

Mat.: 1. Téngase Presente; 2. Acompaña documento.

Ant.: Res. Ex. N° 1/ROL F-009-2018, de 23 de abril de 2018, de la Superintendencia del Medio Ambiente.

Ref.: Expediente Sancionatorio Rol N° F-009-2018.



Santiago, 16 de octubre de 2019

Sra. Andrea Reyes Blanco

Fiscal instructora, División de Sanción y Cumplimiento
Superintendencia del Medio Ambiente
Teatinos N° 280 piso 8, Santiago
Presente

Artemio Aguilar Martínez, en representación de Sociedad de Exploración y Desarrollo Minero (EXPLODESA), ambos domiciliados para estos efectos en calle Badajoz N° 45, Piso 8, Las Condes, Región Metropolitana de Santiago, en procedimiento sancionatorio Rol N° F-009-2018, vengo en hacer presente las consideraciones que pasan a exponerse y que dicen relación con la imputación de "daño ambiental no susceptible de reparación" asociada al hecho infraccional N° 9 de la resolución del ANT.

1. Antecedentes.

Sociedad de Exploración y Desarrollo Minero, es titular del proyecto "Mina Cardenilla", calificado ambientalmente favorable mediante Resolución Exenta N° 242, de 18 de marzo de 2008 ("RCA N° 242/2008"), objeto de la formulación de cargos contenida en la resolución del ANT., en procedimiento sancionatorio Rol F-009-2018, el que actualmente sólo considera la imputación de un hecho infraccional, bajo los siguientes términos: "9.- *La ejecución de las siguientes obras y acciones tendientes a intervenir o complementar un proyecto o actividad que constituyen cambios de consideración sin someterlo al sistema de evaluación de impacto ambiental [...]*".

Que, en este contexto, y luego de la aprobación del Programa de Cumplimiento (actualmente tramitado en procedimiento Rol P-001-2019), esta Superintendencia desagregó el referido procedimiento, respecto del cual mi representada ha presentado sus descargos con fecha 22 de febrero de 2019.

Dichos descargos, además de desvirtuar el supuesto daño ambiental imputado, han considerado -en subsidio de aquello- la justificación técnica asociada a que dicho daño sería en realidad "reparable", debiendo con ello descartar la calificación de gravedad del art. 36 N° 1, letra a), de la Ley Orgánica de la Superintendencia del Medio Ambiente (LOSMA), contenida en el artículo segundo de la Ley N° 20.417.

2. Reparabilidad del daño ambiental imputado.

Que, considerando lo informado en presentación de fecha 24 de septiembre de 2019, se hace presente que el titular ha complementando lo indicado en el Informe adjunto a ella denominado "Restauración de hábitats mediterráneos", refundiendo el mismo en una versión final de fecha 15 de octubre de 2019.

En el referido documento, se da cuenta de la alegación asociada al objeto de la reparación de daño ambiental, considerando ello consiste, de acuerdo al art. 2 letra s) de la Ley N° 19.300, en "**reponer el medio ambiente o uno o más de sus componentes a una calidad similar**", y que según el art. 2 letra ll) de la misma ley, se entiende por "medio ambiente" un "**sistema global** constituido por elementos naturales y artificiales de naturaleza física, química o biológica, socioculturales y sus interacciones, en permanente modificación por la acción humana o natural y que rige y condiciona la existencia y desarrollo de la vida en sus múltiples manifestaciones".

Por lo mismo, se hace presente que el Proyecto "Mina Cardenilla", al intervenir 26,61 ha de formaciones vegetales esclerófilas, da cuenta de una "**pérdida de hábitat**", para las especies de flora y fauna, presentes en el Sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón. En el cargo N°9 de la Res. Ex. N°1/F-009-2018, la SMA clasifica esta intervención con un carácter de irreparable, la que se efectuó sobre la base de los aspectos constatados en la fiscalización ambiental y que dan cuenta de la reducción y fragmentación irreversible del patrimonio natural del sitio prioritario. Sin embargo, pese a lo indicado por la SMA, se considera plausible restaurar el hábitat perdido en el sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón, implementado un plan de restauración en un área al interior o colindante al sitio prioritario, fuera del área intervenida" (p. 15, Informe "Restauración de hábitats mediterráneos", V. Oct. 2019).

Es decir, tal como se asevera técnicamente en el informe adjunto en el otrosí de esta presentación, **la consecuencia asociada a la ejecución del proyecto no puede ni debe calificarse como daño ambiental irreparable pues lo afectado, más que el sitio específico, es el hábitat asociado al mismo, el que -como tal- es reparable** bajo ciertas condiciones que en el mismo Informe se exponen.

Por tanto, solicito a Ud. tener presente las consideraciones antes indicadas y, en base a ellas, recalificar la gravedad asociada al Cargo N° 9 del procedimiento sancionatorio de la referencia, descartando que el mismo tenga carácter de gravísimo en razón del art. 36 N° 1 letra a) de la LOSMA.

EN EL OTROSÍ: Solicito a Ud. tenga por acompañado a esta presentación, en formato digital (CD) el Informe denominado "Restauración de hábitats mediterráneos", elaborado

por Geobiota Consultores, de fecha 15 de octubre de 2019, teniendo presente su contenido para la emisión del dictamen de rigor, de acuerdo a lo dispuesto por el art. 53 de la LOSMA.

Sin otro particular, se despide atentamente,

A handwritten signature in blue ink, consisting of several fluid, overlapping strokes that form a stylized representation of the name Artemio Aguilar Martínez.

Artemio Aguilar Martínez
pp. Sociedad de Exploración y Desarrollo Minero (EXPLODESA)

Restauración de hábitats mediterráneos.

Proyecto Mina Cardenilla

Región de Valparaíso

geobiota

Preparado para Explodesa.
Octubre 2019

Rev.	Id	Ejecutor	Revisor	Aprueba	Descripción
0	Nombre	HR	DI		Aprobación del cliente
	Fecha	22-09-2019	15-10-2019		

Contenido

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
2.	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	4
	2.1 Situación actual de los ecosistemas mediterráneos.....	4
	2.2 Reparación y compensación por pérdida de hábitat en ecosistemas mediterráneos.....	4
	2.2.1. Terminología y conceptos.....	4
	2.2.2 Normas internacionales.....	5
	2.2.3. ¿Cuál es el nivel deseado a restaurar?.....	6
	2.2.4 Técnicas actuales, consideraciones y experiencias internacionales en reparación y compensación de hábitat.....	7
	2.2.5 Métodos utilizados para reparar y compensar hábitat según objetivo.....	9
	2.2.6 Ejemplos y aplicaciones empíricas de metodologías en restauración con enfoque en hábitat mediterráneos.....	10
	CASO 1: Restauración de matorrales y bosques mediterráneos con fines de mejorar funcionalidad, hábitat de especies raras y disminuir riesgos de incendio (Patterson and Clark, 2007, USA).....	10
	CASO 2: Cambios en la diversidad de especies y en biomasa aérea después de compensación de hábitat en Taihang (Liu et al. 2011, China).....	11
	CASO 3: Reforestaciones en los subtropicos y trópicos de Australia (Erskine et al. 2005, Australia).....	12
	CASO 4: Restauración forestal en el Parque Nacional Redwood: Un caso estudio (Engber et al. 2016, USA).....	12
	CASO 5: Restauración de bosques degradados en Ghana – Caso estudio de los bosques del distrito Offinso (Baatuuwie et al. 2011, Ghana).....	13
	CASO 6: Evaluación de un programa de reforestación y restauración de hábitat en Durban (Mugwedi et al. 2017, Sudáfrica).....	13
	CASO 7: Restauración de matorrales y bosques en España y el Mediterráneo (Vallejo y Alloza, 2013, España).....	14
	CASO 8: Bosques esclerófilos húmedos - Guía para reforestaciones (Peeters and Butler, 2014, Australia).....	15
	2.2.7 Conclusiones de los casos de estudio.....	15
3.	RESTAURACIÓN DEL HÁBITAT PERDIDO.....	15
	3.1 Plan de restauración a implementar.....	16
	3.1.1 Hacer un diagnóstico del área a restaurar.....	16
	3.1.2 Definir un ecosistema de referencia.....	17
	3.1.3 Identificar atributos clave del ecosistema.....	18
	3.1.4 Establecer metas, objetivos y medidas de restauración.....	19
	3.1.5 Seguimiento y evaluación de las medidas de restauración.....	21
4.	CONCLUSIÓN.....	25
5.	REFERENCIAS.....	27

Tablas

Tabla 2-1. Comparación del concepto propuesto por Volis et al. (2019) para restauración ecológica frente a los dos paradigmas conservacionistas existentes. 8

Tabla 3-1. Categorías de atributos ecosistémicos clave y ejemplos de metas amplias posibles de ser interpretadas para cada categoría de atributo en un proyecto de restauración. 18

Tabla 3-2. Resumen de estándares genéricos para los niveles de recuperación de 1 a 5 estrellas. 21

Tabla 3-3. Escala genérica de recuperación de 1 a 5 estrellas interpretada en el contexto de los seis atributos ecosistémicos clave usados para medir el progreso hacia el estado de auto-organización. 24

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto "Mina Cardenilla" (en adelante Proyecto) calificado ambientalmente favorable mediante RCA N°242/2008 se encuentra emplazado en el sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad, Cordillera El Melón¹.

El 29 y 30 de marzo de 2017, La Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), realizó una fiscalización ambiental al Proyecto Mina Cardenilla, y posteriormente levantó cargos en contra del titular de Proyecto, Sociedad de Exploración y Desarrollo Minero, según Res. Ex. N°1/F-009-2018. De ésta resolución la infracción N°9 fue calificada como gravísima de conformidad con lo dispuesto en los literales a) y f) del numeral 1 del artículo 36 de la Ley Orgánica de la SMA, por constituir hechos, actos u omisiones que contravienen las disposiciones pertinentes, que han ocasionado daño ambiental no susceptible de reparación, e involucran la ejecución de proyectos o actividades del artículo 10 de la ley N°19.300 al margen del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, constatándose en ellos alguno de los efectos, características o circunstancias previstas en el artículo 11 letras b) y d) de dicha ley, referidos respectivamente a efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire, y a la localización en o próxima a poblaciones, recursos y áreas protegidas, sitios prioritarios para la conservación, humedales protegidos y glaciares, susceptibles de ser afectados, así como el valor ambiental del territorio en que se pretende emplazar.

En cuanto al daño ambiental, la infracción N°9 fue clasificada con carácter de irreparable, la SMA indica que esta clasificación se efectuó sobre la base de los aspectos constatados en la fiscalización ambiental que dan cuenta de la reducción y fragmentación irreversible del patrimonio natural del sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón. Lo anterior, está dado por los efectos sobre la flora y vegetación nativa, y sobre el hábitat de especies de fauna nativas. En específico, el Proyecto "Mina Cardenilla" intervino 26,61 ha de las siguientes formaciones vegetales:

- 16,27 ha bosque nativo (clasificadas en 9,19 ha bosque nativo de conservación y protección; y 7,08 ha de bosque nativo de preservación con *Portieria chilensis*), y
- 10,34 ha de matorrales (clasificadas como formaciones xerofíticas)

La pérdida de estas 26,61 ha de formaciones vegetales esclerófilas implica una pérdida de hábitat para las especies de flora y fauna, presentes en el Sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón. Éste posee una superficie aproximada de 66.757 ha y cuya importancia para la biodiversidad radica en la alta diversidad botánica, y en particular, por corresponder a una de las áreas con mayor concentración de Belloto del Norte (*Beilschmiedia miersi*), especie vulnerable a nivel nacional. Cabe destacar en este sentido que en los diversos estudios realizados por el titular en el área de intervención y en sectores aledaños no se ha registrado la presencia de esta especie. Por otro lado, el Ministerio de Medio Ambiente² identifica dentro de los ecosistemas presentes en este sitio, el Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria* y *Portieria chilensis* y al Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorifera* cuyas superficies alcanzarían las 23.634 ha y 8,873.0 ha respectivamente, estos en conjunto abarcan 32.507 ha y equivalen al 48,7% del sitio prioritario.

¹ Establecido en la Estrategia Nacional de Biodiversidad (2003), en la Estrategia y Plan de Acción para la Conservación de la Diversidad Biológica de la Región de Valparaíso (2005) y en la Resolución N°739, del 28 de marzo de 2007 de la Intendencia Regional de Valparaíso.

² <http://bdnrap.mma.gob.cl/recursos/publico/SP1-020/SP1-020.pdf>

La superficie intervenida representando solo el 0,03% del del sitio prioritario y el 0,08% de las formaciones vegetales intervenidas en su conjunto, en específico corresponde al 0,07% del Matorral arborescente esclerófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilensis* y al 0,11% Matorral espinoso mediterráneo interior de *Puya coerulea* y *Colliguaja odorifera*. Al elevar la escala de análisis a una unidad territorial menor, esto es a nivel de cuenca hidrográfica, y considerando los datos expuestos por Amest-Exploredesa (2018), el área intervenida objeto del cargo N°9 representa el 6,8% de la superficie de la cuenca (389,83 ha), intervención que de acuerdo a los criterios de vulnerabilidad expuestos por Corzo et al. (2009) permiten clasificar la intervención como aquella que genera el menor grado de vulnerabilidad (límite propuesto 20% de transformación de la cuenca). Si bien, la pérdida de hábitat por los hechos constatados no es de carácter significativo, ésta contiene elementos de relevancia desde un punto de vista de la biodiversidad que requieren ser reparados.

