



Facultad de Ciencias Forestales y  
de la Conservación de la Naturaleza  
UNIVERSIDAD DE CHILE



**CONSULTORÍA  
ELABORACIÓN DE INFORMES TÉCNICOS COMO APOYO PARA EL  
PROGRAMA DE BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL  
MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE**

**Informe Final  
Compensaciones en Biodiversidad**

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza  
Universidad de Chile

**Autor**  
Dra. Claudia Cerda

Apoyo científico  
Nancy Sanhueza

Agosto 2015

## Resumen ejecutivo

El Departamento de Economía Ambiental del Ministerio del Medio Ambiente cuenta con un Programa de Instrumentos Económicos para los próximos años. Uno de los ejes corresponde al desarrollo de instrumentos de gestión para la protección de biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. Esto con el objetivo de incorporar el valor de la biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos en los procesos de toma de decisión pública y privada, teniendo como meta generar indicadores, metodologías y herramientas económicas que permitan el diseño adecuado de políticas públicas. En este contexto, el presente informe aborda los Mecanismos de Compensaciones en Biodiversidad desde su conceptualización teórica y aplicación a nivel internacional y nacional. Las compensaciones en biodiversidad comenzaron en la década de los 70s incipientemente, y en los últimos años se han desarrollado como una herramienta económica útil en la conservación de la biodiversidad.

Respecto de la experiencia en Chile en compensaciones en biodiversidad, si bien existe el objeto de compensación en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), esta no se aplica de forma correcta. Es por ello que se hace imprescindible re-entender el concepto de compensación en biodiversidad y darle la aplicabilidad y potencialidad de creación de pilotos con el fin de ajustar la Guía para la Compensación de la Biodiversidad en el SEIA, y crear métricas de equivalencia, entre otros. Junto con esto, la institucionalidad en términos de conservación de la biodiversidad debe ser ajustada de modo que exista una institución con las atribuciones necesarias para el cumplimiento de la normativa y políticas.

Específicamente, el informe proporciona los marcos conceptuales desarrollados a nivel internacional (jerarquía de mitigación, pérdida neta cero, principios fundamentales, indicadores, etc.), los tipos de mecanismos de compensación a nivel internacional, un análisis del contexto chileno y el potencial existente para desarrollar mecanismos de compensación en biodiversidad. Respecto a esto último se proporcionan las visiones de dos expertos nacionales en la materia. Finalmente se proporcionan conclusiones y recomendaciones.

En resumen, este informe pretende sintetizar una mirada de la literatura científica y técnica sobre mecanismos de compensación en biodiversidad para ser utilizado como referencia para los trabajos del Ministerio del Medio Ambiente en la materia. El informe está escrito en lenguaje simple de tal forma de que permita, a un amplio espectro de profesionales ambientales, con o sin experiencia en el tema, incorporar las nociones y enfoques aquí presentados a la gestión de la conservación de la biodiversidad.



## Índice

<b>Resumen ejecutivo.....</b>	<b>1</b>
<b>1. Introducción .....</b>	<b>4</b>
<b>2. Marcos Conceptuales de Compensaciones en Biodiversidad .....</b>	<b>7</b>
2.1 Marco Internacional .....	7
2.1.1 ¿Qué es una Compensación en Biodiversidad (Biodiversity offset)? .....	7
2.1.2 Fundamentos económicos de los mecanismos de compensación en biodiversidad...9	
2.1.3 Principios Fundamentales .....	10
2.1.3.1 Jerarquía de mitigación.....	12
2.1.3.2 Pérdida neta cero o ganancia en Biodiversidad .....	13
2.1.3.3 Equivalencias en Biodiversidad .....	14
2.1.3.4 Línea base y adicionalidad.....	23
2.1.4 Resumen del marco conceptual de los mecanismos de compensación en biodiversidad .....	25
<b>3 Tipos de Esquemas de Compensación en Biodiversidad .....</b>	<b>26</b>
3.1 Compensaciones de una sola vez/Proyecto-a-Proyecto/ One-off offsets .....	27
3.2 In-lieu fees/Compensation Funds/ Fondos de Compensación .....	28
3.3 Biobanca/Biobanking/Bancos de Compensación/Bancos de Conservación/Conservation Banking .....	29
3.4 Tabla resumen de los principales mecanismos de compensación a nivel internacional	30
3.5 Revisión de casos internacionales de esquemas de compensación .....	32
3.5.1 Bancos de Mitigación: la experiencia de EE.UU en Humedales.....	32
3.5.2 Bancos de Conservación: la experiencia de EEUU en Especies.....	33
3.5.3 Agente de Valores en Biodiversidad (bushbroker): la experiencia de Australia en Vegetación Nativa.....	34
3.5.4 Biobanco: la experiencia de Australia en ecosistemas terrestres y especies protegidas.....	36
3.5.5 Compensación de Hábitat: la experiencia de Canadá en impactos en hábitat de peces.....	37
3.5.6 Otros ejemplos relevantes.....	38
3.5.7 Aspectos relevantes de los esquemas de bancos de compensación .....	39
3.5.7.1 Naturaleza de los bancos de compensación en biodiversidad .....	39
3.5.7.2 Declaración de contenido en la implementación de bancos de biodiversidad..	39
3.5.7.3 Evaluación de la biodiversidad en esquemas de bancos .....	40
3.5.7.4 Mapeo institucional de los bancos de biodiversidad.....	41



3.6 Cuadro resumen de resultados y lecciones internacionales.....	42
<b>4. Principales limitaciones de los mecanismos de compensación en biodiversidad para alcanzar objetivos de conservación.....</b>	<b>46</b>
4.1 Limitaciones de integrar conocimiento ecológico en prácticas de compensación.....	46
4.2 Límites a la posibilidad de sustitución .....	48
4.3 Riesgo de que los objetivos económicos prevalezcan por sobre los ecológicos.....	49
4.4 Capacidad limitada del diseño económico para satisfacer preocupaciones ecológicas... ..	49
4.5 Limitaciones organizacionales.....	50
4.6 Aspectos éticos .....	50
4.7 Cuadro resumen sobre visiones de los mecanismos de compensación en biodiversidad .....	50
<b>5. Experiencia Nacional en Compensación de la Biodiversidad.....</b>	<b>52</b>
5.1 Aspectos metodológicos .....	52
5.2 Estado del Arte en Chile .....	53
5.2.1 Aspectos generales .....	53
5.2.2 Avances concretos .....	59
<b>6. Conclusiones y Recomendaciones .....</b>	<b>65</b>
6.1 Conclusiones.....	65
6.2 Recomendaciones.....	66
<b>7. Referencias .....</b>	<b>68</b>

## 1. Introducción

La Convención sobre Diversidad Biológica (CBD) es una iniciativa global que Chile ratificó, y tiene como objetivos centrales la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la distribución justa y equitativa de sus beneficios (SCBD 2000). Chile elaboró el año 2003 una Estrategia Nacional de Biodiversidad, con el objetivo de apuntar hacia el logro de las metas establecidas en el año 2002 por la CBD, de reducir significativamente la tasa de pérdida de biodiversidad para el año 2010. De acuerdo a diversas investigaciones científicas de alto nivel y a plataformas internacionales de conservación, esta meta no pudo ser cumplida a nivel global (Butchart et al. 2010; Rands et al. 2010). Las causas de esta falla son diversas, pero destacan que los esfuerzos se enfocaron en revertir las tendencias de la biodiversidad y no a enfrentar las causas subyacentes a la pérdida de la misma (Butchart et al. 2010; Rands et al. 2010; SCBD 2010).

Se ha propuesto un nuevo Plan Estratégico para la Diversidad Biológica (2011-2020), donde se ha definido el año 2020 como nuevo plazo para cumplir con metas de conservación relativas a detener la pérdida de biodiversidad (Rands et al. 2010; SCBD 2012). Para enfrentar este desafío los paradigmas de “Capital Natural” y “Servicios Ecosistémicos” (SS.EE.) han emergido como relevantes de adoptar e implementar<sup>1</sup> (Duke 2013), los cuales reconocen que la “Biodiversidad” es un elemento clave del capital natural. Sin embargo, la prevalencia creciente de estos paradigmas ha inducido a la necesidad de contar con instrumentos que explícitamente apunten a mantener el capital natural y el flujo de SS.EE. (Duke 2013). Este reconocimiento creciente del valor del stock del capital natural y de los SS.EE. que fluyen de ese stock ha motivado el interés de los tomadores de decisión en explorar instrumentos financieros, incluyendo mecanismos de mercado para mantener el capital natural y así garantizar el flujo de SS.EE. En este análisis han emergido los Mecanismos de Compensación en Biodiversidad (*Biodiversity Offsets*) que apuntan esencialmente a compensar por impactos adversos a la biodiversidad causados por el desarrollo de proyectos (Quétier & Lavourel 2011; Bidaud et al. 2015; Maron et al. 2015 en prensa). El *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP), define las compensaciones en biodiversidad como “resultados de compensación medibles, resultantes de las acciones diseñadas para compensar por impactos residuales adversos a la biodiversidad que surgen de proyectos de desarrollo después que las medidas de prevención y mitigación apropiadas han sido consideradas (BBOP; Business and Biodiversity Offsets Programme 2009).

Aunque muchos países (Estados Unidos, Australia, Sud Africa, Canadá, Alemania, más recientemente Inglaterra) han incorporado mecanismos de compensación en biodiversidad en las últimas cuatro décadas, estos mecanismos han sido recientemente objeto de interés político renovado. Basado en la jerarquía de mitigación en tres pasos tendientes a evitar, reducir y compensar los impactos residuales en la biodiversidad derivados de proyectos de desarrollo, un mecanismo de compensación en biodiversidad es promovido como el camino para lograr el objetivo político de *Pérdida Neta 0* (“no net loss”) de la biodiversidad (Calvet et al. 2015).

---

<sup>1</sup> De acuerdo a Duke (2013), el uso de las palabras “Capital” y “Servicios” tiende a destacar los valores utilitarios de la naturaleza y a fomentar un mayor reconocimiento de estos valores, incluyendo los valores monetarios.

Los mecanismos de compensación en biodiversidad fueron primeramente desarrollados a través de marcos regulatorios y mecanismos de bancos en Estados Unidos y Australia (Robertson 2004). De acuerdo a Bidaud (et al. 2015), una adopción temprana de mecanismos de compensación, ofrece a las compañías y empresas la oportunidad de influir en los procesos de política internacional y proporcionar guías técnicas en un campo de rápida evolución. De acuerdo a Bull et al. (2013), criterios esenciales en el análisis de mecanismos de compensación en biodiversidad son que las pérdidas y ganancias en biodiversidad sean medibles y comparables (*criterio de equivalencia*), y que se demuestre una *pérdida neta cero* de biodiversidad. Estos aspectos requieren del desarrollo de indicadores apropiados y procedimientos de puntaje.

Las estrategias de compensación en biodiversidad siendo desarrolladas a nivel internacional son diversas en términos de gobernanza, cálculos, colaboraciones y objetivos (Bidaud et al. 2015; BBOP 2009). Destacan los siguientes mecanismos de compensación en biodiversidad: bancos de mitigación y bancos de conservación en Estados Unidos, la biobanca en Australia (*biobanking*), y la compensación de hábitat en Canadá.

Entre las principales dificultades en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad, destacan las siguientes (Bull et al. 2012): elegir las métricas apropiadas para medir biodiversidad; definir requerimientos para demostrar la pérdida neta = 0; demostrar equivalencias entre pérdidas y ganancias en biodiversidad; definir cuánto tiempo los esquemas de compensación deberían durar; decidir si se debe permitir una brecha temporal entre el desarrollo y las ganancias de la compensación; gestionar incertidumbres durante el proceso; definir qué tan reversibles deben ser los impactos del desarrollo; definir umbrales más allá de los cuales las compensaciones son aceptables.

Aunque los mecanismos de compensación en biodiversidad han sido reconocidos como parte de un portafolio innovador de mecanismos financieros o más ampliamente como una de las opciones de mercado potencialmente efectivas para la conservación de la biodiversidad (Madsen 2010; 2011; BBOP 2012; Duke 2013; Bidaud et al. 2015), en la literatura internacional también existen miradas críticas y escepticismos relacionados al éxito de las iniciativas sobre estos mecanismos y argumentaciones contrapuestas. Por ejemplo algunos autores (ej. Froger et al. 2014) plantean limitaciones relevantes difíciles de manejar en la implementación de mecanismos de compensación como la falta de conocimiento en evaluaciones ecológicas y económicas, el riesgo de conflicto de interés (público versus privado y especulaciones en las métricas de biodiversidad. Otros autores más críticos (ej. Spash 2015) argumentan que, los mecanismos de compensación en biodiversidad, por definición, destruyen los ecosistemas, especies y hábitats a cambio de beneficiar a los “desarrolladores”<sup>2</sup>. Vale la pena entonces analizar los pro y contras de la implementación de estos mecanismos Chile está comenzando a abordar mecanismos de compensación en biodiversidad (ver por ejemplo Ladrón de Guevara et al. 2014; Wildlife Conservation Society 2013). Ejemplos son la Guía para la Compensación del SEA del año 2014. Esta guía fue elaborada por el Ministerio del Medio Ambiente y el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) en base al estudio de la Wildlife Conservation Society (WCS) del año 2013 titulado *Levantamiento y Sistematización de Información para Bancos De Compensación*. En la misma línea, Ladrón de Guevara et al. (2015) desarrollaron la Guía para el Desarrollo de Compensaciones en Biodiversidad en la Región de Tarapacá.

---

<sup>2</sup> 0 proponentes de proyectos de desarrollo.

Estos análisis representan un esfuerzo por contar con aproximaciones que permitan evaluar y cuantificar los impactos y las compensaciones en biodiversidad, facilitando mejores compensaciones que cumplan con un mínimo estándar.

De acuerdo a la información existente en el país, pareciera ser que una vía adecuada y factible de incorporar compensaciones en biodiversidad es a través del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), ya que la institucionalidad y estructura ya establecida permitiría ser el paso perfecto en la implementación de casos piloto de compensaciones a la biodiversidad (Ladrón de Guevara et al. 2014). Relacionado a cómo se han incorporado estos mecanismos en otros países, durante la última década los bancos de compensación han emergido en el discurso ambiental como un nuevo instrumento de mercado para promover la conservación de la biodiversidad (Madsen et al. 2010). Sin embargo, en la mayoría de los países donde este mecanismo ha tomado fuerza, compensaciones ya habían sido reguladas por leyes ambientales. La mayor parte del tiempo las compensaciones han sido consideradas componentes técnicos de proyectos de desarrollo más que un instrumento político (Boisvert 2015). En muchos países la mitigación compensatoria ha sido conducida proyecto a proyecto bajo el control de las autoridades responsables de la vida silvestre y áreas protegidas sin un esquema global, y fuera del escrutinio público (Boisvert 2015). Nuevas representaciones y expectativas han sido progresivamente incorporadas a esta política siguiendo los cambios en la mitigación de humedales en Estados Unidos durante los noventa (Robertson 2006, Boisvert 2015) y la propuesta de pérdida neta cero de biodiversidad. El mecanismo de banco de biodiversidad ha sido desarrollado para compensar impactos adversos a los humedales y otros recursos acuáticos y hoy se plantean como uno de los mecanismos más promisorios de conservación efectiva de la biodiversidad (Duke 2013).

Los mecanismos que potencialmente se desarrollen debieran apuntar a la integridad de los ecosistemas, para lo cual es necesario incorporar criterios de equivalencias por pérdida de diversidad biológica entre el sitio impactado y el sitio a compensar (Quétier & Lavourel 2011). Esto requiere de un esfuerzo por contar con un método que permita evaluar y cuantificar los impactos y las compensaciones en biodiversidad, facilitando mejores compensaciones que cumplan con un mínimo estándar.

A continuación se analizan los marcos conceptuales internacionales que sustentan los mecanismos o sistemas de compensaciones en biodiversidad. Adicionalmente se presenta un análisis de la información nacional en la materia, con especial énfasis en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA). Finalmente se presenta la visión de expertos chilenos en la materia. El informe pretende apoyar el Programa de Instrumentos Económicos en relación al eje de protección de la Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos del Departamento de Economía Ambiental del Ministerio del Medio Ambiente.

## 2. Marcos Conceptuales de Compensaciones en Biodiversidad

A continuación se revisan los marcos conceptuales que sustentan la creación de sistemas de compensaciones en biodiversidad. En primer lugar se presenta el marco general internacional, abordando desde la definición de compensación en biodiversidad, los fundamentos económicos de los mecanismos de compensación, la jerarquía de mitigación, los principios fundamentales de los mecanismos de compensación, las equivalencias en biodiversidad y los tipos de esquemas de compensación. También se proporcionan experiencias concretas en otros países.

### 2.1 Marco Internacional

#### 2.1.1 ¿Qué es una Compensación en Biodiversidad (Biodiversity offset)?

El Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) proporciona una definición de compensaciones en biodiversidad y establece que son: *“los resultados de conservación medibles, resultantes de acciones destinadas a compensar impactos adversos significativos a la biodiversidad derivados del desarrollo de proyectos después que medidas apropiadas de prevención y mitigación han sido adoptadas”*. El objetivo de un mecanismo de compensación en biodiversidad es obtener pérdidas netas equivalentes a cero, e idealmente obtener ganancias netas en biodiversidad con respecto a la composición de especies, estructura de hábitat, funcionamiento ecosistémico y valores de uso y culturales que las personas derivan de la biodiversidad. Se utiliza el concepto de biodiversidad en el sentido amplio, es decir, desde genes a ecosistemas.

En función de la definición anterior, la Figura 1 muestra un marco conceptual para el abordaje de impactos de proyectos de desarrollo vía compensación de biodiversidad (Bull et al. 2012).



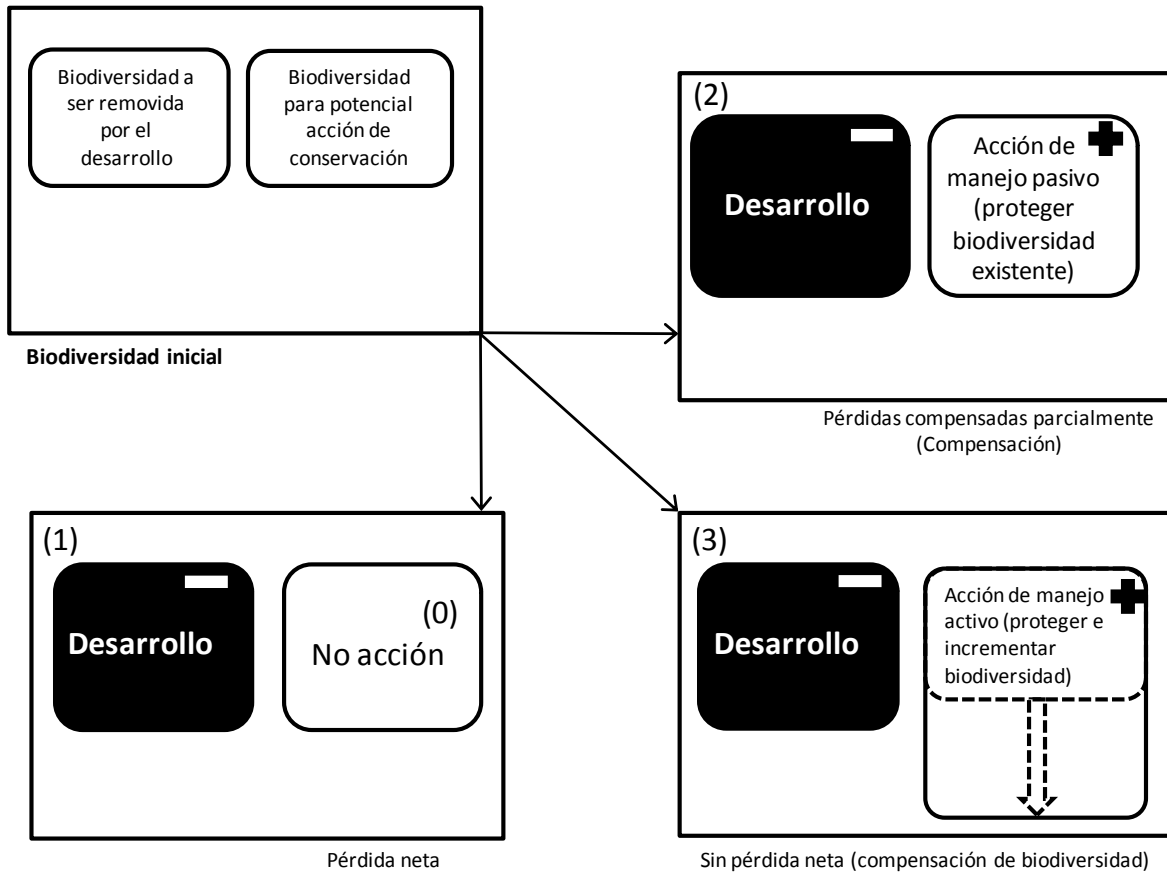


Figura 1. Abordaje de impactos vía compensación de biodiversidad (Bull et al. 2012).

En la parte superior de la figura 1 a la izquierda, se considera un tipo de desarrollo que contempla daño a la biodiversidad. Opciones potenciales son las siguientes: a) sólo desarrollo resultando en pérdida neta (-) de biodiversidad; b) proteger biodiversidad existente en otros lugares lo que resulta en pérdida neta compensada de biodiversidad, pero la pérdida es mayor a la ganancia; y c) crear o restaurar biodiversidad comparable en otros lugares resultando en pérdida neta=0, como por ejemplo un *offset* (pérdida=ganancia).

## 2.1.2 Fundamentos económicos de los mecanismos de compensación en biodiversidad

El objetivo principal detrás del enfoque de compensación en biodiversidad es mantener la biodiversidad a fin de lograr "Pérdida Neta 0" (*"no net loss"*) en contextos en los que la pérdida de biodiversidad se produce a partir de proyectos de desarrollo. De acuerdo a la literatura analizada, los mecanismos de compensación en biodiversidad son dirigidos principalmente a través del marco legal de Evaluación de Impactos Ambientales (Macintosh & Waugh 2014). Con el fin de obtener los permisos, y en cumplimiento de la jerarquía de mitigación, se requiere que los desarrolladores de proyectos adopten medidas compensatorias para compensar sus impactos ambientales que conducen a proporcionar ganancias equivalentes de biodiversidad. En la mayoría de los países, las regulaciones ambientales dirigidas a la compensación se orientan hacia la equivalencia "de igual a igual" (Calvet et al. 2015). Esto significa que los mecanismos de compensación se orientan hacia resultados ecológicos a través de acciones de restauración, rehabilitación, creación o preservación de especies y ecosistemas (Burgin 2008; Froger et al. 2014). En esta perspectiva, los marcos regulatorios sólo toman en cuenta los beneficios ecológicos que ofrecen los proyectos, sin tener en cuenta los impactos sociales o económicos de las pérdidas de biodiversidad. Por lo tanto, la justificación para el uso del sistema es principalmente ecológica.

Sin embargo, desde una perspectiva económica, la pérdida de biodiversidad representa costos sociales que van más allá del nivel puramente ecológico y deben tenerse en cuenta (Calvet et al. 2015). La preocupación por los costos de la pérdida de la biodiversidad ha aumentado en los últimos años, especialmente desde la publicación de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005) y la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB 2010). Estos estudios proporcionan evaluaciones económicas globales de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, y ofrecen marcos generales para vincular la biodiversidad con el bienestar humano. De esta manera, las pérdidas ambientales son consideradas como externalidades negativas que representan mayores costos para la sociedad y tienden a reducir el bienestar humano (Costanza et al. 2014). En esta perspectiva, los principales problemas destacados son la insuficiencia de los tomadores de decisiones a tomar la pérdida de biodiversidad en cuenta en los cálculos económicos, y la falta de instrumentos de política para fomentar la internalización de las externalidades negativas derivadas de la pérdida de biodiversidad (TEEB 2010). En este contexto, en las últimas décadas, los incentivos económicos han sido cada vez más utilizados por los responsables políticos para tratar las preocupaciones ambientales (Boisvert et al. 2013). Enfoques de incentivos tienen como objetivo fomentar la toma de decisiones económicas, adoptar buenas prácticas ambientales, ofreciendo compensaciones o recompensas a las personas a cambio, por ejemplo, de provisionar servicios ecosistémicos (Calvet et al. 2015).

