados de los riesgos ambientales, seguridad industrial y salud ocupacional de los trabajadores, etc.

Aunque el análisis de Taylor (2000) es muy comprensivo para entender la historia que condujo al surgimiento de la JA, también es necesario reconocer varias de sus debilidades:

- El análisis se centra en los Estados Unidos y no explora los desarrollos históricos de la JA en otros contextos, especialmente de los países del sur. Así, se mantiene una visión de los movimientos, reclamos, activistas y temas ligados a la JA como un tema eminentemente del norte. En América Latina existe una rica

historia de las movilizaciones ambientales que aún permanece como vacío del conocimiento a ser construido.

- Los paradigmas que explican la relación ser humano-naturaleza se restringen a los tres paradigmas antes mencionados, siendo necesario analizar si por ejemplo el desarrollo sostenible es otro paradigma. ¿Cumple el desarrollo sostenible con el criterio de ser un paquete ideológico socialmente construido, que expresa un conocimiento ampliamente aceptado, que cambia con el tiempo? Además, la idea de paradigma desde la concepción de Thomas Khun, parece ser contraria a la de Taylor, pues para este es imposible que un paradigma conviva en espacio y tiempo con otro, cuando la idea es que un paradigma al surgir derriba al otro.

1.3.2 Historia reciente de la Justicia Ambiental

Como se mencionó antes, actualmente la JA está situada en la intersección de tres caminos, que provienen de las rutas trazadas por los movimientos ambientales, los académicos y los formuladores de política (Sze y London, 2008). Sin embargo, es posible sugerir que no todos estos caminos empezaron a ser construidos al mismo tiempo; parece claro que, en su historia más reciente, la JA surge del activismo ambiental de las comunidades negras norteamericanas. Sin embargo, es ecuánime reconocer que la JA también se desarrolla, a partir de las ideas expuestas por las teorías liberales de la justicia, por lo menos en su componente más académico. A continuación, se analiza el surgimiento de la justicia ambiental desde estas dos perspectivas.

1.3.2.1 Los movimientos sociales y las primeras investigaciones sobre la justicia ambiental (JA)

Convencionalmente se acepta, que el hito que da origen a la JA es la movilización que emprendieron en 1982 las comunidades negras de Warren County para oponerse a la ubicación de vertederos tóxicos en áreas circunvecinas a sus viviendas (Mohai et al., 2009). Es decir que la noción primigenia de la JA surge de las experiencias y condiciones materiales sufridas por estas comunidades locales (Scholsberg, 2013). Así, no es fruto de consideraciones de orden teórico o estudios académicos²⁷, empero estos han sido decisivos en la consolidación de la JA. También es comúnmente aceptado que esta movilización originaria de la JA giraba en torno a las nociones de racismo ambiental y equidad distributiva (Schoeder et al., 2008). Aunque desde el inicio los movimientos incorporaron los reclamos y preocupaciones de las comunidades indígenas (Scholsberg, 2013), estas no fueron

²⁷ Al contrario de lo que sucede con el enfoque de servicios ecosistémicos, que surge de una propuesta académico-teórica, aspecto que quizá ha dificultado su adopción por parte de las organizaciones de base local y de los movimientos de justicia ambiental que no se han apropiado del concepto y que presumiblemente lo rechazan al identificarlo con la mercantilización de la naturaleza.

inicialmente destacadas por no cargar el peso emblemático de la movilización. Respecto del foco en la equidad distributiva, parece necesario aclarar que, si bien la movilización de Warren County tuvo como centro la injusticia en la distribución de las cargas ambientales, esto no necesariamente implica que todos los reclamos de los negros estuvieran restringidos a esta dimensión de la justicia ambiental.

De acuerdo con Taylor (2000), los reclamos de las comunidades negras a lo largo de distintos periodos históricos, evidencian que se involucraron diversos aspectos de tipo ambiental subyacentes en sus luchas por los derechos civiles. Por ejemplo, hacia 1800 las comunidades negras esclavas lucharon por mejorar sus condiciones de vivienda, abogaron por el derecho a adquirir la posesión de la tierra, demandaron la abolición de los sistemas de cultivos compartidos y pelearon por los derechos de los trabajadores; mientras tanto, entre 1940 y 1960 las movilizaciones ambientales de los negros se centraron en temas como los derechos de pesca, la contaminación por pesticidas, la salud y seguridad ocupacional, los derechos laborales y el cese de la segregación en el transporte, los parques y las playas públicas (Taylor, 2000).

La movilización social de Warren County es un hito en la construcción de la JA por tres razones básicas: i) haber generado el apoyo de diversos movimientos por los derechos civiles (como la Comisión por la Justicia Racial de la Iglesia Unida de Cristo-IUC²⁸) hacia las comunidades que reclamaron; ii) haber obtenido la atención de los medios a nivel nacional sobre las preocupaciones que entre los afroamericanos generaba la contaminación tóxica en sus comunidades; y, iii) haber despertado el interés de varios académicos por demostrar la existencia del racismo ambiental (Mohai et al., 2009). Justamente la respuesta académica a la movilización social por la JA es rápida, tal como lo demuestra el hecho de que en forma casi inmediata a la movilización de Warren County aparece el concepto de racismo ambiental. Este concepto es definido por Chavis en 1982 como *“la discriminación racial en la formulación de políticas y en la aplicación de la regulación y la ley, la selección deliberada de sitios de las comunidades negras para establecer infraestructura para desechos tóxicos, la aprobación oficial de la presencia de contaminantes y venenos que amenazan la vida en nuestras comunidades y la historia de excluir a la gente de color de tomar el liderazgo en los movimientos ecológicos”* (Bullard, 2000). Es notable que esta definición de racismo ambiental incorpore como fuente de las injusticias hacia las comunidades negras no solo el que reciban una carga ambiental mayor –equidad distributiva– sino también aspectos como su marginamiento de la toma de decisiones y de la formulación de políticas –participación.

Los estudios emprendidos por la Oficina General de Auditoria de Estados Unidos (1983) y el de la Comisión por la Justicia Racial de IUC (1987) denominado Residuos Tóxicos y Raza (Chavis and Lee, 1987), son de mucha importancia en la construcción de evidencias sobre el racismo ambiental. El primero de ellos porque demostró que las comunidades afroamericanas del Sur contenían una cantidad desproporcionada de vertederos de residuos tóxicos y el segundo porque estableció

²⁸ Reconocida en inglés como The United Church of Christ Commission for Racial Justice.

a nivel nacional que la raza, independientemente de la clase social, era el factor más determinante en la ubicación actual y potencial de sitios para disposición de residuos tóxicos comerciales (Sze y London, 2008). El estudio de IUC no solo le proporcionó soporte académico a los reclamos de los movimientos en contra del racismo ambiental, sino que también impulsó diversas investigaciones sobre la JA, las cuales tuvieron en sus inicios un corte más cuantitativo y una orientación hacia establecer la causalidad existente entre raza, clase y exposición a riesgos ambientales (ibid. op. cit).

La academia tiene un rol fundamental al gestar la articulación de los movimientos por la JA, a partir de sus trabajos y conferencias (Scholsberg, 2013). En cuanto al trabajo académico, de especial significancia son los aportes de Robert Bullard, quien demuestra en su libro *Dumping in Dixie* (1990) que la localización de la infraestructura de residuos peligrosos en comunidades negras es deliberada y tiene su origen en prácticas institucionales discriminatorias con raíces no solo contemporáneas sino también históricas (Mohai et al., 2009). Además, Bullard tiende el puente entre racismo y justicia ambiental, al concebir que las denuncias por racismo ambiental debían avanzar hacia una solución, que debía venir en la forma de justicia ambiental (Mohai et al., 2009). Bullard (1996) define la JA²⁹ como el principio “*de que todas las personas y comunidades tienen el derecho a recibir la misma protección de las leyes y regulaciones ambientales y de salud pública*”. Además, este autor redefine los alcances de lo ambiental dentro de la JA, al considerar que no solo debe incorporar lo biofísico y el mundo natural sino también el sitio donde la gente vive, trabaja, juega, estudia. Así las injusticias asociadas a lo ambiental, terminan incidiendo en casi todas las esferas de la actividad humana.

Por otra parte, la conferencia “*Raza y las Incidencias de los Riesgos Ambientales*”³⁰ organizada por los sociólogos Bryant y Mohai (1992) generó dos aportes significativos al desarrollo de la JA: i) amplificó y consolidó las evidencias sobre el vínculo existente entre la condición racial y socioeconómica y la probabilidad de estar expuesto a un mayor riesgo ambiental; y ii) contribuyó a expandir la JA hacia la esfera del gobierno pues los resultados de la conferencia incidieron en la creación de la Oficina de Equidad Ambiental –más tarde renombrada como la Oficina de Justicia Ambiental- dentro de la EPA³¹. Esta oficina produjo el “*Informe Equidad Ambiental: Reduciendo los Riesgos para todas las Comunidades*”, el cual se constituyó en el primer reporte gubernamental que reconoció la existencia de inequidades ambientales. Posteriormente, la JA se convierte en un principio en la formulación de políticas gubernamentales³² al punto que todas las agencias federales debían asegurarse que sus acciones no afectaran

²⁹ Otras definiciones de la Justicia ambiental se presentan más adelante en el punto 1.2.3.1.

³⁰ El nombre en inglés del evento fue “Race and the Incidence of Environmental Hazards”.

³¹ Environmental Protection Agency.

³² En este caso es de suma importancia la orden ejecutiva 12898 expedida en 1994 por el presidente Bill Clinton, donde ordenaba a todas las agencias gubernamentales que incorporaran a la justicia ambiental en la expedición de todo tipo de reglamentación (Ver <http://www.archives.gov/federal-register/executive-orders/pdf/12898.pdf>).

desproporcionadamente a ningún grupo social en particular (Agyeman y Evans, 2004).

La introducción de la JA como un principio orientador en la formulación de políticas en EEUU, significó completar la triada desde la que se ha venido construyendo esta praxis social. Pero esta expansión de la JA también se reflejó en el carácter multiforme que tomaron los movimientos por la justicia ambiental, al incorporar diversos grupos sociales (grupos religiosos, activistas por los derechos civiles, trabajadores del campo, profesionales sin ánimo de lucro, centros universitarios y académicos y sindicatos de trabajadores), extender su cobertura territorial y ser dirigido por un activismo de base local multirracial (donde participaban afroamericanos, americanos con raíces en el pacífico y asia, latinos y blancos pobres) (Agyeman y Evans, 2004).

1.3.2.2 Las teorías liberales de la justicia y su relación con la justicia ambiental

Antes de discutir las características actuales del marco de la JA, es necesario presentar algunas ideas breves sobre las teorías de la justicia esbozadas por distintos filósofos políticos, pues ello puede contribuir a identificar los fundamentos teóricos de la JA. Un libro reciente de Amartya Sen (2009), titulado “The Idea of Justice”, analiza las principales teorías de la justicia³³ que se han propuesto desde la época de la ilustración europea hasta la actualidad. Sen (2009) agrupa esas teorías sobre la justicia en dos corrientes o líneas de razonamiento que exponen postulados ampliamente divergentes. Una de esas líneas de pensamiento es lo que el autor denomina el *institucionalismo trascendental*, que toma como fuente las ideas de Thomas Hobbes, continuadas por John Locke, Rousseau y Kant. Los tres rasgos básicos que caracterizan al institucionalismo trascendental, incluyen: i) se enfoca en develar los atributos que deberían hacer parte de una noción idealizada de justicia perfecta; ii) busca identificar ciertas características sociales que no se deberían transgredir para que la sociedad alcance el ideal de justicia perfecta; y, iii) prioriza la identificación y configuración de arreglos institucionales “justos” y correctos, que son en últimas los que concretan una sociedad justa. Claramente, al institucionalismo trascendental no le interesa analizar que tan justas son las sociedades actuales, pues presupone que todas ellas se quedarían cortas en cuanto al logro del ideal de justicia que emana de sus postulados. En este sentido, en el institucionalismo trascendental subyace una noción de justicia idealista, normativa y deontológica.

La segunda línea de razonamiento teórico parte de la observación de la realidad social para establecer comparaciones entre las sociedades existentes y determinar que tan justas o injustas son estas estructuras sociales. Dado que el funcionamiento de las sociedades comúnmente conduce a la generación de injusticias de tipo social,

³³ Aunque en este caso se utilizó el término teorías de la justicia, es claro que Amartya Sen (2009) se refiere específicamente a las teorías de la justicia social, aunque este último nombre lo utiliza poco a lo largo de su libro.

el propósito de esta línea es acabar, remover o corregir tales injusticias. Así, la línea de razonamiento denominada *de comparación enfocada en logros*³⁴ se aleja de la búsqueda de una sociedad ideal en términos de la justicia, por lo cual se puede catalogar como una conceptualización de carácter más positiva, fenomenológica y consecuencialista. Esta línea de razonamiento está conformada de una manera quizás algo arbitraria pues reúne los postulados de teóricos que expresan ideas de justicia y formas de observar la realidad social bastante divergentes, como por ejemplo Adam Smith, Jeremy Bentham, Carlos Marx y John Stuart Mill, entre otros (Sen, 2009).

Estas líneas de razonamiento han incidido de manera decisiva en la producción de las teorías de la justicia en los últimos 50 años. Particularmente, las ideas del institucionalismo trascendental han sido tomadas como el fundamento, a partir del cual las corrientes dominantes de la filosofía política, han tratado de desarrollar las teorías más recientes sobre la justicia (Sen, 2009). Dos hechos son destacables respecto del posicionamiento del institucionalismo trascendental en la construcción de las teorías recientes sobre la justicia. Por un lado, el trabajo más prominente dentro de esta corriente³⁵ y que rescató la idea de justicia en la filosofía política más reciente, es el de John Rawls, a partir de su libro *“Una Teoría de la Justicia”*³⁶. Por otro lado, las ideas sobre la justicia expuestas por John Rawls han tenido una incidencia clara en el desarrollo teórico de la JA, por lo cual es útil hacer una revisión de las mismas.

Las ideas centrales de la teoría de Rawls respecto de la justicia se pueden sintetizar en algunos aspectos puntuales, si bien sus postulados son extensos y profundos. La idea fundacional de la teoría de Rawls es que la justicia demanda rectitud, lo que dicho de otra manera implica que la justicia se consigue y se deriva de la rectitud³⁷ (Sen, 2009). La rectitud está ligada a la imparcialidad, en el sentido que los juicios que el ser humano establece no deben estar sesgados por sus propios intereses, prejuicios y prioridades pues deben tomar en consideración los intereses y preocupaciones de los demás (ibid. op. cit). La imparcialidad es posible a partir de lo que Rawls denomina la posición original, que se convierte en otra idea central de su teoría. La posición original es una situación ideal en la que las personas no conocen su ubicación relativa respecto de otras personas dentro la estructura social, ni tampoco sus intereses y visiones sobre lo que es una buena vida, por lo que deciden bajo el “velo de la ignorancia” (Sen, 2009; Forsyth, 2014).

³⁴ En inglés se denomina *realization-focused comparison*, término que traducido al español no adquiere un significado que permita conectar claramente lo que se quiere expresar en el idioma original.

³⁵ Habría que decir también que Scholsberg (2007), considera que Rawls es uno de los principales exponentes dentro de las teorías del liberalismo político, lo que equivale a una clasificación diferente a la que se ha expuesto aquí y que se fundamenta en lo que propone Amartya Sen.

³⁶ En inglés el libro se titula *“A Theory of Justice”*, el cual fue producido en 1971.

³⁷ De hecho, es muy común que cuando se presentan las ideas de Rawls se hable de su postulado de justicia como rectitud (en inglés *Justice as fairness*).

El velo de la ignorancia es entonces una condición de igualdad, que les permite a las personas definir, de forma unánime y libre, los principios de la justicia que conduce a elegir las instituciones sociales básicas que deben gobernar la sociedad. Así, en la teoría de Rawls cualquier sociedad elegiría dos principios de justicia básicos: (i) todo el mundo debe tener los mismos derechos políticos y (ii) la distribución de la desigualdad económica y social debería beneficiar a todos, especialmente a los más pobres (Scholsberg, 2007). En conclusión, Rawls entiende a la justicia como un estándar que permitirá valorar si la sociedad está haciendo una distribución justa de los bienes y perjuicios sociales, políticos y económicos (Scholsberg, 2007); es decir, se centra en la justicia distributiva (Forsyth, 2014). Pero Rawls, siguiendo la tradición de los teóricos del liberalismo político, también centra sus demandas de justicia en los individuos (Scholsberg 2007; Martin et al., 2016).

Las ideas de Rawls han recibido varias críticas que es necesario exponer. Una de las más importantes, es que el institucionalismo trascendental tiene la tendencia a ser una retórica bien intencionada pero vacía al dejar de lado aspectos claves de la justicia (Sen, 2009), seguramente porque se concentra en proponer una visión idealizada y perfecta de la justicia, en lugar de observar las múltiples injusticias que tienen lugar en el funcionamiento de la sociedad. Una segunda crítica, se refiere a que las teorías liberales se concentran decididamente en la distribución justa de las oportunidades y bienes sociales, enfocándose en proponer modelos y procedimientos que podrían contribuir a mejorar tal distribución; lo que implica que frecuentemente se ignora el contexto social, cultural, económico e institucional en el que el ejercicio del poder y la dominación, terminan generando una pobre e injusta distribución social (Young, 1990). Así, el problema que ven los teóricos del liberalismo es como debería lograrse una mejor distribución, en lugar de analizar cuáles son las causas de una mala distribución (ibid. op. cit). Una tercera crítica surge del hecho de reducir el alcance de la justicia social al logro de la equidad distributiva, pues una distribución injusta puede provenir de no reconocer las diferencias entre distintos grupos sociales. Estos grupos sociales no solo tienen puntos de partida disímiles en cuanto a las condiciones socioeconómicas y culturales, sino que también se ven afectados de forma diferencial por los procesos sociales, políticos y económicos que definen la distribución (Young, 1990). Se podría afirmar que las teorías liberales de la justicia se centran en la dimensión de la distribución, pero ignoran la de reconocimiento. Incluso Scholsberg (2007), señala que en los últimos 40 años las teorías liberales de la justicia se han centrado casi exclusivamente en la distribución justa de los bienes sociales y definido a la justicia en torno a ello, dejando un importante vacío teórico en cuanto a construir un análisis respecto de la dimensión de reconocimiento.

1.3.3 Definiciones y dimensiones de la justicia ambiental

La JA tiene una serie de características importantes que es necesario aclarar antes de presentar sus definiciones y dimensiones. La primera consideración es que la

justicia ambiental se entiende en sus inicios simplemente como una extensión de las ideas de la justicia social al campo ambiental (Scholsberg, 2013). Es decir, que la JA es una forma mas de justicia social. Sin embargo, paulatinamente la justicia ambiental ha adquirido su propia dinámica y dimensión. En palabras de Scholsberg (2013: pag 51) la JA se convierte en una *“declaración sobre la naturaleza crucial de la relación entre el ambiente y la provisión de justicia en sí misma”*.

La justicia ambiental tiene otra particularidad: mientras diferentes injusticias sociales son explicadas como fruto de una construcción social, en la JA interviene lo que podría denominarse la agencia no humana, es decir dinámicas biofísicas y naturales propias, que incorporan actores no humanos que deben ser considerados (Sikor y Newell, 2014). Un ejemplo de esto son los desastres naturales que generan una serie de riesgos e incertidumbres que no pueden ser explicados únicamente como una construcción social ni como fruto de una intervención económico-política (ibid. op. cit).

Un tercer elemento, es que la JA ha tenido una alta capacidad de [adaptarse] y expandirse hacia nuevos campos, tanto en la práctica como en la teoría (Scholsberg, 2013). Posiblemente, esto se relacione con el carácter pragmático y pluralista que tiene el marco de la justicia ambiental. Uno, por concentrarse en comprender y resolver las múltiples injusticias ambientales antes que construir un ideal de JA; y dos, porque en la construcción de la JA han participado diferentes actores sociales, entre ellos movimientos sociales, académicos de diferentes disciplinas y formuladores de política.

1.3.3.1 Definiciones de la justicia ambiental

Proponer una concepción estandarizada de la JA es casi imposible, dado que este marco se ha construido desde la perspectiva de múltiples actores sociales: esto se puede reflejar en las definiciones, que incorporan no solo diferentes nociones de la justicia, sino también consideraciones asociadas a las diversas injusticias experimentadas u observadas por esos actores en conexión con lo ambiental. Un análisis reciente de Walker (2011) muestra que las definiciones de justicia ambiental a pesar de sus divergencias, también presentan puntos en común (ver Tabla 1.3). Quizás la similitud más importante es que se define a la justicia ambiental en torno al logro de un objetivo, como algo que debe buscarse o lograrse (ibid. op. cit).

Definir a la JA de esta manera es estratégico, pues “producir y publicitar una definición enfocada en un objetivo es una parte clave de construir un marco de la JA políticamente poderoso alrededor del cual la gente puede ser incorporada y movilizada. Un objetivo también cumple el importante papel de proporcionar un estándar o métrica contra la cual se pueden juzgar y criticar las condiciones actuales, a partir de lo que se pueden construir los reclamos” (Walker, 2011: pag 8). Un aspecto que puede resultar negativo de definir la JA con base en el logro de una condición futura, es que al priorizar que se alcance cierto ideal, no solo se le da preponderancia a la retorica vacía que comúnmente acompaña el diseño de

escenarios, planes y programas contenida en los documentos de política pública, sino que se desliga a la justicia ambiental de su realidad social actual, la cual produce diferentes injusticias que sitúa en puntos de partida disimiles a grupos sociales, comunidades e individuos. El otro aspecto común de las definiciones es que se demanda justicia expresamente para los seres humanos, con lo cual se establece claramente la diferencia entre justicia ambiental y justicia ecológica, dado que esta última incorpora a seres no humanos en sus requerimientos (ibid. op. cit).

Las definiciones de JA presentadas se diferencian en dos aspectos claves: la forma en que denominan o cualifican lo ambiental y las dimensiones de la justicia que abarcan. En cuanto a lo primero, existen diversas consideraciones pues por ejemplo la definición de Bryant (1995) sugiere que el ambiente debe tener como cualidades el ser seguro, productivo y nutritivo, mientras la Mancomunidad de Massachusetts (2002) (Tabla 1.3), lo caracteriza como saludable y limpio y los amigos de la tierra restringen su composición a los recursos de la tierra. Entre tanto, aunque todas las definiciones involucran la equidad distributiva como una condición para alcanzar la JA y varias de ellas consideran que la participación en la toma de decisiones y formulación de normatividad también lo es, solamente Bryant (1995) incorpora el reconocimiento de la cultura, los valores y comportamientos como una de las condiciones para lograr la JA.

Tabla 1.3 Definiciones de la Justicia Ambiental

<i>Bunyan Bryant (1995)</i> La justicia ambiental se refiere a las normas culturales, valores, reglas, regulaciones, comportamientos, políticas y decisiones que sostienen a comunidades sustentables, donde la gente puede interactuar con confianza en que su ambiente es seguro, productivo y nutritivo. La justicia ambiental es un hecho cuando las personas pueden realizar su mayor potencial, sin experimentar los “ismos”. La justicia ambiental está fundamentada en pagos decentes y trabajos seguros, escuelas y recreación de calidad, viviendas decentes y centros de salud adecuados, toma de decisiones democráticas y empoderamiento personal y comunidades libres de violencia, drogas y pobreza.
<i>Amigos de la Tierra- Escocia (1999)</i> La justicia ambiental es la idea que cada uno tiene derecho a un ambiente decente y un porcentaje justo de los recursos de la tierra
<i>Mancomunidad de Massachusetts (2002)</i> La justicia ambiental se basa en el principio que todas las personas tienen el derecho a ser protegidas de la contaminación ambiental y vivir y disfrutar de un ambiente limpio y saludable. La justicia ambiental es la protección igualitaria y la participación significativa de todas las personas en el desarrollo, implementación y cumplimiento de las leyes, regulaciones y políticas ambientales y la distribución equitativa de los beneficios ambientales.
<i>Coalición por la Justicia Ambiental en Europa Central y del Este (2007)</i> Una condición de justicia ambiental existe cuando los riesgos, amenazas, inversiones y beneficios ambientales son distribuidos igualitariamente, sin discriminación directa o indirecta a todos los niveles jurisdiccionales; y cuando el acceso a las inversiones ambientales, los beneficios y recursos naturales son igualitariamente distribuidos y cuando el acceso a la información y participación en la toma de decisiones y el acceso a la justicia en aspectos relacionados con lo ambiental son disfrutados por todos.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2008)

La justicia ambiental es el trato justo y la participación significativa de todas las personas, sin importar su raza, color, origen nacional o ingreso, en el desarrollo, implementación y cumplimiento de las leyes, regulaciones y políticas ambientales...la justicia ambiental se logrará cuando todos disfruten de la misma protección contra los riesgos ambientales y para la salud y de un acceso equitativo a los procesos de toma de decisiones orientados a tener un ambiente sano en el cual vivir, aprender y trabajar

Fuente: Tomado de Walker (2012).

1.3.3.2 Dimensiones de la justicia ambiental

En la actualidad, diversos marcos académicos proponen tres tipos de preocupaciones o dimensiones que deberían considerarse para concretar la JA: distribución, participación y reconocimiento (Scholsberg, 2004; Sikor, 2013; Martin et al., 2016). De acuerdo con Martin et al. (2016) estas tres dimensiones se definen de la siguiente forma:

Distribución: se refiere a las diferencias entre los actores sociales en términos de quienes disfrutaban el derecho a beneficiarse de los bienes materiales y quienes cargan con los costos y responsabilidades.

Justicia procedimental (o participación): se refiere a como se toman las decisiones, quienes participan y en qué términos.

Reconocimiento: típicamente se preocupa con el respeto a las identidades y diferencias culturales; tiene que ver con que tanto los diferentes agentes, ideas y culturas son respetadas y valoradas en los encuentros interpersonales y en las prácticas y discursos públicos.

Estas tres dimensiones le dan forma a una concepción de JA completa e integral; sirven para expresar las causas de las injusticias ambientales y se utilizan como fundamento para los reclamos que presentan las comunidades por esas injusticias. Sin embargo, los primeros enfoques de JA establecieron que las preocupaciones sobre lo ambiental giraban en torno a una sola dimensión: la distribución de los beneficios o perjuicios ambientales (Schroeder et al., 2008). Esto podría explicarse por la incidencia de las teorías liberales de la justicia sobre estos primeros enfoques de JA, pues cabe recordar que estas teorías están enfocadas, después de 40 años del surgimiento de las ideas de Rawls, en definir la distribución social y proponer mecanismos para mejorarla (Scholsberg, 2007). Sin embargo, la expansión de las dimensiones de la justicia ambiental ha sucedido como fruto de la interacción entre movimientos sociales y academia. Los movimientos sociales, que inicialmente sustentaban sus demandas en la equidad distributiva, posteriormente incorporaron reclamos asociados con la experimentación de otros tipos de injusticias ambientales, generando un fuerte impacto en las teorías de la justicia (Scholsberg, 2007, 2013). La academia al observar que en las luchas concretas a nivel local, los actores establecían sus reclamos recurriendo en forma frecuente a temas como la falta de participación y reconocimiento, parecen haber aceptado el llamado de

Fraser (1997) para incorporar estas otras dos dimensiones en el marco de la JA (Sikor y Newell, 2014).

La dimensión del reconocimiento es clave por que el no reconocer a un individuo o grupo social significa que están operando mecanismos sociales que generan una diferenciación de estatus, que va en detrimento de las oportunidades de los grupos o individuos no reconocidos (Fraser, 1997). Esta diferenciación de estatus surge del desarrollo de jerarquías de valores culturales en la sociedad, en las que quedan subordinados los valores propios de los grupos no reconocidos, negándoles las posibilidades de interacción social (ibid. op. cit). Por ejemplo, las leyes sobre la propiedad que discriminan las formas de tenencia comunitaria de la tierra propias de comunidades indígenas representan una diferenciación de estatus, que aparte de ser injusta, queda legitimada mediante una institución formal (Fraser, 1997). Al analizar las estrategias de conservación natural en el mundo, Martin et al. (2016) sugieren que la equidad de tales estrategias es criticada por la falta de reconocimiento de otras culturas y otras formas de entender la justicia en el tema ambiental, lo que termina reproduciendo las concepciones dominantes de occidente por encima de otras visiones del mundo. Esto quiere decir que no es posible una distribución equitativa en lo ambiental, cuando ella se plantea sobre la base de no reconocer a ciertos individuos y grupos³⁸, es decir, ignorando su visión del mundo y específicamente de lo que es justo e injusto en términos ambientales. Sobre el reconocimiento existe un debate fuerte en términos académicos, pues varios teóricos del liberalismo sugieren que esta es solo una precondition para el logro de la equidad distributiva y que como tal no debería ser una dimensión separada de la justicia. Mientras tanto, sobre el reconocimiento mismo existen varias interpretaciones académicas, como por ejemplo las cuatro escuelas de pensamiento que son revisadas de forma extensa por Martin et al. (2016: pags 256-259).

La dimensión de la participación o justicia procedimental también ha surgido como parte de diversas reflexiones teóricas y consideraciones pragmáticas. En el ámbito de las teorías de la justicia, diversos autores como Fraser, Honneth y Young empezaron a notar -durante los años 90- que la equidad distributiva y el reconocimiento se concretan en el ámbito de la justicia procedimental (Scholsberg, 2007). Tal concreción se entiende en dos sentidos: uno, relacionado con que la participación pública genuina y amplia es vista como una herramienta para lograr la equidad distributiva y el reconocimiento político (ibid. op. cit); incluso, porque tal participación puede estar atada a la existencia de mecanismos e instrumentos jurídicos que la hagan factible y necesaria; y dos, porque la participación amplía las posibilidades de interacción social, la cual contribuye a romper el siguiente círculo vicioso: si la gente no participa no es reconocida, y si a la gente no se le reconoce,

³⁸ La visión hasta aquí expuesta entiende al reconocimiento como un aspecto de la justicia ligado al estatus social de grupos e individuos y se relaciona con los postulados de Fraser. Empero, otra perspectiva teórica encarnada por Charles Taylor y Honneth entiende a esta dimensión como una condición psicológica individual que se deriva del reconocimiento que otras personas nos dan. Para ver la discusión de estas dos formas de entender el reconocimiento revisar Scholsberg (2007: pag 16-20).

no participa (Scholsberg, 2007). En el desarrollo conceptual de la JA, la justicia procedimental surge como una respuesta a la visión estrecha de los primeros enfoques que se centraban únicamente en la distribución de cargas y beneficios ambientales (Schoeder et al., 2008). Se buscaba que los enfoques de la JA trascendieran más allá de la dimensión de la distribución, pues la justicia procedimental relaciona a la equidad ambiental con procesos dinámicos de elección, acceso, control y participación respecto de lo ambiental (ibid. Op. cit). Una razón pragmática para incorporar la dimensión de la participación es que los movimientos sociales han presentado muchos de sus reclamos sobre injusticias ambientales, en torno a la ausencia de participación en la toma de decisiones.

1.3.4 La expansión del marco de la justicia ambiental

La expansión de la JA es innegable tal como lo sugiere el hecho que estas dos palabras se utilicen de diversas formas, como slogan de campaña, como marco teórico para la investigación, como lineamiento de política, como agenda e incluso como nombre de movimientos políticos (Walker, 2011). En términos académicos, tal expansión se ha manifestado en el crecimiento exponencial de la literatura dedicada a la JA y en la diversificación de los temas³⁹ analizados bajo este enfoque (ibid. op. cit). El enfoque de justicia ambiental ha salido del contexto donde surgió, es decir los Estados Unidos, para incorporar la realidad de las injusticias, reclamos y visiones de la justicia emanados en otros contextos espaciales, entre ellos los países del sur global. También, el marco de la JA ha empezado a reevaluar quienes son los sujetos para quienes se demanda la justicia ambiental; es decir si ella aplica solo para los seres humanos (y si es necesario que la justicia se provea a nivel de los individuos o también de las comunidades), o si se debe incorporar a otros seres sintientes –no humanos- e incluso al mundo espiritual. A continuación, se describe la expansión del marco de la JA en tres formas: hacia nuevos temas, hacia diferentes contextos y hacia nuevos sujetos para los que se demanda justicia.

1.3.4.1 Expansión temática del marco de la justicia ambiental

El análisis de la literatura científica relacionada con la JA, muestra que se ha presentado una enorme expansión de los temas que se investigan utilizando este marco, especialmente si tal análisis se hace observando los dos ámbitos desde los que se construye la JA: lo social y lo ambiental (Walker, 2011). En el caso del ámbito social, existen cerca de 20 temas que expresan formas de diferenciación social que se relacionan con lo ambiental (ibid. op. cit). Seguramente, algunos de esos temas del ámbito social no hacían parte de las consideraciones iniciales de la JA, como por ejemplo, la discapacidad, la situación de las personas mayores de edad, la ocupación de vivienda social, las familias de padres solteros y el género (ver Tabla 1.4). Mientras tanto, en el lado de lo ambiental existe una expansión mucho mayor, pues se han diversificado la cantidad de temas de investigación que reflejan las

³⁹ Esta ampliación de temas o tópicos que la justicia ambiental ha incorporado dentro de su marco analítico es lo que Scholsberg (2013) denomina como la expansión horizontal del marco de la JA.

preocupaciones ambientales asociadas con el surgimiento de injusticias. Entre los tópicos novedosos del ámbito ambiental aparecen los recursos genéticos, las granjas eólicas, el plomo en las pinturas y tuberías, la pobreza en el acceso a combustibles, el acceso a comida sana y la pesca ballenera. Es muy notorio que dentro de los temas ambientales hacia los que se han expandido las consideraciones de justicia, no aparezcan los servicios ecosistémicos, aspecto que refuerza la investigación que se plantea en esta tesis.

Tabla 1.4 Temas incorporados en la investigación de la justicia ambiental

Ámbito social	Ámbito ambiental	
• Raza • Etnicidad • Clase • Ingreso • Privación de la propiedad • Género • Familias de padres solteros • Habitantes de vivienda social • Personas de la tercera edad • Niñez • Comunidades indígenas • Discapacidad • Sordera • Necesidades especiales • Generaciones futuras	• Contaminación del aire • Vertimiento accidental de sustancias peligrosas • Rellenos sanitarios • Incineradores de residuos • Contaminación del suelo • Tierras • Deserción urbana • Plomo en pinturas tuberías • Inundaciones • Ruido • Calidad del agua potable • Calidad del agua en ríos • Transporte • Incendios forestales • Caza de ballenas • Reservas de vida silvestre • Agricultura	• Reforma agraria • Espacios verdes • Recreación al aire libre • Extracción de minerales • Industria porcícola • Intercambio de emisiones • Extracción y perforación petrolera • Acceso a comida sana • Pobreza de combustibles • Granjas eólicas • Estaciones de energía nuclear • Cambio climático • Acuerdos comerciales • Venta de alcohol al por menor • Biodiversidad y recursos genéticos • Genómica

Fuente: Walker (2011)

Otra forma de expansión de la justicia ambiental, es que a partir de este marco, se han derivado enfoques de justicia relacionados con temas ambientales muy específicos, como por ejemplo la justicia hídrica (Boelens et al., 2011), la justicia climática (Scholsberg, 2013⁴⁰) y la sostenibilidad justa (Agyeman, 2004). La concepción de estos enfoques más especializados de la justicia ambiental no puede atribuirse solamente al trabajo de académicos, sino también a los movimientos sociales que con sus luchas y resistencias terminan generando nuevos temas para ser incorporados.

⁴⁰ Este autor hace una buena discusión sobre los aportes de diferentes teóricos al desarrollo de la justicia climática entre las páginas 46-48 de su artículo.

1.3.4.2 Globalización de la justicia ambiental

Es de aceptación común que gran parte del desarrollo de la teoría y la práctica de la JA se ha concentrado en los países del norte global, especialmente en los Estados Unidos, donde aparecen los movimientos que emplean el discurso y tienen la etiqueta de la JA (Sikor y Newell, 2014). Pero las ideas y el lenguaje de la JA se han extendido mas allá de este contexto (Walker, 2011), para ser empleados en otros lugares del mundo. En el caso de los países del sur global, se afirma que la creación de los primeros movimientos por la justicia ambiental no es tan tardía respecto de lo que sucedió en Estados Unidos, pues hacia mitad de los años 1980 el uso criminal del territorio de distintos países de África como sitio de disposición final de residuos tóxicos de Norteamérica y Europa y los desastres de Bopal y México, generaron escándalos que recibieron la atención mundial y dieron origen a la creación del movimiento ambiental del tercer mundo⁴¹ (Schroeder et al., 2008).

Sin embargo, la supuesta creación de la JA en el tercer mundo casi que como consecuencia directa de la movilización ambiental de Norteamérica debe ser analizada más detalladamente para algunos contextos. Por ejemplo, en el caso de América Latina existe una larga tradición de luchas por la justicia ambiental especialmente en relación con la minería y la extracción de petróleo en zonas indígenas de los Andes y el Amazonas (Anguelovski y Martinez-Alier, 2014). Urkidi y Walter (211: pags 685-686) han proporcionado un análisis del surgimiento de los movimientos de la justicia ambiental en América Latina, en el que se resaltan los siguientes aspectos: i) existen evidencias de que entre los años 1960 y 1970 se conformaron pequeños movimientos a favor de la conservación de la naturaleza en Chile y Argentina, los cuales son la semilla de movimientos ambientales que luego se oponen a las dictaduras de esos países; ii) solo hasta los 90s se empezaron a denominar a algunos conflictos y luchas como “de justicia ambiental”; iii) la primera red formal de JA se conformó en Brasil en 2001, año en el cual quizás se utilizó por primera vez y de manera formal, el término justicia ambiental; y, iv) el marco de la JA de la región es una mezcla de nociones importadas y de las propias comunidades indígenas.

A pesar de las particularidades que toman el enfoque y los movimientos por la JA en diferentes contextos, es incuestionable su uso como parte del activismo social y la resistencia política en América Latina, África y Asia (Sikor y Newell, 2014), lo que sumado a la tradición de Norteamérica y Europa, permite afirmar que la justicia ambiental se ha convertido en una causa de dimensión global⁴² (Schroeder et al., 2008). En esta globalización, los movimientos de JA del norte y el sur han encontrado puntos en común. Uno de ellos, es que la privación del acceso, participación y reconocimiento en torno a lo ambiental, recae frecuentemente en

⁴¹ Este término se incluye aquí tal como lo usa el autor de la cita bibliográfica referenciada. Sin embargo, el autor de esta tesis lo considera como una forma despectiva, aunque bastante empleada, de referirse a los países del sur.

⁴² A esta globalización de la justicia ambiental, Scholsberg (2013) la denomina como expansión vertical de la justicia ambiental.

grupos que son diferenciados socialmente con base en consideraciones de etnia, clase social, pobreza, género, etc. Tal como lo señalan Anguelovski y Martínez-Alier (2014: pag 169), *“las inequidades en el sur global siguen un patrón similar en relación con la contaminación ambiental y la extracción de recursos...los derrames de mercurio de las minas de oro, la minería de cobre a cielo abierto, la deforestación y erosión por la agricultura de monocultivo y las hidroeléctricas han devastado millones de hectáreas y afectado la salud de los residentes más pobres de estas zonas”*. Otro punto común, es que los movimientos de JA han empleado “enfoques basados en los derechos” para sustentar sus reclamos dado que este lenguaje les proporciona el fundamento más fuerte a sus luchas desde el punto de vista moral (Sikor y Newell, 2014). Así, en el caso del racismo ambiental la base de sus reclamos inicialmente se fundamentaba en los derechos civiles, para luego extenderse a un marco más amplio de los derechos humanos (Anguelovski y Martínez-Alier, 2014). Vale la pena resaltar que este marco de los derechos humanos que se usa a nivel global, fue empleado desde un principio por los movimientos sociales en América Latina, dado que era la plataforma de resistencia contra las dictaduras existentes en varios países de la región (Urkidi y Walter, 2011).

El proceso de globalización económica mundial es quizá una de las causas más preponderantes para el posicionamiento mundial del discurso de la JA, como respuesta a diversas injusticias ambientales surgidas de algunas tendencias comunes. Las políticas económicas mundiales han promovido la disminución de las barreras comerciales y la deslocalización de la producción industrial del norte al sur global, generando el establecimiento de varias industrias tóxicas en este último. Pero los países del sur global también se han visto inmersos en un proceso de reprimarización de sus economías (Nadal, 2011) o de neo-extractivismo como lo denominan otros autores (Gudynas, 2010). Algunas cifras de América Latina y el Caribe muestran esta realidad, pues el 40% de los 897 mil millones de dólares que crecieron las exportaciones entre 1990 y 2011 estaba explicado por el crecimiento del sector primario (Pérez-Rincon, 2012). La expansión de la frontera productiva en el sur global hacia zonas previamente protegidas por el estado, de difícil acceso natural y por tanto inexploradas, ha significado que sus habitantes –frecuentemente grupos socialmente marginados- se han visto enfrentados en sus territorios con poderosas compañías multinacionales y ONGs (Sikor y Newell, 2014). En muchas ocasiones, el resultado es un conflicto socioambiental local exacerbado por el acaparamiento de la tierra o de los ecosistemas por estas compañías, el acceso y distribución inequitativa de los recursos naturales y la exposición desigual al cambio ambiental global (ibid. op. cit). El desplazamiento de la población local y la violencia –incluso el asesinato- contra los líderes de los movimientos ambientales es un resultado aún más indeseable de estos CSA en el sur. La respuesta de las comunidades locales en muchas ocasiones y de forma cada vez más frecuente, es propiciar el involucramiento de redes de justicia ambiental internacional en estos conflictos, dado que estas también se han globalizado.

Pero a la globalización de los movimientos de la JA, la acompañan por lo menos otras dos formas de globalización de lo ambiental. Una de ellas es la globalización de ciertas formas de explicar la crisis ambiental global, liderada por expertos

mundiales provenientes de ciertos campos de conocimiento –como la economía– que suavizan las implicaciones del modelo económico en la producción de injusticias. La otra es el cambio en la gobernanza del tema ambiental mundial, en tanto que existe una proliferación de instituciones de nivel global que dirigen los discursos, políticas e iniciativas orientadas a entender y resolver las crisis y conflictos ambientales –como el IPCC⁴³. Lo crítico de esto último es que ha dado lugar a una forma de gobernanza ambiental centrada en el neoliberalismo ambiental.

1.3.4.3 Expansión de los sujetos de la justicia ambiental

Mientras las teorías liberales ponen al individuo como el principal sujeto de la justicia, los teóricos “comunitaristas⁴⁴” demandan justicia para los grupos sociales o comunidades que también son afectadas por las injusticias ambientales (Martin et al., 2016). Sin embargo a nivel pragmático, los movimientos de JA ya involucran una visión extendida de la JA, al considerar tanto a individuos como a comunidades en sus reclamos por las injusticias ambientales. El caso del huracán Katrina, analizado por Bullard y Wright (2009) desde la perspectiva de la JA, ilustra bien la necesidad de involucrar a las comunidades como sujetos de justicia ambiental. Este desastre aparte de afectar desproporcionadamente a individuos afroamericanos pobres, que perdieron sus casas, trabajos y pertenencias, comprometió el funcionamiento de la ciudad misma por los problemas de transporte, salud, educación, vivienda y oportunidades económicas, pero también propició el rompimiento de dinámicas de cohesión social de la comunidad (Bullard y Wright, 2009; Scholsberg, 2013).

Si la vida de las personas no se entiende como la simple agregación de las vidas de individuos aislados, sino que se toma en cuenta que ellas se construyen en medio de relaciones que se establecen entre esos individuos y los grupos sociales que ellos mismos conforman, y en la que el ambiente juega un rol fundamental, sería un error no considerar el nivel comunitario como sujeto de la JA. En la filosofía de las comunidades autóctonas de África y América Latina está ética de lo comunitario es una marca muy fuerte (Martin et al., 2016), razón por la cual sería imposible desligar a la justicia ambiental de la dimensión comunitaria.

Desde los años 1950, la ética ambiental ha sugerido expandir los límites de la comunidad moral para incluir al mundo natural, lo que no es otra cosa que otorgarle derechos a la naturaleza equivalentes a los del ser humano (Callicot, 1989). Dos de los más importantes teóricos liberales de la justicia, Rawls y Barry, han argumentado que a los seres no humanos no se les debe infringir ningún daño, pero tampoco es necesario incluirlos como parte de la comunidad moral (Scholsberg, 2007). Dentro del marco de la justicia ambiental se presenta el mismo debate: si se deben extender las responsabilidades morales para incluir a los seres no humanos (Martin et al., 2016). Scholsberg (2013) considera necesaria la inclusión de los seres no humanos

⁴³ IPCC es el nombre en inglés del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático.

⁴⁴ Martin et al., 2016 se refieren a estos teóricos en el idioma inglés como *communitarians*, término que no tiene una traducción directa en español, razón por la cual se puso la expresión entre comillas.

dentro del marco de la justicia ambiental por dos razones pragmáticas. Una de ellas, es que mientras las discusiones teóricas giran en torno a los seres humanos, es claro que las injusticias ambientales también se producen por la forma en que se valora y trata a los seres no humanos. El sistema de valores occidentales que acompaña el modelo económico actual, tiende a valorar a los seres no humanos en función de la contribución que hagan al bienestar de los seres humanos, es decir que se les valora desde una perspectiva instrumental. La segunda consideración es que las injusticias ambientales también las experimentan los seres no humanos, pues el huracán Katrina evidenció enormes daños ecológicos a los ecosistemas de la zona, los cuales incrementaron la vulnerabilidad del mismo sistema natural y por tanto de las poblaciones humanas (ibid. op. cit). Además, cualquier impacto, daño o disrupción sobre los ecosistemas configura una injusticia con los seres no humanos, pues la afectación de las funciones básicas y de soporte que desempeñan los sistemas naturales pone en riesgo la supervivencia de especies que dependen de estas funciones. Incluso, el campo de la justicia climática ha develado que parte importante de las injusticias asociadas al cambio global, se deben a la vulnerabilidad de los ecosistemas y sus funciones. Aunque desde varias ciencias predomina una concepción antropocéntrica, en que existe una clara separación ser humano-naturaleza, en la práctica los seres humanos estamos inmersos y conectados con un mundo natural, por lo que es inconcebible hacer justicia para nosotros mismos sin hacerla para aquellos que nos acompañan.

Finalmente, y sin que aquí se presente una discusión amplia del tema, otra fuente de debate es sobre la inclusión del mundo espiritual en el marco de la JA (Martin et. al, 2016). Esta es una consideración que surge de la importancia que lo espiritual tiene en las creencias y cultura de las comunidades indígenas de América Latina y que por tanto, incide en la construcción de las nociones de JA de estas comunidades. Parece, sin embargo, que este debate tiene un espacio aún limitado respecto de incluir a las comunidades y al mundo natural como parte de la comunidad moral o sujetos de justicia.

1.3.5 Algunas críticas al marco de la justicia ambiental

El marco de la JA no ha estado exento de críticas desde sus propios orígenes. Mohai et al. (2009) han identificado tres razones por las cuales se ha cuestionado al enfoque de la JA. La primera razón es que en los movimientos ambientales en sus primeras etapas ignoraron aspectos de la justicia social y la equidad en sus reclamos y no le dieron voz a los desproporcionadamente afectados por las cargas ambientales, es decir a las comunidades negras y los pobres⁴⁵. La segunda razón tiene que ver con que se ha cuestionado la calidad de los estudios que demuestran

⁴⁵ El ambientalismo aún debate si incorporar el tema de la justicia es una buena estrategia en cuanto a la incidencia política que tal decisión puede generar. Esta crítica es en el momento no tan relevante, en tanto que es innegable que la expansión teórica y práctica de la justicia ambiental, ha contribuido a su fortalecimiento, consolidando el marco y el activismo alrededor del mismo. De hecho, Taylor (2000) se refiere a la Justicia Ambiental como un nuevo paradigma.

que las comunidades negras y pobres sufren una carga ambiental desproporcionada y en respuesta se han producido varios estudios orientados a desestimar esta asociación. La factibilidad de proporcionar soluciones apropiadas después de que las injusticias ambientales son documentadas y su elevado costo, como por ejemplo para el reasentamiento de comunidades, son el tercer motivo por el que se critica al marco de la justicia ambiental.

1.3.6 Algunos temas a incorporar en el marco de la justicia ambiental

Una de las consideraciones principales para que el marco de la JA siga fortaleciéndose y jugando un rol central en los movimientos sociales y en la academia, es mantener su carácter flexible e integrador, que ha permitido su construcción dialéctica por parte de investigadores y activistas ambientales. Esto requerirá de dos condiciones: i) nuevas solidaridades y alianzas con movimientos sindicales, eco feministas, activistas por el tema urbano y los que luchan por los espacios verdes (Temper y Del Bene, 2016) y ii) incrementar la participación de los activistas ambientales en las investigaciones y en la toma de decisiones, para reconducir la forma en que se construyen la ciencia, los datos, la información y los discursos ambientales. De manera más específica se pueden sugerir al menos tres caminos, que pueden contribuir al fortalecimiento del marco de la JA:

a) Continuar la expansión actual del enfoque incorporando la justicia a nivel de las comunidades y los seres no humanos como sujetos morales dentro del marco de la JA, lo que demandará un esfuerzo teórico importante y la puesta en marcha de investigaciones para observar cómo se relacionan estos elementos en la práctica y en diversos contextos.

b) Propiciar una integración epistemológica con otros enfoques contra hegemónicos que retan las estructuras sociales, políticas y económicas que producen diversos tipos de injusticias, entre ellas las ambientales (ibid. op. cit). Enfoques como el decrecimiento, los comunes y el buen vivir en América Latina, pueden ofrecer semejanzas que ayuden a trascender el marco hacia una justicia ambiental transformativa.

c) Reconectar la JA con el tema ambiental en si mismo, pues tal como lo sugiere Scholsberg (2013: pag 43) “uno de los retos de frontera de la teoría de la justicia ambiental es establecer conexiones importantes con el ambiente mismo”. En tal sentido, se requiere explorar como la complementariedad con enfoques como el de servicios ecosistémicos, puede contribuir a que tal reconexión tenga lugar.

CAPÍTULO 2. LAS OMISIONES DEL ENFOQUE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CON LA JUSTICIA AMBIENTAL

2.1 INTRODUCCIÓN

Al proponer que se viera a las funciones naturales realizadas por los ecosistemas como “servicios” que estos le prestan al ser humano (Peterson et al., 2010), el concepto de servicios ecosistémicos (SE) recurrió a una metáfora simple que pretendía incrementar el convencimiento social sobre la necesidad de conservar la biodiversidad (Ehrlich y Ehrlich, 1981). Esta metáfora ha tenido un desarrollo extraordinario en las últimas décadas, al punto que se habla actualmente de “la ciencia de los servicios ecosistémicos” (Balvanera et al., 2012). Diversas revisiones han mostrado que la producción científica sobre los SE ha experimentado un crecimiento exponencial (Fisher et al., 2009; Vihervaara et al., 2010; Seppelt et al., 2011; Abson et al., 2014), especialmente desde 2009 (Chaudhary et al., 2015). Pero además del aumento de la producción de artículos, la importancia actual del enfoque SE se relaciona directamente con su posicionamiento en múltiples esferas: como marco analítico, como herramienta discursiva utilizada por diseñadores de políticas y conservacionistas e incluso como paradigma para la gestión ambiental (Muradian y Rival, 2012).

La relevancia internacional de las múltiples iniciativas y proyectos desarrollados para tratar el tema de los SE son otra evidencia más de su importancia actual, incluyendo la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB, 2010), el Panel Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, 2012) y la Operacionalización del Capital Natural y los Servicios Ecosistémicos (OpenNESS, 2014), por mencionar algunos. El enfoque también ha sido utilizado por entidades multilaterales con enorme poder para determinar las agendas económicas mundiales, a partir de una visión neoliberal: el Banco Mundial y las Naciones Unidas han formulado métodos para incorporar los SE en las cuentas nacionales, el Banco Interamericano de Desarrollo para valorar los SE en los proyectos de infraestructura y la Corporación Financiera Internacional para evaluar los impactos de los proyectos sobre los SE como parte de los Estudios de Impacto Ambiental (Guerry et al., 2015).

De acuerdo con la revisión realizada en el capítulo 1, al enfoque SE se le reconocen por los menos cuatro contribuciones importantes: i) plantear una nueva forma de comprensión de la relación sociedad-naturaleza (Fisher et al., 2014), fundamentada en los múltiples beneficios que esta le provee al ser humano; ii) haber trascendido la visión de la naturaleza como proveedora de materias primas para la producción económica, al incorporar en las diversas tipologías de los SE (de Groot et al., 2002; MEA, 2005; Wallace, 2007; de Groot et al., 2010), los beneficios inmateriales y procesos de regulación proporcionados por los ecosistemas (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011); iii) haber reconciliado la posibilidad de lograr simultáneamente

conservación y desarrollo en la gestión de los ecosistemas (Tallis et al., 2008), criticando las estrategias de preservación que desaloja a los seres humanos de los espacios naturales; y, iv) el carácter transdisciplinar del enfoque (Burkhard et al., 2009; Reyers et al., 2010) debido a la necesidad de incorporar múltiples disciplinas académicas en la investigación de la compleja relación entre los procesos sociales, ecológicos y económicos de que tratan los SE.

Pero además de estas contribuciones, el enfoque SE ha suscitado un fuerte escrutinio por parte de distintos académicos que lo han visto desde una perspectiva crítica y consideran necesario revisar sus principales limitaciones, situación que se ha reforzado con el carácter dominante del enfoque SE (Flint et al., 2013). Algunas revisiones críticas del enfoque se han centrado en temas muy puntuales, lo cual se puede ilustrar con ciertos ejemplos: las inconsistencias y diversidad de definiciones propuestas para conceptos centrales del enfoque como son la estructura, procesos, funciones y servicios (Fisher et al., 2009); los problemas asociados con la preponderancia de la valoración monetaria que conduce a “pavimentar” el camino hacia su mercantilización (Gómez-Baggethun y Ruíz-Pérez, 2011) o a vender la naturaleza (McCauley, 2006); la supuesta debilidad y escases del conocimiento ecológico para desentrañar la forma en que se producen los SE (Kremen y Ostfeld 2005; Bennet et al., 2009; Cowling et al., 2008), visión disputada por quienes consideran que el enfoque SE desperdicia el vasto conocimiento disponible en la ecología para explicar la dinámica de los procesos naturales (Noorgard, 2010); e incluso las limitaciones asociadas con la operativización del enfoque SE partir de esquemas de Pagos por Servicios Ambientales vistos como soluciones win-win independiente del contexto donde se establezcan (Muradian et al., 2013).

Un trabajo académico mas reciente desarrollado por autores como Schröter et al. (2014) y Barnaud y Antona (2014), apunta a proporcionar una revisión comprensiva y sintetizar varias de las críticas más recurrentes vertidas sobre el enfoque SE. Por ejemplo, Schröter et al. (2014), agrupan las críticas en tres elementos: i) los relacionados con el *uso del enfoque como estrategia para la conservación y uso sostenible de los ecosistemas*; ii) *las de tipo ético* debido al sesgo antropocéntrico y metáfora economicista de los SE; y, iii) los cuestionamientos sobre *el estatus científico del enfoque* por las imprecisiones en sus definiciones y conceptos principales. Entre tanto, Barnaud y Antona (2014) condensan las críticas en cinco categorías, que incluyen: a) la incertidumbre científica sobre cómo se producen los SE; b) las diversas formas de entender el concepto de SE; c) las opiniones divergentes sobre la valoración de los SE y la noción de valor; d) las dificultades de la gestión de los SE debido a los conflictos de intereses y el tema de las escalas de oferta y demanda; y, e) las disputas sobre los instrumentos de política derivados del uso del concepto SE.

Aunque algunas de estas críticas tocan aspectos de tipo social, no se puede negar que ha existido un enorme vacío respecto de la incorporación de la ética y la justicia ambiental dentro del enfoque SE (Ernstson, 2013; Lele, 2013; Jax et al., 2013; Luck et al., 2014; Marshall y Gonzales-Meler, 2016; Aragão et al., 2016; Jacobs et al., 2016; Schröter et al., 2017). Un trabajo reciente de Abson et al. (2014) que revisó

1.388 artículos publicados en revistas indexadas aporta evidencias respecto de este vacío. La primera evidencia se relaciona con que las investigaciones tuvieron un mayor énfasis en describir el funcionamiento del sistema ecológico, que en analizar como la gestión de ese sistema puede conducir al logro de metas de conservación, bienestar humano, eficiencia y ética y justicia. La segunda, tiene que ver con que los términos ética y justicia fueron incorporados en muy pocos artículos, mostrando la escasa importancia asignada a la discusión de estos temas específicos en las investigaciones. Y la tercera evidencia, es la leve tendencia a desplazar las discusiones sobre la ética y justicia por el tema de la eficiencia.

Una causa subyacente de la desconexión de los SE con la JA es la preponderancia de economistas y ecólogos en la concepción teórico-práctica del enfoque, factor que le ha dejado poco espacio a las ciencias sociales y a las discusiones socio-políticas dentro del campo de los servicios ecosistémicos (Chaudhary et al., 2015). Otro factor explicativo puede ser la escasa incorporación del conocimiento de los grupos sociales de base en la investigación sobre SE, en dos sentidos: i) respecto de los efectos que tiene la implementación del enfoque en la gestión de los ecosistemas y en la distribución de los SE y ii) respecto de la forma en que perciben el enfoque, dada la muy probable multiplicidad de formas de entender la relación sociedad-naturaleza⁴⁶.