La pérdida de hábitat es una de las aristas más importantes de la influencia humana en los sistemas naturales, debido a la gran cantidad de efectos negativos que implica. Sin embargo, en un contexto de cambio climático, avances tecnológicos y un aumento exponencial de estudios científicos, es necesario replantear conceptos y paradigmas ligados al manejo y recuperación del hábitat perdido. En el caso de hábitat mediterráneos, el daño puede variar desde leves alteraciones de los procesos ecológicos hasta la completa eliminación de las comunidades. Independiente del nivel de daño, acciones restauradoras o compensatorias pueden y deben ser implementadas, en orden de recuperar el hábitat y acercarlo a su condición original. Es por esto que se hace prioritario poner esfuerzos en el manejo sustentable de la vegetación, como también estudiar adecuadamente las experiencias internacionales y los avances en las técnicas de restauración.

En este sentido la reparación de hábitats degradados se ha convertido en un tema prioritario para muchos gobiernos, debido al desmedro que podría provocar en el medio ambiente, entendiendo este como un sistema dinámico global constituido por elementos naturales y artificiales de naturaleza.

Es un hecho que el medio ambiente se ve afectado por casi toda actividad humana, por lo que es necesario evaluar la ocurrencia de un daño ambiental y buscar la mejor metodología a aplicar en cada caso para poder revertir el daño ocasionado mediante el desarrollo de actividades de restauración.

En Chile, el bosque nativo y el matorral han estado sujetos a pérdida de hábitat por siglos, lo que por agregación ha degradado la calidad y la composición de especies.

El concepto de recuperabilidad ambiental se ha regido en Chile y Latinoamérica por conceptos tradicionales y en algunos casos obsoletos, sobre todo en términos operacionales y de medición de resultados. Sin embargo, agencias internacionales (e.g., FAO, ESA, WRI) han indicado que este y otros conceptos ligados a ecología de comunidades se deben a numerosos factores, y que en un contexto de cambio climático estos pueden y de hecho deben ser revisados. Los procedimientos y diagnósticos relacionados a la evaluación ambiental en Chile requieren de actualización según experimentación in situ, al igual que alimentarse más eficazmente de la evidencia internacional. Estudios científicos actualizados en el ámbito de la recuperabilidad, restauración y reforestación demuestran que la capacidad recuperativa de un hábitat solo puede determinarse de manera efectiva y real mediante la experimentación in situ y el uso de modelos matemáticos predictivos. En esta revisión se identificaron un número de actividades en restauración ecológica, que han sido comprobadas científicamente mediante índices medidos de manera sistemática en los hábitats originales y en los degradados. Entre estas actividades se destacan: la plantación con semillas o cuttings provenientes de individuos locales, áreas buffer de bosque intacto en las cercanías, plantación con especies en categoría de conservación, manejo de las especies invasoras, exclusión del ganado, replantes y mediciones sistemáticas durante distintos periodos del proyecto de restauración. En variados

proyectos de restauración ecológica donde se aplicaron estas medidas, los índices de biodiversidad, estructura y de productividad demostraron similitud o aceptables diferencias con los hábitats originales.

Considerando estas experiencias es necesario reconsiderar las categorías de reparabilidad (reparable/irreparable) de hábitat en un contexto de cambio climático y avances tecnológicos que han mejorado considerablemente las tasas de éxito de los programas de restauración ecológica.

Independiente del proyecto de restauración, es recomendable seguir las directrices de los organismos internacionales competentes (e.g., FAO, WRI, ESA), las cuales poseen vasta experiencia con proyectos de restauración ambiental. Se determina que los programas compensatorios de hábitats mediante equivalencia han dado los mejores resultados en hábitats mediterráneos, tanto en Chile como en el extranjero.

Es necesario implementar un programa intensivo y medible de compensación de estos hábitats perdidos, con el fin de compensar con mejoras secuenciadas la calidad y cantidad de superficie afectada. Los procesos de compensación por pérdida de hábitat han de cumplir con directrices, estándares y recomendaciones recopiladas de estudios anteriores que hayan sido exitosos en ambientes similares.

En este sentido el presente documento tiene como objetivo principal exponer, resumir y sistematizar los principales estudios científicos, aplicaciones y normativas ambientales enfocadas en la reparabilidad y compensación de hábitats esclerófilos que forman parte de los ecosistemas mediterráneos. También se detalla la evolución del concepto de reparabilidad de hábitats, con enfoque en su importancia y nuevas aplicaciones. El fin principal de este documento es disponer de un cuerpo informativo actualizado y científicamente sustentado que permita un acercamiento a las labores de reparación de las 26,61 ha de hábitat afectado por el proyecto Mina Cardenilla.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Situación actual de los ecosistemas mediterráneos

Chile Central corresponde a una de las cinco regiones de la tierra conocidas en el campo de la restauración de comunidades como "Ecosistemas de tipo mediterráneo", junto con California, la península del Cabo en Sudáfrica, el sur-oeste de Australia y la cuenca del Mediterráneo (Mucina et al., 2017). Los ecosistemas de tipo mediterráneo se caracterizan por desarrollarse en áreas de bajas precipitaciones y una estación seca muy calurosa (Amigo-Vásquez y Castro-Rodríguez, 2015). En Chile, la vegetación mediterránea consiste principalmente en especies de hojas duras, resistentes y siempreverdes, con algunos elementos caducifolios, espinosos y con otras características xéricas (Luebert y Pliscoff, 2006). Anatómicamente, muchas especies de regiones mediterráneas poseen adaptaciones únicas a estos ambientes adversos, como una epidermis gruesa o múltiple, densos tricomas y estomas encriptados (Retamales y Scharaschkin, 2015). La región mediterránea de Chile central es considerada un "Hotspot de biodiversidad", debido al elevado número de especies y alto nivel de endemidad (Arroyo et al. 2006). En esta región, también se ha detectado importante diversidad filogenética, lo cual se relaciona a mayor facilidad de los taxa para recuperarse de alteraciones ambientales (Scherson et al., 2014). Los ecosistemas de tipo mediterráneo en Chile central son al mismo tiempo ricos en biodiversidad y especies singulares, y expuestos a intensa actividad antrópica debido al aumento de proyectos industriales (Moreira-Muñoz, 2011). De hecho, se ha documentado que intervenciones humanas han dado forma al bosque esclerófilo y matorrales nativos de Chile central por más de 500 años (Mucina et al., 2017).

La degradación y por sobre todo eliminación de vegetación en ecosistemas mediterráneos tiene una serie de efectos negativos que han sido extensivamente estudiados en el campo de la ecología y el manejo de ecosistemas (Whisenant, 1999; Moreno et al., 2013; CNRE, 2017). La eliminación de vegetación en estos ambientes puede derivar en la afectación grave de especies en categoría de conservación, interrupción de flujos genéticos y sobre todo pérdida de hábitat para múltiples especies (Fenu et al., 2017). Debido a efectos de cambio climático, la mayor incidencia de especies invasoras y el aumento de temperaturas, se ha estimado que los ecosistemas mediterráneos (y la vegetación en general), pueden ser eficientemente recuperados únicamente bajo manejo e intervención humana (Vallejo et al., 2012). Con la finalidad de ser eficientes, las acciones de mitigación ambiental deben cumplir con restaurar el ecosistema en cuanto a su estructura, funcionalidad y evolución proyectada en el futuro (Beatty et al., 2018).

2.2 Reparación y compensación por pérdida de hábitat en ecosistemas mediterráneos

2.2.1. Terminología y conceptos

En general, existe confusión en la terminología referente a hábitats intervenidos y restauración, lo cual no permite una clara y objetiva discusión (FAO, 2015; Sabogal et al., 2015). Se entiende como (1) Reparabilidad ambiental, ecosistémica o de hábitat, a la capacidad, posibilidad o potencialidad que tiene un hábitat o ecosistema para volver a un estado funcional y estructural similar al anterior o inicial (Buck, 2005). En otras palabras, la reparabilidad ambiental es qué tan reparable es un hábitat o ecosistema según el grado de intervención y más importante aún, carácter del impacto (Sánchez, 2014). Otros términos similares, pero más ligados a las acciones o estrategias de recuperación incluyen los siguientes: (2) Reconstrucción ambiental, más relacionada a la estabilización de terrenos y recuperación de productividad. (3)

Rehabilitación de hábitat, se entiende como la recuperación de las funciones, lo cual puede ser logrado incluso con otras especies distintas a las originales, pero con nichos ecológicos similares. (4): Remediación ambiental, referida a la reparación de daños normalmente al terreno mediante técnicas ingenieriles y (5) Restauración ecológica, aquel proceso concatenado y coordinado que busca llevar un ecosistema u hábitat de un estado dañado o degradado a un estado anterior u original mediante reforestación, reconstrucción y aumento de la resiliencia de éste, siendo actualmente el enfoque más eficaz para enfrentar la degradación de hábitats (CNRE, 2017). A modo de resumen simplificado, se entiende que un hábitat es recuperable (frente a uno irrecuperable) si existen aceptables proyecciones o probabilidades de llevar el hábitat a un estado anterior o similar mediante todas las acciones que sea necesario ejecutar (Beatty et al., 2018; Monks et al., 2019). Por otro lado, la pérdida, remoción o eliminación de hábitat se define como la afectación en distintos niveles del ambiente donde reside un conjunto de individuos de una o más especies, alterando las condiciones necesarias para que la población resida y se reproduzca (PNUD, 2018; Whisenant, 1999; Falk et al., 1996). Los distintos niveles de afectación pueden definirse desde la perturbación de pocos atributos del hábitat, la aparición de especies alóctonas invasoras que compitan y desplacen a las especies nativas, hasta la completa eliminación del hábitat (Engber et al., 2016).

La ecología de la restauración tiene un supuesto filosófico-científico distinto a la biología de la conservación, ya que asume que la degradación ambiental y el decline de las poblaciones son procesos reversibles que es posible restaurar ya sea enriqueciendo, reforestando o compensando en sitios cercanos (Volis et al., 2019). Tanto la teoría como las acciones en restauración de hábitat tienen un dominante foco botánico, ya que son las plantas las catalizadoras y agentes de resiliencia en el ecosistema (Beatty et al., 2018). Contrariamente, la biología de la conservación tiene un enfoque zoológico, principalmente por factores y sesgos culturales que llevan a que la inversión en conservación de especies carismáticas sea mucho mayor a las demás (Evans et al., 2016). El concepto de ecosistema reparable e irreparable ha estado cambiando a lo largo del tiempo, principalmente por los efectos estocásticos del cambio climático (Casazza et al., 2016) y de cómo las nuevas tecnologías han permitido una significativa mejora en los procesos de reclutamiento y reproducción de especies vegetales. Similarmente, nuevas experiencias en compensación de hábitat mediante equivalencia han permitido depurar y hacer de esta práctica algo más común con mayor base científica (Beatty et al., 2018).

2.2.2 Normas internacionales

Normas internacionales como la ESA (Endangered Species Act, USA, 1973) establecen procedimientos estandarizados que buscan contribuir a la restauración de hábitats y ecosistemas, normalmente mediante compensación por equivalencia. En el caso de la ESA, el foco se haya en la preservación y recuperación de especies en categoría de conservación, incluyendo todas las metodologías y protocolos estándar necesarios (USDOI, 2003). Una de las fortalezas de esta y otras normas ambientales americanas y europeas, es la recurrente actualización a la que están sujetas y al dinamismo en su aplicación (Greenwald et al., 2005). La efectividad de esta norma se ha estado estudiando a lo largo de los años con el objetivo de adecuarla y adaptarla, sobre todo en un contexto de cambio climático y expansión urbana constante. La actualización continua de esta y otras normativas internacionales ha permitido que se incorporen nuevas definiciones y conceptos de reparabilidad a los procesos restaurativos, especialmente en América de Norte (Taylor et al., 2005). Las directrices de la ESA sugieren y fomentan la recuperación de cualquier hábitat, público o privado, que haya sido afecto a intervención o daño humano (Litman y Harris, 2007). Aunque en el caso de terrenos adquiridos por privados, las acciones en algunos casos son voluntarias, siempre se recomienda llevar a cabo pruebas o experimentación con reforestaciones usando especies en peligro que hayan sido afectadas. Ha habido innumerables experiencias en California, donde especies han sido removidas de las listas en

categoría de conservación mediante planes exitosos de restauración ecológica en terrenos mediterráneos degradados, al usar las especies adecuadas y los correctos procedimientos (Litman y Harris, 2007). La ley llamada CEQA (California Environmental Quality Act), muy ligada a la ESA, estipula que una intervención como la cosecha maderera puede tener efectos negativos, neutros e incluso positivos sobre especies en categoría de conservación. Un ejemplo claro de este caso es el de la especie *Calochortus westonii*, una especie sumamente restringida geográficamente al Parque Nacional Sequoia. Los requerimientos de hábitat de esta especie sugieren que los raleos y apertura de claros de los bosques y matorrales, favorecen el establecimiento de la planta y su regeneración, la cual en condiciones sin intervención es lenta y poco exitosa (Litman y Harris, 2007).