Mediante la combinación de un enfoque normativo, a través del principio de quien contamina paga, con una estructura de incentivos económicos, el enfoque de mecanismos de compensación en biodiversidad, ha ganado cada vez más credibilidad e interés en las esferas políticas y científicas (Brauer et al. 2006). Este enfoque de compensación, además de asegurar que se cumpla la obligación de compensación legal, debe proporcionar tres importantes incentivos económicos que puedan influir en el comportamiento de los desarrolladores y fomentar las buenas prácticas ambientales (Calvet et al. 2015).



En primer lugar, porque las compensaciones en biodiversidad representan costos significativos para los desarrolladores, debería ser un incentivo para ellos limitar sus impactos sobre la biodiversidad. Basado en la idea de que los actores racionales pesarán perfectamente los costos y beneficios económicos de hacer sus elecciones, se espera que los desarrolladores de proyectos minimicen las compensaciones reduciendo los impactos sobre la biodiversidad de sus proyectos de desarrollo. En segundo lugar, la justificación económica de los desarrolladores debería llevarlos a cumplir con sus requisitos de compensación en la forma más eficiente, mediante la búsqueda de proyectos de conservación eficaces (Burgin 2008). Por lo tanto, si la implementación de un mecanismo de compensación en biodiversidad está bien diseñado, y bien controlado por los organismos reguladores, los desarrolladores deben a su vez implementar las mejores prácticas ambientales por la elección de la forma más rentable para satisfacer sus requisitos de compensaciones (por ejemplo, mediante el uso de los bancos de biodiversidad) (Duke 2013). Por último, a través de los beneficios financieros proporcionados por algunos mecanismos de compensación, el sistema de compensación puede proporcionar incentivos para que los agentes privados o públicos inviertan en acciones de conservación por razones económicas. Por lo tanto, los sistemas de compensación en biodiversidad pueden explotar fuentes adicionales de financiamiento para las acciones de conservación (Miller et al. 2015).

### 2.1.3 Principios Fundamentales de los mecanismos de compensación en biodiversidad

La BBOP ha definido 10 principios fundamentales sobre los que se sustenta el diseño e implementación de una compensación de biodiversidad. Estos 10 principios se presentan a continuación (ver también Bull et al. 2012):

- **Adherencia a la jerarquía de la mitigación.** La compensación de biodiversidad debe ser el último recurso para responder a impactos residuales, luego de que se hayan agotado las medidas de prevención, minimización y restauración de impactos sobre la biodiversidad derivados del proyecto en el área.
- **Existen límites para lo que puede ser compensado.** Existen impactos que no pueden ser compensados, debido a la vulnerabilidad o la irremplazabilidad de los elementos de biodiversidad afectados.
- **Contexto del paisaje.** El diseño e implementación de la compensación de biodiversidad debe tomar en cuenta el contexto de paisaje tanto desde el punto de vista ecológico, como desde el punto de vista de la planificación territorial de la conservación y el desarrollo. El paisaje con significado ecológico, definido como “el efecto de la escala espacial sobre los procesos ecológicos”, difiere de la definición observada en el SEIA, donde paisaje se refiere al atractivo visual -y, por lo tanto, turístico- de un determinado elemento o conjunto de elementos del medio ambiente.
- **Pérdida neta cero (“no net loss”).** El objetivo de la compensación de biodiversidad es alcanzar resultados medibles *in-situ*, que de manera razonable puedan esperarse que darán lugar a una pérdida neta cero de biodiversidad y, preferiblemente, a una ganancia neta de biodiversidad. En este sentido adquiere relevancia trabajar robustamente en las *equivalencias ecológicas de la biodiversidad*.
- **Adicionalidad.** Todas las consecuencias que se deriven de la acción de la compensación de biodiversidad deben ser adicionales a lo que habría ocurrido si la compensación no se hubiera llevado a cabo.

La tierra utilizada para establecer mecanismos de compensación idealmente no deben haber sido designados previamente para fines de conservación (por ejemplo, parques, espacios verdes, tierras de cuencas municipales)” (US DOI 2003). Idealmente, las compensaciones deberían ser adicionales a acciones o trabajos realizados utilizando fondos públicos o para cumplir obligaciones regulatorias (NSW DNR 2005).

- **Participación de actores.** En aquellas áreas destinadas a la compensación de biodiversidad, así como en las áreas impactadas, debe asegurarse la participación de los actores interesados en la toma de decisiones, incluyendo el diseño, implementación y monitoreo.
- **Equidad.** Las responsabilidades, riesgos y recompensas relacionadas a un proyecto de desarrollo y la subsecuente compensación de biodiversidad, en caso de que fuese necesario, deben ser compartidas de manera equitativa entre todos los actores interesados, respetando la Ley y la tradición (ley no escrita), con especial atención a los derechos de poblaciones indígenas y comunidades locales.
- **Largo plazo.** El diseño e implementación de la compensación de biodiversidad debe tener una proyección a largo plazo, con el objetivo de que los resultados duren tanto como los impactos. De esta manera se prefiere que la compensación sea realizada a perpetuidad.
- **Transparencia.** El planeamiento, diseño e implementación de la compensación de biodiversidad deben ser comunicados al público, y especialmente a los actores interesados, de una manera transparente y oportuna.
- **Ciencia y conocimiento tradicional.** El diseño y la implementación de la compensación de biodiversidad deberán ser informados por la ciencia, pero con consideración apropiada al conocimiento tradicional.

#### PRINCIPIOS SOBRE LOS QUE SE SUSTENTA EL DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE UNA COMPENSACIÓN DE BIODIVERSIDAD (BBOP)

- Adherencia a la jerarquía de la mitigación
- Existen límites para lo que puede ser compensado
- Contexto del paisaje
- Pérdida neta cero
- Adicionalidad
- Participación de actores
- Equidad
- Largo plazo
- Transparencia
- Ciencia y conocimiento tradicional

Idealmente, estos 10 principios fundamentales deben ser seguidos en cualquier compensación de biodiversidad que quiera desarrollarse.

A continuación se explicitan los principios fundamentales de jerarquía de mitigación, pérdida neto cero y adicionalidad. Además se detallan los aspectos esenciales de las equivalencias ecológicas.

### 2.1.3.1 Jerarquía de mitigación

La jerarquía de mitigación (Figura 2) es la reducción del impacto de cualquier actividad, que se debe cumplir en una secuencia. Esta secuencia se compone de varios pasos, el primero se da al iniciar la etapa de diseño de un proyecto *evitando* los impactos, luego dentro de la fase de construcción *mitigando* los impactos negativos, para finalmente en la ejecución del proyecto *restaurar* posterior a que los impactos sean realizados (BBOP 2009; ver también Bull et al. 2012).

A continuación se expone esta secuencia (BBOP 2009):

- (1) **Evitar** el impacto: En la fase el diseño de un proyecto, se debiera evitar a toda costa producir daños ambientales mayores o irreversibles, a través del establecimiento del proyecto en lugares adecuados así como con la ingeniería adecuada.
- (2) Realizar medidas de **Mitigación**<sup>3</sup>: estas medidas deben disminuir el efecto de un impacto ambiental.
- (3) Realizar medidas de **Restauración**<sup>4</sup>: estas medidas se desarrollan con la intención de reparar un daño.
- (4) Realizar la **Compensación de Biodiversidad**<sup>5</sup>: realizar *offsets* o compensación de la biodiversidad como última medida.

La Figura 2 a continuación muestra el impacto del proyecto sobre la biodiversidad, así como los impactos evitados, mitigados y restaurados siguiendo la jerarquía de mitigación. Para finalmente mostrar el efecto en la biodiversidad de la compensación de pérdida de biodiversidad (CPB) sobre los impactos residuales.

---

<sup>3</sup> En el caso del Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto ambiental de Chile (RSEIA), estas medidas coinciden con las medidas de mitigación ambiental, según se refieren en el artículo n°98 del RSEIA.

<sup>4</sup> En el caso del RSEIA, estas medidas coinciden con las medidas de Reparación ambiental, según consigna su artículo n°99.

<sup>5</sup> En el caso del RSEIA, estas medidas coinciden con las medidas de Compensación Ambiental, según se consigna en el artículo n°100.

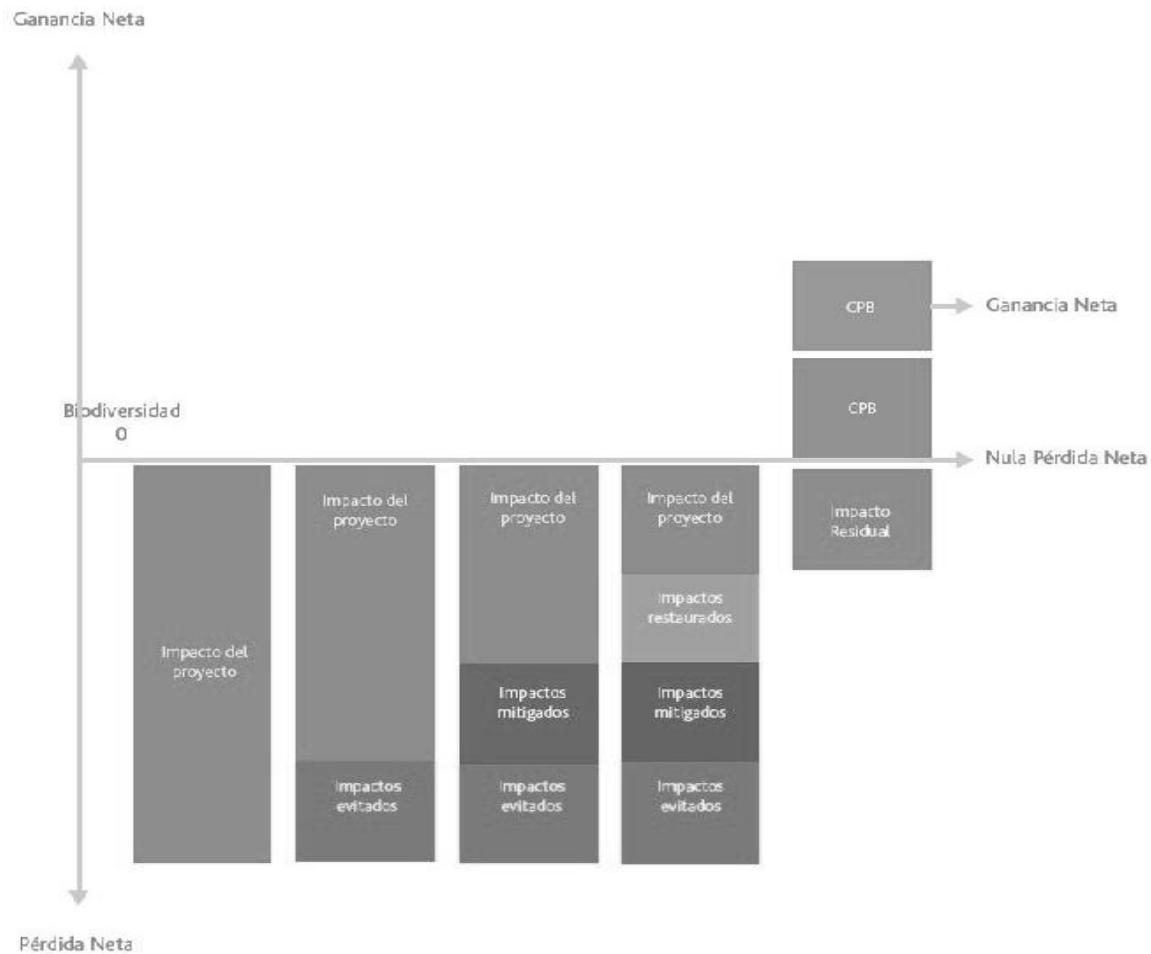


Figura 2. Aplicación de la jerarquía de mitigación para obtener una pérdida neta cero o una ganancia neta de biodiversidad:(a) impactos evitados, (b) impactos mitigados, (c) impactos restaurados, y (d) la compensación de pérdida de biodiversidad (CPB) que anula el impacto residual y produce ganancia neta en el caso de que la compensación sea más valiosa en términos de biodiversidad que el área impactada. Fuente: Ladrón de Guevara et al. (2015; ver también SEA 2014 para una versión más simplificada).

### 2.1.3.2 Pérdida neta cero o ganancia en Biodiversidad

En línea con la definición BBOP, las compensaciones en biodiversidad son vistas comúnmente como las acciones que generan ganancias adicionales y / o comparables en biodiversidad para compensar las pérdidas causadas por los desarrolladores. Se considera que pueden constituir un último recurso para los desarrolladores que buscan compensar daños inevitables, después de haber aplicado algún tipo de jerarquía de mitigación (Kiesecker et al. 2010; Froger et al. 2014). Una característica común de los mecanismos de compensación en biodiversidad es la inclusión del requerimiento “no net loss”. Este resultado se persigue mediante la cuantificación de los impactos ecológicos residuales derivados del desarrollo, y la creación de componentes equivalentes en biodiversidad en otros lugares (BBOP 2009).

El principio de “*no net loss*” tiene diferentes significados para diferentes grupos de interés, y en consecuencia, los mecanismos de compensación en biodiversidad varían considerablemente en sus objetivos, metodologías. La relevancia de las compensaciones de biodiversidad a “*no net loss*” se basa en dos premisas fundamentales (Gardner et al. 2013). En primer lugar, las compensaciones rara vez son adecuadas para el logro de *no net loss*. En segundo lugar, algunos efectos del desarrollo pueden ser demasiado complejos, o incluso imposibles de compensar (ver también Froger et al. 2014). Habiendo cuantificado las pérdidas residuales de biodiversidad asociadas con el desarrollo, uno de los desafíos importantes para la implementación de mecanismos en compensación en biodiversidad efectivos, es el cálculo de las ganancias requeridas para deliberar una pérdida neta =0 (Quétier & Lavorel 2011; Bull et al. 2013; Bull et al. 2014). Las pérdidas y ganancias son separadas en espacio y tiempo y potencialmente difieren en el tipo de biodiversidad, por lo mismo, se requiere una medida común de equivalencia ecológica para compararlas (Bull et al. 2014).

El objetivo último de la compensación en biodiversidad es lo que se llama pérdida neta de biodiversidad. Esto implica que tomando en cuenta todos los impactos negativos, se eviten todos los posibles (esto ocurre principalmente en la etapa de desarrollo del proyecto), lo que reduce el impacto total del proyecto. A continuación, se mitiga otro porcentaje de impactos, lo que vuelve a reducir el impacto total del proyecto. Finalmente los impactos residuales se compensan, lo que produce una pérdida neta cero en biodiversidad, o ganancia en el caso de que lo compensado tenga un “valor de biodiversidad” por sobre el área impactada.

### 2.1.3.3 Equivalencias en Biodiversidad

#### 2.1.3.3.1 Aspectos centrales

Las equivalencias en biodiversidad se refieren a *las equivalencias entre pérdidas y ganancias en biodiversidad esperadas a partir del diseño e implementación de un mecanismo de compensación* (Quétier & Lavorel 2011; Moreno-Mateos et al. 2012). Las pérdidas y ganancias son separadas en espacio y tiempo, y potencialmente difieren en el tipo de biodiversidad. Por lo mismo, es necesario una medida común de equivalencia ecológica para poder compararlas (Bull et al. 2014).

Evaluar equivalencias entre pérdidas y ganancias en biodiversidad se refiere a determinar un *trade-off* aceptable para la sociedad, que satisfaga los mecanismos del esquema de compensación (O’Keffe 2013).

Es ampliamente reconocido que las equivalencias en biodiversidad constituyen uno de los aspectos más complejos del diseño de mecanismos de compensación. Johst et al. (2013) plantean que, en la mayoría de los casos, la meta de los mecanismos de compensación no es preservar hábitats, sino que más bien asegurar la conservación y la viabilidad de largo plazo de las especies presentes en el sitio de interés.

Existe literatura científica que vale la pena revisar que presenta aspectos clave en el diseño e implementación de mecanismos de compensación de biodiversidad (Quétier & Lavorel 2011; McKenney & Kiesecker 2009; Wissel & Wätzold 2010) de tal forma de diseñar e implementar políticas apropiadas de conservación de la biodiversidad. De acuerdo a la literatura revisada los aspectos clave a considerar en el diseño de mecanismos de compensación en biodiversidad son los siguientes:

- Alcance: cuáles componentes de la diversidad biológica o ecosistemas están involucrados.
- Aspectos de adicionalidad y en particular dónde y cómo la protección de la biodiversidad existente puede ser considerada una ganancia.
- Posibles requerimientos relativos a la localización (*on-site off-site*), tiempo (pre o post impacto) y duración de los *offsets*.
- Determinar si las dinámicas de paisaje imponen un riesgo a la persistencia futura de las especies y hasta qué punto este riesgo puede ser compensado por mecanismos de compensación en biodiversidad (Johst et al. 2013).

Aunque los usos mencionados son esenciales en el diseño e implementación de *offsets* no resuelven la pregunta compleja relativa a la equivalencia ecológica entre pérdidas causadas por impactos y las ganancias que los *offsets* deberían lograr como meta.

Algunos autores (ej. Quétier & Lavorel 2011) identifican aspectos clave a considerar para la equivalencia ecológica y que por lo tanto requieren particular atención:

- la definición de componentes detallados de la biodiversidad y ecosistemas (poblaciones de animales y plantas, particulares ensambles de especies, tipos de comunidades, propiedades ecosistémicas, servicios ecosistémicos, etc.);
- el desarrollo y selección de indicadores apropiados (incluyendo procesos a nivel de paisaje) y procedimientos para llegar a puntajes;
- la identificación de líneas de base adecuadas para calcular las pérdidas y ganancias;
- aspectos relacionados al tiempo (ej. retrasos entre pérdidas y ganancias); y
- considerar incertezas en la evaluación y resultados de los *offsets*.

La Figura 3 ilustra cómo estas consideraciones pueden ser incorporadas en un procedimiento general para diseñar y dimensionar las compensaciones en biodiversidad.



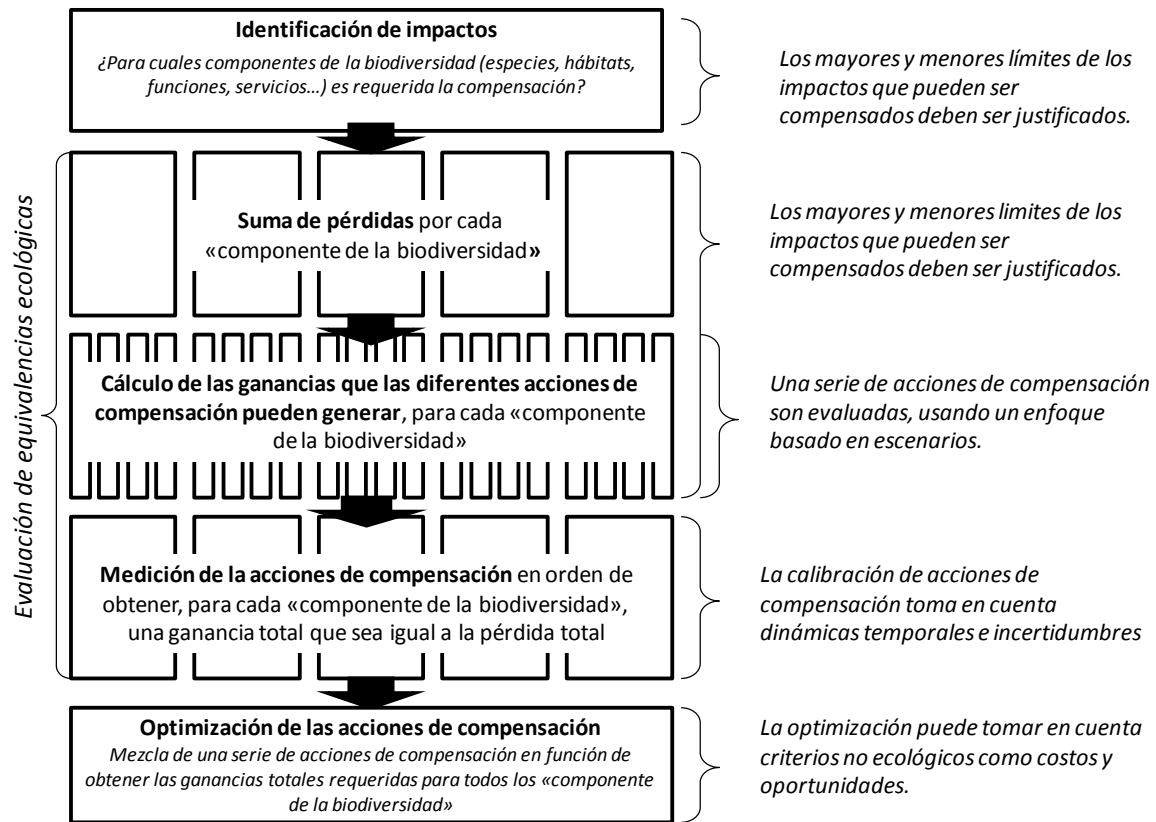


Figura 3. Procedimiento general para diseñar y dimensionar las compensaciones en biodiversidad Fuente: Adaptado de Quétier & Lavourel (2011).

En el ámbito de las equivalencias, algunos autores plantean que aunque la riqueza de especies es a menudo utilizada para comunicar aspectos de la biodiversidad al público general y a quienes toman decisiones, no son necesariamente apropiadas para el diseño y dimensionamiento de las compensaciones ya que no se capturan adecuadamente las complejidades de la diversidad biológica (ej. interacciones entre especies) o complejidades sociales (no todas las especies son consideradas “iguales”) como indica Noss (1990). Por otra parte, enfoques a nivel de ecosistemas son utilizados en monitoreo y gestión de ecosistemas, con base en conceptos como “ecosystem health” (salud del ecosistema) y “ecological integrity” (integridad ecológica). De acuerdo a autores como Hering et al. (2010), estos enfoques requieren referencias de qué significa “buena salud” tal como lo ha ejemplificado el European Water Framework Directive. De acuerdo a Failing & Gregory (2003) y Quétier & Lavourel (2011), el inconveniente de los enfoques a nivel de ecosistema para establecer métricas de equivalencia es que no incluyen necesariamente un análisis detallado de la biodiversidad que los ecosistemas albergan: especies y sus interacciones. De esta forma, no hay medida universal o indicador de la biodiversidad o estado del ecosistema (Failing & Gregory 2003), y la equivalencia ecológica por lo tanto, debe ser evaluada por separado para cada objetivo *offset*, como se ilustra en la Figura 3.

En este sentido, los métodos pueden centrarse en componentes muy específicos de la biodiversidad, tales como especies en peligro de extinción o sus hábitats, como en el caso de los bancos de compensación de Estados Unidos o los *offsets* planteados por la Directiva de Hábitats Europeo. Los mecanismos de compensación pueden ser también muy amplios como el banco de mitigación de humedales en Estados Unidos u *offsets* de vegetación nativa en Australia (Wende et al. 2005).

Otros métodos se basan en el concepto de servicio ecosistémico tales como el Análisis de Equivalencia de Hábitat y Análisis de Equivalencia de Recurso (AEH y AER respectivamente), utilizados para la evaluación de daños a los recursos naturales en Estados Unidos. Sin embargo, ni AEH ni AER incorporan una identificación social o evaluación de los servicios (monetaria u otra). En contraste, el “scoring method” desarrollado en el estado de Washington en Estados Unidos para evaluar pérdidas y ganancias de funciones de humedales, incorpora dimensiones humanas y ha establecido usos del agua en la evaluación de las funciones de descontaminación del agua en humedales (Hruby 2010).

#### 2.1.3.3.2 Indicadores para las equivalencias

Si la evaluación de equivalencia ecológica está basada en pérdidas y ganancias, entonces el desarrollo de indicadores apropiados (o combinaciones de los mismos), y la definición de procedimientos de puntaje son aspectos centrales (Butler 2009). Las compensaciones a menudo han sido dimensionadas sobre la base de superficies, por ejemplo, una superficie dada con un tipo de hábitat que ha sido destruido, conduce a otra área del mismo tipo de hábitat que es restaurada o preservada. Hasta hace poco, esto era generalmente el caso en la mitigación de humedales en Estados Unidos (Wilkinson 2008; Hough & Robertson 2009). De acuerdo a Quétier & Lavourel (2011) este es un muy enfoque muy crudo para evaluar pérdidas y ganancias, ya que hace caso omiso de las variaciones en “calidad” o el estado del hábitat de la especie o tipos de hábitat que son impactados o utilizados para la compensación. Varios métodos han refinado este enfoque básico para incorporar criterios adicionales en la evaluación de las pérdidas y ganancias (BBOP 2009).