La consecuencia del vacío existente entre SE y JA, es que solo muy recientemente los servicios ecosistémicos han empezado a incorporar este tema (Schröter et al., 2017) y a proponer que “las sinergias entre los dos campos son muchas y obvias” (Aragão et al., 2016: pag 222). Aunque quizás de forma tardía, se debe reconocer que la producción científica relacionando SE y JA ha empezado a desarrollarse, especialmente en los últimos cinco años. Algunos trabajos en esta línea, se han orientado a proponer *marcos operativos* a partir de estudios empíricos. Por ejemplo, Erston (2013) muestra la forma en que las zonas verdes urbanas proveen diversos SE, los cuales son disputados a partir de los distintos discursos y artefactos que se emplean para justificar la priorización de los usos del suelo y SE que favorecen a grupos sociales específicos. En el mismo sentido de hacer funcional el enfoque SE, Araújo et al. (2016) exploran como la valoración integral de los servicios puede proporcionar evidencias sólidas que conduzcan a tomar decisiones orientadas a lograr cinco tipos de justicia ambiental: distributiva, conmutativa, retributiva, restaurativa y procedimental. Otros estudios han propuesto marcos conceptuales integrando SE y JA, como el que formulan Schröter et al. (2017). Estos autores muestran como el concepto de SE puede ser utilizado para lograr la sostenibilidad, implementando distintas estrategias que se fundamentan en principios normativos de la justicia ambiental: la distribución equitativa (i) intrageneracional, (ii) intergeneracional, e (iii) interespecies, iv) los procesos, reconocimiento y participación justos, v) la suficiencia, vi) la eficiencia y vii) la persistencia. Existen investigaciones que se centran en un ámbito empírico, como la de Jax et al. (2013) que analiza las consecuencias de utilizar el enfoque SE en terreno, sobretudo por

⁴⁶ Dado que el análisis de las causas de la desconexión entre SE y justicia ambiental se hace de forma detallada a lo largo del capítulo, aquí no se ahondará mas en el tema.

la importancia de develar quienes tienen el poder de decidir sobre el uso de los SE, de identificar a los grupos sociales e individuos que resultan ganadores y perdedores de la decisión anterior y de descubrir cuales valores se incorporan y cuales se excluyen cuando se emplea el enfoque.

Una exploración comprensiva y única de los aspectos de la JA que le son ajenos al enfoque de SE, es propuesta por Lele (2013), dado que incorpora tanto aspectos *normativos* (el deber ser, metas o resultados que se espera surjan de la relación sociedad-naturaleza y las categorías de interés priorizadas), como *analíticos* (el “es” o forma empírica que toma la relación sociedad-naturaleza y sus consecuencias en el logro de las metas normativas). En la *dimensión normativa* Lele (2013) muestra que el enfoque se preocupa por el efecto que el acceso a los SE tiene en el bienestar humano agregado, sin establecer qué grupos sociales/individuos ganan/pierden con ese acceso (equidad intrageneracional); además, los estudios se concentran principalmente en la cuantificación del flujo actual de SE sin preocuparse por su flujo futuro y el enfoque adopta con una visión muy optimista, sin entrar a debatir como su uso incide en la sustentabilidad (equidad intergeneracional). En cuanto a la *dimensión analítica*, se considera que el enfoque ha incorporado muy poco el tema de los *tradeoffs* entre SE y casi nada el de los des-servicios, lo que tiene implicaciones de equidad intrageneracional, pues los efectos de incrementar la oferta de ciertos SE renunciando a otros y de sufrir la presencia de patógenos y riesgos asociados a la vida salvaje, recae especialmente sobre los más pobres y marginados de países tropicales (ibid. op. cit). Para el autor, un aspecto crítico es que el enfoque SE no incorpora en su análisis a los recursos abióticos (como los minerales, los combustibles fósiles, etc), los cuales si bien generan graves impactos y conflictos ambientales al ser extraídos, quedan por fuera del marco de los SE al no pertenecer al mundo “vivo” que es su razón de ser⁴⁷.

Aunque el trabajo de Lele (2013) sobre elementos de la JA que no se incorporan en los SE es muy completo y sirve como base para el desarrollo de este capítulo, su división en aspectos normativos y analíticos puede hacer el análisis repetitivo. Por ejemplo, la equidad intrageneracional se ve afectada por aspectos normativos (priorizar el efecto de los SE en el bienestar humano a nivel agregado) y analíticos (no incorporar en los análisis a los trade-offs y des-servicios que afectan a los mas desfavorecidos). Para aportar una mayor claridad, puede ser preferible analizar de forma conjunta, todos los aspectos que el enfoque SE ha omitido o considerado de forma débil respecto de la equidad intrageneracional (para seguir con el ejemplo). Tomando en consideración lo anterior, el objetivo de este capítulo es analizar los principales vacíos del enfoque de servicios ecosistémicos en relación con la incorporación de elementos de la justicia ambiental, organizados a partir de sus tres dimensiones: equidad distributiva, reconocimiento y participación o justicia procedimental (Scholsberg, 2007; Sikor, 2013).

⁴⁷ A este respecto, Roldan Muradian (comunicación personal) opina que un marco analítico debe fijar unos límites claros, es decir dejar ciertos elementos por fuera, lo que en este caso se puede aplicar a los recursos abióticos y su exclusión del marco SE.

Las tres dimensiones de la justicia ambiental son un buen parámetro para desarrollar el análisis propuesto, dado que: i) proporcionan una forma lógica para ordenar los vacíos del enfoque SE en la incorporación de elementos socio-políticos; ii) facilitan la comprensión del efecto que cada omisión teórico-práctica generada dentro de los SE, tiene sobre aspectos específicos de la justicia ambiental; y, iii) permiten observar el efecto sinérgico de todas las omisiones identificadas, las cuales conducen a la generación de injusticias ambientales.

Como el enfoque de los SE no es un cuerpo monolítico de literatura, los vacíos u omisiones se relacionarán con marcos y tipos de valoraciones específicas de los SE, cuando sea posible. La metodología empleada para este capítulo consistió en la revisión de literatura especializada, utilizando para su búsqueda combinaciones de términos como servicios ecosistémicos, servicios ambientales, justicia ambiental, justicia ecológica, equidad distributiva, equidad intrageneracional, equidad interespecies, trade-offs, desservicios, reconocimiento, participación, etc.

Para cumplir el objetivo de este capítulo, en la segunda parte se analizan las omisiones del enfoque SE en la incorporación teórica y empírica de elementos que constituyen la dimensión de la equidad (intra e intergeneracional, interespecies), mientras en la tercera parte se presentan las que tienen que ver con los ámbitos del reconocimiento y la participación. La parte final presenta las principales conclusiones del capítulo.

2.2 CRÍTICAS AL ENFOQUE SE DESDE LA EQUIDAD DISTRIBUTIVA: INTRAGENERACIONAL, INTERGENERACIONAL E INTERESPECIES

En general, la equidad se define como el estado, cualidad o ideal de ser justo, imparcial y limpio o bueno (Chan y Satterfield, 2013). Tradicionalmente el análisis de la equidad se ha enfocado exclusivamente en el problema de la distribución (Ikeme, 2003), lugar restringido desde donde muchos de los practicantes de la JA continúan trabajando, a pesar de la expansión de este enfoque hacia nuevas dimensiones (Scholsberg, 2007). En todo caso, aquí se analizará la equidad en relación con los procesos de toma de decisiones y sus consecuencias en cuanto al reparto de los bienes, servicios y males ambientales, bien sea entre los seres humanos de hoy, entre los de hoy y del futuro y entre las personas y las otras especies.

2.2.1 Pobre entendimiento relación SE-bienestar humano y uso del supuesto del bienestar humano agregado en la medición de grupos sociales afectados con la distribución de los SE

El bienestar humano es la razón de ser y ocupa un lugar central dentro del enfoque SE, al convertirse en la dimensión que mide los efectos que sobre las personas tienen los cambios en los procesos y funciones que realizan los ecosistemas.

Prácticamente todas las definiciones y tipologías producidas en diferentes contextos académicos y políticos proponen que los SE contribuyen al bienestar humano (Daw et al., 2011; Polishchuk y Rauschmayer, 2012). Incluso, la investigación que relaciona los SE con el bienestar humano se ha expandido recientemente (Raudsepp-Hearne et al., 2010; Wieland et al., 2016), con las contribuciones de marcos que tratan de establecer la causalidad entre este componente, los SE y el alivio de la pobreza (ver Fisher et al., 2015).

Sin embargo, es increíble que a más de dos décadas del surgimiento del enfoque SE aún se entienda de manera tan pobre cómo contribuyen los SE al bienestar humano (Summers, et al., 2012; Abunge et al., 2013; Bennett et al. 2015), especialmente en el caso de los servicios de regulación y de tipo cultural (Guerrey et al., 2015). Esto es paradójico para un enfoque al que se le acusa de ser completamente antropocéntrico y que como tal, debería tener por prioridad conocer las posibles consecuencias que la conservación o destrucción natural tendrían para las personas.

Existen al menos tres motivos por los cuales el componente del bienestar humano dentro del enfoque SE ha sido tan poco desarrollado. Primero, porque una característica de gran cantidad de los estudios e investigaciones sobre SE ha sido no incluir de forma explícita la dimensión humana del enfoque (Menzel y Teng, 2009). Es sorprendente que el reclamo de la EEM (2005) subrayando la necesidad de establecer como los cambios en los SE afectan múltiples dimensiones del bienestar humano, no haya sido acompañado de una cantidad satisfactoria de investigación orientada a tal propósito. De acuerdo con Abson et al (2014), los estudios centrados en describir cómo los ecosistemas generan un flujo de SE tuvieron predominio sobre aquellos que se concentran en analizar como los sistemas socio-ecológicos producen bienestar humano. Como resultado, pocas investigaciones cualitativas y cuantitativas proporcionan pistas que expliquen la relación entre cambios en los ecosistemas y el bienestar humano (Raudsepp-Hearne et al., 2010).

La segunda razón tiene que ver con el desbalance en el estudio de la conexión bidireccional entre los ecosistemas y el bienestar humano: mientras existe un vasto conocimiento sobre la forma en que los seres humanos pueden afectar a los ecosistemas, las explicaciones sobre los efectos del cambio de los ecosistemas en el bienestar humano se han quedado bastante rezagadas (Yang et al., 2013). Además, la vasta literatura que se ha construido alrededor del bienestar humano, frecuentemente ignora a la naturaleza como un determinante fundamental (Summers et al., 2012), como sucede con la teoría de las capacidades de Sen (Sneddon et al., 2006).

Quizas el principal factor limitante para analizar la contribución de los SE al bienestar humano, es el supuesto según el cual el incremento de la oferta de los servicios ambientales “gotea” a la sociedad como un todo, significando que existen unos beneficiarios onnipotentes y omnipresentes (Daw et al., 2011; Dawson y Martin, 2015). Esto es lo que Daw et al. (2011: pag 370) llaman el “problema de la

agregación”, que ocurre cuando “los beneficios al bienestar humano son considerados, medidos o valorados sin hacer referencia explícita a diferentes grupos humanos que de forma desigual comparten los diferentes beneficios y costos de los SE”. Este supuesto es muy problemático porque ensombrece algunos aspectos que explican la distribución inequitativa de los SE y sus beneficios entre diferentes grupos sociales (ibid. Op. Cit). Uno de esos aspectos es que la cantidad y calidad de los beneficios que un grupo social o individuo puede derivar de los SE, depende del acceso⁴⁸ actual que tenga a esos servicios. Wieland et al. (2016) encontraron cuatro factores que determinan el acceso a los recursos naturales: i) la localización geográfica, que incide en la prontitud y facilidad para poder explotar determinada fuente de SE; ii) la capacidad técnica, pues una mayor dotación de equipo y capital físico puede incrementar el volumen de extracción de SE; iii) las reglas del mercado y los conflictos entre usuarios que impiden que ciertos grupos puedan recolectar o vender los SE, como cuando se define un tamaño o calidad determinada para poder colocar un SE en el mercado; y, iv) la efectividad de las estructuras de gestión y de las instituciones que definen los procesos de licenciamiento, permisos y cuotas para tener acceso a los SE.

El supuesto del bienestar agregado implica no reconocer que la distribución de los SE crea grupos de ganadores y perdedores (Dawson y Martin, 2015). Es muy complicado desestimar la presencia de ganadores y perdedores cuando distintos grupos sociales e individuos enfrentan barreras diferenciadas de acceso a los SE, por lo cual terminan disfrutando y valorando diferentes tipos de SE. Al negar esta realidad se puede ser tremendamente injusto con la gente pobre y marginalizada, dado que sus medios de sustento dependen desproporcionadamente de los SE (Daw et al., 2011) y además “tienen un estatus que difiere ampliamente del promedio” (Dawson y Martin, 2016: pag 70). Los niveles disímiles de poder que detentan distintos grupos sociales también son una fuente potencial de conflictos socioambientales y pueden contribuir a reforzar las inequidades en la distribución y acceso a ciertos SE (Bennet et al., 2015).

La falta de un análisis desagregado del bienestar humano dentro de la literatura sobre SE puede asociarse principalmente con la práctica de la valoración monetaria. Como los valores monetarios frecuentemente son usados para representar una forma única de asignar valor a los SE, se desconocen distintas perspectivas desde las cuales las personas pueden valorar la contribución de los servicios ecosistémicos a su bienestar (Dawson y Martin, 2015). Adicionalmente, la valoración monetaria de los SE ha intentado medir el bienestar utilizando el dinero como una métrica unidimensional, dejando de lado una perspectiva multi-dinámica de ese bienestar (Polishchuk y Rauschmayer, 2012). De esta forma, la valoración monetaria parcialmente retoma la práctica de la economía convencional, al medir el bienestar a través de indicadores agregados de riqueza material, como el Producto Interno Bruto (Duraiappah, 2011). Un ejemplo de indicador monetario-ambiental es el de riqueza inclusiva desarrollado por Arrow et al. (2004) con el propósito de incorporar el valor económico total presente y futuro de los SE. Mediante este

⁴⁸ Ribot y Peluso (2003), definen el acceso como la capacidad para obtener beneficios de las cosas

indicador, la sustentabilidad se define como la condición donde la riqueza inclusiva no declina en el tiempo, lo que significa que el indicador esta fundamentalmente relacionado con la equidad intergeneracional, pero es incapaz de incorporar el tema de la equidad intrageneracional. En general, un enfoque monodimensional de medición del bienestar humano no permite ver que la contribución de los SE va más allá de permitir que las personas adquieran ingresos a partir del uso de la naturaleza, para posibilitarles también que vivan la vida que valoran. Posiblemente, el análisis de cómo la distribución de los SE beneficia diferencialmente a ciertos grupos y excluye a otros, se ha dejado por fuera de la agenda de investigación internacional por el predominio de la práctica de la valoración monetaria dentro de la literatura sobre los servicios ecosistémicos (Bennet et al., 2015).

2.2.2 Pobre valoración de los trade-offs entre SE y sus efectos en el bienestar humano de los grupos sociales

Aunque puede ser muy atractivo hablar de soluciones win-win para mostrar que es posible lograr simultáneamente conservación y desarrollo, la gestión de los ecosistemas comúnmente implica competencia mas que complementariedad, entre distintas metas de tipo económico, social y ambiental (McShane, 2011). Traducido a los SE, esto significa que los ecosistemas están en capacidad de proporcionar múltiples servicios, pero no que puedan ser manejados para maximizar la oferta de todos ellos al tiempo, lo que implica que frecuentemente se producen trade-offs (King et al., 2015). Recientemente, Howe et al., (2014) revisaron 92 artículos indexados que contenían 108 estudios de caso, en los cuales se registraron tres veces mas trade-offs que sinergias entre SE, mostrando la naturaleza conflictiva y compleja de la gestión de los ecosistemas. Aunque en la práctica es muy difícil de lograr, la literatura sobre los PSA ha adoptado de forma consistente una rectorica win-win, ofreciendo la posibilidad de confluir hacia soluciones donde todos ganan, en términos de conservación y desarrollo (Muradian et al., 2013).

En la literatura sobre los SE, se identifican dos tipos de trade-offs: los *tradeoffs entre SE*, que surgen cuando la oferta de un SE decrece por el incremento en el uso o provisión de otro servicio; y los *trade-offs entre el bienestar* de distintos actores, que suceden cuando un grupo social se apropia de un SE, dejando a otros grupos con acceso limitado o sin acceso al mismo servicio (Rodriguez et al., 2006). El trade-off entre SE es el que se analiza en el cuarto capítulo de esta tesis. Aunque existe la duda respecto de si se cuenta con el suficiente entendimiento científico que permita evaluar los trade-offs (Mach et al., 2015), otros sugieren que la cantidad de herramientas para analizar el efecto de la gestión de los ecosistemas en los trade-offs sobre SE es cada vez mayor (Cavender-Bares et al., 2015). Por lo menos, modelos como el InVEST permiten que los usuarios evalúen el impacto de diferentes alternativas de gestión en el flujo actual y futuro de los SE (Tallis et al., 2011), pero también Cavender-Bares et al. (2015) han desarrollado recientemente un marco analítico para caracterizar los trade-offs entre SE.

Aunque es un hecho que la investigación sobre SE ha venido poniendo una mayor atención al tema de los trade-offs (Mach et al., 2015), parece existir un consenso entre los científicos en cuanto a que su evaluación aún enfrenta muchos desafíos, sobretodo porque “los trade-offs emergen de procesos sociales y ecológicos complejos que son difíciles de percibir” (Daw et al., 2015: pag 6949). En relación con la complejidad ecológica, la limitada comprensión de los procesos biofísicos que soportan la producción de los SE (Bennet et al., 2009; Carpenter et al., 2009, Raudsepp-Hearne et al., 2010), implica que la evaluación de los trade-offs sea aun mas complicada. En cuanto a los procesos sociales, porque es difícil evaluar la forma en que la gestión de los ecosistemas incide en la producción de los trade-offs pues como se estableció antes, existe un enorme vacío en la investigación que trata de develar los impactos de diversas actividades humanas en los SE y en los procesos ecológicos que los soportan (Mach et al., 2015).

Una serie de relaciones sociales complejas determinan cuando, donde y por qué suceden los trade-offs, pero es de especial significancia la confrontación que tiene lugar entre las distintas formas de valorar o asignarle importancia a la naturaleza. Desafortunadamente, la literatura sobre los SE ha tratado de forma muy incipiente el tema de los diferentes tipos de valores que están detrás de la generación de los trade-offs entre SE (Chang, 2012; Daw et al., 2015). Esto dificulta su evaluación, porque los valores que subyacen o dan origen a los trade-offs influyen en la forma en que se les percibe y resuelve (Daw et al., 2015). Por ejemplo, las personas están acostumbradas a tomar decisiones que involucran trade-offs entre diferentes bienes de consumo. Sin embargo, esas mismas personas seguramente rechazarán situaciones donde se presenta lo que Daw et al. (2015) denominan trade-offs tabú: una situación en la cual valores sagrados –como la vida humana, la justicia y el honor- son confrontados con valores seculares como el dinero. Los trade-offs tabú son una expresión del problema de la inconmensurabilidad de valores (Martinez-Alier, 2002) y están atados a consideraciones de tipo moral muy fuertes. Tal como lo señalan Daw et al. (2015: pag 6950) “el conocimiento de los valores sagrados puede ayudar a entender como los trade-offs entre SE pueden generar conflictos intratables si los actores sociales tienen marcos de valoración diferentes a los de los tomadores de decisiones”. El escaso entendimiento de los trade-offs tabú podría impedir que el enfoque SE contribuyera al análisis de muchos conflictos socioambientales que en el fondo pueden estar relacionados con los diferentes valores que cargan consigo los distintos actores sociales. En Colombia por ejemplo, la comunidad indígena Uwa rechazó un proyecto de explotación petrolera promovido por el gobierno colombiano como una oportunidad de generar recursos para incrementar el crecimiento económico, sobre la base que el petróleo era la sangre de la tierra y que por eso mismo contenía muchos de sus valores sagrados.

La forma particular en la que las valoraciones sobre SE han tratado el tema de los trade-offs, no ha sido de mucha ayuda para incorporar este tema en su agenda. Por un lado, porque muchas investigaciones se han enfocado en un solo SE (Seppelt et al., 2011; Howe et al., 2014) y por el otro, porque los estudios que incorporan los trade-offs se han concentrado en los que tienen lugar entre SE de provisión y regulación, pero casi nunca involucran los trade-offs donde se afectan SE de

soporte o de tipo cultural (Howe et al., 2014). Es común explicar la situación anterior argumentando que los servicios culturales y de soporte no están bien definidos ni se entienden bien, como si ocurre con los SE de provisión y regulación, razón por la cual los primeros son mas difíciles de medir y estudiar (Howe et al., 2014). Una explicación mas directa es que los trade-offs entre los SE de provisión y regulación han recibido mas atención porque comúnmente se intercambian en el mercado y por lo tanto, las decisiones que los involucran tienen efectos económicos que les asigan mayor prioridad. Tal como lo afirman Martín-Lopez et al. (2014: pag 227) “existe una amplia evidencia que como consecuencia de que la gestión de los ecosistemas se concentra en la producción de servicios mercadeables, los trade-offs mas comunes suceden entre los SE de provisión y regulación”. Rodriguez et al. (2006) sugieren que las preferencias de las personas se orientan hacia los servicios de provisión pues ellos son la base fundamental para satisfacer las necesidades de corto plazo del ser humano, de allí su preponderancia.

Aunque es casi imposible argumentar que los trade-offs no generan grupos sociales ganadores y perdedores, su identificación es poco probable si este tema no se incorpora en la investigación. Howe et al. (2014) muestran que los ganadores y perdedores de los trade-offs tienen perfiles muy diferentes: los ganadores son típicamente aquellos que tienen un interés privado en el SE, actúan a nivel local y hacen uso de servicios de provisión, como los cultivos, el pescado y la madera; mientras los perdedores muestran un interés público en el SE, actúan en diversas escalas espaciales y su portafolio de servicios es mas diverso. Además, existe una clara diferenciación entre el nivel de riqueza de ganadores y perdedores, dado que los primeros son mucho mas ricos. Es paradójico y socialmente injusto que aquellos que ven a los SE como un bien público (Howe et al., 2015) y son mas vulnerables por su condición de marginalidad y pobreza, sean los que sufren la perdida de los SE y se enfrenten a afectaciones en su bienestar generadas por los trade-offs (Daw et al., 2015).

La pobre valoración de los trade-offs que enfrentan los grupos sociales marginados puede ser parcialmente explicada por el uso extendido de la valoración monetaria. Recientemente, Martin-Lopez et al. (2014) evaluaron once SE proporcionados en el Sistema socioecológico Doñana (España) e identificaron los trade-offs que se producían entre ellos al utilizar distintos métodos de valoración ecológica, social y monetaria. Los resultados mostraron que el uso de los diferentes lenguajes de valoración producía distintos trade-offs. Por ejemplo, al utilizar la valoración monetaria se priorizaba la provisión de los SE de pesca, agricultura y turismo, mientras se aceptaba una tendencia decreciente en la oferta de los de la formación del suelo, la regulación climática, la calidad del agua, la producción ganadera, el conocimiento científico, la educación ambiental y la satisfacción con la biodiversidad. En contraste, el uso de la valoración sociocultural conducía a incrementar la oferta de los SE calidad del agua, regulación climática, ecoturismo, educación ambiental y satisfacción con la biodiversidad, a costa de reducir la provisión de la pesca y el control biológico. Esto significa que el método utilizado para extraer los valores, determina cuales valores son extraídos, es decir que los métodos no son neutrales sino instituciones articuladoras de valor (Vatn, 2005). Además, se encontró que los

SE de provisión (agricultura y pesca) y el ecoturismo tenían un valor monetario mas alto que los servicios de regulación, aunque estos últimos habían sido reconocidos por las personas como los de mayor importancia para el bienestar humano (Martin-Lopez et al., 2014). De esta forma, la valoración monetaria obscurece los valores socioculturales asignados a los SE.

Por muchas razones, la valoración monetaria de los SE es una metodología incompleta que normalmente produce soluciones ambientalmente injustas. Primero, porque las decisiones de gestión de los ecosistemas se han tomado con base en la valoración monetaria que tiende a priorizar la oferta de SE mercadeables, desfavoreciendo a quienes resultan como “perdedores con los trade-offs”, dado que sus medios de sustento dependen de un portafolio mas amplio de servicios. Segundo, porque la valoración monetaria esconde la variedad e inconmensurabilidad de valores normalmente involucradas en los conflictos ambientales (Daw et al., 2015), es decir que no está en capacidad de lidiar con los trade-offs tabú. Tercero, dado que la valoración monetaria generalmente conlleva a una pobre inclusión de los grupos marginados en los ejercicios de valoración. En muchos casos, esos grupos no tienen voz en los procesos de toma de decisiones, aunque sean muy vulnerables a los cambios en los ecosistemas y sus servicios (Daw et al., 2015).

2.2.3 Escasa incorporación de los des-servicios en el enfoque SE

La idea relacionada con que los impactos ambientales solo son fruto de la intervención humana en los ecosistemas, parece reforzar el convencimiento de que la naturaleza solo nos brinda cosas positivas. Desde el campo de la biología de la conservación, la preservación de lugares y especies salvajes parece no tener discusión y estar atada al afecto que algunos biólogos profesan por la naturaleza, olvidándose que algunas veces ella nos mata (Dunn, 2010). En la literatura sobre los SE, las definiciones y en especial el término “servicios” tiene una connotación positiva que implica que el ser humano solo recibe beneficios de los procesos naturales (Flint et al., 2013; Lele, 2013). Las tipologías de los SE que se utilizan en las investigaciones pueden haber reforzado esta visión optimista, dado que los distintos SE de provisión, regulación y culturales, han sido descritos como “bienes” que en el caso de las ciudades, proporcionan las áreas verdes y azules urbanas (Lyytimäki et al., 2008). En la práctica sinembargo, los grupos sociales que interactúan a nivel local con los ecosistemas, usualmente reconocen y deben lidiar con los efectos positivos y negativos que la naturaleza puede generar. Por ejemplo, los agricultores de pequeña escala en las regiones tropicales derivan importantes recursos de los parches de bosques y arboles, tales como suelo fértil, alimentos, fibra y forraje, pero también son concientes que esos ecosistemas pueden ser el hábitat y alimentar distintas plagas (Ango et al., 2014).

Existen diversos ejemplos de procesos naturales que generan una contribución negativa al bienestar humano, tales como los patógenos, las plagas, las especies

salvajes que causan muertes, los organismos alergénicos, las inundaciones y las tormentas (von Döhren y Haase, 2015). Estos procesos son los que algunos autores denominan como des-servicios (Gómez-Baggethun y Barton, 2013), definidos por Lyytimäki y Sipilä (2009: pag 311) como las “funciones de los ecosistemas que son percibidas como negativas para el bienestar humano”. Otra definición reciente propuesta por Shackleton et al (2016: pag 590) indica que los des-servicios son “las funciones, procesos y atributos generados por los ecosistemas que resultan en impactos negativos actuales o percibidos sobre el bienestar humano”. Aunque sin utilizar el término des-servicios, es necesario reconocer que diversas disciplinas científicas han investigado de forma extensa los riesgos naturales y los impactos negativos de diferentes tipos de contaminación sobre la salud humana y el bienestar (von Döhren y Haase, 2015).

Un estado del arte reciente sobre los des-servicios mostró que estos han recibido una atención muy escasa en la investigación sobre SE (ibid. Op. Cit.). Entre 1993 y 2013, von Döhren y Haase (2015) encontraron 166 artículos que trataban con los des-servicios lo que parece ser una cantidad muy pequeña cuando se compara con la prolífica cantidad de papers sobre los SE (mas de 4.000). Los estudios sobre los des-servicios se han enfocado principalmente en la agricultura y las zonas urbanas (Lyytimäki et al., 2008; Ango et al., 2014). Se debe reconocer que la investigación sobre los des-servicios viene creciendo en los últimos cinco años, ampliando su aplicación a distintas áreas temáticas tales como el aumento de los costos ecológicos generados por la actividad animal (Kronenberg, 2014; Whelan et al., 2015), el incremento de los costos de producción asociados con el control de plagas (Schäckermann et al., 2015), la presencia de animales salvajes en los patios de las casas (Lyytimäki, 2014) y el impacto en la pesca y los bosques (Shackleton et al, 2016). Un área donde se percibe un aumento importante de la producción académica es en las tipologías sobre los des-servicios, pues se han propuesto varias formas de clasificación incluyendo los desarrollos de Escobedo et al. (2011), Ma et al. (2014), von Döhren and Haase (2015), Shackleton et al. (2016) y Vaz et al. (2017).

Existen dos aspectos conceptuales que generan debate respecto de la incorporación de la categoría de los des-servicios como parte del campo de los SE. Uno de ellos, es que existe una gran ambigüedad en la distinción entre lo que es la disminución en un SE y lo que son procesos naturales percibidos como negativos, que serían los verdaderos des-servicios (Vaz et al., 2017). Por ejemplo, la pérdida de un hábitat es en muchos casos visto como el decrecimiento en un SE y en otros como un des-servicio. El otro punto radica en que si la identificación de los des-servicios es el resultado de la percepción negativa sobre un SE, la participación de distintos grupos sociales que podrían valorar si la contribución de esos servicios es positiva o negativa para su bienestar, sería suficiente y haría inútil una identificación independiente de los des-servicios. Existen ejemplos que hacen este último punto debatible, pues des-servicios como los incendios forestales no parecen provenir de una percepción negativa sobre un SE. Vaz et al (2017) han propuesto que se requiere integrar en una misma tipología a los SE y des-servicios, de modo que se resuelvan los dos problemas antes anotados. Tal integración tendría las siguientes

características: i) los perjuicios generados por los procesos naturales sobre el bienestar humano se podrían incorporar como disminución de un SE o como genuinos des-servicios; ii) los beneficios y perjuicios deberían tomar en cuenta la actividad humana pues ella incide en el aumento o disminución de los SE o des-servicios; y, iii) facilitaría la deliberación sobre los efectos positivos y negativos de los procesos ecosistémicos, entendiendo que su gestión debe tomar en cuenta la necesidad de mantener diversos estados de la naturaleza (ibid. Op. Cit).

Es normal que la investigación relacionada con los des-servicios y la justicia ambiental sea escasa, tomando en cuenta que es aún incipiente para la relación entre JA y los SE, cuando estos se empezaron a desarrollar hace casi 40 años. Por ejemplo, von Döhren y Haase (2015) encontraron que hasta ahora la investigación no parece estar preocupada por el tema de la equidad y los des-servicios, dado que gran parte de los artículos revisados ni identifican a los grupos afectados por ellos ni sus impactos negativos sobre la salud y el bienestar.

El análisis de los des-servicios o su omisión tiene consecuencias para la justicia ambiental. Una de esas consecuencias es generar un impacto potencial negativo sobre la equidad intrageneracional. La equidad implica una distribución justa de los beneficios o SE, pero también de los perjuicios ambientales o des-servicios. Tal como lo sugiere Lele (2013: pag 130) “mucha literatura sobre los SE se enfoca en los trópicos, en áreas ricas en biodiversidad, áreas donde los des-servicios, tales como patógenos y especies salvajes, inducen grandes daños tanto a escala global como local, las comunidades que enfrentan estos deservicios están entre las mas marginadas de la sociedad: tribus que dependen del bosque, agricultores pobres que no tienen la capacidad para instalar cercos eléctricos, etc”. Esto quiere decir, que la materialización de los des-servicios tiene un efecto directo negativo sobre el bienestar de grupos poblacionales que se sitúan en áreas rurales de alta calidad ambiental pero también de enorme fragilidad; y donde están mas expuestos a los eventos catastróficos, dado que no cuentan con los recursos para asumir gastos defensivos y de protección que ayuden a mitigar los impactos de los deservicios. La proximidad a las zonas catastróficas, la escasa capacidad técnica para hacerle frente a los procesos naturales perjudiciales, la poca efectividad de las estructuras institucionales y los conflictos por ubicarse en las mejores tierras, son cuatro factores que pueden determinar un mayor acceso a los des-servicios por parte de poblaciones que viven en condiciones más vulnerables.

La otra consecuencia se relaciona con las dimensiones de la participación y el reconocimiento. La marginación de ciertos grupos sociales de los procesos de valoración de los SE implica la imposibilidad practica de establecer los des-servicios, pues estos surgen de las percepciones negativas sobre procesos naturales que afectan el bienestar humano. Aunque existen procesos genuinamente participativos de valoración de los SE (ver por ejemplo Pereira et al., 2005; Berbes-Blazques, 2012; Malinga et al., 2013), en muchos se desatienden las voces de quienes perciben que serán afectados por los des-servicios, dado que se ve a estos grupos sociales como un freno al desarrollo. En otros casos, un alto porcentaje de los asesores comprometidos con esas valoraciones, están distantes –en países

desarrollados- de los ecosistemas que deben valorar (localizados en los países en desarrollo), ignorando por lo tanto cuales des-servicios existen (Dunn, 2010).

Realizar la gestión de los ecosistemas sin tomar en cuenta los des-servicios es equivalente a desarrollar la evaluación económica de un proyecto considerando únicamente los beneficios pero ignorando sus costos. Por ejemplo, la encuesta global forestal demostró que en la valoración de esos ecosistemas generalmente se incluye un numero ilimitado de SE (productos forestales y no forestales, conservación del agua y el suelo, captura de carbono y la recreación), pero fallan en incorporar los des-servicios, haciendo imposible la estimación de la contribución económica real (valor económico neto) de conservar o usar esos ecosistemas (Ninan y Kontoleon, 2016). Por lo menos, la identificación y cuantificación de los des-servicios permitiría una estimación más completa y confiable del valor económico total aportado por distintas alternativas de gestión de los ecosistemas.

2.2.4 Equidad intergeneracional

La discusión sobre la equidad intergeneracional esta inexorablemente ligada al tema de la sustentabilidad (Martin et al., 2016), dado que solo sería posible garantizar una distribución intertemporal de los SE si se preserva una oferta futura adecuada, en cantidad y calidad, de ecosistemas y procesos naturales que permita su disfrute por parte de las generaciones futuras. Si se supone una situación catastrófica en la cual la intensidad en la explotación de la base ecosistémica conduce a su agotamiento total, no existiría “naturaleza” ni un flujo de SE para distribuir en el futuro, con lo cual se perdería el sentido de la discusión sobre la equidad entre generaciones. Incluso sin un panorama tan crítico, la decisión sobre qué tanto de la naturaleza conservar para el futuro –es decir que tanto se puede usar en el presente- es un tema propio de la sustentabilidad. En tal sentido, la sustentabilidad es un requisito necesario para que pueda hacerse justicia con las generaciones futuras (Scholsberg, 2007).

Las preocupaciones relacionadas con la sustentabilidad no nacen con el concepto de desarrollo sostenible, pues diferentes teóricos y estudios habían señalado algunos aspectos críticos de la relación entre el desarrollo económico y el ambiente. Entre ellos pueden mencionarse: i) el análisis científico y ético que muestra las implicaciones del modelo de desarrollo capitalista sobre la salud de la población y los impactos ambientales, realizado por Carson (1962); ii) la tesis formulada por Ehrlich (1968), retomando la teoría de Malthus sobre la imposibilidad de sostener un crecimiento poblacional exacerbado con una oferta de recursos naturales limitados; y, iii) los límites del crecimiento económico generados por la imposibilidad de sostener un aumento desmesurado del consumo con la dotación de recursos naturales existente, propuesto por Meadows et al. (1972). Pero el concepto de desarrollo sostenible contiene un elemento diferenciador: haber posicionado a la equidad intergeneracional como elemento central de la sustentabilidad (Pérez et al., 2010), al postular que las generaciones futuras no deben ver comprometidas la

satisfacción de sus necesidades, debido a la forma en que las satisfacen las generaciones presentes; es decir, que las generaciones actuales tienen la responsabilidad de proteger componentes específicos del mundo natural (Norton, 1999). Es relevante que la discusión sobre la equidad intergeneracional haya sido traída al centro del debate a través del concepto de desarrollo sostenible, pues el mismo recibió una aceptación política generalizada (Daly y Cobb, 1997) y conquistó un espacio socio-lingüístico sin precedentes (Boada y Toledo, 2003), convirtiéndolo en un discurso dominante. Sin embargo, esto no ha garantizado una adopción práctica de la equidad intergeneracional como principio moral a nivel global.

Aunque es fácil estar de acuerdo con la idea original del desarrollo sostenible, en cuanto a que la preocupación por las generaciones futuras es justa, otra cosa es definir cómo el concepto puede llevarse a la práctica. En tal sentido, uno de los debates más álgidos es el que confronta a la sustentabilidad débil y la fuerte. La sustentabilidad débil proviene de la idea de que es posible sustituir el capital natural por capital generado por el ser humano –razonamiento propuesto por David Pearce al Banco Mundial (Martínez-Alier y Muradian, 2015)- con lo que la preocupación por la sustentabilidad podría orientarse hacia una transferencia intergeneracional de riqueza más que de recursos naturales (Van Coten y Bulte, 2000). Mientras tanto, la sustentabilidad fuerte propone que el capital natural o las funciones y SE no pueden ser sustituidos por el capital construido por el ser humano, lo que implica priorizar el mantenimiento de la base ecosistémica que soporta el desarrollo socioeconómico (Pérez et al., 2010). Así, la equidad intergeneracional implica una transferencia de recursos naturales y servicios ecosistémicos hacia las generaciones futuras y no solo de riqueza. Zagonari (2016) sugiere que en el enfoque subyace una visión de la sustentabilidad débil, al considerar que los SE son beneficios. Esto es impreciso, en la medida que esos beneficios incorporan los procesos naturales de base que son insustituibles y como tal, pertenecen a la sustentabilidad fuerte.

La sustentabilidad como resultado de la acción de la sociedad sobre el medio natural, se ve seriamente comprometida por la forma en la que mediante el análisis económico convencional –del tipo costo/beneficio- se viabilizan diferentes tipos de proyectos, pues ellos son las intervenciones concretas en el territorio y tienen un impacto definitivo en el uso y la distribución de la base natural y los SE. En particular, uno de los aspectos más debatidos del análisis económico convencional es el uso de las tasas de descuento, por sus consecuencias para la equidad intergeneracional, al discriminar en contra de las generaciones futuras (Padilla, 2002). La razón es que la selección de tasas de descuento positivas tiende a favorecer proyectos en los que los beneficios se suceden en el presente y cuyos costos se reflejan en el futuro (Markandya y Pearce, 1988).

Un ejemplo de ello es la construcción de las plantas de energía nuclear que benefician a los consumidores de energía en el presente (al suplir su demanda para un servicio cuyas fuentes naturales son cada vez más escasas), pero que traslada los enormes costos de manejo de sus residuos (basura nuclear) y los de clausura hacia el futuro (ibid. op. cit). Así las tasas de descuento positivas generan una situación de injusticia con los habitantes del futuro, quienes disfrutan una menor

proporción del flujo de beneficios del proyecto, pero asumen proporcionalmente un mayor costo de desmonte y de remediación de los impactos ambientales del mismo. Para resolver este problema, Fisher y Krutilla (1975) sugirieron aplicar un factor diferencial que se incrementaría cuando los beneficios de un proyecto contribuyeran a la conservación natural y disminuyeran en caso contrario.

Cuando las tasas de descuento son altas, situación que es común en la evaluación de proyectos, se generan implicaciones negativas para las generaciones futuras. Las tasas de descuento altas favorecen la sobreexplotación temprana de los recursos naturales no renovables (Markandya y Pearce, 1988), lo que puede generar impactos críticos en la oferta de SE. Por ejemplo, si una tasa de descuento alta acelera la explotación de petróleo, la quema de los combustibles fósiles puede conducir a la afectación de la capacidad de regulación climática, produciendo el calentamiento global. Las generaciones futuras sufrirían un doble efecto perverso: recibir una menor transferencia del stock de petróleo y de la capacidad de regulación climática (SE).

La tasa de descuento también opera con una lógica que compromete la equidad intergeneracional, pues la valoración de los flujos futuros se fundamenta en las preferencias temporales de los individuos de hoy, como si esos flujos solo les pertenecieran a ellos y como si la sociedad no estuviera compuesta de seres finitos de varias generaciones. En palabras de Padilla (2002: pag 70) “la falta de consideración hacia las generaciones futuras que implica el descuento no tiene como base ningún criterio de equidad, sino más bien es la extensión arbitraria de las preferencias temporales de las generaciones presentes más allá de su existencia”. El supuesto que subyace a la implementación de la técnica del descuento es que los individuos de hoy son los dueños de los recursos naturales, al tener la capacidad de decidir sobre su uso, mientras que las generaciones futuras heredan una cantidad de esos recursos que son el producto residual de las decisiones del presente (ibid. op. cit). Las generaciones futuras no tienen quien las represente ni pueden participar en la toma de decisiones del presente para defender sus intereses, situación que es además imposible de resolver. Solo el altruismo puede conducir a que las generaciones actuales consideren a las futuras en la toma de decisiones.

En este punto, es necesario formular una pregunta más específica: ¿Qué tanto ha incorporado el enfoque de SE aspectos relacionados con la equidad intergeneracional y la sustentabilidad? De acuerdo con Lele (2013), el tema de la sustentabilidad es muy poco discutido dentro del enfoque SE, al punto que en el documento de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005), el termino se menciona de paso. Lo que explica esta escasa inclusión de la sustentabilidad, es que en el enfoque se ha dado por sentado que la preocupación actual por los SE, implica una preocupación automática por la sustentabilidad. El razonamiento detrás de este supuesto, es que el flujo de SE depende de mantener una dotación mínima de capital natural y de biodiversidad, por lo que la discusión sobre la conservación de este flujo, se considera equivalente a hablar de sustentabilidad. Otros sostienen

que el concepto de SE ha sido muy útil para reabrir las discusiones sobre el capital natural crítico y la sustentabilidad (Potschin y Young, 2013).

Es cierto, que el enfoque SE ha incorporado conceptos como capital natural crítico, resiliencia, umbrales e incertidumbre, los cuales, al establecer los efectos de la degradación ambiental en el estado, stock y capacidad de respuesta de los ecosistemas, pueden ser relacionados fácilmente con el tema de la sustentabilidad. Quizas el concepto que muestra mas claramente la preocupación por el flujo temporal de SE es el de “valor de seguro” (Armsworth y Roughgarden, 2003), que expresa la necesidad de mantener la resiliencia de los ecosistemas ante los cambios y disturbios que pueden afectar su capacidad de proveer un flujo de SE, sobretodo si se toman decisiones que persigan ganancias a corto plazo sobre la estabilidad ecológica de largo plazo. En general, la literatura sobre SE aun no refleja una preocupación fuerte por el flujo futuro de SE (Guerry et al., 2015), pues solo una pequeña fracción de la vasta producción académica de este campo se dedica al tema (Lele, 2013).

Incluso una preocupación genuina por estimar el flujo futuro de SE, se estrella con dos problemas: a) la gran incertidumbre científica sobre la forma en que se producen los SE (Barnaud y Antona, 2014) y b) la complejidad para establecer la dinámica temporal del flujo de SE (TEEB, 2010). Un elemento adicional es que la relación ser humano-naturaleza cambia de forma rápidamente y experimenta procesos de retroalimentación difíciles de predecir y de entender: el ser humano afecta el clima, las coberturas del suelo, los mares, los ciclos biogeoquímicos fundamentales, etc; los ecosistemas a su vez “responden” causando modificaciones en nuestras formas de vida, salud, economía y sociedad, lo cual genera nuevos cambios en los ecosistemas (Carpenter, 2006). Una forma de tratar de anticiparse a tales cambios y proyectar la trayectoria ambiental y de los SE, es mediante la predicción ecológica⁴⁹ que intenta comprender las consecuencias futuras de diferentes enfoques o alternativas para el manejo de los ecosistemas y sus servicios.

Sin embargo, esta ciencia que empezó a emerger hacia el año 2000 (Clark et al., 2001), tiene limitaciones pues sus predicciones son dependientes de impulsores de cambio difíciles de valorar, dada la incertidumbre que surge de la no linealidad y el desconocimiento. Por su parte, mediante la modelación se han intentado caracterizar las funciones y procesos de los ecosistemas y sus respuestas a impulsores de cambio interno y externo (Hauck et al., 2015), aunque los modelos cuantitativos generalmente incluyen un grupo limitado de SE (Carpenter et al., 2006), tal como sucede con el InVEST⁵⁰ (Tallis et al., 2008). Pero los modelos generalmente requieren conocimiento experto y demandan información que no

⁴⁹ Clark et al. (2001) definen la predicción ecológica como “el proceso de predecir el estado de los ecosistemas, servicios ecosistémicos y el capital natural, incluyendo una especificación completa de distintos tipos de incertidumbre y que es dependiente de escenarios explícitos para el clima, los usos del suelo, la población humana, las tecnologías y la actividad económica.

⁵⁰ InVEST es una sigla en inglés que significa Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade offs

siempre está disponible, especialmente en los países en desarrollo. Aparte de eso, los modelos frecuentemente se desarrollan y simulan las condiciones de ecosistemas del norte, por lo cual pierden su poder explicativo en países con ecosistemas tropicales, justo donde la base natural y la oferta de SE es evidentemente más rica. Por su parte, las primeras valoraciones de servicios consistentes en mostrar una foto estática de los SE en un mundo rápidamente cambiante, empieza a ser mejorada con el uso de escenarios (TEEB, 2010, Capítulo 1). Existen varios ejercicios sobre escenarios, orientados a relacionar las variables que generan alteraciones en los ecosistemas con cambios en los servicios ecosistémicos, como por ejemplo, la provisión futura de SE en paisajes culturales a nivel regional desarrollada por Plieninger et al. (2013). Una forma particular del uso de escenarios es la Planificación Participativa de Escenarios, la cual empezó a desarrollarse en los años 90 y ha sido utilizada en varios contextos, incluyendo los SE (Oteros-Rozas et al., 2015). Aunque esta forma de formular escenarios parece menos rigurosa que la modelación, tiene varias ventajas: involucrar a los actores interesados en un trabajo colaborativo, la capacidad para analizar claramente los fenómenos de retroalimentación y los potenciales acontecimientos inesperados y facilitar la discusión sobre efectos futuros de los impulsores de cambio en el flujo de servicios a diferentes escalas espaciales, temporales e institucionales (ibid. op. cit). Sin embargo, parece prácticamente imposible establecer certeramente las trayectorias que tomarán los SE, por lo que no es factible asignarle probabilidades a ninguna predicción sobre ellos (Carpenter et al., 2006).

Finalmente, es importante notar que existe una relación entre los *trade-offs* sobre SE en el presente y el futuro (ibid. op. cit). En la medida en que no se analicen los *trade-offs* actuales que afectan diversos SE, será prácticamente imposible establecer cuáles de ellos se pueden estar agotando a una tasa que impida dejar un flujo para las generaciones futuras. Pero quizás es más preocupante la tendencia a priorizar los SE de aprovisionamiento, reduciendo la oferta de los SE de regulación y de soporte, pues estos son los que garantizan el flujo futuro de SE. No investigar de forma completa los *trade offs* actuales se termina configurando como una potencial injusticia con las generaciones futuras.

2.2.5 Equidad interespecies

Una de las principales evidencias de la evolución de la cultura humana es su preocupación por la ética, la cual incluye una preocupación explícita respecto del ambiente y los organismos no humanos (Ehrlich, 2002). Pero mientras la ética clásica tiene una larga tradición y se preocupada por juzgar la pertinencia moral de las acciones que se suceden entre seres humanos, las reflexiones concernientes a la forma en que los seres humanos tratan y se relacionan con la naturaleza no humana, son mas recientes y se sustentan en una plataforma ética distintiva: la ética ambiental. La base conceptual sobre la que se desarrolla la ética ambiental es el trabajo de Leopold de 1949 titulado "The Land Ethic" (Callicot, 1989), autor cuya

ética consiste en “extender los límites de nuestra propia comunidad moral⁵¹ para incluir el mundo natural...pues tenemos que aceptar a este sistema de mayor jerarquía y a la comunidad ecológica como parte de nuestro propio ser y también como un fin en sí mismo” según lo que señala Scholsberg (2007: pag 117). Justamente el trabajo de Scholsberg (2007) explora y analiza los razonamientos de diferentes autores pertenecientes a la teoría liberal de la justicia, entre ellos Rawls y Barry, quienes consideran que si bien a la naturaleza y los seres no humanos no se les debe dañar, tampoco deben ser sujetos de la justicia sino mas bien recipientes de la misma. Es decir que rechazan la idea de extender la comunidad moral humana a los seres no humanos.

La ética ambiental que surge en el contexto de las preocupaciones ambientales de los 70s, que se instala firmemente en los 80s y que inspiró a los ambientalistas a defender a la naturaleza no humana, muestra tres rasgos claves que se pueden distinguir siguiendo a Hargrove (1992). El primer rasgo consiste en entender que las raíces de los problemas ambientales son de naturaleza filosófica, es decir que residen en la forma en que los seres humanos ven al mundo⁵². El segundo, es sugerir que la naturaleza tiene o debería tener derechos. Mientras que el tercer rasgo, se relaciona con entender que la defensa de la naturaleza resaltando únicamente su valor instrumental -asociado con los beneficios que le proporciona al ser humano- es muy poco satisfactoria y termina siendo parte de los factores que contribuyen a la crisis ambiental. Especialmente este último rasgo de la ética ambiental aparece claramente conectado con la equidad interespecies, dado que existe un debate casi interminable entre quienes fundamentan la conservación natural en las obligaciones morales que tenemos de preservar a la naturaleza por su propio bien y quienes la sustentan en la importancia vital de la naturaleza para los seres humanos (Davidson, 2013).

En el fondo, las dos visiones anteriores expresan una disputa sobre los conceptos de valor intrínseco y valor instrumental, los cuales ocupan un lugar central en las discusiones sobre la equidad interespecies. Autores como Callicot, Soulé and McCauley son clasificados dentro de los defensores de la idea del valor intrínseco como la base ética de la conservación, mientras que Daily, Fisher y Justus aparecen entre quienes promueven el valor instrumental con el mismo fin.

Existen por lo menos tres aspectos que se deben tratar para lograr una mejor comprensión de la álgida discusión planteada en torno al valor intrínseco y el instrumental: i) como se definen estos dos valores antagónicos; ii) si la atribución del valor intrínseco la realizan los seres humanos o es puramente objetiva; y, iii) si el valor intrínseco proviene de una ética deontológica o consecuencialista.

⁵¹ La comunidad moral la constituyen los seres humanos que son sujetos morales y como tal tienen el derecho a existir por sí mismos.

⁵² Esto no quiere decir que los problemas ambientales estén desprovistos de una dimensión material, sino más bien que ella es una manifestación de la forma en que pensamos la naturaleza, lo que termina motivando nuestra forma de actuar hacia ella.

En cuanto a lo primero y para ponerlo de manera simple, el valor intrínseco se puede definir como el valor que tiene una cosa en sí misma, por su propio bien, o por derecho propio (Zimmerman, 2002). Pero también es posible definir el valor intrínseco a partir de las propiedades que lo componen. De acuerdo con Elliot (1992), la teoría del valor intrínseco propuesta por el creador del concepto G. E. Moore⁵³, tiene tres componentes centrales: a) algo tiene valor intrínseco si debe existir por sí mismo y es bueno en sí mismo; b) al afirmar que algo tiene valor intrínseco es asignarle a esa cosa la propiedad de ser simple, no analizable y no natural; y, c) reclamar que algo tiene valor intrínseco implica que no es necesario proporcionar evidencias relevantes al respecto. Finalmente, el valor intrínseco está asociado con el respeto u obligación moral que se le debe a la naturaleza independiente de que le genere bienestar o no al ser humano, por lo cual es un valor inmodificable, un valor superior, un valor único. Por su parte, el valor instrumental ha sido muchas veces definido como lo opuesto al valor intrínseco, es decir que es el valor de una cosa que se deriva del bien que le produce ella a otra cosa con la que está relacionada (Zimmerman, 2002). El que una misma cosa pueda tener diferentes usos en diferentes contextos, implica que el valor instrumental es variable y por tanto no absoluto (Spangenberg y Settele, 2016). El valor instrumental es funcionalista, en tanto que representa el rol que juega un medio para el logro de un fin, como por ejemplo cuando se promueve la conservación de un páramo por el aporte que la regulación hídrica genera para la provisión de agua potable a las poblaciones humanas.

La segunda reflexión se plantea en torno a si el ser humano es quien atribuye el valor intrínseco a las cosas, o si por el contrario este es independiente de que exista un sujeto que lo asigne, controversia que aún no ha sido resuelta dentro de la ética ambiental (Jax et al., 2013). Incluso, autores como Muraca (2011) considerarían esta discusión como completamente estéril, en tanto que han buscado desarrollar otras nociones de valor, pues postulan que los seres no humanos ni adquieren su valor por atribución del ser humano, ni el proviene de ellas mismas: los valores surgen de las relaciones entre humanos y no humanos, es decir son valores relacionales. Aunque la discusión anterior es sumamente interesante, para facilitar el análisis de este ítem, se seguirá la lógica de Spangenberg y Settele (2016), en cuanto a que el valor intrínseco es subjetivo, en el sentido que son los seres humanos quienes de acuerdo a sus percepciones individuales y colectivas y siguiendo las normas y sistemas de valor socialmente aceptados, atribuyen tal tipo de valor a las cosas. Tal aclaración es pertinente debido a la confusión que se ha presentado respecto de la atribución del valor intrínseco. Por ejemplo, Hargrove (1992) considera que en la búsqueda de separarse de la noción de valor instrumental, los practicantes de la ética ambiental identificaron el valor intrínseco como un valor no antropocéntrico, es decir no atribuido por el ser humano. Por esta vía y al contraponer lo no antropocéntrico con lo instrumental, terminaron identificando lo antropocéntrico como sinónimo de lo instrumental (ibid. op. cit). Este es un craso error, en tanto que lo antropocéntrico implica algo que está centrado en el ser humano, que se observa desde su perspectiva, pero no por ello se convierte

⁵³ Moore, G.E. (1903) *Principia Ethica*. Cambridge University Press.

en sinónimo de instrumental. Justus et al. (2009) contribuyen a alimentar este mismo error al proponer que el valor intrínseco es independiente de quien valora, es decir que es objetivo y no atribuido por el ser humano, cosa que si sucede con el valor instrumental que depende del sujeto que valora, de lo que se deriva la conclusión equivocada que todo valor antropocéntrico es instrumental. La respuesta de Sagoff (2009) a estos autores es que los conservacionistas distinguen claramente entre las características de la naturaleza que la hacen merecedora del aprecio, amor y respeto del ser humano y los atributos que valoramos por su contribución en nuestro bienestar y en las posibilidades de vivir.

El valor intrínseco tradicionalmente se ha asociado con la ética deontológica -*lo importante es regirse por principios morales que guíen las acciones sin importar sus consecuencias*-, mientras el antropocentrismo⁵⁴ se ha vinculado con la ética consecuencialista – *un principio moral es bueno/malo según los resultados que produzca*- (Davidson, 2013). Quizás esto se explica porque el consecuencialismo se sustenta en una visión utilitarista, lo que traducido a la naturaleza no humana significa que ella tiene valor solo porque juega a favor del interés nuestro y produce bienestar humano⁵⁵; mientras tanto, la ética deontológica implica que la naturaleza no humana tiene un status moral o derechos que impiden tratarla como un medio para el logro de otros fines, por ejemplo el bienestar humano. Sin embargo, Davidson (2013) ha demostrado que el concepto de valor intrínseco no necesariamente riñe con el consecuencialismo, pues por ejemplo el consecuencialismo hedonista expresado por Bentham (1789) y Singer (1975) le asigna valor intrínseco, no directamente a los seres “sintientes” como por ejemplo los humanos y los perros, sino al placer y la ausencia de dolor que ellos pueden experimentar; mientras que el consecuencialismo biocentrista de Attfield (1995) observa que el valor intrínseco surge del bienestar que pueden alcanzar todas las entidades vivientes. Parece que la lógica expresada en la ética deontológica es más compatible con el concepto de valor intrínseco, pues se percibe como más profundo y más sólido acudir a las motivaciones morales para respetar la existencia de los seres no humanos, que apelar a una ética donde nuestro bienestar aparece como una condición de primer orden para asignar tal valor intrínseco. Sin embargo, es clave anotar que desde ambas éticas podrían existir problemas para delimitar los tipos de seres no humanos que serían cobijados por el valor intrínseco: en el caso de la deontología por ejemplo, porque si la propiedad que define el ser sujeto de derechos es por ejemplo la racionalidad (como lo propone Kant), deja por fuera incluso a los animales de tal consideración⁵⁶; sin embargo, autores ubicados dentro

⁵⁴ Al leer la parte del texto de Davidson (2012: pag 172), que presenta este argumento, es posible observar que comete el mismo error antes discutido, en tanto que considera lo antropocéntrico como sinónimo de lo instrumental. En tal sentido, lo correcto hubiera sido referirse a que el valor instrumental se asocia con la ética consecuencialista o el consecuencialismo.

⁵⁵ Habría que decir de todos modos que esta es una visión demasiado optimista pues los desservicios son procesos naturales donde intervienen seres no humanos, pero que tienen consecuencias muy negativas para los seres humanos.

⁵⁶ Pero incluso en la visión de Tom Regan (1983) que propone que el valor intrínseco es propio de “todos los sujetos que experimentan la vida” como los animales con creencias, deseos, percepción,

de la deontología como Callicot y Leopold, asignan valor intrínseco a las especies, poblaciones, comunidades bióticas y ecosistemas (Davidson, 2013).

Cabe preguntarse ahora, ¿Es compatible e incorpora el enfoque de SE, el valor intrínseco de los seres no humanos? ¿Contribuye el enfoque a la equidad interespecies? Antes de responder estas preguntas, habría que decir que el enfoque SE al tener como preocupación principal el análisis de la relación entre el ser humano y los ecosistemas, no puede librarse de emitir juicios respecto de la forma en que los primeros tratan a la naturaleza (Jax et al., 2013). Esto implica que el enfoque SE necesariamente está inmerso en el debate sobre la equidad interespecies, a través de la discusión sobre valor intrínseco y valor instrumental. Es mas, el enfoque SE ha acudido al valor instrumental a partir de la valoración monetaria de los servicios, dado que se consideraba que la conservación fundamentada en el valor intrínseco de la naturaleza había tenido resultados pobres en cuanto a detener la crisis ambiental (Davidson, 2013). Ha habido un posicionamiento de diversos teóricos de los SE del lado de la conservación natural sustentada en su valor instrumental (ibid. op. cit). Autores como Constanza (1996) y Fisher et al (2009), sugieren que el valor instrumental es solo una razón adicional y no más importante que el deber moral para conservar la naturaleza.

Del lado de los conservacionistas defensores del valor intrínseco, existe la enorme preocupación respecto del uso de la lógica de los SE, por dos motivos correlacionados: a) el enfoque está inexorablemente ligado a una visión instrumental de la naturaleza, porque en el centro de su argumentación aparece que los ecosistemas son valiosos por su contribución al bienestar humano, lo que termina alejando la atención pública sobre el valor intrínseco (Kosoy y Corbera, 2009); y b) la principal forma de resaltar el valor instrumental de la naturaleza es a través de la valoración monetaria, lenguaje de valoración en el que no se puede expresar el valor intrínseco (Davidson, 2013), pues al estar atado a una ética deontológica tal valor es absoluto, no medible, no demostrable, etc. Para McCauley (2006) el enfoque SE si bien en términos teóricos se considera fundamental para lograr la conservación, en la práctica le ha sido muy poco útil, debido a cuatro razones. Primero, por asumir que la naturaleza es benevolente y actúa en nuestro favor, cuando ella realiza sus procesos sin perseguir el beneficio de ninguna especie e incluso genera procesos no benéficos al ser humano, conocidos como des-servicios⁵⁷. Segundo, dado que la conservación natural que busca mantenerse en el largo plazo, se justifica en una lógica del mercado que es muy inestable, porque la dirección e intensidad de las fuerzas de mercado son rápidamente cambiantes y obedecen a fenómenos económicos. Tercero, porque no se puede obviar la capacidad del ser humano para generar sustitutos para algunos SE mediante invenciones tecnológicas, lo que dejaría sin piso sustentar enteramente la

memoria, sentido de futuro y la capacidad de iniciar una acción, deja por fuera a la naturaleza como plantas, especies vegetales, genes, etc.