Las acciones de restauración ecológica en Estados Unidos y Canadá a menudo utilizan un concepto llamado "Hábitat crítico" (USFWS, 2004; Clark et al., 2002), el cual en sus inicios buscaba únicamente evitar la extinción de especies en categoría al caracterizar el hábitat ideal o "naturalmente idéntico" para cierta especie. Sin embargo, numerosas cortes regionales en Estados Unidos han interpretado este objetivo como simplista y exigido a los planes de restauración que los hábitats críticos deben ser manejados y/o compensados para mejorar la reparabilidad de los ecosistemas y la exitosa rehabilitación para las poblaciones afectadas (Taylor et al., 2005). En el caso de las normativas regidas por la ESA, no existe una indicación que defina que un hábitat ideal sea aquel compuesto únicamente de especies nativas, sino que se debe asegurar el hábitat crítico esencial para la conservación de las especies y de cuáles son los manejos necesarios para este fin (Evans et al., 2016; Casazza et al., 2016). Numerosos estudios han hecho hincapié en la mayor utilización del concepto de hábitat crítico al momento de compensar terrenos afectados en áreas aledañas, ya que aumentan considerablemente las probabilidades de alcanzar las funciones y componentes originales del hábitat afectado (Brudvig et al., 2017).

Después de numerosos fallos judiciales, este concepto ha evolucionado a lograr una un nivel deseado de restauración o mejoramiento de un hábitat que sea aceptable para asegurar la continuidad de especies o hábitats en el tiempo según la ESA. Por ejemplo, la capacidad recuperativa de ecosistemas catalogados como "irreparables" dominados por las especies vegetales en categoría *Amsinckia grandiflora*, *Potentilla robbinsiana* y *Astragalus yoder-williamsii*, fue reconsiderada y reclasificada bajo un enfoque de restablecimiento y compensación mediante hábitat crítico con resultados exitosos (Suckling y Taylor, 2005). Lo anterior se interpreta en la práctica como una necesidad de replantear el nivel deseado a lograr de una restauración ecológica más allá de los índices y parámetros utilizados normalmente, que van desde la funcionalidad ecológica hasta la composición de especies. Según Casazza et al. (2016) es válido preguntarse ¿Cómo se decide el nivel deseado a lograr en una restauración ecológica?, ¿Debería ser esta una decisión guiada por un consenso gubernamental, mandato legal o comité de expertos? El identificar y calcular las condiciones futuras deseadas de un ecosistema después de una restauración, no es un proceso trivial y su normativa requiere de continua actualización en un contexto de cambio climático (Falk et al., 1996; USFWS, 2004). Se destaca que el hábitat crítico ha sido abordado numerosas veces como producto de un programa de compensación por equivalencia.

2.2.3. Nivel deseado a restaurar

En la actualidad, la mayoría de los programas de restauración ecológica se enfrentan a la complicación de establecer los niveles de logro del programa y de reconstituir un hábitat o ecosistema idéntico al original (Volis et al., 2019). Al mismo tiempo, la limitada información levantada en los hábitats originales produce desviaciones que son difíciles de monitorear a lo largo de los programas de restauración, lo que comúnmente deriva en la imposibilidad de alcanzar los estándares establecidos en un comienzo (Patterson y Clark, 2007). Es por eso que numerosos estudios han sugerido que programas de restauración ecológica mediante

compensación de hábitats críticos son los que han reportado mayor tasa de éxito en el establecimiento y medición de las variables ecológicas deseadas (Engber et al., 2016; Litman y Harris, 2007; Erksine et al., 2005). Es importante señalar que en este tipo de programas es de gran relevancia contar con información fidedigna en cuanto a levantamiento de variables ecológicas y contar con una metodología realista y medible en el tiempo (Vallejo et al., 2012).

Los paradigmas de restauración ecológica actuales ponen el foco en la composición de especies nativas/endémicas o en la recuperación de la estructura ecológica y no en la recuperación de las funciones, procesos o servicios ecosistémicos. Similarmente, es necesario adaptar los programas de compensación de hábitat a una búsqueda por restaurar el hábitat perdido, en lo posible con la mayoría de sus funciones y componentes originales (Casazza et al., 2016). La recuperación de procesos y funciones es en efecto la base de la resiliencia ecosistémica, que permitirá la sucesión ecológica y el cumplimiento de los objetivos de restauración (Whisenant, 1999). Experiencias internacionales han demostrado con creces que hay una muy baja tasa de éxito regresando hábitats mediterráneos degradados a su condición inicial en caso de que este estado se haya determinado, lo cual es además controversial (Duarte et al., 2009). Las normativas y niveles de logro en restauración ecológica en Estados Unidos, Canadá y la Unión Europea, no son del todo objetivos y se ha estado trabajando en estrategias que permitan una mejor definición tanto científica como legal (Alexander et al., 2011). En Chile, como ocurre también en Estados Unidos, existe una tendencia tradicionalista a basar normativas y decisiones ambientales en conceptos ecológicos relativamente desactualizados (FAO, 2015; PNUD, 2018; Bruskotter et al., 2012).

El estudiar niveles de logro o establecer niveles esperados realistas de restauración de hábitat puede contribuir no solo con la objetividad de la normativa, sino que también estandarizar el monitoreo y evaluación de los actores cuando sea necesario (Monks et al. 2019). Los objetivos de la reparación deben establecerse desde un principio, y más importante, deben existir criterios y un monitoreo sistemático de los resultados para implementar mejoras y sanciones cuando no se cumplan los niveles establecidos previamente (Whisenant, 1999). En el sur-oeste de Australia existen bosques mediterráneos y matorrales xerofíticos muy similares en estructura y diversidad a los del Chile central, donde se han aplicado programas de recuperación de hábitat flexibles y eficaces, basados en experimentación in situ y estricto monitoreo (Coates et al., 2014). Además, la recuperabilidad de los ecosistemas como así los niveles esperados de éxito, han sido establecidos según planes de manejo regionales basados en la experiencia y no por normas impuestas por el estado australiano (Hearn et al., 2006).

2.2.4 Técnicas actuales, consideraciones y experiencias internacionales en reparación y compensación de hábitat

Un importante problema que se ha observado en actividades de restauración de hábitats, sobre todo con especies en categoría de conservación radica en el desconocimiento de las condiciones favorables para estas especies, como también la falta de estudios en diversidad genética de las mismas (Thomas et al., 2015). Incluso ecosistemas ricos en especies amenazadas, vulnerables o raras pueden ser rehabilitados y reparados con reforestación y reclutamiento activo de las especies en categoría, considerando su estructura genética poblacional, correcta viverización y establecimiento en sitios preparados (Volis, 2019). Este problema se agudiza en el caso de hábitats mediterráneos o xerofíticos, tanto por la usual mayor cantidad de especies únicas y por las dificultades que tiene el establecimiento y éxito en la reforestación (Tojibaeb, 2019).

Experiencias en países de la Unión Europea han demostrado que la correcta elección de plántulas según origen y desarrollo debe ser conjugada con la estructura poblacional del área afectada (o de áreas aledañas),

lo que mejora considerablemente las tasas de relocalización de especies frágiles y el establecimiento (Radeloff et al., 2015). Cuando los factores abióticos como tipo de suelo, régimen hídrico y limitaciones del micrositio son incorporados en los estudios, la rehabilitación de ecosistemas ha demostrado ser significativamente más exitosa (Wagner et al. 2016). Según Volis et al. (2019), las nuevas técnicas de recuperación de hábitat llegan a ser más eficaces que los antiguos procedimientos de restauración enfocados sólo en las especies. Como se puede observar en la Tabla 1, existen notorias diferencias entre los antiguos paradigmas de restauración y los procedimientos actuales, los que enfatizan el ecosistema como una unidad.

Tabla 2-1. Comparación del concepto propuesto por Volis et al. (2019) para restauración ecológica frente a los dos paradigmas conservacionistas existentes.

	Paradigma		
	Población pequeña	Disminución de la población	Restauración de hábitat
Mayor preocupación	Pequeño tamaño poblacional	Disminución de la población	Degradación del hábitat
Enfoque	Procesos intrapoblacionales	Identificación de amenazas externas a la población	Causas y efectos de la degradación de hábitats
Soluciones	Protección y manejo de la población	Protección y remoción de las amenazas mediante manejo poblacional o de hábitat	Restauración de un hábitat degradado
Acciones importantes	Acciones que aumenten la variación genética dentro de una población y el crecimiento poblacional	Manejo óptimo del régimen de disturbios, control de pestes, especies invasoras y enfermedades, reintroducción	Selección apropiada de las especies y plántulas para la restauración, énfasis en la relación planta-animal, migración asistida

El manejo y experimentación en reforestación en terreno ha sido citado como una de las acciones más relevantes para juzgar la recuperabilidad de un ecosistema y la compensación de hábitat perdido, ya que permite no solo hacer procesos de iteración, sino que registrar datos empíricos para futuros estudios en ecosistemas similares (Monks et al., 2019). Se entiende en este caso como experimentación in situ o en terreno, a la iteración experimental en el sitio final del programa, independiente que sea el mismo sector afectado o un área local cercana para reconstruir hábitat (USFWS, 2004). De todos los programas de reforestación y restauración revisados, un alto porcentaje (mayoritario) compensa el hábitat perdido en sitios aledaños distintos al área afectada, la cual normalmente se categoriza como "irreparable" o "no sujeta a reparación" (USFWS, 2004).

Lo anterior es concordante con lo planteado por Díaz (2015) que realizó un análisis de los compromisos ambientales adoptados para la intervención o alteración del hábitat de individuos en categoría de

conservación (según lo señalado en el artículo 19 de la Ley 20.283), los que buscan asegurar la continuidad de la especie en categoría de conservación, en la cuenca. Como resultado del análisis se indica que:

- La especie más afectada por los proyectos analizados, en su mayoría de índole mineros y energéticos, corresponde a *Porlieria chilensis*.
- Para asegurar la continuidad de la especie, en promedio se presentan tres medidas.
- Las medidas propuestas más comunes corresponden a:
 - Forestación o plantación
 - Técnicas silviculturales para viverización y plantación
 - Recuperación, enriquecimiento, exclusión, protección y manejo de bosque nativo de preservación

Respecto a las medidas más comunes se puede indicar que todas éstas son ejecutadas en un área distinta al área de intervención, en el caso de la Forestación o plantación Díaz (2015) recomienda que debiera llevarse a cabo cerca del área de intervención, o en la misma cuenca.

Para restaurar la funcionalidad y estructura de un hábitat, las actividades de recuperación deben basarse en múltiples pruebas experimentales, ya que así se aumenta la verosimilitud y se hace posible monitorear y registrar los resultados para incrementar las probabilidades de éxito en el establecimiento (Sánchez et al., 2019). Del mismo modo, al momento de compensar un hábitat perdido en una zona aledaña, se debe experimentar intensivamente para asegurar el éxito del programa y tener la posibilidad de medir en el tiempo de manera precisa.

Adicionalmente al manejo en terreno, la translocación de especímenes a zonas más bien distintas al hábitat afectado ha tenido auge en los programas de restauración ecológica en Chile y en el mundo (Volis, 2017). Una combinación efectiva de manejo in situ, translocación de plantas por semillas a otros sitios, reproducción vegetativa por esquejes y propagación in vitro, constituye la piedra angular de cualquier programa de restauración ecológica y su potencial recuperativo debe ser considerado al juzgar la recuperabilidad de un ecosistema (Cochrane et al., 2007; Bunn et al., 2007). Numerosos estudios han recomendado evaluar la sobrevivencia de las plantas al corto y largo plazo, al igual que proponer estrategias de conservación al momento del establecimiento, basadas en los resultados de la translocación y modelos matemáticos de distribución de individuos (Tojibaeb et al., 2019). Una técnica que podría ser de vital ayuda para los procesos de restauración es la modelación por MAXENT (Philips et al., 2006; Phillips and Dudik, 2008). Este modelo se usa para estimar la probabilidad (0/1) de presencia espacial de una especie o un conjunto de especies después de una restauración, la cual es proyectada en el tiempo usando iteraciones Bootstrap (Felsenstein, 1985). Los resultados son finalmente mapeados usando ArcGIS para predecir la distribución de las especies usando hasta 19 variables climáticas, lo que en un contexto de cambio climático contribuye a mejorar los programas y los índices de recuperabilidad (Tojibabeb et al., 2019).

2.2.5 Métodos utilizados para reparar y compensar hábitat según objetivo

La diversidad de acciones específicas a aplicar en los programas de restauración de hábitats es proporcional a la cantidad de países y organizaciones involucradas en estas labores. Dependiendo del tipo de

ecosistema, presupuesto y objetivo de restauración, las metodologías varían en una serie de elementos y poseen distintos grados de aplicabilidad. Las recomendaciones y instrucciones para cada metodología son producto de la experiencia y posterior evaluación por los entes ejecutores, lo que puede ser considerado una carta de navegación para los proyectos actuales de compensación de hábitat. En el caso de Sudamérica y particularmente Chile, la mayoría de las metodologías ya aplicadas tienen su origen en Europa, Estados Unidos y Australia. Sin embargo, otros métodos aplicados en Asia y África pueden del mismo modo ser implementados y considerados para restaurar ecosistemas degradados.