El término “*offset*” incorpora un rango de aproximaciones para una compensación comprehensiva de biodiversidad, desde cálculos específicos a nivel de hábitat a marcos más generales (Madsen et al. 2011; Doswald et al. 2012). Varias diferentes metodologías existen para calcular las ganancias requeridas para compensar los efectos de proyectos de desarrollo: algunas usan “area” como proxi para pérdidas y ganancias (King & Price 2004). King & Price (2004) plantean que muchos mecanismos de compensación norteamericanos (ej. Wetland Banking, Bancos de Humedales) utilizan enfoques basados en “area”; algunos usan una combinación de “area” y “calidad” de hábitat, siendo este uno de los criterios clásicos (ej. Canadian Fish Habitat), otros ejemplos incorporan “área” y “calidad” para ilustrar la degradación forestal en términos de cantidad y calidad de la cubierta forestal (Temple et al. 2012); otros combinan “área” y “condición” comparándolos con algún estado pristino (e.g. Australian vegetation *offsets*); y algunos enfocan en especies, calculando el área de hábitat necesario para sostener un nivel poblacional dado (McKenney & Kiesecker 2010; Quétier & Lavorel 2011). Desarrollos más recientes incluyen también servicios ecosistémicos (Defra 2011; Brownlie & Botha 2009). No obstante, cabe mencionar que el concepto de servicios ecosistémicos aún no ha sido bien integrado al desarrollo de métricas (Bidaud et al. 2015).

Estudios actuales buscan motivar a las organizaciones internacionales para buscar formas de integrar el concepto hacia los mecanismos de compensación (BBOP 2012; International Finance Corporation 2012), particularmente utilizando métricas que permitan la comparación de servicios ecosistémicos entre diferentes ecosistemas. De acuerdo a Bidaud et al. (2015), compañías mineras en Madagascar están actualmente considerando maneras de incorporar a los servicios ecosistémicos a los indicadores convencionales utilizados en sus mecanismos de compensación los cuales aún enfocan en hábitat y no en ecosistema<sup>6</sup> (Bidaud et al. 2015). De esta forma, la necesidad de demostrar equivalencia ecológica, involucra el desarrollo de indicadores y métricas adecuados para las medidas de biodiversidad lo cual requiere por lo tanto del aporte de científicos y expertos (Bidaud et al. 2015).

Aunque varios autores han declarado similitudes entre los mecanismos de compensación en biodiversidad y los mecanismos REDD+ (ver por ejemplo Bidaud 2012; Lohman 2009), las unidades de biodiversidad no son tan fácilmente definidas como las medidas de toneladas de carbono porque aspectos únicos de la biodiversidad pueden variar notablemente entre un sitio y otro (ten Kate et al. 2004; Bidaud et al. 2015). Definir unidades de biodiversidad para comparar biodiversidad entre sitios diferentes y medir los impactos negativos de un proyecto requiere de estudios científicos complejos (Bidaud et al. 2015).

Algunos métodos requieren que los indicadores sean desarrollados caso a caso como por ejemplo la cantidad de hábitat requerido para mantener a un par de especies reproductivas (Quétier & Lavourel 2011). Otros métodos utilizan indicadores predefinidos para evaluar las pérdidas y ganancias, como el método de *hectáreas de hábitat* desarrollado en el Estado Australiano de Victoria para la vegetación nativa (Parkes & Lyon 2006; Gibbons & Lindenmayer 2007). En este caso se utiliza un conjunto de indicadores que describen la condición del sitio (composición de especies, estructura, especies invasoras, etc.) y su contexto paisajístico. Ellos se ponderan y combinan en una puntuación para el hábitat (Parkes et al. 2003). Las hectáreas de hábitat se obtienen multiplicando la puntuación de hábitat de un sitio por su superficie y forman la unidad en que las pérdidas y las ganancias se hacen iguales. El método de hectáreas de hábitat ofrece una evaluación a grandes rasgos de calidad de un sitio en términos de la biodiversidad en general o naturalidad, al igual que muchos de los métodos desarrollados en el contexto de la mitigación de humedales en Estados Unidos y Canadá (Fennessy et al. 2007). El método de hectáreas de hábitat puede complementarse utilizando un *índice de importancia para la conservación* (a nivel regional) para generar un índice de Beneficios para la Biodiversidad (Biodiversity Benefits Index; BBI) (Oliver et al. 2005). El método de hectáreas de hábitat ha sido ampliamente adoptado en Australia y también ha inspirado algunas recomendaciones del BBOP (2009).

La Red Natura 2000 de Áreas Protegidas, bajo la Directiva de Hábitats Europeas también ha desarrollado indicadores para compensar impactos residuales, como es el caso de los impactos a aves costeras en el Reino Unido (Morris & Gibson 2007).

En función de lo anteriormente expuesto, la Tabla 1 a continuación presenta ejemplos de mecanismos de compensación en biodiversidad en el ámbito internacional y las medidas de pérdidas y ganancias utilizadas. En secciones posteriores se presentan algunos mecanismos en forma más detallada.

---

<sup>6</sup> Hábitat difiere de ecosistema. Hábitat se refiere al componente físico que rodea a la población de una especie. Ecosistema corresponde al sistema que comprende componentes bióticos y abióticos (Bidaud et al. 2015: 5).

Tabla 1. Ejemplos de mecanismos de compensación en biodiversidad en el ámbito internacional y medidas de pérdidas y ganancias utilizadas.

Mecanismo	Medida de pérdida y ganancia
Wetland Mitigation Methods (USA)	Humedal (superficieXpuntaje)
Uniform Mitigation Assessment MethodUMAM (USA)	Humedal (superficieXpuntaje)
AEH/AER (USA)	DSAYs (Discounted services per area per year)
Conservation/bio-banking (USA y Australia)	Especies protegidas (créditos)
Habitat Hectares (Australia) <sup>7</sup>	Vegetación nativa (superficieXpuntaje)
Ausgleich (Germany)	Especies protegidas y hábitats (superficieXtipo de hábitat)
Biotopwertverfahren (Germany)	Suelo no urbanizable (superficieXpuntaje)
Offset ratios (France)	Especies protegidas y hábitats (superficie X tipo de hábitat)
Quality hectare <sup>8</sup> (Madagascar)	Cubierta forestal (CantidadXcalidad)
Units of Global Distribution <sup>9</sup> (Madagascar)	Se calcula considerando la presencia de especies y su distribución global.
Natura 2000 (Unión Europea)	Integridad de la red natura

Fuente: Adaptado de Quétier & Lavourel (2011) y Bidaud et al. (2015).

Robertson (2004) en un análisis del desarrollo de bancos de mitigación en Estados Unidos, ofrece una interesante discusión de los riesgos asociados con exceso de precisión o especificidad en la definición del objetivo del mecanismo de compensación: más especificidad puede conducir al objetivo de “no net loss” pero también hace a los *offsets* menos probables de ser implementados y complica los intercambios entre los titulares de los proyectos y los mecanismos de compensación. En este contexto, métodos existentes de evaluación varían en cómo equilibran el uso de conocimiento biológico detallado y especificidad al contexto de interés por un lado, y por el otro los aspectos prácticos de la evaluación, esencialmente en lo que se refiere a restricciones de tiempo y presupuesto y la necesidad de una fuerte base legal (Quétier & Lavorel 2011).

Diferentes métodos abordan estos aspectos de diversas maneras (Tabla 1). Lo cual, de acuerdo a Quétier & Lavorel (2011) da margen para la formalización de un conjunto de enfoques coherentes a la evaluación de la equivalencia ecológica, aplicable a diferentes tipos de impactos, por ejemplo, de acuerdo con el estado de conservación de especies o ecosistemas afectados, o su importancia para la sociedad. Mediante el análisis de las limitaciones, oportunidades y aplicabilidad de las diferentes opciones metodológicas destacadas en la Tabla 1, Quétier & Lavorel (2011) plantean tres enfoques contrastantes, los cuales se presentan a continuación (Tabla 2):

<sup>7</sup> El método Habitat hectares es una métrica desarrollada en Australia por el Estado de Gobierno de Victoria el año 2002 para evaluar la cantidad y calidad de la vegetación a través de la evaluación de dos determinantes principales: condición de sitio y viabilidad de parches de vegetación (Bidaud et al. 2015).

<sup>8</sup> Está conceptualmente relacionado al método de “habitat hectare” desarrollado por el Estado de Victoria.

<sup>9</sup> Está conceptualmente relacionado al método de “habitat hectare” desarrollado por el Estado de Victoria.

**Razonamiento circunstancial:** puede darse donde los enfoques estandarizados fallarían en captar las circunstancias específicas de la evaluación o podrían omitir elementos clave para una compensación exitosa. La falta de estandarización, sin embargo, implica que considerable tiempo y expertise (ej. desarrollo y testeo de un indicador) deben ser invertidos en la evaluación y comunicación de sus resultados a los *stakeholders*. Además, mientras la falta de estandarización permite métodos innovadores que pueden emerger, la capitalización de la experiencia es más compleja. Aunque lecciones pueden ser aprendidas (relacionadas a indicadores apropiados), las evaluaciones llevadas a cabo bajo razonamiento circunstancial serán menos comparables entre proyectos.

**Métodos de puntuación estandarizados (*like-for-like correspondence*):** Estos métodos se utilizan en los Estados Unidos en la mitigación de humedales o en Alemania (Biotopwertverfahren methods; ver Tabla 1). Estos enfoques tienen la principal ventaja de la racionalidad de la evaluación ofreciendo evaluaciones más predecibles y repetibles (esto último es importante desde el punto de vista legal). Ellos también requieren sin embargo, que se desarrollen indicadores y métodos de calificación (validados por las autoridades ambientales) antes de que puedan ser generalizados. Esto significa que las diferentes partes interesadas en impactos en un particular o en varios componentes de la biodiversidad (ONGs, desarrolladores, autoridades públicas) colaboran en el desarrollo de métodos apropiados. Estos métodos generalmente combinan indicadores aditivamente (ej. *habitat-hectares*) aunque enfoques multiplicativos o jerárquicos son también posibles de utilizar.

Dentro de las desventajas, es posible mencionar que los índices complejos son más difíciles de explicar a las partes interesadas no expertas y requieren evaluaciones exhaustivas de su construcción antes de que puedan ser generalizados. Por ejemplo, McCarthy et al. (2004) y Hamilton (2005) ponen de manifiesto varias preocupaciones con el método de *habitat hectares* tales como el hecho de que el método no estima la precisión de la puntuación final y que podría haber un sesgo significativo del observador.

**Método de puntuación estandarizado y correspondencia igual a similar (*like-for similar correspondence*):** Los indicadores y métodos de puntaje están predefinidos para impactos sobre alguna especie, tipo de hábitat o función ecosistémica. Los puntajes para diferentes objetivos son hechos comparables utilizando una escala común de correspondencia.

Tabla 2. Comparación de tres posibles enfoques para evaluar la equivalencia ecológica para compensar impactos de proyectos de desarrollo sobre la biodiversidad y los ecosistemas (especies, sus hábitats, tipos de hábitats, funciones de los ecosistemas, servicios, etc.). Adaptado de Quétier & Lavorel (2011).

ENFOQUE	OPORTUNIDADES	RESTRICCIONES	POSIBLES USOS
<p><b>Razonamiento circunstancial:</b> Libertad de desarrollar o usar indicadores apropiados y métodos de puntuación El razonamiento completo debe ser presentado y justificado</p>	<p>Especificidad al contexto ecológico local (<i>problema solving approach</i>)</p> <p>Pueden utilizarse fuentes de datos heterogéneas</p> <p>Hace más fáciles las acciones innovadoras</p>	<p>Complejos de procesar por autoridades ambientales</p> <p>Menos transparentes y difíciles de explicar a <i>stakeholders</i></p> <p>Resultados metodológicos en función de tiempo y presupuesto</p> <p>No fácilmente comparable entre proyectos</p> <p>No transferible entre proyectos (y por lo mismo no existe acumulación para el <i>know-how</i>) y por lo tanto hay menos previsibilidad de los requerimientos de compensación para los desarrolladores</p>	<p>Impactos sobre especies raras o amenazadas, tipos de hábitat prioritarios, etc.</p> <p>Contextos donde métodos estandarizados no son aplicables</p> <p>Escenarios tempranos en el desarrollo de métodos de estandarización</p> <p>Ejemplos incluyen Natura 2000 en Europa, o hábitat banking en Estados Unidos</p>
<p><b>Métodos estandarizados de puntuación:</b> Indicadores y métodos de puntuación son predefinidos para impactos en especies particulares tipos de ecosistemas o función ecosistémica</p> <p>Se debe testear la validez y la reproducibilidad de los indicadores y métodos de puntuación</p> <p>Es especial que el dimensionamiento de la compensación sea propuesto de acuerdo al contexto local (incertidumbre, impactos acumulativos, etc.)</p>	<p>Fáciles de usar y mayor transparencia</p> <p>Permite comparabilidad entre proyectos lo cual hace que los efectos acumulativos sean más simples de evaluar</p> <p>Riesgos legales más bajos</p> <p>Dependiendo de la selección de indicadores y métodos de puntuación, el requerimiento de compensación puede ser más simple de predecir en fases tempranas de proyectos</p>	<p>Requiere referencias consensuadas y directrices comunes entre proyectos</p> <p>Selección limitada de indicadores que pueden o no ser adecuados al contexto ecológico local de un proyecto</p>	<p>Tipos de hábitat, hábitats de especies y propiedades de los ecosistemas o funciones, los cuales pueden sufrir de impactos recurrentes (por ejemplo, humedales) y para los cuales un sistema de puntuación ha sido acordado por las autoridades ambientales</p> <p>Ejemplos incluyen métodos de puntuación para la mitigación de humedales en Estados Unidos, o el enfoque de "hábitat-hectares" desarrollado en Australia</p>
<p><b>Método de puntuación estandarizado:</b> Los indicadores y métodos de puntaje están predefinidos para impactos sobre alguna especie, tipo de hábitat o función ecosistémica</p> <p>Los puntajes para diferentes objetivos son hechos comparables utilizando una escala común de correspondencia</p>	<p>Ventajas de los métodos estandarizados de puntuación mencionados anteriormente, y además permiten compensaciones iguales a similares, lo cual da mayor flexibilidad a las autoridades y desarrolladores de proyectos en el diseño de las compensaciones</p>	<p>Requiere de una escala de correspondencia aceptada, entre las especies objetivo, tipos de hábitat, funciones de los ecosistemas, etc. y por lo tanto una jerarquía establecida de prioridades de conservación de la naturaleza que no varía entre proyectos</p> <p>El contexto ecológico local solo puede ser tomado en cuenta superficialmente</p>	<p>Especies, tipos de hábitat o funciones del ecosistema que tienen condición de baja prioridad pero para los cuales compensaciones son, sin embargo, requeridas</p> <p>Ejemplos incluyen el Biotopwertverfahren en Alemania.</p>

En la Tabla 2, el primer enfoque (razonamiento circunstancial) es proyecto-específico el cual contrasta con indicadores estandarizados y métodos de puntaje que son desarrollados para el uso en diferentes proyectos (el segundo y tercer enfoque). Indicadores estandarizados y métodos de puntaje pueden ser utilizados para *like-for-like offsetting* (*igual por igual*; segundo enfoque) o para el enfoque de compensaciones *like-for-similar* (*correspondencia similar*; tercer enfoque) si es que son complementados con escalas de correspondencia, las cuales permiten *a priori* diferentes especies objetivo, tipos de ecosistemas, funciones de los ecosistemas para ser rankeados y comparados.

Adicionalmente, Calvet et al. (2015), tipos de equivalencias, compensación y métricas a través de políticas de pérdida neta 0 de biodiversidad, los cuales se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Tipos de equivalencias, compensación y métricas a través de metas políticas de “Pérdida Neta 0” de biodiversidad.

Metas Pérdida Neta 0 en biodiversidad	Tipos de equivalencia	Tipos de Compensación	Posibles métricas utilizadas para evaluar pérdidas y ganancias
1 Mantener bienestar humano	Equivalencia en utilidad	Formas de capital: pérdidas en capital natural pueden ser compensadas por ganancias en otro capital (ej. capital manufacturado).	Beneficios del desarrollo de proyectos versus pérdida de valores de biodiversidad evaluados mediante análisis costo-beneficio.
2 Mantener el nivel de servicios ecosistémicos que beneficia o contribuye al bienestar humano	Equivalencia en servicios ecosistémicos	La compensación busca mantener la provisión de servicios ecosistémicos dañados a través de la provisión de ganancias equivalentes en servicios ecosistémicos	Indicadores ecológicos de servicios ecosistémicos por categorías (regulación, provisión, culturales) (ej. presencia de especies proporcionando servicios ecosistémicos específicos)
3 Mantener funciones ecológicas	Equivalencia funcional	Pérdidas de funciones ecológicas son compensadas por ganancias en las mismas funciones ecológicas (ej. hábitat para especies)	Indicadores funcionales (ej. área de hábitat, densidad de la vegetación)
4 Mantener especies y hábitats	Equivalencia individual	La compensación busca reemplazar las mismas poblaciones de especies, comunidades o hábitats perdidos	Indicadores biológicos (ej. presencia/ausencia, diversidad de especies)

Fuente: Adptado de Calvet et al. (2015).

#### 2.1.3.4 Línea base y adicionalidad

La línea base o punto de referencia sobre el cual *se evalúan* las compensaciones es un componente central de los programas de compensación óptima de biodiversidad. Sin embargo, no ha recibido suficiente atención a la hora de desarrollar compensaciones de biodiversidad. Entre los desafíos que influyen en los resultados están: (i) una línea base diferente a la condición del área al momento del impacto implica *predecir* qué habría ocurrido en caso de que el proyecto y la actividad de compensación no hubieran ocurrido, añadiendo complejidad e incertidumbre a los cálculos, (ii) una política de cero pérdida neta de biodiversidad que tome como línea de base el peor escenario, tendrá un resultado totalmente diferente del que tome como base las condiciones actuales (Wildlife Conservation Society 2012).

En este punto es importante destacar el criterio de adicionalidad mencionado anteriormente en la sección de principios. "Adicionalidad" se refiere a la necesidad de que las compensaciones proporcionen nuevas contribuciones a la conservación, adicionales a cualquier valor existente (McKenney & Kiesecker 2010). Este es un principio prácticamente obligatorio en todos los marcos revisados. Por ejemplo, el mecanismo de bancos de conservación en Estados Unidos plantea sin ambigüedades que la "Tierra utilizada para establecer bancos de conservación no deben haber sido designados previamente para fines de conservación (por ejemplo, parques, espacios verdes, tierras de cuencas municipales)" (US DOI 2003). Las regulaciones de compensaciones en Nueva Gales del Sur, Australia, convocan a que las compensaciones sean adicionales a acciones o trabajos realizados utilizando fondos públicos o para cumplir obligaciones regulatorias (NSW DNR 2005).

Maron et al. (2015) en un estudio sobre análisis de líneas de base de políticas de compensaciones en biodiversidad en Australia, advierten que el planteamiento del escenario de línea de base es crucial para determinar el éxito de los mecanismos de compensación. Además, los autores determinan que la forma en que la línea de base es planteada puede influir extremadamente en la determinación del éxito de estos mecanismos. Además plantean que, en general, los escenarios base son a menudo ignorados en el cálculo de los beneficios de los mecanismos de compensación, y cuando son considerados, rara vez están bien explicitados.

Gordon et al. (2011) y Bull et al. (2014), han demostrado que la elección del escenario base es esencial para determinar si un mecanismo de compensación produce resultados adecuados. De este modo, el escenario base es un ejercicio, probablemente más crítico en el diseño de mecanismos de compensación en biodiversidad que en otros mecanismos de conservación (Maron et al. 2015). Maron et al. (2015) indican que la proporción de esquemas de compensación en biodiversidad globalmente, que emplean líneas de bases en los análisis aún no ha sido reportada.

Bunn et al. (2014) plantean que aún no existe una base de datos comprehensiva disponible que detalle las contribuciones ecológicas de los 120 bancos de especies existentes en estados Unidos, con respecto a los impactos originales de las especies amenazadas.



Por otra parte, Quétier & Lavorel (2011), indican que la incorporación de líneas de base adecuadas, es un aspecto trascendental para la incorporación de dinámicas temporales, donde además de tener una línea de base adecuada, es necesario considerar retrasos entre el momento en que se producen las pérdidas y aquel en el cual se hacen efectivas las ganancias.

El análisis debe detallar cuál sería el nivel de la biodiversidad en el sitio compensado sin la compensación? Del mismo modo, la línea de base contra la cual se evalúan las pérdidas debe ser claramente especificada: ¿cuál sería el nivel de la biodiversidad en el sitio afectado si no se hubiera producido el impacto? Estas son preguntas complejas que requieren una comprensión de la dinámica local de la biodiversidad, tanto espontánea como impulsada por factores externos tales como cambios en el clima, el uso del suelo, la gestión futura de los ecosistemas (en el caso de los ecosistemas semi-naturales) y los impactos acumulativos de los planes y proyectos de desarrollo futuros. Entre estos factores externos puede estar la contribución de las acciones de conservación de la naturaleza más allá del particular *offset*.

La figura 4 muestra pérdidas y ganancias representadas como la diferencia entre niveles de indicador a través del tiempo con y sin impacto y con y sin acción de compensación.

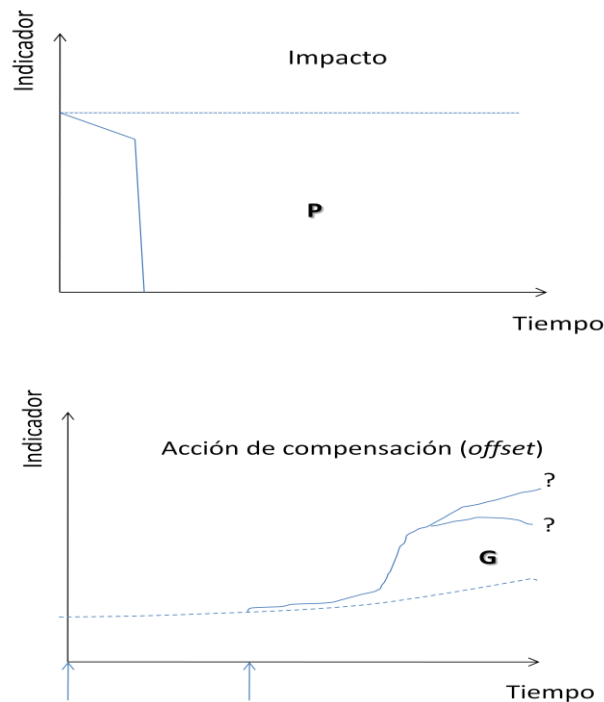


Figura 4. Pérdidas (P) y ganancias (G) se pueden representar como la diferencia entre niveles de los indicadores a través del tiempo con y sin el impacto (P, superior), y con y sin acción offset (G, abajo). Líneas continuas representan la dinámica real de los indicadores mientras que las líneas discontinuas representan la dinámica en la ausencia de impactos o acciones *offset*. Fuente: Adaptado de Quétier & Lavorel (2011).

## 2.1.4 Resumen del marco conceptual de los mecanismos de compensación en biodiversidad

La Figura 5 resume los aspectos esenciales desarrollados anteriormente y proporciona un marco conceptual resumido para compensaciones en Biodiversidad.