⁵⁷ Pero los deservicios son parte de la dinámica misma de la vida, de los ecosistemas, de un balance en el que, si hay vida, también existe la muerte, la cual es incluso un factor que equilibra muchos de los desequilibrios generados por el ser humano.

conservación en la no sustituibilidad de los ecosistemas. Cuarto, al considerar que el valor monetario de los SE puede hacer la conservación rentable, lo que significa ignorar que generalmente rentabilidad y conservación son metas mutuamente excluyentes.

Se han hecho esfuerzos por demostrar que es posible incorporar el valor intrínseco dentro del enfoque de SE. Una forma es considerando que la biodiversidad es un SE de base que garantiza la provisión de otros SE (Christie et al., 2012; Egoh et al., 2009, Martín-López et al., 2007), lo que la hace insustituible y por tanto cargada de un razonamiento biocéntrico, que se piensa compatible con el valor intrínseco. Sin embargo, el solo hecho de incorporar la biodiversidad como SE, implica que su valor está en función de los otros SE que ayuda a generar y de los seres humanos que se benefician de ellos. La otra forma, es acercando el valor intrínseco al valor de existencia, dado que este último aparece como un SE de tipo cultural (EEM, 2003). El problema es que el concepto de valor de existencia formulado inicialmente por Krutilla (1967), se refiere a la satisfacción que puede derivar un ser humano de la simple existencia de algo, en este caso la naturaleza. Pero el valor de existencia surge además de la necesidad que tiene el ser humano de trascender y de sentirse atado al mundo en el que vive (Davidson, 2013). Pero las reflexiones anteriores antes que permitir establecer una simetría entre el valor intrínseco y el de existencia, ubican a este último dentro de la lógica funcionalista de los valores instrumentales.

En conclusión, el enfoque SE tanto por haberse formulado con una ética instrumentalista, la cual se ha reforzado a partir de la supremacía que le ha entregado al lenguaje monetario como forma de expresar el valor de la naturaleza no humana, antes que contribuir a reconocer el derecho de existencia en sí misma de tal naturaleza, puede ponerla en un claro riesgo, teniendo consecuencias desastrosas para la equidad interespecies. Tal como lo señala McCauley (2006) refiriéndose a la conservación natural “en el largo plazo podemos progresar más apelando al corazón de la gente que a sus billeteras”.

2.3 OMISIONES DEL ENFOQUE SE RESPECTO DEL RECONOCIMIENTO Y LA PARTICIPACIÓN O JUSTICIA PROCEDIMENTAL

Las dimensiones de reconocimiento y participación de la justicia ambiental están estrechamente relacionadas, pues tal como lo reconoce Scholsberg (2007): si no existen los mecanismos y procedimientos claros para que diferentes grupos sociales participen, no se les reconoce, y si no se les reconoce, esos grupos no pueden participar. Con base en lo anterior, en esta parte se presentan algunas consideraciones generales sobre las omisiones del enfoque de los SE respecto de el reconocimiento y la participación.

Un elemento de partida para esta discusión, es aceptar la pretensión del enfoque SE por jugar el rol de “tecnología de la globalización”, que emplea el mismo idioma

y que también pretende implementar sus prácticas totalizantes y universalizadoras en todo el mundo (Ersnton y Sörlin, 2013). Esto quiere decir, que el enfoque aparte de ofrecer una explicación dominante sobre la forma en que se entiende la relación ser humano-naturaleza (Flint et al., 2013), también propone instrumentos de gestión de uso universal como los esquemas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Una consecuencia de la globalización de los SE, es que como cualquier explicación y practica homogenizante, va en contra del reconocimiento, si se entiende que este es justamente el respeto a la diversidad de identidades y culturas o se refiere a qué tanto “se respetan y valoran los diferentes agentes, ideas y culturas en encuentros interpersonales y en el discurso y la práctica pública” (Martin et al., 2016). Este carácter dominante y globalizador del enfoque SE, tiene que ver con su surgimiento como propuesta emanada principalmente desde la academia (Flint et al., 2013), lo que seguramente le adiciona las pretensiones de ser objetivo, neutral, apolítico. Es difícil no observar por ejemplo que la EEM (2005), como una iniciativa completamente orientada a promover una forma de entender y gestionar la relación sociedad-naturaleza. Al convertirse el enfoque SE en una estándar que se institucionaliza a nivel académico, político y como mecanismo de gobernanza de los ecosistemas, se corre el riesgo de negar otras formas de conocimiento y valoración alternativos (Martin et al., 2016), atentando contra el reconocimiento de esas “culturas” diferentes y restringiéndoles su derecho a participar.

El carácter cientificista de los SE seguramente ha incidido en su escasa conexión con lo local. Desde la perspectiva vertical que adopta a la ciencia como componente suficiente para estructurar el conocimiento, seguramente se considera la participación de los actores locales como irrelevante en la construcción del enfoque SE. De allí que se haya hecho muy poco por percibir como interpretan, entienden y perciben los actores locales al enfoque SE, lo que se refleja en la existencia de pocos estudios orientados a tal fin, siendo ejemplos aislados los de Plieninger et al. (2013), Albert et al., (2014) y Böck et al., (2015). La consecuencia de la escasa participación de los actores de base en la construcción de los SE, es que el enfoque puede verse expuesto a tener una gran sofisticación tecnológica, pero muy poca relevancia social (Cowling et al., 2008).

La desconexión de los SE con lo local, también tiene incidencia en que los proyectos que usan el enfoque generalmente son orientados por la visión de los expertos y datos de tipo biofísico, sin incluir las perspectivas de los actores sociales por la tendencia a considerarlas como irrelevantes (Menzel y Teng, 2010: pag 907). Como resultado, los métodos seleccionados para la identificación, cuantificación y valoración de los SE, tienden a limitar completamente la participación o a generar espacios de participación restringidos. Métodos como el de transferencia de beneficios son un ejemplo, pues consisten en extrapolar valores sobre la oferta y el valor monetario usando estimaciones hechas por estudios realizados en otro tiempo y lugar (Eigenbrod, 2010; Plummer 2009), sin consultar a los grupos locales. Aunque a veces este método permite resolver el problema de falta de información primaria en el sitio donde se propone la valoración (Troy y Wilson, 2006), su deficiencia consiste en no considerar la naturaleza contexto-dependiente de los valores asignados a los SE, pues ellos están determinados por las condiciones sociales,

culturales, ambientales e institucionales del sitio donde tal valoración se llevó a cabo (Pascual y Muradian, 2010). En otros casos, los métodos posibilitan la participación de los grupos locales, pero con un carácter instrumental, en el sentido de extraer de ellos la información sobre la forma en que valoran los SE, pero sin permitirles tomar decisiones respecto de su gestión o sin discutir los aspectos críticos de acceso y distribución de estos servicios. Por ejemplo, Bagstad et al. (2013) encontraron que casi todos los métodos de identificación y/o cuantificación de SE se fundamentan en el estudio de las coberturas y usos del suelo, lo que demanda obtener de los grupos locales sus apreciaciones sobre los SE que genera el territorio, por lo cual proliferan las técnicas de mapeo y cartografía social. Aún más crítico es el caso de la valoración monetaria, que es la práctica mas extendida para asignarle valor a la biodiversidad y los SE (Christie et al., 2012). Desde la dimensión del reconocimiento, existen dos aspectos críticos respecto de la valoración monetaria: i) esta es incompleta al no capturar distintos tipos de valores y beneficios proporcionados por los ecosistemas (Justus et al., 2013), especialmente los que están fuertemente relacionados con la identidad cultural expresada a nivel local, como el bienestar mental, la espiritualidad, el sentido de apego al lugar, etc; y, ii) introducir el dinero como factor motivador de la conservación natural, lo que puede conducir a destruir valores sociales locales que la justifican, como el altruismo, la solidaridad o espiritualidad. Además, los ejercicios de valoración monetaria pueden incluir de forma muy pobre a los grupos sociales marginados, aunque ellos resulten ser los mas afectados por los cambios en los ecosistemas y SE (Daw et al., 2015).

Los PSA se han convertido en la principal forma de instrumentalizar el enfoque SE y en la herramienta predilecta para la conservación (Pesche et al., 2013). Estos esquemas provenientes del ambientalismo de mercado, han sido promovidos por distintas entidades de carácter mundial (Corbera et al., 2007), lo que sin dudas ha facilitado su adopción: en 2002 existían mas de 300 PSA en el mundo, solo cinco años después de su nacimiento (Landell-Mill y Porras, 2002). Aunque existen distintas lógicas y tipos de PSA (McElwee, 2011), su aspecto común es buscar una reconfiguración de la relación sociedad-naturaleza (Corbera et al., 2007), proponiendo que el valor económico asignado a ciertas partes de los ecosistemas puede conducir a decisiones más efectivas de gestión, es decir, que se utiliza un razonamiento económico para la gestión ambiental (Chaudhary et al., 2015). El esquema de conservación fundamentado en los PSA puede generar injusticias asociadas con la dimensión del reconocimiento, pues al convertirse en una estrategia “mainstream” está influenciada por un razonamiento cultural específico – arduamente disputado- acerca de qué cosas funcionan y cuales son las evidencias aceptadas de que esas cosas funcionan (Chaudhary et al., 2015). Además, al sugerir como se debe llevar a cabo la conservación, los PSA pueden terminar mostrando como dañinas para la conservación a los estilos de vida local y de poblaciones autóctonas (Martin et al., 2016). Esto implica que se generan diferencias de estatus entre los grupos sociales, haciendo que algunos de ellos pierdan sus oportunidades, se vean culturalmente subordinados y no puedan interactuar igualitariamente en los espacios sociales (ibid. Op. Cit). Los PSA se convierten en una forma de institucionalizar un esquema que es en muchos casos ajeno a la cultura local.

2.4 CONCLUSIONES

El enfoque de los servicios ecosistémicos es potente en el ámbito de la ciencia por su alta preponderancia entre académicos de áreas como la economía y la ecología y también en el ámbito de la política por la importancia que ha cobrado para el diseño de lineamientos que buscan generar decisiones que aparentemente tienden hacia la sustentabilidad, al tener como su centro la relación naturaleza-sociedad. Sin embargo, no es posible afirmar que los SE han logrado establecerse como un enfoque relevante a nivel de lo social, en parte porque sus investigaciones y aplicaciones teóricas y empíricas han omitido o generado respuestas incompletas a preguntas que se le hacen desde la justicia ambiental, las cuales tocan específicamente con temas de equidad, participación y reconocimiento. La consecuencia principal de esta omisión es que generalmente los grupos sociales que resultan perdedores en términos del acceso a los SE y des-servicios, de la no participación en la toma de decisiones sobre su distribución y sobre la implementación de proyectos que pueden afectarlos, y de la ausencia de reconocimiento de sus medios de sustento y formas de asignarle importancia a la naturaleza, son los más desfavorecidos de la sociedad y que sufren condiciones socioeconómicas y culturales de marginalidad y pobreza. También han resultado perdedores potenciales los habitantes de las generaciones futuras que ven como las oportunidades de disfrute de los SE se comprometen con la forma en que se gestionan y valoran los ecosistemas y sus servicios, desde una perspectiva casi siempre monetaria. Pierden también las especies vivas sintientes no humanas que ven como los humanos están dispuestos a conservar solo aquellas que le signifiquen algún tipo de beneficio o les ofrezcan un servicio.

Las causas de las injusticias derivadas del uso que se le viene dando a los servicios ecosistémicos son múltiples y de diferente orden. La teoría de los SE también tiene vacíos importantes respecto de la justicia ambiental. Inicialmente, lo poco atractivo que aun resulta el enfoque para los académicos de las ciencias sociales, lo ha privado de construir un análisis más refinado de la dimensión humana y de interpretar la forma en que los cambios en la dinámica natural afectan el bienestar de las personas, aspecto preponderante para acrecentar su sensibilidad social. Las respuestas que debieron construirse desde un análisis social profundo, son perfiladas desde un análisis económico hegemónico. Asimismo, la reciente incorporación y aún confusa construcción de conceptos como los des-servicios y la forma en que estos se diferencian de procesos de decrecimiento de los SE, son aún un campo en construcción que debe desarrollarse rápido para entender como las funciones ecológicas que se perciben como negativas para algunos grupos humanos son distribuidas equitativamente.

El uso de la valoración monetaria se ha convertido en el camino más expedito para lograr la implementación del enfoque en la toma de decisiones, profundizando en muchos casos las omisiones de aspectos de la justicia ambiental, al: i) haber supuesto que el incremento de la oferta de los SE conduce automáticamente a que toda la sociedad esté en una mejor situación sin indagar la forma en que la distribución y acceso de esos servicios afecta positiva o negativamente a los

distintos grupos que conforman el entramado social; ii) haber propiciado la priorización de los SE que pueden ser mercantilizados o medidos en sentido monetario (alimentos, madera, agua), haciendo que los efectos sobre la provisión de SE fundamentales para el bienestar social y la estabilidad ecológica (como los culturales y de regulación), sean puestos en un segundo orden de importancia; el que los trade-offs sobre los SE culturales no se hayan analizado de forma profunda puede haber arriesgado con la posibilidad de darle mayor sentido a las relaciones inmateriales que se establecen con los ecosistemas, especialmente en el caso de las comunidades locales que construyen su identidad y sentido de pertenencia en relación estrecha con los ecosistemas; iii) haber facilitado la implementación de proyectos sustentados en tasas de descuento absurdas que a la vez que promocionan la explotación intensiva de los SE en el presente, trasladan los costos ambientales más críticos al futuro, afectando a quienes por no haber nacido aún, no tienen quien los represente y abogue por ellos.

Por otra parte, la implementación empírica del enfoque SE, también han tenido distintas fallas en el sentido de haber limitado la incorporación de elementos de la justicia ambiental. Una de ellas es haberse concentrado en la estimación de SE individuales, dejando poco espacio para conocer como la gestión de los ecosistemas si bien puede conducir a maximizar la oferta de unos servicios necesariamente produce la reducción de otros, lo que implica que es imposible generar una situación en la que todos los grupos sociales ganen, luego su posicionamiento social y nivel de poder para incidir en esas decisiones de gestión determinan el resultado. La otra es haber indagado solo los trade-offs clásicos entre SE de provisión y regulación ignorando lo que sucede con los de tipo cultural, que son justamente uno de los principales aportes del enfoque al destacar la importancia de las relaciones inmateriales con los ecosistemas. El tema de los trade-offs es fundamental porque son en muchas ocasiones la causa de los conflictos socioambientales que se producen, no solo por la apropiación material de los SE sino también como fruto de no reconocer las injusticias que ellos generan sobre diversos grupos sociales. Además, el uso de los esquemas de PSA que se introducen en muchas ocasiones como una institución extraña y ajena a la cultura local y sin ser debatidos y concertados con las comunidades, propicia que se ignoren normas de gestión previamente establecidas y socialmente aceptadas que también podían estar contribuyendo a la conservación de los ecosistemas y sus servicios. Esto genera un impacto en el reconocimiento y la participación de los grupos sociales que habían participado en la construcción de esas instituciones y en la gestión de los ecosistemas.

CAPÍTULO 3. CONOCIMIENTO Y PERCEPCIÓN DEL ENFOQUE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POR PARTE DE LOS MOVIMIENTOS DE JUSTICIA AMBIENTAL EN COLOMBIA

RESUMEN

El enfoque de los Servicios Ecosistémicos (SE) contruido desde sus inicios con el fin de servir a la toma de decisiones sobre el uso y conservación de los ecosistemas en el mundo, ha logrado un éxito relativo en tal sentido. Aunque se debe aceptar que el enfoque SE es parte de las corrientes dominantes del conocimiento y se ha adoptado en diversas políticas e iniciativas de carácter global y algunas del orden nacional, su uso a nivel local es aún muy escaso. Dos factores explican el uso limitado de los SE en la toma de decisiones: i) las deficiencias científicas del enfoque y ii) la forma en que el conocimiento sobre el enfoque se ha construido, al configurarse como una propuesta desarrollada por los científicos y aceptada por los políticos (dado que plantea la relación sociedad naturaleza de una forma que favorece sus intereses), que tiende a excluir a una diversa gama de actores locales que tienen injerencia directa en la gestión de los ecosistemas y sus servicios. Este segundo factor, ha provocado un escaso interés por establecer la percepción y comprensión que los diversos actores locales tienen sobre el enfoque SE, generando en ocasiones un rechazo del mismo y limitando su potencial para ser usado en el contexto de los conflictos socioambientales. Aunque algunos estudios recientes han tratado de llenar este vacío, no se evidencia que existan investigaciones orientadas a establecer la percepción y conocimiento del enfoque SE por parte de líderes de movimientos de la justicia ambiental, lo que se convierte en el propósito de este capítulo.

3.1 INTRODUCCIÓN

Es de aceptación común que la formulación del concepto de SE estuvo motivada por el deseo de generar una apreciación, hasta ese momento casi inexistente, de las múltiples formas de dependencia que la sociedad tenía y aún tiene de los ecosistemas y sus procesos (Daily, 1997: pag 15; Peterson et al., 2010); pero también que existía la firme intención de convertir al enfoque en un instrumento práctico con poder para orientar la formulación de políticas y la toma de decisiones relacionadas con la gestión de los ecosistemas y sus recursos (Daily et al., 2000; Flint et al., 2013). En la búsqueda de hacer práctico u operativo el enfoque SE, se han utilizado varias estrategias a lo largo del tiempo: *primero*, el uso de la valoración monetaria de los SE, promovida por expertos del campo de la economía ecológica con la ayuda de ecólogos (Ernstson y Sorlin, 2013), que sugerían que al demostrar la importancia de los servicios en sentido económico, se lograría reducir la degradación ambiental e incrementar el bienestar humano simultáneamente (Hansen et al., 2015); *segundo*, la implementación del esquema PSA, realizada inicialmente en Costa Rica en 1997 (Gómez-Baggethun et al., 2010), para mostrar

el potencial del enfoque como instrumento de gestión de los ecosistemas; y, *tercero*, el desarrollo de diversas definiciones y tipologías sobre los SE en el ámbito académico (ver por ejemplo Daily, 1997; de Groot et al., 2002; EEM, 2005; Wallace, 2007; Fisher et al., 2009), con el animo de proporcionar las bases para los ejercicios de valoración en la práctica.

Se puede afirmar que un *cuarto* factor de este esfuerzo de operativización de los SE es la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005), iniciativa creada para reforzar el mensaje sobre la importancia académico-política del enfoque. En terminos académicos, porque la EEM se constituyó en un proceso participativo e interdisciplinar, que congregó a “la comunidad epistémica interdisciplinar de los servicios ecosistémicos mas grande del mundo” (Dunlop, 2014: pag. 2). La EEM generó un nuevo marco conceptual de los SE, que es uno de los mas utilizados y populares a nivel mundial; también impulsó la producción científica sobre los SE, especialmente desde 2009 (Chaudhary et al., 2015), aunque ya existía una tendencia de crecimiento exponencial de la literatura sobre este tema (Fisher et al., 2009; Vihervaara et al., 2010; Seppelt et al., 2011; Abson et al., 2014).

En términos políticos, la EEM demostró la alarmante tasa de degradación de los ecosistemas y sus SE, demandando el compromiso de los países y distintas entidades de caracter mundial en la formulación e implementación urgente de políticas, planes e instrumentos para la gestión sostenible de los ecosistemas. La respuesta al requerimiento de la EEM ha sido positiva, como lo evidencian las diversas directivas y políticas de orden global que han incorporado el enfoque, con el objetivo de continuar transfiriendo el concepto y la teoría de los SE a esos documentos y también a la toma de decisiones. Ejemplos de esas iniciativas mundiales son el IPBES⁵⁸, OpenNess⁵⁹, UK-NEA⁶⁰ y la directiva europea para la gestión de los ecosistemas y sus servicios; también la reciente financiación de la Unión Europea a dos proyectos grandes de más de 5 años, que involucra a cientos de científicos y cuenta con un presupuesto alrededor de los 20 millones de euros (Hermelingmeir y Nicholas, 2017). Se podría afirmar que, en términos de la política mundial, el enfoque SE se ha posicionado como una iniciativa de primer orden.

A casi 40 años de su surgimiento, los SE se consideran como un enfoque dominante que orienta la forma en que se entiende la relación ser humano-naturaleza (Flint et. al., 2013). Sin embargo, existe el debate sobre si este carácter dominante se ha traducido en la utilización de los SE para la toma de decisiones en la práctica. Algunos autores sugieren que el enfoque se viene adoptando de forma progresiva para la gestión [de los ecosistemas y sus SE] por diversas instituciones públicas, privadas y no gubernamentales (Waage y Kester, 2013a, 2013b; Beery et al., 2016), sugiriendo como ejemplos, la conservación de los oceanos y la administración de la pesca, el aseguramiento del agua para las ciudades, los planes de desarrollo nacional y costero, etc. (Guerry et al., 2015). Por el contrario, otros académicos

⁵⁸ Panel Intergubernamental para la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos

⁵⁹ Operativización del Capital Natural y los Servicios Ecosistémicos

⁶⁰ Valoración Nacional de los Ecosistemas del Reino Unido

sostienen que a pesar de su aceptación mas o menos general en el campo científico, el uso práctico del enfoque SE es aún muy limitado (Böck et al., 2015), especialmente en el contexto del sector público y privado (Polasky et al., 2015). Incluso se afirma que la teoría (de valoración) de los SE, se ha transferido de manera muy lenta y con poco éxito a la toma de decisiones (Kushner et al., 2012; Ruckelshaus et al., 2015). Aunque existe un interés creciente entre los practicantes de los SE por entender la forma e intensidad con que se está incorporando el enfoque en las políticas y la toma de decisiones (Bremer et al., 2015), el desarrollo de evaluaciones sistemáticas para investigar el tema, es aún precario (McKenzie et al., 2014). Por lo tanto, recién está empezando el debate sobre las razones que motivan el uso o rechazo de los SE, el tipo de actores sociales que emplean este conocimiento y los propósitos subyacentes a su uso (Jordan y Russell, 2015).

Es innegable que el enfoque SE ha conquistado un espacio semántico importante, pues se usa actualmente como una “frase comodín” para referirse a todo lo relacionado con los beneficios que proveen los ecosistemas al ser humano (Seppelt et al., 2011; Nahlik et al., 2012). Sin embargo, la mera adopción de la terminología de los SE no puede ser interpretada como un indicador de su uso práctico en la toma de decisiones (Primmer y Furman, 2012). Por ejemplo, es claro que el enfoque ha encontrado una enorme dificultad en transferir su cuerpo teórico a la implementación práctica en el nivel local (Albert et al., 2014; Böck et al., 2015).

Presnall et al. (2015) identifican cinco razones de tipo científico que explican las debilidades de aplicación del enfoque SE en la práctica. Primero, la imprecisión en las definiciones de los términos servicios, beneficios y valor asociado con los SE. Especialmente crítica es la variedad de definiciones (para una revisión ver Danley y Widmark, 2016), pues los mismos investigadores de este campo del conocimiento entienden y usan el concepto SE de formas muy diferentes (Hermelingmeir y Nicholas, 2017); si a esto se le suma la proliferación de marcos conceptuales, tipologías, enfoques, datos y modelos, se crea una incertidumbre que impide la transición de los SE a la práctica (Polasky et al., 2015). Un segundo factor es la ausencia o poca claridad de las guías y métodos que intentan orientar la forma en que se debe utilizar el enfoque para la toma de decisiones. El tercer factor es la complejidad relacionada con la estimación de los valores sociales y culturales de ciertos SE y el cuarto, la escasez de información [ecológica] respecto de los ecosistemas, sus umbrales y los efectos del cambio de los ecosistemas en la provisión de SE. Finalmente, el otro factor es el riesgo de desarrollar valoraciones poco comprensivas de los SE, al realizarse siguiendo las tipologías existentes y la práctica común de focalizarse en unos pocos servicios.

La implementación del enfoque SE en contextos particulares, especialmente a nivel local, se ve tremendamente comprometida por la desconexión que existe entre el trabajo de los científicos y los grupos sociales locales (Polasky et al., 2015). Dicho de otra forma, quienes producen el conocimiento (generalmente científicos)⁶¹

⁶¹ Esta es de todos modos una concepción de producción del conocimiento bastante anacrónica, discutida y rebatida por posturas mas recientes, como la ciencia posnormal, que entiende que la

expertos) y quienes lo usan (formuladores de políticas pero más los políticos), viven en mundos separados o pertenecen a comunidades distintas (Jordan y Russell, 2014 citando a Caplan, 1979), que rara vez se comunican entre sí. Quienes trabajan en el campo del Uso del Conocimiento⁶², saben que generar más conocimiento no necesariamente implica que este lo utilizarán quienes toman las decisiones (Jordan y Russell, 2014). El uso del conocimiento es un campo de investigación empírica de rápida maduración académica, que surge en los 70s y se consolida en los 80s con base en el trabajo de Carol Weiss, que se enfoca en develar el nivel de influencia del conocimiento generado por los académicos y sus rutas de transmisión hacia los usuarios (Dunlop, 2014).

La desconexión entre científicos y grupos locales, podría explicarse por el surgimiento del enfoque como una propuesta formulada desde la academia (Flint et al., 2013), en la que ha sido bastante limitada⁶³ la participación de los actores locales en la construcción de su conocimiento. Desde una postura vertical, seguramente se ha asumido que el peso científico de los SE -unido a su aceptación en la política mundial- bastaba para que los actores locales acogieran el enfoque, facilitando su uso en la toma de decisiones. Suponer esto, seguramente derivó en que los científicos de prestigio mundial que crearon, promueven y continúan desarrollando el enfoque SE, dedicaran sus esfuerzos a convencer a los políticos, agentes de organismos internacionales y multilaterales e incluso el sector privado, sobre las bondades de emplear los SE y la necesidad de asignarle recursos a sus investigaciones, descuidando a la vez el diálogo que han debido establecer con los actores locales. Incluso los proyectos sobre SE generalmente son orientados por la visión de los expertos y datos de tipo biofísico, sin incluir las perspectivas de los actores sociales en las políticas, por la tendencia a considerarlas como irrelevantes (Menzel y Teng, 2010: pag 907).

La escasa participación de los actores locales en la construcción del enfoque SE, ha generado una enorme omisión en la investigación, al prestarse poca importancia a comprender de qué forma *perciben, entienden e interpretan* estos actores el concepto y enfoque SE. Se afirma que solo algunos estudios pioneros a nivel de paisaje, han intentado develar cómo el término servicios ecosistémicos es interpretado y percibido por diferentes actores sociales (Plieninger et al. 2013; Albert et al., 2014; Böck et al., 2015). Establecer como interpretan y perciben los actores sociales el concepto de SE, es una condición *sine qua nom* para medir la factibilidad

producción del conocimiento no es monopolio de los científicos y que, por el contrario, todos los actores sociales co-producen tal conocimiento, desde sus distintos saberes y posiciones en la sociedad (ver Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (2000). *La ciencia posnormal: ciencia con la gente* (Vol. 160). Icaria editorial).

⁶² En inglés este campo se denomina Knowledge Use.

⁶³ En tal sentido, el enfoque SE es completamente opuesto por ejemplo a la Justicia Ambiental, perspectiva construida en una interacción en la que participan movimientos sociales, académicos y quienes la emplean como principio de política pública. Una de las facetas de la justicia ambiental es el uso que le dan los académicos como enfoque analítico y marco conceptual para la investigación de los conflictos ambientales; mientras que, en otras ocasiones, toma forma de discurso político al que apelan para justificar sus reclamos, los movimientos sociales que luchan contra las injusticias ambientales (Sze y London, 2008).

de (re) conectar la investigación sobre este enfoque con su uso práctico a nivel local (Beery et al., 2016; Böck et al., 2015). Además, esto permitiría generar lineamientos sobre las condiciones que deberían cumplirse para aplicar el concepto y las acciones requeridas para incrementar el nivel de concientización sobre el mismo (Beery et al., 2016).

Aparte de estas consideraciones de orden pragmático, establecer la percepción de los actores locales sobre el concepto y enfoque SE, es también un elemento de justicia ambiental en si mismo, dado que imponer una sola forma de interpretación de las relaciones sociedad-naturaleza, no es otra cosa que deslegitimar el reconocimiento de la cultura local y de sus posibles múltiples formas de entender tal relación. Para intentar rescatar al concepto SE de su falta de relevancia social, se requiere empezar por establecer como el mismo es percibido e interpretado por quienes potencialmente podrían usarlo. Tal como lo sugieren Cowling et al. (2008: pag 9483) “nuestro deseo es que la investigación sobre los servicios ecosistémicos no se convierta en otro vehículo rodante conducido por la sofisticación tecnológica pero caracterizado por la irrelevancia social”.

Es necesario aclarar, que en parte de la literatura sobre SE se utiliza el término *percepción* para referirse a la participación de los actores locales en los ejercicios de identificación, cuantificación y valoración de los SE (ver por ejemplo los trabajos de Zhang et al., 2017 y N.T.K Quyen et al., 2017). Incluso, Nahlik et al. (2012) proponen que para desarrollar un marco operativo de los SE, la participación de la comunidad es un requisito clave en el proceso de identificar, clasificar, valorar y/o cuantificar los servicios. Aunque es válido y necesario establecer la percepción o valoración de los actores sociales sobre los servicios y beneficios que brindan los ecosistemas, aquí se considera que establecer la percepción de esos actores sobre el concepto mismo y el enfoque, es un prerequisite para que su uso sea concertado, socialmente relevante y sobretodo justo.

Existen algunos estudios recientes que han investigado el conocimiento y la percepción de diferentes actores sociales sobre el concepto de los SE. Por ejemplo, Beery et al. (2016) establecieron la percepción que sobre el concepto de SE tenían 36 servidores públicos municipales en Suecia, encargados de incorporar el valor de los servicios a la toma de decisiones; mientras tanto, Böck et al. (2015) realizaron 110 entrevistas entre tomadores de decisiones, actores vinculados con la administración y beneficiarios de paisajes riverinos localizados en dos sitios de Australia, para establecer el nivel de conocimiento, factibilidad de uso práctico y dificultades de implementación de los SE. Por su parte, Presnall et al (2015) entrevistaron a 500 profesionales del servicio forestal de los Estados Unidos para medir su percepción sobre el potencial de implementar el enfoque SE para la toma de decisiones sobre el manejo del suelo, preguntando indirectamente por el nivel de conocimiento sobre el enfoque. Además, Hermelingmeir y Nicholas (2017) investigaron las diferentes formas en que 33 investigadores que eran parte del

consorcio OPERA⁶⁴, percibían el concepto de SE y su propósito, haciendo uso de la metodología Q. Por otra parte, Metz y Weigel (2010) realizaron 802 entrevistas telefónicas para evaluar la comprensión de los votantes americanos sobre el concepto SE y conocer su opinión sobre la posibilidad de emplear el mismo para tomar decisiones relacionadas con la gestión de los recursos naturales. Como se puede observar, los estudios referenciados son bastante recientes, escasos y están situados completamente en el norte global. Además, ninguno trata de establecer el conocimiento y la percepción sobre el concepto SE de actores sociales que trabajen a nivel de la base comunitaria y que estén vinculados con movimientos de la justicia ambiental en América Latina. Establecer la percepción de los actores sociales es clave porque esas percepciones pueden provenir o estar altamente influenciadas por la forma en que el enfoque se ha utilizado en la práctica. Un ejemplo de lo anterior es proporcionado por el trabajo de Fisher y Brown (2014), donde se muestra la forma en que a partir del uso de los SE para justificar la conservación pueden emerger distintos discursos que terminan incidiendo en las prácticas que se implementan para conseguir ese objetivo.

Dado el vacío mencionado antes, este capítulo tiene como objetivo establecer el conocimiento y la percepción que existe sobre el concepto de SE por parte de líderes de 22 movimientos sociales que se han opuesto a diversos proyectos generadores de conflictos ambientales en Colombia. El estudio se enfocó en los líderes de los movimientos por la justicia ambiental, pues ellos son actores claves para medir el potencial que tiene el enfoque SE para contribuir al análisis de los conflictos socioambientales. Las preguntas específicas que intenta responder el tercer capítulo de la investigación son las siguientes:

- ¿Conocen los líderes de los movimientos por la JA el concepto de SE?
- ¿Los líderes que afirman conocer el concepto SE, tienen clara la definición tomando como referencia la propuesta de la EEM?
- ¿Es la percepción que tienen los líderes de los movimientos por la JA sobre el enfoque SE, positiva o negativa?
- ¿Perciben los líderes de los movimientos que los términos beneficios y servicios tienen una connotación positiva o negativa? ¿Por qué razones?

Para dar cumplimiento al objetivo de este capítulo, en la segunda parte se describe la metodología implementada y en la tercera se presentan los resultados relacionados con el perfil de los líderes entrevistados, el conocimiento previo y la percepción que existe sobre el enfoque SE y el uso de este discurso para justificar u oponerse al proyecto. Además, en la cuarta parte se desarrolla la discusión de los resultados, mientras en la quinta parte se presentan las conclusiones generales derivadas de este capítulo.

⁶⁴ OPERA es un acrónimo en inglés que significa Operational Potencial for Ecosystem Research Application (Potencial Operativo para la Aplicación de la Investigación sobre Ecosistemas).

3.2 METODOLOGÍA

La metodología se dividió en tres componentes: recolección de información primaria, procesamiento y análisis de la información recolectada y discusión de los principales resultados.

3.2.1 Recolección de información primaria

El primer paso consistió en delimitar el alcance de la investigación para lo cual se definió que se consultaría a líderes de movimientos por la justicia ambiental, que hicieran parte de los 105 conflictos socioambientales registrados a septiembre de 2015 en las bases de datos de EJOLT –*Environmental Justice Organisations, Liabilities and Trade*⁶⁵ y el EJAtlas (www.ejatlus.org) y del proyecto MESOCA-ANCA⁶⁶ para Colombia (Pérez, 2014; Pérez, 2016). La selección de los líderes a consultar se hizo a partir de un muestreo intencional, utilizando los siguientes criterios:

- *Representatividad*: consultar al menos un 20% de los líderes que habían hecho parte de los 105 CSA registrados en las bases mencionadas
- *Cobertura geográfica*: en dos sentidos, que los CSA estuvieran ubicados por los menos en 10 de los 32 departamentos del país e idealmente que cubrieran las 5 regiones del país, Caribe, Pacífico, Andina, Orinoquía y Amazonía.
- *Variedad de sectores metabólicos generadores de CSA*: se buscaba que los líderes hicieran parte de conflictos generados por al menos cinco sectores metabólicos distintos: minería, explotación petrolera, construcción de infraestructura, producción de biomasa, producción industrial u otro.
- *Incorporación CSA emblemáticos*: este criterio implicaba incluir líderes de conflictos de alta difusión mediática en Colombia, por la frecuencia de sus apariciones en las noticias, debido a los impactos sobre ecosistemas estratégicos y/o poblaciones rurales, urbanas o ambas.

La aplicación de los criterios del muestreo intencional generaron una consulta de 27 líderes⁶⁷ pertenecientes a 22 CSA (21% de los 105 registrados en las bases de datos seleccionadas), ubicados en 14 departamentos de Colombia y cuatro de las cinco regiones del país, con excepción de la Amazonía (ver listado de líderes de movimientos de justicia ambiental entrevistados en el Anexo 3). De los 22 CSA, 13 habían surgido como resultado de la minería de oro (8) y la extracción de combustibles fósiles (5), mientras que 6 estaban relacionados con la construcción de infraestructura (vías, puertos y represas), uno con la operación de un relleno

⁶⁵ En español significa Organizaciones de la Justicia Ambiental, Pasivos Ambientales y Comercio. Estos estaban registrados a enero de 2017.

⁶⁶ Metabolismo Social y Conflictos Ambientales en países Andinos y Centroamericanos (Universidad del Valle, Cali, Colombia).

⁶⁷ 27 líderes dado que en el caso de los conflictos de Cajamarca y Piedras participaron 4 personas en la entrevista, mientras en el de Suárez, Buenos Aires y Morales participaron 2 personas.

sanitario, otro con el cultivo de flores y uno adicional con la producción industrial (ver Tabla 3.1).

Tabla 3.1 Conflictos socioambientales incorporados en el análisis del conocimiento y percepción sobre SE

Nombre y número conflicto	Zona del conflicto socio ambiental	Departamento	Proyecto o actividad generadora del conflicto	Tipo de proyecto
Construcción torres eléctricas (88)	Barbas-Bremen	Risaralda y Quindío	Construcción torres transporte energía	Infraestructura
Floricultura Sabana Bogotá (80)	Facatativa, Madrid y El Rosal	Cundinamarca	Cultivo de flores	Extracción biomasa
Río Dagua Zaragoza (10)	Dagua	Valle del Cauca	Minería de oro	Extracción minerales
Dojura (61)	Dojurá	Chocó	Minería de oro y carbón	Extracción minerales
Proyecto Hidroeléctrica El Quimbo (14)	Gigante, Garzón, Tesalia, Altamira, Paicol y Agrado	Huila	Construcción hidroeléctrica	Infraestructura
Proyecto Gramalote (39)	San Roque, Santo Domingo, Cisneros, Maceo, San Rafael y Yolombó	Antioquia	Minería de oro	Extracción minerales
Explotación carbón páramo Pisba (106)	Nuevo Colón, Villapinzón, Turmequé, Ventaquemada y Chocontá	Boyacá	Minería de carbón	Extracción combustibles fósiles
Mina de la Loma (19)	La Jagua de Ibirico	Cesar	Minería de carbón	Extracción combustibles fósiles
La Colosa (13)	Cajamarca y Piedras	Tolima	Minería de oro	Extracción de minerales
Mina de oro Marmato (8)	Marmato	Caldas	Minería de oro	Extracción de minerales
Minería ilegal Jamundi (52)	Jamundí	Valle del Cauca	Minería de oro	Extracción de minerales
Páramo Miraflores (24)	Gigante y Garzón	Huila	Petróleo	Extracción combustibles fósiles
Basuro de Navarro (41)	Cali (corregimiento Navarro)	Valle del Cauca	Manejo de residuos sólidos	Operación infraestructura

Nombre y número conflicto	Zona del conflicto socio ambiental	Departamento	Proyecto o actividad generadora del conflicto	Tipo de proyecto
Acueducto Río Pance (46)	Cali (corregimiento Pance)	Valle del Cauca	Construcción acueducto	Infraestructura
Mulalo – Loboguerrero (95)	La Cumbre y Vijes	Valle del Cauca	Construcción carretera	Infraestructura
Páramo Rabanal (35)	Guachetá, Lenguazaque, Villapinzón, Samacá, Ráquira y Ventaquemada	Cundinamarca	Minería de carbón	Extracción combustibles fósiles
Represa Salvajina (40)	Suarez, Buenos Aires y Morales	Cauca	Construcción y operación hidroeléctrica	Infraestructura
Páramo de Santurban (5)	Vetas y California	Santander	Minería de oro	Extracción de minerales
Cementos Tequendama (96)	Suesca	Cundinamarca	Producción cemento	Producción industrial
Tauramena (77)	Tauramena	Casanare	Petróleo	Extracción combustibles fósiles
Puerto de Tribuga (57)	Nuquí y Ensenada de Tribugá	Chocó	Construcción puerto	Infraestructura
Minería San José de Apartado ()	San José de Apartado	Antioquia	Minería de oro	Extracción minerales

Fuente: Elaboración propia (2017).

La entrevista semiestructurada se seleccionó como método para consultar a los líderes, pues ha demostrado ser muy útil para obtener información cualitativa. Este método permite generar una descripción y narrativa mas detallada de un tema, con la posibilidad de solicitar aclaraciones y conducir el proceso de una manera más flexible (Patton, 2002). Además, se adapta mejor a investigaciones donde se quiere obtener información cualitativa relevante, razón por la cual se ha utilizado en los estudios de percepción de los SE de Beery et al. (2016) y Böck et al. (2015)⁶⁸. McKenzie et al. (2014), sugieren que la entrevista semiestructurada se encuentra entre los métodos más apropiados para evaluar el uso del conocimiento en la toma de decisiones, tema que está claramente relacionado con esta investigación.

⁶⁸ En este caso, los autores mencionan que se utilizó una encuesta semi cuantitativa utilizando una guía de entrevista, lo cual mantiene parte de las características de la entrevista semiestructurada donde en algunos casos, como en esta investigación, se incluyen preguntas tipo encuesta, que pueden ser también cuantificadas.

Las entrevistas semiestructuradas se realizaron entre septiembre y diciembre de 2015, 18 de ellas en forma presencial y 4 vía skype. En promedio las entrevistas duraron alrededor de 60 minutos, siendo la mas corta de 45 minutos y la mas larga cercana a 2 horas. El formato guía de entrevista semiestructurada se organizó en cinco partes (ver Tabla 3.2) y utilizó como base las categorías del formulario EJOLT (ver formato de entrevista completo en el Anexo 4).

Tabla 3.2 Componentes del formato de entrevista semiestructurada aplicado a líderes de los movimientos de la justicia ambiental

Componentes	Variables
Información básica	Características socioeconómicas básicas del entrevistado: edad, nivel educativo, ocupación y lugar de residencia
Pertenencia organizaciones o movimientos sociales	Tipo organización, tiempo en la organización, misión de organización, inclusión de temas ambientales y motivación para pertenecer a la misma
Dinámica de los conflictos ambientales	Razón, estado y duración del conflicto ambiental, impactos reales o probables en comunidad y ambiente, formas de movilización y reclamos utilizados y su efectividad
Percepción enfoque de los servicios ecosistémicos	Conocimiento ambiental a priori, conocimiento enfoque SE, percepción concepto SE, acuerdo/desacuerdo con término y concepto SE, uso SE en el conflicto socioambiental por distintos tipos de actores
Valoración y compensaciones monetarias	Existencia y uso de estudios de valoración monetaria en el conflicto, incorporación valoración monetaria de los SE, ofrecimiento compensaciones monetarias y opinión sobre compensaciones monetarias

Fuente: Elaboración propia (2017).

3.2.2 Procesamiento de la información

Los resultados de las entrevistas semiestructuradas fueron procesados mediante dos pasos: i) *transcripción de las 22 entrevistas*, guardadas en formato Word; y, ii) *creación de base datos en Excel con resultados de las 22 entrevistas*, generando variables numéricas: binarias (para preguntas tipo: ¿se utilizó el argumento del derecho al ambiente sano para oponerse al proyecto?: 1=si; 0=no), continuas (pregunta tipo: edad del entrevistado) y categóricas (pregunta tipo: estado civil) (ver base de datos en el Anexo 5). Posteriormente, se crearon categorías analíticas para las respuestas a preguntas abiertas, por ejemplo ¿Qué entiende por servicios ecosistémicos?, cuyas respuestas se agruparon en: mercantilización de la naturaleza (1), instrumento de compensación por cuidar la oferta natural (2), discurso para apropiarse de la naturaleza (3), estudios de impacto ambiental (4) y beneficios que se derivan de la naturaleza (5).

3.2.3 Análisis de la información

El análisis de la información se hizo de dos formas: i) estimación de estadísticas básicas desarrolladas a partir de las variables creadas en la base de datos generada en el paso anterior y ii) construcción de categorías de análisis para las respuestas abiertas relacionadas con el conocimiento y percepción sobre el concepto y enfoque SE, a partir del uso del Software *Atlas.ti*. Este programa permite desarrollar un análisis del contenido cualitativo generado mediante las entrevistas, proponiendo categorías adicionales a las incorporadas en la entrevista, las cuales se obtienen de forma inductiva a partir de las respuestas (Böck et al., 2015).

3.3 RESULTADOS

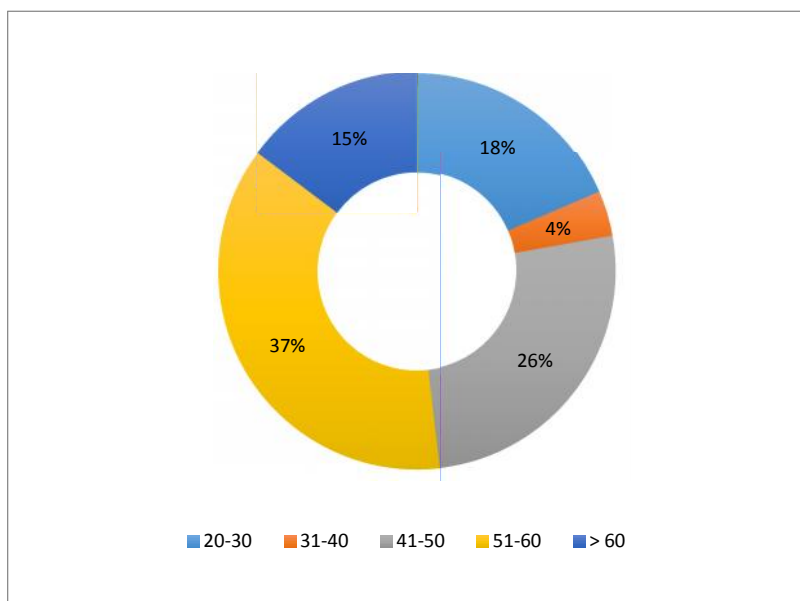
3.3.1 Perfil de los líderes de los movimientos por la justicia ambiental entrevistados

Un porcentaje predominante de los líderes de los movimientos por la JA (37%), tenía edades que estaban entre 51 y 60 años, seguido por el grupo etáreo entre 41 y 50 años (26%), lo que quiere decir que 6 de cada 10 líderes habían nacido entre las décadas de los 60s y 70s, cuando en el mundo empezaron las principales movilizaciones y manifestaciones en defensa de lo ambiental (ver Gráfica 3.1). Además, solo 5 de los 27 líderes entrevistados estaba en el rango de edad más joven encontrado entre los entrevistados (20-30 años), lo que supone que este tipo de liderazgo se asume en edades más maduras.

Otro resultado interesante, es que 8 de cada 10 líderes de los movimientos eran hombres, lo que implica que aún no se evidencia una distribución equitativa de género en asumir este rol de liderazgo en los conflictos. Esto no quiere decir que las mujeres no participen activamente o no lideren este tipo de causas, pues según Anguelovsky y Martínez-Alier (2014) en los conflictos sociambientales urbanos son las mujeres las que frecuentemente toman el liderazgo. Quizás en estos movimientos que luchan en pro de la justicia ambiental y la equidad, se reproducen las mismas inequidades de género propias de la sociedad. El trabajo que viene desarrollando Joan Martínez-Alier en reconstruir las historias de vida de mujeres asesinadas en medio de los conflictos ambientales es una reivindicación al papel de la mujer en los CSA⁶⁹.

⁶⁹ Aunque se buscó la referencia bibliográfica de este estudio, la misma no se encontró. Sin embargo, el autor tiene conocimiento de la existencia de este trabajo a partir de una conferencia presentada por el profesor Joan Martínez Alier en la Universidad del Valle, en Cali, Colombia en el mes de octubre de 2016, donde hizo mención al mismo.

Gráfica 3.1 Distribución rangos de edad de los líderes de los movimientos de la justicia ambiental



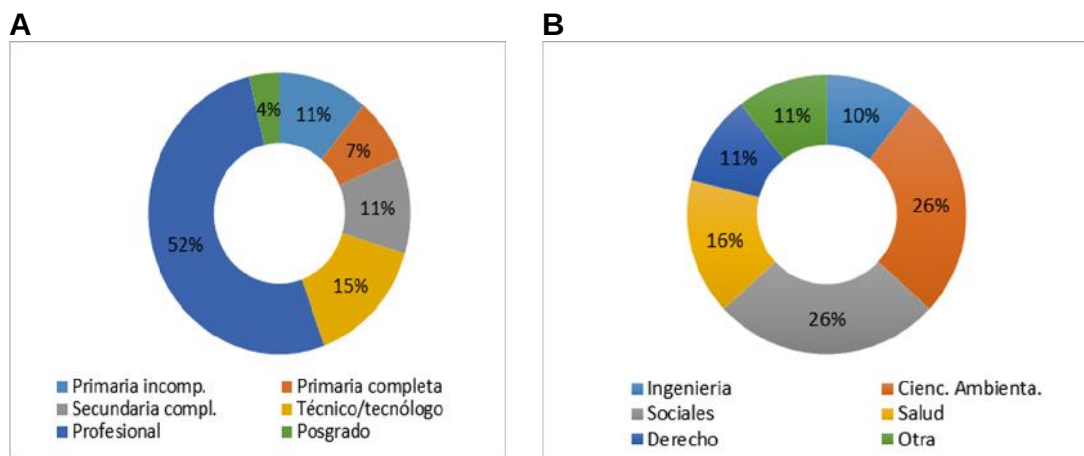
Fuente: Elaboración propia (2017)

Respecto del nivel educativo, más de la mitad de los líderes entrevistados eran profesionales (52%), seguidos por quienes habían alcanzado títulos como técnico o tecnólogo (15%) (ver Gráfica 3.2-A). Esto contrastaba con un porcentaje pequeño de los líderes que tenían un nivel educativo bajo (primaria completa: 7%) o muy bajo (primaria incompleta: 11%). Por su parte, entre los líderes con educación profesional, se encontró un predominio de dos áreas del conocimiento: las ciencias ambientales (que incluyen a la biología, ecología, administración ambiental e ingeniería forestal) y las ciencias sociales (comunicación social, sociología y psicología) (ver Gráfica 3.2-B). Posteriormente aparecían áreas de la salud (enfermería y salud ocupacional) y el derecho. Es notorio que entre los líderes no figuró ningún profesional del área de la economía.

Si bien no es una condición necesaria para asumir el rol de líder ambiental, un mayor nivel educativo quizá contribuye a generar ventajas comparativas en tanto que la recolección, interpretación y uso del conocimiento académico, puede jugar un papel importante en demostrar las causas y consecuencias del conflicto ambiental; con mayor razón si este conocimiento proviene de áreas donde las temáticas socioambientales ocupan un lugar central. Además, el 80% de los líderes entrevistados había vivido durante un tiempo largo en la zona donde se desarrollaba el CSA: siendo 59 años el tiempo de residencia más largo y 6 años el más corto. Quizá una debilidad importante de este estudio es no haber determinado si los entrevistados eran parte de grupos sociales específicos como los campesinos, afroamericanos o indígenas, aspectos que podrían generar diversas percepciones

sobre la naturaleza e incidir en el posicionamiento y estrategias usadas en la resistencia a los proyectos generadores de conflictos socioambientales.

Gráfica 3.2 Nivel educativo líderes movimientos de la justicia ambiental (a) y áreas del conocimiento de líderes con educación universitaria (b)



Fuente: Elaboración propia (2017).

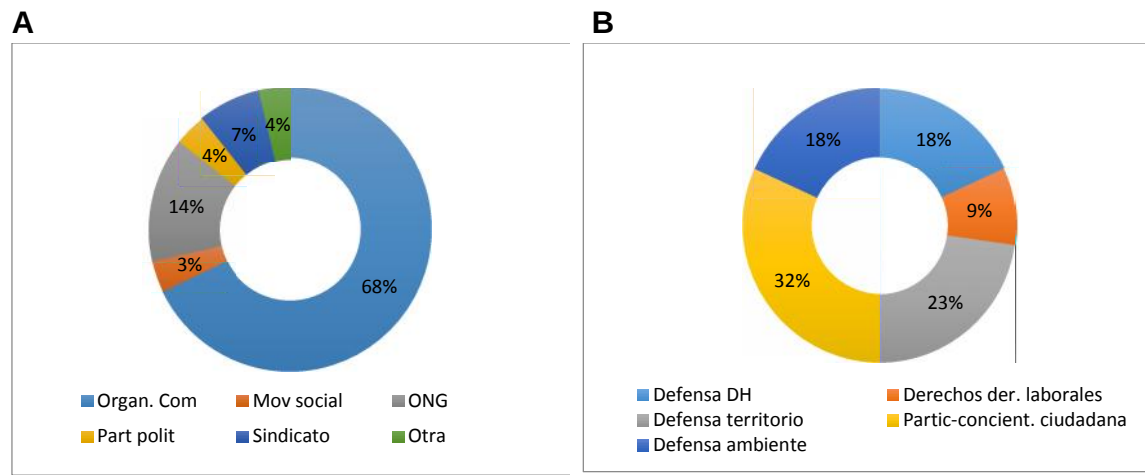
3.3.2 Movimientos y organizaciones por la justicia ambiental en que participan los líderes entrevistados

La amplia mayoría de líderes entrevistados pertenecía a organizaciones de base comunitaria –OBC (68%), que son entidades creadas y conformadas por la misma comunidad, para asumir el rol de defensa/resistencia ante los proyectos generadores de conflictos ambientales (ver Gráfica 3.3-A). Por el contrario, la participación relativa de líderes que hacían parte de entidades como ONGs, sindicatos y partidos políticos, fue mucho menor. Pareciera que el grado de formalización de las entidades no es un factor determinante para asumir las causas ambientales, sino más bien el nivel de cohesión e integración de esas organizaciones con la comunidad, lo cual seguramente logran mejor las OBC.

Por tratarse de CSA, podría esperarse que las organizaciones desde las que actúan los líderes tuvieran como misión principal la defensa del ambiente, pero este no es el caso (ver Gráfica 3.3-B). La misión que predominaba entre las organizaciones era la de estimular la participación ciudadana en los procesos locales relacionados con el bienestar social, a partir de lo cual tienen un amplio rango de acción y pueden asumir también un liderazgo ligado al tema ambiental. Sin embargo, algunas instituciones si tenían una misión claramente definida en torno a la defensa del territorio, los derechos humanos y aspectos de tipo laboral. Esto refleja en parte que los puntos de entrada en un conflicto socioambiental son múltiples y no necesariamente requieren de estructuras organizativas especializadas para ponerse en marcha. Al respecto, Escobar (2008) considera que los CSA no son solo ambientales, pues los reclamos de los activistas incluyen temas mas amplios

relacionados con el sentido de lugar y la identidad. Un dato complementario es que los líderes de los movimientos por la justicia ambiental han permanecido en promedio 15 años haciendo parte de estas organizaciones.

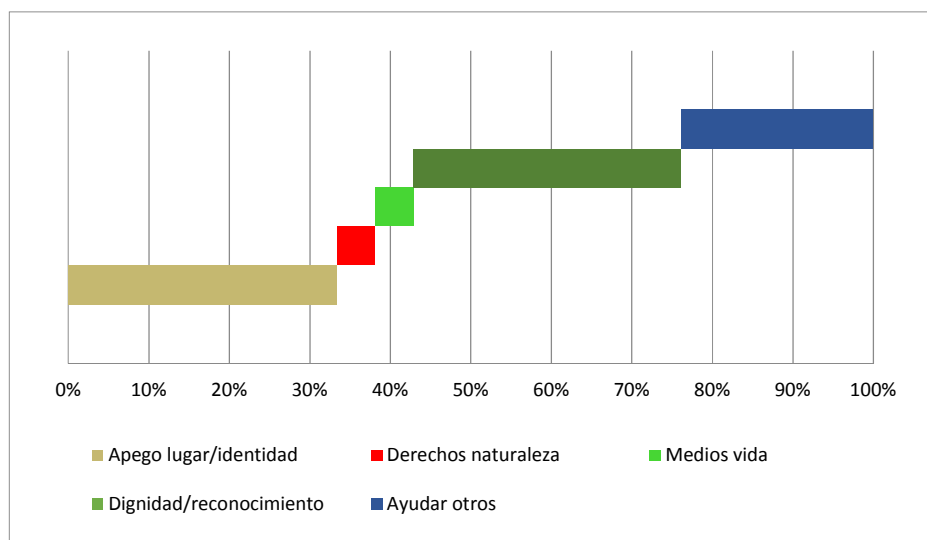
Gráfica 3.3 Tipos de organizaciones a las que pertenecen los líderes entrevistados (a) y Misión de las organizaciones (b)



Fuente: Elaboración propia (2017)

Existían dos motivos principales por los cuales los líderes decidieron vincularse a las organizaciones que habían terminado actuando en pro de la justicia ambiental. El primero, era la lucha por la dignidad y el reconocimiento, dado que se entendía como necesario dar una respuesta a los episodios de discriminación, violencia, marginación y olvido a que eran –y aún son- sometidas las comunidades locales, por parte de gobierno y empresas externas (ver Gráfica 3.4). El otro motivo, era que la defensa del territorio había surgido como fruto del sentido de apego e identidad generado en la estrecha relación establecida con la naturaleza y los ecosistemas de las zonas de los CSA, pero también debido a los lazos tejidos con las comunidades de esos lugares. En contraste, la defensa de los derechos de la naturaleza no era una motivación a la que apelaban los líderes entrevistados de forma frecuente, pues casi todas ellas aparecían en un ámbito antropocéntrico.

Gráfica 3.4 Motivaciones de los líderes para hacer parte de las organizaciones por la justicia ambiental



Fuente: Elaboración propia (2017)

3.3.3 Estado de los CSA y formas de resistencia.

Al momento de realizar las entrevistas, 15 CSA aún se encontraban en marcha porque los proyectos que los generaban seguían desarrollándose, mientras que en 5 de ellos se había logrado detener el proyecto que generaba el conflicto gracias a la movilización social. Solamente en dos conflictos, los proponentes de los proyectos habían decidido parar su implementación. Para establecer las afectaciones que motivaban el desarrollo de los CSA, se pidió a los líderes entrevistados que identificaran los impactos potenciales o reales⁷⁰ que los proyectos/actividades tienen/tendrían sobre las personas y el ambiente. Las respuestas se utilizaron para establecer cuales eran los impactos de mayor ocurrencia y su grado de importancia-afectación (medida a partir del orden en que los entrevistados mencionaban cada afectación⁷¹).