Los distintos métodos de restauración de hábitat responden a los objetivos principales del programa, los cuales son comúnmente la recuperación de especies raras o en categoría de conservación (USDOJ, 2003), la restauración de la estructura, la recuperación/aumento de la productividad, recuperación de sus funciones o una combinación de los anteriores (USFWS, 2004; Allen et al., 2002).

La recuperación de hábitat para especies en categoría de conservación ha sido citada como uno de los objetivos más comunes en la restauración de ambientes degradados (Nilsson et al., 2016). Ambientes frágiles donde el hábitat de las especies vulnerables ha sido degradado, requiere la aplicación de métodos específicos para asegurar el repoblamiento de estas especies, el que suele ser importantemente asistido (Schulz y Schröder, 2017). En estos casos, la viverización de las especies, como la preparación ecológica (e.g., suelo, competencia, riego) deben ser cuidadosamente planificadas con el fin de proveer a la especie de un hábitat similar al original o en su defecto a un hábitat crítico (USFWS, 2004; Clark et al., 2002). En el caso de la recuperación de la estructura del hábitat, particularmente forestal, se enfatiza en la recuperación continua o cíclica de los componentes o estratos (Halme et al., 2013). Con el fin de asegurar la regeneración de los estratos o componentes, es recomendado abogar por una recuperación creciente de los elementos con el fin de imitar la sucesión ecológica del ambiente (Gómez-Aparicio et al., 2004). Uno de los objetivos más necesarios y estudiados en los últimos años, es la recuperabilidad de las funciones y servicios ecosistémicos después de largos y/o intensos periodos de intervención humana (Filoso et al., 2017). Numerosos son los estudios que han documentado acciones y entregado recomendaciones en relación a recuperabilidad y restauración de funciones del hábitat y en un todo del ecosistema, incluyendo producción de agua, biodiversidad, protección contra la erosión, biomasa y captura de carbono entre otros.

2.2.6 Ejemplos y aplicaciones empíricas de metodologías en restauración con enfoque en hábitat mediterráneos

Con fines de disponer de un compendio de información práctica en restauración de hábitat, es recomendable contar con un resumen de casos-estudio donde se hayan aplicado procedimientos ad-hoc a cada situación. Es requerido destacar que cuando se estudia un caso, es necesario considerar las variables que lo diferencian de otro, sobre todo en términos de objetivos del manejo y la compensación (e.g., estructura, funcionalidad, composición de especies). En esta sección se exponen algunos casos de aplicación de distintas metodologías de restauración ecológica en hábitats con distintos niveles de reparabilidad en diversos países, con el fin de evaluar la adaptación de estas medidas en futuros programas.

CASO 1: Restauración de matorrales y bosques mediterráneos con fines de mejorar funcionalidad, hábitat de especies raras y disminuir riesgos de incendio (Patterson and Clark, 2007, USA).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Bosque estatal Manuel F. Correllus (MFCSF), Nueva Inglaterra, Estados Unidos. Matorral xerofítico compuesto de arbustos en dunas costeras y bosque abierto.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Incendios forestales intencionales y cortas recurrentes. Estos factores causaron una disminución masiva tanto de los matorrales arborescentes como de las especies raras y en otras categorías de conservación.

Objetivo del estudio: Determinar el efecto del manejo forestal, incluyendo raleos, pastoreo, limpieza, podas y quemas controladas) y si contribuye a la restauración y recuperación del hábitat de las 11 especies raras y en categoría de conservación de este ecosistema, como también de funciones como protección contra la erosión.

Metodología: Se aplicaron distintos tratamientos en bloque mediante 27 parcelas, en las cuales se aplicaron distintas prácticas de manejo de la vegetación. Tres distintos tipos de vegetación fueron evaluados como combustible y para probar la efectividad del manejo: Bosque de *Pinus*, bosque de *Quercus spp.* y matorral de *Quercus spp.* Al mismo tiempo, tres distintos tratamientos fueron implementados: Raleo de estratos superiores, raleo del sotobosque/pastoreo de ovejas y tratamiento control, todo repetido tres veces en cada tipo de vegetación para las 27 parcelas. Después del diseño estadístico y tratamientos, las 27 parcelas fueron incendiadas controladamente para medir los efectos. Se realizaron relevés de flora y vegetación antes y después de la quema para determinar la estructura forestal y la composición de especies

Acciones concretas: (1) Establecimiento de un cortafuegos, (2) raleo de sotobosque y estratos superiores, (3) introducción de ovinos, (4) quemas controladas.

Resultados: Los distintos tratamientos no cambiaron significativamente la composición de especies. Se obtuvo un importante rebrote de especies herbáceas raras en las parcelas, especialmente en áreas que quedaron desnudas después del uso de maquinarias. Después del pastoreo, aparecieron varias especies no-nativas pioneras. Las quemas controladas aumentaron el espesor de la litera en el corto-mediano plazo. Las especies en categoría de conservación fueron halladas solo en las áreas intervenidas.

Conclusión principal: Este estudio contribuyó a comprender el mejor tratamiento para restaurar hábitats xerofíticos y bosques abiertos mediterráneos con el fin de mejorar la composición de especies raras y funcionalidad. La reducción del combustible mediante manejo forestal contribuye a reducir riesgo inmediato de incendios y restaurar el hábitat de especies raras.

CASO 2: Cambios en la diversidad de especies y en biomasa aérea después de compensación de hábitat en Taihang (Liu et al. 2011, China).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Montañas Taihang, China. Mosaico de arbustos, hierbas, plantaciones forestales, cultivos agrícolas, bosques caducos y bosques de coníferas.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: La deforestación por extracción y proyectos mineros ha causado en estos bosques la disminución o desaparición de rodales maduros. Muchos bosques se han transformado en matorrales o praderas, perdiéndose el hábitat de numerosas especies vegetales y animales.

Objetivo del estudio: Investigar los cambios en la biomasa aérea y en diversidad de especies después de 22 años de restauración ecológica activa en el área de estudio.

Metodología: Se realizaron muestreos de composición de especies antes y después de los 22 años de restauración, como también mediciones de estructura de las formaciones determinando altura, cobertura de las plantas y AGB (biomasa aérea).

Acciones concretas: (1) Reforestación continua con especies en categoría, viverizadas de semillas en sus lugares de origen, (2) reforestación con especies nodriza, (3) exclusión de pastoreo, (4) realización de cortafuegos.

Resultados: Los esfuerzos a largo plazo han causado una importante recuperación de la diversidad de especies raras, aunque en comparación a 22 años atrás, no se han recuperado el 100% de las especies antes de la degradación, pero sí han aparecido especies no encontradas antes (nativas). Hubo importantes incrementos de la biomasa aérea (28%), lo cual favorece los servicios ecosistémicos en cuanto a biodiversidad y protección contra la erosión. Mejoraron las características químicas, estructura física y actividad biológica de los distintos suelos

Conclusión principal: Después de la restauración, aparte del aumento de biomasa aérea en comparación a la situación previa y la mejora de varios servicios ecosistémicos, mejoró el índice de predominancia de Simpson (por la mayor dominancia de especies de bosque) y el de la función Shannon-Wiener (debido a la aparición de otras especies no encontradas en la situación degradada).

CASO 3: Reforestaciones en los subtropicos y trópicos de Australia (Erskine et al. 2005, Australia).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Norte de Nueva Gales del Sur y sur-este de Queensland, Australia. Bosque lluvioso.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación, actividades mineras.

Objetivo del estudio: Resumir resultados de restauraciones de bosques tropicales y sub-tropicales en el área de estudio.

Metodología: Mediciones de "valor de biodiversidad" basado en taxa dependientes de bosques lluviosos antes y después de la restauración. Se midió además si el valor de biodiversidad de los sitios reforestados se correlacionaba con los atributos del hábitat, incluyendo riqueza de especies y estructura de la vegetación (bosques, matorrales, etc.). En último lugar, se midió si el valor de biodiversidad se vio afectado por la cercanía de los sitios reforestados al bosque intacto remanente.

Acciones concretas: (1) Reforestación activa y estacional, (2) protección de plántulas durante los primeros 2 años, (3) exclusión de ganado, (4) se realizaron mediciones en los rodales alterados y en los remanentes intactos de bosque lluvioso cada 500 m, (5) plantación de especies en categoría de conservación.

Resultados y conclusión principal: plantaciones jóvenes de la restauración albergan pocas especies de bosque lluvioso. Aves en categoría de conservación fueron relativamente abundantes en los sitios reforestados al poco tiempo de comenzado el programa. Plantaciones de monocultivo cercanas a bosque intacto tienden a albergar más especies de aves en categoría de conservación, reptiles y plantas raras que los sitios reforestados más lejanos.

CASO 4: Restauración forestal en el Parque Nacional Redwood: Un caso estudio (Engber et al. 2016, USA).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Bald Hills del Parque Nacional Redwood. Carolina del Norte, Estados Unidos. Casi la mitad de la extensión corresponde a bosque secundario de coníferas (*Sequoia sempervirens* y *Pseudotsuga menziesii*).

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación y cortas ilegales. Sequía extrema, incendios y enfermedades.

Objetivo del estudio: Evaluar el efecto de tres proyectos de restauración ecológica con quemas controladas en el área de estudio para comparar los resultados con las medidas adoptadas.

Metodología: Se instalaron 21 parcelas de medición en los sitios antes de las quemas controladas, las cuales fueron monitoreadas después de los tratamientos. Se hicieron mediciones de DAP (diámetro a la altura del pecho), altura, diámetro basal, densidad (número de árboles por hectárea) y composición de especies, con el fin de caracterizar los hábitats antes y después de las quemas controladas a investigar. Las parcelas fueron evaluadas antes de las quemas y un año después.

Acciones concretas: (1) Reforestación con especies nativas del parque, (2) quemas controladas, (3) monitoreo de variables ecofisiológicas en los hábitats compensados.

Resultados y conclusión principal: Quemas controladas de baja intensidad tuvieron poco impacto en la estructura del bosque en general, con alguna mortalidad de árboles por bajo los 20 a 30 cm de DAP. Las especies del género *Sequoia* parecen ser más tolerantes a la quema de las copas que el resto de las especies. Muchas de las especies fueron capaces de rebrotar con mayor vigor y mejorar los índices de cobertura y densidad que en el bosque original

CASO 5: Restauración de bosques degradados en Ghana – Caso estudio de los bosques del distrito Offinso (Baatuwie et al. 2011, Ghana).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Reserva forestal Afram Headwaters, distrito de Offinso, Ghana. Bosque nativo multiestratificado y plantaciones.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación.

Objetivo del estudio: Comprobar si la densidad y diversidad de especies nativas y endémicas "clave" difieren en los distintos tratamientos de restauración y sitios.

Metodología: Un total de 40 parcelas de 15x15 metros se instalaron en el monocultivo, bosque nativo mixto y en un bosque adyacente degradado por deforestación. Se realizó una restauración forestal en todos los tipos de vegetación para medir riqueza de especies nativas.

Acciones concretas: (1) Reforestación con especies nativas del parque, (2) quemas controladas.

Resultados y conclusión principal: Un total de 52 especies nativas se regeneraron tanto en los monocultivos como en los bosques nativos

CASO 6: Evaluación de un programa de reforestación y restauración de hábitat en Durban (Mugwedi et al. 2017, Sudáfrica).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Botadero de Buffelsdraai, KZN, Sudáfrica. Plantación de 51 especies arbóreas nativas de Sudáfrica. Colindante a praderas nativas y bosque sub-tropical.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación debido a la instalación de botaderos para distintas actividades, principalmente minería y extracción de áridos.

Objetivo del estudio: Evaluar el éxito de los programas de restauración ecológica, midiendo atributos del hábitat y variables de estructura y biodiversidad.

Metodología: Se plantaron un total de 1000 plantas por hectárea en la época seca y 2000 plantas por hectárea en la época húmeda, a una razón de 100 hectáreas por año. Las especies se plantaron aleatoriamente. Se dejó una zona de buffer conformada por especies nativas de bosques intactos,

matorrales y praderas. Las plántulas fueron obtenidas de viveros de la zona, provenientes de semillas colectadas en la misma localidad (en un radio de 50 kilómetros como máximo) para evitar problemas posteriores con el desarrollo por origen de semilla. El esquema de medición para la evaluación consistió en medir riqueza de especies vegetales, estructura de la vegetación, índice de plantas invasoras y procesos ecológicos (composición de la polinización y medición de semillas dispersadas). Estas variables fueron medidas según una cronosecuencia de los hábitats bajo restauración (e.g., al año 0, año 3, año 5).

Acciones concretas: (1) Reforestación intensiva, (2) replante de plántulas muertas, (3) buffer de bosque intacto conformado principalmente por especies nativas.

Resultados y conclusión principal: Las mediciones de los procesos ecológicos arrojaron similitud con los valores obtenidos del bosque intacto. Baja densidad de reforestación y un aumento del índice de especies invasoras puede significar una amenaza para el éxito de las labores de restauración. Se recomienda plantaciones de enriquecimiento dependiendo de las necesidades y tratamientos aplicados, como también un manejo eficiente de las especies invasoras. Esto llevaría a una más rápida restauración de hábitat reduciendo los costos de mantención de sitio. El enriquecimiento no debería solo basarse en aumentar la densidad de especies arbóreas, sino que también en la inclusión de especies con buena polinización y dispersión de semillas acorde al experimento y tratamientos.