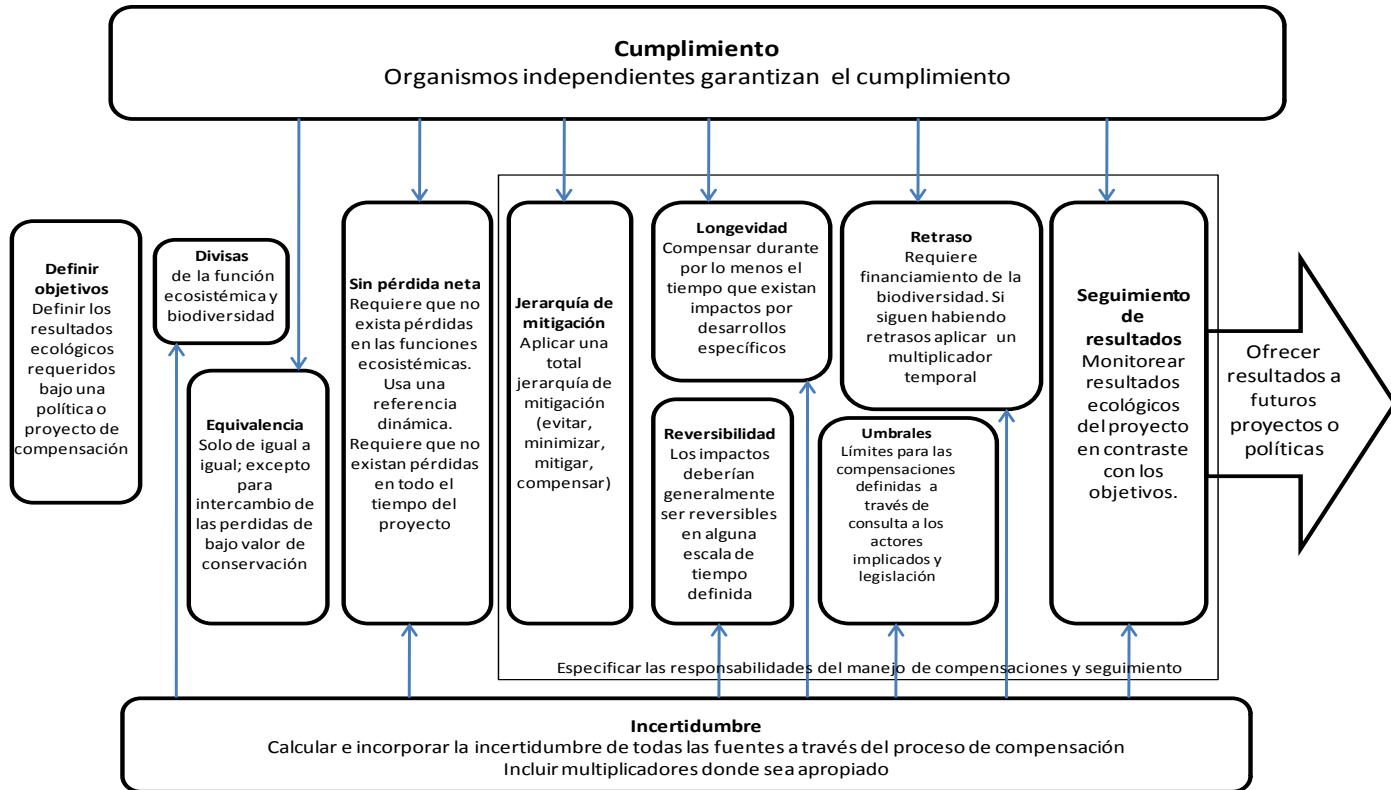


Figura 5. Marco Conceptual para Compensaciones en Biodiversidad. Fuente: Adaptado de Bull et al. (2012)



### 3 Tipos de Esquemas de Compensación en Biodiversidad

Los mecanismos de compensación, pueden ser clasificados en tres tipos generales (Fróger & Menard 2014):

**a) *In kind offsets*:** proyectos desarrollados por alguna compañía para establecer equivalencias ecológicas entre pérdidas y ganancias resultantes desde sus actividades para demostrar la meta final de “*no net loss*” o “*impacto neto positivo*”. Principalmente toman la forma de medidas ecológicas para restaurar, rehabilitar, crear o preservar hábitats y pueden ser implementados cerca del sitio afectado o *in situ* cuando el proyecto ha finalizado. Están bajo la responsabilidad de un “Project developer” o promotor del proyecto.

**b) *Financial offsets*:** Son programas de conservación financiados por alguna compañía pero implementados por contratistas, como por ejemplo una ONG. La compañía delega la responsabilidad al contratista, y el programa es externamente evaluado con más énfasis en la contribución financiera de la compañía que en la equivalencia ecológica. Tienen la ventaja de que son fáciles de asegurar antes del proyecto, pero tienen varias limitaciones. Por ejemplo, si el gestor de un proyecto de desarrollo paga una cantidad a las entidades ambientales y no necesita justificar las medidas resultantes de este pago, hay un riesgo de aliviar de responsabilidad al promotor del proyecto. Otras limitaciones incluyen el riesgo de producir medidas no equivalentes y fallar en proporcionar adicionalidad.

**c) *Compensation banking (offset banking)*:** Sistemas esencialmente desarrollados en el campo de la biodiversidad. Es un sistema basado en oferta de unidades de biodiversidad, con un sistema intermediario que actúa entre una compañía y el gestor del programa de conservación. Incorpora esquemas para la destrucción de humedales (bancos de mitigación), o de hábitats de especies en peligro (*species banking*, *biobanking*, *species banking* dependiendo del país). Las transferencias financieras también pueden estar asociadas con los mecanismos de bancos de compensación. Los bancos de biodiversidad pueden ser vistos como un concepto atractivo dado su potencial capacidad para cumplir con los objetivos tanto de la conservación de la biodiversidad y el desarrollo económico (Bekessy et al. 2010). Actualmente los mecanismos de bancos de compensación se plantean como los mecanismos apropiados para la conservación efectiva de la biodiversidad y han centrado el interés científico y político (ver Duke 2013, Bidaud et al. 2015 y otros).

Los esquemas anteriores pueden desarrollarse a través de varios mecanismos compensatorios los cuales se presentan a continuación:

### 3.1 Compensaciones de una sola vez/Proyecto-a-Proyecto/ *One-off offsets*

La Figura 6 muestra gráficamente el esquema de compensación “*one-off offset*”.

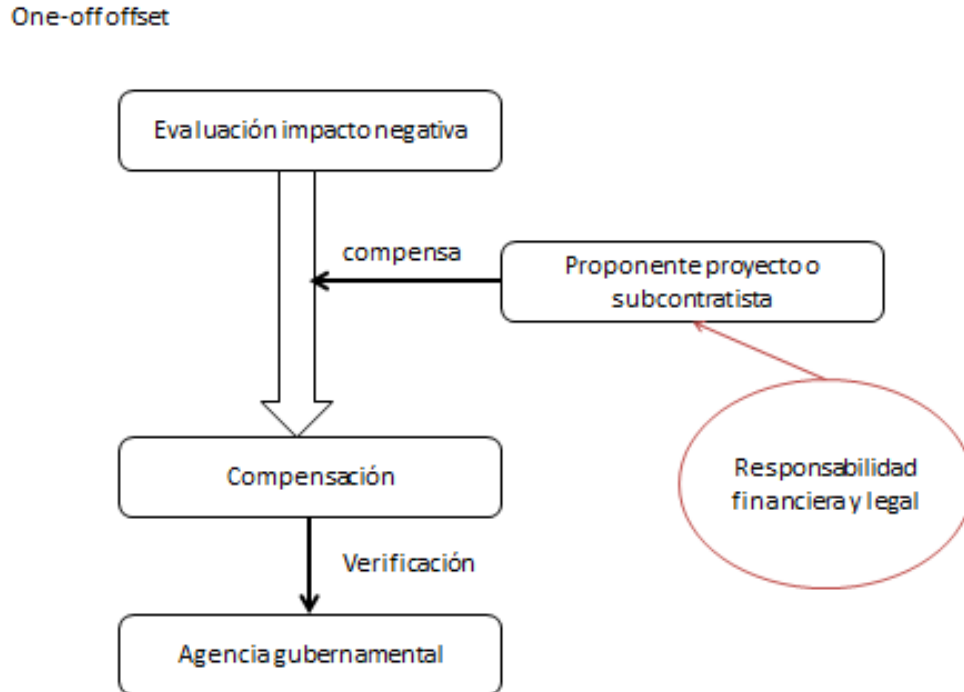


Figura 6. Funcionamiento del esquema de compensación “*one-off offset*”. Fuente: elaboración propia en base a OECD (2013) y Bull et al. (2012).

Una vez que los impactos adversos han sido evaluados, la compensación de biodiversidad se lleva a cabo por el proponente del proyecto o por un subcontratista (por ejemplo, una ONG conservacionista). La compensación es realizada caso-a-caso. El promotor asume la responsabilidad financiera y legal. La verificación normalmente se lleva a cabo por una agencia gubernamental o un tercero acreditado (OECD 2013).

Este enfoque se utiliza normalmente en las compensaciones voluntarias y son comunes en virtud de programas de regulación (por ejemplo, las compensaciones de gestión de la vegetación en Queensland, Australia; Mitigación Compensatoria de Especies y Mitigación Compensatoria de Humedal en los Estados Unidos, y Compensación de Hábitat de los Peces en Canadá) (OECD 2013). Las aproximaciones de *one-off* históricamente han sido el primer paso hacia políticas públicas de compensación.

### 3.2 *In-lieufees*/Compensation Funds/ Fondos de Copensación

En el caso de los *in-lieufees* (Figura 7), una agencia gubernamental estipula una tarifa que un proponente de un proyecto tiene que pagar a un tercero, para compensar los impactos en la biodiversidad adversos residuales. El tercero (es decir, el proveedor de *offset*) asume la responsabilidad financiera y legal de las compensaciones (OECD, 2014).

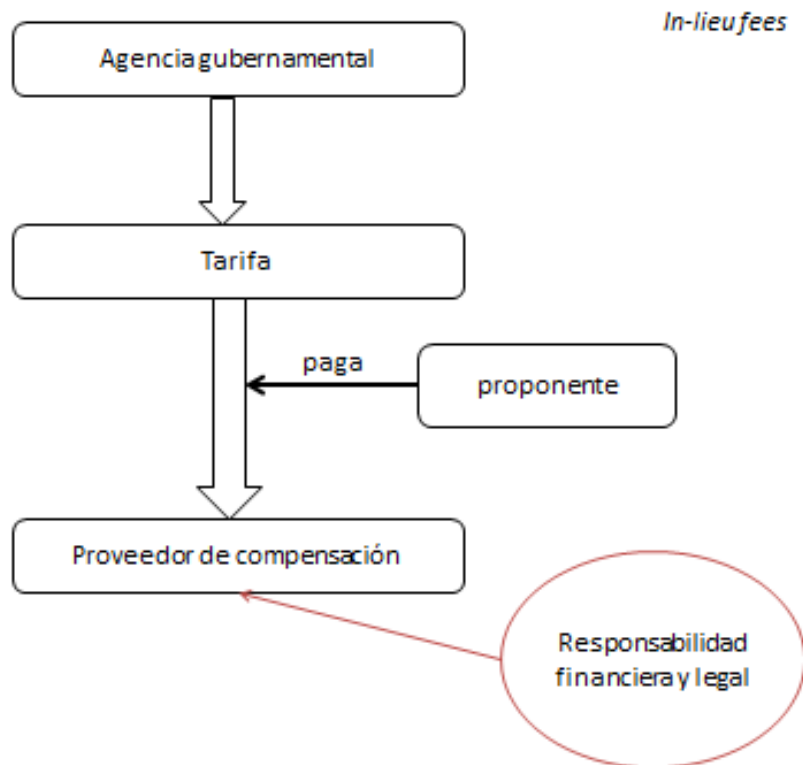


Figura 7. Funcionamiento del esquema de compensación “*in-lieufees*”. Fuente: elaboración propia en base a OECD (2013) y Madsen et al. (2010).

Los sistemas *in-lieufees* se han empleado en EE.UU (Mitigación compensatoria en humedales), y en los sistemas de indemnización de los bosques en la India y México (OECD 2013).

En el sistema *in-lieufee* un proponente realiza un cierto pago en un programa de fondos para compensaciones en lugar de crear su propia compensación o comprar créditos. Este sistema lo maneja el Estado u organizaciones sin fines de lucro como ONGs (Madsen et al. 2010). La magnitud de la tarifa puede estar basada en los costos de compensación o cantidad de inversión del proyecto económico.

### 3.3 Biobanca/*Biobanking*/Bancos de Compensación/Bancos de Conservación/*Conservation Banking*

Para el caso del mecanismo biobanca (Figura 8), una vez que los impactos adversos previstos son evaluados, el proponente de un proyecto de desarrollo puede comprar compensaciones directamente de una biobanca pública o privada. Un biobanco se refiere a un repositorio de créditos de compensación existentes, donde cada crédito representa una ganancia cuantificada en la biodiversidad como resultado de las acciones para restaurar, crear, mejorar y / o preservar la biodiversidad (por ejemplo, los humedales, hábitat, especies) (OECD, 2013). El intercambio de créditos es organizado a través del mercado.

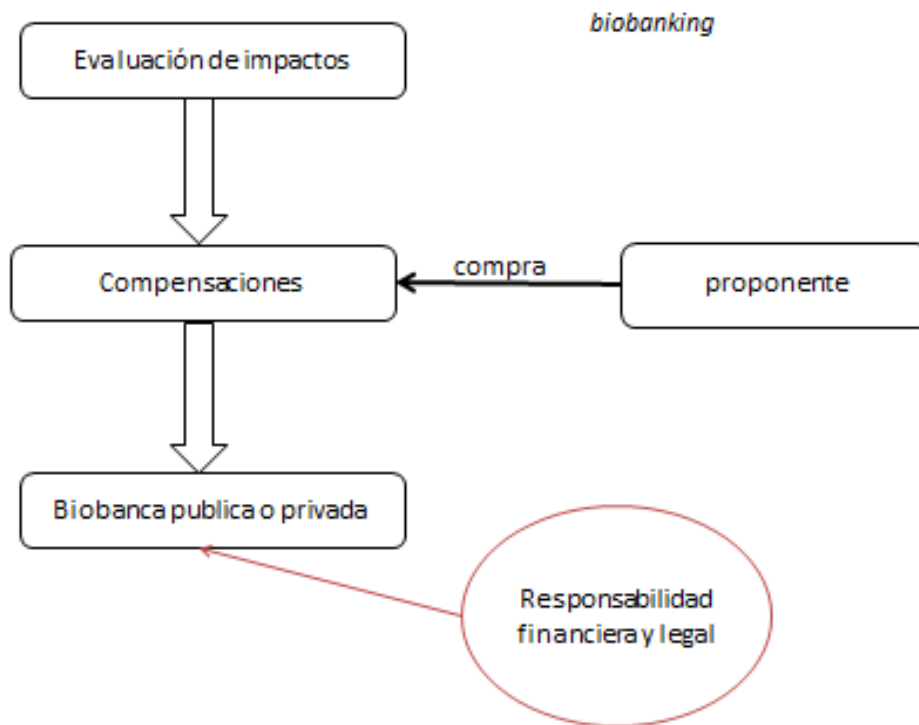


Figura 8. Funcionamiento del esquema de compensación “*banking*”. Fuente: elaboración propia en base a OECD (2013).

Ejemplos de este mecanismo son los bancos de mitigación y bancos de compensación en Estados Unidos, el Biobanco (Biobanking) en Australia (Froger et al. 2015). Proyectos pilotos de bancos de compensación están siendo desarrollados en Holanda, Reino Unido y Francia (Froger et al. 2015) y un sistema híbrido para sistemas acuáticos está siendo desarrollado en Canadá (Froger et al. 2015).



En Estados Unidos, en general los biobancos tienen como objetivo mitigar los impactos negativos sobre especies listadas como amenazadas por la legislación. En el caso de Australia, los bancos de compensación generalmente se orientan a generar créditos para la protección de ecosistemas, especies amenazadas y corredores de hábitat. (Bowman & Zilmerman 2013; Pilgrim et al. 2013). Programas similares han sido adoptados en Australia, Brasil, Sud Africa y Europa (Boisvert 2015). Para la determinación de los créditos de los bancos se utilizan criterios biológicos, los que se aplican a categorías de hábitat y tipo de gestión de la biodiversidad (Ladrón de Guevara et al. 2015).

Existen cuatro formas de crear un banco: (i) adquisición de un hábitat existente, (ii) protección de un hábitat existente mediante servidumbre de conservación, (iii) restauración o mejora de un hábitat perturbado, y (iv) creación de un hábitat o manejo de un hábitat preexistente que cumpla con ciertos estándares.

El mitigation banking es un concepto utilizado en USA, y se refiere a un sistema de humedales. Sin embargo globalmente puede incluirse como referencia a un banco de cualquier tipo de créditos ambientales, incluyendo especies, hábitat, funciones ecológicas y otras (Madsen et al. 2010).

### **3.4 Tabla resumen de los principales mecanismos de compensación a nivel internacional**

La Tabla 4 a continuación muestra un resumen de las características de los mecanismos de compensación a nivel internacional.

Tabla 4. Características de los programas de compensación globalmente. Adaptado de Madsen et al. (2011).

	<b>Fondos de Compensación (<i>in-liupees</i>)</b>	<b><i>One-Off Offsets</i></b>	<b>Bancos de Compensación</b>
<b>Factor forzante</b>	Cumplimiento o voluntario	Cumplimiento o Voluntario	Cumplimiento o voluntario
<b>Ejemplos de Políticas</b>	- Tarifa de reforestación del Bosque de China  - La compensación del impacto de la industria en Brasil	Compensación bajo varias leyes de Evaluación de Impacto Ambiental	Mitigación Compensatoria de USA (o mitigación de humedales); BioBanking en New South Wales, Australia
<b>Complejidad en la Implementación</b>	Baja	Media	Alta
<b>Infraestructura de Mercado requerida</b>	Baja	Baja a Media	Alta
<b>Conservación estratégica o de escala amplia</b>	Depende del diseño del programa	Menos probable	Más probable
<b>Efectividad ecológica<sup>10</sup></b>	Depende del diseño y el cumplimiento	Depende del diseño y el cumplimiento	Depende del diseño y el cumplimiento
<b>Quien ofrece la compensación</b>	Estado	El proponente del proyecto	Tercera parte, Estado o proponente
<b>Transparencia</b>	Posiblemente moderada	Posiblemente menos moderada	Posiblemente más moderada

<sup>10</sup> Se refiere a la factibilidad del mecanismo de compensación de obtener las metas ecológicas establecidas.



### **3.5 Revisión de casos internacionales de esquemas de compensación**

A continuación se revisan cinco aplicaciones de diferentes esquemas de compensación en EEUU (bancos de mitigación y bancos de conservación), Australia (agentes de valores en biodiversidad, biobanca), y Canadá (compensación de hábitat). Este análisis se realizó en base a la experiencia documentada de PricewaterhouseCoopers (2011) y a revisión de literatura internacional.

#### **3.5.1 Bancos de Mitigación: la experiencia de EE.UU en Humedales**

El objetivo de este programa es mantener las funciones y los valores de los humedales específicos que se verán afectados negativamente por proyectos propuestos en cuencas determinadas.

##### *Institucionalidad*

La institucionalidad encargada es el cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EEUU. Para que un banco sea autorizado y la venta de créditos aprobada, las agencias reguladoras federales y estatales forman un Equipo de Revisión del Banco de Mitigación o Conservación. Este equipo debe aprobar los planes para la construcción del banco hasta el mantenimiento y monitoreo. Adicionalmente debe aprobar el número de créditos de mitigación que el Banco patrocinador podrá poner a la venta.

El banco patrocinador puede ser:

- (a) una agencia intergubernamental,
- (b) una corporación,
- (c) un propietario privado,
- (d) una ONG u otra organización sin fines de lucro, como asociaciones indígenas. Esta organización será la que tenga la responsabilidad de llevar a cabo la creación, restauración, o conservación del área designada.

##### *Tipos de compensación*

El tipo de compensación u *offset* se refiere a las medidas de conservación permitidas para llevar a cabo la actividad, como por ejemplo restauración.

Este programa utiliza varios tipos de compensación, pero resalta la restauración por sobre otros.

##### *Métricas de equivalencia*

La unidad transable utilizada para calcular los créditos es generalmente acres, fracciones de hectárea o funciones ecosistémicas.

### *Proporción de la compensación (offset ratios)*

El mínimo de área requerido a compensar es de 1:1 si no está basada en unidades funcionales (funciones ecosistémicas). Según el tipo de compensación esta proporción puede ser ajustada. Otros importantes criterios como: factor de éxito, diferencias entre las funciones de ambas áreas, distancia de la compensación al sitio afectado, e incertidumbre, no han sido aún utilizados.

### *Esquema de compensación*

Los encargados de los proyectos tienen la opción de crear sus propias áreas de compensación o comprar a un tercero, a través de un banco o programa de *in-lieufee*. Los métodos de mitigación compensatoria son (i) restauración, (ii) establecimiento, (iii) mejora, (iv) preservación.

## **3.5.2 Bancos de Conservación: la experiencia de EEUU en Especies**

El objetivo de este programa es contrarrestar los efectos negativos sobre una especie en particular.

### *Institucionalidad*

En primer lugar, las agencias reguladoras *Fish and Wildlife Service* (FWS) y *National Marine Fisheries Service* (NMFS) deben entregar un permiso al proponente de un proyecto que vaya a impactar a una especie protegida (Boisvert et al. 2015).

La agencia reguladora determina si el impacto puede ser compensado en un banco de conservación. Si es así, el organismo regulador determina el número de créditos necesarios para compensar el impacto.

Los compradores de los créditos son las organizaciones que desarrollan los proyectos que impactarán sobre la biodiversidad, incluyendo tanto organizaciones públicas (Ministerio de Obras Públicas, Transporte) como privadas (comercio, industrias extractivas, proyectos de infraestructura).

Por otro lado, los vendedores de créditos o dueños de los bancos, pueden ser agencias del gobierno, empresas privadas, y dueños de la tierra. En algunos lugares ya se han desarrollado empresas especializadas en creación de bancos de mitigación. Finalmente, es importante mencionar que existen varios niveles de intermediarios en estas transacciones, entre ellos ONGs, consultoras y agencias gubernamentales.

Con el fin de que se aprueben los acuerdos de cada banco, las partes involucradas deberán establecer un Equipo de Revisión del Banco de Compensación, que supervisa la creación, uso y funcionamiento del banco de conservación. Se presentan a este mismo equipo los informes de seguimiento según los términos especificados en los acuerdos del banco.

### *Tipos de compensación*

Lo más recomendado es la conservación de un hábitat con el fin de mitigar la pérdida de otros hábitats de menos valor al largo plazo para la especie, ya sea por su contaminación o fragmentación.

### *Métricas de equivalencia*

La unidad de crédito más común es la acre de hábitat. Sin embargo, en algunas situaciones en que la ecología del organismo es conocida, la unidad puede ser un par reproductivo o una combinación de hábitat y especie. En el caso de los hábitats ribereños o especies acuáticas, puede ser una medición lineal del hábitat ripariano. Los créditos son los valores cuantificados de conservación de una especie o hábitat dentro de un banco.

### *Proporción de la compensación (offset ratios)*

La proporción de la compensación se basa en a) el criterio de un conocimiento general de la relación entre la cantidad de hábitat remanente y lo que debería ser conservado para lograr la estrategia de conservación en el sitio específico, y en b) el criterio de que todos los impactos adversos serán evaluados individualmente. Sin embargo, en algunas ocasiones los criterios también estarán basados en factores cualitativos como la magnitud del impacto o la calidad del hábitat.

Esta variación en criterios permite que se apliquen diferentes criterios para garantizar la mitigación proporcional al impacto. En otras palabras esto significa que si se está mitigando un hábitat rico y complejo, entonces probablemente se requiera una proporción de *banco: proyecto* de 2:1, mientras que si se está mitigando un hábitat fragmentado e intervenido puede mitigarse en proporciones de 1:2.

### *Esquema de compensación*

Los proponentes de proyectos pueden desarrollar sus propias compensaciones, pagar en un *in-lieu fee fund*, o comprar créditos a un banco de conservación.

## **3.5.3 Agente de Valores en Biodiversidad (bushbroker): la experiencia de Australia en Vegetación Nativa**

El objetivo de este banco de biodiversidad es compensar por impactos en vegetación nativa.

### *Institucionalidad*

El programa es administrado por el departamento de Sustentabilidad y Medio Ambiente (SMA) del estado de Victoria en Australia. Todo proyecto que impacta a la vegetación nativa debe mitigar los impactos mediante créditos.

El proponente del proyecto envía un requerimiento de búsqueda de compensación (*offset search request*) al SMA, entregando información sobre el área impactada. El SMA realiza una búsqueda a partir de las expresiones de interés disponibles y en los lugares confirmados del sistema, con lo que envía al proponente un listado de alternativas.

El proponente y el dueño del banco negocian el precio, para que luego el Agente de Valores<sup>11</sup> en Biodiversidad realice los arreglos documentales y legales del acuerdo. El proponente paga lo pactado al agente y es éste quien se encarga de pagar al dueño del banco cada año, durante los 10 años que dura el plan de manejo.

Las negociaciones sobre el precio de los créditos de la vegetación nativa se realizan entre el propietario y el proponente del proyecto, el agente de valores no está involucrado en estas negociaciones, pero registra información, como por ejemplo preparar los acuerdos del agente con cada parte participante de la negociación.