En el caso de las personas, el desplazamiento, la violencia y la pérdida de prácticas culturales –en ese orden- fueron identificados como los impactos de mayor ocurrencia y también como los que producían mayor afectación– considerando las veces en que se mencionaron en primer o en segundo lugar de importancia (ver Gráfica 3.5-A). Al tomar en cuenta solo las veces en que los impactos fueron

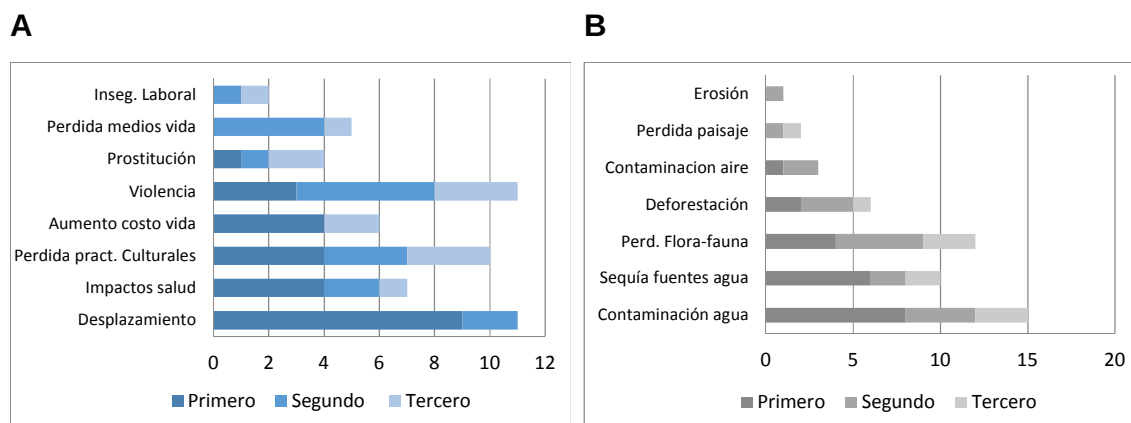
⁷⁰ Esta distinción obedece a que los impactos reales son los que efectivamente han sucedido por proyectos que ya están en marcha; mientras los impactos potenciales obedecen a proyectos que están formulados y aprobados, pero que aún no han realizado intervenciones a nivel local.

⁷¹ Se supone que ante una pregunta abierta en la que las personas pueden identificar varios elementos relacionados con un tema, el grado de importancia asignado a cada uno de esos elementos, se correlaciona claramente con el orden en que fue mencionado en la respuesta.

mencionados en primer lugar de importancia, apareció nuevamente el desplazamiento como la principal afectación, seguido por los impactos a la salud, la pérdida de prácticas culturales y el aumento del costo de vida en la zona del conflicto. Mientras tanto, los impactos asociados con la pérdida de medios de vida y la inseguridad laboral nunca fueron mencionados en un primer lugar de importancia. Es lógico que el desplazamiento sea el impacto que produce mayor afectación (tanto por su ocurrencia como por su importancia), pues una vez que la gente ha sido desalojada de su territorio, se ejecuta la mayor injusticia al despojarla de muchos de sus derechos, como el del acceso a la tierra, y someterla a cambiar forzosamente su identidad, sus expresiones culturales, sus formas de subsistencia y sus relaciones sociales. El desplazamiento incluso atenta contra el derecho a emprender la defensa del territorio desde la presencia física en él. Anguelovsky y Martínez-Alier (2014: pag 173) subrayan que “el aspecto mas reciente de la movilización por la justicia ambiental –quizás el más fundamental- es la defensa del derecho a tener un lugar y al territorio y el derecho a permanecer en el sin ser desplazado”.

Respecto del ambiente, los impactos que tenían una mayor ocurrencia eran la contaminación del agua, seguido por la pérdida de flora y fauna, la sequía de las fuentes de agua y la deforestación (ver Gráfica 3.5-B). Al observar solo las veces en que los impactos fueron mencionados en primer lugar de importancia por su nivel de afectación, la contaminación del agua seguía ocupando la posición más preponderante, pero la sequía de las fuentes de agua pasó a ocupar el segundo lugar en detrimento de la pérdida de flora y fauna. En general, la importancia asociada al agua y la preocupación por su afectación –en cantidad y calidad- es completamente compatible con la valoración que las personas comunmente hacen sobre la dependencia de la vida humana del agua, tanto en el sentido estricto de su supervivencia física como en lo relacionado con las prácticas socioculturales establecidas en torno a ella. En sentido similar, Mezt y Weigel (2010) encontraron que nueve de cada 10 votantes en Estados Unidos, le asignaron una alta prioridad al rol de la naturaleza en proveer el agua potable, en compañía de otros servicios como el aire limpio, los alimentos y las medicinas.

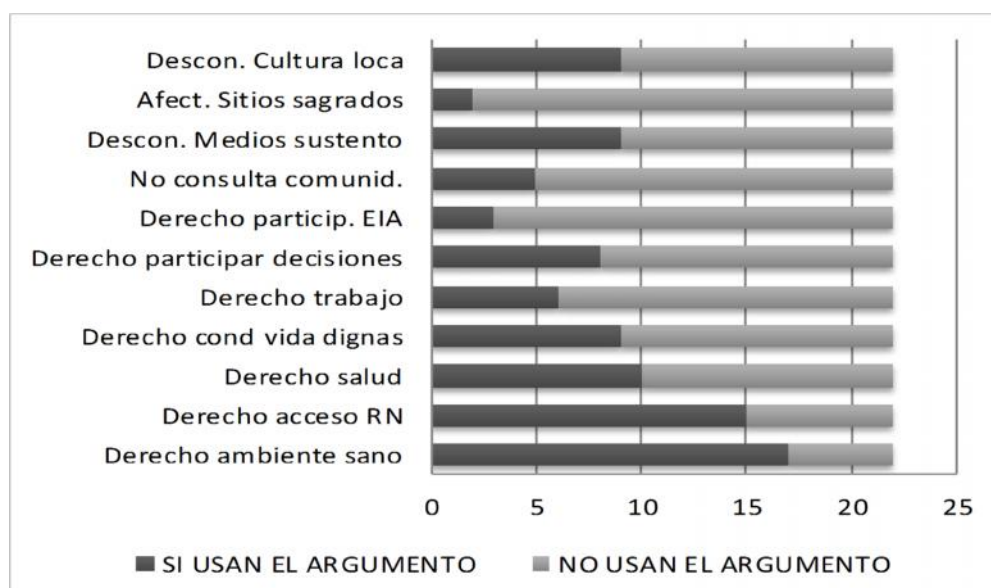
Gráfica 3.5 Impactos potenciales y reales de los proyectos sobre las personas (a) y sobre el ambiente (b) de acuerdo con líderes entrevistados



Fuente: Elaboración propia (2017)

En su oposición a los proyectos/actividades generadoras de los CSA, los líderes y los movimientos por la justicia ambiental, utilizan un repertorio variado de argumentos. La articulación de una variedad de reclamos se relaciona en parte con que los problemas ambientales que enfrentan las personas son de carácter multifacético (Sikor, 2013). En el caso de los 22 CSA analizados, el derecho a gozar de un ambiente sano fue el argumento más utilizado para oponerse, seguido de cerca por el derecho a tener acceso a los recursos naturales y luego el derecho a la salud, con una frecuencia un poco más baja (ver Gráfica 3.6). En contraste, los argumentos menos utilizados fueron la afectación que los proyectos podrían generar sobre sitios sagrados y el derecho a participar en los estudios de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA). Estos resultados se pueden sintetizar en que parte importante de los argumentos que utilizaron los líderes para oponerse a los proyectos, pertenecían a la dimensión de la equidad distributiva de la justicia ambiental (61%), mientras los argumentos asociados con las dimensiones de reconocimiento y de participación o justicia procedimental, eran utilizadas con menor frecuencia (ver Gráfica 3.7). El uso de los argumentos de la equidad distributiva es estratégico pues posibilita mostrar de manera palpable y a veces inmediata, la dimensión material e irreversible del despojo de los recursos naturales y sus beneficios (extracción de minerales y concentración de regalías derivadas de los mismos), de la degradación de los ecosistemas (contaminación del agua y del suelo) y sus efectos en la salud (enfermedades asociadas con contaminación del aire).

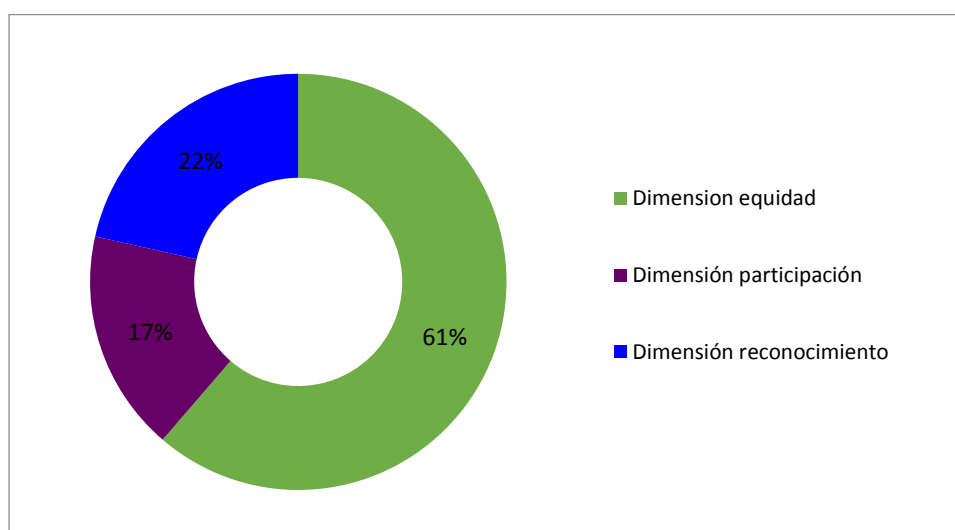
Gráfica 3.6 Principales argumentos utilizados por los líderes entrevistados para oponerse a los proyectos/actividades generadoras de CSA



Fuente: Elaboración propia (2017).

Nota: Las barras en color negro en el gráfico, indican la cantidad de líderes que dijeron SI haber usado el argumento y las de color gris lo contrario.

Gráfica 3.7 Dimensiones de la justicia ambiental a la que pertenecen los argumentos de oposición a los proyectos/actividades generadoras de los CSA



Fuente: Elaboración propia (2017)

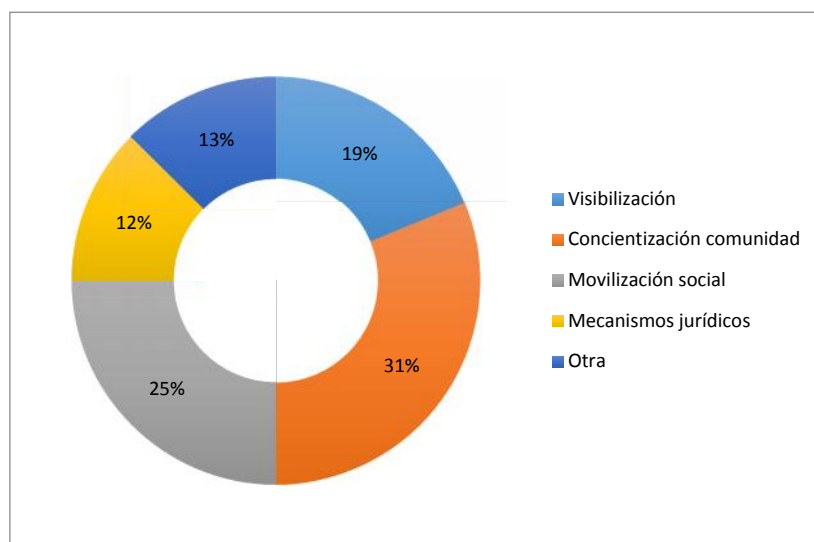
Las estrategias que usan los movimientos por la justicia ambiental para oponerse a los proyectos, son formas de acción que expresan y concretan su resistencia a esos

proyectos y tienen como fin modificar, suspender o frenar definitivamente su desarrollo. Los resultados de las entrevistas muestran que la concientización de la comunidad y su incorporación a la movilización social eran consideradas, en ese orden, las estrategias mas efectivas de resistencia a los proyectos (ver Gráfica 3.8). Este resultado parece ser consistente con un hecho: la participación en la movilización social tiene lugar, una vez que las personas empiezan a comprender el carácter y la dimensión de los impactos socioambientales de los proyectos y entienden la necesidad de hacer parte activa de la resistencia a los mismos. Respecto de la movilización social el líder del conflicto de Santurbán expresa que “la más efectiva es la gente en la calle, las movilizaciones, eso sí frena y de una vez le baja la moral al Estado y le baja la moral a las multinacionales”.

Por otra parte, la opinión de los líderes señalaba a los mecanismos jurídicos como la estrategia menos efectiva para detener los proyectos. Este resultado es opuesto a lo encontrado en el análisis de los 105 CSA reportados en Colombia a septiembre de 2015, por lo cual debe ser interpretado con cuidado. Una posible explicación a esta percepción de los líderes entrevistados, es la desconfianza no sobre los mecanismos jurídicos como tal, sino sobre el poder de cooptación que ejercen sobre estos instrumentos los actores más poderosos alineados en muchas ocasiones con los entes de gobierno. Las consultas populares son un ejemplo del potencial que tiene el campo jurídico para detener los proyectos generadores de conflictos, las cuales en Colombia ya están en el orden de 7 consultas que rechazan con una abultada mayoría varios proyectos extractivos.

Sin embargo, es necesario también conocer las limitaciones de estos mecanismos pues el gobierno mueve sus fichas para desconocer el alcance de estas consultas, utilizando dos argumentos: i) que las mismas no son vinculantes, es decir sus resultados no obligan a revocar licencias ya otorgadas a proyectos mineros o en general de desarrollo y ii) que no se puede generar inseguridad jurídica que desestime la inversión extranjera. Por otra parte, otros instrumentos jurídicos usados ampliamente son las Acciones Populares establecidos para denunciar la vulneración de derechos fundamentales de la población, como por ejemplo, el gozar de un ambiente sano. El derecho al agua ha sido ampliamente utilizado como argumento que fundamenta tales Acciones Populares pues, como lo señala el líder de Barbas Bremen “hay muchas sensibilidades frente a eso, y porque normativamente y en los pronunciamientos de la Corte Constitucional hay muchas cosas relacionadas con el derecho al agua, que no lo hay para otras cosas, pero el agua es clave”.

Gráfica 3.8 Estrategia mas efectiva para oponerse a los proyectos/actividades generadoras de los conflictos ambientales



Fuente: Elaboración propia (2017)

3.3.4 Conocimiento, percepción y uso del enfoque de servicios ecosistémicos

Un primer elemento que se intentó establecer fue el conocimiento a priori del término servicios ecosistémicos por parte de los líderes entrevistados. Entre los 22 líderes consultados, 13 manifestaron que conocían el término servicios ecosistémicos o servicios ambientales, mientras que los nueve restantes (41%), afirmaron desconocerlo o no haberlo escuchado (ver Tabla 3.3-A). Este resultado es compatible con lo encontrado por Presnall et al. (2015), quienes reportaron que un 41% de los consultados en su estudio afirmaron que el término SE les resultaba completamente desconocido, con la gravedad que en este caso se trataba de profesionales del servicio forestal de EEUU. Incluso el resultado de 173 encuestas realizadas entre productores campesinos de la zona alta de la cuenca del Río Guabas, evidenció un porcentaje más alto de desconocimiento del término SE: 63% (Cardoso y Franco, 2017).

Aunque este estudio proviene de una entrevista semiestructurada, lo cual limita la posibilidad de realizar estimaciones con representatividad estadística, se trató de relacionar el conocimiento a priori del término SE con algunas variables de interés. Se encontró, por ejemplo, que el nivel educativo no parece ser un determinante para conocer a priori el término SE, pues entre el grupo de líderes con nivel educativo avanzado –técnico, tecnológico y profesional- hubo una mayor cantidad de quienes desconocían el término respecto de los que manifestaron conocerlo (ver Tabla 3.3).

Sin embargo, si solo se analiza el grupo de profesionales, había un doble de ellos que si conocían el término SE en comparación con los que no lo conocían. Además, se evidenció que, entre los hombres, los líderes mayores de 40 años y quienes pertenecían a una organización comunitaria, existía una mayor tendencia a conocer a priori el término SE.

Tabla 3.3 Conocimiento a priori del término SE respecto de: nivel educativo, sexo, edad y tipo organización de líderes entrevistados

Factores de comparación	Nivel educativo ¹		Sexo		Edad		Tipo organización ²	
	Educación básica	Educación avanzada (profesor)	Hombres	Mujeres	Menores 40 años	Mayores 40 años	Org. Comun.	ONG
Conoce SE a priori	5	8 (6)	12	1	3	10	11	2
No conoce SE a priori	2	9 (3)	6	3	2	6	4	2

Fuente: Elaboración propia (2017)

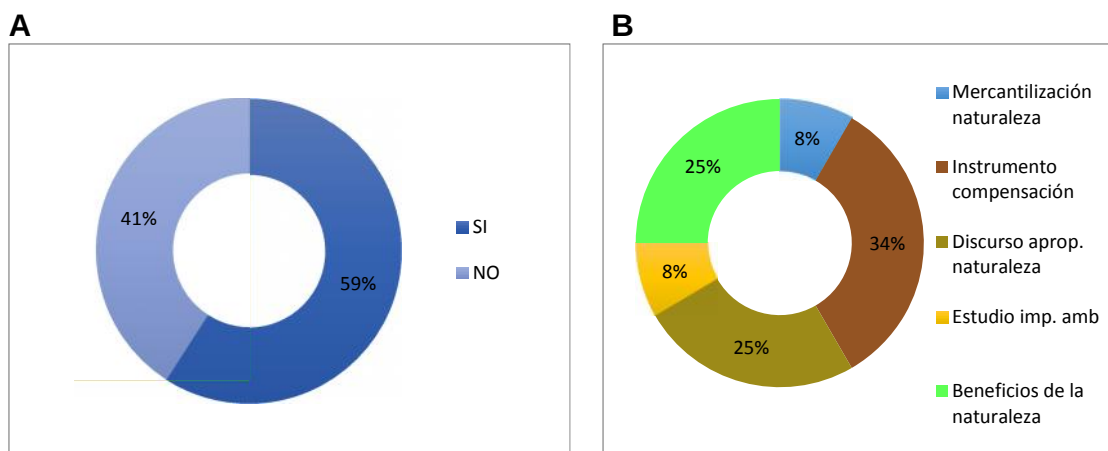
Nota: no siempre los datos muestran 22 respuestas, dado que como los datos provienen de una entrevista, en algunos casos no se proporcionaron las respuestas

¹ Nivel educativo básico incluye a primaria y secundaria completa e incompleta, mientras la avanzada incluye a los técnicos, tecnólogos, profesionales y estudios de posgrado

² Solo se tomaron estos dos tipos de organizaciones porque eran las que contaban con un mayor número de líderes entrevistados

Establecer cual es la percepción que existe sobre el término SE es muy importante pues indica como es interpretado, cuál es el mensaje que intenta comunicar o cual es su propósito. En otras palabras, expresa la idea que sobre el término SE reside en la mente de las personas. Entre los líderes que manifestaron conocer el concepto SE a priori, predominaba la percepción según la cual el término SE se refería a los instrumentos de compensación que se proponen o implementan por cuidar o conservar los ecosistemas o la base de recursos naturales (ver Gráfica 3.9-B), es decir lo relacionaban directamente con los Pagos por Servicios Ambientales (PSA). A esta primera consideración, le seguían dos interpretaciones del concepto con igual nivel de importancia: i) quienes entendían que el término SE es parte de un discurso mediante el cual se quiere justificar la apropiación de la naturaleza y ii) quienes percibían que el término hace referencia a los beneficios que genera la naturaleza, lo cual estaría acorde con lo que expresan la mayoría de definiciones sobre los SE. Por otra parte, pocos líderes percibieron que el término SE se proponía con el objetivo de mercantilizar a la naturaleza.

Gráfica 3.9 Conocimiento a priori del término SE (a) y percepción sobre qué significa SE entre quienes conocen a priori el término (b)



Fuente: Elaboración propia (2017)

Además de determinar si se conocía el término SE y la percepción a priori sobre el mismo, era necesario establecer el posicionamiento del grupo de líderes entrevistados sobre una definición formal de SE. Para tal fin, se pidió a los entrevistados que manifestaran si estaban de acuerdo o en desacuerdo con la definición que se les leyó y que fue construida sobre la base de la definición de la EEM (2005), por ser la más escueta, pedagogía y difundida a nivel mundial, agregándole algunos ejemplos de tipos de servicios:

“Los servicios ecosistémicos son los beneficios que los seres humanos recibimos de los ecosistemas y que están representados en diversas cosas, piense por ejemplo en los alimentos que nos da la tierra, el agua que nos proporcionan los páramos, las plantas que sirven como medicinas, los sitios naturales que sirven para nuestra recreación y el turismo, la belleza del paisaje que nos inspira, etc.”.

Respecto de la definición proporcionada, la diferencia entre la cantidad de líderes que la rechazaron y la cantidad de los que la aceptaron fue mínima, aunque favorablemente leve a los primeros (12 se posicionaron en contra y 10 a favor de la definición). Sin ser estadísticamente representativo, pero a modo de ilustrar algún tipo de tendencia respecto del posicionamiento de los líderes con la definición proporcionada, se encontraron tres situaciones (ver Tabla 3.4). Primero, que dentro del grupo de líderes con educación avanzada existía un mayor desacuerdo con la definición, mientras que dentro del grupo con educación básica el resultado era favorable a la misma. Segundo, que había mayor cantidad de mujeres en desacuerdo dentro del grupo femenino, mientras que dentro del grupo de hombres la situación era contraria. Tercero, que todos los menores de 40 años se posicionaron en contra de la definición, mientras que la cantidad de líderes mayores a 40 años a favor de la definición, doblaba al total de ese mismo grupo etáreo en desacuerdo.

Tabla 3.4 Acuerdo o desacuerdo con definición de SE respecto de: nivel educativo, sexo, edad y tipo organización de líderes entrevistados

Factores de comparación	Nivel educativo ¹		Sexo		Eda		Tipo organización ²	
	Educación básica	Educación avanzada (profes)	Hombres	Mujeres	Menores 40 años	Mayores 40 años	Org. Comun.	ONG
Acuerdo def. SE	5	5 (3)	9	1	0	10	6	2
Desacuerdo def. SE	1	8 (5)	6	3	4	5	8	2

Fuente: Elaboración propia (2017)

Nota: no siempre los datos muestran 22 respuestas, dado que como los datos provienen de una entrevista, en algunos casos no se proporcionaron las respuestas.

¹ Nivel educativo básico incluye a primaria y secundaria completa e incompleta, mientras la avanzada incluye a los técnicos, tecnólogos, profesionales y estudios de posgrado.

² Solo se tomaron estos dos tipos de organizaciones porque eran las que contaban con un mayor número de líderes entrevistados.

Dado que los términos servicios y beneficios aparecen como el componente central de la definición de SE, se intentó establecer si los mismos eran valorados de forma positiva o negativa por los líderes entrevistados. En este caso, predominó de forma un poco mas clara, la opinión de que el término beneficios tiene una connotación negativa (12 líderes opinaron de esa forma en comparación con 8 que catalogaron el término como positivo). Un resultado bastante contundente se relacionó con el escaso uso que tuvo el concepto de SE por parte de los movimientos ambientales para sustentar sus reclamos de justicia, pues solo 4 de los 22 líderes manifestaron haber empleado el enfoque. Sin embargo, en seis CSA fueron otras entidades las que utilizaron el concepto de SE, fundamentalmente tres Corporaciones Ambientales, el estado central, el municipio y una ONG.

3.4 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

De acuerdo con los resultados mostrados en el apartado anterior, existe un alto nivel de desconocimiento entre los líderes de los movimientos en pro de la justicia ambiental, respecto del término servicios ecosistémicos. Esto, considerando a quienes dijeron no haber tenido ningún contacto con el término, pero también a quienes habiéndolo conocido previamente, lo definieron de una forma que se aleja ampliamente del sentido propuesto en las definiciones comunes de los SE. Por ejemplo, algunos de los entrevistados perciben los SE como una relación en la que el ser humano debe prestarle el servicio de protección a la naturaleza; otros lo asociaron con el desarrollo de estudios de impacto ambiental y otro más con los procesos climáticos que desarrolla la naturaleza. Este resultado no es sorprendente si se toma en cuenta que el concepto y enfoque se han construido como un campo direccionado por científicos - a pesar de ser empleado por “*managers*” a un alto nivel de gestión (Presnall et al., 2015), que no ha logrado ser traducido claramente a nivel local (Ghazoul, 2007; Böck et al., 2015). La existencia reciente en Colombia de una

Política Nacional para la Valoración Integral de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos – PVIBSE (2015), del Decreto 953 de 2013 que reglamenta los PSA y la casi segura expansión de este campo de investigación en el país –respecto de los 96 estudios referenciados por Balvanera et al. (2012)- parecen no haber incrementado ni la incidencia ni la popularidad del término SE, dejando en evidencia la escasa conexión entre científicos-políticos y líderes ambientales.

Esto se refleja en que bastantes líderes inmersos en conflictos de tipo socioambiental y que tienen mas probabilidad de entrar en contacto y ser influenciados por términos propios de esta temática, no conozcan o puedan diferenciar con precisión el término SE. Parece que, en el caso de los líderes de los movimientos en Colombia, el enfoque de SE no ha logrado hacerse escuchar como “tecnología de la globalización que le habla a todos los lugares y ciudades en el mundo en el mismo idioma” (Ersnton y Sörlin, 2013: pag 281). Desconocer este enfoque, que se promueve fuertemente a nivel mundial -e incluso en la política nacional- puede conllevar el riesgo de ignorar los peligros asociados con su uso conceptual y práctico en los CSA, pero a la vez puede tener el efecto positivo de abrirle la puerta a otras interpretaciones de la naturaleza, propias y locales.

Las percepciones que existen del concepto de SE por parte de los líderes que afirmaron conocer el término, giran alrededor de cinco interpretaciones que se mostraron en los resultados. Estas variaciones de la percepción sobre el término podrían ser explicadas teóricamente de varias formas. Una de ellas es que la naturaleza de objeto frontera⁷² del conocimiento sobre los SE y su carácter interdisciplinar, hacen que el concepto sea flexible, prestándose para múltiples interpretaciones (Hermelingmeir y Nicholas, 2017). Otra explicación es que las actitudes [y percepciones] hacia el concepto surgen de la mezcla de características culturales, económicas, sociales y políticas de cada individuo (ibid. Op. Cit). Las múltiples formas de relación del ser humano con la naturaleza, que incluso son contradictorias entre si y pueden tener una raíz histórica de largo tiempo, son una explicación adicional (Flint et al., 2013). Aparte de las explicaciones teóricas presentadas, es necesario intentar analizar las interpretaciones del concepto que fueron proporcionadas por los líderes entrevistados. Por ejemplo, es clave entender la percepción dominante entre los líderes respecto de interpretar a los SE como un instrumento de compensación por cuidar la naturaleza, lo que puede estar relacionado con que la implementación de los PSA (o PSE)⁷³ ha sido la punta de lanza en el intento de operativizar el enfoque SE en el país.

En Colombia, los PSA se establecieron mediante una Estrategía Nacional lanzada en 2008 (desarrollada posteriormente por el Decreto 953 de 2013), como respuesta a la presión de las entidades internacionales que exportaban este mecanismo a

⁷² Hermelingmeir y Nicholas, 2017 (citando a Star and Griesemer, 1989: pag 393) definen que un objeto frontera es “lo suficientemente plástico para adaptarse a las necesidades locales y las limitaciones de las diferentes partes que lo emplean, pero lo suficientemente robusto para mantener una identidad común en diferentes lugares”.

⁷³ Pagos por los Servicios Ambientales o PSE: Pagos por Servicios Ecosistémicos, aunque el término de uso mas común es el primero.

países en desarrollo (Gómez-Baggethun et al., 2010), pero específicamente para atender la solicitud de la EEM que promovía los PSA como una política orientada simultáneamente a la conservación y el desarrollo (Rodríguez-de Francisco, 2013). Por otra parte, la implementación de los PSA contribuía claramente a desarrollar una nueva forma de gobernanza de los recursos naturales que ya estaba en marcha, y en la que los incentivos e instrumentos económicos tenían prioridad sobre los de comando y control (Tobasura-Acuña, 2006). Pero un elemento diferenciador y de peso, para formar la percepción de los líderes que entienden a los SE como una forma de compensación por conservar la naturaleza, es el *uso estratégico* que se le dio al conocimiento sobre los PSA, por parte de oficiales del gobierno, para justificar la implementación de esta iniciativa. De acuerdo con McKenzie et al. (2014: pag 2) el uso estratégico⁷⁴ sucede cuando “el conocimiento se utiliza para apoyar y promover intervenciones u opciones de políticas específicas, o justificar creencias y valores previamente adquiridos”. El estudio de la forma en que se forzó la implementación de los PSA en el país realizado por Rodríguez de Francisco (2013: pag 50), muestra evidencias respecto de este uso estratégico del conocimiento cuando señala que “incluso antes de consolidar y examinar las experiencias locales de Colombia y ganar conocimiento dentro del país, sobre los impactos sociales de los PSA en los miembros más pobres de la sociedad, a ellos se les había elevado de forma acrítica a estrategia nacional de conservación”. A lo cual le agrega el mismo autor que las entrevistas a los oficiales del gobierno desarrolladas en su estudio, mostraron que todos tenían “fe” en el esquema PSA, porque creían en su lógica y en que usar el enfoque y el término SE era una buena forma de asegurar recursos para financiar proyectos, aunque no se contara con ninguna evidencia práctica de los resultados de los PSA. Es decir, esta era una solución predeterminada que ya estaba sobre la mesa. Es llamativo que en la literatura científica se reconozca muy poco el uso estratégico del conocimiento sobre los SE, quizás porque este uso tiene una orientación hacia lo político, que parece ir en contravía de la pretensión académica del enfoque (McKenzie et al., 2014). Esto es contradictorio, para un enfoque cuya producción de conocimiento es en si mismo un acto político, que se ha preocupado por generar un mensaje dirigido en parte a los políticos (Jordan y Rusell, 2014).

Parte del discurso de los oficiales del gobierno, ligado al uso estratégico del conocimiento sobre PSA ha sido –y aun es– que estos esquemas tienen incorporado un elemento de justicia y equidad, al ofrecer la oportunidad a los guardianes de lo ambiental, principalmente comunidades rurales, de vender los SE que siempre han preservado y por los cuales tienen el derecho a recibir una compensación, usualmente de tipo monetario. De esta forma, se intenta convencer a las comunidades locales de la bondad de utilizar el concepto SE y operativizarlo a partir de la implementación de los PSA. Incluso en Colombia existían antes de 2008,

⁷⁴ Las otras dos formas son el uso instrumental que sucede cuando el conocimiento fluye de los científicos a los tomadores de decisiones racionales, que toman sus decisiones fundamentados en bases técnicas. Mientras tanto, el uso instrumental se refiere a cuando el conocimiento amplía y profundiza el entendimiento, configura el pensamiento, y permite que las personas desarrollen nuevas creencias y valores.

esquemas que en la práctica funcionaban total o parcialmente como PSA (una revisión de algunos de ellos es realizada por Blanco et al., 2007), sobretudo en relación con servicios hidrológicos de cuencas (Porras et al., 2011). Sin embargo, estos esquemas no necesariamente surgieron siguiendo el enfoque SE, aunque en el discurso de los funcionarios del gobierno se intente mostrarlo así, convirtiéndolos en ejemplos del éxito de la política PSA. Uno de los líderes entrevistados de La Colosa (Cajamarca, Tolima) propone un análisis muy interesante de cómo las compensaciones pueden ser un arma de doble filo para la comunidad: positivas en el sentido que puede contribuir a reconocer el cuidado de la naturaleza que los actores locales realizan, generalmente de forma desinteresada; pero negativa, en el sentido que la apropiación de muchas zonas proveedoras de esos servicios, por parte de empresas multinacionales, puede terminar generando que sean estas empresas las que demanden algún tipo de compensación de las comunidades que han usado los SE como un bien público.

La parte final de la discusión de los resultados se dedica a analizar el posicionamiento de los líderes entrevistados respecto de la definición de los SE y sus dos categorías centrales: beneficios y servicios (ver Tabla 3.5). Entre quienes están de acuerdo con la definición, la misma se cataloga como lógica, en el sentido de mostrar una realidad que es la dependencia del ser humano de la naturaleza, incluso como forma de preservación de la vida. Pero, además, se considera que la definición es incluyente, al concebir a la tierra como un todo, en la que tienen lugar las relaciones ser humano-naturaleza. Además, la idea de los SE muestra que existe la necesidad de cuidar la naturaleza como una forma de autocuidado del ser humano, es decir, que la preservación natural se funda sobre una concepción antropocéntrica y no tanto ligada al valor intrínseco de la naturaleza y sus especies. Dentro del grupo que está de acuerdo con la definición, los términos beneficios y servicios son vistos de forma positiva: en el caso de los beneficios, por referirse de forma simple a cosas que utilizamos y que nos generan efectos positivos y en cuanto a los servicios, porque el término está relacionado con tener la posibilidad de “servirse” o darle uso a algo, en este caso los procesos naturales. Incluso, el tener acceso a esos beneficios de la naturaleza permite al ser humano estar mejor, lo que quiere decir que se está haciendo una clara conexión entre SE y bienestar humano. Esta posición parece muy cercana al resultado que encontraron Fisher y Brown (2014), al observar que una parte de los funcionarios de las organizaciones de conservación adoptaban un discurso denominado pragmatismo, descrito por el entusiasmo con el concepto SE, dentro del cual se veía con normalidad el antropocentrismo y utilitarismo subyacente en él. Esto, aunque los pragmáticos pensaban que el razonamiento antropocéntrico debía acompañarse de argumentos del lado del valor intrínseco de la naturaleza, elemento particular que no expresaron los líderes entrevistados en el caso colombiano.

La opinión de quienes se posicionan en contra de la definición de SE es completamente opuesta a la visión anterior. Este grupo, considera que el término SE es poco claro y difícilmente entendible para la gente del común, al ser una invención de científicos que usan los políticos a favor de sus intereses. Además, la idea de los servicios ecosistémicos invierte el orden natural de las cosas al proponer

que la naturaleza está a nuestro servicio, e incluso se sustenta en la separación de los seres humanos y los ecosistemas, cuando se confinan en tiempo y espacio a procesos naturales que siempre han existido, con el único fin de medirlos, compararlos y determinar cuales servicios son más importantes que otros. La metáfora de los SE es errónea en tanto que propicia una visión de los ecosistemas como despensas de los seres humanos, de donde se pueden extraer cosas. Por otra parte, beneficios y servicios son términos que provienen de la economía y que se usan con un propósito claro de mercantilizar la naturaleza. El término beneficios es problemático en tanto que pone a girar la relación entre ser humano y ecosistemas alrededor de una lógica económica, en la que el acceso a los SE depende de la capacidad de pago; a su vez, el término servicios es inapropiado al reforzar la idea de la preponderancia del ser humano sobre la base natural, pues según uno de los líderes entrevistados “la naturaleza no está en función de cumplir servicios para nosotros”. En este caso, no se realizó ninguna observación respecto del bienestar humano y su relación con los SE. También en este caso, el trabajo de Fisher y Brown (2014) encontraron un discurso denominado como los escépticos, que está fundamentado en un radicalismo verde y donde se rechaza la metáfora de la naturaleza como sistema de producción económica, y por ende la asociación de los servicios con mecanismos de mercado. Los escépticos entienden también que la conservación de los ecosistemas se puede justificar a partir de argumento asociados con la moral y la ética y no con base en el valor económico.

Tabla 3.5 Posicionamiento de líderes entrevistados respecto de la definición de SE y los términos beneficios y servicios

Argumentos a favor de la definición SE	Argumentos en contra definición SE
▪ Definición lógica ▪ Muestra la tierra como un todo esencial ▪ Incluyente: relacionar todos los seres con el ambiente ▪ Expresa realidad de dependencia del ser humano (su vida misma) de los ecosistemas ▪ Muestra necesidad de cuidar de la naturaleza lo que implica cuidar de nosotros mismos ▪ Expresa los beneficios que recibimos de la naturaleza ▪ Beneficios es un término apropiado al referirse a “cosas” a las que les damos uso ▪ Servicio es un termino apropiado al expresar que servirse de algo se refiere a poder utilizarlo ▪ El uso de los beneficios de la naturaleza nos permite estar mejor ▪ Incorpora la justicia al posibilitar la compensación por cuidar del ambiente	▪ Término técnico poco claro ▪ Muestra separación del ser humano de los ecosistemas ▪ Implica decidir y priorizar entre distintos procesos naturales y SE ▪ Invierte el orden natural al pretender poner naturaleza al servicio del ser humano ▪ Pretende confinar en espacio y tiempo procesos naturales que siempre están allí ▪ Ecosistemas no son despensas de la comunidad ni supermercados de los humanos ▪ Beneficios término económico que hace girar relación con lo natural alrededor del dinero ▪ La naturaleza no está en la tarea de cumplir servicios para los seres humanos ▪ Servicios y beneficios son una forma de dominación y mercantilización que esconde procesos socio-ecológicos complejos.

Fuente: Elaboración propia (2017)

La comparación de los dos posicionamientos sobre la definición de los SE muestra elementos interesantes (Tabla 3.5). Por ejemplo, la posición positiva respecto de la definición, parece estar sustentada en asignarle una gran importancia a su poder pedagógico y su capacidad de transmitir la idea de que el ser humano depende en múltiples formas de los ecosistemas, como ha sido resaltado por diversos teóricos de este campo (Peterson et al., 2010). La definición es vista también desde una

perspectiva pragmática, en la que destacar los beneficios que se perciben de los ecosistemas es necesario y contribuye a fundamentar la preservación natural. Desde esta visión, no se percibe que la definición de SE tenga una intención política subyacente. Por el contrario, quienes adoptan una posición crítica de los SE, lo hacen desde una postura política fuerte y problematizada, en la que la poca claridad del término (propiciada por su lenguaje cientificista), es un mal menor respecto de la intención de usar al enfoque con el propósito de reforzar el mensaje economicista que gobierna las relaciones entre ser humano y naturaleza, en donde el dinero entra a jugar un papel determinante. Es más, el enfoque es manipulado por los gobiernos para mercantilizar a la naturaleza. Dentro de este grupo es también notable que se asume una postura semejante a la de la sustentabilidad fuerte, en tanto que se rechaza que se ponga la naturaleza al servicio de los seres humanos, invirtiendo el orden natural. En conclusión, parecen estar en confrontación una visión pragmática, antropocentrista y algo ingenua, contra una que es más filosófica, política y naturalista.

El uso del enfoque SE en los CSA, particularmente por parte de los movimientos de la justicia ambiental y sus líderes, parece ser en el momento demasiado complicada. Primero, dado que existe un alto nivel de desconocimiento sobre el concepto de SE, a lo que se suma el que incluso quienes lo han escuchado, tienen una percepción del mismo que difiere bastante de lo que sugieren definiciones como la de EEM (2005). Cabría esperar entonces, qué si la sola definición es desconocida y mal interpretada, la relación de fondo que propone el enfoque, respecto de como los cambios en la dinámica natural generan modificaciones en la provisión de SE y efectos en el bienestar humano, sea mucho menos comprensible y aprensible. Segundo, porque la definición y sus componentes centrales, términos beneficios y servicios, son percibidos como negativos por algo más de la mitad de los líderes de los movimientos, lo que implica que seguramente rechazarían cualquier uso del enfoque, al relacionarlo con una apuesta política para favorecer una visión y apropiación de la naturaleza por agentes privados. Tercero, porque incluso en términos teóricos el enfoque es difícil de digerir y entender, dado que se ha convertido en una propuesta formulada por científicos y que deja poco espacio a la participación de los líderes y grupos locales en la construcción del conocimiento sobre los SE.

Quizás, existe una pequeña ventana por donde el enfoque SE puede hacerse un espacio en el mundo de los CSA: el de aquellos líderes que ven como positiva la definición, sobretodo porque entienden el concepto en su dimensión pedagógica y pragmática, desde la cual busca hacernos reflexionar sobre los múltiples procesos en los que dependemos de los ecosistemas, razón suficiente para validar su utilización. Esto, requerirá de entender al enfoque como un punto de entrada para conocer los múltiples beneficios que los proyectos podrían poner en riesgo e incluso para compararlo con otras formas locales de aproximarse a interpretar la relación entre ser humano y naturaleza. La participación de científicos con compromiso social, visión participativa y una buena capacidad de hacer simple el enfoque al público local, serían decisivos para el uso del enfoque SE con propósitos de la justicia ambiental.

3.5 CONCLUSIONES

El enfoque SE, que se creó con una orientación pedagógica, pero también con la pretensión de ser operativizado y utilizado para concretar una gestión sostenible de los ecosistemas, solo ha cumplido su propósito en parte: si bien se ha entroncado en la política mundial y en la academia es una corriente dominante del conocimiento, su trascendencia a nivel local en la toma de decisiones es aún pobre. Aunque esto se puede explicar en parte por las deficiencias técnicas del enfoque – debido a las múltiples y contradictorias definiciones, la abundancia de tipologías y métodos de valoración, la falta de guías para su implementación práctica, etc.- quizás es más crítico el problema de la escasa conexión del enfoque con los actores locales. El supuesto según el cual el peso científico-político del enfoque conduciría a su adopción incuestionable por los actores locales, no se ha materializado. Desde la academia, algunos científicos han entendido que para reconectar el enfoque a nivel local (o incluso abandonarlo si es un esfuerzo inútil), es necesario comprender la forma en que los actores locales perciben e interpretan el concepto de los SE. Sin embargo, los estudios sobre este aspecto puntual son aún muy escasos y muy recientes, pero el vacío en la literatura científica sobre las percepciones de líderes que trabajen a nivel de la base comunitaria y se relacionen con los conflictos ambientales en América del Sur -particularmente en Colombia- es aún mas grande.

Tratando de llenar ese vacío, esta investigación que se realizó a partir de entrevistas semiestructuradas a 27 líderes vinculados a CSA que han tenido lugar en Colombia, ha generado algunos resultados interesantes. Uno de ellos es que el concepto de SE es aún poco reconocido entre los líderes de los movimientos de justicia ambiental en Colombia, lo que es bastante diciente por tratarse de líderes, que en muchos casos tienen un nivel educativo alto, que su trayectoria académica proviene básicamente de las ciencias sociales y del ambiente y que, por su contacto permanente con el tema ambiental, tienen mayor probabilidad de estar expuestos a este enfoque. Pero al escaso reconocimiento, hay que sumarle que entre quienes manifestaron conocer el enfoque a priori –lo que implica que son las ideas que residen en sus mentes- existen interpretaciones que están más condicionadas por los mensajes que se han intentado vender sobre los SE, que por las definiciones científicas mas difundidas. Un ejemplo palpable de lo anterior, es que predomina la interpretación a priori de los SE como un instrumento de compensación por conservar la naturaleza. Esta interpretación está claramente explicada por el uso estratégico que desde los funcionarios gubernamentales de Colombia, se ha hecho del conocimiento sobre los SE, especialmente con la intención de justificar el establecimiento de esquemas de PSA. Estos esquemas se consideraron la forma más fácil de operativizar el enfoque y hacían parte de una política de gobernanza de la naturaleza soportada en instrumentos e incentivos económicos, dictada en parte por algunos organismos, países e iniciativas de carácter mundial. El discurso subyacente pertenecía al ámbito del uso estratégico del conocimiento, intentando mostrar a los PSA como un instrumento para hacer justicia con las comunidades – sobre todo de los ambitos rurales- que tradicionalmente habían cuidado los ecosistemas y propiciado la oferta de multiples SE, por los que ahora podían obtener una compensación monetaria. Finalmente, este estudio partió de una hipótesis no

hecha evidente a lo largo del documento, según la cual existiría un enorme rechazo sobre la definición de SE, que se utilizó para consultar y pedir a los líderes entrevistados que fijaran su posición de acuerdo o en desacuerdo con la misma.

Sin embargo, el resultado muestra una tendencia muy pequeña a favor de quienes rechazan el enfoque, pues desde una postura filosófico-política crítica y naturalista, lo interpretan como una forma de mercantilizar la naturaleza, de promover el uso de un lenguaje economicista que pone la relación del ser humano con los ecosistemas a girar en torno a la capacidad de pago; pero que también desnaturaliza al mundo natural, al subyugarlo al rol de despensa de los seres humanos y ponerlo a su servicio. Por el contrario, otros líderes perciben que el concepto tiene un enorme potencial pedagógico al mostrar de manera pragmática, las múltiples formas de dependencia del ser humano con los ecosistemas, lo que se conecta con su bienestar y genera una motivación y justificación potente para su conservación y cuidado. Aunque seguramente ambas posturas reflejan el carácter de objeto frontera y multifacético del concepto de SE, en la última interpretación pueden depositar su fé los académicos y políticos que desearían una adopción placentera y acrítica del enfoque. Mientras tanto, quienes pretenden que los SE sean un enfoque no solamente robusto científicamente sino también socialmente relevante, reconocen que es desde las posturas mas críticas del enfoque, desde donde se pueden construir las respuestas y propuestas que permiten explorar su potencial para contribuir a las causas de los movimientos ambientales.

CAPÍTULO 4. DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE LOS SE PARA CUALIFICAR EL ANÁLISIS DE LAS INJUSTICIAS Y CONFLICTOS SOCIOAMBIENTALES DE LAS INTERVENCIONES DE DESARROLLO: El caso de la cuenca del Río Guabas, Valle del Cauca, Colombia.

4.1 RESUMEN

Las evaluaciones ambientales de políticas, planes, programas y proyectos (PPPs), se introdujeron como una respuesta técnica a la crisis ambiental generada por estas intervenciones de desarrollo, propiciadas por el avance del modelo capitalista y que se manifestaban en el surgimiento de diversos Conflictos Socioambientales (CSA). Pero, la persistencia de una gran cantidad de CSA en el mundo (más de 2.200 registrados en el Eجاتlas en 2015), ha mostrado que las evaluaciones ambientales de proyectos (EIA) y de las políticas, planes y programas (EAE), no han logrado concretar su potencial para contribuir a la reducción de esos conflictos. Lo anterior, se explica por tres tipos de deficiencias asociadas con las evaluaciones ambientales, debido a su: 1) fundamentación, por tener una concepción tecnocrática que no involucra discusiones de orden político; 2) efectividad, por centrarse en el seguimiento de unos estándares y procesos de evaluación, pero no en sus resultados en la reducción de impactos ambientales negativos; y 3) implementación práctica, dado que las evaluaciones ambientales tradicionalmente no involucran la participación pública, tienen dificultades para medir los impactos ambientales acumulativos y se concentran en medir los cambios biofísicos sin conectarlos con sus efectos en el bienestar humano. Una tendencia reciente es integrar el enfoque de los servicios ecosistémicos (SE) en las evaluaciones ambientales (EIA-EAE) para contribuir a mejorar sus perspectivas. En teoría, las ventajas de integrar los SE en las evaluaciones ambientales se resume en cuatro aspectos: i) las tipologías y marcos operativos de los SE que permiten conectar la dinámica natural con los cambios en el bienestar humano; ii) los procesos de identificación de los SE y sus beneficiarios que contribuyen a develar la diversidad de grupos sociales que dependen y son vulnerables a los cambios en los ecosistemas; iii) la participación de una variedad de grupos sociales en los procesos de distribución de beneficios, SE e impactos ambientales de las intervenciones de desarrollo, que permiten incorporar aspectos de la equidad y la justicia procedimental; y, iv) la utilidad del concepto de trade-offs entre SE para identificar a los ganadores y perdedores potenciales de la distribución de los beneficios e impactos de las intervenciones de desarrollo, lo cual es una de las causas más determinantes de los CSA. Sin embargo, la integración de los SE en las evaluaciones ambientales también puede tener limitaciones asociadas con la complejidad del lenguaje de los servicios ecosistémicos, el gran volumen de información que demanda su caracterización, e

incluso la dificultad que implica cuantificar ciertos SE por la insuficiencia del conocimiento ecológico. Adicionalmente, el concepto de los trade-offs entre SE no explica el surgimiento de todos los CSA, dado que ciertos impactos ambientales inciden directamente en la calidad de un recurso natural sin afectar a los ecosistemas (por ejemplo, el hollín resultante de la minería que afecta el aire sin modificar ningún ecosistema); también, algunas intervenciones de desarrollo pueden generar impactos de tipo social (desplazamiento y desempleo) que causan CSA sin si quiera tocar los ecosistemas. El objetivo de este capítulo es establecer el potencial del enfoque de los SE para cualificar el análisis de las injusticias y los conflictos socioambientales derivados de las intervenciones de desarrollo. Para ello, se ha explorado y seguido la lógica con la cual la literatura sobre las evaluaciones ambientales sugiere incorporar el enfoque SE en el análisis de los efectos de las políticas, planes, programas y proyectos. Además, se implementó una investigación empírica mediante un estudio de caso desarrollado en la cuenca del Río Guabas, Valle del Cauca, Colombia, en donde se identificaron los SE, beneficios, beneficiarios, trade-offs entre SE y sus impactos en distintas dimensiones del bienestar humano de diversos grupos sociales, a partir del análisis de información secundaria y los resultados de un trabajo de campo que incluyó recorridos, talleres comunitarios, discusiones grupales, encuestas y mapeos sociales. Los resultados del estudio de caso fueron comparados con los de un proceso de planificación del uso, manejo, protección y conservación de los recursos naturales y el agua, implementado en la cuenca del Río Guabas sin considerar el enfoque de los SE. La investigación mostró que el enfoque de SE cualifica de forma muy importante el análisis de las injusticias ambientales al: i) favorecer la implementación de procesos participativos, pues solo mediante ellos es posible identificar los SE de tipo cultural; ii) identificar los procesos inmateriales asociados con los ecosistemas (SE culturales) que tradicionalmente no se consideran y tienen un papel enorme en el bienestar de grupos sociales locales; iii) mostrar la forma en que múltiples procesos ecosistémicos benefician a diversos grupos sociales, favoreciendo el reconocimiento de esos grupos; y iv) develando que los trade-offs entre SE y particularmente los relacionados con la apropiación del agua, afectan a los grupos sociales en condición socioeconómica más vulnerable.

4.2 INTRODUCCIÓN

La introducción en el mundo académico del concepto de desarrollo atribuida a Schumpeter (en 1935) y su posterior difusión a nivel político por parte del presidente Truman de los Estados Unidos en 1949, condujo al posicionamiento del crecimiento económico como meta e indicador fundamental del progreso social (Pérez et al.,

2010). Lo anterior, derivó en la formulación de diversos modelos de crecimiento económico, como por ejemplo los de Domar (1946), Solow (1956), Rostow (1956), Baran y Hobsbaung (1958), que concebían el desarrollo como un proceso de ingeniería social o planificación dirigido a modernizar y hacer progresar las sociedades, sin considerar la existencia de límites naturales para tal crecimiento (Pérez et al., 2010). En la práctica, esto significaba que crecimiento económico, progreso material y desarrollo, se podían alcanzar a partir de la puesta en marcha del círculo virtuoso conformado por planes, políticas, programas y proyectos implementados a nivel local, nacional o mundial sin tomar en cuenta sus impactos ambientales.

Esta concepción de desarrollo entendido como crecimiento económico, fue útil a la difusión universal de algunos valores éticos del capitalismo: la racionalidad del individuo orientada a maximizar los beneficios económicos de cualquier actividad, la cultura del consumo y la concepción del crecimiento sin restricciones naturales (Pérez et al., 2010). Estos valores éticos, se han considerado como parte de los factores generadores de la crisis ambiental actual, al estimular la creciente velocidad y tamaño de la economía, lo que ha implicado una alta demanda de recursos naturales y elevados procesos de contaminación de la naturaleza. Existen una multiplicidad de evidencias de la crisis ambiental y su relación con el modelo capitalista, pero algunos estudios han cobrado mayor relevancia mundial, desde los primeros hitos históricos contenidos en los trabajos de Carson (1962), Ehrlich (1968), Meadows et al. (1972), hasta la más reciente Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005).

Las soluciones a la crisis ambiental han sido enfocadas desde diferentes perspectivas, que incluyen propuestas donde se demanda un cambio radical en el sistema socioeconómico que pasa por tomar una senda diferente al capitalismo (Harvey, 2014), incluyendo las vertientes mas fuertes del decrecimiento (Kallis, 2011; Kallis et al., 2012), hasta las que consideran factible realizar algunos cambios estructurales que contribuyan a mejorar el desempeño ambiental del modelo capitalista, idea que expresan enfoques como el desarrollo sostenible, la economía verde (Bina, 2013) y el crecimiento cero (Barret, 2018). Otras soluciones a esa crisis, se plantean sin la necesidad de cuestionar el modelo de desarrollo y ofrecen instrumentos que desde un ámbito más técnico, facilitan la toma de decisiones en situaciones que tienen implicaciones de orden ambiental, tal como sucede con las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) y las Evaluaciones Ambientales Estratégicas (EAE)⁷⁵.

⁷⁵ De acuerdo con Morgan (2012) existen diferentes formas de evaluación ambiental entre ellas la Evaluación de Impacto Social, la Evaluación de Impacto en la Salud, la Evaluación de Sostenibilidad,

La EIA y la EAE operan en el contexto de las intervenciones orientadas al desarrollo⁷⁶, explorando los impactos probables y significativos que ellas pueden tener sobre las personas, comunidades y el ambiente (Honrado et al., 2013). La EIA es una herramienta multidisciplinaria que busca predecir los impactos de un proyecto sobre aspectos de tipo social, ambiental y de la salud (Loomis, 2018), que al introducirse en los 70s⁷⁷ (Morgan, 2012; Kumar et al., 2013), se convirtió en una respuesta técnica rápida a las primeras denuncias de la crisis ambiental aparecidas a finales de los 60s. Mientras tanto, el término Evaluación Ambiental Estratégica se introdujo a finales de los 80s (Fischer, 2002), cuando se hizo evidente que también los planes, políticas y programas podían ser generadores potenciales de impactos socioambientales. Tal como la definen Partidario y Clark (2000: pag 4) la “EAE es un proceso dinámico para evaluar, en la fase de la toma de decisiones públicas más temprana y apropiada posible, la calidad ambiental y las consecuencias de visiones e intenciones de desarrollo alternativas, incorporadas en las políticas, planes, programas, asegurando la integración completa de consideraciones relevantes sobre lo biofísico, económico, social y político”.

Uno de los objetivos subyacentes en los procesos de EIA y EAE es reducir al máximo la probabilidad de ocurrencia de Conflictos Socio Ambientales (CSA) derivados de la implementación de planes, políticas, programas y proyectos. Los CSA se originan cuando uno o varios actores sociales toman conciencia de la ocurrencia de impactos, daños o problemas ambientales asociados con la ejecución de las intervenciones de desarrollo, por lo cual se oponen a su implementación y entran en confrontación con los actores que los promueven (Pérez, 2009; Padilla, 2002). Como los impactos y tensiones ambientales preceden a los CSA (Folchi, 2004), las evaluaciones ambientales usan su poder predictivo y preventivo, para adelantarse a la identificación de impactos ambientales y sus consecuencias y para proponer formas de reducción, control o mitigación de esos impactos, respectivamente. Se supone que las evaluaciones ambientales al hacer evidentes los impactos ambientales, sus consecuencias y formas de manejo, generarían la oportunidad de producir un consenso social que tendería a reducir la probabilidad de que se produjeran el CSA.

la Evaluación de Impacto Regulatorio, la Evaluación de Impactos Culturales, la Evaluación de Impacto pos-desastres, la Evaluación de Impactos del Cambio Climático, etc.

⁷⁶ Cuando se habla de las intervenciones orientadas al desarrollo se hace referencia a las políticas, planes, programas y proyectos.

⁷⁷ De acuerdo con Morgan (2012), la Evaluación de Impacto Ambiental surge como proceso formalmente establecido en 1.970 a partir del Acta de Política Nacional Ambiental de los Estados Unidos.

4.2.1 Las deficiencias en las evaluaciones ambientales y su incidencia en el análisis y reducción de los CSA

Las evidencias aportadas por el Atlas de la Justicia Ambiental (EJAtlas⁷⁸) que reportaban 2200 CSA en el mundo para agosto de 2015 (Scheidel, Temper y Alier, 2017), parecen sugerir que las evaluaciones ambientales no han consolidado su potencial de reducir la probabilidad de ocurrencia de esos conflictos. Una posible causa se relaciona con que los CSA surgen como consecuencia de múltiples factores estructurales inherentes al modelo de desarrollo, entre ellos la realidad macroeconómica y los aspectos políticos, sociales y culturales, que no están al alcance de herramientas técnicas como las EIA-EAE. Pero también, la forma como se conciben e implementan las evaluaciones ambientales puede operar como otro factor explicativo de su aparente baja incidencia en evitar los CSA. El trabajo desarrollado por Morgan (2012), agrupa las deficiencias de las evaluaciones ambientales⁷⁹ en torno a tres elementos: sus fundamentos teóricos, su implementación práctica y la efectividad o resultados obtenidos mediante su utilización.

La base teórica sobre la que se crearon las EIA y que aún hoy predomina en la práctica es el modelo racionalista, que concibe a la evaluación ambiental como un proceso objetivo y neutral de elección de la mejor opción entre distintas alternativas existentes, para resolver un problema claramente definido, a partir del análisis de información relevante (ibid. Op. Cit). De esto se deriva que las evaluaciones ambientales se perciban como un instrumento tecnocrático, que se implementa sin considerar las relaciones de poder que operan en el contexto económico, político, social y cultural donde se producen las intervenciones de desarrollo. Al ignorar estas relaciones de poder se pasa por alto un factor clave para explicar las razones que conducen al surgimiento de los CSA.

Por su parte, la efectividad de las evaluaciones ambientales se ha estudiado fundamentalmente desde la perspectiva de su cumplimiento con los procedimientos establecidos en la normatividad y las políticas (efectividad procedimental⁸⁰), pero muy poco desde su incidencia en la toma de decisiones y en la reducción de los impactos ambientales negativos (efectividad sustantiva). De esta forma, es casi

⁷⁸ El Atlas de la Justicia Ambiental se puede consultar en el sitio web: <https://ejatlas.org/>

⁷⁹ Aunque el autor utiliza el término evaluaciones de impacto ambiental, su artículo no se concentra solamente en la evaluación de impactos de proyectos, sino que deja claro que considera el rango que va desde estos hasta las políticas.

⁸⁰ Loomis (2018)⁸⁰ define la efectividad procedimental como el análisis de los procesos de evaluación establecidos y su adherencia a las políticas que los originan y orientan y la efectividad sustantiva como los efectos que las evaluaciones tienen en la toma de decisiones y si realmente contribuyen a reducir los impactos ambientales negativos.

imposible establecer la contribución real de las evaluaciones a disminuir las probabilidades de surgimiento de los CSA.