CASO 7: Restauración de matorrales y bosques en España y el Mediterráneo (Vallejo y Alloza, 2013, España).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Castelló y Ayora, Valencia, España. Bosque maduro y secundario de *Quercus spp.*, *Arbutus unedo*, *Rhamnus alaternus*, *Fraxinus omus* y *Acer granatense*.

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación debido a la instalación de varios proyectos de inversión en la zona mediterránea de Castelló, incendios forestales y sequía estacional extrema.

Objetivo del estudio: Evaluar la recuperación de funciones críticas ecosistémicas y diversidad de especies en terrenos mediterráneos restaurados después de intervención e incendios.

Metodología: La restauración ecológica en este estudio se realizó principalmente con especies herbáceas nativas de rápido crecimiento, de agresiva colonización, resistentes a la sequía y con buenas estrategias reproductivas. El fin de esta primera etapa de facilitación en la sucesión ecológica fue crear las condiciones para futuras plántulas de árboles originales y arbustos.

Acciones concretas: (1) Reforestación intensiva, (2) replante de plántulas muertas, (3) uso de especies nativas de rápido crecimiento, resistentes a la sequía y a la falta de nutrientes.

Resultados y conclusión principal: Las plantas remanentes de la degradación demostraron tener un rol más de facilitación para las plántulas establecidas que de competencia. Se registró un importante efecto nodriza de los arbustos nativos remanentes con las especies incorporadas en el proceso de restauración. De este estudio se demuestra que a mayor el nivel de intervención o degradación, mayores deben ser los inputs, esfuerzos y labores de restauración. Es necesario realizar mayores inversiones financieras y experimentar in situ para determinar las variables y factores correctos, asegurando así el éxito de los programas de reparación. El monitoreo recurrente (mínimo semestral) es crítico para asegurar las variables ambientales deseadas.

CASO 8: Bosques esclerófilos húmedos - Guía para reforestaciones (Peeters and Butler, 2014, Australia).

Área de estudio y tipo de ecosistema: Queensland, Nueva Gales del Sur y Perth, Australia. Bosque esclerófilo húmedo formado por *Eucalyptus spp.*, *Corymbia spp.* y *Leptospermum spp.*

Principal intervención o causa de degradación del hábitat: Deforestación, incendios, disturbios mecánicos por actividades industriales en las inmediaciones.

Objetivo del estudio: Determinar los principales factores y prácticas que han favorecido el éxito de programas de reforestación en los bosques esclerófilos húmedos de Australia. De mismo modo, determinar variables y métodos estadísticos útiles para estos fines.

Metodología: Revisión bibliográfica de todos los estudios en restauración ambiental llevados a cabo en los bosques esclerófilos húmedos de *Eucalyptus* (y afines) en Australia.

Acciones concretas y resultados: (1) Reforestación usando árboles, arbustos y hierbas resistentes, incluyendo una variedad de tamaños y clases de edad, (2) poner énfasis en el sotobosque y sus especies para restaurar, (3) dejar remanentes de árboles huecos para que sirvan de refugio para la biodiversidad, (4) dejar remanentes de madera en el suelo del bosque como también todos los desechos, (5) no remover rocas del hábitat ayuda al refugio de especies de reptiles, (6) se realiza monitoreo intensivo recurrente con mediciones ecofisiológicas en todos los tipos de bosque.

2.2.7 Conclusiones de los casos de estudio

De los casos expuestos, se concluye que la mayoría de los programas fundamenta sus objetivos principalmente en la compensación del hábitat para especies raras y/o amenazadas, asegurando las variables ambientales del hábitat compensado con experimentación in situ y monitoreo intensivo. Variables inherentes al ecosistema, como incendios, invasión de especies alóctonas, herbívora por especies silvestres o introducidas y perturbaciones ecológicas, deben ser consideradas en la predicción de resultados y objetivos del plan de restauración.

Es importante señalar que, en estos casos, el enfoque de restauración está puesto sobre la "pérdida de hábitat" y que la mayoría de las medidas de restauración se aplicaron en sitios distintos al de las intervenciones. Considerando la experiencia empírica de estudios en ecosistemas mediterráneos, por lo tanto, es factible la adaptación de metodologías a casos particulares en Chile y otros ambientes mediterráneos similares para restaurar la pérdida de hábitat.

3. RESTAURACIÓN DEL HÁBITAT PERDIDO

El Proyecto "Mina Cardenilla" intervino 26,61 ha formaciones vegetales esclerófilas, lo que equivale a una pérdida de hábitat, para las especies de flora y fauna, presentes en el Sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón. En el cargo N°9 de la Res. Ex. N°1/F-009-2018, la SMA clasifica esta intervención con un carácter de irreparable, esta clasificación se efectuó sobre la base de los aspectos constatados en la fiscalización ambiental que dan cuenta de la reducción y fragmentación irreversible del patrimonio natural del sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón. Pese a lo indicado por la SMA, y teniendo en consideración los antecedentes presentados previamente en este informe se considera plausible restaurar

el hábitat perdido en el sitio prioritario para la conservación Cordillera El Melón, implementado un plan de restauración en un área al interior o colindante al sitio prioritario, fuera del área intervenida.

3.1 Plan de restauración a implementar

Para restaurar el hábitat perdido, se propone implementar un plan de restauración en el cual se considerarán parte de los estándares internacionales para la restauración ecológica (McDonald *et al.*, 2016), estos estándares son el resultado de consultas a múltiples profesionales de la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER), así como a sus pares en la comunidad científica y de conservación a nivel global. Los estándares ayudan a desarrollar planes de restauración de alta calidad y alcanzar niveles aceptables de recuperación. Una de las ventajas de estos estándares es que son aplicables a todos los ecosistemas, sean estos terrestres, de agua dulce, costeros o marinos, en cualquier lugar del mundo.

Además, se considerarán los lineamientos propuestos en la "Guía práctica de restauración ecológica" (Mola, *et al.*, 2018) ya que esta busca fomentar la restauración ecológica (RE) y es un documento de consenso en el que han participado científicos, consultores, administraciones, empresas y ONG.

Las actividades y/o contenidos del plan de restauración a implementar se presentan a continuación:

3.1.1 Hacer un diagnóstico del área a restaurar

Una vez seleccionada el área a restaurar, se debe hacer un diagnóstico inicial de ésta identificando los factores de degradación, sus efectos y delimitación espacial. Según (Mola, *et al.*, 2018) es necesario comprender el proceso o procesos de degradación y diagnosticarlos en términos de los atributos siguientes:

- Formas en que se manifiesta la degradación sobre el ecosistema (efectos): erosión, ausencia de especies autóctonas, degradación visual, salinización del suelo, turbidez del agua, otros. Así como su relación y efecto en los servicios ecosistémicos.
- Identificación de las causas del proceso o procesos de degradación: sobrepastoreo, actividades extractivas, incendios, infraestructuras, otros.
- Identificar las condiciones físicas del espacio a restaurar que necesitan actuaciones concretas.
- Identificar las intervenciones sobre el componente biológico del espacio a restaurar.
- Identificar la necesidad de recursos biológicos, así como los medios para obtenerlos, tales como plantas, semillas u otros elementos que permitan reconstruir la composición del ecosistema degradado.
- Delimitación y zonificación del área de intervención y plano a escala; el área de intervención puede rebasar el área problema porque ciertas causas y efectos pueden ubicarse fuera de ella o porque ciertas soluciones o sus efectos puedan ser también externos al área problema. Por su parte, la zonificación se justifica porque puede haber diferentes ecosistemas que requerirán diferente tratamiento.

En base a esta información, se pueden detectar diferentes motivos que permitan o imposibiliten el desarrollo de un proyecto de restauración en el escenario en cuestión, tales como que no se pueda eliminar la fuente de perturbación del ecosistema degradado, que el uso del suelo puede cambiar a medio plazo o que el propietario/ contexto social se muestra contrario a realizar un proyecto de restauración, etc.

Es recomendable hacer el diagnóstico ecológico y la propuesta de medidas integrando distintas escalas en las que dominan distintos procesos. A escala de microambiente son más relevantes los procesos de colonización de especies; a escala intermedia, los de dispersión de especies; y a escala de paisaje, los de conectividad entre las distintas áreas o ecosistemas que constituyen el paisaje.

Este diagnóstico debe además discernir los procesos que se consideran clave, priorizando aquellos que se encuentran interrumpidos, y bloqueando la funcionalidad del ecosistema y/o el desarrollo de otros procesos. El diseño de la restauración debe analizar y priorizar para cada situación cuáles son los procesos sobre los que conviene actuar.

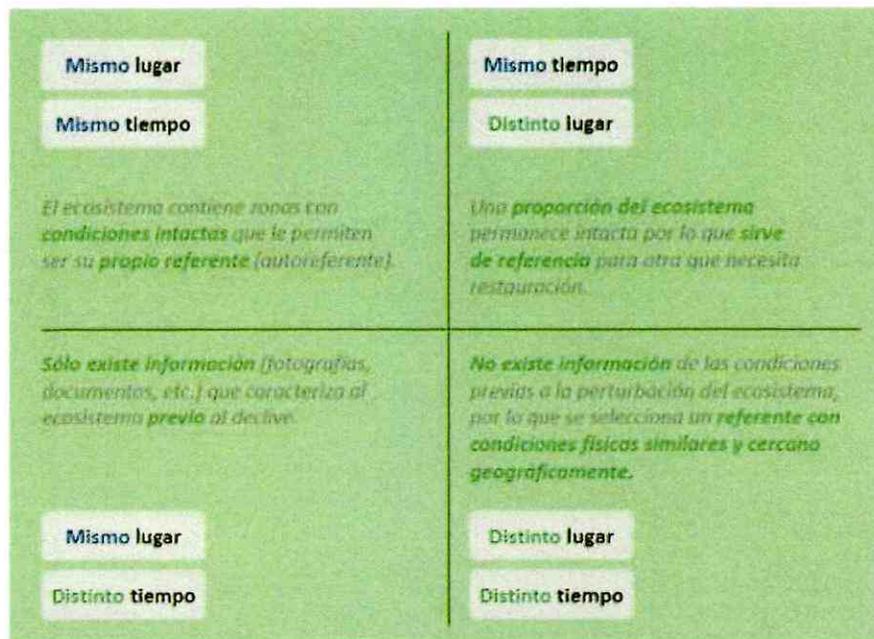
3.1.2 Definir un ecosistema de referencia

Un ecosistema de referencia se puede definir como una comunidad de organismos y componentes abióticos capaces de actuar como un punto o estándar de referencia para la restauración. Un ecosistema de referencia usualmente representa una versión no degradada del ecosistema completo con la flora, fauna, elementos abióticos, funciones, procesos y estados sucesionales que se presentarían en el sitio si la degradación, daño o destrucción no hubieran ocurrido. El ecosistema de referencia debiera ser ajustado para adaptarse a los cambios ambientales ocurridos o previstos. Un término alternativo para referirse al ecosistema de referencia es "referencia ecológica" (McDonald *et al.*, 2016).

Un ecosistema de referencia es un modelo que representa una aproximación a las metas de restauración. En ausencia de un ecosistema prístino y del mismo tipo que aún quede remanente cercano al del sitio objetivo, el modelo de referencia puede ser generado a partir de múltiples fuentes acerca de la biota y las condiciones pasadas y presentes del sitio y las condiciones que ocurren en o cerca del sitio; en conjunto con información sobre cambios anticipados en condiciones ambientales que pudiesen conducir a alteraciones en el ensamble biológico.

La elección del referente depende del estado del ecosistema o espacio a restaurar. Así, en función de la dimensión espacial y temporal, se puede optar entre cuatro tipos de referentes descritos (Mola. *et al.*, 2018)

Figura 3-1. Tipos de ecosistema de referencia



Fuente: Mola. *et al.* , 2018

3.1.3 Identificar atributos clave del ecosistema

McDonald *et al.* (2016) propone seis categorías de atributos ecosistémicos clave (Tabla 3-1). Debido a la amplia gama de ecosistemas para los que se requiere restauración ecológica, estas categorías son necesariamente amplias, y son medibles sólo cuando son subdivididas en otras más detalladas y suficientemente específicas como para informar las metas y objetivos de un proyecto. Por lo tanto, los atributos sitio-específicos o sub-atributos específicos del ecosistema a restaurar son identificados al describir el ecosistema de referencia, en la etapa temprana de planificación del proyecto de restauración.

Tabla 3-1. Categorías de atributos ecosistémicos clave y ejemplos de metas amplias posibles de ser interpretadas para cada categoría de atributo en un proyecto de restauración.

Atributo	Ejemplos de metas amplias para las cuales metas más específicas y objetivos más apropiados para el proyecto serían desarrollados
Ausencia de amenazas	Cese de amenazas, tales como sobreexplotación y contaminación; eliminación o control de especies invasoras.
Condiciones físicas	Restablecimiento de las condiciones hidrológicas y del sustrato.
Composición de especies	Presencia de especies de plantas y animales deseables y ausencia de las indeseadas.
Diversidad estructural	Restablecimiento de capas, redes tróficas y diversidad espacial de hábitats.