Los propietarios pueden realizar el proceso a través de tres formas:

- (i) optar por negociar directamente con el proponente que necesita los créditos o algún agente de éste;
- (ii) nombrar un agente para que negocie en su nombre; y
- (iii) establecer un precio fijo para ser publicado durante un periodo fijo de tiempo.

El gobierno creará una reserva de bancos mediante la adquisición de tierras y se ha comprometido a vender los créditos a un precio que represente una recuperación de costos.

#### *Tipos de compensación*

No existen limitaciones para los tipos de compensación a usar.

#### *Métricas de equivalencia*

Los propietarios de tierras pueden generar tres tipos de créditos de vegetación nativa:

(i) **Hectáreas de Hábitat**, son usadas para proteger, mantener y mejorar la gestión de un parche de vegetación nativa. Esto puede incluir variadas actividades, entre otras el control de especies invasoras (malezas, conejos), y/o exclusión de valores. También es posible crear créditos de hectáreas de hábitat a través de la donación de tierras de dominio absoluto para su incorporación en los sistemas de parques del estado.

(ii) **Grandes árboles viejos**, como su nombre lo dice, consiste en la protección de los grandes árboles centenarios aislados y/o en parcelas remanentes de los impactos negativos y la gestión del área alrededor del árbol para facilitar la regeneración de plantas nativas.

---

<sup>11</sup> El Agente de Valores (bushbroker) ayuda a los propietarios de tierras a generar créditos de vegetación nativa mediante la protección de forma permanente y la gestión de sus permisos y asistencias para encontrar sitios a partir de los cuales ofrecer créditos..

(iii) **Nuevos reclutas**, involucra la reforestación de un área que fue despejada de su vegetación nativa con anterioridad, mediante el uso de plantas autóctonas de la zona.

*Proporción de la compensación (offset ratios)*

Utiliza el método de “hectáreas de hábitat”, por lo que no se utilizan proporciones.

*Esquema de compensación*

Banco de mitigación, a través de la mencionada jerarquía de mitigación.

### **3.5.4 Biobanco: la experiencia de Australia en ecosistemas terrestres y especies protegidas**

El objetivo de este banco de compensación es la protección de los ecosistemas terrestres y las especies bajo categorías de protección.

*Institucionalidad*

La biobanca es administrada por la oficina de Medio Ambiente y Legado, y sus procesos de funcionamiento son muy semejantes al agente de valores de biodiversidad.

Existen proponentes del proyecto y potenciales vendedores de las compensaciones de biodiversidad, cuyos créditos son calculados mediante una metodología de evaluación. La oficina administradora es un mediador entre los proponentes de los proyectos y los dueños de los bancos antes de la compra de los créditos.

En forma posterior a la venta, la oficina de Medio Ambiente y Legado supervisa y paga al dueño del banco de compensación un monto anual para cubrir los costos de manejo del terreno.

El precio de los créditos es negociado en forma libre entre el proponente del proyecto y el dueño del banco. El comprador paga y el dinero es depositado en un fondo del cual anualmente se paga un monto al dueño del biobanco.

*Tipos de compensación*

La compensación se realiza a través de protección y acciones de manejo para la creación de crédito de los ecosistemas.

### *Métricas de equivalencia*

Las unidades transables son: (i) Créditos de Ecosistemas o (ii) Créditos de Especies. Los Créditos de Ecosistemas son créditos creados para compensar impactos en valores de biodiversidad, con excepción de ciertas especies amenazadas. Los Créditos de Especies son creados o requeridos para compensar los impactos sobre las especies amenazadas en que no se puede predecir de forma fiable el uso de un área de tierra sobre la base de sustitutos de hábitat. Las especies que requieren Créditos de Especies son identificadas en la base de datos de Especies Amenazadas.

### *Proporción de la compensación (offset ratios)*

El método de evaluación es el *biobanking*, por lo que no se utilizan proporciones.

### *Esquema de compensación*

Como esquema de compensación en el *biobanking* se utiliza el Banco de Mitigación.

## **3.5.5 Compensación de Hábitat: la experiencia de Canadá en impactos en hábitat de peces**

El objetivo de este programa es compensar los impactos en hábitat de peces tanto marinos como de agua dulce. Este programa se enmarca dentro de la política para la gestión del hábitat, cuyo objetivo general es generar una ganancia neta del hábitat de los peces a través de la conservación, restauración y desarrollo de éstos. Esta política aplica a proyectos tanto de gran y mediana escala como a pequeña escala.

### *Institucionalidad*

El programa de compensación es administrado y regulado por el Departamento de Pesca y Océanos (DPO) del Ministerio de Pesca y Océanos. En este formato, los departamentos gubernamentales son los que consolidan los requisitos de compensación de un hábitat y no existen bancos privados de conservación de hábitats.

En el sistema canadiense no se permiten pagos en efectivo para el cumplimiento de las obligaciones de compensación, por lo que la compensación debe ser proporcionada por el proponente del proyecto.

### *Tipos de compensación*

Este programa está diseñado para alcanzar una ganancia neta de hábitat de peces a través de la creación y restauración.

### *Métricas de equivalencia*

La unidad transable son hectáreas o m<sup>2</sup>.

### *Proporción de la compensación (offset ratios)*

El criterio utilizado en este programa es “no net loss” por lo tanto, se aspira a una relación mayor a 1:1. Existen varios factores que deben ser considerados, entre ellos el tiempo y las especies.

El monto de la compensación se determina en base a la pérdida neta residual de la capacidad productiva después de la reubicación, rediseño y mitigación que se han tenido en consideración. En la medida de lo posible se deben utilizar herramientas basadas en conocimiento científico para calcular la proporción de compensación.

En la medida que aumenta la incertidumbre del éxito o que la jerarquía de la compensación es más lejana, se deben aplicar proporciones mayores, y viceversa. En el caso de la sustitución de especies, la proporción deberá ser mayor a 1:1 para mantener algún balance ecológico.

### *Esquema de compensación*

Se utiliza *one-off offset* o compensación proyecto-a-proyecto realizada por el proponente del proyecto o un subcontratista.

## **3.5.6 Otros ejemplos relevantes**

El Environmental Bank Ltd. (EBL), una compañía británica que está incrementalmente expandiendo sus intereses en Europa, es el operador líder en el Reino Unido en activos ambientales permitiendo e intermediando ofertas entre compradores (desarrolladores, empresas, inversores) y vendedores (terratenientes, agricultores, organismos de conservación, compañías de gestión del territorio), facilitando nuevos mercados para incrementar sustancialmente la inversión en el ambiente natural (Duke 2013). El foco actual del EBL es en mecanismos de compensación en biodiversidad a través de hábitat banking. A nivel de la Unión Europea, la Comisión Europea está actualmente desarrollando políticas para iniciativas de “no net loss” las cuales son concebidas para promover los mecanismos de compensación en biodiversidad, incluyendo hábitat banking como una de sus medidas o estrategias centrales (Duke 2013). La compensación de la pérdida de biodiversidad, a través de bancos de hábitat, es una oportunidad potencial de negocio para Inglaterra. La compensación por pérdida de biodiversidad, es ya ampliamente utilizada en Alemania y en menor medida en otros países como Inglaterra, Francia y Holanda. En el Reino Unido el EBL ha trabajado muy eficientemente para informar e influir en el desarrollo de políticas que cada vez más apoyan los mecanismos de compensación en biodiversidad. Los análisis actuales en el Reino Unido se enfocan en los siguientes aspectos:

- Métricas para medir los impactos del desarrollo sobre la biodiversidad.
- Sistemas de comercialización, incluyendo una Plataforma Online de Comercialización (The Environmental Markets Exchange) a través de la cual compradores pueden comprar créditos a los vendedores.
- Sistemas de entrega de las compensaciones, incluyendo disposiciones legales, financieras y administrativas para la restauración/creación de hábitats, así como gestión y monitoreo de largo plazo.

Los enfoques utilizados por el EBL tienen potencial de aplicación en todos los países de la Unión Europea. Actualmente se analiza que Bélgica tiene un gran potencial para desarrollar más enfáticamente mecanismos de compensación en biodiversidad. El potencial del mercado Belga para las compensaciones en biodiversidad ha sido conservativamente valorado en 240-520 millones de Euros/año (Duke 2013).

### **3.5.7 Aspectos relevantes de los esquemas de bancos de compensación**

Dado que en la literatura científica se discuten con mayor fuerza los mecanismos de bancos de compensación, se considera necesario plantear y profundizar algunos aspectos relevantes de estos esquemas.

#### **3.5.7.1 Naturaleza de los bancos de compensación en biodiversidad**

La naturaleza de los bancos incluye su estatus (público o privado) y sus objetivos (comerciales o no comerciales). En la literatura se distinguen tres tipos de bancos de biodiversidad:

- Bancos privados.
- Bancos públicos.
- Bancos joint-venture.

#### **3.5.7.2 Declaración de contenido en la implementación de bancos de biodiversidad**

Al analizar los arreglos institucionales de los bancos de compensación, es relevante considerar el contenido de la declaración (Froger et al. 2015). Cada banco debe firmar una declaración especial para tener el derecho a crear unidades de biodiversidad o créditos de biodiversidad y para ser declarado un banco autorizado por las autoridades competentes. Esta declaración es formulada por las autoridades, pero en algunos países, no necesariamente se declaran objetivos claros en términos de biodiversidad o gestión de unidades o créditos (Froger et al. 2015).

Cuando una entidad decide implementar un banco de biodiversidad, debe crear un plan detallado para la creación y gestión del banco y submitir un requerimiento de autorización a la autoridad competente. Este documento describe la naturaleza del banco, la gestión de los componentes de la biodiversidad, el área total afectada, la valoración (ecológica o económica), los actores involucrados, y el modo de gobernanza seleccionado. La autoridad competente, revisa este requerimiento, de tal forma de evaluar la habilidad del banco para gestionar unidades de biodiversidad (créditos). La autoridad puede aprobar la solicitud con o sin modificaciones. En teoría, la autoridad debería evaluar la viabilidad ambiental y económica del proyecto por el periodo de tiempo por el periodo solicitado en la propuesta. De acuerdo a los biólogos este período debería ser tan largo como sea posible para de esta forma alcanzar el objetivo de *no net loss* (Boisvert 2015). La viabilidad económica requiere que el banco haga un balance de costos y beneficios, y viabilidad ecológica requiere que la biodiversidad del sitio del banco sea suficientemente mejorada para compensar el daño ambiental (equivalencia).



### 3.5.7.3 Evaluación de la biodiversidad en esquemas de bancos

Las metodologías utilizadas para evaluar la biodiversidad son elementos clave en el proceso de construcción de un sistema de bancos de biodiversidad. Saber qué métodos son utilizados ayuda a comprender los objetivos de los bancos (comerciales o no comerciales) y a determinar las similitudes entre los diferentes mecanismos. Métodos de equivalencia, son algunos de los métodos más recientes utilizados para evaluar y compensar los daños al medio ambiente. Estos métodos incluyen entre ellos algunos desarrollados por la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA), y se utilizan para escalar la remediación necesario para compensar daños ambientales pasados, actuales y futuros. Dos enfoques se pueden identificar en los sistemas de bancos de biodiversidad:

- Evaluaciones ecológicas y,
- Evaluaciones económicas (Bas et al. 2013).

Las evaluaciones ecológicas se centran en los inventarios específicos de la biodiversidad (especies, hábitats o las funciones del ecosistema) y se llevan a cabo por biólogos y ecólogos. Estos inventarios se complementan con las variables que influyen en la capacidad de los ecosistemas creados para llegar a un nivel comparable a la del sitio degradado. Las variables, que incluyen la rareza de la entidad, su resiliencia y su importancia en un ecosistema, se incorporan a un valor final por medio de relaciones. La complejidad de la evaluación ecológica radica en el carácter imprevisible de la evolución del ecosistema, que puede conducir a expertos a llegar a resultados muy diferentes en función de los casos estudiados y los problemas subyacentes implicados (Froger et al. 2015). Se utilizan tres métodos principales: el análisis de equivalencia de Hábitat (HEA) desarrollado en los EE.UU. por la NOAA en 1997, la Metodología de Evaluación de Mitigación Uniforme (UMAM) diseñado por el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos (USACE) entre 2000 y 2005, y el Método de Valoración Simplificado (SVM) creado más recientemente por un grupo de investigadores para evaluar los impactos en una escala más pequeña (Ray 2008). Estos métodos parecen proporcionar resultados "seguros" (Quétier & Lavorel 2012) cuando se identifica un único origen de los daños ambientales, cuando las especies raras no se ven afectadas, los impactos son pequeñas o de tamaño medio, el período de impacto es relativamente corto, y el período de la restauración compensatoria es relativamente corto (Dunford et al. 2004). Con el fin de satisfacer las condiciones descritas anteriormente este enfoque requiere un conocimiento suficiente de los ecosistemas, La metodología conduce a la creación de unidades de biodiversidad constituida por elementos de la biodiversidad (especies, hábitats, funciones de los ecosistemas, etc.) que serán intercambiadas o utilizadas por los bancos no comerciales para compensar su propio daño o ayudar a otras entidades a compensar sus daños ambientales.

La evaluación económica se logra a través de escalas de valoración (enfoques valor-valor y métodos de valor de costo). El enfoque de valor - valor estima el valor monetario que atribuyen las personas al medio ambiente, mientras que el enfoque de valor versus costo estima el costo de la restauración, la creación, mejora y / o medidas de conservación por medio de un valor económico obtenido por la adición de los costos de gestión (Bas et al. 2013). Este enfoque agrega los costos de mantener o mejorar la biodiversidad, la compra o el arrendamiento de tierras, honorarios, la gestión, la infraestructura, entre otros. El enfoque de



valor-valor es muy complejo, mientras que el enfoque de valor de costo parece más práctico en virtud de una estructura de costos fácilmente identificables. El objetivo de la evaluación económica es determinar el precio de los créditos de biodiversidad para la venta a los desarrolladores de proyectos. Estos créditos sólo son creados por los bancos comerciales.

### 3.5.7.4 Mapeo institucional de los bancos de biodiversidad

Froger et al. (2015: 4) diferencian 5 categorías que cubren el espectro de bancos de biodiversidad:

#### CATEGORÍAS DE BANCOS DE BIODIVERSIDAD

(Adaptado de Froger et al. 2015: 4)

(1) **Bancos no comerciales privados:** son los bancos de un único usuario privado en que el promotor privado o el operador es también el cliente. En este caso, las grandes empresas industriales o desarrolladoras pueden establecer su propio banco utilizando diversas formas de compensación para contrarrestar los efectos de sus propios proyectos. Estos bancos podrían ser "oficiales" o "no oficiales" en función de la legislación. A menudo se asocian con las compensaciones voluntarias de biodiversidad.

Pueden utilizar medidas compensatorias "in-kind" (en especie), o medidas compensatorias financieras, o una combinación de ambas.

(2) **Bancos comerciales privados:** son administrados por un empresario privado cuyos créditos de biodiversidad están disponibles para la venta en el mercado. Son independientes de los desarrolladores del proyecto. Los clientes de dichos bancos pueden ser entidades públicas o privadas. Estos bancos ahora representan casi el 70% de los bancos de mitigación en Estados Unidos.

(3) **Bancos comerciales híbridos:** son creados por acuerdo entre entidades públicas y privadas. El promotor de los créditos de biodiversidad es privado y el gobierno actúa tanto como el regulador (comprueba cómo se hacen las compensaciones) y el corredor (entidad intermediaria entre el vendedor y el comprador de los créditos de biodiversidad). Los clientes potenciales pueden ser los desarrolladores que buscan compensar los impactos ecológicos de sus proyectos, grupos de conservación o agencias de gobierno. Estos bancos se desarrollan principalmente en Australia y Canadá, y serán probablemente desarrollados en Costa Rica en el futuro.

(4) **Bancos comerciales públicos:** son administrados principalmente por entidades públicas para compensar los impactos causados por proyectos de desarrollo públicos o privados. Este esquema de banco se ha implementado en Francia y en forma parcialmente modificada en el Reino Unido (en este último caso con algunas características de bancos comerciales híbridos).

(5) **Bancos públicos no comerciales:** generan unidades de biodiversidad exclusivamente para su uso por distintos organismos públicos. Una entidad pública o un consorcio patrocinan el banco. Este esquema de banco se aplica en Alemania y representan una referencia para muchos países que están considerando compensar pérdidas a la biodiversidad.

### 3.6 Cuadro resumen de resultados y lecciones internacionales

En función de la experiencia internacional analizada, a continuación se presenta un cuadro resumen (Cuadro 1) con las principales dificultades teóricas en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad. De acuerdo a la propuesta de Bull et al. (2012) se presentan también recomendaciones para el diseño.

Cuadro 1. Principales dificultades teóricas en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad. Adaptado de Bull et al. (2012).

Problema	Descripción	Investigación relevante	Recomendaciones para el diseño
<b>Métricas</b>	Elegir métricas para medir biodiversidad	Humphries et al. (1995); Salzman & Ruhl (2000); Godden & Vernon (2003); McCarthy et al., (2004); Burgin (2008); Lipton et al. (2008); BBOP (2009); Norton (2009); Walker et al. (2009); McKenney & Kiesecker (2010); Temple et al. (2010); Treweek et al. (2010)	Utilizar métricas múltiples o compuestas. Utilizar medidas de función ecológica así como también de biodiversidad
<b>Pérdida neta 0 (<i>no net loss</i>)</b>	Definir requerimientos para demostrar pérdida neta = 0	Gibbons & Lindenmayer (2007); BBOP (2009); Gorrod & Keith (2009); Bekessy et al. (2010); McKenney & Kiesecker (2010); Gordon et al. (2011)	Medir pérdida neta considerando una línea de base dinámica que incorpore tendencias futuras
<b>Equivalencia</b>	Demostrar equivalencias entre pérdidas y ganancias en biodiversidad	Godden & Vernon (2003); Bruggeman et al. (2009); Gibbons & Lindenmayer (2007); Lipton et al. (2008); Norton (2009); McKenney & Kiesecker (2010); Burrows et al. (2011); Quetier & Lavorel (2012)	El desarrollo de métricas apropiadas es esencial en este ámbito
<b>Longevidad</b>	Definir cuánto tiempo los esquemas de compensación deberían durar	Morris et al. (2006); Gibbons & Lindenmayer (2007); BBOP (2009); McKenney & Kiesecker (2010); Pouzols et al. (2012)	Los <i>offsets</i> deberían durar tanto como duren los impactos del desarrollo
<b>Lapso de tiempo</b>	Decidir si se debe permitir una brecha temporal entre el desarrollo y las ganancias de la compensación	Morris et al. (2006); Gibbons & Lindenmayer (2007); Moilanen et al. (2009); Norton (2009); Bekessy et al. (2010); McKenney &	Requiere que los <i>offsets</i> sean deliberados a través de mecanismos biobanking



Problema	Descripción	Investigación relevante	Recomendaciones para el diseño
		Kiesecker (2010); Drechsler & Hartig (2011); Gordon et al. (2011); Maron et al. (2012)	
<b>Incerteza</b>	Gestionar las incertidumbres durante todo el proceso	Fox & Nino-Murcia (2005); Moilanen et al. (2009); Norton (2009); Treweek et al. (2010); Maron et al. (2012); Pouzols et al. (2012)	Desarrollar un marco para manejar la incerteza es un requerimiento esencial donde se requiere investigación
<b>Reversibilidad</b>	Definir qué tan reversibles deben ser los impactos del desarrollo	Godden & Vernon (2003); BBOP (2012)	Se requiere que todas las pérdidas en biodiversidad sean reversibles
<b>Umbrales</b>	Definir umbrales más allá de los cuales las compensaciones no son aceptables	Morris et al. (2006); Gibbons & Lindenmayer (2007); BBOP (2009); Norton (2009); BBOP (2012)	Definir umbrales explícitos para impactos que no pueden ser compensados <sup>12</sup>

En función de la experiencia internacional analizada, a continuación se presenta un cuadro resumen (Cuadro 2) con las principales dificultades o desafíos prácticos en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad. El Cuadro se presenta adaptado de Bull et al. (2012).

<sup>12</sup> Este aspecto envuelve juicios de valor, por ejemplo el hecho de que una especie pueda desaparecer puede ser considerado inaceptable y por lo tanto este impacto no puede ser compensado.

Cuadro 2. Principales dificultades o desafíos prácticos en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad. Adaptado de Bull et al. (2012).

<b>Problema</b>	<b>Resultado</b>
<b>Conformidad</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Incumplimiento de la jerarquía de mitigación.</li> <li>- Compensación propuesta insuficiente.</li> <li>- <i>Off sets</i> no implementados o parcialmente implementados.</li> <li>- Cambios en la legislación durante el proceso de compensación.</li> </ul>
<b>Medición de resultados ecológicos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Monitorear diferentes cosas sugiere diferentes resultados ecológicos.</li> <li>- Diferencias en opinión respecto a resultados ecológicos.</li> <li>- Resultados no medidos por mucho tiempo.</li> <li>- Resultados no monitoreados.</li> <li>- Sin seguimiento por el regulador.</li> </ul>
<b>Incertidumbre</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- En medir la línea de base de biodiversidad.</li> <li>- En magnitud y tipos de impactos del desarrollo.</li> <li>- Desarrollo provoca un mayor impacto que el esperado.</li> </ul>

Como un resultado de los desafíos prácticos planteados anteriormente, el record de implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad a nivel internacional no es perfecto a la fecha. Bull et al. (2012) resumen estos records de implementación a nivel internacional los cuales se presentan sintetizadamente en el Cuadro 3. Es relevante mencionar que Bull et al. (2012) organizan esta información en función de la que pudo ser obtenida sobre records de implementación para *off sets*, lo cual, tal como argumentan los autores, es una tarea compleja pues no toda la información está disponible. Los autores hicieron la recopilación solo a base de información publicada en revistas indexadas.

Cuadro 3. Registro de implementación de mecanismos de compensación de biodiversidad a nivel internacional. Adaptado de Bull et al. (2012).

<b>Desafío práctico</b>	<b>País</b>	<b>Mecanismo</b>	<b>Tasas de éxito de implementación</b>	<b>Tamaño de la muestra</b>
<b>Conformidad, incertidumbre</b>	Estados Unidos	Wetland banking	30% de los off sets alcanzaron los objetivos propuestos	76 sitios
	Estados Unidos	Wetland banking	50% de los off sets fueron completamente implementados	23 sitios
	Estados Unidos	Wetland banking	74% de los offsets alcanzaron pérdidas netas=0	68 bancos
	Canadá	Fish hábitat compensation	12-13% de los offsets fueron implementados como había sido requerido	52 sitios
<b>Monitoreo de resultados ecológicos</b>	Australia	Native vegetation compensation	Hubo reducción del 80% en las aprobaciones para desmonte de vegetación	A lo largo de New South Wales en Australia
	Estados Unidos	Wetland Banking	Ninguno de los humedales creados fueron funcionalmente exitosos	40 sitios
	Canadá	Fish hábitat compensation	37% de las compensaciones no resultaron en pérdida de productividad	16 sitios

## **4. Principales limitaciones de los mecanismos de compensación en biodiversidad para alcanzar objetivos de conservación**

A continuación se presentan las principales limitaciones planteadas en la literatura científica sobre los mecanismos de compensación en biodiversidad, desde el punto de vista de lograr objetivos de conservación.

### **4.1 Limitaciones de integrar conocimiento ecológico en prácticas de compensación**

Una limitación importante de los sistemas de compensación en biodiversidad es que se basan principalmente en conocimiento científico incompleto e impreciso respecto de la biodiversidad (Burgin 2008). La mayor parte de la práctica de estos mecanismos se apoya de manera implícita en el conocimiento científico en el campo de la ecología, la biología de la conservación y restauración ecológica. Estas disciplinas son áreas científicas relativamente jóvenes y se enfrentan a fuertes incertidumbres tanto en la comprensión de la biodiversidad y su dinámica, y en predecir cómo va a evolucionar en un mundo cambiante (Thuiller 2004; Estes et al. 2011). En este contexto, el éxito ecológico de estos mecanismos sigue siendo incierto y difícil de predecir (Calvet et al. 2015). Las acciones de reparación en particular, han dado resultados mixtos, revelando dificultades en la recuperación de la totalidad de los ecosistemas, con pérdidas ecológicas sustanciales no recuperados (Maron et al. 2012; White 2008).