Parte importante de la literatura que analiza las deficiencias de las evaluaciones ambientales, se concentra en sus problemas de implementación en la práctica (Baker et al., 2013). Al respecto, dos problemas son los más relevantes: la valoración de los impactos ambientales acumulativos y la escasa participación pública (Morgan, 2012). A pesar del llamado de los científicos a incorporar conceptos como la democracia deliberativa en los procesos de evaluación ambiental (Morgan, 2012), persisten diversas barreras que limitan la participación en esos ejercicios, tal como lo documentan Harley y Wood⁸¹ (2005: pag 333). A estos dos problemas habría que añadir un tercero, producido por la tendencia de las evaluaciones ambientales a concentrarse en el estudio de los cambios biofísicos o naturales, sin establecer los efectos de esas variaciones ecológicas en el bienestar humano de distintos grupos sociales.

4.2.2 Integración de los SE en las Evaluaciones Ambientales

Una tendencia reciente que se viene explorando para contribuir a resolver las deficiencias que sufren las evaluaciones ambientales, es la integración del enfoque SE en las EIA-EAE (Baker, 2013; Rosa y Sánchez, 2016), propuesta que fue impulsada por el Convenio sobre la Diversidad Biológica hace algo más de 10 años⁸² (Rosa y Sánchez, 2016). La respuesta académica a este llamado ha sido positivo, pues se han desarrollado una cantidad considerable de guías metodológicas que buscan ofrecer una orientación sobre cómo deberían incorporarse los SE en las EIA-EAE (Honrado, 2013; Landsberg, 2015). Estas guías incluyen las propuestas de Sloodweg et al. (2006), Partidário (2007), WRI (2008), Sloodweg y van Beukering (2008), Rounsevell et al. (2010), Hobbs et al. (2010), Sloodweg y Mollinga (2010), OECD-DAC (2010), Landsberg et al. (2011, 2013), Partidário y Gómes (2011), IFC (2012b), UNEP (2014).

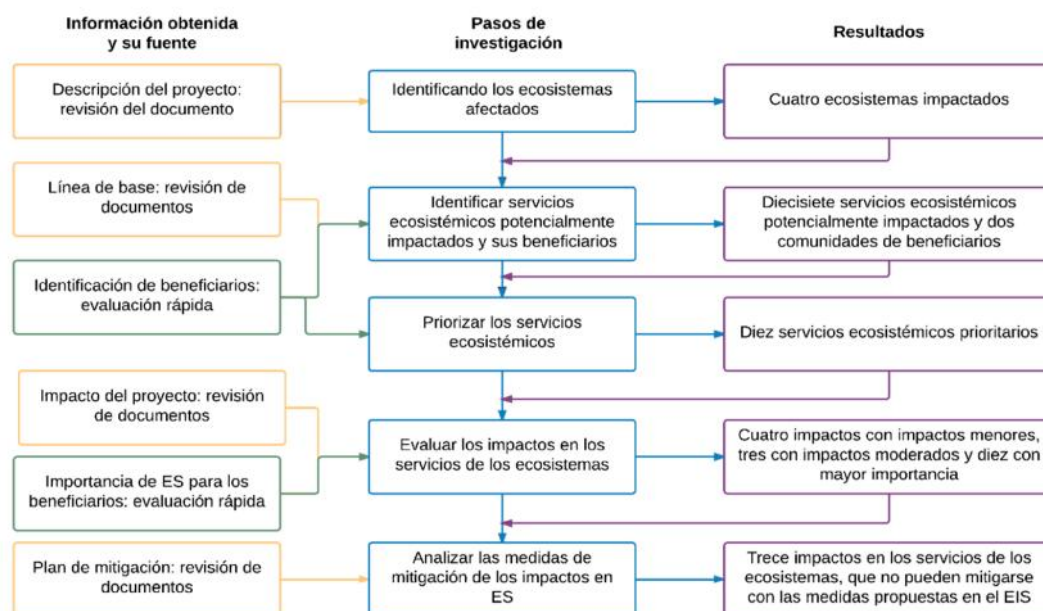
La integración de los SE en las evaluaciones ambientales puede suceder de dos formas distintas. Una forma pragmática, que en el caso de la EIA implica incorporar los SE como un estudio especializado más dentro de todo el paquete de análisis

⁸¹ Para estos autores las barreras que limitan la participación en las evaluaciones ambientales incluyen: i) el escaso conocimiento público de la planeación y de los aspectos legales y de licenciamiento de residuos; ii) la deficiente provisión de información; iii) el pobre acceso a asesoría legal; iv) la desconfianza en la industria generadora de residuos; v) el síndrome del “no en mi patio trasero”; vi) las fallas en lograr incidencia en los procesos de toma de decisiones; vii) la deficiente ejecución de los métodos participativos; y, viii) las limitaciones de la regulación.

⁸² Mediante la expedición de las “Guías Voluntarias para Valoración de Impactos incluyendo la Biodiversidad”

que buscan identificar los impactos del proyecto, como sucede con un estudio de la calidad del aire o del ruido (Rosa y Sánchez, 2016); mientras en el caso de la EAE consistiría en la cuantificación y valoración de la oferta y demanda de los SE, posiblemente para un área determinada (Baker et al., 2013). La otra forma de integración es de tipo estructural, lo que supone considerar a los SE como un marco o guía que se utiliza durante todo el proceso de evaluación ambiental (Rosa y Sánchez, 2016; Baker et al., 2013), integrando el análisis de los impactos sociales y ambientales del proyecto (Rosa y Sánchez, 2016). La Figura 4.1 muestra un ejemplo de la incorporación de los SE dentro de un proceso de evaluación ambiental (Rosa y Sánchez, 2016).

Figura 4.1 Proceso de incorporación de los SE en las etapas de la evaluación ambiental



Fuente: tomado de Rosa y Sánchez (2016).

Una justificación de tipo teórico comúnmente utilizada para integrar los SE y las evaluaciones ambientales es la similitud y coherencia de los propósitos subyacentes en ambos campos al: i) tener a la sustentabilidad como su meta principal, lo que implica que se alcance un nivel adecuado de protección ambiental en la implementación y operación de las intervenciones de desarrollo, considerando el bienestar humano como condición de primer orden (Partidario et al., 2013) y ii) ser utilizadas y posicionarse en los niveles estratégicos de la toma de decisiones- especialmente la EAE.

Otra justificación de orden teórico, indica que la integración de los SE en las EIA-EAE puede traer como consecuencia que mejoren los resultados de los procesos de evaluación en términos de la justicia ambiental. Como las evaluaciones ambientales estándar no miden los impactos de los proyectos sobre los SE, tienden a ignorar a los grupos sociales más vulnerables a los cambios en los ecosistemas [por tanto a los SE que estos ofrecen], pasando por alto ciertas consecuencias sociales de las alteraciones ecológicas (Lansberg et al., 2011). La contribución de los servicios ecosistémicos en las dimensiones del reconocimiento y la equidad distributiva de la JA puede ser relevante: al caracterizar y valorar una amplia gama de procesos bióticos y sus beneficiarios/afectados como resultado de adoptar el enfoque SE, se amplía la base de grupos sociales –especialmente los más vulnerables- que pueden involucrarse en el proceso de decidir sobre la asignación de los beneficios e impactos socioeconómicos y ambientales de las intervenciones de desarrollo, haciendo valer sus intereses y promoviendo un resultado más equitativo. Adicionalmente, la ampliación de los grupos sociales que entran en discusión puede significar que se diseñen e implementen estrategias participativas de negociación y concertación, lo cual mejora esa otra dimensión de la JA. Tal como lo sugieren Honrado et al. (2013: pag 21) “incorporar explícitamente los SE proporciona la oportunidad de identificar los conflictos y sinergias entre las acciones humanas y los ecosistemas, establecer diálogos y procesos de negociación, ampliar las ganancias para los beneficiarios y evitar que se produzcan perdedores”. Esta es una ventaja que también beneficia al propio enfoque de SE pues como se observó en el capítulo 3, varios autores han discutido sus deficiencias en la incorporación de elementos de la justicia ambiental (Lele, 2013; Jax et al., 2013; Luck et al., 2014; Sikor et al., 2014; Marshall y Gonzáles-Maler, 2016; Aragão et al., 2016).

4.2.3 Desarrollos en el campo de los SE que contribuyen a enriquecer los procesos de evaluación ambiental

Dentro del campo de los SE, existen algunos desarrollos que pueden ser particularmente importantes para contribuir a que las evaluaciones ambientales superen algunas de sus limitaciones antes discutidas. El primero de estos desarrollos incluye a los diversos marcos teóricos y tipologías que muestran la relación entre los procesos bióticos, la oferta de SE y distintas dimensiones del bienestar humano, lo cual le provee a las evaluaciones ambientales una salida a su tendencia tradicional a enfocarse en el estudio de los cambios biofísicos y ecosistémicos generados por las intervenciones de desarrollo, sin explorar sus consecuencias en el ámbito socioeconómico-cultural. Cabe destacar entre esos marcos teóricos y tipologías a los de Ehrlich y Ehrlich (1981), Daily (1997), de Groot y otros (2002), EEM (2005), Wallace (2007), Boyd y Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) y CICES (2015).

El estudio convencional de los servicios ecosistémicos se ha hecho caracterizando primero los procesos y estructuras de los ecosistemas para luego establecer la oferta potencial de SE y sus efectos en el bienestar humano. Sin embargo, es posible estudiar la relación en orden invertido, analizando como los procesos de planificación territorial generan incidencias en los SE. Esto significa caracterizar la forma en que las estrategias de manejo de los ecosistemas y del suelo, implementadas para propiciar la oferta de ciertos SE, generan impactos en las propiedades, procesos y componentes naturales que originan esos SE⁸³ (de Groot et al., 2010). Recientemente, los científicos han formulado diversos marcos de trabajo para incorporar los SE en la planificación territorial (BenDor et al., 2016), tal como lo muestran las propuestas de Albert et al. (2016), Biggs et al. (2015), Langemeyer et al. (2016) y Nin et al. (2016). Estos marcos de trabajo se han traducido muy poco en la adopción práctica del enfoque SE en la planificación territorial y de los usos del suelo (Elmqvist et al., 2012; BenDor et al., 2016; Mascarenhas et al., 2015) y aún menos incorporándolos como parte de las EIA-EAE⁸⁴ (Rozas-Vasquez et al., 2017; Rosa y Sánchez, 2016). Sin embargo, son útiles como un avance que se puede aprovechar en el intento de integrar los SE en procesos estratégicos de formulación de políticas, planes, programas y proyectos.

El resultado de integrar los SE en las evaluaciones ambientales se puede observar a través de tres aspectos que mejorarían de forma notoria: i) *la formalización*, que implica conservar o incrementar el estatus legal de las evaluaciones; ii) *los procesos o actividades* que conducen a una mayor calidad de las rutinas propias y salidas de la evaluación ambiental; y, iii) *los resultados* de las evaluaciones que significan incrementar la probabilidad de que con su uso mejore la toma de decisiones (ver Tabla 4.1).

⁸³ El antecedente académico que proponía una forma práctica de evaluar los escenarios futuros de desarrollo territorial considerando sus restricciones e impactos sobre el ambiente provienen del trabajo pionero de McHarg (1969) (Honrado et al., 2013; BenDor et al., 2016).

⁸⁴ En el ámbito de la investigación, se sugiere que el primer estudio que integró la EAE, los SE y los usos del suelo fue el desarrollado para la Pampa Argentina por Barral y Maceira (2012).

Tabla 4.1 Mejoramientos en los procesos de EIA-EAE derivados de la integración de los SE

Elemento	Aspectos positivos incorporación SE en EIA-EAE
Formalización	• Facilitar la incorporación formal del enfoque SE en los procesos de planeación* y en la legislación ambiental, especialmente en los EIA
Procesos y actividades de la evaluación ambiental	▪ Proporcionar un enfoque integrador para construcción de la línea base que va más allá de lo puramente biofísico ▪ Facilitar procesos más participativos en distintas fases de la evaluación, pues requiere de la incorporación de diversos grupos sociales especialmente en la identificación de SE, sus beneficios y efectos en el bienestar humano ▪ Permitir que se traduzcan los cambios biofísicos en impactos en el bienestar humano, demostrando las consecuencias sociales del cambio ambiental ▪ Posibilitar que se evalúen los impactos acumulativos, a partir de los cambios en ecosistemas que proveen canastas de SE ▪ Permitir que se incorporen diferentes escalas espaciales ligadas a los SE, mostrando interacciones con otros planes, programas y proyectos ▪ Posibilitar que se incluyan las tendencias futuras de oferta de los SE como base de la sustentabilidad y para justificar las decisiones
Resultados de las evaluaciones ambientales	• Mejorar delimitación de áreas de estudios a partir de ecosistemas afectados y zonas de provisión-demanda de SE • Superar la concentración de las evaluaciones ambientales en lo biofísico y los análisis de impactos ambientales desligados de lo social • Mejorar proceso de implementación y cualificar los resultados de los estudios de EIA-EAE • Emplear SE como plataforma de comunicación efectiva entre tomadores de decisiones y grupos sociales ✓ Proporcionar un nuevo enfoque para diseño de medidas de mitigación y compensación (tipo PSA)

Fuente: Elaboración propia, con base en Geneletti (2011); Baker et al. (2013); Rosa y Sanchez (2016); Ruhl (2015).

4.2.4 Limitaciones para integrar los SE en las evaluaciones ambientales

A pesar de las diversas ventajas que potencialmente traería la integración de los SE en las evaluaciones ambientales, también existen algunas limitaciones que podrían hacer compleja o poco efectiva esta conjunción. Estas limitaciones se resumen en los siguientes aspectos:

- **La complejidad del lenguaje de los SE** y lo poco familiar que puede sonar entre algunos individuos y grupos sociales (Baker et al., 2013) que participan en los procesos de evaluación, sobre todo si quienes lo introducen recurren a la versión más técnica de las definiciones, conceptos y tipologías del enfoque; incluso, se debe tomar en cuenta que el enfoque puede ser percibido de forma divergente entre distintos actores sociales, como se mostró en el capítulo 3 de esta tesis.
- **Dificultades para cuantificar la oferta de SE**, dado que el conocimiento ecológico disponible aún parece ser insuficiente para explicar la complejidad de los procesos naturales que dan origen a los SE (Cowling et al., 2008; Kremen y Ostfeld, 2005; Bennet et al., 2009). Así, se dificultaría establecer los efectos de los proyectos sobre los servicios cuya medición desde el punto de vista ecológico es más compleja, como los de regulación.
- **Dificultad de establecer impactos de intervenciones de desarrollo en ciertos SE (especialmente los de tipo cultural)**, dado que la insuficiencia del conocimiento ecológico ha llevado a utilizar las coberturas del suelo como proxy de la oferta de diversos SE⁸⁵; pero la oferta de SE de tipo cultural, difícilmente se pueden expresar a partir de las coberturas del suelo, con lo que tomar este camino implica subvalorar los impactos de las intervenciones de desarrollo en las dimensiones inmateriales del bienestar humano.
- **Insuficiencia para reflejar toda la gama de impactos de los proyectos**, pues efectos como el desplazamiento o el desempleo que puede propiciar una intervención de desarrollo, pertenecen a un ámbito social que no se manifiesta a través de los SE (Rosa y Sánchez, 2016).
- **Riesgo de no incluir los intereses y valores propios de algunos actores en el proceso de evaluación ambiental** (Karjalainen et al., 2013), dada la tendencia del enfoque SE a priorizar el uso del lenguaje monetario, lo que implicaría dejar por fuera a los individuos y grupos que priorizan otras formas de valoración de los ecosistemas y sus SE.

⁸⁵ Un estudio adelantado por Bagstad et al. (2013), mostró que prácticamente todas las herramientas utilizadas para la identificación y/o cuantificación de los SE, utilizan las coberturas o usos del suelo como forma de aproximarse a la medición de su provisión. Un caso particular de lo anterior es el modelo InVEST (Tallis et al., 2008).

- **Hacer más complejas las evaluaciones ambientales** (Karjalainen et al., 2013), pues el uso del enfoque SE demanda un alto volumen de información y tecnificación, lo cual puede conducir a que los responsables de estos procesos declinen o eviten su uso.

4.1.5 Importancia del concepto de trade-offs entre SE para el análisis de los CSA y la justicia ambiental

Es evidente que en la gestión del suelo, los ecosistemas y sus servicios, se tienen que tomar decisiones en las que se confrontan, más que conciliarse, objetivos de tipo económico, social y ambiental (McShane, 2011). Transferido a las intervenciones de desarrollo, esto significa que las políticas, planes, programas y proyectos optan por generar unos beneficios e impactos, entre ellos los de tipo ambiental, renunciando a otros. En el caso particular de los SE, las tipologías parecen sugerir que los ecosistemas pueden proveer todos los servicios al tiempo, generando escenarios win-win. Esto es contrario a la realidad, pues si bien los ecosistemas y el suelo se pueden manejar para que estén en capacidad de proveer diversos SE en un momento dado, es imposible maximizar la oferta de todos simultáneamente (King et al., 2015). Lo anterior es consecuente con el concepto de trade-offs entre SE. Montes et al (2013: pag 224) definen a los trade-offs entre SE como la situación en que “las decisiones de gestión realizadas por los seres humanos implican la optimización de unos cuantos o un solo SE, produciendo la reducción o deterioro de otros servicios ecosistémicos”. Es obvio entonces, que los trade-offs entre SE sirven como medida del impacto actual o potencial de las intervenciones de desarrollo. Otra forma de trade-off se da cuando un individuo o grupo social se apropia de un SE, despojando del acceso al mismo SE a otros grupos o individuos (Rodríguez, 2006). Este caso, hace referencia a un trade-off entre el bienestar de los grupos sociales e individuos que se disputan el acceso al SE implicado, concepto diferente al de trade-off entre SE.

El análisis de los trade-offs entre SE permite comprender parte de la dinámica que origina los CSA, conectándolos además con la justicia ambiental. Al generar grupos de ganadores y perdedores, los trade-offs entre SE se convierten en un elemento central para el desarrollo de los conflictos, debido a la disputa que se establece por el acceso a los beneficios de los ecosistemas (Kovács et al., 2015). La identificación de los cambios en el flujo de diversos SE y de los trade-offs resultantes, permite develar quienes terminan como ganadores y perdedores de los nuevos arreglos distributivos para el disfrute de esos SE, lo cual hace parte del análisis de la equidad (Sikor, 2013). Además, el mismo proceso de identificación y valoración de los SE y sus trade-offs, que se hace incluyendo a unos y excluyendo a otros, posibilita adentrarse en la dimensión de la participación; mientras que establecer que tanto

reconocimiento se le dio a los valores, visiones y experiencias que diversos actores le asignan a los ecosistemas y sus SE, parece clave para tomar decisiones que produzcan los trade-offs menos perjudiciales (ibid. Op. Cit).

Es innegable que en el territorio toman forma todas las expresiones de la vida humana, las cuales en muchas ocasiones son contradictorias y conflictivas. Por ello, para el análisis de los trade-offs entre SE se tiene que considerar el tema de la escala⁸⁶, especialmente de orden espacial, pues como lo afirman Furst et al. (2014) “las personas prefieren conocer donde implementar la planificación de los SE que la razón para hacerlo”. Introducir la escala espacial⁸⁷ implica reconocer que los trade-offs entre SE se producen también por el desacoplamiento entre las zonas donde estos se producen y consumen (Bagstad et al., 2013; Syrbe y Walzt, 2012). Por ejemplo, es frecuente que en las cuencas hidrográficas quienes habitan las zonas altas y garantizan el flujo de un SE como la provisión de agua, cuidando los bosques y sacrificando el consumo de otros SE proporcionados por este ecosistema (por ejemplo la madera), observen como los usuarios ubicados en áreas geográficas distantes, si pueden disponer del flujo hídrico. Conceptos como las Unidades Proveedoras de Servicios (UPS)⁸⁸ (Fisher et al, 2009) y de Áreas Beneficiarias de los Servicios (ABS)⁸⁹ (Syrbe y Walzt, 2012), se han propuesto para intentar afinar el análisis de los problemas asociados con la distribución espacial de la oferta y demanda de los ecosistemas y sus SE, y de paso han contribuido a reforzar la identificación de trade-offs entre SE.

Es necesario reconocer que los CSA no pueden ser analizados únicamente desde la perspectiva de los trade-offs entre SE, por dos motivos. Primero, porque en muchas ocasiones los impactos ambientales de una intervención de desarrollo no se manifiestan a partir de un cambio en un ecosistema y sus SE. Por ejemplo, el hollín que produce una explotación minera de carbón puede afectar directamente el recurso aire (su calidad), sin que medie ningún proceso o degradación ecosistémica. Segundo, porque los trade-offs entre SE no son el único factor que causa los CSA

⁸⁶ La escala se define como la dimensión física, en espacio y tiempo, de un fenómeno u observación (de Groot et al., 2010; Hein et al., 2006).

⁸⁷ Para un análisis completo del tema de las múltiples escalas relacionadas con los SE revisar Shcoles et al (2013).

⁸⁸ Tras la idea de las UPS existe el intento de ampliar la escala de análisis espacial pasando de los ecosistemas, especies y SE individuales a las unidades de paisajes, pues en ellas es posible integrar distintos mosaicos de hábitats, poblaciones ecológicas, grupos de SE e incluso actores sociales claves (Fisher et al., 2009; Syrbe y Walzt, 2012).

⁸⁹ Por su parte las ABS, se configuran a partir de las zonas que están en capacidad de hacer un aprovechamiento de SE generados en las UPS, lo que puede darse por la conexión natural del flujo entre un lugar y otro o por la existencia de infraestructura creada por el ser humano- como cuando un sistema de trasvase de un río alimenta a una zona que antes no contaba con agua (Syrbe y Walzt, 2012).

pues estos pueden estar motivados por otras razones, como: las diferentes formas de importancia que las personas le asignan al ambiente; la insuficiencia de información sobre la actividad que genera el conflicto y que termina motivando cierta resistencia al mismo; los problemas estructurales, como la situación económica general de una región que puede obligar a ciertos grupos a explotar más la naturaleza para obtener su sustento; e incluso las malas relaciones entre grupos e instituciones moldeadas desde el pasado (Kovács et al., 2015)⁹⁰. Esto implica que los trade-offs entre SE son un análisis complementario al que establece una relación entre los impactos ambientales de las intervenciones de desarrollo y sus efectos en los recursos naturales agua, aire y suelo.

4.3 OBJETIVOS, JUSTIFICACIÓN Y ESTRUCTURA DEL CAPÍTULO 4

La discusión hasta aquí presentada corresponde a un análisis teórico de las razones y potencialidades que se le atribuyen a la incorporación del enfoque de SE en los procesos de evaluación ambiental. Sin embargo, aún existe un enorme vacío en el desarrollo de estudios empíricos que intenten demostrar como el uso de los SE en las evaluaciones ambientales de las intervenciones de desarrollo, contribuyen a cualificar el análisis de las injusticias y los conflictos socioambientales que las políticas, planes, programas y proyectos pueden generar. Se supone que, si el potencial del enfoque SE existe, su incorporación a los procesos de evaluación ambiental traería como consecuencia una mejor toma de decisiones, al menos conociendo los efectos que sobre la justicia ambiental para diversos grupos sociales, tendría la adopción de unas alternativas u otras. O por lo menos, se generarían las evidencias que los grupos más desfavorecidos de la sociedad y los movimientos por la justicia ambiental, requieren para poder establecer sus reclamos y demandas cuando son injustamente afectados por el despojo del acceso a los SE, impidiéndoles participar en la toma de decisiones e ignorando la forma particular en que se relacionan, perciben y entienden a la naturaleza. Tomando en cuenta lo anterior, el objetivo de este capítulo es establecer el potencial del enfoque de los servicios ecosistémicos para cualificar el análisis de las injusticias y los conflictos socioambientales derivados de las intervenciones de desarrollo, siguiendo la lógica con la que se incorporan los SE en las evaluaciones ambientales. Para cumplir con este objetivo, en la tercera parte del capítulo se describe la metodología del estudio, mientras que en la cuarta se presentan los resultados del estudio de caso realizado en la cuenca del río Guabas. La quinta parte se dedica a la discusión de esos resultados, los cuales a su vez se presentan a manera de conclusión.

⁹⁰ Para ver una explicación diferente de este tema revisar Jorda-Capdevila y Rodríguez-Labajos (2014).

4.4 METODOLOGÍA DEL ESTUDIO

La estrategia metodológica seleccionada fue comparar el resultado de un proceso de planificación realizado entre 2006 y 2009 y que se consolida en el Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica (POMCH) del Río Guabas y un estudio de caso desarrollado en la misma zona en 2016. Esta estrategia metodológica se adoptó por las siguientes razones: i) el POMCH es un proceso legal de planificación que orienta el uso, manejo, conservación y protección de los recursos naturales, con énfasis en el agua⁹¹; ii) el POMCH ofrece abundante información sobre aspectos biofísicos de la cuenca y en menor proporción respecto de elementos socioeconómicos, y además se construyó sin incorporar el enfoque de los SE, por lo que sirve para mostrar las diferencias que se generan al utilizar este último en el mismo espacio geográfico; iii) los procesos de planificación y los planes resultantes, son una de las intervenciones de desarrollo en donde se ha propuesto implementar el enfoque SE con el fin de adelantarse al surgimiento de los CSA, tal como se mostró en la introducción ; iv) la cuenca de Guabas fue parte de un proyecto de investigación que tenía como objetivo identificar los conflictos generados por el uso y apropiación de los SE y sus efectos en distintos grupos sociales.

Por otra parte, los estudios de caso son un método apropiado para comprobar de manera empírica consideraciones de orden teórico, sobre todo cuando se trata de procesos donde se investigan relaciones que tienen que ver con el ámbito social y ambiental. A continuación, se describen las diferentes actividades y técnicas que se utilizaron como parte de la metodología del capítulo 4. Ella se divide en la construcción del estudio de caso, manejo información del estudio de caso y comparación estudio de caso y POMCH.

⁹¹ Los POMCH tienen un contenido que incluye: la fase de preparación del proceso, en el cual se realiza un análisis de los actores de la cuenca, se describe la misma y se genera un escenario de futuro deseado (aprestamiento); el diagnóstico de las condiciones físico-bióticas y socioeconómicas de la cuenca, planteado desde una visión técnica y participativa; la fase de prospectiva en la se analizan diversos escenarios futuros para la cuenca y se propone un modelo de ordenación del territorio para el aprovechamiento, uso y conservación de los recursos naturales; la ejecución que consiste en proponer las estrategias, programas y proyectos específicos que deberían implementarse en la cuenca; y la estrategia de seguimiento y evaluación del plan.

4.4.1 Construcción del estudio de caso de la cuenca del Río Guabas

Para la construcción del estudio de caso se llevaron a cabo actividades de recopilación de información primaria y secundaria.

4.4.1.1 Recopilación de información secundaria

Consistió en la recopilación y consulta de informes, artículos, estudios, documentos y estadísticas relacionadas con la cuenca del río Guabas. A partir de esta información se estableció un perfil de los aspectos biofísicos, sociales y económicos de la cuenca y se diseñó la estrategia de trabajo de campo. La información secundaria también se utilizó para cuantificar el flujo de ciertos SE como la producción de alimentos, la caña de azúcar, la provisión de agua y la biodiversidad.

4.4.1.2 Recopilación de información primaria

La información primaria se recolectó a partir de diversas actividades de campo que se realizaron entre abril y noviembre de 2016 y que se describen a continuación.

Recorridos por la cuenca: esta actividad consistió en dos recorridos realizados por la cuenca de Guabas, uno de ellos cubriendo toda la zona alta y el otro la zona plana. El objetivo era observar las geoformas, cambios en el paisaje y dinámicas humanas de apropiación de la naturaleza. También los recorridos sirvieron para establecer un contacto inicial con líderes de las comunidades en donde se desarrollaría la investigación.

Talleres comunitarios: para facilitar la participación de las comunidades de la zona alta de la cuenca, ella se dividió en tres áreas. En cada una de las áreas se desarrollaron los siguientes talleres: i) mapeo social de la cuenca, el cual se realizó mediante la técnica de cartografía social con el fin de ubicar espacialmente los asentamientos humanos, procesos productivos, ecosistemas principales, ríos, puntos de contaminación y zonas de conflictos ambientales; ii) identificación de los SE de la cuenca, a partir de la técnica del listado libre consistente en pedir que las personas identificaran en tarjetas todos los beneficios que derivaban de los ecosistemas presentes en la cuenca. Dado que se trataba de un ejercicio con comunidades de zonas rurales, la definición de SE que se adoptó en este caso fue la de EEM (2005), pues es más propicia para estimular la reflexión sobre múltiples procesos naturales que benefician a los seres humanos; y, iii) identificación de los sistemas productivos y clasificación de grupos beneficiarios de los SE, utilizando la técnica de clasificación de la riqueza que permite establecer las diferencias socioeconómicas de distintos grupos poblacionales, utilizando sus propios criterios

de clasificación, intentando que entre ellos se incluyeran el acceso a los ecosistemas y sus servicios. En total se desarrollaron 16 talleres comunitarios en la cuenca (ver Tabla 4.2), concentrados en la zona alta por ser el área de interés dada la diversidad de ecosistemas, actividades productivas y asentamientos existentes en la misma, en contraste con la zona plana donde se encuentra fundamentalmente caña y los asentamientos urbanos.

Tabla 4.2 Registro de talleres comunitarios realizados en la cuenca Guabas según tema y zonas de encuentro de la parte alta

Propósito del taller	Zonas encuentro	Cantidad de talleres
Socialización del proyecto y mapeo social de la cuenca	Cocuyos, Juntas, Betania, La Magdalena.	7
Identificación y Priorización de servicios ecosistémicos.	Cocuyos, Juntas, Betania. Zona plana*	4
Identificación de sistemas productivos. (Clasif. Riqueza, cartografía social).	Cocuyos, Juntas, Betania, La Magdalena.	5

Fuente: Elaboración propia, talleres comunitarios cuenca Guabas (2016)

Taller de identificación deliberativa y priorización de SE: a partir de una discusión grupal se validó el ejercicio de identificación de los SE realizado con las comunidades de la zona alta de la cuenca, con el fin de incorporar algunos servicios ecosistémicos no considerados. Luego, mediante la técnica de la matriz de votación, cada participante identificó los tres SE más importantes para el grupo al que el asistente representaba. La suma de votos generó la priorización de los SE. Este taller fue representativo en el sentido de haber contado con 30 participantes en representación de las comunidades de la zona alta, autoridad ambiental, productores de caña, ingenios, administración municipal, empresas de acueducto urbano y actividades productivas de la zona alta.

Encuestas: el propósito central de la encuesta era medir la importancia que los SE tienen para la población de la zona alta de la cuenca, pero también establecer como las actividades productivas impactan a los ecosistemas y la provisión de SE. El enfoque de los medios de sustento (Chambers y Conway, 1991; Scoones, 1998) se utilizó como el referente conceptual para medir los efectos que el acceso a cinco formas de capital –natural, social, humano, financiero y físico (Bebbington, 1999)- tienen en la selección de estrategias que la población rural despliega para generar un mayor nivel de bienestar. El enfoque de medios de sustento sostenibles se seleccionó pues se ajusta mejor a la realidad rural, en especial por establecer la forma en que los hogares de esas zonas combinan múltiples factores ambientales,

sociales y económicos para garantizar su sustento material. Como los medios de sustento y el uso e impactos sobre la naturaleza están muy determinados por las actividades productivas, se decidió que las encuestas se realizarían en predios que tuvieran una de las siguientes actividades económicas: ganadería, cultivo de café, cultivo de mora y producción piscícola. De acuerdo con los resultados de los talleres comunitarios, las tres primeras actividades eran las más importantes en cuanto a la ocupación de predios rurales de la zona alta de la cuenca (predios en café=1000, ganadería=400, mora = 300), lo que es un factor fundamental para ver los procesos de apropiación y transformación de los ecosistemas y sus SE. Mientras tanto, la piscicultura dedicada a la producción de trucha (100 predios) es clave por el uso de los ecosistemas acuáticos como insumo y fuente de vertimientos. A partir de una prueba piloto en la que se diligenciaron 30 encuestas, se obtuvo la varianza de los ingresos, variable que sirvió para calcular el tamaño muestral. La fórmula de muestreo aleatorio simple arrojó un tamaño muestral de 180 encuestas para un nivel de confianza del 90%. Esta muestra se repartió de forma proporcional a la cantidad de predios existentes para cada una de las actividades productivas consideradas, lo que implicó la siguiente distribución de encuestas: café (100), ganadería (40), mora (30) y piscicultura (10). Dado que no se contaba con un marco muestral donde se tuviera la ubicación exacta de los predios rurales dedicados a las actividades productivas de interés, se decidió realizar un muestreo intencional. Este tipo de muestreo no probabilístico se basa en supuestos generales sobre la población y sus variables o características (Pimienta, 2000), la elección de los elementos a estudiar no depende de la probabilidad de escogencia, sino de las condiciones impuestas para seleccionar la muestra. Este muestreo se diseñó con los líderes comunitarios que a partir de su conocimiento hicieron un trazado de visitas a cada una de las veredas, identificando áreas donde se encontrarían predios con café, ganado, mora o truchicultura. En la Tabla 4.3 se presenta el diseño del muestreo intencional. El formato de encuesta utilizado contenía 88 preguntas distribuidas en ocho secciones, entre ellas las orientadas a establecer el acceso al capital natural (proxy de los SE), humano, social, físico y financiero (ver Anexo 6).

Tabla 4.3 Diseño del muestreo intencional para diligenciamiento encuestas en zona alta de cuenca Guabas

Recorrido por zonas	Encuestas por localidad	Encuestas por sistema productivo
La Magdalena - Regaderos	La Magdalena= 12 Regaderos = 15	La Magdalena: (mora=8, trucha=4, ganado=0, café= 0) Regaderos: (mora=0, trucha=0, ganado=0, café= 15)
Juntas-La Cecilia	Juntas=10 La Cecilia=5	Juntas: (mora=0, trucha=5, ganado=0, café= 5) La Cecilia: (mora=0, trucha=5, ganado=0, café= 0)
Lulos-La Cascada	Lulos=7 La Cascada=19	Lulos: (mora=0, trucha=2, ganado=0, café= 5) La Cascada: (mora=8, trucha=0, ganado=4, café= 7)

Recorrido por zonas	Encuestas por localidad	Encuestas por sistema productivo
Moravia-Cocuyos	Moravia=12 Cocuyos=20	Moravia: (mora=8, trucha=0, ganado=4, café= 0) Cocuyos: (mora=0, trucha=0, ganado=0, café= 20)
Terminar Cocuyos - Campoalegre	Campoalegre= 28	Campoalegre: (mora=4, trucha=4, ganado=0, café= 20)
Terminar Campoalegre-La Victoria-La Selva	La Victoria=2 La Selva =2	La Victoria: (mora=0, trucha=0, ganado=2, café= 0) La Selva: (mora=0, trucha=0, ganado=2, café= 0)
Flautas	Flautas= 28	Flautas: (mora=8, trucha=0, ganado=5, café=15)
Galarza-Cominal-El Silencio	Galarza=6 Cominal=4 El Silencio=10	Galarza: (mora=0, trucha=0, ganado=0, café=6) Cominal: (mora=4, trucha=0, ganado=0, café=0) El Silencio: (mora=0, trucha=0, ganado=0, café=10)
Betania-Portugal	Betania=10 Portugal=10	Betania: (mora=0, trucha=0, ganado=0, café=10) Portugal: (mora=0, trucha=0, ganado=3, café=7)
Las Hermosas	Las Hermosas=15	Las Hermosas: (mora=0, trucha=5, ganado=10, café=0)

Fuente: Elaboración propia, diseño con líderes comunitarios cuenca Guabas (2016)

4.4.2 Manejo de la información del estudio de caso

El manejo de la información consistió en generar una base de datos en excel, en la que se vaciaron los resultados de las 178 encuestas realizadas y que permitió la generación de estadísticas básicas de las variables continuas, categóricas y de tipo binario. La información de los talleres comunitarios que se encontraba en carteleras y mapas fue fotografiada y transcrita mediante Word u otros programas para su respectivo almacenamiento.

4.4.3 Construcción de datos para el análisis del estudio de caso

La construcción de los datos consiste en cruzar la información obtenida de diferentes fuentes con el fin de producir las evidencias que sirven para analizar los resultados del estudio de caso. Los principales datos contruidos en este caso fueron:

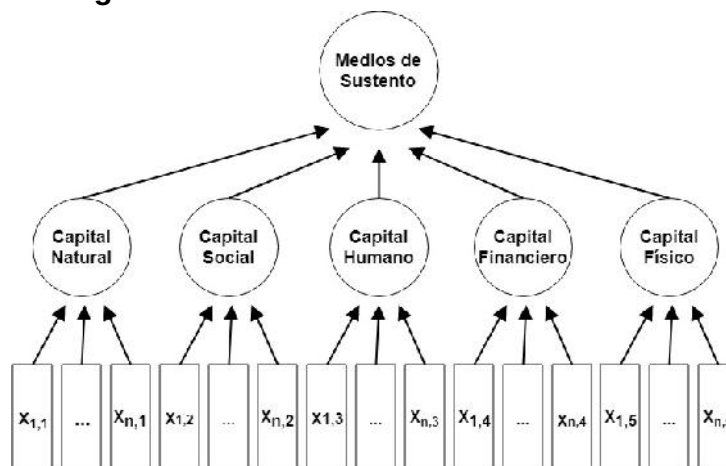
Potencial de oferta de SE: surge del cruce de los mapas de ecosistemas de la cuenca (Ekonomica, 2015), de las coberturas del suelo (CVC, 2017) y el mapeo social de los talleres comunitarios, más las tipologías que asocian las coberturas/ecosistemas con la producción potencial de ciertos SE específicos.

Identificación de SE según las coberturas del suelo: El concepto adoptado para precisar la identificación de los SE fue el de Boyd y Banzhaf (2011) que los define

como el último proceso ecológico distinguible antes de ser utilizado por el ser humano. Así, el ejercicio de identificación de SE hecho por la comunidad fue revisado, conduciendo a que algunos SE que eran realmente beneficios se extrajeran de la lista. Partiendo de la lista definitiva de SE identificados por la comunidad, se le asignó a cada uno de ellos una o varias coberturas, utilizando dos fuentes de información: los resultados de la cartografía social realizada por la comunidad y un ejercicio de asociación de SE a coberturas del suelo de la cuenca de Guabas realizado con expertos (Ekonomica, 2015). Las tendencias de provisión de los SE se generaron a partir de las discusiones que tuvieron lugar en el taller de identificación y priorización deliberativa de los SE y de la revisión de los análisis biofísicos presentados en el POMCH (CVC, 2009).

Dependencia de los medios de sustento rural por el acceso a cinco formas de capital: el objetivo de este análisis es estimar un índice sintético que mide el impacto de los distintos tipos de capital en los medios de sustento de la comunidad de Guabas, haciendo énfasis en la contribución del capital natural o los servicios ecosistémicos provistos en los predios de los encuestados. La estimación del índice de medios de sustento y los distintos tipos de capital que lo componen, se realizó siguiendo la metodología de Alinovi et al. (2008). Esa metodología calcula el índice en 2 etapas (ver Figura 4.2): en la primera, se miden los 5 tipos de capital (*variable latente* o no observable, círculos) a través de las variables *observables* (cuadrados), utilizando la información proveniente de las 178 encuestas. La segunda etapa genera el índice de medios de sustento (*variable latente*), a partir de los cinco tipos de capital. La construcción de cada índice (MS y capitales) se realizó mediante análisis multivariado de componentes principales (PCA en inglés) o suma ponderada de las variables escogidas. El análisis en dos etapas que se utiliza en este estudio permite: i) utilizar variables binarias y categóricas, relajando el supuesto de distribución normal; y 2) tener mayor flexibilidad en la especificación de los modelos explicativo de las variables no observables (Alinovi et al., 2008). Los análisis se corrieron en el paquete estadístico STATA versión 14, con las variables normalizadas según la metodología *min-max*, permitiendo tener resultados en una escala de 0 a 1.

Figura 4.2 Metodología de Estimación del índice de medios de sustento



Fuente: Elaboración propia

Identificación de beneficios y beneficiarios de los SE: los beneficios de los SE corresponden a los resultados de los procesos ecológicos en la forma de productos tangibles o intangibles que contribuyen al bienestar humano a partir de los usos que este les pueda dar. Los beneficios se identificaron a partir del resultado de una pregunta de la encuesta donde se pidió a los encuestados que identificaran los beneficios de las coberturas/ecosistemas de la cuenca. Mientras tanto, los beneficiarios definidos como aquellos grupos sociales que tienen acceso directo o por otros actores a los beneficios derivados de los SE, se identificaron a partir de la técnica de clasificación de la riqueza de los talleres, complementado con información secundaria. También se consideró la escala espacial en donde actúan estos grupos beneficiarios.

Identificación de los trade-offs entre SE: La definición de trade-off entre SE adoptada los define como el efecto que tiene el aumento de la provisión de un SE, en la disminución de la oferta de otro u otros SE (Rodríguez, 2006). Para su caracterización se utilizó como proxy el resultado de una pregunta de la encuesta que pedía identificar los impactos ambientales que generaban las cuatro actividades productivas encuestadas. Como algunas de las respuestas hacían referencia a impactos sobre recursos naturales, debieron ser eliminadas dejando solo los impactos en SE. La información secundaria de Ekonomika (2015) sobre el uso de la naturaleza por distintas actividades productivas de la cuenca y el análisis de problemas ambientales del POMCH permitieron complementar este componente.

Identificación de grupos sociales afectados por los trade-offs entre SE: dado que ya se habían identificado los beneficiarios de los SE, los afectados eran justamente

quienes corrían el riesgo de no seguir recibiendo tal corriente de beneficios por efectos de la pérdida de los SE involucrados en el trade-off.

Dimensiones del bienestar afectadas por los trade-offs: las dimensiones del bienestar utilizadas fueron las cuatro propuestas por la EEM (2005): seguridad, salud, bienestar material y buenas relaciones sociales. De acuerdo con el tipo de trade-off el investigador asignó una dimensión del bienestar potencialmente afectada, observando los usos que el grupo social impactado le venía dando a ese SE.

4.4.4 Comparación del estudio de caso y el POMCH del Río Guabas

Usando los datos anteriormente construidos se comparan los resultados del estudio de caso con los presentados en el POMCH de Guabas, con el fin de establecer los cambios que la introducción del enfoque SE permite generar, especialmente por hacer consideraciones propicias para la justicia ambiental y la prevención de los conflictos socioambientales.

4.5 ESTUDIO DE CASO DE LA CUENCA DEL RÍO GUABAS DESDE LA PERSPECTIVA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LOS CONFLICTOS SOCIOAMBIENTALES

4.5.1 Contexto general de la cuenca del Río Guabas

La cuenca del río Guabas se encuentra en el centro del Valle del Cauca, región colombiana que contribuye con el 10% del PIB del país (Cámara de Comercio de Cali, 2017) y que muestra un patrón de especialización productiva donde uno de sus rasgos es la presencia del cultivo de caña que conjuntamente con el café generan el 76% del PIB agrícola del departamento (Otero, 2014). La agricultura en el Valle sería impensable sin las ventajas comparativas que ofrece su dotación hídrica, representada en la presencia de 47 cuencas hidrográficas (Ekonomica, 2015) y el aporte de caudales provenientes del Río Cauca (467 m³/s promedio año) y las aguas subterráneas (114.635 lps promedio anual) (Pérez, 2008). La capital del Valle es Cali, una de las tres ciudades más importantes de Colombia y que tiene una población⁹² cercana a los 2.45 millones de habitantes.

⁹² El tamaño proyectado de la población de Cali para 2017 era de 2.420. 039 habitantes según las proyecciones aportadas por el gobierno colombiano a través de su portal Datos Abiertos Gobierno

La cuenca de Guabas tiene una extensión de 23.774 hectáreas, en las que predomina la zona montañosa que ocupa casi el 70% del área (16.509 ha) y en donde existe una transición que va desde el límite trazado por el Río Cauca en la zona plana a los 940 msnm⁹³ hasta los 4.000 msnm en el Páramo de Las Domínguez en la cordillera Central (CVC, 2009) (ver Figura 4.3 y Tabla 4.4). La existencia de una zona de reserva natural creada desde 1938 y que ocupa el 92% (16.064 ha) de la zona montañosa de la cuenca de Guabas (Fernandez, 2015) es de especial significancia en términos ecológicos, pero también es un símbolo de conflictos en torno a los usos del suelo que se pueden desarrollar allí, específicamente espacios habitacionales y diferentes actividades productivas.

Figura 4.3 Localización de la cuenca del Rio Guabas



Fuente: Adaptado y digitalizado de (CVC, 2011); (ESRI, 2013); (Fernández Vargas, 2016)

La riqueza hídrica de la cuenca también es notable, especialmente en la zona alta, donde existen más de 21 quebradas que alimentan su hidrografía y las cuales por las fuertes pendientes, generalmente son de corta trayectoria y duración, pero con

Digital Colombia, consultado en marzo 2018 en <https://www.datos.gov.co/Ordenamiento-Territorial/Proyecciones-de-poblacion-de-Cali-por-comuna-y-cor/f6pn-u79a/data#column-menu>

⁹³ Esto significa metros sobre el nivel del mar

caudales que generan arrastre de materiales (CVC, 2009). La forma de embudo de la cuenca hace que el agua proveniente de las 8 microcuencas de la parte alta se concentre en un punto del pie de monte en el sitio conocido como Puente Rojo desde donde se irriga la zona plana que es de forma alargada.

La extensión total de la cuenca Guabas está dividida entre los territorios de los municipios de Guacarí y Ginebra, pero este último representa un porcentaje predominante del área con el 71% del total. Por el contrario, en términos de la población es el municipio de Guacarí quien tiene mayor representatividad pues mientras su centro urbano está dentro de la cuenca, la cabecera municipal de Ginebra que tiene cerca de 25.000 habitantes⁹⁴ y que se abastece para el consumo humano del río Guabas, no es parte de la jurisdicción de la misma. En general, la concentración de la población en las áreas urbanas de la cuenca es muy alta, con cerca del 85%, lo que implica que la zona rural montañosa -que tiene un mayor porcentaje de área- está mucho menos densamente poblada. Las estimaciones provenientes de los talleres realizados con la comunidad de la zona montañosa en 2016, indican que en la zona alta viven cerca de 433 familias, las cuales si estuvieran conformadas por 6 personas implicarían cerca de 2.600 habitantes. Este dato difiere de la estimación del Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica (POMCH) que calculaba un total de 3.178 personas como habitantes de la zona montañosa de la cuenca para 2009 (CVC, 2009) y también de los cálculos de Asoguabas (2009), sobre la presencia de 800 familias en la zona de reserva. En todo caso, un dato promedio indicaría que la población puede estar alrededor de los 3000 habitantes.

Tabla 4.4 Información básica de la cuenca Guabas

Componente	Datos básicos
Extensión total (ha)	Total [23.774]; zona plana [7.264]; zona montañosa [16.509]
Área especial significancia ambiental	Zona de Reserva Forestal Nacional Protectora Sonso-Guabas: Área total [16.064 ha]; ocupa 92% de la zona de montaña de la cuenca
Alturas (msnm)	Máxima: Páramos Las Domínguez [4.000]; Mínima: desembocadura en Río Cauca [940]
Temperaturas	Zona plana: [23°C]; zona media: [18 °C]; zona alta: [12 °C - 4 °C en páramo]

⁹⁴ Dato tomado de la página web de la Alcaldía de Ginebra, acceso el día 29 de marzo: http://www.ginebra-valle.gov.co/informacion_general.shtml

Componente	Datos básicos
Extensión–caudal río Guabas	Extensión: [42,116 km]: Caudal medio: [3.55 m ³ /s]
Pendiente media cauce	46.87% [21.09 grados]
Municipios dentro de cuenca	Ginebra: [17.067 ha; 71%]; Guacari: [6.691; 28%]
Población cuenca	Total [27.428]: Centros poblados: Guacari [18.289] – Ginebra [4.857]; Zona rural: montaña [3.178] – plana [1.104]
Corregimientos-veredas en la cuenca	Ginebra: [Juntas, Cocuyos y Guabito; parcialmente Novilleras, La Selva, Costa Rica y Zabaletas]; Guacari: [Guabas y Guabitas; parcialmente Canangua, El Placer, El Triunfo y La Magdalena]
Sitios interés turístico	Puente Piedra – Puente Rojo
Microcuencas	Total: 8 [La Magdalena, Lulos, Cocuyos, Campo Alegre, La Cecilia, Las Hermosas, El Salado, y Flautas]

Fuente: Datos tomados del POMCH Guabas – CVC (2009)

En lo que respecta a las actividades productivas, la agricultura ocupa la mayor cantidad de área de la cuenca con 7.055 ha (30% del total) e incluye una variedad de cultivos como la caña, el café, la mora, la uva, el sorgo, el arroz y otros (CVC, 2009; Ekonomica, 2015). La ganadería extensiva se desarrolla en el 26% de la cuenca (cerca de 6.100 ha), convirtiéndose en la segunda actividad económica de mayor extensión espacial (ibid. Op. Cit). Otras actividades de la cuenca incluyen las plantaciones para el aprovechamiento forestal (2.4% del área total), la piscicultura orientada al cultivo de trucha arco iris e incluso la minería del oro que se desarrolla actualmente de manera furtiva, pues las tres minas existentes (Vieja, La Victoria y la Esperanza), fueron cerradas por la autoridad ambiental dados sus impactos en la calidad del agua por el vertimiento de mercurio al río Guabas.

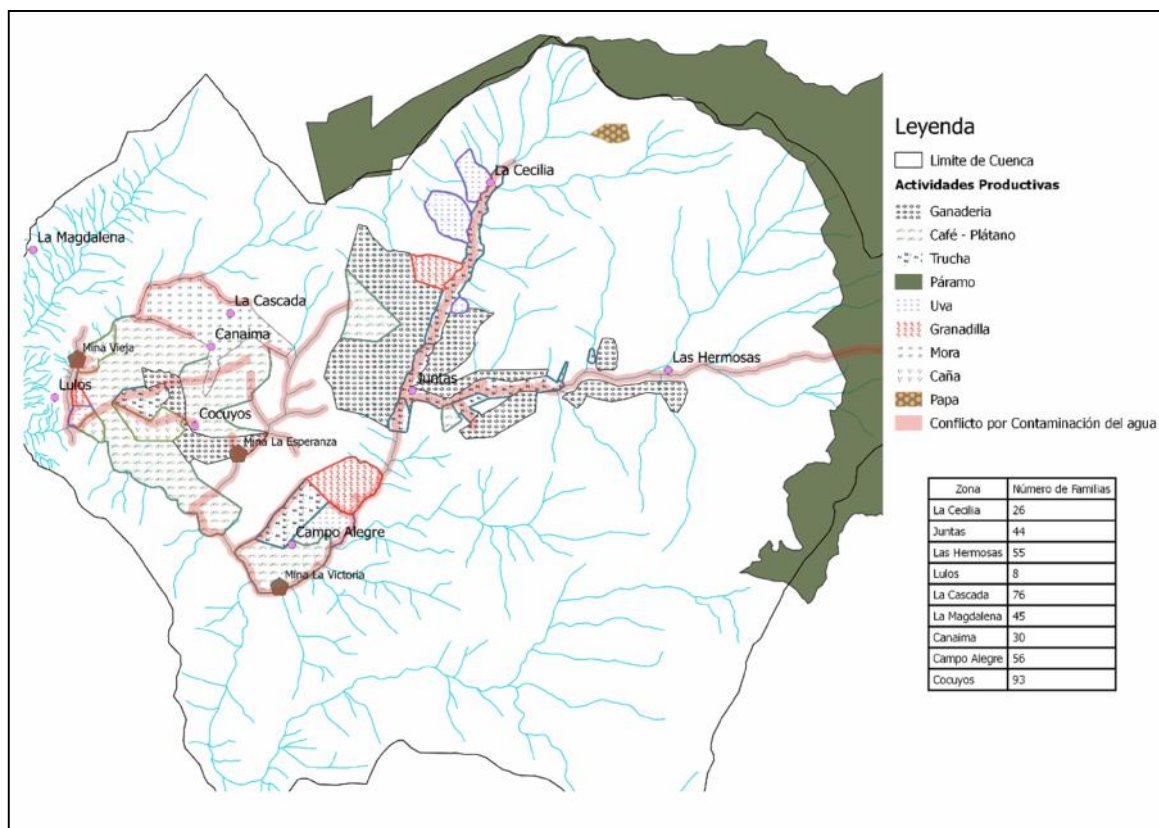
Aparte de la extensión, la ubicación de las actividades productivas dentro del espacio geográfico es fundamental para establecer sus demandas de recursos naturales y de SE y los impactos ambientales que pueden generar. En el caso de la cuenca de Guabas es muy evidente la división espacial de las actividades productivas: la producción de caña predomina en la zona plana donde se estima que ocupa cerca del 85% del área (algo más de 6.000 ha), mientras en la zona de montaña, se desarrollan un mosaico de actividades productivas, con un claro predominio de la ganadería extensiva. Un dato importante relacionado con las actividades productivas es el tamaño de los predios en donde estas se realizan. Para el caso de Guabas, la distribución de la tierra es bastante inequitativa pues si

bien los predios de tamaño pequeño (entre 0-6.9 ha) representan el 62% del total de predios, ellos solo ocupan el 8% del área total de la cuenca (CVC, 2009). Mientras tanto, los predios mayores a 100 ha representan el 40% del área total de la cuenca, porcentaje similar al de los que tienen entre 21 y 100 ha.

Un zoom a la zona de montaña es clave para la cuenca de Guabas dado el cruce espacial que tiene lugar entre las actividades productivas y la zona de reserva, y la necesidad de actualización de la información cartográfica con más de 10 años de antigüedad. Un ejercicio de cartografía social con la comunidad de las partes altas (ver Figura 4.4), generó resultados relevantes entre ellos que:

- Las principales actividades productivas de la zona alta, vistas a partir de la cantidad de predios que se dedican a las mismas son en su orden: café (1.000), ganadería extensiva (400), mora (300) y trucha (100).
- La identificación de nuevos cultivos como la mora y la granadilla, que no aparecían en la cartografía del POMCH y que están teniendo un desarrollo rápido junto con otros frutales
- La aparición de pequeñas extensiones del cultivo de papa en la zona cercana al páramo y de la caña en la zona de piedemonte de la cuenca, lo cual se pudo observar en algunos recorridos por la cuenca
- La presencia de la producción de trucha a lo largo de una amplia zona de la parte alta, asentada en las orillas de los ríos y quebradas y coincidiendo con áreas donde se asientan otras actividades productivas y sistemas de abastecimiento de agua para consumo humano

Figura 4.4 Cartografía social de las actividades productivas de la zona alta cuenca Guabas



Fuente: Talleres comunitarios zona alta cuenca Guabas (2016)

Un censo rural desarrollado por el municipio de Ginebra permite ilustrar de forma bastante exacta la situación socioeconómica de los habitantes de la zona alta de la cuenca, dado que la información es reciente (2015) y este municipio ocupa casi 91% de esa área. Los datos del censo indican que la situación socioeconómica de un alto porcentaje de los habitantes de la zona es precaria, dado que: i) predominan los hogares clasificados en los estratos de ingresos más bajos 1 y 2 (73 y 13%, respectivamente); ii) casi un 70% de las personas está afiliada al sistema de salud completamente subsidiado por el estado⁹⁵; iii) 42% de los hogares cocina con leña, aunque un 33% utiliza gas; iv) aunque un 42% maneja las aguas residuales de las viviendas mediante pozos sépticos, el 47% les da un manejo inadecuado al verterlas directamente a las fuentes de agua (25%) o a cielo abierto (22%); v) 30% de las

⁹⁵ El sistema de salud completamente subsidiado por el estado colombiano se denomina SISBEN y al mismo tienen acceso las poblaciones en condiciones socioeconómicas más vulnerables que no tienen una actividad laboral o que si la tienen es informal y no les genera los ingresos para pagar la salud del régimen contributivo. Mientras tanto, los empleados contratados formalmente bajo cualquier modalidad, tienen que afiliarse a alguna de las Entidades Prestadoras del servicio de Salud (EPS), parte del cual deben pagar con sus propios ingresos.

viviendas no recibe agua de un acueducto y recurre directamente a los nacimientos, ríos o la cañada (24%, 3% y 3%, respectivamente). Adicionalmente el ingreso promedio obtenido de las 178 encuestas realizadas en la zona rural fue de \$715.000/mes⁹⁶, que era un 3.7% más alto que el salario mínimo de 2016 en Colombia⁹⁷.

4.5.2 Identificación de los servicios ecosistémicos en la cuenca del Río Guabas

Un punto de partida necesario para el estudio de los servicios ecosistémicos de cualquier área es la identificación de los diferentes ecosistemas, que mediante su estructura y los procesos que realizan, generan un potencial para ofrecer diversos SE. El ecosistema predominante en la cuenca Guabas es el bosque andino que representa el 34% del área total y pertenece a un rango altitudinal que lo ubica en la zona alta (cubre el 50% de la misma), donde se genera una transición y conectividad con el ecosistema de páramo que alcanza el 10% del área total (ver Tabla 4.5). A la conjunción de los ecosistemas de páramo y bosque alto andino colombiano se le han asignado múltiples SE, pero los más reconocidos son la regulación hídrica y la provisión de agua en cantidad y calidad (Hofstede, 2002; De Brieve, 2008). A estos, se les suman otros SE como la absorción neta de CO₂ atmosférico (Procuraduría General de la Nación, 2007), la conservación de la biodiversidad -especialmente por el endemismo de su vegetación y fauna- (Rangel-Ch, 2008) y productos de uso directo como la leña, la madera, las fibras e incluso el carbón vegetal (Hofstede et al., 2003). En contraste con lo anterior, el segundo ecosistema más representativo de la cuenca (30% del área de Guabas), es el bosque seco tropical y los humedales, que pertenecen a la zona plana del Valle, mientras que los bosques subandinos, son el tercer ecosistema más importantes con una cobertura del 25% de la cuenca.

Aunque el análisis de los ecosistemas indica el potencial de oferta de los SE, las coberturas del suelo ofrecen una visión más exacta y aterrizada de como los grupos humanos intervienen y modifican el territorio, a través de diversas formas de gestión y actividades productivas que tienen como propósito generar determinados servicios ecosistémicos. Por ejemplo, las coberturas de cultivos permanentes herbáceos que ocupan casi toda la zona plana, es decir el cultivo de la caña, es un SE de provisión que se establece en zonas donde coincide con los ecosistemas de bosque seco y humedales, que en teoría debían producir SE como la regulación de

⁹⁶ Aunque la mediana de los ingresos fue 600.000 pesos/mes, valor inferior al salario mínimo de Colombia para 2016.