Tabla 3-1. Categorías de atributos ecosistémicos clave y ejemplos de metas amplias posibles de ser interpretadas para cada categoría de atributo en un proyecto de restauración.

Atributo	Ejemplos de metas amplias para las cuales metas más específicas y objetivos más apropiados para el proyecto serían desarrollados
Funcionalidad ecosistémica	Niveles apropiados de crecimiento y productividad, restablecimiento del ciclaje de nutrientes, descomposición, elementos de los hábitats, interacciones planta-animal, factores de estrés ecológicos normales, reproducción en curso y regeneración de las especies del ecosistema.
Intercambios externos	Restablecimiento de vínculos y conectividad para la migración y el flujo génico, así como para el flujo de procesos hidrológicos o del fuego y otros procesos a escala de paisaje.

Fuente: McDonald *et al.*, 2016

Indicadores específicos y medibles son posteriormente seleccionados para ayudar a evaluar si el ecosistema objetivo, metas y objetivos ecológicos y socio-económicos del proyecto están siendo logrados como resultado de las intervenciones. Para evaluar el éxito, es crítico que cada objetivo de restauración especifique:

- i. el atributo o sub-atributo que está siendo manipulado,
- ii. el resultado esperado (e. g., aumentar, disminuir, mantener),
- iii. la magnitud del efecto (e. g., 40% de aumento en la cobertura de plantas) y
- iv. el marco de tiempo.

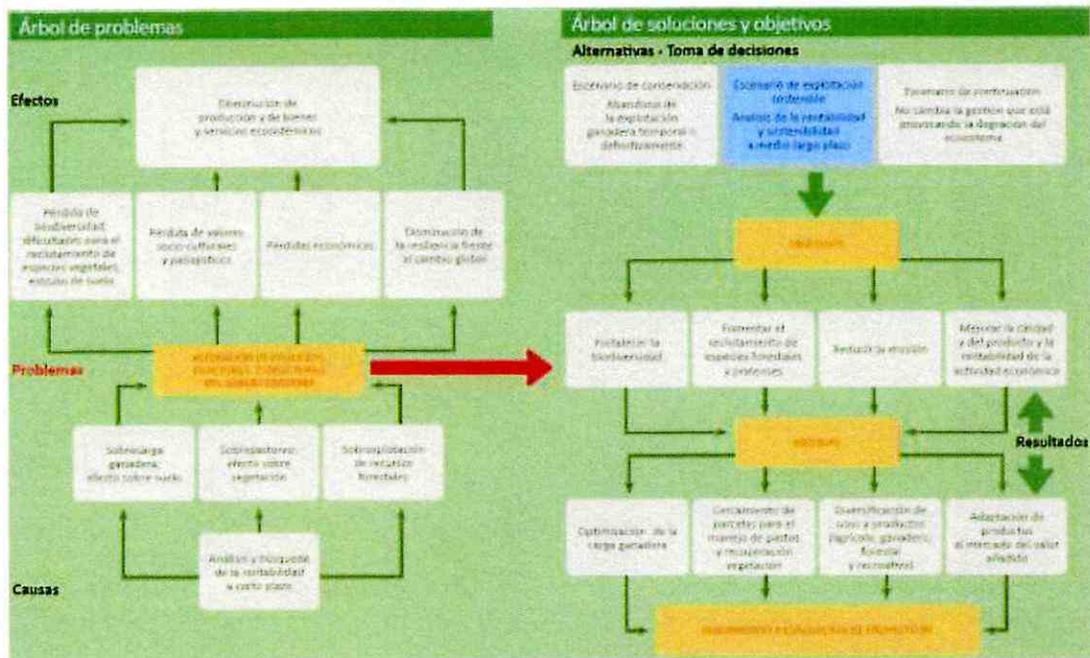
3.1.4 Establecer metas, objetivos y medidas de restauración

Luego de definir el ecosistema de referencia y sus atributos ecosistémicos; se deben establecer las metas de restauración (condiciones o estado del ecosistema y sus atributos), y definir los objetivos de restauración definidos como los cambios esperados para poder alcanzar el ecosistema de referencia (estos objetivos son formulados en términos de indicadores).

Proyectos que incluyen indicadores asociados a metas y objetivos no sólo aseguran que el proyecto pueda ser evaluado en el tiempo, sino también que tendrá más transparencia, manejabilidad y que sus resultados serán transferibles. Esta aproximación es más efectiva si se hace un manejo adaptativo, debido a que cuando existen lagunas en los conocimientos y competencias técnicas, el uso del manejo adaptativo focalizado asociado a la ciencia dirigida y basada en los resultados es un principio fundamental para generar el conocimiento práctico para futuras mejoras en la capacidad de restauración (McDonald *et al.*, 2016)

Según lo recomendado por Mola. *et al.*, (2018) Entre las herramientas metodológicas con mayor aceptación y éxito para el estudio de alternativas de los proyectos de restauración se encuentran las incluidas en el marco lógico. En primer lugar, se elabora un árbol de problemas (Figura 3-2) con las causas y efectos de la degradación de los ecosistemas, basado en el diagnóstico ecológico. A continuación, en función de ese árbol de problemas, y en consonancia con los objetivos, se plantean las alternativas se diseña un árbol de soluciones con sus metas correspondientes (Figura 3-2).

Figura 3-2. Ejemplo de un árbol de problemas y un árbol de soluciones



Fuente: Mola. *et al.* , 2018

De acuerdo con el marco lógico del proyecto se recomienda realizar una tabla donde se recojan los objetivos específicos de cada una de las intervenciones, sus indicadores, el personal o la fuente de verificación y los condicionantes externos de los que depende (

Figura 3-3).

Figura 3-3. Ejemplo de aplicación de una matriz de marco lógico

	Intervención/medidas	Indicadores	Personal y fuentes de verificación	Condicionantes externos
Objetivo general: La RE de una dehesa degradada	Objetivo específico 1: Fortalecer la biodiversidad	Protección de vegetación nativa en bucardado de conservación, siembras y plantaciones si fueran necesarias.	Índice de biodiversidad	Estado de conservación del paisaje circundante, disponibilidad de planta y semilla autóctona.
	Objetivo específico 2: Fomentar el reclutamiento de especies forestales y praderas	Cerdanamiento de parcelas para el manejo de pastos y recuperación vegetación.	Número de nuevos reclutamientos/ año Producción por año	Incumplimiento de las medidas adoptadas por parte de los trabajadores.
	Objetivo específico 3: Dominar los procesos erosivos	Restricción de acceso a las zonas erosionadas, establecimiento de caminos prioritarios por la explotación, retazo de las instalaciones.	Estimas de pérdidas de suelo	Catástrofes (inundaciones, lluvias torrenciales, sequías extremas, etc.).
	Objetivo específico 4: Aumentar la rentabilidad de la explotación	Estudios de marketing para mejorar la distribución y valoración por parte de los consumidores.	Incremento del balance económico de la explotación	Dificultad de acceso al mercado Competencia
	Objetivo específico n			

Fuente: Mola. *et al.* , 2018

Entre las medidas más habituales de restauración para bosques y matorrales esclerófilos en España (Mola. *et al.*, 2018) se pueden indicar las siguientes:

- Plantaciones de especies autóctonas, bien adaptadas a las condiciones ambientales (clima, sustrato, orientación, pendientes, etc.) para reestablecer la vegetación presente antes de la degradación.
- Diversificación de especies, hábitats y elementos abióticos para facilitar el desarrollo de procesos naturales y crear heterogeneidad.
- Mejoras edáficas (con enmiendas orgánicas).
- Mejora estructural del ecosistema forestal a través de tratamientos silvícolas.
- Facilitar la recolonización natural de las especies, elementos abióticos y usos sostenibles propios del entorno (p. ej.: pastoreo) que existían antes de la degradación.
- Acciones dirigidas a fauna clave para la dispersión (nidales, plataformas, posaderos, majanos, setos, etc.).
- Eliminación de especies alóctonas.
- Acotamiento temporal a ganado o fauna silvestre para favorecer la regeneración natural.

3.1.5 Seguimiento y evaluación de las medidas de restauración

Para ayudar a gestores de proyectos, profesionales y autoridades reguladoras a hacer seguimiento del progreso de las metas del proyecto a través del tiempo, los Estándares SER proveen una herramienta (5 niveles o "estrellas") para progresivamente evaluar el grado de recuperación en el tiempo. Esta herramienta es resumida (Tabla 3-2) y posteriormente descrita con más detalle con respecto a los seis atributos clave de los ecosistemas para la restauración ecológica (Tabla 3-3). Se entrega una plantilla para visualmente comunicar el progreso de la recuperación en el tiempo de un determinado sitio (Figura 3-4).

La recuperación de cinco estrellas, es decir, un estado en el que el ecosistema se auto-organiza y está en una trayectoria hacia la recuperación completa (basada en un ecosistema de referencia local apropiado), es el "estándar dorado" al que todos los proyectos de restauración ecológica apuntan, dentro de los rangos posibles.

Tabla 3-2. Resumen de estándares genéricos para los niveles de recuperación de 1 a 5 estrellas.

Número de estrellas	Resumen del resultado de la recuperación (modelado sobre un ecosistema de referencia local apropiado)
1	El deterioro actual no continúa. El sustrato ha sido remediado (física y químicamente). Hay algún nivel de presencia de biota nativa; las condiciones bióticas y abióticas no impiden que existan futuros nichos de reclutamiento. Se planea el mejoramiento de todos los atributos y está asegurado el manejo futuro del sitio.
2	Las amenazas provenientes de áreas adyacentes han comenzado a ser manejadas o mitigadas. El sitio tiene un pequeño subconjunto de las especies nativas características y la amenaza de especies indeseadas es baja. Se ha acordado mejorar la conectividad con los propietarios vecinos.
3	Las amenazas provenientes de áreas adyacentes son manejadas o mitigadas y la amenaza de especies indeseadas en el sitio es muy baja. Se ha establecido un subconjunto mediano de especies nativas características y hay algunas evidencias de funcionalidad ecosistémica incipiente. Se ha evidenciado mejoras en la conectividad.

4	Un subconjunto sustancial de la biota nativa característica está presente (están todos los grupos de especies representados), existe evidencia de que la estructura de la comunidad está en desarrollo y han comenzado a ocurrir procesos ecosistémicos. Se ha establecido mejoras en la conectividad y las amenazas cercanas son manejadas o mitigadas.
5	Se ha establecido el ensamble característico de la biota a tal punto que es probable que la complejidad estructural y trófica se desarrolle sin intervenciones adicionales. Flujos apropiados son posibles y es probable que hallan altos niveles de resiliencia si es que retoman los regímenes de perturbaciones adecuados. Se toman acuerdos de manejo a largo plazo.

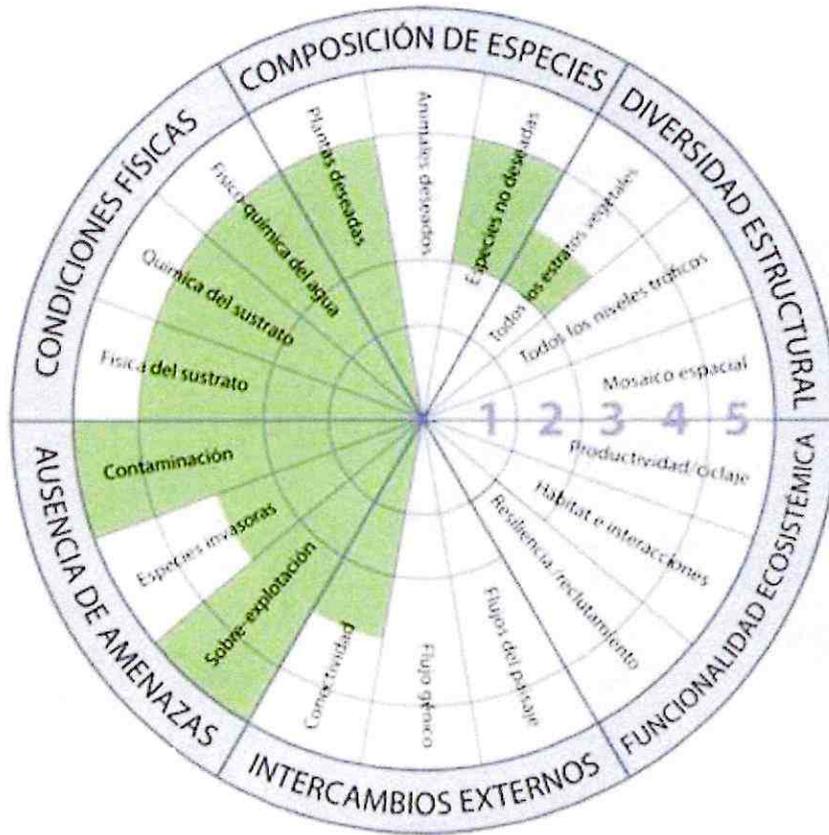
Fuente: McDonald *et al.*, 2016

Respecto a la Tabla 3-2 se debe considerar lo siguiente:

- Cada nivel es acumulativo.
- Los distintos atributos progresarán a distintas tasas (ver la Tabla 3 que muestra estándares genéricos más detallados para cada uno de los seis atributos ecosistémicos clave).
- Este sistema es aplicable a cualquier nivel de recuperación en el que se use un ecosistema de referencia.