Además del conocimiento científico impreciso, los sistemas de compensación están conceptualmente afectados por la dificultad inherente a la aplicación de los avances más recientes en la ecología y la biología de la conservación (Calvet et al. 2015). De hecho, debido a las limitaciones técnicas y operativas (por ejemplo, el tiempo y las limitaciones espaciales en la realización de evaluaciones de impacto ambiental y el diseño de las compensaciones adecuadas), los mecanismos se ven limitados en la práctica debido al conocimiento científico ecológico parcial. En realidad, los mecanismos de compensación en biodiversidad son apenas influenciados por el progreso actual en la ecología científica, existiendo brechas importantes entre investigaciones ecológicas recientes y la forma en que los mecanismos de compensación tratan a la biodiversidad (Curran et al. 2014; Gontier et al. 2006). Por ejemplo, estos mecanismos tienden a considerar las especies y los hábitats como elementos aislados y estáticos del ecosistema (Calvet et al. 2015), ignorando una década de investigación en ecología que ha demostrado la importancia de adoptar un enfoque más sistémico para la biodiversidad (la dinámica de la biodiversidad, las interacciones y los procesos ecológicos) considerando un mayor grado de complejidad ecológica (múltiples vínculos e interacciones ecológicas, procesos emergentes y dinámicas no lineales) (Calvet et al. (2015). Las respuestas de la biodiversidad a las perturbaciones, por ejemplo, a menudo no muestran dinámicas instantáneas ni lineales (Scheffer et al. 2001). Además los mecanismos de compensación en biodiversidad, apenas consideran la dinámica de la biodiversidad que resulta de procesos que interactúan a diferentes escalas espaciales, desde la local hasta la mundial (Ricklefs 1987).

Estos complejos aspectos de la biodiversidad ponen en claro que esta no puede ser reducida a algunos de sus componentes aislados (por ejemplo, especies o hábitat), funciones o utilidad (esta última vista por ejemplo a través del paradigma de servicios ecosistémicos) (Calvet et al. 2015).

Por otra parte, el cambio de un enfoque sistémico de la biodiversidad en el proceso de compensación a enfoques de servicios ecosistémicos, involucra fuertes reducciones en la consideración de la complejidad ecológica y representa una visión incompleta y menos precisa de la biodiversidad (Figura 1). En primer lugar, los servicios ecosistémicos se basan en las funciones ecológicas que se consideran útiles a los seres humanos (Norgaard 2010). Por lo tanto, un servicio del ecosistema puede ser proporcionado por diferentes funciones ecológicas. Un complejo entramado de interacciones de las especies, los rasgos funcionales y dinámicas están involucrados en la productividad de los ecosistemas, con mayor o menor utilidad. Los servicios del ecosistema están, por lo tanto, sólo parcialmente relacionados con ciertas funciones ecológicas; pero muchas funciones ecológicas no pueden ser equiparadas con los servicios de los ecosistemas e incluso pueden constituir perjuicios (por ejemplo, la polinización es una función equiparada con un servicio de la producción frutícola, pero con un mal servicio si especies exóticas son polinizadas) (Calvet et al. 2015).

En segundo lugar, la adopción de un enfoque funcional da una visión incompleta de la biodiversidad, como diversos y diferentes especies y los procesos de los ecosistemas son capaces de proporcionar la misma función ecológica (por ejemplo, la función del hábitat, la función de la regulación del clima). Por tanto, los estudios ecológicos importantes han hecho hincapié en la importancia de adoptar un enfoque más amplio para evaluar la dinámica de la biodiversidad, las interacciones y procesos ecológicos, lo que resulta en una descripción más completa de la biodiversidad. Sin embargo, la reducción de la complejidad en la consideración de los aspectos a través de enfoques utilitarios o de servicios no revela las dificultades inherentes al diseño e implementación de mecanismos de compensación (Calvet et al. 2005; Spash 2010).

La Figura 8 muestra un gradiente de complejidad a través de enfoques ecológicos de la biodiversidad.

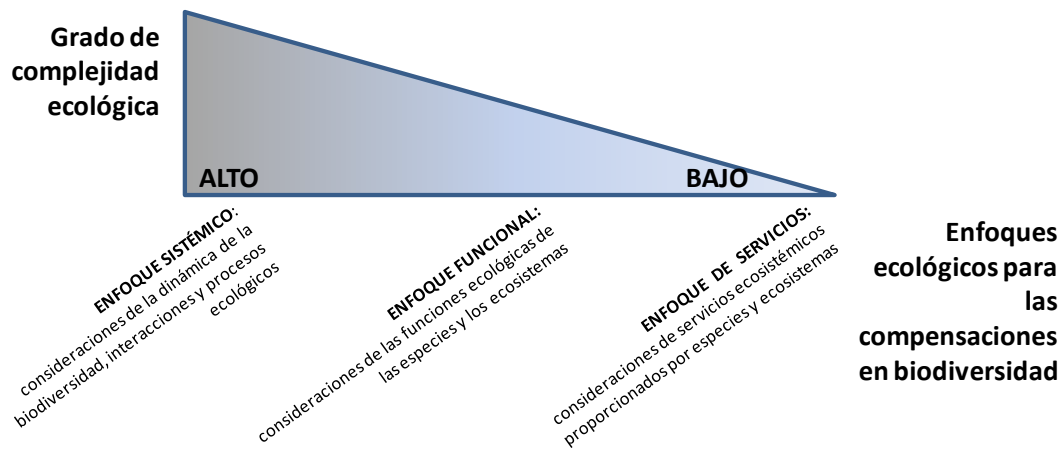


Figura 8. Fuente: Adaptado de Calvet et al. (2015).



## 4.2 Límites a la posibilidad de sustitución

Como ilustra la figura 9, Calvet et al. (2015) sostienen que el grado de sustitución de la biodiversidad varía inversamente con el grado de complejidad de la misma (Figura 9). Esto debido principalmente al conocimiento impreciso y dificultades técnicas tanto en la forma en que trata la biodiversidad y en la restauración de los ecosistemas. Mientras mayor es la complejidad de la biodiversidad tomada en cuenta, más difícil es reproducir los componentes de la biodiversidad, y por lo tanto considerarlos como sustituibles (ver también Rey Benayas et al. 2009; Palmer et al. 2009).

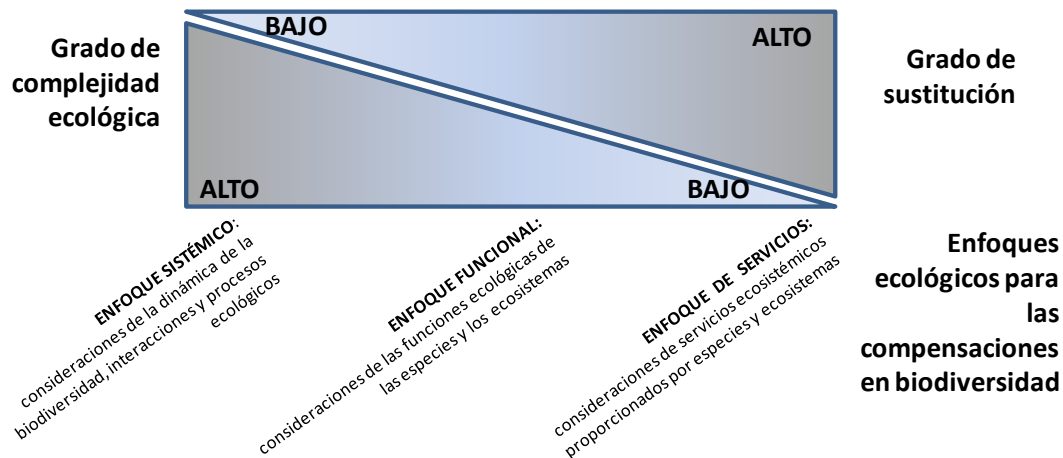


Figura 9. *Trade-off* entre el grado de complejidad de la biodiversidad y su sustitución. Fuente: Adaptado de Calvet et al. (2015).

Esto lleva a una situación paradójica respecto a los mecanismos de compensación. El objetivo "No net loss" asume un enfoque de sostenibilidad fuerte, que a su vez implica baja sustitución. Sin embargo, el grado de sustitución depende del enfoque ecológico de la biodiversidad considerado. Va a ser muy difícil, quizás imposible, aplicar mecanismos de compensación bajo un enfoque sistémico de la biodiversidad debido a las imposibilidades en la contabilización de todos los componentes de la misma. Por lo tanto, el objetivo *No net loss* no es posible de cumplir fácilmente cuando la biodiversidad es considerada como un objeto muy complejo: cuanto mayor sea el grado de complejidad involucrado en las pérdidas de biodiversidad, menos probabilidades hay de encontrar equivalencias ecológicas adecuadas. De esta forma, se hace necesario que las políticas reflexionen a nivel científico y político respecto a los gradientes de complejidad a considerar para el diseño e implementación de mecanismos de compensación.

### **4.3 Riesgo de que los objetivos económicos prevalezcan por sobre los ecológicos**

A través del uso de incentivos económicos para preservar la biodiversidad, un nuevo sector económico está emergiendo, con nuevos actores en el mundo de la conservación de la biodiversidad. Este nuevo sector económico implica, por ejemplo, consultores ambientales, empresas de ingeniería ecológica, empresas y organizaciones de colaboración cuyo objetivo primario no son necesariamente los de conservación de la biodiversidad. En EE.UU., donde el sector de la compensación está funcionando desde hace mucho tiempo, el tamaño del mercado anual global relacionado con mecanismos de compensación es alrededor de USD 2,4 a 4,0 millones de dólares (Hrabanski 2008). El sistema de estos mecanismos abarca obviamente más que objetivos puramente ambientales.

El riesgo aquí está en el alejamiento de un sistema destinado a la preservación de la biodiversidad y el acercamiento a un sistema orientado a la Sustentabilidad que pretende asegurar resultados económicos (Gordon et al. 2015). Esto podría tener el efecto perverso, ya que estudios recientes (ej. Gordon et al. 2015) han demostrado, que los mecanismos de compensación en biodiversidad pueden alentar a algunos interesados a favorecer los objetivos económicos más que los objetivos ecológicos.

### **4.4 Capacidad limitada del diseño económico para satisfacer preocupaciones ecológicas**

Si bien el mecanismo de bancos de compensación es actualmente considerado como una de las mejores maneras de realizar compensaciones en biodiversidad desde un punto de vista ecológico y un punto de vista económico (Calvet et al. 2015), este mecanismo no es ajeno a riesgos. Es necesario recordar que el sistema de mecanismos de compensación implica necesariamente un daño ecológico. Por otra parte, desde una perspectiva económica, el buen funcionamiento de este sistema implica supuestos sobre los activos de la biodiversidad. El sistema de banking requiere unidades de biodiversidad homogéneas y estandarizados para fomentar el comercio de créditos de biodiversidad. Mientras más complejos y específicos son los créditos de la biodiversidad, más difícil es para el banco de compensación encontrar compradores y vender sus créditos. Además de los problemas de sustitución mencionados anteriormente, el mecanismo económico detrás del mecanismo de banco dificulta la meta de diversidad biológica compleja con una fuerte especificidad de los activos. De este modo, el sistema de banking puede conducir a una fuerte reducción en la complejidad de la biodiversidad debido a las limitaciones económicas que imponen créditos de biodiversidad simplificados.

## 4.5 Limitaciones organizacionales

El funcionamiento de los mecanismos de compensación en biodiversidad requiere un ambiente institucional adecuado para un buen funcionamiento. Cuando un mecanismo de compensación es débilmente diseñado y pobremente supervisado, conductas oportunistas pueden emerger e inducir a la degradación ecológica. La institucionalidad del sistema dependerá de la voluntad política (Calvet et al. 2015; Coggan et al. 2013).

Actualmente, bajo la legislación de Estados Unidos y la de Australia, el sistema de bancos de compensación está actualmente bien enmarcado y regulado, lo que ha llevado a un sistema mejorado (Coggan et al. 2013). Una mejor definición de las reglas del sistema banking animó a operadores bancarios para invertir en acciones de conservación y desarrolladores para utilizar el sistema. En otros lugares, especialmente en Europa, las regulaciones ambientales vinculadas a mecanismos de compensación recientemente se han reforzado de manera significativa, pero el sistema banking se encuentra todavía en fase experimental en la mayoría de países (Francia, Reino Unido, Alemania) (Masden et al. 2011).

## 4.6 Aspectos éticos

Existen controversias que surgen de la necesidad de aceptar las pérdidas ecológicas en pro de ganancias inciertas, y de la mercantilización de la naturaleza (Spash 2015). Respecto a esto último, Spash (2015) en una postura extremadamente crítica, critica “*el enamoramiento de los conservacionistas*” de los enfoques y conceptos económicos que se relacionan a los mecanismos de compensación en biodiversidad. Los enfoques sobre compensaciones en biodiversidad se están convirtiendo como un medio más eficiente de la conservación de la naturaleza. Al evaluar críticamente esta posición Spash (2015) sostiene que las compensaciones, junto con la valoración de los ecosistemas y la biodiversidad, utilizan la lógica económica para legitimar, en lugar de prevenir, la destrucción de hábitats. Las compensaciones de biodiversidad proporcionan un medio de mercantilizar hábitat para el intercambio. El autor expone premisas éticas a los economistas para justificar el apoyo de políticas públicas para las compensaciones. El mensaje general es que, si los conservacionistas continúan por el camino de conceptualizar el mundo como en la economía dominante, se verán enfrentados, en última instancia, a la pérdida de su capacidad para conservar o proteger algo.

## 4.7 Cuadro resumen sobre visiones de los mecanismos de compensación en biodiversidad

Sullivan & Hannis (2015) realizaron una investigación en Inglaterra respecto a las diferentes visiones de actores sociales (gobierno, organizaciones comerciales, compañías, científicos) con respecto a los mecanismos de compensación en biodiversidad. La Tabla 5 resume los resultados del estudio y es posible apreciar que varias de las preocupaciones son coincidentes con las presentadas anteriormente. A las visiones del estudio de Sullivan & Hannis (2015) se agregan también las de otros autores (ej. Bidaud et al. 2015; Duke 2013).

Tabla 5. Visiones sobre los mecanismos de compensación en biodiversidad a partir de autores internacionales.

<b>Visiones positivas</b>
Podrían jugar un rol importante en la conservación de la biodiversidad, siempre y cuando los mecanismos sean bien diseñados e implementados.
Enfatiza que es imprescindible evaluar y cuantificar los impactos del desarrollo.
Permiten evaluaciones cuantitativas y cualitativas de hábitats y requieren nuevos estándares para determinar el valor de la biodiversidad.
Representan nuevos tipos de financiamiento para actividades de conservación.
Estos mecanismos representan además el potencial de movilizar recursos por periodos prolongados de tiempo.
Aunque estos mecanismos no son hoy obligatorios para las compañías, estos pueden ser integrados en sus respectivas inversiones y apoyados con estrategias que sean contextuales y diversas en términos de gobernanza y argumentación científica.
<b>Visiones negativas</b>
Los mecanismos de compensación causarán pérdida de biodiversidad <i>in situ</i> que jamás será recuperada.
Sitios locales de vida silvestre no serán apropiadamente valorados debido a las fuertes presiones del desarrollo.
Pérdida de valores locales ocurrirán debido al cambio de la naturaleza a diferentes lugares
Se generarán accesos reducidos a la naturaleza
Incrementarán las separaciones entre naturaleza y personas y se reducirá el bienestar, particularmente en áreas urbanas
Inducirá la transacción de destrucción de hábitat
Los hábitats son complejos de restaurar debido a la incertidumbre
Mercantilización de la naturaleza.

Fuente: Adaptado de Sullivan & Hanis (2015), Bidaud et al. (2015) y Duke (2013).

## 5. Experiencia Nacional en Compensación de la Biodiversidad

### 5.1 Aspectos metodológicos

La siguiente sección proporciona un análisis de los avances nacionales en materias de compensación de biodiversidad. Para ello:

a) Se revisó literatura científica y técnica en la materia. Los siguientes documentos fueron revisados:

- Guía para el desarrollo de compensaciones en biodiversidad en la Región de Tarapacá (Ladrón de Guevara et al. 2015).
- Guía para la Compensación en Biodiversidad en el SEIA (SEA 2014).
- Informe Final. Concurso Investigación, Generación y/o Sistematización de Información para La Conservación de la Biodiversidad. Línea Levantamiento y Sistematización de Información para Bancos de Compensación (Wildlife Conservation Society).
- Bases para el diseño y análisis de factibilidad para el desarrollo de un esquema de bancos de compensaciones en biodiversidad en Chile, en el marco del SEIA (PricewaterhouseCoopers 2011).

b) Se consultaron dos expertos nacionales en este tema quienes fueron sugeridos por la contraparte del Estudio. Los expertos fueron Juan Ladrón de Guevara, Director Ejecutivo del Centro Nacional de Producción Limpia, y Bárbara Saavedra Directora para Chile de Wildlife Conservation Society.

Los profesionales respondieron una entrevista que fue previamente validada por la contraparte. El Cuadro 4 muestra las preguntas realizadas.

Cuadro 4. Preguntas realizadas a expertos en compensaciones en biodiversidad.

<b>Questionario Compensaciones en Biodiversidad</b>	
1)	¿Cuál cree Ud. que sería la institucionalidad más idónea para gestionar las compensaciones en biodiversidad a nivel nacional?
2)	De las institucionalidades creadas en países como EE. UU., Canadá o Australia, ¿Qué casos considera más aplicables/comparables a la realidad chilena? ¿Por qué?
3)	De los principales esquemas de compensación: (a) fondos de compensación ( <i>in-lieu fees</i> ), (b) <i>one-off offsets</i> (compensación comienza al mismo tiempo que el proyecto), y (c) bancos de biodiversidad ( <i>biobanking</i> ) ¿Cuál(es) de estos esquemas considera más idóneo para ser aplicado en Chile? ¿Por qué?
4)	¿Qué criterios considera Ud. deben ser incorporados en la selección de los diferentes esquemas de compensación (fondos de compensación ( <i>in-lieu fees</i> ), <i>one-off offsets</i> y bancos de biodiversidad ( <i>biobanking</i> ) para su aplicación en Chile?
5)	¿Cuáles son los casos pilotos más relevantes de compensaciones en biodiversidad desarrollados en Chile?
6)	¿Qué sectores económicos son los más propicios para utilizar mecanismos de compensación en biodiversidad en Chile? ¿Por qué?
7)	De acuerdo a su conocimiento, ¿cuáles son los principales obstáculos para la implementación adecuada de esquemas de compensaciones en biodiversidad en el país?
8)	¿Es posible lograr equivalencias en biodiversidad?, ¿cuáles son los desafíos?

En las secciones a continuación se resume el estado del arte en Chile en el ámbito de compensaciones a la biodiversidad, y se resume la visión de los expertos consultados en función de aspectos clave abordados en la entrevista.

## **5.2 Estado del Arte en Chile**

### **5.2.1 Aspectos generales**

En Chile no existen casos concretos de compensaciones en biodiversidad, en el correcto sentido del término (Ladrón de Guevara et al. 2015). La minería es uno de los pocos sectores más susceptibles de efectuar compensaciones en biodiversidad, debido al desarrollo de proyectos de gran impacto en biodiversidad, y altos beneficios económicos (Ladrón de Guevara et al. 2015).

En este sector, como expresan Ladrón de Guevara et al. (2015) de 81 Estudios de Impacto Ambiental revisados, sólo 68 declaran tener impacto, esto de por sí es una cifra baja, para un sector tan invasivo y perturbador como lo es la minería. De estos estudios, 53 de ellos realizaron lo que para el actual SEIA son medidas de “compensación”: (i) monitoreo de hábitat o especies, (ii) estudio de hábitats o especies intervenidas, (iii) asistencia técnica o económica a un sector productivo. Ninguna realizó compensaciones en biodiversidad de la forma como debería realizarse. Es decir, las compensaciones no siguen los principios planteados para el diseño e implementación de mecanismos de compensación. Las medidas de compensación del SEIA no están centradas en resultados, sino más bien en acciones independiente si estas son efectivas o no. La regulación actual (Ley 19.300 y sus modificaciones y reglamentos) provee de un marco básico para llevar a cabo compensaciones en biodiversidad. Sin embargo, estas compensaciones no están siendo plasmadas en su espíritu, ya que esto no se ha traducido en actividades que efectivamente restituyan totalmente los valores de biodiversidad perdidos (Ladrón de Guevara et al. 2015).

Las actividades más características del sector minero para el caso de las medidas de mitigación son (Ladrón de Guevara et al. 2015): (i) uso de tecnología para disminuir los efectos adversos durante la etapa de construcción, (ii) desarrollo de actividades de educación ambiental, y (iii) minimización de áreas intervenidas. Como plantean los autores, las actividades de restauración han sido principalmente acciones para revertir efectos en área intervenida (como traslado de especies de fauna o plantación de especies de flora) o recarga artificial de cuerpos hídricos.

La mayoría de los casos de proyectos mineros que afectan la biodiversidad, busca “compensar” al componente hídrico, seguido por la flora y fauna, dando también importancia al paisaje.

### *Agentes que buscan compensar acciones*

Wildlife Conservation Society, (2012) recomienda la identificación de actores que puedan servir como proveedores de compensaciones entre ellos personas dueñas de terrenos con intenciones de conservación, asociaciones de conservación privada, ONGs, municipios, cooperativas pesqueras, viñas, entre otras. Ciertas zonas geográficas son prioritarias para la conservación y por lo tanto excelentes para programas de compensación. Es por ello que sería de utilidad realizar una priorización espacial a nivel del paisaje, que se integre con información sobre dónde se producirá la mayor demanda por compensaciones. Junto con ello las compensaciones ecológicamente equivalentes (*like for like*; igual por igual) o el intercambio por un componente ambiental más prioritario que el impactado (“igual por igual o mejor”) dependerá de las prioridades de conservación del país.

### *Sitios donde podrían realizarse acciones de compensación*

Lo sitios donde existe potencial para compensar son (Wildlife Conservation Society 2012, Ladrón de Guevara et al. 2015):

- (1) Todas las áreas que ya presenten un impacto negativo no mitigado y por lo tanto presenten necesidad de ser restauradas.
- (2) Todas las áreas remanentes de ecosistemas naturales con baja perturbación, y sin protección legal, que sean susceptibles de ser impactadas por futuros proyectos de desarrollo, y que se encuentran con baja o nula representatividad en el sistema nacional de áreas protegidas incluyendo áreas marinas.

Esta compensación debe ser llevada a cabo bajo ciertas condiciones mínimas:

- (1) Que el área para compensar se trate del mismo ecosistema natural afectado.
- (2) Que el área para compensar sea de igual o mayor tamaño que la impactada, lo que está determinado por la aplicación del factor de compensación.
- (3) Que el área para compensar tenga igual o mayor riqueza de especies que el área del ecosistema impactado.
- (4) Que el área para compensar tenga igual o menor nivel de amenaza con comparación con el área del ecosistema impactado.

### *Gestión de la demanda*

Según Doswald et al. (2012), la demanda por actividades de compensación óptima proviene de mejor manera a partir de una regulación clara. Por lo mismo, en Chile es necesaria una legislación efectiva que provea requerimientos y lineamientos claros, de lo contrario se dificulta la posibilidad de generar una demanda por compensaciones óptimas. Frente a regulaciones poco claras o certeras, la compensación puede ejecutarse de manera dispersa, dadas las amplias diferencias en los objetivos voluntarios emanados de las políticas de responsabilidad corporativa (Wildlife Conservation Society 2012).

Existe una gran necesidad en el país de que se desarrollen líneas efectivas para aplicar la jerarquía de mitigación revisada en capítulos anteriores, y llevar a cabo un diseño e implementación de compensaciones de biodiversidad. Estos dos puntos son elementos cruciales para tener un esquema nacional de compensaciones en biodiversidad. Debido a lo expresado anteriormente, como requisito de la compensación de la biodiversidad, es necesario atender la descoordinación entre las medidas de compensación de biodiversidad asociadas a la Ley 19.300 y aquellas solicitadas por la regulación sectorial<sup>13</sup> (Wildlife Conservation Society 2012).

De acuerdo a Wildlife Conservation Society (2012), si la medida a adoptar corresponde al cumplimiento de una ley general orgánica o regulación sectorial, no es relevante desde el punto de vista del objetivo de pérdida neta cero de biodiversidad. Para alcanzar este objetivo, es importante lograr que las medidas efectuadas compensen de la mejor forma por la pérdida de biodiversidad, evitando dobles compensaciones que implican altos costos para los proyectos.