⁹⁷ El salario mínimo en Colombia para 2016 era de 689.454 pesos mensuales.

inundaciones del río Cauca y otros cauces del área (ver Figura 4.5). Por su parte, la cobertura de bosque denso y el páramo seguramente pueden generar una oferta alta de los SE de regulación hídrica y provisión de agua ante la menor posibilidad de intervención humana debido las dificultades de acceso por la topografía quebrada y las altas pendientes de la zona, situación diferente a la que experimentan los bosques fragmentados que muestran un avance de los procesos de transformación para su conversión en áreas productivas. Adicionalmente, los diferentes mosaicos del suelo donde aparecen mezclas variadas de cultivos, pastos y áreas naturales en la parte alta de la cuenca, parecen expresar objetivos multipropósito de la intervención humana: a la vez que buscan generar productos de consumo directo como la mora, uva, café y demás cultivos, unidos a la posibilidad de extraer madera y producir carne y leche, reservan ciertas zonas para la conservación de los hábitats de las especies animales y vegetales y la biodiversidad. Los pastos limpios se asocian casi exclusivamente con la producción del SE de carne bovina y leche, mientras los ríos y quebradas generan el SE de producción de trucha arco iris.

Tabla 4.5 Ecosistemas de la cuenca del río Guabas

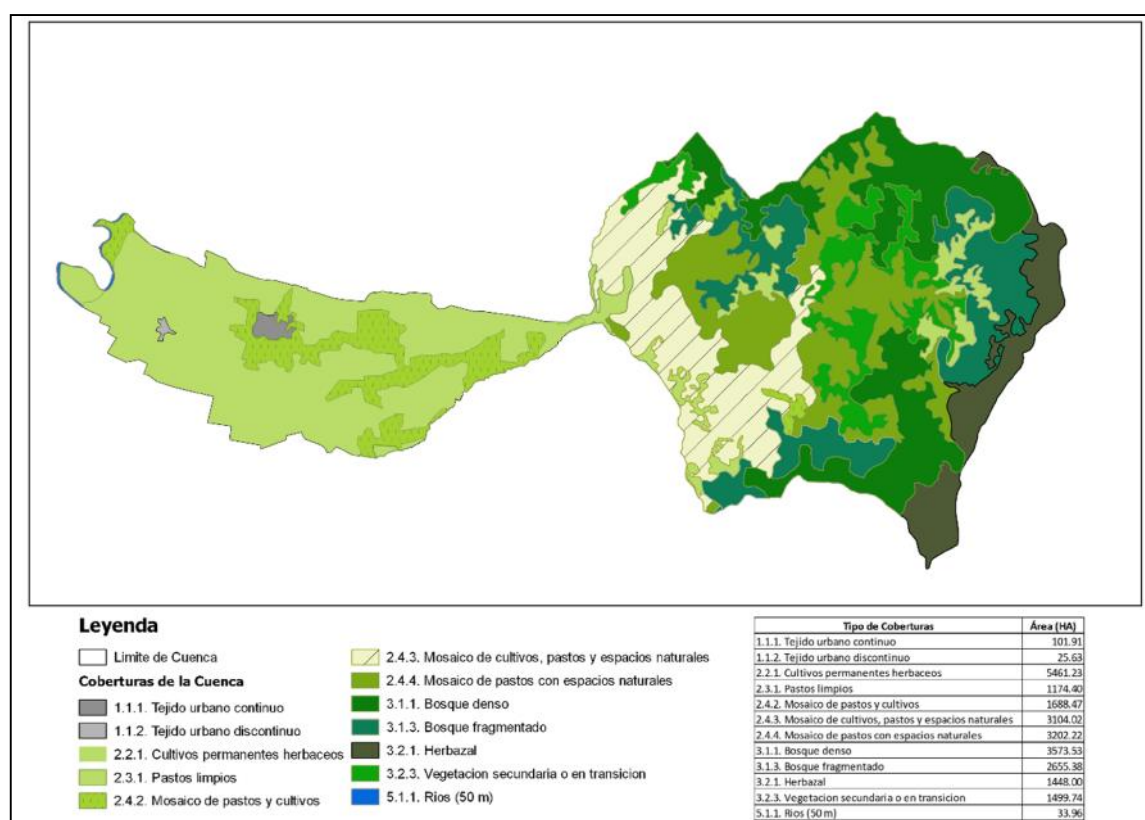
Nombre del ecosistema	Ecosistema estratégico y rango altitudinal ⁹⁸	Área (ha)	%
Bosque frío muy húmedo en montaña fluvio-gravitacional	Bosque andino [2.500-3.400]	8.051	34
Bosque medio húmedo en montaña fluvio-gravitacional	Bosque sub-andino [1.200-2.500]	5.871	25
Bosque cálido seco en piedemonte aluvial	Bosque seco y humedales [950-1.020]	5.054	21
Herbazales y pajonales muy frío muy húmedo en montaña fluvio-glacial	Páramo [>3.400]	1.853	8
Bosque cálido seco en piedemonte coluvio-aluvial	Bosque seco y humedales [950-1.020]	1.742	7
Bosque cálido seco en planicie aluvial	Bosque seco y humedales [950-1.020]	502	2

⁹⁸ Para el rango altitudinal de los ecosistemas de bosque seco y humedales y de bosque subxerofítico se utilizó el artículo de Alvarado-Solano DP, Otero Ospina JT. Distribución espacial del Bosque Seco Tropical en el Valle del Cauca, Colombia. Acta biol. Colomb. 2015; 20(3):141-153. doi: <https://doi.org/10.15446/abc.v20n2.46703>.

Nombre del ecosistema	Ecosistema estratégico y rango altitudinal ⁹⁸	Área (ha)	%
Arbustales y matorrales medio seco en montaña fluvio-gravitacional	Subxerofítico [1.100-1-500]	365	2
Herbazales y pajonales extremadamente frío en montaña fluvio-glacial	Páramo [>3.400]	363	2

Fuente: tomado de Ekonomica (2015)

Figura 4.5 Coberturas del suelo cuenca del río Guabas 2015



Fuente: CVC (2017)

La contribución de los mapas de coberturas del suelo a la identificación de los SE se ve limitada cuando se construyen o interpretan sin la participación de los actores locales. En tal sentido, un ejercicio realizado con distintos grupos sociales de la cuenca condujo a la identificación de lo que para los ellos son los 25 SE que se derivan de los procesos bióticos de los ecosistemas de las zonas altas (ver Tabla 4.6). Una revisión de este ejercicio, haciendo una distinción entre lo que son SE y los beneficios derivados de su uso, permitiría afinar la lista definitiva de SE cuenca

Guabas, que alcanzarían un total de 17. Por ejemplo, se podrían excluir la recreación que es un beneficio, mientras que la felicidad y los lazos familiares o de amistad más que un SE, pueden ser el resultado del disfrute de una canasta de SE, entre los que los de tipo cultural seguramente son muy importantes. Asimismo, el aire es un recurso natural y la flora y la fauna pueden ser vistos como componentes de la biodiversidad y los ecosistemas. Incluso, la regulación climática es el proceso biótico de los ecosistemas (SE) que resulta en un clima favorable.

Tabla 4.6 Servicios ecosistémicos identificados por grupos sociales cuenca Guabas

SE CULTURALES	Recreación*	SE SOPORTE	Biodiversidad
	Vida espiritual		Microorganismos benéficos
	Diversidad cultural		Hábitat especies
	Generación de conocimiento		Suelo fértil
	Protección de animales		Ecosistemas en general*
	Felicidad*		Flora *
	Lazos Familiares/amistad*		Fauna*
	Sitios históricos	SE REGULACIÓN	Microclima favorable
	Protección a sus modos de vida		Regulación climática*
	Sentido pertenencia-arraigo		Reciclado de nutrientes
	Paz-tranquilidad*		Aire*
	Disfrute del paisaje		
SE PROVISIÓN			
Agua			
Alimentos			

Fuente: Elaboración propia, con base en taller mesa de concertación cuenca Guabas (2016)

*SE que pueden excluirse por no provenir claramente de un proceso biótico claramente definido o que pueden estar asociados con otros SE dentro de la misma categoría (por ejemplo, flora y fauna con biodiversidad y ecosistemas)

Dos resultados de la identificación de SE con grupos sociales de la cuenca son muy importantes. Primero, que la mitad de los SE identificados son de tipo cultural y reconocen de forma muy marcada que los ecosistemas son muy importantes para la protección de la cultura y modos de vida de las personas, generando un sentido de arraigo a la zona donde habitan. Esto indica que este tipo de experiencias inmateriales difícilmente se pueden reflejar en un mapa como el de las coberturas del suelo y menos si no se incorpora a los actores sociales en su identificación. Segundo, que los SE de provisión identificados fueron solo dos, incluyendo la oferta

de agua (en cantidad y calidad) y de alimentos, sin desagregar específicamente estos últimos en los productos de la agricultura, la ganadería y la pesca que ofrece la cuenca.

La interrelación entre los mapas de cobertura del suelo y la cartografía social desarrollada por la comunidad, sumados a dos ejercicios de identificación de SE hecha por los grupos sociales de la cuenca (mostrado en la Tabla 4.6) y un juicio de expertos realizado por la firma Ekonómica en 2015, produjo los resultados de la Tabla 4.7. En ella, se relacionan las coberturas del suelo con la provisión de distintos SE, indicando si la tendencia de oferta del servicio es estable, creciente o decreciente. Los resultados de la Tabla 4.7 se pueden resumir en los siguientes aspectos:

- Las coberturas de páramo y bosque denso generan una oferta muy variada de SE que incluye procesos de regulación, provisión, soporte y de tipo cultural. De especial relevancia es el papel que juegan en la regulación hídrica y la provisión de agua en cantidad y calidad, además de proteger la cultura local al aislarla de incidencias externas, pues actúan como una especie de barrera natural dificultando el acceso a las zonas donde habitan las personas de la zona alta.
- Aunque el bosque fragmentado mantiene una oferta de SE similar a la de los bosques densos y páramos, los procesos de intervención que sufren les generan una tendencia decreciente en su capacidad de generar SE de regulación, si bien se tiende a incrementar su disponibilidad de suelos fértiles y la provisión de madera y leña. A pesar de lo anterior, mantienen su importancia en la provisión de agua, de hábitats para diferentes especies y biodiversidad.
- Las coberturas que tienen un mosaico donde se combinan actividades productivas con áreas naturales, tienen una tendencia a incrementar la provisión de productos agrícolas y pecuarios, pero a la vez tienen efectos en la disminución de la provisión de agua en cantidad y calidad, como también en la oferta de hábitats y biodiversidad.
- En la transición que se da entre las coberturas de la zona medio alta y la zona plana, se tienden a afectar de manera fuerte los SE de tipo cultural pues la transformación de los paisajes implica que se van perdiendo las experiencias inmateriales que surgen de la relación con los ecosistemas de las partes más altas. En esto tiene un papel definitivo el monocultivo de la

zona plana donde no se evidencia la oferta de SE culturales unidos al cultivo de caña. En la medida en que se desciende en la cuenca, se presenta un incremento en los SE de provisión y se tiende a disminuir la oferta de los SE culturales, mientras algunos de soporte y regulación no se proveen.

- La cobertura de cultivos permanente herbáceos, que se orienta casi exclusivamente a la producción de la caña de azúcar genera una tendencia decreciente de todos los demás SE asociados con tal cobertura, e incluso tiene un impacto negativo muy fuerte en la provisión de agua para otros usos, como se mostrará más adelante.
- La ganadería para producción de leche y carne es una actividad que tiene una fuerte presencia en diversas coberturas de la cuenca, cubriendo zonas que van desde la parte alta hasta la plana. Por otra parte, el cultivo de trucha está asociado al tránsito de los ríos por la parte alta de la cuenca, pues el mismo demanda agua de buena calidad y a temperaturas bajas.

Tabla 4.7 Oferta SE según coberturas del suelo cuenca Guabas

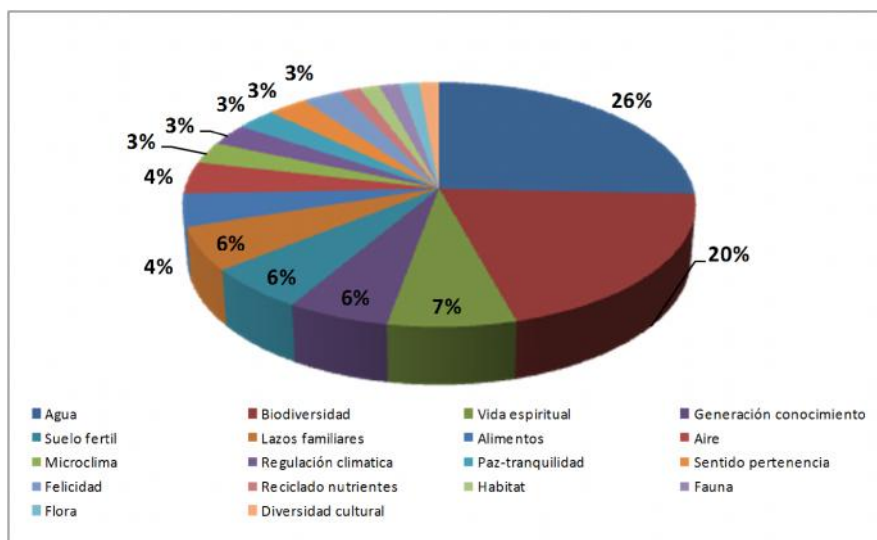
FUNCIÓN ECOSISTÉMICA	SE OFRECIDOS	COBERTURAS DEL SUELO								
		Herbazal (páramo)	Bosque denso	Bosque fragmentado	Pastos limpios	Pastos con espacios naturales	Cultivos- pastos y espacios nat.	Pastos y cultivos	Cultivos Perman. Herbáceos	Ríos y quebradas
R	Regulación hídrica	—	—	↘						
R	Regulación climática		—	↘						
R	Captura CO ₂	—	—	↘						
S	Hábitat especies	—	—	—	↘	↘	↘			—
S	Biodiversidad	—	—	—	↘	↘	↘			—
S	Suelo fértil			↗		↗	↗			
P	Provisión agua cantidad	—	—	—	↘	↘	↘	↘		—
P	Provisión agua calidad	—	—	—	↘	↘	↘	↘	↘	—
P	Provisión carne				↗	↗	↗	↗		
P	Provisión leche				↗	↗	↗	↗		
P	Trucha arco iris									↗
P	Café						↗			

P	Mora						↖			
P	Otros frutales						↖	↖		
P	Sorgo, maíz y arroz							↖		
P	Caña de azúcar								↖	
P	Leña			↖		↖	↖			
P	Madera			↖		↖	↖			
C	Protecc. modos de vida		—	—	—	—	↘	↘	↘	
C	Sentido pertenencia	—	—	—	—	—	↘	↘	↘	—
C	Vida espiritual-felicidad		—	—	—	—	↘	↘	↘	—
C	Disfrute del paisaje	—	—	↖	↖	↖	—	↘	↘	—
C	Generac. conocimiento	—	—	—					↖	↖
C	Sitios históricos									
Convenciones utilizadas en la tabla		—	Oferta del SE presente en la cobertura del suelo							
		↖	Tendencia al aumento del SE en la cobertura							
		↘	Tendencia a la disminución del SE en la cobertura							
			Espacio en blanco = la cobertura no ofrece el SE							
		R:Regulación; S:Soporte; P:Provisión; C:Culturales								

Fuente: Elaboración propia, talleres comunitarios cuenca Guabas (2016), mapas 2 y 3, tabla 3 y Ekonomica (2015).

Aparte de la identificación, el taller con representantes de grupos sociales de la cuenca fue aprovechado para priorizar los tres SE más importantes para el bienestar de la población de la cuenca mediante una matriz de votación. El resultado indica que la oferta de agua de buena calidad y en suficiente cantidad es el SE más importante para los diferentes grupos de la cuenca (26%), seguido por la biodiversidad (20%) (ver Gráfica 4.1). A estos dos, le siguieron cuatro SE de tipo cultural: vida espiritual (7%), generación de conocimiento, paz y tranquilidad y lazos familiares (cada uno con un 6%). Si se sumaran los cuatro SE culturales, obtendrían un porcentaje agregado de importancia del 25%, lo que los colocaría como los segundos en prioridad, casi empatados con la provisión de agua. Es llamativo que la provisión de alimentos generados por la agricultura, la ganadería y la piscicultura no aparezcan como SE prioritarios para los grupos involucrados en este ejercicio de priorización.

Gráfica 4.1 Servicios Ecosistémicos priorizados por grupos sociales cuenca Guabas



Fuente: Elaboración propia, taller identificación y priorización SE (2016)

El último paso para tener una mejor idea de la oferta de los SE en la cuenca Guabas, es la cuantificación de su flujo, advirtiendo que generalmente no se dispone de información que permita estimar el flujo de todos ellos. En este caso, existen datos para cuantificar el flujo de agua y la biodiversidad de la cuenca que son los dos SE priorizados por los grupos sociales, como también sobre la oferta de algunos de los principales alimentos generados en el espacio de Guabas.

4.5.3 Oferta hídrica en la cuenca de Guabas

La cuenca de Guabas tiene una diferenciación muy importante en su configuración física y en dos aspectos climáticos clave para la oferta hídrica: la precipitación y la evapotranspiración. Como puede observarse en la Figura 4.6, las precipitaciones en la cuenca abarcan rangos que van desde los 1.500 mm/anuales a los 2.500 mm, con un régimen bimodal es decir dos periodos húmedos y dos secos⁹⁹ (CVC, 2009). En términos de promedios, la zona plana recibe precipitaciones anuales de 1500 mm, la media de 1780 mm anuales y la parte alta de 1860 mm (CVC, 2009). Por lo anterior, la CVC (2009) realizó un ejercicio de cuantificación de la oferta hídrica dividiendo la cuenca Guabas en dos zonas: i) la productora, que coincide con la zona montañosa y abarca desde el nacimiento del río Guabas hasta el punto de entrega a la primera derivación de caudales en la acequia La Chamba y ii) la

⁹⁹ Los dos periodos húmedos son los meses de marzo, abril y mayo y los de septiembre, octubre y noviembre, mientras los secos van de diciembre, enero, febrero y junio, julio y agosto.

La comparación entre las precipitaciones y la evapotranspiración de la cuenca que determina si la primera alcanza para cubrir las demandas propias del riego natural de los cultivos, muestra que en la zona consumidora la situación es crítica porque durante 4 meses existe un gran déficit de agua (enero, junio, julio y agosto), mientras en dos de ellos el balance es casi cero (septiembre y diciembre) (ver Gráfica 4.2). Es decir que en la zona consumidora existe la necesidad de recurrir durante la mitad del año a las fuentes hídricas superficiales o subterráneas para suplir las demandas de riego de los cultivos. En contraste, la zona productora solo experimenta problemas de déficit de agua en los meses de julio y agosto, pero son mucho menos agudos que los de la zona consumidora.

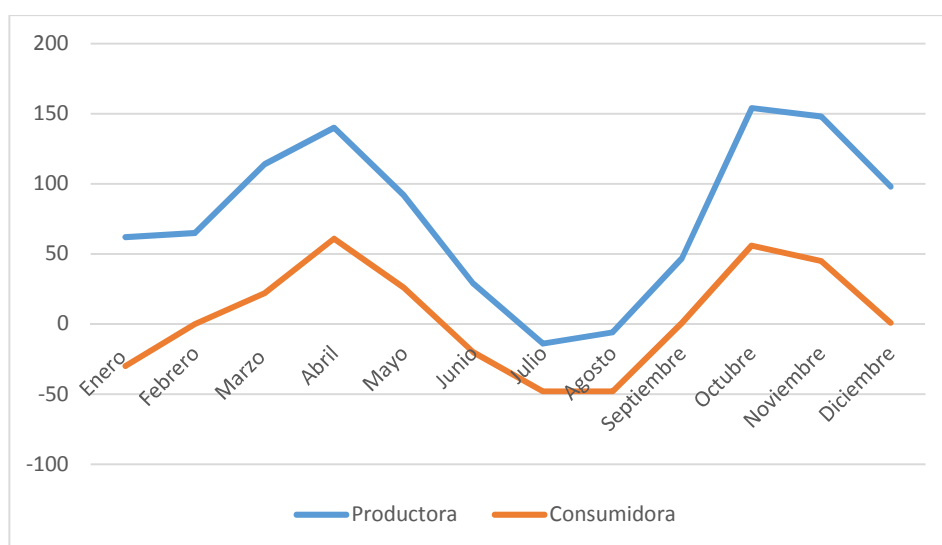
[illegible]

Una segunda comparación en la que se contrastan los agregados de oferta superficial y la demanda total de agua en la cuenca, muestra que durante tres meses existe un déficit hídrico, específicamente en junio, julio y agosto, mientras en enero el balance queda prácticamente en cero (ver Gráfica 4.3). Es evidente también que la demanda agrícola para la producción de caña fundamentalmente es la que

165

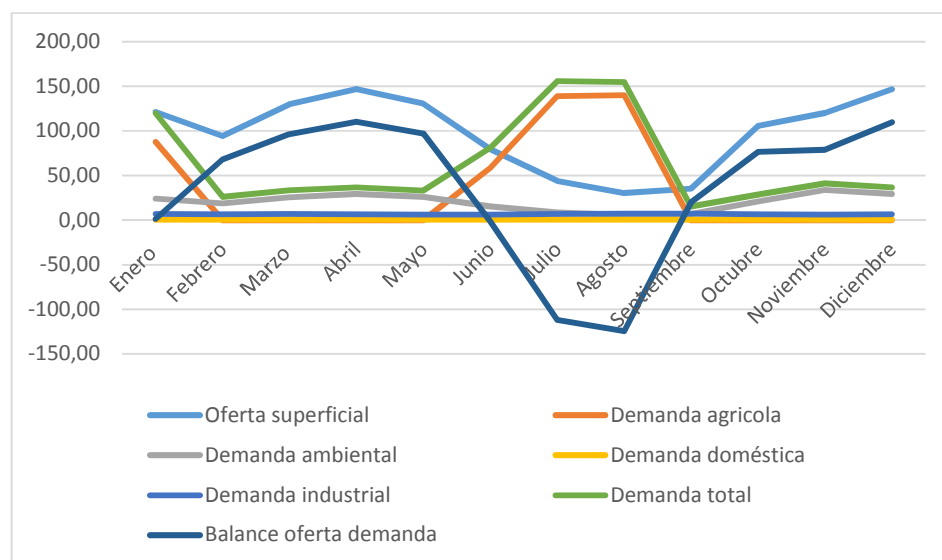
arrastra la demanda total de agua, pues los otros usos son pequeños comparados con el mencionado.

Gráfica 4.2 Balance precipitación media vs evapotranspiración (mm) cuenca Guabas



Fuente: CVC (2009)

Gráfica 4.3 Balance oferta superficial-demanda total (mm) cuenca Guabas



Fuente: CVC (2009)

4.5.4 Cuantificación oferta de otros SE: alimentos y biodiversidad

La cuantificación de algunos valores de la biodiversidad asociada fundamentalmente con la existencia de la zona de reserva de la parte alta de la cuenca, muestra una reducción importante en un lapso transcurrido entre 2008 y 2013 (ver Tabla 4.8). En cuanto a la cantidad de especies registradas, se han perdido un total de 114 de acuerdo con los datos, siendo las mayores pérdidas absolutas las de flora y aves (50 y 49 especies, respectivamente), mientras en términos porcentuales son las especies de anfibios y mamíferos las más afectadas, con una reducción del 55 y 39%, respectivamente (CVC, 2009; Fernandez, 2015).

Tabla 4.8 Comparativo de oferta del SE Biodiversidad en la zona reserva cuenca Guabas (2008 vs 2013)

Especies	2008	2013	Pérdida especies total [%]
Flora	233	183	50 : [22%]
Aves	136	87	49 : [36%]
Mamíferos	23	14	9 : [39%]
Anfibios	9	4	5 : [55%]
Total especies registradas	401	287	114 : [28%]

Fuente: CVC (2009) y Fernández (2015)

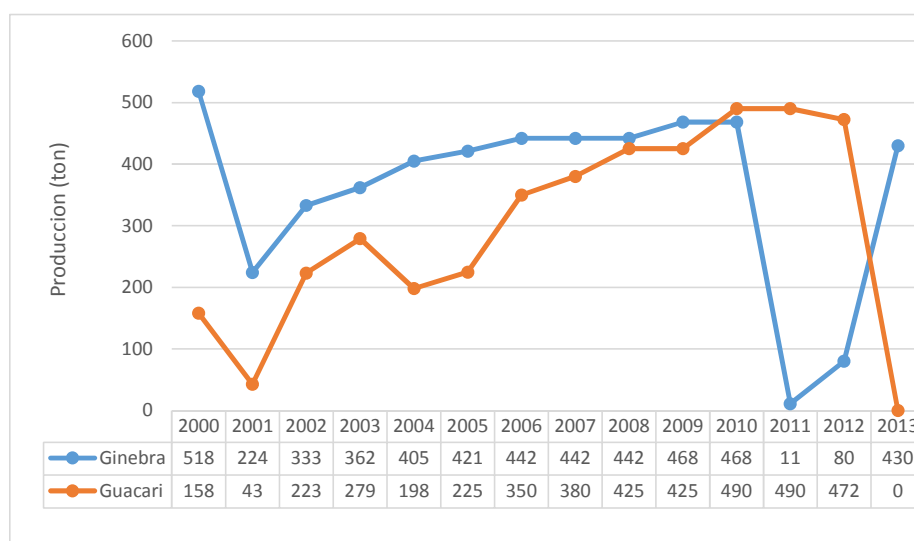
La producción de mora en Ginebra mostró una tendencia de crecimiento marcado entre 2001 y 2010, pasando de 224 ton a 448 ton, es decir que se duplicó, para luego caer abruptamente en 2011 y volver en 2013 a una producción superior a 400 ton (ver Gráfica 4.4). En el caso de Guacarí¹⁰¹, la mora también presentó una tendencia creciente hasta 2010 pero desde allí empezó a decrecer hasta caer en 2013 a 0 ton. En el caso del café, la tendencia de decrecimiento del cultivo en Ginebra ha sido notoria en todo el periodo analizado pues se pasó de tener una producción superior a 800 ton entre 2000 y 2004, para caer hasta cerca de 600 entre 2005 y 2010, llegando a un punto cercano a las 500 ton en 2013 (ver Gráfica 4.5). El caso de Guacarí es similar, pero con niveles de producción más bajos que los de Ginebra, pues empezaron en cerca de 600 ton y terminaron en cerca de 200 ton en 2013.

¹⁰¹ Se debe recordar que el área que ocupa este municipio dentro de la cuenca es de cerca del 30%, por lo cual solo un porcentaje de la producción total de alimentos de Guacarí que se presenta a continuación puede ser asociada con Guabas.

En el caso de la ganadería, la cantidad de bovinos criados en Ginebra que estaba por encima de 9000 en 2006, cayó a menos de 4.500 en 2010, recuperándose en 2011 hasta cerca de 7.500 cabezas, para volver a caer levemente en 2013 (ver Gráfica 4.6). Mientras tanto, la tendencia en Guacari ha sido creciente al pasar de más de 4000 cabezas de ganado en 2005 a cerca de 8000 en 2011, desde donde cae abruptamente hasta los cerca de 4000 bovinos en 2013.

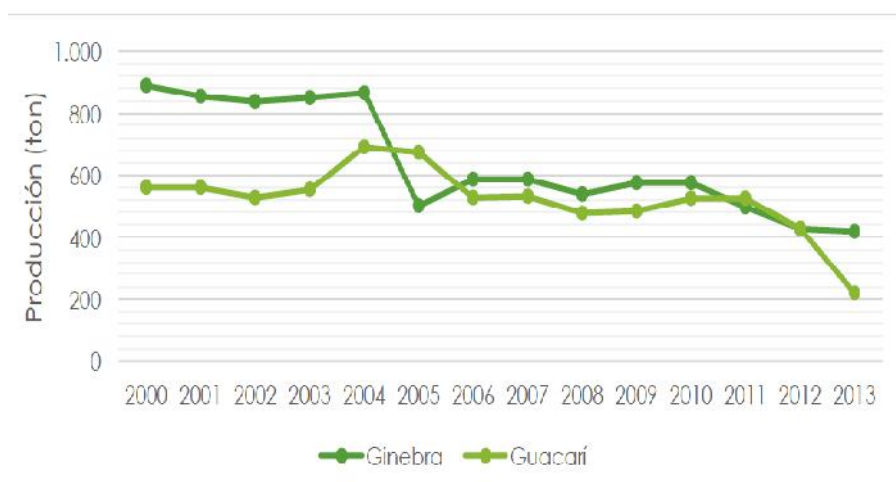
La producción de trucha en la cuenca de Guabas ha tenido un crecimiento enorme al pasar de algo más de 3.7 ton que se producían en 2005, hasta las 30.2 ton en 2010 (Ekonomica, 2015), es decir que en un lapso de 5 años la producción se multiplicó casi 10 veces. Pero aunque la producción de trucha bajo hasta cerca de 15 ton en 2011-2012, su explosión productiva se alcanzó en 2013 con más de 170 toneladas producidas en total (ibid. Op. Cit). Según los resultados de las encuestas adelantas como parte de esta investigación, cada predio dedicado a la trucha produce en promedio 0.7 toneladas/mes.

Gráfica 4.4 Producción de mora en Ginebra y Guacari (2000-2013)



Fuente: tomado de Ekonomica (2015)

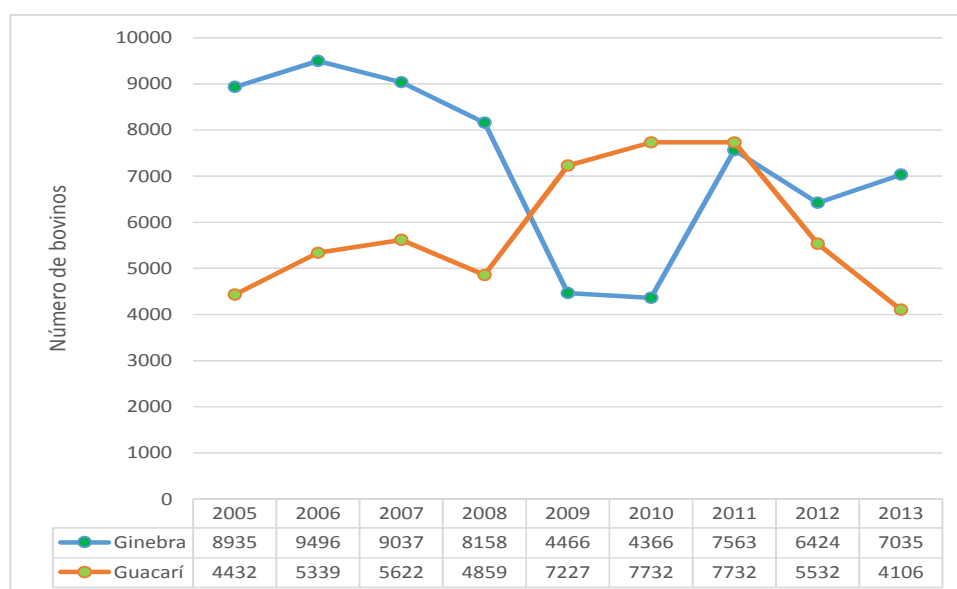
Gráfica 4.5 Producción cafetera en Ginebra y Guacari (2000-2013)



Fuente: Tomado de Ekonomica (2015)

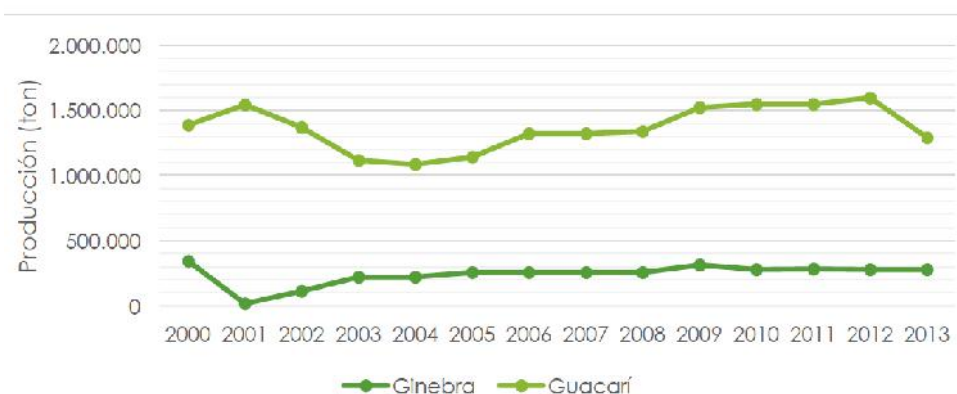
Para la zona plana de la cuenca, el cultivo de caña tiene una alta predominancia y la Gráfica 4.7 muestra como la producción de Guacari es mucho mayor que la de Ginebra. En este último municipio, la producción de caña se ha mantenido muy estable entre 2003 y 2013 con niveles que se encuentran cercanos a las 250.000 ton (Ekonomica, 2015). Mientras tanto, en Guacari la producción de caña alcanzó niveles superiores a los 1.5 millones de ton en 2001 pero decreció por debajo de las 1.2 millones de ton entre 2003 y 2005, desde donde regresó a niveles superiores a los 1.5 millones de toneladas en los años sucesivos entre 2009 y 2012 (ibid. Op. Cit).

Gráfica 4.6 Producción de bovinos en Ginebra y Guacarí (2005-2013)



Fuente: Ekonómica (2015)

Gráfica 4.7 Producción de caña de azúcar en Ginebra y Guacarí (2000-2013)



Fuente: Tomado de Ekonómica (2015)

Aunque existen evidencias del disfrute paisajístico asociado con las zonas de Puente Piedras y Puente Rojo en la cuenca, no se pudo establecer el flujo de personas que visitan estas áreas. Tampoco fue posible establecer flujos de los demás servicios culturales identificados, con excepción de la generación de conocimiento donde una búsqueda arrojó como resultado que 31 documentos académicos se produjeron en los últimos cinco años a partir de investigaciones realizadas en la cuenca.

4.5.5 Identificación de Servicios ecosistémicos, beneficios y beneficiarios

A pesar de que se considera que la zona de montaña se encuentra fuertemente intervenida por actividades humanas y que existe un déficit de más de 3000 ha de bosque (CVC, 2009), ella es de alta importancia por la riqueza de los ecosistemas que aún permanecen allí y la variedad de SE que ofrece, pero además por ser el espacio en el que desarrollan su vida más de 3000 personas. Para garantizar su sustento, estas personas seguramente recurren al uso de los ecosistemas y sus SE, derivando de ellos una cantidad de beneficios que determinan en parte su bienestar. A partir de 178 encuestas desarrolladas en predios de la zona alta de Guabas se estableció la dependencia de los medios de sustento rural de su acceso a cinco formas de capital: natural (ecosistemas y SE), físico, humano, social y financiero. Para ello se construyó un índice sintético de los medios de sustento, el cual es explicado a su vez por índices sintéticos de cada una de las cinco formas de capital mencionadas. De esta manera, se puede establecer la importancia del capital natural y los SE para el bienestar de los pobladores de la zona alta, vistos mediante su contribución a los medios de sustento.

El índice sintético muestra que en promedio las familias de la zona alta se clasifican en un nivel de sustento medio (0.64), lo que indica que las estrategias que despliegan les permite suplir sus diversas necesidades de forma apenas satisfactoria (ver Tabla 4.9). Respecto del capital natural, aparecen dos resultados muy importantes: i) es el tipo de capital al que en promedio tienen más acceso las familias (64%) clasificándose en un nivel medio¹⁰², lo cual es comprensible porque los predios encuestados se encuentran en la zona de mayor riqueza natural de la cuenca y ii) el capital natural muestra una correlación positiva con el índice de medios de sustento rural, por lo cual seguramente contribuye a que este se clasifique en el nivel medio. Sin embargo, cuando se exploran los factores que explican la variación en el índice de medios de sustento, se encuentra que no es el capital natural el que más incide, pues son el capital humano y físico en ese orden (ver Tabla 4.10). Este resultado quizás se puede explicar porque mientras existe una buena disponibilidad promedio de SE en la parte alta de la cuenca, las otras formas de capital son relativamente más escasas, lo que las convierte en más determinantes.

¹⁰² Por el contrario, el acceso a capital social se clasifica en un nivel bajo, siendo el de peor clasificación, mientras el capital financiero y el físico se clasifican en un nivel medio bajo.

Tabla 4.9 Índice sintético de medios de sustento rural cuenca Guabas

Variable	Media	Clasificación
Capital Natural	0,641*	Medio
Capital Social	0,180	Bajo
Capital Humano	0,475*	Medio bajo
Capital Financiero	0,295	Medio bajo
Capital Físico	0,297	Medio bajo
Índice de Medios de sustento	0,64	Medio
Desviación estándar	0.16	

Fuente: Elaboración propia (2018)

*Nivel de significancia al 10%.

Tabla 4.10 Factores explicativos de la variación en el índice de medios de sustento cuenca Guabas

Variable	Factores de carga en MS
Capital Natural	0.3643
Capital Social	0.4389
Capital Humano	0.5836*
Capital Físico	0.5480
Capital Financiero	0.1835

Fuente: Elaboración propia (2018)

*Correlación al 10% de confianza

Dada la importancia del capital natural para este estudio, se establecieron los factores que explican su variación, encontrándose que son básicamente el acceso a los ecosistemas acuáticos (ríos y quebradas) y las coberturas de bosques, pastos y guaduales¹⁰³(ver Tabla 4.11). Mientras tanto, el tamaño de los predios y los problemas ambientales contribuyen poco a explicar las variaciones en el capital natural. En promedio, la disponibilidad de agua y de bosques, pastos y guaduales dentro de los predios es clave para lograr un buen acceso a capital natural pues ellos explican cerca del 70% de la variación del mismo.

¹⁰³ Los guaduales no son un ecosistema ni una cobertura, pero fueron mencionados de forma insistente por las personas durante los talleres realizados con la comunidad, de forma que se incluyeron preguntas sobre los mismos en la encuesta.

Tabla 4.11 Factores explicativos de la variación en el capital natural cuenca Guabas

Variable	Factores de carga
Oferta Natural (Bosques, pastos, guaduales)	0.6782
Ecosistemas acuáticos (ríos, quebradas)	0.6839
Tamaño predio	-0.2239
Problemas ambientales	-14.91

Fuente: Elaboración propia (2018)

Dado que la presencia y acceso de los predios a bosques, pastos, guaduales y ecosistemas acuáticos explica mayormente las variaciones en el capital natural, a partir de los SE que proveen, se intentó establecer una relación de estas coberturas/ecosistemas con: i) los tipos de beneficios y ii) los beneficiarios derivados de tal oferta natural. Para lo primero, se contaba con el resultado de una pregunta de la encuesta donde se pidió a los encuestados que identificaran los beneficios de las coberturas/ecosistemas mencionados, mientras para lo segundo, se contaba con los resultados de los talleres comunitarios donde se habían identificado los grupos sociales beneficiarios de los SE generados en esos ecosistemas/coberturas, ejercicio complementado con la revisión de información secundaria. La Tabla 4.12 presenta la interrelación entre ecosistemas/coberturas, SE y beneficios generados, más los grupos sociales beneficiarios. Los resultados más importantes de la Tabla 4.12 se pueden resumir en lo siguiente:

Sobre los beneficios. Las coberturas/ecosistemas acuáticos y de bosque (páramo) en sus diferentes estados, son los que generan una mayor corriente de beneficios, dada la multiplicidad de usos a los que se destinan. Estos usos son fundamentalmente el agua para diversas actividades productivas, la provisión de productos de extracción directa como la madera para distintos aprovechamientos (en el caso de los bosques) y la trucha (en el caso de los ríos), y el soporte que ofrecen a la biodiversidad y los hábitats para especies. Pero además es distintivo de estos ecosistemas/coberturas que posibiliten el acceso a beneficios que provienen de SE de tipo cultural, sobretodo porque logran mantener una protección a la cultura local y experiencias inmateriales que atan a las personas a estos sitios como su lugar de vida y les genera una identidad, aunque están inmersos en procesos de transformación y degradación.

Por el contrario, las zonas de cultivo y de pastos se manejan con un propósito principalmente encaminado a la generación de productos, por lo cual sus beneficios dependen de la producción de carne, leche y distintos tipos de cultivos y alimentos, los cuales se orientan en gran medida a la comercialización y generación de

ingresos, pero también en menor proporción al autoconsumo. Aunque estas coberturas están relacionadas con la cultura de la gente, en el sentido de ser la expresión de las actividades a las que las personas se dedican, su especialización indica que pierden la diversidad de procesos naturales que justamente derivan en generar arraigo e identidad y quizás proteger la cultura local. El caso del monocultivo de la caña en la zona plana es un ejemplo de un paisaje que homogeniza desde el aspecto paisajístico, pero también desde la cultura, cambiando formas de sustento que implicaban variedad de cultivos, saberes y relaciones sociales.

Las coberturas de mosaicos donde confluyen espacios productivos con zonas naturales generan una diversidad de beneficios similares a los de los ecosistemas de bosque y acuáticos, pero seguramente la intención de aumentar la oferta de suelo fértil para beneficiarse de una mayor productividad, implica también que esas zonas naturales vayan transformándose y con ello, disminuyendo sus beneficios de tipo cultural.

Sobre los beneficiarios. El contacto directo que establecen las comunidades locales de la parte alta de la cuenca con los ecosistemas y las coberturas, los convierte en los principales beneficiarios de los SE, por lo que disfrutan potencialmente de una amplia gama de beneficios. Entre ellos, está la posibilidad de habitar zonas de clima favorable, de ecosistemas que a pesar de estas sufriendo procesos de intervención, aún se encuentran en estado saludable y con alta biodiversidad, lo que les permite disfrutar de zonas de recreación y disfrute paisajístico cercanas; por su parte, el suelo fértil y los recursos hídricos aprovechables permiten establecer varias actividades productivas propias o emplearse en alguna de ellas, a la vez que generan productos que se extraen y pueden ser utilizados para el autoconsumo o la comercialización. También los grupos que se dedican a la producción de cultivos y la ganadería parecen disponer de distintas opciones de aprovechamiento del medio, lo que les genera una variada canasta de beneficios como la madera para cercos y/o la comercialización, el agua para el riego y dar de beber a los animales y los productos mismos que se extraen del suelo. Los piscicultores parecen más orientados a aprovechar los beneficios del medio directamente para su actividad productiva, mientras los usuarios de los acueductos rurales, dependen básicamente del agua disponible para el consumo humano.

Varios de los beneficios de la parte alta son transferidos a la zona plana de la cuenca, especialmente la provisión de agua que se utiliza para abastecer los acueductos de las cabeceras de Ginebra y Guacarí, pero principalmente para el riego de la caña de azúcar. La provisión de agua por los diferentes usos es el beneficio del que dependen una mayor cantidad de beneficiarios incluyendo tanto

la zona alta como plana. Pero también los productos que se pueden vender y consumir por fuera de la zona alta e incluso de la cuenca, como la madera, los cultivos, la leche y la carne, produce beneficiarios como las empresas privadas que los usan como fuentes de negocios y los consumidores que utilizan estos productos en sus canastas básicas, denominados los mercados externos.

Tabla 4.12 Beneficios y beneficiarios de los SE generados en distintas coberturas/ecosistemas de la cuenca Guabas

ECOSIST. Y COBERT. DEL SUELO	SE OFRECIDOS	BENEFICIOS	BENEFICIARIOS SEGÚN UBICACIÓN										
			Zona alta montaña					Zona plana				Otro	
			Comunidad	Agricultores	Piscicultores	Ganaderos	Usuarios acued.	Acueductos urb.	Empresas priv.	Turistas cuenca	Cañicultores	Autoridad. Amb.	Mercado externo
Bosques y páramo	Reg. Climát.	Clima favorable	●							●			
	Reg. Hídrica y provisión agua	Agua cons. Hum.	●					●	●				
		Agua riego		●		●					●		
		Agua piscicultura			●								
		Caudal ecológ.					●	●		●		●	
	Biodiversidad	Recreación	●							●			
		Ecosis. Saludab.	●									●	
	Habit. Espec.	Recreación	●							●		●	
	Suelo fértil	Product. Agrop.	●	●		●							
	Madera	Uso domestico	●										
		Usos productivos		●	●	●							
		Madera comerc.	●						●				●
	Protec. Cult.	Identidad	●										
Sent. Perten.	Felicidad-paz	●											
Pastos	Biomasa	Alimento animal.				●							
	Carne	Carne autocon.	●			●							
		Carne comerc.				●			●				●
	Leche	Leche autocons.	●			●							●
		Leche comerc.				●			●				●
Ecosist. acuáticos	Provisión de agua	Agua cons. Hum.	●				●	●					
		Agua riego		●		●					●		●
		Agua piscicultura			●								
		Bebida animales				●							
		Caudal ecológ.					●	●		●		●	
	Trucha	Produc. autocons	●		●								
		Prod. Comerc.			●								●
	Biodiversidad	Recreación	●							●		●	
		Ecosist. Saludab.	●									●	
	Habt. Espec.												
Protec. Cult.	Identidad	●											

ECOSIST. Y COBERT. DEL SUELO	SE OFRECIDOS	BENEFICIOS	BENEFICIARIOS SEGÚN UBICACIÓN										
			Zona alta montaña					Zona plana				Otro	
			Comunidad	Agricultores	Piscicultores	Ganaderos	Usuarios acued.	Acueductos urb.	Empresas priv.	Turistas cuenca	Cañicultores	Autoridad. Amb.	Mercado externo
	Sent. Perten.	Felicidad-Paz	●										
	Disfrut. País.	Placer	●							●			
Cultivos	Café	Café comerc.	●	●					●				●
		Café autocons.	●	●									
	Frutales (mora y uva)	Frutas comerc.	●	●					●				●
		Frutas autocons.	●	●									
	Caña	Azúcar							●		●		●
	Otros cultiv.	Produc. Comerc.		●					●				●
Mosaicos product. con espacios naturales	Cultivos	Product. Autoc.	●	●									
		Prod. Comerc.	●	●					●				●
	Leche	Leche autocons.	●			●							
		Leche comerc.				●			●				●
	Carne	Carne autocons.	●			●							
		Carne comerc.				●			●				●
	Suelo fértil	Product. Agrop.	●	●		●							
	Protec. Cult.	Identidad	●										
	Sent. Perten.	Felicidad-paz	●										
	Disfrute país.	Placer	●							●			
	Frecuencia		31	12	5	15	3	3	10	8	3	6	13

Fuente: Elaboración propia, encuesta de medios de sustento y talleres comunitarios Guabas (2016)

4.5.6 Caracterización de los trade-offs entre servicios ecosistémicos

En la encuesta realizada para determinar los medios de sustento de la población rural de la cuenca Guabas, se formuló una pregunta respecto de los impactos ambientales generados por las cuatro actividades productivas más importantes desarrollados en la zona alta: cultivos de café y mora, producción ganadera y piscicultura. A partir de las respuestas a esta pregunta se establecen los trade-offs entre la producción de los productos derivados de estas actividades económicas y otros servicios ecosistémicos. Es necesario señalar algunas limitaciones de este análisis: i) no se consideraron las combinaciones de sistemas productivos (por ejemplo agricultura más ganadería), los cuales seguramente tienen impactos sinérgicos sobre los SE; ii) existen otro tipo de intervenciones de desarrollo que afectan los SE pero no fueron analizadas, como el caso de la minería; y iii) dado que los impactos son evaluados por los mismos productores, ellos pueden tender a

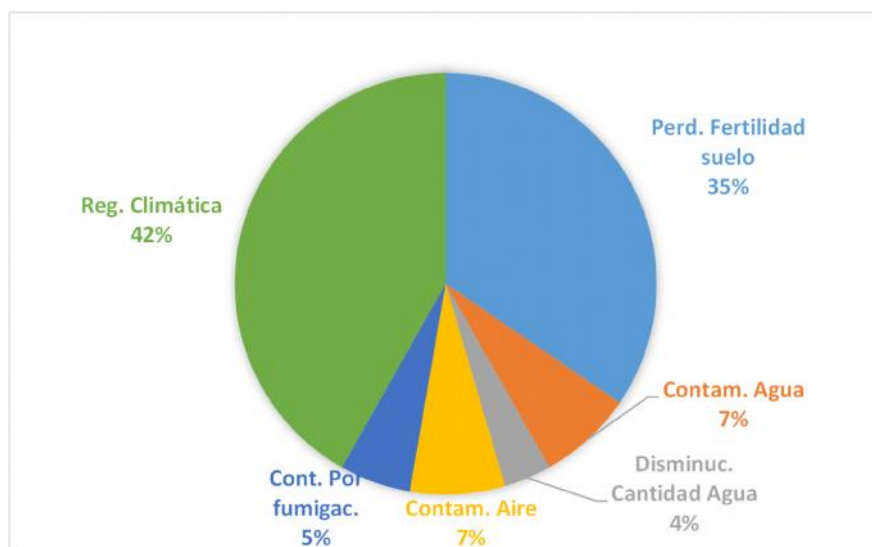
emitir respuestas estratégicas, mencionando una menor cantidad de impactos de los que realmente suceden.

En el caso de las actividades agrícolas relacionadas con la producción de café y de mora, 4 de cada 10 encuestados¹⁰⁴ consideraron que ninguno de estos cultivos tiene impactos negativos e incluso uno de cada 10 expresó que los impactos ambientales de ambos son positivos. Entre el grupo restante de quienes si estimaron que los cultivos de mora y café generan impactos negativos sobre el ambiente (proxy de los SE), se consideró a la deforestación como un impacto ambiental, pero en realidad esta es una práctica productiva o de manejo del suelo, consistente en retirar la vegetación nativa del ecosistema de bosque para despejar la tierra y convertirla en zona productiva.

Una vez que se incluyen solo las respuestas que establecen trade-offs sobre los SE, se encuentra que el principal es la pérdida de la capacidad de regulación climática (42%) -SE cuya oferta se asocia con el ecosistema de bosque-seguido por la pérdida de fertilidad del suelo (35%) (ver Gráfica 4.8). Luego, aparece que estos dos procesos productivos generan contaminación del agua (7%) –pérdida del SE provisión de agua de calidad- lo cual en el caso del café está relacionado con las aguas mieles que se producen durante el beneficio. A continuación, se incluyó a la disminución de la cantidad de agua, es decir que se afecta el SE de provisión del recurso hídrico en sus dos componentes: cantidad y calidad. Finalmente, los impactos en la contaminación del aire no son considerados como SE.

¹⁰⁴ La pregunta de los impactos ambientales de los cultivos fue respondida por 149 encuestados, de los 178 consultados. Esto quiere decir que 89 entrevistados observaron que no existen impactos negativos o incluso que si se presentan impactos estos son positivos

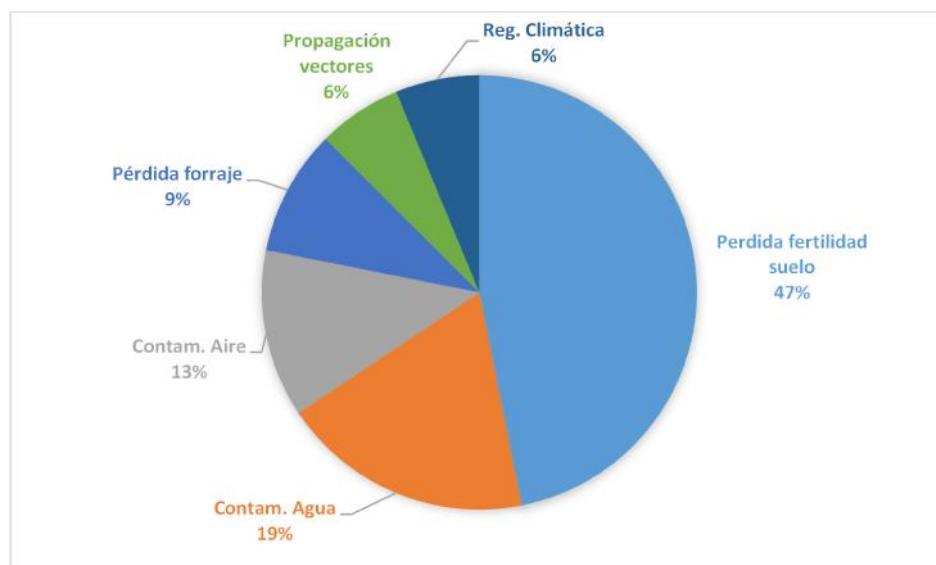
Gráfica 4.8 Trade-offs generados en los SE por la producción de mora y café cuenca Guabas



Fuente: Elaboración propia, encuestas medios de sustento (2016)

La producción ganadera también recurre a la práctica de deforestar el ecosistema de bosque en sus diferentes estados, con el fin de convertirlo a pasturas en las que se pueda establecer la ganadería extensiva típica de algunas áreas de la cuenca de Guabas en su zona alta. A pesar de lo anterior, de las 62 respuestas relacionadas la actividad pecuaria, 23 consideran que esta actividad productiva no tiene impactos ambientales (39%) y un porcentaje muy pequeño del 7%, incluso afirmó que sus impactos ambientales son positivos. El resultado muestra que casi la mitad de quienes si observaron impactos negativos de la producción ganadera, consideran que el principal trade-off es la pérdida de fertilidad del suelo (47%), pero en este caso seguido por la contaminación del agua, aunque con un porcentaje mucho menor – 19% (ver Gráfica 4.9). Luego aparecen la pérdida de forraje o cobertura de pastos (9%), quizás porque una vez convertido el suelo a pastos estos también sufren el desgaste de varios periodos dedicados a esta actividad, seguidos por la regulación climática y la propagación de vectores (ambas con un 6%). Este último trade-off implica que seguramente los productores han observado que una vez los ecosistemas naturales han sido reemplazados, las nuevas coberturas pierden su capacidad de regulación de plagas.

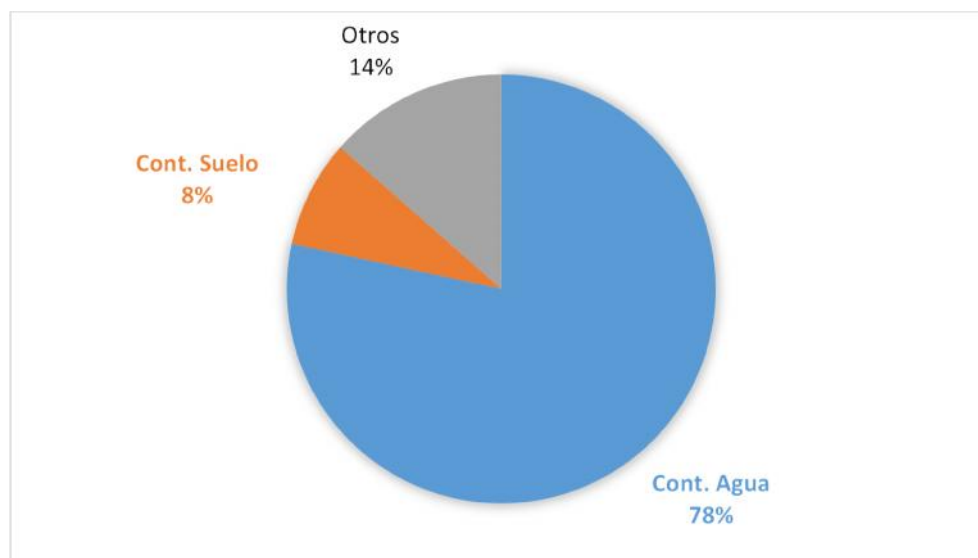
Gráfica 4.9 Trade-offs generados en los SE por la producción ganadera extensiva cuenca Guabas



Fuente: Elaboración propia, encuesta medios de sustento (2016)

La piscicultura es una actividad que en la zona alta de la cuenca de Guabas se ha establecido en las franjas de vegetación cercanas a los ríos, es decir la vegetación ripariana, dado que para esta práctica productiva se requiere un caudal de agua que ingrese a los estanques de forma continua y que pase por ellos de forma rápida. Pero además, al estar los predios en la zona de reserva natural, seguramente los piscicultores han tenido que reemplazar las coberturas naturales de bosque denso, fragmentado y demás, para poder establecer la infraestructura propia de esta actividad. De los 50 piscicultores encuestados, el 16% piensa que los impactos ambientales de la actividad son positivos y un 8% que no tiene ningún impacto de este tipo. Al extraer estos dos porcentajes para obtener los trade-offs sobre los SE, es completamente claro que los piscicultores observan que la contaminación del agua (reducción del SE de provisión de agua de calidad) es el trade-off más importante (78%) de su actividad (ver Gráfica 4.10). Este trade-off se produce por dos motivos: uno, es el alimento que se utiliza para darle color salmón a las truchas y el cual se deposita en el fondo de los estanques y luego es vertido directamente al río en las actividades de limpieza de los mismos; el otro, es que la sangre y vísceras pueden generar un aporte importante de contaminación cuando son dispuestas de manera directa en los ríos y quebradas.

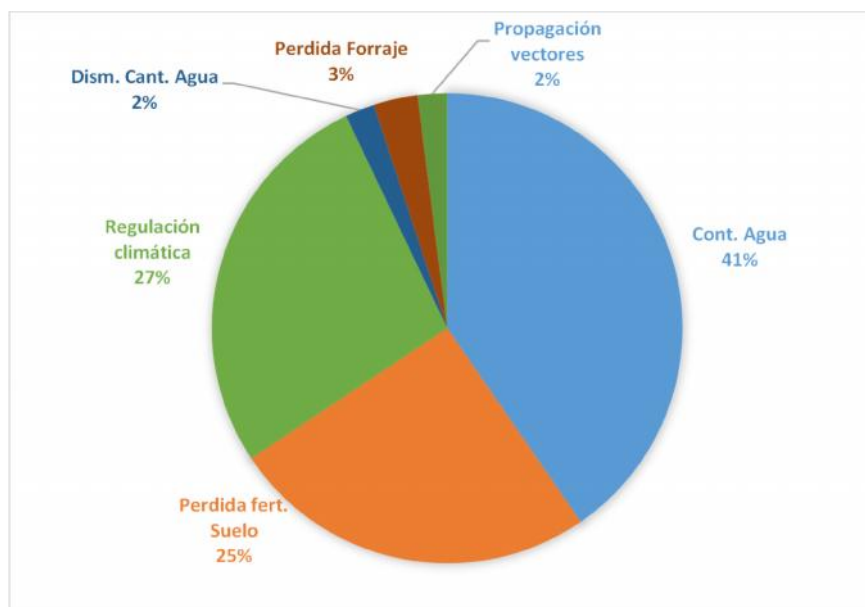
Gráfica 4.10 Trade-offs generados en los SE por la producción piscícola cuenca Guabas



Fuente: Elaboración propia, encuesta medios de sustento (2016)

Si los trade-offs sobre los SE se observan de forma agregada para las cuatro actividades productivas analizando las frecuencias totales, la Gráfica 4.11 muestra como resultado que el trade-off más significativo tiene lugar sobre la provisión de agua de calidad adecuada (41%), seguido de la capacidad de regulación climática y la pérdida de fertilidad del suelo, ambos con porcentajes muy similares (27 y 25%, respectivamente). Aunque es sorprendente que la disminución en la cantidad de agua sea un trade-off menos valorado de forma agregada (2%) por la importancia de este SE en todos los sistemas de producción, la explicación puede estar en la abundancia de las fuentes hídricas de la zona alta, las cuales aunque vienen siendo sometidas a una competencia creciente y distintos impactos por parte de distintas actividades, aún no muestran una situación crítica de agotamiento.