La rueda de recuperación (Figura 3-4) permite ilustrar el grado de recuperación del ecosistema bajo tratamiento en el tiempo. Un profesional familiarizado con las metas y objetivos e indicadores específicos del proyecto y los niveles de recuperación alcanzados hasta la fecha puede rellenar los segmentos para cada sub-atributo luego de hacer evaluaciones formales o informales.

Figura 3-4. Evaluación del progreso mediante la "Rueda de recuperación"



Fuente: McDonald et al., 2016

Tabla 3-3. Escala genérica de recuperación de 1 a 5 estrellas interpretada en el contexto de los seis atributos ecosistémicos clave usados para medir el progreso hacia el estado de auto-organización.

ATRIBUTO	★	★★	★★★	★★★★	★★★★★
Ausencia de amenazas	Se ha detenido el deterioro y están asegurados la tenencia y el manejo del sitio.	Las amenazas provenientes de áreas adyacentes comienzan a ser manejadas o mitigadas.	Todas las amenazas provenientes de áreas adyacentes son manejadas o mitigadas a baja extensión.	Todas las amenazas provenientes de áreas adyacentes son manejadas o mitigadas a mediana extensión.	Todas las amenazas son manejadas o mitigadas a alta extensión.
Condiciones físicas	Grandes problemas físicos y químicos remediados (e. g., contaminación, erosión, compactación).	Las propiedades físico-químicas del sustrato (e. g., pH, salinidad) en dirección a estabilizarse dentro de los rangos naturales.	Sustrato estabilizado dentro de los rangos naturales y sustenta el crecimiento de la biota característica.	El sustrato asegura el mantenimiento de las condiciones adecuadas para que continúe el crecimiento y reclutamiento de la biota característica.	El sustrato tiene características físicas y químicas muy similares a las del ecosistema de referencia y hay evidencias de que puede mantener indefinidamente las especies y los procesos.
Composición de especies	Hay colonización de especies nativas (e. g., 2% de las especies del ecosistema de referencia). No hay amenazas para los nichos de regeneración o futuras sucesiones.	Diversidad genética del tamaño acordado. Hay un pequeño subconjunto de especies nativas características estableciéndose (e. g., 10% del ecosistema de referencia). Baja amenaza en el sitio de especies invasoras o indeseadas.	Un subconjunto de especies nativas (e. g., 25% del ecosistema de referencia) estableciéndose en una proporción sustancial del sitio. Amenaza muy baja de especies indeseadas.	Diversidad de biota característica sustancial (e. g., 60% del ecosistema de referencia) presente en el sitio, incluyendo una amplia diversidad de grupos de especies. No hay amenaza en el sitio de especies indeseadas.	Alta diversidad de especies características (e. g., >80% del ecosistema de referencia) en el sitio, con una alta similitud con el ecosistema de referencia. Potencial de colonización de más especies mejorado.
Diversidad estructural	Uno o menos estratos presentes y no hay un patrón espacial o complejidad trófica similares a los del ecosistema de referencia.	Más estratos presentes pero falta de patrones espaciales y complejidad estructural en relación al ecosistema de referencia.	Más estratos presentes y algún patrón espacial y complejidad trófica en relación al ecosistema de referencia.	Todos los estratos presentes. Patrones espaciales evidentes y complejidad trófica sustancial desarrollándose con similitud al ecosistema de referencia.	Todos los estratos presentes. Patrones espaciales evidentes y alta complejidad trófica. Mayor complejidad espacial y trófica pueden desarrollarse para llegar a la auto-organización y alcanzar altos niveles de similitud con el ecosistema de referencia.
Funcionalidad ecosistémica	Sustratos e hidrología están sólo en un estado base, pero con potencial de desarrollar funciones similares a las del ecosistema de referencia en el futuro.	Sustratos e hidrología muestran un potencial aumentado para un rango más amplio de funciones, incluyendo ciclaje de nutrientes y provisión de hábitats/recursos para otras especies.	Evidencia incipiente de funciones: ciclaje de nutrientes, filtraje de agua y provisión de hábitat o recursos para un rango de especies.	Hay evidencia sustancial de funciones clave y procesos, incluyendo reproducción, dispersión y reclutamiento.	Existe evidencia considerable de funciones y procesos en una trayectoria segura hacia el ecosistema de referencia y hay evidencia de probable resiliencia del ecosistema luego de la restitución de un régimen de disturbios apropiado.
Intercambios externos	Potencial para intercambios (e. g., de especies, genes, agua, fuego) con el paisaje circundante.	Conectividad acordada mediante la cooperación con partes interesadas y configuración del sitio para potenciar intercambios positivos (y minimizar los negativos).	Conectividad en aumento. Comienzan a evidenciarse intercambios entre el sitio y el ambiente externo (e. g., más especies, flujos, etc.).	Alto nivel de conectividad con otras áreas naturales, observándose control de plagas y de perturbación indeseadas.	Evidencia de que el potencial para intercambios externos es altamente similar al del ecosistema de referencia y se adoptan y aplican acuerdos de manejo integrado a largo plazo con el paisaje más amplio.

Fuente: McDonald *et al.*, 2016

Respecto a la Tabla 3-3 se debe considerar que la escala de 5 estrellas representa un gradiente acumulativo desde muy bajo a muy alto nivel de similitud con el ecosistema de referencia. Provee un marco genérico, por lo tanto, se deben desarrollar indicadores y medidas de monitoreo específicos al ecosistema y sub- atributos identificados.

SER recomienda que los proyectos con objetivos menos ambiciosos usen el sistema de clasificación de cinco estrellas para identificar el nivel al cual sus objetivos están siendo alcanzados.

Algunas características del sistema de 5 estrellas son:

- El sistema de evaluación de 5 estrellas sirve para evaluar la progresión de un ecosistema a lo largo de su trayectoria de recuperación
- El sistema de evaluación de 5 estrellas representa un gradiente conceptual. Los indicadores descritos en las Tabla 3-2 y Tabla 3-3 son genéricos en naturaleza y debieran ser interpretados más específicamente por los directores de proyectos para adaptarse al ecosistema objetivo.
- La evaluación sólo puede ser tan rigurosa (y por lo tanto, tan confiable) como el monitoreo en que se basa. La evaluación debe explicitar transparentemente el nivel de detalle y grados de formalidad del monitoreo a partir del cual se obtuvo las conclusiones. Esto significa que la Figura 2 o una tabla de evaluación no es para usarse como evidencia de éxito de restauración sin citar el reporte de monitoreo en que se basa.
- No todos los atributos del proyecto de restauración comienzan con 1 estrella. Sitios que tienen biota remanente y sustratos no alterados comenzarán con calificaciones más altas que sitios con sustratos degradados o donde no hay presencia de biota. Independiente del punto de partida del proyecto, el objetivo debe ser asistir el progreso del ecosistema en la trayectoria de recuperación para acercarse tanto como sea posible a una recuperación de 5 estrellas.
- La evaluación mediante el sistema de 5 estrellas y la Figura 3-4 deben aplicarse de forma sitio y escala-específica. El sistema de evaluación de 5 estrellas es más informativo cuando se aplica a la escala del proyecto en particular o del sitio que cuando se aplica a paisajes que contienen zonas que no fueron sometidas a tratamientos de restauración o rehabilitación.

4. CONCLUSIÓN

Según Res. Ex. N°1/F-009-2018 de la SMA el Proyecto "Mina Cardenilla", emplazado en la Cordillera El Melón, ocasionó la intervención de 26,61 ha de formaciones vegetales esclerófilas, la intervención de esta superficie implica una pérdida de hábitat para las especies de flora y fauna.

La superficie intervenida representando solo el 0,03% del del sitio prioritario y el 0,08% de las formaciones vegetales intervenidas. Al evaluar el efecto que tendría la pérdida de formaciones vegetales sobre el sitio prioritario Cordillera El Melón o sobre las formaciones vegetales intervenidas es posible concluir que no se genera una pérdida de carácter significativa. Si bien, la pérdida de formaciones vegetales (pérdida de hábitat) no es de carácter significativo, ésta contiene elementos de relevancia desde un punto de vista de la biodiversidad que requieren ser reparados.

Considerando la amplia literatura técnica internacional y la magnitud de la intervención del Proyecto, se considera que la pérdida de hábitat puede ser reparada, mediante la implementación de un plan de restauración que considere desarrollar al menos los siguientes contenidos: hacer un diagnóstico del área a restaurar, definir un ecosistema de referencia, identificar los atributos clave del ecosistema, establecer metas, objetivos y medidas de restauración, y hacer un seguimiento y evaluación de las medidas de

restauración. El plan de restauración deberá considerar actividades en restauración ecológica, que han sido comprobadas científicamente mediante índices medidos de manera sistemática en los hábitats originales y en los degradados. Entre estas actividades se destacan: plantación de especies nativas provenientes de individuos locales, áreas buffer de bosque intacto en las cercanías, diversificación de especies entre ellas especies en categoría de conservación, manejo de las especies invasoras, exclusión del ganado, replantes y mediciones sistemáticas durante distintos periodos del proyecto de restauración, Mejora estructural del ecosistema forestal a través de tratamientos silvícolas. En variados proyectos exitosos de restauración ecológica donde se aplicaron estas medidas, los índices de biodiversidad, estructura y de productividad demostraron una alta similitud o aceptables diferencias con los hábitats originales.

5. REFERENCIAS

Alexander, S., C. R. Nelson, J. Aronson, D. Lamb, A. Cliquet, K. L. Erwin, C. M. Finlayson, R. S. de Groot, J. A. Harris, E. S. Higgs, R. J. Hobbs, R. R. Robin Lewis III, D. Martinez, and C. Murcia. 2011. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. *Restoration Ecology* 19:683-689.

Allen, C.D., Savage, M., Falk, D.A., Suckling, K.F., Swetnam, T.W., Schulke, T., Stacey, P.B., Morgan, P., Hoffman, M., Klingel, J.T., 2002. Ecological restoration of south-western ponderosa pine ecosystems: A broad perspective. *Ecological Applications* 12: 1418–1433

Amigo-Vázquez, J. & E. Castro-Rodríguez. 2015. Notas taxonómicas sobre la flora de los bosques orotemplados de la provincia biogeográfica valdiviana. *Chloris Chilensis* Año: 18. N°1. URL: <http://www.chlorischile.cl>.

Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J., Cavieres, L., Squeo, F., Rozzi, R., Massardo, F. 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. En: Saball, P., Arroyo, M., Castilla, J., Estades, C., Ladrón de Guevara, J., Larrain, S., Moreno, C., Rivas, F., Rovira, J., Sanchez, A., Sierralta, L. (Eds.), *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*. Santiago, Chile. Comisión Nacional del Medio Ambiente., pp. 94-99.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2009a. *Biodiversity Offset Worked Example: Fictional Letabeng Case Study*. BBOP, Washington, D.C.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2009b. *Biodiversity Offset Design Handbook*. BBOP, Washington, D.C.

Beatty, C.R., Cox, N. A., and M. E. Kuzee (2018). *Biodiversity guidelines for forest landscape restoration opportunities assessments*. First edition. Gland, Switzerland: IUCN. v + 43pp.

Beatuuwie, B., Osei, E., Quaye-Ballard, J. 2011. The restoration of degraded forests in Ghana: A case study in the Offinso forest district. *Agric. Biol. J. Am* 2(1): 134-142.

Brudvig, L.A., et al., 2017. Interpreting variation to advance predictive restoration science. *J. Appl. Ecol.* 54, 1018-1027.

Bruskotter, J. T., S. A. Enzler, and A. Treves. 2012. Rescuing wolves: threat of misinformation—response. *Science* 335:795-796. <http://dx.doi.org/10.1126/science.335.6070.795-b>

Buck, A. 2005. Forest Restoration in International Forest Related Processes and Potential Synergies in Implementation. Taina Veltheim and Brita Pajari (eds.). Forest Landscape Restoration in Central and Northern Europe EFI Proceedings No. 53, 2005.

Bunn, E., Turner, S., Panaia, M., Dixon, K., 2007. The contribution of in vitro technology and cryogenic storage to conservation of indigenous plants. *Aust. J. Bot.* 55, 345-355.

Casazza, M. L., C. T. Overton, T.-V. D. Bui, J. M. Hull, J. D. Albertson, V. K. Bloom, S. Bobzien, J. McBroom, M. Latta, P. Olofson, T. M. Rohmer, S. Schwarzbach, D. R. Strong, E. Grijalva, J. K. Wood, S. M. Skalos, and J. Takekawa. 2016. Endangered species management and ecosystem restoration: finding the common ground. *Ecology and Society* 21(1):19.

Clark JA, Hoekstra JM, Boersma PD, Kareiva P. 2002. Improving US Endangered Species Act recovery plans: Key findings and recommendations of the SCB recovery plan project. *Conservation Biology* 16: 1510–1519.

CNRE, COMITÉ NACIONAL DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA (2017) Documento marco para la restauración ecológica. Ministerio de Medio Ambiente, Chile. 78 pp.

Coates, D.J., Byrne, M., Cochrane, A., Dunne, C., Gibson, N., Keighery, G., Lambers, H., Monks, L., Thiele, K., Yates, C., 2014. Conservation of the kwongan flora: threats and challenges. In: Lambers, H. (Ed.), *Plant Life on the Sandplains in Southwest Australia, a Global Biodiversity Hotspot*. University of Western Australia Publishing, Crawley, Australia, pp. 263-284.