#### *Foco en los grandes sectores con impactos en la biodiversidad*

Existen varios esquemas de compensación distintos (*one-off offset, in-lieu fees, biobanking*, entre otros revisados anteriormente), algunos de los cuales pueden tener altos costos de transacción, al involucrar múltiples partes, requerir monitoreo y evaluación, y fiscalización por parte de una agencia regulatoria.

En aquellos grandes sectores económicos para los cuales se pueden anticipar también grandes impactos sobre la biodiversidad, en el futuro cercano el esquema será más eficiente si toma en consideración estos costos. Entre estos sectores están minería y energía, acuicultura, y en menor medida la industria forestal y la agricultura. No todos estos sectores actualmente ingresan al SEIA. Sin embargo, es posible que estén dispuestos a participar de iniciativas de compensación ya que podrían:

- (1) cumplir con requisitos de agencias financieras,
- (2) (certificaciones,
- (3) mejorar su licencia social para operar, o
- (4) anticiparse a regulaciones futuras (Wildlife Conservation Society 2012). Sin embargo, una medida especialmente importante sería que todos los proyectos que afecten la biodiversidad, sin importar el sector, entren al SEIA.

Un elemento extra que puede ser potencialmente beneficioso para compensaciones en biodiversidad que plantea la estructura económica chilena es que los sectores antes mencionados, que tienden a agruparse geográficamente o a afectar ecosistemas similares, podrían generar suficiente demanda para las compensaciones óptimas.

---

<sup>13</sup> La obligación de reforestar derivada de la Ley de Bosque Nativo no es compatible con medidas de compensación óptima de biodiversidad, ya que responde a los criterios de equivalencia en superficie y de individuos de especies arbóreas afectados, sin incorporar criterios específicos de calidad, al menos tal y como se aplica la Ley actualmente. Es por ello, que con esta normativa, no se compensa la pérdida de bosque en términos de hábitat o ecosistema, lo que debería ser compensado en forma complementaria, lo que resulta en medidas muy ineficientes (Wildlife Conservation Society 2012).

De esta forma es posible que medidas de reforestación en el marco de la restauración y protección de un bosque degradado existente pudieran ser una medida adecuada tanto para compensar por la pérdida del ecosistema como para cumplir con la Ley de Bosque Nativo, pero esto tendría que ser revisado y coordinado por el Ministerio del Medio Ambiente con la CONAF, lo cual representa un importante desafío (Wildlife Conservation Society 2012).



### *Compensación regulada por el Mercado*

La promoción temprana de incentivos hacia los sectores privados de la economía para compensar biodiversidad, podría generar apoyo transversal para un programa de compensaciones a la biodiversidad que esté regulado. El Banco Mundial, la International Finance Corporation (IFC) y el BID han adoptado estándares para el financiamiento de proyectos de desarrollo que son consistentes con la jerarquía de mitigación y la compensación óptima (Doswald et al. 2012). Es por ello que es posible suponer que el interés en las compensaciones óptimas es creciente en las instituciones financieras multilaterales. Sin embargo, como explican BBOP et al. (2012) los bancos comerciales e inversionistas no tienen un conocimiento ni una comprensión clara de lo que significa la compensación de biodiversidad y de cómo aplica ésta a los productos financieros y al manejo del riesgo.

Es por ello que se hace necesario que se trabaje con instituciones financieras multilaterales para comunicar de mejor forma el rol de la jerarquía de mitigación y la compensación en biodiversidad. De la misma manera, es importante integrar a un esquema de escala nacional los estándares multilaterales existentes. Los estándares del IFC podrían servir como un comienzo para que el Ministerio del Medio Ambiente involucre al sector privado en proyectos piloto (Wildlife Conservation Society 2012).

### *Gestión de la oferta*

El tipo de actividades que formarán parte de la oferta de compensaciones no es un aspecto trivial en el diseño de programas de compensación de la biodiversidad. Entre estas actividades se encuentran actividades de preservación, conservación (protección y eliminación de amenazas) o restauración. El gran problema que presenta la definición de los tipos de actividades involucradas es que, en general, es caso-dependiente. En algunos casos podría ser estratégico proteger activos ambientales que se encuentran amenazados por degradación, mientras que en otros las compensaciones basadas en la restauración serán más adecuadas, todo ello tomando en cuenta el principio de adicionalidad discutido anteriormente.

Dependiendo de la situación de la jerarquía de mitigación en el esquema de compensación y sus requerimientos específicos, se podrán incluir tanto las actividades de conservación como las de restauración. Estos requerimientos específicos dependerán de los sectores económicos involucrados. Sin embargo, y bajo el objetivo de pérdida neta cero de biodiversidad o ganancia en biodiversidad, el principio de adicionalidad vuelve a ser muy relevante, es por ello que Wildlife Conservation Society (2012) recomienda que el Ministerio del Medio Ambiente trabaje en conjunto con la academia y las ONGs para revisar y definir las actividades más adecuadas para la compensación, así como las oportunidades de oferta del país.

Respecto a la creación de la oferta, se requiere de inversiones iniciales para que los beneficios de biodiversidad puedan crearse para satisfacer cualquier demanda potencial de compensaciones, con el fin de incentivar y crear la oferta. Los esquemas de compensación de biodiversidad que mejor funcionan hasta ahora han sido creados en un contexto en que dependen del sector privado y no del gobierno. Ejemplos de ellos fueron revisados más arriba (esquema de Mitigación Compensatoria de Humedales en EE.UU. y de vegetación nativa en Australia) (Wildlife Conservation Society 2012).

Con el fin de crear oferta es posible desarrollar algunas actividades iniciales que pueden incluir (i) la identificación de actores que puedan servir como proveedores de compensaciones, (ii) realizar una priorización espacial a nivel del paisaje, que se integrará con información sobre dónde se producirá la mayor demanda por compensaciones.

También es importante para la oferta, la generación de un marco regulatorio efectivo, especialmente si el sector privado espera ser un actor en la provisión de compensaciones. Este marco regulatorio debe ser capaz de generar reglas claras para cada actor, al mismo tiempo que ser suficientemente flexible como para no generar parálisis en el mercado.

Para que exista una demanda confiable y consistente de compensaciones, y que envíe la señal correcta hacia el sector privado, resulta imprescindible la creación de regulación que promueva estas condiciones. Sin señales de mercado claras, es menos probable que el sector privado incluyendo las ONGs y la academia, hagan las inversiones necesarias para generar la oferta necesaria para un esquema de bancos de compensación (Wildlife Conservation Society 2012).

#### *Línea base*

Wildlife Conservation Society, (2012) propone que el Ministerio del Medio Ambiente debe trabajar en conjunto con la academia y las ONGs para crear un marco técnico para la definición de la línea base adecuada en los diferentes ecosistemas relevantes del país. Existe un alto nivel de capacidad en actividades de conservación en la academia y las ONGs. Sin embargo, el gobierno debe proveer los incentivos y recursos para atraer esa capacidad hacia un esquema nacional de compensaciones.

#### *Infraestructuras transaccionales*

La infraestructura transaccional que se refiere a los mecanismos y roles de los actores que permiten el funcionamiento de un programa basado en el mercado, tal como los esquemas de compensación de la biodiversidad (Gartner & Donlan 2011; Wildlife Conservation Society 2012; Donlan 2013) es esencial.

Componentes relevantes de esta infraestructura pueden incluir (Wildlife Conservation Society 2012):

- (1) un agente o corredor para canalizar la oferta,
- (2) un administrador de mercado para gestionar la validación por terceros, el monitoreo y la verificación de los créditos, y
- (3) una metodología con base científica para cuantificar los impactos y beneficios ambientales en una unidad de intercambio o crédito que pueda ser comprada y vendida

La infraestructura transaccional será creada para gestionar de la mejor manera la oferta y demanda por compensaciones en biodiversidad, para lo cual la creación de un marco regulatorio efectivo es indispensable.

Wildlife Conservation Society (2012) propone un esquema de compensación específico por sector, ya que permitiría sobrellevar el desafío que implica desarrollar una infraestructura transaccional, incluyendo métricas o unidades de cambio, que sean aplicables a todos los sectores.

Así, un esquema específico para cada sector industrial que fuera inclusivo, probablemente tendrá mayor apoyo por parte de la industria, ya que la participación sería requerida para todos los participantes y se reducirían los impactos sobre la competencia. Por lo tanto, se hace fundamental iniciar medidas de cooperación y diálogo con estos sectores y analizar la posibilidad de co-diseñar esquemas sector-específicos para la compensación óptima de biodiversidad (Wildlife Conservation Society, 2012).

### *Equivalencias*

Wildlife Conservation Society (2012) propone que es deseable diseñar métricas de equivalencia sector-específicas. El Ministerio del Medio Ambiente debe trabajar activamente con todos los actores (incluyendo la academia y el sector sin fines de lucro) en forma colaborativa y adaptativa en el desarrollo de métricas. Estos actores deben ser identificados previamente, como se expuso en la sección Creación de la Oferta.

Esta aproximación podría ser financiada por agencias como el BID, o el Banco Mundial, las cuales ya están apoyando discusiones similares en otros países de la región. Este trabajo se propone que finalice con protocolos para los proponentes de proyectos y proveedores de compensaciones que especificarán (i) requisitos de elegibilidad para la creación y venta de créditos de biodiversidad, y (ii) una metodología para la cuantificación de estos créditos (WildlifeConservationSociety2012).

Finalmente respecto al desarrollo de una plataforma de registro y transacción, cualquier política pública ambiental tiene como objetivo principal asegurar la máxima transparencia y credibilidad, especialmente si está basada en mecanismos de mercado. Sin embargo, muchos de los programas medioambientales que involucran pagos no tienen una infraestructura de registro, lo que ha dado como resultado una falta de transparencia que ha obstaculizado el crecimiento, la participación, la inversión y la confianza. Como ejemplo, los bancos de compensaciones de humedales y de especies no presentan un registro centralizado, por lo que son difíciles de acceder y monitorear (Wildlife Conservation Society2012).

Debido a lo anterior, la falta de transparencia de muchos mercados de elementos medioambientales ha impedido que actores o potenciales participantes del mercado comprendan el perfil, tamaño, volúmenes, niveles de participación, tendencias de crecimiento y otros factores imprescindibles para crear una estrategia de cumplimiento medioambiental (WildlifeConservationSociety2012). En el caso de las empresas que pudiesen tomar un rol de liderazgo y participar de oportunidades de mercados ambientales, la falta de transparencia dificulta la preparación de un perfil de riesgo y una estrategia sobre la forma en que se involucraría la empresa en el mercado. También la falta de transparencia dificulta la demostración pública de sus acciones con confianza (Wildlife Conservation Society2012).

### *Registros*

El registro es productor estructural entre el desarrollo y creación de activos ambientales, y los mercados en los cuales ellos se transan (Wildlife Conservation Society 2012). Un registro es una infraestructura electrónica creada especialmente para asegurar la inscripción precisa, eficiente y transparente de créditos ambientales y sus respectivos servicios ecosistémicos. El registro verifica e inscribe la transferencia de propiedad.

Los registros deberían funcionar de manera centralizada con el fin de que toda la información disponible sea capturada y sea utilizable dentro de un solo sistema a una cierta escala. Un registro a escala nacional admite la captación de datos, aumenta la participación y produce transparencia para las empresas participantes, reguladores, inversionistas, consumidores, medios, analistas, el público y la sociedad civil en general, tanto organizada como atomizada.

Se deberían utilizar los registros preexistentes, más que construir nuevos, ya que los registros preexistentes pueden ser modificados para adaptarse a las necesidades de cualquier programa ambiental basado en el mercado, incluyendo las compensaciones de biodiversidad.

Una plataforma transaccional facilita la compra y venta de créditos, la cual debería estar vinculada al registro. Adicionalmente, la infraestructura debe gozar de la flexibilidad necesaria para cubrir las necesidades específicas de cada macro zona, así como para los tomadores de decisiones que lo utilicen (WildlifeConservationSociety 2012).

### 5.2.2 Avances concretos

En Chile se han realizado algunos análisis como el estudio “Habitat Banking in Latin America and Caribbean: A Feasibility assessment” (PNUD/PWC 2010). El objetivo fue evaluar la factibilidad del desarrollo de esquemas de compensación basados en bancos de compensación de biodiversidad, tomando el modelo de Estados Unidos como referencia. Se consultaron grupos de interés locales el año 2009 en Chile, Costa Rica, México, Panamá, y Perú. El informe “*Habitat Banking In Chile: A Feasibility Assessment Working Paper*” es el análisis de factibilidad para Chile, en el cual se levantan las principales brechas para la implementación de un esquema de bancos de compensación en biodiversidad, basados en criterios medioambientales, regulatorios, y económicos.

A continuación se resumen los principales hallazgos basados en criterios medioambientales, regulatorios y económicos:

<b>FACTIBILIDAD DEL DESARROLLO DE ESQUEMAS DE COMPENSACIÓN EN CHILE EN FUNCIÓN DE CRITERIOS AMBIENTALES</b>
(Fuente: Adaptado de PricewaterhouseCoopers 2011: 15)
(1) En el norte y centro del país hay una alta concentración de sitios no protegidos sujetos a alta presión debido principalmente al desarrollo de la minería y la industria forestal, respectivamente, con un alto valor en términos de biodiversidad. Por su parte, existen humedales fuera de la designación RAMSAR que no han sido debidamente conservados, mientras que otros, denominados como RAMSAR, han sido dañados como es el caso del Río Cruces.
(2) La compañía minera Doña Inés de Collahuasi relocalizó 2 hectáreas del humedal Capella antes de ser cubierto por un botadero de material estéril. La misma empresa participó en la restauración del humedal Jachucoposa usando canales de irrigación para restaurar el nivel de agua (CONAMA-CONAF-SAG-Collahuasi). Collahuasi participó en la reforestación de 150 hectáreas de Queñoa, cercana al volcán Irrupucuntu. Por su parte, la compañía minera Los Pelambres maneja el lago Conchalí, de importancia para aves migratorias neotropicales. En un futuro esquema de bancos de compensación de biodiversidad, este tipo de iniciativas pueden ser expandidas para vender el exceso de créditos.
(3) Existen iniciativas gubernamentales destinadas a generar información sobre temas medioambientales (SINIA, CIREN), y en forma particular ligados a temas de biodiversidad y ecosistemas. Esta información puede ser usada para la planificación y diseño de un esquema de bancos de compensación basados en biodiversidad.

## FACTIBILIDAD DEL DESARROLLO DE ESQUEMAS DE COMPENSACIÓN EN CHILE EN FUNCIÓN DE CRITERIOS REGULATORIOS

(Fuente: Adaptado de PricewaterhouseCoopers 2011: 16)

- (1) Todos los proyectos vecinos a áreas protegidas, legalmente establecidas, deben ingresar al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA).
- (2) El SEIA exige un plan de manejo ambiental, en el que se incluye la necesidad de mitigación, monitoreo, y un plan de cierre. Este último debe restaurar el sitio a su “estado natural”.
- (3) El sistema de evaluación de impacto ambiental utiliza la jerarquía de mitigación, sin embargo carece del paso “evitar”. Este es un paso fundamental para lograr el objetivo de “no net loss”.
- (4) El ingreso de un estudio de impacto ambiental frecuentemente es seguido de una negociación entre el desarrollador de proyecto y la autoridad. Esta instancia debe ser técnica, avocada principalmente en la discusión del plan de compensación. No obstante, el grupo de consulta indicó que frecuentemente responde a decisiones políticas.
- (5) La legislación Chilena establece que el propósito de la compensación es producir o generar un efecto alternativo positivo que compense el daño ambiental. Sin embargo, no necesariamente esta acción debe ser compatible con el principio de “*like for like*” (*compensación igual por igual*).
- (6) Se ha estimado que un 5% de los costos de inversión de los proyectos en Chile es destinado a medidas de compensación, lo cual hace posible que un esquema de bancos de compensación de biodiversidad sea una alternativa más eficiente económicamente.
- (7) Se ha aplicado la nueva ley de bosque nativo para proyectos mineros, en el marco del SEIA. De acuerdo al grupo de consulta, este esquema ha facilitado el proceso de definición de la compensación por hectárea.
- (8) Con respecto a la voluntad política para fomentar la pérdida neta de biodiversidad, en el año 2003 Chile adoptó su estrategia nacional de biodiversidad, y en diciembre de 2005 se aprobó la estrategia nacional para la conservación y uso racional de humedales en Chile.
- (9) Se han identificado 6 instrumentos legales que parecen tener relevancia para el principio de “Pérdida neta nula” de biodiversidad a nivel nacional:
  - Especies en peligro:
    - Ley de caza (4601): Restringe la caza, captura y crianza de vida silvestre, excepto en especies acuáticas. El hábitat de las especies no es protegido por esta ley, sin embargo exige ciertas medidas de mitigación cuando un hábitat es impactado.
    - Reglamento para la clasificación de especies silvestres (DS 75, 2005): Provee reglas para la clasificación del status de conservación de especies. Se encuentra en línea con los criterios del IUCN.
    - Ley de bases del Medio Ambiente (19.300): La ley establece el objetivo de no perder la herencia medioambiental del país.
    - Nueva Ley de Bosque Nativo (DS 20.283, 2008): Esta ley contempla fondos para la conservación de bosques nativos, la regulación de proyectos de recuperación y manejo sustentable del bosque nativo, y un fondo para impulsar el desarrollo científico ligado al bosque nativo. Además, incluye la prohibición de destrucción de bosque cercano a aguas, incluyendo humedales, y el requerimiento de planes de manejo para la corta.
  - Humedales
    - Norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río cruces: Esta norma establece la necesidad de niveles de calidad para las aguas continentales, prevenir la contaminación, y la planificación para restaurar o descontaminar recursos hídricos.
    - RAMSAR: Existen 9 sitios RAMSAR en el país, cubriendo 160.154 hectáreas.
    - Nueva Ley de Bosque nativo (DS 20.283, 2008): Es importante para la protección de vegetación cercana a humedales.



### **FACTIBILIDAD DEL DESARROLLO DE ESQUEMAS DE COMPENSACIÓN EN CHILE EN FUNCIÓN DE CRITERIOS ECONÓMICOS**

Fuente: Adaptado de PricewaterhouseCoopers 2011: 17)

(1) Actores que potencialmente participarían como desarrolladores de bancos de compensación son: el sector privado, los grupos indígenas y ONGs. En el ámbito del sector privado se presentan como potenciales desarrolladores las Reservas naturales privadas, Compañías mineras, Compañías de energía, Compañías forestales y Compañías Agroindustriales. En el ámbito de grupos indígenas están las Reservas Indígenas y en ONGs se mencionan Fundación Senda Darwin y la Sociedad de Conservación de vida silvestre.

(2) Los sectores con potencial para ser compradores de créditos son los siguientes: Minería y refinamiento de minerales, Generación de energía termoeléctrica en zonas costeras, Generadoras hidroeléctricas, Agroindustria e industria forestal, Construcción de carreteras, Sector inmobiliario, Industria pesquera (salmón).

(3) Las instituciones que pueden servir de proveedores de recursos financieros para un esquema de bancos de compensación de biodiversidad son las siguientes: Gobierno, Sector privado, Instituciones multilaterales, Bancos privados, Bancos de desarrollo, Fundaciones privadas.

La Tabla 6 resume la visión de los expertos consultados en función de las preguntas abordadas en la entrevista.

Tabla 6. Visiones sobre mecanismos de compensación en biodiversidad en Chile. Elaboración propia con base en argumentos de J. Ladrón de Guevara y B. Saavedra.

TEMA ABORDADO	VISIÓN (ASPECTOS CLAVE)
<p><b>Institucionalidad apropiada para gestionar compensaciones en biodiversidad a nivel nacional</b></p>	<p>La institucionalidad asociada al SEIA sería apropiada para comenzar a implementar mecanismos de compensación en biodiversidad. No obstante, hay que corregir algunos problemas:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- La institucionalidad ambiental actualmente tiene problemas ya que existe instalada una inadecuada interpretación de CONAF respecto a lo que significa compensación en biodiversidad.</li> <li>- La Ley 19.300 entra en conflicto con la Ley de Bosques respecto a las compensaciones en biodiversidad.</li> </ul> <p>El Servicio Nacional de Áreas Protegidas y Biodiversidad debe jugar un rol esencial en la implementación de estos mecanismos.</p>
<p><b>Esquema de Compensaciones apropiado a la realidad Chilena</b></p>	<p>La factibilidad legal, con un sistema de <i>one-off offset</i> es relativamente simple, ya que puede ser introducida con cambios menores en el SEIA. Con otros sistemas, tendría que incorporarse una nueva normativa, por las implicancias legales y financieras de los bancos de compensación, u otros.</p> <p>Adicionalmente, pareciera ser que el sistema de Bancos no va a funcionar en Chile por la complejidad del sistema. No existen mecanismos claros de reducción de la incertidumbre. No hay fondos en Chile para hacer esto, ni capital, por lo que para el caso del Banking, se podría aspirar a ello en una segunda etapa con inversión en institucionalidad pública que se justifique. Para ello deben darse dos condiciones (i) la eficacia de fondos es compleja de medir, pero debe ser medida, (ii) SNAP no mide eficacia ni efectividad, pero debe comenzar a hacerlo.</p> <p>Por lo tanto, pagar dinero que iría por ejemplo a fondos manejados por el Estado no funcionaría. Por otra parte, no hay forma de demostrar eficacia en CONAF. No es bueno el sistema de pagos cuando no hay capacidad de demostrar eficacia en conservación. Para la evaluación de eficacia sería necesario por ejemplo reducir amenazas (por ejemplo, fuego), estimar poblaciones, especies invasoras, entre otras.</p>
<p><b>Criterios apropiados a incorporar en la selección de mecanismos de compensación en biodiversidad</b></p>	<p>(i) Biológicos: de tal forma de determinar qué método es capaz de producir mejores resultados biológicos, y</p> <p>(ii) Realismo de las medidas: cómo lidiar con la complejidad administrativa o costos del Estado.</p>
<p><b>Casos piloto en Chile</b></p>	<p>En Chile no existen casos piloto relativos a compensaciones en biodiversidad. El análisis sistemático sobre la efectividad de las compensaciones vinculadas a la biodiversidad es aún reducido. Hasta la fecha, sólo existe investigación relativa al modo en que en la legislación nacional se utilizan indistintamente los conceptos de mitigación y de compensación, así como otras investigaciones relativas al proceso de diseño de un proyecto y su relación con el impacto ambiental.</p> <p>Existe la experiencia de diseño de un método de compensación en biodiversidad para la Región de Tarapacá (Ladrón de Guevara et al. 2015), la cual contempló un análisis orientado a caracterizar las compensaciones del clúster minero, con el objeto de analizar las tendencias en materia de compensaciones por pérdida de biodiversidad. Debido a que la biodiversidad no responde a límites político-administrativos, se incluyeron en este análisis proyectos mineros pertenecientes a las regiones de Arica y Parinacota, Antofagasta y la región de Coquimbo (Ladrón de Guevara et al. 2015).</p>
<p><b>Sectores económicos más propicios para desarrollar mecanismos de compensación en biodiversidad</b></p>	<p>Los sectores económicos destacados en la economía nacional que tienen más oportunidades de utilizar las compensaciones en biodiversidad son: minería, energía (represa, eólico), infraestructura en general (carreteras, embalses). También está el potencial para que el sector forestal y el sector agrícola entren a jugar roles importantes en las compensaciones de biodiversidad. Sin embargo, la ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, no incluye estas actividades (agrícolas, forestales) dentro del SEIA.</p>