Gráfica 4.11 Trade-offs generados en los SE por las cuatro actividades productivas más importantes de la parte alta de la cuenca de Guabas



Fuente: Elaboración propia, encuesta medios de sustento (2016)

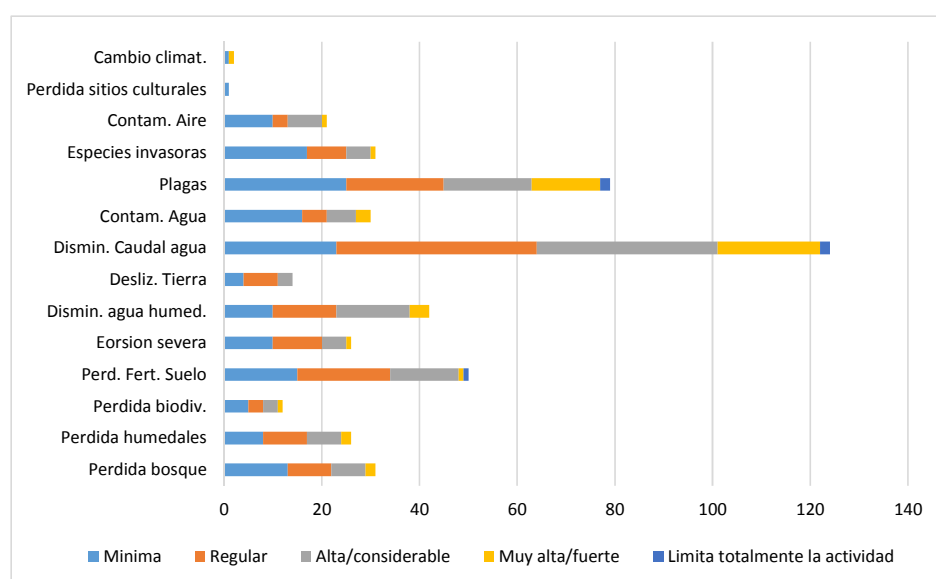
4.5.7 Efectos de los trade-offs entre SE en el bienestar humano de distintos grupos sociales

Una indagación importante a los productores de la parte alta de la cuenca, se orientó a establecer sus percepciones respecto de la magnitud del efecto que tienen en los medios de sustento, las pérdidas de áreas de algunos ecosistemas estratégicos, del acceso a los SE e incluso la ocurrencia de problemas ambientales, como la erosión. La disminución del SE de provisión de agua en cantidad es el factor que con mayor frecuencia afecta los medios de sustento, con una magnitud de afectación que se reparte entre un nivel regular y alto (ver Gráfica 4.12). El segundo factor de afectación más mencionado fue la propagación de plagas (que se puede interpretar como la pérdida del SE de control de plagas), aunque predomina la percepción que considera que su afectación a los medios de sustento es mínima. La pérdida de fertilidad del suelo, aparece como el tercer factor de afectación más importante de los medios de sustento, seguido por la disminución de agua de los humedales, la pérdida de los bosques y la presencia de especies invasoras.

Los resultados del análisis de los trade-offs presentados antes, muestran que los productores no identificaron impactos de sus actividades sobre los SE culturales, al menos en las encuestas realizadas. Pero un análisis que pretenda identificar a los diferentes grupos sociales afectados por los trade-offs entre SE necesariamente debe incluir a los SE culturales, para lo cual se cuenta con los datos mostrados en

la Tabla 4.12 donde se establecieron las relaciones entre ecosistemas/coberturas, SE, beneficios y beneficiarios. Pero además, algunas actividades humanas que no son de tipo productivo, como el vertimiento de aguas residuales domésticas a ríos y quebradas sin ningún tipo de tratamiento, pueden ser causantes de trade-offs entre SE. En respuesta a lo anterior, se incluyó la situación mencionada como parte del análisis de los trade-offs entre SE.

Gráfica 4.12 Efectos en los medios de sustento de la pérdida de ecosistemas, SE y problemas ambientales para parte alta cuenca Guabas



Fuente: Elaboración propia, encuesta medios de sustento (2016)

La comunidad de la parte alta de la cuenca está expuesta a diferentes tipos de trade-offs, fundamentalmente porque se encuentra en la zona de incidencia y participa en el desarrollo de las actividades humanas que los producen. Por ejemplo, la agricultura y la ganadería inciden en la regulación climática, generando variaciones en el microclima de la zona alta, lo cual se puede convertir en una tensión de tipo ecológico que afecta el confort de las personas en sus áreas de residencia (la dimensión de la seguridad) y puede tener repercusiones en su salud, las cuales son por el momento más potenciales que reales (ver Tabla 4.13).

En términos de múltiples afectaciones al bienestar de las comunidades de la zona alta, cobra una gran importancia el trade-off que se genera sobre la provisión de agua en cantidad y calidad, debido a las prácticas productivas y la ausencia generalizada de sistemas de saneamiento de las viviendas, dado que: i) impacta a 17 acueductos comunitarios que toman agua de las fuentes que se contaminan, además de los hogares y predios que por no disponer de la cobertura de los

sistemas colectivos, extraen el agua directamente de las fuentes; ii) la reducción de los caudales implica una competencia por el agua en la que las posibilidades de inversión de recursos para generar su captación y tratamiento, puede terminar definiendo quien tiene acceso a mayor cantidad y calidad de agua, por lo cual los grupos más vulnerables de la población seguramente toman agua de peor calidad y usan una menor cantidad; y iii) se afecta la salud de la población que es un componente del bienestar fundamental para el desarrollo de todas las actividades humanas, pero también existe un impacto potencial sobre el bienestar material de quienes deben incurrir en costos de reemplazo de las fuentes contaminadas, pagar mayores costos de tratamiento o adquirir sustitutos como el agua embotellada.

Pero los efectos de la reducción de la cantidad y calidad del agua se reflejan en una escala espacial que va más allá de lo local y que incluso supera los límites de la cuenca, al afectar a los sistemas de acueducto que abastecen a las cabeceras municipales de Guacari y Ginebra (que está por fuera de la jurisdicción de la cuenca), con cerca de 9.600 suscriptores¹⁰⁵ (CVC, 2009). La salud de la población de estos dos municipios y su bienestar material son las dos dimensiones del bienestar afectadas directa e indirectamente por estos trade-offs.

El otro trade-off crítico para los habitantes de la zona alta es la pérdida de protección a sus prácticas culturales y el sentido de arraigo, lo que implica que se limitan e incluso ponen en riesgo diversas expresiones de orden cultural e inmaterial que se construyen en la relación con la configuración ecosistémica de la zona de montaña y las cuales quizás son irrecuperables. De hecho, el único grupo social afectado con la pérdida de SE culturales es la comunidad que habita esta zona.

Los cultivadores, ganaderos y piscicultores dependen de la provisión de agua en cantidad y calidad y de suelo fértil (los dos primeros) para el desarrollo de sus actividades económicas. Sin embargo, sus prácticas productivas generan trade-offs sobre estos mismos servicios ecosistémicos, pues por ejemplo la ganadería extensiva y los cultivos que usan el suelo de forma intensiva, terminan por afectar su productividad año tras año (dimensión temporal); mientras tanto, los piscicultores que retornan a los cauces el efluente contaminado de su actividad, afectan a quienes aguas abajo demandan un recurso hídrico de buena calidad para el cultivo de trucha (dimensión espacial). En ambos casos, se produce un efecto boomerang sobre las actividades productivas que generan los trade-offs: en el caso de los cultivadores y ganaderos recayendo en el mismo productor que degrada el suelo y

¹⁰⁵ Los suscriptores son las viviendas o predios que reciben la conexión al sistema de acueducto. Si se supone que cada una de esas viviendas está habitada por un promedio de cinco personas, se tendría que la cantidad de usuarios del acueducto para estos dos municipios es de más de 48.000 personas.

en el caso de los piscicultores sobre otros productores del gremio ubicados aguas debajo de sus descargas. El efecto de estos dos trade-offs se expresa en la dimensión del bienestar material pues se puede ver afectada la generación de ingresos que agricultores, ganaderos y piscicultores derivan de estas actividades.

Otro grupo que resulta afectado por varios tipos de trade-offs son los turistas que pueden ver limitadas sus actividades lúdicas en la cuenca, dados los efectos que generan los productores sobre la regulación climática, la provisión de agua en calidad y cantidad, la biodiversidad y el disfrute paisajístico. Por ejemplo, la disminución en la cantidad y calidad del agua puede afectar el número de turistas que se desplazan desde toda la cuenca a puntos como Puente Piedra y Puente Rojo, en los que la presencia del río es el componente fundamental de la recreación. Pero también la biodiversidad es un factor clave porque la variedad de especies de la cuenca puede contribuir a la confluencia de visitantes, no solo a los dos puntos mencionados, sino a áreas naturales aun poco intervenidas y para el desarrollo del ecoturismo, el avistamiento de aves, etc. Esta disminución de la biodiversidad incluso tiene efectos en las autoridades ambientales que es un actor cuya función principal redundante en torno a mantener las especies animales y vegetales. La pérdida de la biodiversidad impide la expresión de los valores recreativos asociados con los ecosistemas, que es un componente del bienestar humano. Pero además la biodiversidad como un indicador del estado y salud de los ecosistemas, contribuye a que las comunidades aledañas a las zonas ricas en ella, puedan vivir en un ambiente más seguro y donde los procesos naturales ayuden a producir menos tensiones ecológicas.

Tabla 4.13 Análisis de grupos sociales y dimensiones del bienestar afectadas por los trade-offs entre SE cuenca Guabas

SE impulsor TDO	SE afectado	Grupo afectado TDO	Afectación potencial	Escala afectación del TDO	Dimensiones del bienestar humano afectadas			
					Seguridad	Bienestar material	Relaciones sociales	Salud
Cultivos café y mora	Reg. climát.	Comun. alta	3.000 hab.	L-L	●			○
		Turistas	No determin.	L-C			●	
	Fertil. suelo	Agricultores	% 1.500 predio	L-L		●		
		Ganaderos	% 400 predios	L-L		●		
	Prov. agua calidad	Acued. com	17 sistemas comunitarios	L-L		○		●

SE impulsor TDO	SE afectado	Grupo afectado TDO	Afectación potencial	Escala afectación del TDO	Dimensiones del bienestar humano afectadas			
					Seguridad	Bienestar material	Relaciones sociales	Salud
		Acued. urban	2: Guacari y Ginebra	L-R		○		●
		Comun. alta	% 3000 hab abast. directo			○		●
		Agricultores	% 1500 predios	L-L		●		
		Turistas	No determin.	L-C			●	
	Prov. agua cantidad	Acued. com	Ídem anterior	L-L		○		●
		Acued. urban	Ídem anterior	L-R		○		●
		Agricultores	Idem anterior	L-L		●		
		Turistas	No determin.	L-C			●	
	Biodivers.	Comun. alta	Visitantes a los ecosistemas	L-L	●		●	
		Turistas	No determin.	L-C			●	
		Autor. Amb.	Funcionarios de la cuenca	L-C			●	
	Protec. cult.	Comun. alta	3.000 hab.	L-L			●	
	Sent. pert	Comun. alta	3.000 hab.	L-L			●	
Ganadería	Fertil. suelo	Agricultores	% 1.500 predio	L-L		●		
		Ganaderos	% 400 predios	L-L		●		
	Prov. Agua calidad	Acued. com	17 sistemas comunitarios	L-L		○		●
		Acued. urban	2: Guacari y Ginebra	L-R		○		●
		Comun. alta	% 3000 hab abast. directo			○		●
		Agricultores	Idem anterior	L-L		●		
		Turistas	No determin.	L-C			●	
	Reg. climát.	Comunidad	3.000 hab.	L-L	●			○
		Turistas	No determin.	L-C			●	
	Cont. plagas	Agricultores	%1.500 predios	L-L		●		
		Ganaderos	400 predios	L-L		●		
		Comun. alta	% 3000 hab. cercanía sitios con plagas	L-L	●			○
		Turistas	No determin.	L-C			●	
		Autor. Amb.	Funcionarios de la cuenca	L-C			●	
	Biodivers.	Comun. alta	3.000 hab.	L-L	○			
		Turistas	No determin.	L-C			●	

SE impulsor TDO	SE afectado	Grupo afectado TDO	Afectación potencial	Escala afectación del TDO	Dimensiones del bienestar humano afectadas			
					Seguridad	Bienestar material	Relaciones sociales	Salud
		Autor. Amb.	Idem anterior	L-C			●	
	Protec. Cult.	Comun. alta	3.000 hab.	L-L			●	
	Sent. pert	Comun. alta	3.000 hab.	L-L			●	
Producción de trucha	Prov. Agua calidad	Acued. com	Idem anterior	L-L		○		●
		Acued. urban	Idem anterior	L-R		○		●
		Piscicultores	Aguas abajo descargas			●		
		Agricultores	% 1500 predios	L-L		●		
	Biodivers.	Comun. alta	Visitantes a los ecosistemas 3.000 hab	L-L	●		●	
		Turistas	No determin.	L-C			●	
		Autor. Amb.	Idem anterior	L-C			●	
	Disfrute paisajístico	Comun. alta	Usan ecosist. x recreación	L-L			●	
		Turistas	No determin.	L-C			●	
Uso capacidad asimilación del río	Prov. Agua calidad	Acued. com	Ídem anterior	L-L		○		●
		Acued. urban	Idem anterior	L-R		○		●
		Agricultores	% 1500 predios	L-L		●		
		Piscicultores	% 100 predios	L-L		●		
	Disfrute paisajístico	Comun. alta	Idem anterior	L-L			●	
		Turistas	No determin.	L-C			●	

Fuente: Elaboración propia, encuesta medios de sustento (2016)

●	Efecto directo en dimensión del bienestar
○	Efecto indirecto en dimensión del bienestar
L-L	Efecto generado localmente y que afecta a un actor local
L-C	Efecto generado localmente que afecta a un actor o actividad de toda la cuenca
L-R	Efecto generado localmente pero que se manifiesta en un actor o actividad que está incluso por fuera de la cuenca

El análisis presentado tiene una debilidad asociada con que seguramente existen otros grupos afectados por los trade-offs que no fueron identificados, como por ejemplo los académicos que desarrollan labores de investigación en la cuenca y que no se incluyeron por estar fuera de la jurisdicción de la misma. También los municipios y los gremios productivos que inciden claramente en la dinámica productiva y ambiental de la zona a partir de sus políticas, inversiones y acciones.

Una segunda omisión del análisis, es haberse centrado en trade-offs entre SE generados por las actividades productivas realizadas en la parte alta de la cuenca, lo que deja la sensación que son ellas las causantes de todos los problemas y conflictos ambientales de la cuenca Guabas, cuando esto no es así. Por ejemplo, a pesar de las afectaciones que se generan sobre la provisión de agua en cantidad y calidad en la zona alta, el abastecimiento a la zona plana es permanente y con una calidad apropiada para los distintos usos a lo largo de todo el año. Así, una visión general de la cuenca permite ver que los procesos de apropiación del agua y de mayor afectación sobre la misma, se producen en la zona plana y están asociados de forma muy clara con el proceso agrícola de la caña de azúcar. Como se mostrará en el ítem que sigue a continuación, el establecimiento y mantenimiento de la zona de reserva natural es una estrategia de manejo de los recursos de la cuenca y especialmente del agua, que busca en gran parte mantener el caudal para la producción de caña, generando un trade-off en sentido contrario a los ya descritos: desde la zona plana se controla el acceso o un mayor nivel de disfrute de ciertos SE en la zona de montaña, con el fin de mantener el flujo del SE más crítico para su actividad, representado en la provisión de agua.

4.5.8 El uso del agua en la zona plana de la cuenca Guabas y sus efectos en la zona de montaña: un trade-off invertido.

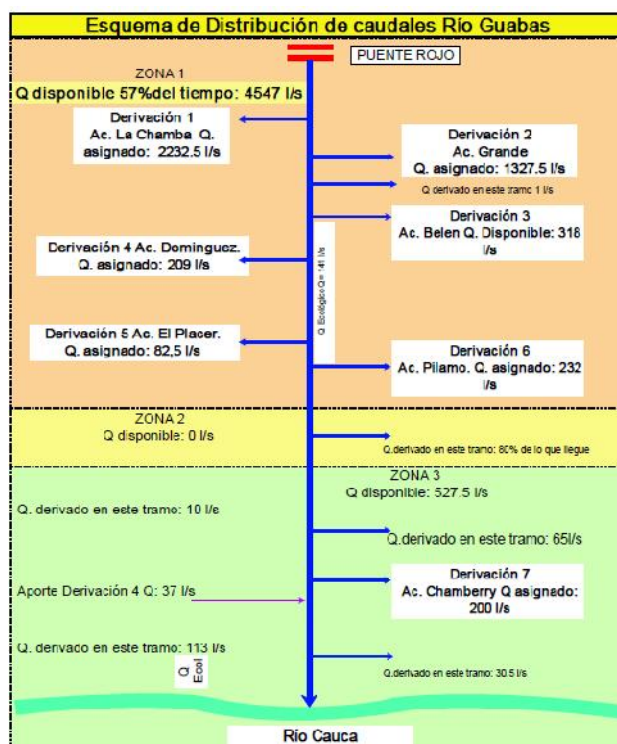
En el sitio conocido como Puente Rojo, donde se genera la transición de la zona productora de agua a la zona consumidora, el caudal disponible para suplir las demandas de la zona plana es de 4.547 lts/seg¹⁰⁶ (CVC, 2009). A esa oferta hídrica aporta el caudal medio del río Guabas (3.550 lts/seg), además de 72 pozos que hacen aprovechamiento del agua subterránea (ibid. Op. Cit). En cuanto a la calidad del agua, tres indicadores demuestran que la misma ingresa en buenas condiciones a la zona plana: i) el ICA CETESBE que expresa que el agua es apta para consumo humano desde antes de la zona de Puente Rojo hasta el punto de entrega en el Río Cauca; ii) el ICA Dinius que muestra que el en punto de Puente Rojo el agua es apropiada para el uso agrícola; y iii) el ICOMO que señala que la contaminación por materia orgánica es baja hasta el mismo sitio antes mencionado (Ekonomica, 2015).

Una vez el río Guabas ingresa a la zona plana, se hace evidente la inequidad en la distribución del agua. El análisis de las tres subzonas de reparto del agua en la parte plana (ver Figura 4.7), muestran que existe una concentración casi total del caudal en la subzona 1, la cual tiene asignado el 97% del total de agua que debe ser distribuido entre todos los usos. Esto debe tener enormes implicaciones respecto

¹⁰⁶ Este caudal es distribuido de acuerdo con la reglamentación de los usos del agua en la zona plana a partir de la resolución SGA 029 del 24 de febrero de 2003 expedida por la CVC.

de los SE, pues en el tramo de la subzona 2 el río se queda sin caudal, lo que significa una pérdida neta del SE de provisión de agua superficial; lo anterior, debe generar enormes impactos negativos en la capacidad del río para ofrecer el SE de hábitat de las especies de flora y fauna que dependen del agua para su supervivencia, lo que posiblemente afecta la biodiversidad. Aunque el río sufre una leve recuperación de su caudal en la subzona 3, al punto de entrega en el Río Cauca solo llegan algo más de 500 lts/seg.

Figura 4.7 Esquema distribución caudales en zona plana del Río Guabas



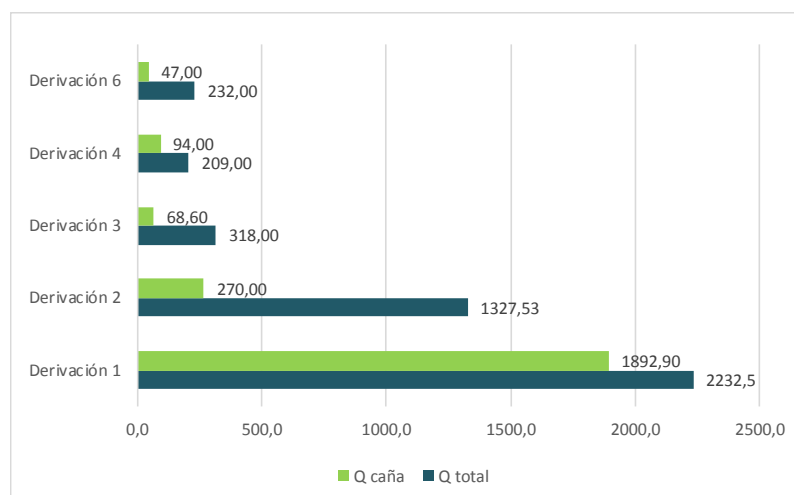
Fuente: tomado de CVC (2009)

El análisis de la distribución de agua en la subzona 1 es clave por ser la que recibe casi todo el caudal de la zona plana. La revisión de las concesiones de la subzona 1 presentan varias evidencias de la concentración del agua en el cultivo de caña. Primero, porque el 59% del agua concesionada se asigna a esta actividad y segundo, porque 16 concesiones otorgadas por la autoridad ambiental entregan el 100% del caudal a fincas cañicultoras, es decir que ni siquiera se respeta el caudal ecológico, con el consecuente impacto en los SE de hábitat y biodiversidad. Tercero, porque los predios cañeros se ubican de forma contigua, de modo que el flujo hídrico pasa en muchos casos de unos a otros, sin que usuarios de distintos sectores puedan derivar agua para sus necesidades. Y cuarto, dado que la quebrada La

Chamba que es la principal derivación de la subzona 1 y recibe el 51% del caudal de la misma, le entrega el 84% a los productores de caña (ver Gráfica 4.13).

En el caso de La Chamba, existen evidencias del uso recreativo de la quebrada por parte de la comunidad (Asoguabas, 2010), pero esta actividad seguramente entra en competencia directa con el uso del agua para el riego de caña pues aunque no sea un uso consuntivo requiere de fuentes de buen caudal para su desarrollo. Además, el estudio detallado de la situación de La Chamba realizado por Asoguabas, mostró que los mismos usuarios de esta fuente perciben que su calidad ha desmejorado, debido al vertimiento de aguas residuales de la producción agropecuaria y la escorrentía agrícola (Asoguabas, 2010).

Gráfica 4.13 Caudales concesionados a la producción de caña de azúcar en la subzona 1 parte plana cuenca Guabas



Fuente: Elaboración propia, concesiones de agua de la reglamentación SGA 029 2003

Uno de los factores explicativos de la compleja situación de la quebrada La Chamba es la sobrecaptación, pues tanto la cañicultura como la producción de otros cultivos –que como se evidencia son marginales- han generado una demanda total que excede en un 54% al caudal asignado (Asoguabas, 2010). A esto se suman las deficiencias en las prácticas productivas, pues se siembra durante todo el año sin considerar las variaciones en el régimen de precipitaciones respecto de las necesidades de los cultivos (ibid. Op. Cit). También incide el hecho que se presente una división de predios en lotes más pequeños, debido al escaso control de los entes territoriales en este sentido. Por su parte, las tecnologías de riego son ineficientes pues parte importante de la infraestructura de transporte de agua está compuesta por canales abiertos, que favorecen la infiltración, evaporación y sedimentación, generando elevadas pérdidas de agua (Asoguabas, 2010). Además,

muchas de obras de captación no cuentan con sistemas de medición de los caudales de entrada. De acuerdo con Asoguabas (2009), los costos de mejoramiento de la infraestructura son bajos y no demandan esfuerzos financieros considerables. Esto es llamativo cuando sectores como el de la producción de caña de azúcar son muy rentables y parece que la negativa a mejorar las obras se explica por razones diferentes a lo económico. La situación descrita para la quebrada La Chamba no es exclusiva de este sector, pues en las otras derivaciones de la subzona 1 se encontraron los mismos problemas, pero además se evidenció que existen usuarios que captan el agua de forma ilegal pues no cuentan con la concesión respectiva para su explotación (Asoguabas, 2009).

La actividad cañicultora ha contribuido de forma preponderante a la desaparición del bosque seco en la cuenca, pues su reducción en un 98% y su conservación en franjas pequeñas y dispersas, se explica por la ocupación que los cultivos han hecho de zonas donde originalmente existía este ecosistema (CVC, 2009). La siembra muchas veces se hace casi hasta la orilla de los ríos y sin conservar las franjas protectoras y ecosistemas riparios.

En conclusión, la producción de la caña de azúcar genera diferentes trade-offs en la zona plana, pues la disminución drástica de los caudales afecta el disfrute de los ríos y quebradas para actividades lúdicas y pone en riesgo a las especies de flora y fauna que tienen como hábitat a los cuerpos hídricos y los bosques secos, impactando negativamente la biodiversidad. El aprovechamiento de la capacidad de absorción de contaminantes de las fuentes de agua debido a la escorrentía agrícola, disminuye la calidad de las fuentes para otros usos humanos, decreciendo como resultado el SE de provisión de agua de buena calidad. Incluso, el cultivo de caña puede tener incidencias en la preclusión de oportunidades para disfrutar de otros SE ofrecidos por los relictos de bosques secos y los humedales que ocupan áreas ínfimas de la cuenca.

Sin embargo, existe otra forma de trade-off que se relaciona con la apropiación del agua y que tiene efectos en las zonas plana y de montaña. En el caso de la zona plana, la concentración del líquido en manos de los cañicultores, implica comprometer el bienestar de otros usuarios que al perder o reducir drásticamente su acceso al agua, se enfrentan a cambios en sus formas de sustento, bien sea dedicándose a actividades diferentes a las que tradicionalmente desempeñaban o asumiendo pérdidas económicas derivadas de una menor productividad y/o mayores costos.

Mientras tanto, en el caso de la zona de montaña la situación se presenta de forma diferente. Los habitantes de estas áreas disponen del agua pues viven inmersos en

una zona de abundancia hídrica. Sin embargo, el potencial de desarrollo de nuevas actividades que se podrían establecer en la cuenca - como el ecoturismo- o el crecimiento de la escala de los sistemas productivos ya existentes, y el uso de agua asociado a cualquiera de estas dos opciones, se encuentra restringido por la presencia de la zona de reserva natural. Esta área significa la imposibilidad de otorgar títulos de propiedad a los habitantes que se encuentran dentro de sus límites y un control mucho más estricto de los recursos que extraen del medio natural, entre ellos el agua. El discurso que acompaña este control, se asocia con la necesidad de preservación de la naturaleza, pero en el fondo tiene el propósito estratégico de garantizar la oferta hídrica para los sistemas productivos de la zona plana. No se pretende argumentar que es deseable incrementar el tamaño de los sistemas productivos de la zona de montaña, aumentando el nivel de extracción de recursos naturales y SE, ni tampoco que se deba disminuir el tamaño de la zona de reserva que contribuye a mantener diversos procesos ecológicos. Sin embargo, es necesario entender que las limitaciones al desarrollo de las actividades de la zona alta de la cuenca, tiene impactos en el bienestar de grupos poblacionales que habitan en esta área y que está configurada en parte por personas y núcleos familiares que se encuentran en una condición económica precaria y vulnerable, como lo demuestra que el NBI se encuentre en un 24% y sea superior al de la zona plana de Ginebra que es del 21%. Así, el bienestar de la población de la zona alta es comprometido o traded-off en favor de un mayor nivel de bienestar para un grupo social excluyente y de gran poder económico como es el que conforman los productores de caña.

4.6 DISCUSION DE RESULTADOS: A MANERA DE CONCLUSIÓN

La discusión de los resultados tiene que plantearse en torno al propósito del capítulo que es analizar el potencial que tiene el enfoque SE para contribuir al análisis de los efectos que pueden tener las políticas, planes, programas y proyectos sobre la justicia ambiental, incorporando los servicios ecosistémicos en los procesos de evaluación ambiental de esas intervenciones de desarrollo. Para ello, se comparan los resultados de dos ejercicios realizados en la cuenca del río Guabas: un proceso de planificación del recurso hídrico que no consideró el enfoque SE y dio origen a un POMCH y un estudio de caso en donde se utilizó el enfoque para comprender la relación ecosistemas, SE, bienestar humano, estableciendo los grupos beneficiarios y perdedores con los trade-offs que se generan entre SE.

Un primer elemento de la discusión es la diferencia que se genera al seleccionar el enfoque que orienta el proceso de formulación y/o evaluación de una intervención

de desarrollo. En el caso del POMCH, el enfoque orientador es el de los recursos naturales pues todo el proceso se centra en la planificación del uso y manejo sostenible de esos recursos, para lograr un equilibrio entre el aprovechamiento económico y la conservación de la estructura físico-biótica (CVC, 2009). Aunque a primera vista esto suena bien, habría que decir que la visión de los recursos naturales ha sido ampliamente criticada por entender la interacción ser humano-naturaleza de forma demasiado simplista, reconociendo el rol de esta última básicamente como proveedora de materias primas y fuente de los vertimientos de la actividad humana. Esto genera dos consecuencias: i) que se haga énfasis en la contribución de la naturaleza a los procesos económicos y ii) que la relación entre recursos naturales y ser humano sea visto en un espectro bidimensional, es decir que se observa como la naturaleza genera unos bienes que el ser humano utiliza, devolviéndole mediante este uso unos impactos al medio natural en la forma de contaminación. Esto último es especialmente crítico, pues queda ausente la tercera dimensión de la relación ser humano-naturaleza, en la que se conectan los procesos ecológicos y sus cambios con el bienestar humano, visto desde una perspectiva multifuncional. Si a lo anterior, se le suma la visión de la naturaleza en función de la producción económica, resulta casi imposible que los procesos de planificación resultantes conduzcan a la sostenibilidad. La sostenibilidad es justamente el resultado de una interacción idealmente equilibrada, en la que la naturaleza es utilizada de diversas formas por el ser humano, pero sin que se comprometa el mantenimiento de los procesos fundamentales de los ecosistemas y observando las incidencias en el bienestar de las personas. Olvidarse de esto último o asemejar el bienestar solo a la posibilidad de disfrute económico de la extracción de recursos naturales es ir en contravía de la sostenibilidad. En tal sentido, se tiene que reconocer que el enfoque de los SE ha sido considerado como un campo del conocimiento que supera la visión simplista de la naturaleza y construye una perspectiva analítica en la que subyace el tema de la sustentabilidad (Abson et al, 2014), al conectar los ecosistemas y sus procesos con los beneficios que de ellos deriva el ser humano y los efectos que resultan en términos de bienestar. Adicionalmente, el enfoque ha permitido reconectar al ser humano con la dinámica natural, mostrándole que la relación es compleja pues tanto los procesos ecosistémicos como sociales son intrincados, difíciles de comprender y más aún de gestionar. La dependencia del ser humano de los ecosistemas y sus servicios es enorme, como lo demuestran las diversas tipologías donde se caracterizan los múltiples tipos de procesos naturales que son benéficos (y también perjudiciales y por ellos se deben tomar en cuenta), para el ser humano. Los SE han mostrado que la relación que se establece con los ecosistemas va mucho más allá de la provisión de insumos para la actividad económica, e involucra procesos de regulación natural y relaciones de tipo inmaterial que tiene que ver con la construcción de la identidad, relaciones sociales, el conocimiento y el disfrute de los paisajes, es decir los

llamados servicios ecosistémicos culturales. Habría que aceptar también que adoptar el enfoque de los SE que se concentra en los procesos bióticos de los ecosistemas, tiene como consecuencia que se puedan dejar de lado los procesos abióticos o recursos naturales que también son importantes en la construcción de las intervenciones de desarrollo y que muchas veces son la causa de los conflictos socioambientales. De todos modos, la formulación de intervenciones de desarrollo debería adoptar un enfoque complementario entre la perspectiva de los SE y el estudio de los recursos naturales, como los minerales, la energía eólica, la energía hidráulica, etc.

Un segundo elemento de discusión tiene que ver con la enorme omisión que en muchas de las intervenciones de desarrollo se hace de los impactos que puede tener un cambio o afectación de los ecosistemas y sus procesos sobre las prácticas culturales y experiencias inmateriales de las personas y grupos sociales. El POMCH de la cuenca de Guabas plantea en su diagnóstico un análisis de los temas socio-culturales incorporando aspectos históricos (básicamente la fundación) de las zonas urbanas de la cuenca, la diversidad de grupos étnicos existentes, los niveles de acceso a salud y educación y las necesidades básicas insatisfechas de la población. Sin embargo, estos aspectos no son correlacionados de ninguna manera con la dinámica natural, de modo que aparecen como elementos descriptivos de “lo social” que parecieran tener lugar en el vacío, sin estar atados a un contexto ambiental. Incluso, lo socio-cultural es tratado no solo de forma separada de lo biofísico, sino también de manera muy ligera al restringir su contenido a seis páginas del POMCH, mientras la descripción y análisis del componente biofísico tiene una extensión de más de 70 páginas. El estudio de caso realizado como parte de esta investigación mostró de manera clara la importancia que para las personas tienen los ecosistemas y sus procesos, en tanto que la construcción de su identidad, el sentido de pertenencia, la protección a sus prácticas culturales, el disfrute paisajístico, el conocimiento e incluso palabras con un significado muy profundo como la felicidad, paz y tranquilidad, son asociados con las experiencias inmateriales que se han establecido con los ecosistemas. De esta forma, en el caso de la cuenca de Guabas más de la mitad de los SE identificados fueron de tipo cultural (un total de 8), lo que implica que las intervenciones de desarrollo que no consideren estos servicios pueden terminar afectando la dimensión del ser de las personas, lo que se convertiría en una forma de injusticia claramente relacionada con el ámbito del reconocimiento de lo que cada grupo social e individuo es y quiere ser. Es necesario decir que el estudio de los SE culturales plantea algunos retos, pues por ejemplo ellos no siguen la misma lógica del enfoque que entiende a los servicios como flujos físicos medibles a partir del estudio de los procesos bióticos de los ecosistemas, dado que son experiencias inmateriales que se construyen en una relación permanente con la naturaleza. En este sentido no habría algo como la medición del

flujo de los SE culturales, al menos de muchos de ellos pues si sería posible contar la producción literaria, cinematográfica y académica asociada con ciertos espacios naturales. La psicología ambiental ha tenido como uno de sus principales focos de estudio a la forma en que la dinámica ambiental y sus cambios, generan efectos en la conducta humana, por lo cual la integración de esta interdisciplina podría ser necesaria para la identificación y comprensión de los SE culturales y los efectos que sobre ellos y el bienestar humano podrían tener las intervenciones de desarrollo. Por otra parte, en este estudio de caso evidenció que los SE culturales fueron identificados a partir de los talleres participativos, pero no mediante las encuestas, lo que genera otro reto a considerar. El mismo tiene que ver con que una identificación genuina de los SE culturales solo es posible a partir del establecimiento de métodos participativos, en los que es irremplazable el rol de las comunidades que se relacionan directamente con los ecosistemas y que son en últimas las únicas apropiadas para valorar tal relación. El que la participación sea un hecho y que pueda establecerse de manera limpia y honesta, es una contribución clara a esta dimensión de la justicia ambiental, pues la posibilidad de que los grupos potencialmente afectados por las intervenciones de desarrollo puedan expresarse y tomar decisiones garantiza al menos que sus posiciones quedan establecidas en el proceso. Además, una participación genuina solo es posible reconociendo a los diferentes grupos sociales e individuos implicados o potencialmente afectados por las intervenciones de desarrollo, con lo cual existe la posibilidad de que esta dimensión de la justicia ambiental también resulte beneficiada de la incorporación del estudio de los SE culturales. Pero el reto de la participación también se suscita porque en la identificación de los SE seguramente se deben reconocer los diversos lenguajes de valoración que los distintos grupos sociales e individuos utilizan y traen a la mesa para asignarle importancia a los ecosistemas y sus servicios.

Tradicionalmente, los estudios de los SE han intentado mostrar la relación entre los ecosistemas, la generación de servicios ecosistémicos y los beneficios que de estos se derivan y que se supone producen bienestar a la sociedad como un todo. Sin embargo, el enfoque puede generar las condiciones para que en su utilización se empiecen a introducir elementos de la justicia ambiental, explorando de forma específica cuales son los grupos sociales e individuos que resultan beneficiados con el acceso a los SE. Por ejemplo, el estudio de caso mostró que el bosque andino es el tipo de ecosistema predominante en la cuenca, lo que podría sugerir que esta especie de "infraestructura natural" arbustiva, tiene como beneficiarios excluyentes a los usuarios del agua cuyas fuentes o nacimientos dependan de este ecosistema, dado que generalmente se le asocia un potencial enorme para ofrecer el SE de regulación hídrica. Sin embargo, el bosque andino se viene manejando de forma tal que en unas zonas de la cuenca está conservado (bosque denso), en otras se ha fragmentado y en las restantes se mezcla con pasturas o cultivos, lo que indica que

este mismo ecosistema se gestiona con diferentes propósitos por distintos grupos, lo que tiene expresión en las coberturas-usos del suelo. En general, de la gestión del bosque se derivan diversos SE y beneficiarios: i) el SE de regulación climática produce como beneficio un microclima favorable que beneficia a quienes viven en la zona alta de la cuenca y a los que deciden realizar actividades lúdicas allí mismo; ii) el SE de regulación hídrica que genera la provisión de agua en cantidad y calidad (beneficio), del cual se aprovechan agricultores, ganaderos, piscicultores y sistemas de abastecimiento de agua colectivos e individuales; iii) la biodiversidad y los hábitats de distintas especies que generan oportunidades de recreación que benefician a turistas y comunidad local que disfruta de estas áreas; iv) el suelo fértil, que beneficia a agricultores que combinan el bosque con sistemas de producción alimentaria, para incrementar su oferta de alimentos para autoconsumo y/o comercialización; v) la madera, que se extrae para producir elementos caseros (beneficia a la comunidad en general), cercos para la agricultura, ganadería y piscicultura (beneficia a los productores) e incluso para la comercialización (beneficia a la empresa Cartón Colombia que tiene una plantación forestal con tal propósito); y vi) los SE de protección de la cultura y sentido de pertenencia e identidad que generan beneficios inmateriales como la sensación de paz y tranquilidad que es disfrutada exclusivamente por las comunidades que residen en estas áreas. De lo anterior, se deduce obviamente que existen distintos beneficiarios de los SE, pero también se podría concluir que los principales son la población local de la zona alta, dado el número considerable de servicios de provisión (madera), regulación (del clima e hídrica), soporte (hábitats) y de tipo cultural, a los que tienen acceso. Sin embargo, la observación de los distintos tipos de SE ofrecidos y sus escalas espaciales de provisión y consumo, ayudan a generar un análisis más completo de esos beneficiarios. Por ejemplo, la regulación hídrica que se denomina un SE de flujo direccional, genera el beneficio de la provisión de agua, la cual no solo aprovechan los habitantes de la zona alta de la cuenca, pues por el contrario son los productores de caña quienes la monopolizan en la zona plana. Así que los cañicultores si bien podrían lucir como un beneficiario modesto tomando en cuenta que tienen acceso a un solo SE, son en realidad tremendamente favorecidos por disponer del servicio ecosistémico considerado como el más fundamental por y para los diferentes grupos sociales de la cuenca, lo que les permite desarrollar una actividad generadora y concentradora de riqueza. Pero incluso, la población urbana de Ginebra que no hace parte de la cuenca, es beneficiaria del agua que se produce en la misma, con lo cual los efectos del SE de regulación hídrica se extienden más allá de sus límites espaciales. A diferencia del agua, beneficios como la recreación son producidos y disfrutados en el mismo lugar, con lo cual los beneficiarios residen cerca a los ecosistemas que los proveen o deben desplazarse hasta los sitios donde se generan para concretar tales beneficios. El análisis de los beneficiarios también permite observar que ciertos grupos logran consolidar algunas ventajas del uso de

los SE. Por ejemplo, los ganaderos, que se extienden por gran parte de la cuenca son el segundo grupo social que recibe más beneficios asociados con el acceso a los SE, lo que les permite desarrollar su actividad y derivar de ella productos para la comercialización. Pero incluso referirse a los ganaderos de forma general puede ser impreciso, dado que entre ellos existen diferencias en el acceso a predios de distintos tamaños, volúmenes de capital, tecnologías, prácticas productivas, capital social y percepciones culturales. También, al seguir la cadena de comercialización y consumo de muchos de los SE de provisión de la cuenca (leche, carne y alimentos), aparecen otros grupos beneficiarios como las empresas privadas que derivan una rentabilidad de la venta de productos de la cuenca y pueden incentivar la expansión de los procesos productivos en la misma; incluso los mercados de nivel regional o nacional en donde los productos de la cuenca abastecen la canasta de bienes que consumen distintos usuarios. En general, cualquier intervención de desarrollo que se haga e incida en la gestión de los ecosistemas y sus servicios, generará un impacto que puede significar para algunos grupos la ampliación de los beneficios derivados de los SE y para otros la preclusión o disminución de los mismos. Conocer estas consecuencias es parte de las consideraciones de equidad que puede facilitar la incorporación del análisis de los SE y sus beneficiarios en cualquier intervención de desarrollo.

El concepto de trade-offs entre los SE es fundamental para explicar las causas reales o potenciales del surgimiento de los conflictos socioambientales. Primero, porque la idea de trade-off si bien no es contraria a la de la existencia de múltiples beneficios y beneficiarios, también plantea que es imposible la maximización de todos los SE para arribar a una situación win-win social y ecológica, pues en la gestión de los ecosistemas se privilegian unos beneficios y beneficiarios sobre otros. En segundo lugar, porque el análisis de los trade-offs implica identificar cuáles son los grupos que a partir del despliegue de determinadas actividades, recursos y discursos se apropian de los productos de los ecosistemas, despojando a otros grupos total o parcialmente de sus posibilidades de acceso a los SE. Tercero, porque los trade-offs entre SE solo son demostrables a partir de la transformación que la actividad generadora del mismo, plasma en un ecosistema o cobertura, con lo cual queda una huella visible o virtual sobre el territorio, ligada por tanto a una escala espacial. Cuarto, debido a que la pérdida de un SE total o parcialmente, genera un impacto en una dimensión específica del bienestar humano a la que contribuía ese servicio, con lo cual se puede establecer el tipo de riesgo o afectación a la que se está sometiendo al perdedor del trade-off. Un ejemplo del estudio de caso desarrollado en Guabas puede ilustrar lo anterior. La producción ganadera de tipo extensivo en la parte alta de la cuenca busca maximizar el SE provisión de carne y leche, para lo cual genera una transformación de los ecosistemas de bosque andino, deforestando esta cobertura para convertirlas en pasturas. La ganadería

hecha en zonas de alta pendiente deja sus huellas en la forma de suelos erosionados. La ganadería genera la reducción de la provisión de siete SE generados por el bosque y los cuales tenían una serie de beneficiarios que terminan convertidos en perdedores por efectos del trade-off producido por su aumento: i) la disminución de la fertilidad del suelo que afecta a otros productores agrícolas que podrían emplear la tierra para cultivar e incluso el mismo productor ganadero que incurrirá en mayores costos futuros para mejorar la tierra y mantener su productividad y calidad de pastos; ii) la provisión de agua en cantidad y calidad, que afecta a los 17 acueductos comunitarios, los acueductos urbanos de Ginebra y Guacari, los predios que toman el agua directamente de las fuentes y los agricultores que necesitan el agua para regar; iii) la regulación climática que genera la pérdida de confort térmico afectando a los habitantes de áreas aledañas y los turistas que visitan las zonas por su temperatura agradable; iv) el control de plagas, SE que al verse afectado puede significar la pérdida de especies de flora y fauna que producen beneficios a agricultores, ganaderos, comunidad local y estimulan el turismo; v) la biodiversidad que al disminuir desincentiva el turismo, pone en alerta a la autoridad ambiental por ser una de sus funciones la preservación de la diversidad ambiental, y afecta el disfrute paisajístico de la comunidad local; y vi) la pérdida de la barrera natural que protege la cultura y el sentido de pertenencia de las personas generado por los ecosistemas de la parte alta, con lo cual el único grupo afectado es la comunidad local. La afectación de estos SE para ciertos actores implican un impacto en distintos ámbitos de su bienestar, pues por ejemplo la disminución en la provisión de agua de calidad afecta la salud de las personas de los acueductos comunitarios al dejar de consumir agua potable y en segunda instancia, impactaría su bienestar material por tener que dedicar ingresos a adquirir agua más costosa, como la embotellada. También, la comunidad local que pierde la protección de su cultura y el sentido de pertenencia atado a los ecosistemas, ve afectada su posibilidad de establecer buenas relaciones sociales, en cuanto a la capacidad para expresar sus valores culturales en los espacios transformados. Por su parte, la reducción del SE control de plagas seguramente afecta a los mismos ganaderos no solo por los costos de erradicación de las plagas sino por sus efectos en la productividad de los animales. Incluso, el estudio de los trade-offs permite ver los efectos sinérgicos que terminan por mostrar cuales son los grupos sociales más afectados y que potencialmente se posicionarán como impulsores de los conflictos sociambientales: por ejemplo, la comunidad local que ve afectado su confort climático, provisión de agua, protección de la cultural, sentido de identidad, biodiversidad y control de plagas, y termina pasando de ser el grupo aparentemente más beneficiado por su acceso a múltiples beneficios, a verse como el principal perdedor con la ocurrencia de los trade-offs entre SE. Los trade-offs también pueden indicar la escala espacial de afectación pues por ejemplo la pérdida de la provisión de agua no sería un fenómeno de escala local, sino que se traduce a los usuarios

de la zona plana que la usan para el abastecimiento para consumo humano y para el riego de la caña. Incluso, también podría existir otra forma de sinergia en el sentido que varias actividades humanas contribuyan a generar un mismo trade-off sobre un SE, pues por ejemplo el vertimiento de aguas residuales domésticas sin tratamiento, la agricultura que genera escorrentía de aguas que contienen pesticidas y el cultivo de trucha que vierte sangre, vísceras y residuos del concentrado a las fuentes hídricas, afecta la capacidad de los ecosistemas acuáticos para proveer agua de buena calidad. Se debe advertir, que el análisis de los trade-offs entre SE tiene un limitante fuerte en el sentido de que no explican todas las causas de los conflictos socioambientales. Esto, porque algunos de los impactos ambientales de una actividad o proyecto no se manifiestan en la transformación de un ecosistema, como sucede con la contaminación del aire (recurso natural o matriz ambiental) que genera la disposición inadecuada de residuos sólidos. Lo anterior sugiere que habría que complementar el análisis de los trade-offs entre SE con formas de diagnóstico de problemas ambientales asociados con los recursos naturales para tener un panorama completo de las causas de los conflictos socioambientales. Incluso, porque los conflictos socioambientales pueden provenir de razones del orden social, que no necesariamente pasan por procesos ecosistémicos, como por ejemplo el desempleo, la oposición a una determinada institución (como sucede con la CVC en la cuenca) e incluso ideologías de orden político. Al revisar el POMCH de Guabas, se encuentra que, si bien existe un análisis de diversos problemas y conflictos ambientales, estos se enfocan desde lo que la Corporación Ambiental del Valle denomina situaciones ambientales que en resumen expresan como el ambiente y sus ciclos son alterados por las actividades antrópicas y naturales. Esto quiere decir que las situaciones ambientales buscan las causas de las transformaciones de la naturaleza, pero no discuten ni relacionan las mismas con el efecto que terminan teniendo en el bienestar humano de diversos grupos sociales. Un ejemplo de lo anterior, es el análisis que se hace del conflicto por el uso del agua, descrito como una situación de desbalance entre la oferta y la demanda hídrica, la cual se manifiesta en la disminución de la cantidad y calidad del agua, lo que se explica por el vertimiento de aguas residuales sin tratamiento, la ineficiencia de la infraestructura de riego agrícola y el sobreuso que ciertas actividades productivas hacen del agua. Sin embargo, no se discute por ningún lado como estos problemas ambientales tienen efectos diferenciales en el bienestar de diferentes grupos sociales, es decir, que está completamente ausente una consideración de la justicia ambiental. Es evidente que el concepto de trade-offs entre SE es mucho más apropiado que el de impacto ambiental para mostrar los efectos de las intervenciones de desarrollos en el bienestar de distintos grupos sociales.

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES

La sinergia y complementariedad potencial que existe entre los enfoques de los servicios ecosistémicos y la justicia ambiental, se debe consolidar y aprovechar para desarrollar análisis más sólidos de la compleja relación sociedad-naturaleza. Es claro que los dos enfoques surgen de procesos sociales distintos y provienen de tradiciones académicas diferentes. Mientras los SE son una apuesta de académicos que intentan justificar la conservación natural por los múltiples beneficios que la naturaleza provee al ser humano, la justicia ambiental surge como fruto de la resistencia de comunidades étnicas y pobres frente a las injusticias ambientales, siendo analizadas por académicos que retroalimentan a dichos movimientos mediante la teorización de sus luchas. Además, mientras el enfoque SE ha sido desarrollado básicamente por economistas y ecólogos, la justicia ambiental toma sus bases conceptuales de las ciencias sociales y políticas. Sin embargo, esta diferenciación en cuanto al origen científico-social puede ser aprovechada para generar una relación de complementariedad entre los dos enfoques: los SE han desarrollado un buen acervo de conocimiento ecológico, que si bien algunos académicos catalogan de incompleto, ha sido poco explorado en las investigaciones de justicia ambiental; mientras esta última ha observado de forma juiciosa los procesos y luchas sociales que se tejen en torno al acceso, distribución y uso de la naturaleza, temas aún poco incorporados en los servicios ecosistémicos. Establecer una relación de complementariedad entre SE y justicia ambiental podría conducir a mejorar los análisis de la forma, a veces conflictiva, en que interactúan sociedad y naturaleza. Se debe advertir, sin embargo, que este ideal de complementariedad puede estrellarse con resistencias de parte y parte: en el caso de los investigadores y practicantes de la justicia ambiental por entender que el enfoque SE es un discurso hegemónico que se aprovecha para promover el ambientalismo de mercado; del lado de los científicos y políticos impulsores de los SE porque se llegue a interpretar que juntar el enfoque con la justicia ambiental lo lleva por un camino intrincado de procesos y discusiones sociales que el mismo no requiere por su estatus actual. Si el aspecto fundamental es posicionarse como propuestas socialmente relevantes, entonces es claro que saldría mas beneficiado el enfoque SE de introducir los conceptos y dimensiones de la justicia ambiental en su quehacer teórico-práctico, pues al fin y al cabo la justicia ambiental tiene esto como parte de su esencia.

La solidez científica y la relevancia social del enfoque SE se incrementaría ampliamente al incorporar en su concepción teórica y aplicación empírica, elementos de la justicia ambiental. Hasta ahora, la dimensión humana de los SE ha sido poco desarrollada, pues la construcción del conocimiento dentro del enfoque se ha centrado básicamente en comprender los procesos biofísicos que generan la oferta de los SE y en valorar en sentido monetario los beneficios de los ecosistemas. Un ejemplo del tipo de consecuencias que se derivan de lo anterior, es que aún existe un conocimiento insuficiente sobre los efectos que produce el cambio en los ecosistemas y su flujo de servicios, en diferentes componentes del bienestar humano, lo que es sorprendente por el carácter antropocéntrico del enfoque y por ser el bienestar un concepto fundacional del mismo. Enriquecer el conocimiento

sobre la dimensión humana de los SE es una necesidad, que demanda el trabajo conjunto con investigadores de las ciencias sociales, que pueden contribuir a expandir la base conceptual del enfoque y acercarlo a su pretensión transdisciplinar, a partir de la incorporación de conceptos como la ética, justicia, equidad, reconocimiento, participación, poder, etc. Esta expansión conceptual hacia la justicia ambiental, debe derivar en el incremento de la relevancia social de las investigaciones que usan el enfoque de los SE, permitiéndolo dar respuestas a cuestionamientos de tipo socio-político que frecuentemente ha desatendido y se le reclaman, en torno a: i) el uso del poder material y discursivo para favorecer la apropiación por ciertos grupos de los beneficios derivados de los ecosistemas; ii) la identificación de los grupos sociales que resultan ganadores y perdedores con el acceso actual a los SE y la producción de des-servicios y trade-offs; iii) el análisis del flujo futuro de SE y sus efectos en la equidad intergeneracional; iv) las consecuencias para otras especies vivas no humanas de priorizar la conservación con base en su valor instrumental; v) el escaso reconocimiento a la cultura e instituciones locales cuando se importan y aplican sin ninguna traducción al contexto, esquemas globales como los PSA, etc. Parte de esa relevancia social debe provenir del uso de métodos de investigación que aparte de mantener el rigor científico, permitan una construcción deliberativa del conocimiento y de las respuestas a las injusticias ambientales, involucrando genuinamente a los grupos sociales de base.

La exclusión o escasa incorporación de elementos de justicia ambiental en el enfoque SE, parece ser más el resultado de una decisión política estratégica, que de sus vacíos en la construcción de conocimiento. Varias de las omisiones del enfoque SE en cuanto a la incorporación de elementos de la justicia ambiental, han sido explicadas desde una perspectiva técnica, es decir que tienen origen en las debilidades o vacíos propios de la forma en que se ha desarrollado su construcción del conocimiento. El escaso desarrollo de la ecología de los SE, es utilizado como argumento para justificar: i) el desconocimiento y pobre estudio de los procesos biofísicos perjudiciales para el ser humano (des-servicios) y ii) las dificultades en desentrañar y delimitar las dinámicas ecológicas que generan ciertos SE (de soporte y de tipo cultural), impidiendo caracterizar los trade-offs en donde ellos se ven involucrados. Además, el precario desarrollo de modelos predictivos sólidos y con capacidad para cuantificar el flujo futuro de SE, se aduce como una de las razones por las que se le ha dado un tratamiento débil al tema de la distribución intertemporal de los SE, lo que tiene un enorme efecto en la equidad intergeneracional; mientras tanto, la limitada investigación sobre la relación causal entre la calidad de los procesos biofísicos y la supervivencia de especies vivas no humanas, se presenta como argumento para posponer los debates sobre la equidad interespecies. Aunque estos argumentos son parcialmente ciertos, también lo es que la discusión de los elementos de la justicia ambiental puede haber sido deliberadamente excluida de los SE, al controvertir su posición dominante en la ciencia y política mundial. Primero, porque el resultado de la producción de los des-servicios y trade-offs es retar la visión optimista en cuanto a que la naturaleza solo genera procesos benéficos y respecto de considerar que es común arribar a soluciones win-win cuando la gestión de los ecosistemas se sustenta en el enfoque

SE. Segundo, porque un análisis juicioso de las injusticias generadas por los des-servicios y trade-offs muestra que los perdedores de estos procesos generalmente tienen un perfil común: son los grupos desfavorecidos de la sociedad, que experimentan altos niveles de pobreza, pertenecen al sur global y habitan zonas ricas en biodiversidad; además, son quienes ven a los SE desde una perspectiva de bienes públicos o recursos de uso comunitario y dependen desproporcionadamente para generar sus medios de sustento de una canasta variada de servicios ecosistémicos. Por su parte, el uso extendido de la valoración monetaria estimula una gestión ambiental orientada a la provisión de SE que tienen mayor valor de mercado y que se disfrutan en el corto plazo (los de provisión), afectando a SE de soporte que son la base de los procesos ecológicos y por ende garantizan la oferta de SE que disfrutarán las generaciones futuras. Finalmente, las estrategias de conservación sustentadas en el valor instrumental que distintas especies no humanas le generan a las personas, termina produciendo una desconsideración del derecho a existir que tienen por sí mismas las demás especies vivas. Todas estas discusiones parecen mostrar que el enfoque SE está cargado de injusticias que conducen a cuestionarle su postura socio-política, a la vez que le generan una enorme resistencia social. El enfoque SE quizás no puede darse el lujo de hacer evidentes las injusticias que se generan debido a la apropiación de los beneficios de los ecosistemas, que realizan precisamente los actores de poder que lo han promocionado.

Retomar la orientación pedagógica de los SE puede posibilitar su reconexión con los grupos y movimientos locales, que en parte lo perciben como un enfoque tecnocrático, cientificista, confuso y alineado con el poder. Indudablemente, el enfoque SE cuenta con una prolífica producción de conceptos, tipologías, marcos operativos, instrumentos y métodos de valoración, desarrollados fundamentalmente a partir del conocimiento científico y con una escasa participación de los actores sociales. Por fuera de la esfera académica son los gobiernos, políticos, entidades y algunas compañías privadas, principalmente de nivel global, quienes han usado y promovido al enfoque SE. La visión *top-down* según la cual la preponderancia académico-política global del enfoque conduciría a su adopción a nivel local, ha demostrado ser una quimera. En esta investigación encontramos que existe un amplio desconocimiento del enfoque SE entre líderes de movimientos por la justicia ambiental en Colombia: 4 de cada 10 no lo reconocen, a pesar de estar inmersos en el campo ambiental; las dos percepciones preponderantes entre esos líderes es que los SE son: i) esquemas de compensación por el cuidado natural y ii) un discurso de apropiación de la naturaleza. Además, encontramos que las razones que conducen a que casi la mitad de los líderes rechacen el enfoque SE, incluyen: el uso de términos técnicos poco claros, lo que sumado a su lenguaje economicista contribuye a mercantilizar la naturaleza y oscurece procesos ecológicos complejos; por desnaturalizar lo natural, al intentar confinar en espacio y tiempo a procesos naturales perpetuos; y, por subyugar la naturaleza al rol de despensa de los seres humanos y ponerla a nuestro servicio. En contraste, encontramos que la percepción de quienes aceptan el enfoque SE, encuentran positiva su capacidad de generar una reflexión pedagógica en torno a la importancia de la naturaleza, lo que puede ser la base

para reconectar el enfoque con los grupos locales. Los líderes que aceptan el enfoque SE argumentan que: es un enfoque lógico, que muestra a la tierra como un todo esencial incluyente; expresa la dependencia del ser humano de los ecosistemas, fundamentando la necesidad de conservar a la naturaleza, incluso como una forma de cuidarnos nosotros mismos; incorpora los términos beneficios y servicios, que son apropiados al sugerir la posibilidad de uso de la naturaleza. De todas formas, si el enfoque SE quiere reconectarse con lo local, no puede desplazar a otras metáforas y significados desde los que se entiende la relación sociedad-naturaleza, lo que implica darle importancia al reconocimiento de la identidad y la cultura local, dimensión clave de la justicia ambiental.