Cochrane, J.A., Crawford, A.D., Monks, L.T., 2007. The significance of ex-situ seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Aust. J. Bot.* 55, 356-361.

DSE. 2004. *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method*. Version 1.3. Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne.

Department of Environment and Heritage Protection (DEHP). 2014. *Guide to determining terrestrial habitat quality. A toolkit for assessing land based offsets under the Queensland Environmental Offsets Policy* Version 1.1 December 2014.

Engber, E., Teraoka, J. y van Mantgem. 2016. Forest restoration at Redwood National Park: Exploring prescribed fire alternatives to second-growth management: A case study. *Proceedings of the Coast Redwood Science Symposium*. General Technical Report PSW-GTR-258.

Erksine, P., Lamb, D. y Bristow, M. 2005. Reforestation in the tropics and subtropics of Australia using rainforest species. Joint Venture Agroforestry Program, publication No 05/087.

Evans, DM, Che-Castaldo, JP, Crouse, D., Davis, FW, Epanchin-Niell, R., Flather, CH, et al. (2016). Species recovery in the united states: Increasing the effectiveness of the endangered species act. *Issues in Ecology*, 2016(20).

Eyre, T.J., Kelly, A.L, Neldner, V.J., Wilson, B.A., Ferguson, D.J., Laidlaw, M.J. and Franks, A.J. 2015. *BioCondition: A Condition Assessment Framework for Terrestrial Biodiversity in Queensland. Assessment Manual. Version 2.2.* Queensland Herbarium, Department of Science, Information Technology, Innovation and Arts, Brisbane

Diaz, R. 2015. Análisis de los compromisos ambientales adoptados para la intervención o alteración del hábitat de individuos en categoría de conservación, según lo señalado en el artículo 19 de la ley 20.283. Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Falk, D. A., C. I. Millar, and M. Olwell. 1996. *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants.* Island, Washington, D.C., USA.

Felsenstein, J. 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the Boot-strap. *Evolution*. 39 (4): 783–791. doi:10.2307/2408678.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2015. *Global guidelines for the restoration of degraded forests and landscapes in drylands: building resilience and benefiting livelihoods.* Forestry Paper No. 174. Rome.

Fenu, G., Bacchetta, G., Giacanelli, V., Gargano, D., Montagnani, C., Orsenigo, S., Cogoni, D., Rossi, G., Conti, F., Santangelo, A., Pinna, M.S., Bartolucci, F., Domina, G., Oriolo, G., Blasi, C., Genovesi, P., Abeli, T., Ercole, S. 2017. Conserving plant diversity in Europe: outcomes, criticisms and perspectives of the Habitats Directive application in Italy. *Biodivers. Conserv.* 26, 309-328.

Filoso S, Bezerra M.O., Weiss K., Palmer M. 2017. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *PLoS ONE* 12(8): e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>

Fundación Biodiversidad, 2018. *Guía Práctica de Restauración Ecológica.* España.

Gibbons, P., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S. y Briggs, S. 2008. *A Terrestrial Biodiversity Assessment Tool for the NSW Native Vegetation Assessment Tool.* NSW Department of Environment and Climate Change

Gómez-Aparicio, L., Hodar, J., Zamora, R., Castro, J. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138.

Greenwald DN, Suckling KF, Taylor M. 2005. Factors affecting the rate and taxonomy of species listings under the US Endangered Species Act. In Gobel D, Scott MJ, Davis FW, eds. *The Endangered Species Act at Thirty: Renewing the Conservation Commitment*. Washington (DC): Island Press. Forthcoming.

Halme, P.; Allen, Katherine A.; Aunins, Ainars; Bradshaw, Richard H.W.; Brumelis, Gun-tis; Cada, Vojtech; Clear, Jennifer L.; Eriksson, Anna-Maria; Hannon, Gina; Hyvärinen, Esko; Ikauniece, Sandra; Iršénaitė, Reda; Jonsson, Bengt Gunnar; Junninen, Kaisa; Kareksela, Santtu; Komonen, Atte; Kotiaho, Janne S.; Kouki, Jari; Kuuluvainen, Timo; Mazziotta, Adriano; Mönkkönen, Mikko; Nyholm, Kristiina; Olden, Anna; Shorohova, Ekaterin; Strange, Niels; Toivanen, Tero; Vanha-Majamaa, Ilkka; Wallenius, Tuomo; Ylisirniö, Anna-Liisa ; Zin, Ewa. 2013. Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation* (167): 248-256

Hearn, R.W., Meissner, R., Brown, A.P., Macfarlane, T.D., Annels, T.R., 2006. Declared rare and poorly known flora in the Warren Region Western Australian Wildlife Management Program No. 40. Department of Conservation and Land Management, Perth, Western Australia.

Heywood, V.H., 2018. Conserving plants within and beyond protected areas - still problematic and future uncertain. *Plant Diversity*. 41, 36-49.

ICF. 2014. Study on specific design elements of biodiversity offsets: Biodiversity metrics and mechanisms for securing long term conservation benefits.

Litman, L. y Harris, R. 2007. Threatened and endangered plants. *Forest Stewardship Series* 13: 1-9.

Liu, X., Zhang, W., Liu, Z., Qu, F. y Tang, X. 2011. Changes in species diversity and above-ground biomass of shrubland over long-term natural restoration process in the Taihang Mountain in North China. *Plant Soil Environment* 57(11): 505-512.

Luebert, F. y Pliscoff, P. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, 2006.

McDonald T., Gann GD., Jonson J., and Dixon KW. 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.

McRae, BH., Hall, A., Beier P., Theobald, D.M. 2012. Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS ONE* 7(12): e52604. doi:10.1371/journal.pone.0052604.

Michaels, K. 2006. A Manual for Assessing Vegetation Condition in Tasmania, Version 1.0. Resource Management and Conservation, Department of Primary Industries, Water and Environment, Hobart.

Mola, I., Aixa, R. y Sopeña, A. 2018. Guía Práctica de Restauración Ecológica. Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica. España.

Monks, L., Sarah Barrett b, Brett Beecham c, Margaret Byrne a, Alanna Chant d, David Coates a, J. Anne Cochrane a, Andrew Crawford a, Rebecca Dillon a, Colin Yates. 2019. Recovery of threatened plant species and their habitats in the biodiversity hotspot of the Southwest Australian Floristic Region. *Plant Diversity* 41: 59-74.

Moreira-Muñoz, A. 2011 *Plant Geography of Chile*. London, New York: Springer. Plant and Vegetation, Volume 5, Series editor, M.J.A. Werger. 320 p.

Moreno, J. M., Vallejo, V. R. and Chuvieco, E. (2013) Current fire regimes, impacts and the likely changes – VI: Euro Mediterranean, in J. G. Goldammer (ed.) *Vegetation Fires and Global Change – Challenges for Concerted International Action. A White Paper Directed to the United Nations and International Organizations* (Global Fire Monitoring Center (GFMC), Kessel Publishing House, Remagen-Oberwinter, Germany).

Mucina, L., Bustamante-Sánchez, M.A., Duguy, B., Holmes, P., Keeler-Wolf, T., Armesto, J.J., Dobr Nilsson, C., A. L. Aradóttir, D. Hagen, G. Halldórsson, K. Høegh, R. J. Mitchell, K. Raulund-Rasmussen, K. Svavarsdóttir, A. Tolvanen, and S. D. Wilson. 2016. Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society* 21(1):41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08289-210141>

Mowolski, M., Gaertner, M., Smith-Ramírez, C. & Vilagrosa, A. 2017. Ecological restoration in mediterranean-type shrublands and woodlands. In: Allison, S. & Murphy, S. (eds.), *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*. Taylor & Francis, Abingdon, UK, pp. 173–196.

Mugwedi, L., Rouget, M., Egoh, B., Sershen, Ramdhani, S., Slotow, R y Renteria, J. 2017. An Assessment of a Community-Based, Forest Restoration Programme in Durban (eThekweni), South Africa. *Forests* 8, 255.

Nilsson, C., A. L. Aradóttir, D. Hagen, G. Halldórsson, K. Høegh, R. J. Mitchell, K. Raulund-Rasmussen, K. Svavarsdóttir, A. Tolvanen, and S. D. Wilson. 2016. Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society* 21(1): 41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08289-210141>.

Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4):355-364.

Oliver, I., y Parkes, D. 2003. A prototype toolkit for scoring the biodiversity benefits of land use change. NSW Department of Infrastructure Planning and Natural Resources, Parramatta.

Parkes, D., Newell, G., y Cheal, D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management y Restoration*, 4(1): 29-38

Patterson, W.A. III, and G.L. Clarke. 2007. Restoring barrens shrublands: decreasing fire hazard and improving rare plant habitat. Pages 73–82 in R.E. Masters and K.E.M. Galley (eds.). *Proceedings of the 23rd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Grassland and Shrubland Ecosystems*. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, USA.

Peeters, P.J. y Butler, D.W. 2014. *Wet sclerophyll forest: regrowth benefits management guideline*. Department of Science, Information Technology, Innovation and the Arts, Brisbane

Phillips, S.J., et al., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.

Phillips, S.J., Dudik, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.

PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2018. *10 Claves ambientales para un Chile sostenible e inclusivo*. Primera edición ISBN: 978-956-7469-92-5.

Radeloff, V.C., et al., 2015. The rise of novelty in ecosystems. *Ecol. Appl.* 25, 2051-2068.

Retamales, H. A., and Scharaschkin, T. 2015. Comparative leaf anatomy and micro-morphology of the Chilean Myrtaceae: taxonomic and ecological implications. *Flora* 217 (2015) 138–154.

Sabogal, C. Besacier, C. and D. McGuire. 2015. Forest and landscape restoration: concepts, approaches and challenges for implementation. *Unasylva*, FAO: 66(3): 3-10.

Sánchez, D. *Métodos de evaluación de impacto ambiental*. 2014. Curso Técnicas de Evaluación de Impacto Ambiental, Universidad de Castilla-La Mancha.

Sanchez, D., Bryan Naqqi Manco b, Junel Blaise b, Marcella Corcoran a, Martin Allen Hamilton. 2019. Conserving and restoring the Caicos pine forests: The first decade. *Plant Diversity* 41: 75-83.

Scherson, R.A., A. Albornoz, A.S. Moreira-Muñoz & R. Urbina-Casanova. 2014. Endemism and evolutionary value: a study of Chilean endemic vascular plant genera. *Ecology and Evolution* 4(6): 806-816.

Schulz, J. y Schöder, B. 2017. Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere* 8(1): 1-27.

Servicio de Evaluación Ambiental. 2014. Guía para la compensación de biodiversidad en el SEIA.

Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., y Norris, R. H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16(4), 1267-1276.

Suckling KF, Taylor M. 2005. Critical habitat and recovery. In Goble DD, Scott JM, Davis FW, eds. *The Endangered Species Act at Thirty: Renewing the Conservation Commitment*. Washington (DC): Island Press. Forthcoming.

Taylor, M.; Suckling, K. y Jeffrey Rachlinski. 2005. The effectiveness of the Endangered Species Act: A quantitative analysis. *BioScience* 55(4): 360-367.

Thomas, E. R. Jalonen, J. Loo and M. Bozzano. 2015. Avoiding failure in forest restoration: the importance of genetically diverse and site-matched germplasm. *Unasylva*, FAO 66(3): 29-36.

Tojibaeb, K., Natalia Beshko, Sergei Volis. 2019. Translocation of *Otostegia bucharica*, a highly threatened narrowly distributed relict shrub. *Plant Diversity* 41: 105-108.

USDOI (US Department of the Interior). 2003. Critical Habitat—Questions and Answers, May 2003. (22 February 2005; http://endangered.fws.gov/criticalhabitat/CH_qanda.pdf).

USFWS (US Fish and Wildlife Service). 2004. Recovery Report to Congress: Fiscal Years 2001–2002. Washington (DC): US Department of the Interior.

Usher, G. y Miller, K. 2012. Offsets for developers: measuring impacts and defining offset specifications (Winstone Aggregates Symonds Hill Quarry), Auckland.

Vallejo, R. y Alloza, J. 2013. Shrubland and woodland restoration in Spain and the Mediterranean. Chaparral Restoration Workshop, Angeles National Forest – Arcadia, June 17-21.

Vallejo, V. R., Allen, E. B., Aronson, J., Pausas, J. G., Cortina, J. and Gutiérrez, J. R. (2012) Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands, in J. van Andel and J. Aronson (eds), *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition, Blackwell Publishing, Malden, MA.

Volis, S., 2017. Complementaries of two existing intermediate conservation approaches. *Plant Divers.* 39, 379e382.

Volis, S. 2019. Conservation-oriented restoration as a two for one method to restore both threatened species and their habitats. *Plant Diversity* 41: 50-58.

Wagner, M., et al., 2016. Creation of micro-topographic features: a new tool for introducing specialist species of calcareous grassland to restored sites. *Appl. Veg. Sci.* 19, 89-100.

Whisenant, S. 1999. *Repairing damaged wildlands: A process-orientated, landscape-scale approach.* Cambridge, UK: Cambridge University Press. 312 pp.