TEMA ABORDADO	VISIÓN (ASPECTOS CLAVE)
	<p>Muchos de los valores ambientales críticos se encuentran hoy en manos de industrias tales como la forestal o agrícola. Aún más, la industria vitivinícola tiene el potencial de ser un oferente de terrenos para compensaciones. Sin embargo debería tomarse en cuenta que la misma industria tiene importantes impactos que hoy en día no ingresan al SEIA.</p> <p>Hoy en día es de interés para la industria transformar terrenos de alto valor ecológico en activos ambientales a través de su puesta en valor como potenciales bancos, con el fin de adecuarse a los estándares internacionales de la industria y financiar los costos de no convertir esas zonas en terrenos agrícolas, así como para compensar su propia huella ecológica. Esto permite prevenir los efectos de una eventual inclusión de la actividad en el SEIA.</p> <p>Por otro lado, la viticultura presenta muchas empresas que son líderes en gestión medioambiental, y podrían convertirse en proveedores de servicios de biodiversidad.</p> <p>La salmonicultura, que presenta un complejo historial medioambiental, se podría beneficiar de las compensaciones en biodiversidad, mediante la creación de un medio ambiente más saludable y sustentable en el que desarrollar los peces.</p>
<p><b>Obstáculos de la implementación de compensaciones en biodiversidad en Chile</b></p>	<p>Pareciera ser que a biodiversidad no se le ha dado la importancia que tiene, si se compara con otros componentes del medio ambiente como aire o agua. Se ha pecado de exigencia teórica de las iniciativas que se han querido impulsar.</p> <p>Algunos de los problemas que presenta la institucionalidad actual en Chile son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>(i) Existe una relativización del concepto de compensación.</li> <li>(ii) Se mitiga y restaura pero, se compensa mal.</li> </ul> <p>Los principales obstáculos que se presentan en el actual contexto Chileno para la aplicación de compensación en biodiversidad son:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>(i) No hay institucionalidad de conservación: Hoy en día en Chile la institucionalidad de conservación es invisible. CONAF no presta los servicios necesarios para la conservación de la biodiversidad. Servicios con capacidades claras y con fuertes atribuciones tienen que existir para instaurar este esquema.</li> <li>(ii) La práctica de la Evaluación de Impacto Ambiental actual: Se debe cambiar la forma en que se interpreta la compensación en el SEIA, ya que hay que pasar de entenderla como un beneficio cualquiera para resarcir un daño, a un beneficio <i>equivalente</i>.</li> </ul> <p>A partir de los proyectos que no puedan, evitar, mitigar ni restaurar los impactos negativos en el SEIA, se podrían bajar a proyectos piloto de compensación en biodiversidad.</p> <p>SEIA es perfectible, y debe presentar la flexibilidad para cambiar ciertos procedimientos por otros que sean más eficientes y eficaces.</p> <p>U claro ejemplo de esta descoordinación son los permisos ambientales sectoriales para la corta de bosque nativo, que obligan al titular de proyecto a reforestar o regenerar con especies del mismo tipo forestal una superficie de terreno igual a lo menos, que la superficie cortada o explotada. A la vez, el reglamento del SEIA indica que “el simple cumplimiento la normativa ambiental aplicable no constituirá, necesariamente, una medida de mitigación, restauración o reparación compensación” (art. 97). Debido a todo esto, esta medida no puede ser considerada como parte de las medidas de compensación requeridas por el SEIA, debido a que corresponde simplemente al cumplimiento de la obligación legal.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>(i) Existe un desafío de conocimiento en cuatro diferentes aristas: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Entendimiento escaso del sistema natural (conocimiento y valorización) falta de conocimiento en la práctica, hay desconocimiento científico.</li> <li>- No hay buenos catastros, no hay información básica de la biodiversidad en cualquiera de sus formas.</li> <li>- Entendimiento limitado la dependencia de la economía con la conservación de la biodiversidad. No hay entendimiento de las poblaciones viables, el capital natural, etc.</li> <li>- Desconocimiento de las compensaciones en sí mismas, se requieren esfuerzos por alfabetizar en el tema.</li> </ul> </li> </ul>





TEMA ABORDADO	VISIÓN (ASPECTOS CLAVE)
	<p>(ii) Es necesario que exista una entidad, privada o pública que se haga cargo del diseño y monitoreo de planes de compensación de biodiversidad.</p> <p>(iii) El Estado no convoca la conservación hoy, no hay un sistema integrado para el análisis avanzado. No hay integración entre desarrollo y conservación, solo son relaciones 1:1 con empresas o consultoras. Sin embargo la compensación en biodiversidad obliga a convocar grupos, es en sí misma aglutinante, ya que el desarrollo impacta a las generaciones futuras, comunidad local, el desarrollo futuro. Por lo mismo se requieren pilotos con los cuales construir este sistema.</p> <p>(iv) Es importante destacar que el mundo privado está demandando estos temas: El International Council on Mining and Metals (ICMM), el Banco Mundial (BM), la OGDE y la International Finance Corporation (IFC), entre otros. La compensación en biodiversidad tiene tiraje desde el mundo privado hacia el mundo público, y es en el mundo privado donde se encuentra el dinero necesario para su implementación.</p>
<b>Equivalencias</b>	<p>Es necesario determinar equivalencias adecuadas para la puesta en marcha de un proyecto, ya que la situación actual es precaria, no se compensa en realidad. Hoy la compensación es en estudios científicos o centros de educación ambiental, entre otros, pero la ley no se cumple en términos de compensación. Es complejo desarrollar mercados para la biodiversidad ya que no existe capacidad técnica.</p> <p>Las equivalencias en biodiversidad constituyen un tema complejo, pero debe trabajarse arduamente en él, mejorando los registros de biodiversidad a nivel nacional.</p>

## 6. Conclusiones y Recomendaciones

### 6.1 Conclusiones

1. La gestión de la conservación de la biodiversidad necesita de la participación directa y efectiva de los agentes que participan en su degradación y en los lugares en que esa pérdida está ocurriendo. La compensación de biodiversidad es una herramienta especialmente diseñada para ello, y Chile cuenta con condiciones mínimas para avanzar en la planificación de este tipo de instrumentos.
2. Las compensaciones en biodiversidad deben seguir la jerarquía de mitigación. Para casos extremos en los que existan impactos negativos residuales, que no pudieron ser evitados, mitigados ni reparados (rehabilitación), entonces es necesario introducir el concepto de compensación en biodiversidad.
3. Diversas son las visiones internacionales sobre el funcionamiento de los mecanismos de compensación en biodiversidad. En el ámbito de las fortalezas destacadas es posible mencionar que estos mecanismos representan nuevos tipos de financiamiento para actividades de conservación, representan además el potencial de movilizar recursos por periodos prolongados de tiempo y pueden ser integrados en las inversiones de las compañías y apoyados con estrategias que sean contextuales y diversas en términos de gobernanza y argumentación científica. En el ámbito de las debilidades la falta de suficiente conocimiento científico, la destrucción de la naturaleza a favor del desarrollo y mercantilización de la naturaleza emergen como los más importantes.
4. Entre las principales dificultades en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad, destacan las siguiente): elegir las métricas apropiadas para medir biodiversidad; definir requerimientos para demostrar la pérdida neta = 0; demostrar equivalencias entre pérdidas y ganancias en biodiversidad; definir cuánto tiempo los esquemas de compensación deberían durar; decidir si se debe permitir una brecha temporal entre el desarrollo y las ganancias de la compensación; gestionar incertidumbres durante el proceso; definir qué tan reversibles deben ser los impactos del desarrollo; definir umbrales más allá de los cuales las compensaciones son aceptables.
5. Si bien existe un cuerpo importante de literatura científica internacional, falta aún mayor demostración de la eficacia de las estrategias de compensación implementadas. Algunos autores no dan buenas luces en este aspecto.
6. Los expertos consultados en el área recomiendan utilizar *one-off offset* debido a que este esquema es el más simple, en el cual no es necesario la creación de un sistema de bancos (*biobanking*), ni tener terceros que provean la compensación y sean los responsables del área que se usará para compensar (*in-lieufees*). Estas otras formas de esquemas de compensación podrían utilizarse en el futuro cuando ya esté posicionada la compensación como una herramienta válida.



7. La incorporación de las compensaciones en biodiversidad debe realizarse a través del desarrollo de casos piloto que permitan de común acuerdo con todos los actores relevantes desarrollar métricas de equivalencia adecuadas a la realidad Chilena.
8. El comienzo del impulso de las compensaciones en biodiversidad deben realizarse en el marco del SEIA, ya que este lo permite, pero hasta ahora ha habido un mal entendimiento del concepto y su aplicación.
9. Como conclusión frente a lo revisado más arriba se puede decir que sin normativas y reglamentaciones claras es extremadamente complejo llevar a cabo compensaciones en biodiversidad. Esto explica la falta de documentación de casos piloto en Chile.
10. Existen dificultades teóricas y prácticas en la implementación de mecanismos de compensación en biodiversidad, que aparentemente serían solucionables si se sigue la serie de recomendaciones dadas a continuación.

## 6.2 Recomendaciones

A continuación se presentan una serie de recomendaciones basadas en la revisión de literatura analítica y crítica, así como también en la visión de los expertos consultados.

1. Dada la robustez de las visiones a favor y en contra de los mecanismos de compensación en biodiversidad, vale la pena indagar estos mecanismos con cautela y razonar no solamente desde una postura técnica o científica, sino que también ética y política.
2. Necesidad de incorporar las compensaciones en biodiversidad en el SEIA (opera a escala nacional y cuya existencia no sólo permite, sino que promueve el establecimiento de compensaciones de calidad).
3. Necesidad de fortalecer un marco integrativo y orgánico a las compensaciones de biodiversidad llevadas a cabo en el SEIA, para que éstas se encuentren enmarcadas en estrategias de jerarquía más alta.
4. Los proyectos pilotos deben ser informados y transparentes siguiendo los 10 principios fundamentales de los mecanismos de compensación en biodiversidad.
5. Debe escogerse el esquema de compensaciones de *one-off offset*, ya que los otros esquemas implican el uso de recursos técnicos e institucionales que el país no posee.
6. Establecer lineamientos efectivos y certeza regulatoria ayudan a obtener el apoyo e involucramiento del sector privado, ya que establece reglas claras para todos los actores involucrados.
7. Una tarea prioritaria del MMA debería consistir en coordinar y eventualmente rectificar legalmente el doble requerimiento de compensación, de la ley 19.300 y leyes sectoriales, como la ley de Bosques, ya que su rectificación es clave para una regulación eficiente, que incentive a los proponentes de un proyecto a adoptar las medidas que más favorezcan a la



biodiversidad, y que a la vez les puedan ser menos costosas y con mayor probabilidad de éxito.

8. Con el fin de desarrollar y poner a prueba la infraestructura necesaria para un esquema nacional de compensaciones exitoso es necesario (i) mejorar la capacidad institucional para la gestión de la conservación de la biodiversidad. Entre estas recomendaciones se encuentran: (ii) desarrollar metodologías de equivalencia, y (iii) desarrollar una plataforma de registro y transacción.

## 7. Referencias

Bas, A., Gastineau, P., Hay, J. & Levrel, H. 2013. Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental. *Revue d'économie politique*, 123 (1): 127–157.

BBOP (BUSINESS AND BIODIVERSITY OFFSETS PROGRAMME). 2009. *Business, Biodiversity Offsets and BBOP: An Overview*. Forest Trends, Washington, DC, USA.

BBOP (BUSINESS AND BIODIVERSITY OFFSETS PROGRAMME). 2012. *Biodiversity Offsets: Principles, Criteria and Indicators*. Forest Trends, Washington, DC, USA.

Bekessy, S., Wintle, B., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M., Colyvan & Burgman, M. 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters* 3: 151–158.

Bidaud, C., 2012. *Le carbone qui cache la forêt. La construction scientifique et la mise en politique du service de stockage du carbone des forêts malgaches*. Doctorat, Institut de Hautes Etudes Internationales et du Développement, Genève.

Bidaud, C., Hrabanski, M. & Meral, P. 2015. Voluntary biodiversity offset strategies in Madagascar. *Ecosystem Services*. doi:10.1016/j.ecoser.2015.02.011.

Boisvert, V. 2015. Conservation banking mechanisms and the economization of nature: An institutional analysis. *Ecosystem Services*. doi:10.1016/j.ecoser.2015.02.004.

Boisvert, V., Méral, P., Froger, G. 2013. Market-Based Instruments for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation? *Society and Natural Resources* 26: 1122–1136.

Bowman, M.S. & Zilberman, D. 2013. Economic factors affecting diversified farming systems. *Ecology and Society* 18 (1) (art. 33).

Brownlie, S. & Botha, M. 2009. Biodiversity offsets: adding to the conservation estate, or 'no net loss'? *Impact Assessment Project Appraisal* 27 (3): 227–231.

Bräuer, I., Müssner, R., Marsden, K., Oosterhuis, F.; Rayment, M., Miller, C. & Dodoková, A. 2006. *The Use of Market Incentives to Preserve Biodiversity*; EcoLogic: Nelson, New Zealand, .

Bruggeman, D.J., Jones, M.L., Scribner, K.T. & Lupi, F. 2009. Relating tradable credits for biodiversity to sustainability criteria in a dynamic landscape. *Landscape Ecology* 24: 775–790.

Bull et al. 2012. Biodiversity offsets in theory and practice. *Fauna & Flora International, Oryx*. doi:10.1017/S003060531200172X.

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J. & Milner-Gulland, E.J. 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47 (3): 369–380.

Bull, J.W., Milner-Gulland, E.J., Suttle, K.B. & Singh, N.J. 2014. Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation* 178: 2-10.

Bunn, D.A., Moyle, P.B. & Johnson, C.K. 2014. Maximizing the ecological contribution of conservation banks. *Wildlife Society Bulletin* 38: 377-385

Burgin, S. 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation* 17: 807-816.

Burrows, L., Butcher, B. & Treweek, J. 2011. Offsets for species in the UK planning context: a possible methodology. *In Practice* 71: 41-43.

Butchart, S. et al. 2010. Global Biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328:1164.

Butler, D.W. 2009. Planning iterative investment for landscape restoration: choice of biodiversity indicator makes a difference. *Biological Conservation* 142: 2202-2216.

Calvet, C., Napoleone, C. & Michel Salles, J. 2015. The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics. *Sustainability* 7:7357-7378.

Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S. & Bennett, J. 2013. Factors that influence transaction costs in development offsets : Who bears what and why ? *Ecological Economics* 88: 222-231.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I. & Turner, R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Globa. Environmental Change* 26: 152-158.

Curran, M., Hellweg, S. & Beck, J. 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24: 617-632.

Darbi, M., Ohlenburg, H., Herberg, A., Wenda, W., Skambracks, D. & Herbert, M. 2009. International approaches to compensation for impacts on biological diversity. Final Report to KfW Bankengruppe and the German Federal Agency for Nature Conservation, Berlin, Germany.

Darbi, M. & Tausch, C. 2010. Loss-gain calculations in German Impact Mitigation Regulation. Occasional paper contributed to BBOP. Consulted on-line at [http:// www.forest-trends.org/publication\\_details.php?publicationID=2404](http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=2404).

Defra (UK Department for the environment, food and rural affairs). 2011. Biodiversity Offsets: Guiding Principles for Biodiversity Offsetting. Defra; London, UK.

Doswald, N., Barcellos-Harris, M., Jones, M., Pilla, E. & Mulder, I. 2012. Biodiversity offsets: voluntary and compliance regimes. A review of existing schemes, initiatives and guidance for financial institutions. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. UNEP FI, Geneva, Switzerland.

Drechsler, M. & Hartig, F. 2011. Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags. *Ecological Economics* 70: 533-541.



Duke, G. 2013. Making Natural Capital and Ecosystem Services Operational in Europe through Biodiversity Offsetting and Habitat Banking. *Ecosystem Services*. doi:10.1016/B978-0-12-419964-4.00026-3.

Dunford, R.W., Ginn, T.C. & Desvousges, W.H. 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 48 (1): 49–70.

Estes, J.A., Terborgh, J. Brashares, J.S. Power, M.E. Berger, J. Bond, W.J. Carpenter, S.R. Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., et al. 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* 333: 301–306.

Failing, L. & Gregory, R. 2003. Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *Journal of Environmental Management* 68: 121–132.

Fox, J. & Nino -Murcia, A. 2005. Status of species conservation banking in the United States. *Conservation Biology* 19: 996–1007.

Froger, G., Ménard, S. & Méral, P. 2014. Towards a comparative and critical analysis of biodiversity banks. *Ecosystem Services*. doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.018.

Gardner, T.A., von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., et al. 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology* 27 (6): 1254–1264.

Gibbons, P. & Lindenmayer, D.B. 2007. Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management and Restoration* 8: 26–31.

Godden, D. & Vernon, D. 2003. Theoretical issues in using offsets for managing biodiversity. Annual Conference, Australian Agricultural and Resource Economics Society. February 2003, Fremantle, Australia.

Gontier, M., Balfors, B. & Mörtberg, U. 2006. Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 268–286.

Gordon, A., Langford, W.T., Todd, J.A., White, M.D. & Mullerworth, D.W. 2011. Assessing the impacts of Biodiversity Offset Policies. *Environmental Modeling and Software* 144: 558–566.

Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C. & Maron, M. 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology* 52:532–537.

Gordon, A., Langford, W.T., Todd, J.A., White, M.D., Mullerworth, D.W. & Bekessy, S.A. 2011. Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environmental Modelling Software* 26: 1481–1488.

Gorrod, E.J. & Keith, D.A. 2009. Observer variation in "assessments of vegetation condition: implications for biodiversity conservation. *Ecological Management and Restoration* 10: 31–40.

Hamilton, A.J. 2005. Species diversity or biodiversity? *Journal of Environmental Management* 75: 89–92.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A., Johnson, S., Moe, R.K., Pont, J., Solheim, D., de Bund, A.L. & Van, W. 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment* 408: 4007–4019.

Hrabanski, M. 2015. The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: Origins, success and controversies. *Ecosystem Services* doi:10.1016/j.ecoser.2014.12.010.

Humphries, C.J., Williams, P.H. & Vane-Wright, R.I. 1995. Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 93–111.

International Finance Corporation. 2012. Performance Standards on Environmental and Social Sustainability.

Johst, K., Hartig, F. & Drechsle, M. 2013. Offsetting Policies for Biodiversity Conservation: The Need for Compensating Habitat Relocation. *Models of the Ecological Hierarchy*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59396-2.00024-9>.

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A. & McKenney, B. 2010. Development by design: blending landscape level planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.* 8: 261–266.

King, D.M. & Price, E.W. 2004. Developing Defensible Wetland Mitigation Ratios: A Companion to “The Five-Step Wetland Mitigation Ratio Calculator”. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring (MD).

Ladrón de Guevara, J., Claussen, A., Miranda, M., Scott, S., Valenzuela, P. & Vergara, N. 2015. “Guía para el desarrollo de compensaciones en biodiversidad en la Región de Tarapacá”. Fundación Chile, Tarapacá, 108 p.

Lipton, J., Le Jeune, K., Calewaert, J.B. & Ozdemiroglu, E. 2008. Toolkit for Performing Resource Equivalency Analysis to Assess and Scale Environmental Damage in the European Union. REMEDE. Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU toolkit. *eftec*, London, UK.

Lohmann, L. 2009. Toward a different debate in environmental accounting: The cases of carbon and cost benefit. *Account. Organ. Soc.* 34: 499–534. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aos.2008.03.002>.

Macintosh, A. & Waugh, L. 2014. Compensatory mitigation and screening rules in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment. Review* 49: 1–12.



Madsen, B., Carroll, N. & Moore Brands, K. 2010. State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide. Forest Trends, Washington, DC.

Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D. & Bennett, G. 2011. Update: State of Biodiversity Markets. Forest Trends, Washington, DC.

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A. et al. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155: 141–148.

Maron, M., Bull, J., Evans, M. & Gordon, A. 2015. Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation*. doi:10.1016/j.biocon.2015.05.017.

McKenney, B. & Kiesecker, J. 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management* 45: 165–176.

McCarthy, M.A., Parris, K.M., Van Der, R., McDonnell, M.J., Burgman, M.A., Williams, N.S.G. et al. 2004. The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management & Restoration* 5: 24–27.

Mc Kenney, B. & Kiesecker, J.M. 2010. Policy development for biodiversity off sets: a review of offset frameworks. *Environmental Management* 45: 165–76.

Millenium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*; Millenium Ecosystem Assessment: Washington, DC, USA, 2005.

Moilanen, A., VanTeefelen, A.J.A., Ben-Haim, Y. & Ferrier, S. 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology* 17: 470–478.

Miller, K.L., Trezise, J.A., Kraus, S., Dripps, K., Evans, M.C., Gibbons, P., Possingham, H.P. & Maron, M. 2015. The development of the Australian environmental offsets policy: From theory to practice. *Environmental Conservation*. doi:10.1017/S037689291400040X.

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A. & Yockteng, R. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10(1): e1001247.

Morris, R.K.A., Alonso, I., Jefferson, R.G. & Kirby, K.J. 2006. The creation of compensatory habitat—can it secure sustainable development? *Journal for Nature Conservation* 14: 106–116.

Morris, R.K.A. & Gibson, C. 2007. Port development and nature conservation – experiences in England between 1994 and 2005. *Ocean & Coastal Management* 50: 443–462.

Norgaard, R.B. 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 9: 1219–1227.

Norton, D. 2009. Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environmental Management* 43: 698–706.

Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.

NSW DNR. New South Wales Department of Natural Resources. 2005. Native vegetation regulation 2005: environmental outcomes assessment methodology. Sydney, Australia.

O Keffe, A. 2013. Evaluating equivalence in biodiversity offset schemes.

OECD. 2013. Scaling Up Finance Mechanisms for Biodiversity.

Palmer, M.A. & Filoso, S. 2009. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325: 575–576.

Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M., Gardner, T.A., von Hase, A., Kate, K.T., Savy, C.E., Stephens, R.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T. & Ward, G., 2013. A process for assessing the offset ability of biodiversity impacts. *Conservation Letters* 6 (5): 376–384.

Pouzols, F.M., Burgman, M.A., & Moilanen, A. 2012. Methods for allocation of habitat management, maintenance, restoration and offsetting, when conservation actions have uncertain consequences. *Biological Conservation* 153: 41–50.

PricewaterhouseCoopers. 2011. Bases para el diseño y análisis de factibilidad para el desarrollo de un esquema de bancos de compensaciones en biodiversidad en Chile, en el marco del SEIA.

Quetier, F. & Lavorel, S. 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation* 144: 2991–2999.

Rands, M. et al. 2010. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science* 329: 1298.

Ray, G.L. 2008. Habitat Equivalency Analysis: A Potential Tool for Estimating Environmental Benefits (No. ERDC-TN-EMRRP-EI-02). Engineer Research and Development and Development Center, Vicksburg Ms.

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science* 325: 1121–1124.

Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167–171.

Robertson, R. 2006. The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services *Environment and Planning D: Society and Space* 24(3): 367 – 387.

Robertson, M.M. 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35: 361–373.

Salzman, J. & Ruhl, J.B. 2000. Currencies and the commodification of environmental law. *Stanford Law Review* 53: 607–694.

SCBD. 2000. Secretaría Convención de Diversidad Biológica.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.

SEA. 2014. Guía para la Compensación en Biodiversidad en el SEIA.

Spash, C. 2015. Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in *Nature. Biological Conservation*. doi:10.1016/j.biocon.2015.07.037.

Sullivan, S. & Hannis, M. 2015. Nets and frames, losses and gains: Value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England. *Ecosystem Services*. doi:10.1016/j.ecoser.2015.01.009.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2010. Mainstreaming the Economics of Nature. A Synthesis of the Approach. Conclusions and Recommendations of TEEB; The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Geneva, Switzerland, 2010.

Temple, H., Edmonds, B., Butcher, B. & Treweek, J. 2010. Biodiversity offsets: testing a possible method for measuring losses and gains at Bardon Hill Quarry, UK. *In Practice* 70: 11–14.

Temple, H.J., Anstee, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Rabenantoandro, J., Ramanamanjato, J. & Vincelette, M. 2012. Forecasting the path towards a Net Positive Impact on biodiversity for Rio Tinto QMM, vol. 2. IUCN and Rio Tinto Technical Service.

Ten Kate, K., Bishop, J. & Bayon, R. 2004. Biodiversity offsets: views, experience, and the business case. IUCN and Insight Investment, Gland Switzerland, Cambridge UK, London UK.

Thuiller, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* 10: 2020–2027.

Treweek, J., Butcher, B. & Temple, H. 2010. Biodiversity Offsets: possible methods for measuring biodiversity losses and gains for use in the UK. *In Practice* 69: 29–32.

(US DOI) US Department of the Interior. 2003. Guidance for the establishment, use and operation of Conservation Banks.



Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T. & Lee, W.G. 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters* 2:149–157.

Wende, W., Herberg, A. & Herzberg, A. 2005. Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. *Impact Assessment and Project Appraisal* 23 (11): 101– 111.

White, W. 2008. The Advantages and Opportunities. In *Conservation & Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*; Carroll, N., Fox, J., Bayon, R., Eds.; Earthscan: London, UK, 2008; pp. 33–43.

Wissel, S. & Wätzold, F. 2010. A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation Biology* 24: 404–411.

Wildlife Conservation Society. 2012. Informe Final. Concurso Investigación, Generación y/o Sistematización de Información para La Conservación de la Biodiversidad. Línea Levantamiento y Sistematización de Información para Bancos de Compensación.