El enfoque SE ofrece una plataforma sólida para contribuir a la justicia ambiental de las intervenciones de desarrollo al cualificar el análisis de sus consecuencias sobre ecosistemas, SE, diversos grupos sociales y dimensiones del bienestar humano. Un primer aspecto de esta contribución está relacionado con la tendencia de las intervenciones de desarrollo y de las evaluaciones ambientales a ser planteadas desde la perspectiva convencional de los recursos naturales, lo que implica tres cosas: una, que los impactos ambientales de las políticas, planes, programas y proyectos se miden sobre componentes agregados de la naturaleza, como el agua, aire, suelo y biodiversidad; dos, que generalmente la contribución de esos recursos a las actividades humanas se valora por la provisión de insumos productivos y la función de recepción y depuramiento de todo tipo de vertimientos; y, tres, que se plantea un análisis desarticulado de la dinámica biofísica y social, con lo cual no se establecen las conexiones de las prácticas socioculturales con los cambios en los ecosistemas y sus procesos. El uso del enfoque SE implica un cambio en la forma de comprender la relación sociedad-naturaleza, al entenderla como la conexión entre los múltiples procesos que realizan los ecosistemas para proporcionar un flujo de servicios, que determinan diferentes componentes del bienestar de distintos grupos sociales. En la práctica, esto significa un mejoramiento potencial del análisis de los impactos de las intervenciones de desarrollo y una contribución a develar las posibles causas de los conflictos socioambientales. Por ejemplo, la introducción de los SE permite identificar la variedad (cantidad de servicios) y especificidad de procesos ecosistémicos (cuales servicios), que se verían afectados por esas intervenciones de desarrollo. En tal sentido, es muy distinto determinar que un proyecto de minería afecta el agua y el suelo como recursos naturales, que identificar sus efectos en términos de la pérdida o decrecimiento de la oferta de diversos servicios ecosistémicos como: la capacidad de regulación hídrica, el potencial de depuración de la contaminación por vertimiento de aguas residuales, la provisión de agua en cantidad, la fertilidad del suelo, el hábitat de las especies que encuentran el medio de soporte de vida inhabitable, etc. Además, la identificación y cuantificación de los flujos de los diversos SE solo se puede construir de forma consistente, mediante la caracterización de los ecosistemas que potencialmente ofrecen estos servicios, analizando también el estado en que se encuentran. Esto último, significa que se indague por las diferentes formas de manejo, gestión y uso de los ecosistemas, lo que genera una idea clara de los beneficios que se espera proporcionar a partir de las intervenciones humanas. Por ejemplo, un bosque en estado natural, generalmente indica que el

manejo para la conservación se hace con el propósito de maximizar la oferta de hábitats para diferentes especies y mantener la capacidad de este ecosistema de capturar el carbono, mientras que un bosque fragmentado por la introducción de la ganadería, significa que se ha empleado un manejo mixto orientado a la conservación de ciertas especies vegetales y animales, pero transformando algunas partes para obtener productos de autocosumo o comercialización como la carne y la leche. Estas formas de aprovechamiento de los ecosistemas permiten develar dos aspectos claves: cuales grupos sociales tienen acceso a los SE ofrecidos por los procesos naturales y qué dimensiones del bienestar humano se afectan a partir de ese aprovechamiento. En el caso de los grupos sociales que disfrutan de los diferentes SE, los principales beneficiarios del bosque en estado natural son por ejemplo los turistas y personas que practican el avistamiento de aves, el senderismo, etc; pero también las comunidades aledañas que derivan confort climático de su presencia y diversos beneficios inmateriales como la construcción de identidad, sentido de pertenencia, apego al lugar, etc. Esto último, es quizás uno de los aportes principales de los SE al haber desarrollado la categoría de servicios culturales que denotan la importancia de los ecosistemas no solamente en términos materiales, sino también en el sentido profundo del desarrollo inmaterial de la vida de las personas. Pero el enfoque SE permite identificar también los componentes del bienestar que se afectan por los distintos servicios a los que tienen acceso esos beneficiarios. En el caso de las comunidades aledañas la presencia del bosque natural incide en dos dimensiones de su bienestar: en la seguridad de vivir en un ambiente saludable derivado del confort climático y en la posibilidad de generar buenas relaciones sociales en el caso de los SE culturales. Finalmente, el uso del concepto de trade-offs entre SE, expresa una idea fundamental para comprender que la gestión de los ecosistemas implica tomar decisiones sobre cuales SE se proveen y cuales se sacrifican (al no proveerse del todo o hacerlo en menor cuantía), lo cual conduce a la producción de conflictos socioambientales y de potenciales injusticias. Por ejemplo, la gestión de los bosques para la obtención de madera y la producción de alimentos y productos pecuarios implica una afectación a su capacidad para mantener la regulación hídrica, la provisión de agua en cantidad, el confort climático y el hábitat de especies. Así, los grupos que resultan ganadores de la gestión del ecosistema bosque son los agricultores y ganaderos, que mediante su capacidad discursiva y material logran orientar o imponer la toma de decisiones, de la cual resultan perdedores los grupos sociales que ven como decrece la oferta de SE que hacen parte de sus preferencias y medios de sustento. Si estos grupos perdedores enfrentan una situación socioeconómica de alta vulnerabilidad y pobreza, mientras los ganadores son grupos con poder económico, se configura una situación de injusticia ambiental, la cual seguramente producirá conflictos socioambientales. De todos modos, el enfoque SE no puede explicar el origen de todos los conflictos socioambientales, dado que en ocasiones ellos son causados por impactos sociales generados por las intervenciones de desarrollo (como el desplazamiento por una obra de infraestructura) o sus efectos no pasan necesariamente por la transformación de un ecosistema, como cuando se contamina el aire por las emisiones de una explotación minera. Lo anterior, significa que el enfoque SE más que ser una herramienta única en el análisis de los conflictos e injusticias ambientales, debe ser complementario con otros enfoques y propuestas

que se concentren en analizar la sustentabilidad de las relaciones sociedad-naturaleza.

Los movimientos sociales que se oponen y resisten a los proyectos generadores de CSA, pueden encontrar mediante el uso del enfoque SE, argumentos, datos e información que cualifiquen sus luchas en diferentes arenas sociales. La identificación de los trade-offs producidos sobre ciertos servicios ecosistémicos, de las funciones ambientales afectadas, de los posibles grupos sociales e individuos comprometidos y de las escalas espaciales deterioradas, por efecto de los proyectos que generan CSA, no solo son útiles para posicionar las demandas de justicia ambiental ante diferentes públicos, mostrando los impactos de los proyectos; ellas también pueden servir de sustento a las diferentes acciones jurídicas a emplear (acciones populares por ejemplo), y en las que es clave demostrar con cierto nivel de certeza, los impactos de los proyectos. Dada la complejidad que puede entrañar el uso del enfoque SE por parte de los movimientos sociales, es necesario reconocer que se requiere de académicos comprometidos y quizás dispuestos a practicar el activismo científico, para contribuir a sus luchas: incluso en este caso, la justicia ambiental y sus practicantes le ofrecen un ejemplo dignificante a quienes llevan las banderas de los servicios ecosistémicos.

BIBLIOGRAFIA

Abson, D.J.; von Wehrden, H., Baumgärtner, Fischer, S.J., Hanspach, J., Härdtle, W.; Heinrichs, H.; Klein, A.M.; Lang, D.J.; Martens, P. & Walmsley, D. (2014). Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics* 103(2014), 29–37.

Abunge, C., Coulthard, S., & Daw, T. M. (2013). Connecting marine ecosystem services to human well-being: insights from participatory well-being assessment in Kenya. *Ambio*, 42(8), 1010-1021.

Agyeman, J. & Evans, B. (2004). Just sustainability: the emerging discourse of environmental justice in Britain? *The Geographical Journal*, Vol. 170, No. 2, June 2004, pp. 155-164

Albert, C., J. Hauck, N. Buhr, & C. von Haaren. (2014). What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. *Landscape Ecology* 29: 1301–1313.

Alcaldía Municipal La Cumbre. (2012). PLAN DE DESARROLLO PERIODO 2012 – 2015. La Cumbre.

Alinovi, L., Erdgin, M., & Donato, R. (2008). Towards the Measurement of Household Resilience to Food Insecurity: An Application to Palestinian Households.

Alvarado-Solano, D.P., & Otero Ospina, J. T. (2015). Distribución espacial del Bosque Seco Tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*; Vol. 20, Núm. 3.

Ango, T. G., Börjeson, L., Senbeta, F., & Hylander, K. (2014). Balancing Ecosystem Services and Disservices: Smallholder Farmers' Use and Management of Forest and Trees in an Agricultural Landscape in Southwestern Ethiopia. *Ecology & Society*, 19(1).

Anguelovski, I. & Martínez-Alier, J. (2014). The 'Environmentalism of the Poor' revisited: Territory and place in disconnected glocal struggles. *Ecological Economics* 102, 167–176.

Aragão, A., Jacobs, S., & Cliquet, A. (2016). What's law got to do with it? Why environmental justice is essential to ecosystem service valuation. *Ecosystem Services*, 22, 221-227.

Arias-Arevalo, P. (2017). Integrating plural values in ecosystem services valuation: an ecological economics approach. PhD Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona. ICTA.

Armsworth, P. R., & Roughgarden, J. E. (2003). The economic value of ecological stability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(12), 7147-7151.

Armsworth, P. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Kremen, C., Ricketts, T. H., & Sanjayan, M. A. (2007). Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation Biology*, 21(6), 1383–1384.

Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Daily, G., Ehrlich, P., Heal, G., ... & Walker, B. (2004). Are we consuming too much?. *The Journal of Economic Perspectives*, 18(3), 147-172.

Asoguabas. (2010). Establecimiento y adecuación de lineamientos de organización ambiental territorial de la Acequia la Chamba. Convenio de Asociación ASOGUABAS-CVC No.031 de 2009.

Assessment, M. E. (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. World resources institute, Washington, DC, 5.

Attfield, R. (1998). Existence value and intrinsic value. *Ecological Economics*, 24(2), 163-168.

Bagstad, K. J., Johnson, G. W., Voigt, B., & Villa, F. (2013). Spatial dynamics of ecosystem service flows: a comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services*, 4, 117-125.

Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27-39.

Baker, J., Sheate, W. R., Phillips, P., & Eales, R. (2013). Ecosystem services in environmental assessment—help or hindrance?. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 3-13.

Bakker, K. (2005) Neoliberalizing nature? Market environmentalism in water supply in England and Wales. *Annals of the Association of American Geographers* 95: 542–565.

Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., De Clerck, F., Gardner, T., Hall, J., Lara, A., Laterra, P., Peña-Claros, M., Silva Matos, D., Romero-Duque, L.P., Vogl, L., Arreola, L.F., Caro-Borrero, A.P., Gallego, F., Jain, M., Little, C., de Oliveira Xavier, R., Paruelo, J., Peinado, J.E., Poorter, L., Ascarrunz, N., Correa, F., Cunha-Santino, M., Hernández-Sánchez, A., & Vallejos, M. (2012). Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. Review Article *Ecosystem services* in press.

Baran, P. & Hobsbawn, E.J. (1958). Las etapas del crecimiento económico. *El trimestre económico*, 97, 63-71.

Barnaud, C & Antona, M. (2014). Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and Weaknesses controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56, 113–123.

Barral, M.P., & Maceira, N.O., (2012). Land-use planning based on ecosystem service assessment: a case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154:34–43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.010>.

Barrett, A.B. (2018). Stability of Zero-growth Economics Analysed with a Minskyan Model. *Ecological Economics*, 146(October 2017), 228–239.

Barrios, A. (2016). Estimación de la oferta hídrica en las cuencas de los ríos Jamundí, Cerrito y Guabas.

Bebbington, A. (1999). Capitals and capabilities: A framework for analysing peasant viability, rural livelihoods, and poverty in the Andes. Background paper for policies that work for sustainable agriculture and regenerating rural economies. London: IIED.

Beery, T., Stålhammar, S., Ingemar Jönsson, K., Wamsler, C., Bramryd, T., Brink, E., Ekelund, N., Johansson, M., Palo, T., & Schubert, P. (2016). Perceptions of the ecosystem services concept: Opportunities and challenges in the Swedish municipal context. *Ecosystem Services* 17: 123–130.

BenDor, T. K., Spurlock, D., Woodruff, S. C., & Olander, L. (2017). A research agenda for ecosystem services in American environmental and land use planning. *Cities*, 60, 260-271.

Bennett, E., Peterson, G., & Gordon, L. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12: 1394–1404.

Bennett, E., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B., Geijzendorffer, I., Krug, C., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mooney, H. A., Nel, J. L., Pascual, U., Payet, K., Pérez, N., Peterson, G., Prieur-Richard, H., Reyers, B., Roebeling, P., Seppelt, R., Solan, M., Tschakert, P., Tscharnkte, T., Turner, B. L., Verburg, Peter., Viglizzo, H. E., White, P. & Woodward, G. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:76–85.

Bentham, J. (1789). *An Introduction to the Principles of Morals and Legislation*. Printed in the Year 1780, and Now First Published. By Jeremy Bentham, T. Payne, and Son.

Berbés-Blázquez, M. (2012). A participatory assessment of ecosystem services and human wellbeing in rural Costa Rica using photo-voice. *Environmental Management*, 49(4), 862-875.

Biggs, R., Schlüter, M., & Schoon, M. L. (Eds.). (2015). *Principles for building resilience: sustaining ecosystem services in social-ecological systems*. Cambridge University Press.

Bina, O. (2013). The green economy and sustainable development: An uneasy balance? *Environment and Planning C: Government and Policy*, 31(6), 1023–1047. <https://doi.org/10.1068/c1310j>

Blanco, J., Wunder, S., & Navarrete, F. (2007). La experiencia colombiana en esquemas de pagos por servicios ambientales. Informe. Bogotá: Covera, Cifor.

Boada, M., Toledo, V. M., & Artis, M. (2003). El planeta, nuestro cuerpo: la ecología, el ambientalismo y la crisis de la modernidad (Vol. 194). Fondo de Cultura Económica.

Böck, K., Muhar, S., Muhar, A., & Polt, R. (2015). The ecosystem services concept – gaps between science and practice in river landscape management. *GAIA* 24 (1), 32–40.

Boelens, R., Cremers, L., & Zwarteveen, M. (2011). Justicia Hídrica: Acumulación, Conflicto y Acción Social. Instituto de Estudios Peruanos, Lima.

Boyd, J. & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental account units. *Ecological Economics* 63, 616-626.

Braat, L. & de Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem services* (1): 4-15.

Bremer, L., Delavaux, J. M. S., Leary, J.K., Cox, L., & Oleson, K. L. L. (2015). Opportunities and strategies to incorporate ecosystem services knowledge and decision support tool into planning and decision making in Hawai'i. *Environ. Manag.* 55 (4), 884–899.

Bryant, B. & Mohai, P. eds. (1992). *Race and the Incidence of Environmental Hazards: A Time for Discourse*. Boulder, CO:Westview

Bullard, R. & Wright, B., eds. (2009). *Race, place, and environmental justice after Hurricane Katrina*. Boulder, CO: Westview Press.

Bullard, R. D. (1996). Symposium: the legacy of American apartheid and environmental racism. *St. John's J. Leg. Comment.* 9:445–74

Bullard, R. D. (2000). *Dumping in Dixie: Race, Class, and Environmental Quality*. Boulder, Colorado:Westview. 3rd ed.

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services—a concept for land-cover based assessments. *Landscape online*, 15(1), 22.

Callicott, J. B. (1989). In defense of the land ethic: Essays in Environmental Philosophy. SUNY series in Philosophy and Biology.

Cámara de Comercio de Cali, (2017). Balance económico de Cali y el Valle del Cauca en 2016. Informe presentado a la Superintendencia de Industria y Comercio Cámara de Comercio de Cali.

Caplan, N. (1979), "The two-communities: theory and knowledge utilization" American Behavioural Scientist 22 459–470

Cardoso, T. & Franco, R. (2016). Economía de la naturaleza: Efecto de los servicios ecosistémicos en los medios de sustento rural de la cuenca del Río Guabas. Tesis de pregrado programa de Economía, Universidad del Valle.

Caro, C., Urrea, D. & Censat Agua Viva-, A. (2016). Minería en Colombia 2015 De las ventajas corporativas a las zonas de sacrificio minero. In: CONFLICTOS MINEROS EN AMÉRICA LATINA: EXTRACCIÓN, SAQUEO Y AGRESIÓN — Estado de situación en 2015—. Equipo OCMAL, Tania Muñoz, César Padilla.

Carpenter, S. R., DeFries, R.; Dietz, T., Mooney, H. A., Polasky, S. & Reid, W. V. (2006). Millennium ecosystem assessment: research needs. Science 314: 257–258.

Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S., Dietz, T., Duraipappah, A. K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H. M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhan, J., Scholes, R. J. & Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. Proceedings of the National Academy of Sciences 106, 1305–1312.

Carson, R. (1962). Silent spring. Boston: Houghton Mifflin

Cavender-Bares, J., Polasky, S., King, E., & Balvanera, P. (2015). A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. Ecology and Society, 20(1).

Chambers, R., y Conway, G. (1992). Sustainable Rural Livelihoods: Practical Concepts for the 21st Century. IDS Discussion Paper no. 296. Brighton: Institute of Development Studies.

Chan, K. M. A., Guerry, A. D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., & Woodside, U. (2012). Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. BioScience, 62(8), 744–756.

Chan, K., & Satterfield, T. (2013), Justice, Equity, and Biodiversity. The Encyclopedia of Biodiversity. S. A. Levin. Oxford: Elsevier, 434-441.

Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D. & Chettri, N. (2015). The evolution of Ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science & Policy* 54 (2015) 25–34

Chavis, B. F. & Lee, C. (1987). *Toxic Wastes and Race in the United States*. New York: United Church Christ.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T. & Kenter, J. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics* 83: 67-78.

CICES (2015). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*.

CINEP, Programa por la Paz. (2016). *Minería, conflictos agrarios y ambientales en el sur de la Guajira*. Bogotá D.C.: CINEP/PPP.

Clark, J. S., Carpenter, S. R., Barber, M., Collins, S., Dobson, A., Foley, J. A., ... & Pringle, C. (2001). Ecological forecasts: an emerging imperative. *science*, 293(5530), 657-660.

Corbera, E., Kosoy, N., & Tuna, M. M. (2007). Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change*, 17(3), 365-380.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. & Van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Cowling, R., Egoh, B., Knight, A., O'Farrell, P., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D., Welz, A. & Wilhelm-Rechman, A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *PNAS*, vol 15, no. 28.B

CVC (2009), *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del Río Guabas 2009-2019*.

CVC (2011). *Datos para Georeferenciación, Cuenca Guabas*.

CVC (2017). *Coberturas del suelo, datos para georreferenciación*.

Daly, H. E., & Cobb, J. B. (1993). *Para el bien común: reorientando la economía hacia la comunidad, el ambiente y un futuro sostenible*. Fondo de Cultura Económica.

Daily, G. C. (1997). *Nature's services*. Washington, DC: Island Press.

Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., et al. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*, 289(5478), 395–396. <http://dx.doi.org/10.1126/science.289.5478.395>

Daily, G. C. (1997). Introduction: What are ecosystem services. En: Daily, G.C.(Ed). *Nature's Services*. Island Press. Washington D.C.

Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J. & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (21), 28.

Danley,B. & Widmark, C. (2016). Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecological Economics* 126 (2016) 132–138

Daw, T., Coulthard, S., Cheung, W., Brown, K., Abunge, C., Galafassi,D., Peterson, G. D., McClanahan, T. R., Johnstone O., Omukoto, J. O. & Munyi, L. (2015) Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being. *PNAS*, vol. 112, no. 22, 6949–6954.

Daw, T., Brown, K., Rosendo, S., & Pomeroy, R. (2011). Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4), 370-379.

Dawson, N., & Martin, A. (2015). Assessing the contribution of ecosystem services to human wellbeing: a disaggregated study in western Rwanda. *Ecological Economics*, 117, 62-72.

Davidson, M. D. (2013). On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. *Ecological Economics*, 95, 171-177.

De Bievre, B. (2008). Las amenazas a los servicios Ambientales hídricos que provee el páramo. En Procuraduría general de la Nación (2008). *Panorama y perspectivas sobre la gestión ambiental de los sistemas de páramo*. Memorias.

De Groot, R. (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

De Groot, R., Wilson, M., & Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. En *Ecological Economics* 41 (2002), pages 393-408.

Dunlop, C. A. (2014). The possible experts: how epistemic communities negotiate barriers to knowledge use in ecosystems services policy. *Environ. Plan. C: Gov. Policy* 32, 208–228.

Dunn, R. R. (2010). Global mapping of ecosystem disservices: the unspoken reality that nature sometimes kills us. *Biotropica*, 42(5), 555-557.

Duraiappah, A. K. (2011). Ecosystem services and human well-being: Do global findings make any sense?. *BioScience*, 61(1), 7-8.

ECNC-European Centre for Nature Conservation, (2017). Operationalisation of natural capital and ecosystem services. [online] Available at: <http://www.openness-project.eu/> [Acceso 30 Oct. 2016].

Economika, 2015. Valoración económica de bienes y servicios ambientales para la generación de estrategias de conservación de la Cuenca Dagua, así como valoración de los costos económicos del deterioro ambiental de la actividad productiva en las Cuenca Guabas y Tuluá en el marco de los proyectos 1476 y 1782 de 2013. Bogotá

Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M., & Richardson, D. M. (2009). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological conservation*, 142(3), 553-562.

Ehrlich, P. (1970). The population bomb. *New York Times*, 47.

Ehrlich, P. R. (2002). Human Natures, Nature Conservation, and Environmental Ethics: Cultural evolution is required, in both the scientific community and the public at large, to improve significantly the now inadequate response of society to the human predicament. *AIBS Bulletin*, 52(1), 31-43.

Ehrlich, P. R. & Ehrlich, A. H. (1981). *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.

Eigenbrod, F., Armsworth, P., Anderson, B., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D., Thomas, C. D. & Gaston, K. (2010). The impact of proxy-based methods on apping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47: 377-385.

Elliot, R. (1992). Intrinsic value, environmental obligation and naturalness. *The Monist*, 75(2), 138-160.

Elmqvist, T., Tuvendal, M., Krishnaswamy, J., & Hylander, K. (2013). Managing trade-offs in ecosystem services. *Values, Payments and Institutions for Ecosystem Management*. Ed. Kumar P and Thiaw I, 70-89.

Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 7-17.

Ernstson, H., & Sörlin, S. (2013). Ecosystem services as technology of globalization – on articulating values in urban nature. *Ecological Econ.* 89, 274–284.

Escobar, A. (2008). *Territories of Difference: Place, Movements, Life, Redes*. Duke University

Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2078–2087.

ESP (2018). Ecosystem Services Partnership. Worldwide network to enhance the science, policy and practice of ecosystem services for conservation and sustainable development. [Online] <https://www.es-partnership.org/> [Acceso Abril 2018].

ESRI (2013). Datos para georreferenciación. Cuenca de Guabas

Evaluación de Ecosistemas del Milenio- EEM (2005). *Ecosystems and human well-being: A synthesis*. Island Press, Washington, D.C.

Fearnside, P. M. (1997). Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20: 53–70.

Fernández-Vargas, G. (2015). El conflicto socio-ecológico en la reserva forestal protectora nacional Sonso - Guabas, Colombia: génesis, acciones y lecciones aprendidas en el manejo colectivo del territorio. *Ambiente y Sostenibilidad* 2015(5), 16–26.

Fisher, J. A., & Brown, K. (2015). Ecosystem services concepts and approaches in conservation: Just a rhetorical tool? (Reprinted from *Ecological Economics*, vol 108, pg 257-265, 2014). *Ecological Economics*, 117, 261–269.

Fisher, A. C., & Krutilla, J. V. (1975). Resource conservation, environmental preservation, and the rate of discount. *Quarterly Journal of Economics* 89, 358–370.

Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., de Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D. & Balmford, A. (2008). Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecol.Appl.* 18, 2050–2067.

Fisher, B., Turner, K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decisions making. *Ecological Economics* 68, 643-653.

Fisher, J. A., Patenaude, G., Giri, K., Lewis, K., Meir, P., Pinho, P., ... & Williams, M. (2014). Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: a conceptual framework. *Ecosystem services*, 7, 34-45.

Flint, C. G., Kunze, I., Muhar, A., Yoshida, Y., & Penker, M. (2013). Exploring empirical typologies of human–nature relationships and linkages to the ecosystem services concept. *Landsc. Urban Plan.* 120:208–217. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.002>.

Folchi, D. M. (2001). Conflictos de contenido ambiental y ecologismo de los pobres: no siempre pobres, ni siempre ecologistas. *Ecología Política*, (22), 79–100.

Forsyth, T. (2014). Climate justice is not just ice. *Geoforum* 54, 230-232

Fraser, N. (1997). *Justice Interruptus: Critical Reflections on the “Postsocialist” Condition*.

Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (2000). *La ciencia posnormal: ciencia con la gente* (Vol. 160). Icaria editorial.

Fürst, C., Opdam, P., Inostroza, L., & Luque, S. (2014). Evaluating the role of ecosystem services in participatory land use planning: proposing a balanced score card. *Landscape ecology*, 29(8), 1435-1446.

Geneletti, D. (2011). Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 7(3), 143-149. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.617711>

Gerber, J. F. (2014). Socio-environmental valuation and liabilities: What strategies for environmental justice organisations?.

Ghazoul, J. 2007. Recognising the complexities of ecosystem management and the ecosystem service concept. *GAIA* 16/3: 215–221.

Gómez, R. M., Filigrana, P. A., & Méndez, F. (2008). Descripción de la calidad del aire en el área de influencia del Botadero de Navarro, Cali, Colombia. *Colombia Médica*, 39(3), 245-252.

Gomez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economy theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209-1218.

Gómez-Baggethun, E. & Barton, D. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86 (2013) 235–245.

Gómez-Baggethun, E. & Ruiz-Pérez, M (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 35: 613

Guariguata, M. & Balvanera, P. (2009). Tropical forest service flows: Improving our understanding of the biophysical dimensión of ecosystem services. *Forest Ecology and Management* 258: 1825–1829.

Gudynas, E. (2010). Agropecuaria y nuevo extractivismo bajo los gobiernos progresistas de América del Sur. *Territorios*, 5, 37-54.

Guerri, A. D., Polasky, S., Lubchencof, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G.C., Griffin, R., & Vira, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: from promise to practice. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112 (24), 7348–7355.

Hansen, R., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Rall, E., Kabisch, N., Kaczorowska, A., Kain, J.H., Artmann, M., & Pauleit, S., (2015). The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. *Ecosyst. Serv.* 12, 228–246.

Hargrove, E. C. (1992). Weak anthropocentric intrinsic value. *The Monist*, 75(2), 183-207.

Hartley, N., & Wood, C. (2005). Public participation in environmental impact assessment – implementing the Aarhus Convention. *Environmental Impact Assessment Review*, 25 (4), 319–340.

Harvey, D. (2014). *Seventeen Contradictions and the End of Capitalism*, 177.

Hauck, J., Völker, C., Wolf-Gladrow, D. A., Laufkötter, C., Vogt, M., Aumont, O., ... & Gruber, N. (2015). On the Southern Ocean CO₂ uptake and the role of the biological carbon pump in the 21st century. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(9), 1451-1470.

Heal, G. (2000). Valuing ecosystem services. *Ecosystems*, Vol. 3, No. 1: 24-30.

Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R. S., & Van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), 209-228.

Heliwell, D. R. (1969). Valuation of wildlife resources. *Regional studies* 3, 41-49.

Hermelingmeier, V. & Nicholas, K. A (2017). Identifying Five Different Perspectives on the Ecosystem Services Concept Using Q Methodology. *Ecological Economics* 136: 255–265

Hobbs, J., Ghanime, L., Paris, R., Levine, T., Wang, S. & Dalal-Clayton, B. (2010). *Strategic Environmental Assessment and Ecosystem Services*. OECD.

Hofstede, R. (2002). Los páramos andinos: su diversidad, sus habitantes, sus problemas y sus perspectivas. Un breve diagnóstico regional del estado de conservación de los páramos. En *Congreso Mundial de Páramos*, Tomo II

Hofstede, R., Segarra, P., & Mena, V. (Eds). (2003). Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia. Quito, 299 p.

Honrado, J. P., Vieira, C., Soares, C., Monteiro, M. B., Marcos, B., Pereira, H. M. & Partidário, M. R. (2013). Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practice? A framework for analysis and examples from Portugal. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 14-24.

Howe, C., Suich, H., Vira, B. & Mace, G. (2014). Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change* 28 (2014) 263–275

Hueting, R. (1970). Functions of nature: should nature be quantified? In Hueting, R. (Ed) *What is nature worth to us? A collection of articles 1967-1970*.

Ikeme, J. (2003). Equity, environmental justice and sustainability: incomplete approaches in climate change politics. *Global Environmental Change* 13, 195–206.

Inglehart, R. (1992). Public support for environmental protection: Objective problems and subjective values. Paper presented at the annual meeting of the American Political Science Association, Chicago.

Instituto Alexander von Humboldt (2015). *Valoración Integral de la Biodiversidad y de los Servicios Ecosistémicos*. Bogotá, Colombia.

International Finance Corporation (IFC). International Finance Corporation's guidance notes: Performance standards on environmental and social sustainability. Washington, DC: IFC; 2012b. [Online] Available from: http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/corp_ext_content/ifc_external_corporate_site/home2012 [Acceso Abril 2018].

IPBES (2012). The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. [Online] en: <https://www.ipbes.net> [Acceso Abril 2018].

Jacobs, S., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D. N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., ... & Pipart, N. (2016). A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosystem Services*, 22, 213-220.

Jax, K., Barton, D., Chan, K., De Groot, R., Doyle, U., Eser, U., Görg, C., Gómez-Baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-Young, R., Heink, Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, Gary W., Matzdorf, B., Muraca, B., Neßhöver, C., Norton, B., Ott, K., Potschin, M., Rauschmayer, F., von Haaren, C. & Wichmann, S. (2013). Ecosystem services and ethics *Ecological Economics* 93 (2013) 260–268.

- Jorda-Capdevila, D. & Rodríguez-Labajos, B. (2015). An ecosystem service approach to understand conflicts on river flows: local views on the Ter River (Catalonia). *Sustainability Science*, 10(3), 463-477.
- Jordan, A. & Rusell, D. (2014). Embedding the concept of ecosystem services? The utilisation of ecological knowledge in different policy venues. *Environment and Planning C: Government and Policy* (32): 192 – 207.
- Justus, J., Colyvan, M., Regan, H., & Maguire, L. (2009). Buying into conservation: intrinsic versus instrumental value. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 187-191.
- Kallis, G., Kerschner, C., & Martinez-Alier, J. (2012). The economics of degrowth. *Ecological Economics*, 84, 172–180.
- Kallis, G. (2011). In defence of degrowth. *Ecological Economics*, 70(5), 873–880.
- Karjalainen, T. P., Marttunen, M., Sarkki, S., & Rytkönen, A. M. (2013). Integrating ecosystem services into environmental impact assessment: an analytic–deliberative approach. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 54-64.
- Kim Quyen, N., Berg, H., Gallardo, W., & Thi Da., C. (2016). Stakeholders' perceptions of ecosystem services and Pangasius catfish farming development along the Hau River in the Mekong Delta, Vietnam. *Ecosystem Services* 25: 2–14.
- King, R. T. (1966). Wildlife and man. *New York Conservationist*, 20(6), 8-11.
- King, E., Cavender-Bares, J., Balvanera, P., Mwampamba, T. & Polasky, S. (2015). Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences: evaluating conflicts, obstacles, and opportunities. *Ecology and Society*, 20(3).
- Kosoy, N., & Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological economics*, 69(6), 1228-1236.
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., Margóczy, K., Pataki, G., Gébert, J., ... & Mihók, B. (2015). Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12, 117-127.
- Kremen, C. & Ostfeld, R.S. (2005). A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers of Ecological Environment* 3: 540–548.
- Kronenberg, J. (2014). What can the current debate on ecosystem services learn from the past? Lessons from economic ornithology. *Geoforum* 55, 164–177.
- Krutilla, J. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review* 57 (4), 777–786.
- Kull, C., Arnould de Sartre, X. & Castro-Larrañaga, M. (2015). The political ecology of ecosystem services. *Geoforum* 61 (2015) 122–134

Kumar, P., Esen, S. E., & Yashiro, M. (2013). Linking ecosystem services to strategic environmental assessment in development policies. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 75-81.

Kushner, B., Waite, R., Jungwiwattanaporn, M. & Burke, L. (2012). Influence of Coastal Economic Valuations in the Caribbean: Enabling Conditions and Lessons Learned. Working Paper. World Resources Institute, Washington D.C.

Lamarque, P., Quetier, F. & Lavorel, S. (2011). The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus* 334, 441–449.

Landell-Mills, N., & Porras, I. (2002). Silver bullet or fools' gold?. A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. International Institute for Environment and Development (IIED), London.

Landsberg, F., Ozment, S., Sticker, M., Henninger, N., Treweek, J., Venn, O. & Mock, G. (2011). Ecosystem Services Review for Impact Assessment: Introduction and Guide to Scoping. World Resources Institute, Washington, DC.

Langemeyer, J., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., Scheuer, S., & Elmqvist, T. (2016). Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science & Policy*, 62, 45-56.

Lele, S. (2013). Environmentalisms, justices and the limits of Ecosystem Services Frameworks. Chapter 6 in *The Justice and Injustices of Ecosystem Services*, Edited by Thomas Sikor, Taylor and Francis, London.

Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D. & Dash, P. (2013). Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. *Conservation and Society* 11(4): 343-358.

Loomis, J. J. & Dziedzic, M. (2018). Evaluating EIA systems' effectiveness: A state of the art. *Environmental Impact Assessment Review*, 68.

Luck, Gary W., Chan, K., Eser, U., Gómez-Baggethun, E., Matzdorfs, B., Norton, B., Ott, K. & Potschin, M. (2014). Ethical Considerations in On-Ground Applications of the Ecosystem Services Concept. *BioScience*. December 2012 / Vol. 62 No. 12.

Lyytimäki, J. (2014). Bad nature: newspaper representations of ecosystem disservices. *Urban Forestry & Urban Greening*. 13, 418–424.

Lyytimäki, J. & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg—the challenge of ecosystem disservices

Lyytimäki, J., Kjerulf Petersen, L., Normander, B. & Bezák, P., (2008). Nature as nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences* 5, 161–172.

Ma, F., Eneji, A. E., & Liu, J. (2015). Assessment of ecosystem services and disservices of an agro-ecosystem based on extended emergy framework: A case study of Luancheng county, North China. *Ecological Engineering*, 82, 241–251.

Mach, M. E., Martone, R. G., & Chan, K. M. (2015). Human impacts and ecosystem services: Insufficient research for trade-off evaluation. *Ecosystem Services*, 16, 112–120.

Malinga, R., Gordon, L., Lindborg, R. & Jewitt, G. (2013). Using participatory scenario planning to identify ecosystem services in changing landscapes. *Ecology and Society*, 18(4).

Markandya, A. & Pearce, D. (1988). Sustainable future. Natural environment and the social rate of discount. *Project Appraisal* 3, 2–12.

Marshall, K. A. & Gonzalez-Meler, M. A. (2016). Can ecosystem services be part of the solution to environmental justice?. *Ecosystem Services*, 22, 202–203.

Martin, A., Coolsaet, B., Corbera, E., Dawson, N. M., Fraser, J. A. Lehmann, I. & Rodriguez, I. (2016). Justice and conservation: The need to incorporate recognition. *Biological Conservation* 197: 254–261.

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M. & Montes, C. (2014). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37, Part A, 220–228.

Martínez-Alier, J. (2002) *The Environmentalism of the Poor: A Study of Ecological Conflicts and Valuation*. Cheltenham: Edward Elgar.

Martinez-Alier, J. & Muradian, R. (Eds.). (2015). *Handbook of Ecological Economics*. Edward Elgar Publishing.

Martín-López, B. & Montes, C. (2011). *Los sistemas socio-ecológicos: entendiendo las relaciones entre la biodiversidad y el bienestar humano*. Madrid: OBSERVATORIO DE LA SOSTENIBILIDAD EN ESPAÑA(OSE).

Martín-López, B., González, J. A., Díaz, S., Castro, I. & García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M. & Montes, C. (2014). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37 (2014) 220– 228

Mascarenhas, A., Ramos, T. B., Haase, D., y Santos, R. (2015). Ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment—A European and Portuguese profile. *Land use policy*, 48, 158-169.

McCauley, D. (2006). Selling out on nature. *Nature*, Volume 443/7.

McElwee, P., Nghiem, T., Le, H., Vu, H., & Tran, N. (2014). Payments for environmental services and contested neoliberalisation in developing countries: A case study from Vietnam. *Journal of Rural Studies*, 36, 423-440.

McHarg, I. L., & Mumford, L. (1969). *Design with nature* (pp. 7-17). New York: American Museum of Natural History.

McKenzie, E., Posner, S., Tillmann, P., Bernhardt, J.R., Howard, K. & Rosenthal, A. (2014). Understanding the use of ecosystem service knowledge in decision making – lessons from international experiences of spatial planning. *Environ. Plan. C – Gov. Policy* 32, 320–340.

McShane, T. O., Hirsch, P. D., Trung, T. C., Songorwa, A. N., Kinzig, A., Monteferri, B., ... & Welch-Devine, M. (2011). Hard choices: making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation*, 144(3), 966-972.

McShane, T., Hirsch, P. D., Trung, T.C., Songorwa, A., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Van Thang, H., Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., Welch-Devine, M., Brosius, P., Coppolillo, P., & O'Connor, S. (2011). Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation* 144 (2011) 966–972

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. & Behrens, W. W. (1972). *The limits to growth*. New York, 102, 27.

Menzel, S. & Teng, J. (2010). Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science. *Conservation Biology* 24/3: 907–909.

Metz, D. & Weigel, L. (2010). Key Findings From Recent National Opinion Research on Ecosystem Services. The Nature Conservancy, Washington, DC (<http://www.conservationgateway.org/Files/Pages/key-findings-recent-natio.aspx>).

Millenium Ecosystems Assessment - MEA (2005). *Ecosystems and human well-being: A synthesis*. Island Press, Washington, D.C.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (2014). *Política nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos-PNGIBSE*. Bogota, Colombia.

Mohai, P., Pellow, D. & Timmon-Roberts, J. (2009). Environmental justice. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 405–430.

Morgan, R. K. (2012). Environmental impact assessment: The state of the art. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(1), 5–14.

Muraca, B. (2011). The map of moral significance: A new axiological matrix for environmental ethics. *Environmental Values*, 375-396.

Muradian, R. & Rival, L. (2012). Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services. *Ecosystem services* 1, 93-100.

Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine de Blas, D., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., LeCoq, J., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., Norgaard, R., Ozkaynak, B., Pascual, U., Pengue, W., Perez, M., Pesche, D., Pirard, R., Ramos-Martin, J., Rival, L., Saenz, F., Van Hecken, G., Vatn, A., Vira, B., & Urama, K. (2013). Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 6(4), 274–279.

Nadal, A. (2011). Macroeconomic policies for sustainability. En Nadal, A (Ed). *Macroeconomic policies, Livelihoods, and Sustainability Policy Matters* (18 ed., pag. 12-49). México: IUCN.

Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S. & Landers, D. H. (2012). Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecol. Econ.* 77, 27–35.

Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L. & Di Minin, E. (2016). Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17, 172-184.

Ninan, K. N., & Kontoleon, A. (2016). Valuing forest ecosystem services and disservices – Case study of a protected area in India. *Ecosystem Services*, 20, 1–14.

Norberg, J. (1999). Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. *Ecological Economics* 29, 183–202.

Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: from eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69: 1219–1227.

Observatorio de Multinacionales en América Latina. (2016). La hidroeléctrica El Quimbo: un desastre anunciado en Colombia. OMAL.

OECD-DAC. (2010). Strategic environmental assessment and ecosystem services. DAC Network for Environment and Development Co-operation (ENVIRONET).

Odum, E.P. (1956). *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia.

Odum, E. P. & Odum, H. T. (1972). Natural areas as necessary components of man's total environment. Transactions of the Thirty Seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference, vol. 37. Wildlife Management Institute, Washington D.C., 178-189.

OECD DAC. (2010). Strategic environmental assessment and ecosystem services. DAC Network for Environment and Development Co-operation (ENVIRONET);.

OpenNESS. (2014). Operationalization of Natural Capital and Ecosystem Services. EU FP7 OpenNESS Project.

Otero, A. (2014). Cali a comienzos del Siglo XXI: ¿crisis o recuperación?. En Galvis, L. 2014. Economía de las grandes ciudades en Colombia: seis estudios de caso. Banco de la República, Colombia.

Oteros-Rozas, E., Ravera, F., & Palomo, I. (2015). Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: insights and experiences from 23 case studies. Ecology and Society.

Padilla, E. (2002). Intergenerational equity and sustainability. Ecological Economics, 41(1), 69-83.

Patton, M.Q., 2002. Qualitative Research and Evaluation Methods. Sage, London.

Partidario, M. & Clark, R. eds (2000). Perspectives on Strategic Environmental Assessment. London. Lewis

Partidario, M. R. & Gomes, R. C. (2013). Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. Environmental Impact Assessment Review, 40, 36-46.

Pereira, E., Queiroz, C., Pereira, H. M. & Vicente, L. (2005). Ecosystem services and human well-being: a participatory study in a mountain community in Portugal. Ecology and Society, 10(2).

Pesche, D., Méral, P., Hrabanski, M. & Bonnin, M. (2013). Ecosystem services and payments for environmental services: Two sides of the same coin?. In Governing the provision of Ecosystem Services (pp. 67-86). Springer Netherlands.

Pérez, M. (2014). Conflictos ambientales en Colombia: inventario, caracterización y análisis: estudio para 72 casos de justicia ambiental. Instituto Cinara, Universidad del Valle.

Pérez, M. (2017). Base de datos de 115 conflictos ambientales de Colombia. Proyecto EJOLT. Instituto Cinara, Universidad del Valle.

Pérez, M., Rojas, J. & Ordóñez, C. (2010). Desarrollo sostenible: Principios, aplicaciones y lineamientos de política para Colombia. Cali (Colombia): Universidad del Valle-Instituto CINARA.

Pérez-Rincón, M. (2012). Conflictos ambientales en Colombia: inventario, caracterización y análisis. En Garay, L. (2012). Minería en Colombia: control público, memoria y justicia socio-ecológica, movimientos sociales y posconflicto. Contraloría General de la República. Bogotá, Colombia.

Pérez-Rincón, M.(2014). Conflictos ambientales en Colombia: inventario, caracterización y análisis. In L. Garay (Ed.), Minería en Colombia: control público, memoria y justicia socio-ecológica, movimientos sociales y posconflicto. Contraloría General de la República, Bogotá, pp. 253–326.

Pérez-Rincón, M. (2015). Caracterizando las injusticias ambientales en Colombia: Estudio para 115 casos de conflictos socio-ambientales Working paper, MA-CA-Univalle-01. Disponible en: <https://drive.google.com/file/d/0B2Tz54-vt5A1SmpHMWJTQi1oNHc/view>

Pérez-Rincón, M. (2016). Caracterizando las injusticias ambientales en Colombia: Estudios para 115 casos de conflictos socio-ambientales. Instituto CINARA, Universidad del Valle.

Pérez, M., Rojas, J. & Ordóñez, C. (2010). Desarrollo sostenible: Principios, aplicaciones y lineamientos de política para Colombia. Cali (Colombia): Universidad del Valle-Instituto CINARA.

Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., ... & Yagi, N. (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27, 7–16.

Peterson, M., Hall, D., Feldpausch-Parker, A. & Rai, P. (2010). Obscuring ecosystem functions with the application of the ecosystem services concept. *Cons. Biol.* 24 (1), 113-119.

Pimienta Lastra, R. (2000). Encuestas probabilísticas vs no probabilísticas. *Política Y Cultura*, (13), 263–276.

Pinzón Pinzón, F. (2017). Análisis de la sustentabilidad de escenarios futuros de abastecimiento de agua potable en la ciudad de Santiago de Cali: Caso de estudio Sector Hidráulico Reforma - Nápoles. Santiago de Cali: Universidad del Valle.

Pinzón, F. (2008). Uso de técnicas de Percepción Remota para la estimación de incrementos de cultivos destinados a Biocombustibles y su relación con el conflicto armado en la zona central del departamento de Meta-Colombia. Santa Mará -RS: INPE.

Plieninger, T., C. Bieling, B. Ohnesorge, H. Schaich, C. Schleyer, & Wolff, F. (2013). Exploring futures of ecosystem services in cultural landscapes through participatory scenario development in the Swabian Alb, Germany. *Ecology and Society* 18/3: 16

Plummer, M. L. (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 38-45.

Polasky, S., Tallis, H., & Reyers, B. (2015). Setting the bar: Standards for ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112 (24), 7356–7361

Polishchuk, Y. & Rauschmayer, F. (2012). Beyond “benefits”? Looking at ecosystem services through the capability approach. *Ecological Economics* 81 (2012) 103–111

Porras, I., Chacón-Cascante, A., Robalino, J. & Oosterhuis, F. (2011). PES and other economic beasts: Assessing PES within a policy mix in conservation, 9th International Conference of the European Society for Ecological Economics, Istanbul.

Portafolio. (18 de Septiembre de 2014). Colombia, cuarto productor de aceite de palma en el mundo. Recuperado el 3 de Julio de 2017, de <http://www.portafolio.co/economia/finanzas/colombia-cuarto-productor-aceite-palma-mundo-59140>

Potschin, M. & Haines-Young, R. (2013). Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. *Landscape Ecology*, 28(6), 1053-1065.

Presnall, C., López-Hoffman, L. & Miller, M. L. (2015). Adding ecosystem services to environmental impact analyses: More sequins on a “bloated Elvis” or rockin’idea?. *Ecological Economics*, 115, 29-38.

Primmer, E. & Furman, E. (2012). Operationalising ecosystem service approaches for governance - Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosyst. Serv.* 1 (1), 85–92.

Procuraduría general de la Nación (2008). Panorama y perspectivas sobre la gestión ambiental de los sistemas de páramo. Memorias.

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Tengö, M., Bennett, E. M., Holland, T., Benessaiah, K., ... & Pfeifer, L. (2010). Untangling the environmentalist’s paradox: Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade?. *BioScience*, 60(8), 576-589.

Rawls, J. (1971). *A Theory of Justice*. Oxford: Oxford University Press.

Reed, J., Van Vianen, J., Deakin, E.L., Barlow, J. & Sunderland, T. (2016). Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future. *Glob. Chang. Biol.* 22, 2540–54.

Regan, T. (1983) *The Case for Animal Rights*. A magisterial analysis of rights and an argument for according rights to a narrow set of animals -mature mammals. Berkeley: University of California Press.

Reyers, B., Roux, D. & O'Farrel, P. (2010). Can ecosystem services lead ecology on a transdisciplinary pathway? *Environmental Conservation* 37 (4): 501–511.

Rincón-Ruiz, A., Echeverry-Duque, M., Piñeros, A. M., Tapia, C. H., David, A., Arias-Arévalo, P., & Zuluaga, P. A. (2014). *Valoración Integral de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos: Aspectos conceptuales y metodológicos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C. Colombia.

Rodriguez de Francisco, J. (2013). *PES, Peasants and Power in Andean Watersheds: power relations and payment for environmental services projects in Colombia and Ecuador*. PhD. Thesis Universidad de Wageningen, Holanda.

Rodríguez, J., Beard Jr, T. D., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., ... & Peterson, G. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and society*, 11(1).

Rojas, E. (21 de Abril de 2015). Las tristezas que deja El Quimbo. *Diario del Huila*. Recuperado el 28 de Junio de 2017, de <https://www.diariodelhuila.com/el-quimbo/las-tristezas-que-deja-el-quimbo-cdgint20150421074952158>

Rojas, J. (2016). *Identificación de los Servicios Ecosistémicos en la Cuenca de Guabas, Valle del Cauca*. Informe para proyecto de Regalías Cauca-Dagua.

Rosa, J. C. S. & Sánchez, L. E. (2016). Advances and challenges of incorporating ecosystem services into impact assessment. *Journal of environmental management*, 180, 485-492.

Rostow, W. (1956). *The Five Stages of Growth (las cinco etapas del crecimiento)*. En W. Rostow, *The Stages of Economic Growth: a Non-Communist Manifesto*. 16-25. Cambridge, Mexico: Cambridge University Press (Fondo de Cultura Económica, 1960).

Rounsevell, M. D. A., Dawson, T. P., & Harrison, P. A. (2010). A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2823-2842.

Rozas-Vásquez, D., Fürst, C., Geneletti, D., & Muñoz, F. (2017). Multi-actor involvement for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial plans. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 135-146

Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerry, A., Kareiva, P., Polasky, S. & Bernhardt, J. (2015). Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecol. Econ.* 115 (2015), 11–21.

Ruhl, J. B. (2015). In Defense of Ecosystem Services. *Pace Environ. L. Rev.*, 32, 306.

Saastamoinen, O., Matero, J., Haltia, E., Horne, P., Kellomäki, S., Kniivilä, M. & Arovuori, K. (2013). Concepts and Considerations for the Synthesis of Ecosystem Goods and Services in Finland. The University of Eastern Finland, Joensuu.

Sagoff, M. (2011). The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 70 (2011) 497–502.

Say, J. B. (1829). *Cours complet d'économie politique pratique*. Chez Rapylli, Paris.

Scheidel, A., Temper, L., Demaria, F., & Martínez-Alier, J. (2017). Correction to: Ecological distribution conflicts as forces for sustainability: an overview and conceptual framework. *Sustainability Science*, 0(0), 1.

Scholes, R. J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M. J., & Duriappah, A. (2013). Multi-scale and cross-scale assessments of social–ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 16-25.

Scholsberg, D. (2004). Reconceiving Environmental Justice: Global Movements And Political Theories. *Environmental Politics*, Vol.13, No.3, Autumn 2004: 517 – 540, DOI: 10.1080/0964401042000229025

Scholsberg, D. (2007). *Defining environmental justice: theories, movements and nature*. Oxford University Press. London.

Schroeder, R., St. Martin, K., Wilson, B. & Sen, D. (2008) Third World Environmental Justice, *Society & Natural Resources*, 21:7, 547-555, DOI: 10.1080/08941920802100721

Schröter, M., van der Zanden, E. H.; Van Oudenhoven, A., Remme, R. P., Serna-Chavez, H. M., De Groot, R. & Opdam, P. (2014). Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters*, November/December 2014, 7(6), 514–523.

Schröter, M., Stumpf, K. H., Loos, J., van Oudenhoven, A. P., Böhnke-Henrichs, A., & Abson, D. J. (2017). Refocusing ecosystem services towards sustainability. *Ecosystem Services*, 25, 35-43.

Schumpeter, J. (1935). The analysis of economic change. *The Review of Economics Statistics*, 17(4), 2-10.

Scoones, I. (1998). *Sustainable Rural Livelihoods: A Framework for Analysis*. IDS Working Paper 72. Brighton: Institute for Development Studies.

Sen, A. (2009). *The Idea of Justice*. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts

Seppelt, R., Dormann, C., Eppink, F., Lautenbach, S. & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied ecology*.

Shackleton, C. M., Ruwanza, S., Sinasson Sanni, G. K., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., Mtati, M., Sachikonge, M., & Thondhlana, G. (2016). Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems*, 19(4), 587–600.

Sikor, T. (2013). Introduction: linking ecosystem services with environmental justice. Pages 1–18 in T. Sikor, editor. *The justices and injustices of ecosystem services*. Earthscan, London.

Sikor, T. y Newell, P. (2014). Globalizing environmental justice? *Geoforum* 54, 151–157

Sikor, T., Martin, A., Fisher, J. & He, J. (2014). Toward an Empirical Analysis of Justice in Ecosystem Governance . *Conservation Letters*, 7(6), 524–532

Singer, P. (1975). *Democracy and disobedience*.

Slootweg, R., Kolhoff, A., Verheem, R. & Hoft, R. (2006). Biodiversity in EIA and SEA — background document to CBD decision VIII/28: guidelines on biodiversity-inclusive impact assessment. The Netherlands: Commission for Environmental Assessment.

Slootweg, R. & Van Beukering, P. J. H. (2008) *Valuation of ecosystem services and strategic environmental assessment: lessons from influential cases*. Utrecht: Netherlands Commission for Environmental Assessment;

Slootweg, R., y Mollinga, P.P., (2010). The impact assessment framework. In: Slootweg, R., Rajvanshi, A., Mathur, V.B. & Kolhoff, A. (Eds.), *Biodiversity in Environmental Assessment: Enhancing Ecosystem Services for Human Well-being*. Cambridge University Press, pp. 88e124.

Smith, F. L. (1995) *Markets and the environment – a critical re-appraisal*. *Contemporary Economic Policy* 13: 62–73.

Sneddon, C., Howarth, R. B. & Norgaard, R. B., (2006). Sustainable development in a post- Brundtland world. *Ecological Economics* 57, 253–268.

Solow, R. M. (1956). A Contribution to the Theory of Economic Growth. *The Quarterly Journal of Economics*, 70(1), 65.

Spangenberg, J. H., & Settele, J. (2016). Value pluralism and economic valuation – defensible if well done. *Ecosyst. Serv.* 18, 100–109.

Summers, J. K., Smith, L. M., Case, J. L. & Linthurst, R. A. (2012). A Review of the Elements of Human Well-Being with an Emphasis on the Contribution of Ecosystem Services. *AMBIO* 2012, 41:327–340.

Syrbe, R. U. & Walz, U. (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological indicators*, 21, 80-88.

Sze, J. & London, J. K. (2008). Environmental Justice at the Crossroads. *Sociology Compass* 2/4: 1331–1354

Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M. & Chang, A., (2008). An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (28), 9457–9464.

Taylor, D. (2000). The Rise of the Environmental Justice Paradigm: Injustice Framing and the Social Construction of Environmental Discourses. *American Behavioral Scientist*, 43(4): 508–80.

Temper, L. & Del Bene, D. (2016). Transforming knowledge creation for environmental and epistemic justice. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 20: 41- 49

The Economics of Ecosystems and Biodiversity- TEEB (2010). Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

Tobasura-Acuña, I. (2006). La política ambiental en los planes de desarrollo en Colombia 1990-2006: Una visión crítica. *Revista Luna-Azul de la Universidad de Caldas* 22, 8-19.

Troy, A. & Wilson, M. A. (2006). Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological economics*, 60(2), 435-449.

Turner, R. K. (1999). Markets and environmental quality. In: Clark, G.L., Feldman, M.P., Gertler, M.S. (Eds.), *The Oxford Handbook of Economic Geography*, pp. 585–606.

UNEP, 2014. Integrating Ecosystem Services in Strategic Environmental Assessment: A guide for Practitioners. United Nations Environment Programme

Urkidí, L., & Walter, M. (2011). Dimensions of environmental justice in anti-gold mining movements in Latin America. *Geoforum* 42, 683–695.

Van Kooten, G. C. & Bulte, E. H. (2000). The economics of nature: managing biological assets (p. 512). Blackwell Publishers.

- Van Oudenhoven, A. P., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., & De Groot, R. S. (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21, 110-122.
- Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69 (6): 1245–1252.
- Vatn, A. (2005). Rationality, institutions and environmental policy. *Ecological Economics*, 55(2), 203–217.
- Vatn, A. & Bromley, D. W. (1994). Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 26: 129–148.
- Vaz, A. S., Kueffer, C., Kull, C. A., Richardson, D. M., Vicente, J. R., Kühn, I., Schröter, M., Hauck, A., & Honrado, J. P. (2017). Integrating ecosystem services and disservices: insights from plant invasions. *Ecosystem Services*, 23(August 2016), 94–107.
- Vihervaara, P., Rönkä, M., & Walls, M., (2010). Trends in ecosystem service research: early steps and current drivers. *Ambio* 39, 314–324.
- Villardy, S. & Gonzáles, J. Eds (2011). *Repensando la Ciénaga: nuevas miradas y estrategias para la sostenibilidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta*. Universidad del Magdalena y Universidad Autónoma de Madrid. Santa Marta, Colombia.
- von Döhren, P. & Haase, D. (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators*, 52, 490-497
- Waage, S. & Kester, C. (2013a). Global public sector trends in ecosystem services, 2009–2012. Obtenido de: http://www.bsr.org/reports/BSR_Ecosystem_Services_Policy_Synthesis.pdf
- Waage, S. & Kester, C. (2013b). Private sector uptake of ecosystem services concepts and frameworks: The current state of play. Obtenido de http://www.bsr.org/reports/BSR_Private_Sector_Uptake_Ecosystem_Services.pdf .
- Walker, G. (2011). *Environmental justice: concepts, evidence, and politics*. London: Routledge.
- Wallace, K. (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological conservation* 139 (2007) 235-246
- Westman, W. (1977). How much are nature's services worth. *Science* 197, 960–964.
- Whelan, C. J., Şekercioğlu, C.H., & Wenny, D.G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology* 156 (Supplement 1), 227–238.

Wieland, R., Ravensbergen, S., Gregr, E. J., Satterfield, T. & Chan, K. M. (2016). Debunking trickle-down ecosystem services: the fallacy of omnipotent, homogeneous beneficiaries. *Ecological Economics*, 121, 175-180.

World Resources Institute. (2008). *World Resources: Roots of Resilience - Growing the Wealth of the Poor*. Washington, DC.

Yang, W., Dietz, T., Liu, W., Luo, J., & Liu, J. (2013). Going beyond the Millennium Ecosystem Assessment: an index system of human dependence on ecosystem services. *PloS one*, 8(5), e64581.

Young, I. (1990). *Justice and the Politics of Difference*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

Zagonari, F. (2016). Using ecosystem services in decision-making to support sustainable development: Critiques, model development, a case study, and perspectives. *Science of the Total Environment*, 548, 25-32.

Zhang, W., Kato, E., Bhandary, P., Nkonya, E., Ibrahim, H. I., shaq, Agbonlahor, M., Ibrahim, H. Y., & Cox, C. (2016). Awareness and perceptions of ecosystem services in relation to land use types: Evidence from rural communities in Nigeria. *Ecosystem Services* 22: 150–160.

Zimmerman, M. J. (2002). Intrinsic vs. extrinsic value. *Stanford Encyclopedia of Philosophy*.